Universität für Bodenkultur Wien

Gamsfreiheit - Zielkonflikte in Gamswildlebensräumen im Lechquellengebirge und deren Auswirkungen auf den Gamsbestand

Masterarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades Master of Science

im Rahmen des Studiums Wildtierökologie und Wildtiermanagement

Eingereicht von: Oliver DECK
Matrikelnummer: 01541651

Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft (IWJ)
Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung

Betreuer:
Univ.Prof. Dipl.-Biol. Dr.rer.nat. Klaus Hackländer
Dipl.-Biol. Dr. Christine Miller
Ass.Prof. Dr. Ursula Nopp-Mayr

Wien, Juni 2018

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre eidesstattlich, dass ich die Arbeit selbständig angefertigt und keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel und Quellen genutzt habe als jene, die im Text und in der Literaturliste erwähnt werden. Ich erkläre weiters, dass alle Personen und Institutionen, die direkt oder indirekt bei der Erstellung der Arbeit geholfen haben, erwähnt sind und dass die Arbeit oder Teile davon an keiner anderen Institution als Abschlussarbeit eingereicht worden ist.

Datum	Unterschrift

Danksagung

Mein Dank gebührt in erster Linie meinen Betreuern Prof. Dr. Klaus Hackländer, Dr. Christine Miller und Dr. Ursula Nopp-Mayr, die mir bei der Durchführung und Korrektur meiner Arbeit geholfen und sich Zeit für meine Fragen genommen haben.

Weiter gilt mein großer Dank den Berufsjägern, Jagdaufsehern, Waldaufsehern, und Hegeobmännern der Reviere, in welchen ich meine Daten aufgenommen habe. Sie haben sich viel Zeit genommen und mir wichtige Hintergrundinformationen und Kontakte gegeben, die maßgeblich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Dies sind namentlich Edwin Kaufmann, Manfred Vonbank, Martin Hostenkamp, Hermann, Bernhard und Joachim Bickel, Ottmar Schneider, Reinhard Strondl, Bernhard Zech, Josef Schöpf und Matthias Bereuter.

Einen großen Waidmannsdank auch an die Pächter der Reviere für die Erlaubnis, mich im Gelände frei bewegen zu dürfen, um die Daten aufzunehmen.

Herrn Bartle Muxel gilt mein besonderer Dank für die Verwaltung und zur Verfügung gestellten Abschuss- und Zähldaten und seinen Einsatz für das Gamswild in Vorarlberg.

Ebenfalls bedanken möchte ich mich bei Prof. Dr. Karl Moder vom Institut für Angewandte Statistik und EDV und bei Dr. Markus Immitzer und Mag. Franz Suppan, beide vom Institut für Vermessung, Fernerkundung und Landinformation an der BOKU für die Beratung bei der Ausarbeitung der Ergebnisse, sowie bei Prof. Dr. Roland Graf von der ZHAW für die abschließende Überprüfung der Modelle zur Vorkommenswahrscheinlichkeit.

Einen großen Dank auch an Gernot Heigl M.Sc. von der Vorarlberger Jägerschaft für die Hilfe bei der Organisation und das zur Verfügung gestellte Equipment für die Feldarbeit, an DI Hubert Schatz, dem Landeswildbiologen Vorarlbergs, für die Beantwortung einiger Fragen zu den Hintergründen und Zusammenhängen im „Ländle“ und den konsultierten Mitarbeitern der Bezirkshauptmannschaft Bludenz für ihre Auskünfte.

Nicht zuletzt gilt mein Dank meiner Familie und meiner Partnerin Corinna, die mich während der Arbeit unterstützt haben. Und natürlich auch allen nicht namentlich genannten Personen, die in irgendeiner Form etwas zu dieser Arbeit beigetragen haben.

Kurzfassung

Unterschiedliche menschliche Aktivitäten und Tätigkeiten in der Kulturlandschaft überschneiden sich oftmals und können zu Konflikten zwischen den Nutzergruppen führen. Diese werden dann im Lebensraum der dort lebenden Wildtiere ausgetragen. Auch in den Alpen treffen unterschiedliche Nutzungsinteressen aufeinander. Neben der wirtschaftlichen Nutzung einiger Waldflächen zur Holzernte steigt auch der Druck durch immer mehr Erholungssuchende, welche in den Bergen einen Ausgleich zu ihrem Alltag suchen. Auch die Schutzfunktion des Waldes für im Tal befindliche Infrastruktur gegen Hangrutschungen, Lawinen und Steinschläge spielt eine wichtige Rolle. Hierfür sind jeweils entsprechende Waldbestände nötig. Doch auch Wildtiere nutzen die Lebensräume in den Bergen und Jagdpächter bewirtschaften viele dieser Bestände. Dabei einsteht ein Spannungsfeld zwischen Tourismus, Forstwirtschaft und Jägern, in welchem sich die Wildarten befinden.

Zahlreiche Studien belegen einen Rückgang der Gamswildpopulationen in den Alpen. In dieser Arbeit wurde die Situation des Gamswilds (*Rupicapra rupicapra*) in einem Projektgebiet in Vorarlberg (Österreich) untersucht. Hierfür wurden zwei Herangehensweisen gewählt. Einerseits sollte ein Überblick über die Populationsstruktur gewonnen werden. Dazu wurden bestehende Zähldaten und Abschusszahlen analysiert. Die Analyse zeigte, dass sich die Abschüsse im betrachteten Zeitraum stark zu Lasten der Böcke verschoben haben. Dabei wurden die meisten dieser Böcke in der Jugendklasse erlegt. Die auf forstlich sensiblen Flächen (ausgewiesen als Freihaltungen und Schonzeitaufhebungsflächen) erlegten Stücke außerhalb des Abschussplans werden als „Schadwild“ gemeldet. Dieser Anteil hat sich bei den Böcken in den letzten Jahren deutlich erhöht und machte in den letzten Jahren fast die Hälfte aller erlegten Böcke aus. Der hohe Anteil der als Schadwild erlegten Böcke der Jugendklasse deutet dabei auf eine Sogwirkung dieser Schwerpunktbejagungsflächen hin.

Der zweite Teil der Arbeit bestand darin, auf Basis von Präsenzdaten des Gamswild und einiger gewählter Umweltparameter die für das Gamswild geeigneten Habitate herauszuarbeiten. Hierfür wurden zwei Modelle zur Vorkommenswahrscheinlichkeit, getrennt nach Sommer- und Winterlebensraum, berechnet. Die Ergebnisse zeigten klare Präferenzen und stellenweise eine Überlagerung der geeigneten Habitate mit diesen forstlich sensiblen Flächen.

Schlagworte: Gämse, Gamswild, Gemse, Habitateignung, Interessenskonflikt, Populationsanalyse, Rupicapra rupicapra, Vorarlberg

Abstract

Different human activities in the cultural landscape often overlap and can lead to conflicts between the user groups. These are then carried out in the habitat of the wild animals living there. Also in the Alps different land use interests meet each other. Beside the economical use of forest areas for harvesting timber, the pressure caused by more and more people seeking recreation in the mountains as compensation for their daily routine, is increasing. The protective function of the forest for infrastructure in the valleys against landslides, avalanches and rockfalls also plays an important role. Therefore, respective forest stands are necessary. But wildlife also uses the habitats in the mountains and hunting tenants manage many of these populations. This causes a field of tensions between tourism, forestry and hunters, in which the wildlife remains.

Numerous studies prove a decline in chamois populations in the Alps. In this work, the situation of the chamois (*Rupicapra rupicapra*) in a project area in Vorarlberg (Austria) was investigated. For this purpose two approaches were chosen. On the one hand, an overview of the population structure should be gained. Therefore existing data of countings and hunting bags were analysed. This analysis showed that during the surveyed time period the harvest has strongly shifted on the expense of the bucks. Most of these bucks were hunted in the youth class. The bucks harvested on sensible forest stands (designated as *„Freihaltungen“* and *„Schonzeitaufhebungsflächen“*) apart from the hunting plan are reported as *„Schadwild“* (wildlife causing damages). This quota has clearly increased in the last years and represented almost half of the hunted bucks in the most recent years. The high percentage of youth-class bucks harvested as *„Schadwild“* indicates a pull effect of these focus hunting areas.

The second part of this thesis consisted of identifying suitable habitats for chamois on the basis of presence data and selected environmental parameters. For this purpose, two models for the probability of occurrence were calculated, one for summer and the other for winter habitats. The results showed clear preferences and in places an overlap of the suitable habitats with the declared areas of high hunting pressure due to damage disposition of the forest stands.

Keywords: Chamois, conflicting interests, habitat suitability, population analysis, Rupicapra rupicapra, Vorarlberg

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung 5
Abstract 6
1 Einleitung 9
2 Fragestellung und Hypothesen 12
2.1 Fragestellung 12
2.2 Hypothesen 12
3 Datengrundlagen, Material und Methoden 13
3.1 Artbeschreibung Alpengams 13
3.1.1 Sozialstruktur 13
3.1.2 Lebensraumansprüche 14
3.2 Projektgebiet 16
3.2.1 W01 – Winterlebensraum GJ Klösterle I 19
3.2.2 S01 – Sommerlebensraum EJ Spullers Brazer Staffel 19
3.2.3 W02 – Winterlebensraum GJ Dalaas I 20
3.2.4 S02 – Sommerlebensraum EJ Rauher Staffel 21
3.2.5 W03 – Winterlebensraum EJ Hintertöbel 21
3.2.6 S03 – Sommerlebensraum EJ Steris und EJ Oberpartnom 21
3.2.7 W04 – Winterlebensraum EJ Diesnerberg, EJ Gaden-Madona und EJ Rothenbrunnen 22
3.2.8 S04 – Sommerlebensraum EJ Diesnerberg und EJ Oberalpschella 23
3.3 Situation des Waldes und des Wildeinflusses 23
3.4 Abschussplanung im Bezirk Bludenz 26
3.5 Entwicklung der Abschusspläne 28
3.5.1 Wildregion 1.1 – Großes Walsertal 29
3.5.2 Wildregion 1.7 – Warth 29
3.5.3 Wildregion 2.2 – Klostertal 29
3.5.4 Wildregion 2.3 – Lech 30
3.6 Rechtliche Situation des Gamswilds 30
3.7 Auswertung der Populationsstruktur 32
3.7.1 Auswertung der Zähldaten 33
3.7.2 Auswertung der Abschussdaten 34
3.8 Erstellung der Modelle zur Vorkommenswahrscheinlichkeit des Gamswilds 34
3.8.1 Auswahl der Modellvariablen 35
3.8.2 Digitale Aufbereitung der Daten 37

3.8.3 Erstellung der Karten zur Vorkommenswahrscheinlichkeit 39
3.8.4 Auswertung der Ergebnisse 42
4 Ergebnisse 43
4.1 Analyse der Populationsstruktur 43
4.1.1 Auswertung der Zähldaten 43
4.1.2 Auswertung der Abschussdaten 45
4.2 Modelle der Vorkommenswahrscheinlichkeit 55
4.2.1 Winterlebensräume 55
4.2.2 Sommerlebensräume 58
5 Diskussion 61
6 Schlussfolgerungen und Empfehlungen 71
7 Literaturverzeichnis 75
8 Anhänge 82
8.1 Anhang I – Formblatt zur Datenaufnahme 82
8.2 Anhang II – Übersicht der Ergebnisse der Populationsauswertung 83

1 Einleitung

Wälder im Gebirge erfüllen unterschiedliche Funktionen, darunter eine wirtschaftliche (Holzernte), eine Erholungsfunktion, eine Schutzfunktion für die im Tal gelegene Infrastruktur und eine Funktion als Lebensraum für die Wildtiere (Abteilung Forstwesen (Vc) - Amt der Vorarlberger Landesregierung, 2009). In Wäldern treffen unterschiedliche Interessens- und Nutzergruppen aufeinander. In dieser Arbeit wird der Konflikt zwischen der Forstwirtschaft und den Jägern betrachtet. Doch auch der Tourismus hat in diesem Spannungsfeld einen wichtigen Einfluss. Menschen können im Lebensraum der Wildtiere ein unterschiedlich einflussreiches Störungspotential darstellen (Bögel, 2001; Bögel & Härer, 2002; Ingold, 2014; Weißgram & Riegler, 2006).

Einige Studien belegen einen Rückgang der Gamswildbestände in den Alpen (Imesch et al., 2017; Meile, 2014; Nussbaumer, 2016; Reiner, 2015; Schatz, 2011, 2015), wobei die Situation lokal unterschiedlich aussehen kann. Im Rahmen dieser Arbeit soll die Situation des Gamswilds (*Rupicapra rupicapra*) in einem Projektgebiet in Vorarlberg betrachtet werden. Einige der Jäger im Projektgebiet weisen darauf hin, dass das Gamswild immer weniger sichtbar ist, insbesondere die Gamsböcke. Auch bei der Tagung zum Gamswild in Kufstein (2016) wurde der Forschungsbedarf zu diesem Thema erneut aufgegriffen (Bayerischer Landesjagdverband e.V., 2016).

Das Gamswild ist eine im Gebirge lebende Wildart, welche über das Jahr hinweg unterschiedliche Ansprüche an seinen Lebensraum stellt (Bögel, 2001; Campell, 2003; Miller & Corlatti, 2014; Nesti et al., 2010). So sind beispielsweise im Sommer höhere und oft nordseitig ausgerichtete Lagen wichtiger, während das Gamswild im Winter in niedere Lagen und vor allem südseitig wechselt, wo durch weniger Schnee und eine höhere Sonneneinstrahlung als an den nach Norden gewandten Hängen der Lebensraum eine bessere Nahrungsverfügbarkeit bietet. Wird das Gamswild zusätzlich durch menschliche Winteraktivitäten (bspw. Skitouren oder Schneeschuhwandern) beunruhigt, zieht es in als sicher empfundene Einstände. Dies sind meist Dickungen oder im Sommer auch felsige Bereiche (Bögel & Härer, 2002). Wird das Gamswild im Winter in die Wälder gedrängt, akkumuliert es sich auf kleinen Flächen und übt auf diesen einen Wildeinfluss aus, welcher je nach definierten Zielen auch als Wildschaden ausgelegt werden kann (Reimoser & Gossow, 1996). In den letzten Jahren sind auf vielen solcher Flächen mit mehr oder minder hoher Wildschadensdisposition sogenannte Freihaltungen (nach §41 (4) des Vorarlberger

Jagdgesetzes LGBl.Nr. 32/1988 idgF) und Schonzeitaufhebungsflächen (nach §27a (1) der Jagdverordnung LBGl.Nr. 24/1995 idgF) ausgewiesen worden. Auf diesen wird die Schonzeit der festgelegten Wildarten ausgesetzt und alle sichtbaren Stücke dürfen beziehungsweise müssen ganzjährig erlegt werden. Das in diesen Flächen erlegte Wild wird als „Schadwild" nach §41 des Vorarlberger Jagdgesetzes (im Folgenden: VJG) bezeichnet und wird nicht auf den Abschussplan angerechnet. Somit findet eine Unterscheidung nach regulären Abschüssen (nach Abschussplan, beziehungsweise *Wildabschussverordnung* in Vorarlberg), Hegeabschüssen und Schadwildabschüssen statt.

Die Brunft des Gamswilds findet überwiegend in den Monaten November und Dezember statt. Dies bedeutet, dass die Konkurrenzkämpfe der Böcke zu einer Jahreszeit stattfinden, zu der es wichtig ist, Energie zu sparen. Alte Böcke dominieren dabei das Brunftgeschehen und können dafür sorgen, dass die Brunft zügig und mit geringeren Energieverlusten von statten geht (Imesch et al., 2017; Miller & Corlatti, 2014; Reiner, 2015; Stringham & Bubenik, 1974). Es ist wichtig dies bei der Abschussplanung zu beachten und mittelalte Böcke zu schonen, damit genügend Stücke die Einserklasse erreichen (Meile, 2014; Nussbaumer, 2016; Reiner, 2015) und damit eine natürliche Altersstruktur erreicht wird. Eine Einteilung der Altersklassen beim Gamswild für Vorarlberg findet sich in Tabelle 1. Dabei wird die Klasse I als Altersklasse (auch Ernteklasse), die Klasse II als Mittelklasse und die Klasse III als Jugendklasse bezeichnet. Da der Begriff der Altersklasse sowohl die Klasse I als auch jede der drei Klassen meinen kann, wird im Folgenden nur mehr Einserklasse zur Bezeichnung der über achtjährigen Böcke und der über zwölfjährigen Geißen verwendet.

Tabelle 1: Einteilung der Altersklassen beim Gamswild in Vorarlberg (Angaben in Jahren); Klasse I = Einserklasse, Klasse II = Mittelklasse, Klasse III = Jugendklasse

	Böcke	**Geißen**
Klasse I	8+	12+
Klasse II	4 – 7	4 – 11
Klasse III	1 – 3	1 – 3

Im Rahmen dieser Arbeit interessieren daher zwei größere Themenfelder. Zum einen sollte die Struktur der Gamswildpopulation im Projektgebiet aufgrund von Zähldaten aus sieben Zähljahren und die Struktur der Abschüsse durch Abschusszahlen aus 17 Jagdjahren analysiert werden. Dabei sollte untersucht werden, ob der jagdliche Eingriff bei den mittelalten Böcken

gering gehalten wird und so den Forderungen entspricht, um in der Folge genügend Böcke in der Einserklasse zu haben, welche das Brunftgeschehen dominieren. Außerdem sollte der Abschuss bei Böcken und Geißen ausgeglichen sein beziehungsweise eher einen etwas stärkeren Eingriff bei den Geißen beinhalten (Bögel, 2001; Miller & Corlatti, 2014). Da die Freihaltungen und Schonzeitaufhebungsflächen das Ziel haben, auf diesen Flächen die Schalenwildbestände zu reduzieren, sollten die Schadwildabschüsse nach einer anfänglichen Reduktion der Bestände (und einem damit verbundenen Anstieg der Schadwildschüsse) im angestrebten Optimalfall einen untergeordneten Anteil der Gesamtabschüsse im Projektgebiet ausmachen.

Schatz (2011, 2017) weist darauf hin, dass in Vorarlberg das Geschlechterverhältnis im Abschuss zu stark zu Lasten der Böcke liegt und generell starke jagdliche Eingriffe bei den Böcken zu verzeichnen sind. Auch merkt Schatz an, dass der Eingriff bei den Böcken vor allem in den jungen Jahren geschieht (2011, 2017). Zusätzlich scheinen sich die Abschüsse von Schadwild in den letzten Jahren zu erhöhen (Schatz, 2015). Diese Entwicklungen werden auch von einigen Berufsjägern im Projektgebiet bestätigt. In den ausgewiesenen Freihaltungen und Schonzeitaufhebungsflächen scheinen überwiegend Böcke erlegt zu werden, während sich die Geißen überwiegend in höheren Lagen fernab dieser Schwerpunktbejagungsflächen aufhalten. Ob sich diese landesweiten Entwicklungen auch im Projektgebiet abzeichnen, soll im Rahmen dieser Arbeit untersucht werden.

Zum anderen sollte im Rahmen dieser Arbeit der Einfluss der Freihaltungen und Schonzeitaufhebungsflächen betrachtet werden. Babotai (1997) erstellte ein HSI-Modell für Gamsgeißen im Kanton Bern, in welchem sie die für das Vorkommen der Geißen relevanten Habitatparameter, getrennt nach Sommer und Winter, herausarbeitete und anschließend deren mögliche Verbreitung modellierte. Für die vorliegende Arbeit wurde zur Auswahl der für das Gamswild wichtigen Habitatparameter auf einschlägige Literatur (Babotai, 1997; Miller & Corlatti, 2014; Sachser et al., 2017; schriftliche Mitteilung Roland Graf) zurückgegriffen. Anhand dieser sollen in Kombination mit einigen Präsenzpunkten ebenfalls nach Sommer (Juni bis August) und Winter (Dezember bis Februar) getrennt zwei Modelle zur Vorkommenswahrscheinlichkeit des Gamswilds erstellt werden. Diese Flächen sollen anschließend mit den bestehenden behördlich angeordneten Schwerpunktbejagungsflächen abgeglichen werden, um die Aussage einiger Berufsjäger im Projektgebiet zu untersuchen,

dass diese Flächen den Lebensraum des Gamswilds stark einschränken. In Bayern gibt es ein ähnliches System. Hier werden über Schutzwaldsanierungen Flächen ausgewiesen, in welchen die Schonzeit auf bestimmte Wildarten ausgesetzt wird. Zwirgelmaier (2016) zufolge sorgte die Schutzwaldsanierung seit Mitte der 1980er Jahre in Bayern für Schonzeitaufhebungen im großen Stil. Dabei wurden große Flächen ausgewiesen, die wildfrei zu halten sind. Oft überlagern sich die ausgewiesenen Flächen jedoch mit den Wintereinständen des Gamswilds. Ob diese Tatsache auch für das Projektgebiet gilt, wird im Rahmen dieser Arbeit ebenfalls untersucht.

2 Fragestellung und Hypothesen

2.1 Fragestellung

Es werden in dieser Arbeit folgende Fragestellungen bearbeitet:

1. Wie haben sich die Bestände und die Populationsstruktur des Gamswilds im Projektgebiet seit dem Jahr 2000 entwickelt? Zeigt das Projektgebiet dieselben Entwicklungen, die sich im gesamten Bundesland Vorarlberg abzeichnen?
2. Liegen die Freihaltungen und Schonzeitaufhebungsflächen im Projektgebiet auf für das Gamswild qualitativ hochwertigen Flächen?

2.2 Hypothesen

Aus diesen Fragen wurden folgende Hypothesen abgeleitet:

H1 Im Projektgebiet hat sich der Gamswildabschuss seit dem Jahr 2000 wie im gesamten Bundesland Vorarlberg zu Lasten der Böcke verschoben

H2 Die erlegten Böcke werden auch hier überwiegend aus der Jugend- und Einserklasse entnommen

H3 Der Anteil der Schadwildabschüsse bei den Böcken hat sich seit dem Jahr 2000 erhöht

H4 Anhand von Modellen zur Vorkommenswahrscheinlichkeit des Gamswilds lassen sich die potentiellen Sommer- und Winterlebensräume des Gamswilds darstellen

H5 Die behördlich angeordneten Schwerpunktbejagungsflächen (Freihaltungen und Schonzeitaufhebungsflächen) schränken den potentiellen Winterlebensraum des Gamswilds ein

3 Datengrundlagen, Material und Methoden

3.1 Artbeschreibung Alpengams

In Europa werden bei den Gämsen zwei Arten unterschieden, die Pyrenäengams (*Rupicapra pyrenaica*) und die Alpengams (*Rupicapra rupicapra*), die sich in zehn Unterarten aufteilen (Miller & Corlatti, 2014). In dieser Arbeit wird unter dem Begriff „Gamswild“ Bezug auf die eigentliche Unterart der Alpengams *Rupicapra rupicapra rupicapra* genommen.

3.1.1 Sozialstruktur

Das Gamswild lebt in unterschiedlichen Rudeln, deren Zusammensetzung sich über das Jahr hinweg verändert. So gibt es zur Brunft im Winter große, gemischte Rudel, die sich zum Sommer wieder in Scharwildrudel (Geißen mit ihrem Nachwuchs) und kleine Bockrudel beziehungsweise einzelne, adulte Böcke aufteilen. Dabei gibt es verschiedenste Möglichkeiten der Rudelzusammensetzung, die nicht zuletzt auch habitat- und dichteabhängig sind (Miller & Corlatti, 2014). Die Brunft findet in den Wintermonaten November und Dezember statt und liegt damit in einer Zeit, in der die Nahrungsressourcen knapp sind und die überlebensnotwendigen Energiereserven geschont werden sollten. Daher ist eine kurze und mit zur Fortpflanzung gezielt erbrachten Energieaufwand verbundene Brunft sehr wichtig. Durch Unruhen wird zusätzlich Energie verbraucht, welche in den folgenden Monaten nicht mehr zur Verfügung steht. Einen wichtigen Beitrag zu einer effizienten und kurzzeitigen Brunft liefern alte Böcke (Imesch et al., 2017; Miller & Corlatti, 2014; Reiner, 2015; Stringham & Bubenik, 1974). Sie dominieren das Brunftgeschehen, wodurch es zu weniger Konflikten und Kämpfen kommt. Neben den offensichtlichen Kämpfen zwischen territorialen Böcken mit Folge von Verletzungen und Gewichtsverlusten spielt auch der Hormonhaushalt in beiden Geschlechtern eine wichtige Rolle. Bei noch nicht befruchteten Geißen ist nach drei bis vier Wochen ein erneuter Östrus (Eisprung) die Folge, welcher die Brunft verlängert und auch die Böcke hormonell aktiv hält (Miller, 2017; Stringham & Bubenik, 1974). Die während der Brunft aktiven Böcke weisen erhöhte Hormonkonzentrationen an Androgenen (v.a. Testosteron) und dem Stresshormon Cortisol auf, was die Immunabwehr herabsenkt und die Tiere in dieser Zeit anfälliger für Parasitenbefall macht (Corlatti et al., 2012; Corlatti et al., 2014; Hoby et al., 2006). Nach der Brunft sinken die Hormonkonzentrationen wieder und das Immunsystem kann seine Aufgaben wieder besser erfüllen. Das dies möglichst schnell geschehen kann und

die überlebensnotwendigen Fettreserven nicht unnötig beansprucht werden, ist eine kurze Brunft wichtig. Neben verschiedenen Faktoren wie dem Wetter, der Nahrung, Krankheitserregern und der Populationsdichte, spielt somit auch die Populationsstruktur eine wichtige Rolle (Stringham & Bubenik, 1974).

3.1.2 Lebensraumansprüche

Die Gams ist eine im Gebirge lebende Art, die typischerweise in Höhen zwischen 1500 und 2500 Metern angetroffen werden kann. Dennoch kommen Gämsen auch in niederen Lagen vor, so zum Beispiel in einem Jagdschutzgebiet in der Nähe von Triest in Italien, wo die Gämsen auf einer Höhe von 30 bis 170 Metern über dem Meeresspiegel leben. Auch in Neuseeland gibt es Gämsen, die bis fast auf Meereshöhe vorkommen (Miller & Corlatti, 2014). Eine Studie von Baumann et al. (2005) zeigt anhand von archäozoologischen Daten, dass das Gamswild nach Ende der letzten großen Eiszeit auch in steilen, bewaldeten Habitaten gelebt hat. Immer wieder nutzt das Gamswild auch heute noch rein bewaldete Gebiete als Lebensraum (Miller & Corlatti, 2014).

Diese räumliche Flexibilität des Gamswilds zeigt, dass das Gamswild in der Lage ist, eine Mischung unterschiedlicher Lebensräume zu nutzen. Durch die sich verändernden Umweltbedingungen über das Jahr hinweg ist ein Wechsel der Einstände nach Jahreszeiten aber evident. Dabei scheinen im Sommer alpine Almflächen, Weiden und Schuttflächen im oder in der Nähe von steilem, felsigem Gelände wichtig zu sein, wohingegen im Winter tiefere Lagen vor allem an den wärmeren und felsigen Südhängen, wo der Schnee schneller schmilzt, genutzt werden und dabei auch Einstände in Wäldern eine wichtige Rolle spielen können (Miller & Corlatti, 2014). Bei der Nahrungswahl ist das Gamswild opportunistisch und nimmt die zur Verfügung stehende Äsung an. Im Sommer sind dies eher Kräuter und Gräser, im Winter nimmt der Anteil der verdaulichen Teile von Sträuchern und Bäumen zu (Miller & Corlatti, 2014)

Nach Baumann et al. (2005) sind vor allem im Winter und zur Jungenaufzucht im Sommer sichere Habitate, wie etwa steiles Gelände, von großer Bedeutung. Auch Campell (2003) weist auf die Bedeutung steiler Strukturen zur Befriedigung des Sicherheitsbedürfnisses hin. Stehen diese nur kleinräumig zur Verfügung, akkumulieren sich die Tiere auf diesen Flächen, wodurch sich bei dichtebedingt begrenztem Nahrungsangebot der Wildeinfluss auf diesen Flächen erhöht. Gerade in diesem Fall sind diese Flächen allerdings sehr wichtig für die dort lebenden

Gamswildpopulationen und sollten daher nach Möglichkeit als Kernzonen mit höherer Wildeinflusstoleranz ausgewiesen werden (Baumann et al., 2005). Die Nutzung des Lebensraums ist dabei abhängig von verschiedenen Faktoren (Bögel, 2001; Campell, 2003; Miller & Corlatti, 2014; Nesti et al., 2010). Zum einen die *Topografie*, wobei im Sommer eher flachere und nordexponierte Flächen genutzt und im Winter steilere und südexponierte Hänge aufgesucht werden. Die Ansprüche an das *Klima* werden über die Verlagerung der Einstände über die Höhenlagen geregelt. Beeinflusst durch die Schneelage und die Nahrungsverfügbarkeit werden im Sommer höher und im Winter tiefer gelegene Habitate in Anspruch genommen, um dann im Frühjahr mit beginnender Schneeschmelze der aufkommenden Vegetation wieder in höhere Lagen zu folgen. Auch die *Konkurrenz* mit anderen Arten spielt eine wichtige Rolle. So kann es sein, dass das Nahrungsangebot mit Weidevieh oder anderen Wildarten wie Rot- und Steinwild geteilt werden muss, wodurch sich bei höheren Dichten zudem die Ansteckungsgefahr mit Krankheiten erhöht. Auch menschliche *Aktivitäten* im selben Lebensraum des Gamswilds können als potentielle Störquellen wirken (Weißgram & Riegler, 2006). Nicht zuletzt wird die Habitatwahl auch durch das Alter und das Geschlecht beeinflusst. So stehen Gamsgeißen eher in offenen Bereichen, die sie gut überblicken können, während Gamsböcke eher steilere Flächen mit Deckung bevorzugen. Auch dies variiert allerdings im Jahresverlauf (Bögel et al., 1999; Miller & Corlatti, 2014). Scharwildrudel besetzen in der Regel die besten Habitate und Böcke finden sich in höheren und tieferen Lagen ein, die noch nicht besetzt sind (Bögel, 2001; Nesti et al., 2010). Im Winter finden sich dann auch die Scharwildrudel in den niederen Höhenlagen ein. Dabei spielt vor allem die Nahrungsverfügbarkeit eine sehr wichtige Rolle bei der Einstandswahl (Suter et al., 2005). Auch die Größe der Streifgebiete kann unterschiedlich groß sein. Dies hängt nicht zuletzt auch davon ab, welcher Zeitraum untersucht wird. So variieren die angegebenen Streifgebiete in der Literatur je nach Geschlecht, Jahreszeit, Untersuchungsdauer und Untersuchungsgebiet zwischen unter 20 ha (residente Böcke, in zwei Monaten) und über 700 ha (Geißen im Juni bis November) (Bögel, 2001; Bögel et al., 1999; Campell, 2003; Lovari et al., 2006; Unterthiner et al., 2012). Hierbei spielt auch die Methode der Aufnahme dieser Flächen eine Rolle. Es ist möglich, dass die Streifgebiete mehrere Zentren aufweisen. Werden diese getrennt betrachtet oder verbunden und auch die Entfernungen zwischen den Streifgebieten hinzugerechnet. Festzuhalten ist, dass die Größe der Streifgebiete sehr variabel sein kann.

Aus den genannten Lebensraumansprüchen lassen sich wichtige Habitatparameter nach Sommer- und Winterlebensraum ableiten, die im Rahmen dieser Arbeit in Modelle zur Vorkommenswahrscheinlichkeit des Gamswilds einfließen sollen.

3.2 Projektgebiet

Anders als beim Rotwild gibt es in Vorarlberg bis dato keine Wildökologische Raumplanung für das Gamswild, daher wurde das Land Vorarlberg in 13 Gamslebensräume unterteilt, mit dem Ziel der Bewirtschaftung auf Populationsebene. Das Projektgebiet dieser Arbeit ist der Gamswildlebensraum Gamsfreiheit-Spullers-Tannberg (im folgenden GGST genannt; rote Fläche in Abbildung 1), umfasst im Wesentlichen das Lechquellengebirge, und stellt mit einer Fläche von 388km² den größten Gamswildlebensraum in Vorarlberg dar. In diesem werden 82 Jagdreviere bewirtschaftet. Die im Rahmen der Wildökologischen Raumplanung für das Rotwild ausgewiesenen Wildregionen spielen bei der Bewirtschaftung im Projektgebiet insofern eine Rolle, als dass diese Wildregionen gleichzeitig die Hegegemeinschaften darstellen. Für den GGST sind dies die Wildregionen 1.1 Großes Walsertal, 1.4 Hintere Bregenzerach, 1.7 Warth, 2.2 Klostertal und 2.3 Lech. Diese Wildregionen überlappen sich teils mit den benachbarten Gamswildlebensräumen.

Zu Beginn des Projekts wurden gemeinsam mit drei Berufsjägern und Hegeobmännern aus dem Untersuchungsgebiet insgesamt acht Untersuchungsflächen ausgewählt (Abbildung 2). Dies sind vier Flächenpaare, welche aus zusammen gehörenden Sommer- und Winterlebensräumen des Gamswilds bestehen, zwischen welchen dieses im Jahresverlauf wechselt. Die Größe der acht Untersuchungsflächen lag etwa zwischen 100 und 400 Hektar und wurde durch die Angaben der Berufsjäger oder Jagdaufseher der jeweiligen Reviere über den Aufenthalt des Gamswilds im Sommer beziehungsweise Winter bestimmt. Dabei wurde darauf geachtet, dass sich laut Aussage der Berufsjäger auf diesen Flächen die letzten Jahre nachweislich und regelmäßig Gamswild aufgehalten hat und angenommen werden kann, dass die Flächen somit grundsätzlich geeigneter Lebensraum für das Gamswild sind.

Diese Flächen wurden einerseits als Präsenzflächen herangezogen, andererseits wurde hier die Aktualität der dargestellten Bodendeckung der Luftbilder aus dem Jahr 2015 überprüft.

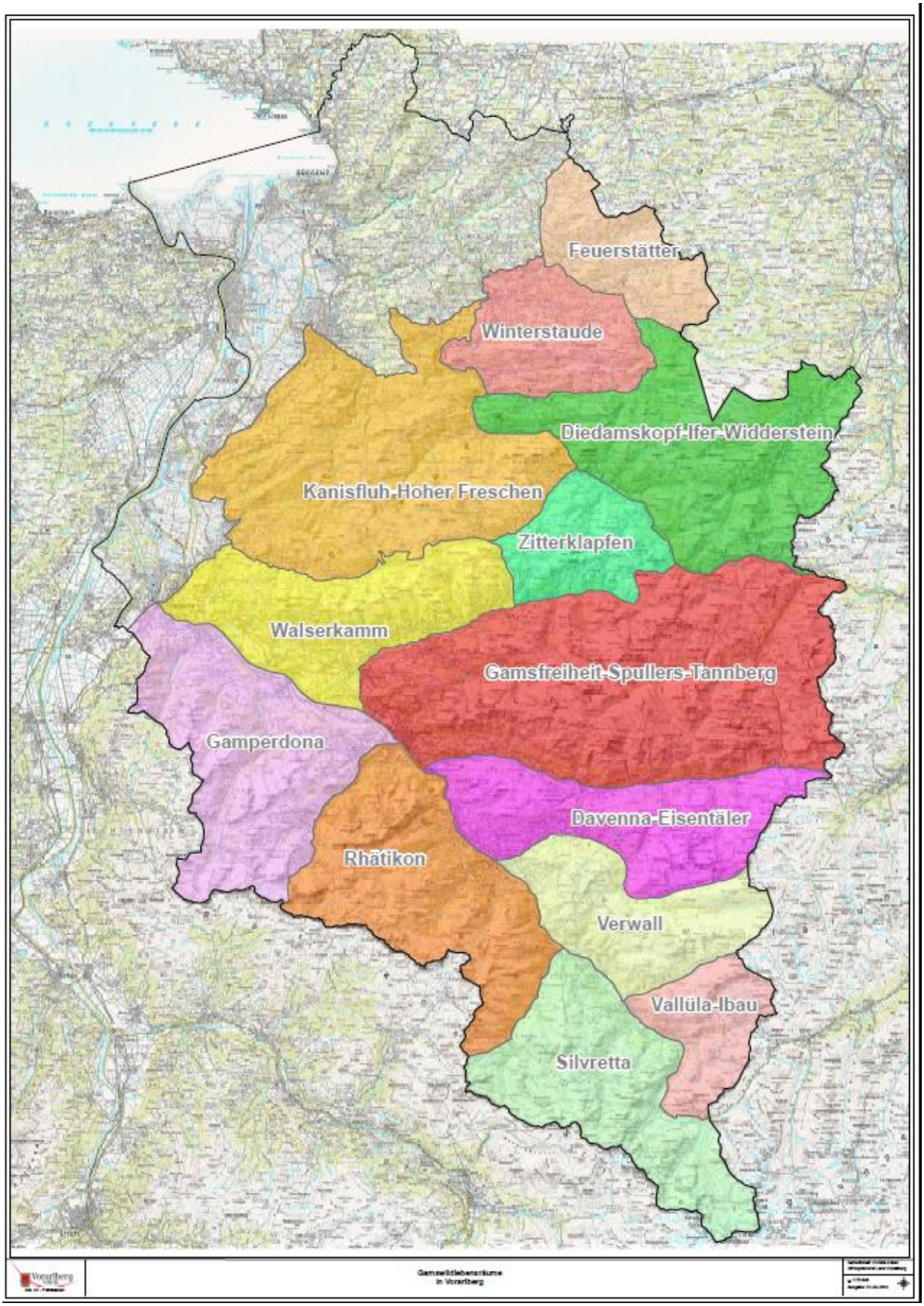


Abbildung 1: Lage des Gamswildlebensraums Gamsfreiheit-Spullers-Tannberg (rot) in Vorarlberg; (Quelle:© Land Vorarlberg, Karte von der Abteilung Vc – Forstwesen)

Die Untersuchungsflächen liegen größtenteils in der Lechtaler Decke, welche zu den Ostalpinen Decken gehört. Die Untersuchungsgebiete S03 und W03 liegen an der Grenze zum Vorarlberger Flysch, welche zur Penninischen Decke gehört, die sich nach Westen in die Schweiz fortsetzt (Amann et al., 2014; Pfiffner, 2015).

Somit kann die Geologie in den Untersuchungsflächen als grundsätzlich einheitlich bezeichnet werden. In allen Untersuchungsgebieten wurden von den örtlichen Berufsjägern beziehungsweise Jagdaufsehern bestätigt, dass es in den letzten Jahren keine größeren Ausfälle durch Seuchenzüge (bspw. Gamsblindheit) oder durch die Anwesenheit von Prädatoren (bspw. Bär, Wolf, Luchs, Steinadler) gegeben hat, welche die Populationsstruktur, das Geschlechterverhältnis oder die Anzahl der Tiere in den Gamswildbeständen merklich verändert hätten. Im Folgenden werden die acht Untersuchungsgebiete einzeln beschrieben. Angegeben sind dabei die Reviernamen, in welchen die Untersuchungsgebiete liegen. Die Abkürzung EJ bedeutet Eigenjagd, die Abkürzung GJ bedeutet Genossenschaftsjagd. Zu beachten ist hierbei, dass die Größe der Untersuchungsflächen als planimetrische Oberfläche angegeben ist.

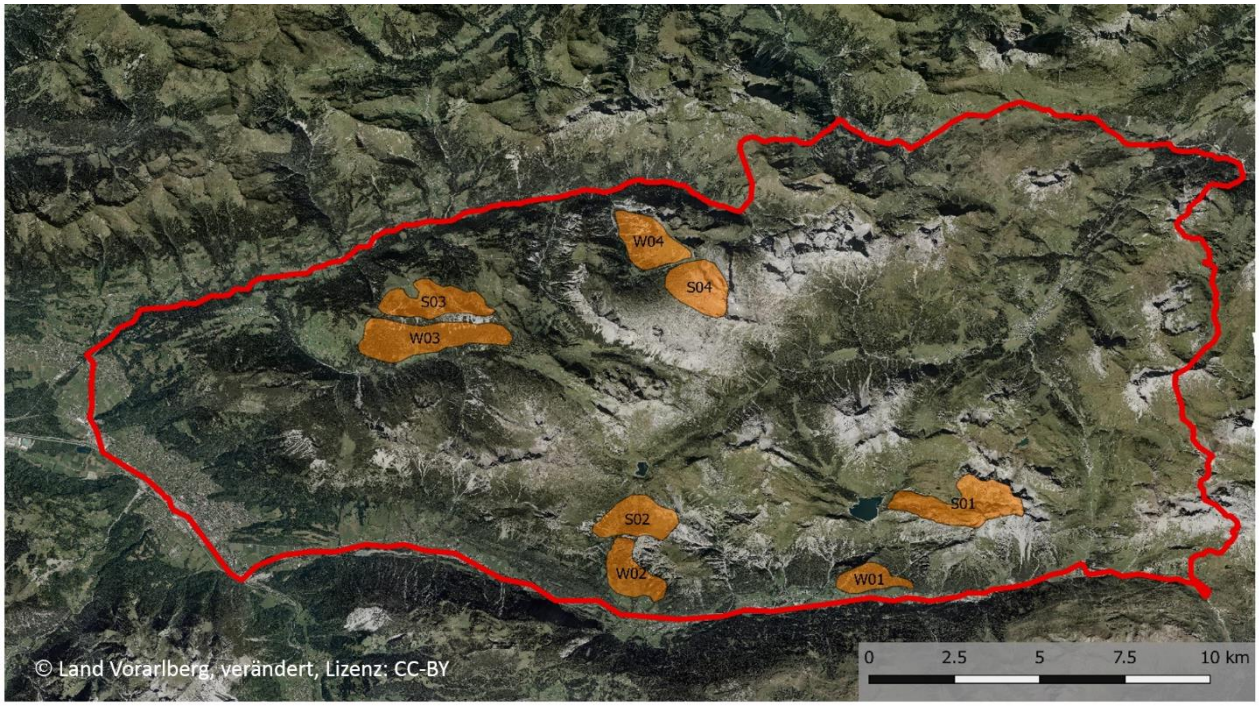


Abbildung 2: Lage der 8 Untersuchungsgebiete (orange) im Gamswildlebensraum Gamsfreiheit-Spullers-Tannberg (rot) (Quelle:© Land Vorarlberg, verändert)

3.2.1 W01 – Winterlebensraum GJ Klösterle I

Die Untersuchungsfläche W01 liegt an den südseitigen Berghängen oberhalb der Gemeinde Klösterle am Arlberg und liegt in der Natura 2000-Fläche „Klostertaler Bergwälder“, die seit 2003 rechtlich verankert ist (Verordnung der Landesregierung zur Durchführung des Gesetzes über Naturschutz und Landschaftsentwicklung LGBl.Nr. 8/1998 idgF) und wegen des Vorkommens seltener Vogelarten und Lebensräume ausgewählt wurde. Die Untersuchungsfläche liegt zwischen etwa 1100 und 1800 Metern Seehöhe, umfasst etwa 130 ha und stellt einen Teil des Winterlebensraums des Gamswilds in der GJ Klösterle I dar. Sie deckt sich größtenteils mit der etwa 142 ha großen Wildfreihaltung *Schnenn-Bazigg*, die am 05.11.2003 ausgewiesen wurde (Bescheid: BHBL-VIII-8503.12/0001) und befristet ist bis zum Ende des Schutzwaldsanierungsprojekts. Dieses wird allerdings nicht genauer definiert. Neben der behördlich angeordneten Schwerpunktbejagung wird hier auch durch forstliche Maßnahmen und massive Hangverbauungen durch die WLV (Wildbach- und Lawinenverbauung – eine nachgeordnete Dienststelle des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft) die Schutzfunktion des Waldes bestmöglich sichergestellt. Vor allem Gamsböcke wechseln zum Winter hin aus ihrem Sommerlebensraum in der EJ Spullers Brazer Staffel (Untersuchungsgebiet S01) in diese südseitigen Bergwälder. Außer den aktuellen Verbauungsmaßnahmen durch die WLV und den jagdbetrieblichen Maßnahmen gibt es keine Störungen in der Fläche. Ein Wanderweg zum nahegelegenen Spullersee verläuft außerhalb der Untersuchungsfläche, das Gelände ist zudem durch seine starke Hangneigung bis in die Vertikale, und teils felsiges Gelände nur sehr schwer zugängig.

3.2.2 S01 – Sommerlebensraum EJ Spullers Brazer Staffel

Der zugehörige Sommerlebensraum zum Untersuchungsgebiet W01 befindet sich etwa 3 km nördlich in der EJ Spullers Brazer Staffel. Die Untersuchungsfläche liegt zwischen etwa 1900 und 2600 Metern Seehöhe und umfasst etwa 350 ha. Durch die Nähe zur Wildfreihaltung Schnenn-Bazigg und den Wechseln in diese Fläche vor allem durch Gamsböcke im Winter wird ein Einfluss der Freihaltung auf die Populationsstruktur des Gamswilds vermutet. Die Fläche selbst liegt oberhalb des bei Touristen sehr beliebten Spullersees, der durch Infrastruktur von Lech durch das Zugertal über die Stierlochalpe oder über die Spulleralpe gut erreichbar ist. Alternativ gibt es einen Wanderweg von Zürs über das Madlochjoch. Keiner dieser Wanderwege führt direkt durch das Untersuchungsgebiet, jedoch kann nicht ausgeschlossen

werden, dass Besucher und Berggeher potentielle Störquellen darstellen. Ein Großteil der Fläche wird im Sommer für die Weideviehhaltung (Rinder) genutzt.

Im Sommer stehen hier hauptsächlich das Scharwild und junge Böcke ein. Ältere Böcke sind selten geworden beziehungsweise nicht mehr sichtbar (mündliche Aussage Jagdaufseher Bernhard Zech). Aus zeitlichen und wettertechnischen Gründen musste die Verifizierung der Vegetation auf dieser Fläche von mehreren exponierten Punkten aus der Ferne aufgenommen werden. Dabei wurden die Berghänge mit dem Fernglas abgespiegelt und direkt vor Ort mit der Darstellung der Orthofotos aus dem Jahr 2015 verglichen. Zusätzlich wurde die langjährige Erfahrung des in diesem Revier tätigen Jagdaufsehers hinzugezogen, der bestätigte, dass es in den letzten zwei Jahren keine Felsstürze, Muren, Schwendaktionen, starke Verbuschungen oder anderweitige Ereignisse gegeben hat, welche eine Abweichung der Bodenbedeckung (Vegetations- bzw. Felsanteil) von der Darstellung der Orthofotos zur Folge hätten.

3.2.3 W02 – Winterlebensraum GJ Dalaas I

Das Untersuchungsgebiet W02 liegt an den süd- und südwestseitigen Berghängen oberhalb und westlich zur Gemeinde Dalaas versetzt. Als Untersuchungsgebiet ausgewählt wurde die Schonzeitaufhebung Masonerwald, die etwa 180 ha umfasst und ebenfalls im Natura 2000 Gebiet „Klostertaler Bergwälder“ liegt. Diese Fläche wurde 2014/15 wegen einer nötigen Schutzwaldsanierung zur Schonzeitaufhebung erklärt und war zeitlich bis Ende des Jahres 2017 begrenzt. Die Fläche liegt zwischen etwa 1000 und 1800 Metern Seehöhe und stellt einen Teil des Winterlebensraums des Gamswilds in der GJ Dalaas I dar. Neben der Möglichkeit beziehungsweise Verpflichtung sichtbares Gamswild ganzjährig zu bejagen, werden Einzelbäume gepflanzt, mit der Intention die Schutzfunktion des Waldes aufrecht zu erhalten. Wie auch in der GJ Klösterle I, wechseln vor allem Gamsböcke im Winter aus ihrem Sommerlebensraum in der EJ Rauher Staffel (Untersuchungsgebiet S02) in diese südseitigen Wälder. Ein Wanderweg (der Erlebnispfad „Stebock-Wäg“) startet oberhalb des Ortsteils Hintergant und verläuft durch das Untersuchungsgebiet. Auch hier kann aber durch die Unzugängigkeit des Geländes und dem Ziel der Freiburger Hütte am Formarinsee davon ausgegangen werden, dass sich die Besucher nicht sehr weit abseits des Wanderwegs aufhalten.

3.2.4 S02 – Sommerlebensraum EJ Rauher Staffel

Der zugehörige Sommerlebensraum grenzt direkt nördlich und oberhalb auf einer flacheren Fläche an die Fläche W02 an. Das Untersuchungsgebiet liegt zwischen etwa 1400 und 2200 Metern Seehöhe und umfasst etwa 240 ha. Durch die Nähe zur Schonzeitaufhebung Masonerwald und den Wechseln in diese Fläche vor allem durch Gamsböcke im Winter wird ein Einfluss der Schonzeitaufhebung auf die Populationsstruktur des Gamswilds vermutet.

Durch die Fläche geht die Verlängerung des *Stebock-Wägs* von Hintergant, wobei durch die teils ebenen Flächen eine Nutzung abseits der markierten Wege durch Besucher nicht ausgeschlossen werden kann. Jedoch befindet sich am oberen Ende des Wanderwegs die Freiburger Hütte am Formarinsee, welche ein attraktives Ziel ist und die Besucher lenken dürfte. Im oberen Bereich der Untersuchungsfläche werden im Sommer außerdem Rinder gehalten. Im Sommer halten sich hier hauptsächlich das Scharwild und junge Böcke auf. Ältere Böcke sind selten geworden beziehungsweise nicht mehr sichtbar (mündliche Aussage Jagdaufseher Reinhard Strondl).

3.2.5 W03 – Winterlebensraum EJ Hintertöbel

Das Untersuchungsgebiet W03 liegt an den südseitigen Berghängen oberhalb und östlich versetzt zum Ortsteil Marul (Gemeinde Raggal). Sie liegt zwischen etwa 1200 und 1800 Metern Seehöhe, umfasst etwa 390 ha und stellt den Winterlebensraums des Gamswilds in der EJ Hintertöbel (und teils angrenzend in der GJ Raggal und der EJ Laguz) dar. Unterhalb dieser Fläche befinden sich einzelne Berghütten, durch die Fläche selbst geht ein Wanderweg, der allerdings größtenteils von Latschendickicht gesäumt wird und die Wanderer auf den Wegen halten sollte. In diesen Flächen besteht eine gut angenommene Rotwildfütterung, wobei sich das Gamswild im Winter vereinzelt neben dem Rotwild an der Fütterung beobachten lässt und die Fläche groß genug ist, dass sich die beiden Wildarten ausweichen können. Im Winter wechseln in diesen Flächen sowohl das Scharwild als auch Böcke aus den angrenzenden EJ Steris und EJ Oberpartnom (Untersuchungsgebiet S03) ein.

3.2.6 S03 – Sommerlebensraum EJ Steris und EJ Oberpartnom

Der zugehörige Sommerlebensraum grenzt direkt an den Nordhängen hinter dem Bergrücken (Kellaspitz – Breithorn – Groriggenkopf) an. Von dort wechselt das Wild im Winter über den Bergrücken in die Südhänge (Untersuchungsgebiet W03) auf der anderen Seite. Die

Untersuchungsfläche liegt zwischen etwa 1500 und 2000 Metern Seehöhe und umfasst etwa 260 ha. Im Sommer steht hier überwiegend das Scharwild ein, vereinzelt sind jüngere Böcke zu beobachten. Zudem befinden sich in diesem Gebiet die Wildfreihaltungen Plazera-Hintertschengla, Tschengla und Reutele, welche sich in tiefer gelegenen Wäldern der Nordhänge zum Großen Walsertal befinden. Dort werden die im Sommer einstehenden älteren Böcke erlegt und ein Einfluss auf die Populationsstruktur wird durch diese einseitige Bejagung auf Böcke von den langjährigen Pächtern und Jagdausübungsberechtigten bestätigt. Das Scharwild bleibt davon weitestgehend verschont, da es sich in den höheren Lagen der Nordhänge aufhält. Setzen aber im Spätsommer Wetterumschwünge mit Schneefall ein, so wechselt auch das Scharwild in die niederen Lagen und kommt in die Konfliktzonen der Freihaltungen, wo es ebenfalls erlegt wird (mündliche Mitteilung Pächter Hermann Bickel und Ottmar Schneider). Zwischen der Alpe Oberpartnom und der Sterisalpe bestehen zwei Wanderwege, die das Untersuchungsgebiet tangieren beziehungsweise durchqueren. Die eigentlichen Einstände in den höheren und felsigeren Lagen werden von den Wegen allerdings nicht durchquert. Im tiefer gelegenen Bereich des Untersuchungsgebiets werden im Sommer außerdem Rinder gehalten.

3.2.7 W04 – Winterlebensraum EJ Diesnerberg, EJ Gaden-Madona und EJ Rothenbrunnen

Das Untersuchungsgebiet W04 liegt an den südwestlichen Berghängen der EJ Diesnerberg, EJ Gaden-Madona und EJ Rothenbrunnen. Sie liegt zwischen etwa 1100 und 2000 Metern Seehöhe, umfasst etwa 240 ha und stellt den Winterlebensraums des Gamswilds dar. Es besteht eine Hütte (Diesnerbergalpe) und ein Wanderweg, der durch das Untersuchungsgebiet geht. Die Flächen in der EJ Diesnerberg sind teils gut zugängig, so kann ein Aufenthalt der Besucher abseits des Wanderwegs nicht ausgeschlossen werden. Das Untersuchungsgebiet liegt vollständig im seit 1987 bestehenden Naturschutzgebiet Gadental, welches die Kernzone des Biosphärenparks Großes Walsertal bildet und 1995 auch als Natura 2000 Gebiet gemeldet wurde (Verordnung LGBl. Nr. 40/1987 idgF). Im Winter stehen hier Scharwild und Böcke gleichermaßen ein. Auch stellt sich hier das in dem Gebirgsstock vorkommende Steinwild ein, welches laut Aussage des Berufsjägers jedoch keine merkliche Konkurrenz für das Gamswild darstellt (mündliche Mitteilung Hegeobmann und Berufsjäger

Edwin Kaufmann). Im Sommer werden auf diesen Flächen Rinder gehalten, die allerdings im Herbst wieder ins Tal gebracht werden.

3.2.8 S04 – Sommerlebensraum EJ Diesnerberg und EJ Oberalpschella

Der zugehörige Sommerlebensraum grenzt direkt südlich in einer kesselförmigen Gebirgsformation, dem Diesner Gschröf, an. Die Fläche liegt an den Nord- und Westflanken der Berghänge. Von dort wechselt das Wild im Winter über einen Graben in die nördlicheren Westhänge mit ihren tiefergelegenen Bergwäldern (Untersuchungsgebiet W04) auf die andere Seite. Das Untersuchungsgebiet liegt zwischen etwa 1800 und 2500 Metern Seehöhe und umfasst etwa 240 ha. Im Sommer steht hier überwiegend das Scharwild ein, vereinzelt sind Böcke zu beobachten. In der näheren Umgebung bestehen keine Freihaltungen oder Schonzeitaufhebungsflächen, die den Gamswildbestand beeinflussen könnten. Der Wanderweg, welcher sich von Rothenbrunnen durch den Winterlebensraum zieht, tangiert den Sommerlebensraum in den niederen Lagen (am Mutterwangjoch). Eine weitere Nutzung findet auf diesen Flächen nicht statt.

3.3 Situation des Waldes und des Wildeinflusses

Zur Erfassung des Wildeinflusses auf die Vegetation gibt es unterschiedliche Verfahren (Reimoser et al., 2014). In Vorarlberg wird unter anderem das Wildschadenskontrollsystem (WSKS) herangezogen. Hierfür werden auf verjüngungsnotwendigen Waldflächen bei einsetzender Verjüngung zwei vergleichbare Flächen mit der Größe von etwa 6 x 6 Metern gewählt und eine davon eingezäunt. Der Vergleich dieser Flächen kann einen Wildeinfluss, nicht aber einen Wildschaden aufzeigen. Hierfür ist eine konkrete Zielsetzung und der Vergleich dieser Soll- mit den Ist-Werten nötig (Reimoser, 2003). Die Ausweisung solcher Flächenpaare ist in §49 (2) des Vorarlberger Jagdgesetzes geregelt. Alle drei Jahre werden diese Flächen kontrolliert. Die drei größten Wildregionen des untersuchten Projektgebiets sind die folgenden. 1.1 Großes Walsertal, 2.2 Klostertal und 2.3 Lech. Für alle drei Wildregionen liegen jeweils drei Untersuchungszeiträume vor. Für die Wildregion 1.1 sind dies 2008-11, 2011-14, 2014-17. Für die anderen beiden Wildregionen sind dies 2006-09, 2009-12 und 2012-15. Die Gutachten hierfür, sowie die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungspunkte konnten von der BH Bludenz bezogen und für das Projektgebiet ausgearbeitet werden.

Folgende Kategorien wurden im Rahmen dieser Verbissgutachten nach „nicht beurteilbar“, „untragbarer Wildeinfluss“ und „tragbarer Wildeinfluss“ bewertet: Verbiss der Zielbaumarten, Mindestpflanzenanzahl, Pflanzenanzahl gesamt, Höhenzuwachs der Zielbaumarten, Höhenzuwachs der Sträucher und ein Gesamtfazit für das Vergleichsflächenpaar.

Jedoch konnten nicht in jeder Periode alle Vergleichsflächen ausgewertet werden. Ursache hierfür kann zum Beispiel schlechte Unterhaltung der Zäune sein. Auch muss beachtet werden, dass aufgrund geografischer Gegebenheiten die Lage der Flächen verzerrt ist. So ist die Ausweisung solcher Flächen beispielweise in den steilen Berghängen des Klostertals schwierig, wie auch in den Gutachten nachzulesen ist (bspw. Gutachten der BH Bludenz mit der Zahl: BHBL-VIII-8705/0006-14). In der *Forststrategie 2018* (Abteilung Forstwesen (Vc) - Amt der Vorarlberger Landesregierung, 2009) werden einige waldbauliche Ziele für das Land Vorarlberg festgehalten. In Bezug auf den Wildeinfluss ist hier festgehalten, dass bis 2018 eine Erhöhung der Flächen mit tragbarem Wildeinfluss auf 70% erreicht werden soll. Abbildung 3 zeigt die Auflistung der für das Projektgebiet zugeschnittenen Ergebnisse der Auswertung der Vergleichsflächenpaare im Rahmen des WSKS. Hierbei ist ersichtlich, dass die Flächen in der Wildregion Großes Walsertal die gesetzten Vorgaben von 70% mit tragbarem Wildeinfluss bereits erfüllen, auch wenn dieser Wert in der letzten Untersuchungsperiode wieder rückläufig war. Anders sieht es in der Wildregion Klostertal aus. Dort haben sich die Flächen mit untragbarem Wildeinfluss in den letzten beiden Perioden erhöht, sodass die angestrebten 70% nicht mehr erreicht wurden. Eine deutliche Verbesserung der Situation scheint in der Wildregion Lech vorzuliegen. Allerdings wird dieses Ergebnis durch die Erhöhung der Anzahl der Vergleichsflächenpaare in der letzten Untersuchungsperiode verfälscht. Die Ergebnisse dieser Gutachten sind somit wegen abweichender Untersuchungsflächen nicht vergleichbar und grundsätzlich nicht sehr zuverlässig. Da es aktuell keine besseren Daten zur Entwicklung des Wildeinflusses im Projektgebiet gibt, musste jedoch auf dieses Datenmaterial zurückgegriffen werden.

Ein anderes Verfahren wäre das Wildeinfluss-Monitoring (kurz: WEM). Da hier der Wildeinfluss allerdings bezirksweise durchgeführt wird und das Projektgebiet flächentechnisch nur etwa 1/3 dieses Bezirks ausmacht, wird auf eine Betrachtung dieser Ergebnisse hier verzichtet.

Periode 2008-11 / WR 1.1

	tragbar	untragbar	n.b / n.e.
Verbiss ZB	27	6	0
MPfA	33	0	0
PfAG	29	4	0
HZZ	28	5	0
HZS	15	0	18
Gesamt	23	10	0
[%]	70	30	0

auswertbar: 33 von 55

Periode 2011-14 / WR 1.1

	tragbar	untragbar	n.b / n.e.
Verbiss ZB	36	5	0
MPfA	41	0	0
PfAG	37	4	0
HZZ	40	1	0
HZS	10	0	21
Gesamt	33	8	0
[%]	80	20	0

auswertbar: 41 von 53

Periode 2014-17 / WR 1.1

	tragbar	untragbar	n.b / n.e.
Verbiss ZB	42	7	0
MPfA	49	0	0
PfAG	43	6	0
HZZ	48	1	0
HZS	21	0	28
Gesamt	36	13	0
[%]	73	27	0

auswertbar: 49 von 49

Periode 2006-09 / WR 2.2

	tragbar	untragbar	n.b / n.e.
Verbiss ZB	19	4	0
MPfA	23	0	0
PfAG	21	2	0
HZZ	21	2	0
HZS	9	0	14
Gesamt	16	7	0
[%]	70	30	0

auswertbar: 23 von 42

Periode 2009-12 / WR 2.2

	tragbar	untragbar	n.b / n.e.
Verbiss ZB	23	8	0
MPfA	31	0	0
PfAG	28	2	1
HZZ	26	4	1
HZS	9	0	22
Gesamt	18	13	0
[%]	58	42	0

auswertbar: 31 von 44

Periode 2012-15 / WR 2.2

	tragbar	untragbar	n.b / n.e.
Verbiss ZB	24	17	0
MPfA	40	1	0
PfAG	36	4	1
HZZ	40	0	1
HZS	9	0	32
Gesamt	23	18	0
[%]	56	44	0

auswertbar: 41 von 42

Periode 2006-09 / WR 2.3

	tragbar	untragbar	n.b / n.e.
Verbiss ZB	9	5	0
MPfA	14	0	0
PfAG	13	1	0
HZZ	13	1	0
HZS	14	0	0
Gesamt	8	6	0
[%]	57	43	0

auswertbar: 14 von 19

Periode 2009-12 / WR 2.3

	tragbar	untragbar	n.b / n.e.
Verbiss ZB	11	3	0
MPfA	14	0	0
PfAG	11	3	0
HZZ	14	0	0
HZS	14	0	0
Gesamt	8	6	0
[%]	57	43	0

auswertbar: 14 von 18

Periode 2012-15 / WR 2.3

	tragbar	untragbar	n.b / n.e.
Verbiss ZB	15	3	0
MPfA	18	0	0
PfAG	16	2	0
HZZ	16	2	0
HZS	18	0	0
Gesamt	13	5	0
[%]	72	28	0

auswertbar: 18 von 21

Abbildung 3: Ergebnisse der Verbissgutachten im Projektgebiet. In der ersten Zeile die Ergebnisse der Wildregion 1.1 (Großes Walsertal) in den Jahren 2008-11, 2011-14, 2014-17. In der zweiten Zeile die Ergebnisse der Wildregion 2.2 (Klostertal) in den Jahren 2006-09, 2009-12, 2012-15, und in der dritten Zeile die Ergebnisse für die Wildregion 2.3 (Lech) für dieselben Jahre wie im Klostertal. Angegeben sind die Anzahlen der Flächenpaare. Erklärung der Abkürzungen: n.b./n.e. = Nicht beurteilbar bzw. nicht erforderlich; Verbiss ZB = Verbiss der Zielbaumarten; MPfA = Mindestpflanzenanzahl; PfAG = Pflanzenanzahl gesamt; HZZ = Höhenzuwachs der Zielbaumarten; HZS = Höhenzuwachs der Sträucher; grau hinterlegt ist zudem die Anzahl der auswertbaren Vergleichsflächenpaare

3.4 Abschussplanung im Bezirk Bludenz

Auf Anfrage bei der Abteilung VIII – Forst, Jagd und Fischerei der Bezirkshauptmannschaft Bludenz (im Weiteren BHB) konnten die Grundlagen der Abschussplanung im Bezirk Bludenz, in welchem die Projektgebiete liegen, in Bezug auf das Gamswild abgeklärt werden. Die Fragen wurden vom bis Ende Juli 2017 amtierenden Abteilungsleiter Karl Robert Studer beantwortet. Seit August 2017 sind die Kompetenzen für Forst und Jagd wieder auf zwei unterschiedliche Abteilungen aufgeteilt worden. Darüber hinaus wurde das VJG LGBl.Nr.32/1988 idgF herangezogen.

Demnach erfolgt die Abschussplanung im Rahmen der Planung für das gesamte Schalenwild revierweise unter Berücksichtigung der von der Abschussplanung Betroffenen. Die Behörde hat jedes Jahr bis zum 1. April, dem Beginn des neuen Jagdjahres, gesondert für jede Wildregion eine Abschussplanbesprechung durchzuführen, wobei nach §38 (6) des VJG Vertreter unterschiedlicher Institution beteiligt sind. Grundsätzlich werden in den Revieren Höchstabschüsse verordnet, wobei in einigen bewaldeten Revieren auch Mindestabschüsse verordnet werden, wenn diese nicht ohnehin schon als Freihaltungen nach §41 (4) VJG ausgewiesen sind, was bedeutet, dass die Schonzeiten für das Wild in diesen Flächen ausgesetzt werden und zur Verhinderung von Wildeinflüssen auf die Vegetation alles sich dort aufhaltende Wild „sofort zu erlegen ist“ (§41(4) VJG). Sowohl bei der Ausweisung von Mindest- als auch Höchstabschüssen ist die strukturelle Entnahme nach Geschlecht und Altersklassen (nach Klassen I, II, III, Jährlinge, Kitze) nach Wildregion gesondert, in der „Wildabschussverordnung“, die jedes Jahr neu herausgegeben wird, geregelt. Die Mindestabschüsse zielen dabei hauptsächlich auf Geißen und Kitze ab, um das zu Gunsten der Geißen verschobene Geschlechterverhältnis wiederherzustellen, wo dies nötig scheint (Aussage Studer). Die Ausweisung von Freihaltungen ist sowohl örtlich als auch zeitlich auf das zum Schutz der Vegetation erforderliche Maß zu beschränken (§41(4) VJG). Eine Evaluierung der getätigten Maßnahmen fand in der Praxis bisher allerdings selten Anwendung (mündliche Mitteilung BJM Manfred Vonbank).

Als Grundlage für die Festlegung der Abschusszahlen dienen verschiedene Einflussgrößen. Eine „sehr untergeordnete Rolle“ spielen laut Studer die periodischen Zählungen, die zuletzt in den Jahren 1999, 2000, 2001, 2004, 2007, 2012 und 2015 revierübergreifend in ganz Vorarlberg vorgenommen wurden. Diese finden bei der Festlegung der Abschusszahlen „keine

besondere Berücksichtigung“ (Studer), sondern zeigen eher einen Trend der Gamsbestände auf. Eine viel wichtigere Größe ist der vom Gamswild verursachte „Verbissschaden“ definiert in §49 (4) VJG, sowie die langjährigen Strecken der einzelnen Reviere. Dabei kann der Verbissschaden dem Gamswild laut Studer „relativ klar“ zugeordnet werden, eine Verwechslung der Verursacher außer beim Rehwild sei nicht möglich. Dies setzt jedoch eine „intensive Beobachtungen des Wildverhaltens“ (Studer) voraus.

Im VJG §41 wird „Schadwild“ als jenes Wild bezeichnet, welches durch Schälung den Waldbestand beeinflusst. Der Abschuss dieses Wildes ist „ungeachtet der Schonzeit und des Abschussplanes“ vorzunehmen (§41 VJG). Dafür können entweder Abschussaufträge vergeben oder Freihaltungen eingerichtet werden. Laut Schatz (2017) wird aber oft schon von Schadwild gesprochen, wenn der Schaden noch nicht eingetreten, sondern zu erwarten ist. Das heißt, nicht der verursachte Schaden macht das Wild zum Schadwild, sondern die bloße Anwesenheit auf einer Fläche mit hoher Wildschadensdisposition.
Die Wildschadenserfassung im Rahmen der Entschädigungsforderungen wird von den jeweiligen Grundeigentümern veranlasst und von den Jagdnutzungsberechtigten, nicht jedoch von der Behörde geprüft. Die großflächige Erfassung des Wildeinflusses erfolgt in Vorarlberg über das WSKS (Wildschadens-Kontrollsystem), wobei hier Vergleichspaare von Weiserzäunen herangezogen werden, um den Einfluss des Wildes innerhalb und außerhalb gezäunter Flächen zu vergleichen und daraus Rückschlüsse auf den Wildeinfluss zu ziehen. Diese sind allerdings „ohne Aussagewert für die lokale Schadenssituation“ (Studer). Eine revierweise Erfassung von Wildschäden spielt eine „sehr untergeordnete“ Rolle (Studer), da das Land Vorarlberg flächendeckend von Waldaufsehern abgedeckt wird, welche die Waldentwicklung und allenfalls auftretende Wildschäden lokal gut erfassen können. Die Witterung während des Jagdjahres wie z.B. harte Winter oder ein nasses Frühjahr wird in der Abschussplanung laut Studer nicht berücksichtigt, außer es handle sich um Extremwetterereignisse wie „massive Lawinenabgänge“. Vielmehr werden schneearme Winter als Ursache erhöhter Reproduktion und verminderter Fallwildraten betrachtet. In der Folge seien erhöhte Wildschäden in den tiefergelegenen Waldgebieten zu erwarten, da sich das Wild – auch beeinflusst durch den „ausufernden Tourismus in den Gamswildkernzonen“ (Studer) in den Wäldern einstellt und dort Einfluss auf die Vegetation ausübt. Um der erwarteten, vermehrten Verbissbelastung zu entgegnen, wird auf Ansuchen der Pächter versucht Sperrzonen oder Wildruhezonen

auszuweisen, was allerdings neben dem Widerstand der Tourismusverbände und des Alpenvereins auch durch die „mangelhafte Akzeptanz und die sehr mangelhafte Vollzugsmöglichkeiten“ (Studer) bezogen auf rechtliche Handhabe und Personalmangel erschwert wird. Daher wird schließlich zur Wildschadensvermeidung auf die jagdliche Regulierung zurückgegriffen.

Die Zuwachsrate beim Gamswild wurde bisher von der Behörde mit 18% angenommen, wobei diese laut Studer – bedingt durch den Klimawandel und das zu Gunsten der Geißen verschobene Geschlechterverhältnis – „bei 25% und mehr“ anzusetzen sei, was durch verschiedene Institutionen und die vor Ort tätigen Jagdschutzorgane bestätigt würde (Studer). Es scheint allerdings auch davon ausgegangen zu werden, dass Gamsgeißen in Vorarlberg regelmäßig bis zu zwei Kitze im Jahr setzen (Studer), was auf Nachfrage bei den lokalen Berufsjägern und Hegeobmännern zumindest im Projektgebiet nicht bestätigt werden konnte. Die Populationsstruktur der Bestände wird über die Vorlagen bei den Hegeschauen und die Gamswildzählungen geschätzt. Aus den Antworten des ehemaligen Abteilungsleiters der BHB geht jedoch hervor, dass man sich im Klaren darüber ist, dass die Ausweisung von Freihaltungen in tiefergelegenen Bergwäldern einen Eingriff in die Populationsstruktur bedeutet und eine Verschiebung des Geschlechterverhältnisses hin zu den Geißen verursacht. Die Grundlage zur Einrichtung von Freihaltungen bietet §35 des VJG, in der die Ausweisung von Kern-, Rand- und Freizonen für das Rotwild, und in §35 (3) auch für andere Wildarten, wie das Gamswild vorgeschrieben wird.

3.5 Entwicklung der Abschusspläne

Die Vorgaben zur regulären Erlegung des Schalenwilds finden sich in Vorarlberg in den Wildabschussverordnungen. Diese geben auf Ebene der Wildregionen Mindest- und Höchstabschüsse vor, welche einen Rahmen bilden, in welchem die dort genannten Wildarten erlegt werden sollen. Diese finden sich in den Amtsblättern Ende April, welche von der Behörde ausgegeben werden. Betrachtet wurde hier die Entwicklung der Vorgaben im Zeitraum 2000/01 bis 2017/18. Als Mindestabschüsse werden jene Abschüsse bezeichnet, welche mindestens vorgewiesen werden müssen. Die Höchstabschüsse werden in den Verordnungen als jene Stücke bezeichnet, welche über den Mindestabschuss hinaus, also zusätzlich hierzu, erlegt werden dürfen. Im Folgenden werden als Höchstabschüsse die in

diesem Fall tatsächlichen Höchstabschüsse (also die addierten Mindestabschüsse und Mehrabschüsse) bezeichnet. In den Wildabschussverordnungen nicht erwähnte Klassen (weder Mindest- noch Höchstabschüsse) sind zu schonen.

Es sei darauf hingewiesen, dass diese Vorgaben sich lediglich auf die regulären Abschüsse beschränken. Hegeabschüsse und Schadwildabschüsse finden außerhalb dieser Vorgaben statt und werden separat gemeldet und verzeichnet. Die folgenden Angaben bei Mindest- und Höchstabschüssen stellen die behördlichen Vorgaben und nicht die getätigten Abschüsse dar.

3.5.1 Wildregion 1.1 – Großes Walsertal

Mindestabschüsse bei den Böcken der Klasse I und III waren in den Jahren 2004/05 bis 2007/08 vereinzelt vorhanden, gibt es seither allerdings nicht mehr. Mindestabschüsse bei den Geißen waren bis 2007/08 in allen Altersklassen gegeben, nahmen bis zu diesem Zeitpunkt jedoch sehr stark ab und gibt es seither auch nicht mehr. Die Höchstabschüsse bei den Böcken der Klasse I haben sich über die Jahre stark erhöht, sogar mehr als verdoppelt. Bei der Klasse III sind diese leicht gesunken und beschränken sich auf wenige Stücke im Jahr. Die Höchstabschüsse bei den Geißen der Klassen I und III sind relativ konstant, die der Klasse II sind in den ersten Jahren stark gesunken, seither aber auch relativ konstant.

Seit der Verordnung im Jahr 2009/10 werden in §2 der Verordnungen acht Geißen der Klasse II als *Kontingent* ausgeschrieben. Diese sind an Stelle von Geißen der Klasse I zu erlegen, wenn sie körperlich schlecht veranlagt und nicht führend sind.

3.5.2 Wildregion 1.7 – Warth

Im betrachteten Zeitraum waren die Vorgaben für diese Wildregion mehr oder weniger unverändert. Böcke wie Geißen der Klasse II werden nicht aufgeführt und sind damit geschont. Seit dem Jahr 2012/13 gibt es keine Mindestabschüsse mehr, sondern nur mehr Höchstabschüsse. Auch der Höchstabschuss der Geißen ist in diesem Rahmen etwas verringert worden, sodass nun jährlich höchstens drei Böcke und drei Geißen der Klassen I und III erlegt werden dürfen.

3.5.3 Wildregion 2.2 – Klostertal

Seit dem Jahr 2014/15 werden nun auch Mindestabschüsse bei allen drei Klassen der Böcke vorgeschrieben, welche sich stetig erhöht haben. Dahingegen sind die Höchstabschüsse aller

drei Klassen relativ konstant. Die Mindestvorgaben bei den Geißen nehmen in allen drei Klassen ab, jedoch unterschiedlich stark. Die Höchstabschüsse bei den Geißen der Klassen I und II sind relativ konstant, in der Klasse III jedoch abnehmend.

3.5.4 Wildregion 2.3 – Lech

In dieser Wildregion gab es bisher generell keine Mindestabschüsse. Die Höchstabschüsse bei den Böcken sind in der Klasse I leicht gestiegen und in der Klasse III relativ konstant. Die Höchstabschüsse bei den Geißen sind in den Klassen I und II relativ konstant, wurden in der Klasse III im Jahr 2011/12 allerdings halbiert und sind seither auf diesem Niveau gleichbleibend.

3.6 Rechtliche Situation des Gamswilds

Die Alpengams ist in der europäischen Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) in Anhang V gelistet. Ziel dieser FFH-RL ist es einen „günstigen Erhaltungszustand der natürlichen Lebensräume und wildlebenden Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse zu bewahren oder wiederherzustellen“ (Art. 2 (2) FFH-RL).

Gemäß Artikel 17 (1) der FFH-RL sind die Mitgliedsstaaten, die diese Richtlinie unterzeichnet haben, verpflichtet, alle sechs Jahre einen Zustandsbericht an die Europäische Kommission zu schicken. Die letzten beiden Berichte stammen aus den Jahren 2007 und 2012, der nächste Bericht wird 2018 fertiggestellt. Darin wird über die durchgeführten Maßnahmen und deren Auswirkungen auf den Erhaltungszustand der Lebensraumtypen des Anhang I und der Arten des Anhangs II berichtet. Außerdem werden darin die wichtigsten Ergebnisse der in Artikel 11 vorgeschriebenen Überwachung des Erhaltungszustands der Lebensraumtypen des Anhang I und der der Arten aus Anhang II, IV und V dargelegt.

In den Anhängen der FFH-RL sind die jeweiligen Lebensraumtypen (Anhang I) beziehungsweise schützenswerten Arten (Anhang II) genannt, für welche Natura-2000-Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen. Im Anhang III sind die Kriterien festgehalten, nach welchen die Ausweisung der Schutzgebiete erfolgt. Anhang IV nennt streng zu schützende Arten, und Anhang V listet die Arten auf, die nur auf Basis von Managementplänen genutzt werden dürfen. Da die Alpengams im Anhang V aufgeführt ist (Species Code 1369), muss zur Nutzung der Bestände ein Managementplan vorliegen. Als Teil eines solchen kann beispielsweise ein Abschussplan gesehen werden, da er die Entnahme aus den Beständen regelt. Dazu sollten

die Wildbestände, wie in Artikel 11 der FFH-RL gefordert, überwacht werden um die Höhe der Abschüsse festlegen zu können.

Nach Artikel 14 (1) der FFH-RL müssen die Mitgliedstaaten Maßnahmen treffen, dass die Nutzung der in Anhang V genannten Arten den günstigen Erhaltungszustand nicht gefährdet. Der Erhaltungszustand einer Art lässt sich dabei aus vier festgelegten Parametern ableiten (Ellmauer et al., 2013). Diese sind das aktuelle Verbreitungsgebiet (*range*) einer Art, Angaben zur Populationsstruktur (*population*), Veränderungen der Habitatqualität (*habitat for the species*) und die Entwicklungstrends der Population (*future prospects*). Diese vier Kriterien werden einzeln klassifiziert in günstig (FV), ungünstig – unzureichend (U1) und ungünstig – schlecht (U2). Liegen keine Daten zur entsprechenden Art vor, wird der Erhaltungszustand als unbekannt (XX) definiert. Anschließend wird aus den Bewertungen der Einzelkriterien ein abschließender Erhaltungszustand der Art abgeleitet (Ellmauer et al., 2013).

Wenn durch die Jagd auf das Gamswild eine Verschlechterung des Erhaltungszustands nach den vier genannten Punkten eintritt, ist diese Art der Bejagung rechtlich nicht mehr gedeckt, da sie gegen die Vorgaben der FFH-RL verstößt.

Eine Verschlechterung des Erhaltungszustands der Alpengams war den Berichten der Jahre 2007 und 2012 zufolge bisher nicht der Fall, in beiden Fällen wird ihr Enthaltungszustand als „günstig (FV)“ eingestuft. Das heißt „das Überleben des Schutzgutes ist gesichert, aktuell gibt es keine negativen Einflüsse, die konkrete Maßnahmen erfordern würden“ (Ellmauer et al., 2013). Diese Aussage steht im Konflikt mit zahlreichen Autoren, die den Rückgang des Gamswilds im Alpenraum dokumentieren.

Laut einem aktuellen Gutachten zur Situation des Gamswilds in Vorarlberg (Miller, 2017) ist die Datengrundlage, die zu den Ergebnissen führt, überaltert und wird von den Autoren des Berichts an die Europäische Kommission nicht reflektiert. Nach (Miller, 2017) scheint es, als würde veraltete Literatur unreflektiert und ohne Berücksichtigung der möglichen Veränderung der Situation über die vergangenen Jahre zitiert.

Die Erhebung der vier genannten Einzelkriterien ist in Österreich wissenschaftlich fragwürdig (Miller, 2017). Diese können im Internet unter folgendem Link eingesehen werden: http://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=/at/eu/art17/envulfv0a/AT_species_reports-13916-161758.xml&conv=354&source=remote#1369ALP (aufgerufen am 08.01.2018).

So basiert die Aussage über den Zustand der *Verbreitung* des Gamswilds nur auf Teildaten mit einigen Modellierungen. Die Methode zur Schätzung der *Populationsgröße* geht aus Expertenaussagen hervor, die nicht oder mit nur mit geringen Datenerhebungen erweitert werden. Dabei liegen für Vorarlberg langjährige Zähl- und Abschusszahlen vor.

Ebenso verhält es sich mit dem Zustand der *Habitatqualität*, der ebenfalls aus Expertenaussagen ohne oder mit nur geringen Datenerhebungen hervorgeht. Qualitative Habitate sind nach Expertenaussagen auf der genannten Internetseite vorhanden. Als größte Bedrohung der Alpengams wird jedoch die „Entnahme von Tieren" genannt, womit die Jagd gemeint ist.

Die Aussage, dass der Lebensraum des Gamswilds nicht kleiner geworden ist, muss kritisch hinterfragt werden, wenn weitere Freihaltungen und Flächen mit Schonzeitaufhebungen ausgewiesen werden. Dieser Lebensraum steht den Tieren nämlich nicht mehr zur Verfügung.

3.7 Auswertung der Populationsstruktur

Zur Auswertung liegen langjährige Daten vor, die vom Hegeobmann Bartle Muxel ansässig in der Wildregion 1.4 (Hintere Bregenzerach) zusammengetragen und zur Verfügung gestellt wurden. Die hier verwendeten Daten sind dieselben, die der BH Bludenz gemeldet wurden. Diese enthalten Zählungen der Jahre 1999, 2000, 2001, 2004, 2007, 2012 und 2015, sowie die gemeldeten Abschüsse des Gamswilds aus den Jahren 2000 bis 2017 aufgegliedert nach Geschlecht und Altersklassen des Gamswilds (Tabelle 1). In den Jahren 1999, 2000, 2001 und 2004 wurde bei den Zählungen sowohl bei den Böcken als auch bei den Geißen noch nach den Altersklassen (I-II-III) unterschieden. Aus Gründen der Vereinfachung und der ehrlicheren Darstellung wurde darauf ab der Zählung im Jahr 2007 verzichtet und stattdessen nur mehr nach mehrjährigen Böcken beziehungsweise Geißen gefragt. Außerdem wird bei der Meldung eines Abschusses zwischen regulären Abschüssen, Hege- und Schadwildabschüssen unterschieden.

Mit der Auswertung dieser Daten sollen Einblicke in die Populationsstruktur herausgearbeitet werden. Ein Blick auf die Zähldaten und angegebenen Abschüsse sollen Hinweise auf die Entwicklung der Bestände des Gamswilds geben. Die Populationsstruktur kann demnach als „aktuelle Bilanz eines Bestandes" gesehen werden, und sie zeigt künftige Entwicklungen auf (Miller & Corlatti, 2014).

Die Auswertungen wurden mit dem Programm RStudio Vers. 1.1.383 (RStudio Team, 2016) durchgeführt. Hierfür wurde die lineare Regression verwendet, in welcher die Zähldaten beziehungsweise die erlegten Stücke in Abhängigkeit von den Zähl- und Jagdjahren aufgetragen wurden und die Entwicklung über die Zeit berechnet wurde. Zur Überprüfung der Hypothese, ob mehr Böcke als Geißen erlegt wurden, wurde die Entwicklung des Verhältnisses der Bockabschüsse zu den Geißabschüssen über die Zeit betrachtet.

Ob die erlegten Böcke tatsächlich überwiegend aus der Jugend- und Einserklasse entnommen wurden, wurde mit dem Vergleich der relativen Anteile der Böcke dieser beider Altersklassen mit dem relativen Anteil der Abschüsse aus der Mittelklasse geprüft.

Zur Überprüfung der dritten Hypothese, ob der Schadwildanteil im betrachteten Zeitraum gestiegen ist, wurde die Anzahl der regulär, im Rahmen des Abschussplans, erlegten Böcke mit den als Schadwild gemeldeten Böcken ins Verhältnis gesetzt und wiederum eine lineare Regression über die Zeit berechnet.

3.7.1 Auswertung der Zähldaten

Die Zählungen wurden in unregelmäßigen Abständen, jedoch in den letzten Jahren im 3-Jahres-Turnus revierübergreifend und synchron abgehalten und nach Wildregionen vorgelegt. Im Projektgebiet waren dabei 82 Reviere involviert, jedoch ist die Anzahl der Zähler am jeweiligen Stichtag in den letzten Jahren rückläufig (mündliche Mitteilung BJM Manfred Vonbank). Durchgeführt wurden die Zählungen immer im Oktober. Die jüngste Zählung war im Jahr 2015, für 2018 ist eine neue Zählung geplant. Zur Verbesserung der Zählergebnisse ist jedoch in Planung bei dieser Zählung auch externe Zähler mit einzubeziehen (mündliche Mitteilung Geschäftsstellenleiter der Vorarlberger Jägerschaft, Gernot Heigl). Da die Unterteilung der Wildregionen für das Rotwild vorgenommen wurden und deren Abgrenzung für das Gamswild nicht zutrifft (Gebirgskämme sind für das Gamswild keine Grenzen sondern zusammenhängender Lebensraum), werden die Zählungen hier für das Projektgebiet gesamthaft dargestellt und analysiert. Da aus unterschiedlichen Gründen bei den Zählungen nicht immer alle Reviere teilgenommen haben (Tabelle 2) und zudem auch bei gut organisierten und synchronen Zählungen nicht alle Tiere gesehen werden können, sollten die Zahlen als Mindestbestand gesehen werden. Sie geben nicht die Anzahl der vorhandenen Tiere an, sondern bei der gleichen methodischen Durchführung über Jahre hinweg einen Entwicklungstrend der Bestände. In den Zählformularen der Jahre 2000, 2001 und 2004

konnten „bestätigte, aber nicht gesehene Böcke“ angegeben werden. Diese wurden in der Auswertung nicht berücksichtigt, da sie sich zur Zeit der Zählung auch in Nachbarrevieren aufgehalten haben könnten und so eine Doppelzählung nicht ausgeschlossen werden kann.

Tabelle 2: Überblick über die Vollständigkeit der angegebenen Zähldaten; (+) alle Reviere dieser Wildregion haben an der Zählung teilgenommen; (-) nicht alle Reviere dieser Wildregion haben an der Zählung teilgenommen

Wildregion	1999	2000	2001	2004	2007	2012	2015
1.1	+	-	+	+	+	+	-
1.4	+	+	+	-	-	-	-
1.7	+	+	+	+	+	+	-
2.2	+	+	+	+	+	+	-
2.3	+	+	+	+	-	-	+

3.7.2 Auswertung der Abschussdaten

Es liegen für das Projektgebiet Abschussdaten aus 17 Jagdjahren (2000/01 bis 2016/17) vor. Basierend auf den Hypothesen dieser Arbeit sollen die Ergebnisse der Abschussdaten-Analyse die folgenden vier Fragen beantworten:

(1) Wie ist das Geschlechterverhältnis bei den Abschüssen? Werden im Projektgebiet mehr Böcke als Geißen erlegt?

(2) Welchen Altersklassen sind die erlegten Böcke zuzuordnen? Werden die Böcke hauptsächlich in der Jugend- und Einserklasse erlegt?

(3) Wie hoch ist der Anteil der als „Schadwild“ angegebenen Abschüsse bei den Böcken? Wird der Großteil der Bockabschüsse inzwischen als Schadwild erlegt?

(4) Welchen Altersklassen gehören die als „Schadwild“ erlegten Böcke an? Werden auch hier die Böcke überwiegend in der Jugend- und Einserklasse erlegt?

3.8 Erstellung der Modelle zur Vorkommenswahrscheinlichkeit des Gamswilds

Für einen Teil des Projektgebiets GGST wurden zwei Modelle zur Vorkommens-wahrscheinlichkeit des Gamswilds jeweils für Sommer- und Winterlebensräume erstellt. Dafür wurden erst die nötigen Variablen ausgewählt, welche anschließend digital mit der

Geoinformationsystem-Software QGIS Vers. 2.14.17 (QGIS Development Team, 2016) aufbereitet wurden. Die Habitatvariablen wurden mit der Habitatmodellierungs-Software Maxent Vers. 3.4.1 (Phillips et al., 2017c) analysiert und Karten der Vorkommenswahrscheinlichkeit erstellt. Ziel war es hierbei, die für das Gamswild geeigneten Sommer- und Winterlebensräume darzustellen und diese dann mit der Lage der Schwerpunktbejagungsflächen abzugleichen.

3.8.1 Auswahl der Modellvariablen

Bei der Wahl der Untersuchungsgebiete wurde auf die langjährige Erfahrung der Berufsjäger, und bei der Wahl der wichtigen Lebensraumparameter für das Gamswild im Sommer und im Winter auf einschlägige Literatur (Babotai, 1997; Miller & Corlatti, 2014; Sachser et al., 2017; schriftliche Mitteilung Roland Graf) zurückgegriffen. Dabei wurden folgende Parameter in das Modell aufgenommen:

- Präsenzdaten des Gamswilds im Sommer bzw. Winter (als abhängige Variable)
- Seehöhe
- Exposition
- Hangneigung
- Sonneneinstrahlung im Sommer
- Sonneneinstrahlung im Winter
- Bodendeckung
- Distanz zu Siedlungen

Diese Variablen konnten größtenteils aus dem vom Land Vorarlberg zur Verfügung gestellten digitalen Datensatz abgeleitet werden. Zur Feststellung der Anwesenheit des Gamswilds in den Untersuchungsgebieten, sowie der Aktualität der Darstellung der Luftbilder aus dem Jahr 2015, war jedoch eine Betrachtung der Flächen vor Ort nötig. Für die Feldarbeit wurde ein Formblatt erstellt, welches im Anhang I (Kap. 8.1) dieser Arbeit beiliegt.

Als Präsenzdaten wurden die von den lokalen Berufsjägern und Hegeobmännern genannten acht Untersuchungsgebiete (Abbildung 2) herangezogen, auf welchen sich das Gamswild demnach im Sommer beziehungsweise Winter aufhält. Zur Validierung dieser Aussage wurde die Aktivität des Gamswilds in zwei Zeiträumen überprüft. Die Sommerlebensräume wurden

in den Monaten Juli und August untersucht, die Winterlebensräume wurden im Dezember betrachtet. Dabei wurden alle Hinweise auf Gamswild in den Flächen betrachtet, welche Sichtungen, Lautäußerungen, Fährten (Winter), Losung (Winter) beziehungsweise gemeldete Abschüsse dieser Flächen umfassten. Damit konnte in allen acht Untersuchungsgebieten die Anwesenheit des Gamswilds bestätigt werden.

Zur Überprüfung der Aktualität der Luftbilder aus dem Jahr 2015 wurden in den 8 Untersuchungsgebieten jeweils 8-12 Eichplots mit der Größe von 25 x 25 Metern gleichmäßig über die genannten Flächen verteilt, wobei sich die Anzahl der Eichplots etwa an der Größe und Homogenität der Flächen orientierte. Dabei wurde darauf geachtet möglichst unterschiedliche Flächen aufzunehmen, um eine Heterogenität der Eichplots bezogen auf die Habitatausstattung zu gewährleisten. Mittels eines GPS-Geräts (GSPMap 64s, Garmin, Schaffhausen) wurden die Koordinatenpunkte aufgesucht. Diese bildeten bis auf einen Punkt (W01_59 – hier ist der Koordinatenpunkt das südwestliche Eck, da die Fläche nicht zugängig war und sich unterhalb des Punkts die Grenze des Untersuchungsgebiets befand) immer den nordwestlichsten Punkt eines Eichplots, dessen Seiten parallel beziehungsweise quer zu der Nord-Süd-Achse lagen. In diesen Eichplots wurde dann die Vegetationsform aufgenommen, um diese anschließend mit den digitalen Luftbildern vergleichen zu können und die Darstellung der Inhalte zu verifizieren. Dazu wurden die aufgenommenen Koordinatenpunkte in QGIS übernommen und anschließend die 25 x 25 Meter Quadrate manuell in einem Shapefile eingefügt, um die Eichplots abzugrenzen. Dann wurden innerhalb dieser Eichplots die aufgenommenen Daten der Formblätter mit den Luftbildern abgeglichen. Dabei wurde auch die korrekte Lage der vom GPS-Gerät übertragenen Koordinatenpunkte noch einmal überprüft. In nur wenigen Einzelfällen konnte die Abweichungen der Feldaufnahmen von der Darstellung in den Luftbildern auf eine tatsächliche Veränderung der Vegetationsform zurückgeführt werden. Somit können die Luftbilder aus dem Jahr 2015 zumindest für die Untersuchungsgebiete als aktuell betrachtet werden.

Zusätzlich wurden für jedes Revier, in welchen die Untersuchungsflächen lagen, strukturierte Interviews mit den zuständigen Berufsjägern, Jagdaufsehern oder Pächtern durchgeführt, um die Situation in den Revieren und die Hintergrundinformationen zu erfassen.

Dabei wurden Fragen zum ersten Teil des Formblattes für die Feldarbeit (siehe 8.1 Anhang I) gestellt:

(1) Wo genau hält sich das Gamswild in diesem Revier auf? Wie lässt sich die Fläche eingrenzen?
(2) Ist dies der Sommer- oder Winterlebensraum des Gamswilds?
(3) Wie setzen sich die Rudel zusammen? Sind dies Scharwildrudel, Bockrudel, gemeinsame Rudel oder einzelne Tiere?
(4) Steht das Gamswild in diesem Revier unter Einfluss einer Freihaltung oder Schonzeitaufhebung?
(5) Besteht in diesem Lebensraum Konkurrenz mit anderen Wildarten wie z.B. Rot- oder Steinwild?
(6) Hat es in den letzten 10 Jahren extreme Ereignisse gegeben, die einen feststellbaren Einfluss auf die Gamsbestände hatten? Dies sind zum Beispiel Seuchen (Gamsblindheit, Räude o.ä.), extreme Winter oder ähnliches.
(7) Halten sich in diesem Lebensraum Prädatoren auf, die einen merklichen Einfluss auf die Gamsbestände haben? Zum Beispiel Luchs, Wolf, Steinadler oder andere?

Die mündlichen Antworten wurden schriftlich festgehalten und in diese Arbeit eingearbeitet.

3.8.2 Digitale Aufbereitung der Daten

Anschließend wurden mithilfe der Software QGIS Vers. 2.14.17 (QGIS Development Team, 2016) die für das Modell ausgewählten Variablen bearbeitet und für die Software Maxent vorbereitet. Hierzu wurden ein einheitliches Raster mit der Zellengröße von 25 x 25 Metern und eine gleiche Layerausdehnung (nach MGI Austria GK West, EPSG: 31254) herangezogen, um die einzelnen Layer anschließend konfliktfrei übereinander legen zu können. Bei Layern mit einer feineren Rasterauflösung (in der Regel 5m x 5m) wurde die Aggregationsmethode „average“ gewählt, die in einer neuen Rasterzelle einen Durchschnittswert der vorigen Zellen berechnet.

Die digitalen Daten (Digitales Geländemodell, Wegenetze, Reviereinteilungen, Luftbilder, Siedlungen, Freihaltungen, Solarpotential, u.a.) konnten vom Land Vorarlberg bezogen werden. Diese unterliegen der CC-BY-Lizenz.

Die *Präsenz* des Gamswilds wurde aus den acht Untersuchungsflächen im Projektgebiet abgeleitet. Auf den jeweils bekannten vier Sommer- und Wintereinständen wurden zufällig je

50 Koordinatenpunkte pro Fläche gewählt. Somit wurden für die beiden Jahreszeiten jeweils 200 Präsenzpunkte gewählt, welche in einem „.csv-file“ für das Programm Maxent vorbereitet wurden.

Seehöhe, Exposition und *Hangneigung* wurden aus dem Digitalen Geländemodell (Auflösung 5x5m; aus dem Jahr 2011) abgeleitet und die Zellgröße angepasst.

Für die *Sonneneinstrahlung* wurden zwei Layer erstellt. Hierbei wurde über die Funktion „hillshade“ (= Schummerung) aus dem Digitalen Geländemodell die Sonneneinstrahlung zu einem bestimmten Zeitpunkt berechnet. Für den Sommer wurde der 21.06.2017 (12 Uhr) als längster Tag herangezogen, für den Winter der 21.12.2017 (12 Uhr) als kürzester Tag. Die Werte für den Sonnenstand können auf der Seite www.sunearthtools.com (aufgerufen am 15.01.2018) berechnet werden. Diese waren für die Stadt Bludenz für den Sommer: Azimuth 167,23° - elevation 65,85° und für den Winter: Azimuth 175,4° - elevation 19,27°.

Aus den Luftbildaufnahmen von 2015 (und den zugehörigen Infrarotbildern), welche im vorigen Schritt als aktuell bezeichnet werden konnten, wurde ein Shapefile zur *Bodendeckung* angelegt, in welchem die Vegetation des Projektgebiets nach folgenden Kategorien händisch klassifiziert wurde:

- Geschlossener Wald
- lichter Wald
- Gebüschwald (Latschen, Erlen)
- alpine Matte/Freifläche
- Weide/Grünflächen
- Wasser
- Schotter/Geröll
- Fels

In dem daraus erstellten Layer wurden die Kategorien „Weide/Grünfläche“ und „alpine Matte/Freifläche“ in einer Kategorie „Grünflächen“ zusammengefasst, da die Unterscheidung und Abgrenzung dieser Flächen zueinander anhand der Luftbilder oftmals nicht möglich war. Bei der Umwandlung des Vektorfiles in ein Rasterfile erhält eine Rasterzelle bei QGIS standardmäßig den Wert, dessen Anteil in dieser Zelle am größten ist.

Der Layer *Siedlungen* konnte online von der Website des Lands Vorarlberg bezogen werden. Hier wurden händisch einzelne und abgelegen stehende Berg- und Jagdhütten ausgeschnitten,

von welchen anzunehmen ist, dass keine dauerhafte Anwesenheit des Menschen vorliegt. Mittels der Nachbarschaftsanalyse-Funktion in QGIS, wurde die Distanz jeder Rasterzelle des Projektgebiets zu den übrigen Gebäuden berechnet und der dadurch erstellte Layer für die Modellbildung in Maxent herangezogen. Zur Berechnung der Distanzen wurden von QGIS standardmäßig die Mittelpunkte jeder Rasterzelle verwendet. Da die Klassifizierung des *Verkehrswegenetzes* über die Nutzungsintensität schwieriger ist und das Gamswild dem Störungspotential Mensch auch zeitlich (jahreszeitlich wie tageszeitlich) ausweichen kann, wurde dieser Faktor nicht in die Modellierung einbezogen. Zudem ist es laut Ingold (2014) möglich, dass bei genügend Ausweichmöglichkeiten das Gamswild die Zonen um menschliche Infrastruktur (wie bspw. Wanderwege) wieder annimmt, wenn Ruhe eingekehrt ist.

3.8.3 Erstellung der Karten zur Vorkommenswahrscheinlichkeit

Die Karten zur Vorkommenswahrscheinlichkeit wurden mit dem Programm Maxent (Version 3.4.1) erstellt. Dies ist eine frei verfügbare Software zur Modellierung von potentiell geeigneten Flächen eine Art auf Basis von Präsenzdaten und verschiedener Umweltvariablen (Phillips et al., 2006). Dieser Output von Maxent kann im Weiteren als Habitateignung interpretiert werden (Merow et al., 2013). Von Vorteil ist, dass hierfür keine Absenzdaten nötig sind, denn diese sind aus verschiedenen Gründen nicht immer zuverlässig (Hirzel et al., 2002; Hirzel & Le Lay, 2008). Hierfür wurden die in QGIS erstellten und aufbereiteten Layer der Präsenz (im .csv-Format) und mit den Umweltparametern (im .asc-Format) herangezogen. Als Output liefert Maxent eine Karte, welche die Vorkommenswahrscheinlichkeit der betrachteten Art und damit die potentielle Eignung der Untersuchungsfläche zeigt, und zusätzliche statistische Begleitinformationen zur Interpretation der Ergebnisse bietet. Grundsätzlich ist hierbei die Unterscheidung nach fundamentaler und realisierter Nische nötig (Hutchinson, 1957). Demnach ist die fundamentale Nische der Teil eines Lebensraums, der alle nötigten Bedingungen für die entsprechende Art zur Verfügung stellt. Durch beispielsweise geografische Barrieren, menschliche Einflüsse oder Konkurrenz beziehungsweise Beutegreifer kann es aber sein, dass die Art nicht den gesamten geeigneten Lebensraum besetzt. In diesem Fall spricht man von der realisierten Nische, als jenem Teil des geeigneten Lebensraums, der tatsächlich angenommen wird. Demnach basieren die Präsenzpunkte und damit die berechneten Modelle und Karten auf der realisierten Nische, also jenen Flächen, die tatsächlich vom Gamswild angenommen werden und wo es

beobachtet werden kann. Dadurch ist die vorhergesagte Verteilung kleiner als das potentiell geeignete Habitat, welches auf der fundamentalen Nische basiert (Phillips et al., 2006).
Maxent vergleicht nun die Ausprägung der gewählten Parameter in den Präsenz-Rasterzellen mit der Ausprägung der Parameter in den anderen Rasterzellen, in welchen die Präsenz nicht bekannt ist (Merow et al., 2013). Damit wird aus den Hintergrunddaten (background data) berechnet in welchen Rasterzellen eine ähnliche Vorkommenswahrscheinlichkeit besteht.

Nach dem Laden der für die Modelle nötigen Variablen ist es möglich zwischen vier Output-Formaten zu wählen. Diese sind *raw, cumulative, logistic* und *cloglog* (Überblick in Abbildung 4). Zwar unterscheiden sich die Darstellungen der Karten, jedoch sind die rangbasierten Statistikwerte, wie beispielsweise die AUC-Werte bei allen Modellen gleich (Merow et al., 2013; Phillips et al., 2017a). Die *cloglog*-Transformation ist laut Phillips et al. (2017a) die angemessenste Methode um Wahrscheinlichkeit einer Präsenz zu schätzen und wurde auch im Rahmen dieser Arbeit herangezogen. Diese Transformation schätzt die Wahrscheinlichkeit der Präsenz mit folgender Formel:

$$\textit{Präsenz-Wahrscheinlichkeit} = 1 - \exp(-\exp(H)p_\lambda(z)) \quad \text{(Phillips et al., 2017a)}$$

Wobei H = Entropie (d.h. der Informationsgehalt) und $p_\lambda(z)$ = Wahrscheinlichkeitsverteilung, dass ein Punkt (hier Präsenzpunkt) auf den oder in die Nähe des Punktes z fällt. Die Darstellungen der logistischen und der cloglog-Transformation sind sehr ähnlich, doch sind die Werte der letzteren Transformation vor allem im Bereich größerer Werte etwas höher (erkennbar an der wärmeren Färbung im unteren Bildbereich).

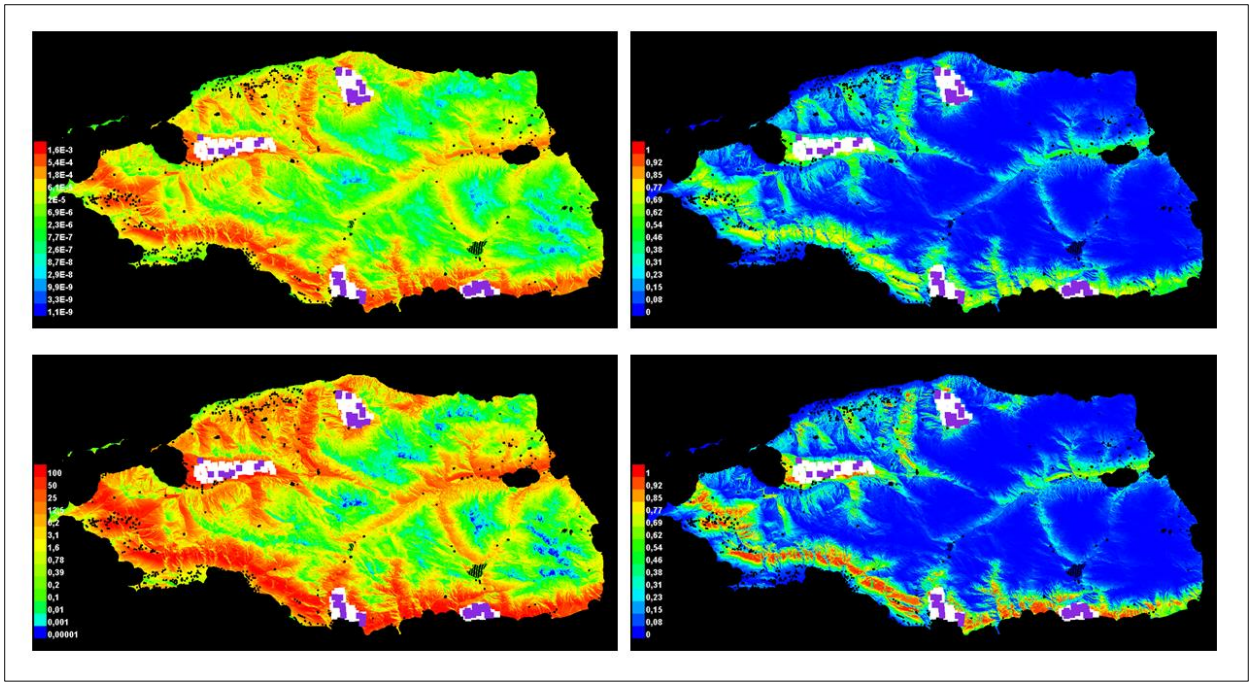


Abbildung 4: Überblick über die Output-Formate von Maxent anhand eines Modells; links oben = raw, rechts oben = logistic, links unten = cumulative, rechts unten = cloglog; die Skalen der beiden linken Modelle sind logarithmisch, die Skalen den beiden rechten Modelle im Bereich von 0 bis 1; zur Darstellung der Farben: blau = geringe Vorkommenswahrscheinlichkeit des Gamswilds, rot = hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit des Gamswilds; Weiße Punkte = Trainings-Präsenzpunkte; violette Punkte = Test-Präsenzpunkte

Der Anteil der Präsenzdaten, der zur Modellvalidierung herangezogen werden soll, kann zufällig gewählt werden (Phillips et al., 2017b) und wurde hier bei 25% festgesetzt. Das heißt 25% der Präsenzdaten werden zur Überprüfung beziehungsweise als Testdatensatz hergenommen um die Modellgüte zu testen. Dabei werden die Testpunkte von Maxent zufällig ausgewählt, bleiben aber bei jedem Durchlauf dieselben.

Der *regularization multiplier* gibt an, wie sehr sich der Output an den Präsenzdaten orientiert (Phillips et al., 2017b) und legt damit gewissermaßen einen zulässigen Pufferbereich um die Mittelwerte der Umweltparameterausprägungen. Dabei bergen kleine Werte die Gefahr des Overfittings des Modells. Je größer der Wert gewählt wird, desto generalisierter wird das Ergebnis (Elith et al., 2011). Hier wurde der Wert 2,0 gewählt und liegt damit im mittleren Bereich, um einerseits nicht zu spezielle aber andererseits auch nicht zu allgemeine Ergebnisse zu erhalten (Radosavljevic & Anderson, 2014).

Da die Wahl der Präsenzpunkte innerhalb der festgelegten, geeigneten Lebensräume willkürlich war, wurden für das Winter- und das Sommermodell je 5 Durchläufe mit jeweils unterschiedlichen Präsenzdaten durchgeführt. Hierfür wurden bei jedem Durchlauf jeweils 40 zufällig gewählte Präsenzpunkte abgeändert, um dem Bias durch die Willkür der Punktsetzung

entgegen zu wirken. Diese Vorgehensweise wurde nach Sommer und Winter getrennt durchgeführt. Die folgenden Variablen wurden dabei in den Wintermodellen berücksichtig:

Präsenz, Bodendeckung, Exposition, Wintersonne, Neigung, Siedlungen, Seehöhe

Folgende Variablen wurden in den Sommermodellen berücksichtigt:

Präsenz, Bodendeckung, Exposition, Sommersonne, Neigung, Siedlungen, Seehöhe

Die Variable Bodendeckung enthält die in Kapitel 3.8.2 genannten Vegetationskategorien, Exposition ist die Ausrichtung der Rasterquadrate nach Himmelsrichtung (0-360°), Wintersonne ist die Strahlungsintensität der Sonne am 21.12.2017 um 12 Uhr, Sommersonne ist die Strahlungsintensität der Sonne am 21.06.2017 um 12 Uhr, Neigung ist die Hangneigung (in Grad), Siedlungen sind die Entfernungen zur nächsten Siedlung, und Seehöhe gibt die Seehöhe (in Metern über Adria) der Rasterquadrate an. Bei der Eingabe der Umweltparameter in Maxent muss zwischen kategorisch und kontinuierlich unterschieden werden. Nur die Bodendeckung ging als kategorische Variable in die Modelle ein, alle weiteren Variablen hatten kontinuierliche Werte.

3.8.4 Auswertung der Ergebnisse

Die Güte der Ergebnisse wird über zwei Werte ermittelt. Zum einen die Omission Rate, welche ein Parameter ist, mit welchem die Vorhersagefähigkeit des erzeugten Modells bewertet wird. Hierbei sollte die Kurve der Test Omission Rate nahe an der Geraden liegen, welche die vorhergesagte Omission Rate darstellt (Phillips et al., 2017b). Zum anderen wird die ROC-Kurve (Receiver-Operating-Characteristic-Kurve) herangezogen. Diese ist eine Grenzwertoptimierungskurve und zeigt die Anpassung des Modells an die Test- beziehungsweise Trainingsdaten. Die Fläche unter den Kurven wird als AUC (area under curve) bezeichnet und gibt einen Wert der Modellgüte. Dieser Wert kann zwischen 0 und 1 liegen, wobei der Wert 0,5 den Wert eines zufälligen Modells darstellt und somit alle Werte, welche kleiner als 0,5 sind schlechter als ein zufälliges Modell sind (Phillips et al., 2017b). Nach Hosmer et al. (2013) wird folgende Interpretation der AUC-Werte empfohlen: Werte zwischen 0,5 und 0,7 wiederspiegeln eine schlechte Modellgüte, Werte zwischen 0,7 und 0,8 sind akzeptabel, Werte zwischen 0,8 und 0,9 sind exzellent und Werte über 0,9 sind hervorragend.

4 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Analyse der Populationsdaten und der Vorkommensmodellierung dargestellt.

4.1 Analyse der Populationsstruktur

Zur Analyse der Populationsstruktur wurden Zähldaten und Abschusszahlen herangezogen. Diese beziehen sich auf die gesamte Fläche des Projektgebiets, welches 388 km² groß ist. Eine tabellarische Auflistung der Ergebnisse findet sich im Anhang II (Kap. 8.2). In den Grafiken werden signifikante Entwicklungen mit einer roten Regressionsgerade dargestellt.

4.1.1 Auswertung der Zähldaten

Die Entwicklung der Zähldaten für mehrjährige Böcke, mehrjährige Geißen, Jahrlinge und Kitze wird in Abbildung 5 dargestellt.

Das für die Modellgüte angegebene R^2 ist das Bestimmtheitsmaß, welches angibt, wieviel Prozent der Gesamtvariation der Daten durch das Regressionsmodell erklärt werden kann (Crawley, 2007). Dies beschreibt im Grunde die Anpassung der errechneten Entwicklungen an die vorhandenen Daten. Das Bestimmtheitsmaß nimmt dabei Werte zwischen 0 und 1 an, wobei 1 eine vollständige Erklärung der Gesamtvariation durch das Modell bedeuten würde. α ist das Signifikanzniveau, welches angibt, ob der Einfluss einer Variable im Modell (in diesem Fall der Faktor „Jahr“) einen statistisch signifikanten Einfluss auf die *response*-Variable hat (in diesem Fall: „Sichtungen“, „Abschüsse“ oder das Verhältnis zweier Werte). Üblicherweise liegt dieser Wert bei 5%, also $\alpha = 0{,}05$ (Crawley, 2007). Ist der im Modell errechnete p-Wert kleiner als α, so hat die Variable „Jahr“ einen signifikanten Einfluss auf die *response*-Variable. In diesem Fall liegt eine signifikante Entwicklung der Sichtungen bzw. Abschüsse für den betrachteten Zeitraum vor.

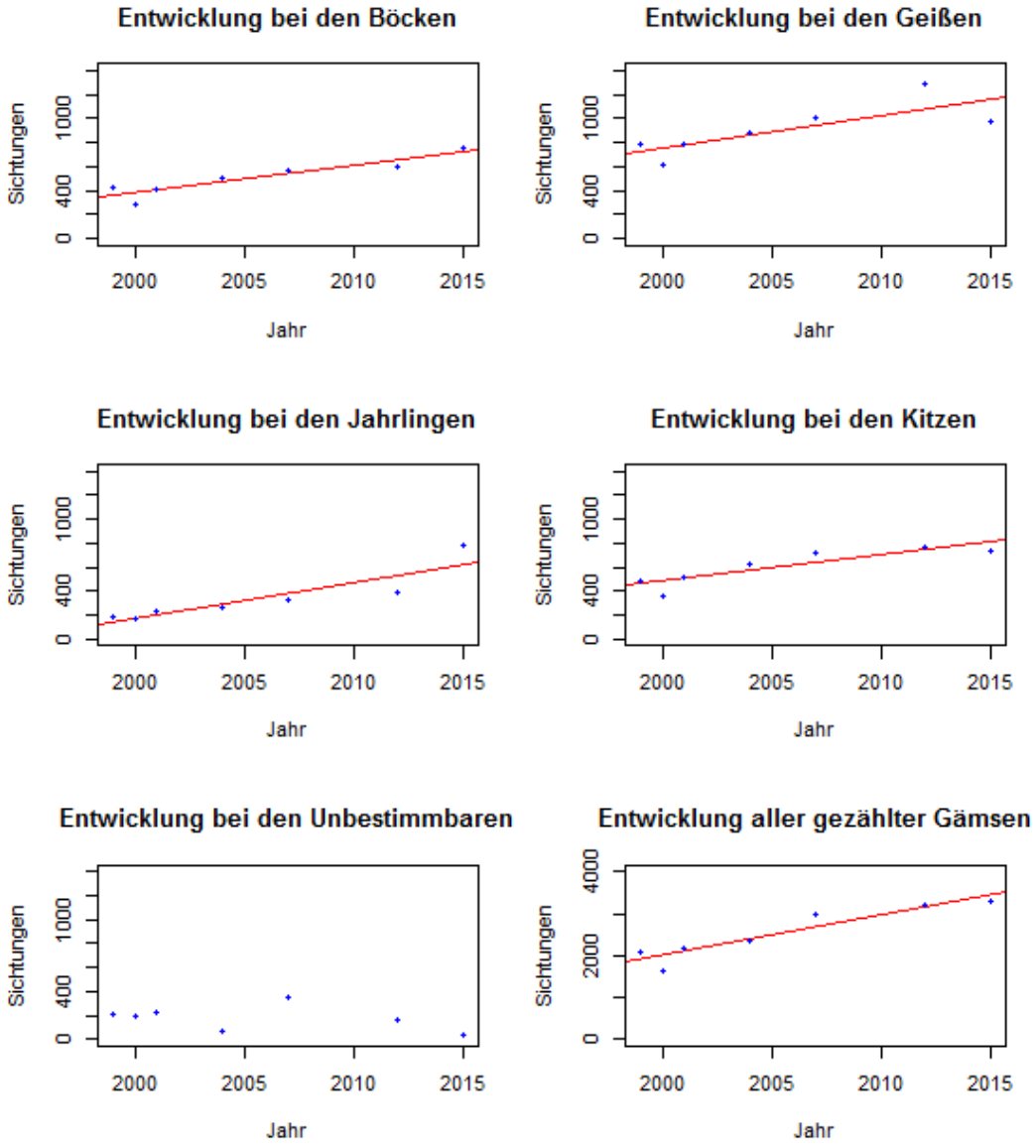


Abbildung 5: Darstellung der Entwicklungen bei den Zählungen im GGST; die blauen Punkte stellen die Zählwerte dar, die roten Geraden die berechneten Entwicklungen

Bei den *Böcken* konnte eine signifikant steigende Zunahme (p-Wert = 0,003) der Meldung gesichteter Tiere berechnet werden. Während bei der Zählung 1999 noch 426 Böcke gezählt wurden, lag der Wert bei der Zählung 2015 bei 752 Böcken. Die Zunahme liegt im statistischen Mittel bei knapp 23 Böcken, die jedes Jahr zusätzlich gesehen wurden. Das Bestimmtheitsmaß liegt bei $R^2 = 0,86$.

Bei den *Geißen* konnte ebenfalls eine signifikant steigende Zunahme (p-Wert = 0,037) festgestellt werden, wobei die Angabe der gemeldeten Individuen pro Jahr durchschnittlich um 27 Tiere stieg. Wurden bei der Zählung 1999 noch 782 Geißen gezählt, waren es 2015 972.

Das Bestimmtheitsmaß der Regressionsgerade ist $R^2 = 0,61$ und spiegelt damit etwas größere Schwankungen der Zählwerte wider.

Bei den *Jahrlingen* hat sich die Angabe bei den gesichteten Tieren für das Jahr 2015 im Vergleich zum Zähljahr 2012 exakt verdoppelt (2012: 390 Jahrlinge ; 2015: 780 Jahrlinge), während in den Jahren zuvor eine geringere Steigerung der Angaben verzeichnet werden konnte. Die Angabe der gezählten Jahrlinge steigt signifikant (p-Wert = 0,006) um durchschnittlich etwa 30 Stück jedes Jahr. 1999 wurden noch 189 Jahrlinge gezählt, 2015 waren es 780. Das Bestimmtheitsmaß liegt bei $R^2 = 0,80$.

Bei den *Kitzen* lässt sich ebenfalls eine statistisch signifikant (p-Wert = 0,007) steigende Anzahl von durchschnittlich 22 Tieren pro Jahr erkennen. 1999 wurden 484 Kitze gezählt, 2015 waren es 740. Die letzten Zählungen zeigen jedoch ähnliche Zählwerte zwischen 700 und 800 Stück. Das Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,79$ zeigt ebenfalls eine gute Anpassung des Modells an die Zähldaten.

Konnten beobachtete Tiere von den Beobachtern im Gelände keiner der genannten Klassen zugeordnet werden, war es möglich diese im Aufnahmeformular als „unbestimmbare“ anzugeben. Lagen diese in den ersten Zähljahren noch im Bereich um die 200 Stück für den gesamten GGST, waren diese Zahlen in den folgenden Jahren rückläufig (mit Ausnahme im Jahr 2007, als 358 Tiere nicht bestimmbar waren) und erreichten 2015 einen Tiefstwert von 40 unbestimmbaren Tieren. Hier gibt es allerdings keine statistisch signifikante Entwicklung (p-Wert = 0,389). Auch das Bestimmtheitsmaß liegt bei einem sehr geringen Wert von $R^2 = 0,15$.

Gesamthaft betrachtet, hat sich die Anzahl der gezählten Gämsen bei den letzten Zählungen (2007, 2012, 2015) signifikant gesteigert (p-Wert = 0,002), jedoch einem vorläufigen Maximum von knapp über 3000 Stücken im GGST (also auf 388km²) angenähert. Das Bestimmtheitsmaß liegt hier bei $R^2 = 0,87$.

Somit konnte in allen vier betrachteten Kategorien eine mehr oder weniger stark ausgeprägt steigende Anzahl gesichteter Gämsen festgestellt werden.

4.1.2 Auswertung der Abschussdaten

Abbildung 6 zeigt wie sich das Verhältnis der Abschüsse zwischen Böcken und Geißen verändert hat. Dabei werden alle erlegten Tiere ab dem Jahrlingsalter, sowohl reguläre Abschüsse als auch Schadwild- und Hegeabschüsse, berücksichtigt. Der geringe Abschuss an

Böcken im Jagdjahr 2007/08 konnte auf Nachfrage bei der Jägerschaft und bei dem Verwalter der Daten als Aufzeichnungsfehler in den Daten erklärt werden und wurde somit aus der Analyse entfernt.

Im Gesamtabschuss von *Böcken und Geißen* (Kitze bleiben hier unberücksichtigt), ist ein signifikanter Anstieg zu erkennen (p-Wert = 0,003). 2000/01 wurden 150 Böcke und Geißen erlegt, 2016/17 waren es 219 Stück. Durchschnittlich wurden im betrachteten Zeitraum jedes Jahr etwa 3 Tiere mehr als im Vorjahr erlegt. Das Bestimmtheitsmaß liegt hier bei $R^2 = 0,47$.

Bei den *Geißen* gibt es keine Entwicklung der Abschusszahlen über die Jahre (p-Wert = 0,119). Im Jagdjahr 2000/01 wurden 92 Geißen erlegt, 2016/17 waren es 86. Das Bestimmtheitsmaß liegt bei $R^2 = 0,15$ und zeigt damit die Schwankungen im Abschuss über die Jahre.

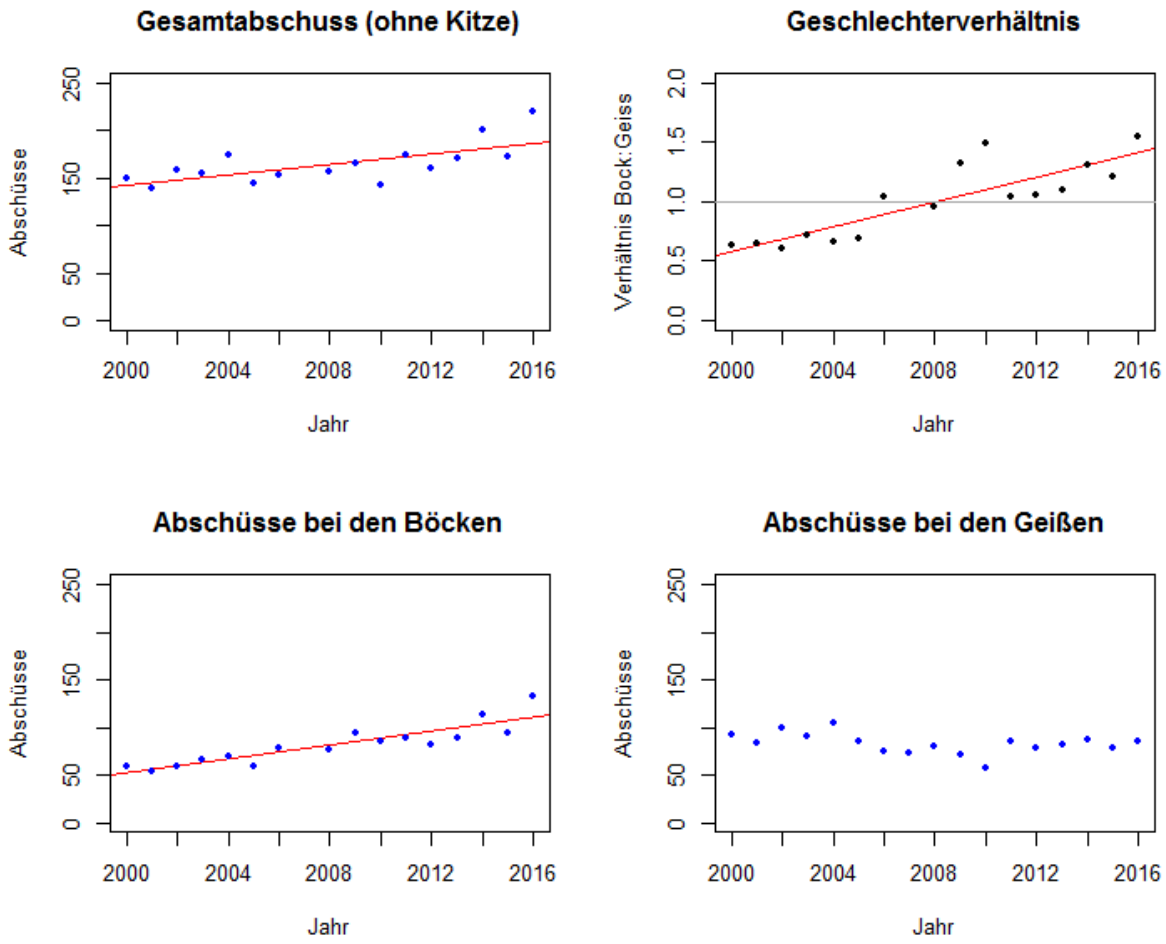


Abbildung 6: Darstellung der Entwicklung im Gesamtabschuss (ohne Kitze), als auch separat bei den Böcken und Geißen; zusätzlich die Entwicklung des Geschlechterverhältnisses im Abschuss; die roten Geraden geben die berechnete Regression an, die blauen Punkte die Abschusszahlen der jeweiligen Jahre, beim Geschlechterverhältnis wurde hierfür die Farbe schwarz gewählt, um das Verhältnis kenntlich zu machen, hier wurde zusätzlich mit einer grauen Linie das Verhältnis 1:1 dargestellt

Im Gegensatz dazu haben sich die Abschüsse bei den *Böcken* jedoch statistisch höchst signifikant (p-Wert < 0,001) erhöht. Der Abschuss an Böcken lag im Jagdjahr 2000/01 noch bei 58 Böcken, 2016/17 waren es 133. Durchschnittlich hat sich der Abschuss bei den Böcken jedes Jahr um etwa 4 Tiere erhöht. Das Bestimmtheitsmaß liegt bei $R^2 = 0,80$.
Damit ändert sich das Verhältnis der Böcke zu den Geißen im Abschuss. Das Verhältnis der Bock-zu-Geiß-Abschüsse hat einen höchst signifikanten positiven Zusammenhang (p-Wert < 0,001) mit einer durchschnittlichen Zunahme von 0,05 (=5%) mehr Böcken im Abschuss jedes Jahr. Das Bestimmtheitsmaß der Regressionsgerade liegt hier bei $R^2 = 0,74$. Wurden 2000/01 noch 38% mehr Geißen als Böcke erlegt, hat sich das Verhältnis seit dem Jagdjahr 2008/09 umgekehrt. Seither werden jedes Jahr mehr Böcke als Geißen erlegt, was 2016/17 bei einem bisherigen Maximum von 55% mehr Böcken als Geißen gipfelte. Das heißt, dass sich der Bockabschuss bei gleich bleibendem Geißen-Abschuss (was in etwa der Fall ist) in 10 Jahren verdoppelt hat. Es werden also absolut und relative gesehen immer mehr Böcke erlegt.

Aufgrund des verstärkten jagdlichen Eingriffs bei den Böcken soll nun der weitere Fokus auf dem Bockabschuss liegen. Im nächsten Schritt wird daher untersucht, aus welchen Altersklassen die erlegten Böcke kommen. Abbildung 7 gibt einen Überblick über die Aufteilung der Abschüsse bei den Böcken auf die drei Altersklassen des Gamswilds (dargestellt in Tabelle 1). Dabei wurde sowohl der absolute Abschuss als Anzahl der erlegten Tiere betrachtet, als auch der relative Anteil, den der Abschuss einer Klasse am Gesamt-Bock-Abschuss in einem Jahr ausmacht. So zeigt der *absolute* Abschuss an Böcken der Einserklasse eine signifikant steigende Zunahme (p-Wert = 0,003) von jährlich etwa einem zusätzlichen erlegten Bock dieser Altersklasse (2000/01: 22 I-er Böcke – 2016/17: 40 I-er Böcke) bei einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,48$. Der *relative* Anteil der Einserklasse am Gesamtabschuss zeigt hingegen keine signifikante Entwicklung (p-Wert = 0,094). Waren es im Jagdjahr 2000/01 noch 38% so lag der Wert 2016/17 bei 30%. Das Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,19$ zeigt jedoch eine starke Schwankung der Werte.
Der *absolute* Abschuss an Böcken der Mittelklasse (Klasse II) zeigt ebenfalls keine statistisch signifikante Entwicklung (p-Wert = 0,090). Hier lagen die Werte 2000/01 bei 16 II-er Böcken und 2016/17 bei 27 II-er Böcken. Das Bestimmtheitsmaß liegt bei $R^2 = 0,19$.
Der *relative* Anteil der Mittelklasse im Gesamtabschuss der Böcke ist geringfügig rückläufig (p-Wert = 0,007) mit durchschnittlich -0,7% pro Jahr (2000/01: 28% – 2016/17: 20%).

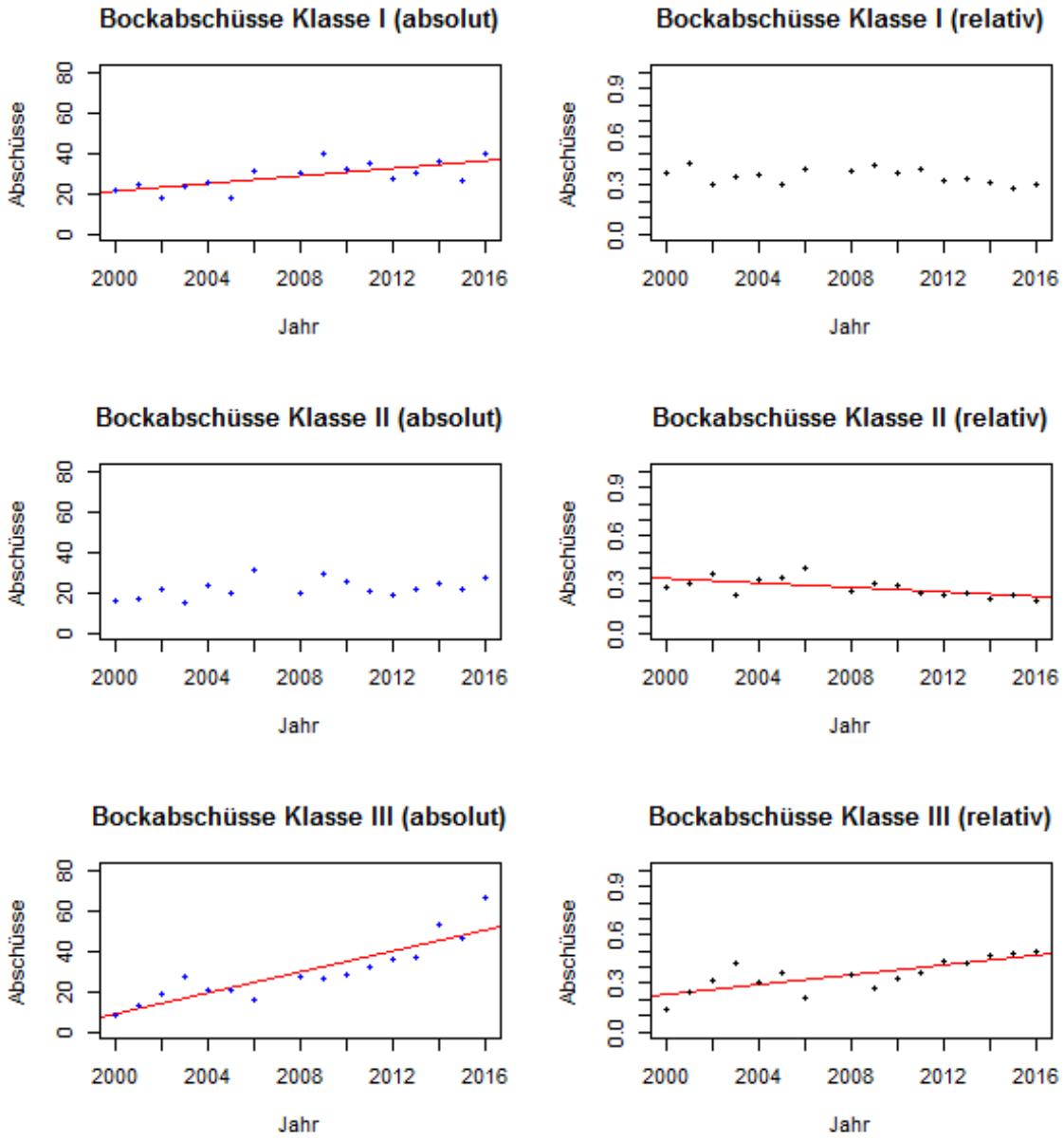


Abbildung 7: Abschüsse bei den Böcken innerhalb der Altersklassen; die roten Geraden zeigen die statistischen Zusammenhänge, die blauen Punkte die Abschüsse der jeweiligen Jahre; angegeben sind sowohl die absoluten Abschusszahlen als auch die Entwicklung der relativen Anteile einer Klasse am addierten Abschuss aller drei Altersklassen; die relativen Werte wurden der Übersichtlichkeit halber in schwarz dargestellt

Der *absolute* Abschuss an Böcken der Jugendklasse (Klasse III) steigt höchst signifikant (p-Wert < 0,001) um etwa 5 Böcke in 2 Jahren. Waren es 2000/01 noch 8 III-er Böcke so sind es 2016/17 bereits 66 III-er Böcke. Das Bestimmtheitsmaß liegt bei $R^2 = 0,80$.

Bei rückläufigen *relativen* Anteilen der Abschüsse in der Mittel- und Einserklasse am Gesamtabschuss der Böcke, und gleichermaßen steigenden absoluten Abschüssen bei den Böcken, nimmt der Anteil der in der Jugendklasse erlegten Böcke höchst signifikant zu (p-Wert < 0,001). Jedes Jahr steigt der Anteil der erlegten III-er Böcke am Gesamt-Bockabschuss um

durchschnittlich 1% (2000/01: 14% – 2016/17: 50%). Das Bestimmtheitsmaß liegt hier bei R^2 = 0,60. Somit kann gesagt werden, dass der steigende Abschuss an Böcken vor allem auf die Jugendklasse abfällt.

Bisher wurden die Bockabschüsse gesamthaft betrachtet. Vor der Behörde findet allerdings eine Unterteilung in reguläre Abschüsse, Hegeabschüsse und Schadwildabschüsse statt. Als Schadwild wird in Freihaltungen und Schonzeitaufhebungen, aber auch im Rahmen von Abschussaufträgen erlegtes Wild bezeichnet, während ein Hegeabschuss der Abschuss eines kranken Tieres ist. Dies muss vom Erleger des jeweiligen Stücks bei der Behörde angegeben werden. Dieser Umstand erlaubt nun eine Aufgliederung der bei den Böcken getätigten Abschüsse nach den genannten Kategorien. Zur Untersuchung des Einflusses von Freihaltungen und Schonzeitaufhebungen soll nun die Entwicklung der Schadwildabschüsse und ihr Verhältnis zu regulären Abschüssen betrachtet werden. Hierfür werden die Hegeabschüsse nicht weiter berücksichtigt. Die notwendige Aufteilung der Abschüsse zwischen Schadwild- und Hegeabschüsse konnte aus den vorliegenden Daten erst ab dem Jagdjahr 2002/03 durchgeführt werden. Die Datenstruktur der gemeldeten Abschüsse erlaubte es bis auf einzelne Fälle eine Aufgliederung nach Schadwild- und Hegeabschüssen vorzunehmen. Im Folgenden werden nur die eindeutig als Schadwild angegebenen Abschusszahlen berücksichtigt.

Die statistische Auswertung wird in Abbildung 8 dargestellt. So wird der steigende Bockabschuss nur in geringem Maße im regulären Abschuss getätigt (p-Wert = 0,002). Hier wird jedes Jahr durchschnittlich ein zusätzlicher Bock erlegt (2000/01: 45 Böcke – 2016/17: 68 Böcke). Das Bestimmtheitsmaß liegt bei R^2 = 0,51. Der größere Anteil der jedes Jahr steigenden Bockabschüsse wird als Schadwild gemeldet. Dabei gibt es eine höchst signifikante Steigerung

(p-Wert < 0,001) von etwa 5 Böcken in 2 Jahren (2002/03: 24 Böcke – 2016/17: 62 Böcke). Das Bestimmtheitsmaß dazu liegt bei $R^2 = 0,77$.

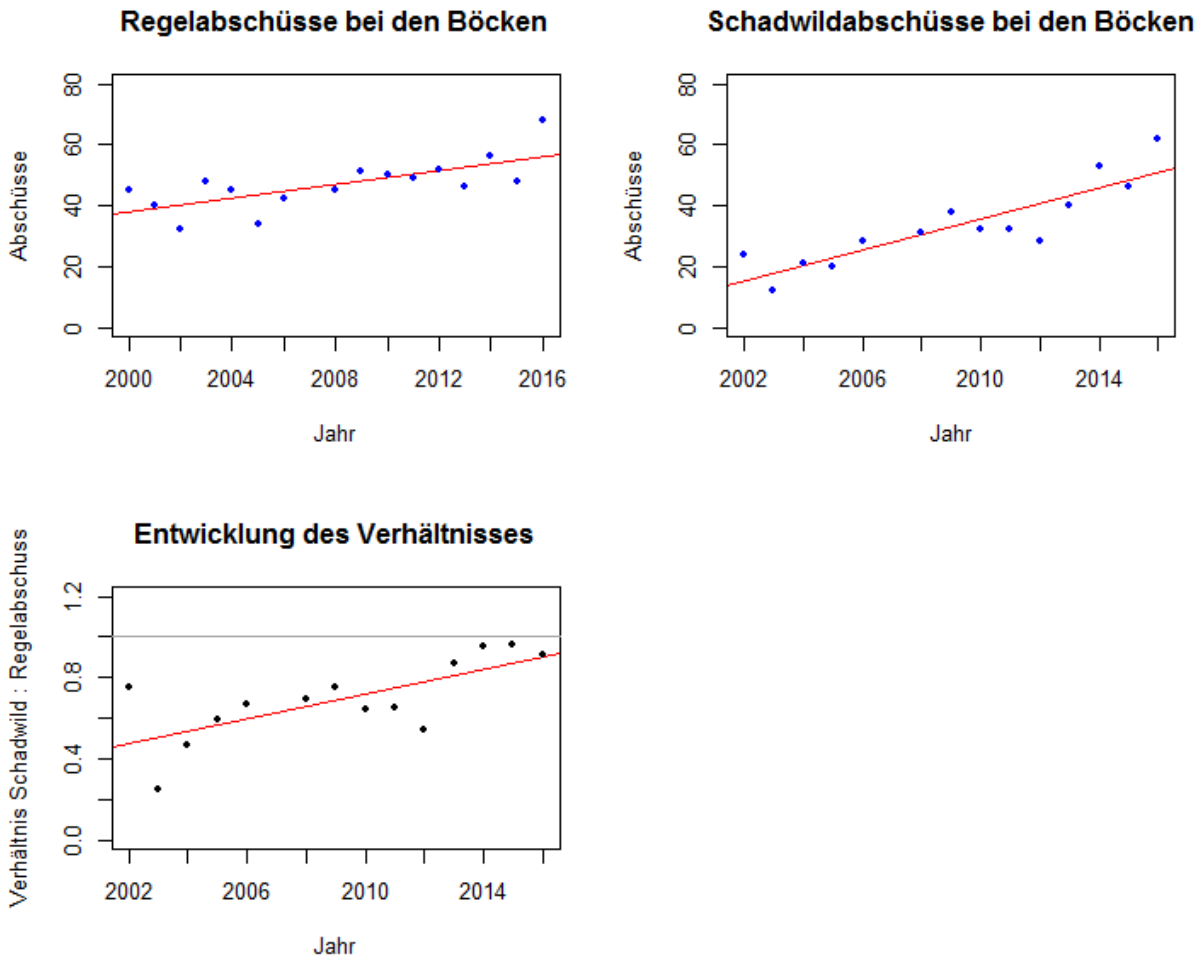


Abbildung 8: Aufgliederung der Bock-Abschüsse in reguläre Abschüsse und Schadwildabschüsse; die roten Geraden zeigen die Entwicklung, die blauen Punkte die jährlichen Abschüsse, beim Verhältnis von Schadwild zu regulär erlegten Tieren wurde hierfür die Farbe schwarz gewählt, um das Verhältnis kenntlich zu machen, hier wurde zusätzlich mit einer grauen Linie das Verhältnis 1:1 dargestellt

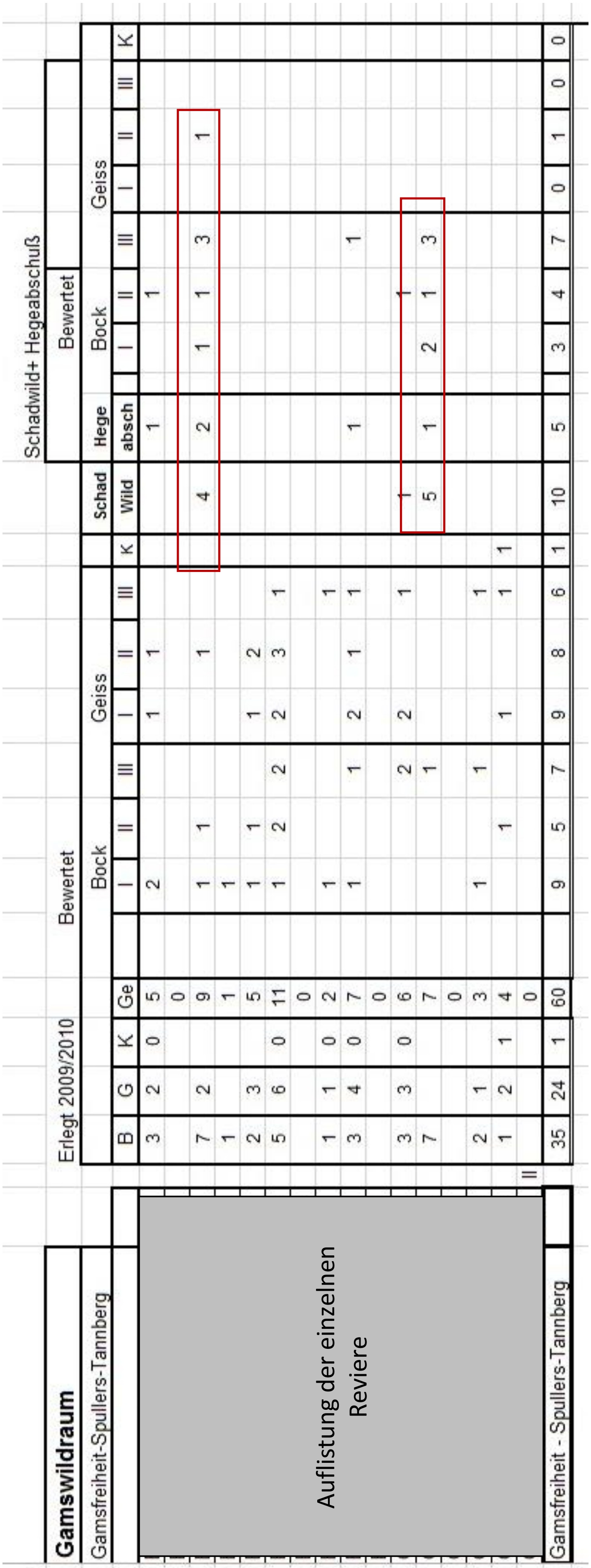
Diese Entwicklung zeigt sich auch im Verhältnis von Schadwildabschüssen zu Regelabschüssen. Während im Jahr 2002 noch etwa drei von sieben erlegten Böcken als Schadwild gemeldet wurden, liegt das Verhältnis seit dem Jagdjahr 2013/14 nahe dem Verhältnis von 1:1. Im Jagdjahr 2016/17 wird dieses Verhältnis durch die Steigerung der Regelabschüsse (Abbildung 8) wieder etwas gemindert. Grundsätzlich heißt das jedoch, dass die letzten vier Jahre knapp die Hälfte der erlegten Böcke als Schadwild gemeldet wurden. Dabei ist die Steigerung der erlegten Stücke um etwa 3 % jedes Jahr statistisch signifikant (p-Wert = 0,004). Das Bestimmtheitsmaß liegt hier bei $R^2 = 0,50$.

Im letzten Schritt der Analyse soll nun noch die Klassenaufteilung der Schadwildabschüsse betrachtet werden, um zu sehen, wie sich die Abschüsse der Klassen entwickelt haben. Auch hier kommt die bereits erläuterte Problematik der Unterscheidung von Hege- und Schadwildabschüssen in einzelnen Fällen zum Tragen. Es wurden für die Analyse ebenfalls nur die eindeutig als Schadwild definierbaren Abschüsse herangezogen.

Da die Aufteilung der Abschüsse nach Klassen für Schadwild- und Hegeabschüsse gemeinsam vorliegt, war es in einzelnen Fällen nicht möglich die Hegeabschüsse der einzelnen Klassen herauszurechnen um den reinen Schadwildabschuss zu bekommen. Auch konnten die Hegeabschüsse teils nicht den Böcken oder Geißen zugeordnet werden (Bsp. siehe Abbildung **9**). So konnten aus den addierten Schad- und Hegeabschüssen nicht alle Hegeabschüsse herausgerechnet werden, was bedeutet, dass die Analyse einen etwas erhöhten Wert in den Klassen ergibt. Der wirkliche Wert liegt etwas darunter, ist aber aus der aktuellen Datenlage nicht berechenbar. Eine Aufstellung der noch in den Ergebnissen für die Schadwildabschüsse enthaltenen Hegeabschüsse zeigt Tabelle 3.
Die Auswertung ist erst ab dem Jagdjahr 2002/03 möglich, da die Altersklasse der Hegeabschüsse vorher nicht angegeben wurde und somit die Hegeabschüsse nicht aus den aufaddierten Werten der Klassen herausgerechnet werden können.

Tabelle 3: Aufstellung der nicht eindeutig zuordenbaren Hegeabschüsse, die daher nicht aus den addierten Schadwild- und Hegeabschüssen herausgerechnet werden konnten; „Klasse unklar" bedeutet, dass der Abschuss aus der Datenlage nicht eindeutig als Hege- oder Schadwildabschuss definiert, jedoch zumindest den Böcken zugeordnet werden kann; bei „Geschlecht und Klasse unklar" konnte der angegebene Abschuss nicht einmal klar den Böcken zugeordnet werden

	2002/03	**2003/04**	**2004/05**	**2005/06**	**2006/07**	**2007/08**	**2008/09**	**2009/10**
Klasse unklar		1		1	2			2
Geschlecht + Klasse unklar					1	2	1	1
	2010/11	**2011/12**	**2012/13**	**2013/14**	**2014/15**	**2015/16**	**2016/17**	
Klasse unklar							1	
Geschlecht + Klasse unklar	1	1		1		1	1	



Gamswildraum	Erlegt 2009/2010				Bewertet							Schadwild+ Hegeabschuß								
Gamsfreiheit-Spullers-Tannberg					Bock			Geiss				Schad	Hege	Bewertet Bock			Geiss			
	B	G	K	Ge	I	II	III	I	II	III	K	Wild	absch	I	II	III	I	II	III	K
Auflistung der einzelnen Reviere	3	2	0	5	2			1	1				1		1					
				0																
	7	2		9	1	1			1			4	2	1	1	3		1		
	1			1	1															
	2	3		5	1	1		1	2											
	5	6	0	11	1	2	2	2	3	1										
				0																
	1	1	0	2	1					1										
	3	4	0	7	1		1	2	1	1			1			1				
				0																
	3	3	0	6			2	2		1		1			1					
	7			7			1					5	1	2	1	3				
				0																
	2	1		3	1		1			1										
	1	2	1	4		1		1		1	1									
				0																
Gamsfreiheit - Spullers-Tannberg	35	24	1	60	9	5	7	9	8	6	1	10	5	3	4	7	0	1	0	0

Abbildung 9: Datenstruktur der Gamswildabschüsse; B = Bock, G = Geiß, K = Kitz, Ge = Gesamt; I – II – III = Altersklassen; rot eingerahmt sind zwei Fälle, in welchen es nicht möglich war die Hegeabschüsse einer Klasse, bzw. in Zeile 3 nicht einmal einem Geschlecht zuzuordnen

Der *absolute* Abschuss an als Schadwild gemeldeter Böcken aus der Einserklasse nimmt statistisch signifikant (p-Wert = 0,018) leicht zu und erhöht sich um etwa einen Bock in drei Jahren (2002/03: 2 I-er Böcke – 2016/17: 8 I-er Böcke). Das Bestimmtheitsmaß liegt hier bei R^2 = 0,38. Der *relative* Anteil der Einserklasse an den Schadwildabschüssen hingegen entwickelt sich über die Jahre nicht in eine Richtung (p-Wert = 0,687). Im Jagdjahr 2002/03 wurden 8% der Schadwildböcke in der Einserklasse erlegt, 2016/17 waren es 13%. Die Werte variieren sehr stark, was sich auch in dem sehr geringen Bestimmtheitsmaß von R^2 = 0,01 widerspiegelt.

In der Mittelklasse (Klasse II) der Schadwildabschüsse bei den Böcken gibt es weder bei den *absoluten* Abschüssen (p-Wert = 0,146 ; R^2 = 0,17) noch bei den *relativen* Anteilen dieser Klasse am Gesamtschadwildabschuss (p-Wert = 0,182 , R^2 = 0,14) einen signifikanten Zusammenhang mit der Zeit. Im Jagdjahr 2002/03 wurden 13 II-er Böcke erlegt, 2016/17 waren es 17 II-er Böcke. Der relative Anteil der Abschüsse dieser Klasse betrug 2002/03 54% und 2016/17 27%.

In der Jugendklasse (Klasse III) steigen die *absoluten* Abschüsse höchst signifikant (p-Wert < 0,001). Die Abschüsse steigen hier im betrachteten Zeitraum um etwa 7 Böcke in vier Jahren (R^2 = 0,76). Während 2002/03 noch 9 Böcke in dieser Klasse erlegt wurden, sind es 2016/17 bereits 38 Stück. Da auch der Gesamtschadwildabschuss signifikant steigt (Abbildung 8), zeigt der *relative* Anteil der Jugendklasse jedoch keine Entwicklung in eine Richtung (p-Wert = 0,229). 2002/03 wurden 38% der Schadwildböcke in der Jugendklasse erlegt, 2016/17 waren es 60%. Das Bestimmtheitsmaß liegt bei R^2 = 0,12 und spiegelt die starken Schwankungen wider. Wenn in Freihaltungen die Strategie der Schwerpunktbejagung konsequent durchgeführt wird, kann davon ausgegangen werden, dass auch die alten Stücke irgendwann gesehen und erlegt werden.

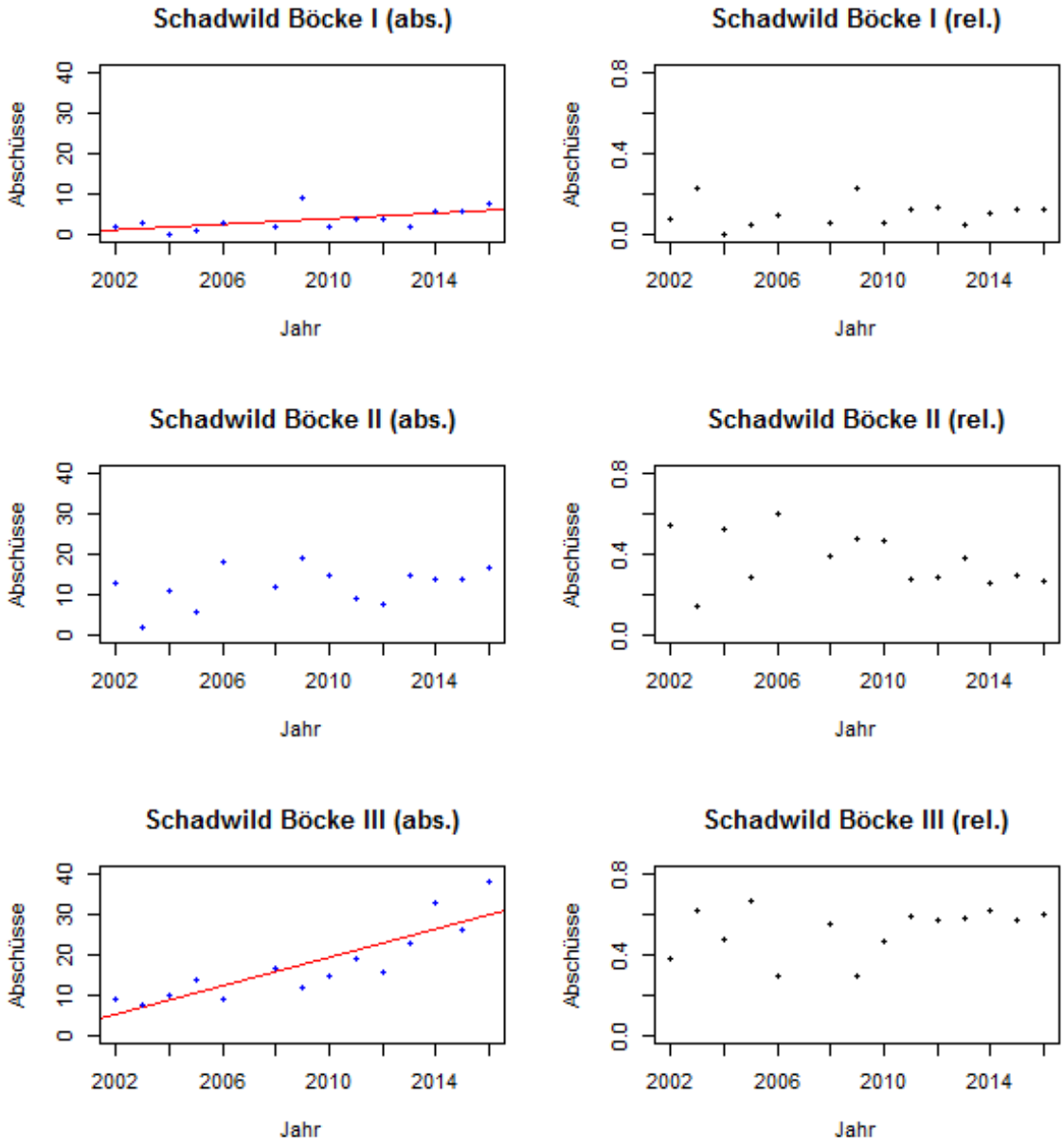


Abbildung 10: Darstellung der Abschüsse bei den als Schadwild erlegten Böcken innerhalb der Altersklassen; die roten Geraden zeigen die Entwicklungen, die blauen Punkte die Abschüsse der jeweiligen Jahre; angegeben sind sowohl die absoluten Abschusszahlen als auch die Entwicklung der relativen Anteile einer Klasse am addierten Abschuss aller drei Altersklassen; zur besseren Unterscheidung wurden die relativen Werte in schwarz dargestellt

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass ein steigender Abschuss bei den Böcken festgestellt werden kann. Dieser findet vor allem in den letzten Jahren vermehrt in der Jugendklasse (Klasse III) statt und wurde überwiegend als Schadwildabschuss gemeldet.

4.2 Modelle der Vorkommenswahrscheinlichkeit

4.2.1 Winterlebensräume

Der Vergleich der fünf Durchläufe mit unterschiedlichen Präsenzdaten ergab eine sehr hohe Übereinstimmung und damit eine vernachlässigbare Abweichung der Ergebnisse voneinander. Hierfür wurden sowohl die Karten der Vorkommenswahrscheinlichkeit, als auch die Omission Rates und die ROC-Kurven mit den AUC-Werten verglichen. Abbildung 11 zeigt die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Gamswilds in den Wintermonaten (Dezember bis Februar). Die Skala reicht von blauen Bereichen, welche ungeeignete Lebensräume darstellen, bis zu orangen und roten Bereichen, welche sehr gut geeignete Lebensräume darstellen. Zu beachten ist hier jedoch, dass die blauen Flächen auch durch fehlende Präsenzdaten in diesen Bereichen entstehen können. Ebenfalls eingetragen sind die Präsenzpunkte, wobei die weißen Punkte die Trainings-Präsenzpunkte darstellen und die violetten die Test-Präsenzpunkte, welche zur Validierung des Modells herangezogen wurden. Die Karte zeigt eine sehr gute Eignung der südlichen Berghänge entlang des Klostertals, sowie des Maruler Tals und des Gadentals. Das Zuger Tal im oberen rechten Bereich, sowie Teile einiger Seitentäler (von links oben nach rechts unten: Weidenbach, Sterrisbach, Steinbach, Huttlabach, Metzgertobel, Elsbach, Falludrigabach, Masonbach, Schmiedetobelbach, Radonatobelbach und Spreubach) haben eine mittlere bis hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit für das Gamswild im Winter.

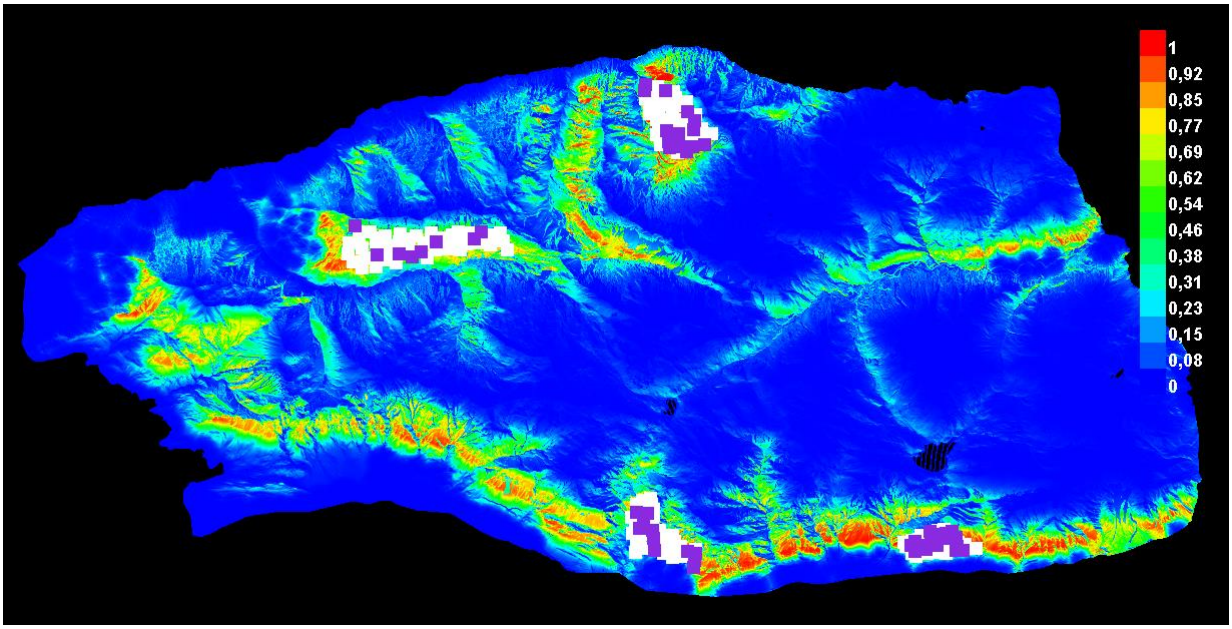


Abbildung 11: Darstellung der Karte der Vorkommenswahrscheinlichkeit für das Gamswild im Winter (Monate Dezember bis Februar); zur Darstellung der Farben: blau = geringe Vorkommenswahrscheinlichkeit des Gamswilds, orange und rot = hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit des Gamswilds; weiße Punkte = Trainings-Präsenzpunkte; violette Punkte = Test-Präsenzpunkte

Viele dieser geeigneten Flächen fallen in forstlich sensible Flächen, welche als Freihaltungen und Schonzeitaufhebungsflächen ausgewiesen wurden, vor allem jene entlang des Großen Walsertals und des Klostertals (Abbildung 12).

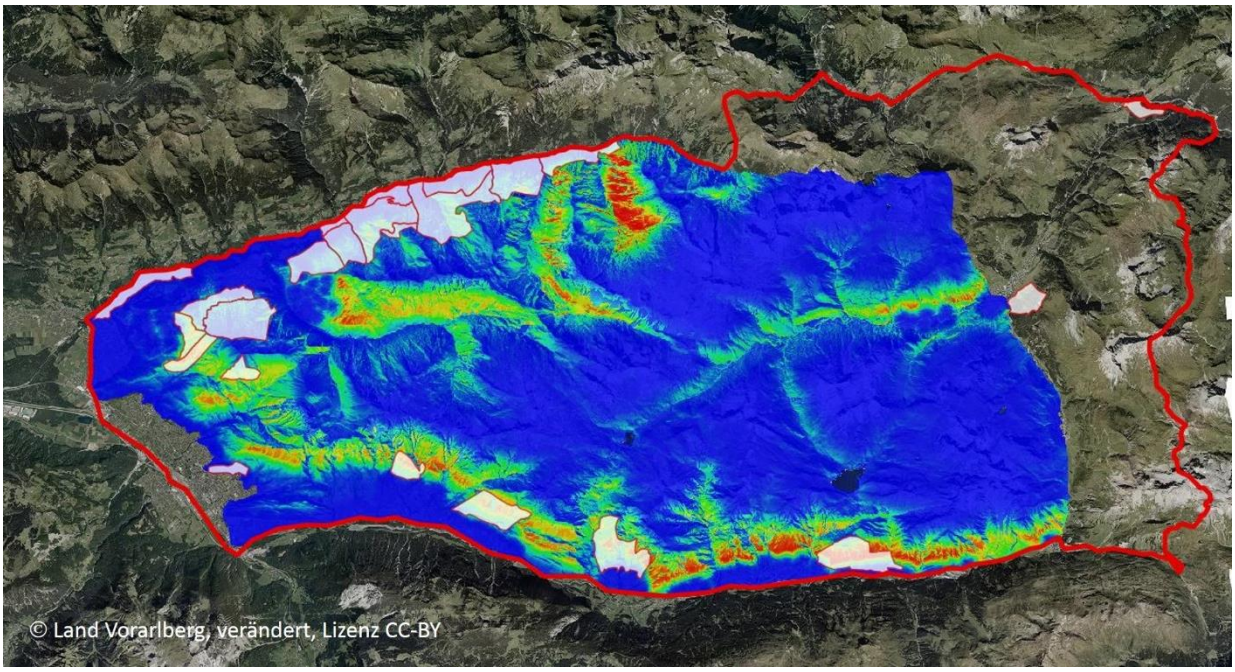


Abbildung 12: Darstellung der Karte zur Vorkommenswahrscheinlichkeit für den Winter in Verbindung mit den Freihaltungen und Schonzeitaufhebungsflächen (weiß mit rotem Rahmen); der rote Rahmen umfasst den Gamswildlebensraum Gamsfreiheit-Spullers-Tannberg; (Karte auf Basis der Geodaten des Landes Vorarlberg; verändert)

Abbildung 13 zeigt die Entwicklung der test und der training omissions mit steigendem kumulativem Grenzwert. Diese sollten sich an der vorhergesagten Omission (schwarze Gerade) orientieren. Die Ergebnisse zeigen, dass die Test-Präsenzpunkte einigermaßen zu der vorhergesagten Eignung der Flächen passen. Liegt die Kurve der test omission deutlich unter der Geraden, welche die vorhergesagte Omission darstellt, ist dies ein meist ein Zeichen dafür, dass die Test- und Trainings-Präsenzdaten nicht unabhängig voneinander sind (Phillips et al., 2017b). Für die vorliegenden Ergebnisse ist dies im mittleren Bereich der Werte der Fall.

Abbildung 14 zeigt die ROC-Kurve, welche die Anpassung des Modells an die Test- beziehungsweise Trainingsdaten darstellt. Die vorliegenden Werte liegen bei über 0,9 und zeigen damit nach Hosmer et al. (2013) eine hervorragende Modellanpassung an die Präsenzdaten. Dies wird auch durch die Darstellung der Kurven verdeutlicht. Je weiter die Kurven nach links oben reichen, desto besser ist das Modell (Phillips et al., 2017b).

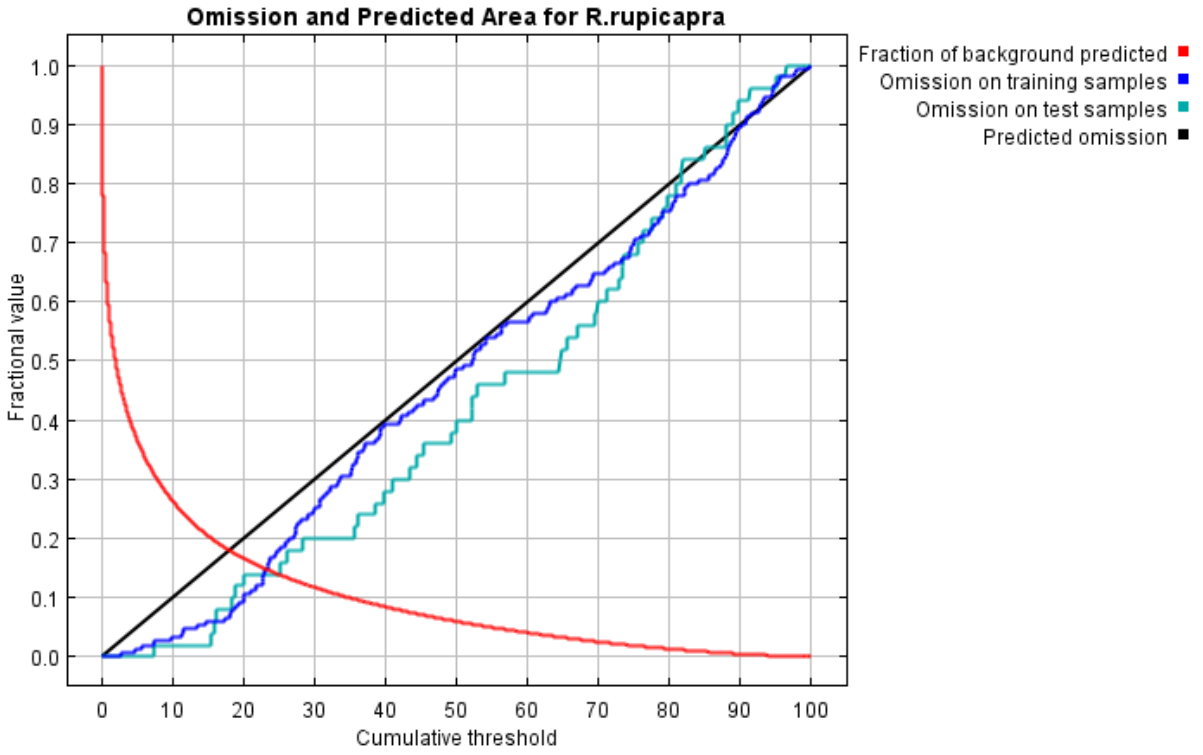


Abbildung 13: Darstellung der Entwicklung der test und training omission mit steigendem kumulativem Grenzwert des zugehörigen Wintermodells

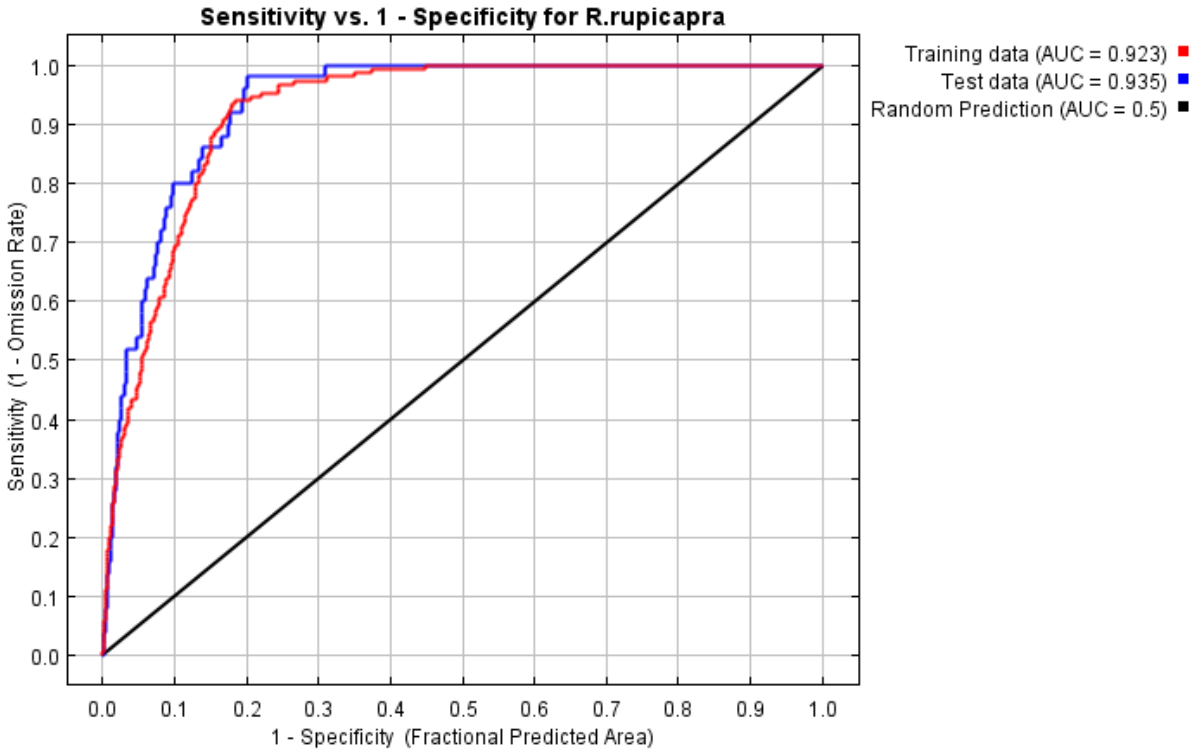


Abbildung 14: Darstellung der ROC-Kurve und der AUC-Werte des zugehörigen Wintermodells

Das heißt Abbildung 11 stellt die potentielle Eignung der Flächen für die Wintermonate auf Basis der Eingangsvariablen hervorragend dar.

4.2.2 Sommerlebensräume

Die Auswertung der 5 Durchläufe mit unterschiedlichen Präsenzdaten ergab ebenfalls eine hohe Übereinstimmung. Auch hierfür wurden die Karten der Vorkommenswahrscheinlichkeit, die Omission Rates und die ROC-Kurven mit den AUC-Werten verglichen. Die Abweichungen der Modelle waren gering und lagen in diesen Fällen ausschließlich in den Bereichen der höchsten Vorkommenswahrscheinlichkeit (rote Bereiche auf der Karte). Daher können auch hier alle Modelle als gleichwertig betrachtet werden. Abbildung 15 zeigt die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Gamswilds in den Sommermonaten (Juni bis August). Die Skala reicht auch hier von blauen Bereichen, welche ungeeignete Lebensräume darstellen, bis zu orangen und roten Bereichen, welche sehr gut geeignete Lebensräume darstellen. Auch hier ist wieder zu beachten, dass die blauen Bereiche nicht zwangsweise ungeeigneten Lebensraum darstellen, sondern dass in diesen Flächen teils keine Daten aufgenommen wurden. Ebenfalls eingetragen sind die Präsenzpunkte, wobei die weißen Punkte die Trainings-Präsenzpunkte darstellen und die violetten die Test-Präsenzpunkte, welche zur Validierung des Modells herangezogen wurden. Die Karte zeigt eine sehr gute Eignung der Kerngebiete des Projektgebiets. Dies sind vor allem hohe und felsige Lagen um Berggipfel und Grate herum. Tallagen und niedriger gelegene Abschnitte sind demnach im Sommer weniger geeignet. Die Siedlungsbereiche werden offenbar im Sommer stärker gemieden.

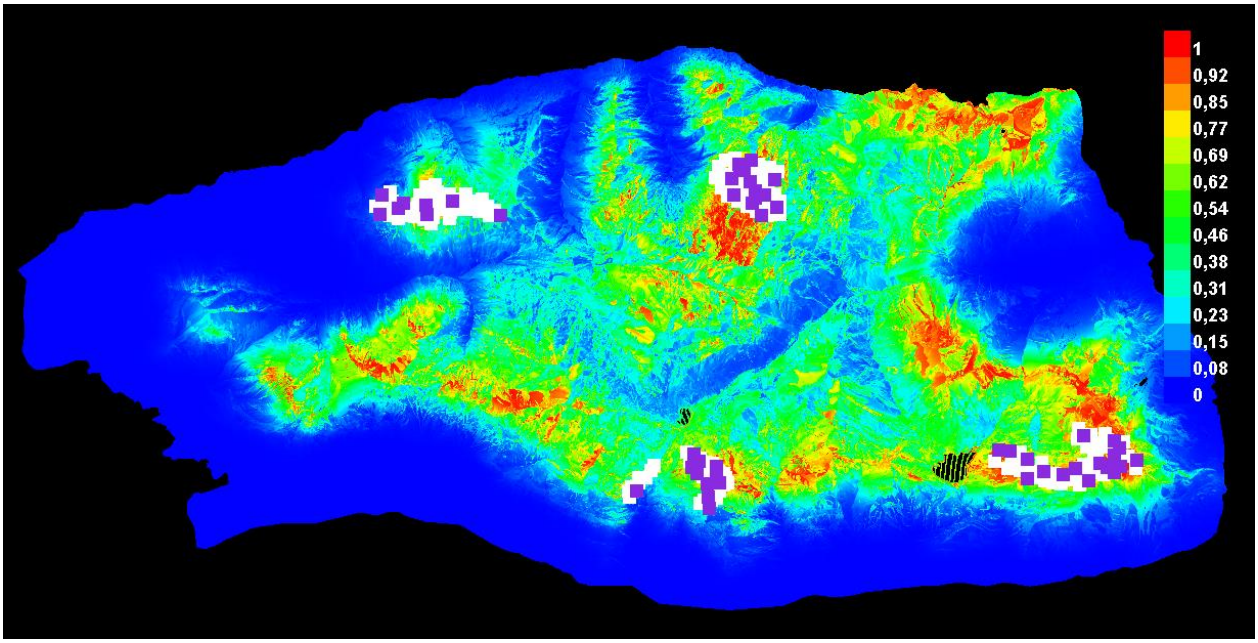


Abbildung 15: Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit für das Gamswild im Sommer (Monate Juni bis August); zur Darstellung der Farben: blau = geringe Vorkommenswahrscheinlichkeit des Gamswilds, orange und rot = hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit des Gamswilds; weiße Punkte = Trainings-Präsenzpunkte; violette Punkte = Test-Präsenzpunkte

Abbildung 16 zeigt, dass im Sommer eine deutlich geringere Überlagerung der geeigneten Habitate mit den Freihaltungen und Schonzeitaufhebungsflächen besteht. Dies ist hier nur mehr in Teilen des Großen Walsertals der Fall (Mitte oben in der Abbildung).

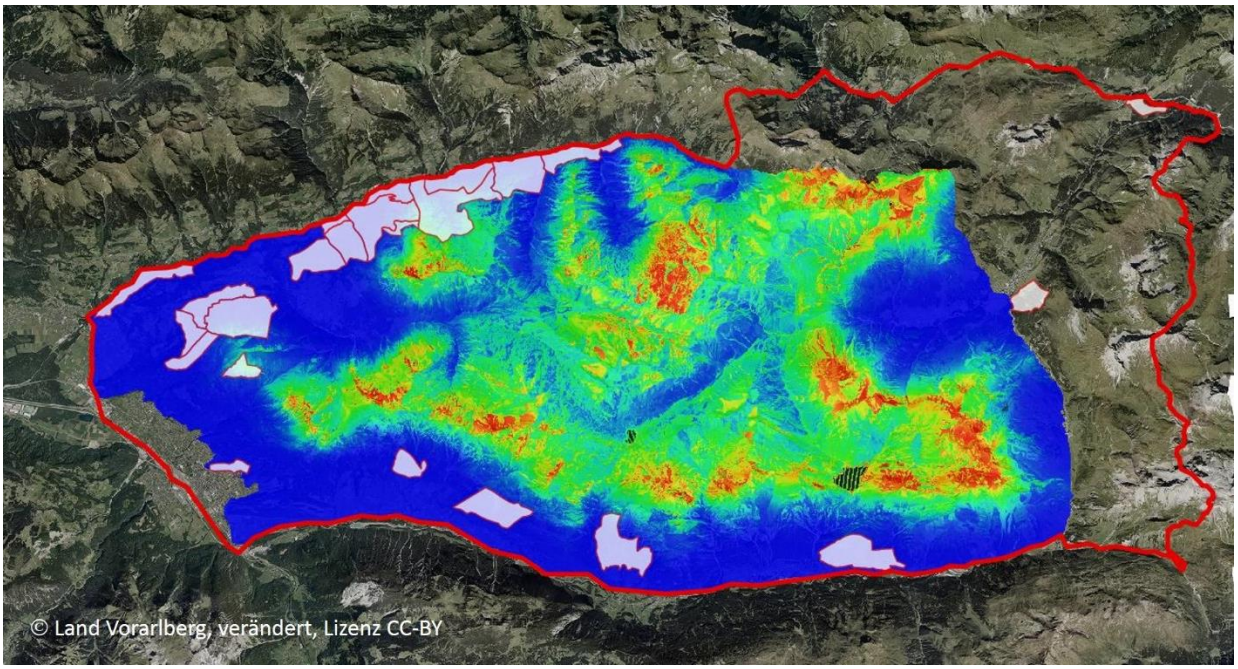


Abbildung 16: Darstellung der Karte der Vorkommenswahrscheinlichkeit für den Sommer in Verbindung mit den Freihaltungen und Schonzeitaufhebungsflächen (weiß mit rotem Rahmen); der rote Rahmen umfasst den Gamswildlebensraum Gamsfreiheit-Spullers-Tannberg; (Karte auf Basis der Geodaten des Landes Vorarlberg; verändert)

Abbildung 17 zeigt für das Sommermodell eine etwas schlechtere Modellgüte als bei dem Wintermodell (Abbildung 13). Die türkise Kurve liegt hier weiter unter der predicted omission (schwarz).

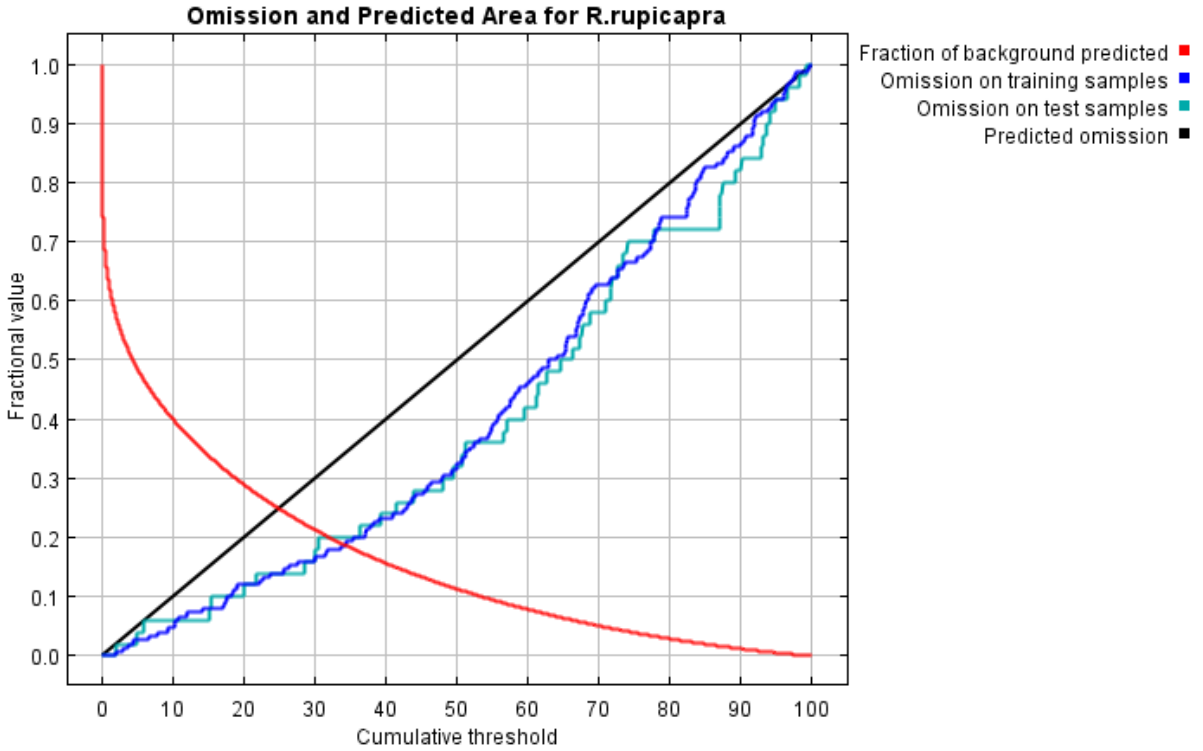


Abbildung 17: Darstellung der Entwicklung der test und training omission mit steigendem kumulativem Grenzwert des zugehörigen Sommermodells

Abbildung 18 zeigt, dass auch die Modellanpassung des Sommermodells etwas schlechter ist und damit geringere AUC-Werte aufweist. Die Werte liegen hier jedoch immer noch im oberen exzellenten Bereich (Hosmer et al., 2013).

Dies bedeutet, dass auch dieses Modell die Eignung der Flächen gut darstellt.

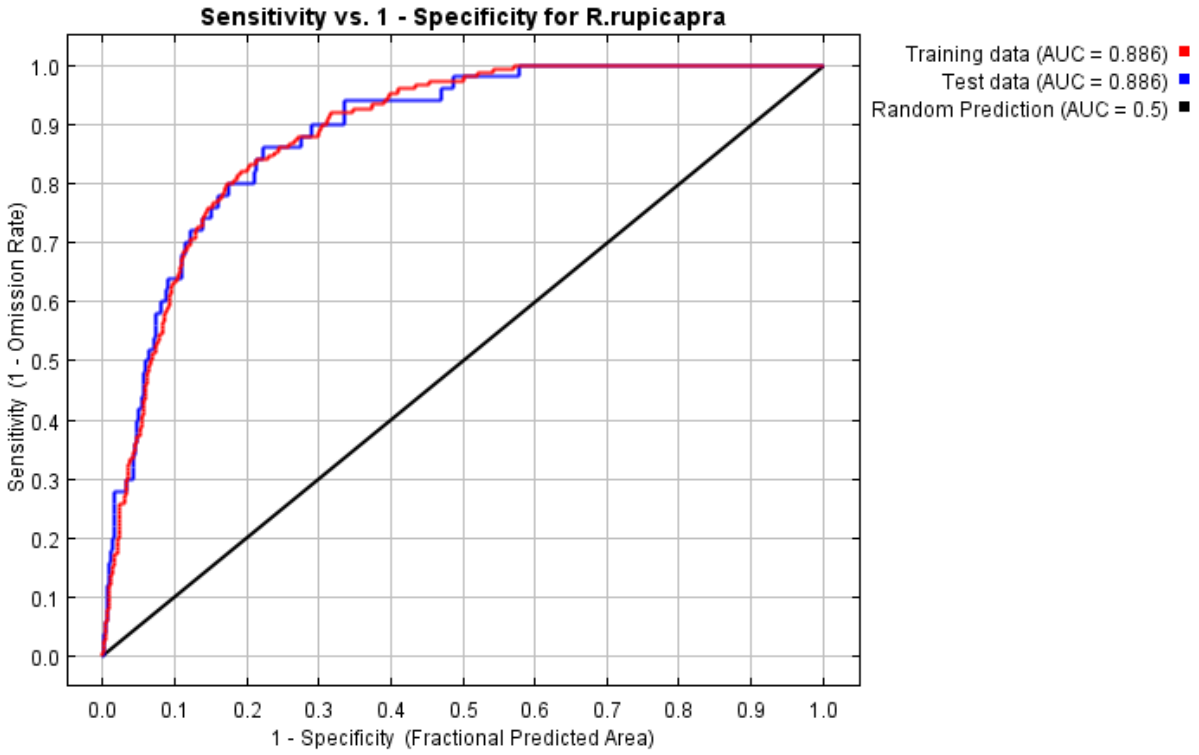


Abbildung 18: Darstellung der ROC-Kurve und der AUC-Werte des zugehörigen Sommermodells

5 Diskussion

Die Auswertung der Zähldaten der sieben Zähljahre zeigen einen Anstieg der gemeldeten Tiere in allen vier Klassen (Böcke, Geißen, Jahrlinge, Kitze) und auch in der Gesamtanzahl gesichteter Stücke. Da an der Zuverlässigkeit dieser Daten gezweifelt wird, wurde zur Beantwortung der Hypothesen zur Populationsanalyse auf die Abschusszahlen zurückgegriffen.

Die Ergebnisse zeigen hier eine signifikante Steigerung der Bockabschüsse und damit eine Verlagerung der Gamswildabschüsse zu Lasten der Böcke, womit Hypothese 1 angenommen werden kann. Am stärksten ist der Anstieg der Abschüsse dabei bei den Böcken der Jugendklasse (1 bis 3-jährige). Hier hat sich die Anzahl der erlegten Stücke von acht im Jagdjahr 2000/01 auf 66 im Jahr 2016/17 erhöht und damit verachtfacht. Dadurch ist auch der Anteil der Böcke aus der Jugendklasse am Gesamtbockabschuss von 14% im Jagdjahr 2000/01 auf 50% im Jagdjahr 2016/17 gestiegen. Somit macht der Abschuss der Böcke aus der Jugendklasse einen zunehmenden Anteil am Gesamtbockabschuss aus, zuletzt genau die Hälfte. Dahingegen lag der Anteil der Mittelklasse (4 bis 7-jährige) bei den Böcken zuletzt bei 20%. Die restlichen 30% wurden in der Einserklasse (ab 8-jährige) erlegt. Somit kann auch

Hypothese 2 angenommen werden. Die Auswertung ergab weiter, dass auch die Schadwildabschüsse bei den Böcken im Projektgebiet höchst signifikant zugenommen haben. So haben sich die Schadwildabschüsse von 24 im Jagdjahr 2000/01 zu 62 im Jagdjahr 2016/17 nahezu verdreifacht. Auch in diesem Fall hat sich dadurch das Verhältnis von Schadwildabschüssen zu regulär nach Abschussplan erlegten Stücken bei den Böcken signifikant verändert und liegt in den letzten Jahren (seit etwa 2013/14) bei nahezu 1:1, was bedeutet, dass die Hälfte aller erlegten Böcke außerhalb des Abschussplans erlegt wurden. Hypothese 3 kann somit auch angenommen werden.

Unter Berücksichtigung der bei den letzten beiden Zählungen in den Jahren 2012 und 2015 sehr geringen Zahl unbestimmbarer Tiere (169 und 40, respektive) kann die Entwicklung der steigenden Anzahl gesichteter Gämsen bei den Zählungen teilweise damit erklärt werden, dass mehr Tiere genauer bestimmt werden konnten. Dazu dürfte auch die Vereinfachung der Angabemöglichkeiten in den Zählformularen beigetragen haben. So wurde ab der Zählung im Jahr 2007 auf die vorher anzugebende Unterteilung der Geißen und Böcke in die Altersklassen (I – II – III) verzichtet und fortan nur mehr die Angabe mehrjähriger Stücke gefragt. Bei der Analyse der Zähl- und Abschussdaten wird davon ausgegangen, dass die Zahlen wahrheitsgemäß gemeldet werden. Im persönlichen Gespräch wurden einzelne Vorwürfe geäußert, dass die Meldung erlegter Stücke nicht immer ganz ehrlich abläuft. Dem kann im Rahmen dieser Arbeit nicht nachgegangen werden. Dasselbe gilt für die Angabe der Zählergebnisse, welche immer wieder in Kritik geraten. Da an der wahrheitsgemäßen Angabe der Zählungen gezweifelt wurde, wurden die Ergebnisse der letzten Zählung (Jahr 2015) beispielsweise nicht mehr veröffentlicht. Um diesem entgegenzuwirken ist für die diesjährige Zählung (Oktober 2018) das Hinzuziehen externer Zähler geplant. Die festgelegten Abschüsse richten sich beim Gamswild in Vorarlberg grundsätzlich nicht nach den Zählungen. Dennoch wird vermutet, dass bei vielen Jägern das Interesse besteht keine rückläufige Entwicklung der Gamsbestände erkennen zu lassen und somit bei den Zählungen mehr Stücke angegeben werden als tatsächlich gezählt wurden. Würde ein Einbruch der gezählten Gämsen gemeldet werden, könnte dies nämlich durchaus einen politischen Druck bei der jährlichen Festlegung der Abschusspläne bedeuten. Eine mögliche Erklärung für die Verdopplung der als gesichtet gemeldeten Jahrlinge sind die milderen Winter in den vergangenen Jahren (Schatz, 2017, https://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/klima-aktuell/klimatothek [aufgerufen am

10.01.2018]), sodass die Kitzmortalität geringer ausfällt und tatsächlich immer mehr junge Stücke zu sehen sind (mündliche Mitteilung: Schatz, Heigl).

Prinzipiell kann die Angabe der Zählungen, auch wenn diese wahrheitsgemäß angegeben wurden, als Mindestbestand betrachtet werden, da auch bei ordentlicher Arbeit und gutem Abstellen der Beteiligten auf der Fläche niemals alle Tiere gezählt werden können. Dabei spielt sowohl das Wetter am Zähltag, als auch die Geländestruktur und die Aktivität des Wilds eine Rolle. Auf gut einsehbaren alpinen Matten kann der Bestand besser gezählt werden als in kupiertem Gelände oder in einem Latschengürtel. Laut Bögel (2001) und Loison et al. (2006) stellen die Zählungen damit einen Mindestbestand dar und können grobe Aussagen über den Trend der Populationsentwicklung geben. Andererseits können bereits gezählte Tiere auch in einen anderen Zählsektor wechseln, wodurch es zu Doppelzählungen kommen kann. Zwar wird versucht durch Absprache der Jäger untereinander bestmöglich aus den Ergebnissen herauszurechnen, dass sich jedoch die Anzahl der Doppelzählungen und der vorhandenen, aber nicht gesehene Stücke zahlentechnisch kompensieren, kann nicht völlig ausgeschlossen werden.

Der Anteil der Gesamtabschüsse im GGST an den Zählungen macht bisher zwischen 4 und 10 Prozent, bei den letzten drei Zählungen aber etwa 5% aus (Tabelle 4). Da die Zählungen allerdings im Oktober stattfinden und in Vorarlberg die Jagdzeit auf das Gamswild mit dem 1. August beginnt, müssten die getätigten Abschüsse bis zum Zähltag zu den Zählungen hinzugerechnet werden, um eine bessere Bestandesschätzung zu erreichen. Außerdem, wie bereits angemerkt, geben die Ergebnisse der Zählungen keinen genauen Wert der Bestandesgröße an. Durch verschiedene Gegebenheiten, wie zum Beispiel schlechte Sicht, oder Doppelzählungen können die Zählwerte verfälscht werden, womit der tatsächliche Bestand unter- oder überschätzt wird. Daher muss auch der tatsächliche Anteil der Abschüsse am Bestand korrigiert werden.

Der Zuwachs in der Gamspopulation kann aus den vorliegenden Daten nicht errechnet werden, wird jedoch von den Berufsjägern vor Ort mit etwa 8% geschätzt.

Tabelle 4: Auflistung der Abschüsse und Bestandeszahlen aus den Zählungen, sowie der Anteil der Abschüsse im jeweiligen Jahr an den Zählungen; die Angabe der Abschüsse aus dem Jagdjahr 2007/08 ist jedoch nicht verlässlich.

	1999	2000	2001	2004	2007	2012	2015
Zählungen	2096	1626	2165	2331	2986	3219	3284
Abschüsse		157	146	181	118	166	183
Anteil Abschüsse		0,10	0,07	0,08	0,04	0,05	0,06

Der Bezirksjägermeister von Bludenz regte zu einer kritischen Reflektion der Zählergebnisse an. Abgesehen davon, dass bei den Zählungen nicht alle Reviere teilgenommen haben, scheinen die angegebenen Zählungen recht hoch. Laut BZJ Vonbank hat sich auch die Anzahl der Zähler an den jeweiligen Zähltagen in den letzten Jahren verringert, sodass die steigende Anzahl an Sichtungen auch nicht durch eine höhere Dichte an Zählern erklärt werden kann. Ausgehend von der Annahme, dass eine Zu- und Abwanderung in das Projektgebiet in größerem Maße unwahrscheinlich scheint (Verkehrswegenetz rund um das Projektgebiet – mit Ausnahme im Norden), und weiter ausgehend davon, dass in den letzten Zähljahren (1999 - 2015) der Abschuss etwa 5-10% der gezählten Tiere ausgemacht hat (Tabelle 4), gibt es folgende Optionen:

1) der Abschuss entspricht dem Zuwachs in der Population, womit der Bestand mehr oder weniger konstant bleiben müsste
    a. ist der von den Berufsjägern geschätzte Zuwachs von 8-10% richtig, würde der Anteil des Abschusses an den gezählten Tieren ebenso hoch sein, da dieser aber geringer (etwa 5%) ausfällt, sind die Zählungen zu hoch.
    b. Ist der geschätzte Zuwachs von 8-10% zu gering angesetzt, d.h. der eigentliche Zuwachs ist höher, müsste unter gegebenen Annahmen auch der Abschuss einen höheren Anteil an den gezählten Tieren ausmachen. Da dies nicht der Fall ist, wären auch hier die Zählungen zu hoch.
    c. Ist der geschätzte Zuwachs von 8-10% zu hoch angesetzt, d.h. der eigentliche Zuwachs wäre geringer, wäre auch der Anteil des Abschusses an den gezählten Stücken geringer. Dies ist mit etwa 5% in den letzten drei Zählungen der Fall. Allerdings konnten die letzten Jahre immer mehr junge Stücke beobachtet werden (mündliche Mitteilung Vonbank, Heigl), also scheint es unwahrscheinlich, dass der Zuwachs geringer als 8% ist.

2) Der Abschuss ist geringer als der Zuwachs der Population, womit der Bestand zunehmen würde, wenn keine Abwanderung stattfindet.

   Dem entgegen steht die Aussage der Jäger in unterschiedlichen Revieren, dass immer weniger Gamswild sichtbar ist. Bei der vorliegenden Struktur und Anzahl der Reviere scheint es unwahrscheinlich, dass größere Rudel des Gamswilds über längere Zeit ungesichtet bleiben. Andererseits spricht Schatz (2017) an, dass es sein kann, dass der Gamswildbestand die letzten Jahre tatsächlich unterschätzt wurde und es „versteckte" Reserven gibt. Durch die ständige Steigerung der Abschüsse beim Gamswild müssten diese Reserven allerdings in den nächsten Jahren aufgebraucht werden. Eine Steigerung der Populationsgröße scheint also unter den genannten Annahmen längerfristig nicht wahrscheinlich.

3) Der Abschuss ist höher als der Zuwachs der Population, womit der Bestand sinken würde, wenn keine Zuwanderung stattfindet.

   Da durch die Infrastruktur rund um das Projektgebiet eine Zuwanderung im größeren Stil nicht sehr wahrscheinlich ist, würde dies einen Rückgang der Population bedeuten. Dies wiederum deckt sich mit der Aussage der Jäger im Projektgebiet, dass die Gamswildrudel scheinbar immer kleiner werden. Daher scheinen auch in diesem Fall die Zählungen zu hoch.

Unter Betrachtung der genannten Punkte scheinen die Angaben der Zählungen nicht sehr realistisch. Diese müssten den sinkenden Trend sichtbaren Gamswilds, wie er von den Jägern beschrieben wird, widergeben.

Auch die gemeldeten Abschüsse müssen als Mindestabschuss betrachtet werden. Zwar besteht eine Meldepflicht bei der Bezirkshauptmannschaft und zusätzlich die Grünvorlage, die in Vorarlberg für jedes erlegte Stück Schalenwild ohne Trophäe gilt, doch kann nicht ausgeschlossen werden, dass einzelne Abschüsse verschwiegen und nicht zur Grünvorlage gebracht werden. Durch die Buße von Falschabschüssen kann dieses Phänomen verstärkt werden. Somit müssen die erlegten Gamsböcke und –geißen nach dem Erlegen nicht vorgelegt, sondern lediglich gemeldet werden. Das Geschlecht des erlegten Stücks wird dann bei der Hegeschau anhand der Krucken bestimmt und mit den Abschussmeldungen bei der Behörde abgeglichen. Die Geschlechterbestimmung anhand der Krucken ist im Projektgebiet

laut BJM Vonbank mit einzelnen Ausnahmen in der Regel sehr gut möglich (mündliche Mitteilung).

Bei den Abschüssen wurde ein steigender Eingriff bei den Böcken beobachtet. Hierfür kann es mehrere Gründe geben. Zum Einen stehen die Böcke meist in niederen Lagen, da die Scharwildrudel die optimalen Habitate besetzen (Bögel, 2001; Nesti et al., 2010). In vielen dieser niederen Lagen wurden jedoch Freihaltungen und Schonzeitaufhebungsflächen ausgewiesen und damit geraten die Böcke buchstäblich ins Visier (Meile, 2014). Die dort gesichteten Stücke müssen nach Vorschrift unverzüglich erlegt werden (§41 VJG).

Die steigende Strecke in der Jugendklasse (1 bis 3-jährige) lässt sich einerseits damit erklären, dass durch die milderen Winter in den letzten Jahren immer mehr junge Stücke zu beobachten und damit vorhanden sind. Andererseits kann auch eine zunehmend starke Bejagung und damit eine Minderung der Populationsdichte ein Grund für die Zunahme jüngerer Stücke in der Strecke sein (Rughetti, 2016). Teilweise wird eben dies gefordert, dass der jagdliche Eingriff in der Jugendklasse stattfinden sollte und die Mittel- und Einserklasse zu schonen sind (Nussbaumer, 2016). Jedoch ist hier zu beachten, dass eine Übernutzung die Schmälerung der Basis der Alterspyramide bedeuten würde. Damit würden die Stücke längerfristig nicht mehr das Alter der gewünschten Einserklasse erreichen. Gerade in unübersichtlichem Gelände, in dem das Wild schnell angesprochen werden muss, werden einzelne Böcke schneller erlegt als Geißen, da sich der Schütze hier vergewissern muss, dass diese kein Kitz führen. Ein Großteil dieser erlegten Stücke werden allerdings als Schadwild erlegt, was darauf hindeutet, dass die Freihaltungen und Schonzeitaufhebungsflächen eine Sogwirkung auf die umliegenden Reviere haben. Miller und Corlatti (2014) weisen darauf hin, dass bei der Neubesiedlung einer Fläche vor allem junge Stücke anzutreffen sind. Vor allem junge Böcke wandern weiter als junge Geißen, die in der Nähe des Muttertiers bleiben (Miller & Corlatti, 2014). Dies bedeutet, dass in den Freihaltungen und Schonzeitaufhebungsflächen zwar sehr wohl nach den Vorgaben gejagt wird alles sichtbare Wild zu erlegen, die freien Habitate jedoch von abwandernden (jungen) Stücken aus den umliegenden Revieren wieder besetzt werden.

Dem betrachteten Zeitraum der Abschussmeldungen (ab dem Jagdjahr 2000/01) gehen zwei sehr harte Winter mit hohen Verlusten durch Fallwild voraus (Schatz, 2017). Darauf wurde mit einer Senkung der Abschussvorgaben beim Gamswild reagiert. Daher muss bei der Analyse und der Interpretation der Ergebnisse beachtet werden, dass die betrachteten Abschussmeldungen im Jagdjahr 2000/01 bei einem verhältnismäßig niedrigen Wert starten.

Der starke Anstieg lässt sich damit zumindest teilweise durch die schrittweise Anhebung der Abschüsse auf das Niveau vor den Katastrophenwintern zurückführen. Allerdings konnten die Abschussmeldungen aus den Jahren zuvor nicht bezogen werden.

Die Ergebnisse decken sich weitestgehend mit den landesweiten Ergebnissen für das Gamswild in Vorarlberg (Schatz, 2011, 2013, 2017). Die Zunahme der Schadwildabschüsse ist im Land Vorarlberg inzwischen ebenfalls bei etwa 50% angelangt. Auch die landesweite Zählung im Jahr 2012 (Schatz, 2013) und das veränderte Geschlechterverhältnis zu Lasten der Böcke (Schatz, 2011) bestätigen die Entwicklung im Projektgebiet.

Die Entwicklung der Populationsstruktur wird in dieser Arbeit gesamthaft für eine sehr große Fläche betrachtet (GGST: 38.800 ha). Dadurch verschwimmen die lokal teils sehr kritischen Entwicklungen. Während beispielsweise in einer und um eine Freihaltung der Schadwildabschuss, und damit der Abschuss an Böcken sehr hoch sein wird, kann die Lage in den Lagen oberhalb der Waldgrenze oder in großen Eigenjagden in abgelegenen Hochlagen vollkommen anders aussehen. Dort wird im Regelfall kein Schadwild erlegt, außerdem wird dort mangels Böcken, die sich in niederen Lagen aufhalten, auf das Scharwild (Geißen und junge Böcke) gejagt. Da die Idee der Gamswildlebensräume allerdings war, Flächen abzugrenzen, die gemeinschaftlich bewirtschaftet werden und innerhalb derer die Subpopulationen in Vorarlberg über den Jahresverlauf hin ihre Einstände wechseln, wurde die Betrachtung des gesamten Gamslebensraums gewählt.

Die Fläche der aktuell 16 Freihaltungen im Projektgebiet (GGST) beträgt 1594 ha und macht damit 4% des gesamten Projektgebiets aus (38.800 ha). Hinzu kommen etwa 794 ha Schonzeitaufhebungsflächen, die sich vor allem auf das Große Walsertal konzentrieren und etwa 2% des Projektgebiets umfassen. Dies macht gesamthaft 2388 ha (= 6% des Projektgebiets). Dass in den letzten Jahren etwa 50% aller Bockabschüsse als Schadwild gemeldet wurden, lässt einen hohen Einfluss der Freihaltungs- und Schonzeitaufhebungsflächen vermuten. Obwohl berücksichtigt werden muss, dass nicht die gesamte Fläche des Projektgebiets als geeigneter Gamswildlebensraum (vgl. Abbildung 11 und Abbildung 15) einzustufen ist. Da als Schadwild gemeldetes Wild jedoch nicht nur in Freihaltungen und Schonzeitaufhebungen erlegt werden kann, sondern außerdem auch im Rahmen von Abschussaufträgen in anderen Revieren getätigt wurde, ist eine präzisere Hochrechnung des Einflusses der Freihaltungen und Schonzeitaufhebungen schwierig. Die

Schätzung der Hegeobmänner im Projektgebiet geht von einem Anteil von etwa 5% der Abschussaufträge am Schadwildabschuss aus. Demnach werden also etwa 95% der Schadwildabschüsse in den Freihaltungen und Schonzeitaufhebungen getätigt. Zudem lassen sich die Abschussaufträge meist auf die umliegenden Reviere um diese Schwerpunktbejagungszonen eingrenzen (mündliche Mitteilung Vonbank, Kaufmann).

Bei der Modellierung der Vorkommenswahrscheinlichkeit, und der daraus interpretierbaren Habitateignung des Projektgebiets, konnten auf Basis der herangezogenen Umweltparameter und der Präsenzdaten des Gamswilds sehr gute Modelle für die Winter- und Sommerlebensräume berechnet werden. Damit kann Hypothese 4 ebenfalls angenommen werden.

Die Freihaltungen und Schonzeitaufhebungsflächen schränken den dargestellten Sommerlebensraum nur in sehr geringem Maße, den Winterlebensraum jedoch durchaus in stärkerem Maße (v.a. im Großen Walsertal) ein, wobei es im Klostertal außerhalb dieser Flächen noch größere Flächen zu geben scheint, in welche das Gamswild im Winter wechseln kann. Auch Hypothese 5 kann somit angenommen werden.

Sowohl das Vorgehen bei der Stichprobennahme als auch der Stichprobenumfang spielt eine wichtige Rolle bei der Datenaufnahme (Hirzel et al., 2002). Um in der Feldarbeit an das Gelände und die unterschiedlichen Vegetationsformen angepasst Stichprobenpunkte setzen zu können, fiel die Wahl auf die zufällige Verteilung der Aufnahmepunkte. Jedoch wurde dabei darauf geachtet, dass möglichst viele Gegebenheiten im Gelände abgedeckt sind. Dabei wurde auch die Anzahl der Punkte nach Größe und Homogenität der Flächen variiert. In der Regel konnte auf den Untersuchungsflächen keine Veränderung der Vegetation über die letzten zwei Jahre festgestellt werden. Da bei der Erstellung der Karten der Vorkommens-wahrscheinlichkeit mit Maxent jedoch eine Übertragung dieser Annahme auf nicht untersuchte Flächen stattfand, kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass die Luftbilder von 2015 lokal nicht mehr mit der aktuellen Vegetationsform übereinstimmen.

Bei der Interpretation der Karten der Vorkommenswahrscheinlichkeit muss weiter beachtet werden, dass nur die betrachteten Eingangsvariablen berücksichtig wurden. Die Konkurrenz zu andern Wildarten, wie beispielsweise dem Steinwild, oder die Anwesenheit von Prädatoren wurde nur für die Untersuchungsgebiete festgehalten und nicht weiter quantifiziert. Auch der menschliche Einfluss über die Siedlungen hinaus ist schwierig festzuhalten. Es ist anzunehmen,

dass stellenweise eine touristische Nutzung über die Wanderwege beziehungsweise gekennzeichneten Skitourenrouten und Skipisten hinaus stattfindet (Pfefferle, 2012). Diesen zu ermitteln, könnte Bestandteil einer weiteren Studie sein. Auch spielt die gewählte Zellgröße, in welcher die Umweltparameter aufgelöst werden, eine wichtige Rolle für das Ergebnis (Graf et al., 2005; Phillips et al., 2006). Es wurde eine Zellgröße von 25 x 25 Metern gewählt, um dem Kompromiss zwischen einer zu großen Datenmenge (bei zu kleinen Rastern) und einem Verlust der Genauigkeit der Daten (bei zu großen Rastern) gerecht zu werden. Laut Hirzel et al. (2002) ist auch die Größe des Untersuchungsgebiets entscheidend für die Aussage der Spezialisierung einer Art. Je größer die Fläche, desto größer ist die Bandbreite der möglichen Umweltparameter. So kann die Gams an einem Gebirgsstock als Generalist bezeichnet werden, während sie auf die Fläche Europas gesehen sehr auf die Gebirgslagen spezialisiert ist.

Bei der Verwendung von Präsenzdaten besteht die Möglichkeit, dass diese auch irreführend sein können (Hirzel et al., 2002; Hirzel & Le Lay, 2008). So kann von der Anwesenheit der untersuchten Art nicht immer darauf geschlossen werden, dass sie sich im optimalen Habitat aufhält. Ebenso wirken außer der Habitatqualität auch andere Einflüsse auf die Habitatwahl, wie beispielsweise Störung durch den Jagdbetrieb oder Tourismus. Dem wurde versucht durch das Zurückgreifen auf die Aussage der langjährigen Erfahrung der Berufsjäger und Jagdaufseher in den Revieren entgegenzuwirken. Die Wahl der Präsenzpunkte auf den genannten Präsenzflächen war jedoch zufällig. Zwar wurden die Koordinatenpunkte verändert und die Ergebnisse der Modelle verglichen, jedoch könnte eine andere Auswahl der Untersuchungs- und damit Präsenzflächen das Ergebnis der Karten der Vorkommens-wahrscheinlichkeit verändern. Ein sehr wichtiger Hinweis zur Interpretation der Karten in Kapitel 4.2 ist in diesem Zusammenhang auch, dass die blauen Flächen nicht zwangsweise ungeeignetes Habitat beziehungsweise Flächen mit sehr geringer Vorkommens-wahrscheinlichkeit darstellen. Es sei ausdrücklich darauf hingewiesen, dass in diesen Flächen teilweise keine Präsenzdaten aufgenommen wurden. Eine Ausweitung der Datenaufnahme auf diese Flächen könnte die Darstellung der Karten ebenso verändern.

Zudem ist stark davon auszugehen, dass nicht alle knapp über 3000 als gezählt angegebenen Gämsen, unabhängig von der Richtigkeit dieser Angabe, im Winter in die Flächen mit hoher Vorkommenswahrscheinlichkeit wechseln. Es muss also außerhalb dieser auf den Karten dargestellten Flächen weitere geeignete Überwinterungslebensräume geben.

Die Ausarbeitung der Karten der Vorkommenswahrscheinlichkeit basiert auf den Eingangsvariablen und ist daher abhängig von deren Vorauswahl. Außerdem sind Umweltparameter wie die Vegetation über den Lauf der Zeit gewissen Veränderungen unterworfen (z.B. großflächige Holzernte oder Verbuschung von alpinen Matten).
Einen Rückblick über die Entwicklung der Vegetation kann unter anderem der NDVI (= *Normalized Difference Vegetation Index*) geben. Dieser basiert auf Satellitenaufnahmen, welche die Absorption der Sonnenstrahlung durch die Vegetation darstellen und damit eine Visualisierung der Veränderung der Vegetation ermöglichen (Pettorelli et al., 2005).

Die Einrichtung von Freihaltungen scheint also einen Einfluss auf die Populationsstruktur des Gamswilds im Projektgebiet auszuüben. Als Ausgleich dazu wären Wildruhezonen wünschenswert, in welche das Wild ausweichen kann. Davon gibt es im GGST eine, welche sich im äußersten östlichen Eck des Untersuchungsgebiets oberhalb des Arlbergpasses am Ochsenbodenkopf befindet. Die nächsten wurden an den Südhängen des Klostertals südlich von Wald am Arlberg und Klösterle, sowie an den Nordhängen des Großen Walsertals am Walserkamm ausgewiesen. Die Wildruhezonen im Klostertal sind für das Gamswild aus dem GGST nicht erreichbar, da im Tal sowohl Bahngleise als auch die Bundesstraße L97 und die Arlberg Schnellstraße S16 (bzw. E60) verlaufen und die Durchquerung des Klostertals somit kaum mehr möglich ist. Die Erreichbarkeit der Wildruhezone am Walserkamm ist denkbar, wobei auch hier der Weg durch Infrastruktur im Großen Walsertal erschwert wird. Zudem befinden sich in den niedriger gelegenen Wäldern unterhalb der Ruhezone ebenfalls Freihaltungen, in welchen sichtbares Wild ganzjährig erlegt werden muss. Vor allem in geeigneten Winterlebensräumen wären Ruhezonen sehr wichtig, doch gerade hier finden sich viele der forstlich sensiblen Flächen mit geringer Wildeinflusstoleranz.

6 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die Ergebnisse der Modelle zur Vorkommenswahrscheinlichkeit werfen lokal betrachtet die Frage auf, welche Flächen dem Gamswild im Winter noch zur Verfügung stehen. Gerade in einer Zeit, in welcher die Tiere auf die Energiereserven zurückgreifen und deshalb den Stoffwechsel und die Aktivitäten reduzieren, sollte es Flächen geben, welche geeignete Überwinterungshabitate darstellen und nicht gestört werden. Im Winter spielen hier neben der Jagd, welche in Vorarlberg regulär von Anfang August bis Ende Dezember erlaubt ist (§27 Jagdverordnung LGBl.Nr.24/1995), auch der Wintersporttourismus eine Rolle. Bei Störung zieht sich das Gamswild in felsige Bereiche oder in die Deckung der Vegetation zurück (Bögel & Härer, 2002). Ist dies jedoch wichtiger Schutzwald und wurde aus Gründen der Schutzwaldsanierung als Freihaltung oder Schonzeitaufhebungsfläche ausgewiesen, gerät das Wild in Bedrängnis. Hierfür sollten Wildruhezonen ausgewiesen werden, in welchen das Gamswild geduldet wird und Platz findet.

Es gab bereits Überlegungen, die Jagdzeit für das Gamswild zu verkürzen, um das durch die Jagd verursachte Störungspotential zu verringern (Heigl, 2017). Dies konnte allerdings aus verschiedenen Gründen noch nicht gesetzlich verankert werden. Eine freiwillige Selbsteinschränkung wäre in Einzelfällen denkbar beziehungsweise findet bereits statt. So lange es noch Flächen gibt, in welchen das Gamswild im Winter bejagt wird (z.B. Freihaltungen), erscheint dies jedoch von untergeordneter Rolle. Die Verteilung der Bockabschüsse hat gezeigt, dass in jüngster Zeit etwa die Hälfte aller Abschüsse in Freihaltungen und Schonzeitaufhebungsflächen getätigt werden (Abbildung 8). Diese machen flächenmäßig allerdings nur einen kleinen Anteil an der Gesamtfläche des GGST aus (6%). Wenn die potentiellen Winterlebensräume, in welchen das Gamswild seit jeher wechselt, auch im Winter intensiv bejagt werden, lässt sich auch in den übrigen Flächen mit Hilfe einer Verkürzung der Jagdzeit nur begrenzt etwas ausrichten.

Stringham & Bubenik (1974) empfehlen die Jagd nach dem Vorbild der Natur durchzuführen. So sollte der Eingriff im Idealfall jene Tiere treffen, auf welche die natürliche Selektion ohnehin wirken würde. Dies sind zum Beispiel junge, alte und schwache Stücke. Auch Meile (2014) und Reiner (2015) fordern den Eingriff bei jungen und schwachen Stücken und die Schonung der starken Stücke bis sie alt sind. Dem gegenüber stehen persönliche und subjektiv geleitete Motivationen zur Jagd. Das Bild vom mutigen und erfolgreichen Gamsjäger und die Trophäenjagd spielen in vielen Fällen eine nicht unwesentliche Rolle bei der Motivation zur

Erlegung starker Tiere. Immerhin will der Pächter für seinen Pachtzins nicht nur junge und schwache Stücke erlegen. Doch auch die Verwertung des Wildbrets von gesunden und starken Tieren kann ein Anreiz dafür sein, Stücke aus der Mittel- und der jungen Altersklasse zu entnehmen.

Hinzu kommt, dass die Jagd von der Gesellschaft zunehmend kritisch gesehen wird (Andrieu & Wölfel, 2013). In vielen Bereichen der Gesellschaft wird der Sinn und Nutzen der Jagd hinterfragt. Eine Jagd, die ökologischen Grundsätzen folgt, ist den Teilen der Gesellschaft, welche mit der Jagd nicht direkt zu tun hat, besser zu erklären (Meile, 2014). Dabei können Exkursionen zur Umweltbildung, wie sie in Teilen des Projektgebiets durchgeführt wird, sehr hilfreich sein, um einen Einblick in den Jagdbetrieb zu geben. Wird das Wildbret als Produkt der Jagd verkauft, ließe sich über die Zertifizierung des Produkts aus einer nachhaltiger Jagd nachdenken. Die (freiwillige) Selbstüberprüfung ist bereits über eine ausgearbeitete Veröffentlichung des Umweltbundesamts möglich (Daim et al., 2017). Der Test kann auch online unter folgendem Link durchgeführt werden: http://selbsttest.biologischevielfalt.at/selbsttest-fragen/ (aufgerufen am 26.05.2018).

Reiner (2015) merkt außerdem an, dass die Einteilung des Gamswilds in die Altersklassen meist zu früh angesetzt wird. In Vorarlberg erreichen Böcke mit einem Alter von 8 Jahren bereits die Einserklasse, die auch Ernteklasse genannt wird. In diesem Alter sind sie jedoch noch stark genug, um an der Brunft teilzunehmen. Hier wäre eine neue Einteilung der Altersklassen mit einer Korrektur nach oben aus wildbiologischer Sicht sinnvoller (Bayerischer Landesjagdverband e.V., 2016; Corlatti, 2016; Nussbaumer, 2016; Reiner, 2015).

Für eine fundierte Abschussplanung ist eine gute Datengrundlage notwendig. Aktuell können keine Aussagen über den Zuwachs in der untersuchten Population getroffen werden, da die Zählergebnisse nicht zuverlässig genug erscheinen. Es wäre wünschenswert, dass sich alle Reviere an den großräumig und synchron ablaufenden Zählungen beteiligen, wenn diese im beabsichtigten Zyklus von 3 Jahren weiterhin organisiert und durchgeführt werden. Auch sollten die Angaben der Ergebnisse ehrlich ablaufen. Nur so kann die Aussagekraft der Ergebnisse und der daraus abgeleitete Trend der Populationsentwicklung optimiert werden. Der Bezirksjägermeister von Bludenz, Manfred Vonbank, schlägt eine Vorgehensweise wie beim Steinwild vor. Demnach werden alle zwei Jahre synchrone Zählungen durchgeführt, bei welchen nur jene Reviere anschließend Abschüsse zugeteilt bekommen, welche sich an der Zählung beteiligt haben (mündliche Mitteilung Vonbank).

Zur Vorbeugung von zu hohem, unerwünschtem Wildeinfluss können verschiedene Maßnahmen ergriffen werden. Gerhardt et al. (2013) untersuchten dazu 38 Studien, die sich mit dem Wildeinfluss und dessen Gründen befassten. Dabei konnten 80 Faktoren als Gründe für Schalenwildeinflüsse auf die Vegetation unterschieden werden. Demnach können auch andere Ursachen als nur die Anwesenheit und Dichte von Schalenwild zum Nichterreichen forstlicher Zielsetzungen führen. Durch Zusammenarbeit der unterschiedlichen Nutzergruppen könnte dieser Effekt gemindert werden. Insbesondere waldbauliche Maßnahmen, aber auch jagdliche und andere Maßnahmen werden hervorgehoben (Gerhardt et al., 2013; Reimoser & Gossow, 1996).

Reimoser und Gossow (1996) betonen, dass vor allem kleinflächige Kahlschläge in Kombination mit Aufforstungen eine hohe Schadensdisposition darstellen. Optisch auffällige Leitstrukturen, wie Bestandesränder werden von Schalenwild bevorzugt aufgesucht. Stattdessen wird eine natürliche Waldverjüngung unter dem Bestandesschirm empfohlen.

Das Gamswild übt, vor allem bei hohen Wildbeständen, einen Einfluss auf seinen Lebensraum aus. Dennoch ist eine Differentialdiagnose des Wildeinflusses nötig, bei der die Wildart ermittelt wird. Dabei hängt es davon ab, ob gesetzte Ziele wie die Schutzfunktion des Waldes, durch den Einfluss der Wildart nicht mehr erreicht werden können, ob von Wildeinfluss oder Wildschaden gesprochen werden kann. Laut Reimoser und Gossow (1996) und Reimoser (2003) müssen zur Bezeichnung von *Wildschäden* vorher klare Ziele gesetzt worden sein, andernfalls ist die vorliegende Beschädigung der Vegetation als *Wildeinfluss* zu bezeichnen. Grundsätzlich ist auch bei hohen Wilddichten ein positiver Wildeinfluss auf die Vegetation möglich. So haben Gämsen im Schweizer Nationalpark einen förderlichen Effekt auf die Keimlingsdiversität, indem sie den Boden durch den Huftritt offen halten (Brüllhardt et al., 2015; Krüsi & Moser, 2000). In jedem Fall ist es wichtig einen an den Lebensraum angepassten Wildbestand anzustreben. Dabei spielen zwei Faktoren und deren Verhältnis zueinander eine wichtige Rolle: die Besiedlungsanreize (wie Deckung, Nahrung, Ruhe) und das Nahrungsangebot. Stehen diese zwei Faktoren in einem Missverhältnis zueinander, so ist die Fläche anfälliger für Wildeinflüsse (Gerhardt et al., 2013; Reimoser & Gossow, 1996). Auch eine Störungsminderung ist wichtig, um Wildeinflüssen vorzubeugen (Gerhardt et al., 2013).

Generell wird eine Koordination der Maßnahmen empfohlen, bei der das Gespräch der Nutzergruppen gesucht wird. So können gemeinsame, ineinandergreifende Maßnahmen

jagdlicher, forstwirtschaftlicher und landwirtschaftlicher Art, sowie von Seiten der Tourismusverbände, erfolgreicher sein (Reimoser & Gossow, 1996).

Aus ethischen und rechtlichen Gründen sollte von dem Konzept der Freihaltungen als Dauerlösung abgesehen werden. Wie bereits erläutert wird das Gamswild im Anhang V der FFH-Richtlinie gelistet, was die Nutzung unter verschiedenen Voraussetzungen erlaubt. Das dauerhafte Aussetzen einer Abschussplanung, die als Teil des Managementplans angesehen werden kann, ist nicht gesetzeskonform. Daher sollten die Ziele und die Dauer dieser Flächen genau definiert und eine anschließende Überprüfung der Veränderung durch die gesetzten Maßnahmen durchgeführt werden. Ein Lösungsansatz hierfür könnte eine gemeinschaftliche Erarbeitung eines Positionspapiers sein, in welches die Forderungen, Maßnahmen und Ziele einfließen. Vorbild hierfür könnte die Gamsbroschüre sein, die 2017 von JagdSchweiz und der Jagd- und Fischereiverwalterkonferenz (JFK) erarbeitet wurde (Imesch et al., 2017).

Reimoser (2016) bezeichnet den dargestellten Konflikt als Forst-Jagd-Konflikt. Hierbei spielen unterschiedliche Interessen und Ziele der Beteiligten eine Rolle. Grundsätzlich stellt sich in diesem Konfliktfeld die Frage, ob es sich nicht ähnlich wie beispielsweise bei der Ansiedlung von Großbeutegreifern teilweise um einen Stellvertreterkonflikt handelt (Lüchtrath, 2011: am Beispiel des Luchses), bei welchen es weniger um die in den Fokus gestellte Tierart geht, sondern darum, welche Akteursgruppe die stärkere politische Stimme hat und ihre Interessen durchsetzen kann.

Es wird empfohlen weitere Studien zur Untersuchung des Wildeinflusses und dessen Gründe durchzuführen. Wünschenswert wären in diesem Zusammenhang Langzeitstudien, um kurzfristige Fluktuationen von langjährigen Trends unterscheiden zu können (Campell, 2003). Hierbei sollte darauf geachtet werden nicht nur einzelne Gründe, sondern mehrere Gründe zu berücksichtigen (Gerhardt et al., 2013). Auch wird ein Folgeprojekt empfohlen, in welchem noch weiter auf die Lebensraumeignung für das Gamswild im Winter in den bisher blauen Bereichen im Zentrum der Karten der Vorkommenswahrscheinlichkeit eingegangen wird. Diese sind nicht per se ungeeignet, es liegen für diese Bereiche nur keine Präsenzdaten vor. Zur Einschätzung der Entwicklung der körperlichen Verfassung der erlegten Stücke, könnten in einigen Referenzrevieren die Wildbretgewichte verglichen werden. Lokale, verlässliche Zählungen könnten helfen die Verteilung des Gamswilds besser einschätzen zu können. Denn nicht alle etwa 3000 gezählten Gämsen im Projektgebiet werden im Winter in den Flächen mit hoher Vorkommenswahrscheinlichkeit einstehen.

7 Literaturverzeichnis

Abteilung Forstwesen (Vc) - Amt der Vorarlberger Landesregierung. (2009). *Forststrategie 2018 des Landes Vorarlberg*. Bregenz.

Amann, G., Schennach, R., Kessler, J., Maier, B., & Terzer, S. (2014). *Handbuch der Vorarlberger Waldgesellschaften. Gesellschaftsbeschreibungen und waldbaulicher Leitfaden*. (Amt der Vorarlberger Landesregierung & Abteilung für Forstwesen (Vc), Eds.) (2.). Bregenz: Buch & Offsetdruck Verlag Hugo Mayer GmbH.

Andrieu, G., & Wölfel, H. (2013). *Aufbrechen - Die Jagd als Spiegel der Gesellschaft*. Graz: Leopold Stocker Verlag GmbH.

Babotai, C. (1997). *Gemsen im Kanton Bern - Ein GIS-gestütztes Habitatmodell für die Gemsverbreitung*. Diplomarbeit, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich.

Baumann, M., Babotai, C., & Schibler, J. (2005). Native or naturalized? Validating alpine chamois habitat models with archaeozoological data. *Ecological Applications, 15(3)*, 1096–1110. https://doi.org/10.1890/02-5184

Bayerischer Landesjagdverband e.V. (2016). Stategieplan zum Management der Alpengams. In J. Reddemann (Ed.), *Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern e.V. (Band 24) - Heimatwild Alpengams - nachhaltig erhalten*. Feldkirchen: Bayerischer Jagdverband e.V.

Bögel, R. (2001). *Lebensraumansprüche der Gemse in Wechselwirkung zu Waldentwicklung und Tourismus im Nationalpark Berchtesgaden untersucht mit telemetrischen Methoden.* Bonn: Bundesamt für Naturschutz.

Bögel, R., & Härer, G. (2002). Reactions of chamois to human disturbance in Berchtesgaden National Park. *Pirineos, 157*, 65–80. https://doi.org/10.3989/pirineos.2002.v157.62

Bögel, R., Lotz, A., Frühwald, B., Walzer, C., & D'Oleire-Oltmanns, W. (1999). Raumnutzung und Habitatwahl der Gemse (Rupicapra rupicapra, L.) und Entwicklung GIS-gestützter Modelle zur Beurteilung der Habitateignung im Biosphärenreservat Berchtesgaden. In *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* (Band 29, pp. 173–184). Heidelberg, Berlin: Spektrum Akademischer Verlag GmbH Heidelberg - Berlin.

Brüllhardt, M., Risch, A. C., Filli, F., Haller, R. M., & Schütz, M. (2015). Spatiotemporal dynamics of natural tree regeneration in unmanaged subalpine conifer forests with high wild ungulate densities. *Canadian Jounal of Forest Research, 45*(April), 607–614. https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0358

Campell, S. (2003). *Winterökologie der Gemse (Rupicapra rup. rupicapra) - Raumnutzung und*

Habitatwahl in einem Gebiet im Schweizerischen Nationalpark. Diplomarbeit, Universität Basel.

Corlatti, L. (2016). Die wissenschaftliche Forschung und die nachhaltige Bewirtschaftung der Gämse. In J. Reddemann (Ed.), *Schriftenreihe des Landesjagdverbands Bayern e.V. (Band 24) - Heimatwild Alpengams - Nachhaltig erhalten* (pp. 61-62). Feldkirchen: Bayerischer Jagdverband e.V.

Corlatti, L., Béthaz, S., von Hardenberg, A., Bassano, B., Palme, R., & Lovari, S. (2012). Hormones, parasites and male mating tactics in Alpine chamois: Identifying the mechanisms of life history trade-offs. *Animal Behaviour, 84(4)*, 1061–1070. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2012.08.005

Corlatti, L., Palme, R., & Lovari, S. (2014). Physiological response to etho-ecological stressors in male Alpine chamois: Timescale matters! *Naturwissenschaften, 101*, 577–586. https://doi.org/10.1007/s00114-014-1195-x

Crawley, M. J. (2007). *The R Book*. West Sussex: John Wiley & Sons Ltd.

Daim, A., Beiglböck, C., Brandenburg, C., Freudenschuss, A., Gantner, B., Hackl, J., Heckl, F., Kübber-Heiss, A., Reimoser, F., Schadauer, K., Schodterer, H., Steinrigel, A., Hackländer, K. (2017). *Intersektorale Prinzipien, Kriterien und Indikatoren für nachhaltiges integratives Wildtiermanagement - Interaktionsfeld Jagdliche Aktivitäten - Wildtiere / Wildlebensräume / andere Landnutzer*. Wien: Vetmed Uni Vienna, BFW, Ages, Umweltbundesamt, Universität für Bodenkultur. https://doi.org/10.1553/ISWIMAB.

Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., & Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions, 17(1)*, 43–57. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x

Ellmauer, T., Moser, D., Rabitsch, W., Zulka, K. P., & Berthold, A. (2013). *Ausarbeitung eines Entwurfs des Österreichischen Berichts gemäß Artikel 17 FFH-Richtlinie, Berichtszeitraum 2007-2012 (Kurzfassung)*. Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft für die österreischen Bundesländer.

Gerhardt, P., Arnold, J. M., Hackländer, K., & Hochbichler, E. (2013). Determinants of deer impact in European forests - A systematic literature analysis. *Forest Ecology and Management, 310*, 173–186. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.030

Graf, R. F., Bollmann, K., Suter, W., & Bugmann, H. (2005). *The importance of spatial scale in habitat models: Capercaillie in the Swiss Alps. Landscape Ecology, 20(6)*, 703–717.

https://doi.org/10.1007/s10980-005-0063-7

Heigl, G. (2017). Herausforderungen für das Gamswild - Vorarlberger Jägerschaft strebt Verlängerung der Schonzeit an. *Vorarlberger Jagd, Jänner/Februar*, 18–19.

Hirzel, A. H., Hausser, J., Chessel, D., & Perrin, N. (2002). Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology, 83(7)*, 2027–2036. https://doi.org/10.2307/3071784

Hirzel, A. H., & Le Lay, G. (2008). Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology, 45(5)*, 1372–1381. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01524.x

Hoby, S., Schwarzenberger, F., Doherr, M. G., Robert, N., & Walzer, C. (2006). Steroid hormone related male biased parasitism in chamois, Rupicapra rupicapra rupicapra. *Veterinary Parasitology, 138*, 337–348. https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2006.01.028

Hosmer, D. W., Lemeshow, S., & Sturdivant, R. X. (2013). *Applied Logistic Regression* (Third Edition). Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc. https://doi.org/10.1002/9781118548387

Hutchinson, G. E. (1957). Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology, 22*, 415–427. https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039

Imesch, N., Clavadetscher, D., Scodeller, F., Thiel-Egenter, C., Brosi, G., Leoni, G., & Winter, C. (2017). *Die Gämse in der Schweiz - Wir tragen Verantwortung! Herausforderungen und Lösungen für ein nachhaltiges Management*. Zofingen, Bern: JagdSchweiz, Jagd- und Fischereiverwalterkonferenz.

Ingold, P. (2014). Freizeitaktivitäten in Gamslebensräumen - Konflikte und Lösungen. In *Bericht über die 20. Österreichische Jägertagung: Gamswild und Niederwild - vom Wissen zur Umsetzung* (pp. 55–64). Raumberg-Gumpenstein: Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.

Krüsi, B. O., & Moser, B. (2000). Der Einfluss von Schnee und Huftieren auf den Sukzessionsverlauf in einem Bergföhrenwald im Schweizer Nationalpark (Munt La Schera). *Nationalpark-Forschung in der Schweiz 89*, 131–164.

Loison, A., Appolinaire, J., Jullien, J.-M., & Dubray, D. (2006). How reliable are total counts to detect trends in population size of chamois *Rupicapra rupicapra* and *Rupicapra pyrenaica*? *Wildlife Biology, 12(1), 77-88.* https://doi.org/10.2981/0909-6396(2006)12[77:HRATCT]2.0.CO;2

Lovari, S., Sacconi, F., & Trivellini, G. (2006). Do alternative strategies of space use occur in male Alpine chamois? *Ethology Ecology & Evolution, 18,* 221–231. https://doi.org/10.1080/08927014.2006.9522709

Lüchtrath, A. (2011). *Bewertung von Bestrebungen zum Schutz großer Beutegreifer durch betroffene Bevölkerungsgruppen am Beispiel des Luchses*. Diplomarbeit, Albert-Luwigs-Universität, Freiburg im Breisgau.

Meile, P. (2014). Probleme für Gams durch die Bejagung. In *Bericht über die 20. Österreichische Jägertagung: Gamswild und Niederwild - vom Wissen zur Umsetzung* (pp. 1–8). Raumberg-Gumpenstein: Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.

Merow, C., Smith, M. J., & Silander, J. A. (2013). A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: What it does, and why inputs and settings matter. *Ecography, 36(10)*, 1058–1069. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x

Miller, C. (2017). *Gutachterliche Stellungnahme zum Gamswild Management in Vorarlberg und seiner Verträglichkeit mit der Flora-Fauna-Habitat Richtlinie (92/43/EWG)*. Hohenems: Vorarlberger Jägerschaft.

Miller, C., & Corlatti, L. (2014). *Das Gamsbuch* (2. überarbeitete Auflage). Melsungen: Verlag J. Neumann-Neudamm AG.

Nesti, I., Posillico, M., & Lovari, S. (2010). Ranging behaviour and habitat selection of Alpine chamois. *Ethology Ecology & Evolution, 22(3)*, 215–231. https://doi.org/10.1080/03949370.2010.502316

Nussbaumer, C. (2016). *Das Gamswild (Rupicapra rupicapra) im Schweizer Kanton St. Gallen - Bestandsentwicklung, mögliche Gründe für den Rückgang und ein Konzept für eine revidierte Jagdplanung*. Abschlussarbeit im Universitätslehrgang Jagdwirt/in, Universität für Bodenkultur Wien.

Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, J. M., Tucker, C. J., & Stenseth, N. C. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology and Evolution, 20(9),* 503-510. https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.011

Pfefferle, S. (2012). *Was uns sichtbare Schalenwildbestände bringen und wie wir sie richtig bejagen (am Beispiel von Rot- und Gamswild im Alpenraum)*. Abschlussarbeit im Universitätslehrgang Jagdwirt/in, Universität für Bodenkultur Wien.

Pfiffner, O. A. (2015). *Geologie der Alpen (3. Auflage)*. Bern: Haupt Verlag.

Phillips, S. J., Anderson, R. P., Dudík, M., Schapire, R. E., & Blair, M. E. (2017). Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography, 40,* 887–893. https://doi.org/10.1111/ecog.03049

Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling, 190,* 231–259. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026

Phillips, S. J., Dudik, M., Schapire, R., & AT&T Labs-Research. (2017). *A Brief Tutorial on Maxent*. United States of America. https://doi.org/10.4016/33172.01

Phillips, S. J., Dudík, M., & Schapire, R. E. (2017). Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.1). http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/ [accessed on October 2, 2017]

QGIS Development Team. (2016). QGIS Geografic Information System. Open Source Geospatial Foundation Projekt.

Radosavljevic, A., & Anderson, R. P. (2014). Making better Maxent models of species distributions: Complexity, overfitting and evaluation. *Journal of Biogeography, 41(4),* 629–643. https://doi.org/10.1111/jbi.12227

Reimoser, F. (2003). Ergebnisse aus dem Vergleichsflächenverfahren ("Wildschaden-Kontrollzäune") - ein Beitrag zur Objektivierung der Wildschadensbeurteilung. *BWF-Berichte 130*, 151–159. Wien: Bundesforschungszentrum für Wald.

Reimoser, F. (2016). Aspekte zum Forst-Jagd-Konflikt. In *Bericht über die 22. Österreichische Jägertagung: Jagd im Spannungsfeld aktueller Herausforderungen* (pp. 79–80). Raumberg-Gumpenstein: Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt.

Reimoser, F., & Gossow, H. (1996). Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *Forest Ecology and Management, 88(1–2)*, 107–119. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03816-9

Reimoser, F., Schodterer, H., & Reimoser, S. (2014). *Erfassung und Beurteilung des Schalenwildeinflusses auf die Waldverjüngung - Vergleich verschiedener Methoden des Wildeinfluss-Monitorings ("WEM-Methodenvergleich")*. BFW-Dokumentation (Vol. 17). Wien: Bundesforschungszentrum für Wald.

Reiner, R. (2015). *Populationsdynamik und Bestandestrends beim Gamswild (Rupicapra*

rupicapra) - Untersuchung, Darstellung und Faktorenanalyse für das Bundesland Salzburg. Masterarbeit, Universität für Bodenkultur Wien.

RStudio Team. (2016). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc. Boston, MA.Boston, MA. http://www.rstudio.com/

Rughetti, M. (2016). Age structure: An indicator to monitor populations of large herbivores. *Ecological Indicators, 70*, 249–254. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.023

Sachser, F., Nopp-Mayr, U., Zohmann, M., Schweiger, A.-K., Grünschachner-Berger, V., & Immitzer, M. (2017). Searching the right tie - Expert-based vs. statistical niche modeling for habitat management at the alpine treeline ecotone. *Ecological Engineering, 100,* 107–119. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.12.009

Schatz, H. (2011). Gamswildbewirtschaftung in Vorarlberg. *Vorarlberger Jagd, November/Dezember*, 4–6.

Schatz, H. (2013). Gamswildbestanderhebung 2012*. Vorarlberger Jagd, März/April*, 14–16.

Schatz, H. (2015). Düstere Aussichten für das Gamswild in Vorarlberg. *Vorarlberger Jagd, Juli/August*, 4–7.

Schatz, H. (2017). Gamswildbericht 2017. *Vorarlberger Jagd, September/Oktober*, 14–17.

Stringham, S. F., & Bubenik, A. B. (1974). Physical Condition and Survival Rate of Chamois (Rupicapra rupicapra L.) as a function of Maturity-Sex Class Ratios in the Population: Implications for Ungulate Harvest Plans. In W. Schroder (Ed.): *Tagungsbericht: Internationales Gamswild-Treffen* (pp. 123-158). Oberammergau: Institut für Wildforschung und Jagdkunde.

Suter, W., Zweifel-Schielly, B., Moser, B., Fankhauser, R., & Kreuzer, M. (2005). Nahrungswahl und Raumnutzung der Huftiere - Ein eng verflochtenes System. *Forum für Wissen*, 31–39.

Unterthiner, S., Ferretti, F., Rossi, L., & Lovari, S. (2012). Sexual and seasonal differences of space use in Alpine chamois. *Ethology Ecology & Evolution, 24*, 257–274. https://doi.org/10.1080/03949370.2012.658872

Weißgram, F., & Riegler, T. (2006). *Klettersport, Jagd und Gamswild (Rupicapra rupicapra L.) Region Loferer Steinberge - Beeinträchtigung und Störungstoleranz des Gamswildes (Scharwild) in Bezug auf Wanderer, Sportkletterer, Hubschrauberflüge und Einflüsse auf die Bejagbarkeit im Bereich der "Schmidt-Rinne" (Breithorn, Loferer Steinberge)*. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur Wien.

Zwirgelmaier, G. (2016). Jagd in forstlichen Sanierungsgebieten aus Sicht eines Praktikers. In J. Reddemann (Ed.), *Schriftenreihe des Landesjagdverbands Bayern e.V. (Band 24) - Heimatwild Alpengams - Nachhaltig erhalten* (pp. 49-53). Feldkirchen: Bayerischer Jagdverband e.V.

8 Anhänge

8.1 Anhang I – Formblatt zur Datenaufnahme

Punktnr.		X-Koordinate	
Datum		Y-Koordinate	
Seehöhe		Revier/Betreuer	

Lebensraum	
Sommer/Winter	
Bock/Scharwild/gemeinsam	
Wildfreihaltung	
Konkurrenz mit Rot/Steinwild	
Extremereignisse (Seuchen/Wetter/ etc.)	
Prädatoren (Luchs?)	

Standort (10%)	
Geschlossener Wald	
Lockerer Wald	
Gebüschwald	
Zwergsträucher	
Schafweide	
Andere Weide	
Wiese/alpine Matte	
Sonstige krautige Vegetation	
Schotter/Geröllhalden	
Felswand	
sonstige	

Anmerkungen

8.2 Anhang II – Übersicht der Ergebnisse der Populationsauswertung

ZÄHLUNGEN

Gruppe	1999	2015	Durchschnittliche Änderung / Jahr	p-Wert	R^2
Böcke	426	752	+ 22,8 Stück	0,003	0,86
Geißen	782	972	+ 27,1 Stück	0,037	0,61
Jahrlinge	189	780	+ 30,5 Stück	0,006	0,80
Kitze	484	740	+ 22,0 Stück	0,007	0,79
unbestimmbare	215	40	- 6,6 Stück	0,389	0,15
Gesamt	2096	3284	+ 96 Stück	0,002	0,87

ABSCHÜSSE

Frage 1 (Böcke : Geißen)

Gruppe	2000/01	2016/17	Durchschnittliche Änderung / Jahr	p-Wert	R^2
Böcke	58	133	+ 3,66 Stück	< 0,001	0,80
Geißen	92	86	- 0,86 Stück	0,119	0,15
Böcke + Geißen	150	219	+ 2,76 Stück	0,003	0,47
Geschlechter-verhältnis	38% mehr Geißen	55% mehr Böcke	+ 0,05 (= 5%)	< 0,001	0,74

Frage 2 (Altersklasse Böcke gesamt)

Gruppe	2000/01	2016/17	Durchschnittliche Änderung / Jahr	p-Wert	R^2
Klasse I (abs)	22	40	+ 0,92 Stück	0,003	0,48
Klasse I (rel)	38%	30%	- 0,003 (= - 0,3%)	0,094	0,19
Klasse II (abs)	16	27	+ 0,37 Stück	0,090	0,19
Klasse II (rel)	28%	20%	- 0,007 (= - 0,7%)	0,007	0,41
Klasse III (abs)	8	66	+ 2,60 Stück	< 0,001	0,80
Klasse III (rel)	14%	50%	+ 0,01 (= + 1%)	< 0,001	0,60

Frage 3 (regulär vs. Schadwild)

Gruppe	2002/03 (2000/01)	2016/17	Durchschnittliche Änderung / Jahr	p-Wert	R^2
Regelabschuss	45	68	+ 1,14 Stück	0,002	0,51
Schadwild	24	62	+ 2,56 Stück	< 0,001	0,77
Schad : Regel	0,75	0,91	+ 0,03 (= + 3%)	0,004	0,50

Frage 4 (Klassen Schadwild)

Gruppe	2002/03	2016/17	Durchschnittliche Änderung / Jahr	p-Wert	R^2
Klasse I (abs)	2	8	+ 0,35 Stück	0,018	0,38
Klasse I (rel)	8 %	13 %	+ 0,001 (= + 0,1%)	0,687	0,01
Klasse II (abs)	13	17	+ 0,42 Stück	0,146	0,17
Klasse II (rel)	54 %	27 %	- 0,01 (= - 1%)	0,182	0,14
Klasse III (abs)	9	38	+ 1,75 Stück	< 0,001	0,76
Klasse III (rel)	38 %	60 %	+ 0,008 (= + 0,8%)	0,229	0,12