



UNIVERSITÄT FÜR BODENKULTUR WIEN

Masterarbeit

Beurteilung der Rotwildbewirtschaftung im nordwestlichen Oberösterreich

verfasst von

Theresa Pichler, BSc

im Rahmen des Masterstudiums

Forstwissenschaft

zur Erlangung des akademischen Grades

Diplom-Ingenieurin

Wien, Mai 2022

Betreut von:

Univ. Prof. Dipl.-Biol. Dr.rer.nat. Klaus Hackländer

Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft

Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung

Mitbetreut von:

Assoc. Prof. Priv.-Doz. Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Ursula Nopp- Mayr

Dipl.-Ing. Dr. Markus Immitzer, MSc.

Florian Kunz, MSc.

Ao.Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Eduard Hochbichler

Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere an Eides statt, dass ich diese Masterarbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Alle Gedanken, die im Wortlaut oder in grundlegenden Inhalten aus unveröffentlichten Texten oder aus veröffentlichter Literatur übernommen wurden, sind ordnungsgemäß gekennzeichnet, zitiert und mit genauer Quellenangabe versehen.

Die vorliegende Arbeit wurde bisher weder ganz noch teilweise in gleicher oder ähnlicher Form an einer Bildungseinrichtung als Voraussetzung für den Erwerb eines akademischen Grades eingereicht. Sie entspricht vollumfänglich den Leitlinien der Wissenschaftlichen Integrität und den Richtlinien der Guten Wissenschaftlichen Praxis.

9. Juni. 2022

Ort, Datum

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Theresa Pichler', written in a cursive style.

Theresa PICHLER (eigenhändig)



Diese Arbeit ist dem Rotwild und dem Wald im Projektgebiet gewidmet.

Abstract

Increasing disturbance due to recreational activities and increased hunting pressure, the fragmentation of the landscape by anthropogenic infrastructure, and the lack of tolerance on agricultural land lead in many places to a strong concentration effect of red deer in quieter areas, especially forests. Depending on the habitat, this results in an increased potential for game damage due to browsing, peeling, and sweeping. Red deer can have a significant impact on forest vegetation structure and interfere with achieving forestry objectives. This can lead to conflicts with landowners, as in northwestern Upper Austria.

In a corresponding conflict situation it is important to obtain a fact-based overview of the biotic and economic habitat carrying capacity for red deer. The aim of this master thesis is to provide an overview of the current state in northwestern Upper Austria with respect to habitat suitability, predisposition to game damage and the spatial distribution of red deer and population structure, based on data provided by xy.

Using two knowledge-based mechanistic models, a large-scale representation of habitat potential and forest susceptibility to peeling is made, independent of the current red deer distribution in the study area. Additionally, by blending the two models, areas with high habitat potential and low susceptibility to peeling, consequently with the lowest possible peeling-related conflict potential, are highlighted. Based on a literature review, the current situation of red deer corridors and barriers will be highlighted and evaluated if a switch between suitable habitats is potentially possible or likely. Furthermore, an extensive analysis of red deer abundance data is conducted using different methods in order to derive a possible development with regard to the red deer population in the study area.

The results indicate that the study area has a good habitat suitability for red deer. The areas with a very good habitat suitability are mainly concentrated in the forest areas, which, however, also show an increased predisposition to be peeled by red deer. Accordingly, there is an increased potential for peeling-related conflicts in these areas. Of concern is the situation of corridors and barriers. Migration into neighboring red deer areas is significantly impeded to impossible due to the poor condition of the corridors. Based on the departure analysis it is evident that the red deer population in one natural area of the study area shows decreasing population numbers.

This master thesis should help to establish a basis for future management measures. Only if exact knowledge about the actual situation on site is available, an effective and locally adapted red deer management plan can be developed.

Kurzfassung

Zunehmende Beunruhigung durch Freizeitaktivitäten und erhöhten Jagddruck, die Zerschneidung der Landschaft durch anthropogene Infrastruktur sowie die fehlende Toleranz auf landwirtschaftlichen Flächen führen vielerorts zu einem starken Konzentrationseffekt des Rotwildes in ruhigeren Gebieten, insbesondere Wälder. Dadurch entsteht je nach Lebensraum ein erhöhtes Wildschadenspotenzial durch Verbiss, Schäl- und Verletzungen. Das Rotwild kann erheblichen Einfluss auf die Vegetationsstruktur des Waldes haben und die Erreichung forstwirtschaftlicher Ziele beeinträchtigen. Dies kann, wie im nordwestlichen Oberösterreich, zu Konflikten mit den Grundeigentümer*innen führen.

In einer entsprechenden Konfliktlage ist es wichtig, eine faktenbasierte Übersicht über die biotische und wirtschaftliche Lebensraumtragfähigkeit für Rotwild zu erlangen. Ziel dieser Masterarbeit ist es, auf Basis der von xy zur Verfügung gestellten Daten einen Überblick über den Ist-Zustand im nordwestlichen Oberösterreich in Bezug auf Lebensraumeignung, Wildschadensprädisposition und der räumlichen Verteilung des Rotwildes und der Populationsstruktur zu schaffen.

Mit zwei wissensbasierten mechanistischen Modellen erfolgt, unabhängig von der gegenwärtigen Rotwildverbreitung im Untersuchungsgebiet, eine großräumige Darstellung des Lebensraumpotenzials und der Anfälligkeit des Waldes für Schäl- und Verletzungen. Durch das Verschneiden beider Modelle werden zusätzlich Flächen mit einem hohen Lebensraumpotenzial und einer geringen Schäleanfälligkeit, folglich mit dem geringstmöglichen, schälbezogenen Konfliktpotenzial hervorgehoben. Anhand einer Literaturrecherche wird die Ist-Situation von Rotwild-Korridoren und Barrieren aufgezeigt und evaluiert, ob ein Wechsel zwischen geeigneten Lebensräumen potenziell möglich oder wahrscheinlich ist. Weiteres erfolgt anhand von unterschiedlichen Methoden eine umfangreiche Analyse der Rotwild-Abgangsdaten, um daraus eine mögliche Entwicklung in Hinblick auf den Rotwildbestand im Untersuchungsgebiet abzuleiten.

Die Ergebnisse lassen erkennen, dass das Untersuchungsgebiet eine gute Lebensraumeignung für Rotwild aufweist. Die Flächen mit einer sehr guten Lebensraumeignung konzentrieren sich vorwiegend auf die Waldflächen, welche jedoch auch eine erhöhte Prädisposition aufweisen, von Rotwild geschält zu werden. Demnach ergibt sich in diesen Bereichen ein erhöhtes schälbezogenes Konfliktpotenzial. Besorgniserregend ist die Situation der Korridore und Barrieren. Eine Wanderung in die benachbarten Rotwildgebiete ist aufgrund der schlechten Zustände der Korridore erheblich erschwert bis unmöglich. Anhand der Abgangsanalyse wird ersichtlich, dass der Rotwildbestand in einem Naturraum des Untersuchungsgebiets sinkende Bestandeszahlen aufweist.

Diese Masterarbeit soll dazu beitragen, Grundlagen für künftige Managementmaßnahmen zu schaffen. Nur wenn genaue Kenntnisse über die Ist-Situation vor Ort vorhanden sind, kann ein effektiver und lokal angepasster Rotwild-Managementplan entstehen.

Danksagung

Mein Dank gebührt allen, die mich in der Zeit der Erstellung meiner Masterarbeit tatkräftig unterstützt und motiviert haben.

Vorweg gebührt mein Dank Prof. Dr. Klaus Hackländer, der mir mit hilfreichen Anregungen und konstruktiver Kritik jederzeit zur Seite stand. Sein neutraler Blick auf dieses konfliktbeladene Thema war mir stets eine gute Unterstützung.

Besonders bedanken möchte ich mich bei Dr. Ursula Nopp-Mayr für Ihren unermüdlichen Einsatz, die vielen fachlichen und freundlichen Gespräche.

Danke auch an Dr. Markus Immitzer, der mich nach unzähligen Suchstunden im ArcGIS immer wieder auf den richtigen Weg zurückgebracht hat und mich bei der Datenaufbereitung nicht besser unterstützen hätte können.

Ein Dankeschön darf auch für Florian Kunz nicht fehlen, der mich in die Welt der Modellierung eingeführt hat, und mir bei der Datenaufbereitung stets geholfen hat.

Für die Versorgung mit Literatur und den hochwertigen fachlichen Input rund um die Abgangsanalyse bedanke ich mich herzlich bei Paul Griesberger.

Ein ganz Besonderer Dank gilt auch Herrn Dr. Friedrich Völk, der mir vor allem in der Anfangsphase zur Seite stand, und mich mit Literatur bestens versorgt hat.

Danken möchte ich auch noch der Österreichischen Bundesforste AG, dem Landesjagdverband Oberösterreich, der Landwirtschaftskammer Oberösterreich, dem Bundesforschungszentrum für Wald, den Land Oberösterreich und der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik. Mein Dank gilt Ihrer Informationsbereitschaft und Ihren Antworten auf meine Fragen.

Mein Partner Reinhard unterstütze mich stets mit seinem Wissen aus der forstlichen Praxis, dafür danke ich ihm herzlich.

Mein größter Dank gebührt aber meinen Eltern, die zu jeder Zeit an mich geglaubt und mich sehr unterstützt haben.

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	10
1.1	Hintergrund	10
1.2	Ziel und Fragestellung	12
2	MATERIAL UND METHODEN	13
2.1	Untersuchungsgebiet	13
2.1.1	Hausruck-, Kobernaußerwald	14
2.1.2	Weilhartsforst und Lachforst	16
2.1.3	Mondseer Flyschberge	17
2.2	Datengrundlage und Datenaufbereitung	18
2.2.1	Abgangsmeldungen	18
2.2.2	Daten der Reh-, und Rotwildfütterungen im Untersuchungsgebiet	20
2.2.3	Daten für das Lebensraumpotenzial- Modell und das Schäleanfälligkeits- Modell	20
2.3	Modellierung des Lebensraumpotenzials von Rotwild	23
2.3.1	Ganzjähriges Lebensraumpotenzial- Modell	23
2.3.2	Reduktion des ganzjährigen Lebensraumpotenzials durch winterliche Klimavariablen	34
2.3.3	Verknüpfung der Eignungsvariablen zum ganzjährigen Lebensraumpotenzial-Modell, Gewichtung der Funktionsterme	36
2.4	Modellierung der Schäleanfälligkeit von Wäldern	38
2.4.1	Schäleanfälligkeits- Modell	38
2.4.2	Schäleanfälligkeits- Modell mit Berücksichtigung einer winterlichen Klimavariablen	48
2.4.3	Verknüpfung der Eingangsgrößen	49
2.5	Modellierung des schälebezogenen Konfliktpotenzials von Wäldern (Hybridmodell)	50
2.5.1	Verknüpfung von Lebensraumpotenzial- Modell und Schäleanfälligkeits-Modell	50

2.6	Abgangsstatistik	51
2.6.1	Rotwild	51
2.6.2	Schwarzwild	53
2.6.3	Bestandesschätzungen Rotwild	53
2.7	Bewertung von Wildtierkorridoren bzw. Barrieren im Untersuchungsgebiet	55
3	ERGEBNISSE.....	56
3.1	Lebensraumpotenzial für Rotwild im Untersuchungsgebiet	56
3.1.1	Ganzjähriges Lebensraumpotenzial (HSI_{ges})	56
3.1.2	reduziertes Lebensraumpotenzial durch winterliche Klimavariablen ($HSI_{red_WinterKlima}$)	58
3.2	Schäleanfälligkeit der Waldflächen im Untersuchungsgebiet	61
3.2.1	Schäleanfälligkeit (P_{ges})	61
3.2.2	Schäleanfälligkeit mit Berücksichtigung einer winterlichen Klimavariablen (P_{ges_Winter})	63
3.3	Schälebezogenes Konfliktpotenzial von Wäldern im Untersuchungsgebiet	63
3.3.1	Ganzjähriges schälebezogenes Konfliktpotenzial von Wäldern (Hybrid)	63
3.3.2	Ganzjähriges schälebezogenes Konfliktpotenzial von Wäldern mit Berücksichtigung der Klimavariablen (Hybrid _{Winter})	66
3.4	Analyse der Abgangsstatistik.....	67
3.4.1	Gesamtabschuss	67
3.4.2	Hirschabschuss.....	73
3.4.3	Tierabschuss.....	74
3.4.4	Kälberabschuss	77
3.4.5	Jagdstreckenzusammensetzung der Gesamtabschüsse	79
3.4.6	Abschüsse in Salzburg (Wildraum 12)	80
3.4.7	Fallwild	81

3.4.8	Entwicklung des Rotwildbestandes im Untersuchungsgebiet	81
3.4.9	Jagdstreckenvergleich von Rotwild und Schwarzwild.....	95
3.5	Aktuelle Situation von Korridoren und Barrieren für Rotwild im Untersuchungsgebiet.....	97
3.5.1	Korridore.....	97
3.5.2	Barrieren	98
3.5.3	Wildökologisch relevante Bauwerke als potenzielle Querungsmöglichkeit	98
3.5.4	Nachrüstungsvorschläge aus dem Grünbrückenbericht (Völk et al., 2001).....	100
3.5.5	Querungsmöglichkeiten Ist- Zustand (2021).....	101
3.6	Ergebnisse der Fütterungserhebung im Untersuchungsgebiet	101
4	DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNG	103
4.1	Lebensraumpotenzial für das Rotwild im Untersuchungsgebiet.....	103
4.2	Schäleanfälligkeit der Waldflächen im Untersuchungsgebiet	104
4.3	Schälebezogenes Konfliktpotenzials der Wälder im Untersuchungsgebiet	106
4.4	Analyse der Abgangsstatistik und Bestandserhebung von Rotwild.....	107
4.4.1	Datengrundlage und Methoden	107
4.4.2	Analyse der Abschusstatistik.....	107
4.4.3	Maßnahmenempfehlung zur Bestandserfassung im Untersuchungsgebiet.....	109
4.5	Der Zustand der Korridore und Barrieren im Untersuchungsgebiet.....	114
4.6	Fütterungserhebung.....	115
4.7	Schlussfolgerung	117
5	ANHANG	128
5.1	Abbildungsverzeichnis.....	128
5.2	Tabellenverzeichnis	134

5.3	Formular zur Fütterungserhebung	135
5.4	Ganzjähriges Lebensraumpotenzial	136
5.5	Reduktion des Lebensraumpotenzials durch winterliche Klimavariablen	137
5.6	Schäleanfälligkeit im Untersuchungsgebiet	138
5.7	Schäleanfälligkeit im Untersuchungsgebiet mit Berücksichtigung einer winterlichen Klimavariablen	139
5.8	Schälebezogenes Konfliktpotenzial der Waldflächen im Untersuchungsgebiet	140
5.9	Schälebezogenes Konfliktpotenzial der Waldflächen im Untersuchungsgebiet mit Berücksichtigung von winterlichen Klimavariablen	141

*„Der potenzielle Rotwildlebensraum aus der Sicht des Rotwildes, wenn es nicht vom Menschen ausgesperrt oder verdrängt wird, würde wohl mehr als 90% der Landesfläche umfassen“
(Reimoser & Reimoser, 2019, S 5).*

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Das Rotwild (*Cervus elaphus*) gehört zu jenen Schalenwildarten, welche in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft in großer Dichte leben können. Als Bewohner der offenen und halboffenen Landschaft, bevorzugt das Rotwild als Lebensraum offene und übersichtliche Bereiche mit Übergang zum Wald (Charles et al., 1977; Clutton-Brock & Albon, 1989; Haller, 2002; Mattioli, 2011; Walsh, 2007). Diese Flächen bieten dem Rotwild optimale Bedingungen hinsichtlich Nahrung und Feindschutz (Meißner et al., 2012). Aufgrund seines anatomischen Körperbaus und physiologischen Eigenschaften ist das Rotwild nicht an die Lebensweise auf Felsregionen angepasst. Offenlandflächen mit Alpinrasencharakter im Gebirge in Kombination mit Latschenflächen und einzelnen Gehölzer als Einstände, können dem Rotwild jedoch durchaus einen Ganzjahreslebensraum bieten (Reimoser et al., 2006).

Zunehmende Beunruhigung durch Freizeitaktivitäten und erhöhten Jagddruck, die Zerschneidung der Landschaft durch anthropogene Infrastruktur sowie die fehlende Toleranz auf landwirtschaftlichen Flächen führen vielerorts zu einem starken Konzentrationseffekt des Rotwildes in ruhigeren (Wald-)Gebieten mit der Gefahr von Wildschäden (Reimoser & Reimoser, 2019). Als Pflanzenfresser kann das Rotwild großen Einfluss auf die Vegetationsstruktur des Waldes ausüben und infolgedessen auch die Erreichung forstwirtschaftlicher Ziele beeinträchtigen. Im Vergleich zu Rehwild und Gamswild bereitet das Rotwild durch das Abschälen der Baumrinde zusätzlich Probleme. Dies führt in Bezug zum Rotwild zu einem großen Konfliktfeld in der Land- und Forstwirtschaft (Reimoser et al., 2006).

Die Tragfähigkeit von Habitaten ist eine wesentliche Stellgröße, wenn es um das Management und den Erhalt von Wildtierarten geht, deren Verhalten zu Konfliktpotenzialen führt. Auch das gegenständliche Untersuchungsgebiet im Nordwesten Oberösterreichs ist durch einen solchen Konflikt gekennzeichnet. Für die Analyse des Problems ist es von grundlegender Bedeutung, eine Übersicht über die Rotwildtragfähigkeit des Untersuchungsgebiets zu erlangen. Laut Reimoser et al. (2006) wird zwischen „biotischer“ (habitatsabhängiger) und „wirtschaftlicher“ (schadensabhängiger) Tragfähigkeit unterschieden.

Für die wildökologische Raumplanung ist es wichtig, potenziell geeignete Lebensräume sichtbar zu machen, um Stellgrößen wie die Wiederherstellung, die Erhaltung und die Vernetzung von potenziell geeigneten Lebensräumen zu gewährleisten. Menschliche Einflüsse wie z.B. Störungsdruck durch Erholungssuchende oder Jagd, Fragmentierung der Landschaft durch Barrieren oder auch Faktoren wie die winterliche Fütterung, führen dazu, dass die fundamentale Nische einer Tierart z.T. nicht genutzt werden kann. Demzufolge stellen Präsenzdaten oft keine geeignete Datengrundlage dar, um das Lebensraumpotenzial herzuleiten. Ersatzweise bieten besonders in stark von Menschen geprägten Kulturlandschaften wissensbasierte und mechanistische Modellierungsansätze eine Alternative, das Lebensraumpotenzial über länger gültige Lebensraumparameter zu erfassen (Nopp-Mayr et al., in prep.). Besonders für naturschutzfachlich relevante Entscheidungen in Landnutzungsfragen kommen in den USA bereits seit dem 1970er Jahren solche mechanistischen Ansätze zum Einsatz (U.S. Fish and Wildlife Service 1980 a & b, 1981b).

Wenn es um räumlich explizite Überlegungen zum Management von Rotwild geht, ist zusätzlich zum Lebensraumpotenzial auch der potenzielle Einfluss auf die forstliche Vegetation entscheidend. Aufgrund der Gegebenheit, dass bestimmte Eigenschaften der Landschaft bzw. Wälder eine höhere Anfälligkeit (Prädisposition) gegenüber Schälung bewirken, bieten auch hier wissensbasierte und mechanistische Modellierungsansätze die Möglichkeit, die Anfälligkeit von Waldbeständen gegenüber Rotwildschälung kausal und räumlich explizit herzuleiten (Nopp-Mayr et al., in prep.).

Damit es zu keiner Verinselung von Subpopulationen kommen kann ist ein Wechsel in ein benachbartes Gebiet für das Rotwild essentiell (Wagenknecht, 1981). Durch den Verlust großer zusammenhängender Waldgebiete aufgrund von anthropogenen Einflüssen sind ausgewiesene Wildtierkorridore insbesondere für Arten mit einem erhöhten Raumbedarf unerlässlich, um eine Vernetzung und somit einen genetischen Austausch zwischen einzelnen Populationen zu gewährleisten (Birngruber et al., 2012). Straßen mit einem starken Verkehrsaufkommen (> 10.000 Kfz/Tag) stellen für das Rotwild eine Vollbarriere dar. Grünbrücken bieten hier eine Möglichkeit diese Vollbarrieren zu überqueren (Hohmann, 2003).

Besonders in Gebieten, in denen lokal Schäden in der Land- und Forstwirtschaft auftreten, ist es von entscheidender Bedeutung, einen Überblick über die Wechselbeziehungen zwischen Lebensraum und Wildtier zu erlangen. Dies ist nur möglich, wenn zusätzlich zu einem Wildeinfluss-Monitoring, auch eine Bestandeserhebung mittels einer wissenschaftlich fundierten Zählmethoden durchgeführt wird (Gräber, 2019). Das Hauptaugenmerk in dieser Arbeit sollte vor allem auf das Rotwild gerichtet sein, dennoch kann ein erhöhter Jagddruck durch die Bejagung des Schwarzwildes eine wesentliche Beeinflussung auf das Verhalten des Rotwildes darstellen (Deutz, 2019).

1.2 Ziel und Fragestellung

Das Ziel der vorgelegten Arbeit ist eine Beurteilung, ob einerseits die Rotwildsdichte im Untersuchungsgebiet an das dortige Lebensraumpotenzial sowie an die Schäleanfälligkeit des Waldes angepasst ist und andererseits, ob die derzeitige Bewirtschaftung in Bezug auf Altersstruktur und Geschlechterverhältnis einen gesunden Rotwildbestand ermöglicht. Hierfür erfolgt für das Untersuchungsgebiet, unabhängig von der gegenwärtigen Verteilung der Rotwildverbreitung, eine großräumige Modellierung und räumlich-explicite Darstellung des Lebensraumpotenzials und der Anfälligkeit des Waldes für Rotwildschäle.

In dieser Arbeit sollen zwei wesentliche Punkte beurteilt werden:

- der IST- Zustand des Waldes im Untersuchungsgebiet hinsichtlich Lebensraumpotenzial und Schäleanfälligkeit
- die räumliche Verteilung des Rotwilds und der Populationsstruktur.

Bei der Beurteilung soll auf folgende Fragen eingegangen werden:

- Welche Ausprägung und welche räumliche Verteilung weist das Untersuchungsgebiet hinsichtlich des Lebensraumpotenzials für Rotwild auf?
- Gibt es Barrieren zwischen geeigneten Lebensraumteilen, die einen Austausch zwischen diesen verhindern?
- Gibt es eine Evidenz für funktionierende Vernetzungen durch Wildquerungshilfen bei Barrieren?
- Wie gestaltet sich die räumliche Verteilung des Abschusses?
- Entspricht die Herleitung der Abschusshöhe anhand der Verbiss- und Schälbelastung des Waldes der guten fachlichen Praxis?
- Ermöglicht die Bewirtschaftung im Untersuchungsgebiet einen, in Bezug auf Altersstruktur und Geschlechterverhältnis, gesunden Wildstand?
- Wie sieht ein Vergleich der räumlichen und zeitlichen Verteilung von Schwarz- und Rotwildabschüssen aus?

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt in den Bundesländern Oberösterreich und Salzburg und erstreckt sich über eine Gesamtfläche von 3.158 km². Es umfasst die Bezirke Braunau am Inn, Ried im Innkreis, Grieskirchen, Wels-Land, Vöcklabruck und Salzburg-Umgebung (vgl. Abbildung 1). Die bedeutendsten Waldgebiete im Untersuchungsgebiet sind der Kobernaußerald gemeinsam mit dem Hausruckwald, der Weihartsforst und Lachforst, sowie das Waldgebiet rund um die Mondseer Flyschberge.

Die anschließende Erläuterung der jeweiligen Raumeinheiten basiert auf den Angaben aus dem Projekt „Natur und Landschaft - Leitbilder für Österreich (NALA)“ vom Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, dessen Information als Basis für Naturschutzarbeiten dienen soll. Es werden nachfolgend die bedeutendsten Waldgebiete in Bezug auf Forst und Jagd charakterisiert, da diese Bereiche in dieser Masterarbeit einen wesentlichen Stellenwert einnehmen.

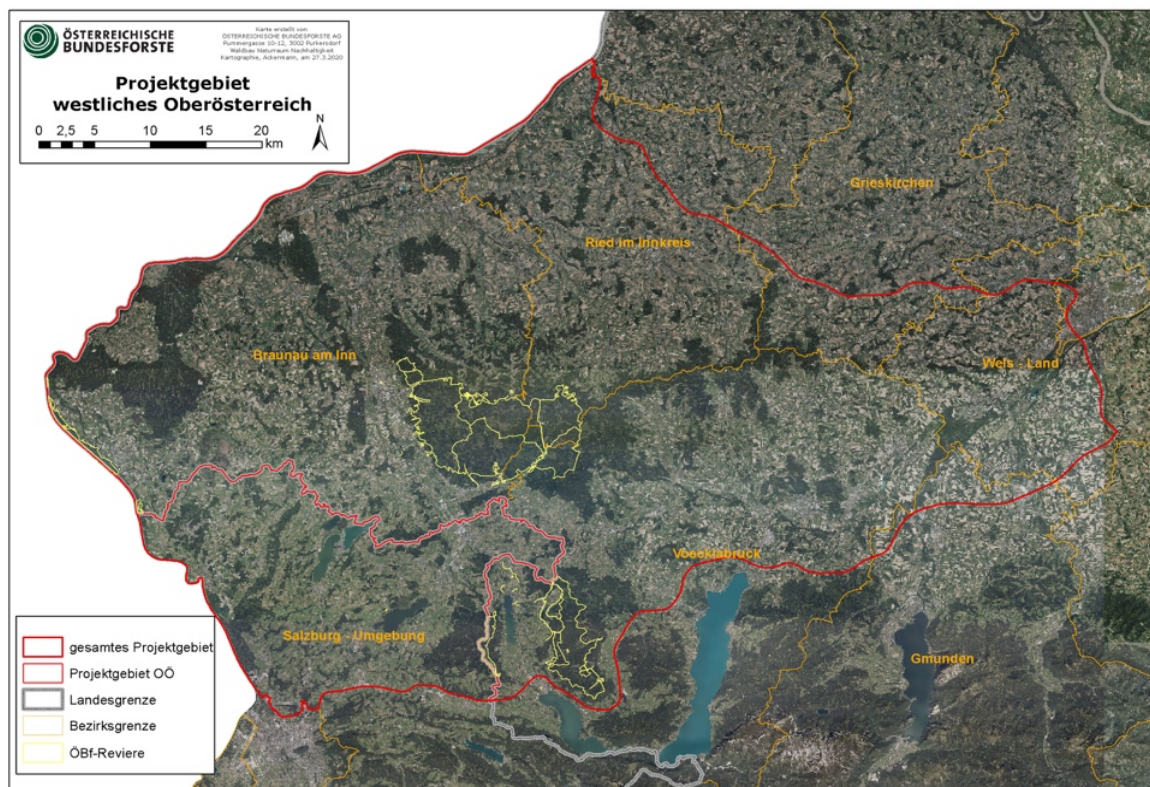


Abbildung 1: Übersichtskarte über das Untersuchungsgebiet westliches Oberösterreich (erstellt von Stefan Ackerman 2020, ÖBf AG)

2.1.1 Hausruck-, Kobernaußewald

– Forst

Im Zentrum des Untersuchungsgebiets stellt der Kobernaußewald zusammen mit dem Hausruckwald eines der größten zusammenhängenden Waldgebiete Mitteleuropas dar. Während sich der Kobernaußewald im Westen befindet, bildet der Hausruckwald die östlichen Ausläufer.

Der Hausruck- und Kobernaußewald werden unterteilt in die Raumeinheiten Großwald, sowie Siedlungsbereiche und Landwirtschaft (vgl. Abbildung 2) (Gamerith et al., 2007a).

Laut Waldentwicklungsplan (WEP) überwiegt in der gesamten Raumeinheit die Nutzfunktion der Wälder. Die Wohlfahrtswirkung ist vor allem im Hausruckwald von Bedeutung (Land Oberösterreich, 2013). Die Waldflächen sind umgeben von Siedlungs- und landwirtschaftlichen Bereichen in den Randlagen, welche sich im nördlichen Kobernaußewald sowie im südlichen Teil des Hausruck befinden. Die gesamte Region, insbesondere die Raumeinheit Großwald, ist sehr dünn besiedelt (Gamerith et al., 2007a).

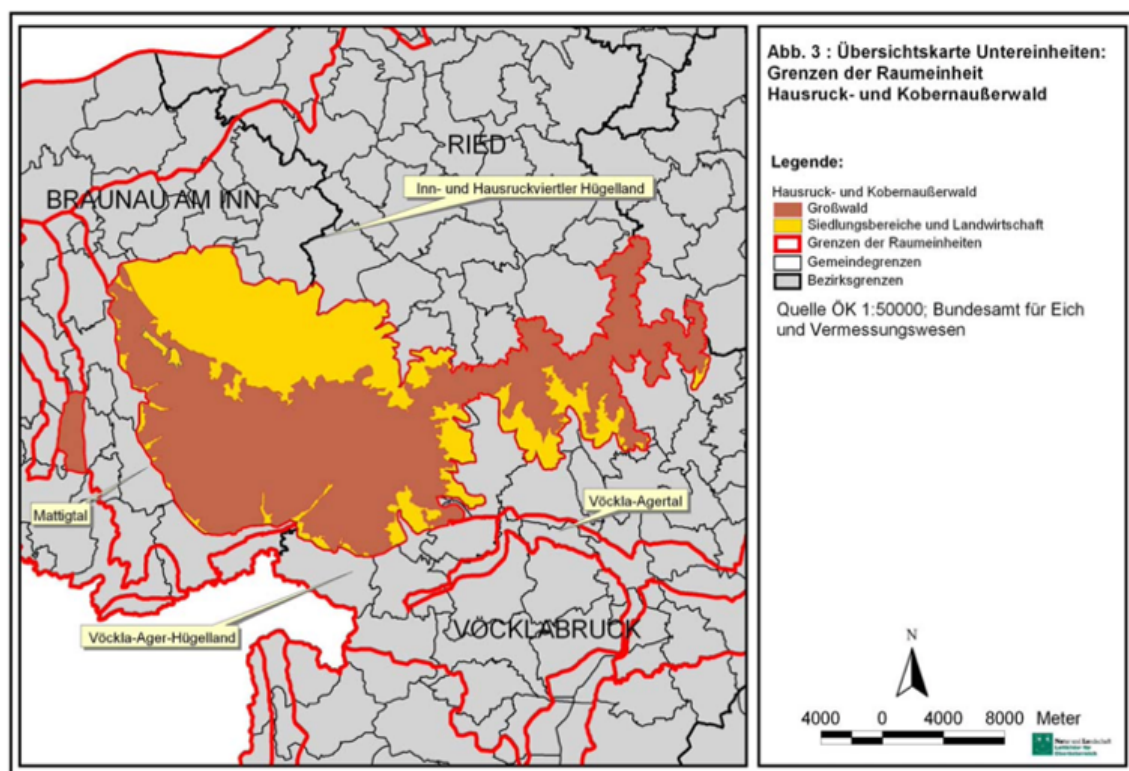


Abbildung 2: Unterteilung der Raumeinheit Hausruck- Kobernaußewald in die Bereiche Großwald, Siedlung und Landwirtschaft (Land Oberösterreich, 2013)

Die Randbereiche sind geprägt durch kleinbäuerliche Strukturen, aus einem Mosaik von Wald und Offenlandschaft. Der Waldanteil beträgt hier lediglich 35%. Es dominieren Grünland- und

Milchwirtschaft. Durch die Aufgabe vieler landwirtschaftlicher Betriebe kommt es zunehmend zur Verwaldung durch natürliche Sukzession und Aufforstungen (Gamerith et al., 2007a).

Der Waldanteil ist mit 90% in den Großwaldflächen deutlich höher als in den Randbereichen. 80% davon sind Nadelhölzer. Der ursprüngliche Fichten-Tannen- Buchen Wald wurde großflächig durch sekundäre Fichtenforste ersetzt. Demzufolge nimmt die Fichte (*Picea abies*) mit 75% den größten Anteil ein, gefolgt von der Rotbuche (*Fagus sylvatica*, xx%). Jedoch ist zu erwähnen, dass die Fichte durchaus auch unter bestimmten Voraussetzungen bestandesbildend autochthon in diesem Gebiet auftreten kann. Die Tanne war in der Vergangenheit großen Herausforderungen ausgesetzt, zeigt heute jedoch wieder eine positive Entwicklung. Der Grund für den geringen Tannenanteil war vor allem die Aufforstungen mit reinen Fichtenkulturen sowie ein zu starker Wildverbiss (Gamerith et al., 2007a).

Naturnahe Wälder wie Waldmeister-Buchenwälder (FFH-Lebensraumtyp 9130), Schlucht-, und Hangwälder (FFH-Lebensraumtyp 9180) Moorwälder (FFH-Lebensraumtyp 91D0) oder Hainsimsen-Buchenwälder (FFH-Lebensraumtyp 9110) sind nur noch selten anzutreffen (Gamerith et al., 2007a).

Versauerte Böden, die aufgrund intensiver Streunutzung in der Vergangenheit entstanden, Trockenheit, Sturm- und Schneedruck und nachfolgend auftretende Schädlinge wie Borkenkäfer in Fichtenreinbeständen führten zu hohen Schäden an den Wäldern. Auch künftig ist aufgrund von Klimaprognosen ein Rückgang der Fichte zu erwarten (Gamerith et al., 2007a).

Laut Landwirtschaftskammer Oberösterreich (LK OÖ) liegt daher die oberste Priorität in diesem Gebiet auf einem Umbau der fichtendominierten Wälder sowie die Erhöhung des Laubholz- und Tannenanteils. Weiters werden auch fremdländische Baumarten wie die Douglasie eine bedeutendere Rolle einnehmen. In Zukunft ist in Summe ein erhöhter Aufwand in Bezug auf Borkenkäferkontrolle, Schadholzaufarbeitung und intensivere Bewirtschaftung zu erwarten (Landwirtschaftskammer OÖ & Land und Forst Betriebe OÖ, 2020).

Der größte Anteil des Waldes (xx%) im Untersuchungsgebiet ist im Besitz der Österreichischen Bundesforste AG (ÖBf) (Forstbetrieb Traun-Innviertel) und wird von den Forstrevierleitungen Schneegattern, Bradirn und Frauschereck verwaltet. Danach folgen Privatwaldbesitzer (Kleinwaldbesitzer, xx%) sowie auch kirchliche Institutionen (xx%) (Gamerith et al., 2007a).

– Jagd

Das Hauptwild im Hausruck-Kobernaußerwald ist das Rehwild. Rotwild ist nur noch vereinzelt anzutreffen (Gamerith et al., 2007a). Nach dem Zweiten Weltkrieg wurden im Zeitraum von 1949 bis 1978 6.075 Stück Rotwild erlegt, was auf einen durchaus hohen Rotwildbestand rückschließen

lässt. Hohe Schälschäden in der Mitte der 1980er Jahre führten schließlich zu einer Reduktion des Rotwildbestandes durch jagdliche Maßnahmen, was nicht von allen Beteiligten befürwortet wurde (Salinger, 2002).

Die Schwarzwildbestände nehmen in diesem Gebiet seit den letzten Jahren vermehrt zu. Niederwild beschränkt sich auf die Randbereiche, wo ein höherer Anteil an landwirtschaftlichen Flächen vorhanden ist (Gamerith et al., 2007a). Das Auerwild galt um 1970 als ausgerottet. Laut ornithologischen Untersuchungen gibt es jedoch in den letzten 10 Jahren erneut und vermehrt Sichtungen und Brutnachweise (Steiner, 2016). Vor allem die Windwürfe in den Jahren 2007/2008 führten zu Waldauflichtungen und dementsprechend zu einer positiven Habitatentwicklung für Auerwild. Auch das Haselhuhn profitiert von den Windwürfen und der Zunahme an Weichlaubgehölzen. So kam es auch beim Haselwild in den letzten Jahren zu vermehrten Nachweisen (Steiner, 2016).

Jagdlich ist dieses Gebiet aufgeteilt in Reviere der ÖBf, genossenschaftliche Jagdreviere sowie weitere Eigenjagden. Der größte Anteil wird von der ÖBf bejagt, teilweise verpachtet oder in Regie (Gamerith et al., 2007a).

2.1.2 Weilhartsforst und Lachforst

– Forst

Landwirtschaftliche Flächen machen im Weilhartsforst sowie Lachforst lediglich 1% aus. 95% der Gesamtfläche in diesem Naturraum sind mit Wald bedeckt. Es handelt sich hier um intensiv genutzte Nadelholzforste. Die Fichte nimmt hierbei den größten Anteil ein, gefolgt von Lärche und Kiefer. In den Randlagen sind noch naturnahe bodensaure Rotbuchen, sowie Eichen-Hainbuchen-Wälder anzutreffen. Die Fichte wird in Zukunft die dominierende Baumart bleiben, jedoch ist auch in diesem Gebiet eine Erhöhung des Mischungsanteils zu erwarten. So nehmen die Rotbuche und andere Laubhölzer sowie auch Nadelhölzer wie die Lärche und Douglasie in Zukunft eine bedeutende Rolle ein (Gamerith & Strauch, 2007).

Laut WEP weisen der Lachforst sowie der untere und westliche Teil des oberen Weilhartsforstes eine erhöhte Wohlfahrtsfunktion aufgrund der dort örtlichen AMAG und der chemischen Schwerindustrie auf. Im westlichen Teil überwiegt die Nutzfunktion (Land Oberösterreich, 2013).

Der größte Anteil ist im Besitz der Castell'schen Forstverwaltung. In den Randbereichen befinden sich einige Waldflächen in bäuerlichem Besitz (Gamerith & Strauch, 2007).

– Jagd

Die am weitesten verbreitete Schalenwildart in diesem Gebiet ist das Rehwild. Der Schwarzwildbestand ist in den letzten Jahren im Zunehmen begriffen. Rotwild kommt nur noch vereinzelt vor. Laut Gamerith & Strauch (2007) werden Reh- und Rotwild in diesem Gebiet sehr stark bejagt. Das Niederwildvorkommen begrenzt sich auf die landwirtschaftlich geprägten Gebiete in den Randbereichen. Ende des 19. Jahrhunderts wurden noch Steindler, Auer-, Birk- und Haselwild nachgewiesen, welche zu Beginn des 20. Jahrhunderts allmählich verschwanden (Gamerith & Strauch, 2007).

Der größte Anteil wird von der Eigenjagd der Castell'sche Forstverwaltung selbst bejagt. Es folgen weitere kleinere Eigenjagden im Bereich Lachforst, welche im Besitz der Stadt Braunau, der AMAG und in Privatbesitz sind. Die umliegenden Waldflächen werden genossenschaftlich bejagt (Gamerith & Strauch, 2007).

2.1.3 Mondseer Flyschberge

– Forst

Die Waldflächen beschränken sich in diesem Gebiet auf Kuppen und steile Lagen. Die offenen Kulturlandschaften befinden sich auf Unterhängen sowie in Tal- und Beckenlagen. 60 bis 70% der gesamten Raumeinheit sind von Wald bedeckt, die Tendenz ist steigend. Auf 50% der Waldfläche stocken Fichten-Tannen-Buchen-Wälder. Einen beträchtlichen Anteil von 35% nehmen Fichtenforste ein, welche jedoch meist aufgrund der optimalen Bedingungen für Buche und Tanne selten als reine Fichtenforste vorkommen (Gamerith et al., 2007b).

Kahlschlagwirtschaft, hoher Wildverbiss, Aufforstung von Grenzertragsböden und die Förderung der Fichte selbst führten zu einer Erhöhung des Fichtenanteils. Der Flyschuntergrund ist gekennzeichnet durch besonders wüchsige Böden und so herrschen optimale Wuchsbedingungen für tiefwurzelnde Baumarten wie Buche und Tanne. Durch ihre bodenfestigende und demnach stabilisierende Wirkung auf rutschgefährdeten Flyschhängen ist man wieder bemüht, den Anteil dieser Baumarten, insbesondere der Tanne, zu erhöhen (Gamerith et al., 2007b).

Laut WEP überwiegt hier die Nutzfunktion, dennoch kommt vor allem in den steilen rutschgefährdeten Bereichen der Flyschhänge auch der Schutzfunktion eine große Bedeutung zu (Land Oberösterreich, 2013).

Der größte Teil der Flächen befindet sich im Besitz der ÖBf (Forstbetrieb Traun- Innviertel) und wird von den Revieren Loibichl und Mondsee verwaltet. In Straß im Attergau sind einige

Waldflächen im Besitz der Familie Mayr-Melnhof. Die restlichen Waldflächen befinden sich im Eigentum von mittleren Forstbetrieben sowie Privatwaldbesitzern (Gamerith et al., 2007b).

– Jagd

Die Hauptwildart stellt auch hier das Rehwild dar. Rotwild kommt vorwiegend in den Gebirgsrevieren rund um die Mondseer Flyschberge sowie auch nördlich der Autobahn A1 vor. Gamswild konzentriert sich insbesondere auf die südlich der A1 gelegenen Gebirgsreviere, kommt jedoch auch vereinzelt nördlich der A1 vor (mdl. Mitt. Christoph Haslinger). Schwarzwildzahlen sind, wie auch in den anderen Bereichen, seit den letzten Jahren stark am zunehmen. Auer- und Birkwild kommt insbesondere in den südlichen Lagen vor. Das Niederwildvorkommen beschränkt sich auf die Niederungen (Gamerith et al., 2007b; Auer, 2021).

In der gesamten Raumeinheit erfolgt eine intensive Bejagung der Schalenwildarten, um Schäden an forst- und landwirtschaftlichen Kulturen so gering wie möglich zu halten. Dadurch ist bereits eine Erhöhung des Tannen- und Laubholzanteils beobachtbar. Eine Herausforderung in diesem Gebiet stellt der zunehmende Störungsdruck durch Tourismus dar.

Die Bejagung wird über Genossenschaftsjagden, Eigenjagden sowie von den ÖBf (Forstrevier Mondsee) organisiert (Gamerith et al., 2007b).

2.2 Datengrundlage und Datenaufbereitung

Ein wesentlicher Teil dieser Arbeit bestand daraus, die erforderlichen Daten für die Beurteilung zu recherchieren, von den jeweiligen Stellen anzufordern und folglich entsprechend aufzuarbeiten. Nachfolgend wird beschrieben, woher die verwendeten Daten stammen und wie diese aufbereitet wurden.

2.2.1 Abgangsmeldungen

– Rotwild

Die Abgangsdaten (Abschuss -, und Fallwildmeldungen) von Rotwild für das Untersuchungsgebiet wurden von den jeweiligen Bezirksbehörden BH Braunau, BH Vöcklabruck, BH Grieskirchen, BH Wels-Land, BH Ried im Innkreis sowie von der Salzburger Jägerschaft zu Verfügung gestellt und dürfen im Rahmen dieser Masterarbeit verwendet werden. Die tabellarische Aufbereitung der Daten erfolgte mit MS Excel 2020.

Die Rotwild-Abgangsdaten von Oberösterreich enthalten folgende Information:

- Ort des Abschusses
- Klasse
- Art des Abschusses
- Tag, Monat und Jahr des Abschusses
- Alter
- Gewicht
- Verkehr-, und Fallwild

Die Rotwild Abgangsdaten von Salzburg enthalten folgende Information:

- Wildraum
- Klasse
- Jahr des Abschusses
- Verkehr-, und Fallwild

– Schwarzwild

Diese Daten wurden ebenfalls von den jeweiligen Bezirksbehörden BH Braunau, BH Vöcklabruck, BH Grieskirchen, BH Wels-Land, BH Ried im Innkreis, sowie von der Salzburger Jägerschaft zu Verfügung gestellt. Die Ausarbeitung der Daten erfolgte mit MS Excel 2020.

Die Schwarzwild-Abgangsdaten von Oberösterreich enthalten folgende Information:

- Ort des Abschusses
- Klasse (Schwarzwild männlich oder weiblich)
- Art des Abschusses
- Tag, Monat und Jahr des Abschusses
- Alter
- Gewicht
- Verkehr-, und Fallwild

Die Schwarzwild Abgangsdaten von Salzburg enthalten folgende Information:

- Wildraum
- Anzahl
- Jahr des Abschusses
- Verkehr-, und Fallwild

2.2.2 Daten der Reh-, und Rotwildfütterungen im Untersuchungsgebiet

Da hier keine Daten vorhanden waren, wurde von mir ein Formular zur Erhebung der Fütterungen erstellt, welches an den Oberösterreichischen Landesjagdverband (OÖ LJV) zur Aussendung an die jeweiligen Bezirksjägermeister weitergeleitet wurde. Die Anzahl der tatsächlich ausgesendeten Formulare ist nicht bekannt. Das Formular befindet sich im Anhang.

2.2.3 Daten für das Lebensraumpotenzial- Modell und das Schäleanfälligkeits- Modell

Die erforderlichen Daten für das Lebensraumpotenzial- Modell und das Schäleanfälligkeits- Modell für Rotwildschale wurden von den nachfolgend erwähnten Institutionen für diese Masterarbeit bereitgestellt. Die gesamten Daten für die beiden Modelle wurden in ArcGIS (Desktop 10.8) aufbereitet, und auf die räumliche Bezugseinheit von einem Hektar aggregiert. Das Bezugssystem ist UTM. Die Verknüpfung und Berechnung der Eignungsgrößen erfolgte in RStudio. Die Ergebnisse der Berechnungsformeln wurden dann in ArcGIS übernommen und zu einer Karte zusammengeführt. Anhand dieser Karten kann das Lebensraumpotenzial und das Schäleanfälligkeits- Modell objektiv und räumlich-explicit dargestellt werden.

– Land Information System Austria (LISA) Landbedeckungsdaten

Diese Daten wurden von der Homepage des Land Information System Austria (LISA, 2020) abgerufen und in ArcGIS in die jeweilige Landbedeckungsklassen reklassifiziert. Es handelt sich hierbei um %-Werte, welche sich auf das Jahr 2016 beziehen.

Die Eingangsgrößen setzten sich aus folgenden LISA-Landbedeckungsklassen zusammen:

Wald

Die Landbedeckung Wald setzt sich aus den Landnutzungsklassen Laubbäume, Nadelbäume, sowie Büsche und Sträucher, die unter 1.700 Höhenmeter (hm) liegen, zusammen.

Offenland

Die Landbedeckung Offenland setzt sich aus den Landnutzungsklassen periodisches Grünland, Dauergrünland (schwach bewachsen) und Dauergrünland (stark bewachsen) zusammen.

Siedlung

Die Landbedeckung Siedlung setzt sich aus den Landnutzungsklassen versiegelte Flächen und bebaute Flächen zusammen.

Fels

Die Landbedeckung Fels setzt sich aus den Landnutzungsklassen Fels und Geröll, Schnee/Eis und offener Boden zusammen.

Nadelholzanteil

Der Nadelholzanteil umfasst alle auftretenden Nadelhölzer (Banko et al., 2010).

Krummholz

Die Landbedeckung Büsche und Sträucher setzt sich aus den Landnutzungsklassen Büsche und Sträucher, welche über 1.700 hm liegen, zusammen (LISA, 2020).

– Forstlich relevante Bringungsanlagen

Alle forstlich relevanten Bringungsanlagen hat das Bundesforschungszentrum für Wald (BFW) in Form von Polygon-Linien zur Verfügung gestellt. Die Daten beziehen sich auf das Jahr 2017 (BFW, 2017).

– Sonnenscheindauer

Diesen Datensatz stellte die Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) zur Verfügung. Es handelt sich hierbei um die mittlere Monatssumme der absoluten Sonnenscheindauer für den Monat Jänner pro Hektar [h/ha]. Da winterliche Klimavariablen wie die mittlere monatliche Sonnenscheindauer oder auch die mittlere Temperatur zwischen den Monaten einerseits stark korrelieren und andererseits im Monat Jänner vielfach eine Minimumsituation vorliegt, wurde dieser Monat als Indikator für klimabedingte winterliche Lebensraumbedingungen herangezogen. Die Daten beziehen sich auf den Zeitraum von 1981 bis 2010 und sind aus dem APOLIS-Langzeitdatensatz (ZAMG, 2020).

– Schneedeckendauer

Für diese Eingangsgröße wird der Datensatz mit dem Jahresmittel an Schneedeckentagen im Zeitraum von 1981 bis 2010 verwendet, abgerufen vom Geodatenkatalog des Digitalen Oberösterreichischen Raum Informationssystem (DORIS) (Land Oberösterreich, 2020).

– Digitales Geländemodell (DGM)

Das Digitalen Geländemodell als 10m Raster, wurde vom Geodatenkatalog DORIS abgerufen (Land Oberösterreich, 2020). Hiermit wurde die Geländeneigung berechnet.

- Deckungsgrad

Der Deckungsgrad „Tree cover density (TCD)“ konnte von der Copernicus Website heruntergeladen werden. Diese Daten repräsentieren den Deckungsgrad in % pro Hektar, bezogen auf den Zeitraum 2018 (Copernicus, 2021).

- BFW Datensatz: „Mittel der nDOM Höhen“ und „Varianz der nDOM- Höhen“

Diese Daten wurden vom BFW zur Verfügung gestellt. Die Ermittlung der Oberhöhe basiert auf der statistischen Grundlage von Daten aus der Österreichischen Waldinventur (ÖWI). Durch Subtraktion des Geländemodells vom Oberflächenmodell, gewonnen über Image-Matching-Verfahren aus den Luftbildern, wird die Objekthöhe bestimmt (nDOM). Die ÖWI Daten werden mit den nDOM-Höhen auf den Probestflächen korreliert und baumartenmischungsspezifische Modelle daraus abgeleitet. Diese Modelle werden auf das gesamte Oberflächenmodell innerhalb des Waldes angewandt. Die Daten beziehen sich auf den Zeitraum von 2016 bis 2018 (BFW, 2020).

Anhand dieser Daten wurde die Einflussgrößen Schichtigkeit sowie die Bestandesklasse hergeleitet.

- ÖBf, Forsteinrichtungsdaten FR Schneegattern

Diese Daten wurden von der ÖBf zu Verfügung gestellt und dienen als Referenzdatensatz zu der – in Kapitel 2.4.1 beschrieben - hergeleiteten Schichtigkeit und der Bestandesklassen. Die Daten beziehen sich auf den Zeitraum von 2019 (ÖBf, 2019).

2.3 Modellierung des Lebensraumpotenzials von Rotwild

2.3.1 Ganzjähriges Lebensraumpotenzial- Modell

– Modellentwicklung und -anwendung

Dieses Modell zur Darstellung des theoretischen Lebensraumpotenzial von Rotwild wurde von Nopp- Mayr et al. (in prep.) für die Steiermark entwickelt und konnte in Rahmen dieser Masterarbeit für das Untersuchungsgebiet verwendet werden.

Das hier angewendete mechanistische Modell zur Berechnung des Lebensraumpotenzials stellt eine Erweiterung und Abwandlung des bereits seit langem etablierten Ansatz der HSI-(Habitat Suitability Index) Modellierung dar und basiert auf dem vorhandenen Wissen zum Zeitpunkt seiner Erstellung.

Unabhängig von der gegenwärtigen Rotwildverbreitung erfolgt eine großräumige Darstellung sowie eine möglichst langfristig ausgerichtete robuste Aussage über das Lebensraumpotenzial einer Landschaft für Rotwild.

Aufbauend auf Literaturrecherche und Expertenwissen wurde eine Auswahl an relevanten und verfügbaren Habitatvariablen (Eingangsgrößen) getroffen, welche für einen potenziellen Lebensraum für das Rotwild von Bedeutung sind. Die Habitatvariablen können je nach Ausprägung einen Wertebereich zwischen 0 und 1 annehmen, wobei 1 der besten Ausprägung entspricht und bei einem Wert von 0 ein Vorkommen von Rotwild nicht zu erwarten ist.

Zu den jeweiligen Ausprägungen der Habitatvariablen werden entsprechende SI-Werte zugeordnet und die Variablen werden gemäß ihrer Bedeutsamkeit für einen Rotwildlebensraum gewichtet. Weiteres befinden sich im Modell auch noch zwei modifizierte Variablen (Distanz zu Wald und Distanz zu Siedlung), welche den SI-Wert anderer Variablen aufbessern oder herabsenken können. Anschließend werden die Eingangsgrößen durch einen einfachen begründeten Algorithmus verknüpft, aus der sich der finale HSI-Wert für den zu bewertenden Lebensraumbereich errechnet. Je höher der HSI-Wert ist, desto höher ist das theoretische Potenzial eines Landschaftsteils, als guter Lebensraum für Rotwild zu dienen (siehe auch Kap. 2.3.3).

Das Lebensraumpotenzial beinhaltet vorwiegend konstante Eigenschaften der Landschaft als Habitatvariablen. Räumlich und zeitlich hochvariable Eingangsgrößen sind in der Auswahl der Variablen nicht berücksichtigt. Der Zeitraum der Aussage nimmt somit Bezug auf einen mittel- bis langfristigen Zeithorizont. Die räumliche Auflösung der Aussage bezieht sich der vorliegenden Arbeit auf einen Hektar.

Das Lebensraumpotenzial wird ganzjährig und auch mit einer Reduktion durch winterliche Klimavariablen dargestellt. Bei der Darstellung des reduzierten Lebensraumpotenziales durch winterliche Klimavariablen werden zusätzlich noch die Sonnenscheindauer und die Schneedeckendauer berücksichtigt (siehe auch Kap. 3.3.2) (Nopp-Mayr et al., in prep.).

Für das Ganzjährige Lebensraumpotenzial-Modell wurden sieben Eignungsvariablen sowie zwei modifizierende Variablen gewählt

Eignungsvariablen:

- Waldanteil (%- Anteil der Landschaftskategorie Wald bezogen auf 1 ha- Pixel)
- Offenlandanteil (%- Anteil der Landschaftskategorie Offenland bezogen auf 1 ha- Pixel)
- Krummholzanteil (%- Anteil der Landschaftskategorie Krummholz bezogen auf 1 ha- Pixel)
- Felsanteil (%- Anteil der Landschaftskategorie Fels bezogen auf 1 ha- Pixel)
- Siedlungsanteil (%- Anteil der Landschaftskategorie Siedlung bezogen auf 1 ha- Pixel)
- Forststraßendichte (Erschließungsdichte im Wald durch Forststraßen in lfm/ha bezogen auf 1 ha- Pixel)
- Geländeneigung (Neigung in % bezogen auf 1 ha- Pixel)

modifizierende Variablen:

- Distanz zu Wald (Distanz zu Wald in m innerhalb des 1 ha- Pixels)
- Distanz zu Siedlung (Distanz zu Siedlung in m innerhalb des 1 ha- Pixels)

Für das reduzierte Lebensraumpotenzial-Modell durch winterlichen Klimavariablen wurden noch zusätzlich zwei Eignungsvariablen hinzugefügt

winterliche Klimavariablen:

- Sonnenscheindauer Jänner (Sonnenscheindauer in Stunden (h) bezogen auf 1 ha- Pixel)
- Schneedeckendauer (Dauer der Schneedecke in Tage (d) bezogen auf 1 ha- Pixel)

– Herleitung der Eignungsvariablen

Nachfolgend wird die Argumentation für die Auswahl der Eignungsvariablen, die Zuweisung der SI-Werte und die Gewichtung erläutert. Als Basis dienen die grundsätzlichen Eigenschaften eines Rotwildlebensraumes.

Offenlandanteil (SI_{offen})

Betrachtet man den Körperbau von Rotwild, wird deutlich, dass es mit seinen ausgeglichenen Vorder- und Hinterextremitäten, gerader Rückenlinie und der erhöhten Kopfhaltung morphologische Eigenschaften eines Lauftiers in offenen Landschaften aufweist (Drechsler, 1989). Auch Wagenknecht (1981) berichtet über das Rotwild, dass die gesellige Lebensweise als Rudeltier auf die ursprüngliche Bevorzugung von Offenlandschaft rückzuführen ist.

In der Literatur wird vielfach die Bevorzugung von offenen übersichtlichen Flächen mit vorhandener Kraut-, und Grasvegetation im Übergangsbereich von Wald zu Offenland erwähnt (Charles et al., 1977; Clutton-Brock & Albon, 1989; Haller, 2002; Mattioli, 2011; Walsh, 2007). Das Rotwild ist aufgrund seines anatomischen Baues und seiner physiologischen Funktion des Verdauungstraktes ein Mischäsertyp bzw. ein Intermediärtyp (Deutz et al., 2009). Untersuchungen des Panseninhaltes zeigen, dass das gesamte Jahr über, insbesondere im Sommer, Gräser als Äsung bevorzugt werden. Im Winter nimmt der Anteil an grasiger Vegetation leicht ab, macht jedoch noch den größten Anteil aus (Fižer & Lochmann, 1969; Klansek, 1999). Insbesondere für die weiblichen Tiere sind Bereiche mit leicht zugänglicher und hochwertiger Nahrung in Zeiten der Laktation von Bedeutung (Clutton Brook et al., 1982). Hier auch zu erwähnen sind die Offenlandschaften im Gebirge. Die nahrungsreichen Almmatten können bei geringer Schneelage sowie ausreichend vorhandener Ruhe dem Rotwild durchaus einen guten Ganzjahres-Lebensraum bieten (Reimoser, et al., 2006; Zeiler, 2005)

Ein weiterer wichtiger Faktor ist die an die Offenlandflächen angrenzende Deckungsverfügbarkeit. Flächen, welche Offenlandcharakter mit Möglichkeit zur Deckung aufweisen, bieten Nahrung sowie Schutz vor Störungen und Klimaschutz, und sind deshalb hoch attraktiv für das Rotwild (Meißner, et al., 2012). Freiflächen ermöglichen dem Rotwild aber auch, potenzielle Feinde auf große Distanz zu beobachten (Fischer, 1985). Bei zunehmender Beunruhigung durch den Menschen, durch z.B. Erholungstourismus oder in Form von forstlicher und jagdlicher Aktivität, tendiert das Rotwild zu einer heimlichen Lebensweise und fühlt sich in Waldbereichen, insbesondere in Dickungen und Stangenwäldern sicher (Deutz et al., 2015; Wagenknecht, 1996; Wotschikowsky et al., 1986).

Daraus lässt sich schließen, dass die Nutzung von Offenlandschaften nicht nur von der Quantität und Qualität der Nahrung abhängt, sondern auch von der umliegenden Deckungsverfügbarkeit. Insbesondere Flächen mit einem Übergangsbereich von Offenland zu Wald bieten dem Rotwild infolgedessen optimale Bedingungen hinsichtlich Nahrung und Feindschutz (Meißner et al., 2012). Daher wurden im Modell Flächen mit einem Offenlandanteil größer als 40% als lebensraummindernd gewertet, da hier einerseits die Gefahr besteht, dass Störungen über große Distanzen wirksam werden und das Vorhandensein von ausreichender Deckungsmöglichkeit sowie

holzige Nahrung (Winteräsung) stark eingeschränkt ist. Offenlandbereichen mit einem Anteil von 30 bis 40% wurde hingegen ein SI-Wert von 1 zugeordnet (siehe Abbildung 3).

Die Bedeutung von holziger Nahrung wird nachstehend bei der Variable Waldanteil argumentiert.

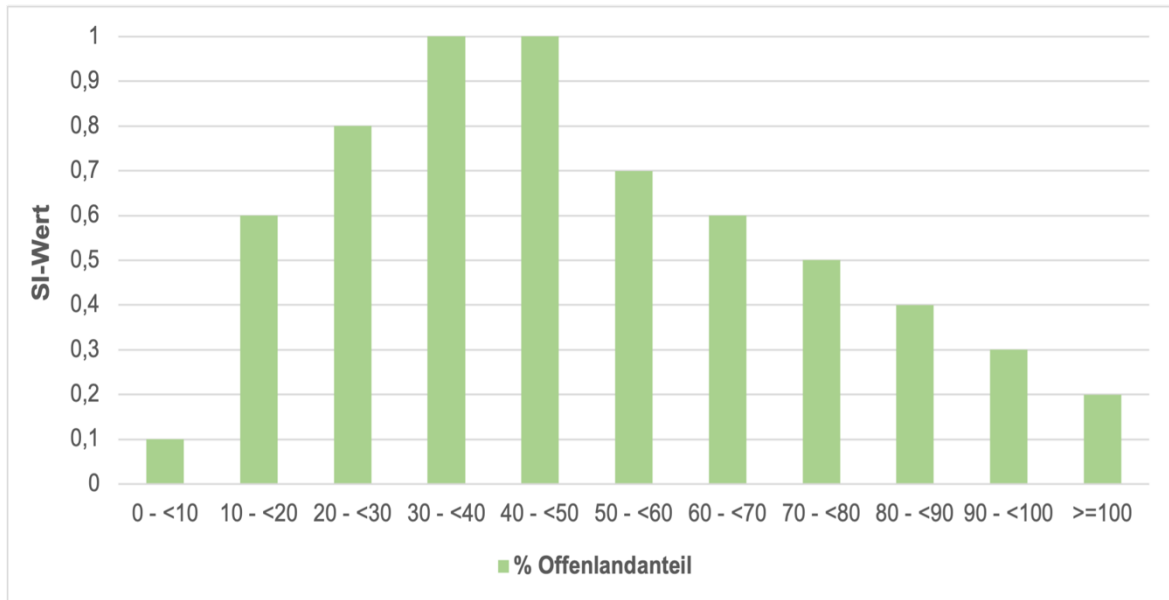


Abbildung 3: Zuordnung von Eignungswerten (SI-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Eignungsvariable Offenlandanteil

Waldanteil (SI_{Wald})

Laut Reimoser et al. (2006) bevorzugt das Rotwild offene, übersichtliche Bereiche mit Möglichkeit zum Verstecken. Wiederholt wird in der Literatur die Bindung zum Wald erwähnt (Baumann et al., 2012; Reimoser et al., 2006; Wagenknecht, 1996; Zeiler, 2005). Wälder sind in unserer Kulturlandschaft jene Bereiche, wo vergleichsweise am wenigsten eingegriffen wird. Deshalb stellen sie für das Rotwild ein wichtiges Rückzugsgebiet bei Feindgefahr, Beunruhigung sowie bei ungünstigen Witterungsbedingungen dar (Baumann et al., 2012; Georgii, 1981; Godvik et al., 2009; Reimoser et al., 2006; Willisch et al., 2015). Waldflächen gewährleisten durch ihre hohe Interzeption (Rückhalt) von Niederschlägen besseren Schutz bei ungünstigen Witterungsbedingungen als offene Flächen.

Auch in puncto Äsung sind Waldbereiche essentiell. Nahrung, wie Triebe und Zweige von Sträuchern, sowie Früchte von mastspendenden Baumarten (Buchen und Eichen) findet das Rotwild vor allem im Wald. Laut Bubenik (1959) können Triebe und Zweige, neben Gräser und Kräutern einen beträchtlichen Anteil einnehmen. Überwiegend im Winter, wenn Kräuter und Gräser aufgrund der Schneedecke nicht mehr erreichbar sind, werden vermehrt Triebe, Zweige vom Rotwild als Äsung angenommen (Fižer & Lochmann, 1969).

Zusätzlich zum Nährstoffgehalt der Nahrung sind auch deren mechanische Eigenschaften von Bedeutung. Diese stellen eine Voraussetzung für eine gute Nährstoffverwertung dar. Zähe Nahrung muss meist länger und intensiver wiedergekaut werden und wirkt so positiv auf die Nahrungsverwertung sowie den pH-Wert des Pansen (Wagenknecht, 1981).

Daraus lässt sich schlussfolgern, dass Rotwild Offenlandflächen sowie auch Waldflächen benötigt. Flächen mit einem Anteil von mehr als 70% Wald werden demnach als Lebensraumpotenzialmindernd gewertet, da hier die Gefahr besteht, dass der zuvor argumentierte Offenlandcharakter (siehe Kap. 2.3.1 Offenlandanteil) verloren geht. Ein Waldanteil von 40 bis 70% wird daher für einen hohen Lebensraumpotenzial als angemessen erachtet (siehe Abbildung 4). In diesem Wertebereich besteht die höchste Chance, sowohl ausreichend Deckung als auch Äsung vorzufinden.

Gewichtung: 2

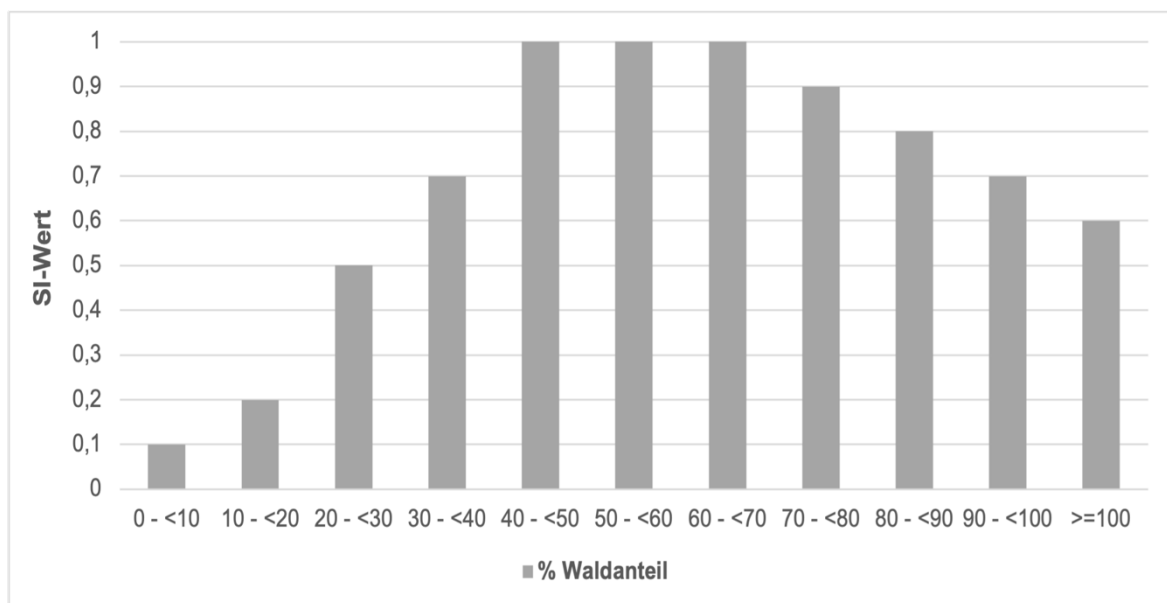


Abbildung 4: Zuordnung von Eignungswerten (SI-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Eignungsvariable Waldanteil

Krummholzanteil (SI_{Krumm})

Wie zuvor bei der Einflussgröße Offenland bereits argumentiert, können die Offenlandflächen im Gebirge dem Rotwild einen Ganzjahreslebensraum bieten. Vielfach wird in der Literatur die Bedeutung von Krummholz als Einstand erwähnt. Reimoser et al. (2006) berichten über Latschenflächen und alte Fichtenbestände im Gebirge als mögliche Tageseinstände sowie über große Almweiden mit einzelnen Gehölzen als potenziellen Lebensraum. Auch Zeiler (2005) erwähnt, dass große Latschenfelder für das Rotwild einen wertvollen Einstand zwischen Offenlandflächen darstellen können.

Demnach wurde hier, ähnlich wie bei der Einflussgröße Wald, ein mittlerer Krummholzanteil von 20 bis 60% für einen potenziellen Lebensraum als Optimalbereich erachtet (siehe Abbildung 5). Bei einem zu hohen Anteil an Krummholzfläche besteht die Gefahr, dass der für das Rotwild bedeutende Offenlandcharakter verloren geht.

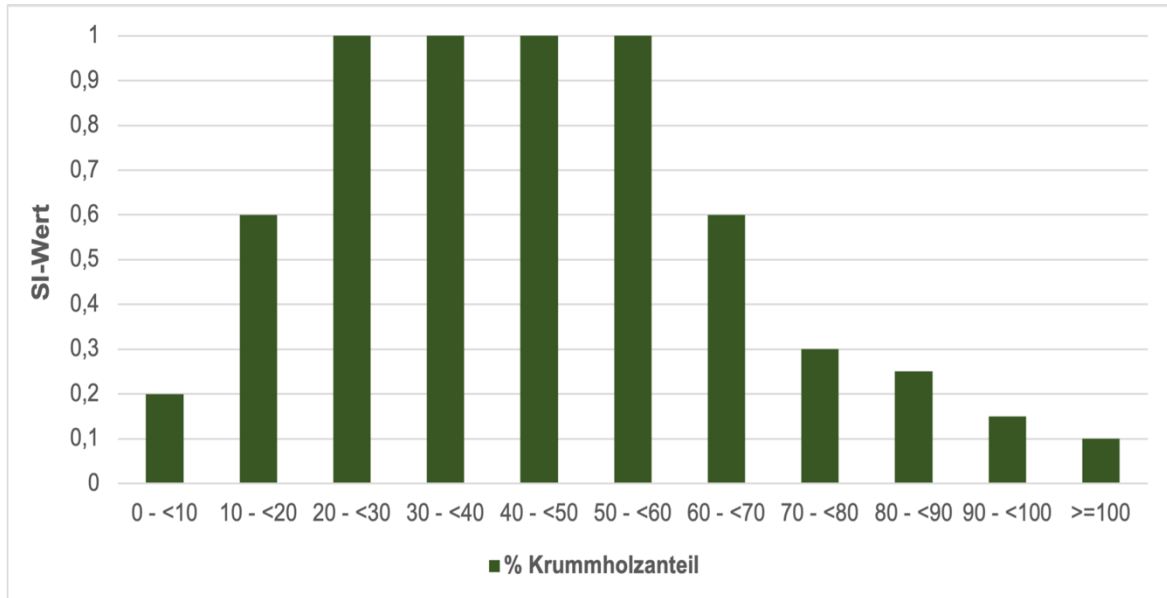


Abbildung 5: Zuordnung von Eignungswerten (SI-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Eignungsvariable Krummholzanteil

Datenaufbereitung:

Aus den LISA Landbedeckungsdaten (LISA, 2020) Büsche und Sträucher wurden die Büsche und Sträucher, welche über 1.700 Höhenmeter liegen in die Kategorie Krummholz überführt, und jene, die unter 1.700 Höhenmeter liegen, zur Landbedeckungskategorie Wald hinzugefügt.

Felsanteil (SI_{fels})

Das Rotwild ist aufgrund seines anatomischen Körperbaus und physiologischen Eigenschaften nicht an die Lebensweise auf Felsregionen im Hochgebirge angepasst. Zeiler (2005) charakterisiert Felsregionen als für Rotwild ungeeignete Gebiete. Auch eine Studie über Habitatwahl der Rothirsche in der Schweiz wies darauf hin, dass felsige Bereiche gemieden werden (Willisch et al., 2019).

Diese Felsflächen sind jedoch nicht zu verwechseln mit Offenlandflächen im Gebirge, die Alpinrasencharakter aufweisen und dem Rotwild durchaus einen Ganzjahreslebensraum, wenn ausreichend Ruhe vorhanden ist, bieten können (Reimoser et al., 2006; Zeiler, 2005). Auf Grasbändern zwischen den Felsen kann das Rotwild im Hochgebirge ausreichend Nahrung finden (Haller, 2002; Reimoser et al., 2006). Dieser Lebensraumaspekt wurde bereits in der Einflussgröße Offenland erörtert.

Demnach wurde ein Felsanteil von 1 bis 30% als potenzieller Lebensraum gewertet (vgl. Abbildung 6), da hier die Möglichkeit besteht, dass zwischen den Felsen noch Offenlandflächen vorhanden sind. Flächen mit einem Felsanteil von über 30% werden dem Eignungswert 0 versehen, da ein so hoher Anteil an Fels keinen potenziellen Lebensraum mehr für das Rotwild darstellt.

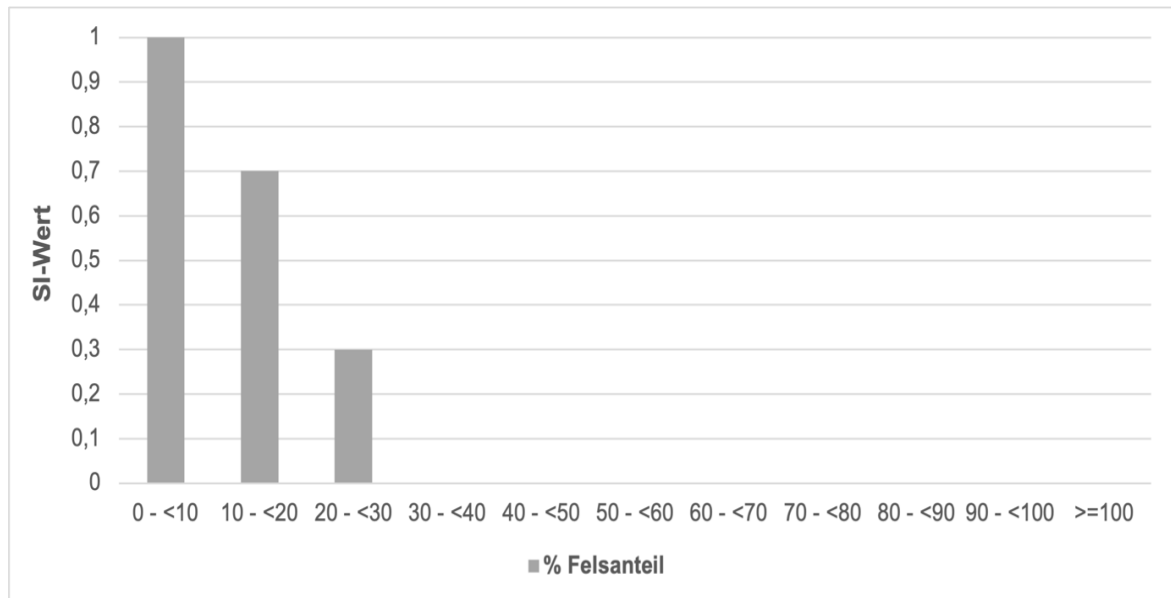


Abbildung 6: Zuordnung von Eignungswerten (SI-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Eignungsvariable Felsanteil

Siedlungsanteil (SI_{siedl}) und Forststraßendichte ($SI_{strasse}$)

Rotwild reagiert im Vergleich zum Rehwild wesentlich empfindlicher auf anthropogene Störungen (Hackländer & Reimoser, 2014; Reimoser et al., 2006). Es meidet Flächen in unmittelbarer Nähe von Forststraßen und wird dadurch immer mehr in ruhigere Waldgebiete zurückgedrängt (Fischer 1985; Petrak, 1988; Wotschikowsky et al., 1986; Zeiler, 2005). Durch die Erschließung der Wälder kommt es vermehrt zu Beunruhigung in Form von forstlicher und jagdlicher Aktivität sowie durch Erholungssuchende (Führer & Nopp, 2001; Hackländer & Reimoser, 2014; Rowland et al., 2004). Rotwild zeigt nach Spaziergängen von Personen sowie nach Schüssen ein verändertes Verhalten in Form von verminderter Nahrungsaufnahme, erhöhter Fortbewegung und vermehrten Sicherns (Reimoser, 2012). Für das Rotwild als Wiederkäuer ist eine regelmäßige ungestörte Aufnahme von Nahrung lebenswichtig. Das Rotwild ist bei der Spaltung von Zellulose auf Bakterien und Einzeller angewiesen, da ihm die zellulose spaltenden Fermente fehlen. Die Bakterien und Einzeller benötigen jedoch ein gewisses Pansenmilieu, das nur gegeben ist, wenn ein regelmäßiges Wiederkäuen von geeigneter Nahrung stattfindet. Kommt es zum Ausbleiben des Wiederkäuens aufgrund einer Störung, kann dies zum Absterben der Pansenflora führen. Die Folge sind meist schwerwiegende Verdauungsstörungen sowie auch der Tod des Tieres (Wagenknecht, 1996).

Menschliche Aktivität kann die Raumnutzung, das Verhalten und die Physiologie von Rotwild entscheidend beeinflussen (Hackländer & Reimoser, 2014; Reimoser, 2012; Reimoser & Wildauer,

2012). Auch die Nähe von Siedlungen stellt für das Rotwild einen potenziellen Störfaktor dar und wird daher vermieden (Carvalho et al., 2012; Haller, 2002; Willisch et al., 2015). Auch wenn es immer wieder bei Nahrungsknappheit im Winter Sichtungen von Rotwild in der Nähe von Siedlungen gibt, werden diese nur als Sonderphänomene wahrgenommen und sind nicht die Regel.

Eine Quantifizierung der Intensität von Störungen stellt sich als sehr schwierig dar. Da dieses Modell eine langfristige Aussage anstrebt, werden möglichst konstante Eingangsgrößen verwendet. Forststraßen und Siedlungen spiegeln dabei beispielhaft den Störungsdruck des Menschen in der Landschaft wider. Bei den linearen Störquellen wurden explizit Forststraßen berücksichtigt, da Waldbereiche in unserer Kulturlandschaft für das Rotwild ein wichtiges Rückzugsgebiet darstellen, und menschliche Störungen in diesen Gebiet sich noch intensiver auswirken können.

Je höher also der Anteil an Forststraßen und Siedlungen, desto größer ist das Potenzial, dass in diesem Gebiet eine Störung vorhanden ist, die das Lebensraumpotenzial für Rotwild vermindert. Demnach wurde im Modell ein hoher Anteil an Siedlungsfläche (Abbildung 7) sowie eine hohe Forststraßendichte (Abbildung 8) als mindernd für das Lebensraumpotenzial gewertet.

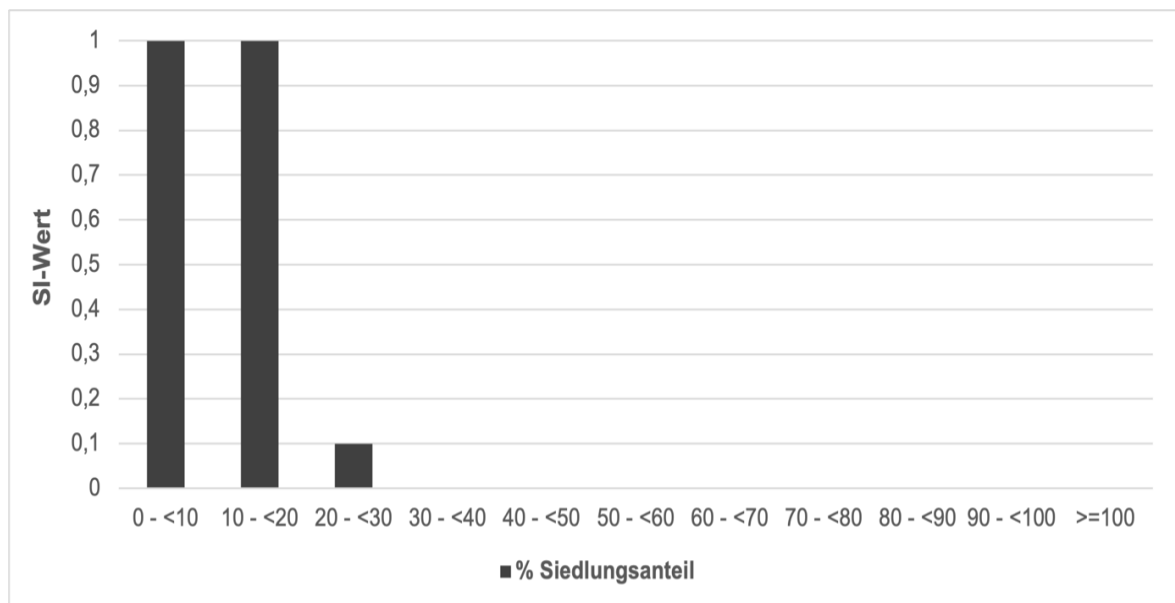


Abbildung 7: Zuordnung von Eignungswerten (SI- Werten) zu den Ausprägungsklassen der Eignungsvariable Siedlungsanteil

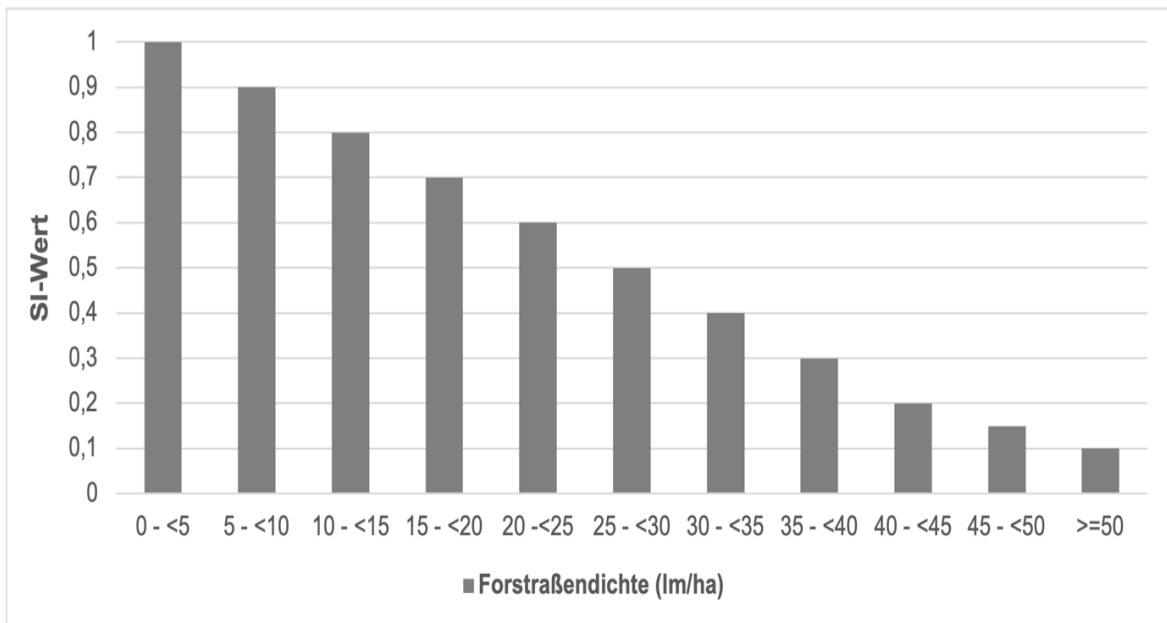


Abbildung 8: Zuordnung von Eignungswerten (SI-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Eignungsvariable Forststraßendichte

Geländeneigung (SI_{neigung})

Die Geländeneigung hat - neben vielen anderen Faktoren - Einfluss auf die Ausbildung eines entsprechenden Mikroklimas. Exponierte Standorte beeinflussen die Habitatqualität von Wildtieren auf unterschiedlichen Ebenen (Reimoser et al., 2006). Auf steilen Lagen kommt es im Winter im Vergleich zu Mulden durch die Einwirkung von Wind und Sonne zu einer früheren Ausaperung der Flächen. So ist aufgrund der verminderten Schneehöhe eine zeitigere und bessere Verfügbarkeit der Äsung zu erwarten (Fischer, 1985). Hinzu kommt noch der Sicherheitsaspekt, wenn in diesem Gebiet eine Beunruhigung vorhanden ist. Steile Lagen sind oftmals für Erholungssuchende nur mehr bedingt begehbar und ermöglichen dem Wild eine frühere Sicht auf eine potenzielle Bedrohung (Fischer & Gossow, 1987).

Ab einer gewissen Steilheit ist für das Rotwild keine Begehbarkeit mehr möglich und demnach sind diese Gebiete als Lebensraum nicht mehr geeignet (Abbildung 9).

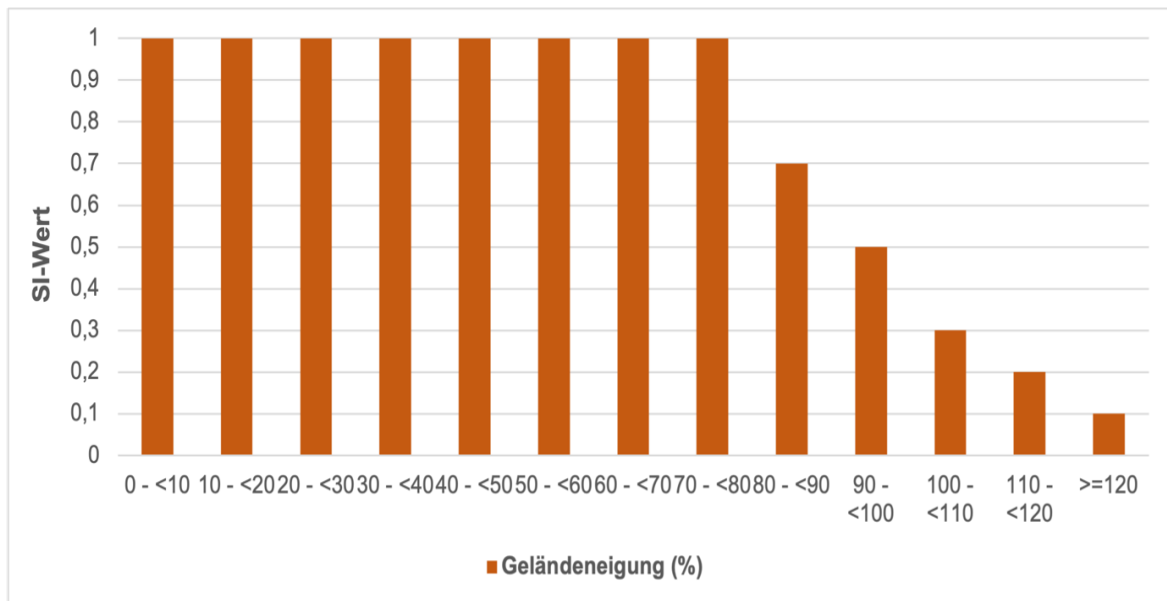


Abbildung 9: Zuordnung von Eignungswerten (SI-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Eignungsvariable Geländeneigung

Datenaufbereitung

Die Geländeneigung [%] wurde anhand des Digitalen Geländemodells (DGM) berechnet (Land Oberösterreich, 2020).

– Herleitung der modifizierenden Variablen, M-Werte und Gewichtung

Um mögliche und wesentliche Interaktionen zwischen verschiedenen Landschaftseigenschaften im Modell zu berücksichtigen, wurden zwei modifizierende Variablen (M), welche die Nachbarschaftsbeziehungen repräsentieren, verwendet. Demgemäß wurden die Variablen mit M-Werten ausgestattet, die die sonstige Eignung der Landschaft modifizieren.

Distanz zu Wald (M_{distwald})

Der positive Effekt von Wald für Rotwild wurde bereits zuvor erwähnt (siehe Kap. 2.3.1 Waldanteil). Grenzt eine Offenlandflächen an eine Waldfläche, so ist diese in Bezug auf das ganzjährige Lebensraumpotenzial für Rotwild anders zu beurteilen, als Offenlandflächen, welche sich in der Nähe einer Siedlung befinden. Mit der modifizierenden Variable Distanz zu Wald wird dieser positive Effekt von Waldflächen in das Modell miteinbezogen. Befindet sich ein Landschaftsbereich in einer Distanz von < 300 m entfernt von einer Waldfläche, wird diese mit einem M-Wert von 2 versehen (vgl. Abbildung 10). Durch den M-Wert über 1 können somit Flächen durch ihre Nähe zum Wald aufgewertet werden. Der Effekt wurde innerhalb einer Distanz von 500 m berücksichtigt (Nopp-Mayr et al., in prep.; O’Neil & Bump, 2014).

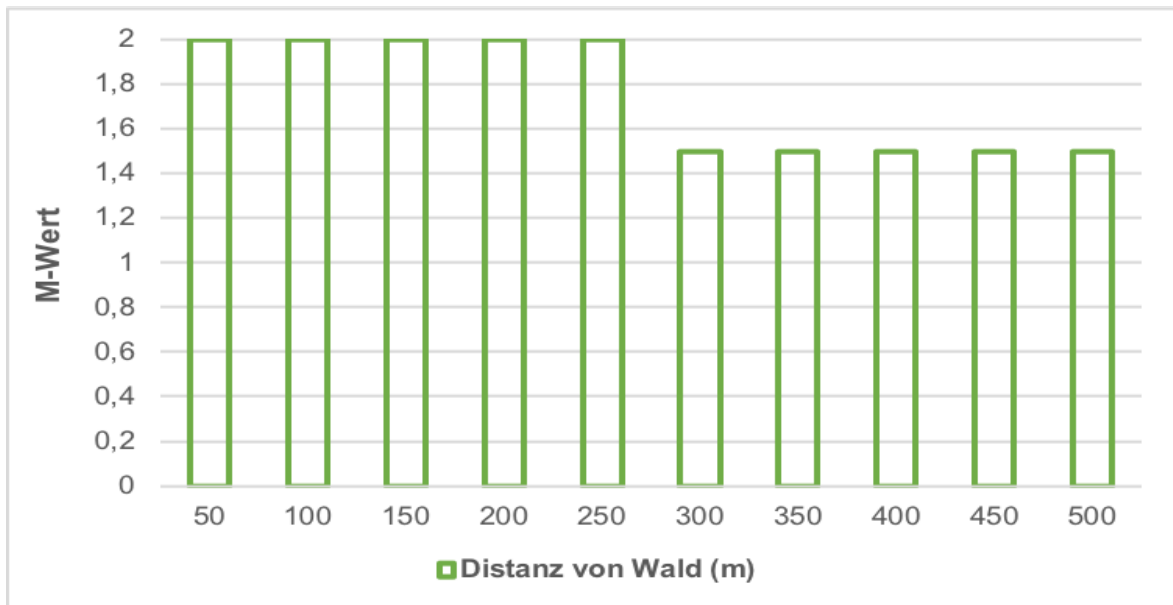


Abbildung 10: Zuordnung von Modifizierungswerten (M-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Modifizierenden Variable Distanz zu Wald

Datenaufbereitung

Aus den LISA Landbedeckungsdaten Wald erfolgte mithilfe der Euklidischen Entfernungsanalyse die Berechnung der Distanz [m] von Nichtwaldflächen zu Wald. Daraus ergab sich die Variable Distanz zu den Waldflächen.

Distanz zu Siedlung ($SI_{\text{distsiedl}}$)

Ähnlich verhält es sich bei der modifizierenden Variable Distanz zu Siedlung, für die angenommen wird, dass menschliche Siedlungsbereiche einen Störeffekt für das Rotwild darstellen (siehe Kap. 2.3.1 Siedlungsanteil). So kann es bei einer unmittelbaren Nähe zu Siedlungen zu einer Verminderung des ansonsten vorliegenden Lebensraumpotenzials kommen. Demnach wurden ausschließlich M-Werte ≤ 1 verwendet. Es wurden hierbei Entfernungen bis 700 m um Siedlungen berücksichtigt. Innerhalb von 300 m wurde ein starker Störeffekt angenommen und demnach das vorliegende Lebensraumpotenzial als deutlich vermindert eingestuft (vgl. Abbildung 11) (Nopp-Mayr et al. in prep.).

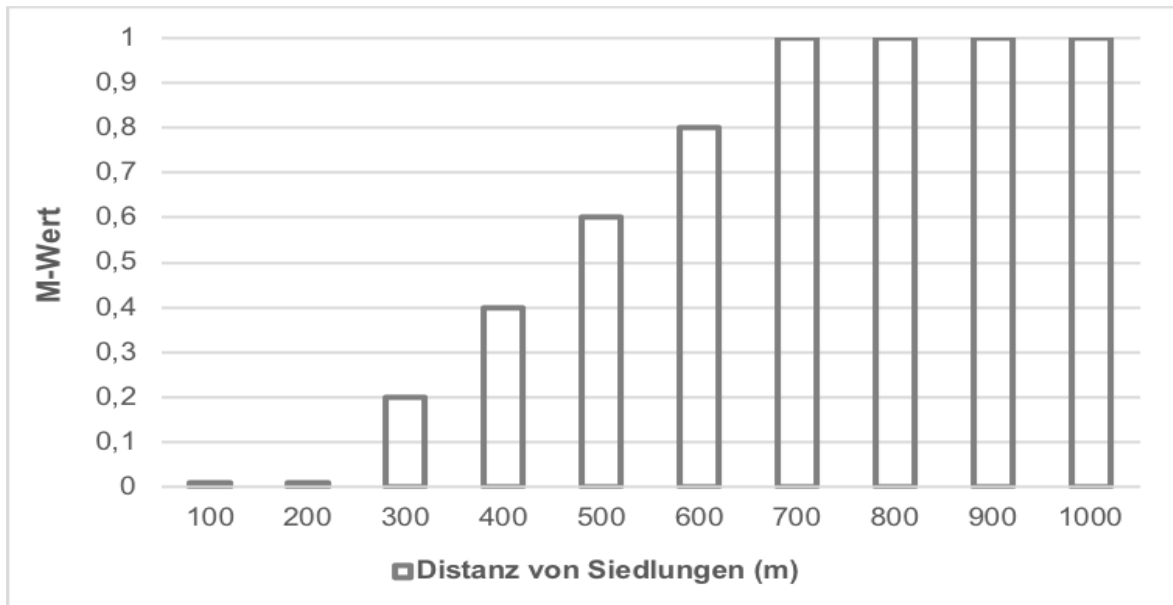


Abbildung 11: Zuordnung von Modifizierungswerten (M-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Modifizierenden Variable Distanz von Siedlung

Datenaufbereitung

Aus den LISA Landbedeckungsdaten Siedlung erfolgte mit Hilft der Euklidischen Entfernungsanalyse die Berechnung der Distanz [m] von Nichtsiedlungsflächen zu Siedlung.

2.3.2 Reduktion des ganzjährigen Lebensraumpotenzials durch winterliche Klimavariablen

Das zuvor erörterte ganzjährige Lebensraumpotenzial-Modell hat eine möglichst langfristige, konstante Aussage zum Ziel und beinhaltet daher keine zeitlich hochvariablen Effekte von einzelnen Jahreszeiten. Dennoch ist Österreich ein Land, in dem die unterschiedlichen Gegebenheiten in den Jahreszeiten Auswirkungen auf das Lebensraumpotenzial haben können. Um auch winterliche Bedingungen zu berücksichtigen, wurden dem Modell zwei winterliche Klimavariablen hinzugefügt, welche einen groben und robusten Annäherungsweg an die Reduktion des Lebensraumpotenzials durch winterlichen Klimavariablen widerspiegeln sollen (Nopp-Mayr et al. in prep.).

Schneedeckendauer (SI_{schnee})

Wagenknecht (1981) erwähnt, dass Gebiete mit lang anhaltender hoher Schneelage für das Rotwild nicht geeignet sind. Schnee beeinflusst das winterliche Nahrungsangebot sowie dessen Erreichbarkeit, welche vor allem in der vegetationsfreien Zeit für das Rotwild lebenswichtig ist (Beyer, 1987; Georgii & Schröder, 1983). Laut Reimoser et al. (2006) kann, neben der Schneehöhe, die Schneeverteilung und -qualität sowie die Schneedeckendauer zum entscheidenden ökologischen Faktor werden. Je länger die Schneedecke vorhanden ist, desto eher kann es zu Nahrungsengpässen kommen (Drechsler, 1991; Ernst, 1975; Raesfeld & Reulecke 1988). Die Schneedeckendauer

repräsentiert somit die winterliche Engpassituationen für das Rotwild und kann die Habitatqualität eines Lebensraumes entscheidend beeinflussen. Die Schneequalität wurde im Modell nicht weiter berücksichtigt, da diese einer jährlichen sowie auch täglichen Variation unterliegt. Somit erscheinen langfristig gültige Rückschlüsse auf das Lebensraumpotenzial als nicht sinnvoll (Nopp-Mayr et al. in prep.). Die Einteilung der Schneedeckendauer orientiert sich an Führer und Nopp (2001). Demzufolge wurde eine Schneedeckendauer von mehr als 120 Tagen als mindernd für das Lebensraumpotenzial gewertet (vgl. Abbildung 12).

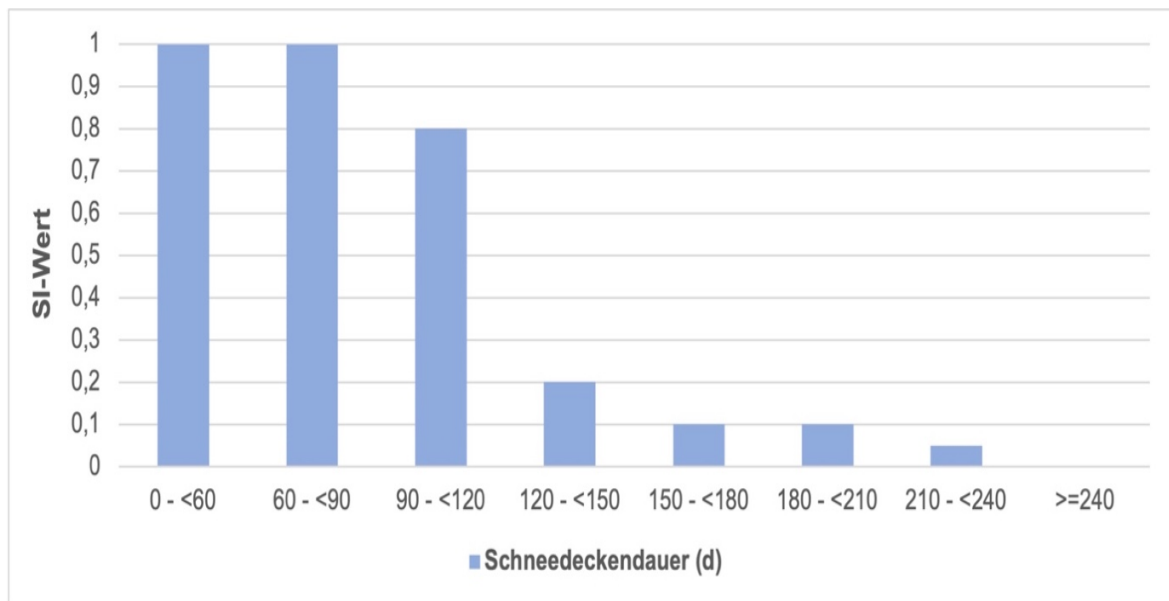


Abbildung 12: Zuordnung von Eignungswerten (SI-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Eignungsvariable Schneedeckendauer

Sonnenscheindauer (h, Jänner) (SI_{sonne})

Klimatische Zustände wie Inversionswetterlagen, Nebel oder Kaltluftseen beeinflussen das Lebensraumpotenzial entscheidend (Deutz et al., 2015). In den Hochlagen ergibt sich gegenüber Inversionslagen ein klimatischer Vorteil für das Rotwild. Im Vergleich zu den nebeligen kälteren Tallagen kommt es durch die vermehrte Sonneneinstrahlung zu einer Erhöhung der Temperatur in den höheren Lagen (Reimoser et al., 2006; Zeiler, 2005). Durch das frühere Abschmelzen des Schnees können ausapernde Flächen mit einem erhöhtem Nahrungsangebot entstehen (Zeiler, 2005). Die Anzahl der Sonnentage in den Wintermonaten steht demnach im engen Zusammenhang mit der Nahrungsverfügbarkeit sowie den thermischen Lebensbedingungen für Rotwild.

Aufgrund der hohen Korrelation mit den Werten der Monate Dezember und Februar wurde die durchschnittliche Sonnenscheindauer (in Stunden) im Monat Jänner gewählt. Die Sonnenscheindauer im Jänner repräsentiert die winterliche Einstrahlungssituation und charakterisiert daher hochwinterliche thermische Gunstlagen für das Rotwild (Nopp-Mayr et al. in prep.). Daher wird im Lebensraumpotenzial-Modell eine zunehmende mittlere Sonnenscheindauer im Jänner mit

einem möglichen ansteigenden Nahrungsangebot sowie verbesserten thermischen Bedingungen in Verbindung gebracht und demnach mit einem steigenden SI-Wert versehen (vgl. Abbildung 13).

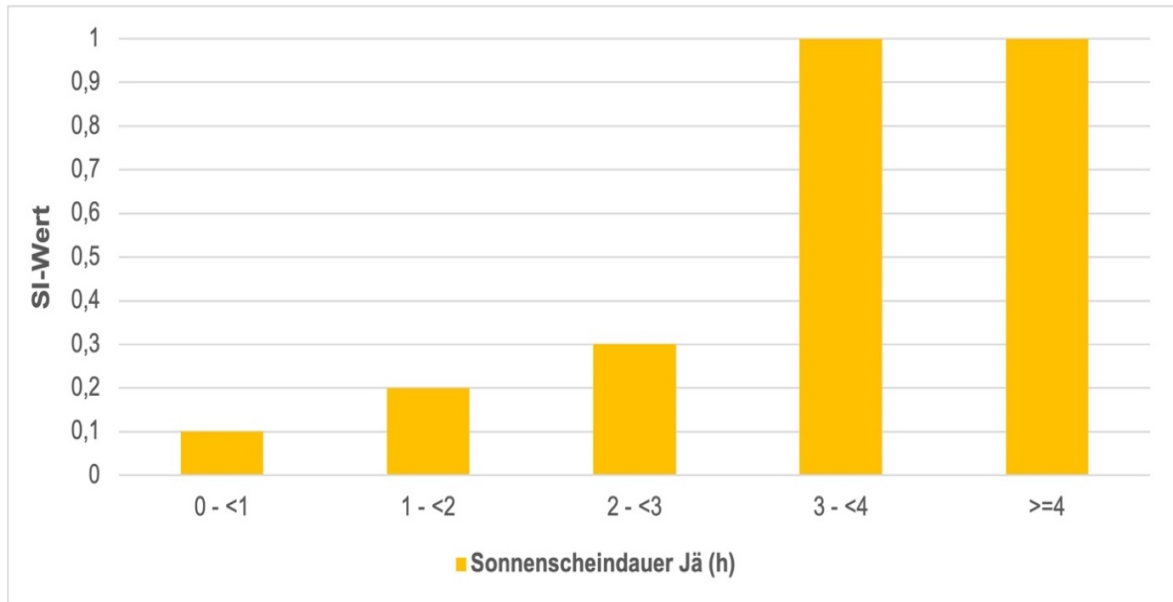


Abbildung 13: Zuordnung von Eignungswerten (SI-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Eignungsvariable Sonnenscheindauer

Datenaufbereitung

Um die durchschnittliche Sonnenscheindauer (h) für den Jänner zu erhalten, wurde der gesamte Tagesdatensatz (ZAMG, 2020) für den Monat Jänner in ArcGIS durch die Anzahl der Tage im Jänner dividiert.

2.3.3 Verknüpfung der Eignungsvariablen zum ganzjährigen Lebensraumpotenzial-Modell, Gewichtung der Funktionsterme

Zu den jeweiligen Ausprägungen der Eignungsvariablen wurden die Eignungspunkte (SI-Wert) zugeordnet. Anschließend erfolgte die Kombination der modifizierenden Variablen (M) mit den Eignungsvariablen, sowie die Gewichtung der einzelnen Terme, gemäß der nachstehenden Formel über das geometrische Mittel.

Die restlichen Terme des Modells wurden über ein arithmetisches Mittel verknüpft (siehe Formel 1). Um plausible Werte zu erhalten, wurden auch entsprechende Wenn-Dann-Regeln, die nachfolgend erläutert werden, eingeführt (Nopp-Mayr et al. in prep.).

Berechnungsformel ganzjähriges Lebensraumpotenzial (HSI_{ges})

$$\text{Formel 1: } HSI_{ges} = (2 * SI_{wald} + (SI_{offen} * M_{distwald} * M_{distsiedl})^{1/3} + (SI_{krumm} * M_{distwald} * M_{diststedl})^{1/3} + 4 * SI_{fels} + 2 * (SI_{siedl} * M_{distwa})^{1/2} + 2 * SI_{strasse} + SI_{neig}) / 13$$

Wenn-Dann-Regeln:

- Die Werte der Gleichung HSI_{ges} werden am Pixel nur verwendet, wenn der Felsanteil $< 40\%$ ist. Bei einem Felsanteil $> 40\%$ und einem Waldanteil $\geq 30\%$ am Pixel wird ohne eine Berechnung von Formel 1 ein HSI-Wert von 0,2 zugewiesen. Sinkt der Waldanteil bei einem Felsanteil von $> 40\%$ unter 30% , wird dem Pixel ohne weiterführende Berechnung ein HSI-Wert von 0 zugewiesen.
- Der Wert von Formel 1 (HSI_{ges}) wird wiederum nur verwendet, wenn der Siedlungsanteil am Pixel $< 40\%$ ist. Kommt es zu einem Siedlungsanteil $> 40\%$ am Pixel, wird ohne weitere Berechnung nur bei einem Waldanteil $> 30\%$ ein HSI von 0,2 vergeben. Sinkt auch der Waldanteil auf kleiner 30% erhält diese Fläche einen HSI-Wert von 0.
- Bei Distanz zu Wald handelt es sich, wie bereits zuvor erwähnt, um eine modifizierende Variable, die keinen Sinn ergeben würde, wenn der Lebensraumbereich ohnehin schon walddreich ist. Demnach wird diese Variable nur verwendet, wenn auf diesem Pixel ein Waldanteil von $< 40\%$ vorliegt (Nopp-Mayr et al. in prep.).

Um die Reduktion des Lebensraumpotenzials durch winterliche Klimavariablen darzustellen, wurde das ganzjährige Lebensraumpotenzial (HSI_{ges}) mit der Sonnenscheindauer und der Schneedeckendauer über das geometrische Mittel verknüpft (siehe Formel 2).

Berechnungsformel der Reduktion des Lebensraumpotenzials durch winterliche Klimavariablen ($HSI_{ges_reduziert_Winter}$)

$$\text{Formel 2: } HSI_{ges_reduziert_Winter} = (HSI_{ges} * SI_{Sonne} * SI_{Schnee})^{1/3}$$

Wenn- Dann- Regel:

Beim Berechnen des reduzierten Lebensraumpotenzials durch winterliche Klimavariablen wurde die sachlogische Regel aufgestellt, dass diese Variablen das Lebensraumpotenzial nur verschlechtern, nicht aber anheben können. Demnach wird im Falle, dass der Wert von $HSI_{ges_reduziert_Winter}$ größer ist als der Wert HSI_{ges} , der Wert von HSI_{ges} als Ergebnis herangezogen (siehe Formel 3) (Nopp-Mayr et al. in prep.).

$$\text{Formel 3: } HSI_{ges} \geq HSI_{ges_reduziert_Winter}$$

2.4 Modellierung der Schäleanfälligkeit von Wäldern

2.4.1 Schäleanfälligkeits- Modell

Das Prädispositions-Auslöser-Prinzip besagt, dass ein Lebewesen (in diesem Fall ein Waldbaum) aufgrund seiner Erbanlage und äußerer Einflüsse prädisponiert für Krankheiten oder Störfaktoren ist (Führer, 1987; Manion, 1991). Laut Reimoser et al. (2006) spielt besonders das Verhältnis von nahrungsunabhängigen Besiedlungsanreiz zu Äsungsangebot eine maßgebliche Rolle für die Schäleanfälligkeit des Waldes. Zeiler (2005) erwähnt das ökonomische Schäden am Wald stark mit dessen Bewirtschaftung zusammenhängen. Wie anfällig ein Bestand für Schälung ist, lässt sich demnach anhand von standörtlichen sowie bestandesbezogenen und anthropogenen Einflussfaktoren aufzeigen.

Führer & Nopp (2001) entwickelten ein Abschätzungssystem für die Schäleanfälligkeit von Waldbeständen und in der Folge für forstliche Schadensvorbeugung von Rotwild-Schäle, welches als Weiser für die Erkennung von Gefährdungsbereichen dienen soll. Aufgezeigt wird, dass mithilfe von geeigneten waldbaulichen Maßnahmen der Schäleanfälligkeit entgegengewirkt werden kann. Basierend auf empirischer Forschung (umfangreiche Literaturstudie) und Expertenwissen enthält das Abschätzungssystem 35 nahrungsabhängige sowie auch nahrungsunabhängige Einflussgrößen, die zu einer erhöhten Anfälligkeit von Waldbeständen führen können.

– Modellentwicklung und -anwendung

Im Rahmen der vorliegenden Masterarbeit konnte dieses Modell für die Beurteilung der Schäleanfälligkeit im Untersuchungsgebiet herangezogen werden.

Die Modellierung der Schäleanfälligkeit von Wäldern wurde von Nopp (1999) entwickelt. Das hier verwendete, wissensbasierte mechanistische Modell „Schäleanfälligkeit von Wäldern“ beruht auf dem Abschätzungssystem zur forstlichen Schadensvorbeugung von Rotwild-Schäle (Führer & Nopp, 2001) und dem in Folge verifizierten Modell von Nopp-Mayr et al. (2011). Ziel des Schäleanfälligkeits- Modells ist eine großräumige Darstellung der Schäleanfälligkeit, unabhängig von der gegenwärtigen Rotwildverbreitung und Dichte.

Die Auswahl der Eingangsgrößen für das Modell orientiert sich nach dem verifizierten Modell von Nopp-Mayr et al. (2011). Je nach Ausprägung der Variablen erfolgt eine Zuordnung von Prädispositionspunkten (= Gefährdungspunkten). So werden Variablenausprägungen, die zu einer Erhöhung der Prädisposition führen, mit einem positiven Vorzeichen versehen, und Variablenzustände, welche eine gefährdungsmindernde Wirkung aufweisen, mit einem negativen Vorzeichen. Je höher die Prädispositionspunkte, desto größer ist der Einfluss der vorhandenen Ausprägung einer Variable auf die Schäleanfälligkeit. Anschließend erfolgt – ähnlich wie beim zuvor

beschriebenen HSI-Ansatz – eine Gewichtung der einzelnen Eingangsvariablen, um ihren Beitrag zur Gesamtprädisposition zu repräsentieren und schließlich die Verknüpfung der Variablen durch einfache Algorithmen (siehe Kap. 2.4.3). Die Gewichtung ergibt sich daraus, wie stark die Eingangsvariable die Gesamtprädisposition prägt, wie sehr sie in Interaktion mit den weiteren im Modell berücksichtigten Größen steht, und wie gut sich ein Einfluss mit einer Größe repräsentieren lässt (Nopp-Mayr et al. in prep.).

Durch das Modell werden Bereiche ersichtlich, wo ein bevorzugter Aufenthalt von Rotwild (hoher nahrungsunabhängiger Besiedlungsanreiz) und geringen Äsungsmöglichkeiten aufeinandertreffen, die demnach ein hohes Risiko aufweisen, von Rotwild geschält zu werden.

Die Aussage des Modells bezieht sich auf einen mittel- bis langfristigen Zeithorizont sowie räumlich auf einen Hektar. Räumliche und zeitlich hochvariable Eingangsgrößen werden nicht berücksichtigt. Die Schäleanfälligkeit wurde ohne Winter- Klimavariablen (P_{ges}) sowie unter Berücksichtigung einer Winter-Klimavariablen (P_{ges_Winter}) berechnet. Diese Berechnung der Schäleanfälligkeit mit einer Winter-Klimavariablen berücksichtigt explizit die Schneedeckendauer (Nopp-Mayr et al. in prep.).

Eingangsvariablen

- Nadelholzanteil (%- Anteil der Kategorie Nadelholz bezogen auf 1 ha-Pixel)
- Deckungsgrad (%- Anteil der Kategorie Deckungsgrad bezogen auf 1 ha-Pixel)
- Bestandesklassen (Klasse bezogen auf 1 ha-Pixel)
- Schichtigkeit (Klasse bezogen auf 1 ha-Pixel)
- Offenlandanteil (%- Anteil der Landschaftskategorie Offenland bezogen auf 1 ha-Pixel)
- Forststraßendichte (Erschließungsdichte im Wald durch Forststraßen in lfm/ha bezogen auf 1 ha-Pixel)
- Geländeneigung (Neigung in % bezogen auf 1 ha-Pixel)

Winterliche Klimavariablen

- Schneedeckendauer (Dauer der Schneedecke in Tage (d) bezogen auf 1 ha-Pixel)

- Herleitung der Eingangsgrößen

Nachfolgend wird die Argumentation für die Auswahl der einzelnen Variablen dargestellt.

Deckungsgrad (P_{deckung})

Gewichtung: 4

Die Variable Deckungsgrad spiegelt wider, wie stark der Waldboden durch Baumkronen überschirmt wird. Völk (1997) und Reimoser (1988) beschreiben den Deckungsgrad als entscheidendes Element für die Äsungsverfügbarkeit. Ebenso erwähnt Hegemann (1990) in seiner Dissertation Äsungsmangel als eine Schälursache. Auch im Verifizierungsfall des Schälanfälligkeitsmodells (NP Kalkalpen, Naturrauminventur) von Nopp-Mayr et al. (2011) konnte bestätigt werden, dass bei steigenden Kronenschlussgraden die Schälhäufigkeit zunimmt. Auf Flächen mit hohen Deckungsgraden herrschen Lichtmangel am Boden vor, mit der Folge, dass nur wenig bis gar keine Vegetation aufkommen kann. Laut Rheinberger & Suter (2006) kann die Rinde bei unzureichendem Äsungsangebot als Ersatznahrung dienen. Zusätzlich haben dichte Nadelholzbestände eine hohe Interzeptionskapazität sowie Abstrahlungsschutz. Niederschläge werden stärker zurückgehalten als auf offenen Bereichen. Dadurch entstehen Flächen mit guten Klimaschutzeigenschaften für Rotwild (Führer & Nopp, 2001). Diese Kombination aus nahrungsunabhängigem Besiedlungsanreiz und mangelhaftem Nahrungsangebot erhöht die Prädisposition maßgebend (vgl. Abbildung 14)

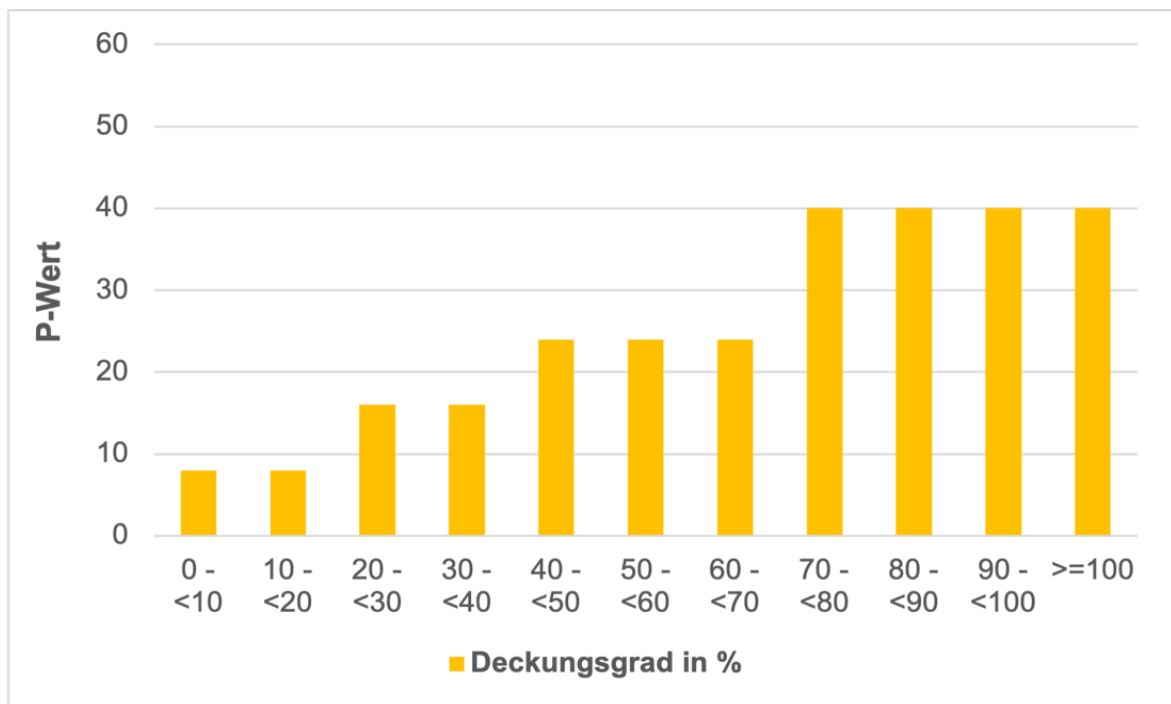


Abbildung 14: Zuordnung von Prädispositionswerten (P-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Variablen Deckungsgrad

Nadelholzanteil (P_{nh_Anteil})

Gewichtung: 2

In der Literatur wird vielfach die unterschiedliche Bevorzugung der Baumarten durch das Rotwild erwähnt. So sind vor allem Fichtenreinbestände besonders prädisponiert für Schälung (Bützler, 2001; Reimoser et al., 2006; Reimoser & Wildauer, 2012; Völk, 1998; Völk, 1997; Wagenknecht, 1981; Zeiler, 2005). Auch von Nopp-Mayr et al. (2011) konnte diese erhöhte Prädisposition von Nadelholz mit dem Verifizierungsfall (NP Kalkalpen, Naturrauminventur) nachgewiesen werden. Bereits eine geringe Erhöhung des Mischungsanteil an Laubholz brachte bei den Erhebungen von Völk (1997) eine geringere Prädisposition mit sich. Waldbestände mit erhöhten Laubholzanteil haben eine besser entwickelte Kraut- und Strauchschicht und bieten so ein größeres Angebot an Äsung (Debeljak et al., 2001).

Schnee und Regen werden von Nadelbäumen besser zurückgehalten als von Laubbäumen und bieten so das gesamte Jahr Schutz vor ungünstigen Witterungen. Dadurch entsteht eine besondere Klimaschutzwirkung, die einen hohen Besiedlungsanreiz auf das Rotwild ausübt (Nopp-Mayr et al., 2012). Hinzu kommt, dass die immergrünen Bestände meist nur wenig Bodenvegetation aufkommen lassen, wodurch vielfach ein geringeres Nahrungsangebot als in Mischbeständen existiert (Reimoser, 1988). Daraus ergibt sich laut Reimoser (1986) eine ökologische Falle aus Besiedlungsanreiz und Nahrungsknappheit. Eine Zunahme des Nadelholzanteils bewirkt somit ein erhöhtes Gefährdungspotenzial für Schälung (vgl. Abbildung 15).

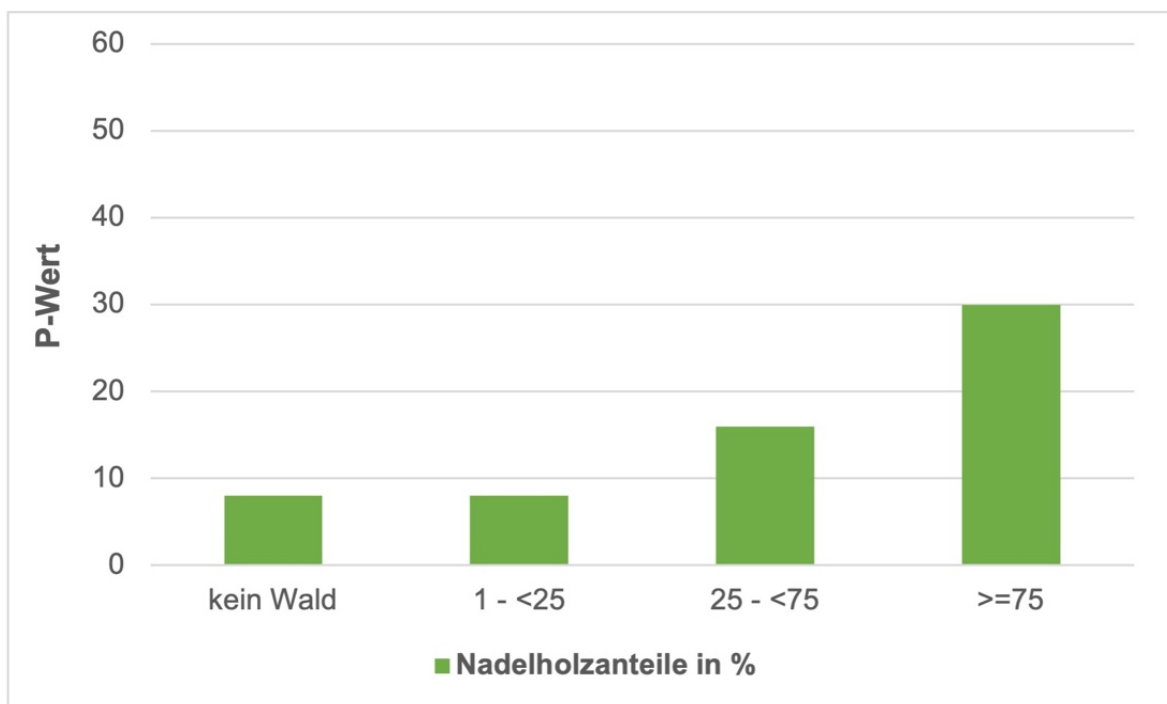


Abbildung 15: Zuordnung von Prädispositionswerten (P-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Variablen Nadelholzanteil

Bestandesklassen ($P_{\text{bestandeskl}}$)

Gewichtung: 5

Je nach Bestandesklasse ist ein Waldbestand unterschiedlich anfällig für Schälung (Nopp-Mayr et al., 2012). Mit zunehmenden Alter werden viele Baumarten aufgrund der veränderten Rindenstruktur sowie Nährstoffzusammensetzung weniger schälattraktiv für das Rotwild (Rheinberger & Suter, 2006; Wagenknecht, 1981). Junge Rinde bietet wiederum einen Futterwert, der dem von frischem Wiesengras entspricht (Wagenknecht, 1981). Laut Reimoser et al. (2006) ist es im Stangen- und Baumholz um bis zu 6 Grad wärmer als am Freiland, infolgedessen kann die Klimaschutzwirkung in diesen Bestandesphasen auch zum Besiedlungsanreiz beitragen.

Demnach sind bei den Bestandesklassen hauptsächlich Dickungsphasen sowie Stangenholz besonders gefährdet (Petrak, 1990; Rheinberger & Suter, 2006; Zeiler, 2005). Dieses Muster konnte auch im Verifizierungsfall (NP Kalkalpen, Naturrauminventur) klar bestätigt werden (Nopp-Mayr et al., 2011). Da auch Jungwüchse in absehbarer Zeit in die stärker gefährdete Phase der Dickung einwachsen, wurde die Beurteilung der Jungwüchse an der Dickungsphase orientiert (vgl. Abbildung 16). Aufgrund der fundamentalen Aussagekraft der Bestandesklasse bei der Herleitung der Prädisposition, wird diese mit einer entsprechende Gewichtung von 5 versehen (Führer & Nopp, 2001).

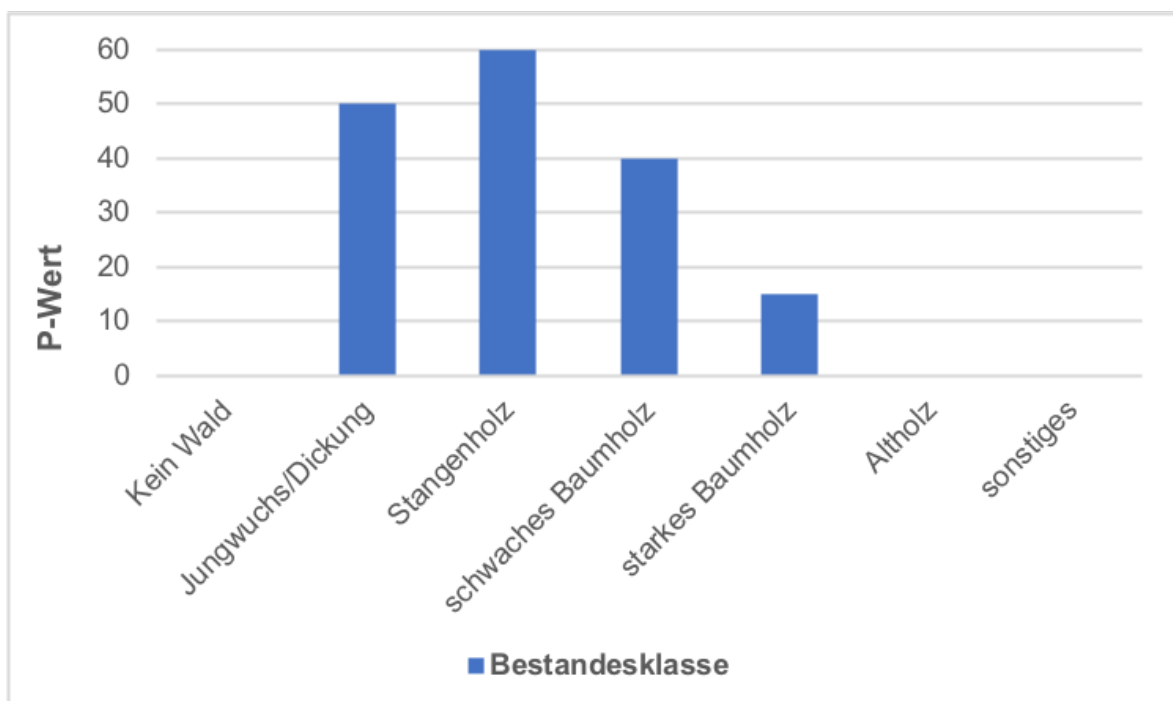


Abbildung 16: Zuordnung von Prädispositionswerten (P-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Variablen Bestandesklasse

Datenaufbereitung

Anhand der Daten Mittel der nDOM Höhen (BFW, 2020) und dem Alter, entnommen aus dem Referenzdatensatz (ÖBf, 2019), konnte die Bestandesklasse wie in Tabelle 1 ersichtlich, hergeleitet werden.

Tabelle 1: Klassifizierung der Bestandesklassen anhand der mittleren Baumhöhe (BFW, 2020) und des Alters (ÖBf, 2019)

Alter	Mittel der nDOM Höhen	Bestandesklasse
0 bis 20	0-8	Jungwuchs/Dickung
21 - 40	8 – 20	Stangenholz
41- 60	20 - 25	Schwaches Baumholz
61- 80	35 – 30	Starkes Baumholz
>81	>30	Altholz

Forstraßendichte (P_{forststr})

Gewichtung: 2

Flächen in unmittelbarer Nähe von Forststraßen werden vom Rotwild gemieden (Fischer, 1985; Petrak, 1988; Wotschikowsky et al., 1986). Beunruhigung im Wald, ausgelöst durch anthropogene Störungen, können zu einer Veränderung des Raum- Zeit- Nutzungsmuster führen. Hierbei kann die Situation auftreten, dass Rotwild in einem Gebiet mit Störungsdruck, dieses zwar nicht verlässt, aber seine Raum-Zeit-Nutzung anpasst, und demnach seine Aufenthaltsdauer außerhalb dieser Vermeidungsflächen verlängert. Dadurch werden Bereiche überdurchschnittlich intensiv genutzt, da der Sicherheitsaspekt in Relation zu den anderen Bereichen wesentlich höher ist (Nopp-Mayr et al., 2011; Reimoser, & Wildauer, 2012). Um seinen Äsungszyklus aufrecht zu erhalten, kann Rotwild unter derartigen Bedingungen auf Ersatzäsung ausweichen (Bützler, 2001). Die Folge sind kompensatorische Schälungen in den Tageseinständen und der Umgebung (Deutz et al., 2015; Pheiffer, 1983). Im Verifizierungsfall (NP Kalkalpen, Naturrauminventur) von Nopp-Mayr et al. (2011) konnte nachgewiesen werden, dass die Anzahl von geschälten Stämmen in direkter Nähe von Forstraßen sehr gering ist, außerhalb dieser Bereiche es jedoch zu einer Zunahme der geschälten Stämme kommt und bei ausreichender Entfernung die Anzahl wieder abnimmt.

Daraus lässt sich erkennen, dass Forststraßen durchaus Störungspotenzial für Rotwild bergen. Je höher daher die Forststraßendichte, desto prädisponierter ist diese Fläche für Schälung (vgl. Abbildung 17)

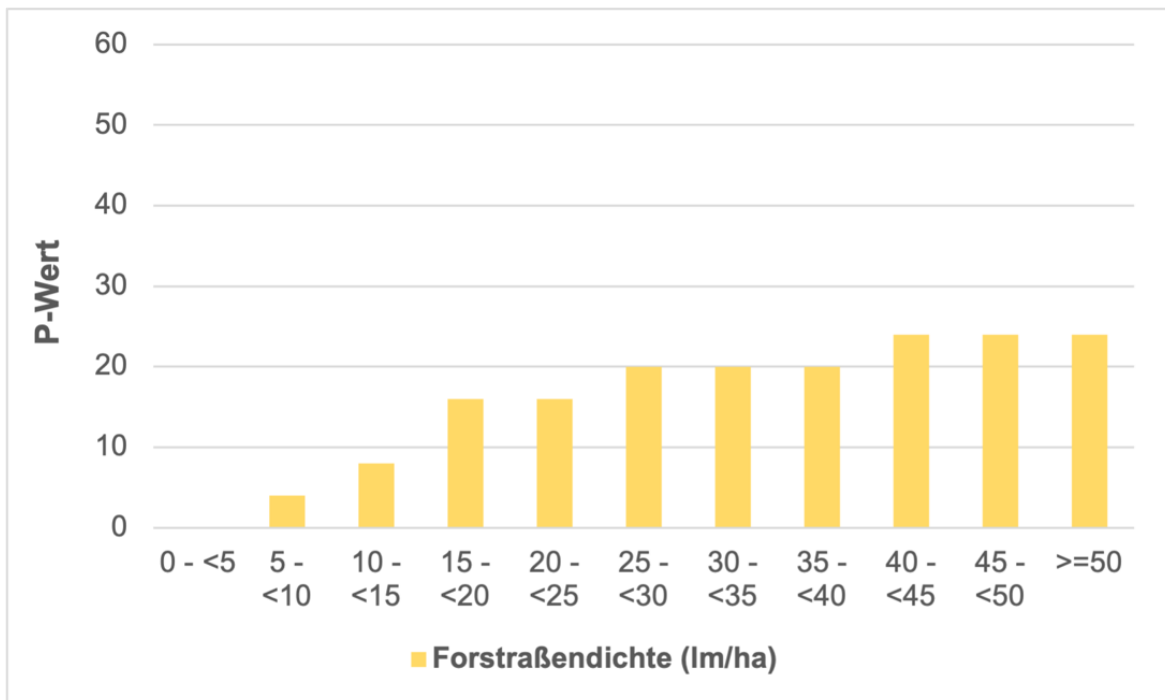


Abbildung 17: Zuordnung von Prädispositionswerten (P-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Variablen Forststraßendichte

Datenaufbereitung

Die Forststraßen Polygon Linien (BFW, 2017) wurden mit einem Raster (1 ha) geschnitten, und danach die Länge der Forststraße, welche sich im ha- Pixel befindet ermittelt. Daraus ergibt sich die Forststraßendichte in Laufmeter pro Hektar (lfm/ha).

Geländeneigung (P_{neigung})

Gewichtung: 1

Ebene Geländestrukturen weisen eine höhere Schneebedeckung auf und sind daher mit deutlich reduziertem verfügbarem Äsungsangebot in den Wintermonaten ausgestattet (Petrak, 1990). Steile Flächen hingegen bieten infolge der geringeren Schneebedeckung eine potenziell besser verfügbare Äsung (Fischer, 1985). Weiters kommt es mit zunehmender Geländeneigung, bei den Bäumen zu einer gröberen Ausbildung der Borke und somit zu einer geringeren Anfälligkeit (Führer & Nopp, 2001).

Ein erhöhtes Schälbedürfnis kann auch durch Beunruhigung entstehen (Reimoser & Reimoser, 2019). Bereiche in steilen Lagen sind meist für Menschen nur schwer zugänglich und bieten dem Rotwild Sicherheit und Ruhe (Fischer & Gossow, 1987). Laut Reimoser (1986) gibt es einen

artspezifischen Grenzwert für die Begehrbarkeit in Bezug auf die Geländeneigung. Wird dieser überschritten, sind die entsprechenden Geländebereiche nicht mehr prädisponiert, weil Rotwild sie nicht erreichen kann. Somit ergeben sich bei geringer Geländeneigung Bereiche aus einer Kombination von hoher Schneebedeckung und gering verfügbarer Äsung, welche vor allem im Winter prädisponiert für Schälung sind (Führer & Nopp, 2001). Steilere Geländebereiche hingegen wirken sich günstig auf das Sicherheitsempfinden zu allen Jahreszeiten sowie auf die Verfügbarkeit von Äsung im Winter aus.

Demnach ergibt sich eine abnehmende Gefährdung mit zunehmender Neigungsklasse (vgl. Abbildung 18). Aufgrund der zahlreichen Effekte die bei der Einflussgröße Geländeneigung zusammenspielen, sowie das Vorhandensein von jahreszeitlichen und demographischen Unterschieden, wird hier mit einer geringen Gewichtung diesen Unsicherheiten besser Rechnung getragen.

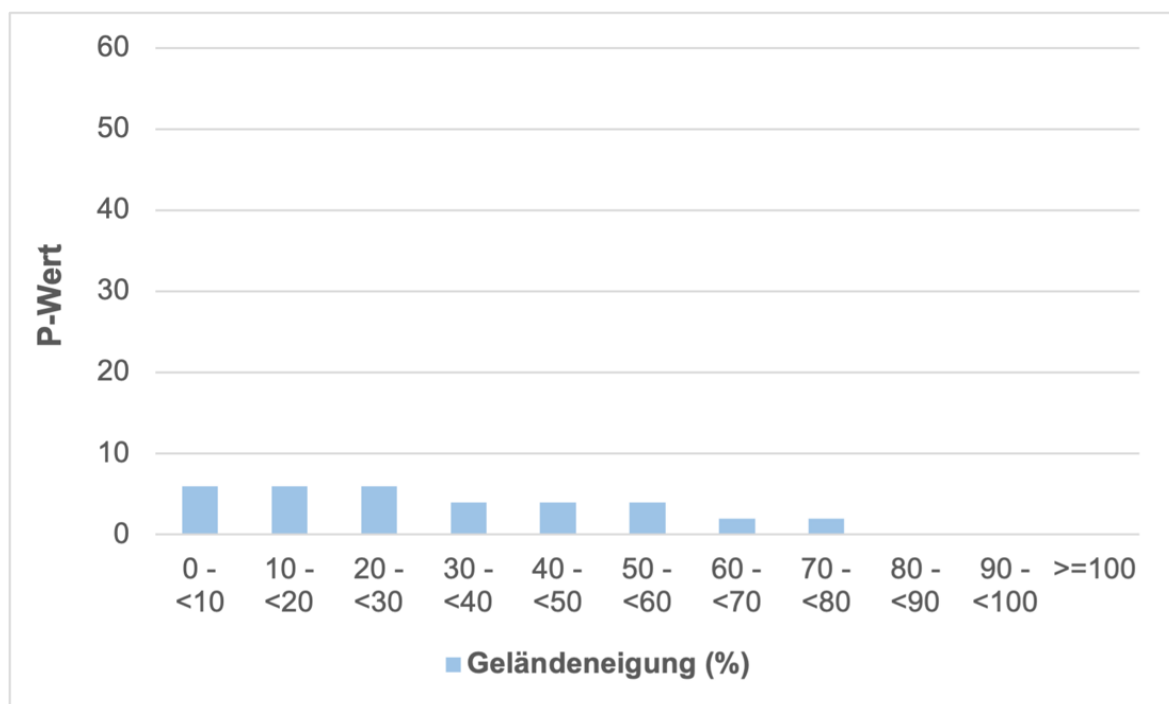


Abbildung 18: Zuordnung von Prädispositionswerten (P-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Variablen Geländeneigung

Datenaufbereitung

Die Geländeneigung (%) wurde anhand des Digitalen Geländemodells (DGM) (Land Oberösterreich, 2020) berechnet.

Schichtigkeit (P_{schicht})

Gewichtung: 3

In Bezug auf die vertikale Struktur von Waldbeständen wird in der Literatur vielfach erwähnt, dass einschichtige Bestände eine erhöhte Schäleanfälligkeit aufweisen (Reimoser, 1988; Völk, 1997). Reimoser erwähnt insbesondere die erhöhte Prädisposition von einschichtigem Stangenholz und Dickung (Reimoser, et al., 2006). Über die vertikale Bestandesstruktur werden Licht- und Witterungsverhältnisse im Bestand beeinflusst, die in engem Zusammenhang mit der Entwicklung von Bodenvegetation und den Klimaschutzeigenschaften zu sehen sind (Fischer, 1985). Jede Form von krautiger und grasiger Bodenvegetation erhöht das Äsungsangebot bedeutet somit eine Entlastung der schäleanfälligen Vegetation (Deutz et al., 2015; Picard et al., 1991). Ein Aufkommen entsprechender Bodenvegetation ist jedoch nur möglich, wenn ausreichend Licht an den Waldboden gelangt. Wagenknecht (1981) erwähnt, dass sich in dicht geschlossenen Beständen nur mäßig bis keine Boden- und Strauchvegetation bilden kann und somit dem Wild eine wichtige Äsungsgrundlage fehlt.

Dadurch entstehen Bereiche, die aus einer Kombination von hohem Besiedlungsanreiz durch Klima- und Feindschutz sowie fehlendem oder mangelhaftem Äsungsangebot eine besondere Prädisposition für Schälung aufweisen (vgl. Abbildung 19).

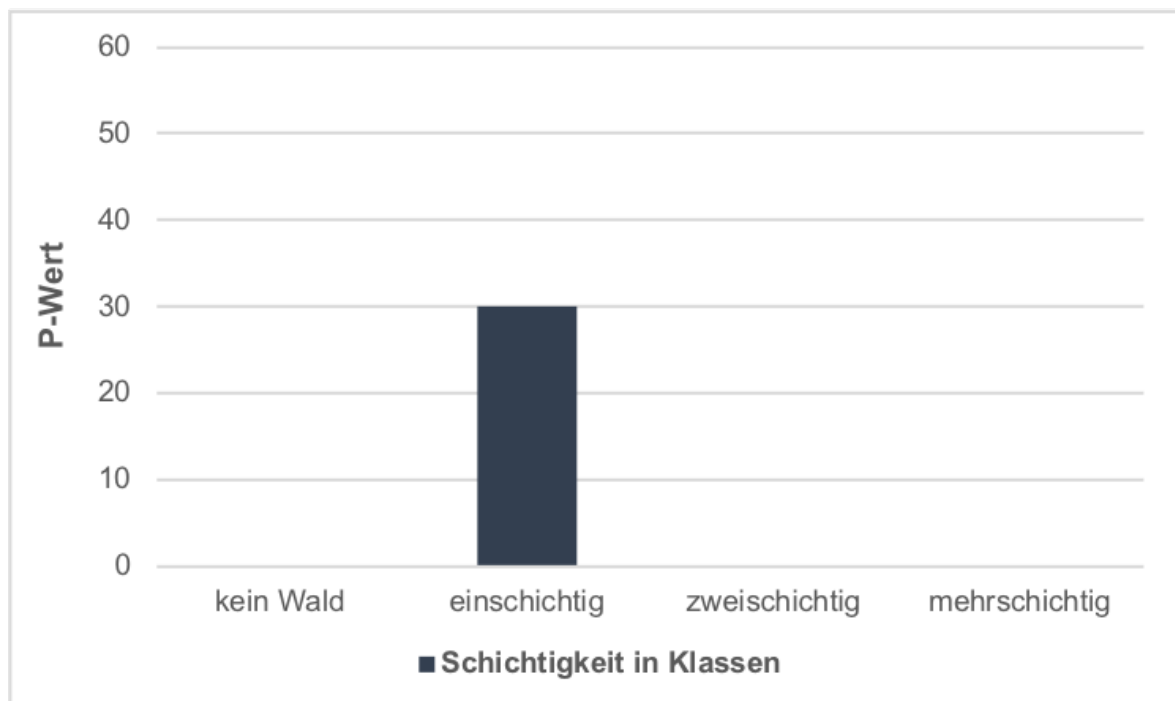


Abbildung 19: Zuordnung von Prädispositionswerten (P-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Variablen Schichtigkeit

Datenaufbereitung:

Aufgrund der fehlenden flächendeckenden Verfügbarkeit dieser Einflussgröße ist diese mit dem Datensatz Varianz der nDOM-Höhen (BFW, 2020) und dem Referenzdatensatz, Forsteinrichtungsdaten FR Schneegattern (ÖBf, 2019) hergeleitet worden.

In ArcGIS erfolgte die Umwandlung der Varianz der nDOM- Höhen (BFW, 2020) in den Variationskoeffizienten, da dieser eine wesentlich bessere Vergleichbarkeit bietet. Der Variationskoeffizient wurde dann mit der Anzahl der Schichten, welche im Waldentwicklungsplan vom FR Schneegattern (ÖBf, 2019) angeführt sind, referenziert. Bei einem Variationskoeffizient von $0,1 - 0,5$ waren homogene (= einschichtige) Bestände festzustellen. Bei einem Variationskoeffizient $> 0,5$ war deutlich zu erkennen, dass dies vor allem Blößen und Jungwuchsflächen sind oder Bestände mit einem räumig bis lückigen Kronenschluss. Dadurch ist anzunehmen das hier ausreichend Licht am Boden gelangt, und keine Bereiche entstehen, die eine Kombination aus hohen Besiedlungsanreiz und fehlenden Äsungsangebot aufweisen.

Aufgrund der Datenlage war es nur möglich anhand des Variationskoeffizienten einschichtige Bestände zu klassifizieren (vgl. Tabelle 2). Da im Schäleanfälligkeits-Modell lediglich diese gewichtet sind, ist diese Klassifizierung für das Modell ausreichend.

Tabelle 2: Herleitung des Variationskoeffizienten

Variationskoeffizient	Schichtung
0,1 – 0,5	einschichtig

Offen-/Weideland (P_{weide})

Gewichtung: 1

Die auf Offenlandflächen verfügbare Grasvegetation ist für das Rotwild als strukturreiche Äsung für den Verdauungsapparat essenziell (Picard et al., 1991). Jedoch unterliegt die Äsungsmöglichkeit auf Offenlandflächen einer saisonalen Abhängigkeit. So kann es sein, dass auf Offenlandflächen in tieferen, flachen Lagen aufgrund der winterlichen hohen Schneebedeckung kaum Äsung verfügbar ist (Petrak, 1990) und in den Hochlagen auf den abgewehten Höhenrücken das Rotwild auch im Winter Nahrung findet (Zeiler, 2005). Zu beachten ist aber auch, dass es bei einem zu hohen Anteil an Offenlandflächen in Relation zu Deckung bietenden Waldflächen (Waldparzellierung) zu einer hohen Wildkonzentration in den vorhandenen Waldinseln kommen kann (Reimoser, 1988). Auch Wagenknecht (1978) spricht von einer entsprechenden erhöhten Gefährdung durch Waldparzellierung. Reimoser et al. (2006) erwähnen, dass sich insbesondere bei einer ungünstigen Waldverteilung eine erhöhte Wildschadensanfälligkeit ergibt. Weiters werden große

Offenlandflächen meist landwirtschaftlich bewirtschaftet. Eine starke Beunruhigung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen kann zu erhöhten Schalenwildkonzentration im Wald führen, was wiederum Schälung hervorrufen kann (Reimoser et al., 2006).

Angeichts dieser Aussage wurden für Offenlandflächen mit einem Anteil von 10 bis 30% prädispositionsmindernde Punkte vergeben und für Offenlandflächen von über 30% prädispositionssteigernde Punkte (vgl. Abbildung 20).

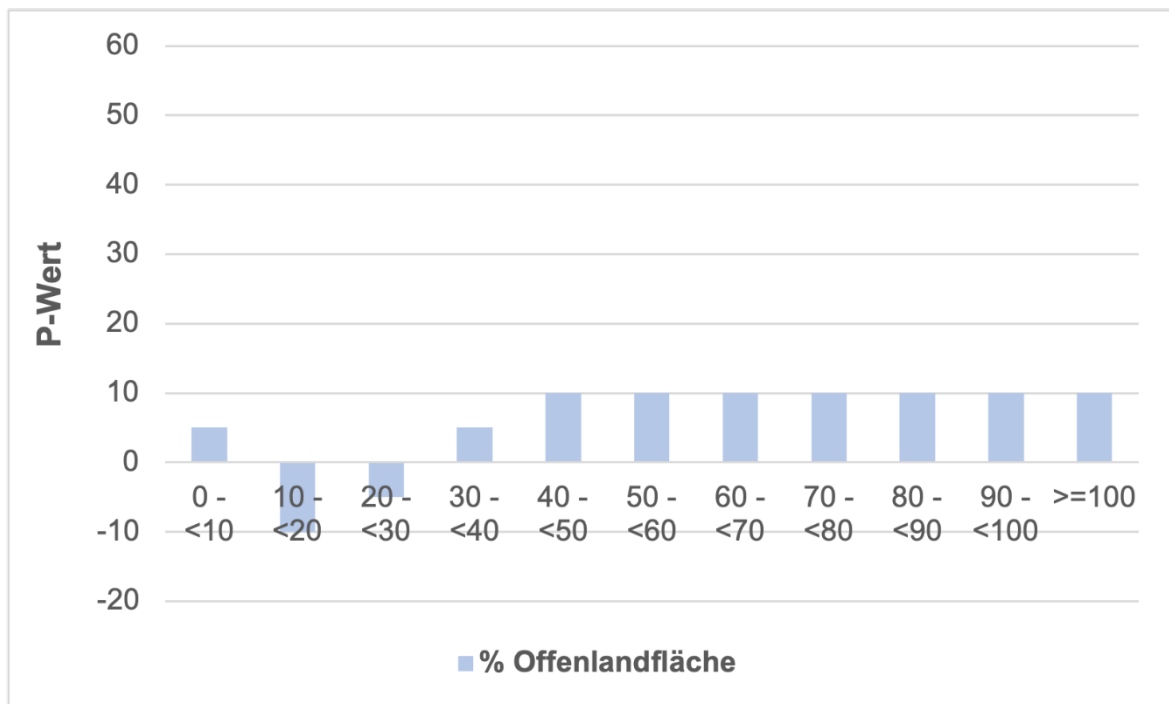


Abbildung 20: Zuordnung von Prädispositionswerten (P-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Variablen Offenlandanteil

2.4.2 Schälanfälligkeits- Modell mit Berücksichtigung einer winterlichen Klimavariablen

In Österreich ist das Bild der Winterschale im Vergleich zu Sommerschale dominierend (Quelle). Winterschale kann durch winterliche Bedingungen geprägt sein. Demnach wurde zusätzlich ein Schäl-Anfälligkeit modelliert, welche eine winterliche Klimavariablen (=Schneedeckendauer) berücksichtigt.

Schneedeckendauer ($P_{\text{schneedecke}}$)

Gewichtung: 1

Die Schneebedeckung übt einen Einfluss auf die Erreichbarkeit der winterlichen Nahrungsquellen sowie auf die Mobilität des Wildes in den Wintermonaten aus (Georgii & Schröder, 1983). Winterliche Nahrungs-Engpasssituationen können u.a. mit der Dauer der Schneebedeckung in Zusammenhang gebracht werden (Ernst, 1975; Raesfeld & Reulecke, 1988; Ueckermann, 1960). Bei

unterschiedlichen Schneesituationen in benachbarten Gebieten kann es auch dazu kommen, dass sich Rotwild vermehrt in den Bereichen aufhält, wo die Schneedecke verhältnismäßig kürzer und weniger mächtig ist, als in den umliegenden Geländebereichen. Dadurch ergeben sich wintergatterartige Bedingungen, welche zu einem erhöhten Schäleaufkommen führen (Völk, 1998). Daraus lässt sich schließen, je länger die Dauer der Schneedecke, desto höher die Gefährdung das schäleanfällige Vegetation als Äsung dient.

Die Punktevergabe wurde derart vorgenommen, dass eine durchschnittliche Schneedeckendauer von mehr als 210 Tagen als lange bzw sehr lange definiert und mit der höchsten Punktezahl versehen wurde (vgl. Abbildung 21). Auch die Höhe und Qualität der Schneebedeckung ist bei dieser Thematik nicht unwesentlich. Aufgrund der hohen jährlichen sowie auch täglichen Variation der Quantität und Qualität der Schneebedeckung, wurden diese Einflussgröße, für eine mittel- bis langfristige gültige Aussage der Gefährdungsmomente nicht weiter berücksichtigt.

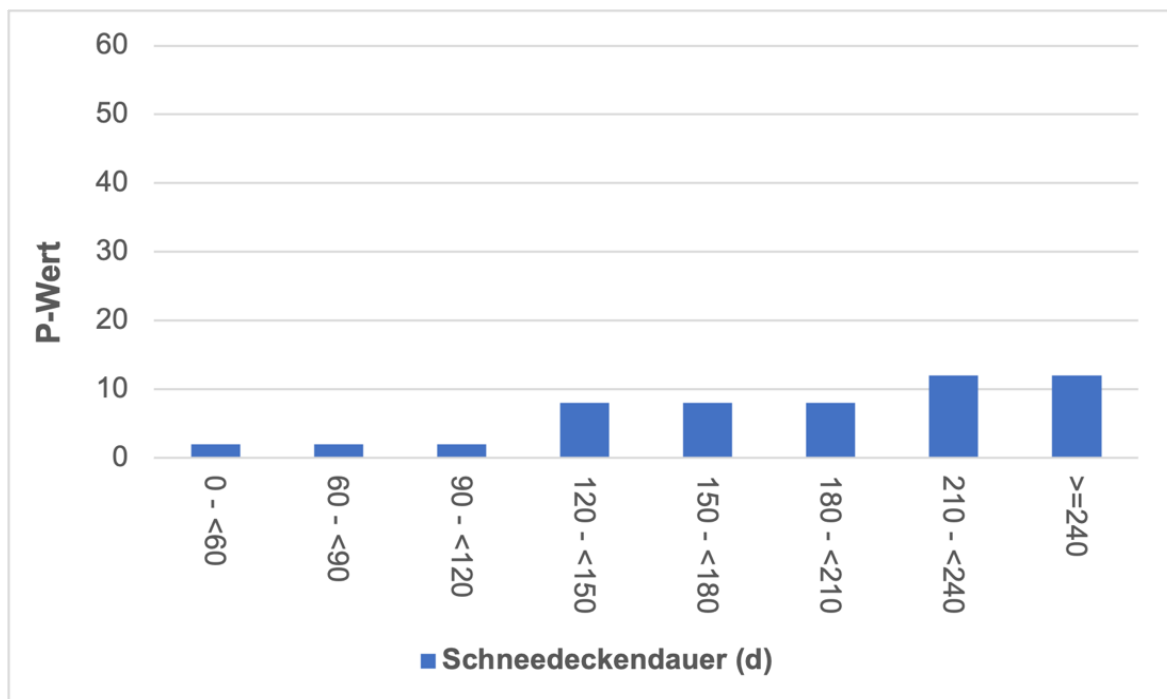


Abbildung 21: Zuordnung von Prädispositionswerten (P-Werten) zu den Ausprägungsklassen der Variablen Schneedeckendauer

2.4.3 Verknüpfung der Eingangsgrößen

Voranstehend wurde die Zuordnung der Prädispositionspunkte gemäß der jeweiligen Ausprägung der Eingangsgrößen sowie deren Gewichtung argumentiert, die in Summe den Beitrag der Eingangsgrößen zur der Gesamtprädisposition repräsentieren. Diese gewichteten Prädispositionsindikatoren (P) werden im Schäleanfälligkeits-Modell gemäß der nachstehenden Berechnungsformel addiert und der rechnerisch höchst möglichen Prädisposition (=max.

Prädisposition), die innerhalb dieses Systems erreicht werden kann, gegenübergestellt. Je höher der Wert in einem Pixel, desto höher ist die Prädisposition einzustufen.

Durch diese additive Verknüpfung ist es auch möglich, dass Prädispositionsindikatoren mit einer ungünstigen Ausprägung durch eine günstige Ausprägung eines anderen Prädispositionsindikators kompensiert werden können. Die Prädispositionsberechnung wurde mit (siehe Formel 4) und ohne winterliche Klimavariablen (siehe Formel 5) berechnet (Nopp-Mayr et al. in prep.).

Berechnungsformel Schälleanfälligkeit (P_{ges})

$$\textbf{Formel 4: } P_{ges} = (P_{nh_Anteil} + P_{Deckung} + P_{Bestandeskl} + P_{Schicht} + P_{Weide} + P_{Forststr} + P_{Neigung}) / 200$$

Berechnungsformel der Schälleanfälligkeit mit Berücksichtigung einer Winter-Klimavariablen (P_{ges_Winter})

$$\textbf{Formel 5: } P_{ges_Winter} = (P_{nh_Anteil} + P_{Deckung} + P_{Bestandeskl} + P_{Schicht} + P_{Weide} + P_{Forststr} + P_{Neigung} + P_{Schneedecke}) / 212$$

2.5 Modellierung des schällebezogenen Konfliktpotenzials von Wäldern (Hybridmodell)

Die Verschneidung des Lebensraumpotenzial-Modells mit dem Schälleanfälligkeits-Modell soll erkennbar machen, welche Waldbereiche ein geringeres und höheres schällebezogenes Konfliktpotenzial in Bezug auf Rotwild in sich tragen. Ziel ist es, Flächen mit einem hohen Lebensraumpotenzial und einer geringen Schälleanfälligkeit hervorzuheben, da diese das geringstmögliche, schällebezogene Konfliktpotenzial aufweisen. Das Hybridmodell sollte immer in Zusammenschau mit dem Lebensraumpotenzial-Modell und dem Schälleanfälligkeits-Modell interpretiert werden. Je höher der Wert des Hybridmodells desto geeigneter ist diese Fläche für das Rotwild, da hier ein hohes Lebensraumpotenzial und eine geringe Schälleanfälligkeit vorhanden ist und demnach das schällebezogene Konfliktpotenzial als sehr gering eingestuft wird (Nopp-Mayr et al. in prep.).

2.5.1 Verknüpfung von Lebensraumpotenzial- Modell und Schälleanfälligkeits-Modell

Da beim Lebensraumpotenzial ein hoher Wert für eine hohe Eignung steht und beim Schälleanfälligkeits-Modell ein hoher Wert für eine hohe Gefährdung, mussten die Werte des Schälleanfälligkeits-Modell vor der Verknüpfung noch umgerechnet werden (siehe Formel 6 und Formel 7)

$$\textbf{Formel 6: } P_{opposite} = 1 - P_{ges}$$

$$\textbf{Formel 7: } P_{\text{opposite_Winter}} = 1 - P_{\text{ges_Winter}}$$

Anders als innerhalb der beiden Ausgangsmodelle erfolgt die Verknüpfung von Lebensraumpotenzial und Schäleanfälligkeit über das geometrische Mittel (siehe Formel 8 und 9).

Berechnungsformel Ganzjähriges Hybridmodell (Hybrid)

$$\textbf{Formel 8: } \textit{Hybrid} = (P_{\text{opposite}} * \textit{HSI}_{\text{ges}})^{1/2}$$

Berechnungsformel Ganzjähriges Hybridmodell mit Klimavariablen (Hybrid_Winter)

$$\textbf{Formel 9: } \textit{Hybrid_Winter} = (P_{\text{opposite_Winter}} * \textit{HSI}_{\text{ges_reduziert_Winter}})^{1/2}$$

2.6 Abgangsstatistik

2.6.1 Rotwild

Als Grundlage für die Abgangsanalyse dienen in dieser Studie die Abgangsmeldungen des Jahres 2001 bis 2020 von Oberösterreich. Die Abschüsse von Salzburg wurden aufgrund der nicht einheitlichen Daten mit Oberösterreich gesondert betrachtet.

Aufgrund der genauen Unterteilung nach Abschusszeitpunkt, Geschlecht und Klasse erlaubten die Daten eine umfangreiche Analyse der Jagdstrecke, die Anwendung des Kälber/Alttier Verhältnis sowie die Ermittlung des Frühjahrs-Mindestbestand an Alttieren und des weiblichen Bestandes im Frühjahr.

Anmerkungen zu den Rotwild Abschüssen

In Vöcklabruck befanden sich einige Jagdreviere an der Grenze zur Autobahn A1. Daher erfolgte eine Kontaktaufnahme mit dem Bezirksjägermeister sowie mit der Bezirksbehörde, um zu recherchieren, ob die Abschüsse nördlich oder südlich der Autobahn A1 erfolgten. Die Rotwildabschüsse im Revier Aurach am Hongar, Regau, Strass im Attergau, Oberwang, Innerschwand und St. Lorenzen wurden laut dem Bezirksjägermeister von Vöcklabruck südlich der Autobahn A1 getätigt und sind daher nicht in der Auswertung berücksichtigt. Reviere, welche sich an der Grenze befinden, jedoch größtenteils in das Untersuchungsgebiet hineinragen, werden bei der Auswertung zur Gänze berücksichtigt.

Bei den Daten wurde die einjährigen männlichen Stücke (Schmalspießer) erst ab 2013 gesondert berücksichtigt, davor erfolgte die Erfassung dieser zusammen mit den mehrjährigen Hirschen der Klasse III. Auch die einjährigen weiblichen Stücke (Schmaltiere) wurden erst ab 2013 getrennt erfasst, davor erfolgte die Erfassung zusammen mit den Alttieren. Da in dem zur Verfügung

gestellten Datenmaterial das Alter ebenfalls vermerkt war, war es möglich die Schmaltiere und SchmalSPIeßer vor 2013, anhand des Alters selbständig einzuteilen. Bei 5% der Daten im Untersuchungsgebiet war das Alter 0 eingetragen. Diese wurden dann von mir anhand der Schusszeit sowie dem Gewicht zu den jeweiligen Klassen zugeordnet. Hirsche der Klasse III, mit einem Erlegungsdatum vor dem ersten August, wurden zu der Klasse SchmalSPIeßer hinzugefügt. Bei Hirschen der Klasse III mit einem Erlegungsdatum nach dem ersten August, erfolgte die Einteilung nach dem Gewicht. Die Hirsche der Klasse III wurden bei > 60 Kilogramm (kg) zu der Klasse III mehrjährig hinzugefügt, und bei < 60 kg zu den SchmalSPIeßern. Ähnlich erfolgte auch die Einteilung bei den weiblichen Stücken. Bei Tieren mit einem Erlegungsdatum vor dem sechzehnten Juli, erfolgte die Zuordnung zu der Klasse Schmaltiere. Alle Tiere mit einem Erlegungsdatum nach dem sechzehnten Juli, wurden nach dem Gewicht eingeteilt. Die Tiere > 60 kg wurden zu den Alttieren hinzugefügt und die Tiere <60 kg zu den Schmaltieren. Beim Vergleichen der anderen Stücke, mit eingetragenen Alter, stellte sich ein Richtwert von 60 kg als angemessen dar.

Es muss hier angemerkt werden, dass eine 100%-Zuordnung der Daten niemals erreicht werden kann. Für diese Auswertung wurde eine Fehlerquote 5% als vertretbar angesehen.

– Deskriptive Analyse der Jagdstrecke

Um einen Überblick über die Entwicklung der Abschüsse und deren räumlicher Verteilung zu erlangen, wurde eine deskriptive Analyse durchgeführt. Berücksichtigt wurden hierfür alle Rotwild Abschüsse aus den Jahren 2001 bis 2020. Untersucht wurde die Höhe des Abschusses, dessen Zusammensetzung sowie das Verhältnis der jeweiligen Abschüsse zueinander und die räumliche Verteilung. Angegeben sind die Abschüsse in „Stück Rotwild“ oder in „Anteile in %“. Die prozentuellen Anteile beziehen sich auf das Bezugsjahr und werden auf ganze Zahlen gerundet. Die Fallwildzahlen (Verkehr- und sonstiges Fallwild) wurden ebenfalls grafisch dargestellt.

– Kälber-Alt tier Verhältnis

Um Kenntnisse über den weiblichen Rotwildbestand zu erlangen, erfolgte eine differenzierte Abschussanalyse anhand des Kälber-Alt tier-Verhältnisses, bezogen auf die jeweiligen Naturräume sowie auf das gesamte Untersuchungsgebiet. Die Beobachtung der Entwicklung des Kälber-Alt tier-Verhältnisses über einen längeren Zeitraum kann neben anderen Werkzeugen der Jagdstreckenanalyse wichtige Hinweise darauf geben, ob ein Bestand zunimmt, abnimmt oder auf gleichbleibendem Niveau bejagt wird. Die Berechnung des Kälber-Alt tier-Verhältnis bezieht sich auf die Anwendung im Lebensraumgutachten Gerolstein von Simon et al. (2003) und auf die nicht öffentlich veröffentlichten Streckenanalyse für das Rotwild im Land Vorarlberg durch das Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft der BOKU (Griesberger & Hackländer, 2019). Das Kälber-

Alttier-Verhältnis wurde nur dann berechnet, wenn in dem betreffenden Jahr sowohl Kälber als auch Alttiere erlegt wurden.

Das Kälber- Alttier Verhältnis beschreibt den Quotienten aus erlegten Kälbern zu den erlegten Alttieren innerhalb eines bestimmten Betrachtungsraumes. Werden in einem Bestand mehr Jungtiere als Alttiere erlegt, ergibt sich ein hohes Kälber-Alttier-Verhältnis und folgend ein Anwachsen des weiblichen Bestandes.

Ist die Abschusszahl bei Kälbern und Alttieren gleich hoch, so resultiert daraus ein ausgeglichenes Verhältnis. Werden mehr Alttiere als Kälber erlegt, ergibt sich ein niedriges Kälber-Alttier-Verhältnis und daraus eine Abnahme des weiblichen Bestandes (Simon et al., 2003). Verhältniswerte von 1,5 bis 1,8 lassen erkennen, dass im Verhältnis zum Kälberabschuss auch ein hoher Alttierabschuss stattgefunden hat (mdl. Mitt. Olaf Simon).

Um Fehlinterpretationen zu vermeiden, ist es wichtig, auch die absoluten Abschusszahlen miteinzubeziehen. Denn auch bei einem günstigen Quotienten kann es durch zu niedrige Abschusszahlen zu einem Ansteigen des Bestandes kommen.

Griesberger & Hackländer (2019) haben in ihrer nicht veröffentlichten Streckenanalyse für das Rotwild im Land Vorarlberg die nachfolgend angeführten Werte als Richtlinie für das Kälber-Alttier-Verhältnis verwendet. Ein Kälber-Alttier-Verhältnis von 2:1, bei einem Anteil der Alttiere an der Gesamtstrecke von ungefähr 20%, deuten auf einen gleichbleibenden Bestand hin. Ist der Quotient größer als 2, und der Anteil der Alttiere an der Gesamtstrecke kleiner 20%, ergibt sich daraus ein Hinweis für steigende Bestandeszahlen. Ist der Quotient kleiner als 2 und der Anteil der Alttiere an der Gesamtstrecke größer als 20%, ist dies ein Hinweis für sinkende Bestandeszahlen.

2.6.2 Schwarzwild

Das Hauptaugenmerk sollte vor allem auf das Rotwild gerichtet sein, dennoch kann ein erhöhter Jagddruck durch die Bejagung des Schwarzwildes eine wesentliche Beeinflussung auf das Verhalten des Rotwildes darstellen (Deutz, 2019). Daher werden in der Ausarbeitung auch die Schwarz- und Rotwildabschüsse (räumlich und zeitlich) für das gesamte Untersuchungsgebiet miteinander verglichen. Als Grundlage werden die Abschüsse der Jahre 2005 bis 2020 herangezogen. Es wurde hier nicht die Sozialstruktur, sondern lediglich die Entwicklung der Gesamtjagdstrecke von Rot- und Schwarzwild miteinander verglichen.

2.6.3 Bestandsschätzungen Rotwild

Die nachfolgenden Bestandsschätzungen orientieren sich an der, nicht veröffentlichten, Streckenanalyse für das Rotwild im Land Vorarlberg (Griesberger & Hackländer, 2019).

Vorrauszuschicken ist, dass es sich bei der nachfolgenden Ermittlung des Frühjahrs-Mindestbestandes an Alttieren und des weiblichen Bestandes im Frühjahr ausschließlich um Schätzungen handelt und nicht um Rückrechnungen. Es war aufgrund der Datengrundlage nicht möglich, tatsächliche exakte Bestandeszahlen zu ermitteln.

– Frühjahrs Mindestbestand an Alttieren

Der Frühjahrs-Mindestbestand an Alttieren wird über die Kälberjahrgänge, welche sich aus den Abschüssen der Kälber und den Abschüssen der Schmaltiere und Schmalspießer aus dem Folgejahr zusammensetzt, geschätzt. In der Literatur findet man unterschiedliche Annahmen hinsichtlich des effektiven Zuwachses beim Rotwild. Früher wurde der Zuwachs, mit Ausnahmen, deutlich tiefer angesetzt und lag bei Werten zwischen 55 und 70% (Deutz et al., 2015). Laut Deutz et al. (2015) beträgt der Zuwachs beim Rotwild heutzutage ungefähr 80% der Alttiere. Daher wird auch für diese Schätzung die Annahme getroffen, dass 80% der Alttiere jedes Jahr ein Kalb setzen. Der Bestand an Alttieren ergibt sich somit aus der Anzahl der erlegten Kälber sowie Schmaltiere und Schmalspießer des Folgejahres plus 20% des jeweiligen Kälberjahrgangs.

Die Bestandesschätzung an Alttieren konnte nur bis ins Frühjahr 2019 erfolgen, da auch die einjährigen Stücke bei den Kälberjahrgängen berücksichtigt wurden.

– Schätzung des weiblichen Bestandes im Frühjahr

Die Ermittlung des weiblichen Bestandes im Frühjahr auf Basis der Abgangdaten wurde von Harald Drechsler entwickelt (Wagenknecht, 1981). Der Bestand an weiblichen Wild im Frühjahr (Alttiere und Schmaltiere sowie Kälber aus dem Vorjahr) wurde mittels dieser Formel in einer etwas abgeänderten Form im Untersuchungsgebiet geschätzt.

Als Eingangsgröße wird der Abgang, die Zuwachsleistung sowie der Geschlechteranteil der Kälber benötigt. Der Abgang entspricht dem getätigten Jahresabschuss (einschließlich Fallwild) an weiblichen Wild, einschließlich Kälbern. Drechsler verwendet in seinen Berechnungen einen Gesamtzuwachs von 64% bezogen auf Alt- und Schmaltiere, bei einem Verhältnis von Wild- zu Hirschkalb von 1:1.

Auf Basis von Literaturrecherche ist dieser Gesamtzuwachs von 64% jedoch nicht mehr gegenwartsnah. Drechsler inkludiert beim Zuwachs auch die Schmaltiere, daher wird für diese Berechnung ein Zuwachsprozent von 70% als angemessen erachtet. Weiteres darf nicht vergessen werden, dass die Zuwachsraten beim Rotwild sowie auch das Verhältnis von gesetzten Wild- zu Hirschkalb dichteabhängig sind (Deutz et al., 2015). Um die Zuwachsleistung als Eingangsgröße schätzen zu können wurde, unter der Annahme das Kälber unabhängig ihres Geschlechts erlegt

werden, das Geschlechterverhältnis der Kälber im Abschuss des jeweiligen Jagdjahres herangezogen.

Zum besseren Verständnis wird anschließend die Kurzform der Parameter sowie der Formelansatz von Drechsler (1966) vorgestellt.

$$FB_1 = \frac{A_1 + sA_2 + s^2A_3 \dots + s^{n-2}A_{n-1}}{s^{n-1} - 1}$$

FB₁...Frühjahrsbestand an weiblichen Wild nach Durchführung von A₁ (Endbestand)

A₁...Zuletzt getätigter Jahresabschuss einschließlich Fallwild an weiblichen Wild, einschließlich weiblicher Kälber. Die weiter zurückliegenden Abschüsse werden dann mit A₂, A₃,... bezeichnet

n...Anzahl der Untersuchungsjahre (Anzahl der laufend durchgeführten Jahresabschüsse plus 1 Jahr)

s...Prozentuale Zusammensetzung des weiblichen Sommerbestandes nach Frühjahrsbestand und Zuwachs. Dabei wird der Frühjahrsbestand immer auf 1,0 gesetzt. Bei Unterstellung eines 32% Zuwachses würde s= 1,32 sein.

Die oben dargestellt Formel entspricht der Formel des unveränderten Bestandes, bei welcher von der Feststellung ausgegangen wird, dass der Frühjahrsbestand an weiblichen Wild nach Durchführung von A₁ (Endbestand) dem Frühjahrsbestand vor Durchführung des am weitesten zurückliegenden Abschusses A_{n-1} (Ausgangsbestand) entspricht.

2.7 Bewertung von Wildtierkorridoren bzw. Barrieren im Untersuchungsgebiet

Der Kobernaußerwaldkorridor stellt als Trittsteinhabitat eine der wichtigsten Nord -Süd Verbindung der nördlichen Waldgebiete mit den Alpen dar (Birngruber et al., 2012). Benachbarte Rotwildgebiete im Untersuchungsgebiet befinden sich nördlich im Bayrischen Wald, sowie westlich in den Bayrischen Alpen (Kinser & Münchhausen, 2010). In Richtung Süden liegen die Rotwild Kerngebiete von Österreich (Völk et al., 2001).

Es erfolgt eine umfassende Analyse der Korridore im Untersuchungsgebiet. Weiteres wurde auch noch im Rahmen dieser Masterarbeit recherchiert, ob sich entlang der Korridore Barrieren befinden, welche eine Hinderung für eine Lebensraumvernetzung darstellen und ob es eine Möglichkeit gibt, diese Barrieren zu queren (entsprechend Birngruber et al., 2012; Völk et al., 2001).

Kleinere Unter- und Überführungen werden vom Rotwild aufgrund einer außerordentlichen Scheu vor engen Bauwerken nur sehr wenig bis gar nicht angenommen (Völk et al., 2001). Aus diesem Grund werden auf Basis des Forschungsberichtes „Kostenreduktion bei Grünbrücken durch deren rationellen Einsatz“ von Völk et al. (2001) alle wildökologisch relevanten Bauwerke zur

Querungsmöglichkeit der Kategorie A (international), B (regional) und C (lokal), sowie die Verbesserungsmöglichkeiten und Nachrüstung Vorschläge in Kapitel 3.5.3 dargestellt.

3 Ergebnisse

3.1 Lebensraumpotenzial für Rotwild im Untersuchungsgebiet

3.1.1 Ganzjähriges Lebensraumpotenzial (HSI_{ges})

Anhand der Berechnung des ganzjährigen Lebensraumpotenzials für das Untersuchungsgebiet, und der räumlich- expliziten Darstellung dieser Berechnung war Folgendes erkennbar:

Das ganzjährige Lebensraumpotenzial konnte für das gesamte Untersuchungsgebiet, mit Ausnahme der Siedlungsflächen, als gut bewertet werden (vgl. Abbildung 22). HSI-Werte $> 0,8$ konzentrierten sich vor allem auf die Flächen mit einem höheren Waldanteil. Demnach wiesen Gebiete wie etwa der Kobernaußerwald, der Weihartsforst sowie das ÖBf-Forstrevier Mondsee östlich des Irrsees (Irrsee- siehe Abbildung 22 roter Pfeil) das höchste ganzjährige Lebensraumpotenzial auf. Flächen mit einem Siedlungsanteil von $> 30\%$ besaßen überwiegend einen HSI-Werte von 0 und sind demnach nicht als Lebensraum geeignet.

Die Darstellung des Lebensraumpotenzials erfolgte als Kontinuum von HSI-Werten zwischen 0 (nicht geeignet) bis 1 (sehr gut geeignet).

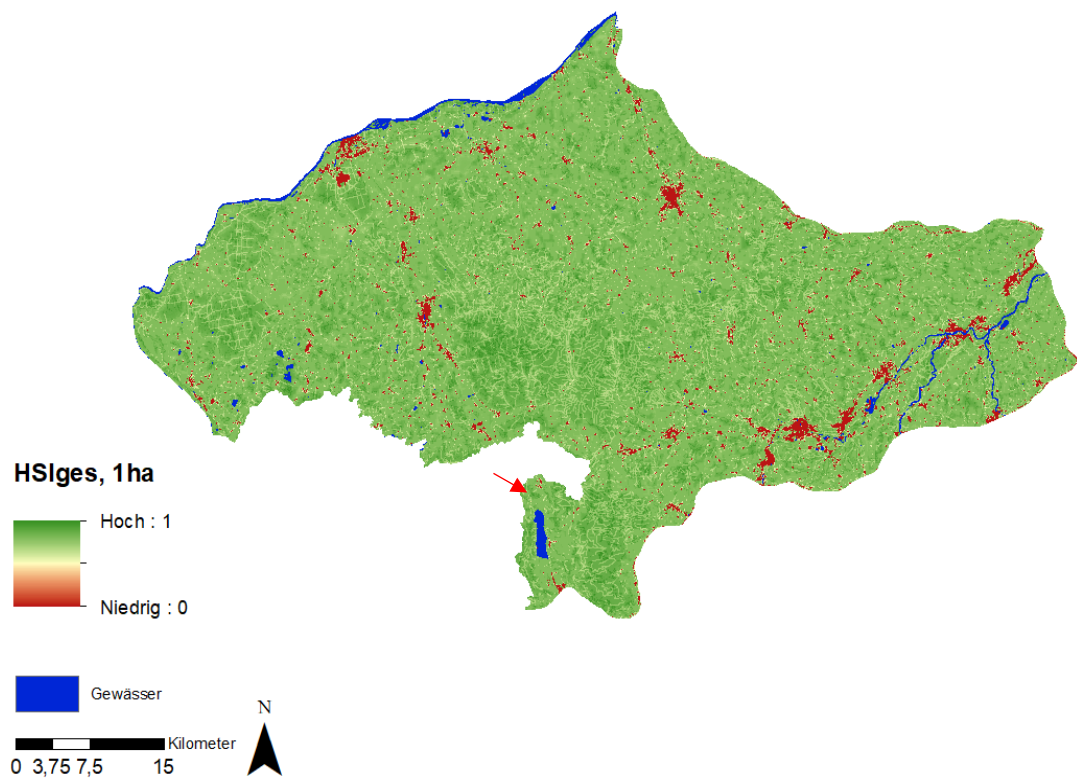


Abbildung 22: Darstellung des ganzjährigen Lebensraumpotenzials ohne winterliche Klimavariablen (Schneedeckendauer, und Sonnenscheindauer) (HSI_{ges}) gemäß den Modellberechnungen, für das gesamte Untersuchungsgebiet

Auffallend war das stärker variierende Lebensraumpotenzial im Kobernaußerwald (vgl. Abbildung 23). In Abbildung 23 lässt sich erkennen, dass im Osten des Kobernaußerwaldes ein etwas geringeres Lebensraumpotenzial vorlag als in den zentral bis westlichen Teil. Die dunkelgrüne Färbung der Flächen konzentrierte sich vorwiegend auf den zentral bis westlichen Teil. Demnach war hier von einem höheren Lebensraumpotenzial auszugehen. Grund für diese räumlich unterschiedliche Einstufung des Lebensraumpotenzials war eine höhere Forststraßendichte im Osten und ein höherer Anteil an Offenlandflächen im Westen.

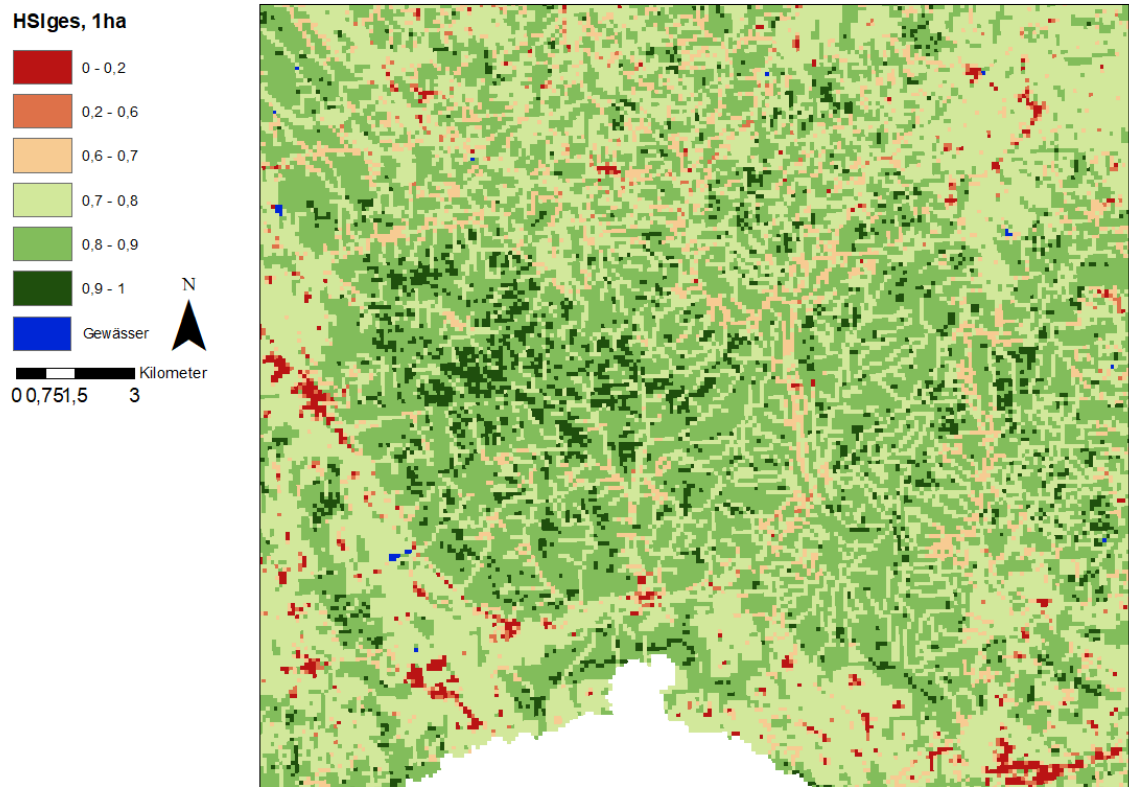


Abbildung 23: Ausschnitt Kobernaußerwald aus der Darstellung des ganzjährigen Lebensraumpotenzials ohne winterliche Klimavariablen (Schneedeckendauer, und Sonnenscheindauer) (HSI_{ges}) gemäß den Modellberechnungen, für das gesamte Untersuchungsgebiet

3.1.2 reduziertes Lebensraumpotenzial durch winterliche Klimavariablen ($HSI_{red_WinterKlima}$)

Beim Berechnen des reduzierten Lebensraumpotenzial-Modells ergab sich nach Hinzufügen der Sonnenscheindauer ein auffallendes Bild im nördlichen Teil (Abbildung 24). Der Grund hierfür war laut ZAMG, dass die Berechnung der Bewölkung auf räumlich interpolierten Bodenmessdaten der Sonnenscheindauer basiert. Dadurch können derartige Muster bzw. Artefakte entstehen.

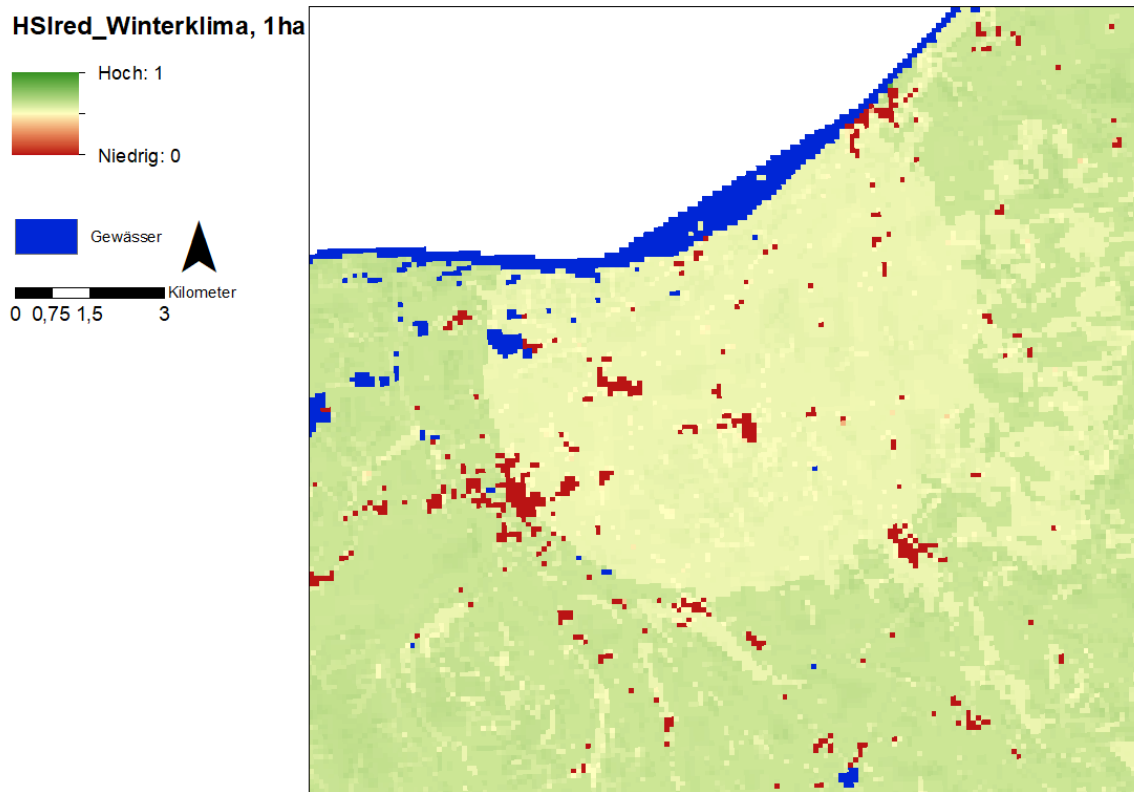


Abbildung 24: Ausschnitt Nördliches Untersuchungsgebiet aus der Darstellung des durch winterliche Klimavariablen (Schneedeckendauer, und Sonnenscheindauer) reduzierten Lebensraumpotenzial ($HSI_{red_Winterklima}$) gemäß den Modellberechnungen, für das gesamte Untersuchungsgebiet

Das Lebensraumpotenzial nahm durch das Hinzufügen der winterliche Klimavariablen deutlich ab. Hierbei betrug der höchste HSI-Wert lediglich 0,7 und war demnach geringer als beim ganzjährigen Lebensraumpotenzial-Modell ohne Berücksichtigung der Klimavariablen.

Im Kobernaußerwald nahm im nördlichen Teil, bedingt durch eine geringere Sonnenscheindauer im Jänner, das reduzierte Lebensraumpotenzial stärker ab als im übrigen Teil (Abbildung 25). Vergleich man die Waldfläche des Kobernaußerwaldes mit dem südlichen Teil (östlich des Irrsees) des Untersuchungsgebiets, fiel auf, dass im Süden rote Bereiche erkennbar waren.

Demzufolge nahm das Lebensraumpotenzial bei Berücksichtigen der winterlichen Klimavariablen (Schneedeckendauer und Sonnenscheindauer) im Süden des Untersuchungsgebiets stärker ab als im restlichen Teil des Untersuchungsgebiets.

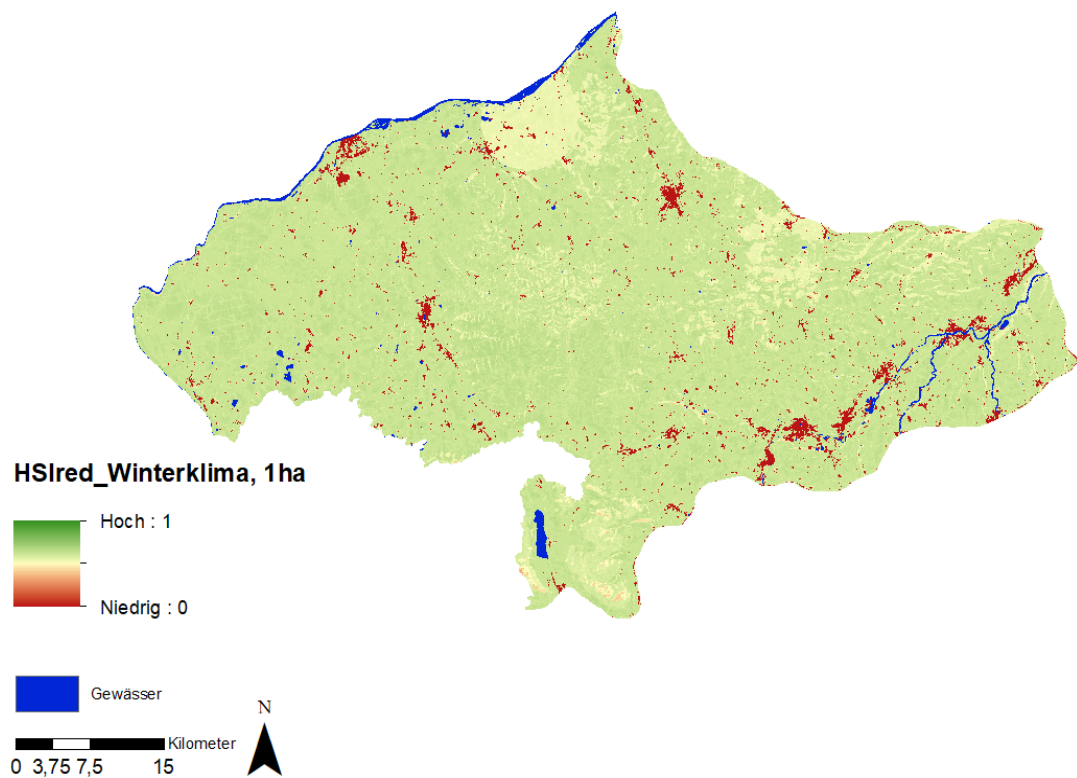


Abbildung 25: Darstellung des durch winterliche Klimavariablen (Schneedeckendauer, und Sonnenscheindauer) reduzierten Lebensraumpotenzial ($HSI_{red_Winterklima}$) gemäß den Modellberechnungen, für das gesamte Untersuchungsgebiet

Wie in Abbildung 26 ersichtlich, kam es im Vergleich zum restlichen Untersuchungsgebiet vor allem in den südlichen Bergregionen von Oberösterreich zu einer noch deutlicheren Minderung des HSI-Wertes bei der Einbindung winterlicher Klimavariablen. Daraus ließ sich schließen, dass Effekte der winterlichen Klimavariablen in den südlichen Gebirgsregionen deutlich stärker zum Tragen kommen als dies im Untersuchungsgebiet der Fall ist.

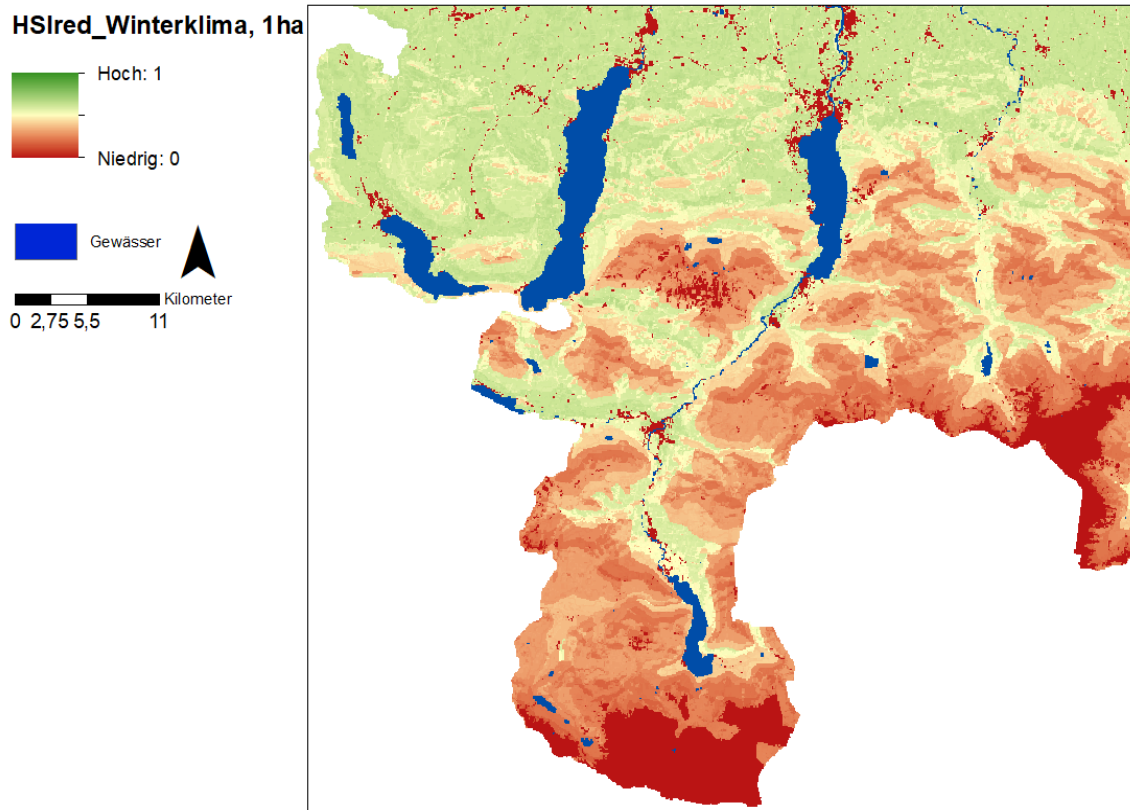


Abbildung 26: Ausschnitt südliche Bergregionen von Oberösterreich aus der Darstellung des durch winterliche Klimavariablen (Schneedeckendauer, und Sonnenscheindauer) reduzierten Lebensraumpotenzial ($HSI_{red_Winterklima}$) gemäß den Modellberechnungen, für das gesamte Untersuchungsgebiet

3.2 Schäleanfälligkeit der Waldflächen im Untersuchungsgebiet

3.2.1 Schäleanfälligkeit (P_{ges})

Anhand der Berechnung der Schäleanfälligkeit für das Untersuchungsgebiet, und der räumlich-expliziten Darstellung dieser Berechnung ist erkennbar, dass die Waldflächen im Untersuchungsgebiet zu einem beträchtlichen Anteil anfällig waren, von Rotwild geschält zu werden (vgl. Abbildung 27).

Auffallend war die Situation im Kobernaußewald. Hier konzentrierten sich die hoch prädisponierten Flächen vor allem auf den östlichen Teil sowie in den nördlichen und südlichen Randbereichen. Deutlich zu erkennen war anhand der gelb gefärbten Flächen im zentral bis westlichen Kobernaußewald, dass die Schäleanfälligkeit hier geringer ausfiel (vgl. Abbildung 28).

Um die Ergebnisse deutlicher darzustellen, werden alle Nichtwaldflächen in grau angezeigt. Weiteres wird noch darauf hingewiesen, dass die Schäleanfälligkeit stets auf den Aufnahmezeitpunkt der Daten bezogen ist. Diese sind im Kap. 2.2 Datengrundlage und Datenauswertung dokumentiert.

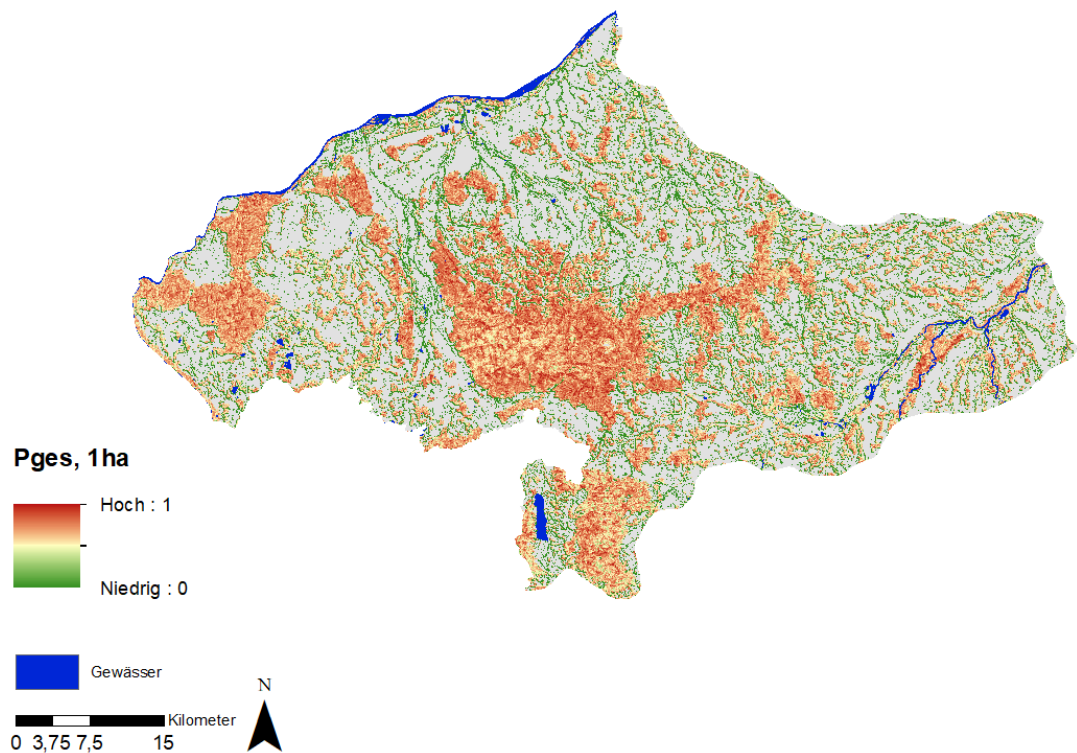


Abbildung 27: Darstellung der Schäleanfälligkeit ohne Berücksichtigung der winterlichen Klimavariablen (Schneedeckendauer) (P_{ges}) gemäß den Modellberechnungen, für das gesamte Untersuchungsgebiet

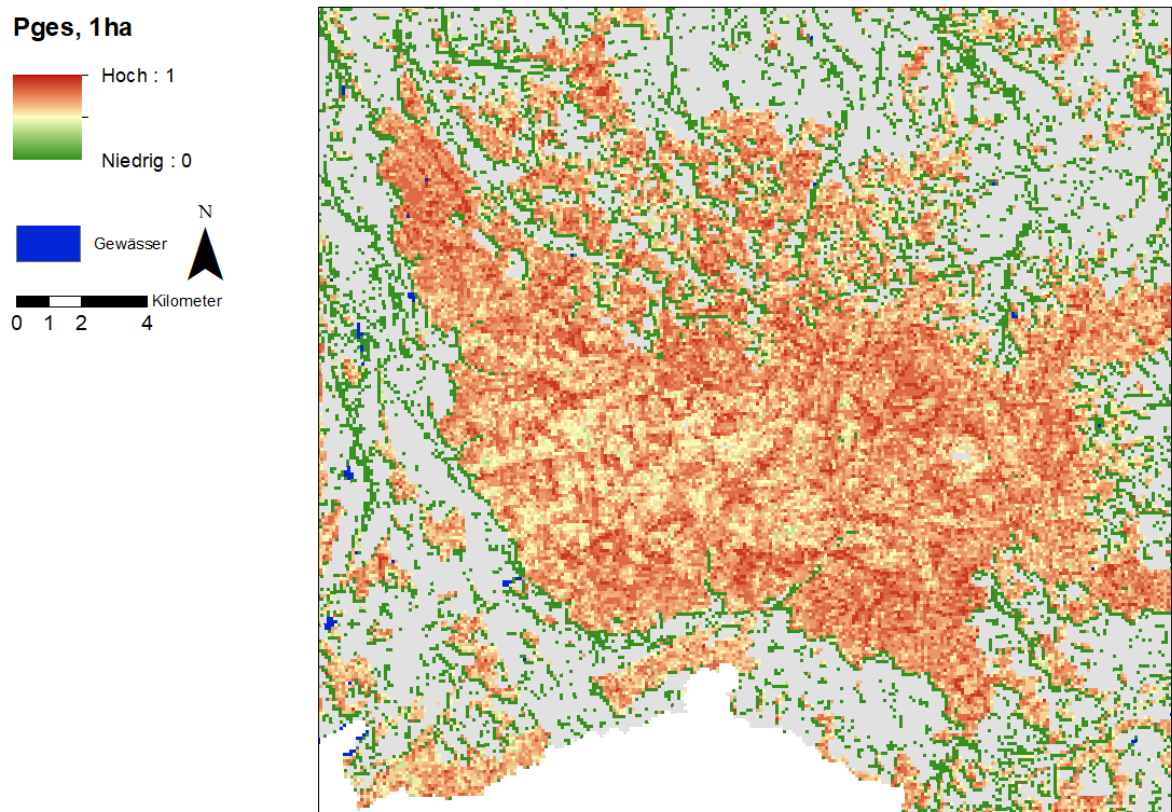


Abbildung 28: Ausschnitt Kobernaußerwald aus der Darstellung der Schäleanfälligkeit ohne Berücksichtigung der winterlichen Klimavariablen (Schneedeckendauer) (P_{ges}) gemäß den Modellberechnungen, für das gesamte Untersuchungsgebiet

3.2.2 Schäleanfälligkeit mit Berücksichtigung einer winterlichen Klimavariablen ($P_{\text{ges_Winter}}$)

Bei der Berücksichtigung der Schneedeckendauer ergab sich ein ähnliches Bild, jedoch war die Anfälligkeit im Vergleich zu der Schäleanfälligkeit ohne Winter-Klimavariablen deutlich geringer (vgl. Abbildung 29).

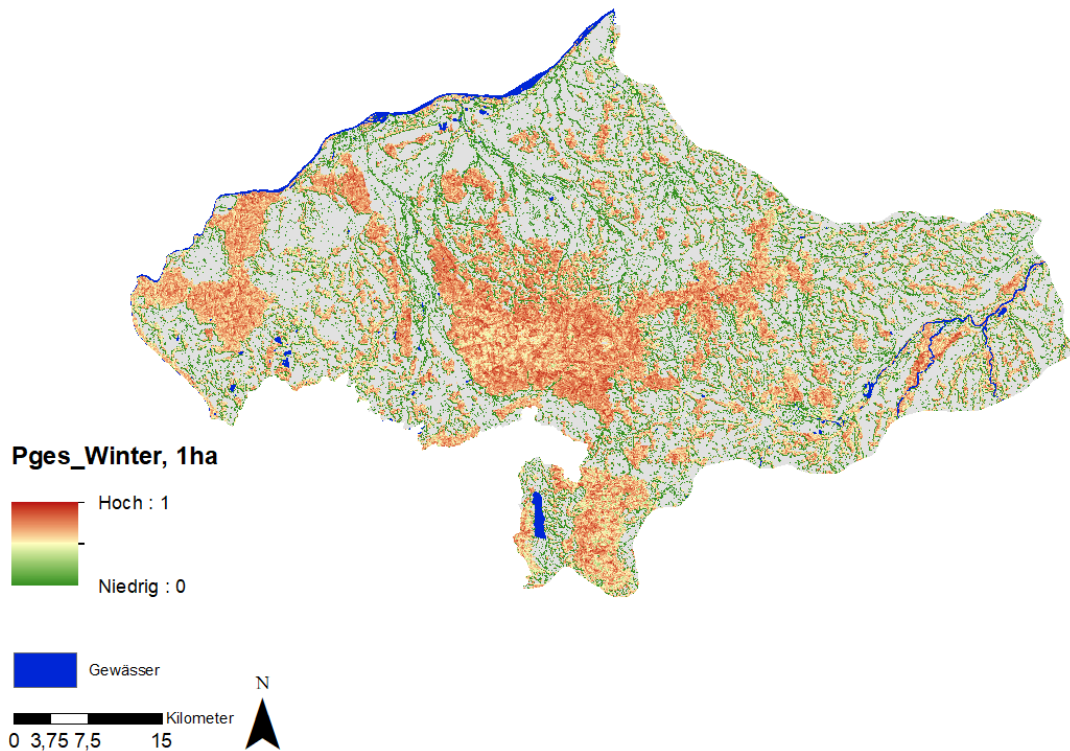


Abbildung 29: Darstellung der Schäleanfälligkeit mit Berücksichtigung der winterlichen Klimavariablen (Schneedeckendauer) ($P_{\text{ges_Winter}}$) gemäß den Modellberechnungen, für das gesamte Untersuchungsgebiet

3.3 Schälebezogenes Konfliktpotenzial von Wäldern im Untersuchungsgebiet

3.3.1 Ganzjähriges schälebezogenes Konfliktpotenzial von Wäldern (Hybrid)

Bei der Berechnung des Hybridmodells für das Untersuchungsgebiet, und der räumlich-expliziten Darstellung dieser Berechnung war ersichtlich, dass teilweise Waldflächen mit höchstem Lebensraumpotenzial aufgrund der dort vorliegenden höheren Schäleanfälligkeit ein erhebliches schälebezogenes Konfliktpotenzial in sich trugen (vgl. Abbildung 30). Bezogen auf die Waldflächen bestand das höchste schälebezogene Konfliktpotenzial im Kobernaußerwald und das geringste in den Waldflächen der Mondseer Flyschberge.

Bei den Wäldern der Mondseer Flyschberge konzentrierten sich die Flächen mit einem hohen schälebezogenen Konfliktpotenzial hauptsächlich auf den westlichen Bereich. Im östlichen Teil

waren durchaus Flächen vorhanden, welche ein hohes Lebensraumpotenzial und eine niedrige Schäleanfälligkeit aufwiesen und demnach nur ein geringes schälebezogenes Konfliktpotenzial in sich trugen. Bedingt war diese Situation vor allem dadurch, dass im östlichen Bereich ältere Bestandesklassen dominierten (> schwaches Baumholz), sowie auch der Nadelholzanteil auf diesen Flächen geringer war als in den westlichen Waldflächen der Mondseer Flyschberge.

Flächen mit einem niedrigen schälebezogenen Konfliktpotenzial waren im Weilharts- und Lachforst nur in einem geringen Ausmaß anzutreffen, da die Schäleanfälligkeit aufgrund des hohen Nadelholz- und Stangenholzanteils deutlich erhöht war, und infolgedessen auch das schälebezogenen Konfliktpotenzial.

Im Kobernaußerwald wiesen besonders die nördlichen und südlichen Randlagen sowie die Ausläufer des Hausruckwaldes aufgrund des hohen Anteils an besonders gefährdeten Bestandesklassen und einschichtigen Beständen eine erhöhte Schäleanfälligkeit und folglich ein erhöhtes schälebezogenes Konfliktpotenzial auf. Außerdem war der Anteil an Nadelholz sowie der Deckungsgrad auf diesen Flächen deutlich erhöht. Durch die geringere Schäleanfälligkeit und einem höheren Lebensraumpotenzial im zentral bis westlichen Teil des Kobernaußerwaldes zeigte das Hybridmodell, dass der zentrale bis westliche Bereich im Vergleich zum Osten ein geringeres schälebezogenes Konfliktpotenzial in sich trug (vgl. Abbildung 31). Die Kombination aus erhöhtem Offenlandanteil, folglich ein geringerer Deckungsgrad, eine niedrigere Forststraßendichte, das Überwiegen der Bestandesklasse Jungwuchs/Dickungsphase sowie ein geringerer Anteil an einschichtigen Beständen in diesem Bereich prägten dieses Muster.

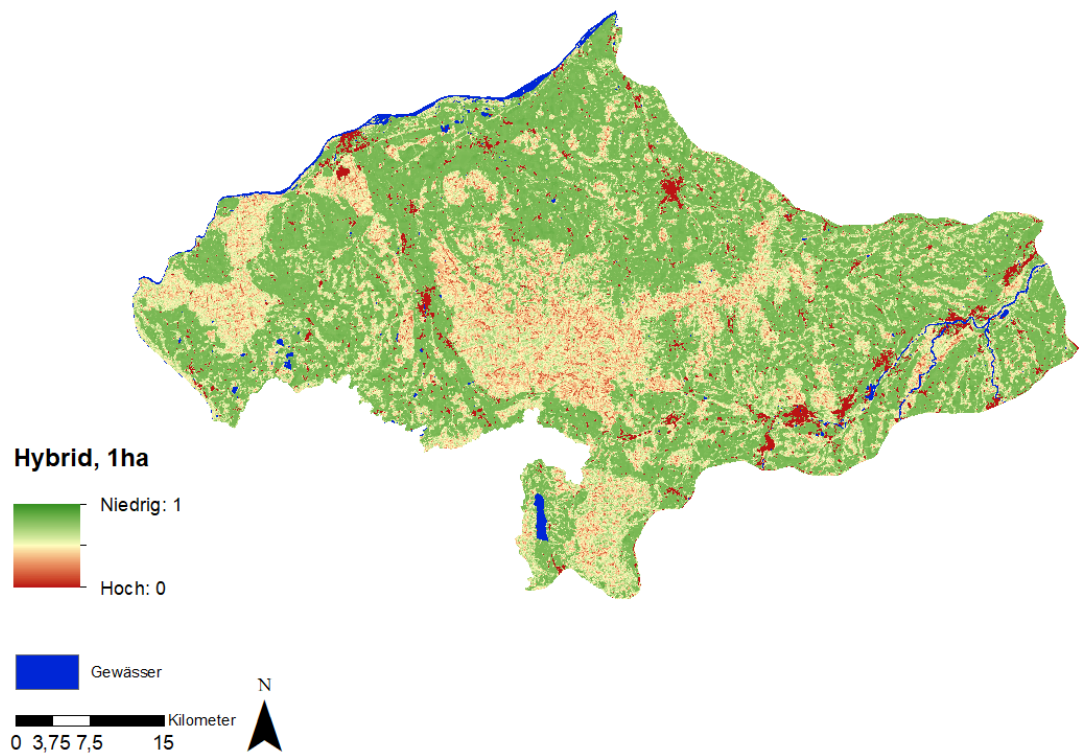


Abbildung 30: Darstellung des schälebezogenen Konfliktpotenzials von Wäldern ohne Berücksichtigung der winterlichen Klimavariablen (Schneedeckendauer) (Hybrid) gemäß den Modellberechnungen, für das gesamte Untersuchungsgebiet

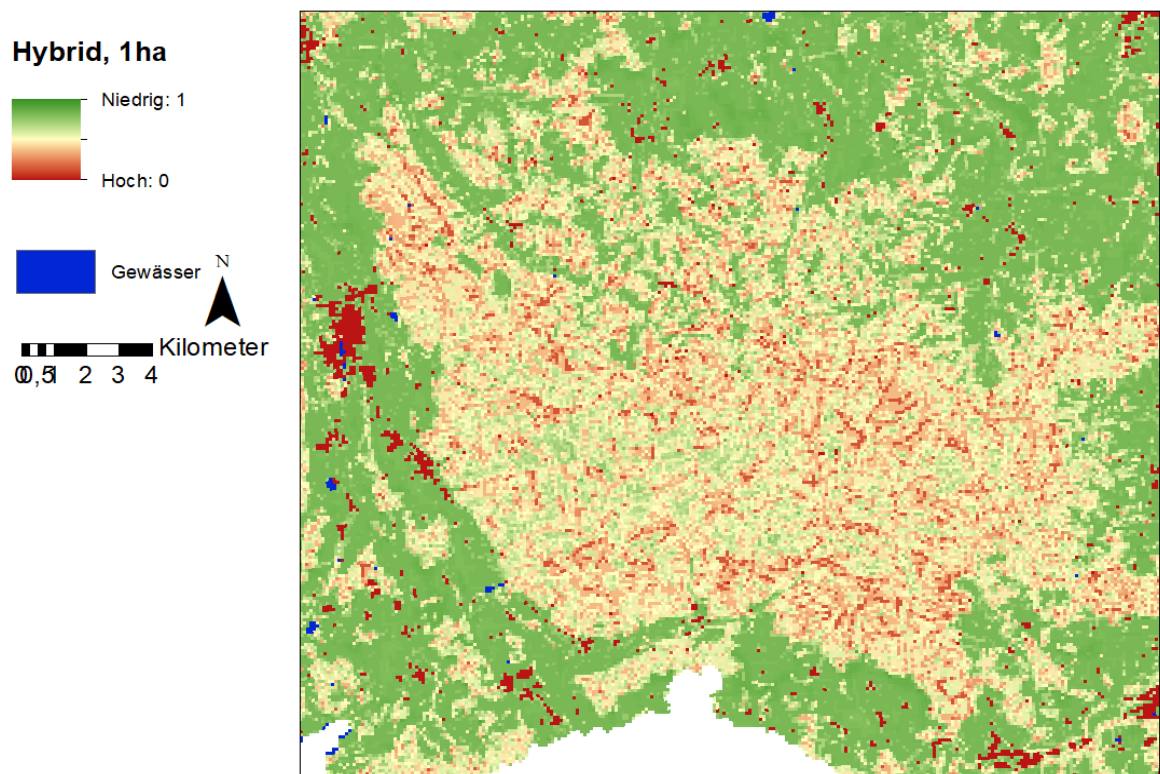


Abbildung 31: Ausschnitt Kobernaußerwald, Darstellung des schälebezogenen Konfliktpotenzials von Wäldern ohne Berücksichtigung der winterlichen Klimavariablen (Schneedeckendauer) (Hybrid) gemäß den Modellberechnungen, für das gesamte Untersuchungsgebiet

3.3.2 Ganzjähriges schälebezogenes Konfliktpotenzial von Wäldern mit Berücksichtigung der Klimavariablen (Hybrid_{Winter})

Beim Hybridmodell mit Klimavariablen (vgl. Abbildung 32) kam es zu einer Zunahme des schälebezogenen Konfliktpotenzials. Verantwortlich hierfür war vor allem die Reduktion des Lebensraumpotenzials durch winterliche Klimavariablen (vgl. Abbildung 25). Der höchste Wert betrug hier lediglich 0,7, und war deutlich geringer als beim Hybridmodell ohne Berücksichtigung der Klimavariablen mit einem Höchstwert von 0,9.

Die räumliche Verteilung war ähnlich wie beim Hybridmodell ohne Klimavariablen. Demnach konzentrierten sich im Kobernaußewald die Bereiche mit dem noch verhältnismäßig geringsten schälebezogenen Konfliktpotenzial auf die zentral bis westlichen Bereiche sowie in den Mondseer Flyschbergen auf den östlichen Bereich.

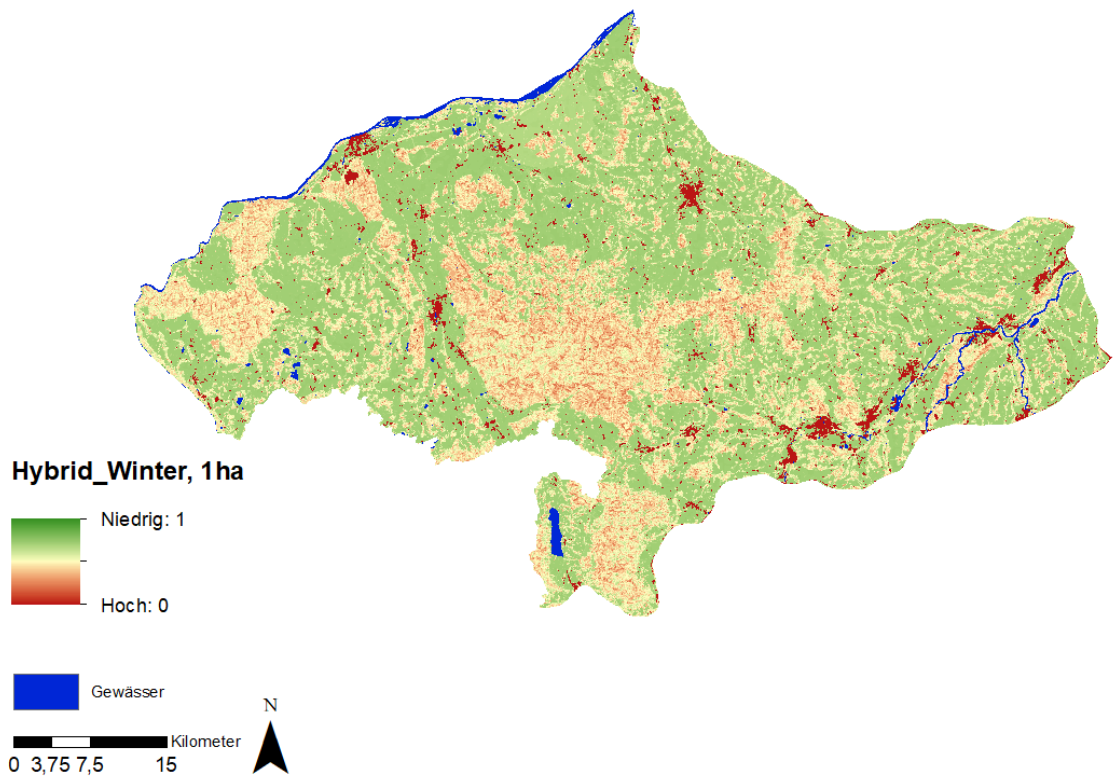


Abbildung 32: Darstellung des schälebezogenen Konfliktpotenzials von Wäldern mit Berücksichtigung der winterlichen Klimavariablen (Schneedeckendauer) (Hybrid_{Winter}) gemäß den Modellberechnungen, für das gesamte Untersuchungsgebiet

3.4 Analyse der Abgangsstatistik

Bei der Abgangsanalyse sind die Abschüsse von Braunau, Vöcklabruck und Grieskirchen enthalten. In Wels-Land sowie in Ried im Innkreis wurde im Untersuchungszeitraum kein Rotwild erlegt. Salzburg wird aufgrund der nicht einheitlichen Daten, mit Ausnahme beim Gesamtabschuss¹, gesondert betrachtet.

3.4.1 Gesamtabschuss

Der Gesamtabschuss setzt sich zusammen aus der Summe der erlegten Hirsche, Tiere und Kälber im gesamten Untersuchungsgebiet und bezieht sich auf den Zeitraum von 2001 bis 2020. Enthalten sind die Abschussdaten aus den Bezirken Braunau am Inn, Vöcklabruck, Grieskirchen und Salzburg. In Wels-Land sowie in Ried im Innkreis wurde im Untersuchungszeitraum kein Rotwild erlegt.

– Gesamtabschuss im Untersuchungsgebiet

Die Entwicklung der Jagdstrecke war gekennzeichnet durch Jahre mit stärkeren jagdlichen Eingriffen sowie mit Jahren niedrigerer Abschusshöhen (vgl. Abbildung 33). Von 2001 bis 2005 erreichte die Rotwildstrecke mit einer Erhöhung von 54 Stück auf 83 Stück (+54%) das Abschussmaximum. Die Abschusshöhe ging ab 2005 bis 2008 von 84 Stück auf 46 Stück (-45%) zurück. Es folgten Jahre mit Schwankungen in der Höhe des Abschusses. Im Jahr 2019 wurde mit 27 Stück Rotwild das Minimum an Abschüssen im Untersuchungszeitraum erreicht. Vom Jahr 2019 auf 2020 wurde der Abschuss von 27 auf 42 Stück (+52%) Rotwild erneut gesteigert. Über den gesamten Zeitraum betrachtet unterlagen die Gesamtabschüsse einer starken Variation.

¹ Altersklasseneinteilung der erhaltenen Daten sind in Oberösterreich und Salzburg nicht einheitlich

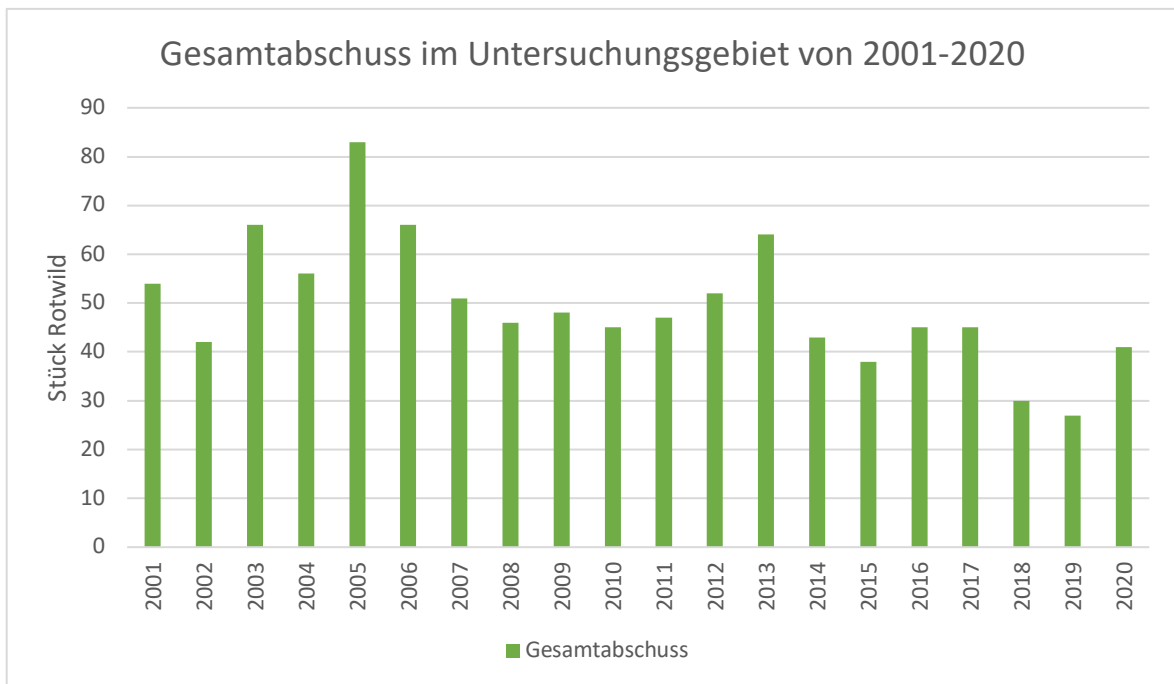


Abbildung 33: Gesamtabschuss von Rotwild (Hirsch, Tier, Kalb) im Untersuchungsgebiet von 2001 bis 2020, enthalten sind die Abschüsse aus den Jagdbezirken: Braunau am Inn, Vöcklabruck, Grieskirchen und Salzburg

Aufgrund der hohen Streuung der Abschüsse und einem Bestimmtheitsmaß von 0.38 für die lineare Regression, konnte kein statistischer Effekt der Zeit auf den Gesamtabschuss festgestellt werden (p-Wert= 0.004) (vgl. Abbildung 34).

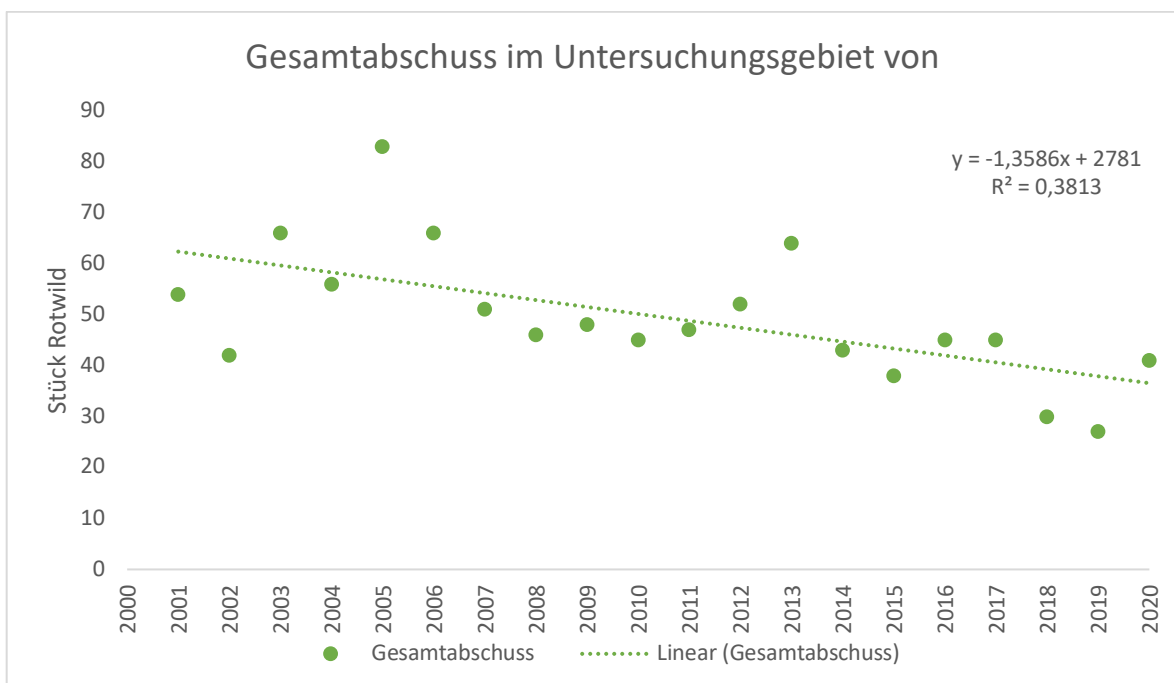


Abbildung 34: Gesamtabschuss von Rotwild (Hirsch, Tier, Kalb) im Untersuchungsgebiet von 2001 bis 2020, enthalten sind die Abschüsse aus den Jagdbezirken: Braunau am Inn, Vöcklabruck, Grieskirchen und Salzburg, mit linearer Regression und Bestimmtheitsmaß

Insgesamt wurden über den gesamten Zeitraum im Untersuchungsgebiet 42% Tiere, 38% Hirsche und 20% Kälber vom Gesamtabschuss erlegt (vgl. Abbildung 35).

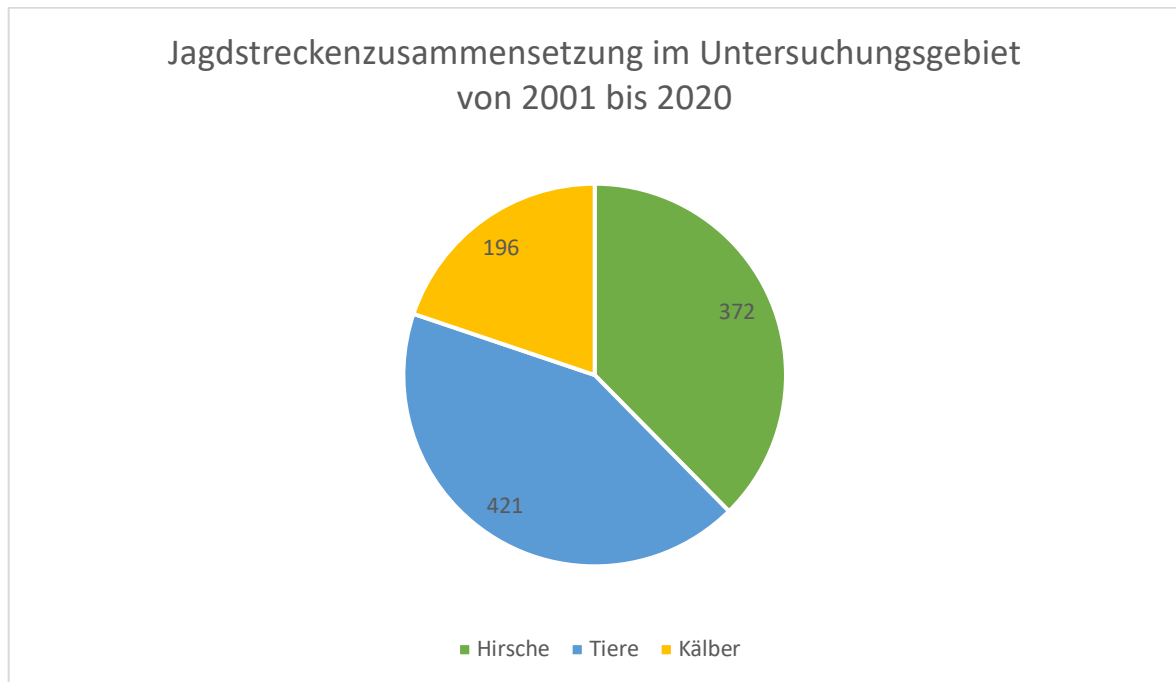


Abbildung 35: Jagdstreckenzusammensetzung von Rotwild (Hirsch, Tier, Kalb) im Untersuchungsgebiet von 2001 bis 2020, enthalten sind die Abschüsse aus den Jagdbezirken: Braunau am Inn, Vöcklabruck, Grieskirchen und Salzburg

– Räumliche Verteilung der Gesamtabschüsse

In Abbildung 36 war ersichtlich, dass sich die Abschüsse besonders auf die waldgeprägten Gebiete konzentrieren. Die höchste Abschussdichte mit > 201 Stück Rotwild war im Weilharts-, Lachforst und im Kobernaußewald zu verzeichnen.

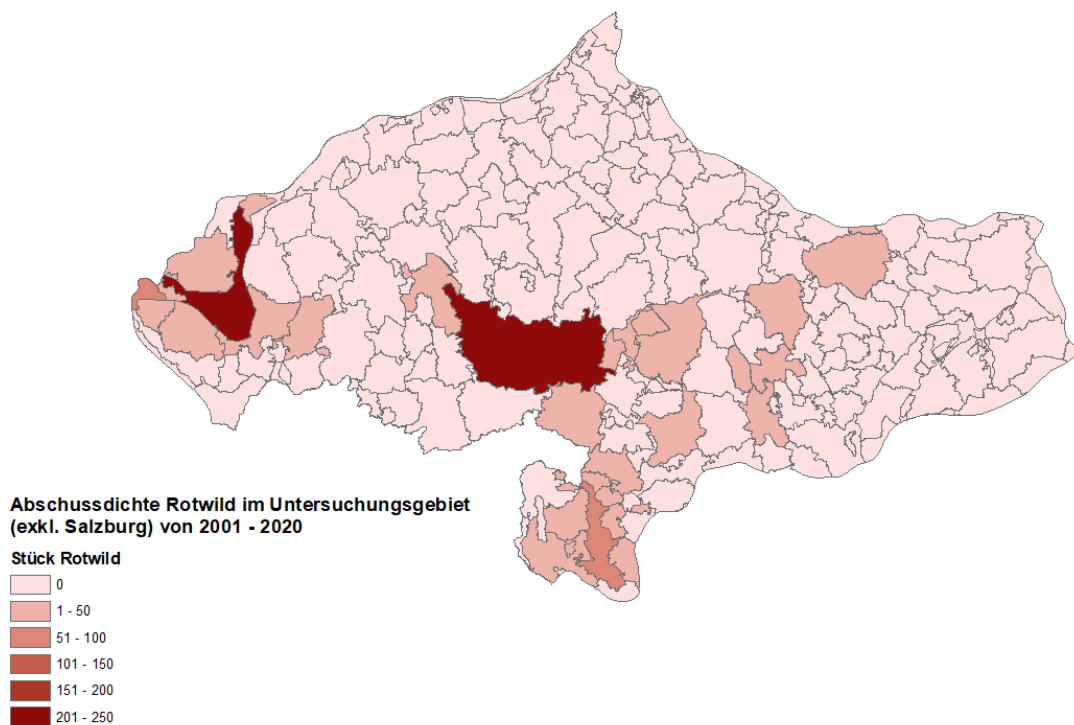


Abbildung 36: Abschussdichte (Stück/ha) von Rotwild (Hirsch, Tier, Kalb) im Untersuchungsgebiet von 2001 bis 2020, enthalten sind die Abschüsse aus den Jagdbezirken: Braunau am Inn, Vöcklabruck und Grieskirchen

– Jagdstreckenentwicklung in den Naturräumen

Ein Vergleich der Jagdstreckenentwicklung der Naturräumen, welche in das Untersuchungsgebiet hineinfallen, zeigte, dass sich die Mehrheit der Abschüsse im ersten Untersuchungszeitraum vorwiegend auf den Weilharts- und Lachforst konzentrierten (vgl. Abbildung 37). Ab dem Jahr 2006 nahmen die Abschüsse im Weilharts- und Lachforst kontinuierlich ab ($p\text{-Wert} = 1,0529\text{E-}08$) (vgl. Abbildung 38). Seit 2013 war eine entgegengesetzte Entwicklung ersichtlich. Die Mehrheit der getätigten Abschüsse konzentrierte sich von nun an auf den Hausruck- und Kobernaußerwald. Auffallend war, dass sich die Höhe des Abschusses im Weilharts- und Lachforst ab 2014 auf einem sehr geringen Niveau von unter 10 Stück Rotwild beschränkt. In den Mondseer Flyschbergen war ein Wechsel von Jahren mit höheren Abschusszahlen und Jahren mit niedrigeren Abschusszahlen ersichtlich.

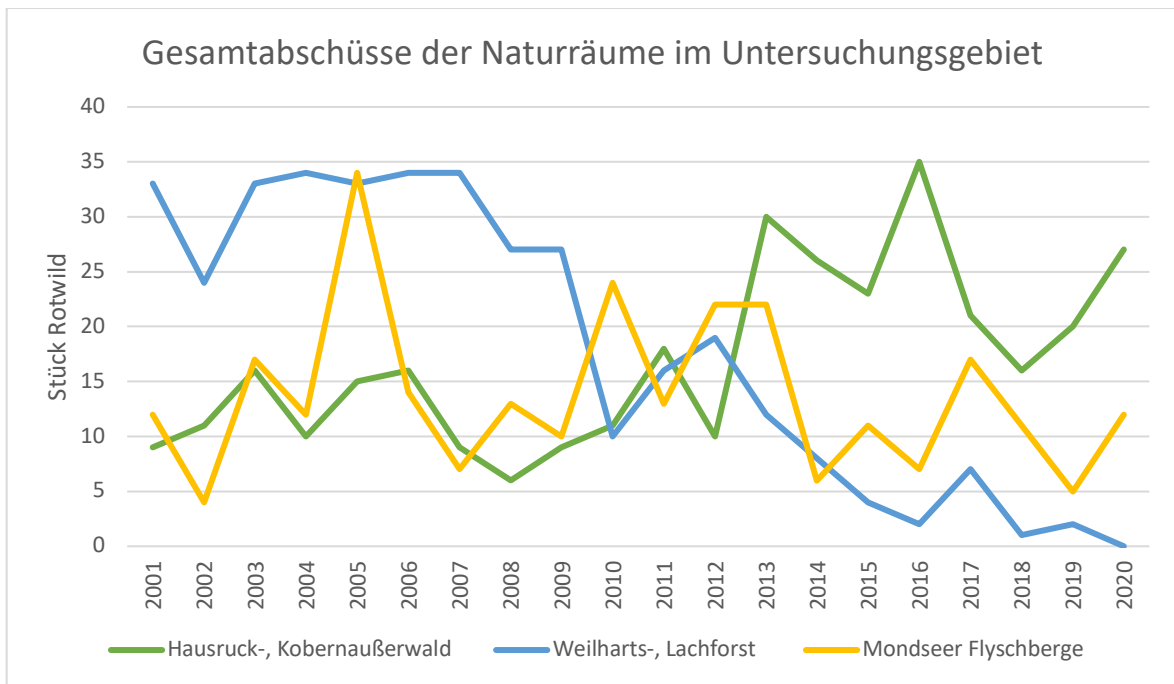


Abbildung 37: Gesamtabschuss von Rotwild (Hirsch, Tier, Kalb) der jeweiligen Naturräume im Untersuchungsgebiet von 2001 bis 2020, enthalten sind die Abschüsse aus den Jagdbezirken: Braunau am Inn, Vöcklabruck und Grieskirchen

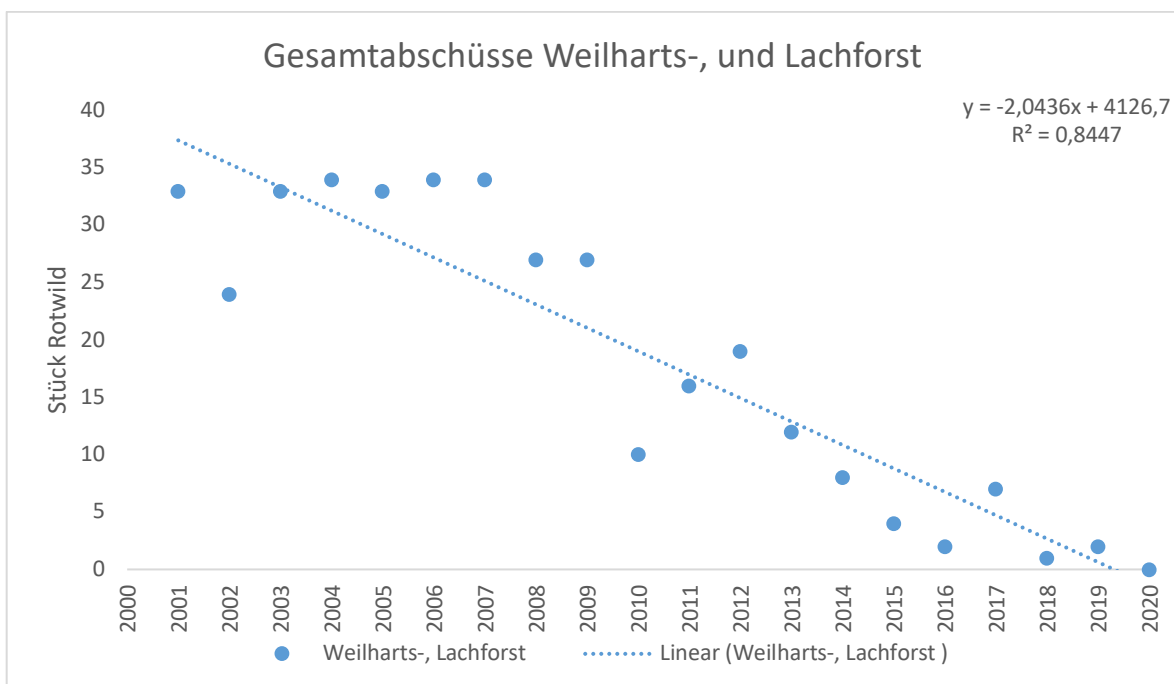


Abbildung 38: Gesamtabschuss von Rotwild (Hirsch, Tier, Kalb) der jeweiligen Naturräume im Untersuchungsgebiet von 2001 bis 2020, enthalten sind die Abschüsse aus den Jagdbezirk Braunau am Inn, mit linearer Regression und Bestimmtheitsmaß

Die Abschüsse im Hausruck-/Kobernaußerwald wiesen eine mäßige Streuung auf, es konnten daher nur 42% der Daten erklärt werden (vgl. Abbildung 39), womit keine signifikante Abnahme der Jagdstrecke festgestellt werden konnte (p -Wert= 0,002). Lediglich war ein Trend erkennbar, der eine Zunahme der Abschüsse aufweist.

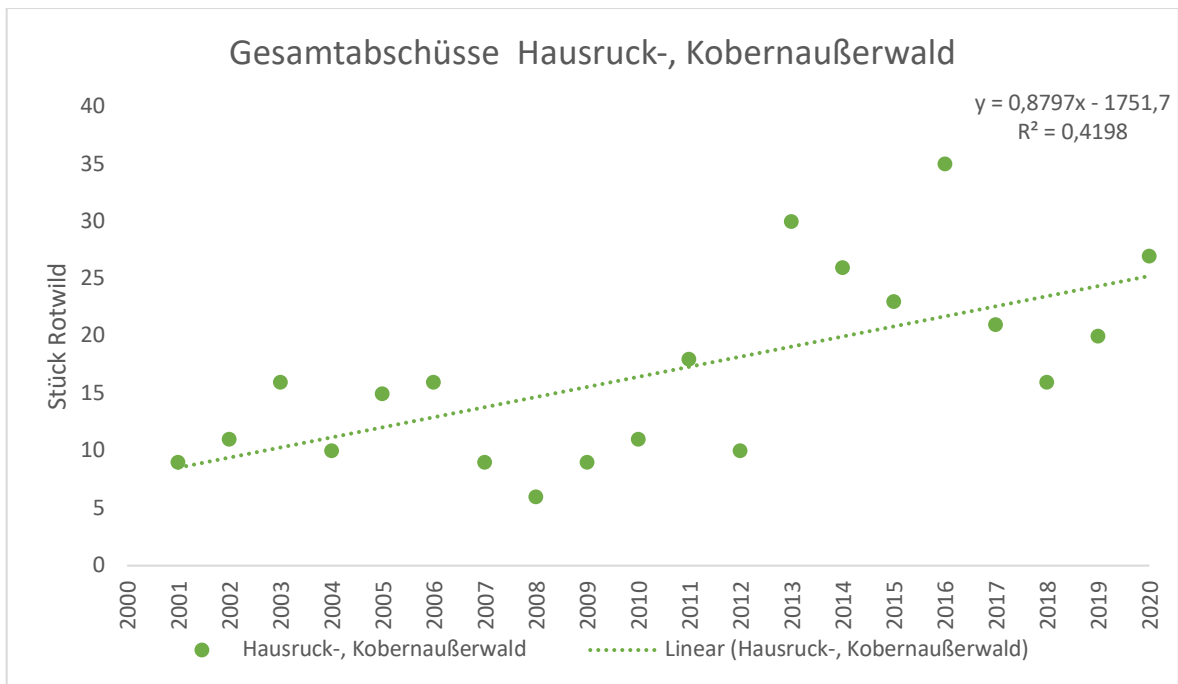


Abbildung 39: Gesamtabschuss von Rotwild (Hirsch, Tier, Kalb) im Hausruck-, Kobernaußerwald von 2001 bis 2020, enthalten sind die Abschüsse aus den Jagdbezirken: Braunau am Inn und Vöcklabruck, mit linearer Regression und Bestimmtheitsmaß

Aufgrund der hohen Streuung der Abschüsse und einem Bestimmtheitsmaß von annähernd 0 (vgl. Abbildung 40), konnte kein statistischer Effekt der Zeit auf die Gesamtabschüsse der Mondseer Flyschberge festgestellt werden (p-Wert= 0,495).

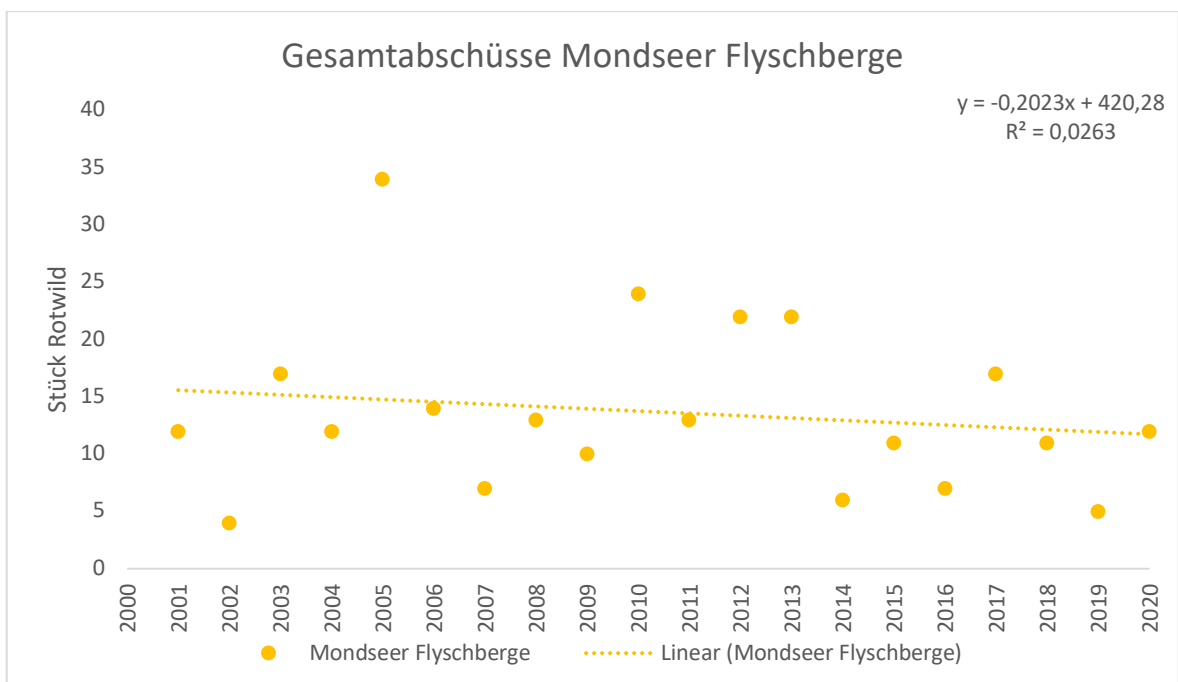


Abbildung 40: Gesamtabschuss von Rotwild (Hirsch, Tier, Kalb) in den Mondseer Flyschbergen von 2001 bis 2020, enthalten sind die Abschüsse aus den Jagdbezirk Vöcklabruck, mit linearer Regression und Bestimmtheitsmaß

3.4.2 Hirschabschuss

Der Hirschabschuss setzt sich zusammen aus Hirsche der Klasse I (> 10 Jahre), Hirsche der Klasse II (5-9 Jahre), Hirschen der Klasse III (2-4 Jahre), und Schmalspießern (1-2 Jahre). Enthalten sind die Daten aus den Bezirken Braunau am Inn, Vöcklabruck und Grieskirchen vom Zeitraum 2001 bis 2020.

– Zusammensetzung des Hirschabschusses im Untersuchungsgebiet

Die Anzahl der Hirschabschüsse nahm in den ersten Jahren stark zu und erreichte im Jahr 2006 mit 30 Stück Hirsche das Abschussmaximum. Danach sank der Abschuss im Laufe der Jahre und betrug im Jahr 2010 lediglich 13 Stück. Im Jahr 2015 wurde mit 10 Hirschen das Abschussminimum erreicht. Seit 2018 war ein Anstieg der Hirschabschüsse zu verzeichnen.

In der Mehrheit der Jahre konzentrierte sich der getätigte Abschuss der Hirsche vorwiegend auf die jüngeren Klassen (Schmalspießer und Hirsche der Klasse III). Der Anteil der reifen Hirsche war in den ersten 10 Jahren am höchsten. So wurden in den Jahren 2006 und 2008 jeweils 5 Stück Ier Hirsche erlegt. Seit 2016 wurde kein Ier Hirsch mehr im Untersuchungsgebiet erlegt (vgl. Abbildung 41).

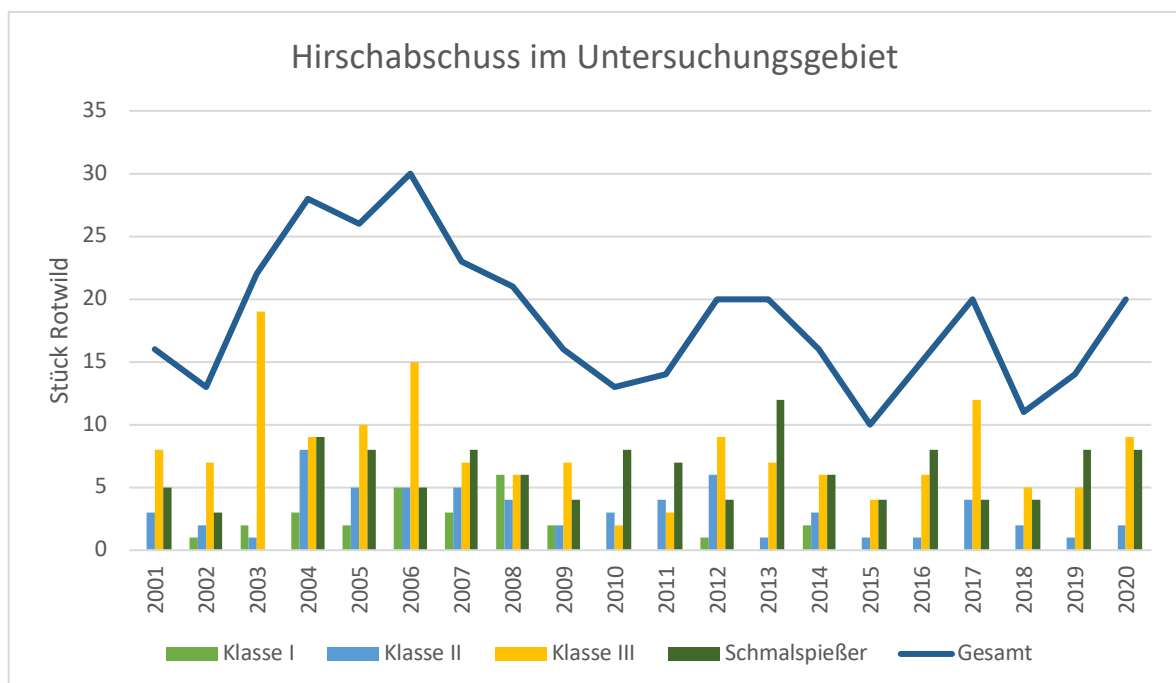


Abbildung 41: jährlicher Hirschabschuss von Rotwild (Hirsch Klasse I, II, III und Schmalspießer) von 2001 bis 2020 im Untersuchungsgebiet, enthalten sind die Abschüsse aus den Bezirken Braunau am Inn, Vöcklabruck und Grieskirchen

Aufgrund der hohen Streuung der Abschüsse sowie einem Bestimmtheitsmaß von 0,17 (vgl. Abbildung 42) konnte kein statistischer Effekt der Zeit auf die Gesamthirschabschüsse festgestellt werden (p-Wert= 0,069).

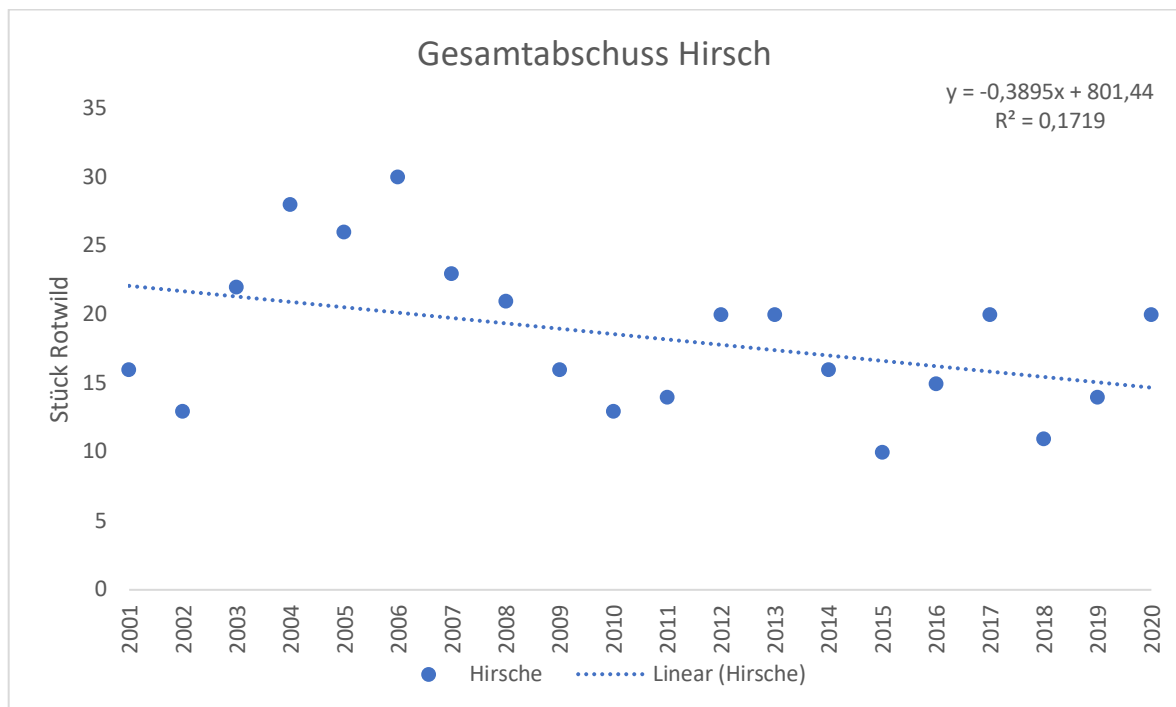


Abbildung 42: jährlicher Hirschabschuss von Rotwild (Hirsch Klasse I, II, III und Schmalspießer) von 2001 bis 2020 im Untersuchungsgebiet, enthalten sind die Abschüsse aus den Bezirken: Braunau am Inn, Vöcklabruck und Grieskirchen, Grieskirchen, mit linearer Regression und Bestimmtheitsmaß

3.4.3 Tierabschuss

Der Tierabschuss setzt sich zusammen aus Schmaltiere (< 2 Jahre) und Alttiere (> 2 Jahre). Enthalten sind die Daten aus den Bezirken Braunau am Inn, Vöcklabruck und Grieskirchen aus dem Zeitraum 2001 bis 2020.

Um die Entwicklung (Zunahme oder Reduktion) des Bestandes zu erkennen, ist es wichtig die Zuwachsträger (Schmaltiere und Alttiere) sorgfältig zu analysieren (Kinser, et al., 2019). Demnach werden anschließend der Anteil der Zuwachsträger am Gesamtabschuss deskriptiv dargestellt (vgl. Abbildung 45).

– Zusammensetzung des Tierabschusses

Betrachtet man die Jagdstrecke des weiblichen Wildes, so erhält man den Abschuss der Zuwachsträger. In den ersten Jahren des Untersuchungszeitraumes war das Verhältnis der Tierabschüsse auf relativ ähnlichem Niveau. Es folgten Jahre mit stärkeren Eingriffen in den jüngeren Klassen, auffällig war das Jahr 2013 mit einem Schmaltierabschuss von 25 Stück (vgl. Abbildung 43). Nach dem Jahr 2013 ging der Tierabschuss langsam zurück und stellt mit 11 Tieren

im Jahr 2019 den geringsten Abschuss an Tieren im Untersuchungszeitraum dar. Das Abschussmaximum wurde im Jahr 2005 mit 34 Tieren erreicht.

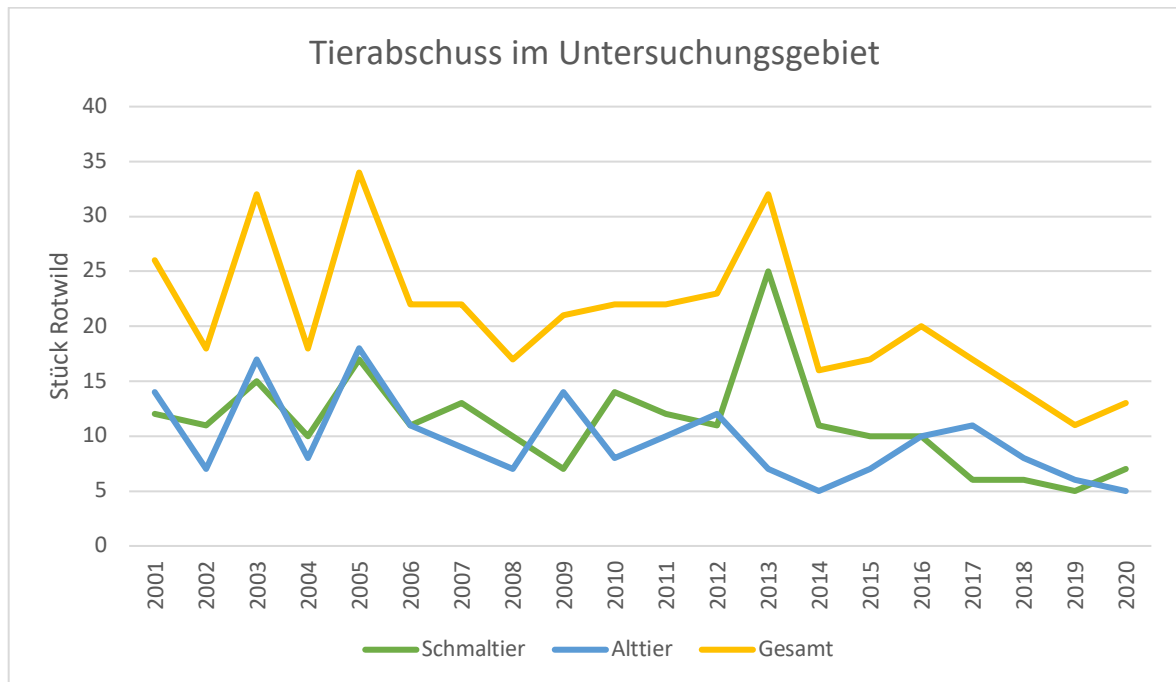


Abbildung 43: jährlicher Tierabschuss von Rotwild (Alttier und Schmaltier) von 2001 bis 2020 im Untersuchungsgebiet, enthalten sind die Abschüsse aus den Bezirken: Braunau am Inn, Vöcklabruck und Grieskirchen

Auch die Tierabschüsse wiesen eine hohe Streuung der Daten auf (vgl. Abbildung 44). Das Bestimmtheitsmaß beträgt 0.32. Demnach konnte kein statistischer Effekt der Zeit auf die Gesamttierabschüsse festgestellt werden (p -Wert= 0,008).

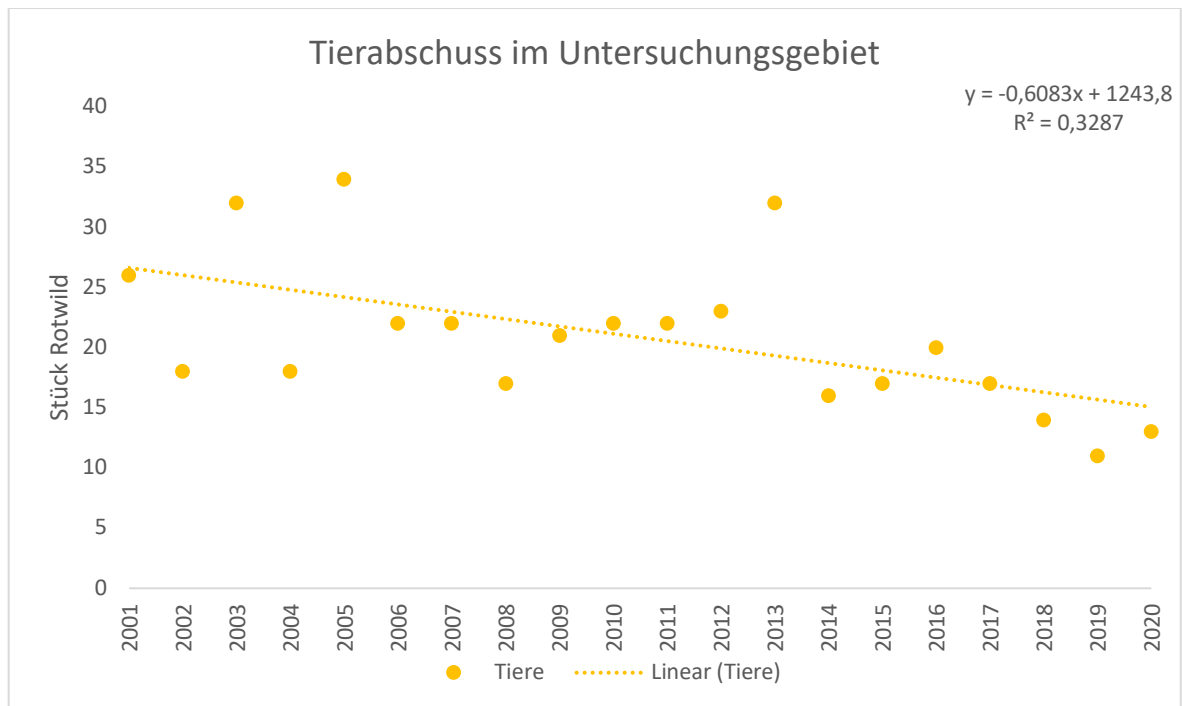


Abbildung 44: jährlicher Tierabschuss von Rotwild (Alttier und Schmaltier) von 2001 bis 2020 im Untersuchungsgebiet, enthalten sind die Abschüsse aus den Bezirken: Braunau am Inn, Vöcklabruck und Grieskirchen, mit linearer Regression und Bestimmtheitsmaß

– Anteile der Zuwachsträger am Gesamtabschuss

Der Anteil der Zuwachsträger am Gesamtabschuss betrug an der Mehrheit der Jahre über 40%. Im Jahr 2013 und 2019 erhöht sich der Anteil auf 50% (vgl. Abbildung 45).

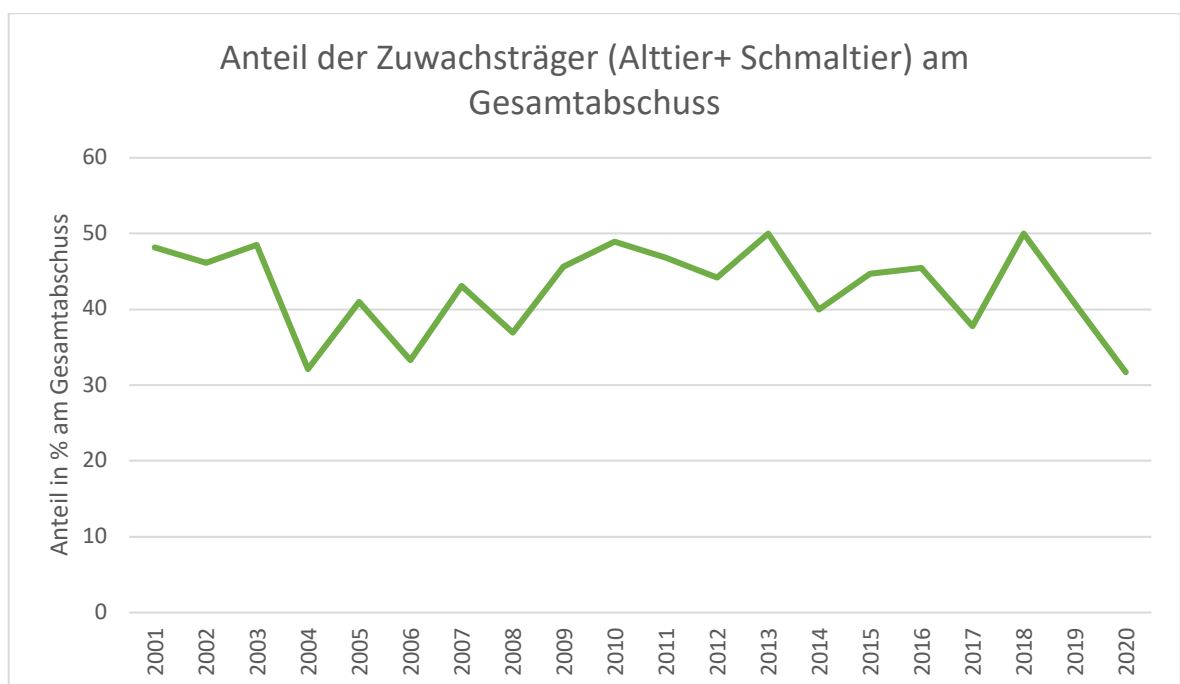


Abbildung 45: jährlicher %- Anteil der erlegten Rotwild- Zuwachsträger (Alttier + Schmaltier) am Gesamtabschuss (Hirsch, Tier, Kalb) im Untersuchungsgebiet, enthalten sind die Abschüsse aus den Bezirken: Braunau am Inn, Vöcklabruck und Grieskirchen.

– Anteil der Alttiere und Kälber am Gesamtabschuss

Im Untersuchungsgebiet wechselten sich Jahre mit erhöhten Kälberabschüssen mit Jahren mit erhöhten Alttierabschüssen ab. Auffallend waren die Jahre 2003, 2009 und 2019 (vgl. Abbildung 46). In diesen Jahren war der Anteil an Alttieren gering höher als der Anteil der Kälber an der Gesamtstrecke. Insgesamt überwiegen jedoch die Kälberabschüsse.

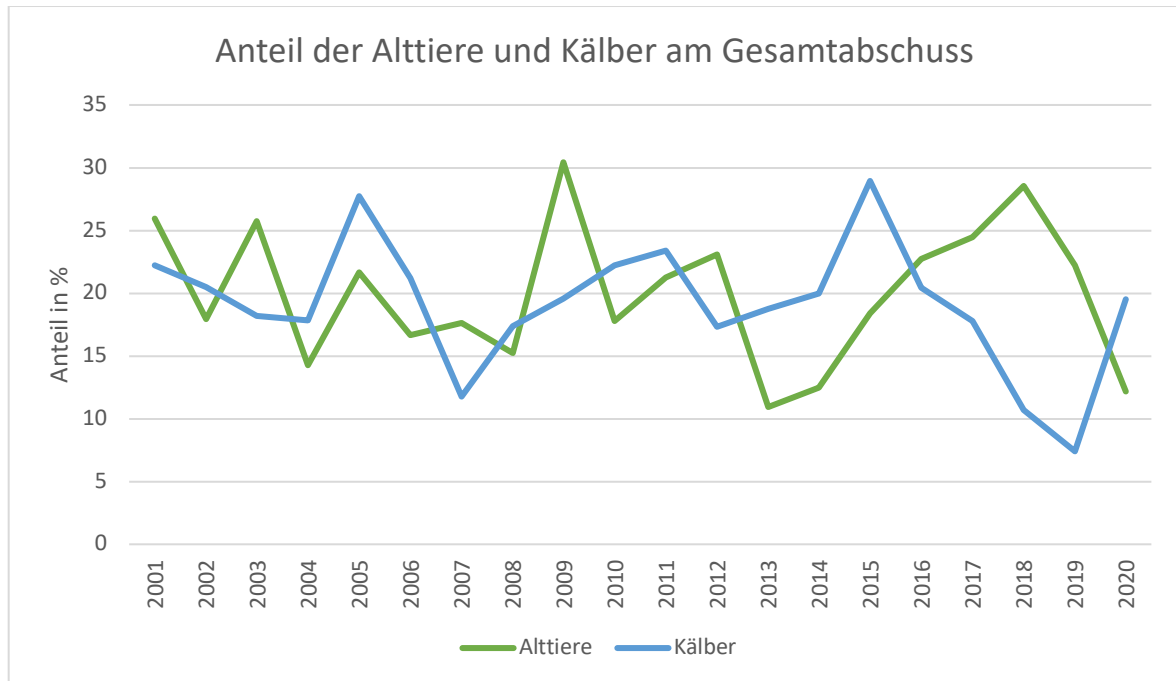


Abbildung 46: jährlicher %- Anteil der erlegten Rotwild Kälber und Alttiere am Gesamtabschuss (Hirsch, Tier, Kalb) im Untersuchungsgebiet, enthalten sind die Abschüsse aus den Bezirken: Braunau am Inn, Vöcklabruck und Grieskirchen

3.4.4 Kälberabschuss

Der Abschuss der Kälber setzt sich zusammen aus den Wildkälbern (weiblich) und den Hirschkalbern (männlich). Enthalten sind die Daten aus den Bezirken Braunau am Inn, Vöcklabruck und Grieskirchen.

– Zusammensetzung des Kälberabschlusses

Der Kälberabschuss erreichte im Jahr 2005 mit 23 Stück Kälber sein Maximum. Danach sank der Abschuss bis auf 6 Stück im Jahr 2007. Es folgten Jahre mit höheren sowie geringeren Abschüssen. Von 2015 bis 2019 war ein kontinuierlicher Rückgang der Kälberabschüsse zu erkennen. Seit 2020 nahmen diese erneut zu. Vergleich man den Anteil der weiblichen Kälber mit dem Anteil der männlichen Kälber, überwog an der Mehrheit der Jahre der weibliche Anteil. Das Geschlechterverhältnis war im Jahr 2005 und 2015 mit 91% Wildkälber im Abschuss am weitesten (vgl. Abbildung 47).

Insgesamt wurden im Untersuchungsgebiet 193 Kälber erlegt, davon 41% männliche Kälber und 58% weibliche Kälber.

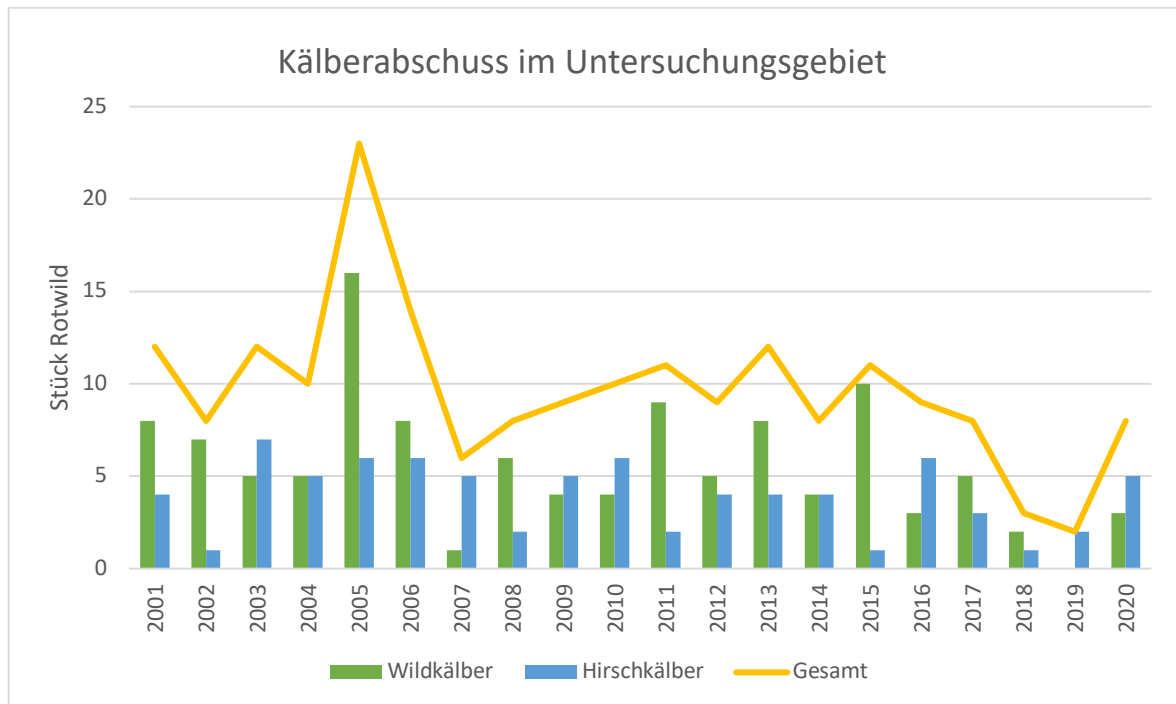


Abbildung 47: jährlicher Kälberabschuss von Rotwild (Wildkälber und Hirschkalber) von 2001 bis 2020 im Untersuchungsgebiet, enthalten sind die Abschüsse aus den Bezirken: Braunau am Inn, Vöcklabruck und Grieskirchen

Durch die Streuung der Daten ergibt sich ein Bestimmtheitsmaß von 25%, daher konnte kein statistischer Effekt der Zeit auf die Gesamtkälberabschüsse festgestellt werden (p -Wert=0,024) (vgl. Abbildung 48).

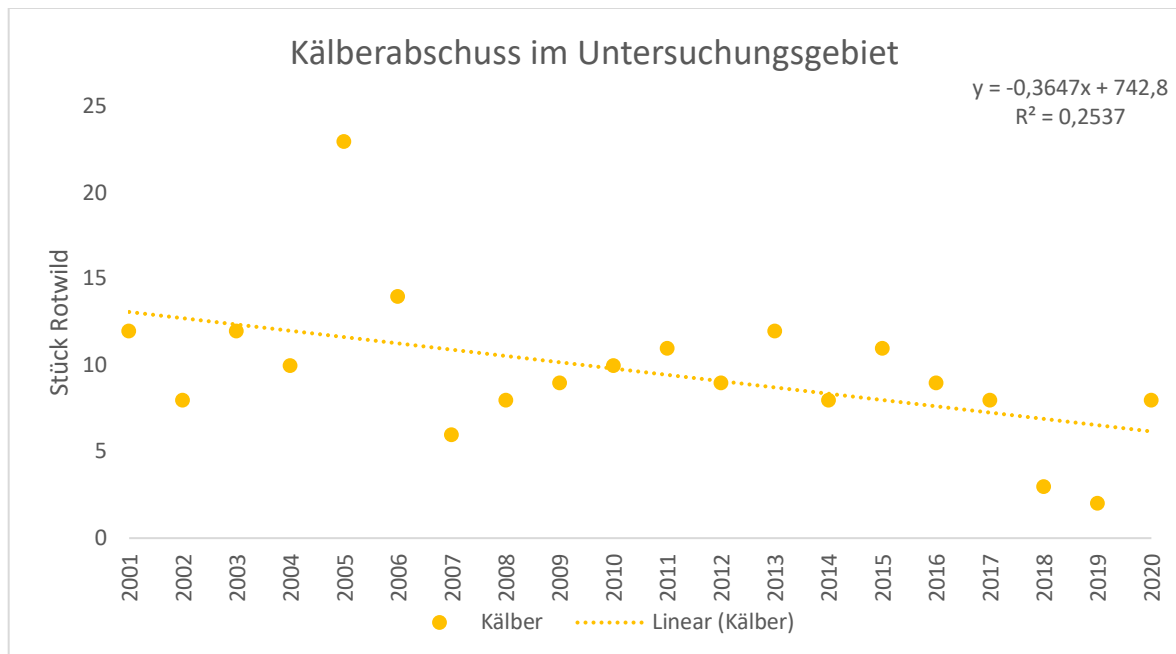


Abbildung 48: jährlicher Kälberabschuss von Rotwild (Wildkälber und Hirschkalber) von 2001 bis 2020 im Untersuchungsgebiet, enthalten sind die Abschüsse aus den Bezirken: Braunau am Inn, Vöcklabruck und Grieskirchen mit linearer Regression und Bestimmtheitsmaß.

3.4.5 Jagdstreckenzusammensetzung der Gesamtabschläge

Wird das Verhältnis der jeweiligen Anteile am Gesamtabschuss näher betrachtet, ist auffallend, dass über den gesamten Zeitraum ein hoher Anteil an Tieren (Alttier und Schmaltiere) erlegt wurde. Besonders hohe Eingriffe bei den Zuwachsträgern erfolgten in den ersten fünf Jahren von 2001 bis 2003, sowie von 2009 bis 2016. Bei den Kälbern war der Abschuss über die Jahre hinweg weitgehend gering und machte insgesamt lediglich 20% des Gesamtabschusses aus. Den höchsten Anteil am Gesamtabschuss hat mit 43% das weibliche Wild, gefolgt von den Hirschen mit 38%. Seit 2019 hat sich der Abschuss zugunsten des männlichen Wildes verschoben (vgl. Abbildung 49).

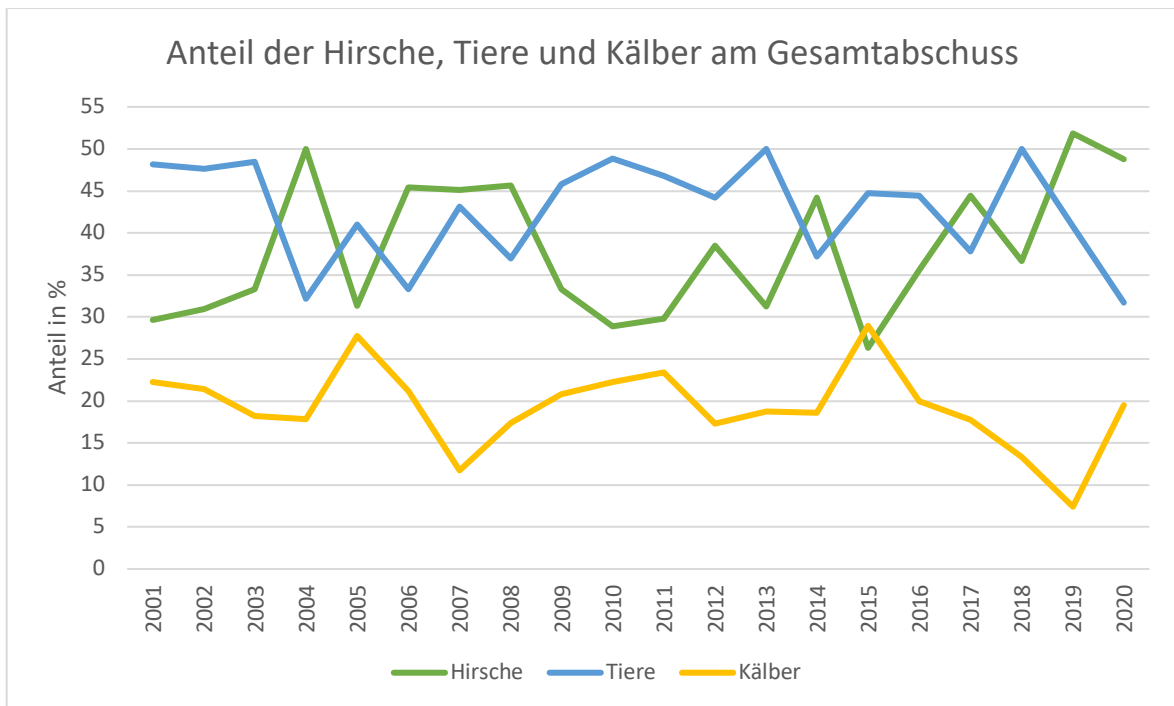


Abbildung 49: jährlicher %- Anteil der erlegten Rotwild Hirsche, Tiere, und Kälber am Gesamtabschuss (Hirsch, Tier, Kalb) von 2001 bis 2020 im Untersuchungsgebiet, enthalten sind die Abschüsse aus den Bezirken: Braunau am Inn, Vöcklabruck und Grieskirchen

3.4.6 Abschüsse in Salzburg (Wildraum 12)

Bei den zu Verfügung gestellten Daten aus Salzburg gab es keine Unterteilung in Alttier und Tier, sowie in Wildkalb und Hirschkalb. Demzufolge werden diese gesondert betrachtet. Von 2001 bis 2020 wurden in Salzburg- Flachgau 11 Stück Rotwild erlegt (vgl. Abbildung 50).

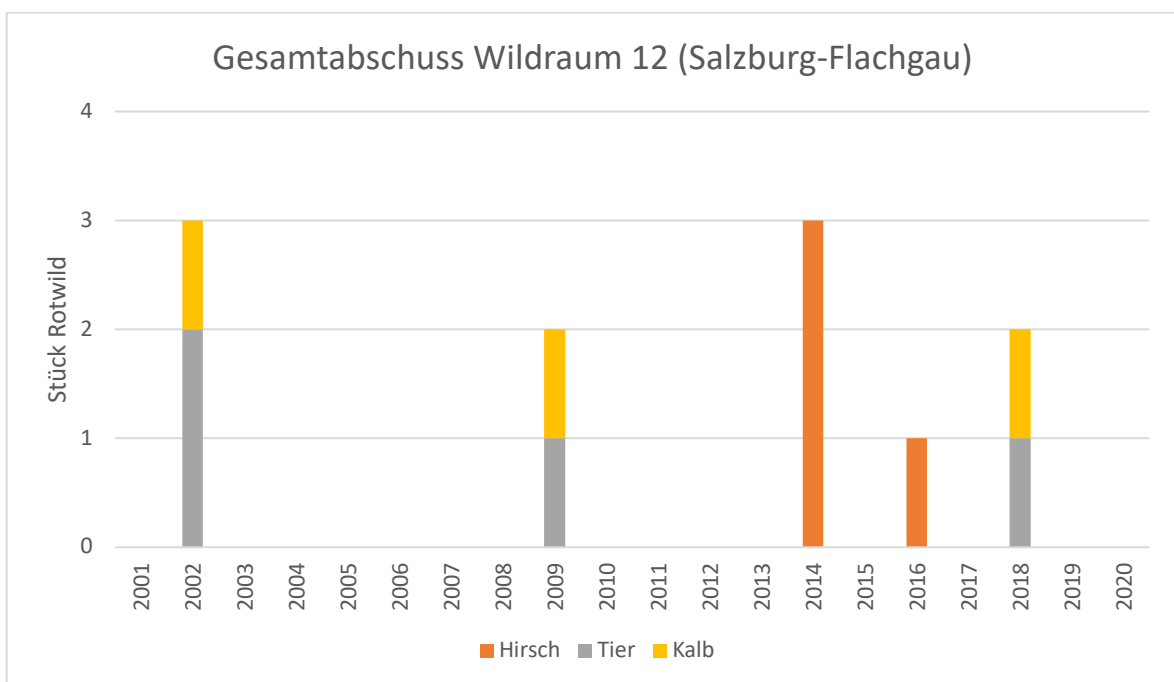


Abbildung 50: Gesamtabschuss Rotwild (Hirsch, Tier, Kalb) von Salzburg- Flachgau (Wildraum 12) von 2001 bis 2020

3.4.7 Fallwild

Die Fallwild Zahlen im Untersuchungsgebiet waren in den letzten 20 Jahren stets gering und hatten somit keinen bedeutenden Einfluss auf die Bestandesschätzungen (vgl. Abbildung 51).

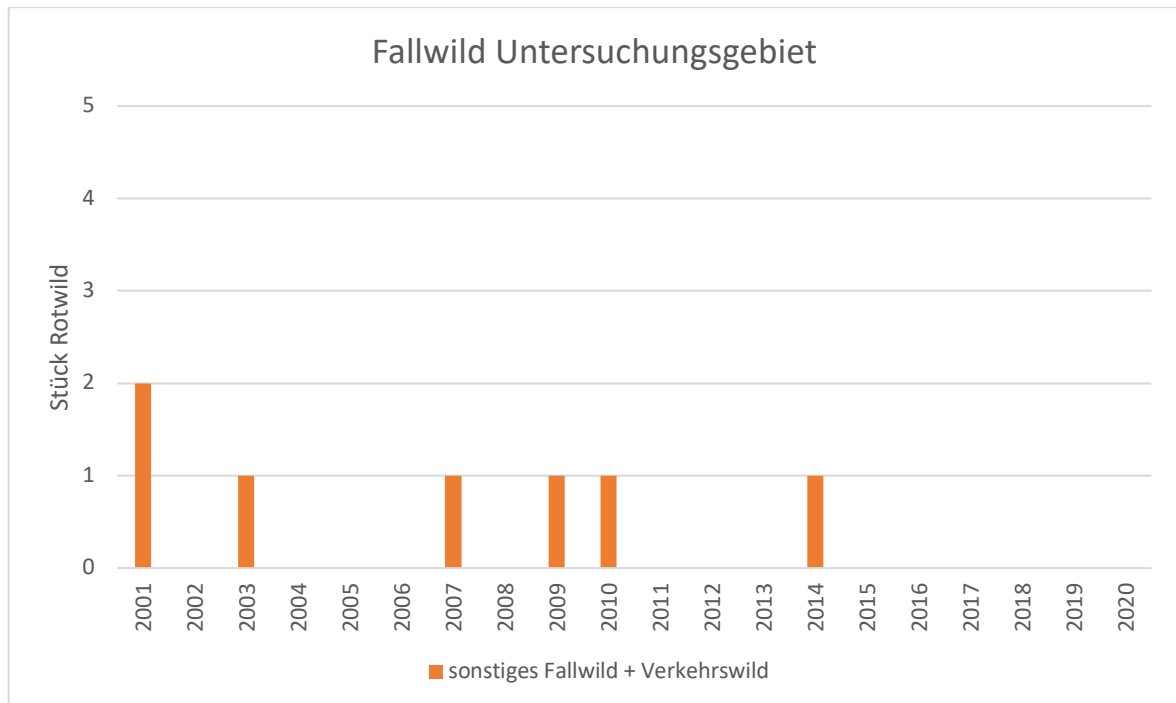


Abbildung 51: jährliches Rotwild-Fallwild (inkl. Verkehrsfallwild) im Untersuchungsgebiet von 2001 bis 2020, enthalten sind die Angaben aus den Bezirken: Braunau am Inn, Vöcklabruck, Grieskirchen, und Salzburg

3.4.8 Entwicklung des Rotwildbestandes im Untersuchungsgebiet

– Ergebnisse des Kälber/Alttier- Verhältniss

Weilharts-, und Lachforst

Im Weilharts-, und Lachforst (WLF) ist die Berechnung des Kälber-Alttier-Verhältnisses von 2001 bis 2015 und für das Jahr 2017 möglich.

In der Mehrheit der Jahre waren die Alttierabschüsse deutlich höher als die Kälberabschüsse (vgl. Abbildung 54). Ausgehend von den in den Methoden zuvor erwähnten Richtwert von einem Kälber-Alttier-Quotient von 2 war in den Ergebnissen kein Wert über 2 vorzufinden. Vielmehr bewegte sich das Verhältnis im Bereich < 2 (vgl. Abbildung 52). Beim Anteil der Alttiere am Gesamtabschuss wechselten sich Jahre stärkerer jagdliche Eingriffe mit Jahren geringer Alttierabschüsse ab. Der Anteil der Alttiere am Gesamtabschuss betrug mehrheitlich über 20% (vgl. Abbildung 53).

Der Mittelwert des Kälber-Altter-Quotienten für den oben genannten Zeitraum ergab einen Quotient von 0,8, sowie einen Alttieranteil von 25% am Gesamtabschuss und somit einen Hinweis auf sinkende Bestandeszahlen im Weiharts-, und Lachforst.

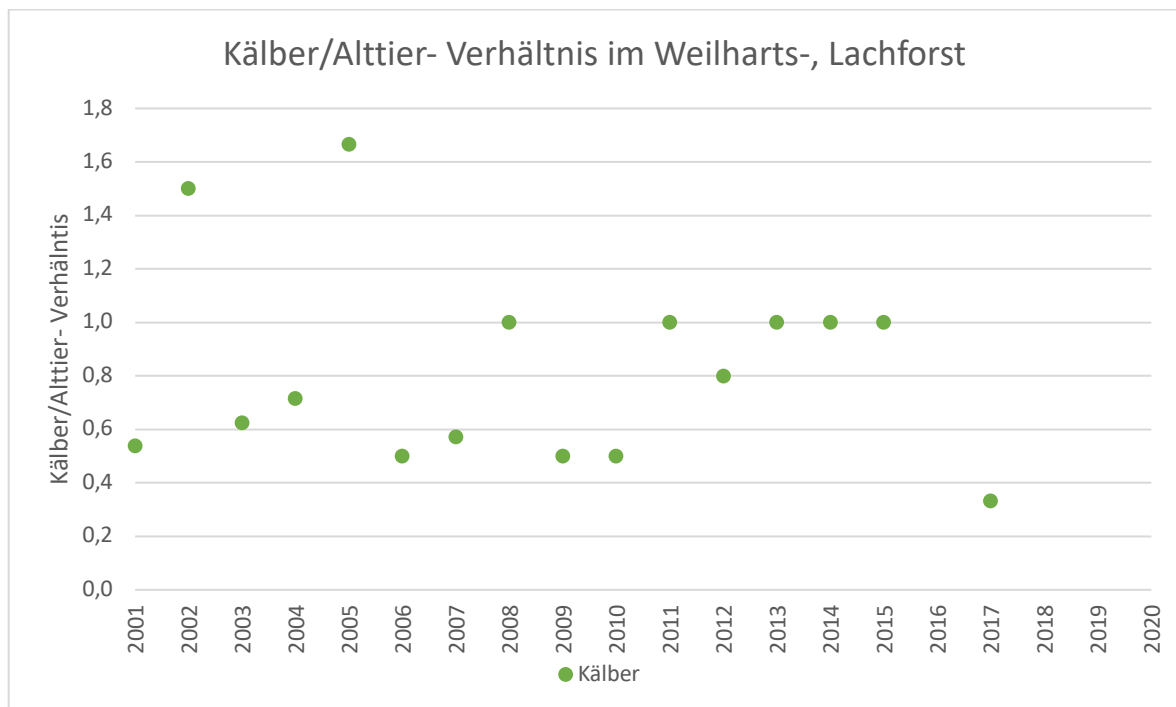


Abbildung 52: Kälber-Altter-Verhältnis auf Basis der Abschüsse von Rotwild Kälber und Alttiere im Weiharts- und Lachforst von 2001 bis 2017

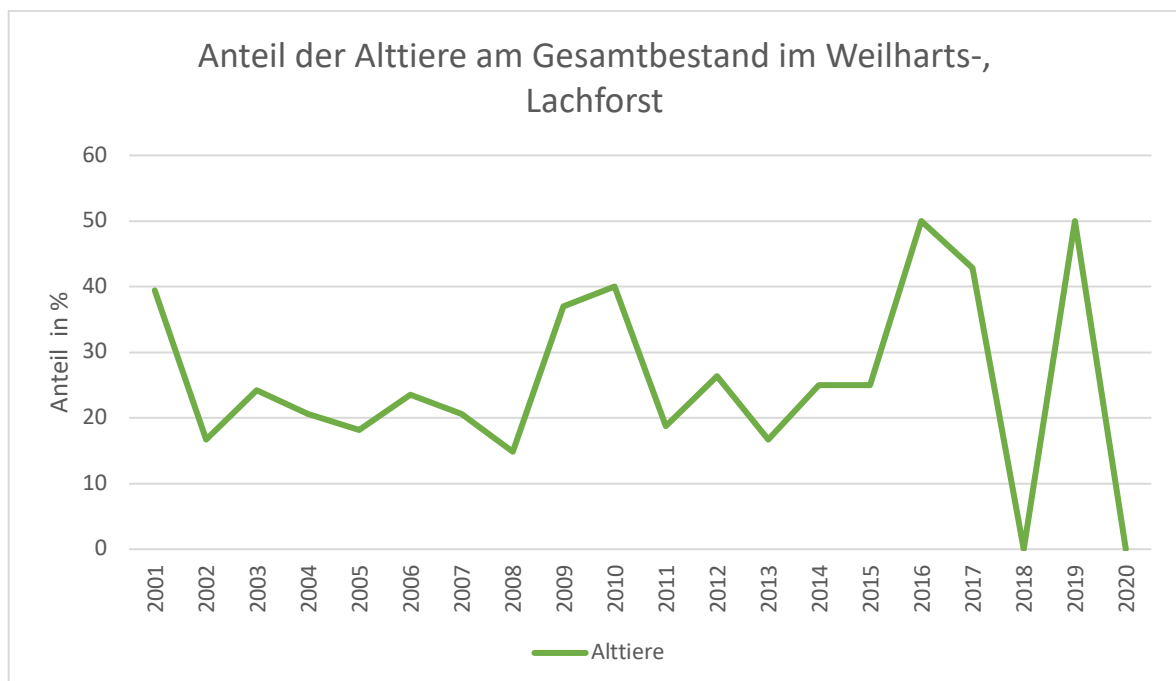


Abbildung 53: %- Anteil der erlegten Alttiere am Gesamtabschuss (Hirsch, Tier, Kalb) im Weiharts- und Lachforst, von 2001 bis 2020

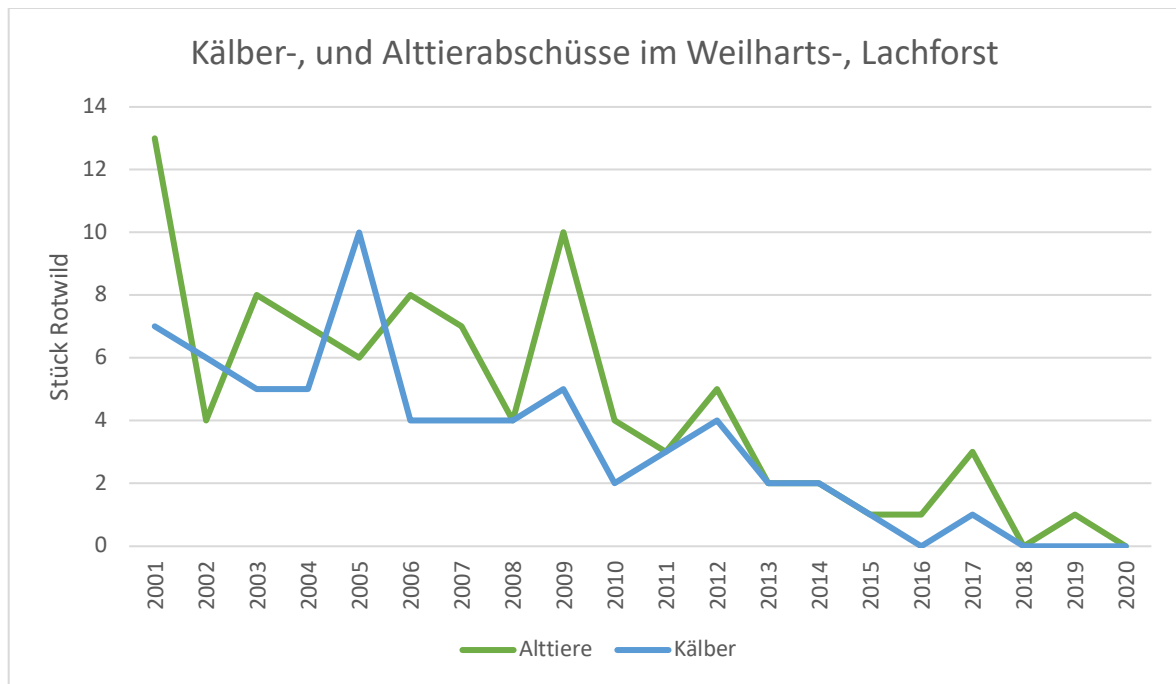


Abbildung 54: jährliche Abschüsse der Rotwild Kälber und Alttiere von 2001 bis 2020 im Weilharts-, Lachforst

Hausruck und Kobernauber Wald

Für 2008 und 2018 war die Berechnung des Kälber-Altter-Verhältnis nicht möglich da in diesen Jahren nur Alttiere erlegt wurden.

Auch im Hausruck und Kobernauberwald bewegte sich der Kälber-Altter-Quotient vorwiegend in einem Bereich von <2 (vgl. Abbildung 55). Das Abschussverhältnis von Kälbern zu Alttieren war über den gesamten Zeitraum relativ ausgewogen (vgl. Abbildung 57), wodurch sich auch ein Durchschnittswert des Kälber-Altter-Quotient von 1,2 ergab.

Der Anteil der Alttiere am Gesamtabschuss, lag nur im Jahr 2003, 2005, 2009, 2015 und 2017 über 20%. In den übrigen Jahren war der Abschuss der Alttiere eher nachhaltig (vgl. Abbildung 56). Daraus ergab sich ein geringerer Durchschnittswert des Alttieranteils am Gesamtabschuss von 16%, und daher auf den gesamten Zeitraum betrachtet kein Hinweis auf sinkende oder steigende Bestandeszahlen in dieser Naturraumeinheit.

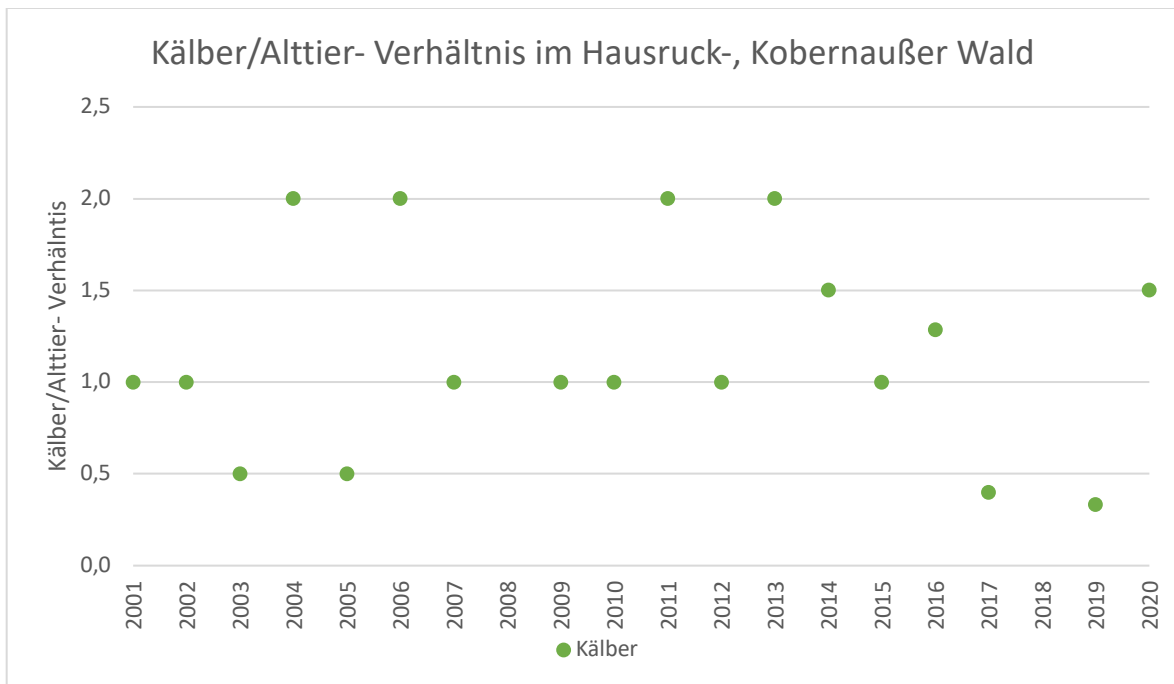


Abbildung 55: Kälber-Alttier-Verhältnis auf Basis der Abschlüsse von Rotwild Kälber und Alttiere im Hausruck-, Kobernaufferwald von 2001 bis 2020

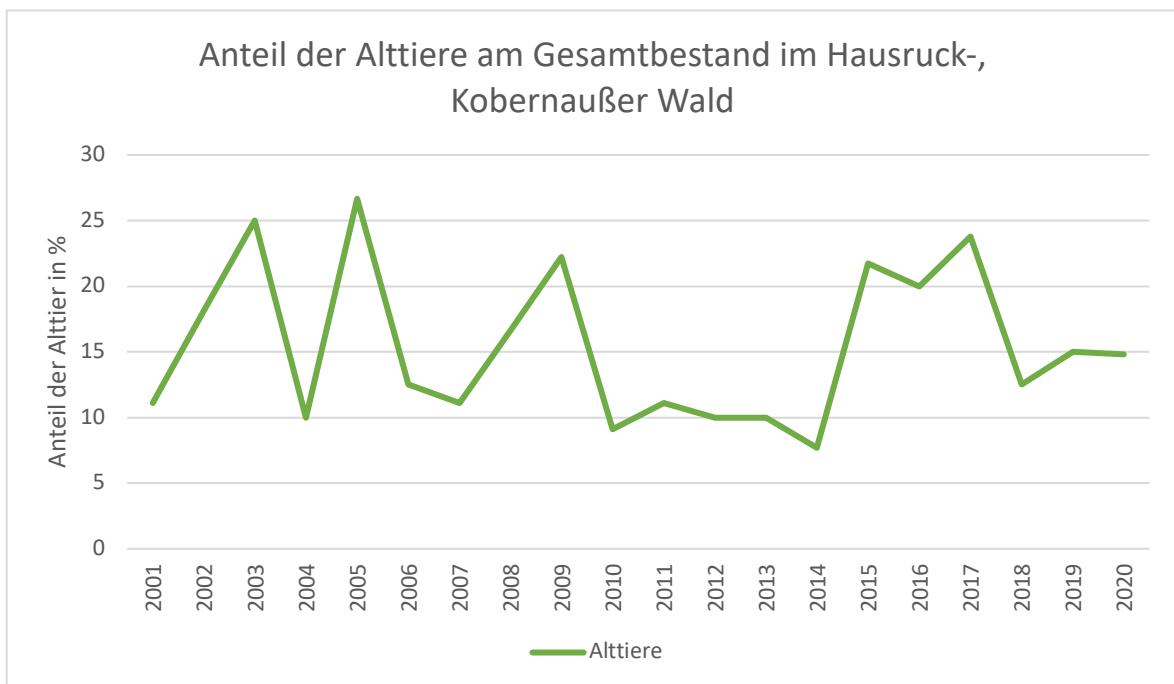


Abbildung 56: %- Anteil der erlegten Alttiere am Gesamtabschuss (Hirsch, Tier, Kalb) im Hausruck-, Kobernaufferwald von 2001 bis 2020

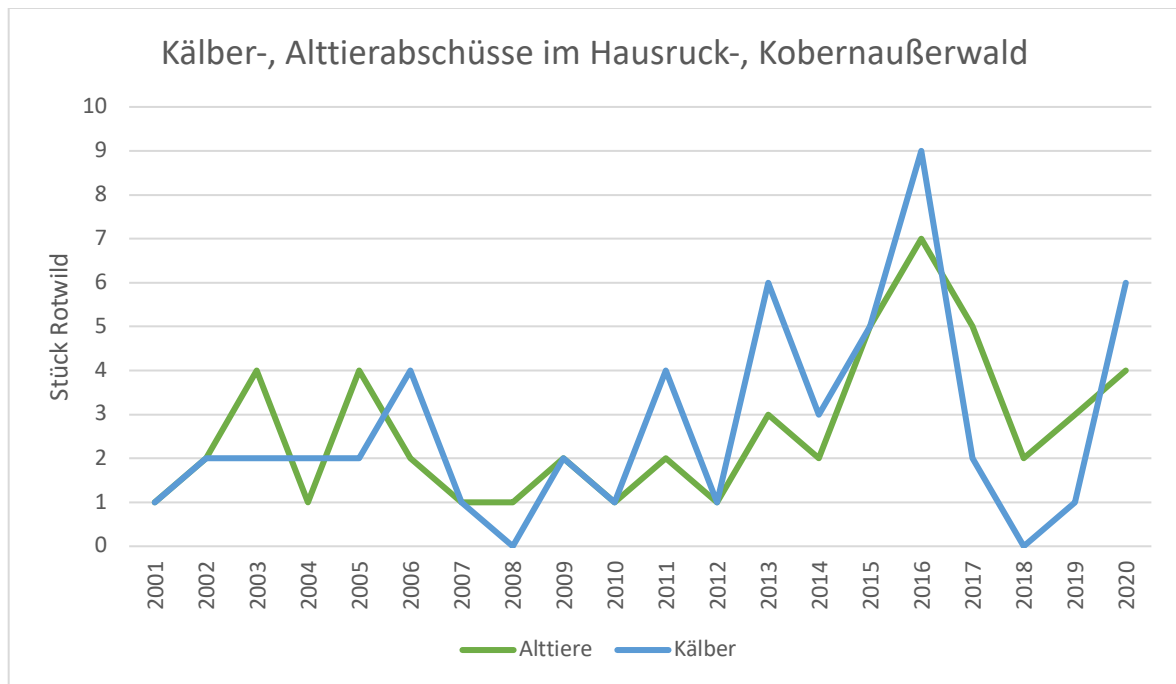


Abbildung 57: jährliche Abschüsse der Rotwild Kälber und Alttiere von 2001 bis 2020 im Hausruck-, Kobernaußerwald

Mondseer Flyschberge

In den Jahren 2001, 2002, 2004 und 2016 war die Berechnung des Kälber-Alttier-Verhältnis nicht möglich.

Im Vergleich zu den anderen Naturraumeinheiten lag der Fokus hier vor allem auf den Kälbern (vgl. Abbildung 60), wodurch sich auch Werte von > 2 beim Kälber-Alttier-Verhältnisses ergaben (vgl. Abbildung 58). Beim Anteil der Alttiere am Gesamtabschuss wechselten sich Jahre stärkerer jagdlicher Eingriffe mit Jahren geringerer Abschusszahlen ab (vgl. Abbildung 59).

Der Mittelwert des Kälber-Alttier-Verhältnis für den oben genannten Zeitraum ergab einen Quotient von 2, sowie einen Alttieranteil von 19% am Gesamtabschuss und somit einen Hinweis auf gleichbleibende Bestandeszahlen in den Mondseer Flyschbergen.

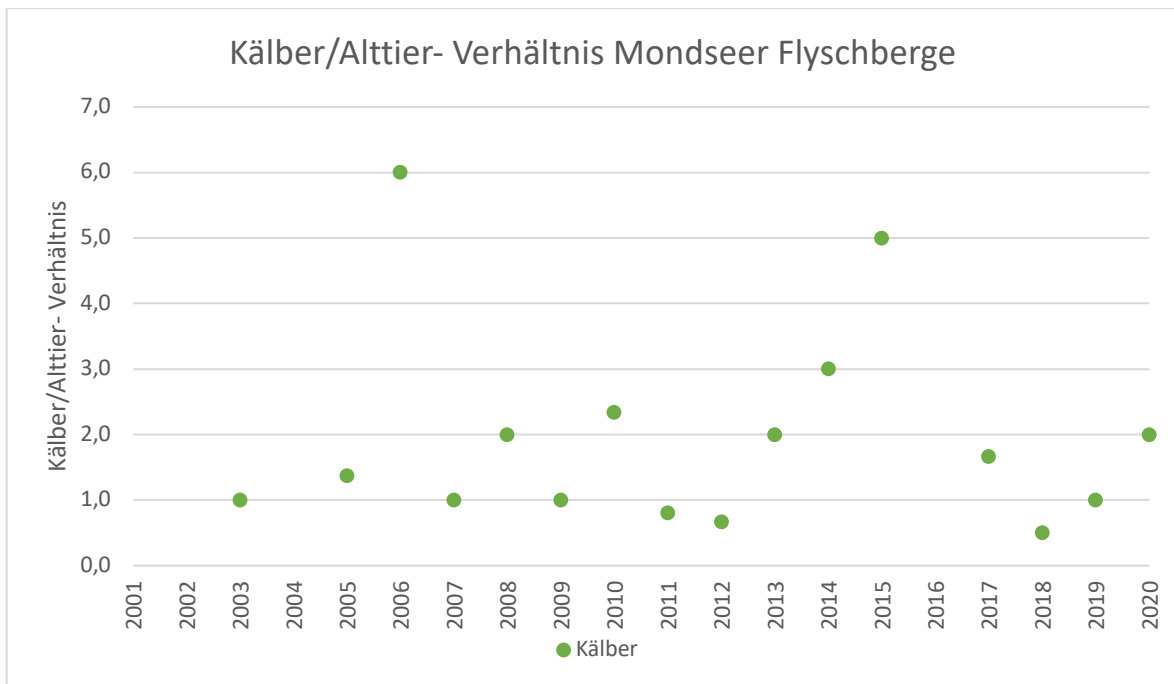


Abbildung 58: Kälber-Alttier-Verhältnis auf Basis der Abschüsse von Rotwild Kälber und Alttiere Mondseer Flyschberge von 2001 bis 2020

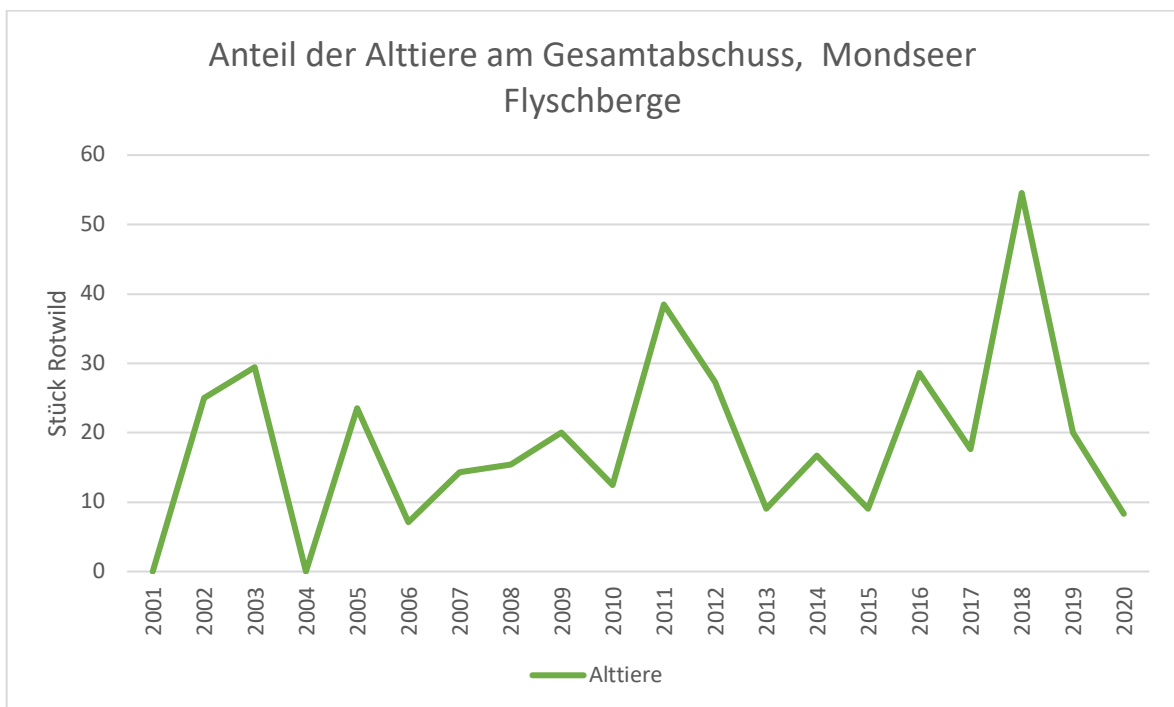


Abbildung 59: %- Anteil der erlegten Alttiere am Gesamtabschuss (Hirsch, Tier, Kalb) im Mondseer Flyschberge von 2001 bis 2020

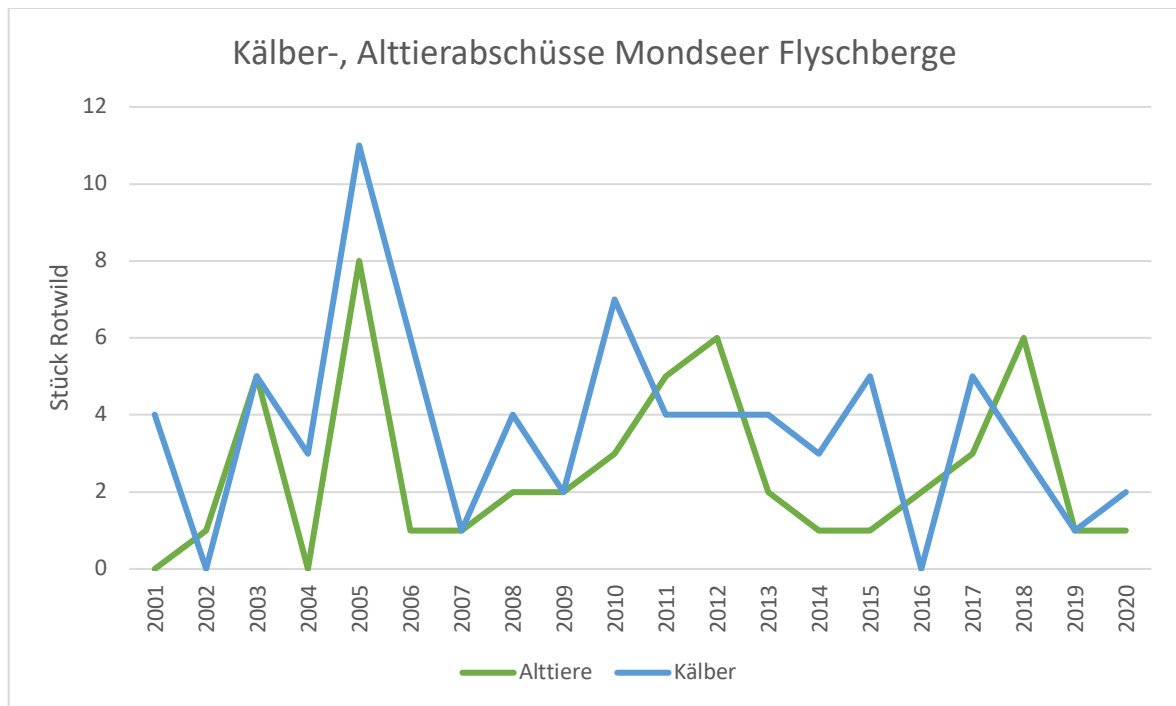


Abbildung 60: jährliche Abschüsse der Rotwild Kälber und Alttiere von 2001 bis 2020 Mondseer Flyschberge

Gesamten Untersuchungsgebiet

Hier sind die Jagdbezirke Braunau, Vöcklabruck und Grieskirchen enthalten. Bei den Daten von Salzburg fehlte die Einteilung in die Klassen Alttier, und Schmaltier. Daher konnten diese bei der Berechnung nicht miteinbezogen werden. Im Jagbezirk Ried und Wels-Land waren keine Rotwild Abschüsse zu verzeichnen.

Im gesamten Untersuchungsgebiet wechselten sich Jahre mit stärkeren jagdlichen Eingriffen bei den Alttieren mit Jahren stärkeren jagdlichen Eingriffen bei den Kälbern ab (vgl. Abbildung 63). Auf den gesamten Zeitraum betrachtet ergab sich jedoch mit 194 Stück Alttieren und 193 Stück Rotwild ein relativ ausgewogenes Verhältnis der Abschüsse. Auch der Anteil an Alttieren an der Gesamtstrecke unterlag großen Schwankungen (vgl. Abbildung 62). Betrachtet man jedoch die einzelnen Jahre gab es immer wieder Hinweise auf sinkende Bestandeszahlen. Wie etwa in den Jahren 2001, 2003, 2005, 2009, 2011, 2012 und 2016 bis 2019 (vgl. Abbildung 61 und 62).

Der Mittelwert des Kälber-Alttier-Verhältnis ergab einen Quotient von 1, sowie einen Alttieranteil von 20% am Gesamtabschuss, und somit zwar keinen eindeutigen Hinweis, jedoch eine Entwicklung in Richtung sinkende Bestandeszahlen im Untersuchungsgebiet.

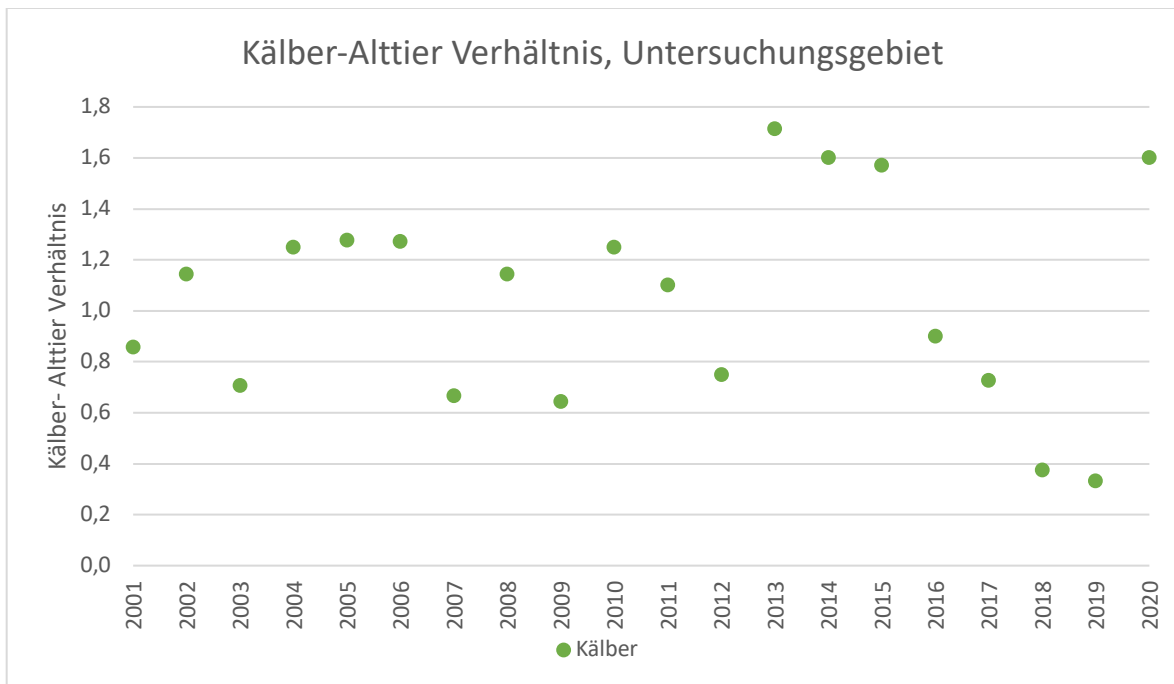


Abbildung 61: Kälber-Alt tier-Verhältnis auf Basis der Abschüsse von Rotwild Kälber und Alt tier e im Untersuchungsgebiet von 2001 bis 2020, enthalten sind die Abschüsse aus den Bezirken: Braunau am Inn, Vöcklabruck und Grieskirchen

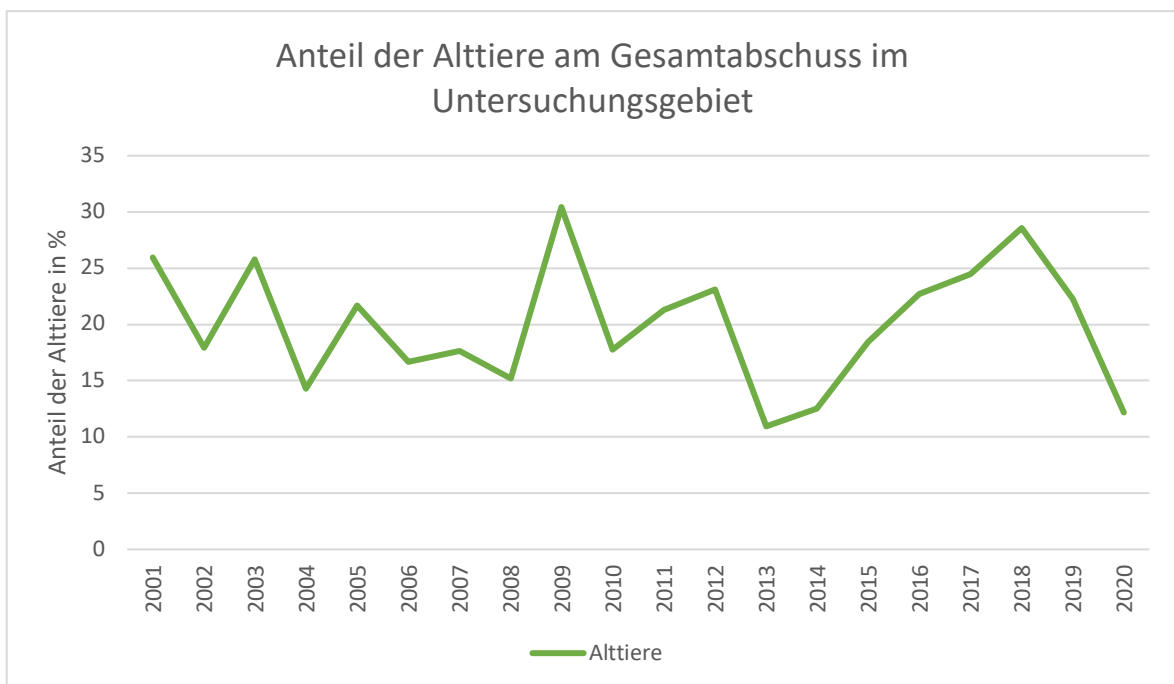


Abbildung 62: %- Anteil der erlegten Alt tier e am Gesamtabschuss (Hirsch, Tier, Kalb) im Untersuchungsgebiet von 2001 bis 2020, enthalten sind die Abschüsse aus den Bezirken: Braunau am Inn Vöcklabruck und Grieskirchen

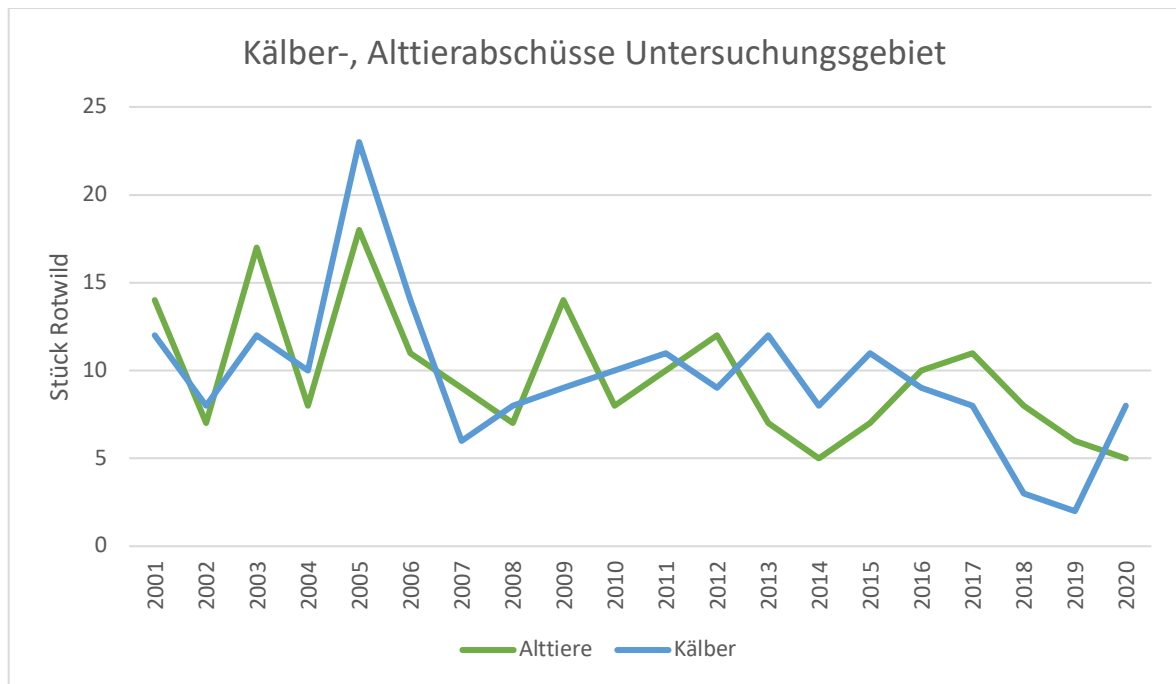


Abbildung 63: jährliche Abschüsse der Rotwild Kälber und Alttiere von 2001 bis 2020 im Untersuchungsgebiet, enthalten sind die Abschüsse aus den Bezirken: Braunau am Inn, Vöcklabruck und Grieskirchen

- Frühjahrs Mindestbestand an Alttieren

Untersuchungsgebiet

Die Bestandsschätzung auf Basis der Kälberjahrgänge unterlag im gesamten Untersuchungsgebiet einem ständigen Wechsel. Im Jahr 2012 war ein Frühjahrs-Mindestbestand an Alttieren von 48 Stück vorhanden. Bis ins Jahr 2019 sank dieser Bestand an Alttieren auf 17 Stück (vgl. Abbildung 64).

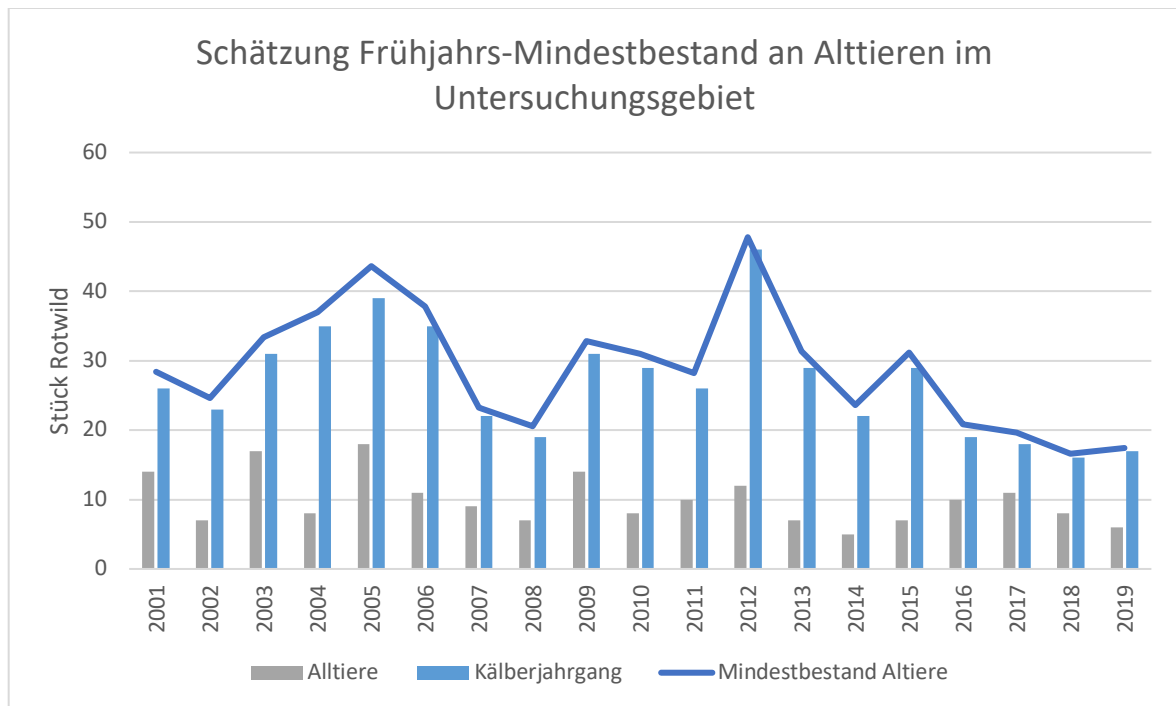


Abbildung 64: Schätzung des Frühjahrs-Mindestbestands an Alttieren auf Basis der Abschüsse, im Untersuchungsgebiet von 2001 bis 2019, enthalten sind die Abschüsse aus den Bezirken: Braunau am Inn, Vöcklabruck und Grieskirchen

In Abbildung 65 war anhand der linearen Regression eine Abnahme des Frühjahrs-Mindestbestands an Alttieren ersichtlich. Dennoch konnte aufgrund der Streuung der Daten und einem Bestimmtheitsmaß von 21% kein statistischer Effekt der Zeit auf den Frühjahrs-Mindestbestand an Alttieren im Untersuchungsgebiet festgestellt werden (p-Wert= 0,049).

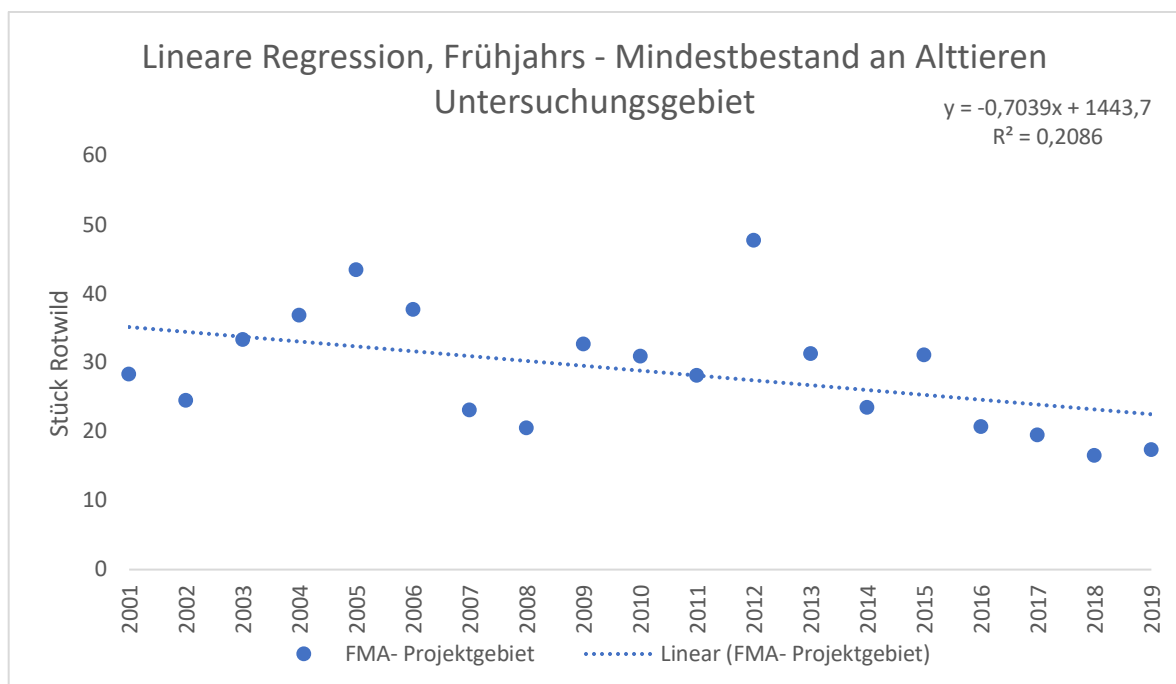


Abbildung 65: Schätzung des Frühjahrs-Mindestbestands an Alttieren auf Basis der Abschüsse, im Untersuchungsgebiet von 2001 bis 2019, enthalten sind die Abschüsse aus den Bezirken: Braunau am Inn, Vöcklabruck und Grieskirchen, mit linearer Regression und Bestimmtheitsmaß

Hausruck und Kobernauberwald

Für den Kobernauberwald zeigte sich ein Frühjahrs-Mindestbestand an Alttieren für das Jahr 2019 von 11 Stück. In Abbildung 66 ist ersichtlich, dass der Frühjahrs-Mindestbestand an Alttieren in der ersten Hälfte (2001-2010) des Untersuchungszeitraumes deutlich geringer war als in der zweiten Hälfte (2010 - 2019). Der Frühjahrs-Mindestbestand an Alttieren erhöhte sich vor allem ab dem Jahr 2011 auf ein Maximum im Jahr 2013 von 22 Stück, und nimmt danach allmählich ab.

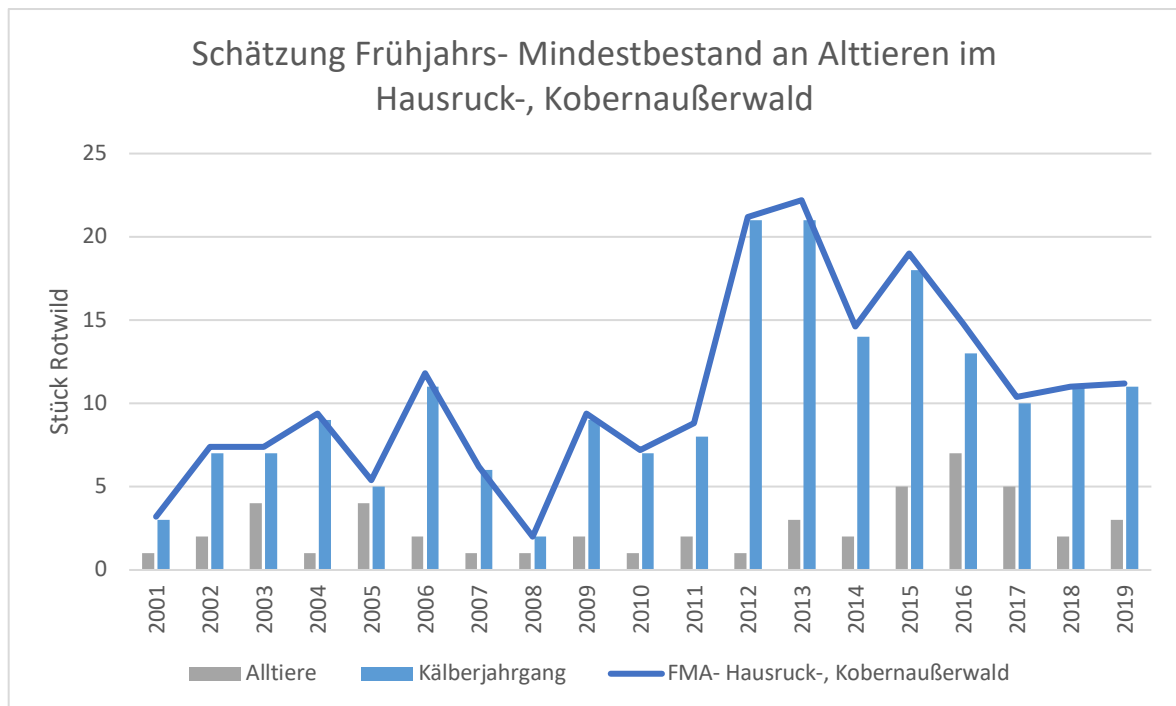


Abbildung 66: Schätzung des Frühjahrs- Mindestbestand an Alttieren auf Basis der Abschlüsse, im Hausruck Und Kobernauberwald von 2001 bis 2019, enthalten sind die Abschlüsse aus den Bezirken: Braunau am Inn, Vöcklabruck und Grieskirchen

Die lineare Regression in Abbildung 67 zeigte eine Zunahme des Frühjahrs-Mindestbestand an Alttieren, dennoch konnte aufgrund der Streuung der Daten und einem Bestimmtheitsmaß von 32% kein statistischer Effekt der Zeit auf den Frühjahrs- Mindestbestand an Alttieren im Hausruck und Kobernauberwald festgestellt werden (p-Wert= 0.012).

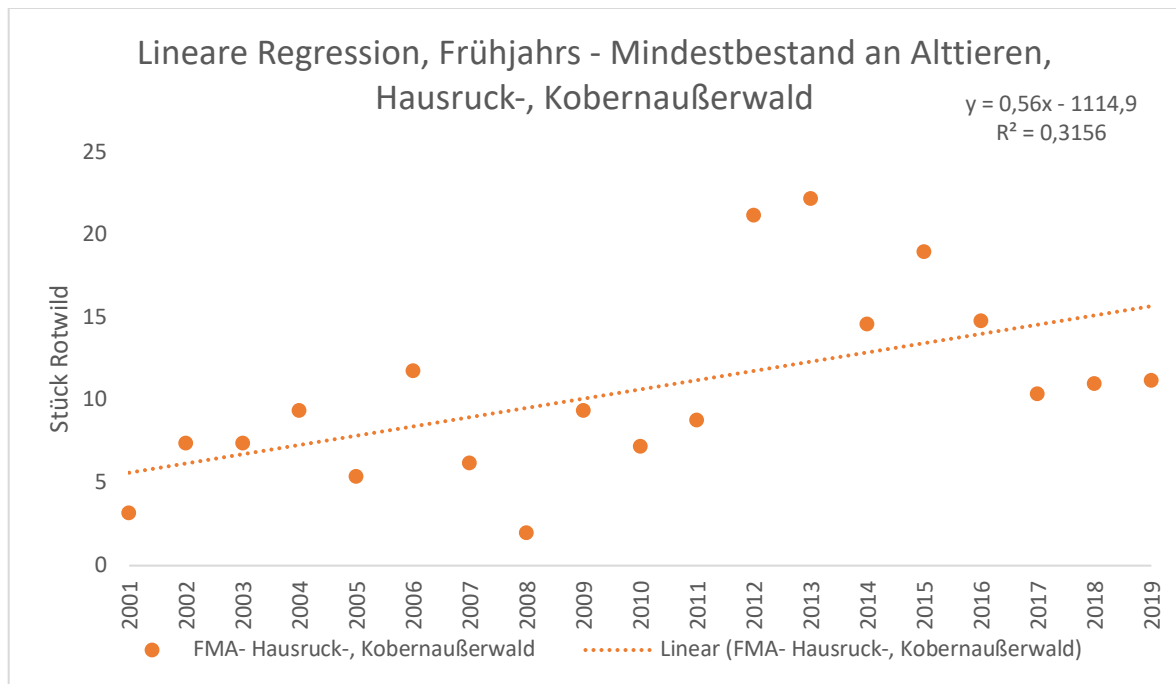


Abbildung 67: Schätzung des Frühjahrs- Mindestbestand an Alttieren auf Basis der Abschüsse, im Hausruck und Kobernaußerwald von 2001 bis 2019, enthalten sind die Abschüsse aus den Bezirken: Braunau am Inn, Vöcklabruck und Grieskirchen, mit linearer Regression und Bestimmtheitsmaß

Mondseer Flyschberge

Für die Mondseer Flyschberge ergab sich für das Jahr 2019 ein Frühjahrs-Mindestbestand an Alttieren von 6 Stück (vgl. Abbildung 68). Über den gesamten Zeitraum unterlag dieser Wert großen Schwankungen (vgl. Abbildung 69).

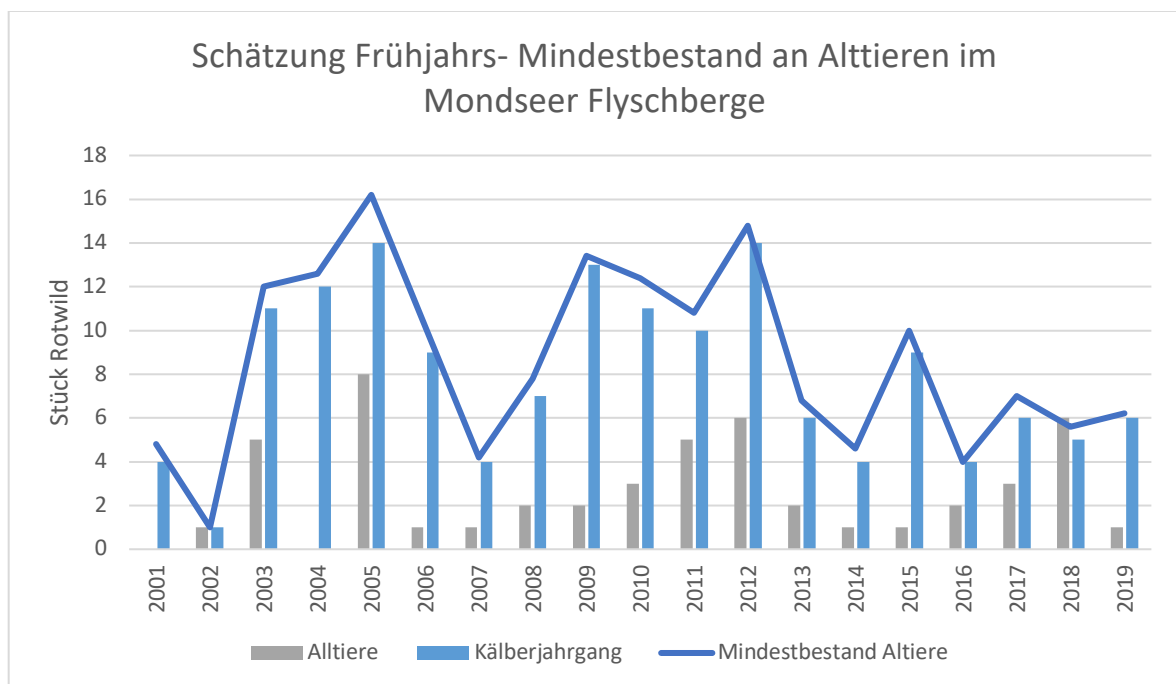


Abbildung 68: Schätzung des Frühjahrs- Mindestbestand an Alttieren auf Basis der Abschüsse, in den Mondseer Flyschbergen, von 2001 bis 2019, enthalten sind die Abschüsse aus den Bezirk Vöcklabruck

Die lineare Regression in Abbildung 69 zeigte eine leichte Abnahme des Frühjahrs-Mindestbestand an Alttieren. Dennoch konnte aufgrund der Streuung der Daten und einem Bestimmtheitsmaß von 0% kein statistischer Effekt der Zeit auf den Frühjahrs- Mindestbestand an Alttieren in den Mondseer Flyschbergen festgestellt werden (p-Wert= 0,494).

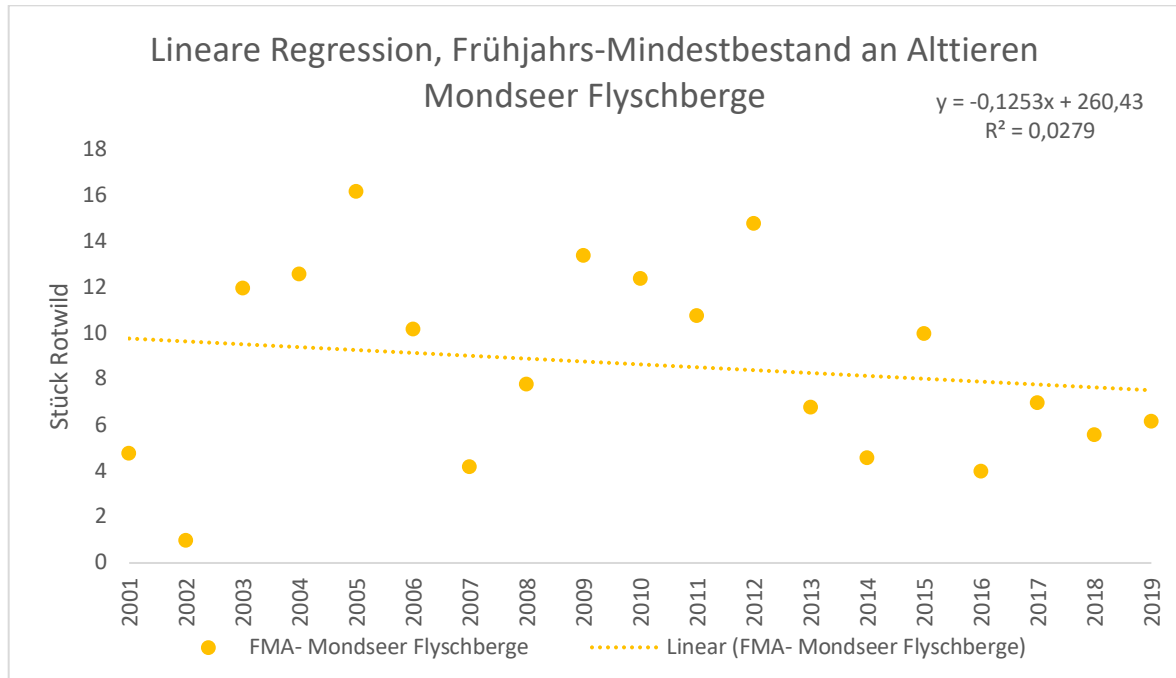


Abbildung 69: Schätzung des Frühjahrs- Mindestbestand an Alttieren auf Basis der Abschüsse, in den Mondseer Flyschbergen, von 2001 bis 2019, enthalten sind die Abschüsse aus den Bezirk Vöcklabruck, mit linearer Regression und Bestimmtheitsmaß

Weilharts-, Lachforst

Die Ermittlung für den Weilharts- und Lachforst ergab einen Frühjahrs-Mindestbestand an Alttieren für das Jahr 2019 von 0 Stück (vgl. Abbildung 70). Im Laufe des Untersuchungszeitraumes war eine starke Abnahme des Frühjahrs-Mindestbestandes an Alttieren zu verzeichnen, was auch in Abbildung 71 mit einem Bestimmtheitsmaß von 87% bestätigt werden konnte (p-Wert= 7,3859E-09). Daher kann hier die Aussage getroffen werden, dass im Weilharts- und Lachforst eine starke Abnahme des Frühjahrs-Mindestbestand an Alttieren im Untersuchungszeitraum stattgefunden hat.

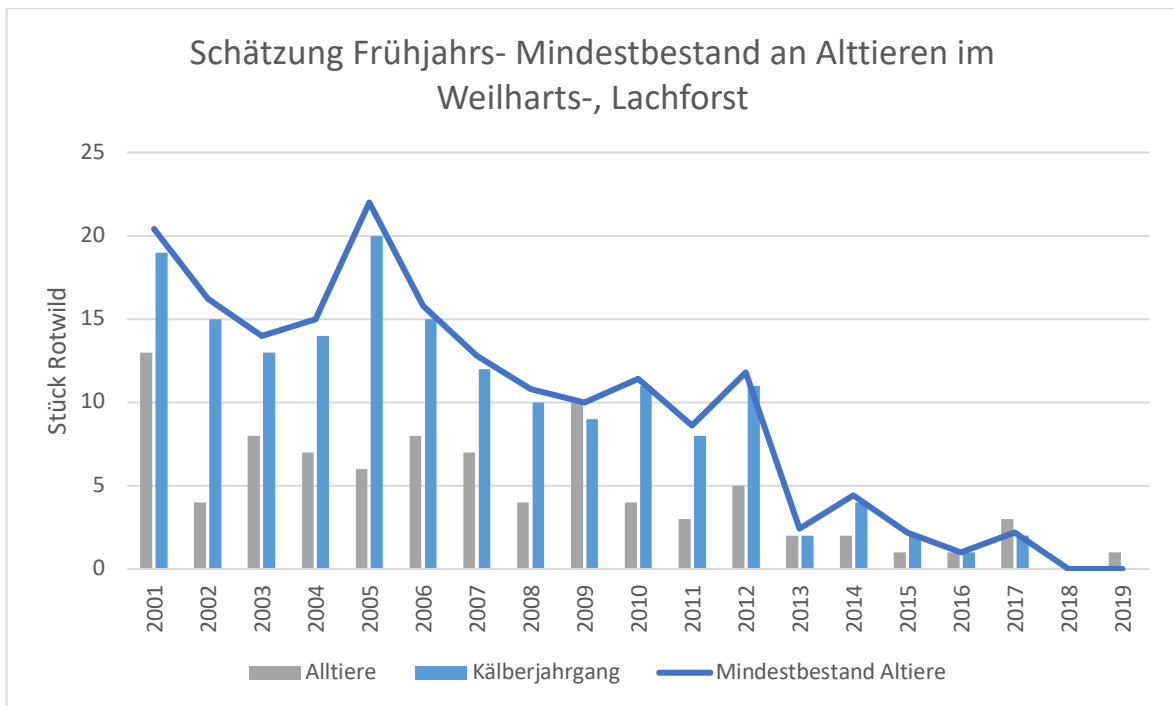


Abbildung 70: Schätzung des Frühjahrs- Mindestbestand an Alttieren auf Basis der Abschnisse, im Weilharts- und Lachforst von 2001 bis 2019, enthalten sind die Abschnisse aus den Bezirk Braunau am Inn

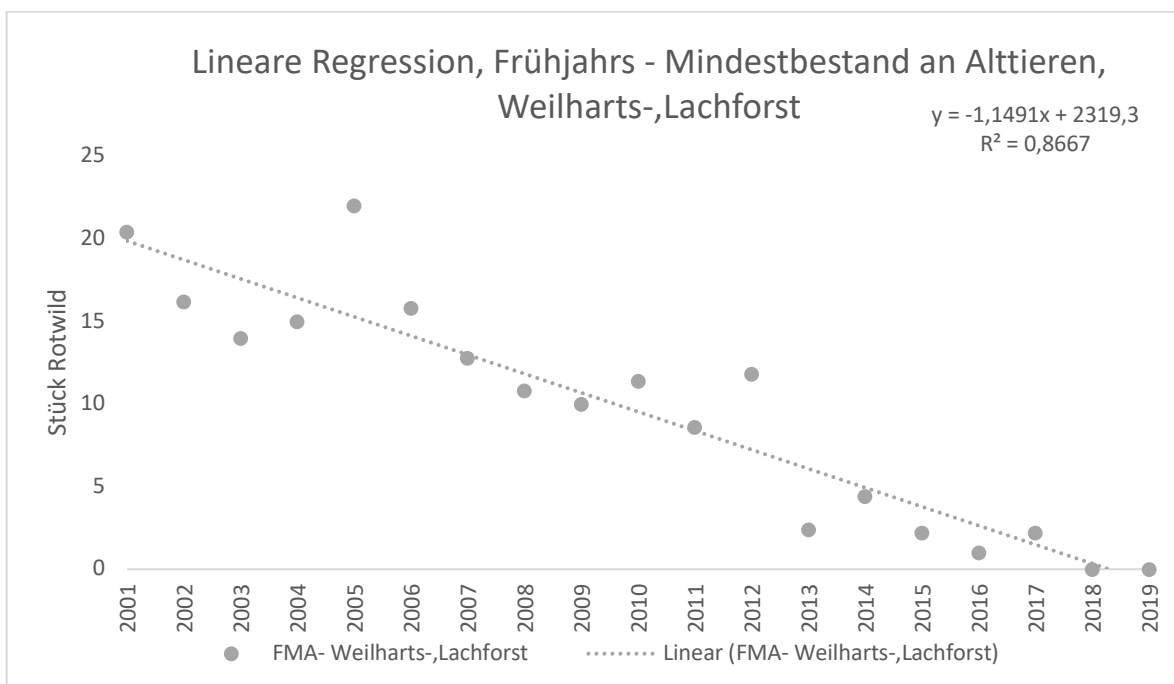


Abbildung 71: Schätzung des Frühjahrs- Mindestbestand an Alttieren auf Basis der Abschnisse, im Weilharts- und Lachforst von 2001 bis 2019, enthalten sind die Abschnisse aus den Bezirk Braunau am Inn, mit lineare Regression und Bestimmtheitsmaß

– Ermittlung des weiblichen Bestandes im Frühjahr

Anhand der zu Verfügung gestellten Daten lies sich ein weiblicher Bestand im Frühjahr von min. 77 Stück Rotwild ermitteln (vgl. Abbildung 72). Dieser Wert stellt einen Schätzwert da und nicht den tatsächlichen Bestand im Untersuchungsgebiet.

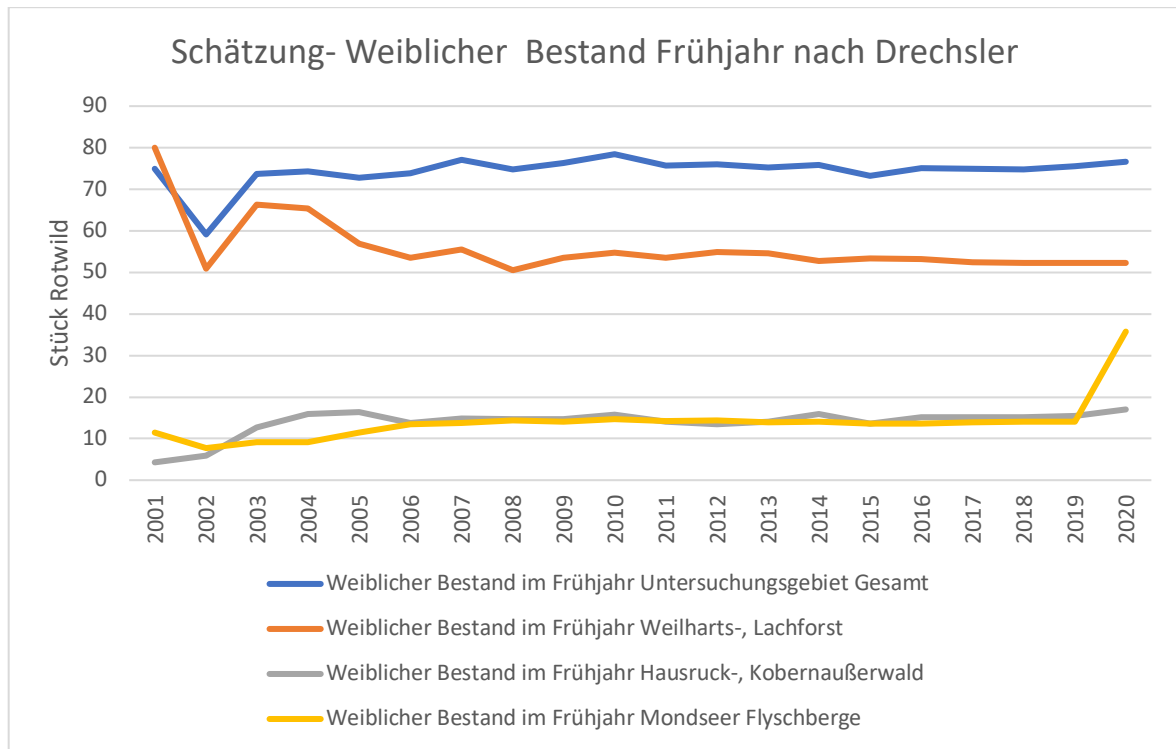


Abbildung 72: Schätzung des Weiblichen Bestandes im Frühjahr nach Drechsler (1966) für die jeweiligen Naturräume und das Gesamte Untersuchungsgebiet auf Basis der Abgänge von 2001 bis 2020

3.4.9 Jagdstreckenvergleich von Rotwild und Schwarzwild

Der Abschuss setzt sich zusammen aus der Summe der Rotwild- und Schwarzwildabschüsse im Zeitraum von 2005 bis 2020. Um die beiden Werte besser miteinander zu vergleichen, wurde bei Rot- und Schwarzwild der Anteil in % am Gesamtabschuss berechnet.

Bis 2007 waren die Rotwildabschüsse deutlich höher als die Schwarzwildabschüsse. Danach ist auch eine Steigerung der Abschüsse beim Schwarzwild zu verzeichnen. Ab dem Jahr 2011 waren die Schwarzwildstrecken, mit zwei Ausnahmen im Jahr 2013 und 2016, deutlich höher als die Rotwildstrecken (vgl. Abbildung 73).

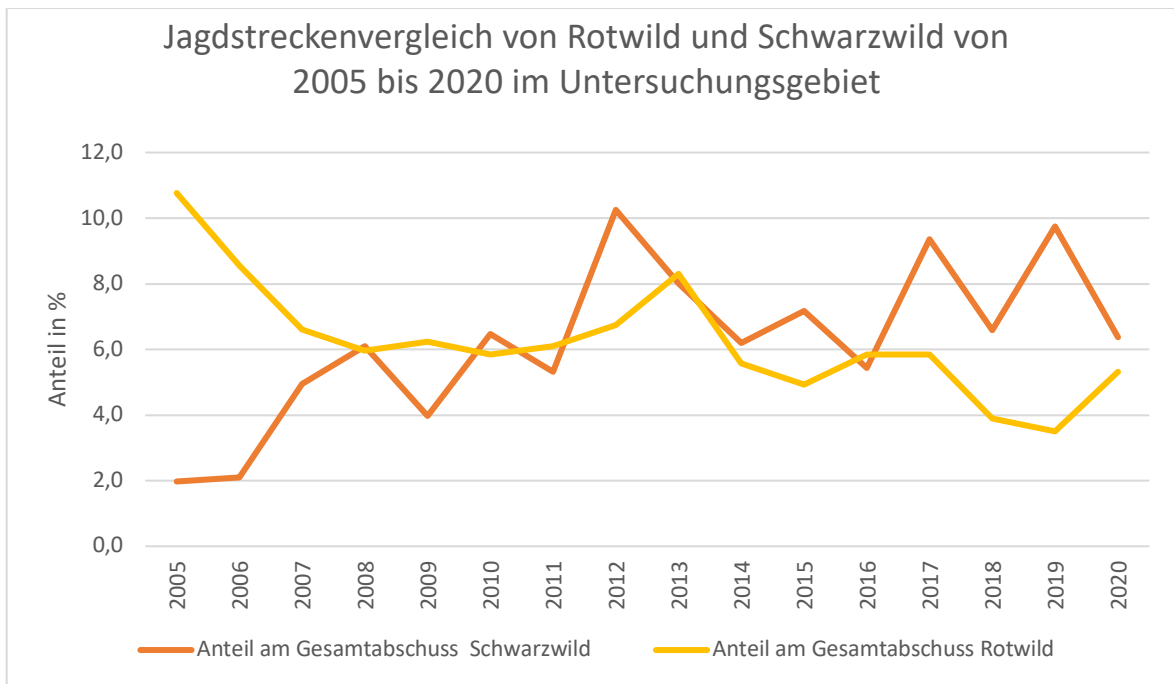


Abbildung 73: Zeitlicher Vergleich der Rotwild- und Schwarzwildabschüsse

3.5 Aktuelle Situation von Korridoren und Barrieren für Rotwild im Untersuchungsgebiet

Anschließend werden die Wildtierkorridore sowie die Ist-Situation der Barrieren und alle wildökologisch relevanten Bauwerke im Untersuchungsgebiet aufgezeigt.

3.5.1 Korridore

Die OÖ Umweltanwaltschaft hat im Zuge des Projektes „Wildtierkorridore in Oberösterreich“ ein Widerstands- bzw. Durchlässigkeitsmodell aufgesetzt, bei dem die nach expertenbasiert festgelegten Wildtierkorridore je nach Durchlässigkeit in drei Zonen eingeteilt wurden. Auf Basis dieses Berichtes wurden anschließend alle wichtigen Korridore im Untersuchungsgebiet, sowie deren Durchlässigkeit dargestellt.

Grün bedeutet, dass zur Zeit der Aufnahme keine Einschränkung der Durchlässigkeit gegeben ist und es sich um funktionell intakte Korridore handelt. In der gelben Zone besitzen die Korridorabschnitte nun noch eine eingeschränkte Funktionsfähigkeit. Aufgrund von großer Entfernung zwischen den unterschiedlichen Deckungsstrukturen ist die Vernetzung sehr lückenhaft, und eine Wanderung nur eingeschränkt möglich. In der roten Zone sind die Korridore funktionell hochgradig entwertet, teilweise unterbrochen bis nicht mehr vorhanden (Birngruber et al., 2012).

Abbildung 74 zeigt die Zonierung der überregionalen Wildtierkorridore in Oberösterreich im Untersuchungsgebiet. Es ist ersichtlich, dass insbesondere entlang der Westautobahn (A1) und Innkreisautobahn (A8), aber auch direkt angrenzend an den Kobernaußeralwald Teile der Korridore erheblich eingeschränkt bis unterbrochen sind. Die rot eingekreisten Abschnitte wurden angesichts deren wildtier- und landschaftsökologischen Funktionalität mit der geringsten Beurteilung 5 bewertet. Eine Beurteilung von 5 bedeutet, dass hier die Korridorfunktion bereits unterbrochen ist und somit massiv eingeschränkt bis nicht mehr vorhanden. In den übrigen roten Abschnitten im Untersuchungsgebiet ist die Funktionalität bzw. Durchlässigkeit noch vorhanden, jedoch durch Barrieren wesentlich beeinträchtigt. Um die Korridorfunktion sicherzustellen besteht somit in diesen Bereichen unmittelbarer Handlungsbedarf, die von der OÖ Umweltanwaltschaft im Jahr 2012 empfohlenen Maßnahmen umzusetzen (Birngruber et al., 2012).

Eine detaillierte Beschreibung der jeweiligen Korridorabschnitte sowie die Maßnahmen Empfehlung findet man im Bericht „Wildtierkorridore“ in Oberösterreich (Birngruber et al., 2012).

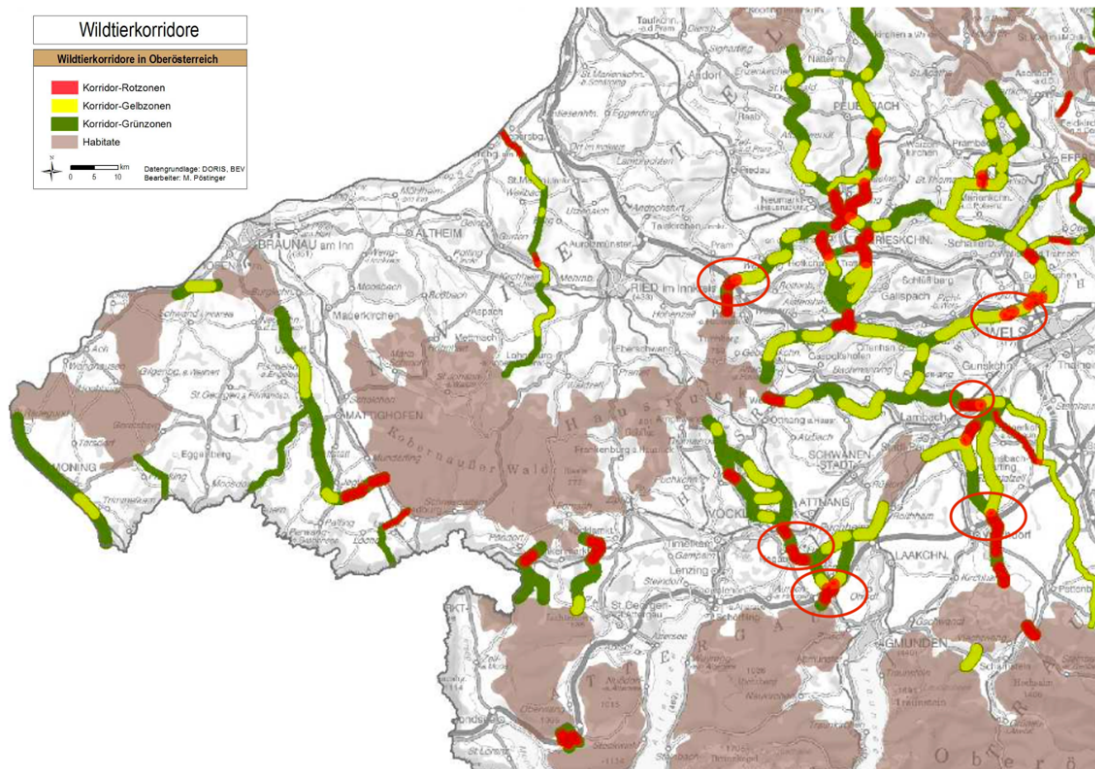


Abbildung 74: Ausschnitt aus der Karte der überregionalen Wildtierkorridore in Oberösterreich mit Darstellung der Korridor Zonierung aus Birngruber et al. (2012) (Grüne Zonierung= keine Einschränkung der Durchlässigkeit und funktionell intakte Korridore, gelbe Zonierung= eingeschränkte Funktionsfähigkeit der Korridorabschnitte – Wanderung nur eingeschränkt möglich, rote Zonierung= Korridore funktionell hochgradig entwertet, teilweise unterbrochen bis nicht mehr vorhanden)

3.5.2 Barrieren

Wie bereits zuvor erwähnt stellen im Untersuchungsgebiet die Autobahnen A1 und A8 jeweils eine wesentliche Barriere dar, welche die Korridorfunktion erheblich beeinträchtigt (vgl. Abbildung 74). Im Forschungsbericht „Kostenreduktion bei Grünbrücken durch deren rationellen Einsatz, von Völk et al. (2001) wurden im Jahr 2001 in Österreich alle wildökologisch relevanten Bauwerke auf ihre Eignung als Wildtierpassage untersucht, bewertet, sowie Empfehlungen zur Verbesserung und Nachrüstungen abgegeben. Die Bauwerke wurden in Kategorien eingeteilt.

Für das Rotwild sind besonders die Bauwerke der Kategorie A (international), B (regional) und C (lokal) relevant (mdl. Mitt. Friedrich Völk).

3.5.3 Wildökologisch relevante Bauwerke als potenzielle Querungsmöglichkeit

Die grau markierten Bauwerke sind jene Bereiche, in denen die Korridore die Autobahnen kreuzen und laut der OÖ Umweltanwaltschaft besonders wichtig für einen überregionalen Austausch sind. Zur Vervollständigung wurden auch die Bauwerke entlang der Autobahn A1 und A8 aufgelistet, die sich abseits von international bedeutsamer Wanderrouen befinden (vgl. Tabelle 3 und 4).

Tabelle 3: Auflistung der für Rotwild relevanten Querungsmöglichkeiten an der Autobahn A1 gemäß dem Forschungsbericht „Kostenreduktion bei Grünbrücken durch deren rationellen Einsatz“ von Völk et al. (2001),

Straße	km	Kategorie	Lage der Querungsmöglichkeit	Störung/Beeinträchtigung an der Querungsmöglichkeit
A01	198,07	A	sehr günstige Lage	
A01	201,3	C	günstige Lage	Straße
A01	205,55	B	günstige Lage	
A01	216,59	B	günstige Lage	dient als Lagerplatz?
A01	222,1	B	günstige Lage	
A01	246,9	C	sehr günstige Lage	
A01	255,37	C	günstige Lage	
A01	256,6	B	sehr günstige Lage	
A01	257,89	B	günstige Lage	
A01	259,6	C	günstige Lage	
A01	265,33	C	günstige Lage	Boden: Feldweg, Entsiegelung
A01	268,73	B	sehr günstige Lage	Bauwerk sehr laut durch Metall Beton Konstruktion
A01	276,08	C	sehr günstige Lage	
A01	283,2	C	günstige Lage	
A01	286,9	B	sehr günstige Lage	

Tabelle 4: Auflistung der für Rotwild relevanten Querungsmöglichkeiten an der Autobahn A8 gemäß dem Forschungsbericht „Kostenreduktion bei Grünbrücken durch deren rationellen Einsatz“ von Völk et al. (2001),

Straße	km	Kategorie	Lage der Querungsmöglichkeit	Störung/Beeinträchtigung an der Querungsmöglichkeit
A8	46,43	C	sehr günstige Lage	
A8	52,49	B	sehr günstige Lage	
A8	64,19	B	günstige Lage	
A8	68,45	C	sehr günstige Lage	Behinderung: Arbeitsbereich eingezäunt, LW Maschinenpark rechte Seite, Holzlagerplatz, Baumschule rechts / Ende
A8	68,97	B	sehr günstige Lage	
A8	70,97	C	günstige Lage	Deckung entlang des Bahndammes verbessern
A8	72,78	C	sehr günstige Lage	Abwertung durch vorhandenen Lagerplatz und Schotterhaufen, Barriere Inn- verläuft parallel zu A8, Radweg vorhanden, Anbindung Deckung rechts

3.5.4 Nachrüstungsvorschläge aus dem Grünbrückenbericht (Völk et al., 2001)

Im Grünbrückenbericht wird erwähnt, dass sowohl die Westautobahn (A1) sowie auch die Innkreisautobahn (A8) **nicht ausreichend durchlässig sind und demnach eine Verbesserung** der Durchlässigkeit dringend erforderlich ist. Besonders betroffen sind die Bereiche an der A1 zwischen Mondsee und Eugendorf, Seewalchen und Attergau, sowie die Bereiche entlang der A8 von Wels bis zur Staatsgrenze bzw. vor allem im Bereich bei Haag (Völk et al., 2001).

Die formulierten Nachrüstungsvorschläge für Grünbrücken entlang der A1 und A8 (vgl. Tabelle 5), im Untersuchungsgebiet umfassen insgesamt 7 Bauwerke, welche alle samt mit einer sehr hohen Dringlichkeit zur Realisierung bewertet wurden. An den nachfolgend angegebenen Bauwerken wird ein Realisierungszeitraum von längsten 15 bzw 20 Jahren empfohlen (Völk et al., 2001).

Tabelle 5: Nachrüstungsvorschläge für Grünbrücken an der A1 und A8 gemäß dem Forschungsbericht „Kostenreduktion bei Grünbrücken durch deren rationellen Einsatz“ von (Völk et al., 2001)

Autobahn	Standort bei km	Kategorie	Realisierungszeitraum (J)	Bundesland
A1	204,8-204,9	A	15 (2016)	OÖ
A1	226	A	15 (2016)	OÖ
A1	227	A	15 (2016)	Sbg
A8	16,5-16,6	C	15 (2016)	OÖ
A8	32,2-32,3	B	15 (2016)	OÖ
A8	42,2-42,3	A (50 m)	15 (2016)	OÖ
A8	43,3-43,5	A (50 m)	20 (2021)	OÖ

3.5.5 Querungsmöglichkeiten Ist- Zustand (2021)

Es gab trotz Nachrüstungsvorschläge bis dato keine Neubauten an Grünbrücken. An der Innkreisautobahn bei Meggenhofen wurde im Jahr 2020 nach Durchführung einer Machbarkeitsstudie der ASFINAG ein Grünbrückenstandort festgelegt, welche in den nächsten Jahren realisiert werden soll (mdl. Mitt. Mario Pöstinger, OÖ Umweltschutzbehörde Juni 2020).

Es erfolgte im Zuge des Projektes „Kostenreduktion bei Grünbrücken durch deren rationellen Einsatz“ auch Fährtenhebungen im Freiland. Die Querungsmöglichkeiten im Untersuchungsgebiet werden bevorzugt vom Rehwild angenommen, vom Rotwild wurde lediglich an der A1 bei Streckenkilometer 255,37 eine Rotwildfährte vermerkt (Völk et al., 2001).

3.6 Ergebnisse der Fütterungserhebung im Untersuchungsgebiet

Von den Bezirken Ried im Innkreis, Grieskirchen und Wels Land wurden leider keine Formulare übermittelt. Vom Bezirk Vöcklabruck sowie vom Bezirk Braunau wurden nur wenige Formulare retour gesendet und die Angaben waren unvollständig.

Laut mündlicher Mitteilung (Mathias Berger, Revierleiter ÖBf) befinden sich im Untersuchungsgebiet sechs Rotwildfütterungen. Davon zwei in Innerschwand, eine bei Limbeck und drei Notzeitfütterungen von den ÖBf im Kobernaueerwald (1x FR Bradirn, 2x FR Frauschereck). Weiteres wird vom Bezirksjägermeister Braunau angemerkt, dass bei allen nachfolgend aufgelisteten

Rehwildfütterungen (vgl. Tabelle 6 und 7) in Braunau die Möglichkeit besteht, dass diese auch vom Rotwild angenommen werden könnten (mdl. Mitt. Johann Priemaier, Bezirksjägermeister Braunau).

Tabelle 6: Ergebnisse der Fütterungserhebung (Reh-, Rotwild und Kirrungen Schwarzwild) für den Bezirk Vöcklabruck im Untersuchungsgebiet

Vöcklabruck	Rehwild			Rotwild		Schwarzwild	
Jagd	Ja= 1, Nein= 0	Anzahl	davon eingezäunt	Ja Nein	Anzahl	Ja Nein	Kirrung
ÖBf EJ Kalteis, FR Schneegattern	1	4	4	0		1	2
Gen. Jagd Zell am Moos	1	20		0		1	2
Pilsbach	1	23		0		0	
Fornach, Pfaffing, Franken-burg, FR Hochlehen	nur bei hoher Schneelage wird gefüttert!			0		0	1
Franken-burg	1	45		0		1	4
Innerschwand am M., GJ Innerschwand	1	24		1	2	1	3
Attnang Puchheim, Gen. Attnang Puchheim	1	10		0		0	
Eigenjagd Freudenthal	1	11	11	0		1	2
Summe		137	15		2		14

Tabelle 7: Ergebnisse der Fütterungserhebung (Reh-, Rotwild und Kirrungen Schwarzwild), für den Bezirk Vöcklabruck im Untersuchungsgebiet

Braunau	Rehwild			Rotwild		Schwarzwild	
Jagd	Ja= 1, Nein=0	Anzahl	davon eingezäunt	Ja/Nein	Anzahl	Ja/Nein	Kirrung
Aspach	1	6		0		0	
Friedburg- Lengau	1	7		0		1	1
Höhhart	1	7		0		1	1
Maria Schmolln	1	5		0		1	3
Munderfing	1	1		0		1	2
Schalchen	1	6		0		1	2
Sankt Johann	1	6		0		1	3
Uttendorf	1	3	3	0		1	1
Summe		41	3		0		13

4 Diskussion und Schlussfolgerung

4.1 Lebensraumpotenzial für das Rotwild im Untersuchungsgebiet

Die Ergebnisse des Lebensraumpotenzial-Modells zeigen, dass im Untersuchungsgebiet besonders die großflächigen Waldgebiete sowie die umliegenden mosaikartigen Wald-Wiesen Landschaftsbereiche im Hausruck- und Kobernaußewald ein hohes Lebensraumpotenzial für Rotwild aufweisen. Wie zu erwarten nimmt das Potenzial bei Berücksichtigung der Winter-Klimavariablen ab, liegt jedoch noch deutlich über dem geringeren Lebensraumpotenzial in den südlichen Bergregionen. Diese Minderung in den südlichen Bergregionen ist vor allem darauf rückzuführen, dass die Sonnenscheindauer im Süden aufgrund der Inversionswetterlagen stärker differenzierter ausgebildet ist und auch die Schneedeckendauer in den Gebirgsregionen einen längeren Zeitraum in Anspruch nimmt.

Im Kobernaußewald liegt vor allem im zentral bis westlichen Bereich, ein hohes Lebensraumpotenzial vor. Eine geringere Forststraßendichte sowie ein erhöhter Offenlandanteil, bedingt durch die Windwürfe im Jahr 2007 und 2008, sind hierbei die treibenden Faktoren für das höhere Lebensraumpotenzial auf diesen Flächen. Die restlichen Waldgebiete weisen eine nicht so starke Variation des Lebensraumpotenzials auf.

Beim Blick auf die Karte des ganzjährigen Lebensraumpotenzial können die durchaus gut bewerteten Offenlandflächen für Verwirrung sorgen. Jedoch darf nicht vergessen werden, dass Rotwild in seiner ursprünglichen Lebensweise ein Bewohner der offenen und halboffenen Landschaft ist und Faktoren wie anthropogene Störungen, Barrieren, Konflikte und winterliche Fütterungen einen wesentlichen Beitrag dazu leisten, wo Rotwild tatsächlich vorkommt (Nopp-Mayr et al. in prep.). Auf den Offenlandflächen entsteht somit die Situation, dass zwar theoretisch ein Lebensraumpotenzial vorhanden wäre, jedoch aufgrund von menschlichen Nutzungsinteressen Rotwild auf diesen Flächen nicht konfliktfrei integriert werden kann oder es störungsbedingt diese Flächen de facto nicht nutzt und häufig in die noch verhältnismäßig ruhigeren Waldgebiete gedrängt wird.

Um diese Situation zu berücksichtigen, ist es relevant, dass auch Größen wie die Art und Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung insbesondere auf den Offenlandflächen sowie die touristische Frequentierung beim Lebensraumpotenzial-Modell mitbedacht werden.

Eine Schwierigkeit stellt die Quantifizierung sowie die Verfügbarkeit entsprechender Daten dar. Landwirtschaftlich genutzte Flächen unterliegen einer stetigen Veränderung. So kann es sein, dass auf diesen Flächen in einem Jahr Ackerbau betrieben wird und im Folgejahr die Flächen brach gelegt oder in Grünland umgewandelt werden. Auch das sich stetig erweiternde Aktivitätsspektrums des Menschen lässt sich nur bedingt quantifizieren. Nächtigungszahlen, oder die Anzahl und

Transportkapazität von vorhandenen Beförderungsmitteln wie Lifte, Seilbahnen etc. haben nur eine bedingte wildökologische Aussagekraft (Völk, 1997). Eine Möglichkeit um die Intensität von touristischen Störungen zu erfassen wären über Handydaten generierte Heatmaps (Strava, 2021) der menschlichen Nutzungsintensität des Geländes (Nopp-Mayr et al. in prep.). Jedoch muss auch bei diesen Daten berücksichtigt werden, dass diese sowohl jahreszeitlichen sowie auch witterungsbedingten Schwankungen unterliegen. Derartige Daten können über das Lebensraumpotenzial gelagert werden, um die tatsächliche Raumnutzung von Rotwild zu analysieren oder zu erklären, sie beeinflussen jedoch das Potenzial selber nicht – siehe nächster Absatz.

Das Lebensraumpotenzial-Modell soll möglichst konstante Eigenschaften der Landschaft erfassen und hat eine langfristige ausgerichtete stabile Aussage zum Ziel. Hochvariable Parameter wie die Art und Intensität von landwirtschaftlicher Nutzung oder touristische Frequentierung stellen wegen der fehlenden Datenqualität keine brauchbare Datengrundlage dar und wurden daher bewusst exkludiert. Auch wenn diese Größen nicht miteinbezogen werden, sollten sie trotzdem mitbedacht werden.

Dennoch liefert das hier angewendete Modell wertvolle Information über den potenziellen Lebensraum von Rotwild im Untersuchungsgebiet. Daher ist es essentiell, dass in Zukunft bei der Planung und Umsetzung von Strategien in der Land- und Forstwirtschaft, der Raumplanung und dem Wildtiermanagement diese Information berücksichtigt wird (Pérez-Espona et al., 2009).

4.2 Schäleanfälligkeit der Waldflächen im Untersuchungsgebiet

Die Waldgebiete im Untersuchungsgebiet weisen eine erhöhte Schäleanfälligkeit auf und dementsprechend ist die wirtschaftliche Tragfähigkeit sehr gering. Bei Berücksichtigung der Schneedeckendauer ist die Anfälligkeit geringer. Diese geringe Anfälligkeit resultierte daraus, dass im gesamten Untersuchungsgebiet die Schneedeckendauer weniger als 120 Tage beträgt. Demnach führt dies zu einer Minderung der Anfälligkeit bei expliziter Berücksichtigung dieser Klimavariablen.

Regional sind Unterschiede erkennbar. Demnach sind die Waldflächen im Bereich Mondseer Flyschberge aufgrund des geringeren Nadelholzanteils und der älteren Bestandesklassen mit einer niedrigeren Schäleanfälligkeit ausgestattet. Die Schäleanfälligkeit im Kobernaußewald ist vorrangig in den nördlichen und südlichen Randbereichen sowie im östlichen Teil hoch. Dies ist darauf zurückzuführen, dass es in diesem Bereich in den Jahren 2007 und 2008 große Windwürfe gab. Die Flächen befanden sich also zur Zeit der Datenaufnahme größtenteils in der Jungwuchs- bis Dickungsphase und sind daher weniger prädisponiert gegenüber Schälung. Weiteres sind auch der Nadelholzanteil, der Deckungsgrad, und das Auftreten einschichtiger Bestände auf diesen Flächen deutlich geringer als in den höher anfälligen Bereichen. Dies führt dazu, dass die Bereiche zur Zeit der Aufnahme weniger anfällig sind, vom Rotwild geschält zu werden. In den nächsten Jahren

besteht jedoch die Gefahr, dass diese Flächen in die Schäleanfälligkeit hineinwachsen. Daher ist in dem jetzt noch wenig anfälligen Gebiet eine erhöhte Schäleanfälligkeit in den nächsten 30 Jahren zu erwarten. Eine Kombination aus geringem Anteil an Nadelholz und einschichtigen Beständen sowie das Vorhandensein von Waldbeständen vor allem in der Phase Jungwuchs/Dickung führt dazu, dass der zentrale bis westliche Teil des Kobernaußeraldes weniger anfällig gegenüber Schälung ist. Die wirtschaftliche Tragfähigkeit in diesem Bereich ist somit zum Zeitpunkt der Datenerhebung höher als im restlichen Kobernaußerald.

Bei der Interpretation der Ergebnisse muss beachtet werden, dass das Schäleanfälligkeits-Modell die Anfälligkeit der Waldflächen auf Grundlage von Eigenschaften der Landschaft bzw. der Wälder repräsentiert. Aber auch anderen Faktoren wie falsche Fütterung (Deutz, 2019), steigender Jagddruck oder anthropogene Störungen können ebenfalls zu einem erhöhten Schäldruck führen (Deutz et al., 2015). Diese Faktoren beeinflussen das tatsächliche Auftreten von Schale, und erklären zumindest teilweise, wo und warum konkret Schälung auftritt, werden aber nur dort wirksam, wo im Vorfeld auch eine Schäleanfälligkeit vorlag.

Auch Eingangsgrößen wie waldbauliche Bestandesparameter unterliegen einer stetigen Weiterentwicklung und Veränderung. Durch waldbauliche Maßnahmen oder durch abiotische Ereignisse wie beispielsweise ein Windwurf kann es sein, dass Flächen unmittelbar nach diesem Ereignis völlig anders zu bewerten wären. Im Untersuchungsgebiet beziehen sich die Daten auf einen Zeitraum von 2016 bis 2019, demnach kann es durchaus vorkommen, dass Bedingungen zum Zeitpunkt der Datenerhebung nicht eins zu eins mit der tagesaktuellen Situation vor Ort übereinstimmen. Durch die stetige Veränderung von Bestandesparametern wie die Bestandesklasse oder die Schichtung kann sich auch die räumliche Verteilung der Schäleanfälligkeit in einem Gebiet ändern. Hierfür ist es wichtig, soweit verfügbar, möglichst aktuelle Daten in das Modell einzupflegen, um so räumliche Veränderungen in der Schäleanfälligkeit von Waldgebieten verfolgen zu können.

In der forstlichen Praxis ist es Routine, mit geeigneten Maßnahmen Ereignissen wie einer Borkenkäfer-Massenvermehrungen oder Schnee- und Windwurfschäden entgegenzuwirken (Nopp-Mayr et al., 2012). Bei Wildschäden wird vielfach als erster Ansatz versucht, die Wilddichte zu ändern. Aber auch hier gibt es die Möglichkeit, mit geeigneten forstlichen Maßnahmen mitzubestimmen, in welchem Ausmaß ein Lebensraum für Wildschäden empfänglich ist (Gerhard et al., 2013). Besonders im westlich-mittlere Bereich des Kobernaußeraldes sind abgestimmte forstliche und jagdliche Maßnahmen unbedingt notwendig, um der erwarteten höheren Schäleanfälligkeit entgegen zu wirken.

Nicht unterwähnt bleiben darf die Funktion des Waldes als Lebensraum für Wildtiere sowie die ökologische Rolle der Huftiere im Wald. So ist im ForstG (1975) festgehalten das Wälder

Ökosysteme sind in denen auch Wildtiere einen Lebensraum finden sollen. Das Eintreten von Pflanzensamen in den Boden, selektiver Verbiss oder die Verbesserung der Keimungsbedingungen durch Kotproduktion und Nährstoffumverteilung, stellen wichtige Funktionen des Rotwildes im Ökosystem Wald dar (Reimoser & Reimoser, 2017).

Besonders bei großflächigen Gebieten wie auch dem Untersuchungsgebiet in OÖ-Nordwest bieten Modellierungsansätze, die Fernerkundungsdaten implementieren, die Möglichkeit, Informationen über eine relativ große Fläche in verhältnismäßig kurzer Zeit zu gewinnen bzw. bereitzustellen. In Folge einer Modellierung ist es wichtig, dass diese wissenschaftlichen Modelle auch in den forstlichen und jagdlichen Alltag im Untersuchungsgebiet integriert werden sowie bei räumlichen Überlegungen zum Management von Rotwild miteinbezogen werden.

Zu berücksichtigen ist dabei, dass hier besprochene Modell eine begründete Abschätzung über die Schälleanfälligkeit der Waldbestände liefert. Ob und wieviel tatsächlich geschält wird kann nur anhand eines einheitlichen Schäle-Monitorings beurteilt werden. Für das hier angewendete Schälleanfälligkeits- Modell erfolgte bereits eine Verifizierung im NP Kalkalpen, dennoch ist eine konkrete Verifizierung für das Untersuchungsgebiet interessant und günstig.

4.3 Schälebezogenes Konfliktpotenzials der Wälder im Untersuchungsgebiet

Ein hoher Deckungsgrad sowie ein erhöhter Anteil an Nadelholz und einschichtigen Beständen, welche sich primär in den besonders gefährdeten Bestandesklassen befinden, führen dazu, dass die nördlichen und südlichen Randlagen im Kobernaußerald ein erhöhtes schälebezogenes Konfliktpotenzial aufweisen.

Im zentral bis westlichen Bereich des Kobernaußeraldes ist das schälebezogenen Konfliktpotenzial deutlich geringer. Die Gründe dafür sind, der erhöhte Offenlandanteil, bedingt durch die Windwürde im Jahr 2007 und 2008, und folglich auch ein geringerer Deckungsgrad auf diesen Flächen, sowie die Umstände das sich diese Waldbestände vorwiegend in der Jungwuchs/Dickungsphase befinden.

Das geringste schälebezogene Konfliktpotenzial im Untersuchungsgebiet weisen aufgrund des niedrigen Nadelholzanteils, und dem Vorhandensein von vorwiegend älteren Bestandesklassen, die Waldflächen der Mondseer Flyschberge auf. Im Weiharts- und Lachforst besteht über den gesamten Naturraum ein hohes schälebezogenes Konfliktpotenzial. Vorwiegend der hohe Nadelholzanteil und der hohe Bestockungsgrad prägen dieses Bild.

Betrachtet man das gesamte Untersuchungsgebiet, so weisen die umliegenden Offenlandflächen das geringste schälebezogene Konfliktpotenzial auf. Bei diesem Ergebnis müssen jedoch Zwei konkrete Zustände beachtet werden. Auf den Offenlandflächen ist kein Wald vorhanden, und folglich auch

keine Schälenanfälligkeit möglich. Weiteres wurde die Art und Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung auf den Offenlandflächen, bei der Eingangsgröße Offenland, nicht beachtet. Diese offenen Landschaftsbereiche können insbesondere Konfliktpotenzial in Bezug auf die landwirtschaftliche Nutzung in sich tragen. Dieses Konfliktpotenzial wurde in diesem Modell jedoch nicht weiter berücksichtigt, da es nicht Ziel dieser Modellierung war.

4.4 Analyse der Abgangsstatistik und Bestandserhebung von Rotwild

4.4.1 Datengrundlage und Methoden

Vorauszuschicken ist, dass in dieser Masterarbeit mit den offiziell zur Verfügung gestellten Abgangsdaten gearbeitet wurde. Es wird darauf vertraut dass diese Daten auch der Realität entsprechen.

Im Untersuchungsgebiet, wurde bis dato keine wissenschaftlich fundierte Bestandserhebung durchgeführt. Um dennoch einen Überblick über den Rotwildbestand im Untersuchungsgebiet zu erlangen, wurden Alternativmethoden angewendet und anschließend die Ergebnisse miteinander verglichen. Als Grundlage dienten die von den Bezirksbehörden zur Verfügung gestellten Abgangdaten, welche sich als eine suboptimale Datengrundlage herausstellten, um darauf aufbauend Aussagen über den Rotwildbestand im Untersuchungsgebiet zu treffen.

Bei der Interpretation der Ergebnisse darf nicht vergessen werden, dass zahlreiche Faktoren (Witterung, anthropogene Störung etc.), welche die Abgangdaten und somit auch die Datengrundlage beeinflussen können, nicht berücksichtigt wurden. Weiteres ist die Aussagekraft der angewendeten Methoden von der Korrektheit der eingehenden Daten abhängig.

Dichteabschätzungen auf Basis von Jagdstatistiken oder Wildschadenserhebungen stellen lediglich Trendabschätzungen dar. Weiteres fehlt auch eine Validierung dieser Schätzungen (Hackländer, 2013). Bei den hier angewendeten Methoden zur Bestandesschätzung handelt es sich ausschließlich um Schätzungen auf Basis des zur Verfügung gestellten Datenmaterials und nicht um Rückrechnungen. Die Schätzung des Alttierbestandes ist unter der Voraussetzung, dass die Abschüsse richtig sind, realistisch. Denn die Kälberabschüsse wären ansonsten nicht möglich gewesen. Die Wahrscheinlichkeit, dass der Bestand höher liegt, ist durchaus gegeben. Es kann somit keine Aussage über die tatsächliche Abundanz des Rotwildbestandes im Untersuchungsgebiet erfolgen.

4.4.2 Analyse der Abschusstatistik

Kinser et al. (2019) erwähnt, dass eine erfolgreiche Reduktion durch einen sinkenden Abschuss gekennzeichnet ist. Deutz et al. (2015) verweist jedoch darauf, dass bei einer Abnahme der

Abschüsse nicht allzu kurzschlüssig auf einen Rückgang der Rotwildldichte geschlossen werden darf. Hinweise für einen Rückgang sowie Schwankungen der Abschüsse können auch eine zunehmende Schwierigkeit der Bejagbarkeit sein, durch z.B. einen erhöhten Eingriff im Vorjahr. Zusätzlich muss auch bedacht werden, dass Rotwild angesichts seiner ausgeprägten Lernfähigkeit, bei einer unveränderten Bejagung, sich dieser auch erfolgreich zu entziehen vermag. Das Ergebnis ist praktisch „unsichtbares“ Rotwild und dadurch geringere Abschusszahlen. Diese verringerte Beobachtbarkeit verbinden viele Jäger mit einer Abnahme der Wildldichte, was nicht immer zutrifft. Ebenso bedeuten hohe Abschusszahlen nicht gleich eine Reduktion des Bestandes. Liegt der Fokus primär auf dem männlichen Wild, wird der Kahlwildüberhang nicht abgebaut. So kann trotz hoher Abschüsse der Bestand weiteranwachsen (Deutz et al., 2015).

Daher kann alleine mit einer deskriptiven Abgangsanalyse nicht aufgezeigt werden, ob es durch die Zu- oder Abnahme der Abschüsse zu einer Zu- oder Abnahme des Rotwildbestandes gekommen ist.

Vielfach wird in der Literatur erwähnt, dass eine erfolgreiche Reduktion des Rotwildbestandes primär über die Zuwachsträger, vor allem über die Alttiere, erfolgt. Mehrere Studien (Deutz et al., 2015; Petrak et al., 2017; Völk, 2016; Simon et al., 2003) sehen ab einen Alttieranteil von mindestens 20% am Gesamtabschuss die Möglichkeit einer Bestandesregulierung. Kapp (2019) hingegen verweist auf einen Abschuss des weiblichen Wildes von mindestens 50% am Gesamtabschuss. Erkennbar ist, dass der Fokus bei einer Bestandesreduktion beim weiblichen Wild liegt.

Im Untersuchungsgebiet überwiegen in der Mehrheit der Jahre die weiblichen Abschüsse. Besonders auffallend ist die Situation im Weilharts- und Lachforst. Hier wurde über die Jahre hinweg ein beachtlicher Anteil an Tieren, insbesondere Alttiere, erlegt. Auch bei den Kälberabschüssen im Untersuchungsgebiet überwiegen die weiblichen. Diese Entwicklung weist auf einen Überhang an weiblichen Kälber gegenüber den männlichen Kälbern bei den Geburten hin (Kinser et al., 2019).

Um einen tierschutzgerechten Abschuss der Kälber zu gewähren, sollte der Anteil der Kälber zu dem Anteil der Alttiere an der Gesamtstrecke in Bezug gesetzt werden. Bei einer tierschutzgerechten Reduktion sollte der Anteil der Kälber beiderlei Geschlechts höher sein, als der Anteil der Alttiere am Gesamtabschuss (Kinser et al., 2019). Demnach kann über den gesamten Zeitraum betrachtet durchaus gesagt werden, dass der Abschuss im Untersuchungsgebiet tierschutzgerecht stattgefunden hat.

Zu hohe Entnahmemengen bei Junghirschen (SchmalSPIeßer, III und II) bergen die Gefahr, dass der Hirschbestand verjüngt wird. Die Anzahl der alten Hirsche sinkt und die Jungen wachsen nicht mehr in die älteren Klassen (Hirsch Klasse I und II) hinein, somit werden die alten Hirsche immer weniger (Deutz et al., 2015). Im Untersuchungsgebiet wurde seit 2016 kein Hirsch der Klasse I erlegt. Sichere Rückschlüsse auf die Abwesenheit dieser Klasse alleine auf Grund der Abschussdaten können jedoch nicht erfolgen. Dennoch könnte es ein Hinweis dafür sein, dass die erhöhten Eingriffe in den jungen

Klassen dafür verantwortlich waren, dass keine Hirsche mehr in die Ier-Klasse hineinwachsen, und es demnach zu einem Rückgang der älteren männlichen Stücke kommt.

Die Ergebnisse der unterschiedlichen Methoden bei der Abgangsanalyse zeigen einheitlich, dass es im Weilharts- und Lachforst Hinweise auf sinkende Bestandeszahlen gibt. In den anderen Naturräumen ist keine eindeutige Entwicklung ersichtlich. Auch hier muss berücksichtigt werden, dass diese Ergebnisse auf Basis des zur Verfügung gestellten Datenmaterials ausschließlich Trendschätzungen darstellen, und nicht zwingend den tatsächlichen Rotwildbestand im Untersuchungsgebiet abbilden.

Um jedoch eine exakte Aussage über den tatsächlichen Rotwildbestand im Untersuchungsgebiet tätigen zu können, ist es unerlässlich, dass eine Bestandserhebung mittels einer wissenschaftlich fundierten Zählmethode durchgeführt wird.

4.4.3 Maßnahmenempfehlung zur Bestandserfassung im Untersuchungsgebiet

Gemäß Recherche (ÖBf, OÖ LJV) wurde bis dato keine Erfassung des Rotwildbestandes im Untersuchungsgebiet durchgeführt. Auf Grundlage des nicht vollständig zur Verfügung stehenden Datenmaterials ist eine Aussage über den IST- Zustand des Rotwildbestands im Untersuchungsgebiet nicht möglich.

Vorrauszuschicken ist, dass es sich bei der Erfassung von Bestandeszahlen immer um den Mindestbestand in einem Gebiet handelt, da der tatsächliche Bestand nie erfasst werden kann.

Um eine Aussage über den Rotwildbestand im Untersuchungsgebiet zu erhalten ist es unerlässlich eine Bestandserhebung vor Ort durchzuführen. Nachfolgend werden einige Möglichkeiten zur Erhebung des Bestandes im Untersuchungsgebiet erläutert und diskutiert. Um jedoch eine geeignete Monitoring-Methode im Untersuchungsgebiet zu finden, empfiehlt es sich mit Experten und örtlichen Akteuren zu verbinden.

– Zählung von Rotwildbeständen im Bereich von Fütterungen im Winter

Wird das Rotwild im Winter gefüttert so hat es sich bewährt, an bestimmten Stichtagen im gesamten Einstandsgebiet Zählungen durchzuführen (Zeiler, 2005). Um brauchbare Daten zu erhalten sind einige Rahmenbedingungen zu berücksichtigen. Der Fütterungsplatz sollte eine geeignete Größe sowie ausreichend Fütterungseinrichtungen haben. Ein übersichtlicher Bereich zwischen den Fütterungen und dem Einstand erleichtert das Zählen des einwechselnden Wildes. Gezählt werden soll an sehr kalten schneereichen Wintertagen. Hierfür sind Zähltermine Ende Jänner bis Mitte Februar (je nach Wetter) besonders geeignet (Deutz et al., 2015). Zählung in Gebieten mit geringer Schneelage können zu einer Fehleinschätzung des Bestandes führen (Zeiler, 2005). Neben den

Hauptzählterminen ist es essentiell auch Nebenzähltermine durchzuführen, um möglichst exakte Daten über die Zusammensetzung des Bestandes zu erhalten (Deutz et al., 2015).

Damit die Dunkelziffer an den Fütterungen so gering wie möglich bleibt, ist es notwendig täglich zu selben Zeit sowie ausreichend attraktives Futter bereit zu stellen (Deutz et al., 2015). Wenn in einem Gebiet eine Winterfütterung vorhanden ist, sind langfristige Zählungen für die Erfassung der Wildbestandsentwicklung unerlässlich.

Derzeit (Herbst 2021) gibt es im Untersuchungsgebiet sechs Rotwildfütterungen (1x Bradirn, 2x Frauschereck, 1x Limbeck, 2x Innerschwand) (mdl. Mitt. Berger Mathias, ÖBf). Eine Durchführung von Zählungen im Bereich von Fütterungen, unter der Berücksichtigung der oben erwähnten Rahmenbedingungen, wäre eine Möglichkeit den Rotwildbestand im Untersuchungsgebiet zu schätzen. Zu beachten ist jedoch, dass die Fütterungen der ÖBf nur in Notzeiten betrieben werden. Zählungen an solchen extensiv betriebenen Fütterungen liefern meist nur gering brauchbare Schätzungen des Bestandes.

Eine detaillierte Beschreibung über die Durchführung von Winterzählungen an Fütterungen, findet man im Buch „Rotwildregulierung aber wie?“ von Deutz et al. (2015).

– Scheinwerfertaxation

Ein bereits in der Praxis vielfach angewendetes und erprobtes Verfahren zur Erfassung von Rotwild Mindestbeständen, vorrangig für Kahlwild, ist die nächtliche Scheinwerfertaxation im Frühling (Gräber et al., 2015; Hohmann & Hettich, 2018; Simon, 2016). Besonders geeignet sind hierfür Flächen mit zahlreichen Wald-Feld Grenzlinien. Aber auch in waldgeprägten Gebieten hat sich diese Methode bereits bewährt (Hohmann & Hettich, 2018). Um die Sichtbarkeit des Wildes zu gewährleisten ist es wichtig, dass bei einem hohen Waldanteil der Routenverlauf so gewählt wird, dass vom Fahrweg aus ein möglichst hoher Anteil an gut einsehbaren Freiflächen (lichte Altholzbestände, Blößen, Windwurfflächen, Wald- und Talwiesen etc.) vorhanden ist (Simon, 2016). Bei gänzlich dicht geschlossenen Waldbeständen ist die Sichtbarkeit stark eingeschränkt und die Erfassungswahrscheinlichkeit sehr gering.

Der optimale Zeitpunkt für eine Taxation ist das Frühjahr, wenn das Rotwild seine Aktivität erhöht, um zunehmend Freiflächen zur Äsungsaufnahme aufzusuchen, gleichzeitig aber auch die geringe Belaubung noch gute Sichtverhältnisse für eine Zählung ermöglicht. Mit einem Auto werden die Forstraßen in der Nacht abgefahren und die Bereiche rechts und links der Straße mit Hilfe einer starken Lichtquelle ausgeleuchtet und etwaige Sichtungen entlang der Fahrwege notiert. Die Scheinwerfertaxation sollte konstant und jährlich an zwei bis drei Zählterminen pro Frühjahr durchgeführt werden. Aufgrund der vorhandenen und stetig ändernden Einflüsse von außen, haben einjährige Anwendungen nur eine geringe Aussagekraft (Hohmann & Hettich, 2018). Weiters ist die

Hochrechnung auf den Gesamtbestand als problematisch einzustufen, da der männliche Bestand mit der Scheinwerfertextation deutlich unterschätzt wird, weshalb diese Methode auch vorwiegend der Erfassung des Kahlwilds gebührt (Gräber et al., 2015).

Wichtig bei der Scheinwerfertextation ist die Einhaltung von gewissen Standards und Regeln, welche von Hohmann & Hettich (2018) im Bericht „Standards für nächtliche Scheinwerferzählung von Rotwild in Waldgebieten“ festgehalten sind. Eine falsche Anwendung birgt die Gefahr, dass der Bestand deutlich unterschätzt wird.

Im Untersuchungsgebiet würde dieses Verfahren, unter Einbindung örtlicher Personen, eine vergleichsweise kostengünstige Option zum Erfassen des Kahlwildbestandes darstellen. Dennoch muss beachtet werden, dass in den drei Raumeinheiten (Kobernauber-, Hausruckwald, Weilharts-, Lachforst und Mondseer Flyschberge) der Waldanteil überwiegt und offene Flächen nur in geringen Maß anzutreffen sind (Gamerith et al., 2007a). Zusätzlich benötigt es in einem so großen Gebiet auch viele Zählteams. Laut Gräber et al. (2015) bewältigt ein Team, mit jeweils vier Personen, eine Fläche von ungefähr 2000 bis 4000 ha. Ob die Anwendung dieses Verfahren im Untersuchungsgebiet, aufgrund des hohen Waldanteils realisierbar ist, müsste vor Ort untersucht werden. Hierfür wäre es vonnöten, die Eignung des Geländes auf die Anwendbarkeit der Methode zu prüfen, um weitere Schritte in Folge planen zu können.

Gute Literatur über die Anwendung dieses Verfahren findet man im Abschlussbericht „Vergleichende Analyse verschiedener Methoden zur Erfassung von freilebenden Huftieren“ von der Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover (Gräber et al., 2015), sowie im Bericht „Standards für nächtliche Scheinwerferzählung von Rotwild in Waldgebieten“ von Hohmann & Hettich (2018).

– Kotgenotypisierung

Mit einer Kotgenotypisierung ist es möglich, mittels genetischer Methoden bei Losungen eine Individual- und Geschlechterzuordnung vorzunehmen, sowie Verwandtschaftsanalysen und andere populationsgenetische Parameter zu ermitteln. Weiteres kann auch die räumliche Verteilung der Proben erfasst werden und somit auch Hinweise auf die Streifgebiete einzelner Individuen gewonnen werden. Damit diese Methode anwendbar ist, müssen tierartspezifische variable Mikrosatelliten-Markersets sowie eine ausreichend große Stichprobe vorhanden sein (Gräber et al., 2015).

Bei der Umsetzung wird das Testgebiet von einer Person nach einer einheitlich festgelegten Methode abgegangen, z.B. entlang von Transekten und die darauf befindlichen Losungsfunde eingesammelt. Danach erfolgt im Labor die Genotypisierung der Proben und die Modellierung der Bestandesdichte.

Diese Methode bietet eine sehr hohe Schätzgenauigkeit des Bestandes sowie die Auswertung von weiteren Parametern. Bei der Datenaufnahme erfolgt nur eine einmalige Begehung, demnach wird

das Störungspotenzial als sehr gering eingestuft. Lokale Akteure wie die Jägerschaft können bei der Probensammlung miteingebunden werden, um die Gesamtkosten zu minimieren. Dennoch liegt der Hauptteil der Auswertung bei den aufwendigen Laboranalysen der Proben, welche nur von Fachinstituten durchgeführt werden können und je nach Umfang sehr langwierig und kostenintensiv sind (Gräber et al., 2015).

– Zählung aus der Luft mit einem Ultraleichtflugzeug

Unabhängig von der Begehrbarkeit des Geländes, ist es bei einer Befliegung mit einem Ultraleichtflugzeug (ULF) möglich, eine große Fläche störungsarm und in relativ kurzer Zeit aus der Luft zu erfassen. Je nach örtlichen Gegebenheiten können flexible Stichproben- oder auch Vollbefliegungen durchgeführt werden. Das Ultraleichtflugzeug ist dabei mit einer Thermographiekamera (TIR) und einer hochauflösende RGB-Kamera (VIS) ausgestattet, dass hat den Vorteil das neben der Detektion der Tiere auch eine artspezifische Ansprache möglich ist, sofern die Tiere am RGB-Bild gut erkennbar sind. Diese Methode gibt sowohl Aufschluss über den Mindestbestand sowie auch über die räumliche Verteilung der Tiere (Gräber et al., 2015).

Die größte Herausforderung bei dieser Methode ist die Abdeckung der Tiere durch Vegetation. Je geringer die Vegetationsabdeckung, desto besser können die Tiere erfasst werden. Dichte Bestände v.a junge Fichtendickungen stellen hierbei eine Schwierigkeit dar. So konnte gezeigt werden, dass in einem Fichtenbestand mit einem Überschirmungsgrad von 84%, die Entdeckungswahrscheinlichkeit nur noch bei 50% liegt, bei einem jungen Fichtendickung mit einer Überschirmungsgrad von 90% ist es nicht mehr möglich, Tiere zu erfassen (Franke et al., 2013). Im Laubwald sollte nach Möglichkeit die Befliegung im laubfreien Zustand erfolgen. Zudem werden inzwischen auch habitatspezifische Auswertungen durchgeführt um die unterschiedlichen Entdeckungswahrscheinlichkeit zu berücksichtigen. Eine weitere Schwäche dieser Methode ist die hohe Wetterabhängigkeit.

Das Einbinden von örtlichen Akteuren ist nur bedingt möglich. Die Durchführung dieser Methode sowie die Auswertung der Daten erfordert ein geschultes Fachpersonal, wobei das Auswerten der Daten durchaus einiges an Zeit in Anspruch nimmt (Gräber et al., 2015).

– IR-Taxation/ Distance Sampling

Beim Distance Sampling handelt es sich um eine wissenschaftlich etablierte Modellierung der Bestandesdichte und Populationsverteilung (Gräber et al., 2015).

In der Nacht werden die Forststraßen mit einem Auto abgefahren, und die Umgebung systematisch mit einer Wärmebildkamera nach Tieren abgesucht. Auf Grundlage der Häufigkeit und der

Entfernung der beobachteten Tiere wird die Bestandesdichte ermittelt (Buckland et al., 2001). Ergänzend zur Detektion der Tiere können auch noch Variablen wie die Rudelgröße oder die Distanz zum Wege werden.

Laut Gräber et al. (2015) besteht, im Vergleich zu anderen Methoden, bei diesem Verfahren auch bei dichter Vegetation, sowie bei größerer Entfernung ein hoher Erfassungsgrad bei Rotwild. Außerdem können bei verhältnismäßig geringen Kosten große Flächen bearbeitet werden. Ein Nachteil dieser Methode ist, dass die Transekte nicht zufällig systematisch gewählt werden können, sondern man auf das Forststraßennetz im Gebiet angewiesen ist. Eine Durchführung zu Fuß abseits von Wegen würde eine stärkere Fluchtreaktion der Tiere mit sich bringen, und ist daher zu vermeiden. Die Einbindung von örtlichen Akteuren ist bei der Aufnahme nur bedingt möglich. Die statistische Auswertung der Daten sowie die Modellierung müssen von Experten/Expertinnen durchgeführt werden (Gräber et al., 2015).

– Fährtentaxation nach Schneefall

Fährtentaxationen liefern, wenn sie in regelmäßigen Zeitabständen durchgeführt werden, Informationen über die Fährtdichte in einem Gebiet für einen bestimmten Zeitraum.

Die Ausführung ist sehr einfach und kann von örtlichen Akteuren durchgeführt werden. Repräsentativ zum Untersuchungsgebiet werden Transekte ausgewiesen, welche sich entweder quer durch das Gebiet oder auch am Weg befinden. Abseits von Wegen besteht die Gefahr, dass es zu einer stärkeren Beunruhigung des Wildes und somit zu einer Verfälschung des Zählergebnisses kommt. In einem Waldgebiet bieten sich hierfür Forststraßen an. Die Transekte müssen gut dokumentiert werden, damit für eine spätere Wiederholung derselbe Transekt wiederverwendet werden kann. Dadurch ist es möglich, die Zählungen aus den unterschiedlichen Jahren zu vergleichen und deren Entwicklung zu verfolgen. Da je nach Jahreszeit die Aktivität der Tiere variiert, sollten nur Zählergebnisse aus derselben Jahreszeit miteinander verglichen werden.

Für Taxationen im Schnee ist es ein stärkerer Schneefall notwendig, damit alte Fährten unkenntlich sind. Der ideale Zeitraum für den Zähltag ist am zweiten bis vierten Tag nach Schneefall. Gezählt werden nur die Fährten, die auch die Mittellinie des Transektes eindeutig überqueren. Je öfter Zählungen in der Saison durchgeführt werden, je mehr Aussagekraft hat das Ergebnis der Zählung. Eine weitere Möglichkeit besteht darin, die Fährten auf einer Karte einzutragen, um somit Information über die räumliche Verteilung der Fährten zu erhalten.

Der größte Nachteil hierbei ist jedoch, dass diese Methode abhängig ist von geeigneten Witterungsbedingungen. Eine Bestandserfassung sollte dennoch immer über einen längeren Zeitraum und konstant durchgeführt werden. Wenn es also im Folgejahr nicht mehr schneit, kann

diese Methode auch nicht mehr durchgeführt werden. Dies sollte insbesondere bei Änderung der Klimaverhältnisse mitberücksichtigt werden (Reimoser, 1997).

– Fotofallenmonitoring

Mithilfe von Fotofallen ist es möglich, in einem Gebiet die Tierart, die Anzahl sowie, bei Vorhandensein von Individualmerkmalen (z.B. Geweih), das Geschlecht zu erfassen. Bei entsprechender Qualität der Bilder kann auch eine Altersansprache erfolgen. Daraus lassen sich Parameter wie die relative Dichte, das Geschlechterverhältnis und die räumliche Verteilung ableiten (Gräber et al., 2015; Schraml, 2019).

Die Fotofallen können zufällig, systematisch oder bei größeren Flächen in Clustern ausgebracht werden. Wichtig ist hierbei eine einheitliche Methode im Untersuchungsgebiet, die über den gesamten Zeitraum konform durchgeführt wird.

Ein Vorteil des Fotofallenmonitorings ist das Ermitteln von transparenten, reproduzierbaren Bestandesschätzungen. Außerdem können Fotofallen unabhängig von Tageszeit, Wetter und Gebiet angewendet werden und ermöglichen eine störungsarme 24 Stunden Beobachtung. Werden die Fotofallen für einen längeren Zeitraum ausgebracht, können diese zur Kontrolle von Managementmaßnahmen herangezogen werden. Das Einbinden von örtlichen Akteuren ist teilweise möglich. Für das Auswerten der Daten bedarf wird Fachkenntnis benötigt (Gräber et al., 2015).

Die wohl größte Herausforderung dieser Methode sind die großen Datenmengen. Dadurch stellt das Fotofallenmonitoring eines der zeit-, und abreitsintensivsten Methoden zur Bestandesschätzung dar (Schraml, 2019).

Im Schwarzwald wurde von 2017 bis 2020 ein großflächiges Fotofallenmonitoring durchgeführt, welches durchaus auch als Beispiel für dieses Untersuchungsgebiet herangezogen werden kann. Hierfür sollen Informationen über die relative Dichte, das Geschlechterverhältnis und die Reproduktion erhoben werden. Aktuell werden die Daten ausgewertet. Ergebnisse wurden bis dato nicht veröffentlicht. Weitere Informationen findet man unter: <https://www.rotwildkonzeption-nordschwarzwald.de/>

4.5 Der Zustand der Korridore und Barrieren im Untersuchungsgebiet

Im Zuge des Projektes „Wildtierkorridore Oberösterreich“ von (Birngruber et al., 2012) verwies man bereits 2012 darauf, dass bei einigen Abschnitten die Korridorfunktion massiv eingeschränkt bis vollständig fehlt. Im Untersuchungsgebiet enthalten alle Korridore mindestens einen Abschnitt, bei dem der Zustand erheblich beeinträchtigt bis unterbrochen ist. Alternativ zu den festgelegten Achsen besteht keine andere Möglichkeit für einen überregionalen Austausch (Birngruber et al., 2012).

Daraus lässt sich schließen, dass eine Wanderung in ein benachbartes Rotwildgebiet aufgrund der mangelnden Korridorzustände erheblich erschwert bis unmöglich ist.

Die Lage der Bauwerke entlang der Autobahnen A1 und A8 wurden mit günstig bis sehr günstig beurteilt. Jedoch ist nicht einzig und allein die Lage der entscheidende Faktor, sondern vielmehr die Gestaltung der Querungsmöglichkeit nach wildökologischen Aspekten sowie das Vorhandensein von geeigneten Zubringerleitstrukturen. So wurde bereits im Forschungsbericht von Völk et al. (2001) auf die Dringlichkeit der Verbesserung und Nachrüstungen der Wildquerungshilfen hingewiesen, um die Durchlässigkeit zu verbessern.

Abgesehen von der Machbarkeitsstudie für den Grünbrückenstandort an der Innkreisautobahn bei Meggenhofen, erfolgten bis dato keine weiteren Machbarkeitsstudien oder gar Neubauten von Wildquerungshilfen. Ob eine Verbesserung der Korridor Abschnitte stattgefunden hat, kann aufgrund der fehlenden Daten nicht beurteilt werden.

Die Sicherstellung für eine überregionale Lebensraumvernetzung ist auch in vielen europäischen und internationalen Übereinkommen wie z.B. der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, der Berner Konvention, der Biodiversitäts-Konvention und der Large Carnivore Initiative for Europe, sowie auch auf nationaler Ebene als Staatsziel zum umfassenden Umweltschutz (BGL 491/1984) und in diverse Landesgesetzen (Oö Jagdgesetz, Oö Natur und Landschaftsschutzgesetz, Oö Raumordnungsgesetz etc.) verankert, und sollte demnach Beachtung bekommen (Birngruber et al., 2012). Diese erwähnten Beispiele an Übereinkommen sind nur einige von vielen, und sollte auf die Verpflichtung der Lebensraumvernetzung hinweisen.

Damit eine Vernetzung der Rotwildlebensräume gewährleistet werden kann ist es wichtig, dass die von Birngruber et al. (2012) definierten Handlungsempfehlungen und Schutzüberlegungen, zur Sicherung bzw. Wiederherstellung eines überregionalen Biotopverbundes, in den Fachbereichen Forst, Natur- und Landschaftsschutz, Straße und Verkehr, Raumordnung und Jagd berücksichtigt werden. Weiteres gilt es die von Völk et al. (2001) empfohlenen Verbesserungs- und Nachrüstungsvorschläge der wildökologischen Querungshilfen rasch umzusetzen.

Jagdliche Freizonenregelungen können den genetischen Austausch massiv beeinträchtigen (Völk & Reiss-ENZ, 2006). Daher sollte besonders entlang der Korridorabschnitte ein dementsprechendes jagdliches Management erfolgen, welches auch eine Wanderung in ein benachbartes Rotwildgebiet sicherstellt.

4.6 Fütterungserhebung

Ziel der Fütterungserhebung war es flächendeckend Daten über die Ist-Situation der Fütterungen, insbesondere über die räumliche Verteilung im Untersuchungsgebiet, zu erlangen. Aufgrund der

unzureichenden Datenlage sind jedoch keine flächendeckenden Aussagen über die Situation im Untersuchungsgebiet möglich.

Ob eine Fütterung im Winter im Untersuchungsgebiet notwendig ist, kann nicht ohne Weiteres beurteilt werden. Hierfür müssten, entsprechend der Ziele der Eigentümer, die Vor- und Nachteile einer Fütterung abgewogen werden.

Es ist eine Tatsache, dass weder Reh- noch Rotwild eine Fütterung zur Erhaltung der Art benötigen (Deutz et al., 2009). Dennoch gibt es diverse Vor-, und Nachteile einer Fütterung. Der Vorteil einer gut geplanten Fütterung ist, dass dadurch eine Verbesserung der Widerstandsfähigkeit des Wildes erreicht werden kann. Damit geht einher die Verringerung winterlicher Fallwildzahlen. Durch eine Fütterung kann das Wild gezielt gelenkt werden, und so von schadensanfälligen Flächen weggehalten werden. Weiteres besteht auch die Möglichkeit der Wildzählung an Fütterungen.

Eine Fütterung stellt immer einen künstlichen Eingriff in eine Lebensgemeinschaft dar. Demnach gibt es auch eine Vielzahl von Nachteilen, wie z.B. ein erhöhtes Krankheitsrisiko durch den hohen Wildbestand, die Verschiebung des Konkurrenzverhältnisses, wenn nur einige Schalenwildarten gefüttert werden („2-Klassen-Hegeverständnis“), mangelhafte revierübergreifende Koordination von Fütterungen, die Entstehung von Wildschäden durch unnatürlich hohe Wildbestände sowie die falsche Anwendung der Fütterung (Deutz et al., 2009).

Wenn gefüttert wird, müssen umfangreiche Kenntnisse über Verdauungsvorgänge, Nahrungswahl, saisonale Raumnutzung, geeignete Futtermittel, und über die Wechselwirkung zwischen Wiederkäuer und dem Lebensraum vorhanden bzw. berücksichtigt werden (Deutz et al., 2009). Darüber hinaus ist sicherzustellen, dass über die gesamte Fütterungsperiode eine ununterbrochene Fütterung gewährleistet ist, und das vor allem beim weiblichen Wild höhere Abschussquoten eingeplant werden (Zeiler, 2014).

Nur wenn Fütterung gut geplant und mit hoher Professionalität durchgeführt werden, können Wildschäden vorbeugt werden, ansonsten besteht das Risiko diese zu fördern (Deutz et al., 2009). Wird nicht gefüttert müssen Ruhezonen zur Verfügung stehen und die Wildstände an die wirtschaftliche Tragfähigkeit der winterlichen Lebensräume angepasst werden (Zeiler, 2014).

Bevor im Untersuchungsgebiet Diskussionen hinsichtlich Fütterungen erfolgen, ist es wichtig, einen Überblick über die Fütterungssituation im gesamten Untersuchungsgebiet zu erlangen. Bei der Entscheidung, ob gefüttert wird oder nicht, ist es zu empfehlen, die Vor- und Nachteile einer Rotwildfütterung unter der Berücksichtigung der jeweiligen gesetzlichen Rahmenbedingungen und gemäß der Ziele der Eigentümer sorgfältig und kritisch zu prüfen. Wenn man Fütterungen betreibt, muss eine revierübergreifende Koordinierung der Fütterung nach wild- und landschaftsökologischen Kriterien angestrebt werden (Deutz et al., 2009).

4.7 Schlussfolgerung

Die Ergebnisse des Lebensraumpotenzial-Modells zeigen das, dass Untersuchungsgebiet, insbesondere die größeren Waldgebiete (Weilharts-, Lachforst, Hausruck-, Kobernauberwald, Mondseer Flyschberge), theoretisch eine gute Eignung aufweist, als Lebensraum für Rotwild zu dienen. Die Eignung nimmt bei Berücksichtigen der Winter-Klimavariablen ab, ist jedoch noch immer über dem geringeren Lebensraumpotenzial in den südlicher gelegenen Bergregionen. Die Ergebnisse des Schäleanfälligkeits-Modells lassen jedoch auch erkennen, dass die größeren Waldgebiete zu einem hohen Anteil anfällig sind, vom Rotwild geschält zu werden. Die Folge ist ein erhöhtes schälebezogenes Konfliktpotenzial auf diesen Flächen. In Hinblick auf das Konfliktpotenzial wäre es zukünftig sinnvoll, wenn geeignete Daten vorhanden sind, auch die Art und Intensität von landwirtschaftlichen Flächen in das Lebensraumpotenzial-Modell miteinzubeziehen.

Die Abschnitte konzentrieren sich auf die größeren zusammenhängenden Waldgebiete. Wodurch sich auch erkennen lässt, dass das Rotwild vorwiegend auf diesen Flächen vorkommt. Wie hoch der tatsächliche Rotwildbestand im Untersuchungsgebiet ist, und ob dieser in Bezug auf Altersstruktur und Geschlechterverhältnis einen gesunden Wildstand ermöglicht, kann anhand der zur Verfügung gestellten Daten nicht beurteilt werden. Die Abschnitte lassen lediglich Trendabschätzungen erkennen, welche jedoch nur auf dem zur Verfügung gestellten Datenmaterial basieren. Eindeutig ist ersichtlich, dass die Ergebnisse im Weilharts- und Lachforst sinkende Bestandeszahlen aufweisen. In den anderen Naturräumen ist aufgrund der nicht übereinstimmenden Ergebnisse keine Aussage möglich. Um eine exakte Aussage über den Rotwildbestand im Untersuchungsgebiet tätigen zu können, wird daher ausdrücklich empfohlen, eine Bestandserhebung mit einer wissenschaftlich fundierten Methode durchzuführen.

Ob die Abschusshöhe aufgrund der Verbiss- und Schälbelastung des Waldes einer guten fachlichen Praxis entspricht, kann anhand des zur Verfügung gestellten Datenmaterial nicht beurteilt werden. Dies liegt einerseits daran, dass von der flächendeckenden Schadenssituation im Untersuchungsgebiet keine Daten zur Verfügung gestellt wurden, und andererseits kein einheitliches Schälemonitoring über das gesamte Untersuchungsgebiet existiert. Weiteres muss auch berücksichtigt werden, dass ein hoher Wildschaden nicht immer gleich mit einer hohen Wilddichte in Zusammenhang gebracht werden darf, und es demnach auch nicht die alleinige Lösung ist, diesen ausschließlich mit jagdlichen Maßnahmen zu verringern. Besonders wenn es um die Wechselbeziehung zwischen Lebensraum und Rotwild geht ist es somit unerlässlich, dass sowohl ein einheitliches Wildschadensmonitoring sowie eine Bestandserhebung durchgeführt werden.

Die Situation in Bezug auf Barrieren und Korridore ist verbesserungswürdig. Trotz Empfehlungen wurde bis dato keine Verbesserung der Durchlässigkeit durchgeführt. Es sind zwar

Wildquerungshilfen entlang der Autobahnen A1 und A8 vorhanden, dennoch herrscht ein Mangel an geeigneten Zubringerleitstrukturen zu diesen Wildquerungshilfen, um die Funktion der Korridore gewährleisten zu können. Um beurteilen zu können, ob ein Wechsel in ein benachbartes Rotwildgebiet erfolgt, empfiehlt es sich, ein Fotofallenmonitoring an den Wildquerungshilfen über einen längeren Zeitraum anzuwenden. In Anbetracht, dass alternativ zu den festgelegten Korridorachsen, keine anderen Möglichkeiten für einen überregionalen Austausch bestehen, ist es unerlässlich, die vorhandenen Empfehlungen (vgl. Birngruber et al., 2012; Völk, et al., 2001) umzusetzen.

Literaturverzeichnis

Auer R (2021) Jagdbezirk Vöcklabruck, OÖ Landesjagdverband, verfügbar in:

<https://www.oeljv.at/jagdbezirke/vocklabruck/>, abgerufen am: 05.03.2021

Banko G, Grillmayer R, Ortner S, Perger C (2010) Land Informations System Austria, ASAP VI-GMES, Lisa Datenmodell Textteil, Version 3.1, Verfügbar in:

https://www.landinformationsystem.at/files/Dokumente/LISA_Datenmodell_V_3.1_Beschreibung.pdf, abgerufen am: 28.3.2022

Baumann M, Muggli J, Thiel-Engenter C, Thürig M, Voerly P, Widmer PA, Zimmermann U (2012) Jagen in der Schweiz auf dem Weg zur Jagdprüfung, Salm Verlag, Wohlen/Bern

Beyer DE (1987) Population and habitat management of elk in Michigan, PHD Thesis, Michigan State University, Department of Fisheries and Wildlife, Michigan

BFW (2017) Polygon-Linien der forstlich relevanten Bringungsanlagen bezogen auf das Jahr 2017, zur Verfügung gestellter Datensatz vom BFW, erhalten am: 31.07.2020

BFW (2020) Mittel der nDOM Höhen und Varianz der nDOM- Höhen, zur Verfügung gestellter Datensatz vom BFW, erhalten am 28. 07.2020

Birngruber H, Böck C, Matzinger A, Pöstinger M, Söllradl A, Wöss M (2012) Wildtierkorridore in Oberösterreich, Oö. Umweltschutz, Linz

Bubenik A (1959) Grundlage der Wildtierernährung. Deutscher Bauernverlag, Berlin

Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP (2001) Introduction to Distance Sampling: Estimating abundance on biological populations, Oxford University Press

Bützler W (2001) Rotwild- Biologie, Verhalten, Umwelt, Hege, 5. überarb. u. erw. Aufl., BLV-Verlag, München

Carvalho J, Martins L, Silva JP, Santos J, Torres RT, Fonseca C (2012) Habitat suitability model for red deer (*Cervus elaphus Linnaeus*, 1758): spatial multi-criteria analysis with GIS application, *Galemys*, 24, 47-56, doi:10.7325/GALEMYS.2012.A05

Charles WN, Mccowan D, East K (1977) Selection of upland swar by red deer (*Cervus elaphus L.*) on Rhum, *Journal of Applied Ecology*, 14 (1), pp. 55-64, doi: 10.2307/2401826

Clutton-Brock TH, Albon SD (1989) Red deer in the Highlands, BSP Professional Books, Oxford UK

Clutton -Brock TH, Albon SD, Guinness FE (1982) Competition between female relatives in a matrilocaI mammal, Nature, 300, pp. 178-180, doi: 10.1038/300178A0

Copernicus (2021) Copernicus Land Monitoring Service, Tree Cover Density 2018. Verfügbar in: <https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/forests/tree-cover-density/status-maps/tree-cover-density-2018>, abgerufen am 21.02.2021

Debeljak M, Džeroski S, Jerina K, Kobler A, Adamič M (2001) Habitat suitability modelling for red deer (*Cervus elaphus L.*) in south-central Slovenia with classification trees, Ecological Modeling 138 (2001), 321-330, doi: 10.1016/S0304-3800(00)00411-7

Deutz A (2019) Rotwild und Schwarzwild, 25. Österreichische Jägertagung 2019, Raumberg – Gumpenstein, pp. 23-28

Deutz A, Bretis H, Völk F (2015) Rotwildregulierung aber wie?, Leopold Stocker Verlag, Graz

Deutz A, Gasteiner J, Buchgraber K (2009) Fütterung von Reh- und Rotwild, 2. Auflage, Leopold Stocker Verlag, Graz

Drechsler H (1966) Möglichkeiten der rechnerischen Kontrolle über Bestandenserhebungen beim weiblichen Rotwild, Zeitschrift für Jagdwissenschaft 12, pp. 173 -175, doi:10.1007/bf02243408

Drechsler H (1989) Das Rotwild, Landbuch-Verlag GmbH, Hannover

Drechsler H (1991) Über das Raumverhalten des Rotwildes im Harz, Zeitschrift für Jagdwissenschaft 37 (1991), pp. 78-90, doi:10.1007/BF02241672

Ernst F (1975) Von Schälen des Rotwildes in Gebirgslagen, Zeitschrift für Jagdwissenschaft 2, pp. 118-128, doi: 10.1007/BF01932110

Fischer A (1985) Untersuchungen zur Raum- Zeit- Nutzung und zur Habitatstrukturwahl von Rotwild (*Cervus elaphus L.*) im Arlberggebiet unter besonderer Berücksichtigung von anthropogenen Störeinflüssen, Dissertation, Univ. f. Bodenkultur, Wien

Fischer A, Gossow H (1987) Untersuchungen zur Raum- Zeit- Nutzung des Rotwildes angesichts menschlicher Störeinflüsse, unter besonderer Berücksichtigung der Wintersituation: Fallstudie St. Anton am Arlberg, Centralblatt für das gesamte Forstwesen (104) 4, pp. 191-218

Fižer Z, Lochmann J (1969) Untersuchungen über die natürliche Nahrung des Rot- und Rehwildes im Riesengebirge, Opera Cortontica, Praha In: Wagenknecht E (1981) Rotwild, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin

ForstG (1975) Forstgesetz, BGBl. 440/1975 in der geltenden Fassung 1975

Franke U, Goll B, Hohmann U, Heurich M (2012) Aerial ungulate surveys with a combination of infrared and high- resolution natural colour images, *Animal Biodiversity and Conservation* 35 (2), pp. 285-293, doi: 10.32800/abc.2012.35.0285

Führer E (1987) Komplexkrankheit Waldsterben, In: Rossmanth, H.P. (Ed.), *Waldschäden- Holzwirtschaft*, Österreichischer Agrarverlag, Wien, pp. 73-84

Führer E, Nopp U (2001) Prädispositionsabschätzung Rotwild (*Cervus elaphus L.*)- Schäle In: Ursachen, Vorbeugung und Sanierung von Waldschäden, *Facultas- Universitäts-Verlag*, Wien, pp. 322-361

Gamerith H, Hauser E, Heberling O, Petz R, Schröck C, Stöhr O, Strauch M, Weißmair W, Zwingler F (2007a) Natur und Landschaft/Leitbilder für Oberösterreich, Band 25: Raumeinheit Hausruck- und Kobernaußerwald, Amt der Oö. Landesregierung Naturschutzabteilung, Linz

Gamerith H, Hauser E, Ott C, Thurner B, Scheiber G, Weißmaier W (2007b) Natur und Landschaft/ Leitbilder für Oberösterreich, Band 28: Raumeinheit Mondseer Flyschberge, Amt der Oö. Landesregierung Naturschutzabteilung, Linz

Gamerith H, Strauch M (2007) Natur und Landschaft/Leitbilder für Oberösterreich, Band 3: Weilharts- und Lachforst, Amt der Oö. Landesregierung Naturschutzabteilung, Linz

Georgii B (1981) Activity patterns of female red deer (*Cervus elaphus L.*) in the alps, *Oecologia* 49, pp.127-136, doi: 10.1007/BF00376910

Georgii B, Schröder W (1983) Home range and activity patterns of male red deer (*Cervus elaphus L.*) in the alps, *Oecologia* 58, pp. 238-248, doi:10.1007/BF00399224

Gerhard , P; Arnold, J; Hackländer, Klaus; Hochbichler , Eduard (2013) Determinants of deer impact in European forests – A systematic literature analysis, *Forest Ecology an Management*, 310, pp. 173-186, doi: 10.1016/j.foreco.2013.08.030

Godvik IMR, Loe LE, Vik JO, Veiberg V, Langvatn R, Mysterud A, (2009) Temporal scales, trade- offs, and functional responses in red deer habitat selection, *Ecology* 90 (3), pp. 699-710, doi: 10.1890/08-0576.1

Gräber R (2019) Wieviel ist viel? Methoden und Ergebnisse moderner Schalenwilderfassung, In: Kinser A, Münchhausen H, Der Rothirsch in der Überzahl Wege zu einer tierschutzgerechten Rotwildreduktion. Tagungsband zum 9. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung vom 28. bis 30. Juni 2018 in Bad Driburg, Deutsche Wildtier Stiftung, Hamburg, pp. 38-49

Gräber R, Ronnenberg K, Strauß E, Siebert U, Hohmann U, Sandrini J, Elbert C, Hettich U, Franke U, (2015) Vergleichende Analyse verschiedener Methoden zur Erfassung von freilebenden Huftieren, Endbericht, Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Institut für terrestrische und aquatische Wildtierforschung

Griesberger P, Hackländer K (2019) Endbericht- Streckenanalyse für das Rotwild im Land Vorarlberg, unveröffentlichter Bericht an das Amt der Vorarlberger Landesregierung

Hackländer K (2013) Rot- und Schwarzwild: Schwierige Bejagbarkeit trotz hoher Wildbestände?, 19. Österreichische Jägertagung 2013, Raumberg - Gumpenstein, pp. 1-4

Hackländer K, Reimoser F (2014) Forststraßen als Lebensraum gestalten: Forstwege und Wildtiere, St. Hubertus 2/2014, pp. 8-13

Haller H (2002) Der Rothirsch im Schweizerischen Nationalpark und dessen Umgebung. Eine alpine Population von *Cervus elaphus* zeitlich und räumlich dokumentiert, Nationalpark-Forschung in der Schweiz, 91, Zernike

Hegemann U (1990) Verbesserung des Mineralstoffgehaltes der natürlichen Äsungspflanzen zur Vermeidung umweltbedingter Waldschäden durch Rotwild. Dissertation. Universität Gießen

Hohmann U (2003) Gutachterliche Stellungnahme zur Barrierewirkung von Straßen für Rotwild (*Cervus elaphus*) dargestellt am Beispiel Pfälzerwald/Nordvogesen- Literaturübersicht, Situationsanalyse, Empfehlung, Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland Pfalz, Verfügbar in:
<https://fawf.wald.rlp.de/index.php?eID=dumpFile&t=f&f=4920&token=6086484eeb71946ea2e67cdd557b1246f02a311f>, abgerufen am: 05.07.2021

Hohmann U, Hettich U (2018) Standards für nächtliche Scheinwerferzählungen von Rotwild in waldgeprägten Gebieten, Forschungsgruppe Wildökologie der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland- Pfalz, Trippstadt

Kapp, Hubert (2019) Erfolgreiche und tierschutzgerechte Rotwildreduktion im Südschwarzwald, In: Kinser A, Münchhausen H, Der Rothirsch in der Überzahl Wege zu einer tierschutzgerechten Rotwildreduktion. Tagungsband zum 9. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung vom 28. bis 30. Juni 2018 in Bad Driburg, Deutsche Wildtier Stiftung, Hamburg, pp. 102-113

Kinser A, Münchhausen H. (2010) Die Rotwildverbreitung in Deutschland, AFZ- Der Wald, 5/2010, pp. 32-34

Kinser A, Wölfling B, Münchhausen H, Gräber R, Siebert U (2019) Auswirkungen der Abschussstruktur auf die Populationsentwicklung beim Rotwild, In: Kinser A, Münchhausen H, Der Rothirsch in der Überzahl Wege zu einer tierschutzgerechten Rotwildreduktion. Tagungsband zum 9. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung vom 28. bis 30. Juni 2018 in Bad Driburg, Deutsche Wildtier Stiftung, Hamburg, pp. 56-70

Klansek E (1999) Nutzung von Wiesen durch Rotwild, Tagung für die Jägerschaft 1999, 17. und 18. Juni 1999, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irnding, pp 9-12

Land Oberösterreich (2013) Waldentwicklungsplan aus DORIS Fachdaten, Verfügbar in: <http://doris.ooe.gv.at/themen/landforstwirtschaft/forst.aspx>, abgerufen am: 21.02.2022

Land Oberösterreich (2020) Geodatenkatalog aus Digitales Oberösterreichisches Raum- Informations- System (DORIS), Verfügbar in: https://metadaten.doris.at/geoportal_extern/catalog/main/home.page, abgerufen am 02.08.2020

Landwirtschaftskammer OÖ (2020) Stellungnahme der Landwirtschaftskammer OÖ und der Land& Forst Betriebe OÖ betreffend wirtschaftliche und waldbauliche Tragfähigkeitsgrenze der Waldungen im Rotwildprojektierungsgebiet OÖ NW, Linz

LISA (2020) LISA /Cadaster ENV- Geodaten, Land_cover_Map_2016_L1, Verfügbar in: <https://www.landinformationssystem.at/#/downloads>, abgerufen am 02.08.2020

Manion PD (1991) Tree Disease Concepts, Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ

Mattioli S (2011) Family Cervidae (Deer), In: Wilson DE, Mittermeier RA (Hrsg.) Handbook of the Mammals of the World. Hoofed Mammals, Volume 2, Lynx Edicions, Barcelona (2011), pp. 350-443

Meißner M, Reinecke H, Herzog S (2012) Vom Wald ins Offenland, Der Rothirsch auf dem Truppenübungsplatz Grafenwöhr, Raum- Zeit Verhalten, Lebensraumnutzung, Management, Institut für Wildbiologie Göttingen und Dresden e.V. Göttingen

Nopp U (1999) Erarbeitung von Identifikationsschlüsseln der Prädisposition fichtenreicher Bestände gegenüber verschiedener abiotischen und biotischen Schadauslösern, Dissertation, Universität für Bodenkultur Wien

Nopp- Mayr U, Kunz F, Immitzer M, Tiefnig K, Zeiler H (in prep.) Modellierung des Lebensraum-, des Schäl- und des Konfliktpotenzials für Rotwild in der Steiermark ein mechanistischer, wissensbasierter Ansatz

Nopp- Mayr U, Reimoser F, Völk F (2011) predisposition assessment of mountainous forests to bark peeling by red deer (*Cervus elaphus* L.) as a strategy in preventive forest habitat management, Wildlife Biology in Practice, 2011 June 7 (1), pp. 66-89, doi: 10.2461/wbp.2011.7.7

Nopp- Mayr U, Völk F, Reimoser F (2012) Rotwildschäle- besser vorbeugen! Der Anblick 11/2012, pp. 40-43

ÖBF (2019) Forsteinrichtungsdaten Forstrevier Schneegattern, zur Verfügung gestellter Datensatz, erhalten am 10.07.2022

O'Neil ST, Bump J. (2014) modeling habitat potential for elk expansion in Michigan, USA, Wildlife Biology in Practice, 2014 December 10 (2), pp. 111-131, doi: 10.2461/wbp.2014.10.14

Pérez-Espona S, Pemberton JM, Putman R (2009) Red and sika deer in the British Isles, current management issues and management policy, Mammalian Biology- Zeitschrift für Säugetierkunde, 74 (4), pp. 247-262, doi: 10.1016/j.mambio.2009.01.003

Petrak M (1988) Skilanglauf und Rothirsch (*Cervus elaphus* Linné, 1785) in der Eifel, Bilanz des Konzeptes zur Lebensraumüberholung im Wintersportgebiet Monschau, Zeitschrift für Jagdwissenschaft, 34 (1988), pp. 105-114, doi: 10.1007/BF02241907

Petrak M (1990) Ergebnisse modellhafter Erhebungen über Schälschäden und Wildverbiß in Nordrhein- Westfalen, AFZ 45 (5), pp. 84-85

Petrak M, Heider A (2017) Verwaiste Kälber gehen ein, Niedersächsischer Jäger- Fachlicht Recht, 2/2017, pp. 22-27

Pheiffer J (1983) Untersuchungen zur Winterfütterung des Rotwildes (*Cervus elaphus*) in Hinblick auf das Schäleverhalten, Dissertation, Bonn

Picard J, Oleffe P, Boisaubert B (1991) Influence of oak mast on feeding behaviour of red deer (*Cervus elaphus*), Annales des sciences forestières 48, pp. 547 -559, doi: 10.1051/Forest:19910505

Raesfeld F, Reulecke K (1988) Das Rotwild. Naturgeschichten, Hege, Jagdausübung, 9. Auflage, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin

Reimoser F (1986) Wechselwirkung zwischen Waldstruktur, Rehwildverteilung und Rehwildbejagbarkeit in Abhängigkeit von der waldbaulichen Betriebsform, Dissertation, Univ. f. Bodenkultur, Wien

Reimoser F (1988) Forstliche Beiträge zur Vermeidung von Wildschäden, Intern. Holzmarkt 79 (19), pp. 1-6

Reimoser F (1997) Fährten- und Spurenzählung, Weidwerk, 4/97, pp. 19-22

Reimoser S (2012) Influence of anthropogenic disturbance on activity, behavior and heart rate of roe deer (*capreolus capreolus*) and reed deer (*cervus elaphus*), in context of their daily and yearly patterns, In: Cahler AA, Marsten JP (2012) Deer: Habitat, Behavior and Conservation, Nova Science Publishers, Inc.

Reimoser F, Reimoser S (2017) Richtiges Erkennen von Wildschäden am Wald, 4. Auflage, Zentralstelle Österreichischer Landesjagdverbände, Wien

Reimoser F, Reimoser S (2019) Das Rotwild (*Cervus elaphus*) in Österreich, 35. Jägertagung 2019, Raumberg- Gumpenstein, pp. 5-12

Reimoser F, Reimoser S, Klansek E (2006) Wild Lebensräume, Habitatqualität, Wildschadensanfälligkeit, Bejagbarkeit, Zentralstelle Österreichischer Landesjagdverbände, Wien

Reimoser S, Wildauer L (2012) Ursachen für die Entstehung von Schäden durch wildlebende Huftierarten in der Land- und Forstwirtschaft Literaturstudie und Gutachten, Research Institute of Wildlife Ecology University of Veterinary Medicine Vienna, doi: 10.13140/RG.2.2.21807.15525

Rheinberger CM, Suter W (2006) Schälung durch den Rothirsch eine Fallstudie in den Nordostschweizer Voralpen, Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 157 (2006) 5, pp. 147-156, doi:10.3188/SZF.2006.0147

Rowland M, Wisdom M, Johnson B, Penninger MA (2004) Effects of Roads on Elk: Implication for Management in Forested Ecosystems, In: Transactions of the 69th North Wildlife and Natural Resources Conference, pp. 491-508

Salinger M (2002) Jagd im Kobernaußewald, OÖ Jäger 1/2002, pp. 24-26

Schraml Ulrich (2019) Aktueller Stand Fotofallenmonitoring und erste vorläufige Auswertungen, 13. Newsletter des Projekts "Rotwildkonzeption Nordschwarzwald", Freiburg, Deutschland, Verfügbar in: https://www.rotwildkonzeption-nordschwarzwald.de/sites/default/files/public/content/2019/2019-12-12/19121213newsletter_0.pdf, abgerufen am: 10.01.2022

Simon O (2016) Scheinwerfertextation zur Erfassung von Rotwild in der Rotwildhegegemeinschaft Schneifel (Rheinland- Pfalz), Institut für Tierökologie und Naturbildung, Groß-Gerau

Simon O, Lang J, Goebel W, Petrak M (2003) Rotwild im Salmwald – Lebensraumgutachten Gerolstein. Situationsanalyse und Konzepte zur Wildschadensreduzierung und revierübergreifenden Wildbewirtschaftung. Verbandsgemeinde Gerolstein und Ministerium für Umwelt und Forsten, Rheinland- Pfalz, Gerolstein und Mainz

Steiner H (2016) Ornithologisch Erhebungen Weinsberger Wald nordöstlich Ottenschlag & Kobernauberwald Endbericht, Projekt im Auftrag der OÖ. Umweltanwaltschaft, Piberbach

Strava (2021) Strava Global Heatmap, Strava, Verfügbar in: <https://strava.com/heatmap>, abgerufen am: 10.01.2022

U.S. Fish and Wildlife Service (1980a) Habitat Evaluation Procedures, Bd. 102 von Ecological Services Manual, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.

U.S. Fish and Wildlife Service (1980b) Habitat as a Basis for Environmental Assessment, Bd. 102 von Ecological Services Manual, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.

U.S. Fish and Wildlife Service (1981): Standards for the Development of Habitat Suitability Index Models, Bd. 103 von Ecological Services Manual, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.

Völk F (1997) Schältschäden und Rotwildmanagement in Abhängigkeit vom Jagdgesetz und Waldaufbau in Österreich, Dissertation, Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft an der Univ. f. Bodenkultur, Wien

Völk F (1998) Langjährig erfolgreiche Rotwildüberwinterung ohne gravierende Schältschäden im Ostalpenraum, Schlussbericht, Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Univ. f. Bodenkultur

Völk F (2016) Tierschutzgerechter "Alttier" -Abschuss, St. Hubertus, 8/2016, pp. 8-13

Völk F, Glitzner I, Wöss M (2001) Kostenreduktion bei Grünbrücken durch deren rationellen Einsatz Kriterien- Indikatoren- Mindeststandards, Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Straßenforschung Heft 513, Wien

Völk F, Reiss- Enz V (2006) Überregional bedeutsame Wildtierkorridore in Österreich und ihre planerische Sicherung, Verfügbar in: https://www.wildkatze-in-oesterreich.at/pages_file/de/11/Lebensraumvernetzung_2008.pdf, abgerufen am: 15.02.2022

Wagenknecht E (1978) Bewirtschaftung unserer Schalenwildbestände. 5.Auflage, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin

Wagenknecht E (1981) Rotwild, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin

- Wagenknecht E (1996) Der Rothirsch: *Cervus elaphus*, Westarp Wissenschaften, Magdeburg und Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg
- Walsh DP (2007) Population estimation and fixed kernel analyses of elk in Michigan, PhD Thesis, Michigan State University, East Lansing Michigan
- Willisch C, Marreros N, Schaufelberger L, Pisano S (2019) Habitatwahl der Rothirsche im Mittelland, Schlussbericht, Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin FIWI, Universität Bern, Bern
- Willisch C, Willisch KB, Magnung B, Boldt A (2015) Ökologie und Verhalten des Rothirsches im Schweizer Mittelland, Schlussbericht 2015, FaunAlpin, Bern
- Wotschikowsky U, Schröder W, Georgii B (1986) Neue Wege im Rotwild-Management, In: Linn S (Hrsg.) Rotwild-Chef rouge-Reed deer. CIC- Tagung Graz 1986, pp. 173-182
- ZAMG (2020) APOLIS-Langzeitdatensatz, mittlere Monatssumme der absoluten Sonnenscheindauer für den Monat Jänner pro Hektar, Zeitraum von 1981 bis 2010, zur Verfügung gestellter Datensatz von der ZAMG, erhalten am: 10.12.2020
- Zeiler H (2005) Rotwild in den Bergen, Österreichischer Jagd- Fischerei- Verlag, Wien
- Zeiler H (2014) Herausforderung Rotwild, Österreichischer Jagd-, und Fischerei- Verlag, Wien

5 Anhang

5.1 Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 1: ÜBERSICHTSKARTE ÜBER DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET WESTLICHES OBERÖSTERREICH (ERSTELLT VON STEFAN ACKERMAN 2020, ÖBF AG).....	13
ABBILDUNG 2: UNTERTEILUNG DER RAUMEINHEIT HAUSRUCK- KOBERNAUßERWALD IN DIE BEREICHE GROßWALD, SIEDLUNG UND LANDWIRTSCHAFT (LAND OBERÖSTERREICH, 2013).....	14
ABBILDUNG 3: ZUORDNUNG VON EIGNUNGSWERTEN (SI-WERTEN) ZU DEN AUSPRÄGUNGSKLASSEN DER EIGNUNGSVARIABLE OFFENLANDANTEIL	26
ABBILDUNG 4: ZUORDNUNG VON EIGNUNGSWERTEN (SI-WERTEN) ZU DEN AUSPRÄGUNGSKLASSEN DER EIGNUNGSVARIABLE WALDANTEIL	27
ABBILDUNG 5: ZUORDNUNG VON EIGNUNGSWERTEN (SI-WERTEN) ZU DEN AUSPRÄGUNGSKLASSEN DER EIGNUNGSVARIABLE KRUMMHOLZANTEIL	28
ABBILDUNG 6: ZUORDNUNG VON EIGNUNGSWERTEN (SI-WERTEN) ZU DEN AUSPRÄGUNGSKLASSEN DER EIGNUNGSVARIABLE FELSANTEIL	29
ABBILDUNG 7: ZUORDNUNG VON EIGNUNGSWERTEN (SI- WERTEN) ZU DEN AUSPRÄGUNGSKLASSEN DER EIGNUNGSVARIABLE SIEDLUNGSANTEIL	30
ABBILDUNG 8: ZUORDNUNG VON EIGNUNGSWERTEN (SI-WERTEN) ZU DEN AUSPRÄGUNGSKLASSEN DER EIGNUNGSVARIABLE FORSTSTRAßENDICHTE	31
ABBILDUNG 9: ZUORDNUNG VON EIGNUNGSWERTEN (SI-WERTEN) ZU DEN AUSPRÄGUNGSKLASSEN DER EIGNUNGSVARIABLE GELÄNDENEIGUNG.....	32
ABBILDUNG 10: ZUORDNUNG VON MODIFIZIERUNGSWERTEN (M-WERTEN) ZU DEN AUSPRÄGUNGSKLASSEN DER MODIFIZIERENDEN VARIABLE DISTANZ ZU WALD	33
ABBILDUNG 11: ZUORDNUNG VON MODIFIZIERUNGSWERTEN (M-WERTEN) ZU DEN AUSPRÄGUNGSKLASSEN DER MODIFIZIERENDEN VARIABLE DISTANZ VON SIEDLUNG	34
ABBILDUNG 12: ZUORDNUNG VON EIGNUNGSWERTEN (SI-WERTEN) ZU DEN AUSPRÄGUNGSKLASSEN DER EIGNUNGSVARIABLE SCHNEEDECKENDAUER	35
ABBILDUNG 13: ZUORDNUNG VON EIGNUNGSWERTEN (SI-WERTEN) ZU DEN AUSPRÄGUNGSKLASSEN DER EIGNUNGSVARIABLE SONNENSCHNEIDAUER	36
ABBILDUNG 14: ZUORDNUNG VON PRÄDISPOSITIONSWERTEN (P-WERTEN) ZU DEN AUSPRÄGUNGSKLASSEN DER VARIABLEN DECKUNGSGRAD.....	40
ABBILDUNG 15: ZUORDNUNG VON PRÄDISPOSITIONSWERTEN (P-WERTEN) ZU DEN AUSPRÄGUNGSKLASSEN DER VARIABLEN NADELHOLZANTEIL	41
ABBILDUNG 16: ZUORDNUNG VON PRÄDISPOSITIONSWERTEN (P-WERTEN) ZU DEN AUSPRÄGUNGSKLASSEN DER VARIABLEN BESTANDESKLASSE	42
ABBILDUNG 17: ZUORDNUNG VON PRÄDISPOSITIONSWERTEN (P-WERTEN) ZU DEN AUSPRÄGUNGSKLASSEN DER VARIABLEN FORSTSTRAßENDICHTE	44
ABBILDUNG 18: ZUORDNUNG VON PRÄDISPOSITIONSWERTEN (P-WERTEN) ZU DEN AUSPRÄGUNGSKLASSEN DER VARIABLEN GELÄNDENEIGUNG	45

ABBILDUNG 19: ZUORDNUNG VON PRÄDISPOSITIONSWERTEN (P-WERTEN) ZU DEN AUSPRÄGUNGSKLASSEN DER VARIABLEN SCHICHTIGKEIT.....	46
ABBILDUNG 20: ZUORDNUNG VON PRÄDISPOSITIONSWERTEN (P-WERTEN) ZU DEN AUSPRÄGUNGSKLASSEN DER VARIABLEN OFFENLANDANTEIL.....	48
ABBILDUNG 21: ZUORDNUNG VON PRÄDISPOSITIONSWERTEN (P-WERTEN) ZU DEN AUSPRÄGUNGSKLASSEN DER VARIABLEN SCHNEEDECKENDAUER.....	49
ABBILDUNG 22: DARSTELLUNG DES GANZJÄHRIGEN LEBENSRAUMPOTENZIALS OHNE WINTERLICHE KLIMAVARIABLEN (SCHNEEDECKENDAUER, UND SONNENSCHNEINDAUER) (HSI_{GES}) GEMÄß DEN MODELLBERECHNUNGEN, FÜR DAS GESAMTE UNTERSUCHUNGSGEBIET	57
ABBILDUNG 23: AUSSCHNITT KOBERNAUßERWALD AUS DER DARSTELLUNG DES GANZJÄHRIGEN LEBENSRAUMPOTENZIALS OHNE WINTERLICHE KLIMAVARIABLEN (SCHNEEDECKENDAUER, UND SONNENSCHNEINDAUER) (HSI_{GES}) GEMÄß DEN MODELLBERECHNUNGEN, FÜR DAS GESAMTE UNTERSUCHUNGSGEBIET	58
ABBILDUNG 24: AUSSCHNITT NÖRDLICHES UNTERSUCHUNGSGEBIET AUS DER DARSTELLUNG DES DURCH WINTERLICHE KLIMAVARIABLEN (SCHNEEDECKENDAUER, UND SONNENSCHNEINDAUER) REDUZIERTEN LEBENSRAUMPOTENZIAL ($HSI_{RED_WINTERKLIMA}$) GEMÄß DEN MODELLBERECHNUNGEN, FÜR DAS GESAMTE UNTERSUCHUNGSGEBIET	59
ABBILDUNG 25: DARSTELLUNG DES DURCH WINTERLICHE KLIMAVARIABLEN (SCHNEEDECKENDAUER, UND SONNENSCHNEINDAUER) REDUZIERTEN LEBENSRAUMPOTENZIAL ($HSI_{RED_WINTERKLIMA}$) GEMÄß DEN MODELLBERECHNUNGEN, FÜR DAS GESAMTE UNTERSUCHUNGSGEBIET	60
ABBILDUNG 26: AUSSCHNITT SÜDLICHE BERGREGIONEN VON OBERÖSTERREICH AUS DER DARSTELLUNG DES DURCH WINTERLICHE KLIMAVARIABLEN (SCHNEEDECKENDAUER, UND SONNENSCHNEINDAUER) REDUZIERTEN LEBENSRAUMPOTENZIAL ($HSI_{RED_WINTERKLIMA}$) GEMÄß DEN MODELLBERECHNUNGEN, FÜR DAS GESAMTE UNTERSUCHUNGSGEBIET	61
ABBILDUNG 27: DARSTELLUNG DER SCHÄLEANFÄLLIGKEIT OHNE BERÜCKSICHTIGUNG DER WINTERLICHEN KLIMAVARIABLE (SCHNEEDECKENDAUER) (P_{GES}) GEMÄß DEN MODELLBERECHNUNGEN, FÜR DAS GESAMTE UNTERSUCHUNGSGEBIET	62
ABBILDUNG 28: AUSSCHNITT KOBERNAUßERWALD AUS DER DARSTELLUNG DER SCHÄLEANFÄLLIGKEIT OHNE BERÜCKSICHTIGUNG DER WINTERLICHEN KLIMAVARIABLE (SCHNEEDECKENDAUER) (P_{GES}) GEMÄß DEN MODELLBERECHNUNGEN, FÜR DAS GESAMTE UNTERSUCHUNGSGEBIET	62
ABBILDUNG 29: DARSTELLUNG DER SCHÄLEANFÄLLIGKEIT MIT BERÜCKSICHTIGUNG DER WINTERLICHEN KLIMAVARIABLE (SCHNEEDECKENDAUER) (P_{GES_WINTER}) GEMÄß DEN MODELLBERECHNUNGEN, FÜR DAS GESAMTE UNTERSUCHUNGSGEBIET	63
ABBILDUNG 30: DARSTELLUNG DES SCHÄLEBEZOGENEN KONFLIKTPOTENZIALS VON WÄLDERN OHNE BERÜCKSICHTIGUNG DER WINTERLICHEN KLIMAVARIABLE (SCHNEEDECKENDAUER) (HYBRID) GEMÄß DEN MODELLBERECHNUNGEN, FÜR DAS GESAMTE UNTERSUCHUNGSGEBIET	65
ABBILDUNG 31: AUSSCHNITT KOBERNAUßERWALD, DARSTELLUNG DES SCHÄLEBEZOGENEN KONFLIKTPOTENZIALS VON WÄLDERN OHNE BERÜCKSICHTIGUNG DER WINTERLICHEN KLIMAVARIABLE	

(SCHNEEDECKENDAUER) (HYBRID) GEMÄß DEN MODELLBERECHNUNGEN, FÜR DAS GESAMTE UNTERSUCHUNGSGEBIET.....	65
ABBILDUNG 32: DARSTELLUNG DES SCHÄLEBEZOGENEN KONFLIKTPOTENZIALS VON WÄLDERN MIT BERÜCKSICHTIGUNG DER WINTERLICHEN KLIMAVARIABLE (SCHNEEDECKENDAUER) (HYBRID_WINTER) GEMÄß DEN MODELLBERECHNUNGEN, FÜR DAS GESAMTE UNTERSUCHUNGSGEBIET	66
ABBILDUNG 33: GESAMTABSCHUSS VON ROTWILD (HIRSCH, TIER, KALB) IM UNTERSUCHUNGSGEBIET VON 2001 BIS 2020, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN JAGDBEZIRKEN: BRAUNAU AM INN, VÖCKLABRUCK, GRIESKIRCHEN UND SALZBURG.....	68
ABBILDUNG 34: GESAMTABSCHUSS VON ROTWILD (HIRSCH, TIER, KALB) IM UNTERSUCHUNGSGEBIET VON 2001 BIS 2020, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN JAGDBEZIRKEN: BRAUNAU AM INN, VÖCKLABRUCK, GRIESKIRCHEN UND SALZBURG, MIT LINEARER REGRESSION UND BESTIMMTHEITSMAß	68
ABBILDUNG 35: JAGDSTRECKENZUSAMMENSETZUNG VON ROTWILD (HIRSCH, TIER, KALB) IM UNTERSUCHUNGSGEBIET VON 2001 BIS 2020, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN JAGDBEZIRKEN: BRAUNAU AM INN, VÖCKLABRUCK, GRIESKIRCHEN UND SALZBURG.....	69
ABBILDUNG 36: ABSCHUSSDICHTEN (STÜCK/HA) VON ROTWILD (HIRSCH, TIER, KALB) IM UNTERSUCHUNGSGEBIET VON 2001 BIS 2020, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN JAGDBEZIRKEN: BRAUNAU AM INN, VÖCKLABRUCK UND GRIESKIRCHEN	70
ABBILDUNG 37: GESAMTABSCHUSS VON ROTWILD (HIRSCH, TIER, KALB) DER JEWEILIGEN NATURRÄUME IM UNTERSUCHUNGSGEBIET VON 2001 BIS 2020, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN JAGDBEZIRKEN: BRAUNAU AM INN, VÖCKLABRUCK UND GRIESKIRCHEN	71
ABBILDUNG 38: GESAMTABSCHUSS VON ROTWILD (HIRSCH, TIER, KALB) DER JEWEILIGEN NATURRÄUME IM UNTERSUCHUNGSGEBIET VON 2001 BIS 2020, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN JAGDBEZIRK BRAUNAU AM INN, MIT LINEARER REGRESSION UND BESTIMMTHEITSMAß	71
ABBILDUNG 39: GESAMTABSCHUSS VON ROTWILD (HIRSCH, TIER, KALB) IM HAUSRUCK-, KOBERNAUßERWALD VON 2001 BIS 2020, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN JAGDBEZIRKEN: BRAUNAU AM INN UND VÖCKLABRUCK, MIT LINEARER REGRESSION UND BESTIMMTHEITSMAß.....	72
ABBILDUNG 40: GESAMTABSCHUSS VON ROTWILD (HIRSCH, TIER, KALB) IN DEN MONDSEER FLYSCHBERGEN VON 2001 BIS 2020, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN JAGDBEZIRK VÖCKLABRUCK, MIT LINEARER REGRESSION UND BESTIMMTHEITSMAß.....	72
ABBILDUNG 41: JÄHRLICHER HIRSCHABSCHUSS VON ROTWILD (HIRSCH KLASSE I, II, III UND SCHMALSPIEßER) VON 2001 BIS 2020 IM UNTERSUCHUNGSGEBIET, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN BEZIRKEN BRAUNAU AM INN, VÖCKLABRUCK UND GRIESKIRCHEN	73
ABBILDUNG 42: JÄHRLICHER HIRSCHABSCHUSS VON ROTWILD (HIRSCH KLASSE I, II, III UND SCHMALSPIEßER) VON 2001 BIS 2020 IM UNTERSUCHUNGSGEBIET, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN BEZIRKEN: BRAUNAU AM INN, VÖCKLABRUCK UND GRIESKIRCHEN, GRIESKIRCHEN, MIT LINEARER REGRESSION UND BESTIMMTHEITSMAß	74
ABBILDUNG 43: JÄHRLICHER TIERABSCHUSS VON ROTWILD (ALTTIER UND SCHMALTIER) VON 2001 BIS 2020 IM UNTERSUCHUNGSGEBIET, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN BEZIRKEN: BRAUNAU AM INN, VÖCKLABRUCK UND GRIESKIRCHEN	75

ABBILDUNG 44: JÄHRLICHER TIERABSCHUSS VON ROTWILD (ALTTIER UND SCHMALTIER) VON 2001 BIS 2020 IM UNTERSUCHUNGSGEBIET, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN BEZIRKEN: BRAUNAU AM INN, VÖCKLABRUCK UND GRIESKIRCHEN, MIT LINEARER REGRESSION UND BESTIMMTHEITSMAß.....	76
ABBILDUNG 45: JÄHRLICHER %- ANTEIL DER ERLEGTEN ROTWILD- ZUWACHSTRÄGER (ALTTIER + SCHMALTIER) AM GESAMTABSCHUSS (HIRSCH, TIER, KALB) IM UNTERSUCHUNGSGEBIET, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN BEZIRKEN: BRAUNAU AM INN, VÖCKLABRUCK UND GRIESKIRCHEN.....	76
ABBILDUNG 46: JÄHRLICHER %- ANTEIL DER ERLEGTEN ROTWILD KÄLBER UND ALTTIERE AM GESAMTABSCHUSS (HIRSCH, TIER, KALB) IM UNTERSUCHUNGSGEBIET, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN BEZIRKEN: BRAUNAU AM INN, VÖCKLABRUCK UND GRIESKIRCHEN.....	77
ABBILDUNG 47: JÄHRLICHER KÄLBERABSCHUSS VON ROTWILD (WILDKÄLBER UND HIRSCHKÄLBER) VON 2001 BIS 2020 IM UNTERSUCHUNGSGEBIET, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN BEZIRKEN: BRAUNAU AM INN, VÖCKLABRUCK UND GRIESKIRCHEN	78
ABBILDUNG 48: JÄHRLICHER KÄLBERABSCHUSS VON ROTWILD (WILDKÄLBER UND HIRSCHKÄLBER) VON 2001 BIS 2020 IM UNTERSUCHUNGSGEBIET, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN BEZIRKEN: BRAUNAU AM INN, VÖCKLABRUCK UND GRIESKIRCHEN MIT LINEARER REGRESSION UND BESTIMMTHEITSMAß	79
ABBILDUNG 49: JÄHRLICHER %- ANTEIL DER ERLEGTEN ROTWILD HIRSCH, TIERE, UND KÄLBER AM GESAMTABSCHUSS (HIRSCH, TIER, KALB) VON 2001 BIS 2020 IM UNTERSUCHUNGSGEBIET, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN BEZIRKEN: BRAUNAU AM INN, VÖCKLABRUCK UND GRIESKIRCHEN.....	80
ABBILDUNG 51: GESAMTABSCHUSS ROTWILD (HIRSCH, TIER, KALB) VON SALZBURG- FLACHGAU (WILDRAUM 12) VON 2001 BIS 2020	80
ABBILDUNG 50: JÄHRLICHES ROTWILD-FALLWILD (INKL. VERKEHRSFALLWILD) IM UNTERSUCHUNGSGEBIET VON 2001 BIS 2020, ENTHALTEN SIND DIE ANGABEN AUS DEN BEZIRKEN: BRAUNAU AM INN, VÖCKLABRUCK, GRIESKIRCHEN, UND SALZBURG.....	81
ABBILDUNG 52: KÄLBER-ALTTIER-VERHÄLTNIS AUF BASIS DER ABSCHÜSSE VON ROTWILD KÄLBER UND ALTTIERE IM WEILHARTS- UND LACHFORST VON 2001 BIS 2017	82
ABBILDUNG 53: %- ANTEIL DER ERLEGTEN ALTTIERE AM GESAMTABSCHUSS (HIRSCH, TIER, KALB) IM WEILHARTS- UND LACHFORST, VON 2001 BIS 2020	82
ABBILDUNG 54: JÄHRLICHE ABSCHÜSSE DER ROTWILD KÄLBER UND ALTTIERE VON 2001 BIS 2020 IM WEILHARTS-, LACHFORST	83
ABBILDUNG 55: KÄLBER-ALTTIER-VERHÄLTNIS AUF BASIS DER ABSCHÜSSE VON ROTWILD KÄLBER UND ALTTIERE IM HAUSRUCK-, KOBERNAUßERWALD VON 2001 BIS 2020	84
ABBILDUNG 56: %- ANTEIL DER ERLEGTEN ALTTIERE AM GESAMTABSCHUSS (HIRSCH, TIER, KALB) IM HAUSRUCK-, KOBERNAUßERWALD VON 2001 BIS 2020	84
ABBILDUNG 57: JÄHRLICHE ABSCHÜSSE DER ROTWILD KÄLBER UND ALTTIERE VON 2001 BIS 2020 IM HAUSRUCK-, KOBERNAUßERWALD	85
ABBILDUNG 58: KÄLBER-ALTTIER-VERHÄLTNIS AUF BASIS DER ABSCHÜSSE VON ROTWILD KÄLBER UND ALTTIERE MONDSEER FLYSCHBERGE VON 2001 BIS 2020	86
ABBILDUNG 59: %- ANTEIL DER ERLEGTEN ALTTIERE AM GESAMTABSCHUSS (HIRSCH, TIER, KALB) IM MONDSEER FLYSCHBERGE VON 2001 BIS 2020	86

ABBILDUNG 60: JÄHRLICHE ABSCHÜSSE DER ROTWILD KÄLBER UND ALTIERE VON 2001 BIS 2020 MONDSEER FLYSCHBERGE	87
ABBILDUNG 61: KÄLBER-ALTTIER-VERHÄLTNIS AUF BASIS DER ABSCHÜSSE VON ROTWILD KÄLBER UND ALTIERE IM UNTERSUCHUNGSGEBIET VON 2001 BIS 2020, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN BEZIRKEN: BRAUNAU AM INN, VÖCKLABRUCK UND GRIESKIRCHEN	88
ABBILDUNG 62: %- ANTEIL DER ERLEGTEN ALTIERE AM GESAMTABSCHUSS (HIRSCH, TIER, KALB) IM UNTERSUCHUNGSGEBIET VON 2001 BIS 2020, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN BEZIRKEN: BRAUNAU AM INN VÖCKLABRUCK UND GRIESKIRCHEN	88
ABBILDUNG 63: JÄHRLICHE ABSCHÜSSE DER ROTWILD KÄLBER UND ALTIERE VON 2001 BIS 2020 IM UNTERSUCHUNGSGEBIET, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN BEZIRKEN: BRAUNAU AM INN, VÖCKLABRUCK UND GRIESKIRCHEN	89
ABBILDUNG 64: SCHÄTZUNG DES FRÜHJAHR-MINDESTBESTAND AN ALTIEREN AUF BASIS DER ABSCHÜSSE, IM UNTERSUCHUNGSGEBIET VON 2001 BIS 2019, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN BEZIRKEN: BRAUNAU AM INN VÖCKLABRUCK UND GRIESKIRCHEN	90
ABBILDUNG 65: SCHÄTZUNG DES FRÜHJAHR-MINDESTBESTAND AN ALTIEREN AUF BASIS DER ABSCHÜSSE, IM UNTERSUCHUNGSGEBIET VON 2001 BIS 2019, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN BEZIRKEN: BRAUNAU AM INN, VÖCKLABRUCK UND GRIESKIRCHEN, MIT LINEARER REGRESSION UND BESTIMMTHEITSMAß	90
ABBILDUNG 66: SCHÄTZUNG DES FRÜHJAHR- MINDESTBESTAND AN ALTIEREN AUF BASIS DER ABSCHÜSSE, IM HAUSRUCK UND KOBERNAUßERWALD VON 2001 BIS 2019, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN BEZIRKEN: BRAUNAU AM INN, VÖCKLABRUCK UND GRIESKIRCHEN	91
ABBILDUNG 67: SCHÄTZUNG DES FRÜHJAHR- MINDESTBESTAND AN ALTIEREN AUF BASIS DER ABSCHÜSSE, IM HAUSRUCK UND KOBERNAUßERWALD VON 2001 BIS 2019, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN BEZIRKEN: BRAUNAU AM INN, VÖCKLABRUCK UND GRIESKIRCHEN, MIT LINEARER REGRESSION UND BESTIMMHEITSMAß	92
ABBILDUNG 68: SCHÄTZUNG DES FRÜHJAHR- MINDESTBESTAND AN ALTIEREN AUF BASIS DER ABSCHÜSSE, IN DEN MONDSEER FLYSCHBERGEN, VON 2001 BIS 2019, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN BEZIRK VÖCKLABRUCK	92
ABBILDUNG 69: SCHÄTZUNG DES FRÜHJAHR- MINDESTBESTAND AN ALTIEREN AUF BASIS DER ABSCHÜSSE, IN DEN MONDSEER FLYSCHBERGEN, VON 2001 BIS 2019, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN BEZIRK VÖCKLABRUCK, MIT LINEARER REGRESSION UND BESTIMMTHEITSMAß	93
ABBILDUNG 70: SCHÄTZUNG DES FRÜHJAHR- MINDESTBESTAND AN ALTIEREN AUF BASIS DER ABSCHÜSSE, IM WEILHARTS- UND LACHFORST VON 2001 BIS 2019, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN BEZIRK BRAUNAU AM INN	94
ABBILDUNG 71: SCHÄTZUNG DES FRÜHJAHR- MINDESTBESTAND AN ALTIEREN AUF BASIS DER ABSCHÜSSE, IM WEILHARTS- UND LACHFORST VON 2001 BIS 2019, ENTHALTEN SIND DIE ABSCHÜSSE AUS DEN BEZIRK BRAUNAU AM INN, MIT LINEARE REGRESSION UND BESTIMMTHEITSMAß.....	94

ABBILDUNG 72: SCHÄTZUNG DES WEIBLICHEN BESTANDES IM FRÜHJAHR NACH DRECHSLER (1966) FÜR DIE JEWELIGEN NATURRÄUME UND DAS GESAMTE UNTERSUCHUNGSGEBIET AUF BASIS DER ABGÄNGE VON 2001 BIS 2020.....	95
ABBILDUNG 73: ZEITLICHER VERGLEICH DER ROTWILD- UND SCHWARZWILDABSCHÜSSE	96
ABBILDUNG 74: AUSSCHNITT AUS DER KARTE DER ÜBERREGIONALEN WILDTIERKORRIDORE IN OBERÖSTERREICH MIT DARSTELLUNG DER KORRIDOR ZONIERUNG AUS BIRNGRUBER ET AL. (2012) (GRÜNE ZONIERUNG= KEINE EINSCHRÄNKUNG DER DURCHLÄSSIGKEIT UND FUNKTIONELL INTAKTE KORRIDORE, GELBE ZONIERUNG= EINGESCHRÄNKTE FUNKTIONSFÄHIGKEIT DER KORRIDORABSCHNITTE – WANDERUNG NUR EINGESCHRÄNKT MÖGLICH, ROTE ZONIERUNG= KORRIDORE FUNKTIONELL HOCHGRADIG ENTWERTET, TEILWEISE UNTERBROCHEN BIS NICHT MEHR VORHANDEN).....	98

5.2 Tabellenverzeichnis

TABELLE 1: KLASSIFIZIERUNG DER BESTANDESKLASSEN ANHAND DER MITTLEREN BAUMHÖHE (BFW, 2020) UND DES ALTERS (ÖBF, 2019)	43
TABELLE 2: HERLEITUNG DES VARIATIONSKOEFFIZIENTEN	47
TABELLE 4: AUFLISTUNG DER FÜR ROTWILD RELEVANTEN QUERUNGSMÖGLICHKEITEN AN DER AUTOBAHN A1 GEMÄß DEM FORSCHUNGSBERICHT „KOSTENREDUKTION BEI GRÜNBRÜCKEN DURCH DEREN RATIONELLEN EINSATZ“ VON VÖLK ET AL. (2001),.....	99
TABELLE 5: AUFLISTUNG DER FÜR ROTWILD RELEVANTEN QUERUNGSMÖGLICHKEITEN AN DER AUTOBAHN A8 GEMÄß DEM FORSCHUNGSBERICHT „KOSTENREDUKTION BEI GRÜNBRÜCKEN DURCH DEREN RATIONELLEN EINSATZ“ VON VÖLK ET AL. (2001),.....	100
TABELLE 6: NACHRÜSTUNGSVORSCHLÄGE FÜR GRÜNBRÜCKEN AN DER A1 UND A8 GEMÄß DEM FORSCHUNGSBERICHT „KOSTENREDUKTION BEI GRÜNBRÜCKEN DURCH DEREN RATIONELLEN EINSATZ“ VON (VÖLK ET AL., 2001).....	101
TABELLE 7: ERGEBNISSE DER FÜTTERUNGSERHEBUNG (REH-, ROTWILD UND KIRRUNGEN SCHWARZWILD) FÜR DEN BEZIRK VÖCKLABRUCK IM UNTERSUCHUNGSGEBIET.....	102
TABELLE 8: ERGEBNISSE DER FÜTTERUNGSERHEBUNG (REH-, ROTWILD UND KIRRUNGEN SCHWARZWILD), FÜR DEN BEZIRK VÖCKLABRUCK IM UNTERSUCHUNGSGEBIET.....	102

5.3 Formular zur Fütterungserhebung

Fütterungen OÖ

Allgemein

Jagdbezirk: _____

Jagdgebiet: _____

Revier: _____

Rehwild

Wird in Ihrem Revier Rehwild gefüttert? JA ☐ NEIN ☐

Anzahl der Rehwild Fütterungen: _____

Anzahl der eingezäunten Rehwild Fütterungen: _____

Was wird gefüttert?

Rauhfutter ☐

Kraftfutter ☐

Saftfutter ☐

Rotwild

Wird in Ihrem Revier Rotwild gefüttert? JA ☐ NEIN ☐

Anzahl der Rotwild Fütterungen: _____

Was wird gefüttert?

Rauhfutter ☐

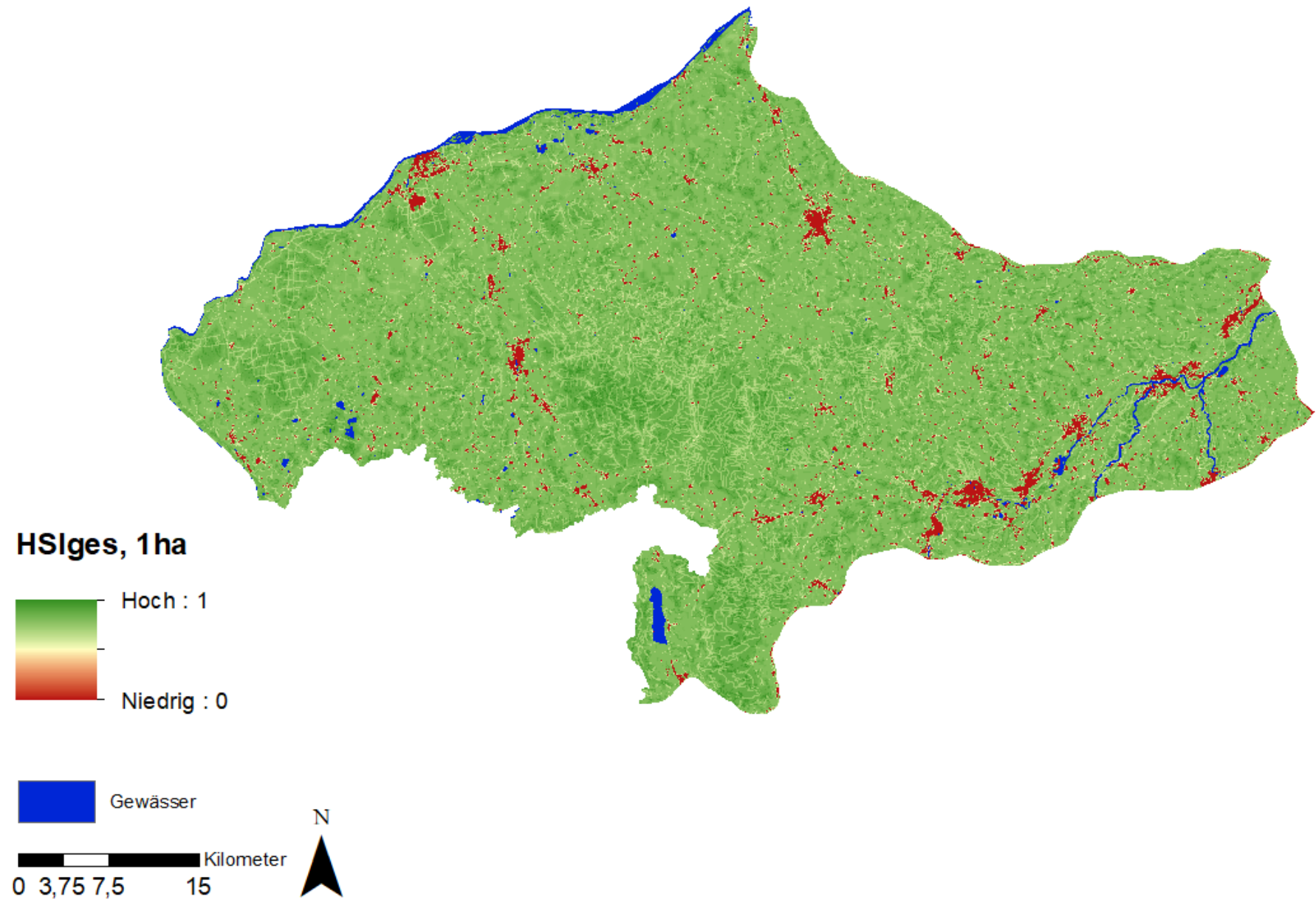
Kraftfutter ☐

Saftfutter ☐

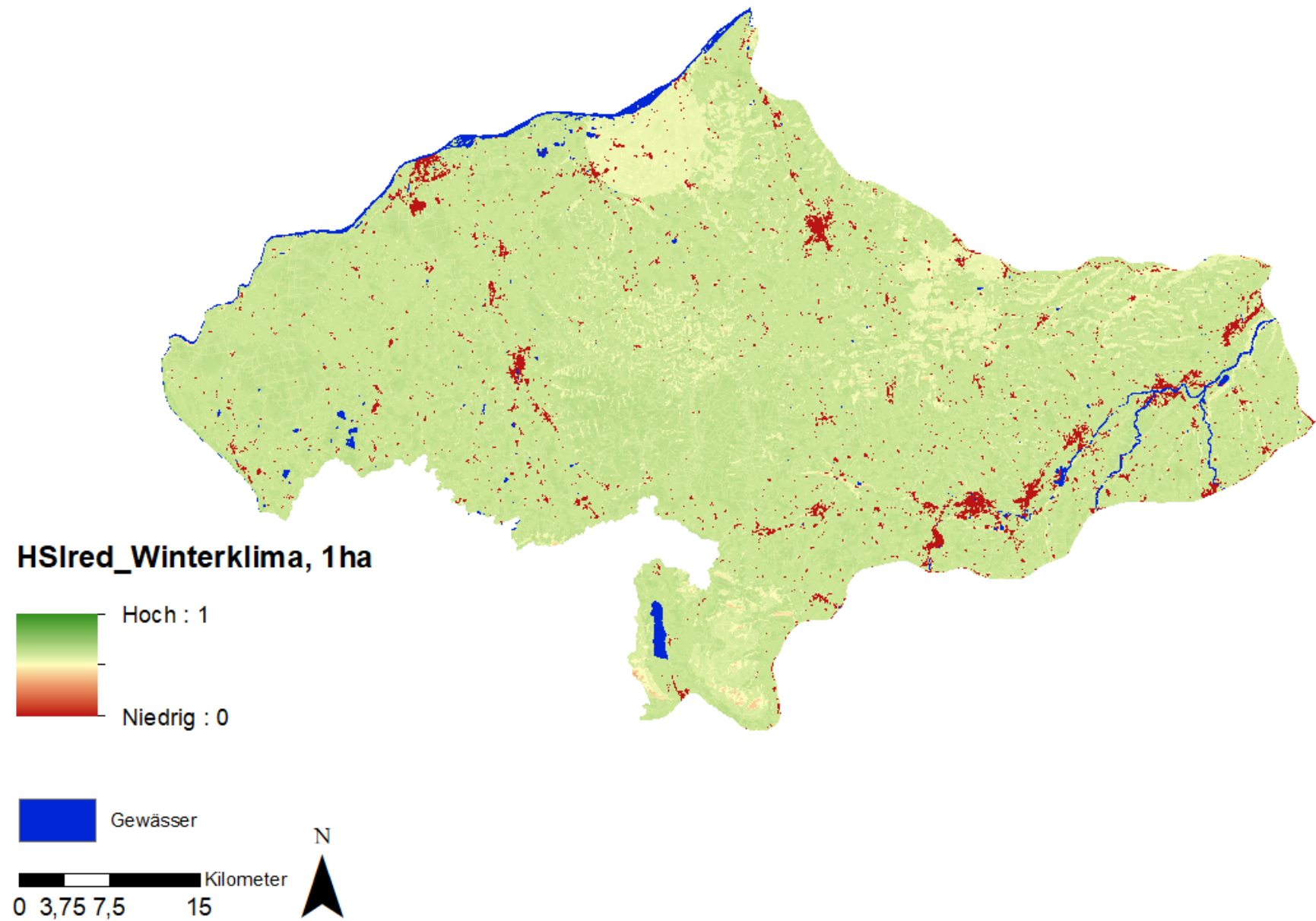
Schwarzwild

Anzahl der Kirrungen in Ihrem Revier: _____

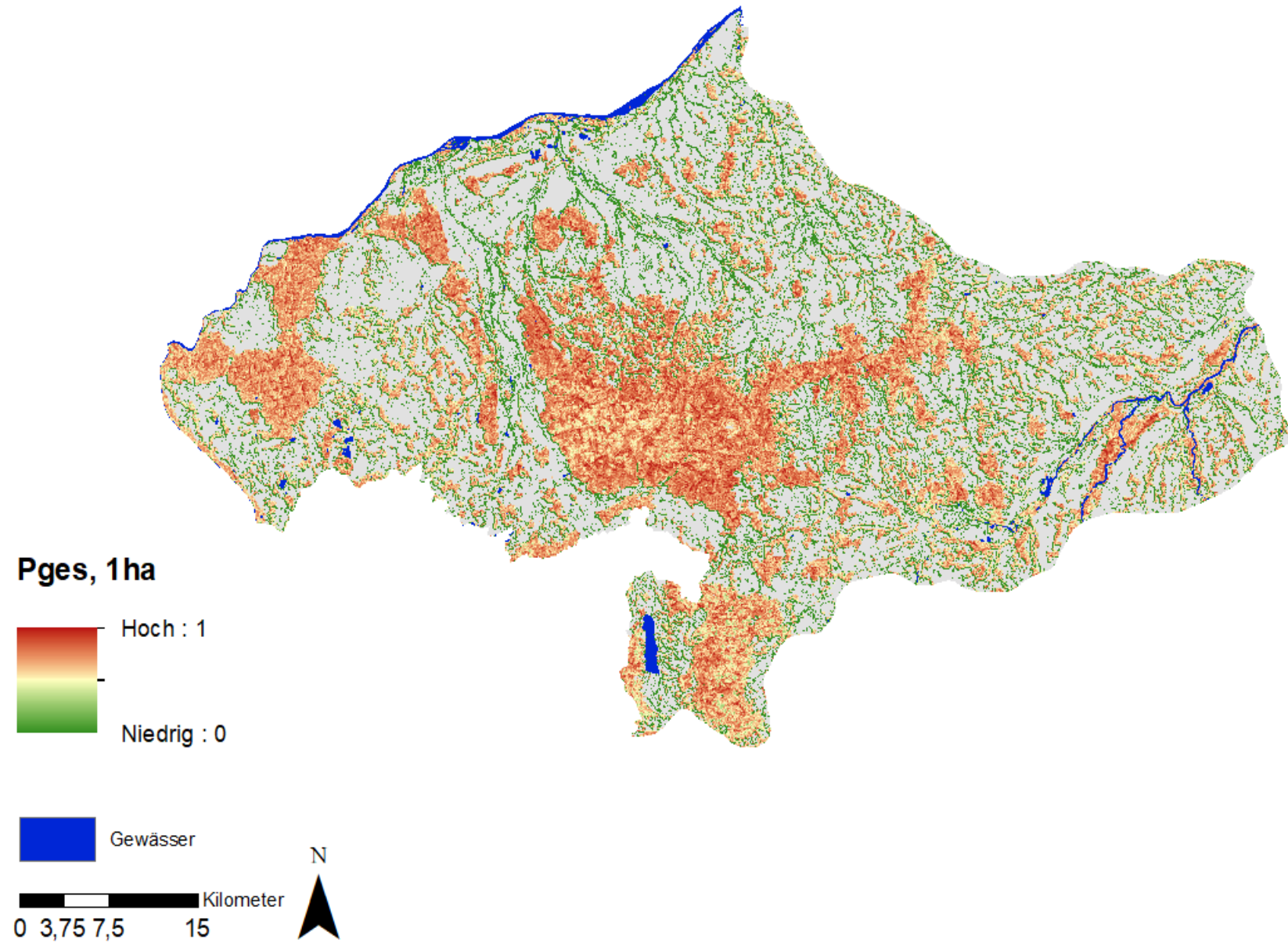
5.4 Ganzjähriges Lebensraumpotenzial



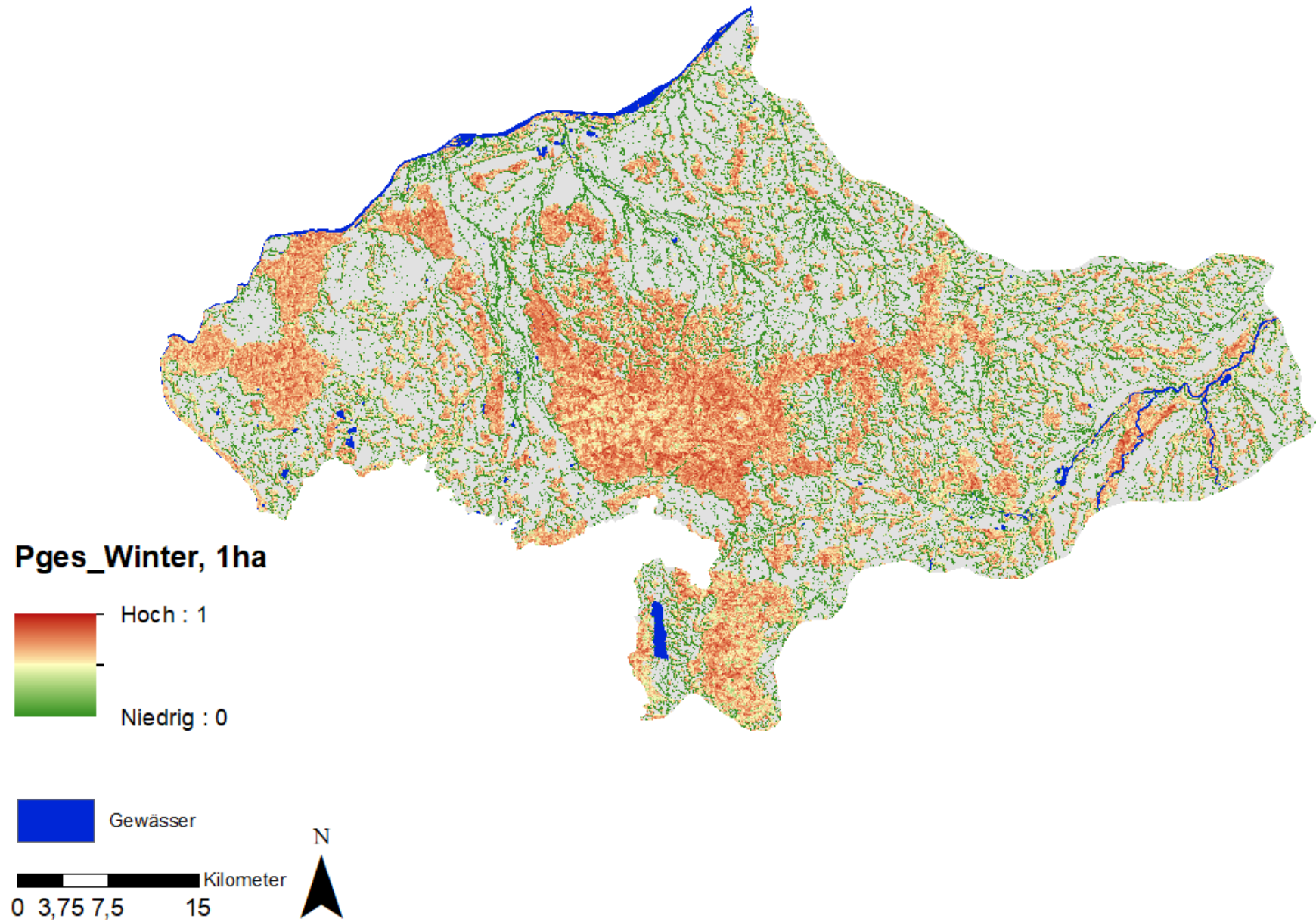
5.5 Reduktion des Lebensraumpotenzials durch winterliche Klimavariablen



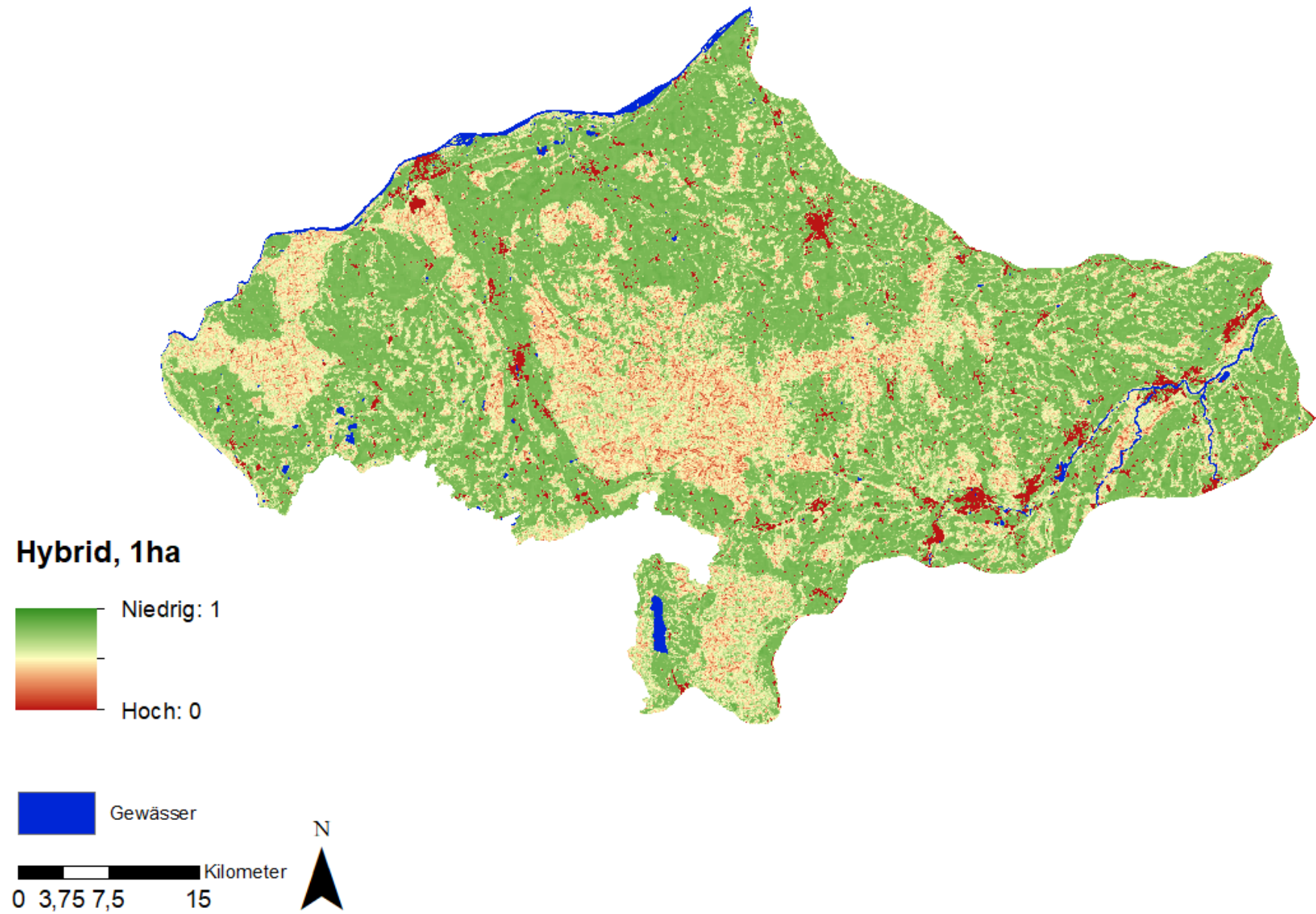
5.6 Schälleanfälligkeit im Untersuchungsgebiet



5.7 Schäleanfälligkeit im Untersuchungsgebiet mit Berücksichtigung einer winterlichen Klimavariablen



5.8 Schälebezogenes Konfliktpotenzial der Waldflächen im Untersuchungsgebiet



5.9 Schälebezogenes Konfliktpotenzial der Waldflächen im Untersuchungsgebiet mit Berücksichtigung von winterlichen Klimavariablen

