



Integrales Wald- und Wildmanagement in der EJ Wolschartwald D.I. Günter Kleinszig

Mit Unterstützung von Bund, Ländern und Europäischer Union

 Bundesministerium
Landwirtschaft, Regionen
und Tourismus


LE 14-20
Entwicklung für den Ländlichen Raum

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



Mit Unterstützung von Bund, Ländern und Europäischer Union

 Bundesministerium
Landwirtschaft, Regionen
und Tourismus


LE 14-20
Entwicklung für den Ländlichen Raum

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



- Projekttitle:** Integrales Wald- und Wildmanagement in der Eigenjagd Wolschartwald, D.I. Günter Kleinszig, Bezirk Sankt Veit an der Glan, Kärnten
- Projektcode:** 8.5.3-III4-02/19
- Bearbeitung:** Gyula Kovács, Julia Konic, Vanessa Fichtner, Magdalena Langmaier und Silvio Schüler, Bundesforschungszentrum für Wald
Paula Klück, Horst Leitner und Stephanie Wohlfahrt, Büro für Wildökologie und Forstwirtschaft e. U.
Herbert Kohlross, Unternehmensberatung Forstwirtschaft
- Zitiervorschlag:** Kovács, Gy., Konic, J., Fichtner, V., Schüler, S., Leitner, H., Klück, P., Wohlfahrt, S., Langmaier, M. & Kohlross, H. 2021: Integrales Wald- und Wildmanagement der Eigenjagd Wolschartwald, D.I. Günter Kleinszig, Bezirk Sankt Veit an der Glan, Kärnten. Wien, 96 S.

Wien, im März 2022

1	Einleitung, Zielsetzung.....	6
2	Projektgebietsbeschreibung/Ausgangslage	6
2.1	Wuchsgebiet	6
2.2	Untersuchungsgebiet.....	7
2.3	Ergebnisse des Wildeinflussmonitorings (WEM) vom BFW.....	8
3	Methode.....	12
3.1	Waldbau.....	12
3.1.1	Felderhebungsmethoden.....	12
3.1.2	Datenauswertungsmethoden.....	15
3.1.3	Vergleichende Analyse der Baumartenvielfalt mit künftiger Baumarteneignung	17
3.2	Wildökologie	20
3.2.1	Jagdliche Grundlagen.....	20
3.2.2	Forstliche Grundlagen.....	20
3.2.3	Lebensraumqualität.....	20
3.2.3.1	Nichtjagdliche Störungen	20
3.2.3.2	Jagdliche Störungen	21
3.2.3.3	Störungsindex	21
3.2.3.4	Wildökologische Bestandestypen.....	22
3.2.3.5	Habitatanalyse nach REIMOSER ET AL. (2009).....	22
3.2.4	Lebensraumkorridore	25
3.2.5	Fotofallenmonitoring Schalenwild.....	26
3.2.5.1	Erhebung	26
3.2.5.2	Auswertung	27
3.2.5.3	Begriffserklärung.....	28
3.2.6	Wildschadensanfälligkeit	29
3.2.7	Vergleichende Darstellung.....	30
3.3	Interviews/Fragebogen.....	30
4	Ergebnisse.....	33
4.1	Waldbau.....	33
4.1.1	Waldaufbau	33
4.1.1.1	Schichtigkeit und Horizontalstruktur	33
4.1.1.2	Entwicklungszustand.....	33
4.1.1.3	Überschirmung	34
4.1.1.4	Deckungsgrad	34
4.1.1.5	Baumartenzusammensetzung im Baum- und Stangenholz.....	36

4.1.2	Verjüngung	38
4.1.2.1	Samenbäume	38
4.1.2.2	Baumartenzusammensetzung in der Verjüngung	39
4.1.2.3	Verjüngungsdichte	40
4.1.3	Verbiss.....	41
4.1.4	Schältschäden	47
4.1.5	Vergleichende Analyse der Baumartenvielfalt mit künftiger Baumarteneignung	47
4.1.6	Vergleich der erhobenen Verjüngung mit den WEM-Daten	51
4.1.7	Waldökologische Zusammenfassung.....	54
4.2	Wildökologie	56
4.2.1	Jagdliche Grundlagen.....	56
4.2.1.1	Abschussplan- und Abschüsse der letzten Jahre	56
4.2.1.2	Jagdmethoden	57
4.2.1.3	Fütterung / Kirrung	58
4.2.2	Lebensraum.....	58
4.2.2.1	Nichtjagdliche Störungen	58
4.2.2.2	Jagdliche Störungen	60
4.2.2.3	Störungsindex	60
4.2.2.4	Wildökologische Bestandestypen.....	62
4.2.2.5	Habitatanalyse nach REIMOSER ET AL. (2009).....	64
4.2.2.6	Lebensraumkorridore.....	67
4.2.3	Fotofallenmonitoring	68
4.2.3.1	Auswertung Sichtungen	68
4.2.3.2	Auswertung Events	71
4.2.3.3	Ermittelte Wilddichte nach Rowcliffe	72
4.2.3.4	Diskurs.....	73
4.2.4	Wildschadensanfälligkeit	74
4.2.5	Vergleich: Verbiss - Habitatqualität – Fangrate.....	75
4.2.6	Wildökologische Zusammenschau.....	76
4.3	Erster Eindruck, Interviews/Fragebogen	78
4.3.1	Der Betrieb – erste Eindrücke	78
4.3.2	Ergebnisse Interview Forst.....	80
4.3.3	Ergebnisse Interview Jagd	81
5	Synthese/Empfehlungen Waldbau, Wildökologie	82
6	Abbildungen.....	83

7	Tabellen.....	86
8	Literatur.....	87
9	Anhang.....	89
9.1	Erhebungsformulare.....	89
9.2	Fotofallenfotos (Beispiele).....	91
9.3	Habitatqualität.....	94
9.4	Verteilung der Werte der Habitatindizes im Projektgebiet.....	95

1 Einleitung, Zielsetzung

Im Revier Wolschart, D.I. Günter Kleinszig wurden im Jahr 2021 Erhebungen im Rahmen des Projektes „Integrales Wald- und Wildmanagement“ durchgeführt. Daran beteiligt waren:

- das Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW), das für Aufnahmeplanung mittels Fernerkundung, waldökologische Aufnahmen, und Auswertung sowie für Koordination verantwortlich war;
- das Büro für Wildökologie und Forstwirtschaft, D.I. Horst Leitner, das für wildökologische Aufnahmen und Auswertung von jagdwirtschaftlichen Daten verantwortlich war; und
- die Unternehmensberatung Forstwirtschaft D.I. Dr. Herbert Kohlross, die für die Vorauswahl der Betriebe, die Erstbesichtigungen, die Durchführung der Interviews zur Nachhaltigkeit der Jagd und z.T. für Gestaltung des Berichtes zuständig war.

Ziel ist es, auf Basis von wald- und wildökologischen Erhebungen, der Interviews zur Selbsteinschätzung der Nachhaltigkeit und unter Berücksichtigung des Einflusses des Klimawandels auf die künftige Baumartenzusammensetzung, Schlussfolgerungen für Verbesserungen im Wald- und Wildmanagement zu bieten.

2 Projektgebietsbeschreibung/Ausgangslage

2.1 Wuchsgebiet

Das Untersuchungsgebiet zählt zum forstlichen Wuchsgebiet 6.2 Klagenfurter Becken und ist durch die inneralpine Lage kontinental getönt. Das Wuchsgebiet erstreckt sich über eine Höhe von ca. 550 bis 650 m. In der sub- bis tiefmontanen Ebene liegen die Niederschläge zwischen 700 und 1300 mm pro Jahr. Das Wuchsgebiet zählt zu den gewitterreichsten Zonen von ganz Österreich. Hagelniederschläge im Sommer sind durchaus häufig. Die Sommer sind warm und die Winter kalt. Es gibt ausgeprägte winterliche Inversionslagen die zu extremen Temperaturminima führen (Jänner-Mittelwerte zwischen -5 bis -4 °C). Die Inversionsgrenze liegt bei etwa 550 hm und darüber hinaus ragende Hanglagen sind verhältnismäßig milder. Die mittlere Jahresschwankung der Temperatur beträgt im Klagenfurter Becken bis zu +23 °C. Geomorphologisch handelt es sich um Lockersedimentfüllungen aus Moränenmaterial und fluvioglazialen Schotterfluren. Die Böden bestehen vorwiegend aus tiefgründiger, skelettreicher Braunerde und Parabraunerde auf Moränen und Schotter. Die natürliche Waldgesellschaft der submontanen Stufe sind über Silikat bodensaure Eichenwälder mit Rotföhren und über karbonhaltigem Substrat Eichen-Hainbuchenwälder. Außerhalb der frostgefährdeten Inversionslage der submontanen Stufe wächst auf Karbonatstandorten illyrischer Buchen-Mischwald und auf bodensaureren Standorten Hainsimsen-Buchenwald mit Tannen. Großteils wurden diese Waldgesellschaft der submontanen Stufe durch sekundäre Rotföhren- und Fichtenwälder ersetzt. In der tief- bis mittelmontanen Stufe dominieren Fichten-Tannen-Buchenwälder.

2.2 Untersuchungsgebiet

Das Projektgebiet hat eine Größe von insgesamt 287 Hektar, die Eigenjagd ist etwas größer mit 302 Hektar. Basierend auf der österreichweiten flächendeckenden Waldkarte des BFW und der CORINE Bodenbedeckungskarte des Erdbeobachtungsprogrammes Copernicus, besteht das Projektgebiet aus etwa 269 Hektar Wald, 29 Hektar Wiese, Weide und Acker und nur etwa einen Hektar Siedlung. Alle Straßen im Projektgebiet ergeben aufsummiert eine Gesamtlänge von etwa 30 Kilometern, die Forststraßen etwa 19 Kilometer. Das ergibt einen Erschließungsgrad von 100 bzw. 63 Laufmeter pro Hektar.

Die Erhebungspunkte lagen durchschnittlich auf 614 m Seehöhe, der tiefste Punkt lag auf 569 m und der höchste auf 664 m. Alle Probepunkte liegen in der submontanen (350-700 m) Stufe. 44% der Punkte hatten eine nördliche Hangrichtung (NO, N, NW) und 15% waren südlich (SO, S, SW) ausgerichtet, der Rest verteilt sich auf Ost und West. Die meisten Erhebungspunkte (79%) hatten eine intermediäre (Ebene, Mittelhang) und 21% eine konvexe (Kuppe, Oberhang, Rücken) Geländeform. Die Höhenunterschiede sind im Untersuchungsgebiet relativ gering, sodass die Reliefbedingungen in den mezo- und mikroklimatischen Verhältnissen weniger ausgeprägt sind.

Allen 34 Stichprobenpunkten konnte die Nutzfunktion im Sinne des Forstgesetzes zugeordnet werden.



Abbildung 1: Übersichtskarte der Lage des Projektgebiets.

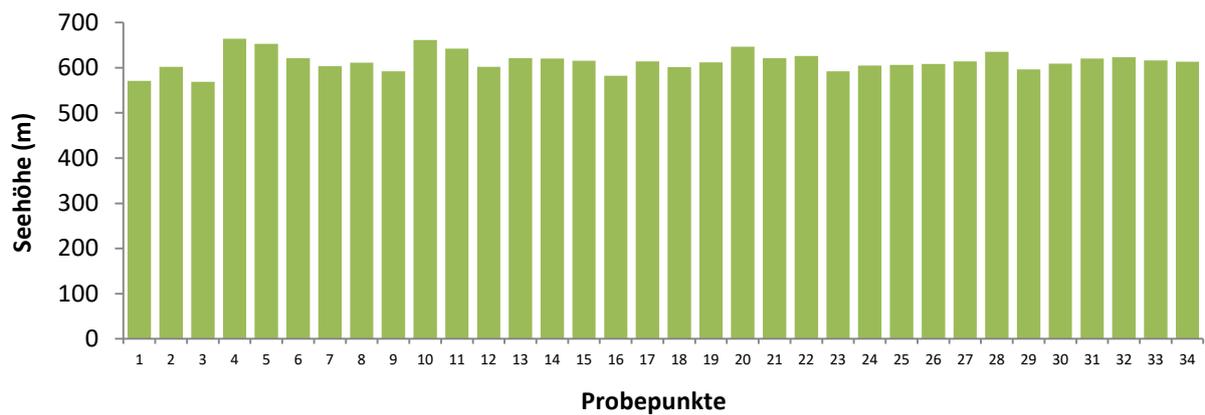


Abbildung 2: Seehöhe der Erhebungspunkte.

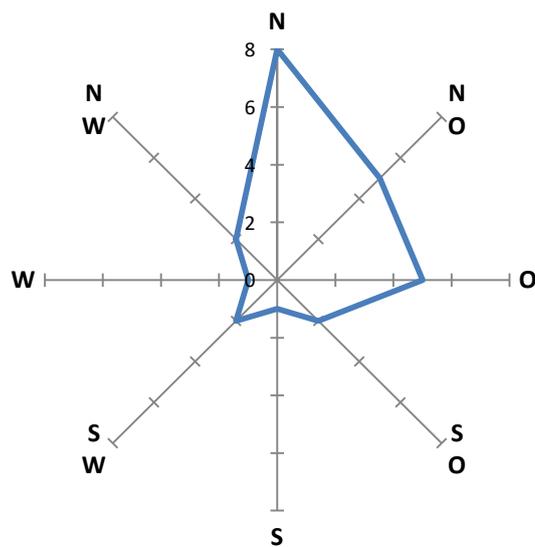


Abbildung 3: Hangrichtung (Exposition) der Erhebungspunkte.

2.3 Ergebnisse des Wildeinflussmonitorings (WEM) vom BFW

Im Wildeinflussmonitoring (WEM) wird im Rahmen einer konsensfähigen Methode versucht, möglichst kostengünstig objektive Daten über Intensität und Entwicklung des Wildeinflusses in allen Bezirken Österreichs zu erhalten. Mittels eines **Soll-Ist-Vergleich-Vergleiches** wird beurteilt, ob vom Wild unbeeinträchtigte Pflanzen vorhanden sind. Kenngröße ist der Verbiss des vorjährigen Leittriebes oder das Verfegen des Stammes. Erreicht die Pflanzenzahl nicht das Mindestziel an unbeeinträchtigten Pflanzen, dann wird der Wildeinfluss am Anteil der verbissenen Pflanzen je Baumart beurteilt und als kein oder geringer, mittlerer oder starker Wildeinfluss ausgewiesen.

Die Daten des vom BFW unabhängig von dieser Untersuchung durchgeführten Wildeinflussmonitorings ergeben für den Bezirk St. Veit an der Glan in der jeweiligen Periode hinsichtlich des Wildeinflusses folgendes Bild:

Tabelle 1: Daten WEM Bezirk St. Veit

Periode	Wildeinfluss		
	stark	mittel	schwach
2004-06	52,0%	9,3%	38,7%
2007-09	42,1%	13,2%	44,7%
2010-12	50,0%	15,8%	34,2%
2013-15	51,9%	14,3%	33,8%
2016-18	63,0%	13,7%	23,3%
2016-18*	60,3%	11,0%	28,8%

*mit geänderte Berechnungsmethode

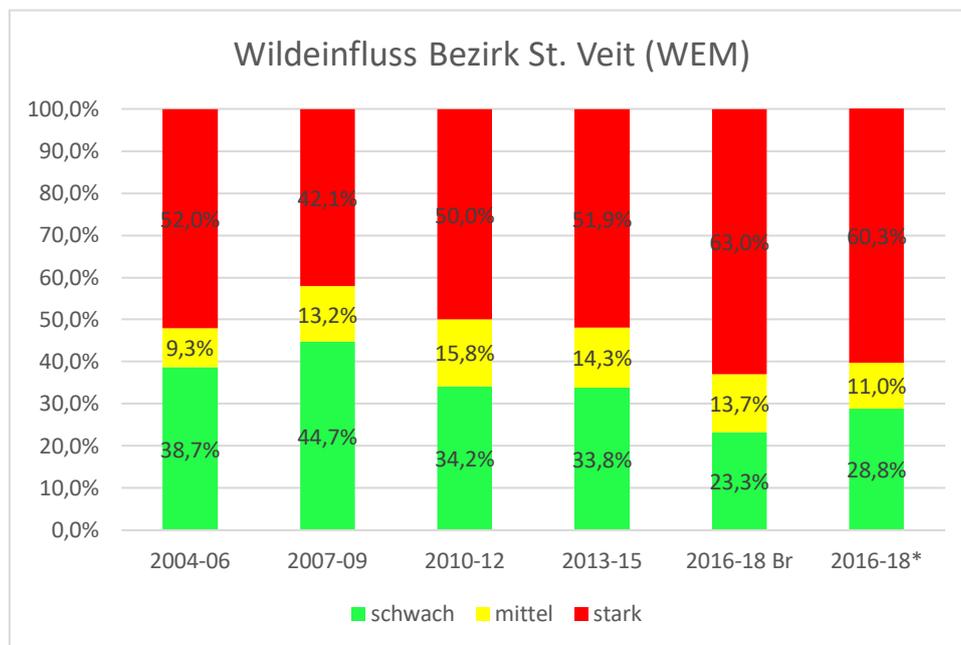


Abbildung 4: WEM-Daten für den Bezirk St. Veit aller Erhebungsperioden.

Baumarten und Höhenklassen

Auf den 73 Erhebungsflächen der Periode 5 (2016-18) kommen Pflanzen der Höhenklasse 1 auf 65 Flächen vor, Pflanzen der Höhenklasse 6 nur mehr auf 49 Flächen. Die Anteil-Zahlen beziehen sich immer auf die 73 Probeflächen (= 100%), so dass bei der Fichte der Anteil von 43% auf den Flächen der 1. Höhenklasse (auf alle Flächen bezogen) auf 47 % in der 6. Höhenklasse zunimmt. Fichte, Tanne und Lärche behalten ihre Anteile der 1. Höhenklasse bis in die 6. Höhenklasse etwa bei, der Buchenanteil steigt dagegen etwas an. Eiche kommt über 1,3 m nicht, Ahorn kaum mehr vor.

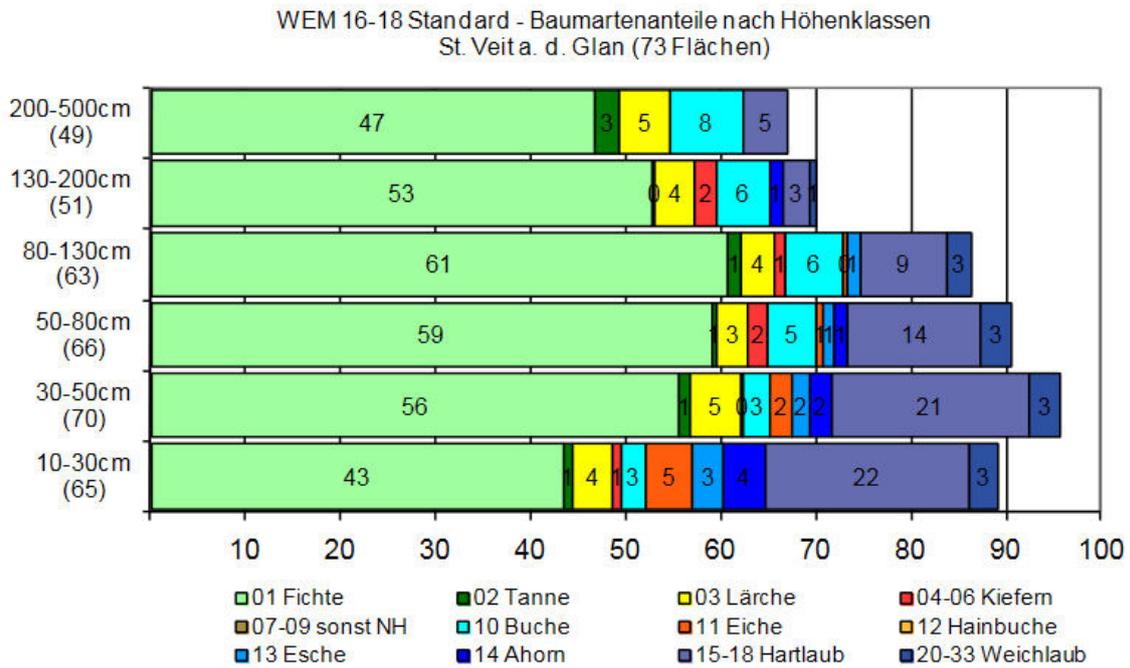


Abbildung 5: Baumartenanteile auf den 73 Erhebungsflächen im Bezirk Sankt Veit an der Glan in der WEM-Periode (2016-18) nach Höhenklassen.

Baumart, Verbiss, Höhenklassen

Die Abbildung Baumarten und Verbiss zeigt die tatsächliche Pflanzenzahl als graue Säule, die ausgewählten Probepflanzen und ihre Verbissanteile als farbige Säule.

Die Fichte wird für diese Baumart stark verbissen wächst aber ungehindert in die oberen Höhenklassen ein. Buche wird sehr stark verbissen, ist aber trotzdem über 1,3 m noch vertreten. Die übrigen Baumarten werden ebenfalls sehr stark verbissen und bleiben im Höhenwachstum zurück.

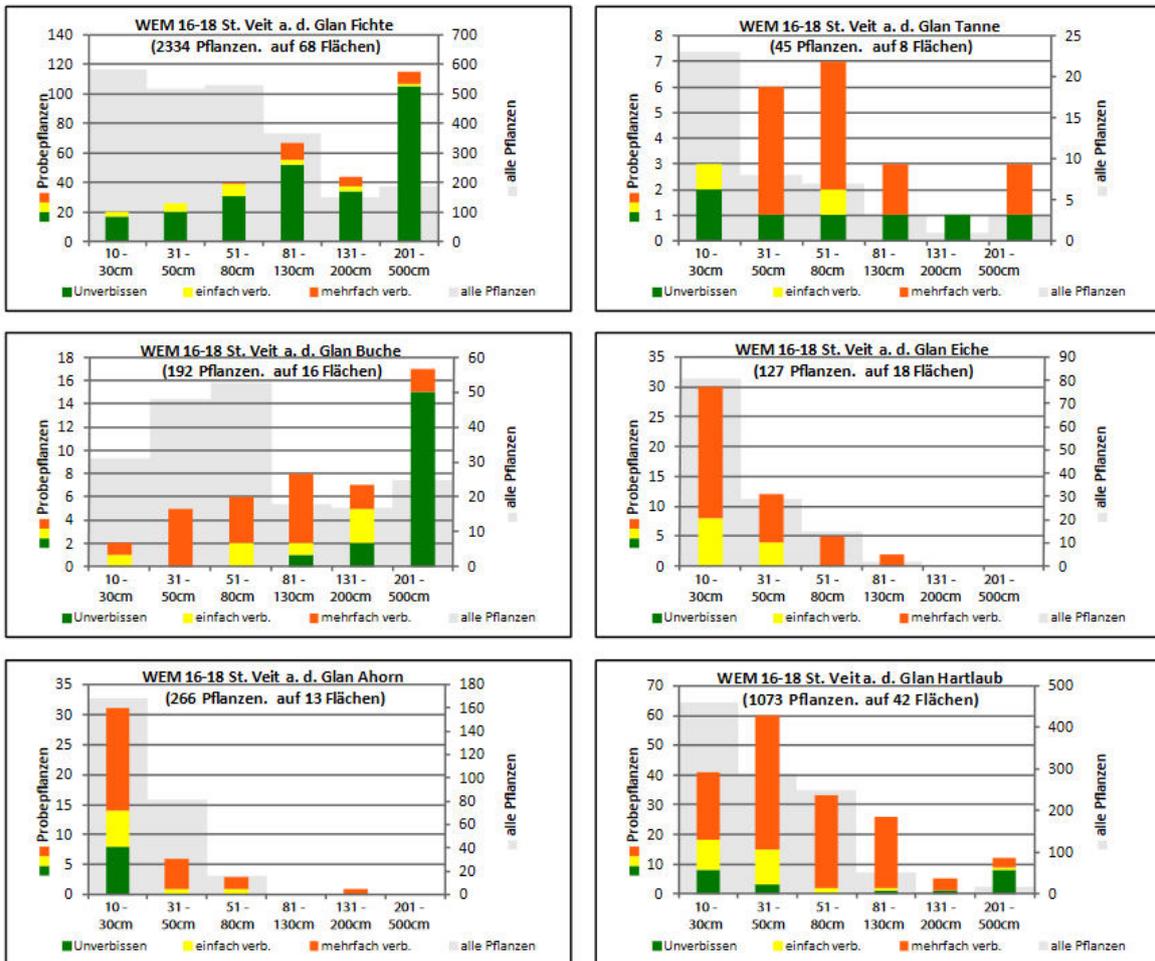


Abbildung 6: Verbiss nach Baumarten und Höhenklassen.

3 Methode

3.1 Waldbau

Um die Wald/Wild-Situation objektiv beurteilen zu können, ist es notwendig, den Einfluss des Wildes von anderen, die Waldverjüngung beeinflussenden Faktoren zu unterscheiden. Durch waldbauliche und jagdliche Maßnahmen sollen Bedingungen geschaffen werden, die es unseren Wäldern ermöglichen, sich zu verjüngen.

Durch waldbauliche Eingriffe lassen sich die Faktoren Licht, Wärme und Wasser im Ökosystem Wald beeinflussen. Die gezielte Veränderung dieser Umweltbedingungen kann einen sehr weitreichenden Einfluss auf die Verjüngung und Bodenvegetation haben. Die Vegetation unserer Wälder ist aber nicht nur für die Verjüngung des Waldes bedeutend, sondern bildet auch die wichtigste Nahrungsgrundlage des Schalenwildes.

Von Seiten des Institutes für Waldwachstum, Waldbau und Genetik des Bundesforschungszentrums für Wald (BFW) wurden folgende Fragestellungen bearbeitet:

- Wie stellen sich die Verjüngungssituation und deren wesentliche Einflussgrößen dar?
- Wie stellt sich die Waldstruktur in den Untersuchungsgebieten dar?
- Inwieweit entsprechen die Bestände in den Gebieten der potenziellen natürlichen Vegetation?
- Wie wirkt sich der Wildeinfluss auf die Verjüngung des Waldes aus? Wie unterscheidet sich die räumliche Verteilung der Baumartenvielfalt bezüglich der Samenbäume, der Verjüngung und der für die nächste Waldgeneration maßgeblichen „unverbissenen“ Verjüngung?
- Welchen Einfluss hat die Verjüngung auf die zukünftige Ausstattung an klimafitten Baumarten?

3.1.1 Felderhebungsmethoden

Mit möglichst geringem messtechnischem Aufwand wurde versucht, eine aussagekräftige Charakterisierung der Waldstruktur und der für die Verjüngung wesentlichen Einflussgrößen zu erstellen. Die Daten wurden im Juni 2021 erhoben. Anhand von Luftbildern und unter Nutzung eines GIS (Geoinformationssystem) wurde ein quadratisches Raster erstellt, auf dessen Schnittpunkte die Stichprobenpunkte liegen.

Vom Erhebungsgebiet wurden ein digitales Orthofoto mit einem 300 x 300m Raster überlagert und 34 Probepunkte festgelegt. Auf diesen Stichprobenpunkten wurden sämtliche Parameter erhoben (siehe unten). Die Lage der Rasterpunkte ist in Abbildung 7 dargestellt.

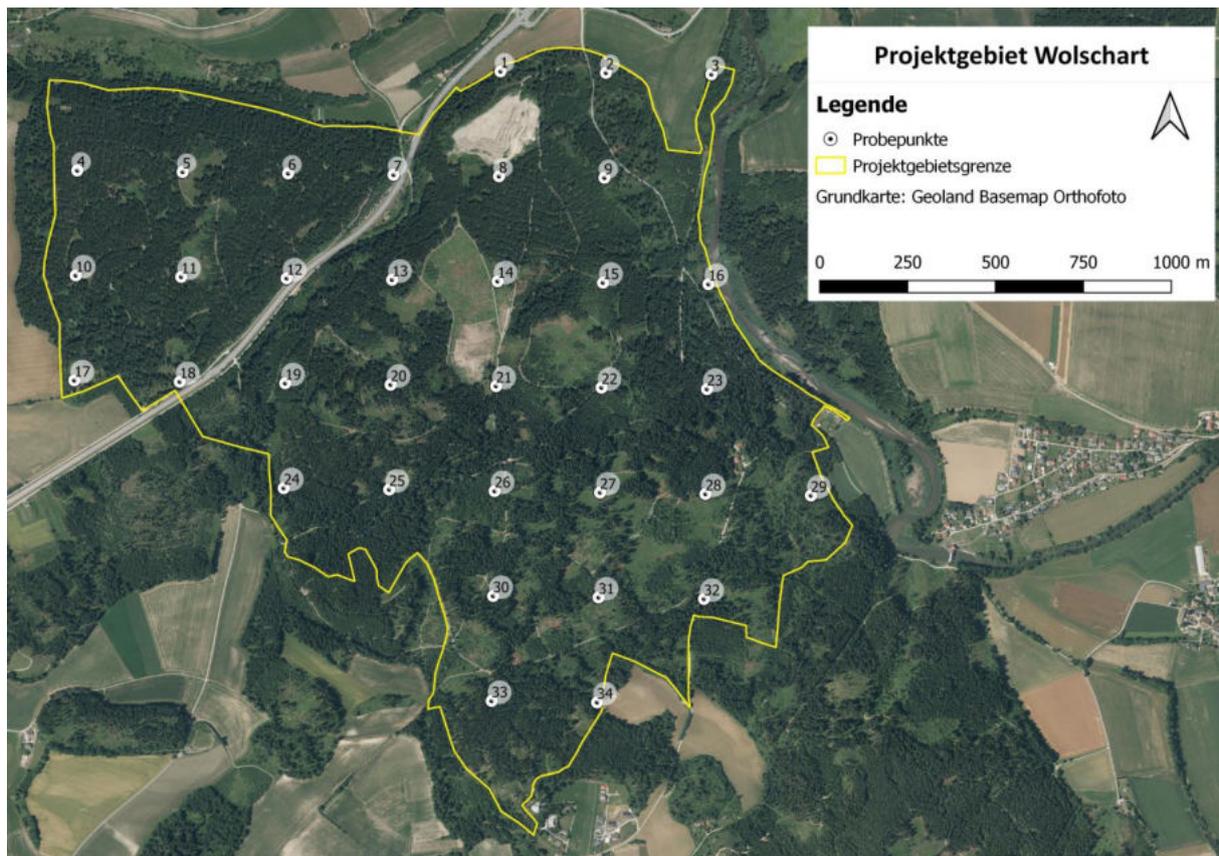


Abbildung 7: Rasterpunkte im Revier Wolschart.

Für jeden Stichprobenpunkt werden Erhebungen innerhalb von drei konzentrischen Kreisen mit Radien von 30 m, 15 m und 2,8 m durchgeführt. Je nach Radius (Aufnahmeflächen A, B, C) werden verschiedene Merkmale erhoben. In der Abbildung 8 sind die auf den entsprechenden Aufnahmeflächen zu erhebenden Merkmale dargestellt.

Aufnahmefläche A (R = 30 m, ca. 2.800 m²):

- Seehöhe
- Hangrichtung
- Geländeform
- Waldfunktion
- Anzahl der fruktifikationsfähigen Baumarten
- Waldweide
- Schälschadensanfälligkeit
- Verjüngungsnotwendigkeit
- Wildökologische Bestandestypen (WÖBT, nach REIMOSER & ZANDL)

Aufnahmefläche B (R = 15 m, ca. 700 m²):

- Überschildung
- Baumartenanteile (1/10)
- Verjüngungsart (1 = Naturverjüngung, 2 = Kunstverjüngung, 3 = beides)
- Schichtung (1 = einschichtig, 2 = zweischichtig, 3 = mehrschichtig)
- Horizontale Struktur: (1 = gleichmäßig, 2 = heterogen, 3 = femelartig, 4 = plenterartig)

Aufnahmefläche Teil C (R = 2,82 m, 25 m²):

Deckungsgrad bis 1,3 m Höhe

- Gesamte Vegetation (alle Arten)
- Verholzende Vegetation
- Baumarten
- Straucharten
- Zwergsträucher
- Rubus
- Kräuter
- Gräser
- Farne
- Moose

Aufnahme der 6 höchsten Bäume jeder Baumart in der Verjüngung:

- Baumart
- Höhenklasse (Ansprache als Verjüngung ab 10 cm bis 500 cm)
- Leittrieblänge
- Beurteilung des Leittriebverbisses der letzten 3 Jahre
- Beurteilung des Leittriebverbisses des letzten Jahres
- Fegeschäden und Schälung
- Sonstige Schäden
- Schutzmaßnahmen

Verjüngungsdichte (Stammzahl pro Hektar)

Von jeder Baumart werden bis zu 20 Stück im Probekreis gezählt. Zudem wird der Anteil der Probekreisfläche geschätzt, die es benötigt, bis die Pflanzenanzahl erreicht ist (vgl. Abbildung 8b). Diese Pflanzenzahl wird in der Folge auf 25 m² hochgerechnet. Von jeder Baumart wird die durchschnittliche Höhenklasse bestimmt. Wenn die Verjüngung in verschiedenen Höhenklassen vorhanden ist, wird natürlich diesbezüglich geschätzt, bzw. bewertet. In weiterer Folge kann die Pflanzenzahl je Hektar ermittelt werden.

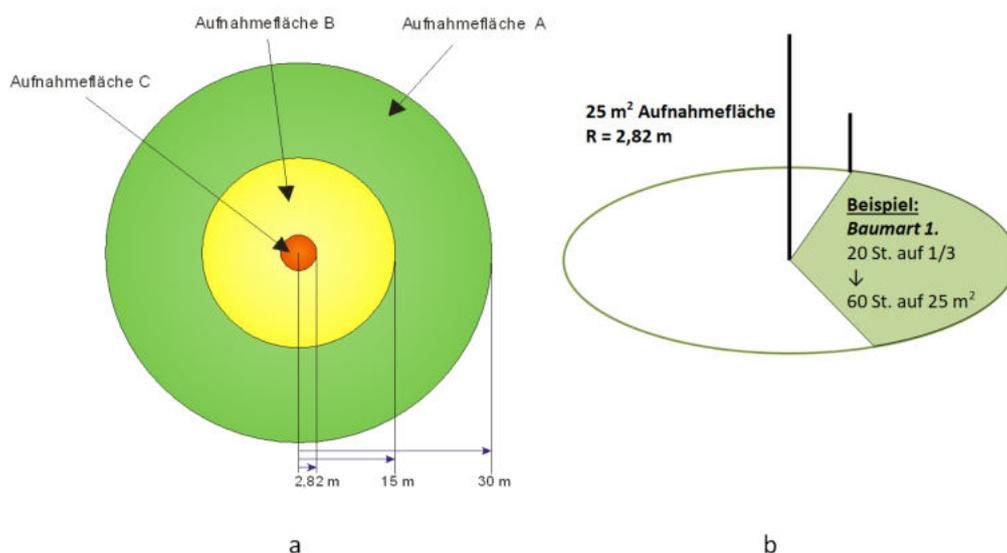


Abbildung 8: a) Aufnahmeradien auf Fläche A, B, C.
b) Bewertung der ganzen Verjüngung auf dem 25 m² Probekreis.

Die Stichprobenpunkte wurden mittels GPS (Global Positioning System) aufgesucht und temporär markiert sowie fotografiert. Die Merkmale und Messungen wurden auf den jeweiligen Probekreisen erhoben bzw. durchgeführt und in den vorab erstellten Formularen festgehalten.

Es wurden Messungen durchgeführt (Exposition, Seehöhe, Probekreise) aber auch kategoriale Variablen, die durch erfahrene Außendienstmitarbeiterinnen im Gelände angesprochen wurden (Samenbaumarten, Geländeform, wildökologische Bestandestypen, Deckungsgrad der Bodenvegetation...), erhoben.

3.1.2 Datenauswertungsmethoden

In den Ergebnissen wurden folgende Waldstrukturparameter ausgewertet.

Waldaufbau

- **Schichtigkeit und Horizontalstruktur**

Vertikale und horizontale Struktur der Bestände.

- **Entwicklungszustand**

Die Zuordnung zu den einzelnen (Alters-)phasen erfolgte nach den wildökologischen Bestandestypen (WÖBT; siehe Anhang). Es wurden 4 Kategorien unterschieden: Jungwuchs, Dickung, Stangenholz und Baumholz.

- **Überschirmung der Bestände**

Mit der Ansprache der Überschirmungssituation in 4 Klassen sollen die lichtökologischen Bedingungen für die Verjüngungspflanzen und die sonstige Vegetation dargestellt werden. Ein geringer Überschirmungsgrad bildet die Voraussetzung für eine stärker entwickelte Bodenvegetation.

- **Deckungsgrad**

Der Deckungsgrad der Bodenvegetation (bis 1,3 m Höhe) wurde nach vorgegebenen Prozentklassen angesprochen. Geschätzt wurde auf jedem Probekreis (2,8 m Radius) die Einfachüberdeckung des Bodens durch Vegetation. Es wurde aber nicht nur der Deckungsgrad der gesamten Vegetation (alle Arten) angesprochen, sondern auch der Deckungsgrad bestimmter Artengruppen (Baumarten, Straucharten, Kräuter, Gräser...).

- **Baumartenzusammensetzung**

Um Aussagen über die Mischungsverhältnisse treffen zu können, wurden die Baumartenanteile in den Altersphasen Stangenholz bis Altholz in 1/10 geschätzt. Baumarten, deren Anteil unter einem 1/10 liegt, wurden nicht erfasst. Diese wurden jedoch als Art bzw. Anzahl an Arten bei der Erhebung der fruktifikationsfähigen Baumarten mitberücksichtigt. Die Häufigkeit einer Baumart gibt an, wie oft sie auf den Probepunkten vorgefunden wurde. Der Anteil einer Baumart gibt an, wie hoch der Überschirmungsgrad einer Baumart ist (in Prozent aller Probepunkte).

Verjüngung

- **Samenbäume**

Für die Ansprache der potenziellen Samenbaumarten im Bereich der Rasterpunkte waren Alter (Ansprache erst ab Altersphasen die Fruktifikationsfähigkeit erwarten lassen) und Vitalität (nur Individuen der Oberschicht mit relativ großer, vitaler Krone) ausschlaggebend. Licht- und Pionierbaumarten wurden aufgrund ihrer wesentlich früheren Fruktifikationsfähigkeit bereits in jüngeren Altersstadien erfasst. Es wurde lediglich erhoben, ob sich die Baumart auf der Kreisfläche (30 m Radius) befindet. Weiterführende quantitative Erhebungen bezüglich „Samenbäume“ wurden nicht durchgeführt.

Wenn Aussagen über die Naturverjüngung getroffen werden sollen, ist die Frage nach dem Vorhandensein fruktifikationsfähiger Bäume der erste Schritt. Die natürliche Verjüngung unserer Wälder ist in hohem Maße abhängig von der Samenproduktion der Mutterbäume.

- **Baumartenzusammensetzung**

Siehe beim Waldaufbau, Punkt: Baumartenzusammensetzung.

- **Verjüngungsdichte**

Das vollständige Naturverjüngungspotenzial wird von den geschätzten Stückzahlen auf den 25 m² Aufnahmeflächen (2,82 m Radius) ausgerechnet und auf einem Hektar bezogen.

Verbiss

Als Verbissobjekt wurde der Leittrieb gewählt, und zwar eine Beurteilung des Verbisses der letzten 3 Triebjahrgänge und des letzten abgeschlossenen Triebjahrganges. Der aktuelle Verbiss (Erhebungsjahr) wurde nicht angesprochen. Triebjahrgänge, die eine definierte Anzahl von Jahren zurückliegen, auf Verbiss anzusprechen ist vor allem beim Laubholz nicht ganz unproblematisch. Das liegt einerseits daran, dass der Verbiss selbst nicht immer eindeutig als solcher zu erkennen und andererseits die Zuordnung des Leittriebes auf ein bestimmtes Jahr schwierig ist (Johannistrieb). Andererseits gleichen sich aber die von Jahr zu Jahr oft sehr unterschiedlich hohen Verbissprozente bei Berücksichtigung mehrerer Triebjahrgänge besser aus (REIMOSER 1999). Selbst die Zuordnung Leittrieb oder Seitentrieb ist bei Laubholz oft nicht eindeutig.

Schälwunden

Schälwunden wurden nach dem Schädigungsgrad (schwach, mittel, stark und sehr stark), nach der Schälwundenbreite und der Schälwundenlänge erhoben (BINDER, 1991).

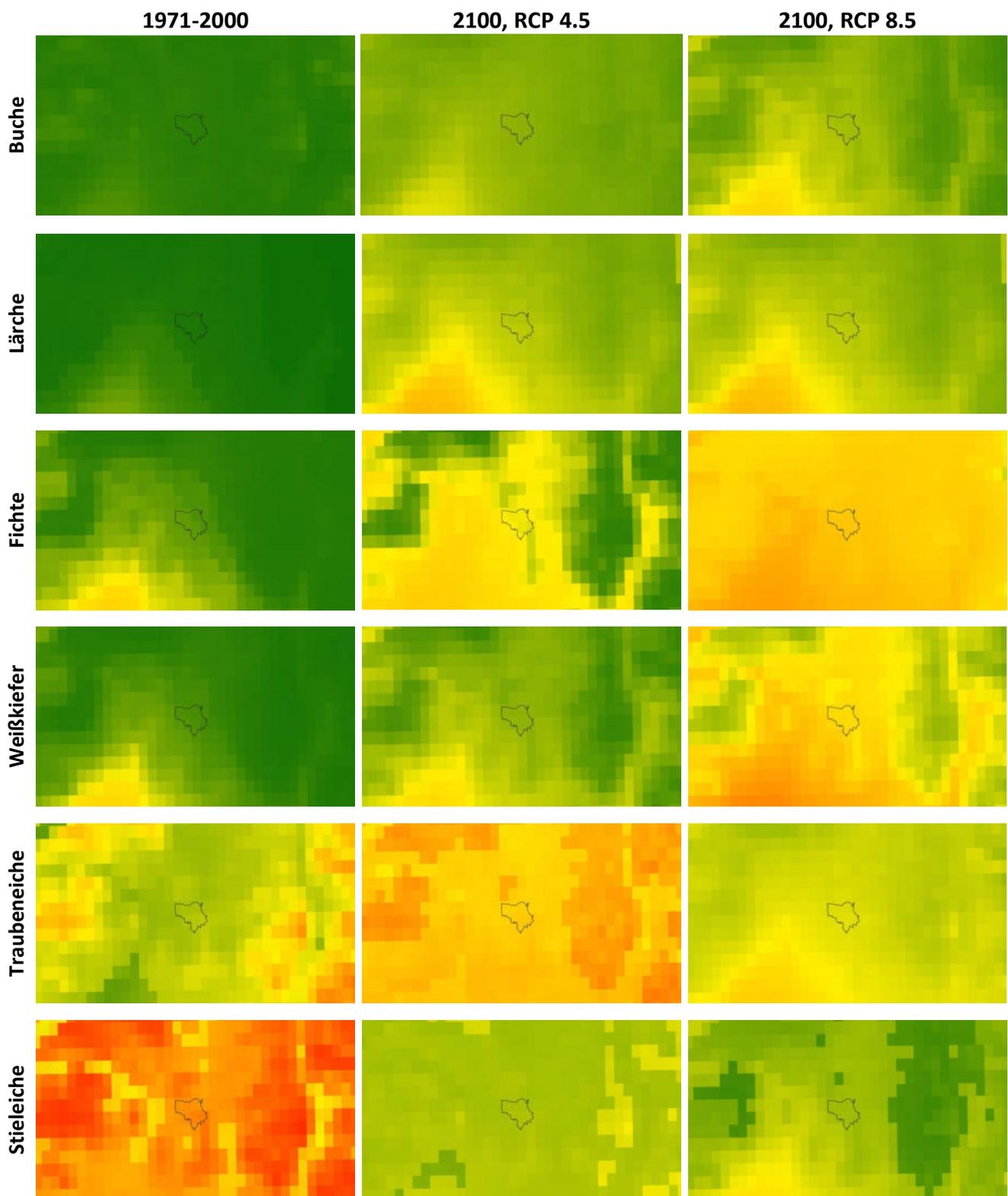
Tabelle 2: Kriterien für Schälwunden

Schädigungsgrad	Schälwundenbreite	Schälwundenlänge
schwach	<5 cm	<50 cm
mittel	>5 cm	>50 cm
stark	>5 cm	>100 cm
sehr stark	Breite über 50% v. Stammumfang	

3.1.3 Vergleichende Analyse der Baumartenvielfalt mit künftiger Baumarteneignung

Neben der traditionellen statistischen Analyse der wildökologischen Erhebungen wurden alle vorhandenen Daten im vorliegenden Projekt georeferenziert und für vergleichende Darstellungen der Baumartenvielfalt genutzt. Neben der Anzahl wurde auch die Vielzahl an Baumarten mittels der Shannon-Diversität berechnet. Shannon-Diversität ist die am häufigsten verwendete Kennzahl für biologische Vielfalt. Eine mathematische Größe, die somit die Artenanzahl als auch die Zahl der einzelnen Individuen je Art berücksichtigt.

Zusätzlich zur Frage der sicheren Verjüngung von Baumarten stellt sich angesichts des Klimawandels die Frage, ob es sich bei den verjüngenden und unverbissenen Baumarten um klimaresistente Arten handelt. Sprich Arten, die auch unter sich ändernden klimatischen Bedingungen wachsen können. Um dies zu beurteilen, wurden Klimahüllenmodelle, welche am BFW im Zuge des INTERREG-Projekts SUSTREE entwickelt wurden, eingesetzt. So kann man für das Projektgebiet prüfen, ob die stockenden Hauptbaumarten auch in Zukunft geeignet sind. Im Folgenden wird die Baumarteneignung entsprechend den Klimahüllen der Hauptbaumarten (Buche, Lärche, Weißkiefer, Fichte, Stiel- und Traubeneiche) am Ausgang des 20. Jahrhunderts (1971-2000) und die potenzielle Baumarteneignung zum Ende des 21. Jahrhunderts unter der Annahme der Klimawandelszenarien RCP 4.5 und RCP 8.5, welche eine durchschnittliche Erwärmung von 2-3°C, bzw. 4-6°C (JACOB ET AL. 2014) zu Grunde legen, dargestellt.



Legende

■ Sehr gut geeignet ■ Wenig geeignet ■ Ungeeignet

Abbildung 9: Klimatische Eignung von den Hauptbaumarten im Projektgebiet. Die zugrundeliegenden Klimahüllenmodelle wurden im Interreg-Projekt SUSTREE erstellt. Die linke Spalte zeigt die Baumarteneignung am Ausgang des 20. Jahrhunderts (1971-2000), die mittlere und die rechte Spalte zeigt die potenzielle zum Ende des 21. Jahrhunderts bei Annahme der Klimawandelszenario RCP 4.5 und RCP 8.5, welche einer durchschnittlichen Erwärmung von 2-3°C, bzw. 4-6°C entsprechen.

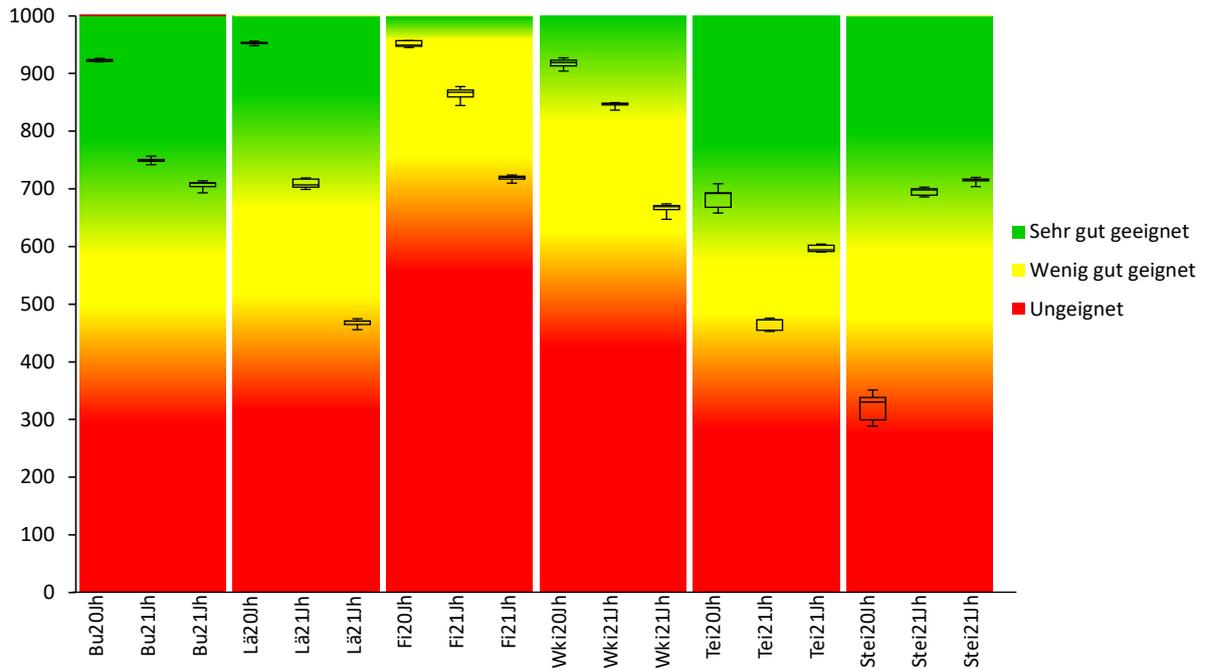


Abbildung 10: Klimatische Eignung (Schwellenwerte) von den Hauptbaumarten im Projektgebiet. Der Schwellenwert ist eine absolute Zahl, die das Maß der Eignung auf einer Skala von 0 (ungeeignet) bis 1.000 (sehr gut geeignet) beschreibt. Die Ergebnisse aller Punkte sind als Kastengrafik (Boxplot) dargestellt. Das untere und obere Ende des Kastens grenzt das erste und dritte Quartil ab. Das bedeutet, dass ein Viertel der Punkte unterhalb und ein Viertel der Punkte oberhalb des Kastens liegen. Die andere Hälfte der Punkte befindet sich innerhalb des Kastens. Die Trennlinie innerhalb des Kastens repräsentiert den Median, somit liegen jeweils die Hälfte der Punkte ober- und unterhalb dieser Linie. Zu jeder Baumart gehören jeweils drei Säulen, die linke zeigt die Werte Ende des 20. Jahrhunderts, die mittlere und die rechte die Werte Ende des 21. Jahrhunderts bei Annahme der Klimawandelszenario RCP 4.5 und RCP 8.5, die einer durchschnittlichen Erwärmung von 2-3°C, bzw. 4-6°C entsprechen. Die zugrundeliegenden Klimahüllenmodelle wurden im Interreg-Projekt SUSTREE erstellt.

3.2 Wildökologie

Die Wildökologie befasst sich hier in erster Linie mit den im Untersuchungsgebiet vorhandenen Schalenwildarten und ihren Interaktionen mit dem Menschen. Es wurden **jagdliche und forstliche Grundlagen** erhoben, um sie später einer Analyse auf Verbesserungsmöglichkeiten zu unterziehen. Bewertet wurden auch der Störungseinfluss von jagdlichen und nichtjagdlichen Aktivitäten. Daraus wurde ein sogenannter **Störungsindex** für das Gebiet kreiert, der der Eigenschaft der Jagdausübungsberechtigten gegenübergestellt werden kann und als einer von mehreren Parametern für die **Lebensraumqualität** für das Schalenwild dient. Letztere wurde weiters mit Hilfe der Wildökologischen Bestandestypen sowie mit der **Habitatanalyse** nach dem System von REIMOSER ET. AL aus dem Jahr 2009 berechnet.

Die vorhandenen Schalenwildarten wurden per **Fotofallenmonitoring** aufgenommen und mittels eines neuen Algorithmus wurden die Schalenwildichten für das Untersuchungsgebiet ermittelt.

Aussagen zur **Wildschadensanfälligkeit** wurden aus eigens für diese Projekt entworfene Indikatoren getroffen. Die Indikatoren stammen zum Teil aus REIMOSER ET AL. (2006).

Von Seiten des Büros für Wildökologie und Forstwirtschaft wurden folgende Themen bearbeitet:

- Erhebung und Analyse der jagdlichen Praxis
- Erhebung und Analyse des Schalenwildbestandes mittels Fotofallen
- Erhebung der Lebensraumqualität für das Schalenwild
- Abschätzung der Wildschadensanfälligkeit des Waldes

3.2.1 Jagdliche Grundlagen

Im Rahmen systematischer Interviews wurden jagdliche Gepflogenheiten wie Jagdmethode, Fütterungsregime und Abschussverhalten im Jagdgebiet erfragt. Die Auswertungen erfolgten deskriptiv. Jagdmethoden wurden mit nichtjagdlichen Störungen in Beziehung gesetzt, um einen Störungsindex zu definieren.

3.2.2 Forstliche Grundlagen

Im Rahmen systematischer Interviews wurden forstliche Gepflogenheiten wie zum Beispiel die bevorzugten Ernte- und Verjüngungsmethoden erfragt. Gebietsbereisungen im Rahmen der Betriebsgespräche und Fotofallenbetreuung gaben weiteren Aufschluss über forstliche Praktiken. Sofern Daten aus einem Operat zur Verfügung standen, dienten diese als zusätzliche Bearbeitungsgrundlage. Die Auswertung erfolgte deskriptiv.

3.2.3 Lebensraumqualität

3.2.3.1 Nichtjagdliche Störungen

Wild unterliegt unterschiedlichen Beeinflussungen durch den Menschen. Unter jagdlicher Störung ist der Einfluss des Jägers auf das Wild und unter nichtjagdlicher Störung der Einfluss der nichtjagenden Bevölkerung auf das Wild zu verstehen. Als Störung wird hier die Verhaltensänderung des Wildtieres durch den externen Einfluss definiert.

Auf Wanderkarten und im Internet wurden Freizeitaktivitäten im Untersuchungsgebiet recherchiert. Die Auswertung erfolgte deskriptiv. Nichtjagdliche Störungen wurden durch die gesamt- und forstliche Erschließungsdichte und den bestehenden Wander- und Radwegrouten festgemacht. Die forstliche Erschließung wurde in einem Datensatz des BFW zur Verfügung gestellt.

3.2.3.2 Jagdliche Störungen

Die Bejagung selbst übt auch immer einen gewissen Stördruck auf das Wild aus. Für die Bewertung der jagdlichen Praxis als Störursache wurden folgende Kriterien zu Grunde gelegt: Anteil der Einzeljagd am Gesamtabschuss, Verteilung der Einzeljagd über das Jagdjahr und im Jagdgebiet, Anwendung der Intervallregulierung und/oder Schwerpunktbejagung sowie der Flächenanteil der jagdlichen Ruhegebiete.

3.2.3.3 Störungsindex

Jagdliche Methoden wurden mit den nichtjagdlichen Störungen in Beziehung gesetzt, um einen Störungsindex zu definieren.

Kriterien

Folgende Kriterien wurden für die jagdliche Praxis angewendet: Anteil der Einzeljagd am Gesamtabschuss, Verteilung der Einzeljagd über das Jagdjahr und im Jagdgebiet, Anwendung der Intervallregulierung und/oder Schwerpunktbejagung sowie der Anteil der Ruhegebiete. Nichtjagdliche Störungen wurden durch die forstliche Erschließungsdichte und den bestehenden Wander- und Radwegrouten festgemacht.

Tabelle 3: Kriterien und Definition für die Beurteilung der Störungen im Gebiet (Störungsindex).

Störursache	Kriterien	gering	mittel	hoch
Jagdliche Praxis	Anteil Einzeljagd am Gesamtabschuss	>33%	34-66%	67-100%
	Gleichmäßige Verteilung der Einzeljagd über das Jahr	nein	ja/nein	ja
	Gleichmäßige Verteilung der Einzeljagd über das UG	nein	ja/nein	ja
	Intervallregulierung	ja	ja/nein	nein
	Schwerpunktjagd	ja	ja/nein	nein
	Flächenanteil Ruhegebiete	>16%	1-15%	keine
Nichtjagdliche Faktoren		gering	mittel	hoch
Gesamt	Erschließungsdichte	<15 lfm/ha	15-35 lfm/ha	>35 lfm/ha
Freizeit	Wanderwegedichte	<5 lfm/ha	5-10 lfm/ha	>10 lfm/ha
	Radwegdichte	<8 lfm/ha	9-16 lfm/ha	>17 lfm/ha

Bewertung

Die Bewertung des Störungsindex erfolgte durch die Vergabe der Werte 1 für geringe, 3 für mittlere und 5 für hohe Störbelastung entsprechend der in der Tabelle 3 einzusehenden Kriteriendefinition. Die Werte wurden aufsummiert und durch die Kriterienanzahl dividiert. Das Ergebnis spiegelt den Störungsindex wider.

3.2.3.4 Wildökologische Bestandestypen

In einem Umkreis von 30 Meter um die 34 Stichprobenpunkte der waldbaulichen Erhebungen und der 20 Fotofallenstandorte wurden die wildökologischen Bestandestypen erhoben. Die Auswertung erfolgte deskriptiv.

3.2.3.5 Habitatanalyse nach REIMOSER ET AL. (2009)

Datenerhebung

Die Eignung eines Habitats ist abhängig von dynamischen Faktoren, die je nach Spezies, Zeit und Raum variieren. Dieses komplexe Spektrum an Umwelteinflüssen wurde von REIMOSER (2004) zu einem **wildökologischen Faktorenkomplex** zusammengefasst, der sich aus den Faktoren Klima, Nahrung, Einstand, Geländeform, Beunruhigung und vorerst nicht bekannten Faktoren zusammensetzt (vgl. Abbildung 11).

Dieser Faktorenkomplex bildete die Grundlage eines von REIMOSER ET AL. (2009) entworfenen Modells, in dem die Faktoren Nahrung, Einstand, Geländemodell und teils Klima quantifiziert wurden, um die Habitatqualität im Sommer und im Winter auf einer Skala von 0 bis 100 abzuschätzen. Das Modell ist in erster Linie für Rehwild konzipiert. Das zeigt sich beispielsweise beim Faktor Nahrung, der sich in diesem Modell hauptsächlich durch Bodenvegetation ohne Gras zusammensetzt. Die Anwendung für andere Schalenwildwiederkäuer ist eingeschränkt möglich.

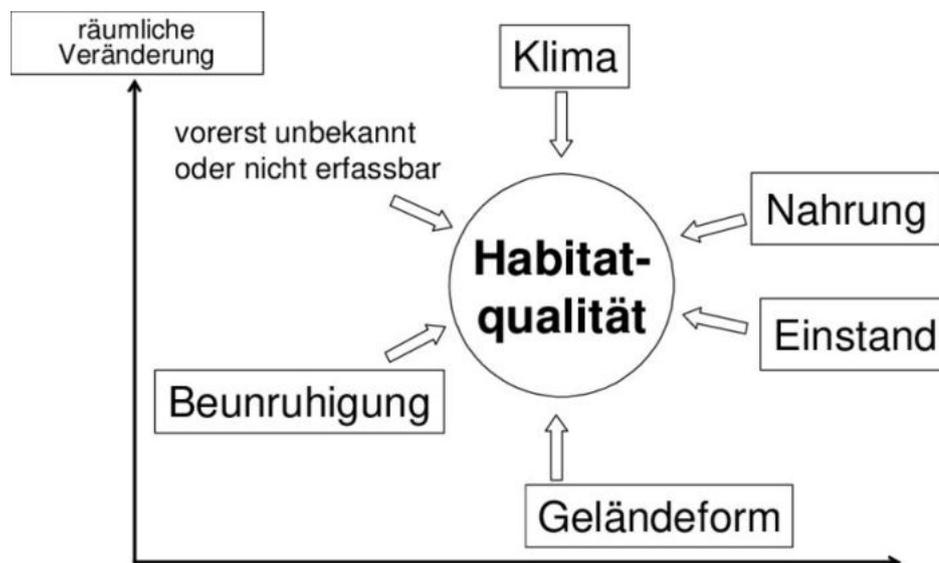


Abbildung 11: Wildökologischer Faktorenkomplex nach REIMOSER (2004).

Die zur Berechnung verwendeten Daten wurden im Zuge der im Kapitel 3.1 beschriebenen Stichprobenaufnahmen an 34 Stichprobenpunkten erhoben. Die Analyse, Aufbereitung und Visualisierung der Daten sowie die Berechnungen wurden in unterschiedlichen Programmen durchgeführt. Die verwendeten Daten sind in Abbildung 12, Spalte 1 aufgelistet.

Datenaufbereitung

Die aufbereiteten Daten wurden für jeden Punkt in einer Datei zusammengefasst. Informationen über die Bodenvegetation, Beschirmungsgrad, die wildökologischen Bestandestypen, Ausrichtung und das Mesorelief wurden direkt den terrestrischen Aufnahmen entnommen. Die Seehöhe wurde aus dem digitalen Geländemodell extrahiert und die Randliniendichte wurde aus den vorhandenen WÖBT-Haupttypen der Stichprobenpunkte berechnet. Hierbei wurde die Distanz der Übergangslinie zwischen zwei WÖBTs basierend auf REIMOSER ET AL. (2010) gewichtet. Je höher die optische Auffälligkeit der Randlinie, desto stärker wird sie gewichtet.

Generierung der Habitatqualität

Wie in Abbildung 12 zu sehen ist, setzt sich die Habitatqualität aus den Habitatindizes Nahrungsangebot, Feindschutz, Klimaschutz und Wohnraum zusammen. Diese Bestandteile können auch in der Untergliederung des Wildökologischen Faktorenkomplexes wiedergefunden werden. Die Habitatindizes werden wiederum untergliedert in Habitatparameter. Das sind Variablen, welche numerisch erfasst werden können und die Eigenschaften des Habitats beschreiben. Die Habitatparameter wurden aus den erhobenen Daten gewonnen. Diese drei Hauptanalyseschritte sind in Abbildung 12 als Workflow-Diagramm visualisiert und im Folgenden genauer beschrieben.

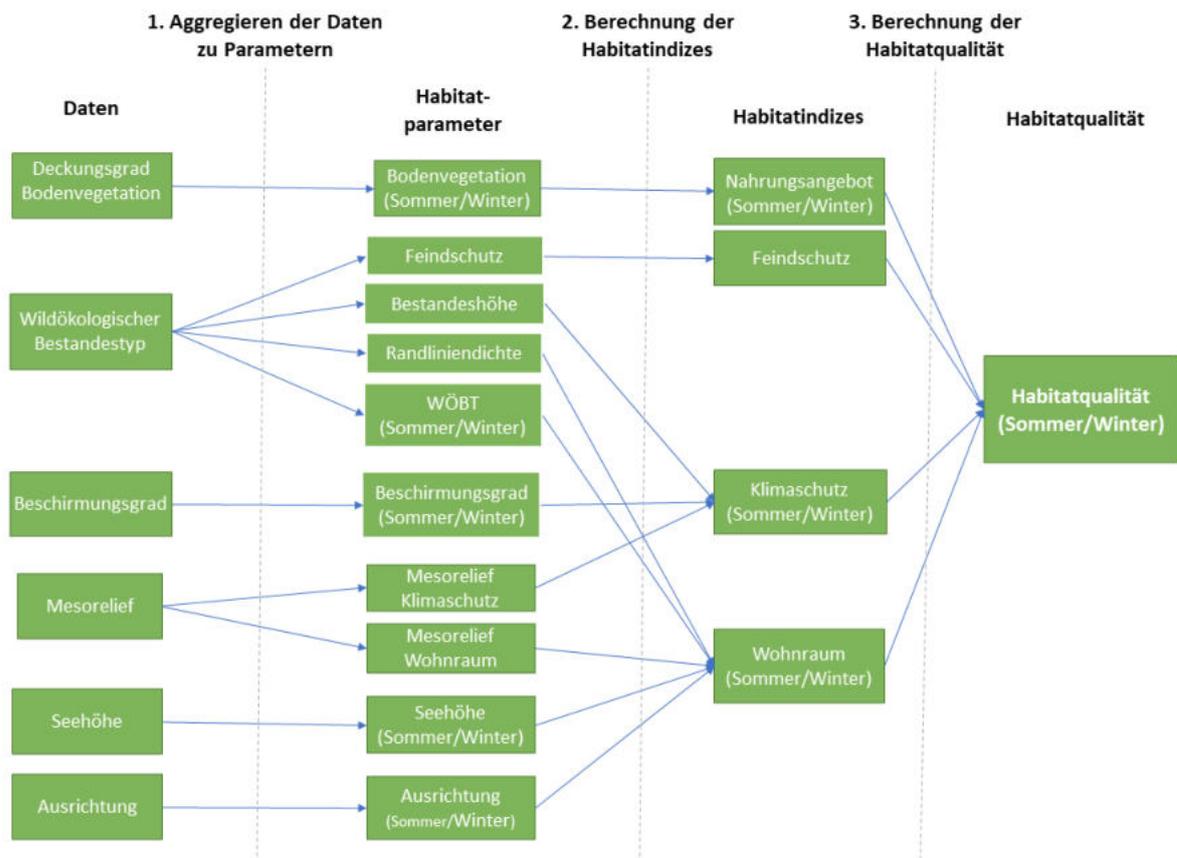


Abbildung 12: Workflow Diagramm zur Berechnung der Habitatqualität.

Aggregieren der Daten zu Parametern auf einer Skala von 0 bis 100

Aus den vorliegenden Daten wurden die Habitatparameter errechnet. Den erhobenen und aufbereiteten Daten wurden Werte auf einer Skala von 0 bis 100 zugewiesen, die die jeweilige Wirkung auf die Habitatqualität widerspiegeln (siehe Tabelle 4). Je höher der Wert eines Parameters ist, desto positiver wirkt er sich auf die Habitatqualität aus. Da das Habitatmodell größtenteils für Waldflächen ausgelegt ist, wird das Nahrungsangebot auf Wiesen bei Weitem unterschätzt. Daher wird das Nahrungsangebot auf Wiesen auf 90 gesetzt, während im Wald das Modell adaptiert wird. Die Bewertung der Randliniendichte basiert auf REIMOSER ET AL. (2010). Alle anderen Bewertungen wurden aus REIMOSER ET AL. (2009b) übernommen.

Tabelle 4: Verwendete Daten und die daraus berechneten Habitatparameter.

Daten	Parameter
Deckungsgrad Bodenvegetation	Bodenvegetation (Sommer): Im Wald: Anteil Bodenvegetation ohne Gras + 10 Prozent der Bodenvegetation Gras Auf Wiese: 90 Bodenvegetation (Winter): Anteil verholzte Bodenvegetation
Beschirmungsgrad	Beschirmungsgrad Gesamt (Sommer) Beschirmungsgrad (Winter): Beschirmungsgrad gesamt – 70 Prozent des Beschirmungsgrads von Laubholz und/oder Lärche
Wildökologischer Bestandestyp	Bestandeshöhe WÖBT (Sommer/Winter) Feindschutz Randliniendichte
Mesorelief	Mesorelief (Wohnraum) Mesorelief (Klimaschutz)
Seehöhe	Seehöhe (Sommer/Winter)
Ausrichtung	Ausrichtung (Sommer/Winter)

Berechnung der Habitatindizes

Die Habitatindizes wurden aus den Habitatparametern errechnet (siehe Tabelle 5). Die Habitatparameter werden aufsummiert und gewichtet. Die Habitatindizes und die jeweils verwendeten Parameter sind in Tabelle 5 aufgelistet. Für die Faktoren Nahrungsangebot, Klimaschutz und Wohnraum wurde jeweils ein Index für Sommer und Winter erstellt. Der Faktor Feindschutz basiert nur auf den WÖBTs und wird für Sommer und Winter gleich berechnet, wird jedoch im Sommer stärker gewichtet.

Tabelle 5: Habitatindizes und deren Input Habitatparameter.

Einfließende Parameter	Habitatindex	Abkürzung
Bodenvegetation (Sommer)	Nahrungsangebot Sommer	NAs
Bodenvegetation (Winter)	Nahrungsangebot Winter	NAw
WÖBT (Feindschutz)	Feindschutz	FS
Beschirmungsgrad (Sommer) Bestandeshöhe Mesorelief (Klimaschutz)	Klimaschutz Sommer	KSs
Beschirmungsgrad (Winter) Bestandeshöhe Mesorelief (Klimaschutz)	Klimaschutz Winter	KSs

WÖBT (Sommer) Randliniendichte Mesorelief (Wohnraum) Seehöhe (Sommer) Ausrichtung (Sommer)	Wohnraum Sommer	Ws
WÖBT (Winter) Randliniendichte Mesorelief (Wohnraum) Seehöhe (Winter) Ausrichtung (Winter)	Wohnraum Winter	Ww

Berechnung der Habitatqualität

Die Habitatqualität (HQ) beschreibt die Eignung des Habitates auf einer Skala von 0 (ungeeignet) bis 100 (optimales Habitat). Die Habitatqualität wird aus den Habitatindizes berechnet, wobei die einzelnen Indizes addiert und unterschiedlich gewichtet werden. Sommer und Winter unterscheiden sich durch eine andere Gewichtung im Bereich Feindschutz (FS) und Klimaschutz (KS):

$$HQ_s = NAs * 0,3 + Ws * 0,3 + FS * 0,2 + KSs * 0,2$$

$$HQ_w = NAw * 0,3 + Ww * 0,3 + FS * 0,1 + KS_w * 0,3$$

Die auf Stichprobepunkten erhobenen und ausgewerteten Daten wurden für eine bessere Visualisierung im Geoinformationsprogramm QGIS mit einer Interpolationsmethode bearbeitet und somit flächendeckend dargestellt. Werte näher 0 entsprechen sehr schlechten, näher 100 sehr guten Habitaten. Als Hilfestellung kann nachfolgende Skala angewendet werden (vgl. Tabelle 6).

Tabelle 6: Wertebereiche zur Einschätzung der Habitatqualität.

Wertebereich	Habitatqualität
1-20	sehr schlecht
21-40	schlecht
41-60	mittel
61-80	gut
81-100	sehr gut

3.2.4 Lebensraumkorridore

Beschriebene oder im Internet dargestellte (www.lebensraumvernetzung.at) Lebensraumkorridore wurden ausgehoben und skizziert.

3.2.5 Fotofallenmonitoring Schalenwild

3.2.5.1 Erhebung

Für das Fotofallenmonitoring wurde über das Projektgebiet ein 600 x 600 Meter Raster gelegt. Daraus ergeben sich 20 geeignete Fotofallenpunkte und fünf mögliche Ersatzpunkte. Die Lage der Kamerafallen ist in Abbildung 13 ersichtlich. Die Kameras wurden im Gelände sukzessiv von Norden nach Süden angebracht. Am jeweiligen GPS-Punkt wurde eine der insgesamt 20 verwendeten Wildkameras vom Typ Secacam Pro vor Ort an einem passenden Baum in etwa einem Meter Höhe Richtung Norden positioniert. Eine geringfügige Verlegung ist nur im Bereich von Straßen oder Wegen vorgesehen. Die Kameras wurden darauf programmiert, pro Auslösung fünf Bilder in einer Auflösung von fünf MB zu machen, ohne Aufnahmepause zwischen der ersten und der nächsten Auslösung. Auf den Fotos wurden Informationen zu Datum, Uhrzeit und Temperatur gespeichert.

In Abbildung 13 sind die Fotofallen Standorte und die Stichprobenpunkte visualisiert. Die blau markierten Punkte sind die 34 Stichprobenpunkte mit WÖBT und waldökologischen Aufnahmen, die vom BFW für den gesamten Waldbauteil und der Habitatqualität nach REIMOSER (2009) bearbeitet wurden. Die orange markierten Stichprobenpunkte sind Fotofallenstandorte, auf denen ebenfalls die WÖBTs erhoben wurden. In Summe bilden daher 54 WÖBT Aufnahmen die Grundlage für die Auswertung der WÖBTs im Kapitel 4.2.2.4.

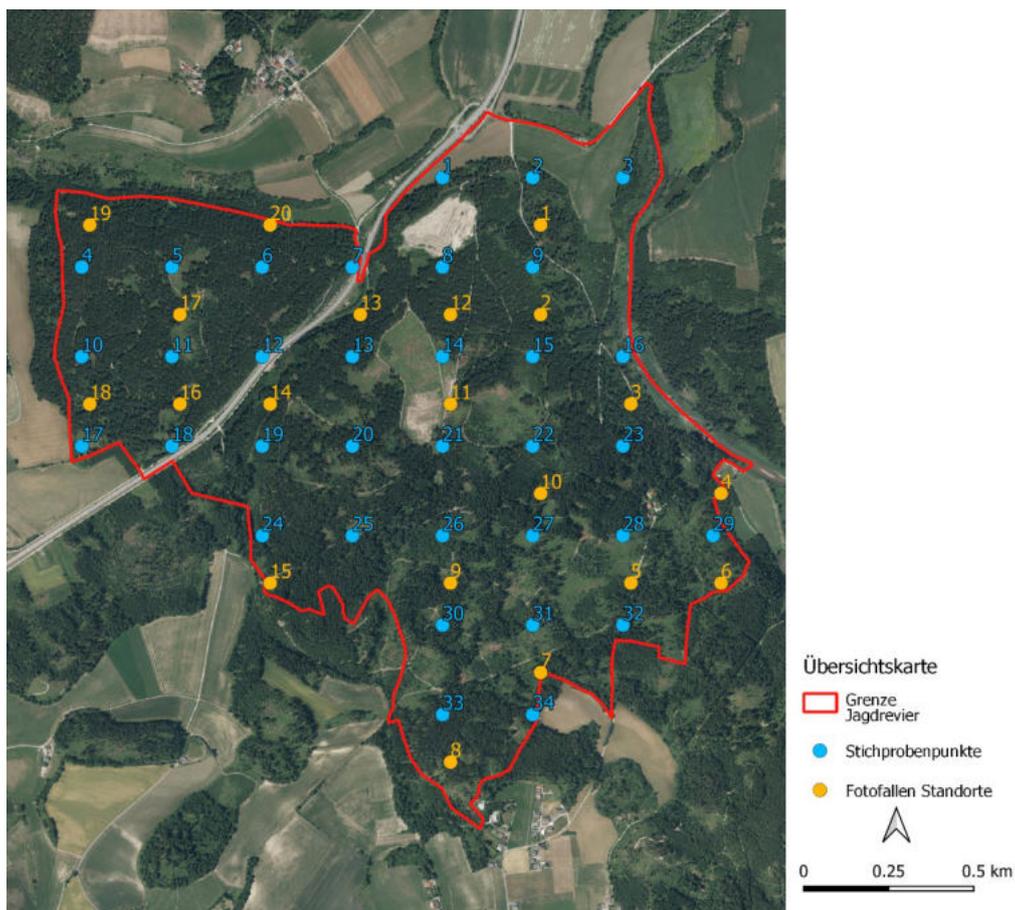


Abbildung 13: Kamerastandorte und Stichprobenpunkte

3.2.5.2 Auswertung

Die Kameras wurden vom 11. März 2021 bis 6. April 2021 aufgehängt und betrieben. Die Auswertung für die Wilddichteberechnung berücksichtigt Aufnahmen ab 12. März.

Die Dichteberechnung erfolgte mittels *Random Encounter Modell* (REM) von ROWCLIFFE ET AL. (2008):

$$D = \frac{y}{t} * \frac{\pi}{v * r * (2 + \theta)}$$

Trap-Rate... $\frac{y}{t}$... Anzahl der Sichtungen pro Tierart je Zeiteinheit
durchschnittlich täglich zurückgelegte Distanz... v
durchschnittliche Erfassungsdistanz... r
durchschnittlicher Erfassungswinkel... θ .

Die Auswertung der Sichtungen erfolgte nach Events (ROWCLIFFE ET AL. 2011). Ein Event startete mit dem Erscheinen eines Wildtieres oder einer Gruppe von Wildtieren im Bild und endete mit dem Verlassen desselben bzw. der Gruppe (ROWCLIFFE ET AL. 2011). Weiters endete das Event, wenn fünf Minuten kein Bild mehr vom selben Tier gemacht wurde oder wenn Leerbilder oder Bilder einer anderen Tierart die Reihe der Aufnahme des Individuums unterbrechen.

Für die Berechnung der einzelnen Parameter der Formel wird der gleiche Ansatz wie bei PFEFFER ET AL. (2018) verwendet, nämlich:

Ermittelt wurde die durchschnittliche Erfassungsdistanz r (Meter) sowie der durchschnittliche Erfassungswinkel θ (Radiant) trigonometrisch auf jedem ersten Bild eines Events. Dazu wurden vorab verschiedene Distanzmarkierungen in den Bildausschnitten an jedem Standort gesetzt bzw. natürliche Distanzmarkierungen, zum Beispiel auf Bäumen, angebracht. Die Distanzmarkierungen werden mit Hilfe von Forstspray und/oder natürlichen Landschaftselementen wie Wurzeln oder Steinen in 2,5 Metern, 5 Metern, 7,5 Metern und 10 Metern Distanz zur Kamera angebracht. Aus den Bildern ließ sich in der Folge auch die Geschwindigkeit (μ) der Tiere ermitteln, indem der zurückgelegte Weg in Metern durch die dafür benötigte Zeit in Sekunden dividiert wird. Diese Geschwindigkeitsmessungen in m/s werden von den Werten unter dem 5. Quantil und den Werten ober dem 95. Quantil bereinigt, um Ausreißer im Datensatz zu entfernen. Anschließend wird mit Hilfe des R-Paketes „trappingmotion“ von PALENCIA (2021) die gemessenen Geschwindigkeiten einem Verhaltenstyp der Wildart („ziehend“, „äsend“) zugeordnet. Anhand der Anteile dieses Verhaltens an der Gesamtaktivität kann die täglich zurückgelegte Distanz v berechnet werden. Die Gesamtaktivität wird zuvor mit dem R-Paket „activity“ von ROWCLIFFE ET AL. (2014) berechnet. Die durchschnittliche Erfassungsdistanz r und der durchschnittliche Erfassungswinkel θ werden mit dem R-Paket „Distance“ (ROWCLIFFE ET AL. 2011; HOFMEESTER ET AL. 2017) kalkuliert. All diese Parameter fließen schließlich zusammen mit den Fangraten der einzelnen Kameras (Sichtungen pro Kameratag) in die Dichteberechnung mit ein.

In der Regel werden 50 Erfassungen oder zehn Events pro Tierart benötigt, um eine genaue Aussage zur temporären Wilddichte treffen zu können. Je höher diese Werte sind, desto genauer kann die Dichte berechnet werden (ROWCLIFFE ET AL. 2008; ROVERO ET AL. 2013).

Minuten Verspätung einer zuvor durch den Bildausschnitt gewechselten Rehgeiß folgt, ergibt ein Event (dieselbe Wildart innerhalb von 5 Minuten zwischen letztem Foto der Geiß und erstem Foto des Bocks) mit 2 Sichtungen (einmal Rehgeiß und einmal Rehbock).

Fangrate: Das Maß für die relative Häufigkeit des Wildvorkommens ist die Fangrate, im Englischen übersetzt als trap-rate bezeichnet. Ermittelt wird die Fangrate R, indem die Anzahl der gezählten Sichtungen y aller Events durch die Anzahl der Kameratage t dividiert und anschließend mit 10 multipliziert wird:

$$R = \frac{y}{t} * 10$$

Daraus ergibt sich die Anzahl der Sichtungen pro 10 Kameratage. Damit können die Beobachtungen an den verschiedenen Standorten unabhängig von etwaigen Unterbrechungen der Kameraaufzeit direkt miteinander verglichen werden.

3.2.6 Wildschadensanfälligkeit

Erhebung

Die Wildschadensanfälligkeit des Untersuchungsgebietes für Verbisschäden wurde in einem ersten Schritt anhand der Kriterien Kahlhiebbewirtschaftung, Wildbestand, Anteil verbissbeliebter Baumarten in der Zielbestockung, Anzahl der Gehölzpflanzen in der Verjüngung, Anteil der Kunstverjüngung, Umlandbedingungen (Schneebedeckung und Waldanteil) sowie Kurrung beurteilt (sh. Tabelle 7). Bis auf das Kriterium der Schneebedeckung haben die Kriterien auch für das Risiko von Fege-, Schlag- und Schälsschäden Relevanz.

Tabelle 7: Kriterien für die Berechnung des Wildschadensanfälligkeitsindex für Verbisschäden.

ID	Kriterien	keine Anfälligkeit	gering	mittel	hoch	sehr hoch
Bewertung		1	2	3	4	5
1	Kahlhiebbewirtschaftung	keine Kahlhiebe	weniger als 25% d. Waldfläche	25-50% d. Waldfläche	50-75% d. Waldfläche	mehr als 75% d. Waldfläche
2	Wildbestand	kein Schalenwild	1 SW-Art, Abgang unter 3 Stück je 100ha	2 SW-Arten, Abgang zw. 3-5 Stück	3 SW-Arten, Abgang zw. 5-8 Stück	3+ Arten, Abgang über 8 Stück
3a	Verbissbeliebte Zielbaumarten	keine	1-25%	25-50%	50-75%	75-100%
3b	Gehölzpflanzen in der Verjüngung (ohne Keimlinge)	keine	>10.000	5.000-10.000	2.500-5.000	bis 2.500
4	Kunstverjüngung	keine	1-25%	25-50%	50-75%	75-100%
5a	Verhältnis Tage mit Schneebedeckung Umland/UG	weniger Schneetage im Umland	gleich viele Schneetage (+-10 Tage)	+ 10-20 Tage	+ 20-30 Tage	> 30 Tage
5b	Verhältnis Waldanteil Umland/UG	weniger oder gleich viel Wald	bis 10% mehr Wald	10-20% mehr Wald	20-30% mehr Wald	mehr als 25% mehr Wald
6	Kurrung	keine Kurrung		weniger als 1 pro 100 ha		mehr als 1 pro 100 ha

Auswertung

Jedem Kriterium wurde ein Wert zwischen 1 (keine Anfälligkeit) und 5 (sehr hoch) zugeteilt. Die Bewertung wurde addiert und durch die Anzahl der Kriterien (6) dividiert. Dabei wurden vorher die Kriterien 3a und 3b sowie 5a und 5b gemittelt. Als Resultat erhielt man den Wildschadensanfälligkeitsindex für Verbisschäden. Der Indexwert 1 stellt eine sehr geringe, 5 eine sehr hohe Anfälligkeit für Schäden an den Forstkulturen durch Schalenwildverbiss dar.

3.2.7 Vergleichende Darstellung

In der vergleichenden Darstellung wird die Anzahl der Sichtungen von Reh- und Rotwild pro Kamerafalle (vgl. 3.2.5, S. 26) dem Verbiss des letzten abgeschlossenen Triebjahrganges (vgl. Kapitel 3.1.1, S. 12) und der Habitatqualität (vgl. Kapitel 3.2.3.5, S. 22) gegenübergestellt. Dadurch soll ein möglicher Zusammenhang von Wilddichte, Verbissbelastung und Habitatqualität visualisiert werden.

Die punktuellen Daten zur Habitatqualität und dem Verbiss liegen versetzt zu den Kamerastandorten vor und wurden mittels der Interpolationsmethode in QGIS 3.16.1 zu einem kontinuierlichen Raster umgewandelt. Bei dieser Methode werden Werte zwischen den Stichprobepunkten mit statistischen Berechnungen abgeschätzt.

3.3 Interviews/Fragebogen

Für die Bewertung der Nachhaltigkeit der Forst- und Jagdwirtschaft in Untersuchungsgebieten wurde zu Beginn des Projektes das von REIMOSER ET AL. (2006) entwickelte Indikatorenset herangezogen. Die Nachhaltigkeitsbewertung bezog sich dabei auf die Zielgrößen Wildtiere, Wildtierlebensräume und nachhaltige Jagd. Forst- und Jagdwirtschaft wirken direkt oder indirekt auf die gleichen Ressourcen (Wildtiere und ihre Lebensräume) ein und beeinflussen deshalb die Handlungsspielräume des jeweils anderen teilweise maßgeblich. Für ein nachhaltiges Wildtiermanagement ist es wichtig, die Anforderungen und Wirkungen der Forst- und Jagdwirtschaft (sowie unter Umständen anderer Sektoren) gleichermaßen zu berücksichtigen. Diese Zusammenhänge werden in den verwendeten Indikatorensets berücksichtigt und die Nachhaltigkeit des Wildtiermanagements wird daher integral bewertet.

Die Sets bestehen aus den zwei Bereichen Forst und Jagd, 42 forstwirtschaftlichen und 55 jagdwirtschaftlichen Indikatoren, welche jeweils einer der 3 Dimensionen Ökologie, Ökonomie und Soziokultur zugeordnet sind. Die Indikatoren sind grundsätzlich in verschiedensten Lebensräumen anwendbar.

In 5 Projektgebieten wurden die Interviews mittels der Indikatorensets durchgeführt. Dabei hat sich gezeigt, dass alle befragten Verantwortlichen überwiegend mäßig bis schlecht abschnitten und der Fragebogen selbst auf viel Kritik stieß. Es war festzustellen, dass die Betriebe, die versuchen z.T. seit vielen Jahren und Jahrzehnten nachhaltige Forstwirtschaft zu betreiben nicht die Zielgruppe darstellen, die im Reimoser-Katalog die beste Beurteilung bezüglich der Nachhaltigkeit der Jagd erreichen. Beide Zielgruppen sind grundlegend verschieden. Daher wurde begonnen, einen eigenen Fragebogen auf

Basis von REIMOSER, der bisherigen Erfahrungen aus den Interviews und der Zielsetzungen des Projektes zu erstellen. Schlussendlich konnten die Arbeiten dazu im Sommer abgeschlossen werden, so dass der neue Fragebogen ab diesem Zeitpunkt zum Einsatz kam. Der Fragebogen wird laufend aktualisiert und verbessert. Dabei werden Fragen im Interviewablauf umgestellt, manche Antwortoptionen ergänzt oder zusätzliche Fragen eingebaut. Dies soll dazu dienen, die persönlichen Einschätzungen zu konkretisieren und möglichst viele Informationen über die Zielsetzungen, die Erfahrungen, Chancen und Probleme in der forstlichen und jagdlichen Bewirtschaftung zu erhalten.

Im Projektgebiet wird mit den forstlich und jagdlich Verantwortlichen jeweils getrennt ein Termin für ein Gespräch/Interview vereinbart, in Eigenjagden ist dies zumeist eine Person. Die Befragung erfolgt anhand des Fragebogens. Dabei sind bei vielen Fragen verschiedene Antwortmöglichkeiten vorgegeben, die bei Bedarf auch ergänzt werden können. Das macht dort vor allem Sinn, wo es darum geht, aus verschiedenen Optionen auszuwählen oder Präferenzen bekannt zu geben. Bei verschiedenen Themenbereichen ist es erforderlich, eine Wertung im Rahmen eines Rasters vorzunehmen. Bei manchen Fragen hat sich gezeigt, dass es mitunter besser ist, die Beantwortung offen zu lassen, um den Interviewpartner in seiner Antwort nicht auf bestimmte Möglichkeiten einzuschränken.

Bei der Durchführung der Interviews mit dem neuen Fragebogen hat sich herausgestellt, dass bei Eigenjagden die Befragung mit 2 Fragebögen (Teil Forst und Jagd) mit zum Teil gleichen oder zumindest ähnlichen Fragen nicht adäquat ist. Hier wurde nun aus beiden Teilen ein neuer Fragebogen Forst und Jagd erstellt.

6. Wie schätzen Sie die Rolle des Klimawandels im Hinblick auf die forstliche Bewirtschaftung ein?

Wählen Sie alle zutreffenden Antworten aus.

negativ, als Gefahr

positiv, als Chance

sowohl als Chance, als auch als Gefahr

betrifft mich nicht

Abbildung 15: Auszug aus dem Fragebogen Teil Forst. Beispiel für eine Frage mit mehreren Antwortmöglichkeiten.

Der Fragebogen Forst umfasst dzt. 3 Teile: Allgemein (Fragen 1-7), Waldzusammensetzung, -zustand und -bewirtschaftung (Fragen 8-29) sowie Wild und Jagd (Fragen 30-68), der Fragebogen Jagd ebenfalls 3 Teile: Allgemein (Fragen 1-58), Forst (Fragen 59-68) sowie der Jagd und Forst (Fragen 69-75), weiters der Fragebogen Forst und Jagd mit 3 Teilen: Allgemein (Fragen 1-9), Waldzusammensetzung, -zustand und -bewirtschaftung (Fragen 10-34) sowie Wild und Jagd (Fragen 35-102). Alle Fragebögen wurden mit Google-Forms erstellt. Somit wären sie auch für Online-Umfragen geeignet.

Bei der Terminvereinbarung für die Interviews bzw. spätestens bei den Interviews wurde um die Übermittlung der Abschluslisten bzw. -pläne gebeten.

Eine Möglichkeit die Effizienz in den Abläufen zu verbessern wäre noch, bei den Interviews, wo es jagdlich auch um Fütterungen, Kurrungen und Jagdeinrichtungen geht, die Standorte der Jagdeinrichtungen auf einer Karte einzuzeichnen.

7. Das Forstgesetz kennt im Wesentlichen vier Funktionen des Waldes (Nutz, Schutz, Wohlfahrt und Erholung). Welche Funktion haben welche Bedeutung und welche Rolle spielt dabei Lebensraum und Jagd?

Markieren Sie nur ein Oval pro Zeile.

	groß	mittel	klein
Nutz	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Schutz	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Wohlfahrt	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Erholung	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Lebensraum	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Jagd	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

Abbildung 16: Auszug aus dem Fragebogen Forst. Beispiel für eine Frage mit Antwortraster.

Die Interviews für die Bereiche Jagd und Forst wurden von Herbert Kohlross durchgeführt. Neben den Fragen aus dem Fragenkatalog ergab sich zumeist in der Diskussion die Möglichkeit, zusätzliche Informationen über die grundsätzliche Einstellung, die Erfahrungen und Konfliktpotenziale zwischen den Interessengruppen in Erfahrung zu bringen.

5. Welche besonderen Herausforderungen sehen Sie dzt. an Wald und Grundeigentum?

Abbildung 17: Auszug aus dem Fragebogen Forst. Antwort ist ein Textfeld, um alle Antwortoptionen offen zu lassen.

4 Ergebnisse

4.1 Waldbau

In den folgenden Kapiteln werden die Waldstruktur mit Hilfe verschiedener Bestandesparameter, sowie insbesondere die Verjüngung und die Wildschäden (wie Verbiss und Schältschaden) aus waldbaulicher Sicht beschrieben.

4.1.1 Waldaufbau

4.1.1.1 Schichtigkeit und Horizontalstruktur

Es sind überwiegend (82%) einschichtige Bestände und nur auf fünf Aufnahmepunkten (15%) sind zweischichtige Bestände vorgekommen. Auf einem Punkt (Nr. 14.) war kein Bestand und somit keine Schicht vorhanden.

Bei der Horizontalstruktur gab es überwiegend (68%) gleichmäßige strukturierte Bestände und auf 29% der Probepunkte heterogene Bestände.

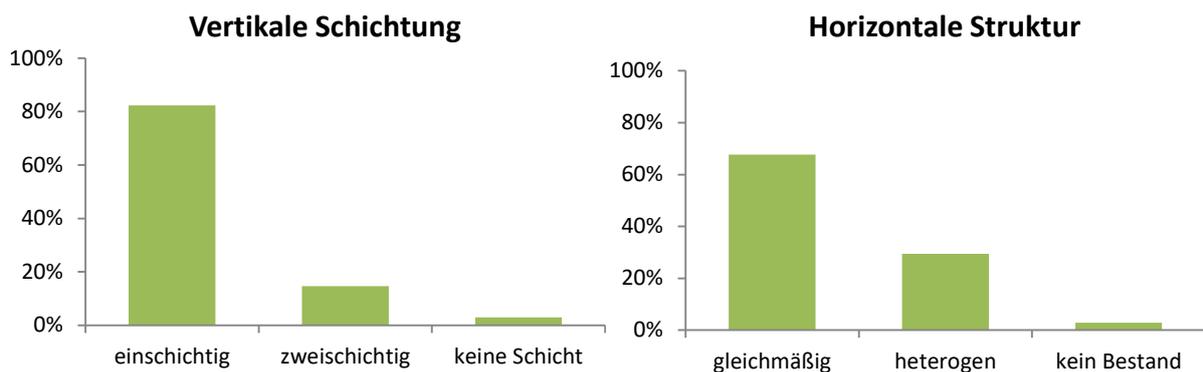


Abbildung 18: Vertikale Schichtung und Horizontale Struktur der Waldbestände.

4.1.1.2 Entwicklungszustand

Auf 9% der Probeflächen wurde Jungwuchs, auf 16% Dickung, auf 27% Stangenholz, auf 22% Baumholz und auf 26% Verjüngung mit Altholzüberschirmung (AHÜ) angetroffen.

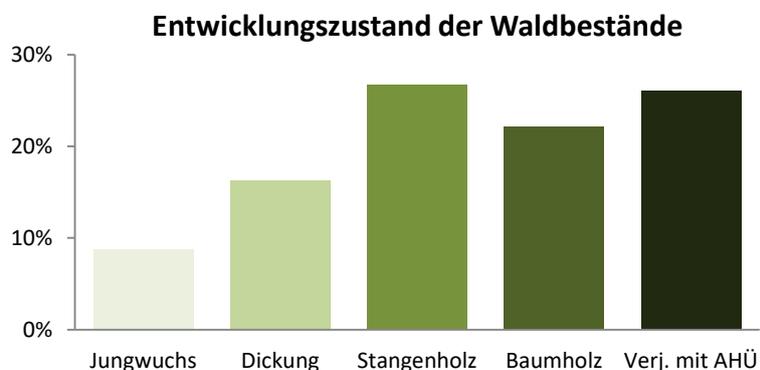


Abbildung 19: Entwicklungszustand der Waldbestände (überwiegend nach Altersphasen).

4.1.1.3 Überschirmung

Die ökologischen Bedingungen für Keimung und Aufwachsen der Naturverjüngung und der sonstigen Vegetation werden überwiegend über die Auflichtung des Kronendaches gesteuert. Aus vielen Untersuchungen geht hervor, dass das Licht dabei den größten Einfluss hat. Die Überschirmung durch den Altbestand ist die einzige „waldbauliche Steuerungsgröße“, durch die die Entwicklung der Verjüngung direkt beeinflusst werden kann.

Auf einem Probepunkt konnte kein Überschirmung, auf 35% eine geringe (<50%), auf 32% mäßige (50-70%) und auf 29% starke Überschirmung (>70%) festgestellt werden.

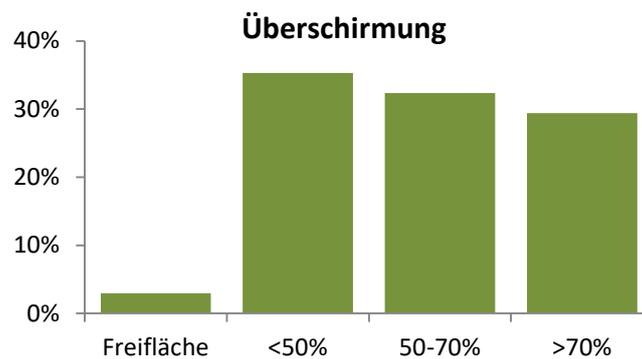


Abbildung 20: Überschirmung (4 Klassen) der Bestände.

4.1.1.4 Deckungsgrad

Der Deckungsgrad der Vegetation wurde nach vorgegebenen Prozentstufen und Arten angesprochen (Einfachüberdeckung des Bodens mit Vegetation).

Für die wildökologische Beurteilung eines Lebensraumes (hier im Speziellen für Schalenwildarten) spielen der Deckungsgrad und die verschiedenen Pflanzenarten der Bodenvegetation eine wesentliche Rolle. Die Zusammensetzung des Nahrungsangebotes ist maßgeblich für die Wildschadensanfälligkeit verantwortlich. Eine erhöhte Wildschadensanfälligkeit ergibt sich entweder bei ungünstiger Waldverteilung (geringes Bewaldungsprozent), oder bei ungünstigem Waldzustand, wie erhöhter Besiedlungsanreiz bei mangelndem Äsungsangebot (REIMOSER & REIMOSER 2012). Natürlich haben auch die verschiedenen vorkommenden Wildarten und deren Wilddichte einen wesentlichen Einfluss.

Aus forstlicher Sicht ist einerseits die mögliche Konkurrenzwirkung (Licht, Feuchtigkeit, Nährstoffe) der Bodenvegetation auf die Verjüngungspflanzen von Bedeutung, andererseits stellt die Zusammensetzung der Vegetation einen Weiser für die Standortseigenschaften dar.

Die Mächtigkeit und Artenzahl der Bodenvegetation ist stark lichtabhängig und steigt schon bei geringer Bestandesauflichtung sprunghaft an (AMMER 1996).

Im Untersuchungsgebiet wurde keine Probefläche ohne Bodenvegetation (Nudum) oder unter 5% Deckungsgrad erhoben. Der Anteil der 3 Kategorien Deckungsgrad zwischen 6%-75% betrug insgesamt 15%. Die Probepunkte mit sehr hohem Deckungsgrad (75%-100%) waren auf 85% der Erhebungsflächen anzutreffen.

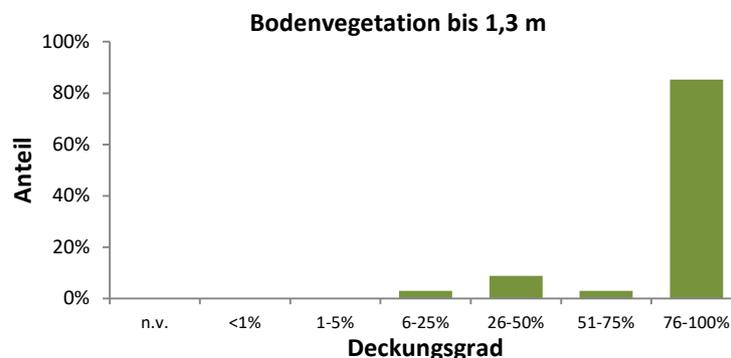
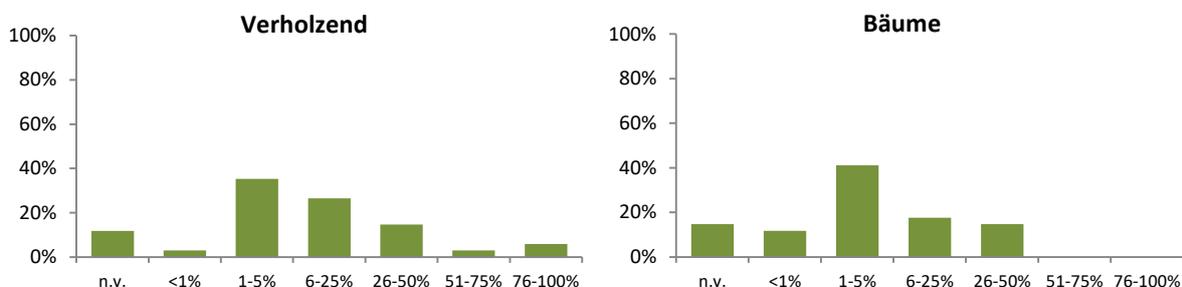


Abbildung 21: Deckungsgrad der Bodenvegetation bis 1,3 m.

In einem ersten Stritt wurde der Deckungsgrad der gesamten Bodenvegetation angesprochen (Abbildung 18). Um einen detaillierten Überblick über das Äsungsangebot zu bekommen wurde von verschiedenen Vegetationstypen der Deckungsgrad angesprochen: Zu der verholzenden Bodenvegetation gehören die Bäume (Verjüngung), die Sträucher und die Zwergsträucher. Es wurden auf der Hälfte der Probepunkte unter 5% Deckungsgrad, auf jeweils einem Viertel die Kategorie 6-25% und über 25% Deckungsgrad von verholzenden vorgefunden. Bei den Bäumen waren auf 2/3 der Probeflächen unter 5% Deckungsgrad und auf 1/3 6-50% Deckung vorhanden. Von Sträuchern und besonders von Zwergsträuchern wurde nur eine geringe Menge erhoben. Bei der Brombeere (*Rubus spp.*) machten die Kategorien unter 5% der Bodenbedeckung insgesamt 2/3 aus. Auf 1/4 der Punkte wurden 6-25% und nur auf insgesamt 4 Punkten wurden 26-75% Deckung von Brombeere gefunden. 15% der Kräuter kamen unter 5% Deckungsgrad vor. Auf jeweils 1/4 der Erhebungspunkte bedeckten Kräuter 6-25% und 26-50% die Fläche und es gab nahezu 1/3 über 50% Deckung. Wegen günstiger Lichtverhältnisse fanden Gräser gute Lebensbedingungen auf dem Erhebungsgebiet vor. Sie waren zu jeweils 1/3 in den Kategorien unter 5%, zwischen 6-50% und über 75% Deckungsgrad vorhanden. Von Farnen wurden auf 3 Punkten keine Exemplare gefunden. Auf der Hälfte der Probepunkte wurden 1-25%, auf einem Viertel 26-50% und auf 15% über 50% Deckungsgrad erfasst. Bei Moosen wurden zwischen 6-75% Deckungsgrad auf 15% und über 75% Deckungsgrad auf 38% der Probepunkte vorgefunden.



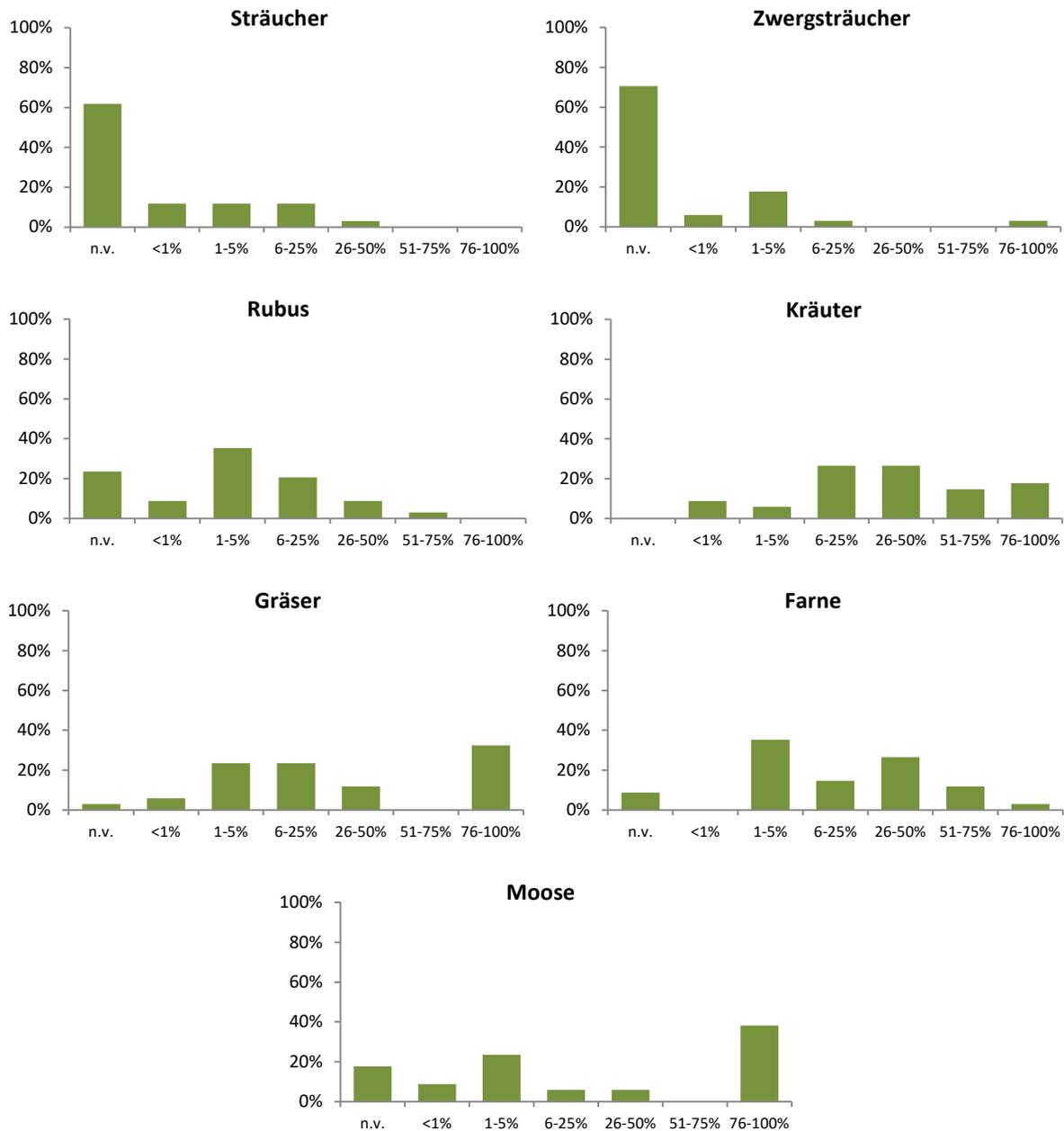


Abbildung 22: Deckungsgrad der verschiedenen Bodenvegetationstypen.

4.1.1.5 Baumartenzusammensetzung im Baum- und Stangenholz

Auf allen Probepunkten wurden mindestens 2 bis maximal 7 Baumarten in den Altersphasen Stangenholz-Altholz aufgefunden. Auf 2/3 der Probepunkte kamen 2 bis 4 Baumarten vor und auf 1/3 der Punkte konnten Mischbestände, die sich aus 5 bis 7 Baumarten zusammensetzten, vorgefunden werden.

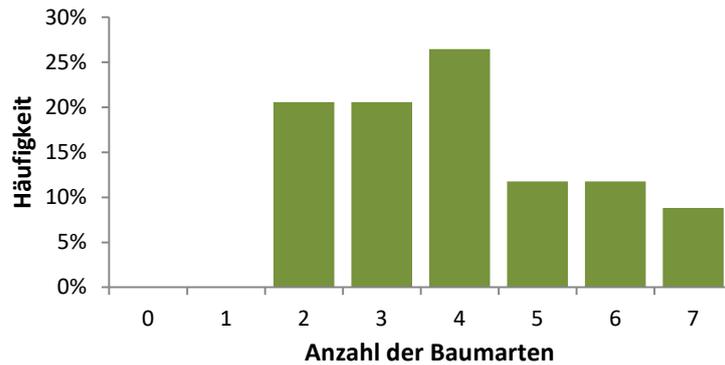


Abbildung 23: Häufigkeit (%) der Stichprobenpunkte mit unterschiedlicher Anzahl an Baumarten im Aufnahmebereich in den Altersphasen Stangenholz – Altholz.

Die Häufigkeit einer Baumart gibt an, wie oft sie auf den Probepunkten vorgefunden wurde. Der Anteil einer Baumart gibt an, wie hoch der Überschirmungsgrad einer Baumart ist (in Prozent aller Probepunkt). Wie in der Tabelle 8 zu sehen ist, tritt im Erhebungsgebiet die Fichte auf 100% der Stichprobenpunkte in den Altersphasen Stangenholz – Altholz auf, gefolgt von der Weißkiefer auf 74% und der Buche auf 50% der Aufnahmepunkte. Vogelbeere kam auf 32%, Stieleiche auf 24% und die Birke auf 21% der Erhebungspunkte vor. Bergahorn, Salweide und Esche sind noch im zweistelligen Prozentbereich (11-18%) anzutreffen. Sämtliche anderen Baumarten kommen auf weniger als 10% der Stichprobenpunkte vor, wie zum Beispiel Lärche und Tanne. Insgesamt wurden 19 verschiedene Baumarten erhoben.

Vorherrschende Baumart in den Altersklassen Stangenholz bis Altholz ist mit 69% Anteil die Fichte. Die Weißkiefer, die Buche, die Traubeneiche und die Schwarzerle treten mit Anteilen zwischen 3-8% in Erscheinung. Sämtliche anderen Baumarten haben Anteile unter 2%.

Tabelle 8: Anteile und Häufigkeit der Baumarten auf den Stichprobenpunkten in den Altersphasen Stangenholz-Altholz.

Baumart	Anteil	Häufigkeit
Fichte	69%	100%
Weißkiefer	8%	74%
Buche	4%	50%
Traubeneiche	3%	3%
Schwarzerle	3%	6%
Stieleiche	1%	24%
Birke	1%	21%
Roteiche	1%	3%
Vogelbeere	1%	32%
Bergahorn	1%	18%
Salweide	1%	15%
Bergulme	1%	6%
Lärche	0%	9%
Zitterpappel	0%	9%
Esche	0%	12%
Tanne	0%	9%
Wildapfel	0%	3%
Vogelkirsche	0%	6%
Sommerlinde	0%	3%

4.1.2 Verjüngung

4.1.2.1 Samenbäume

Im Projektgebiet wurden insgesamt 19 Baumarten im fruktifikationsfähigen Alter erfasst. Es gab keine Erhebungspunkte wo keiner oder nur ein Samenbaum gefunden wurde. Es befanden sich auf zwei Drittel der Stichprobenpunkte 2 bis 4, auf einem Drittel der Punkte 5 bis 7 Samenbaumarten. Die Rasterpunkte mit vielen fruktifikationsfähigen Baumarten ergeben sich aus der Höhenlage und den natürlichen Waldgesellschaften. Buchen- und Laubmischwaldgesellschaften der submontanen Stufe zeichnen sich sehr häufig durch eine hohe Anzahl an potenziellen Mischbaumarten aus.

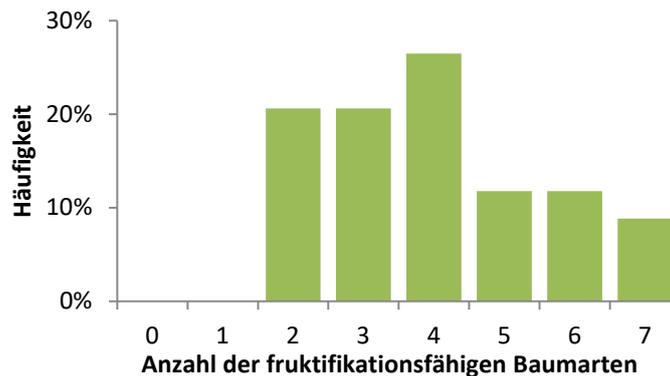


Abbildung 24: Häufigkeit der Stichprobenpunkte nach Artenzahl an fruktifikationsfähigen Baumarten.

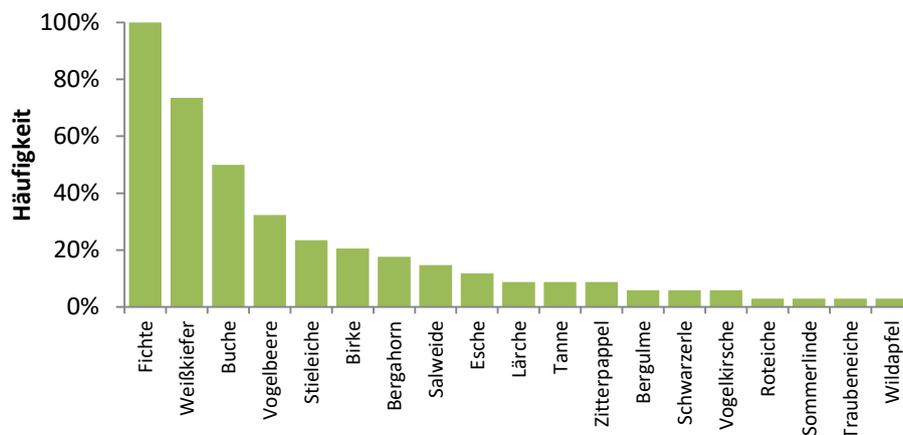


Abbildung 25: Häufigkeit der Samenbaumarten im Aufnahmebereich.

Der überwiegende Teil der Bäume fruktifiziert nicht jedes Jahr und schon gar nicht mit der gleichen Intensität; hierfür dürften u.a. baumartenspezifische Gegebenheiten (Bäume die seltener fruktifizieren und Bäume die häufiger fruktifizieren), auch genetische Komponenten eine Rolle spielen, sowie klimatische Verhältnisse ausschlaggebend sein. Der Stammzahlanteil der jeweiligen Baumart, die Kronenlänge und gezielte Freistellungen in der Oberschicht stellen sicherlich weitere, die Samendichte modifizierende Faktoren dar.

Für den Erfolg der Naturverjüngung sind aber nicht nur die Stärke und Häufigkeit des Fruktifizierens der Altbäume von Bedeutung, sondern auch der Anteil an keimfähigen Samen, also solche mit einem lebensfähigen Embryo.

Die häufigste fruktifikationsfähige Baumart im Erhebungsgebiet ist die Fichte mit 100%, gefolgt von der Weißkiefer mit 74% und der Buche mit 50%. Ein geringeres Vorkommen weisen noch die Vogelbeere mit 32%, die Stieleiche mit 24%, die Birke mit 21%, der Bergahorn mit 18%, die Salweide mit 15% und die Esche mit 12% auf. 10 weitere Samenbaumarten, wie zum Beispiel Lärche, Tanne und Bergahorn, haben eine Häufigkeit zwischen 3-9%, das heißt sie kamen auf 1-3 Probepunkten vor.

4.1.2.2 Baumartenzusammensetzung in der Verjüngung

Im gesamten Erhebungsgebiet wurden 14 Baumarten in der Verjüngung erfasst und es gab 5 Stichprobenpunkte ohne Verjüngung. Von diesen 5 Punkten sind 3 Punkte Stangenholz, ein Punkt Dickung und ein Punkt befand sich im Baumholz. Auf knapp 2/3 (62%) der Stichprobenpunkte wurden nur 1 oder 2 Baumarten in der Verjüngung angetroffen. Auf 9% der Punkte kamen 3 Baumarten vor und auf 12% der Punkte 4 Baumarten. 5 und 6 Baumarten kamen auf keinem der Probepunkte vor. Jedoch konnte auf einer Fläche 7 Baumarten in der Verjüngung aufgenommen werden. Am häufigsten in der Verjüngung wurde Fichte (71%), Stieleiche (50%) und Vogelbeere (24%) erhoben. Andere Baumarten, wie zum Beispiel Esche, Salweide, Birke, Vogelkirsche und Wildapfel kamen unter 10% der Probepunkte vor.

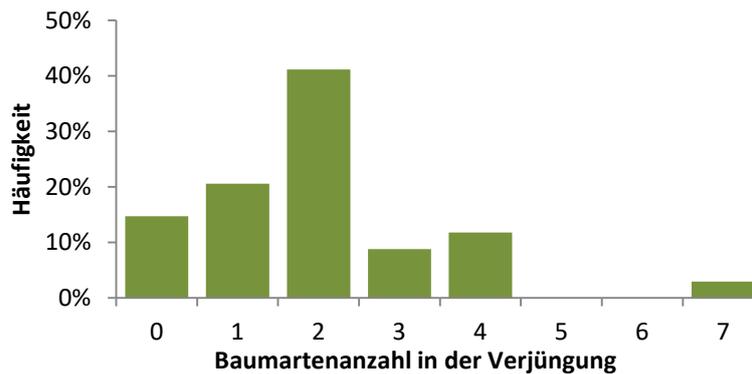


Abbildung 26: Häufigkeit der Stichprobenpunkte mit unterschiedlicher Baumartenanzahl nach Klassen in der Verjüngung.

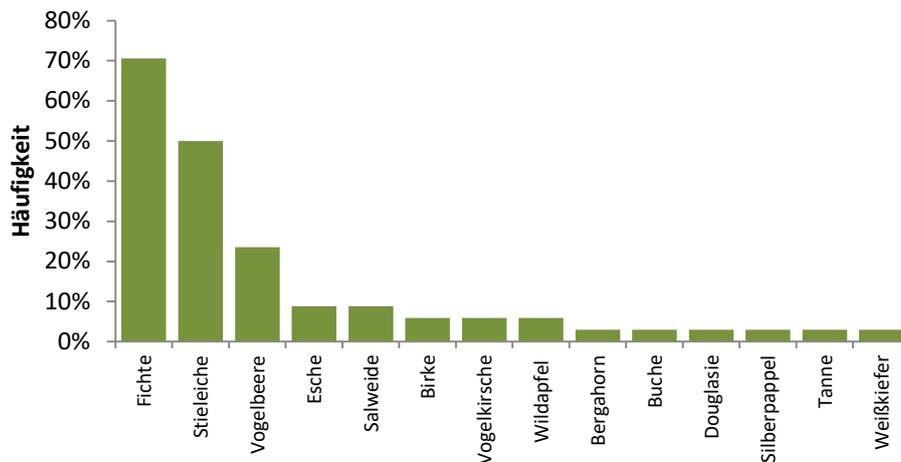


Abbildung 27: Häufigkeit der jeweiligen Baumart in der Verjüngung.

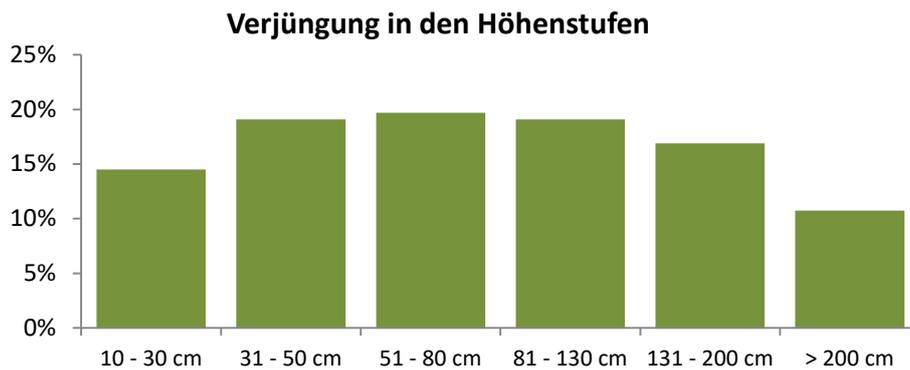


Abbildung 28: Verteilung der Verjüngung nach Höhenstufen.

Im Erhebungsgebiet fanden sich in der Klasse 51-80 cm die meisten Pflanzen, nämlich 20%. In der Höhenklasse 10-30 cm kamen 15% der Pflanzen vor. In der Höhenstufe 31-50 cm und 51-80 cm waren jeweils 19% der erhobenen Verjüngung. In den höchsten Klassen (131-200 cm und >200 cm) kamen 17% und 11% der Verjüngungspflanzen vor. Nur diese Höhenklassen können gegen Rehwildverbiss und über 200 cm auch gegen Rotwildverbiss als sicher eingestuft werden. In Abbildung 29 sieht man, dass die Fichte in jeder Höhenklasse die dominante Baumart war, vor allem aber in den beiden höchsten Höhenklasse (131-200 cm und >200 cm). Stieleiche konnte in allen Höhenklassen erhoben werden. In den ersten vier Höhenklassen (10-30 cm; 31-50 cm; 51-80 cm und 81-130 cm) macht sie jeweils rund 15-25% der Verjüngung aus. Die Vogelbeere, als wichtiges Verbissgehölz kommt bis zu einer Höhe von 130 cm vor.

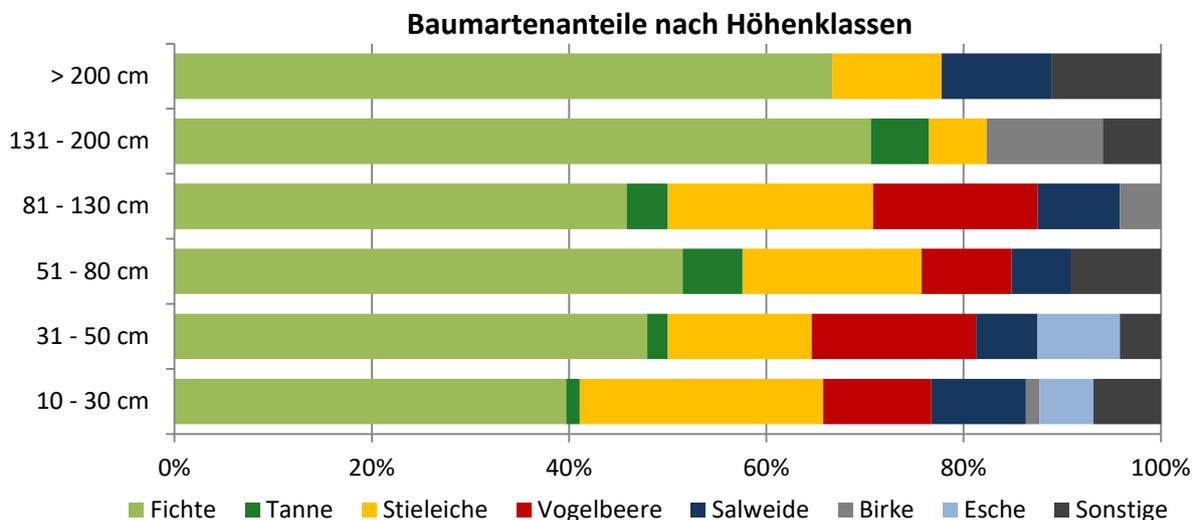


Abbildung 29: Baumartenanteil in den verschiedenen Höhenklassen der Verjüngung.

4.1.2.3 Verjüngungsdichte

Die häufigste Baumart in der Verjüngung ist die Fichte mit 3.129 Pflanzen/ha, gefolgt von der Stieleiche mit 953 Stück/ha, der Vogelbeere mit 576 Stück/ha, der Salweide mit 388 Stück/ha und der Tanne mit 212 Stück/ha. Die anderen Baumarten kamen mit einer Stückzahl von unter 200 Stück/ha vor. Insgesamt kommen in Summe 5.918 Pflanzen pro Hektar vor.

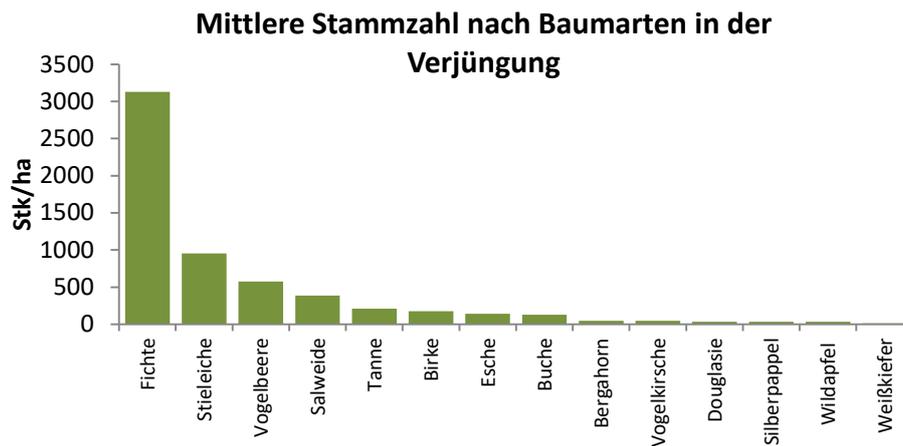


Abbildung 30: Mittlere Stammzahl pro ha nach Baumarten in der Verjüngung (Jungwuchs und Dichtung bis 5 m).

Tabelle 9: Mittlere Stammzahlen pro ha nach Baumarten und Höhenklassen in der Verjüngung (Jungwuchs und Dichtung bis 5 m).

Baumart	Höhenklasse						Gesamt
	10 - 30 cm	31 - 50 cm	51 - 80 cm	81 - 130 cm	131 - 200 cm	> 200 cm	
Fichte	341	541	600	518	706	424	3 129
Stieleiche	212	165	212	235	59	71	953
Vogelbeere	94	188	106	188	0	0	576
Salweide	82	71	71	94	0	71	388
Tanne	12	24	71	47	59	0	212
Birke	12	0	0	47	118	0	176
Esche	47	94	0	0	0	0	141
Buche	0	0	0	0	59	71	129
Bergahorn	24	24	0	0	0	0	47
Vogelkirsche	12	0	35	0	0	0	47
Douglasie	0	0	35	0	0	0	35
Silberpappel	0	0	35	0	0	0	35
Wildapfel	12	24	0	0	0	0	35
Weißkiefer	12	0	0	0	0	0	12
Gesamt	859	1 129	1 165	1 129	1 000	635	5.918

4.1.3 Verbiss

Durch Leittriebverbiss mit entsprechender Ersatztrieb Bildung wird grundsätzlich die Höhe der Pflanze reduziert. Der Leittriebverbiss selbst führt zudem zu einer Schwächung der Pflanze, in den Folgejahren wird dies durch eine Reduktion der Höhenzuwächse deutlich. Beides bewirkt, dass die verbissenen Pflanzen längere Zeiträume unterhalb der Verbissgrenze bleiben (SUDA & GUNDERMANN 1994). Weiteres führt Leittriebverbiss häufig zu Zwieselbildung und damit vor allem bei der Zielsetzung Laubwertholzproduktion zu Wertverlusten. Der selektive Verbiss führt dazu, dass die Lichtbaumarten in der Verjüngung unter die Buche geraten und dann auch konkurrenzbedingt ausdunkeln.

Die Auswertung des Verbisses der letzten drei Jahre 2018-2020 ergab Folgendes: Im Erhebungsgebiet fand der maximale Verbiss in der Verjüngung in den ersten 4 Höhenklassen (bis 1,30 m) statt. In diesem Bereich wurden durchschnittlich 41% der Pflanzen verbissen (einmaliger und mehrmaliger Verbiss). In

der Höhenklasse 131-200 cm wurden 18% der Pflanzen und über 200 cm keine Pflanze verbissen. Im Durchschnitt über alle Höhenklassen war die Verbissbelastung 36%.

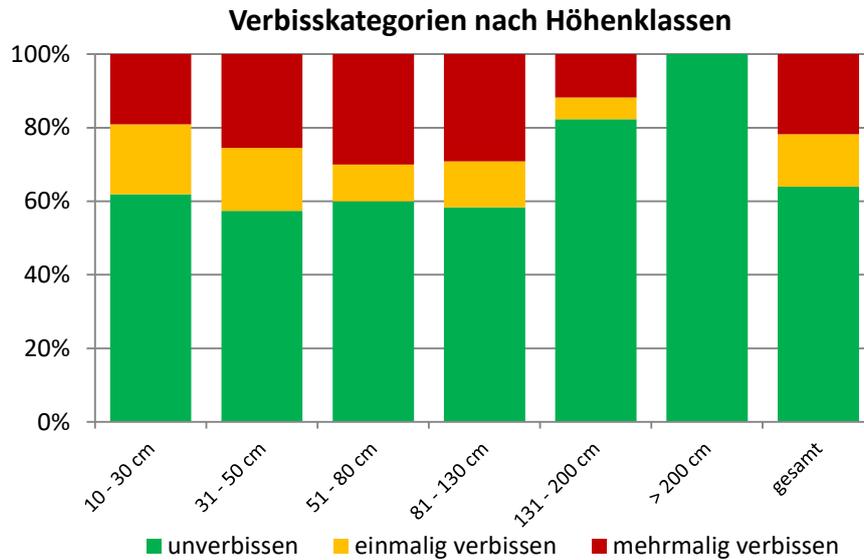


Abbildung 31: Verbissprozente (Leittriebverbiss einmalig bzw. mehrmalig) nach Höhenklassen an Triebjahrgängen (2018 bis 2020).

Es konnte bei Stieleiche (81%) und Vogelbeere (73%) eine sehr starke Verbissbelastung 2020 am Leittrieb festgestellt werden. Salweide und Esche wurde zu einem Drittel verbissen, die Fichte lediglich zu 3%.

Im Erhebungsgebiet wurde die Fichte nur gering (6%) verbissen. Der nicht vorhandene Verbiss bei Weißkiefer, Douglasie, Buche, Bergahorn und Silberpappel ist nur wenig aussagekräftig, da diese Baumarten nur mit 1-6 Stück in der erhobenen Verjüngung vorhanden waren. Auch bei den weiteren Baumarten Tanne, Birke, Vogelkirsche und Wildapfel, die ebenfalls nur in sehr geringer Zahl (2-6 Stück) vorkamen, ist die Aussagekraft begrenzt, auch wenn hier bis zu 50% der Pflanzen verbissen sind. Bei Esche und Salweide konnte mittelmäßiger (40, 44%), bei Vogelbeere und Stieleiche sehr starker Verbiss (77%, 88%) in den letzten 3 Triebjahrgängen (2018-2020) festgestellt werden.

Tabelle 10: Verbissprozent

Baumart	2018-2019	2020	Differenz	2018-2020
Fichte	3%	3%	0%	6%
Tanne	33%	50%	17%	50%
Weißkiefer	0%	0%	0%	0%
Douglasie	0%	0%	0%	0%
Stieleiche	67%	81%	14%	88%
Vogelbeere	46%	73%	27%	77%
Salweide	13%	33%	20%	40%
Esche	11%	33%	22%	44%
Buche	0%	0%	0%	0%
Birke	25%	25%	0%	25%
Bergahorn	0%	0%	0%	0%
Vogelkirsche	100%	50%	-50%	100%
Wildapfel	50%	50%	0%	100%
Silberpappel	0%	0%	0%	0%

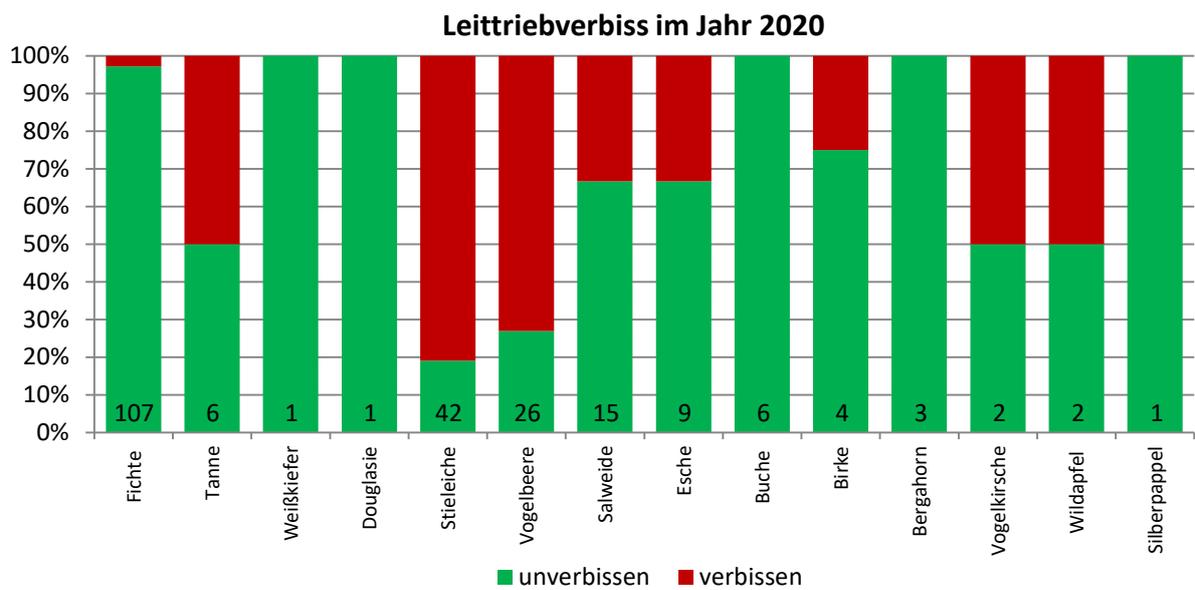


Abbildung 32: Verbissprozente (Leittriebverbiss) im Vorjahr (2020) nach Baumarten.

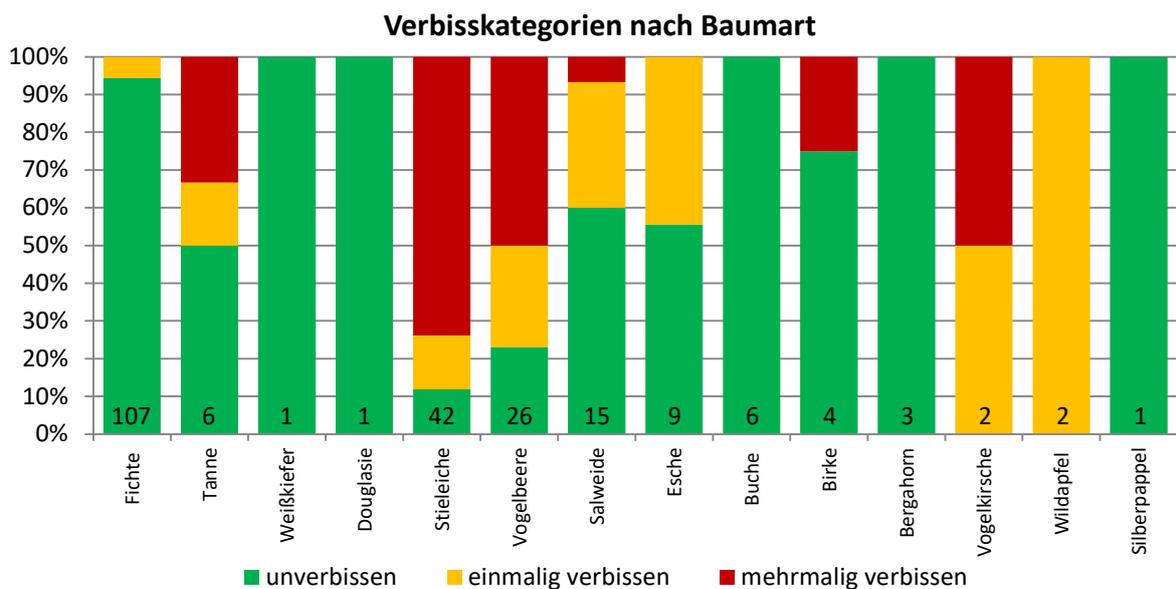


Abbildung 33: Verbissprozente (Leittriebverbiss) nach Baumarten und Verbisshäufigkeit an den letzten 3 Triebjahrgängen (2018 bis 2020).

Fichte wurde nur gering verbissen und es konnte auch kein mehrmaliger Verbiss festgestellt werden. Bei den Laubbaumarten wurde vor allem Stieleiche und Vogelbeere stark verbissen. Der hohe Deckungsgrad der Bodenvegetation kann zwar einen Teil des Verbissdruckes aufnehmen, die gewünschten Zielbaumarten, insbesondere die Stieleiche sind trotzdem stark verbissen.

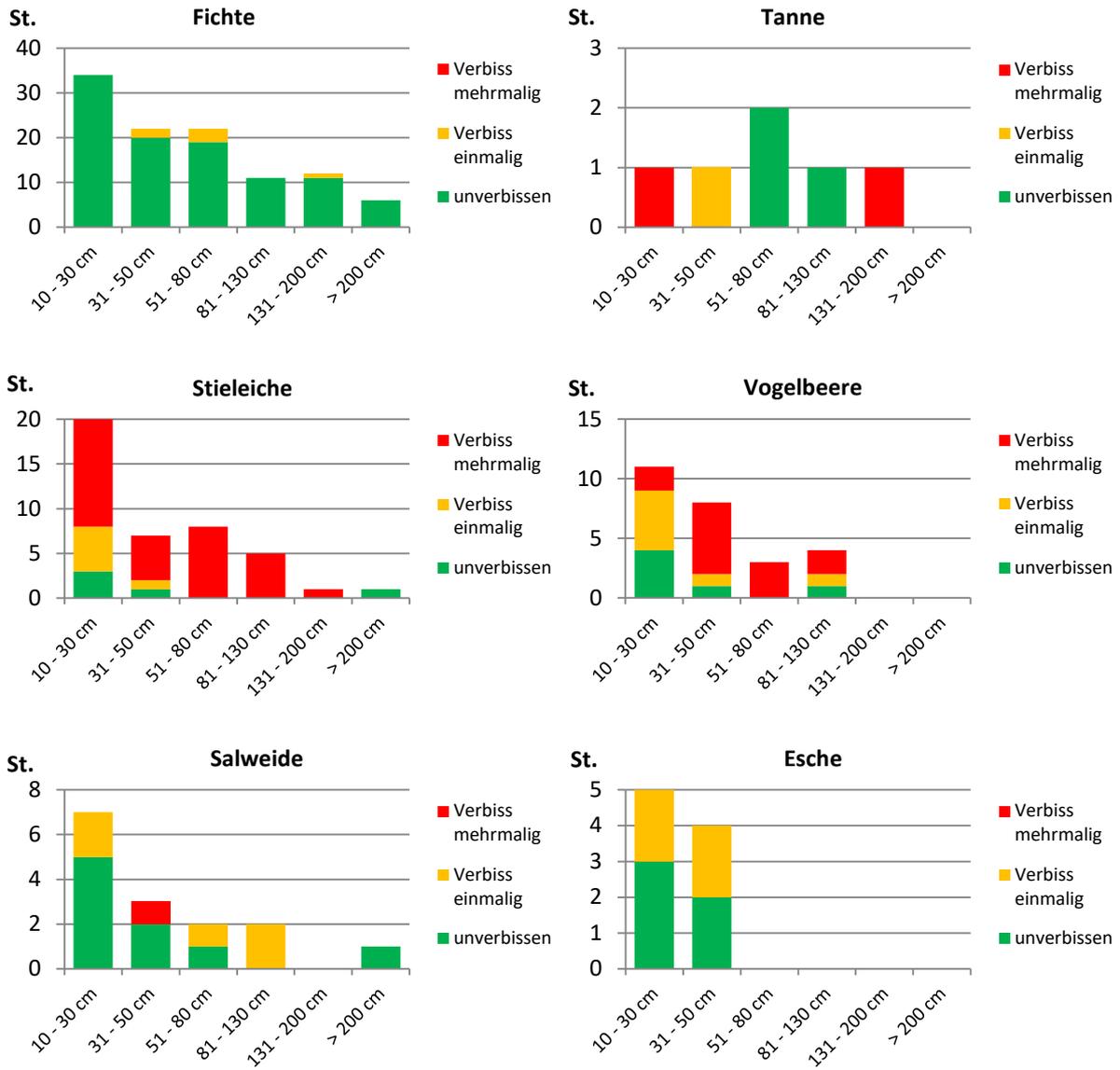


Abbildung 34: Verbiss (Leittriebverbiss) in der Verjüngung (6 höchsten Bäume) nach Baumarten und Höhenklassen an den letzten 3 Triebjahrgängen (2018 bis 2020).

Zusätzliche Verjüngungs- und Verbissdaten

Zusätzlich zu den Erhebungspunkten wurden auf 6 Probestellen, wovon 2 eingezäunt waren, Verjüngungs-, bzw. Verbissdaten im Projektgebiet erfasst. Von den zusätzlichen Punkten standen 2 (Nr. 5 und 6.) nebeneinander, wovon Nr. 6 eingezäunt war.

Auf den 6 zusätzlich erhobenen Probestellen waren die häufigsten Baumarten in den Samenbäumen die Fichte und die Weißkiefer (jeweils 100%), danach die Vogelbeere (67%), die Stieleiche (50%) und weitere 8 Baumarten. In der Verjüngung dominierte die Stieleiche (83%), gefolgt von der Fichte (67%), der Tanne (50%), der Douglasie (33%). Die Buche, die Roteiche und die Zitterpappel kamen nur auf jeweils einem Probestellen vor.

Im Vergleich der Baumartenzahl im fruktifikationsfähigen Alter und in der Verjüngung war kein bedeutender Unterschied zwischen den eingezäunten und den Freiflächen.

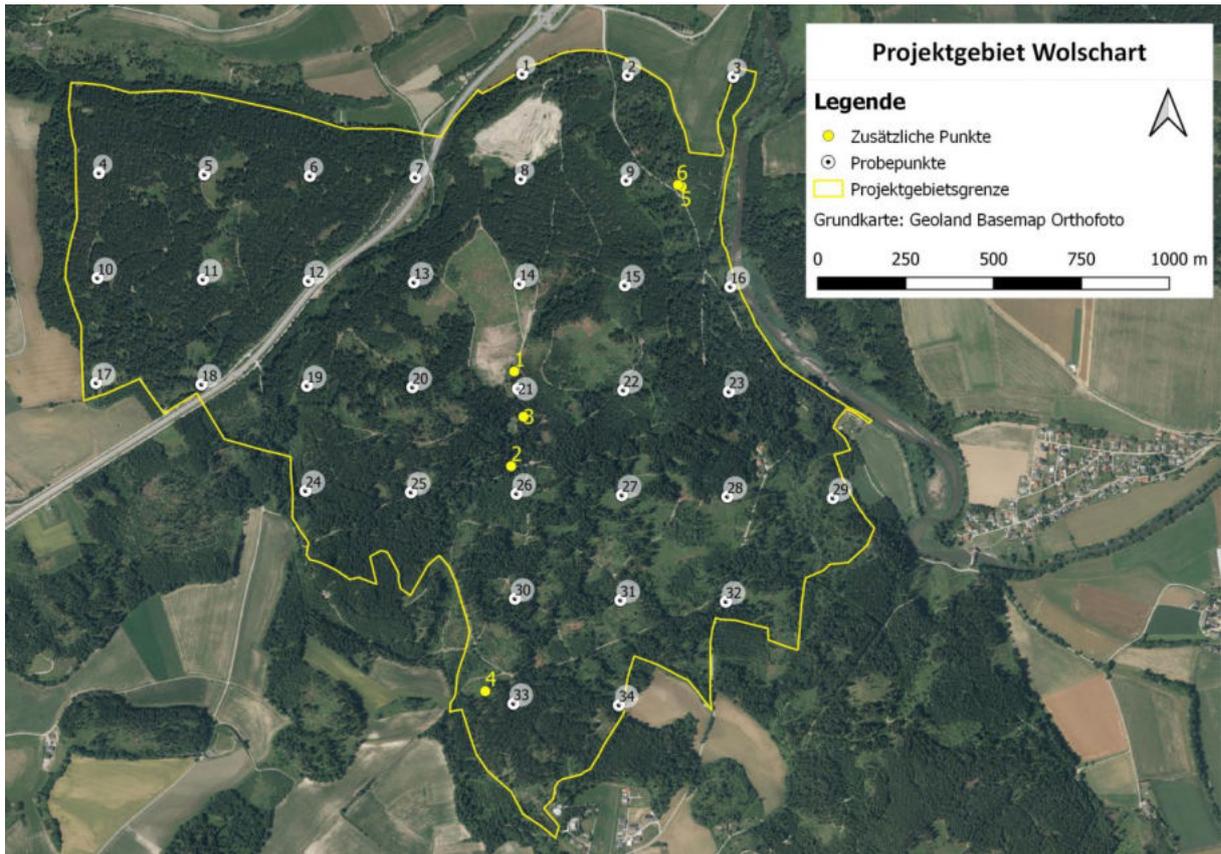


Abbildung 35: Zusätzliche Aufnahmeflächen von Verjüngungs- und Verbissdaten im Projektgebiet.

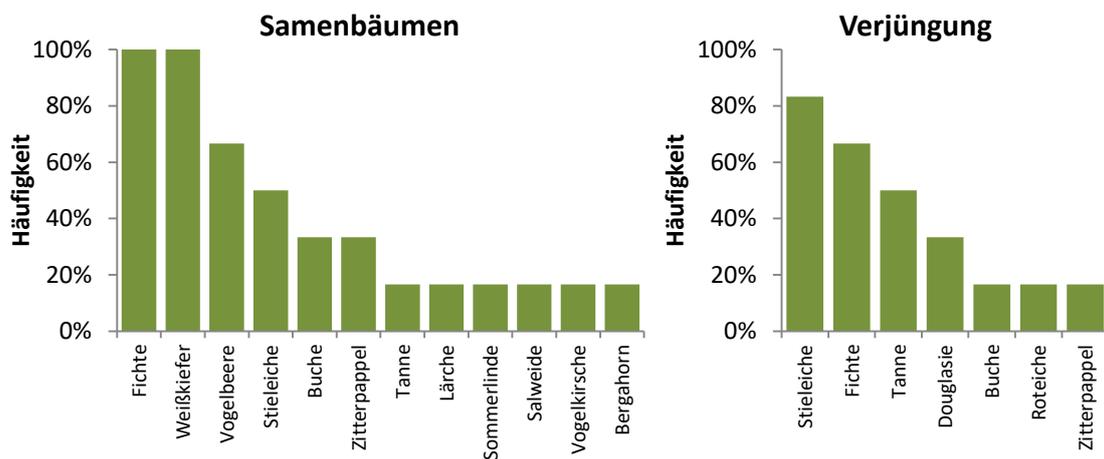


Abbildung 36: Häufigkeit der Baumarten in den Samenbäumen und in der Verjüngung auf den zusätzlichen Punkten.

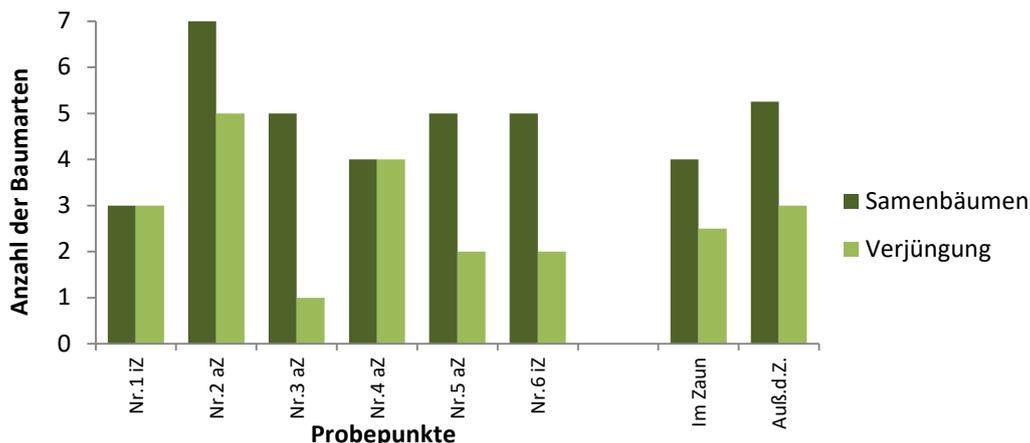


Abbildung 37: Anzahl der Baumarten in den Samenbäumen und in der Verjüngung auf den zusätzlichen Punkten.

Die Verjüngungsdichte war deutlich höher auf den zusätzlichen Probepunkten, nahezu 17.000 Stück/ha wurden vorgefunden. Die höchste Pflanzenzahl war in der Höhenklasse 131-200 cm. Die höchsten Anteile hatten die Tanne (40%) und die Stieleiche (30%).

Im Vergleich von den nebeneinander liegenden zusätzlichen Punkten Nr. 5 und Nr. 6. gab es deutliche Unterschiede in den Mittelwerten der Leittrieblänge, Höhenklasse und Verjüngungsdichte. Im Zaun (Punkt Nr. 6.) waren die Werte erheblich höher.

Tabelle 11: Mittlere Stammzahlen pro ha nach Baumarten und Höhenklassen in der Verjüngung (Jungwuchs und Dichtung bis 5 m) auf den zusätzlichen Punkten.

Baumart	Höhenklasse						Gesamt
	10 - 30 cm	31 - 50 cm	51 - 80 cm	81 - 130 cm	131 - 200 cm	> 200 cm	
Tanne	333	1 333	1 400	800	1 667	1 200	6 733
Stieleiche	0	667	1 400	1 067	667	1 200	5 000
Fichte	0	533	200	1 067	1 333	0	3 133
Douglasie	0	0	0	267	667	400	1 333
Buche	0	0	0	0	333	0	333
Zitterpappel	0	133	0	0	0	0	133
Roteiche	67	0	0	0	0	0	67
Gesamt	400	2 667	3 000	3 200	4 667	2 800	16 733

Tabelle 12: Mittelwerte der Leittrieblänge, Höhenklasse und Dichte von der Verjüngung auf den nebeneinander stehenden zusätzlichen Punkten (Nr. 5 und Nr. 6).

Probepunkt	Baumart	Mittelwert		
		Leittrieblänge (cm)	HKL	Verj.dichte (St./ha)
Nr. 5 (außerhalb des Zaunes)	Fichte	6,5	3,5	2 800
	Stieleiche	1,5	2,7	5 600
Nr. 6 (im Zaun)	Douglasie	18,0	5,5	4 400
	Stieleiche	16,8	5,2	13 600

Insgesamt war die durchschnittliche Verbissbelastung (30%) auf den zusätzlichen Punkten ähnlich wie auf den 34 Probepunkten, nur in den Höhenklassen waren die Verhältnisse einigermaßen anders. In

den Höhenklassen 51-80 cm und 81-130 cm war der Verbissanteil höher, dagegen in den anderen Höhenbereichen geringer.

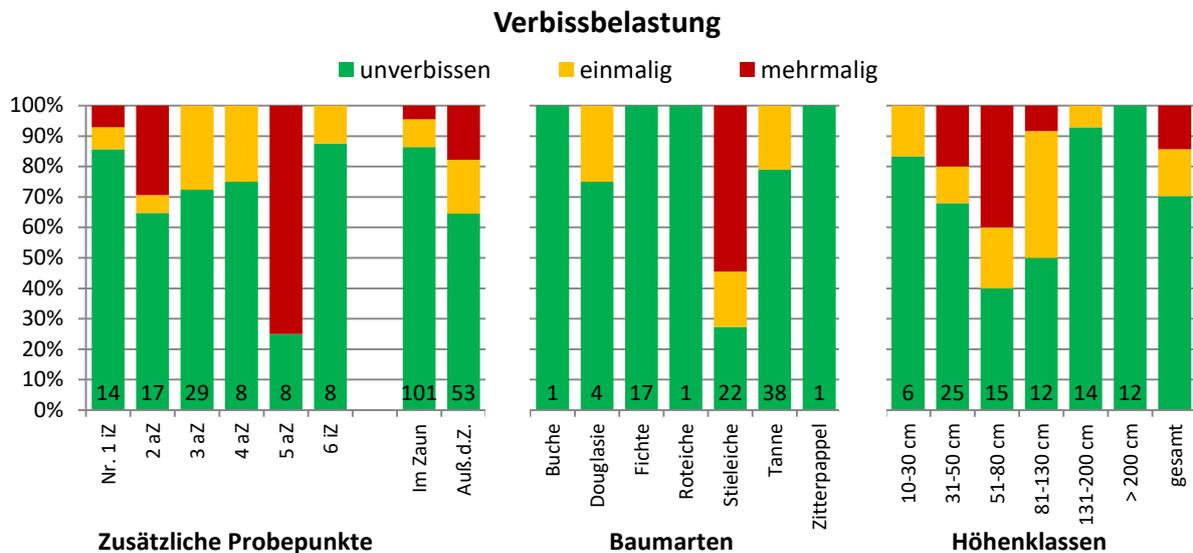


Abbildung 38: Verbissprozent (Leittriebverbiss) auf den zusätzlichen Probepunkten, nach Baumarten und nach Höhenklassen an den letzten 3 Triebjahrgängen (2018 bis 2020).

4.1.4 Schälsschäden

Auf den Erhebungspunkten wurden keine Schälsschäden gefunden.

4.1.5 Vergleichende Analyse der Baumartenvielfalt mit künftiger Baumarteneignung

In dieser Analyse wird durch eine Modellrechnung ermittelt, welche Baumarten auf Grund des Klimawandels künftig eine hohe Eignung aufweisen.

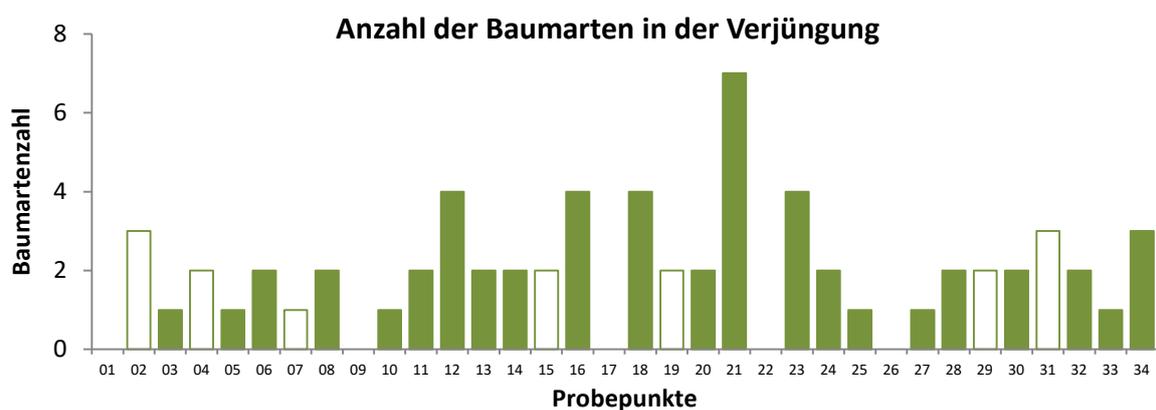
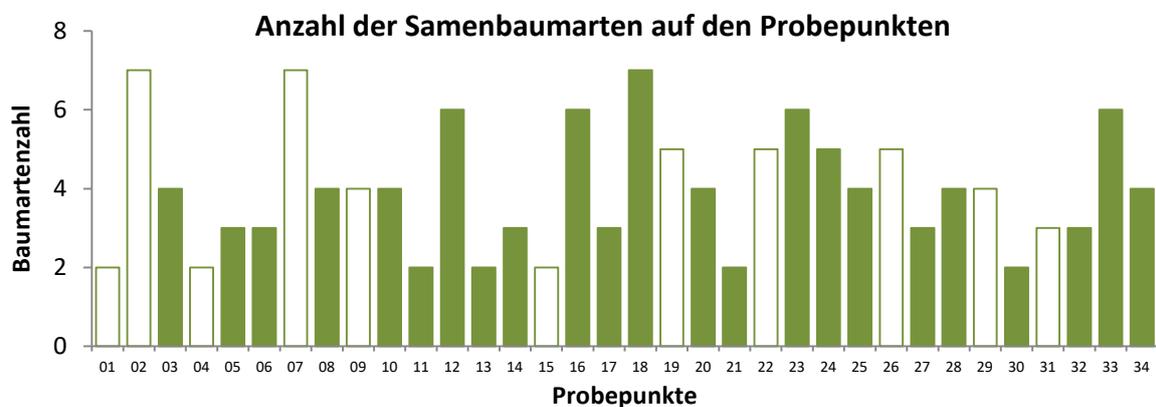
Aufgrund der Lage des Untersuchungsgebietes und der dementsprechend hohen Anzahl an Mischbaumarten ist die natürliche Baumartenvielfalt als hoch einzuschätzen. Das zeigt sich auch bei der Vielzahl an Samenbäumen. Es wurden je Probepunkt, wo Verjüngung anzustreben wäre (an 23 von 34 Punkten) zwischen 2 und 7 Baumarten als Samenbäume erhoben, das Mittel über alle Punkte betrug 3,9 (Median: 4). Diese hohe Baumartenzahl spiegelt sich auch in der Shannon Diversität (eine mathematische Größe für Artenvielfalt), die für die Samenbäume Werte zwischen 0,69 und 1,95 und im Mittel 1,30 ergab, wider.

Wird die Baumartenzahl der Samenbäume mit der tatsächlich vorhandenen Verjüngung verglichen, ist der Unterschied signifikant (ANOVA Tukey Post-Hoc-Test $Q=5,83$; $p=0,00$). Die Anzahl an Baumarten in der Verjüngung schwankt zwischen 0 und 7, der Mittelwert ist bei 2,3 Arten (Median: 2). Die Shannon Diversität fällt entsprechend der Vielfalt an Samenbäumen signifikant (ANOVA Tukey Post-Hoc-Test $Q=4,87$; $p=0,01$) ab und liegt zwischen 0 (d. h. keine oder nur eine Baumart) und 1,95 im Mittel bei einem Wert von 0,71. Grund für diese Abweichung sind vermutlich die unregelmäßige Fruktifikation der Baumarten und die möglicherweise schlechten Keimungsbedingungen auf einigen Standorten. Bei

entsprechend langen Verjüngungszeiträumen sollte die Verjüngung das natürliche Baumartenpotenzial grundsätzlich gut abbilden können.

Wird neben dem Vorhandensein von Verjüngung, zusätzlich der Verbiss bzw. der Nicht-Verbiss berücksichtigt, als notwendige Voraussetzung für eine erfolgreiche Naturverjüngung der jeweiligen Baumart, so lässt die Diversität der Baumarten weiter nach. Es finden sich auf den verschiedenen Probepunkten 0–6 Baumarten je Punkt, im Mittel liegt der Wert bei 1,5 (Median: 1) und damit bei etwa 39% der vorhandenen Samenbaumarten. Die Shannon Diversität schwankte bei den unverbissenen Baumarten in der Verjüngung zwischen 0 und 1,79, im Mittel beträgt sie 0,36.

Ein weiterer Rückgang der Baumartenvielfalt ist zu beobachten, wenn die Klimaeignung berücksichtigt wird. Es sind, abgesehen von Fichte, alle vorgefundenen Hauptbaumarten für die zukünftige Waldwirtschaft geeignet. Allein auf 10 von 23 Probepunkten (44%) kam die unverbissenen und gleichzeitig klimafitte Verjüngung vor. In diesem Fall reduzierte sich die Baumartenvielfalt auf 0,7 Baumarten im Mittel. Damit sank die Shannon Diversität der Baumarten auf Werte zwischen 0 und 1,61, im Mittel 0,37.



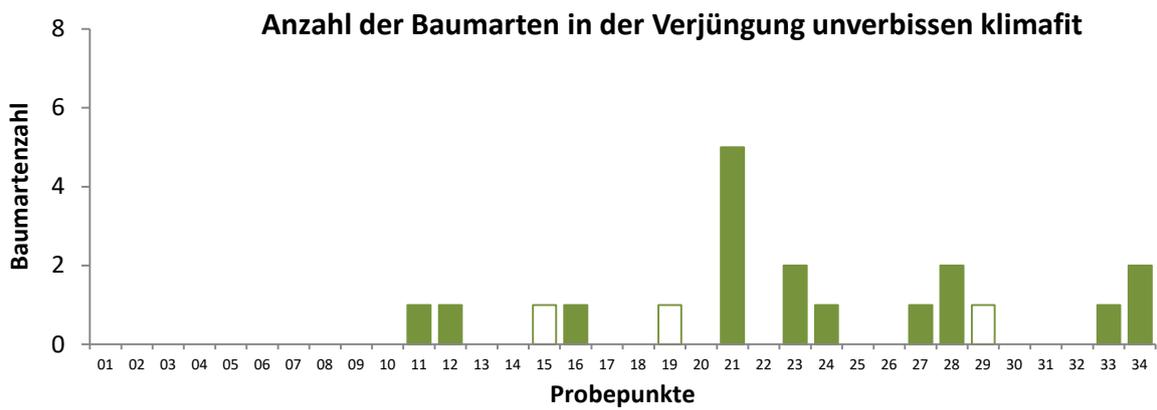
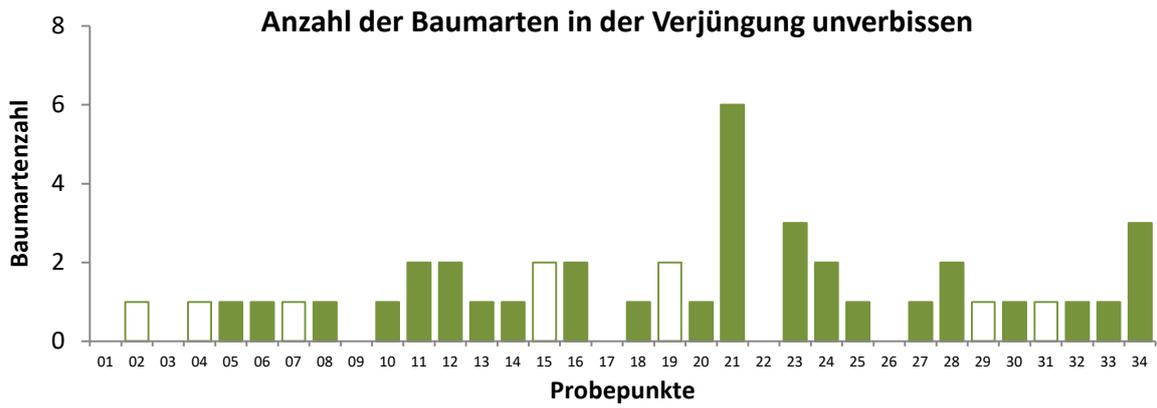


Abbildung 39: Räumliche Verteilung der Baumartenvielfalt (Anzahl an Baumarten) unter den fruktifikationsfähigen Altbäumen (Samenbäume) in der beobachteten Verjüngung, in der unverbissenen Verjüngung und in der unverbissenen Verjüngung der klimaresistenten Baumarten.

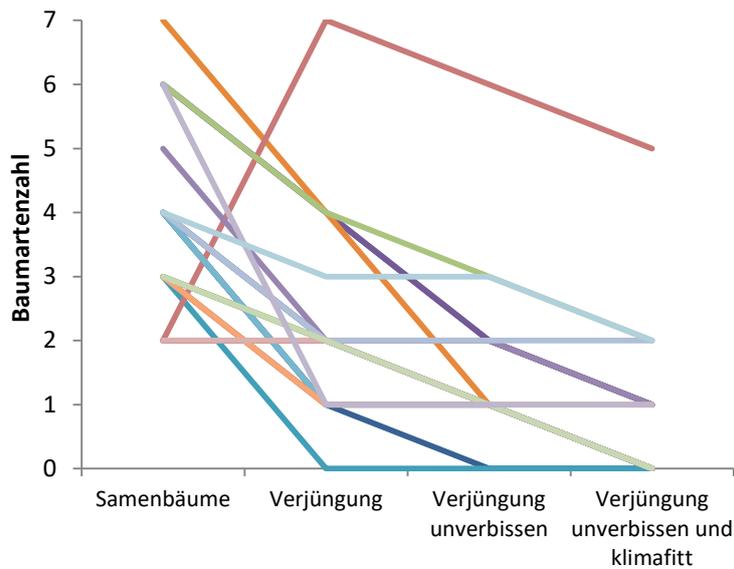


Abbildung 40: Abnahme der Baumartenvielfalt von den fruktifikationsfähigen Altbäumen (Samenbäume) bis zu der unverbissenen Verjüngung der klimaresistenten Baumarten. Jede Linie zeigt die Tendenz auf einer Probefläche wo Verjüngung anzustreben wäre.

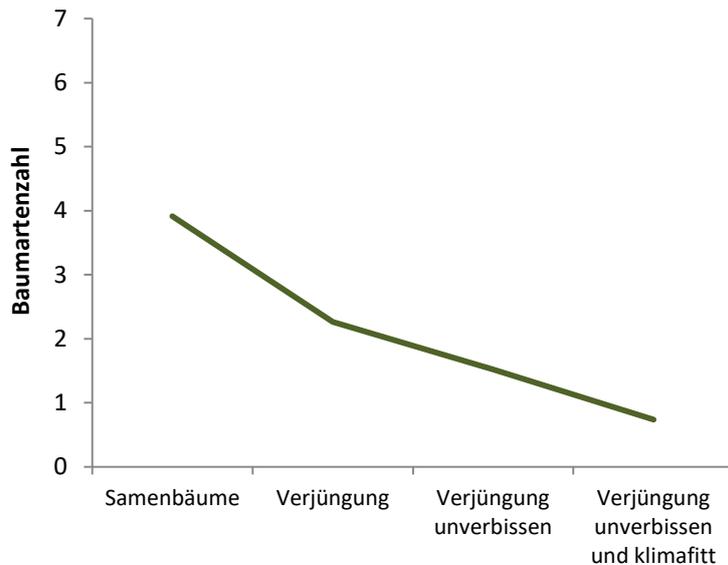


Abbildung 41: Abnahme der Baumartenvielfalt von den fruktifikationsfähigen Altbäumen (Samenbäume) bis zu der unverbissenen Verjüngung der klimaresistenten Baumarten im gesamten Projektgebiet (wo Verjüngung anzustreben wäre).

Eine große Anzahl von Fichtenverjüngung war auf den meisten Probepunkten vorhanden. Tanne und Weißkiefer kommt in der Verjüngung in geringen Mengen vor, Lärche konnte in der Verjüngung keine erhoben werden. Die Laubmischarten wie Stieleiche und Vogelbeere sind sowohl im Altbestand, als auch in der Verjüngung mit beachtlichen Anteilen repräsentiert, gleichzeitig leiden sie unter mittelmäßigen, beziehungsweise starkem Verbissdruck.

Das Naturverjüngungspotenzial würde die Möglichkeiten bieten, die Wälder vorausschauend „klimastabil“ zu machen. Jedoch kann durch die hohen Schalenwildbestände die verjüngungsökologisch ungünstige Situation durch starke Verbisschäden nicht optimal ausgenutzt werden. Zurzeit deutet die Bestandesentwicklung aufgrund des Wildverbisses in Richtung reiner Fichten-Bestände hin. Die Fichte, mit höchstem Anteil im Altbestand, befindet sich bereits nahe an ihrer warm-trockenen Verbreitungsgrenze und wird dadurch auch in der Zukunft nicht ihr Optimum im Erhebungsgebiet finden. Um diese Baumart zu ersetzen, müssen neue und durchaus mehrere Zielbaumarten angestrebt werden. Für das Untersuchungsgebiet zukunftssträchtige Baumartenmischungen sollten neben wirtschaftlichen Überlegungen, auch zu einer Verbesserung der ökologischen Stabilität unter aktuellen als auch unter prognostizierten Klimabedingungen beitragen.

Nach einer Analyse der klimatischen Eignung der Hauptbaumarten unter Annahme des moderaten Klimawandelszenarios RCP 4.5, das einer durchschnittlichen Erwärmung von 2-3°C entspricht, zeigt sich, dass die Fichte für das Projektgebiet in Zukunft nicht empfohlen werden kann und lediglich auf Standorten mit nördlicher (NW, N, NO) Exposition als Mischbaumart noch eine Rolle spielen sollte. Andere Nadelbaumarten wie die Tanne, Lärche oder Weißkiefer sind unter den erwarteten zukünftigen Klimabedingungen geeignet. Buche und Stieleiche sollten in Zukunft als Hauptbaumarten eine wichtige Rolle spielen, wobei die Stieleiche auf den sehr wüchsigen Standorten auch wirtschaftlich überaus interessant erscheint. Andere heimische Laubbaumarten wie Bergahorn, Vogelkirsche, Birke, Esche, Hainbuche, Schwarzerle, Winterlinde sind ebenfalls empfehlenswert.

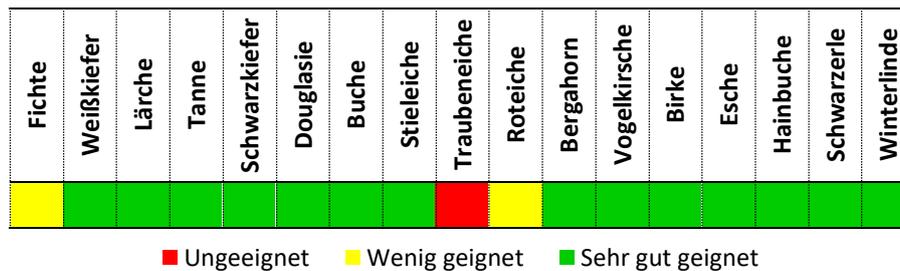


Abbildung 42: Ampelsystem für klimatische Eignung von Baumarten für das Projektgebiet Wolschart am Ende des 21. Jahrhunderts bei Annahme des moderaten Klimawandelszenarios RCP 4.5, welches einer durchschnittlichen Erwärmung von 2-3°C entspricht.

Die folgende Tabelle zeigt die klimatische Eignung der Hauptbaumarten im Projektgebiet am Ausgang des 20. Jahrhunderts (1971-2000), die potenzielle zum Ende des 21. Jahrhunderts bei Annahme der Klimawandelszenario RCP 4.5 und RCP 8.5, welche einer durchschnittlichen Erwärmung von 2-3°C, bzw. 4-6°C entsprechen. Das pessimistische Szenario (RCP 8.5) ist ein guter Hinweis darauf, dass die Buche und die Eichen eine wichtige Rolle spielen werden.

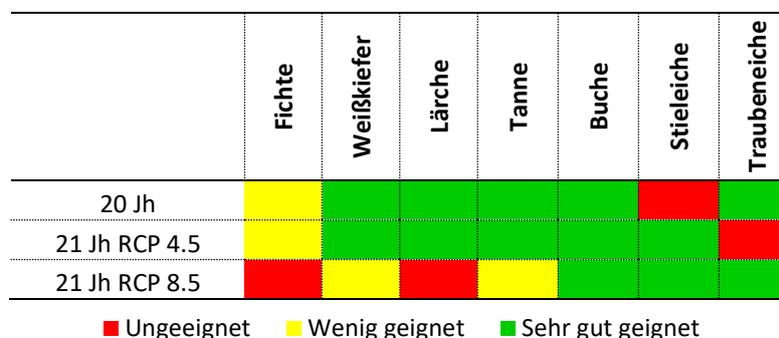


Abbildung 43: Klimatische Eignung von den Hauptbaumarten im Projektgebiet am Ausgang des 20. Jahrhunderts (1971-2000), die potenzielle zum Ende des 21. Jahrhunderts bei Annahme der Klimawandelszenario RCP 4.5 und RCP 8.5, welche einer durchschnittlichen Erwärmung von 2-3°C, bzw. 4-6°C entsprechen.

4.1.6 Vergleich der erhobenen Verjüngung mit den WEM-Daten

Beim Vergleich der Verjüngung im Projektgebiet und der WEM-Daten auf Bezirksebene ließ sich Folgendes feststellen:

Bei der Baumartenverteilung hatte die Fichte im Projektgebiet eine ähnliche Dominanz in den Höhenklassen wie im gesamten Bezirk. Die Hartlaubgehölze hatten im Wolschartwald insgesamt einen etwas kleineren, dagegen die Eiche und die Weichlaubgehölze einen größeren Anteil in der Verjüngung. Die Lärche kam in der Verjüngung im Projektgebiet nicht vor, die Buche nur in den oberen Höhenklassen.

Bei allen Baumarten, bzw. Baumartengruppen gab es signifikante Unterschiede (Fisher Exakt Test $p < 0,01$) in den verschiedenen und zwischen den verschiedenen Höhenklassen.

Der Nadelholzanteil war im Bezirk (73%) deutlich höher (Fisher Exakt Test $p < 0,01$) als im Projektgebiet (54%).

Beim Vergleich der Verbissprozente nach den Höhenklassen zwischen Projektgebiet und Bezirksebene (WEM) gab es bei der Fichte einen signifikanten Unterschied (Fisher Exakt Test $p < 0,00$), die

Verbißbelastung war im Projektgebiet deutlich niedriger als im Bezirk. Bei Eiche gab es keinen bedeutenden Unterschied (Fisher Exakt Test $p=0,7$). Bei den anderen Baumarten gab es im Projektgebiet so wenige Individuen, dass ein statistischer Vergleich nicht sinnvoll war.

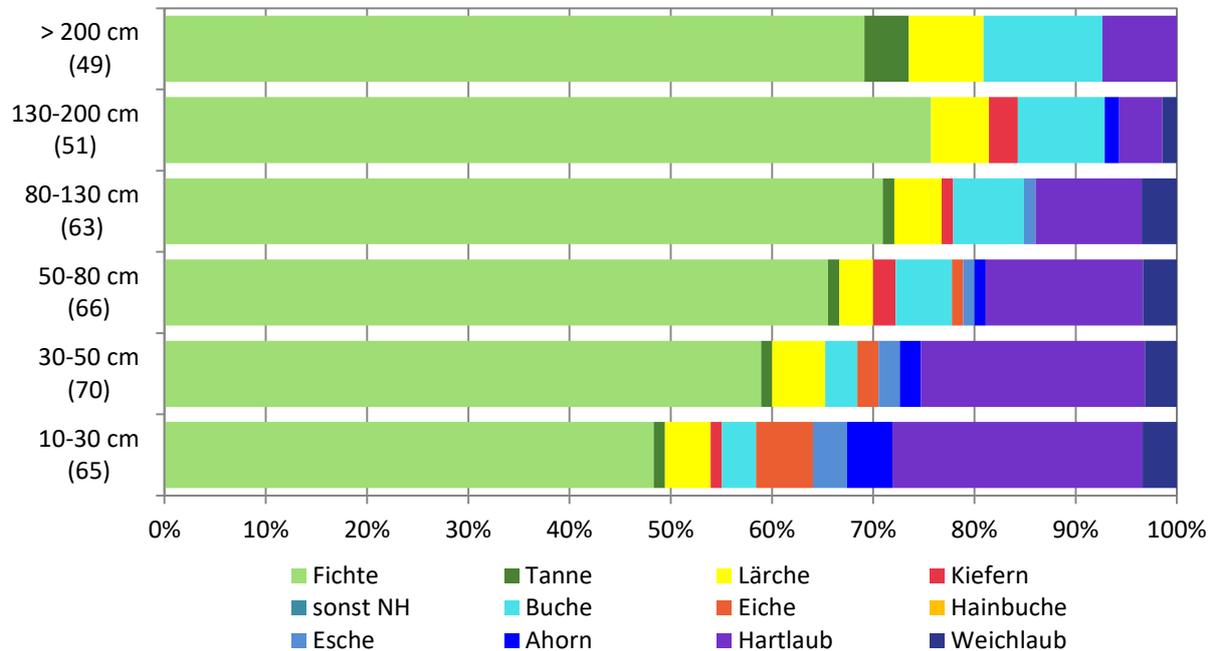


Abbildung 44: Baumartenanteile auf den 37 Erhebungsflächen im Bezirk St. Veit a. d. Glan der WEM-Periode 5 (2016-2018) nach Höhenklassen.

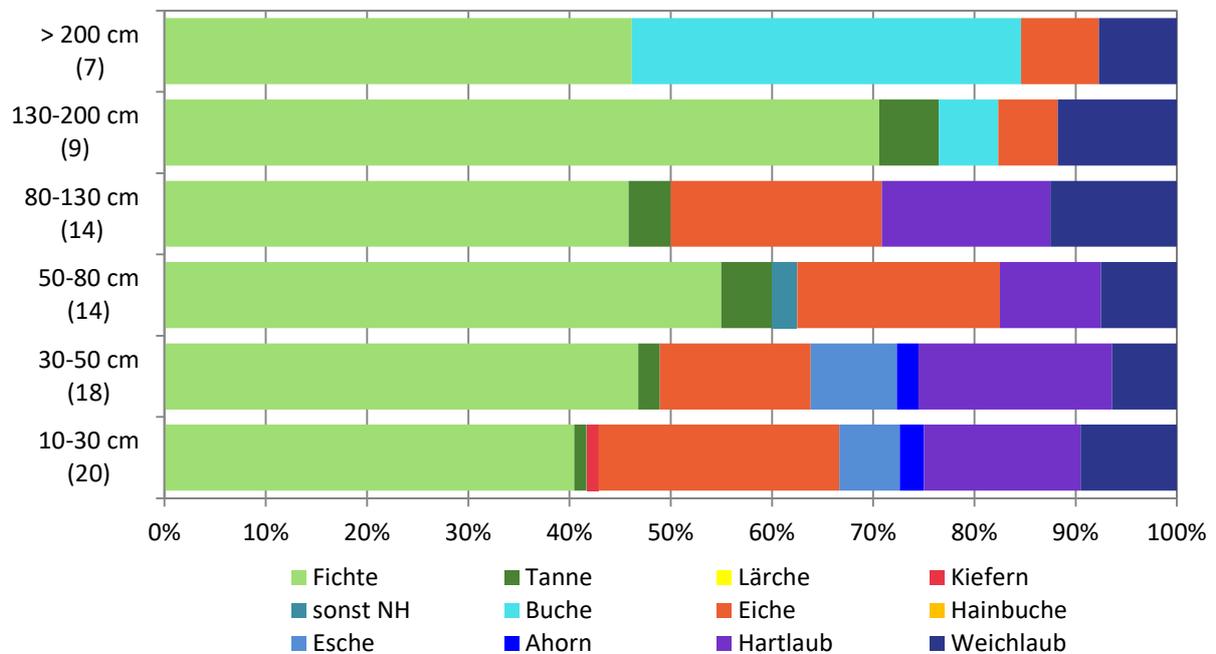
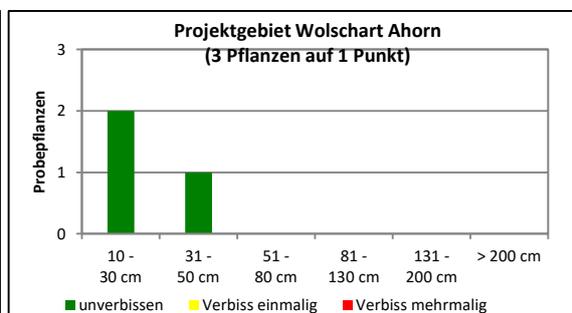
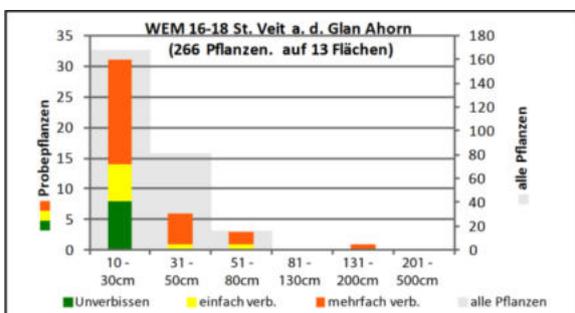
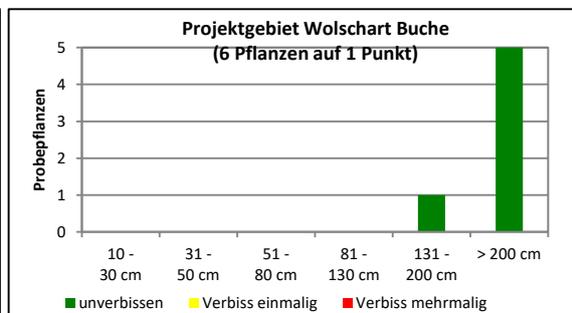
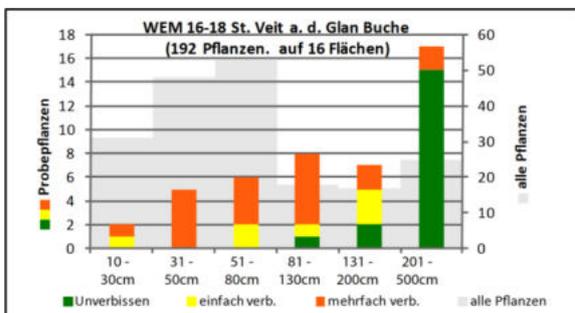
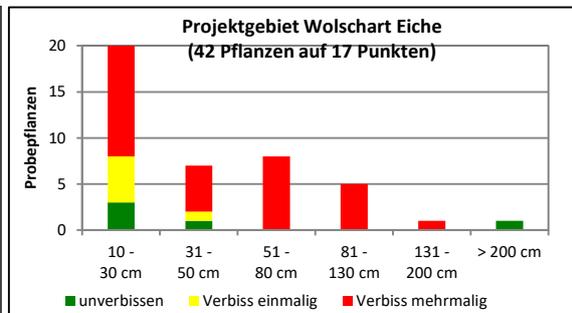
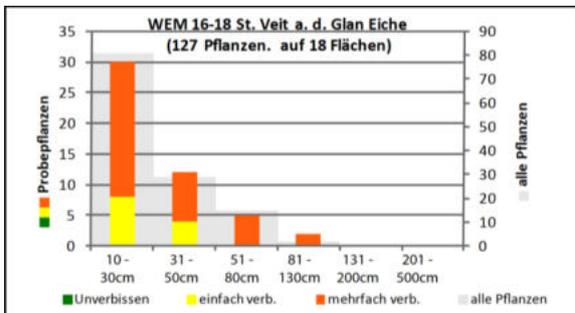
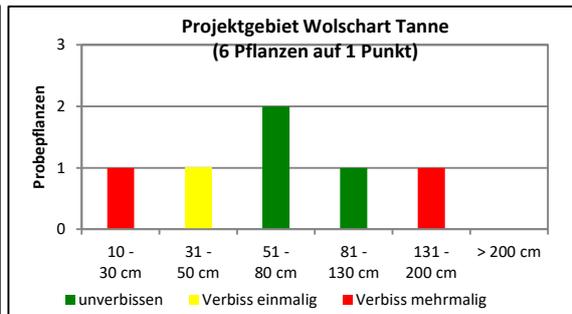
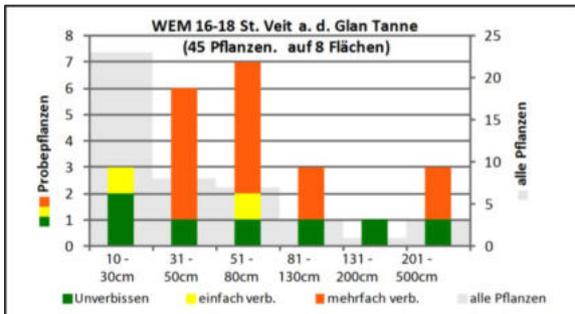
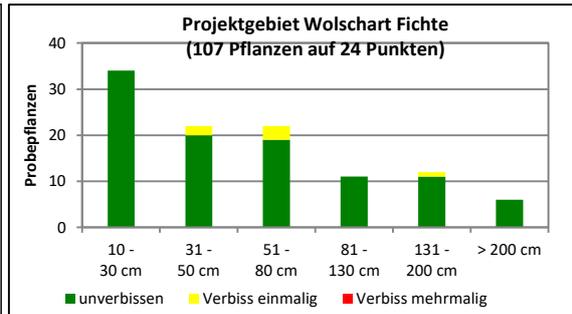
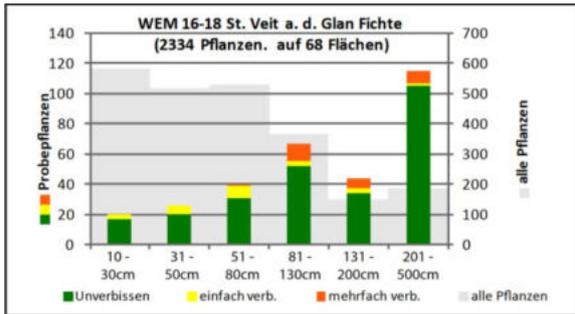


Abbildung 45: Baumartenanteile auf den 72 Erhebungspunkten im Projektgebiet Wolschart (2021).



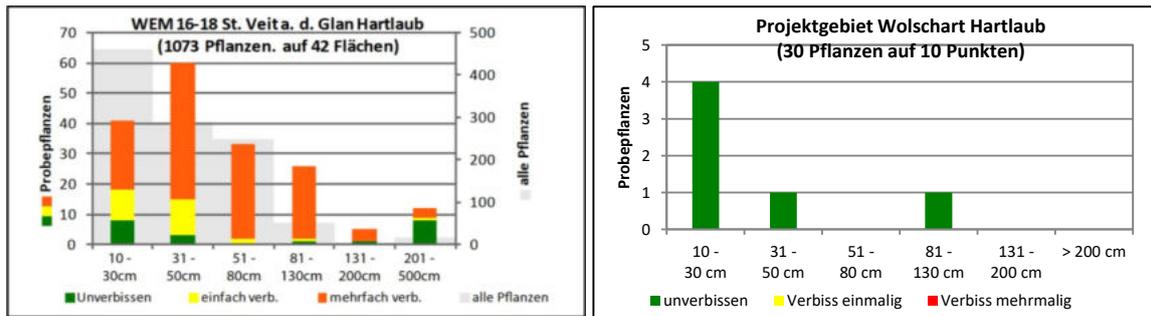


Abbildung 46: Verbiss nach Baumarten und Höhenklassen im Bezirk St. Veit a. d. Glan der WEM-Periode 5 (2016-2018) und im Projektgebiet Wolschart (2021).

4.1.7 Waldökologische Zusammenfassung

Das Untersuchungsgebiet zählt zum forstlichen Wuchsgebiet 6.2 Klagenfurter Becken und ist durch die inneralpine Lage kontinental getönt. Die Waldstandorte befinden sich in der submontanen Höhenstufe mit meist nördlicher Hangrichtung.

Im Untersuchungsgebiet befindet sich bereits jetzt die Fichte nahe an ihrer warm-trockenen Verbreitungsgrenze. Nach einer Analyse der klimatischen Eignung unter Annahme des moderaten Klimawandelszenarios RCP 4.5, mit einer durchschnittlichen Erwärmung von 2-3°C, wird in der Zukunft die Fichte hier nicht ihr Optimum finden und sollte deshalb vor allem in Mischung mit anderen Laubbaumarten und Nadelbaumarten wie Tanne und Lärche gemeinsam vorkommen. Die Tanne, die Lärche oder die Weißkiefer können in der Zukunft die Fichte ersetzen. Von den Laubbaumarten sind Buche und Stieleiche als Zielbaumarten zu empfehlen. Andere Laubbaumarten wie Bergahorn, Vogelkirsche, Birke, Esche, Hainbuche sowie Winterlinde sind als klimafitte Mischbaumarten ebenfalls anzuraten.

Die Bestände sind überwiegend einschichtig, gleichmäßig strukturiert. Sie haben im gleichen Maße geringe, mäßige und starke Überschirmung. Es wurde auf einem Großteil der Punkte ein sehr hoher Deckungsgrad der Bodenvegetation vorgefunden. Die vorherrschende Baumart in den Altersklassen Stangenholz bis Altholz war die Fichte. Im Untersuchungsgebiet waren insgesamt 19 verschiedene fruktifikationsfähige Baumarten anzutreffen. Diese hohe Anzahl an Baumarten spiegelt sich auch in der Zusammensetzung der Bestände wider. Es wurde keine einzige Fläche mit nur einer Baumart erhoben. Ein Drittel der Probestpunkte waren Mischbeständen mit 5 bis 7 Baumarten und die anderen zwei Drittel waren mit 2 bis 4 Baumarten bestockt. Des Weiteren spiegelt sich die Vielzahl an Samenbäumen teilweise in der Verjüngung wider. Insgesamt wurden 14 verschiedene Baumarten in der Verjüngung erhoben, wobei die drei häufigsten Baumarten Fichte (71%), Stieleiche (50%) und Vogelbeere (24%) waren.

Im Erhebungsgebiet fanden sich in der Höhenklasse 51-80 cm die meiste Naturverjüngung. Nach dieser Höhe, je höher die Bäume in der Verjüngung werden, desto geringer wird ihre Dichte und die Baumartenanteile sanken. Der höchste Verbiss in der Verjüngung findet in den ersten 4 Höhenklassen statt. In diesem Bereich waren 41% der Pflanzen verbissen. In der Höhenklasse 131-200 cm sind 18% verbissen und über 200 cm Höhe wurde keine Pflanze verbissen. Von den zwei wichtigsten Baumarten in der Verjüngung wurde die Fichte nur gering, die Stieleiche sehr stark verbissen.

Das Naturverjüngungspotenzial bietet grundsätzlich gute Möglichkeiten, die Wälder vorausschauend „klimastabil“ zu machen. Trotz des hohen Deckungsgrades der Bodenvegetation lag die Verjüngungsdichte bei knapp 6.000 Pflanzen/ha, davon in der Höhenstufe über 30 cm bei über 5.000 Pflanzen/ha. Vor allem aber sind die Laubholzarten aufgrund des starken Verbisses in ihrer Entwicklung beeinträchtigt, das gilt insbesondere für die in der Verjüngung häufige und auch wirtschaftlich interessante Stieleiche. Die Bestandesentwicklung deutet derzeit auf einen hohen Anteil (Altbestand wie Verjüngung) von Fichte hin.

4.2 Wildökologie

4.2.1 Jagdliche Grundlagen

4.2.1.1 Abschussplan- und Abschüsse der letzten Jahre

Die rund 302 ha große Eigenjagd Wolschartwald setzt sich aus den 272 ha Fläche des Forstbetriebes und zusätzlichen 30 ha Anschluss- und Abrundungsflächen zusammen. Die Eigenjagd besteht aus etwa 268 ha Wald, 29 ha Weide, Wiesen und Acker und 1 ha Siedlung. Die Friesacher Bundesstraße durchtrennt das Eigenjagdgebiet von Norden nach Südwesten. Die Bundesstraße und der Fluss Gurk, der über rund 1,5 km entlang der nordöstlichen Jagdgebietsgrenze fließt, nehmen jeweils etwa 2 ha der Fläche ein.

Hauptschalenwild im Gebiet ist das Rehwild. Rotwild zieht nur ab und zu durch das Gebiet. Rehwildabschüsse wurden entsprechend der Kärntner Abschussplanung für jeweils 2 Jahre zusammengefasst von 1995 bis 2020 übermittelt. Die Abschüsse stiegen von 1995 bis 2004 von 5 auf 9 Rehen pro 100 ha und Jahr an und sanken danach bis zum Jahr 2016 wieder auf etwa 6 Reh ab. Seither steigt der Abschuss wieder stark und liegt in den Jahren 2019/20 bei je 12 Rehen pro 100 ha und Jahr. Das ergibt eine durchschnittliche Entnahme von fast 8 Rehen pro 100 ha und Jahr. Die Abschüsse erfolgten für Kitze, Geißen und Böcke in annähernd gleicher Höhe.

Tabelle 13: Abschusszahlen für Rehwild

	Rehwild			
	Bock	Geiß	Kitz	ges.
1995 - 1996	10	10	10	30
1997 - 1998	13	14	14	41
1999 - 2000	15	16	16	47
2001 - 2002	16	17	17	50
2003 - 2004	16	18	18	52
2005 - 2006	16	18	18	52
2007 - 2008	16	16	16	48
2009 - 2010	12	15	15	42
2011 - 2012	12	15	15	42
2013 - 2014	14	15	13	42
2015 - 2016	12	12	10	34
2017 - 2018	18	18	15	51
2019 - 2020	24	24	24	72
SU	194	208	201	603
DS pro Jahr	7,5	8,0	7,7	23,2
DS pro 100ha und Jahr	2,6	2,7	2,6	7,8

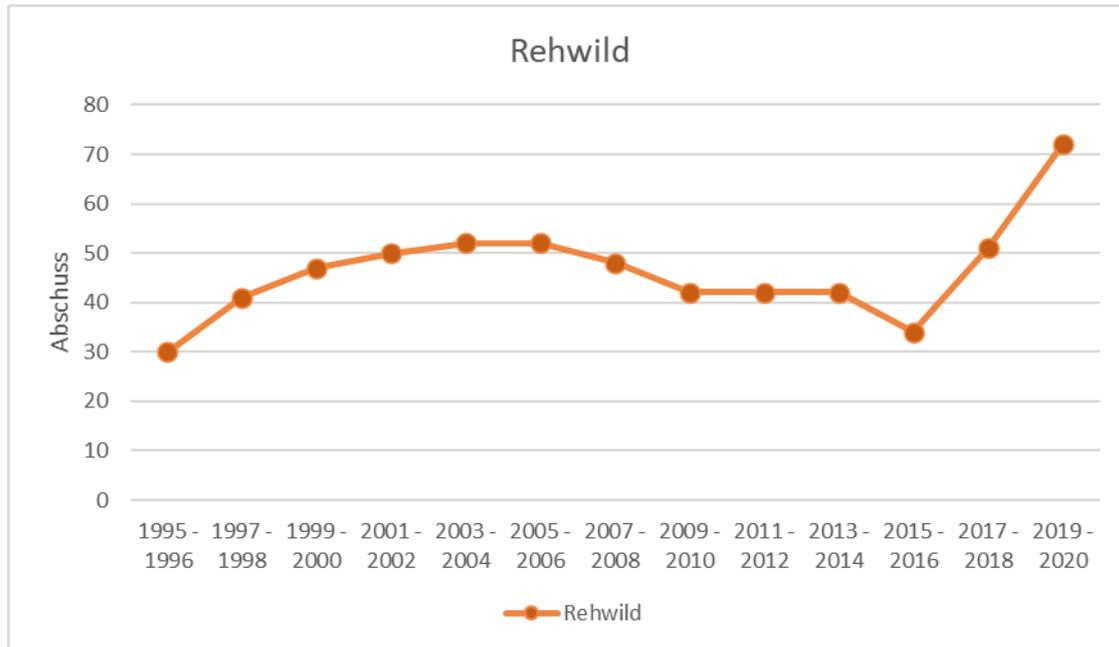


Abbildung 47: Abschüsse von Rehwild vom Jahr 1995 – 2020.

4.2.1.2 Jagdmethoden

Laut Angaben der Jäger dominieren im Jagdgebiet die Ansitzjagd und die Pirschjagd. Teilweise wird auch in Gruppen angesessen. Intervallregulierung wird nicht explizit umgesetzt, es wird lediglich in den Monaten Mai, Oktober und zur Rehbrunft, also in den Hauptaktivitätsphasen des Rehwildes im Jahreslauf, intensiver bejagt. Kirrjagd und Bewegungsjagden werden nicht durchgeführt.

4.2.1.3 Fütterung / Kírrung

Im Jagdgebiet gibt es weder Fütterungen noch Kírrungen. Hochsitze sind verteilt über das gesamte Jagdgebiet und fast ausschließlich auf Eigenflächen zu finden und in Abbildung 48 dargestellt.

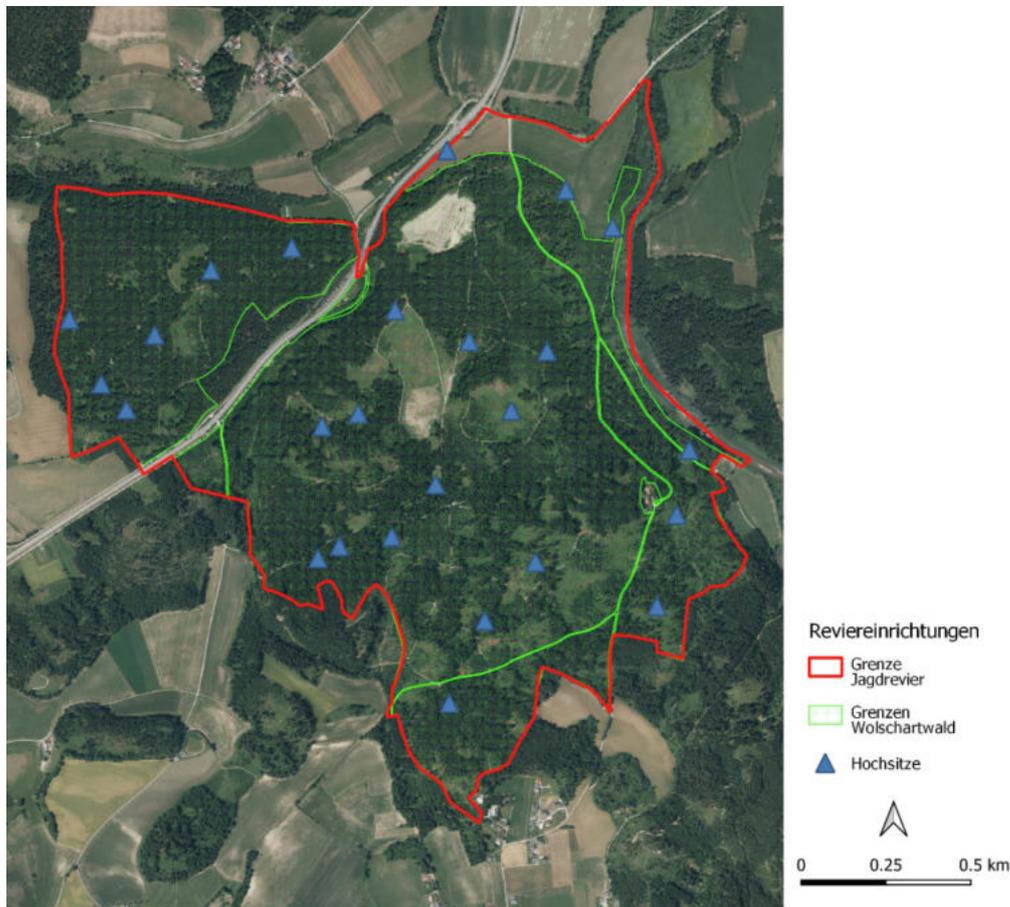


Abbildung 48: Reviereinrichtungen in der EJ Wolschartwald.

4.2.2 Lebensraum

Der Lebensraum der Wildtiere hängt von vielen Einflussgrößen ab. Die Lebensraumqualität für eine Art ist vom Klima, der Nahrung, dem Estand, der Geländeform und von Störungen (Beunruhigung) sowie von vorerst nicht bekannten Einflussgrößen abhängig (REIMOSER ET AL. 2006). Der Estand gliedert sich in Wohnraum und Deckung. Deckung kann für den Klimaschutz als auch für den Feindschutz wichtig sein. Im Folgenden wird versucht, die einzelnen Einflussfaktoren im Untersuchungsgebiet zu bewerten.

4.2.2.1 Nichtjagdliche Störungen

Störungen jeglicher Art führen zu Verhaltensänderungen des Wildes. Ob diese Verhaltensänderungen auf die Wild- und Waldgesundheit Einfluss nehmen, hängt davon ab, ob und wo das Wild durch Flucht oder Stress gegebenenfalls verlorene Energie wieder wettmachen kann und ob das Wild in Habitate mit schlechterer Äsungsqualität oder höherer Wildschadensanfälligkeit verdrängt wird (vgl. INGOLD 2003; INGOLD & BLANKENHORN 2005; REIMOSER 2013).

Nichtjagdliche Störungen kommen im Jagdgebiet insbesondere entlang von Wanderwegen und Radwegen vor. Die Wallfahrtskirche Maria Wolschart ist ein beliebtes Ausflugsziel. Auf den Internetportalen Bergfex und Outdooractive wurden des weiters Radtouren gefunden, die an der Kirche Maria Wolschart vorbei und entlang der B 317 führen.

Der Wanderweg ergibt eine Strecke von 1 Kilometer im Südosten des Projektgebietes, die Radwege verlaufen mit etwas über 3 Kilometer in Nord-Süd Richtung. Das sind 4 bzw. 10 Laufmeter pro Hektar. Der Radweg entlang der stark befahrenen Bundesstraße hat aufgrund des Verkehrsaufkommens wohl einen geringeren Störfaktor zu verzeichnen.

Als Datengrundlage für Straßen und Wege wurde der offizielle Forststraßendatensatz vom BFW verwendet. Hier wird unterschieden zwischen Forststraßen/Fahrwegen und Traktorwegen. Die gesamte Erschließungsdichte inklusive Traktorwege im Jagdgebiet (302 Hektar) ist hoch und beträgt 100 Laufmeter pro Hektar. Die forstliche Erschließungsdichte beträgt etwa 63 Laufmeter pro Hektar. In den Daten, die uns von DI Günter Kleinszig übermittelt wurden, wird eine Erschließungsdichte der befestigten Forststraßen von 118 Laufmeter pro Hektar im Projektgebiet (272 Hektar) angegeben. Daher wird vermutet, dass die Unterscheidung zwischen Fahrweg und Traktorweg im BFW Datensatz nicht akkurat bzw. überflüssig ist. Die Erschließungsdichte von 118 Laufmeter pro Hektar ist fast vier Mal so groß wie der österreichische Durchschnitt.

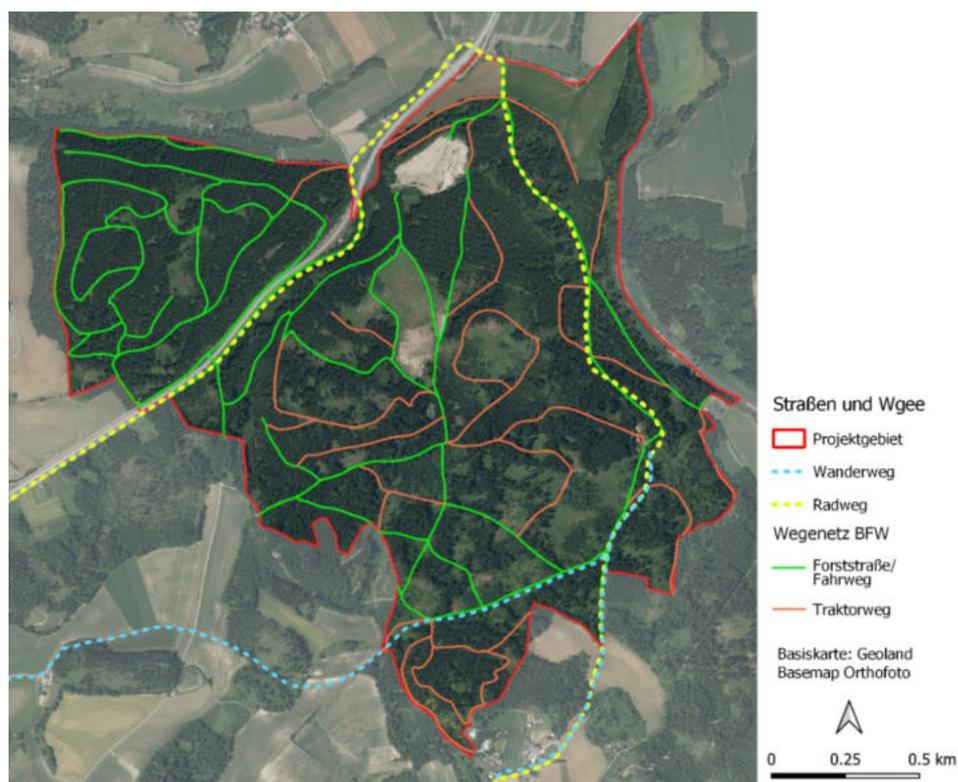


Abbildung 49: Straßen- und Wegenetz.

In Abbildung 50 ist die Erschließungsdichte der Forstwege, Traktorwegen und der Bundesstraße in Klassen und auf 10 Hektar bezogen dargestellt. Die Gesamtlänge der Straßen und Wege inklusive beträgt etwa 30 Kilometer. Vor allem nordwestlich und in der Nähe der Bundesstraße ist die Erschließungsdichte hoch. Im Osten ist sie geringer aber dennoch hoch im Vergleich zu

vorhergehenden Projektgebieten. Die geringste Erschließungsdichte ist im Nordosten des Gebietes, welches in der Eigenjagd liegt, aber nicht zum Projektgebiet zählt.

Sowohl die forstliche Erschließung als auch die Wanderwege bedingen eine gewisse Anziehungskraft auf Waldbesucher. Die Frequentierung der Forststraßen wird vor allem im Osten rund um die Wallfahrtskirche recht hoch eingeschätzt. Auf einer Wildkamera wurden innerhalb von 3 Tagen 5 Spaziergänger und 2 Hunde abgelichtet. Die Kamera wurde danach aus Datenschutzgründen entfernt.

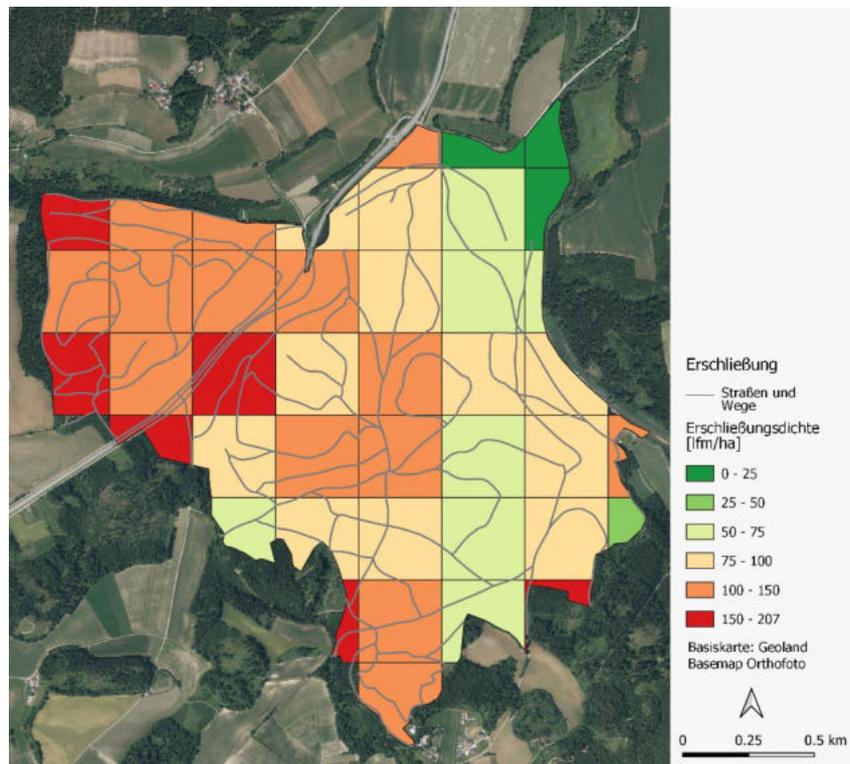


Abbildung 50: Erschließungsdichte Forststraßen.

4.2.2.2 Jagdliche Störungen

Hoher Jagddruck führt aus der Sicht des Wildes zu sogenannten Landschaften der Furcht (OBERMAIR ET AL. 2017). Durch die Jagdausübung können Bereiche mit weniger und mit mehr Wild je Flächeneinheit entstehen als dies ohne Jagddruck der Fall wäre. Ein Intervallregulierungssystem wird nur ansatzweise umgesetzt.

4.2.2.3 Störungsindex

Um die Störungen zu objektivieren, wurde ein sogenannter Störungsindex erstellt, der aus **jagdlichen und nichtjagdlichen Störfaktoren** berechnet wird. Einzelne Kriterien wie der Anteil der Einzeljagd mittels Ansitzes, Verteilung der jagdlichen Aktivitäten über die Jagdzeit, Verteilung der Einzeljagd über das Untersuchungsgebiet, Ausübung der Schwerpunktjagd und der Anteil an jagdlichen Ruhegebieten werden zusammengefasst und für die jagdlich verantwortlichen Störungen herangezogen. Der Störindex für die jagdliche Praxis gibt einen Hinweis auf den Druck, der durch die Jagd auf Wildtiere ausgeübt wird und auch dafür, wie groß der Optimierungspotenzial für die Erfüllung des Abschussplanes ist.

Für die nichtjagdlich verantwortlichen Störungen wird die Erschließungsdichte des gesamten Wegesystems (100 lfm/ha) und die Wanderweg- und Radwegnetzdicke (4 und 10 lfm/ha) herangezogen. Dieser Wert gibt Aufschluss, wie nichtjagende Personen über Infrastruktureinrichtungen Zugang zum Jagdgebiet haben. Die Bewertung je Kriterium erfolgte für geringe Störungswahrscheinlichkeit mit 1, mittlere Störungswahrscheinlichkeit mit 3 und hohe Störungswahrscheinlichkeit mit 5.

Der Störungsindex der Kriterien der jagdlichen Praxis liegt im Gebiet bei einem Wert von 3,8, jener der nichtjagdlichen Kriterien bei 3,0 (siehe Tabelle 14). Die Störung durch nichtforstliche oder jagdliche Einflüsse dürfte jedoch noch höher liegen, da der Besucherdruck abseits der offiziellen Wander- und Radwege auf den Forststraßen ebenfalls vorhanden ist. In Summe wird somit ein Gesamtstörungsindex von hohen 3,4 errechnet. Der erhöhte Störungsindexwert bei der Jagd resultiert in erster Linie aus dem Überwiegen der Einzeljagden. Mit Einzeljagd wird das Wild vermehrt nachtaktiv und entzieht sich so der Bejagung im Rahmen der gesetzlichen Möglichkeiten. Die Intervallregulierung könnte deutlich strukturierter umgesetzt werden. Der erhöhte Wert bei nicht jagdlichen Störungen resultiert aus der hohen forstlichen und touristischen Erschließungsdichte des Jagdgebietes.

Der Gesamtstörungsindex gibt Hinweise und Ansatzpunkte für die Reduktion von Störungen der Wildtiere. Die Größe des Störungsindex ist per se kein Hinweis darauf, ob sich die Störungen negativ auf das Wild oder den Wald auswirken. Es ist nicht bekannt, ob die durch Störung provozierten Verhaltensänderungen des Wildes vom Wild räumlich und zeitlich ausgeglichen werden können. Weiters ist nicht bekannt, ob die durch Störungen hervorgerufenen Ortswechsel des Wildes zu einer Entlastung der Waldvegetation an Orten der Abwanderung oder zur Belastung der Waldvegetation an Orten der Zuwanderung führen. In der Regel kann Rehwild Störungen leichter ausgleichen als zum Beispiel das Rotwild, weil es nur sehr geringe Fluchtdistanzen hat und gestörte Bereiche in kürzester Zeit nach Störungsende wieder nutzen kann.

Tabelle 14: Störungsindex aus jagdlichen und nichtjagdlichen Parametern.

	Kriterien	Wertung
Jagdliche Praxis	Jagdart: Intervallregulierung	4
	Jagdmethod: Einzeljagd wie Ansitz, Pirsch, Kirrjagd vs. Bewegungsjagden wie Gruppenansitz, Riegeljagd, Stöberjagd; Intervalljagd	5
	Jagd aus dem PKW	1
	Ruhegebiete (faktisch oder ausgewiesen)	5
	Jagdlicher Störindex	3,8
Nichtjagdliche Faktoren	Erschließungsdichte Gesamt	5
	Wanderwegedichte	1
	Radwegedichte	3
Nichtjagdliche Störungen	3,0	
Störungsindex gesamt	3,4	

4.2.2.4 Wildökologische Bestandestypen

Die wildökologischen Bestandestypen (WÖBT) fassen Vegetationsbestände, die eine ähnliche Habitateignung für Wild aufweisen, strukturiert und einheitlich zusammen (REIMOSER ET AL. 2006). Die WÖBT werden in Nichtwaldtypen, Waldtypen und Sondertypen unterteilt.

In Abbildung 51 sind die WÖBT in Gruppen zusammengefasst und anteilmäßig ausgewiesen. In Tabelle 15 sind alle im Untersuchungsgebiet vorkommenden WÖBT aufgelistet. Erhoben wurde der WÖBT an 34 Stichprobepunkten und an den 20 Standorten der Fotofallenerhebungen.

Die Anteile der WÖBT-Gruppen sind im Projektgebiet gleichmäßig verteilt. *Stangenholz* ist mit 26% am häufigsten vertreten. *Baumholz* und *Verjüngung unter Altholzüberschirmung* folgen mit 20 bzw. 18%. Jüngere Altersklassen sind *Jungwuchs* (15%) und *Dickung* (11%). *Straßen/Wege* haben mit 6% einen etwa doppelt so großen Anteil im Vergleich zu WÖBT Aufnahmen in anderen Projektgebieten. *Nicht-Waldflächen* sind mit 3% seltener vorzufinden.

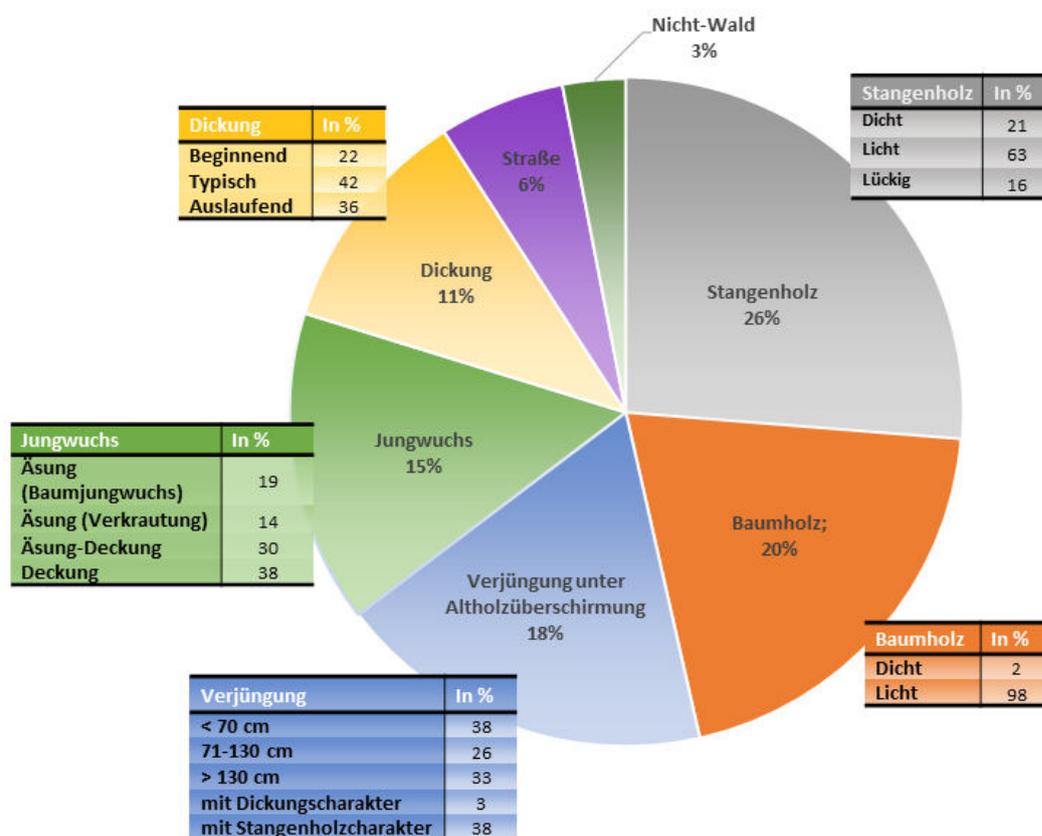


Abbildung 51: Anteil der WÖBT Gruppen an der gesamten aufgenommenen Fläche und Anteil der einzelnen WÖBT an der jeweiligen Gruppe.

Von WÖBT Einzeltypen wurde *lichtes Stangenholz* und *lichtes Baumholz* mit 21 bzw. 17% am häufigsten aufgenommen. Unter Altholzüberschirmung ist hauptsächlich *Verjüngung 71-130 cm*, *Verjüngung >130 cm* und *Verjüngung mit Dickungscharakter* vorzufinden. *Deckungsjungwuchs*, *Äsungs-Deckungs-Jungwuchs* und *Äsungsjungwuchs*, sowie *typischer, auslaufender und beginnender Dickungscharakter* sind mit 3 bis 6% gleichmäßig vertreten.

Tabelle 15: Flächen der aufgenommenen WÖBTs und deren Anteil an dem gesamten aufgenommenen Flächen.

WÖBT-Gruppe	WÖBT-Name	WÖBT-Nummer	Anteil [%]	Einstandscharakter [%]	Äsungscharakter [%]
Stangenholz	Stangenholz licht	102	17		
	Stangenholz dicht	101	6	6	
	Stangenholz lückig	103	4		
Baumholz	Baumholz licht	112	21		21
	Baumholz dicht	111	0	0	
Verjüngung unter Altholz-überschirmung	Verjüngung 71-130 Altholz	121	7	7	7
	Verjüngung Dickungscharakter Altholz	123	6	6	6
	Verjüngung > 130 cm Altholz	122	5	5	5
	Verjüngung Stangenholzcharakter Altholz	124	1	1	
Jungwuchs	Deckungsjungwuchs	81	6	6	
	Äsungs-Deckungs-Jungwuchs	71	4	4	4
	Äsungsjungwuchs (Baumjungwuchs)	61	3		3
	Äsungsjungwuchs (Verkrautung/Vergrasung/Hochstaude nfluren)	62	2		2
Dickung	typischer Dickungscharakter	92	5	5	
	auslaufender Dickungscharakter	93	4	4	
	beginnender Dickungscharakter	91	3		
Straßen/Wege	Erdweg, Lagerplatz	153	2		
	Straße, Schotter	152	2		
	Straße, Asphaltdecke	151	1		
	nicht LKW-befahrbare Wege	154	0		
	Gliederungsschneise	155	0		
Nicht-Wald	Acker	50	2		
	verbrachte Wiese	41	1		
	Wiese ungenützt - Brache	23	0		
	Vegetationsarme Fläche	10	0		
GESAMT			100	42	47

Fast 90% des Jagrevieres sind Wald. Auf den Probestellen weisen **42% des Wildlebensraumes Einstandscharakter auf und 47% Äsungscharakter**. 22% besitzen sowohl gute Voraussetzungen für Äsung als auch für Estand. Als erste Einschätzung kann somit aufgrund der Verteilung der WÖBT im Gebiet auf einen guten Lebensraum bezüglich der Äsung und einem mittelmäßig bis guten Lebensraum bezüglich der Deckung und dem Wohnraum geschlossen werden. Eine weitere detaillierte Beurteilung der Lebensraumqualität erfolgt im Kapitel 4.2.2.5. Dort ist der WÖBT nur ein Kriterium unter zahlreichen anderen.

4.2.2.5 Habitatanalyse nach REIMOSER ET AL. (2009)

Für die 34 Stichprobenpunkte des BFW wurden die Habitatindizes und die Habitatqualität für Winter und Sommer errechnet. Die Habitatindizes Nahrung, Wohnraum, Feind- und Klimaschutz sind Teilbereiche der Habitatqualität und bilden die Grundlage für die Berechnung. Die Habitatqualität ist ein absoluter Wert und beschreibt die Eignung eines Habitats auf einer Skala von 0 (ungeeignetes Habitat) bis 100 (optimales Habitat).

Die Ergebnisse aller 34 Punkte sind als Kastengrafik (Boxplot) dargestellt. Auf der Y-Achse ist der Skalenwert von 0 bis 100. Das untere und obere Ende des Kastens grenzt das erste und dritte Quartil ab. Das bedeutet, dass ein Viertel der Punkte unterhalb und ein Viertel der Punkte oberhalb des Kastens liegen. Die andere Hälfte der Punkte befindet sich innerhalb des Kastens. Die Trennlinie innerhalb des Kastens repräsentiert den Median, somit liegen jeweils die Hälfte der Punkte ober- und unterhalb dieser Linie. Das Kreuz markiert den errechneten Mittelwert.

Die Kastengrafiken der Habitatindizes ist in Abbildung 48 dargestellt. Je höher der Wert eines Indizes, desto höher die Habitatqualität. Für die 34 als Datengrundlage zur Verfügung stehenden Stichprobenaufnahmen berechneten sich durchschnittliche Habitatindizes für das Nahrungsangebot Sommer bzw. Winter von 72 bzw. 29, für den Wohnraum von 50 bzw. 55, für den Klimaschutz von 37 bzw. 32 und für den Feindschutz von 58.

Das Nahrungsangebot im Sommer ist überdurchschnittlich hoch. Im Winter ist es tendenziell geringer, allerdings dennoch höher als in den bisher 7 aufgenommenen Projektgebieten. Der Wohnraumindex ist mittelmäßig bis gut und die Werte sind gleichmäßig im Projektgebiet verteilt. Flaches Gelände mit einem Mangel an konvex/konkaven Geländeformen wie Rücken, Kessel oder Gräben sowie lichtere Bestände mit geringem Kronenschlussgrad vor allem im Osten des Gebietes bieten wenig Schutz vor Wittereinflüssen und führen zu einem verminderten Klimaschutzindizes. Die Werte des Feindschutzindizes sind gleichmäßig verteilt im Projektgebiet und entweder hoch oder gering.

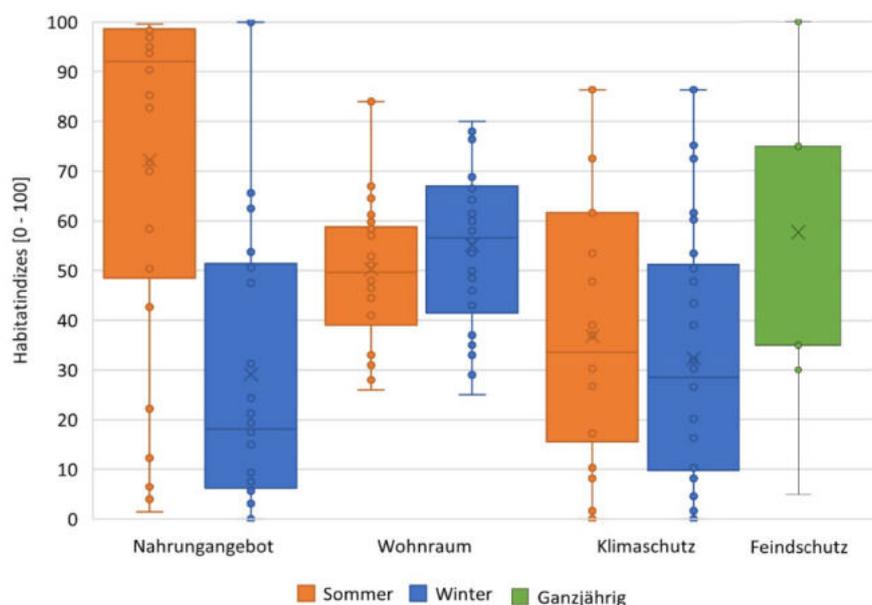


Abbildung 52: Kastengrafik mit Ergebnissen der Habitatindizes.

Die Verteilung der Werte der Habitatindizes im Projektgebiet sind im Anhang kartografisch visualisiert (sh. Anhang 9.3).

Habitatqualität

Aus der Zusammenführung der einzelnen Habitatindizes ergibt sich die Habitatqualität. Die Habitatqualität im Sommer und im Winter errechnet sich mit 56 bzw. 41 Indexpunkten und sind daher als mittelmäßig zu bewerten.

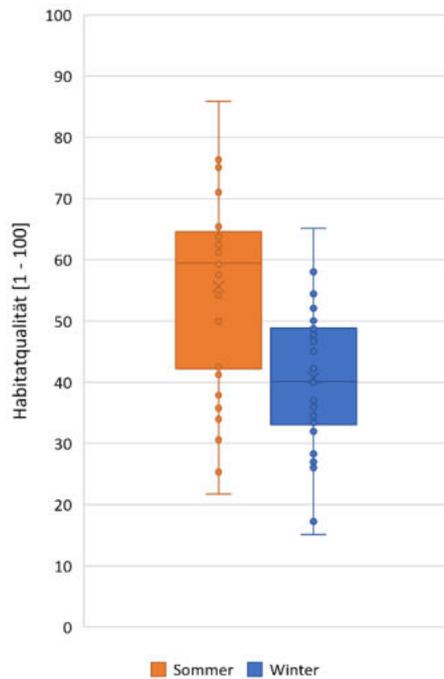


Abbildung 53: Kastengrafik mit Ergebnissen der Habitatqualität im Sommer und Winter

Für einen besseren Überblick ist die Habitatqualität in Abbildung 54 flächig dargestellt. Es ist zu beachten, dass die Habitatqualität zwischen den Stichprobepunkten basierend auf statistischen Methoden geschätzt ist und in der Wirklichkeit stark von der Darstellung abweichen kann. Eine punktuelle Darstellung der Habitatqualität, basierend auf den Stichprobenpunkten, ist im Anhang zu finden (sh. Anhang 9.4).

Die Werte der Habitatqualität im Winter sind überwiegend schlecht bis mittelmäßig, die im Sommer mittelmäßig bis gut. Im Nordosten ist die Habitatqualität am geringsten, aufgrund einer etwa 20 Hektar großen Ackerfläche. Die niedrige Habitatqualität zieht sich insbesondere im Winter von Nordosten bis Süden durch. Im Südosten und Nordwesten ist die Habitatqualität tendenziell höher. Dieser Gradient ist größtenteils auf den Klimaschutz, teils auf den Feindschutz und im Sommer auf das Nahrungsangebot zurückzuführen.

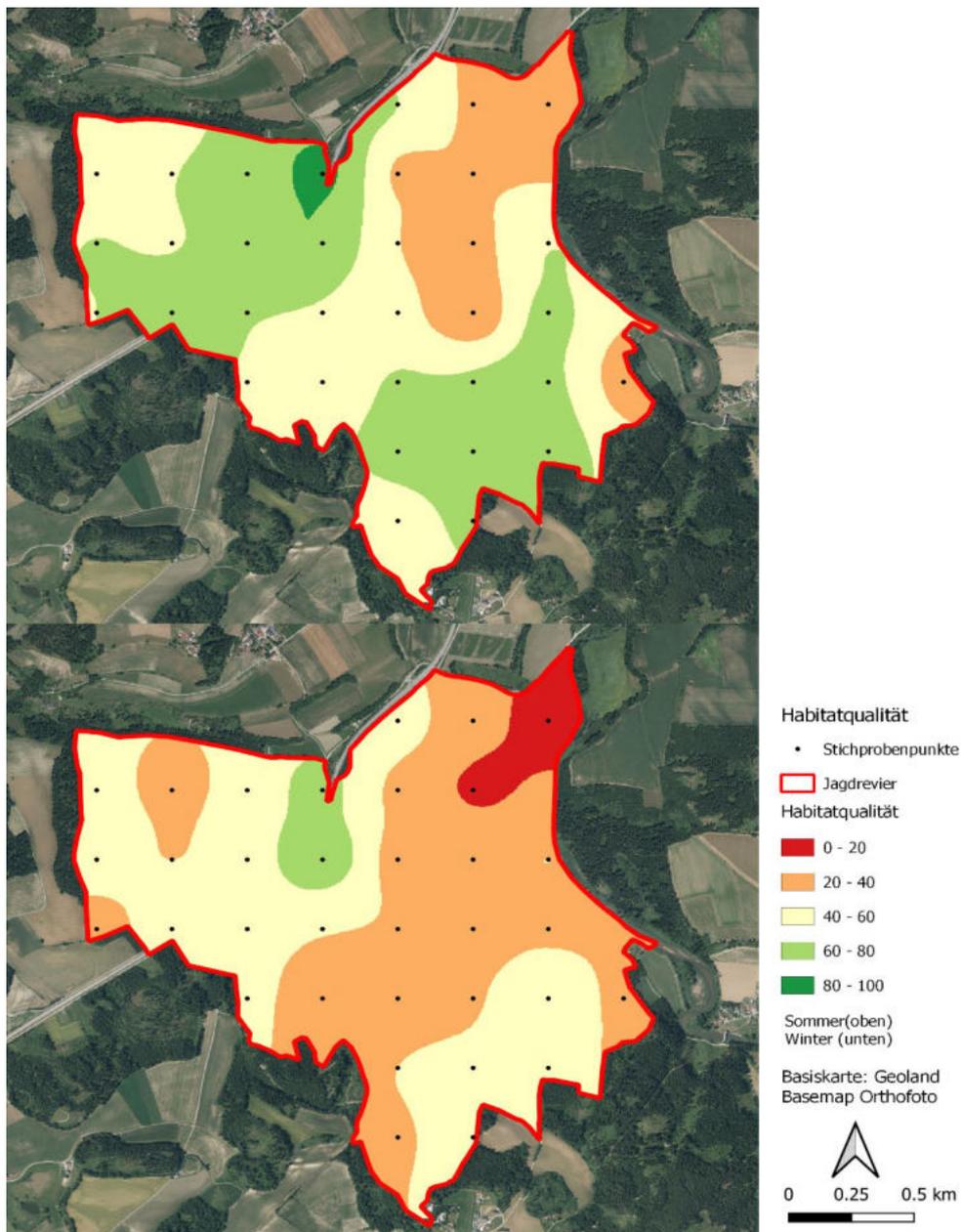


Abbildung 54: Habitatqualität im Sommer (oben) und Winter (unten).

Gemäß wildökologischem Faktorenkomplex nach REIMOSER (2004) wurden die Faktoren Nahrung, Einstand und Geländeform in dieser Berechnung berücksichtigt. Nicht berücksichtigt wurden die Faktoren Störung (Beunruhigung) und Klima.

4.2.2.6 Lebensraumkorridore

Durch den Wolschartwald verlaufen zwei überregionale Lebensraumkorridore von Nord-West in Süd-Ost Richtung. Die Friesacher Bundesstraße schneidet den Wildlebensraum, ist jedoch nicht abgezäunt und somit durchlässig und passierbar. Der Querungsabschnitt stellt mit Sicherheit auch ein erhöhtes Risiko für Wildunfälle dar. Richtung Süd-Osten führen die Korridore nach Slowenien und über die Saualpe Richtung Koralm und Steiermark, im Norden ist der Anschluss an die Gurktaler Alpen und ebenfalls die Steiermark gegeben.

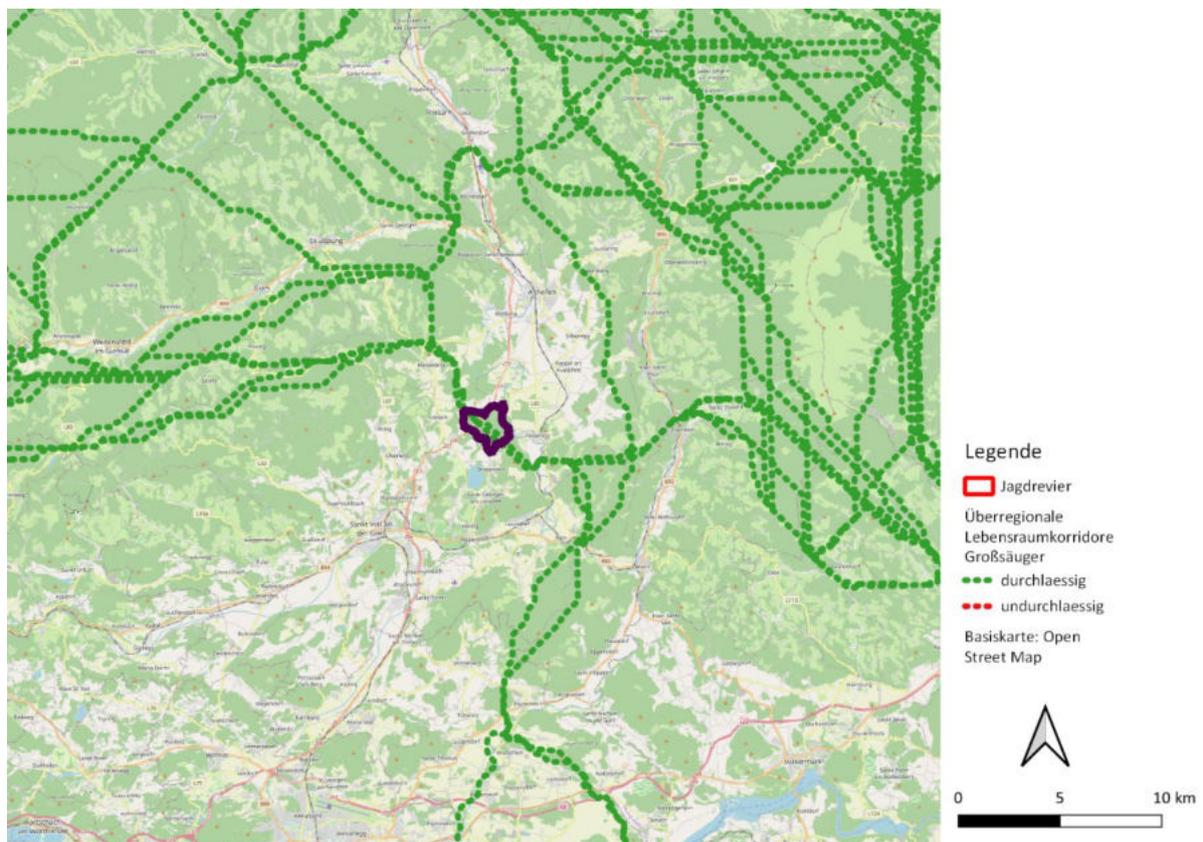


Abbildung 55: Überregionale Lebensraumkorridore.

4.2.3 Fotofallenmonitoring

4.2.3.1 Auswertung Sichtungen

Am 11. März 2021 wurden im Untersuchungsgebiet im Gebiet Wolschartwald 20 Wildkameras an vordefinierten Rasterpunkten installiert. Diese lieferten durchgehend bis zum 6. April Fotodaten. Am Standort Nr. 16 konnte die Kamera auf Grund einer defekten SD-Karte keine Fotos aufzeichnen. Der Standort Nr. 5 befindet sich auf einer von der Sonne aufgewärmten Schlagfläche und die Wildkamera produzierte ausgelöst durch die erwärmte Vegetation tausende Leerfotos. Die Speicherkapazität der Kamera war nicht für diese Mengen an Bildern ausgerichtet und war am 23. März bereits vollgeschrieben. Der ausgewählte Beobachtungszeitraum beinhaltet nicht die Tage des Aufbaus, um eine Beeinflussung des Wildes weitestgehend auszuschließen. Um den Ausfall der Kamera 19 und der fehlenden Aufnahmetage von Kamera 5 zu kompensieren, wurden die restlichen Kameras bis inklusive dem 3. April ausgewertet, und somit länger als die üblichen 21 Tage. Die Kameraaufzeit startet für alle Kameras somit am 12. März um 00:00 Uhr und endet am 3. April um 23:59. Die aufsummierte Kameraaufzeit beträgt 426,2 Tage.

Insgesamt konnten 185 Rehwild-Sichtungen mit einer Fangrate von 4,3 Sichtungen pro 10 Kameratage gezählt werden (Tabelle 16). Das bedeutet, dass durchschnittlich an rund 4 von 10 Kameratagen eine Wild-Sichtung stattgefunden hat. Alle Sichtungen konnten eindeutig einer Tierart zugeordnet werden. Außer Rehwild konnte keine andere Schalenwildart festgestellt werden.

Tabelle 16: Vorkommen der Schalenwildarten an den Kamerastandorten.

Wildart	Anzahl	TR	GV ♂/♀	♂Bock/ Jährling
Rehwild	185	4,3	1 : 1,1	10 : 1

Juvenile Stücke werden in dieser Auswertung ab dem 1. April eines Jahres als subadult bezeichnet. Der Aufnahmezeitraum fällt genau in die 3 Wochen davor plus 3 Tage danach. In diesem Zeitraum ist eine Ansprache als juvenil am sichersten im direkten Vergleich mit einem adulten Tier möglich. Da alle beobachteten Stücke also rund ein Jahr alt waren, wurde für die Berechnung des Geschlechtsverhältnisses in diesem Fall alle adulten (älter als ein Jahr), tatsächlich noch subadulten (einjährig) und juvenilen (unter einem Jahr) Tiere herangezogen. Das Geschlechtsverhältnis liegt beim Rehwild leicht auf Seiten der weiblichen Stücke bei 1 : 1,1 - auf zehn Böcke kommen somit 11 Geißen. Die Geschlechtsansprache ist im März beim Rehwild eindeutig möglich, trotzdem war etwas mehr als ein Fünftel (36 von 185 Sichtungen) der Rehaufnahmen auf Grund der Distanz des fotografierten Stückes, unscharfer Aufnahmen in Bewegung oder bei Nachtaufnahmen nicht näher bestimmbar und wurde als n.a. – nicht angesprochen klassifiziert. Insgesamt wurden 72 Sichtungen als männlich klassifiziert und 77 als weiblich, wobei einem Tier das Geschlecht, aber nicht das Alter zuzuordnen war (Abbildung 56). Auf zehn mehrjährige Rehböcke kommt ein Jährling. Für diese Berechnung wurden auch die juvenilen Kitzböcke, die in wenigen Tagen nach der Sichtung als Jährling angesprochen werden würden, hinzugezogen. Mit insgesamt 19 Kitzsichtungen kommt gerundet auf jede dritte Altgeiß ein erfolgreich im ersten Jahr großgezogenes Kitz. Diese Rate könnte in Anbetracht der Schwierigkeit, in dieser Jahreszeit ein einzeln ziehendes weibliches Tier einem genauen Alter zuzuordnen, noch Schwankungen unterliegen.

Neben Rehwild konnten noch weitere 18 Tierarten im ausgewählten Zeitraum anhand der Fotos bestimmt werden. Darunter waren 6 Säugetierarten: Fuchs, Baummarder, Mauswiesel, Feldhase, Eichhörnchen und Waldmaus. Dazu kommen 11 Vogelarten, vertreten durch Tannenmeise, Amsel, Rotkehlchen, Kleiber, Buntspecht, Buchfink, Eichelhäher, Mistel/Singdrossel, Kohlmeise, Schwarzspecht und Kreuzschnabel. Als Vertreterin der Insekten war eine Hornisse auf 2 Aufnahmen zu erkennen.

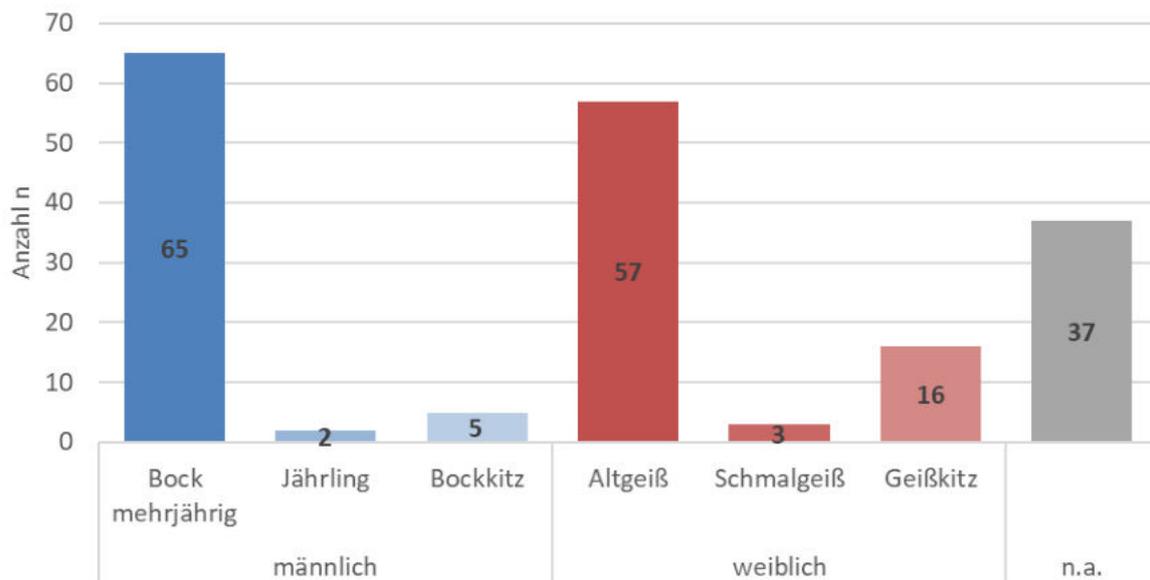
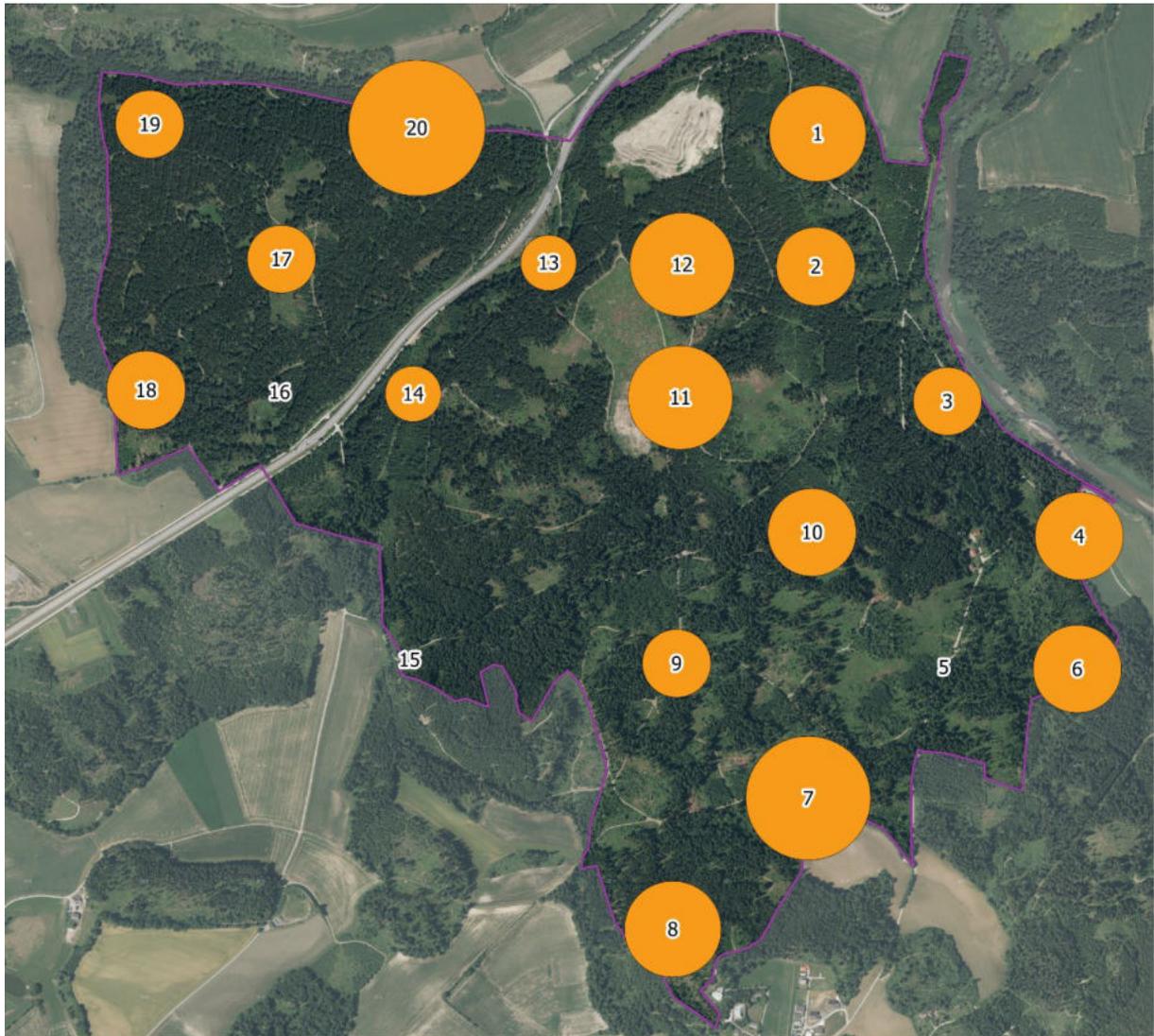


Abbildung 56: Schalenwild-Sichtungen nach Geschlecht und Gesamtanzahl (n.a. = nicht angesprochen).

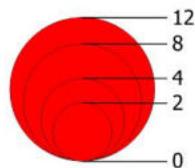
Die Verteilung des Rehwildes im Gebiet ist anteilmäßig in Abbildung 57 dargestellt. Bis auf die Standorte Nr. 5 und Nr. 15 haben alle Kameras Rehwildaufnahmen getätigt. Man kann davon ausgehen, dass am Standort 5 Rehsichtungen zu erwarten sind und bei einer vollständigen Laufzeit der Kamera auch aufgezeichnet worden wären. Am Standort 15 wurde außerhalb des gewählten Untersuchungszeitraumes Rehwild gesichtet, kann allerdings nicht in diese Auswertung einfließen. Das Rehwild ist im gesamten Gebiet vertreten, am häufigsten im nordwestlich der S37 liegenden Waldstückes am Standort Nr. 20 mit einer Fangrate von über 12 Stück Rehwildsichtungen pro 10 Kameratagen. Die niedrigsten Fangraten hatten die straßennahen Standorte Nr. 13 und 14. In der Nähe zur am nördlichen Rand gelegenen Schottergrube findet sich auch eine hohe Rehaktivität im Beobachtungszeitraum (Standorte 1 und 12). Der Standort Nr. 11 liegt neben einer neu angelegten großen Wildwiese am Beginn einer Dickung. An den letztgenannten 3 Standorten lag die Fangrate zwischen 6 und 7 Stück pro 10 Kameratagen. Den zweithöchsten Wert findet man am südlichen Rand des Waldstückes am Standort Nr. 7 mit einer Fangrate von über 10 Stück. Der gewählte Zeitabschnitt von 21 Tagen liefert einen Eindruck der Wildverhältnisse im Gebiet zu dieser Zeit und kann nicht auf das gesamte Jahr übertragen werden.



Kamerafallen Rehwild Sichtungen

Projektgebiet
 Basiskarte: Geoland
 Basemap Orthofoto

Fangrate Rehwild
 [Sichtungen/
 10 Kameratage]



0 250 500 m



Abbildung 57: Rehwild Fangrate an den Kamerastandorten – Anzahl Sichtungen pro 10 Kameratage

Das Geschlechtsverhältnis vom Rehwild ist in Abbildung 58 zu sehen. Das berechnete Geschlechtsverhältnis vom gesamten Untersuchungsgebiet liegt bei $\text{♂}:\text{♀} = 1 : 1,1$. Auf der Karte ist eine räumliche Verschiebung der Verhältnisse im Untersuchungszeitraum März zu sehen. In der nördlichen Hälfte des Projektgebietes dominieren an den meisten Standorten die Böcke, sowohl nördlich und südlich der das Gebiet schneidenden S 37. Im südöstlichen Teil finden sich vermehrt Geißen ein.

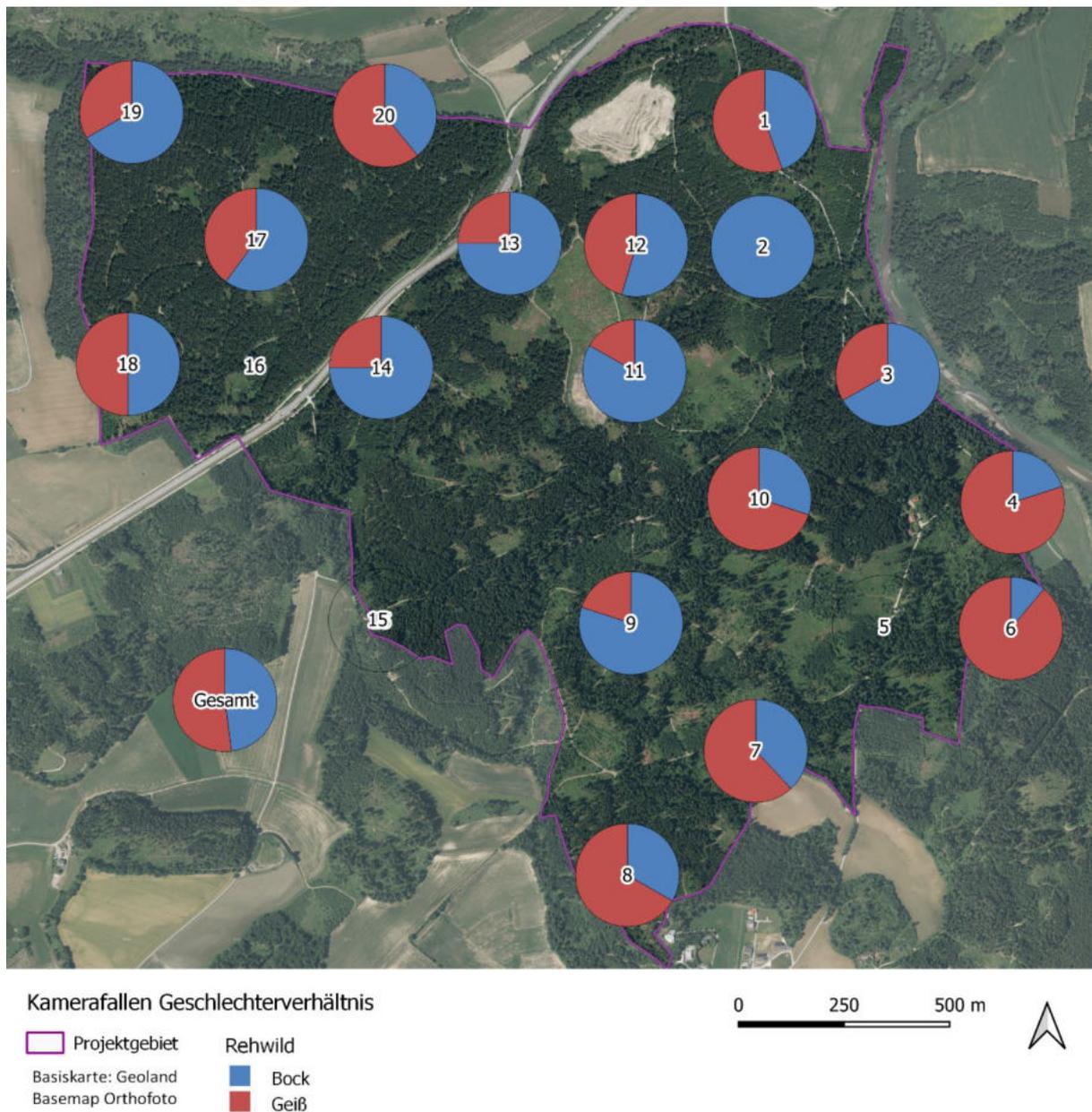


Abbildung 58: Rehwild Geschlechterverhältnis an den Kamerastandorten und gesamt.

4.2.3.2 Auswertung Events

Die 185 Rehwildsichtungen konnten in insgesamt 151 Events unterteilt werden. Die Anzahl der Events ist beim Rehwild ausreichend, um die Dichteberechnung nach ROWCLIFFE ET AL. (2008) durchzuführen. Rehwild wurde an 17 Standorten beobachtet. Nur an 2 Standorten (Nr. 5 und Nr. 15) wurde im ausgewählten Zeitraum keine Schalenwildbeobachtung festgestellt. Die durchschnittliche Gruppengröße liegt beim Rehwild bei 1,3 Stück pro Event.

Tabelle 17: Übersicht über die Eventanzahl sowie der vorkommen Wildarten.

Wildart	Anzahl Events	Anzahl Kameras mit Events	Ø Gruppengröße
Rehwild	151	17	1,3

Freizeitnutzung

Der gesamte Untersuchungszeitraum ist als Naherholungsraum für Spaziergänger bekannt. Innerhalb des Jagdgebietes liegt die Wallfahrtskirche Maria Wolschart, sowie ein mittlerweile nur mehr an einigen Wochenenden geöffnetes Gasthaus. Die zahlreichen Forstwege werden erfahrungsgemäß häufig von Spaziergängern frequentiert. Eine Kamera hat an den ersten drei Tagen einen Ausschnitt eines dieser Forstwege erfasst und darauf insgesamt fünf Spaziergänger mit zwei Hunden erfasst. Die Kamera wurde aus Datenschutzgründen daraufhin vom Weg weggedreht und zeigte seither keine Freizeitnutzer. Lediglich an einer weiteren Kamera im Gebiet wurde eine Spaziergängerin mit Hund abseits der Wege erfasst. Die Daten wurden ausgewertet und die Fotos gelöscht.

4.2.3.3 Ermittelte Wilddichte nach Rowcliffe

Die gemittelte Tagesstrecke v der einzelnen Wildarten ist ein wesentlicher Einflussfaktor für die Ermittlung der Dichte. Für die Berechnung dieses Wertes benötigt man die durchschnittliche Geschwindigkeit μ der Wildart und die lokale Aktivität ρ . Die durchschnittliche Geschwindigkeit wird zusätzlich für verschiedene Verhaltensweisen der Wildart ermittelt, nach dem jeweiligen Anteil an der Gesamtaktivität ρ gewichtet und für die Berechnung der gemittelten Tagesstrecke verwendet. Lokale Unterschiede in der von verschiedenen Faktoren, wie Jagddruck und Tourismus bedingten Aktivität des Wildes, fließen dadurch mit dem Wert ρ ein. Dieser wird für jedes untersuchte Gebiet und jede Wildart extra ermittelt.

Die errechnete Dichte nach ROWCLIFFE ET AL. (2008) liegt beim Rehwild bei rund 29,8 Stück pro 100 Hektar, mit einem Standardfehler von 4,5 Stück. Damit lässt sich errechnen, dass mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % die lokale Rehwilddichte zwischen rund 25 und 34 Stück pro 100 Hektar liegt. Die Tagesstrecke v aus dem Produkt der Aktivität ρ (0,44) und der durchschnittlichen Geschwindigkeit μ (22,6) und gewichtet nach den Verhaltensanteilen beträgt 2,7 Kilometer pro Tag.

Tabelle 18: Dichteberechnung der Schalenwildart Reh je 100 Hektar mit Dichte (D), Standardabweichung (sd), Vertrauensintervalle, Aktivität (ρ), Geschwindigkeit (μ) und Tagesstrecke (v)

Wildart	D	sd	Vertrauensintervalle 95 %		ρ	μ (km/t)	v
			unten	oben			
Rehwild	29,8	4,5	25,3	34,3	0,44 $\pm 0,03$	22,6	2,7 $\pm 0,56$

In der Abbildung 59 ist die Aktivitätskurven des Rehwildes für die Berechnung des Aktivität-Wertes ρ dargestellt. Die Fläche unter der geglätteten Kurve beschreibt den Anteil des Tages, in dem das Wild durchschnittlich aktiv war.

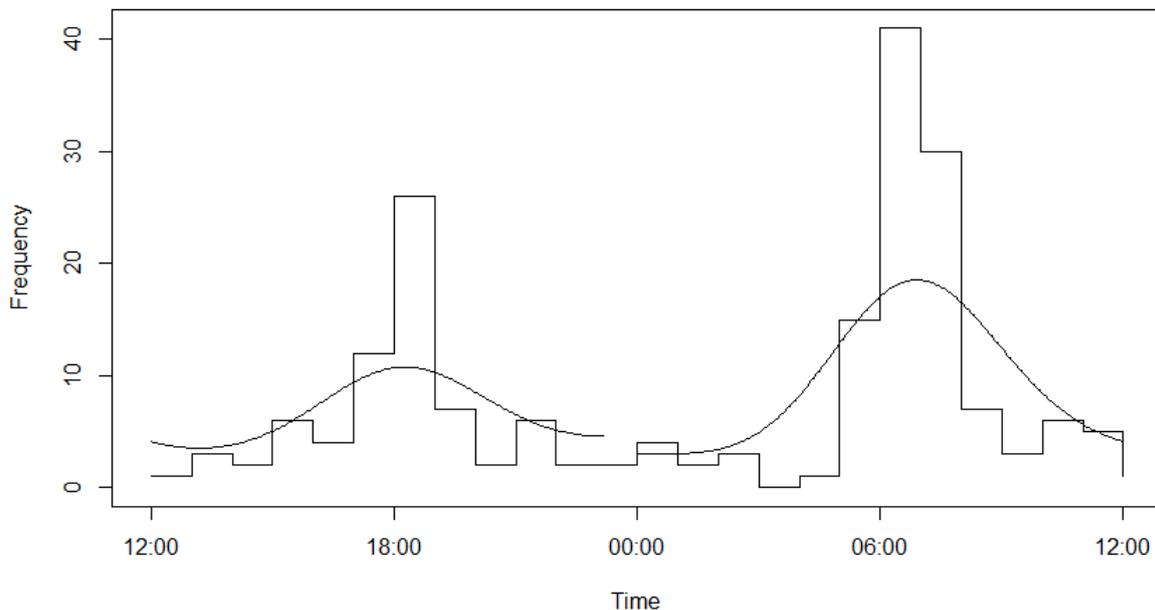


Abbildung 59: Aktivitätskurve Rehwild für die Berechnung der Aktivität p .

Im März erfolgte der Sonnenaufgang in der nächstgelegenen Stadt St. Veit an der Glan im Zeitraum 12. März bis 3. April 2021 zwischen 6:22 h und 5:38 h (UTC + 2). Die Kameras bleiben durchgehend auf Winterzeit eingestellt, daher wird hier die Umstellung auf Sommerzeit am 28. März nicht berücksichtigt. Der Sonnenuntergang liegt zwischen 18:03 h und 18:34 h (Quelle: sunrise-and-sunset.com¹, Standort St. Veit an der Glan). Demzufolge ist Rehwild im Untersuchungszeitraum hauptsächlich rund um die Abenddämmerung sowie nach der Morgendämmerung aktiv. Tagsüber sinkt die Aktivität stark ab.

4.2.3.4 Diskurs

Auffallend in diesem Untersuchungsgebiet ist die für den kurzen Erhebungszeitraum hohe Artenanzahl an fotografierten Tieren. In keinem anderen Gebiet konnten bisher insgesamt 19 Tierarten festgestellt werden. Vor allem die Vielzahl an Vogelarten schlägt sich hier mit 11 Arten nieder. Vom Besitzer werden bekanntermaßen zahlreiche Bemühungen unternommen, um die Artenvielfalt im Gebiet zu steigern. Vogelnistkästen, das Anpflanzen von heimischen Straucharten, die Förderung von Naturverjüngung und eine bewusste Anhebung der Totholzmenge seien als Beispiele genannt. Die Abschusszahlen wurden in den letzten 10 Jahren kontinuierlich gehoben und die starke Entnahme könnte zu einem vorübergehenden Absinken der Dichte führen. Vakante Territorien werden auch im Laufe des Jahres durch verstärkten Zuzug von Rehen aus dem Umland besetzt.

¹ <https://www.sunrise-and-sunset.com/de/sun/osterreich/sankt-veit-an-der-glan/2021/marz>

4.2.4 Wildschadensanfälligkeit

Der Wildschadensanfälligkeitsindex für Verbisschäden, der sich aus sieben Teilkriterien zusammensetzt, wird in 5 Klassen angegeben. Keine Schadensanfälligkeit = 1, bis zu hoher Schadensanfälligkeit = 5. Im Untersuchungsgebiet wurde die Risikoanfälligkeit von Wildschäden mit dem Gesamtwert von 2,6 (mittel bis gut) bewertet (siehe Tabelle 19)

Die meisten Faktoren in Tabelle 19 sind als mittelmäßig zu bewerten. Die hohe Anzahl der Gehölzpflanzen in der Verjüngung bildet eine gute Grundlage für geringere Wildschäden. Da mehrere Baumarten in der Verjüngung oft und gerne verbissen werden und der Wildbestand im Revier mit 30 +/- 9 Stück Rehwild pro 100 ha recht hoch ist, kann es doch zu größeren Schäden an der Verjüngung kommen. Zusätzlich bewirkt der große Anteil an Feldern und Wiesen außerhalb der Eigenjagd, dass sich das Wild im Winter vermehrt in den Wolschartwald zurückzieht und somit die Verbissbelastung nach der Ernte bzw. im Winterhalbjahr ansteigt.

Tabelle 19: Wildschadensanfälligkeitsindex für Verbisschäden im Untersuchungsgebiet.

	Kriterien	Bewertung	Index
1	Kahlhiebbewirtschaftung	2	2
2	Wildbestand	4	4
3	Gehölze und verholzte Pflanzen in der Verjüngung		3
a	Verbissbeliebte Zielbaumarten	3	
b	Gehölzpflanzen in der Verjüngung (ohne Keimlinge)	3	
4	Kunstverjüngung	3	3
5	ungünstige Umlandbedingungen		3
a	Schneebedeckung	1	
b	Waldanteil	5	
6	Schwarzwildkarrung	1	1
7	Bonität	3	3
Gesamt			2,7

4.2.5 Vergleich: Verbiss - Habitatqualität – Fangrate

Die Karte in Abbildung 60 stellt die beobachtete Fangrate von Rehwild, verglichen mit der Habitatqualität im Winter (oben), dem Leittriebverbissprozent des letzten abgeschlossenen Triebjahrganges und der Anzahl der Bäume in der Verjüngung (unten), dar. Es ist zu beachten, dass die Habitatqualität und das Verbissprozent zwischen den Stichprobepunkten basierend auf statistischen Methoden geschätzt ist und in der Wirklichkeit stark von der Darstellung abweichen kann. Das Verbissprozent wurde auf Grundlage der aufgenommenen Verjüngung an den 34 Stichprobepunkte errechnet. Da es an 7 Punkten keine Verjüngung gab, wurden diese nicht in der Interpolierung inkludiert.

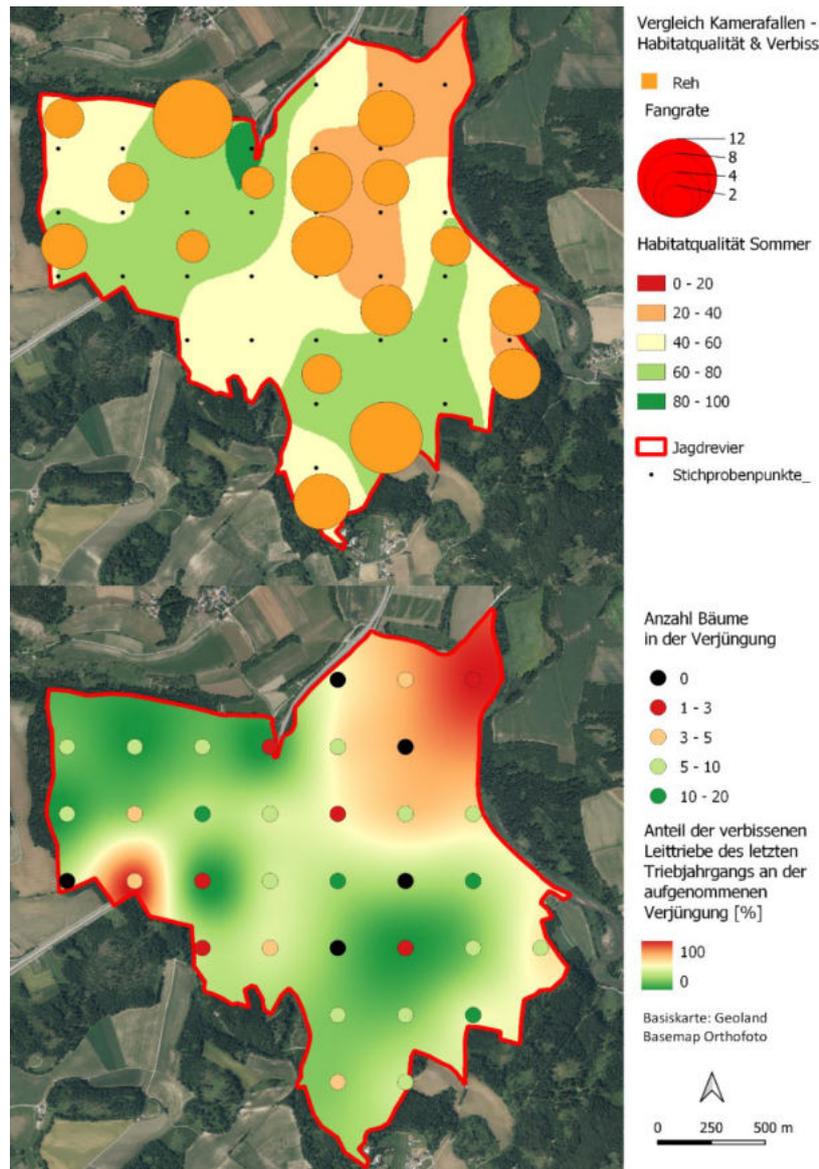


Abbildung 60: Vergleich der Anzahl der Sichtungen von Reh- und Rotwild mit der Habitatqualität im Winter (oben) und Vergleich der Anzahl der Bäume in der Verjüngung mit deren verbissenen Leittrieben im letzten Jahr in Prozent (unten).

4.2.6 Wildökologische Zusammenschau

Der Wolschartwald ist eine kleine Waldinsel im Wuchsgebiet 6.2 in submontaner Höhenstufe. Hohe Produktivität auf den Äckern und Wiesen rund um den Wolschartwald liefern dem Rehwild reichlich Energie und bilden sehr gute Rehwildlebensräume im Sommer. Im Winter oder nach der Ernte ist der Wolschartwald für das Rehwild sehr attraktiv, was zu einer temporären Konzentration des Rehwildes führt. Das durch einen sekundären Fichtenwald geprägte Gebiet wurde in einem typischen Altersklassenwald bewirtschaftet. Eine allmähliche Umstellung zur Naturverjüngung verringert zwar für die Fichte die Verbissanfälligkeit, die notwendigen Mischbaumarten bzw. die Baumarten der PNV wie z.B. Eiche oder Vogelbeere auch die Tanne sind durch Verbiss jedoch stark belastet.

Das sehr engmaschige Erschließungssystem des Waldes bildet für das Rehwild perfekte Lebensraumverhältnisse mit einer hohen Randliniendichte, sodass Äsung und Deckung sehr nahe beieinander liegen. Ein hoher Anteil von Brombeere sorgt auch im Winter für ein gutes Nahrungsangebot (was leider durch die Habitatanalyse nach Reimoser nicht bestätigt werden kann). Mit der Erschließungsdichte steigt zwar auch der Besucherdruck im Gebiet, dieser wirkt sich jedoch auf das Rehwild und den Wald kaum nachteilig aus.

Die ansonsten eher niederschlagsarme und von längeren Trockenperioden geprägte Region wäre an sich für Rehwild suboptimal, die an der Reviergrenze entlangfließende Gurk sorgt jedoch in diesen Phasen für ausreichend Wasser für das Wild.

Die Fotofallen wurden absichtlich in einer Jahreszeit aufgestellt, in der der Wald noch attraktive Äsung bereitstellt, wenngleich die Äcker mit Wintergetreide zu dieser Jahreszeit schon für das Rehwild eine nennenswerte Anziehungskraft ausüben. Da jedoch dort die Deckung noch weitgehend fehlt, kann man davon ausgehen, dass der Tageseinstand noch im Wolschartwald gewählt wurde. Die Wilddichte von 30 Rehen pro 100 ha ist hoch und für die oben erwähnten Mischbaumarten durchaus ein Problem. Der in der letzten Abschussplanperiode sehr hohe Abschuss könnte jedoch ein erster Ansatz zur Problemlösung sein.

Um die Verjüngungssituation noch besser in den Griff zu bekommen, ist die Naturverjüngung das Mittel der Wahl, um den steigenden Ansprüchen an den Wald durch den Klimawandel zu begegnen. Allerdings erschwert der sehr hohe Rehwildbestand das Aufkommen der Keimlinge und geschmacklich hochwertigen aber forstlich wünschenswerten Edellaubbaumarten.

Möglichkeiten, den Verbisseinfluss zu mindern und die Risikoanfälligkeit der künftigen Bestände zu minimieren, könnten aus forstlicher Sicht folgende Punkte sein:

- Verteilung von Kleinzäunen (10 x 10m) im Gebiet zur Förderung der Mischbaumarten.
- Belassen von Brombeere als natürlicher Verbisschutz
- Förderung der Naturverjüngung
- Einzelschutz durch Verstreichen von Edellaubbaumarten
- Obacht bei Exoten, diese sind in der Regel besonders verbissbeliebt oder gegenüber Fegung gefährdet

Aus jagdlicher Sicht sollte das Schalenwild weiterhin konsequent bejagt werden, sodass insbesondere auf den verjüngungsnotwendigen Flächen die Dichte weiter sinkt. Das Fotofallenmonitoring ergab wie erwähnt eine Wilddichte von 30 Stück Rehwild auf 100 ha. Beim gegebenen Geschlechterverhältnis

von 1 : 1,1 ist mit einem Zuwachs von 16 Stücken je 100 ha oder 48 Stück im Revier zu rechnen. In den letzten 20 Jahren wurden durchschnittlich 8 Stück Rehwild auf 100 Hektar erlegt. Eine Strecke von rund 16 Stück pro 100 Hektar erscheint somit erreichbar.

Folgende Punkte können aus jagdlicher Sicht noch Beachtung finden:

- Weiter konsequente Bejagung, vor allem der weiblichen Stücke
- Neben der Ansitzjagd auch die Pirschjagd pflegen.
- Ein Intervallregulierungssystem in konsequenter Weise umsetzen
- Schwerpunktmäßig nach der Ernte jagen
- In Trockenzeit schwerpunktmäßig in der Nähe der Gurk jagen
- Wenn nötig, Offenhalten von Schussschneisen: Die Schneisen sollten insbesondere der verbesserten Effizienz bei der Pirschjagd dienen. Anordnung auf Hauptwindrichtung und Pirschmöglichkeiten abstimmen.
- Evaluierung der Wildwiese: Mehrabschuss vs. Anlockungseffekt
- Vermeidung der Bejagung von Grünstreifen an der Wald-Feldgrenze
- Konsequente Umsetzung der Schwerpunktjagd auf verjüngungsnotwendigen Flächen

4.3 Erster Eindruck, Interviews/Fragebogen

4.3.1 Der Betrieb – erste Eindrücke

Der Eigentümer hat über viele Jahre konsequent die Altbestände vorgelichtet. Unter Schirm findet sich häufig Naturverjüngung.



Abbildung 61: Vorgelichtete Althölzer mit Naturverjüngung

Leider haben aber auch in den letzten Jahren Borkenkäferbefall und Windwürfe die planmäßige Forstwirtschaft durchkreuzt, so entstanden Blößen und Freiflächen.



Abbildung 62: Freifläche nach Schadereignis.

Neben der Naturverjüngung wurden bereits seit längerem Bestände umgewandelt und mit Stiel-, Trauben- und Roteichen sowie mit Douglasie aufgeforstet. Diese zeigen überwiegend gute Ergebnisse.



Abbildung 63: Umwandlungsfläche mit Eichen.

Im Vergleich innerhalb und außerhalb der Zaunflächen lässt sich erkennen, dass der Wildeinfluss hoch ist.



Abbildung 64: Tannen-Naturverjüngung im Zaun.

4.3.2 Ergebnisse Interview Forst

Das Revier Wolschart liegt für das Themengebiet Forst im ökologischen und soziokulturellen Bereich jeweils bei „4“ schlecht und bei der Ökonomie bei „5“ sehr schlecht.

Tabelle 20: Auswertung Fragebogen Forst Revier Wolschart.

Revier Wolschart	Nachhaltigkeit Forst				
	1 sehr gut	2 gut	3 mittel	4 schlecht	5 sehr schlecht
	76 - 100 %	51 - 75 %	26 - 50 %	0 - 25 %	Minuswerte
Ökologischer Bereich				0 (0 %)	
Ökonomischer Bereich					-3
Soziokultureller Bereich				2 (15 %)	

Für die Bewertung waren folgende Defizite in den jeweiligen Subkriterien (Sk) ausschlaggebend:

Ökologie:

Sk 1: Jagdpächter und längerfristige Jagdkunden werden nicht zur Führung von Abschussplänen (Bejagungskonzepten) oder gegliederten Abschusslisten verpflichtet, die über die behördlichen Verpflichtungen hinausgehen,

Sk 7: Es bestehen objektiv erhebliche (größer 15 % bis 35 % der Waldfläche) untragbare Wildeinflüsse am Wald,

Sk 11: Vor dem Bau nachweislich notwendiger neuer Erschließungswege wurden nie mögliche Erschließungsalternativen, Trassierungsvarianten und Bauausführungen auf ihre wildökologischen Auswirkungen geprüft

Sk 13: Die Baumartenzusammensetzung entspricht auf weniger als 10 % (9 % bis 0 %) der Waldfläche der potenziellen natürlichen Waldgesellschaft,

Sk 15: Gefährdete, sensible und/oder wiederkehrende Wildarten werden bei der Waldbewirtschaftung nicht berücksichtigt,

Sk 16: Für gefährdete, sensible Wildtiere kritische Bereiche und Zeiten werden bei der Bewirtschaftung nicht berücksichtigt,

Ökonomie:

Sk 19: Die Vermarktung regionaler Wildbretprodukte wird nicht unterstützt,

Sk 20: Forstliche Maßnahmen schmälern den Marktwert der Jagd,

Sk 22: Es sind nicht ausreichend Bejagungsflächen vorhanden, um trotz angepasster Jagdmethoden eine effiziente Bejagung im Sinne der Abschussplanerfüllung zu gewährleisten,

Sk 23: Die Schaffung bzw. Erhaltung von Bejagungsmöglichkeiten wird bei der Planung und Durchführung von Waldbewirtschaftungsmaßnahmen nicht berücksichtigt,

Sk 28 Ein längerfristiges forstbetriebliches Walderschließungskonzept berücksichtigt jagdliche Anforderungen nicht oder existiert nicht,

Sk 30: Es wurden keine Möglichkeiten zur Vertragsgestaltung mit Jagdpächtern und Abschussnehmern im Sinne einer nachhaltigen Jagd wahrgenommen,

Sozio-Kultur:

Sk 34: Der Grundeigentümer bzw. Forstwirt berücksichtigt die Interessen ortsansässiger Jäger nicht,

Sk 42: Es wurde in den letzten drei Jahren keine Aus- und Fortbildungsaktivitäten mit wildökologischer und/oder jagdlicher Relevanz (Veranstaltungen, Exkursionen, etc.) absolviert.

4.3.3 Ergebnisse Interview Jagd

Für das Themengebiet Jagd lag die Selbsteinschätzung in den Bereichen Ökologie, Ökonomie und Sozio-Kultur jeweils bei 3 „mittel“.

Tabelle 21: Auswertung Fragebogen Jagd Revier Wolschart.

Nachhaltigkeit Jagd					
	1 sehr gut	2 gut	3 mittel	4 schlecht	5 sehr schlecht
Revier Wolschart	76 - 100 %	51 - 75 %	26 - 50 %	0 - 25 %	Minuswerte
Ökologischer Bereich			23 (49 %)		
Ökonomischer Bereich			7 (29 %)		
Soziokultureller Bereich			11 (42 %)		

Negative Bewertungen gab es:

Ökologie:

Sk 8: Es besteht objektiv eine massive Beeinträchtigung des Ökosystems oder der Waldfunktion durch untragbare Wildeinflüsse (im Wald auf über 30 % der Fläche),

Sk 9: Stärkere naturbedingte mehrjährige Bestandsschwankungen nach unten bei häufig vorkommenden Schalenwildarten werden durch die Jagdausübung unterbunden,

Ökonomie:

Sk 36: Eine WÖRP (wildökologische Raumplanung) existiert nicht, und sie wird von den Jägern auch nicht nachweislich angestrebt,

Soziokultur:

Sk 38: Nicht ortsansässige Jäger sind von der Jagdausübung grundsätzlich ausgeschlossen, obwohl z. B. ausreichend Jagdmöglichkeiten bestehen und diesbezügliche Nachfrage vorliegt, oder sie sind gegenüber den ortsansässigen Jägern überrepräsentiert,

Sk 44: Nicht jagdliche örtliche Bevölkerungsgruppen

5 Synthese/Empfehlungen Waldbau, Wildökologie

Die Auswirkungen des Klimawandels mit Schadholzereignissen sind im Revier Wolschartwald bereits deutlich wahrzunehmen.

Auf Grund der Höhe und Lage des Untersuchungsgebietes ist bei der prognostizierten Klimaentwicklung davon auszugehen, dass die Fichte, wenn überhaupt, nur mehr in Mischung mit anderen Baumarten zu empfehlen sein wird.

Die Ausgangslage für einen mittelfristigen Waldumbau hinsichtlich klimafitter Baumarten ist ausgesprochen günstig. Insgesamt kommen 19 verschiedene fruktifikationsfähige Baumarten vor, auf einzelnen Erhebungspunkten zumindest 2 bis zu maximal 7.

Die Verbissituation im Vergleich zum Gesamtbezirk (WEM) ist signifikant besser. Der Verbiss an Fichte ist deutlich geringer, der Anteil an Lauhölzer insgesamt deutlich höher.

Bemerkenswert jedenfalls ist, dass sich die Stieleiche nach der Fichte am häufigsten verjüngt und so ein Umbau mittels Naturverjüngung sehr gut möglich ist. Dies obwohl sie in den Altbeständen vergleichsweise dazu eher seltener ist. Der Verbiss an Laubbaumarten ist aber noch so stark, dass er eine ausreichende Entwicklung zu klimafitten Beständen nicht zulässt. Der erste Eindruck wurde damit bestätigt.

Der Waldumbau wurde vom Eigentümer in den letzten Jahren forciert und auch die jagdlichen Anstrengungen sind durch die erhöhten Abschüsse der letzten Jahre zu erkennen. Jedoch reicht der derzeitige Abschuss nicht aus, um einen Umbau Richtung klimafitten Wald mit den Laubbaumarten als Hauptbaumarten ausreichend zu gewährleisten. Gelingt eine Anpassung nicht rechtzeitig oder nicht ausreichend, wird sich die Fichte wieder einen erheblichen Anteil in der Verjüngung sichern. Dies steht aber im Widerspruch zu den Erfordernissen hinsichtlich eines klimafitten Waldes.

Trotz der jagdlichen Bemühungen ist der Wolschartwald als Biotop auf Grund seiner Lage und der Lebensraumqualität für Rehwild besonders attraktiv. Die hohe Wilddichte von rd. 30 Stück pro 100 ha bestätigt dies. Die potenzielle Zuwachsrate liegt bei 16 Stück pro 100 ha, bei einer geplanten Reduktion müsste der Abschuss demgemäß angepasst werden.

Daher wären, um die ausreichende Entwicklung der klimafitten Verjüngung zu gewährleisten, die jagdlichen Anstrengungen noch weiter zu intensivieren. Mittels eines Netzes von Kontrollzäunen müsste der anzustrebende Erfolg innerhalb und außerhalb des Zaunes gut vergleichbar sein.

6 Abbildungen

Abbildung 1: Übersichtskarte der Lage des Projektgebiets.	7
Abbildung 2: Seehöhe der Erhebungspunkte.....	8
Abbildung 3: Hangrichtung (Exposition) der Erhebungspunkte.....	8
Abbildung 4: WEM-Daten für den Bezirk St. Veit aller Erhebungsperioden.....	9
Abbildung 5: Baumartenanteile auf den 73 Erhebungsflächen im Bezirk Sankt Veit an der Glan in der WEM-Periode (2016-18) nach Höhenklassen.....	10
Abbildung 6: Verbiss nach Baumarten und Höhenklassen.	11
Abbildung 7: Rasterpunkte im Revier Wolschart.....	13
Abbildung 8: a) Aufnahmeradien auf Fläche A, B, C.....	14
Abbildung 9: Klimatische Eignung von den Hauptbaumarten im Projektgebiet. Die zugrundeliegenden Klimahüllenmodelle wurden im Interreg-Projekt SUSTREE erstellt. Die linke Spalte zeigt die Baumarteneignung am Ausgang des 20. Jahrhunderts (1971-2000), die mittlere und die rechte Spalte zeigt die potenzielle zum Ende des 21. Jahrhunderts bei Annahme der Klimawandelszenario RCP 4.5 und RCP 8.5, welche einer durchschnittlichen Erwärmung von 2-3°C, bzw. 4-6°C entsprechen.....	18
Abbildung 10: Klimatische Eignung (Schwellenwerte) von den Hauptbaumarten im Projektgebiet. Der Schwellenwert ist eine absolute Zahl, die das Maß der Eignung auf einer Skala von 0 (ungeeignet) bis 1.000 (sehr gut geeignet) beschreibt. Die Ergebnisse aller Punkte sind als Kastengrafik (Boxplot) dargestellt. Das untere und obere Ende des Kastens grenzt das erste und dritte Quartil ab. Das bedeutet, dass ein Viertel der Punkte unterhalb und ein Viertel der Punkte oberhalb des Kastens liegen. Die andere Hälfte der Punkte befindet sich innerhalb des Kastens. Die Trennlinie innerhalb des Kastens repräsentiert den Median, somit liegen jeweils die Hälfte der Punkte ober- und unterhalb dieser Linie. Zu jeder Baumart gehören jeweils drei Säulen, die linke zeigt die Werte Ende des 20. Jahrhundert, die mittlere und die rechte die Werte Ende des 21. Jahrhundert bei Annahme der Klimawandelszenario RCP 4.5 und RCP 8.5, die einer durchschnittlichen Erwärmung von 2-3°C, bzw. 4-6°C entsprechen. Die zugrundeliegenden Klimahüllenmodelle wurden im Interreg-Projekt SUSTREE erstellt.....	19
Abbildung 11: Wildökologischer Faktorenkomplex nach REIMOSER (2004).	22
Abbildung 12: Workflow Diagramm zur Berechnung der Habitatqualität.....	23
Abbildung 13: Kamerastandorte und Stichprobenpunkte.....	26
Abbildung 14: Beispiel für die Auswertung und Berechnung der Wilddichte in der Formel nach (ROWCLIFFE ET AL. 2008).....	28
Abbildung 15: Auszug aus dem Fragebogen Teil Forst. Beispiel für eine Frage mit mehreren Antwortmöglichkeiten.	31
Abbildung 16: Auszug aus dem Fragebogen Forst. Beispiel für eine Frage mit Antwortraster.	32
Abbildung 17: Auszug aus dem Fragebogen Forst. Antwort ist ein Textfeld, um alle Antwortoptionen offen zu lassen.....	32
Abbildung 18: Vertikale Schichtung und Horizontalstruktur der Waldbestände.	33
Abbildung 19: Entwicklungszustand der Waldbestände (überwiegend nach Altersphasen).....	33
Abbildung 20: Überschilderung (4 Klassen) der Bestände.....	34
Abbildung 21: Deckungsgrad der Bodenvegetation bis 1,3 m.	35
Abbildung 22: Deckungsgrad der verschiedenen Bodenvegetationstypen.	36
Abbildung 23: Häufigkeit (%) der Stichprobenpunkte mit unterschiedlicher Anzahl an Baumarten im Aufnahmebereich in den Altersphasen Stangenholz – Altholz.	37

Abbildung 24: Häufigkeit der Stichprobenpunkte nach Artenzahl an fruktifikationsfähigen Baumarten.	38
Abbildung 25: Häufigkeit der Samenbaumarten im Aufnahmebereich.....	38
Abbildung 26: Häufigkeit der Stichprobenpunkte mit unterschiedlicher Baumartenanzahl nach Klassen in der Verjüngung.	39
Abbildung 27: Häufigkeit der jeweiligen Baumart in der Verjüngung.	39
Abbildung 28: Verteilung der Verjüngung nach Höhenstufen.	40
Abbildung 29: Baumartenanteil in den verschiedenen Höhenklassen der Verjüngung.	40
Abbildung 30: Mittlere Stammzahl pro ha nach Baumarten in der Verjüngung (Jungwuchs und Dichtung bis 5 m).....	41
Abbildung 31: Verbissprozente (Leittriebverbiss einmalig bzw. mehrmalig) nach Höhenklassen an Triebjahrgängen (2018 bis 2020).	42
Abbildung 32: Verbissprozente (Leittriebverbiss) im Vorjahr (2020) nach Baumarten.....	43
Abbildung 33: Verbissprozente (Leittriebverbiss) nach Baumarten und Verbisshäufigkeit an den letzten 3 Triebjahrgängen (2018 bis 2020).	43
Abbildung 34: Verbiss (Leittriebverbiss) in der Verjüngung (6 höchsten Bäume) nach Baumarten und Höhenklassen an den letzten 3 Triebjahrgängen (2018 bis 2020).	44
Abbildung 35: Zusätzliche Aufnahmeflächen von Verjüngungs- und Verbissdaten im Projektgebiet. .	45
Abbildung 36: Häufigkeit der Baumarten in den Samenbäumen und in der Verjüngung auf den zusätzlichen Punkten.	45
Abbildung 37: Anzahl der Baumarten in den Samenbäumen und in der Verjüngung auf den zusätzlichen Punkten.	46
Abbildung 38: Verbissprozente (Leittriebverbiss) auf den zusätzlichen Probepunkten, nach Baumarten und nach Höhenklassen an den letzten 3 Triebjahrgängen (2018 bis 2020).	47
Abbildung 39: Räumliche Verteilung der Baumartenvielfalt (Anzahl an Baumarten) unter den fruktifikationsfähigen Altbäumen (Samenbäume) in der beobachteten Verjüngung, in der unverbissenen Verjüngung und in der unverbissenen Verjüngung der klimaresistenten Baumarten..	49
Abbildung 40: Abnahme der Baumartenvielfalt von den fruktifikationsfähigen Altbäumen (Samenbäume) bis zu der unverbissenen Verjüngung der klimaresistenten Baumarten. Jede Linie zeigt die Tendenz auf einer Probefläche wo Verjüngung anzustreben wäre.....	49
Abbildung 41: Abnahme der Baumartenvielfalt von den fruktifikationsfähigen Altbäumen (Samenbäume) bis zu der unverbissenen Verjüngung der klimaresistenten Baumarten im gesamten Projektgebiet (wo Verjüngung anzustreben wäre).....	50
Abbildung 42: Ampelsystem für klimatische Eignung von Baumarten für das Projektgebiet Wolschart am Ende des 21. Jahrhunderts bei Annahme des moderaten Klimawandelszenarios RCP 4.5, welches einer durchschnittlichen Erwärmung von 2-3°C entspricht.	51
Abbildung 43: Klimatische Eignung von den Hauptbaumarten im Projektgebiet am Ausgang des 20. Jahrhunderts (1971-2000), die potenzielle zum Ende des 21. Jahrhunderts bei Annahme der Klimawandelszenario RCP 4.5 und RCP 8.5, welche einer durchschnittlichen Erwärmung von 2-3°C, bzw. 4-6°C entsprechen.	51
Abbildung 44: Baumartenanteile auf den 37 Erhebungsflächen im Bezirk St. Veit a. d. Glan der WEM-Periode 5 (2016-2018) nach Höhenklassen.....	52
Abbildung 45: Baumartenanteile auf den 72 Erhebungspunkten im Projektgebiet Wolschart (2021). .	52
Abbildung 46: Verbiss nach Baumarten und Höhenklassen im Bezirk St. Veit a. d. Glan der WEM-Periode 5 (2016-2018) und im Projektgebiet Wolschart (2021).	54

Abbildung 47: Abschüsse von Rehwild vom Jahr 1995 – 2020.....	57
Abbildung 48: Reviereinrichtungen in der EJ Wolschartwald.	58
Abbildung 49: Straßen- und Wegenetz.....	59
Abbildung 50: Erschließungsdichte Forststraßen.	60
Abbildung 51: Anteil der WÖBT Gruppen an der gesamten aufgenommenen Fläche und Anteil der einzelnen WÖBT an der jeweiligen Gruppe.	62
Abbildung 52: Kastengrafik mit Ergebnissen der Habitatindizes.....	64
Abbildung 53: Kastengrafik mit Ergebnissen der Habitatqualität im Sommer und Winter	65
Abbildung 54: Habitatqualität im Sommer (oben) und Winter (unten).	66
Abbildung 55: Überregionale Lebensraumkorridore.....	67
Abbildung 56: Schalenwild-Sichtungen nach Geschlecht und Gesamtanzahl (n.a. = nicht angesprochen).	69
Abbildung 57: Rehwild Fangrate an den Kamerastandorten – Anzahl Sichtungen pro 10 Kameratage	70
Abbildung 58: Rehwild Geschlechterverhältnis an den Kamerastandorten und gesamt.	71
Abbildung 59: Aktivitätskurve Rehwild für die Berechnung der Aktivität ρ	73
Abbildung 60: Vergleich der Anzahl der Sichtungen von Reh- und Rotwild mit der	75
Abbildung 61: Vorgelichtete Althölzer mit Naturverjüngung	78
Abbildung 62: Freifläche nach Schadereignis.....	78
Abbildung 63: Umwandlungsfläche mit Eichen.....	79
Abbildung 64: Tannen-Naturverjüngung im Zaun.	79

7 Tabellen

Tabelle 1: Daten WEM Bezirk St. Veit	9
Tabelle 2: Kriterien für Schältschäden	16
Tabelle 3: Kriterien und Definition für die Beurteilung der Störungen im Gebiet (Störungsindex).	21
Tabelle 4: Verwendete Daten und die daraus berechneten Habitatparameter.	24
Tabelle 5: Habitatindizes und deren Input Habitatparameter.	24
Tabelle 6: Wertebereiche zur Einschätzung der Habitatqualität.	25
Tabelle 7: Kriterien für die Berechnung des Wildschadensanfälligkeitsindex für Verbisschäden.	29
Tabelle 8: Anteile und Häufigkeit der Baumarten auf den Stichprobenpunkten in den Altersphasen Stangenholz-Altholz.	37
Tabelle 9: Mittlere Stammzahlen pro ha nach Baumarten und Höhenklassen in der Verjüngung (Jungwuchs und Dichtung bis 5 m).....	41
Tabelle 10: Verbissprozent.....	42
Tabelle 11: Mittlere Stammzahlen pro ha nach Baumarten und Höhenklassen in der Verjüngung (Jungwuchs und Dichtung bis 5 m) auf den zusätzlichen Punkten.....	46
Tabelle 12: Mittelwerte der Leittrieblänge, Höhenklasse und Dichte von der Verjüngung auf den nebeneinander stehenden zusätzlichen Punkten (Nr. 5 und Nr. 6).	46
Tabelle 13: Abschusszahlen für Rehwild.....	56
Tabelle 14: Störungsindex aus jagdlichen und nichtjagdlichen Parametern.....	61
Tabelle 15: Flächen der aufgenommenen WÖBTs und deren Anteil an dem gesamten aufgenommenen Flächen.	63
Tabelle 16: Vorkommen der Schalenwildarten an den Kamerastandorten.....	68
Tabelle 17: Übersicht über die Eventanzahl sowie der vorkommen Wildarten.....	71
Tabelle 18: Dichteberechnung der Schalenwildart Reh je 100 Hektar mit Dichte (D), Standardabweichung (sd), Vertrauensintervalle, Aktivität (ρ), Geschwindigkeit (μ) und Tagesstrecke (v)	72
Tabelle 19: Wildschadensanfälligkeitsindex für Verbisschäden im Untersuchungsgebiet.	74
Tabelle 20: Auswertung Fragebogen Forst Revier Wolschart.	80
Tabelle 21: Auswertung Fragebogen Jagd Revier Wolschart.	81

8 Literatur

BFW: WEM-Ergebnisse Bezirk Sankt Veit an der Glan.

https://bfw.ac.at/cms_stamm/500/PDF/wem19/ktn/WEM_Bezirksergebnisse_P5_205_StVeit.pdf Abfrage am: 11.12.2021

BINDER, B. (1991): Hilfstafeln zur Erhebung und Bewertung von Schältschäden an Fichte. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien. p. 7.

FORSTNER, M., REIMOSER, F., LEXER, W., HECKL, F. & HACKL, J. (2006): Nachhaltigkeit der Jagd. Prinzipien, Kriterien und Indikatoren. UBA (Hgb.), av-buch, Wien.

KILIAN, W.; MÜLLER, F.; STARLINGER, F. (1994): Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs: FBVA Band 82.

REIMOSER, F. & ZANDL, J. (1993): Grundzüge des Expertensystems `Wildökologie und jagd`. In: Österreichische Gesellschaft für Wildökosystemforschung und experimentelle Baumforschung (Hrgb.) FIW-Forschungsberichte 1993/1, Boku.

REIMOSER, F. (1999): HINWEISE ZUM RICHTIGEN GEBRAUCH VON VERBISSKENNZAHLEN. SCHWEIZ. Z. FORSTWES. 150: 184 – 186.

Reimoser, F. & Reimoser, S. (2012): Naturraum-Stichprobeninventur Nationalpark Thayatal. Projektteil: Wildökologie und Waldverjüngung. 61 S. Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie, Wien. Univ.

SUDA, M.; GUNDERMANN, E. (1994): Auswirkungen und monetäre Bewertung von Wildschäden im Bereich wasserwirtschaftlicher Sanierungsflächen des Bayerischen Alpenraums. Forstliche Forschungsberichte – München. Band 143

Literatur Büro für Wildökologie

BARTOLOMMEI, P., MANZO, E. & COZZOLINO, R. 2013: Evaluation of three indirect methods for surveying European pine marten in a forested area of central Italy. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 23, 2.

EGGER, G., JANAK, M. & SCHMITZ, Z. 2012: Aktionsplan zum Schutz des Alpen-Karpaten-Korridors. 89 S.

INGOLD, P. 2003: Reaktionen der Wildtiere gegenüber Freizeitaktivitäten. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Tagung für die Jägerschaft 2003: 21–24.

INGOLD, P. & BLANKENHORN, H. 2005: Freizeitaktivitäten im Lebensraum der Alpentiere: Konfliktbereiche zwischen Mensch und Tier ; mit einem Ratgeber für die Praxis. Haupt, Bern. 516 S.

KILIAN, W., MÜLLER, F. & STARLINGER, F. 1994: Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs - Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien. 59 S.

- LEITNER, H., GRILLMAYER, R., LEISSING, D., LACKNER, S., BANKO, G. & STEJSKAL-TIEFENBACH, M. 2018: Lebensraumvernetzung zur Sicherung der Biodiversität in Österreich. Technischer Bericht. Umweltbundesamt GmbH, Wien. 136 S.
- OBERMAIR, L., HACKLÄNDER, K. & REIMOSER, F. 2017: Landschaft der Furcht Oberösterreichischer Jäger, Juni 2017: 14–18.
- PFEFFER, S. E., SPITZER, R., ALLEN, A. M., HOFMEESTER, T. R., ERICSSON, G., WIDEMO, F., SINGH, N. J. & CROMSIGT, J. P. G. M. 2018: Pictures or pellets? Comparing camera trapping and dung counts as methods for estimating population densities of ungulates. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 4, 2: 173–183.
- REIMOSER, D. S. 2013: Störung von Rot- und Rehwild Weidwerk, 12/2013: 10–12.
- REIMOSER, F. 2004: Improvement of food resources and supplementary feeding for wild ungulates in the Central European cultural landscape – Fundamental aspects from a wild-ecological point of view with special consideration of game-damage prevention in forests. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft (BAL), Gumpenstein. Ernährung des Rot-, Reh- und Gamswildes – Grundlagen, Probleme und Lösungsansätze, .
- REIMOSER, F., LEXER, W., BRANDENBURG, C., ZINK, R., HECKL, F., BARTEL, A., FERNER, B. & MUHAR, A. 2009a: Integriertes nachhaltiges Wildtiermanagement im Biosphärenpark Wienerwald. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien. 602 S.
- REIMOSER, F., REIMOSER, S. & KLANSEK, E. 2006: Wild-Lebensräume: Habitatqualität, Wildschadenanfälligkeit, Bejagbarkeit (1. Aufl). Zentralstelle österreichischer Landesjagdverbände, Wien. 136 S.
- REIMOSER, S., PARTL, E., REIMOSER, F. & VOSPERNIK, S. 2009b: Roe-deer habitat suitability and predisposition of forest to browsing damage in its dependence on forest growth—Model sensitivity in an alpine forest region. *Ecological Modelling* 220, 18: 2231–2243.
- REIMOSER, S., WILDAUER, L., SMIDT, S. & REIMOSER, F. 2010: Veränderungen von Jagdstrecken, Wildlebensraum und Jagdgesetzgebung seit 1891 in einem Wienerwald-Revier. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft 15: 122.
- ROVERO, F., ZIMMERMANN, F., BERSI, D. & MEEK, P. 2013: ‘Which camera trap type and how many do I need?’ A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications: 9.
- ROWCLIFFE, J. M., CARBONE, C., JANSEN, P. A., KAYS, R. & KRANSTAUBER, B. 2011: Quantifying the sensitivity of camera traps: an adapted distance sampling approach. *Methods in Ecology and Evolution*: 14.
- ROWCLIFFE, M. J., FIELD, J., TURVEY, S. T. & CARBONE, C. 2008: Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1228–1236.

9 Anhang

9.1 Erhebungsformulare

Formblatt 1

Rasterpunktnummer: _____ Erheber: _____ Datum: _____

Teil A R= 30 m (ca. 2800 m²)

Seehöhe: _____ Hangrichtung: _____ Geländeform: _____ Waldfunktion: _____

Anzahl d. fruktifikationsfähigen Baumarten: _____ Waldweide: _____

Teil B R= 15 m (ca. 700 m²)

Wöbt: _____

Überschirmung: _____

Verjüngungsart: _____
(1=Natur, 2=Kunst, 3=beides)

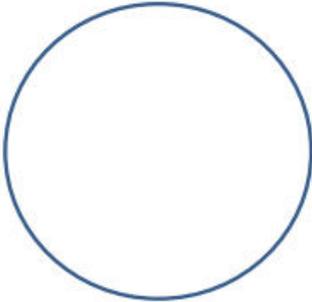
Baumartenanteile (1/10): _____

Schichtung: _____
(1= einschichtig, 2= zweischichtig, 3=mehrschichtig)

Horizontale Struktur: _____
(1=gleichmäßig, 2=mehrere Bestände, 3=femelartig, 4=plenterartig)

Wöbt-Teilung (1/10): _____

N



Teil C R= 2,82 m (25 m²)

Deckungsgrad bis 1,3 m

Gesamte Vegetation - alle Arten: verholzende Vegetation, Baumarten, Straucharten, Zwergsträucher, Rubus, Kräuter, Gräser, Farne, Moose.

Schirm	AnzBa	DeckG	DeckV	DBäu	DSträu	DZstr	DRub	DKräu	DGräs	DFarn	DMoos

Kategorien: 0 - n.v., 1 - <1%, 2 - 1-5%, 3 - 6-25%, 4 - 26-50%, 5 - 51-75%, 6 - 76-100%

9.2 Fotofallenfotos (Beispiele)





SECACAM PRO W007 17°C Di 30.03.2021 18:32:15



SECACAM PRO W003 08°C Fr 26.03.2021 18:42:29



SECACAM PRO W001 07°C Sa 13.03.2021 13:05:38



SECACAM PRO W007 02°C Fr 12.03.2021 09:32:43

9.3 Habitatqualität



Habitatqualität

Habitatqualität Winter

- 0 - 20
- 20 - 40
- 40 - 60
- 60 - 80

Habitatqualität Sommer

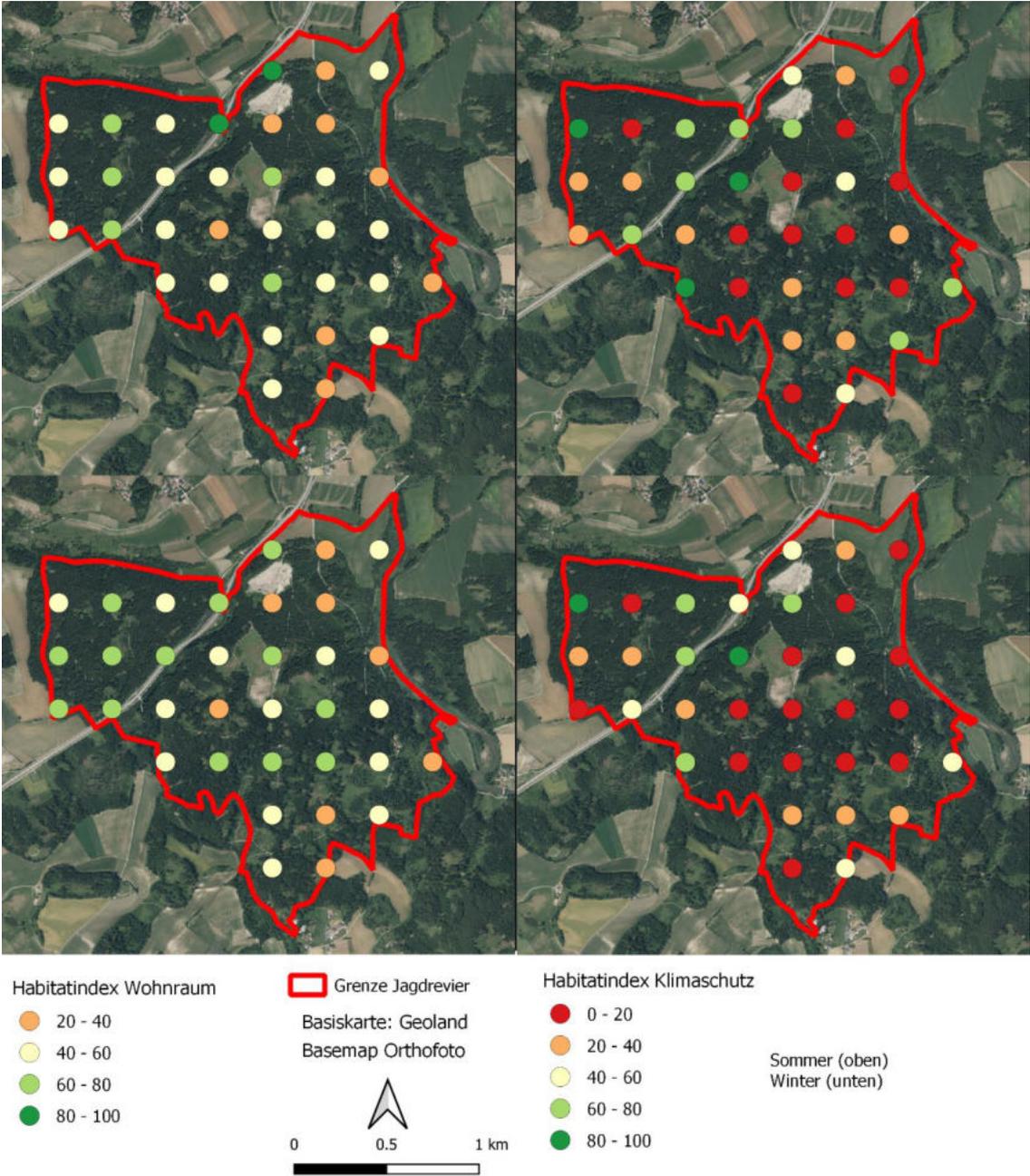
- 20 - 40
- 40 - 60
- 60 - 80
- 80 - 100

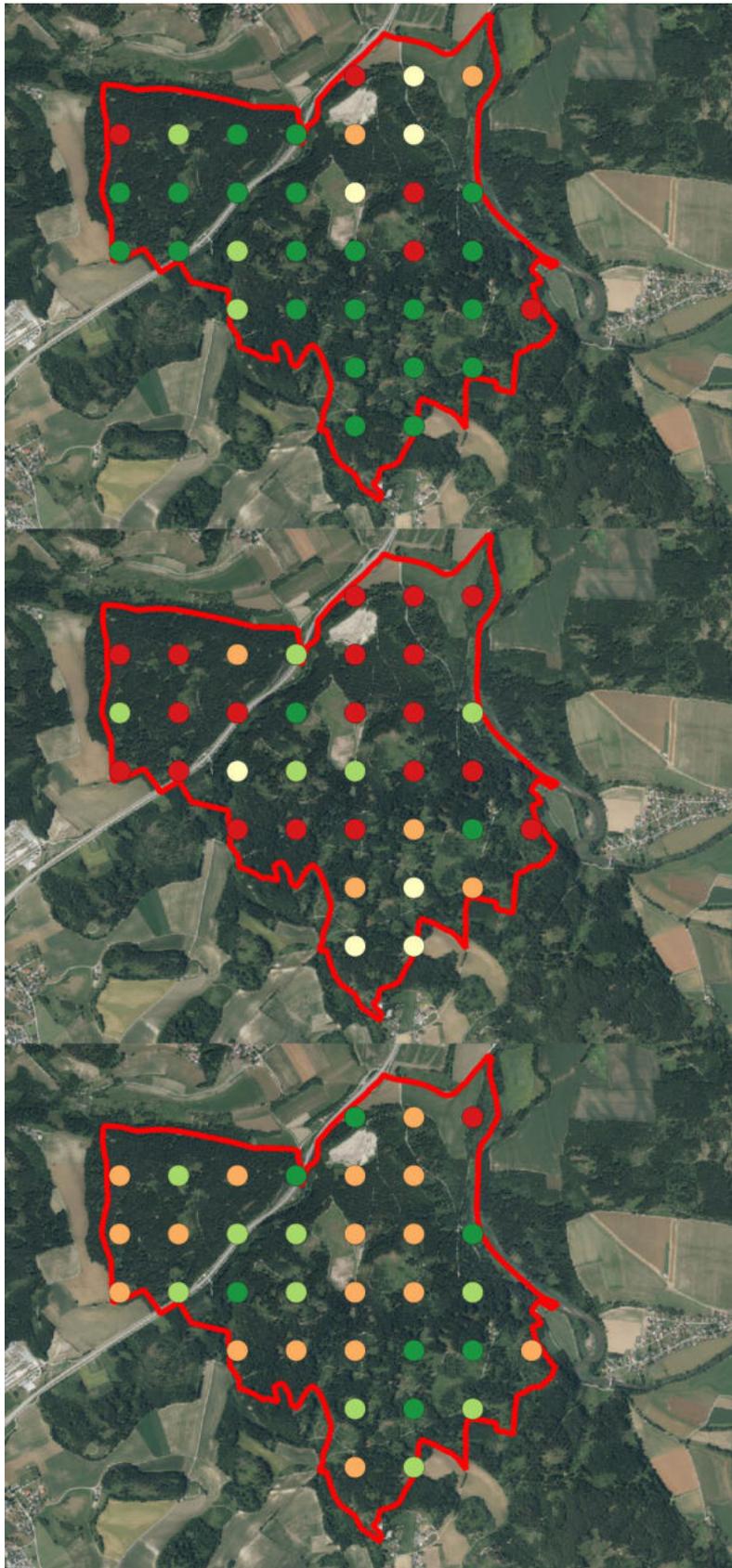
Sommer(oben)
Winter(unten)

Basiskarte: Geoland
Basemap Orthofoto



9.4 Verteilung der Werte der Habitatindizes im Projektgebiet





Habitatindizes

Grenze Jagdrevier

Habitatindex

Nahrungsangebot

- 0 - 20
- 20 - 40
- 40 - 60
- 60 - 80
- 80 - 100

Basiskarte: Geoland

Basemap Orthofoto

Sommer (oben)

Winter (unten)



0 0.5 1 km



Basiskarte: Geoland

Basemap Orthofoto

Habitatindex Feindschutz

- 0 - 20
- 20 - 40
- 60 - 80
- 80 - 100