



Integrales Wald- und Wildmanagement in der Genossenschaftsjagd Mörschwang

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.



- Projekttitel:** Integrales Wald- und Wildmanagement in der Genossenschaftsjagd
Mörschwang, Bezirk Ried im Innkreis, Oberösterreich
- 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. (Hgb.), Leitner, H., Klück, P., Wohlfahrt, S., Langmaier, M. & Kohlross, H. 2023: Integrales Wald- und Wildmanagement in der Genossenschaftsjagd Mörschwang, Bezirk Ried im Innkreis, Oberösterreich. Wien, 104 S.

Wien, im Jänner 2023

1	Einleitung, Zielsetzung.....	6
2	Projektgebietsbeschreibung/Ausgangslage	7
2.1	Der Betrieb – erste Eindrücke	7
2.2	Wuchsgebiet.....	8
2.3	Untersuchungsgebiet	9
2.4	Ergebnisse des Wildeinflussmonitorings (WEM) vom BFW	11
3	Methode.....	15
3.1	Waldbau	15
3.1.1	Felderhebungsmethoden	15
3.1.2	Datenauswertungsmethoden.....	18
3.1.3	Vergleichende Analyse der Baumartenvielfalt mit künftiger Baumarteneignung	20
3.2	Wildökologie.....	23
3.2.1	Jagdliche Grundlagen	23
3.2.2	Forstliche Grundlagen	23
3.2.3	Lebensraumqualität	23
3.2.3.1	Nichtjagdliche Störungen	23
3.2.3.2	Jagdliche Störungen.....	24
3.2.3.3	Störungsindex.....	24
3.2.3.4	Wildökologische Bestandestypen	24
3.2.3.5	Habitatanalyse nach REIMOSER ET AL. (2009).....	25
3.2.4	Lebensraumkorridore	28
3.2.5	Fotofallenmonitoring Schalenwild	28
3.2.5.1	Erhebung	28
3.2.5.2	Auswertung	29
3.2.5.3	Begriffserklärung	32
3.2.6	Wildschadensanfälligkeit.....	32
3.2.7	Vergleichende Darstellung	33
3.3	Interviews/Fragebogen	34
4	Ergebnisse.....	37
4.1	Waldbau	37
4.1.1	Waldaufbau	37
4.1.1.1	Schichtigkeit und Horizontalstruktur.....	37
4.1.1.2	Entwicklungszustand	37
4.1.1.3	Überschirmung	38
4.1.1.4	Deckungsgrad	38

4.1.1.5	Baumartenzusammensetzung im Baum- und Stangenholz	40
4.1.2	Verjüngung	41
4.1.2.1	Samenbäume.....	41
4.1.2.2	Baumartenzusammensetzung in der Verjüngung.....	42
4.1.2.3	Verjüngungsdichte.....	44
4.1.3	Verbiss	45
4.1.4	Schältschäden	48
4.1.5	Vergleichende Analyse der Baumartenvielfalt mit künftiger Baumarteneignung	48
4.1.6	Vergleich der erhobenen Verjüngung mit den WEM-Daten	53
4.1.7	Waldökologische Zusammenfassung	55
4.2	Wildökologie.....	57
4.2.1	Jagdliche Grundlagen	57
4.2.1.1	Abschussplan- und Abschüsse der letzten Jahre.....	57
4.2.1.2	Jagdmethoden.....	58
4.2.1.3	Fütterung / Kirsung.....	58
4.2.2	Lebensraum	58
4.2.2.1	Nichtjagdliche Störungen	59
4.2.2.2	Jagdliche Störungen.....	60
4.2.2.3	Störungsindex.....	60
4.2.2.4	Wildökologische Bestandestypen	61
4.2.2.5	Habitatanalyse nach REIMOSER ET AL. (2009).....	63
4.2.2.6	Lebensraumkorridore	67
4.2.3	Fotofallenmonitoring.....	67
4.2.3.1	Auswertung Sichtungen	67
4.2.3.2	Auswertung Events.....	73
4.2.3.3	Freizeitnutzung.....	74
4.2.3.4	Ermittelte Wilddichte nach Rowcliffe.....	74
4.2.3.5	Diskurs	76
4.2.4	Wildschadensanfälligkeit.....	77
4.2.5	Vergleich: Habitatqualität – Schältschäden - Fangrate	77
4.2.6	Wildökologische Zusammenschau	79
4.3	Interviews/Fragebogen	81
4.3.1	Ergebnisse Interview Forst	81
4.3.2	Ergebnisse Interview Jagd	84

4.3.3	Resumee aus den Interviews und Gegenüberstellung mit den Ergebnissen aus der Untersuchung.....	87
5	Synthese/Empfehlungen Waldbau, Wildökologie	89
6	Abbildungen	90
7	Tabellen	93
8	Literatur	94
9	Anhang.....	97
9.1	Erhebungsformulare.....	97
9.2	Fotofallenfotos (Beispiele)	99
9.3	Habitatqualität	102
9.4	Verteilung der Werte der Habitatindizes im Projektgebiet	103

1 Einleitung, Zielsetzung

In der Genossenschaftsjagd Mörschwang wurden im Juli 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 Der Betrieb – erste Eindrücke

Die Genossenschaftsjagd Mörschwang liegt in der Gemeinde Ried im Innkreis, Oberösterreich und umfasst rund 855 ha, davon ca. 100 ha Wald.

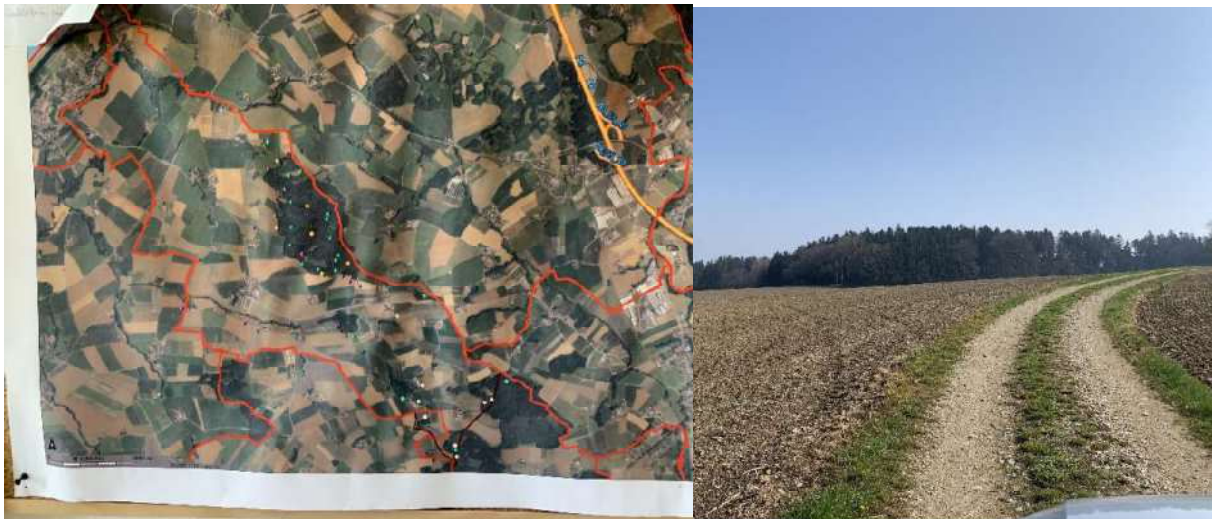


Abbildung 1: Projektgebiet Mörschwang.

Die Struktur ist besonders interessant. Das Projektgebiet besteht aus einem größeren Waldbereich mit ca. 70 ha (Buchberg) und mehreren kleineren Waldflächen. Für viele Genossenschaftsjagden ist das typisch, dass, vor allem im Winter, wenn die Felder und Wiesen abgeerntet sind, sich der Wildstand auf den Wald konzentriert. Hauptwildart ist Rehwild, Schwarzwild kommt nur sporadisch vor.

Das Ausgangsgestein ist silikatisch. Hauptbaumart ist Fichte und Tanne, einzelne Buchen. Mehrere Schadereignisse prägen das Waldbild, angefangen von Eisanhang, Schneebruch, Windwurf bis zu einzelnen Käfernestern. Einzelne 40jährige Douglasien, sowie Unterbau mit Rotbuche, Aufforstungen mit Riesentannen etc. sind anzutreffen.



Abbildung 2: Verjüngung unter Schirm.

Seit rd. 20 Jahren wurde mit Zäunen versucht, die Waldflächen zu verjüngen. Einzelne kleinere Zaunflächen sind vorhanden. Seit 2017 besteht ein Pachtvertrag mit einem, an der Wildstandsreduktion, interessierten Jagdpächter, seither keine neuen Zäune. Die forstlichen Eingriffe erfolgen besonders behutsam, um die Lichtverhältnisse für die Verjüngung optimal zu halten.



Abbildung 3: Behutsame Eingriffe in den Bestand, um mit entsprechenden Lichtverhältnissen die Verjüngung anzuregen.

Besonders beeindruckend in diesem Revier war:

- Das gute Einvernehmen von Jagdausschussobmann und Jagdpächter,
- die erfolgreiche jagdliche Bewirtschaftung mit den beeindruckenden Waldbildern,
- die besondere Situation mit einem größeren Waldgebiet und ringsherum der großen landwirtschaftlichen Flächen,
- der Verzicht auf Fütterung und Salzlecken und
- die positive Entwicklung in den Wildbretgewichten.

2.2 Wuchsgebiet

Das Projektgebiet befindet sich im Wuchsgebiet 7.1 Nördliches Alpenvorland – Westteil nach KILIAN et al. (1994). Das Wuchsgebiet erstreckt sich über eine Seehöhe von 300 m bis 800 m.

In diesem Wuchsgebiet herrscht ozeanisches Klima. Es zeigt sich ein ausgeprägtes sommerliches Niederschlagsmaximum im Juli. Die Jahresniederschläge nehmen von 800 mm gegen den niederschlagsbegünstigten Alpenrand hin zu und erreichen im Westen 1.500 mm. Die Winter sind kälter als im östlichen Alpenvorland; somit ergeben sich gegenüber Wuchsgebiet 7.2 längere Schneedeckendauer und eine kürzere Vegetationszeit. Auch die Juli-Mitteltemperaturen sind im Allgemeinen etwas geringer als im Ostteil des Alpenvorlandes.

Von Natur aus sind hier nährstoffreiche, leistungsfähige Laubmischwald-Standorte verbreitet; die besseren Standorte sind allerdings unter landwirtschaftlicher Nutzung (Äcker, Grünland).

Ersatzgesellschaften mit Fichte nehmen den größten Anteil an der Waldfläche ein. Die natürliche Waldvegetation ist daher vielfach nur schwer erkennbar. Der submontane Stieleichen-Hainbuchenwald kommt auf wärmebegünstigten, trockenen Standorten oder auf schlecht durchlüfteten, bindigen, staunassen Böden vor ist aber meist durch Fichtenbestände ersetzt. In der submontanen Stufe ist es der Buchenwald mit Tanne (Edellaubbaumarten, Stieleiche, Rotföhre) und in der tiefmontanen Stufe der (Fichten-)Tannen-Buchenwald. In den größeren Flusstälern kommen verschiedene Waldgesellschaften der Auwälder vor. Entlang der kleineren Bäche sind die Waldgesellschaften Grauerlen-Au und Eschen-Schwarzerlen-Bachauwälder. An nährstoffreichen, frischen, meist rutschgefährdeten Standorten können sich Laubmischwälder mit Bergahorn, Esche und Bergulme ausbilden.

2.3 Untersuchungsgebiet

Die Genossenschaftsjagd Mörschwang ist etwa 850 ha groß, das Projektgebiet ist eine Waldinsel in der Mitte des Revieres und hat eine Größe von insgesamt 115 Hektar. Basierend auf der österreichweiten flächendeckenden Waldkarte des BFW und visueller Auswertung des Satellitenbildes, besteht das Projektgebiet aus etwa 78 ha Wald und 37 ha Wiese und Acker. Die Forststraßen und Traktorwege ergeben aufsummiert eine Gesamtlänge von 8 Kilometern. Das ergibt den hohen Erschließungsgrad von 64 Laufmeter pro Hektar.

Die Erhebungspunkte lagen durchschnittlich auf 407 m Seehöhe, der tiefste Punkt lag auf 330 m und der höchste auf 441 m. Alle Probepunkte liegen in der submontanen (300-600 m) Stufe. 33% der Punkte hatten eine nördliche Hangrichtung (NO, N, NW), 22% waren südlich, 24% westlich und 2% östlich ausgerichtet. Darüber hinaus befanden sich 19% der Punkte in einer Ebene. Die vorherrschenden Geländeformen waren Mittelhänge und Ebenen.

Allen erhobenen Stichprobenpunkten im Wald konnten die Nutzfunktion im Sinne des Forstgesetzes zugeordnet werden.



Abbildung 4: Übersichtskarte der Lage des Projektgebietes (Grundkarte: Google Maps).

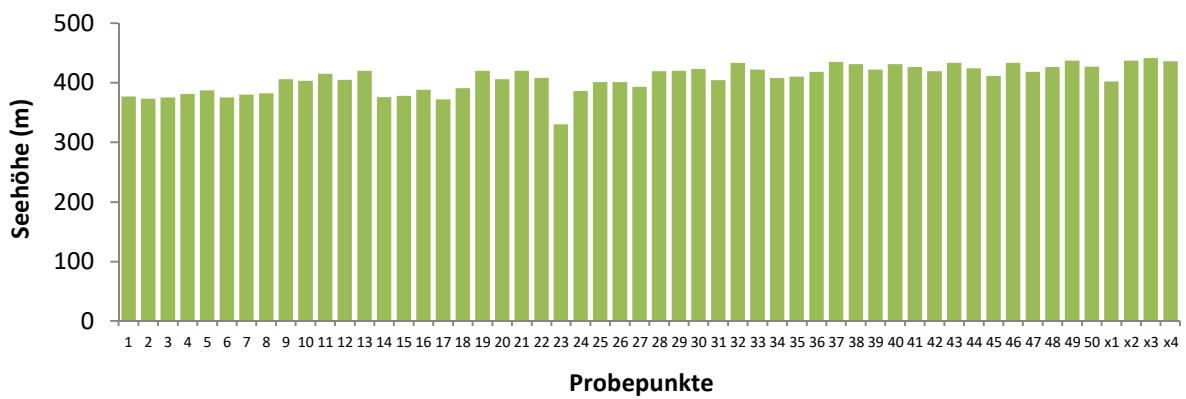


Abbildung 5: Seehöhe der Erhebungspunkte.

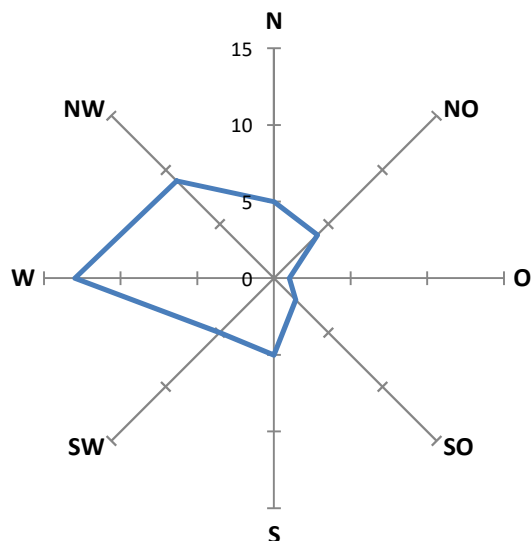


Abbildung 6: Hangrichtung (Exposition) der Erhebungspunkte.

2.4 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 Ried im Innkreis in der jeweiligen Periode hinsichtlich des Wildeinflusses folgendes Bild:

Tabelle 1: Daten WEM Bezirk Ried im Innkreis.

Periode	Wildeinfluss		
	schwach	mittel	stark
2004-06	32,6%	18,6%	48,8%
2007-09 ¹			
2010-12	9,8%	12,2%	78,0%
2013-15	18,2%	9,1%	72,7%
2016-18	35,7%	21,4%	42,9%
2016-18*	33,3%	16,7%	50,0%
2019-21*	34,1%	25,0%	40,9%

*mit geänderte Berechnungsmethode

¹ In Periode 2 (2007-09) musste die Finanzierung von den Ländern alleine getragen werden, weshalb Oberösterreich und Vorarlberg das Verbissmonitoring mit Vergleichszäunen durchführten und sich nicht mehr am WEM beteiligten (BFW-Praxisinfo Nr. 22-2010).

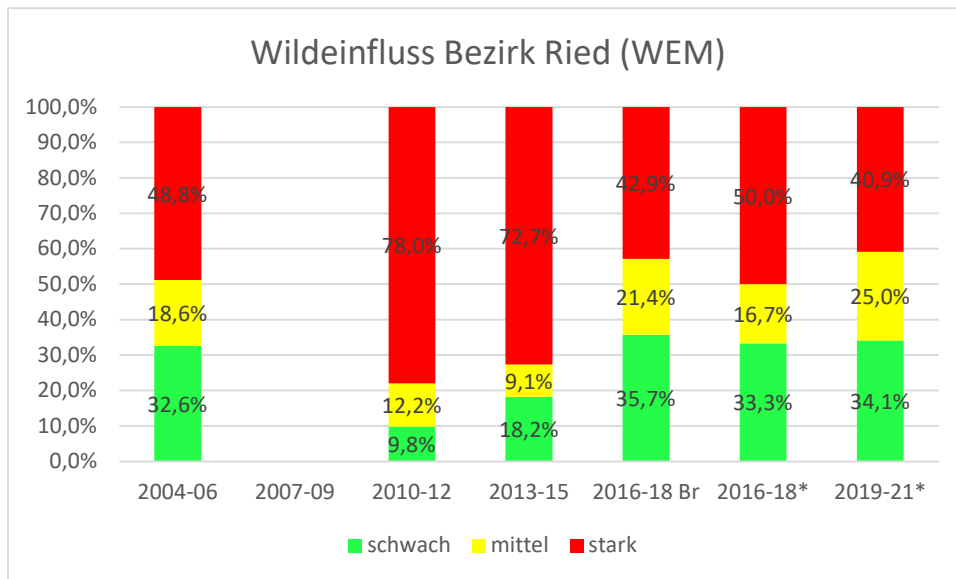


Abbildung 7: WEM-Daten für den Bezirk Ried im Innkreis aller Erhebungsperioden.

Baumarten und Höhenklassen

Auf den 44 Erhebungsflächen der Periode 6 (2019-21) kommen Pflanzen der Höhenklasse 1 auf allen 44 Flächen vor, Pflanzen der Höhenklasse 6 nur mehr auf 21 Flächen. Der Anteil des Ahorns nimmt von 11% auf den Flächen der 1. Höhenklasse (auf alle 44 Flächen bezogen) auf 3 % in der 6. Höhenklasse ab. Im Bezirk Ried i. I. können Fichte, Tanne und Buche ihre mittleren Anteile bis über 2 m bringen, Alle anderen Baumarten verlieren mit zunehmender Höhe den Großteil ihrer Anteile. Eiche kommt zudem über 80 cm nicht hinaus.

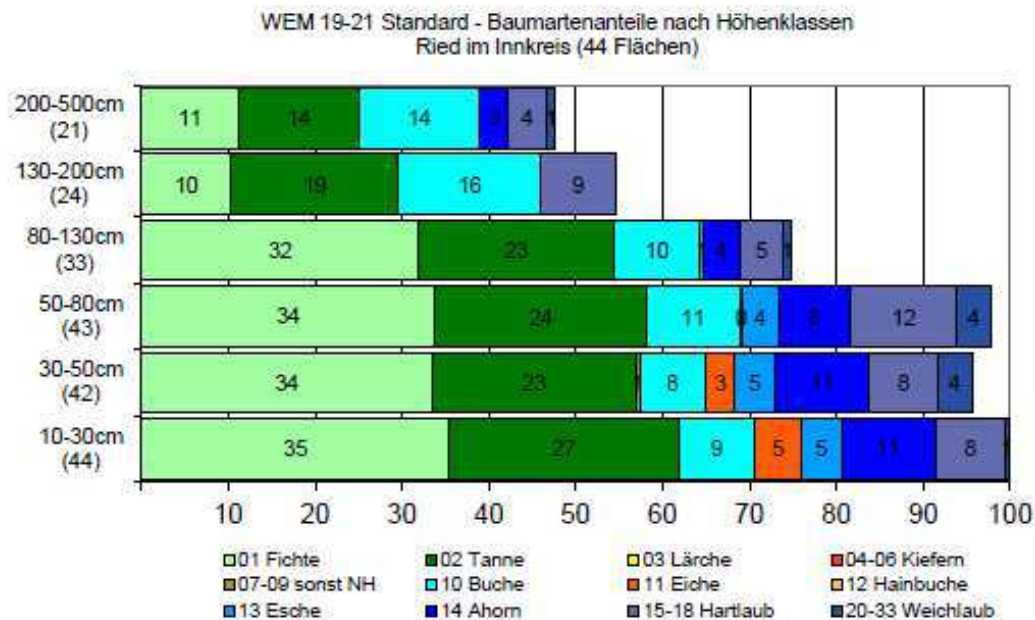


Abbildung 8: Baumartenanteile auf den 47 Erhebungsflächen im Bezirk Ried im Innkreis in der WEM-Periode (2019-21) nach Höhenklassen.



Abbildung 9: Verbiss nach Baumarten und Höhenklassen.

Baumart, Verbiss, Höhenklassen

Die Abbildung Baumarten und Verbiss zeigt die tatsächliche Pflanzenzahl als graue 'Türme', die ausgewählten Probepflanzen und ihre Verbissanteile als farbige 'Türme'. Die Fichte wird kaum verbissen und wächst ungehindert in die oberen Höhenklassen ein. Buche wird sehr stark verbissen, kann aber dennoch einen zunehmenden Anteil über 1,3 m bringen. Tanne wird stark verbissen, bringt aber trotzdem die Hälfte ihres Anteils über 2 m. Eiche, Ahorn und die anderen Laubbaumarten werden sehr stark verbissen und bleiben deutlich im Höhenwachstum zurück.

Vor allem Ahorn wird durch die starke Verbissbelastung in seiner Höhenentwicklung behindert, bei Eiche können zusätzlich auch waldbauliche Faktoren eine Rolle spielen.

Baumarten, Hektar-Stammzahlen, Mittelhöhen

Fichte und Tanne sind auf etwa vier Fünftel der Probeflächen vertreten, Eberesche auf über zwei Drittel, Eiche auf nicht ganz der Hälfte.

Ahorn findet sich auf etwas mehr als einem Drittel der Flächen, Hainbuche auf ca. 2% der Flächen.

Es sind etwa gleich viele Fichten je Hektar vorhanden wie Tannen. Fichten und Tannen sind derzeit im Höhenwachstum etwa gleich. Es sind etwa sechs Mal so viele Buchen je Hektar vorhanden wie Eichen, die Buchen sind im Mittel etwa doppelt, bei den Oberhöhenbäumchen fast vier Mal so hoch.

Tabelle 2: Stammzahlen und Mittelhöhen nach Baumart und Kategorien in der Periode 2019-21.

Baumart	Stetigkeit des Vorkommens (Flächanzahl)		Stammzahlen und Mittelhöhen							
	Samenbäume	Verjüngung	Stammzahl / ha				mittlere Höhe cm			
			alle (gezähnt)	Oberhöhenbäumchen			alle (gezähnt)	Oberhöhenbäumchen		
				alle	unverblissen	verblissen		alle	unverblissen	verblissen
Fichte	43	37	4350,0	386,4	370,5	15,9	38,1	91,1	91,7	76,9
Tanne	29	35	4470,5	336,4	243,2	93,2	42,8	96,6	106,5	70,6
Eberesche	11	31	838,6	243,2	63,6	179,5	49,2	58,7	101,4	43,5
Eiche sp.	14	21	225,0	138,6	29,5	109,1	26,3	28,5	32,6	27,4
Rotbuche	30	19	1329,5	170,5	68,2	102,3	49,7	115,0	192,6	63,3
Ahorn sp.	15	16	3347,7	145,5	70,5	75,0	27,7	73,0	105,2	42,7
Esche	15	9	543,2	68,2	61,4	6,8	24,4	39,1	37,8	
Birke	16	8	109,1	54,5	0,0	54,5	47,7	52,9		52,9
Vogelkirsche	7	5	34,1	29,5	18,2	11,4	55,7	57,7	54,0	63,5
Pappel sp.	10	3	45,5	20,5	6,8	13,6	66,6	75,4	152,2	37,1
Walnuss		2	4,5	4,5	4,5	0,0	115,5	115,5	115,5	
Robinie		1	6,8	6,8	2,3	4,5	20,0	20,0	20,0	
sonst. Laubholz		1	2,3	2,3	0,0	2,3	20,0	20,0		
Douglasie	3	1	2,3	2,3	2,3	0,0	40,5	40,5	40,5	
Hainbuche	2	1	2,3	2,3	0,0	2,3	20,0	20,0		
Erle sp.	11	1	2,3	2,3	2,3	0,0	20,0	20,0	20,0	
Ulme sp.	2	1	9,1	9,1	0,0	9,1	105,5	105,5		105,5
Kiefer	13	1	6,8	4,5	2,3	2,3	20,0	20,0	20,0	
Traubenkirsche		1	4,5	2,3	0,0	2,3	30,3	40,5		

Vergleich mit Vorperiode und Empfehlungen

Der Verbissdruck hat bei Tanne, Esche und Ahorn abgenommen, ist bei Fichte gleichgeblieben und hat bei Kiefer, Buche, Eiche, Hainbuche, Hart- und übrigen Weichlaub zugenommen. Die Stammzahl je ha ist bei Birke und einigen selteneren Baumarten gesunken, bei Fichte, Tanne, Eberesche, Eiche, Buche, Ahorn und Esche aber gestiegen. Die Gesamtbeurteilung des Wildeinflusses im Bezirk Ried i. I. hat sich von Periode 5 auf 6 auf 9,1 % der Flächen verbessert. Die 28 identen Flächen der Periode 5 und 6 zeigen die Verbesserung noch deutlicher, nämlich auf 14,3% der Flächen. Eiche, Ahorn und übriges Hartlaub bleiben bei der Stammzahl- und / oder Höhenentwicklung hinter den anderen Baumarten zurück. Für die Entwicklung artenreicher Mischwälder als Antwort auf die Klimaentwicklung sollte der Wildeinfluss deutlich abgesenkt werden.

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 klimaresistenten 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 Juli 2021 erhoben. Anhand von Luftbildern und unter Nutzung eines GIS (Geoinformationssystem) wurde ein quadratisches Raster erstellt, auf dessen Schnittpunkten die Stichprobenpunkte liegen.

Vom Erhebungsgebiet wurde ein digitales Orthofoto mit einem 150 x 150 m Raster überlagert und 50 Probepunkte festgelegt. Es wurde noch zusätzlich 4 Punkte auf kleineren Waldflächen ausgewählt. Von den 54 Punkten wurden auf 16 Punkten keine Waldbestände vorgefunden, das heißt es wurden die Daten von insgesamt 38 Erhebungspunkten ausgewertet. Auf diesen Stichprobenpunkten wurden sämtliche Parameter erhoben (siehe unten). Die Lage der Rasterpunkte ist in Abbildung 10 dargestellt

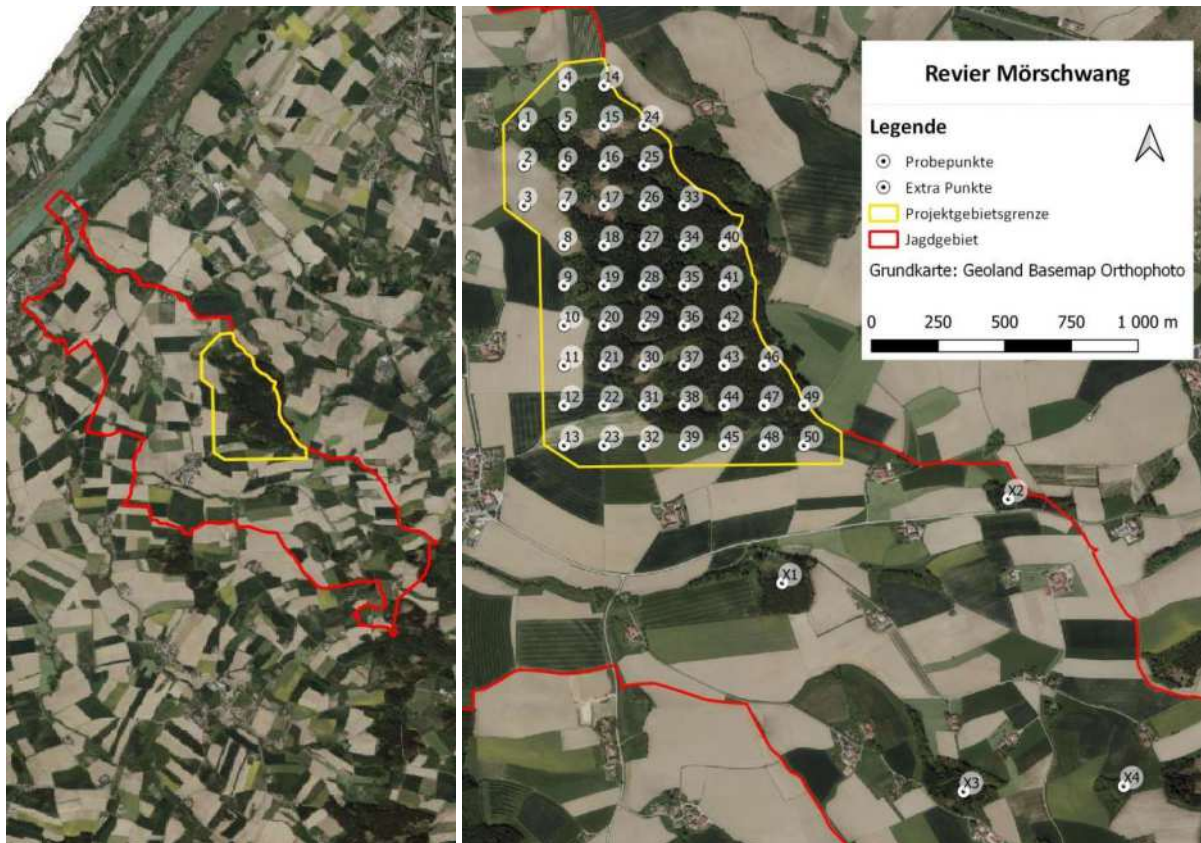


Abbildung 10: Rasterpunkte im Projektgebiet Mörschwang.

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 11 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 ($R = 2,82 \text{ m}$, 25 m^2):

Deckungsgrad bis 1,3 m Höhe

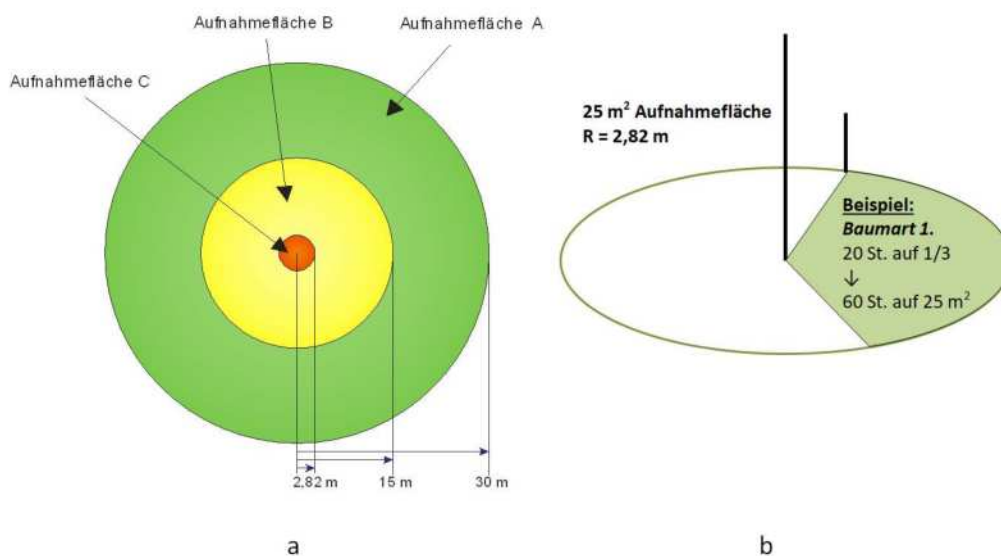
- Gesamte Vegetation (alle Arten)
- Verholzende Vegetation
- Baumarten
- Straucharten
- Zwergsträucher
- Rubus
- Kräuter
- Gräser
- Farne
- Moose

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 11b). Diese Pflanzenzahl wird in der Folge auf 25 m^2 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 11: a) Aufnahmeradien auf Fläche A, B, C.
b) Bewertung der ganzen Verjüngung auf dem 25 m^2 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 folgende Kategorien unterschieden:

- Jungwuchs (WÖBT 61, 62, 71, 81),
- Dickung (WÖBT 91-93),
- Stangenholz (WÖBT 101-103),
- Baumholz (WÖBT 111, 112) und
- Altholz (WÖBT 120-124).

- **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 % 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.

Schältschäden

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

Tabelle 3: Kriterien für Schälwunden

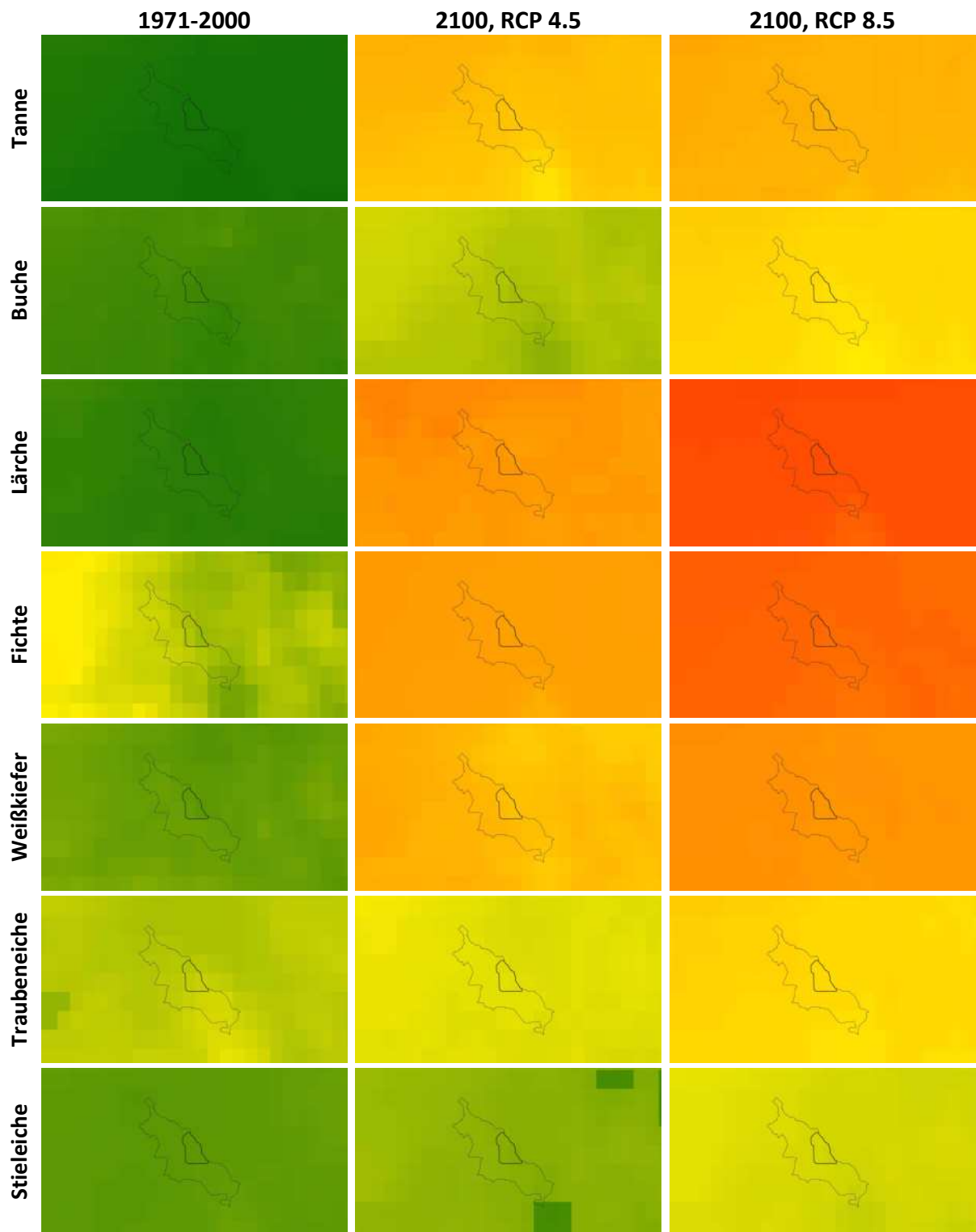
Schädigungsgrad	Schälwundenbreite	Schälwundenlänge
schwach	<5 cm	<50 cm
mittel	>5 cm	>50 cm
stark	>5 cm	>100 cm
sehr stark	Breite über 50% v. Stammumfang	

Bei Schäleralter wird in neu (im Jahr der Aufnahme) und alt (älter als 1 Jahr) unterschieden.

3.1.3 Vergleichende Analyse der Baumartenvielfalt mit künftiger Baumarteneignung

Neben der traditionellen statistischen Analyse der waldökologischen 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. Die Shannon-Diversität ist die am häufigsten verwendete Kennzahl für die 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 für das Projektgebiet geprüft werden, 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 gut geeignet ■ Ungeeignet

Abbildung 12: Klimatische Eignung der 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.

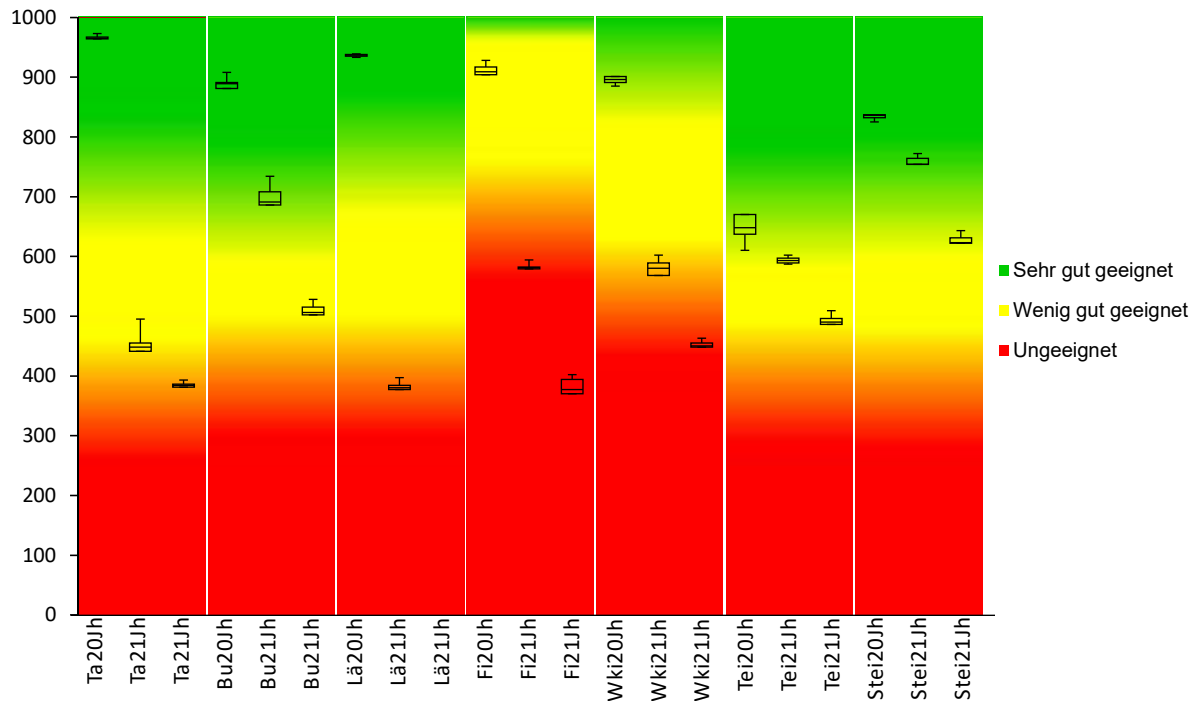


Abbildung 13: Klimatische Eignung (Schwellenwerte) der Hauptbaumarten im Projektgebiet. Der Schwellenwert ist eine absolute Zahl, die das Maß der Eignung auf einer Skala von 0 (ungeeignet) bis 1.000 (sehr gut geeignet) beschreibt. Die Ergebnisse aller Punkte sind als Kastengrafik (Boxplot) dargestellt. 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. 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.

3.1.4 Vergleich der erhobenen Verjüngung im Projektgebiet mit den WEM-Daten im Bezirk

Beim Vergleich der Verjüngung im Projektgebiet und der WEM-Daten auf Bezirksebene wurden folgende Gegenüberstellungen durchgeführt:

- Baumartenverteilung in den verschiedenen Höhenklassen.
- Nadelholz- und Laubholzanteil.
- Häufigkeit des Vorkommens der Baumarten der Erhebungsflächen in den verschiedenen Höhenklassen. (Die Abbildung 46 von den WEM-Daten ist ähnlich, als die Abbildung 9, nur mit dem Unterschied, dass alle Daten in den verschiedene Höhenklassen auf 100% bezogen sind. Dementsprechend sind auch die Ergebnisse des Projektgebietes interpretiert.)
- Verbissprozente in den verschiedenen Höhenklassen der wichtigsten Baumarten bzw. Baumartengruppen.
- Wildeinfluss bezogen auf den Vorjahresverbiss der Baumarten.

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 Straßendichte und den bestehenden Wander- und Radwegrouten festgemacht. Die Straßendichte durch den Straßendatensatz von OpenStreetMap ermittelt.

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, Anwendung der Intervallregulierung und/oder Schwerpunktbejagung, Jagd aus dem PKW, sowie der Anteil der 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, Anwendung der Intervallregulierung und/oder Schwerpunktbejagung, Jagd aus dem PKW, sowie der Anteil der Ruhegebiete. Nichtjagdliche Störungen wurden durch die Straßendichte und den bestehenden Wander- und Radwegrouten festgemacht.

Tabelle 4: Kriterien und Definition für die Beurteilung der Störungen im Gebiet (Störungsindex).

Störursache	Kriterien	gering	mittel	hoch
Jagdliche Praxis	Jagdart: Intervallregulierung	>33%	34-66%	67-100%
	Jagdmethode: Einzeljagd wie Ansitz, Pirsch, Kirrjagd vs. Bewegungsjagden wie Gruppenansitz, Riegeljagd, Stöberjagd	>33%	34-66%	67-100%
	Jagd aus dem PKW Ruhegebiete (faktisch oder ausgewiesen)	nein >16%	ja/nein 1-15%	ja keine
Nichtjagdliche Faktoren		gering	mittel	hoch
Gesamt	Straßendichte	<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 4 angeführten Kriterien. Folgende Kriterien wurden für die jagdliche Praxis angewendet: Anteil der Einzeljagd am Gesamtabschuss, Anwendung der Intervallregulierung und/oder Schwerpunktbejagung, Jagd aus dem PKW, sowie der Anteil der Ruhegebiete. Nichtjagdliche Störungen wurden durch die forstliche Straßendichte und den bestehenden Wander- und Radwegrouten festgemacht.

3.2.3.4 Wildökologische Bestandestypen

In einem Umkreis von 30 Meter um die 38 Stichprobenpunkte wurden die wildökologischen Bestandestypen erhoben. Die WÖBT innerhalb des Projektgebietes wurden deskriptiv ausgewertet.

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 14).

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.

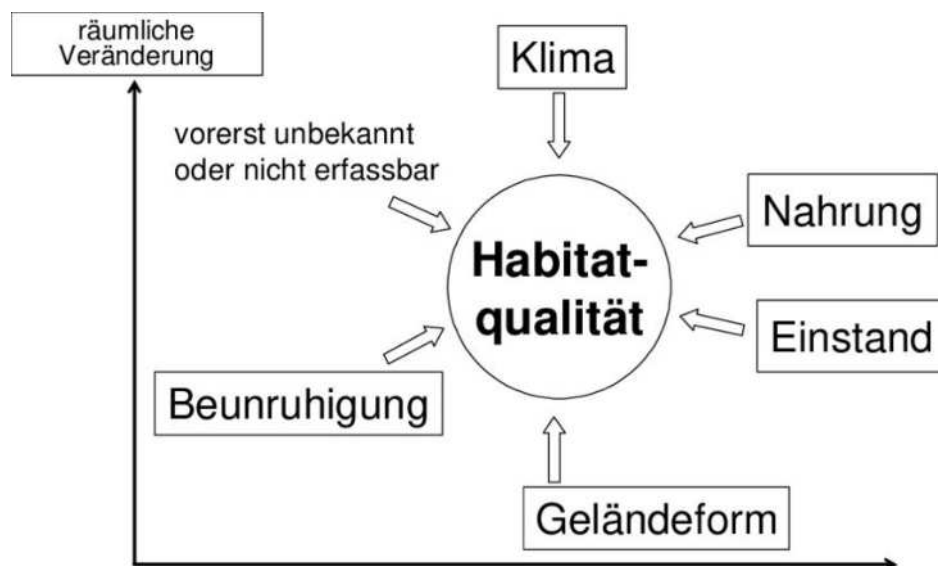


Abbildung 14: Wildökologischer Faktorenkomplex nach REIMOSER (2004).

Die zur Berechnung verwendeten Daten wurden im Zuge der im Kapitel 3.1 beschriebenen Stichprobenaufnahmen an 66 Stichprobenpunkten erhoben. Die Analyse, Aufbereitung und Visualisierung der Daten sowie die Berechnungen wurden in unterschiedlichen Programmen durchgeführt. Die verwendeten Daten sind in Abbildung 15, 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. 2011) gewichtet. Je höher die optische Auffälligkeit der Randlinie, desto stärker wird sie gewichtet.

Generierung der Habitatqualität

Wie in Abbildung 15 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 15 als Workflow-Diagramm visualisiert und im Folgenden genauer beschrieben.

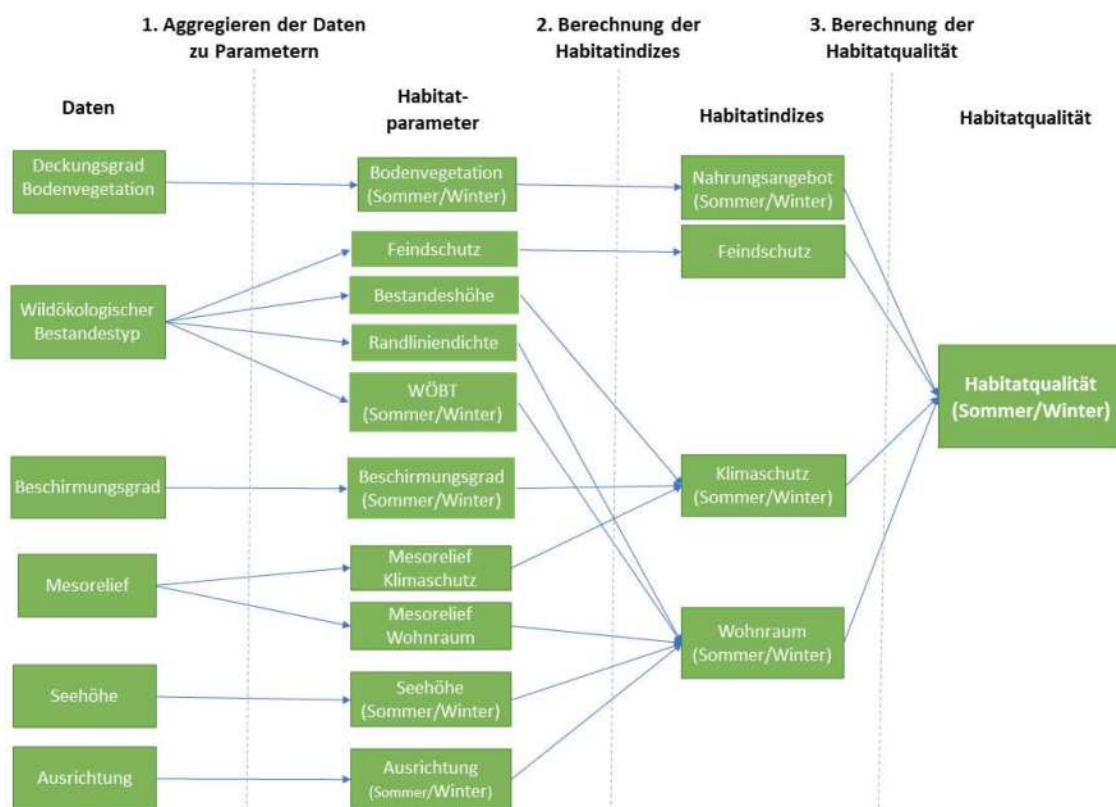


Abbildung 15: Workflow Diagramm zur Berechnung der Habitatqualität.

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 5). 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 5: 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 6). Die Habitatparameter werden aufsummiert und gewichtet. Die Habitatindizes und die jeweils verwendeten Parameter sind in Tabelle 6 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 6: 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)	Klimaschutz Sommer	KSs
Bestandeshöhe		
Mesorelief (Klimaschutz)		
Beschirmungsgrad (Winter)	Klimaschutz Winter	KS _w
Bestandeshöhe		
Mesorelief (Klimaschutz)		
WÖBT (Sommer)	Wohnraum Sommer	Ws
Randliniendichte		
Mesorelief (Wohnraum)		
Seehöhe (Sommer)		
Ausrichtung (Sommer)		
WÖBT (Winter)	Wohnraum Winter	W _w
Randliniendichte		
Mesorelief (Wohnraum)		
Seehöhe (Winter)		
Ausrichtung (Winter)		

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):

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

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

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 7).

Tabelle 7: 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. Da diese nur für Österreich modelliert sind, wurden zusätzlich großräumige, länderübergreifende Korridore inkludiert (adaptiert von KÖHLER ET AL. 2006)

3.2.5 Fotofallenmonitoring Schalenwild

3.2.5.1 Erhebung

Für das Fotofallenmonitoring wurden an 20 Stichprobepunkten der waldökologischen Aufnahmen Wildkameras vom Typ Secacam Pro vor Ort an einem passenden Baum in etwa einem Meter Höhe Richtung Norden positioniert. Eine geringfügige Verlegung des Punktes ist nur im Bereich von Straßen, Wegen und Flächen, die innerhalb der Laufzeit der Kameras landwirtschaftlich genutzt werden, vorgesehen. Die Kameras wurden darauf programmiert, pro Auslösung 5 Bilder in einer Auflösung von 5 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 16 sind die Fotofallen Standorte und die Stichprobepunkte visualisiert. Die 50 markierten Punkte sind die Stichprobepunkte mit WÖBT, 38 Punkte im Wald wurden vom BFW innerhalb des Projektgebietes für den gesamten Waldbauteil und der Habitatqualität nach REIMOSER (2009) bearbeitet. Auf den orangen Punkten wurden zusätzlich zu den Aufnahmen die 20 Kameras installiert.

Die Kameraplatzierung folgt in erster Linie der Fragestellung der Dichteberechnung. Hierbei werden nach einem definierten Raster die Kameras an zufälligen Standorten im Untersuchungsgebiet aufgestellt. Es werden explizit keine Wildwechsel oder Richtungen, die eine maximale Anzahl an Fotosichtungen versprechen, ausgewählt. Dieses Vorgehen ist eine absolute Prämisse des verwendeten Modells zur Dichteberechnung. Die Aufstellung ermöglicht es, zufällige Begegnungen des Wildes mit der Kamera zu erfassen.

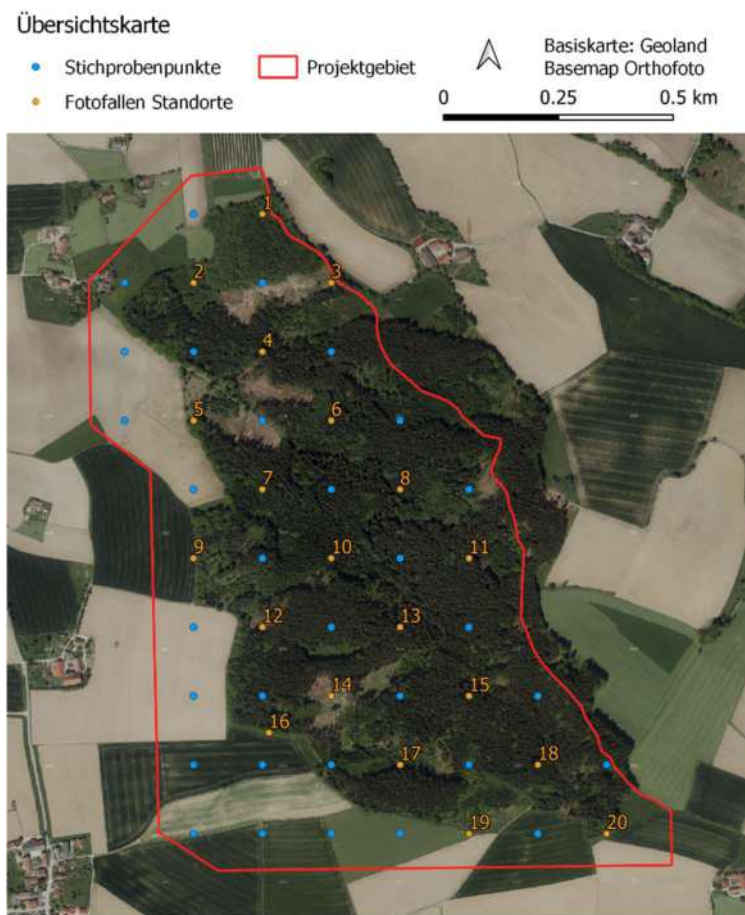


Abbildung 16: Kamerafallen-Standorte und Stichprobenpunkte.

3.2.5.2 Auswertung

Die Kameras wurden vom 14. April 2022 bis zum 9. Mai 2022 aufgehängt und betrieben. Die Auswertung für die Wilddichteberechnung berücksichtigt Aufnahmen ab dem 15. April bis inklusive 8. Mai 2022.

Dichteberechnung

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 5 Minuten kein Bild mehr vom selben Tier gemacht wurde oder wenn Bilder einer anderen Tierart die Reihe der Aufnahme des Individuums unterbrachen.

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) zum Tier 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 m, 5 m, 7,5 m und 10 m 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. Die Geschwindigkeitsmessungen in m/s werden von extremen Ausreißern im Datensatz bereinigt. 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 10 Events pro Tierart benötigt, um eine 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).

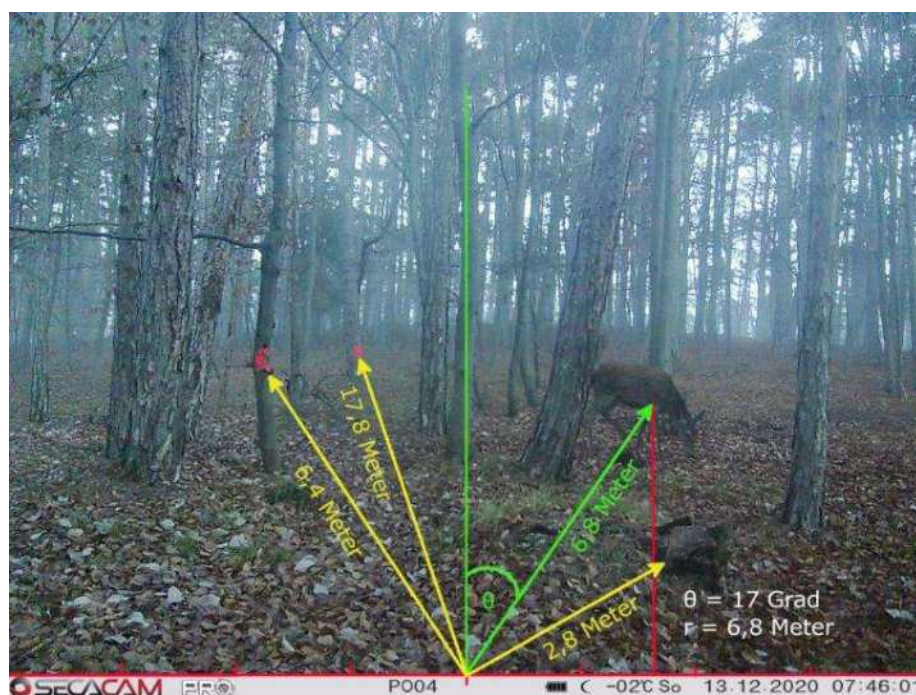


Abbildung 17: Beispiel für die Auswertung und Berechnung der Wilddichte in der Formel nach (ROWCLIFFE ET AL. 2008).

Geschlechterverhältnis

Die Ansprache der Stücke erfolgt hierarchisch nach einem Entscheidungsbaum (Abbildung 18). Dabei wird in der folgenden Reihenfolge vorgegangen: Familie – Wildart – Geschlecht – Alter – subadult ja/nein. Aus diesem Vorgang entstehen je nach Fotoqualität, Distanz der Tiere zur Kamera, Tageszeit und Anzahl der Fotos eines Individuums verschiedene Kombinationen mit Detailangaben zu Geschlecht und Alter der angesprochenen Stücke. Der Methode der Ermittlung des Geschlechterverhältnisses mittels Fotofallen sind ebenso wie allen anderen Methoden zur Erhebung der Sozialstruktur, natürliche Grenzen gesetzt. Eine 100-prozentige Ansprache wäre nur bei einem Vollzensus in einem Wildtiergehege zu erwarten.

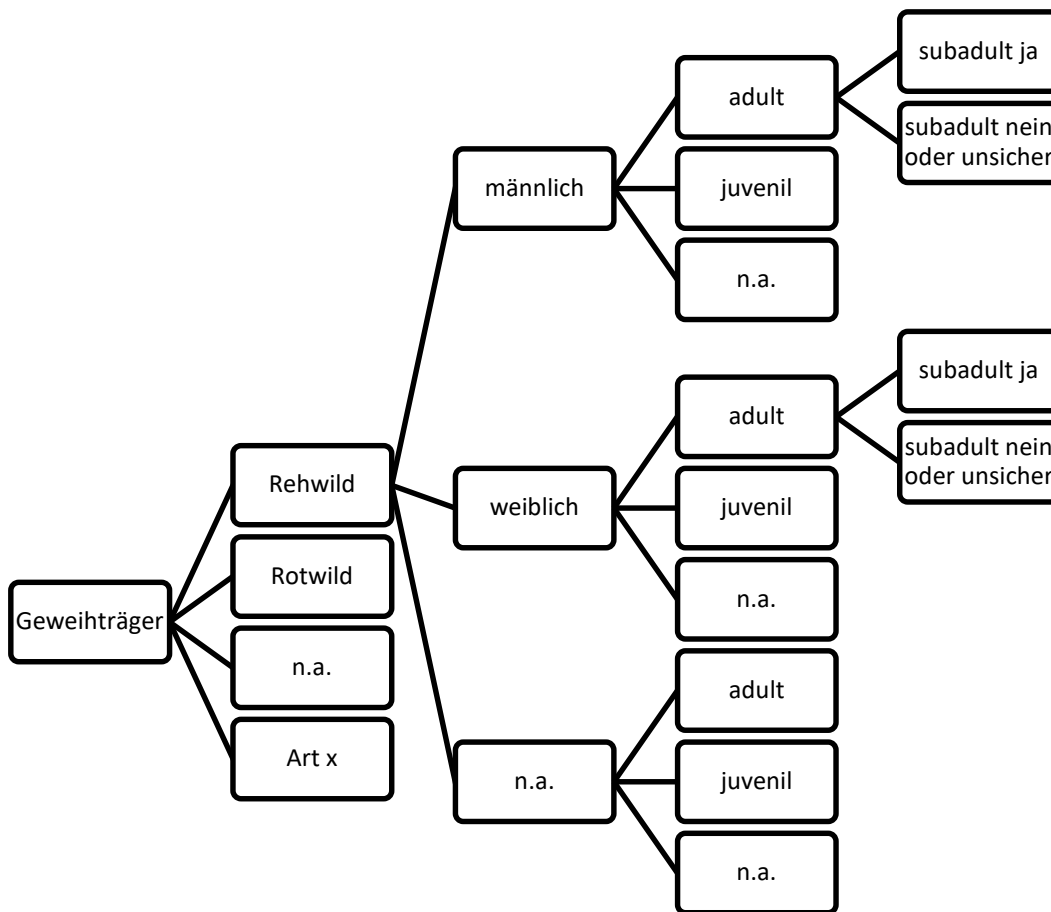


Abbildung 18: Entscheidungsbaum zur Verdeutlichung der Hierarchie der Schalenwildansprache, exemplarisch dargestellt für Rehwild.

Für die Berechnung des **Geschlechterverhältnisses** (GV) werden alle adulten (älter als ein Jahr) und subadulten (einjährigen) Tiere herangezogen, da Jungtiere generell auf Fotofallen nur selten nach Geschlecht angesprochen werden können. Um ein 95%iges Vertrauensintervall für das GV berechnen zu können, wird auch der Anteil der nicht angesprochenen Stücke berücksichtigt. Dafür wird das GV für jede denkbare Kombination von männlichen und weiblichen Stücken innerhalb des Anteils der nicht angesprochenen Stücke berechnet. Bei 10 n.a. Sichtungen beim Rehwild führt das zu 10 verschiedenen GVs. Aus diesen lässt sich ein Mittelwert und ein Standardfehler für die Angabe des 95%igen Vertrauensintervalls (angegeben in Klammern unter dem Mittelwert des GVs) ermitteln. Als Stichtag

für den Übergang von Jungtier zu einjährigem (subadulten) Stück wurde der 31. März gewählt. Alle Kitze des Vorjahres sind ab diesem Datum je nach Geschlecht eine Schmalgeiß oder ein Jahrling.

3.2.5.3 Begriffserklärung

Fotonachweis: jedes Foto mit einem oder mehreren Individuen einer beliebigen Art. Jeder Fotonachweis wird in das Fotoverwaltungsprogramm *Camelot* eingetragen.

Sichtung: ein Individuum, welches auf beliebig vielen Fotonachweisen in Reihe zu sehen ist. Verlässt ein Individuum den Bildausschnitt für mehr als 5 Minuten und kommt anschließend wieder ins Bild, wird das als neue Sichtung gewertet.

Event: Die Sichtung von einem oder mehreren Tieren derselben Wildart wird als Event bezeichnet. Ein Event enthält also mindestens eine oder auch mehrere Sichtungen derselben oder verschiedener Klassen einer Wildart. Ein vor der Kamera vorbeiziehendes Kahlwildrudel mit 4 Alttieren und 4 Kälbern ist somit ein Event mit insgesamt 8 Sichtungen. Ein einzelner vorbeiwandernder Rehbock ist ein Event mit einer Sichtung. Das Event ist zu Ende, wenn alle Individuen den Bildausschnitt verlassen haben. Ein neues Event beginnt, wenn eine neue Wildart auftaucht oder wenn zwischen dem letzten Foto einer Wildart und dem nächsten darauffolgenden Foto derselben Wildart mehr als 5 Minuten Zeitunterschied liegt, mit oder ohne Leerbilder zwischen diesen. Ein Rehbock, der mit 4 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 Kirmung beurteilt (sh. Tabelle 8). Bis auf das Kriterium der Schneebedeckung haben die Kriterien auch für das Risiko von Fege-, Schlag- und Schälschäden Relevanz.

Tabelle 8: Kriterien für die Berechnung des Wildschadensanfälligkeitsindex für Verbisschäden.

ID	Kriterien	keine Anfälligkeit	gering	mittel	hoch	sehr hoch
	Bewertung	1	2	3	4	5
1	Kahlhieb-/ Kalamitätsflächen	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, Ab- gang 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	Kirrung	keine Kirrung		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 Fangrate von Rehwild pro Kamerafalle (vgl. Kapitel 3.2.5, S. 28) dem Verbiss des letzten abgeschlossenen Triebjahrganges der 6 höchsten Bäume in der Verjüngung (vgl. Kapitel 3.1.1, S. 15) und der Habitatqualität (vgl. Kapitel 3.2.3.5, S. 24) 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 SAGA GIS 7.8.2 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 Indikatorenset 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 Indikatorenset 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 19: 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 Abschlusslisten 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 20: 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 21: 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

Auf 71% der Probepunkte kommen einschichtige und auf 29% zweischichtige Bestände vor. Bei der Horizontalstruktur gab es 58% gleichmäßig und auf 42% heterogen strukturierte Bestände.

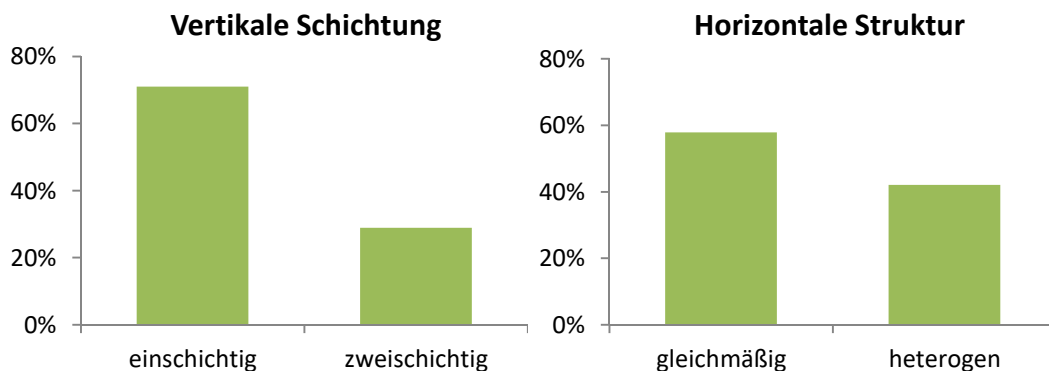


Abbildung 22: Vertikale Schichtung und Horizontalstruktur der Waldbestände.

4.1.1.2 Entwicklungszustand

Auf 9% der Probeflächen wurde Jungwuchs, auf 7% Dickung, auf 20% Stangenholz, auf 26% Baumholz und auf 39% Altholz angetroffen.

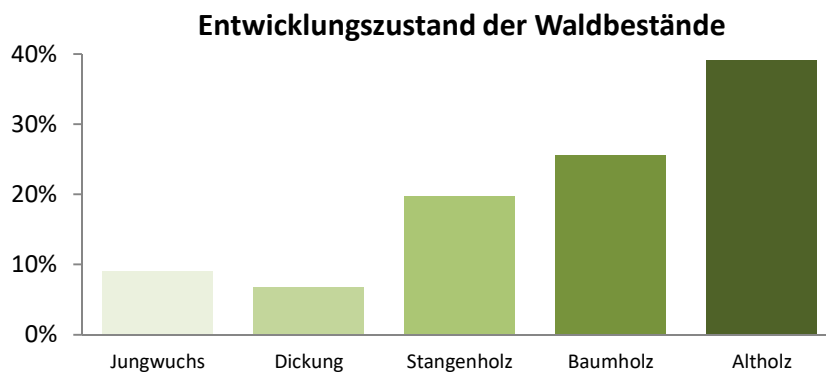


Abbildung 23: Entwicklungszustand der Waldbestände (überwiegend nach Altersphasen).

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 26% der Probepunkte konnte eine geringe (<50%), auf 13% eine mäßige (50-70%) und auf 61% eine starke Überschirmung (>70%) festgestellt werden. Freiflächen² wurden nicht angetroffen.

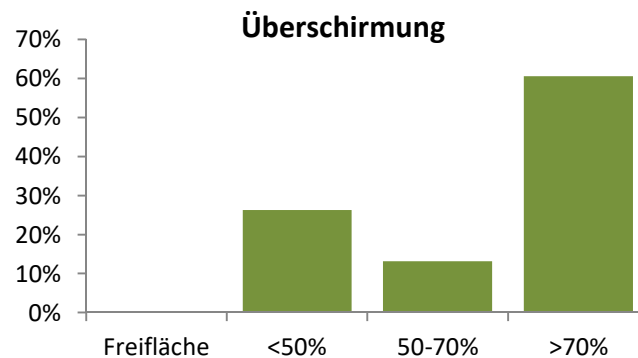


Abbildung 24: Überschirmung (4 Klassen) der Bestände.

4.1.1.4 Deckungsgrad

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

Für die wildökologische Beurteilung eines Lebensraumes (hier im Speziellen für Schalenwildarten) spielen der Deckungsgrad und die Artenzusammensetzung der Bodenvegetation eine wesentliche Rolle. Die Wildschadensanfälligkeit wird von der Zusammensetzung des Nahrungsangebotes und dem Waldanteil, bzw. der Waldverteilung beeinflusst (REIMOSER & REIMOSER 2012).

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).

In einem ersten Schritt wurde der Deckungsgrad der gesamten Bodenvegetation angesprochen (Abbildung 25). Im Untersuchungsgebiet wurde nur eine Probefläche ohne (Nudum) Bodenvegetation

² Der Begriff "Freifläche" gemäß Österreichischer Waldinventur bezeichnet temporär unbestockte Blößen ($\geq 500 \text{ m}^2$) und Lücken ($30-499 \text{ m}^2$) sowie freistehende Jungwüchse ($\geq 500 \text{ m}^2$) und Strauchflächen ($\geq 500 \text{ m}^2$).

erhoben. Auf 16% der Probepunkte wurde ein Deckungsgrad zwischen 1-50% vorgefunden. 82% der Probepunkte weisen einen hohen (51-75%) bis sehr hohen (76-100%) Deckungsgrad auf.

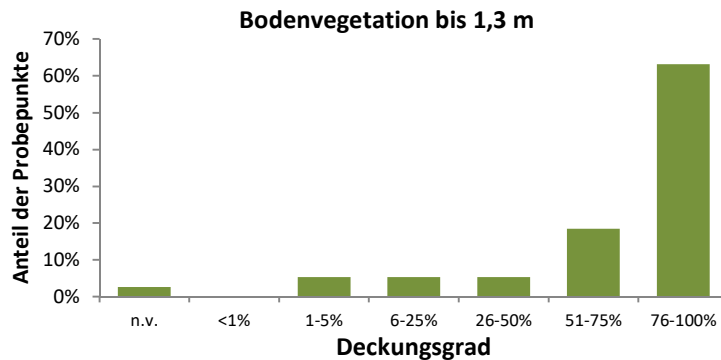
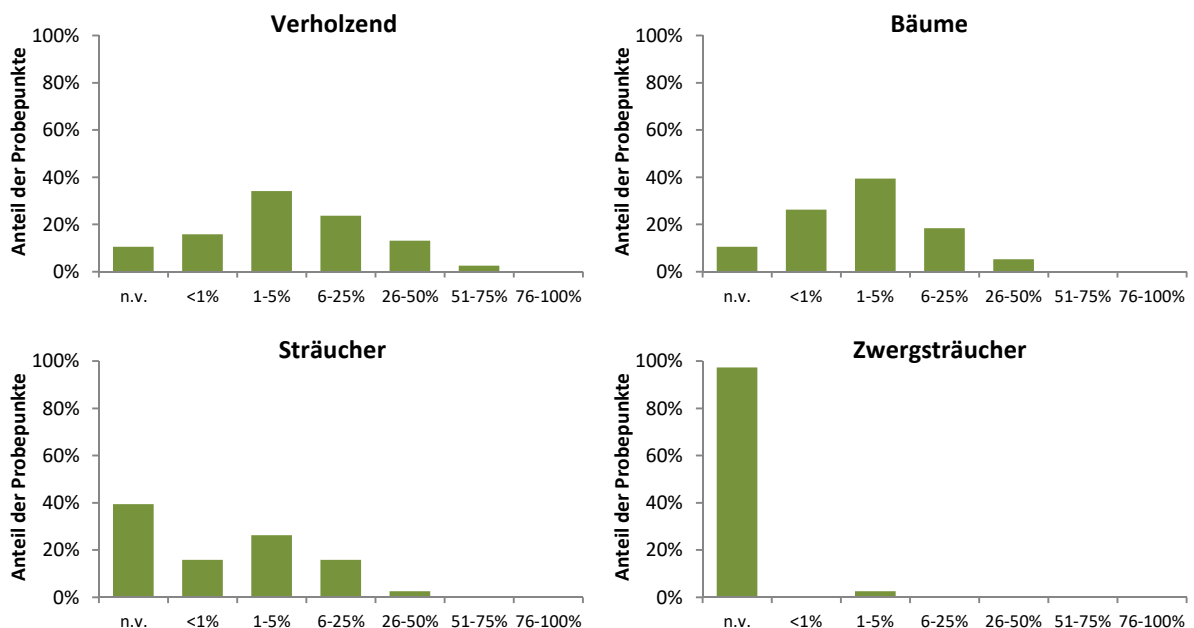


Abbildung 25: Deckungsgrad der Bodenvegetation bis 1,3 m.

Um einen detaillierten Überblick über das Äsungsangebot zu bekommen, wurde in einem zweiten Schritt der Deckungsgrad der verschiedenen Vegetationstypen dargestellt (Abbildung 26). Zur verholzenden Bodenvegetation gehören die Bäume (Verjüngung), die Sträucher und die Zwergsträucher. Die verholzende Bodenvegetation weist insgesamt auf 61% der Probepunkte Deckungsgrade unter 5% und auf 39% zwischen 6-75% auf. Für die Bäume alleine, d.h. für die Verjüngung, beträgt der Deckungsgrad auf 95% der Probeflächen weniger als 25%. Die Sträucher weisen ähnliche Deckungsgrade wie die Bäume auf. Zwergsträucher wurden nur auf einem Punkt in geringer Menge erfasst. Bei den Rubus Arten konnte auf jeweils einem Drittel der Punkte keine, geringe bis mittlere (<50%) oder hohe (>50%) Bodenbedeckung beobachtet werden. Der Deckungsgrad bei den Kräutern beträgt auf drei Viertel der Probeflächen weniger als 25%. Gräser weisen auf zwei Drittel der Probepunkte Deckungsgrade unter 25% und auf einem Drittel der Punkte über 50% Bodenbedeckung auf. Auf den meisten Erhebungspunkten bedeckten nur einzelne Farne den Boden. Moose wiesen dagegen auf einem Drittel der Probepunkte über 50% Deckung auf.



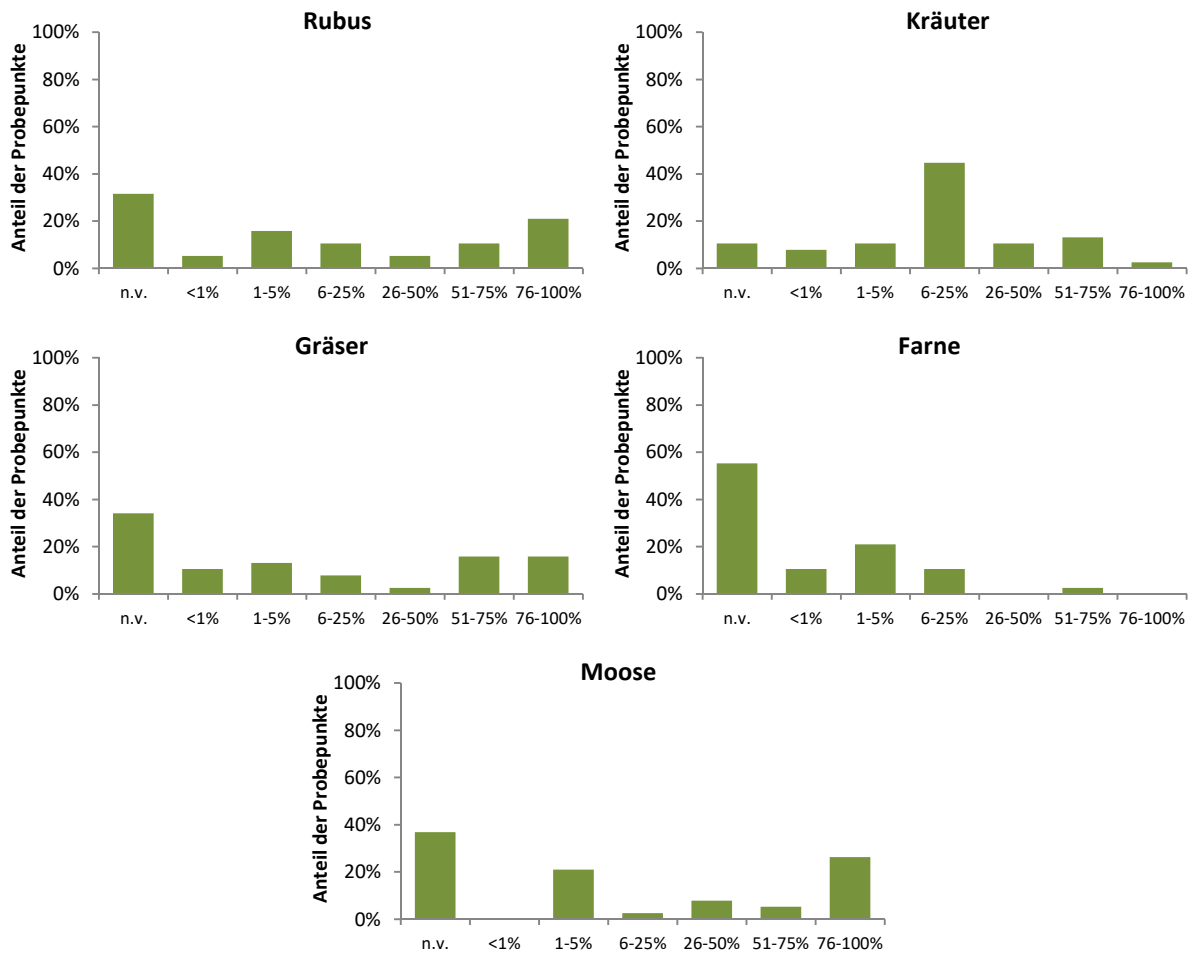


Abbildung 26: Deckungsgrad der verschiedenen Bodenvegetationstypen.

4.1.1.5 Baumartenzusammensetzung im Baum- und Stangenholz

Auf allen Probepunkten wurde mindestens 1 Baumart in den Altersphasen Stangenholz-Altholz aufgefunden. Auf mehr als der Hälfte der Erhebungsflächen wurden 3 oder 4 Baumarten erhoben. Auf einem Drittel der Punkte kamen Mischbestände mit 5 bis 8 Baumarten vor und auf jeweils einem Punkt Bestände die sich aus 9 bzw. 10 Baumarten zusammensetzten.

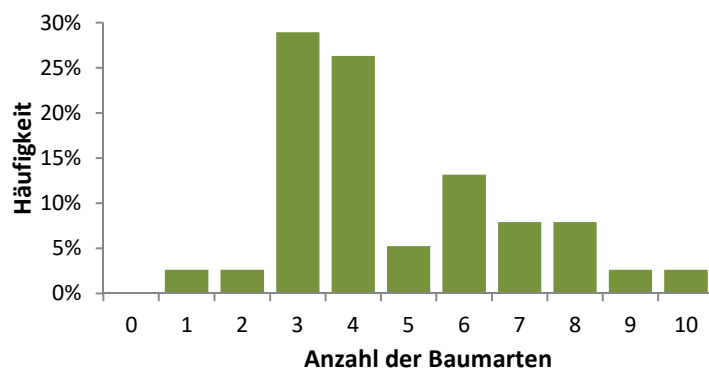


Abbildung 27: Häufigkeit (%) der Stichprobenpunkte mit unterschiedlicher Anzahl an Baumarten im Aufnahmebereich in den Altersphasen Stangenholz – Altholz.

Wie in der Tabelle 9 zu sehen ist, treten im Erhebungsgebiet die Fichte auf 92% und die Stieleiche auf 66% der Stichprobenpunkte in den Altersphasen Stangenholz – Altholz auf, gefolgt von der Tanne auf 47%, der Buche auf 45% und dem Bergahorn auf 42%. Esche befindet sich auf 34% und Birke auf 26% der Stichprobenpunkte. Vogelkirsche, Weißkiefer, Douglasie, Schwarzerle und Vogelbeere sind noch im zweistelligen Prozentbereich (13-18%) anzutreffen. Sämtliche anderen Baumarten kommen auf weniger als 10% der Stichprobenpunkte vor, wie zum Beispiel Robinie, Hainbuche oder Lärche.

Vorherrschende Baumart in den Altersklassen Stangenholz - Altholz ist mit 61% Anteil die Fichte. Tanne, Stieleiche, Esche, Douglasie, Schwarzerle, Buche und Bergahorn treten mit Anteilen zwischen 2-9% in Erscheinung. 13 weitere Baumarten haben Anteile von 1% oder unter 1%.

Tabelle 9: Anteile und Häufigkeit der Baumarten auf den Stichprobenpunkten in den Altersphasen Stangenholz-Altholz.

Baumart	Häufigkeit	Anteil	Baumart	Häufigkeit	Anteil
Fichte	92%	61%	Vogelbeere	13%	0%
Stieleiche	66%	6%	Robinie	8%	1%
Tanne	47%	9%	Thuje	8%	1%
Buche	45%	3%	Hainbuche	5%	0%
Bergahorn	42%	2%	Lärche	5%	1%
Esche	34%	6%	Rot-Eiche	5%	1%
Birke	26%	1%	Zitterpappel	5%	0%
Vogelkirsche	18%	0%	Spitzahorn	3%	0%
Weißkiefer	18%	1%	Salweide	3%	0%
Douglasie	13%	4%	Traubenkirsche	3%	1%
Schwarzerle	13%	3%			

4.1.2 Verjüngung

4.1.2.1 Samenbäume

Im Projektgebiet wurden insgesamt 21 Baumarten im fruktifikationsfähigen Alter erfasst. Es gab jeweils einen Erhebungspunkt mit 1 oder 2 Samenbaumarten. Auf drei Viertel der Stichprobenpunkte wurden 3 bis 6 und auf einem Viertel der Punkten 7 bis 10 fruktifikationsfähige Baumarten beobachtet.

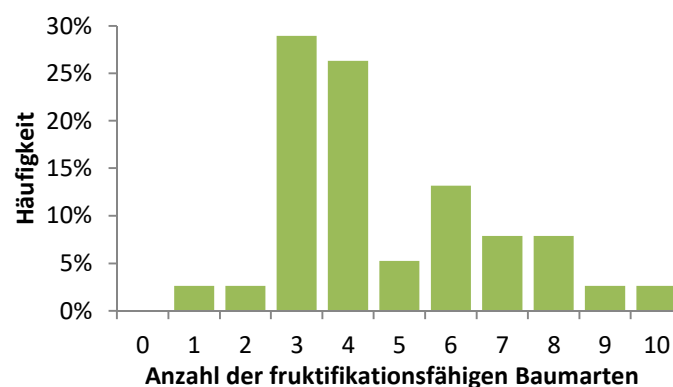


Abbildung 28: Häufigkeit der Stichprobenpunkte nach Artenzahl an fruktifikationsfähigen Baumarten.

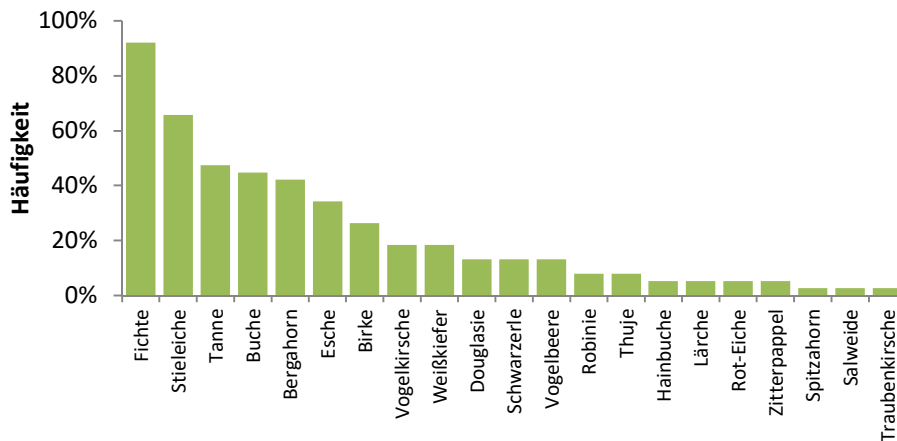


Abbildung 29: Häufigkeit der Samenbaumarten im Aufnahmebereich.

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), genetische Komponenten sowie klimatische Verhältnisse ausschlaggebend sein. Der Anteil der jeweiligen Baumart im Bestand, die Kronenlänge und ggf. gezielte Freistellungen in der Oberschicht stellen weitere Faktoren dar, die die Samenproduktion und Samendichte beeinflussen.

Für den Erfolg der Naturverjüngung sind aber nicht nur die Stärke und Häufigkeit der Fruktifikation der Altbäume von Bedeutung, sondern auch der Anteil an keimfähigen Samen.

Die häufigsten fruktifikationsfähigen Baumarten im Erhebungsgebiet sind die Fichte mit 92% und die Stieleiche mit 66%, gefolgt von der Tanne auf 47%, der Buche auf 45% und dem Bergahorn auf 42%. Esche wurde auf 34% und Birke auf 26% der Probepunkte erfasst. Ein geringeres Vorkommen weisen noch die Vogelkirsche und die Weißkiefer mit jeweils 18%; die Douglasie, die Schwarzerle und Vogelbeere mit jeweils 13% auf. Weitere 9 Baumarten wie zum Beispiel Robinie, Hainbuche oder Spitzahorn kommen auf 1-3 Probepunkten vor.

4.1.2.2 Baumartenzusammensetzung in der Verjüngung

Im gesamten Erhebungsgebiet wurden insgesamt 12 Baumarten in der Verjüngung erfasst. Es gab 7 Stichprobenpunkte ohne Verjüngung. Auf der Hälfte der Stichprobenpunkte wurden 1 oder 2 Baumarten in der Verjüngung angetroffen. Auf etwa einem Drittel der Punkte kamen 3 bis 7 Baumarten vor. Am häufigsten wurden auf den Probepunkten Fichte, Tanne und Stieleiche (jeweils 34%) angetroffen, gefolgt von Bergahorn (29%), Esche und Vogelbeere (jeweils 26%), Douglasie (13%). Vogelkirsche, Birke, Buche, Rot-Eiche und Spitzahorn kamen auf weniger als 10% der Probepunkte vor (Abbildung 30).

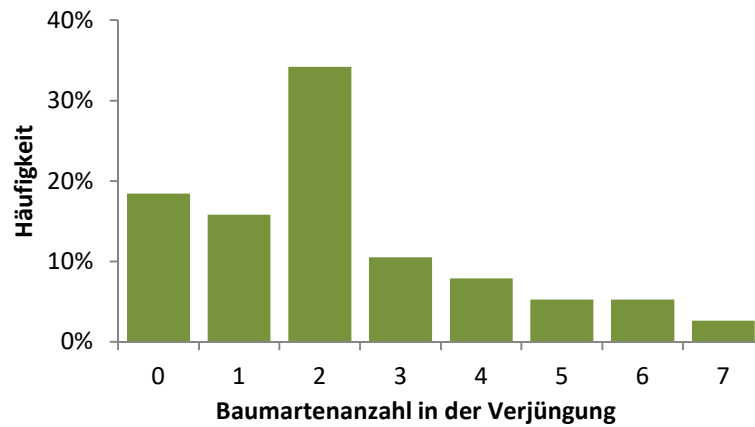


Abbildung 30: Häufigkeit der Baumartenanzahl in der Verjüngung auf den Stichprobepunkten.

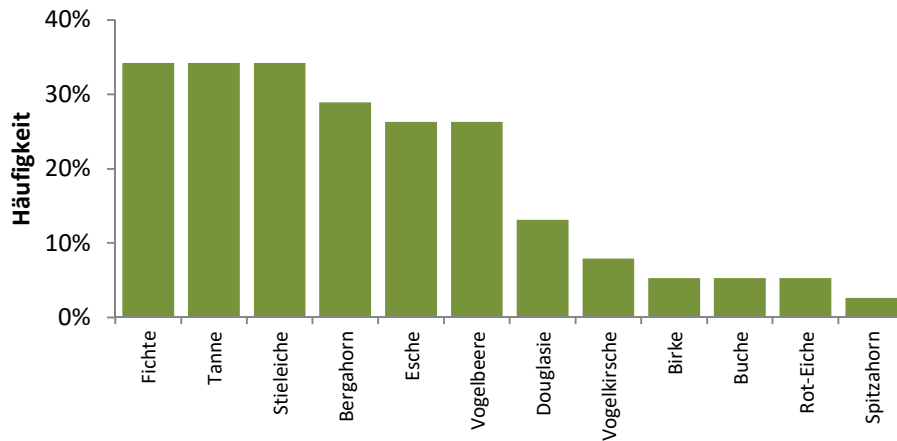


Abbildung 31: Häufigkeit der sich verjüngenden Baumart auf den Probepunkten.

Im Erhebungsgebiet befanden sich in der Höhenklasse 10-30 cm mit 82% die meisten Pflanzen. In der Höhenklasse 31-50 cm kamen 5%, in der Klasse 51-80 cm 6%, und in der Klasse 81-130 cm 2% der Pflanzen vor. In der Höhenklasse 131-200 cm kamen 1% und über 2 m Pflanzhöhe kamen 4% der Verjüngungspflanzen vor. Nur die letzten beiden Höhenklassen (>130 cm) können gegen Rehwildverbiss und über 200 cm auch gegen Rotwildverbiss als sicher eingestuft werden.

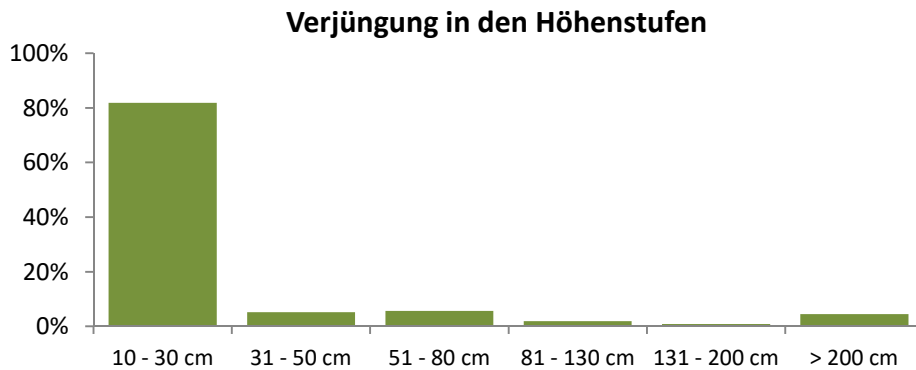


Abbildung 32: Verteilung der Verjüngung nach Höhenstufen.

In Abbildung 33 ist ersichtlich, dass Fichte und Tanne in fast jeder Höhenklasse bedeutende Anteile haben, dominant waren sie in der Höhenklasse von 51 bis 200 cm. Bergahorn kam bis 50 cm vor, mit dem größten Anteil in der Höhenklasse 10-30 cm. Stieleiche wurde bis 80 cm erfasst und war vor allem in der Höhenklassen 31-50 cm relevant. Die Vogelbeere kam in den ersten vier Höhenklassen vor. Über 2 m hatte die Birke den höchsten Anteil (81%).

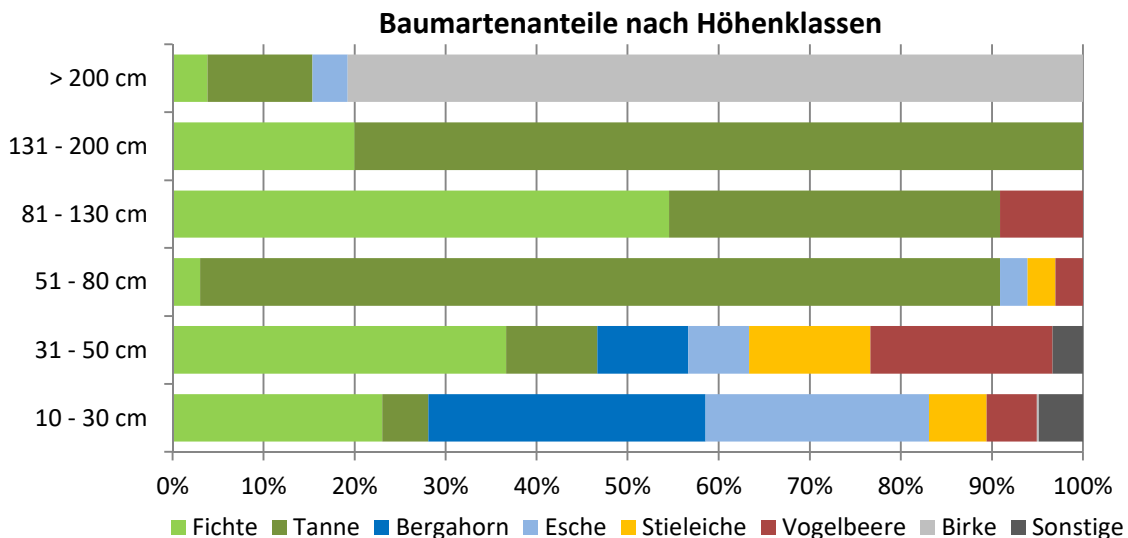


Abbildung 33: Baumartenanteil in der Gesamtzahl der erhobenen Verjüngung in den verschiedenen Höhenklassen.

4.1.2.3 Verjüngungsdichte

Den höchsten Anteil in der Verjüngung hatte der Bergahorn mit 1.547 Pflanzen/ha, gefolgt von der Fichte mit 1.358 Stück/ha, der Esche mit 1.263 Stück/ha und der Tanne mit 705 Stück/ha. Stieleiche, Vogelbeere und Birke wurden mit 232-368 Stück/ha erfasst. Die restlichen 5 Baumarten kamen mit einer Stückzahl von unter 100 Stück/ha vor. Insgesamt weist die Verjüngung in Summe eine Stammzahl von 6.084 Pflanzen/ha auf und erreicht damit sehr gute Werte. Allerdings schaffen davon zurzeit nur ca. 1/6 (1.105 Stück/ha) in Höhenklassen über 30 cm.

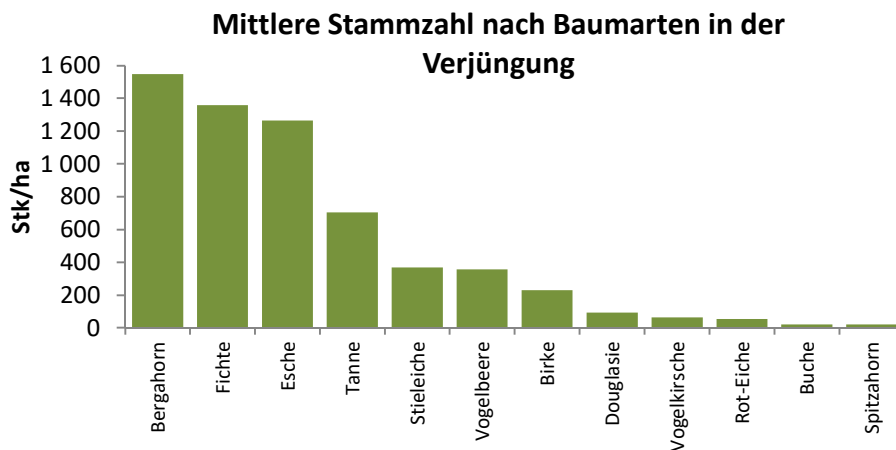


Abbildung 34: Mittlere Stammzahl pro ha nach Baumarten in der Verjüngung (Jungwuchs und Dichtung bis 3 m).

Tabelle 10: Mittlere Stammzahlen pro ha nach Baumarten und Höhenklassen in der Verjüngung (Jungwuchs und Dichtung bis 3 m).

Baumart	Höhenklasse						Gesamt
	10 - 30 cm	31 - 50 cm	51 - 80 cm	81 - 130 cm	131 - 200 cm	> 200 cm	
Bergahorn	1 516	32	0	0	0	0	1 547
Fichte	1 147	116	11	63	11	11	1 358
Esche	1 221	21	11	0	0	11	1 263
Tanne	253	32	305	42	42	32	705
Stieleiche	316	42	11	0	0	0	368
Vogelbeere	274	63	11	11	0	0	358
Birke	11	0	0	0	0	221	232
Douglasie	95	0	0	0	0	0	95
Vogelkirsche	53	11	0	0	0	0	63
Rot-Eiche	53	0	0	0	0	0	53
Buche	21	0	0	0	0	0	21
Spitzahorn	21	0	0	0	0	0	21
Gesamt	4 979	316	347	116	53	274	6 084

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 konkurrenzbedingt ausdunkeln!

Die Auswertung des Verbisses der letzten drei Jahre 2018-2020 ergab Folgendes: im Erhebungsgebiet fand der maximale Verbiss in der Verjüngung in der Höhenklasse 31-50 cm statt. In diesem Bereich wurden durchschnittlich 50% der Pflanzen verbissen (einmaliger und mehrmaliger Verbiss), allerdings wurde nur 6% der Verjüngung in dieser Höhenklasse vorgefunden. Zwischen 10-30 cm, wo die meisten Verjüngungspflanzen sind, war die Verbissbelastung bei 31%. Bäume in den Höhenklassen über 130

cm sowie über 200 cm (die aus dem Äser entwachsen sind) wurden gar nicht verbissen. Insgesamt konnte im Projektgebiet eine Verbissbelastung von 30% erfasst werden, das entspricht einem geringen bis mittleren Verbissgrad (Grenzwert = 30%).

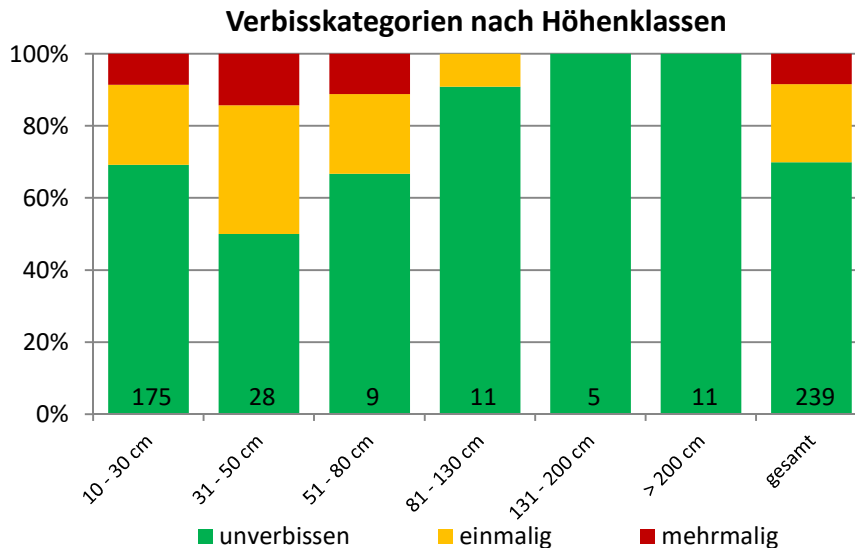


Abbildung 35: Verbissprozent (Leittriebverbiss einmalig bzw. mehrmalig) nach Höhenklassen an Triebjahrgängen (2018 bis 2020).

Beim Verbiss des letzten abgeschlossenen Triebjahrganges, in diesem Fall der Leittrieb von 2020, konnte bei Stieleiche (52%) eine starke Verbissbelastung festgestellt werden. Vogelbeere (45%) wurde mittelmäßig, Bergahorn (19%), Tanne (9%) und Esche (7%) gering, Fichte gar nicht verbissen.

Auch bei Betrachtung des Verbisses in den letzten 3 Triebjahrgängen (2018-2020) zeigt sich, dass Fichte nur gering (2%) sowie Esche (17%) und Tanne (21%) mittelmäßig verbissen wurden. Bergahorn (44%), Vogelbeere (55%) und Stieleiche (62%) wurden hingegen stark verbissen. Bei den restlichen 6 Baumarten, die nur in sehr geringer Stückzahl (unter 10 Stück) vorkamen, ist die Aussagekraft begrenzt.

Tabelle 11: Verbissprozent in verschiedenen Perioden.

Baumart	Anzahl (St.)	2018-2019	2020	Differenz	2018-2020
Fichte	46	2%	0%	-2%	2%
Tanne	43	14%	9%	-5%	21%
Douglasie	9	0%	0%	0%	0%
Bergahorn	32	25%	19%	-6%	44%
Esche	29	10%	7%	-3%	17%
Stieleiche	29	34%	52%	17%	62%
Vogelbeere	29	31%	45%	14%	55%
Birke	7	0%	14%	14%	14%
Vogelkirsche	6	17%	33%	17%	50%
Rot-Eiche	5	40%	60%	20%	60%
Buche	2	0%	0%	0%	0%
Spitzahorn	2	50%	50%	0%	100%

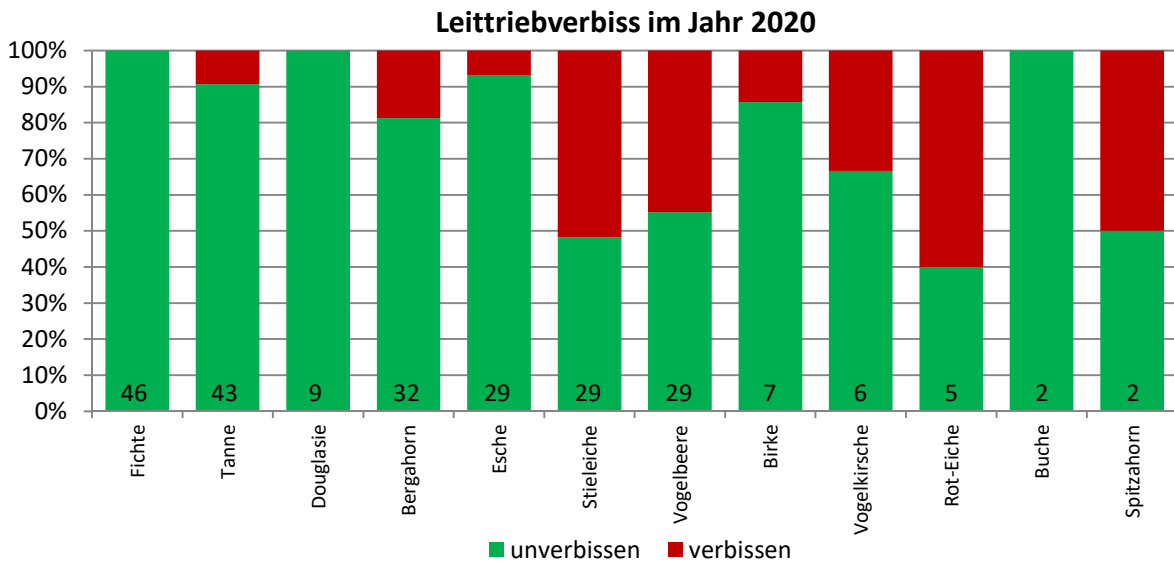


Abbildung 36: Verbissprozente (Leittriebverbiss) im Vorjahr (2020) nach Baumarten.

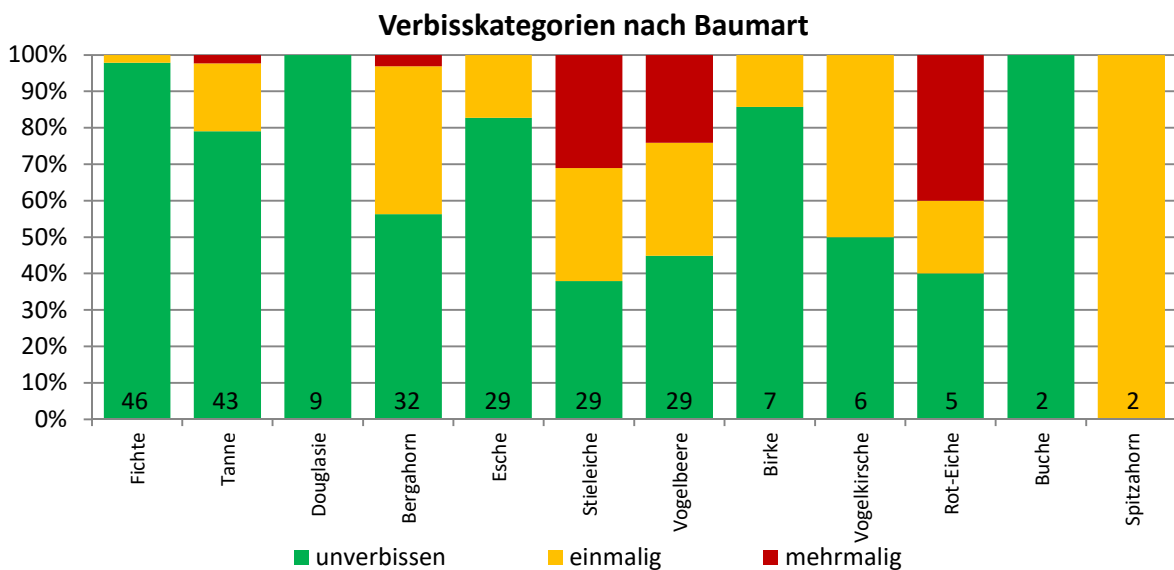


Abbildung 37: Verbissprozente (Leittriebverbiss) nach Baumarten und Verbisshäufigkeit an den letzten 3 Triebjahrgängen (2018 bis 2020).

Wird die Verbissituation der Baumarten in den einzelnen Höhenklassen betrachtet, lässt sich feststellen, dass bei Bergahorn, Stieleiche und Vogelbeere in jeder Höhenklasse, wo auch Verjüngung vorhanden war, ein bedeutender Verbissanteil erhoben wurde. Die Verteilung der Verjüngung in den verschiedenen Höhenklassen ist unausgeglich. Bei allen Baumarten befanden sich die meisten Pflanzen in der ersten Höhenklasse.

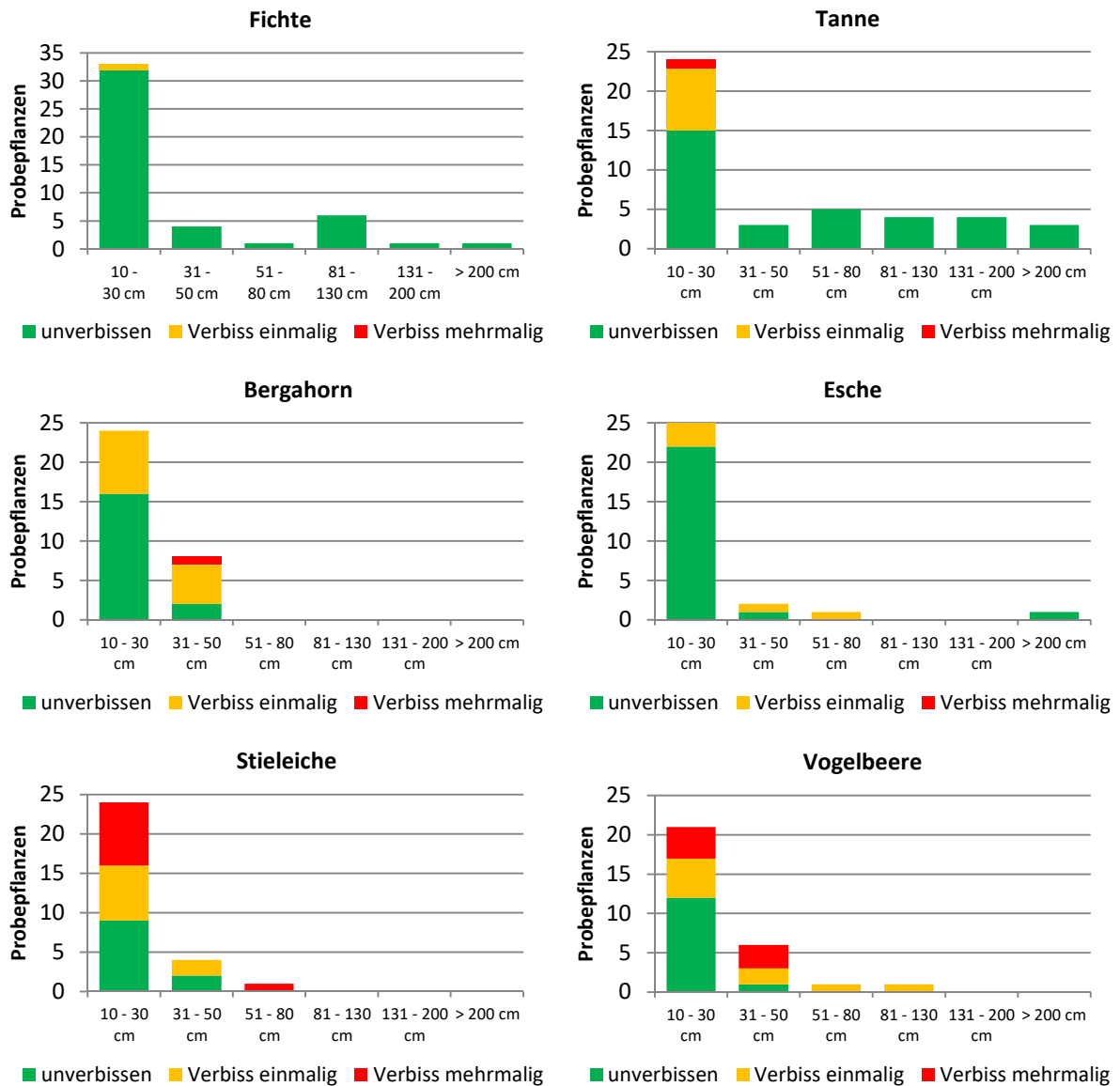


Abbildung 38: Verbiss (Leittriebverbiss) in der Verjüngung (6 höchsten Bäume) nach Baumarten und Höhenklassen an den letzten 3 Triebjahrgängen (2018 bis 2020).

4.1.4 Schältschäden

Auf den Erhebungspunkten wurden keine Schältschäden gefunden.

4.1.5 Vergleichende Analyse der Baumartenvielfalt mit künftiger Baumarteneignung

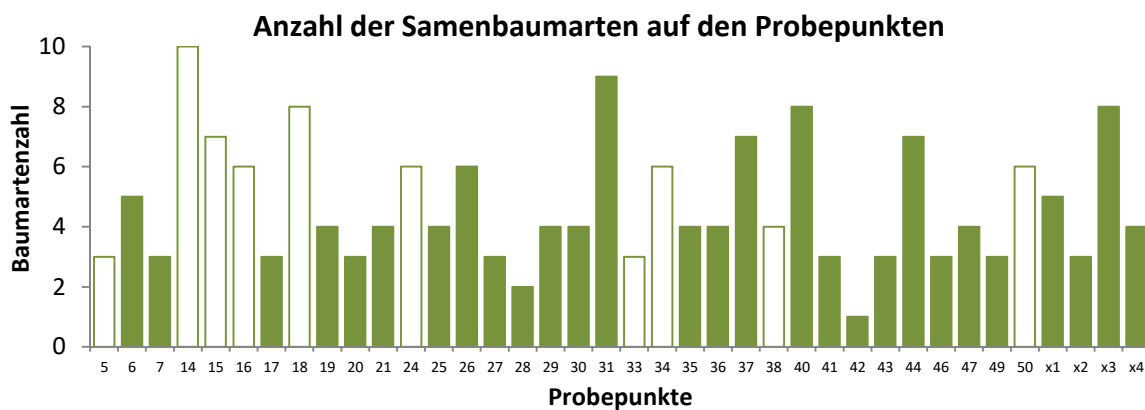
In dieser Analyse wird durch eine Modellrechnung ermittelt, welche Baumarten auf Grund des Klimawandels künftig eine hohe Eignung aufweisen.

Aufgrund der Lage des Untersuchungsgebietes und der dementsprechenden Anzahl an Mischbaumarten ist die natürliche Baumartenvielfalt hoch einzuschätzen. Das zeigt sich auch bei der Zahl an Samenbäumen. Es wurden je Probepunkt zwischen 1 und 9 Baumarten als Samenbäume erhoben, das Mittel über alle Punkte betrug 4,3 (Median: 4) Baumarten. Diese Baumartenzahl spiegelt sich auch in der Shannon Diversität (eine mathematische Größe für Artenvielfalt), die für die Samenbäume Werte zwischen 0,00 (d.h. keine oder nur eine Baumart) und 2,30 und im Mittel 1,46 ergab, wider.

Wird die Baumartenzahl der Samenbäume mit der tatsächlich vorhandenen Verjüngung verglichen, ist der Unterschied signifikant (ANOVA Tukey Post-Hoc-Test $Q=5,33$; $p=0,00$). Die Anzahl an Baumarten in der Verjüngung schwankt zwischen 0 und 7, der Mittelwert ist bei 2,7 Arten (Median: 2). Die Shannon Diversität fällt entsprechend der Samenbaumvielfalt auch signifikant (ANOVA Tukey Post-Hoc-Test $Q=6,45$; $p=0,00$) ab und liegt zwischen 0 und 1,95; im Mittel bei einem Wert von 0,85.

Wird neben dem Vorhandensein von Verjüngung, zusätzlich der Verbiss bzw. der Nicht-Verbiss, als notwendige Voraussetzung für eine erfolgreiche Naturverjüngung der jeweiligen Baumart, berücksichtigt, so finden sich auf den verschiedenen Probepunkten 0–5 Baumarten je Punkt, im Mittel liegt der Wert bei 2,0 (Median: 2) und damit bei 45% der vorhandenen Samenbaumarten. Die Shannon Diversität schwankte bei den unverbissenen Baumarten in der Verjüngung zwischen 0 und 1,61; im Mittel beträgt sie 0,67.

Es ist ein Rückgang der Baumartenvielfalt zu beobachten, wenn die Klimateignung berücksichtigt wird, d.h. sie ist bei 1,1 Baumarten im Mittel (Median: 1). Auf 16 von 38 Probepunkten (42%) kam eine unverbissene und gleichzeitig klimafitte Verjüngung vor. Die Shannon Diversität der Baumarten reduzierte sich auf einen Wert zwischen 0 und 1,39; im Mittel 0,48.



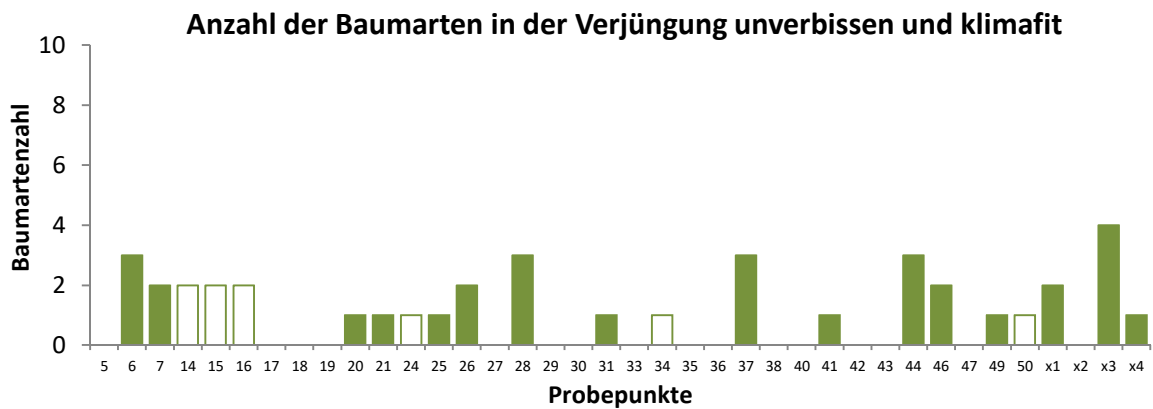
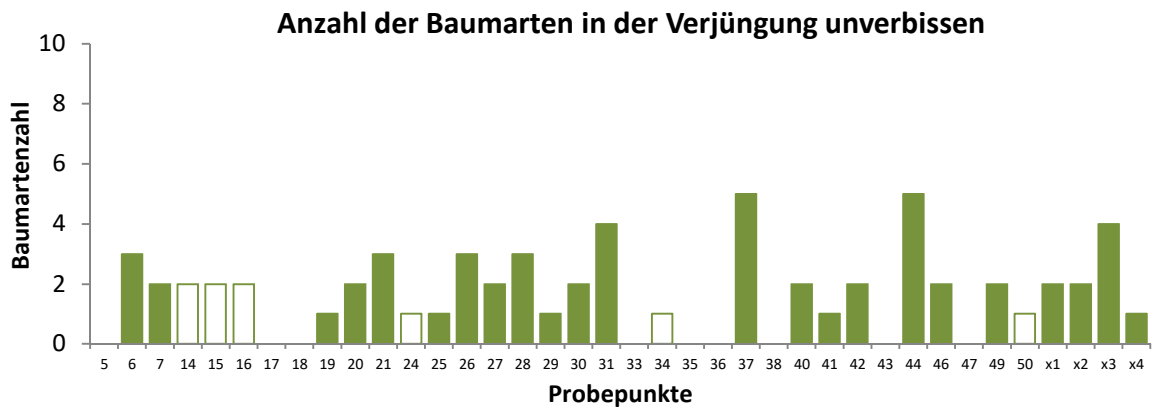
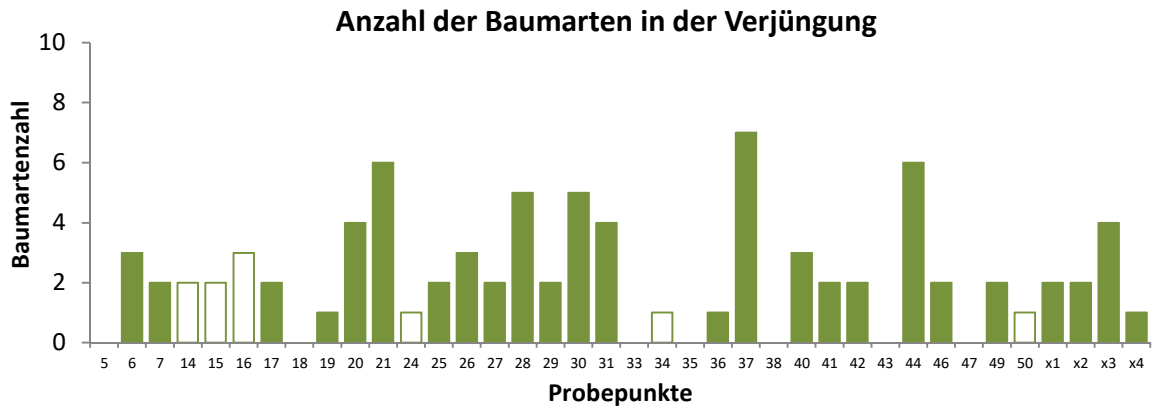


Abbildung 39: Räumliche Verteilung der Baumartenvielfalt (Anzahl an Baumarten) unter den fruktifikationsfähigen Altbäumen (Samenbäume), in der beobachteten Verjüngung, in der unverbissenen Verjüngung und in der unverbissenen Verjüngung der klimafitten Baumarten. Die gefüllten Balken kennzeichnen diejenigen Probepunkte, auf denen eine Verjüngung anzustreben ist.

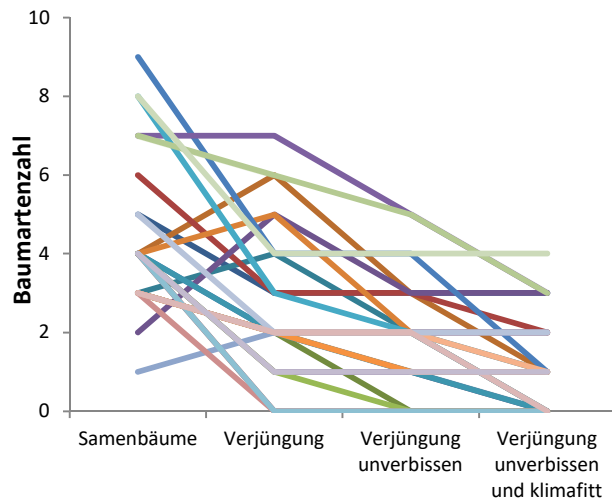


Abbildung 40: Abnahme der Baumartenvielfalt von den fruktifikationsfähigen Altbäumen (Samenbäume) bis zu der unverbissenen Verjüngung der klimafitten Baumarten. Jede Linie zeigt die Tendenz auf einer Probefläche, wo Verjüngung anzustreben wäre.

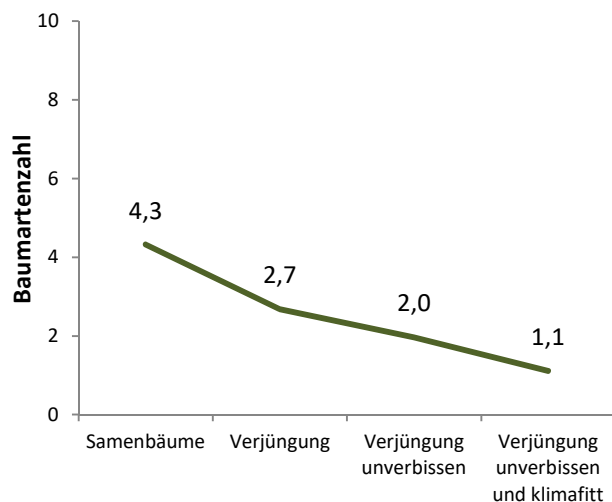


Abbildung 41: Abnahme der Baumartenvielfalt von den fruktifikationsfähigen Altbäumen (Samenbäume) bis zu der unverbissenen Verjüngung der klimafitten Baumarten im gesamten Projektgebiet (wo Verjüngung anzustreben wäre).

Nach einer Analyse der klimatischen Eignung von sieben Hauptbaumarten unter Annahme des moderaten Klimawandelszenarios RCP 4.5, das einer durchschnittlichen Erwärmung von 2-3°C entspricht, zeigt sich, dass die wichtigsten Nadelbaumarten, wie Fichte, Tanne, Lärche oder Weißkiefer für das Projektgebiet in Zukunft nicht empfohlen werden können. Die einzige heimische Nadelbaumart, die klimafit wäre, ist die Schwarzkiefer. Darüber hinaus könnte die nichtheimische Baumart Douglasie das Baumartenportfolio ergänzen, positive Erfahrungen liegen bereits vor. Allerdings ist auch bei den nichtheimischen Arten zu beachten, dass sich die ändernden Klimabedingungen negativ auswirken können. Daher sind auch hier Mischbestände anzustreben. Aufgrund der hohen Anziehungskraft der Douglasie auf das Wild (in diesem Gebiet eventuell Fegeschäden) ist auch bei einem vermehrten Anbau, eine Anpassung der Schalenwildbestände geboten.

Klimatisch bedingt können die Buche, die Stieleiche und die Traubeneiche für das ganze Projektgebiet als Hauptbaumart empfohlen werden. Allerdings sollte das waldbauliche Vorgehen sein, diese Baumarten in Mischbeständen zu erziehen. Die Auswahl zukunftssträchtiger Baumartenmischungen für das gesamte Untersuchungsgebiet sollte wirtschaftliche Aspekte und die Verbesserung der ökologischen Stabilität unter aktuellen als auch unter prognostizierten Klimabedingungen berücksichtigen.

Für die prognostizierte Erwärmung ist der Bergahorn als wichtige Mischbaumart klimatisch sehr gut geeignet. Im Altbestand konnte er auf 16 Probepunkten (Häufigkeit 42%) erhoben werden, dagegen kam er in der Verjüngung nur auf 10 Punkten vor (Häufigkeit 26%). Für das ganze Projektgebiet sind die Birke, die Vogelkirsche und die Hainbuche ebenfalls empfehlenswert. Die ersten zwei Baumarten wurden auf mehreren (2-10) Punkten im Altbestand vorgefunden, allerdings kamen sie in der Verjüngung nur in geringer Stückzahl (6-7 Stück) und Häufigkeit (5-13%) vor.

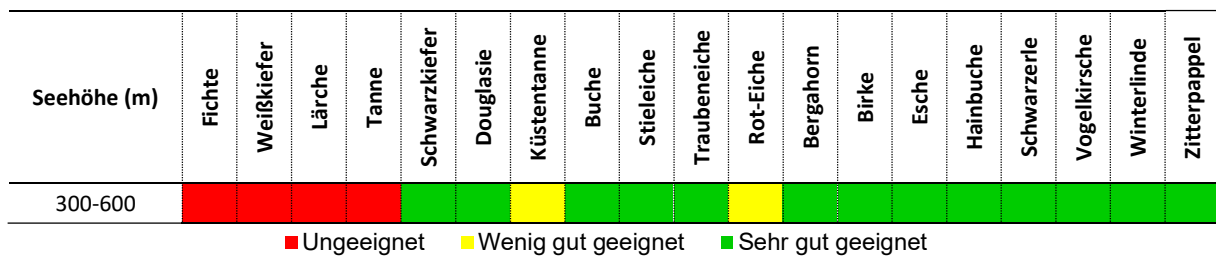


Abbildung 42: Ampelsystem für klimatische Eignung von Baumarten für das Projektgebiet am Ende des 21. Jahrhunderts bei Annahme des moderaten Klimawandelszenarios RCP 4.5, welches einer durchschnittlichen Erwärmung von 2-3°C entspricht.

Die folgende Tabelle zeigt die klimatische Eignung der Hauptbaumarten im Projektgebiet am Ende des 21. Jahrhunderts bei Annahme der Klimawandelszenario RCP 8.5, welche einer durchschnittlichen Erwärmung von 4-6°C entsprechen. Nach dem pessimistischen Szenario (RCP 8.5) würde nur die Stieleiche für das Projektgebiet weiterhin als Hauptbaumart gut geeignet sein. Die Buche würde lediglich auf Standorten mit nördlicher (NW, N, NO) Exposition und als Mischbaumart zu empfehlen sein. Nach dem starken Klimawandelszenario sollten die Laubbaumarten wie Bergahorn, Spitzahorn, Hainbuche, Vogelkirsche oder Birke in der Zukunft eine wichtige Rolle spielen. Als Ergänzung zu den heimischen Baumarten könnte sich auch die nichtheimische Baum-Hasel eignen.

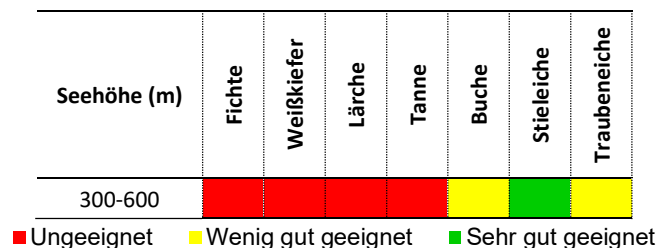


Abbildung 43: Klimatische Eignung der Hauptbaumarten im Projektgebiet am Ende des 21. Jahrhunderts bei Annahme des Klimawandelszenarios RCP 8.5, welches einer durchschnittlichen Erwärmung von 4-6°C entspricht.

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 hatten die Fichte, die Buche und der Ahorn im Projektgebiet ein deutlich geringeres Vorkommen (Fisher Exakt Test $p < 0,02$). Dagegen hatten die Tanne, die Eiche, die Esche sowie die Weich- und Hartlaubgehölze in den verschiedenen Höhenklassen eine größere Häufigkeit als im Bezirk, außer bei der Eiche war der Unterschied jeweils signifikant (Fisher Exakt Test $p < 0,01$). Kiefer oder Lärche kamen weder im Bezirk noch im Projektgebiet vor. Der Laubholzanteil war im Projektgebiet signifikant um 21% höher (Fisher Exakt Test $p < 0,00$) als im Bezirk. Auf den Abbildung 44 und Abbildung 45 sieht man, dass der Laubholzanteil im Projektgebiet in der ersten und zweiten Höhenklasse wesentlich höher ist als im Bezirk.

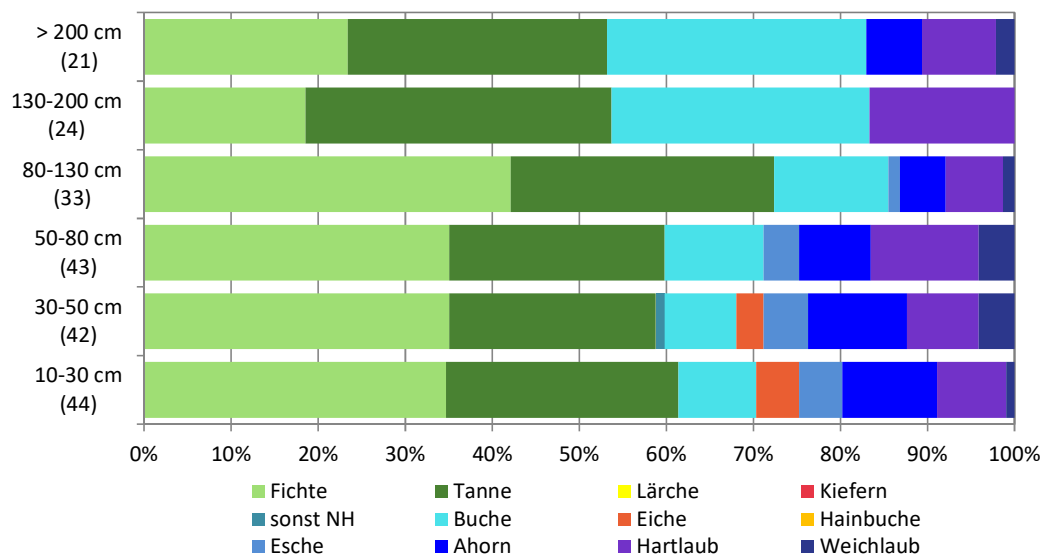


Abbildung 44: Häufigkeit des Vorkommens der Baumarten in der Verjüngung auf den 47 Erhebungsflächen im Bezirk Ried im Innkreis der WEM-Periode 6 (2019-2021) nach Höhenklassen.

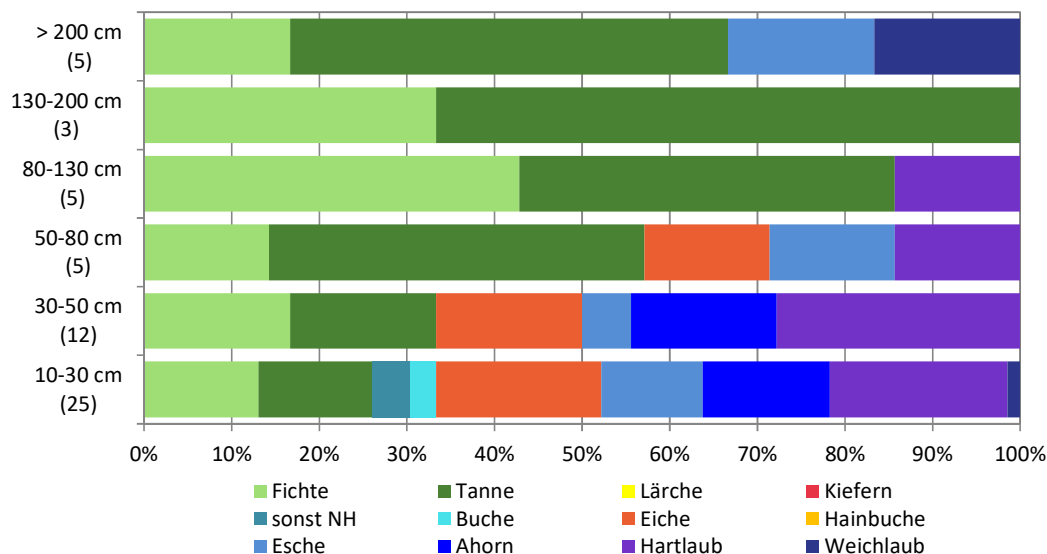


Abbildung 45: Häufigkeit des Vorkommens der Baumarten in der Verjüngung der 46 Erhebungspunkte im Projektgebiet Mörschwang (2021).

Die Verbissbelastung von Tanne und Fichte (Abbildung 46) war im Projektgebiet signifikant niedriger als auf Bezirksebene (WEM) (Fisher Exakt Test $p < 0,01$).

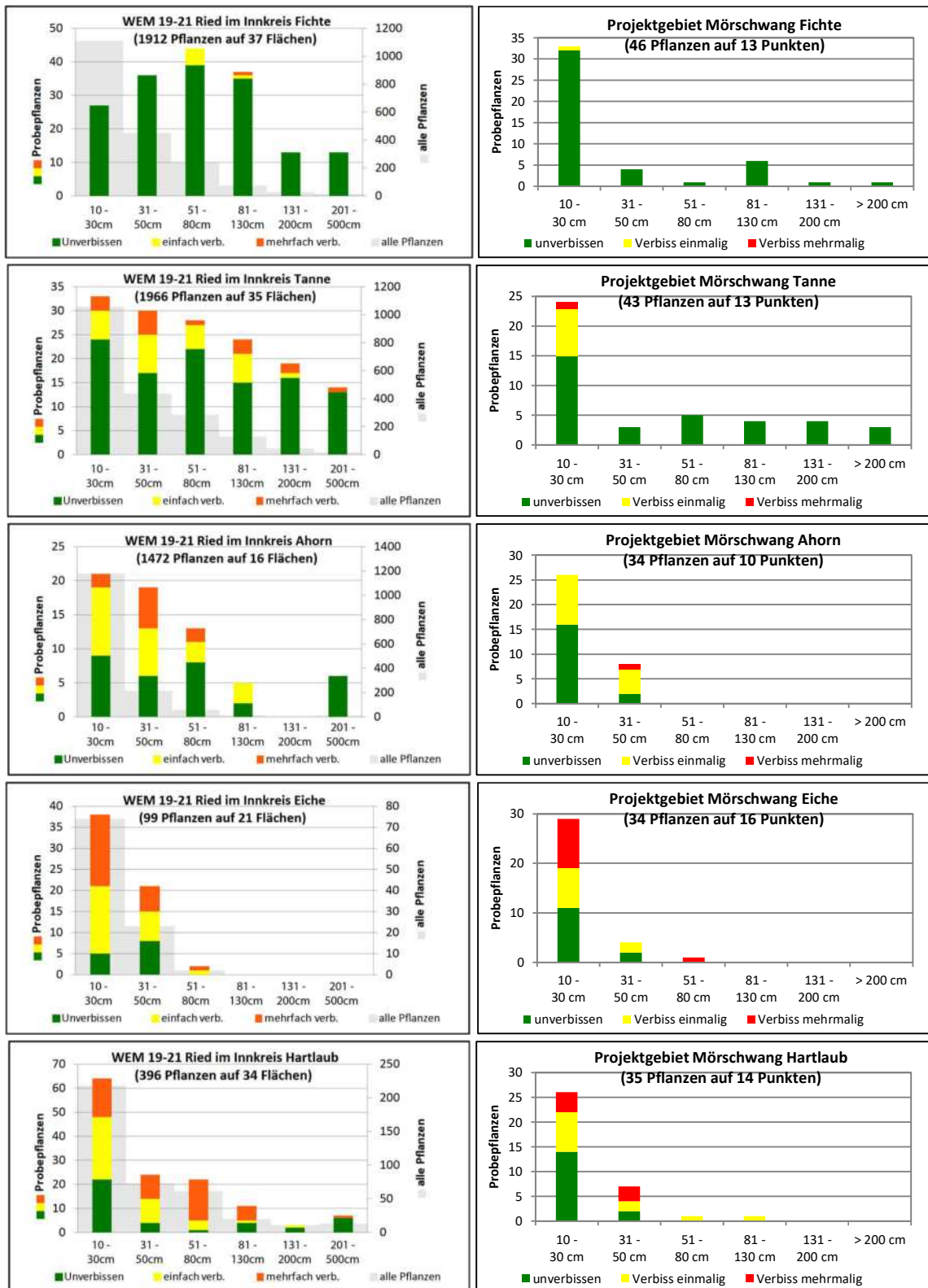


Abbildung 46: Verbiss nach Baumarten und Höhenklassen im Bezirk Ried im Innkreis der WEM-Periode 6 (2019-2021) und im Projektgebiet Mörschwang (2021).

Auch bezogen auf den Vorjahresverbiss der Baumarten im Projektgebiet (Abbildung 47) war der Wildeinfluss insgesamt signifikant niedriger als im Bezirk.³

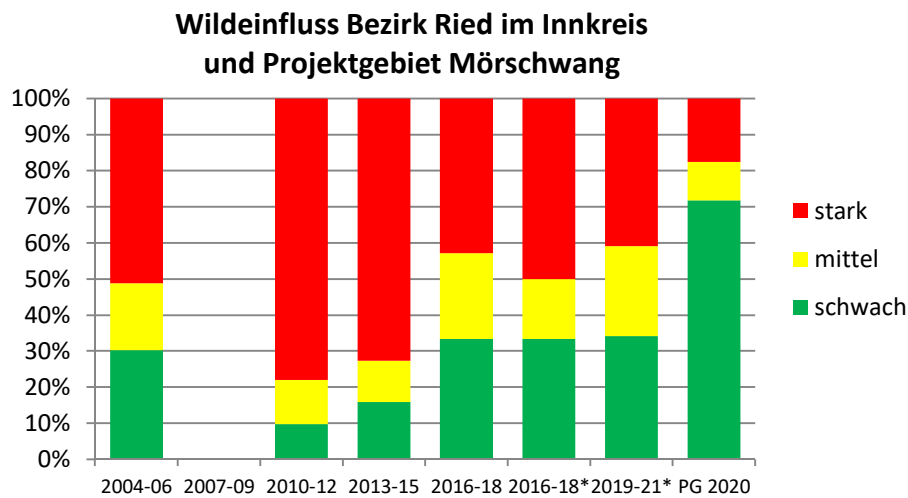


Abbildung 47: Wildeinfluss im Bezirk Ried im Innkreis in allen WEM-Perioden und im Projektgebiet Mörschwang (letzte Spalte: PG 2020).

4.1.7 Waldökologische Zusammenfassung

Das Untersuchungsgebiet zählt zum forstlichen Wuchsgebiet 7.1 Nördliches Alpenvorland – Westteil und liegt auf einer durchschnittlichen Seehöhe von etwa 440 m in der submontanen Höhenstufe mit meist westlichen Hangrichtungen. Die tiefgründigen Böden, meist Braunerden, sind nährstoffreich und gut mit Wasser versorgt. Der Jahresniederschlag liegt bei 800-1.000 mm, das Niederschlagsmaximum ist im Sommer zu beobachten.

Die Auswahl zukunftsträchtiger Baumartenmischungen für das gesamte Untersuchungsgebiet sollte wirtschaftliche Aspekte und die Verbesserung der ökologischen Stabilität unter aktuellen als auch unter prognostizierten Klimabedingungen berücksichtigen. Eine Analyse der klimatischen Eignung der Hauptbaumarten unter Annahme des moderaten Klimawandelszenarios RCP 4.5, das einer durchschnittlichen Erwärmung von 2-3°C entspricht, zeigt, dass Fichte, Tanne, Lärche oder Weißkiefer für das Projektgebiet in Zukunft nicht empfohlen werden können. Klimatisch bedingt könnte es sich anbieten, künftig allenfalls auf die heimische Schwarzkiefer oder auf die nichtheimische Douglasie zu setzen. Vor allem sollten aber die Laubbaumarten eine wichtigere Rolle spielen. Buche, Stieleiche und Traubeneiche sind für das ganze Projektgebiet als Hauptbaumarten zu empfehlen, sollten aber in Mischbeständen mit Bergahorn, Birke, Vogelkirsche und Hainbuche gesetzt werden.

Einige dieser Baumarten müssten zusätzlich eingebracht werden, da sie bisher nicht bzw. nur in sehr geringen Anteilen im Projektgebiet vorhanden sind. Als Ergänzung zu den heimischen Baumarten

³ In Periode 2 (2007-09) musste die Finanzierung von den Ländern alleine getragen werden, weshalb Oberösterreich und Vorarlberg das Verbissmonitoring mit Vergleichszäunen durchführten und sich nicht mehr am WEM beteiligten (BFW-Praxisinfo Nr. 22-2010).

könnte sich auch die nichtheimische Baum-Hasel eignen. Diese Empfehlungen gelten weitestgehend auch für das pessimistischere Klimawandelszenario RCP 8.5.

Die Bestände sind überwiegend einschichtig, horizontal gleichmäßig strukturiert und haben eine hohe Überschirmung. Die derzeitige Altersklassenverteilung wird von einem hohen Anteil an Altholz und Baumholz bestimmt, mit einem geringen Anteil junger Altersphasen. Die meisten Punkte weisen einen hohen Deckungsgrad der Bodenvegetation auf. Die vorherrschende Baumart in den Altersklassen Stangenholz bis Altholz ist die Fichte. Im Untersuchungsgebiet kommen insgesamt 21 verschiedene fruktifikationsfähige Baumarten vor, im Mittel etwa 4 Baumarten pro Probepunkt.

In der Verjüngung wurden 12 verschiedene Baumarten beobachtet. Die häufigsten Baumarten waren Fichte, Tanne und Stieleiche gefolgt von Bergahorn, Esche und Vogelbeere. Den höchsten Anteil hatte der Bergahorn in der Verjüngung, wobei davon 98% in der ersten Höhenklasse (10-30 cm) vorhanden waren. Die Verjüngungsdichte war mit 6.084 Pflanzen/ha überdurchschnittlich, davon sind jedoch nur 1.105 Pflanzen/ha größer als 30 cm.

Die durchschnittliche Verbissbelastung in der Verjüngung betrug 30%. Der höchste Verbiss (50%) fand in der Höhenklasse 31-50 cm statt. Die Fichte wurde nur gering, Esche, Bergahorn und Tanne mittelmäßig verbissen. Für Vogelbeere und Stieleiche wurde dagegen eine starke Verbissbelastung festgestellt. Diese Verbissbelastung beim Laubholz ist als verjüngungshemmend anzusehen.

Das Naturverjüngungspotenzial im Untersuchungsgebiet bietet gute Möglichkeiten eine kostengünstige Verjüngung zu erhalten, allerdings sollten die Anteile der verschiedenen Mischbaumarten gesteigert werden. Dies kann durch eine rechtzeitige Vorlichtung oder auch kleinflächige Nutzungen gesteuert werden. Darüber hinaus wäre in Bereich mit hohen Anteilen an Altholz Nutzungen zu empfehlen, da die Fichte hier noch immer dominiert. Diese Altbestände stellen nach wie vor ein wachsendes Risiko dar und verhindern die Etablierung der Verjüngung, insbesondere der stärker lichtbedürftigen Eichen. Bei den derzeitigen 20% Stangenholz sollte auf eine rechtzeitige Durchforstung geachtet werden, um die Vitalität, Stabilität und Qualität der Bestände zu sichern. Bei den jüngeren Altersphasen ist auf eine rechtzeitige Jungwuchs- und Dickungspflege zu achten und eine Förderung der klimafitten Baumarten sollte hier forciert werden. Vor allem eine Entmischung zu Gunsten der Fichte stellt hinsichtlich der verschiedenen Klimawandelszenarien ein wachsendes Risiko dar. Zu einer rascheren Erhöhung der klimafitten Bestände können auch Ergänzungen mit Spitzahorn, Hainbuche, Vogelkirsche sowie der nichtheimischen Baumarten Douglasie und Baum-Hasel angedacht werden.

4.2 Wildökologie

4.2.1 Jagdliche Grundlagen

4.2.1.1 Abschussplan- und Abschüsse der letzten Jahre

Das Eigenjagdgebiet hat rund 850 ha, davon sind etwa 114 ha Wald, 702 ha Wiese, Weide, Acker und 34 ha Siedlung.

Hauptschalenwild im Revier sind lt. Angaben der Jäger das Rehwild, Schwarzwild ist Wechselwild. Die Abschusszahlen von Reh- und Schwarzwild wurden von 2014 bis 2022 zu Verfügung gestellt. Vor dem Pächterwechsel pendelte der Abschuss bei Rehwild zwischen 47 bis 64 Stück. Seit dem Pächterwechsel im Jahr 2017 stieg der Abschuss abrupt um das Doppelte an. Bis auf einen minimalen Einbruch der Abschüsse im Jahr 2019, wo dennoch 11 Stück je 100 ha erlegt wurden, sind die Abschusszahlen hoch geblieben. Schwarzwild ist in den letzten Jahren nur einmal im Abschussplan zu verzeichnen und ist deshalb nicht in der Tabelle inkludiert.

Tabelle 12: Abschusszahlen für Rehwild von 2014 bis 2022 in der Genossenschaftsjagd Mörschwang.

Rehwild	Rehwild			ges.
	Bock	Geiß	Kitz	
2014	20	24	20	64
2015	21	20	22	63
2016	17	14	16	47
2017	25	40	33	98
2018	32	62	36	130
2019	27	42	25	94
2020	36	73	26	135
2021	24	60	38	122
2022	41	50	43	134
SU	242	385	258	885
DS	26,9	42,9	28,8	98,3
DS je 100 ha	3,1	5	3,4	11,5

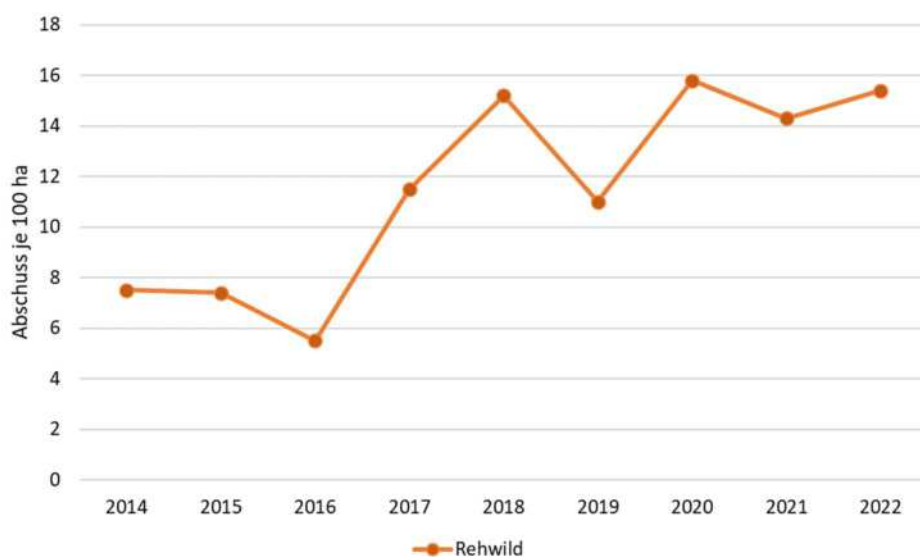


Abbildung 48: Abschusszahlen pro 100 ha der Genossenschaftsjagd Mörschwang.

4.2.1.2 Jagdmethoden

Laut Angaben der Jäger wird der Abschuss im Revier größtenteils durch Ansitzjagd erzielt. Zusätzlich wird gepirscht und es werden Gruppenansitze organisiert. Die Jagdstrategien der Schwerpunkt- und der Intervallbejagungen kommen zur Anwendung.

4.2.1.3 Fütterung / KIRRUNG

Im gesamten Jagdrevier gibt es weder Salzlecken, Fütterungen noch KIRRungen. Die Lage der fixen Ansinzeinrichtungen für das Projektgebiet sind in Abbildung 49 visualisiert.

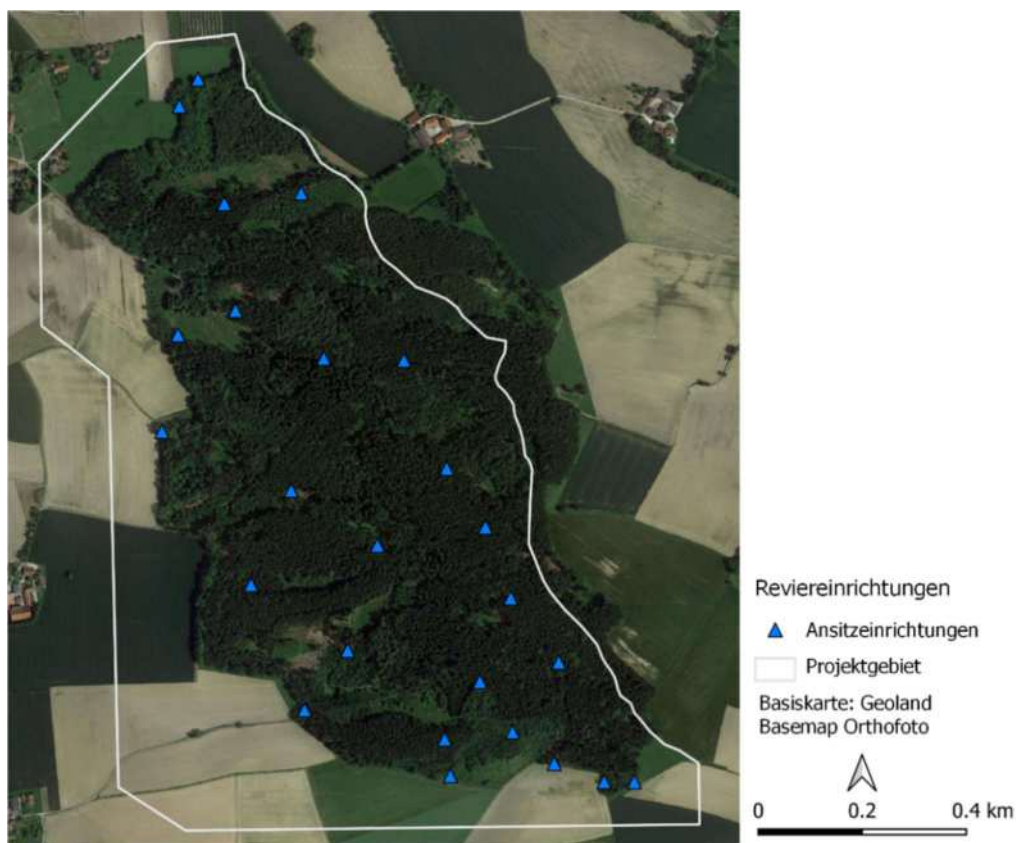


Abbildung 49: Reviereinrichtungen innerhalb des Projektgebietes.

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 Habitats mit schlechterer Äsungsqualität oder höherer Wildschadensanfälligkeit verdrängt wird (vgl. INGOLD 2003; INGOLD & BLANKENHORN 2005; REIMOSER 2013).

Nichtjagdliche Störungen durch Freizeitbesucher werden im Projektgebiet als erhöht eingestuft. Offizielle Wander- und Radrouten gibt es keine und auch auf Internetportalen, wie zum Beispiel Bergfex oder Outdooractive wurden keine Wander-, Radtouren oder sonstige Freizeitaktivitäten gefunden. Es wird allerdings davon ausgegangen, dass Anwohner den Wald häufig zur Erholung aufsuchen. So wurden auf 5 von 20 Wildkameras Erholungssuchende aufgenommen.

Laut dem Forststraßendatensatz des BFW, gibt es nur im Norden und im Süden einige wenige Forststraßen. Da es innerhalb des Waldes vermehrt Wege gibt, die für die Jagd, Forstwirtschaft und zur Erholung genutzt werden, wurden zusätzlich Wege aus dem Portal Geoland.at digitalisiert.

Die Wege häufen sich insbesondere im Süden des Projektgebietes. Zwei Wege führen in Richtung der nördlichen Waldgrenze. Aufsummiert ergeben alle Wege eine Länge von 8 km und somit eine Wegedichte von 64 lfm/ha. Es wird davon ausgegangen, dass nicht alle eingezeichneten Wege mit LKW jedoch mit dem Allrad-PKW befahrbar sind. Asphaltierte Straßen gibt es keine.



Abbildung 50: Straßen- und Wegenetz.

In Abbildung 51 ist die Dichte der Straßen und Wege in Klassen und auf 10 ha bezogen dargestellt. Im Süden und Osten häufen sich die Wege. Im Westen und Nordwesten ist die Straßendichte weitaus geringer.

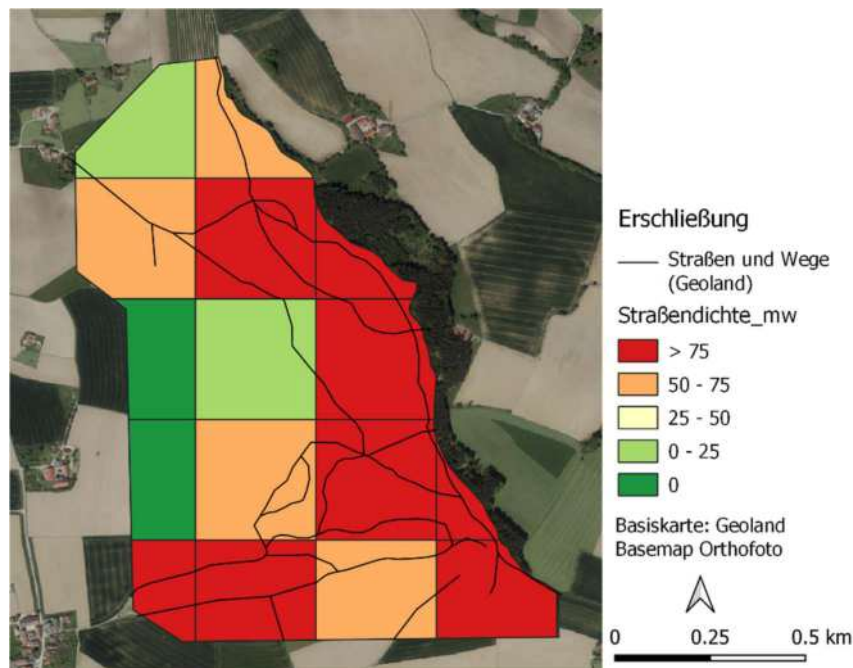


Abbildung 51: Straßendichte [lfm/ha] auf 10 ha bezogen.

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.

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 Ruhgebieten 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 das Optimierungspotenzial für die Erfüllung des Abschussplanes ist.

Für die nichtjagdlich verantwortlichen Störungen wird die Dichte des Straßen- und Wegesystems (64 lfm/ha) und die Wander- und Radwegnetzsdichte (0 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 Gesamtstörungsindex gibt Hinweise und Ansatzpunkte für die Reduktionsmöglichkeiten 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.

Der Störungsindex der Kriterien der jagdlichen Praxis und der nichtjagdlichen Kriterien liegt im Gebiet bei einem Wert von 2,3 (siehe Tabelle 13). In Summe wird somit ein unterdurchschnittlicher Gesamtstörungsindex von 2,3 errechnet.

Der geringe bis mittlere Wert des Störungsindex bei der Jagd resultiert in erster Linie aus dem hohen Anteil des Abschusses durch Bewegungsjagden sowie der Intervallbejagung zwischen Wald und umliegenden Feldern. Dadurch vermindert sich der Druck in positiver Weise auf das Wild insgesamt.

Nichtjagdliche Störungen werden laut Index als gering bis mittel eingeschätzt, da es keine eingezeichneten Wander- und Radwege gibt. Obwohl das Gebiet nicht stark von Tourismus geprägt ist, wird es dennoch häufig von Freizeitbesuchern aufgesucht. Als einziges größeres, zusammenhängendes Waldgebiet in der Umgebung hat es sicherlich eine hohe Anziehungskraft auf Erholungssuchende. Auf 8 von 20 Kameras wurden Personen aufgenommen, auch mit Hunden und Pferden.

Tabelle 13: Störungsindex aus jagdlichen und nichtjagdlichen Parametern.

	Kriterien	Wertung
Jagdliche Praxis	Jagdstrategie: Intervallregulierung	2
	Jagdmethode: Einzeljagd wie Ansitz, Pirsch, Kirrjagd vs. Bewegungsjagden wie Gruppenansitz, Riegeljagd, Stöberjagd	3
	Jagd aus dem PKW	1
	Ruhegebiete (faktisch oder ausgewiesen)	3
	Jagdlicher Störindex	2,3
Nichtjagdliche Faktoren	Straßen- und Wegedichte	5
	Wanderwegedichte	1
	Radwegedichte	1
Nichtjagdliche Störungen		2,3
Störungsindex gesamt		2,3

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.

Die WÖBT wurden für eine bessere Veranschaulichung einerseits in WÖBT-Gruppen zusammengefasst und anteilmäßig ausgewiesen (Abbildung 52), andererseits wurden alle im Untersuchungsgebiet vorkommenden WÖBTs aufgelistet und nach Anteilen sortiert (Tabelle 14).

Erhoben wurde der WÖBT an 38 Stichprobepunkten. In der folgenden Auswertung sind nur die Aufnahmen innerhalb des Projektgebietes inkludiert.

Bei den WÖBT innerhalb des Projektgebietes handelt es sich um 65% Waldtypen, 32% Nicht-Waldtypen (Wiese, Acker) und nur 3% Sondertypen (Straßen und Wege, Siedlungen und verbautes Gebiet). Von den Waldtypen waren *Verjüngung unter Altholzüberschirmung* mit 32% am stärksten vertreten. *Baumholz* und *Stangenholz* waren gleich oft mit 14% vorzufinden, *Verjüngung* und *Dickung* kamen mit jeweils 6% selten vor.

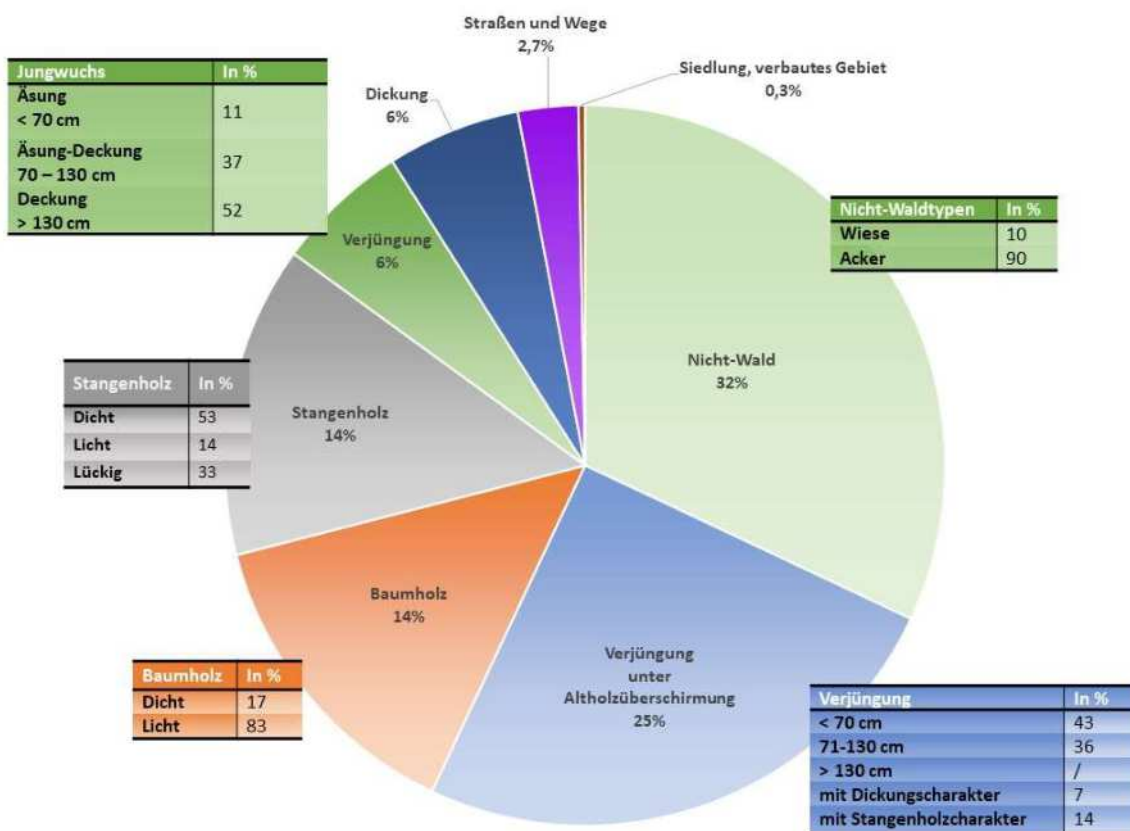


Abbildung 52: Anteil der WÖBT Gruppen an der gesamten aufgenommenen Fläche und Anteil der einzelnen WÖBT an der jeweiligen Gruppe.

Von WÖBT Einzeltypen wurde der Nicht-Wald Typ *Acker* mit 29% am häufigsten aufgenommen, *Wiese* eher selten mit nur 3%. Kein anderer WÖBT sticht mit einem hohen Anteil hervor. Das *lichte Baumholz* ist mit 12% am zweithäufigsten vertreten. Die *Verjüngung unter Altholzüberschirmung* besteht zum größten Teil aus *Verjüngung < 70 cm* und *Verjüngung 70 – 130 cm*. Ebenfalls häufiger kommt das *Stangenholz dicht* und *licht* mit 7 bzw. 5% vor. Alle anderen WÖBT-Typen waren zu weniger als 5% anzutreffen und sind in Tabelle 14 aufgelistet.

Tabelle 14: Flächen der aufgenommenen WÖBTs und deren Anteil an den gesamten aufgenommenen Flächen.

WÖBT-Gruppe	WÖBT-Name	WÖBT-Nummer	Anteil [%]	Einstandscharakter [%]	Äsungscharakter [%]
Nicht-Wald	Acker	50	29	0	29
	Wiese	40	3	0	3
Verjüngung	Verjüngung < 70 unter Altholz	120	11	0	11
	Unter Altholzschirm	Verjüngung 71-130 unter Altholz	121	9	9
Baumholz	Stangenh Holzcharakter unter Altholz	124	3	3	0
	Dickungscharakter unter Altholz	123	2	2	2
	Baumholz licht	112	12	0	12
Stangenh Holz	Baumholz dicht	111	2	2	0
	Stangenh Holz dicht	101	7	7	0
Jungwuchs	Stangenh Holz lückig	103	5	0	5
	Stangenh Holz licht	102	2	0	2
	Deckungsjungwuchs	81	3	3	0
Dickung	Äsungsjungwuchs (Verkrautung/Vergrasung/Hochstaudenfluren)	62	2	0	2
	Äsungsjungwuchs (Baumjungwuchs)	61	1	0	1
	typischer Dickungscharakter	92	4	4	0
	beginnender Dickungscharakter	91	1	0	0
Straßen Und Wege	auslaufender Dickungscharakter	93	1	1	0
	nicht LKW-befahrbare Wege	154	1,5	0	0
	Erdwege, Lagerplätze	153	0,5	0	0
Wege	Straße, Schotter	152	0,5	0	0
	Gliederungsschneisen	155	0,2	0	0
	Siedlung, verbautes Gebiet	210	0,3	0	0
GESAMT			100	32	75

Etwa 70% des Projektgebietes sind Wald. Auf den Probepunkten weisen **32% des Wildlebensraumes Einstandscharakter auf rund 75% Äsungscharakter**. 10% besitzen sowohl gute Voraussetzungen für Äsung als auch für Einstand. Als erste Einschätzung kann somit aufgrund der Verteilung der WÖBT im Gebiet auf einen guten Lebensraum bezüglich Äsung und einem etwas verminderten Lebensraum bezüglich 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 38 Stichprobenpunkte innerhalb des Projektgebiets wurden die Habitatindizes und die Habitatqualität für Rehwild 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 38 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 53 dargestellt. Je höher der Wert eines Indizes, desto höher die Habitatqualität. Für die 38 als Datengrundlage zur Verfügung stehenden Stichprobenaufnahmen berechneten sich durchschnittliche Habitatindizes für das Nahrungsangebot Sommer bzw. Winter von 71 bzw. 31, für den Wohnraum von 35 bzw. 48, für den Klimaschutz von 53 bzw. 29 und für den Feindschutz von 45.

Der Nahrungsindex ist im Sommer im Wald und auf den herumliegenden Feldern und Äckern überdurchschnittlich hoch. Die Äsungsverfügbarkeit auf landwirtschaftlichen Flächen im Winter schwankt stark je nach Nutzung der Flächen. Im Reimoser-Modell wird von einer verminderten Äsungsqualität auf Äckern ausgegangen, was bei 14 Acker-Stichprobenpunkte zu einem sehr niedrigen Nahrungsindex führt. Berechnet man die Nahrungsindizes nur für Waldpunkte, ergibt sich ein Nahrungsindex im Sommer von 62 und im Winter von 44. Da das Modell grundsätzlich ein starkes Gefälle zwischen dem Nahrungsindex im Sommer und Winter aufweist, kann der Nahrungsindex im Winter mit 44 Punkten als ebenfalls überdurchschnittlich eingestuft werden.

Auch bei den anderen Habitatindizes nehmen die Indexpunkte auf Äckern insbesondere im Winter ab. Der Wohnraum- und Feindschutzindex ist mittelmäßig und variiert nur wenig. Der Klimaschutzindex ist stark unterdurchschnittlich, was insbesondere an der hohen Anzahl an Ackerpunkten liegt. Berechnet man die Indexpunkte mit ausschließlich Waldpunkten, ergeben sich für Indexpunkte im Sommer bzw. Winter für den Wohnraum von 56 bzw. 57, für den Klimaschutz von 50 bzw. 42 und für den Feindschutzindex ein Wert von 62.

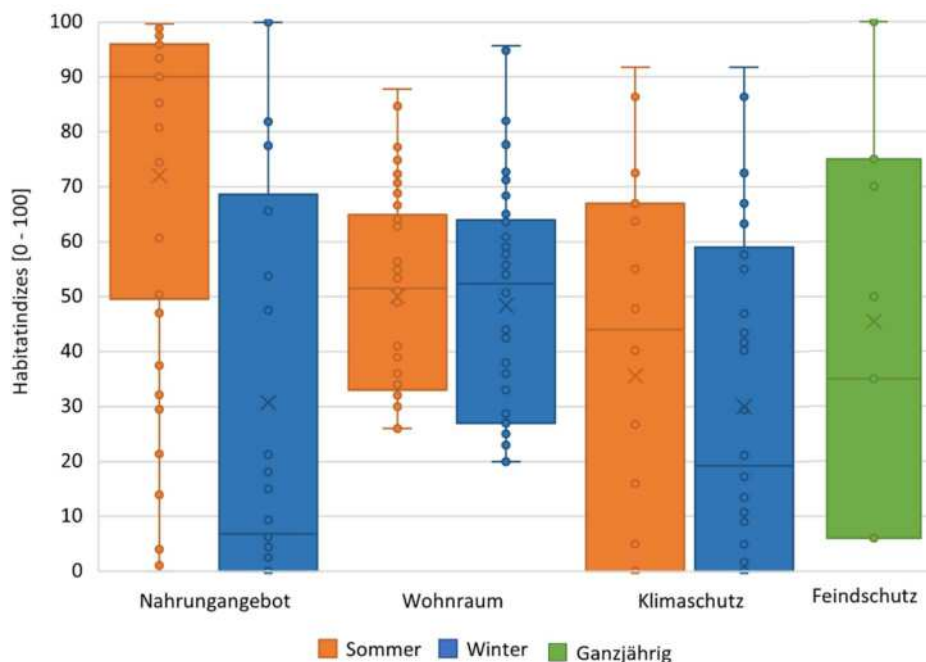


Abbildung 53: Kastengrafik mit Ergebnissen der Habitatindizes.

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 nach Reimoser (2009). Die Habitatqualität im Sommer ist mit einem Mittelwert von 53 zu bewerten. Die Habitatqualität im Winter ist mit dem Mittelwert von 37 unterdurchschnittlich, was an dem hohen Anteil von Nicht-Waldpunkten liegt. Berechnet man die Habitatqualität ausschließlich mit Waldpunkten, ergibt sich ein Mittelwert im Sommer von 59 und im Winter von 49.

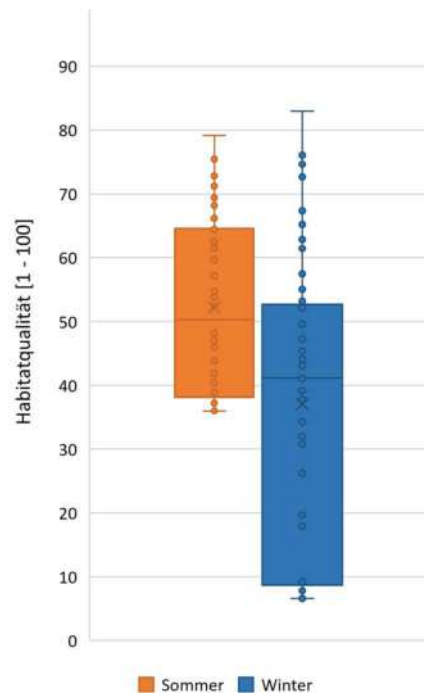


Abbildung 54: Kastengrafik mit Ergebnissen der Habitatqualität im Sommer und Winter.

Für einen besseren Überblick ist die Habitatqualität in Abbildung 55 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 variieren stark im gesamten Gebiet von schlecht bis sehr gut. Insbesondere die Nicht-Waldflächen stechen im Winter aufgrund des verminderten Feind- und Klimaschutzes und insbesondere fehlenden Äsung mit verminderter Habitatqualität ins Auge. Im Sommer bieten Wiesen und Weiden ein optimales Äsungsangebot an. Aufgrund des geringen Schutzes ist das Rehwild auf naheliegende Randlinien zur Deckung angewiesen. Insbesondere auf ebenen Nicht-Waldflächen nimmt die Habitatqualität stark ab. Wenn im Winter das Äsungsangebot der Wiesen und Weiden wegfällt, zieht sich das Rehwild vor allem bei Schneefall in den Wald zurück. Die Wechselwirkung zwischen der guten bis sehr guten Habitatqualität innerhalb des Waldes und des optimalen Äsungsangebotes auf Wiesen ergibt eine Grundlage für ein sehr gutes Rehwildhabitat im Sommer.

Die Habitatqualitätsermittlung für den Winter geht von einer geschlossenen Schneedecke aus. In den meisten Wintern ist aufgrund der Klimaerwärmung der Zeitraum einer geschlossenen Schneedecke

nur mehr für wenige Tage gegeben. Zusätzlich hat sich in der Landwirtschaft die Gründüngung etabliert, wodurch auf den Äckern mehr Äsung zu Verfügung steht als noch vor einigen Jahren.

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.

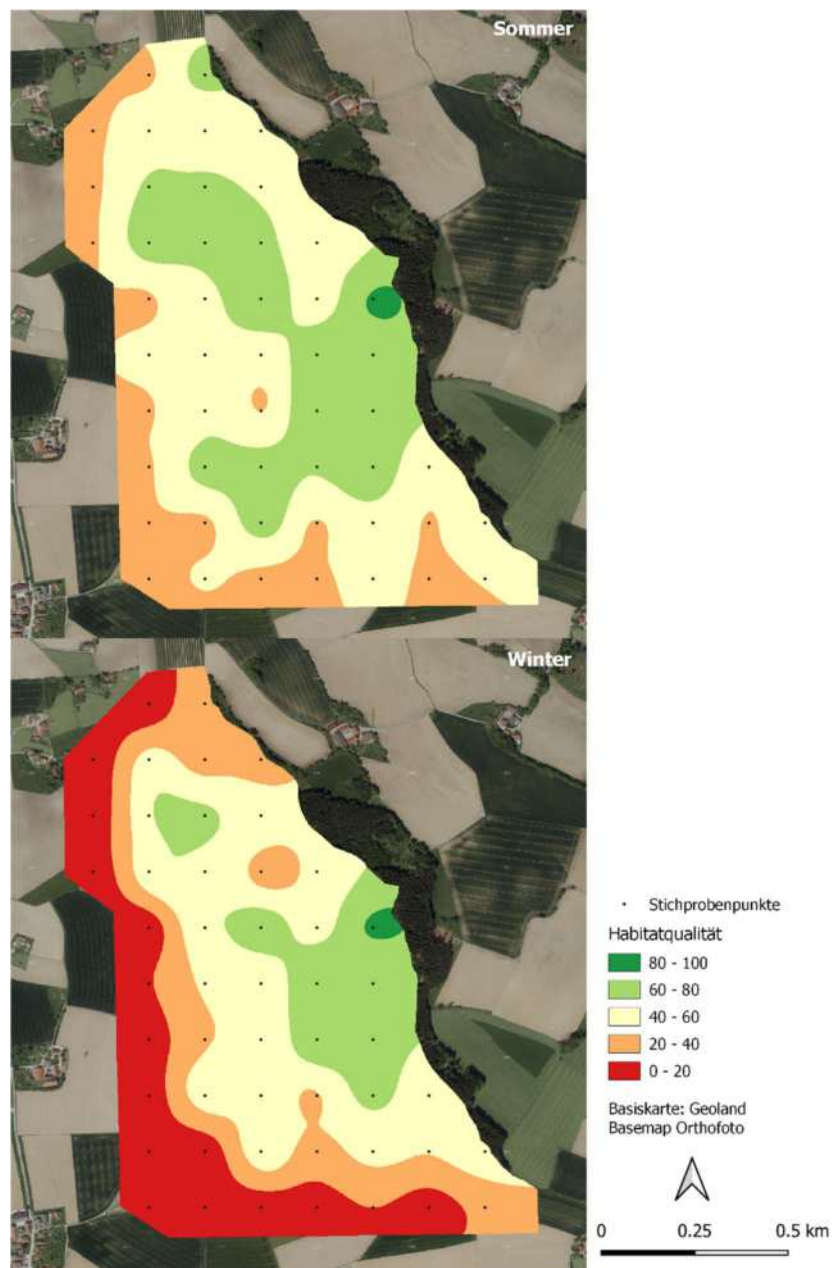


Abbildung 55: Habitatqualität im Sommer (oben) und Winter (unten).

4.2.2.6 Lebensraumkorridore

Ein Lebensraumkorridor führt in Nordwest-Südostichtung quer durch das Jagdgebiet, ein weiterer Korridor quert entlang dem Inn das nördliche Ende des Jagdrevieres. Der Inn stellt eine natürliche Barriere da, kann jedoch an einigen Stellen überquert werden. Über den Kobernaußerwaldkorridor besteht Anschluss nach Bayern, Tschechien und dem Salzburger Land. Das Jagdgebiet ist somit im Wesentlichen gut an umliegende Lebensräume angeschlossen.

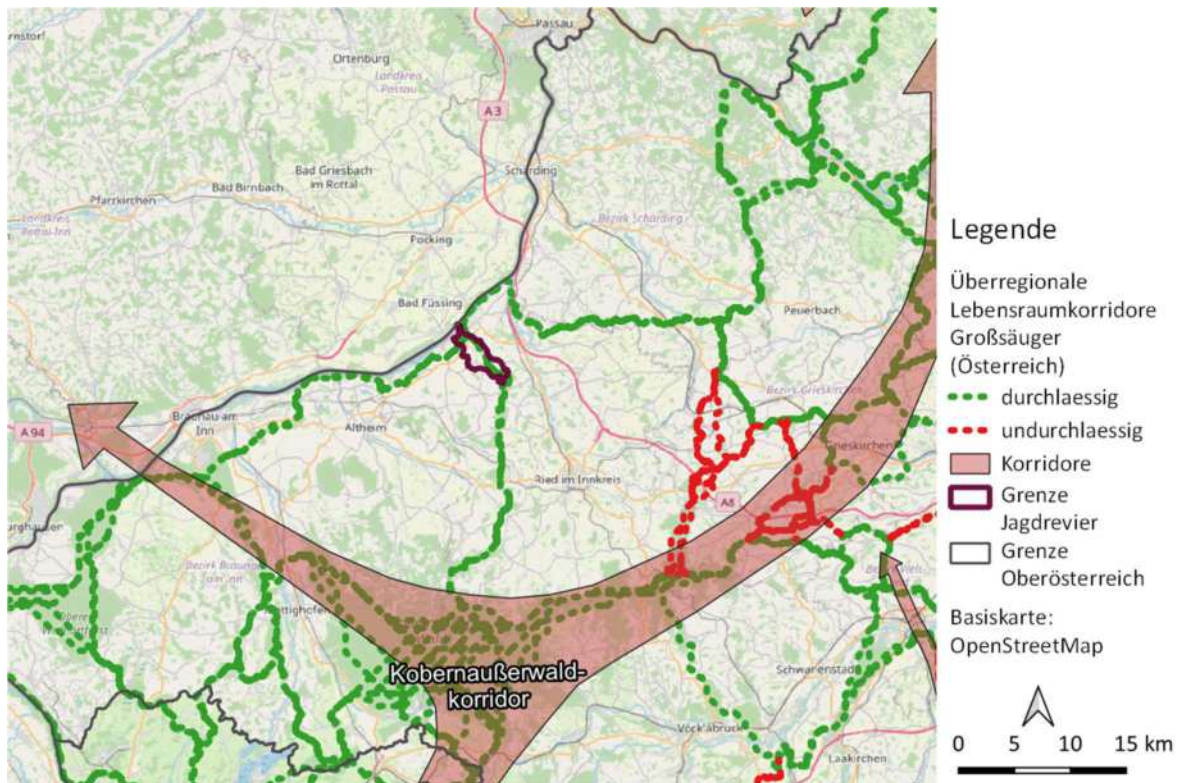


Abbildung 56: Überregionale Lebensraumkorridore.

4.2.3 Fotofallenmonitoring

4.2.3.1 Auswertung Sichtungen

Am 14. April 2022 wurden im Untersuchungsgebiet 20 Wildkameras an vordefinierten Rasterpunkten installiert. Diese lieferten durchgehend bis zum 9. Mai 2022 Fotodaten. Alle Kameras zeichneten Daten auf und keine ist vorzeitig ausgefallen. Der ausgewählte Auswertungszeitraum beinhaltet nicht die Tage des Aufbaus, um eine Beeinflussung des Wildes weitestgehend auszuschließen.

Die Kameralaufzeit des Auswertungszeitraumes startet für alle Kameras am 15. April um 00:00 Uhr und endet am 8. Mai 2022 um 24:00 Uhr. Die aufsummierte Kameralaufzeit beträgt insgesamt 460 Tage.

Das Untersuchungsgebiet stellt einen Sonderfall dar. Die Kamerastandorte waren auf eine ca. 90 ha große Waldinsel verteilt, die von mehreren hundert Hektar landwirtschaftlicher Fläche umgeben ist. Ganzjahreseinstand ist somit bis auf wenige Ausnahmen nur innerhalb der Waldfläche für das Schalenwild gegeben. Die landwirtschaftlichen Flächen stellen im Frühjahr gute Äsungsflächen dar. Somit ist davon auszugehen, dass die Waldfläche nicht durchgehend gleich vom Wild genützt wird und

es eine starke Pendelbewegung zwischen den umgebenden landwirtschaftlichen Flächen gibt. Grundsätzlich sollten während der Aufnahmedauer keine starken Wildwechsel aus dem Gebiet bzw. in das Gebiet erfolgen. Die ermittelte Rehwilddichte muss daher sehr vorsichtig interpretiert werden.

Die einzige fotografierte Schalenwildart war das Rehwild. Insgesamt konnten **442 Rehwild-Sichtungen** mit einer Fangrate von gerundet 10 Sichtungen pro 10 Kameratage gezählt werden (sh. Tabelle 15). Genau die Hälfte dieser Sichtungen (221) fanden außerhalb der 10 m Markierungen vor den Kameras statt. Rund 66% dieser Sichtungen konnten auf Grund der großen Distanz nicht näher auf Geschlecht und/oder Alter angesprochen werden. Für die weitere Darstellung der Sozialstruktur sowie des Geschlechterverhältnisses werden daher die **221 Sichtungen** innerhalb des genannten Radius verwendet. Hier beträgt der Anteil der nicht anzusprechenden Sichtungen rund 14%.

Im Aufnahmezeitraum April und Mai ist eine Geschlechteransprache beim Rehwild eindeutig möglich. Auch die Altersansprache ist in diesem Zeitraum gut durchzuführen. Als Stichtag für den Übergang von letztjährigem Kitz zu diesjährigem einjährigen (subadulten) Stück wurde der 31. März gewählt. Alle Kitze des Vorjahres sind ab diesem Datum je nach Geschlecht eine Schmalgeiß oder ein Jahrling. Aus dem im Methodikteil gezeigten Entscheidungsbaum wird ersichtlich, dass sich unter der Rubrik Geißen theoretisch auch einjährige, also subadulte Stücke befinden können, deren Ansprache als solche nicht möglich war. Die übergeordnete Entscheidungshierarchie stellt fest, ob das Tier adult oder juvenil ist. Erst dann kann ein als adult erkanntes Tier noch im Detail der Kategorie subadult zugeordnet werden. Im Untersuchungszeitraum sind die subadulten Stücke auch auf Grund der schwächeren körperlichen Kondition nach dem ersten überstandenen Winter sehr gut als solche anzusprechen (siehe Abbildung 57).

Das **Geschlechterverhältnis** ist beim Rehwild ausgeglichen. Auf 10 Rehböcke kommen durchschnittlich 11 Geißen (95% Vertrauensintervall zwischen 10 und 11 Geißen). Zum Zeitpunkt der Aufnahme wurden noch kaum Kitze gesetzt und es gab eine einzige Kitzsichtung außerhalb des 10 m Radius. Diese fließt daher, wie zuvor erklärt, nicht in die Auswertung mit ein. Es lässt sich also kein Verhältnis Geiß zu Kitz ermitteln.

Bei der **Sozialstruktur** des **Rehwildes** liegt das Verhältnis von mehrjährigen Rehböcken zu einjährigen Böcken in diesem Zeitraum bei 1 : 0,4. Das Verhältnis von Geißen zu Schmalgeißen liegt ebenfalls bei 1 : 0,4, allerdings gibt es bei diesem Wert immer Unsicherheiten, da einige subadulte Stücke auch in der Kategorie Geißen zu finden sein könnten. Geißen machen mit 33% den größten Klassenanteil aus, gefolgt von den mehrjährigen Böcken mit 31%. Jahrlinge kommen auf 11%, während Schmalgeißen 12% der Sichtungen ausmachen. Insgesamt rund 14% der Sichtungen konnten nicht näher bestimmt werden. Dieser Anteil wurde im Ermitteln des Geschlechterverhältnisses berücksichtigt. So früh im Jahr sind noch kaum diesjährige Kitze gesetzt.



Abbildung 57: Die Ansprache von subadulten Stücken ist nicht immer so eindeutig möglich wie hier; das mittig stehende körperlich weitaus schwächere Stück hat Ende April noch nicht fertig verfärbt und ist klar von der rechts im Bild befindlichen Geiß und dem links stehenden Bock zu unterscheiden.

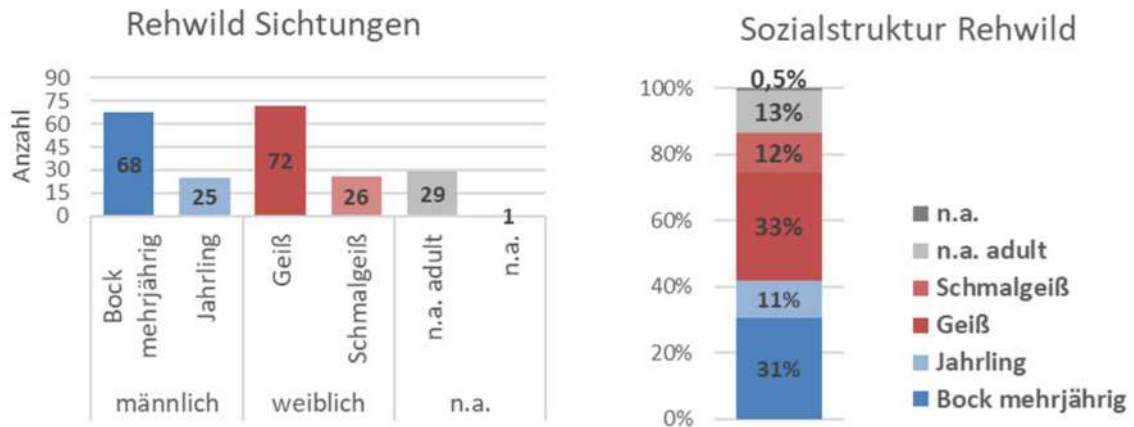


Abbildung 58: Sozialstruktur von Rehwild sowie Anzahl der Sichtungen nach Geschlecht in absoluten Zahlen (n.a. = nicht angesprochen).

Tabelle 15: Anzahl der Schalenwildart-Sichtungen, Fangrate (TR) sowie Geschlechterverhältnis mit 95%igem Vertrauensintervall in Klammern und Verhältnis von adulten zu subadulten Stücken.

Wildart	Anzahl	Anzahl < 10m	TR	GV ♂/♀	Mehrjähriger Bock/Jahrling	Geiß/ Schmalgeiß
Rehwild	442	221	9,6	1 : 1,1 (1,0 – 1,1)	1 : 0,4	1 : 0,4

Neben der Schalenwildart Reh wurden noch weitere 15 Tierarten von den Kameras erfasst, somit wurden insgesamt 16 Tierarten im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Darunter befanden sich die drei Beutegreifer Fuchs, Marder und Dachs, als Vertreter der Nagetiere ein Feldhase sowie eine Fledermaus. Des Weiteren wurden die folgenden neun Vogelarten fotografiert: Amsel, Eichelhäher, Fasan, Mäusebussard, Rabenkrähe, Ringeltaube, Rotkehlchen sowie ein Nachtgreifvogel, vermutlich ein Waldkauz.

Die **Verteilung des Rehwildes im Gebiet** ist im Folgenden zweimal dargestellt. In Abbildung 59 sind alle 442 Sichtungen unabhängig von der Distanz zur Kamera in die ermittelte Fangrate eingegangen. Der mit Abstand höchste Wert wurde am Standort 2 erreicht, mit rund 49 Sichtungen pro 10 Kameratagen. Der zweithöchste Wert wurde am Standort 8 festgestellt, hier konnten 31 Sichtungen pro 10 Kameratagen gezählt werden. Die Fangraten an den restlichen Standorten lagen zwischen gerundet einer Sichtung und rund 16 Sichtungen pro 10 Kameratagen.

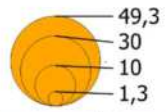
Die zweite Darstellung konzentriert sich in Abbildung 60 auf die Darstellung der Fangrate **innerhalb einer Entfernung von 10 m von der Kamera**. Die Verteilung der Fangraten ist hier ausgeglichener. Der Standort mit der höchsten Fangrate ist Standort 1 mit rund 13 Sichtungen pro 10 Kameratage. Die Standorte 2 und 8, liegen mit rund 11 und rund 12 Sichtungen pro 10 Kameratage knapp dahinter. Die restlichen Standorte wiesen eine Fangrate zwischen rund einer und neun Sichtungen auf. Das Rehwild nützt demzufolge den gesamten Waldbestand im Untersuchungszeitraum gleichmäßig. Optisch ist eine Tendenz dahingehend zu erkennen, dass die Kameras im Waldrandbereich im Mittel etwas höhere Fangraten als die Kameras im Waldinneren aufweisen, allerdings ist der Unterschied nicht signifikant (Wildcoxon Rangsummentest).

Das Geschlechterverhältnis des Rehwilds wurde anhand der Rehwild-Sichtungen innerhalb einer 10 m Distanz zur Kamera ermittelt, da hier der Anteil an nicht angesprochenen Stücken mit 14 Prozent sehr niedrig ist. In Abbildung 61 ist das Verhältnis an den einzelnen Standorten anhand aller adulter und subadulter Stücke zu sehen. Der Anteil der nicht angesprochenen Stücke wird für diese Darstellung nicht berücksichtigt.

Die Verteilung von Geißen und Böcken im Untersuchungsgebiet zeigt keine deutlichen räumlichen Bevorzugungen auf. Der Standort 6 ist der einzige ausschließlich von Böcken aufgesuchte Standort und der Standort 12 der einzige nur von weiblichem Rehwild besuchte. Der Anteil der Böcke ist somit insgesamt (inklusive Nr. 6) an sechs Standorten höher als jener der Geißen (1, 6, 7, 8, 11, 14, 16). Ausgeglichen war das Verhältnis an zwei im Norden liegenden Standorten (3, 4) sowie an den zwei zentralen Standorten 10 und 13. An insgesamt acht Standorten (inklusive Nr. 12) waren mehr Geißen als Böcke zu sehen (2, 5, 9, 17, 18, 19, 20). Das Geschlechterverhältnis für alle Standorte zusammen liegt wie schon zuvor in Tabelle 15 dargestellt bei rund 1: 1,1.

Kamerafallen - Fangrate Rehwild Gesamt

Fangrate Rehwild
[Sichtungen / 10 Kameratage]



Projektgebiet
Basiskarte: Geoland
Basemap Orthofoto

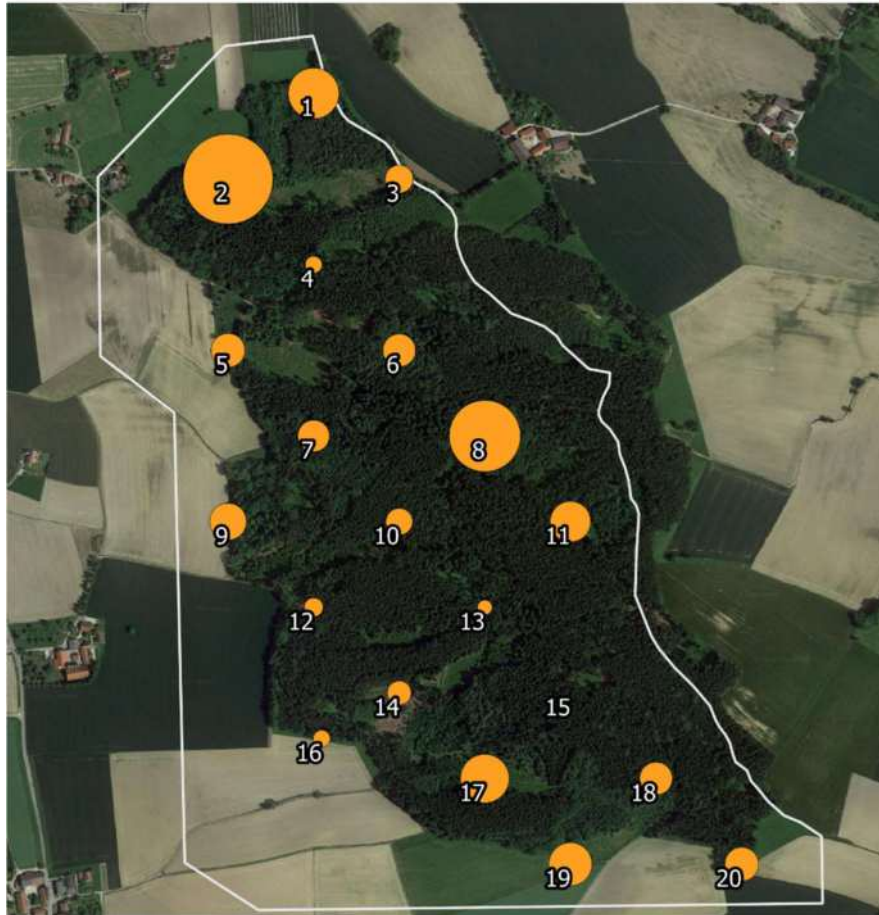
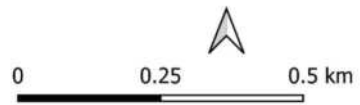


Abbildung 59: Rehwild Fangrate an den Kamerastandorten – Anzahl Sichtungen pro 10 Kameratage, alle Sichtungen unabhängig von der Distanz zur Kamera.

Kamerafallen - Fangrate Rehwild innerhalb der 10 m Markierungen

Fangrate Rehwild < 10 m
[Sichtungen / 10 Kameratage]

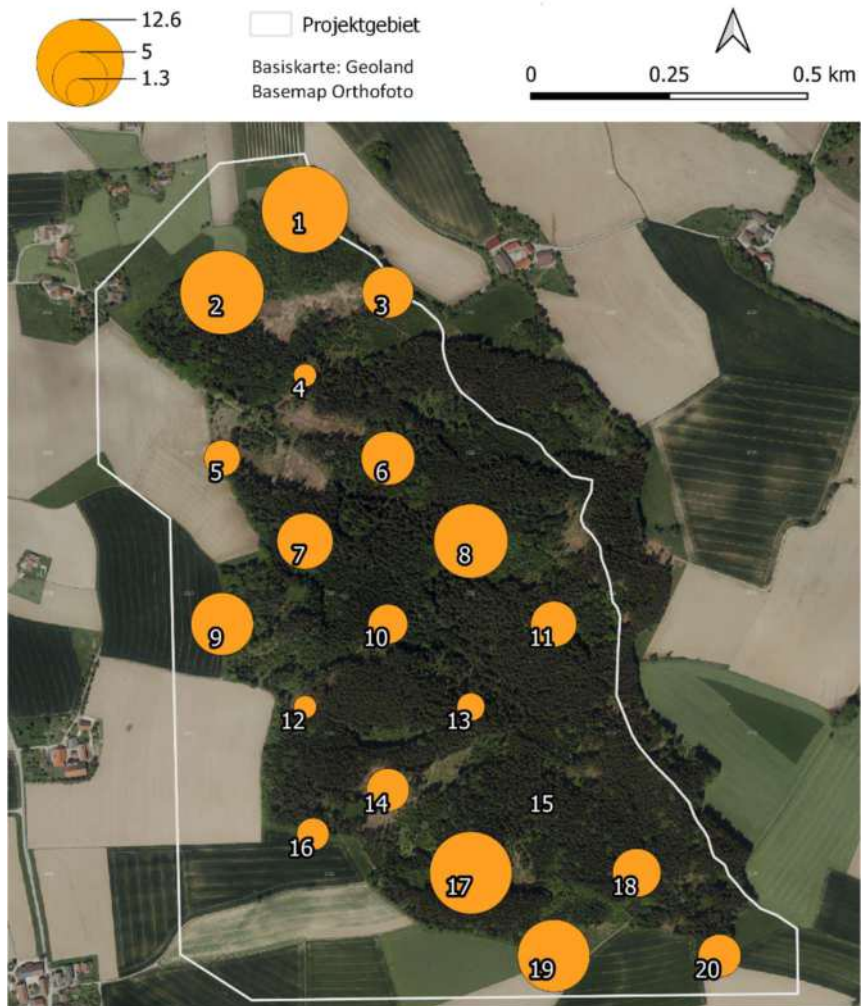


Abbildung 60: Rehwild Fangrate an den Kamerastandorten mit einer Distanz unter 10 m zur Kamera – Anzahl Sichtungen pro 10 Kameratage.

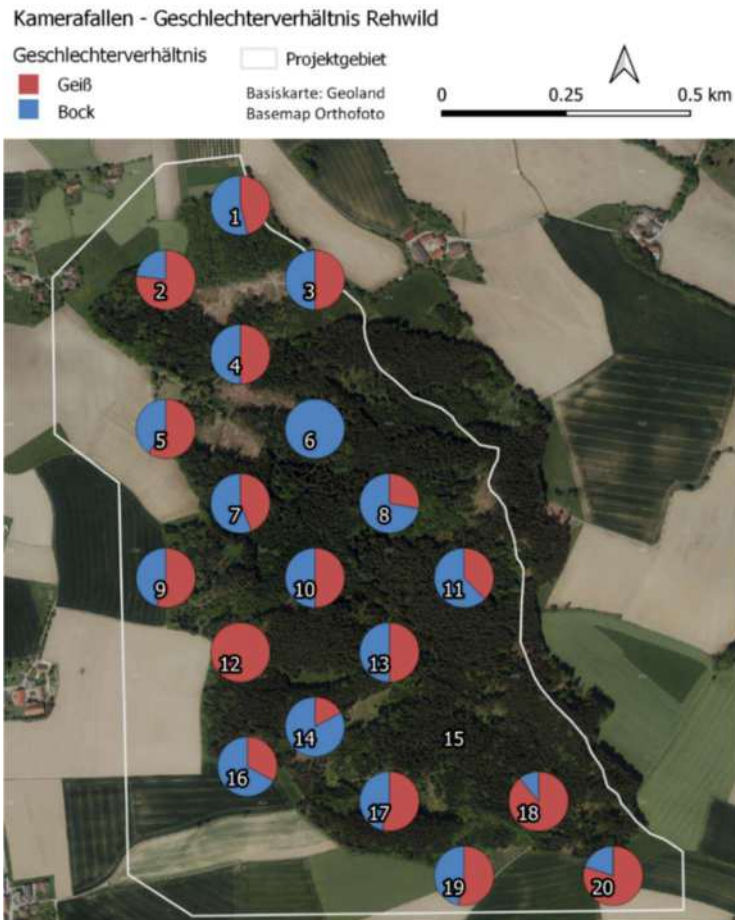


Abbildung 61: Verteilung des Geschlechterverhältnisses des ein- und mehrjährigen Rehwildes an den einzelnen Kamerastandorten.

4.2.3.2 Auswertung Events

An 19 von 20 Kameras im Gebiet konnte Rehwild im Untersuchungszeitraum fotografiert werden. Alle 439 Rehwild-Sichtungen konnten in insgesamt 293 Events unterteilt werden, mit einer mittleren Gruppengröße von 1,5. Innerhalb der 10 Meter Distanz vor den Kameras konnten die 220 Rehwild-Sichtungen in 188 Events unterteilt werden, mit einer mittleren Gruppengröße von 1,2. Die Anzahl der Events ist ausreichend, um die Dichteberechnung nach ROWCLIFFE ET AL. (2008) durchzuführen. Allerdings wird die Grundannahme der geschlossenen Population verletzt, daher ist das Ergebnis der Dichtermittlung mit Vorsicht zu interpretieren. Die Annahme einer geschlossenen Population würde voraussetzen, dass möglichst wenige Individuen im Aufnahmezeitraum das Aufnahmegebiet verlassen oder zuwechsell.

Tabelle 16: Übersicht über die Eventanzahl sowie der vorkommenden Wildarten.

Wildart	Anzahl Events	Anzahl Kameras mit Events	Ø Gruppengröße
Rehwild alle Sichtungen	297	19	1,5 \pm 0,05
Rehwild Sichtungen < 10 m	192	19	1,2 \pm 0,04

4.2.3.3 Freizeitnutzung

Im Projektgebiet konnte im Auswertungszeitraum Freizeitnutzung an fünf Kamerastandorten festgestellt werden. An den Standorten Nr. 1, 2, 12, 14 und 18 wurden Erholungssuchende fotografiert. An allen genannten Standorten wurden auch Hunde mit oder ohne Leine mitgeführt. Am Standort Nr. 12 wurde einmal ein Pferd entlanggeführt. Traktoren wurden an fünf Standorten fotografiert, Autos an zwei Standorten. Jagdliche Aktivitäten konnten an zwei Standorten ab dem 1. Mai festgestellt werden. Insgesamt kam es an neun Standorten zu Ereignissen mit Freizeitnutzungen und/oder Kraftfahrzeugen. Personenbezogene Daten wurden nach der Auswertung gelöscht.

4.2.3.4 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 v 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 80 Stück pro 100 ha. Die untere und obere Grenze eines 95%igen Vertrauensintervalls liegen bei 2 und 159 Stück. Die Tagesstrecke v berechnet aus der Aktivität ρ (0,6) und der durchschnittlichen Geschwindigkeit μ (0,8 m/s) und gewichtet nach den Verhaltensanteilen beträgt 2,1 Kilometer pro Tag und liegt damit im Vergleich zu den bisherig aufgenommenen Projektgebieten unter dem Durchschnitt.

Die relativ hohe Spannweite der berechneten Vertrauensintervalle erklärt sich auch aus der angewendeten Methodik (JOURDAIN ET AL. 2020). In die Berechnung des Standardfehlers der Dichte fließen insgesamt vier Varianzen aus den ermittelten durchschnittlichen Distanzen und Winkeln der fotografierten Tiere, der ermittelten Tagesstrecke sowie der Fangraten an den Kamerastandorten ein. Für kleine Stichprobengrößen, wie in diesem Projekt, eignet sich die Berechnung der Vertrauensintervalle anhand des Standardfehlers. Eine höhere Kameradichte könnte den Vertrauensintervall und somit den Bereich, in dem sich der tatsächliche Mittelwert der Dichte zu 95% befindet, verkleinern (PALENCIA 2021b). Jedoch wurde durch zahlreiche vergleichende Studien die Genauigkeit des berechneten gemittelten Dichtewertes D anhand der verwendeten Methode nachgewiesen. Dabei wurden die mit dem Random encounter model ermittelten Dichtewerte, den traditionell erhobenen Dichtewerten wie Pelletzählungen, Distance-Sampling, Transektzählungen und Zensuszählungen gegenübergestellt (PFEFFER ET AL. 2018; SCHAUS ET AL. 2020; PALENCIA 2021b; KAVCIC ET AL. 2021).

Tabelle 17: Dichteberechnung der Schalenwildart Reh- und Rotwild je 100 ha mit Dichte (D), Standardfehler (SE), Vertrauensintervalle, Aktivität (ρ), Tagesstrecke (v) und Geschwindigkeit (μ)

Wildart	D	SE	Vertrauensintervalle 95 %		ρ	v (km/t)	μ (m/s)
			unten	oben			
Rehwild	80,5	39,9	2,4	158,6	0,6 $\pm 0,03$	2,1 $\pm 0,4$	0,8 $\pm 0,1$

Die **Aktivität** des Rehwildes wird anhand der Uhrzeit und Häufigkeit der Sichtungen ermittelt. Alle angegebenen Zeiten sind im Format UTC+1, also der lokalen Winterzeit. In dieser Untersuchung wird die Aktivität einmal für alle Sichtungen vor den Kameras und einmal zum Vergleich innerhalb einer Distanz zur Kamera von 10 m dargestellt.

In der Abbildung 62 ist die Aktivitätskurve des Rehwildes mit allen Sichtungen, in Abbildung 63 die des Rehwildes innerhalb der 10 m 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.

Im Zeitraum der Aufnahme erfolgte der Sonnenaufgang in der Landeshauptstadt Linz zwischen 05:34 h und 06:05 h (UTC + 1). Der Sonnenuntergang lag zwischen 19:54 h und 20:25 h ⁴

Die zwei Aktivitätskurven zeigen eine starke Übereinstimmung. Die zwei Aktivitätsmaxima lagen jeweils rund um Sonnenauf- und Sonnenuntergang, mit einer etwas stärkeren Ausprägung bei der Kurve für alle Sichtungen in Abbildung 62. Die Aktivität sank im Vergleich zu den bislang behandelten Untersuchungsgebieten tagsüber nur leicht ab. Bei beiden Kurven ist ein nahezu vollständiges Erliegen der Aktivität in den Nachtstunden zu erkennen.

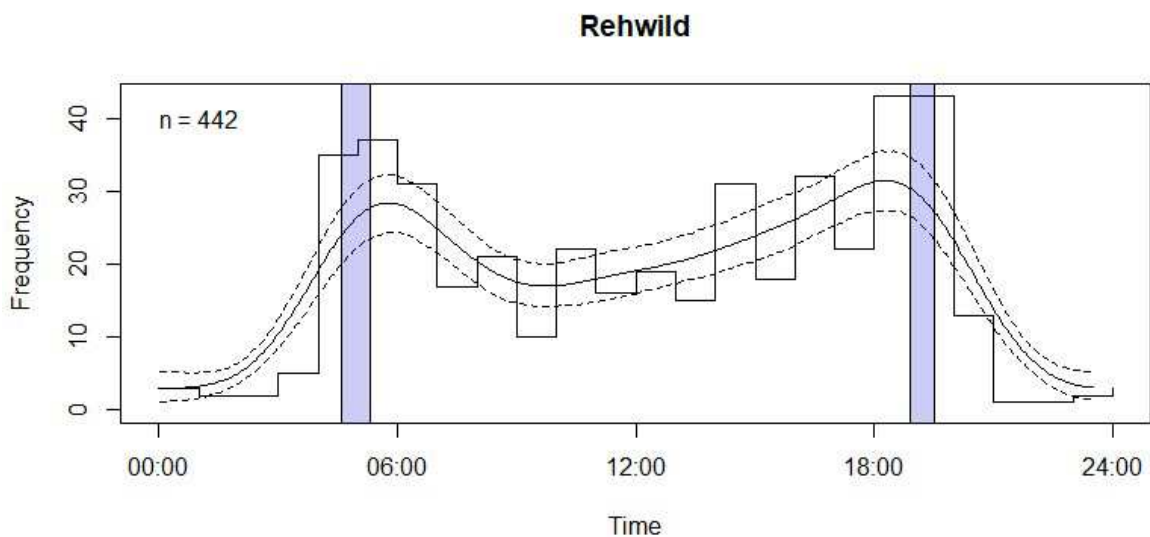


Abbildung 62: Aktivitätskurve Rehwild aus allen Sichtungen für die Berechnung der Aktivität ρ (Zeit UTC +1). Der Zeitraum des Sonnenauf- und Sonnenuntergangs in der gesamten Untersuchungszeit ist lila unterlegt.

⁴ <https://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/klimauebersichten/ephemeriden/linz/?jahr=2022>

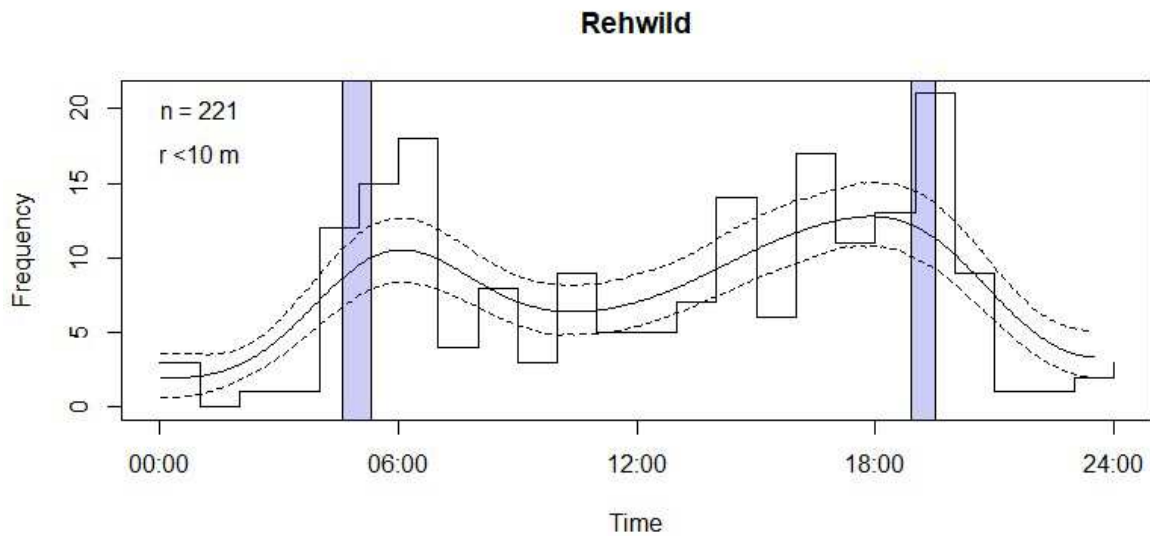


Abbildung 63: Aktivitätskurve Rehwild innerhalb von 10 m Kameradistanz für die Berechnung der Aktivität p (Zeit UTC +1). Der Zeitraum des Sonnenauf- und Sonnenuntergangs in der gesamten Untersuchungszeit ist lila unterlegt.

4.2.3.5 Diskurs

In der Genossenschaftsjagd Mörschwang wurden die Fotodaten von 20 Kameras vom 15. April 2022 bis zum 8. Mai 2022 ausgewertet. Die einzige Schalenwildart im Gebiet ist das Rehwild. Das Gebiet stellt auf Grund seiner isolierten Waldinsel innerhalb von landwirtschaftlichen Flächen ohne großflächige Deckung im Frühjahr einen Sonderfall dar. Eine Grundannahme zur Dichtermittlung, nämlich jene einer geschlossenen Population (wenig Zu- und Auswechsell des Wildes), wird dadurch verletzt. Aus diesem Grund ist das Ergebnis der Rehwilddichte von rund 80 Stück pro 100 ha mit Vorsicht zu interpretieren. Die Fangrate liegt bei rund zehn Rehwild-Sichtungen pro 10 Kameratagen und ist damit der höchste bisher ermittelte Wert von 15 Gebieten. Im Vergleich zu bisher ermittelten Werten in anderen Projektgebieten ist die Fangrate um das Drei- bis Zehnfache höher. Nur ein weiteres Projektgebiet kam mit 8,5 Sichtungen pro 10 Kameratage auf einen ähnlich hohen Wert. Das Untersuchungsgebiet weist wenig Hanglage auf und der Sehbereich der Kameras konnte oft große Flächen abdecken. Die Reichweite der Kamerasensoren ist abhängig von Standortfaktoren wie Hangneigung und Vegetation. An vielen Standorten wurde so auch weiter entferntes Wild erfasst. Die Hälfte aller Sichtungen wurde außerhalb einer 10 m Distanz zur Kamera erhoben.

Die Aktivitätskurve zeigt eine starke Aktivität in der Morgen- und Abenddämmerung mit einer nur geringen Senkung der Aktivität während des Tages. In der Nacht ist im Gegenteil dazu kaum mehr Aktivität nachzuweisen. Die Waldinsel ist wohl die einzige Einstandsmöglichkeit für Rehwild und dürfte dadurch eine starke Sogwirkung entwickeln. Das würde die erhöhte Fangrate und die erhöhte Tagesaktivität erklären. Die aus diesen Werten resultierende sehr hohe Dichte könnte damit erklärt werden, dass ein Teil der Rehwildpopulation aus dem weiteren Umland tagsüber Einstand und Äsung im Wald aufsucht und nachts auf die umliegenden landwirtschaftlichen Flächen zur Äsung auszieht. So kommt es zu einer unüblichen Aggregation des Rehwildes auf kleinster Fläche. Der Unsicherheitsbereich ist durch die nicht erfüllten Grundannahmen des Rechenmodells sehr groß. Die berechnete Dichte liegt dadurch in einem Schwankungsbereich zwischen 2 und 159. So unsicher der ermittelte Dichtewert dadurch auch ist, kann doch von einer unüblichen Anhäufung von Rehwild im

Waldbereich ausgegangen werden. Die sehr hohe Fangrate und die hohe Tagesaktivität stützen diese Aussage.

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 3,1(mittel) bewertet (siehe Tabelle 18)

Da es sich bei dem Projektgebiet um eine größere Waldinsel innerhalb von Äckern und Feldern handelt und der Wildbestand hoch ist, kann es insbesondere in den Wintermonaten zu einem erhöhten Verbissdruck kommen. Im Projektgebiet gibt es mehrere verbissbeliebte Zielbaumarten, diese sind aber auch häufig in der Verjüngung vertreten (Bergahorn, Esche, Tanne, Stieleiche). Die Winter der letzten Jahre wurden zusätzlich etwas milder, was dazu führt, dass dem Rehwild auch außerhalb des Waldes Äsung zur Verfügung steht und es dort in kleinen Waldstücken einsteht. Vor allem aber wird die Wildschadensanfälligkeit durch die hohe Anzahl der Verjüngung reduziert.

Tabelle 18: Wildschadensanfälligkeitsindex für Verbisschäden im Untersuchungsgebiet.

	Kriterien	Bewertung	Index
1	Kahlhiebbewirtschaftung	2	2
2	Wildbestand	5	5
3	Gehölze und verholzte Pflanzen in der Verjüngung		4
a	Verbissbeliebte Zielbaumarten	5	
b	Gehölzpflanzen in der Verjüngung (ohne Keimlinge)	2	
4	Kunstverjüngung	3	3
5	ungünstige Umlandbedingungen		3,5
a	Schneebedeckung	2	
b	Waldanteil	5	
6	Schwarzwildkirmung	1	1
7	Bonität	2	2
Gesamt			2,8

4.2.5 Vergleich: Habitatqualität – Schältschäden - Fangrate

Die Karte in Abbildung 64 stellt die beobachtete Fangrate von Rehwild, verglichen mit der Habitatqualität im Winter (oben), dem Leittriebverbissprozent des letzten abgeschlossenen Triebjahrganges und der Anzahl der 6 höchsten Bäume in der Verjüngung pro Baumart (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

38 Stichprobenpunkte innerhalb der Waldfläche errechnet. Da es an 9 Waldpunkten keine Verjüngung gab, wurden diese nicht in der Interpolierung inkludiert.

Vergleicht man die Habitatqualität für Rehwild mit der Fangrate von Rehwild, ist kein deutliches Muster zu sehen. Die Habitatqualität für Rehwild ist lt. REIMOSER ET AL. (2006) auf Wiesen und Äckern im Winter und im Sommer bei Weitem geringer als im Wald. Randlinien zwischen Wald und Feld schätzt das Rehwild allerdings stark. Das kann ein Grund sein, warum die Fangraten von Rehwild vor allem an Übergängen zu schlechter und guter Habitatqualität hoch sind.

Der Verbiss wird im Projektgebiet als nicht gravierend eingestuft. Lässt man die Stichprobenpunkte weg, an denen weniger als fünf Jungbäume stehen und keiner davon verbissen wurde, findet sich eine negative Korrelation lt. Pearson Korrelationskoeffizient zwischen der Anzahl der Jungbäume und dem Anteil der verbissenen Leittriebe. Je niedriger die Anzahl der Jungbäume, desto höher der Anteil des Leittriebverbiss.

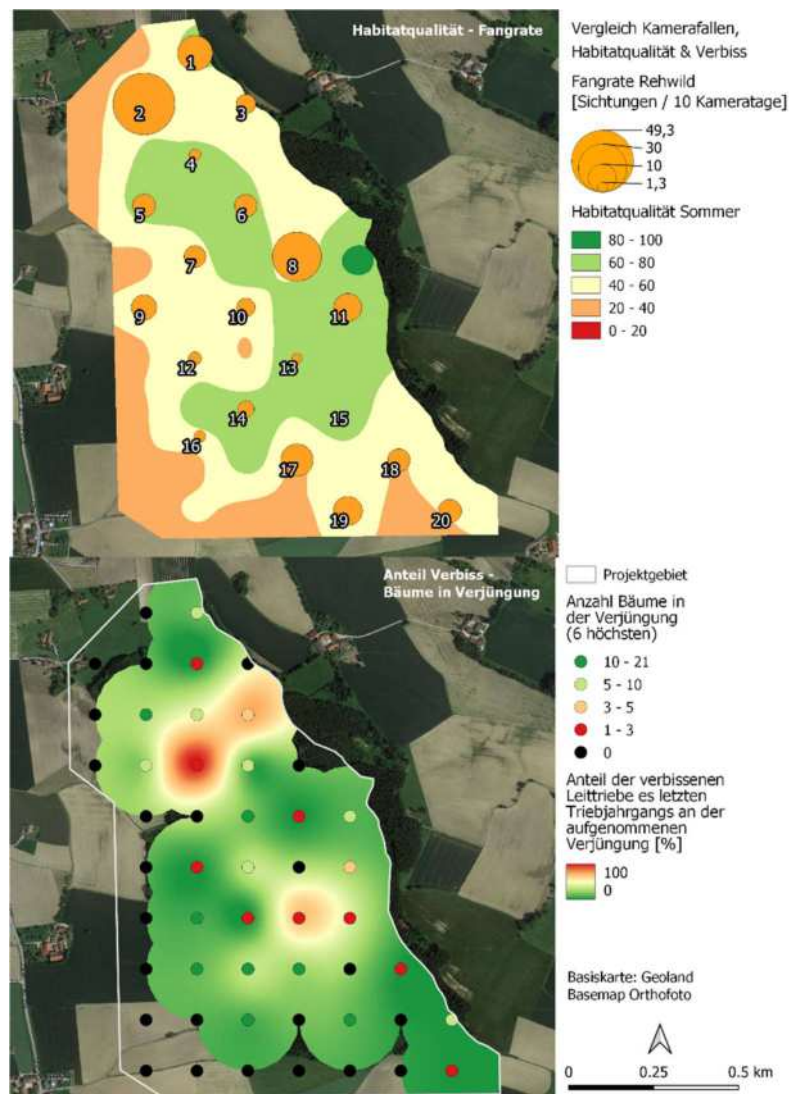


Abbildung 64: Vergleich der Anzahl der Sichtungen von Rehwild mit der Habitatqualität im Winter (oben) und Vergleich der Anzahl der Bäume (HKL 1 – 4) in der Verjüngung mit deren verbissenen Leittrieben im letzten Jahr in Prozent (unten).

4.2.6 Wildökologische Zusammenschau

Die 855 ha große Genossenschaftsjagd ist landwirtschaftlich geprägt und hat einen für das vorhandene Rehwild sehr attraktiven Einstandsbereich in Form einer Waldinsel. Um diese Waldinsel wurde das vorliegende Untersuchungsgebiet mit 115 ha ausgeschieden. Der Waldanteil beträgt darin rund 70%. Im Wald selbst dominiert die Fichte in den älteren Beständen mit einem Anteil von rund 60%. Stieleiche und Tanne sind die häufigsten Mischbaumarten. In der Verjüngung sind die Mischbaumarten wesentlich häufiger vertreten als in den älteren Beständen, insgesamt mit einer Stammzahl von über 6.000 Stück pro Hektar. Das durchschnittliche Verbissprozent liegt bei ca. 30. Etwas stärker verbissen sind die klimafitten Mischbaumarten. Bei der Eiche wird rund die Hälfte der untersuchten Stämme verbissen. Allerdings fehlten die Mischbaumarten im Wesentlichen ab der 3. Höhenklasse. Dieses Fehlen und die hohe Stammzahl der ersten beiden Verjüngungsklassen sind erste Hinweise, dass der vor fünf Jahren stark angehobene Abschuss langsam seine Wirkung entfaltet.

Die Waldinsel wird hauptsächlich von Einheimischen häufig zur Erholung aufgesucht. Die Hauptwildart ist das Rehwild, das mit Intervalljagd bei Einzel und Gruppenansitz erlegt wird. Sowohl beim Ansitz als auch bei der Pirschjagd haben sich Bejagungsintervalle als Hilfe bei der Steigerung der jagdlichen Effizienz erwiesen. Der Wechsel von Phasen mit kurzen, aber intensiven Jagdintervallen mit Phasen der Ruhe hat sich bewährt.

Der jagdliche Einsatz mit einer Entnahme von bis zu 16 Stück Rehwild auf 100 ha ermöglicht, selbst in dieser vom Rehwild stark frequentierten Waldinsel in Zusammenspiel mit forstlichen Maßnahmen die Umwandlung des fichtendominierten Waldgebietes in stabile Mischbestände. Diese gegenwärtige Entnahmehöhe dürfte in etwa dem jährlichen Zuwachs dieser Wildarten im Jagdgebiet entsprechen. Hält der jagdliche Einsatz auch weiter an, so ist zu erwarten, dass Mischbaumarten auch stärker in die oberen Höhenklassen einwachsen, wo sie derzeit noch fehlen.

Der Sommerlebensraum kann für das Rehwild als sehr gut eingestuft werden. Speziell die zahlreichen Randlinien zwischen Waldinseln, Äckern und Wiesen sind attraktiv. Im Winter weist der Nahrungsindex nach dem Modell von Reimoser einen eher geringen Wert aus. In Relation zur Umwelt und in Anbetracht der milden Winter muss dieser niedrige Wert jedoch relativiert und die Habitatqualität für Rehwild auch im Winter als gut eingestuft werden.

Die Untersuchungen mit Fotofallen ergeben einen mit Vorsicht zu interpretierenden sehr hohen Rehwildbestand von fast 80 Stück Rehwild pro 100 Hektar zum Aufnahmezeitpunkt im Projektgebiet. Allerdings dürfte dies im April und Mai sehr nahe an die Wirklichkeit herankommen, da zwar die Äsung auf Feldern und Wiesen zu sprießen beginnt, die Deckung jedoch noch nicht ausreicht und dadurch ein großer Teil des Rehwildes den Waldbereich des Projektgebietes als Einstand nutzt. Eine geringere Wilddichte wäre für das Projektgebiet im Sommerhalbjahr zu erwarten. Das Geschlechterverhältnis ist beim Rehwild ausgeglichen. Die hohe Tagesaktivität des Rehwildes ist vermutlich der sehr hohen Wilddichte im Wald geschuldet. Gerade zum Aufnahmezeitpunkt sind die Revier- und Einstandskämpfe beim Rehwild im Gange, was zu einer höheren Aktivität bei gegebener Dichte führen könnte. Gegen diese These spricht wiederum die als unterdurchschnittlich ermittelte Geschwindigkeit der Rehe. Insofern kann es auch sein, dass die Revierkämpfe eher in der Nacht und am Feld erfolgen oder dass die Revierkämpfe schon weitgehend abgeschlossen sind bzw. nur noch wenige Individuen diese Kämpfe im Untersuchungszeitraum ausfechten.

Die Wildschadensanfälligkeit des Gebietes wird durch die Waldinsellage, zahlreiche verbissbeliebte Baumarten und die hohe Rehwilddichte erhöht. Stark verringert wird sie durch eine sehr hohe Anzahl an Baumindividuen und den damit einhergehenden geringen Anteil an gepflanzten Bäumen in der Verjüngung. Vorteilhaft wirkt sich auch eine geringe Schneedeckendauer auf die Wildschadensanfälligkeit sowie eine gute Waldbonität aus.

Die Erhebungen deuten darauf hin, dass bei Beibehalten der jagdlichen Bemühungen eine große Baumartenvielfalt dem Äser des Wildes entwachsen kann und künftig stabile, klimafitte Bestände erreicht werden können.

Um aus wildökologischer Sicht eine erfolgreiche Klimaanpassung des Waldes im Untersuchungsgebiet zu erreichen, werden folgende Maßnahmen vorgeschlagen:

- Weiterhin Förderung der stammzahlreichen Naturverjüngung, sodass ein mittleres Verbissprozent der Baumartenmischung nicht abträglich ist,
- Beibehaltung der hohen jagdlichen Effizienz,
- Beibehaltung der Abschusshöhe, ggf. Steigerungspotenzial bei den Böcken,
- Beibehaltung der fütterungs- und kirrfreien Zone.

4.3 Interviews/Fragebogen

4.3.1 Ergebnisse Interview Forst

Allgemein

Rückblickend waren in der forstlichen Bewirtschaftung der letzten 10 Jahre der Holzmarkt und der Holzpreis, Schadereignisse wie Borkenkäfer etc. und die Auswirkungen des Klimawandels bestimmend.

Auch künftig werden der Holzmarkt, die Schadereignisse und die Ansprüche der Gesellschaft insbesondere Wanderer und Mountainbiker die großen Herausforderungen darstellen. Das rechtliche Problem bei Unfällen mit Mountainbikern ist relevant. Bis vor 5 Jahren war die größte Herausforderung die Lösung des zu hohen Wildverbisses und der Jagd.

Die forstliche Bewirtschaftung wird je nach Waldbesitzer als tw. konventionell-schlagweise bis naturnah beschrieben.

Der Wald ist durch einen deutlichen Baumartenwechsel in der Verjüngung gekennzeichnet mit Eiche, Bergahorn, Kirsche. Auch die Kraut- und Strauchschicht ist nun deutlich wahrnehmbar, die es bislang noch nicht gegeben hat. Dies ist aber auf die Veränderungen in der jagdlichen Bewirtschaftung zurückzuführen.

Der Klimawandel wird als Chance gesehen. Die Fichte wird vielerorts, wo sie auch nicht hingehört, Probleme bekommen. Aber der wesentliche Effekt wird sein, dass insgesamt der Trend zum naturnahen Waldbau geht, der widerstandsfähigere Wälder begründen wird.

Die Nutz-, Wohlfahrts- und Erholungsfunktion sowie die Bereiche Lebensraum und Jagd spielen eine große Rolle, die Bedeutung von Schutz ist gering.

Tabelle 19: Funktionen/Bedeutung.

	groß	mittel	gering
Nutz	x		
Schutz			x
Wohlfahrt	x		
Erholung	x		
Lebensraum	x		
Jagd	x		

Waldzusammensetzung, -zustand und -bewirtschaftung

Eigentumserhalt und Nachhaltigkeit sind die maßgeblichen Faktoren, die die Waldbewirtschaftung bestimmen.

Die Forstwirtschaft orientiert sich weitgehend an der Wirtschaftlichkeit, die Baumartenzusammensetzung im Altholz ist vorgegeben, die Standortsangepasstheit spielt aber eine immer wichtiger werdende Rolle.

Die Altersklassenverteilung ist weitgehend ausgeglichen.

Im Altholz ist die Fichte vor Tanne, Eiche und Buche, den sonstigen Nadelhölzern wie Kiefer und Lärche und den sonstigen Laubhölzern dominierend. In den Kulturen liegt der Anteil der Tanne vor der Fichte, dann kommen die Laubhölzer und die anderen Nadelhölzer.

Die natürliche Waldgesellschaft wäre der Eichen-Hainbuchen-Wald.

Die forstliche Bewirtschaftung auch infolge der Beratung hat die dzt. Baumartenzusammensetzung verändert.

Fichte ist mit erhöhtem Risiko zu beurteilen, bei Tanne treten ebenfalls Trockenschäden auf, bei Eiche der Prozeptionsspinner, stellt aber dzt. noch kein gravierendes Problem dar.

Die besonderen Schadereignisse in den letzten 10 Jahren waren Sturm und Borkenkäfer sowie einzelne Wipfelbrüche durch Schnee.

Der Schadholzanteil im Einschlag liegt im Schnitt der letzten Jahre bei über 50 %.

In den regulären Nutzungen spielt Rotfäule bis ca. 25 % eine Rolle vor allem bei den stärkeren Dimensionen.

Künftig wird (hoffentlich) die Tanne weitgehend zukunftssicher sein, Eiche und tw. Buche.

Fichte, Tanne, auch vereinzelt Eiche verjüngen sich gut, die Buche noch wenig, künftig vielleicht mehr.

Buchen und Eichen sind als Samenbäume nur vereinzelt vorhanden.

Auf den Schadflächen überwiegt die Kunstverjüngung, sonst wird versucht über Naturverjüngung die Bestände zu erneuern. Die Kosten für die Aufforstungen und deren Pflege sind hoch.

Feldahorn und Eibe sind selten im Gebiet, bei Eibe spielt wahrscheinlich Verbiss eine erhebliche Rolle.

Wild und Jagd

Grundsätzlich sind die Interessen zwischen Forst und Jagd ziemlich ausgeglichen bzw. haben ein sehr gutes Einvernehmen.

Reh ist die Hauptwildart, Schwarzwild ist Wechselwild. Auch Hase, Rebhuhn und Fasan spielen eine gewisse Rolle.

Tabelle 20: Haupt-/Wechselwildarten.

	Hauptwildart	Wechselwildart
Rehwild	x	
Schwarzwild		x

Rehwild verursacht Verbiss- und Fegeschäden. Der Verbiss ist insgesamt beobachtbar, wird aber noch nicht als Schaden wahrgenommen.

Die Wildschadenssituation wird insgesamt sowohl ökologisch wie ökonomisch als unbedeutend beurteilt.

Tabelle 21: Wildschadenssituation.

	gravierend	erheblich	unbedeutend
Ökologie			x
Ökonomie			x

Der Wildeinfluss im Revier wird im Vergleich zum Bezirk als geringer eingeschätzt.

Tabelle 22: Verbisssituation im Vergleich zum Bezirk.

weniger Wildeinfluss	x
in etwa gleich	
mehr	
kann ich nicht beurteilen	

Es gab in den letzten 10 Jahren keine besonderen Schadereignisse durch Wild, im Einzelfall wurden Bäumchen von den Jägern zur Verfügung gestellt.

Verfahren nach Forstgesetz oder Landesjagdgesetz gab es nicht.

Bei Rehwild lassen sich teilweise saisonale Veränderungen in der Wildpopulation beobachten, vor allem im Winter ist die Sichtbarkeit auch für die Bewohner größer.

Insgesamt hat der Bestand bei Rehwild in den letzten Jahren abgenommen.

Tabelle 23: Veränderung der Wildpopulationen.

	mehr	gleich geblieben	weniger
Rehwild			x

Bezüglich Äsung sowie Deckung und Einstand ist das Revier gut ausgestattet.

Die Erstellung der Abschusspläne erfolgt auf Grundlage objektiver Erhebungen (Weiserflächen) und einvernehmlich zwischen Forst und Jagd.

Schwarzwild spielt im Revier nur teilweise eine Rolle. Die Abschusspläne sind bei Rehwild zu gering.

Tabelle 24: Höhe der Abschusspläne.

	zu gering	ausreichend	zu hoch
Rehwild	x		

Die Abschusserfüllung ist bei Rehwild gut.

Tabelle 25: Abschusserfüllung.

	gut	ausreichend	mangelhaft
Rehwild	x		

Der Abschuss bei Rehwild wird im Revier kontrolliert.

Grundsätzlich ist bei Rehwild der Abschuss noch eher leicht zu erreichen, wird aber zunehmend wegen der Wildstandsreduktion schwieriger.

Tabelle 26: leichte Erreichbarkeit der Abschusserfüllung.

	ja	vielleicht	eher nicht
Rehwild	x		

Derzeit gibt es gemeinsame Begehungen und Weiserflächen, um den Einfluss des Wildes auf den Wald zu beurteilen.

Revierbezogen wäre zwar eine Grünvorlage möglich, sie wird dzt. aber nicht angewendet.

Beunruhigung spielt im Revier kaum eine Rolle. Probleme gibt es vor allem mit freilaufenden Hunden, bei denen die Jäger versuchen auf die Hundebesitzer aufklärend zu wirken.

Es gibt derzeit keine besonderen forstliche Maßnahmen, um die jagdliche Bewirtschaftung zu erleichtern. Als nächster Schritt werden aber allenfalls Schussschneißen angedacht.

Durch jagdliche Maßnahmen wie die ausreichende Abschusserfüllung, dem Überschießen und der Schwerpunktbejagung kann die forstliche Bewirtschaftung unterstützt werden.

Derzeit gibt es noch kein gemeinsames Konzept von Forst und Jagd, wird aber künftig erforderlich sein.

Bei den „neuen“ (wiederkehrenden) Wildarten wurden Fischotter und Biber bestätigt. Der Luchs wird eher neutral wahrgenommen, Wolf, Fischotter und Biber eher als Gefahr.

Es gibt derzeit keine Fütterungen für Rehwild im Revier, ebenso keine Kirrungen. Fütterung und Kirrungen können grundsätzlich nicht zur Wildschadensvermeidung bzw. -verminderung beitragen.

Jagdlich zeichnet sich das Revier durch den Wildstand, durch Erreichbarkeit und Erschließung sowie durch die Landschaft aus. Der Jagdwert im Vergleich zu Nachbarrevieren wird als überdurchschnittlich bezeichnet.

4.3.2 Ergebnisse Interview Jagd

Allgemein

Rehwild ist die Hauptwildart, Schwarzwild ist Wechselwild. Vorrangig werden Reh- und Schwarzwild bejagt, teilweise Raubwild und Raubzeug.

Tabelle 27: Haupt-/Wechselwildarten.

	Hauptwildart	Wechselwildart
Rehwild	x	
Schwarzwild		x

Hinsichtlich Äsung und Deckung wird das Revier als gut eingestuft.

Rehwild ist in den letzten Jahren weniger geworden, Schwarzwild kommt nur sporadisch vor.

Tabelle 28: Veränderung der Wildpopulationen.

	mehr	gleich geblieben	weniger
Rehwild			x
Schwarzwild			

Saisonal werden keine Veränderungen in den Wilddichten wahrgenommen.

Das Revier zeichnet sich jagdlich durch den Wildstand, die Erreichbarkeit und Erschließung, Lage und Form, Landschaft, Jagdeinrichtungen und hohes Äsungsangebot aus.

Der Jagdwert im Vergleich zu Nachbarrevieren ist eher überdurchschnittlich hinsichtlich Äsungs- und Deckungsangebot. Es wurden auch 1.800 lfm Zaun abgebaut.

Jagdlich werden Einzelansitze, Gruppenansitze, Schwerpunkt- und Intervallbejagung, gelegentlich auch das Pirschen genutzt.

Der Abschuss wird zu rd. ¾ beim Einzelansitz erreicht.

Derzeit gibt es 16 Jäger im Revier, jeder kann abgestimmt überall hingehen.

Im Oktober und November werden Felder als Wildruhezonen belassen, anschließend der Wald.

Es gibt rd. 3 Hochstände, 1 Bodensitz, ca. 25-30 Ansitzleitern und 2 mobile Jagdeinrichtungen. Es gibt 6 geschlossene Kanzeln, die aber für keine besonderen Zweck eingesetzt werden.

Es gibt keine Rehwildfütterungen oder Kirrungen. Beide können auch nicht zur Wildschadensvermeidung beitragen.

Es gibt auch keine Salzlecken.

Schwarzwild spielt keine Rolle im Revier.

Die Erstellung der Abschusspläne erfolgt auf Grundlage von objektiven Erhebungen (Weiserflächen).

Die Höhe der Abschusspläne ist ausreichend.

Tabelle 29: Höhe der Abschusspläne.

	zu gering	ausreichend	zu hoch
Rehwild		x	

Grundsätzlich sollen möglichst ganze Familien erlegt bzw. auch mehr im Wald gejagt werden.

Die Abschusserfüllung wird als gut beurteilt.

Tabelle 30: Abschusserfüllung.

	gut	eher gut	ausreichend	eher mangelhaft	mangelhaft
Rehwild	x				

Der Abschuss ist grundsätzlich eher leicht zu erreichen, lediglich die Altersklassen bei den älteren Rehböcken erschwert die Abschusserfüllung.

Tabelle 31: Erreichbarkeit der Abschusserfüllung.

	ja	eher leicht	mehr oder weniger	eher nicht	nein
Rehwild		x			

Beunruhigung spielt im Revier keine Rolle.

Im Revier wird gibt es eine Grünvorlage (Wildbretkammer).

Der Fallwildanteil liegt bei ca. 10%, Ursache ist hauptsächlich zu hoher Wildstand, Fütterungen und Verkehr.

Insgesamt sind die Wildschäden unbedeutend.

Tabelle 32: Wildschadenssituation.

	gravierend	erheblich	unbedeutend
Ökologie			x
Ökonomie			x

Die Auswirkungen des Klimawandels auf Wild und Jagd wird eher als Herausforderung gesehen. Der Jäger ist gefordert, den Lebensraum hinsichtlich Artenvielfalt zu verbessern.

Bei den neuen bzw. wiederkehrenden Wildarten wurde der Biber bestätigt. Der Luchs wird eher als Bereicherung gesehen, der Wolf kann Probleme machen (Tierhaltung). Der Biber ist sowohl eine Bereicherung, als auch ein Problem.

Als seltene Tierart wurde das Rebhuhn im Revier bestätigt. Dies könnte durch eine abwechslungsreichere Landschaft und damit einer höheren Artenvielfalt erhalten bzw. gefördert werden.

Die Herausforderungen künftig für die Jagd sind sehr groß wegen des Klimawandels.

Das Verhältnis von Forst und Jagd ist ausgeglichen bzw. haben beide sogar ein sehr gutes Einvernehmen, der Wille zur Zusammenarbeit ist ernst gemeint.

Der Wildeinfluss im Revier wird im Vergleich zum Bezirk als geringer eingeschätzt.

Tabelle 33: Verbissituation im Vergleich zum Bezirk.

weniger Wildeinfluss	x
in etwa gleich	
mehr	
kann ich nicht beurteilen	

Als Kontrolle für den Wildeinfluss sind Weiserflächen in doppelter Anzahl als erforderlich vorhanden.

Verfahren nach Forstgesetz oder Landesjagdgesetz gab es nicht, Schäden sind unbedeutend bzw. nicht vorhanden.

Durch jagdliche Maßnahmen wie der höheren Abschusserfüllung, dem Überschießen, der Schwerpunktbejagung und mehr Intervallbejagung mit Ruhezeiten kann die forstliche Bewirtschaftung unterstützt werden.

Grundsätzlich hat sich die forstliche Bewirtschaftung nicht wesentlich verändert, die Wertschätzung für die Naturverjüngung ist gestiegen.

Im Wald macht sich die Veränderung vor allem durch Verjüngung mit anderen Baumarten wie Eiche, Tanne, Kirsche, Bergahorn und diversen Sträuchern bemerkbar.

Die Nutz-, Wohlfahrts- und Erholungsfunktion sowie die Bereiche Lebensraum und Jagd spielen eine große Rolle, die Bedeutung von Schutz ist gering.

Tabelle 34: Funktionen/Bedeutung.

	groß	mittel	gering
Nutz	x		
Schutz			x
Wohlfahrt	x		
Erholung	x		
Lebensraum	x		
Jagd	x		

Die forstliche Bewirtschaftung reicht von naturnah bis konventionell, aufgrund der unterschiedlichen Waldbesitzer.

Die Forstwirtschaft könnte nicht wirklich durch forstliche Maßnahmen die jagdliche Bewirtschaftung erleichtern.

4.3.3 Resumee aus den Interviews und Gegenüberstellung mit den Ergebnissen aus der Untersuchung

In den Altersphasen sind Baum- und Altholz mit einem Anteil von rd. 2/3 noch deutlich überwiegend. Jungwüchse und Dickungen sind jeweils zu rd. 10 % vertreten, Stangehölzer mit rd. 20 %. Die Anteile werden sich durch Schadholzanfall auch künftig weiterhin rasch verschieben.

Die Baumartenanteile im Stangen-, Baum- und Altholz sind weitgehend richtig eingeschätzt worden. Die Fichte liegt vor Eiche, Tanne, Buche und Bergahorn, in den Kulturen sind Fichte und Tanne praktisch gleich auf, vor den Laubhölzern.

Vollkommen richtig wurde die natürliche Waldgesellschaft als Eichen-Hainbuchenwald erkannt.

Die große Häufigkeit der Eiche als Samenbaumart wird allgemein eher unterschätzt.

Ohne Zweifel wird der Klimawandel künftig wesentlichen Einfluss auf die Baumartenwahl haben. Das Risiko bei Fichte wurde richtig eingeschätzt, leider ist auch die Tanne nicht ausreichend klimafit. Die anderen Nadelbäume, Weißkiefer und Lärche, werden künftig allesamt kaum mehr eine Rolle spielen können.

Hinsichtlich der Äsung wurde die Einschätzung als gut durch die Erhebung bestätigt, nach unseren Berechnungen ist die Qualität als Lebensraum hinsichtlich Deckung (noch) vermindert.

Forst- und Jagdseite beurteilen das Revier als überdurchschnittlich.

Die Einschätzung von Forst- und Jagdseite, dass im Projektgebiet deutlich weniger Wildeinfluss vorhanden ist als im Bezirk, ist statistisch bei Fichte und Tanne klar belegbar. Die Anteile an Laubholz insbesondere von Eiche und Esche sind im Projektgebiet auch deutlich höher.

Trotzdem die Einschätzung von Forst- und Jagdseite hinsichtlich der insgesamt unbedeutenden Höhe des Verbisses auch durch die Auswertungen nachgewiesen werden konnte, ist der Verbiss bei den klimafitten Baumarten (noch) zu hoch.

Die konsequente Vermeidung der Fütterungen und Kirrungen auch von Salzlecken wird forstlich als auch jagdlich als Voraussetzung zur Vermeidung von zusätzlichen Akkumulierungen von Wild und einem damit erhöhtem Schadensrisiko gesehen.

Die Bedeutung der der Jagd als Schlüssel in Hinsicht auf den klimafitten Wald wird weiterhin hoch bleiben.

5 Synthese/Empfehlungen Waldbau, Wildökologie

Der Klimawandel hat schon bisher deutliche Spuren im Wald in der Genossenschaftsjagd Mörschwang hinterlassen. Der Schadholzanfall war in den letzten Jahren schon sehr hoch und wird auf Grund des Klimawandels und dem hohen Anteil von Nadelholzarten im Baum- und Altholz von in Summe 75% auch weiterhin hoch bleiben.

Im Bewusstsein dieser schwierigen Ausgangssituation hat man sich daher zu Beginn der letzten Jagdperiode entschlossen, die jagdliche Bewirtschaftung vermehrt an die waldökologischen Erfordernisse eines klimafitten Waldes anzupassen. Erste Erfolge lassen sich bereits erkennen.

So belegen die Verbisserhebungen, dass der Wildeinfluss in Mörschwang deutlich geringer ist als im Bezirk insbesondere bei Tanne. Der Anteil von Laubholz ist auch insgesamt höher. Dennoch kann keine Entspannung gegeben werden.

Die Klimamodelle weisen darauf hin, dass mit den steigenden Temperaturen und den extremen Trocken- und Hitzephasen künftig Nadelholz keine Option ist. Der Umbau wird sich an der natürlichen Waldgesellschaft Eiche-Hainbuche mit Buche, Bergahorn und Kirsche orientieren müssen. Wenn Nadelholz erhalten bleiben soll, dann nur in Mischung und in geringen Anteilen. Derzeit dominiert das Nadelholz hauptsächlich mit Fichten und Tannen in den Höhenklassen 81 bis 120 cm mit rd. 90-100 %, sowie im Altholz wiederum die Fichte.

In den jüngeren Altersklassen ist der Anteil der erwünschten Laubbaumarten bereits gestiegen, einzelne Eichen wachsen auch schon in die höheren Altersklassen ein, fehlen aber ab 80 cm auch hier.

Die insgesamt geringe Waldausstattung ist vor allem im Winterhalbjahr ein zusätzlicher Anziehungspunkt für Rehwild. Das führt zu außerordentlichen Wildkonzentrationen. Auch im Frühjahr im Beobachtungszeitraum 15. April bis 8. Mai wurden rd. 81 Stück Rehwild pro 100 ha ermittelt, was exorbitant hoch ist.

Um aber künftig einen ausreichenden Anteil der klimafitten Baumarten zu erhalten, müssen die jagdlichen Maßnahmen beibehalten werden. Insbesondere sind die Abschusszahlen auf diesem hohen Niveau zu halten, um die bislang erreichten Erfolge nicht zu gefährden.

Der Verzicht auf jegliche Fütterung und Kirsung wird positiv beurteilt.

6 Abbildungen

Abbildung 1: Projektgebiet Mörschwang.....	7
Abbildung 2: Verjüngung unter Schirm.....	7
Abbildung 3: Behutsame Eingriffe in den Bestand, um mit entsprechenden Lichtverhältnissen die Verjüngung anzuregen.	8
Abbildung 4: Übersichtskarte der Lage des Projektgebietes (Grundkarte: Google Maps).	10
Abbildung 5: Seehöhe der Erhebungspunkte.....	10
Abbildung 6: Hangrichtung (Exposition) der Erhebungspunkte.....	11
Abbildung 7: WEM-Daten für den Bezirk Ried im Innkreis aller Erhebungsperioden.....	12
Abbildung 8: Baumartenanteile auf den 47 Erhebungsflächen im Bezirk Ried im Innkreis in der WEM-Periode (2019-21) nach Höhenklassen.	12
Abbildung 9: Verbiss nach Baumarten und Höhenklassen.	13
Abbildung 10: Rasterpunkte im Projektgebiet Mörschwang.	16
Abbildung 11: a) Aufnahmeradien auf Fläche A, B, C.	17
Abbildung 12: Klimatische Eignung der 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.	21
Abbildung 13: Klimatische Eignung (Schwellenwerte) der 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.....	22
Abbildung 14: Wildökologischer Faktorenkomplex nach REIMOSER (2004).	25
Abbildung 15: Workflow Diagramm zur Berechnung der Habitatqualität.....	26
Abbildung 16: Kamerafallen-Standorte und Stichprobenpunkte.....	29
Abbildung 17: Beispiel für die Auswertung und Berechnung der Wilddichte in der Formel nach (ROWCLIFFE ET AL. 2008).	30
Abbildung 18: Entscheidungsbaum zur Verdeutlichung der Hierarchie der Schalenwildansprache, exemplarisch dargestellt für Rehwild.....	31
Abbildung 19: Auszug aus dem Fragebogen Teil Forst. Beispiel für eine Frage mit mehreren Antwortmöglichkeiten.....	35
Abbildung 20: Auszug aus dem Fragebogen Forst. Beispiel für eine Frage mit Antwortraster.	35
Abbildung 21: Auszug aus dem Fragebogen Forst. Antwort ist ein Textfeld, um alle Antwortoptionen offen zu lassen.....	36
Abbildung 22: Vertikale Schichtung und Horizontalstruktur der Waldbestände.....	37
Abbildung 23: Entwicklungszustand der Waldbestände (überwiegend nach Altersphasen).	37

Abbildung 24: Überschilderung (4 Klassen) der Bestände.....	38
Abbildung 25: Deckungsgrad der Bodenvegetation bis 1,3 m.	39
Abbildung 26: Deckungsgrad der verschiedenen Bodenvegetationstypen.	40
Abbildung 27: Häufigkeit (%) der Stichprobenpunkte mit unterschiedlicher Anzahl an Baumarten im Aufnahmebereich in den Altersphasen Stangenholz – Altholz.	40
Abbildung 28: Häufigkeit der Stichprobenpunkte nach Artenzahl an fruktifikationsfähigen Baumarten.	41
Abbildung 29: Häufigkeit der Samenbaumarten im Aufnahmebereich.....	42
Abbildung 30: Häufigkeit der Baumartenanzahl in der Verjüngung auf den Stichprobepunkten.	43
Abbildung 31: Häufigkeit der sich verjüngenden Baumart auf den Probepunkten.....	43
Abbildung 32: Verteilung der Verjüngung nach Höhenstufen.	44
Abbildung 33: Baumartenanteil in der Gesamtzahl der erhobenen Verjüngung in den verschiedenen Höhenklassen.	44
Abbildung 34: Mittlere Stammzahl pro ha nach Baumarten in der Verjüngung (Jungwuchs und Dichtung bis 3 m).	45
Abbildung 35: Verbissprozente (Leittriebverbiss einmalig bzw. mehrmalig) nach Höhenklassen an Triebjahrgängen (2018 bis 2020).	46
Abbildung 36: Verbissprozente (Leittriebverbiss) im Vorjahr (2020) nach Baumarten.....	47
Abbildung 37: Verbissprozente (Leittriebverbiss) nach Baumarten und Verbisshäufigkeit an den letzten 3 Triebjahrgängen (2018 bis 2020).....	47
Abbildung 38: Verbiss (Leittriebverbiss) in der Verjüngung (6 höchsten Bäume) nach Baumarten und Höhenklassen an den letzten 3 Triebjahrgängen (2018 bis 2020).....	48
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 klimafitten Baumarten. Die gefüllten Balken kennzeichnen diejenigen Probepunkte, auf denen eine Verjüngung anzustreben ist.	50
Abbildung 40: Abnahme der Baumartenvielfalt von den fruktifikationsfähigen Altbäumen (Samenbäume) bis zu der unverbissenen Verjüngung der klimafitten Baumarten. Jede Linie zeigt die Tendenz auf einer Probefläche, wo Verjüngung anzustreben wäre.....	51
Abbildung 41: Abnahme der Baumartenvielfalt von den fruktifikationsfähigen Altbäumen (Samenbäume) bis zu der unverbissenen Verjüngung der klimafitten Baumarten im gesamten Projektgebiet (wo Verjüngung anzustreben wäre).	51
Abbildung 42: Ampelsystem für klimatische Eignung von Baumarten für das Projektgebiet am Ende des 21. Jahrhunderts bei Annahme des moderaten Klimawandelszenarios RCP 4.5, welches einer durchschnittlichen Erwärmung von 2-3°C entspricht.	52
Abbildung 43: Klimatische Eignung der Hauptbaumarten im Projektgebiet am Ende des 21. Jahrhunderts bei Annahme des Klimawandelszenarios RCP 8.5, welches einer durchschnittlichen Erwärmung von 4-6°C entspricht.	52
Abbildung 44: Häufigkeit des Vorkommens der Baumarten in der Verjüngung auf den 47 Erhebungsflächen im Bezirk Ried im Innkreis der WEM-Periode 6 (2019-2021) nach Höhenklassen..	53
Abbildung 45: Häufigkeit des Vorkommens der Baumarten in der Verjüngung der 46 Erhebungspunkte im Projektgebiet Mörschwang (2021).....	53
Abbildung 46: Verbiss nach Baumarten und Höhenklassen im Bezirk Ried im Innkreis der WEM-Periode 6 (2019-2021) und im Projektgebiet Mörschwang (2021).....	54

Abbildung 47: Wildeinfluss im Bezirk Ried im Innkreis in allen WEM-Perioden und im Projektgebiet Mörschwang (letzte Spalte: PG 2020).	55
Abbildung 48: Abschusszahlen pro 100 ha der Genossenschaftsjagd Mörschwang.	57
Abbildung 49: Reviereinrichtungen innerhalb des Projektgebietes.	58
Abbildung 50: Straßen- und Wegenetz.	59
Abbildung 51: Straßendichte [lfm/ha] auf 10 ha bezogen.	60
Abbildung 52: Anteil der WÖBT Gruppen an der gesamten aufgenommenen Fläche und Anteil der einzelnen WÖBT an der jeweiligen Gruppe.	62
Abbildung 53: Kastengrafik mit Ergebnissen der Habitatindizes.	64
Abbildung 54: Kastengrafik mit Ergebnissen der Habitatqualität im Sommer und Winter.	65
Abbildung 55: Habitatqualität im Sommer (oben) und Winter (unten).	66
Abbildung 56: Überregionale Lebensraumkorridore.	67
Abbildung 57: Die Ansprache von subadulten Stücken ist nicht immer so eindeutig möglich wie hier; das mittig stehende körperlich weitaus schwächere Stück hat Ende April noch nicht fertig verfärbt und ist klar von der rechts im Bild befindlichen Geiß und dem links stehenden Bock zu unterscheiden. ..	69
Abbildung 58: Sozialstruktur von Rehwild sowie Anzahl der Sichtungen nach Geschlecht in absoluten Zahlen (n.a. = nicht angesprochen.	69
Abbildung 59: Rehwild Fangrate an den Kamerastandorten – Anzahl Sichtungen pro 10 Kameratage, alle Sichtungen unabhängig von der Distanz zur Kamera.	71
Abbildung 60: Rehwild Fangrate an den Kamerastandorten mit einer Distanz unter 10 m zur Kamera	72
Abbildung 61: Verteilung des Geschlechterverhältnisses des ein- und mehrjährigen Rehwildes an den einzelnen Kamerastandorten.	73
Abbildung 62: Aktivitätskurve Rehwild aus allen Sichtungen für die Berechnung der Aktivität ρ (Zeit UTC +1). Der Zeitraum des Sonnenauf- und Sonnenuntergangs in der gesamten Untersuchungszeit ist lila unterlegt.	75
Abbildung 63: Aktivitätskurve Rehwild innerhalb von 10 m Kameradistanz für die Berechnung der Aktivität ρ (Zeit UTC +1). Der Zeitraum des Sonnenauf- und Sonnenuntergangs in der gesamten Untersuchungszeit ist lila unterlegt.	76
Abbildung 64: Vergleich der Anzahl der Sichtungen von Rehwild mit der Habitatqualität im Winter (oben) und Vergleich der Anzahl der Bäume (HKL 1 – 4) in der Verjüngung mit deren verbissenen Leittrieben im letzten Jahr in Prozent (unten).	78

7 Tabellen

Tabelle 1: Daten WEM Bezirk Ried im Innkreis.....	11
Tabelle 2: Stammzahlen und Mittelhöhen nach Baumart und Kategorien in der Periode 2019-21.....	14
Tabelle 3: Kriterien für Schältschäden.....	20
Tabelle 4: Kriterien und Definition für die Beurteilung der Störungen im Gebiet (Störungsindex).....	24
Tabelle 5: Verwendete Daten und die daraus berechneten Habitatparameter.....	27
Tabelle 6: Habitatindizes und deren Input Habitatparameter.....	27
Tabelle 7: Wertebereiche zur Einschätzung der Habitatqualität.....	28
Tabelle 8: Kriterien für die Berechnung des Wildschadensanfälligkeitsindex für Verbisschäden.....	33
Tabelle 9: Anteile und Häufigkeit der Baumarten auf den Stichprobenpunkten in den Altersphasen Stangenholz-Altholz.....	41
Tabelle 10: Mittlere Stammzahlen pro ha nach Baumarten und Höhenklassen in der Verjüngung (Jungwuchs und Dichtung bis 3 m).....	45
Tabelle 11: Verbissprozent in verschiedenen Perioden.....	46
Tabelle 12: Abschusszahlen für Rehwild von 2014 bis 2022 in der Genossenschaftsjagd Mörschwang.....	57
Tabelle 13: Störungsindex aus jagdlichen und nichtjagdlichen Parametern.....	61
Tabelle 14: Flächen der aufgenommenen WÖBTs und deren Anteil an den gesamten aufgenommenen Flächen.....	63
Tabelle 15: Anzahl der Schalenwildart-Sichtungen, Fangrate (TR) sowie Geschlechterverhältnis mit 95%igem Vertrauensintervall in Klammern und Verhältnis von adulten zu subadulten Stücken.....	69
Tabelle 16: Übersicht über die Eventanzahl sowie der vorkommenden Wildarten.....	73
Tabelle 17: Dichteberechnung der Schalenwildart Reh- und Rotwild je 100 ha mit Dichte (D), Standardfehler (SE), Vertrauensintervalle, Aktivität (ρ), Tagesstrecke (v) und Geschwindigkeit (μ) ...	74
Tabelle 18: Wildschadensanfälligkeitsindex für Verbisschäden im Untersuchungsgebiet.....	77
Tabelle 19: Funktionen/Bedeutung.....	81
Tabelle 20: Haupt-/Wechselwildarten.....	82
Tabelle 21: Wildschadenssituation.....	83
Tabelle 22: Verbissituation im Vergleich zum Bezirk.....	83
Tabelle 23: Veränderung der Wildpopulationen.....	83
Tabelle 24: Höhe der Abschusspläne.....	83
Tabelle 25: Abschusserfüllung.....	83
Tabelle 26: leichte Erreichbarkeit der Abschusserfüllung.....	84
Tabelle 27: Haupt-/Wechselwildarten.....	84
Tabelle 28: Veränderung der Wildpopulationen.....	85
Tabelle 29: Höhe der Abschusspläne.....	85
Tabelle 30: Abschusserfüllung.....	85
Tabelle 31: Erreichbarkeit der Abschusserfüllung.....	86
Tabelle 32: Wildschadenssituation.....	86
Tabelle 33: Verbissituation im Vergleich zum Bezirk.....	86
Tabelle 34: Funktionen/Bedeutung.....	87

8 Literatur

BFW: WEM-Ergebnisse Bezirk Ried im Innkreis.

https://bfw.ac.at/cms_stamm/500/PDF/wem20/ooe/WEM_Bezirksergebnisse_P6_412_Ried.pdf
pdf Abfrage am: 10.12.2022

BINDER, B. 1991: Hilfstafeln zur Erhebung und Bewertung von Schälschäden 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.

JACOB, D., PETERSEN, J., EGGERT, B., ALIAS, A., CHRISTENSEN, O. B., BOUWER, L. M., BRAUN, A., COLETTE, A., DEQUE, M., GEORGIEVSKI, G., GEORGOPOULOU, E., GOBIET, A., MENUT, L., NIKULIN, G., HAENSLER, A., HEMPELMANN, N., JONES, C., KEULER, K., KOVATS, S., KRÖNER, N., KOTLARSKI, S., KRIEGSMANN, A., MARTIN, E., VAN MEIJGAARD, E., MOSELEY, C., PFEIFER, S., PREUSCHMANN, S., RADERMACHER, C., RADTKE, K., RECHID, D., ROUNSEVELL, M., SAMUELSSON, P., SOMOT, S., SOUSSANA, J.-F., TEICHMANN, C., VALENTINI, R., VAUTARD, R., WEBER, B. & YIOU, P. 2014: EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research. *Reg Environ Change* 14: 563–578. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0499-2>

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.

HOFMEESTER, T. R., ROWCLIFFE, J. M. & JANSEN, P. A. 2017: A simple method for estimating the effective detection distance of camera traps. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 3, 2: 81–89.

- 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.
- KROMP-KOLB, H. & NAKICENOVIC, N. & SEIDL, R. & STEININGER, K. & AHRENS, B. & AUER, I. & BAUMGARTNER, A & U.A. (2014): Synthese. In: Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014 (AAR14). Austrian Panel on Climate Change (APCC). Wien, Österreich: Verlag der Akademie der Österreichischen Wissenschaften, 1096 S.
- OBERMAIR, L., HACKLÄNDER, K. & REIMOSER, F. 2017: Landschaft der Furcht Oberösterreichischer Jäger, Juni 2017: 14–18.
- NETHERER, S. & PENNERSTOFER, J., & BRADLEY, M. (2018): Trockenstress von Fichtenbeständen fördert den Schadholzanfall durch Buchdrucker. Forstschutz Aktuell. 9 S.
- PALENCIA, P. 2021: Innovations in movement and behavioural ecology from camera traps: Day range as model parameter - Methods in Ecology and Evolution Wiley Online Library. Abgerufen unter: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/2041-210X.13609>, am 27/01/2022.
- 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-Teilung (1/10): _____

Wöbt: _____

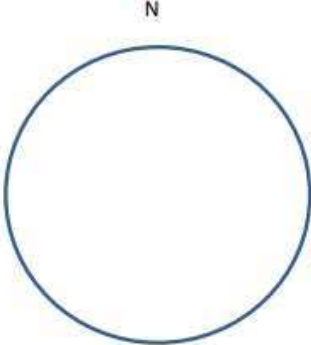
Überschirmung: _____

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)



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)







9.3 Habitatqualität



9.4 Verteilung der Werte der Habitatindizes im Projektgebiet

