

# WALDWANDEL

## Pilotstudie Vorarlberg

Klimawandelanpassungen in der Waldbewirtschaftung: Chancen und Risiken nicht-heimischer Baumarten im Bezirk Feldkirch







**Klimawandelanpassung in der Waldbewirtschaftung:  
Chancen und Risiken nicht-heimischer Baumarten**

**(WaldWandel) – Pilotstudie Vorarlberg**

Endbericht (11/2022)

Wien, November 2022



# Inhalt

1. Zusammenfassung.....	1
2. Projekthintergrund .....	2
3. Pilotregion Feldkirch.....	4
4. Pilotflächen .....	6
4.1 Pilotflächen Gemeinde Zwischenwasser-Batschuns.....	6
4.2 Pilotflächen Gemeinde Schnifis.....	7
4.3 Pilotflächen Feldkirch – Altenstadt.....	8
5. Schutzgebiete und naturschutzfachlich wertvolle Biotope.....	9
5.1 Europaschutzgebiet Bangs-Matschels.....	9
5.2 Naturschutzfachlich wertvolle Biotope.....	10
6. Analyse der Gefährdung heimischer Baumarten .....	12
6.1 Fichte ( <i>Picea abies</i> ).....	13
6.2 Tanne ( <i>Abies alba</i> ).....	14
6.3 Lärche ( <i>Larix decidua</i> ).....	15
6.4 Buche ( <i>Fagus sylvatica</i> ).....	16
6.5 Weißkiefer ( <i>Pinus sylvestris</i> ).....	17
7. Potenzialanalyse nicht-heimischer Baumarten.....	18
7.1 Küstentanne ( <i>Abies grandis</i> ).....	19
7.2 Schwarznuss ( <i>Juglans nigra</i> ).....	20
7.3 Douglasie ( <i>Pseudotsuga menziesii</i> ).....	21
7.4 Roteiche ( <i>Quercus rubra</i> ).....	22
7.5 Robinie ( <i>Robinia pseudoacacia</i> ) .....	23
7.6 Riesen-Lebensbaum ( <i>Thuja plicata</i> ).....	24
8. Feldaufnahmen .....	25
8.1 Methode.....	25
8.2 Ergebnisse.....	26
9. Frauenschuh ( <i>Cypripedium calceolus</i> ).....	63
9.1 Ökologie .....	63
9.2 Schutz.....	64
9.3 Natura 2000.....	64
9.4 Gefährdungen.....	64
9.5 Klimawandel.....	65
9.6 Artenhilfsmaßnahmen.....	65
9.7 Mögliche Hilfsmaßnahmen sind: (Zehm & Wagner 2018).....	65
9.8 Natura 2000-Gebiet Bangs-Matschels.....	65
10. Zusammenfassung Feldaufnahmen.....	68
10.1 Standort 592 .....	68
10.2 Standort 595 .....	68
10.3 Standort 1507.....	68
10.4 Standort 1575.....	69



10.5	Standort 2401.....	69
10.6	Standort 1238.....	69
11.	Standortspezifische Risikobewertung.....	70
11.1	Standortspezifische Risikobewertung in der Pilotregion Feldkirch.....	71
11.2	Pre Risk-Assessment.....	71
11.3	Step 1 .....	71
11.4	Step 2.....	72
11.5	Step 3.....	73
11.6	Step 4.....	74
11.7	Step 5.....	75
11.8	Step 6.....	76
11.9	Step 7.....	80
11.10	Step 8.....	82
12.	Conclusio.....	84
12.1	Robinie ( <i>Robinia pseudoacacia</i> ) .....	84
12.2	Auwald .....	85
12.3	Douglasie ( <i>Pseudotsuga menziesii</i> ).....	85
12.4	Weitere Baumarten .....	86
13.	Literaturverzeichnis.....	87
14.	Tabellen- und Abbildungsverzeichnis.....	89
15.	Anhang.....	95

## Anhang

Roteiche ( <i>Quercus rubra</i> ).....	94
Riesenlebensbaum ( <i>Thuja plicata</i> ).....	104
Schwarznuss ( <i>Juglans nigra</i> ) .....	108
Robinie ( <i>Robinia pseudoacacia</i> ).....	114
Douglasie ( <i>Pseudotsuga menziesii</i> ) .....	123
Küstentanne ( <i>Abies grandis</i> ) .....	136



# Impressum

**Projektnehmer:** Bundesforschungs- und  
Ausbildungszentrum für  
Wald, Naturgefahren und Landschaft

Institut für Waldwachstum, Waldbau und Genetik  
Adresse: Seckendorff-Gudent-Weg 8, 1131 Wien

**Projektleiter:** Silvio Schöler  
Tel. : +43 1 87838 2228  
E-Mail: silvio.schueler@bfw.gv.at

**Autor\*innen:**  
Stephanie Salzmann<sup>1</sup>  
Julia Konic<sup>1</sup>  
Silvio Schöler<sup>1</sup>  
Carina Heiling<sup>1</sup>  
Katharina Lapin<sup>1</sup>  
Deboyjoti Chakraborty<sup>1</sup>  
Helmut Kudrnovsky<sup>2</sup>  
David Paternoster<sup>2</sup>  
Bernhard Schwarzl<sup>2</sup>

**Layout:**  
Gerald Schnabel<sup>1</sup>

## Finanzierungsstellen:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,  
Regionen und Wasserwirtschaft  
Amt der Burgenländischen Landesregierung  
Amt der Kärntner Landesregierung  
Amt der Niederösterreichischen Landesregierung  
Amt der Oberösterreichischen Landesregierung  
Amt der Salzburger Landesregierung  
Amt der Vorarlberger Landesregierung

Projektlaufzeit: 01.10.2019 - 31.07.2023

Alle Rechte vorbehalten.

Wien, November 2022.

<sup>1</sup> Bundesforschungszentrum für Wald

<sup>2</sup> Umweltbundesamt





# 1. Zusammenfassung

Das Projekt WaldWandel untersucht die Chancen und Risiken nicht-heimischer Baumarten im Hinblick auf den Klimawandel. Neben einer österreichweiten Studie wurden sechs Pilotstudien in den Bundesländern Niederösterreich, Oberösterreich, Burgenland, Salzburg, Kärnten und Vorarlberg durchgeführt. Für das Projekt wurde von den jeweiligen Bewirtschaftern bzw. den Landesforstdirektionen Flächen ausgewählt, die für sie von besonderem Interesse waren. In Vorarlberg wurden diese Flächen im Sommer 2021 besichtigt und nachfolgend die zentralen Fragestellungen erarbeitet. Diese sind in Kapitel 3 dargestellt. Da es sich bei WaldWandel um eine Projektkooperation zwischen dem Bundesforschungszentrum für Wald und dem Umweltbundesamt handelt, war die Erhebung des Schutz- bzw. Gefährdungsstatus der Pilotflächen von großer Bedeutung. Es zeigte sich, dass eine der ausgewählten Fläche im Natura 2000 Gebiet Bangs-Matschels liegt, eine Fläche daran angrenzt, während alle weiteren Flächen sich nicht im (Nah-) Bereich eines Schutzgebietes befinden.

Nachfolgend an diese Analyse wurden die klimatischen Prognosen der heimischen sowie nicht-heimischen Baumarten in den zwei Klimaszenarien RCP4.5 und RCP8.5 beleuchtet. Einige heimische Baumarten, insbesondere Fichte und Tanne, sind im Bezirk Feldkirch von einer deutlichen Verschlechterung in beiden Szenarien betroffen. Nicht-heimische Baumarten können potentiell mit den sich abzeichnenden Klimaänderungen besser umgehen, da sie für sie vorteilhaftere Bedingungen als bisher vorfinden. Beispiele hierfür sind Küstentanne (*Abies grandis*) und Schwarznuss (*Juglans nigra*). Im Rahmen der Pilotstudie wurden an den ausgewählten

Standorten Feldaufnahmen durchgeführt, mit Aufnahmen der Verjüngung und Wildverbissaufnahmen sowie Vollaufnahmen des Altbestandes. Die Resultate der Feldaufnahmen sowie der Analyse internationaler Literatur zum Thema nicht-heimischer Baumarten wurden in Kapitel 11 zur Durchführung einer standortspezifischen Risikobewertung verwendet. Demnach kann bei fünf der sechs Flächen das Risiko negativer Auswirkungen der vorhandenen nichtheimischen Arten Douglasie und Robinie ausgeschlossen werden.

## 2. Projekthintergrund

Der Anbau nicht-heimischer Baumarten erfolgt in Mitteleuropa bereits seit mehr als 200 Jahren (Brundu & Richardson, 2016; Brus et al., 2019). Motive dafür waren in erster Linie die Steigerung der Holzproduktion und die Erhöhung der Resistenz gegenüber Schadorganismen (Brundu & Richardson, 2016; Kowarik & Säumel, 2007). Darüber hinaus wird der Anbau nicht-heimischer Baumarten vor dem Hintergrund des bereits spürbaren Klimawandels in den letzten beiden Jahrzehnten als wirksame Anpassungsmaßnahme der Forstwirtschaft diskutiert, denn einige der bisher geprüften nicht-heimischen Baumarten weisen eine höhere Resistenz gegenüber extremen Klimabedingungen wie Trockenheit auf als heimische Arten (Hasenauer, H. Gazda, Anna. Konnert, M. Lapin, K. Mohren, G.M.J Spiecker, H. Van Loo, M. Pötzelsberger, 2017). Andererseits beinhaltet der Anbau nicht-heimischer Baumarten auch einige ökologische Risiken, wie den Verlust der Biodiversität ursprünglicher Waldökosysteme, die Verdrängung heimischer Arten oder die Veränderung der Standorte (Blackburn et al., 2011; Essl et al., 2011; Kowarik & Säumel, 2007; Medina-Villar et al., 2015; Nehring et al., 2013). Daher wird aus Sicht des Naturschutzes im Falle des im Klimawandel notwendigen Waldumbaus eindeutig die Verwendung anderer heimischer Baumarten präferiert (Council of Europe, 2017). Die Forstwirtschaft sieht im verstärkten Anbau von nicht-heimischen Baumarten die Chance, klimawandelresistente Mischbestände mit hoher Wuchsleistung zu etablieren und gleichzeitig das Risiko klimawandelbedingter Bestandesausfälle zu reduzieren (BFW, 2019). Darüber hinaus wird der Anbau nicht-heimischer Baumarten vor dem Hintergrund des bereits spürbaren Klimawandels in den letzten beiden Jahrzehnten als wirksame

Anpassungsmaßnahme der Forstwirtschaft diskutiert, denn einige der bisher geprüften nicht-heimischen Baumarten weisen eine höhere Resistenz gegenüber extremen Klimabedingungen wie Trockenheit auf als heimische Arten (Hasenauer, H. Gazda, Anna. Konnert, M. Lapin, K. Mohren, G.M.J Spiecker, H. Van Loo, M. Pötzelsberger, 2017). Andererseits beinhaltet der Anbau nicht-heimischer Baumarten auch einige ökologische Risiken, wie den Verlust der Biodiversität ursprünglicher Waldökosysteme, die Verdrängung heimischer Arten oder die Veränderung der Standorte (Blackburn et al., 2011; Essl et al., 2011; Kowarik & Säumel, 2007; Medina-Villar et al., 2015; Nehring et al., 2013). Daher wird aus Sicht des Naturschutzes im Falle des im Klimawandel notwendigen Waldumbaus eindeutig die Verwendung anderer heimischer



Abbildung 1: Verjüngung von Tanne, Fichte und Douglasie in der Pilotregion Feldkirch ©Salzmann, BFW

Baumarten präferiert (Council of Europe, 2017). Die Forstwirtschaft sieht im verstärkten Anbau von nicht-heimischen Baumarten die Chance, klimawandelresistente Mischbestände mit hoher Wuchsleistung zu etablieren und gleichzeitig das Risiko klimawandelbedingter Bestandesausfälle zu reduzieren (BFW, 2019).

Darüber hinaus muss bereits heute der Ausfall wichtiger heimischer Laubbaumarten, die noch vor wenigen Jahren als stabile Option gegolten haben (Esche, Ulme), ausgeglichen werden. Allerdings haben beide, Naturschutz und Forstwirtschaft, das gemeinsame Ziel, die wichtigen Ökosystemleistungen der Wälder wie Erosions-, Wasser-, Biodiversitäts- und Klimaschutz, sowie möglichst hohe Speicherfähigkeit von Kohlenstoff auch weiter gewährleisten zu können. Auch die nachhaltige Holzproduktion auf bewirtschafteten Flächen spielt eine wesentliche Rolle. Der Anbau nicht-heimischer Baumarten kann auch Auswirkungen auf das landschaftliche Erscheinungsbild von Wäldern haben. Es ist daher erforderlich, den Anbau nicht-heimischer Baumarten für jeden Standort und jede Waldgesellschaft differenziert zu bewerten. Risikoabschätzungen müssen daher neben dem Potenzial, gefährdete Waldfunktionen zu erfüllen, auch die unbeabsichtigte (und unerwünschte) Ausbreitung solcher Baumarten in angrenzende Waldökosysteme, das Auftreten neuer Schadrisiken, die Wechselbeziehung zwischen heimischen und nicht-heimischen Baumarten etc. nach dem aktuellen Stand ökologischen und forstlichen Wissens berücksichtigen. Dabei ist angesichts vergleichsweise sehr langen Waldlebenszyklen und –Prozessen dem Prinzip der Vorsorge besonderes Augenmerk zu schenken.

Die Studie gliedert sich in eine Gesamtbeurteilung der Situation in Österreich, die die Risiken und Potenziale des Vorkommens sowie des Einbringens (Anbaus) nicht-heimischer Baumarten unter waldökologischen, biodiversitätsrelevanten, landschaftlichen und funktionellen Aspekten beleuchtet. Dafür werden die unterschiedlichen Rahmenbedingungen der österreichischen Naturräume und Wuchsbezirke unter dem Aspekt ihrer prognostizierten Entwicklung (Klimaszenarien) differenziert berücksichtigt. Für die detaillierte Bearbeitung der Problematik nicht-heimischer Baumarten werden sechs Pilotregionen in den beteiligten Bundesländern ausgewählt. Dieser Teil der Studie soll einerseits den regionalen Aspekt betonen und andererseits auch die Überlebensfähigkeit des ländlichen Raumes – auf der Basis nachhaltig ökonomischer Einkommensmöglichkeiten durch die Waldbewirtschaftung im Einklang mit dem Naturschutz und ökologischen Erfordernissen – stärken.



### 3. Pilotregion Feldkirch

Die Auswahl der Pilotregion und konkreten Pilotflächen wurde von der Landesforstdirektion Vorarlberg getroffen. Die Kriterien für die Auswahl wurden von BFW und Umweltbundesamt vorgegeben. Diese sind:

- Es können bzw. sollen Flächen ausgewählt werden, auf welchen nicht-heimische Baumarten vorkommen, die potentiell ungünstig für die Schutzziele eines Natura 2000 Gebiets sind
- Außerdem sind Flächen von Interesse, auf denen heimische Baumarten nicht mehr überlebensfähig sind bzw. mindere Leistung erbringen und nicht-heimische Baumarten als einzige bzw. sehr guter Alternative erscheinen.

Die ausgewählte WaldWandel Pilotregion im Bundesland Vorarlberg befindet sich



Abbildung 2: Pilotregion Feldkirch ©Salzmann, BFW



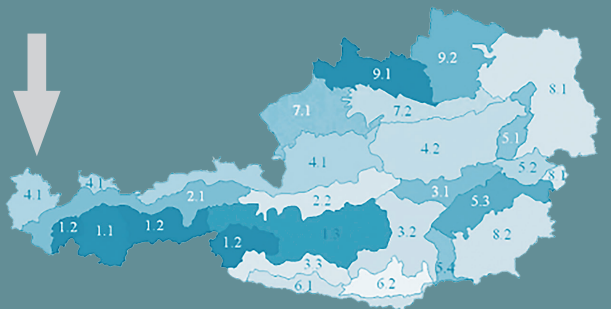
#### Wuchsgebiet 4.1 – nördliche Randalpen, Westteil

Das kühlmilde Randalpenklima ist durch NW-Staulagen („Schnürtregen“) geprägt. Es gibt eine Variation der Niederschlagssummen je nach örtlicher Staulage.

Mindestniederschlagssummen:

- Östliche und abgeschirmte Bereiche:  $\geq 1100\text{mm}$
- Sub-tiefmontane Lage: 1100 bis 2200mm
- Hochmontan bis subalpine Bereiche: 1300 bis 2500mm
- Ausgeprägtes sommerliches Niederschlagsmaximum

Natürliche Waldgesellschaft	Vorkommen
Submontaner Stieleichen-Hainbuchenwald	Wärmebegünstigte Hänge am Alpenrand
Buchenwald mit Beimischung von Tanne, Bergahorn, Esche (Fichte)	Submontane tiefmontane Stufe
Fichten – Tannen - Buchenwald	Hochmontane Stufe
Grauerlenbestände	als Auwald vorherrschend
Silberweiden-Au und Hartholzau mit Esche	An größeren Flüssen (z.B. Rheintal)
Laubmischwälder mit Bergahorn, Esche und Bergulme	Frisch-feuchte (Schutt)Hänge
Fichtenwald, reichlich mit Lärche gemischt	tiefsubalpin



© BFW

 <p><b>Robinie (<i>Robinia pseudoacacia</i>)</b></p> <p>Wie kann bzw. soll der weitere Umgang mit Robinie im Europaschutzgebiet gestaltet werden hinsichtlich Fernausbreitung, Risiko angrenzender Bestände und potentieller Entfernung.</p>	 <p><b>Auwald</b></p> <p>Welche Baumarten könnten als Alternative für die stark vom Eschentriebsterben betroffenen Eschen in Auwäldern fungieren? (siehe auch „weitere Baumarten“)</p>
 <p><b>Douglasie (<i>Pseudotsuga menziesii</i>)</b></p> <p>Einschätzung der Douglasie als potentielle Wirtschaftsbaumart vor allem in der (sub)montanen Höhenstufe und Einschätzung ihres Auftretens und ihrer Konkurrenzkraft in der Naturverjüngung</p>	 <p><b>Weitere Baumarten</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Schwarznuss (<i>Juglans nigra</i>)</li> <li>• Roteiche (<i>Quercus rubra</i>)</li> <li>• Riesenlebensbaum (<i>Thuja plicata</i>)</li> <li>• Küstentanne (<i>Abies grandis</i>)</li> </ul>

Abbildung 3: Fragestellungen Pilotregion Vorarlberg - Feldkirch

im Bezirk Feldkirch im Wuchsgebiet 4.1 – nördliche Randalpen, Westteil (siehe Infobox). Insgesamt wurden zwölf Flächen für das Projekt vorgeschlagen, welche im Rahmen einer Begehung mit Vertretern des BFW, des Umweltbundesamts und der lokalen Forstbehörde bzw. Waldbewirtschaftern im Juli 2021 besichtigt wurden. Die Auswahl umfasst heimische und nicht-heimische Baumarten sowie Standorte in unterschiedlichen Höhenstufen. Am Ende der Begehung wurden die zentralen Themen identifiziert und die Fragestellungen für die Pilotregion Feldkirch festgehalten (siehe Abbildung 2).



## 4. Pilotflächen

Es wurden für die weiteren Analysen im Projekt sieben der zwölf Flächen bestimmt, diese sind in der untenstehenden Abbildung ersichtlich. Die Pilotflächen wurden repräsentativ analog zu den Fragestellungen ausgewählt. Es handelt sich immer um eine Teilfläche innerhalb der unten ausgewiesenen Grundstücke.

### 4.1 Pilotflächen Gemeinde Zwischenwasser-Batschuns

In der Gemeinde Zwischenwasser-Batschuns befinden sich zwei Pilotflächen. Standort 592 umfasst unter anderem gepflanzte Douglasien (*Pseudotsuga menziesii*) im Alter von 80-100 Jahren. Es handelt sich um einen Mischbestand mit Fichte (*Picea abies*), Buche (*Fagus sylvatica*), Tanne (*Abies alba*), Lärche

(*Larix decidua*) und Kiefer (*Pinus sylvestris*). Die Waldgesellschaft ist „Mullbraunerde-Buchenwälder“. Die Pilotfläche hat eine Gesamtfläche von 0,4 ha und befindet sich auf rund 590m Seehöhe. Im Vergleich mit der direkt angrenzenden Pilotfläche 595 ist die Fläche 592, bedingt durch die Lage am Unterhang, etwas frischer.

Pilotfläche 595 befindet sich in unmittelbarer Nähe zur Fläche 592 (siehe Abbildung 5). Es wurden auf diesem Standort zum etwa selben Zeitpunkt Douglasien gepflanzt. Die Mischung mit heimischen Baumarten entspricht aus Sicht der Baumarten ebenfalls dem Nachbarstandort. Die Waldgesellschaft ist auch an Standort 595 „Mullbraunerde Buchenwälder“. Bedingt durch eine Kuppenlage ist diese Fläche jedoch trockener. Die Flächengröße beträgt 0,6 ha auf einer Seehöhe von 700m.

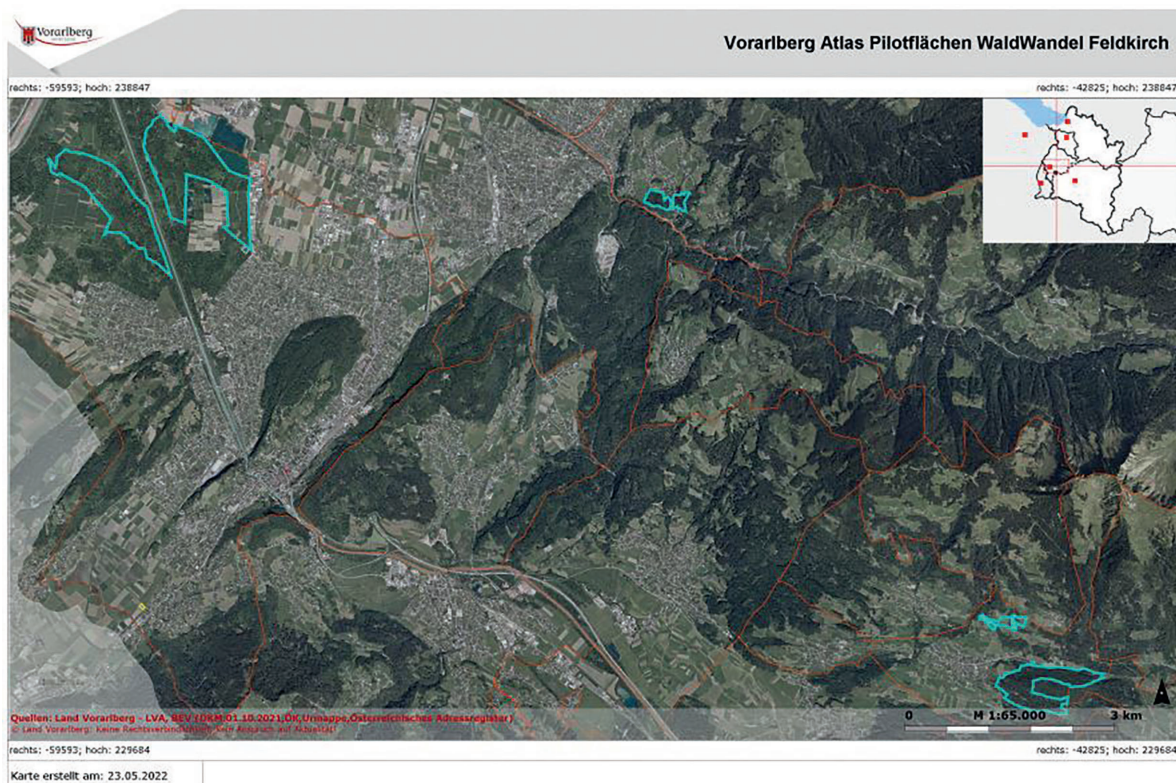


Abbildung 4: Übersicht Pilotflächen Feldkirch ©Vorarlberg Atlas



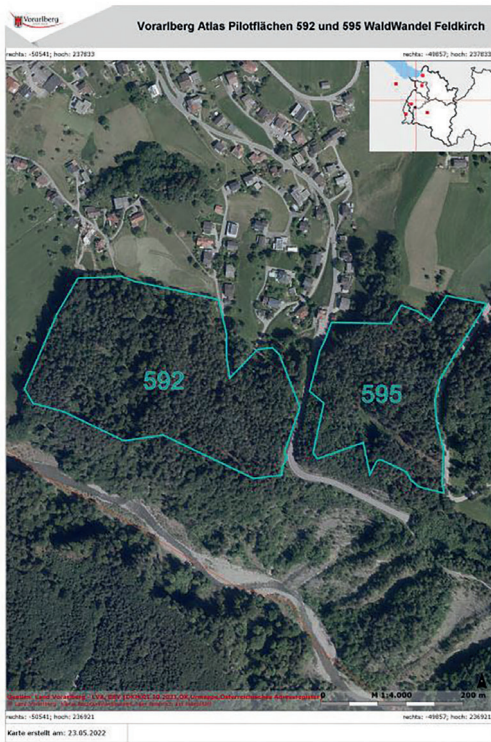


Abbildung 5: Pilotflächen 592 und 595 Gemeinde Zwischenwasser-Batschuns © Vorarlberg Atlas

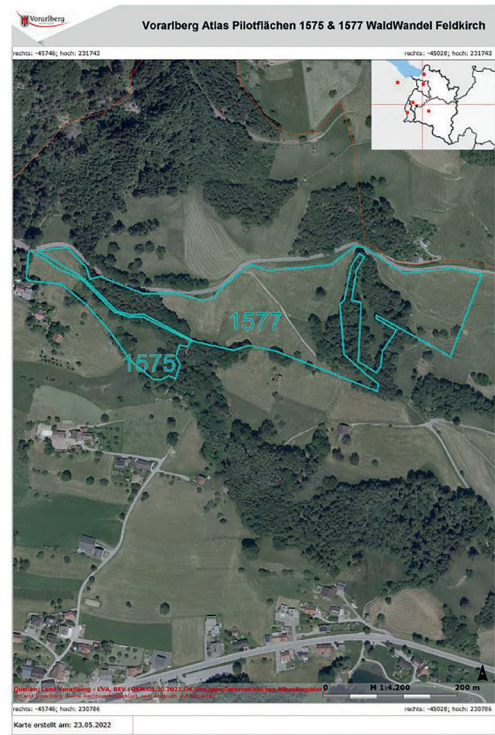


Abbildung 6: Pilotflächen 1575 und 1577 Gemeinde Schnifis © Vorarlberg Atlas

## 4.2 Pilotflächen Gemeinde Schnifis

Auf den Pilotflächen 1575 sowie 1577 wurden in den 1930er Jahren Robinien (*Robinia pseudoacacia*) von Imkern zur Produktion von Akazienhonig auf einer heute teilweise zugewachsenen südexponierten Magerwiese (Grundgestein Flysch) gepflanzt. Die Gesamtfläche beträgt rund 1,3 ha und befindet sich auf einer Seehöhe von 800 m. Angrenzend an die Magerwiese befindet sich ein Waldstück, welches mit Eichen, Kiefern, Birke, Fichte, Aspe und Buche bestockt ist.

Es handelt sich um einen mäßig trockenen Mittelhangstandort. Nachfolgend werden die beiden Flächen unter der Bezeichnung „Standort 1575“ zusammengefasst.

Die Pilotfläche 1507 befindet sich ebenfalls in der Gemeinde Schnifis. Auf diesem Standort wurde vor 80 Jahren auf einer Fläche von 0,1 ha

Douglasie in Mischung mit Fichte gepflanzt. Es handelt sich um einen mäßig trockenen Mittelhangstandort auf einer Seehöhe von 710 m. Die Waldgesellschaft auf diesem Standort ist ein „Kalk-Fichten-Tannen-Buchen Wald mittlerer Standorte“. Durch einen Borkenkäferbefall wurde der Bestand kürzlich deutlich aufgelichtet, worauf die

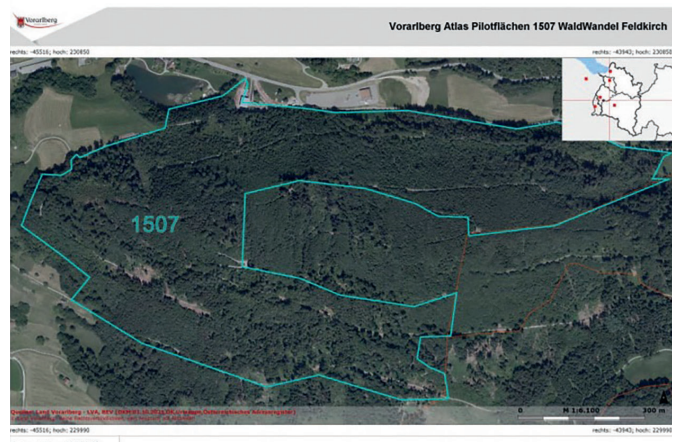


Abbildung 7: Pilotfläche 1507 Gemeinde Schnifis © Vorarlberg Atlas

dichte Fichten-, Tannen- und Douglasienverjüngung auch hinweist. Die Tannen im Altbestand weisen großteils Merkmale des Tannenkrebsses (*Melampsorella caryophyllacearum*) auf. Zukünftig ist an diesem Standort eine zusätzliche Pflanzung von Lärchen geplant.

### 4.3 Pilotflächen Feldkirch – Altenstadt

Die Auwaldflächen der Agrargemeinschaft Altenstadt (Grundstücksnummern 2401,1 und 1238,1) wurden bis zu den 1950er Jahren als Waldweide verwendet und nach dem 2. Weltkrieg in einen fichten-dominierten Bestand umgewandelt. In den 1990er Jahren begann der Waldumbau mit standortsangepassten Baumarten. Die Böden sind zum Teil kiesig, wobei es sowohl tiefgründige also auch seichtgründige Teilbereiche gibt. Aufgrund des schwankenden Grundwasserspiegels war der Anbau von Eiche teilweise nicht erfolgreich. Außerdem sorgten die ortstypischen Kaltluftzonen für das Erfrieren von gepflanzten Pappeln. Auf den tiefgründigen Böden entwickeln sich Elsbeeren heute sehr gut.

Das Waldgebiet wird heute durch Erholungssuchende der Stadt Feldkirch stark aufgesucht. Durch Flussregulierungsmaßnahmen wurde das Gebiet nun seit 100 Jahren nicht mehr überflutet.

Auf einer Gesamtfläche von 1800 ha sind 1200 ha Wald, davon 200 ha Schutzwald und 1000 ha Nutzwald. Auf der Grundstücksfläche 2401/1, einem tiefer gelegenen Retentionsbecken, wurden 2010 auf einer Fläche von 17 ha Robinien in Mischung mit Hainbuche (50:50) auf Schotterboden mit 1 m Aushubmaterial mit Hilfe eines Setzpfluges gesetzt. Bisher zeigten sich nur bei der Hainbuche Ausfälle. Es wurden ein Formschnitt und eine Wertastung durchgeführt. Fläche 1238 ist Teil

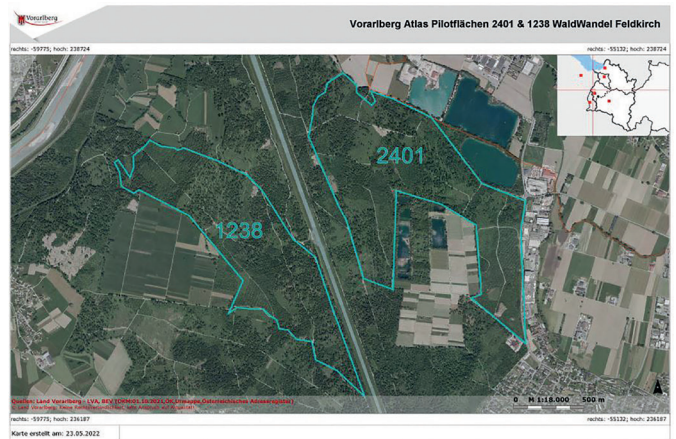


Abbildung 8: Pilotflächen 1238 und 2401 in Feldkirch – Altenstadt  
© Vorarlberg Atlas

des Natura 2000 Gebietes. Die Schutzgüter sind Pfeifengraswiesen mit Vorkommen der Sumpf-Gladiole (*Gladiolus palustris*) sowie mehrere Standorte mit Vorkommen des Frauenschuhs (*Cypripedium calceolus*). Der Frauenschuh ist eine Halbschatten-Pflanze innerhalb des Waldes. Einer dieser Frauenschuh-Standorte, ehemals Auwaldstandort, ist heute licht mit Fichte und Bergahorn bestockt.



## 5. Schutzgebiete und natur-schutzfachlich wertvolle Biotope

Bis auf eine Parzelle in Feldkirch- Altenstadt liegen keine weiteren Pilotflächen in Schutzgebieten.

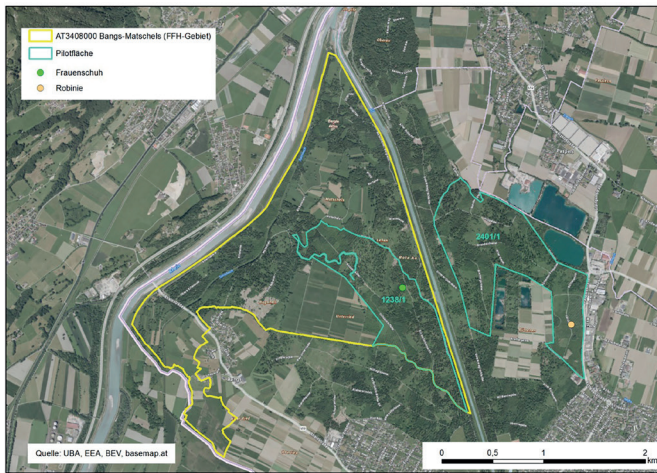


Abbildung 9: Übersicht Natura 2000 Schutzgebiet Bangs-Matschels

Die Pilotfläche 1238 liegt vollständig im Natura-2000-Gebiet „Bangs-Matschels“ (AT3408000), das sowohl nach der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG) als auch der Flora-Fauna-Habitatrichtlinie (92/43/EWG) ausgewiesen ist. Die Verordnung der Landesregierung zur Durchführung des Gesetzes über Naturschutz und Landschaftsentwicklung (Stammfassung LGBL.Nr. 8/1998) enthält keine konkreten Schutzbestimmungen für Europaschutzgebiete, sondern nur die Bestimmung zum allgemeinen Verschlechterungsverbot (§ 14).

### 5.1 Europaschutzgebiet Bangs-Matschels

Der Managementplan gliedert sich in vier Berichtsteile (2002 bis 2007) enthält u. a. einen Waldfachplan Bangs-Matschels (Amt der

Vorarlberger Landesregierung, 2007) sowie ein Avifaunistisches Gutachten (RENAT AG, 2002). Beide Teile des Managementplans definieren Ziele und Maßnahmen für die Forstwirtschaft.

#### 5.1.1 Waldfachplan Bangs-Matschels (Amt der Vorarlberger Landesregierung, 2007):

Für das Gebiet wurden zwei gemeldete Schutzgüter der FFH-Richtlinie genannt:

- 91F0 Hartholzauwälder mit *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* oder *Fraxinus angustifolia* (*Ulmion minoris*)
- 91E0\* Auenwälder mit Schwarzerle und Esche,

wobei die Auenwälder mit Schwarzerle lt. Vegetationskartierung nicht vorhanden sind. Der Waldbestand des Gesamtgebiets wird auf ca. 290 ha geschätzt. Die Fläche der als FFH-Schutzgut ausgewiesenen Hartholzauwälder (91F0) ist lt. Managementplan und Standarddatenbogen nicht bekannt. Auch werden beide Schutzgüter mit der Repräsentativität D eingeschätzt, wonach bereits festgestellt wurde, dass sie in dem betreffenden Gebiet nicht signifikant präsent sind (Code D).

Als Erhaltungsziel lt. Waldfachplan wird die Umwandlung der standortsuntauglichen Fichtenaufforstungen in Edellaubmischwald mit Vogelkirsche, Stieleiche, Berg- und Spitzahorn, Esche, Buche, Linde und Schwarzerle; auf extrem seichtgründigen Standorten Weißkiefer und Hainbuche, genannt.

Weiters werden Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen aufgezählt:

- Außernutzungstellung von naturnahen, repräsentativen Beständen
- Naturnahe Nutzung von Beständen

- In ihrer Hydrologie veränderte Standorte sollten wieder zu den natürlichen Verhältnissen rückgeführt werden
- Umwandlung gesellschaftsfremder Baumarten in die potenziell natürliche Waldvegetation
- Zurückdrängen von invasiven Arten
- Für die Bestände zuträgliche jagdliche Nutzung

Der lokale Erhaltungsgrad wird von den Autoren mit C (ungünstig-ungenügend) beurteilt. Als Gründe dafür werden insbesondere

- der hohe Fichtenanteil,
- der mangelnde Totholzanteil,
- die ungünstige Hydrologie (Flussregulierungen) und
- Schadholznutzungen

genannt.

### **5.1.2 Avifaunistisches Gutachten (Renat AG, 2002):**

Als Detailziele (Kap. 5.2, Wald), die sich vorrangig auf den Schutz der Vogelarten beziehen, werden genannt:

1. Erhaltung von Altholzbäumen bzw. Altholzinseln, Ausscheidung von Naturwaldzellen
2. Keine großflächigen Schläge
3. Keine Neuerschließungen
4. Naturverjüngung oder Aufforstung mit Baumarten der potenziell natürlichen Waldgesellschaft

Dazu werden folgende Maßnahmen vorgeschlagen:

1. Ausweisung von Naturwaldzellen: Anzustreben ist die Ausweisung von Naturwaldzellen in der Größenordnung

von 2 % der Gesamtwaldfläche. Die Zellen sollten eine Flächengröße von mind. 1 ha aufweisen (in begründeten Fällen sind auch kleinere Flächen möglich).

2. Ausweisung von Altholzinseln bzw. Altholzbäumen: Geht man davon aus, dass pro ha Waldfläche 1 Altholzbaum bzw. besser pro 10 ha eine Altholzinsel mit 10 Bäumen bis zum Zerfall erhalten werden soll, sind bei einer Waldfläche von rund 280 ha für Matschels rund 28 Altholzinseln zu bezeichnen (ergibt rund 1% der Gesamtwaldfläche).
3. Verjüngung mit standortsgemäßen Baumarten entsprechend der potentiell natürlichen Waldgesellschaft. Die Festlegung dieser Flächen und Altholzinseln hat in Zusammenarbeit mit Grundeigentümer, Forst- und Naturschutzbehörde zu erfolgen.
4. Im Weiteren wird gefordert, keine neuen Waldstraßen zu bauen (davon nicht betroffen sind allfällig notwendige Rückewege).

## **5.2 Naturschutzfachlich wertvolle Biotope**

Das Ausbreitungspotential der Robinie und ihr Potential zur Besiedlung naturschutzfachlich wertvoller Lebensräume ist in der Literatur gut dokumentiert (vgl. Nehring et al. 2013).

Die Pilotfläche 2401 in der Gemeinde Feldkirch (siehe Abbildung 9) liegt am orografisch rechten Ufer der Ill und damit außerhalb des Europaschutzgebiets. Auf dieser Parzelle wurde in ca. 900 m Entfernung (Luftlinie) eine Robinienaufforstung angelegt. In den Pilotflächen 1575 und 1577 in der Gemeinde Schnifis sind Robinien zur Gewinnung von Akazienhonig vor längerer Zeit angepflanzt worden.

Das Biotopinventar Vorarlberg gibt einen

Überblick zur Ausstattung der jeweiligen Gemeinden (Feldkirch: Land Vorarlberg 2020a; Schnifis: Land Vorarlberg 2020b) an naturschutzfachlich wertvollen Flächen bzw. Biotoptypen.

Hinsichtlich Robinie ist extensiv bewirtschaftetes Grünland im Umfeld der Pilotflächen und eine mögliche Einwanderung aufgrund der räumlichen Nähe relevant.

In der Gemeinde Schnifis befinden sich in einem Umkreis von 3 km der Pilotflächen folgende naturschutzfachlich wertvolles extensiv bewirtschaftetes Grünland bzw. FFH-Lebensraumtypen: 6410 Pfeifengraswiesen auf kalkreichem Boden, torfigen und tonig-schluffigen Böden (*Molinion caeruleae*), 6510 Magere Flachland-Mähwiesen (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*), 6520 Berg-Mähwiesen. In der Gemeinde Feldkirch im Umkreis von 3 km des Natura 2000-Gebietes sind dies: 6410 Pfeifengraswiesen auf kalkreichem Boden, torfigen und tonig-schluffigen Böden (*Molinion caeruleae*), 6510 Magere Flachland-Mähwiesen (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*).



## 6. Analyse der Gefährdung heimischer Baumarten

Die zukünftige klimatische Eignung der in Österreich heimischen Baumarten wurde mittels sogenannter Klimahüllenmodelle berechnet. Zu diesem Zweck wurden 19 bioklimatische Parameter verwendet. Für jede Baumart wurden nur diejenigen Parameter genutzt, die tatsächlich das Vorkommen dieser Art beeinflussen. Als potentiell Vorkommen wird die klimatische Eignung der Baumarten unter Berücksichtigung der Seehöhe definiert, aber nicht die möglicherweise zusätzlich wirksamen Standortparameter wie beispielsweise Exposition, Bodenverhältnisse oder Hangneigung, denn für diese Faktoren liegen bisher keine österreichweiten oder globalen Basisdaten vor. Die Ergänzung dieser Standortfaktoren vor Ort ist für eine vollständige Einschätzung unabdingbar.

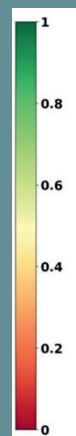
Als Schwellenwert für ein potentielles Vorkommen bzw. Nicht-Vorkommen kann ein Wert von 0,6 bzw. 60 % für die An-(1) und Abwesenheit (0) (siehe Infobox Klimakarten-Farbskala) angesehen werden. Es wurden die Szenarien RCP 4.5 und RCP 8.5 im Zeitraum 2061-2080 verwendet. Auf der jeweils linken Seite der nachfolgenden Karten ist die klimatische Eignung im Zeitraum 1961-90 als Vergleichswert dargestellt. Die Rastergröße beträgt 1 x 1 km (Chakraborty et al., 2021).

### i

#### RCP Szenarien

- RCP Szenarien werden zur Beschreibung von Szenarien für den Verlauf der absoluten Treibhausgaskonzentration in der Atmosphäre und die daraus resultierenden Klimaveränderungen verwendet
- Insgesamt gibt es vier RCP Szenarien: RCP 2.6, RCP 4.5, RCP 6 und RCP 8.5
- Im Szenario RCP 4.5 wird ein Temperaturanstieg zwischen 2,3 und 4°C
- Im dramatischeren Szenario RCP 8.5 wird ein Temperaturanstieg in Europa zwischen 3 und 5 °C im Vergleich zum vorindustriellen Wert prognostiziert.

#### Klimakarten Farbskala



Der Farbwechsel von grün auf gelb in der Farbskala bedeutet einen Wechsel zwischen Vorkommen und Nichtvorkommen. Da die Eignung nicht auf Bodenparameter sowie Exposition und Hangneigung eingeht, ist diese Färbung so zu verstehen, dass eine Baumart beispielsweise an einem Nordhang noch eine Chance hat, an einem trockenen Südhang zukünftig aber nicht mehr vorkommen wird.

## 6.1 Fichte (*Picea abies*)

Im Zeitraum 1961-1990 lag die klimatische Eignung der Fichte in Vorarlberg beinahe im gesamten Bundesland bei einem Wert von 1, was der bestmöglichen Eignung entspricht. Bei einer Veränderung des Klimas wie im Rahmen des RCP 4.5 Szenarios prognostiziert, ist eine Verschlechterung der Eignung, insbesondere im Nord-Westen Vorarlbergs und damit auch im Bezirk Feldkirch, zu erwarten.

Im RCP Szenario 8.5 verschlechtert sich die Prognose für Fichte noch deutlicher, es kann nur mehr in wenigen Teilen des Bundeslandes von einer sehr guten klimatischen Eignung dieser Baumart ausgegangen werden. Die Verschlechterung der Eignung betrifft vor allem die tiefer gelegenen Waldflächen im Westen des Bezirkes.

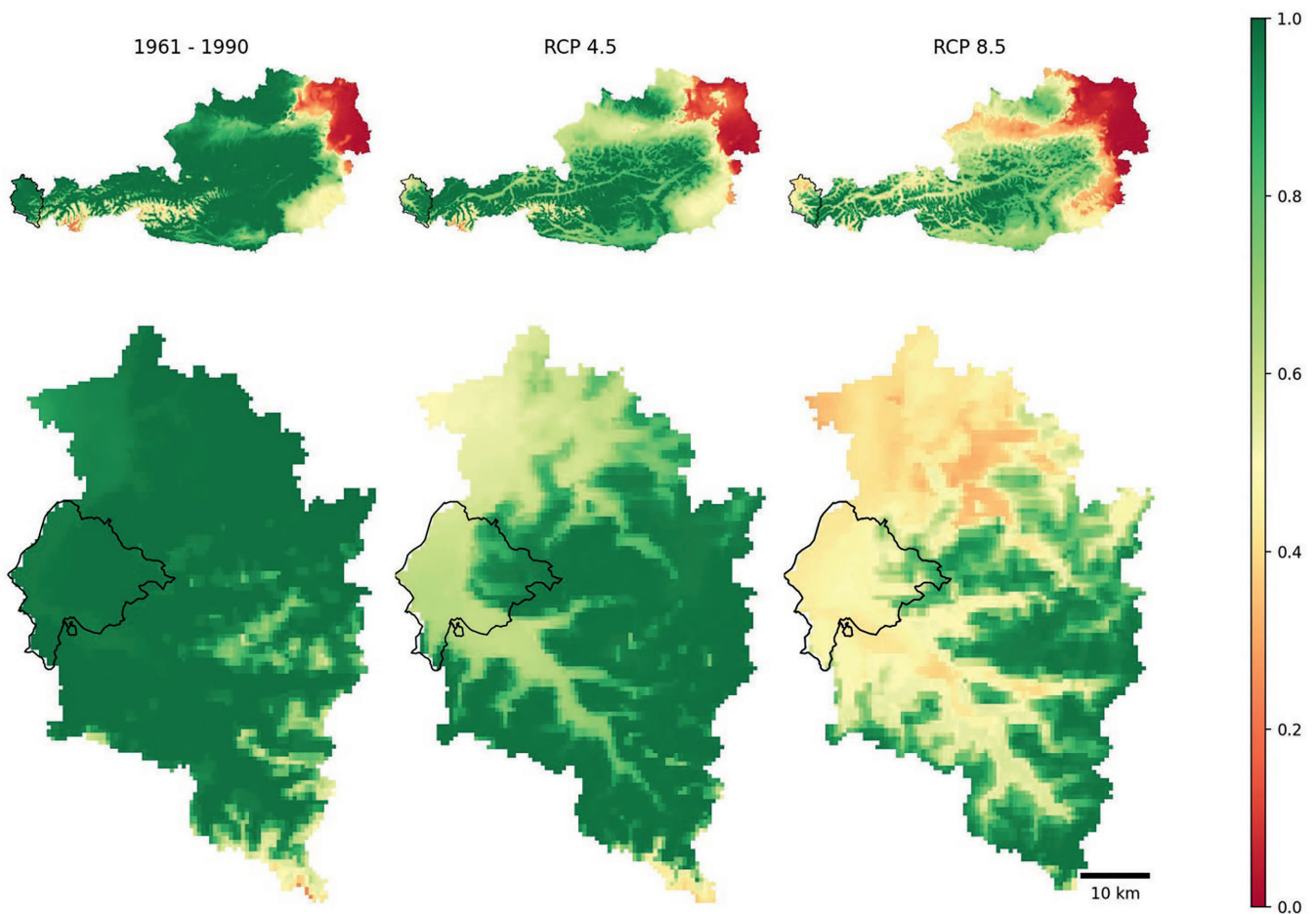


Abbildung 10: Klimaeignung Fichte (*Picea abies*) in Vorarlberg – Feldkirch

## 6.2 Tanne (*Abies alba*)

Die klimatische Eignung der Tanne (*Abies alba*) lag im Zeitraum von 1961 - 1990 beinahe im gesamten Bundesland bei einem sehr guten Wert von 0,8 – 1. Bei einer prognostizierten Änderung im Rahmen des RCP Szenarios 4.5 verschlechtert sich dieser Wert, in weiten Teilen des Bundeslandes ist die zukünftige Eignung dennoch moderat bis gut.

Im Bezirk Feldkirch nimmt die klimatische Eignung im RCP Szenario 8.5 weiter ab, sodass der Anbau nur mehr sehr eingeschränkt empfohlen werden kann. Im Osten Vorarlbergs liegt die Eignung hingegen auch im Szenario 8.5 auf einem hohen Wert.

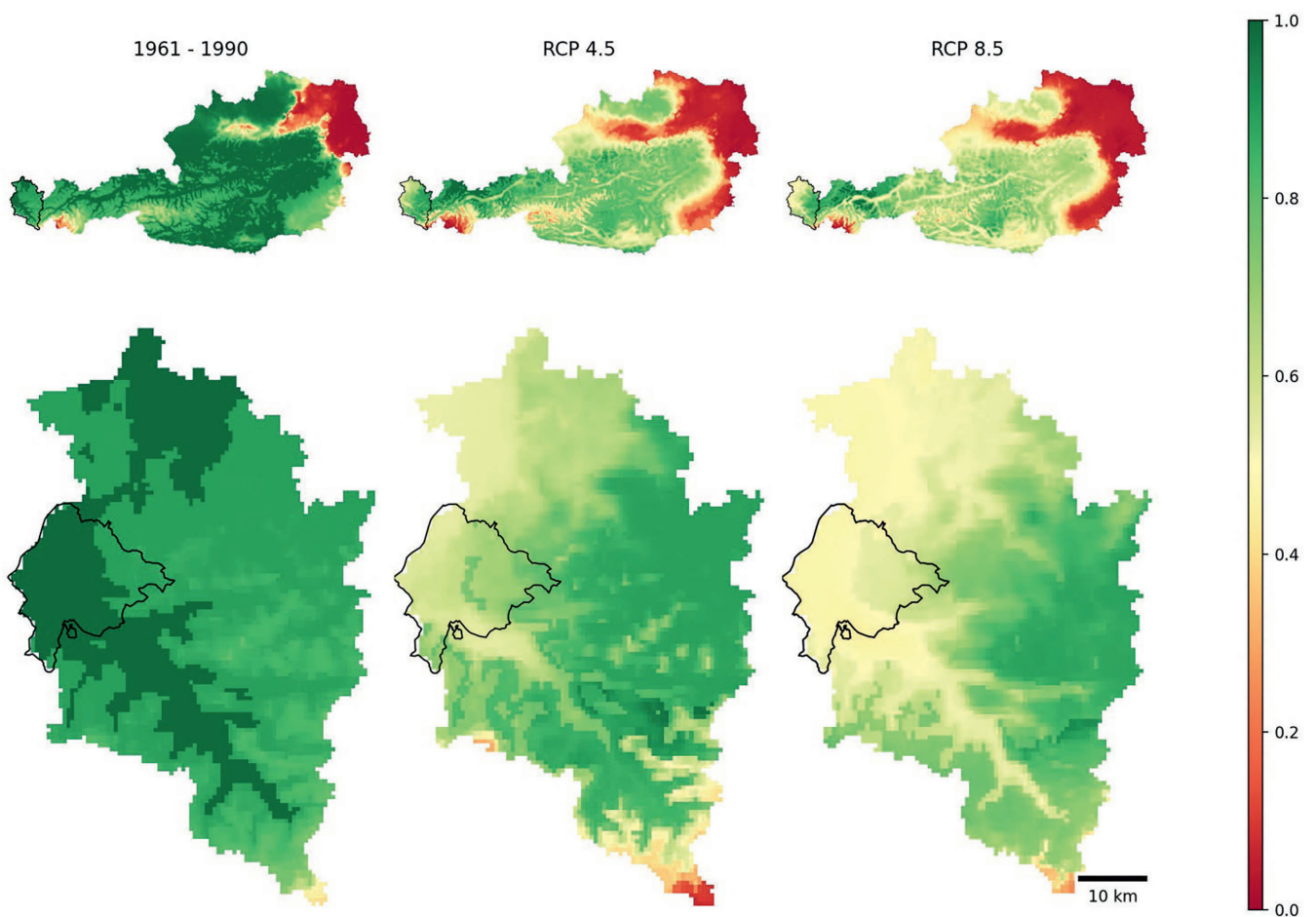


Abbildung 11: Klimaeignung Tanne (*Abies alba*) in Vorarlberg – Feldkirch

### 6.3 Lärche (*Larix decidua*)

Die zukünftige Klimaeignung der Lärche, die im Zeitraum 1961-1990 beinahe im gesamten Bundesland hervorragende Bedingungen vorgefunden hat, wird sich in beiden Szenarien 4.5 und 8.5 deutlich verschlechtern. Während im Szenario 4.5 zumindest im Osten Vorarlbergs eine gute Eignung ausge

prägt sein könnte, nimmt diese im Szenario 8.5 auch in diesen Gebieten deutlich ab und verschlechtert sich insbesondere im Norden und Westen, und damit auch im gesamten Bezirk Feldkirch.

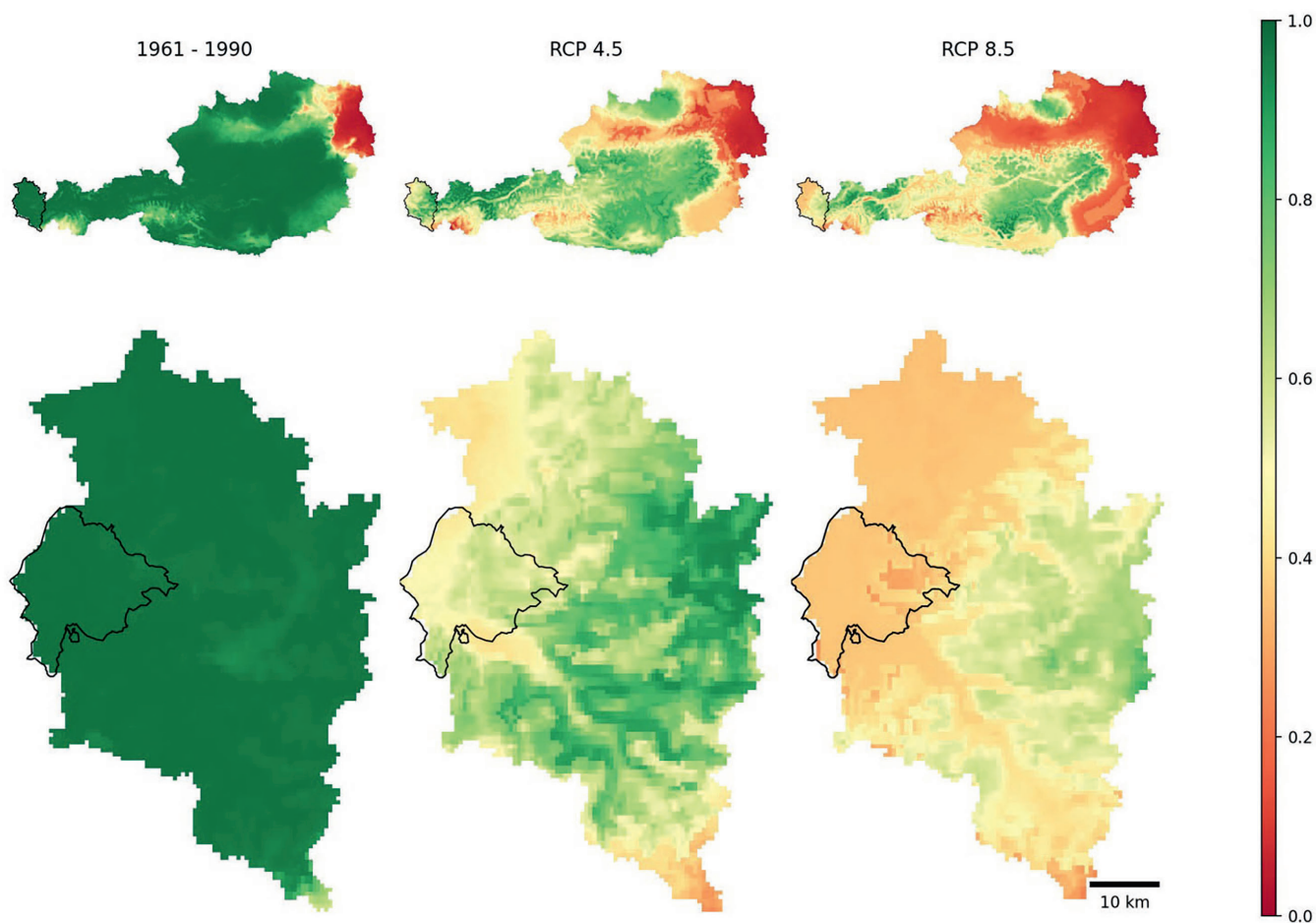


Abbildung 12: Klimaeignung Lärche (*Larix decidua*) in Vorarlberg – Feldkirch



## 6.4 Buche (*Fagus sylvatica*)

Die prognostizierten Klimaveränderungen würden die potentielle Verbreitung der Buche in Vorarlberg weitestgehend positiv verändern. In Feldkirch würden sich die Bedingungen im Szenario 8.5 allerdings zweigeteilt auswirken. Während sich im Westen die Eignung verschlechtert, bleibt sie im Osten des Bezirks bei einem Wert zwischen 0,8 und 1.

Die roten und orangen Bereiche im Süden und Osten des Bundeslandes (also die höheren Lagen) werden im Szenario 4.5 deutlich geringer und verschwinden im Szenario 8.5 beinahe gänzlich.

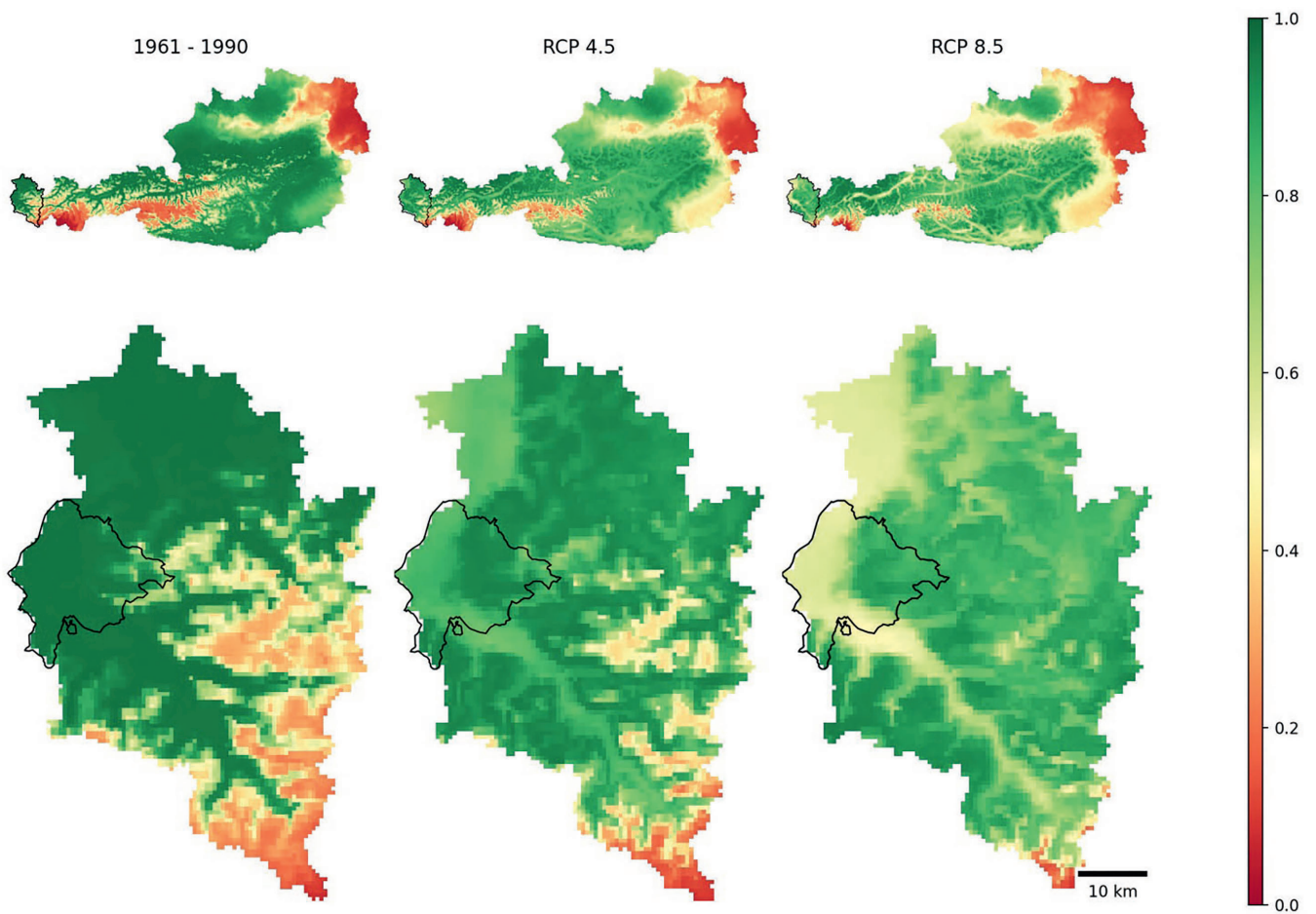


Abbildung 13: Klimaeignung Buche (*Fagus sylvatica*) in Vorarlberg - Feldkirch



### 6.5 Weißkiefer (*Pinus sylvestris*)

Die klimatische Eignung der Weißkiefer (*Pinus sylvestris*) in Vorarlberg verschlechtert sich in beiden Klimaszenarien. Jene Bereiche des Bundeslandes, die im Zeitraum 1961-1990 eine schlechtere klimatische Eignung aufwiesen, verändern sich in den beiden RCP Szenarien zum Positiven.

Das bedeutet, dass die Weißkiefer zukünftig im Süden des Bundeslandes bessere Zukunftsaussichten haben könnte, im Norden und Westen jedoch deutlich schlechtere.

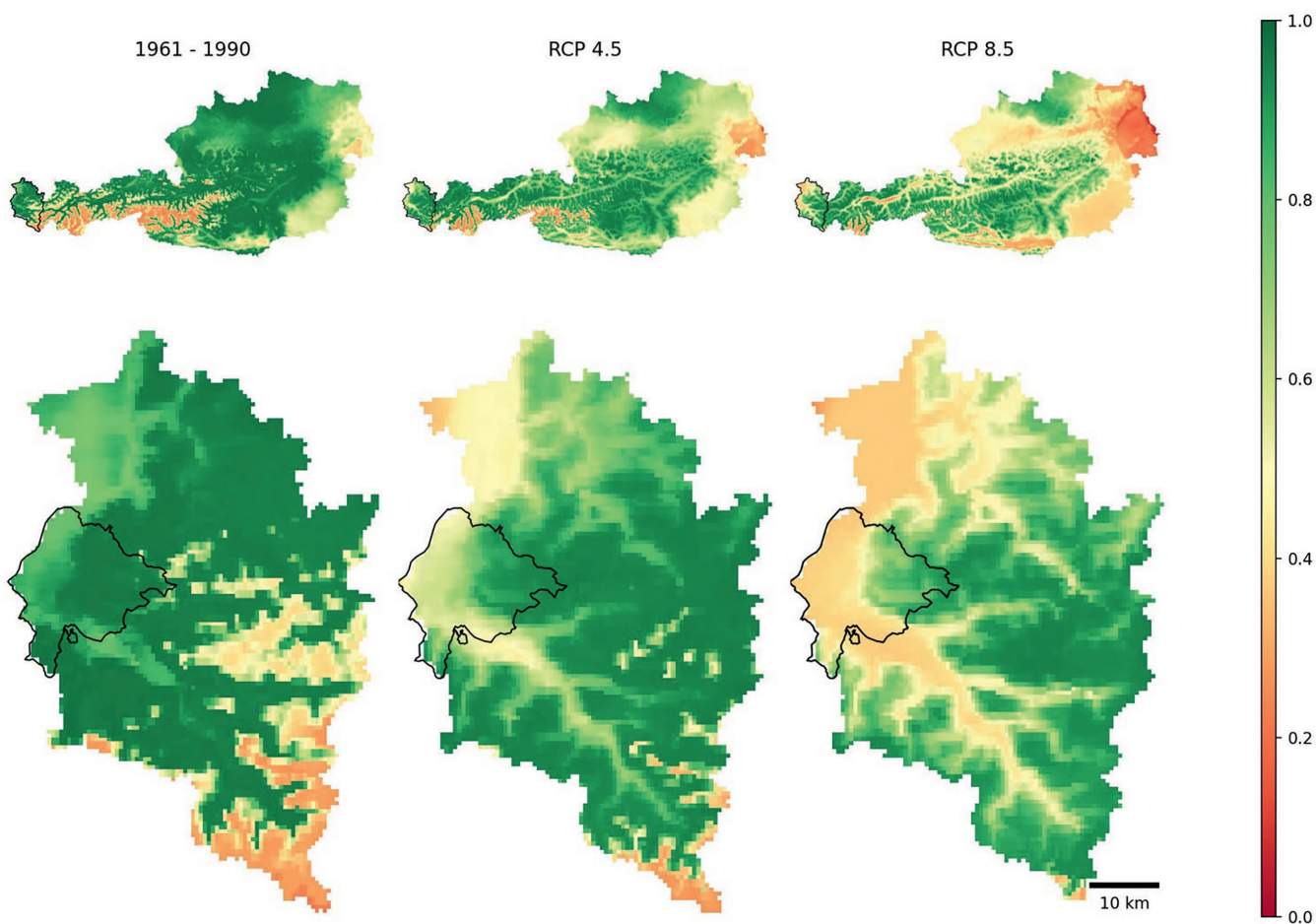


Abbildung 14: Klimatische Eignung Weißkiefer (*Pinus sylvestris*)

## 7. Potenzialanalyse nicht-heimischer Baumarten

Die Einschätzung einer potenziellen zukünftigen Verbreitung nicht-heimischer Baumarten basiert auf Artenverbreitungsmodellen, welche oft auch als ökologische Nischenmodelle bezeichnet werden. Für diese Modelle wurden Vorkommensdaten sowohl aus dem heimischen als auch aus dem eingeführten Verbreitungsgebiet der Art verwendet. Dieser Ansatz gewährleistet, dass ein breites Spektrum potenzieller Wachstumscharakteristika der Arten berücksichtigt wird.

Als Schwellenwert für ein potentielles Vorkommen bzw. Nicht-Vorkommen wird wie bei den heimischen Baumarten ein Wert von 0,6 bzw. 60 % für die An-(1) und Abwesenheit (0) (siehe Infobox Klimakarten-Farbskala) angegeben. Es werden die Szenarien RCP 4.5 und RCP 8.5 im Zeitraum 2061-2080 dargestellt. Auf der jeweils linken Seite der nachfolgenden Karten ist die klimatische Eignung im Zeitraum 1961-90 als Vergleichswert abgebildet.

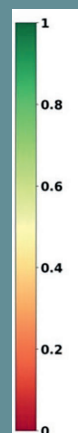
Als potentielles Vorkommen wird die klimatische Eignung der Baumarten unter Berücksichtigung der Seehöhe definiert, aber nicht die möglicherweise zusätzlich wirksamen Standortparameter wie beispielsweise Exposition, Bodenverhältnisse oder Hangneigung. Für diese Faktoren liegen bisher keine österreichweiten oder globalen Basisdaten vor. Die Ergänzung dieser lokalen Standortfaktoren ist für eine vollständige Einschätzung unabdingbar. Die Rastergröße beträgt 1 x 1 km.

Aufgrund der formulierten Themenstellung (siehe Kapitel 3) werden nachfolgend Karten von Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*),

Küstentanne (*Abies grandis*), Roteiche (*Quercus rubra*), Robinie (*Robinia pseudoacacia*), Riesenlebensbaum (*Thuja plicata*) und Schwarznuss (*Juglans nigra*) bereitgestellt.



### Klimakarten Farbskala



Der Farbwechsel von grün auf gelb in der Farbskala bedeutet einen Wechsel zwischen Vorkommen und Nichtvorkommen. Da die Eignung nicht auf Bodenparameter sowie Exposition und Hangneigung eingeht, ist diese Färbung so zu verstehen, dass eine Baumart beispielsweise an einem Nordhang noch eine Chance hat, an einem trockenen Südhang zukünftig aber nicht mehr vorkommen wird.

## 71 Küstentanne (*Abies grandis*)

Die Küstentanne ist eine aus dem Westen Nordamerikas stammende Baumart, die bereits seit dem 19. Jahrhundert in Österreich forstlich gepflanzt wird. Sie besitzt ein sehr breites Standortsspektrum, zeigte aber in der Vergangenheit auch immer wieder hohe Ausfälle, hauptsächlich bedingt durch Pilzbefall. Bei einem moderaten Klimaszenario von RCP4.5 verbessern sich die Bedingungen für die Küstentanne in weiten Teilen Österreichs, so auch in Vorarlberg. Insbesondere im Norden, Osten und in Teilen des Südens verbessert sich die klimatische Eignung.

Auch im Bezirk Feldkirch wäre mit einer besseren Eignung, mit Ausnahme des östlichen Randbereichs des Bezirks, zu rechnen. Bei einem potentiellen Szenario 8.5 nimmt die Eignung im Westen des Bundeslandes ab, verbessert sich jedoch im äußersten Südwesten und dem östlichen Teil deutlich.

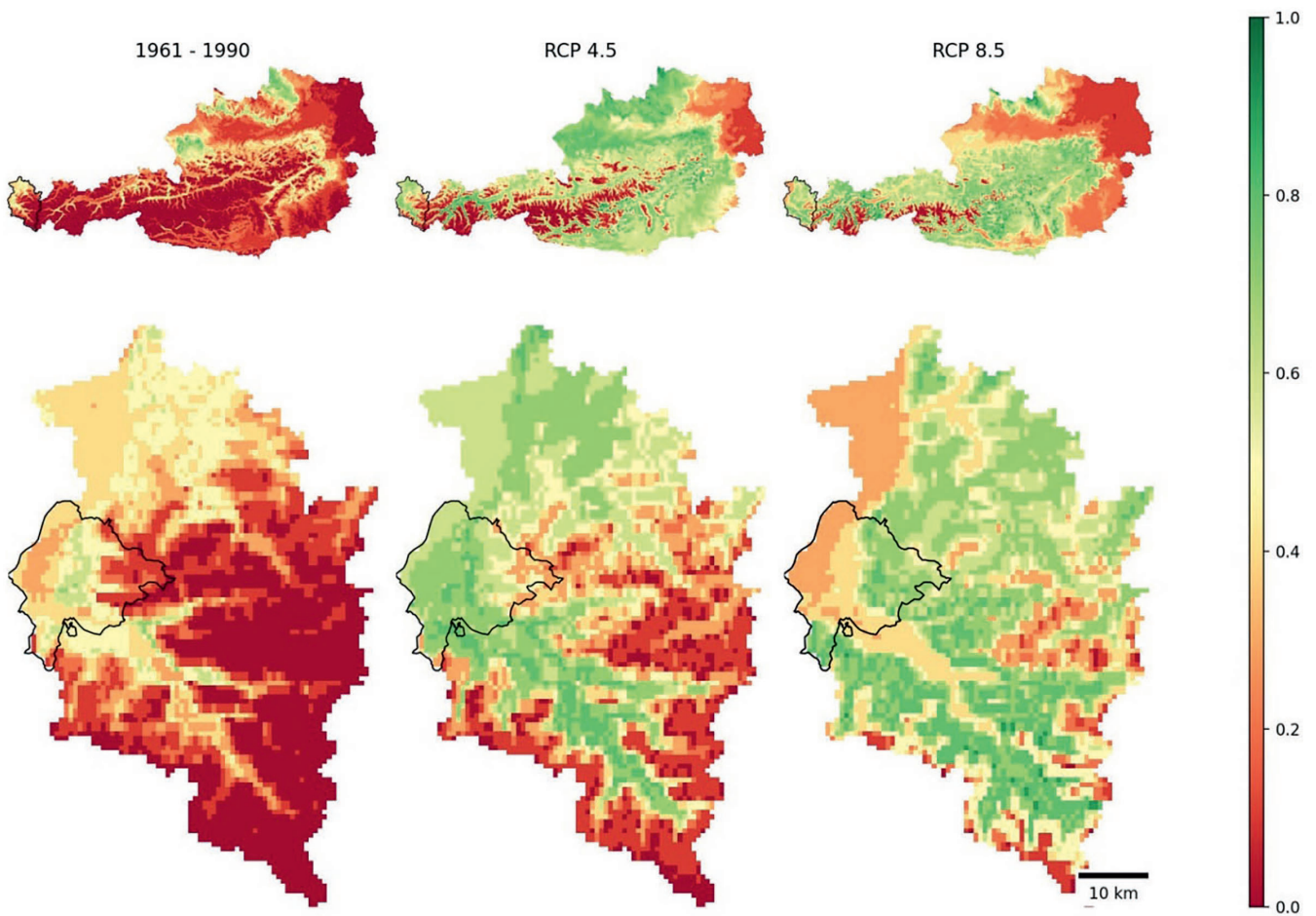


Abbildung 15: Klimaeignung Küstentanne (*Abies grandis*) in Vorarlberg - Feldkirch

## 7.2 Schwarznuss (*Juglans nigra*)

Schwarznuss (*Juglans nigra*) ist aus forstwirtschaftlicher Sicht eine der wertvollsten nicht-heimischen Baumarten, die aus dem südöstlichen und östlichen Teil Nordamerikas stammt aber auch bis in den mittleren Westen hinein vorkommt. Bereits heute sind die klimatischen Voraussetzungen in Österreich für diese Baumart gut, im Klimawandel ist unabhängig vom Szenario mit einer weiteren Verbesserung zu rechnen.

Insbesondere im Westen von Feldkirch würde sie im Szenario 4.5 sehr gute klimatische Bedingungen vorfinden. Im gesamten Bundesland würden sich ihre Chancen auf Basis des Berechnungsmodells im Szenario 8.5 verbessern. Ihr möglicher Anbau wird daher im Bezirk kaum vom Klima, sondern eher von den lokalen Standortbedingungen begrenzt werden.

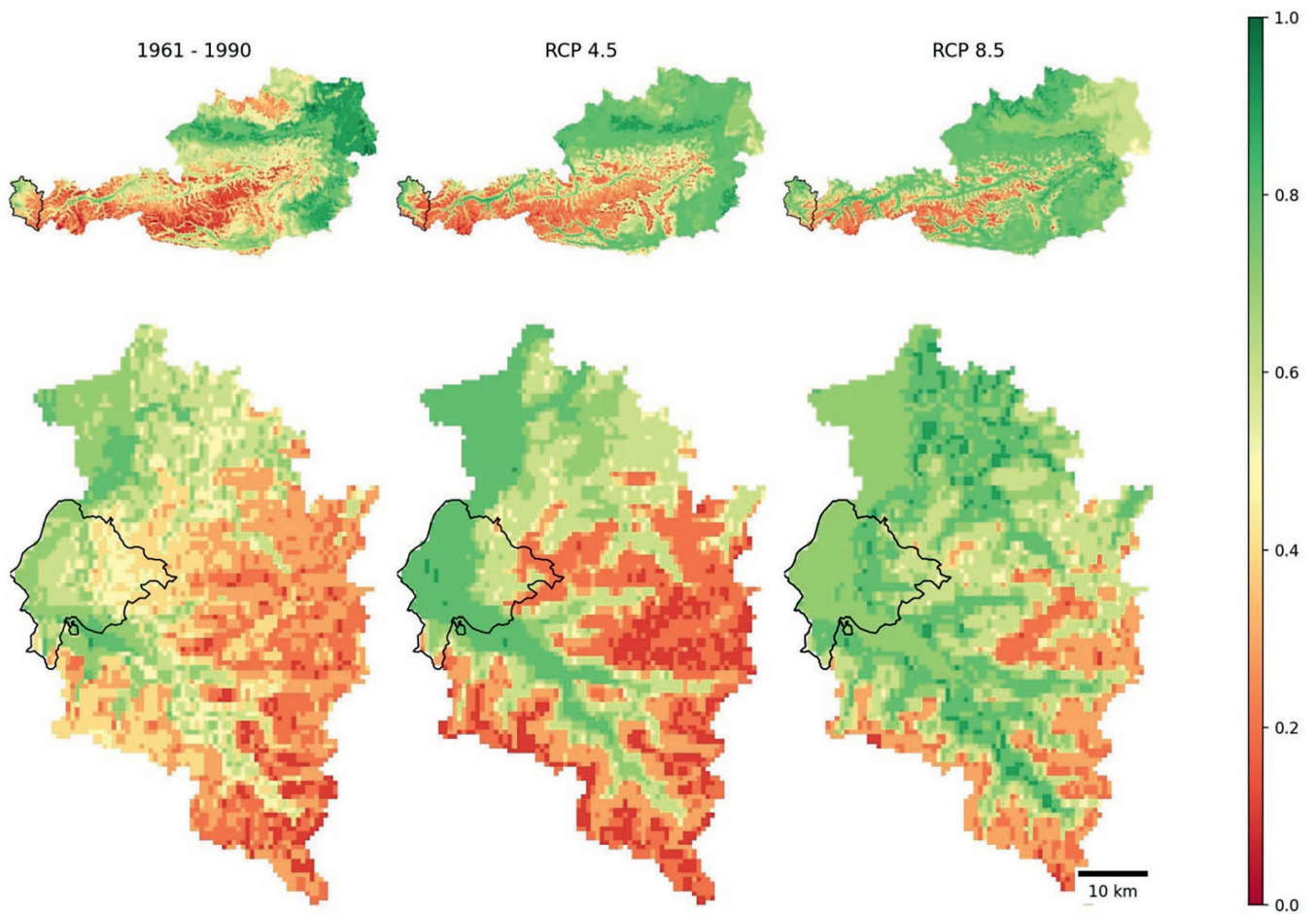


Abbildung 16: Klimaeignung Schwarznuss (*Juglans nigra*) in Vorarlberg- Feldkirch



### 7.3 Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*)

Die Douglasie ist eine der häufigsten und forstlich am meisten genutzten, nicht-heimischen Baumarten in Europa und Österreich. Ihren Ursprung hat sie im Nordwesten Amerikas. In Österreich hat sie sich als Ersatzbaumart, vor allem in tieferen Lagen des sommerwarmen Ostens bewährt. Es zeigt sich, dass sie auch auf den trockensten Standorten Österreichs wachsen und gute Wuchsleistungen erzielen kann.

Das Klimahüllenmodell der Douglasie zeigt, dass das potentielle Verbreitungsgebiet der Douglasie im Klimawandel zunehmen wird. Insgesamt betrachtet verbessern sich in Vorarlberg die Chancen der Douglasie in beiden potentiellen Zukunftsszenarien, wobei die Prognosen für die Douglasie im Szenario 4.5 im Bezirk Feldkirch besser ausfallen als im Szenario 8.5.

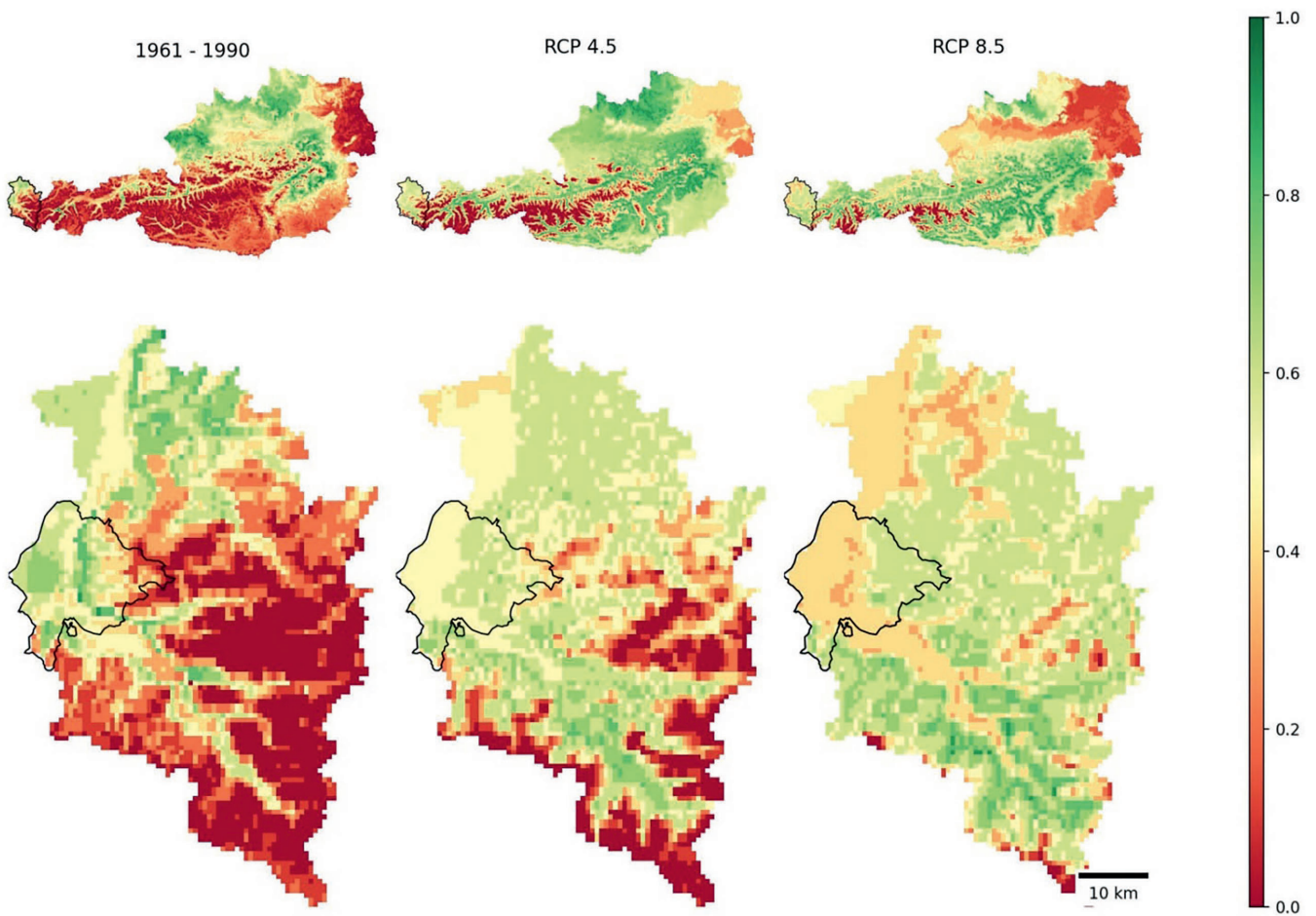


Abbildung 17: Klimatische Eignung Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) in Vorarlberg – Feldkirch



## 7.4 Roteiche (*Quercus rubra*)

Die Roteiche stammt aus dem östlichen Nordamerika bzw. südöstlichen Kanada und wurde vor bereits mehr als 300 Jahren in Europa eingeführt. Zunächst wurde sie in Parks gepflanzt, später auch aufgrund ihrer relativen Anspruchslosigkeit und ihres guten Wachstums als Forstbaum.

Insbesondere im Zukunftsszenario RCP 4.5, aber auch im Szenario 8.5 verbessert sich ihre klimatische Eignung deutlich bzw. verschiebt sich diese Richtung Westen des Bundeslandes.

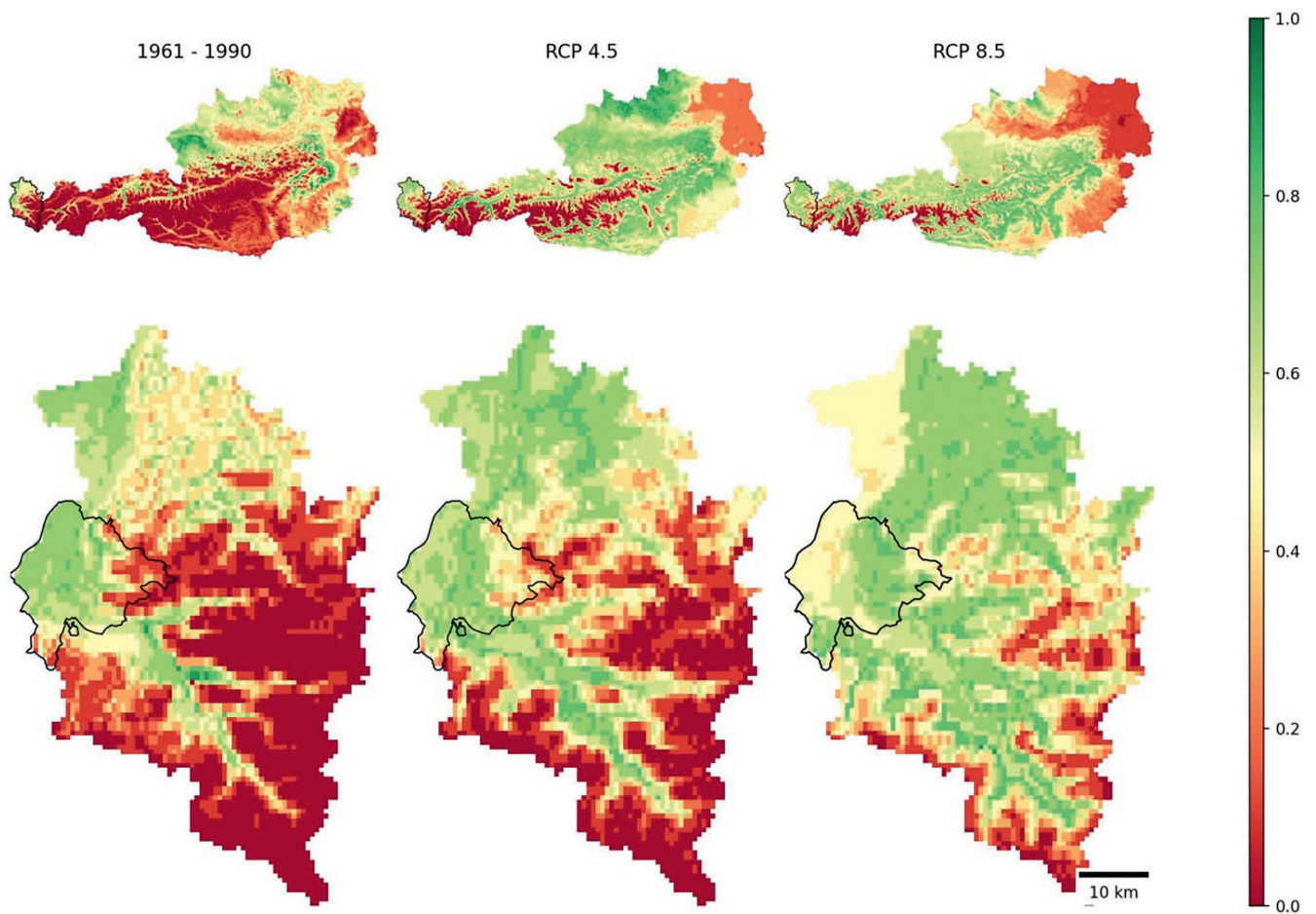


Abbildung 18: Klimatische Eignung Roteiche (*Quercus rubra*) in Vorarlberg - Feldkirch

## 75 Robinie (*Robinia pseudoacacia*)

Das Ursprungsgebiet der Robinie befindet sich im Mittelosten Nordamerikas vom Nordosten Alabamas bis hin zum Südwesten Pennsylvanias. In Europa wird sie erstmals im 1635 erschienenen Werk von Jaques Philippe Cornut „*Canadensium plantarum [...]* *Enchiridion botanicum parisiense*“ als *Acacia Americana Robini* aufgeführt (Vor et al., 2015). Mittlerweile hat sie sich in allen submediterranen und gemäßigten Regionen eingebürgert (Nicolescu, Rédei, Mason, et al., 2020).

Ihre klimatische Eignung in der Vergangenheit beschränkte sich im Wesentlichen auf den Nordosten Österreichs, das Innviertel, den Flachgau sowie das nordwestliche Vorarlberg. In den prognostizierten Zukunftsszenarien verbessern sich die Chancen der Robinie.

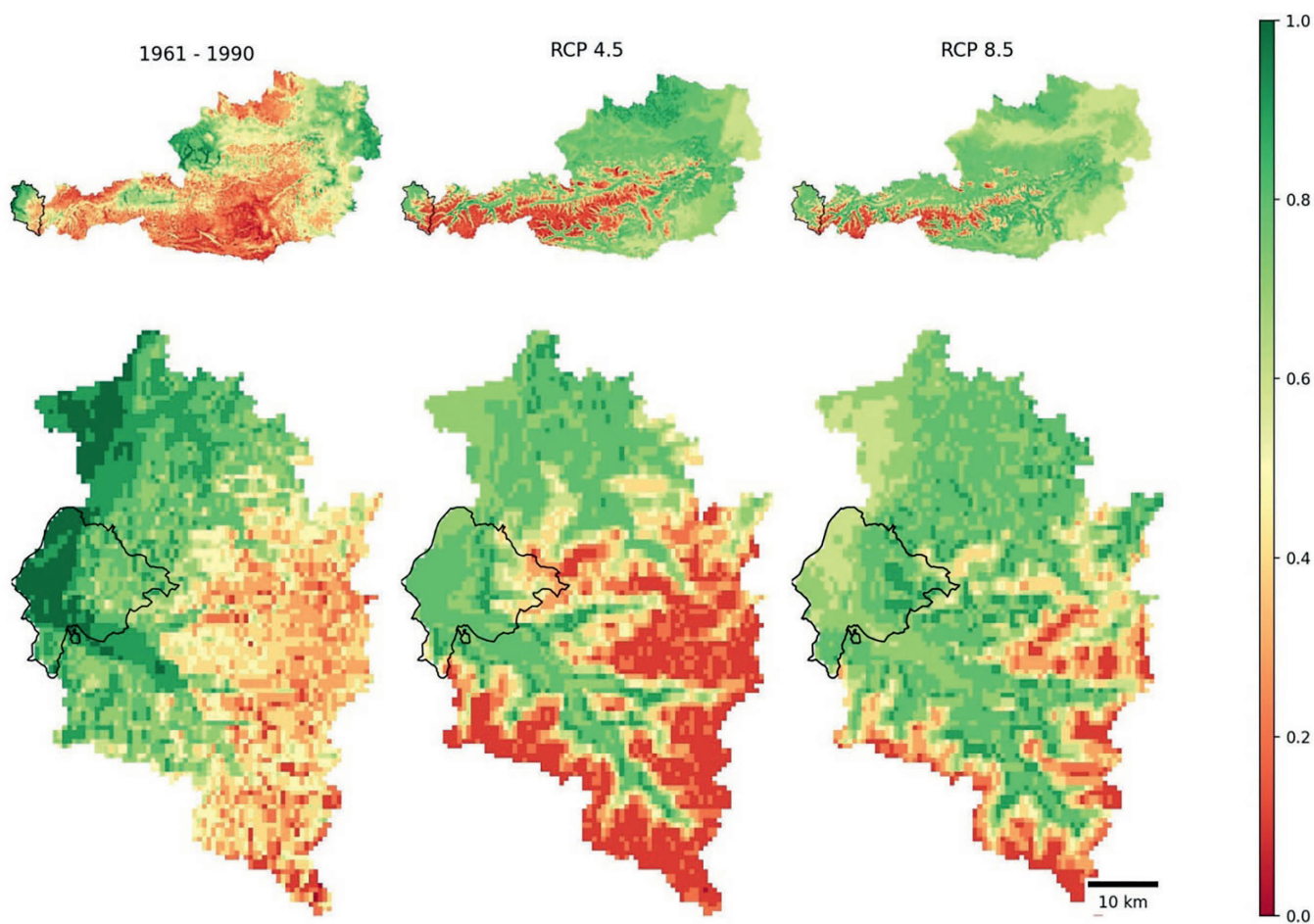


Abbildung 19: Klimatische Eignung Robinie (*Robinia pseudoacacia*) in Vorarlberg - Feldkirch

## 7.6 Riesen-Lebensbaum (*Thuja plicata*)

Der Riesen-Lebensbaum kommt natürlich von Nordkalifornien bis Alaska vor. In Europa wurde die Baumart bisher aufgrund seines dekorativen Erscheinungsbildes häufig in Gärten und Parks gepflanzt. Die forstliche Verwendung war bisher gering, vermutlich auch bedingt durch die schlechte klimatische Eignung. Diese verbessert sich bei beiden potenziellen Klimaszenarien. Der Nordwesten Vorarlbergs war im Zeitraum 1961-90 eines der wenigen Gebiete Österreichs, in dem der Riesen-

Lebensbaum aus klimatischer Sicht bereits in der Vergangenheit sehr gut geeignet war. In diesem Gebiet verschlechtert sich die Eignung in beiden Szenarien. Abgesehen von dieser Region verbessert sich die klimatische Eignung des Riesen-Lebensbaums in weiten Teilen Vorarlbergs deutlich.

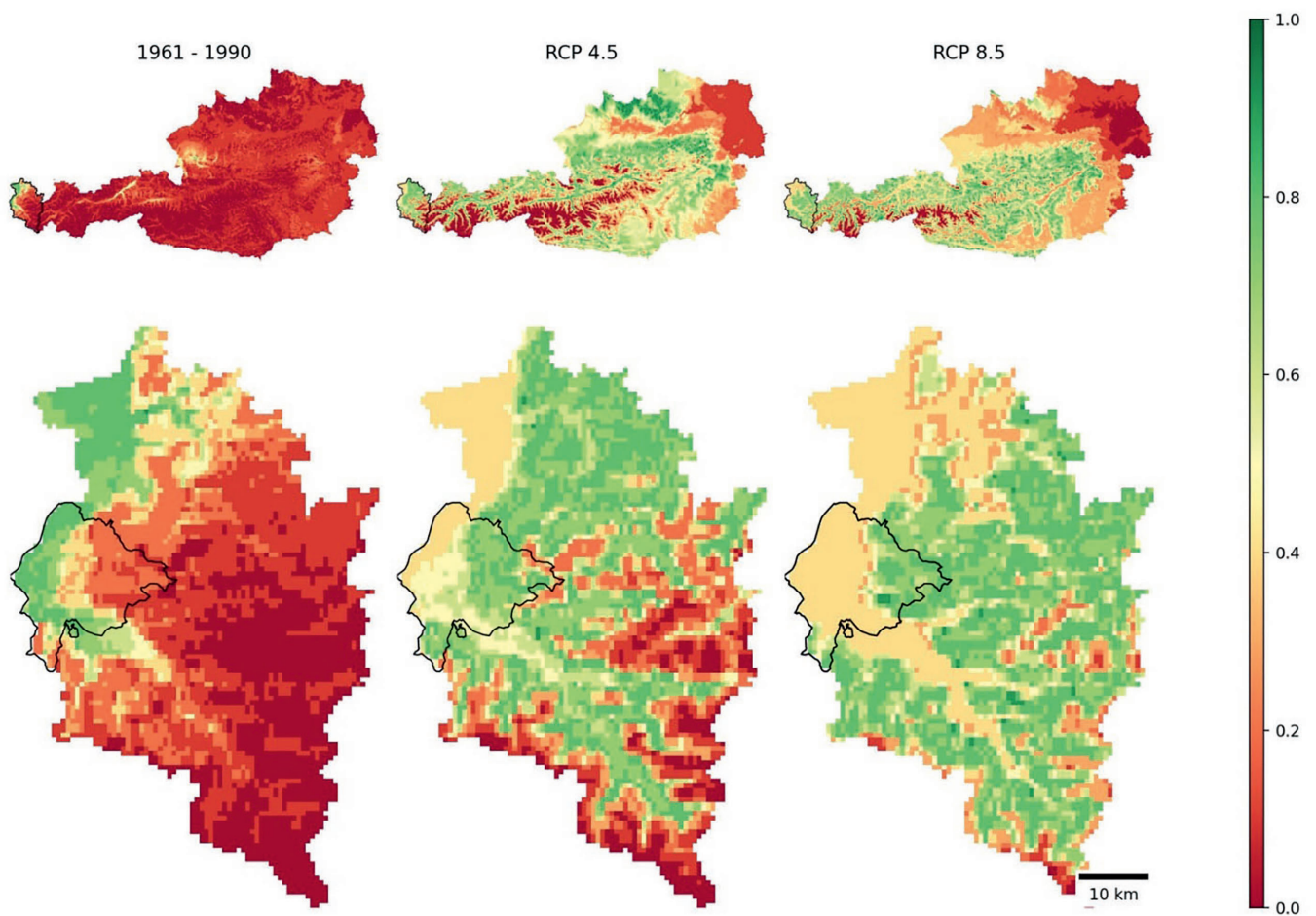


Abbildung 20: Klimatische Eignung Riesenlebensbaum (*Thuja plicata*) in Vorarlberg - Feldkirch



## 8. Feldaufnahmen

### 8.1 Methode

Die zu untersuchenden Pilotflächen wurden nach den in Kapitel 3 dargestellten Fragestellungen unterteilt und entsprechend der nachfolgend erläuterten Methode untersucht.

#### 8.1.1 Erhebung der Verjüngung zur Evaluierung eines potentiellen Risikos

Um die Verjüngung an den gewählten Pilotflächen aufzunehmen, wurde vorab ein 25 x 25 m Raster in der GIS-Anwendung QGIS über die jeweiligen Pilotflächen gelegt und die Koordinaten der sich ergebenden Eckpunkte in ein GPS Gerät geladen, um diese im Feld möglichst exakt aufsuchen zu können.

Pro Fläche wurden drei Probepunkte aufgenommen. Die Aufnahme wurde mit der Errichtung eines 50 m<sup>2</sup> Kreises gestartet und mit einer Standortansprache fortgesetzt.

#### 8.1.2 Standortansprache

Es wurden die folgenden Parameter angesprochen: Bodendeckung in % sowie die maximale Höhe jeder Gruppierung (Gesamt, Jungbäume, Sträucher/Zwergsträucher, Himbeeren und Brombeeren, Kräuter und Farne, Gräser und Adlerfarn), Bestandesschlussgrad, Seehöhe, Exposition, Relief, Wasserhaushalt, Entstehung (aktuelle Verjüngung), Ernte- und Schutzmaßnahmen sowie der Abstand in Metern zur nächstgelegenen Robinie bzw. Douglasie.

Nach Abschluss der Standortbeschreibung wurde die gesamte im 50 m<sup>2</sup> Kreis vorkommende Verjüngung nach Höhenklassen (<10 cm, 10-30 cm, 31- 50 cm, 51- 80 cm, 81 – 130 cm, 131-200 cm, 201- 500 cm) aufgenommen, wobei bis zu 30 Stück pro Baumart

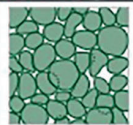
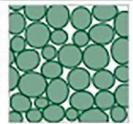
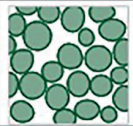
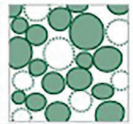
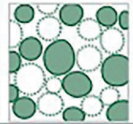
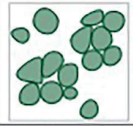
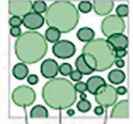
Schlussgrad	Beschreibung	Schematische Darstellung
gedrängt	Kronen greifen gegenseitig tief ineinander	
geschlossen	Kronen berühren sich mit den Zweigspitzen	
locker	Kronen haben Abstand, jedoch hat keine weitere Krone dazwischen Platz	
licht	Kronen haben Abstand, dass eine weitere Krone dazwischen Platz findet	
räumdig	Kronen haben Abstand, dass eine oder mehrere Kronen dazwischen Platz finden	
geklumpt	Gehölzgruppen mit geschlossenem Kronenschluss, ohne Zusammenhang zueinander	
Stufenschluss	Stufig aufgebaute Bestände, Beeinflussung der Kronen hauptsächlich vertikal, horizontale Konkurrenz gering; Oberschichtbäume schützen untere Schichten	

Abbildung 21: Darstellung zur Einordnung des Bestandesschlussgrades (Steiner et al., 2018)

und Höhenklasse gezählt und danach in Klassen geschätzt wurde. Zudem wurde vorhandener Verbiss erhoben. Dabei wurde nicht nach der Art des Verbisses unterschieden. Darüber hinaus wurde die Verfügbarkeit von Samen in den Klassen vorhanden/nicht-vorhanden aufgezeichnet.

#### 8.1.3 Vollaufnahme

An drei Standorten wurde neben der Verjüngungsaufnahme auch eine Vollaufnahme des aktuell stockenden Bestandes vorgenommen. Hierfür wurden die Eckpunkte mithilfe des GPS Geräts verortet und jeder Baum innerhalb der Eckpunkte verzeichnet. Es wurde jeder BHD



vermessen und in regelmäßigen Abständen die Höhe ermittelt. Aus zeitlichen und organisatorischen Gründen wurde eine der ursprünglich 4 geplanten Flächen (siehe Zwischenbericht 2) nicht aufgenommen. Die gewonnenen Daten wurden mit Höhenkurven nach (Pollanschütz, 1974) ausgeglichen sowie die Volumsfunktion zur Berechnung des Derbholzvolumens nach (Kennel, 1973) verwendet.

#### 8.1.4 Robinie

Für die Fläche 1575, auf welcher Robinie stockt, wurde eine Erhebung in Form von Gürteltransekten geplant. Im Rahmen der Aufnahme des Gürteltransekts (100m Linie entlang welcher alle 4m ein Quadrat mit 1 m<sup>2</sup> Fläche erhoben wird) zeigte sich, dass keinerlei Robinienverjüngung in den entsprechenden Gebieten aufzufinden war. Diese Beobachtung wurde

durch eine weitere Begehung und optische Ansprache des Standorts bestätigt.

Da das Gürteltransekt dazu gedacht war, die räumliche Ausbreitung der Robinie am Standort darzustellen, wurde diese nach Beendigung der Aufnahme und optischen Ansprache nicht weiter verfolgt. In Rücksprache mit der an den Aufnahmen beteiligten Botanikerin sowie dem Projektteam wurde beschlossen, dass die unmittelbare Umgebung von fruktifizierenden Robinien einer genaueren Untersuchung in Form der oben dargestellten Verjüngungsaufnahme unterzogen werden soll. Aufgrund der Bestandesstruktur wurde von einer Vollaufnahme abgesehen.

Am Standort 2407 wurde auf einer, an die Robinienpflanzung anschließende, Aufforstungsfläche eine Vollaufnahme der vorkommenden Robinienverjüngung durchgeführt.



Abbildung 22: Robinienstandort 1575 © Salzmann, BFW

#### 8.1.5 Frauenschuh

Am Standort 1238 wurde das Frauenschuhvorkommen aufgesucht und der aktuelle Zustand mit Fotos dokumentiert.

## 8.2 Ergebnisse

Im nachfolgenden Kapitel werden die Ergebnisse der Feldaufnahmen, unterteilt nach Standorten, erläutert. Zu Beginn jedes Unterkapitels werden die Erkenntnisse aus den Standortansprachen wiedergegeben, diese wurde für jeden der drei Aufnahmepunkte pro Standort durchgeführt und spiegelt die unmittelbare Aufnahmefläche wider. Die detaillierte Wiedergabe soll einen möglichst umfassenden Blick auf die standörtlichen Bedingungen vor Ort ermöglichen. Darauf folgend werden die Auswertungsergebnisse der Verjüngungs-, Verbiss und Vollaufnahme pro Standort, d.h. die Summe aller Probepunkte, bereitgestellt.



**8.21 Standort 592 Gemeinde Zwischenwasser Batschuns**

Am Standort 592 wurden die Probepunkte 592-1-1, 592-1-2 und 592-1-3 aufgenommen, welche sich auf einer Seehöhe von 595 – 605m befinden. Der Wasserhaushalt aller

drei Punkte wurde als „frisch“ verzeichnet, die Exposition ist West bzw. Nord-West. Die Hangneigung beträgt zwischen 13,41 und 27,54 %, das Relief am unmittelbaren Probepunkt war Unterhang oder Mittelhang. Der Bestandesschlussgrad unterschied sich an



Abbildung 23: Pilotfläche 592 ©Salzmann, BFW

Punkt-Nr.	Seehöhe	Wasserhaushalt	Exposition	Relief	Hangneigung (Grad)	Bestandesschlussgrad
592-1-1	595	Frisch	West	Unterhang	13	Stufenschluss
592-1-2	605	Frisch	Nord-West	Mittelhang	25	Licht
592-1-3	595	Frisch	Nord-West	Unterhang	28	Geschlossen

Punkt-Nr.	Entstehung aktuelle Verjüngung	Schutzmaßnahmen	Abstand nächste Douglasie (m)	Auflichtung
592-1-1	Naturverjüngung	Keine	3	Ja
592-1-2	Naturverjüngung	Keine	13	Nein
592-1-3	Naturverjüngung	Keine	3	Nein

Tabelle 1: Bestandesbeschreibung Standort 592



jedem aufgenommenen Punkt. Die aktuelle Verjüngung entstand durch Naturverjüngung, es wurden keine Schutzmaßnahmen getroffen. Alle Details zu den Probeflächen sind den unten stehenden Tabellen zu entnehmen.

### 8.2.1.1 Vollaufnahme Standort 592

Zum Vergleich der Leistung der verschiedenen Baumarten auf der Fläche wurde eine Vollaufnahme durchgeführt. Es wurden die Eckpunkte vermarktet und die Fläche im GIS berechnet. Die Aufnahmefläche befindet sich im Nordosten des Grundstücks (siehe Abbildung 24 und 25).

Insgesamt befanden sich zum Aufnahmezeitpunkt 172 Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser  $\geq 10\text{cm}$  auf einer Fläche von 0,51 ha. Mit über 90 Individuen ist die Fichte (*Picea abies*) am zahlreichsten vertreten, gefolgt von Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) mit 32 Individuen. Der Anteil der Douglasie an diesem Standort beträgt rund 18 %. In abstei-

gender Häufigkeit finden sich die Rotbuche (*Fagus sylvatica*), die Lärche (*Larix decidua*), die Weißtanne (*Abies alba*), die Weißkiefer (*Pinus sylvestris*), die Linde (*Tilia* spp.), die Robinie (*Robinia pseudoacacia*) und die Vogelkirsche (*Prunus avium*) (siehe Abbildung 26).

Die Durchmesserverteilung im Altbestand ist in der untenstehenden Abbildung ersichtlich. Es zeigt sich, dass die häufigste Baumart (Fichte) zahlreich in den unteren und mittleren Bereichen der Durchmesserklassen zu finden ist, vereinzelt allerdings auch in den höheren Klassen. Die Durchmesser der Douglasien hingegen sind hauptsächlich den mittleren und höheren BHD-Klassen zuzuordnen.

Die Analyse der Aufnahmedaten ergab ein Gesamtvolumen von 562,7  $\text{Vfm}_D$ . Wovon 254,4  $\text{Vfm}_D$  (498,8  $\text{Vfm}_D/\text{ha}$ ) auf die Fichte entfallen, 229,7  $\text{Vfm}_D$  (450,4  $\text{Vfm}_D/\text{ha}$ ) auf die Douglasie, 41,0  $\text{Vfm}_D$  (80,4  $\text{Vfm}_D/\text{ha}$ ) auf die Lärche, 19,1  $\text{Vfm}_D$  (37,5  $\text{Vfm}_D/\text{ha}$ ) auf die Tanne,

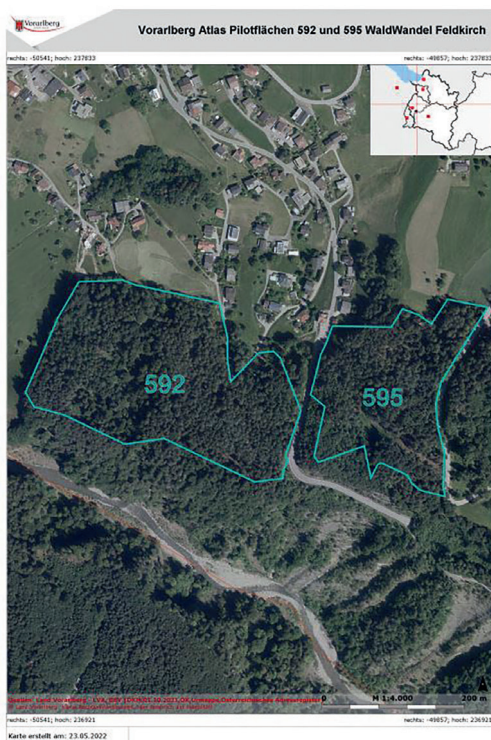


Abbildung 24: Übersicht Pilotfläche 592 ©Vorarlberg Atlas

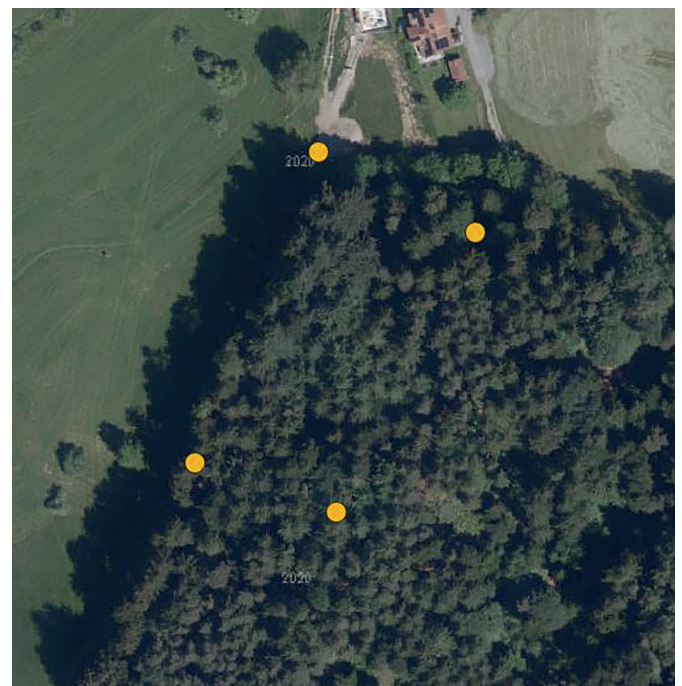


Abbildung 25: Eckpunkte Vollaufnahme 592 ©QGIS, Basemap.at

13,2 Vfm<sub>D</sub> (25,9 Vfm<sub>D</sub>/ha) auf die Weißkiefer und 6,3 Vfm<sub>D</sub> (12,4 Vfm<sub>D</sub>/ha) auf die Buche (siehe auch untenstehende Abbildung). Die

Kreisfläche des Bestandes beträgt 35,42 m<sup>2</sup> (69,5 m<sup>2</sup>/ha). Die Verteilung auf die einzelnen Baumarten ist Abbildung 28 zu entnehmen.

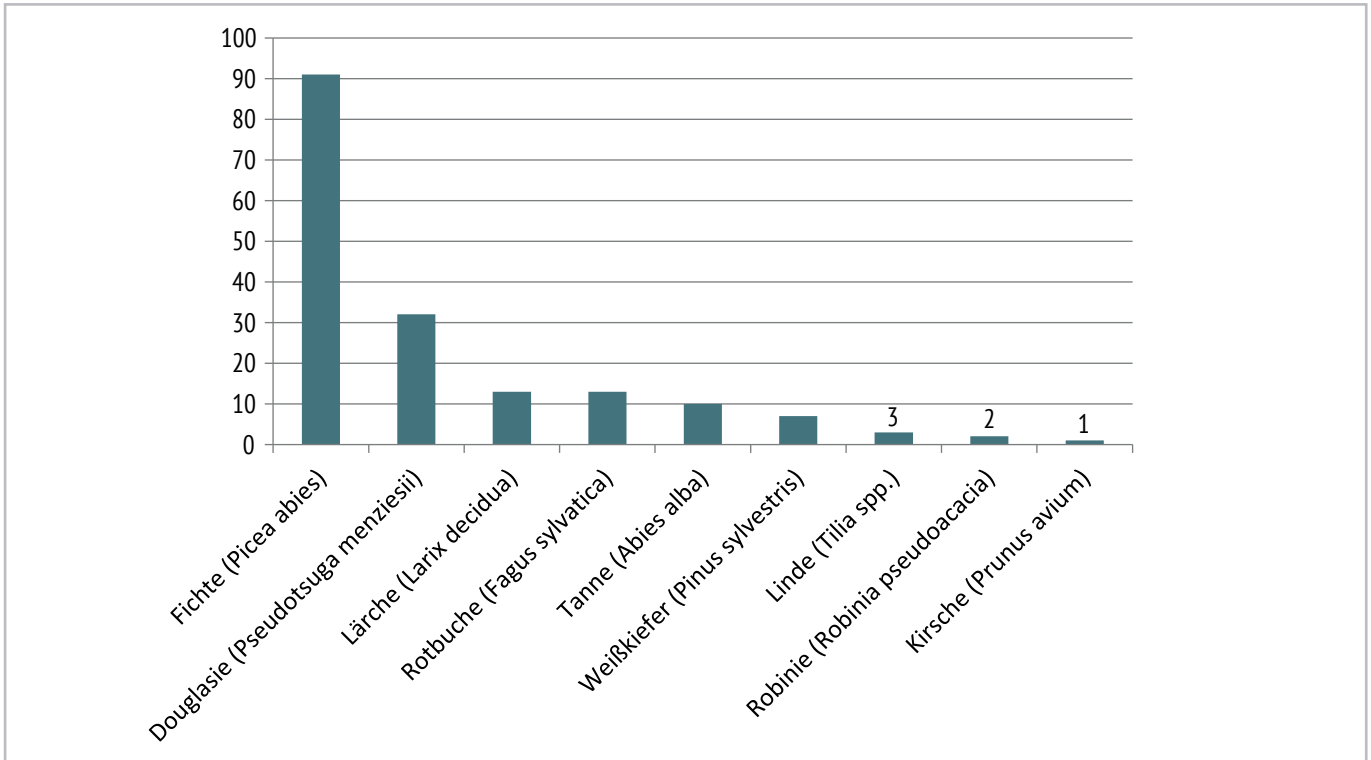


Abbildung 26: Baumartenverteilung Vollaufnahme Standort 592

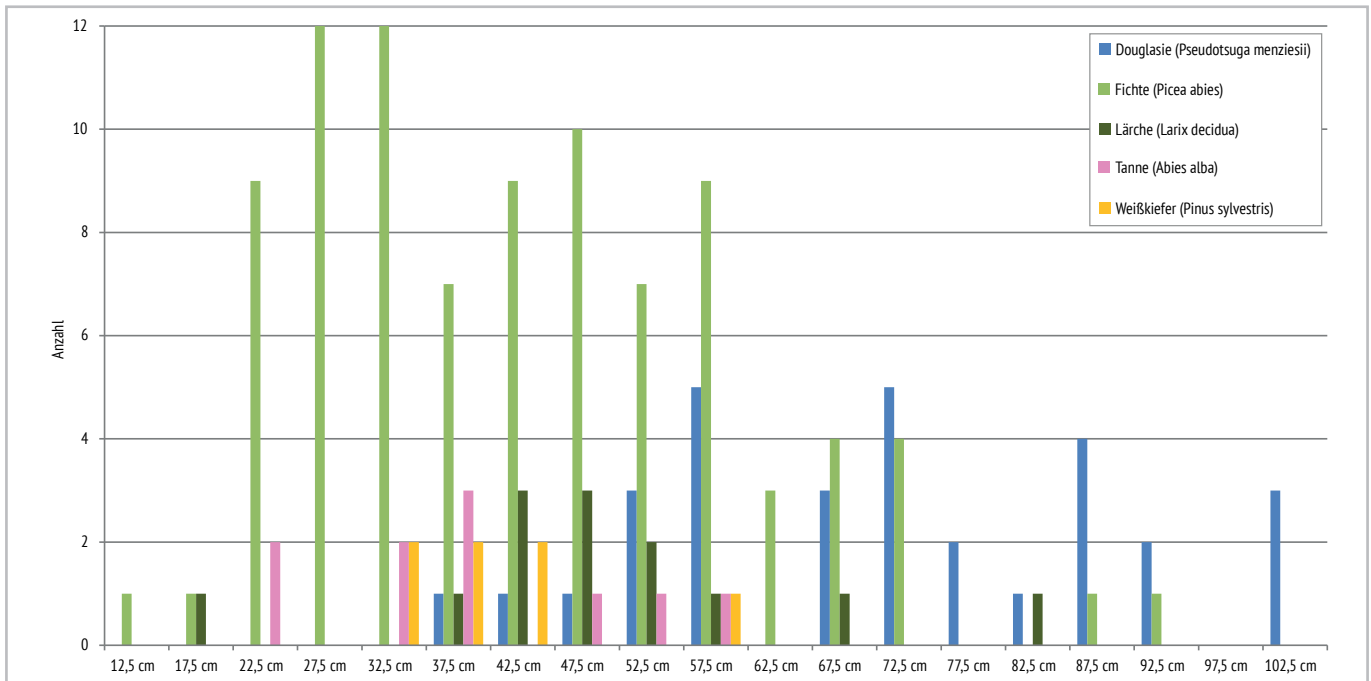


Abbildung 27: BHD-Verteilung im Altbestand



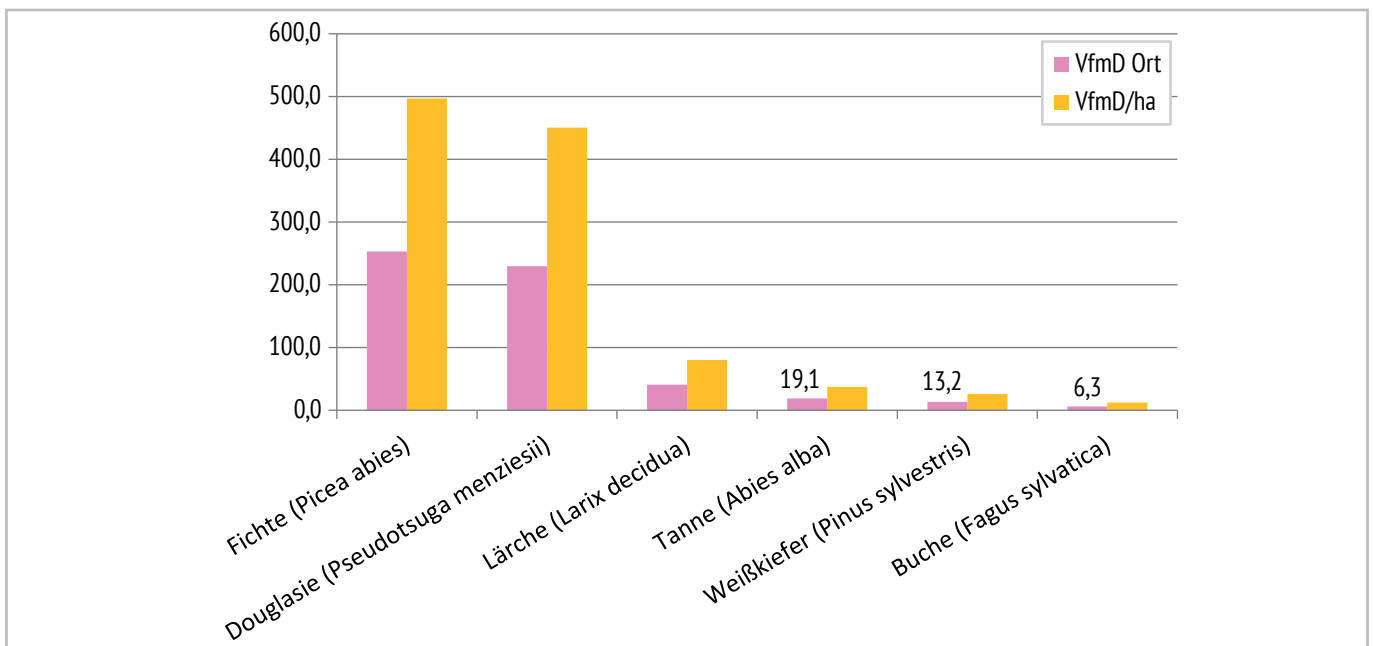


Abbildung 28: Vorratsfestmeter (Derbholz) pro Baumart am Standort 592

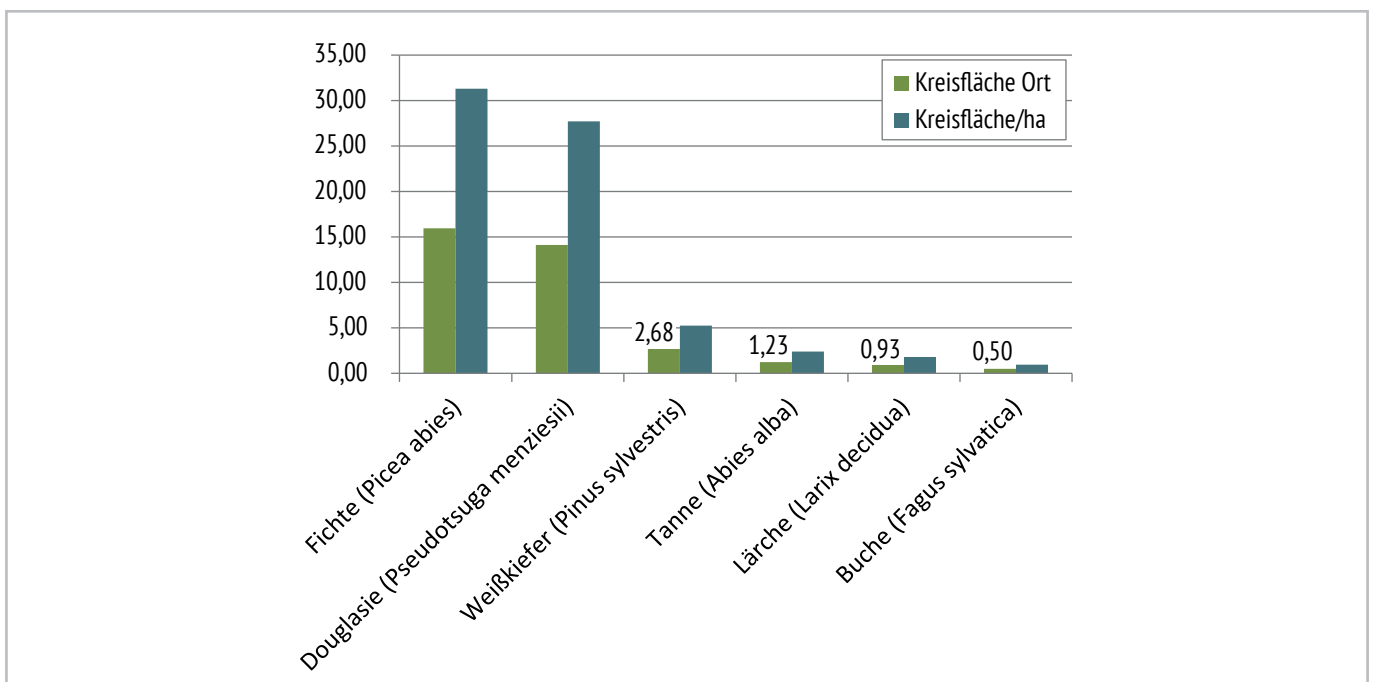


Abbildung 29: Kreisfläche Standort 592

### 8.2.1.2 Begrünungsgrad Standort 592

Alle drei Probepunkten zeichneten sich durch einen sehr hohen Gesamtbegrünungsgrad von jeweils über 75 % aus, darüber hinaus wurden in jeder Aufnahmegruppe (Jungbäume, Sträucher bzw. Zwergsträucher, Himbeeren

und Brombeeren, Kräuter und Farne sowie Gräser und Adlerfarn) ein Deckungsgrad von mindestens 20 % bei einer Mindesthöhe von mehr als 5 cm erreicht. In den nachfolgenden drei Abbildungen werden die Begrünungsgrade aller drei Probepunkte dargestellt,

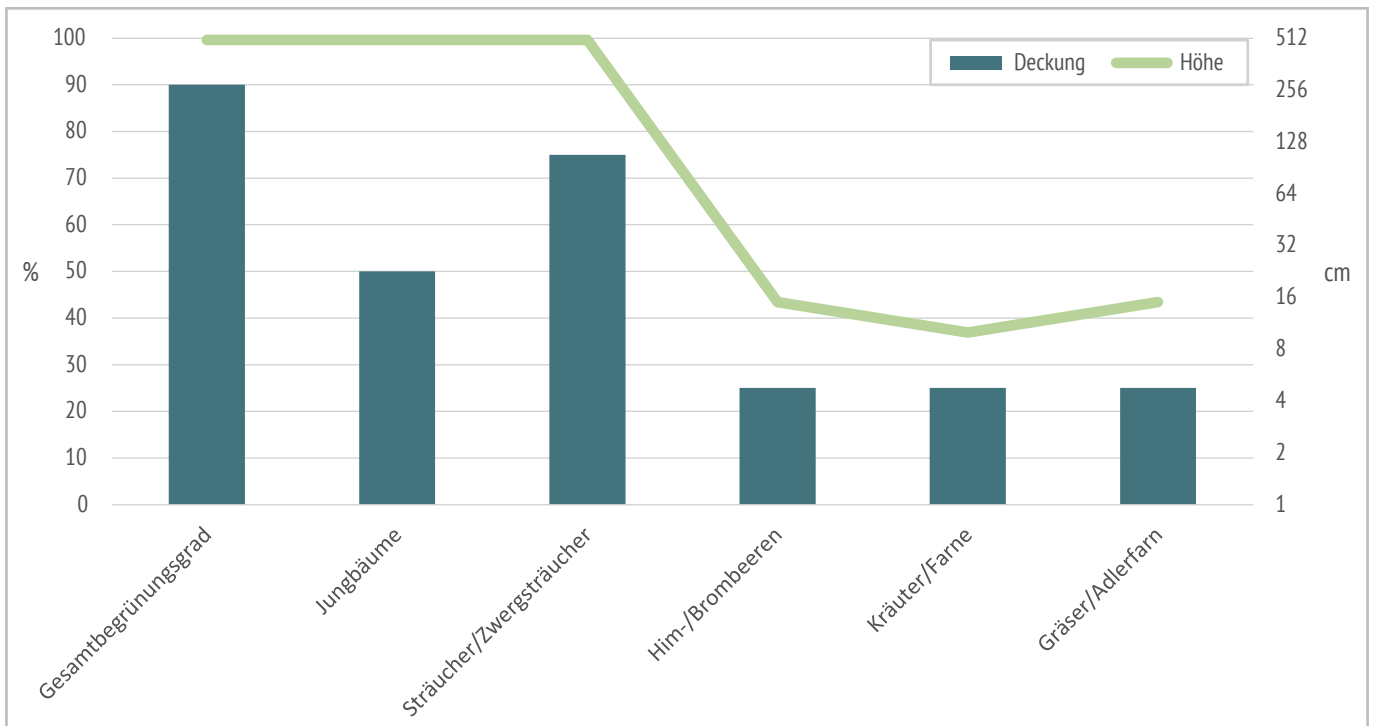


Abbildung 30: Begrünungsgrad Punkt 592-1 -1

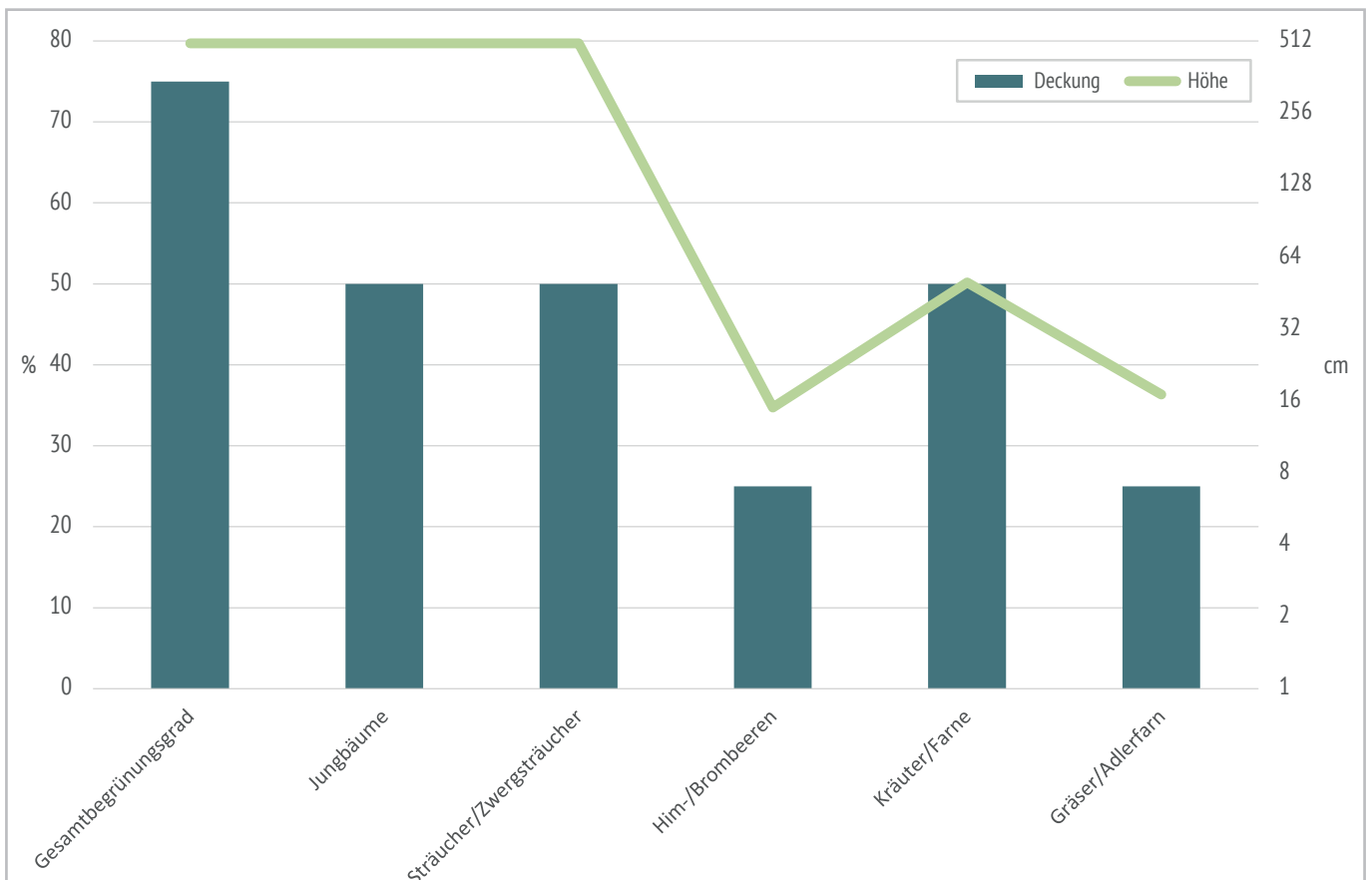


Abbildung 31: Begrünungsgrad Punkt 592-1 -2

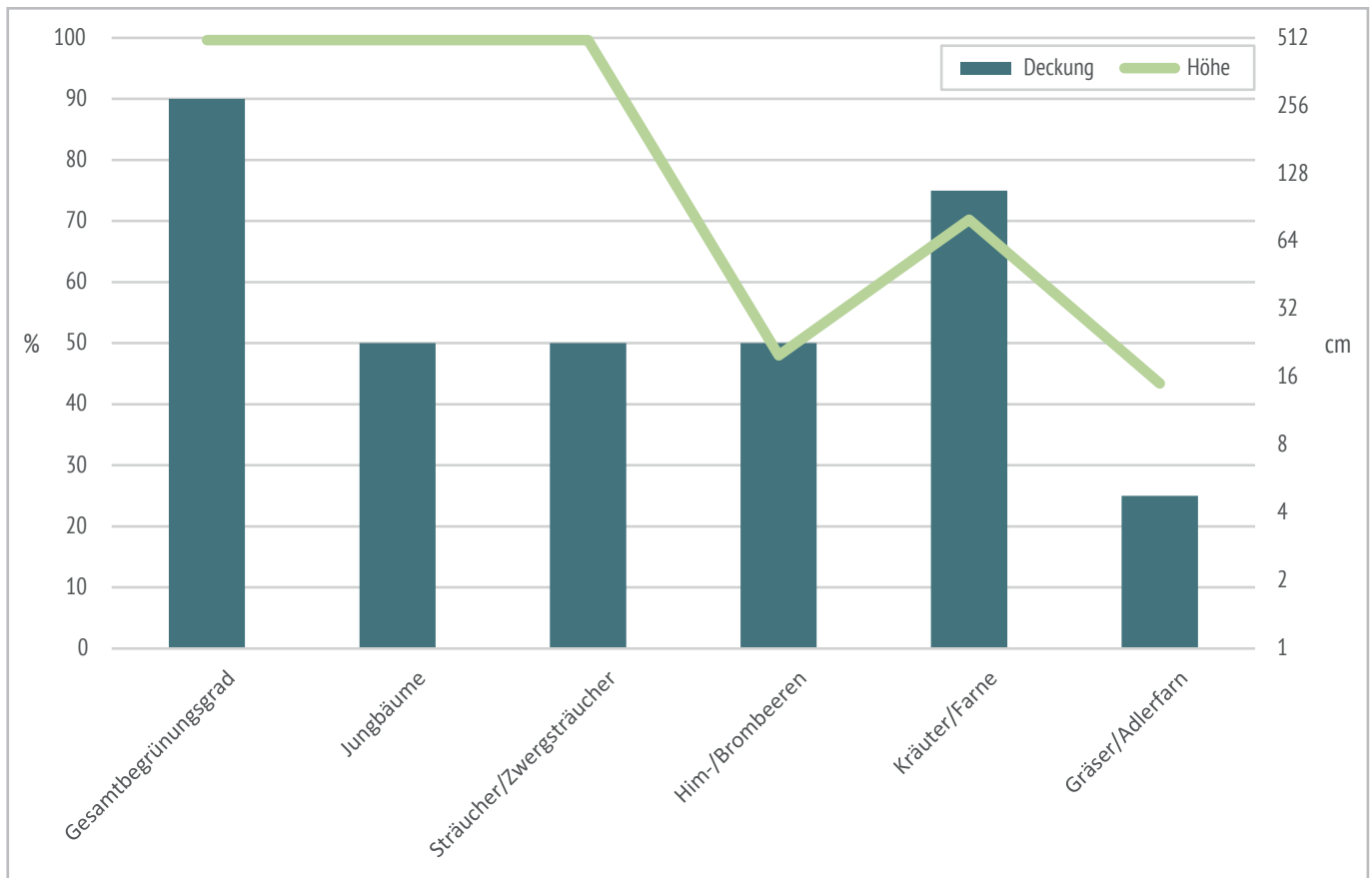


Abbildung 32: Begrünungsgrad Punkt 592-1 -3

die Balken symbolisieren die Deckung in % (es wird das Deckungsprozent der jeweiligen Schicht angesprochen, sodass in Summe ein Wert unter oder über 100 erreicht werden kann, außer beim Gesamtbegrünungsgrad), die grüne Linie gibt die maximale Höhe der Schicht in cm an.

### 8.2.1.3 Verjüngungsaufnahme Standort 592

In den drei Probekreisen am Standort 592 wurden insgesamt 220 Individuen in sieben Höhenklassen erfasst. Dabei befindet sich die größte Anzahl an Pflanzen in den Höhenklassen <10 cm und 10-30 cm. In den nachfolgenden höheren Höhenklassen nehmen die Pflanzenzahlen deutlich ab (siehe Abbildung 33). Die niedrigste Pflanzenzahl

mit weniger als 10 Individuen befindet sich in der Höhenklasse 131- 200cm.

Aus Sicht der Baumarten ist der Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) mit 83 Individuen (38 %), die am häufigsten vertretene Art. Darauf folgen Esche (*Fraxinus excelsior*) mit 18 % und Tanne (*Abies alba*) mit 15 %. Es wurden Individuen 12 verschiedener Baumarten vorgefunden, davon sind neun Arten Laubbaumarten und drei Arten den Nadelbäumen zuzuordnen. Es wurde an diesem Standort trotz zahlreicher fruktifizierender Douglasien (*Pseudotsuga menziesii*) in unmittelbarer Nähe keine Douglasienverjüngung aufgefunden. Auf einem Probepunkt am Standort 592 wurde ein Individuum einer Roteiche (*Quercus rubra*) gezählt.

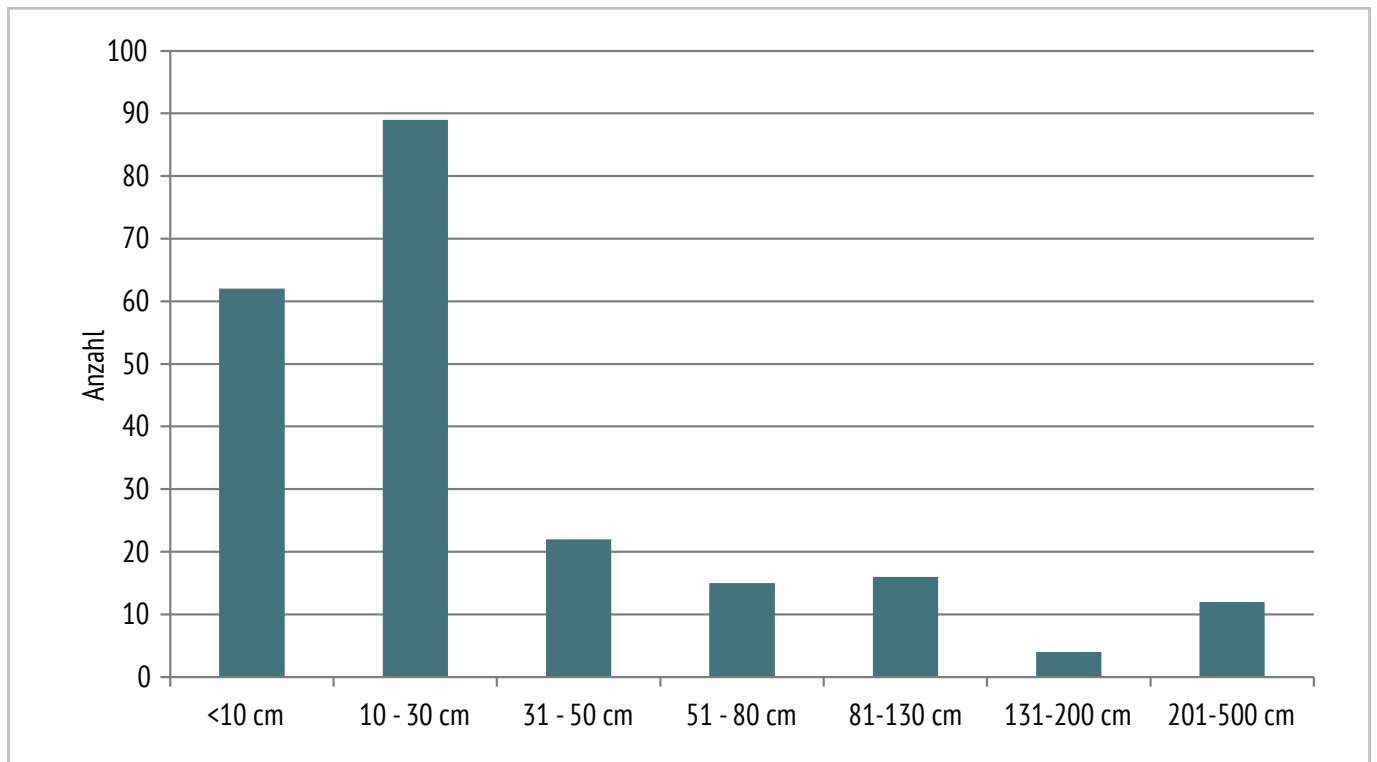


Abbildung 33: Verteilung nach Höhenklassen Standort 592

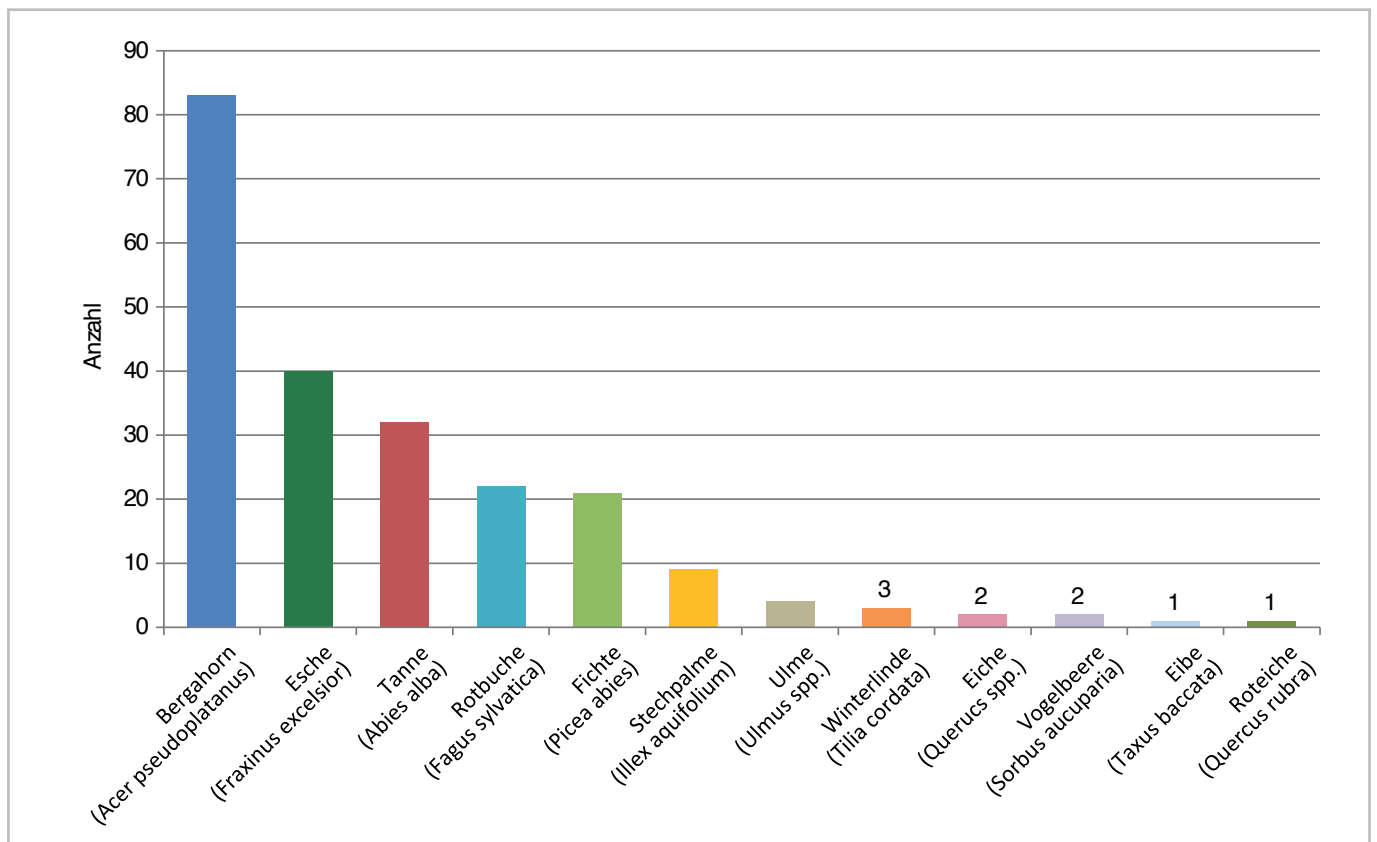


Abbildung 34: Baumartenverteilung Verjüngung Standort 592



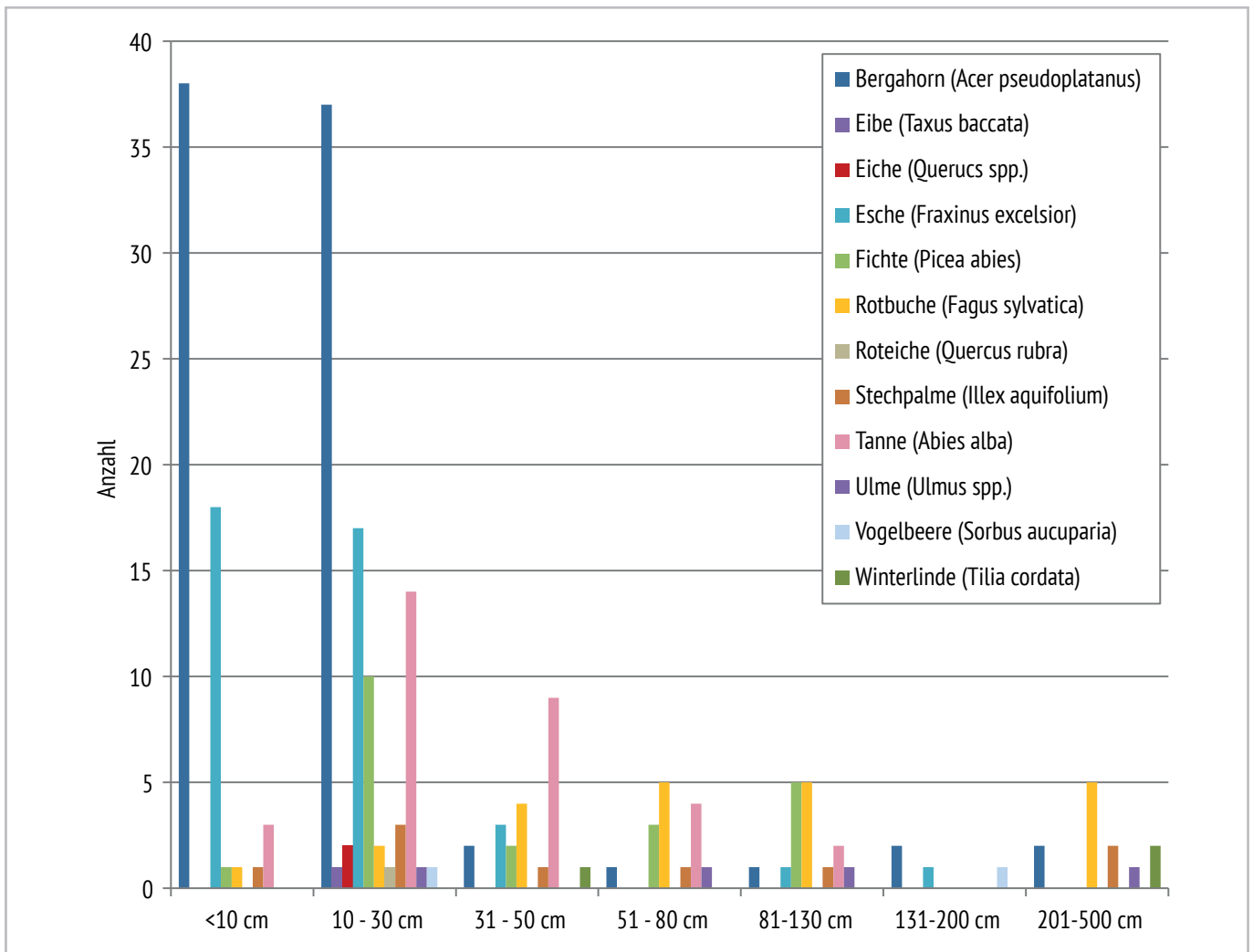


Abbildung 35: Baumartenverteilung nach Höhenklassen Standort 592

Im Hinblick auf die Baumartenverteilung in Höhenklassen zeigt sich, dass Bergahorn vor allem in den unteren beiden Höhenklassen sehr stark vertreten ist. In der höchsten Klasse (201-500 cm) finden sich Individuen von Bergahorn, Rotbuche, Tanne, Ulme und Winterlinde (siehe Abbildung 34).

#### 8.2.1.4 Verbissaufnahme Standort 592

Es wurden alle am Standort 592 vorkommenden Baumarten, mit Ausnahme von Eibe (*Taxus baccata*) und Winterlinde (*Tilia cordata*) verbissen. Besonders stark betroffen sind Tanne, Esche und Bergahorn.

In der untenstehenden Grafik wurde der prozentuelle Verbiss je Baumart und Höhenklasse dargestellt. Es ist ersichtlich, dass jeweils 100 % der vorkommenden Verjüngung des Bergahorns in den Höhenklassen 51-80 cm, 81-130 cm, 131-200 und 200-500 cm verbissen wurde. Die Summe des Verbisses pro Baumart in Prozent der gesamten Verjüngung pro Baumart ist in Abbildung 37 ersichtlich.

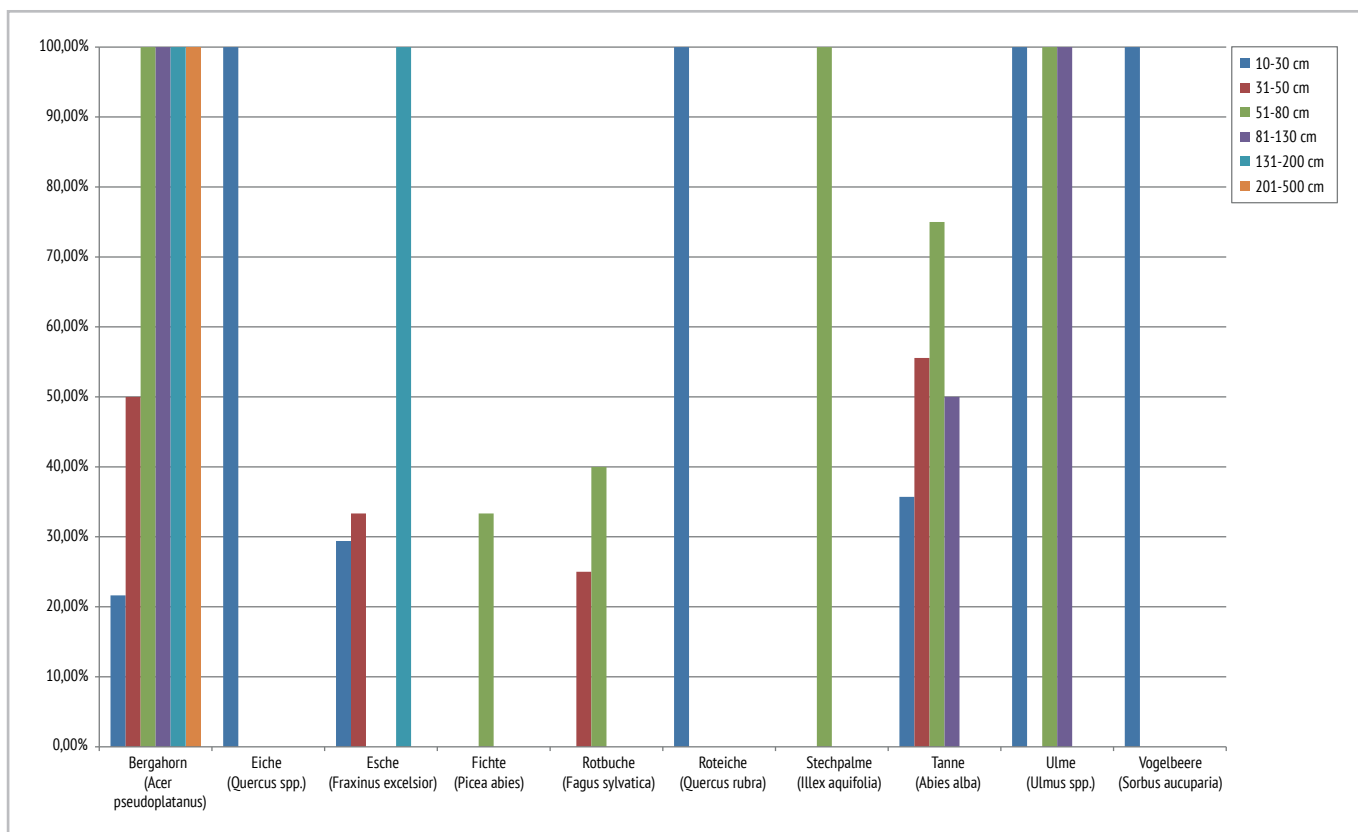


Abbildung 36: Verbiss nach Baumarten und Höhenklassen in % Standort 592

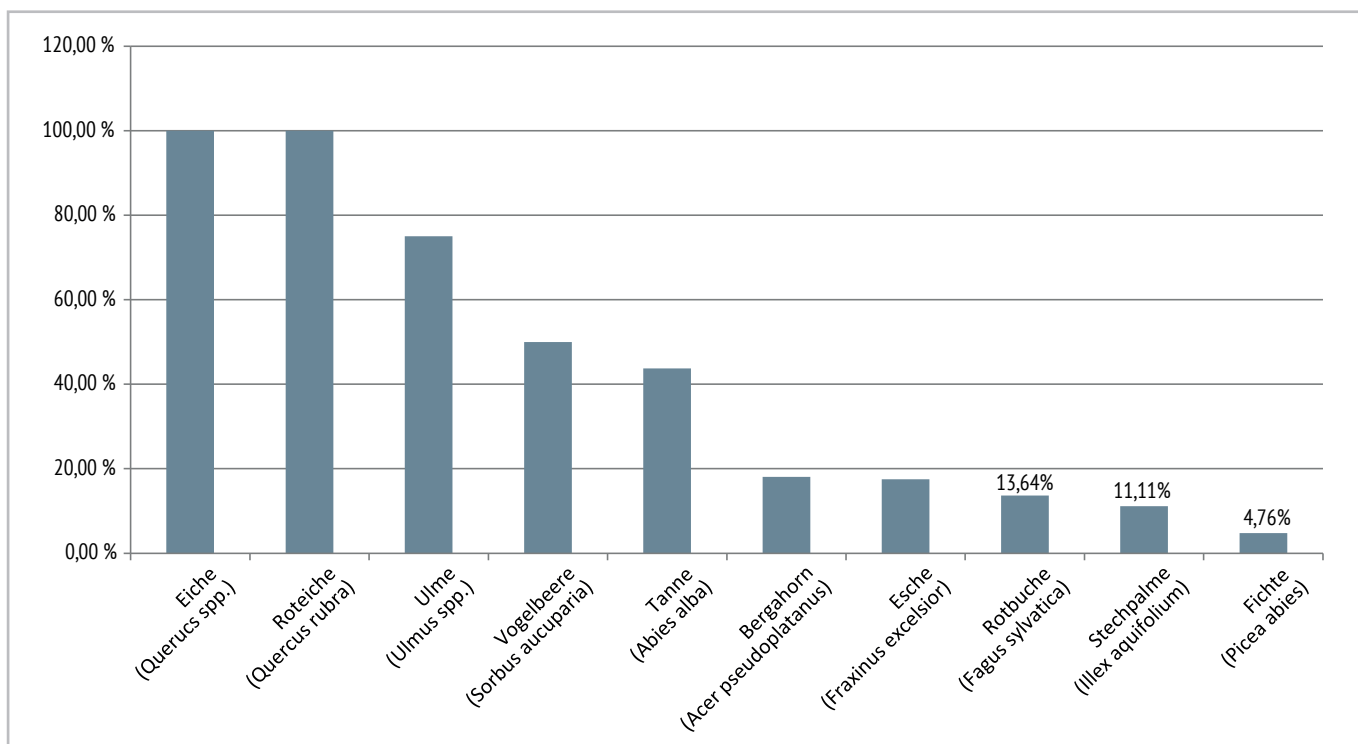


Abbildung 37: Verbiss nach Baumarten in % Standort 592

## 8.2.2 Standort 595 Zwischenwasser Batschuns

Am Standort 595, welcher sich wie Standort 592 ebenfalls in der Gemeinde Zwischenwasser Batschuns befindet, wurden die Probepunkte 595-1-1, 595-1-2 und 595-1-3 aufgenommen. Die drei Punkte befinden sich auf einer Seehöhe von 723m bis 737m. Die Exposition der Probepunkte ist Nord bzw. Nord-West, das Relief aller drei Probepunkte ist als Mittelhang zu beschreiben. Es handelt sich bei diesem Standort um einen Kuppenstandort, die Hangneigung liegt zwischen  $18,54^\circ$  -  $31,51^\circ$ . Zwei der Probepunkte weisen einen lockeren-, einer einen geschlossenen Bestandesschlussgrad auf. Bei der aktuellen Verjüngung handelt es sich um Naturverjüngung, die durch keine Schutzmaßnahmen vor Wildeinfluss geschützt wurde. Es befinden

sich Douglasien in unmittelbarer Umgebung der Probepunkte.

### 8.2.2.1 Vollaufnahme Standort 595

Am Standort 595 wurden im Rahmen der Vollaufnahme insgesamt 176 Bäume auf einer anhand der gemessenen Fläche von 0,24ha (siehe Beschreibung Vollaufnahme Standort 592) verzeichnet.

Die häufigste Baumart war Rotbuche mit 53 Individuen, gefolgt von Weißkiefer (45) und Fichte (35). Neben diesen heimischen Baumarten stocken auch 19 Douglasien auf der Fläche. Es wurden darüber hinaus noch in absteigender Anzahl Tannen, Lärchen, Traubeneichen und ein Bergahorn vorgefunden (siehe Abbildung 41).



Abbildung 38: Pilotfläche 595 ©Salzmann, BFW



Punkt-Nr.	Seehöhe	Wasserhaushalt	Exposition	Relief	Hangneigung (Grad)	Bestandesschlussgrad
595-1-1	723	Mäßig frisch	Nord	Mittelhang	27	Locker
595-1-2	726	Frisch	Nord-West	Mittelhang	312	Geschlossen
595-1-3	737	Mäßig frisch	Nord-West	Mittelhang	19	Locker

Punkt-Nr.	Entstehung aktuelle Verjüngung	Schutzmaßnahmen	Abstand nächste Douglasie (m)	Auflichtung
595-1-1	Naturverjüngung	Keine	2	Ja
595-1-2	Naturverjüngung	Keine	14	Nein
595-1-3	Naturverjüngung	Keine	8	Ja

Tabelle 2: Bestandesbeschreibung Standort 595

Die Durchmesser- und Höhenverteilung der am häufigsten vorkommenden Baumarten im Altbestand (Buche, Douglasie, Fichte, Kiefer, Lärche und Tanne) ist in der untenstehenden Abbildung ersichtlich. Es zeigt sich, dass die häufigste Baumart (Rotbuche) zahlreich in den unteren und mittleren Bereichen der Durchmesser- und Höhenklassen zu finden ist. Die Durchmesser- und Höhenverteilung der Douglasien hingegen sind wie auch am

Standort 592 hauptsächlich den mittleren und höheren Klassen zuzuordnen. Der Großteil der stockenden Kiefern weisen einen BHD von 37,5 cm – 47,5 cm auf. Die Fichte ist, bis auf eine höhere Anzahl in der BHD Klasse 17,5cm relativ gleichmäßig über die BHD Klassen verteilt.

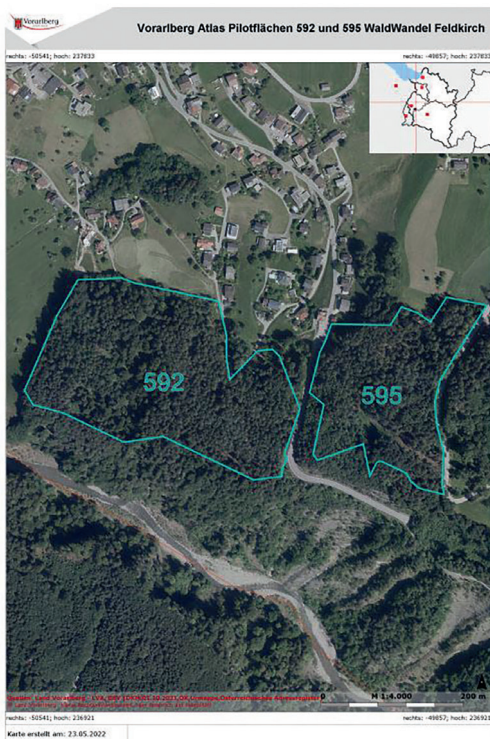


Abbildung 39: Übersicht Standort 595 ©Vorarlberg Atlas



Abbildung 40: Eckpunkte Vollaufnahme 595 ©QGIS, Basemap.at



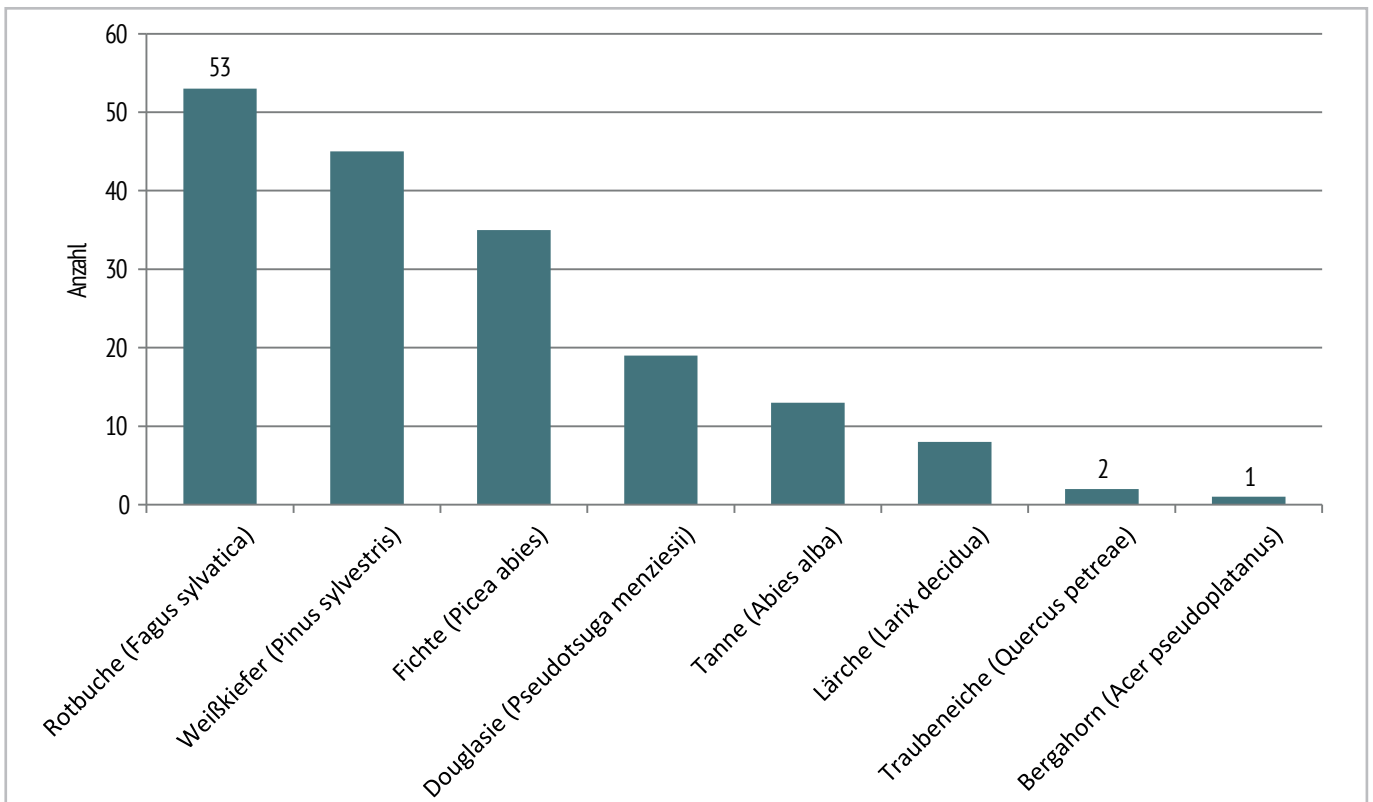


Abbildung 41: Baumartenverteilung Altbestand Standort 595

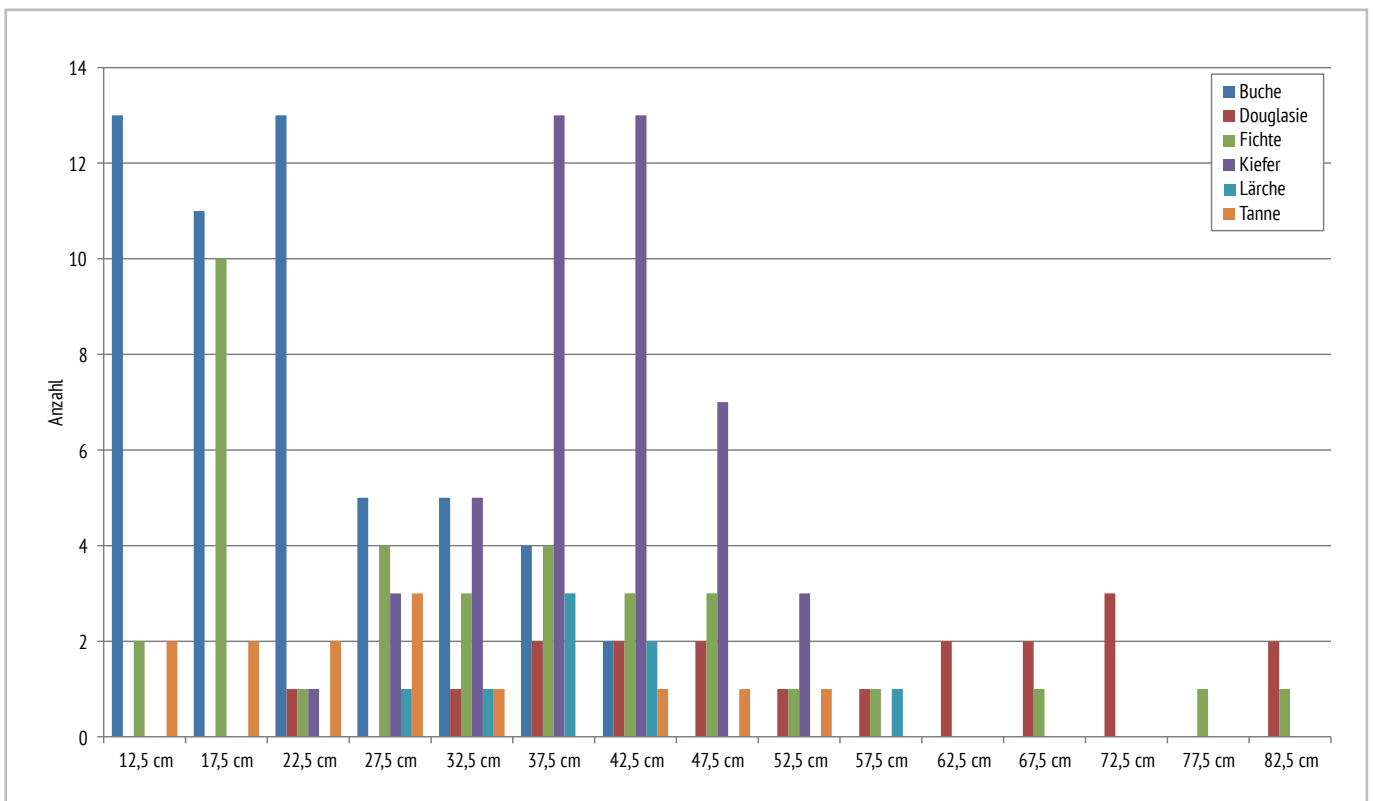


Abbildung 42: BHD-Verteilung im Altbestand

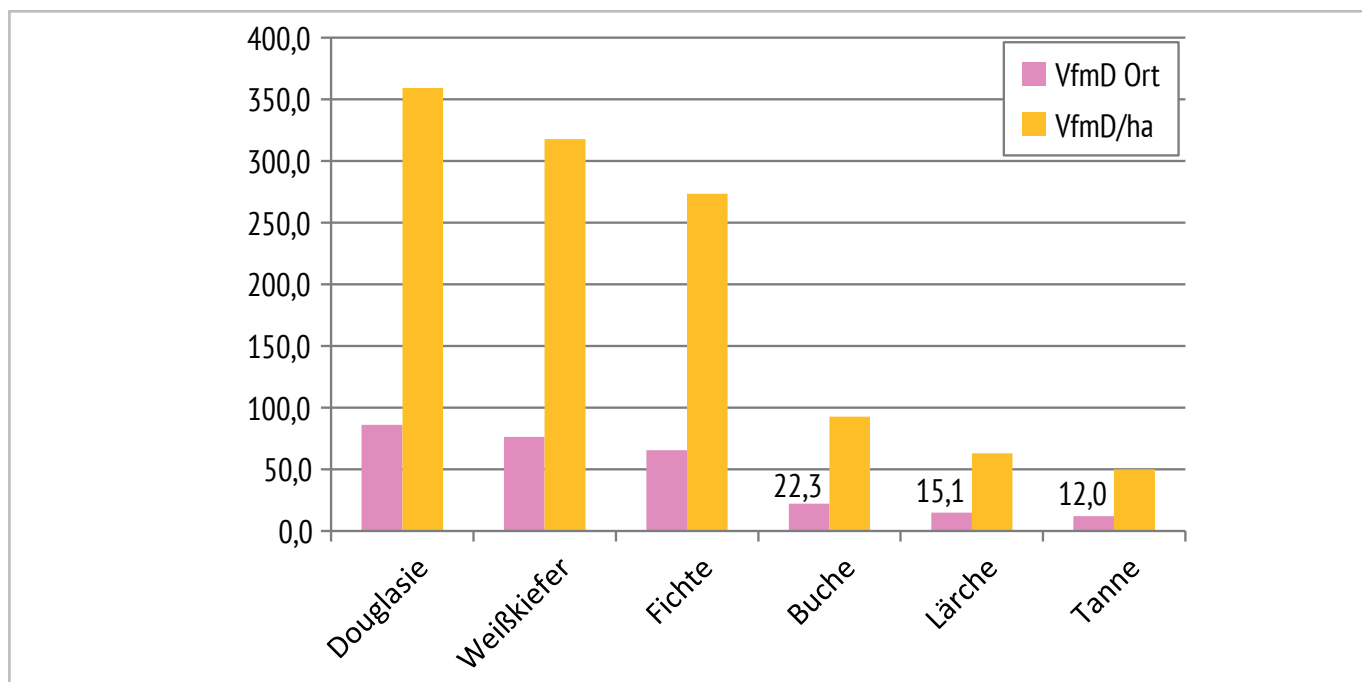


Abbildung 43: Vorratsfestmeter (Derbholtz) pro Baumart am Standort 595

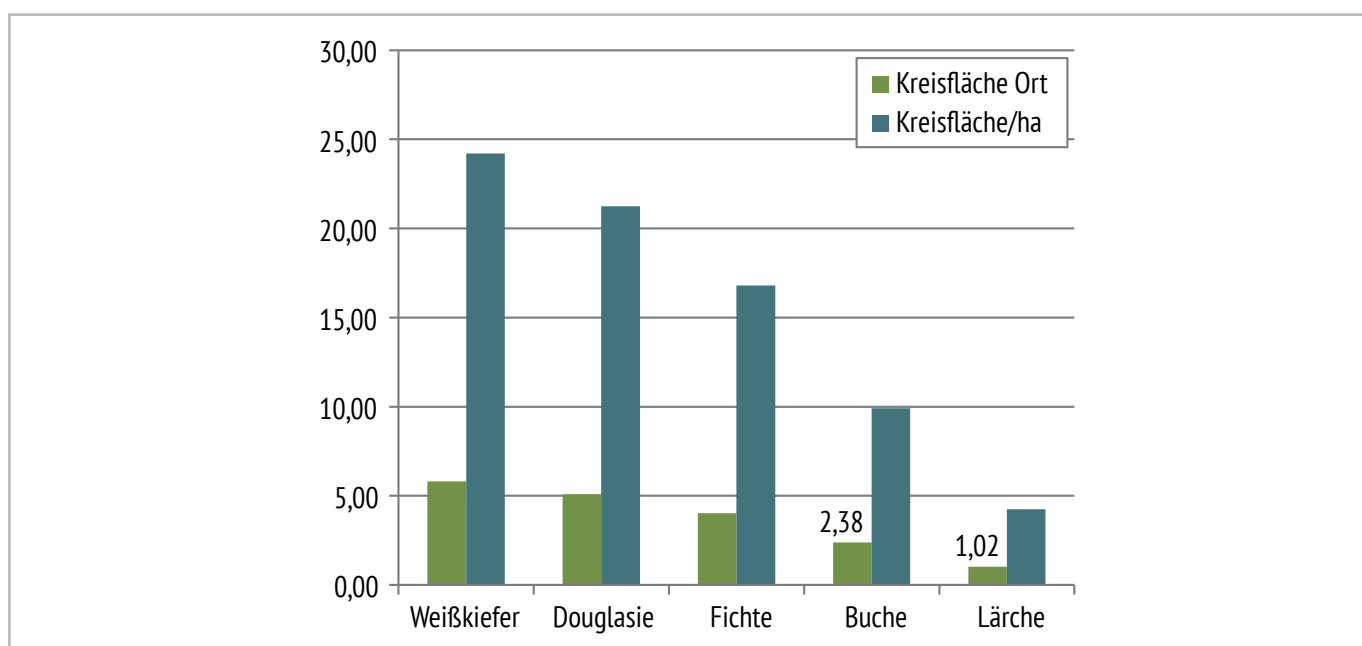


Abbildung 44: Kreisflächenverteilung Standort 595

Die Berechnung des Volumens ergab einen Gesamtwert von 277,2  $Vfm_D$  (1155,9  $Vfm_D/ha$ ), es wurden in diese Berechnung die Baumarten Buche, Douglasie, Fichte, Kiefer, Lärche und Tanne einbezogen. Bei einer Betrachtung der einzelnen Baumarten zeigt sich, dass die Douglasie eine Leistung von 86,1  $Vfm_D$  (359  $Vfm_D/ha$ ) erbringt und damit den höchsten Wert erreicht. Die Weißkiefer trägt 76,2  $Vfm_D$  (317,7  $Vfm_D/ha$ ) bei, die Fichte 65,5  $Vfm_D$  (273,3  $Vfm_D/ha$ ). Die häufigste Baumart, Buche, erbringt eine Leistung von 22,3  $Vfm_D$  (92,9  $Vfm_D/ha$ ), die Lärche 15,1  $Vfm_D$  (62,9  $Vfm_D/ha$ ) und die Tanne 12,0  $Vfm_D$  (50,1  $Vfm_D/ha$ ) (siehe auch Abbildung 43). Die Kreisfläche des Bestandes beträgt 19,25  $m^2$  auf der Gesamtfläche von 0,24 ha. Sie verteilt sich entsprechend Abbildung 44 auf die Baumarten.

### 8.2.2.2 Begrünungsgrad Standort 595

Standort 595 weist im Vergleich zu Standort

592 einen deutlich geringeren Begrünungsgrad aller drei Punkte auf. Am Probepunkt 595-1-1 fanden sich lediglich einige wenige Jungbäume, jedoch keine Sträucher bzw. Zwergsträucher, Kräuter, Gräser, Farne oder Him- und Brombeeren. An den anderen beiden Probepunkten fanden sich neben den Jungbäumen auch Sträucher bzw. Zwergsträucher und Kräuter und Farne bzw. Gräser und Adlerfarn. Die Mindesthöhe des Bewuchses beträgt 10cm, die maximale Höhe rund 60cm (siehe Abbildung 45-47).

### 8.2.2.3 Verjüngungsaufnahmen Standort 595

Die Gesamtanzahl der am Standort 595 aufgefundenen Individuen beträgt 130. Davon befanden sich rund 55 % in der Höhenklasse <10 cm. In der nächsthöheren Höhenklasse 10-30 cm wurden 49 Individuen (38 %) gezählt. An keinem der drei Probepunkte wurde Verjüngung höher als 130 cm aufgefunden. In den Klassen 51-80 cm und 81-130 cm wurde jeweils nur ein Individuum vermerkt (siehe Abbildung 48).

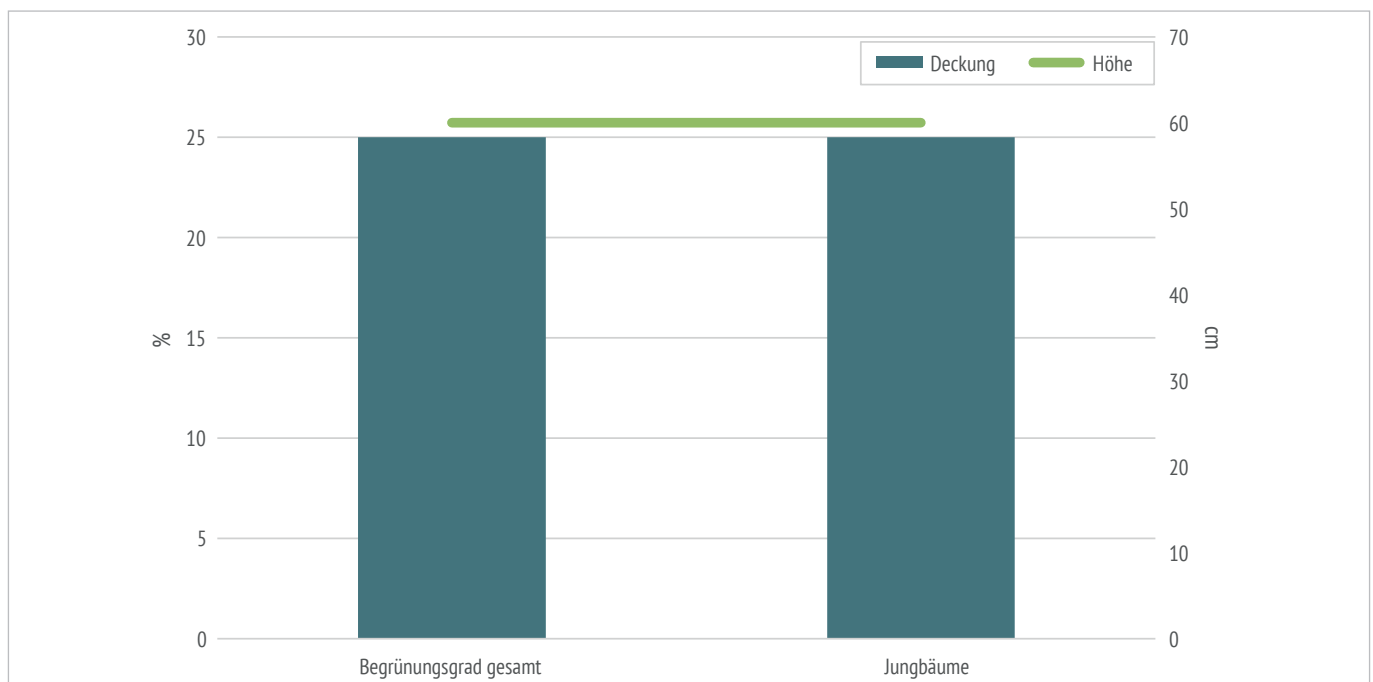


Abbildung 45: Begrünungsgrad Punkt 595-1-1

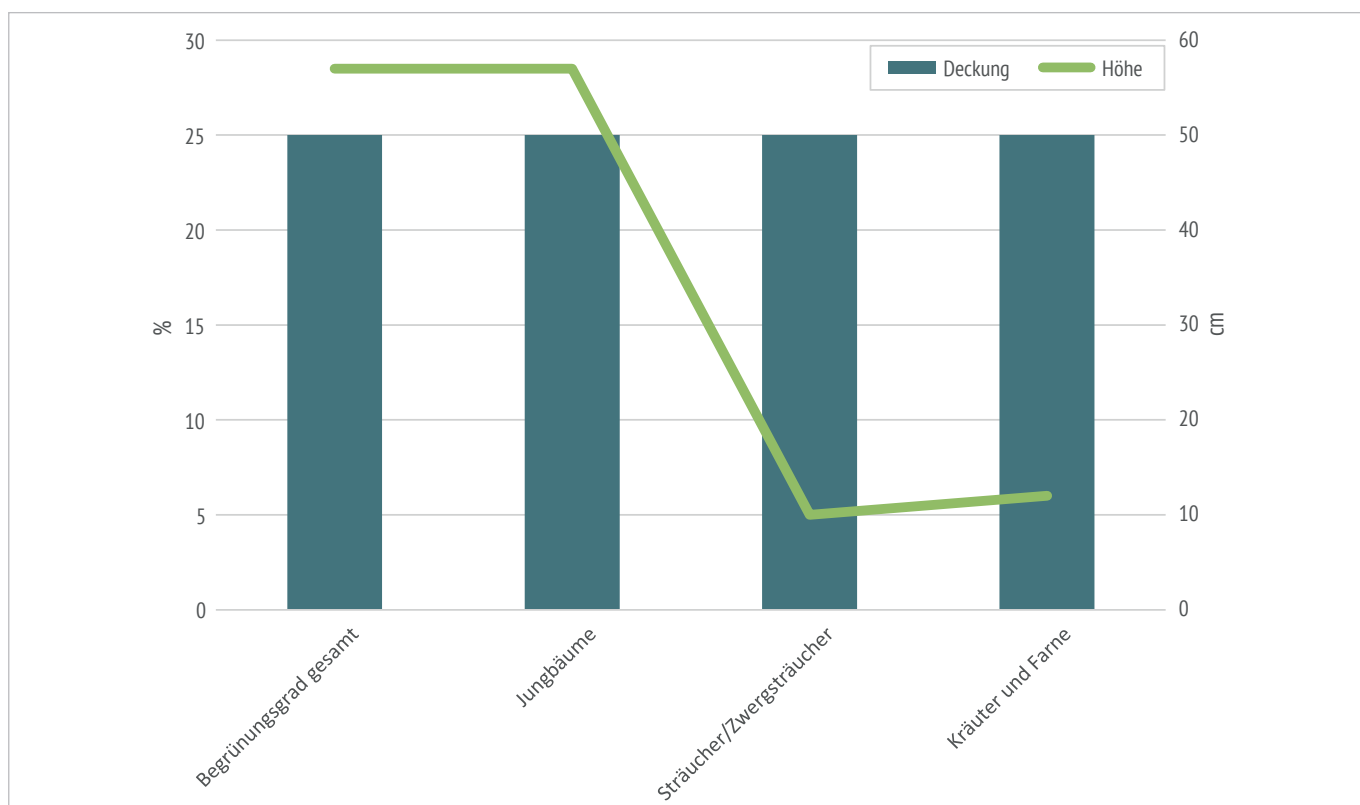


Abbildung 46: Begrünungsgrad Punkt 595-1-2

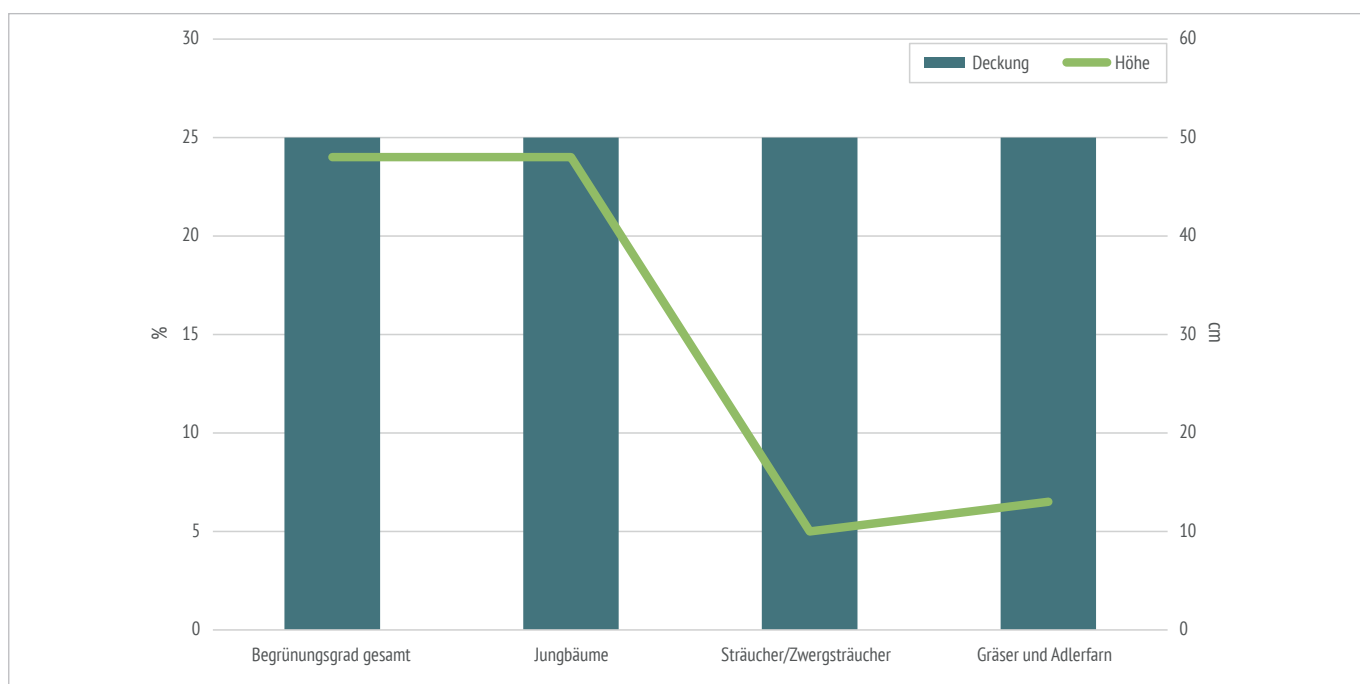


Abbildung 47: Begrünungsgrad Punkt 595-1-3



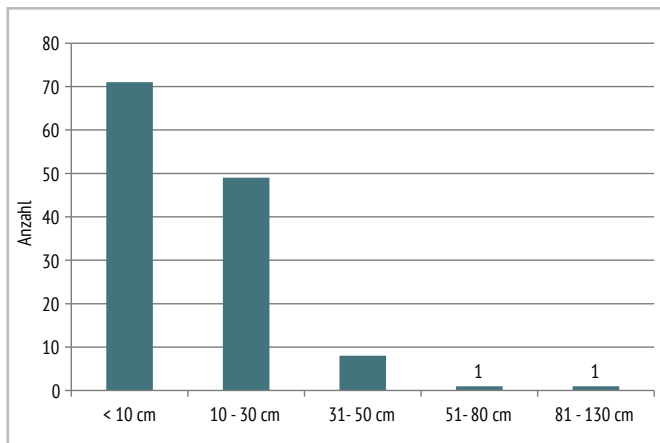


Abbildung 48: Verteilung nach Höhenklassen Standort 595

Es fanden sich insgesamt zehn Baumarten in der Verjüngung, davon sind acht Laubbaumarten und zwei Nadelbaumarten. Die am häufigsten vorkommende Baumart war die Rotbuche (*Fagus sylvatica*), mit 64 Individuen (49 %), gefolgt von Tanne (*Abies alba*) mit 29 Individuen (22 %). Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Fichte (*Picea abies*), Walnuss (*Juglans regia*), und Stechpalme (*Illex aquifolia*) kamen in annähernd gleicher Häufigkeit vor. Es wurden neben den heimischen Baumarten insgesamt drei Douglasien (*Pseudotsuga menziesii*) gezählt.

Der Anteil der Douglasien an der Verjüngung an diesem Standort beträgt 2,3 %.

Bis auf eine Rotbuche befanden sich alle Übrigen in den ersten beiden Höhenklassen. Generell wurden bis auf eine Buche in der höchsten Höhenklasse und eine Fichte in der Klasse 51-80 cm alle Individuen in den Klassen bis 50 cm gezählt. Die drei aufgenommenen Douglasien befanden sich in der Klasse <10 cm.

#### 8.2.2.4 Verbissaufnahme Standort 595

Es wurde ausschließlich Verjüngung von Fichte, Rotbuche, Stechpalme, Tanne und Walnuss in den Höhenklassen 10-30 cm und 31-50 cm verbissen. Die Verjüngung der Stechpalme wurde zu beinahe 70 % verbissen, die der Walnuss zu 50 %. Die Verbissintensität in den einzelnen Höhenklassen ist in Abbildung 51 ersichtlich. Der Gesamtverbiss je Baumart wird in Abbildung 52 dargestellt.

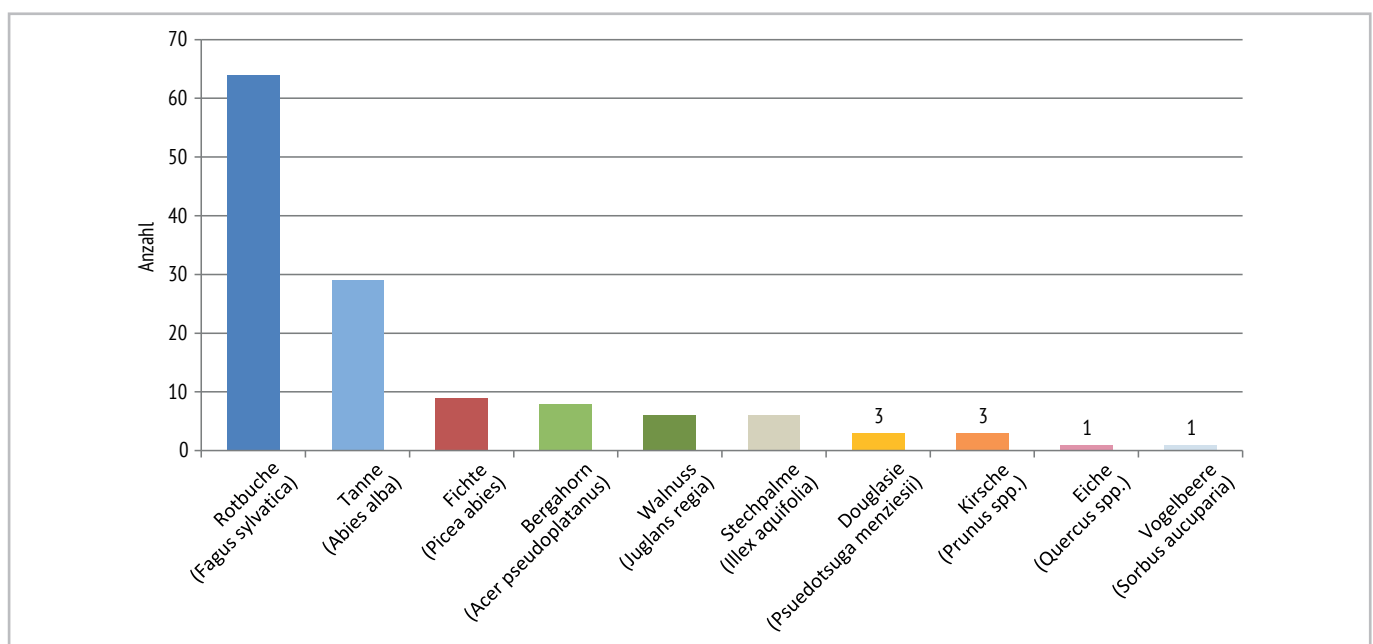


Abbildung 49: Baumartenverteilung Verjüngung Standort 595

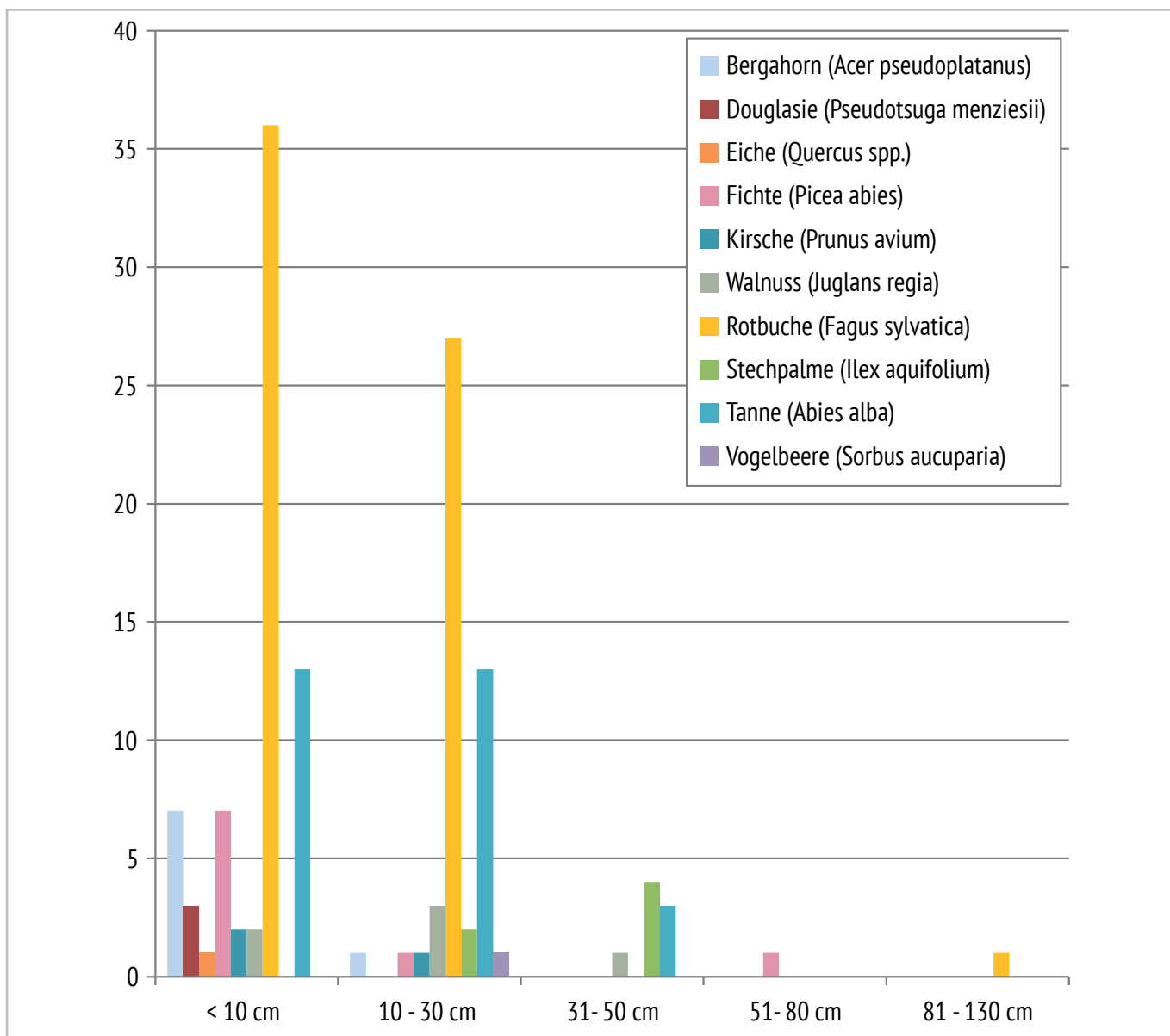


Abbildung 50: Baumartenverteilung nach Höhenklassen Standort 595

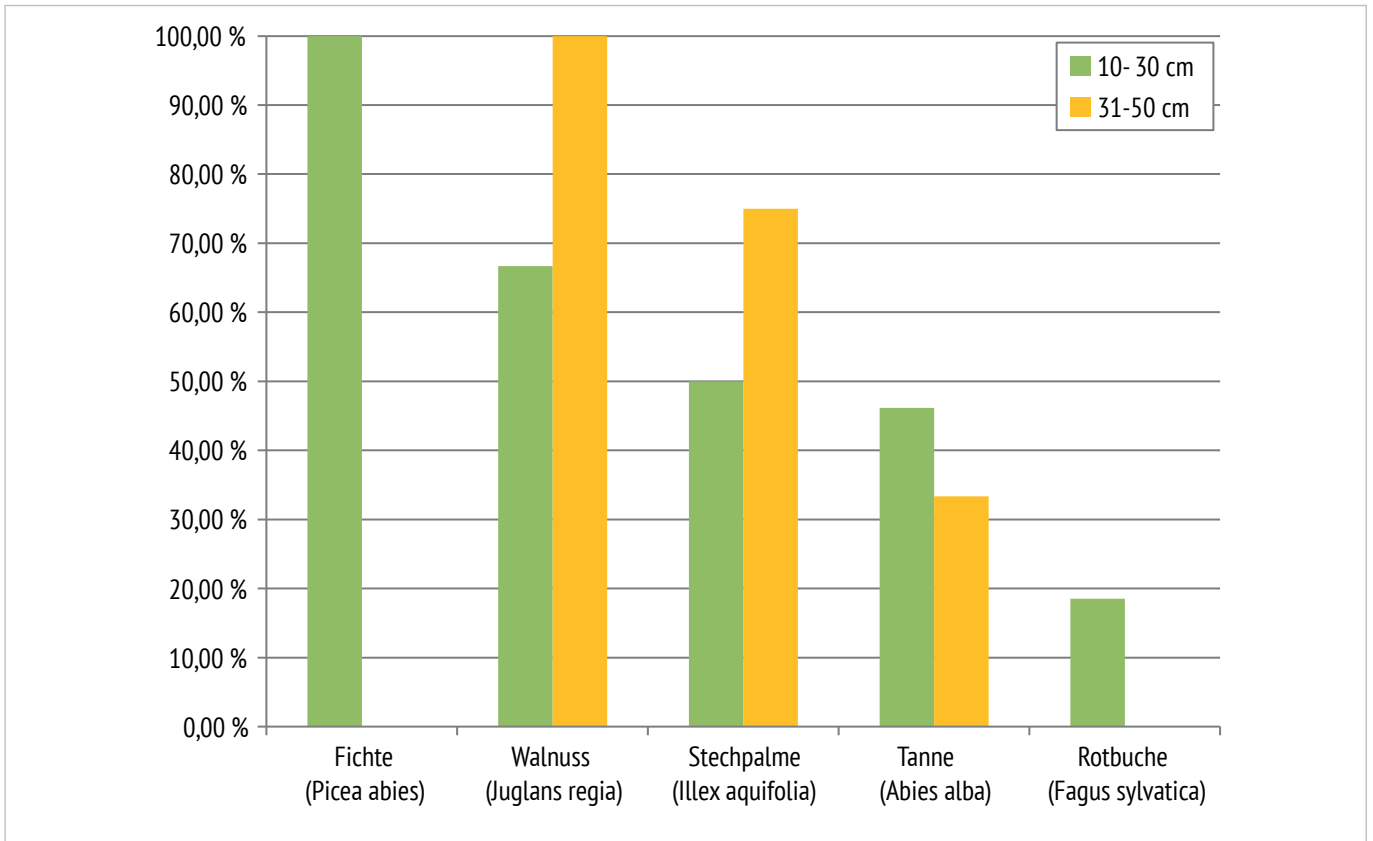


Abbildung 51: Verbiss nach Baumarten und Höhenklassen in % Standort 595

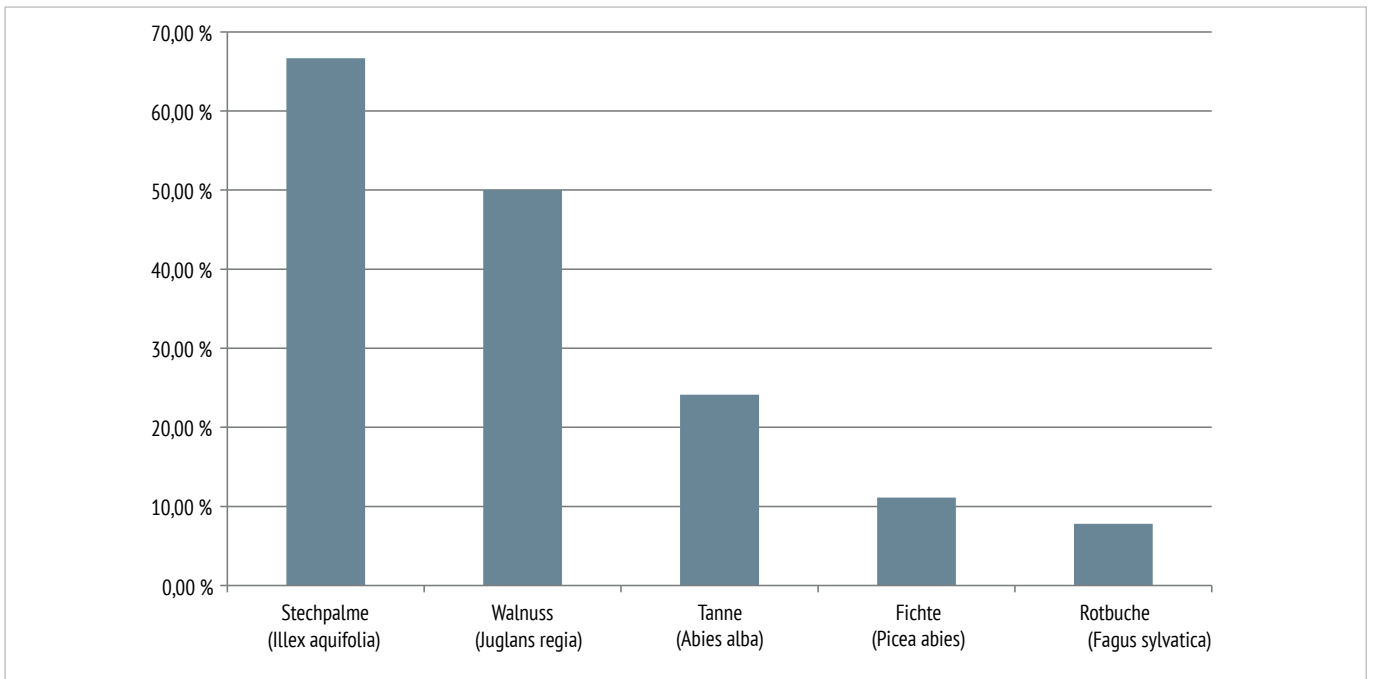


Abbildung 52: Verbiss nach Baumarten in % Standort 595

### 8.2.3 Standort 1507 Schnifis

Am Standort 1507 in Schnifis wurden die Probepunkte 1507-1-1, 1507-1-2 und 1507-1-3 aufgenommen. Diese befinden sich auf einer Seehöhe von 716 bis 717m. Der Wasserhaushalt der Probepunkte ist sehr unterschiedlich und reicht von Trocken bis Frisch. Es handelt sich um einen Südhang, das Relief ist als Mittelhang zu bezeichnen. Die Hangneigungen der Punkte belaufen sich auf 31,1°, 31,5° und 27,8°. Die Lichtverhältnisse am Standort sind aufgrund der verschiedenen Ausprägungen des Bestandesschlusses sehr heterogen. Es handelt sich bei der vorhandenen Verjüngung um Naturverjüngung welche nicht durch Schutzmaßnahmen vor Wildeinfluss geschützt wurde (weitere Details siehe nachfolgende Tabellen).

#### 8.2.3.1 Vollaufnahme Standort 1507

Auf einer gemessenen Fläche von 0,12 ha wurden am Standort 1507 44 Bäume mit einem BHD  $\geq 10$  cm verzeichnet.

Der größte Anteil entfällt mit 27 % auf die Douglasie, gefolgt von Tanne und Rotbuche mit jeweils rund 23 % und Fichte mit 15 %. Birke, Kirsche und Weißkiefer (siehe Abbildung 56) sind mit jeweils 2 bzw. 1 Individuum vertreten.

In Abbildung 57 ist die BHD Verteilung der häufigsten Baumarten (Buche, Douglasie, Fichte und Tanne) des Altbestands am Standort 1507 ersichtlich. Die Douglasie weist eine sehr gleichförmige Verteilung über die verschiedenen Klassen auf und ist als einzige Baumart in den höchsten Klassen vertreten.



Abbildung 53: Standort 1507 ©Salzmann, BFW





Punkt-Nr.	Seehöhe	Wasserhaushalt	Exposition	Relief	Hangneigung (Grad)	Bestandesschlussgrad
1507-1-1	718	Trocken	Süd	Mittelhang	31	Licht
1507-1-2	716	Frisch	Süd	Mittelhang	312	Geschlossen
1507-1-3	717	Mäßig frisch	Süd	Mittelhang	28	Teilweise Kahlschlag teilweise räumdig

Punkt-Nr.	Entstehung aktuelle Verjüngung	Schutzmaßnahmen	Abstand nächste Douglasie (m)	Auflichtung
1507-1-1	Naturverjüngung	Keine	4	Ja
1507-1-2	Naturverjüngung	Keine	13	Ja
1507-1-3	Naturverjüngung	Keine	25	Ja

Tabelle 3: Bestandesbeschreibung Standort 1507

Rotbuche und Fichte sind hauptsächlich in den unteren Durchmesserklassen zu finden.

Das Gesamtvolumen beträgt 85,4 Vfm<sub>D</sub> (711,5 Vfm<sub>D</sub>/ha) auf einer Fläche von 0,12 ha. Der größte Anteil am Vorrat wird von Douglasie mit 51,1 Vfm<sub>D</sub> (425,6 Vfm<sub>D</sub>/ha) bereitgestellt, gefolgt von Tanne (20,0 Vfm<sub>D</sub> bzw. 166,6 Vfm<sub>D</sub>/ha), Buche (7,9 Vfm<sub>D</sub> bzw. 65,6 Vfm<sub>D</sub>/ha) und Fichte (6,4 Vfm<sub>D</sub> bzw. 53,7 Vfm<sub>D</sub>/ha) (siehe auch Abbildung 58). Die Kreisfläche des Bestandes beträgt 5,73 m<sup>2</sup> (47,7 m<sup>2</sup>/ha), welche wie folgt auf die Baumarten verteilt ist: Douglasie 3,4 m<sup>2</sup>

(28,0 m<sup>2</sup>/ha), Tanne 1,3 m<sup>2</sup> (10,6 m<sup>2</sup>/ha), Buche 0,6 m<sup>2</sup> (5,0 m<sup>2</sup>/ha), Fichte 0,5 m<sup>2</sup> (4,1 m<sup>2</sup>/ha) (siehe auch Abbildung 59).

### 8.2.3.2 Begrünungsgrad 1507

Standort 1507 weist einen sehr hohen Gesamtbegrünungsgrad von mindestens 75 % auf allen drei Probepunkten auf. Darüber hinaus wurde auch in jeder Vegetationsklasse ein Deckungsgrad von mindestens 25 % und einer Mindesthöhe von 10 cm erreicht. Auf den Probepunkten unterscheiden sich die Anteile und Höhen geringfügig, alle werden jedoch durch einen sehr hohen Deckungsgrad der Jungbäume von über 75 % bei einer maximalen Höhe von 200 cm ausgezeichnet (siehe Abbildung 60-62).



Abbildung 54: Eckpunkte Vollaufnahme 1507 © QGIS, Basemap.at

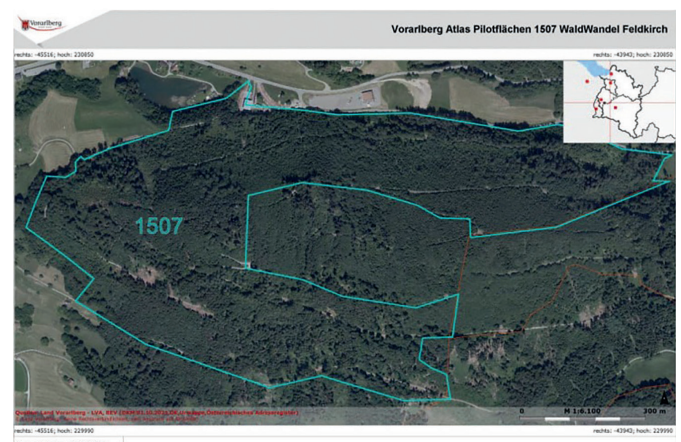


Abbildung 55: Überblick Standort 1507 © Vorarlberg Atlas

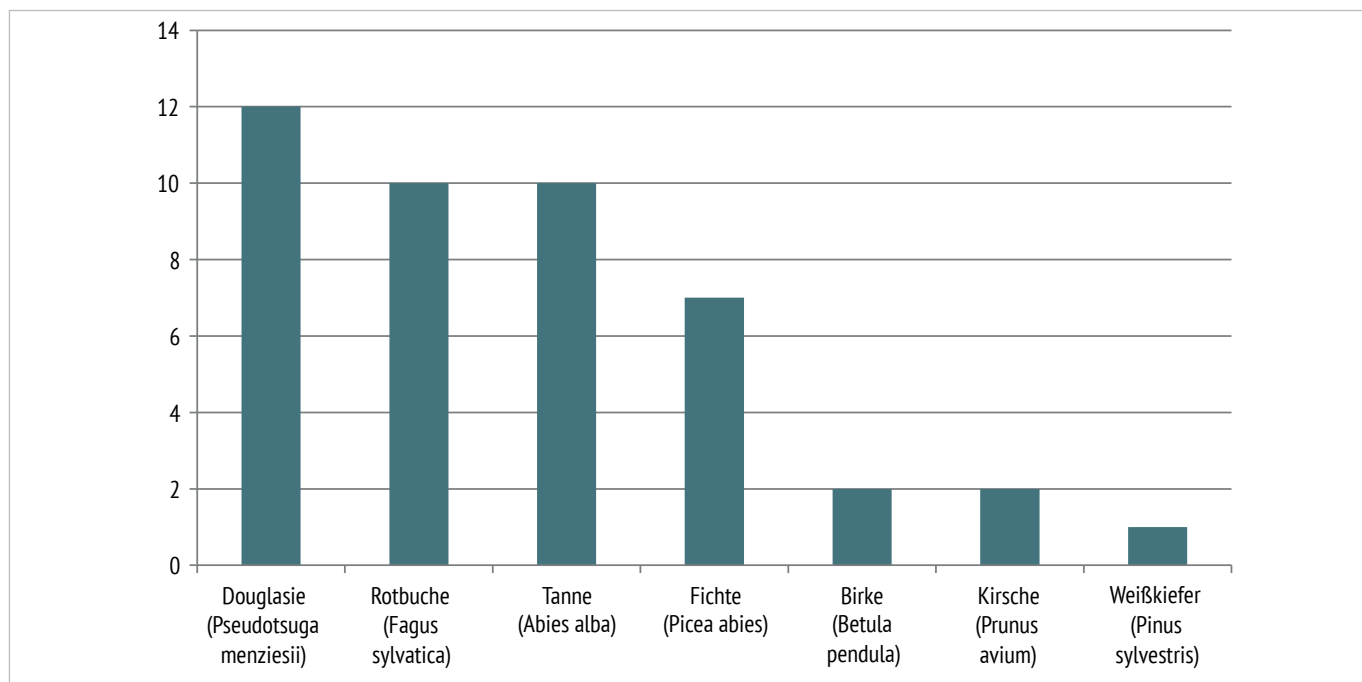


Abbildung 56: Baumartenverteilung Altbestand Standort 1507

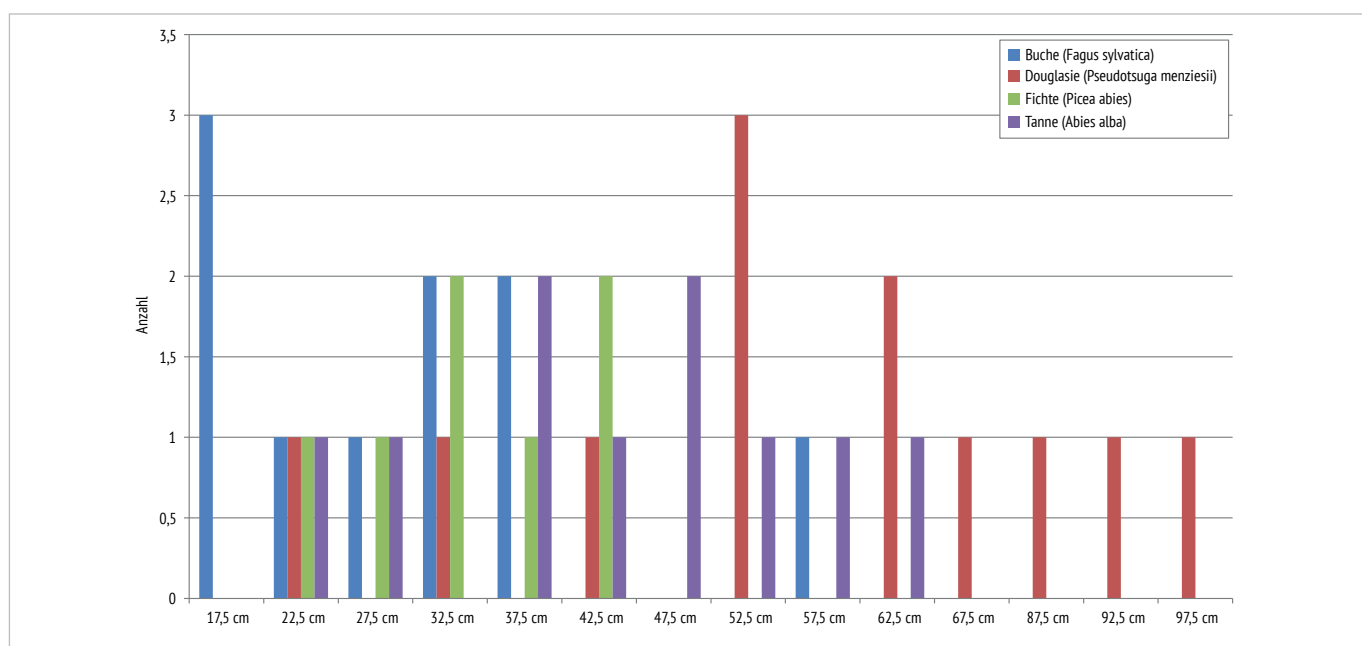


Abbildung 57: BHD-Verteilung im Altbestand Standort 1507

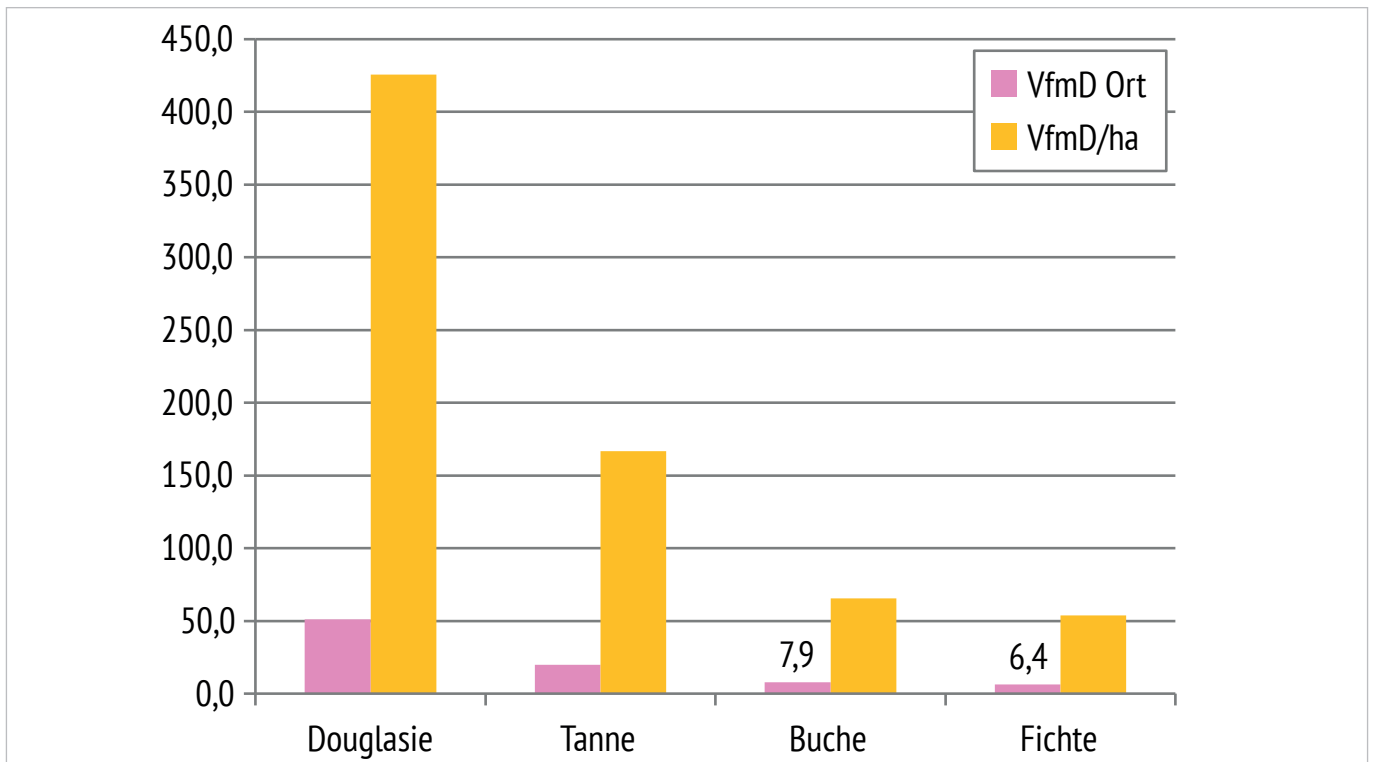


Abbildung 58: Vorratsfestmeter (Derbh Holz) pro Baumart am Standort 1507

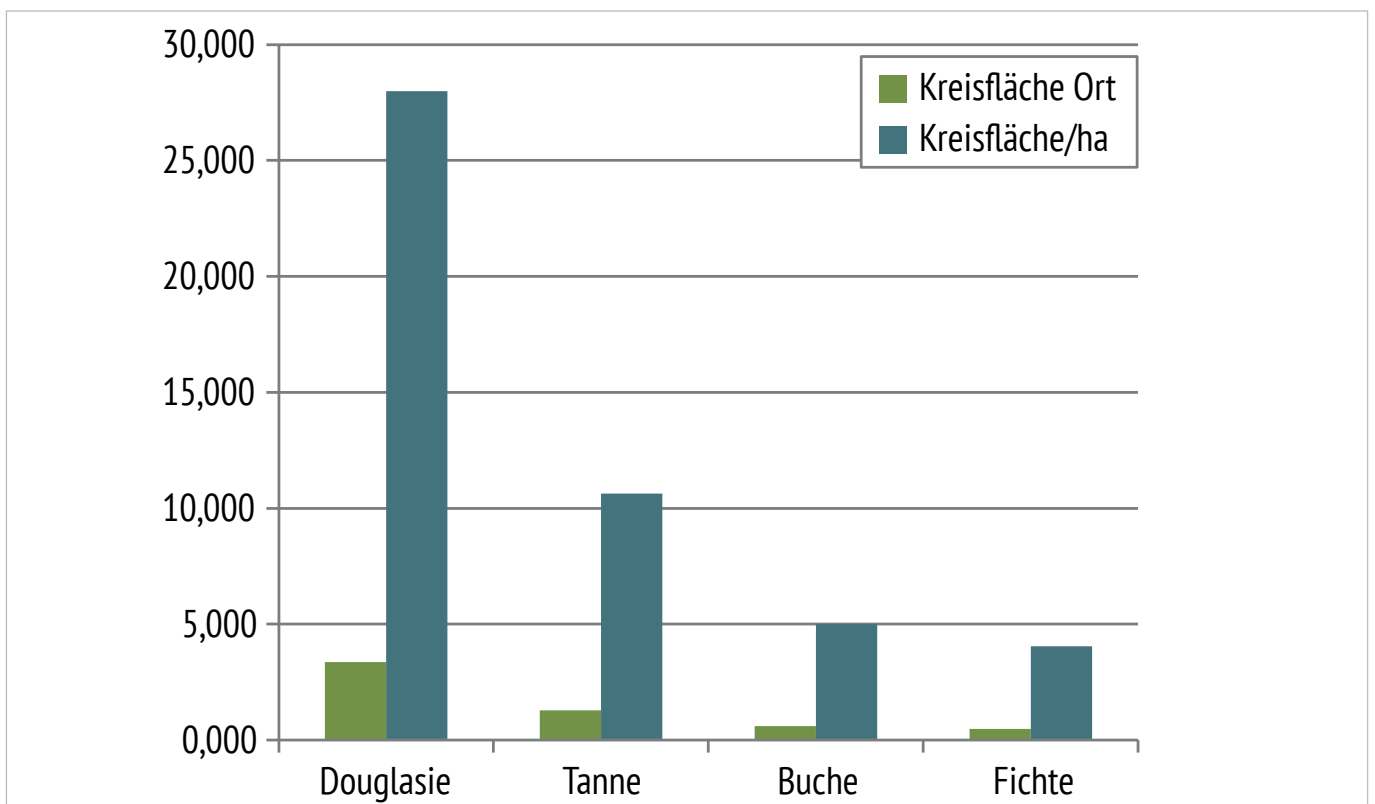


Abbildung 59: Kreisflächenverteilung Standort 1507

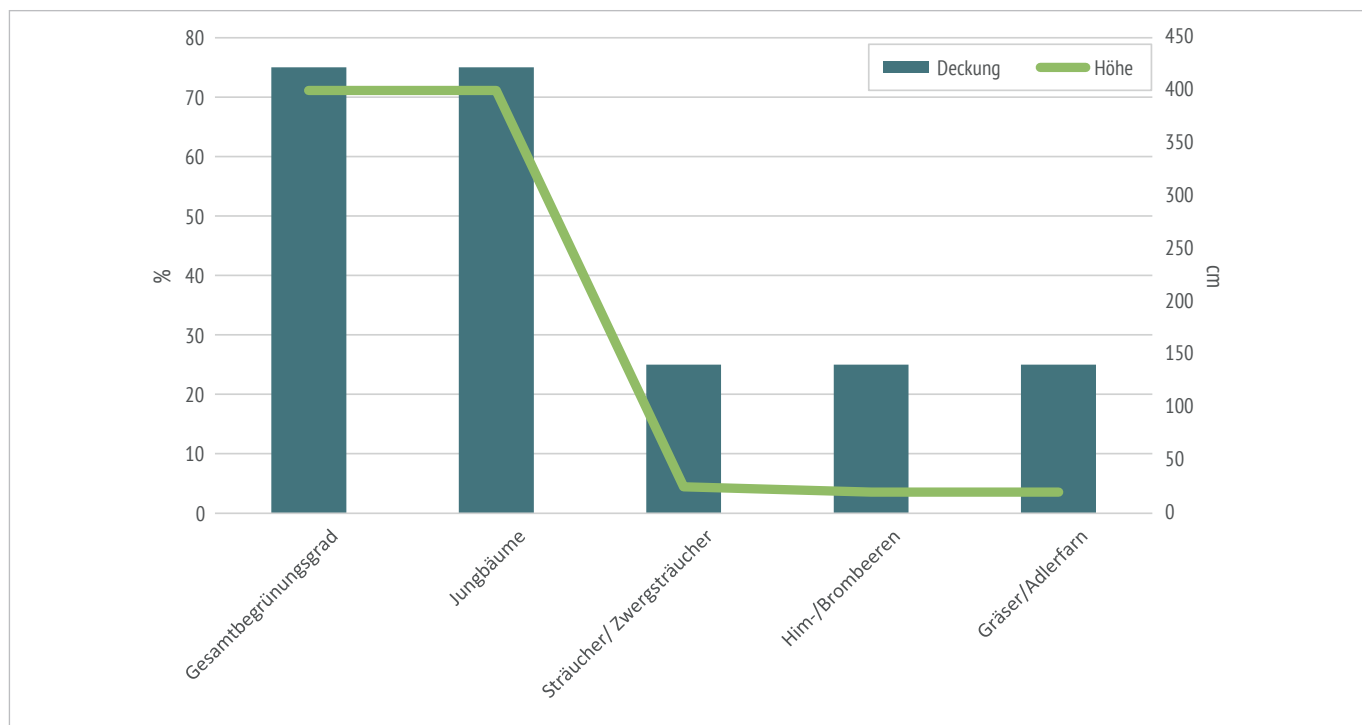


Abbildung 60: Begrünungsgrad Punkt 1507-1-1

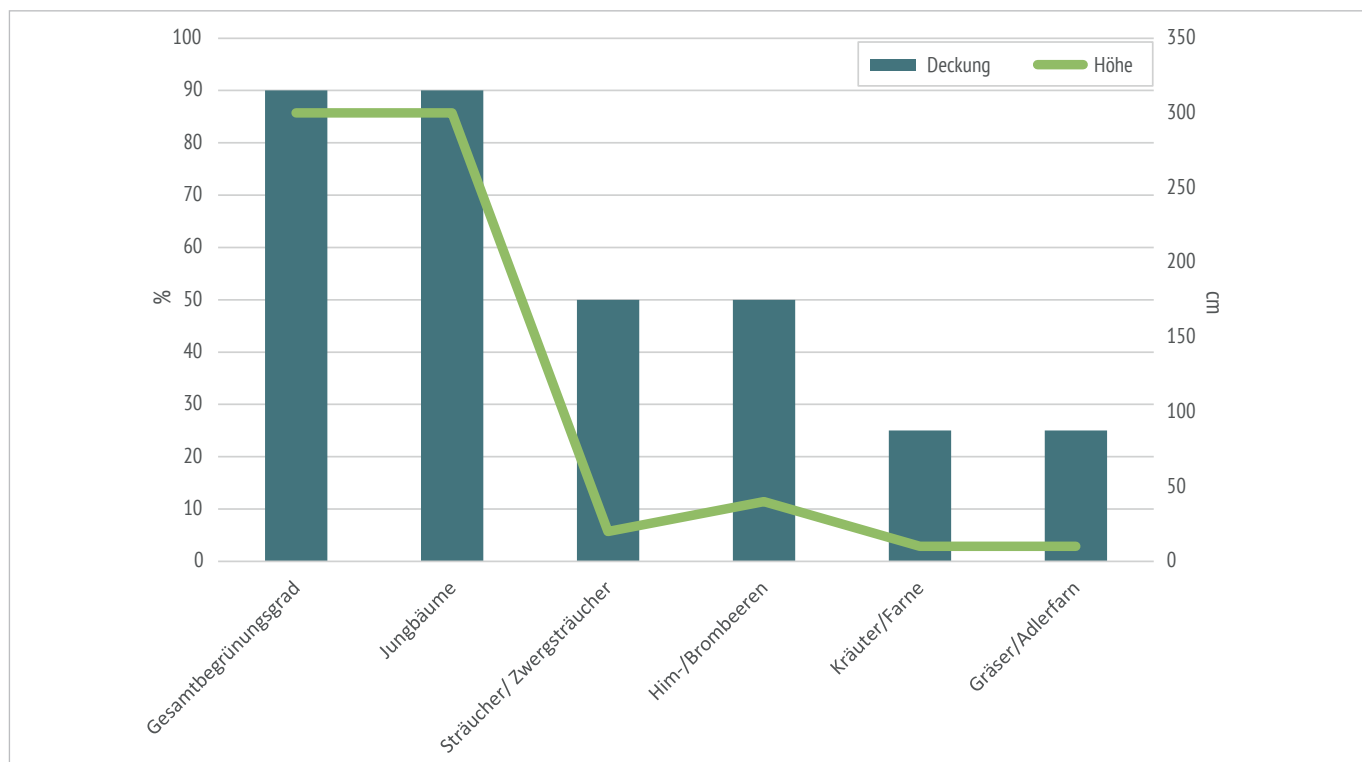


Abbildung 61: Begrünungsgrad Punkt 1507-1-2



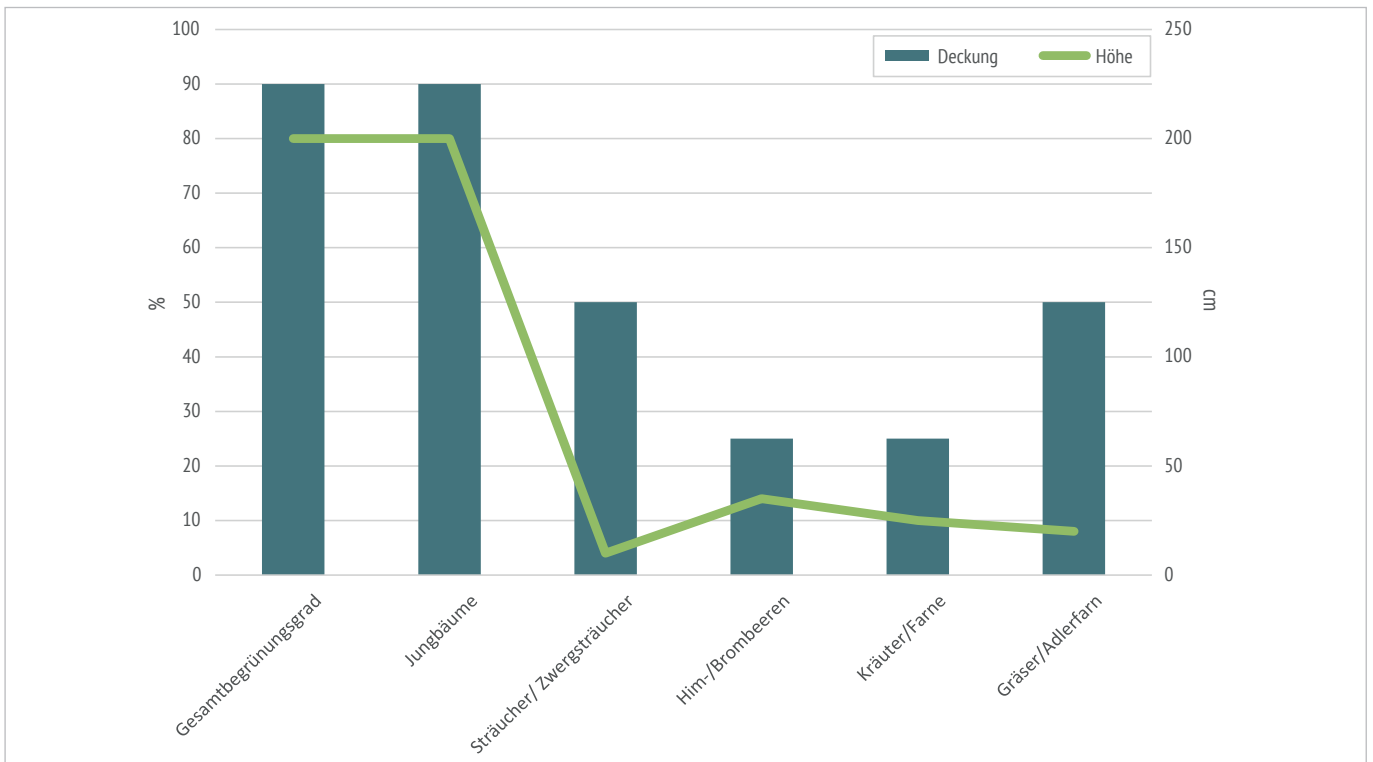


Abbildung 62: Begrünungsgrad Punkt 1507-1-3

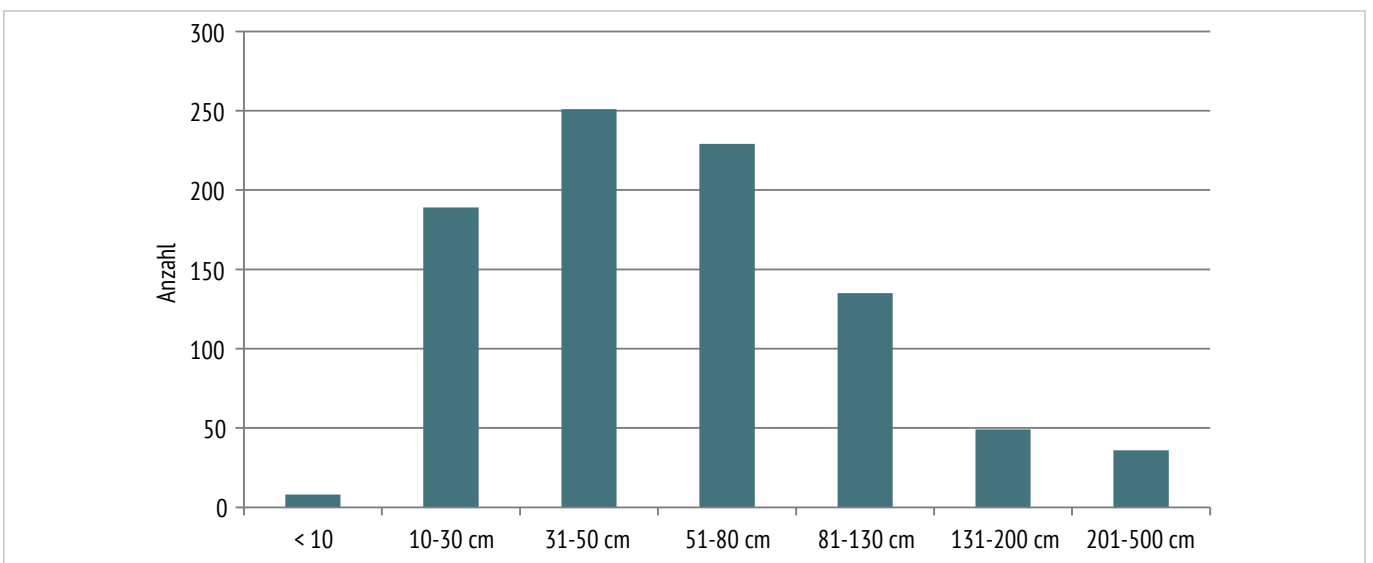


Abbildung 63: Verteilung nach Höhenklassen Standort 1507

### 8.2.3.3 Verjüngungsaufnahme Standort 1507

Am Standort 1507 wurden die höchsten Verjüngungszahlen aller Aufnahmestandorte verzeichnet, nämlich gesamt 897 Individuen in den sieben Höhenklassen. Die Mehrzahl der Pflanzen (250 Stück) wurden der Höhenklasse

31-50 cm zugeordnet, gefolgt von 229 Stück in der Klasse 51-80cm und 189 Stück in der Klasse 10-30 cm (siehe auch Abbildung 63). Wie in der Methodenbeschreibung in Kapitel 8.1. angeführt, wurde ab einer Individuenzahl von 30 Stück pro Probepunkt und Höhenklasse in

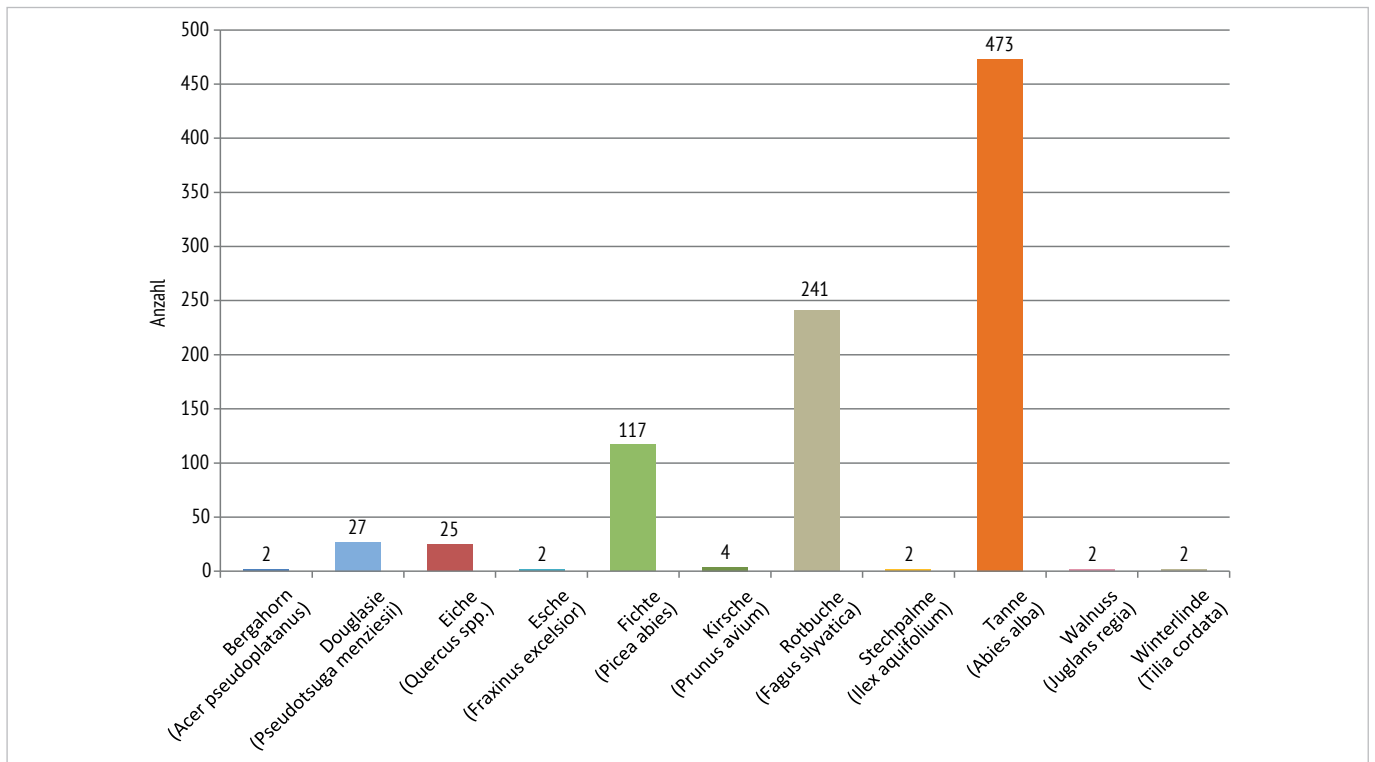


Abbildung 64: Baumartenverteilung Verjüngung Standort 1507

Klassen geschätzt. Dies betraf am Standort 1507 die Baumarten Fichte, Tanne und Rotbuche. In der Auswertung wurden die geschätzten und gezählten Individuen aufsummiert.

Es wurden insgesamt Individuen von 11 verschiedenen Baumarten aufgenommen, neun davon sind Laubbaumarten, zwei Nadelbaumarten. Zehn der Arten sind heimisch, die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) ist die einzige nicht-heimische Art. Die Tanne (*Abies alba*) ist die am zahlreichsten vorkommende Art, sie macht rund 53 % der Verjüngung am Standort 1507 aus, gefolgt von Rotbuche (*Fagus sylvatica*) mit 26 % und Fichte (*Picea abies*) mit 13 %. Die Douglasie bildet rund 3 % der Verjüngung, das entspricht 27 Individuen. Einen ähnlichen Anteil weist die Eiche mit 25 Stück (2,8 %) auf. Bergahorn, Esche, Kirsche, Stechpalme, Walnuss und Winterlinde kommen in sehr geringer Anzahl auf den Probepunkten vor (siehe auch Abbildung 64).

Die Verteilung der Baumarten nach Höhenklassen ist in Abbildung 65 ersichtlich. Der wesentliche Teil der Douglasienverjüngung (96 %) kommt in den unteren Höhenklassen zwischen 10 und 130 cm vor, damit entspricht die Douglasie 3 % der bis zu dieser Höhe gesamt vorkommenden Verjüngung. Der Großteil der zahlreichen Tannenverjüngung ist den Höhenklassen 31-50 und 51-80 cm zuzuordnen. Die Rotbuchenverjüngung verteilt sich auf die Höhenklassen zwischen 10 und 500 cm, mit den größeren Anteilen in den Klassen 51-80 cm und 81-130 cm. Die höchste Anzahl an Fichte findet sich in den Klassen 10-30 cm und 31-50 cm.

### 8.2.3.4 Verbissaufnahme Standort 1507

Am Standort 1507 wurde die Verjüngung von Bergahorn, Douglasie, Eiche, Fichte, Kirsche, Rotbuche, Tanne, Walnuss und Winterlinde verbissen. Jeweils 100 % der Verjüngung von Bergahorn und Kirsche in Höhenklasse 10-30

wurden verbissen, ebenso wie 100 % des Vorkommens von Bergahorn, Walnuss und Winterlinde in der Klasse 51-80 cm. Darüber hinaus wurden 100 % von Walnuss und Winterlinde in der Klasse 31 – 50 cm verbissen. Die Douglasie weist einen Verbiss von jeweils unter 20 % der Verjüngung in den Klassen 31-50 cm und 81-130 cm auf (siehe auch Abbildung 66). An diesem Standort wurde wie bereits beschrieben die Anzahl der Tannen, Fichten und Rotbuchen nach dem Erreichen der 30 Stück pro Probepunkt und Baumart in vier Höhenklassen geschätzt. Es wurde der Verbiss der jeweils gezählten 30 Individuen auf die geschätzte Anzahl hochgerechnet. Der Verbiss in Prozent der Baumartenspezifischen Verjüngung ist in Abbildung 67 dargestellt.

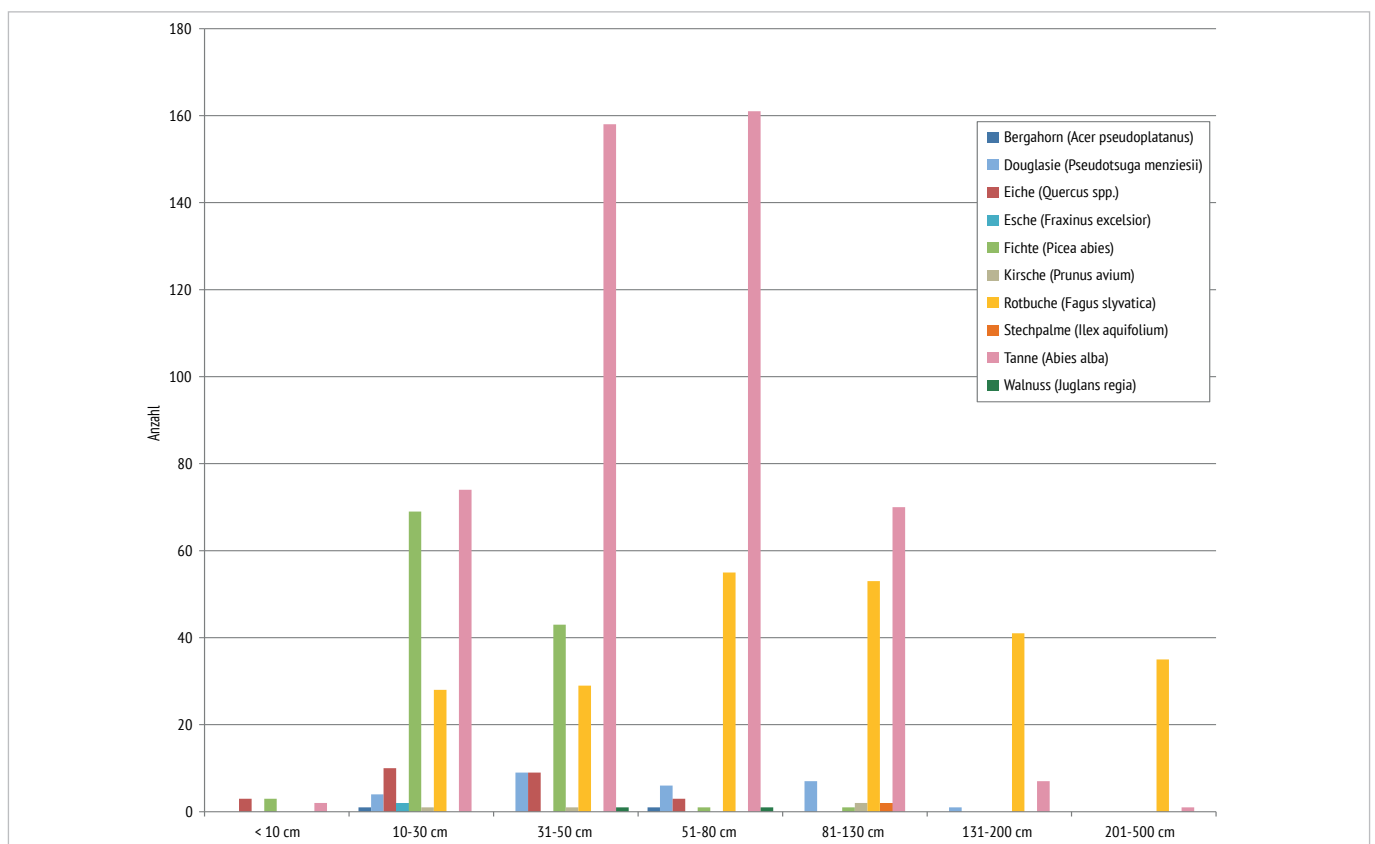


Abbildung 65: Baumartenverteilung nach Höhenklassen Standort 1507

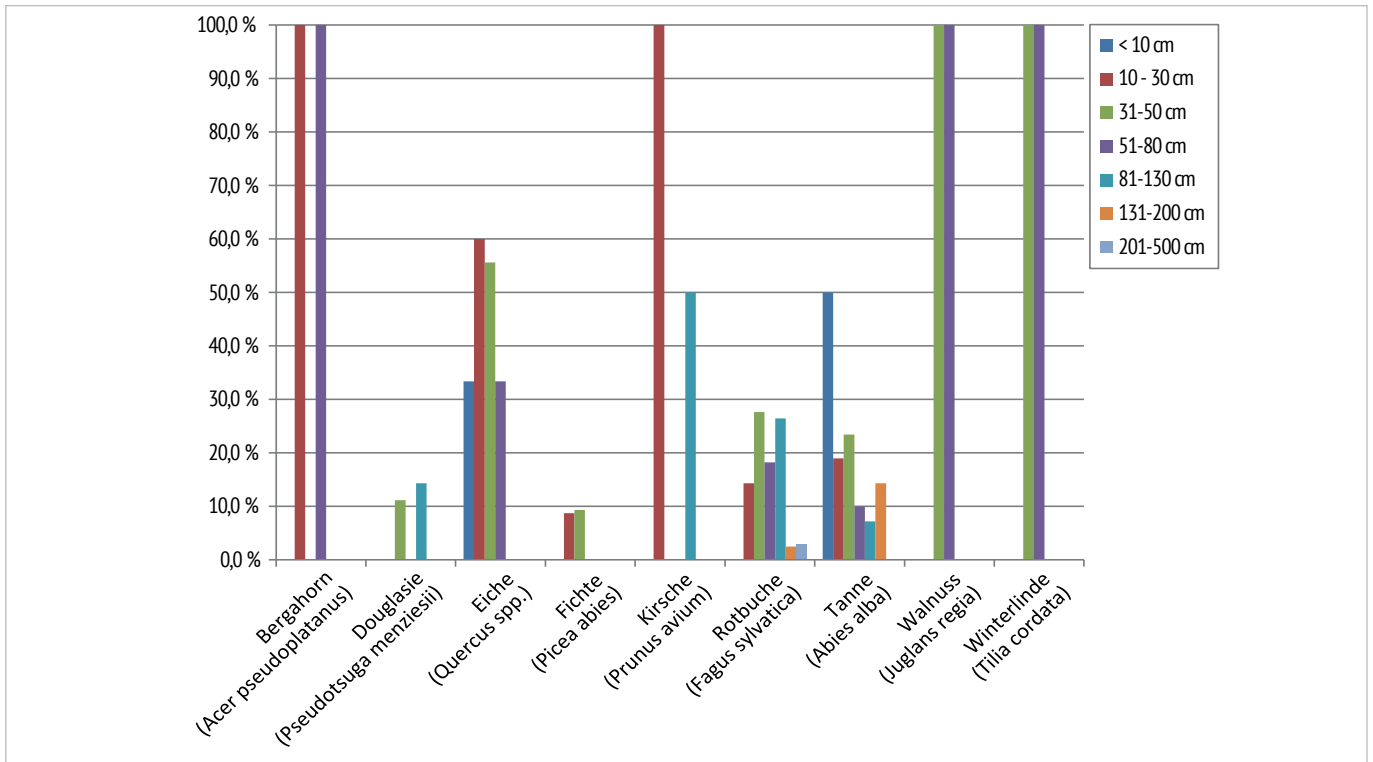


Abbildung 66: Verbiss nach Baumarten und Höhenklassen in % Standort 1507

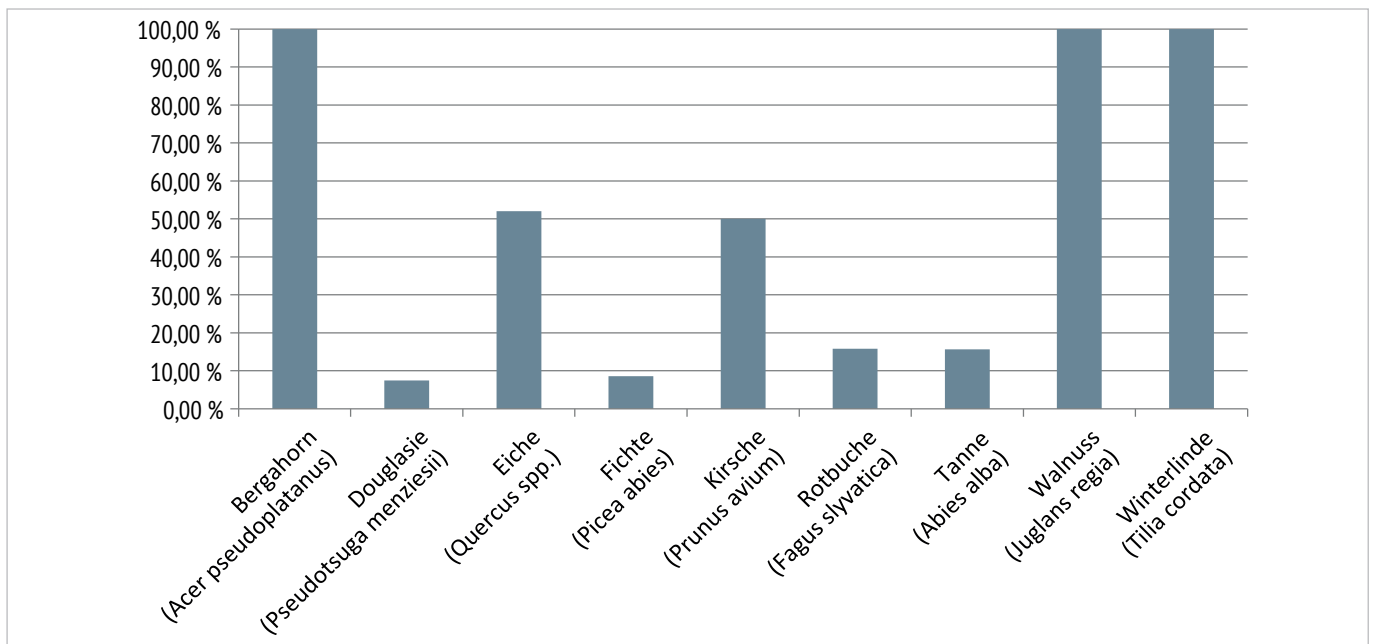


Abbildung 67: Verbiss nach Baumarten in % Standort 1507



## 8.2.4 Standort 1575 – Schnifis

Am Standort 1575 wurden die Probepunkte 1575-1-1, 1575-1-2 und 1575-1-3 aufgenommen, welche sich auf einer Seehöhe von 791 bis 805 m befanden. Der Bodenfeuchtehaushalt wurde als mäßig frisch bis frisch erfasst, die Exposition der Probeflächen war Süd bzw. Süd-West. Das Relief aller drei Probepunkte wurde als Mittelhang beschrieben, die Hangneigung wurde im Bereich 26,79° und 39,07° ermittelt. Es handelt sich bei der vorkommenden Verjüngung um Naturverjüngung ohne Schutzmaßnahmen, der Abstand zur nächstgelegenen Robinie wurde mit 2-5 m angegeben. Der Bestandesschlussgrad unterscheidet sich an allen drei Probepunkten (siehe untenstehende Tabellen).

### 8.2.4.1 Begrünungsgrad Standort 1575

Der Begrünungsgrad am Standort 1575 ist als sehr heterogen zu beschreiben, was vermutlich auf die unterschiedliche Ausprägung des Bestandesschlussgrades auf den drei Probepunkten zurückzuführen ist. Während am ersten Probepunkt nur ein Gesamtbegrünungsgrad von 25 % erreicht wurde, betrug dieser Wert bei den anderen beiden Punkten 50 bzw. 70 %, Auch die maximalen Höhen innerhalb der Vegetationsklassen unterschieden sich deutlich vonei-

inander (siehe Abbildung 70-72). Es wurden bei Probepunkt 1575-1-1 und 1575-1-2 nicht in allen Vegetationsklassen entsprechende Pflanzen vorgefunden.

### 8.2.4.2 Verjüngungsaufnahme Standort 1575

Am Standort 1575 wurden gesamt 704 Individuen in der Verjüngung erfasst. Rund 93 % der Pflanzen wurden in den ersten beiden Höhenklassen (<10 cm und 10-30 cm) aufgenommen. Der geringste Pflanzenanteil (0,3 % bzw. 0,6 %) entfällt auf die höchsten Klassen 131-200 cm und 201-500 cm.

Es wurden gesamt 12 Baumarten erfasst, zehn davon sind Laubbäume, zwei gehören den Nadelbäumen an. Dabei handelt es sich um 11 heimische- und eine nicht-heimische Art. Die am häufigsten vorkommende Art ist Eiche (*Quercus* spp.). Sie hat einen Anteil von 34 % an der Verjüngung am Standort, gefolgt von Esche (*Fraxinus excelsior*) mit 33 %. Beide Baumarten wurden analog zur Methodenbeschreibung bis zum Erreichen der Anzahl von 30 Stück in der jeweiligen Höhenklasse gezählt und anschließend in Klassen geschätzt. In der Auswertung wurden die geschätzten und gezählten Individuen aufsummiert.

Punkt-Nr.	Seehöhe	Wasserhaushalt	Exposition	Relief	Hangneigung (Grad)	Bestandesschlussgrad
1575-1-1	805	Mäßig frisch	Süd-West	Mittelhang	39	Locker
1575-1-2	803	Mäßig frisch	Süd	Mittelhang	27	Gedrängt
1575-1-3	791	Feucht	Süd-West	Mittelhang	31	Geklumpt

Punkt-Nr.	Entstehung aktuelle Verjüngung	Schutzmaßnahmen	Abstand nächste Douglasie (m)	Auflichtung
1575-1-1	Naturverjüngung	Keine	5	Ja
1575-1-2	Naturverjüngung	Keine	4	Nein
1575-1-3	Naturverjüngung	Keine	2	Nein

Tabelle 4: Bestandesbeschreibung Standort 1575





Abbildung 53: Standort 1507 ©Salzmann, BFW



Ein relativ großer Anteil der Verjüngung von rund 10 % wird von der Kirsche (*Prunus avium*) eingenommen, während Fichte und Feldahorn jeweils rund 5 % der Verjüngung bereitstellen. Es wurden zehn Robinien gezählt, dies entspricht einem Anteil von 1,4 % (siehe Abbildung 74).

Die Baumartenverteilung nach Höhenklassen (siehe Abbildung 75) zeigt, dass sowohl alle Eichen, als auch alle Eschen in den untersten beiden bzw. untersten drei Höhenklassen vorkommen, ebenso wie die wenigen Tannen-, Bergahorn-, Walnuss-, Stechpalmen und Ulmen Individuen. Damit sind rund 97 % der gesamten Verjüngung an den drei Probestellen am Standort 1575 den drei Höhenklassen <10cm – 50 cm zuzuordnen. Lediglich einzelne Fichten, Kirschen und Rotbuchen



Abbildung 53: Standort 1507 ©Salzmann, BFW

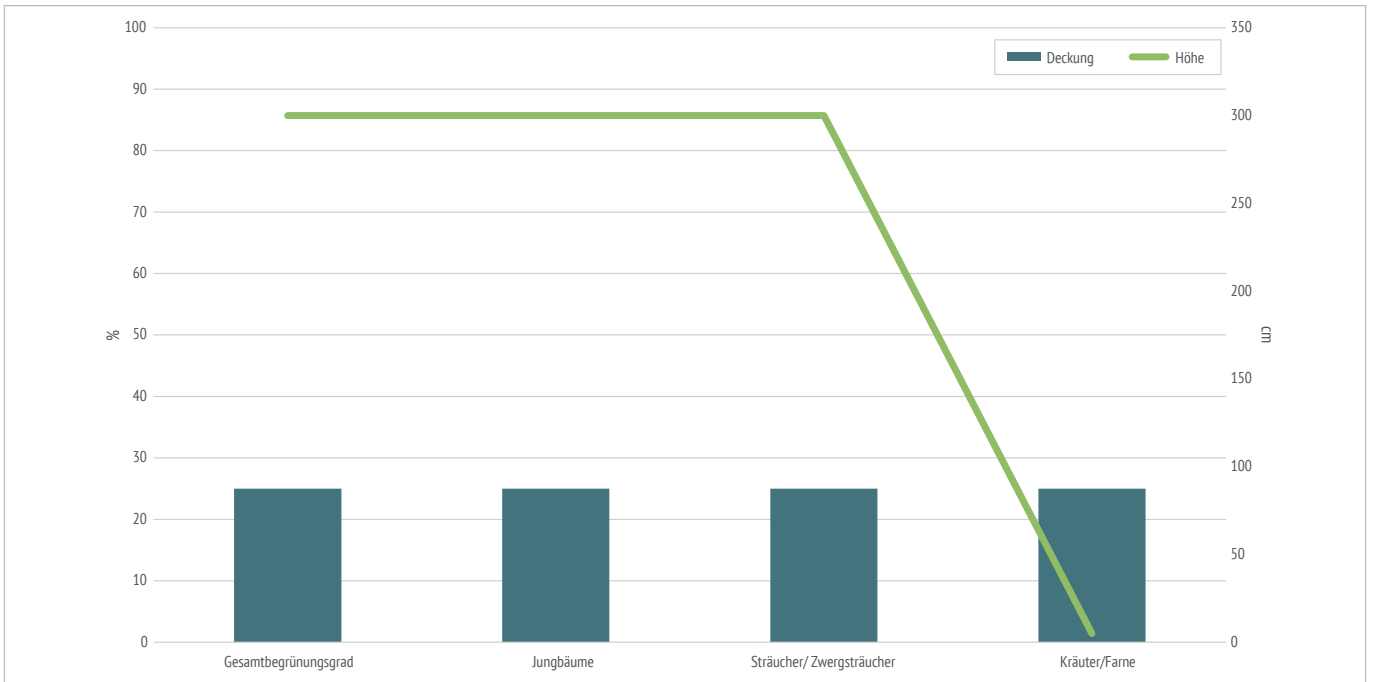


Abbildung 70: Bärgrünungsgrad Punkt 1575-1-1

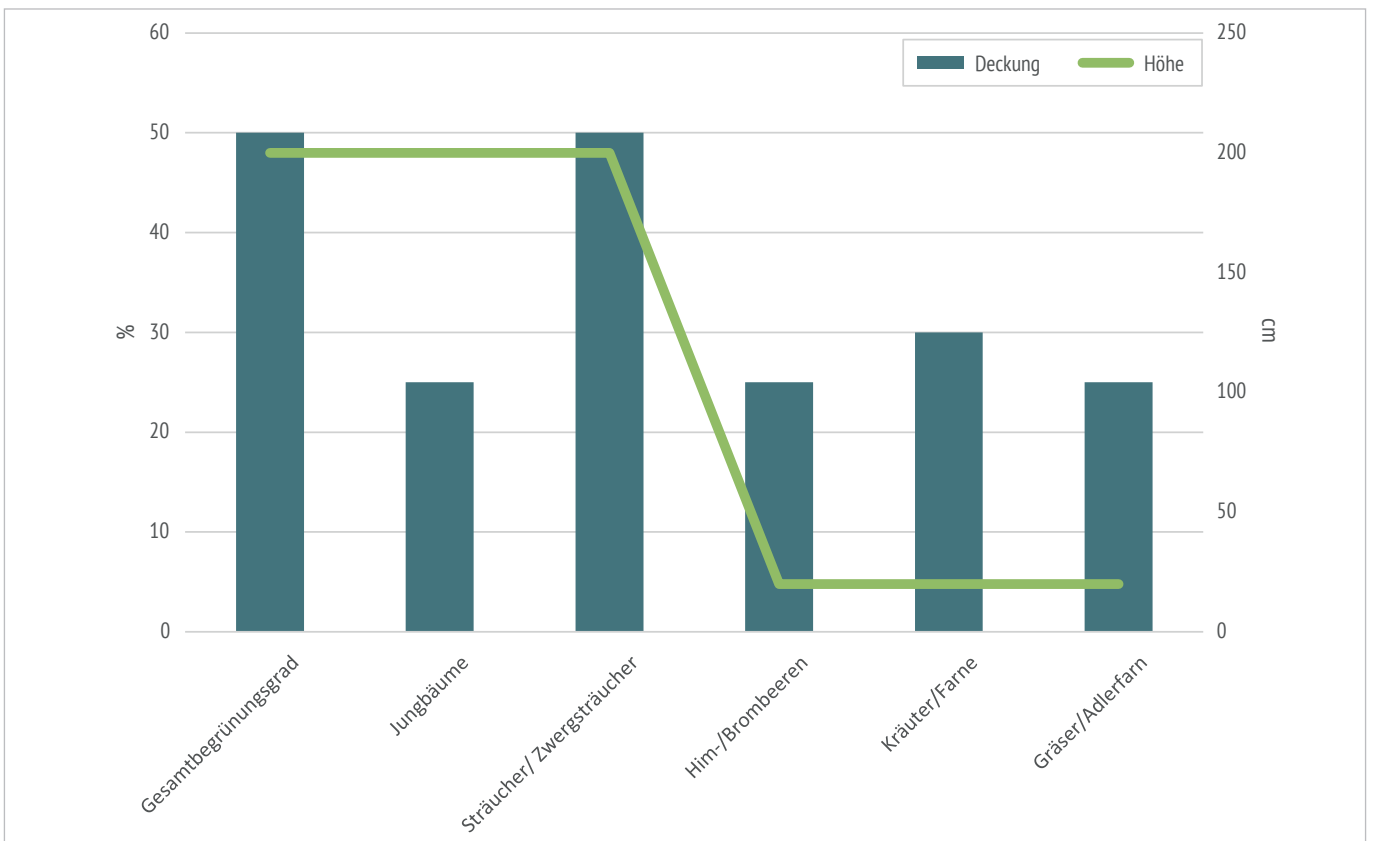


Abbildung 71: Bärgrünungsgrad Punkt 1575-1-2

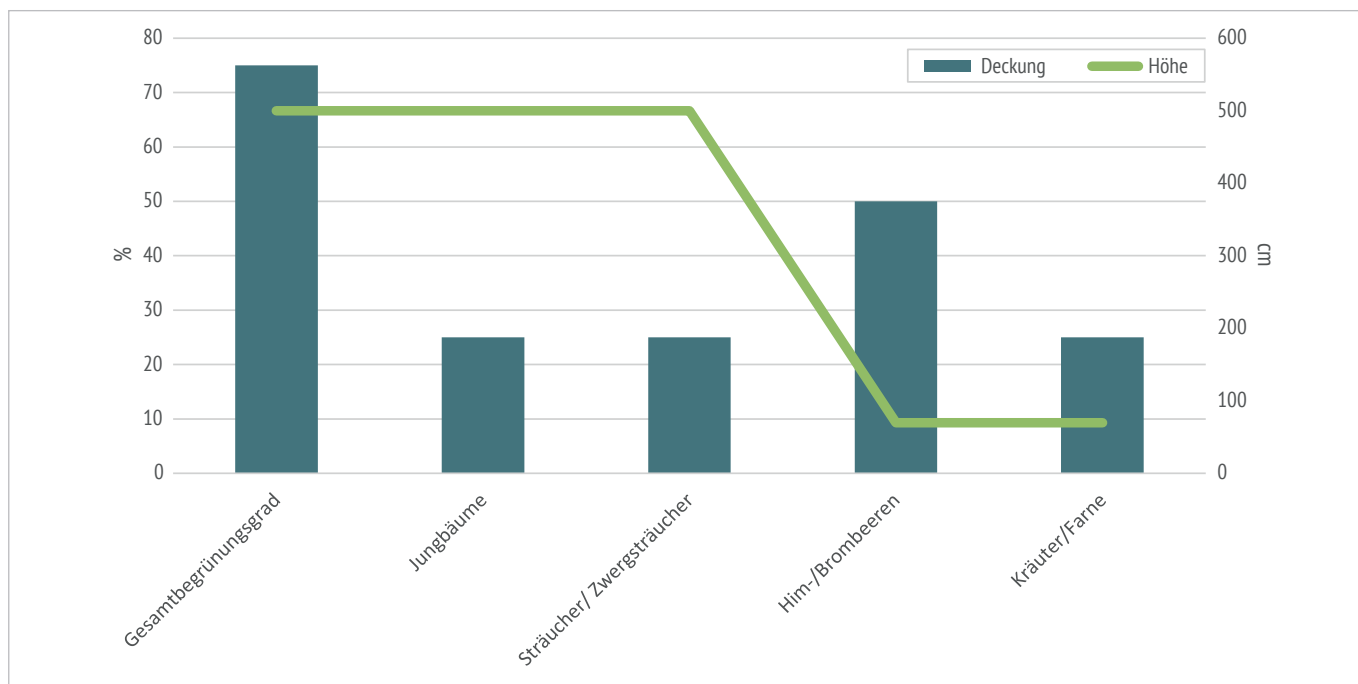


Abbildung 72: Begrünungsgrad Punkt 1575-1-3

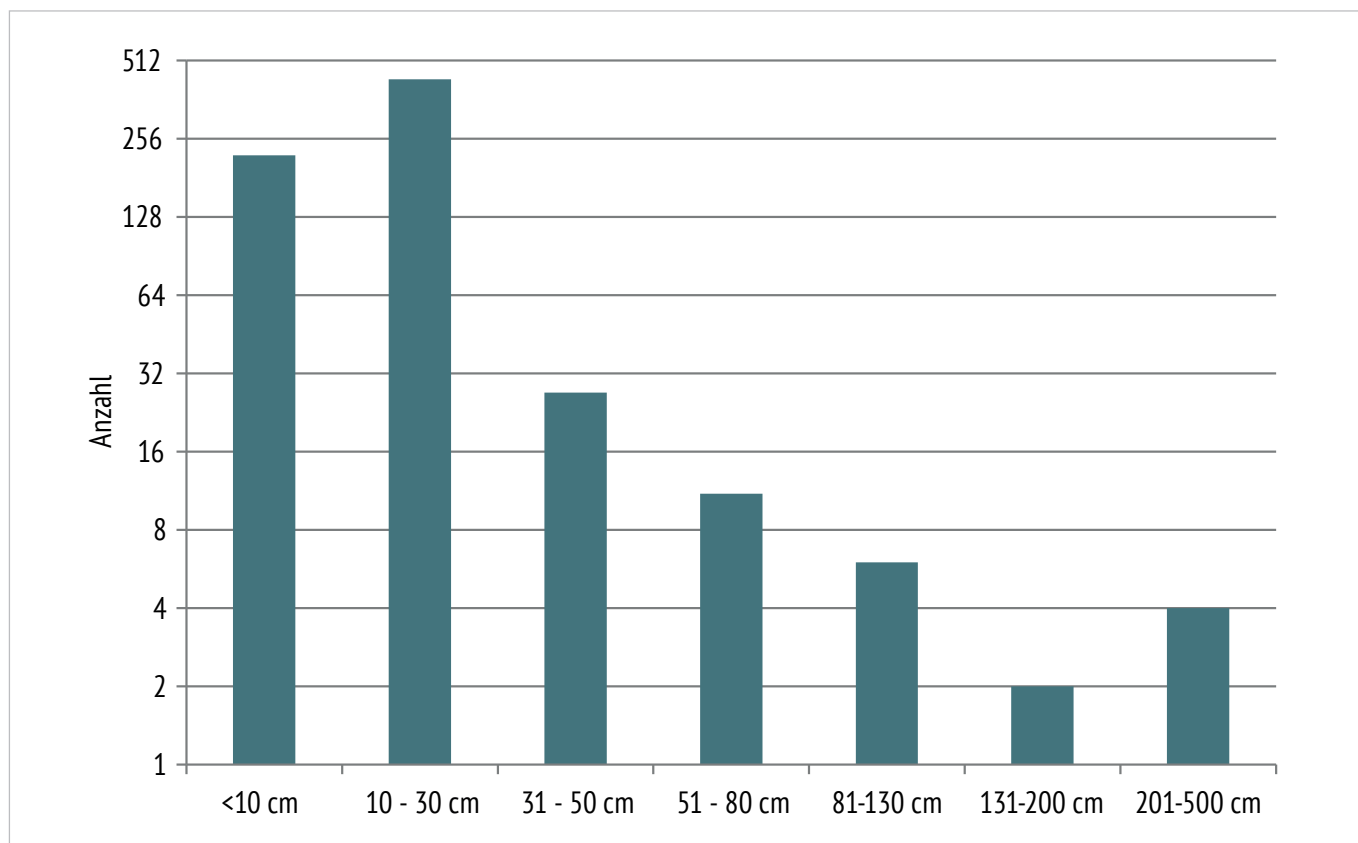


Abbildung 73: Baumartenverteilung Verjüngung Standort 1575



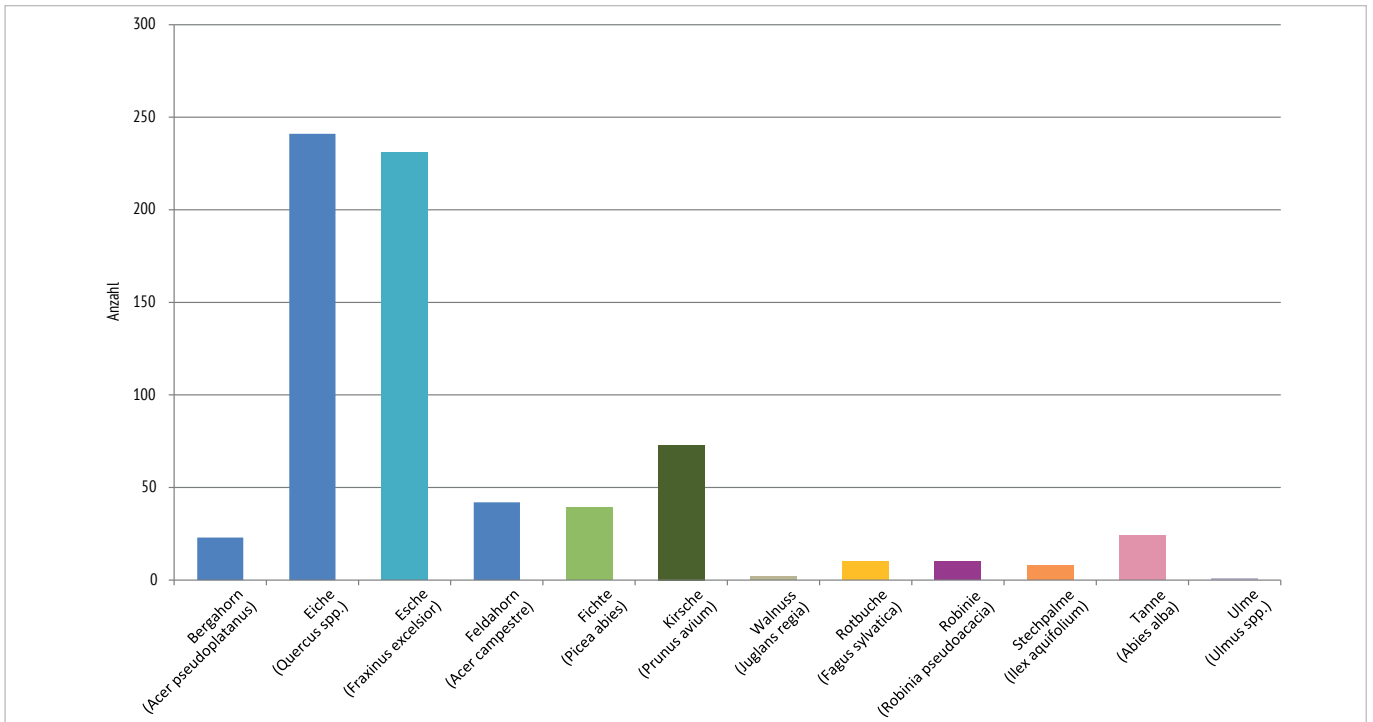


Abbildung 74: Baumartenverteilung Standort 1575

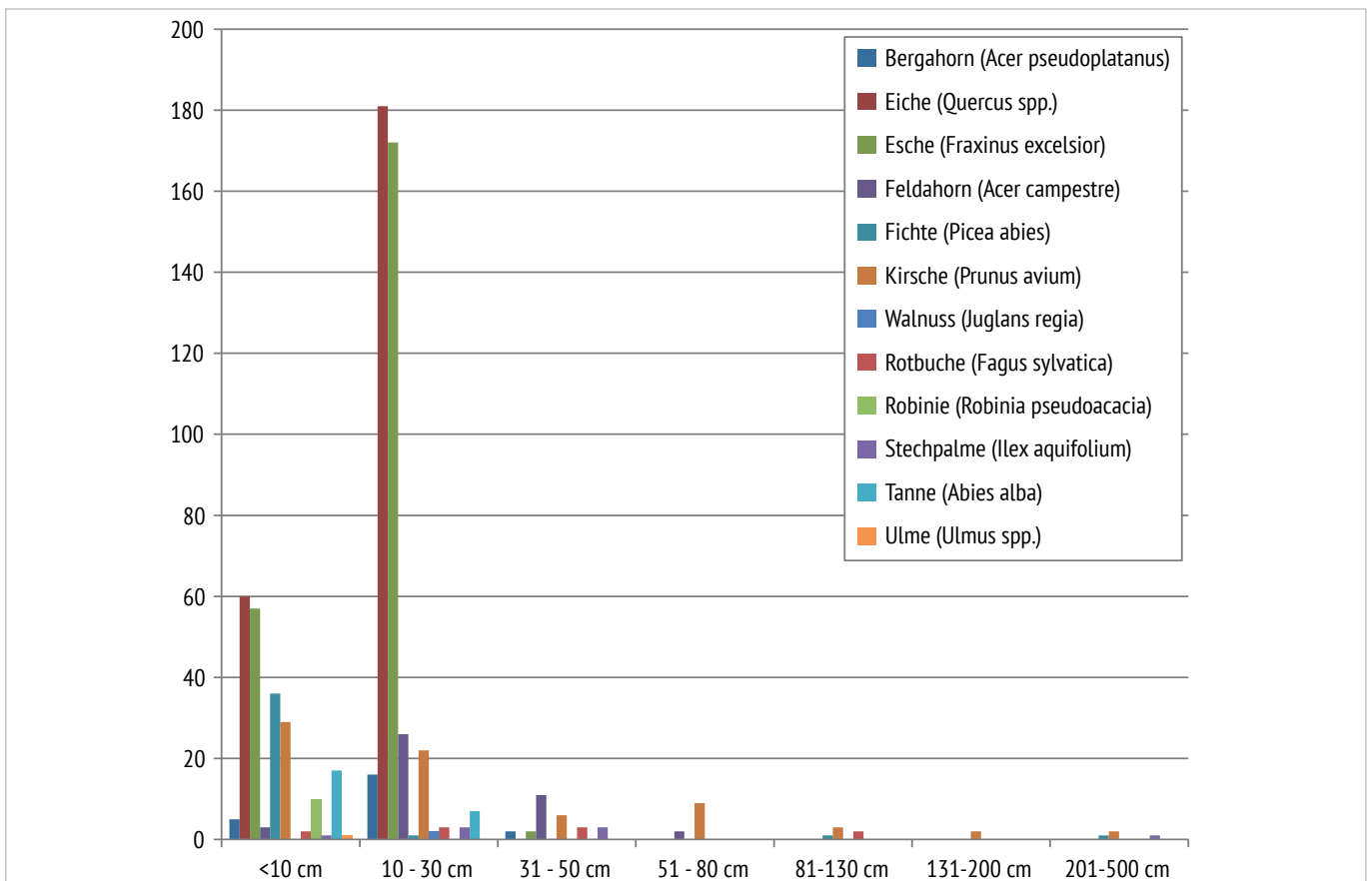


Abbildung 75: Baumartenverteilung nach Höhenklassen Standort 1575

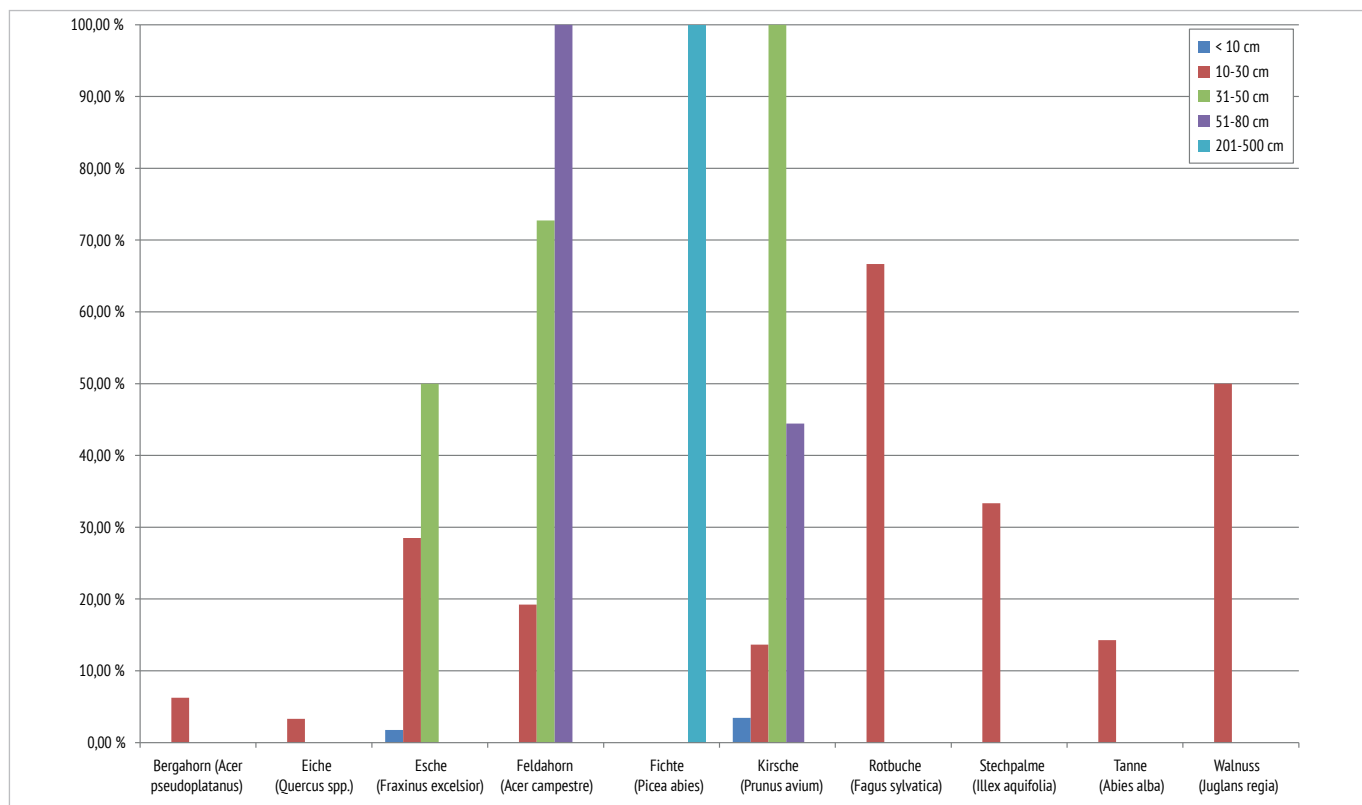


Abbildung 76: Verbiss nach Baumarten und Höhenklassen in % der Gesamtverjüngung Standort 1575

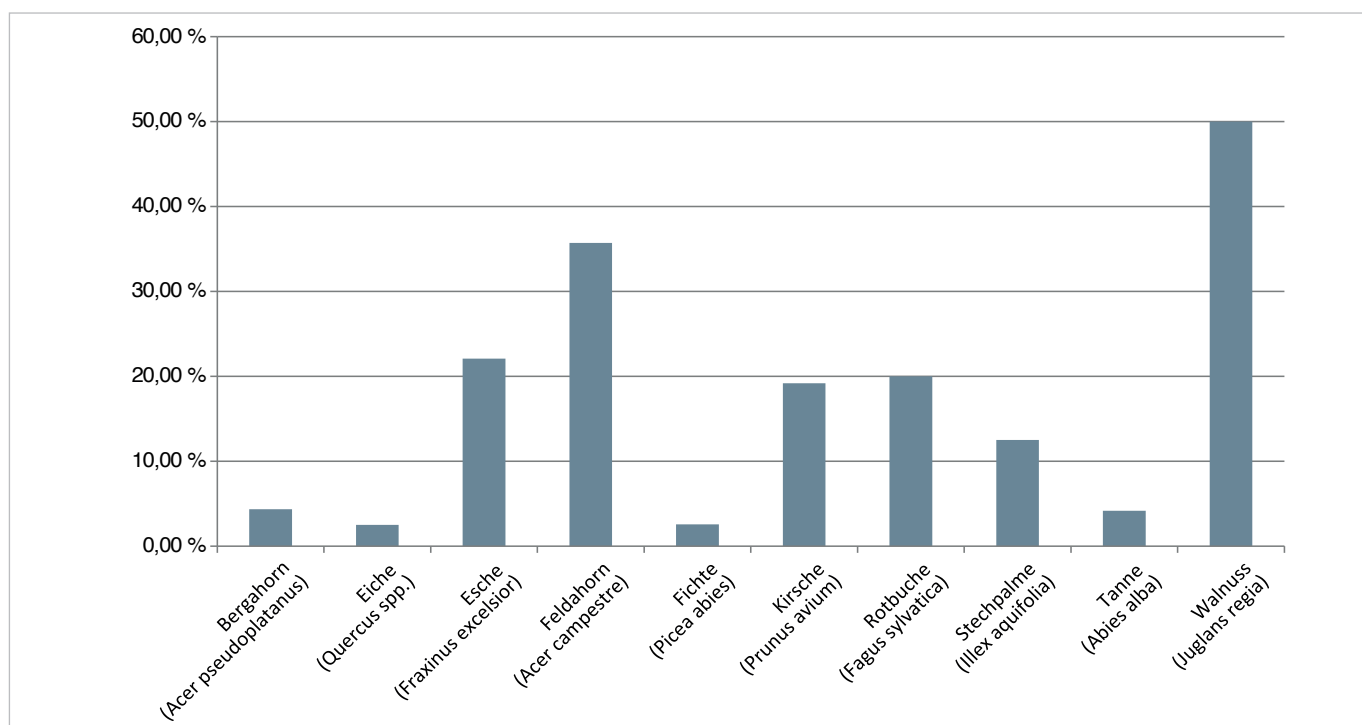


Abbildung 77: Verbiss nach Baumarten in % Standort 1575

waren in den höheren Klassen zu finden. Die 10 Robinien befanden sich alle in der niedrigsten Höhenstufe (<10 cm).

### 8.2.4.3 Verbiss Standort 1575

Am Standort 1575 wurde Verjüngung der Baumarten Bergahorn, Eiche, Esche, Feldahorn, Kirsche, Walnuss, Rotbuche, Stechpalme und Tanne verbissen. Es wurden jeweils 100 % der Höhenklasse 51-80 cm des Feldahorns, 100 % der Fichte in der Höhenklasse 201-500 cm und 100 % der Verjüngung von Kirsche in der Höhenklasse 31-50 cm verbissen. Darüber hinaus wurden über 60 % der Rotbuchenverjüngung in der Höhenklasse 10-30cm und 50 % der Walnussverjüngung derselben Höhenklasse verbissen. Der prozentuelle Verbiss nach Baumarten getrennt ist in Abbildung 76 und 77 ersichtlich. Wie bereits beschrieben, wurde an diesem Standort die Anzahl der Eschen und Eichen Verjüngung nach dem Erreichen der 30 Stück pro Probestpunkt in der Höhenklasse 10-30 cm geschätzt. Es wurde für diese Klasse der beiden Baumarten der aufgenommene Verbiss der gezählten Individuen hochgerechnet.

### 8.2.5 Standort 2401

Bei der untersuchten Fläche am Standort 2401 handelt es sich um eine neuere Aufforstungsfläche im Retentionsbecken (siehe Abbildung 78).

Sie wurde vor kurzem mit Lärchen aufgeforstet und mit einem Zaun vor Wildeinfluss geschützt. Die Aufforstungsfläche ist von der restlichen Retentionsfläche durch eine Böschung abgegrenzt und befindet sich auf einem Plateau.

Neben den in Kapitel 4.3 beschriebenen aufgeforsteten Robinien (*Robinia pseudoacacia*) und Hainbuchen (*Carpinus betulus*) befinden sich auch Birken (*Betula pendula*),



Abbildung 78: Standort 2401 – Aufforstungsfläche mit Lärchen (Jungwuchs) ©QGIS, Basemap.at



Abbildung 79: Aufforstungsfläche Standort 2401 ©Salzmann, BFW

Silberpappeln (*Populus alba*), Silberweiden (*Salix alba*), Eschen (*Fraxinus excelsior*), Lärchen (*Larix decidua*), Eichen (*Quercus* spp.) und Götterbaum-Individuen (*Ailanthus altissima*) sowie Kiefern (*Pinus sylvestris*) und Rotbuchen (*Fagus sylvatica*) in unmittelbarer Umgebung der Lärchenaufforstungsfläche.

Darüber hinaus ist eine invasive Goldrutenart rund um die Aufforstungsfläche und generell am Standort massiv ausgeprägt.

Ziel der Aufnahmen am Standort 2401 war die räumliche Erhebung der Robinienverbreitung innerhalb der Aufforstungsfläche. Die kürzeste Distanz zwischen Aufforstungsfläche und umgebenden Bestand befindet sich am südlichen Rand der Probefläche. Die Probefläche hat eine Fläche von ca. 0,36 ha. Sie wurde vom Aufnahmeteam streifenweise begangen und alle Koordinaten der vorkommenden Robinien und ihre Höhe vermerkt.

Bei größeren Gruppen wurde die Anzahl geschätzt. Neben Robinien wurde auch natürliche Verjüngung von Rotbuche, Feldulme, Flatterulme, Bergahorn, Esche und Salweide aufgefunden. Die Anzahl der gezählten Robinien beläuft sich auf 112 Individuen, zusätzlich wurde in einem Bereich der Probefläche eine größere Anzahl in engem räumlichen Abstand vorgefunden. Dieser wurde auf ca. 20 Individuen pro Punkt geschätzt (insgesamt 60 geschätzte Individuen) und ist in Abbildung 80 durch die hellgrünen Punkte gekennzeichnet.

Die rosafarbenen Punkte symbolisieren das Vorkommen einzelner Robinienpflanzen, blaue geben das Vorkommen von 2-5 Individuen an, die gelben Punkte symbolisieren eine Anzahl von 6-10 Individuen und der orange Punkt gibt ein Vorkommen von 11-20 Individuen an.

Es ist deutlich ersichtlich, dass sich die größte Anzahl an Robinienverjüngung im süd-östlichen Bereich befindet. Dies deckt sich mit der wie oben bereits erwähnten geringen Distanz zum umgebenden Robinienbestand. Aufgrund des jungen Alters des umgebenden Bestandes und der Fähigkeit der Robinie zur vegetativen Vermehrung, ist von einer Verbreitung durch Wurzelbrut auszugehen. In den zentralen Bereichen der Aufforstungsfläche wurde keine Robinienverjüngung vorgefunden. Dies ist möglicherweise durch ein häufigeres und strikteres Ausmähen als in den Randbereichen als auch durch die Ausbreitungsart bedingt. Aufgrund der Flächengröße wurde die Höhe der Robinienverjüngung ab 10cm gemessen. Die meisten der gezählten Individuen sind den Höhenklassen 10-30 und 31-50 cm zuzuordnen. Nur einige wenige Exemplare waren höher als 50 cm. In den Bereichen, in denen die Verjüngung geschätzt wurde, waren die Individuen den Klassen 2 und drei zuzuordnen.

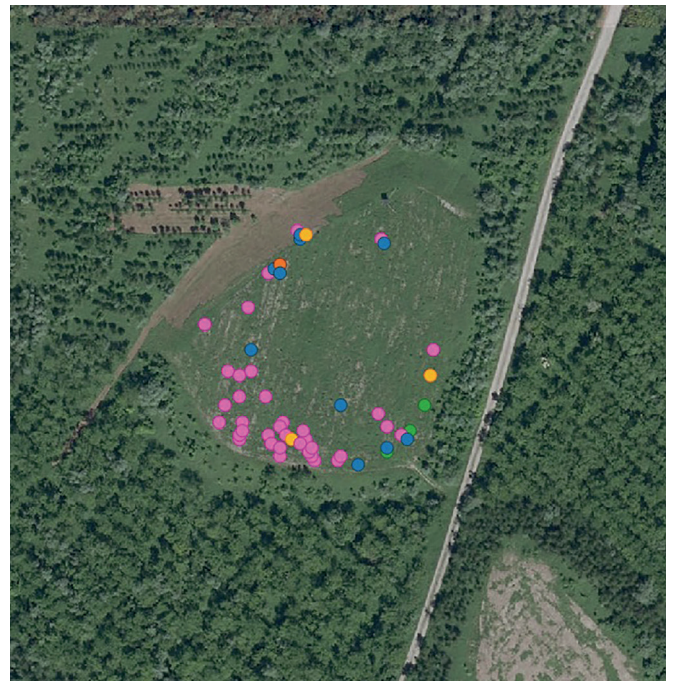


Abbildung 80: Robinienverjüngung Standort 2401 ©QGIS



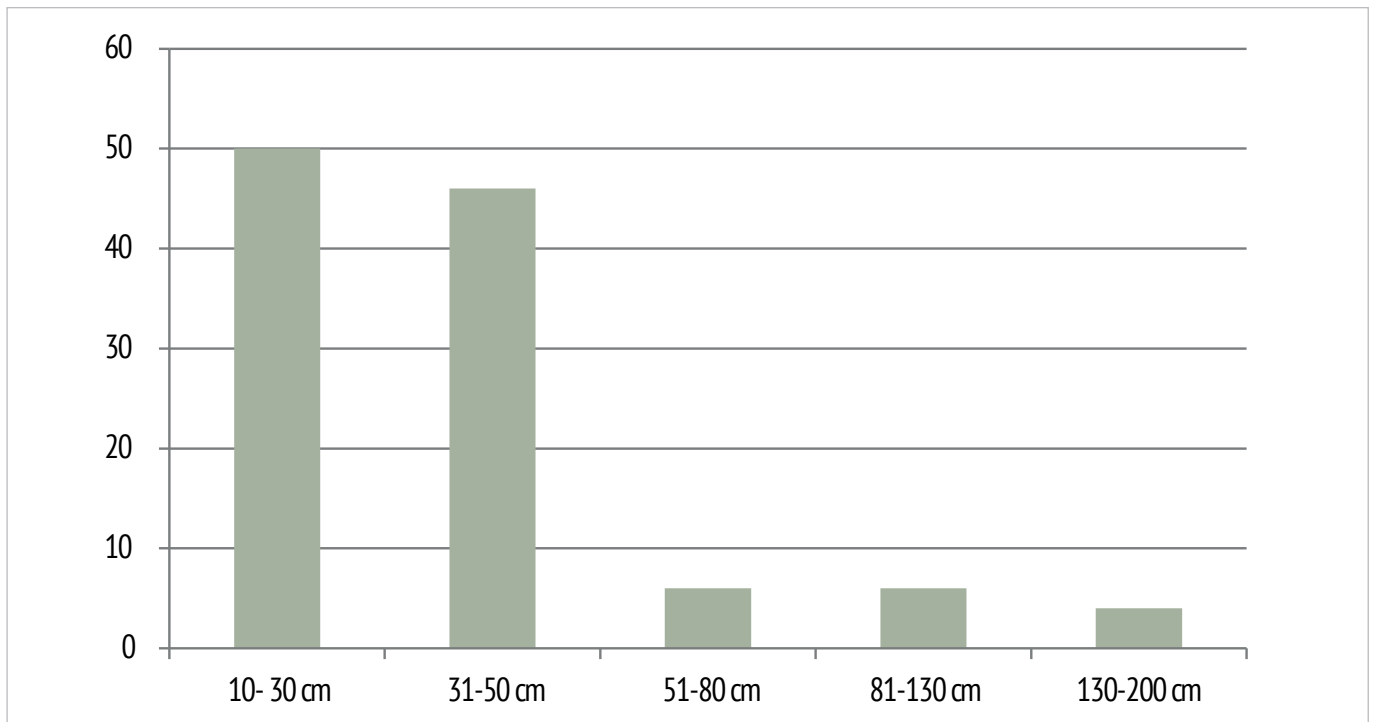


Abbildung 81: Höhenklassenverteilung Standort 2401

## 9. Frauenschuh (*Cypripedium calceolus*)

Das Grundstück 1238,1 ist als Natura 2000 Schutzfläche ausgewiesen. Die Schutzgüter sind Pfeifengraswiesen mit Vorkommen der Sumpf-Gladiole (*Gladiolus palustris*) sowie mehrere Standorte mit Vorkommen des Frauenschuhs (*Cypripedium calceolus*). Der Frauenschuh ist eine Halbschattenpflanze innerhalb des Waldes. Einer dieser Frauenschuh-Standorte auf der Fläche 1238, ehemals Auwaldstandort, ist heute mit Fichte und Bergahorn bestockt. Der Standort ist auf den nachfolgenden Seiten abgebildet.

### 9.1 Ökologie

Der Frauenschuh ist eine „Lichtwaldart“, deren Wuchsorte im Idealfall 20 bis 30 % des eingestrahlten Lichts unter freiem Himmel bekommen (Brunzel & Sommer, 2016). Die Art besiedelt mäßig frische bis wechselfrische, sommertrockene, basenreiche, meist kalkhaltige, neutrale bis mäßig-saure, gern modrig-humose Lehm- und Tonböden über Kalk und Dolomit in halbschattigen Lagen. Die Art zeigt eine deutliche Bindung an Kalkgebiete. Während *Cypripedium calceolus* an lichtreichen Standorten auch nährstoffärmere Böden besiedeln kann, ist die Art an stärker beschatteten Waldstandorten auf nährstoffreichere Böden mit guter Krümelstruktur angewiesen um konkurrenzkräftig zu sein (Ellmauer, 2005). Der Frauenschuh (*Cypripedium calceolus*) ist ein sommergrüner, grundblattrosettenloser Rhizomgeophyt mit einer relativ hohen vegetativen Reproduktionsrate. Die mehr oder weniger großen Klone können ein Alter von über 20 Jahren erreichen. Die waagrecht wachsenden Rhizome liegen 1–3 cm tief in der Erde und tragen Wurzeln, die bis in 40 cm Bodentiefe reichen. Die



Abbildung 82: Sumpf Gladiole (*Gladiolus palustris*) in den ausgedehnten Pfeifengraswiesen des Natura 2000 Gebietes ©Salzmann, BFW

Erneuerung von Populationen über Sämlinge hängt bei dieser Orchideen-Art nicht so sehr von einem möglichst hohen Fruchtansatz ab. Viel wichtiger ist das Vorhandensein geeigneter Keimbetten für die Samen bzw. geeigneter Mikrohabitate für die etwa drei Jahre dauernden Protokormstadien, in denen die Jungpflanzen fast vollständig von ihrem Mykorrhizapilzpartner abhängen. Geeignete Mikrohabitate sind relativ feucht und lichtreich sowie reich an Moosen und arm an Höheren Pflanzen (Ellmauer, 2005). Da die staubfeinen Samen der Kapsel Früchte kein Nährgewebe besitzen, müssen sie zur Entwicklung eine Symbiose mit einem Wurzelpilz (*Mykorrhiza*) eingehen, mit dem sie Wasser und Nährstoffe austauschen. Von der Keimung der Samen bis zur Entwicklung von blühfähigen Pflanzen vergehen rund

acht bis zwölf Jahre (Zehm & Wagner, 2018). Die Etablierung von Jungpflanzen ist wegen der seltenen Kombination dieser Standortfaktoren und Vorkommen des Mykorrhizapilzpartner ein seltenes Ereignis. Abhängig von den äußeren Bedingungen können sich Sämlinge in manchen Populationen etwas häufiger, in anderen aber nur sehr selten etablieren (Ellmauer, 2005).

## 9.2 Schutz

Der Frauenschuh (*Cypripedium calceolus*) wird in Annex II und Annex IV der FFH-Richtlinie<sup>1</sup> gelistet. Auf Anhang II der FFH-Richtlinie sind jene Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse gelistet, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete (Natura 2000-Schutzgebiete) ausgewiesen werden müssen. Annex IV der FFH-Richtlinie ist eine Liste von Tier- und Pflanzenarten, die einem speziellen Artenschutz nicht nur im Schutzgebietsnetz Natura 2000, sondern auf der gesamten Fläche des Mitgliedsstaates unterliegen. Das bedeutet, dass für diese Arten strenge Schutzvorschriften gelten, auch außerhalb der FFH-Gebiete und dass der Schutz dieser Arten bei jeglichem Eingriff in Natur und Landschaft beachtet werden muss.

## 9.3 Natura 2000

In Österreich wird der Frauenschuh in 30 Natura 2000-Gebieten als Schutzgut angeführt. In Vorarlberg sind dies:

AT3405000 Bregenzerachschlucht,  
AT3408000 Bangs - Matschels,  
AT3410000 Gadental.

## 9.4 Gefährdungen

Orchideen sind eine der am stärksten gefährdeten Gruppen von Blütenpflanzen (Fay, M. Feustel, M. Newlands, C. Gebauer, 2018). Mit ihren komplexen Lebenszyklen sind Orchideen besonders anfällig für eine Vielzahl von Bedrohungen, darunter Lebensraumverlust, illegale Ernte und Landnutzungsänderungen (sowohl Aufgabe der Bewirtschaftung als auch Intensivierung) sowie Klimawandel (Reiter et al., 2018).

Die Ursachen für den Rückgang der Orchideenart sind vielgestaltig und können auch in Kombination auf die Frauenschuh-Standorte einwirken (Barth, 2007; Ellmauer, 2005; Zehm & Wagner, 2018)(Barth 2007, Ellmauer 2005, Zehm & Wagner 2018):

- Kleine und isolierte Populationen
- Intensivierung der forstwirtschaftlichen Nutzung
- direkte Schädigung durch Holzbringung oder indirekte Schädigung durch Befahren des Waldbodens mit schweren Maschinen
- Altersklassenwald von dicht-wüchsigen Monokulturen
- Verdunkelung von Wäldern infolge starken Kronenschlusses der Baumschicht
- zu starke Auflichtung des Waldes, beispielsweise durch Kahlschläge, Eschentriebsterben oder Borkenkäfer; dies kann die Mykorrhiza schädigen oder konkurrenzkräftige, hochwüchsige Pflanzen fördern. Im Halbschatten ist der Frauenschuh Dank der Pilzsymbiose im Vorteil.
- Umwandlung von breiten Übergangsräumen zu harten Nutzungsgrenzen, Umwandlung von Waldsäumen

<sup>1</sup> <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:31992L0043&from=EN>

- Veränderungen des Wasserhaushaltes wie Entwässerung von Wuchsorten, klimawandelbedingte Veränderungen des Wasserhaushaltes

## 9.5 Klimawandel

Alle sechs Jahre wird gemäß dem Artikel 17 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie ein Bericht über den Erhaltungszustand der Lebensraumtypen und Arten von gemeinschaftlichem Interesse von der Europäischen Union und ihren Mitgliedsstaaten erstellt. Für die Berichtsperiode 2013 bis 2018 geben die EU-Mitgliedsländer Bulgarien, Slowakei und Ungarn Auswirkungen des Klimawandels (Temperaturerhöhung, Veränderungen des Niederschlags) als aktuelle Gefährdungen bzw. zukünftige Bedrohungen für diese Art an.

## 9.6 Artenhilfsmaßnahmen

Der Schutz bestehender Vorkommen besitzt eine sehr hohe Priorität, da Wiederansiedlungen oder die Reaktivierung der generativen Vermehrung nur eine geringe Erfolgswahrscheinlichkeit aufweisen.

## 9.7 Mögliche Hilfsmaßnahmen sind: (Zehm & Wagner 2018)

- Förderung lichter Wälder auf frisch-flachgründigen Standorten
- Halbschatten-Situationen mit einem Kronenschluss von 0,5 bis maximal 0,9 erzeugen.
- Durch eine an die historische Nutzungen angelehnte Waldwirtschaft (Nieder- oder Mittelwald) mit regelmäßigen Auflichtungen neue Wuchsorte erzeugen oder seit langem vegetativ überdauernden Individuen wieder Licht geben.

- Vorkommen großräumig vor Befahren mit schweren Maschinen schützen sowie Tritt regulieren
- Durch dicht aufwachsende Krautschichten bedrängte Wuchsorte mittels umsichtiger Mahd öffnen und aushagern.
- Die Vermehrung und Vitalität durch Freikratzen des Bodens im Umfeld aussamer Individuen reaktivieren.
- Bestäubende Wildbienen durch Boden-Nistmöglichkeiten in der Nähe fördern, um die generative Vermehrung zu verbessern.

## 9.8 Natura 2000-Gebiet Bangs-Matschels

Für das Gebiet Bangs-Matschels wird eine Populationsgröße von 100 bis 200 Individuen im Standarddatenbogen angegeben. Am Standort 1238 befindet sich ein unterwuchsreicher und aufgelichteter Waldbestand mit vor allem Fichte und Bergahorn in der Baumschicht. An diesem Standort ist eine kleine Teilpopulation (ca. 10 Individuen) des Frauenschuhs (*Cypripedium calceolus*) ausgebildet. Auf dieser und weiteren Flächen mit Vorkommen dieser Orchideenart finden nach Auskunft des Gebietsbewirtschafters Arterhaltungsmaßnahmen wie Auslichten der Baumschicht und manuelles Zurückdrängen der Krautschicht statt. Eine Weiterführung dieser Arterhaltungsmaßnahmen wird empfohlen.









©Salzmann, BFW



## 10. Zusammenfassung Feldaufnahmen

Die nachfolgende Zusammenfassung bietet einen Überblick über die Ergebnisse im Hinblick auf nicht-heimische Baumarten.

### 10.1 Standort 592

Am Standort 592 wurde keine Douglasienverjüngung aufgefunden, obgleich 18 % des Altbestands durch Douglasie gebildet wird und diese etwa 40 % des gesamten Vorrates stellt. Zudem wurde eine große Menge an Douglasienzapfen an den Probestellen bzw. der gesamten Pilotfläche gefunden. Die Ergebnisse der Vollaufnahme werden in der untenstehenden Tabelle zusammengefasst.

### 10.2 Standort 595

Rund 2,3 % der Verjüngung der aufgenom-

menen Probestellen am Standort 595 wurden von *P. menziesii* gebildet, was rund 4,2 % der Verjüngung der Höhenklasse entsprach, in welcher die Douglasie vorkam (<10 cm). Die Douglasienverjüngung an diesem Standort wurde nicht verbissen, der Anteil der Douglasie im Altbestand beträgt rund 11 % der Stammzahl und 31 % des Vorrates und auch an diesem Standort wurden zahlreiche Zapfen vorgefunden.

### 10.3 Standort 1507

Im Altbestand ist die Douglasie mit 27 % der Stämme und etwa 60 % des Vorrates die dominante Baumart vor Tanne und Rotbuche mit jeweils 22 %. Auch am Standort 1507 weisen zahlreiche Zapfen auf eine erfolgreiche Blüte und Samenbildung hin. Allerdings wurden am Standort insgesamt nur 27 junge Douglasien in der Verjüngung gezählt (Höhenklassen zwischen 10 und 200 cm) und sie

Standort	Fläche	Baumarten	N	Vfm <sub>v</sub> /Baumart	Kreisfläche /Baumart
592	0,51 ha	Buche	13	6,3	0,5
		Douglasie	32	229,7	14,13
		Fichte	91	253,4	15,96
		Lärche	13	41,0	2,68
		Tanne	19,1	19,1	1,23
		Weißkiefer	13,2	13,2	0,93
			Σ 166	Σ 562,7	Σ 35,42

Tabelle 5: Zusammenfassung Vollaufnahme Standort 592

Standort	Fläche	Baumarten	N	Vfm <sub>v</sub> /Baumart	Kreisfläche /Baumart
595	0,24 ha	Buche	53	22,3	2,38
		Douglasie	19	86,1	5,09
		Fichte	35	65,4	4,03
		Lärche	8	15,1	5,80
		Tanne	13	12,0	0,92
		Weißkiefer	45	76,2	1,02
			Σ 173	Σ 277,2	Σ 19,25

Tabelle 6: Zusammenfassung Vollaufnahme Standort 595

Standort	Fläche	Baumarten	N	Vfm <sub>p</sub> /Baumart	Kreisfläche /Baumart
1507	0,51 ha	Buche	10	7,9	0,60
		Douglasie	12	51,1	3,36
		Fichte	7	6,4	0,49
		Tanne	10	20,0	1,28
			Σ 39	Σ 85,4	Σ 5,73

Tabelle 7: Zusammenfassung Vollaufnahme Standort 1507

macht nur 3 % an der Gesamtverjüngung des Bestandes aus. Zudem sind 96 % der vorkommenden Douglasienverjüngung kleiner als 130 cm.

### 10.4 Standort 1575

Es wurden am Standort 1575 10 Robinien in der Verjüngung in der Klasse ≤ 10 cm gezählt. Dies entspricht nur 1,4 % der gesamt vorgefundenen Verjüngung in den drei Probepunkten und 4,5 % der Verjüngung innerhalb dieser Höhenklasse. Es wurden Robiniensamen in unterschiedlicher Anzahl auf allen Probepunkten aufgefunden. Keine der 10 vorkommenden Robinien wurde verbissen.

### 10.5 Standort 2401

Am Standort 2401 wurden 112 Robinien gezählt und weitere rund 60 Individuen geschätzt. Eine sehr hohe Anzahl befindet sich am südlichen Rand der Probefläche, was auch dem Bereich der kürzesten Distanz zum angrenzenden Robinienbestand entspricht. Es wurden hauptsächlich Individuen der niedrigeren Höhenklassen gefunden, vereinzelt wurden auch höhere Exemplare vermerkt.

### 10.6 Standort 1238

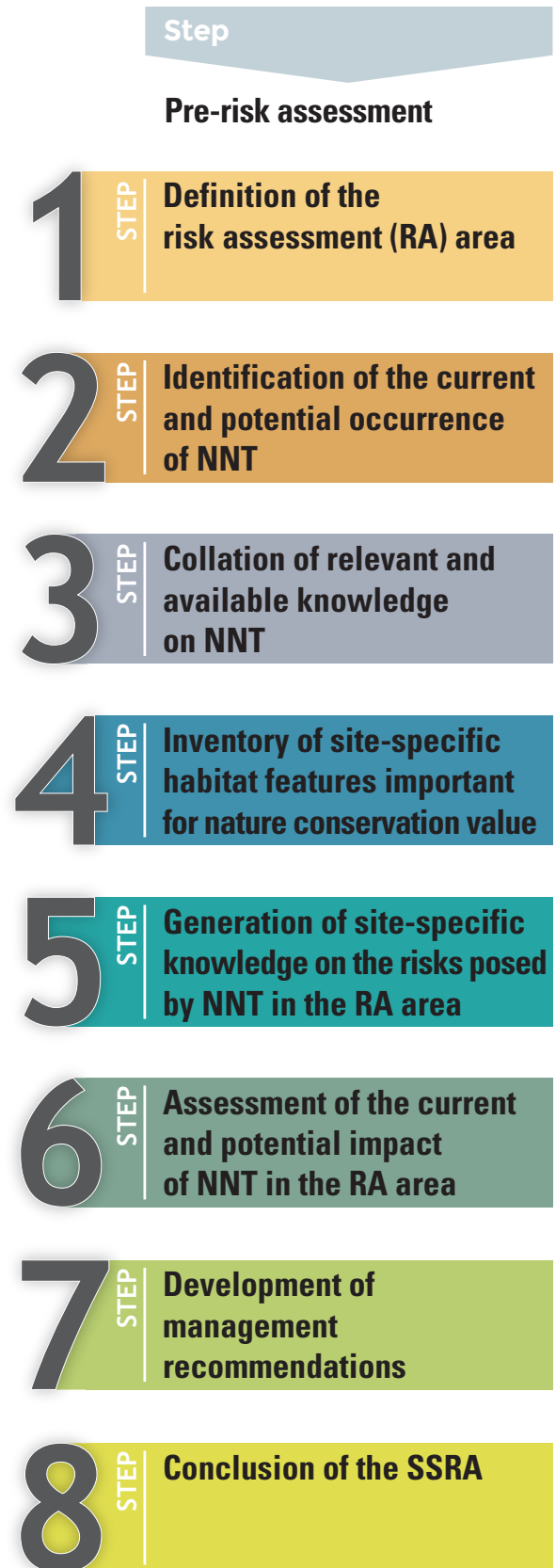
Für das Natura 2000-Gebiet Bangs-Matschels wird eine Populationsgröße des Frauenschuhs von 100 bis 200 Individuen im Standard-

datenbogen angegeben. Am Standort 1238 befindet sich ein unterwuchsreicher und aufgelichteter Waldbestand mit vor allem Fichte und Bergahorn in der Baumschicht. An diesem Standort ist eine kleine Teilpopulation (ca. 10 Individuen) des Frauenschuhs (*Cypripedium calceolus*) ausgebildet. Auf dieser und weiteren Flächen mit Vorkommen dieser Orchideenart finden nach Auskunft des Gebietsbewirtschafters Arterhaltungsmaßnahmen wie Auslichten der Baumschicht und manuelles Zurückdrängen der Krautschicht statt. Eine Weiterführung dieser Arterhaltungsmaßnahmen wird empfohlen.



## 11. Standortsspezifische Risikobewertung

Der Anbau von nicht-heimischen Baumarten kann Risiken für die biologische Vielfalt, das Funktionieren von Ökosystemen und die Erbringung von Ökosystemleistungen mit sich bringen. Mehrere nicht-heimische Arten wurden in mehreren EU-Mitgliedsstaaten bereits als invasiv eingestuft (Bindewald et al 2021). Während bislang Invasivitätsbewertungen zumeist auf Ebene größerer Bezugsräume durchgeführt wurden, entwickelten Bindewald et al (2021) einen neuen methodischen Rahmen, der es ermöglichen soll, sowohl die mit nicht-heimischen Arten verbundenen Risiken zu mindern als auch die Vorteile ihrer Ökosystemleistungen zu nutzen. Dieser Rahmen basiert auf einer geschichteten Bewertung der potenziellen Risiken, bei der zwischen verschiedenen Standorten unterschieden wird und die Wirksamkeit verfügbarer Managementstrategien zur Kontrolle negativer Auswirkungen berücksichtigt wird. Die Methode kann auf Arten angewendet werden, die bereits in einem bestimmten Gebiet vorkommen, oder auf Arten, die sich in Zukunft etablieren könnten. Der Rahmen besteht aus acht Schritten und stützt sich teilweise auf bereits vorhandene Kenntnisse. Wenn noch keine ausreichenden standortsspezifischen Kenntnisse über eine nicht-heimische Art vorhanden sind, sollten neue Erkenntnisse über die Risiken gewonnen werden, z. B. durch die Erhebung und Analyse von Überwachungsdaten oder die Modellierung der potenziellen Verbreitung. Die acht Schritte sind in der nachfolgenden Grafik dargestellt.



## 11.1 Standortsspezifische Risikobewertung in der Pilotregion Feldkirch

Die Bewertungsmethode nach Bindewald et al. (2021) wird im Rahmen dieses Berichts für die ausgewählten Pilotstandorte angewandt, um einerseits eine standortsspezifische Risikobewertung bereitzustellen und andererseits die Anwendung dieser Methode für einen eventuellen zukünftigen Bewertungsbedarf praxisorientiert vorzustellen.

Einige Schritte der Methode wurden bereits in den vorhergehenden Kapiteln durchgeführt bzw. erarbeitet. An den entsprechenden Stellen wird auf diese Kapitel verwiesen. In den farbigen Infoboxen sind die Originalpassagen zu den einzelnen Schritten aufgeführt.

## 11.2 Pre Risk-Assessment

**i**

### Pre Risk-Assessment

„Any risk assessment can be costly and time-consuming (Helland, 2009). To be conducted efficiently, a pre-assessment, therefore, aims to identify the needs, motivations, goals, and expected benefits of the SSRA. This preliminary step ensures the consistency as well as the transparency (Liem, 2008; Schreider, 2008) of the risk assessment. Therefore, prior to a SSRA, it is necessary to state explicitly why the assessment is necessary and beneficial for a specific area. It should be clarified whether the target is to assess the risks of one or several specific preselected NNT and whether the NNT are present or not yet present in the risk assessment area.” Bindewald et al. 2021

**NNT = non-native tree species**

**RA = Risk-assessment area**

Das Site-specific risk Assessment in Feldkirch wird durchgeführt, um die in Kapitel 3 dargestellten Fragestellungen umfassend beantworten zu können und die Methode praxisbezogen vorstellen und anwenden zu können.

## 11.3 Step 1

**i**

### Definition of the risk assessment (RA) area

„The SSRA can be performed at different spatial scales, that is, at the local, regional, and landscape level. The selected area may be, for example, a biosphere reserve, a specific region, or even a country, depending on the objective of the SSRA and the time and resources available to conduct the assessment. The assessor should identify the risk assessment area (FAO, 2019b) and possibly display it on a map.”

Bindewald et al 2021

Das Risikobewertungsgebiet umfasst die im Kapitel 4 vorgestellten Pilotflächen 592, 595, 1507, 1575 und 2401.

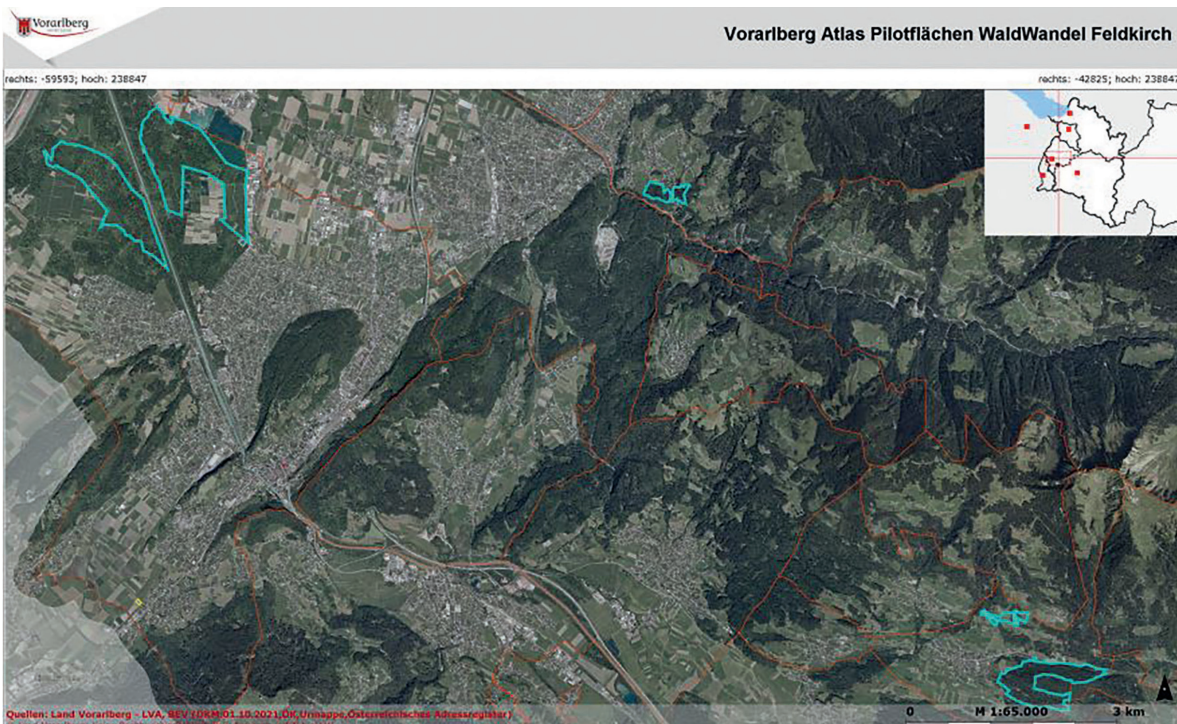


Abbildung 83: Übersicht Pilotflächen Feldkirch ©Vorarlberg Atlas

## 11.4 Step 2

### i

#### Identification of the current and potential NNT in the RA area

„The aim of Step 2 is to assess the presence of all NNT or the presence of a preselected NNT in the risk assessment area. The presence of NNT can be asserted by monitoring data, observations, and personal communication with local experts or stakeholders as well as other sources. NNT not yet reported to occur in the area can also be identified in Step 2 depending on the overall objective of the SSRA.“  
Bindewald et al. 2021

Die nicht-heimischen Arten mit Vorkommen in den einzelnen Pilotflächen wurden in den Kapiteln 4 und 8.2 erläutert. Die nebenstehende Tabelle fasst die Informationen kompakt zusammen.

Standort	Nicht-heimische Baumarten im Gebiet vorkommend	Nicht-heimische Baumarten mit möglicher Verwendung im Gebiet
592	Douglasie ( <i>Pseudotsuga menziesii</i> )	Riesen-Lebensbaum ( <i>Thuja plicata</i> ), Küstentanne ( <i>Abies grandis</i> )
595	Douglasie ( <i>Pseudotsuga menziesii</i> )	Riesen-Lebensbaum ( <i>Thuja plicata</i> ), Küstentanne ( <i>Abies grandis</i> )
1507	Douglasie ( <i>Pseudotsuga menziesii</i> )	Riesen-Lebensbaum, ( <i>Thuja plicata</i> ), Küstentanne ( <i>Abies grandis</i> )
1575	Robinie ( <i>Robinia pseudoacacia</i> )	-
2401	Robinie ( <i>Robinia pseudoacacia</i> ) Roteiche ( <i>Quercus rubra</i> ), Schwarznuß ( <i>Juglans nigra</i> )	-

Tabelle 8: Zusammenfassung Zuordnung nicht-heimischer Baumarten

## 11.5 Step 3



### Collation of relevant and available knowledge on NNT

“Step 3 is conceived as a desk survey aiming at the collation of relevant existing knowledge on the selected NNT and, if it is present in the risk assessment area, its extent and distribution pattern. Available knowledge on the NNT should be collated into the following information categories: ecology, extent and distribution, impact and management of the NNT (Table A1). In addition, all relevant information on the legal status of NNT in the risk assessment area and any applicable legal restrictions should be gathered as well (Brundu et al., 2020). This includes legally binding international, national, or regional regulations and/or legislation concerning NNT, for example, with the aim of preventing the use of (potentially) invasive NNT (see Pötzelsberger, Lapin, et al., 2020 for Europe). For the desk survey, we recommend distinguishing between information that is specific to the NNT (NNT-specific) and can, therefore, be collected from sources not necessarily related to the risk assessment area, on the one hand, and information specific to the assessed area (sitespecific), on the other (Table A1).”  
Bindewald et al 2021

Kategorie	Informationslevel	Kriterien
Ökologie	Baumarten-spezifisch	Konkurrenzfähigkeit, invasives Verhalten andernorts, Regenerationspotential: Möglichkeit zur Anlage von Samenbanken, zur vegetativen Vermehrung, Art und Vorgang der Vermehrung, Samenausbreitungsdistanz, Ausbreitungsmechanismen, Taxonomie, Baumwachstum und natürliche Verjüngung: Boden, Klima, Licht
	Orts-spezifisch	Aktuelle und potentielle Verbreitung im zu bewertenden Gebiet, Ausmaß des aktuellen Anbaus bzw. Bewirtschaftung, Anstieg von „naturalized populations“, zeitliche und räumliche Entwicklung, das Jahr der ersten Aufzeichnung einer sich selbständigen Verbreitung außerhalb des Kulturbereiches, Evaluierung existierender Datenbanken mit Monitoringdaten, Wahrscheinlichkeit der Ausbreitung der Baumart über verschiedene Standorte im Bewertungsgebiet, Auftreten von nicht-heimischen Baumarten in unterschiedlichen Forst- und Landschaftstypen, Ausbreitungspfade: Entfernung aus Kulturbereichen, Häufigkeit, Wege der gewollten und ungewollten Ausbreitung
Ausmaß und Verbreitung	Baumarten-spezifisch	Verbreitungsgebiet (heimisch und eingebracht)
	Orts-spezifisch	Aktuelle und potentielle Verbreitung im zu bewertenden Gebiet, Ausmaß des aktuellen Anbaus bzw. Bewirtschaftung, Anstieg von „naturalized populations“, zeitliche und räumliche Entwicklung, das Jahr der ersten Aufzeichnung einer sich selbständigen Verbreitung außerhalb des Kulturbereiches, Evaluierung existierender Datenbanken mit Monitoringdaten, Wahrscheinlichkeit der Ausbreitung der Baumart über verschiedene Standorte im Bewertungsgebiet, Auftreten von nicht-heimischen Baumarten in unterschiedlichen Forst- und Landschaftstypen, Ausbreitungspfade: Entfernung aus Kulturbereichen, Häufigkeit, Wege der gewollten und ungewollten Ausbreitung
Einfluss	Baumarten-spezifisch	Einfluss auf Biodiversität und Ökosystemmuster und Prozesse, Hybridisierung, Ersatz heimischer Arten, Potential zur Einführung und Erhaltung permanenter Populationen, Wahrscheinlichkeit eines ansteigenden Risikos für den Ausbruch von Krankheiten und Schaderregern, positiver Einfluss auf die Biodiversität, Positiver Einfluss auf Ökosystemleistungen, wirtschaftliche Kosten, negativer Einfluss auf die menschliche Gesundheit und ihr Wohlbefinden
	Orts-spezifisch	Veränderung des Nährstoffkreislaufes, negativer Einfluss auf regulierende, kulturelle und bereitstellende Ökosystemleistungen, Wahrscheinlichkeit für eine Verschlechterung des Erhaltungszustands, Veränderung sensibler Ökosysteme
Management	Baumarten-spezifisch	Strategien zur Kontrolle und Eindämmung: Verhinderung der gewollten/ungewollten Einbringung, rasche Entfernung neuer Einbringung, Entfernung ungewollter Verjüngung, Kontrolle der Samenbank; Monitoring: Maßnahmen zur Früherkennung, Forstwirtschaftliche Maßnahmen zur Verringerung der Ausbreitungsgeschwindigkeit
	Orts-spezifisch	Durchführbarkeit und Akzeptanz von Managementmaßnahmen, Rechtlicher Status, Monitoring, Managementziele und Empfehlungen



Die Sammlung relevanten Wissens zu den ausgewählten Baumarten erfolgte anhand der von Bindewald et al (2021) entwickelten Systematik, welche in der vorstehenden Tabelle zusammengefasst ist. Für detailliertere Informationen dazu empfiehlt sich die Lektüre des Originalartikels.

Die Parameter wurden für die Baumarten Küstentanne, Roteiche, Robinie, Riesenlebensbaum, Douglasie und Schwarznuss erhoben. Die Ergebnisse dieser Recherche sind im Anhang des Berichts zu finden. Es wurde teilweise aus mehreren zusammenfassenden Werken direkt zitiert, diese sind durch (Q Nummer) gekennzeichnet. Die Originalzitate wurden zur besseren Nachvollziehbarkeit im Text belassen.

Baumart	Seite
Douglasie ( <i>Pseudotsuga menziesii</i> )	Seite 123
Küstentanne ( <i>Abies grandis</i> )	Seite 136
Roteiche ( <i>Quercus rubra</i> )	Seite 94
Robinie ( <i>Robinia pseudoacacia</i> )	Seite 114
Riesen-Lebensbaum ( <i>Thuja plicata</i> )	Seite 104
Schwarznuss ( <i>Juglans nigra</i> )	Seite 108

## 11.6 Step 4

### i

#### Inventory of the site-specific habitat features of high conservation value

“Step 4 is conceived as a desk survey aiming to define the area under threat of NNT invasion within the risk assessment area (ISPM no. 5 FAO, 2019b). Areas with specific unique features of high conservation value in which NNT are already present or which are located within dispersal distance of NNT stands are particularly relevant. However, even sites that do not appear to be at risk may be relevant, as uncertainties owing to a lack of studies and monitoring data may remain (Latombe et al., 2019). We recommend to gather this information with special consideration for endangered habitats (Janssen et al., 2016), the status of biodiversity and ecosystem services, threats, and management objectives (Table A2).“  
Bindewald et al 2021

In Kapitel 5 wurde das relevante Schutzgebiet und die dazugehörigen Maßnahmen vorgestellt. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass nur die Fläche 1238 in einem Schutzgebiet liegt. Die Pilotfläche 2401 befindet sich in ökologisch-funktionaler Nähe angrenzend an dieses Schutzgebiet. Alle weiteren Pilotflächen liegen nicht innerhalb- oder in der Nähe eines Schutzgebietes. Hinsichtlich Robinie ist extensiv bewirtschaftetes Grünland im Umfeld der Pilotflächen und eine mögliche Einwanderung aufgrund der räumlichen Nähe relevant. In der Gemeinde Feldkirch im Umkreis von 3 km des Natura 2000-Gebietes sind dies: 6410 Pfeifengraswiesen auf kalkreichem Boden, torfigen und tonig-schluffigen Böden (*Molinion caeruleae*), 6510 Magere Flachland-Mähwiesen (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*).

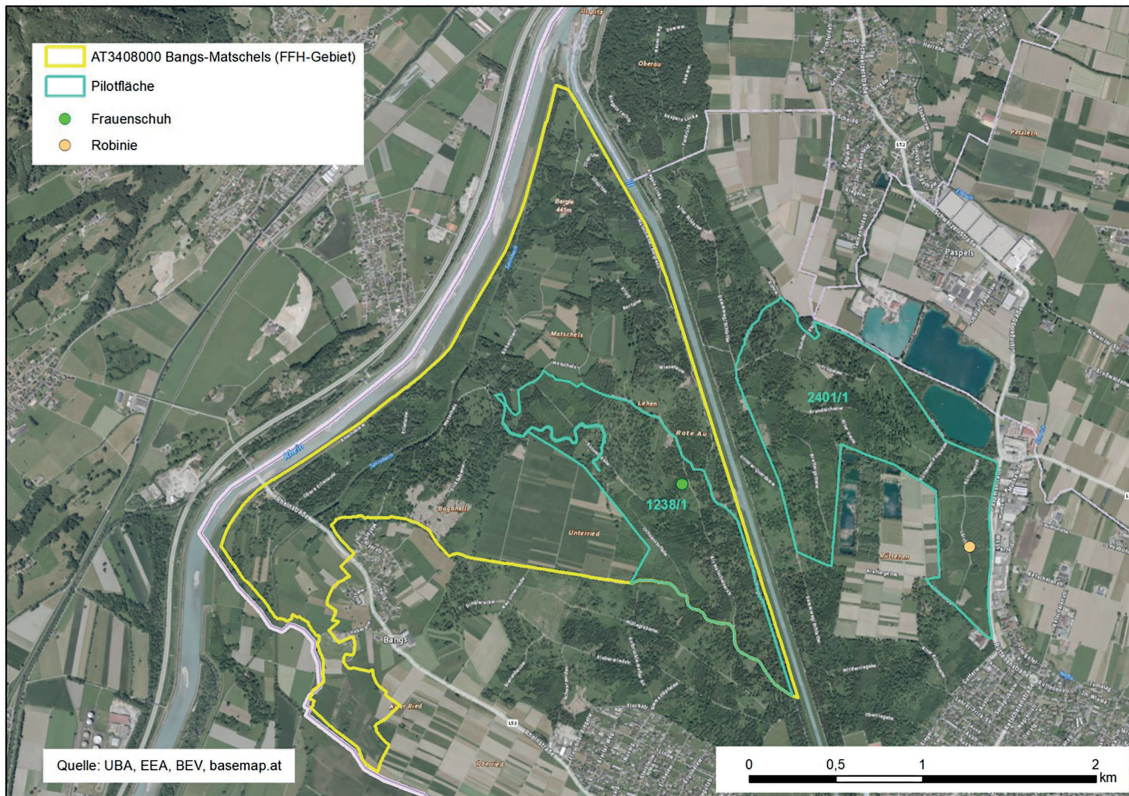


Abbildung 84: Übersicht Natura 2000 Schutzgebiet Bangs-Matschels

## 11.7 Step 5

Im Rahmen dieser Pilotstudie wurden Felddaufnahmen auf den Standorten 592, 595, 1507, 1575 und 2401 durchgeführt. Die Methode und Ergebnisse sind in den Kapiteln 8.1 und 8.2 nachzulesen. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse wird nachfolgend bereitgestellt.



### Generation of site specific knowledge on the risks posed by NNT on the RA

“If adequate site-specific knowledge on NNT does not yet exist for the risk assessment area, the aim of step 5 is to obtain new evidence on the risks of NNT, with a particular focus on habitat features for nature conservation value. If several NNT have been selected for the SSRA, Steps 5–7 should be completed for each individual tree species. Based on a list of parameters already identified and collected in various ecological studies (Table A3), we propose three promising methods to generate new knowledge: **Inventories [...], Field surveys [...], Modeling [...]**”  
 Bindewald et al 2021

Standort	Baumart	Anteil an der Gesamtverjüngung	Höhenklasse (n)	Anteil der Baumart am Altbestand
592	Douglasie	0	-	18 %
595	Douglasie	2,3 %	≤ 10 cm	11 %
1507	Douglasie	3 %	10-200 cm	27%
1575	Robinie	1,42 %	≤10 cm	-
2401	Robinie	-	10 – 200cm	-

Tabelle 9: Zusammenfassung Ergebnisse Verjüngungsaufnahmen

## 11.8 Step 6



### Assessment of the current and potential impacts of NNT

„The aim of Step 6 is to assess the site-specific risks of NNT in the risk assessment area, that is, the likelihood and magnitude of negative impacts on the site and/or any protected assets (to be clearly and explicitly identified). If the knowledge regarding a certain NNT remains data deficient after Steps 3–5, its impacts cannot be evaluated. Still, monitoring may be recommended under Step 7.“  
 Bindewald et al 2021

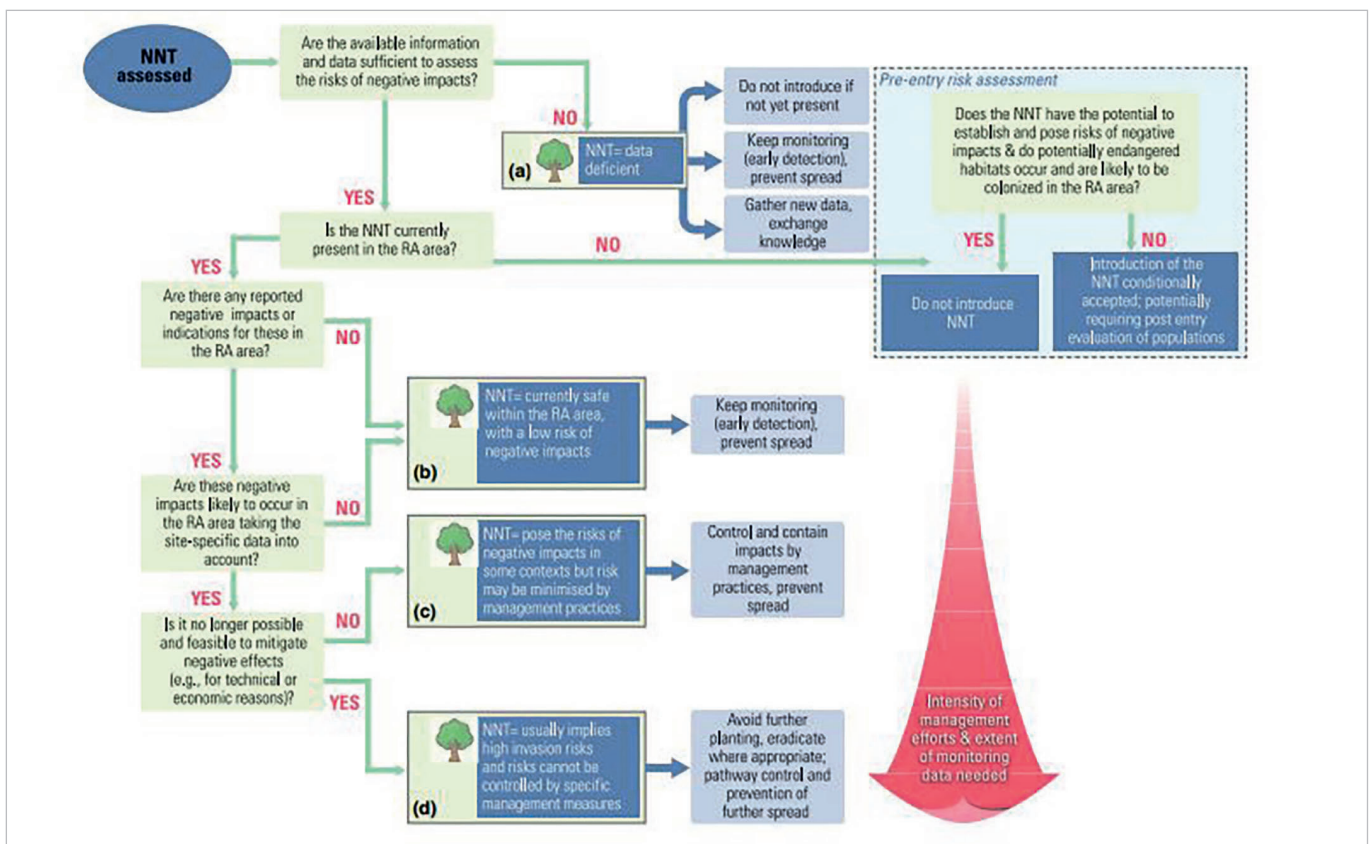


Abbildung 85: Bewertungsschema des Site specific risk assessments (Bindewald et al 2021)

In Schritt 6 wird das Risiko der an den einzelnen Standorten vorkommenden nicht-heimischen Baumarten entsprechend dem Schema in Abbildung 85 bewertet.

### 11.8.1 Standort 592

#### Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*)

Aufgrund der vielzähligen vorliegenden Publikationen im Hinblick auf die Verjüngung und Verbreitung der Douglasie sowie der daraus resultierenden potentiellen Risiken in Mitteleuropa wird die Datenlage als ausreichend für die Bewertung eingestuft (siehe auch Anhang).

Die Baumart kommt bereits am Standort vor, seitens der lokalen Forstbehörde oder anderweitigen Institutionen wurde kein negativer Einfluss dieser Baumart in Bezug auf Veränderungen der Artenzusammensetzung und des Konkurrenzverhaltens im untersuchten Gebiet gemeldet. Darüber hinaus deckt sich der Standorttyp (Mullbraunerde Buchenwälder) nicht mit in der Literatur beschriebenen vulnerablen Standorten (trockene, nährstoffarme, basenarme Standorte bzw. Felsstandorte auf saurem Gestein, trockene und bodensaure Hainsimsen-Traubeneichenwäldern und Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwäldern vgl. Bauhus, 2017; Bindewald & Michiels, 2017). Diese Erkenntnis spiegelt sich auch in den Ergebnissen der Feldaufnahme wider, im Zuge derer keine Douglasienverjüngung auf den zufällig gewählten Probepunkten innerhalb des Douglasienaltbestandes aufgefunden wurde. Das Verbreitungspotential einzelner Individuen außerhalb der untersuchten Fläche wurde nicht untersucht. Es wurden darüber hinaus keine vulnerablen Standorte im Umkreis von 2km (Fernausbreitung flugfähiger Samen bis 2km; vgl. Starfinger & Kowarik, 2007)) vorgefunden.

#### Küstentanne (*Abies grandis*)

Es liegen ausreichend Daten und Informationen zur Abschätzung eines potentiellen negativen Risikos der Baumart vor, um eine Bewertung durchführen zu können. Die Küstentanne (*Abies grandis*) kommt derzeit am Standort nicht vor, könnte aber aufgrund ihrer hohen Wuchsleistung für die Bewirtschafter von Interesse sein. Der Standort befindet sich nicht in- oder in der Nähe eines Naturschutzgebietes, die Verjüngung der Küstentanne lässt sich, wenn unerwünscht, im Rahmen der üblichen forstlichen Bewirtschaftung mechanisch oder per Hand entfernen (Vor et al., 2015). Die Verjüngungsökologie und Ausbreitungsdynamik sprechen derzeit nicht für ein invasives Verhalten.

#### Riesen-Lebensbaum (*Thuja plicata*)

Zum Riesen-Lebensbaum liegen ausreichend Informationen vor, um eine Bewertung vornehmen zu können. Aktuell kommt *Thuja plicata* am Standort nicht vor, der Standort befindet sich nicht in bzw. in der Nähe eines Naturschutzgebietes. Es wird aufgrund der gewonnenen Erkenntnisse davon ausgegangen, dass der Riesen-Lebensbaum unter den aktuellen Bedingungen keinen potentiell negativen Einfluss auf den Standort in Bezug auf Veränderungen der Artenzusammensetzung und das Konkurrenzverhalten hat.

### 11.8.2 Standort 595

#### Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*)

Am Standort 595 soll ebenfalls das Risiko der vorkommenden Douglasien bewertet werden. Die Datenlage wird entsprechend der Analyse von Standort 595 als ausreichend bewertet, die Baumart kommt auch in dieser Fläche bereits vor. Es wurden keine negativen Einflüsse der Douglasie im Bewertungsgebiet angegeben, auch die Literaturanalyse lässt für diesen Standort nicht auf eine mögliche Gefährdung



schließen. Im Rahmen der Feldaufnahmen wurde diese Annahme bestärkt, da nur rund 2 % der Verjüngung der drei Probepunkte durch Douglasie gebildet wurde.

#### Küstentanne (*Abies grandis*)

Es liegen ausreichend Daten und Informationen zur Abschätzung eines potentiellen negativen Risikos der Baumart vor, um eine Bewertung durchführen zu können. Die Küstentanne (*Abies grandis*) kommt derzeit am Standort nicht vor, könnte aber aufgrund ihrer hohen Wuchshöhe von Interesse sein. Der Standort befindet sich nicht in oder in der Nähe eines Naturschutzgebietes, die Verjüngung der Küstentanne lässt sich, wenn unerwünscht, im Rahmen der üblichen forstlichen Bewirtschaftung mechanisch oder per Hand entfernen. Die Verjüngungsökologie und Ausbreitungsdynamik sprechen derzeit nicht für ein invasives Verhalten.

#### Riesen-Lebensbaum (*Thuja plicata*)

Zum Riesen-Lebensbaum liegen ausreichend Informationen vor, um eine Bewertung vornehmen zu können. Aktuell kommt *Thuja plicata* am Standort nicht vor, der Standort befindet sich nicht in bzw. in der Nähe eines Naturschutzgebietes. Es wird aufgrund der gewonnenen Erkenntnisse davon ausgegangen, dass der Riesen Lebensbaum unter den aktuellen Bedingungen keinen potentiell negativen Einfluss auf den Standort in Bezug auf Veränderungen der Artenzusammensetzung und das Konkurrenzverhalten hat.

### **11.8.3 Standort 1507**

#### Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*)

Standort 1507 ist der dritte Standort mit Douglasie in der Pilotregion Feldkirch. Analog zu den beiden bereits beschriebenen Standorten ist die Daten- bzw. Informationslage ausreichend, um eine Bewertung des Risikos

für diesen Standort vornehmen zu können. Die nicht-heimische Baumart kommt bereits vor. Es wurden keine negativen Auswirkungen des Anbaus und Vorkommens der Douglasie gemeldet, was mit den Ergebnissen der Literaturrecherche übereinstimmt. Aufgrund der für die Verjüngung der Douglasie geeigneteren Bedingungen (teilweise Bodenverwundung durch Erntemaßnahmen und verbesserte Lichtverhältnisse durch diese Maßnahmen), wurden insgesamt die höchsten Zahlen der Verjüngung nicht-heimischer Baumarten gezählt. Nichts desto trotz war sie der Verjüngung heimischer Baumarten deutlich unterlegen und konnte mit nur 3 % zur Gesamtverjüngung beitragen. Aus diesem Grund werden auch an diesem Standort keine negativen Auswirkungen erwartet.

#### Küstentanne (*Abies grandis*)

Es liegen ausreichend Daten und Informationen zur Abschätzung eines potentiellen negativen Risikos der Baumart vor, um eine Bewertung durchführen zu können. Die Küstentanne (*Abies grandis*) kommt derzeit am Standort nicht vor, könnte aber aufgrund ihrer hohen Wuchshöhe von Interesse sein. Der Standort befindet sich nicht in oder in der Nähe eines Naturschutzgebietes, die Verjüngung der Küstentanne lässt sich, wenn unerwünscht, im Rahmen der üblichen forstlichen Bewirtschaftung mechanisch oder per Hand entfernen. Die Verjüngungsökologie und Ausbreitungsdynamik sprechen derzeit nicht für ein invasives Verhalten.

#### Riesen-Lebensbaum (*Thuja plicata*)

Zum Riesen-Lebensbaum liegen ausreichend Informationen um eine Bewertung vornehmen zu können. Aktuell kommt *Thuja plicata* am Standort nicht vor, der Standort befindet sich nicht in bzw. in der Nähe eines Naturschutzgebietes. Es wird aufgrund der gewon-

nenen Erkenntnisse davon ausgegangen, dass der Riesen Lebensbaum keinen potentiell negativen Einfluss auf den Standort hat.

#### 11.8.4 Standort 1575

##### Robinie (*Robinia pseudoacacia*)

Am Standort 1575 wird das Risiko der dort vorkommenden Robinie bewertet. Aufgrund der mittlerweile großen räumlichen Ausbreitung der Robinie in Mitteleuropa und ihrer Verjüngungsfreudigkeit wurden bereits zahlreiche wissenschaftliche Abhandlungen und Berichte über sie verfasst, sodass ausreichend Daten bzw. Informationen für eine Bewertung vorliegen. Aus der Literatur sind zahlreiche Fälle bekannt, in denen sich die Robinie durch ihre gute Verjüngungsfähigkeit auf unerwünschte Weise ausgebreitet hat. Durch ihre Fähigkeit, Stickstoff zu binden, verändert die Art auch den Standort. Dies spricht für ein großes Potential für negative Auswirkungen, insbesondere für extensiv bewirtschaftetes Grünland und natürliche (Halb-)Trockenrasen auf Magerstandorten (BfN, 2022). Bei einer Betrachtung der Ergebnisse der Felderhebungen wird allerdings ersichtlich, dass sich die Robinie trotz augenscheinlich guter Bedingungen (teilweise lichte Standorte ohne starken Bodenbewuchs bzw. angrenzende Wiesen) nur in sehr geringem Ausmaß verjüngt. Nur 1,5% der Verjüngung an diesem Standort konnte der Robinie zugeordnet werden, wobei die gesamte Robinienverjüngung in der niedrigsten Höhenklasse ( $\leq 10$  cm) auftrat.

#### 11.8.5 Standort 2401

##### Robinie (*Robinia pseudoacacia*)

Am Standort 2401 wird das Risiko des benachbarten Robinienbestandes auf die Aufforstungsfläche bewertet. Entsprechend Standort 1575 liegen genügend Daten und Informationen vor, um diese Bewertung durchzuführen. Auf

Basis dieser Daten und Informationen ist von einem gewissen Risiko negativer Auswirkungen auszugehen. Bei den Feldaufnahmen wurde die Robinienverjüngung der Aufforstungsfläche erhoben. Es zeigte sich, dass in den Randbereichen der Fläche 2401 Robinienverjüngung (Wurzelausschlag, siehe Kapitel 8.2.5) in relativ hoher Anzahl vorkommt, insbesondere in den Bereichen der Fläche, die sich in räumlich geringster Distanz zum Robinienaltbestand befindet.

##### Roteiche (*Quercus rubra*)

Die Informationslage zur Roteiche ist ausreichend, um eine Bewertung vornehmen zu können. Sie kommt derzeit am Standort in Form einer 5-jährigen Aufforstung vor. Es wurde von den Bewirtschaftern bisher kein negativer Einfluss in Bezug auf Veränderungen der Artenzusammensetzung und des Konkurrenzverhaltens im Gebiet gemeldet, allerdings ist zu bedenken, dass der Bestand erst 5 Jahre alt ist. Es wird deshalb dringend empfohlen, etwaige Einflüsse auf Bodenbildung und Vegetationsstruktur durch schwer abbaubares Roteichenlaub wie von Dreßel & Jäger (2002) beschrieben, engmaschig zu kontrollieren und gegebenenfalls frühzeitig Maßnahmen zu ergreifen (siehe Marinsek, A Lapin, K 2020). Der Standort befindet sich in unmittelbarer Umgebung des Natura 2000 Gebiet Bangs-Matschels. Die Ausbreitungsdistanz der Roteichen-Samen wird von verschiedenen Autoren unterschiedlich beurteilt, reichend von weniger als 15m bis hin zu 4000m (siehe Bindewald, A Müller-Meißner, A 2021; Miltner & Kupka, 2016; Riepšas & Straigyte, 2008; Vor et al., 2015)

##### Schwarznuß (*Juglans nigra*)

Auch zur Schwarznuß existieren ausreichend Daten um eine Bewertung durchführen zu können. Sie kommt am Standort 2401 vor,

sie wurde vor rund 15 Jahren in Mischung mit der heimischen Walnuss (*Juglans regia*) gepflanzt. Es wurden bisher keine negativen Auswirkungen der Baumart in Bezug auf Veränderungen der Artenzusammensetzung und des Konkurrenzverhaltens am Standort gemeldet. Die Verbreitung der Schwarznüsse erfolgt teilweise durch Eichhörnchen und Vögel (Nicolescu, Rédei, Vor, et al., 2020; Schlesinger, R Funk, D 1977), wobei bisher keine konkreten Ausbreitungsdistanzen angegeben wurden. Es wird aus diesem Grund eine regelmäßige Kontrolle des Schwarznuss-Standorts sowie der angrenzenden Flächen und insbesondere auch des Natura 2000 Gebiets empfohlen um eine unerwünschte Ausbreitung zeitnah zu registrieren und gegebenenfalls wirksame Maßnahmen einleiten zu können. Diese können sowohl die händische als auch mechanische Entfernung unerwünschter Individuen beinhalten.

## 11.9 Step 7

### i

#### Management recommendations

“The aim of Step 7 is to develop an action plan for the management of the NNT in the risk assessment area, which in addition to legislation-driven decisions may include recommended measures for voluntary priority actions, local eradications, prevention of spread and establishment, and further monitoring for the entire assessment area or the sensitive ecosystems it contains. Based on these preceding steps species-specific management objectives can be formulated (Alberternst & Nawrath, 2018). Depending on NNT characteristics and distribution pattern in the risk assessment area, management measures (e.g., eradication, population control) and related costs may not be achievable. For example, local eradications of populations of NNT with the ability to resprout or form root-suckers such as black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) may entail disproportionate costs (MeyerMünzer et al., 2015).”  
Bindewald et al 2021

### 11.9.1 Standort 592

Am Standort 592 besteht unter den aktuellen Bedingungen kein nachgewiesenes Risiko durch die Douglasie im Hinblick auf Veränderungen der Artenzusammensetzung sowie auf das Konkurrenzverhalten. Es wird empfohlen, die Baumart am Standort fortlaufend zu überwachen und unerwünschte und ungeplante Verbreitung über die Grenzen der Fläche 592 durch geeignete forstliche Bewirtschaftungsmaßnahmen zu verhindern.

Die Pflanzung sowohl von Küstentanne (*Abies grandis*) als auch Riesen-Lebensbaum (*Thuja plicata*) ist nach aktuellem Stand des Wissens und den rechtlichen und naturschutzfachlichen Bedingungen unter Vorbehalt

akzeptiert. Es wird eine erneute Bewertung nach der Pflanzung bzw. ab dem Fruktifizieren der Baumarten empfohlen.

### 11.9.2 Standort 595

Für den Standort 595 besteht derzeit in Bezug auf die Artenzusammensetzung und das Konkurrenzverhalten durch die Verwendung der Douglasie kein Risiko. Die Baumart und ihre Verjüngung sollte dennoch einer laufenden Beurteilung unterzogen werden um gegebenenfalls rechtzeitig Maßnahmen, wie beispielsweise die mechanische Entfernung, ergreifen zu können, sollte sich die Baumart unerwünscht über die Grenzen des Standorts 595 ausbreiten.

Die Pflanzung sowohl von Küstentanne (*Abies grandis*) als auch Riesen-Lebensbaum (*Thuja plicata*) ist nach aktuellem Stand des Wissens und den rechtlichen und naturschutzfachlichen Bedingungen unter Vorbehalt akzeptiert. Es wird eine erneute Bewertung nach der Pflanzung bzw. ab dem Fruktifizieren der Baumarten empfohlen.

### 11.9.3 Standort 1507

Analog zu den Standort 592 und 595 wird die Douglasie auch am Standort 1507 als derzeit sicher bewertet. Trotz höherer Verjüngungszahlen als an den vorhergehenden beiden Standorten, besteht aufgrund der geringen prozentuellen Beteiligung der Douglasie an der Verjüngung kein erhöhtes Risiko. Es wird nichtsdestotrotz empfohlen, den Standort laufend einer Begutachtung zu unterziehen und die Ausbreitung der Douglasie zu überwachen, um im Falle einer unerwünschten Ausbreitung rasch Maßnahmen ergreifen zu können. Es handelt sich bei der Douglasie um eine im Anhang des österreichischen Forstgesetzes gelistete Baumart, aus rechtlicher

Sicht spricht nichts gegen den weiteren Anbau dieser nicht-heimischen Baumart.

Die Pflanzung sowohl von Küstentanne (*Abies grandis*) als auch Riesen-Lebensbaum (*Thuja plicata*) ist nach aktuellem Stand des Wissens und den rechtlichen und naturschutzfachlichen Bedingungen unter Vorbehalt akzeptiert. Es wird eine erneute Bewertung nach der Pflanzung bzw. ab dem Fruktifizieren der Baumarten empfohlen.

### 11.9.4 Standort 1575

Am Standort 1575 wurden auf Basis der Literatur negative Auswirkungen der Robinie erwartet. Diese Annahmen wurden durch die durchgeführte Feldaufnahme nicht bestätigt, es geht aus diesem Grund aktuell nur ein geringes Risiko von der Baumart aus. Diese Bewertung ist an die derzeitige Bewirtschaftungsform gebunden. Es wird empfohlen, den Standort jährlich zu begehen, um eine sich verändernde Situation schnellstmöglich zu entdecken und Maßnahmen ergreifen zu können, vor allem in Hinblick auf die sich im Klimawandel teilweise verbessernde Prognose der Robinie im Bundesland. Die Robinie ist im Anhang des österreichischen Forstgesetzes aufgeführt, aus rechtlicher Sicht ist der weitere Anbau dieser Art nicht reglementiert.

### 11.9.5 Standort 2401

Die negativen Auswirkungen der Robinie, welche aufgrund der Literaturrecherche erwartet wurden, wurden zum Teil am Standort 2401 bestätigt. Durch Bewirtschaftungsmaßnahmen (siehe Kapitel 12.1) ist es jedoch möglich, diese zu minimieren. Es wird dringend empfohlen, die weitere Ausbreitung in benachbarte Standorte bzw. Standorte, an denen die weitere Ausbreitung unerwünscht ist, frühzeitig zu verhindern und den Standort sowie angrenzende Flächen und



das Natura 2000 Gebiet einem regelmäßigen Monitoring zu unterziehen.

Sowohl Roteiche als auch Schwarznuss werden derzeit am Standort 2401 als sicher bewertet, es besteht für beide Arten aktuell nur ein geringes Risiko für negative Auswirkungen. Der Standort und das naheliegende Natura 2000 Gebiet sollten einer laufenden Beurteilung unterzogen werden um gegebenenfalls rechtzeitig Maßnahmen ergreifen zu können, sollte sich eine der Baumarten unerwünscht über die Grenzen des Bestandes ausbreiten.

## 11.10 Step 8

Die Zusammenfassung der standortbezogenen Risikobewertung wird in tabellarischer Form auf der nachfolgenden Seite bereitgestellt.



### Conclusion of the SSRA

The aim of Step 8 is to summarize the objective (as defined in the pre-assessment) and the outcomes of the SSRA, especially those of Steps 5–7, for further communication including justification and limitation of the results, level of uncertainty (Clarke et al., 2020), and reasons for uncertainty in the assessment (Roy et al., 2018). The final deliverables of the SSRA should include a journal of the methodology applied, references of the data sources used, a NNT-specific summary of the assessment decision, a spatially explicit action plan, and a timeframe for the recurrence of the SSRA. Furthermore, Step 8 can provide a cross-evaluation of the assessed NNT. To guarantee the transparency and transferability of the SSRA to other areas, it is necessary to explicitly describe the identified sensitive ecosystems in the RA area, and the size of the area affected along with the types of data and methodological approaches employed to assess sitespecific risks, the name, affiliation, and expertise of the assessor.”

Bindewald et al 2021

Standort	Baumart	am Standort präsent	Schutzgebiet	Literatur verfügbar	Anteil der Verjüngung	Bewertung
592	Douglasie	✓	-	✓	0	Derzeit als sicher bewertet
	Küstentanne	-	-	✓	-	Einbringung unter Vorbehalt akzeptiert, erneute Evaluierung nach Einbringung empfohlen
	Riesen-Lebensbaum	-	-	✓	-	Einbringung unter Vorbehalt akzeptiert, erneute Evaluierung nach Einbringung empfohlen
595	Douglasie	✓	-	✓	2,3%	Derzeit als sicher bewertet
	Küstentanne	-	-	✓	-	Einbringung unter Vorbehalt akzeptiert, erneute Evaluierung nach Einbringung empfohlen
	Riesen-Lebensbaum	-	-	✓	-	Einbringung unter Vorbehalt akzeptiert, erneute Evaluierung nach Einbringung empfohlen
1507	Douglasie	✓	-	✓	3%	Derzeit als sicher bewertet
	Küstentanne	-	-	✓	-	Einbringung unter Vorbehalt akzeptiert, erneute Evaluierung nach Einbringung empfohlen
	Riesen-Lebensbaum	-	-	✓	-	Einbringung unter Vorbehalt akzeptiert, erneute Evaluierung nach Einbringung empfohlen
1575	Robinie	✓	-	✓	1,42%	Derzeit als sicher bewertet, Voraussetzung: gleichbleibende Bewirtschaftung des Standorts und der angrenzenden Wiesen
2401	Robinie	✓	(✓)	✓	-	Risiko negativer Auswirkungen
	Roteiche	✓	(✓)	✓	-	Derzeit als sicher bewertet
	Schwarznuss	✓	(✓)	✓	-	Derzeit als sicher bewertet

Legende: (✓): im Nahbereich des Schutzgebietes

## 12. Conclusio

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Pilotstudie in übersichtlicher Form entsprechend der formulierten Fragestellungen zusammengefasst. Alle dargestellten Ergebnisse beziehen sich ausschließlich auf die untersuchten Pilotflächen. Auch wenn für einzelne Flächen bzw. nicht-heimische Baumarten derzeit kein Risiko ausgewiesen wurde, können sich diese aufgrund ihres theoretischen Ausbreitungspotentials möglicherweise in angrenzende Lebensräume verbreiten. Es wird deshalb eine regelmäßige Begehung der Gebiete, in denen nicht-heimische Baumarten vorkommen, sowie daran angrenzende Flächen, insbesondere Schutzgebiete bzw. naturschutzfachlich wertvolle Biotope, dringend empfohlen.

### 12.1 Robinie (*Robinia pseudoacacia*)

Die Robinien am Standort 2401 wurden in Mischung mit Hainbuche in einem Retentionsbecken an einem anthropogen stark veränderten Auwaldstandort gepflanzt. Die potentiellen Vor- und Nachteile dieser Bepflanzung wurden vorab von den Bewirtschaftern gewissenhaft abgewogen, wie bei der Besichtigung im Sommer 2021 dargelegt wurde. Angrenzend an den Standort 2401 befindet sich das Natura2000 Gebiet Bangs-Matschels (siehe Kapitel 5), die mit Robinien aufgeforstete Fläche befindet sich etwa in 1 km Entfernung. Betrachtet man die zukünftigen Prognosen der Robinie im Klimawandel, so zeigt sich, dass sie weiterhin förderliche klimatische Bedingungen vorfinden wird. Im Rahmen der standortspezifischen Risikobewertung der

 <p><b>Robinie (<i>Robinia pseudoacacia</i>)</b></p> <p>Wie kann bzw. soll der weitere Umgang mit Robinie im Europaschutzgebiet gestaltet werden hinsichtlich Fernausbreitung, Risiko angrenzender Bestände und potentieller Entfernung.</p>	 <p><b>Auwald</b></p> <p>Welche Baumarten könnten als Alternative für die stark vom Eschentriebsterben betroffenen Eschen in Auwäldern fungieren? (siehe auch „weitere Baumarten“)</p>
 <p><b>Douglasie (<i>Pseudotsuga menziesii</i>)</b></p> <p>Einschätzung der Douglasie als potentielle Wirtschaftsbaumart vor allem in der (sub)montanen Höhenstufe und Einschätzung ihres Auftretens und ihrer Konkurrenzkraft in der Naturverjüngung</p>	 <p><b>Weitere Baumarten</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Schwarznuss (<i>Juglans nigra</i>)</li> <li>• Roteiche (<i>Quercus rubra</i>)</li> <li>• Riesenlebensbaum (<i>Thuja plicata</i>)</li> <li>• Küstentanne (<i>Abies grandis</i>)</li> </ul>

Abbildung 86: Fragestellungen Pilotregion Vorarlberg - Feldkirch

Robinie am Standort 2401 wurde ein potentielles Risiko für negative Auswirkungen ausgewiesen. Dies stützt sich einerseits auf die durchgeführten Feldaufnahmen sowie auf die Ergebnisse der Literaturrecherche. Ergänzend ist zu beachten, dass Diasporen der Robinie von Flüssen weit flussab verfrachtet werden können, und sich dann dort auch weitab der ursprünglichen Anpflanzung etablieren können (Morimoto et al., 2010).

Es wird deshalb empfohlen, die weitere Entwicklung sowohl am Standort 2401 als auch im angrenzenden Natura 2000 Gebiet, insbesondere auf Streuwiesen, die durch ein erhöhtes Lichtangebot besonders gefährdet sind, jährlich zu evaluieren und gegebenenfalls rechtzeitig Maßnahmen zu ergreifen, um die Ausbreitung in unerwünschte Flächen zu verhindern. Zu den derzeit erfolgversprechendsten Maßnahmen zählt die Teilringelung im ersten- und die Totalringelung im zweiten Jahr. Dabei wird ein 8 cm breiter Streifen Rinde und Splintholz auf 9/10 des Umfangs entfernt, gefolgt von einer vollständigen Entfernung des restlichen Streifens in der nachfolgenden Wachstumsperiode und einer späteren Fällung. So wird die Bildung weiterer Wurzelschösslinge unterbunden, ebenso wie folgende Stockaustriebe. Daneben gibt es auch Empfehlungen, Ziegen und Rinder zur Entlaubung einzusetzen oder chemische Bekämpfungsmaßnahmen durchzuführen. Aus waldbaulicher Sicht kann eine Eindämmung durch gezielte Maßnahmen wie den Unter- bzw. Voranbau schattentoleranter Baumarten wie Buche, Linde oder Hainbuche erreicht werden (siehe Anhang). Allerdings ist zu beachten, dass eine Eliminierung von Robinienbeständen meist de facto unmöglich ist, die zeigen u.a. Erfahrungen aus den Nationalparks Thayatal und Donau-Auen. Daher ist der Anbau der Robinie als sehr kritisch zu sehen (Schiffleithner & Essl, 2010).

## 12.2 Auwald

Als potentielle Alternativbaumarten im Auwald zur Esche wurden in Zusammenarbeit mit den Bewirtschaftern Baumarten Schwarznuss (*Juglans nigra*) und Roteiche (*Quercus rubra*) zur Beurteilung ausgewählt. Diese Baumarten wurden auch bereits im Gebiet gepflanzt. Anhand der prognostizierten Klimaentwicklungen wird die Schwarznuss im Bezirk Feldkirch bzw. im Auwaldbereich je nach Szenario eine gute bis sehr gute klimatische Eignung aufweisen. Zukünftige anthropogen bedingte Veränderungen des Wasserhaushaltes des Auwaldes (z.B. Absinken des Grundwasserspiegels durch Eintiefung des Fließgewässers) fließen nicht in die Bewertung mit ein. Für die Roteiche hingegen sind die Bedingungen im Szenario 4.5 noch als gut zu bewerten, im Szenario 8.5 verschlechtern sich diese allerdings. Aus Sicht der Klimawandelszenarien ist die Schwarznuss als alternative Baumart für vom Eschentriebsterben betroffene Gebiete geeignet, die Roteiche kann zumindest in Szenario 4.5 als weitere Alternative gesehen werden. Sollte allerdings das noch schwerwiegendere Szenario 8.5 eintreten, kann aus klimatischer Sicht keine vollumfängliche Empfehlung ausgesprochen werden.

## 12.3 Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*)

Die Douglasie wurde vor rund 80-100 Jahren auf den Standorten 592, 595 und 1507 gepflanzt. Im Rahmen dieses Berichts wurde die zukünftige klimatische Eignung der Baumart untersucht, ebenso wie ihre Verjüngung die im Sinne der Risikobewertung aufgenommen wurde. Die Vollaufnahme der drei Douglasienbestände rundet die Gesamtbewertung dieser Baumart ab.



Die klimatische Eignung der Douglasie war in der Vergangenheit (1961-1990 siehe Kapitel 7.3) im Bezirk Feldkirch als gut einzustufen, dies verändert sich je nach Szenario, sodass der Osten des Bezirks für den Douglasienanbau aus klimatischer Sicht nach wie vor empfehlenswert bleibt, im Westen wird die Douglasie voraussichtlich im Szenario 4.5 nur mehr auf ausgewählten Standorten vorkommen können. In Szenario 8.5 werden sich diese noch weiter dezimieren. Die Verjüngungsaufnahmen auf allen drei Standorten ergaben eine sehr geringe Beteiligung der Douglasie an der Verjüngung, sodass derzeit an keinem der untersuchten Standorte ein invasives Verhalten der Baumart beobachtet werden kann. Im Gegenteil wäre aus waldbaulicher Sicht vermutlich ein etwas höherer Anteil sogar wünschenswert. Im Rahmen der Risikobewertung wurde die Douglasie auf allen untersuchten Standorten als derzeit sicher bewertet. Als begleitende Maßnahme wird den Bewirtschaftern ein regelmäßiges Monitoring empfohlen, um eine gegenteilige Entwicklung zeitnah feststellen zu können und um ggf. Maßnahmen einleiten zu können. Die Vollaufnahme zeigte, dass die Leistung der Douglasie sehr ähnlich der Leistung der Fichte ist, bezogen auf den Vorrat pro m<sup>2</sup> Kreisfläche. Demzufolge kann die Douglasie je nach Standort und Klimaszenario durchaus als potentielle zukünftige Wirtschaftsbaumart betrachtet werden.

## 12.4 Weitere Baumarten

Neben den beiden nicht-heimischen Baumarten im Augebiet (Roteiche und Schwarznuss), wurde seitens der Bewirtschafter auch ein standortsunabhängiges Interesse für die nicht-heimischen Arten Küstentanne (*Abies grandis*) und Riesen-Lebensbaum (*Thuja plicata*) bekundet. Derzeit

kommt weder die Küstentanne noch der Riesen-Lebensbaum auf den Pilotflächen vor. Für beide Arten wurden Klimahüllenkarten in Kapitel 7 bereitgestellt. In der Vergangenheit (1961-1990, siehe Kapitel 7.6) waren für den Anbau die klimatischen Bedingungen für *Thuja plicata* vor allem im Westen Feldkirchs sehr gut, im Osten hingegen ungeeignet. Dieses Verhältnis dreht sich in beiden prognostizierten Klimawandelszenarien, sodass im Szenario 4.5 und 8.5 der Osten des Bezirks sehr gute Bedingungen für den Anbau des Riesen-Lebensbaum bietet, wohingegen der Westen in beiden Szenarien eher ungeeignet sein wird. Die Küstentanne fand im gesamten Bundesland bisher sehr schlechte klimatische Bedingungen vor. In beiden prognostizierten Zukunftsszenarien verbessern sich diese, insbesondere im Szenario 4.5 bzw. im Osten Feldkirchs auch in Szenario 8.5. Aus klimatischer Sicht sind beide Baumarten zu empfehlen, auf eine standortbezogene Bewertung sollte dennoch nicht verzichtet werden. Die Risikobewertung der potentiellen Einbringung beider Baumarten an den Standorten 592, 595 und 1507 ergab keine Einwände. Eine erneute Evaluierung nach dem Schema der standortspezifischen Risikobewertung wird allerdings dringend empfohlen.

### 13. Literaturverzeichnis

- AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG. (2007). *Waldfachplan Bangs-Matschels*.
- BARTH, U. (2007). *Frauenschuh (Cypripedium calceolus)*. Hess.Min.f.Umw.Ländl.Raum u.Verbraucherschutz, 75.
- BAUHUS, J. (2017). *Douglasie-Potenziale, Risiken und Invasivitätsbewertung Restoration of native temperate forests from exotic tree plantations in southern Chile* View project ConFoBi-Conservation of Forest Biodiversity in Multiple-use Landscapes of Central Europe View proje. May. <https://www.researchgate.net/publication/316669225>
- BFN. (2022). *Robinia pseudoacacia*. <https://neobiota.bfn.de/handbuch/gefaesspflanzen/robinia-pseudoacacia.html>
- BFW. (2019). *Praxisinformation*. 49.
- BINDEWALD, A MÜLLER-MEISSNER, A. (2021). *Alptrees Field Survey - Potential invasiveness of red oak in temperate semi-natural oak hornbeam forests in south-west Germany*. 1–18.
- BINDEWALD, A., & MICHIELS, H.-G. (2017). *Quantifying invasiveness of Douglas fir on the basis of natural regeneration in south-western Germany* Assessment of invasiveness of introduced tree species in Europe View project Forstliche Versuchs-und Forschungsanstalt Baden-Württemberg Introduction and. November 2016. <https://www.researchgate.net/publication/311591633>
- BLACKBURN, T. M., PYŠEK, P., BACHER, S., CARLTON, J. T., DUNCAN, R. P., JAROŠÍK, V., WILSON, J. R. U., & RICHARDSON, D. M. (2011). *A proposed unified framework for biological invasions*. Trends in Ecology and Evolution, 26(7), 333–339. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>
- BRUNDU, G., & RICHARDSON, D. M. (2016). *Planted forests and invasive alien trees in Europe: A code for managing existing and future plantings to mitigate the risk of negative impacts from invasions*. NeoBiota, 30, 5–47. <https://doi.org/10.3897/neobiota.30.7015>
- BRUNZEL, S., & SOMMER, M. (2016). *Schutzmaßnahmen für den Frauenschuh*. Naturschutz u. Landschaftspl., 48(4), 114–121.
- BRUS, R., PÖTZELSBERGER, E., LAPIN, K., BRUNDU, G., ORAZIO, C., STRAIGYTE, L., & HASENAUER, H. (2019). *Extent, distribution and origin of non-native forest tree species in Europe*. Scandinavian Journal of Forest Research, 34(7), 533–544. <https://doi.org/10.1080/02827581.2019.1676464>
- CHAKRABORTY, D., MÓRICZ, N., RASZTOVITS, E., DOBOR, L., & SCHUELER, S. (2021). *Provisioning forest and conservation science with high-resolution maps of potential distribution of major European tree species under climate change*. Annals of Forest Science, 78(2). <https://doi.org/10.1007/s13595-021-01029-4>
- COUNCIL OF EUROPE. (2017). *Code of Conduct for Invasive Alien Trees*.
- DRESSEL, R., & JÄGER, E. J. (2002). *Beiträge zur Biologie der Gefäßpflanzen des herzynischen Raumes. 5. Quercus rubra L. (Roteiche) : Lebensgeschichte und agriophytische Ausbreitung im Nationalpark Sächsische Schweiz*. Hercynia, 35(1), 37–64.
- ELLMAUER, T. (2005). *Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000 Schutzgüter*. Bundesministerium Für Land- Und Forstwirtschaft, Umwelt Und Wasserwirtschaft Und Umweltbundesamt GmbH, 2, 902.
- ESSL, F., MILASOWSKY, N., & DIRNBÖCK, T. (2011). *Plant invasions in temperate forests: Resistance or ephemeral phenomenon?* Basic and Applied Ecology, 12(1), 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.10.003>
- FAY, M. FEUSTEL, M. NEWLANDS, C. GEBAUER, G. (2018). *Inferring the mycorrhizal status of introduced plants of Cypripedium calceolus (Orchidaceae) in northern England using stable isotope analysis*. Botanical Journal of the Linnean Society, 587–590.
- HASENAUER, H. GAZDA, ANNA. KONNERT, M. LAPIN, K. MOHREN, G.M.J SPIECKER, H. VAN LOO, M. PÖTZELSBERGER, E. (2017). *Non-Native Tree Species for European Forests: Experiences, Risks and Opportunities*. In *Non-Native Tree Species for European Forests: Experiences, Risks and Opportunities*. COST Action FP1403 NNEXT Country Reports, Joint Volume. 3rd Edition. (Issue January).

- KENNEL, E. (1973). *Bayrische Waldinventur 1970/71 Inventurabschnitt I: Großrauminventur Aufnahme- und Auswertungsverfahren*. Forstliche Forschungsanstalt München.
- KOWARIK, I., & SÄUMEL, I. (2007). *Biological flora of Central Europe: Ailanthus altissima (Mill.) Swingle. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 8(4), 207–237. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.03.002>
- MARINSEK, A LAPIN, K. (2020). *Open database on management measures for non-native trees*. August.
- MEDINA-VILLAR, S., CASTRO-DÍEZ, P., ALONSO, A., CABRA-RIVAS, I., PARKER, I. M., & PÉREZ-CORONA, E. (2015). *Do the invasive trees, Ailanthus altissima and Robinia pseudoacacia, alter litterfall dynamics and soil properties of riparian ecosystems in Central Spain?* *Plant and Soil*, 396(1–2), 311–324. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2592-4>
- MILTNER, S., & KUPKA, I. (2016). *Silvicultural potential of northern red oak and its regeneration - Review*. *Journal of Forest Science*, 62(4), 145–152. <https://doi.org/10.17221/115/2015-JFS>
- MORIMOTO, J., KOMINAMI, R., & KOIKE, T. (2010). *Distribution and characteristics of the soil seed bank of the black locust (Robinia pseudoacacia) in a headwater basin in northern Japan*. *Landscape Ecology*, 6, 193–199.
- NEHRING, S., KOWARIK, I., RABITSCH, W., & ESSL, F. (2013). *Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen*. In BfN-Skripten 352.
- NICOLESCU, V. N., RÉDEL, K., MASON, W. L., VOR, T., POETZELSBERGER, E., BASTIEN, J. C., BRUS, R., BENČAĚ, T., ĐODAN, M., CVJETKOVIC, B., ANDRAŠEV, S., LA PORTA, N., LAVNYI, V., MANDŽUKOVSKI, D., PETKOVA, K., ROŽENBERGAR, D., WAŠIK, R., MOHREN, G. M. J., MONTEVERDI, M. C., ... PÁSTOR, M. (2020). *Ecology, growth and management of black locust (Robinia pseudoacacia L.), a non-native species integrated into European forests*. *Journal of Forestry Research*, 31(4), 1081–1101. <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01116-8>
- NICOLESCU, V. N., RÉDEL, K., VOR, T., BASTIEN, J. C., BRUS, R., BENČAĚ, T., ĐODAN, M., CVJETKOVIC, B., ANDRAŠEV, S., LA PORTA, N., LAVNYI, V., PETKOVA, K., PERIĆ, S., BARTLETT, D., HERNEA, C., PÁSTOR, M., MATARUGA, M., PODRÁZSKÝ, V., SFECLĀ, V., & ŠTEFANČIK, I. (2020). *A review of black walnut (Juglans nigra L.) ecology and management in Europe*. *Trees - Structure and Function*, 34(5), 1087–1112. <https://doi.org/10.1007/s00468-020-01988-7>
- POLLANSCHÜTZ, J. (1974). *Formzahlfunktionen der Hauptbaumarten Österreichs*. *Allgemeine Forstzeitung*, 153.
- REITER, N., LAWRIE, A. ., & LINDE, C. . (2018). *Matching symbiotic associations of an endangered orchid to habitat to improve conservation outcomes*. *Annals of Botany*, 122, 947–959.
- RENAT AG. (2002). *Natura 2000 Gebiet Bangs Matschels: Avifaunistisches naturschutzfachliches Gutachten*. 37.
- RIEPŠAS, E., & STRAIGYTE, L. (2008). *Invasiveness and ecological effects of red oak (Quercus rubra L) in lithuanian forests*. *Baltic Forestry*, 14(2).
- SCHIFFLEITHNER, V., & ESSL, F. (2010). *Untersuchung ausgewählter Neophyten im NP Thayatal im Jahr 2010 : Verbreitung und Evaluierung von Managementmaßnahmen*. 1–66.
- SCHLESINGER, R FUNK, D. (1977). *Manager's handbook for black walnut*. General Technical Report NC-38, U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station.
- STARFINGER, U., & KOWARIK, I. (2007). *Pseudotsuga menziesii (Mirb.)Franco. (Pinaceae), Gewöhnliche Douglasie*. <https://neobiota.bfn.de/handbuch/gefaesspflanzen/pseudotsuga-menziesii.html>
- STEINER, H., OETTEL, J., LANGMAIER, M., LIPP, S., & FRANK, G. (2018). *Anleitung zur Wiederholungsaufnahme in Naturwaldreservaten*. BFW-Dokumentation, 26.
- VOR, T., SPELLMANN, H., BRANG, P., HEIN, S., & GEB, M. (2015). *Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten*. In *Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten*. Baumartenporträts mit naturschutzfachlicher Bewertung (Vol. 7).
- ZEHM, A., & WAGNER, C. (2018). *Frauenschuh Cyripedium calceolus L*. Merkblatt Artenschutz 43. Bayerisches Landesamt für Umwelt.

## 14. Tabellen- und Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Verjüngung von Tanne, Fichte und Douglasie in der Pilotregion Feldkirch ©Salzmann, BFW.....	2
Abbildung 2: Pilotregion Feldkirch ©Salzmann, BFW.....	4
Abbildung 3: Fragestellungen Pilotregion Vorarlberg - Feldkirch .....	5
Abbildung 4: Übersicht Pilotflächen Feldkirch ©Vorarlberg Atlas .....	6
Abbildung 5: Pilotflächen 592 und 595 Gemeinde Zwischenwasser-Batschuns © Vorarlberg Atlas .....	7
Abbildung 6: Pilotflächen 1575 und 1577 Gemeinde Schnifis © Vorarlberg Atlas .....	7
Abbildung 7: Pilotfläche 1507 Gemeinde Schnifis © Vorarlberg Atlas.....	7
Abbildung 8: Pilotflächen 1238 und 2401 in Feldkirch – Altenstadt © Vorarlberg Atlas .....	8
Abbildung 9: Übersicht Natura 2000 Schutzgebiet Bangs-Matschels .....	9
Abbildung 10: Klimaeignung Fichte ( <i>Picea abies</i> ) in Vorarlberg – Feldkirch.....	13
Abbildung 11: Klimaeignung Tanne ( <i>Abies alba</i> ) in Vorarlberg – Feldkirch .....	14
Abbildung 12: Klimaeignung Lärche ( <i>Larix decidua</i> ) in Vorarlberg – Feldkirch .....	15
Abbildung 13: Klimaeignung Buche ( <i>Fagus sylvatica</i> ) in Vorarlberg - Feldkirch .....	16
Abbildung 14: Klimatische Eignung Weißkiefer ( <i>Pinus sylvestris</i> ) .....	17
Abbildung 15: Klimaeignung Küstentanne ( <i>Abies grandis</i> ) in Vorarlberg - Feldkirch.....	19
Abbildung 16: Klimaeignung Schwarznuss ( <i>Juglans nigra</i> ) in Vorarlberg- Feldkirch.....	20
Abbildung 17: Klimatische Eignung Douglasie ( <i>Pseudotsuga menziesii</i> ) in Vorarlberg – Feldkirch.....	21
Abbildung 18: Klimatische Eignung Roteiche ( <i>Quercus rubra</i> ) in Vorarlberg - Feldkirch.....	22
Abbildung 19: Klimatische Eignung Robinie ( <i>Robinia pseudoacacia</i> ) in Vorarlberg - Feldkirch .....	23
Abbildung 20: Klimatische Eignung Riesenlebensbaum ( <i>Thuja plicata</i> ) in Vorarlberg - Feldkirch.....	24
Abbildung 21: Darstellung zur Einordnung des Bestandesschluss-grades (Steiner et al., 2018).....	25
Abbildung 22: Robinienstandort 1575 © Salzmann, BFW.....	26
Abbildung 23: Pilotfläche 592 ©Salzmann, BFW .....	27
Abbildung 24: Übersicht Pilotfläche 592 ©Vorarlberg Atlas.....	28
Abbildung 25: Eckpunkte Vollaufnahme 592 ©QGIS, Basemap.at.....	28
Abbildung 26: Baumartenverteilung Vollaufnahme Standort 592 .....	29
Abbildung 27: BHD-Verteilung im Altbestand.....	29
Abbildung 28: Vorratsfestmeter (Derbholz) pro Baumart am Standort 592.....	30
Abbildung 29: Kreisfläche Standort 592 .....	30
Abbildung 30: Begrünungsgrad Punkt 592-1 -1.....	31
Abbildung 31: Begrünungsgrad Punkt 592-1 -2 .....	31
Abbildung 32: Begrünungsgrad Punkt 592-1 -3.....	32
Abbildung 33: Verteilung nach Höhenklassen Standort 592.....	33
Abbildung 34: Baumartenverteilung Verjüngung Standort 592 .....	33
Abbildung 35: Baumartenverteilung nach Höhenklassen Standort 592.....	34
Abbildung 36: Verbiss nach Baumarten und Höhenklassen in % Standort 592 .....	35
Abbildung 37: Verbiss nach Baumarten in % Standort 592.....	35
Abbildung 38: Pilotfläche 595 ©Salzmann, BFW .....	36



Abbildung 39: Übersicht Standort 595 ©Vorarlberg Atlas.....	37
Abbildung 40: Eckpunkte Vollaufnahme 595 ©QGIS, Basemap.at .....	37
Abbildung 41: Baumartenverteilung Altbestand Standort 595 .....	38
Abbildung 42: BHD-Verteilung im Altbestand.....	38
Abbildung 43: Vorratsfestmeter (Derbholz) pro Baumart am Standort 595.....	39
Abbildung 44: Kreisflächenverteilung Standort 595 .....	39
Abbildung 45: Begrünungsgrad Punkt 595-1-1 .....	40
Abbildung 46: Begrünungsgrad Punkt 595-1-2.....	41
Abbildung 47: Begrünungsgrad Punkt 595-1-3.....	41
Abbildung 48: Verteilung nach Höhenklassen Standort 595.....	42
Abbildung 49: Baumartenverteilung Verjüngung Standort 595.....	42
Abbildung 50: Baumartenverteilung nach Höhenklassen Standort 595.....	43
Abbildung 51: Verbiss nach Baumarten und Höhenklassen in % Standort 595.....	44
Abbildung 52: Verbiss nach Baumarten in % Standort 595.....	44
Abbildung 53: Standort 1507 ©Salzmann, BFW .....	45
Abbildung 54: Eckpunkte Vollaufnahme 1507 © QGIS, Basemap.at.....	46
Abbildung 55: Überblick Standort 1507 © Vorarlberg Atlas .....	46
Abbildung 56: Baumartenverteilung Altbestand Standort 1507 .....	47
Abbildung 57: BHD-Verteilung im Altbestand Standort 1507.....	47
Abbildung 58: Vorratsfestmeter (Derbholz) pro Baumart am Standort 1507 .....	48
Abbildung 59: Kreisflächenverteilung Standort 1507 .....	48
Abbildung 60: Begrünungsgrad Punkt 1507-1-1 .....	49
Abbildung 61: Begrünungsgrad Punkt 1507-1-2 .....	49
Abbildung 62: Begrünungsgrad Punkt 1507-1-3.....	50
Abbildung 63: Verteilung nach Höhenklassen Standort 1507 .....	50
Abbildung 64: Baumartenverteilung Verjüngung Standort 1507 .....	51
Abbildung 65: Baumartenverteilung nach Höhenklassen Standort 1507 .....	52
Abbildung 66: : Verbiss nach Baumarten und Höhenklassen in % Standort 1507.....	53
Abbildung 67: Verbiss nach Baumarten in % Standort 1507 .....	53
Abbildung 53: Standort 1507 ©Salzmann, BFW .....	55
Abbildung 53: Standort 1507 ©Salzmann, BFW .....	55
Abbildung 70: Begrünungsgrad Punkt 1575-1-1 .....	56
Abbildung 71: Begrünungsgrad Punkt 1575-1-2 .....	56
Abbildung 72: Begrünungsgrad Punkt 1575-1-3.....	57
Abbildung 73: Baumartenverteilung Verjüngung Standort 1575 .....	57
Abbildung 74: Baumartenverteilung Standort 1575 .....	58
Abbildung 75: Baumartenverteilung nach Höhenklassen Standort 1575.....	58
Abbildung 76: Verbiss nach Baumarten und Höhenklassen in % der Gesamtverjüngung Standort 1575.....	59
Abbildung 77: Verbiss nach Baumarten in % Standort 1575 .....	59
Abbildung 78: Standort 2401 – Aufforstungsfläche mit Lärchen (Jungwuchs) ©QGIS, Basemap.at .....	60
Abbildung 79: Aufforstungsfläche Standort 2401 ©Salzmann, BFW .....	60
Abbildung 80: Robinienverjüngung Standort 2401 ©QGIS.....	61

Abbildung 81: Höhenklassenverteilung Standort 2401.....	62
Abbildung 82: Sumpf Gladiole ( <i>Gladiolus palustris</i> ) in den ausgedehnten Pfeifengraswiesen des Natura 2000 Gebietes ©Salzmann, BFW .....	63
Abbildung 83: Übersicht Pilotflächen Feldkirch ©Vorarlberg Atlas.....	72
Abbildung 84: Übersicht Natura 2000 Schutzgebiet Bangs-Matschels.....	75
Abbildung 85: Bewertungsschema des Site specific risk assessments (Bindewald et al 2021).....	76
Abbildung 86: Fragestellungen Pilotregion Vorarlberg - Feldkirch .....	84
Abbildung 87: <i>Quercus rubra</i> .....	94
Abbildung 88: <i>Thuja plicata</i> .....	104
Abbildung 89: <i>Juglans nigra</i> .....	108
Abbildung 90: <i>Robinia pseudoacacia</i> .....	114
Abbildung 91: <i>Pseudotsuga menziesii</i> .....	123
Abbildung 92: <i>Abies grandis</i> .....	136
Tabelle 1: Bestandesbeschreibung Standort 592.....	27
Tabelle 2: Bestandesbeschreibung Standort 595 .....	37
Tabelle 3: Bestandesbeschreibung Standort 1507 .....	46
Tabelle 4: Bestandesbeschreibung Standort 1575.....	54
Tabelle 5: Zusammenfassung Vollaufnahme Standort 592.....	68
Tabelle 6: Zusammenfassung Vollaufnahme Standort 595.....	68
Tabelle 7: Zusammenfassung Vollaufnahme Standort 1507 .....	69
Tabelle 8: Zusammenfassung Zuordnung nicht-heimischer Baumarten.....	72
Tabelle 9: Zusammenfassung Ergebnisse Verjüngungsaufnahmen .....	76



## **15. Anhang**

**Roteiche (*Quercus rubra*)**

**Riesen-Lebensbaum (*Thuja plicata*)**

**Schwarznuss (*Juglans nigra*)**

**Robinie (*Robinia pseudoacacia*)**

**Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*)**

**Küstentanne (*Abies grandis*)**



## Roteiche (*Quercus rubra*)

### Ökologie

#### Konkurrenzfähigkeit

Hinsichtlich ihrer sukzessionalen Stellung nimmt *Q. rubra* aufgrund ihrer Ausbreitungs- und Verjüngungsmechanismen (Crow 1988, Aizen und Patterson 1990, Desmarais 1998, Gribko et al. 2002, Moran 2010) sowie ihrer zwar durch andere Wachstumsfaktoren modifizierten, allgemein aber nur mäßigen bis mittleren Schattentoleranz eine Zwischenposition ein. Die Anpassung an bestimmte Störungen wie Waldbrand (Abrams 1992, Lear et al. 2000) und spezielle morphologische Merkmale und physiologische Fähigkeiten, z. B. die Fähigkeit, gewisse Zeit unter dichtem Schirm zu überdauern (Johnson et al. 2002, Major et al. 2013) und auf die Entstehung von Überschirmungslücken zu reagieren („edge conditions“, Johnson et al. 2002, Kuehne et al. 2014) ermöglichen ihr die Besetzung bestimmter ökologischer Nischen. In Abwesenheit von Störungen üben Standortseigenschaften wie Seehöhe, Standortgüte und Exposition einen starken Einfluss auf die Häufigkeitsmuster von Eichen verschiedener Entwicklungsstadien aus (Collins und Carson 2004). Demnach kommt etablierte Verjüngung von *Q. rubra* bevorzugt bei geringerer Seehöhe, auf weniger produktiven Standorten und auf Oberhängen und Rücken vor.

Die Schattentoleranz von *Q. rubra* wird allgemein als mäßig bis mittel eingeschätzt, in Deutschland zwischen der von Traubeneiche und Rotbuche. Eine vergleichende Zusammenstellung vieler Baumarten (Niinemets und Valladares 2006) sieht die Schattentoleranz von *Q. rubra* bei 2,75 (Skala von 0-5), damit kaum über der von Traubeneiche (2,73), etwas über Stieleiche (2,45) und weit unter heimi-



Abbildung 87: *Quercus rubra*

schen Schattbaumarten wie Rotbuche (4,56), Winterlinde (4,18) und Hainbuche (3,96). Bei dichter Überschirmung verkümmern junge Roteichen, gegen Buchenverjüngung können sie sich in der Regel nicht durchsetzen (Abb. 35). In der Schattentoleranz und der Konkurrenzstärke ist *Q. rubra* den heimischen Arten Stieleiche und Traubeneiche in allen Entwicklungsstadien deutlich überlegen (Zimmerle 1950, Vor und Lüpke 2002, 2004, Kuehne et al. 2014, Stratmann und Warth 1987). In frühen Entwicklungsstadien zeigt sie auch gegenüber als schattentoleranter geltenden heimischen Baumarten wie Bergahorn und Hainbuche ein erstaunliches Behauptungsvermögen (Major et al. 2013), ohne dass die Schattentoleranz zunächst mit dem für invasive Baumarten charakteristischen rasanten und überlegenen Sprosswachstum verbunden war (Kuehne et al. 2014). Dabei wird häufig das ausgesprochen phototrope Wachstum der Roteiche deutlich, das ihr hilft, verfügbaren Kronenraum zu besetzen (Abb. 36). Unter Freiflächenbedingungen und in Lücken bzw. unter einem lichterem Schirm bleibt *Q. rubra* auch gegenüber der Rotbuche

zunächst relativ konkurrenzstark (Vor und Lüpke 2002, Mews 2012). Unter geschlossenem Laubholzschild ist das Höhenwachstum von *Q.rubra*-Verjüngung jedoch dem der Rotbuche unterlegen. In gleichartigen Mischungen auf der Freifläche holt die Rotbuche mit der Zeit immer weiter auf und erreicht ohne eine waldbauliche Konkurrenzsteuerung die Höhe von *Q.rubra* vor dem Alter von 100 Jahren mit gewissen Differenzierungen in Abhängigkeit von der Standortgüte (Stratmann und Warth 1987). (Q14)

### Invasives Verhalten andernorts

In Deutschland ist *Q.rubra* bisher nicht als besonders invasiv hervorgetreten (Vor 2005). Berichte von erfolgreichen Ausbreitungen stammen hauptsächlich von ärmeren, trockeneren Standorten mit geringem Wildeinfluss (Dreßel und Jäger 2002, Vor 2005). Sich bisher punktuell ergebende Konflikte mit Biotopschutzziele führten zu einer Einstufung als potenziell invasive bzw. invasive Art aus Sicht des Naturschutzes (Dreßel und Jäger 2002, Kowarik 2002 und 2003, Starfinger Starfinger und Kowarik 2003, Nehring et al. 2013b). Berichte über die Invasivität von *Q.rubra* aus anderen europäischen Ländern wie Belgien (Vansteenkiste et al. 2005, Branquart et al. 2007) und den Niederlanden (Oosterbaan und Olsthoorn 2005) beschreiben im Gegensatz zur bisherigen Situation in Deutschland eine Zunahme der Naturverjüngung von *Q.rubra* vor allem unter dem lichten Schirm von Kiefernbeständen auf armen Sandstandorten. Allerdings liegen die Anteile von fruktifizierender *Q.rubra* an der Gesamtbestockung hier viel höher (z. B. in Flandern ca. 5 %). Das Einwandern von *Q.rubra*, die auch in ihrem amerikanischen Heimatareal als Art mittlerer Sukzessionsstadien gilt (Thompson et al. 2013), in lichte Kiefernbestände frühsukzes-

sionaler Stadien ist bei Vorhandensein eines hohen Samenpotenzials nicht außergewöhnlich und eine unter diesen Bedingungen den heimischen Eichenarten überlegene Konkurrenzstärke weitgehend unstrittig (Vor und Lüpke 2004, Kuehne et al. 2014). Auch in Ländern des östlichen Zentraleuropas wie Tschechien und Polen wird *Q.rubra* als invasive Art eingestuft (Möllerová 2005, Pyšek et al. 2012, Woziwoda et al. 2014). In eine ähnliche Richtung gehen etliche weitere, z. T. auch auf umfangreicheren Untersuchungen beruhende Berichte zum Einfluss von *Q.rubra* auf natürliche und „halbnatürliche“ Waldgesellschaften in Polen (Adamowski 2002, Chmura 2004, 2013) und Litauen (Riepšas und Straigytė 2008, Marozas et al. 2009, Straigytė et al. 2012). Von ihnen wird vor allem der Verdrängungseffekt einwandernder oder künstlich begründeter *Q.rubra* unter dem lichten Schirm von Kiefern- oder Kiefern-Stieleichenwäldern auf die für diese Waldgesellschaften typische, lichtbedürftige Bodenvegetation als negativ hervorgehoben. Die gleiche Verdrängungswirkung durch Beschattung beschreiben Marozas et al. (2014) allerdings für die in Litauen nicht heimische, eingeführte Rotbuche. Da in Deutschland die Rotbuche auf den allermeisten Standorten die Schlusswaldbaumart darstellt, sind die Folgerungen der polnischen und litauischen Arbeiten nur bedingt auf die hiesigen Verhältnisse übertragbar. (Q14, Q102)

### Regenerationspotential:

#### Möglichkeit zur Anlage von Samenbanken

Ein Überliegen der großen inhaltsstoffreichen Früchte kommt so gut wie nicht vor, was eine Samenbankbildung vollständig ausschließt. (Q14)

### Regenerationspotential: zur vegetativen Vermehrung

Roteiche hat ein gutes Stockausschlagsvermögen. (Q4)

### Samenausbreitungsdistanz

Roteichenbestände fruktifizieren ab einem Alter von ca. 25 Jahren (Sander 1990) und können bis ins hohe Alter reichlich Samen produzieren (Göhre und Wagenknecht 1955). Kormanik et al. (2006) berichteten von Fruchtausatz bereits im Alter von 8 Jahren für einen aus hochwertigem Pflanzgut begründeten, gut gepflegten Bestand auf sehr gutem Standort. *Q.rubra* ist monözisch. Wie bei den anderen Eichenarten der Sektion *Lobatae* tritt die Fruchtreife erst im zweiten Jahr ein, im Gegensatz zu den Weißeichen einschl. Stiel- und Traubeneiche mit ihrem einjährigen Zyklus. Die Blüten erscheinen kurz vor oder mit dem Blattaustrieb im April bis Mai. Gute Mastjahre treten in Amerika alle zwei bis fünf Jahre auf (Gribko et al. 2002), in Deutschland eher alle 2 bis 3 Jahre, wobei es kaum Jahre ohne Fruchtausatz gibt (Göhre und Wagenknecht 1955). Erwähnenswert ist die unter den Einzelbäumen eines Bestandes starke Variation der Fruktifikation, die oft stärker ausgeprägt ist als Unterschiede zwischen den Beständen. Außerdem wurde bei einer 4-jährigen, großräumigen Untersuchung in Pennsylvania starkes Fruchten der Bestände nicht zeitlich synchron festgestellt, was v. a. auf das lokal unterschiedliche Auftreten von Spätfrösten während der Blüte zurückgeführt wurde. Durch dieselbe Studie wurden max. Samenmengen von 750.000 Eichel­n je ha (etwa 2 t je ha) berichtet (Auchmoody et al. 1993). Die Bestandesdichte soll sich nach amerikanischen Angaben (Auchmoody et al. 1993, Healy et al. 1999) nicht stark auf das Fruchten auswirken, nach Angaben

für Bestände in Deutschland aber doch eine gewisse Bedeutung besitzen (Göhre und Wagenknecht 1955). Eichel­n sind in starken Mastjahren durchschnittlich größer und schwerer als bei Sprengmasten. Das ist bedeutend, da die Eichelgröße mit der Konkurrenzstärke der resultierenden Pflanze noch über Jahre korreliert ist (Johnson et al. 2002). Im ursprünglichen Herkunftsgebiet von *Q.rubra* gibt es sehr viele Fressfeinde, v. a. viele Vögel und Kleinsäuger, für die die Eichel­n eine wichtige fett- und eiweißreiche Nahrungsgrundlage bilden, so wie ausgesprochene, teils stark spezialisierte Saatgutschädlinge wie Eichelbohrer und Eichelwickler. Deshalb steht in schwächeren Samenjahren weniger als ein Prozent der Eichel­n für die Reproduktion zur Verfügung, und auch bei Vollmasten sind es mitunter kaum 5 % (Kormanik et al. 2006). (Q14)

### Art und Vorgang der Vermehrung

Der Großteil der Samen wird nicht über Distanzen von mehr als 150 m verbreitet. Dementsprechend nehmen die Verjüngungsdichten mit zunehmender Entfernung vom Mutterbestand deutlich ab (Drebel und Jäger 2002, Riepšas und Straigytė 2008), sodass im Abstand von über 150 m nur noch sehr wenige Jungpflanzen vorkommen. (Q14)

Die Sämlingsdichte direkt unter Samenbäumen erreichte 125 Stämme pro Quadratmeter, das Fehlen von Sämlingen in einer Entfernung von mehr als 15m von einem Samenbaum deutet auf eine begrenzte Samenausbreitung hin. (Q25)

An Standorten mit hoher Fruchtbarkeit werden die Keimlinge in einem nicht allzu großen Radius verbreitet. An Standorten mit mittlerer Fruchtbarkeit sind Gruppen von

einem Radius von 0,5km verbreitet. Einzelne Sämlinge verbreiten sich in einem Radius von 1,5km. (Q29)

Die Ausbreitungsdistanz der Roteiche beträgt 150 – 4000m (Dreßel and Jäger 2002, Nagel 2015, Riepđas and Straigytė 2008). (Q102)

### Ausbreitungsmechanismen

Kleinsäuger verstecken die Eicheln eher in unmittelbarer Nähe des Fundortes oder fressen sie sofort (Sork 1984, Gribko et al. 2002). (Q14) Die effektivsten Vektoren für die Überwindung größerer Entfernungen sind auch in Amerika Hählerarten (hier hauptsächlich der Blauhäher, *Cyanocitta cristata*), die neben Tauben bereits in der nacheiszeitlichen Rückwanderung eine große Rolle gespielt haben sollen (Aizen und Patterson 1990) und für die Transportentfernungen von bis zu 4 km mitgeteilt werden (Johnson et al. 2002). In Europa ist die natürliche Eichenverjüngung durch Hähersaat ebenfalls untersucht worden. (Q4, Q14) Für Europa werden die amerikanischen Angaben zu möglichen Verbreitungsentfernungen bestätigt, einzig Otto (1996) gibt deutlich darüber hinausgehende 10 km an. Herauszustellen ist die eindeutige Präferenz des einheimischen Eichelhähers (*Garrulus glandularius*) für die großen, länglichen Früchte der Stieleiche (Bossema 1979, Bieberich 2014). Die Früchte der Roteiche werden nur bei Mangel an Eicheln von Trauben- und Stieleiche angenommen bzw. bei gleichzeitigem Angebot von Stieleicheln in deutlich geringerer Menge (Dreßel und Jäger 2002, Myczko et al. 2014). Letztere Autoren sehen die Ursache dafür v. a. in einem sehr hohen Tanningehalt der Roteicheln. (Q14)

### Taxonomie

*Quercus rubra* L.

### Baumwachstum und natürliche Verjüngung: Boden, Klima, Licht

Das natürliche Verbreitungsgebiet von *Q. rubra* ist durch eine weite Spanne klimatischer und edaphischer Bedingungen gekennzeichnet. Die jährlichen Niederschlagsmengen liegen zwischen 760 mm (Dreßel und Jäger 2002: Minimum 600 mm) im Nordwesten und 2.030 mm in den südlichen Appalachen, die Jahresmitteltemperaturen zwischen 4,5 und fast 16 °C (Sander 1990, Tirmenstein 1991, Thompson et al. 1999). *Q. rubra* erträgt sehr kalte Winter (Januar-Mittel von -14 °C) und sehr heiße Sommer (Juli-Mittel bis 26 °C). Im trockeneren Teil des Verbreitungsgebiets fällt mindestens die Hälfte der Niederschläge in der Vegetationsperiode. Allerdings können neben nassen Perioden durchaus auch längere Trockenphasen in der Vegetationszeit auftreten (Bauer 1953a). Die Spanne der Vegetationsperiodenlänge reicht von 100 Tagen im Norden bis zu 220 Tagen im Süden des Verbreitungsgebiets. Im Ohio-Tal und an den Westhängen der Allegheny Mountains, wo die Roteiche die besten Wachstumsleistungen erzielt, liegen die durchschnittlichen Jahresniederschläge bei 1.000 mm, die Hälfte davon in der Vegetationszeit, die Jahresdurchschnittstemperatur bei 12,8 °C bei einer Länge der Vegetationsperiode von 160 Tagen. Standortlich bevorzugt *Q. rubra* Unter- und Mittelhanglagen mittlerer Nährstoffversorgung, vorrangig in Nord- und Ostexposition, sowie gut drainierte Plateaus und Täler („mesic sites“). Ausgeprägt trockene oder staunasse Standorte werden in der Regel gemieden, die Besiedlung sehr trockener Standorte ist aber möglich (Desmarais 1998). Das beste Wachstum zeigt sie auf tiefgründigem, sandigem Lehm mit leicht saurem pH-Wert, sie wächst aber auch auf Lehm, Ton und sandigen bis kiesigen Böden. Über ihre Toleranz gegenüber Kalk-



Standorten, auf denen sie nach Tirmenstein (1991) ebenfalls vorkommt, findet man in der älteren deutschen Literatur widersprüchliche Angaben (Schenck 1939, Kleiber 1954, Anonymus 1955). Neue Ergebnisse von Major et al. (2013) legen nahe, dass Roteichen-Naturverjüngung Standorte mit hohem Carbonatgehalt meidet. (Q14)

## Ausmaß und Verbreitung

### Verbreitungsgebiet (heimisch und eingebracht)

Das große natürliche Verbreitungsgebiet von *Q.rubra* liegt in den östlichen USA und dem angrenzenden Südosten Kanadas. Es erstreckt sich von der Atlantikküste bis an den Rand der Prärien und damit bis in den äußersten Osten der US-Bundesstaaten Oklahoma, Kansas und Nebraska sowie über weite Teile Minnesotas. Im Süden reicht das Areal bis in die westlichen Teile von North und South Carolina sowie Georgia und schließt dabei Alabama nahezu vollständig ein, ohne jedoch die Golfküste zu erreichen. Südliche Inselvorkommen gibt es darüber hinaus in Mississippi und Louisiana. Im Norden wächst *Q.rubra* im gesamten Gebiet der Großen Seen bis in das südliche Ontario, in Quebec bis zum südlichen Teil der Gaspé-Halbinsel und in New Brunswick, Nova Scotia und den Prince Edward Islands (Little 1971, USDA NRCS 2002, s. a. Abb. 33) (Q14, Q4).

Die höhenzonale Verbreitung von *Q.rubra* reicht bis in Höhenlagen von 1.600 m in den südlichen Appalachen (u. a. Schenck 1939, Sander 1990), nach anderen Angaben sogar bis 1.800 m ü. NN (USDA NRCS 2002), im nördlichen Teil des Verbreitungsgebiets jedoch deutlich weniger hoch (Tirmenstein 1991). Bis zu 15 weitere Eichenarten kommen im natürlichen Verbreitungsgebiet von *Q.rubra* vor (Johnson et al. 2002). *Q.rubra* wurde

1691 nachweislich in der Schweiz eingeführt (Badoux 1932) und gelangte damit als eine der ersten amerikanischen Eichenarten nach Europa (Göhre und Wagenknecht 1955). Zunächst häufig als Parkbaum gepflanzt, erlangte sie in Deutschland ungefähr ab der Mitte des 18. Jahrhunderts erste forstliche Beachtung (Grundner 1921, Göhre und Wagenknecht 1955, Stratmann 1988). Derzeit macht der Flächenanteil von *Q.rubra* im Hauptbestand 0,4 % der Waldfläche Deutschlands aus, dies entspricht ca. 44.000 ha (BMVEL 2005). Damit ist die Roteiche die flächenmäßig bedeutendste eingeführte Laubbaumart. Gewisse Schwerpunkte nach den absoluten Flächengrößen des forstlichen Anbaus liegen neben Deutschland in Frankreich (Magni Diaz 2004), in Belgien (Vansteenkiste et al. 2005) und den Niederlanden (Oosterbaan und Olsthoorn 2005). *Q.rubra* fehlt nach Dreßel und Jäger (2002) im extrem ozeanischen Bereich (Nordengland, Schottland, Irland, nördliche Niederlande und Westdänemark). Im Osten erreicht *Q.rubra* mit der erfolgreichen Behauptung in der Wolgaregion um Saratow einen deutlich kontinentalen Klimabereich mit Jahresniederschlägen zwischen 400 und 500 mm und einer Temperaturdifferenz von über 30 °C zwischen dem kältesten und dem wärmsten Monat (Jakushev und Beresuzkij 2007). (Q14)

Die Roteiche ist eine der häufigsten nicht heimischen Baumarten in europäischen Wäldern, die 345.333 ha in 24 Ländern bedeckt (Brus et al. 2019). (Q102)

## Auswirkungen

### Einfluss auf Biodiversität und Ökosystemmuster und Prozesse

Die Einführung von Roteichen in den Restbeständen von Laubmischwäldern in Nordwestitalien hat die Bodeneigenschaften stark verändert, vor allem durch eine Veränderung des Umsatzes organischer Stoffe, die wiederum die Wiederaufnahme von Nährstoffen in den Boden beeinflussen. Die Auswirkungen hingen jedoch von der Art des Elements ab, wobei Mg und K am wenigsten und Ca und P am meisten betroffen waren. In gut entwickelten Böden, in denen P ein begrenzender Faktor für das Pflanzenwachstum ist und der Kationenaustauschkomplex durch die Auswaschung basischer Kationen bereits erschöpft ist, können die durch die gebietsfremde Roteiche hervorgerufenen Veränderungen das Ökosystem an eine Grenze treiben, an der die Wiederherstellung der ursprünglichen Wälder nicht mehr möglich ist. Die Strategie invasiver Arten, durch Konkurrenzmechanismen die inhärenten Interaktionen zwischen seit langem vergesellschafteten einheimischen Arten zu stören, wird daher auf wenig fruchtbaren Böden besonders wirksam und stellt letztlich eine Bedrohung für die biologische Vielfalt und die Ökosystemleistungen dar. **(Q28)**

### Hybridisierung

Die Bildung von Art-Hybriden unter Beteiligung von *Q.rubra* ist nur mit anderen Eichenarten der Sektion Lobatae möglich. Entsprechende Hybriden wurden identifiziert und beschrieben. Tirmenstein (1991) nennt sechs, Magni Diaz (2004) sieben bisher gefundene Hybriden. Eine Hybridisierung mit den heimischen Arten Trauben- und Stieleiche, die zur Sektion der Weißeichen gehören, ist dagegen vollständig ausgeschlossen. **(Q14, Q26)**

### Verdrängung einheimischer Arten: Veränderungen im Lebensraumangebot für einheimische Taxa

Bezüglich ihrer Auswirkungen auf den Standort wird *Q.rubra* häufig eine schlechte Streuzersetzung bescheinigt (Wittich 1943, 1961, Thomasius und Hartig 1989, Dreßel und Jäger 2002, Goßner 2004a, Gulder 1999, Nehring et al. 2013b). Als Ursache verzögerter Streuzersetzung wird die in Europa bislang geringe Anpassung der Zersetzerfauna an die Eigenschaften der Roteichenstreu angesehen, während im Gegensatz dazu eine Untersuchung aus North Carolina gerade für *Q.rubra* eine hohe Anpassung und Spezialisierung bestimmter streuzersetzender Arten zeigte (Hansen 1999). Unterschiedliche Angaben zur Streuzersetzung in Deutschland legen eine differenziertere Betrachtung u. a. in Abhängigkeit von Standortgüte und Baumartenmischung nahe. Ebert (2006) gab das C/N-Verhältnis der Laubstreu von *Q.rubra* mit 50 und damit im Bereich der heimischen Eichen und Buche an, ähnlich lag der von Wittich (1961) mitgeteilte Wert von 53 – etwas höher als für heimische Eiche (40) und Buche (45) in derselben Untersuchung. Gleichzeitig nannte er für arme ungedüngte Böden relativ günstige Calcium- und Stickstoffgehalte der Roteichenstreu. Die Stickstoffgehalte wurden durch Heinsdorf et al. (2011) auf einem armen Standort im nordostbrandenburgischen Jungdiluvium bestätigt, aber bei sehr geringen Calcium-Gehalten. Einen Versuch zur Streuzersetzung verschiedener Laubbaumarten (Stieleiche, Roteiche, Spitzahorn und Bergahorn sowie Eschenblättriger Ahorn) auf gleichem Standort unter definierten Bedingungen beschrieben Straigyté et al. (2009). *Q.rubra* produzierte die größte Streumenge mit dem höchsten C/N-Verhältnis der frischen Streu aller untersuchten Baumarten (75 gegenüber 37 bei Stieleiche). Durch den schnellen

Kohlenstoffabbau bei *Q.rubra* hatten sich die C/N-Verhältnisse von Rot- und Stieleiche nach 275 Tagen deutlich angenähert (31 bzw. 25). Heinsdorf (2002) betrachtete die Streuzersetzung von *Q.rubra* bei unterschiedlicher Standortgüte. Er fand in vier über 100-jährigen Roteichenbeständen auf gut nährstoffversorgten, sandüberlagerten Geschiebelehmstandorten in Nordostdeutschland in der Auflage durchweg einen mullartigen Moder mit reichem Regenwurm-besatz. Die pH-Werte in den Humusauf-lagen und den Oberböden lagen vergleichbar mit Douglasie. Im Mineralboden herrschte eine gute Qualität der organischen Boden-substanz. Gute Ca-, K- und Mg-Gehalte im Mineralboden entsprachen denen benach-barter, gleichalter Eichenbestände. Auf mäßig nährstoffversorgten Standorten herrschten wie unter heimischen Eichen moderartige Humusformen vor. Eine „ökolo-gische Anbaugrenze“ in Form der Ausbildung von Rohhumusschichten sieht Heinsdorf (2002) auf ziemlich armen, mäßig frischen Standorten. Nach Wittich (1943) ist nicht allein die Streuzersetzung bestimmend für die Wirkung einer Baumart auf den Boden-zustand, sondern auch der Einfluss auf das Boden- und Bestandesklima, die Bodenvege-tation sowie die Wurzelbildung. In dieser Hinsicht beurteilte er *Q.rubra* als günstig. Nach Göhre und Wagenknecht (1955) führt ihre stärkere Beschattung gegenüber Kiefer, aber auch gegenüber den heimischen Eichen, gerade auf schwächeren Standorten, zu einer Unterdrückung dichten Graswuchses und damit zu einem günstigen Einfluss auf den Bodenwasserhaushalt. Infolgedessen können z. B. in Europa streng an die zu den Weißeichen zählenden Trauben- und Stiel-eichen angepassten Arthropoden nicht ohne weiteres auf *Q.rubra* übergehen (Nieukerken et al. 2012). Das Spektrum herbivorer

Insektenarten, das hierzulande an *Q.rubra* vorkommt, ist deshalb deutlich kleiner als an den heimischen Eichenarten (Goßner und Simon 2005), bzw. bestimmte Arten kommen zwar an *Q.rubra* vor, präferieren jedoch eindeutig Stiel- oder Traubeneiche (Goßner 2002). (Q14)

#### **Verdrängung einheimischer Arten: Konkurrenz mit einheimischen Arten**

-

#### **Verdrängung einheimischer Arten: Potenzial zur Etablierung einer dauerhaften Population**

-

#### **Schädlinge und Krankheitserreger: Wahrscheinlichkeit der Erhöhung des Risikos von Krankheitsausbrüchen**

-

#### **Positive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt: z. B. Bereitstellung von Lebensraum für waldbe- wohnende Arten**

An Roteiche können z. B. mehr Käfer- und Wanzenarten vorkommen als beispiels-weise an der einheimischen Buche (Goßner 2004b). Wie verschiedene Untersuchungen zeigen, gibt es eine ganze Reihe von Arten, die vor allem die Strukturen dieser Baumart als Lebensraum nutzen, aber auch für ihre Einbindung in die Stoffkreisläufe sorgen. Prominente Beispiele geschützter Arten, für die Vorkommen an *Q.rubra* nachgewiesen wurden, sind das im unteren Stammbereich von Laubbäumen auf der Rinde lebende Grüne Besenmoos *Dicranum viride* (RP Stuttgart 2011) sowie als Totholzbesiedler der Heldbock *Cerambyx cerdo* (Volk 2004) und der Hirsch-käfer *Lucanus cervus* (Schabel 2012). Das Totholz von *Q.rubra* ist schneller abbaubar als das der heimischen Eichen (Möller 1998). Seine Attraktivität für verschiedene Arten

von Ambrosiapilze züchtenden, xylophagen Käfern der Gruppe *Xyleborus*, die maßgeblich an den frühen Zersetzungsphasen beteiligt sind, zeigten Faccoli und Rukalski (2004). Sammler et al. (2011) wiesen in Brandenburg 120 lignikole Pilzarten an *Q.rubra* nach, darunter zahlreiche in Brandenburg bzw. Deutschland seltene bzw. gefährdete Arten. Die entstehenden Strukturen können von typischen Totholzinsekten genutzt werden. Möller (1998) fand drei überregional stark gefährdete Schnellkäferarten im Totholz von *Q.rubra*. Außerdem ist *Q.rubra* ebenso wie die heimischen Eichenarten eine ausgesprochen mykotrophe Baumart. Sammler et al. (2011) fanden 115 verschiedene Ectomykorrhizapilze an *Q.rubra*. In einem Roteichenbestand auf einem Rekultivierungsstandort in der Lausitz waren bei Kronenschluss im Alter von 20 Jahren 100 % der Bäume mykorrhiziert, deutliche Unterschiede in den Ectomykorrhizagemeinschaften von *Q.rubra* und Traubeneiche wurden nicht gefunden (Gebhardt et al. 2006). Untersuchungen zur Diversität der Krautschicht von *Q.-rubra*-Beständen in der Bergbaufolgelandschaft (Denkinger und Wiegleb 2006) fanden hier keine artenärmere Ausprägung als in vergleichbaren Traubeneichenbeständen. Vielmehr waren die Einbettung des Waldstandorts ins Landschaftsmosaik, die Artausstattung der Umgebung und die Bestandesstruktur (Störungen) ausschlaggebend für das Vorkommen der Gefäßpflanzenarten. Balkenhol et al. (2006) untersuchten in einer unechten Zeitreihe von Roteichenbeständen auf Bergbaurekultivierungsböden die Staphiliniden- und Chilopodenfauna und verglichen sie mit Roteichen- und Traubeneichenbeständen auf gewachsenem Boden. Ein Einfluss der Eichenart auf die zoophage Bodenfauna konnte nicht festgestellt werden, vielmehr erwies sich als

bedeutend, ob es sich um einen gestörten oder ungestörten Boden handelte. Roteichenaufforstungen auf Kippenstandorten beherbergten thermophile Offenlandarten und sogar einige Rote Liste-Spinnenarten. Auch auf die Spinnen in der Krautschicht gab es keinen Einfluss der Eichenart (Balkenhol 2006), wie er in anderen Untersuchungen für die höheren Strata des Bestandes (Kronenraum) nachgewiesen worden war (Goßner 2002 und 2004a). Insgesamt trugen Wälder aus *Q.rubra* positiv zur Gesamtdiversität von Bergbaufolgelandschaften bei. (Q14)

**Positive Auswirkungen auf versorgende, regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen: z. B. Holzproduktion, erhöhte Produktivität der Wälder und Kohlenstoffaufnahme, Minderung von Naturgefahren und Klimaregulierung, Bodenbildung, Erosionsschutz und andere Schutzfunktionen der Wälder, ökologische und kulturelle Vorteile (z. B. Zierbäume)**

Das Holz lässt sich ähnlich dem der Eiche verwerten, verkernt allerdings früher und intensiver, eignet sich infolge offener Poren nicht für Flüssigkeitsbehälter und gilt als weniger wertvoll. In Verbindung mit der für ein Laubholz hohen Massenleistung und beeindruckenden Zuwachsleistungen in der Jugend fällt die ökonomische Bewertung positiv aus. (Q4, Q14). Die intensive Verfärbung des Laubes im Herbst wird in Erholungswäldern positiv bewertet. (Q7,25) Darüber hinaus wird die Rinde der Roteiche von indigenen Völkern zu medizinischen Zwecken verwendet. (Q13)

**Wirtschaftliche Kosten invasiver Arten: z. B. Verluste an biologischer Vielfalt, verringerte Ökosystemleistungen, Kosten für die Bekämpfung invasiver Arten und die Milderung ihrer Auswirkungen, Wiederherstellung von Ökosystemen**

-



**Negative Auswirkungen auf die Gesundheit und das Wohlbefinden des Menschen: z. B. NNT Pollen, die beim Menschen Allergien auslösen, NNT, die den Nutzen der Interaktion zwischen Mensch und Natur verringern**

-

## Management

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der absichtlichen Einschleppung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der unerwünschten Ausbreitung**

Die mechanische Entfernung der Roteiche ist einfach möglich, da sie sich nicht vegetativ vermehrt. Um die weitere Samenproduktion und Ausbreitung von Roteiche zu verhindern, sollten ältere Bäume die etwa 40 Jahre oder älter sind zuerst gefällt werden, da die Roteiche erst mit 40 bis 50 Jahren Eicheln in großen Mengen produziert (Burkhardt 2017, USDA 2000). (Q102)

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: rasche Ausrottung bei Neueinschleppung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Beseitigung unerwünschter Verjüngung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Kontrolle von Samenbanken**

-

**Überwachung: Überwachungsmaßnahmen zur Unterstützung der Früherkennung**

Regelmäßige Begehungen von gefährdeten Beständen sind notwendig, da die Roteiche zu Stockausschlägen fähig ist. (Q102)

**Waldbauliche Maßnahmen zur Eindämmung der Ausbreitung: Auswahl der Baumarten, Niederwaldpflege, Erhaltung oder Förderung eines geschlossenen Kronendachs, Entastung**

Wenn Handeln für erforderlich gehalten wird, muss gründlich und effektiv gearbeitet werden inkl. der Erfolgskontrolle und periodischer Nachüberprüfungen. Ein- bis mehrjährige Verjüngungspflanzen von *Q.rubra* lassen sich mechanisch durch Herausziehen beseitigen, da keine Wurzelbrut gebildet wird. Eine Alternative wären die oberirdische Beseitigung und Überpflanzung mit einer Schattbaumart, z. B. Rotbuche (sofern mit dem jeweiligen Biotopschutzziel vereinbar). Ältere Roteichen werden gefällt. Stockausschläge müssen später ggf. erneut abgeschnitten werden, sofern sie nicht starkem Wildverbiss unterliegen. Auch ein Betupfen mit einem Herbizid (Glyphosat) verhindert den Neuausschlag. Für verteilt vorkommende ältere Exemplare wird auch die Möglichkeit der Ringelung genannt. Starfinger und Kowarik (2003) empfehlen in Deutschland die Bekämpfung von *Q.rubra* aus Naturschutzgründen überhaupt nur für Waldgrenzstandorte sowie Felsen und deren Umfeld. Für begrenzte Gebiete wie Felsbiotope in der Sächsischen Schweiz wurde der Aufwand einer Beseitigung einwandernder *Q.rubra* als überschaubar eingeschätzt (Dreßel und Jäger 2002). Zum vorbeugenden Schutz von Felsenbiotopen wird bei Neuanpflanzungen von *Q.rubra* ein Mindestabstand von 2 km empfohlen (Starfinger und Kowarik 2003). (Q14)

## Literaturverzeichnis

**Q4:** Bachmann M, Konnert M, Schmiedinger A (2009): Vielfalt schaffen, Risiko verringern- Gastbaumarten als Alternative zur Fichte (Link: <https://www.lwf.bayern.de/mam/cms04/waldbau/dateien/w63-vielfalt-schaffen-risiko-verringern.pdf>)

**Q7:** Brang P, Pluess A.R, Bürgi A, Born J (2016): Potenzial von Gastbaumarten bei der Anpassung an den Klimawandel (Link: <https://www.dora.lib4ri.ch/wsl/islandora/object/wsl:10483>)

**Q13:** Morgan E.E, Perry J.E (2010): Traditional Medicinal Plant Use Among Virginias's Powhatan Indians (Link:[https://virginianaturalhistory-society.com/banisteria/pdffiles/ban35/Banisteria35\\_Powhatan%20Medicinal%20Plant%20Use.pdf](https://virginianaturalhistory-society.com/banisteria/pdffiles/ban35/Banisteria35_Powhatan%20Medicinal%20Plant%20Use.pdf))

**Q14:** Vor T, Spellmann H, Bolte A, Ammer C (2015): Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten: Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung (Link:[https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKewiQIIS\\_6-DOAhUNtaQKHelUBDAQF-noECAYQAQ&url=https%3A%2F%2Funiverlag.uni-goettingen.de%2Fbitstream%2Fhandle%2F3%2Fisbn-978-3-86395-240-2%2FGoeForst7\\_baumarten.pdf%3Fsequence%3D4&usg=AOvVaw1Ql60rkOErtNIKadKXx3Ai](https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKewiQIIS_6-DOAhUNtaQKHelUBDAQF-noECAYQAQ&url=https%3A%2F%2Funiverlag.uni-goettingen.de%2Fbitstream%2Fhandle%2F3%2Fisbn-978-3-86395-240-2%2FGoeForst7_baumarten.pdf%3Fsequence%3D4&usg=AOvVaw1Ql60rkOErtNIKadKXx3Ai))

**Q25:** Miltner S, Kupka I (2012): Silvicultural potential of northern red oak and its regeneration – Review (Link: [https://www.agriculturejournals.cz/web/jfs.htm?type=article&id=115\\_2015-JFS](https://www.agriculturejournals.cz/web/jfs.htm?type=article&id=115_2015-JFS))

**Q26:** Moran E.V, Willis J, Clark J.S (2012): Genetic evidence for hybridization in red oaks (*Quercus* sect. *Lobatae*, Fagaceae) (Link:[https://www.researchgate.net/publication/51884292\\_Genetic\\_evidence\\_for\\_hybridization\\_in\\_red\\_oaks\\_Quercus\\_sect\\_Lobatae\\_Fagaceae](https://www.researchgate.net/publication/51884292_Genetic_evidence_for_hybridization_in_red_oaks_Quercus_sect_Lobatae_Fagaceae))

**Q28:** Bonifacio E, Petrillo M, Petrella F, Tambone F, Celi L (2015): Alien red oak affects soil organic matter cycling and nutrient availability in low-fertility well-developed soils (Link: <https://www.jstor.org/stable/43872470>)

**Q29:** Riepsas E, Straigyte L (2008): Invasiveness and Ecological Effects of Red Oak

(*Quercus rubra* L.) in Lithuanian Forests (Link:[https://www.researchgate.net/publication/286715591\\_Invasiveness\\_and\\_Ecological\\_Effects\\_of\\_Red\\_Oak\\_Quercus\\_rubra\\_L\\_in\\_Lithuanian\\_Forests](https://www.researchgate.net/publication/286715591_Invasiveness_and_Ecological_Effects_of_Red_Oak_Quercus_rubra_L_in_Lithuanian_Forests))

**Q102:** Bindewald A, Müller-Meißner A (2021): Alptrees Field Survey - Potential invasiveness of red oak in temperate semi-natural oak hornbeam forests in south-west Germany

Bildquelle: BFW

## Riesenlebensbaum (*Thuja plicata*)

### Ökologie

#### Konkurrenzfähigkeit

*T.plicata* ist ein stresstoleranter Generalist, der unter ungünstigen Bedingungen, sei es bei wenig Licht oder bei Nährstoffmangel, lange Zeit überleben kann und schließlich zu einem sehr großen Baum auf einer Vielzahl verschiedener Standorten heranwachsen kann. Sie kann sich direkt nach einer Störung etablieren, wächst aber nicht so schnell wie Arten der frühen Sukzessionsphase, was zu einer untergeordneten Position führt. In einer solchen Position kann sie jedoch gut überleben. Im Gegensatz zur westlichen Hemlocktanne verfügt sie nur über eine kleine Sämlingsbank im Unterholz, hat aber eine höhere Überlebensrate, die die geringere Etablierung ausgleicht. Sie konkurriert nicht unbedingt so effektiv mit anderen Arten auf hochwertigen Standorten. (Q6, Q38, Q39)

#### Invasives Verhalten andernorts

In Belgien wurde *T.plicata* neben *T.heterophylla*, *A.grandis*, *C.laswoniana*, *L.kaempferi* und *P.menziesii* hohes invasives Potential bescheinigt. Diese Arten waren auf einem großen Teil der untersuchten Standorte anzutreffen und zeigten ein generalistisches Verhalten bei üblichen Umweltbedingungen. (Q 39)

#### Regenerationspotential: Möglichkeit zur Anlage von Samenbanken

-

#### Regenerationspotential: zur vegetativen Vermehrung

Drei Arten der vegetativen Vermehrung von *T.plicata* sind bekannt: Absenker, Bewurzelung abgebrochener Äste und Entwicklung von



Abbildung 88: *Thuja plicata*

Ästen an umgestürzten Bäumen. Umgeknickte Setzlinge regenerieren sich häufig durch Bewurzelung der Äste. (Q38, Q46)

#### Samenausbreitungsdistanz

Im Freiland angebaut beginnt *T.plicata* im Alter von 10 Jahren mit der Produktion von Samen. Die durchschnittlichen jährlichen Samenerträge schwanken zwischen 247.000 und 2.470.000 Samen pro Hektar (100.000 bis 1 Million pro Hektar) in Küstenwäldern und zwischen 54.000 und 274.000/ha (22.000 bis 111.000 pro Hektar) im Landesinneren. Die meisten Samen fallen im Oktober und November in beiden Gebieten (2). (Q38)

#### Art und Vorgang der Vermehrung

Die Samen fallen schneller und fliegen nicht so weit wie die Samen der westlichen Hemlocktanne, Sitka Fichte oder Douglasie, aber die Verbreitung ist innerhalb von 100m von einer Samenquelle ausreichend (4,30). (Q38) Bei einer belgischen Untersuchung wurden maximale Samenverbreitungsdistanzen von 300 m gefunden, die Hälfte der Samen befand sich im Rahmen von 100m von der Samenquelle. (Q39). Obwohl die Samen

sehr klein sind und vom Wind verbreitet werden, fallen die meisten Samen in der Nähe der Mutterbäume. (Q46)

### Ausbreitungsmechanismen

Wind (Q39)

### Taxonomie

*Thuja plicata* Donn ex D. Don

### Baumwachstum und natürliche Verjüngung:

#### Boden, Klima, Licht

*T.plicata* deckt eine große Standortsamplitude ab, von schwach trocken bis feucht und nährstoffarm bis nährstoffreich. Sie besiedelt sowohl Böden aus vulkanischen Aschen und Bimsstein, alluvialen Substraten, grobkörnigen Granit-Verwitterungsböden als auch Lehm- und Lössböden sowie flachgründige Böden über Kalkgrundgestein. Bevorzugt werden frische bis feuchte und tiefgründige Böden mit pH-Werten zwischen 4,5 bis 6,5. Ungeeignet sind staunasse oder trockene und grob sandige Böden.(Q6) Der Riesenlebensbaum hat eine Wachstumsperiode von mindestens 120 frostfreien Tagen an der Küste, aber nur 75 frostfreie Tage in einigen Teilen ihres ursprünglichen Verbreitungsgebiets. Sie ist nicht frostbeständig und wird gelegentlich durch Frost im späten Frühjahr oder frühen Herbst geschädigt. (Q38)

*T.plicata* wächst in einem breiten Spektrum von Lebensräumen, einschließlich Mooren und sehr nährstoffarmen Wäldern (Minore, 1990), aber auch in produktiveren Lebensräumen, wo sie ein wesentlicher Bestandteil des Waldes sein- und eine sehr große Höhe erreichen kann. Im Allgemeinen ist die Art auf ärmeren Standorten am häufigsten anzutreffen (z. B. Gregory, 1957; Kranabetter et al., 2013). In älteren Beständen kann die Etablierung auf einer Vielzahl von Substraten erfolgen, wobei eine gewisse Störung

des Substrats die Etablierung fördert, da organische Schichten günstiger sind als Moosmatten (Wright et al.,1998a; Weber et al., 2003). (Q46)

### Ausmaß und Verbreitung

#### Verbreitungsgebiet (heimisch und eingebracht)

Das natürliche Verbreitungsgebiet von *T.plicata* reicht von Alaska bis Kalifornien und im Osten bis Idaho. Sie besiedelt die Küstengebirge entlang des Pazifiks, die Pudget-Senke und das Kaskadengebirge sowie im östlichen Vorkommensgebiet den nördlichen Teil der Rocky Mountains. Im Küstenbereich besiedelt sie vor allem Lagen von 0 bis 1.400 m (max. 2300 m bei Crater Lake, Oregon) mit einem Optimum auf der Olympischen Halbinsel (Nebelzone). Im Inlandsbereich besiedelt sie Höhenlagen von 300 bis ca. 2.100m. (Q6, Q38) In Europa wird sie als Zierbaum angebaut. (Q38)

### Auswirkungen

#### Einfluss auf Biodiversität und Ökosystemmuster und Prozesse

-

#### Hybridisierung

-

#### Verdrängung einheimischer Arten: Veränderungen im Lebensraumangebot für einheimische Taxa

-

#### Verdrängung einheimischer Arten: Konkurrenz mit einheimischen Arten

-



### **Verdrängung einheimischer Arten: Potenzial zur Etablierung einer dauerhaften Population**

Im Rahmen einer belgischen Untersuchung zeigte sich, dass *T.plicata* wahrscheinlich in der Lage ist neue Satellitenpopulationen zu bilden. (Q39)

### **Schädlinge und Krankheitserreger: Wahrscheinlichkeit der Erhöhung des Risikos von Krankheitsausbrüchen**

-

### **Positive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt: z. B. Bereitstellung von Lebensraum für waldbewohnende Arten**

Die Blätter sind in den nördlichen Rocky Mountains ein wichtiges Winterfutter für Wild, an der Küste ernähren sich Rehe ganzjährig von *T.plicata*. (Q38)

### **Positive Auswirkungen auf versorgende, regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen: z. B. Holzproduktion, erhöhte Produktivität der Wälder und Kohlenstoffaufnahme, Minderung von Naturgefahren und Klimaregulierung, Bodenbildung, Erosionsschutz und andere Schutzfunktionen der Wälder, ökologische und kulturelle Vorteile (z. B. Zierbäume)**

Schindeln und Dachsindeln sind die wichtigsten Spezialanwendungen. Das attraktive Aussehen, die Langlebigkeit, die Leichtigkeit und die hervorragenden Dämmeigenschaften sind wahrscheinlich der Grund für die Beliebtheit des Holzes als Bedachungsmaterial, das auch für Versorgungsmasten, Zaunpfähle, Pfähle, Papiermasse, Kleiderschränke und -truhen, Schatullen, Kisten, Kästen, Bienenstöcke und Fischreusen verwendet wird. Aus dem Öl des Riesenlebensbaums werden Parfüms, Insektizide, medizinische Präparate, Tierseifen, Schuhcremes und Deodorants hergestellt. Extrakte und Rückstände von *T.plicata* werden in der

Bleiraffination, als Kesselwasserzusatz und als Leimstreckmittel verwendet (31). Richtig beschnitten eignet sich der Lebensbaum hervorragend als Hecke. Ihre herabhängenden Äste, die dünne faserige Rinde und die flachen, schuppenförmigen Blätter machen *T.plicata* zu attraktiven Zierbäumen. (Q38, Q39). Die indigene Bevölkerung Alaskas verwendet den Riesenlebensbaum für verschiedenste Zwecke u.a. für kulturelle Gegenstände wie Totempfähle und Masken, aber auch Kisten, Schalen, Werkzeuge, Körbe, Matten und Hüte wurden aus dem Holz bzw. der Rinde hergestellt. (Q47)

### **Wirtschaftliche Kosten invasiver Arten: z. B. Verluste an biologischer Vielfalt, verringerte Ökosystemleistungen, Kosten für die Bekämpfung invasiver Arten und die Milderung ihrer Auswirkungen, Wiederherstellung von Ökosystemen**

-

### **Negative Auswirkungen auf die Gesundheit und das Wohlbefinden des Menschen: z. B. NNT Pollen, die beim Menschen Allergien auslösen, NNT, die den Nutzen der Interaktion zwischen Mensch und Natur verringern**

-

## **Management**

### **Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der absichtlichen Einschleppung**

-

### **Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der unerwünschten Ausbreitung**

-

### **Kontroll- und Eindämmungsstrategien: rasche Ausrottung bei Neueinschleppung**

-

### Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Beseitigung unerwünschter Verjüngung

-

### Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Kontrolle von Samenbanken

-

### Überwachung: Überwachungsmaßnahmen zur Unterstützung der Früherkennung

-

### Waldbauliche Maßnahmen zur Eindämmung der Ausbreitung: Auswahl der Baumarten, Niederwaldpflege, Erhaltung oder Förderung eines geschlossenen Kronendachs, Entastung

-

### Literaturverzeichnis

**Q6:** Huber G, Storz C (2014): Zedern und Riesenlebensbaum- welche Herkünfte sind bei uns geeignet? (Link: [https://www.lwf.bayern.de/service/publikationen/lwf\\_wissen/081519/index.php](https://www.lwf.bayern.de/service/publikationen/lwf_wissen/081519/index.php))

**Q38:** Burns R.M, Honkala B.H (1990): Silvics of North America Volume 1, Conifers (Link: [https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwiyusnejrH1A-hXJ8bslHaZsCgwQFnoECAwQAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.srs.fs.usda.gov%2Fpubs%2Fmisc%2Fag\\_654\\_vol1.pdf&usg=AOvVaw2\\_gyEAYLyG9jFi6jK\\_o3I](https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwiyusnejrH1A-hXJ8bslHaZsCgwQFnoECAwQAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.srs.fs.usda.gov%2Fpubs%2Fmisc%2Fag_654_vol1.pdf&usg=AOvVaw2_gyEAYLyG9jFi6jK_o3I))

**Q39:** Fanal S, Mahy G, Fayolle A, Monty A (2021) Arboreta reveal the invasive potential of several conifer species in the temperate forest of western Europe (Link: <https://neobiota.pensoft.net/article/56027/download/pdf/>)

**Q46:** Antos J.A, Filipescu C.N, Negrave R.W (2016): Ecology of western red cedar (*Thuja plicata*): Implications for management of a high-value multiple use resource (Link: [https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112716302900?casa\\_token=0FoNieUd7QsAAAAA:uG-MgxxEXnoXXJo1JHlf-61W9Q7C-EHZJC1HvxR-JOxgyBS6lZZWya-o8EAQNY0VyTJHHLrXAXIA](https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112716302900?casa_token=0FoNieUd7QsAAAAA:uG-MgxxEXnoXXJo1JHlf-61W9Q7C-EHZJC1HvxR-JOxgyBS6lZZWya-o8EAQNY0VyTJHHLrXAXIA))

**Q47:** Johnson A et al. (2021): Wood products for Cultural Users: Sustaining Native Resilience and Vital Lifeways in Southeast Alaska, USA (Link: <https://www.mdpi.com/1999-4907/12/1/90>)

Bildquelle: Pixabay

## Schwarznuß (*Juglans nigra*)

### Ökologie

#### Konkurrenzfähigkeit

Obwohl die Schwarznuß auf guten Standorten nicht so schnell in die Höhe wächst wie der Tulpenbaum oder die Weißesche, übertrifft sie im Allgemeinen die Eichen. Im östlichen Nebraska, nahe der westlichen Grenze ihres Verbreitungsgebiets, wuchs die Schwarznuß auf einem Präriestandort viel besser als Eichen und Linde. Sie entwickelte ein ausgezeichnetes Wurzelsystem und war um ein Vielfaches höher als die anderen Bäume. In gemischten Waldbeständen muss sie eine dominante oder kodominante Stellung einnehmen, um sich zu behaupten (**Q30**). Die Schwarznuß produziert wie andere Walnuss-, Hickory- und Pekannussbäume (*Carya* spp.), jedoch in höheren Mengen als diese Arten, eine allelopathische Substanz, die als Juglon (5-Hydroxy-1,4-Naphtochinon) bekannt ist. Sie ist in allen Teilen der Schwarznuß vorhanden, aber besonders konzentriert in den Knospen, Blättern, der Rinde, der äußeren Hülle der Nuss und den Wurzeln (Williams 1990; Michler et al. 2007; Savill 2013).

Juglon schützt den Baum (es ist mückenabweisend - Tarhon 2013, 2017) und beeinflusst die Bildung von Mykorrhiza (Fisher 1987) sowie die Keimung von Samen, Wurzel- und Sprossverlängerungen (Rietveld 1982). Die Samenkeimung und das Pflanzenwachstum werden bis zu einer Entfernung von 15-18 m verhindert (Milošić 2012). Einige Baumarten reagieren empfindlich auf Juglon, z. B. Papierbirke (*Betula papyrifera* Marshall), Rotkiefer (*Pinus resinosa* Sol. ex Aiton), östliche Weißkiefer (*Pinus strobus* L.) und Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.) (Williams 1990). Kiefern



Abbildung 89: *Juglans nigra*

reagieren besonders empfindlich auf Juglon, und Nadelbäume sind grundsätzlich empfindlicher als Laubbäume im Hinblick auf diese Substanz (Rietveld 1982). Juglon hemmt sogar das Wachstum von Jungpflanzen der Schwarznuß (Tigner 2010). Die allelopathische Aktivität von Juglon ist in trockenen Böden gering (oder sogar nicht vorhanden), in Böden mit hohem Wassergehalt wie schlecht entwässerten, verdichteten Böden jedoch hoch (Fisher 1978; Rietveld 1982). Die Auswirkungen des toxischen Juglon treten nicht unmittelbar nach dem Anpflanzen der Schwarznuß auf, sondern können nach 12-15 Jahren (Beineke 1985) oder 12-25 Jahren (Rietveld 1982; Rink 1985) auftreten. Als junger Baum hat die Schwarznuß ein geringes Potenzial, wenn sie mit krautiger

Vegetation konkurriert. Diese reduziert die Höhe, den Durchmesser und das Volumengewicht der Schwarznuss, sodass die Kontrolle der konkurrierenden Vegetation (Unkrautbekämpfung) für den Erfolg etablierter Pflanzungen unerlässlich und zwingend ist (Boudru 1989; Tokár 1998; CRPF Rhône-Alpes 2014). (Q31)

### Invasives Verhalten andernorts

-

### Regenerationspotential:

#### Möglichkeit zur Anlage von Samenbanken

-

### Regenerationspotential:

#### zur vegetativen Vermehrung

Wenn Schwarznuss im Alter von 20 oder 30 Jahren gefällt oder durch Feuer geschädigt wird, treibt der Stock in der Regel ungehindert aus; bei Stöcken oder Bäumen im Alter von 30 bis 40 Jahren ist der Austrieb eher unregelmäßig. Der Austrieb erfolgt in der Regel auf oder über Bodenhöhe. (Q30)

Das Austriebpotenzial der Schwarznuss wird als gering (Pástor pers.comm.) bis hoch (Herman 1971) eingestuft, die Stockausläufe können in jungen Jahren bis zu 2m jährlich wachsen (Herman 1971). (Q31)

### Art und Vorgang der Vermehrung

Je nach Breitengrad erscheinen die Blüten der Schwarznuss im Allgemeinen zwischen Mitte April und Mitte Juni. Die großen, essbaren Früchte reifen im September oder Oktober desselben Jahres und fallen in der Regel kurz nach dem Laubfall ab. Die Samenproduktion erfolgt meist in einem alternierenden Jahreszyklus, aber einige Bäume tragen jährlich, andere in 1 oder 2 von 3 Jahren, und viele überhaupt nicht regelmäßig. Obwohl Bäume im Freiland bereits 4 Jahre nach

der Pflanzung Samen produzieren, liegt das Mindestalter für die Produktion kommerzieller Mengen an Samen bei etwa 12 Jahren. Die beste Samenproduktion beginnt, wenn die Bäume etwa 30 Jahre alt sind, und hält bis zu 100 Jahre an. (Q30)

In Europa kommt die natürliche Verjüngung durch Samen der Schwarznuss in geschlossenen Wäldern nur sehr selten vor, vermutlich aufgrund der geringen Schattentoleranz und der Verbisschäden an den Keimlingen durch Wühlmäuse (*Arborimus* spp.) und Hasen (*Lepus* spp.) (Schaarschmidt 2012). Die Nüsse sind schwer, mit durchschnittlich 90 gereinigten Nüssen pro kg (Bandbreite 25-220; Brinkmann 1974). Einzelne Schwarznussbäume beginnen mit 8-10 Jahren Früchte zu tragen (Haralamb 1967; Herman 1971), aber die ersten großen Samenernten treten in den Beständen erst auf, wenn die Bäume (15) 20-30 Jahre alt sind, sowohl in Europa (Toussaint et al. 1973; <https://www.fchierecologique.be/resources/fee/FEE-JN.pdf>) als auch in den Vereinigten Staaten (Landt und Phares 1973; Williams 1990). In Europa (Frankreich, Toussaint et al. 1973; Bosnien und Herzegowina, Cvjetkovic pers. Mitt.) und im heimischen Verbreitungsgebiet (Landt und Phares 1973; Barkley und Brusven 2007) gibt es jährlich (Rumänien, Haralamb 1967; Deutschland, Jestaedt 1990) oder zweimal in 5 Jahren reichlich Samen. (Q31)

### Art und Vorgang der Vermehrung

-

### Ausbreitungsmechanismen

Viele Sämlinge der Schwarznuss keimen aus Nüssen, die von Eichhörnchen im Herbst vergraben wurden. (Q30) Neben Eichhörnchen verbreiten auch Vögel (z.B. *Garrulus* spp.) und Krähen die Nüsse. (Q31)



## Taxonomie

*Juglans nigra* L.

## Baumwachstum und natürliche Verjüngung:

### Boden, Klima, Licht

Die Schwarznuss ist empfindlich gegenüber den Bodenbedingungen und gedeiht am besten auf tiefgründigen, gut durchlässigen Böden, die im Allgemeinen feucht und fruchtbar sind. Sie ist auf Kalkböden weit verbreitet und wächst besonders gut auf tiefgründigen Lehm- und Lössböden sowie auf fruchtbaren, gut durchlässigen Schwemmböden. (**Q30**, **Q32**) In Europa benötigt die Schwarznuss eine Vegetationsperiode von mindestens 140 oder 150 Tagen, wobei das Optimum bei 170 Tagen liegt (France-Lestrade et al. 2012; Belgium-<https://www.fchierecologique.be/resources/fee/FEE-JN.pdf>, Zugriff am 10. August 2019; Bosnia and Herzegovina-Cvjetkovic pers.comm.). Die Niederschläge in Europa sollten in den für den Schwarznussanbau geeigneten Gebieten häufig und gut über das Jahr verteilt sein, wobei die jährliche Mindestniederschlagsmenge sehr unterschiedlich ist: 600 mm (Bosnien und Herzegowina-Cvjetkovic pers.comm.), 600-700 mm (Slowakei-Hančinský 1972), 700 mm (Frankreich-Garavel 1960; Italien-Fenaroli 1973), 800 mm (Belgien - ([https://www.cdaf.be/docs/web/pdf/AO\\_interreg/dossier\\_noyer.pdf](https://www.cdaf.be/docs/web/pdf/AO_interreg/dossier_noyer.pdf)), 850-900 mm (Belgien, Region Wallonne - <https://www.fchierecologique.be/resources/fee/FEE-JN.pdf>), 900 mm (Frankreich-Lestrade et al. 2012). Der Jahresniederschlag ist jedoch weniger wichtig, und es wurde festgestellt, dass die Schwarznuss mit nur 530 mm/Jahr gut wächst (Bartsch 1989), wenn der Boden tief genug ist und die Wurzeln in Kontakt mit dem Grundwasserspiegel stehen, um das atmosphärische Wasserdefizit auszugleichen (Vor pers.Mitt.). Die Schwarznuss gilt als trockenheitsresistent (Chiciuc 2017), mäßig trockenheits-

resistent (Brus 2011) oder sehr empfindlich gegenüber Trockenheit (Lestrade et al. 2012). Offensichtlich mag sie keine Sommerdürren, kann aber hohe Sommertemperaturen gut vertragen, wenn die Bodenwasserreserve hoch genug ist (Lestrade et al. 2012; <https://www.fchierecologique.be/resources/fee/FEE-JN.pdf>). Die Schwarznuss stellt ähnliche Ansprüche an die Bodenbedingungen wie die Europäische Esche (*Fraxinus excelsior* L.) (Toussaint und Toussaint 1969; Schwab 1990). Sie benötigt humus- und nährstoffreiche Böden mit einem hohen Bedarf an Ca, Mg, K und einem mäßigen Bedarf an N (Lestrade et al. 2012), die tief (mindestens 80-100 cm), gut durchlässig und feucht sind. Im Jugendstadium ist die Schwarznuss schattenunverträglich, verträgt aber in den ersten Jahren eine leichte Beschattung von oben (Herman 1971; Lestrade et al. 2012). Im Erwachsenenstadium benötigt sie volles Licht - sie ist eine „echte“ lichtbedürftige Art -, toleriert aber leichte seitliche Konkurrenz (Bartsch 1989; Tarhon 2013, 2017; CRPF Rhône-Alpes 2014; <https://www.fchierecologique.be/resources/fee/FEE-JN.pdf>). (**Q31**)

## Ausmaß und Verbreitung

### Verbreitungsgebiet (heimisch und eingebracht)

Schwarznuss kommt im gesamten mittleren und östlichen Teil der Vereinigten Staaten und im südlichen Ontario, Kanada, vor (Rink 1985). In den Vereinigten Staaten beläuft sich der Bestand an Schwarznuss auf 126,7 Millionen m<sup>3</sup>, was 1,0 % des gesamten Laubholzbestandes der USA entspricht. Es wird allgemein angenommen, dass die Schwarznuss erstmals 1629 in England nach Europa eingeführt wurde (Benčať 1982; Hermann 1987; Bartsch 1989; Rameau et al. 1989). Dies wurde jedoch von Hadfeld (1977) bestritten, der davon ausging, dass die Schwarznuss schon früher, nämlich

1588, durch Thomas Hariot in Europa eingeführt wurde. (Q31,32) Derzeit kommt die Schwarznuss in Europa in mindestens 14 Ländern als Waldbaum vor und soll eine Gesamtfläche von 7802 ha bedecken (Brus et al. 2019). Dieser Wert ist unterschätzt, da einige Länder mit Schwarznussvorkommen nicht in den Bericht aufgenommen wurden. Die Schwarznuss wächst in Ungarn (in den folgenden Komitaten: Tolna - über 1700 ha, Baranya - über 1000 ha, Somogyi - über 900 ha, Bács-Kiskun - über 700 ha) (Rédei et al. 2019); in Rumänien im Forstbezirk Iuliu Moldovan im Südwesten des Landes, wo die Anbaufläche von 276 ha im Jahr 1980 (Marinchescu und Maior 1981) auf ca. 500 ha im Jahr 2012 und im Forstbezirk Săcueni im Nordwesten des Landes, wo sie von über 141 ha im Jahr 1997 (Nicolescu 1998) auf über 210 ha im Jahr 2018 zugenommen hat; in Frankreich, im Elsass, in der Umgebung von Straßburg und Colmar, wurden Hunderte von Hektar erfasst (Toussaint und Toussaint 1969; Toussaint et al. 1973) und in Deutschland, insbesondere entlang des Rheins (Bartsch 1989). (Q31)

## Auswirkungen

### Einfluss auf Biodiversität und Ökosystemmuster und Prozesse

-

### Hybridisierung

Obwohl phylogenetische Analysen auf der Grundlage von RFLP-, matK- und ITS-Sequenzen gezeigt haben, dass Schwarznuss und Persische Walnuss zu verschiedenen Sektionen der Gattung *Juglans*, *Rhysocaryon* bzw. *Dioscaryon*, gehören (STANFORD et al., 2000), kann eine Hybride zwischen ihnen, *Juglans x intermedia* (Carr), natürlich vorkommen. Aller-

dings reifen die Blütenstempel von *J.nigra* in der Regel später als die Pollenkätzchen von *J. regia*. Daher können nicht alle Pflanzen Hybriden hervorbringen, und die Hybridisierung zwischen *J.nigra* und *J.regia* ist nicht üblich. Sie erfordert die Überschneidung der Blütezeit der beiden Elternbäume und eine geeignete Temperatur für die Keimung des Pollens und das Eindringen durch die Narbe und den Griffel in den Fruchtknoten von *J.nigra* (LUZA et al., 1987). (Q32)

### Verdrängung einheimischer Arten: Veränderungen im Lebensraumangebot für einheimische Taxa

-

### Verdrängung einheimischer Arten: Konkurrenz mit einheimischen Arten

Ein Antagonismus zwischen der Schwarznuss und vielen anderen Pflanzen, die in ihren Wurzelbereich wachsen, wurde erkannt und wird auf eine giftige Substanz, Juglon, zurückgeführt, die in den Blättern der Schwarznuss und insbesondere in den Wurzeln und Nussschalen enthalten ist. Zu den Pflanzen die bekanntermaßen betroffen sind gehören viele Nadelbaumarten. (Q30)

### Verdrängung einheimischer Arten: Potenzial zur Etablierung einer dauerhaften Population

-

### Schädlinge und Krankheitserreger: Wahrscheinlichkeit der Erhöhung des Risikos von Krankheitsausbrüchen

-

### Positive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt: z. B. Bereitstellung von Lebensraum für waldbewohnende Arten

-

**Positive Auswirkungen auf versorgende, regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen:**  
**z. B. Holzproduktion, erhöhte Produktivität der Wälder und Kohlenstoffaufnahme, Minderung von Naturgefahren und Klimaregulierung, Bodenbildung, Erosionsschutz und andere Schutzfunktionen der Wälder, ökologische und kulturelle Vorteile (z. B. Zierbäume)**

Verschiedene Zubereitungen von *J.nigra* fanden als traditionelles Heilmittel Verwendung (Q13, Q33). Die Schwarznuss ist eine ökonomisch bedeutsame Art in Europa, Asien und Nordamerika (Q31, Q32). Sie wird in agroforstwirtschaftlichen Systemen gemeinsam mit Sojabohnen, Weizen, Mais, Rotklee, Melonen, Kürbissen und Ginseng kultiviert. (Jose 2013, Wolz und DeLucia 2019). In Europa und ihrem Heimatgebiet wird sie zur Nussproduktion genutzt. Die Nüsse sind reich an einfach gesättigten Fettsäuren und Antioxidantien wie Polyphenolen und  $\alpha$ -Tocopherolen. Sie wird zur Vorbeugung und/oder Milderung verschiedener Krankheiten wie Krebs und Diabetes eingesetzt und gilt als potenziell wirksames Nahrungsmittel zur Förderung der menschlichen Gesundheit (Rodrigues Silva Camara und Schlegel 2016). *Juglans nigra* wird häufig in städtischen Gebieten, Parks und Gärten in Europa gepflanzt (Kohán 2006; Lozančić 2011; Brus pers.comm.; Petkova pers.comm.). Darüber hinaus wurde sie für die Sanierung von degradierten Flächen, z.B. von wenig produktiven Robinienbeständen in Moldawien (Chiciuc 2017) oder ehemaligen Steinbrüchen in Kroatien (Mayer et al. 1981) eingesetzt. (Q31)

**Wirtschaftliche Kosten invasiver Arten:**  
**z. B. Verluste an biologischer Vielfalt, verringerte Ökosystemleistungen, Kosten für die Bekämpfung invasiver Arten und die Milderung ihrer Auswirkungen, Wiederherstellung von Ökosystemen**

-

**Negative Auswirkungen auf die Gesundheit und das Wohlbefinden des Menschen: z. B. NNT Pollen, die beim Menschen Allergien auslösen, NNT, die den Nutzen der Interaktion zwischen Mensch und Natur verringern**

-

## Management

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien:**  
**Verhinderung der absichtlichen Einschleppung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien:**  
**Verhinderung der unerwünschten Ausbreitung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien:**  
**rasche Ausrottung bei Neueinschleppung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien:**  
**Kontrolle von Samenbanken**

-

**Überwachung: Überwachungsmaßnahmen zur Unterstützung der Früherkennung**

-

**Waldbauliche Maßnahmen zur Eindämmung der Ausbreitung: Auswahl der Baumarten, Niederwaldpflege, Erhaltung oder Förderung eines geschlossenen Kronendachs, Entastung**

-

## Literaturverzeichnis

**Q13:** Morgan E.E, Perry J.E (2010): Traditional Medicinal Plant Use Among Virginia's Powhatan Indians (Link: [https://virginianatural-historysociety.com/banisteria/pdf-files/ban35/Banisteria35\\_Powhatan%20Medicinal%20Plant%20Use.pdf](https://virginianatural-historysociety.com/banisteria/pdf-files/ban35/Banisteria35_Powhatan%20Medicinal%20Plant%20Use.pdf))

**Q30:** Schlesinger R.C, Funk D.T (1977): Manager's handbook for Black Walnut General Technical Report NC-38 (Link: <https://www.nrs.fs.fed.us/pubs/103>)

**Q31:** Nicolescu et al (2020): A review of black walnut (*Juglans nigra* L.) (Link: [https://www.researchgate.net/publication/341616810\\_A\\_review\\_of\\_black\\_walnut\\_Juglans\\_nigra\\_L\\_ecology\\_and\\_management\\_in\\_Europe](https://www.researchgate.net/publication/341616810_A_review_of_black_walnut_Juglans_nigra_L_ecology_and_management_in_Europe))

**Q32:** Pollegioni P, Woeste K, Major A, Mugnozsa G, Malvolti M.E.(2009): Characterization of *Juglans nigra* (L.), *Juglans regia* (L.) and *Juglans x intermedia* (Carr.) by SSR markers: a case study in Italy (Link: <https://sciendo.com/article/10.1515/sg-2009-0009>)

**Q33:** Cozzo D (2004): Ethnobotanical classification system and medical ethnobotany of the eastern band of the Cherokee Indians (Link: [https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwj7t3y7a71AhUCNOwKHdbCADgQFnoECAMQAQ&url=https%3A%2F%2Fgetd.libs.uga.edu%2Fpdfs%2Fcozzo\\_david\\_n\\_200405\\_phd.pdf&usg=AOvVaw3KHBcRDmSilgyJOCBAvDmd](https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwj7t3y7a71AhUCNOwKHdbCADgQFnoECAMQAQ&url=https%3A%2F%2Fgetd.libs.uga.edu%2Fpdfs%2Fcozzo_david_n_200405_phd.pdf&usg=AOvVaw3KHBcRDmSilgyJOCBAvDmd))

Bildquelle: BFW – Anna Walli



## Robinie (*Robinia pseudoacacia*)

### Ökologie

#### Konkurrenzfähigkeit

Die Robinie kann aufgrund ihrer Verbreitungsmechanismen und ihres hohen Lichtbedürfnisses als Pionierbaumart bezeichnet werden, die häufig Störungen folgt und aufgrund ihrer kurzen Lebensdauer von anderen Baumarten abgelöst wird. In ihren Ursprungsgebieten ist die Robinie in eher geringem Umfang (1%) an den gemischten Waldgesellschaften beteiligt. Gegen schattentolerantere Baumarten kann sich die Robinie auf mittleren und besseren Standorten nicht behaupten. Gegen Lichtbaumarten behauptet sie sich vor allem durch hohe Wurzelkonkurrenz (Kawaletz et al. 2013). **(Q14, Q48)** Die Vermehrung gelingt erst, wenn durch Störungen Öffnungen entstehen, in denen die Robinie aufgrund ihres schnellen Jungwuchses erfolgreich konkurrieren kann. In offenen Gebieten verhindert der dichte Krautwuchs oft die Etablierung von Sämlingen (37). Auf Abraumhalden in Illinois lag die Überlebensrate von gepflanzten Robinien auf spärlich bewachsenen Flächen bei 83 Prozent, auf dicht bewachsenen Flächen jedoch nur bei 31 Prozent (5). **(Q48)**

#### Invasives Verhalten andernorts

Monaco und Genovesi (2014) ermittelten in einer Reihe von Schutzgebieten in Europa die Top 10 der Pflanzeninvasoren, eine diese Arten ist *Robinia pseudoacacia*. Insbesondere der Lebensraumtyp 9110 (Eurosibirische Steppenwälder mit *Quercus* spp.) leidet in Österreich unter der Invasion der Robinie. Darüber hinaus leiden auch xerotherme Eichenmischwälder in Ostösterreich unter der Invasion von *R.pseudoacacia*. Daneben werden auch europäische Uferregionen von ihr bedroht. Es wurde beispielsweise festge-



Abbildung 90: *Robinia pseudoacacia*

stellt, dass Lebensräume der Po-Ebene sehr häufig befallen werden, wenn gleich nur in kürzlich gefällten Waldbeständen. **(Q27)**

Deutsche Forstwissenschaftler betrachten die Robinie als „teilweise invasiv“, da ihre Invasivität meist auf offene Felder beschränkt ist und nicht in dichten Wäldern mit geschlossenen Baumkronen auftritt (Vor et al. 2015). Für slowenische Forstexperten ist sie hingegen eine invasive Art (Rudolf und Brus 2006). In ihrem ursprünglichen Verbreitungsgebiet gilt die Robinie invasiv in den Prärie- und Savannengebieten des Mittleren Westens der USA, wo sie diese offenen Lebensräume dominieren und beschatten kann (Swearingen und Bargeron 2016). **(Q101)**

#### Regenerationspotential: Möglichkeit zur Anlage von Samenbanken

Die Samen der Robinie sind sehr hartschalig und überliegen wenigstens ein Jahr und sind in der Lage eine Samenbank aufzubauen, die eine Lebensfähigkeit von mindestens 10 Jahren, unter bestimmten Bedingungen bis zu 40 Jahre (Toole und Brown 1946, zitiert von Cseresnyés und Csontos 2012) hat. **(Q14, Q101)**

### Regenerationspotential: zur vegetativen Vermehrung

Die Robinie vermehrt sich überwiegend vegetativ über Wurzelbrut und Stockausschläge. In warmen Klimaregionen auf lockeren, nährstoffreichen Böden ist die Wurzelbrut erheblich intensiver ausgeprägt als auf dichten, (stau)nassen Standorten (Schütt 1994). Ganz entscheidend für das klonale Wurzelwachstum ist jedoch das Lichtangebot. Ebenso ausgeprägt ist die Fähigkeit zum Stockausschlag (Radtke et al. 2013). (Q14, Q48). Die Anzahl der Ableger pro Baum kann von 1-2 bis zu 45-46 reichen (Dimitrov 2001), sodass der Anfangsbestand nach einer Vegetationsperiode 40.000 – 60.000 Ableger pro Hektar erreicht (Pages 1985, zitiert von Carboniére et al. 2007; Nicolescu et al. 2019). (Q101)

### Samenausbreitungsdistanz

Die Robinie blüht und fruktifiziert teilweise schon mit 6 Jahren. Die Fruktifikation erfolgt im Abstand von 1 bis 2 Jahren. Am stärksten ist die Samenproduktion im Alter zwischen 15 und 40 Jahren (Huntley 1990). In Mitteleuropa beginnt die Blüte nach dem Laubaustrieb – je nach Witterung von Mai bis Juni. Die Bestäubung erfolgt hauptsächlich durch Bienen (Schütt 1994). Durch die Protogynie (Narben der Blüten sind schon vor Öffnung der Staubbeutel befruchtungsfähig) wird eine hohe Fremdbestäubungsrate begünstigt. Nach genetischen Untersuchungen von Samen der Robinie sind Polleneinträge von weither eher unwahrscheinlich, und benachbarte Bäume rekombinieren bevorzugt miteinander (Surles et al. 1990). Eine mögliche Erklärung ist, dass *R.pseudoacacia* bevorzugt von Bienen angefliegen wird, da sie wegen der relativ späten Blüte, einer großen Blütenmenge und der äußerst nektarreichen Blüten eine sehr

attraktive Bienenweide darstellt. Die Samen der Robinie sind in 4 bis 10 cm langen Hülsen enthalten. Die Hülsen springen frühestens im September, häufig erst im März/April des folgenden Jahres entlang der Rückennaht auf. Die Verbreitung über den Samen ist begrenzt und wird bei einem geschlossenen Kronendach als bedeutungslos (Böhmer et al. 2000) oder unmöglich (Lockow und Lockow 2013) angesehen. Eine impermeable Samenschale und ein hoher Lichtbedarf erschweren die Keimung. (Q14). Die Robinie liefert 7 bis 15 kg Samen pro 45 kg Frucht, die Samenmenge beträgt durchschnittlich 52,900/kg (34/37). (Q48). In einem durchschnittlichen Samenjahr produziert sie 120 kg Samen pro Hektar. (Q101)

### Art und Vorgang der Vermehrung

Die Samen werden durch die Schwerkraft und den Wind in der Nähe des Mutterbaums verbreitet. Die Ausbreitung der Samen über weite Distanzen auf natürlichem Weg ist nicht sehr häufig (Boer 2013; Vítková et al. 2017); sie wurden jedoch bis zu 67 m vom Mutterbaum entfernt gefunden (Morimoto et al. 2010, zitiert von van Loo et al. 2017). (Q101)

### Ausbreitungsmechanismen

Wind (Q101)

### Taxonomie

*Robinia pseudoacacia* L.

### Baumwachstum und natürliche Verjüngung: Boden, Klima, Licht

In ihrem Heimatgebiet herrscht überwiegend ein gemäßigtes, zum Teil subtropisches Klima. Die Durchschnittstemperatur im Januar schwankt dort zwischen -4 °C und +7 °C, das Augustmittel zwischen 18 °C und 27 °C. Die jährliche Niederschlagsmenge liegt

zwischen 1.020 und 1.830 mm. Die Anzahl frostfreier Tage wird mit 150 bis 210 angegeben (Huntley 1990). Die Robinie ist jedoch weltweit auch in anderen Klimabereichen erfolgreich angebaut worden. Begrenzt wird sie lediglich durch fehlendes Wärmeangebot und die Anzahl der zur Verfügung stehenden Vegetationstage. Ein Jahresmittel von 8°C ist laut Führer (2005) für ein befriedigendes Wachstum die Untergrenze. Innerhalb ihres ursprünglichen Verbreitungsgebiets wächst sie am besten auf mäßig frischen bis frischen lehmigen oder schluffigen Sanden. Einzig unverträglich sind kompakte, dicht gelagerte Böden wie Tone und Lehme sowie Staunässe. Dies wird bereits von Wangenheim (1781) angegeben, der sie wohl als bach- bzw. flussbegleitende Baumart beobachtet hat, niemals jedoch auf nassen oder gar moorigen Böden. Hinsichtlich des pH-Wertes ist sie erstaunlich tolerant, lediglich Böden mit einem pH-Wert > 8 meidet sie. Als optimal gelten Böden mit neutralen pH-Werten (DeGomez und Wagner 2001). Die Robinie ist eine Pionierbaumart mit extrem hohem Lichtbedürfnis. Ihre weiteren Standortansprüche hinsichtlich Nährstoff- und Wasserversorgung sind sehr gering. Sie gilt als ausgesprochen immissions- und klimatolerant, was sie als Straßenbegleitbaum prädestiniert. (Q14, Q48, Q101)

## Ausmaß und Verbreitung

### Verbreitungsgebiet (heimisch und eingebracht)

Ihr Ursprungsgebiet befindet sich im Mittelosten Nordamerikas in den Appalachen vom Nordosten Alabamas bis hin zum Südwesten Pennsylvanias. Daneben werden weitere Gebiete westlich der Appalachen auf dem Ozark-Plateau im Bereich der Bundesstaaten Arkansas, Oklahoma und Missouri sowie einige verstreute Kleinvorkommen

südlich der Appalachen in Alabama und Georgia angegeben (Huntley 1990). Ihre Verbreitung reicht damit vom 32. (Georgia) bis zum 41. (Pennsylvania) nördlichen Breitengrad, ihre Ost-West Ausdehnung vom 95. Grad w. L. im westlichen Verbreitungsgebiet bis zum 75. Grad w. L. im östlichen Schwerpunkt ihrer Verbreitung. Wann genau die Robinie nach Europa gebracht wurde, ist nicht bekannt. Unstrittig ist, dass sie von Jean Robin eingeführt und von ihm im Jardin des Plantes zum ersten Mal gepflanzt wurde. Erstmals wird sie in dem 1635 erschienenen Werk von Jaques Philippe Cornut „Canadensium plantarum [...] Enchiridion botanicum parisiense“ als *Acacia Americana Robini* aufgeführt. (Q14)

In der ganzen Schweiz (bzw. im Mittelland) war jeder 424. (bzw. 443) Baum eine Robinie. (Q7).

Sie hat sich in allen submediterranen und gemäßigten Regionen eingebürgert (d.h. sie bildet freilebende, sich selbst erhaltende Populationen in der freien Natur, die nicht vom Menschen unterstützt werden und von ihm unabhängig sind; Pyšek et al. 2009): Asien (dreizehn Länder, davon Südkorea mit über 1,2 Millionen ha und China mit über 1 Million ha), Afrika (sechs Länder), Australien und Neuseeland, Südamerika (Argentinien, Chile) (Keresztesi 1988a, b; Demené und Merzeau 2007; Tuet al. 2007; Contu 2012; Boer 2013; Cierjacks et al. 2013). Weltweit stieg die Anbaufläche von 337.000 ha im Jahr 1958 auf 3.264.000 ha im Jahr 1986 (Keresztesi 1988a, b); im Jahr 2010 betrug die geschätzte Anbaufläche der Robinie außerhalb des ursprünglichen Verbreitungsgebiets etwa 3 Millionen ha (Schneck 2010). Die Art ist heute nach *Eucalyptus* spp. die am zweithäufigsten angepflanzte Laubbaumart der Welt

(Rédei 2013b; Savill 2013; Wojda et al. 2015) und steht in Konkurrenz zu Hybridpappeln (*Populus* spp.). Derzeit kommt die Robinie in zweiundvierzig europäischen Ländern vor und ist in zweiunddreißig eingebürgert (Pyšek et al. 2009). Sie bedeckt eine Gesamtfläche von mehr als 2.306.000 ha (Brus pers. Mitt.) und ist die häufigste Laubbaumart auf dem Kontinent. Länder, in denen die Robinie auf mindestens 100.000 ha vorkommt, sind Ungarn, die Ukraine, Polen, Rumänien, Italien, Frankreich, Serbien, Slowenien und Bulgarien. (Q101)

## Auswirkungen

### Einfluss auf Biodiversität und Ökosystemmuster und Prozesse

-

### Hybridisierung

Es sind vier Hybriden bekannt (27). Es handelt sich um Kreuzungen mit *Robinia kelseyi* Hutch. (*R. x slavini* Rehd.); *R. neomexicana* Gray (*R. x holtii* Beissn.); *R. viscosa* Vent. (*R. x ambigua* Pair.); und *R. hispida* L. (*R. x margaretta* Ashe). (Q48)

### Verdrängung einheimischer Arten: Veränderungen im Lebensraumangebot für einheimische Taxa

In Robinienanpflanzungen auf Rohböden der Bergbaufolgerregion der Niederlausitz stellen Veste et al. (2013) einen N-Eintrag von 30,5 bis 59,2 kg/ha\*a bezogen auf die Blätter fest. Aufforstungen von Ödland mit Robinie können einen signifikanten Einfluss auf die Anreicherung von organischem Kohlenstoff und Stickstoff haben. Der begrenzende Effekt von Stickstoff auf die Kohlenstoffanreicherung ist in trockeneren Gebieten erheblich geringer als in besser mit Niederschlag versorgten Regionen (Chang et al. 2014). Je basenärmer ein Boden ist,

umso stärker wirkt sich die Nitrifikation aus (Böhmer et al. 2000). So stellen Berthold et al. (2005 und 2009) nicht nur eine Verringerung des pH-Wertes vor allem unter der zweiten Generation Robinie im Vergleich zu Eichenbeständen fest, sondern auch eine Erhöhung von H<sup>+</sup>-, Fe<sup>3+</sup>- und Al<sup>3+</sup>-Kationen. Insoweit wurde eine deutliche Versauerung und Basenverarmung des Standorts durch Robinienreinbestände nachgewiesen. Bei der Besiedelung v. a. von Magerrasen kommt es durch die chemische und physikalische Veränderung der Bodeneigenschaften zu einer Verschiebung des Arteninventars hin zu einer nitrophilen Flora und einer Fauna aus dem Saum- und Waldbereich (Böhmer et al. 2000). In Beständen, in denen die Robinie lediglich untergeordnet beigemischt ist, zeigen viele Untersuchungen und Beobachtungen, dass sie sich weder negativ auf den Standort noch auf die Bodenvegetation auswirkt (Berthold et al. 2009, Deneau 2013, Maltoni et al. 2012, Motta et al. 2009, Schneck 2010, Vor und Schmidt 2008, s. a. Abb. 41). Durch die Nitratanreicherung im Boden kann *R. pseudoacacia* vor allem auf basenarmen Standorten stark zu einer Veränderung der Bodenchemie beitragen. Hierdurch werden an arme Standorte angepasste Pflanzenarten verdrängt und durch nitrophile Ubiquisten wie Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*), Brennessel (*Urtica dioica*), Klett-Labkraut (*Galium aparine*), Gemeines Schöllkraut (*Chelidonium majus*), Stinkender Storchschnabel (*Geranium robertianum*) etc. ersetzt (Burgsdorff 1950, Hausendorff 1951, Böhmer et al. 2000). Dementsprechend verändert sich auch die Fauna in Richtung einer Wald/Waldsaumgesellschaft (Starfinger und Kowarik 2013). (Q14, Q101)



**Verdrängung einheimischer Arten:****Konkurrenz mit einheimischen Arten**

Es ist bekannt, dass die Robinie in Mager- und Trockenstandorte eindringen und die dortige angepasste Vegetation aus helio- und/oder xerotrophen Arten verdrängen kann. Sie verändert dort durch die Beschattung den Wasserhaushalt, fördert durch das leicht abbaubare Laub die Humifizierung und leitet damit die Sukzession ein. Somit wirkt sie sich letztlich also negativ auf diese Sonderstandorte aus. (Q14)

**Verdrängung einheimischer Arten: Potenzial zur Etablierung einer dauerhaften Population**

-

**Schädlinge und Krankheitserreger:  
Wahrscheinlichkeit der Erhöhung des Risikos von Krankheitsausbrüchen**

-

**Positive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt:  
z. B. Bereitstellung von Lebensraum für waldbewohnende Arten**

Die Robinie hat einige positive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt (Vítková et al. 2016, 2017):

- (a) Sie bietet Lebensraum für einige seltene und gefährdete Pflanzenarten (z. B. seltene Ruderalpflanzen).
- (b) In artenarmen Agrarlandschaften können Robinienbestände die Vielfalt erhöhen und eine wichtige Rolle als Wanderkorridore für Wildtiere spielen.
- (c) Der dichte Unterwuchs von Sträuchern und die komplexe Struktur des Kronendachs bieten Nistmöglichkeiten und eine Nahrungsquelle für viele Vogelarten. Bei den Vögeln handelt es sich eher um Habitatgeneralisten als um Spezialisten, und ihre Gesamtzahl kann in den von Robinien befallenen Beständen höher sein als beispiels-

weise in Eichenbeständen.

(d) Alte Robinien können vereinzelt Zufluchtsort für saprophage Käfer, einschließlich seltener Arten, darstellen. (Q101) Zur Zeit ihrer Blüte ist sie Nahrungsquelle für Generalisten unter den Blütenbesuchern. Kulfan (1991) stellt 33 Arthropoden mit Bestimmtheit und weitere 8 Arten als wahrscheinlich fest, die auf der Robinie leben. In ihrer Heimat sind es lediglich 23 Arten (DeGomez und Wagner 2001). (Q14). Die Samen der Robinie werden begrenzt als Nahrung von Virginiawachteln, anderen Wildvögeln und Eichhörnchen genützt. Einige Spechtarten nutzen Robinien zum Höhlenbau. (Q48)

**Positive Auswirkungen auf versorgende, regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen:  
z. B. Holzproduktion, erhöhte Produktivität der Wälder und Kohlenstoffaufnahme, Minderung von Naturgefahren und Klimaregulierung, Bodenbildung, Erosionsschutz und andere Schutzfunktionen der Wälder, ökologische und kulturelle Vorteile (z. B. Zierbäume)**

Im städtischen Bereich ist sie als Straßenbaum nicht nur wegen ihrer hohen Immissions- und Salztoleranz, sondern auch wegen ihrer wohlriechenden, attraktiven Blüte weit verbreitet. Auch Imker schätzen sie sehr aufgrund ihrer großen Honigausbeute. Auf Magerstandorten werden jedoch Spezialisten unter den Blütenbesuchern dadurch verdrängt. Rekultivierungen von Kipp- und Haldenböden werden mancherorts erst durch die Robinie möglich. Durch ihr dichtes Wurzelwerk, das anderweitig zum Problem wird, kann die Robinie erosionsgefährdete bzw. erosionsgeschädigte Böden stabilisieren (Rédei et al. 2012, Lee 2013). Zudem wurde, die Robinie in der Niederlausitz als Vorwaldbaumart in Bergbaufolgelandschaften eingesetzt, um in ihrem Schutz später einen an

die potenziell natürliche Vegetation (pNV) angepassten Waldbestand zu begründen (Gaier et al. 2009). (Q14, Q48, Q101)

Das Holz der Robinie wird unter anderem für Zaunpfähle, Eisenbahnschwellen, Schiffsholz, Kisten, Verschläge, Pflöcke, Fußböden, Terrassenböden, Furniere, Möbel, zur Zellstoffgewinnung und als Brennstoff verwendet. (Q48, Q101)

**Wirtschaftliche Kosten invasiver Arten: z. B. Verluste an biologischer Vielfalt, verringerte Ökosystemleistungen, Kosten für die Bekämpfung invasiver Arten und die Milderung ihrer Auswirkungen, Wiederherstellung von Ökosystemen**

-

**Negative Auswirkungen auf die Gesundheit und das Wohlbefinden des Menschen: z. B. NNT Pollen, die beim Menschen Allergien auslösen, NNT, die den Nutzen der Interaktion zwischen Mensch und Natur verringern**

-

## Management

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der absichtlichen Einschleppung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der unerwünschten Ausbreitung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: rasche Ausrottung bei Neueinschleppung**

In den USA wird die Robinie vornehmlich mit Herbiziden (teilweise gemischt mit Diesel) bekämpft (Converse und Martin 2001), was in Deutschland nicht möglich ist. Auf Fällung reagiert die Robinie mit starkem Stockaus-schlag, auf jeden Versuch der Rodung mit Wurzelbrut. Das Verfahren nach Böcker

und Dirk (2011) mit Teilringelung im ersten und Totalringelung im zweiten Jahr ist das derzeit erfolgversprechendste, gleichzeitig minimalinvasivste Verfahren und vergleichsweise günstig. Dennoch ist es kostenintensiv und bleibt daher Bereichen vorbehalten, in denen es aus Naturschutzgründen dringend geboten ist, gegen Robinie anzugehen (Böcker und Dirk 2011). (Q14)

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Beseitigung unerwünschter Verjüngung**

Eine Behandlung mit 2,4,5-T brachte die Dickichte unter Kontrolle. Glyphosat bekämpfte Robinien in Weihnachtsbaumplantagen in Maryland wirksam (17).

In Gebieten mit hohem ökologischem und ökologischem Wert, wie Natura-2000-Gebieten oder mit seltenen oder bedrohten Waldlebensräumen, ist das Ziel (z.B. Deutschland, Polen, Slowakei, Ukraine, Vor pers.Mitt.; Klisz pers.Mitt.; Benčat pers. Mitt.; Lavnyy pers.Mitt.) die strikte Ausrottung der vorhandenen Robinien aus der Artensammensetzung und die Rückkehr zu heimischen Arten (Vítková et al. 2016). Um eine weitere Invasion der Robinie in noch nicht besiedelte Gebiete innerhalb von Schutzgebieten zu vermeiden, ist die Verhinderung der Einschleppung der Art durch gezielte Anpflanzungen auf Grundlage rechtlicher Restriktionen das Ziel (Kleinbauer et al. 2010; Boer 2013). Unter den Bedingungen des Klimawandels sind Präventiv- und Kontrollmaßnahmen erforderlich, die Folgendes umfassen sollten:

- (1) Einrichtung einer bewirtschafteten Pufferzone um Robinien-Plantagen, die als biologische Barriere für die Art fungiert (Crosti et al. 2016);
- (2) Planung ihrer Einführung in der Nähe von und innerhalb von Gebieten mit ökonomi-

schem und ökologischem Wert (z.B. Natura-2000-Gebiete) sowie in seltenen oder bedrohten Waldlebensräumen (Borde 2011; Crosti et al. 2016);

(3) Umstellung von Niederwald auf Hochwald durch Einstellung des Niederwaldeinschlags in Kombination mit einer Verlängerung der Umtriebszeit und der Verwendung eines alternativen Hiebsystems (Radtke et al. 2013; Nadal-Sala et al. 2019; La Porta pers.Mitt.);

(4) Anwendung mechanischer, chemischer oder biologischer Bekämpfungsmaßnahmen zur Ausrottung oder Verringerung des Vorkommens der Robinien. Die wichtigsten Bekämpfungsmethoden für Robinien sind die manuelle, mechanische, chemische, mechanisch/chemische und biologische Bekämpfung. Die manuelle Bekämpfung durch Ausreißen von Hand wird bei Sämlingen und kleinen Schösslingen bevorzugt und sollte sicherstellen, dass keine Wurzeln im Boden verbleiben (Boer 2013; <https://invasoras.pt/de/gallery/robinia-pseudoacacia-de>). Die mechanische Bekämpfung der Robinien umfasst die Fällung und die Ringelung der Bäume (Sabo 2000; Boer 2013). Die wirksamste Methode ist des unvollständige Ringeln, bei dem ein 8 cm breiter Streifen Rinde und Splintholz auf 9/10 des Umfangs entfernt wird, gefolgt von einem vollständigen Ringeln in der folgenden Wachstumsperiode und einer späteren Fällung. Der Baum bildet keine weiteren Wurzelschösslinge und Stockaustriebe (Starfinger und Kowarik 2003). Allerdings ist die Effizienz sowohl des Niederschneidens als auch des Ringeln umstritten (Boer 2013), da auf das Absterben des Hauptstammes häufig die Bildung von Trieben aus der Stammbasis folgt (Sabo 2000). Die chemische Bekämpfung umfasst Blattspritzungen (spät in der Wachstumsperiode) und Bauminjektionen (nach Einschnitten in das Splintholz). Als chemische Wirkstoffe

kommen Glyphosat, Triclopyr, Picloram, jeweils mit Wasser verdünnt, sowie eine Atrazin-Simazin-Mischung zum Einsatz (Boer 2013; [invasoras. pt/de/gallery/robinia-pseudoacacia-de](https://invasoras.pt/de/gallery/robinia-pseudoacacia-de)). Die Kombination aus mechanischer und chemischer Bekämpfung umfasst (1) das Fällen oder Entasten der Bäume; (2) die Anwendung von Herbiziden auf den Stock oder den entasteten Bereich des Stammes (Vítková 2011; Vítková et al. 2016; <https://invasoras.pt/en/gallery/robinia-pseudoacacia-en>).

Bei der biologischen Bekämpfung werden Hausziegen und -rinder eingesetzt, die Robinien entlauben; im heimischen Verbreitungsgebiet waren nach 4 Jahren des Verbisses alle Bäume abgestorben (Stone 2009). Da eine vollständige Ausrottung der Robinien nicht möglich ist, da eine solche Behandlung wegen des ständigen Stockaustriebes teuer ist, besteht eine Möglichkeit zur Erreichung des Ziels, die Art zu ersetzen, darin, die Umtriebszeit zu verlängern, bis die Bäume altern und auf natürliche Weise durch einheimische Arten ersetzt werden (Motta et al. 2009). Vorbeugende Maßnahmen wie die Vermeidung von Störungen (z.B. Aufbrechen des Bodens), die die Ansiedlung/Ausbreitung von Robinien durch Wurzelschösslinge begünstigen, sind ebenfalls möglich (Boer 2013). (Q101)

#### **Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Kontrolle von Samenbanken**

-

#### **Überwachung: Überwachungsmaßnahmen zur Unterstützung der Früherkennung**

-

Link?

### **Waldbauliche Maßnahmen zur Eindämmung der Ausbreitung: Auswahl der Baumarten, Niederwaldpflege, Erhaltung oder Förderung eines geschlossenen Kronendachs, Entastung**

Eine Eindämmung von *R. pseudoacacia* kann innerhalb des Waldes durch gezielte Maßnahmen wie den Unter- bzw. Voranbau schattentoleranter Baumarten wie Buche, Linde oder Hainbuche geschehen (Vor und Schmidt 2008). In einem geschlossenen Waldgebiet hingegen ist dies weniger der Fall. Hier ist in der Regel der Verzicht auf starke Eingriffe in den Oberbestand, bei beginnender Auflichtung ein Voranbau mit schattentoleranten Baumarten wie Buche, Hainbuche oder Linde zur Kontrolle der Robinie ausreichend (Vor und Schmidt 2008). **(Q14)** Das Fällen von *R.pseudoacacia* begünstigt die Ausbreitung. **(Q27)**



## Literaturverzeichnis

**Q7:** Brang P, Pluess A.R, Bürgi A, Born J (2016): Potenzial von Gastbaumarten bei der Anpassung an den Klimawandel (Link: <https://www.dora.lib4ri.ch/wsl/islandora/object/wsl:10483>)

**Q14:** Vor T, Spellmann H, Bolte A, Ammer C (2015): Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten: Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung (Link: [https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwiQlIS\\_6-DOAhUNtaQKHeliUBDAQFnoECAY-QAQ&url=https%3A%2F%2Funiverlag.uni-goettingen.de%2Fbitstream%2Fhandle%2F3%2Fisbn-978-3-86395-240-2%2FGoe-Forst7\\_baumarten.pdf%3Fsequence%3D4&usg=AOvVaw1Ql60rk-OErtNIKadKXx3Ai](https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwiQlIS_6-DOAhUNtaQKHeliUBDAQFnoECAY-QAQ&url=https%3A%2F%2Funiverlag.uni-goettingen.de%2Fbitstream%2Fhandle%2F3%2Fisbn-978-3-86395-240-2%2FGoe-Forst7_baumarten.pdf%3Fsequence%3D4&usg=AOvVaw1Ql60rk-OErtNIKadKXx3Ai))

**Q27:** Campagnaro T, Brundu G, Sitzia T (2015): Five major invasive alien tree species in European Union forest habitat types of the Alpine and Continental biogeographical regions (Link: <https://reader.elsevier.com/reader/sd/pii/S1617138117300444?token=8C27EFB0B6207A077C7B544387770708E3021FD4D6A0B3827C6B4AFBEB89FA04D26CFB-D745C21BCA797C259C5F9EE7E7&originRegion=eu-west-1&originCreation=20220222102924>)

**Q37:** Brus R, Pötzelsberger E, Lapin K, Brundu G, Orazio C, Straigyte L, Hasenauer H (2019): Extent, distribution and origin of non-native forest tree species in Europe (Link: [https://www.researchgate.net/publication/336731562\\_Extent\\_distribution\\_and\\_origin\\_of\\_non-native\\_forest\\_tree\\_species\\_in\\_Europe](https://www.researchgate.net/publication/336731562_Extent_distribution_and_origin_of_non-native_forest_tree_species_in_Europe))

**Q48:** Burns R.M, Honkala B.H (1990): Silvics of North America Volume 2, Hardwoods (Link: <https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEWjk8LOjnb71Ah-VBLewKHeDHAF8QFnoECAoQAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.fs.usda.gov%2Ftreesearch%2Fpubs%2F1548&usg=AOvVaw2G17SG1KKvHKCpEIEC6RSp>)

**Q52:** Marinsek A, Kutnar L (2017): Occurrence of invasive alien plant species in the floodplain forests along the Mura River in Slovenia (Link: <https://www.scopus.com/record/display.uri?eid=2-s2.0-85041663272&origin=resultslist&sort=plf->

<https://www.scopus.com/record/display.uri?eid=2-s2.0-85041663272&origin=resultslist&sort=plf-f&src=s&st1=fraxinus+angustifolia+ecology&sid=34e1ea501c-baa9b390ae07b4bb79a8dd&sot=b&sdt=b&sl=44&s=TITLE-ABS-KEY%28fraxinus+angustifolia+ecology%29&relpos=4&citeCnt=6&searchTerm=>)

**Q101:** Nicolescu et.al (2020): Ecology, growth and management of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.), a non-native species integrated into European forests (Link: [https://link.springer.com/article/10.1007/s11676-020-01116-8?utm\\_source=getftr&utm\\_medium=getftr&utm\\_campaign=getftr\\_pilot](https://link.springer.com/article/10.1007/s11676-020-01116-8?utm_source=getftr&utm_medium=getftr&utm_campaign=getftr_pilot))

Bildquelle: Pixabay

## Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*)

### Ökologie

#### Konkurrenzfähigkeit

In Deutschland belegte Knoerzer (1999b, Knoerzer 1999a) im Westschwarzwald sowohl für flachgründige, nährstoffarme Felsrücken als auch für Blockmeere eine Ausbreitung von in der Nähe gepflanzten Douglasien auf Kosten der ursprünglichen Traubeneichen, deren Verjüngung infolge von hohem Wilddruck nicht mehr gelang. (Q2) Geringe Kronenüberschirmung und fehlende Strauchschicht und somit eine hohe Lichtverfügbarkeit sind ideale Bedingungen für eine erfolgreiche Naturverjüngung der Douglasie (Q1). Starke Konkurrenz heimischer Baumarten auf besser nährstoffversorgten, frischen oder zu schattigen Standorten beeinträchtigen die Douglasienverjüngung [10,16]. (Q3)

In einem Feldversuch in Norddeutschland verjüngte sich die Douglasie besser als Fichte und Kiefer in einem Douglasien-Altbestand mit Beimischungen der beiden anderen Arten, was auf ihre größere Schattentoleranz zurückgeführt wurde (Weihns, 1996). Außerdem erwies sich das Wachstum der Douglasie als weniger abhängig von der Nährstoffzufuhr (N, P, Mg, Ca, K) aus dem Boden als das der Fichte (Urban et al. 2013).

Im Vergleich zu einheimischen Baumarten ist die Douglasie nicht besonders schattentolerant. Auf der fünfstufigen Skala von 1 = sehr intolerant bis 5 = sehr tolerant nach Niinemets und Valladares (2006) hat die Douglasie einen Wert von  $2,78 \pm 0,18$  im Vergleich zu  $4,56 \pm 0,11$  der Rotbuche,  $4,45 \pm 0,50$  der Fichte,  $2,73 \pm 0,27$  der



Abbildung 91: *Pseudotsuga menziesii*

Traubeneiche,  $2,45 \pm 0,28$  der Stieleiche und  $1,67 \pm 0,33$  der Kiefer. In Mitteleuropa ist sie sogar mit der einheimischen Rotbuche konkurrenzfähig. Dies ist zurückzuführen auf das schnelle Höhenwachstum der Douglasie, die effiziente Beschattung konkurrierender Pflanzen, die hohe Wassernutzungseffizienz, die effiziente Wurzelbildung in den obersten Schichten des Mineralboden und die Fähigkeit auch tiefe Bodenhorizonte bzw. Felsspalten erschließen zu können. (Q100)

#### Invasives Verhalten andernorts

Die Douglasienanbauten weiteten sich vor allem in den letzten 50 Jahren aus und nach Rothmaier et al. sind erste „Verwilderungen“ (ungehinderte Ausbreitungen ohne menschlichen Einfluss) aus dem Schwarzwald und aus Sachsen bekannt. Solche Bestände sind auch in Berlin seit 1964 und im Rheinland dokumentiert worden. (Q3)

Die Douglasie zeigt unerwünschte Verjüngung hauptsächlich auf Felsstandorten aus saurem Gestein sowie in trockenen, bodensauren Hainsimsen-Traubeneichenwäldern und Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwäldern. (Q1)

Angesichts fehlender Hinweise auf eine selbständige Ausbreitung der Baumart kann die Douglasie in der Schweiz nicht als invasiv bezeichnet werden (**Q2**).

Die Douglasie stellt allgemein keine Gefährdung für die Biodiversität dar (vgl. 4.12.7.1). So konnten z.B. in Bayern bislang keine Anzeichen von Invasivität festgestellt werden, weder in bewirtschafteten Wäldern (Schmidt und Konnert 2012, Eggert 2014b), noch in unbewirtschafteten Naturwaldreservaten (Endres und Förster 2013). (**Q14**)

In Belgien wurde *P.menziesii* neben *T.heterophylla*, *A.grandis*, *C.laswoniana*, *L.kaempferi* und *T.plicata* hohes invasives Potential bescheinigt. Diese Arten waren auf einem großen Teil der untersuchten Standorte anzutreffen und zeigten ein generalistisches Verhalten bei üblichen Umweltbedingungen (**Q39**).

Nach persönlichen Beobachtungen in Belgien und der Schweiz breitet sich die Douglasie über einige Dutzend Meter in Nachbarbestände aus, hat aber Mühe, gegen Konkurrenzvegetation zu bestehen (**Q7**).

#### Regenerationspotential:

##### Möglichkeit zur Anlage von Samenbanken

Die Samen liegen in der Regel nicht über: die Keimfähigkeit bleibt unter natürlichen Bedingungen ein Jahr erhalten, ausnahmsweise keimt auch ein geringerer Prozentsatz der Samen bis ins zweite Jahr (Isaac 1943, Wegener 2008). (**Q14**)

#### Regenerationspotential:

##### zur vegetativen Vermehrung

Douglasie verjüngt sich ausschließlich generativ (**Q3, Q14**)

#### Art und Vorgang der Vermehrung

In einer weltweiten Rangierung von gebietsfremden invasiven Nadelholz-

arten wird der Douglasie aufgrund des geringen Samengewichts (10,7 mg), des Zeitpunkts der ersten Samenproduktion (Minimum: 10 Jahre) und des mittleren Intervalls zwischen zwei Mastjahren (3-7 Jahre) eine hohe potenzielle Invasivität zugeordnet (Richardson & Rejmanek 2004) (**Q2**).

In einer belgischen Untersuchung wurde eine umfangreiche Samenproduktion der Douglasie nachgewiesen (**Q39**).

#### Art und Vorgang der Vermehrung

Douglasie verjüngt sich in den Wäldern Baden-Württembergs vorwiegend unter dem eigenen Schirm (**Q1**). Ein spontanes Auftreten in größerer Entfernung als 100m außerhalb von Douglasienanpflanzungen (Richardson et al 2000) wurde in Patagonien (Argentinien und Chile, Pena & Pauchard 2001, Simberloff et al 2002) und Neuseeland (Webb et al 1988) sowie in Europa in Bulgarien (Popov 1991), Deutschland (Knoerzer 1999a), Großbritannien (Clement & Forster 1994) und Österreich (Essl & Rabitsch 2002) festgestellt.

Bei Feldaufnahmen in der Schweiz wurde kein spontanes Aufkommen der Douglasie in deutlicher Entfernung vom Mutterbaum aufgefunden. (**Q2**) Knoerzer [9,10] ermittelte im Zuge seiner Untersuchungen im Schwarzwald, dass in manchen Beständen 90% aller Samen im Umkreis von 60m zu Boden kamen. (**Q3**)

In einer belgischen Studie wurde nachgewiesen, dass sich Douglasien unter dem Schirm von Altbäumen teilweise natürlich verjüngen (PETIT et al 2013). Nach persönlichen Beobachtungen in Belgien und in der Schweiz (Dintikon, AG und Biel, BE) breiten sie sich über einige Dutzend Meter in Nachbarbestände aus, haben aber Mühe, gegen Konkurrenzvegetation zu bestehen. (**Q7**)

Die mittlere Ausbreitungsdistanz mit dem Wind beträgt nach Stimm (2004) 100m, die

maximale 170 m (Tschopp et al. 2012) bis 200m (Eggert 2014a). (Q14)

Studien, die den kritischen Abstand zwischen Douglasien Mutterbäumen und geschützten Habitaten angeben, variieren stark. Burschel und Huss (1997) beziffern diesen Abstand mit 60m, während Walentowski (2009) ihn mit 2000m angibt. (Q15). In einer belgischen Untersuchung wurde die maximale Ausbreitungsdistanz für Douglasie mit 200m bestimmt (Q39).

### Ausbreitungsmechanismen

Wind (Q14)

### Taxonomie

*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco;  
*Pseudotsuga menziesii* var. *menziesii*

### Baumwachstum und natürliche Verjüngung:

#### Boden, Klima, Licht

Die Douglasie zeigt eine unerwünschte Verjüngung hauptsächlich auf Felsstandorten auf saurem Gestein sowie in trockenen, bodensauren Hainsimsen-Traubeneichenwäldern und Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwäldern. Unter den speziellen Bedingungen dieser Lebensräume kann die Douglasie als invasiv angesehen werden. Letzteres Biotop umfasst lichte Wälder auf Blockhalden basenarmer Gesteine und gehört in Baden-Württemberg regional zu den seltensten und kleinflächigsten Waldbiotoptypen. Geringe Kronenüberschirmung und fehlende Strauchschicht und somit eine hohe Lichtverfügbarkeit zählen zu den wichtigsten Merkmalen dieses Biototyps, wodurch geeignete Bedingungen für eine erfolgreiche Naturverjüngung der Douglasie, aber auch jeder anderen lichtbedürftigen (gesellschafts-untypischen) Baumart geboten werden. (Q1, Q15)

Ein erhöhtes bzw. invasives Vorkommen der Douglasienverjüngung wurde bisher vor allem auf trockenen, nährstoffarmen, basenarmen und lichten Standorten, auf Kahlschlägen sowie auf offenen und ursprünglich baumfreien Felsstandorten und Blockmeeren beschrieben [6,7,11,13] (Q3). Die Douglasie kann sich auch auf mächtigeren Moderdecken natürlich verjüngen. (Q4)

Die Douglasie ist bodenvag. Die beste Entwicklung zeigt sie auf carbonatfreien, gut wasserversorgten Braunerden, Parabraunerden, Semipodsolen und Podsolen (z.B. Riehl 2000, Stähr und Kohlstock 2002, Englisch 2008, Kölling 2008). Im norddeutschen Pleistozän zeigt sie selbst auf unverlehnten Sanden mit mäßigem Bodenwasserhaushalt beachtliche Wachstumsleistungen und ist anderen Nadelbaumarten wie Fichte oder Kiefer deutlich überlegen (Otto 1972 und 1987, Kleinschmit et al. 1991, Röhe Baumartenportraits 193 1997). Auf stark kalkhaltigen Böden kann es hingegen zu Wuchsstörungen durch Chlorosen kommen.(Q14) Mangan im Boden kann in Verbindung mit geringen pH-Werten < 4 und hoher Bodenfeuchte für die Douglasie toxisch wirken (Q7, Q14).

Gegenüber Wassermangel ist die Douglasie sehr tolerant, gegen Wasserüberschuss jedoch empfindlich. Ungeeignet sind daher wechselfeuchte Böden oder Nassstandorte. Als Mineralbodenkeimer kann sich die Douglasie nur dort natürlich verjüngen, wo der Samen auf ein entsprechendes Keimbett fällt. Hierzu zählen Standorte mit geringer Nadelstreu, Flächen mit Bodenverwundungen z. B. durch Holzerntemaßnahmen, aber auch blocküberlagerte Standorte, auf denen immer wieder durch Geröllbewegungen Mineralboden freigelegt wird. Krautschichten mit einem hohen Deckungsgrad,



dichter Grasfilz oder hohe (Laub-)Streuauflage schließen hingegen das Auflaufen und die Etablierung von Douglasien-Naturverjüngung weitgehend aus (Meyer-Ohlendorf 1996, Knoerzer und Reif 1996, Lüth 1997, Knoerzer 1999, Eggert 2014a). Entsprechend nimmt der Verjüngungserfolg von armen-trockenen zu nährstoffreichen-frischen Standorten rasch ab. Als Halbschattbaumart ist die Douglasie darüber hinaus bereits ab früher Jugend auf ein ausreichendes Strahlungsangebot angewiesen. Naturverjüngung stellt sich daher insbesondere in Beständen mit lockerem Kronenschluss ein. In lichten (Konkurrenzfaktor Vegetation) und geschlossenen (Konkurrenzfaktor Licht) Beständen verjüngt sich die Douglasie spärlicher. Reine Nadelholzbestände stellen die günstigste Ausgangssituation für Douglasien-Naturverjüngung dar, in Mischbeständen mit Laubholzbeimischung nimmt das Verjüngungsgeschehen ab. Mischbestände mit dichtem Buchen-Unter- und -Zwischenstand sind für die Douglasien-Naturverjüngung ungeeignet (Knoerzer und Reif 1996, Vor und Schmidt 2006, Vor 2011). (Q14)

## Ausmaß und Verbreitung

### Verbreitungsgebiet (heimisch und eingebracht)

Die Douglasie besiedelt im westlichen Nordamerika ein ausgedehntes und topografisch sehr stark gegliedertes Gebiet. Das natürliche Vorkommen erstreckt sich in Nord-Süd-Ausdehnung über 4.000 km von 55° bis 19° nördlicher Breite und in West-Ost-Ausdehnung über 1.500 km von 128° bis 97° westlicher Länge (Little 1971, Hermann 1981, Kleinschmit und Bastián 1992, Hermann und Lavender 2004, Lavender und Hermann 2014, s. a. Abb. 27). Dieses Gebiet schließt die Olympic-Halbinsel und Vancouver Island

sowie die Küstengebirge in Washington, Oregon und im nördlichen Kalifornien ein. Es umfasst ferner das Kaskadengebirge mit den Übergangsbereichen zur Sierra Nevada im Südosten und die kanadische Küstenkordillere als Fortsetzung im Norden. Die östlichsten Vorkommen liegen in den Rocky Mountains in den US-Bundesstaaten Montana, Wyoming und Colorado. In Mexiko sind inselartige und räumlich sehr begrenzte Vorkommen zu beobachten (Little 1971, Hermann und Lavender 2004, Lavender und Hermann 2014). Höhenzonal reichen die Vorkommen hinauf bis 750 m ü. NN im Olympic-Inselgebirge, bis 1.700 m ü. NN in den Küstengebirgen und bis 3.300 m ü. NN im südöstlichen Kaskadengebirge (Hermann 1981, Li und Adams 1989). Die Douglasie wurde im Jahr 1792 durch den schottischen Naturforscher Archibald Menzies entdeckt und 1826 durch den schottischen Botaniker David Douglas in Europa eingeführt (Hermann 1981); andere Quellen nennen diesbezüglich das Jahr 1827 (Konnert 2009) bzw. 1828 (Kownatzki et al. 2011). In Deutschland wurde die Douglasie um 1830 zunächst zum Zwecke der Landschaftsgestaltung gepflanzt (Brosinger und Baier 2008), bevor ab 1850 ihr forstlicher Anbau vom Privatwald ausgehend einsetzte. Erste wissenschaftlich begleitete Anbauversuche folgten ab 1881 durch die Forstlichen Versuchsanstalten (Ganghofer 1884). (Q14)

Die gewöhnliche Douglasie wurde im Jahr 1827 aus Nordamerika nach Europa eingeführt und in verschiedenen Ländern bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts in vielen Wäldern angepflanzt (Spellmann et al 2015, Kohnle et al 2021). Tatsächlich wird in Deutschland eine Ausweitung des Anbaus der Douglasie von aktuell 2% auf bis zu 10% der Waldfläche für möglich gehalten (Beinhofer & Knoke 2010, Reif et al 2010). (Q2, Q3)

In der Schweiz ist eine Beimischung der Douglasie in weit verbreiteten Waldgesellschaften der Tieflagen toleriert (z.B. Schmider et al 1994), im Kanton Luzern wird ein maximaler Anteil von 20% angegeben. (Q2)

In bestimmten Regionen, wie beispielsweise im Südwesten Baden-Württembergs, nimmt die Douglasie wesentlich größere Flächenanteile ein. So bedeckt die Douglasie im Freiburger Stadtwald 13% der Waldfläche insgesamt und 20% Flächenanteil im Bergwald, was im bundesdeutschen Vergleich sehr hoch ist. (Q3) Die Douglasie wird seit über 100 Jahren auf aktuell 14 Prozent der Stadtwaldfläche Freiburgs angebaut. Über die Hälfte der Bestände sind älter als 60 Jahre und dennoch nimmt ihre Naturverjüngung nur einen Baumartenanteil von vier Prozent ein. (Q4) Der Vorratsanteil der häufigsten Gastbaumart Douglasie liegt in Deutschland bei 2,0%, mit einem Maximum von 7,5% in Rheinland-Pfalz, in Frankreich bei 4,4% (IGN 2014) und in Österreich bei 0,1%. Gemäss LFI4b war in den Jahren 2009 bis 2013 in der ganzen Schweiz jeder 535. Baum mit Stammdurchmesser (BHD)  $\geq 12$  cm eine Douglasie, im Mittelland war es jeder 115. Baum, womit Douglasien im Mittelland ähnlich häufig waren wie Lärchen, Winterlinden (*Tilia cordata*) oder Kirschbäume (*Prunus avium*). (Q7).

## Auswirkungen

### Einfluss auf Biodiversität und Ökosystemmuster und Prozesse

Nur wenige geschützte Waldbiotope sind durch die Douglasie gefährdet. (Q1)

Das Schreiben (Ammer et al 2016) rät vom Douglasienanbau an bestimmten Sonderstandorten ab, erachtet aber den Anbau der Douglasie in Mischung mit anderen

Baumarten, insbesondere mit der Buche, als unbedenklich für die Biodiversität. Die Beimischung der Douglasie in Fichtenwäldern führt zum besseren Abbau der Nadelstreu und zu einer stärkeren Nitrifikation (Podrázský et al 2020). Untersuchungen an gefälltten Bäumen auf 138 Probeflächen in Bayern und Rheinland-Pfalz haben gezeigt, dass Fichte und Douglasie dem Boden deutlich mehr Nährstoffe entnehmen als Buche, Eiche und Waldföhre (Pretzsch et al 2014). Gemäss mehreren Studien (Tabelle 1) wird in Douglasienbeständen sowohl in der organischen Auflage als auch im darunterliegenden Oberboden (in den meisten Fällen im Ah-Horizont zwischen 1 und 10 cm gemessen) weniger Kohlenstoff als in Buchen- und Fichtenbeständen gespeichert (Tabelle 1). Im Vergleich zu Eichenbeständen zeigt sich kein deutlicher Trend. Mehrere Studien belegen unter Douglasien auch weniger Stickstoff (N) in der organischen Auflage. Im Oberboden kann der N-Gehalt dagegen ähnlich oder höher als unter Buchen und Fichten sein. Für das C:N-Verhältnis wurden unter Douglasie oft günstigere (kleinere) Verhältnisse als unter Buche und Fichte gefunden. Dies wird auf die gut abbaubare Nadelstreu der Douglasie zurückgeführt (Cremer et al 2016). Der pH-Wert im Oberboden von Douglasienbeständen war ähnlich hoch oder höher als derjenige unter Fichten. Zudem war er meist vergleichbar mit den pH-Werten unter Buchen oder Eichen. In Bezug auf das Nährelement Calcium (Ca) zeigen die Studien unter Douglasien einen ähnlich hohen oder höheren Gehalt im Oberboden als unter Buchen, dagegen einen geringeren als unter Eichen. Bei Magnesium (Mg) ist der Gehalt im Oberboden von Douglasien gleich oder kleiner als unter Fichten und Buchen. Dagegen zeigen zwei Studien unter

Douglasien einen geringeren Gehalt von Phosphor (P) als unter Fichten sowie einen höheren Gehalt als unter Buchen. (Q2).

Bezüglich der Streuqualität ist seit Langem bekannt, dass sich die Streu gut zersetzt. Die Douglasie ist daher eine der bodenpfleglichsten Nadelbaumarten in Deutschland (Wittich 1961, Höltermann et al. 2008, Priezel und Bachmann 2011). Aufgrund der hohen Filterleistung ihres rauen Kronendachs ist der Nitrataustrag unter Douglasienbeständen in Nahimmissionsgebieten (beispielsweise intensive Tierhaltung) höher als in Kiefern- oder Eichenbeständen (Horvarth et al. 2011). Demgegenüber sind die Nährstoffentzüge bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten relativ gering (Block et al. 2008, (Q14)

### Hybridisierung

Aus der Literatur ist für die Douglasie keine natürliche Artenhybridisierung bekannt, wie sie beispielsweise zwischen Sitkafichte (*Picea sitchensis*) und Weißfichte (*Picea glauca*) oder auch Engelmann-Fichte (*Picea engelmannii*) zu beobachten ist (Forrest 1980). Zwischen den Varietäten der Douglasie kann spontane Introgression auftreten (Olberg 1951, Leinemann und Maurer 1999, Franklin und Halpern 2000, Kleinschmit 2000, Hermann und Lavender 2004, Aas 2008, Lavender und Hermann 2014) (Q14)

### Verdrängung einheimischer Arten: Veränderungen im Lebensraumangebot für einheimische Taxa

Eine weitere ungeklärte Frage besteht hinsichtlich des Einflusses der Douglasie auf die Biodiversität. Um diesen einzuschätzen, sind die häufig angestellten Vergleiche von Arten und Artengruppen in Douglasienbeständen oder an einzelnen Bäumen mit Beständen und Einzelbäumen anderer

Baumarten wenig hilfreich. Dass sich diese bis zu einem gewissen Grad unterscheiden, ist vorhersagbar. Stattdessen benötigen wir Informationen dazu, wie sich ein bestimmter Anteil von Douglasien in gemischten Beständen oder auf Landschaftsebene auf Populationen von im Bestand gefährdeten Waldarten auswirkt. Dazu liegen bisher keine Informationen vor. (Q1)

Die Anzahl der Gefäßpflanzen in der Krautschicht war in der Mehrzahl der Studien unter Douglasien gleich groß oder grösser als unter Eichen, Buchen und Fichten. Untersuchungen von Knoerzer (Knoerzer & Reif 1996) im Schwarzwald und von Kostic et al (2016) in Serbien fanden allerdings unter Douglasien eine artenärmere Krautvegetation als unter Buchen. Moosarten waren unter Fichten zahlreicher, nicht aber unter Eichen und Buchen (Augusto et al 2013). Für das Vorkommen von Gefäßpflanzen wie auch von Moosen spielt Licht eine wesentliche Rolle. So beeinflusst nebst dem Standort die Struktur von Douglasienbeständen den Bewuchs mit Moosen und Pflanzen maßgeblich (siehe auch Vor& Schmidt 2006, Spellmann et al 2015). Bei der Anzahl der Pilzarten wirkt sich die Douglasie im Vergleich mit allen drei einheimischen Baumarten negativ aus (insb. Buée et al 2011), ein Resultat, das auch Schmid et al (2014) in ihrem Review über die ökologischen Konsequenzen der Douglasie hervorhoben. Ein Experiment in Spanien zeigte allerdings, dass Douglasien einen beträchtlichen Teil der natürlich vorkommenden Mykorrhizapilze nutzen können (Üarladé et al 1996). Auf Douglasien wurden sowohl ganzjährig als auch nur im Winter deutlich weniger Vogelbesuche gezählt (Utschick 2006). Nur Kleiber, Waldbaumläufer und Buchfink wurden beobachtet, während Meisenarten, die auf Fichten zahlreich sind,

praktisch fehlten. (Q2) Für überwinternde Vögel bietet die Douglasie fast keine Insekten und Spinnentiere als Nahrung an (Gossner & Utschick 2004)(Q2, Q7, Q100). Bei Beimischung einzelner Douglasien beziehungsweise Fichten in Buchenbeständen war aber die Artenvielfalt in den Kronen ähnlich. (Q7)

Mit Ausnahme von wenigen Artengruppen beherbergen Douglasien oder Douglasienbestände weniger Arthropodenarten als Bestände von Eiche, Buche und Fichte. Eine Ausnahme sind Insekten, die sich von der aus Nordamerika stammenden Douglasienwolllaus (*Adelges cooleyi*) ernähren (Gossner et al 2005). sowie große Streuabbauer wie Asseln und Doppelfüßler, die häufiger unter Douglasien als unter Fichten zu finden sind (Engel 2001, Finch & Szumelda 2007). In der Douglasienstreu halten sich weniger Spinnen auf als in der Streu der drei Vergleichsarten, und mehrere Studien belegen, dass Douglasientotholz von weniger Totholzkäfern genutzt wird als das Totholz der anderen Baumarten (z.B. Gossner et al 2016, Ulyshen et al 2018). (Q2)

Lediglich auf einzelnen Sonderstandorten z.B. lichte, warme Blockhalden (vgl. Knoerzer 1999), ist sie in der Lage, die typische Ausprägung der dort natürlich vorkommenden Lebensgemeinschaften zu verändern. (Q14)

Im Gegensatz dazu wurde in 12-jährigen Versuchsbeständen in Mitteldeutschland auf Baumebene eine höhere Abundanz von Baumspinnen in Douglasienbeständen als in Buchen- und Eichenbeständen festgestellt, während auf Parzellenebene der Artenreichtum, die Abundanz und die Biomasse von Spinnen mit zunehmendem Nadelholzanteil abnahmen. Dennoch kommen die

Autoren zu dem Schluss, dass die potenziell negativen Auswirkungen der Douglasie auf arboreale Arthropoden nicht schwerwiegender waren als die von einheimischen Nadelbäumen, die außerhalb ihrer natürlichen Lebensräume angebaut werden (Matevski und Schuldt, 2021). Auch in einem Buchen-Douglasien-Mischbestand konnte kein Einfluss der Douglasie auf die epigäische Käferfauna im Vergleich zu einem Buchen-Kiefernbestand in Norddeutschland nachgewiesen werden (Glatz et al., 2003). Unerwarteterweise waren die Befallsraten an Modellraupen in nordwestdeutschen Beständen mit einem höheren Douglasienanteil höher als in Fichten- oder Buchenmonokulturen und in Mischungen der Nadelbäume mit Buche (Matevski et al., 2021). Die Autoren führten dies vor allem auf eine erhöhte Lichtverfügbarkeit und eine komplexere Struktur des Unterwuchses zurück, weniger auf einen reinen Baumarteneffekt. Untersuchungen in Wäldern Süddeutschlands ergaben keine Hinweise auf eine Abnahme der Tierartenvielfalt und -abundanz, wenn die Douglasie auf kleineren Flächen von nicht mehr als 1 ha, als Einzelbaum oder in kleinen Baumgruppen angebaut wird (Ammer und Utschick, 2004). Im Allgemeinen scheint die Douglasie, verglichen mit der Fauna, sogar weniger negative Auswirkungen auf die Flora der Waldökosysteme zu haben. Auf lehmigen, zeitweise feuchten Böden in Süddeutschland wiesen Douglasienbestände sogar mehr Pflanzenarten auf dem Waldboden auf als Buchenreinbestände und Mischungen aus Buche-Eiche und Buche-Fichte (Leitl, 2001). Bewirtschaftungsbedingte Störungen von Douglasienbeständen führten zwar zu einer erhöhten Pflanzenvielfalt, zusätzlich auftretende Pflanzenarten haben jedoch keinen besonderen naturschutzfachlichen Wert,



da es sich häufig um Ruderalpflanzen handelt, die sich aus angrenzenden Lebensräumen in den Wald ausbreiten (Leitl, 2001). Ebenso stellten Vor und Schmidt (2006) in Südwestdeutschland fest, dass in etwa 100-jährigen Rein- und Mischbeständen der Douglasie die Struktur- und Artenvielfalt sogar höher war als in naturnäheren Laub- und Nadelmischwaldbeständen gleichen Alters. Dies könnte auch auf den höheren Lückenanteil in Douglasien-Monokulturen im Vergleich zu Buchen-Reinbeständen zurückzuführen sein (Thomas et al., 2015). In repräsentativen Wäldern Norddeutschlands auf oligo- bis schwach mesotrophen Böden stellte Budde (2006) fest, dass Douglasien- und Douglasien-Norwegische-Fichten-Bestände die höchsten, Rotbuchen- und Rotbuchen-Kiefern-Mischbestände jedoch die niedrigsten Zahlen an Pflanzen- und Moosarten aufwiesen und dass keine Pflanzen- oder Moosart ausschließlich in einem einzelnen Bestandestyp vorhanden war. An 26 Standorten in Nordfrankreich hatten Fichte, Weißtanne und Douglasie nur einen geringen Einfluss auf die Bodenvegetation, wenn die Bestände stark durchforstet wurden. Die Wirkung der Baumarten wurde also weitgehend durch die Waldbewirtschaftung gesteuert (Augusto et al., 2003).

Nach diesen Empfehlungen stellt die derzeitige Form des Douglasienanbaus nach heutigem Kenntnisstand keine gravierende Gefährdung der Biodiversität und der damit verbundenen Ökosystemleistungen auf nationaler Ebene dar. Die Douglasie sollte nicht auf potenziell bedrohten Sonderstandorten wie natürlich baumlosen Felsstandorten, silikatischem Trockenrasen oder in xerothermen Eichenwäldern auf sauren, basenarmen Böden der submontanen Stufe angepflanzt werden. In vielen Fällen stehen diese

Standorte unter Naturschutz und sollten von Douglasien-Setzlingen befreit werden. Zur Schaffung von „Pufferzonen“ zur Vorbeugung sollten Douglasienbestände in der Nähe solcher Standorte in Kombinationen aus einheimischen Arten umgewandelt werden, wobei auf die Anpflanzung von Douglasien in Zukunft vollständig verzichtet werden sollte. Die Einrichtung von Pufferzonen und die Beseitigung unerwünschter Verjüngung wird auch von Bindewald et al. (2021) empfohlen. **(Q100)**

### **Verdrängung einheimischer Arten: Konkurrenz mit einheimischen Arten**

Wo die Douglasie im Mittelland und in den Voralpen an produktiven Waldstandorten angepflanzt wurde, kann sie sich gegen raschwüchsige Laubbaumarten und dichte Krautvegetation kaum durchsetzen (Frei et al 2021). Zwar waren in 90% der Douglasienaltbestände Sämlinge vorhanden, doch nur in einem Drittel der Bestände erreichten die jungen Douglasien Höhen von 130 cm und mehr. Gegenüber anderen Baumarten waren die etablierten Douglasien immer in der Minderheit (Frei et al 2021). Im experimentellen Vergleich von Douglasiensämlingen mit Sämlingen verschiedener Schweizer Hauptbaumarten wurde ebenfalls bestätigt, dass Douglasien in den ersten zwei Lebensjahren zwar rascher wachsen als Fichte und Tanne, aber ihr Höhenwachstum nur bei Wasser- und Nährstoffmangel ähnlich groß oder sogar grösser ist als jenes von Waldföhre (*Pinus sylvestris* L.) und Eiche (*Quercus* sp.; Moser et al 2021). Ist die Wasser- und Nährstoffversorgung dagegen besser, wie für die Schweizer Verhältnisse charakteristisch, werden Douglasien von Laubbäumen innerhalb von zwei Jahren vollständig überwachsen. **(Q2)**

Die boden- und klimavergleiche Douglasie zeigt auf vielen Standorten eine überlegene Wuchsleistung gegenüber den heimischen Baumarten. Die Strahlungstransmission durch ihr Kronendach ist aber ausreichend, sodass in den Unterstand abgedrängte Schatt- und Halbschattbaumarten nicht vergehen und sich in Lücken gut entwickeln können (vgl. Baade 1996, De Wall et al. 1998, Hilbrig 2005, Vor 2011). In Mischbeständen mit führender Buche verjüngt sich die Douglasie erst gar nicht oder nur sporadisch (vgl. 4.12.4.2) und hat aufgrund des geringen Strahlungsangebots keine Entwicklungsmöglichkeiten (vgl. Spellmann 1997b, Vor und Schmidt 2006). Für das Ankommen und die Etablierung von Douglasien-Naturverjüngung sind kleinflächige Störungen des Oberbodens oder Mineralböden sowie nach der Keimung ein ausreichendes Lichtangebot unverzichtbar. Unter diesen Bedingungen ist Douglasien-Naturverjüngung konkurrenzstark und kann ggf. andere Baumarten zurückdrängen. (Q14)

Die Naturverjüngung der Douglasie ist relativ selten in Beständen mit z. B. Rotbuche, wo sie nur knapp 1,6 % der Fläche der vorhandenen Naturverjüngung ausmachte. In Gebieten, in denen die ausgewachsene Douglasie als Hauptbaumart oder in einer Mischung mit anderen Arten wie z.B. der Rotbuche gemeldet wurde, machte ihre natürliche Verjüngung dagegen mehr als 20 % der Fläche der natürlichen Verjüngung aus. Dies deutet darauf hin, dass sich die Douglasie unter ihrem eigenen Kronendach natürlich verjüngt, während die Verjüngung unter dem Kronendach anderer Baumarten in unbewirtschafteten Wäldern vernachlässigbar ist. Darüber hinaus gab es in den von Sträuchern dominierten Probeständen keine Naturverjüngung der Douglasie, was darauf

hindeutet, dass diese Lebensräume keine geeigneten Bedingungen für die Naturverjüngung der Douglasie gemäß der Waldstrukturkartierung bieten. Der Erfolg der Douglasie in Traubeneichenwäldern ist auf ihre hohe Konkurrenzfähigkeit zurückzuführen, die wiederum auf ihre Trockenstresstoleranz zurückzuführen ist, die auf säurehaltigen, nährstoffarmen und trockenen Standorten besonders ausgeprägt ist. Daher wurde empfohlen, die sich natürlich verjüngende Douglasie aus diesen wertvollen Lebensräumen zu entfernen und geeignete Pufferzonen um die wichtigsten Schutzgebiete einzurichten, um die Ablagerung von Samen von ausgewachsenen Bäumen in der Nähe der seltenen Lebensräume zu vermeiden (z.B. Walentowski 2008). (Q15)

#### **Verdrängung einheimischer Arten: Potenzial zur Etablierung einer dauerhaften Population**

Mittlerweile hat sich die Douglasie in mitteleuropäischen Waldökosystemen etabliert (Q14). Im Rahmen einer belgischen Untersuchung zeigte sich, dass *P.menziesii* wahrscheinlich in der Lage ist neue Satellitenpopulationen zu bilden. (Q39)

#### **Schädlinge und Krankheitserreger: Wahrscheinlichkeit der Erhöhung des Risikos von Krankheitsausbrüchen**

-

#### **Positive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt: z. B. Bereitstellung von Lebensraum für waldbewohnende Arten**

Douglasienstreu ist gut zersetzbar (Q15, Q14) und wirkt der Rohhumusbildung in Nadelwaldgesellschaften entgegen (vgl. Wittich 1961, Flöhr 1956, Nüsslein 1968, Prietzel und Bachmann 2011). Über die Auswirkungen des Douglasienanbaus auf die Flora und Fauna liegen bisher relativ wenige Untersuchungen

vor, die zum Teil auch widersprüchlich sind. Während Höltermann et al. (2008) davon sprechen, dass die Douglasie nur wenig ausgeprägte Interaktionen mit der heimischen Tier- und Pflanzenwelt eingeht, fassen Tschopp et al. (2012 und 2015) ihre Literaturauswertungen dahingehend zusammen, dass die Douglasie einer großen Anzahl einheimischer Arten Lebensraum bietet, wobei es sich überwiegend um generalistische Tier- und Pflanzenarten handelt (vgl. Müller und Stollenmeier 1994, Goßner und Utschick 2001, Winter 2001, Glatz et al. 2003, Finch und Szumelda 2007). Nach Untersuchungen von Budde und Schmidt (2005) und Budde (2006) ist die Bodenvegetation in Douglasien-Rein- und -Mischbeständen ähnlich divers wie in vergleichbaren Laub- und Nadelbeständen. Das Artenspektrum und die Anteile einzelner Arten variieren. Der Baumarteneinfluss wird vielfach überprägt von den Faktoren Standort, Licht und Bewirtschaftung. Auch Zerbe et al. (2000) weisen auf den Artenreichtum im Vergleich zu anderen Nadelwäldern hin. Vor und Schmidt (2006) fanden ebenfalls eine höhere Arten- und Strukturdiversität der Bodenvegetation in ca. 100-jährigen Douglasien-Rein- und -Mischbeständen in den rheinland-pfälzischen Naturwaldreservaten „Eselskopf“ (Nordwesteifel) und „Grünberg“ (Pfälzer Wald) im Vergleich zu gleichaltrigen Buchen-Hainbuchen-Traubeneichen-, Buchen-Kiefern- und Fichten-Buchen-Mischbeständen. Die meisten Studien zu Pilzen an Douglasie beschäftigen sich nach Tschopp et al. (2012) mit Mykorrhiza-Pilzen. Danach bildet die Douglasie in Mitteleuropa artenreiche Mykorrhizen aus, die sich mit denen der Fichte und Kiefer vergleichen lassen. Ansonsten präferieren andere Pilze die Douglasie nur in geringem Maße (Utschick 2001), was aus Waldschutz-

sicht ein Vorteil ist. So zeigt sich, dass ältere Douglasienbestände oft eine ähnliche oder höhere Abundanz und Diversität an Vogelarten aufweisen im Vergleich zu heimischen Nadelwaldbeständen. Die Beobachtungen variieren jeweils in Abhängigkeit von den Jahreszeiten (Ammer und Detsch 1999, Goßner und Utschick 2001, Marion und Frochat 2001). Die Ergebnisse zur Arthropodenfauna hängen stark von den betrachteten Artengruppen ab (Goßner 2004). Kohlert und Roth (2000) fand mit Bodenfallen in der Nadelstreu von Fichtenbeständen mehr saprophage Arthropoden als in Douglasienbeständen. In den Fichtenbeständen waren auch die epigäische Prädatoren und parasitischen Regulatoren häufiger vertreten. In den Baumkronen von Fichten- und Douglasienbeständen stellten hingegen Goßner und Simon (2002) bei der Artenzahl der Arthropodenfauna keine signifikanten Unterschiede fest. Es gab jedoch leichte Unterschiede in der Artenzusammensetzung und in den Häufigkeiten der festgestellten Arten. In Buchen-Douglasien-Mischbeständen konnten Glatz et al. (2003) im Vergleich zu Kiefern-Buchen-Mischbeständen keinen Einfluss des Douglasienanbaus auf das Artenspektrum und die Individuenzahl der Käferpopulation feststellen. Im Vergleich zu Fichtenbeständen kommt Winter (2001) bei den epigäischen Arthropoden, den Spinnen und Käfern zu geringeren Artenzahlen und Individuendichten, während die Artenzahlen im Vergleich zu Buchenbeständen in etwa gleich hoch sind. Die mehrjährigen Untersuchungen der Arthropodengemeinschaften in von Douglasie, Fichte oder Buche dominierten Mischbeständen von Goßner und Ammer (2006) zeigen, dass im Kronenbereich keine, wohl aber im Stammbereich Unterschiede bei den drei Bestandestypen bestehen. Im Kronenbereich finden sich auf Douglasie

mehr zoophage, auf Fichte mehr xylophage Arthropoden. Die oft aus dem Kronendach herausragenden Douglasienkronen (Abb. 30) bieten Nischen für thermophile Arten. Die Spinnendiversität in Fichten- und Douglasienbeständen sowie in Buchen-Fichten- und Buchen-Eichen-Mischbeständen ist stärker von verschiedenen, durch die waldbauliche Behandlung gesteuerten mikroklimatischen Faktoren abhängig als von der jeweiligen Baumart (Ziesche und Roth 2008).

**Positive Auswirkungen auf versorgende, regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen: z. B. Holzproduktion, erhöhte Produktivität der Wälder und Kohlenstoffaufnahme, Minderung von Naturgefahren und Klimaregulierung, Bodenbildung, Erosionsschutz und andere Schutzfunktionen der Wälder, ökologische und kulturelle Vorteile (z. B. Zierbäume)**

Durch Beimischung der Douglasie in Buchenbeständen wird insbesondere auf mageren Böden eine höhere Zuwachslleistung erreicht als in reinen Buchenbeständen (engl. Overyielding; Lu et al 2018). (Q2) Die Autoren kamen zu dem Schluss, dass Mischungen aus Douglasie und Fichte bei der Bindung von C und N im Boden besonders effektiv sind, und betonten den Nutzen von Mischbeständen im Hinblick auf die Stabilität des Ökosystems, die C-Bindung und die Minimierung des N-Exports in das Grundwasser. Regionale Befunde, wonach die C-Vorräte im Waldboden in Mischungen der Rotbuche mit Nadelbaumarten, einschließlich der Douglasie, im Vergleich zu Buchen-Monokulturen erheblich zunehmen, wurden durch eine kürzlich durchgeführte Metaanalyse bestätigt, die Waldstandorte von Dänemark im Norden bis Österreich im Süden und von Ostfrankreich im Westen bis Zentralpolen im Osten umfasste. In dieser Studie wurde festgestellt, dass die

organischen C-Vorräte im Waldboden von Buchen-Douglasien-Mischbeständen im Vergleich zu Buchen-Monokulturen bis zu doppelt so hoch sind (Rehshuh et al., 2021). Nach Ansicht dieser Autoren könnte in diesem Zusammenhang auch die Streuqualität der Wurzeln eine wichtige Rolle spielen. Insgesamt ergab die Beimischung von Nadelbäumen, einschließlich Douglasie, zu Buchenbeständen eine jährliche Zunahme des organischen C im Boden von 0,1 Mg ha<sup>-1</sup> (Rehshuh et al., 2021). Um eine übermäßige Nährstoffauswaschung und eine Verarmung der Basiskationen im Boden zu verhindern, was insbesondere nach einem Waldsterben wichtig wäre, dürften Buchen-Douglasien-Mischbestände bei regelmäßiger Waldbewirtschaftung die Fruchtbarkeit der Waldböden und die Bereitstellung von Ökosystemleistungen wie hochwertigen Trinkwasserressourcen besser erhalten als Nadelbaum-Monokulturen (Cremer und Prietzel, 2017). (Q100) In Erholungswäldern kommen ästhetische Überlegungen hinzu, wobei dekorative Arten bevorzugt werden, die auffällige Blüten aufweisen (Tulpenbaum), deren Laub sich im Herbst intensiv verfärbt (Roteiche) oder die rasch zu Baumgiganten heranwachsen (Douglasie, Mammutbaum). (Q7) Douglasie weißt eine hohe Produktivität auf und wird monetär besser honoriert als Fichte (Q3).

**Wirtschaftliche Kosten invasiver Arten: z. B. Verluste an biologischer Vielfalt, verringerte Ökosystemleistungen, Kosten für die Bekämpfung invasiver Arten und die Milderung ihrer Auswirkungen, Wiederherstellung von Ökosystemen**

-



**Negative Auswirkungen auf die Gesundheit und das Wohlbefinden des Menschen: z. B. NNT Pollen, die beim Menschen Allergien auslösen, NNT, die den Nutzen der Interaktion zwischen Mensch und Natur verringern**

-

## Management

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der absichtlichen Einschleppung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der unerwünschten Ausbreitung**

Die Einrichtung von Pufferzonen und die Beseitigung unerwünschter Verjüngung wird auch von Bindewald et al. (2021) empfohlen. Bei der Suche nach ausreichenden Größen einer Pufferzone schlagen Holderegger et al. (2017) vor, aus pragmatischen Gründen mit Pufferzonenflächen mit einem Mindestradius von 500 m um Vorkommen der Douglasie zu beginnen. Darüber hinaus empfehlen sie, genetische Untersuchungen zur Naturverjüngung der Douglasie durchzuführen, um ihr Potenzial zur Fernausbreitung zu untersuchen. In anderen Wäldern sollte die Douglasie in der Regel in Kombination mit einheimischen Baumarten angebaut werden, wobei die Rotbuche eine besonders geeignete Art ist (Ammer et al., 2016). Dort würde eine Pflanzung der Douglasie als Einzelbaum oder in kleinen Gruppen auch negative Folgen für naturschutzfachlich schützenswerte Waldbiozöten weitgehend ausschließen (Ammer und Utschick, 2004). (Q100)

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: rasche Ausrottung bei Neueinschleppung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Beseitigung unerwünschter Verjüngung**

Auf bestimmten Sonderstandorten sollte die Baumart jedoch nicht angebaut werden bzw. die Naturverjüngung mechanisch entfernt und Pufferzonen zu geschützten Biotopen eingehalten werden. (Q1)

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Kontrolle von Samenbanken**

-

**Überwachung: Überwachungsmaßnahmen zur Unterstützung der Früherkennung**

Differenzierte Auswertungen von systematisch erhobenen Inventurdaten leisten einen wichtigen Beitrag für die Invasivitätsbewertung eingeführter Baumarten. Durch weitere, ähnliche Auswertungen verschiedener Waldinventuren können das Management eingeführter Baumarten und der Schutz wertvoller Biotope verbessert werden. (Q1)

**Waldbauliche Maßnahmen zur Eindämmung der Ausbreitung: Auswahl der Baumarten, Niederwaldpflege, Erhaltung oder Förderung eines geschlossenen Kronendachs, Entastung**

Da Douglasien-Naturverjüngung insgesamt nur in einem geringen Anteil der geschützten Waldbiotope (dh. 165,9 ha in BW) verzeichnet wurde, erscheint eine erfolgreiche waldbauliche und betriebliche Steuerung dieser Baumart durchaus möglich (z.B. durch Pufferzonen und Biotoppflege) (Q1)

## Literaturverzeichnis

- Q1:** Bauhus J, Bindewald A (2017): Douglasie Risiken, Potenziale und Invasivitätsbeurteilung (Link: [https://www.researchgate.net/publication/316669225\\_Douglasie\\_Potenziale\\_Risiken\\_und\\_Invasivitaetsbewertung](https://www.researchgate.net/publication/316669225_Douglasie_Potenziale_Risiken_und_Invasivitaetsbewertung))
- Q2:** Wohlgemuth T, Moser B, Pötzelsberger E, Rigling A, Gossner M (2021): Über die Invasivität der Douglasie und ihre Auswirkungen auf Boden und Biodiversität (Link: <https://meridian.allenpress.com/szf/article/172/2/118/462429/Uber-die-Invasivitat-der-Douglasie-und-ihre>)
- Q3:** Steinmetz A, Bauhus J (2016): Naturverjüngung der Douglasie im Stadtwald Freiburg – invasiv?
- Q4:** Bachmann M, Konnert M, Schmiedinger A (2009) Vielfalt schaffen, Risiko verringern-Gastbaumarten als Alternative zur Fichte (Link: <https://www.lwf.bayern.de/mam/cms04/waldbau/dateien/w63-vielfalt-schaffen-risiko-verringern.pdf>)
- Q7:** Brang P, Pluess A.R, Bürgi A, Born J (2016): Potenzial von Gastbaumarten bei der Anpassung an den Klimawandel (2016) (Link: <https://www.dora.lib4ri.ch/wsl/islandora/object/wsl:10483>)
- Q14:** Vor T, Spellmann H, Bolte A, Ammer C (2015): Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten: Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung - 4.12 Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco)
- Q15:** Bindewald A, Michiels H.G (2016): Quantifying invasiveness of Douglas fir on the basis of natural regeneration in south-west Germany (Link: [https://www.researchgate.net/publication/311591633\\_Quantifying\\_invasiveness\\_of\\_Douglas\\_fir\\_on\\_the\\_basis\\_of\\_natural\\_regeneration\\_in\\_south-western\\_Germany](https://www.researchgate.net/publication/311591633_Quantifying_invasiveness_of_Douglas_fir_on_the_basis_of_natural_regeneration_in_south-western_Germany))
- Q37:** Brus R, Pötzelsberger E, Lapin K, Brundu G, Orazio C, Straigyte L, Hasenauer H (2019): Extent, distribution and origin of non-native forest tree species in Europe (Link: [https://www.researchgate.net/publication/336731562\\_Extent\\_distribution\\_and\\_origin\\_of\\_non-native\\_forest\\_tree\\_species\\_in\\_Europe](https://www.researchgate.net/publication/336731562_Extent_distribution_and_origin_of_non-native_forest_tree_species_in_Europe))
- Q39:** Fanal A, Mahy G, Fayolle A, Monty A

(2021): Arboreta reveal the invasive potential of several conifer species in the temperate forest of western Europe (Link: <https://neobiota.pensoft.net/article/56027/download/pdf/>)

**Q100:** Thomas F.M, Rzepecki A, Werner W. (2021): Non-native Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) in Central Europe: Ecology, performance and nature conservation (Link: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112721010495>)

Bildquelle: Pixabay

## Küstentanne (*Abies grandis*)

### Ökologie

#### Konkurrenzfähigkeit

*A.grandis* ist eine Halbschattbaumart. Auf trockenen Standorten und in trockenem Klima ist sie in der Jugend schattentoleranter, auf frischen und feuchten Standorten bzw. in feuchtem Klima in Konkurrenz mit anderen Baumarten hingegen lichtbedürftiger. Im Vergleich mit Weißtanne benötigt *A.grandis* auf armen Sandböden etwas mehr Licht. (Q14) Auf feuchten Standorten wächst sie schnell genug um mit anderen Arten zu konkurrieren, auf trockenen Standorten wird sie zu einer schattentoleranten Unterwuchsart und übernimmt schließlich die Dominanz wenn sie sich den Klimaxbedingungen nähert. Küstentanne kommt selten in Reinbeständen vor, sie ist häufig in Mischwäldern anzutreffen. In ihrer Heimat tritt die Küstentanne überwiegend in Einzel- bis Kleingruppenmischung mit zahlreichen anderen Laub- und Nadelbaumarten auf. Natürliche Reinbestände sind äußerst selten und erreichen Flächengrößen von maximal ein bis zwei Hektar (Hermann 1981, Eyre 1981, Foiles et al. 1990). Bei teilweiser Beschattung ist sie konkurrenzstark genug um einen dominanten Teil der Verjüngung zu bilden (Q38).

#### Invasives Verhalten andernorts

Verjüngungsökologie und Ausbreitungsdynamik der Küstentanne schließen ein invasives Verhalten dieser Baumart aus. (Q14) Die Bewertung des Invasionspotentials ergibt ein mittleres Invasionspotential, das vermutlich aus ihrer natürlichen Verjüngung auf Mineralboden wie auch auf stärkerem Auflagehumus herrührt (Q4). In Belgien wurde *T.plicata* neben *T.hetero-*



Abbildung 92: *Abies grandis*

*phylla*, *A.grandis*, *C.laswoniana*, *L.kaempferi* und *P.menziesii* hohes invasives Potential bescheinigt. Sie waren auf einem großen Teil der untersuchten Standorte anzutreffen und zeigten ein generalistisches Verhalten bei üblichen Umweltbedingungen. (Q 39)

#### Regenerationspotential:

##### Möglichkeit zur Anlage von Samenbanken

Das Saatgut der Küstentanne bleibt auf dem Waldboden nur einen Winter lang lebensfähig (Franklin 1968) (Q4,14).

#### Regenerationspotential: zur vegetativen Vermehrung

Die Küstentanne ist nicht zum Stockaus-schlag befähigt (Q14).

#### Art und Vorgang der Vermehrung

*A.grandis* ist einhäusig und beginnt etwa im Alter von 20 Jahren zu fruktifizieren (Klinka et al. 1999). Sie blüht vom späten März bis in den Juni (Q14). In tieferen Lagen der meisten Küstenstandorte liegt die Blütezeit zwischen Ende März und Mitte Mai, in den höheren Lagen der Binnenstandorte im Juni. Die meist gelblich-grünen, gelegentlich auch grünlich-violetten Zapfen reifen von August bis

September desselben Jahres, und die Samen werden etwa einen Monat später ausgestreut (32). Die Samenproduktion steigt mit dem Alter, dem Durchmesser und der Vitalität des Baumes. Achtjährige Beobachtungen von Samenfallen unter einem 300 Jahre alten Bestand im Priest River Experimental Forest erbrachten jährlich 31.600 Tannensamen pro Hektar (12.800 acre) (9). Der Ertrag an gereinigten Samen reicht von 26.200 bis 63.100/kg (11.900 bis 28.700/lb) und beträgt im Durchschnitt 40.500/kg /18.400/lb) (32). Wenn die Zapfen reif sind, fallen die Schuppen ab und geben die großflügeligen Samen frei, so dass nur die zentrale Ähre übrig bleibt (**Q38**).

### Art und Vorgang der Vermehrung

Das Ausbreitungspotenzial ist relativ gering. Die durchschnittliche Fruchtverbreitung liegt zwischen 45 und 60 m, das Maximum wird mit 120m angegeben (Klinka et al. 1999) (**Q14, Q38**). In Belgien wurde eine maximale Ausbreitungsdistanz von *Abies grandis* mit 300 m festgestellt. (**Q39**)

### Ausbreitungsmechanismen

Die Verbreitung der Samen erfolgt über Wind und Nagetiere. (**Q38, Q14**)

### Taxonomie

*Abies grandis*, *Abies grandis* Dougl. Ex Don Lindl.

### Baumwachstum und natürliche Verjüngung: Boden, Klima, Licht

Die Küstentanne kommt in ihrem westlichen Teilareal vom Meeresniveau bis in Höhenlagen von 300 m ü. NN im Küstengebirge und annähernd bis 1.600 m ü. NN auf dem niederschlagsarmen Ostabhang der Kaskaden vor. Im östlichen Teilareal ist sie zwischen 400 m ü. NN und 2.200 m ü. NN anzutreffen

(Foiles 1965, Hermann 1981). Die breite klimatische Amplitude der Küstentanne reicht vom milden ozeanischen bis hin zum ausgesprochen kontinentalen Klima (Klinka 2007, Foiles et al. 1990, Hermann 1981). Die Niederschläge umfassen eine Spanne von 350 mm/Jahr auf den trockensten bis zu 2.800 mm/Jahr auf den feuchtesten Standorten. Die Niederschläge fallen überwiegend im Winterhalbjahr. Im östlichen, deutlich kontinentaleren Teilareal beträgt die Spanne zwischen Temperaturminima und Temperaturmaxima annähernd 80 °C (von -40 bis +40 °C). Die jährlichen Durchschnittstemperaturen reichen von 6 bis 10 °C; die durchschnittlichen Temperaturen während der Vegetationszeit von 14 bis 19 °C. Die Anzahl der frostfreien Tage liegt zwischen 60 und 250. Die Länge der Vegetationszeit sinkt von 180 Tagen im nordwestlichsten Teil (Olympic Peninsula im westlichen Washington) bis auf 100 Tage im nordöstlichsten Teil (Idaho) des natürlichen Verbreitungsgebiets (Foiles 1965, Hermann 1981). *A. grandis* gilt in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet als sehr bodenvag. Die Amplitude der Bodenfeuchtigkeit reicht von sommertrocken über frisch und feucht bis hin zu sehr feucht, die Nährstoffamplitude von schwach nährstoffversorgt bis hin zu nährstoffreichen Böden. Bodentypologisch handelt es sich meist um Podsole und Braunerden (Müller 1938, Hermann 1981). Die Küstentanne wächst auch in Deutschland auf einer außerordentlich breiten Standortpalette. Sie ist sowohl für den Anbau im atlantischen als auch im subkontinentalen Bereich geeignet, verträgt hohe Luftfeuchtigkeit und übersteht auch Trockenperioden gut. Die Nährstoffansprüche sind gering, frische bis mäßig frische Standorte werden aber bevorzugt (Weege 1988, Riebel 1994, Spellmann et al. 2010). An die erwarteten Klimaänderungen mit



trockenen, heißen Sommern und milden, feuchten Wintern dürfte die Küstentanne aufgrund der entsprechenden Verhältnisse in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet gut angepasst sein. So haben Pflanzungen in Frankreich auch das extreme Trockenjahr 1976 sehr gut überstanden (Hermann und Birot 1978). Gleiches gilt für die Versuchsanbauten der Küstentanne in Niedersachsen im Jahrhundertssommer 2003. Hier überstand die Küstentanne die extreme Trockenheit sogar deutlich besser als die ebenfalls an Trockenheit gut angepasste Douglasie (Spellmann et al. 2010). (Q14, Q38, Q39) In Österreich zeigt *A.grandis* auf silikathaltigen Standorten ein gutes Wachstum, das über dem von *Abies alba* und *Picea abies* liegt. (Q40)

## Ausmaß und Verbreitung

### Verbreitungsgebiet (heimisch und eingebracht)

Die Küstentanne kommt aus dem westlichen Nordamerika und ist durch die Trockengebiete von British Columbia, Washington und Oregon zweigeteilt. Das westliche Vorkommen umfasst im Wesentlichen den pazifischen Küstenstreifen und die Westhänge der Kaskaden. Die Nord-Süd Ausdehnung beträgt ca. 1.400 km. Das östliche Teilareal reicht von den Okanagan- und Kootenay-Seen im südöstlichen British Columbia bis zur Nordosthälfte des Staates Idaho. Zu diesem Verbreitungsgebiet gehören außerdem noch mehrere isolierte Vorkommen in den Blue Mountains des nordöstlichen Oregons und im Felsengebirge im nordwestlichen Montana. Die längste Ost-West Ausdehnung im Norden Washingtons, Idahos und Montanas erreicht etwa 900 km (Klinka 2007, Foiles et al. 1990, Hermann 1981) (Q40, Q41, Q38, Q4, Q14). Die Große Küstentanne gelangte im Jahre 1833 nach Europa. David Douglas – Entdecker und

Erstbeschreiber der Küstentanne – schickte in diesem Jahr Samen an das Westonbirt Arboretum in Wessex (Riebel 1994). Ein Teil des Saatgutes gelangte auch in die Baumschule von John Booth in Hamburg-Flottbek. Der forstliche Anbau begann zu einem Zeitpunkt allgemeiner Holznot Mitte des 19. Jahrhunderts. Umfangreiche wissenschaftliche Anbauversuche zur Feststellung der Anbauwürdigkeit wurden durch die neu gegründeten Forstlichen Versuchsanstalten Ende des 19. Jahrhunderts angelegt (Ganghofer 1884). Den ersten Versuchsserien folgten bis in die Gegenwart zahlreiche Anbau-, Ertrags-, Provenienz- und Standortversuche. Zahlreichen positiven Anbauenerfahrungen (vgl. Schwappach 1901, 1911, Hausrath 1921, Killius 1931, Penschuk 1935/37, Wiedemann 1950, Rohmeder und Dimpflmeier 1960, Lembcke 1973, Schober 1977, 1978, Röhrig 1978, Gussone 1978, Stratmann 1988, Spellmann 1994, LFV Baden-Württemberg 1997, Schober und Spellmann 2001, Lockow 2001, Spellmann et al. 2010) stehen auch einige Vorbehalte aus Bayern (Seitschek 1988) und Hessen (Zimmermann 1988) gegenüber. Die größten Anbauflächen finden sich heute in Deutschland in den Bundesländern Rheinland-Pfalz, Schleswig-Holstein und Niedersachsen mit jeweils deutlich mehr als 1.000 ha (Lüdemann 2007). In den letzten Jahren konnte überregional ein verstärkter Anbau festgestellt werden, der sich nicht zuletzt aus der Verbreitung der Erkenntnisse aus einem BMBF-Verbundprojekt (Geb und Spellmann 2008) erklärt (Q14).

## Auswirkungen

### Einfluss auf Biodiversität und Ökosystemmuster und Prozesse

-

### Hybridisierung

Die Küstentanne hybridisiert nicht mit europäischen Tannenarten [Schenck 1939] (Q14). Es existieren Kreuzungen zwischen *A.concolor* und *A. concolor lowiunu*, außerdem wurden Kreuzungen zwischen Europäischen und Asiatischen Arten durchgeführt. Natürlich vorkommende Hybriden zwischen Küstentanne und *Abies lasiocarpa* wurden im Norden von Idaho festgestellt. (Q38)

### Verdrängung einheimischer Arten: Veränderungen im Lebensraumangebot für einheimische Taxa

Aufgrund der begrenzten Anbaufläche liegen bislang in Deutschland keine Untersuchungen über die naturschutzfachlichen Auswirkungen des Küstentannen-Anbaus vor. Aus ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet ist jedoch bekannt, dass sie fast ausschließlich in Mischbeständen vorkommt und keine anderen Baumarten verdrängt (Hermann 1981, Eyre 1980, Foiles et al. 1990).(Q14)

### Verdrängung einheimischer Arten: Konkurrenz mit einheimischen Arten

-

### Verdrängung einheimischer Arten: Potenzial zur Etablierung einer dauerhaften Population

Bei einem belgischen Versuche zeigte sich, dass *A.grandis* das Potential dazu hat, neue Satellitenpopulationen zu bilden (Q39).

### Schädlinge und Krankheitserreger: Wahrscheinlichkeit der Erhöhung des Risikos von Krankheitsausbrüchen

-

### Positive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt: z. B. Bereitstellung von Lebensraum für waldbewohnende Arten

Die Streu der Küstentanne ist sehr gut zersetzbar. Demzufolge wird die Küstentanne als bodenpfleglich eingestuft (Alpers 1960, Büttner und Kramer 1992, Hanisch 1997, Meiwes et al. 2001, Heinsdorf 2002). Der schnelle Streuabbau spricht für eine artenreiche Bodenfauna, und die zeitlich stark begrenzte Verweildauer des Totholzes weist auf zahlreiche Xylobionten und totholzerzetzende Pilze hin, die mit dieser Baumart zurechtkommen (Navarro-González und Kües 2009). (Q14)

### Positive Auswirkungen auf versorgende, regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen: z. B. Holzproduktion, erhöhte Produktivität der Wälder und Kohlenstoffaufnahme, Minderung von Naturgefahren und Klimaregulierung, Bodenbildung, Erosionsschutz und andere Schutzfunktionen der Wälder, ökologische und kulturelle Vorteile (z. B. Zierbäume)

In ihrer Heimat zählt die große Küstentanne zu den wuchskräftigsten Baumarten und auch in Deutschland erreicht sie eine sehr hohe Wuchsleistung. An vielen Standorten wird selbst die Wuchsleistung der Douglasie übertroffen (Röhle und Heiss 1988, Nagel 1990, Dong et al. 1993, Spellmann et al. 2010). In Österreich wird sie als eine alternative Wirtschaftsbaumart zur Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.), insbesondere zur Aufwertung ertragsschwacher Laub- und Nadelholzbestände auf Silikatstandorten und zur Umwandlung leistungsarmer Nieder- bzw. Mittelwaldbestockungen angesehen (Günzl 1992; Ruhm 1999). (Q14, Q4, Q38, Q40)

**Wirtschaftliche Kosten invasiver Arten: z. B. Verluste an biologischer Vielfalt, verringerte Ökosystemleistungen, Kosten für die Bekämpfung invasiver Arten und die Milderung ihrer Auswirkungen, Wiederherstellung von Ökosystemen**

-

**Negative Auswirkungen auf die Gesundheit und das Wohlbefinden des Menschen: z. B. NNT Pollen, die beim Menschen Allergien auslösen, NNT, die den Nutzen der Interaktion zwischen Mensch und Natur verringern**

-

## Management

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der absichtlichen Einschleppung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Verhinderung der unerwünschten Ausbreitung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: rasche Ausrottung bei Neueinschleppung**

Unerwünschter Nachwuchs kann leicht mechanisch entfernt werden, da die Küstentanne nicht zum Stockausschlag befähigt ist. (Q14)

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Beseitigung unerwünschter Verjüngung**

-

**Kontroll- und Eindämmungsstrategien: Kontrolle von Samenbanken**

.

**Überwachung: Überwachungsmaßnahmen zur Unterstützung der Früherkennung**

-

**Waldbauliche Maßnahmen zur Eindämmung der Ausbreitung: Auswahl der Baumarten, Niederwaldpflege, Erhaltung oder Förderung eines geschlossenen Kronendachs, Entastung**

Kontrollieren lassen sich das Ankommen und die Etablierung von Küstentannen-Naturverjüngung durch die Steuerung des Lichtangebots und des Oberbodenzustands (Q14).

## Literaturverzeichnis

**Q4:** Bachmann M, Konner M, Schmiedinger A (2009): Vielfalt schaffen, Risiko verringern – Gastbaumarten als Alternative zur Fichte (Link: <https://www.lwf.bayern.de/mam/cms04/waldbau/dateien/w63-vielfalt-schaffen-risiko-verringern.pdf>)

**Q14:** Vor T, Spellmann H, Bolte A, Ammer C (2015): Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten: Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung (Link: [https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwiQLIS\\_6-DOAhUNtaQKHeIUBDAQF-noECAYQAQ&url=https%3A%2F%2Funiverlag.uni-goettingen.de%2Fbitstream%2Fhandle%2F3%2Fisbn-978-3-86395-240-2%2FGoeForst7\\_baumarten.pdf%3Fsequence%3D4&usg=AOvVaw1Ql60rkOErtNIKadKXx3Ai](https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwiQLIS_6-DOAhUNtaQKHeIUBDAQF-noECAYQAQ&url=https%3A%2F%2Funiverlag.uni-goettingen.de%2Fbitstream%2Fhandle%2F3%2Fisbn-978-3-86395-240-2%2FGoeForst7_baumarten.pdf%3Fsequence%3D4&usg=AOvVaw1Ql60rkOErtNIKadKXx3Ai))

**Q38:** Bruns R.M, Honkala B.H (1990): Silvics of North America Volume 1, Conifers (Link: [https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwiyusnejrH1A-hXl8bslHaZsCgwQFnoECAwQAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.srs.fs.usda.gov%2Fpubs%2Fmisc%2Fag\\_654\\_vol1.pdf&usg=AOvVaw2\\_gyEAYLYG9jFi6jK\\_o3l](https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwiyusnejrH1A-hXl8bslHaZsCgwQFnoECAwQAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.srs.fs.usda.gov%2Fpubs%2Fmisc%2Fag_654_vol1.pdf&usg=AOvVaw2_gyEAYLYG9jFi6jK_o3l))

**Q39:** Fanal S, Mahy G, Fayolle A, Monty A (2021): Arboreta reveal the invasive potential of several conifer species in the temperate forest of western Europe (Link: <https://neobiota.pensoft.net/article/56027/download/pdf/>)

**Q40:** Liesebach M, Schüler S, Weißenbacher L (2011): Herkunftsversuche der Küstentanne (*Abies grandis* [D.Don] Lindl.) in Österreich- Eignung, Wuchsleistung und Variation (Link: [https://www.researchgate.net/profile/Silvio-Schueler/publication/262353969\\_Provenance\\_trials\\_with\\_Grand\\_fir\\_Abies\\_grandis\\_D\\_Don\\_Lindl\\_in\\_Austria\\_\\_Suitability\\_growth\\_performance\\_and\\_variation/links/571e184508aefa64889996e0/Provenance-trials-with-Grand-fir-Abies-grandis-D-Don-Lindl-in-Austria-Suitability-growth-performance-and-variation.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Silvio-Schueler/publication/262353969_Provenance_trials_with_Grand_fir_Abies_grandis_D_Don_Lindl_in_Austria__Suitability_growth_performance_and_variation/links/571e184508aefa64889996e0/Provenance-trials-with-Grand-fir-Abies-grandis-D-Don-Lindl-in-Austria-Suitability-growth-performance-and-variation.pdf))

**Q41:** Konner M, Schirmer R (2011): Weißtanne und Küstentanne- Herkunftsfragen und weitere genetische Aspekte (Link: [https://www.lwf.bayern.de/service/publikationen/lwf\\_wissen/016683/index.php](https://www.lwf.bayern.de/service/publikationen/lwf_wissen/016683/index.php))







