



## Master Thesis

im Rahmen des  
Universitätslehrganges „Geographical Information Science & Systems“  
(UNIGIS MSc) am Interfakultären Fachbereich für GeoInformatik (Z\_GIS)  
der Paris Lodron-Universität Salzburg

zum Thema

# „Evaluierung habitataufwertender Maßnahmen für Auerhühner“ Eine Fallstudie im Gebiet des Rohrhardsberges

vorgelegt von

**B. Sc. Jakob Huber**

1524563, UNIGIS MSc Jahrgang 2016

Zur Erlangung des Grades  
„Master of Science (Geographical Information Science & Systems) – MSc(GIS)“

Freiburg, 20.07.2018



---

**Inhalt**

<b>TABELLENVERZEICHNIS.....</b>	<b>III</b>
<b>ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....</b>	<b>IV</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>VI</b>
<b>ZUSAMMENFASSUNG.....</b>	<b>VII</b>
<b>1 EINLEITUNG .....</b>	<b>1</b>
1.1 HABITATANSPRÜCHE DES AUERHUHNS .....	2
1.2 HABITAT SUITABILITY INDEX (HSI).....	3
1.3 HABITATAUFWERTENDE MAßNAHMEN .....	4
1.3.1 <i>Waldbau</i> .....	4
1.3.2 Wirksamkeit und Wirkungsbereich .....	5
1.4 MODELLIERUNG DER HABITATNUTZUNG.....	6
1.5 ZIEL UND HYPOTHESEN.....	8
<b>2 UNTERSUCHUNGSGEBIET.....</b>	<b>10</b>
<b>3 METHODEN.....</b>	<b>12</b>
3.1 KARTIERUNG VON HABITAT UND AUERHUHNVORKOMMEN .....	12
3.2 GIS-DATEN.....	13
3.3 BERECHNUNG DER DISTANZ VARIABLEN .....	15
3.4 MODELLERSTELLUNG UND EVALUIERUNG .....	16
<b>4 ERGEBNISSE.....</b>	<b>20</b>
4.1 UNIVARIATE MODELLE ZUR PRÜFUNG DER ART DES ZUSAMMENHANGS.....	23
4.2 DISTANZMODELLIERUNG ZUR PRÜFUNG VON HYPOTHESE 1.....	24
4.3 FAKTORIELLE DISTANZEN ZUR PRÜFUNG VON HYPOTHESE 2 .....	26
4.4 HSI MODELLIERUNG ZUR PRÜFUNG DER HYPOTHESE 3 .....	32
<b>5 DISKUSSION.....</b>	<b>33</b>
5.1 DISTANZMODELLIERUNG ZUR PRÜFUNG VON HYPOTHESE 1 .....	34
5.2 FAKTORIELLE DISTANZEN ZUR PRÜFUNG VON HYPOTHESE 2 .....	36
5.3 HSI MODELLIERUNG ZUR PRÜFUNG VON HYPOTHESE 3 .....	38
5.4 MODELLIERUNG.....	39
<b>6 FAZIT .....</b>	<b>42</b>
<b>LITERATURVERZEICHNIS .....</b>	<b>43</b>
<b>EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG.....</b>	<b>47</b>

---

## TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Übersicht der Variablen.....	14
Tabelle 2: Übersicht der Nutzungsklassen und der betrachteten Zeiträume .....	15
Tabelle 3: Ergebnisse der univariaten GLM mit den Nutzungsarten und den Auerhuhn Präsenz / Absenz Daten als Response Funktion.....	23
Tabelle 4: Ergebnisse der GLM mit der Distanz zu den Nutzungsarten als lineare und exponierte erklärende Variablen und den Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten als Response Funktion. ....	23
Tabelle 5: Die Ergebnisse der GLM welche die Auerhuhnnachweise 2016 mit den Parametern Lücke (gap_16), Heidelbeerdeckung in % (bil_16) und Höhe der Bodenvegetation (veg_high_16) erklärt jeweils mit einem Distanzparameter. ....	24
Tabelle 6: Die Ergebnisse der GLM welche die Auerhuhnnachweise 2016 mit den Parametern Lücke (gap_16), Heidelbeerdeckung in % (bil_16) und Höhe der Bodenvegetation (veg_high_16) erklären jeweils mit der Distanz von 0 m die faktorisiert (nicht vorhanden = 0; vorhanden = 1) wurde. ....	28
Tabelle 7: Die Ergebnisse der GLM welche die Auerhuhnnachweise 2016 mit den Parametern Lücke (gap_16), Heidelbeerdeckung in % (bil_16) und Höhe der Bodenvegetation (veg_high_16) erklärt jeweils mit der Distanz von 100 m die faktorisiert (nicht vorhanden = 0; vorhanden = 1) wurde. ....	29
Tabelle 8: Die Ergebnisse der GLM welche die Auerhuhnnachweise 2016 mit den Parametern Lücke (gap_16), Heidelbeerdeckung in % (bil_16) und Höhe der Bodenvegetation (veg_high_16) erklären jeweils mit der Distanz von 200 m die faktorisiert (nicht vorhanden = 0; vorhanden = 1) wurde.....	30
Tabelle 9: Die Ergebnisse der GLM welche den Habitat Suitability Index des Jahres 2016 mit Normaler Forstlicher Nutzung und habitataufwertenden Maßnahmen für Auerhühner, in den verglichenen Zeiträumen, erklärt.....	32

---

## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Schema zur Auswahl der geeigneten Modellierungsmethode mit dem Spezialisierungsgrad der zu modellierenden Spezies als entscheidendes Kriterium. Auszug aus: Soultan & Safi (2017) .....	7
Abbildung 2: Das untersuchte Gebiet mit der Lage der untersuchten Punkte und der Lage des Untersuchungsgebietes.....	11
Abbildung 3: Darstellung eines Untersuchungspunktes. Innerhalb des 5 m-Radius wurde nach Auerhuhnnachweisen gesucht und innerhalb des 20 m-Radius wurden Habitatparameter aufgenommen. ....	12
Abbildung 4: Anzahl der HSI-Klassen im Untersuchungsgebiet in den Jahren 2007, 2011 und 2016 .....	20
Abbildung 5: Karte des untersuchten Gebietes mit den habitataufwertenden Maßnahmen für Auerhühner und der Anzahl der Auerhuhnnachweise an den untersuchten Punkten. ...	22
Abbildung 6: Übersicht der berechneten Conditional Interference Trees des Einflusses der Nutzungsklassen auf die Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten des Jahres 2016. Spearman Rank, Konfidenzintervall 0,95.....	26
Abbildung 7: Strukturgleichungsmodell des Wirkschemas der habitataufwertenden Maßnahmen auf Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten. Mit dem Kronenschlussgrad als indirekte erklärende Variable. ....	40



## ABSTRACT

Capercaillie (*Tetrao urogallus*) is the characteristic bird of boreal forest societies. The black forest holds the biggest population of capercaillie in central Europe aside the alpine space. Since the 90's of the last century the capercaillie population is declining rapidly. In order to stop this negative trend, the country of Baden-Württemberg established the "Capercaillie Action Plan" in 2008 in its course many conservation measures such as habitat management where taken.

This thesis is the first approach that uses long term data of habitat-use and -structure to measure the influence of habitat-improvement measures on occurrence of Capercaillie. By comparing the influence of the distance to different classes of forest-use on Capercaillie presence data and habitat-parameters with Generalised Linear Models a linear relation between these parameters could be shown. Whereas the influence of the distance to habitat-improvement measure for Capercaillie was not bigger than those of the regular forest-use in the same period of time. The results show that habitat-improvement measures for Capercaillie need to be established in a broader area and with greater intensity in all kinds of forest ownership classes, to sustain the Capercaillie population in the Black Forest.

The calculation of the *Conditional Interference Trees* according to Hothorn et al. (2006), and their use to define a quantitative threshold, showed that habitat-improvement measures for Capercaillie can enhance the habitat-use of Capercaillie in between a distance of 100 m. This finding can improve future habitat-improvement measures for Capercaillie to establish a viable Capercaillie population and functional conservation measures in the Black Forest.

---

## ZUSAMMENFASSUNG

Das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) ist eine Charakterart der borealen Wälder. Der Schwarzwald beheimatet die größte Mitteleuropäische Auerhuhnpopulation außerhalb des Alpenraumes. Seit den 90er Jahren, des letzten Jahrhunderts, befindet sich die Population jedoch in einem starken Abwärtstrend. Um diesem Trend entgegen zu steuern werden seit dem Jahr 2008 umfangreiche Habitatmanagement Maßnahmen im Zuge des Aktionsplans Auerhuhn umgesetzt.

Diese Arbeit ist die erste die mit langjährigen Daten zur Habitatnutzung sowie Habitatstrukturen den Einfluss von habitatverbessernden Maßnahmen auf Auerhühner untersucht.

In der vorliegenden Arbeit wurde der Einfluss der Distanz zu verschiedenen forstlichen Nutzungsklassen auf Auerhuhnnachweise und Habitatparameter mithilfe von Generalisierten Linearen Modellen verglichen. Hierbei konnte ein negativer linearer Zusammenhang zwischen der Distanz zu habitataufwertenden Maßnahmen auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Auerhühnern nachgewiesen werden. Wobei der Einfluss der Distanz zu den habitataufwertenden Maßnahmen nicht größer als der Einfluss der normalen Forstlichen Nutzung in den untersuchten Zeiträumen war, da habitataufwertende Maßnahmen in den meisten Fällen nur sehr kleinräumig umgesetzt wurden. Eine großflächigere und intensivere Umsetzung von habitataufwertenden Maßnahmen ist für den Erhalt der Auerhuhnpopulation im Schwarzwald überlebensnotwendig und muss über alle Waldbesitzarten verteilt werden.

Durch die Berechnung der *Conditional Interference Trees* nach Hothorn et al. (2006), und dessen Verwendung in der Modellierung konnte aufgezeigt werden, dass habitataufwertende Maßnahmen, in einer Distanz bis zu 100 m, die Habitatnutzung von Auerhühnern positiv beeinflussen können. Mit dieser Erkenntnis können habitataufwertende Maßnahmen für Auerhühner in Zukunft gezielter und effektiver umgesetzt und somit ein langfristiger Erhalt der Auerhuhnpopulation im Schwarzwald erreicht werden.

---

---

# 1 EINLEITUNG

Das Hauptverbreitungsgebiet des Auerhuhns (*Tetrato urogallus*) sind die borealen Wälder Skandinaviens und Russlands sowie die Alpen (Klaus et al., 1989). Das Vorkommen von Auerhühnern in Deutschland beschränkt sich, bis auf einige Restpopulationen in den Mittelgebirgen, auf den Alpenraum, den Bayerischen Wald und den Schwarzwald (Segelbacher et al., 2003). Die Raumannsprüche dieser Raufußhühner sind sehr groß: die Streifgebiete der einzelnen Individuen variieren je nach Jahreszeit und Geschlecht zwischen 50 und 500 ha (Grimm & Storch, 2000). Hieraus ergibt sich ein Raumbedarf von ca. 50.000 ha für eine genetisch gesunde Metapopulation von 500 Individuen (Grimm & Storch, 2000; Suchant & Braunisch, 2004). Die Nahrungsansprüche unterscheiden sich je nach Jahreszeit teils beträchtlich: in den Wintermonaten ernähren sich Auerhühner hauptsächlich von Koniferennadeln, die zwar wenig Energie liefern aber dafür in großen Mengen vorhanden sind (Schroth et al., 2005). In den Sommermonaten ernähren sich die Tiere zu großen Teilen von Beersträuchern (*Vaccinium ssp.*) (Storch, 1993). Hierbei sind nicht nur die Beeren als wichtiger Energielieferant von großer Bedeutung, sondern auch die Knospen, Blätter und Athropoden, die auf den Beersträuchern leben und ein wichtiger Eiweißlieferant insbesondere für Auerhuhnküken sind (Klaus et al., 1989).

Das Auerhuhn gilt als Indikatorart für lichte und strukturreiche Nadelmischwälder mit einer vitalen Beerstrauchvegetation (Suter et al., 2002; Pakkala et al., 2003). Diese Habitateigenschaften bevorzugen auch andere Bergwaldvogelarten wie der Dreizehenspecht, die Waldschnepfe und der Sperlingskauz weshalb diese Arten ebenfalls von habitataufwertenden Maßnahmen für Auerhühner profitieren (Pakkala et al., 2003). Naturschutzfachlich wird das Auerhuhn daher auch als Schirmart bezeichnet (Suter & Graf, 2008). Maßnahmen, die den Lebensraum für Auerhühner aufwerten, haben Einfluss auf weitere Naturschutzrechtliche Arten und sind somit polyvalent (Suter & Graf, 2008).

Seit Mitte des 20. Jahrhunderts ist eine stetige Abnahme der Auerhuhnpopulation im Schwarzwald zu verzeichnen (Coppes et al., 2016). Für das Jahr 2016 vermutet man eine Gesamtpopulation von 400 - 500 Individuen (Coppes et al., 2016), die jedoch in viele Teilpopulationen, die sich über die Höhenlagen des gesamten Schwarzwaldes erstrecken, aufgeteilt ist. Als Gründe für den Rückgang der Auerhuhnpopulation in Mitteleuropa und dem Schwarzwald werden unter anderem die Fragmentierung des Lebensraumes, die Abnahme der Qualität des Lebensraumes, die veränderte Nutzung durch die Forstwirtschaft, die stetig wachsende touristische Nutzung und der erhöhte Prädationsdruck durch Beutegreifer angeführt (Coppes et al., 2016; Storch, 2001; Weiß & Schroth, 1990). Die Hauptursache für den starken Populationsrückgang des Auerhuhns konnte noch nicht identifiziert werden. Am

---

wahrscheinlichsten ist es, dass ein Zusammenspiel aller genannten Faktoren die Ursache darstellt.

Um den Erhalt von Auerhühnern in Baden-Württemberg zu gewährleisten wird seit dem Jahr 2008 der „Aktionsplan Auerhuhn“ landesweit umgesetzt (Suchant & Braunisch 2008). Basierend auf wissenschaftliche Grundlagen in den Handlungsfeldern Habitatgestaltung, Jagd, Tourismus, Infrastruktur, Forschung und Öffentlichkeitsarbeit werden für konkret benannte Flächen Zielvorgaben und detaillierte Handlungsempfehlungen abgeleitet und beschrieben. Für den Erhalt der Auerhuhnpopulation ist es unabdingbar, die gesamte Vielfalt der Themen in der Planung von Schutz- und Managementmaßnahmen mit zu berücksichtigen, somit ist der Auerhuhnschutz eine überregionale Querschnittsaufgabe, welche vor allem die Bereiche Forst, Jagd, Tourismus, Naturschutz betrifft. Im Staatswald wird der Aktionsplan Auerhuhn verbindlich und künftig mit stärkerem Nachdruck durch Forst BW umgesetzt. Hierbei wird besonders großer Wert auf die Schaffung und Erhaltung von Auerhuhn Primär- und Sekundärhabitaten gelegt, die einen hohen Aufwand an finanziellen und personellen Ressourcen erfordert. Trotz des hohen finanziellen Einsatzes der Forstverwaltung, wurde bisher keine Evaluierung der Qualität der habitataufwertenden Maßnahmen durchgeführt.

## 1.1 HABITATANSPRÜCHE DES AUERHUHNS

Das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) besiedelt die borealen und montanen Wälder in Europa und Nordasien (Storch, 2003) .

Das Artareal, d.h. der typische Lebensraum des Auerhuhns, ist durch Habitate der Taigazone Eurasiens gekennzeichnet (Klaus et al., 1989). Die Taigawälder sind vielgestaltig, besonders auch durch ihren Reichtum an Wasserläufen und Mooren. Ihre Vegetationsverhältnisse unterscheiden sich allerdings stark von denen in Mitteleuropa. Mitteleuropa ist von Natur aus eher ein Laubwaldgebiet (Klaus et al., 1989). Vermutlich war das Auerhuhn gleichzeitig mit dem Nadelwald nach der letzten Eiszeit in Mitteleuropa eingewandert, wo es Nadel- und Mischwälder der Ebene und des Gebirges bis zur Baumgrenze in den Alpen, Pyrenäen und Karpaten besiedelte (Weiß & Schroth, 1990). Nadelwälder, wie sie das Auerhuhn bevorzugt, finden sich lediglich in höheren Lagen, wie den Mittelgebirgen und den Alpen, wo taigaähnliche Wuchsbedingungen herrschen (Weiß & Schroth, 1990). Das Auerhuhn kommt in den verschiedensten Waldgesellschaften vor, wobei ein Mindestanteil an Koniferen unentbehrlich ist, was insbesondere daran liegt, dass sie sich im Winter ausschließlich von deren Nadeln ernähren. So bewohnt das Auerwild vor allem von Nadelholz dominierte, ausgedehnte und weitgehend geschlossene Wälder mit Anteilen von Kiefer (*Pinus sylvestris*) und Tanne (*Abies alba*), wobei es lichte, randlinienreiche

---

Gebiete mit einem hohen Anteil an Bodenvegetation, besonders Heidekrautgewächsen (*Ericaceae*) (Klaus et al., 1988). Althölzer mit geringen Stammzahlen ermöglichen ein solches beerkrautreiches Wachstum der Bodenvegetation, die mit einer Deckung > 40% und 30 – 50cm Höhe in idealer Weise Sommernahrung und Deckung zugleich ist und zudem positive Wirkung auf das Mikroklima und Insektenreichtum bietet. Dichtere Waldbestände sind nur dann attraktiv, wenn sie von kleineren Freiflächen (< 1ha) unterbrochen sind und somit Grenzlinien- und Strukturreichtum bieten (Klaus et al., 1988; Storch, 1999). Storch (2002) konnte in Studien am Teisenberg nachweisen, dass Auerhühner ein Streifgebiet nutzen das je nach Jahreszeit, Alter und Geschlecht des Individuums zwischen 50 und 500 ha umfassen kann.

## 1.2 HABITAT SUITABILITY INDEX (HSI)

Eine Grundlage für die Berechnung der Habitateignung ist der Habitat Suitability Index (HSI) der die strukturelle Eignung des Lebensraums für Auerhühner bewertet. Dieser Index wurde von Storch (2002) für die Bayerischen Alpen entwickelt und von Tenckhoff (2008) in einer Diplomarbeit für den Schwarzwald überprüft und angewandt.

Der HSI ist ein Bewertungsinstrument mit dem die Lebensraumeignung für eine bestimmte Tierart, anhand von nachvollziehbaren Parametern, zu einem bestimmten Zeitpunkt dokumentiert werden kann. Dabei wird die Lebensraumeignung mit einem Habitateignungsindex (HSI) mit Werten von 0 (ungeeignet) bis 1 (optimal) beschrieben. Der Index wird anhand von identifizierten Lebensraumvariablen, die von Storch (1994) für Auerhühner evaluiert worden sind, berechnet. Wobei jede Lebensraumvariable mit einer bestimmten Wertigkeit, der Eignungsindexfunktion (SI = Suitability Index), in die Berechnung mit einfließt. Eingang in die Berechnung des HSI finden die folgenden Variablen:

- Hangneigung
- Bestandeszusammensetzung
- Sukzessionsstadium
- Kronenschlussgrad
- Deckungsgrad der Verjüngung
- Höhe der Bodenvegetation
- Deckungsgrad der Heidelbeere

Der Einfluss jeder Variable ist von der potentiellen ökologischen Wirksamkeit, auf die Habitatnutzung von Auerhühnern, abhängig. Zur Darstellung kann der HSI auch in Klassen von 1 (sehr gut 1 - >0,8) bis 5 (ungeeignet 0,2 - 0) dargestellt werden.

---

## 1.3 HABITATAUFWERTENDE MAßNAHMEN

### 1.3.1 Waldbau

#### **Normale Forstliche Nutzung**

Die Vorgabe zum waldbaulichen Umgang mit den Waldentwicklungstypen, die das Verbreitungsgebiet des Auerhuhns betreffen, wird in der Richtlinie Landesweiter Waldentwicklungstypen (LWET) des Landes Baden-Württemberg beschrieben (Baden-Württemberg 1999). Ziel der normalen forstlichen Nutzung ist in erster Linie die ökonomische Optimierung der Zuwachsleistung der zu erntenden Baumarten (Wirth, 2010). Wenn als waldbauliches Ziel die Förderung der Fichte ausgerufen wurde, dann schafft dies häufig sehr dichte Bestände die keine oder nur sehr wenig Bodenvegetation aufweisen Burschel & Huss, (2003) da Fichtenbestände in der Regel erst sehr spät ausgedünnt werden, da dieses Vorgehen die natürliche Astreinigung fördert. Die Verjüngung von Tannen-Mischwäldern wird häufig über die natürliche Verjüngung unter Schirm gesteuert Burschel & Huss, (2003), was zur Folge hat, dass diese Bestände eine lange Phase vorweisen in der kein oder nur sehr wenig Licht bis auf den Boden gelangt und somit zum Verkümmern der Bodenvegetation führt (Marti, 2001).

#### **Nutzungsziele für habitataufwertende Maßnahmen für Auerhühner**

Waldbauliche Maßnahmen, zur Aufwertung von Auerhuhnhabitat im Schwarzwald, werden im Aktionsplan Auerhuhn (Suchant & Braunisch, 2008 pp. 29) der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt beschrieben:

(1) Auf mindestens 30 % der Flächen müssen aufgelichtete Wälder nach folgenden Vorgaben vorhanden sein:

- Auf mindestens 10 % und maximal 30 % der Fläche: Freiflächen (0,1 – 0,5 ha) oder Bestände mit Lücken (Durchmesser > Baumlänge, auf mindestens 30 % und maximal 50 % der Bestandesfläche)
- Auf mindestens 20 % der Fläche: Bestände mit einem Kronenschlussgrad von 50 bis 70 %

(2) Auf maximal 30 % der Fläche dürfen dichte Strukturen wie Dickungen, gedrängte Stangenhölzer, hohe und dichte Verjüngung unter Schirm vorhanden sein.

(3) Auf mindestens 66 % der Fläche einen Deckungsgrad der Bodenvegetation (nicht Verjüngung) von >40 % und mit durchschnittlichen Höhen von >20cm und maximal 40 cm notwendig.

---

**Mit folgenden Maßnahmen können diese Parameter erreicht werden:**

- Vorhandene Lücken erhalten und so ausformen, dass der Durchmesser der Lücke mindestens der Bestandeshöhe entspricht.
- Kleinere Freiflächen in Dickungen (z. B. Sturmwurfflächen: 2 - 4 Lücken pro Hektar mit einem Durchmesser von 20-30 m).
- Breitere Rückegassen (3 -5 m) anlegen, die zusätzlich mit „Ausbuchtungen“ verbreitert werden.
- Hiebsfortschritt soll auch bei Naturverjüngungen die Verjüngung von Lichtbaumarten ermöglichen. Die systematische Anlage von Saum- und kleineren Kahlschlägen (<1 ha) ist sinnvoll.
- v.a. in hochmontanen Lagen und auf vernässenden Standorten Kiefer anbauen, erhalten und fördern.
- Lichte Altholzstrukturen mit ausreichender Bodenvegetation mosaikartig erhalten, z.B. Dauerwaldstrukturen nicht zu vorratsreich werden lassen.
- Stangenhölzer durch frühe und häufig wiederkehrende Durchforstungen kontinuierlich auflichten (Überschirmungsgrad 50-70%), z.B. zur Erhaltung vitaler Heidelbeere oder zur Reduktion der Fichte und der Buche zugunsten der Kiefer.
- Natürlich lichte Waldstrukturen auf Sonderstandorten wie Felsgebilden, Blockhalden oder Moorbereichen erhalten oder schaffen.

### 1.3.2 Wirksamkeit und Wirkungsbereich

Man geht davon aus, dass Maßnahmen zur Aufwertung von Habitat nur einen begrenzten Wirkungsbereich haben. Dieser Wirkungsbereich ist jedoch noch nicht ausreichend erforscht worden und hängt vermutlich von der Populationsdichte, der Qualität der umgebenden Habitate und der Art der Maßnahme ab.

Trotz des hohen ökonomischen Aufwandes der bspw. in Baden-Württemberg für habitataufwertende Maßnahmen für Auerhühner betrieben wird, gibt es sehr wenige systematische Studien welche die Wirksamkeit von habitataufwertenden Maßnahmen evaluieren. So wurde von Braunisch et al. (2014) gezeigt, dass negative Auswirkungen der Klimaveränderungen zum Teil durch die Erhöhung der Habitat Qualität, durch das künstliche schaffen von Freiflächen an Standorten an denen die Heidelbeere konkurrenzfähig ist, kompensiert werden kann.

In den Schweizer Voralpen wurde der Einfluss von forstlichen Aufwertungen auf das Nahrungsangebot für Auerhuhnküken untersucht (Grämiger et al., 2015). Die hier angewandte Methode, bei der eine Athropodenzählung durchgeführt wurde, eignet sich

jedoch nicht dazu um eine Aussage über die generelle Wirksamkeit der Maßnahmen zu treffen. Broome et al. (2014) untersuchten den Effekt von Kahlschlägen unterschiedlichen Ausmaßes in Kiefernbeständen (*Pinus sylvestris*) auf die Beerstrauchvegetation. Hier konnte festgestellt werden, dass punktuelle, mosaikartige Eingriffe einen positiven Effekt auf die Beerstrauchvegetation und ein höheres Maß an Struktur im Bestand geschaffen haben wodurch mehr Deckung vor Prädatoren wie Fuchs (*Vulpes vulpes*), Habicht (*Accipiter gentilis*) und Rabenkrähe entstand.

In beiden Arbeiten konnte ein positiver Effekt von Habitatmanagement Maßnahmen auf die untersuchten Parameter Athropoden (Grämiger et al., 2015), Beerstrauchdeckung und Deckung (Broome et al., 2014) beobachtet werden. Das diese Parameter das Auerhuhn positiv beeinflussen ist bekannt (vgl. Kap. 1.1), jedoch konnte durch diese Studien nicht belegt werden in welchem Umfang die lokale oder regionale Auerhuhnpopulation von derartigen Maßnahmen profitiert.

#### 1.4 MODELLIERUNG DER HABITATNUTZUNG

Die bisher durchgeführten Untersuchungen (siehe Kapitel 1.3.2) eignen sich nur bedingt um die Wirksamkeit und die Wirkdistanz von habitataufwertenden Maßnahmen für Auerhühner zu evaluieren.

Die Verwendung von Generalisierten Linearen Modellen (GLM) zur Modellierung von Artverteilungen (SDM) ist weit verbreitet (Bahrenberg et al., 2008; Dormann et al., 2013; Dormann et al., 2008; Guisan et al., 2002). Insbesondere die Modellierung der Verteilung von Arten- und Lebensgemeinschaften kann über generalisierte Regressionsmodelle durchgeführt werden (Jay et al., 2012; Manel et al., 1999). Gerade wenn das Studiendesign einen regelmäßigen oder ebenmäßig stratifizierten Aufbau aufweist, erzielen regressionsbasierende Modellierungsansätze wie bspw. GLM oder GAM verlässliche Ergebnisse (Hirzel & Guisan, 2002).

Es wurden in der Vergangenheit Methoden entwickelt die es ermöglichen Modellierungsansätze zur Vorhersage von Artvorkommen zu vergleichen. Validierung und Vergleich von Modellierungsansätzen sind stark von den verwendeten Daten abhängig. So sind Vorhersagen von Artvorkommen die auf Präsenz / Absenz Daten basieren meist präziser als diejenigen die ausschließlich aus Präsenz Daten bestehen (Brottons et al., 2004; Dormann et al., 2007; Drew et al., 2010). Bestehen Datensätze ausschließlich auf Präsenz Daten, werden mit regressionsbasierten Modellierungsansätzen wie GLM und GAM keine verlässlichen Ergebnisse erzielt (Dormann et al., 2013; Elith & Graham, 2009; Elith et al., 2006). Zu einem vergleichbaren Ergebnis kamen Dempsey et al. (2015) die SDM Methoden zur Modellierung von Kitfuchs (*Vulpes macrotis*) Habitaten verglichen. Insbesondere die

Datenerhebung via Transektbegänge konnte aufgrund der hohen Raten an Zufallsfunden nicht ausreichend mit GLM modelliert werden.

Verschiedene Modellierungsansätze zur Vorhersage von Artverteilungen auf Basis von Präsenzdaten wurden auch von Soutlan & Safi (2017) verglichen. Es stellte sich heraus, dass der entscheidende Faktor für die Wahl der geeigneten Modellierung der Grad der Spezialisierung der untersuchten Art ist (vgl. Abbildung 1). So konnten mit GLM, bei Arten mit einem hohen Spezialisierungsgrad wie dem Auerhuhn, erst bei einer Anzahl >200 Präsenznachweisen verlässliche Ergebnisse erzielt werden.

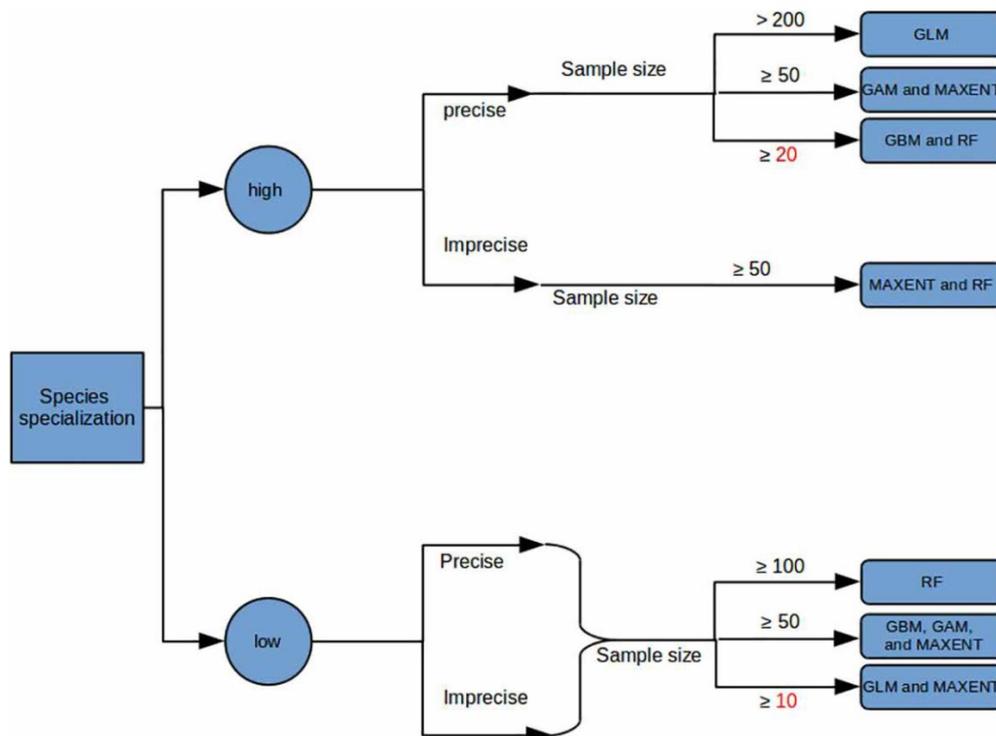


Abbildung 1: Schema zur Auswahl der geeigneten Modellierungsmethode mit dem Spezialisierungsgrad der zu modellierenden Spezies als entscheidendes Kriterium. Auszug aus: Soutlan & Safi (2017)

Eine weitere Herausforderung in der Modellierung von Artverteilungen liegt in der räumlichen Autokorrelation der Zielvariablen. Von räumlicher Autokorrelation der Zielvariable, spricht man wenn die Wahrscheinlichkeit einen Präsenz oder Absenz Nachweis zu erbringen dadurch bedingt wird, dass an den benachbarten Punkten ebenfalls ein Präsenz oder Absenz Nachweis erbracht wurde. Die meisten statistischen Modellierungsansätze die in der Ökologie angewandt werden sind von diesem Effekt betroffen (Dormann et al., 2013; Dormann et al., 2012; Drew et al., 2010; Zurell et al., 2009). Räumliche Autokorrelation zwischen erklärenden Variablen hat jedoch nicht immer einen entscheidenden Einfluss auf die Qualität einer Modellierung. Wenn sich die Modellierung beispielsweise nur auf den Bereich beschränkt, der auch tatsächlich untersucht worden ist,

---

kann davon ausgegangen werden, dass die räumliche Autokorrelation zwischen den Variablen konstant bleibt (Harrell, 2001). Erstreckt sich die Modellierung hingegen über den untersuchten Kontext hinaus, dann kann dies zu einer starken Verzerrung der Ergebnisse der durchgeführten Regressionsanalyse führen, da sich das Korrelationsmuster verändert haben kann (Braunisch et al., 2013; Dormann et al., 2013; Dormann et al., 2012).

Sind zwei oder mehr erklärende Variablen einer linearen Regressionsmodellierung miteinander räumlich autokorreliert, kann das dazu führen, dass es nicht möglich ist deren Effekt exakt zu bestimmen, weil die Modellierung die Effekte nicht voneinander abgrenzen kann. Umso stärker zwei oder mehr erklärende Variablen miteinander autokorreliert sind, desto wahrscheinlicher wird es, dass sie kollinear sind (Dormann et al., 2013; Harrell, 2001).

Bei der Modellerstellung ist demnach darauf zu achten, dass die erklärenden Variablen nicht räumlich miteinander korreliert sind. Im Modellierungsprozess ist es deshalb von hoher Bedeutung, dass bei der Auswahl der erklärenden Variablen immer auch der ökologische Zusammenhang dieser berücksichtigt wird. Des Weiteren können räumliche Autokorrelationen minimiert werden wenn nur erklärende Variablen die nicht stark miteinander korreliert sind ( $p < 0,5$ ) für das Modell verwendet werden. Dieses Vorgehen kann zwar Hinweise auf räumliche Zusammenhänge zwischen den erklärenden Variablen geben, aber diese nicht vollständig ausschließen (Dormann et al., 2012; Elith et al., 2006).

## 1.5 ZIEL UND HYPOTHESEN

Im Jahr 2007 wurde im Zuge einer Diplomarbeit ein Raster der Größe 200 m x 200 m über das Untersuchungsgebiet gelegt und an jedem der 472 Punkte Auerhuhnnachweise und Habitat kartiert. Diese Untersuchungen wurden im Jahr 2001 und 2016 erneut durchgeführt und werden in dieser Arbeit genutzt um die Wirksamkeit von habitataufwertenden Maßnahmen für Auerhühner. Hierzu wird sowohl der Einfluss, von normaler forstlicher Nutzung als auch der von habitataufwertenden Maßnahmen für das Auerhuhn, auf die Wahrscheinlichkeit einen Auerhuhn-Nachweis an den Probepunkten zu erbringen untersucht. Mit Hilfe von GLM's wird untersucht welche Faktoren die Präsenz oder Absenz (i.e. Punkte mit oder ohne Auerhuhn Nachweis) beeinflussen. In den Analysen wird davon ausgegangen, dass die habitataufwertenden Maßnahmen für Auerhühner wirksam sind wenn:

- Die Wahrscheinlichkeit einen Auerhuhnpräsenz Nachweis zu erbringen mit der Nähe zu habitataufwertenden Maßnahmen für Auerhühner steigt.
- Die Wahrscheinlichkeit einen Auerhuhnpräsenz Nachweis zu erbringen in der Nähe von habitataufwertenden Maßnahmen höher ist, als in der Nähe zur normalen forstlichen Nutzung.

- Die Habitateignung für Auerhühner (HSI) in der Nähe von habitataufwertenden Maßnahmen für Auerhühner höher ist als in der Nähe zur normalen forstlichen Nutzung.

Basierend auf der Annahme, dass habitataufwertende Maßnahmen die Habitateignung für das Auerhuhn erhöhen und somit dem Fortbestand dieser gefährdeten Art unterstützen, wurden folgende Hypothesen untersucht:

H1: Je geringer die Distanz zu habitataufwertenden Maßnahmen, desto höher die Wahrscheinlichkeit eines Auerhuhn Präsenz-Nachweises.

H2: Es gibt eine Distanz in der habitataufwertende Maßnahmen eine hohe Wirksamkeit haben (Wirkdistanz).

H3: Je geringer die Distanz zu habitataufwertenden Maßnahmen, desto höher ist der HSI für Auerhühner.

---

## 2 UNTERSUCHUNGSGEBIET

Das Untersuchungsgebiet „Rohrhardsberg“ liegt im Mittleren Schwarzwald und ist Teil des Vogelschutzgebietes „Mittlerer Schwarzwald“ (LUBW, 2009). Es liegt zwischen 800 und 1200 m über NN. Im Westen schließen die Verbindungstäler ins Elztal an; im Norden und Osten wird das Gebiet durch das Prechtal begrenzt. Südlich besteht Verbindung zu weiteren Waldgebieten (Richtung Brend). Die höchsten Erhebungen in den untersuchten Teilgebieten des Untersuchungsgebietes sind im Norden: Watzeck (1058m über NN); Hohkopf (1053m) und Gschasikopf (1046m); sowie im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes: Obereck (1177m über NN), Rohrhardsberg (1151m) und Ibichkopf (1145m). Die Hangneigung beträgt meist bis 20°, stellenweise jedoch auch über 45°. Der Wald, der ca. 97% des Gebietes bedeckt, setzt sich vor allem aus Fichten (*Picea abies*) und Buchen (*Fagus sylvatica*) zusammen (Kändler & Cullmann, 2014). Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 7°C, die Jahresniederschläge betragen durchschnittlich 1600mm/m<sup>2</sup> (DWD).

Im Rahmen des Life – Projektes „Rohrhardsberg“ und aufgrund der hohen persönlichen Motivation der örtlichen Revierleiter, wurden in den letzten Jahren im gesamten Untersuchungsgebiet „Rohrhardsberg“ habitataufwertende Maßnahmen durchgeführt. Die Maßnahmen sind durch die Bestandesbeschreibung georeferenziert und somit räumlich verortet.

Gleichzeitig wurde im Jahr 2007 im Zuge einer Diplomarbeit ein Raster mit Zellgrößen von 200m x 200m über das Gebiet Martinskapelle Rohrhardsberg gelegt. Das hierdurch entstandene Netz aus 472 Stichprobenpunkten wurde nach Auerhuhnfundpunkten abgesucht. An den Stichprobenpunkten wurden zusätzlich noch Habitatparameter nach Storch (2002) erhoben. Im Jahr 2011 und 2016 wurden die gleichen Punkte erneut nach Auerhuhnnachweisen abgesucht und Habitatparameter aufgenommen.

# Untersuchungsgebiet

# Lage des Untersuchungsgebietes

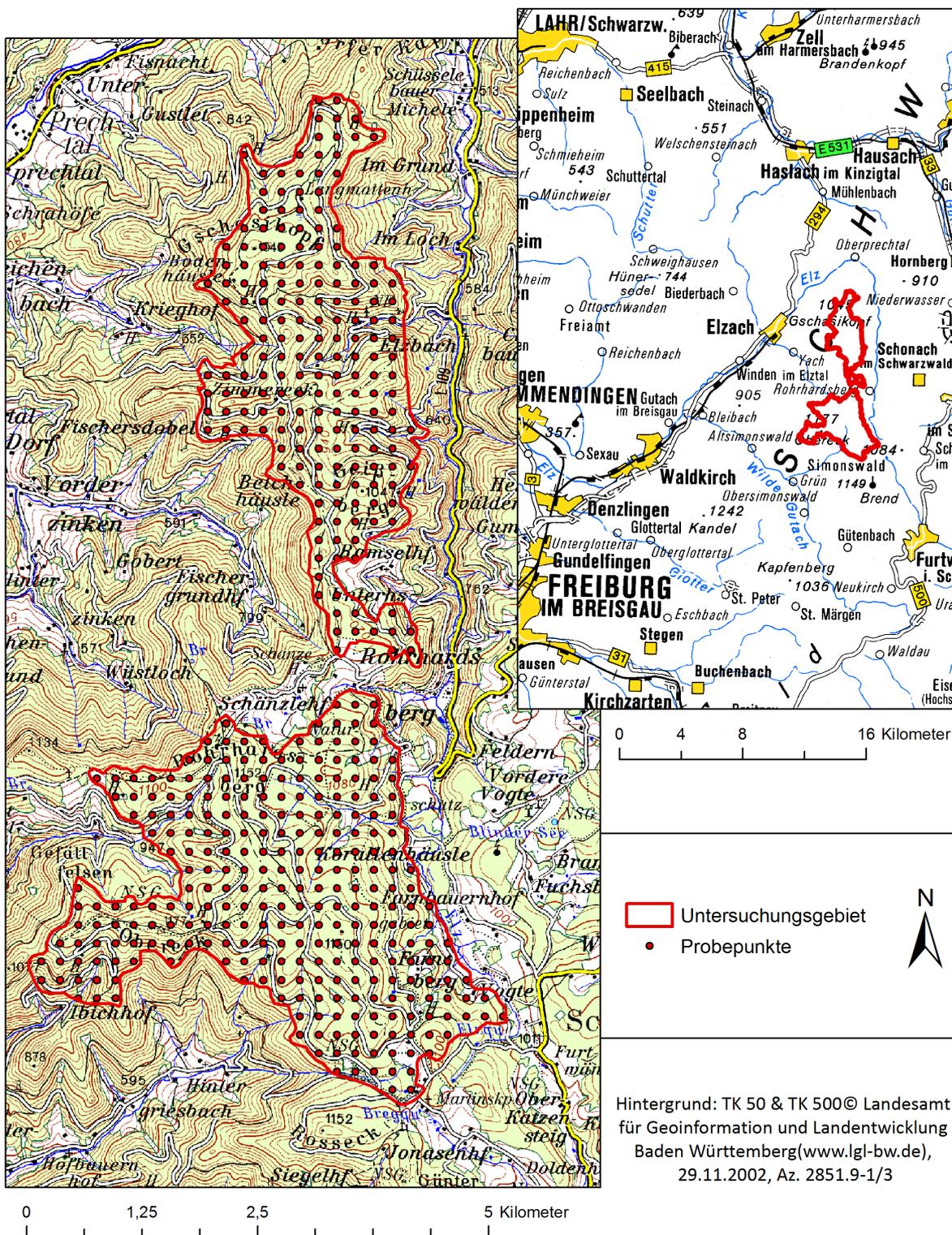


Abbildung 2: Das untersuchte Gebiet mit der Lage der untersuchten Punkte und der Lage des Untersuchungsgebietes.

### 3 METHODEN

#### 3.1 KARTIERUNG VON HABITAT UND AUERHUHNVORKOMMEN

Im Untersuchungsgebiet wurde in den Jahren 2007 und 2011 an 472 Stichprobenpunkten Habitat sowie Auerhuhnvorkommen nach der Methode von Storch (2002) kartiert. Die Kartierungen beinhalten die für Auerhühner relevanten Waldstrukturen (Tabelle 1) in einem Radius von 20 Metern um den Stichprobenpunkt (siehe Abbildung 3). In einem Umkreis von

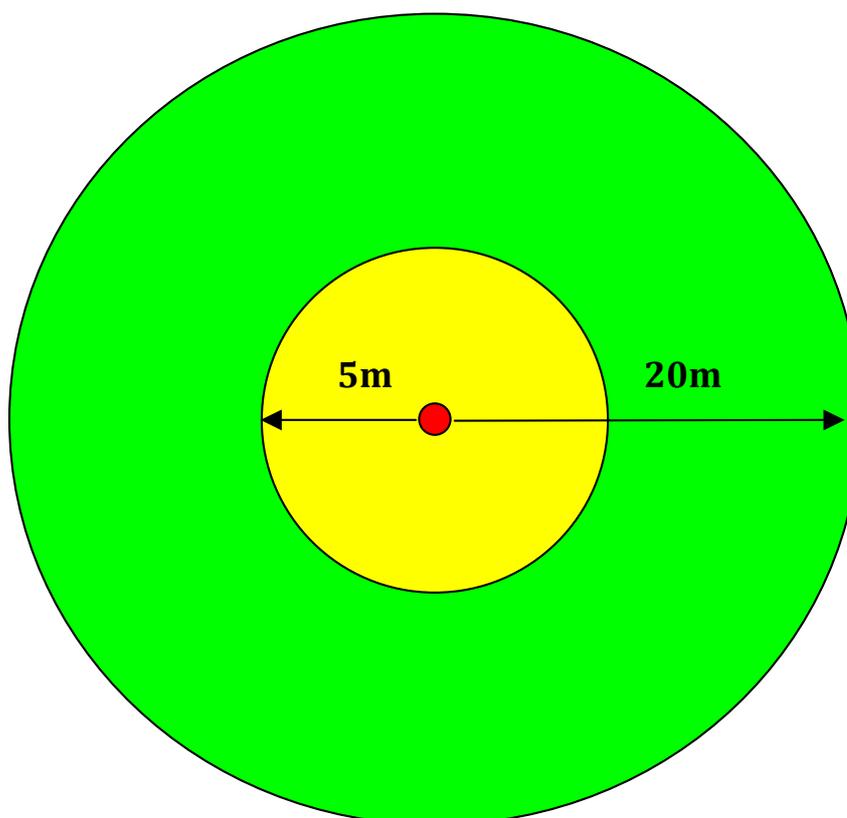


Abbildung 3: Darstellung eines Untersuchungspunktes. Innerhalb des 5 m-Radius wurde nach Auerhuhnnachweisen gesucht und innerhalb des 20 m-Radius wurden Habitatparameter aufgenommen.

5 Metern wurde für die Dauer von 10 Minuten an jedem der Punkte nach direkten (Sichtung) und indirekten (Federn, Kot, Sandbäder, Trittsuren, Huderstellen) Auerhuhn Nachweisen gesucht. Die gefundenen Auerhuhnnachweise wurden dokumentiert und danach von Artexperten an der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt bestätigt.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde im Sommer 2016 im Zeitraum vom 15.08. bis zum 26.09. die Kartierung an den gleichen Stichprobenpunkten mit der gleichen Methode wiederholt. Diese Feldaufnahmen geben über die Waldstrukturen Rückschlüsse auf die

---

Lebensraumeignung für das Auerhuhn an jedem Punkt im jeweiligen Kartier-Jahr. Gleichzeitig gibt es für jeden Punkt die Information, ob im jeweiligen Kartier-Jahr Auerhuhn Präsenz- oder Absenz- Nachweise erbracht wurden.

### **3.2 GIS-DATEN**

Die Daten der Kartierungen der Jahre 2007, 2011 und 2016 werden in dieser Arbeit mit Geografischen Datensätzen kombiniert. Hierzu zählen GIS Daten die aus dem Digitalen Höhenmodell (DHM) der Laserbefliegungsdaten des Landesamts für Geoinformation und Landentwicklung BW (LGL) generiert werden (z.B. Meereshöhe oder Hangneigung). Daten zur Waldbewirtschaftung und die habitatverbessernden Maßnahmen werden aus der Forsteinrichtung des Landes Baden-Württemberg verwendet. Da die Daten-Sätze in unterschiedlichen Formaten vorliegen (Raster / Point / Polygon / Polyline) wurden die GIS-Daten zunächst generalisiert. So wurden beispielsweise aus dem Polygon Shape der Habitataufwertenden Maßnahmen erst ein Rasterdatensatz (1x1m) erstellt, dem die euklidische Distanz jeder Rasterzelle zur nächsten Habitataufwertenden Maßnahme zugeordnet wurde. Danach wurde jedem Aufnahmepunkt die Distanz-zur-Habitataufwertenden-Maßnahme hinzugefügt. Die spezifische Generalisierung wurde für alle verwendeten GIS Daten der drei Aufnahmejahre durchgeführt. Die Generalisierung der Daten wurde mit ArcMap 10.4.1 durchgeführt. Eine Übersicht aller so erstellten Variablen zeigt Tabelle 1.

Tabelle 1: Übersicht der Variablen.

Variable	Einheit/Klassen	Name	Quelle	Format
<b>Strukturen</b>				
Sukzessions Stadium	1-6	suc	Feldaufnahme	Point/Feature Class
Überschirmung	%	can	Feldaufnahme	Point/Feature Class
Randlinien	0-5	bord	Feldaufnahme	Point/Feature Class
Lücke im Kronenraum	Vorhanden / Nicht vorhanden (1/0)	gap	Feldaufnahme	Point/Feature Class
Stufigkeit	0-3	struk	Feldaufnahme	Point/Feature Class
Tiefbeastete Nadelbäume	Anzahl	sol_tree	Feldaufnahme	Point/Feature Class
<b>Vegetation</b>				
Baumarten Bestandesschicht	% Deckungsgrad je Baumart von Überschirmung spec=(Fichte, Tanne, Buche, Kiefer, Lärche, Weichlaubholz, sonstige LB, sonstige NB)	tree_spec	Feldaufnahme	Point/Feature Class
Deckungsgrad Strauchschicht	%	med_cov	Feldaufnahme	Point/Feature Class
Baumarten Strauchschicht	% Deckungsgrad je Baumart von Überschirmung spec=(siehe Baumarten Bestandesschicht)	med_tree_spec	Feldaufnahme	Point/Feature Class
Deckungsgrad Bodenvegetation	%	ground_cov	Feldaufnahme	Point/Feature Class
Höhe der Bodenvegetation	cm	veg_high	Feldaufnahme	Point/Feature Class
Bodenvegetation Zusammensetzung	% von Deckungsgrad spec=(Heidelbeere, Him-Brombeere, Moos, Zwergsträucher, Gräser, Farn, Verjüngung, Totholz, Sonstiges)	ground_spec	Feldaufnahme	Point/Feature Class
<b>Auerhuhn</b>				
Nachweise	1/0	cap_pre	Feldaufnahme	Point/Feature Class
<b>Habitatpflegeflächen</b>				
Gepflegte Habitats (Staat, LIFE, Gemeinden, Ausgleichsmaßnahmen)	Distanz zur nächsten Habitatpflegefläche (m)	dist_man_hab	Forsteinrichtung (GIS-Datensatz FOGIS)	Polygon/Feature Class
<b>Topographische Variablen</b>				
Höhe	m.ü.NN	height	DGM (GIS-Datensatz LGL)	Rasterdataset

Exposition	Hochwert/Rechtswert	exp	DGM (GIS-Datensatz LGL)	Rasterdataset
Neigung	Grad	incl	DGM (GIS-Datensatz LGL)	Rasterdataset

### 3.3 BERECHNUNG DER DISTANZ VARIABLEN

Eine Möglichkeit habitataufwertende Maßnahmen in die Analyse mit aufzunehmen ist, die Flächen der Bestände mit den untersuchten Punkten zu verschneiden. Hierbei stehen die Maßnahmen jedoch lediglich als binäre Variable (Habitatverbesserung durchgeführt: ja / nein) zur Verfügung. Auerhühner nutzen jedoch ein Streifgebiet das je nach Jahreszeit, Alter und Geschlecht des Individuums zwischen 50 und 500 ha umfassen kann (Storch, 2002) also 0,8 - 2,5 km wenn man von einer kreisförmigen Ausprägung des Streifgebietes ausgeht. Um diesem Umstand Rechnung zu tragen wurde jedem untersuchten Punkt die euklidische Distanz zur nächsten Nutzungskategorie hinzugefügt. Alle Daten der drei Untersuchungsjahre wurden in einen gemeinsamen Dataframe überführt und dann in folgende Nutzungsklassen aufgeteilt:

Tabelle 2: Übersicht der Nutzungsklassen und der betrachteten Zeiträume

Art des Eingriffs	Zeitraum	Abkürzung
Normaler Eingriff	2007 – 2015	d_p_nn
Eingriff mit zusätzlichen Maßnahmen für Auerhühner	2007 – 2015	d_p_ah
Normaler Eingriff	2007 – 2010	d_07_10_nn
Eingriff mit zusätzlichen Maßnahmen für Auerhühner	2007 – 2010	d_07_10_ah
Normaler Eingriff	2011 – 2015	d_11_15_nn
Eingriff mit zusätzlichen Maßnahmen für Auerhühner	2011 – 2015	d_11_15_ah

Für jede dieser Klassen wurde nun die euklidische Distanz berechnet. Durch einen Intersect Prozess wurden die jeweiligen Distanzen der verschiedenen Maßnahmenklassen den Aufnahmepunkten zugeordnet. Somit ist jedem untersuchten Punkt ein Distanzwert pro Nutzungsklasse zugeordnet.

### 3.4 MODELLERSTELLUNG UND EVALUIERUNG

#### Zur Prüfung der Hypothese H1;

Je geringer die Distanz zu habitataufwertenden Maßnahmen, desto höher die Wahrscheinlichkeit eines Auerhuhn Präsenz-Nachweises.

Um den Einfluss der Distanz zu habitataufwertenden Maßnahmen für Auerhühner auf die Auerhuhn Präsenz / Absenz Daten zu untersuchen wurden zuerst univariate binäre GLM's erstellt. Um die Art des Zusammenhangs von habitataufwertenden Maßnahmen für Auerhühner zu prüfen wurden die erklärenden Distanzvariablen aller Zeiträume sowohl als lineare Variable als auch als 2- fach exponierte Variable getestet.

Im Folgenden wurde ein Generalisiertes Lineares Modell (GLM) entwickelt, um die Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten zu erklären. Im nächsten Schritt wurden die generalisierten Habitatvariablen der Jahre 2007, 2011 und 2016 mit dem größten Einfluss auf das Auerhuhnvorkommen im Jahr 2016, ermittelt.

Hierzu wurde ein binäres GLM mit allen verfügbaren nicht korrelierten Variablen (Spearman Rank < 0,5) erstellt. Im nächsten Schritt wurden mithilfe der stepAIC Funktion des R-Packages „MASS“ diejenigen Parameter identifiziert, welche einen signifikanten Einfluss auf das Auerhuhnvorkommen an den untersuchten Punkten aufweisen konnten.

Das resultierende Modell sieht folgendermaßen aus:

$$\text{Auerhuhnpräsenz [ja/nein] (cap\_pres\_16)} \sim \text{Lücke 2016 [ja/nein] (gap\_16)} + \text{Heidelbeerdeckung 2016 [\%] (bil\_16)} + \text{Höhe der Bodenvegetation 2016 [cm] (veg\_high\_16)}$$

Um eine Aussage darüber treffen zu können ob habitataufwertende Maßnahmen für Auerhühner einen größeren Einfluss auf die Auerhuhnpräsenz als die normale forstliche Nutzung haben, wurde diesem Modell jeweils eine Nutzungsklasse hinzugefügt. Durch dieses Vorgehen wurden für jeden Zeitraum jeweils zwei Modelle erstellt die anschließend miteinander verglichen wurden:

Beispiele der Modelle:

$$\text{Auerhuhnpräsenz [ja/nein] (cap\_pres\_16)} \sim \text{Lücke 2016 [ja/nein] (gap\_16)} + \text{Heidelbeerdeckung 2016 [\%] (bil\_16)} + \text{Höhe der Bodenvegetation 2016 [cm] (veg\_high\_16)} + \text{normal forstliche Nutzung 2007 – 2015 [m] (d\_p\_nn)}$$

---

Auerhuhnpräsenz [ja/nein] (cap\_pres\_16) ~ Lücke 2016 [ja/nein] (gap\_16) +  
Heidelbeerdeckung 2016 [%] (bil\_16) + Höhe der Bodenvegetation 2016 [cm] (veg\_high\_16)  
+ habitataufwertende Maßnahmen 2007 – 2015 [m] (d\_p\_ah)

Dieses Vorgehen ermöglicht es die Wirksamkeit der verschiedenen Nutzungsklassen zu vergleichen und folgende Fragen zu beantworten:

- Erhöht sich die Aussagekraft des Standardmodells durch die Hinzunahme der Nutzungsklassen?
- Welchen Einfluss haben die Nutzungsklassen auf die Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten?
- Ist der Einfluss einer Nutzungsklasse höher als der Einfluss der anderen im gleichen Zeitraum?

Die Modelle wurden danach mittels des R-Packages „Anova“ einer Regressionsanalyse unterzogen und verglichen.

Um die Modellierung auf räumliche Autokorrelationen der erklärenden Variablen zu testen wurde der Test testSpatialAutocorrelation des R Packages „dHARMA“ durchgeführt.

Zur Evaluierung der Modelle wurde mithilfe des R-Packages „pROC“ die AUC (Area Under Curve) berechnet mit der die Aussagekraft eines Modells bestimmt werden kann. Ein Modell mit einem AUC < 0,7 sollte mit Skepsis betrachtet werden. Ein AUC > 0,8 wird als gut bezeichnet.

### **Zur Prüfung der Hypothese H2;**

Es gibt eine Distanz in der habitataufwertende Maßnahmen eine hohe Wirksamkeit haben (Wirkdistanz).

Da in der Literatur keine Angaben zum Wirkungsbereich von habitataufwertenden Maßnahmen für Auerhühner gefunden werden konnten, wurden Conditional Interference Trees nach Hothorn et al. (2006) der jeweiligen einzelnen Distanz-Variablen berechnet. Hierbei wird der Einflussbereich der zu testenden Variable (Maßnahme) auf die Response Funktion (Auerhuhn Nachweis 2016) berechnet. Die Berechnung erfolgte mit dem R-Package „party“. Um die berechneten Wirkdistanzen zu prüfen wurde dem Standardmodell;

---

Auerhuhnpräsenz [ja/nein] (cap\_pres\_16) ~ Lücke 2016 [ja/nein] (gap\_16) + Heidelbeerdeckung 2016 [%] (bil\_16) + Höhe der Bodenvegetation 2016 [cm] (veg\_high\_16)

jeweils eine kategorielle Variable, die mit dem im Folgenden beschriebenen Vorgehen erstellt wurde, hinzugefügt.

Um kritische Distanzen zu ermitteln wurden folgende Distanzen als kategorielle Variablen erstellt:

- 0 m,
- 100 m,
- 200 m.

War die Distanz zur Nutzungsklasse z. B. > 0 m so ergab dies die Kategorie 0 = ausserhalb der Distanz. War die Distanz zur Nutzungsklasse hingegen = 0 m so ergab dies die Kategorie 1 = innerhalb der Distanz. Geschilderte Vorgehensweise wurde mit allen Nutzungsklassen aller Zeiträume für eine Distanz von jeweils 0 m / 100 m / 200 m durchgeführt.

Im Folgenden wurden die gleichen Schritte durchgeführt wie schon zur Prüfung der Hypothese H1.

Zur Evaluierung der Modelle wurde mithilfe des R-Packages „pROC“ die AUC (Area Under Curve) berechnet mit der die Aussagekraft eines Modells bestimmt werden kann. Ein Modell mit einem AUC < 0,7 sollte mit Skepsis betrachtet werden. Ein AUC > 0,8 wird als gut bezeichnet.

### **Zur Prüfung der Hypothese H3;**

Je geringer die Distanz zu habitataufwertenden Maßnahmen, desto höher ist der HSI für Auerhühner.

wurde ein univariates binäres GLM mit dem Habitat Suitability Index des Jahres 2016 und den Nutzungsklassen als erklärende Variable erstellt:

Hierzu wurde für jeden der Punkte der HS-Index (siehe Kapitel 1.2) nach Storch 2002 berechnet.

Das erstellte Modell stellt sich folgendermaßen dar:

Habitat Suitability Index (HSI<sub>year\_16</sub>) ~ Nutzungsklasse

Um die Modellierung auf räumliche Autokorrelationen der erklärenden Variablen zu testen wurde der Test `testSpatialAutocorrelation` des R Packages „dHARMA“ durchgeführt.

Zusätzlich wurde getestet, welchen Einfluss die Hinzunahme der in Tabelle 2 dargestellten Distanzvariablen auf das Standardmodell hat und ob hierdurch die Aussagekraft des Modells erhöht werden kann. Die Modelle wurden danach mittels des R-Packages „Anova“ einer Regressionsanalyse unterzogen.

Zur Evaluierung aller Modelle wurde mithilfe des R-Packages „pROC“ die AUC (Area Under Curve) berechnet mit der die Aussagekraft eines Modells bestimmt werden kann. Ein Modell mit einem  $AUC < 0,7$  sollte mit Skepsis betrachtet werden. Ein  $AUC > 0,8$  wird als gut bezeichnet.

Alle statistischen Analysen wurden mit R-Studio (Version 1.0.153) durchgeführt.

## 4 ERGEBNISSE

Die Anzahl der erbrachten Auerhuhnnachweise nahm über die drei Aufnahmejahre ab. In 2007 konnten an 53 Punkten (11.2 %), in 2011 an 49 (11.4%) und im Jahr 2016 an 32 Punkten (6.8 %) Auerhühner nachgewiesen werden.

Die Habitataignung, die über die HSI Klassen dargestellt ist, zeigt im Vergleich der drei Untersuchungsjahre deutliche Unterschiede auf. Die Verteilung der HSI Klassen zeigt, dass insbesondere die beiden Klassen 1 (sehr gut geeignet) und 2 (gut geeignet) im Jahr 2011 deutlich häufiger vertreten waren als in den Jahren 2007 und 2016 (vgl. Abbildung 4).

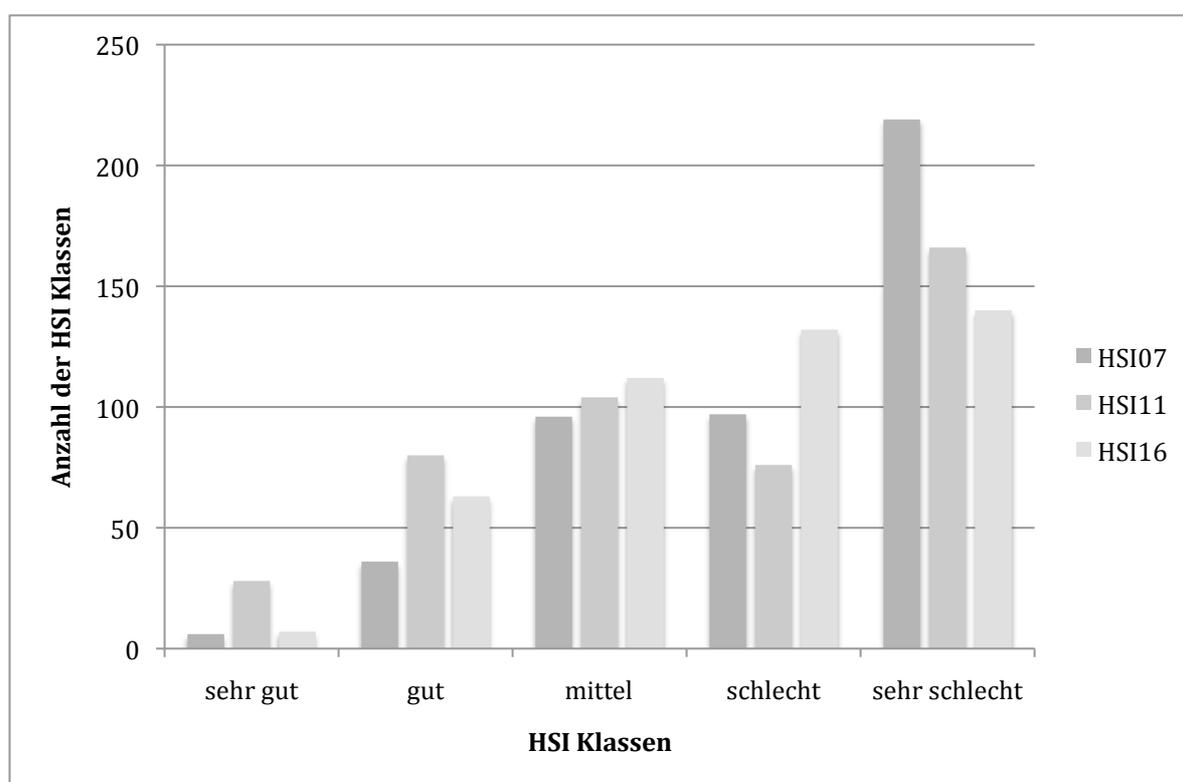


Abbildung 4: Anzahl der HSI-Klassen im Untersuchungsgebiet in den Jahren 2007, 2011 und 2016

Die Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten sind nicht gleichmäßig über das Untersuchungsgebiet verteilt. Punkte an denen in allen drei untersuchten Jahren ein Auerhuhnpräsenz Nachweis erbracht werden konnte beschränken sich auf die Mitte des nördlichen Teils des Untersuchungsgebietes und den nördlichen Teil des südlichen Untersuchungsgebietes. Punkte an denen zwei Nachweise erbracht werden konnten, sind hauptsächlich in der Mitte des nördlichen Teils des Untersuchungsgebietes und in der Mitte des südlichen Teils des Untersuchungsgebietes vorzufinden mit einer Ausnahme im westlichen Teil des südlichen Untersuchungsgebietes (Abbildung 5). Punkte die einen

Auerhuhnpräsenz Nachweis vorweisen, sind gleichmäßig im gesamten Untersuchungsgebiet anzutreffen. Wobei eine Häufung von einfachen Auerhuhnpräsenz Nachweisen in der Nachbarschaft der Punkte, mit zwei oder drei Auerhuhnpräsenz Nachweisen, zu beobachten ist (vgl. Abbildung 5).

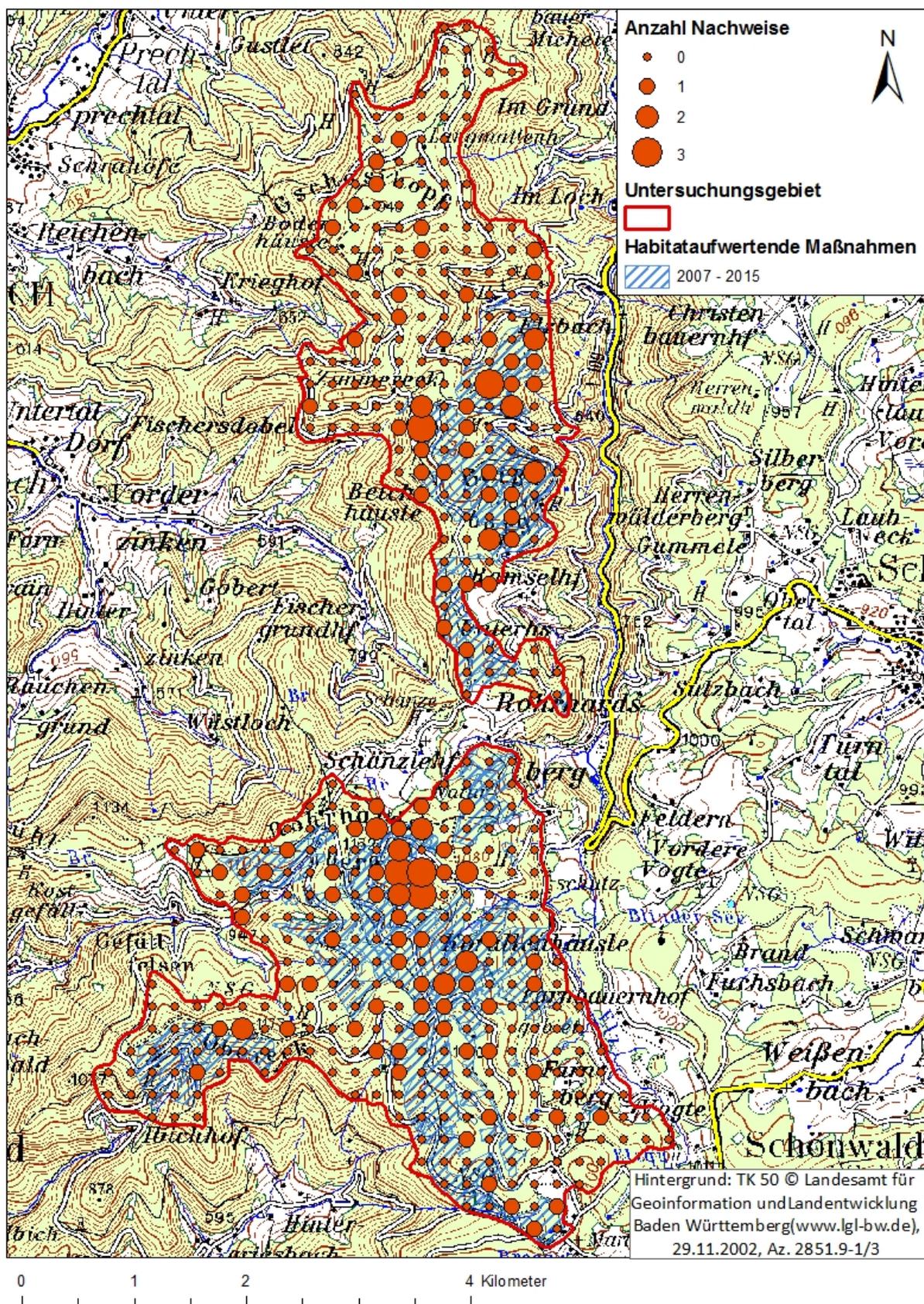


Abbildung 5: Karte des untersuchten Gebietes mit den habitataufwertenden Maßnahmen für Auerhühner und der Anzahl der Auerhühnernachweise an den untersuchten Punkten.

#### 4.1 UNIVARIATE MODELLE ZUR PRÜFUNG DER ART DES ZUSAMMENHANGS

Alle Nutzungsklassen aus Kapitel 3.3 haben einen signifikanten Einfluss auf das Auerhuhnvorkommen im Jahr 2016, mit Ausnahme der habitataufwertenden Maßnahmen 2011 – 2015 (vgl. Tabelle 3). Der Einfluss der normalen Forstlichen Nutzung ist in allen Zeiträumen stärker als derjenige der habitataufwertenden Maßnahmen. Die Estimates aller Modelle weisen ein negatives Vorzeichen auf, womit der Zusammenhang zwischen der Distanz zu allen Nutzungsarten und der Wahrscheinlichkeit einen Auerhuhnnachweis zu erbringen ein negativer ist (vgl. Tabelle 3).

Tabelle 3: Ergebnisse der univariaten GLM mit den Nutzungsarten und den Auerhuhn Präsenz / Absenz Daten als Response Funktion.

Nutzungsart	Estimate	Std Error	Pr (> z )	cor star
d_p_nn	-1.453	0.527	0.006	**
d_11_15_nn	-1.622	0.635	0.011	*
d_07_10_nn	-1.395	0.504	0.006	**
d_p_ah	-0.946	0.421	0.025	*
d_11_15_ah	-0.280	0.226	0.216	
d_07_10_ah	-0.601	0.256	0.019	*

Zur Prüfung der Art des Zusammenhanges der Distanz zu den Nutzungsarten und den Auerhuhnpräsenz /-absenz Daten des Jahres 2016, wurden die Nutzungsarten exponiert und gemeinsam mit den Distanzen als erklärende Variable verwendet. Die Hinzunahme der exponierten Distanz schwächt den Effekt der Distanz der jeweiligen Nutzungsart ab. Somit kann ein linearer Zusammenhang angenommen werden (vgl. Tabelle 3 & 4).

Tabelle 4: Ergebnisse der GLM mit der Distanz zu den Nutzungsarten als lineare und exponierte erklärende Variablen und den Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten als Response Funktion.

Nutzungsart	Term	Estimate	Std. Error	Pr(> z )	cor star
Normale Nutzung (exp)	ex_d_p_nn	0.124	0.259	0.633	
Normale Nutzung	d_p_nn	-1.662	0.734	0.024	*
Auerhuhnmaßnahmen (exp)	ed_p_ah	-0.140	0.483	0.772	
Auerhuhnmaßnahmen	d_p_ah	-0.717	0.802	0.371	
Normale Nutzung 07 – 10 (exp)	ex_d_p_0710_nn	0.098	0.271	0.717	
Normale Nutzung 07 – 10	d_p_07_10	-1.556	0.710	0.028	*
Auerhuhnmaßnahmen 07 – 10 (exp)	ex_p_0710ah	-0.464	0.512	0.365	
Auerhuhnmaßnahmen 07 – 10	d_07_10_ah	0.092	0.726	0.900	
Normale Nutzung 11 – 15 (exp)	ex_p_1115nn	0.069	0.211	0.743	
Normale Nutzung 11 – 15	d_p_11_15	-1.731	0.753	0.022	*
Auerhuhnmaßnahmen 11 – 15 (exp)	ex_p_1115ah	-1.056	0.740	0.153	
Auerhuhnmaßnahmen 11 – 15	d_11_15_ah	1.274	0.893	0.153	

## 4.2 DISTANZMODELLIERUNG ZUR PRÜFUNG VON HYPOTHESE 1

Es wurde getestet, welchen Einfluss die Hinzunahme der in Kapitel 3.3 aufgeführten Distanzparameter auf das Standardmodell hat und ob hierdurch die Aussagekraft des Modells erhöht werden kann. Um die Aussagekraft der Modelle zu beschreiben wurde das Akaike Information Criterium (AIC) der einzelnen Modelle verglichen (Akaike, 1973). Eine Übersicht der durchgeführten Modellierungen ist Tabelle 5 zu entnehmen.

Hierbei konnte festgestellt werden, dass die Hinzunahme der auerhuhnspezifischen Maßnahmen nur bei den Maßnahmen aus den Jahren 2007 – 2010 einen signifikanten negativen Einfluss auf die Auerhuhnpräsenz-Daten besitzt (Tabelle 5). Vergleicht man diesen mit der normalen Nutzung aus dem gleichen Zeitraum zeigt sich jedoch, dass der Effekt der normalen Nutzung größer ist (Tabelle 5). Das Testen des Standardmodells auf räumliche Autokorrelation beschied den verwendeten erklärenden Variablen ein geringes Maß an räumlicher Autokorrelation ( $\rho = 0.2578$ ).

Der AIC wird durch das Einfügen der Maßnahmen nicht signifikant verändert. Der AUC aller Modelle bewegt sich innerhalb zwischen 0,801 und 0,842 und kann als gut angesehen werden.

Tabelle 5: Die Ergebnisse der GLM welche die Auerhuhnnachweise 2016 mit den Parametern Lücke (gap\_16), Heidelbeerdeckung in % (bil\_16) und Höhe der Bodenvegetation (veg\_high\_16) erklärt jeweils mit einem Distanzparameter.

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

term	Estimate	Std. Error	P-Wert	cor	AIC
<b>Standardmodell</b>					
(Intercept)	-5.168	0.647	0.001	***	201.95
gap_161	1.437	0.560	0.010	*	
bil_16	0.033	0.008	0.001	***	
veg_high_16	0.025	0.009	0.007	**	
<b>Normale Nutzung 2007 - 2015</b>					
(Intercept)	-4.272	0.583	0.001	***	196.53
gap_161	1.363	0.563	0.015	*	
bil_16	0.444	0.161	0.006	**	
veg_high_16	0.511	0.183	0.005	**	
d_p_nn	-1.031	0.493	0.037	*	
<b>Auerhuhnmaßnahmen 2007 - 2015</b>					
(Intercept)	-4.036	0.539	0.001	***	201.66
gap_161	1.3355	0.565	0.018	*	
bil_16	0.540	0.157	0.001	***	
veg_high_16	0.487	0.183	0.008	**	
d_p_ah	-0.511	0.388	0.188		

**Normale Nutzung 2007 - 2010**

(Intercept)	-4.218	0.574	0.001	***	197.02
gap_161	1.325	0.565	0.019	*	
bil_16	0.444	0.161	0.006	**	
veg_high_16	0.529	0.183	0.004	**	
d_p_07_10	-0.974	0.471	0.039	*	

**Auerhuhnmaßnahmen 2007 - 2010**

(Intercept)	-4.015	0.539	0.001	***	200.79
gap_161	1.306	0.567	0.021	*	
bil_16	0.549	0.155	0.001	***	
veg_high_16	0.525	0.178	0.003	**	
d_07_10_ah	-0.473	0.286	0.098	.	

**Normale Nutzung 2011 - 2015**

(Intercept)	-4.260	0.587	0.001	***	198.69
gap_161	1.384	0.562	0.014	*	
bil_16	0.473	0.160	0.003	**	
veg_high_16	0.485	0.186	0.009	**	
d_p_11_15	-1.012	0.579	0.080	.	

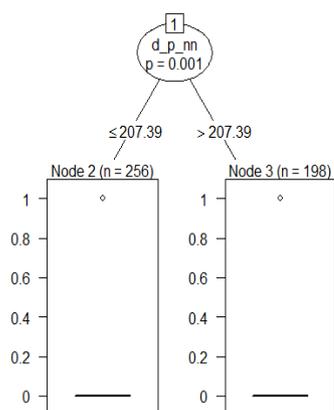
**Auerhuhnmaßnahmen 2011 - 2015**

(Intercept)	-4.002	0.531	0.001	***	203.91
gap_161	1.445	0.563	0.010	*	
bil_16	0.595	0.157	0.001	***	
veg_high_16	0.493	0.183	0.007	**	
d_11_15_ah	0.046	0.235	0.845		

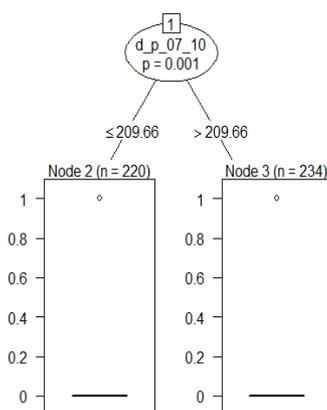
### 4.3 FAKTORIELLE DISTANZEN ZUR PRÜFUNG VON HYPOTHESE 2

Bei der Berechnung der ct-Werte stellte sich heraus, dass die Wirkdistanzen eine Spreitung von 12,7 m bis zu 209,66 m aufweisen (vgl. Abbildung 6). Zur generellen Prüfung ob sich die Vorgehensweise eignet um kritische Distanzen zu ermitteln wurden folgende Distanzen mittels eines GLM geprüft 0m / 100m / 200m.

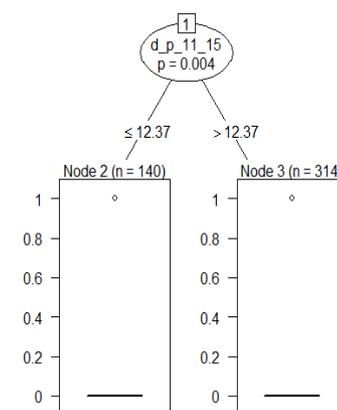
Normale Nutzung 2007 – 2015



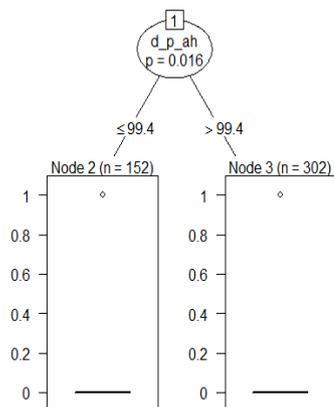
Normale Nutzung 2007 – 2015



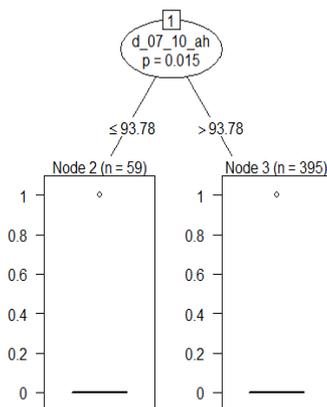
Normale Nutzung 2011 - 2015



Auerhuhnmaßnahmen 2007 – 2010



Auerhuhnmaßnahmen 2007 – 2010



Auerhuhnmaßnahmen 2011 – 2015

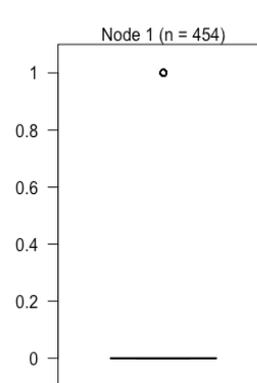


Abbildung 6: Übersicht der berechneten Conditional Interference Trees des Einflusses der Nutzungsklassen auf die Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten des Jahres 2016. Spearman Rank, Konfidenzintervall 0,95.

Geht man von einer Wirkdistanz von 0 m aus, so besitzen lediglich die habitataufwertenden Maßnahmen für Auerhühner aus dem Zeitraum 2011 – 2015 einen leichten Einfluss auf die Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten (Tabelle 6). Alle anderen Nutzungsklassen lassen keinen Zusammenhang zwischen der Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten erkennen.

Bei einer Wirkdistanz von 100 m weisen beide Nutzungsklassen aus dem Zeitraum 2007 – 2010 einen Einfluss auf die Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten auf. Wobei der Einfluss der habitataufwertenden Maßnahmen stärker ist (Tabelle 7). Die Nutzungsklassen aus dem Zeitraum 2007 – 2015 zeigen auch einen geringen Einfluss auf die Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten.

Vergrößert man die Wirkdistanz auf 200 m verlieren die habitataufwertenden Maßnahmen aus den Zeiträumen 2007 – 2015 und 2007 – 2010 wieder an Einfluss wohingegen der Einfluss der normalen forstlichen Nutzung in diesen Zeiträumen wieder zunimmt (Tabelle 8).

Die AUC aller Modelle bewegt sich in einem Bereich von 0,812 und 0,851 und kann als gut angesehen werden.

Tabelle 6: Die Ergebnisse der GLM welche die Auerhuhnnachweise 2016 mit den Parametern Lücke (gap\_16), Heidelbeerdeckung in % (bil\_16) und Höhe der Bodenvegetation (veg\_high\_16) erklären jeweils mit der Distanz von 0 m die faktorisiert (nicht vorhanden = 0; vorhanden = 1) wurde.

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

term	Estimate	Std. Error	P-Wert	cor	AIC
<b>Standardmodell</b>					
(Intercept)	-5.168	0.647	0.001	***	201.95
gap_161	1.437	0.560	0.010	*	
bil_16	0.033	0.008	0.001	***	
veg_high_16	0.025	0.009	0.007	**	
<b>Normale Nutzung 2007 – 2015</b>					
(Intercept)	-5.298	0.665	0.001	***	202.41
gap_16	1.443	0.562	0.010	*	
bil_16	0.029	0.009	0.001	***	
veg_high_16	0.025	0.009	0.007	**	
d_p_nn_f	0.511	0.407	0.210		
<b>Auerhuhnmaßnahmen 2007 – 2015</b>					
(Intercept)	-5.243	0.663	0.001	***	202.1
gap_16	1.540	0.569	0.007	**	
bil_16	0.035	0.009	0.001	***	
veg_high_16	0.026	0.009	0.005	**	
d_p_ah_f	-0.724	0.562	0.197		
<b>Normale Nutzung 2007 – 2010</b>					
(Intercept)	-5.140	0.649	0.001	***	203.3
gap_16	1.436	0.561	0.011	*	
bil_16	0.035	0.009	0.001	***	
veg_high_16	0.025	0.009	0.008	**	
d_p_07_10_f	-0.417	0.534	0.435		
<b>Auerhuhnmaßnahmen 2007 – 2010</b>					
(Intercept)	-5.219	0.653	0.001	***	202.75
gap_16	1.426	0.561	0.011	*	
bil_16	0.033	0.009	0.001	***	
veg_high_16	0.025	0.009	0.007	**	
d_07_10_ah_f	1.041	0.879	0.237		
<b>Normale Nutzung 2011 – 2015</b>					
(Intercept)	-5.275	0.655	0.001	***	201.3
gap_16	1.438	0.562	0.011	*	
bil_16	0.028	0.009	0.002	**	
veg_high_16	0.023	0.009	0.015	*	
d_p_11_15_f	0.673	0.412	0.102		
<b>Auerhuhnmaßnahmen 2011 – 2015</b>					
(Intercept)	-5.324	0.675	0.001	***	199.66
gap_16	1.588	0.571	0.005	**	

bil_16	0.037	0.009	0.001	***
veg_high_16	0.027	0.009	0.004	**
d_11_15_ah_f	-1.269	0.685	0.064	.

Tabelle 7: Die Ergebnisse der GLM welche die Auerhuhnnachweise 2016 mit den Parametern Lücke (gap\_16), Heidelbeerdeckung in % (bil\_16) und Höhe der Bodenvegetation (veg\_high\_16) erklärt jeweils mit der Distanz von 100 m die faktorisiert (nicht vorhanden = 0; vorhanden = 1) wurde.

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

term	Estimate	Std. Error	P-Wert	cor	AIC
<b>Standardmodell</b>					
(Intercept)	-5.168	0.647	0.001	***	201.95
gap_161	1.437	0.560	0.010	*	
bil_16	0.033	0.008	0.001	***	
veg_high_16	0.025	0.009	0.007	**	
<b>Normale Nutzung 2007 - 2015</b>					
(Intercept)	-5.489	0.693	0.001	***	200.95
gap_16	1.435	0.562	0.011	*	
bil_16	0.028	0.009	0.002	**	
veg_high_16	0.025	0.009	0.009	**	
nn_f100	0.737	0.436	0.091	.	
<b>Auerhuhnmaßnahmen 2007 – 2015</b>					
(Intercept)	-5.337	0.658	0.001	***	200.33
gap_16	1.323	0.567	0.020	*	
bil_16	0.031	0.009	0.001	***	
veg_high_16	0.023	0.009	0.013	*	
ah_f100	0.753	0.397	0.058	.	
<b>Normale Nutzung 2007 – 2010</b>					
(Intercept)	-5.442	0.679	0.001	***	198.98
gap_16	1.401	0.566	0.013	*	
bil_16	0.027	0.009	0.003	**	
veg_high_16	0.025	0.009	0.008	**	
X07_10_f100	0.911	0.412	0.027	*	
<b>Auerhuhnmaßnahmen 2007 – 2010</b>					
(Intercept)	-5.427	0.677	0.001	***	
gap_16	1.381	0.576	0.017	*	
bil_16	0.033	0.009	0.001	***	
veg_high_16	0.024	0.009	0.011	*	
X07_10_ah_f100	1.358	0.428	0.002	**	
<b>Normale Nutzung 2011 – 2015</b>					
(Intercept)	-5.458	0.697	0.001	***	201.8
gap_16	1.446	0.562	0.010	*	
bil_16	0.029	0.009	0.001	**	
veg_high_16	0.024	0.009	0.012	*	

X11_15_f100	0.642	0.450	0.154		
<b>Auerhuhnmaßnahmen 2011 – 2015</b>					
(Intercept)	-5.182	0.657	0.001	***	202.75
gap_16	1.509	0.567	0.008	**	
bil_16	0.034	0.009	0.001	***	
veg_high_16	0.026	0.009	0.005	**	
X11_15_ah_f100	-0.494	0.464	0.288		

Tabelle 8: Die Ergebnisse der GLM welche die Auerhuhnnachweise 2016 mit den Parametern Lücke (gap\_16), Heidelbeerdeckung in % (bil\_16) und Höhe der Bodenvegetation (veg\_high\_16) erklären jeweils mit der Distanz von 200 m die faktorisiert (nicht vorhanden = 0; vorhanden = 1) wurde.

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

term	Estimate	Std. Error	P-Wert	cor	AIC
<b>Standardmodell</b>					
(Intercept)	-5.168	0.647	0.001	***	201.95
gap_161	1.437	0.560	0.010	*	
bil_16	0.033	0.008	0.001	***	
veg_high_16	0.025	0.009	0.007	**	
<b>Normale Nutzung 2007 – 2015</b>					
(Intercept)	-6.258	0.837	0.001	***	193.92
gap_16	1.375	0.563	0.015	*	
bil_16	0.024	0.009	0.007	**	
veg_high_16	0.025	0.009	0.007	**	
d_p_nn_f200	1.709	0.637	0.007	**	
<b>Auerhuhnmaßnahmen 2007 – 2015</b>					
(Intercept)	-5.334	0.675	0.001	***	202.93
gap_16	1.385	0.563	0.014	*	
bil_16	0.031	0.009	0.001	***	
veg_high_16	0.025	0.009	0.008	**	
d_p_ah_f200	0.414	0.416	0.320		
<b>Normale Nutzung 2007 – 2010</b>					
(Intercept)	-5.823	0.741	0.001	***	196.66
gap_16	1.309	0.568	0.021	*	
bil_16	0.026	0.009	0.004	**	
veg_high_16	0.027	0.010	0.004	**	
d_p_07_10_f200	1.236	0.493	0.012	*	
<b>Auerhuhnmaßnahmen 2007 – 2010</b>					
(Intercept)	-5.381	0.670	0.001	***	200.87
gap_16	1.354	0.567	0.017	*	
bil_16	0.032	0.009	0.001	***	
veg_high_16	0.026	0.009	0.006	**	
d_07_10_ah_f200	0.708	0.398	0.075	.	

**Normale Nutzung 2011 – 2015**

(Intercept)	-6.090	0.842	0.001	***	198.07
gap_16	1.411	0.561	0.012	*	
bil_16	0.026	0.009	0.004	**	
veg_high_16	0.025	0.010	0.009	**	
d_p_11_15_f200	1.365	0.642	0.034	*	

**Auerhuhnmaßnahmen 2011 – 2015**

(Intercept)	-5.122	0.659	0.001	***	200.44
gap_16	1.539	0.571	0.007	**	
bil_16	0.035	0.009	0.001	***	
veg_high_16	0.027	0.010	0.004	**	
d_11_15_ah_f200	-0.786	0.434	0.070	.	

#### 4.4 HSI MODELLIERUNG ZUR PRÜFUNG DER HYPOTHESE 3

Zur Prüfung der dritten Hypothese wurde ein binäres GLM erstellt welches den Einfluss der Distanz zur normalen forstlichen Nutzung und der habitataufwertenden Maßnahmen für Auerhühner auf den Habitat Suitability Index des Jahres 2016 vergleicht. Da der HSI des Jahres 2016 sehr stark negativ mit allen getesteten Nutzungsklassen korreliert ist, können die einzelnen Nutzungsklassen nicht verglichen werden (Tabelle 9). Ein Test auf räumliche Autokorrelation (R Package „dHARMA“) zeigt zudem, dass alle Nutzungsklassen sehr stark mit dem HSI des Jahres 2016 räumlich autokorreliert sind. Die AUC aller Modelle bewegt sich zwischen 0,83 und 0,853 und kann als gut erachtet werden.

Tabelle 9: Die Ergebnisse der GLM welche den Habitat Suitability Index des Jahres 2016 mit Normaler Forstlicher Nutzung und habitataufwertenden Maßnahmen für Auerhühner, in den verglichenen Zeiträumen, erklärt.

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

term	Estimate	Std. Error	P-Wert	cor	AIC
<b>Normale Nutzung</b>					
(Intercept)	-0.001	0.045	1		1257.1
d_p_nn	-0.277	0.045	0.001	***	
<b>Auerhuhnmaßnahmen</b>					
(Intercept)	-0.001	0.045	1		1258.4
d_p_ah	-0.272	0.045	0.001	***	
<b>Normale Nutzung 2007 – 2010</b>					
(Intercept)	-0.001	0.045	1		1260.7
d_p_07_10	-0.264	0.045	0.001	***	
<b>Auerhuhnmaßnahmen 2007 – 2010</b>					
(Intercept)	-0.001	0.046	1		1274.5
d_07_10_ah	-0.202	0.046	0.001	***	
<b>Normale Nutzung 2011 – 2015</b>					
(Intercept)	-0.001	0.045	1		1248.4
d_p_11_15	-0.307	0.045	0.001	***	
<b>Auerhuhnmaßnahmen 2011 – 2015</b>					
(Intercept)	-0.001	0.045	1		1252.9
d_11_15_ah	-0.292	0.045	0.001	***	

---

## 5 DISKUSSION

Diese Arbeit ist die erste die mit langjährigen Daten zur Habitatnutzung sowie Habitatstrukturen den Einfluss von habitatverbessernden Maßnahmen auf Auerhühner untersucht. Hiermit werden Grundlagen für den Artenschutz im Schwarzwald generiert.

In der vorliegenden Fallstudie wurde der Einfluss der Distanz zu verschiedenen Nutzungsklassen auf Auerhuhnnachweise und Habitatparameter verglichen. Hierbei konnte ein negativer linearer Zusammenhang zwischen der Distanz zu habitataufwertenden Maßnahmen auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Auerhühnern nachgewiesen werden. Wobei der Einfluss der Distanz zu den habitataufwertenden Maßnahmen nicht größer als der Einfluss der normalen Forstlichen Nutzung in den untersuchten Zeiträumen war. Hypothese 1 kann somit nicht bejaht werden.

Die Berücksichtigung eines Schwellenwertes, durch die Berechnung der *Conditional Interference Trees* nach Hothorn et al. (2006), und dessen Verwendung in der Modellierung zeigt das habitataufwertende Maßnahmen in einer Distanz bis zu 100 m die Habitatnutzung von Auerhühnern positiv beeinflussen können.

Zur Generierung eines Schwellenwertes, um die Wirkdistanz der habitataufwertenden Maßnahmen abzuschätzen, eignet sich die Erstellung eines Conditional Interference Tree. Sowohl der Schwellenwert der habitataufwertenden Maßnahmen des Zeitraumes 2007 – 2015 (<99,4m) als auch der Schwellenwert des Zeitraumes 2007 – 2010 (<93,78m) konnten mit der Faktorisierung der erklärenden Variablen gut abgebildet werden. Hypothese 2 kann somit für die Zeiträume 2007 – 2015 und 2007 – 2010 bejaht werden.

Die Modellierung des Zusammenhangs der Distanz zu allen Nutzungsklassen auf den HSI 2016 zeigt einen sehr starken Zusammenhang. Somit kann Hypothese 3 nicht vollumfänglich bejaht werden.

Die verwendete Methode eignet sich um einen statistischen Zusammenhang, zwischen den Distanzen zu den Nutzungsklassen und der Wahrscheinlichkeit einen Auerhuhnnachweis zu erbringen, darzustellen. Auch die Aussagekraft der Modelle wird nicht signifikant verringert, wenn die Distanzen zu den Nutzungsklassen hinzugefügt werden.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der statistischen Analyse diskutiert.

## 5.1 DISTANZMODELLIERUNG ZUR PRÜFUNG VON HYPOTHESE 1

Durch die Verwendung der Distanzen der Nutzungsklassen als lineare und als 2-fach exponierte erklärende Variable konnte gezeigt werden, dass der Zusammenhang zwischen der Wahrscheinlichkeit einen Auerhuhnpräsenz Nachweis zu erbringen und der Nutzungsart ein linearer ist (vgl. Tabelle 3 & 4). Dies wird deutlich, durch die Abschwächung des Effektes aller Nutzungsarten bei Hinzunahme der exponierten erklärenden Variablen (vgl. Tabelle 3 & 4).

Bei der Betrachtung der Wirkung der habitataufwertenden Maßnahmen des Zeitraums **2011 – 2015** fällt auf, dass ein positiver linearer Zusammenhang zwischen der Distanz zu habitataufwertenden Maßnahmen für Auerhühner und dem Auerhuhnvorkommen besteht (vgl. Tabelle 5). Dies würde bedeuten, dass die Wahrscheinlichkeit einen Auerhuhn Präsenz Nachweis zu erbringen, mit der zunehmenden Distanz zu habitataufwertenden Maßnahmen der Jahre 2011 – 2015, steigt. Somit würden Auerhühner diese Bereiche meiden und die habitataufwertenden Maßnahmen des Zeitraumes 2011 – 2015 demnach nichtwirksam oder sogar kontraproduktiv.

Eine Erklärung für die Nichtwirksamkeit der habitataufwertenden Maßnahmen des Zeitraums 2011 – 2015 könnte sein, dass Auerhühner im untersuchten Gebiet flächendeckend vorkommen, wodurch bei normaler forstlicher Nutzung habitataufwertende Maßnahmen für Auerhühner in deren Durchführung integriert werden. Dies würde auch bedeuten, dass die Habitatqualität für Auerhühner im Untersuchungsgebiet im Jahr 2016 höher sein müsste als zu den Aufnahmezeitpunkten 2007 und 2011. Zwar war der HSI des Jahres 2016 in den Klassen 1 (sehr gut) und 2 (gut) etwas stärker vertreten als der HSI des Jahres 2007. Vergleicht man jedoch den HSI 2011 mit dem HSI 2016 so fällt auf, dass die HSI Klassen 1 und 2 im Jahres 2011 deutlich häufiger vorkommen als im Jahr 2016 (vgl. Abbildung 4). Die Erklärung, dass habitataufwertende Maßnahmen für Auerhühner in die normale Forstliche Nutzung integriert worden sind lässt sich zumindest nicht über die Verbesserung der HSI Klassen abbilden.

Eine weitere Erklärung für die Nichtwirksamkeit der habitataufwertenden Maßnahmen des Zeitraumes 2011 – 2015 könnte sein, dass in besagtem Zeitraum weniger habitataufwertende Maßnahmen für Auerhühner durchgeführt worden sind als im Zeitraum 2007 – 2010. Im Zeitraum 2007 – 2010 wurden insgesamt 47 Flächen und im Zeitraum 2011 – 2015 insgesamt 39 Flächen als habitataufwertende Maßnahmen für Auerhühner verbucht. Trotzdem wäre ein Effekt auf die Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten zu erwarten gewesen, der bei nur wenigen habitataufwertenden Maßnahmen stärker gewesen sein müsste.

Die Distanz zu habitataufwertenden Maßnahmen im Zeitraum **2007 – 2010** weist einen negativen linearen Zusammenhang mit den Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten auf, der allerdings kleiner ist als der Zusammenhang welcher zwischen der normalen forstlichen Nutzung des gleichen Zeitraumes und den Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten besteht.

In den Jahren 2006 – 2011 wurde im gesamten Untersuchungsgebiet ein LIFE-Projekt (<http://www.rohrhardsberg-life.de/>) durchgeführt, bei dem habitataufwertende Maßnahmen für Auerhühner stark gefördert wurden. Dies könnte eine Erklärung für den stärkeren Effekt sein, den die habitataufwertenden Maßnahmen des Zeitraumes 2007 – 2010, verglichen mit dem Effekt des Zeitraumes 2011 – 2015, auf die Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten, haben.

Ein Aspekt hierbei ist sicherlich auch die finanzielle Entschädigung, die den Flächenbesitzern im Zuge des LIFE-Projektes für die Durchführung von habitataufwertenden Maßnahmen für Auerhühner bezahlt wurde. Nach Beendigung dieser Förderung könnte insbesondere in den Privat- und Gemeindewäldern die Motivation habitataufwertende Maßnahmen durchzuführen stark gesunken sein (Cappelmann et al., 2011).

Es ist ebenfalls möglich, dass habitataufwertende Maßnahmen Ihren Effekt auf Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten erst nach einem Zeitraum von einigen Jahren voll entfalten können und der Effekt der Maßnahmen des Zeitraumes 2011 – 2015 deshalb noch nicht sichtbar ist. Hiergegen spricht jedoch die Verschlechterung der HSI Klassen des Jahres 2016 verglichen zum Jahr 2011.

In der Betrachtung der HSI Klassen der drei untersuchten Jahre fällt auf, dass diejenigen Klassen welche eine sehr gute (1) bis mittlere (3) Habitateignung für Auerhühner darstellen in den Jahren 2007 und 2016 keine deutlichen Unterschiede in der Anzahl der einzelnen Klassen verzeichnen (vgl. Abbildung 4). Das untersuchte Jahr 2011 hingegen verzeichnet insbesondere im Vergleich mit dem Jahr 2007 eine deutlich höhere Anzahl der Klassen 1 – 3. Der Schluss liegt nahe, dass hierfür die Nähe zu habitataufwertenden Maßnahmen für Auerhühner ursächlich ist. Besieht man sich jedoch die Modellierung der Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten des Jahres 2011 ist kein Effekt der Distanz zu habitataufwertenden Maßnahmen für Auerhühner des Zeitraumes 2007 – 2010 auf die Auerhuhnnachweise zu erkennen.

Eine Erklärung hierfür kann sein, dass die Distanz zu habitataufwertenden Maßnahmen für Auerhühner des Zeitraumes 2007 – 2010 zwar einen Effekt auf die Qualität des Auerhuhnhabitates hat, aber sich dieser Effekt nicht unmittelbar auf die Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten auswirkt.

Möglich wäre es, dass habitataufwertende Maßnahmen einen verzögerten Effekt auf die Auerhuhnpopulation ausüben. Eine Erklärung hierfür kann die Scheuchwirkung solcher

Maßnahmen sein. Da jede Form von forstlichem Eingriff, sei es normale Nutzung oder habitataufwertend, immer auch eine Störung für die Vögel darstellt (Coppes et al., 2016). Da es bisher keine Untersuchungen dazu gibt wie lange eine habitataufwertende Maßnahme braucht um von Auerhühnern angenommen (also wirksam) zu werden, erscheint diese Erklärung plausibel. Bisher geht man davon aus, dass habitataufwertende Maßnahmen direkt nach Beendigung des Eingriffes wieder von Auerhühnern genutzt werden (mündliche Aussage Rudi Suchant). Die Ergebnisse dieser Arbeit widersprechen dieser Annahme. Weitere Ursachen für die verzögerte Wirkung oder Nichtwirksamkeit der habitataufwertenden Maßnahmen können sein:

- Scheuchwirkung des Eingriffs,
- Zustand der lokalen Population,
- Zeitliche Verzögerung bis sich die von Auerhühnern präferierte Struktur und Bodenvegetation etabliert hat,
- Scheuchwirkung durch touristische Aktivitäten,
- Prädationsdruck

Die Distanz, zu habitataufwertenden Maßnahmen für Auerhühner im Zeitraum **2007 – 2015**, hat einen direkten Einfluss auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Auerhühnern (vgl. Tabelle 4). Vergleicht man den Einfluss jedoch mit dem der normalen Forstlichen Nutzung des gleichen Zeitraumes so zeigt sich, dass diese einen größeren Einfluss auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Auerhühnern hat (vgl. Tabelle 5). Die Nichtwirksamkeit der habitataufwertenden Maßnahmen des Zeitraumes 2011 – 2015 ist vermutlich auch die Ursache für den schwachen Effekt, den die habitataufwertenden Maßnahmen des Zeitraumes 2007 – 2015, da diese die o.g. beinhalten, haben.

Somit konnte gezeigt werden, dass die Distanz zu habitataufwertenden Maßnahmen keinen höheren Einfluss auf die Wahrscheinlichkeit eines Auerhuhnpräsenz Nachweises hat als die normale forstliche Nutzung aus den verglichenen Zeiträumen. Hypothese 1 kann somit nicht bejaht werden.

## **5.2 FAKTORIELLE DISTANZEN ZUR PRÜFUNG VON HYPOTHESE 2**

Die Berücksichtigung eines Schwellenwertes (0m / 100m / 200m), durch die Berechnung der *Conditional Interference Trees* nach Hothorn et al. (2006), und dessen Verwendung in der Modellierung konnte den Effekt der habitataufwertenden Maßnahmen des Zeitraumes

---

**2007 – 2015** gegenüber der normalen forstlichen Nutzung des gleichen Zeitraumes nicht verstärken. Bei einem Schwellenwert von 100m ist ein leichter Zusammenhang zwischen den habitataufwertenden Maßnahmen dieses Zeitraumes mit den Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten zu beobachten, dieser ist verglichen mit der normalen forstlichen Nutzung des gleichen Zeitraumes jedoch nur minimal stärker.

Wie bereits oben ausgeführt könnte die Nichtwirksamkeit der habitataufwertenden Maßnahmen des Zeitraumes 2011 – 2015, die in den habitataufwertenden Maßnahmen des Zeitraumes 2007 – 2015 enthalten sind, für die schwache Wirkung auf die Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten sein.

Die Hinzunahme der Wirkdistanzen hat für die habitataufwertenden Maßnahmen des Zeitraumes **2011 – 2015** keinen verstärkenden Effekt zudem war es nicht möglich die Conditional Interference zu berechnen (vgl. Abbildung 6). Der verzeichnete Effekt ist sogar negativ, was bedeutet, dass Auerhühner die habitataufwertenden Maßnahmen eher gemieden haben.

Weitere Erklärungen bezüglich der Nichtwirksamkeit der habitataufwertenden Maßnahmen des Zeitraumes 2011 – 2015 sind bereits in den Ausführungen zu Hypothese 1 dargelegt worden.

Der Einfluss der habitataufwertenden Maßnahmen des Zeitraumes **2007 – 2010** ist bei der Modellierung mit einem Schwellenwert von 100m am wirksamsten. Die normale forstliche Nutzung des gleichen Zeitraumes weist einen schwächeren Zusammenhang auf. Die berechnete Conditional Interference lag für die habitataufwertenden Maßnahmen des Zeitraumes 2007 – 2010 bei ( $<93,78m$ ). Wie bereits bei Hypothese 1 dargelegt wird vermutet, dass die habitataufwertenden Maßnahmen ihre Wirkung nicht oder zeitlich verzögert entfalten.

Die Zusammenhänge insbesondere die zeit- und räumlichen Komponenten sind äußerst komplex und in dieser Arbeit nicht beantwortbar.

Fest steht, dass die habitataufwertenden Maßnahmen des Zeitraumes 2007 – 2010 einen signifikanten Einfluss auf die Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten haben und dass dieser Einfluss räumlich begrenzt ist. Insofern kann Hypothese 2 für den Zeitraum 2007 – 2010 bestätigt werden.

### 5.3 HSI MODELLIERUNG ZUR PRÜFUNG VON HYPOTHESE 3

Die Modellierung der Auerhuhnpräsenz / -abwesenheit Daten mit dem **HSI** des Jahres 2016 (HSI2016) und den Nutzungsklassen als erklärende Variablen zeigt, dass der HSI2016 einen sehr starken Einfluss auf das Auerhuhnvorkommen hat. Dies bestätigt die Vermutung von Tenckhoff (2008) und Storch (2002), dass der HSI für Auerhühner der ursprünglich für die bayrischen Alpen entwickelt wurde sich auch für Auerhuhnhabitatmodellierungen im Untersuchungsgebiet eignet.

Der HSI weist einen sehr starken Zusammenhang zu allen Nutzungsklassen auf. Da jede Art von forstlichem Eingriff eine Änderung im Kronenschlussgrad, der Bestandesstruktur, der Baumartenzusammensetzung bedingt, stellt jede Art der forstlichen Nutzung einen Eingriff in das Lichtregime dar, das sich auf die Bodenvegetation auswirkt (Klaus, 1991).

Heidelbeeren (*Vaccinium myrtillus*) sind insbesondere zur Brut- und Aufzuchtzeit (Anfang Mai – Mitte Juli) der Auerhühner ein wesentliches Kriterium für die Eignung als Auerhuhnhabitat verantwortlich (Storch, 1994). Aus diesem Grund ist die Heidelbeerdeckung ein wesentlicher Faktor zur Berechnung des HSI für Auerhühner (Storch, 2002). Eine lichte Bestandesstruktur fördert auch die Etablierung einer vitalen **Heidelbeerdecke** maßgeblich. Da Heidelbeeren wenn sie beschattet werden nicht oder nur ungenügend fruktifizieren. Da forstliche Eingriffe (Holzentnahme) selbst wenn diese nicht sehr intensiv durchgeführt werden, den Kronenschlussgrad senken und damit die Heidelbeere immer indirekt fördern, könnte dies den starken Einfluss der Nutzungsklassen auf den HSI erklären (vgl. Tabelle 9).

Habitataufwertende Maßnahmen für Auerhühner sollen den Kronenschlussgrad des bearbeiteten Bestandes unter 0,7 senken. Diese Senkung sollte möglichst heterogene Flächen zur Folge haben in denen sich **Lücken im Kronenraum** und dichte Strukturen abwechseln (Suchant & Braunisch, 2008). Die normale forstliche Nutzung hingegen schafft möglichst homogene Strukturen (Wirth, 2010). Sowohl habitataufwertende Maßnahmen als auch die normale forstliche Nutzung verursachen allerdings eine Verringerung im Kronenschlussgrad, die sich positiv auf Auerhühner auswirken kann (vgl. Tabelle 5). Habitatverbessernde Maßnahmen für Auerhühner werden allerdings häufig nur auf einem Teil des zu durchforstenden Bestandes durchgeführt (kleinflächig), während bei der normalen Nutzung in der Regel der gesamte Bestand bearbeitet wird (Suchant & Braunisch 2008). Die Ergebnisse lassen darauf schließen, dass habitataufwertende Maßnahmen großflächiger umgesetzt werden müssen, damit sie eine größere Wirksamkeit entfalten können.

Die **Bodenvegetationshöhe** (<1m) wird indirekt durch das Durchforstungsregime beeinflusst. Wenn der Bestand einen hohen Kronenschlussgrad aufweist, dann kann sich die darunter stehende Vegetation nicht oder nur sehr schwach entwickeln. Eine Absenkung des Kronenschlussgrades unter 0,7 wirkt sich fördernd auf die Bodenvegetation aus. Auerhühner bevorzugen Vegetationshöhen zwischen 30 cm und 70 cm da sie hier ein ausgeglichenes Maß an Deckung und Übersicht vorfinden (Storch, 1993).

Die verwendeten Parameter Heidelbeerdeckung, Lücke im Kronenraum und Vegetationshöhe erklären die Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten des Jahres 2016. Es liegt nahe, dass die verwendeten erklärenden Variablen durch weitere Variablen in einer Beziehung zu den Nutzungsklassen stehen, die in der Modellierung bisher keine Rolle gespielt hat. Eine mögliche Variable könnte der **Kronenschlussgrad** sein. Dieser wird direkt durch jede Art von forstlichem Eingriff beeinflusst und wirkt sich auf alle drei erklärenden Habitatparameter aus. In der Modellerstellung wurde der Kronenschlussgrad jedoch als nicht aussagekräftig genug aussortiert.

## 5.4 MODELLIERUNG

Regressionsbasierte Modellierungsansätze wie GLM können unzuverlässige Ergebnisse bei **räumlicher Autokorrelation** von erklärenden Variablen erzielen (Bahrenberg et al., 2008; Dormann et al., 2012). In der Modellierung der Habitatparameter welche die Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten 2016 erklären zeigte sich, dass alle verwendeten erklärenden Habitatvariablen einen starken Zusammenhang mit den verwendeten Nutzungsklassen aufweisen. Dieser Zusammenhang besteht vermutlich über den Kronenschlussgrad, der jedoch in der Modellerstellung mittels eines schrittweisen Verfahrens (stepAIC des R-Packages „MASS“) aussortiert wurde. Hohe Korrelationen zwischen mehreren erklärenden Variablen führen häufig zu Problemen in der schrittweisen Modellauswahl. In der hier angewendeten schrittweisen Modellauswahl wurde die Variablenselektion rückwärts durchgeführt, was bedeutet, dass nicht oder schwach signifikante Variablen aus dem Modell entfernt werden. Dies hat zur Folge, dass es dem Zufall überlassen wird welche Variable wegfällt oder aufgenommen wird (Dormann et al., 2012; Elith & Graham, 2009; Melesse et al., 2003).

Der Kronenschlussgrad scheint demnach einen Indirekten Einfluss auf die Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten zu haben da er die drei erklärenden Variablen Heidelbeerdeckung, Lücke im Kronenraum und Vegetationshöhe beeinflusst. Demnach wäre

der Einfluss der habitataufwertenden Maßnahmen auf die Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten ebenfalls indirekt und könnte in einem Strukturgleichungsmodell folgendermaßen dargestellt werden:

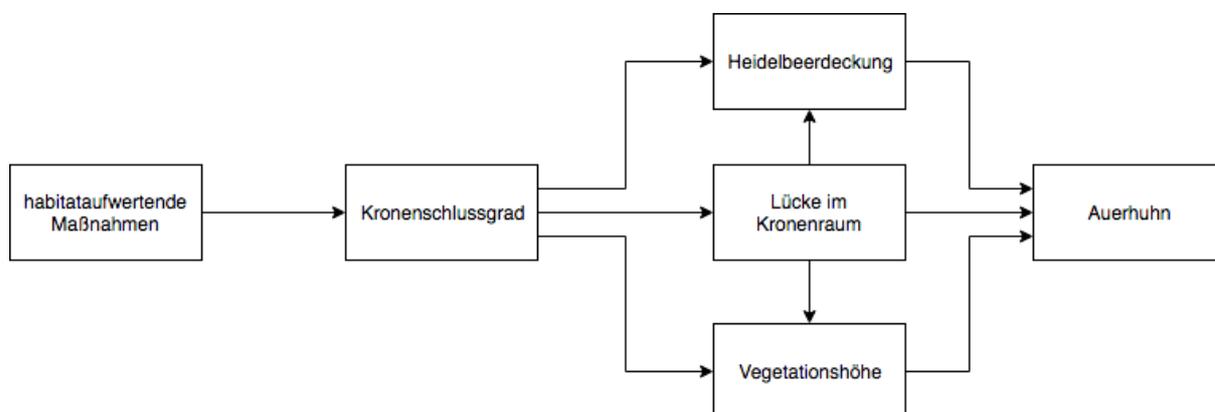


Abbildung 7: Strukturgleichungsmodell des Wirkschemas der habitataufwertenden Maßnahmen auf Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten. Mit dem Kronenschlussgrad als indirekte erklärende Variable.

Dies würde nicht nur das **OB** sondern auch das **WIE**, der Wirkung welche die Distanz zu habitataufwertenden Maßnahmen auf die Auerhuhnpräsenz / -absenz Daten hat, erklären.

Dieses Ergebnis geht einher mit den Management Empfehlungen die sowohl im Aktionsplan Auerhuhn des Landes Baden-Württemberg als auch der Schweiz gemacht werden (Marti, 2001; Suchant & Braunisch, 2008). In beiden Fällen wird die Reduzierung des Kronenschlussgrades auf  $<0,7$  als Hauptkriterium für die Wirksamkeit von habitataufwertenden Maßnahmen erachtet.

Zur Generierung eines **Schwellenwertes** um die Wirkdistanz der habitataufwertenden Maßnahmen zu ermitteln eignet sich die Erstellung eines Conditional Interference Tree. Sowohl der Schwellenwert der habitataufwertenden Maßnahmen des Zeitraumes 2007 – 2015 ( $<99,4\text{m}$ ) als auch der Schwellenwert des Zeitraumes 2007 – 2010 ( $<93,78\text{m}$ ) konnten mit der Faktorisierung der Nutzungsklassen als erklärende Variablen gut abgebildet werden (vgl. Abbildung 6).

Die Arbeit zeigt, dass sowohl die normale Nutzung als auch habitataufwertende Maßnahmen, einen positiven Effekt auf die Auerhuhnlebensraumeignung haben können. Für das untersuchte Gebiet scheint es daher so zu sein das, sich die Habitate für das Auerhuhn verschlechtern wenn gar keine Nutzung stattfindet. Der Umstand, dass sich die normale forstliche Nutzung positiver als die habitataufwertenden Maßnahmen auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Auerhühnern auszuwirken scheint, lässt den Schluss zu, dass die habitataufwertenden Maßnahmen entweder zu kleinräumig durchgeführt werden

oder sich in der Durchführung nicht ausreichend von der normalen forstlichen Nutzung unterscheiden oder nicht in ausreichendem Maße dokumentiert worden sind.

## 6 FAZIT

In der vorliegenden Fallstudie wurde der Einfluss der Distanz zu verschiedenen Nutzungsklassen auf Auerhuhnnachweise und Habitatparameter verglichen. Hierbei konnte ein negativer linearer Zusammenhang zwischen der Distanz zu habitataufwertenden Maßnahmen auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Auerhühnern nachgewiesen werden. Wobei der Einfluss der Distanz zu den habitataufwertenden Maßnahmen nicht größer als der Einfluss der normalen Forstlichen Nutzung in den untersuchten Zeiträumen war. Die Nichtwirksamkeit der habitataufwertenden Maßnahmen lässt darauf schließen, dass es gelingen muss eine großflächigere Umsetzung zum Erhalt der lokalen Auerhuhnpopulation zu erreichen.

Die Modellierung des Zusammenhangs der Distanz zu allen Nutzungsklassen auf den HSI 2016 zeigt einen sehr starken Zusammenhang.

Die Berücksichtigung eines Schwellenwertes, durch die Berechnung der *Conditional Interference Trees* nach Hothorn et al. (2006), und dessen Verwendung in der Modellierung zeigt das habitataufwertende Maßnahmen in einer Distanz bis zu 100 m die Habitatnutzung von Auerhühnern positiv beeinflussen können.

Die verwendete Methode eignet sich um einen statistischen Zusammenhang zwischen den Distanzen zu den Nutzungsklassen und der Wahrscheinlichkeit einen Auerhuhnnachweis zu erbringen. Auch die Aussagekraft der Modelle wird nicht signifikant verringert, wenn die Distanzen zu den Nutzungsklassen hinzugefügt werden.

Zur Generierung eines Schwellenwertes, um die Wirkdistanz der habitataufwertenden Maßnahmen abzuschätzen, eignet sich die Erstellung eines Conditional Interference Tree. Sowohl der Schwellenwert der habitataufwertenden Maßnahmen des Zeitraumes 2007 – 2015 (<99,4m) als auch der Schwellenwert des Zeitraumes 2007 – 2010 (<93,78m) konnten mit der Faktorisierung der erklärenden Variablen gut abgebildet werden.

## LITERATURVERZEICHNIS

- Akaike, H. (1973). Maximum likelihood identification of Gaussian autoregressive moving average models. *Biometrika*, 60(2), 255-265.
- Baden-Württemberg, L. (1999). Richtlinie landesweiter Waldentwicklungstypen. *Stuttgart: Ministerium Ländlicher Raum Baden-Württemberg*.
- Bahrenberg, G.; Giese, E.; Mevenkamp, N.; & Nipper, J. (2008). Statistische Methoden in der Geographie-Band 2: Multivariate Statistik.
- Braunisch, V.; Coppes, J.; Arlettaz, R.; Suchant, R.; Schmid, H.; & Bollmann, K. (2013). Selecting from correlated climate variables: a major source of uncertainty for predicting species distributions under climate change. *Ecography*, 36(9), 971-983.
- Braunisch, V.; Coppes, J.; Arlettaz, R.; Suchant, R.; Zellweger, F.; & Bollmann, K. (2014). Temperate mountain forest biodiversity under climate change: compensating negative effects by increasing structural complexity. *PLoS One*, 9(5), e97718.
- Broome, A.; Connolly, T.; & Quine, C. P. (2014). An evaluation of thinning to improve habitat for capercaillie (*Tetrao urogallus*). *Forest Ecology and Management*, 314, 94-103. doi: 10.1016/j.foreco.2013.11.038
- Brotons, L.; Thuiller, W.; Araújo, M. B.; & Hirzel, A. H. (2004). Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, 27(4), 437-448.
- Burschel, P., & Huss, J. (2003). Grundriss des Waldbaus: Ein Leitfadens für Studium und Praxis. 3. unveränderte Auflage. *Ulmer. Stuttgart*.
- Cappelmann, L.; Schraml, U.; Winkel, G.; & Volz, K.-R. (2011). Forderungen des Naturschutzes an die Forstwirtschaft - Wissenschaftliche Synopse zu Anforderungen des Naturschutzes an die Forstwirtschaft in Baden-Württemberg (pp. 120). Freiburg.
- Coppes, J.; Ehlacher, J.; Müller, G.; Roth, K.; Schroth, K. E.; Braunisch, V.; & Suchant, R. (2016). Rückgang von Bestand und Verbreitung des Auerhuhns *Tetrao urogallus* im Schwarzwald. On *Der Ornithologische Beobachter*.
- Dempsey, S. J.; Gese, E. M.; Kluever, B. M.; Lonsinger, R. C.; & Waits, L. P. (2015). Evaluation of scat deposition transects versus radio telemetry for developing a species distribution model for a rare desert carnivore, the kit fox. *PLoS One*, 10(10), e0138995.
- Dormann, C. F.; Elith, J.; Bacher, S.; Buchmann, C.; Carl, G.; Carré, G., . . . Lautenbach, S. (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27-46.
- Dormann, C. F.; McPherson, J. M.; Araújo, M. B.; Bivand, R.; Bolliger, J.; Carl, G., . . . Kissling, D. W. (2007). Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography*, 30(5), 609-628.
- Dormann, C. F.; Porschke, O.; Márquez, J. R. G.; Lautenbach, S.; & Schröder, B. (2008). Components of uncertainty in species distribution analysis: a case study of the great grey shrike. *Ecology*, 89(12), 3371-3386.

- 
- Dormann, C. F.; Schymanski, S. J.; Cabral, J.; Chuine, I.; Graham, C.; Hartig, F., . . . Schröder, B. (2012). Correlation and process in species distribution models: bridging a dichotomy. *Journal of Biogeography*, 39(12), 2119-2131.
- Drew, C. A.; Wiersma, Y. F.; & Huettmann, F. (2010). *Predictive species and habitat modeling in landscape ecology: concepts and applications*: Springer Science & Business Media.
- Elith, J.; & Graham, C. H. (2009). Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography*, 32(1), 66-77.
- Elith, J.; Graham, C. H.; Anderson, R. P.; Dudík, M.; Ferrier, S.; Guisan, A., . . . Lehmann, A. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 129-151.
- Grämiger, M.; Bitterlin, L.; & Graf, R. F. (2015). Nahrungsangebot für Auerhuhnküken – der Einfluss forstlicher Aufwertungen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 166(2), 91-96. doi: 10.3188/szf.2015.0091
- Grimm, V.; & Storch, I. (2000). Minimum viable population size of capercaillie *Tetrao urogallus*: results from a stochastic model. *Wildlife Biology*, 6(4), 219-225.
- Guisan, A.; Edwards Jr, T. C.; & Hastie, T. (2002). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *ecological modelling*, 157(2-3), 89-100.
- Harrell, F. E. (2001). Ordinal logistic regression *Regression modeling strategies* (pp. 331-343): Springer.
- Hirzel, A.; & Guisan, A. (2002). Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. *ecological modelling*, 157(2-3), 331-341.
- Hothorn, T.; Hornik, K.; & Zeileis, A. (2006). Unbiased Recursive Partitioning: A Conditional Inference Framework. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 15(3), 651-674.
- Jay, F.; Manel, S.; Alvarez, N.; Durand, E. Y.; Thuiller, W.; Holderegger, R., . . . Francois, O. (2012). Forecasting changes in population genetic structure of alpine plants in response to global warming. *Mol Ecol*, 21(10), 2354-2368.
- Kändler, G.; & Cullmann, D. (2014). Der Wald in Baden-Württemberg. *Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. Forstliche Versuchs und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg*.
- Klaus, S. (1991). Effects of forestry on grouse populations: Case studies from the Thuringian and Bohemian forests, Central Europe. *Ornis Scand.*, 22, 218-223.
- Klaus, S.; Boock, W.; Görner, M.; & Seibt, E. (1988). Raufußhühner - Ökologie, Vorkommen und Schutz in Thüringen. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen*, 25 (Sonderheft), 1-16.
- Klaus, S., Andreev, V., Bergmann, H. H., Müller, F., Porkert, J., & Wiesner, J. (1989). Die Auerhühner. Westarp Wissenschaften: Magdeburg.

- 
- LUBW (2009): Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg und Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Umweltdaten 2009 Baden-Württemberg.
- Manel, S.; Dias, J.-M.; & Ormerod, S. J. (1999). Comparing discriminant analysis, neural networks and logistic regression for predicting species distributions: a case study with a Himalayan river bird. *ecological modelling*, 120(2-3), 337-347.
- Marti, C. (2001). *Das Auerhuhn-Schutzprojekt der Schweiz*. Freising.
- Melesse, A. M.; Graham, W. D.; & Jordan, J. D. (2003). Spatially Distributed Watershed Mapping and Modeling: GIS-based Storm Runoff and Hydrograph Analysis:(part 2). *Journal of Spatial Hydrology*, 3(2).
- Pakkala, T., Pellikka, J., & Lindén, H. (2003) Capercaillie *Tetrao urogallus* - a good candidate for an umbrella species in taiga forests. *Wildlife Biology*, 9, 309-316.
- Schroth, K.-E.; Lieser, M.; & Berthold, P. (2005). Zur Winternahrung des Auerhuhns (*Tetrao urogallus*) - Versuche zur Bevorzugung von Nadeln verschiedener Koniferenarten. *Forstarchiv*, 76, 75-82.
- Segelbacher, G.; Høglund, J.; & Storch, I. (2003). From connectivity to isolation: genetic consequences of population fragmentation in capercaillie across Europe. *Molecular ecology*, 12(7), 1773-1780.
- Soultan, A.; & Safi, K. (2017). The interplay of various sources of noise on reliability of species distribution models hinges on ecological specialisation. *PLoS One*, 12(11), e0187906.
- Storch, I. (1993). Habitat selection by capercaillie in summer and autumn: Is bilberry important. *Oecologia*, 95, 257-265.
- Storch, I. (1994). *Forest structure, landscape mosaic, and capercaillie conservation: A central European perspective* (Vol. 2). Halifax, Canada.
- Storch, I. (1999). *Auerhuhnschutz: Aber wie?* (Vol. 3). München.
- Storch, I. (2001). *Auerhuhn-"Restpopulationen": Lebensraum, Minimale Lebensfähige Population (MVP) und Aussterberisiko*. Freising.
- Storch, I. (2002). On spatial Resolution in Habitat Models: Can Small-scale Forest Structure explain Capercaillie Numbers *Conservation Ecology* (Vol. 6, pp. 25).
- Storch, I. (2003). *Raumskalen in Ökologie und Artenschutz: Das Beispiel Auerhuhn*. Zürich.
- Suchant, R.; & Braunisch, V. (2004). Wälder als Kernflächen eines Biotopverbundes für Wildtiere - das Auerhuhn als Indikator? *Der Beitrag der Waldwirtschaft zum Aufbau eines länderübergreifenden Biotopverbundes*(76), 75-85.
- Suchant, R.; & Braunisch, V. (2008). *Rahmenbedingungen und Handlungsfelder für den Aktionsplan Auerhuhn: Grundlagen für ein integratives Konzept zum Erhalt einer überlebensfähigen Auerhuhnpopulation im Schwarzwald*.
- Suter, W., Graf, R. F., & Hess, R. (2002) Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and Avian Biodiversity: Testing the Umbrella-Species Concept. *Conservation Biology*, 16, 778-788.

- 
- Suter, W.; & Graf, R. F. (2008). Das Auerhuhn–eine naturschutzbiologische Betrachtung. *Ornithol Beob*, 105, 17-32.
- Tenckhoff, E. (2008). *Überprüfung der Anwendbarkeit eines Habitatmodells - Vergleich zweier Lebensräume des Auerhuhns (Tetrao urogallus) in den bayerischen Voralpen und im Schwarzwald*. (Diplom), Albert-Ludwigs Universität Freiburg.
- Weiß, H.; & Schroth, K. E. (1990). Bewertung der Gefährdungsursachen. In E. Ministerium für Ländlichen Raum, Landwirtschaft und Forsten (Ed.), *Auerwild in Baden-Württemberg Rettung oder Untergang* (Vol. 70, pp. 127-148). Stuttgart: Selbstverlag d. Landesforstverwaltung Bad.-Württ.
- Wirth, K. (2010). Der Wald vor lauter Bäumen - Eine Waldnaturschutzstrategie für den Staatswald Baden-Württemberg ?! (pp. 50). Freiburg: FVA.
- Zurell, D.; Jeltsch, F.; Dormann, C. F.; & Schröder, B. (2009). Static species distribution models in dynamically changing systems: how good can predictions really be? *Ecography*, 32(5), 733-744.

## **EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG**

Hiermit erkläre ich, dass ich die von mir am heutigen Tag eingereichte Master-Thesis zum Thema, „Evaluierung habitataufwertender Maßnahmen für Auerhühner – Eine Fallstudie im Gebiet des Rohrhardsberges“ vollkommen selbständig und nur unter Benutzung der in der Arbeit angegebenen Literatur angefertigt habe.

Freiburg, den