



Universität für Bodenkultur Wien

# LEBENSRAUMBEURTEILUNG FÜR BIRKWILD IN REFERENZGEBIETEN IN VORARLBERG

## Masterarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades Master of Science

im Rahmen des Studiums Wildtierökologie und Wildtiermanagement

Eingereicht von: Gernot HEIGL  
Matrikelnummer: 0940911

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

Betreuer:  
Em.Univ.Prof. Dr.rer.nat. Hartmut GOSSOW  
Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Ursula NOPP-MAYR

Wien, Jänner 2016



## **Eidesstattliche Erklärung**

Ich erkläre eidesstattlich, dass ich die Arbeit selbstständig angefertigt, keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel benutzt und alle aus ungedruckten Quellen, gedruckter Literatur oder aus dem Internet im Wortlaut oder im wesentlichen Inhalt übernommenen Formulierungen und Konzepte gemäß den Richtlinien wissenschaftlicher Arbeiten zitiert und mit genauer Quellenangabe kenntlich gemacht habe.

Datum

Unterschrift

---

## Danksagung

Mein Dank gilt zunächst Herrn Dr.rer.nat. Gossow, der mir die Durchführung der Masterarbeit am Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft ermöglichte und die Betreuung übernahm.

Ganz besonders möchte ich Frau Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Ursula Nopp-Mayr für die kollegiale Unterstützung, zahlreiche Hilfestellungen, Einarbeitung und motivierenden Gespräche danken.

Mein weiterer Dank gilt der Vorarlberger Jägerschaft und dem Fachausschuss für Raufußhühner für die Ermöglichung der Arbeit und Übernahme der entstandenen Kosten. Insbesondere die Unterstützung durch zur Verfügung gestellte Unterkünfte und der Transport in und zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten waren eine große Hilfe.

Hier möchte ich mich in erster Linie bei Mag. Monika Dönz-Breuss sowie Karl-Heinz Jehle für die großartige Betreuung und die freundliche Aufnahme bedanken.

Ein Danke geht auch an die Revierjäger Walter Dich, Christian Amann, Gernot Steuerer für die generelle Erlaubnis die Feldarbeiten in den Revieren durchführen zu dürfen, sowie die Unterstützung und fachbezogenen Austausch.

Dem Amt der Vorarlberger Landesregierung danke ich für das von VOGIS zu Verfügung gestellte Kartenmaterial.

Des weiteren bedanke ich mich herzlich bei Dipl.Ing. Rupert Wilhelm für die kompetente Hilfestellung bei softwarebedingten Problemen und Herrn MSc Frederik Sachser für den hilfreichen, fachbezogenen Austausch.

Natürlich gilt mein ganz besonderer Dank meiner Familie, meinen Freunden und vor allem meiner Partnerin Julia für die langjährige Unterstützung.



## Kurzfassung

Im Alpenraum liegen oftmals vielfältige anthropogene Nutzungsinteressen vor, welche einen negativen Einfluss auf bestehende Wildtierpopulationen haben können. Um unter anderem die Auswirkungen von solch menschlichen Eingriffen abschätzen zu können und weitere Fragen im Kontext der Wildtier-Habitatbeziehung objektiv zu beantworten, werden oftmals Habitatmodelle erstellt. Zur Erstellung solcher Modelle hat sich in den letzten Jahren die logistische Regressionanalyse als Standardmethode durchgesetzt.

Im Zuge der Umstellung des Birkwildmonitorings in Vorarlberg sollte die kleinräumige Habitatnutzung in drei Referenzgebieten („Portla“, „Feuerstätter“, Zeinis“) untersucht werden, um Rückschlüsse bezüglich der Eignung der Reviere für Birkwild (*Tetrao tetrix*) ziehen zu können.

Dafür wurden während der Sommermonate (Juli – September) in den einzelnen Untersuchungsgebieten Präsenz-Absenzdaten von Birkhühnern sowie für diese Art relevante Habitatparameter, wie Vegetationsdeckungsgrade, Einzelbäume, Beweidungsdruck usw., erhoben. Die Probeflächen mit 25m Radius waren in einem 100 x 100 m-Raster verteilt und ermöglichten somit eine flächendeckende Kartierung des Lebensraumes. Durch die Erhebung von solchen indirekten Nachweisen wurde der eigene Störeinfluss in den Untersuchungsgebieten so gering wie möglich gehalten. Auf/In 119 der insgesamt 290 Probeflächen konnten Losungswalzen von Birkwild gefunden werden.

Basierend auf diesen Daten wurden drei revierbezogene Habitatnutzungsmodelle sowie ein, alle Untersuchungsgebiete umfassendes, Gesamtmodell erstellt. Dieses Modell enthielt folgende sechs Variablen und weist somit auf deren besondere Bedeutung für die Habitatqualität hin:

- Patchiness
- Ameisenhaufen
- Einzelbäume
- Wanderweg
- Beweidungsdruck
- Grashöhe

Mit diesem Modell konnte das Vorkommen bzw. Nichtvorkommen von Birkwild in 83% der Probepunkte richtig klassifiziert werden. Im Vergleich mit ähnlichen Studien zeigte sich, dass sämtliche enthaltene Variablen, auch in anderen Gebieten des Alpenraums relevant für die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Birkwild sind. Diese Erkenntnisse bieten somit eine Grundlage für gezielte Managementmaßnahmen in gefährdeten Birkhuhnhabitaten.

Schlagwörter: Birkhuhn (*Tetrao tetrix*), Gebietsvergleich, Habitateignung, Habitatmodell, logistische Regression

## Abstract

A variety of different stakeholders are interested in using mountainous areas in the Alps, which can lead to negative effects on natural habitats and wildlife.. Habitat models are often used to predict the impact of human interactions on wild animals and answer further questions in the context of wildlife and habitat. Therefore Logistic Regression (LR) has proven to be a useful method of habitat modelling.

As part of the adaption of the monitoring project for black grouse (*Tetrao tetrix*) in Vorarlberg the small-scale habitat use was examined to allow conclusions about habitat quality.

As a first step main habitat parameters such as vegetation cover, single trees, the intensity of pasturing, etc. were recorded in the field during summertime (July – September 2014). Furthermore presence-absence data of black grouse, represented by indirect signs of presence (droppings, feathers) was collected in each of the study areas. (“Portla”, “Feuerstätter”, “Zeinis”). Study plots were located on a 100 x 100m grid and had a radius of 25m. From a total of 290 study plots indirect signs were found in 119 cases.

Based on this data a habitat model for each of the hunting grounds as well as one overall model was created. The final model of all four study areas contained the following explanatory variables and indicates the special importance of these habitat parameters for black grouse:

- patchiness
- ant hills
- single trees
- hiking paths
- intensity of pasturing
- height of grass

This final LR model was able to correctly classify 83% of the study plots regarding black grouse presence or absence. The influence of those six parameters was recorded also in other parts of the Alps as well.

These results should lead to a better understanding of the occurrence pattern of Black grouse and provide a basis for future habitat improvement measures.

Keywords: black grouse (*Tetrao tetrix*), comparison test areas, habitat modell, habitat suitability, logistic regression

# Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung .....	5
Abstract .....	6
1 Einleitung .....	8
2 Fragestellung und Hypothesen .....	12
2.1 Fragestellung .....	12
2.2 Hypothesen .....	12
3 Datengrundlagen, Material und Methoden .....	13
3.1 Untersuchungsgebiet.....	13
3.1.1 Genossenschaftsjagd „Feuerstätter“ .....	14
3.1.2 Eigenjagd „Portla“ .....	14
3.1.3 Eigenjagd „Zeinis“ .....	15
3.2 Datenaufnahme .....	17
3.3 Modellierung .....	19
3.3.1 Beschreibung des logistischen Regressionsmodells .....	19
3.3.2 Im Modell verwendete Variablen.....	20
3.3.3 Vorgehensweise der Modellerstellung .....	21
3.4 Modellbewertung .....	22
4 Ergebnisse .....	23
4.1 Feldaufnahmen.....	23
4.1.1 Nachweise im Gebiet „Portla“ .....	23
4.1.2 Nachweise im Gebiet „Feuerstätter“ .....	24
4.1.3 Nachweise im Gebiet „Zeinis“ .....	24
4.2 Ergebnisse der Balzplatzzählungen .....	25
4.3 Ergebnisse der logistischen Regressionsmodellierung .....	25
4.3.1 Logistisches Regressionsmodell - Portla .....	25
4.3.2 Modellbewertung – Portla .....	27
4.4 Logistisches Regressionsmodell – Feuerstätter .....	30
4.4.1 Modellbewertung – Feuerstätter .....	30
4.5 Logistisches Regressionsmodell – Zeinis.....	33
4.5.1 Modellbewertung – Zeinis .....	34
4.6 Logistisches Regressionsmodell – Gesamtmodell .....	36
4.6.1 Modellbewertung Gesamtmodell.....	37
4.7 Überblick der erstellten Modelle .....	39
5 Diskussion .....	40
6 Zusammenfassung und Empfehlungen .....	48
7 Literaturverzeichnis .....	50
7.1 Tabellenverzeichnis .....	56
7.2 Abbildungsverzeichnis .....	57

# 1 Einleitung

Das Birkhuhn, *Tetrao tetrix*, besiedelt in Mitteleuropa meist magere, halboffene Lebensräume und frühe Sukzessionsstadien gestörter Biotope oder auch Alm-, Moor- und Heideflächen. Dabei werden vielseitig gestaltete Landschaften mit einem Mosaik aus lockeren Baumbeständen und offenen Bereichen mit Zwergstrauch- und Wiesenflächen bevorzugt (Signorell et al., 2010). In den letzten 50 Jahren verschwanden in den Tieflagen Mitteleuropas zunehmend geeignete Lebensräume, und nahezu alle Vorkommen von Birkhühnern brachen in diesen Gebieten zusammen. Der größte zusammenhängende Lebensraum in Mitteleuropa stellt der Alpenbogen dar, wobei auch hier in Randgebieten abnehmende Bestandszahlen beobachtet wurden (z.B. Schmid et al., 1998). In den österreichischen Alpen findet sich diese Wildart in erster Linie in Höhenlagen im Bereich der Waldkampfbzone.

Das Birkhuhn ist in der nationalen Roten Liste Österreichs als gefährdet eingestuft (Zulka, 2005). Laut Storch (2007a) liegen in Österreich mehr oder weniger stabile Bestandszahlen von rund 26.000 Individuen vor. Laut Storch (2007b) bestehen allgemeine Gefährdungen für Rauhfußhühner in Habitatverlust und Habitatdegradation, Prädation, zu kleinen Populationen, anthropogenen Störungen und Nutzung sowie auf Grund von Klimawandel und weiteren Ursachen. Im Zuge des Klimawandels wird im Alpenraum eine Verschiebung der Waldgrenze sowie der Artenzusammensetzung entlang der Höhenstufen prognostiziert (Grabherr et al. 2009, Theurillat und Guisan 2001), welche in Folge große Habitatverluste für das Birkwild zur Folge haben kann (Nopp-Mayr und Grünschachner-Berger, 2011).

Zudem zeigen Studien der vergangenen Jahre auf, dass durch vielfältige Landnutzungsinteressen zunehmend Konflikte entstehen, welche in Folge Bedrohungen für das Birkwild darstellen können. Besonders unbesiedelte Gebiete des Alpenraums befinden sich dabei im Spannungsfeld zwischen Interessen der Land- und Forstwirtschaft, der Jagd und zunehmend auch des Tourismus, sowie möglicher Bauvorhaben. Beispielsweise gibt es Hinweise, dass die Errichtung von Windkraftanlagen in Hochlagen eine räumliche Verschiebung der Habitatnutzung von Birkhühnern bewirken kann (Grünschachner-Berger & Kainer, 2011). Diese alpinen Flächen stellen jedoch für das Birkwild einen wesentlichen Teil des Verbreitungsgebietes und des primären Lebensraumes dar. Ebenso führen Kollisionen mit anthropogenen Einrichtungen wie zum Beispiel Skiliften, Leitungen, Zäunen und Windkraftanlagen und der Rückgang der Almbewirtschaftung zu einer zunehmenden Bedrohung des Birkwilds im Alpenraum (Grünschachner-Berger & Kainer, 2011; Wöss et al. 2008; Wöss & Zeiler, 2003).

Unter anderem aufgrund dieser vielfältigen Gefährdungen ist das Birkhuhn im Anhang 1 der europäischen Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie 2009/147/EG, 2010) gelistet. Hieraus ergibt sich, dass für diese Vogelart besondere Schutzmaßnahmen zu treffen sind und geeignete Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen.

Um dafür qualitativ und quantitativ ausreichende Lebensräume abgrenzen zu können, bedarf es unter anderem solcher Untersuchungen, welche die tatsächlich genutzten und wichtigen Habitatstrukturen des Birkhuhns genauer analysieren. Morrison et al. (2006) definieren ein Habitat als eine Fläche, auf der eine Kombination aus Ressourcen (Nahrung, Deckung usw.)

und Umweltbedingungen in einer Art und Weise vorliegen, welche eine Besiedelung durch eine Tierart (oder Population), deren Überleben und erfolgreiche Reproduktion ermöglicht.

Um biotische und abiotische Habitateigenschaften mit dem Vorkommen einer Tierart in Verbindung zu setzen, werden in der ökologischen Forschung häufig Habitateignungsmodelle verwendet. Diese Habitatmodelle können dazu verwendet werden, reale Systeme in der Umwelt zu beschreiben, ihre Funktionsweise zu erklären und auch Vorhersagen zu treffen (Bassi, 2003). Zu diesem Zweck wurde in der Vergangenheit eine Reihe verschiedener Modellierungsansätze entwickelt. Die Wahl einer geeigneten Modellart ist vor allem abhängig von der Zielsetzung hinter der Modellierung sowie der Art und Qualität der verfügbaren oder erhobenen Daten. Dementsprechend lassen sich - unter anderem - folgende drei relevante Modellierungsansätze unterscheiden:

1) Der HSI (Habitat Suitability Index) beschreibt das Verhältnis der vorhandenen Habitatbedingungen im Untersuchungsgebiet zu einer als „optimal“ postulierten Situation. Zur Erstellung eines solchen Modells sind Daten über die Lebensraumausstattung, jedoch nicht über das Vorkommen beziehungsweise Fehlen einer Tierart notwendig. Im Zuge der Bewertung können Werte von 0 (= sehr schlechte Eignung) bis maximal 1 (= optimale Habitatausstattung) erreicht werden. Grundlage ist eine auf Expertenwissen basierende Bewertung biotischer und abiotischer Parameter. Dabei wird versucht, neben saisonalen Ansprüchen auch die unterschiedlichen Bedürfnisse der einzelnen Entwicklungsstadien einer Wildtierart zu berücksichtigen (U.S. Fish and Wildlife Services 1981). Für die Birkwildvorkommen der Alpen existiert, im Gegensatz zum Auerwild, zur Zeit noch kein übertragbares publiziertes HSI-Modell. Es liegen aber einige Ansätze aus verschiedenen Untersuchungsgebieten vor (Zohmann und Nopp-Mayr, 2009; Immitzer, 2011; Sachser et al., in prep.).

2) Liegen lediglich Präsenzdaten, aber keine Absenzdaten einer Tierart vor, bietet sich der Ansatz der „Ecological Niche Factor Analysis (ENFA)“ an (Hirzel et al., 2002). Dabei wird die Verteilung ökogeografischer Parameter in Präsenzzellen mit der Gesamtverteilung über das Untersuchungsgebiet im multidimensionalen Raum verglichen. In weiterer Folge werden durch eine Faktorenanalyse alle Prädiktoren in Form unkorrelierter Faktoren zusammengefasst. Dadurch werden Unterschiede zwischen den von der Art aufgesuchten und sonstigen im Untersuchungsgebiet allgemein vorhandenen Konditionen beschrieben. Schlussendlich werden die Faktoren zu einem Gesamtindex vereint, welcher ebenfalls eine Erstellung von Habitateignungskarten ermöglicht. Wird zusätzlich ein Schwellenwert eingeführt, oberhalb welcher eine Zelle als geeignet bewertet wird, können potenzielle Präsenz-Absenz-Karten erstellt werden. Der angeführte Modellansatz kann mithilfe der Software „*Biomapper*“ durchgeführt werden (Hirzel et al., 2002). Ein wesentlicher Vorteil der ENFA gegenüber generalisierten linearen Modellen (GLM, siehe nächster Punkt) besteht darin, dass keine Absenzdaten benötigt werden. Die ENFA liefert jedoch nur bessere Ergebnisse als ein GLM, falls sich die betrachtete Tierart in dem Untersuchungsgebiet im Stadium der Ausbreitung befindet und nicht bereits etabliert ist. Zu sämtlichen anderen Zeitpunkten ist durch die Anwendung eines GLMs eine genauere Modellierung möglich, sofern auch Absenzdaten in guten Qualität vorliegen (Hirzel et al., 2002; Brotons et al., 2004).

3) Im Wildtiermanagement finden zur Modellierung von Habitatansprüchen häufig generalisierte lineare Modelle (GLM) Anwendung, insbesondere wenn Präsenz- und Abwesenheits-Daten einer Tierart in ausreichender Qualität verfügbar sind bzw. erhoben werden können (Hosmer und Lemeshow, 2000; Schröder, 2000). Dabei werden Verbreitungsdaten (abhängige Variable) und Habitatparameter (unabhängige Variablen) in Verbindung gesetzt, um zu ermitteln, welche Biotope als Habitate geeignet sind und aufgrund welcher Habitatfaktoren dies der Fall ist. In weiterer Folge können Vorkommenswahrscheinlichkeiten einer Art für ein bestimmtes Gebiet geschätzt und Prognosen bezüglich der räumlichen Verteilung abgegeben werden (Reineking und Schröder, 2004). Zu beachten ist dabei, dass ein, in solchen Fällen verwendetes, logistisches Regressionsmodell die tatsächlich genutzte ökologische Nische einer Tierart in einem untersuchten Gebiet repräsentiert (Scherzinger, 2009). Diese muss sich nicht mit der grundlegenden ökologischen Nische der Art decken. Des Weiteren ist es nicht realistisch, alle relevanten Habitatfaktoren, die das Vorkommen einer Wildtierart beeinflussen, im Zuge der Modellierung berücksichtigen zu können. So resultiert die Verteilung und Habitatnutzung von Wildtierarten nicht nur aus der räumlichen Verteilung messbarer Habitatfaktoren wie geeignete Nahrungspflanzen, Deckung und Klimaschutz, sondern sie ist auch stark abhängig von inter-, sowie intraspezifischer Konkurrenz und Prädation (Guisan et al., 2005; Soberón, 2007; Morin et al., 2008; Trainor et al., 2014). Zusätzlich zeigen aktuelle Studien, dass anthropogene Störungen eine bedeutende Rolle in der Habitatwahl und -verfügbarkeit für Birkwild im Alpenraum spielen können (Immitzer et al. 2014;).

Folglich können manche, geografisch beschränkte Eigenheiten bestimmter Modellierungsansätze zu einer mangelnden Übertragbarkeit der erstellten Modelle in Raum und Zeit führen (Jiménez-Valverde, 2008). Die Bedeutung einer großräumigen Übertragbarkeit und die Anwendbarkeit der Modelle auf Landschaftsebene wurde bereits von zahlreichen Autoren hervorgehoben (Storch, 2002; Graf et al., 2005; Revermann, 2006). Die Dimensionierung der Modelle hängt dabei in erster Linie von den verfolgten Zielen der durchgeführten Erhebung ab.

Um Habitatverbundsysteme und die Verteilung von Meta-Populationen zu beschreiben, sind Habitatfaktoren auf Landschaftsebene notwendig. In Bezug auf Birkwild liegen dafür zwar ausreichend Präsenz-Daten vor, auf regionaler Ebene fehlt es jedoch an verlässlichen und relevanten Abwesenheits-Daten. Um Schutz- und Managementmaßnahmen mit Erfolg durchführen zu können, ist das Wissen um die Bedeutung von Habitatvariablen auf mehreren räumlichen Ebenen notwendig (Revermann, 2006). So bedarf es insbesondere für die Steuerung der Landnutzung auf lokaler Ebene zusätzlichen Wissens über die kleinräumige Habitatnutzung der Birkhühner. Folglich bleiben auch weiterhin räumlich hochauflösende Habitatfaktoren, welche die lokalen Verhältnisse beschreiben, wichtige Bestandteile von Habitateignungsmodellen (MacFaden und Capen, 2002; Storch, 2002; Bollmann et al., 2005; Müller et al., 2009; Schweiger et al., 2011).

In den vergangenen Jahren gab es bereits einige Studien, welche sich mit dieser Thematik auseinandersetzten. Dabei zeigte sich, dass sich die Ansprüche dieser Wildart nicht nur zwischen Skandinavien (Lieser et al., 1997; Pedersen et al., 2007; Ludwig et al., 2008; Wegge und Kastdalen, 2008) und den Alpen (Bossert, 1995; Favaron et al., 2006; Zohmann

und Wöss, 2008), sondern auch zwischen Untersuchungsgebieten im Alpenraum unterscheiden (Schweiger et al., 2011; Immitzer et al., 2014; Sachser, 2014).

Die großflächige Erhebung von Vorkommensdaten und Dichtedaten für Birkwild ist oftmals mit einem hohen zeitlichen und finanziellen Aufwand verbunden. Mit aus diesem Grund werden meist Balzplatzzählungen zur Erfassung der Balzbestände an Hähnen durchgeführt, welche etablierte Indikatoren für das Monitoring von Entwicklungstrends sind. Im Bundesland Vorarlberg werden seit 2000 jährliche Zählungen balzender Birkhähne von den verantwortlichen Jagdaufsehern durchgeführt. Diese Zählungen ergeben unter Berücksichtigung der jährlichen Schwankungen einen Bestand von rund 1900 balzenden Hähnen. Die gezählten Birkhähne werden dabei unterschieden in „Schneider“ (einjährige Hähne) und ältere Hähne. Dies lässt in weiterer Folge Rückschlüsse auf die Kükensterblichkeit und die Bestandsentwicklung zu. Eine Zählung der Hennen ist nur sehr eingeschränkt möglich und von vielen Zufälligkeiten abhängig, da sie nur zur Paarung den Balzplatz aufsuchen. Im Allgemeinen kann jedoch ein ausgeglichenes Geschlechterverhältnis angenommen werden (Klaus et al., 1990). Aufbauend auf dieser Balzplatzbestandserhebung werden Ausnahmegenehmigungen für die Bejagung von Birkhähnen während der Frühjahrsbalz erteilt. Diese nachhaltige Nutzung beruft sich auf Artikel 9 der europäischen Vogelschutzrichtlinie-Richtlinie (2009/147/EG, 2010). In den letzten Jahren wurden, bei einer jährlichen Freigabe von 130 Birkhähnen, im Durchschnitt 90 Hahnen erlegt.

In den vergangenen Jahren lies sich jedoch eine beginnende Zähl- und Berichterstattungsmüdigkeit feststellen. Um weiterhin eine hohe Qualität der erhobenen Daten zu gewährleisten, beschloss der Fachausschuss für Raufußhühner der Vorarlberger Jägerschaft eine Anpassung des Monitoring und des Zählmodus für Birkwild. Es wurden sieben Referenzgebiete ausgewählt, in welchen intervallmäßig Habitatkartierungen sowie jährliche Intensivzählungen an fünf aufeinanderfolgenden Balzmorgen durchgeführt wurden. Die Referenzgebiete befinden sich verteilt auf die gesamte Bundeslandfläche, um mit den auf diese Weise erhobenen Daten, die landesweite Bestandsentwicklung – zumindest als Trend - erfassen zu können.

Die vorliegende Masterarbeit sollte einen Teil dieses Umstellungsprozesses von wissenschaftlicher Seite unterstützen, mit dem Ziel, die kleinräumigen Habitatnutzungsansprüche von Birkhühnern in den drei untersuchten Referenzgebieten genauer zu untersuchen. In weiterer Folge sollten die drei betrachteten Referenzgebiete untereinander verglichen sowie der mögliche Einfluss touristischer Nutzung im Sommer erhoben werden.

Dadurch sollte Wissen generiert werden, welches sowohl bei planungsrelevanten Fragestellungen als auch im Rahmen von Managementmaßnahmen eine Entscheidungshilfe darstellen kann.

## **2 Fragestellung und Hypothesen**

### **2.1 Fragestellung**

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden folgende Fragestellungen behandelt:

1. Welche Habitatfaktoren sind für die untersuchte Birkhuhnpopulation, in ihren Teilvorkommen bzw. gesamthaft, von Bedeutung?
2. Liegen innerhalb der betrachteten Untersuchungsgebiete in Vorarlberg Unterschiede in der Habitatnutzung durch Birkhühner vor?

### **2.2 Hypothesen**

Den Fragestellungen liegt folgende Hypothese zu Grunde: Die kleinräumige Habitatnutzung durch Birkhühner unterscheidet sich deutlich innerhalb der drei untersuchten Referenzgebiete.

### 3 Datengrundlagen, Material und Methoden

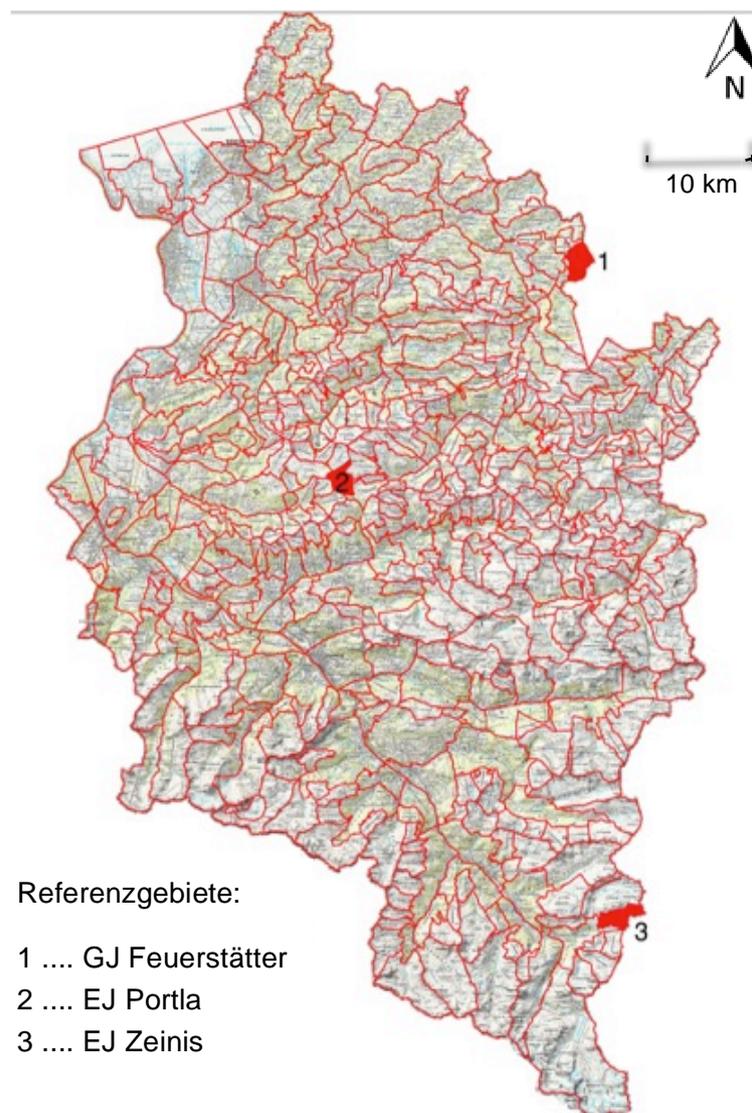
#### 3.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet setzte sich aus drei Referenzgebieten zusammen (Abbildung 1):

1. Genossenschaftsjagd Feuerstätter
2. Eigenjagd Portla
3. Eigenjagd Zeinis

Diese Teilgebiete sollen im Folgenden näher betrachtet werden.

Hintergrundinformationen zu den Referenzgebieten, welche für die Lebensraumbewertung herangezogen wurden, finden sich in Tabelle 1.



**Abbildung 1: Lage der Referenzgebiete in Vorarlberg**

### 3.1.1 Genossenschaftsjagd „Feuerstätter“

Das Revier „Feuerstätter“ (47.43 N; 10.09 O) stellt das nördlichste Birkwildvorkommen in Vorarlberg dar (mündl. Mitteilung, Dönz-Breuss, 2014). Es befindet sich in der Region „Bregenzerwald“, in der Nähe von Balderschwang (D) und umfasst in etwa 240ha. Die höchste Erhebung ist der Feuerstätterkopf mit 1645m über NN. Der Stichprobenraster erstreckte sich von 1413m bis 1642m Seehöhe und lag somit zur Gänze unterhalb der Waldgrenze. Die Monatsmitteltemperatur liegt im Jänner bei -1,1°C und im Juni bei 13,8°C. Die durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge beträgt 1991mm, wobei im Zeitraum von Mai bis Oktober durchschnittlich 35 – 40 verregnete Tage auftreten (ZAMG, 2000). Der forstliche Bewuchs besteht größtenteils aus naturnahem Fichten-Tannen-Wald (*Vaccinio-Abietetum s.l.*). Waldfreie Bereiche weisen eine dichte Hochstaudenvegetation, vorwiegend Frauenfarn (*Athyrium distentifolium*), sowie Heidelbeer- (*Vaccinium myrtillus*) und Alpenrosenheiden (*Vaccinio-Rhododendretum ferruginei*) auf. Die vorhandenen Wiesenflächen setzen sich aus Kammgrasweiden (*Cynosurus cristatus*), Borstgrasrasen (*Nardus stricta*) und subalpinen Milchkrautweiden (*Crepido-Festucetum commutatae*) zusammen. Über die Sommermonate werden diese Wiesenflächen durch die Beweidung von Kühen und Pferden, extensiv genutzt.

Ein häufig begangener Wanderweg führt von der Nordseite des Feuerstätterkopf zu dessen Gipfel und entlang des Höhenrückens durch den südlichen Teil des Reviers.



**Abbildung 2: Bewaldeter Geländerücken (links). Lückiger Baumbewuchs am Nordhang des Feuerstätterkopfs (rechts).**

### 3.1.2 Eigenjagd „Portla“

Die 320ha umfassende Eigenjagd „Portla“ (47.28; 9.84) befindet sich im Bezirk Feldkirch, in der Nähe der Ortschaft Damüls. Die Höhenlage erstreckt sich von 1580m bis 1907m (Portlakopf).

Die Monatsmitteltemperatur liegt im Jänner bei -3,8°C und im Juni bei 12,9°C. Die durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge beträgt 1908 mm, wobei im Zeitraum von Mai bis Oktober durchschnittlich 35 – 40 verregnete Tage auftreten (ZAMG, 2000).

Im tiefergelegenen Bereich gliedert sich das Gebiet in Fichten-Tannenwälder, Gebüsche, und Einzelbäume, vornehmlich Bergahorn (*Acer pseudoplatanu*), Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) und Birken (*Betula pendula*) und Rasen der Lawenbahnen. Mit zunehmender Höhe überwiegt beim forstlichen Bewuchs jedoch die Grünerle (*Alnus viridis*).

Der Unterwuchs der bewaldeten Bereiche besteht größtenteils aus Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), verschiedenen Farnen und Sauerklee (*Oxalis acetosella*). Die Rasen, welche oft mit dem Buschwald verzahnt sind, entsprechen meist Rostseggenrasen (*Caricetum ferrugineae*) in Verbindung mit Hochstaudenbewuchs.

Die südexponierten Hänge des Gebietes werden von Zwergstrauchheiden, meist Alpenrosenheiden (*Vaccinio-Rhododendretum ferruginei*) und Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) dominiert. Die Krautschicht wird von Hochstauden oder Gräsern wie z.B. Bergreitgras (*Calamagrostis varia*) dominiert. Vereinzelt finden sich auch in höheren Lagen Rotten beziehungsweise Einzelbäume von Fichte (*Picea abies*), Tanne (*Abies alba*) und Spirke (*Pinus mugo uncinata*). Die steilen Ost- und Nordwesthänge des Portlerkopfs sind dicht mit Grünerlenbüschen (*Alnetum viridis*) bewachsen. Weiters wachsen in den höheren Bereichen des Reviers bodenfrische Rasengesellschaften wie Windhalmrasen (*Agrostidetum schraderianae*), Alpen- Hainsimsenrasen (*Luzuletum alpino-pilosae*) und Rostseggenrasen (*Caricetum ferruginei*).

Die Beweidung der Alm findet von Juli bis September durch Kühe und Ziegen statt. Zwei Wanderwege sowie eine stark frequentierte Passstraße führen durch das Untersuchungsgebiet.



**Abbildung 3: Referenzrevier "Portla". Rechts im Bild der Portlerkopf.**

### **3.1.3 Eigenjagd „Zeinis“**

Das Untersuchungsgebiet „Zeinis“ (46.98; 10.12) befindet sich nahe Partenen im Montafon an der Bundeslandgrenze zu Tirol. Das Jagdrevier umfasst rund 360ha. Die Erhebungspunkte liegen zwischen einer Seehöhe von 1827 und 2010m. Die höchste Erhebung des Untersuchungsgebietes stellt die Fädnerspitze, mit einer Seehöhe von 2788 m dar. Die Monatsmitteltemperatur liegt im Jänner bei -5,7°C und im Juni bei 6,5°C. Die durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge liegt bei 1109mm, wobei im Zeitraum von Mai bis Oktober durchschnittlich 25 – 30 verregnete Tage auftreten (ZAMG, 2000). Das Untersuchungsgebiet liegt zum überwiegenden Anteil süd-exponiert.

Der forstliche Bewuchs der subalpinen Stufe setzt sich zusammen aus einem verbreiteten Bewuchs durch Latschen (*Pinus mugo*) und Grünerlen (*Alnus viridis*). Vereinzelt kommen sowohl Fichten (*Picea abies*) als auch Eberesche (*Sorbus aucuparia*) als Einzelbäume,

beziehungsweise in kleinen Rotten vor. Der Unterwuchs besteht vorwiegend aus Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), Preiselbeere (*V. vitisidea*) und Gräsern. Im südwestlichen Teil des Untersuchungsgebiets befinden sich vermoorte Latschenbestände mit eingelagerten kleinen Flachmooren und Tümpeln. Vereinzelt sind Blockhalden und Felsen vorzufinden.

Das Mesorelief im Untersuchungsgebiet ist heterogen, Hügel- und Muldenformen, sowie verschiedene Hangneigungen wechseln einander ab.

Zwischen Ende Juni und Mitte September findet im nordwestlichen Teil des Untersuchungsgebiet extensive Beweidung durch Rinder statt. Das Untersuchungsgebiet wird von einem stark benutzten Wanderweg durchschnitten. Das Gebiet ist für den Sommertourismus erschlossen, eine gut ausgebaute Infrastruktur (Verkehrsanbindung, Ortsbusse, Campingplatz, Restaurant) befindet sich in direkter Nähe.



Abbildung 4: Strukturreiches Habitat im Untersuchungsgebiet "Zeinis".

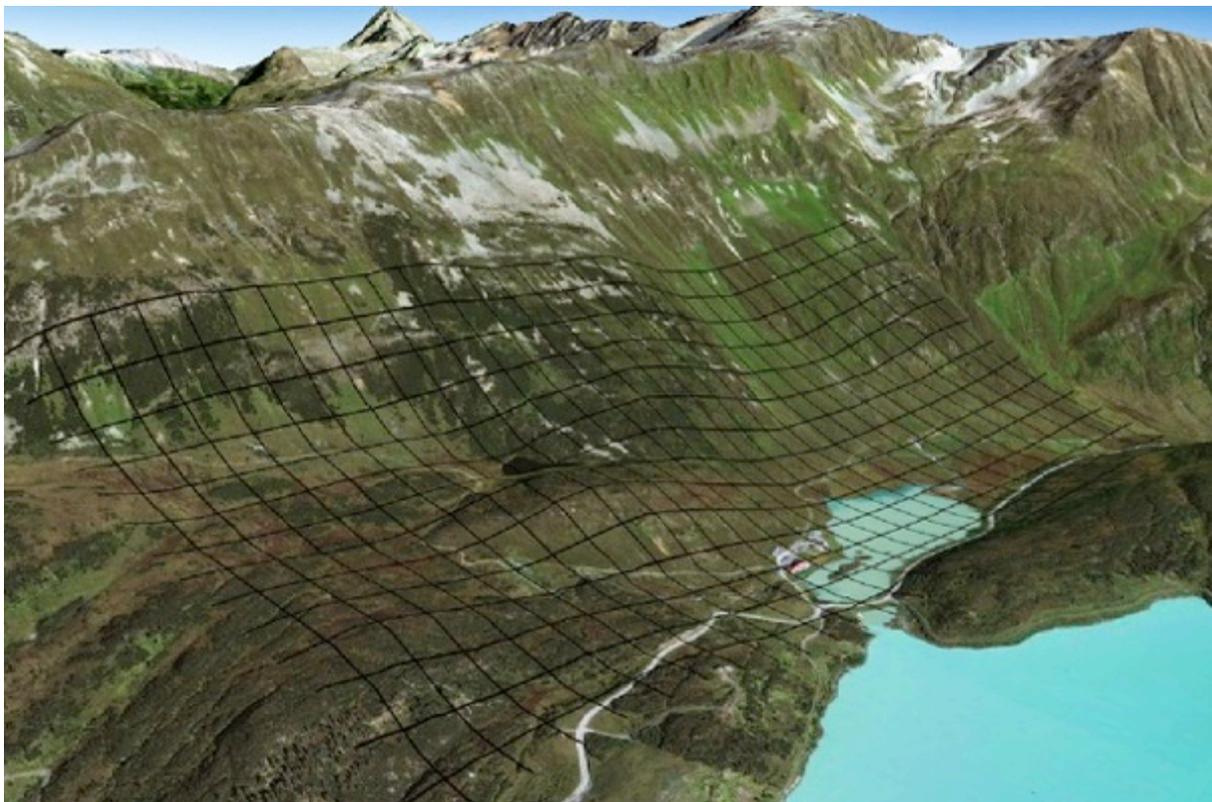
Tabelle 1: Kurzcharakteristik der einzelnen Untersuchungsgebiete.

	<i>Untersuchungsgebiet</i>		
	<b>Feuerstätter</b>	<b>Portla</b>	<b>Zeinis</b>
<b>Region</b>	Bregenzerwald	Latensertal	Montafon
<b>Grundgestein</b>	Flyschzone	Kalk	Kristalline Schiefer
<b>Höhe über NN [m]</b>	1413 - 1645	1580 – 2010	1820 – 2788
<b>jährl. Niederschlagsmenge (mm)</b>	1991	1908	1109
<b>Ø-Temperatur im Jänner / Juni</b>	-1,1 / 13,8	-3,8 / 12,9	-5,7 / 6,5
<b>Anzahl an Stichprobepunkten</b>	70	110	110
<b>Anteil an Probepunkten mit Birkwildnachweis [%]</b>	12,9	38,2	61,8
<b>Anzahl balzender Hähne (Mai 2014)</b>	3	12	18

### 3.2 Datenaufnahme

Die zu untersuchenden Gebiete wurden mit den Projektverantwortlichen (Dönz-Breuss, M., Jehle, K.-H.) abgegrenzt und beschränkten sich auf die oben beschriebenen Referenzgebiete. Die erhobenen Flächen umfassten zwischen 70 und 110ha pro Untersuchungsgebiet. Orthofotos (Maßstab 1 : 3000) sowie Gebietskarten wurden von GIS-Vorarlberg zur Verfügung gestellt. Als Koordinatenbezugssystem wurde das Österreichische Bundesmeldenetz M28 (EPSG:31257) verwendet.

Die Probepunkte wurden anhand eines 100x100m Rasternetzes festgelegt (siehe Abbildung 5) und mittels GPS-Gerät (Garmin eTrex30) im Gelände aufgesucht. Jeder Rasterpunkt entsprach dabei dem Zentrum eines Probekreises. Aufgrund dieser Anordnung war eine gleichmäßige Verteilung der Erhebungsflächen gewährleistet. Konnte ein Schnittpunkt aufgrund der Geländebegebenheiten nicht erreicht werden, wurde dieser gestrichen.



**Abbildung 5: Darstellung des Untersuchungsgebiets Zeinis mit 100x100 m Raster**

Das Absuchen der Probepunkte nach indirekten Nachweisen (Losung, Federn, etc.) fand in einem 25 m Radius statt und wurde an jedem Probepunkt 20 Minuten lang durchgeführt. Die Losung verschiedener in den Gebieten vorkommender Raufußhuhnarten lässt sich anhand der Form und Größe ausreichend gut unterscheiden (Brown et al., 2003). Aufgenommen wurden die Anzahl an Losungswalzen sowie die Art der Losung (Sommer-, Winter-, Brut-, Blinddarmlosung) und ihre Lage (auf Vegetation, unter Felsen,...). Im Probekreis gefundene Birkwildfedern wurden zwar im Formular vermerkt, jedoch nicht für die weitere Auswertung herangezogen, da eine Verfrachtung durch Wind nicht ausgeschlossen werden konnte. Aus diesem Grund kann das Herstellen einer kleinräumigen Birkhuhn-Habitatbeziehung anhand

von Federnachweisen fehleranfällig sein und ungenaue Ergebnisse erzeugen. Um nachfolgende Untersuchungen (Nahrungszusammensetzung, Sommer- oder Winterlosung, Unterscheidung Henne – Hahn etc.) zu ermöglichen, wurden die Nachweise gesammelt und in Papierbeuteln aufbewahrt. Sofern mindestens 3 Birkhuhn-Losungswalzen in einem Probekreis gefunden wurden, wurde dieser der Kategorie „Präsenz“, andernfalls der Kategorie „Absenz“ zugeordnet. Da beim Birkhuhn ein Abkotungsintervall von rund 20 Minuten bekannt ist (De Juana, 1994), lässt diese Anzahl auf eine ungefähre Aufenthaltszeit von einer Stunde schließen. Auf diese Weise wird vermieden, dass lediglich durchwanderte Bereiche als Präsenzpunkte kartiert werden.



**Abbildung 6: Indirekte Nachweise (Losungswalzen) eines Birkhuhns (© Gernot Heigl).**

Anschließend wurden etwa 25 Parameter erhoben, die für die Modellierung der Lebensraumeignung von Bedeutung sein können (McAllister, 2014; Sachser, 2014; Immitzer, 2011; Schweiger, 2010; ; Klaus et al., 1990). Die Auswahl und Skalierung dieser Parameter orientierte sich an vorangegangenen Studien, um eine auf Erfahrung basierende, bestmögliche Auswahl sowie Vergleichbarkeit mit anderen Studien zu gewährleisten. Die Datenaufnahme im Feld erfolgte mit Hilfe eines vorgefertigten Formulars (siehe Anhang 1).

Als Lebensraumcharakteristika wurden Seehöhe, Exposition, Mesorelief, Deckungsgrade der Bodenvegetation, Überschirmungsgrade der Baumvegetation, Deckungsgrade von Geröll und Felsen sowie die Baumartenzusammensetzung (in 10% Stufen) innerhalb des Probekreises aufgenommen (siehe Tab. 3). Der Deckungsgrad der Bodenvegetation wurde auf 5% Stufen geschätzt und in folgende Kategorien unterteilt: forstlicher Bewuchs, Zwergsträucher, Gräser und krautige Pflanzen, Farne und Moose. Zusätzlich wurden die jeweiligen Wuchshöhen mittels Messstock in Dezimeterklassen gemessen. Höhere Bäume fungieren im Winter als wichtiger Deckungsschutz und Nahrungsquelle und wurden aus diesem Grund getrennt nach Höhenklassen (kleiner beziehungsweise höher als 5m) aufgenommen. Ameisenhaufen erwiesen sich in vorangegangenen Studien als wichtige Habitatparameter (Schweiger, 2010). Folglich fanden sie in der durchgeführten Kartierung ebenfalls Beachtung. Damit mögliche menschliche Störfaktoren in die Analyse Eingang finden können, wurden das Vorliegen von Wanderwegen und die Intensität der Beweidung erhoben. Der Beweidungsdruck wurde hauptsächlich anhand von Bodenverwundung durch Viehtritt in vier Intensitätsklassen (0-fehlend bis 3-hoch) unterteilt.

Da die Auffindbarkeit von indirekten Nachweisen bei Schlechtwetter, insbesondere bei Regen, beträchtlich sinkt, wurde nur bei gutem Wetter kartiert, um eine gleichbleibende Qualität der Datenaufnahme zu gewährleisten. Die Aufnahmen fanden zwischen 18. Juli und 3. September 2014 statt. Insgesamt wurden an 28 Tagen Erhebungen durchgeführt.

Neben der Kartierung und Nachweissuche wurden im Mai 2014 in den ausgewählten Referenzgebieten auch die Bestände des Birkwildes ermittelt. Dies erfolgte durch Balzplutzerhebungen im Mai (vgl. Südbeck et al. 2005). Es wurde in jedem Gebiet eine Intensivzählung durchgeführt, bei welcher an fünf aufeinander folgenden Morgen die Anzahl der balzenden Hahnen sowie Hennen erhoben wurde. Dadurch sollten tägliche Schwankungen an den Balzplätzen ausgeglichen und mögliche Balzplatzwechsel erfasst werden. Im Zuge der Balzplatzzählungen wurden Schneider (einjährige Birkhähne) gesondert angesprochen und erhoben. Da die Anzahl der am Balzplatz gezählten Hennen nicht der tatsächlichen Bestandsgröße entspricht, darf anhand der Zählenden nicht auf das Geschlechterverhältnis geschlossen werden (Klaus et al. 1990).

### **3.3 Modellierung**

#### **3.3.1 Beschreibung des logistischen Regressionsmodells**

Für die Auswertung der Daten wurde ein statistischer Modellierungsansatz verwendet. Beim Vorliegen von binären Zielvariablen wie in diesem Fall Präsenz-Absenz-Daten, stellt die logistische Regressionsanalyse eine häufig angewandte Methode dar, um die Verteilung von Tierarten zu modellieren (Lawler et al., 2011). Dieses Verfahren weist einige Vorteile auf: So ist beispielsweise eine Normalverteilung der Residuen nicht vorauszusetzen und unabhängige Variablen können auf verschiedenen Skalenniveaus vorliegen (Bassi, 2003). Im Gegensatz zu Habitat-Suitability-Index (HSI)-Modellen können auch Interaktionen zwischen Parametern berücksichtigt werden.

Ein maßgeblicher Abschnitt der Modellerstellung ist es, verschiedene Verfahren anzuwenden, welche die Anzahl der Variablen reduzieren, um ein allgemeingültiges, möglichst genaues Endmodell zu erhalten, jedoch ein mögliches „overfitting“, bedingt durch eine zu hohe Variablenanzahl vermeiden (Crawley, 2012). Im Folgenden werden die, im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführten Modellerstellungsschritte, in chronologischer Reihenfolge dargestellt. Die Vorgangsweise orientierte sich dabei an vorliegenden Habitatnutzungsanalysen für das Birkhuhn (Schweiger, 2010, Immitzer, 2011, Sachser, 2014). Dieser Absatz gehört eigentlich zum nächsten Unterkapitel.

Die Auswertung erfolgte mit R Version 3.2.0 und der grafischen Benutzeroberfläche Rstudio Version 0.98.1091, sowie QGIS Version 2.8.1. Es wurden verschiedene Software-Pakete für R verwendet, welche in Tabelle 2 gelistet sind.

**Tabelle 2: Angewandte Software-Pakete für das Programm R.**

Paketname	Autor und Erscheinungsjahr
Hmisc	Harrell, 2014
PresenceAbsence	Freeman und Moisen, 2008
fmsb	Nakazawa, 2014
MASS	Venables, 2002
effects	Fox, 2003
testpack	Sachser, 2015

### 3.3.2 Im Modell verwendete Variablen

Folgende potentielle Eingangsgrößen standen für die Erstellung der logistischen Regressionsmodelle zur Verfügung:

**Tabelle 3: Variablenset für das logistische Regressionsmodell**

Variable	Variablentyp	Definition
Seehöhe	metrisch	in m über Normalnull
Exposition	metrisch	in Grad
Neigung	metrisch	in %
Lage	nominal	Relative Lage im Gebiet in 3 Kategorien
Mesorelief	nominal	in 4 Kategorien
Patchiness	ordinal	in 4 Kategorien: fehlend, gering, mittel, hoch
Deckungsgrad Bodenvegetation	metrisch	Deckung in % der Fläche
Rohbodenanteil	metrisch	Deckung in % der Fläche
Felsanteil	metrisch	Deckung in % der Fläche
Totholzanteil	metrisch	Deckung in % der Fläche
Überschirmung bis 5m Höhe	metrisch	Deckung in % der Fläche
Überschirmung über 5m Höhe	metrisch	Deckung in % der Fläche
Deckungsgrad Zwergsträucher	metrisch	Deckung in % der Fläche
Höhe Zwergsträucher	metrisch	in dm
Deckungsgrad Farne	metrisch	Deckung in % der Fläche
Höhe Farne	metrisch	in dm
Deckungsgrad Gräser	metrisch	Deckung in % der Fläche
Höhe Gräser/Krautige	metrisch	in dm
Deckungsgrad Moose und Flechten	metrisch	Deckung in % der Fläche
Ameisenhaufen	nominal	in 2 Kategorien: 0 nicht vorhanden, 1 vorhanden
Wurzelteller	nominal	Anzahl
Wanderweg	nominal	in 2 Kategorien: 0 nicht vorhanden, 1 vorhanden
Beweidungsdruck	ordinal	in 4 Kategorien: fehlend, gering, mittel, hoch
Einzelbäume	nominal	Anzahl

### 3.3.3 Vorgehensweise der Modellerstellung

Die erhobenen Informationen über „Präsenz“ und „Absenz“ von Birkhuhnnachweisen wurden als abhängige Variablen verwendet. Die aufgenommenen Habitategenschaften dienten als erklärende Parameter, um mittels logistischer Regression Habitategignungsmodelle zu erstellen.

In einem ersten Schritt wurden Variablen mit geringer Variation identifiziert und – sofern sinnvoll - Dummy-kodiert, ansonsten aus der weiteren Modellierung ausgeschlossen (Harrell, 2001). Anschließend wurden die Multikollinearität zwischen den erklärenden Variablen überprüft. Mithilfe des Spearman Rangkorrelationskoeffizienten wurden die Parameter auf eine vorliegende Linearität beziehungsweise Monotonie geprüft. Bei Variablen-Paaren, welche einen Korrelationskoeffizienten von  $|r_s| > 0,7$  aufwiesen, wurde lediglich eine der beiden Variablen für die weitere Modellierung beibehalten. Dabei wurde stets diejenige Variable ausgewählt, welche den höheren ökologischen Erklärungsgehalt aufweist oder dies angenommen wird (Hosmer und Lemeshow, 2000). Nach der Anwendung eines „*likelihood ratio chi-square*“-Tests wurden Variablen mit einem p-Wert über 0,25 aus dem Datensatz entfernt (Hosmer und Lemeshow, 2000).

Anhand univariater Modelle wurde geprüft, ob bei Variablen mit metrischem Skalenniveau ein Optimumsbereich vorliegt und folglich eine Transformation des Parameters zweckmäßig wäre (Bender et al., 2007).

Zur Modellerstellung wurden sowohl die verbleibenden Variablen als auch als ökologisch sinnvoll erachtete, zweiseitige Interaktionen herangezogen. Die Interaktionen wurden durch eine Devianzanalyse (Chi<sup>2</sup>-Test mit Signifikanzniveau von 0,05) auf ihre Relevanz überprüft und nur behalten, falls diese bestätigt wurde.

Mittels *Akaike Informations Criterion* (AIC) wurden schrittweise jene Interaktionsterme ausgeschlossen, die das Modell am wenigsten verbesserten.

Um potentielle Ausreißer zu ermitteln, wurde abschließend eine Residualanalyse der Devianz-Residuen und der Pearson-Residuen für alle Einzelbeobachtungen durchgeführt (Hedderich und Sachs, 2012). Ausreißer sind Einzelbeobachtungen die sich auf Grund ihrer Ausprägung deutlich von allen anderen Beobachtungen abheben. Dabei stellt sich die Frage, ob es sich dabei um ein bedeutendes Ereignis handelt oder um einen Fehler, welcher das Modell verzerrt (Hair et al. 1998).

Das auf diese Weise erstellte Modell wurde mit Hilfe der Waldstatistik solange reduziert bis nur noch signifikante Parameter enthalten waren. Als Endmodell wurde stets jenes Modell ausgewählt, das, bei möglichst geringer Variablenzahl, den höchsten Erklärungsgehalt aufwies.

### 3.4 Modellbewertung

Verschiedene Gütemaße wurden angewendet, um die erstellten logistischen Regressionsmodelle zu beurteilen. Für die Bewertung der Kalibrierung, sowie der Klassifizierungsgenauigkeit wurde in einem ersten Schritt Nagelkerkes- $R^2$  ( $R^2_N$ ) ermittelt. Dieser Wert gibt an welcher Anteil der Varianz der Zielvariable durch die unabhängigen Variablen erklärt wird. Der Wertebereich für  $R^2_N$  liegt zwischen 0 und 1. Wobei ab Werten von  $]0,2]$  von einer akzeptablen, ab  $]0,4]$  von einer guten und ab  $]0,5]$  von einer sehr guten Modellanpassung gesprochen wird (Backhaus et al., 2008).

Anschließend wurde der AUC-Wert (area under curve) berechnet. Dabei handelt es sich um die Fläche unter einer ROC-Kurve (Receiver Operating Curve), welche beschreibt wie gut sich das Modell zur Klassifizierung eignet (Schröder, 2000). Bei der Erstellung einer solchen ROC-Kurve werden alle möglichen Trennwerte der Sensitivität (richtig positive Fraktion) anhand eines Streudiagramms gegen die 1-Spezifität (falsch positive Fraktion) aufgetragen. Der erhaltene AUC-Wert kann zwischen 0,5 und 1 liegen. Ein Modell, welches nicht zwischen Vorkommen und Nichtvorkommen unterscheiden kann, erhält den Wert 0,5. Wertebereiche zwischen  $]0,7]$  und  $]0,8]$  weisen gute, Werte zwischen  $]0,8]$  und  $]0,9]$  sehr gute und Werte darüber eine hervorragende Modelldiskriminierung aus (Hosmer und Lemeshow, 2000). Der durchgeführte Hosmer-Lemeshow-Anpassungstest gibt Aufschluss darüber, ob Abweichungen zwischen den beobachteten und den vom Modell vorhergesagten Werten nicht häufiger als dem Zufall entsprechend vorliegen, die Differenz also Null beträgt (Backhaus et al., 2011). Mittels Cohens-Kappa-Koeffizient wurde die Übereinstimmung zwischen beobachteten und vorhergesagten Werten, unter Berücksichtigung des Zufalls, bestimmt (Grouven et al., 2007).

Durch die Erstellung einer Klassifikationsmatrix mit dem Schwellenwert  $]0,5]$ , konnten korrekt beziehungsweise falsch klassifizierte Fälle dargestellt werden. Dabei handelt es sich um eine Vierfeldermatrix, welche die vom Modell vorhergesagten Zuordnungen von „Vorkommen“ und „Nichtvorkommen“ mit den tatsächlichen Beobachtungen vergleicht. In weiterer Folge lassen sich daraus die korrekte Klassifizierungsrate (CCR–correct classification rate), sowie der Anteil der korrekt positiv klassifizierten Fälle (PPP-positive predictive power) und der Anteil der korrekt negativ klassifizierten Fälle (NPP-negative predictive power) errechnen. Da ein Modell nur sinnvoll ist, wenn es bessere Ergebnisse als der Zufall bringt (Reineking und Schröder, 2004), wurden diese Werte mit den Zufallswahrscheinlichkeiten verglichen. Die oben angeführten Gütemaße beziehen sich ausschließlich darauf, wie gut die erstellten Modelle zwischen Präsenz und Absenz diskriminieren, jedoch nicht, ob eine Übertragbarkeit in Raum und Zeit ohne größere Ungenauigkeiten möglich ist. Um dies zu überprüfen, wurde zusätzlich ein Calibration-Plot erstellt, um die Modelle gegebenenfalls zu kalibrieren und eine zu hohe anscheinende Prognosesicherheit auszuschließen (Blaschke, 2004). Um in den einzelnen Referenzgebieten geografische Bereiche mit Birkhuhn-vorkommen sowie häufigen Falschvorhersagen zu identifizieren, wurde jeder Probepunkt entsprechend der Klassifikationsmatrix grafisch dargestellt.

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Feldaufnahmen

In Summe konnten 290 Probeflächen kartiert werden, in welchen insgesamt über 1600 Losungswalzen vom Birkwild gefunden wurden. Von den 290 Flächen sind 119 der Kategorie Präsenz zuzuordnen, dies entspricht einer Fundrate von 41%.

#### 4.1.1 Nachweise im Gebiet „Portla“

Im Revier „Portla“ wurden 42 von insgesamt 110 Probekreisen (38,2%) als Präsenzflächen kartiert (Abbildung 7). Die unregelmäßige Verteilung der Untersuchungsflächen lässt sich auf Geländegegebenheiten, bzw. deren Begehbarkeit zurückführen. In diesem Fall konnte im nördlichen Teil des Reviers nur entlang eines Höhenrückens kartiert werden.

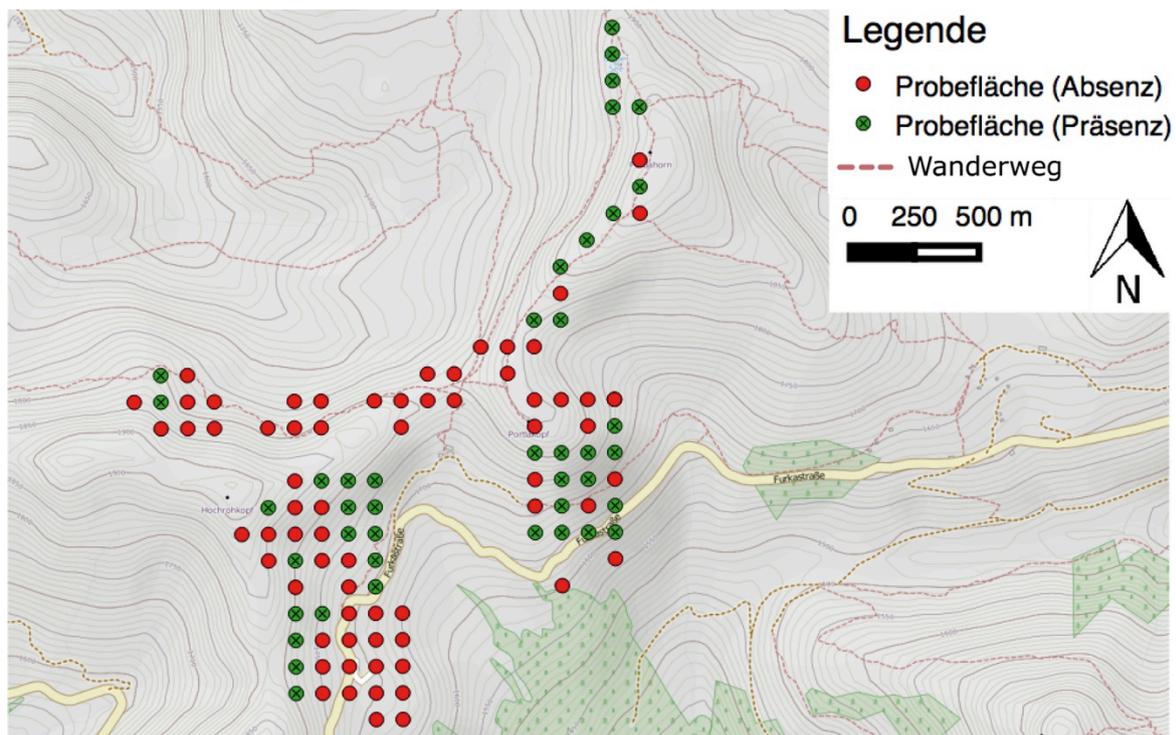


Abbildung 7: Verteilung der Präsenzpunkte (grüner Kreis) und Absenzzpunkte (roter Kreis) im Untersuchungsgebiet "Portla".

#### 4.1.2 Nachweise im Gebiet „Feuerstätter“

Im Revier „Feuerstätter“ wurden 9 von insgesamt 70 aufgesuchten Probepunkten (12,9%) als Präsenzflächen kartiert (Abbildung 8).

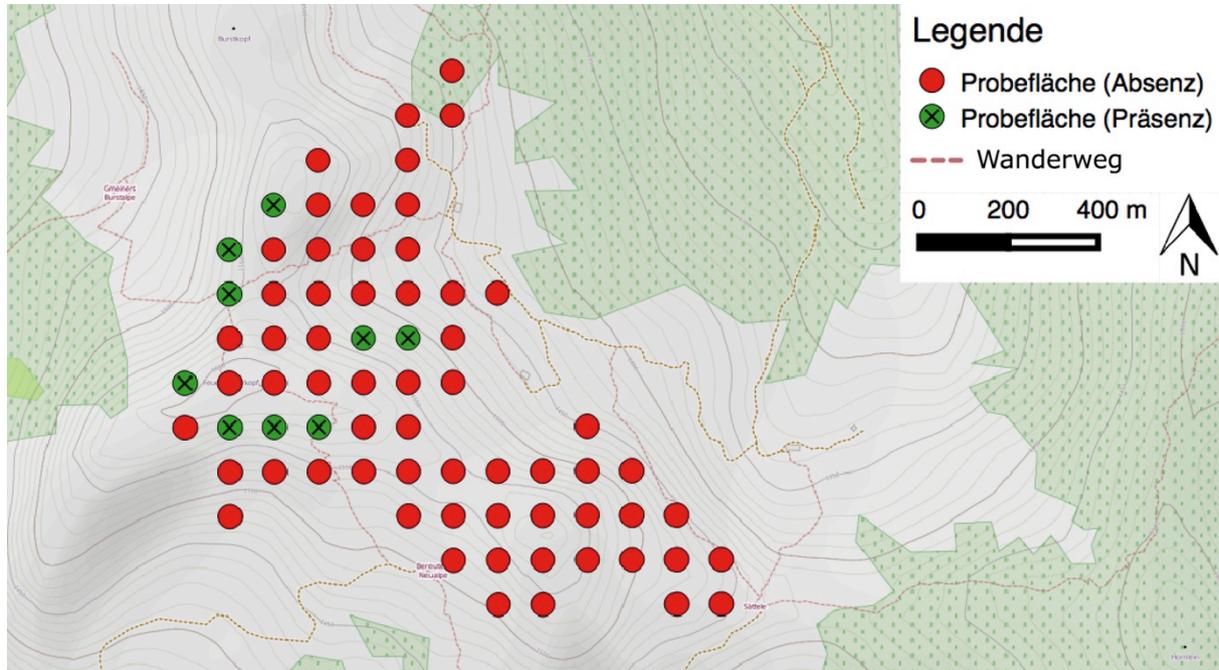


Abbildung 8: Verteilung der Prsenzpunkte (grüner Kreis) und Absenzpunkte (roter Kreis) im Untersuchungsgebiet "Feuerstätter".

#### 4.1.3 Nachweise im Gebiet „Zeinis“

Im Revier „Zeinis“ wurden 68 von insgesamt 110 erhobenen Probepunkten (12,9%) als Präsenzflächen kartiert (Abbildung 9).

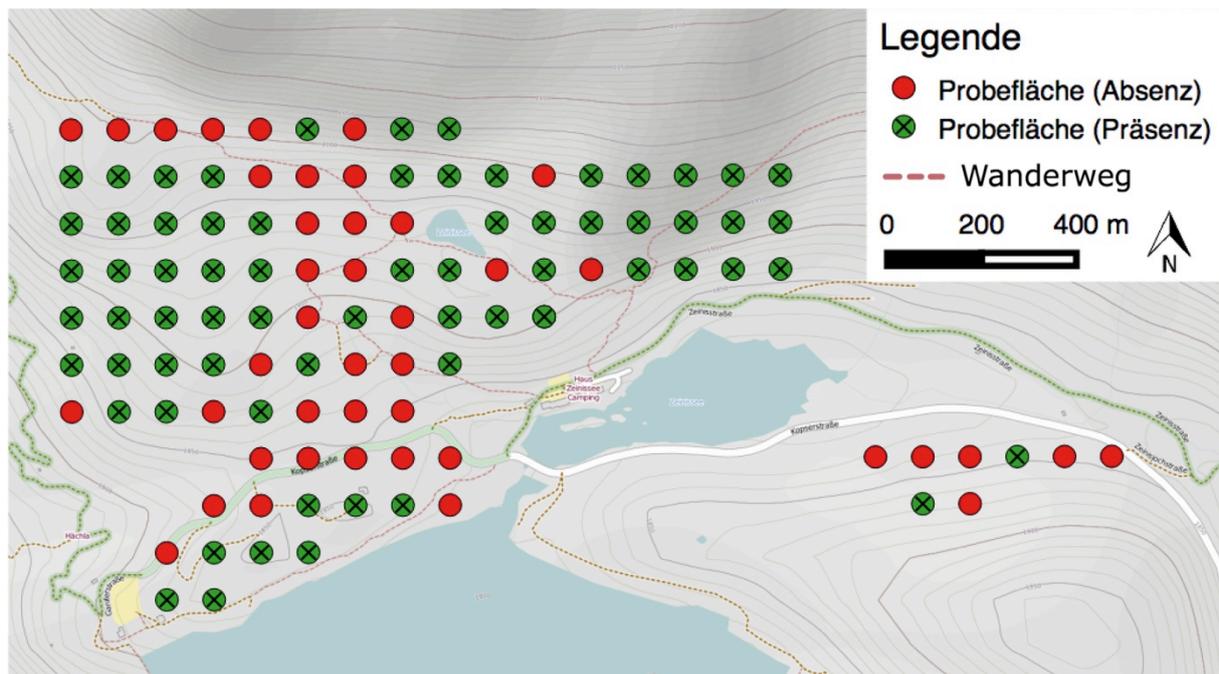


Abbildung 9: Verteilung der Prsenzpunkte (grüner Kreis) ) und Absenzpunkte (roter Kreis) im Untersuchungsgebiet "Zeinis".

## 4.2 Ergebnisse der Balzplatzzählungen

Die an fünf aufeinander folgenden Balzmorgen durchgeführten Zählungen ergaben für das Frühjahr 2014 folgende Ergebnisse (Tab. 4). Es wird jeweils die höchste Anzahl an synchron gezählten, balzenden Hahnen beziehungsweise am Balzplatz sichtbaren Hennen angegeben.

Tabelle 4: Ergebnisse Balzplatzzählungen Mai 2014.

	Hahnen	Schneider	Hennen
Feuerstätter	3	0	0
Portla	10	2	1
Zeinis	18	1	2

Sowohl in der Eigenjagd Portla als auch im Revier Zeinis wurde nach den Zählungen im Mai 2014 jeweils ein Birkhahn erlegt.

## 4.3 Ergebnisse der logistischen Regressionsmodellierung

Es wurde für jedes der drei Referenzgebiete ein Habitatmodell erstellt. Zusätzlich wurden, durch die Erstellung eines Gesamtmodells, Lebensraumparameter mit signifikantem Einfluss auf die Verteilung des Birkwildes auf einer überregionalen Ebene analysiert.

### 4.3.1 Logistisches Regressionsmodell - Portla

Nach dem Entfernen von Variablen mit geringer Variation verblieben 22 potentiell unabhängige Variablen zur weiteren Selektion und Modellerstellung. Die Variablen Seehöhe, Exposition und Hanglage wurden von der anschließenden Modellierung ausgeschlossen, da die Auswahl der Untersuchungsgebiete und erhobenen Probekreise in Bezug auf diese Faktoren nicht zufällig erfolgte. Die Variable „Rohbodenanteil“ wurde aufgrund geringer Variation „Dummy“-kodiert (Rohbodenanteil vorhanden/nicht vorhanden).

Insgesamt wiesen zwei Variablen-Paare einen Spearman Rangkorrelationskoeffizienten von mindestens  $|0,7|$  auf, woraufhin jeweils die Variable mit dem angenommenen geringeren ökologischen Erklärungsgehalt aus dem Datensatz entfernt wurde. Der Flächenanteil von Farnen korrelierte stark mit der Farnhöhe, ebenso wies der Deckungsgrad der Bodenvegetation eine hohe Korrelation mit dem Felsanteil auf. Daraufhin wurden die Variablen „Farnhöhe“ und „Deckungsgrad Bodenvegetation“ aus dem Datensatz entfernt. Von den 17 verbleibenden Variablen wurden aufgrund der Ergebnisse des „likelihood ratio chi-square“-Test acht Variablen aus der weiteren Modellierung ausgeschlossen. Die Durchführung der Linearitätsprüfung zeigte keine vorliegenden Optimumsbereiche auf, somit

wurden die betrachteten Variablen ohne Quadrierung für die Modellerstellung verwendet. Durch eine schrittweise Modellselektion mittels AIC wurde die Anzahl der Parameter weiter reduziert. Dadurch ergab sich ein Modell, welches sechs erklärende Parameter enthielt. Abschließend wurden unter Anwendung der Waldstatistik, mit einer Signifikanzschwelle von 0.05, die nicht signifikanten Variablen „Rohbodenanteil“ und „Wurzelteller“ aus dem Modell entfernt.

Im Endmodell (Tabelle 5) fanden die Variablen „Patchiness“, „Zahl der Einzelbäume“, „Intensität des Beweidungsdruckes“ sowie „Grashöhe“ Berücksichtigung. Die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Birkwild im Revier Portla wurde durch eine hohe Patchiness und das Vorhandensein von Einzelbäumen positiv beeinflusst. Eine hohe Patchiness innerhalb eines Probekreises erhöht das Chancenverhältnis (*odds ratio*) für Birkwildpräsenz, im Vergleich zu Bereichen mit fehlender Strukturvielfalt, um den Faktor 4,1. Ein hoher Beweidungsdruck und eine Grashöhe über 40cm wirkten sich negativ auf das Birkhuhnvorkommen aus.

**Tabelle 5: Im Endmodell "Portla" enthaltene erklärende Variablen.**

	<b>Estimate</b>	<b>Std.Fehler</b>	<b>z-Wert</b>	<b>Exp (B)</b>	<b>Pr(&gt; z )</b>	
Intercept	-1.15	0.84	-1.37	0.32	0.17	
<b>Patchiness</b>	1.42	0.40	3.55	4.13	<0.01	***
<b>Einzelbäume</b>	0.50	0.18	2.88	1.65	<0.01	**
<b>Beweidungsdruck</b>	-0.92	0.32	-2.89	0.40	<0.01	**
<b>Grashöhe</b>	-0.06	0.02	-2.61	0.94	<0.01	**

### 4.3.2 Modellbewertung – Portla

Das finale Modell „GLM - Portla“ erreichte einen Nagelkerke  $R^2$ -Wert von 0,53, welcher ebenso wie der durchgeführte Hosmer und Lemeshow Anpassungstest ( $|0,61|$ ) eine sehr gute Modellanpassung bestätigt. Das erstellte Modell verbraucht insgesamt 3 Freiheitsgrade und verringert die Devianz im Vergleich zum Nullmodell um 54,2. Der Cohens-Kappa-Koeffizient liegt mit 0,56 im sehr guten Bereich. Die erstellte Klassifikationsmatrix wird in Tabelle 6 dargestellt und zeigt, dass von 68 Punkten ohne Nachweis 60 richtig klassifiziert und von 42 Probekreisen mit Nachweisfunden 28 richtig eingeteilt wurden.

**Tabelle 6: Klassifikationsmatrix mit Vergleich der tatsächlich beobachteten Nachweise mit dem vom Modell „Portla“ berechneten Nachweisen bei einem Schwellenwert von 0,5.**

		im Feld beobachtet	
		ohne Nachweis	mit Nachweis
vom Modell berechnet	ohne Nachweis	60	14
	mit Nachweis	8	28

In Tabelle 7 werden die Klassifikationsraten des erstellten Modells mit den jeweiligen Zufallswahrscheinlichkeiten gegenübergestellt. Sowohl für Präsenz- als auch für Abzensepunkte liefert das Modell „Portla“ eine deutlich bessere Zuordnungsrates als ein Zufallsmodell. Bei Punkten ohne Nachweis wurden 88,2%, bei Probekreisen mit Nachweis 66,7% der Punkte richtig klassifiziert. Insgesamt wurden 80,0% der Punkte korrekt zugeordnet.

**Tabelle 7: Korrekte Klassifikationsraten mit und ohne Nachweis bei einem Schwellenwert von 0,5 und Vergleich mit den Zufallswahrscheinlichkeiten.**

	korrekt klassifiziert	Zufalls-Wahrscheinlichkeit
ohne Nachweis	88,2%	61,8%
mit Nachweis	66,7%	38,2%
gesamt	80,0%	61,8%

Durch die Erstellung eines ROC-Plots (Abbildung 10) wurde die Güte der Modelldiskriminierung analysiert, wobei der zugehörige AUC-Wert von 0,88 eine sehr gute Einteilung bescheinigt.

Die auf der y-Achse dargestellte Sensitivität gibt den Anteil der korrekt als positiv klassifizierten Fälle in der Gesamtheit aller positiven Objekte an. Im vorliegenden Fall sind dies die als Fundorte eingeschätzten Probekreise, in welchen auch tatsächlich Lösungsfunde erfolgten (vgl. Hosmer und Lemeshow, 2000). Auf der x-Achse wird der Anteil der falsch-positiv bewerteten Objekte aufgetragen. In betrachteten Fall handelt es sich um schlecht bewertete Probepunkte, an welchen auch tatsächlich kein Lösungsfund stattfand.

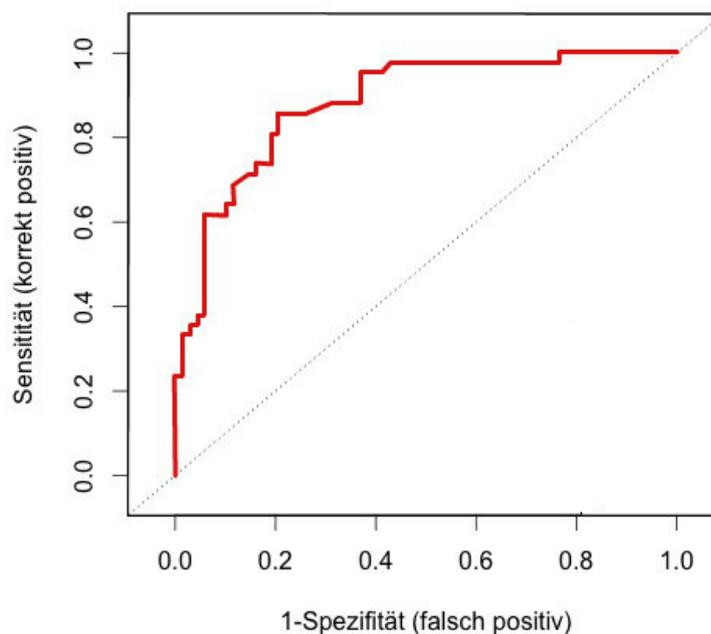


Abbildung 10: ROC Kurve (Receiver Operating Characteristiccurve) für das Modell „Portla“. Die rote Linie stellt den untersuchten AUC (Area Under the Curve) Wert dar.

Der in Abbildung 11 dargestellte Kalibrierungsplot veranschaulicht die vom Modell berechnete Vorkommenswahrscheinlichkeit und teilt die berechneten Werte den einzelnen, zuvor eingeteilten Klassen tatsächlicher Beobachtungshäufigkeiten zu. Anhand der untenstehenden Grafik lässt sich erkennen, dass die berechneten Werte nahe dem optimalen Verlauf (als graue Diagonale dargestellt) liegen. Je näher die Punkte an dieser Linie liegen, umso besser ist die Modellkalibrierung und folglich auch die Übertragbarkeit in Zeit und Raum einzustufen (Jimenez-Valverde et al., 2008).

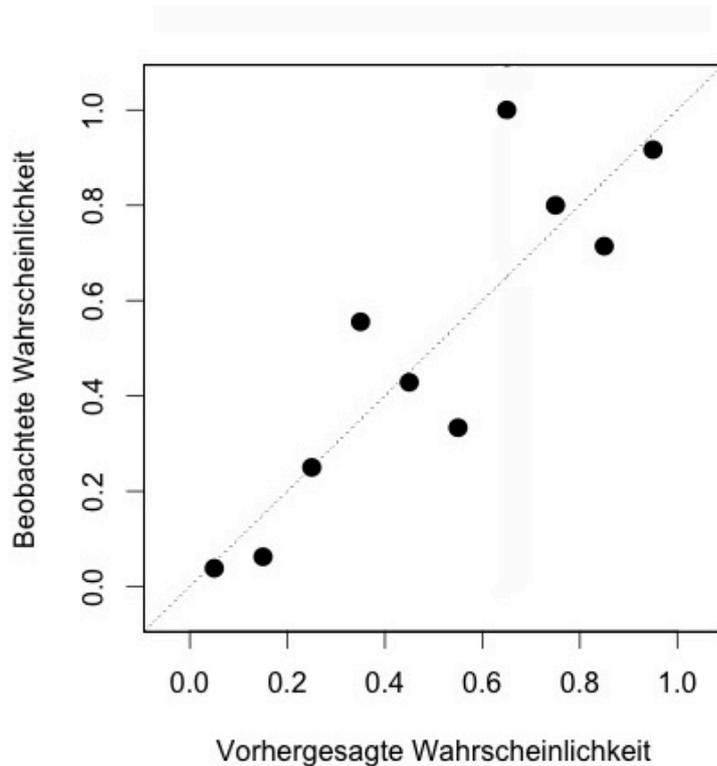


Abbildung 11: Kalibrierungsplot des Modells Portla.

#### 4.4 Logistisches Regressionsmodell – Feuerstätter

In Summe fanden 16 Variablen Einzug in die Modellerstellung. Variablen mit fehlender Variation und zahlreichen Nullwerten sowie die Parameter „Seehohe“, „Exposition“ und „Lage“ wurden a priori aus dem Datensatz entfernt. Innerhalb des Variablensets zeigte sich keine starke Korrelation zwischen einzelnen erklärenden Variablen (Spearman Rangkorrelationskoeffizient  $>|0,7|$ ). Anschließend wurden alle Parameter mittels *likelihood ratio chi-square-Test* auf ihre Eignung hin überprüft und bei einem p-Wert über 0,25 aus der Modellierung ausgeschlossen. Aufgrund der Ergebnisse wurden sieben Variablen entfernt. Die mittels AIC durchgeführte Modellselektion reduzierte das Modell um die Variable „Neigung“. Die Ergebnisse der Waldstatistik zeigten eine fehlende Signifikanz der Parameter „Grasanteil“ und „Einzelbäume“, welche abschließend aus dem Modell entfernt wurden.

Das finale Modell (Tabelle 8) enthielt fünf erklärende Variablen. Eine hohe Patchiness und das Vorhandensein von Ameisenhaufen standen in signifikant positivem Zusammenhang mit Birkhuhnvorkommen. Als negative Einflussfaktoren zeigten sich ein starker Beweidungsdruck und ein hoher Deckungsgrad von Farnen. Schlussendlich wirkte sich auch das Vorliegen von Wurzeltellern innerhalb des Probekreises rechnerisch negativ auf die Birkwildpräsenz aus.

**Tabelle 8: Im Endmodell "Feuerstätter" enthaltene, erklärende Variablen.**

	<b>Estimate</b>	<b>Std.Error</b>	<b>t-value</b>	<b>Pr(&gt; t )</b>	
Intercept	-0.01	0.09	0.15	0.88	
<b>Patchiness</b>	0.20	0.04	5.17	<0.01	***
<b>Ameisenhaufen</b>	0.08	0.03	2.27	0.03	*
<b>Beweidungsdruck</b>	-0.07	0.03	-2.45	0.02	*
<b>Wurzelteller</b>	-0.07	0.03	-2.46	0.02	*
<b>Farne</b>	-0.01	<0.01	-2.13	0.04	*

#### 4.4.1 Modellbewertung – Feuerstätter

Das Endmodell weist eine sehr gute Modellanpassung auf, dies wurde durch ein Nagelkerke  $R^2$  von 0,53 und den Hosmer und Lemeshow Anpassungstest (0,79) bestätigt. Im finalen Modell wurden 5 Freiheitsgrade aufgebraucht und die Devianz im Vergleich zum Nullmodell um 4,05 reduziert. Der Cohens-Kappa-Koeffizient befindet sich mit 0,87 im ausgezeichneten Bereich. In Tabelle 9 ist die zugehörige Klassifikationsmatrix dargestellt. Von 61 Punkten ohne Nachweis und 9 Punkten mit Nachweisfunden wurde jeweils nur ein Probepunkt falsch klassifiziert.

**Tabelle 9: Klassifikationsmatrix mit Vergleich der tatsächlich beobachteten Nachweise mit dem vom Modell „Feuerstätter“ berechneten Nachweisen bei einem Schwellenwert von 0,5.**

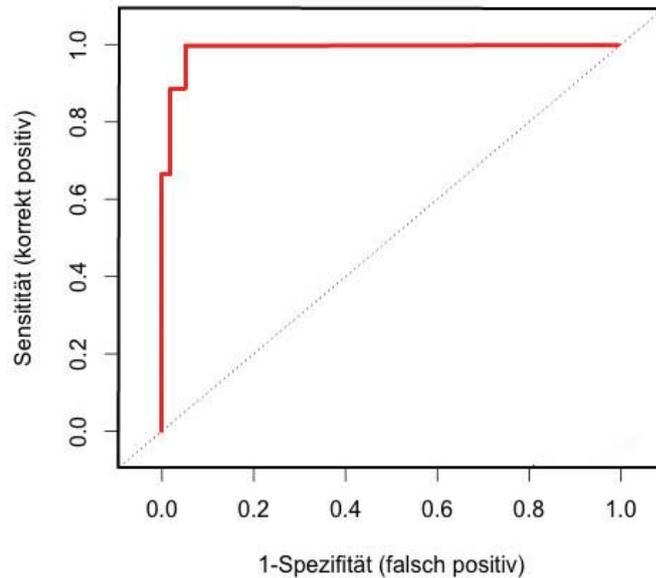
		im Feld beobachtet	
		ohne Nachweis	mit Nachweis
vom Modell berechnet	ohne Nachweis	60	1
	mit Nachweis	1	8

Werden die Klassifikationsraten mit den Zufallswahrscheinlichkeiten verglichen (Tabelle 10), zeigt sich, dass das Modell „Feuerstätter“ durchwegs bessere Klassifizierungswerte als ein Zufallsmodell aufweist. Große Unterschiede im Anteil der richtig klassifizierten Punkte zeigen sich bei den Probekreisen mit Birkwildnachweisen. Dabei wurden vom Modell 88,9% korrekt eingeteilt, die Zufallswahrscheinlichkeit lag hier bei lediglich 12,9%.

**Tabelle 10: Korrekte Klassifikationsraten mit und ohne Nachweis bei einem Schwellenwert von 0,5 und Vergleich mit den Zufallswahrscheinlichkeiten.**

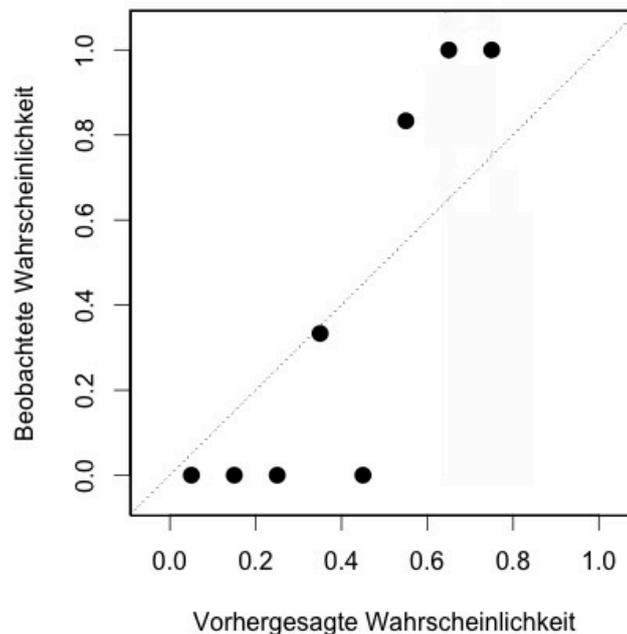
	korrekt klassifiziert	Zufalls-Wahrscheinlichkeit
ohne Nachweis	98,4%	87,1%
mit Nachweis	88,9%	12,9%
gesamt	97,1%	87,1%

Der in Abbildung 12 dargestellte „ROC Plot“ verdeutlicht die Güte der Modelldiskriminierung, wobei der berechnete AUC-Wert von 0,99 eine nahezu perfekte Diskriminierungsfähigkeit des Modells bescheinigt.



**Abbildung 12: ROC-Kurve (Receiver Operating Characteristiccurve) für das "GLM-Feuerstatter". Die rote Linie stellt den untersuchten AUC (Area Under the Curve) Wert dar.**

Die untenstehende Grafik (Abbildung 13) zeigt den zugehörigen Kalibrierungsplot. Dieser veranschaulicht die vom Modell berechnete Vorkommenswahrscheinlichkeit. Dabei wird die vorhergesagte Wahrscheinlichkeit (x-Achse) mit dem beobachteten Vorkommen (y-Achse) abgeglichen.



**Abbildung 13: Kalibrierungsplot des Modells "Feuerstatter".**

## 4.5 Logistisches Regressionsmodell – Zeinis

In einem ersten Schritt wurden Variablen mit zahlreichen Nullwerten, beziehungsweise fehlender Variation aus dem Datenset entfernt. Nach dieser Selektion verblieben 19 potentielle unabhängige Variablen zur weiteren Selektion und Modellerstellung, wobei auch hier die Parameter „Seehöhe“, „Exposition“ und „Hanglage“ aufgrund der fehlenden zufälligen Gebietsauswahl von der anschließenden Modellierung ausgeschlossen wurden. Aufgrund geringer Variation wurden die Variable „Rohbodenanteil“ *Dummy*-kodiert und fand mit binären Werten (Rohbodenanteil vorhanden/nicht vorhanden) Eingang in die Modellerstellung.

Die Analyse der Korrelationsstruktur der 16 Einzelvariablen zeigte, dass „Felsanteil“ stark mit „Anteil Bodenvegetation“ korreliert war. Auch zwischen „Grasanteil“ und „Kronenschlussgrad <5m“ lag eine starke Korrelation vor. Aufgrund des höheren angenommenen ökologischen Erklärungsgehalts wurden die Variablen „Felsanteil“ und „Kronenschlussgrad <5m“ für die weitere Modellierung verwendet. Von den verbleibenden Variablen wurden in Folge der Ergebnisse des *likelihood ratio chi-square*-Tests vier Variablen aus der weiteren Modellierung ausgeschlossen. Anschließend wurde eine Linearitätsprüfung der metrischen Variablen durchgeführt, diese zeigte keine vorliegenden Optimumsbereiche auf. Folglich wurden die erklärenden metrischen Parameter ohne Quadrierung für die Modellerstellung verwendet. Die Durchführung einer schrittweisen Modellselektion mittels AIC reduzierte die Anzahl der Parameter weiter. Abschließend wurden sämtliche nicht-signifikante Variablen aus dem erstellten Modell entfernt.

Das durch diese Modellierung entstandene Endmodell „Zeinis“ enthält fünf erklärende Variablen. Dabei zeigt sich ein hochsignifikanter positiver Zusammenhang zwischen den Birkwildnachweisen im Erhebungsgebiet und dem Vorhandensein einer hohen Patchiness. Ameisenhaufen innerhalb eines Probekreises verdoppelten die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Birkwild in dem betrachteten Untersuchungsgebiet. Ebenso besitzt der Parameter „Felsanteil“ einen positiven Zusammenhang mit den Nachweisfunden. Die Variable „Weg“ zeigte einen hochsignifikanten und bei Vorhandensein stark negativen (Faktor 0,01) Einfluss auf das lokale Birkhuhnvorkommen.

**Tabelle 11: Im Endmodell „Zeinis“ enthaltenen, erklärende Variablen.**

	Estimate	Std.Fehler	z-Wert	Exp (B)	Pr(> z )	
Intercept	-2.40	1.03	-2.33	0.09	0.02	*
<b>Patchiness</b>	1.59	0.53	2.99	4.91	<0.01	**
<b>Ameisenhaufen</b>	0.70	0.27	2.63	2.01	<0.01	**
<b>Felsanteil</b>	0.11	0.06	1.93	1.12	0.04	*
<b>Weg</b>	-4.92	1.15	-4.27	0.01	<0.01	***
<b>Beweidungsdruck</b>	-1.39	0.45	-3.07	0.25	<0.01	**

#### 4.5.1 Modellbewertung – Zeinis

Das  $R^2$  nach Nagelkerke von 0,73 bescheinigt, ebenso wie der Hosmer und Lemeshow Anpassungstest eine sehr gute, beziehungsweise ausgezeichnete Modellanpassung. Die Ausprägung des Cohens-Kappa-Koeffizienten liegt für das finale Modell mit 0,73 im sehr guten Bereich.

Die Betrachtung der zugehörigen Klassifikationsmatrix (Tabelle 5) verdeutlicht die hohe Klassifikationsgenauigkeit. Von 68 Punkten mit Nachweis wurden 63 richtig klassifiziert, und von den 42 Probekreisen ohne Nachweis wurden 33 korrekt eingeteilt.

**Tabelle 12: Klassifikationsmatrix. Gegenüberstellung der im Feld beobachteten Daten mit den vom Modell berechneten Vorkommensprognosen bei einem Schwellenwert von 0,5.**

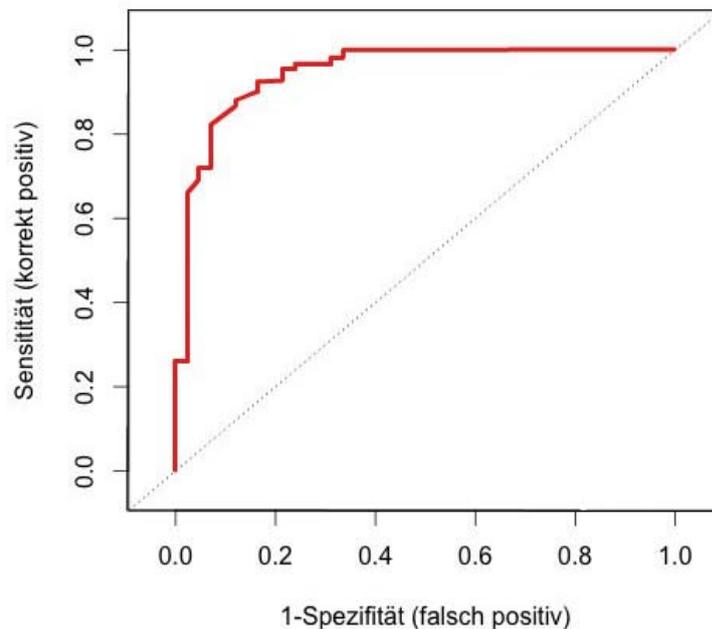
		im Feld beobachtet	
		ohne Nachweis	mit Nachweis
vom Modell berechnet	ohne Nachweis	33	5
	mit Nachweis	9	63

Der direkte Vergleich von den berechneten Vorkommenswahrscheinlichkeiten mit den erwartenden Zufallswahrscheinlichkeiten zeigt, dass das Modell deutlich bessere Ergebnisse liefert als der Zufall. In Summe wurden 86,4% der Probepunkte korrekt klassifiziert. Bei Punkten ohne Nachweis wurden 73,8%, bei den Probepunkten mit Nachweisen 94,1% richtig eingeteilt.

**Tabelle 13: Korrekte Klassifikationsraten des erstellten Modells und jeweilige Zufallswahrscheinlichkeiten.**

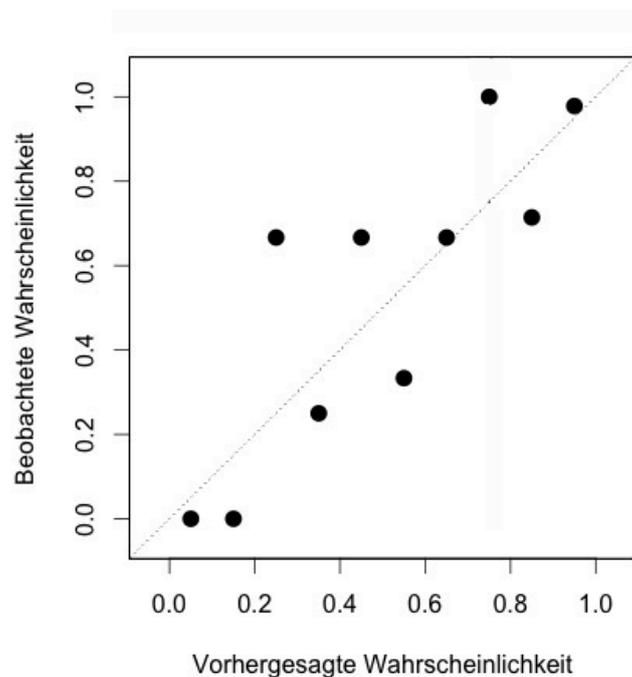
	korrekt klassifiziert	Zufalls-Wahrscheinlichkeit
ohne Nachweis	73,8%	38,1%
mit Nachweis	94,1%	61,8%
<b>Gesamt</b>	<b>86,4%</b>	<b>38,1%</b>

Anhand des erstellten „ROC Plots“, in Abbildung 14 dargestellt, lässt sich die Güte der Modelldiskriminierung erkennen. Der zugehörige AUC-Wert von (0,95) bescheinigt eine ausgezeichnete Diskriminierung.



**Abbildung 14: ROC Kurve (Receiver Operating Characteristiccurve) für das "GLM-Zeinis". Die rote Linie stellt den untersuchten AUC (Area Under the Curve) Wert dar.**

Der Kalibrierungsplot für das Modell „Zeinis“ (Abbildung 15) zeigt die vom Modell vorhergesagten Vorkommenswahrscheinlichkeiten und gleicht sie mit den tatsächlich beobachteten Birkhuhnvorkommen ab.



**Abbildung 15: Kalibrierungsplot des Modells "Zeinis".**

#### 4.6 Logistisches Regressionsmodell – Gesamtmodell

Für die Erstellung des Gesamtmodells wurden sämtliche erhobene Daten aller drei Untersuchungsgebiete verwendet. Die Vorgangsweise der Modellierung unterschied sich nicht von jener der einzelnen Referenzgebiete. In einem ersten Schritt wurden alle Variablen mit fehlender Variation entfernt. In Summe fanden 12 Parameter Einzug in die Modellerstellung. Im Falle geringer Variation wurden die Daten binär kodiert, um sie für die Auswertung erfassbar zu machen.

Der Spearman-Rangkorrelationskoeffizient wies keine starke Korrelation zwischen einzelnen Variablen aus. Auch wurden ökologisch sinnvolle Interaktionen von jeweils zwei Variablen in die Modellerstellung miteinbezogen. Allerdings konnte deren Relevanz nicht über Devianzanalysen bestätigt werden. Folglich wurden sie von der weiteren Modellierung ausgeschlossen. Aufgrund der Ergebnisse des *likelihood ratio chi-square-Tests* schieden auch die Variablen „Wurzelteller“ und „Kronenschlussgrad“ aus der anschließenden Modellerstellung aus. Die Modellselektion mittels *Akaike Information Criterion* reduzierte das Modell auf sieben Variablen. Der Parameter „Grasanteil“ wurde wegen der Ergebnisse der Waldstatistik aus dem Modell entfernt und somit die Modellierung abgeschlossen.

Die Variablen „Patchiness“, „Ameisenhaufen“ und „Einzelbäume“ haben im Gesamtmodell einen signifikant positiven Einfluss auf die Birkwildpräsenz. Einen ebenso signifikanten, jedoch negativen Zusammenhang mit der Vorkommenswahrscheinlichkeit weisen die Parameter „Weg“, „Grashöhe“ und „Beweidungsdruck“ auf (Tabelle 14).

**Tabelle 14: Im finalen Gesamtmodell enthaltene, erklärende Variablen.**

	<b>Estimate</b>	<b>Std.Fehler</b>	<b>z-Wert</b>	<b>Exp (B)</b>	<b>Pr(&gt; z )</b>	
Intercept	-1.02	0.61	-1.68	1.46	<0.01	***
<b>Patchiness</b>	1.54	0.03	6.09	1.21	<0.01	***
<b>Beweidungsdruck</b>	-1.34	0.22	-6.23	0.85	<0.01	***
<b>Ameisenhaufen</b>	0.18	0.09	2.00	1.03	0.04	*
<b>Einzelbäume</b>	0.26	0.12	2.11	1.04	0.03	*
<b>Weg</b>	-1.28	0.45	-2.84	0.86	<0.01	**
<b>Grashöhe</b>	-0.05	0.01	-4.06	0.99	<0.01	***

#### 4.6.1 Modellbewertung Gesamtmodell

Die Überprüfung der Modellanpassung durch Nagelkerke's  $R^2$  ergab einen Wert von 0,48. Dies bestätigt, ebenso wie der Hosmer und Lemeshow Test (0,17), eine sehr gute Modellanpassung. Der berechnete Cohens-Kappa-Koeffizient liegt mit 0,66 ebenfalls in einem guten Wertebereich. Die in Tabelle 15 dargestellte Klassifikationstabelle verdeutlicht, ebenso wie der erstellte ROC-Plot (Abbildung 16), eine gute Diskriminierung durch das Modell. Es konnten 146 von 171 Aufnahmepunkten ohne Birkwildnachweise richtig vorhergesagt werden. Bei den Präsenzflächen wurden 96 von 119 korrekt klassifiziert.

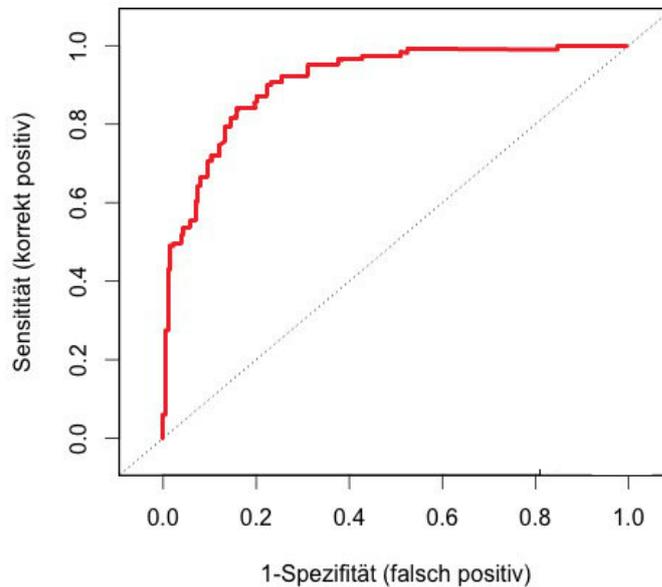
**Tabelle 15: Klassifikationsmatrix mit Vergleich der tatsächlichen beobachteten Nachweise mit den vom Gesamtmodell berechneten Werten.**

		im Feld beobachtet	
		ohne Nachweis	mit Nachweis
vom Modell berechnet	ohne Nachweis	146	23
	mit Nachweis	25	96

**Tabelle 16: Korrekte Klassifikationsraten des Gesamtmodells und jeweilige Zufallswahrscheinlichkeiten.**

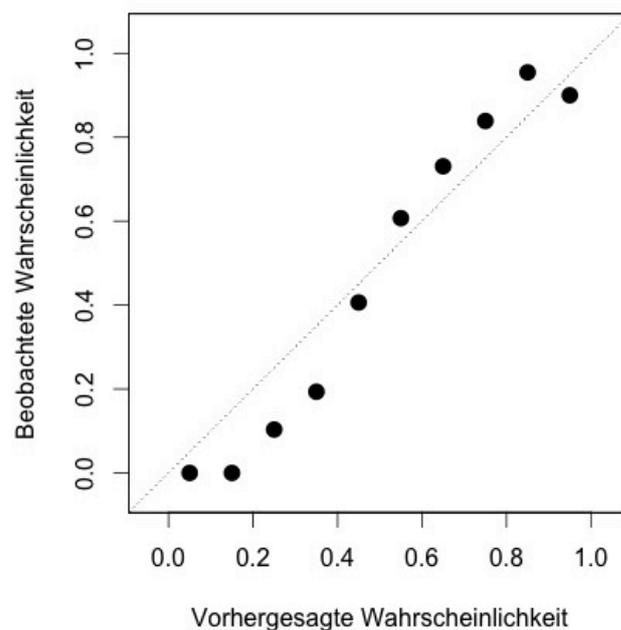
	korrekt klassifiziert	Zufallswahrscheinlichkeit
ohne Nachweis	85,3%	59,0%
mit Nachweis	80,7%	41,0%
gesamt	83,4%	59,0%

Durch die Erstellung eines ROC-Plots, in Abbildung 16 dargestellt, wurde wie bei den vorangegangenen Modellen, die Modelldiskriminierung analysiert. Der zugehörige AUC-Wert von 0,91 liegt dabei in einem sehr guten Bereich und attestiert dem Gesamtmodell eine hohe Klassifizierungsgenauigkeit.



**Abbildung 16: ROC Kurve (Receiver Operating Characteristiccurve) für das erstellte Gesamtmodell. Die rote Linie stellt den untersuchten AUC (Area Under the Curve) Wert**

Abbildung 17 zeigt den Kalibrierungsplot für das erstellte Gesamtmodell. Dieser zeigt, dass die berechneten Durchschnittswerte der einzelnen Kategorien (als schwarze Punkte dargestellt), knapp unter beziehungsweise über dem optimalen Verlauf (als graue Diagonale dargestellt) liegen.



**Abbildung 17: Kalibrierungsplot des Gesamtmodells.**

#### 4.7 Überblick der erstellten Modelle

Beim Vergleich der erstellten Modelle zeigt sich, dass nur zwei Variablen in jedem der drei Untersuchungsgebiete einen stark positiven (Patchiness), beziehungsweise negativen Einfluss (Beweidungsdruck) auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Birkwild besitzen (Tabelle 17). Diese beiden Parameter fanden folglich auch Einzug ins Gesamtmodell.

Das Vorhandensein von Ameisenhaufen wies lediglich im Modell des Reviers Portla keinen signifikanten Einfluss auf, ansonsten konnte dadurch in allen Modellen die Verteilung von Birkwildnachweisen erklärt werden. Die Parameter „Grashöhe“, „Weg“ und „Einzelbäume“ sind neben dem Gesamtmodell in jeweils einem Gebiet von Relevanz. Die Variablen „Felsanteil“, „Wurzelteller“ und „Farne“ sind ebenfalls in jeweils einem Gebietsmodell enthalten, zeigen jedoch im Gesamtmodell keinen signifikanten Einfluss auf.

**Tabelle 17: Übersicht der Parameter, welche in den erstellten Modellen enthalten sind. Die Vorzeichen kennzeichnen den positiven/negativen Einfluss der Variable auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Birkwild.**

	GLM Portla	GLM Feuerstätter	GLM Zeinis	Gesamtmodell
Patchiness (+)	X	X	X	<b>X</b>
Beweidungsdruck (-)	X	X	X	<b>X</b>
Ameisenhaufen (+)		X	X	<b>X</b>
Einzelbäume (+)	X			<b>X</b>
Weg (-)			X	<b>X</b>
Grashöhe (-)	X			<b>X</b>
Felsanteil (+)			X	
Wurzelteller (-)		X		
Farne (-)		X		

## 5 Diskussion

Die Erhebungen der Balzplatzbestände stellen die Grundlage für Monitoring-, Schutz- und Bewirtschaftungsmaßnahmen dar und werden in Vorarlberg seit 2000 koordiniert, mittels Synchronzählungen, durchgeführt. Im Zuge der Intensivzählungen im Mai 2014 bestätigte sich die Annahme, dass es auf den einzelnen Balzplätzen zu starken täglichen Schwankungen der Zählraten kommen kann, weil sich manche Birkhähne im Laufe eines Balzmorgens häufiger zwischen Balzplätzen überstellen. An den jeweils fünf Balzmorgen pro Untersuchungsgebiet traten Unterschiede der beobachteten Individuenzahlen von bis zu 38%, bezogen auf die maximale Anzahl an beobachteten Hahnen, auf. Dies zeigt die Notwendigkeit, mehrtägige simultane Balzplatzzählungen durchzuführen, um an die tatsächliche Anzahl balzender Hahnen möglichst nahe heranzukommen. Um Aussagen über den Zustand eines Birkwildvorkommens sowie mögliche Gefährdungspotenziale vornehmen zu können, sind neben einem regelmäßigen Monitoring der Balzplatzbestände auch Erhebungen bezüglich der Lebensraumqualität und Habitatnutzung notwendig.

Ziel der durchgeführten Habitatmodellierungen war es, die kleinräumige Habitatnutzung des Birkwilds aufzuzeigen und eventuell vorliegende Unterschiede zwischen den betrachteten Referenzgebieten zu erkennen. Zusätzlich sollte ein griffiges Gesamtmodell erstellt werden, anhand dessen weitere Gebiete auf ihre Lebensraumeignung hin beurteilt werden können. Diese Übertragbarkeit von erstellten Modellen ist von Bedeutung, da es nicht möglich ist, größere Gebiete flächendeckend zu kartieren und auf diese Weise ihre Eignung, beziehungsweise ihren Zustand zu beurteilen. Durch die Einbindung von fernerkundlichen Methoden (Sattelitenbilder, LiDAR,...vgl. Kürsten, in prep.) wird es in Zukunft möglich sein, Feldarbeiten auf ein vertretbares Maß zu reduzieren und Änderungen in der Landschaftsstruktur (Windwürfe, menschliche Baumaßnahmen) zeitnah zu erfassen und ihre Auswirkungen auf die Habitatqualität zu beurteilen.

Die Gütemaße der erstellten Modelle belegen sowohl eine ausgezeichnete Modellanpassung als auch eine sehr gute Modelldiskriminierung. Für diese Art der Anwendung liegen die Modelle, verglichen mit ähnlichen Studien, im oberen erzielbaren Bereich. Insbesondere das Gesamtmodell weist laut Kalibrierungsplot (Abbildung 17) eine ausgezeichnete Übertragbarkeit in Zeit und Raum auf und eignet sich somit zur Anwendung in weiteren Referenzgebieten.

Modelle helfen Wildtier-Lebensraumbeziehungen zu analysieren und zu verstehen. Ebenso ermöglichen sie es, Lebensraumbeurteilungen durchzuführen, welche für das Erkennen von besonders wertvollen und schützenswerten Bereichen von Bedeutung sind. Für Managementmaßnahmen ist das Wissen um einzelne erklärende Variablen der Modelle von Bedeutung, um konkrete Verbesserungsmaßnahmen ableiten und umsetzen zu können. Die einzelnen Faktoren sollen im Folgenden angeführt und näher erläutert werden. Empfehlungen für Managementmaßnahmen finden sich in Kapitel 6.

## **Einzelbäume**

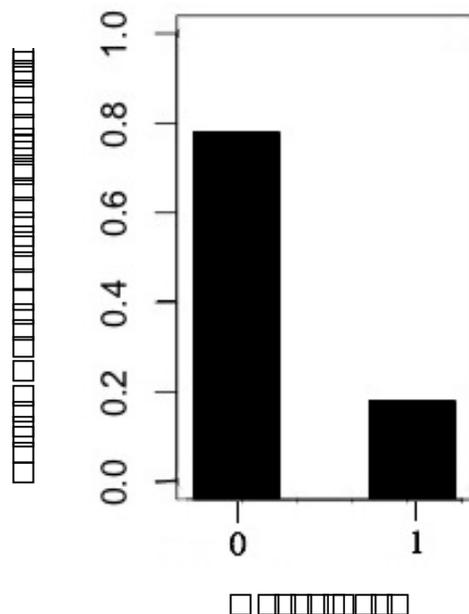
Das Vorhandensein von Einzelbäumen zeigte einen positiven Einfluss auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Birkwild. Einzelbäume oder auch kleinere Rotten stellen typische Biotopelemente von Birkwild dar und werden als Ruheplätze sowie als Schutz vor Fressfeinden und Witterung aufgesucht. Insbesondere im Winter dienen die Nadeln und Triebe der Fichte, Tanne, Lärche und Zirbe als Nahrungsquelle (Zettel, 1974; Glutz von Blotzheim et al., 1994). Tiefbestete Bäume bieten außerdem optimalen Witterungsschutz und werden von den Birkhühner ganzjährig als Ruheplätze genutzt (Klaus et al., 1990). Nach mehreren Freilanduntersuchungen beschrieb Eygenraam bereits 1957, Freiflächen mit einzelnen Baumgruppen als optimales Birkhuhnhabitat. Nahezu deckungsgleich zu bereits vorhandenen HSI-Modellen (Immitzer, 2011) wurden vom Endmodell „Portla“ Probeflächen mit mindestens fünf Einzelbäumen (>5m) als besonders geeignete Birkwildlebensraumbereiche ausgewiesen.

## **Ameisenhaufen**

Sowohl in den Endmodellen der Reviere „Zeinis“ und „Feuerstätter“ als auch im Gesamtmodell steht das Vorkommen von Ameisenhaufen in einem positiven Zusammenhang mit der Vorkommenswahrscheinlichkeit von Birkwild. Insbesondere während der Zeit der Jungenaufzucht stellen Ameisen und deren Eier eine wichtige Proteinquelle für die Küken dar, welche sich in den ersten Wochen vorwiegend (in etwa 60%) von Larven und Insekten ernähren (Baines, 1991; Baines et al., 1996; Bollmann et al., 2005; Wegge und Kastdalen, 2008). Eine hohe Dichte von Arthropoden ist zudem ein Indikator für eine offene Waldstruktur, beziehungsweise südexponierte Hänge mit lockerer Heidekraut- und Zwergstrauchvegetation (Beeston et al. 2005; Starling-Westerberg, 2001; Schweiger, 2010). Somit stehen Ameisenhaufen nicht nur in einem kausalen Zusammenhang zum Vorkommen von Birkwild, sondern stellen auch einen Weiser für potenziell hochwertige Habitate dar. Das Vorhandensein von Ameisenhaufen wies auch in vergleichbaren Studien, wie in den Hohen Tauern und im Toten Gebirge, einen positiven Einfluss auf die Lebensraumeignung für Birkwild auf (Schweiger, 2010; McAllister, 2014). Auch Wöss et al. (2008) konnten Birkhühner am häufigsten in Bereichen mit vermehrten Ameisenvorkommen nachweisen.

## **Wege**

Sowohl im Modell „Zeinis“ als auch im Gesamtmodell zeigte sich ein signifikant negativer Einfluss der Variable „Weg“ auf die beobachtete relative Häufigkeit von Birkhuhnnachweisen. Durch Abbildung 18 wird die negative Auswirkung dieses Parameters am Beispiel des Reviers „Zeinis“ ersichtlich. Die Vorkommenswahrscheinlichkeit für Birkhühner sinkt im Umkreis von 50 Metern um einen stark frequentierten Wanderweg bei ansonsten gleichbleibenden Habitatausstattung drastisch, von rund 80% auf 20%, ab.



**Abbildung 18: Einfluss von Wanderwegen (0 - kein Weg, 1 - Weg vorhanden). Die übrigen Variablen wurden konstant gehalten.**

Dies deckt sich mit Aussagen von Ingold (2005), wonach anthropogene Störungen generell negative Auswirkungen auf Wildtiere haben. In einer vergleichbaren Studie in Oberösterreich wurde ein negativer Einfluss von Wanderwegen und Schitourenrouten auf das Birkwildvorkommen, ebenfalls im Umkreis von 50m nachgewiesen (Immitzer, 2011). Ähnlich große Störzonen entlang von Wanderwegen konnte eine Studie in den französischen Alpen aufzeigen (Houard & Mure 1997, zitiert nach Ménoni & Magnani 1998). Die tatsächliche Störung von Wildtieren durch Erholungssuchende auf Wegen hängt, neben einer Vielzahl von anderen Faktoren, auch von der vorhandenen Strukturierung des betroffenen Habitats ab. So spielt beispielsweise der Abstand zum Rückzugsgebiet eine wichtige Rolle (Ingold, 2005). In idealen Habitaten kann es auch in direkter Nähe zu Wanderwegen zu Birkhuhnbruten kommen (Glutz von Blotzheim et al., 1994). Jedoch meiden Hennen während der Kükenaufzucht nachweislich Bereiche in der Nähe von Straßen, Forststraßen und Wanderwegen, da die Flugunfähigkeit der Jungen eine Flucht erschwert (Patthey et al., 2011, Ingold, 2005).

Um den potentiellen Störungseinfluss genauer zu erfassen, bedarf es verhältnismäßig aufwendiger Verfahren (wie die räumlich-zeitliche Erfassung von Erholungssuchenden und Freizeitsportlern), welche im Zuge der hier durchgeführten Erhebungen aus zeitlichen Gründen nicht möglich waren. Zukünftige Studien sollten zusätzlich das Besucheraufkommen sowie die zeitliche Intensität der Nutzung von Wanderwegen aufnehmen, um diesbezüglich genauere Aussagen machen zu können.

Im Gebiet „Zeinis“ liegen auch abseits der stark begangenen Wanderwege geeignete Birkwildlebensräume vor, sodass dort ein Ausweichen des Birkwilds auf gleichwertige Lebensräume möglich ist.

Der negative Einfluss eines vorhandenen potenziellen Störfaktors konnte somit ohne die Verwendung von Stresshormonanalysen oder invasiven Untersuchungen eindeutig

nachgewiesen und quantifiziert werden (Immitzer, 2011). Beunruhigungen, die durch andere Faktoren wie Wanderer abseits der Wege, Schitourengeher oder durch jagdliche Aktivitäten hervorgerufen werden, blieben allerdings in dieser Untersuchung unberücksichtigt. Diese potenziell wichtigen Einflüsse gilt es in zukünftigen Forschungen zu beachten.

Der Einfluss von Schitourenrouten wurde für die vorliegende Arbeit nicht näher beleuchtet, jedoch ist aus vorangegangenen Studien bekannt, dass hier Aufstiegs- und Abfahrtsrouten differenziert zu betrachten sind. Da der Aufstieg meist entlang regelmäßig begangener Routen erfolgt, sind diese mit Wanderwegen im Sommer vergleichbar (Immitzer, 2011; vgl. auch ZEITLER #). Der Bereich der Abfahrten beansprucht jedoch eine weitaus größere Fläche und führt somit zumindest zeitweise zu einer Habitat-Einschränkung für das Birkwild (Ingold, 2004).

### **Beweidungsdruck**

Ein starker Beweidungsdruck wies in allen Modellen einen negativen Einfluss auf die Habitatqualität für Birkwild auf. Als Ursache sind dabei weniger die direkten Effekte von Weidevieh auf das Birkwild zu sehen, sondern vielmehr der Zustand des Bewuchses, der sich im Zuge der Beweidung ergibt. Davon sind insbesondere Bereiche der intensiven Nutzung wie Lagerflächen und Bereiche um Viehtränken betroffen. Es entwickelt sich dort oftmals eine nährstoffreiche Hochstaudenflur, die für Birkwild kaum als Lebensraum genutzt werden kann. Frühere Studien (Baines et al, 1996; Calladine et al., 2002) zeigten einen negativen Einfluss starker Beweidung auf und führten dies unter anderem auf eine stark reduzierte Arthropodenfauna zurück. Patthey (2011) beschreibt ebenfalls die negativen Auswirkungen einer lokal zu intensiven Beweidung, beispielsweise durch die Schaffung monotoner Grasflächen. Die vorliegenden und hier zitierten Ergebnisse stehen jedoch im Gegensatz zu dem von Immitzer (2011) postulierten positiven Zusammenhang zwischen hoher Beweidungsintensität und Birkwildvorkommen. Da es sich bei der Skalierung der Variable „Beweidungsintensität“ um eine subjektive Betrachtung der kartierenden Person handelt, ist an dieser Stelle auch ein Beobachterbias nicht auszuschließen.

Wird Beweidung in moderatem Maß durchgeführt, ist dies grundsätzlich mit positiven Auswirkungen auf die Lebensraumqualität des Birkwilds verbunden. Sie trägt wesentlich dazu bei, Vergandungen sowie Wiederbewaldung und damit verbundenen Lebensraumverlust zu minimieren, indem Almflächen offen gehalten werden.

### **Grashöhe**

In zwei Modellen („Portla“, Gesamtmodell) zeigte die Grashöhe einen signifikanten Einfluss auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Birkwild. In beiden Fällen sinkt die Vorkommenswahrscheinlichkeit der Zielart ab einer Vegetationshöhe von 50cm stark. Signorell et al. (2010) belegen eine quadratische Beziehung des Birkwildvorkommens mit der Vegetationshöhe. Demnach besteht, aufgrund fehlender Deckungsmöglichkeit, bei sehr niedriger Wuchshöhe ein erhöhtes Prädationsrisiko, beziehungsweise es wird das Sicherheitsbedürfnis der Birkhühner offenbar nicht ausreichend erfüllt. Sofern genügend kleinräumige Strukturvielfalt vorhanden ist, werden Bereiche mit höherem Bewuchs bevorzugt zur Kükenaufzucht genutzt (Bernard 1982, Angelstam 1986, Klaus et al. 1990). Fehlt jedoch die anschließend besprochene Patchiness, können Bereiche mit hohem

Grasbewuchs nicht als Habitat genutzt werden, da sowohl der Überblick, die Bewegungsmöglichkeit, als auch die Auffindbarkeit von bodenlebenden Arthropoden stark vermindert wird (Signorell et al., 2010).

Die beobachteten Grenzwerte der Grashöhe stimmen mit Angaben aus früheren Studien (Immitzer, 2011; Schweiger, 2010; Bernard, 1982) überein, in welchen ebenfalls der negative Einfluss von zu hoher Vegetation beobachtet wurde.

### **Patchiness**

In sämtlichen erstellten Habitateignungsmodelle zeigte das Vorliegen einer hohen Patchiness einen signifikant positiven Einfluss auf die Zielvariable „Birkwildnachweis“. Unter der Variable „Patchiness“ wird die mosaikartige Verteilung der einzelnen Vegetationsformen und der diversen Lebensraumrequisiten verstanden (Immitzer, 2011). Gebiete mit abwechslungsreicher Vegetationsstruktur (hohe Patchiness) besitzen zahlreiche Randzonen, wodurch Nahrung und Einstand auf kleinem Raum verfügbar sind. Diese Bereiche werden von Birkhühnern bevorzugt genutzt. Besonders in Aufzuchtgebieten ist eine, für Hennen mit Gesperre, schnell erreichbare Deckung in unmittelbarer Nähe zu den Nahrungsflächen von großer Bedeutung (Signorell et al, 2010; Patthey et al., 2012). Vorangegangene Studien weisen ebenfalls auf die grundlegende Bedeutung einer hohen kleinräumigen Strukturvielfalt für die Attraktivität und Nutzbarkeit eines Lebensraumes für Birkwild hin (Baines 1995, Ludwig et al. 2000, Etzold 2005, Grant and Dawson 2005, Patthey et al. 2011, Schweiger et al. 2011)

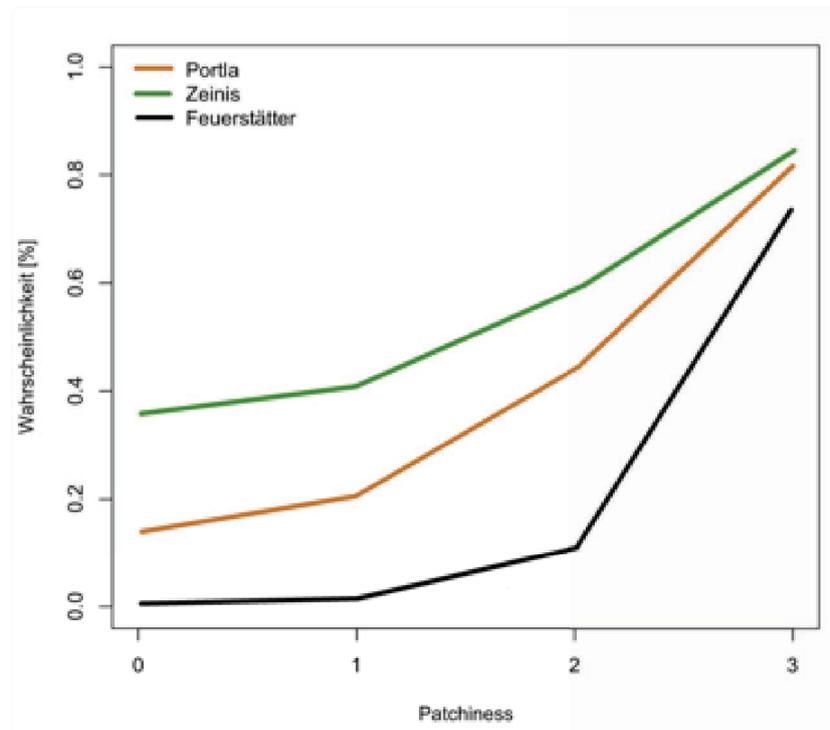
Die Einteilung der Variable Patchiness erfolgte in vier Klassen (0 - fehlend, 1 - gering, 2 - mittel, 3 - hoch), wobei sehr heterogene Probekreise stärker positiv bewertet wurden als homogene Flächen.

Im Vergleich der drei Untersuchungsgebiete (Abbildung 19) zeigten sich starke Unterschiede in der Ausprägung der Einflussgröße. So konnten im Revier „Feuerstätter“ nur auf Probeflächen mit hoher Patchiness indirekte Nachweise gefunden werden. War diese Strukturvielfalt nicht oder in geringem Maße vorhanden, lag die Vorkommenswahrscheinlichkeit bei null Prozent. Das erstellte Habitatnutzungsmodell für das Gebiet „Portla“ verdeutlicht die Bedeutung einer hohen Patchiness. Die untenstehende Grafik spiegelt eine deutlich höhere Vorkommenswahrscheinlichkeit für Birkwild in Bereichen mit mittlerer oder hoher Patchiness wieder.

Im Revier „Zeinis“ zeigt sich zwar ebenfalls ein Anstieg der Präsenzflächen mit zunehmender kleinräumiger Strukturvielfalt. Jedoch liegt die Lebensraumeignung – verglichen mit den beiden anderen UG - auch bei geringer Patchiness in einem hohen Bereich. Hierbei dürfte eine Art Pufferwirkung vorliegen, indem andere Lebensraumparameter in ausreichender Anzahl und/oder Qualität vorliegen, die trotz geringer Strukturvielfalt eine hohe Lebensraumattraktivität schaffen.

Auffallend ist die, über alle Gebiete hinweg ähnlich hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit bei hoher Patchiness. Es zeigt die grundlegende Bedeutung von reicher Strukturvielfalt für die Lebensraumeignung von Birkwild auf. Selbst im Gebiet „Feuerstätter“ liegt die berechnete Wahrscheinlichkeit für ein Birkwildvorkommen bei rund 70%.

Diesbezüglich belegte Van Horne (2002), dass in Gebieten mit niedrigen Dichten auch gut geeignete Habitate unter Umständen nicht besiedelt sind, während in Regionen mit hohen Bestandsdichten auch suboptimale Habitate genutzt werden. In dem vorliegenden Fall dürfte dadurch ein Teil der Differenzen erklärt sein, da im Revier Zeinis eine wesentlich höhere Dichte an Birkhühnern vorliegt als insbesondere im Gebiet Feuerstätter.



**Abbildung 19: Ausprägung der Variable "Patchiness" im Vergleich zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten.**

### Felsanteil

Im Endmodell des Reviers Zeinis stand die Variable „Felsanteil“ in einem linearen, signifikant positiven Zusammenhang mit der Vorkommenswahrscheinlichkeit des Birkwildes. In diesem Gebiet leistet ein höherer Felsanteil (bis zu 30%) einen Beitrag zu einer höheren Patchiness und bietet Birkhühnern, durch das Vorhandensein von entsprechenden Felsblöcken, die Möglichkeit, den Lebensraum besser zu überblicken. Ausreichend Übersicht über das Gelände ist für Birkwild von Bedeutung, um Fressfeinde bereits frühzeitig erkennen zu können. In vergleichbaren Studien wurde der positive Einfluss von einzelnen Felsen und Geröllhalden bereits erwähnt, konnte jedoch noch nicht statistisch nachgewiesen werden. McAllister (2014) beschrieb für eines ihrer Untersuchungsgebiete negative Auswirkungen eines hohen Felsanteiles auf das Birkwildvorkommen. In diesem Fall handelte es sich jedoch um monotone Geröllhalden ohne Vegetation und Deckungsstrukturen.

## **Farne und Wurzelteller**

Im finalen Modell des Untersuchungsgebietes „Feuerstätter“ finden sich auf Seite der negativen Einflussfaktoren unter anderem die beiden Variablen „Deckungsgrad Farne“ und „Wurzelteller“. Der Effekt der erstgenannten Variable lässt sich auf die Tatsache zurückführen, dass Farne in dem betrachteten Gebiet häufig sehr flächig vorkamen und bei einer Wuchshöhe von zirka 90cm für die Birkhühner keine Möglichkeit mehr besteht, das Gelände zu überblicken oder sich darin fortzubewegen.

Der Einfluss von Wurzeltellern wurde in der Literatur mehrfach beschrieben: McAllister (2014) konnte im Zuge einer ähnlichen Erhebung einen positiven Zusammenhang zwischen dem Vorhandensein von Wurzeltellern und dem Birkwildvorkommen nachweisen. Wurzelteller stellen im Allgemeinen eine Bereicherung des Lebensraums dar und werden vom Birkwild als Nistplätze, Huderstellen, Witterungs- und Feindschutz sowie als Aussichtsplätze genutzt. Im Fall des Reviers „Feuerstätter“ liegt jedoch ein negativer Einfluss dieser Variable vor. Dieser unerwartete Zusammenhang lässt sich angesichts des forstlichen Bewuchses des Höhenrückens erklären. Es handelt sich dabei um einen geschlossenen Bestand durch Fichte und Tanne, mit einzelnen Lücken im Bereich der Almen. Der Großteil der aufgenommenen Wurzelteller fand sich im Bereich des extensiv bewirtschafteten Waldes. Da durch einen dichten Überschirmungsgrad die Ausbildung einer Zwergstrauchvegetation im Unterwuchs verhindert wird, wirkt sich ein solcher Waldtyp negativ auf die Habitateignung für Birkwild aus (Glutz von Blotzheim et al., 1994; Pearce-Higgins et al., 2007). Aufgrund eines zu geringen Korrelationskoeffizienten zwischen Überschirmungsgrad und Wurzeltellern verblieb die Variable in der Modellerstellung und fand Einzug ins finale Modell des Untersuchungsgebietes. In diesem Fall ist der Verbleib dieser Variable durch das Zusammenspiel unterschiedlicher Faktoren zu begründen und weniger durch den eigentlichen ökologischen Einfluss der Wurzelteller.

## **Einschränkungen der Modelle**

Trotz der ausgezeichneten Gütemaße der erstellten Modelle gibt es bei derartigen Modellierungen eine Reihe möglicher Fehlerquellen, welche als solche erkannt und angeführt werden sollen. In erster Linie sind mögliche Aufnahmefehler im Feld zu nennen. So ist anzunehmen, dass die tatsächliche Anzahl an Präsenzpunkten aufgrund nicht gefundener Nachweise höher liegt, als die Fundrate suggeriert. Dies kann zu einer Modellierung auf Basis „falscher“ Absenzdaten führen, welche dann nicht die reale Situation beschreibt. Zusätzlich ist die Auffindbarkeit von indirekten Nachweisen stark abhängig von der Vegetationsstruktur. Dichte Bodenvegetation kann ebenso wie niederschlagsreiche Witterung zu einer geringeren Fundrate führen (Storch, 2002; Gruber et al., 2008). Im Vergleich zu Studien mit ähnlicher Methodik legt der sehr hohe Anteil an Präsenzflächen in der vorliegenden Arbeit jedoch den Schluss nahe, dass ein Großteil der vorhandenen Nachweispunkte als solche gewertet wurden.

Insbesondere beim Vergleich von Studien unterschiedlicher Autoren können auch individuelle Differenzen bei der Datenaufnahme von Bedeutung sein. So werden beispielsweise die Variablen Patchiness oder Beweidungsdruck subjektiv klassifiziert oder

der Deckungsgrad der Bodenvegetation teils unterschiedlich kartiert und eingestuft, was in weiterer Folge zu Verzerrungen der Ergebnisse führen kann. Um solche Fehlerquelle möglichst gering zu halten, wurde im Vorfeld ein gemeinsames Training mit mehreren erfahrenen Personen durchgeführt, um eine vergleichbare Datenqualität zu anderen, am Institut für Wildbiologie (IWJ) erfolgten Studien zu erreichen.

Nur bei genügend hoher Variation der Habitateigenschaften innerhalb eines Aufnahmegebietes können signifikante Zusammenhänge statistisch ausgewertet werden (Åberg et al., 2000). Die Erhebungen in den einzelnen Referenzgebieten erstreckten sich aus Gründen der Machbarkeit über eine im Verhältnis zu durchschnittlichen Jahresstreifgebieten des Birkhuhns relativ kleine Fläche. Dies führte dazu, dass manche Lebensraumparametern nicht in die Modellerstellung miteinbezogen wurden. Beispielsweise lag der Deckungsgrad der Zwergstrauchvegetation im Gebiet Zeinis stets in einem Wertebereich von 30-50%. Zum einen entspricht dies einer, für das Birkwild idealen Ausprägung dieses Lebensraumparameters; zum anderen ließ die fehlende Varianz keine statistische Auswertung dieser bedeutenden Variable zu. Folglich fand die, in vorangegangene Untersuchungen stets als bedeutsamer Lebensraumaspekt eingestufte Variable keinen Einzug in das Endmodell „Zeinis“. Das Fehlen dieses Parameters in sämtlichen Modellen ist zudem auf die Auswahl der Probepunkte im Gebiet „Portla“ sowie die sehr geringe Fundrate im Revier „Feuerstätter“ zurückzuführen. Aufgrund der begrenzten zeitlichen Möglichkeiten beschränkten sich die Erhebungen im Untersuchungsgebiet „Portla“ auf Bereiche mit vermuteten Birkwildvorkommen. Offene Weideflächen wurden beispielsweise aus den Aufnahmen ausgeschlossen. Dadurch wurden Bereiche mit einer ausgeprägten Zwergstrauchvegetation bevorzugt. Dies führte in weiterer Folge zu einer geringen Variation der Variable „Zwergsträucher“.

Davon waren auch die Parameter Seehöhe, Exposition und Hanglage betroffen, deren Ausprägung ebenfalls nicht der zufälligen Verteilung entsprach und folglich aus dem Modellerstellung ausgeschlossen wurden. Die Seehöhe war durch die Gebietswahl beschränkt und ist laut Ramanzin et al. (2000) als Habitatparameter nur insofern von Bedeutung, als dass der Bereich der Baumgrenze durch einen bestimmten Seehöhengürtel markiert wird. Somit ist dieser Parameter für eine Untersuchung der kleinräumigen Habitatnutzung weniger interessant als für Untersuchungen auf landschaftlicher Ebene (Schweiger, 2011).

Wie im Fall der Variable „Wurzelteller“ deutlich wurde, stellen Diskrepanzen zwischen dem scheinbaren Einfluss und dem tatsächlichen, im Hintergrund wirkenden Kausalzusammenhang ein weiteres Problem bei der Erstellung von Habitatmodellen dar. Dies trifft beispielsweise auch auf Wanderwege zu, da allein durch die Kartierung der Wege letztendlich nicht auf das Ausmaß der Störung durch Erholungssuchende geschlossen werden kann. Somit ist eine fallspezifische Betrachtung dieser Störungsquelle anzuraten, um den tatsächlichen Einfluss bewerten zu können.

## 6 Zusammenfassung und Empfehlungen

Im Zuge der durchgeführten Lebensraumerhebungen konnten 119 von insgesamt 290 Probeflächen der Kategorie „Präsenz“ zugeordnet werden. Aufbauend auf diesen Vorkommensdaten und den zugehörigen Habitatparametern wurden vier logistische Regressionsmodelle erstellt, welche die kleinräumige Habitatnutzung von Birkwild in den einzelnen Referenzgebieten aufzeigen sollten.

Im Gebiet „Portla“ zeigten die Habitatparameter „Patchiness“, „Einzelbäume“, „Grashöhe“ und die Intensität des Beweidungsdrucks einen signifikanten Einfluss auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Birkwild. Das Modell des Reviers „Feuerstätter“ bestätigte Zusammenhänge zwischen der Ausprägung besonders der Variable „Patchiness“, sowie dem Deckungsgrad der Farne, der Anzahl von Ameisenhaufen und Wurzeltellern sowie das Vorhandensein von Wanderwegen und dem Vorkommen Birkhühnern. Im dritten Referenzgebiet „Zeinis“ konnte wiederum der Einfluss von Wanderwegen sowie der Patchiness und Ameisenhaufen nachgewiesen werden. Zusätzlich trat hier der signifikante Einfluss des Habitatparameters „Felsanteil“ zu Tage. Das erstellte Gesamtmodell vereinte die individuellen Habitatnutzungsmodelle und beinhaltete ebenfalls die Variablen „Patchiness“, „Beweidungsdruck“, „Ameisenhaufen“, „Wanderweg“, „Einzelbäume“ sowie die „Grashöhe“. Es zeigte sich, dass ein übergeordnetes Modell („Gesamtmodell“) im Stande ist, einen Großteil der Präsenzpunkte richtig vorherzusagen. Folglich sollte sich dieses Modell auch zur Verwendung in weiteren Untersuchungsgebieten anbieten.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie verdeutlichen die Bedeutung von Habitatstrukturen (Patchiness, Höhe der Farne, Felsanteil), Übersicht und Sicht- bzw. Klimaschutz (Einzelbäume, Felsanteil, Grashöhe) und ausreichender Nahrungsverfügbarkeit (Ameisenhaufen, Patchiness) für Birkwild. Es werden Habitate favorisiert, welche sehr abwechslungsreich gestaltet sind und eine Vielzahl von Randlinien aufweisen. Dichte, monotone und insbesondere hohe Vegetation wirkt sich nachteilig auf das Vorkommen von Birkhühnern aus. Ebenso konnte der negative Einfluss anthropogener Störungen entlang von Wanderwegen auf das Birkwildvorkommen deutlich gemacht werden. Die erhobenen Daten beschränken sich dabei auf die touristische Nutzung während der Sommermonate.

Die oben beschriebenen Habitatansprüche von Birkwild gilt es im Zuge der Bewirtschaftung von potentiell geeigneten Birkhuhnlebensräumen zu berücksichtigen, um den Erhalt guter Habitate zu fördern. Ebenso sollte auf mögliche Risikofaktoren eingegangen, und es sollten umfassende Lösungsansätze verfolgt werden. Schutzmaßnahmen für das Birkhuhn kommen nicht nur dieser Schirmart zu Gute, sondern es profitieren in weiterer Folge manche andere wildlebende Arten davon (Glutz et al. 1973, Patthey et al. 2011).

Als Hauptgefährdungsfaktor des Birkwildbestandes in Vorarlberg ist der voranschreitende Habitatverlust, beziehungsweise Lebensraumverschlechterung durch eine Reihe von verschiedenen Störeinflüssen anzusehen. Hier ist unter anderem die Auflassung der Almbewirtschaftung zu nennen. Durch die geschichtliche, anthropogen bedingte Absenkung der Waldgrenze wurde vielerorts geeigneter Lebensraum für das Birkwild geschaffen, welcher durch die zunehmende Nutzungsaufgabe von Almen jetzt stark gefährdet ist. Eine fehlende extensive Beweidung der Almflächen führt zunehmend zur Vergandung und

Wiederbewaldung von einst mosaikartigen Offenflächen (Klaus et al. 1990; Storch, 2007). Durch gezieltes Freischneiden (Schwenden) von monotonen Zwergstrauchbeständen und darauf folgende moderate Beweidung kann ein grenzlinienreicheres Habitat geschaffen und erhalten werden, welches sich äußerst positiv auf die Lebensraumqualität für Birkhühner auswirkt. Dabei sollten Einzelbäume und kleinere Baumgruppen stets geschont werden um solch wertvolle Habitatelemente zu erhalten (Dönz-Breuß, 2008).

Ein stetig wachsender Störfaktor ist die zunehmende Nutzung der Berggebiete durch Erholungssuchende. In diesem Bereich sind weitreichende Öffentlichkeitsarbeit und durchsetzbare Lenkungskonzepte dringend notwendig, um Ruhe- und Rückzugsbereiche für Wildtiere zu erhalten beziehungsweise zu schaffen. Bei der Planung und Realisierung von neuen Wanderwegen sollte beispielsweise darauf geachtet werden, dass diese nicht als breite Schneisen sondern eher als schmale Steige angelegt werden und möglichst keine Rückzugs- oder Aufzuchtsbereiche des Birkwilds durchschneiden. Daher eignen sich offene Bereiche mit geringerer Lebensraumattraktivität besser für die Anlage von Wanderwegen als mosaikartig verzahnte Flächen. Besonders in Gebieten mit rückläufigen, kleinen oder gefährdeten Populationen ist, zum Schutz und Erhalt dieser, eine permanente Reduktion sämtlicher Störungsfaktoren unumgänglich. Dies trifft insbesondere für das Gebiet „Feuerstätter“ zu, da ein Großteil des verbleibenden Birkhuhnlebensraumes in direkter Nähe zu Wanderwegen liegt.

Der Erhalt und Fortbestand von Birkwild in den Alpen kann nur durch die Sicherung dieser wertvollen Lebensräume gesichert werden. Dazu ist es notwendig, dass Vertreter verschiedenster Interessensgruppen - der Jagd, des Naturschutzes, des Tourismus, der Bergsportvereine, der Wissenschaft- und insbesondere die Grundeigentümer gemeinschaftlich an einem Strang ziehen, ihre Interessen möglichst aufeinander abstimmen und Bereitschaft zeigen Kompromisse einzugehen.

## 7 Literaturverzeichnis

- Åberg, J., Jansson, G., Swenson, J.E., Mikusinski, G., 2000. Difficulties in detecting habitat selection by animals in generally suitable areas. *Wildlife Biology* 6:89-99.
- Angelstam, P., 1986. Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos* 47:365–373.
- Backhaus, K., Erichson, B., Plinke, W., Weiber, R., 2008. *Multivariate Analysemethoden – Eine anwendungsorientierte Einführung*. 12th edition. Springer, Berlin.
- Baines, D., 1991. Factors contributing to local and regional variation in black grouse breeding success in northern Britain. *Ornis Scand* 22:264–269.
- Baines, D., 1995. The implications of grazing and predator management on the habitats and breeding success of black grouse. *Tetrao tetrix. Journal of Applied Ecology*, 33, 54-62.
- Baines, D., Wilson, I. A., Beeley, G. 1996. Timing of breeding in black grouse *Tetrao tetrix* and capercaillie *Tetrao urogallus* and distribution of insect food for chicks. *Ibis*, 138, 181-187.
- Bassi, M., 2003. *Habitat-Modelle in der Wildökologie*. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Beeston, R., Baines, D., Richardson, M., 2005. Seasonal and between-sex differences in the diet of black grouse *Tetrao tetrix*. *Bird Study* 52:276–281.
- Bender, R., Ziegler, A., Lange, S., 2007. Multiple regression. *Dtsch. Med. Wochenschr.* 1946, 132, 30–32.
- Bernard, A., 1982. An analysis of black grouse nesting and brood habitats in the French Alps. *Proceedings from 2nd International Symposium on Grouse 1981; World Pheasant Association*. S. 156-172.
- Blaschke, T., 2004. *Habitatmodellierung im Naturschutz: Unterschiedlich komplexe Modelle und deren Zusammenführung*, in: Dormann, C.F., Blaschke, T., Lausch, A., Schröder, B., Siedgerath, D. (Eds.), *Habitatmodelle - Methodik, Anwendung, Nutzen*, UFZ-Berichte. Eigenverlag UFZ, Leipzig, pp. 1–178.
- Bollmann, K., Weibel, P., Graf, R.F., 2005. An analysis of central Alpine capercaillie spring habitat at the forest stand scale. *Forest Ecology and Management* 215:307-318.
- Bossert, A., 1995. Population dynamics and habitat use of ptarmigan (*Lagopus mutus*) in the Aletsch area, Swiss Alps. *Der Ornithologische Beobachter* 92, 307-314.
- Brotons, L., Thuiller, W., Araújo, M.B., Hirzel, A.H., 2004. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography* 27, 437–448.
- Brown, R., 2003. *Federn, Spuren & Zeichen der Vögel Europas*. AULA-Verl., Wiebelsheim
- Calladine, J., Baines, D., Warren, P., 2002. Effects of reduced grazing on population density and breeding success of black grouse in northern England. *Journal of Applied Ecology*. Volume 39, 772-780.
- Crawley, M.J., 2012. *Statistik mit R*, 1st ed. Wiley, Weinheim.

- De Juana, E., 1994. Family tetraonidae (grouse). In: Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Handbook of the birds of the world, vol 2. Lynx, Barcelona.
- Dönz-Breuß, M., 2008. Leitfaden für die Lebensraumgestaltung von Auer-, Birk- und Haselhuhn in Vorarlberg/Österreich. Vorarlberger Jägerschaft. Hohenems
- Etzold, J., 2005. Analyses of vegetation and human impacts in the habitat of the Caucasian Black Grouse *Tetrao mlokosiewiczi* in the Greater Caucasus/Azerbaijan. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 44:7–36.
- Eygenraam, J.A., 1957. Über die Behandlung des Birhühnerbestandes. Zeitschrift für Jagdwissenschaft. Volume 3. Issue 1. 79-87.
- Favaron, M., Scherini, G.C., Preatoni, D., Tosi, G., Wauters, L.A., 2006. Spacing behaviour and habitat use of rock ptarmigan (*Lagopus mutus*) at low density in the Italian Alps. Journal of Ornithology 147, 618-628.
- Fox, J., 2003. Effect displays in R for generalised linear models. J. Stat. Softw. 8, 1–27.
- Freeman, E.A., Moisen, G., 2008. PresenceAbsence: An R Package for Presence Absence Analysis. J. Stat. Softw. 23, 1–31.
- Glutz von Blotzheim, U.N., Bauer, K.M., Bezzel, E., 1994. Handbuch der V. gel Mitteleuropas – Bd. 5 Galliformes und Gruiformes, 2nd ed. Aula-Verlag GmbH, Wiesbaden.
- Grabherr, G., Gottfried, M., Pauli, H., 2009. Climate effects on mountain plants. Nature 369. 448.
- 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 20:703–717.
- Grant, M.C., Dawson, R., 2005. Black grouse habitat requirements in forested environments: implications for conservation management. Proceedings of the 3rd International Black Grouse Conference:105–119.
- Grouven, U., Bender, R., Ziegler, A., Lange, S., 2007. Der Kappa-Koeffizient. Dtsch. Med. Wochenschr. 65–68.
- Gruber, B., Reineking, B., Calabrese, J.M., 2008. A new method for estimating visitation rates of cryptic animals via repeated surveys of indirect signs. J Appl Ecol 45:728–735.
- Grünschachner-Berger, V., Kainer, M., 2011. Birkhühner *Tetrao tetrix* (Linnaeus 1758): Ein Leben zwischen Windrädern und Schiliften. Egretta 52, 46–54.
- Guisan, Antoine, und Wilfried Thuiller. 2005. „Predicting Species Distribution: Offering More than Simple Habitat Models“. *Ecology Letters* 8 (9): 993–1009.
- Hair, J.F., Anderson, R.E., Tatham, R.L., Black, W., 1998. Multivariate Data Analysis. 5.Auflage. Upper Saddle River N.J.: Prentice Hall.
- Harrell, F.E., 2001. Regression Modeling Strategies. With Applications to Linear Models, Logistic Regression and Survival Analysis, 1st ed. Springer, New York.
- Harrell, F.E., 2014. Package “Hmisc.”
- Hedderich, J., Sachs, L., 2012. Angewandte Statistik. Methodensammlung mit R, 14th ed. Springer, Berlin; Heidelberg.

- 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, 2027-2036.
- Hosmer, D.W., Lemeshow, S., 2000. Applied logistic regression, 2. edn. Wiley, New York.
- Houard, T., Mure, M., 1997. Les tétras-lyres des vallons de Sale`se et Mollie`res, parc national du Mercantour, domaine vital et influence du tourisme. *Rev Ecol Terre Vie Suppl* 4:165–197.
- Immitzer, M., 2011. Modellierung der Habitateignung für das Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) im Südosten des Kasberges (Oberösterreich) unter besonderer Berücksichtigung anthropogener Störungen. Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Immitzer, M., Nopp-Mayr, U., Zohmann, M., 2014. Effects of habitat quality and hiking trails on the occurrence of Black Grouse (*Tetrao tetrix* L.) at the northern fringe of alpine distribution in Austria. *J. Ornithol.* 155, 173–181.
- Ingold, P., 2005. Freizeitaktivitäten im Lebensraum der Alpentiere: Konfliktbereiche zwischen Mensch und Tier. Mit einem Ratgeber für die Praxis. Haupt, Bern; Stuttgart; Wien.
- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J., Hortal, J., 2008. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions* 6: 885-890.
- Klaus, S., Bergmann, H.H., Marti, C., Müller, F., Vitovic, O.A., Wiesner, J. 1990. Die Birkhühner: *Tetrao tetrix* und *T. mlokosiewiczii*. Ziemsen. Wittenberg Lutherstadt.
- Lawler, J.J., Wiersma, Y.F., Huettmann, F., 2011. Predictive Species and Habitat Modeling in Landscape Ecology 271–290.
- Lieser, M., Zakrzewski, M., Sittler, B., 1997. Summer ecology of ptarmigan (*Lagopus mutus*) on Traill Island, NE Greenland. *Der Ornithologische Beobachter* 94, 225-232.
- Ludwig, G.X., Alatalo, R.V., Helle, P., Nissinen, K., Siitari, H., 2008. Large-scale drainage and breeding success in boreal forest grouse. *Journal of Applied Ecology* 45, 325-333
- MacFaden, S.W., Capen, D.E., 2002. Avian habitat relationships at multiple scales in a New England forest. *Forest Science* 48:243-253.
- Marti, C., 2005. Die Vogelwelt - Spiegelbild der landschaftlichen Vielfalt und ihrer Veränderung. In: Ingold, P., Freizeitaktivitäten im Lebensraum der Alpentiere: Konfliktbereiche zwischen Mensch und Tier; Mit einem Ratgeber für die Praxis, 25–43.
- Mc Allister, B., 2014. Untersuchungen der Lebensraumnutzung des Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) bei differierender touristischer Nutzungintensität und Habitatausstattung. Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Menoni, E., Magnani, Y., 1998. Human disturbance of grouse in France. *Grouse News* 15:4–8.
- Morin, X., Lechowicz, M.J., 2008. „Contemporary Perspectives on the Niche That Can Improve Models of Species Range Shifts under Climate Change“. *Biology Letters* 4 (5): 573–76.
- Morrison, M.L., Marcot, B.G., Mannan, R.W. 2006. Wildlife-habitat relationships: concepts and applications. 3.Auflage. Washington: Island Press.
- Müller, D., Schröder, B., Müller, J., 2009. Modelling habitat selection of the cryptic hazel grouse *Bonasa bonasia* in a montane forest. *Journal of Ornithology* 150:717-732.

- Nakazawa, M., 2014. Package “fmsb.”
- Nopp-Mayr, U., Grünsachner-Berger, V., 2011. Birkwild-Beeinflussung durch Umweltfaktoren. 17. Österreichische Jägertagung 2011. Volume 10. 51-58.
- Patthey, P., Signorell, N., Rotelli, L., Arlettaz, R., 2011. Vegetation structural and compositional heterogeneity as a key feature in Alpine black grouse microhabitat selection: conservation management implications. *Eur J Wildl Res* 58:59–70.
- Pearce-Higgins, J.W., Grant, M.C., Robinson, M.C., Haysom, S.L., 2007. The role of forest maturation in causing the decline of black grouse *Tetrao tetrix*. *Ibis* 149:143-155.
- Pedersen, A.O., Jepsen, J.U., Yoccoz, N.G., Fuglei, E., 2007. Ecological correlates of the distribution of territorial Svalbard rock ptarmigan (*Lagopus muta hyperborea*). *Canadian Journal of Zoology* 85, 122-132.
- Ramanzin, M., Fuser, S., Cominato, F., Bottazzo, M., 2000. Summer habitat selection by black grouse in the Belluno province (Eastern Italian Alps). *Cahiers d'Ethologie* 20:461-472.
- Reinecking, B., Schröder, B., 2004. Gütemaße für Habitatmodelle. In: Dormann, C.F., Blaschke, T., Lausch, A., Schröder, B., Söndgerath, D., *Habitatmodelle Methodik, Anwendung, Nutzen – Tagungsband zum Workshop UFZ-Berichte*. Leipzig. UFZ, 27-38.
- Revermann, R., 2006. Suitable habitat for ptarmigan (*Lagopus muta helvetica* Thienemann 1829) in the Swiss Alps and its response to rapid climate change in the 21st century—a multi-scale approach.
- Sachser, F., 2014. Kleinräumige Habitatnutzungsanalyse des Birkhuhn *Tetrao tetrix* im Bereich des östlichen Verbreitungsrandes der Alpenpopulation am Südhang der Gleinalm (Steiermark). Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Sachser, F., 2015. Package “testpack.”
- [Scherzinger, W., 2009. Die „fundamentale Nische“ des Auerhuhns \*Tetrao urogallus\*. \*Ornithol. Anz.\*, 48: 19–32.](#)
- Schmid, H., Luder, R., Naef-Daenzer, B., Graf, R., Zbinden, N., 1998. Schweizer Brutvogelatlas. Verbreitung der Brutvögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein 1993–1996. Schweizerische Vogelwarte Sempach.
- Schröder, B., 2000. Zwischen Naturschutz und Theoretischer Ökologie: Modelle zur Habitateignung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Niedermoor. Technische Universität Braunschweig, Braunschweig.
- Schweiger, A., 2010. Kleinräumige Habitatnutzung von Birkhuhn *Tetrao tetrix* und Alpenschneehuhn *Lagopus muta helvetica* im Raum Obertauern/Salzburg und die Bedeutung von Interaktionstermen in der logistischen Regressionsanalyse. Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Schweiger, A.-K., Nopp-Mayr, U., Zohmann, M., 2011. Small-scale habitat use of black grouse (*Tetrao tetrix* L.) and rock ptarmigan (*Lagopus muta helvetica* Thienemann) in the Austrian Alps. *Eur. J. Wildl. Res.* 58, 35–45.
- Signorell, N., Wirthner, S., Patthey, P., Schranz, R., Rotelli, L., Arlettaz, R., 2010. Concealment from predators drives foraging habitat selection in brood-rearing Alpine black grouse *Tetrao tetrix* hens: habitat management implications. *Wildl. Biol.* 16, 249–257.

- Soberón, J., 2007. „Grinnellian and Eltonian Niches and Geographic Distributions of Species“. *Ecology Letters* 10 (12): 1115–23.
- Starling-Westerberg, A., 2001. The habitat use and diet of black grouse *Tetrao tetrix* in the Pennine hills of northern England. *Bird Study* 48:76–89.
- Storch, I., 2002. On Spatial Resolution in Habitat Models: Can Small-scale Forest Structure Explain Capercaillie Numbers? *Conservation Ecology* 6, S.25.
- Storch, I., 2007a. Grouse: Status Survey and Conservation Action Plan 2006-2010. IUCN ; World Pheasant Assoc., Gland, Switzerland; Fordingbridge, UK.
- Storch, I., 2007b. Conservation status of grouse worldwide: an update. *Wildl. Biol.* 13, 5–12.
- Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K., Sudfeldt, C., 2005. Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell: Max-Planck-Institut für Ornithologie.
- Theurillat J-P, Guisan A (2001) Potential impact of climate change on vegetation in the European Alps: a review. *Clim Change* 50:77–109
- Trainor, A.M., Oswald J. Schmitz. 2014. „Infusing Considerations of Trophic Dependencies into Species Distribution Modelling“. Herausgegeben von Ferenc Jordan. *Ecology Letters* 17 (12): 1507–17. doi:10.1111/ele.12372.
- Travis, J.M.J., 2003. Climate change and habitat destruction: a deadly anthropogenic cocktail. *Proc R Soc Lond B* 270:467–473.
- U.S. Fish and Wildlife Service, 1981. Standards for the Development of Habitat Suitability Index Models.
- Van Horne, B., 2002. Approaches to habitat modelling: the tensions between pattern and process and between specificity and generality. In: Scott JM, Heglund PJ, Morrison ML et al. *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*, 1st edn. Island Press, Washington, 63–72.
- Venables, W.N., 2002. *Modern applied statistics with S*, 4th ed. ed, Statistics and computing. Springer, New York.
- Wegge, P., Kastdalen, L., 2008. Habitat and diet of young grouse broods: Resource partitioning between capercaillie (*Tetrao urogallus*) and black grouse (*Tetrao tetrix*) in boreal forests. *Journal of Ornithology* 149, 237-244
- Wöss, M., Nopp-Mayr, U., Grünschnachner-Berger, V., Zeiler, H., 2008. Bauvorhaben in alpinen Birkhuhnlebensräumen – Leitlinie für Fachgutachten. Wien: Universität für Bodenkultur. Verfügbar in [http://www.dib.boku.ac.at/fileadmin/data/H03000/H83000/H83200/Publikationen/leitlinie\\_birkhuhn.pdf](http://www.dib.boku.ac.at/fileadmin/data/H03000/H83000/H83200/Publikationen/leitlinie_birkhuhn.pdf) [15.06.2015].
- Wöss, M., Zeiler, H., 2003. Building projects in Black Grouse habitats – assessment guidelines. *Sylvia* 39, 87–96.
- Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik. 2000. Klimadaten von Österreich 1971-2000. [http://www.zamg.ac.at/fix/klima/oe7100/klima2000/klimadaten\\_oesterreich\\_1971\\_frame1.htm](http://www.zamg.ac.at/fix/klima/oe7100/klima2000/klimadaten_oesterreich_1971_frame1.htm) [13.06.2015]
- Glutz von Blotzheim, U.N., Bauer, K.M., Bezzel, E., 1994. *Handbuch der V. gel Mitteleuropas – Bd. 5 Galliformes und Gruiformes*, 2nd ed. Aula-Verlag GmbH, Wiesbaden.

- Zettel, J., 1974. Nahrungsökologische Untersuchungen am Birkhuhn *Tetrao tetrix* in den Schweizer Alpen. *Ornithol Beob* 71:186–246
- Zohmann, M., Wöss, M., 2008. Spring density and summer habitat use of alpine rock ptarmigan *Lagopus muta helvetica* in the southeastern Alps. *European Journal of Wildlife Research* 54, 379-383
- Zulka, K.P., 2005. Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs – Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.

## 7.1 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Kurzcharakteristik der einzelnen Untersuchungsgebiete

Tabelle 2: Angewandte Software-Pakete für das Programm R.

Tabelle 3: Variablenset für das logistische Regressionsmodell

Tabelle 4: Ergebnisse Balzplatzzählungen Mai 2014.

Tabelle 5: Im Endmodell "Portla" enthaltene erklärende Variablen.

Tabelle 6: Klassifikationsmatrix mit Vergleich der tatsächlich beobachteten Nachweise mit dem vom Modell „Portla“ berechneten Nachweisen bei einem Schwellenwert von 0,5.

Tabelle 7: Korrekte Klassifikationsraten mit und ohne Nachweis bei einem Schwellenwert von 0,5 und Vergleich mit den Zufallswahrscheinlichkeiten.

Tabelle 8: Im Endmodell "Feuerstatter" enthaltene, erklärende Variablen.

Tabelle 9: Klassifikationsmatrix mit Vergleich der tatsächlich beobachteten Nachweise mit dem vom Modell „Feuerstatter“ berechneten Nachweisen bei einem Schwellenwert von 0,5.

Tabelle 10: Korrekte Klassifikationsraten mit und ohne Nachweis bei einem Schwellenwert von 0,5 und Vergleich mit den Zufallswahrscheinlichkeiten.

Tabelle 11: Im Endmodell „Zeinis“ enthaltenen, erklärende Variablen.

Tabelle 12: Klassifikationsmatrix. Gegenüberstellung der im Feld beobachteten Daten mit den vom Modell berechneten Vorkommensprognosen bei einem Schwellenwert von 0,5.

Tabelle 13: Korrekte Klassifikationsraten des erstellten Modells und jeweilige Zufallswahrscheinlichkeiten.

Tabelle 14: Im finalen Gesamtmodell enthaltene, erklärende Variablen.

Tabelle 15: Klassifikationsmatrix mit Vergleich der tatsächlichen beobachteten Nachweise mit den vom Gesamtmodell berechneten Werten.

Tabelle 16: Korrekte Klassifikationsraten des Gesamtmodells und jeweilige Zufallswahrscheinlichkeiten.

Tabelle 17: Übersicht der Parameter, welche in den erstellten Modellen enthalten sind. Die Vorzeichen kennzeichnen den positiven/negativen Einfluss der Variable auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Birkwild.

## 7.2 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lage der Referenzgebiete in Vorarlberg

Abbildung 2: Bewaldeter Geländerücken (links). Lückiger Baumbewuchs am Nordhang des Feuerstätterkopfs (rechts).

Abbildung 3: Referenzrevier "Portla". Rechts im Bild der Portlakopf.

Abbildung 5: Darstellung des Untersuchungsgebiets Zeinis mit 100x100 m Raster

Abbildung 6: Indirekte Nachweise (Losungswalzen) eines Birkhuhns (© Gernot Heigl).

Abbildung 7: Verteilung der Präsenzpunkte (grüner Kreis) und Absenzzpunkte (roter Kreis) im Untersuchungsgebiet "Portla".

Abbildung 8: Verteilung der Präsenzpunkte (grüner Kreis) und Absenzzpunkte (roter Kreis) im Untersuchungsgebiet "Feuerstätter".

Abbildung 9: Verteilung der Präsenzpunkte (grüner Kreis) ) und Absenzzpunkte (roter Kreis) im Untersuchungsgebiet "Zeinis".

Abbildung 10: ROC Kurve (Receiver Operating Characteristiccurve) für das Modell „Portla“. Die rote Linie stellt den untersuchten AUC (Area Under the Curve) Wert dar.

Abbildung 11: Kalibrierungsplot des Modells Portla.

Abbildung 12: ROC-Kurve (Receiver Operating Characteristiccurve) für das "GLM–Feuerstätter". Die rote Linie stellt den untersuchten AUC (Area Under the Curve) Wert dar.

Abbildung 13: Kalibrierungsplot des Modells "Feuerstätter".

Abbildung 14: ROC Kurve (Receiver Operating Characteristiccurve) für das "GLM–Zeinis". Die rote Linie stellt den untersuchten AUC (Area Under the Curve) Wert dar.

Abbildung 15: Kalibrierungsplot des Modells "Zeinis".

Abbildung 16: ROC Kurve (Receiver Operating Characteristiccurve) für das erstellte Gesamtmodell. Die rote Linie stellt den untersuchten AUC (Area Under the Curve) Wert dar.

Abbildung 17: Kalibrierungsplot des Gesamtmodells.

Abbildung 18: Einfluss von Wanderwegen (0 - kein Weg, 1 - Weg vorhanden). Die übrigen Variablen wurden konstant gehalten.

Abbildung 19: Ausprägung der Variable "Patchiness" im Vergleich zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten.

Abbildung 20: Ausprägung der Variable "Patchiness" im Vergleich zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten.

# Anhang

## Anhang 1: Erhebungsformular

<b>Punktnr.</b>		<b>X Koordinate</b>		<b>Seehöhe (m)</b>		<b>Neigung (°)</b>	
<b>Datum</b>		<b>Y Koordinate</b>		<b>Exposition</b>		<b>Kartierer</b>	

<b>Lage</b>		<b>Wuchsklassen</b>		Ameisenhaufen (#)		<b>Bodenveg.</b>	Höhe	DG (5 %)
Oberhang		Kahlschlag		Wurzelteller(#)		forstlich		
Mittelhang		Blöße		Einzelbäume (#)		Zwergstr.		
Unterhang		Jungwuchs		Zaun (m)		Kraut + Gras		
Hangversteilung		Dickung		Leitungen/Kabel (m)		Farne		
Hangverflachung		Stangenholz		Weg/Trail (binär)		Moose		
		Baumholz		Rotte (binär)				100%
<b>Standort (10 %)</b>		Altholz		Gewässer (binär)		<b>Anmerkungen</b>		
geschlossener Wald		Krüppelwuchs		Kronenschluss < 5 m				
lockerer Wald		Pionierveg.		Kronenschluss > 5 m				
Zwergstrauchzone								
Rasen								
Schuttflur		<b>Bestandeslücken</b>		<b>Makrorelief</b>				
Geröll		< 10 m						
Blockfeld		10-30 m						
Fels		> 30 m						
<b>Deckungsgrad</b>		<b>Patchiness</b>						
Bodenvegetation		keine						
Felsanteil		gering						
Rohboden + Streu		mittel						
Totholz		hoch						
		100%						
<b>Mesorelief</b>		<b>Beweidungsdruck</b>						
intermediär		fehlend						
konkav		gering						
konvex		mittel						
konvex - konkav		stark						

<b>Gehölzart</b>	Fi	Lä	Zi	La	Er	Bi	Ah				
Jungwuchs (binär)											
Einzelbäume (bin.)											
Baumartenanteil											

<b>Nachweise</b>				<b>Standort Nachweise</b>	
Anzahl Walzen		Winterlosung		frei liegend	
Anzahl Federn		Sommerlosung		auf Vegetation	
Hahn		Blinddarmlosung		unter Vegetation	
Henne		Brutlosung		auf Schutt/Geröll	
Sichtung		Riss		unter Fels/Stein	
Huderpfanne		Rupfung		Huderpfanne	

<b>Anmerkungen</b>
--------------------