



Masterarbeit

Lebensraumverbessernde Maßnahmen für Auer- und Haselwild in (klein)bäuerlichen Waldstrukturen des Naturparks Zirbitzkogel-Grebenzen

durchgeführt am Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft

vorgelegt von
Kathrin Stock

Betreuer: Univ. Doz. Dr. Armin Deutz
Co-Betreuerin: Dipl. Ing. Dr. nat. techn. Ursula Nopp-Mayr

Wien, im März 2012

Inhaltsverzeichnis

1 Danksagung.....	4
2 Abstract.....	5
3 Zusammenfassung	6
4 Einleitung.....	7
4.1. Fragestellungen.....	9
5 Material und Methode.....	10
5.1. Untersuchungsgebiet.....	11
5.2. Zählungen.....	12
5.3. Fragebogen	13
5.4. Auerwild.....	13
5.4.1. Habitatkartierung.....	14
5.4.2. Kartierung indirekter Nachweise	15
5.4.3. HSI-Modell nach STORCH (1999b).....	16
5.4.3.1. Hangneigung	16
5.4.3.2. Sukzessionsstadium.....	17
5.4.3.3. Kronenschlussgrad	17
5.4.3.4. Bestandestyp	18
5.4.3.5. Beerkrautdeckungsgrad	19
5.4.3.6. Höhe der Bodenvegetation.....	19
5.4.3.7. Deckungsgrad der Verjüngung.....	20
5.4.4. Wintereignung.....	20
5.4.5. Sommereignung	21
5.4.6. Ganzjährige Habitateignung	21
5.4.7. Habitateignungsklassen	21
5.5. Kolkkraben.....	21
5.6. Störungen durch Tourismus	22
5.7. Haselwild.....	22
5.8. Statistische Auswertung der Daten.....	23
5.8.1. Untersuchung der Einzelvariablen	23
5.8.2. Untersuchung der HSI-Modelle	24
5.8.3. Logistische Regression.....	24
5.8.4. Untersuchung der Störeinflüsse durch Tourismus	26

5.9. Kartografische Auswertung der Daten.....	26
6 Ergebnisse	26
6.1. Fragebogen	26
6.2. Auerwild.....	29
6.2.1. Einzelvariablen.....	30
6.2.2. Modelle	38
6.2.2.1. Verifizierung des HSI-Modells von Storch.....	38
6.2.2.2. Adaptierung des HSI-Modells von Storch	41
6.2.2.3. Verifizierung des adaptierten HSI-Modells	43
6.2.2.4. Auswertung des HSI-Modells	45
6.2.3. Kartografische Darstellung der Habitateignung.....	47
6.2.4. Logistische Regression	49
6.3. Prädationsdruck durch Kolkkraben	52
6.4. Störungen durch Tourismus	52
6.5. Haselwild.....	52
7 Diskussion.....	54
7.1. Deckungsgrad Heidelbeere.....	54
7.2. Kronenschlussgrad Winter	55
7.3. Ameisen.....	55
7.4. Totholz	56
7.5. Fragestellungen.....	56
7.6. Prädationsdruck durch Kolkkraben	56
7.7. Tourismus.....	57
7.8. Lebensraumverbessernde Maßnahmen	57
8 Literatur.....	63
9 Abbildungsverzeichnis.....	66
10 Tabellenverzeichnis	69
11 Anhang.....	70

1 Danksagung

Vorliegende Masterarbeit wurde am Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft der Universität für Bodenkultur durchgeführt.

Für die liebevolle Betreuung während meiner gesamten Arbeit möchte ich Frau Dipl. Ing. Dr. nat. techn. Ursula Nopp-Mayr, sowie Herrn Univ. Doz. Dr. Armin Deutz, die jederzeit ein offenes Ohr für mich hatten und stets bemüht waren mich zu unterstützen ganz besonders danken.

Weiters danke ich dem Obmann des Steirischen Jagdschutzvereins Zweigstelle Neumarkt, Herrn Ing. Udo Timmerer-Maier für die Unterstützung bei der Organisation der Reviere und Herrn Ing. Franz Bäuchler, für die zur Verfügung Stellung des benötigten Kartenmaterials, sowie allen beteiligten Revierbesitzern, die sich bereit erklärt haben ihre Reviere zur Verfügung zu stellen und den betroffenen Jägern für ihr Verständnis und der Unterstützung während den Erhebungen.

Speziell möchte ich mich noch bei meinem Bruder Georg bedanken, der seinen Urlaub geopfert hat, um mir bei den Aufnahmen zu helfen.

Mein besonderer Dank gebührt meiner Familie, die mich während meiner gesamten Studienzzeit immer unterstützt hat, ebenso meinem Freund Robert, der meine Laune ertragen musste, wenn mal irgendetwas nicht so klappte, wie ich es mir vorgestellt habe.



2 Abstract

The implementation of silvicultural measures is an important fact for grouse because the habitat suitability influence on the survival of a population.

Habitats deteriorated due to the massive increase of timber especially in the small-scale forests.

Interviews of the local people provide information about basic data such as the occurrence of capercaillie and hazel grouse, or the willingness of forest owners to set silvicultural measures.

A grid-mapping-system was used to determine habitat variables relevant for capercaillies, additionally indirect capercaillie signs were recorded. From a total of 454 study plots indirect signs were found in 63 cases.

Using the HSI-model of Storch (1999b) the habitat suitability of the research areas located in the district of Murau (Styria) were evaluated, and analyzed which predictor variables are important.

As an alternative to the mechanistic HSI-model of Storch (1999b) a statistical habitat model (LR) based on the study of Immitzer (2011) and Schweiger (2010) was calculated.

Another fact which was included in the work and can negatively affect grouse populations is the predator presence by ravens (*Corvus corax*). Because of this background visual observations of ravens were recorded, but no increased occurrence could be noticed.

Parts of the study sites are a popular destination for tourists, it was examined, whether the intensity of tourism had an effect on the habitat use of capercaillie in comparison of the habitat suitability. It was found that intense touristic used areas compared to rarely used tourist areas get avoided by grouse although they have the same habitat suitability.

Partial aspect of this study was to effect acoustic signs of hazel grouse by imitating the mating calls. From a total of 36 checked sites signs were found in 17 cases.

The study shows a local usable habitat model und concrete silvicultural suggestions to improve the habitats for capercaillie and hazel grouse.

3 Zusammenfassung

Die Umsetzung waldbaulicher Maßnahmen ist für Raufußhühner von herausragender Bedeutung, da die Habitateignung über das Fortbestehen einer Population mitentscheidet. Viele kleinstrukturierte Bauernwälder haben sich durch die massive Zunahme der Holzvorräte bis vor wenigen Jahren als Lebensraum drastisch verschlechtert. Befragungen der Revierbesitzer liefern Informationen über Basisdaten wie z. B. das Vorkommen von Auer- und Haselwild oder die Bereitschaft der Waldeigentümer waldbauliche Maßnahmen zu setzen.

Durchgeführt wurden Rasterkartierungen, wobei für Auerwild relevante Habitatvariablen erhoben wurden und zusätzlich nach indirekten Auerwildnachweisen gesucht wurde. Von den 454 untersuchten Aufnahmepunkten konnten an 63 Nachweise gefunden werden. An Hand der erhobenen Daten wurde mit Hilfe des HSI-Modells nach Storch (1999b) die Habitateignung der Untersuchungsgebiete, die im Bezirk Murau (Steiermark) liegen untersucht und analysiert, welche Einflussvariablen sich als besonders wichtig erweisen.

Als Alternative zum mechanistischen HSI-Ansatz nach Storch (1999b) wurde zusätzlich ein statistisches Habitatmodell (LR) berechnet, als Vorlage dienten die Arbeiten von Immitzer (2011) und Schweiger (2010).

Ein weiterer Faktor, der sich negativ auf die Raufußhuhnbestände auswirken kann und in der Arbeit berücksichtigt wurde, ist eine mögliche Prädatorenpräsenz, im konkreten Fall durch Kolkraben (*Corvus corax*). Aufgrund dieser Gegebenheiten wurden Sichtbeobachtungen von Kolkraben aufgezeichnet, es konnte jedoch kein vermehrtes Kolkraben aufkommen beobachtet werden.

Teile der Untersuchungsgebiete stellen ein beliebtes Ziel für Touristen dar, ob sich die Intensität der touristischen Nutzung auf die Habitatnutzung von Auerwild im Vergleich zur Habitateignung auswirkt wurde ebenfalls untersucht. Hier konnte festgestellt werden, dass touristisch stark genutzte Gebiete im Vergleich zu touristisch kaum genutzten Gebieten trotz annähernd gleicher Habitateignung vom Auerwild eher gemieden werden.

Teilaspekt dieser Arbeit war es auch, akustische Nachweise von Haselwild durch Imitation der Lockrufe zu erbringen. Insgesamt wurden 36 Stellen kontrolliert und davon an 17 Nachweise festgestellt.

In der Arbeit präsentiert werden ein lokal anwendbares Habitatmodell und konkrete waldbauliche Vorschläge um Verbesserungen der Lebensräume sowohl für Auer- als auch für Haselwild zu erzielen.

4 Einleitung

Seit den letzten Jahrzehnten gehen die Raufußhuhnbestände in den Alpen stark zurück. In Mitteleuropa sind viele lokale Vorkommen bereits erloschen. Der Hauptgrund für den Rückgang von Auer- und Haselhuhn liegt in der Veränderung und vielfältigen Nutzung der Lebensräume (Storch, 1999a).

Der Grundgedanke dieser Arbeit basiert darauf, Verbesserungen in kleinstrukturierten Bauernwäldern zu erzielen, die einst gute Lebensräume für Raufußhühner waren. Dadurch, dass diese Wälder ehemals zur Streugewinnung (Wintereinstreu für Vieh) und Viehweide genutzt wurden, entstanden lichte, lückige Wälder mit viel Heidelbeervegetation.

Mehr als die Hälfte der österreichischen Wälder gehört Kleinwaldbesitzern (Flächengröße <200 ha), davon verfügt der größte Teil der Waldbesitzer durchschnittlich nur über eine Waldfläche von 7 ha. Gerade diese Bauernwälder, welche in der Vergangenheit wichtige und gute Lebensräume für Raufußhühner und viele andere Waldbewohner darstellten, haben sich in letzter Zeit am stärksten verändert. Die Zunahme des Holzvorrates im Kleinwald stieg bis vor einigen Jahren dramatisch: vor rund 40 Jahren waren es noch 200 Vfm/ha, 2006 waren es bereits 333 Vfm/ha, diese Werte liegen deutlich über denen von Großbetrieben (Zeiler & Fladenhofer, 2006). Die erhöhte Stammzahl bedeutet wiederum eine enorme Verschlechterung der Lebensraumqualität für viele Tier- und Pflanzenarten (Zeiler & Fladenhofer, 2006). In jüngster Zeit lässt sich auf Grund der steigenden Holzpreise und der Zunahme von Fernwärmanlagen wieder eine positive Tendenz bezüglich der Holznutzung feststellen.

Um die Eignung eines Lebensraumes für das Auerwild festzustellen wurde von Storch (1999b) in den bayerischen Alpen ein HSI-Modell (Habitat-Suitability-Index-Modell) entwickelt.

Mit Hilfe des Habitatmodells kann man die Verteilung von Beständen unterschiedlicher Güte erkennen und Vergleiche zwischen unterschiedlichen Gebieten oder Jahren aufstellen.

Im Mittelpunkt steht die Frage, wie der Lebensraum die Verteilung und Dichte einer Population beeinflusst. Auf Grund einer Habitatkartierung wird die Eignung eines Gebietes beurteilt und daraus eine Vorhersage über die Verteilung von Auerhühnern getroffen.

Anschließend wird eine Verifizierung des Modells durchgeführt, wobei die Vorhersage mit der tatsächlichen Verteilung der Auerhuhn-Nachweise verglichen wird. Im Fall, dass beide übereinstimmen, gilt das Modell als akzeptabel. Eine genauere Beschreibung des HSI-Modells ist in Kapitel 5.4.3. zu finden.

Zusätzlich zu dem mechanistischen HSI-Ansatz von Storch wurde versucht ein statistisches Habitatmodell (Logistische Regression) zu erstellen. Die logistische Regressionsanalyse hat sich in letzter Zeit als Standardmethode zur Habitatmodellierung von Präsenz/Absenz-Daten herauskristallisiert. Das Ziel der logistischen Regression ist es, das am Besten geeignete Modell mit möglichst wenigen Eingangsgrößen zu finden, das aber dennoch biologisch sinnvoll ist, um die Beziehung zwischen einer abhängigen Variable (in diesem Fall Nachweis ja/nein) und einer Reihe von unabhängigen Variablen zu beschreiben. Der Unterschied zwischen logistischen und linearen Regressionsmodellen besteht darin, dass bei der logistischen Regression die abhängige Variable binär ist (Hosmer & Lemeshow, 2000).

Neben der Verschlechterung der Lebensräume können auch Prädatoren für die Abnahme der Raufußhuhnbestände verantwortlich sein. In den Untersuchungsgebieten kam es laut Aussagen der Ortsansässigen in den letzten 20 Jahren durch erhöhte Schalenwildabschüsse und dem damit verbundenem vermehrten Auffinden von Aufbrüchen zu einem Anstieg der Kolkraben-Population. Ebenso wirkte sich die intensivere Betreuung von Rotwildfütterungen positiv auf die Kolkraben-Bestände aus. Den Kolkraben wird nachgesagt, dass sie die Gelege von Raufußhühnern zerstören. Daher sollten im Zuge der Masterarbeit Beobachtungen durchgeführt werden, um über die Präsenz bzw. Absenz von Kolkraben Aussagen treffen zu können.

Ein Teil der Untersuchungsgebiete ist ein beliebtes Ziel vor allem für Wanderer, Tourengerer und Schneeschuhwanderer, ebenso befinden sich eine Schipiste sowie eine bewirtschaftete Hütte im Aufnahmegebiet. Ein weiterer Punkt der Arbeit war es daher herauszufinden, wo sich touristisch stark und weniger stark genutzte Bereiche befinden und wie dort die Habitatnutzung im Vergleich zur Habitateignung aussieht.

Wie im Titel ersichtlich bezieht sich ein Teilaspekt vorliegender Arbeit auf das Haselwild. Hier war das Ziel Nachweise über das Vorkommen dieser Art zu erbringen. Da indirekte Nachweise vom Haselwild kaum auffindbar sind, wurde versucht akustische Nachweise zu überprüfen. Der Gesang des Haselhuhns wird vom Jäger als "Spissen" bezeichnet und dient vor allem dazu, ein Revier gegenüber Artgenossen zu markieren bzw. die Kommunikation zum weiblichen Partner herzustellen oder aufrechtzuerhalten. Haselhühner können diese Laute im Wald bis auf eine Distanz von rund 100 m hören (Bergmann et al., 1996).

Besonders ruffreudig sind die Hähne im Frühjahr und im Herbst in den frühen Morgenstunden (Zeiler, 2008).

Will man den Zielarten durch Managementmaßnahmen helfen, so sollte man deren Lebensweise und räumliche Ansprüche berücksichtigen.

Untersuchungen im bayerischen Wald haben gezeigt, dass die Streifgebietsgröße im Winter sowohl für Auerhahnen als auch für Auerhennen bei etwa 150 ha liegt. Die Größe der Sommerstreifgebiete beträgt für Hähne rund 250 ha und für Hennen mit Gesperre etwa 150 ha. Vor allem erwachsene ältere Hähne sind weitgehend standorttreu, sie halten an ihren Revieren über Jahre fest und wechseln lediglich zwischen Winter- und Sommereinständen. Hennen sind auf Grund der Brut und Jungenaufzucht zumindest für einen Teil des Jahres stärker ortsgelassen als die Hähne. Hennen nutzen jedoch im Frühjahr größere Streifgebiete als erwachsene Hähne. Die mittlere Fläche der Jahresstreifgebiete beträgt für Hennen 519 ha und für Hähne 645 ha (Storch, 1999b).

Benachbarte Vorkommen sollten im Idealfall nicht weiter als 5 km voneinander entfernt sein, damit noch ein Austausch gewährleistet ist. Sollen Revieranteile als Trittsteine zwischen benachbarten Vorkommen dienen, so sollten diese zumindest 50 ha an auerwildtauglichem Lebensraum aufweisen (Storch, 1999b).

Die Größe der Streifgebiete ist abhängig von der Lebensraumqualität der Reviere, umso besser die Lebensraumeignung ist, umso kleinere Streifgebiete sind notwendig (Zeiler, 2001).

Bei den Haselhühnern sind beide Geschlechter weitgehend ganzjährig territorial. Im bayerischen Wald zeigte das Haselwild mittlere Streifgebietsgrößen von rund 16 ha im Winter und 23 ha im Sommer (Bergmann et al., 1996). Die Territorien von unverpaarten Hahnen waren mehr als doppelt so groß, als jene von verpaarten (Zeiler, 2008).

4.1. Fragestellungen

In dieser Arbeit wurden folgende Fragestellungen bearbeitet:

Auerwild:

- Kann man mit dem bestehenden HSI Modell nach Storch lokal Aussagen treffen oder besteht Anpassungsbedarf?
- Erstellung eines statistischen Habitatmodells (Logistische Regression) im Gegensatz zum mechanistischen HSI-Ansatz nach Storch
- Ist es auf Grund der Habitatbeurteilung notwendig, Managementmaßnahmen (forstlich/ jagdlich) zu treffen? Falls ja, wie sehen diese konkret aus?

Haselwild:

- Werden die potentiell für Haselwild geeigneten Lebensräume auch tatsächlich besiedelt?

- Wie sehen die bevorzugten Haselwildlebensräume konkret aus, welche Strukturen sind besonders wichtig?
- Sind Lebensraumgestaltungen notwendig und wie könnten diese aussehen?

5 Material und Methode

Um einen kleinen Überblick über die beiden untersuchten Arten und den unterschiedlichen verwendeten Methoden und Auswertungen zu verschaffen wurde in nachfolgender Grafik die vorgangsweise kurz zusammengefasst.

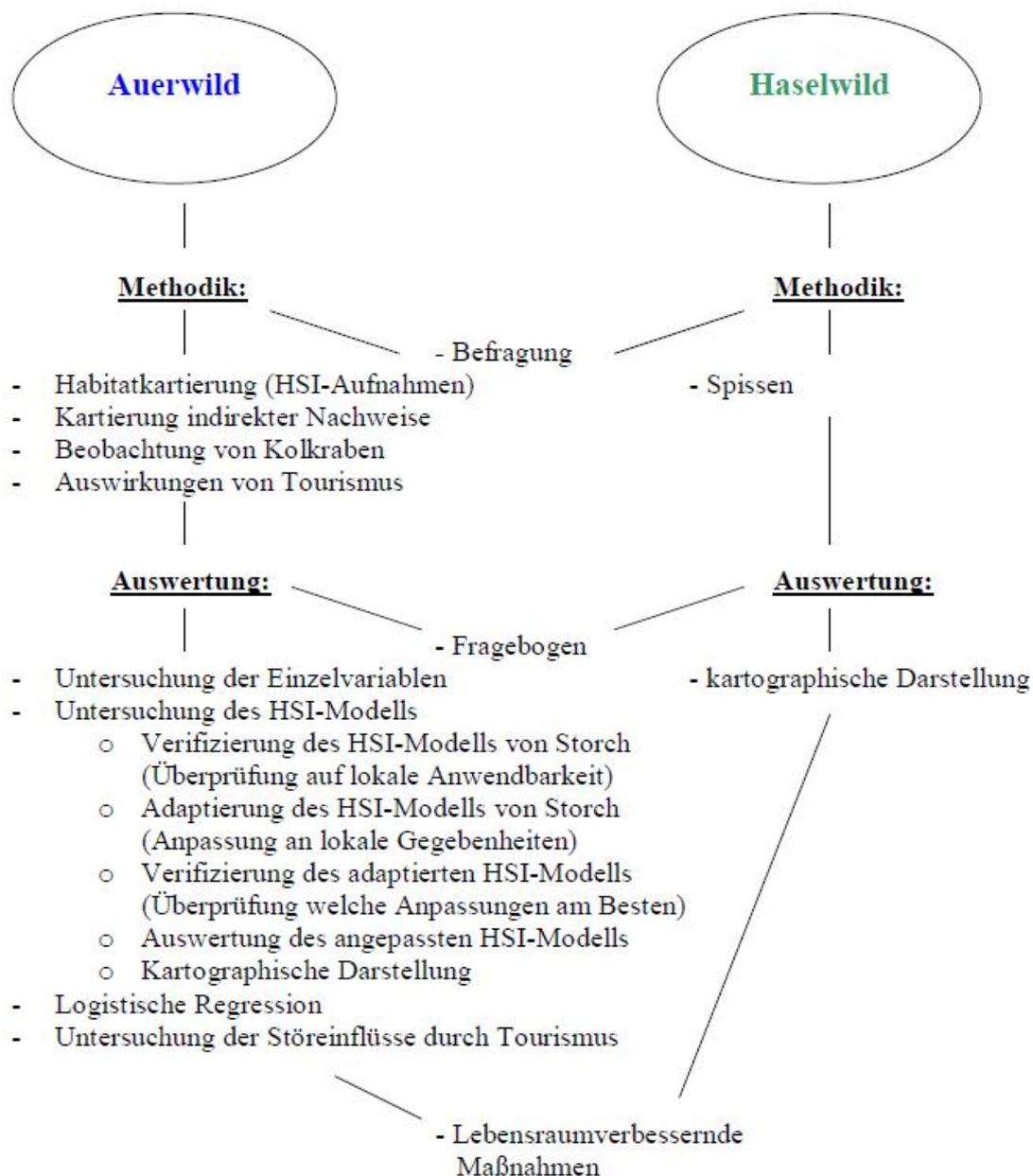


Abb. 1: Übersicht über die unterschiedlichen verwendeten Methoden sowie Auswertungen der beiden untersuchten Arten

5.1. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in der Obersteiermark im Bezirk Murau nahe der Grenze zu Kärnten und besteht aus 8 unterschiedlichen Jagdrevieren, die in den Gemeinden Mühlen, Kulm am Zirbitz, Dürnstein in der Steiermark und St. Blasen liegen (siehe Abb. 2 und Abb. 3). Die untersuchten Reviere befinden sich allesamt innerhalb des Naturparks Zirbitzkogel-Grebenzen. Die einzelnen Gebiete liegen im Wuchsgebiet der subkontinentalen Innenalpen und erstrecken sich auf einer Seehöhe von 800 bis 1800 m (Killian et al., 1994).

Zu den beteiligten Revieren gehören 4 Eigenjagdreviere (EJ) sowie 4 Gemeindejagdreviere (GJ):

- EJ Pichlhof
- EJ Grasser
- GJ Dürnstein
- KGJ Jakobsberg
- EJ Zirbitzalm
- EJ Kulmeralpe
- GJ Kulm am Zirbitz
- GJ St. Blasen



Abb. 2: Übersicht über die Untersuchungsgebiete (Quelle: www.weiterbildung.steiermark.at/karte.php)

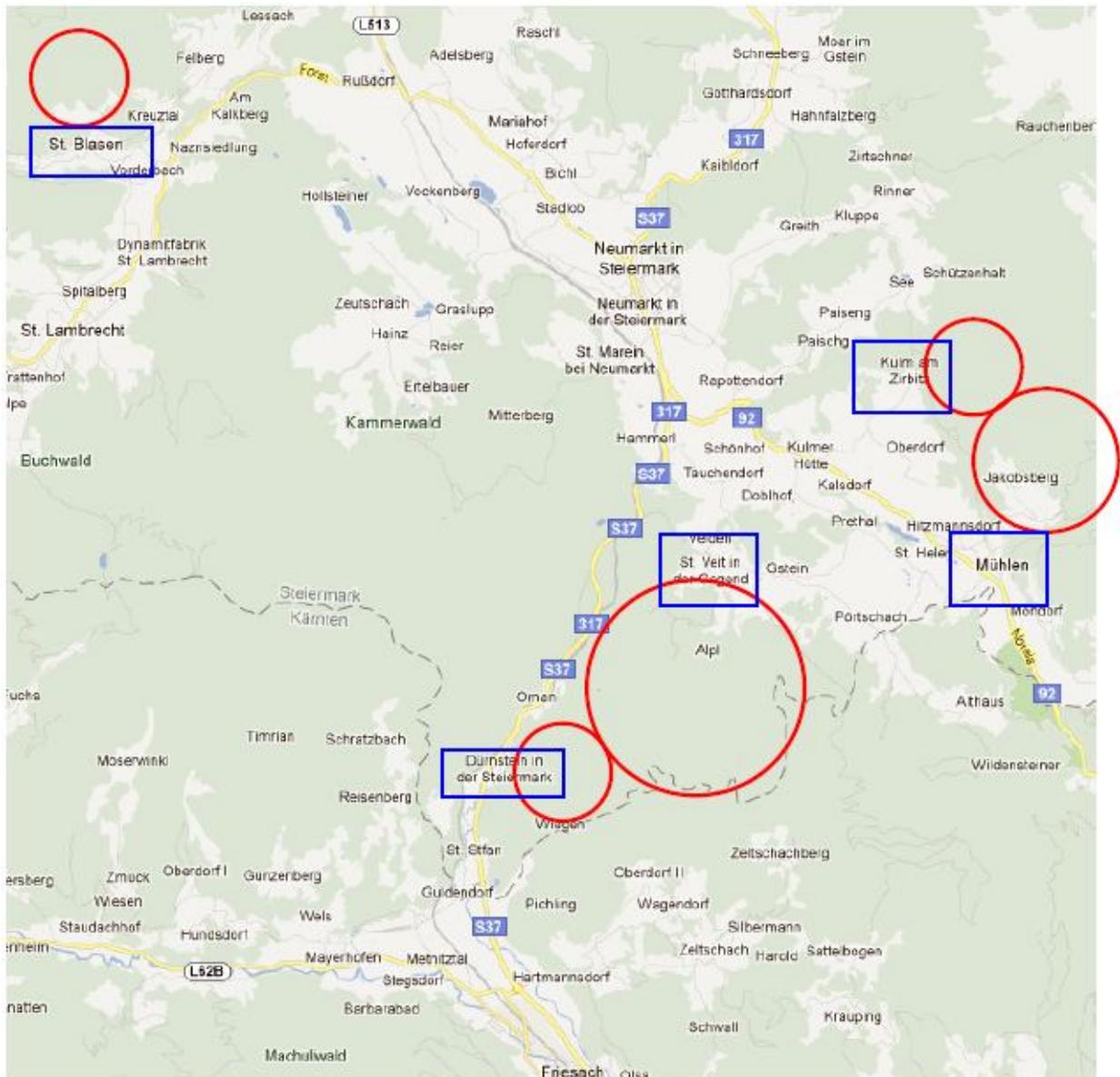


Abb. 3: Detailansicht der Untersuchungsgebiete. Die jeweiligen Reviere sind durch rote Kreise gekennzeichnet, die blauen Kästchen zeigen die Gemeinden, in denen die Gebiete liegen. (Quelle: Google Maps)

5.2. Zählungen

Wie in Kapitel 4 beschrieben gingen die Raufußhuhnbestände auch in den genannten Untersuchungsrevieren stark zurück.

Im Jahre 1968 konnten in Mühlen insgesamt 57 Auerhahnen bestätigt werden (gem. Wildstandsangabe im Abschussplan), 2011, gute 40 Jahre später konnten nur noch 25 Stück gezählt werden. In Tabelle 1 sind die Ergebnisse der Auerhahnzählungen der letzten Jahre aufgelistet.

Seit 2007 werden Auerhahnen nur mehr in der EJ Pichlhof und EJ Grasser erlegt, jeweils abwechselnd 1 Stück pro Jahr. Davor wurden seit 1968 im Durchschnitt pro Jahr 2 Auerhahnen geschossen.

Tab. 1: Ergebnisse der Auerhahnzählungen von 2004-2011

Zählungen								
Revier	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
EJ Pichlhof	k. Z.	k. Z.	k. Z.	k. Z.	5	9	11	10
EJ Zirbitzalm	6	6	6	6	5	5	5	3
KGJ Jakobsberg	k. Z.	k. Z.	k. Z.	k. Z.	2	1	2	0
EJ Kulmeralpe	6	5	4	2	2	0	0	0
GJ Kulm am Zirbitz	k. Z.							
GJ St. Blasen	k. Z.	3	3	3				
EJ Grasser	5	5	3	5	k. Z.	6	7	9
GJ Dürnberg	k. Z.	2	2	2				

Die vorliegende Arbeit beruht auf zwei Methodenpaketen, einerseits wurden Befragungen durchgeführt und andererseits wurden Felddaten zu den Zielarten erhoben.

5.3. Fragebogen

Vor Beginn der Feld-Erhebungen wurde eine Befragung durchgeführt, es wurde jeweils eine Person pro Revier gebeten einen vorbereiteten Fragebogen auszufüllen (siehe Anhang 1). Für die Eigenjagdreviere war dies der jeweilige Besitzer und bei den Gemeindejagdrevieren der jeweilige Jagdobmann.

Der Fragebogen sollte dazu dienen, Basisdaten über das Vorkommen von Auer- bzw. Haselwild, über die zuletzt getätigten Abschüsse oder die Bereitschaft der Befragten zu lebensraumverbessernden Maßnahmen, zu erhalten.

5.4. Auerwild

Die Felddaten für das Auerwild wurden in den Monaten Juni-Juli 2011 durchgeführt. Der gewählte Erhebungszeitraum bedingt einerseits, dass die Vegetation ausreichend ausgeprägt ist und andererseits das Auerwild im Gegensatz zur Balzzeit auf diverse Habitatausstattungen reagiert (Storch, 1999a).

5.4.1. Habitatkartierung

Über die Luftbilder der zu untersuchenden Reviere wurde ein Raster mit einem Abstand von 100x100 m eingezeichnet, an jedem Schnittpunkt der Rasterlinien lag ein Aufnahmepunkt. Die einzelnen Punkte wurden mit Hilfe von Kartenmaterial, einem GPS-Gerät (GARMIN GPSmap 60Cx) und einem Kompass aufgesucht. Die Hangneigung wurde mittels Neigungsmesser geschätzt. An jedem Punkt wurden im Umkreis von 20 m folgende Parameter erhoben (siehe Anhang 2):

- Gelände:
 - Seehöhe (m ü. NN)
 - Lage (Tal, Hang, Grat, Kuppe)
 - Hangneigung (in °- Klassen)
- Baumschicht:
 - Reinweideanteil (in ¼ innerhalb des 20 m Radius)
 - Sukzessionsstadium (Jungwuchs, Dickung, Stangenholz, Baumholz, Altholz, Plenterung, unbestockt – hier wildbiologisch und nicht forstlich definiert)
 - Kronenschlussgrad (in 10 %-Klassen)
 - Bestandeslücken (breiter als Bestand hoch)
 - Baumartenanteil (in 1/10-Klassen)
- Durchforstung (bisher erfolgte, erkennbare Durchforstungen – hier wildbiologisch und nicht forstlich definiert)
- Randlinien (Forststraße, Bestandesrand, Waldrand, Rückegasse)
- Verjüngung unter Schirm:
 - Art (keine, Nadel, Laub, Nadel und Laub)
 - Verteilung (einzel, Gruppe, Insel, flächig)
 - Höhe (in cm-Klassen)
 - Deckung (in %-Klassen)
 - Schichtung (ein-, zwei-, mehrschichtig)
- Bodenvegetation:
 - Deckungsgrad Heidelbeere (in 10 %-Klassen)
 - Deckungsgrad insgesamt (in 10 %-Klassen)
 - Totholz waagrecht (in 10 %-Klassen)
 - Höhe (in 10 cm-Klassen)

- Artengruppenanteil (Him- und Brombeere, Moos, Farn, Gras, Zwergsträucher inkl. Heidelbeere, Sonstiges inkl. Verjüngung in 10 %-Klassen)
- Auerhuhnnachweise:
 - Anzahl (keine, einer, mehrere)
 - Geschlecht (Hahn, Henne, Hahn und Henne, unbestimmt)
 - Jahreszeit (Sommer, Winter, Sommer und Winter)
- Habitatgüte (sehr gut, gut, mittel, schlecht, sehr schlecht)
- Habitatentwicklung in den nächsten 10 Jahren ohne waldbauliche Aktivitäten (keine, positive, negative)
- Weide (ja, nein)
- Ameisenhaufen (keine, einer, mehrere)

5.4.2. Kartierung indirekter Nachweise

Neben den waldbaulichen Habitatvariablen wurden auch noch indirekte Nachweise von Auerhühnern erhoben. Hierfür wurde für die Dauer von 10 Minuten in einem Umkreis von 5 Metern um den Aufnahmepunkt nach indirekten Nachweisen wie Losung, Federn, Huderstellen etc. gesucht (siehe Abb. 4-Abb. 7).

Vor allem Federn aber auch Kot sind bei nasser Vegetation besonders schwer aufzufinden, daher wurden an Regentagen keine Aufnahmen durchgeführt (Storch, 1999a).



Abb. 4: Sommerlosung von Auerwild



Abb. 5: Auerwildlosung mit Magensteinen



Abb. 6: Huderstelle eines Auerhuhns



Abb. 7: Schaufeln eines Auerhahns

5.4.3. HSI-Modell nach STORCH (1999b)

Wie in der Einleitung beschrieben wurde die Habitateignung der Lebensräume mittels HSI-Modell nach Storch untersucht. Auf Grund der Tatsache, dass Auerhühner saisonal wechselnde Habitatansprüche haben, werden im Habitatmodell die Winter- und Sommereignung getrennt bewertet.

In das Modell fließen folgende Variablen ein:

- Hangneigung
- Sukzessionsstadium
- Kronenschlussgrad
- Bestandestyp
- Beerkrautdeckungsgrad
- Höhe der Bodenvegetation
- Deckungsgrad der Verjüngung

Je nach Eignung werden pro Variable SI-Werte (= Eignungswerte) zwischen 0-1 vergeben, 0 ist als Auerwildlebensraum ungeeignet und 1 ist als Lebensraum für das Auerwild sehr gut geeignet (Storch, 1999a). Im Folgenden werden die einzelnen Habitatvariablen im Storch'schen Modell kurz dargestellt:

5.4.3.1. Hangneigung (SI_{HANG})

Sowohl Hahnen als auch Hennen bevorzugen ganzjährig ebene Flächen und mäßig geneigte Hänge. Auerwild kann aber auch in steileren Lagen $>45^\circ$ noch vorkommen, daher ist die Hangneigung kein limitierender Faktor (siehe Tab. 2) (Storch, 2002).

Tab. 2: SI-Werte Hangneigung

Hangneigung	SI-Wert (Storch)
< 5°	1
6- 15°	1
16- 25°	1
26- 35°	0,8
36- 45°	0,6
> 45°	0,4

5.4.3.2. Sukzessionsstadium (SI_{SUK})

Das Auerwild als typischer Waldbewohner meidet freie unbestockte Flächen wie Almen oder Wiesen (SI-Wert = 0,2). In Altersklassenwäldern bevorzugt es fortgeschrittenere Sukzessionsstadien, wobei hier die Überschildung und die Bodenvegetation bedeutender sind als das Alter. Dickungen werden auf Grund der schweren Passierbarkeit nur selten als Lebensraum genutzt, Jungwuchsflächen werden hingegen häufiger aufgesucht (Storch, 2002). Sämtliche SI-Werte sind in Tabelle 3 aufgelistet.

Tab. 3: SI-Werte Sukzessionsstadium

Sukzessionsstadium	SI-Wert (Storch)
Jungwuchs	0,5
Dickung	0,4
Stangenholz	1
Baumholz	1
Altholz	1
Plenterwald	1
unbestockt (Blöße)	0,2

5.4.3.3. Kronenschlussgrad (SI_{KRON})

Ein mäßiger Kronenschlussgrad ist die Grundvoraussetzung für eine reich ausgeprägte Bodenvegetation, die für das Auerwild lebensnotwendig ist. Auerwild bevorzugt im Winter eine etwas dichtere Überschildung (~60 %) als im Sommer (~50 %). Dichtere Bestände werden vor allem dann gerne genutzt, wenn Lücken z. B. auf Grund von Schneebruch oder Sturm im Kronendach vorhanden sind. Daher werden Bestände mit Lücken mit einem höheren SI-Wert bewertet als solche ohne. Lebensräume mit einem Kronenschlussgrad <20 % werden im Sommer angenommen (SI-Wert = 0,6), jedoch nur sehr selten im Winter (SI-Wert = 0) (siehe Tab. 4 und Tab. 5) (Storch, 2002).

Tab. 4: SI-Werte Kronenschlussgrad Winter

Kronenschlussgrad Winter	SI-Wert (Storch)	
	ohne Lücke	mit Lücke
0-20 %	0	0
30 %	0,4	0,4
40 %	0,8	0,8
50-60 %	1	1
70 %	0,8	0,8
80 %	0,4	0,6
90 %	0,2	0,4
100 %	0	0,1

Tab. 5: SI-Werte Kronenschlussgrad Sommer

Kronenschlussgrad Sommer	SI-Wert (Storch)	
	ohne Lücke	Mit Lücke
0-20 %	0,6	
30 %	0,6	
40 %	1	
50 %	1	
60 %	0,8	1
70 %	0,6	0,8
80 %	0,4	0,6
90 %	0	0,4
100 %	0	

5.4.3.4. Bestandestyp (SI_{TYP})

Im Winter präferiert Auerwild die Aufnahme von Koniferennadeln, die Verfügbarkeit von Kiefern oder Tannen in einem Bestand erhöht somit die Eignung als Winterlebensraum erheblich (siehe Tab. 6). Laubholzdominierte Bestände werden im Winter hingegen gemieden (Storch, 2002).

Tab. 6: SI-Werte Bestandestyp

Bestandestyp	SI-Wert (Storch)	
	ohne Ki/Ta	mit Ki/Ta
Fi und Ta Ta und Fi	1	1
Fi 10/10 Fi \geq 5 und Ndh \leq 5	0,8	0,9
Fi $>$ 5 und L \ddot{a} +Lbh $<$ 5	0,6	0,7
Fi=5 und L \ddot{a} +Lbh=5 Lbh=5 und Ndh=5	0,4	0,5
L \ddot{a} $>$ 5 und Fi $<$ 5 Lbh $>$ 5 und Fi+Ndh $<$ 5 L \ddot{a} +Lbh $>$ 5 und Fi $<$ 5	0,2	0,3
L \ddot{a} 10/10 Lbh 10/10 L \ddot{a} =5 und Lbh=5 L \ddot{a} $>$ 5 und Lbh+Ndh $<$ 5 unbestockt	0	0
sonstige	Manuell	

5.4.3.5. Beerkrautdeckungsgrad (HSI_{BEER})

Im Sommer werden Lebensräume, mit einer gut ausgeprägten Bodenvegetation, die besonders reich an Heidelbeerdeckung sind, bevorzugt. Die Heidelbeere stellt die Hauptnahrungspflanze in der schneefreien Zeit dar. Daneben bietet sie optimale Deckung und Klimaschutz für Adulte als auch für das Gelege und die Gesperre. Zusätzlich ist die Heidelbeere reich an Insekten, die den Küken in den ersten Wochen das Überleben sichert. Wie in Tabelle 7 aufgelistet, wird eine Beerkrautdeckung $>40\%$ als optimal betrachtet (Storch, 2002).

Tab. 7: SI-Werte Deckungsgrad Heidelbeere

Beerkrautdeckungsgrad	SI-Wert (Storch)
0 %	0
10 %	0,3
20 %	0,6
30 %	0,8
40-100 %	1

5.4.3.6. Höhe der Bodenvegetation (HSI_{VEG})

Auerwild bevorzugt eine Bodenvegetation mit einer Höhe von 30-50 cm (SI-Wert = 1). Diese Höhe ist optimal, um einerseits genügend Deckung zu bieten und andererseits noch genügend Überblick zu gewähren. Eine Vegetationshöhe <10 cm und >70 cm wird als ungeeignet betrachtet (SI-Wert = 0) (siehe Tab. 8) (Storch, 2002).

Tab. 8: SI-Werte Höhe der Bodenvegetation

Höhe der Bodenvegetation	SI-Wert (Storch)
0 cm	0
10 cm	0,4
20 cm	0,8
30 cm	1
40 cm	1
50 cm	1
60 cm	0,8
70 cm	0,4
80-110 cm	0

5.4.3.7. Deckungsgrad der Verjüngung (HSI_{VERJ})

Bestände mit einem Deckungsgrad der Verjüngung <25 % stellen ein optimales Habitat dar. Bedeckt die Waldverjüngung 25-50 % des Waldbodens, beginnen sich die Bedingungen für das Auerwild zu verschlechtern (SI-Wert = 0,6), beträgt die Verjüngung >75 % gilt der Lebensraum als ungeeignet (SI-Wert = 0) (siehe Tab. 9) (Storch, 2002).

Tab. 9: SI-Werte Deckungsgrad Verjüngung

Deckungsgrad Verjüngung	SI-Wert (Storch)
0 %	1
<25 %	1
<50 %	0,6
<75 %	0,3
>75 %	0

5.4.4. Wintereignung (HSI_{wi})

In die Formel der Wintereignung fließen das Sukzessionsstadium und der Kronenschlussgrad im Winter ein, diese beiden Variablen können limitierend wirken. Ebenso werden der Bestandstyp und die Hangneigung in der Formel berücksichtigt, diese können den Wert der Wintereignung jedoch nur reduzieren, nicht limitieren (Storch, 2002).

$$HSI_{wi} = (HSI_{SUK} * HSI_{KRON\ wi}) * \sqrt{(HSI_{TYP} * HSI_{HANG})}$$

5.4.5. Sommereignung (HSI_{So})

Für die Berechnung der Sommereignung werden folgende SI-Werte herangezogen: Sukzessionsstadium, Kronenschlussgrad im Sommer, Heidelbeerdeckung, Deckungsgrad der Verjüngung, Höhe der Bodenvegetation und Hangneigung.

Als wichtigste Komponenten werden dabei die Heidelbeerdeckung und der Deckungsgrad der Verjüngung angesehen und daher doppelt gewichtet. Beide Variablen können limitierend wirken. Ebenso limitierend können das Sukzessionsstadium und der Kronenschlussgrad im Sommer sein, wohingegen die Hangneigung die Sommereignung nur reduzieren kann (Storch, 2002).

$$HSI_{So} = 0,25 * [(HSI_{SUK} * HSI_{KRON So}) + (2 * HSI_{BEER} * HSI_{VERJ}) + HSI_{VEG}] * HSI_{HANG}$$

5.4.6. Ganzjährige Habitateignung (HSI_{Jahr})

Die Habitateignung für das gesamte Jahr berechnet sich aus dem geometrischen Mittel von Winter- und Sommereignung (Storch, 2002).

$$HSI_{Jahr} = \sqrt{(HSI_{Wi} * HSI_{So})}$$

5.4.7. Habitateignungsklassen

In nachfolgender Tabelle 10 sind die einzelnen HSI-Werte und ihre Eignung als Auerwildlebensraum vollständig aufgelistet (Storch, 2002).

Tab. 10: Habitateignungsklassen

HSI-Klasse	HSI-Wert	Habitatgüte
1	1,0-0,8	sehr gut
2	0,79-0,60	gut
3	0,59-0,40	mittel
4	0,39-0,20	schlecht
5	0,19-0	sehr schlecht

5.5. Kolkraben

Es wurde versucht, den potentiellen Prädationsdruck durch Kolkraben über Beobachtungen herzuleiten. Geplant waren 3 Beobachtungspunkte an Orten, wo erhöhte Präsenz zu erwarten wäre, wie z.B. an Fütterungen und 3 Beobachtungspunkte zufällig in den Revieren verteilt.

Die ersten Beobachtungen wurden am 13.5.2011 von 05:30-20:00 in der Nähe einer Fütterung des in der KGJ Jakobsberg befindlichen Sauengatters durchgeführt. Im Zuge der Erhebungen wurden die Anzahl der Kolkraben, das Verhalten, die Lufttemperatur, der Bewölkungsgrad, sowie das Wetter aufgezeichnet (siehe Anhang 4) (Storch & Leidenberger, 2003).

Da die Methode sehr zeitaufwändig ist, wurden diese ausführlichen Beobachtungen nicht mehr durchgeführt. Anstatt dessen wurde während den HSI- bzw. Haselwild-Aufnahmen darauf geachtet, ob es Sichtungen gibt oder nicht.

5.6. Störungen durch Tourismus

Um diesen Aspekt zu untersuchen wurden die Revierinhaber zum Ausmaß und zur Frequenz der touristischen Nutzung befragt. Die Stärke der touristischen Nutzung wurde dann mit der Habitataignung sowie mit den Präsenz/Absenz-Daten des Auerwildes verglichen und kontrolliert, ob es mögliche Zusammenhänge zwischen einer starken touristischen Nutzung und geringen Auerwild-Nachweisen gibt.

5.7. Haselwild

Ziel der Erhebungen war es, Nachweise über das Vorkommen von Haselwild zu erbringen. Da sich dies für diese Wildart recht schwierig erweist, und indirekte Nachweise zu dieser Jahreszeit auf Grund der hohen Vegetation sehr selten zu finden sind, wurde die Methode des Spissens angewendet. Die für das Haselwild relevanten Aufnahmen wurden im Oktober durchgeführt. Dies liegt darin begründet, dass das Haselwild diese Zeit zur Paarbildung nutzt und daher besonders ruffreudig ist. Zu den Revieren, in denen Haselwild-Erhebungen durchgeführt wurden gehören die KGJ Jakobsberg, die EJ Grasser und die EJ Pichlhof.

Einerseits wurden ortskundige Personen (Jäger, Revierbesitzer) befragt, wo Sichtungen auftreten, andererseits wurden an Hand von Kartenmaterial potentielle Lebensräume (entlang von Bächen, Wegböschungen, unter Leitungen,...) in den jeweiligen Revieren herausgefiltert. Basierend auf diesen Informationen wurden geeignete Bereiche ausgewählt und dort Spisslaute von einem Tonträger abgespielt. Vor Beginn des Spissens wurde 10 Minuten in Deckung verharret und dann für eine Dauer von 6 Minuten alle 30 Sekunden (Zeiler, 2008) eine Strophe mit Hilfe eines iPads wiedergegeben. Der verwendete Laut stammte von der CD Vogelstimmen-Europas, auf dieser Quelle waren jedoch zahlreiche Nebengeräusche (Stimmen anderer Vögel etc.) zu hören, daher wurde unter Zuhilfenahme der Audio-Bearbeitungssoftware WavePad eine geeignete Strophe herausgeschnitten und diese so zusammengefügt, dass insgesamt 12 Strophen hintereinander gereiht abgespielt wurden.

Abgesehen von den Tonaufnahmen wurde auch versucht, durch Spissen mit einer Lockpfeife Revierrufe der Haselhühner zu provozieren.

Sobald eine Reaktion eines Hahnes auftrat, war ein Nachweis gegeben und das Spissen wurde gestoppt. Zusätzlich zu den Beobachtungen wurden Uhrzeit, Datum, GPS-Koordinaten sowie Anmerkungen zum Lebensraum aufgezeichnet (siehe Anhang 3). Neben dem Spissen wurden auch noch indirekte Nachweise wie Trittsiegel, Losung, Federn oder Huderstellen gesucht.

5.8. Statistische Auswertung der Daten

Die erhobenen Daten wurden in das Programm Microsoft Office Excel 2003 eingegeben. Die statistische Auswertung erfolgte dann mit dem Programm SPSS 15.0.

5.8.1. Untersuchung der Einzelvariablen

In einem ersten Schritt wurde pro Einzelvariable die Häufigkeitsverteilung von Stichprobenpunkten mit und ohne Auerhuhnpräsenz je Ausprägungsklasse der Variable betrachtet. Da sich die Stichprobenpunkte zum Teil sehr unregelmäßig auf die Variablenklassen verteilten und damit über- oder unterproportionale Nutzungen durch das Auerwild schwer zu erkennen waren, wurden die Einzelvariablen einer Renormierung unterzogen. Dabei wurde innerhalb der Ausprägungsklassen der Variablen eine Gleichverteilung hergestellt und die relative Häufigkeit von Stichprobenpunkten mit und ohne Auerhuhnpräsenz über die renormierten Klassen betrachtet. Diese renormierten Verteilungen liefern wertvolle Hinweise auf Bevorzugungen bestimmter Ausprägungszustände einer gegebenen Habitatvariable.

Die statistische Überprüfung erfolgte mittels Kontingenzanalyse (Chi²-Test bzw. Exakter Test nach Fisher), wobei getestet wird, ob es signifikante Häufigkeitsunterschiede zwischen Absenz/Präsenz in den einzelnen renormierten Variablenstufen gibt.

Zusätzlich zur Abweichungssumme wurde auch das Maß der Abweichung innerhalb der Zellen der Kontingenztafel betrachtet. Hierbei wird die Abweichung der erwarteten von der beobachteten Häufigkeit festgestellt, um signifikante Zelleneinflüsse lokalisieren zu können.

Es gelten folgende Werte:

Tab. 11: Interpretation der Abweichungsmaße (Zöfel, 1992)

Abweichungsmaße	Bedeutung
> 3,8	signifikante Unterschiede
> 6,6	sehr signifikante Unterschiede
> 10,8	höchst signifikante Unterschiede

5.8.2. Untersuchung der HSI-Modelle

Die Überprüfung der Anwendbarkeit der Modelle erfolgte in 3 Schritten:

- visuelle Kontrolle der renormierten Häufigkeitsverteilung von Stichprobenpunkten mit und ohne Auerhuhnpräsenz über die HSI-Klassen.
- Kontingenzanalyse (Chi²-Test), überprüft ob es signifikante Häufigkeitsunterschiede von Absenz/Präsenz zwischen den unterschiedlichen Habitategnungsklassen gibt.
- Korrelation der Lebensraumeignung mit der renormierten Fundrate (Kendall-Tau-b).

5.8.3. Logistische Regression

Vor Beginn der Modellerstellung wurden jene Variablen, die geringe Zellbelegungen in den einzelnen Stufen aufwiesen, zu Kategorien zusammengefasst. In Tabelle 12 sind alle Variablen aufgelistet, die für die Erstellung eines logistischen Regressionsmodells relevant sind.

Um zu vermeiden, dass zwei Variablen mit der mehr oder weniger gleichen Aussage in ein Modell einfließen, wurden im ersten Modellierungsschritt die Variablen mittels Spearman Rangkorrelation auf Multikollinearität geprüft. Korrelieren zwei Variablen stark miteinander ($|r_s| > 0,7$), wurde nur noch jene mit biologisch sinnvollerem Erklärungsgehalt im Modell belassen (Schweiger, 2010; Immitzer, 2011).

Im nächsten Modellierungsschritt wurden alle Variablen ausgeschlossen, die zu viele Nullwerte aufwiesen oder die eine zu geringe Variation zeigten (Schweiger, 2010).

Alle verbleibenden Variablen wurden auf Nichtlinearität geprüft, hierfür wurde ein Häufigkeitsdiagramm erstellt und optisch überprüft, ob ein unimodaler Zusammenhang besteht (nur metrische Daten). War dies der Fall, wurde auch die quadrierte Variable in das weitere Modell eingeschlossen (Bollmann et al., 2005; Schweiger, 2010; Immitzer, 2011).

Zusätzlich wurden alle biologisch sinnvoll erscheinenden Interaktionsterme ins Modell inkludiert, dabei war darauf zu achten, dass die Einzelvariablen der Interaktionsterme ebenfalls im Modell verbleiben, unabhängig davon, ob diese signifikant waren oder nicht (Bollmann et al., 2005, Immitzer, 2011).

Unter Zuhilfenahme des AIC (Akaike Information Criterion) wurde eine Vorauswahl aus allen Variablen getroffen. Der AIC ist kein Maß für die Anpassungsgüte, sondern liefert nur den Informationsverlust, der durch das Weglassen einer Variablen entsteht. War also das Modell ohne eine bestimmte Variable besser (kleinerer AIC-Wert), wurde diese entfernt (Schweiger, 2010; Immitzer, 2011).

Aus den verbleibenden Variablen wurde ein GLM gebildet. Jene, die nicht signifikant waren, wurden von der weiteren Modellbildung ausgeschlossen. Dies wurde so lange durchgeführt,

bis man ein Endmodell mit möglichst wenigen Parametern und höchstem Erklärungsgehalt erhielt.

Tab. 12: Eingangsvariablen für das logistische Regressionsmodell

Variable	Abkürzung	Variablen- typ	Definition
Deckung Heidelbeere	HeiDeck	Metrisch	in 10 %-Klassen
Kronenschlussgrad	Kronschl	Ordinal	3 Kategorien: 1 0-40 %, 2 50-70 %, 3 80-100 %
Deckungsgrad Verjüngung unter Schirm	DeckVerj	Ordinal	3 Kategorien: 1 < 25 %, 2 26-50 %, 3 > 50 %
Lärchenanteil	Lä	Ordinal	2 Kategorien: 1 1/10-4/10, 2 >4/10
Lücke	Lücke	Nominal	2 Kategorien: 0 keine Lücke, 1 Lücke
Sukzessionsstadium	Sukz	Nominal	3 Kategorien: 1 Jungwuchs+Dickung, 2 Stangenholz, 3 Baumholz+Altholz+Plenterung
Hangneigung	Neigung	Ordinal	4 Kategorien: 1 <15°, 2 16-25°, 3 26-35°, 4 >36°
Seehöhe	Seeh	Ordinal	3 Kategorien: 1 800-1200 m, 2 1200-1400 m, 3 1400-1800 m
Deckung Bodenvegetation	DeckBoden	Metrisch	in 10 %-Klassen
Zwergsträucher	Zwergst	Metrisch	in 10 %-Klassen
Ameisenhaufen	Ameis	Nominal	3 Kategorien: 0- keine AH, 1- 1 AH, 2-mehrere AH
Randlinien	Randl	Nominal	2 Kategorien: 0- keine RL, 1- RL
Durchforstung	Durchf	Nominal	2 Kategorien: 0- keine DF, 1- DF
Höhe der Verjüngung	HöhVerj	Ordinal	4 Kategorien: 1 <20 cm, 2 <50 cm, 3 <130 cm, 4 >130 cm
Totholz	Toth	Metrisch	in 10 %-Klassen

5.8.4. Untersuchung der Störeinflüsse durch Tourismus

Um statistisch zu überprüfen, ob Störeinflüsse durch Tourismus eine mögliche Rolle spielen, wurde der Mann-Whitney-U-Test verwendet. Dieser dient zum Vergleich zweier unabhängiger Stichproben, die nicht normalverteilt sind (Zöfel, 1992). In diesem Fall wurde überprüft, ob sich die touristisch unterschiedlich stark genutzten Gebiete hinsichtlich ihrer Habitateignung signifikant unterscheiden. Im Fall, dass sich die Habitatqualität zwischen den touristisch stark und touristisch wenig genutzten Gebieten nicht signifikant unterscheidet, wäre dies ein starkes Indiz dafür, dass hier beim Rückgang von Populationen das Tourismusaufkommen als Lebensraumaspekt eine Rolle spielt.

5.9. Kartographische Auswertung der Daten

Die kartographische Aufbereitung der Daten wurde mit Google Earth © 2011 durchgeführt.

6 Ergebnisse

6.1. Fragebogen

Ein Großteil der Befragten war der Meinung, dass der Lebensraum für Auerwild früher (vor 10-20 Jahren) besser geeignet war als heute, die Probanden waren aber optimistisch, dass es in 10 Jahren wieder besser aussehen könnte (siehe Abb. 8). Als Hauptgrund für die bessere Eignung wurde angegeben, dass früher noch Waldweide betrieben wurde und dadurch die Bestände viel lichter waren, als sie es heute sind.

Was das Haselwild betrifft, waren die Meinungen genau umgekehrt (siehe Abb. 9). Die Eignung vor 10-20 Jahren wurde als schlechter eingeschätzt als sie heute ist, ebenso lautet die Prognose für die Zukunft, dass die Lebensraumqualität für das Haselwild weiter abnehmen wird.

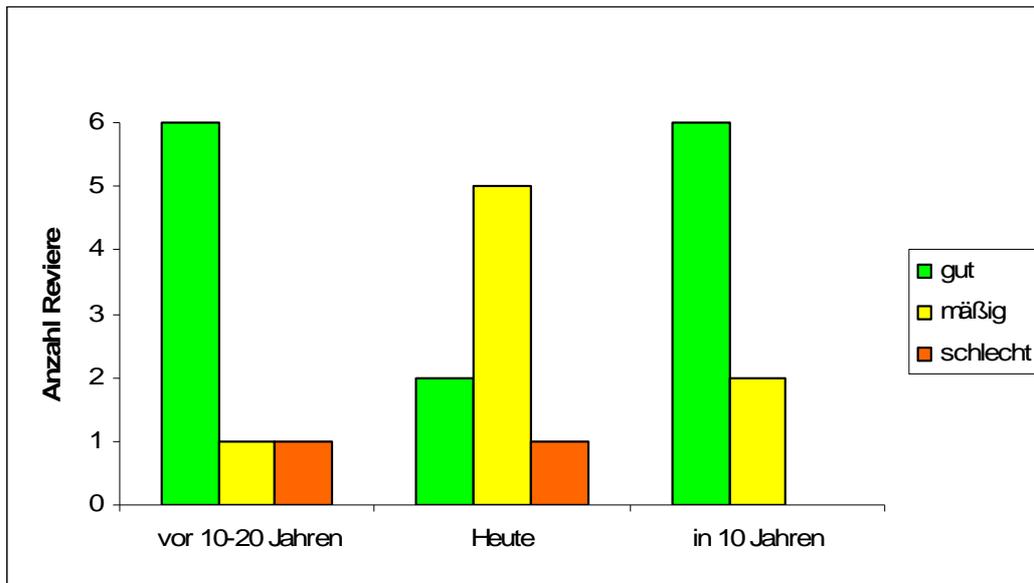


Abb. 8: Eignung des Lebensraums für Auerwild lt. Einstufung der Befragten im Vergleich zwischen Früher/Heute/Zukunft (n = 8)

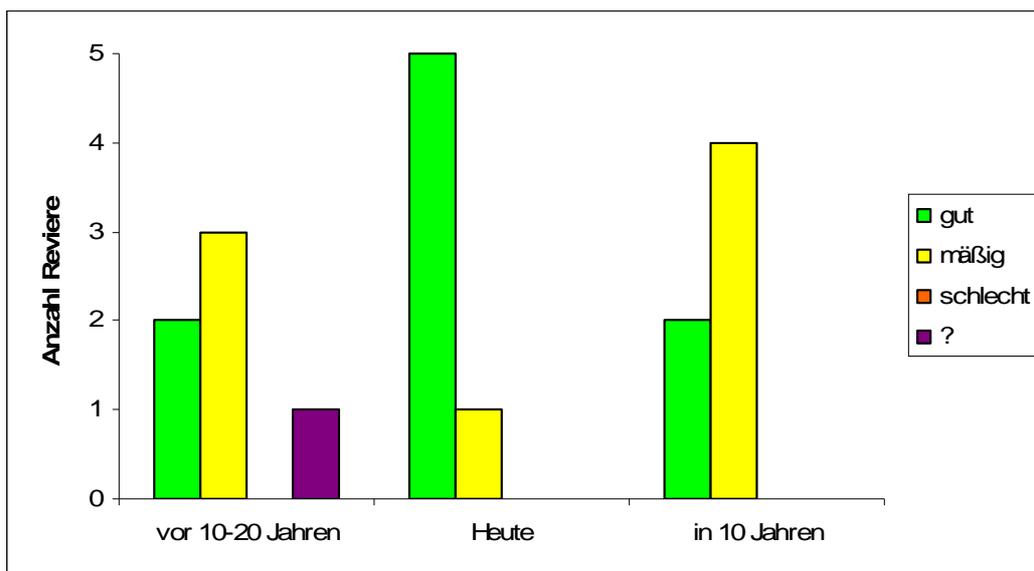


Abb. 9: Eignung des Lebensraums für Haselwild lt. Einstufung der Befragten im Vergleich zwischen Früher/Heute/Zukunft (n = 8)

Die Frage, ob die Ansprüche von Auer- bzw. Haselwild in der Vergangenheit bei der Waldbewirtschaftung berücksichtigt wurden oder in Zukunft berücksichtigt werden, wurde für das Auerwild von den meisten Befragten bejaht, für das Haselwild hingegen größtenteils verneint (siehe Abb. 10 und Abb. 11).

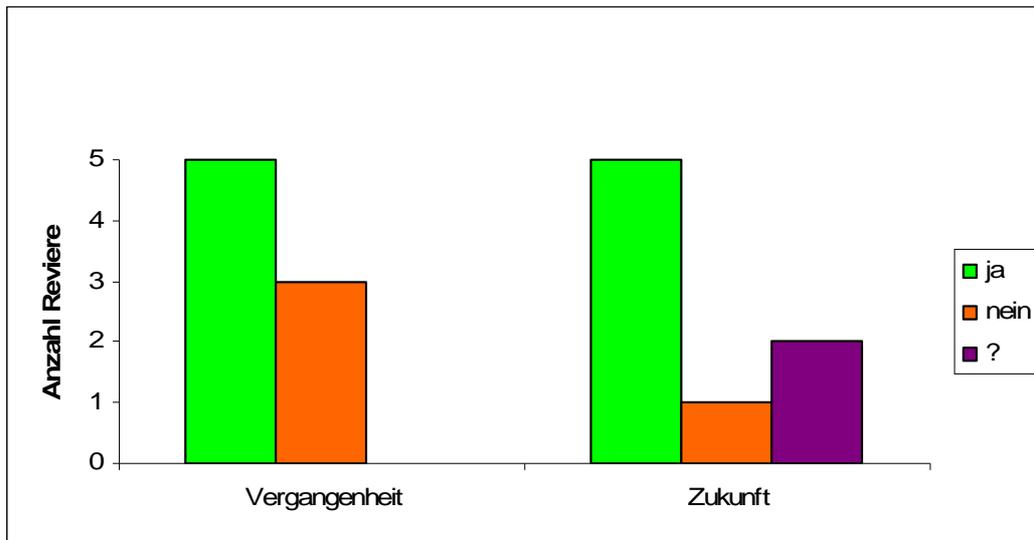


Abb. 10: Berücksichtigung der Ansprüche von Auerwild bei der Waldbewirtschaftung lt. Angabe der Befragten (n = 8)

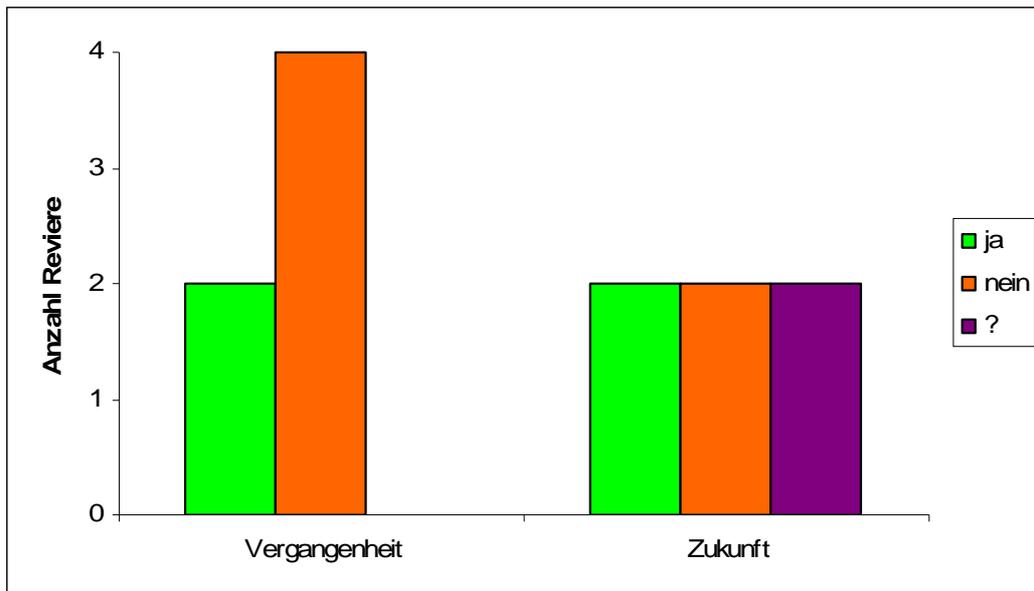


Abb. 11: Berücksichtigung der Ansprüche von Haselwild bei der Waldbewirtschaftung lt. Angabe der Befragten (n = 8)

Die Hälfte der ortskundigen Personen gab an, dass Beutegreifer früher stärker bejagt wurden als heute.

Die Notwendigkeit von lebensraumverbessernden Maßnahmen für das Fortbestehen von Auer- und Haselwild in den untersuchten Revieren wurden von allen Befragten festgestellt.

6.2. Auerwild

Insgesamt wurden 454 Aufnahmepunkte erhoben, die Fundrate aller Reviere lag bei 13,9 %, Bei genauerer Betrachtung kann man jedoch erkennen, dass die Fundrate in den Revieren EJ Zirbitzalm (3 %), KGJ Jakobsberg (0 %), EJ Kulmeralpe (0 %) sowie der GJ Kulm am Zirbitz (0 %) sehr gering war. In den Revieren EJ Pichlhof (20,5 %) und EJ Grasser (21,6 %) war die Fundrate dagegen recht hoch. In der GJ St. Blasen konnte eine Fundrate von 7,3 % und in der GJ Dürnstein eine Fundrate von 8 % vorgefunden werden (siehe Tab. 13).

Die Gesamtfundrate lässt sich im Vergleich zu anderen Untersuchungen im mittleren Bereich einordnen. So lagen die Fundraten in den bayerischen Alpen beispielsweise zwischen 1,8 % und 9,2 % (Storch, 1999b). Grünauer konnte (2008) im Bereich Stuhleck eine Fundrate von 22 % nachweisen. In Teilen des Nationalparks Gesäuse wurde von Zollner (2011) eine Fundrate von 14,7 % festgestellt.

Tab. 13: Anzahl der Punkte pro Revier

Revier	Anzahl aufgenommene Punkte	Anzahl gefundene Nachweise
EJ Pichlhof	195	40
EJ Zirbitzalm	30	1
KGJ Jakobsberg	39	0
EJ Kulmeralpe	19	0
GJ Kulm am Zirbitz	17	0
GJ St. Blasen	55	4
EJ Grasser	74	16
GJ Dürnstein	25	2
Summe	454	63

Von den insgesamt 63 gefundenen Nachweisen konnten 22 Hahnen und 38 Hennen zugeordnet werden. An 2 Fundstellen wurden sowohl Hahnen- als auch Hennennachweise gefunden und 1 Nachweis konnte keinem Geschlecht zugeordnet werden (siehe Abb. 12).

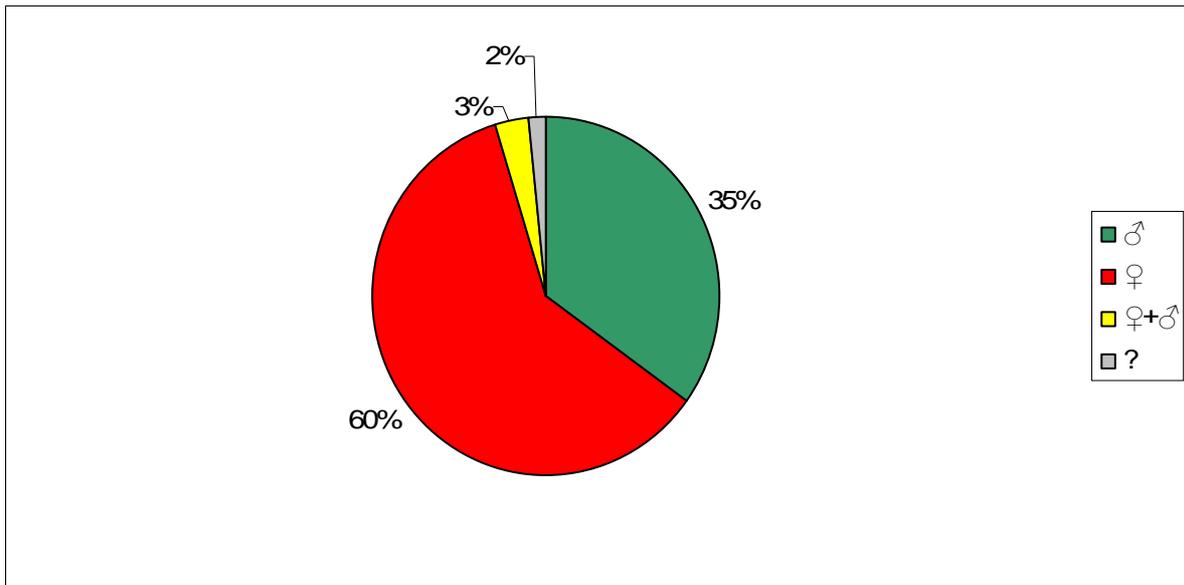


Abb. 12: Geschlechtsspezifische Verteilung der Nachweise

Im Sommer wurden 33 der gefundenen Nachweise hinterlassen, 27 im Winter und an 3 Stellen konnten Sommer- und Winternachweise festgestellt werden (siehe Abb. 13).

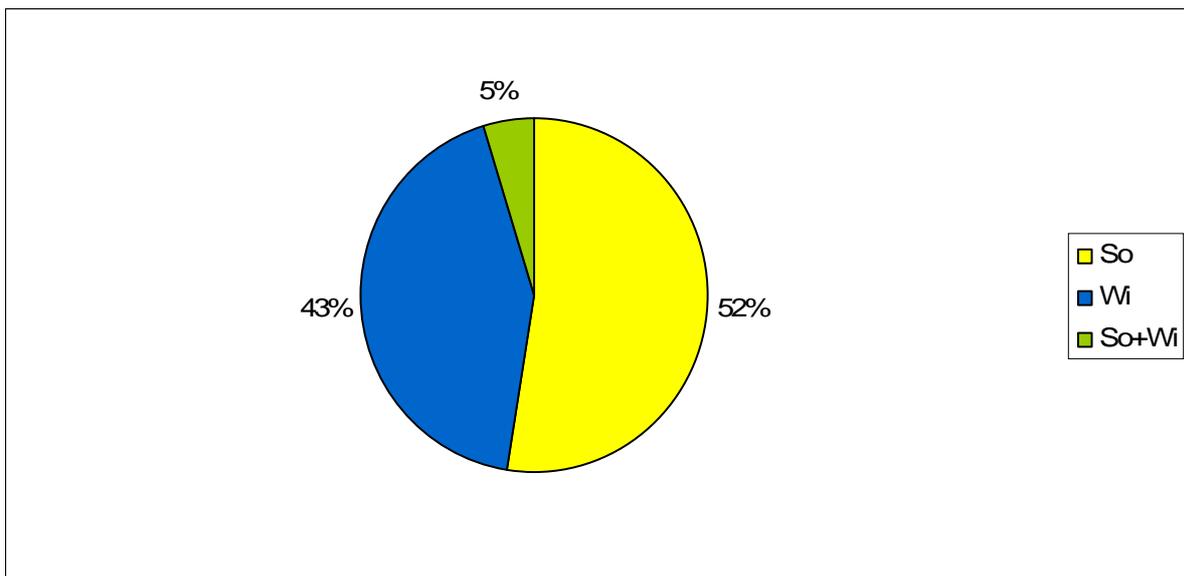


Abb. 13: Jahreszeitliche Verteilung der Nachweise

6.2.1. Einzelvariablen

Zuerst wurden sämtliche Einzelvariablen analysiert. Wie im Kapitel „Material und Methoden“ bzw. in Anhang 2 dargestellt, wurde eine Reihe potentiell bedeutsamer Variablen erhoben, im Folgenden werden nur jene Variablen näher beleuchtet, bei denen sich Hinweise auf eine unterschiedliche Nutzung durch das Auerwild finden.

Die in Abb. 14 dargestellte Variable Höhe Bodenvegetation fließt in das HSI-Modell ein. Bei der statistischen Auswertung konnten keine signifikanten Häufigkeitsunterschiede innerhalb der drei Höhenklassen und der renormierten Verteilung von Präsenz- und Absenz-Punkten festgestellt werden ($\chi^2 = 0,997$, $df = 2$, $p = 0,607$).

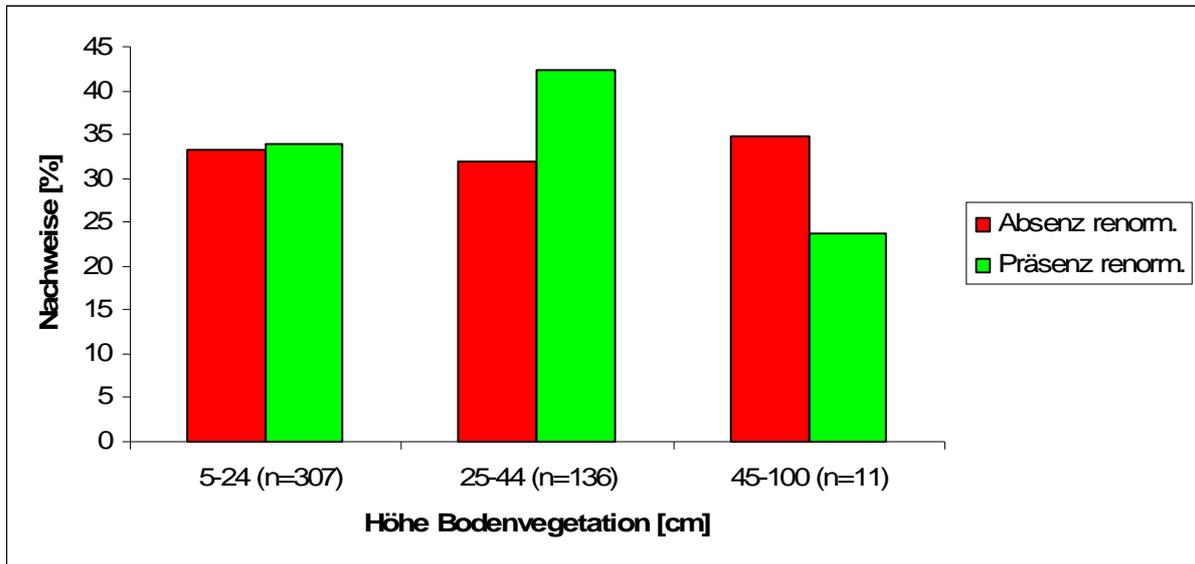


Abb. 14: Renormierte Häufigkeitsverteilung der Stichprobenpunkte mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Auerhuhnnachweisen auf die Höhenklassen der Bodenvegetation

Der χ^2 -Test für den Deckungsgrad der Verjüngung ergab einen p-Wert von 0,316 ($\chi^2 = 2,304$, $df = 2$), somit bestehen keine signifikanten Häufigkeitsunterschiede zwischen den Deckungsgraden der Verjüngung und den renormierten Nachweisen (siehe Abb. 15). Diese Variable wird ebenso in das HSI-Modell miteinbezogen.

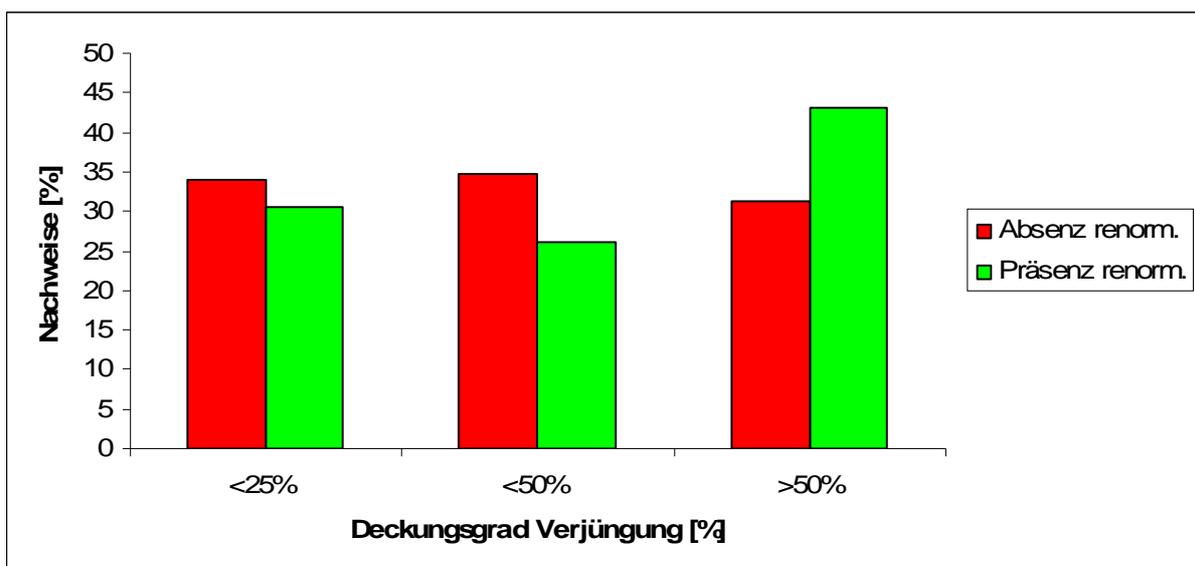


Abb. 15: Renormierte Häufigkeitsverteilung der Stichprobenpunkte mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Auerhuhnnachweisen auf die unterschiedlichen Deckungsgrade der Verjüngung unter Schirm

In Abbildung 16 kann man erkennen, dass die Anzahl der renormierten Nachweise mit der Zunahme der Heidelbeerdeckung ansteigt. Der p-Wert beträgt 0,011, somit ist ein signifikanter Häufigkeitsunterschied gegeben ($\text{Chi}^2 = 11,239$, $\text{df} = 3$).

Die Abweichungsmaße zeigen, dass in der Deckungskategorie 0-10 % signifikant weniger Nachweise als erwartet gefunden wurden (Abweichungsmaß = 10,148).

Im HSI-Modell nach Storch wird ein Deckungsgrad der Heidelbeere von ≥ 40 % als optimal bewertet.

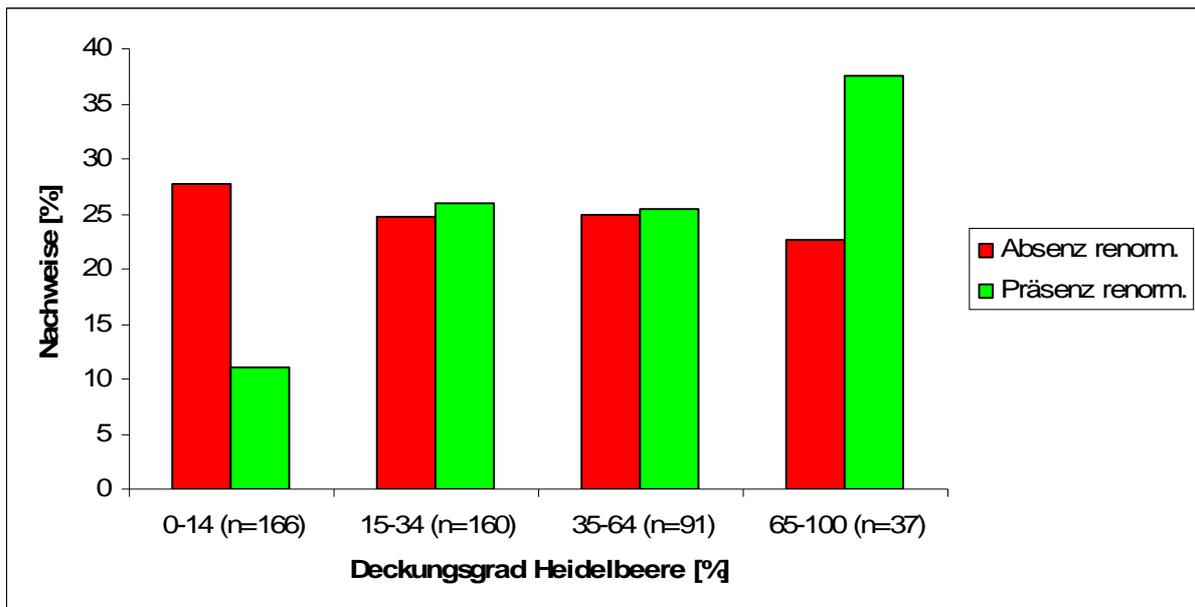


Abb. 16: Renormierte Häufigkeitsverteilung der Stichprobenpunkte mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Auerhuhnnachweisen auf die Deckungsklassen der Heidelbeere

Die Häufigkeit der Auerwildnachweise zeigt in den untersuchten Aufnahmegebieten keinen signifikanten Zusammenhang zwischen dem renormierten Vorkommen und dem Kronenschlussgrad Sommer ($\text{Chi}^2 = 2,311$, $\text{df} = 2$, $p = 0,315$) (siehe Abb. 17). Dennoch wird dieser Parameter im ursprünglichen HSI-Modell berücksichtigt.

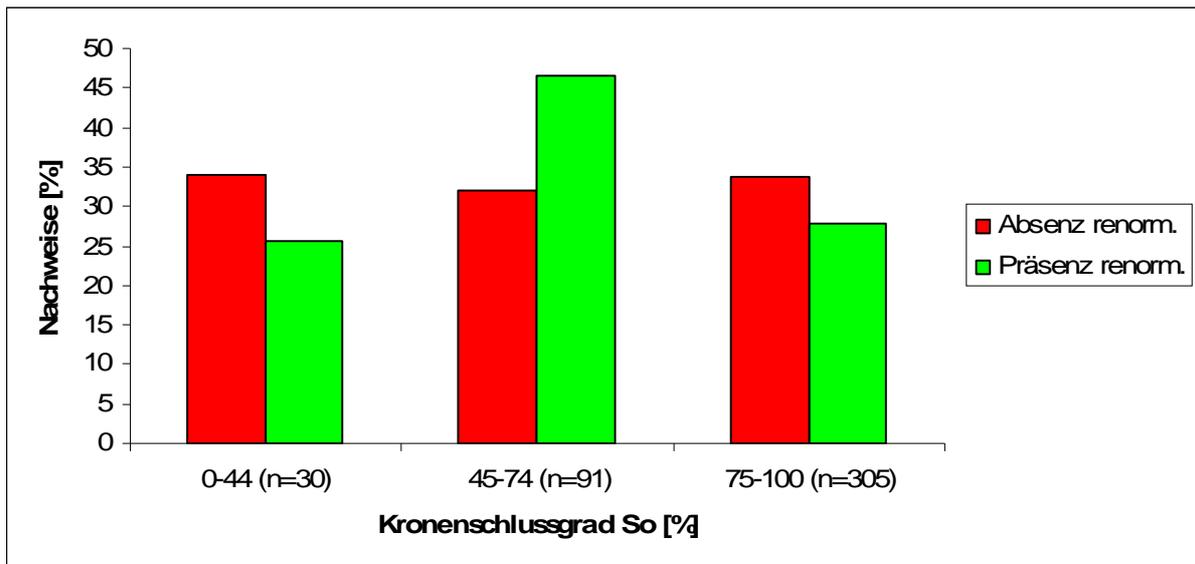


Abb. 17: Renormierte Häufigkeitsverteilung der Stichprobenpunkte mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Auerhuhnnachweisen auf die Kronenschlussgrade im Sommer

Die Anzahl der aufgefundenen Winternachweise nimmt ab einem Kronenschlussgrad von 80% deutlich ab (siehe Abb. 18). Bei der statistischen Überprüfung mittels Chi²-Test konnte ein hochsignifikanter Häufigkeitsunterschied ($p = 0,000$, $\text{Chi}^2 = 17,259$, $\text{df} = 2$) zwischen den renormierten Präsenz/Absenz Daten und den einzelnen Kategorien festgestellt werden.

In der Kategorie 50-70 % (Abweichungsmaß = 4,52) konnten signifikant mehr Nachweise und in der Kategorie 80-100 % (Abweichungsmaß = 9) konnten signifikant weniger Nachweise als erwartet vorgefunden werden.

Laut Storch (1999b) liegen die optimalen Werte im Winter bei 60% (im Sommer bei 50 %).

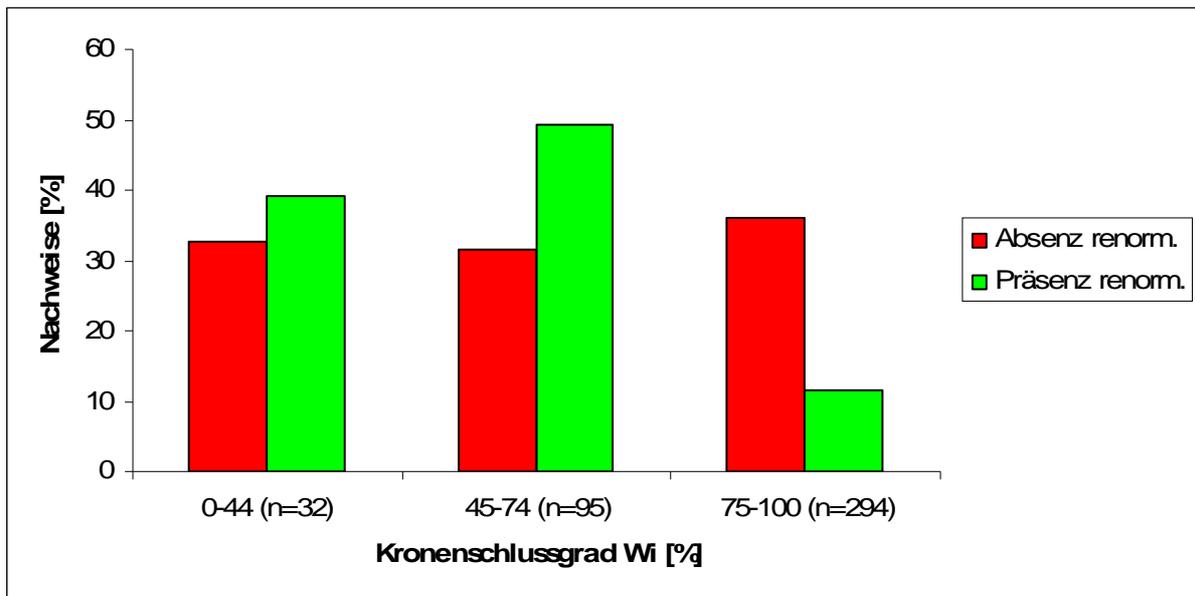


Abb. 18: Renormierte Häufigkeitsverteilung der Stichprobenpunkte mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Auerhuhnnachweisen auf die Kronenschlussgrade im Winter

Die in Abbildung 19 dargestellten Sukzessionsstadien fließen in das Habitatmodell ein. Der Chi²-Test ergab einen p-Wert von 0,051 ($\text{Chi}^2 = 5,969$, $\text{df} = 2$), es besteht somit kein signifikanter Häufigkeitsunterschied zwischen den renormierten Nachweisen und den Phasen der Sukzession.

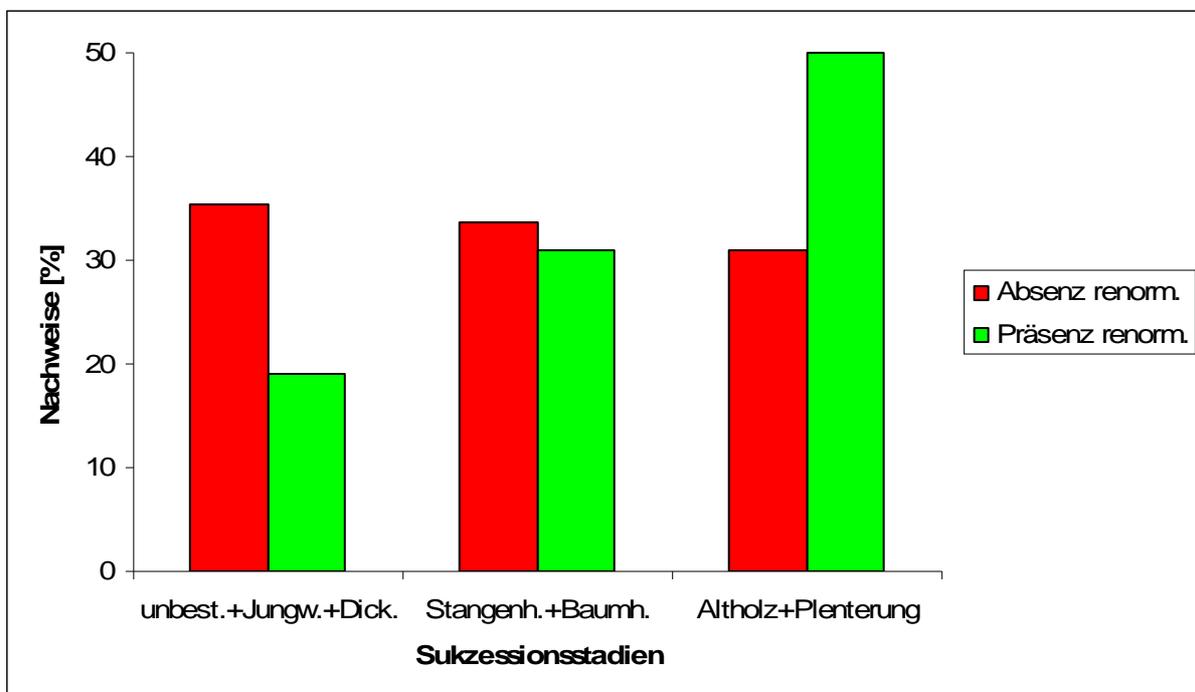


Abb. 19: Renormierte Häufigkeitsverteilung der Stichprobenpunkte mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Auerhuhnnachweisen auf die Sukzessionsstadien

Der Chi²-Test ergab, dass es einen signifikanten Häufigkeitsunterschied zwischen der Hangneigung und den renormierten Nachweisen und Nicht-Nachweisen gibt ($p = 0,030$, $\text{Chi}^2 = 8,914$, $\text{df} = 3$) (Abb. 20). Die Nachweise wurden eher in den mäßig geneigten Lagen gefunden, ab einer Hangneigung $>36^\circ$ konnten nur noch selten Nachweise gefunden werden ($n = 2$).

Das Abweichungsmaß in der Kategorie $>36^\circ$ lag bei 20,897, d.h. es gibt in dieser Klasse signifikant weniger Nachweise als erwartet.

Laut Storch (1999b) ist eine Hangneigung bis 25° optimal, aber auch $>45^\circ$ wird noch ein Wert von 0,4 zugeordnet, die Hangneigung ist somit kein limitierender Faktor.

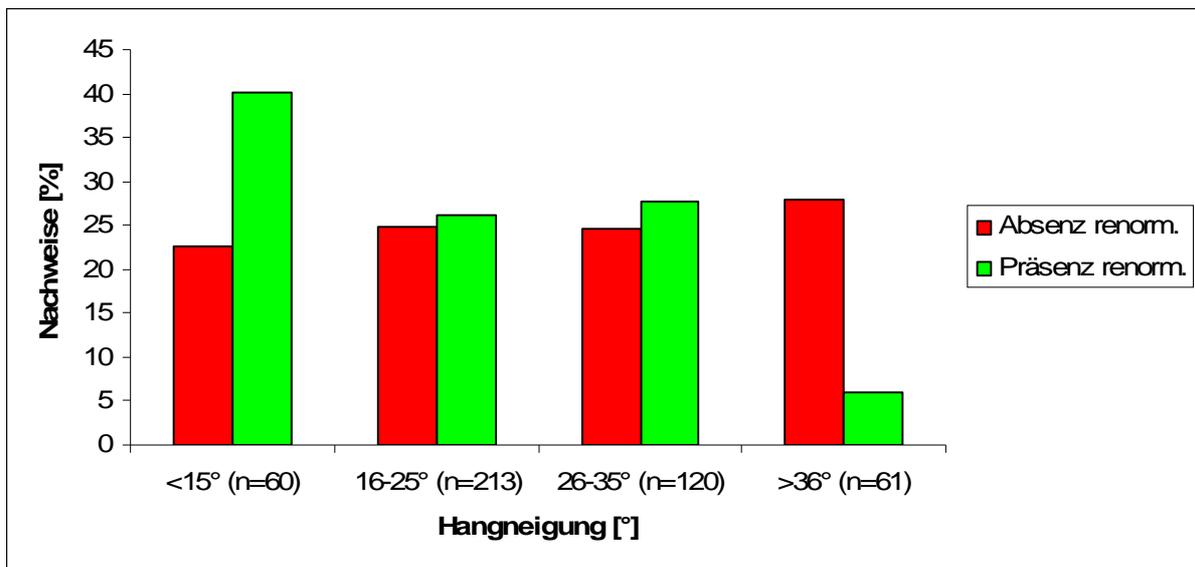


Abb. 20: Renormierte Häufigkeitsverteilung der Stichprobenpunkte mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Auerhuhnnachweisen auf die Hangneigungsklassen

Abbildung 21 zeigt das Ameisenvorkommen in den untersuchten Gebieten im Vergleich zu den Auerwild-Nachweisen. Der durchgeführte Exakte Test nach Fisher ergab einen p-Wert von 1,000, es besteht also kein signifikanter Zusammenhang.

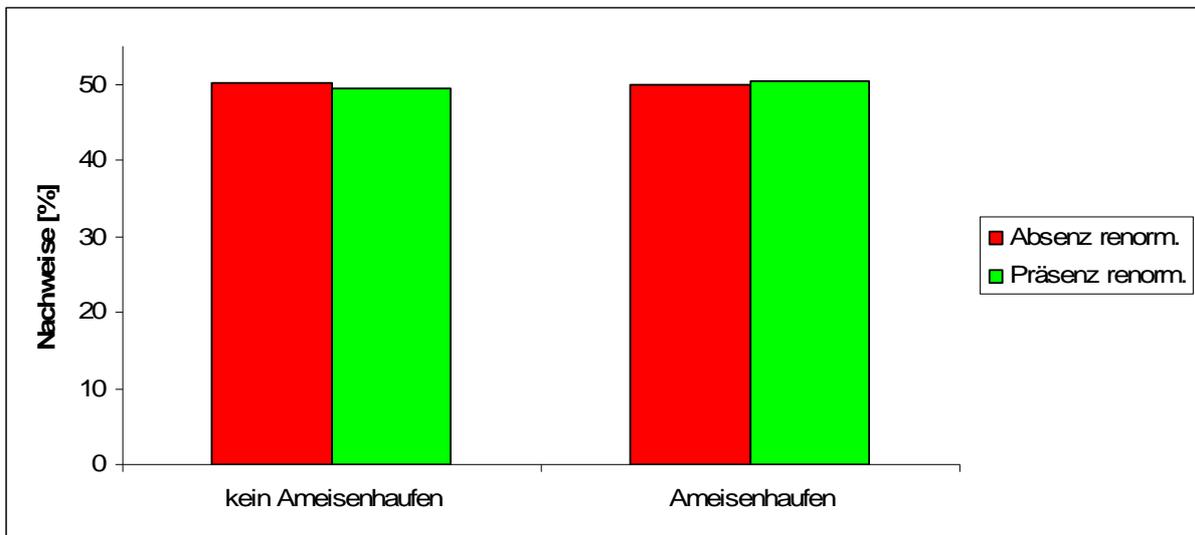


Abb. 21: Renormierte Häufigkeitsverteilung der Stichprobenpunkte mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Auerhuhnnachweisen in Abhängigkeit von Ameisenvorkommen

Wie in Abb. 22 ersichtlich ist, hielt sich Auerwild lieber in Bereichen mit vorhandener Verjüngung auf, weil diese eine gute Deckung bieten. Ob dort nur Nadelholz oder eine Mischung aus Laub- und Nadelholz vorkommen, scheint nicht so wichtig zu sein. Der Chi²-Test ergab mit einem p-Wert von 0,028 einen signifikanten Häufigkeitsunterschied ($\text{Chi}^2 = 7,176$, $\text{df} = 2$).

Die Abweichungsmaße zeigen, dass bei Fehlen einer Verjüngung signifikant weniger Nachweise vorhanden waren als erwartet.

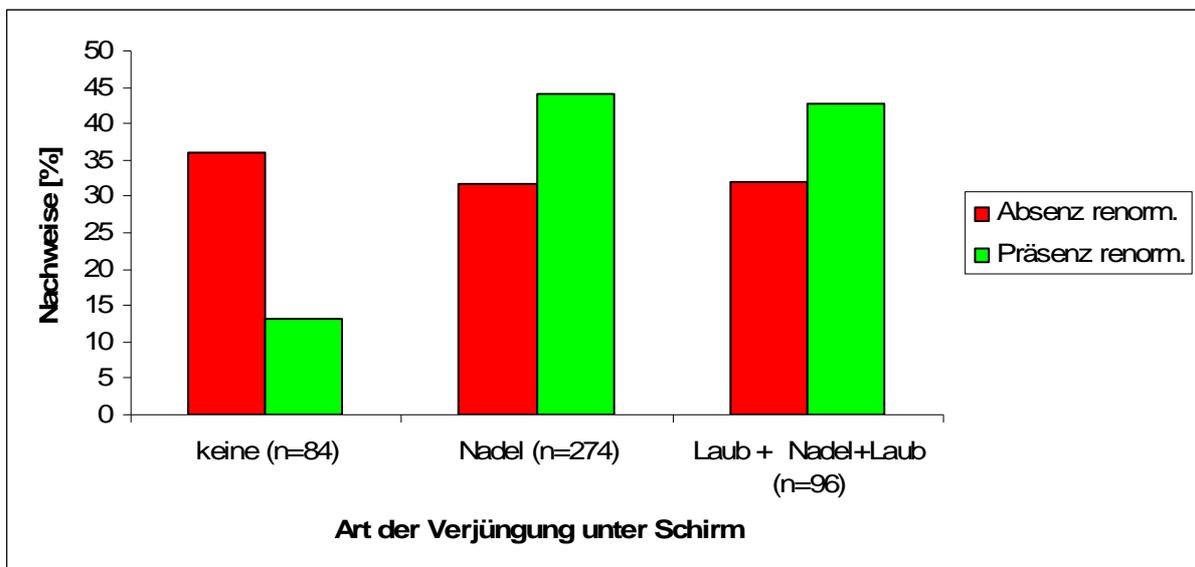


Abb. 22: Renormierte Häufigkeitsverteilung der Stichprobenpunkte mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Auerhuhnnachweisen in Abhängigkeit der Verjüngungsart unter Schirm

Die Untersuchungen zeigten, dass ein gewisser Bodendeckungsanteil an Totholz von Auerwild sehr gerne angenommen wird. Bis zu einem Anteil von 30 % konnten die meisten Nachweise gefunden werden (siehe Abb. 23).

Bei der Berechnung des Chi²-Tests ergab sich ein signifikanter Häufigkeitsunterschied zwischen dem Totholzanteil und den renormierten Nachweisen (Chi² = 14,003, df = 3, p = 0,003). Die Abweichungsmaße betragen in der Klasse 0 % 4,157, in der Klasse 50-90 % 21,991, somit besteht in beiden Kategorien ein signifikanter Unterschied zwischen tatsächlichen und erwarteten Nachweisen.

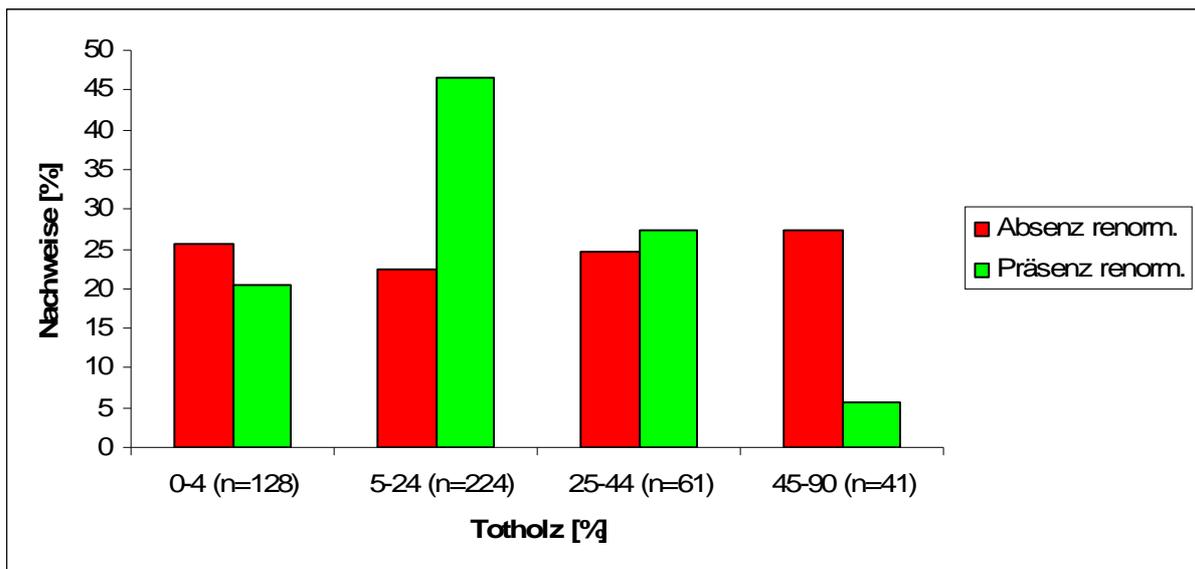


Abb. 23: Renormierte Häufigkeitsverteilung der Stichprobenpunkte mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Auerhuhnnachweisen in Abhängigkeit auf die Klassen des Totholzanteils

In Abb. 24 ist die geschätzte Habitatgüte dargestellt, hier kann man erkennen, dass die Anzahl der renormierten Nachweise mit der Habitatgüte anstieg (Chi² = 37,658, df = 2, p = 0,000).

Mit diesem Diagramm kann man belegen, dass die eigene qualitative Einstufung der Auerwildlebensräume aussagekräftig ist. Die zusätzlichen genauen Kartierungen einzelner Habitatvariablen sind darüber hinaus notwendig, um herauszufinden welche Faktoren für eine Eignung entscheidend sind und über ein waldbauliches Habitatmanagement verändert werden könnten.

In der Kategorie „mittlere geschätzte Habitatgüte“, konnten signifikant mehr Nachweise gefunden werden als erwartet (Abweichungsmaß = 6,26) und in der Kategorie „schlecht+sehr schlecht“ konnten signifikant weniger Nachweise als erwartet gefunden werden (Abweichungsmaß = 28,43).

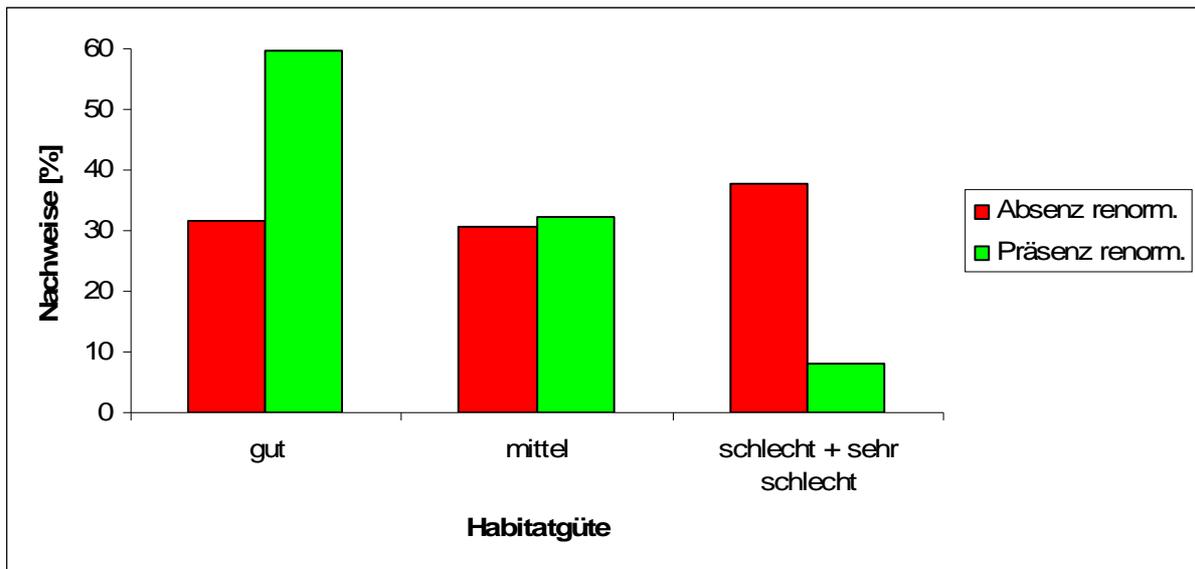


Abb. 24: Geschätzte Habitatgüte der untersuchten Gebiete

Ohne Veränderungen würden sich die Habitate in den nächsten 10 Jahren großteils negativ entwickeln, siehe Abb. 25. Mittels Chi²-Test konnte ein signifikanter Häufigkeitsunterschied festgestellt werden (Chi² = 11,197, df = 2, p = 0,004).

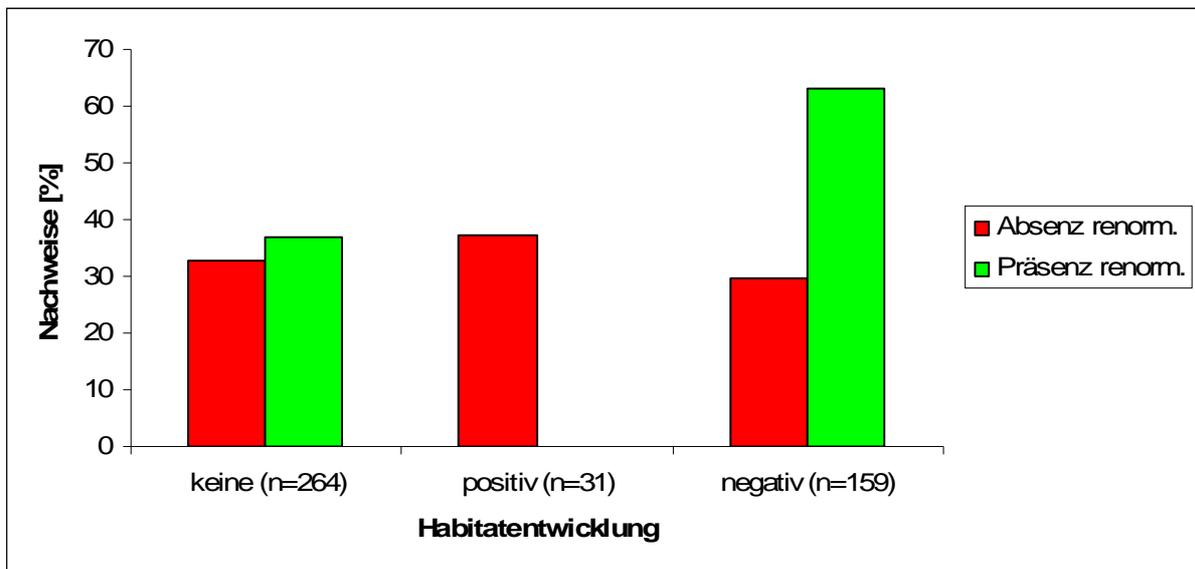


Abb. 25: Geschätzte Habitatentwicklung in den untersuchten Gebieten ohne waldbauliche Eingriffe

6.2.2. Modelle

6.2.2.1. Verifizierung des HSI-Modells von Storch

Neben der Auswertung der Einzelvariablen, wurde das Modell von Storch (1999b) auf seine Anwendbarkeit in den vorliegenden Untersuchungsgebieten geprüft.

Die grafische Überprüfung des Sommer-HSI-Modells von Storch ergab ein plausibles Bild, mit ansteigender Habitatgüte lt. Storch'schem Originalmodell stiegen auch die renormierten Anteile von Stichprobenpunkten mit Auerhuhnnachweisen. Auch bei der Überprüfung mittels Kontingenzanalyse ($\chi^2 = 17,986$, $df = 4$, $p = 0,001$), sowie bei der Überprüfung der Korrelation der Lebensraumeignung mit der renormierten Fundrate (Kendall-Tau-b: $p = 0,000$) ergaben sich signifikante Werte. Die Erwartung, dass mit zunehmender Lebensraumeignung die Fundrate am höchsten ist, wurde damit bestätigt.

Das Sommermodell von Storch erweist somit für die vorliegenden Reviere seine Gültigkeit (siehe Abb. 26).

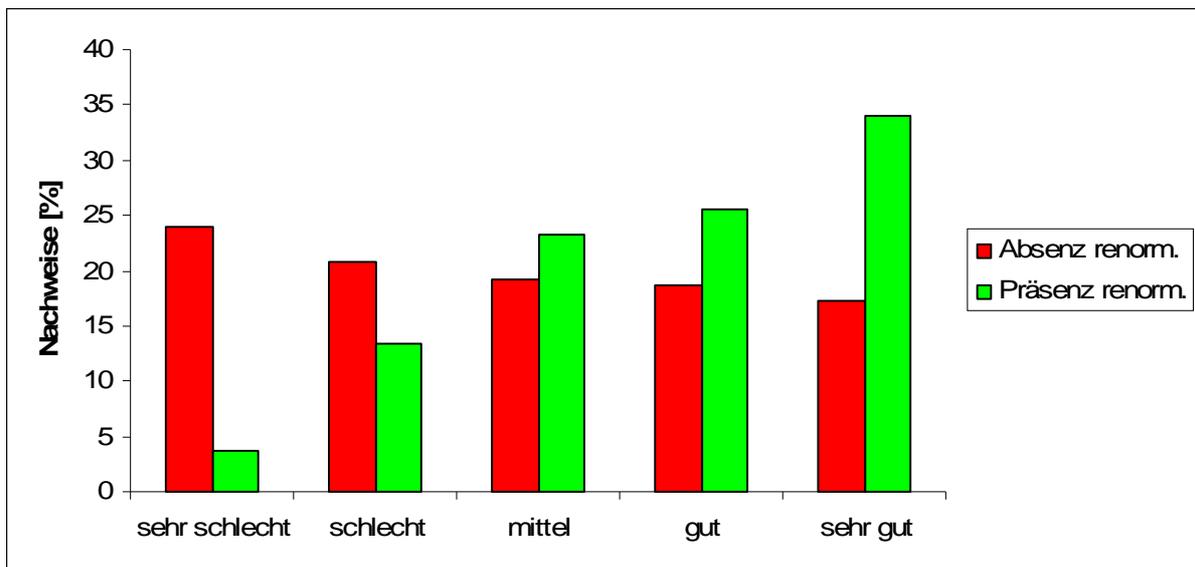


Abb. 26: HSI-Sommer-Modell nach Storch

Für das Wintermodell von Storch konnte kein signifikant positiver Zusammenhang zwischen der Lebensraumeignung und der Fundrate festgestellt werden (Kendall-Tau-b: $p = 0,142$). Das Wintermodell hat somit Anpassungsbedarf für die vorliegenden Untersuchungsgebiete (siehe Abb. 27).

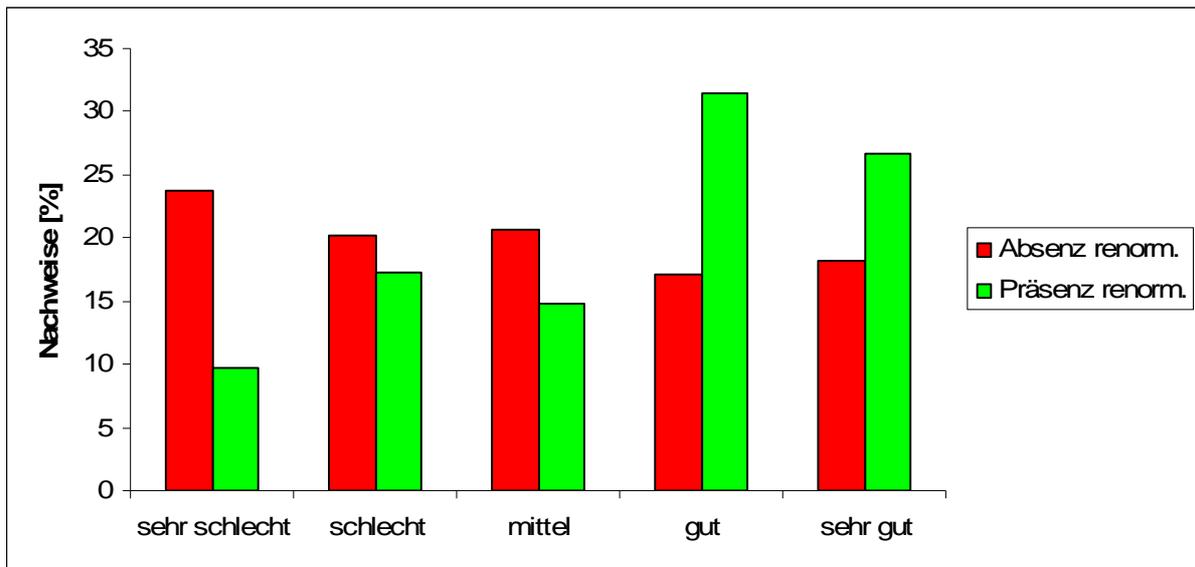


Abb. 27: HSI-Winter-Modell nach Storch

Auf Grund der Tatsache, dass Hennen stärker auf die Wintereignung reagieren, als Hahnen, wurde die Lebensraumeignung Winter für die Hennen nochmals separiert untersucht. Dabei ergab der Test nach Kendall-Tau-b ebenfalls einen p-Wert von 0,142. Somit besteht auch aus Sicht der Hennen für das Wintermodell von Storch keine lokale Anwendbarkeit (siehe Abb. 28).

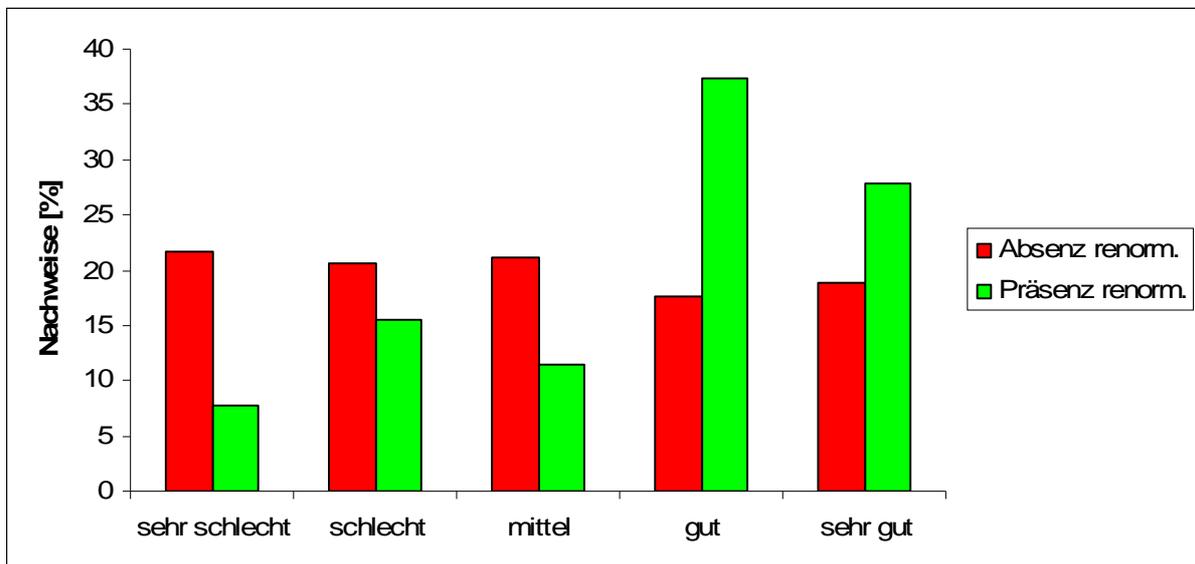


Abb. 28: HSI-Winter-Modell nach Storch (nur Hennennachweise)

Für die Verifizierung des Jahresmodells von Storch, wurde die Korrelation zwischen der ganzjährigen Lebensraumeignung und der Fundrate mittels Kendall-Tau-b berechnet. Mit dem Ergebnis, dass das Jahresmodell ($p = 0,142$), ebenso wie das Wintermodell keine zufriede-

denstellende Prognosegüte liefert. Das Modell muss also angepasst werden, um lokal Aussagen treffen zu können (siehe Abb. 29).

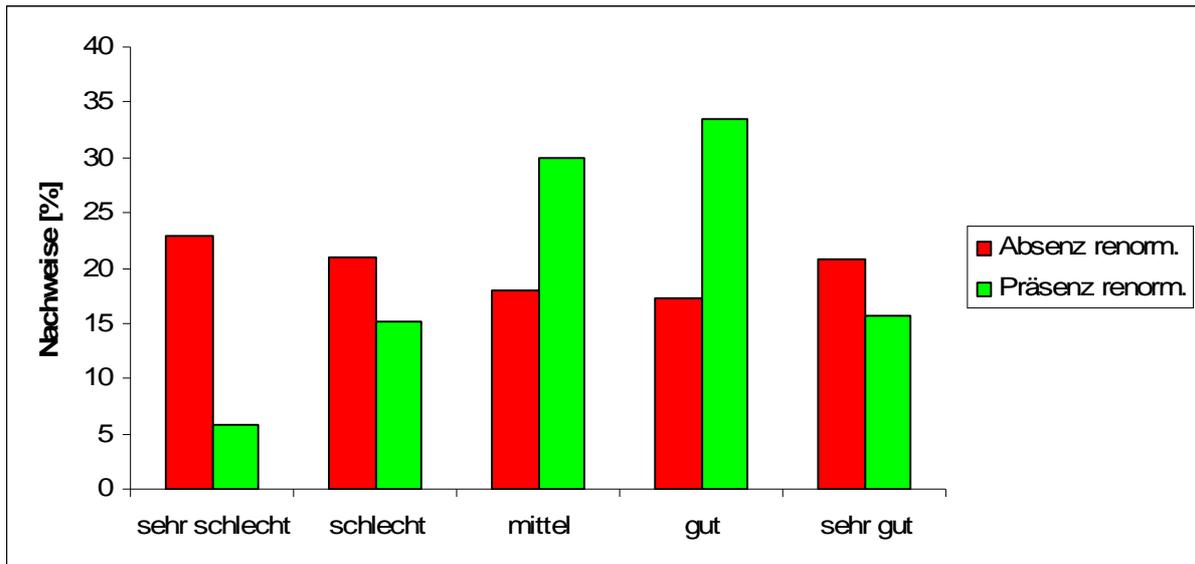


Abb. 29: HSI-Jahres-Modell nach Storch

6.2.2.2. Adaptierung des HSI-Modells von Storch

Um ein lokal geeignetes Winter- und Jahresmodell zu erhalten, wurde das bestehende HSI-Modell von Storch teilweise abgeändert. Die Formeln an sich blieben unverändert, es wurden nur die SI-Werte mancher Variablen angesichts der Einzelanalysen (s.o.) ersetzt und an die entsprechenden Gegebenheiten angepasst.

Als erstes wurden die SI-Werte für den Kronenschlussgrad Winter verändert. Storch verwendete zwei unterschiedliche Werte, einmal einen Wert für Bestände ohne Lücken und einen Wert für Bestände mit Lücken. Auf Grund der Tatsache, dass bei den Erhebungen nur ein einziger Nachweis in Kombination mit einer Lücke vorgefunden werden konnte, wurde nur noch ein Wert verwendet. Der Wert in der Kategorie 0-20 % wurde von 0 auf 0,1 erhöht, weil auch bei sehr geringen Kronenschlussgraden vereinzelt Nachweise gegeben waren. Ebenso wurde der Wert in der Kategorie 70 % von 0,8 auf 1 erhöht, weil in diesem Bereich die meisten Nachweise zu finden waren (siehe Tab. 14).

Tab. 14: Adaptierte SI-Werte Kronenschlussgrad Winter

Kronenschlussgrad	SI-Wert (Storch)		SI-Wert (Stock)
	Ohne Lücke	Mit Lücke	adaptiert
0-20 %	0	0	0,1
30 %	0,4	0,4	0,4
40 %	0,8	0,8	0,8
50-60 %	1	1	1
70 %	0,8	0,8	1
80 %	0,4	0,6	0,6
90 %	0,2	0,4	0,4
100 %	0	0,1	0

Als nächstes wurden die SI-Werte der Sukzessionsstadien verändert (siehe Tab. 15). Die Kategorien Dickung und Jungwuchs wurden von 0,5 auf 0,3 bzw. von 0,4 auf 0,2 gesenkt, des weiteren wurde der Wert in der Kategorie Stangenholz von 1 auf 0,5 reduziert, weil vor Ort in allen drei Kategorien nur vereinzelt Nachweise gefunden werden konnten.

Tab. 15: Adaptierte SI-Werte Sukzessionsstadium

Sukzessionsstadium	SI-Wert (Storch)	SI-Wert (Stock)
Jungwuchs	0,5	0,3
Dickung	0,4	0,2
Stangenholz	1	0,5
Baumholz	1	1
Altholz	1	1
Plenterwald	1	1
Unbestockt (Blöße)	0,2	0,2

Die SI-Werte der Bestandestypen wurden ebenso verändert (siehe Tab. 16). In den Untersuchungsgebieten kommen vorwiegend Fichten-Lärchen Wälder vor, aus diesem Grund wurde der Wert für Fi 10/10 von 0,8 auf 1 erhöht. Ebenso wurden alle übrigen Werte um 0,2 erhöht.

Tab. 16: Adaptierte SI-Werte Bestandestyp

Bestandestyp	SI-Wert (Storch)	SI-Wert (Stock)
Fi und Ta Ta und Fi	1	1
Fi 10/10 Fi \geq 5 und Ndh \leq 5	0,8	1
Fi $>$ 5 und L \ddot{a} +Lbh $<$ 5	0,6	0,8
Fi=5 und L \ddot{a} +Lbh=5 Lbh=5 und Ndh=5	0,4	0,6
L \ddot{a} $>$ 5 und Fi $<$ 5 Lbh $>$ 5 und Fi+Ndh $<$ 5 L \ddot{a} +Lbh $>$ 5 und Fi $<$ 5	0,2	0,4
L \ddot{a} 10/10 Lbh 10/10 L \ddot{a} =5 und Lbh=5 L \ddot{a} $>$ 5 und Lbh+Ndh $<$ 5 unbestockt	0	0,2

6.2.2.3. Verifizierung des adaptierten HSI-Modells

Insgesamt wurden 7 neue Modellvarianten entwickelt und diese dann auf Signifikanz geprüft, und das am besten geeignete schließlich als Endmodell verwendet (siehe Tab. 17).

Tab. 17: Auflistung der unterschiedlichen Modellvarianten (färbige Schraffur: Endmodell)

Modellvariante	Veränderte Habitatvariable	Wintermodell		Jahresmodell	
		Kendalls Tau-b	Sig.	Kendalls Tau-b	Sig.
Variante 1	Kronenschl. Wi.	1,000	-	0,600	0,142
Variante 2	Sukzessionsst.	0,800	0,050	0,600	0,142
Variante 3	1+2	1,000	-	0,600	0,142
Variante 4	Bestandestyp	0,800	0,050	0,400	0,327
Variante 5	3+4	0,800	0,050	0,600	0,142
Variante 6	1+4	0,800	0,050	0,800	0,050
Variante 7	2+4	1,000	-	0,400	0,327

Wie in den Abbildungen 30 und 31 zu sehen ist, konnte bei Variante 6 (Veränderung von Kronenschlussgrad Winter und Bestandestyp) sowohl für das Winter- als auch für das Jahresmodell ein Zusammenhang zwischen der Lebensraumeignung und der Fundrate festgestellt werden ($p = 0,05$). Diese Modellvariante ersetzt somit das Winter- und Jahresmodell von Storch.

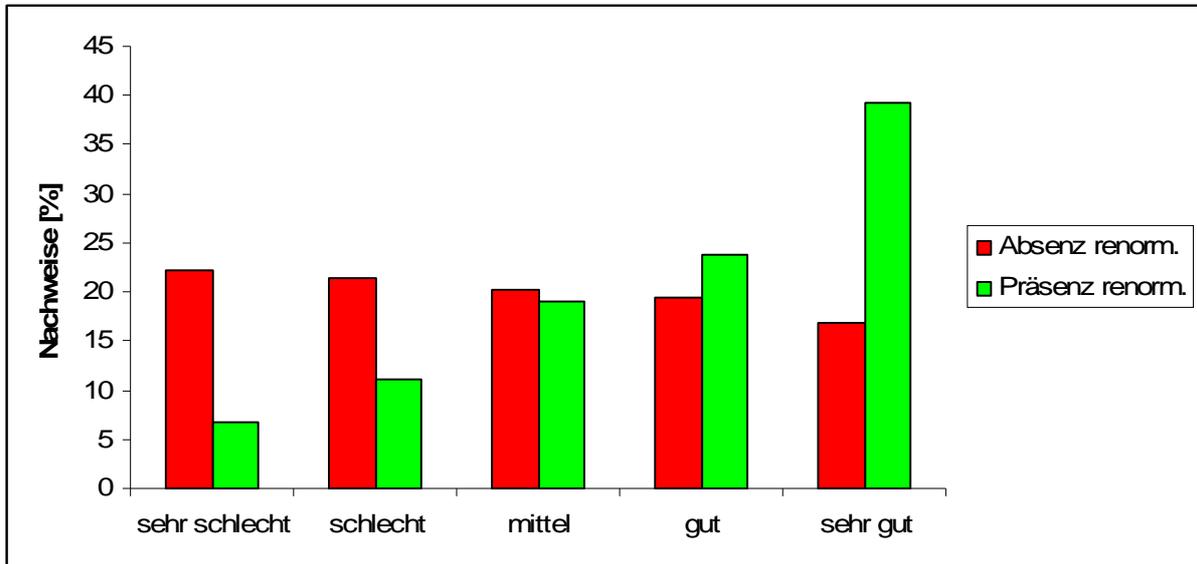


Abb. 30: Modellvariante 6 Winter nach Stock, Veränderung von Kronenschlussgrad Winter und Bestandestyp

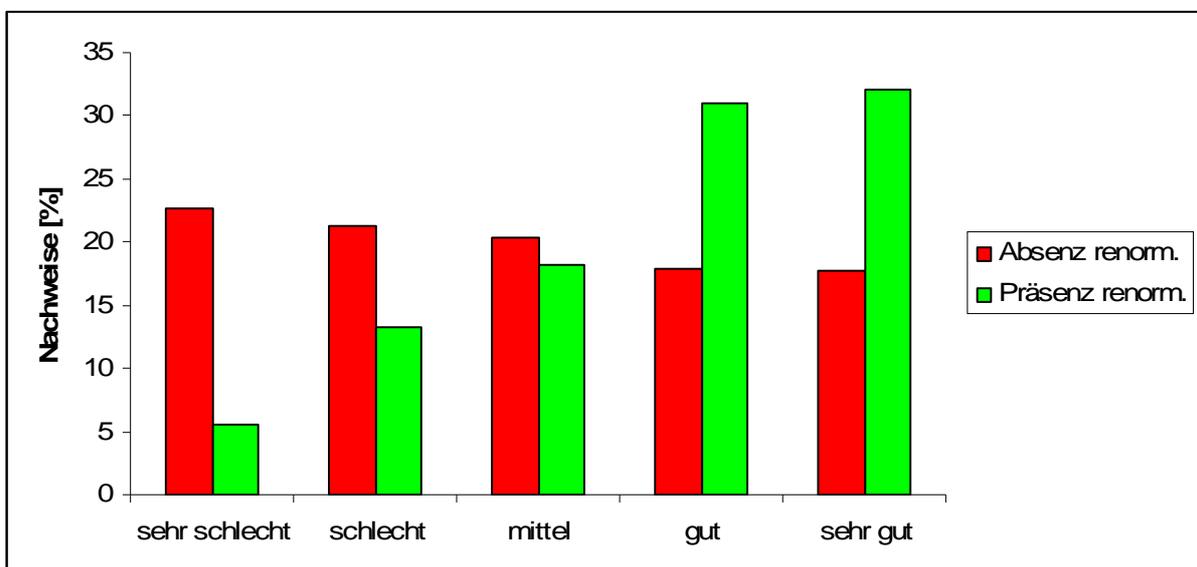


Abb. 31: Modellvariante 6 Jahr nach Stock, Veränderung von Kronenschlussgrad Winter und Bestandestyp

6.2.2.4. Auswertung des HSI-Modells

Bei der Auswertung der Lebensraumeignung für den Sommer ergaben sich für 9 % (n = 43) eine sehr gute Eignung, 17 % (n = 78) sind gut und 28 % (n = 126) mittel geeignet, 29 % (n = 130) hingegen sind schlecht und 17 % (n = 77) sehr schlecht geeignet (siehe Abb. 32).

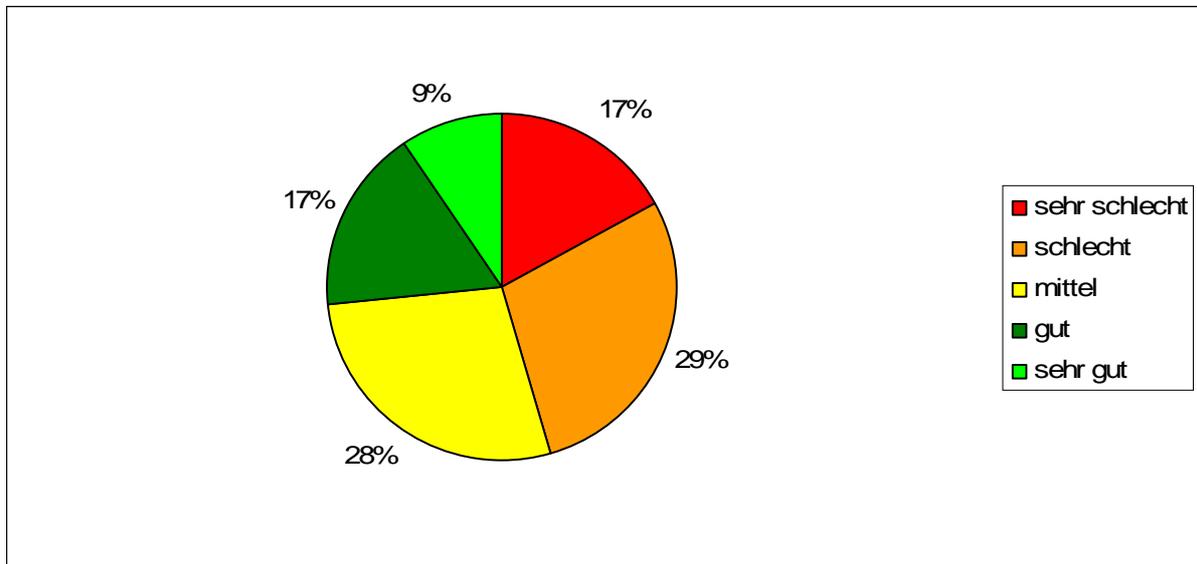


Abb. 32: Habitateignung im Sommer nach Storch

Berechnungen für das angepasste Wintermodell von Stock ergaben, dass 20 % (n = 91) sehr gut, 15 % (n = 69) gut und 28 % (n = 124) mittel geeignet sind. 14 % (n = 65) sind jedoch nur schlecht und 23 % (n = 105) sehr schlecht geeignet (siehe Abb. 33).

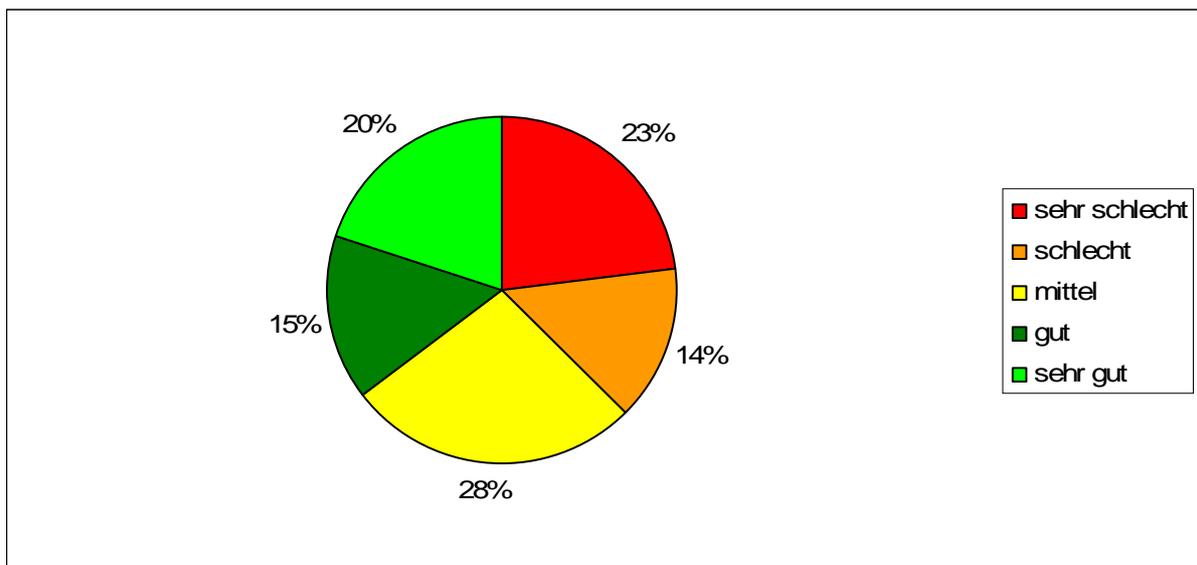


Abb. 33: Habitateignung im Winter nach Stock, angepasst an lokale Gegebenheiten

Betrachtet man die Ganzjahreseignung von Stock in Abb. 34, stellt man fest, dass 11 % (n = 49) sehr gut, 16 % (n = 73) gut und 25 % (n = 113) mittel geeignet sind, 23 % (n = 105) sind nur schlecht und 25 % (n = 114) sehr schlecht geeignet.

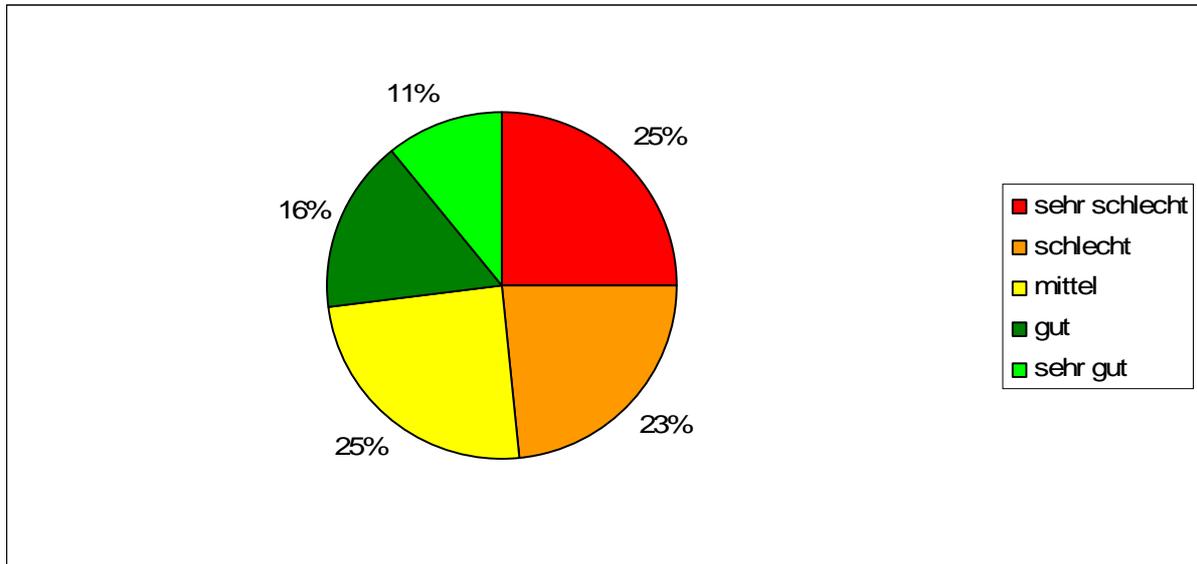


Abb. 34: Jahres-Habitateignung nach Stock, angepasst an lokale Gegebenheiten

6.2.3. Kartografische Darstellung der Habitateignung

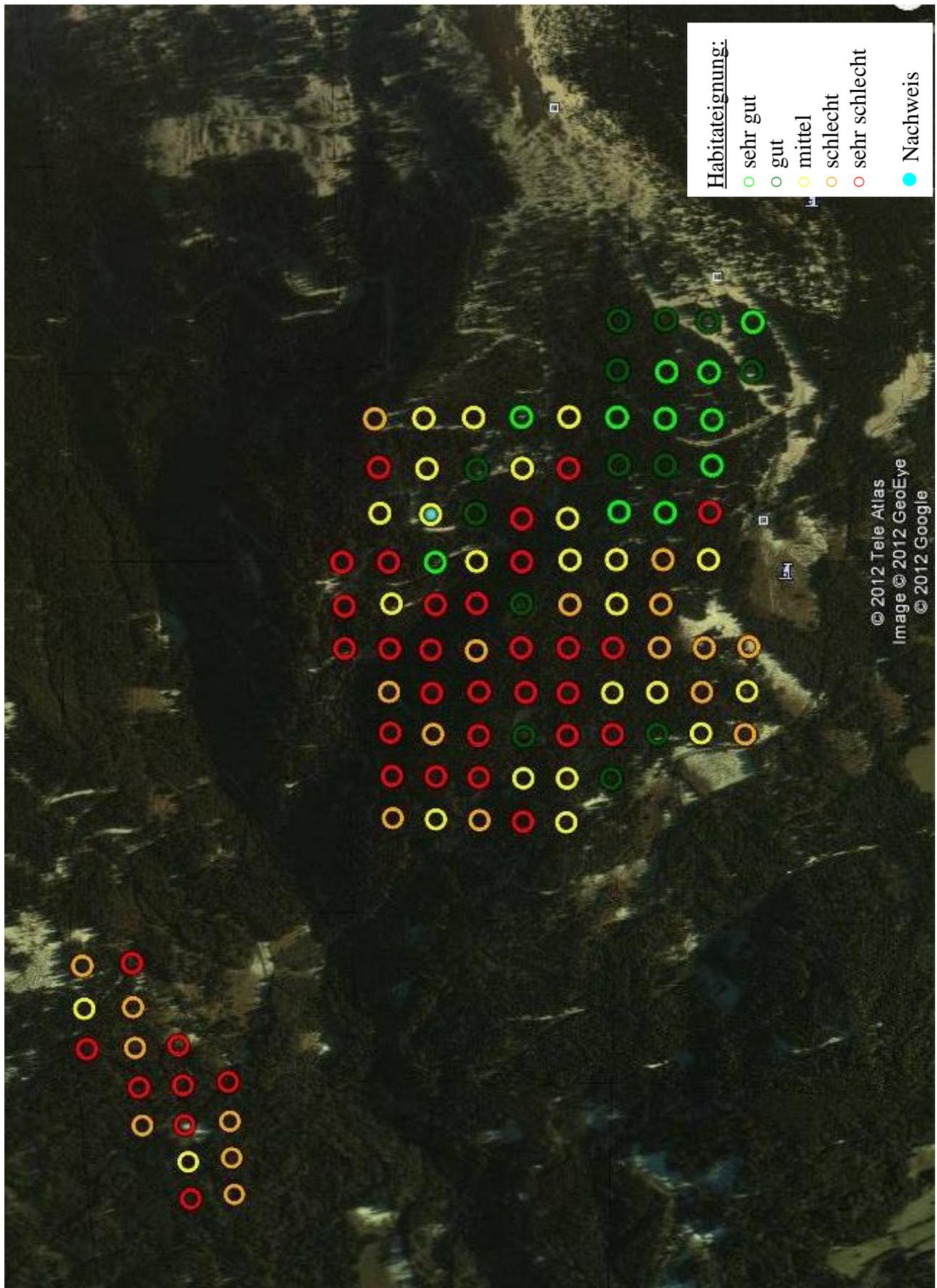


Abb. 35: Ganzjahreseignung lt. adaptiertem HSI-Modell für Auerwild Gebiet Mühlen

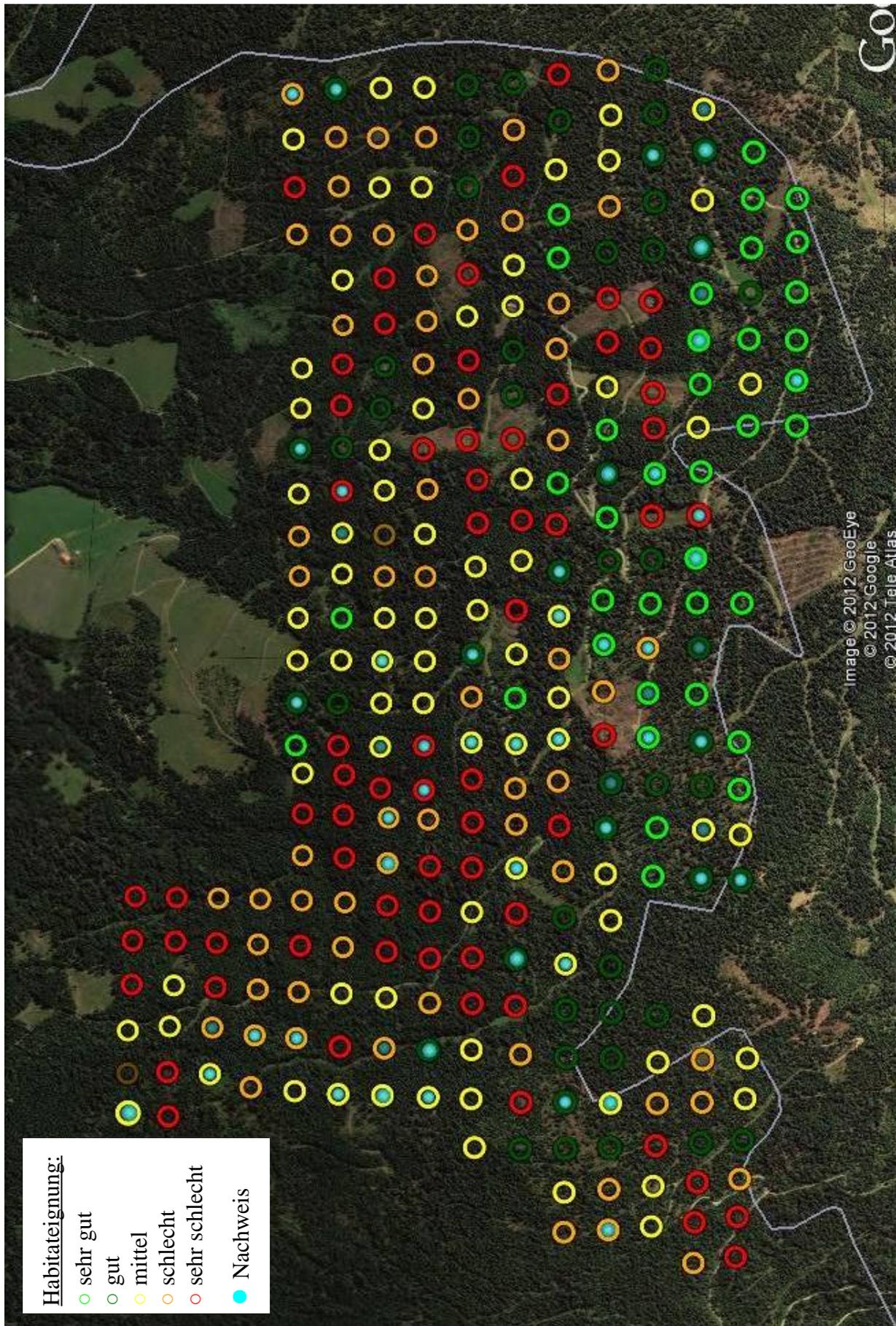


Abb. 36: Ganzjahreseignung lt. adaptiertem HSI-Modell für Auerwild Gebiet St. Veit i. d. G.

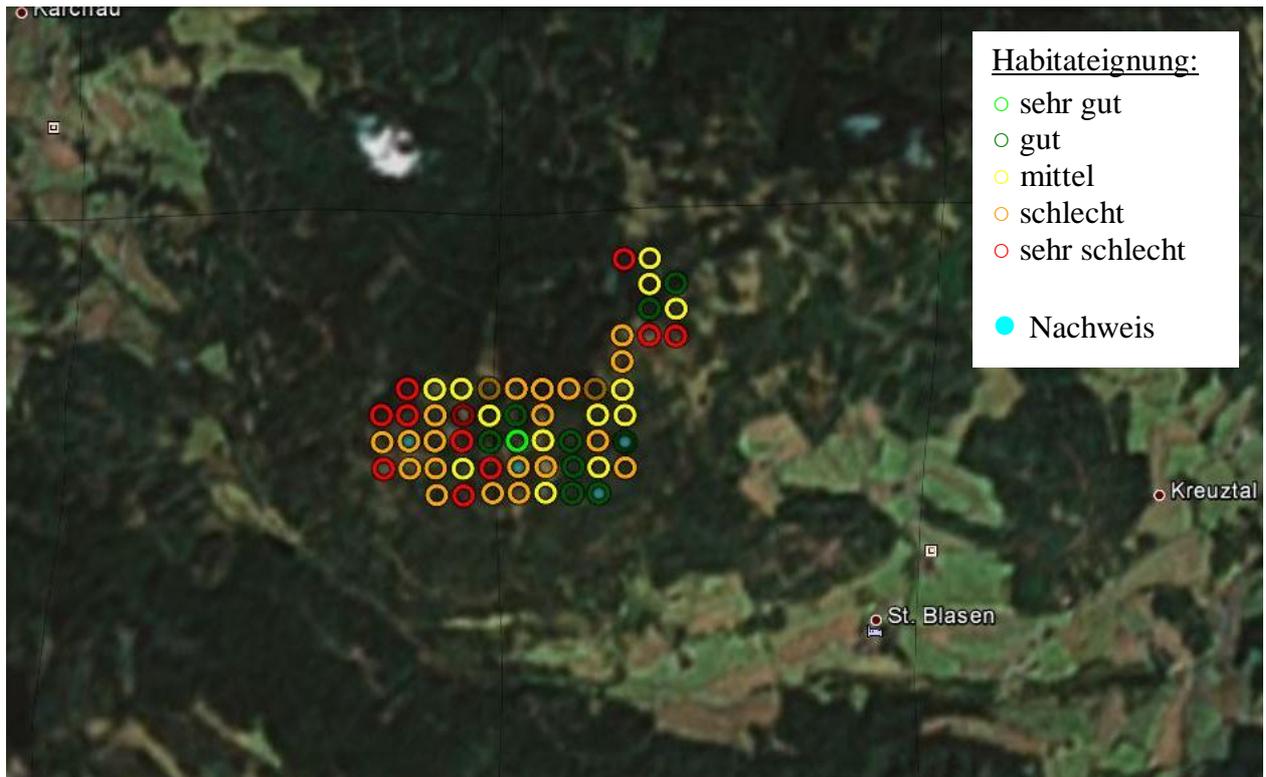


Abb. 37: Ganzjahreseignung lt. adaptiertem HSI-Modell für Auerwild Gebiet St. Blasien

6.2.4. Logistische Regression

Nach einer Prüfung auf Multikollinearität konnte die Variable Zwergsträucher von weiteren Analysen ausgeschlossen werden.

Die Höhe der Bodenvegetation, Weide, Schichtung der Verjüngung unter Schirm, Verteilung der Verjüngung unter Schirm, Art der Verjüngung unter Schirm, Lage sowie die Zusammensetzung der Bodenvegetation konnten auf Grund zu vieler Nullwerte bzw. zu geringer Variation in ihrer Ausprägung im Modell nicht weiter berücksichtigt werden.

Ein unimodaler Zusammenhang konnte für die Eingangsgröße Deckung Heidelbeere festgestellt werden, daher wurde hierfür zusätzlich der quadrierte Term ins Modell inkludiert.

Folgende Interaktionsterme flossen anfangs in das Modell mit ein: Deckung Heidelbeere* Deckung Bodenvegetation, Deckung Heidelbeere* Totholz, Deckung Bodenvegetation* Totholz.

Jene Variablen, bei denen sich der AIC-Wert durch ihre Abwesenheit verringert werden aus dem Modell exkludiert (siehe Tab. 18).

Tab. 18: Werte des Akaike-Information-Criterion (AIC)

	Vollmodell (alle Variablen)
AIC	359,0
AICC	363,7
BIC	486,7

	Modell 8 (Modell 7 – DeckVerj)
AIC	357,9
AICC	360,2
BIC	448,5

	Modell 2 (Vollmodell - HeiDeck*DeckBod)
AIC	357,7
AICC	362,1
BIC	481,2

	Modell 9 (Modell 8 – Kronschl)
AIC	359,7
AICC	361,6
BIC	442,1

	Modell 3 (Modell 2 – HeiD- eck*Toth)
AIC	355,9
AICC	360,0
BIC	475,3

	Modell 10 (Modell 9 – Lä)
AIC	355,9
AICC	357,5
BIC	430,0

	Modell 4 (Modell 3 – DeckBod*Toth)
AIC	355,3
AICC	359,1
BIC	470,6

	Modell 11 (Modell 10 – Lücke)
AIC	353,9
AICC	355,3
BIC	423,9

	Modell 5 (Modell 4 – HeiDeck)
AIC	359,6
AICC	363,2
BIC	470,8

	Modell 12 (Modell 11 – Sukz)
AIC	357,1
AICC	358,1
BIC	418,8

	Modell 6 (Modell 5 – DeckBod)
AIC	358,5
AICC	361,8
BIC	465,6

	Modell 13 (Modell 12 – Neigung)
AIC	361,6
AICC	362,3
BIC	411,1

	Modell 7 (Modell 6 – Toth)
AIC	360,1
AICC	363,1
BIC	463,0

	Modell 14 (Modell 13 – Seeh)
AIC	363,3
AICC	363,8
BIC	404,5

	Modell 15 (Modell 14 – Ameis)
AIC	362,3
AICC	362,7
BIC	395,3

	Modell 17 (Modell 16 – Durchf)
AIC	361,2
AICC	361,4
BIC	385,9

	Modell 16 (Modell 15 – Randl)
AIC	363,0
AICC	363,2
BIC	391,8

	Modell 18 (Modell 17 – HöhVerj)
AIC	365,6
AICC	365,7
BIC	373,9

Nach der Vorauswahl mittels AIC blieben die Variablen Deckung Heidelbeere, Totholz, Kronenschlussgrad, Sukzessionsstadium, Hangneigung, Seehöhe, Randlinien und die Höhe Verjüngung übrig.

Abschließend wurden die nicht signifikanten Variablen schrittweise aus dem Modell entfernt. Am Ende blieben die Variablen Kronenschlussgrad, Seehöhe und Deckung Heidelbeere bestehen, diese Faktoren bilden das Endmodell der logistischen Regression.

Der Omnibus-Test zeigt eine gute Modellanpassung ($p = 0,000$) (siehe Abb. 38).

Omnibus-Test^a

Likelihood- Quotienten- Chi-Quadrat	df	Sig.
23,448	5	,000

Abhängige Variable: NW

Modell: (Konstanter Term), Seeh, HeiDeck, Kronschl

a. Vergleicht das angepasste Modell mit dem Modell mit ausschließlich konstanten Termen.

Tests der Modelleffekte

Quelle	Typ III		
	Wald-Chi- Quadrat	df	Sig.
(Konstanter Term)	33,688	1	,000
Seeh	8,778	2	,012
HeiDeck	6,282	1	,012
Kronschl	9,369	2	,009

Abhängige Variable: NW

Modell: (Konstanter Term), Seeh, HeiDeck, Kronschl

Parameterschätzer

Parameter	B	Standardfehler	95% Wald-Konfidenzintervall		Hypothesentest		
			Minimum	Maximum	Wald-Chi-Quadrat	df	Sig.
(Konstanter Term)	3,056	,3466	2,377	3,735	77,761	1	,000
[Seeh=1]	-,428	,7960	-1,988	1,132	,289	1	,591
[Seeh=2]	-,905	,3062	-1,505	-,305	8,737	1	,003
[Seeh=3]	0 ^a
HeiDeck	-,015	,0061	-,027	-,003	6,282	1	,012
[Kronschl=1]	-,718	,5395	-1,775	,340	1,770	1	,183
[Kronschl=2]	-,957	,3213	-1,587	-,327	8,869	1	,003
[Kronschl=3]	0 ^a
(Skala)	1 ^b

Abhängige Variable: NW

Modell: (Konstanter Term), Seeh, HeiDeck, Kronschl

a. Auf 0 gesetzt, da dieser Parameter redundant ist.

b. Auf den angezeigten Wert festgesetzt.

Abb. 38: Bewertung des logistischen Regressionsmodells

6.3. Prädationsdruck durch Kolkkraben

Bei Durchführung der ganztägigen Beobachtung im Mai wurde kein einziger Kolkkrabe gesichtet, ebenso konnte im Zuge der Erhebungen kein vermehrtes oder auffälliges Kolkkraben-Vorkommen beobachtet werden.

6.4. Störungen durch Tourismus

In jenen Gebieten mit starkem Tourismus (EJ Zirbitzalm und KGJ Jakobsberg) konnte nur 1 Nachweis (von 69 aufgenommenen Punkten) aufgefunden werden.

Eine Überprüfung der Habitateignung zwischen den Vergleichsgebieten mittels Mann-Whitney-U-Test ergab keinen signifikanten Unterschied ($p = 0,453$), d. h., die Habitateignung ist in den unterschiedlichen Untersuchungsgebieten annähernd gleich. Man kann daher davon ausgehen, dass in den Untersuchungsrevieren Gebiete mit keiner bzw. kaum vorhandener touristischen Nutzung bevorzugt gegenüber stark touristisch genutzten Bereichen besiedelt werden, auch wenn diese eine annähernd gleiche Habitateignung aufweisen.

6.5. Haselwild

Insgesamt wurden 36 Beobachtungspunkte erhoben. Innerhalb dieser 36 kontrollierten Stellen konnten an 17 Nachweise festgestellt werden (siehe Abb. 39 und Abb. 40).



Abb. 39: Nachweise von Haselwild Gebiet Mühlen

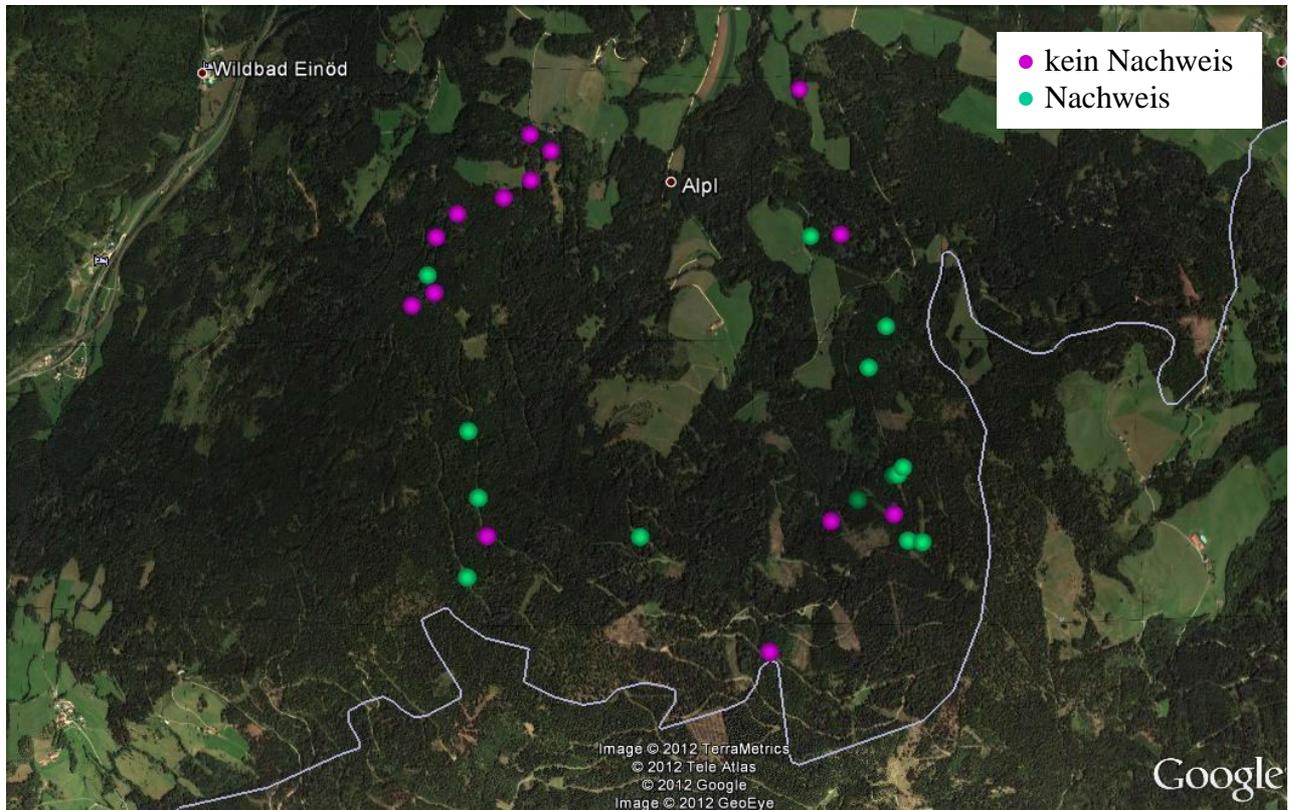


Abb. 40: Nachweise von Haselwild Gebiet St. Veit i. d. G.

7 Diskussion

Die statistische Fragebogenauswertung ist auf Grund der geringen Stichprobengröße mit entsprechender Vorsicht zu interpretieren. Schwierig war es für einige Beteiligten, die Frage zu beantworten, ob die Ansprüche von Auer- bzw. Haselwild in der Waldbewirtschaftung berücksichtigt wurden bzw. werden (siehe Abb. 10 und Abb. 11). Der Grund dafür liegt in der Tatsache, dass die befragten Personen großteils keine Grundbesitzer und somit auch nicht Entscheidungsträger sind. Darin ist sicher auch eine Kernproblematik im Lebensraummanagement von Auer- und Haselwild im Kleinwaldbesitz bzw. den Gemeindejagden zu sehen.

Um einen statistisch abgesicherten Vergleich zwischen Gebieten und Jahren zu ermöglichen, sollten laut Storch (1999b) mindestens 500 Probekreise erhoben werden. In dieser Arbeit war es auf Grund der lokalen Gegebenheiten und der zeitlichen Begrenzung nicht möglich, mehr als 454 Punkte zu untersuchen.

Das Auffinden der Nachweise wurde durch die teils sehr hohe Bodenvegetation (Heidelbeere 60 cm hoch) erheblich erschwert, es kann daher sein, dass an Orten mit höherer Bodenvegetation Nachweise eher übersehen wurden als an jenen mit niedrigerer Vegetation.

7.1. Deckungsgrad Heidelbeere

Wie in Abbildung 15 zu erkennen ist, stellt die Heidelbeere in den Untersuchungsgebieten einen wichtigen Faktor hinsichtlich der Lebensraumqualität dar (siehe Abb. 41). Dieses Ergebnis stimmt teilweise mit vorhergehenden Untersuchungen sowie mit Angaben in der Literatur überein. Jedoch ist bekannt, dass in manchen Gebieten die Funktion der Heidelbeere durch andere Zwergsträucher, Gräser und Krautpflanzen substituiert werden kann (Bollmann et al., 2005). Die Stauden und Beeren der Heidelbeere sind in Gebieten, in denen sie auch vorkommt, die bevorzugte Nahrung von Auerwild (Storch et al., 1991). Im Gegensatz zu allen anderen Arten, die teilweise keine Deckung liefern oder die Mobilität der Hühner einschränken, bietet die Heidelbeere ein optimales Nahrungs- und Deckungsangebot während der schneefreien Zeit (Storch, 1993). Zusätzlich präsentieren gut ausgebildete Heidelbeerstauden auch ein reiches Angebot an Wirbellosen, welche die wichtigsten Bestandteile der Kükennahrung in den ersten 3-4 Lebenswochen sind (Bollmann et al., 2008).



Abb. 41: Ausgeprägte Heidelbeervegetation (Foto: Deutz A.)

7.2. Kronenschlussgrad Winter

Der bevorzugte Kronenschlussgrad im Winter ist etwas höher (siehe Abb. 18), als jener im Sommer. Eine mögliche Begründung liegt darin, dass dichtere Bestände gleichzeitig besseren Schutz vor Witterung wie Wind oder Schnee bieten. Auerhühner verbringen die meiste Zeit des Winters auf Bäumen, höhere Kronenschlussgrade bieten hier einen guten Sichtschutz vor Prädatoren aus der Luft (Bollmann et al., 2008). Ein weiterer Punkt ist, dass die Bodenvegetation, die in lichterem Beständen besser ausgeprägt ist, im Winter auf Grund der Schneedecke keine Rolle spielt (Storch, 1999b).

7.3. Ameisen

Fälschlicherweise wurden Ameisen noch bis vor ein paar Jahren als unentbehrliche Nahrungsquelle für das Auerwild betrachtet. Neuere Untersuchungen haben jedoch ergeben, dass Auerwildnachweise unabhängig von Ameisenvorkommen vorzufinden sind (Suchant, 2011) (siehe auch Abb. 21). Ameisen treten jedoch häufig in Auerwildlebensräumen auf, da sie ebenso wie die Raufußhühner lichte sonnige Bestände bevorzugen und dichte großflächige Dickungen und Stangenhölzer auf Grund zu hoher Beschattung meiden (Schwaninger, 2011).

7.4. Totholz

Es hat sich im Zuge der Erhebungen herausgestellt, dass ein gewisser Anteil an Totholz durchaus förderlich für das Auerwild ist. Einerseits gewährt es den Waldhühnern eine gewisse Deckung, andererseits liefert es ein mannigfaltiges Angebot an Arthropoden.

7.5. Fragestellungen

Die Fragestellung, ob man mit dem HSI Modell nach Storch auch lokal Aussagen treffen kann, konnte teilweise mit ja beantwortet werden. So ist das Sommermodell durchaus lokal anwendbar, das Winter- und Jahresmodell hingegen musste an die örtlichen Gegebenheiten angepasst werden. Dies ist auch nicht verwunderlich, immerhin wurde dieses Modell für die Bayerischen Alpen entwickelt, dementsprechend bestehen Unterschiede in den Lebensräumen.

Wie in Abbildung 25 ersichtlich, wird sich der Lebensraum, sofern keine Eingriffe passieren, in den nächsten 10 Jahren noch mehr in eine negative Richtung entwickeln. Um das Fortbestehen von Auerwild für die Zukunft zu sichern, ist es daher unbedingt erforderlich, rasch und kontinuierlich Managementmaßnahmen zu treffen.

Für das Haselwild sind ebenfalls Lebensraumgestaltungen notwendig, um die Bestände zu stärken.

Im Zuge der Erhebungen, konnte festgestellt werden, dass ein Teil der potentiell geeigneten Haselwildlebensräume auch tatsächlich besiedelt werden. Leider ist das Haselwild auf Grund seiner heimlichen Lebensweise vielerorts schon in Vergessenheit geraten, oft ist ein Vorkommen den Grundeigentümern gar nicht bekannt und dementsprechend gering ist auch das Interesse an dieser Tierart.

7.6. Prädationsdruck durch Kolkragen

Kolkragen wird immer wieder nachgesagt, dass sie Gelege plündern und Küken von Auer-, Birk- und Haselwild schlagen. In Teilen der Untersuchungsgebiete sollen häufig Kolkragen Ansammlungen beobachtet worden sein, daher wurde ein zusätzlicher Prädationsdruck durch den Kolkragen nicht ausgeschlossen. Diese Vermutungen konnten jedoch durch diese Arbeit nicht bestätigt werden. Ein Ausbleiben von Sichtungen könnte aber auf die Jahreszeit zurückzuführen sein. Die Schusszeit hat bei Durchführung der Erhebungen erst begonnen und es wäre gut möglich, dass die Kolkragen erst durch das vermehrte Auffinden von Aufbrüchen in das Gebiet gelockt werden. Zusätzlich war ich in dem Gebiet, in dem ein erhöhtes Vorkommen vermutet wird, insgesamt nur 8 Tage lang unterwegs.

7.7. Tourismus

Für viele Regionen in Europa gibt es deutliche Hinweise, dass die Auerhuhn-Bestände nicht zuletzt deshalb abgenommen haben, weil die Lebensräume der Hühner im Vergleich zu früher viel stärker vom Menschen für wintertouristische Aktivitäten genutzt werden (Mollet, 2011). Durch das vermehrte Aufkommen von neuen Trendsportarten wie z.B. Schneeschuhlaufen oder Variantenschifahren hat der Einfluss von Freizeitaktivitäten auf Wildtiere an Bedeutung gewonnen (Ingold, 2005). Dabei werden vermehrt bisher kaum begangene Flächen, die als Rückzugsgebiete und Wintereinstände von seltenen und empfindlichen Tierarten wie dem Auer- und Birkwild dienen, durchquert (Thiel et al., 2008). Besonders problematisch sind diese Freizeitaktivitäten für Wildtiere dann, wenn der Mensch für sie unvorhersehbar und plötzlich auftritt, weil dadurch ein Gewöhnungseffekt ausbleibt (Miller et al., 2001). Auerwild ernährt sich im Winter ausschließlich von Koniferennadeln, diese sind sehr energiearm und nur schwer verdaulich (Klaus et al., 1989). Aus diesem Grund ist es für das Auerwild besonders im Winter entscheidend, den Energieverbrauch durch kurze Aktivitäts- und lange Ruhephasen zu reduzieren (Andreev & Lindén, 1994). Fluchtreaktionen als Energie raubende Aktivitäten können deshalb in dieser Jahreszeit schnell zu einem gefährlichen Energiedefizit führen.

Auch in Teilen der Untersuchungsgebiete wird reger Wintertourismus betrieben, das Programm reicht vom Schi fahren übers Skitouren gehen bis hin zum Schneeschuhwandern. Genau in diesen Bereichen mit extremer menschlicher Nutzung konnten trotz vergleichbarer Habitateignung wie in den übrigen Gebieten keine Auerhuhn-Nachweise gefunden werden. Hier kann also nicht ausgeschlossen werden, dass der dort vorhandene Tourismus doch sehr massiv zur Verschlechterung der Auerwild Lebensräume beiträgt und diese für diese Tierart unattraktiv macht.

7.8. Lebensraumverbessernde Maßnahmen

Es besteht die Möglichkeit, Auer- und Haselwildbestände zu erhalten bzw. zu erhöhen, indem man versucht lebensraumverbessernde Maßnahmen zu treffen.

Auerwild liebt lichte Wälder mit viel Heidelbeere, eine der wichtigsten Maßnahmen ist daher das Auflichten von Beständen (siehe Abb. 42). Sobald mehr Licht auf den Boden fällt, kann auch die Bodenvegetation besser gedeihen.



Abb. 42: Optimaler Auerwildlebensraum

Um Wälder aufzulichten, gibt es mehrere Möglichkeiten: Eine davon wäre die Durchforstung, die möglichst früh und ausgiebig durchgeführt werden sollte. Diese Maßnahme ist umso erfolgversprechender, je ungleichmäßiger sie durchgeführt wird. Wichtig hierbei ist, dass das anfallende Ast- und Wipfelmaterial nicht flächig liegenbleibt, sondern dass es zu mehreren kleineren Haufen gelegt wird, um die Begehrbarkeit des Bodens für das Auerwild aufrecht zu erhalten (Zeiler & Fladenhofer, 2006) (siehe Abb. 43).



Abb. 43: Aufräumen von Astmaterial nach einer Durchforstung (Foto: Deutz A.)

Eine weitere Möglichkeit, mehr Licht in die Bestände zu bringen, wäre einerseits die Schaffung bzw. Förderung bereits vorhandener Lücken ($\emptyset \geq 10$ m) (Storch, 1999a) und andererseits das Anlegen von möglichst breiten Schneisen (3-5 m) (Suchant et al., 2011). Schneisen haben mehrere ökologische Funktionen im Auerhuhnlebensraum: Erstens bilden sie Flug- und Fluchtmöglichkeiten innerhalb des Waldes. Zweitens erhöhen sie das Angebot an inneren Waldrändern und Grenzlinien. Und drittens fördern sie durch den Lichteinfall die Bodenvegetation in der Schneise und damit auch die Heterogenität der Vegetation in der unmittelbaren Umgebung (Thiel et al., 2007; Bollmann et al., 2008). Zusätzlich können diese Flugschneisen auch dem Jäger als Schussschneisen dienen, um die Bejagung in dichten Waldbereichen zu erleichtern bzw. überhaupt erst zu ermöglichen.

Ein weiterer Aspekt ist die Erhaltung und Förderung von Mischbaumarten, wie z.B. Lärchen, Tannen oder Kiefern. Zusätzlich sollten tiefbeastete Nadelbäume, die als Witterungs- und Feindschutz dienen, erhalten werden (Völk, 2008).

All diese Maßnahmen sind nicht nur Raufußhühner freundlich, sondern verringern auch die Verbiss- und Schälschadensanfälligkeit der Bestände deutlich (Zeiler & Fladenhofer, 2006).

Im Falle von Holznutzung, stellt die Seilkranbringung im Ganzbaumverfahren eine optimale Bringungsmethode dar, es verbleiben nur mehr die Wipfelstücke im Bestand und zurück bleiben lockere, übersichtliche Bestandesstrukturen.

Zusätzlich zu diesen Maßnahmen sollte die touristische Nutzung in Auerwildlebensräumen vor allem im Winter zumindest eingeschränkt werden.

Haselwild bevorzugt frühe Sukzessionsstadien des Waldes, Schutzmaßnahmen zeigen aus diesem Grund rasche Wirkung und sind auch relativ leicht und billig durchzuführen (Dönz-Breuß, 2008) (siehe Abb. 44).



Abb. 44: Optimaler Haselwildlebensraum

Ebenso wie beim Auerwild sollte nicht jede Lücke ausgepflanzt werden, damit mehr Licht auf den Boden fällt und krautige Vegetation begünstigt und das Insektenangebot erhöht wird (Kombination aus Deckung und Nahrung).

Um Lebensräume besonders Haselwild tauglich zu machen, sollten Laubbäume gefördert werden. Nahrungsbäume wie Birke, Weide, Hasel, Vogelbeere oder Erle sollten unbedingt erhalten bleiben (das stehen lassen einiger dieser Bäume gefährdet auch kein waldbauliches Ziel). Sträucher entlang von Wegen, die aus ästhetischen Gründen oft entfernt werden, sollen unbedingt stehen bleiben, da sie als Deckung und Äsung dienen. Das Entfernen einiger solcher Sträucher bzw. die Entnahme von Laubbäumen kann ganze Haselwildhabitate zunichte machen (siehe Abb. 45). Außerdem sollte auf die Reinigung von Kulturen und Naturverjüngungen gänzlich verzichtet werden.



Abb. 45: Zerstörung eines Haselwildlebensraums durch Entfernung von Laubgehölzen (Foto: Deutz A.)

Zusätzlich sollten während der Brut- und Aufzuchtzeit (April bis Mitte Juli), sowie während der Zeit des Laubfalls (November) keine Arbeiten in haseluhntauglichen Beständen durchgeführt werden, um Störungen zu vermeiden (Suchant et al., 1993).

Nicht jede kleine Fläche muss höchste forstliche Erträge abwerfen, es kann sehr förderlich sein, Teile einfach der Natur zu überlassen wie z. B. nach Windwürfen, sofern dies aus Fortschuttsicht vertretbar ist.

Es erweist sich als schwierig, die unterschiedlichen Ansprüche von Auer- und Haselwild auf einen gemeinsamen Nenner zu bringen. Um jedoch Lebensräume für beide Wildarten zu schaffen, ist es notwendig, eine Art Zonierung durchzuführen. Das heißt, in einem Bereich werden geeignete Maßnahmen umgesetzt, die förderlich fürs Auerwild sind, und in anderen Bereichen jene, die förderlich für Haselwild sind. In den Untersuchungsgebieten ist dies relativ einfach umsetzbar, da das Haselwild vorwiegend in etwas tieferen Lagen vorkommt als das Auerwild. Zusätzlich kann man z. B. dichte Bereiche entlang von Bächen, die vom Auerwild ohnehin nicht gerne angenommen werden, noch mehr fördern.

Ein Punkt, der oft nicht beachtet wird, ist die mögliche Konkurrenz zwischen Auer- bzw. Haselwild und Schalenwild. In Extremfällen (d. h., bei sehr hohen Schalenwildsdichten) kann Schalenwild wie Rot-, Muffel- oder Rehwild die Bodenvegetation bis auf wenige cm reduzieren, so dass Auer- und Haselhühner keine Deckung und kaum mehr Nahrung vorfinden (Storch, 1999b). Um eine Entwicklung geeigneter Jungwälder zu gewährleisten, ist der Ver-

zucht auf hohe Bestände an Hirsch, Muffel oder Reh ebenfalls Voraussetzung (Suchant et al., 1993).

Die Schwierigkeit dieser Arbeit lag darin, das Interesse von Eigen- und Gemeindejagdgebieten auf einen Nenner zu bringen. Es konnte ganz klar festgestellt werden, dass das Interesse, etwas für das Auer- bzw. Haselwild zu tun, in den Eigenjagden wesentlich größer ist als in den Gemeindejagdrevieren. Man muss auch betonen, dass es in den Eigenjagdrevieren einfacher und effektiver ist, lebensraumverbessernde Maßnahmen umzusetzen. Einerseits sind hier die Besitzer auch meist die Jäger, was eine ganz andere Motivation mit sich bringt (Steigerung des Jagdwertes, Verkauf von Abschüssen,...) und andererseits sind diese flächenmäßig betrachtet meist größer, das heißt, es bestehen mehr Möglichkeiten, auch tatsächlich Maßnahmen zu setzen. In einem Gemeindejagdrevier, das sich beispielsweise aus 15 unterschiedlichen Besitzen zusammensetzt, wird es wenig bringen, wenn sich nur ein einzelner Grundeigentümer mit einem Besitz von 20 ha dazu bereit erklärt, die Ansprüche der Raufußhühner in seiner Wirtschaftsweise zu berücksichtigen: dies wäre einfach viel zu kleinräumig.

Letztendlich sollte man auch bedenken, dass sich lebensraumverbessernde Maßnahmen nicht nur positiv auf das Auerwild, welches als Schirmart gilt, auswirken, sondern auch förderlich für zahlreiche andere Tier- und Pflanzenarten wie z. B. Raufußkauz, Sperlingskauz, Dreizehenspecht etc. sind (Völk, 2008).

8 Literatur

Andreev, A. V., Lindén, H. 1994: Winter energetics of the capercaillie – a methodological approach. – *Ornis Fenn.* 71: 33-42.

Bergmann, H. H., Klaus, S., Müller, F., Scherzinger, W., Swenson, J. E., Wiesner, J. 1996: Die Haselhühner. – Die Neue Brehm-Bücherei, Magdeburg.

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.

Bollmann, K., Friedrich, A., Fritsche, B., Graf, R. F., Imhof, S., Weibel, P. 2008: Small-scale habitat use of Western Capercaillie in the Alps. – *Ornithologischer Beobachter* 105: 53-61.

Dönz-Breuß, M. 2008: Leitfaden für die Lebensraumgestaltung von Auer-, Birk- und Haselhuhn in Vorarlberg/ Österreich – Vorarlberger Jägerschaft, Landesjagdschutzverein, Hohenems.

Grünauer, D. 2008: Habitatkartierung für das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) am Stuhleck. - Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien.

Hosmer, D. W., Lemeshow, S. 2000: Applied logistic Regression, Second Edition – Wiley Interscience Publication, New York.

Immitzer, M. 2011: Modellierung der Habitateignung für das Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) im Südosten des Kasbergs (Oberösterreich) unter besonderer Berücksichtigung anthropogener Störungen. – Masterarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien.

Ingold, P. 2005: Freizeittourismus im Lebensraum der Wildtiere. – Haupt, Bern.

Killian, W., Müller, F. & Starlinger, F. 1994: Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs- Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. – Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien.

Klaus, S., Andreev, V., Bergmann, H. H., Müller, F., Porkert, J., Wiesner, J. 1989: Die Auerhühner *Tetrao urogallus* und *Tetrao urogalloides*. – 2.Auflage, Die Neue Brehm-Bücherei Bd.86 Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt.

Miller, S. G., Knight R. L., Miller C. K. 2001: Wildlife responses to pedestrians and dogs. – *Wildl. Soc. Bull.* 29: 124-132.

Mollet, P. 2011: Auerhühner und Stresshormone. – *Wildtier Schweiz* Ausgabe 4/2011, Zürich.

Schwaninger, C. 2011: Waldameisen. Grundlagen und forstliche Maßnahmen. – Landesforstdirektion, Tirol.

Schweiger, A. K. 2010: The importance of interaction terms in logistic regression analysis: Small-scale habitat use of black grouse and rock ptarmigan in the Austrian Alps. – Masterarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien.

Storch, I., Schwarzmüller C., Von den Stammen D. 1991: The diet of capercaillie in the Alps: a comparison of hens and cocks. – IUGB: Proceedings of the Congress of the International Union of Game Biologists, S. 630-635, Gödöllő, Hungary.

Storch, I. 1993: Habitat selection by capercaillie in summer and autumn: Is bilberry important?. – *Oecologia* 95: 257-265.

Storch, I. 1999a: Auerhuhnschutz: Aber wie?. – *Wildbiologische Gesellschaft München e.V.* 3.überarbeitete Auflage Juli 1999, Benediktbeuern.

Storch, I. 1999b: Auerhuhnschutz im Bergwald: Methoden, Beispiele und Konzepte zur Lebensraumsicherung – Schlussbericht. *Wildbiologische Gesellschaft München e.V.* München.

Storch, I. 2002: On spatial resolution in habitat models: Can small-scale forest structure explain Capercaillie numbers? – *Conservation Ecology* 6(1): 6.

Storch, I. & Leidenberger, C. 2003: Tourism, mountain huts and distribution of corvids in the Bavarian Alps, Germany. – *Wildlife Biology* 9: 301-308.

Suchant, R., Lieser, M., Müller, G., Vinnai, H. 1993: Dem Haselhuhn helfen, Merkblatt Wildforschung Nr.1 – Staatliche Lehr- und Versuchsanstalt Aulendorf Wildforschungsstelle, Aulendorf.

Suchant, R., Braunisch, V., Fritz, J., Bächle, S., Ehrlacher, J. 2011: Aktionsplan Auerhuhn, Aktionsblatt Habitatgestaltung und naturnahe Waldwirtschaft. – Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden Württemberg, AGR, Baden Württemberg.

Suchant, R. 2011: Fristlose Kündigung fürs Auerhuhn- Wohnungsnot im Schwarzwald? - Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden Württemberg.

Thiel, D., Jenni-Eiermann, S., Jenni, L. 2008: Effects of recreation activities on flushing behaviour, habitat use and stress physiology of Western capercaillie. - *Ornithologischer Beobachter*, 105: 85-96

Völk, F. 2008: Auerhuhn-Habitatpflege bei den Österreichischen Bundesforsten.

Zeiler, H. 2001: Auerwild. Leben. Lebensraum. Jagd. – Österreichischer Jagd- und Fischerei-Verlag, Wien.

Zeiler, H. & Fladenhofer, H. 2006: Erhaltung und Gestaltung von Auerwildlebensräumen. - Bericht über die 12. Österreichische Jägertagung, 14. und 15. Februar 2006, HBLFA Raumberg- Gumpenstein.

Zeiler, H. 2008: Birkwild, Haselhuhn, Schneehuhn. – Österreichischer Jagd- und Fischerei-Verlag, Wien.

Zollner, M. 2011: Habitatkartierung für Auerwild (*Tetrao urogallus*) im Nationalpark Gesäuse bei Hieflau. - Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien.

Zöfel, P. 1992: Statistik in der Praxis. - 3.Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena.

9 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Übersicht über die unterschiedlichen verwendeten Methoden sowie Auswertungen der beiden untersuchten Arten.....	10
Abbildung 2: Übersicht über die Untersuchungsgebiete.....	11
Abbildung 3: Detailansicht der Untersuchungsgebiete. Die jeweiligen Reviere sind durch rote Kreise gekennzeichnet, die blauen Kästchen zeigen die Gemeinden, in denen die Gebiete liegen	12
Abbildung 4: Sommerlosung von Auerwild.....	15
Abbildung 5: Auerwildlosung mit Magensteinen.....	15
Abbildung 6: Huderstelle eines Auerhuhns.....	16
Abbildung 7: Schaufeln eines Auerhahns.....	16
Abbildung 8: Eignung des Lebensraums für Auerwild lt. Einstufung der Befragten im Vergleich zwischen Früher/Heute/Zukunft (n = 8).....	27
Abbildung 9: Eignung des Lebensraums für Haselwild lt. Einstufung der Befragten im Vergleich zwischen Früher/Heute/Zukunft (n = 8).....	27
Abbildung 10: Berücksichtigung der Ansprüche von Auerwild bei der Waldbewirtschaftung lt. Angaben der Befragten (n = 8)	28
Abbildung 11: Berücksichtigung der Ansprüche v. Haselwild bei d. Waldbewirtschaftung lt. Angaben der Befragten (n = 8).....	28
Abbildung 12: Geschlechtsspezifische Verteilung der Nachweise.....	30
Abbildung 13: Jahreszeitliche Verteilung der Nachweise.....	30
Abbildung 14: Renormierte Häufigkeitsverteilung der Stichprobenpunkte mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Auerhuhnnachweisen auf die Höhenklassen der Bodenvegetation.....	31
Abbildung 15: Renormierte Häufigkeitsverteilung der Stichprobenpunkte mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Auerhuhnnachweisen auf die unterschiedlichen Deckungsgrade der Verjüngung unter Schirm	31
Abbildung 16: Renormierte Häufigkeitsverteilung der Stichprobenpunkte mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Auerhuhnnachweisen auf die Deckungsklassen der Heidelbeere	32
Abbildung 17: Renormierte Häufigkeitsverteilung der Stichprobenpunkte mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Auerhuhnnachweisen auf die Kronenschlussgrade im Sommer	33
Abbildung 18: Renormierte Häufigkeitsverteilung der Stichprobenpunkte mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Auerhuhnnachweisen auf die Kronenschlussgrade im Winter.....	34
Abbildung 19: Renormierte Häufigkeitsverteilung der Stichprobenpunkte mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Auerhuhnnachweise auf die Sukzessionsstadien.....	34

Abbildung 20: Renormierte Häufigkeitsverteilung der Stichprobenpunkte mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Auerhuhnnachweisen auf die Hangneigungsklassen.....	35
Abbildung 21: Renormierte Häufigkeitsverteilung der Stichprobenpunkte mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Auerhuhnnachweisen in Abhängigkeit von Ameisenvorkommen	36
Abbildung 22: Renormierte Häufigkeitsverteilung der Stichprobenpunkte mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Auerhuhnnachweisen in Abhängigkeit der Verjüngungsart unter Schirm.....	36
Abbildung 23: Renormierte Häufigkeitsverteilung der Stichprobenpunkte mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Auerhuhnnachweisen in Abhängigkeit auf die Klassen des Totholzanteils ...	37
Abbildung 24: Geschätzte Habitatgüte der untersuchten Gebiete	38
Abbildung 25: Geschätzte Habitatentwicklung in den untersuchten Gebieten ohne waldbauliche Eingriffe.....	38
Abbildung 26: HSI-Sommer-Modell nach Storch	39
Abbildung 27: HSI-Winter-Modell nach Storch.....	40
Abbildung 28: HSI-Winter-Modell nach Storch (nur Hennennachweise)	40
Abbildung 29: HSI-Jahres-Modell nach Storch.....	41
Abbildung 30: Modellvariante 6 Winter nach Stock, Veränderung von Kronenschlussgrad Winter und Bestandestyp	44
Abbildung 31: Modellvariante 6 Jahr nach Stock, Veränderung von Kronenschlussgrad Winter und Bestandestyp	44
Abbildung 32: Habitateignung im Sommer nach Storch.....	45
Abbildung 33: Habitateignung im Winter nach Stock, angepasst an lokale Gegebenheiten ..	45
Abbildung 34: Jahres-Habitateignung nach Stock, angepasst an lokale Gegebenheiten	46
Abbildung 35: Ganzjahreseignung lt. adaptiertem HSI-Modell für Auerwild Gebiet Mühlen .	47
Abbildung 36: Ganzjahreseignung lt. adaptiertem HSI-Modell für Auerwild Gebiet St. Veit i.d.G	48
Abbildung 37: Ganzjahreseignung lt. adaptiertem HSI-Modell für Auerwild Gebiet St. Blasen.....	49
Abbildung 38: Bewertung des logistischen Regressionsmodells.....	52
Abbildung 39: Nachweise von Haselwild Gebiet Mühlen	53
Abbildung 40: Nachweise von Haselwild Gebiet St. Veit i.d.G.....	53
Abbildung 41: Ausgeprägte Heidelbeervegetation	55
Abbildung 42: Optimaler Auerwildlebensraum.....	58
Abbildung 43: Aufräumen von Astmaterial nach einer Durchforstung	58
Abbildung 44: Optimaler Haselwildlebensraum.....	60

Abbildung 45: Zerstörung eines Haselwildlebensraums durch Entfernung von Laubgehölzen
..... 61

10 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Ergebnisse der Auerhahnzählungen von 2004-2011	13
Tabelle 2: SI-Werte Hangneigung.....	17
Tabelle 3: SI-Werte Sukzessionsstadium	17
Tabelle 4: SI-Werte Kronenschlussgrad Winter	18
Tabelle 5: SI-Werte Kronenschlussgrad Sommer.....	18
Tabelle 6: SI-Werte Bestandestyp.....	19
Tabelle 7: SI-Werte Deckungsgrad Heidelbeere.....	19
Tabelle 8: SI-Werte Höhe der Bodenvegetation	20
Tabelle 9: SI-Werte Deckungsgrad Verjüngung.....	20
Tabelle 10: Habitateignungsklassen.....	21
Tabelle 11: Interpretation der Abweichungsmaße (Zöfel, 1992.....	23
Tabelle 12: Eingangsvariablen für das logistische Regressionsmodell.....	25
Tabelle 13: Anzahl der Punkte pro Revier.....	29
Tabelle 14: Adaptierte SI-Werte Kronenschlussgrad Winter	42
Tabelle 15: Adaptierte SI-Werte Sukzessionsstadium	42
Tabelle 16: Adaptierte SI-Werte Bestandestyp.....	43
Tabelle 17: Auflistung der unterschiedlichen Modellvarianten.....	43
Tabelle 18: Werte des Akaike-Information-Criterion (AIC)	50

11 Anhang

Masterarbeit

Kathrin Stock



Befragung zum Vorkommen von Auer- und Haselwild

Reviername _____ Reviergröße _____ ha

Welche Raufußhühner kommen in diesem Revier vor?

Auerwild Haselwild

Gibt es Auer- oder Haselwild in einem Umkreis von 2km um das Revier? Wenn ja, kreuzen Sie bitte die Art an!

Auerwild Haselwild Weiß nicht

Befindet sich ein Auerhuhnbalzplatz im Revier?

Ja Nein

Wann wurde der letzte Abschuss getätigt (Jahr)?

Auerwild: _____ Haselwild: _____

Wurde in den letzten 5 Jahren Fallwild aufgefunden?

Auerwild: Hahn Henne Anzahl _____

Haselwild: Hahn Henne Anzahl _____

Gab es Sichtungen in den letzten 3 Jahren?

Auerwild: Frühjahr Sommer Herbst Winter Keine

Haselwild: Frühjahr Sommer Herbst Winter Keine

Wird in diesem Revier Waldweide betrieben?

Ja Nein

Ist das Revier ein beliebtes Ausflugsziel für Touristen (welche Aktivitäten)?

Ja **Aktivität:** Wandern Rad fahren Sonstiges

Nein Schwammerl suchen Touren gehen

Kommen in diesem Gebiet Kolkkraben vor?

viele mittel wenig keine

Wurden in der Vergangenheit Beutegreifer (Füchse etc.) stärker bejagt als heute?

stärker geringer gleich

Anhang 1: Fragebogen

Wie stufen Sie die jetzige Eignung des Reviers als Auer- bzw. Haselwildlebensraum ein?

Auerwild: gut mäßig schlecht

Haselwild: gut mäßig schlecht

Wie war aus ihrer Sicht der Lebensraum für Auer- bzw. Haselwild vor 10-20 Jahren geeignet?

Auerwild: besser gleich schlechter Begründung: _____

Haselwild: besser gleich schlechter Begründung: _____

Ist es aus ihrer Sicht notwendig, waldbauliche Maßnahmen durchzuführen, um den Lebensraum für Auer- und Haselwild zu verbessern?

Ja Nein

Wie wird sich das Revier hinsichtlich Lebensraumeignung für Auer- bzw. Haselwild in Zukunft entwickeln (Schätzung wie es in 10 Jahren aussieht)?

Auerwild: besser gleich schlechter

Haselwild: besser gleich schlechter

Sind waldbauliche Maßnahmen in Hinblick auf den momentanen Waldzustand möglich (forstliche Nutzung)?

Ja Nein

Ist es angedacht, in näherer Zukunft entsprechende waldbauliche Maßnahmen durchzuführen (welche, in welchem Ausmaß)?

Ja Nein Welche: _____ Ausmaß: _____ ha

Wurden in der Vergangenheit Ansprüche von Auer- bzw. Haselwild bei der Waldbewirtschaftung berücksichtigt?

Auerwild: Ja Nein

Haselwild: Ja Nein

Werden Sie künftig Ansprüche von Auer- bzw. Haselwild in der waldbaulichen Entscheidungsfindung berücksichtigen können?

Auerwild: Ja Nein

Haselwild: Ja Nein

Sind sie bereit, waldbauliche Maßnahmen durchzuführen, die sich positiv auf die Bestände von Auer- bzw. Haselwild auswirken könnten?

Auerwild: Ja Nein

Haselwild: Ja Nein

Gebiet: Kartierer: Datum: Seehöhe: Hangneigung: Koordinaten:

Zeit 15min. Interv.	Anzahl Kolkkraben	Verhalten fliegen/fressen/rasten	Temperatur °C	Bewölkungsgrad (%)	Wetter	Regen leicht/mäßig/stark	Anmerkungen
05:30							
05:45							
06:00							
06:15							
06:30							
06:45							
07:00							
07:15							
07:30							
07:45							
08:00							
08:15							
08:30							
08:45							
09:00							
09:15							
09:30							
09:45							
10:00							
10:15							
10:30							
10:45							
11:00							
11:15							
11:30							
11:45							
12:00							
12:15							
12:30							
12:45							

Anhang 4: Aufnahmeformular Kolkkraben