

Quantifizierung von Effekten natürlicher und anthropogener Umweltfaktoren der Raumselektion des Rothirsches (*Cervus elaphus* L.) in den Rotwildgebieten des Schwarzwaldes zum Winterende

Franz Johann

**Masterarbeit im Studiengang Umweltwissenschaften/Environmental Science
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.
Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen**



Dezember 2016

Gutachter:

**Prof. Dr. Ilse Storch, Professur für Wildtierökologie und Wildtiermanagement
Prof. Dr. Carsten Dormann, Abteilung für Biometrie und Umweltsystemanalyse**

Danksagung

An dieser Stelle danke ich den Mitarbeitern der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt in Freiburg i. Br., Abteilung Wald und Gesellschaft, Dr. Rudolf Suchant, Dr. Dominik Fechter, Robert Hagen und Alexandra Haydn. Auf meine Anfrage haben sie mir nicht nur georeferenzierte Daten zu drei Rotwild-Lösungssammlungen zur Auswertung überlassen, sondern auch umfangreiche Daten zum Relief, zur Vegetation, Infrastruktur und Jagd in den Rotwildgebieten des Schwarzwaldes. Ohne diese Unterstützung wäre die vorliegende Masterarbeit nicht realisierbar gewesen. Vielen Dank auch an Friedrich Burghardt, Nationalpark Schwarzwald, für die Informationen zu Standorten von Winterfütterungen im Rotwildgebiet Nordschwarzwald.

Terminologie

Der vorliegende Text benutzt die Begriffe „Rotwild“ und „Rothirsch“ synonym zur Bezeichnung der Art *Cervus elaphus* L. Dieser Artbegriff schließt hier, analog zur von der International Union for Conservation of Nature (IUCN) praktizierten Terminologie, die Unterart *Cervus elaphus canadensis* mit ein, auch wenn diese von manchen Autoren als eigene Art gesehen wird (Lovari et al. 2016). Bei Aussagen zu Studien, die *Cervus elaphus canadensis* betreffen, wird die Bezeichnung der Unterart verwendet.

Da die Art Rothirsch (*Cervus elaphus* L.) im Fokus der vorliegenden Arbeit steht, wird im Interesse einer leichteren Lesbarkeit auf fortlaufende Wiederholung des wissenschaftlichen Namens dieser Art verzichtet. Im Interesse einer besseren Allgemeinverständlichkeit wird die Fachsprache der Jäger so sparsam wie möglich eingesetzt. Und um darüber hinaus eine angenehme Lesbarkeit zu erreichen, werden Personengruppen meist nicht mit der weiblichen und der männlichen Form (z.B. Jägerinnen und Jäger) bezeichnet, gemeint sind jedoch Vertreter beider Geschlechter.

Zusammenfassung

Eine zentrale Aufgabe der ökologischen Forschung ist es, das Verständnis der Reaktion von Arten auf Umweltbedingungen zu vermehren. Ergebnisse dieser Forschung können genutzt werden, um das Management von Arten zu verbessern.

Die vorliegende Ausarbeitung analysiert Effekte von Umweltfaktoren auf die Raumnutzung des Rothirsches (*Cervus elaphus* L.) im Schwarzwald zum Winterende. Der Einfluss des Landschaftsreliefs, der Vegetation – insbesondere des Waldbestandes – von Freizeit-, Siedlungs- und Verkehrsinfrastruktur sowie von Jagd und Hege auf die Raumnutzung des Rothirsches wird quantifiziert. Grundlage der Analyse sind Lagebeschreibungen von einigen zehntausend Rotwild-Pelletgruppen in den beiden Rotwildgebieten des Schwarzwaldes. Die Datenauswertung erfolgte mittels Generalised Boosted Models, Generalised Linear Mixed Models und Anwendung der Resource Selection Function.

Die Identität des Jagdbezirkes, die Entfernung zu Wegen und die Entfernung zu Winterfütterungen haben den größten Einfluss auf die Raumnutzung. Dabei bestehen jedoch Unterschiede zwischen dem Rotwildgebiet Südschwarzwald und dem Rotwildgebiet Nordschwarzwald. Im Rotwildgebiet Südschwarzwald ist der Einfluss von Winterfütterungen größer als im Rotwildgebiet Nordschwarzwald. Im Rotwildgebiet Nordschwarzwald hat die Entfernung zu Wegen größeren Einfluss bei der Raumselektion als im Rotwildgebiet Südschwarzwald. Diese Ergebnisse spiegeln das unterschiedliche Management und unterschiedliche Störungsintensität in den beiden Gebieten wieder.

Für das Rotwildmanagement wird die Minderung der von Wegen ausgehenden Störungen, z.B. durch Einrichtung von Ruhezeiten, empfohlen. Die Reduktion der Winterfütterung und die Ermöglichung winterlicher Migration in niedrigere Lagen sollte ein mittelfristiges Ziel des Rotwildmanagements sein.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung.....	2
Terminologie.....	3
Zusammenfassung.....	4
Inhaltsverzeichnis	5
Abkürzungsverzeichnis	7
1 Einleitung.....	8
2 Material und Methoden.....	11
2.1 Das Studiengebiet	11
2.2 Lösungsnachweise als Indikator der Raumnutzung	15
2.3 Datengrundlage und Datenaufarbeitung	16
2.3.1 Daten zur Losung	16
2.3.2 Tracks	20
2.3.3 Erstellung zufälliger verfügbarer Punkte	21
2.3.4 Zuordnung von Werten und Eigenschaften zu Punkten	22
2.3.5 Relief.....	22
2.3.6 Vegetation	23
2.3.7 Siedlungen, Gewerbe und Verkehrsinfrastruktur	24
2.3.8 Freizeitnutzung	25
2.3.9 Waldbesitzart.....	25
2.3.10 Jagd und Hege	25
2.4 Datenanalyse	26
2.4.1 Explorative Datenanalyse	26
2.4.2 Skala	27
2.4.3 GBM für die Präsenz von PG	27
2.4.4 Modellierung der PG-Präsenz mittels GLMM und Bewertung der Effekte mittels RSF.....	28
2.4.5 Analyse der Variabilität der Frische der Losung.....	30
3 Ergebnisse.....	32
3.1 Explorative Datenanalyse	32
3.1.1 Anzahl und Dichte der Pelletgruppen	32
3.1.2 Relief.....	34
3.1.3 Vegetation	39
3.1.4 Waldbesitzart.....	46
3.1.5 Jagd und Hege	46

3.1.6	Siedlungen, Straßen und Wege.....	49
3.1.7	Freizeitnutzung.....	51
3.1.8	Korrelationen.....	53
3.2	Modellierung.....	53
3.2.1	Bewertung des relativen Einflusses von Variablen und Interaktionen mittels GBMs	53
3.2.2	Bewertung der Faktoren mittels GLMM und RSF	58
3.2.3	Analyse der PG-Frische	79
4	Diskussion	83
4.1	Ökologische Betrachtung von Effekten der Prädiktoren auf die PG-Präsenz	83
4.1.1	Jagdbezirk und Jagdbezirksart	84
4.1.2	Fütterung.....	84
4.1.3	Entfernung Weg	85
4.1.4	Mikroklima	87
4.1.5	Junger Nadelwaldbestand	88
4.1.6	Bestandesalter und Plenterwald	89
4.1.7	Baumarten, Tannenbestände und Baumartendiversität	89
4.1.8	Grünland, Waldränder, Wildwiesen und Wildäcker	90
4.1.9	Straßen und Siedlungen.....	90
4.1.10	Wandern, Wintersport, Bike und Erholungswald	91
4.1.11	Hangneigung	92
4.2	Methodenkritik	92
4.2.1	Proportionalität von Raumnutzung und PG-Anzahl.....	92
4.2.2	Skala	95
4.2.3	Verfügbare Punkte.....	95
4.2.4	Einfluss der Fütterung	95
4.2.5	Fundwahrscheinlichkeit	96
4.3	Herausforderungen bei der Interpretation	96
4.4	Folgerungen für das Rotwildmanagement	97
	Literaturverzeichnis	99
	Anhang 1.....	113
	Anhang 2.....	117
	Erklärung	Fehler! Textmarke nicht definiert.

Abkürzungsverzeichnis

AIC	Akaike's Information Criterion
FoGIS10	Forstliches Geografisches Informationssystem
FVA	Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
GBM	Generalised Boosted Model
GIS	Geographische Informationssysteme
GLMM	Generalised Linear Mixed Model
GPS	Global Positioning System
LM	Lineare Modelle
LSNord14	Losungssammlung im Rotwildgebiet Nordschwarzwald im Jahr 2014
LSNord16	Losungssammlung im Rotwildgebiet Nordschwarzwald im Jahr 2016
LSSüd16	Losungssammlung im Rotwildgebiet Südschwarzwald im Jahr 2016
PG	Pelletgruppen
RSF	Resource Selection Function
RWGN	Rotwildgebiet Nordschwarzwald
RWGS	Rotwildgebiet Südschwarzwald
VP	Zufällig erstellte verfügbare Punkte

1 Einleitung

Zu verstehen, wie Arten auf Umweltbedingungen reagieren, ist ein Prinzip der Ökologie. Dabei steht die Frage, welche Bedingungen essenziell sind, an erster Stelle (Manly et al., 2002). Faktoren der Raumselektion von Cerviden können vereinfachend in zwei Kategorien eingeteilt werden: Nahrung und Schutz (Borkowski, 2004). Dabei werden jedoch Orte eher wegen eines Sets von Ressourcen als wegen einer einzigen Ressource selektiert (Alldredge und Griswold, 2006). Bei der Raumselektion des Rothirsches (*Cervus elaphus* L.) wurden in bisherigen Studien in unterschiedlichen Regionen verschiedene einflussreiche Faktoren festgestellt (Alves et al., 2014). Dabei wurden z.B. Landnutzungsklassen, Produktivität der Vegetation, Pflanzendiversität, Entfernung zu Waldrändern, Entfernung zu Straßen oder Siedlungen und Reliefattribute als die Raumnutzung des Rothirsches beeinflussende Eigenschaften identifiziert. Es bestehen tages- und jahreszeitliche Unterschiede bei räumlichen Präferenzen. (z.B. Godvik et al., 2009; Licoppe, 2006; Licoppe und De Crombrughe, 2003; San José et al., 1997; Steward et al., 2010). Umweltbedingungen können sich zwischen verschiedenen Regionen unterscheiden. Daher sind Ergebnisse von Raumnutzungsanalysen nicht vorbehaltlos auf andere Regionen übertragbar (Baily et al., 1996).

Die Quantifizierung der Beziehung zwischen dem Vorkommen von Arten und biotischen und abiotischen Umweltfaktoren hat eine lange Tradition in der ökologischen Forschung (Rushton et al., 2004). Dabei sind Modelle, die diese Beziehung detailliert beschreiben, von höchstem Interesse und bloßen Hypothesentests vorzuziehen (Cherry, 1998). Vergleiche des relativen Beitrags von unterschiedlichen Umweltfaktoren zur Verbreitung einer Art sind von hohem Informationsgehalt und führen zum besseren Verständnis der ökologischen Prozesse, die dieser Verbreitung zugrunde liegenden (Rushton et al., 2004). Die Quantifizierung der Effekte von Faktoren der Raumselektion kann einen wichtigen Beitrag dazu leisten, raumbezogene Entscheidungsprozesse einer Art, hier des Rothirsches, besser zu verstehen (Hilden, 1965).

Der Rothirsch ist, abgesehen von vereinzelt von Osten zuwandernden Elchen (*Alces alces* L.) (Deutsche Wildtierstiftung, 2014), das größte wild lebende Landsäugetier in Deutschland. Er ist in hohem Maße anpassungsfähig und war prähistorisch sowohl in interglazialen Waldlandschaften als auch in glazialen Steppenlandschaften heimisch (Sommer et al., 2008). Jetzt ist er einer der wenigen fortlebenden Großsäuger der artenreicheren Megafauna des Spätpleistozäns (Drucker et al. 2011; Stuart et al., 2004). Rothirsche waren nach dem Rückgang der Eismassen vor ca. 10.000 Jahren in Mitteleuropa weit verbreitet (Sommer et al., 2008). Anthropogene Einflüsse führten im Laufe der Geschichte zu schwankenden Populationen. Eine besonders starke Reduktion der Vorkommen in Mitteleuropa, fast bis zur Ausrot-

tung der Art, erfolgte während der Zeit des allgemeinen Jagdrechts nach der Revolution 1848. Danach sind die Bestände, unterstützt von Hegemaßnahmen und Wiederansiedlungen, wieder angestiegen (Bützler 2001, Müller-Using 1956, Herzog 1995, Gill 1990). Die aktuelle Gesamtpopulation in Deutschland wird auf mindestens 200.000 Stück geschätzt (Deutsche Wildtierstiftung, 2016).

Die europäische Verbreitung der Art hat in der jüngeren Vergangenheit zugenommen (Apollonio et al., 2010) und beträgt ca. neun Prozent des postglazialen Verbreitungsgebiets (Gill, 1990). Die Wiederinanspruchnahme der Landschaft durch den Rothirsch nach seinem Bestandesminimum wurde nicht überall geduldet. Heute sind in neun deutschen Bundesländern durch Landesrecht Rotwildgebiete festgelegt, außerhalb deren Grenzen sich der Rothirsch nicht verbreiten darf (Deutsche Wildtierstiftung, 2016). Die vom Menschen intensiv genutzte Kulturlandschaft soll dadurch vor Schäden z. B. durch Verbiss, Schälen oder Fegen bewahrt werden. Mit der positiven Bestandesentwicklung des Rothirsches haben sowohl diese Schäden als auch die Anforderungen an das Rotwildmanagement zugenommen (Wotschikowski et al., 2004; Gordon et al., 2004).

Die Lage der Rotwildgebiete spiegelt allerdings mehr jagdliche Traditionen und die Interessen der Grundstückseigentümer – beziehungsweise die Ergebnisse politischer Aushandlungsprozesse – wider als die Habitatqualität für den Rothirsch (Suda, 1999; Wotschikowsky et al., 2004). Während sich im Nordosten Deutschlands Populationen des Rothirsches großräumiger ausdehnen können, bestehen im Süden nur wenige inselartige Rotwildgebiete, in denen Rotwild geduldet bzw. gehegt wird. Zwei der fünf Rotwildgebiete Baden-Württembergs liegen im Schwarzwald. Ihr Grenzverlauf ist seit 1958 unverändert. Die in ihnen bestehenden Rotwildbestände werden wesentlich durch Jagd und Hege geregelt (Deutsche Wildtierstiftung 2016, Suchant et al., o. J.).

Der politische Diskurs zum Rotwildmanagement wird von einer Vielzahl von Motiven und oft konträren Zielen der Interessengruppen angetrieben: Die Touristikbranche wünscht erlebbare Rotwildbestände, die Jägerschaft wünscht hohe Rotwildbestände und die Möglichkeit, auch starke Hirsche zu erlegen, Waldbesitzer möchten geringe Rotwildbestände, um Schäden am Baumbestand zu minimieren und um wunschgemäße Waldverjüngung sicherzustellen (Suchant et al. o.J). Verbesserte Kenntnis der Faktoren, die die Raumnutzung des Rotwildes beeinflussen, kann dazu beitragen, in diesem Interessenkonflikt Lösungsansätze bzw. Managementstrategien weitreichender zu begründen.

Rotwildbestände haben vielfältige Wirkungen auf das Ökosystem. Mit dem Absetzen von Urin und Losung verursachen Rothirsche räumliche Heterogenität der Stickstoffverteilung und beeinflussen den Stickstoffkreislauf. Dadurch können sie lokale Veränderungen der Pri-

märproduktion bewirken (Hobbs, 1996). Sie verbreiten Samen durch Endozoochorie zwischen Gebieten verschiedener Vegetationstypen und können so auf die Vegetationsdynamik wirken (Iravani et al., 2011; Oheimb et al., 2005). Sie können durch Äsen die Baumverjüngung und Baumartenmischung beeinflussen (Ammer, 1996; Heuze et al., 2005) und die Diversität der Kraut- und Strauchschicht verändern (Bugalho et al., 2011; Hegland et al. 2005). Sie können die Diversität und Artenkomposition von Invertebraten, Vögeln und Kleinsäugetern beeinflussen (McShea und Rappole, 2000; Melis et al., 2006; Smit et al. 2001). Genauere Kenntnis der Effekte, die die Raumselektion des Rothirsches beeinflussen, kann dazu beitragen, durch verbessertes Rotwildmanagement ökologische und wirtschaftliche Ziele zu erreichen (Gordon et al. 2004; Putman, 1996).

Mittels Satellitentelemetrie erfasste Bewegungsprofile von besenderten Rothirschen in den Alpen, im Harz und in der Oberlausitz belegen, dass die Streifgebiete von Rotwild je nach Jahreszeit variieren und dass die Home ranges nicht gleichmäßig intensiv genutzt werden. (Berberich und Riechert, 1994; Fielitz, 1999; Nietze 2012). In den Rotwildgebieten des Schwarzwalds ist lediglich im Rotwildgebiet Südschwarzwald (RWGS) eine bisher unveröffentlichte Studie mit insgesamt 15 Stück Rotwild im Zeitraum 2007 bis 2009 durchgeführt worden. Die Ergebnisse wurden genutzt, um eine Management-Konzeption für das RWGS zu erarbeiten (Suchant et al., o.J).

Die vorliegende Arbeit stellt eine Analyse von Faktoren, die die Raumselektion des Rotwildes beeinflussen, basierend auf Rothirsch-Losungsnachweisen im RWGS und Rotwildgebiet Nordschwarzwald (RWGN) vor. Da diese Methode im Gegensatz zur Telemetrie ohne das Fangen von Rothirschen auskommt, kann sie als schonender für das Rotwild erachtet werden. Darüber hinaus sind mehr Individuen einbezogen, als dies bei der Telemetrie übliche Praxis ist. Daneben sind auch junge Tiere in die Analyse eingeschlossen, die wegen ihres Wachstums nicht mit Telemetriedaten versehen werden können. Gegenwärtig wird eine Studie zur Raumnutzung von Rotwild im RWGN auf der Basis von Telemetriedaten vorbereitet (pers. Mitteilung Dr. Fechter), damit kann die vorliegende Arbeit auch zum Methodenvergleich dienen.

Die Bedeutung von wissenschaftlichen Grundlagen für Managementstrategien, die den Rothirsch betreffen, wird zum einen dadurch gesteigert, dass Rotwild in Baden-Württemberg nur auf sehr eingeschränkter Fläche vorkommt, zum anderen ergeben sich besondere Herausforderungen durch die gegebene Flächenüberschneidung des RWGN und des Nationalparks Schwarzwald. Im Nationalpark Schwarzwald sind hohe Besucherzahlen zu erwarten (Price-waterhouseCoopers und Ökonzept, 2013), gleichzeitig sind natürliche ökologische Prozesse als Grundlage der Biodiversitätsentwicklung in diesem Gebiet eine wesentliche Säule des

Nationalparkgedankens (IUCN, 2016). Der Einfluss von Störungen, wie sie durch Besucher verursacht werden könnte, wird durch Aspekte der vorliegenden Studie beleuchtet. Daneben kann die Analyse das Wissen vermehren, um „[...] Methoden und Maßnahmen, welche im Rahmen einer Rotwildkonzeption eine Rolle spielen könnten, wie die Einrichtung von Wildruhezonen und Wildäsungsflächen, die Winterfütterung, verschiedene jagdliche Methoden und Regelungen [...]“ zu bewerten oder zu begründen (FVA, 2016e, 8).

Als Datengrundlage der vorliegenden Arbeit dienen mehrere Zehntausend lokalisierte Pelletgruppen (PG) von Rothirschen, die als Indikator der räumlichen Präsenz von Rotwild genutzt werden. Die Datenerhebung fand zum Winterende statt, dementsprechend beschreibt deren Auswertung in erster Linie die Raumnutzung relativ kurz vor diesem Zeitpunkt.

Neben Informationen zum Relief, werden umfangreiche Informationen zu Waldbeständen aus der Forsteinrichtungsdatenhaltung des Forstlichen Geografischen Informationssystems (FoGIS10) (MLR, 2015) sowie Informationen zu Siedlungen, Verkehrswegen und zur Freizeitinfrastruktur aus dem Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystem (ATKIS) (ATKIS, 2016a) und aus FoGIS10 (MLR, 2015) ausgewertet. Zusätzlich werden Informationen zur Jagd und zur Lage von Winterfütterungen genutzt.

Ziel der Arbeit ist es, die räumliche Selektion des Rothirsches in Abhängigkeit vom Relief, von mikroklimatischen Faktoren, von der Landnutzung – insbesondere dem Waldbestand – und von Störstrukturen zu analysieren. Die Faktoren werden zum einen hinsichtlich ihrer Bedeutung bei der Raumselektion im Vergleich zu anderen Faktoren bewertet, zum anderen wird ihr relativer Effekt auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Rothirschen bzw. PG quantifiziert.

Zur Datenanalyse werden Generalised Boosted Regression Models (GBMs) (Elith et al., 2008; Ridgeway et al., 2015) und Generalised Linear Mixed Models (GLMMs) (Bates et al., 2015) berechnet, außerdem wird die Resource Selection Function (RSF) (Manly et al., 2002) angewendet.

2 Material und Methoden

2.1 Das Studiengebiet

Die Studiengebiete liegen im Schwarzwald, im Südwesten Baden-Württembergs, und sind Teilflächen der Rotwildgebiete im Schwarzwald. Hier bestehen zwei ca. 49 km voneinander entfernte Rotwildgebiete (Abbildung 1): Das RWGN dehnt sich über ca. 105.171 Hektar aus.

Es erstreckt sich von 48°17'28" N bis 48°50'43" N und von 8°8'2" O bis 8°40'20" O. Das RWGS ist mit ca. 18.380 Hektar deutlich kleiner. Es reicht von 47°44'32" N bis 47°52'11" N und von 7°59'41" O bis 8°14'6" O (FVA, 2003).

Die Höhenlage erstreckt sich beim RWGN von 160 m ü. NN. nahe der Stadt Gaggenau bis 1164 m ü. NN. am Gipfel der Hornisgrinde. Beim RWGS reicht die Spanne von 674 m ü. NN. bis 1415 m ü. NN. am Herzogenhorngipfel (Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung, 2016). Die Böden sind nährstoffarm, das prägende Gestein ist im RWGN Buntsandstein (Metz, 1977), im RWGS entstanden die Böden überwiegend aus Granit, Gneis und Grauwacke (Wimmenauer, 2012).

Das Klima des Schwarzwaldes ist subatlantisch, der Wind kommt überwiegend aus West und Südwest. Die Jahresdurchschnittstemperatur auf dem Feldberg, dem höchsten Gipfel des Schwarzwaldes (1450 m ü. NN.), beträgt 3,3°C für die Messperiode 1961-1990. Die durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge ist 1911 mm. Im langjährigen Mittel liegt auf dem Feldberggipfel an jährlich 157 Tagen eine geschlossene Schneedecke (Mazarakis, 2012).

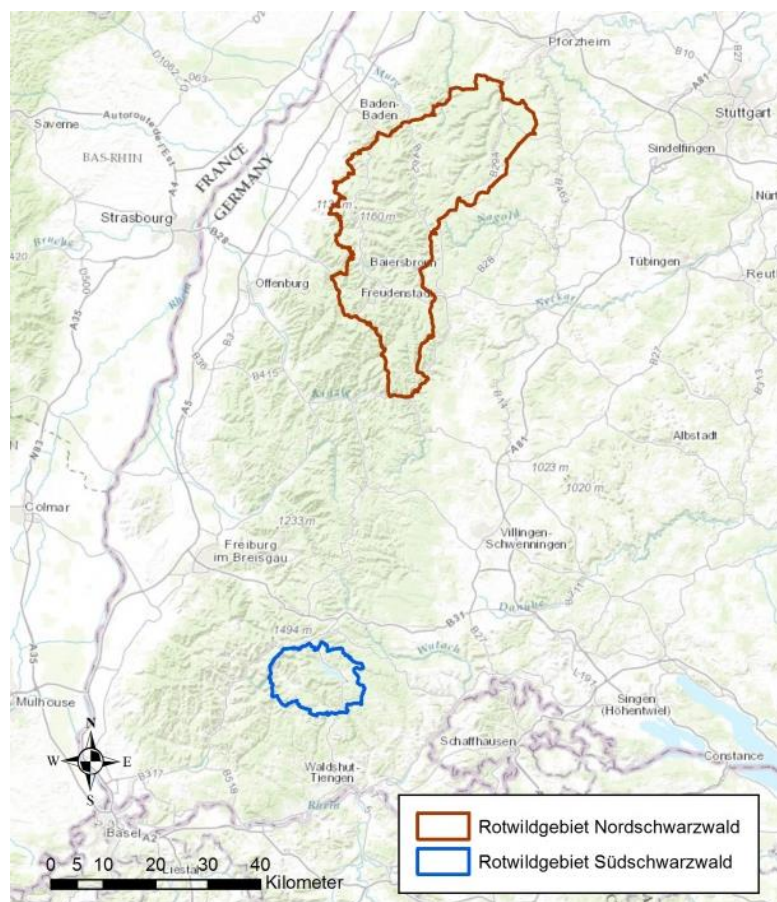


Abbildung 1: Lage der Rotwildgebiete Nord- und Südschwarzwald (verändert nach Esri, 2016 und FVA, 2003)

Die Rotwildgebiete sind überwiegend bewaldet (Tabelle 1). Im RWGN beträgt der Waldanteil inklusive der Klasse Gehölz 88,1 %; im RWGS sind es 72,8%. Dabei sind jeweils Nadelwälder am häufigsten, gefolgt von gemischten Laub- und Nadelwäldern. Im RWGN ist der Landbedeckungsanteil reiner Nadelwälder um 20% größer als im RWGS. Nach Wald ist Grünland die am zweithäufigsten verbreitete Landnutzung. Auch hierbei bestehen deutliche Unterschiede zwischen den beiden Rotwildgebieten. Im RWGS ist der Anteil der Grünlandfläche 20,8%, im RWGN sind es 6,2%. Siedlungen und Gewerbeflächen nehmen nur einen kleinen Flächenanteil in den Gebieten ein (ATKIS, 2016a).

Tabelle 1: Flächenanteile der Landbedeckung in den Schwarzwälder Rotwildgebieten (berechnet nach ATKIS 2016a)

Landbedeckungsklasse	RWGN [%]	RWGS [%]
Nadelholz	62,2	40,2
Laub- und Nadelholz	23,6	31,8
Laubholz	1,7	0,03
Gehölz	0,6	0,8
Grünland	6,2	20,8
Ackerland	0,1	0,0
Wohnbaufläche	1,2	1,1
Fläche gemischter Nutzung ¹	1,1	1,1
Industrie und Gewerbefläche	0,4	0,4
Gebäude und Freifläche Erholung	0,1	0,1
sonstige	2,8	3,6

Die Eigentumsform der Wälder in den Rotwildgebieten unterscheidet sich. Das Mosaik der Waldflächen setzt sich aus staatlichem, körperschaftlichem und privatem Eigentum verschiedener Formen zusammen (Tabelle 2). Die größten Anteile entfallen auf Staats- bzw. Landeswald, Gemeindewald und Kleinprivatwald. Im RWGN ist Staatswald mit 37,3 % der Fläche der größte Besitzanteil, im RWGS dagegen nehmen Kleinprivatwälder mit 46,3% den größten Flächenanteil des Gebiets ein (Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz [MLR], 2015).

¹ In diese Klasse fallen insbesondere Flächen mit land- und forstwirtschaftlichen Betrieben und Wohngebäuden (ATKIS 2016b)

Tabelle 2: Waldeigentum in den Rotwildgebieten (berechnet nach MLR, 2015)

Eigentumsform	RWGN [%]	RWGS [%]
Körperschaft, Gemeinde	27,1	21,2
Körperschaft, Kirche	1,2	-
Körperschaft, sonstige	0,7	0,1
Privat, Gemeinschaft	4,5	0,3
Privat, Kirche	0,01	-
Privat, sonstige, groß	1,8	4,7
Privat, sonstige, mittel	0,3	-
Privat, sonstige, klein	27,1	46,3
Staat, Land	37,3	27,5

In den Wäldern der Rotwildgebiete, die im Besitz von Staat bzw. Land und Gemeinden sind, wurden die Baumbestände im Rahmen der Forsteinrichtung im Zeitraum 2005 bis 2015 weitgehend erfasst (MLR, 2015): Im RWGN ist der größte Flächenanteil (64,99%) des Holzbodens von Fichte (*Picea abies* H. Karst.) dominiert. Tanne (*Abies alba* Mill.) ist auf 16,6% vorherrschend, Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) folgen mit 7,87 bzw. 5,12%. Im höher gelegenen RWGS ist Fichte (*Picea abies* H. Karst) auf 84,84% der Holzbodenfläche die dominierende Baumart; Buche (*Fagus sylvatica* L.) ist auf 12,15% dominierend. Alle anderen Baumarten prägen nur geringe Anteile der Waldgesellschaften (Tabelle 3).

Tabelle 3: Waldflächenanteile (nur Holzboden) in den öffentlich gemanagten Wäldern nach der dominierenden Baumart (berechnet nach MLR, 2015).

Dominierende Baumart	Holzbodenanteil [%] RWGN	Holzbodenanteil [%] RWGS
Fichte (<i>Picea abies</i> H. Karst.)	64,99	84,84
Tanne (<i>Abies alba</i> Mill.)	15,60	0,53
Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i> L.)	7,87	0,05
Douglasie (<i>Pseudotsuga menziesii</i> Franco)	3,51	0,38
Buche (<i>Fagus sylvatica</i> L.)	5,12	12,15

Bergahorn (<i>Acer pseudoplatanus</i> L.)	0,32	0,40
Vogelbeere (<i>Sorbus aucuparia</i> L.)	0,05	0,90
sonstige	2,11	0,57
unbekannt	0,43	0,18

Die Rotwildsdichte wurde für ein 2014 untersuchtes Teilgebiet des RWGN von 8016 ha aufgrund genetischer Losungsanalysen auf etwa 5 Stück pro 100 ha geschätzt (FVA, 2016a). Das entspricht einem Bestand von ca. 404 Rothirschen (*Cervus elaphus*) im diesem Teilgebiet.

Für das RWGS liegt keine offizielle Schätzung vor. Der Rotwildbestand im RWGS wird von Mitarbeitern der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Freiburg (FVA) auf insgesamt 350 bis 450 Stück geschätzt (pers. Mitteilung Alexandra Haydn, FVA).

Neben Rothirsch sind in den untersuchten Rotwildgebieten die Schalenwildarten Reh (*Capreolus capreolus* L.) und Wildschwein (*Sus scrofa* L.) verbreitet. Außerdem kommen, besonders im Südschwarzwald, Gämsen (*Rupicapra rupicapra* L.) vor², deren Population von Aussetzungen bzw. Wiedereinbürgerungen in den Jahren 1935 bis 1939 abstammt (Bamberg 1983; Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald, 2016). Die Wildbestände werden durch Jagd geregelt, die unter der Regie des Landes Baden-Württemberg oder als Pacht- bzw. Eigenjagd ausgeübt wird (Forstliches Gutachten, 2015). Die Prädatoren Wolf (*Canis lupus* L.) und Luchs (*Lynx lynx* L.) fehlen in der Region.

Der im Jahr 2014 ausgewiesene Nationalpark Schwarzwald mit einer Größe von 10.062 ha liegt fast vollständig im RWGN (BfN, 2016; FVA, 2003).

2.2 Losungsnachweise als Indikator der Raumnutzung

Die vorliegende Arbeit wertet Daten zu Rotwild-Losungsfunden aus, die im Rahmen des Rotwild-Monitorings der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Freiburg (FVA) erhoben wurden. Der Verfasser war dabei Mitarbeiter bei zwei mehrtägigen Losungssammlungen im Jahr 2016.

Cerviden sind in Waldökosystemen infolge der dichten Vegetation und verborgener Lebensweise nur eingeschränkt lokalisierbar (Smart et al., 2004). Jedoch können Losungsfunde als

² Im Staatswald des Feldberggebiets leben nach Schätzung durch Forstbezirksleiter Hayn 200 bis 250 Gämsen (Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald, 2016)

Indikator der zurückliegenden Anwesenheit einer Spezies genutzt werden und so dazu dienen zu bestimmen, welche Habitatqualitäten eine Art bevorzugt (Riney, 1957). Zählungen von PG werden seit den 1930er Jahren für verschiedene Forschungs- und Managementzwecke durchgeführt (Neff, 1968). Sie sind eine verbreitet angewendete Methode, um Rotwildichten zu bestimmen (Forsyth et al., 2007), und dazu geeignet, die Raumnutzung zu analysieren (Alves et al, 2014, Månsson et al., 2011). Es besteht nach Forsyth et al. (2007) ein positiver linearer Zusammenhang zwischen der Anzahl von Pelletgruppen und der Rotwildichte.

Gregory et al. (2009) beobachteten *Cervus elaphus canadensis* kontinuierlich während 6-stündiger Observationen in unterschiedlichen Habitattypen. Der Habitattyp hatte keinen signifikanten Einfluss auf die Defäkationsfrequenz (Gregory et al., 2009). Ebenso stellten Mitchell und McCowen (1984) beim Vergleich von Rotwild in nährstoffreichen, intermediären und nährstoffarmen Habitaten sehr ähnliche Defäkationsfrequenzen fest. Sie lag bei durchschnittlich 20 Pelletgruppen pro Tag im Winter und etwa 25 Pelletgruppen pro Tag im Sommer (Michel und McCowen, 1984).

2.3 Datengrundlage und Datenaufarbeitung

2.3.1 Daten zur Losung

Insgesamt werden in der vorliegenden Arbeit georeferenzierte Daten von drei Losungssammlungen ausgewertet: (1) eine Sammlung im RWGN im Jahr 2014 (LSNord14), (2) eine zweite Sammlung im RWGN auf anderer Fläche im Jahr 2016 (LSNord16) und (3) eine Sammlung im RWGS im Jahr 2016 (LSSüd16) (Abbildung 2). Die Losungssammlungen wurden vorwiegend zur Bestimmung der Populationsgröße und des Geschlechterverhältnisses durchgeführt (FVA, 2016a). Die Datensätze wurden von Einträgen, die andere Tierarten als Rothirsch oder andere Indizien als PG betreffen, bereinigt.

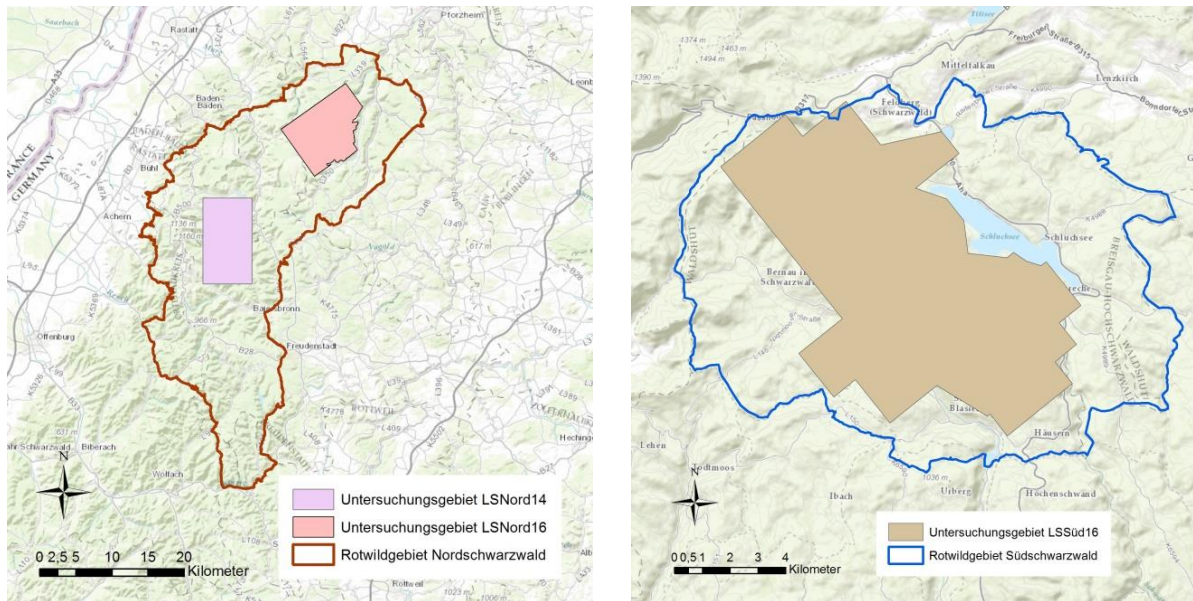


Abbildung 2: Lage der Untersuchungsgebiete im RWGN (links) und RWGS (rechts) (verändert nach Esri, 2016; FVA, 2003 und FVA, 2016b)

Die Datenerhebung bei den Losungssammlungen erfolgte durch Mitarbeiter der FVA. Diese erfassten während der Sammlung die Position der PG, die, ebenso wie die selbst zurückgelegten Tracks, mittels Global Positioning System (GPS) und Geräten des Modells Garmin eTacks 30 berechnet und aufgezeichnet wurde. Daneben registrierten die Sammler die Frische der Losung.

Die Sammler wurden mittels Mustern in der Identifizierung und zur Einstufung der Frische von Losung geschult. Die Frische gefundener Losung wurde in Klassen kategorisiert (FVA, 2016a; Gregory, 2006). In LSNord14 bestehen die sechs Frischekategorien 1 bis 6. In LSNord16 und LSSüd16 bestehen die vier Frischekategorien 1, 2, 3 sowie älter als 3. Zur Vereinheitlichung werden hier alle Frischewerte, die für älter als Kategorie 3 stehen, zur Kategorie 4 zusammengefasst.

Als Anzeichen der Frische wurden sichtbarer Schleimanteil, Oberfläche mit Rillen, feuchte und glänzende Oberfläche, frischer Geruch, warme Temperatur, schwarze, dunkelbraune oder grüne Farbe und weiche, lehmartige Konsistenz genutzt. Dagegen waren raue oder rissige Oberfläche, Trockenheit, graue Farbe, Verwaschung und Zerfall Anzeichen alter Losung (pers. Mitteilung Dr. Ebert, Forschungsanstalt für Wildökologie und Forstwirtschaft, Trippstadt).

Das Alter der Losung wird nach Gregory (2006) und aufgrund persönlicher Mitteilung von Dr. A.J. Gregory (Bowling Green State University) wie folgt eingeschätzt: Klasse 1 = circa

bis ein Tag; Klasse 2 = circa ein bis drei Tage; Klasse 3 = circa vier bis zehn Tage; Klasse 4 = wahrscheinlich älter als zehn Tage.

Innerhalb der Untersuchungsgebiete wurden einzelne Sammelgebiete als Transekte oder quadratische Plots zufällig und für jeweils einen Sammeltag einem Sammler zugeteilt

2.3.1.1 Losungssammlung im Rotwildgebiet Nordschwarzwald im Jahr 2014

LSNord14 erfolgte in der ersten Aprilwoche 2014 im RWGN. Dabei suchten insgesamt 32 Mitarbeiter entlang von 122 geradlinigen, parallel im Abstand von 100 m verlaufenden Transekten nach PG (FVA, 2016a). Die Gesamtfläche des Untersuchungsgebiets ist 8092 ha. Bedingt durch schwieriges Gelände oder dichte Vegetation waren streckenweise Abweichungen der tatsächlichen Wegführung vom vorgegebenen Transekt notwendig (pers. Mitteilung Dr. Fechter) (Abbildung 3). Große waldfreie Gebiete mit wichtigen Straßen und die als Schonwald ausgewiesenen Steillagen um den Schurmsee wurden ausgespart (FVA, 2016b; Körperschaftsforstdirektion Freiburg und Forstdirektion Freiburg, 2000).

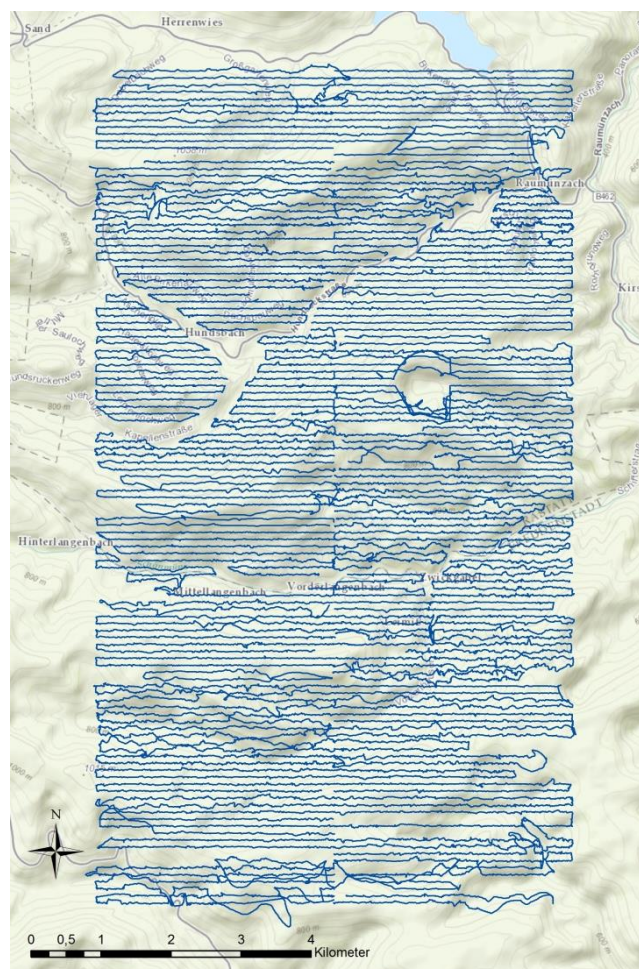


Abbildung 3: Lage der zurückgelegten Tracks (blau) bei der LSNord14 (verändert nach Esri, 2016; FVA, 2016b)

Die LSNord16 wurde vom 05. bis 08. April 2016 durchgeführt. Es wurde ein anderes Gebiet und ein von der LSNord14 verschiedenes Beprobungsdesign gewählt. Die Suche in dem 7896 ha großen Untersuchungsgebiet im RWGN fand überwiegend auf jeweils 1km² großen quadratischen Flächen statt, auf denen je einer der ca. 20 Sammler weitgehend nach eigenem Ermessen Rotwildlosung suchte (Abbildung 4).

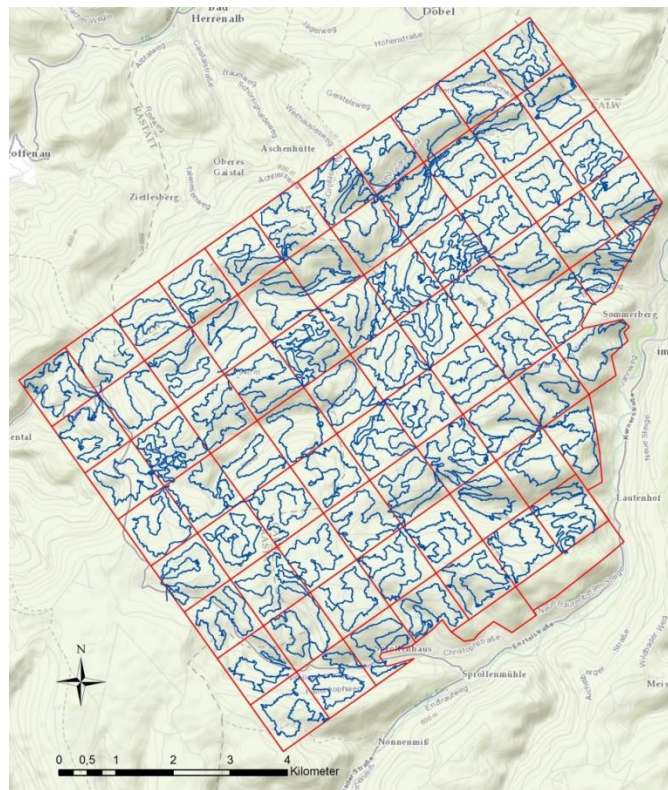


Abbildung 4: Suchquadrate (rot) und zurückgelegte Tracks der Sammler (blau) bei der LSNord16 (verändert nach Esri, 2016 und FVA, 2016b)

Es sollten jedoch, wie in Abbildung 5 dargestellt, alle neun Teilflächen eines Quadrats abge-
sucht werden.



Abbildung 5: Schematische Darstellung der abzusuchenden Teilflächen (grau) und eines Suchtracks (rot) nach dem Samplingdesign für die LSNord16 und die LSSüd16

Durch diese Vorgehensweise konnte u.a. Wildwechseln gefolgt werden, und für Lösungsfunde besonders attraktiv erscheinende Flächen wie Wildwiesen konnten gezielt aufgesucht werden. (FVA 2016b, pers. Mitteilung Dr. Fechter).

2.3.1.3 Losungssammlung im Rotwildgebiet Südschwarzwald im Jahr 2016

Die LSSüd16 wurde nach der gleichen Methode wie die LSNord16 durchgeführt. Sie fand vom 12. bis 15. April 2016 im Rotwildgebiet Südschwarzwald statt und beprobte ein Untersuchungsgebiet von 8019 ha mit ebenfalls ca. 20 Sammlern (Abbildung 6).

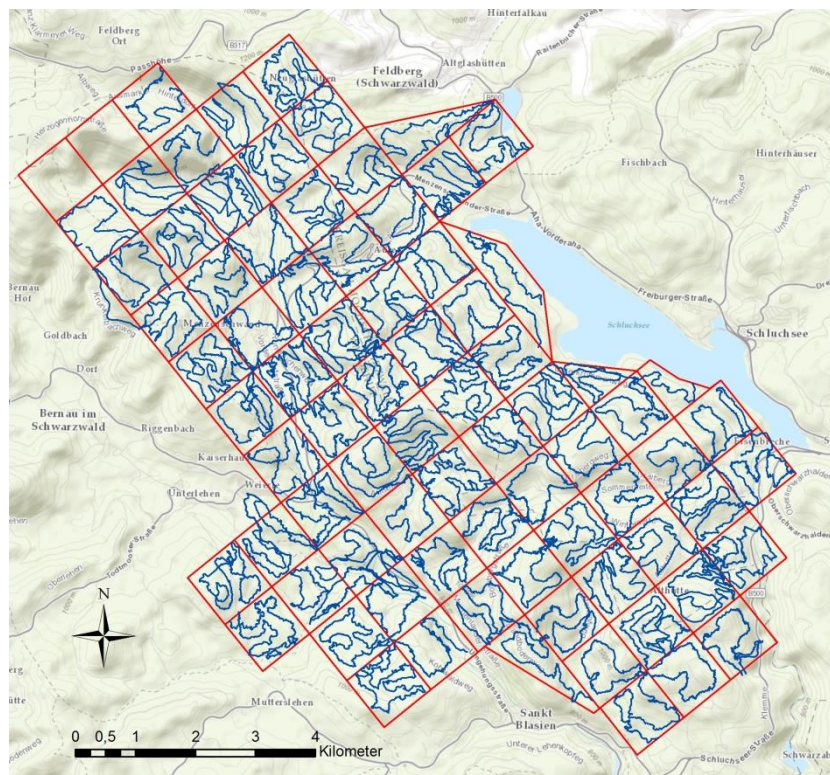


Abbildung 6: Suchquadrate (rot) und Tracks der Sammler (blau) bei der LSSüd16 (verändert nach Esri 2016 und FVA, 2016b)

2.3.2 Tracks

Die zurückgelegten Tracks der Sammler aller drei Sammlungen konnten als Polylinien Shapefiles beschafft werden (FVA, 2016b). Die Daten wurden von Fehlern, die durch zu frühes Ein- oder zu spätes Ausschalten der Aufzeichnung verursacht wurden, bereinigt. Es bestehen im Gebiet der LSN14 122 Tracks mit insgesamt 984 km Länge. Die durchschnittliche

Tracklänge beträgt 8.062 m bei einer Standardabweichung von 1.531m (Abbildung 3). Bei LSN16 beträgt die Gesamtstrecke 640 km. Die durchschnittliche Strecke der 78 Tracks sind 8.214 m mit einer Standardabweichung von 1.810 m (Abbildung 4). Bei der LSS16 ist die Gesamtstrecke 732 km. Die durchschnittliche Länge der 84 Tracks beträgt 8.172 m mit einer Standardabweichung von 2126 m (Abbildung 6).

2.3.3 Erstellung zufälliger verfügbarer Punkte

Durch Vergleich der Häufigkeit, mit der eine Art Orte, die eine bestimmten Eigenschaft haben, nutzt, mit der Häufigkeit verfügbarer Orte mit dieser Eigenschaft kann die Selektion oder Meidung von Orten mit der betreffenden Eigenschaft bestimmt werden (Manly et al., 2002). Um diesen Vergleich zu ermöglichen, wurden zufällige verfügbare Punkte erstellt. Da die Identität von Rothirsch-Individuen nur zum geringen Teil den PG zugeordnet werden kann, erfolgt hier eine Analyse auf Populationsebene, also innerhalb der Home Range der Population entsprechend Thomas und Taylors (1990) Studiendesign 1. Die Home Range der Population stellt die dritte Hierarchieebene der Selektion nach Johnson (1980) dar. Nächsthöhere Ebene ist die Verteilung von Populationen innerhalb einer Landschaft, darüber folgt die Ebene der geografischen Verbreitung der Art. Die durchschnittliche Home Range von Rotwildindividuen (N=30) beträgt im Nationalpark Berchtesgadener Land 187,2 ha bei einer Standardabweichung von 70 ha (Berberich und Riechert, 1994).

Für die Berechnung zufälliger verfügbarer Orte wurde das gesamte jeweilige Losungssammelgebiet als in der Home Range der lokalen Rothirschpopulation liegend angenommen. Da jedoch zugrunde gelegt werden muss, dass die PG-Erfassung durch die Losungssammler – besonders infolge der freien Wahl des Samplingtracks bei LSSüd16 und LSNord16 – nicht alle interessierenden Eigenschaften des Untersuchungsgebiets proportional zur Häufigkeit der Präsenz von Orten mit dieser Eigenschaft im Untersuchungsgebiet berücksichtigt, wurde ein Puffer mit 2 m maximalem Abstand zum Sammeltrack als Bezugsfläche für die Erstellung zufälliger verfügbarer Punkte gewählt. Die Gesamtlänge der Tracks der drei Gebiete beträgt 2356 km. Die Gesamtfläche der Puffer beträgt 942,4 ha.

Für die Pufferbreite 4 m wird aufgrund der eigenen Erfahrung bei der Losungserfassung sehr hohe und weitgehend gleiche PG-Entdeckungswahrscheinlichkeit in allen Vegetationstypen angenommen. Theuerkauf et al. (2008) beziffern die Auffindungsrate auf 1 m breiten Streifentransekten gegenüber Polts mit 99%. Eine experimentelle Überprüfung der Auffindungsrate mittels ausgebrachter Rothirsch PG auf vorgegebenen Plots ergab eine Fundquote von 96% bei geringer Bodenvegetationshöhe, wie sie zur Zeit der drei Losungssammlungen gegeben war (Mitchell und McCowan, 1984).

Die verfügbaren Punkte wurden innerhalb der Puffer zufällig mittels ArcMap 10.4 (Esri, 2016) erzeugt. Ihre Anzahl entspricht der Anzahl der in der jeweiligen Losungssuche erfassten PG. Diese zufällig erzeugten Punkte werden im Folgenden als "Verfügbare Punkte" (VP) bezeichnet.

2.3.4 Zuordnung von Werten und Eigenschaften zu Punkten

Alle georeferenzierten Geometrien wurden als Gauss-Krüger-Projektion mit Koordinatensystem Deutsches Hauptdreiecksnetz (Potsdam Datum) verortet. Den VPn wurden, ebenso wie den Orten der PG, die Werte oder Eigenschaften aller angenommenen Prädiktoren basierend auf der Lage der Punkte zugeordnet. Dies erfolgte mittels ArcMap 10.4 (Esri, 2016) durch Berechnung, Extraktion von Werten aus georeferenzierten Rastern oder lagebezogenes Verbinden von Attributtabelleinträgen. Bei Berechnungen der Entfernung von VPn oder Punkten der PG zur nächsten Linie oder zum nächsten Polygon einer bestimmten Kategorie wurden auch Geometrien außerhalb der Losungssammelgebiete eingeschlossen.

2.3.5 Relief

Aus dem Digitalen Landschaftsmodell DGM25 (ATKIS, 2016a) wurden Raster für Höhe ü. NN., Hangneigung und Exposition ausgewertet.

Daneben wurde mit ArcMap 10.4 (Esri, 2016) auf der Grundlage des digitalen Geländereiefs die Sonneneinstrahlung berechnet. Die Berechnung der Sonneneinstrahlung schließt den Breitengrad, den Sonnenstand, die Höhe ü. NN., die Neigung, die Exposition sowie durch die Topographie bedingte Schatten ein. Der Wert beinhaltet direkte, diffuse und indirekte Strahlung (ArcGis, 2016). Die Sonneneinstrahlung wurde jeweils für einen Tag, den ersten Tag der Losungssammlung berechnet (LSNord14, 1. April 2014; LSNord16, 5. April 2016; LSSüd16, 12. April 2016). Zur Erhöhung der Berechnungsgenauigkeit wurde die Auflösung auf 1000 gesetzt. Der Anteil diffuser Strahlung war dabei auf 0,3 gesetzt, das Strahlungsdurchlassvermögen auf 0,5.

Zur weiteren statistischen Auswertung wurde die Exposition in acht Kategorien klassifiziert: Nord von 338° bis 22°, Nordost von 23° bis 67°, Ost von 68° bis 112°, Südost von 113° bis 157°, Süd von 158° bis 202° Südwest von 203° bis 247°, West von 248° bis 292° und Nordwest von 293° bis 337°.

2.3.6 Vegetation

Für die Identifikation, Verortung und Analyse von Sachdaten landwirtschaftlich geprägter Flächen und Waldflächen wurden ATKIS Daten (ATKIS, 2016a) und Forsteinrichtungsdaten (MLR, 2015) ausgewertet. Aus ATKIS werden die vegetationsbezogene Einträge für „objektname“ (z.B. Wald oder Landwirtschaft) und „unterart_n“ (z.B. Nadelholz oder Grünland) ausgewertet.

Die Forsteinrichtungsdaten des Forstlichen Geografischen Informationssystems FoGIS10 (MLR, 2015) wurden für detaillierte Informationen zur Waldvegetation genutzt. Es konnten Forsteinrichtungsdaten für den größten Teil der im ATKIS ausgewiesenen Waldflächen ausgewertet werden: (1) Im Gebiet der LSNord14 beträgt die durch Forsteinrichtungsdaten erfasste Fläche 97,2% des Betrags der Waldfläche des ATKIS. (2) Im Gebiet der LSNord16 ist die durch Forsteinrichtungsdaten beschriebene Fläche größer als die Waldfläche des ATKIS. (3) Für das Gebiet der LSSüd16 ist die in der Forsteinrichtung beschriebene Fläche 91,3% des Waldflächenbetrags im ATKIS.

Die in den Forsteinrichtungsdaten fehlenden Waldanteile sind Privatwald oder Kommunalwald. Da fehlende Forsteinrichtungsdaten PG-Punkte ebenso wie VP betreffen, wurden bei der explorativen Datenanalyse auch Flächen ohne Forsteinrichtungsdaten berücksichtigt. Die Forsteinrichtungsdaten für das Gebiet der LSNord14 stammen überwiegend aus den Jahren 2010, 2014 und 2015, für das Gebiet der LSNord16 aus den Jahren 2013 und 2015 und für das Gebiet der LSSüd16 aus den Jahren 2006, 2007 und 2015.

Ausgewertet wurden Angaben der Forsteinrichtung (MLR, 2015) zur Baumart, die je Bestand die bis zu acht wichtigsten Baumarten umfassen, sowie deren jeweilige Deckungsgrade in Prozent. Die Baumart mit der größten Flächenbedeckung im Bestand ist als Baumart 1 gelistet, die mit der zweitgrößten Flächenbedeckung als Baumart 2 etc. Es wurde die Anzahl unterschiedlicher Baumarten je Bestand berechnet. Außerdem wurden die Baumarten in die Klassen Fichte, Tanne, Douglasie, Pinus (alle *Pinus*-Arten), Lärche (alle *Larix*-Arten), sonstige Nadelbäume, Buche, Eiche (alle *Quercus*-Arten) und sonstige Laubbäume gruppiert. Es wurden Baumarteneinträge für die als Bestand 1 und als Bestand 2 geführten Bestände ausgewertet.

Unterschieden wird in den Forsteinrichtungsdaten zwischen Dauerwald und Altersklassenwald. Für Altersklassenwald wurde das Alter des Hauptbestandes in Dekaden nach der Angabe im sogenannten Bestandesindex ausgewertet. Bei sogenannten Bruchbeständen wurde zusätzlich die dekadische Altersangabe des untergeordneten Bestandes genutzt. Für

Dauerwald wurde die Klassifizierung in Jungwuchsphase, Wachstumsphase, Verjüngungsphase sowie Plenterwald ausgewertet (Kerner et al., 2010).

Daneben wurden Waldbestände, die nach dem Datenbestand der Forsteinrichtung (MLR, 2015) Tanne als dominierende Baumart aufweisen oder bei denen Tanne als zweitwichtigste Baumart mindestens 20% Flächenanteil einnimmt, zur Gruppe Tannenbestände zusammengefasst. Anschließend wurde die Entfernung der PG und VP zum nächsten Tannenbestand berechnet.

Zusätzlich wurden deckungsreiche Waldbestände gruppiert. Wälder, die im Datenbestand der Forsteinrichtung (MLR 2015) die Baumarten Fichte, Tanne, Kiefer oder Douglasie als dominierende Baumart aufweisen, wurden zusammengefasst und daraus diejenigen Bestände selektiert, die (1) bei Altersklassenwald jünger als 40 Jahre im Hauptbestand oder (2) bei sogenannten Bruchbeständen jünger als 40 Jahre in der Verjüngung sind oder (3) die bei Plenterwald in der Verjüngungsphase sind. Danach wurde die Entfernung der PG und VP zum nächsten dieser ausgewählten Bestände berechnet.

Wegen der besonderen Bedeutung von Waldrändern (Licoppe und Crombrugghe, 2003) wurden die gemeinsamen Grenzlinien von Grünland bzw. Streuobstwiesen und Wald bestimmt. Hierzu wurden aus Daten des ATKIS (ATKIS, 2016a) die Geometrien von Wäldern verschiedener Ausprägung, Grünland und Streuobstwiesen separiert. Im nächsten Arbeitsschritt wurden die Grenzlinien zwischen Flächen der Klassen Grünland oder Streuobstwiese einerseits und Nadelwald, Laub- und Nadelwald und Laubwald andererseits berechnet. Anschließend wurde die Entfernung von PG und VP zur nächsten dieser Grenzlinien berechnet.

Daneben wurde die Entfernung der PG und VP zum nächsten Grünland oder zur nächsten Streuobstwiese auf Grundlage der ATKIS-Daten (ATKIS, 2016a) berechnet.

Da nicht alle Wildwiesen im ATKIS als Grünland erfasst sind, wurden zusätzlich Forsteinrichtungsdaten (MLR, 2015) für den Nachweis und zur Lagebeschreibung von Wildwiesen und -äckern genutzt und die Entfernung der PG und VP zum nächsten Grünland oder Streuobstwiese oder Wildwiese oder Wildacker berechnet.

2.3.7 Siedlungen, Gewerbe und Verkehrsinfrastruktur

Um den Einfluss von Siedlungen, Gewerbe und Industrie zu bemessen, wurden Flächen der ATKIS-Klassen Wohnbaufläche, Fläche besonderer funktionaler Prägung³, Fläche gemischter Nutzung sowie Industrie- und Gewerbefläche zur Gruppe „Siedlung“ zusammengefasst

³ z.B. Schulen, Kirchen oder Flächen mit Gebäuden der öffentlichen Verwaltung

und die Entfernung der PG und VP zum nächsten Polygon dieser Gruppe berechnet (ATKIS, 2016a).

Daten zu Wegen und Straßen wurden aus FoGIS10 übernommen (MLR, 2015). Es wurden Wege und Straßen im Wald sowie außerhalb des Waldes berücksichtigt. Um den Einfluss von Wegen zu bemessen, wurden Raster mit 100m*100m großen Zellen erstellt. Für die Zellen wurde die Wegedichte innerhalb eines Radius von 100 m, 250 m sowie 500 m um den Zellmittelpunkt errechnet. Die Wegedichtewerte wurden je VP bzw. PG-Punkt aus den drei Rastern extrahiert. Zusätzlich wurde die Entfernung der VP bzw. PG zum nächsten Weg sowie die Entfernung zur nächsten Straße bestimmt. Straßen sind Gemeinde-, Kreis-, Land- und Bundesstraßen.

2.3.8 Freizeitnutzung

Daten zu Freizeitnutzungen wurden ebenfalls aus FoGIS10 gewonnen (MLR, 2015). Linien von Loipen und Skiliften wurden zur Gruppe Wintersport zusammengefasst. Radwanderwege und Mountainbikestrecken wurden zur Gruppe „Bike“ zusammengefasst. Im nächsten Arbeitsschritt wurde die kürzeste Entfernung von PG und VPn und zu Linien des Wintersports, zu Linien des Radsports sowie zu Wanderwegen berechnet.

Daneben wurden aus dem FoGIS10 Datenbestand (MLR, 2015) Erholungswälder in den Rotwildgebieten identifiziert und berechnet, wie weit PG oder VP vom nächsten Erholungswald entfernt sind bzw. ob sie in einem als Erholungswald klassifizierten Wald liegen.

2.3.9 Waldbesitzart

Punkten, die in Waldflächen liegen, wurde die Waldbesitzart des jeweiligen Flurstücks aus FoGIS10 (MLR 2015) zugeordnet.

2.3.10 Jagd und Hege

Ausgewertet werden Lagebeschreibungen von Jagdbezirken (FVA, 2016c), Daten zur Jagdart (ForstBW, 2015) und zur Lage von bestehenden Fütterungen (FVA 2016d, pers. Mitteilung Friedrich Burghardt, Nationalpark Schwarzwald). Insgesamt konnten Geometrien von 46 Jagdbezirken beschafft und in die Analyse einbezogen werden. Diese decken den überwiegenden Teil der drei Losungssammelgebiete ab.

Aus den Daten der landesweiten Auswertung des Forstlichen Gutachtens (ForstBW, 2015) wurde die Art der Jagdausübung an den Punkten der Stichproben des Forstlichen Gutachtens den Geometrien der Jagdbezirke (FVA, 2016c) zugeordnet, in denen diese Stichpro-

benpunkte liegen. Es bestehen die Jagdkategorien: staatlich in Eigenregie bejagt, staatlich verpachtete Jagd, gemeinschaftliche Jagd, kommunale Jagd sowie private Jagd. Private Jagd (Eigenjagd) besteht in den Untersuchungsgebieten nur auf Waldflächen, die im Besitz der Murgschifferschaft sind (FVA, 2016c). Danach wurden die Art der Jagdausübung in einem Jagdgebiet sowie die Identität des Jagdgebiets den in diesem Jagdgebiet befindlichen PG und VPn zugeordnet.

Zusätzlich werden Informationen zur Lage von fünf Fütterungspunkten im Gebiet der LSNord14 (pers. Mitteilung Friedrich Burghardt, Nationalpark Schwarzwald) und zur Lage von vier Fütterungsbereichen im Gebiet der LSSüd16 (FVA 2016d, Suchant et al., o.J), ausgewertet. Für die betreffenden Gebiete wurde die Entfernung der PG und VPn zu den Fütterungen berechnet.

Daneben wurden mittels ArcMap 10.4 (Esri, 2016) Puffer mit Maximalabstand 1000 m von den Punkten bzw. Polygonen der Fütterungen und Ausschluss außerhalb des Untersuchungsgebietes liegender Bereiche erstellt. Innerhalb dieser Puffer wurde nachfolgend die Pelletgruppendichte berechnet.

Identitäten von Jagdbezirken werden - den Bedingungen der Datenüberlassung entsprechend - nicht genannt, wenn durch ihre Nennung leichte Rückschlüsse auf jeweilige Rotwild-dichten möglich wären.

2.4 Datenanalyse

2.4.1 Explorative Datenanalyse

Zur explorativen Datenanalyse wurden Darstellungen der räumlichen Dichteverteilung der PG erstellt. Die Dichteraster sowie statistische Parameter zur georeferenzierten Dichte wurden mit ArcMap 10.4 (Esri, 2016) berechnet. Die Dichte wurde für jeden Punkt eines Rasters als Mittelpunkt einer Kreisfläche mit 500 m Radius berechnet. Nicht beprobte Flächen innerhalb der Untersuchungsgebiete sind hierbei eingeschlossen. Der Radius von 500 m wurde gewählt, um zur Reduzierung von Beobachterfehlern überwiegend Bearbeitungsgebiete von mehr als einem Sammler in die Berechnung zu integrieren, aber dennoch die PG-Vorkommen räumlich detailliert abzubilden.

Die weitere statistische Analyse und Visualisierung von Ergebnissen erfolgte mittels der Software R 3.2.3 (R development Core Team, 2015).

Da PG und VP in gleicher Anzahl vorliegen, konnte bei kategorialen Variablen durch die Berechnung des Quotienten der Anzahl von PG und der Anzahl VPn leicht erste Hinweise auf Selektionsmuster gewonnen werden. Ein Quotient größer als 1 deutet auf Bevorzugung hin. Für ATKIS-Landnutzungsklassen wurde der Quotient von PG und VP nur für Klassen mit mindestens 100 VP berechnet. Ähnlich wurden Jagdbezirke mit weniger als 50 PG, Eigentumsformen mit weniger als 500 VPn und die Klasse „Sonstige Nadelbäume“ mit nur 5 VPn, bei der Quotientenberechnung ausgeschlossen, um Verzerrungen durch zu kleine Stichproben zu reduzieren.

Bei kontinuierlichen Variablen wurden Verteilungen der PG bzw. VP mittels Dichtekurven und Mittelwertberechnungen analysiert. Zur Unterstützung der Interpretation von komplexen Modellen zur PG-Präsenz wurden einfache Lineare Modelle (LM) für ausgewählte Variablen berechnet.

2.4.2 Skala

Generalisierte Modelle für PG-Präsenz oder PG-Frische als abhängige Variable wurden insbesondere aufgrund der bei den zwei Rotwildgebieten voneinander abweichenden Fütterungseffekten für das Gebiet im RWGS bzw. die Gebiete im RWGN separat berechnet.

Im Vordergrund der vorliegenden Analyse steht die Frage, welche Faktoren auf der Skala des gesamten geografischen Raums der Losungssammelgebiete die Präsenz von PG am besten erklären. Die Wahl eines Maßstabs ist eine prägende Vorgabe bei der Habitatmodellierung (Wiens, 2002). Arten selektieren verschiedene Ressourcen in unterschiedlichen räumlichen Distanzen (Kneigt et al. 2011). Der bei der Selektion von Rotwild bezüglich bestimmter Ressourcen zugrunde gelegte Raum wurde als unbekannt angenommen, und es wurden keine einschränkenden Maximalwerte bei Entfernungsberechnungen gesetzt.

2.4.3 GBM für die Präsenz von PG

Zu Bewertung der relativen Bedeutung von Variablen sowie zur Identifizierung von Interaktionen und Grenzwerten für die Präsenz von PG wurden GBMs mit Algorithmen der R-Pakete `dismo` (Hijmans et al. 2016) und `gbm` (Ridgeway et al., 2015; Elith et al., 2008) und zu Grunde gelegter Bernoulli-Fehlerverteilung berechnet. Um dabei fundierte Aussagen zur Bedeutung von Baumarten und Bestandesalter machen zu können, wurden bei der Modellierung nur Flächen berücksichtigt, für die in den ausgewerteten Forsteinrichtungsdaten (MLR, 2015) Informationen hierzu bestehen. Ferner wurden nur Beobachtungen eingeschlossen, bei denen Informationen zur Identität des Jagdbezirks vorliegen, um Übereinstimmung mit der nachfolgenden Auswertung mittels GLMMs zu erreichen.

Die abhängige Variable der GBMs ist „PG“ (erfasst als numerischer Wert 1) oder „VP“ (erfasst als numerischer Wert 0). Um den Effekt der 36 interessierenden Prädiktoren gegenüber zufälligen Effekten bewerten zu können, wurde der auszuwertende Datensatz mit drei weiteren Variablen, die aus gleichverteilten Zufallszahlen bestehen, ergänzt. Die optimale Anzahl der zu berechnenden Regressionsbäume wurde durch mehrfache Kreuzvalidierung mittels der Funktion `step.gmb` bei einer Lernrate von 0,01 und einer Baumkomplexität von 5 berechnet.

Das GBM für das Gebiet LS16 wurde schließlich mit 4.950 Bäumen berechnet. Das GBM der Gebiete im RWGN wurde mit 10.000 Bäumen berechnet, da sich hier bei mehr als ca. 8.000 Bäumen eine fast lineare Verbesserung der holdout deviance mit zunehmender Anzahl der berechneten Bäume ergibt und auch durch Änderung der Lernrate keine geringere optimale Baumzahl resultiert (Abbildung 7).

Zur Modellvalidierung wurden GBM-Vorhersagen für PG bzw. VP mit beobachteten Werten verglichen. Um eine zu optimistische Bewertung zu vermeiden (Fielding und Bell, 1997), wurden die Modelle nur mit 80% der Beobachtungen kalibriert und die Modellvoraussagen mit den beobachteten Werten der ausgesparten 20 % des ursprünglichen Datensatzes verglichen. Für das Gebiet der LSSüd16 wurden 16.602 Beobachtungen zur Modellkalibrierung genutzt, für das Gebiet der Losungssammlungen im RWGN sind es 55.472 Beobachtungen.

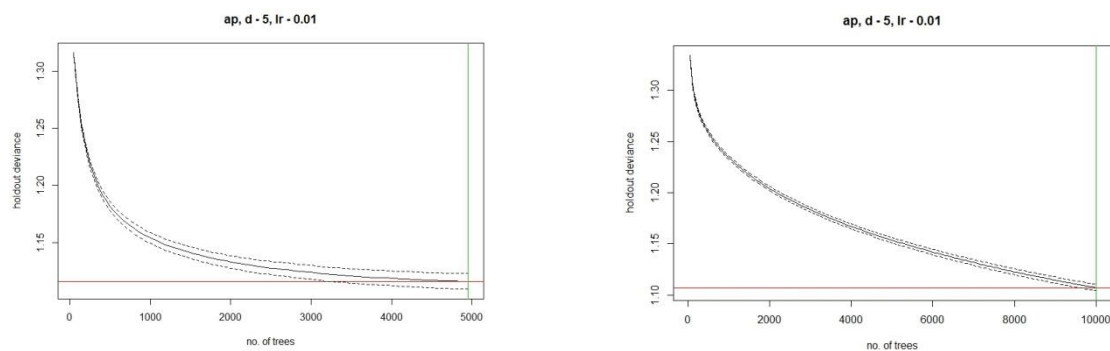


Abbildung 7: Holdout deviance in Abhängigkeit von der Anzahl berechneter Bäume für die Kalibrierungsdaten des RWGS (links) und des RWGN (rechts)

2.4.4 Modellierung der PG-Präsenz mittels GLMM und Bewertung der Effekte mittels RSF

2.4.4.1 GLMM

Zur weiteren Bewertung der Effekte von Prädiktoren auf die Raumselektion des Rothirsches wurden GLMMs (Bates et al. 2015) erstellt, bei denen die Identität des Jagdbezirks als Ran-

dom-Effekt mit variierendem Achsenabschnitt eingeschlossen ist. Dadurch werden Verzerrungen durch unterschiedliche Stichprobenanzahl in den verschiedenen Jagdbezirken und durch Korrelationen reduziert (Gilles et al., 2006; Pendergast et al., 1996).

Die Modelloptimierung erfolgte durch Vergleich des Akaike's Information Criterion (AIC) von GLMMs mit schrittweise erweiterter Anzahl der Prädiktoren (Burnham und Anderson, 1998). Als Indiz der Bedeutung eines Prädiktors dient die Verbesserung der Devianz eines GLMMs, die durch die Hinzufügung des Prädiktors erreicht wird, im Vergleich zur Verbesserung der Devianz bei Hinzufügung anderer Prädiktoren (McCullagh und Nelder, 1989).

Die Verteilung der Achsenabschnitte wurde durch Vergleich mit einer Normalverteilung mit Mittelwert 0 und Standardabweichung gleich der Standardabweichung der Verteilung der Achsenabschnitte mittels Kolmogorov-Smirnov-Test auf Normalverteilung getestet (Conover, 1971). Die abhängige Variable der GLMMs ist PG oder VP, codiert als numerischer Wert 1 bzw. 0. Als Fehlerverteilung wurde eine binomiale Verteilung angenommen.

Zur Optimierung der Verteilung der Werte von Prädiktoren für die parametrische Modellierung wurden die Werte der kontinuierlichen Prädiktoren entsprechend der Berechnung und Empfehlung der MASS-Funktion `boxcox` (Venables & Ripley, 2002) potenziert. Die Optimierung erfolgte separat für LSGSüd16 bzw. die Gebiete im RWGN. Die Variablen „Sonneneinstrahlung“, „Höhe ü. NN.“, „Entfernung Erholungswald“, „Entfernung junger Nadelwald“ und „Entfernung Tannenbestand“ wurden nicht transformiert.

Die GLMMs wurden unter schrittweiser Hinzufügung von Variablen erstellt. Da für das Gebiet LSNord16 keine Daten zur Lage von Fütterungen beschafft werden konnten, wurde für alle Beobachtungen in diesem Gebiet der Median der Entfernung zur nächsten Fütterung des Gebiets LSN14 als Entfernung zur nächsten Fütterung gesetzt. Dies erfolgte, um kontinuierliche Modellvergleiche bezüglich AIC und Devianz zu ermöglichen.

Als erste Variable wurde ein Vektor aus uniform verteilten Zufallszahlen als Prädiktor getestet, um Vergleichswerte für AIC und Devianz zu erhalten. Alle kontinuierlichen Prädiktoren wurden skaliert. Bei kontinuierlichen Prädiktoren wurde die Variable zunächst sowohl als linearer Term als auch als quadratischer Term in das Modell eingeschlossen. Terme ohne signifikanten Effekt ($p > 0.05$) wurden nur aus den Modellen entfernt, wenn dadurch eine Verbesserung des AIC erreicht wurde. Das Hinzufügen von Termen wurde solange fortgesetzt, bis das AIC durch weitere hinzugefügte Variablen verschlechtert wurde. Die Ergebnisse des Modells mit dem niedrigsten AIC wurden schließlich zur nachfolgenden Analyse mittels RSF herangezogen. Eventuelle Overdispersion der Modelle wurde mittels der Funktion „`overdisp_fun`“ (Bolker B. et al., 2016) beurteilt.

Entsprechend den GBMs, wurden für die GLMMs der Losungssammlungen im RWGN 55.472 Beobachtungen in 30 Jagdbezirken als Kalibrierungsdatensatz genutzt. Für das Gebiet der LSSüd16 wurden 16.602 Beobachtungen in 16 Jagdbezirken zur Kalibrierung des GLMM verwendet.

Die Modellkalibrierung erfolgte wiederum jeweils unter Aussparung von 20 % der Beobachtungen. Zur Modellvalidierung wurden die ausgesparten Beobachtungen von PG bzw. VP mit den Modellvorhersagen für diese Beobachtungen mittels der R-Funktion „evaluate“ im Paket „dismo“ (Hijmans et al., 2016) verglichen und die Fläche unter der Receiver Operating Characteristics Kurve (AUC) berechnet (Fawcett, 2006).

2.4.4.2 RSF

Die RSF kann benutzt werden, um die relative Raumnutzung in Abhängigkeit von nominalen Faktoren und entlang von Landschaftsgradienten zu quantifizieren. Dabei wird die Verfügbarkeit der jeweiligen Landschaftsattribute im Untersuchungsgebiet berücksichtigt (Manly et al., 2002).

Die relative Wahrscheinlichkeit (w) für PG im Modell (im Folgenden als „RSF Wert“ bezeichnet) bedingt durch die Terme x_1 und x_2 der Variable V , wurde berechnet nach Manly et al. (2002) als $w(V) = \exp(\beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \beta_3(\text{Median } x_3) + \beta_4(\text{Median } x_4) + \dots + \beta_k(\text{Median } x_k))$; wobei x_1 und x_2 = lineare und quadratische Terme der Variable V , x_3 bis x_k = Terme der weiteren Variablen und β_i = Selektionskoeffizient basierend auf x_i , erhalten als Schätzung für x_i im ausgewählten GLMM.

Bei kontinuierlichen Variablen wurden RSF-Werte für die Spanne vom kleinsten Wert der Variable bei PG bis zum größten Wert der Variable bei PG berechnet. Bei kategorialen Variablen wurde der RSF-Wert für jede Kategorie berechnet. Nachfolgend wurden für jede Variable der RSF-Maximalwert, der RSF-Minimalwert sowie die Ratio dieser beiden Werte berechnet.

2.4.5 Analyse der Variabilität der Frische der Losung

Bei den Losungssammlungen wurden in den drei Sammelgebieten 86 % bzw. 90% und 93% aller PG der ältesten Frischeklasse 4 zugeordnet. Da bei größerer Anzahl von Beobachtungen zuverlässigere Ergebnisse möglich sind (Wisz et al., 2008), wurden alle Frischeklassen bei der Auswertung berücksichtigt. Um Verzerrung von Ergebnissen durch unterschiedliche Zersetzungszeiten und unterschiedliche Zeiten bis zum völligen Verschwinden von PG in Abhängigkeit von Umweltfaktoren zu bewerten, wurde eine Analyse der Frische in Abhängigkeit von Umweltfaktoren durchgeführt.

Hierzu wurden GBMs (Hijmans et al., 2016) mit „Frische der PG“ als Antwortvariable berechnet. Als Fehlerverteilung wurde eine Poissonverteilung angenommen. Die einbezogenen Daten sind wie bei den vorherigen Modellen PG-Beobachtungen der drei Losungssammlungen auf Flächen von in der Forsteinrichtung (MLR, 2015) nachgewiesenen Altersklassenwäldern. Um einen Vergleich mit den Ergebnissen der Modelle für PG bzw. VP als Antwortvariable zu ermöglichen, wurde jeweils derselbe, nur 80% der Daten enthaltende Datensatz verwendet. Die Anzahl der genutzten PG-Frische-Beobachtungen ist 8.709 im Gebiet der LSSüd16; in den Gebieten im RWGN sind es 27.982.

Für die GBMs wurde die Anzahl zu berechnender Bäume mittels der Funktion `step.gbm` (Hijmans et al., 2016) auf 7.000 Bäume für das Gebiet LSSüd16 bzw. 5.850 Bäume für die Gebiete im RWGN optimiert. Die Lernrate war für das GBM des Gebiets LSSüd16 auf 0,001, für das GBM der Gebiete im RWGN auf 0,005 gesetzt, die Komplexität jeweils auf 5. Eingeschlossen in die GBMs sind 35 angenommene Prädiktoren, die identisch sind mit den Prädiktoren der vorher genannten GBMs für PG bzw. VP als Antwortvariable.

3 Ergebnisse

3.1 Explorative Datenanalyse

3.1.1 Anzahl und Dichte der Pelletgruppen

Bei der LSNord14 wurden insgesamt 15.766 PG erfasst. Davon sind 1,80% in Klasse 1, in Klasse 2 sind 4,63% und in Klasse 3 sind 7,74%. Älter als Klasse 3 sind 86,05% der PG. Die Dichte registrierter PG liegt bei durchschnittlich $187,3 \text{ PG km}^{-2}$ bei einer Standardabweichung von $98,0 \text{ PG km}^{-2}$. Der Maximalwert sind $552,6 \text{ PG km}^{-2}$ (Abbildung 8).

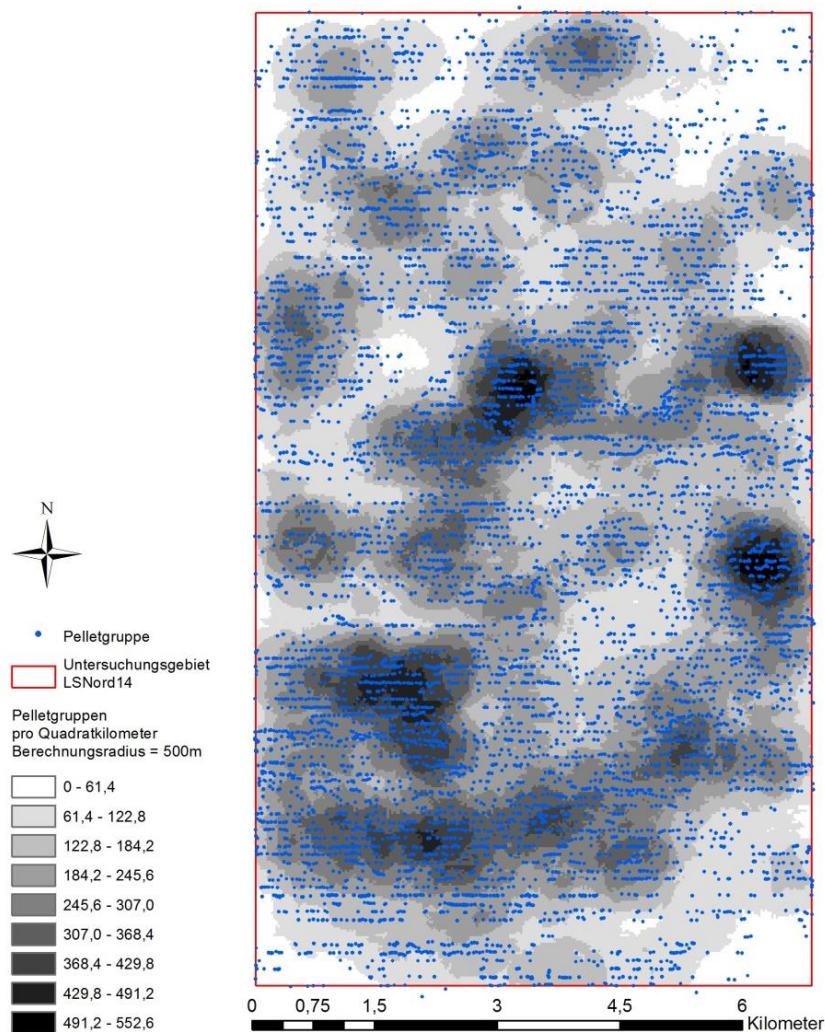


Abbildung 8: Verteilung und Dichte der PG der LSNord14

Bei der LSNord16 wurden insgesamt 25.695 PG registriert. Davon sind 1,05 % der Frische-
 klasse 1 zugeordnet, in Klasse 2 sind 2,72 % und in der Klasse 3 sind 3,18 %. Älter als Klas-
 se 3 sind 93,05 % der PG eingestuft. Die Dichte registrierter PG ist durchschnittlich 310,4 PG
 km^{-2} mit einer Standardabweichung von 167,2 PG km^{-2} . Der Maximalwert sind 1212,1 PG
 km^{-2} (Abbildung 9).

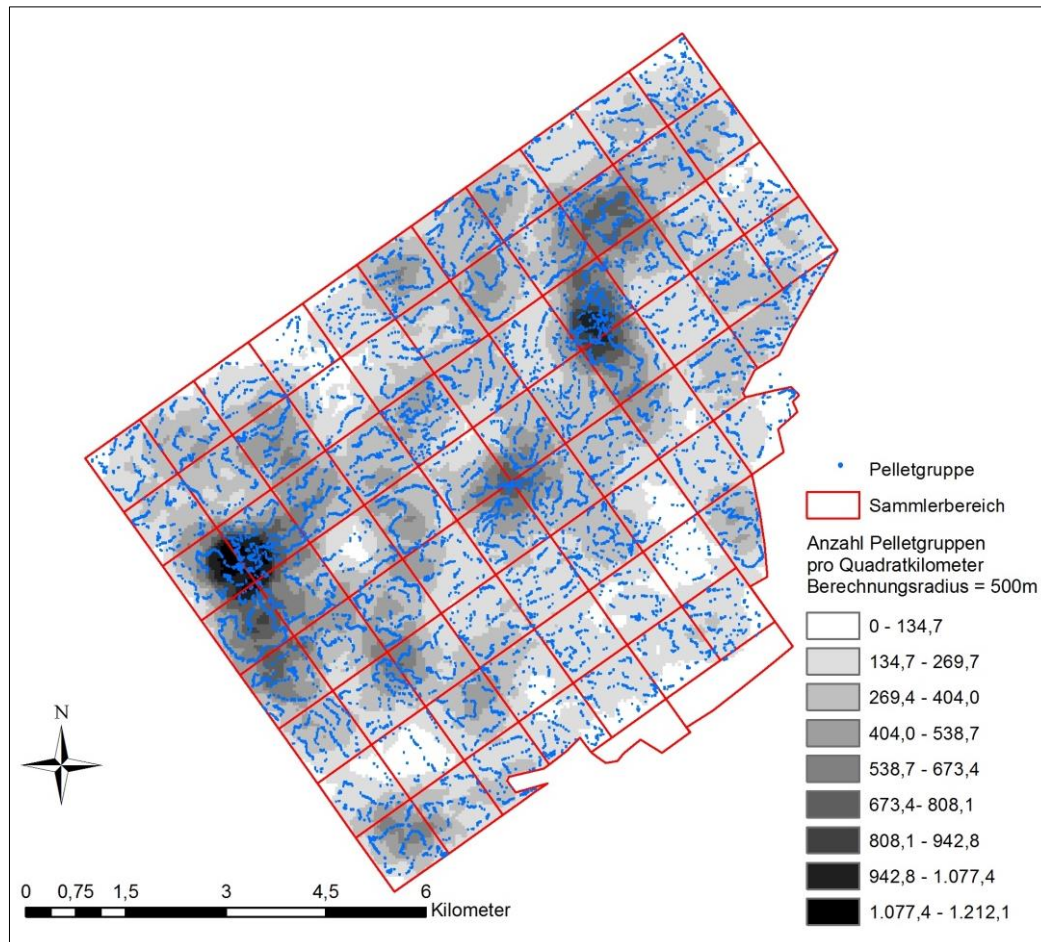


Abbildung 9: Verteilung und Dichte der PG im Gebiet der LSNord16

PGn sind in beiden Gebieten des RWGN in unterschiedlicher Dichte im Gebiet verteilt. Es
 gibt jeweils mehrere Bereiche mit hoher Dichte.

Bei der LSSüd16 wurden insgesamt 15.537 PG registriert. Davon sind 2,54 % in der Klasse
 1, in Klasse 2 sind 3,46 %, in Klasse 3 sind 3,96 %. Älter als Klasse 3 sind 90,04 % der PG.
 Die Dichte der erfassten PG ist hier durchschnittlich 185,2 PG km^{-2} bei einer Standardabwei-
 chung von 171,7 PG km^{-2} . Der Maximalwert sind 1452,8 PG km^{-2} (Abbildung 10).

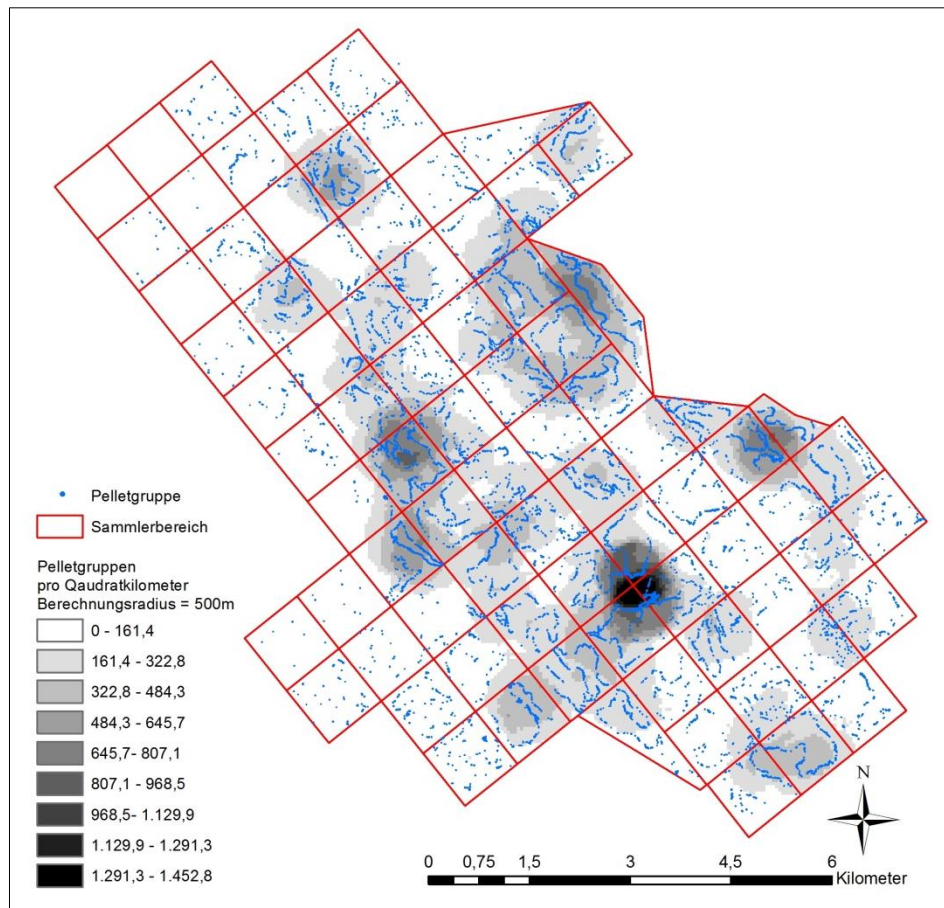


Abbildung10: Verteilung und Dichte der PG im Gebiet der LSSüd16

Auch hier zeigt die Visualisierung der PG-Dichte mehrere räumliche Konzentrationen.

3.1.2 Relief

3.1.2.1 Exposition

An Hängen mit Expositionen Südwest, West und Nordwest überwiegt die Anzahl der PG gegenüber den VPn. Bei allen anderen Expositionen sind PG weniger häufig als VP (Abbildung 11).

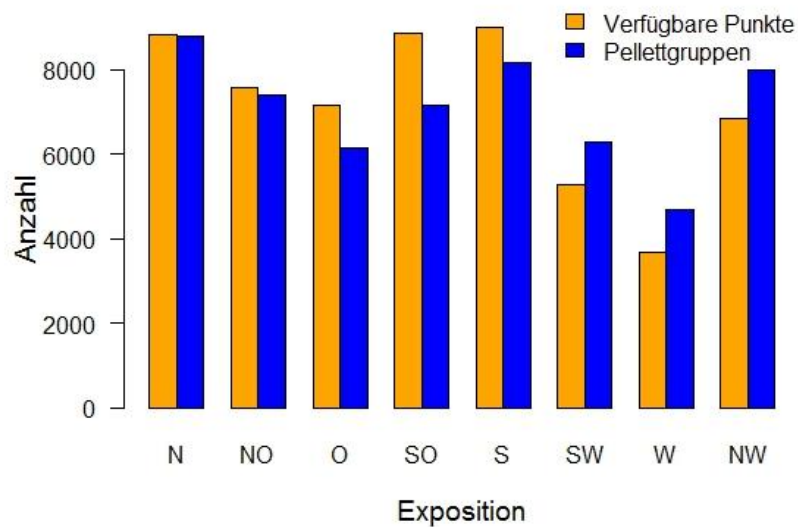


Abbildung 11: Anzahl von VP und PG nach Hangexposition

3.1.2.2 Höhe

Die durchschnittliche Höhe ü. NN. der VP ist 847,7 m mit einer Standardabweichung (SD) von 23,5 m. Die durchschnittliche Höhe ü. NN. der PG liegt mit 864,9 m (SD = 39, 5 m) um 17,2 m höher. Die Dichte der PG ist im Bereich zwischen 850 m ü. NN. und 1180 m ü. NN. fast durchgehend größer als die der VP. Außerhalb dieser Spanne überwiegen die VP (Abbildung 12).

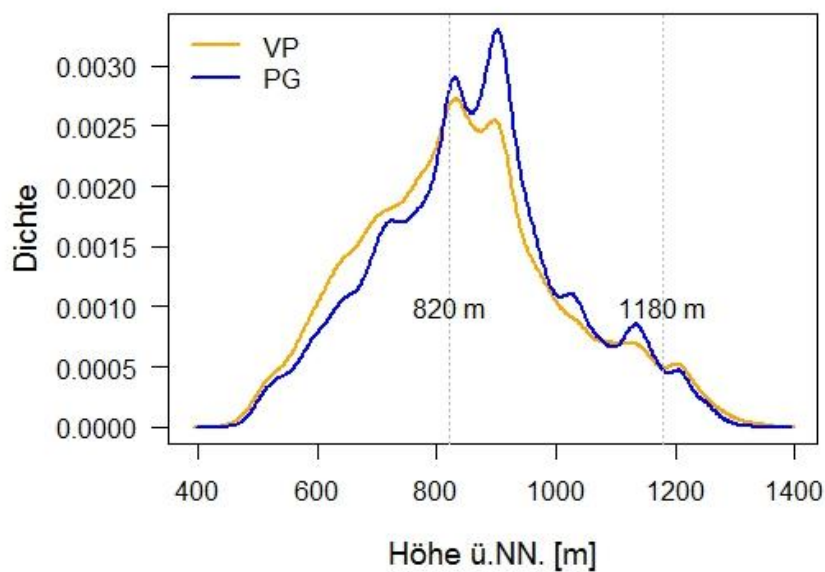


Abbildung 12: Dichte der PG und VP nach Höhe ü. NN.

Gegenüber dem durch die VP vorgegebenen Erwartungswert größere Höhen ü. NN. der PG werden vor allem bei den Expositionen Südost, Süd, Südwest und West erreicht (Abbildung 13). Bei PG wird die höchste durchschnittliche Höhe ü. NN. bei Exposition Südwest mit 933,3 m erreicht. Die Exposition Nord hat bei PG mit 815,0 m den niedrigsten Durchschnittswert und liegt damit 118,3 m unter der durchschnittlichen Höhe bei Südwestexposition. Demgegenüber liegen bei VPn der höchste Wert (ebenfalls Südwest) bei 894,9 m und der niedrigste Wert (ebenfalls Nord) bei 823,8 m (Tabelle 4).

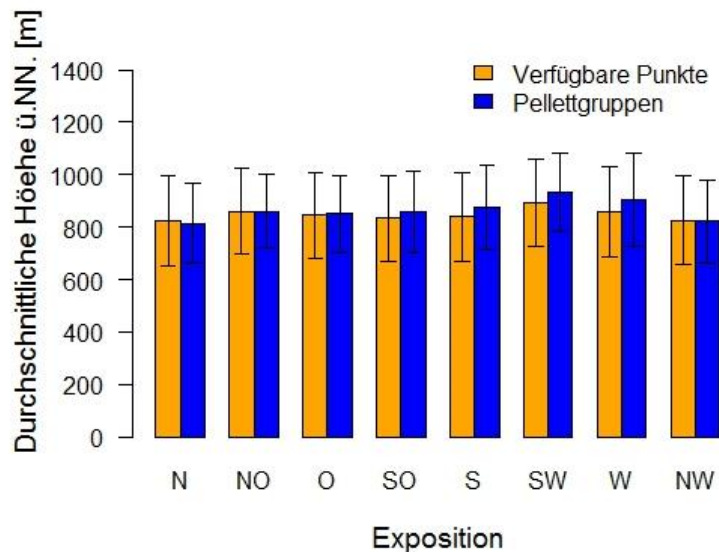


Abbildung 13: Durchschnittliche Höhe ü. NN. und Standardabweichung für VP und PG nach Exposition

Tabelle 4: Durchschnittliche Höhe der VP und PG nach Exposition

Exposition	N	NO	O	SO	S	SW	W	NW
Durchschnittliche Höhe ü. N.N der PG (SD)	815,0 m (154,3 m)	860,8 m (138,6 m)	849,9 m (145,8 m)	857,9 m (154,0 m)	876,2 m (161,7 m)	933,3 m (148,4 m)	903,8 m (177,0 m)	822,4 m (158,9 m)
Durchschnittliche Höhe ü. N.N der VP (SD)	823,8 m (173,1 m)	860,8 m (162,0 m)	845,7 m (163,4 m)	833,1 m (165,0 m)	838,4 m (168,7 m)	894,9 m (167,2 m)	859,0 m (171,6 m)	826,0 m (169,2 m)
Differenz der Mittelwerte	- 8,8 m	0	4,2 m	24,8 m	37,8 m	38,4 m	44,8 m	-3,6 m

Die durchschnittliche Höhe ü. NN. der PG beträgt 894,9 m (SD = 196.5 m) bei Frische 1, bei Frische 2 beträgt sie 857,0 m (SD = 168.1 m), bei Frische 3 beträgt sie 842,7 m (SD =159.9 m) und bei Frische 4 beträgt sie 861,0 m (SD = 157.4 m). Bei sieben der acht Expositionskategorien ist die durchschnittliche Höhe ü. NN. bei PG der Frische 1 größer als bei allen anderen Frischeklassen (Abbildung 14).

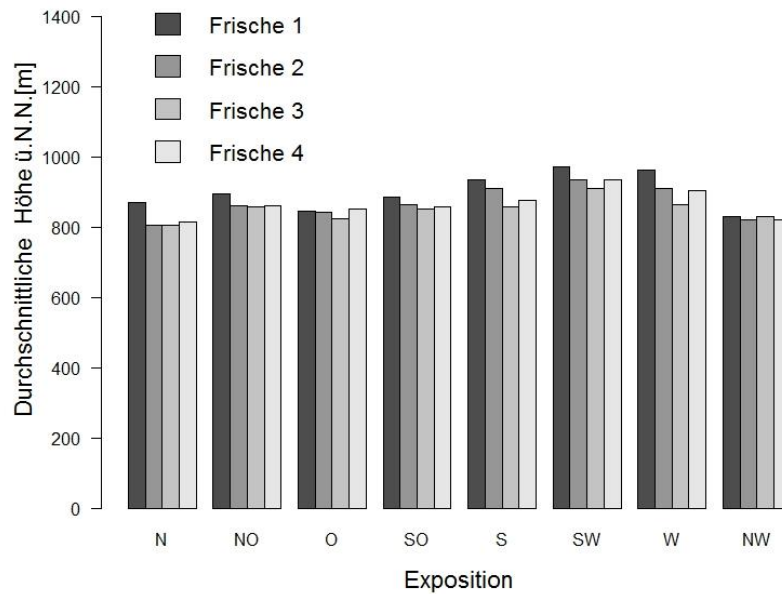


Abbildung 14: Durchschnittliche Höhe ü. N.N der PG nach Frische und Exposition

3.1.2.3 Sonneneinstrahlung

Die durchschnittliche tägliche Sonneneinstrahlung ist bei PG mit 3531.5 Whm^{-2} (SD = 600.2 Whm^{-2}) niedriger als bei VPn mit $3541,9 \text{ Whm}^{-2}$ (SD = $588,0 \text{ Whm}^{-2}$). Die Dichteverteilung unterscheidet sich deutlich in den beiden Rotwildgebieten. Während im RWGN PG vor allem im Bereich zwischen ca. 2250 Whm^{-2} und ca. 3100 Whm^{-2} überwiegen, besteht im RWGS ein starker PG-Überhang im Bereich zwischen ca. 4200 Whm^{-2} und ca. 4700 Whm^{-2} . (Abbildung 15).

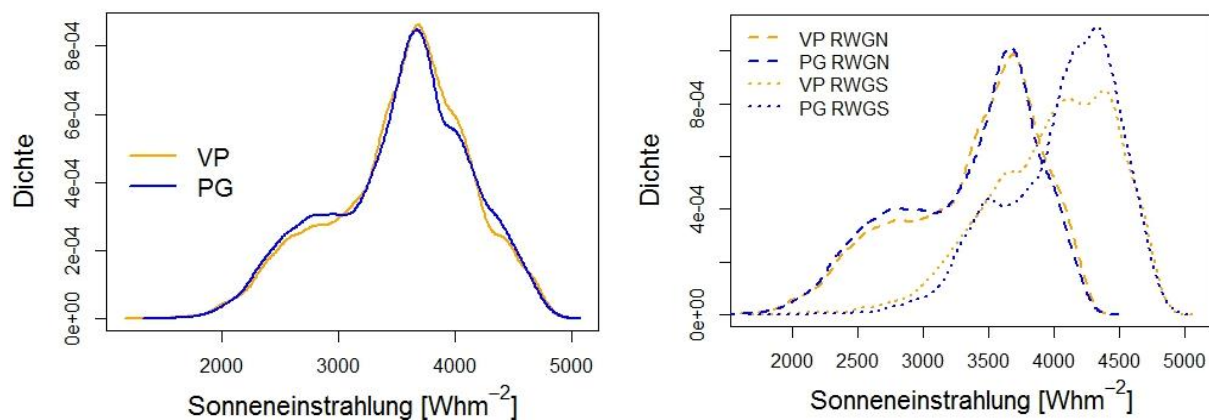


Abbildung 15: Dichte der PG und VP nach täglicher Sonneneinstrahlung; beide Rotwildgebiete zusammengefasst (links), Rotwildgebiete separat (rechts)

Linearere Modelle der täglichen Sonneneinstrahlung in Abhängigkeit von Höhe ü. NN. zeigen mehr Sonneneinstrahlung bei größerer Höhe für VP und PG. Die Steigung der Regressionslinie ist für PG größer als für VP (Abbildung 18).

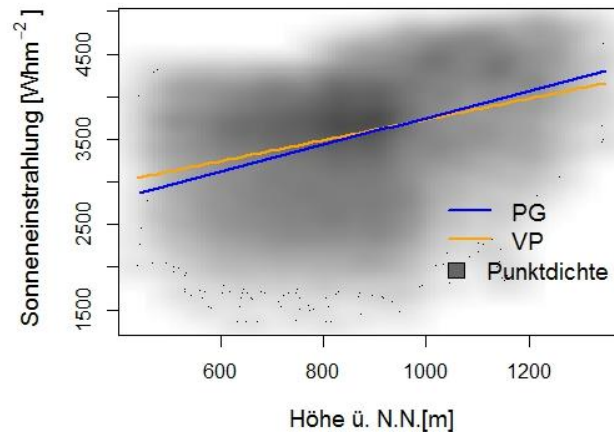


Abbildung 18: Sonneneinstrahlung in Abhängigkeit von Höhe ü. NN.; LM-Vorhersagen für VP und PG

3.1.2.4 Hangneigung

Die durchschnittliche Hangneigung an den Orten der PG ist $13,55^\circ$ ($SD = 7,82^\circ$). Bei VPn ist die durchschnittliche Hangneigung mit $13,98^\circ$ ($SD = 7,84^\circ$) ein wenig größer (Abbildung 19).

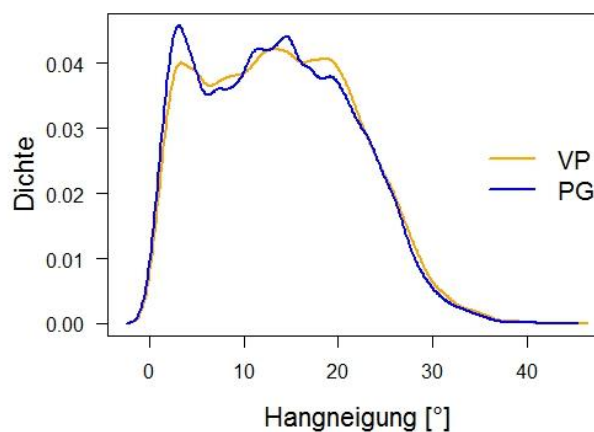


Abbildung 19: Dichte von PG und VP nach Hangneigung

3.1.3 Vegetation

3.1.3.1 Landnutzung nach ATKIS „Unterart_n“

Die Berechnung des Quotienten aus PG und VP für die Landnutzungsklassen nach ATKIS „Unterart_n“ zeigt eine über dem VP-Wert liegende Häufigkeit von PG in Nadelwäldern und darunter liegende Werte bei den anderen Landnutzungsklassen (Abbildung 20). Die Quotienten sind 0,68 bei „Grünland“, 0,90 bei „Laub- und Nadelholz“, 0,71 bei „Laubholz“, 1,07 bei „Nadelholz“ und 0,11 bei „Offen“.

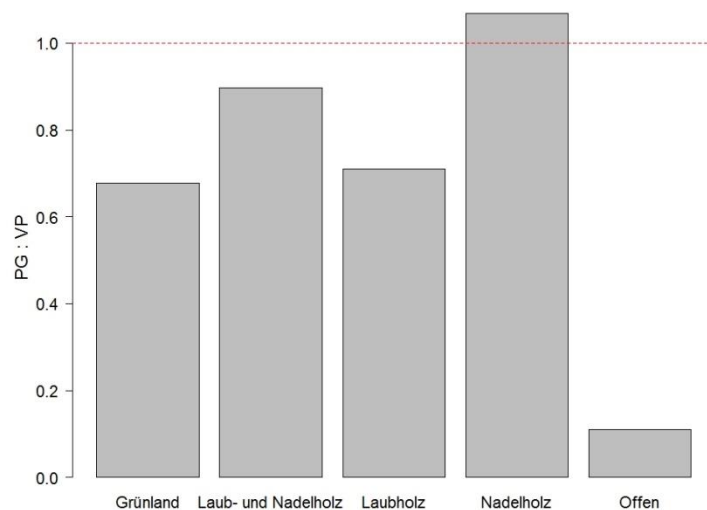


Abbildung 20: Ratio PG zu VP nach ATKIS Landnutzungsklassen; nur Klassen mit $VP \geq 100$

3.1.3.2 Entfernung zu grasreicher Vegetation

Die durchschnittliche Entfernung von PG, die sich nicht auf Grünland oder Streuobstwiese befinden, zu Grünland oder Streuobstwiese ist 319,9 m (SD = 213,2 m). Bei VP beträgt hierbei der Durchschnittswert 315,3 m (SD = 212,1 m) (Abbildung 22).

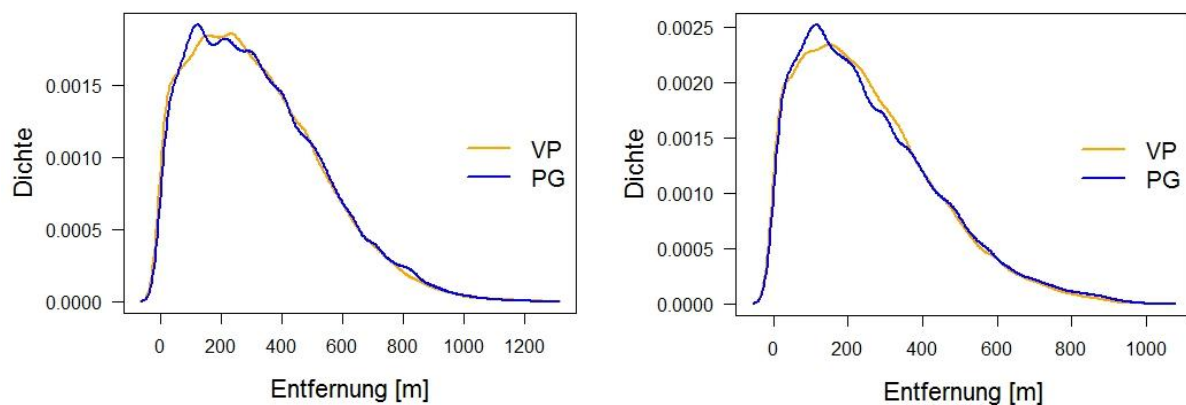


Abbildung 22: Dichte der PG und VP nach Entfernung zu Grünland oder Streuobstwiese (links) und nach Entfernung zu Grünland oder Streuobstwiese oder Wildwiese oder Wildacker (rechts)

Werden Wildwiesen, Wildäcker, Grünland und Streuobstwiesen zusammengefasst, so beträgt die durchschnittliche Entfernung zur nächsten Fläche dieser Gruppe bei PG 258,0 m (SD = 185,0 m), bei VP 254,1 m (SD = 178,8 m). Die Dichte der PG überwiegt hierbei gegenüber der VP-Dichte bei Entfernungen zwischen 30 m und 150 m.

3.1.3.3 Altersklassenwald versus Dauerwald

Im Altersklassenwald ist der Quotient aus PG und VPn mit 1,03 größer als im Dauerwald mit 0,99. Bruchbestände haben einen größeren Quotienten aus PG und VPn (1,14) als Nicht-Bruchbestände (0,99).

3.1.3.4 Bestandesalter

In Altersklassenwaldbeständen liegt das durchschnittliche Bestandesalter an den Orten der PG bei 62,9 Jahren (SD = 49,0 Jahre), bei VPn sind es 70,9 Jahre (SD = 47,1 Jahre). Unterhalb eines Bestandesalters von 50 Jahren überwiegt die Dichte von PG gegenüber der Dichte von VPn. In der Spanne von 50 Jahren bis unter 180 Jahren überwiegen mit Ausnahme der 12. Dekade VP gegenüber PG. Bei Bestandesalter über 180 Jahren überwiegen PG gegenüber VPn mit Ausnahme der 19. und ab der 24. Dekade (Abbildung 23 und 24).

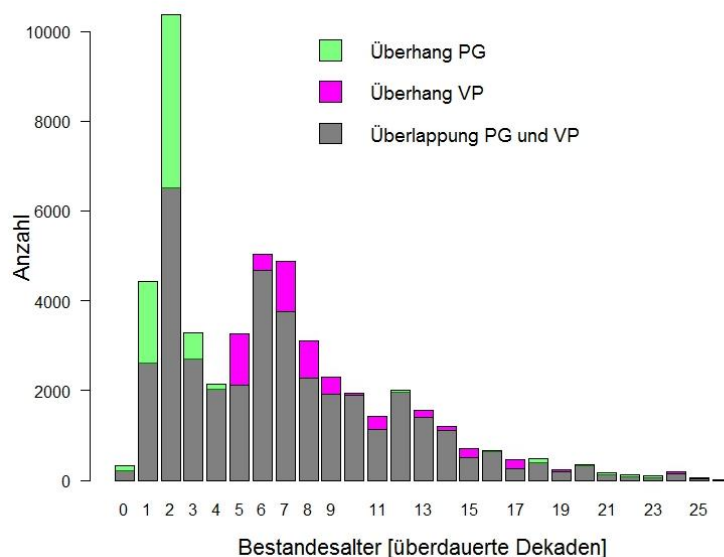


Abbildung 23: Anzahl von PG und VPn nach Bestandesalter

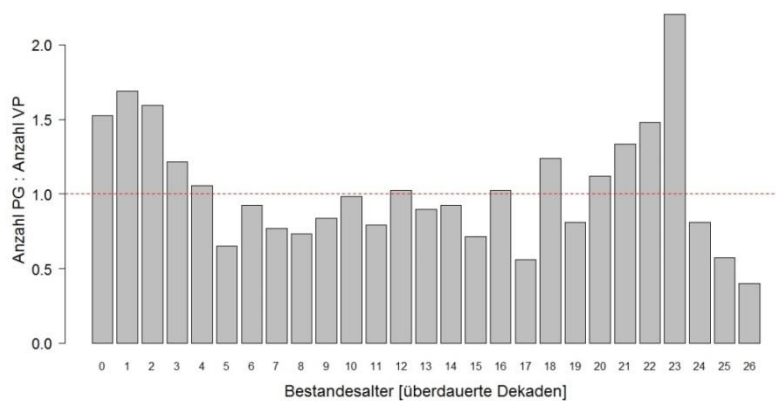


Abbildung 24: Quotient aus PG und VP nach Bestandesalter

In den sogenannten Bruchbeständen ist das Durchschnittsalter des untergeordneten Bestandes bei PG 29,2 Jahre; (SD = 50,9 Jahre); bei VPn sind es 33,1 Jahre; (SD = 50,7 Jahre). PG sind bei unter 10-jährigen untergeordneten Beständen und bei allen mindestens 200-jährigen untergeordneten Beständen häufiger als VP (Abbildung 25).

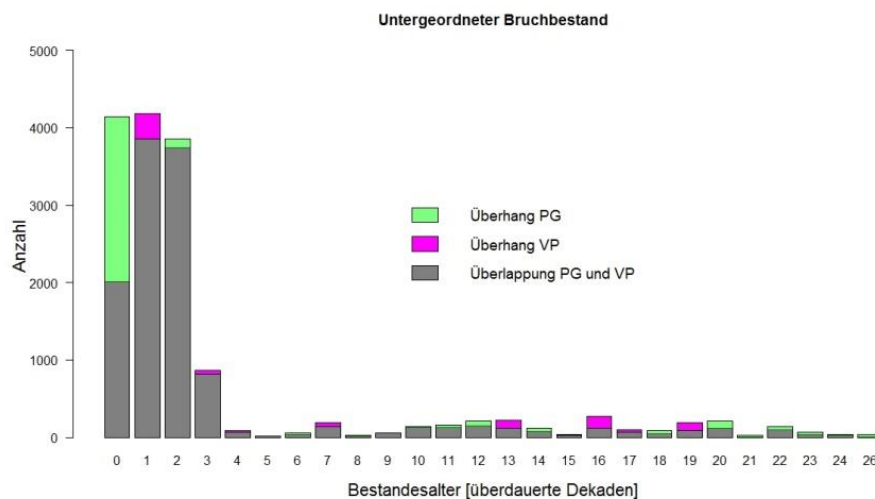


Abbildung 25: Anzahl der PG und VP nach Bestandesalter in untergeordneten Beständen von Bruchbeständen

3.1.3.5 Dauerwald

Für Dauerwald ist der Quotient aus PG und VPn mit dem Wert 0,99 kleiner als im Altersklassenwald mit 1,03. Die Quotienten für die unterschiedlichen Dauerwaldphasen sind: Jungwuchsphase 1,39, Wachstumsphase 0,82, Plenterwald 0,89 und Verjüngungsphase 1,23 (Abbildung 26).

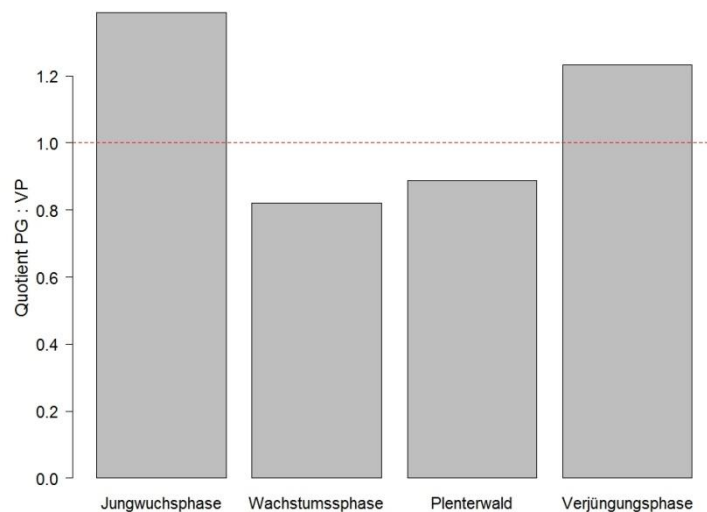


Abbildung 25: Quotient aus PG und VP nach Wachstumsphase in Dauerwaldbeständen

3.1.3.6 Baumarten

Bestände mit Douglasie, Fichte oder Lärche als Baumart mit der größten Flächenbedeckung im jeweiligen Bestand („Baumart1“) habe Quotienten aus PG und VPn größer als 1. Bei Beständen, die von Tanne, Pinusarten, Buche, Eiche oder sonstigen Laubbäumen dominiert werden, ist der Quotient kleiner als 1 (Abbildung 26).

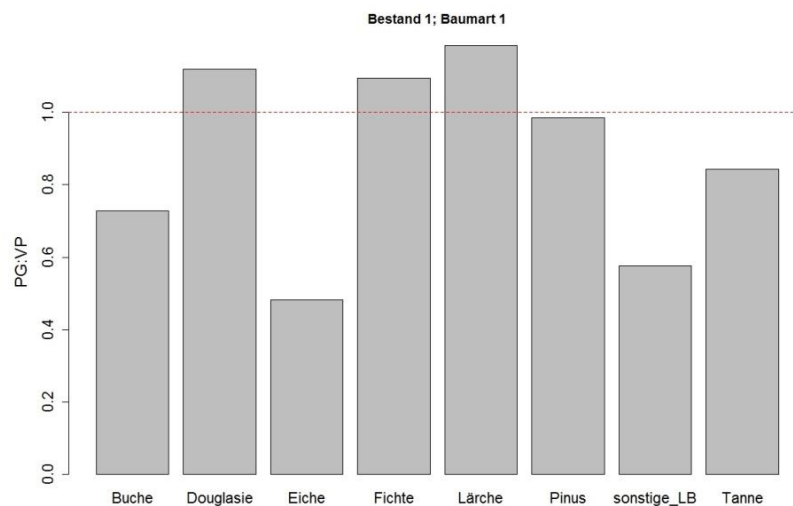


Abbildung 26: Quotient aus PG und VP nach Baumart 1

Bei Baumart 2, die den zweitgrößten Teil der Bestandesfläche bedeckt, ist bei Lärche, Pinus und „sonstige Laubbäume“ der Quotient größer als 1. Die Kategorie „sonstige Laubbäume“

hat den größten Quotienten mit 1,28. Alle anderen Baumartenkategorien haben Quotienten kleiner als 1 (Abbildung 27).

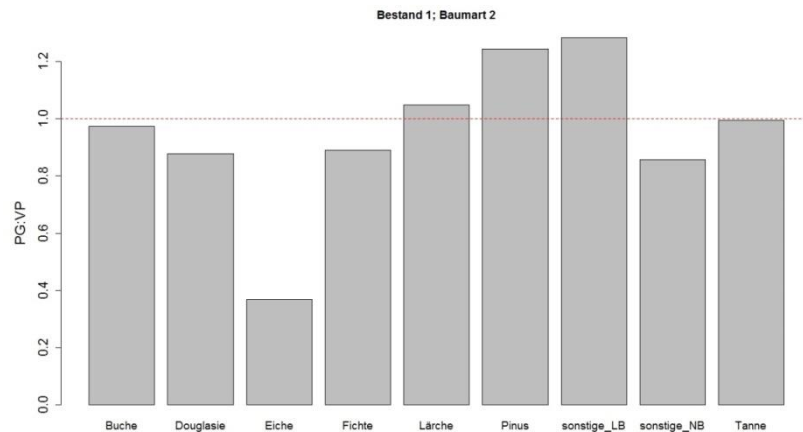


Abbildung 27: Quotient aus PG und VP nach Baumart 2

Bei Baumart 3, die den drittgrößten Teil der Bestandesfläche bedeckt, ist bei „sonstige Laubbäume“ (1,14) und Tanne (1,10) der Quotient deutlich größer als 1 (Abbildung 22). Pinus liegt bei 1,0, alle anderen Kategorien haben Quotienten kleiner als 1.

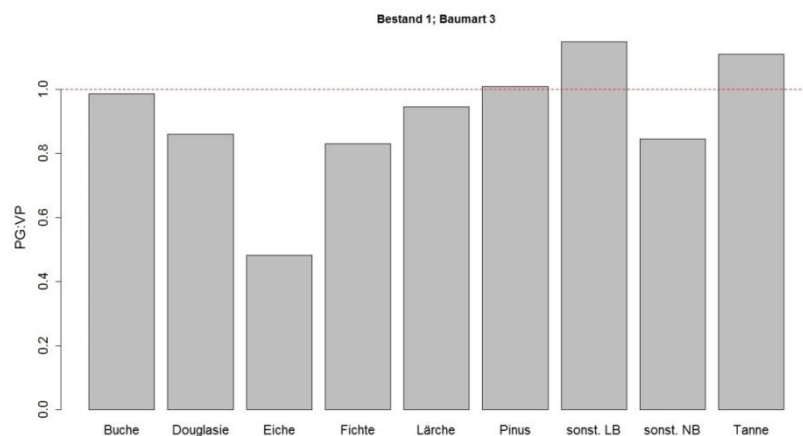


Abbildung 22: Quotient aus PG und VP nach Baumart 3

Bei Baumart 4, die den viertgrößten Teil der Bestandesfläche bedeckt, ist bei Buche, Fichte und „sonstige Laubbäume“ der Quotient größer als 1 (Abbildung 23), bei allen anderen Kategorien ist der Quotienten kleiner als 1.

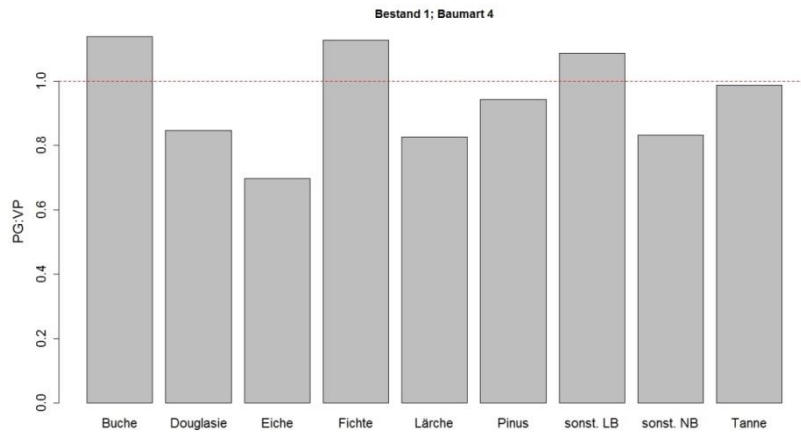


Abbildung 23: Quotient aus PG und VP nach Baumart 4

Auf Waldflächen, die in der Forsteinrichtung der Klasse „Holzboden“ zugeordnet sind, beträgt die durchschnittliche Anzahl von Baumarten im Bestand 1 bei VPn 5,15 (SD = 1,76), an Orten der PG sind es durchschnittlich 5,09 Baumarten (SD = 1,77). Im Bestand 2 ist die durchschnittliche Anzahl bei VP 0,86 Baumarten (SD = 1,76), bei PG sind es durchschnittlich 0,80 Baumarten (SD = 1,71).

3.1.3.7 Entfernung zur Grenzlinie von Wald und Grünland bzw. Streuobstwiese

Die durchschnittliche Entfernung zur nächsten Grenzlinie von Nadelwald zu Grünland bzw. Streuobstwiese der PG ist mit 485,1 m (SD = 423,8 m) um 25,5 m kleiner als die der VP mit 510,6 m (SD = 454,5 m). Die Dichteverteilung der Entfernungen zum Waldrand zeigt eine größere Dichte der PG im Vergleich zu VPn im Bereich bis ca. 150 m sowie zwischen ca. 250 m und ca. 950 m (Abbildung 24).

Zur nächsten Grenzlinie von gemischtem Laub- und Nadelwald zu Grünland bzw. Streuobstwiese ist die durchschnittliche Entfernung bei PG 988,7 m (SD = 738,1) und damit um 99,7 m größer als bei VPn mit 888,9 m (SD = 705,3). Unterhalb von ca. 550 m ist die Dichte der PG kleiner als die der VP. Bei Entfernungen über ca. 1000 m ist sie größer (Abbildung 24).

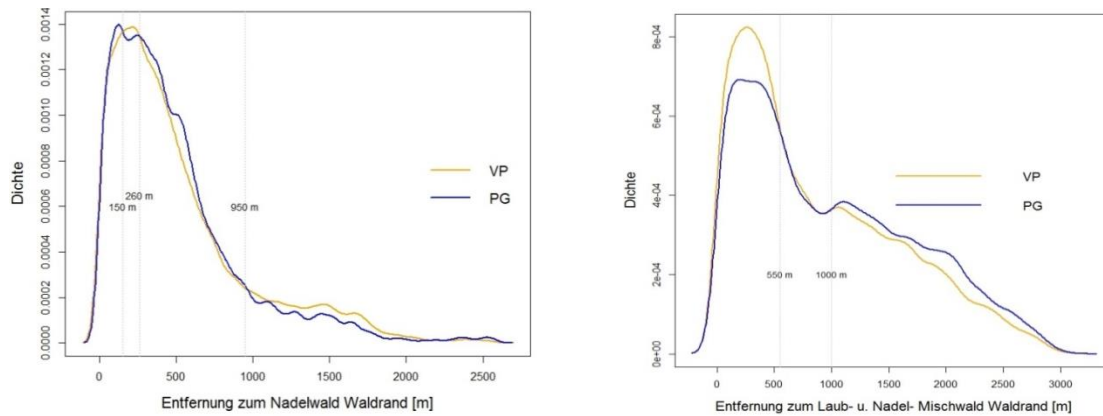


Abbildung 24: Dichte der PG und VP nach Entfernung zur nächsten Grenzlinie von Nadelwald und Grünland bzw. Streuobstwiese (links); Dichte der PG und VP nach Entfernung zur nächsten Grenzlinie von Laub- und Nadelwald und Grünland bzw. Streuobstwiese (rechts)

Die durchschnittliche Entfernung zum nächsten Waldrand von Laubwald ist bei PG 1009,3 m (SD = 1361,1 m) und damit um 67,8 m kleiner als bei VP mit 1977,1 m (SD = 1614,3 m). Unterhalb von ca. 1100 m ist die Dichte der PG kleiner als die der VP. Zwischen ca. 1100 m und ca. 3100 m ist die Dichte der PG kleiner (Abbildung 26).

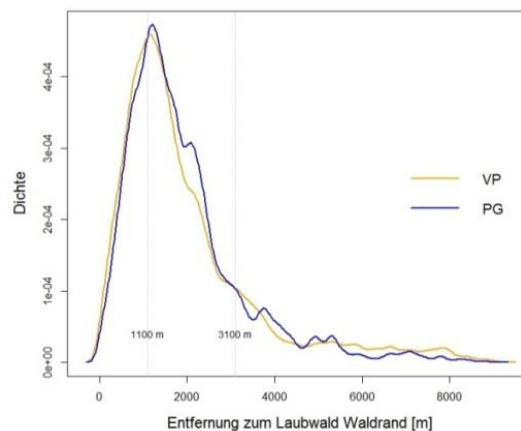


Abbildung 26: Dichte der PG und VP nach Entfernung zur nächsten Grenzlinie von Laubwald und Grünland bzw. Streuobstwiese

3.1.3.8 Entfernung zu Tannenbeständen und Entfernung zu jungen Nadelbaumbeständen

Die Dichteverteilung der Entfernungen zu Tannenbeständen zeigt größere VP-Dichte gegenüber der PG-Dichte bei nahen Entfernungen. Im Gegensatz dazu sind PG bei kleiner Entfernung zu jungen Nadelbaumbeständen häufiger (Abbildung 27).

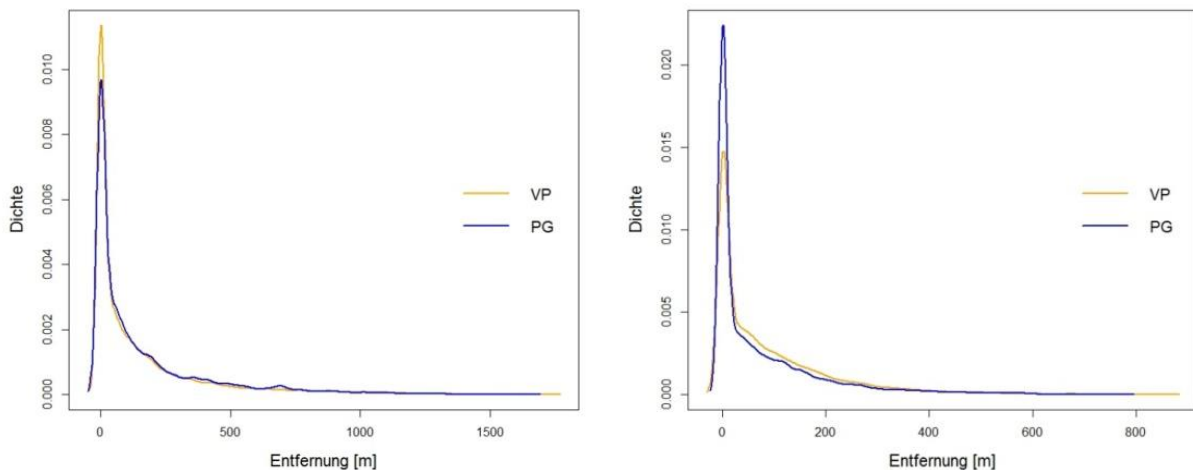


Abbildung 27: Dichte von PG und VP nach Entfernung zu Tannenbeständen (links); und nach Entfernung zu jungen Nadelbaumbeständen (rechts)

3.1.4 Waldbesitzart

Nach Waldbesitzartklassen beträgt das Verhältnis PG zu VPn 0,77 bei „Privat, sonstige, klein“, 0,99 bei „Körperschaft Gemeinde“, 1,03 bei „Staat, Land“ und 1,07 bei „Privat, Gemeinschaft“.

3.1.5 Jagd und Hege

In 35 Jagdbezirken wurden mindestens 50 PG nachgewiesen. Der Quotient aus der Anzahl PG und der Anzahl VP reicht in diesen Jagdbezirken von 0,24 bis 1,81. Das arithmetische Mittel der Quotienten ist 0,98 bei einer Standardabweichung von 0,37 (Abbildung 28).

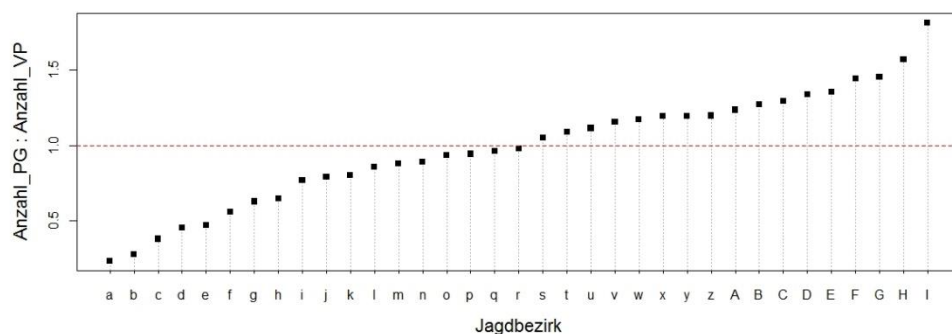


Abbildung 28: Quotient von Anzahl PG und Anzahl VP; je Jagdbezirk mit $N_{PG} \geq 50$, Jagdbezirke pseudonymisiert

Hinsichtlich der Jagdbezirksart beträgt der Quotient aus PG und VP 1,09 bei Eigenjagd, 0,84 bei der Art „Gemeinschaftlich“, 0,95 bei „Kommunal“, 1,00 bei „Staatlich Eigenregie“ und 1,54 bei „Staatlich verpachtet“. Allerdings beträgt die Anzahl der VP auf Flächen der Jagdart „Staatlich verpachtet“ nur 171, gegenüber einer durchschnittlichen Anzahl von 10.892 VPn bei Betrachtung allen Jagdbezirksarten. Dies weist auf eine geringe Länge der Sammlertracks auf Flächen der Jagdbezirksart „Staatlich verpachtet“ hin und verursacht größere Unsicherheit der Bewertung des PGn-Vorkommens auf Flächen dieser Jagdbezirksart.

Die flächenbezogene Dichte der PG beträgt im Fütterungspuffer der LSNord14 durchschnittlich $206,7 \text{ PG km}^{-2}$ bei einer Standardabweichung von $99,2 \text{ PG km}^{-2}$. Der Maximalwert beträgt $466,0 \text{ PG km}^{-2}$. Der Maximalwert ist das 0,8-fache des Maximalwertes des Gesamtgebiets der LSNord 14. Der Durchschnittswert ist das 1,1-fache des Wertes für das Gesamtgebiet.

Im Gebiet der LSSüd16 ist die Dichte von PG im Fütterungspuffer durchschnittlich $338,6 \text{ PG km}^{-2}$ bei einer Standardabweichung von $230,0 \text{ PG km}^{-2}$, die durchschnittliche Dichte ist im Fütterungspuffer 1,8-mal so groß wie im Gesamtgebiet der LSSüd16. Der Maximalwert ist $1.452,8 \text{ PG km}^{-2}$. Das ist zugleich der Maximalwert des Gebiets der LSSüd16.

Bei PG der Frischeklassen eins, zwei oder drei ist im Gebiet des Fütterungspuffers die durchschnittliche Dichte $34,8 \text{ PG km}^{-2}$ bei einer Standardabweichung von $23,7 \text{ PG km}^{-2}$. Der Maximalwert beträgt $145,1 \text{ PG km}^{-2}$. Auch bei der PG dieser Frischeklassen wird der Maximalwert des Gesamtgebiets erreicht. Die durchschnittliche Dichte ist 1,9-mal so hoch wie im Gesamtgebiet der LSSüd16 (Abbildung 29).

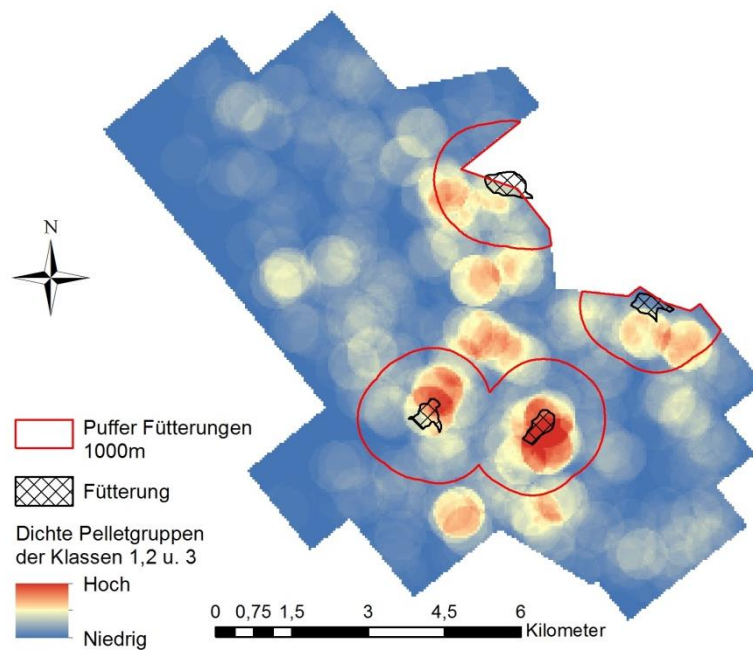


Abbildung 29: Lage der Fütterungen, Puffer um Fütterungen und Dichte der PG der Frischeklassen 1, 2 und 3 im Gebiet der LSSüd16

Während sich im Gebiet der LSNord14 keine größere Dichte der Entfernungen der PG im Vergleich zur VP-Dichte im Nahbereich zu Fütterungen abzeichnet, ist im Gebiet der LSSüd16 eine größere Dichte der PG im Vergleich zu VP bei Entfernungen bis zu ca. 1300 m festzustellen (Abbildung 30).

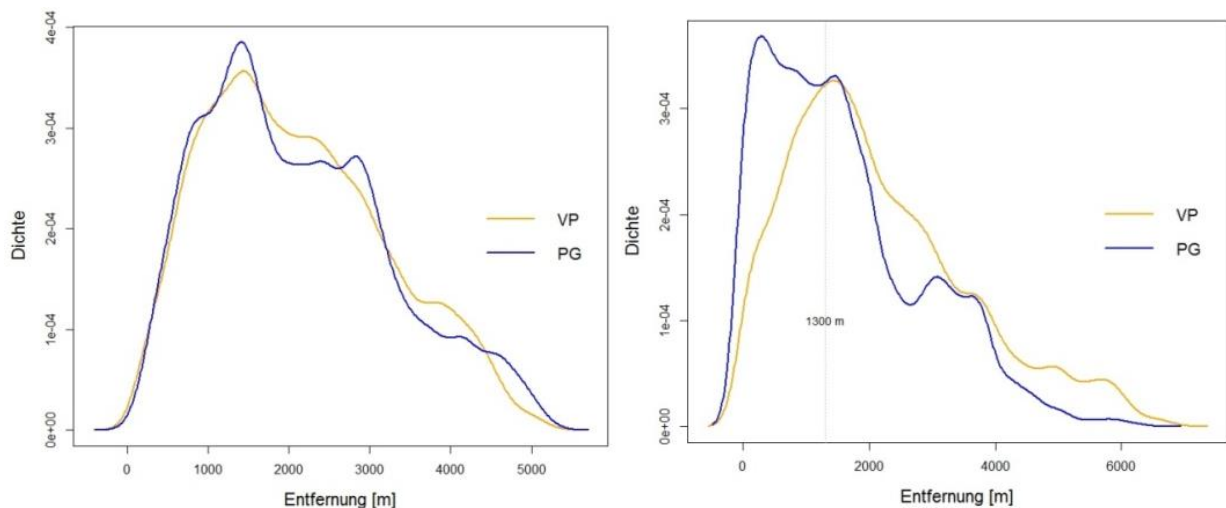


Abbildung 30: Dichte der PG und VP nach Entfernung zur nächsten Fütterung im Gebiet der LSNord14 (links) und LSSüd16 (rechts)

3.1.6 Siedlungen, Straßen und Wege

Die durchschnittliche Entfernung zur nächsten Fläche der Gruppe „Siedlung“ der PG ist 1025,6 m (SD = 552,2 m) und damit 47,0 m größer als die durchschnittliche Entfernung der VP mit 978,6 m (SD = .551,2 m). Unterhalb der Entfernung von ca. 1000 m ist die Dichte der PG überwiegend kleiner als die Dichte der VP. Oberhalb dieser Marke ist das Verhältnis umgekehrt (Abbildung 31). Unterhalb einer Entfernung von ca. 170 m zu Straßen ist die Dichte der PG kleiner als die der VP, zwischen 170 m und ca. 600 m ist die PG-Dichte größer als die VP-Dichte, zwischen 600 m und 900 m ist die PG-Dichte kleiner als die VP-Dichte, zwischen 900 m und 1700 m ist wieder die PG-Dichte größer als der VP (Abbildung 31, links).

Bei der Entfernung zur Straße ist unterhalb einer Entfernung von ca. 170 m die Dichte der PG kleiner als die der VP, zwischen 170 m und ca. 600 m ist die PG-Dichte größer als die der VP, zwischen 600 m und 900 m ist die VP-Dichte größer als die PG-Dichte, zwischen 900 m und 1700 m ist wieder die PG-Dichte größer als die der VP (Abbildung 31, rechts).

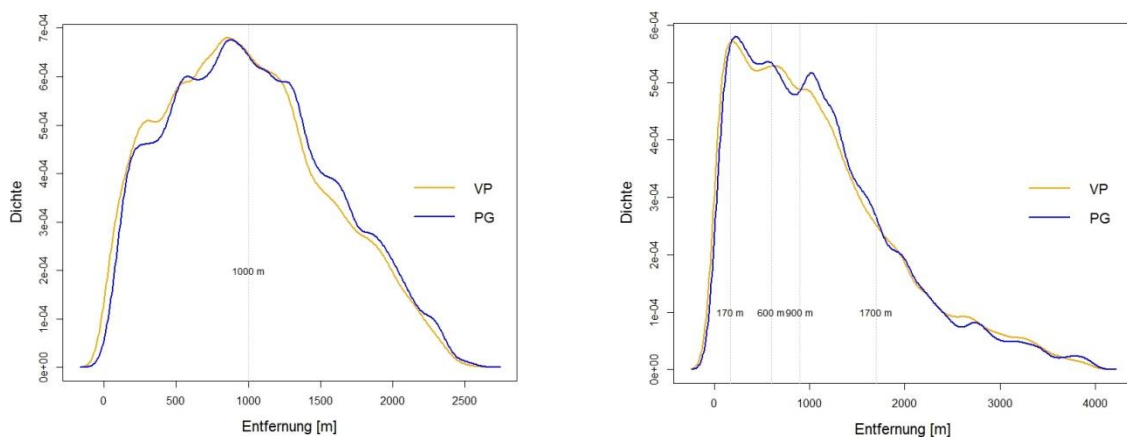


Abbildung 31: Dichte der PG und VP nach Entfernung zu Flächen der Gruppe Siedlung (links); und nach Entfernung zur nächsten Straße (rechts)

Die durchschnittliche Entfernung zum nächsten Weg ist bei PG 49,8 m (SD = 43,9 m), bei VPn ist sie 37,9 m (SD = 38,0m). Ab einer Entfernung von ca. 20 m überwiegt die Dichte der PG gegenüber VPn (Abbildung 32).

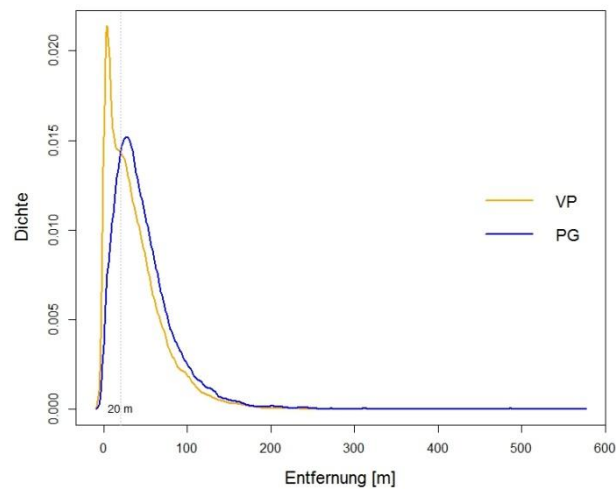
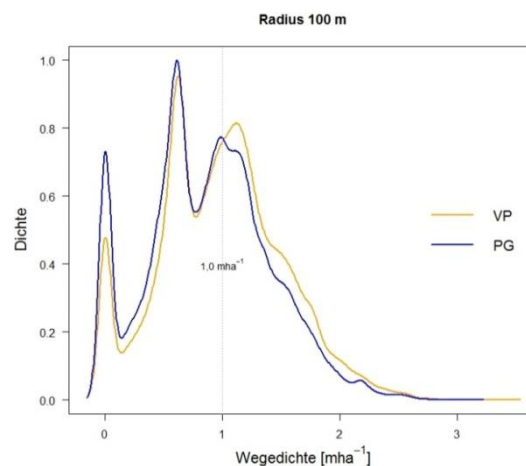


Abbildung 32: Dichte der PG und VP nach Entfernung zum nächsten Weg

Die durchschnittliche Wegedichte beträgt bei dem Berechnungsradius 100 m bei PG $0,88 \text{ mha}^{-1}$ ($\text{SD} = 0,52 \text{ mha}^{-1}$) bei VP ist sie $0,98 \text{ mha}^{-1}$ ($\text{SD} = 0,53 \text{ mha}^{-1}$). Bei Wegedichten unter $1,0 \text{ mha}^{-1}$ ist die Dichte der PG überwiegend größer als die Dichte der VP, bei Wegedichten über $1,0 \text{ mha}^{-1}$ ist die Dichte der PG kleiner als die Dichte der VP. Bei dem Berechnungsradius 250 m ist die PG-Dichte unter einer Wegedichte von $0,93 \text{ mha}^{-1}$ größer als die VP-Dichte. Bei einer Wegedichte über $1,03 \text{ mha}^{-1}$ ist die PG-Dichte kleiner als die VP-Dichte. Bei dem Berechnungsradius von 500 m ist unter einer Wegedichte von 0,9 die PG-Dichte größer als die VP-Dichte; bei Wegedichten über 0,9 ist es umgekehrt (Abbildung 33).



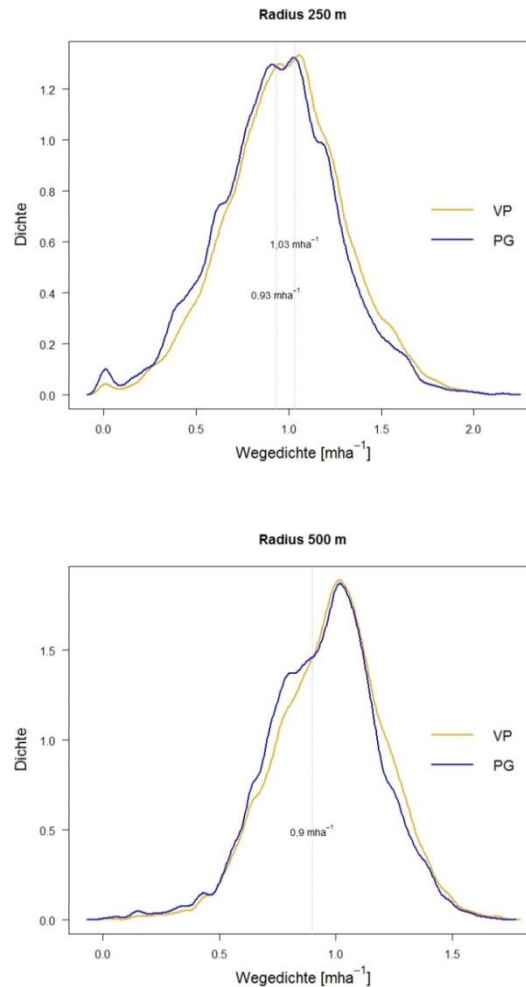


Abbildung 33: Dichte der PG und VP nach Wegedichte mit Berechnungsradius 100 m (oben), 250 m (Mitte) und 500 m (unten)

3.1.7 Freizeitnutzung

In als Erholungswald klassifizierten Wäldern ist der Quotient aus PG und VPn mit 0,96 kleiner als in nicht als Erholungswald klassifizierten Wäldern. Bei letzteren ist der Quotient 1,06. Die durchschnittliche Entfernung zu einem Erholungswald für Punkte außerhalb von Erholungswäldern ist für PG 447,8 m (SD = 337,0 m) und für VP 448,7 m (SD = 354,1 m). Bei Punkten außerhalb von Erholungswäldern überwiegt bis zu einer Entfernung von ca. 100 m die Dichte der VP. Zwischen ca. 250 m und 950 m überwiegt die Dichte der PG (Abbildung 34, links).

Unterhalb einer Entfernung zum nächsten Wanderweg von ca. 75 m überwiegt die Dichte der VP. Im Bereich zwischen ca. 300 m und 800 m überwiegt die Dichte PG (Abbildung 34,

rechts). Die durchschnittliche Entfernung der PG ist 291,7 m (SD = 239,6 m), die der VP ist 261,8 (SD= 239,5 m).

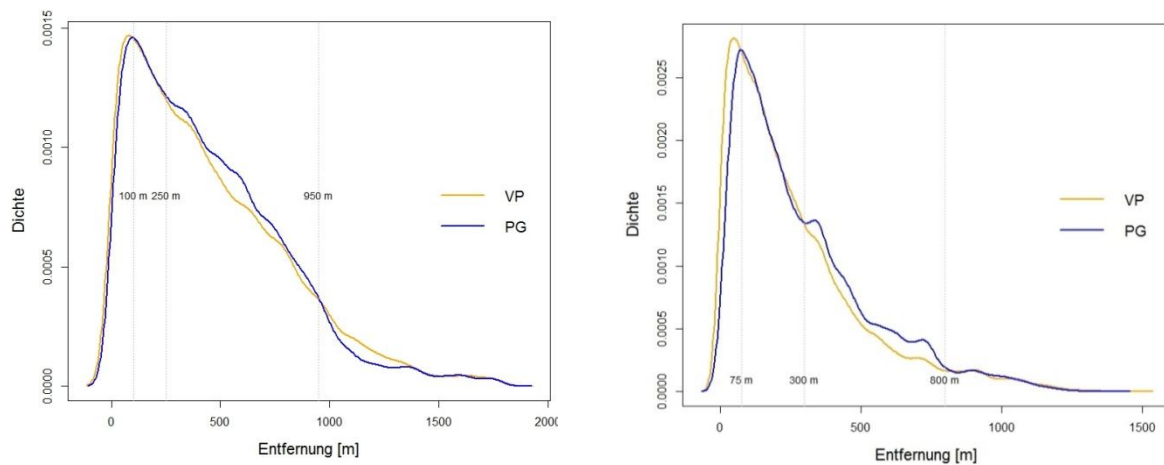


Abbildung 34: Dichte der PG und VP nach Entfernung zum nächsten Erholungswald für Entfernungen > 0 (links) und nach Entfernung zum nächsten Wanderweg (rechts)

Die durchschnittliche Entfernung zur nächsten Linie der Gruppe „Bike“ ist bei PG mit 612,2 m (SD = 560,1 m) um 23,3 m größer als bei VPn mit 588,9 m (SD = 543,9 m). Im Bereich zwischen 300 m und 750 m ist die Dichte der PG größer als die Dichte der VP (Abbildung 35, links)

Die durchschnittliche Entfernung zur nächsten Linie der Gruppe Wintersport ist bei PG 1026,9 m (SD = 820,4 m), bei VPn ist sie 1080,5 m (SD = 880,2 m). Im Bereich zwischen 100 m und 1300 m ist die Dichte der PG überwiegend größer als die Dichte der VP (Abbildung 35, rechts).

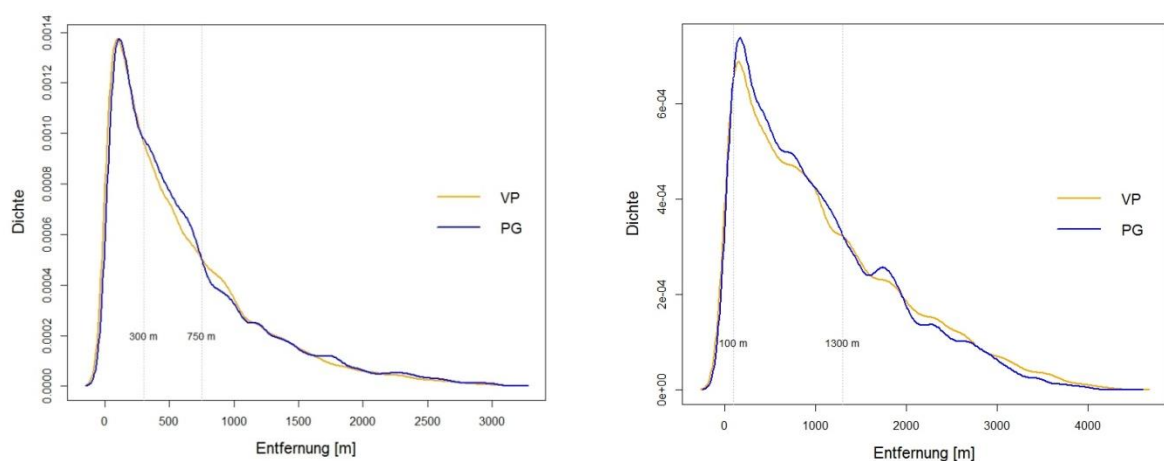


Abbildung 35: Dichte der PG und VP nach Entfernung zur nächsten Linie der Gruppe „Bike“ (links) und nach Entfernung zur nächsten Linie der Gruppe „Wintersport“ (rechts)

3.1.8 Korrelationen

Die Variable „Entfernung Grünland und Streuobstwiese“ korreliert mit der Variablen „Entfernung Grünland, Streuobstwiese, Wildwiese und Wildacker“ bei einem Pearson-Koeffizienten von 0,81. „Jagdbezirksart“ korreliert mit „Waldbesitzform“ bei einem Koeffizienten von 0,71. Die Variable „Entfernung Straße“ korreliert mit der Variablen „Entfernung Siedlung“ bei einem Koeffizienten von 0,53. Die Variable „Entfernung Wege“ korreliert mit den Variablen der Wegedichte bei Berechnungsradius 100 m mit einem Koeffizienten von 0,60 und bei Berechnungsradius 250 m mit einem Koeffizienten von 0,52. Die Variablen der Wegedichten korrelieren untereinander bei Radius 100 m zu Radius 250 m mit 0,68, Radius m 100 zu Radius 500 m mit 0,51 und Radius 250 m zu Radius 500 m mit 0,82. Alle anderen Korrelationen von Prädiktoren liegen unterhalb eines Pearson-Koeffizienten von 0,5.

3.2 Modellierung

3.2.1 Bewertung des relativen Einflusses von Variablen und Interaktionen mittels GBMs

3.2.1.1 Gebiet der LSSüd16

Im GBM mit PG-Präsenz als abhängige Variable für das Gebiet LSSüd16 ist „Jagdbezirk“ mit 10,68 % Modelleinfluss der einflussreichste Effekt, gefolgt von „Entfernung zum nächsten Weg“ (10,37 %) und „Entfernung zur nächsten Fütterung“ (8,08 %). Auf Rang vier liegt „Exposition“ mit 4,83 %, gefolgt von „Entfernung zur nächsten Grenzlinie von Laubwald zu Grünland oder Streuobstwiese“ mit 4,64 %. „Entfernung zum nächsten Wanderweg“ ist mit 4,16 % auf Rang sechs. Es folgen die beiden weiteren Waldgrenzen, mit 3,65 % für Mischwald und 3,24 % für Nadelwald. Der Prädiktor „Sonneneinstrahlung“ hat im Modell einen relativen Einfluss von 3,07 %, „Entfernung zur nächsten Straße“ 2,93 %, „Entfernung zu Wintersporteinrichtungen“ 2,81 % und „Entfernung zum nächsten Tannenbestand“ 2,77 %. Der Modelleinfluss von „Höhe ü. NN.“ liegt bei 2,75 %, „Wegedichte bei Radius 250 m“ folgt mit 2,72 % und Entfernung zum nächsten Erholungswald mit 2,64 %. Danach folgen „Entfernung nächstes Grünland, nächste Streuobstwiese, Wildwiese oder Wildacker“ mit 2,57 % und „Entfernung zur nächsten Siedlung“ mit 2,50 %. Fünfzehn weitere Variablen haben weniger Einfluss als zufällige Zahlen (Tabelle 4). Interaktion zweier Prädiktoren haben nur geringe Effekte.

Tabelle 4: Einfluss der Variablen im GBM für das Gebiet der LSSüd16

Variable	Relativer Einfluss [%]
Jagdbezirk	10,68
Entfernung zum nächsten Weg	10,37
Entfernung zur nächsten Fütterung	8,08
Exposition	4,83
Entfernung zur nächsten Grenzlinie von Laubwald zu Grünland o. Streuobstwiese	4,64
Entfernung zum nächsten Wanderweg	4,16
Entfernung zur nächsten Grenzlinie von Laub- u. Nadelwald zu Grünland o. Streuobstwiese	3,65
Entfernung zur nächsten Grenzlinie von Nadelwald zu Grünland o. Streuobstwiese	3,24
Sonneneinstrahlung	3,07
Entfernung zur nächsten Straße	2,93
Entfernung zur nächsten Straße Entfernung zur nächsten Linie der Gruppe „Wintersport“	2,81
Entfernung zum nächsten Tannenbestand	2,77
Höhe ü. NN.	2,75
Wegedichte bei Radius 250 m	2,72
Entfernung zum nächsten Erholungswald	2,64
Entfernung nächstens/nächste Grünland, Streuobstwiese, Wildwiese o. Wildacker	2,57
Entfernung zur nächsten Siedlung	2,50
Zufallszahlen B	2,27
Entfernung zu nächsten Linie der Gruppe „Bike“	2,27
Wegedichte bei Radius 500 m	2,26
Entfernung zum nächsten jungen Nadelwald	2,20

Zufallszahlen A	2,10
Zufallszahlen C	2,05
Entfernung nächstes Grünland oder nächste Streuobstwiese	1,87
Wegedichte bei Radius 100 m	1,82
Baumart 2 im Bestand 1	1,78
Baumart 3 im Bestand 1	1,76
Hangneigung	1,64
Bestandesalter	1,52
Bestandesalter des untergeordneten Bestandes von Bruchbeständen	0,86
Baumart 1 im Bestand 1	0,42
Anzahl der Baumarten im Bestand 1	0,41
Anzahl der Baumarten im Bestand 2	0,30
Jagdbezirksart	0,02
Bruchbestand	0,008

3.2.1.2 Gebiete der LSNord14 und LSNord16

Das GBM mit PG-Präsenz als abhängiger Variable für die beiden Losungssammelgebiete im RWGN berechnet den größten relativen Einfluss auf die Präsenz von PG für die Variable „Jagdbezirk“ mit 13,61 %. Die Variable „Entfernung zum nächsten Weg“ ist mit 12,22 % der zweitgrößte Effekt und „Sonneneinstrahlung“ mit 12,18 % der drittgrößte. Mit Abstand folgt die Variable „Bestandesalter“ mit einem Einfluss von 5,15 %. Danach folgt „Entfernung zum nächsten jungen Nadelwald“ mit 3,66 %, „Entfernung zum nächsten Wanderweg“ mit 3,43 %, Entfernung zur nächsten Straße“ mit 3,20 % und „Entfernung zur nächsten Fütterung“ mit 2,92 %. „Höhe ü. NN.“ und „Exposition“ haben weniger Einfluss als „Sonneneinstrahlung“. Der Einfluss der Baumart 3 im Bestand 1 ist größer als der von Baumart 2; Baumart 2 hat mehr Einfluss als Baumart 1. Wegedichten sind bei größerem Berechnungsradius von größerem Einfluss. Die Entfernung zur Gruppe Grünland und Streuobstwiesen zusammen mit Wildwiesen und Wildäckern hat größeren Einfluss als die Entfernung nur zu Grünland und Streuobstwiese. Der Einfluss der zufälligen Zahlen liegt bei 1,15 % bis 0,93 %. Der Einfluss von vier Variablen liegt unterhalb der Werte der Zufallszahlen (Tabelle 5). Interaktion zweier Prädiktoren haben nur geringe Effekte.

Tabelle 5: Einfluss der Variablen im GBM für das RWG Nordschwarzwald

Variable	Relativer Einfluss [%]
Jagdbezirk	13,62
Entfernung zum nächsten Weg	12,22
Sonneneinstrahlung	12,18
Bestandesalter	5,15
Entfernung zum nächsten jungen Nadelwald	3,66
Entfernung zum nächsten Wanderweg	3,43
Entfernung zur nächsten Straße	3,20
Entfernung zur nächsten Fütterung	2,92
Exposition	2,74
Baumart 3 im Bestand 1	2,65
Entfernung zur nächsten Linie der Gruppe Wintersport	2,62
Höhe ü. NN.	2,60
Entfernung zur nächsten Grenzlinie von Laubwald zu Grünland o. Streuobstwiese	2,53
Entfernung zur nächsten Grenzlinie von Laub- u. Nadelwald zu Grünland o. Streuobstwiese	2,53
Entfernung zum nächsten Erholungswald	2,43
Entfernung zu nächsten Linie der Gruppe „Bike“	2,43
Entfernung zur nächsten Siedlung	2,38
Baumart 2 im Bestand 1	2,00
Wegedichte Radius 500 m	1,96
Entfernung zur nächsten Grenzlinie von Nadelwald zu Grünland o. Streuobstwiese	1,93
Bestandesalter des untergeordneten Bestandes von Bruchbeständen	1,64
Entfernung nächstes Grünland, nächste Streuobstwiese, Wildwiese o. Wild-	1,61

acker

Wegedichte Radius 250 m 1,51

Wegedichte Radius 100 m 1,45

Entfernung nächstes Grünland oder nächste Streuobstwiese 1,31

Baumart 1 im Bestand 1 1,19

Entfernung zum nächsten Tannenbestand 1,14

Hangneigung 1,12

Zufallszahlen A 1,11

Zufallszahlen B 1,03

Zufallszahlen C 0,93

Anzahl der Baumarten im Bestand 1 0,42

Anzahl der Baumarten im Bestand 2 0,28

Bruchbestand 0,02

Jagdbezirksart 0,02

3.2.1.3 Modellevaluation

Die Area Under Curve (AUC) (Fawcett, 2006) der Vorhersage des GBM auf PG- bzw. VP-Beobachtungen des ausgesparten Testdatensatz ist für das untersuchte Gebiet im Südschwarzwald 0,79, für die Gebiete im Nordschwarzwald 0,80. Damit können die Modellvoraussagen nach Hosmer und Lemeshow (2000) als gut bis sehr gut bewertet werden (Abbildung 36).

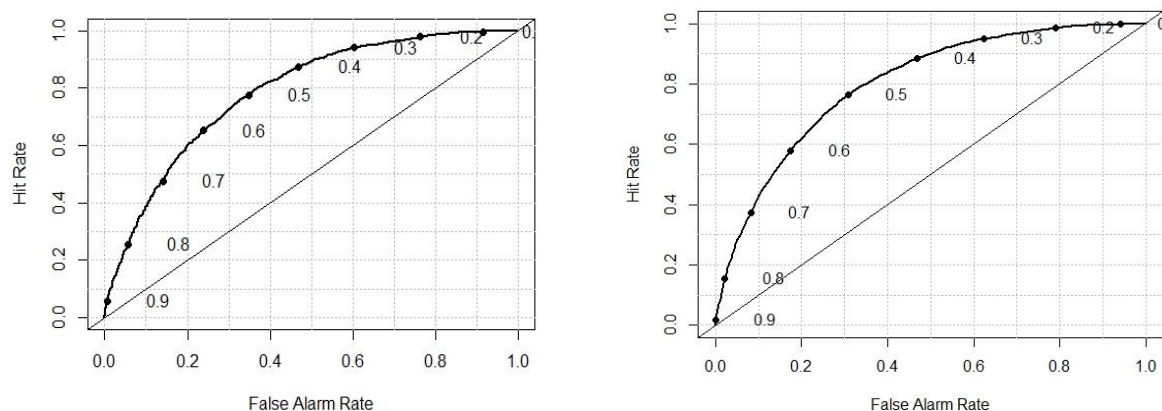


Abbildung 36: Receiver Operating Characteristic (ROC) Kurve für Vorhersagen des GBM-LSSüd16 (links) und des GBM-LSNord14/16 (rechts) auf die jeweiligen ausgesparten Testdaten

3.2.2 Bewertung der Faktoren mittels GLMM und RSF

3.2.2.1 GLMM für das Gebiet der LSGSüd16

Das GLMM mit dem niedrigsten AIC (Anhang 1, Modell S22) beinhaltet 23 Prädiktoren als Fixed Effects, die sich aus drei kategorialen Variablen sowie 16 linearen und 14 quadratischen Termen zusammensetzen (Tabelle 6). Die größte Verbesserung des Modellfits bei Vergleich der GLMMs bezüglich der Devianz (D) leistet die Hinzufügung des Prädiktors „Entfernung zum nächsten Weg“ ($\Delta D = 697$). Die zweitgrößte Verbesserung erreicht das Hinzufügen von „Entfernung zur nächsten Fütterung“ ($\Delta D = 559,3$). Mit deutlichem Abstand folgt „Exposition“ mit $\Delta D = 191,5$. Danach folgen „Höhe ü. NN“ ($\Delta D = 107,1$), „Entfernung nächste Grenze von Grünland zu Laub- und Nadelwald“ ($\Delta D = 105,7$), „Sonneneinstrahlung“ ($\Delta D = 98,4$), „Entfernung Wanderweg“ ($\Delta D = 87,9$) und „Baumart 2 im Bestand 1“ ($\Delta D = 87,3$). Nachfolgend sind die Effekte der Prädiktoren „Entfernung Straße“ ($\Delta D = 52,8$), „Baumart 3 im Bestand 1“ ($\Delta D = 47,5$), „Entfernung Erholungswald“ ($\Delta D = 44,1$), „Entfernung Siedlung“ ($\Delta D = 40,6$), „Hangneigung“ ($\Delta D = 35,3$), „Entfernung Grenze Grünland zu Nadelwald“ ($\Delta D = 29,3$), „Bestandesalter“ ($\Delta D = 23,6$), „Entfernung Grünland oder Streuobstwiese“ ($\Delta D = 22,3$), „Entfernung Tannenbestand“ ($\Delta D = 21,7$), „Wegedichte bei Radius 250“ ($\Delta D = 14,1$), „Entfernung Linie der Gruppe Bike“ ($\Delta D = 8,6$), „Entfernung junger Nadelwald“ ($\Delta D = 6,3$) und „Entfernung Linie der Gruppe Wintersport“ ($\Delta D = 5,8$). Das Hinzufügen des Prädiktors „Entfernung Grünland oder Streuobstwiese“ verringert das AIC mehr, als wenn die Gruppe „Entfernung Grünland oder Streuobstwiese oder Wildwiese oder Wildacker“ als Prädiktor hinzugefügt wird. Wegedichte bei Radius 500 m oder bei Radius 100 m hat weniger Effekt als bei Radius 250 m (Anhang 1 und Abbildung 37).

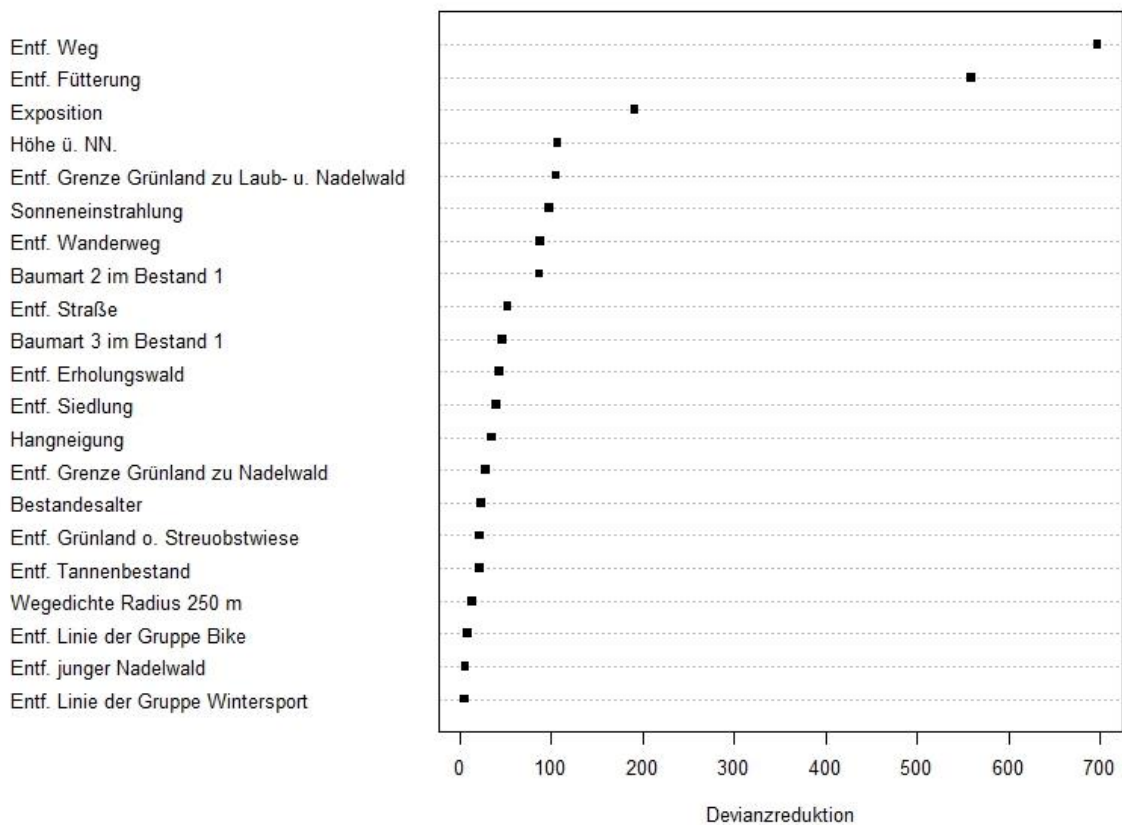


Abbildung 37: Devianzreduktion nach hinzugefügter Variable im GLMM für das Gebiet LSSüd16

Neunzehn Variablen haben einen signifikanten Effekt ($p < 0,05$) auf die PG-Präsenz bei mindestens einem kategorialen Level bzw. bei mindestens einem der quadratischen oder linearen Terme (Tabelle 6).

Tabelle 6: Schätzung, Standardfehler und Signifikanz für die Prädiktoren im GLMM LSSüd16; Signifikanz Code: $0 < '***' < 0.001 < '**' < 0.01 < '*' < 0.05 < '.' < 0.1$

Prädiktor	Schätzung	Standard- fehler	p	Code
Exposition NO	0.078	0.072	0.282	
Exposition NW	0.302	0.081	< 0,001	***
Exposition O	0.049	0.078	0.533	
Exposition S	0.503	0.078	< 0,001	***
Exposition SO	0.146	0.079	0.064	
Exposition SW	0.643	0.076	< 0,001	***
Exposition W	0.702	0.084	< 0,001	***

Entfernung Wege	0.331	0.020	< 0,001	***
(Entf. Wege) ²	-0.185	0.015	< 0,001	***
Entf. Fütterung	-0.641	0.037	< 0,001	***
(Entf. Fütterung) ²	-0.015	0.021	0.461	
Hangneigung	-0.099	0.023	< 0,001	***
(Hangneigung) ²	-0.046	0.015	0.002	**
Entf. Wanderweg	0.163	0.026	< 0,001	***
Höhe ü.NN.	-0.037	0.036	0.301	
(Höhe ü.NN) ²	-0.042	0.022	0.063	.
(Entf. Grenze Grünl. zu Nadelwald) ²	0.072	0.027	0.007	**
Bestandesalter	-0.078	0.022	< 0,001	***
(Bestandesalter) ²	0.064	0.017	< 0,001	***
Entfernung junger Nadelwald	-0.065	0.020	0,002	**
Entfernung Straße	0.023	0.043	0.588	
(Entfernung Straße) ²	0.101	0.023	< 0,001	***
Entfernung Siedlung	-0.165	0.037	< 0,001	***
(Entfernung Siedlung) ²	0.020	0.019	0.278	
(Entf. Linie Wintersport) ²	-0.043	0.018	0.018	*
Entf. Grenze Grünl. zu Laub. – u. Nadelwald	0.296	0.042	< 0,001	***
(Entf. Grenze Grünl. zu Laub. – u. Nadelwald) ²	0.204	0.028	< 0,001	***
Entfernung Erholungswald	-0.132	0.025	< 0,001	***
Entf. Linie Bike	0.057	0.027	0.034	*
(Entf. Linie Bike) ²	-0.065	0.019	< 0,001	***
Entfernung Tannenbestand	0.093	0.028	< 0,001	***
(Entfernung Tannenbestand) ²	0.069	0.022	0,002	**
Entf. Grünland o. Streuobstwiese.	0.011	0.032	0.740	

(Entf. Grünland o. Streuobstwiese) ²	-0.070	0.018	< 0,001	***
Wegedichte r = 250m	0.007	0.023	0.778	
(Wegedichte r = 250m) ²	0.066	0.013	< 0,001	***
Baumart 2 im Bestand 1 Buche	-0.554	0.186	0.003	**
Baumart 2 im Bestand 1 Douglasie	-0.378	0.240	0.115	
Baumart 2 im Bestand 1 Fichte	0.798	0.190	< 0,001	***
Baumart 2 im Bestand 1 Lärche	0.248	0.220	0.259	
Baumart 2 im Bestand 1 Pinus	-0.609	0.212	0.004	**
Baumart 2 im Bestand 1 sonstige Laubbäume	-0.411	0.191	0.031	*
Baumart 2 im Bestand 1 Tanne	-0.433	0.208	0.038	*
Baumart 3 im Bestand 1 Buche	-0.431	0.095	< 0,001	***
Baumart 3 im Bestand 1 Douglasie	-0.248	0.136	0.068	.
Baumart 3 im Bestand 1 Eiche	-0.652	0.574	0.256	
Baumart 3 im Bestand 1 Fichte	0.983	0.285	< 0,001	***
Baumart 3 im Bestand 1 Lärche	-0.780	0.168	< 0,001	***
Baumart 3 im Bestand 1 Pinus	-0.658	0.124	< 0,001	***
Baumart 3 im Bestand 1 sonstige Laubbäume	-0.350	0.080	< 0,001	***
Baumart 3 im Bestand 1 sonstige Nadelbäume	-0.486	0.310	0.117	
Baumart 3 im Bestand 1 Tanne	-0.342	0.087	< 0,001	***

Die Achsenabschnitte des Random Effects „Jagdbezirk“ im GLMM LSGSüd16 können als normalverteilt betrachtet werden. Der Kolmogorov-Smirnov-Test ergibt $p = 0,91$. Der Mittelwert der Achsenabschnitte ist 0,01 bei einer Standardabweichung von 0,92 (Abbildung 38).

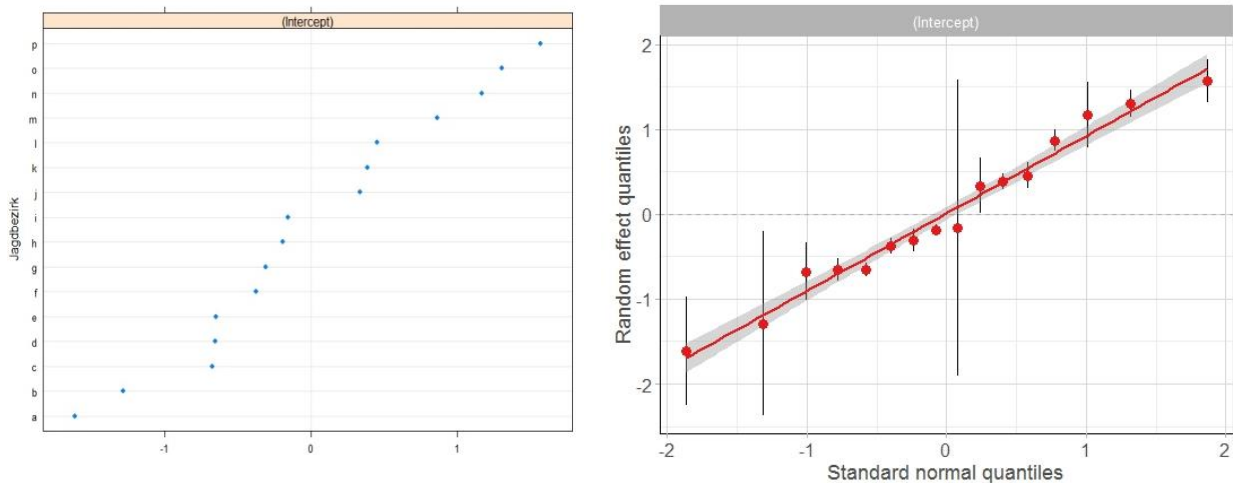


Abbildung 38: Achsenabschnitte des Random Effects „Jagdbezirk“, Jagdbezirke pseudonymisiert (links) und QQ-Plot der Achsenabschnitte des Random Effects „Jagdbezirk“

3.2.2.2 GLMM für die Losungssammelgebiete im RWGN

18 Variablen, zusammengesetzt aus 16 linearen und 14 quadratischen Termen und zwei kategorialen Variablen sind die Prädiktoren im GLMM für die Losungssammelgebiete im RWGN mit dem niedrigsten AIC (Anhang 2, Modell N22 und Tabelle 7). Die Variable „Entfernung zum nächsten Weg“ hat mit Abstand den größten Effekt auf Fitqualität des Modells. Die durch sie reduzierte Devianz (D) ($\Delta D = 2881,5$) ist mehr als doppelt so groß wie bei „Bestandesalter“ ($\Delta D = 1123,2$). Danach folgen, wiederum mit großem Abstand, „Entfernung zum nächsten jungen Nadelwald“ ($\Delta D = 395$), „Entfernung zum nächsten Wanderweg“ ($\Delta D = 151,2$), „Exposition“ ($\Delta D = 128,1$) und „Sonneneinstrahlung“ ($\Delta D = 124$). Die Variablen „Entfernung zur nächsten Linie der Gruppe Wintersport“ ($\Delta D = 80,3$), „Baumart 3 im Bestand 1“ ($\Delta D = 70,1$), „Entfernung der nächsten Grenzlinie Grünland zu Laub- und Nadelwald“ ($\Delta D = 69,1$), „Entfernung zu Erholungswald“ ($\Delta D = 66,4$), „Höhe ü NN.“ ($\Delta D = 47,3$) und „Entfernung zur nächsten Straße“ verbessern das Modell in geringerem Maße. Noch weniger Reduktion der Devianz ergibt die Hinzufügung von „Entfernung Grenze Grünland zu Nadelwald“, „Entfernung Tannenbestand“, „Entfernung Straße“, „Entfernung Grünland oder Streuobstwiese“ und „Hangneigung“ (Anhang 2 und Abbildung 39).

Die Hinzufügung der Variablen „Entfernung Grenzlinie Grünland zu Laubwald“, „Entfernung Fütterung“, „Entfernung Linie Bike“, „Entfernung Siedlung“ und „Wegedichte Radius 500 m“ ergeben keine Verbesserung des Modell-AIC.

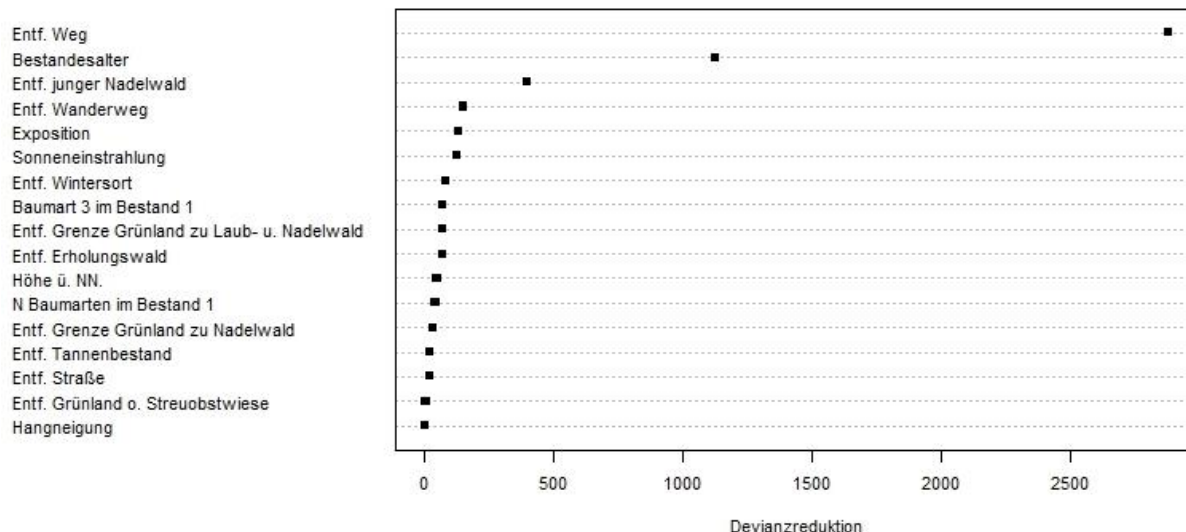


Abbildung 39: Rangfolge der Prädiktoren nach ihrer Reduktion der Devianz in den GLMMs für die Gebiete im RWGN

Insgesamt 17 Variablen haben signifikante Effekte ($p < 0,05$) auf die PG-Präsenz bei mindestens einem quadratischen oder linearen Term bzw. bei mindestens einem Level (Tabelle 7).

Tabelle 7: Schätzung, Standardfehler und Signifikanz für die Prädiktoren (Fixed Effects) im GLMM für die Gebiete LSNord14 und LSNord16; Signifikanz Code: 0 < '***' < 0.001 < '**' < 0.01 < '*' < 0.05 < '.' < 0.1

Prädiktor	Schätzung	Standard- fehler	p	Code
Entfernung Wege	0,383	0,010	< 0,001	***
(Entfernung Wege) ²	-0,166	0,008	< 0,001	***
Sonneneinstrahlung)	-0,113	0,011	< 0,001	***
(Sonneneinstrahlung) ²	0,056	0,008	< 0,001	***
Bestandesalter	-0,278	0,014	< 0,001	***
(Bestandesalter) ²	0,114	0,008	< 0,001	***
Entfernung Straße	-0,092	0,014	< 0,001	***
(Entfernung Straße) ²	-0,013	0,011	0,211	
Entf. Wanderweg	0,045	0,011	< 0,001	***
(Entf. Wanderweg) ²	-0,090	0,008	< 0,001	***

Entfernung junger Nadelwald	-0,248	0,017	< 0,001	***
(Entfernung junger Nadelwald) ²	0,045	0,006	< 0,001	***
Entf. Grenze Grünl. zu Laub. – u. Nadelwald	0,083	0,016	< 0,001	***
Entf. Linie Wintersport	-0,064	0,014	< 0,001	***
(Entf. Linie Wintersport) ²	-0,043	0,010	< 0,001	***
Entfernung Erholungswald	0,097	0,017	< 0,001	***
(Entfernung Erholungswald) ²	-0,055	0,008	< 0,001	***
Höhe ü.NN.	0,106	0,016	< 0,001	***
Exposition NO	-0,010	0,034	0,765	
Exposition NW	0,039	0,034	0,239	
Exposition O	-0,142	0,036	< 0,001	***
Exposition S	-0,204	0,036	< 0,001	***
Exposition SO	-0,249	0,034	< 0,001	***
Exposition SW	-0,185	0,044	< 0,001	***
Exposition W	-0,076	0,045	0,088	.
Baumart 3 im Bestand 1 Buche	0,0512	0,085	0,548	
Baumart 3 im Bestand 1 Douglasie	0,095	0,097	0,328	
Baumart 3 im Bestand 1 Eiche	0,063	0,158	0,691	
Baumart 3 im Bestand 1 Fichte	-0,037	0,089	0,679	
Baumart 3 im Bestand 1 Lärche	0,279	0,097	0,004	**
Baumart 3 im Bestand 1 Pinus	0,046	0,086	0,591	
Baumart 3 im Bestand 1 sonstige Laubbäume	0,107	0,090	0,235	
Baumart 3 im Bestand 1 sonstige Nadelbäume	-0,336	0,118	0,004	**
Baumart 3 im Bestand 1 Tanne	0,064	0,085	0,450	
Entfernung Tannenbestand	0,079	0,017	< 0,001	***
(Entfernung Tannenbestand) ²	-0,014	0,006	0,021	*
Entf. Grünland o. Streuobstwiese	-0,037	0,011	< 0,001	***

(Entf. Grünland o. Streuobstwiese) ²	0,028	0,008	< 0,001	***
Anzahl Baumarten im Bestand 1	-0,050	0,011	< 0,001	***
(Anzahl Baumarten im Bestand 1) ²	-0,040	0,011	< 0,001	***
Entf. Grenze Grünl. zu Nadelwald	-0,049	0,009	< 0,001	***
Hangneigung	0,028	0,013	0,026	*
(Hangneigung) ²	-0,010	0,010	0,302	

Die Achsenabschnitte des Random Effects „Jagdbezirk“ im GLMM für die Sammelgebiete im RWGN können als normalverteilt betrachtet werden (Abbildung 40). Der Kolmogorov-Smirnov-Test ergibt $p = 0,40$. Der Mittelwert ist 0,00 bei einer Standardabweichung von 0,29.

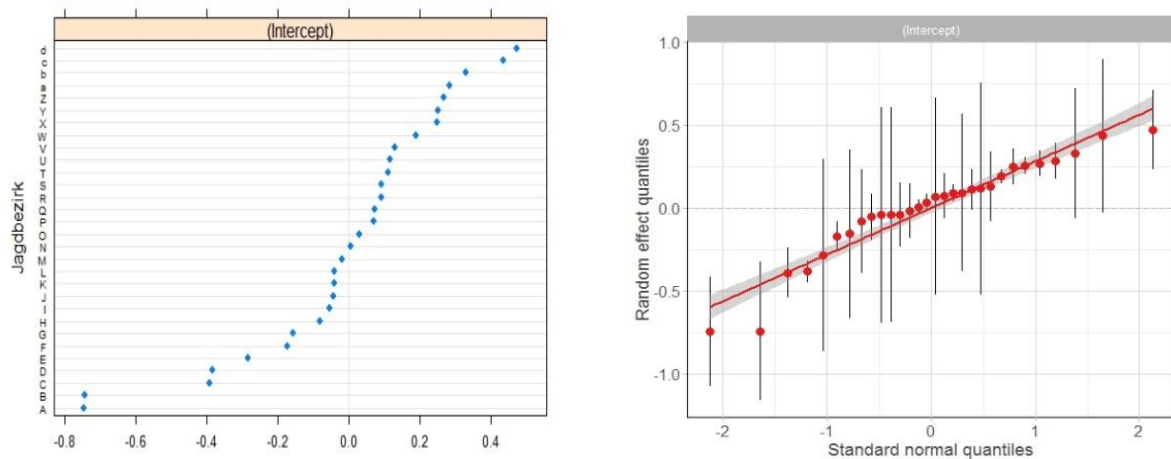


Abbildung 40: Achsenabschnitte des Random Effects „Jagdbezirk“, Jagdbezirke pseudonymisiert (links) und QQ-Plot der Achsenabschnitte des Random Effects (rechts)

3.2.2.3 GLMM Modellevaluation

Die Fläche unter der ROC-Kurve (AUC) (Fawcett, 2006) der Vorhersage des GLMM für LSGSüd16 auf die ausgesparten Testdaten des Gebiets der LSSüd16 ist 0,73. Damit hat das Modell eine gute Vorhersagequalität (vgl. Hosmer und Lemeshow, 2000). Die AUC der Vorhersage⁴ des GLMM-Nord auf den zugehörigen ausgesparten Testdatensatz ist etwas geringer bei 0,68 (Abbildung 41). Hinweise auf Overdispersion liegen für beide Modelle nicht vor. Das Verhältnis von Pearson Chi-Quadrat zur berechneten Residuen Anzahl-Freiheitsgrade liegt sowohl für das GLMM-Nord als auch für das GLMM-LSSüd16 bei 1,00. Dies bestätigt

⁴ Da die Modellvorhersagen auf Present/Available- und nicht auf Present/Absent-Beobachtungen erfolgen, kann die Modellqualität dennoch als gut eingestuft werden.

die Angemessenheit der bei der Modellierung angenommenen binomialen Fehlerstruktur (Rushton et al., 2004).

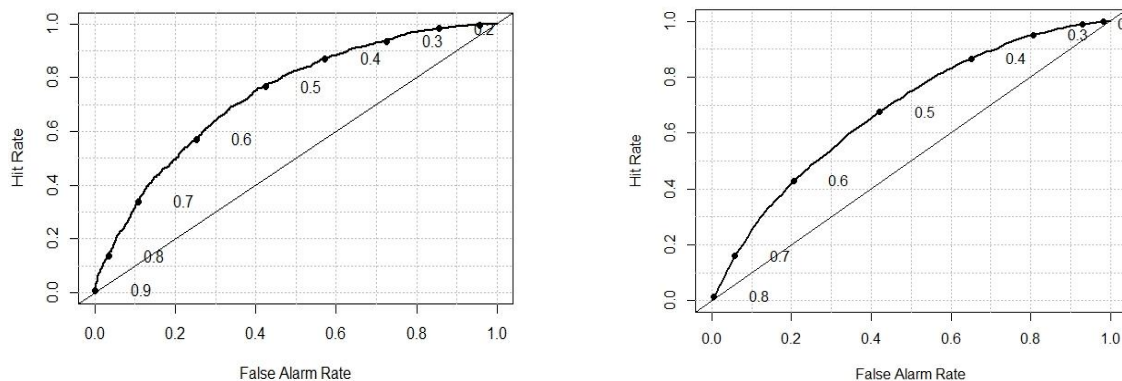
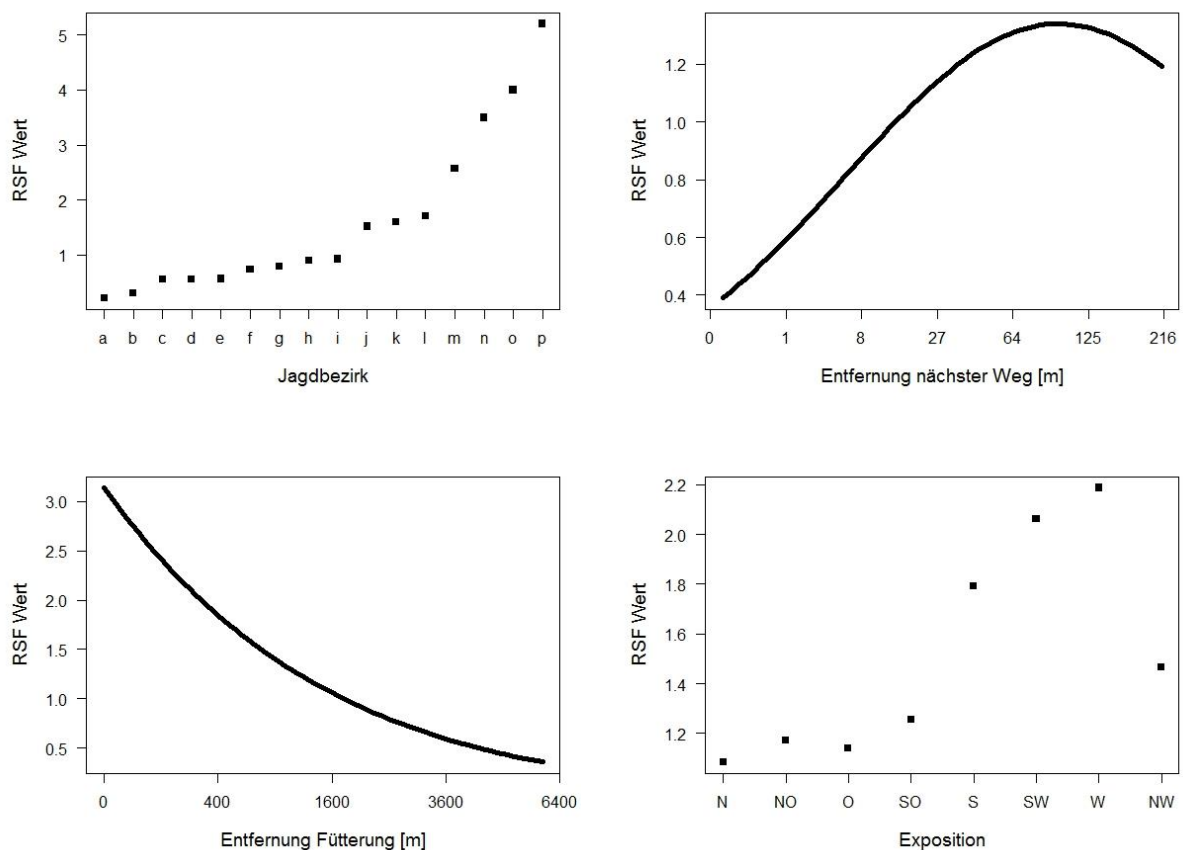


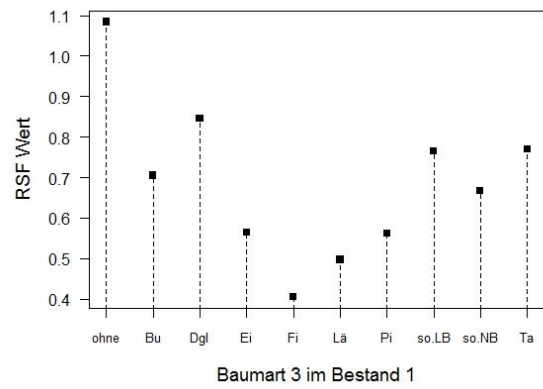
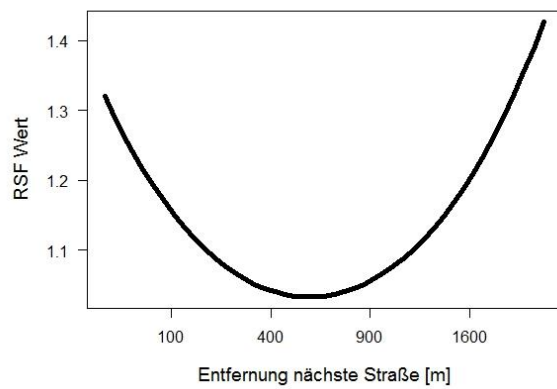
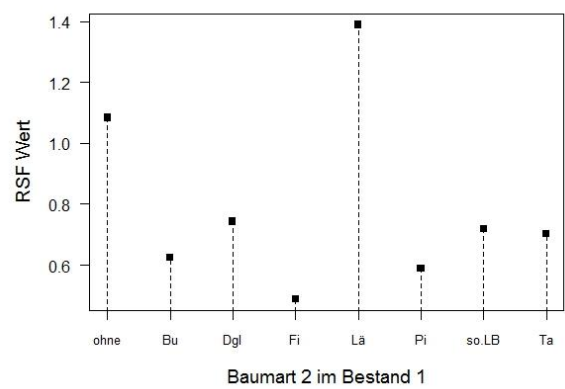
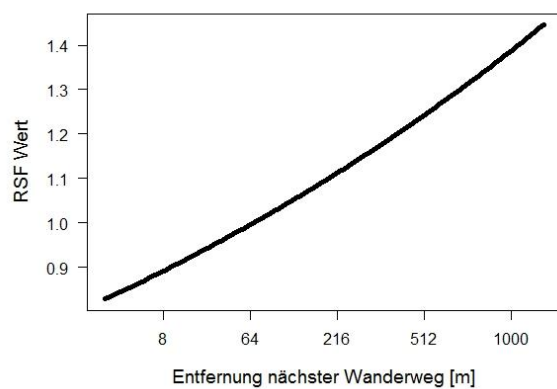
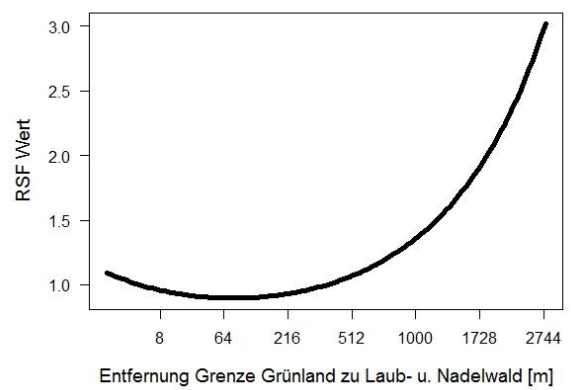
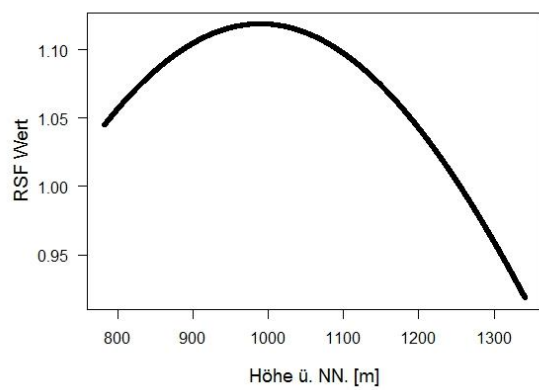
Abbildung 41: ROC Kurve der GLMM-LSSüd16 Vorhersage (links) und ROC Kurve der GLMM-Nord Vorhersage (rechts) auf die jeweiligen ausgesparten Testdaten

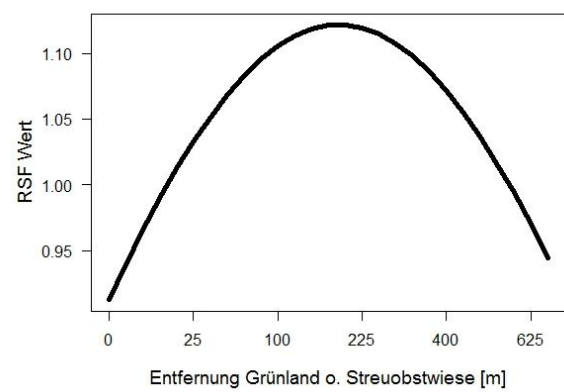
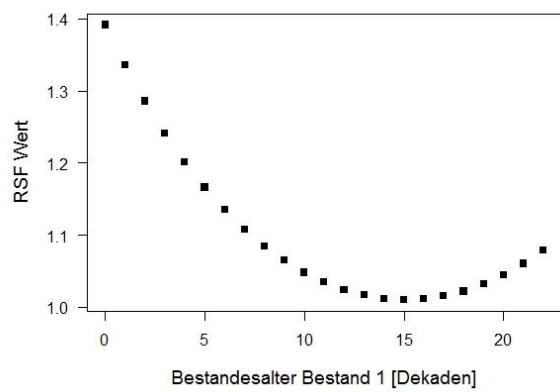
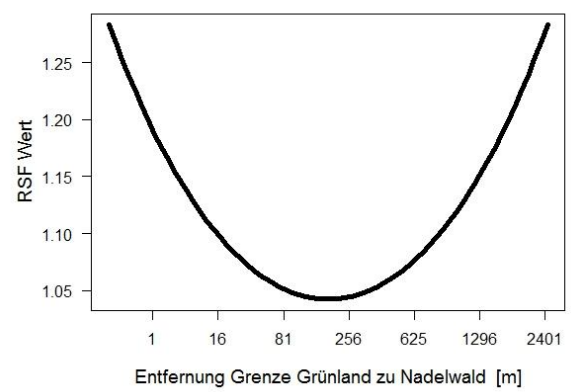
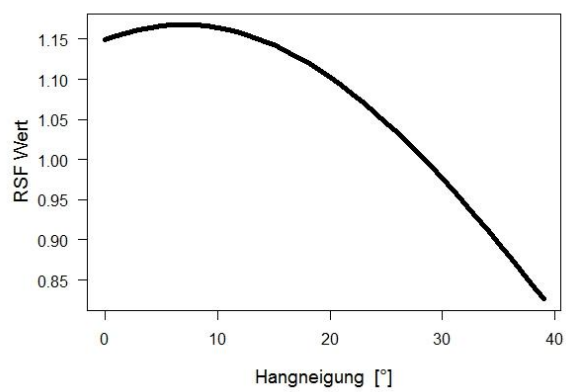
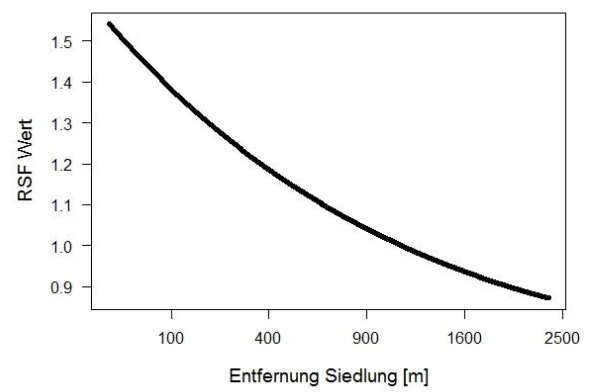
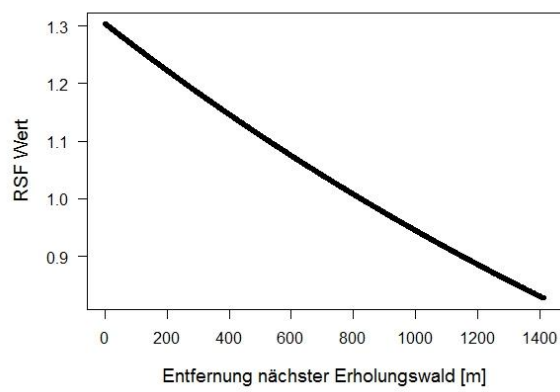
3.2.2.4 RSF-Werte für die Prädiktoren im GLMM für das Gebiet der LSGSüd16

Wenige Jagdbezirke haben sehr hohe RSF-Werte. Mit zunehmender Entfernung vom nächsten Weg steigt der RSF-Wert bis zu einer Entfernung von ca. 125 m. Bei größeren Entfernungen fällt er wieder leicht. Mit zunehmender Entfernung von der Fütterung fällt der RSF-Wert. Süd-, Südwest- und Westexposition haben die höchsten RSF-Werte, Nord-, Nordost- und Ostexposition die niedrigsten. Bis zu einer Höhe von ca. 1000 m ü. NN. steigt der RSF-Wert, bei weiter steigender Höhe fällt er. Im Nahbereich der Grenzlinie von Grünland zu Laub- und Nadelwald fällt der RSF-Wert mit zunehmender Entfernung bis zur Entfernung von ca. 70 m. Bei größerer Entfernung steigt er mit zunehmender Entfernung. Zunehmende Entfernung vom nächsten Wanderweg bewirkt höhere RSF-Werte. Die Baumart Lärche als zweitwichtigste Baumart in Bestand 1 hat den größten RSF-Wert, Fichte den kleinsten. Bei zunehmender Entfernung zur nächsten Straße bis ca. 600 m fällt der RSF-Wert, bei weiter steigender Entfernung steigt er. Bestände ohne Baumart 3 haben den höchsten RSF-Wert, solche mit Fichte als dritte Baumart den niedrigsten. Mit zunehmender Entfernung vom nächsten Erholungswald fällt der RSF-Wert. Ebenso fällt er bei zunehmender Entfernung zur nächsten Siedlung. Mit zunehmender Hangneigung steigt der RSF-Wert bis zu einer Neigung von ca. 10°, mit weiter zunehmender Neigung fällt er. Bei sehr geringer Entfernung zur nächsten Grenzlinie von Grünland zu Nadelwald ist der RSF-Wert hoch und fällt bei zunehmender Entfernung bis zur Entfernung von ca. 200 m. Bei weiter steigender Entfernung nimmt er wieder zu. Bei zunehmendem Bestandesalter sinkt der RSF-Wert bis zu einem Bestandesalter von 15 Dekaden, bei weiter zunehmendem Alter steigt er leicht. Mit zunehmender Entfernung vom nächsten Grünland oder Streuobstwiese steigt der RSF-Wert bis zu ei-

ner Entfernung von ca. 200 m, bei weiter steigender Entfernung fällt er. Bis ca.150 m Entfernung vom nächsten Tannenbestand sinkt der RSF-Wert mit zunehmender Entfernung. Ab einer Entfernung von ca.150 m steigt der RSF-Wert mit zunehmender Entfernung. Sehr geringe und sehr hohe Wegedichten bei Berechnungsradius 250 m haben die höchsten RSF-Werte. Mit zunehmender Entfernung von der nächsten Linie der Gruppe Bike steigt der RSF-Wert bis zur Entfernung von ca. 600 m, bei größerer Entfernung fällt er. Mit zunehmender Entfernung von jungen Nadelwaldbeständen fällt der RSF-Wert. Bei zunehmender Entfernung von einer Linie der Gruppe Wintersport steigt der RSF-Wert bis zu einer Entfernung von ca. 500 m, bei weiter zunehmender Entfernung sinkt er (Abbildung 42).







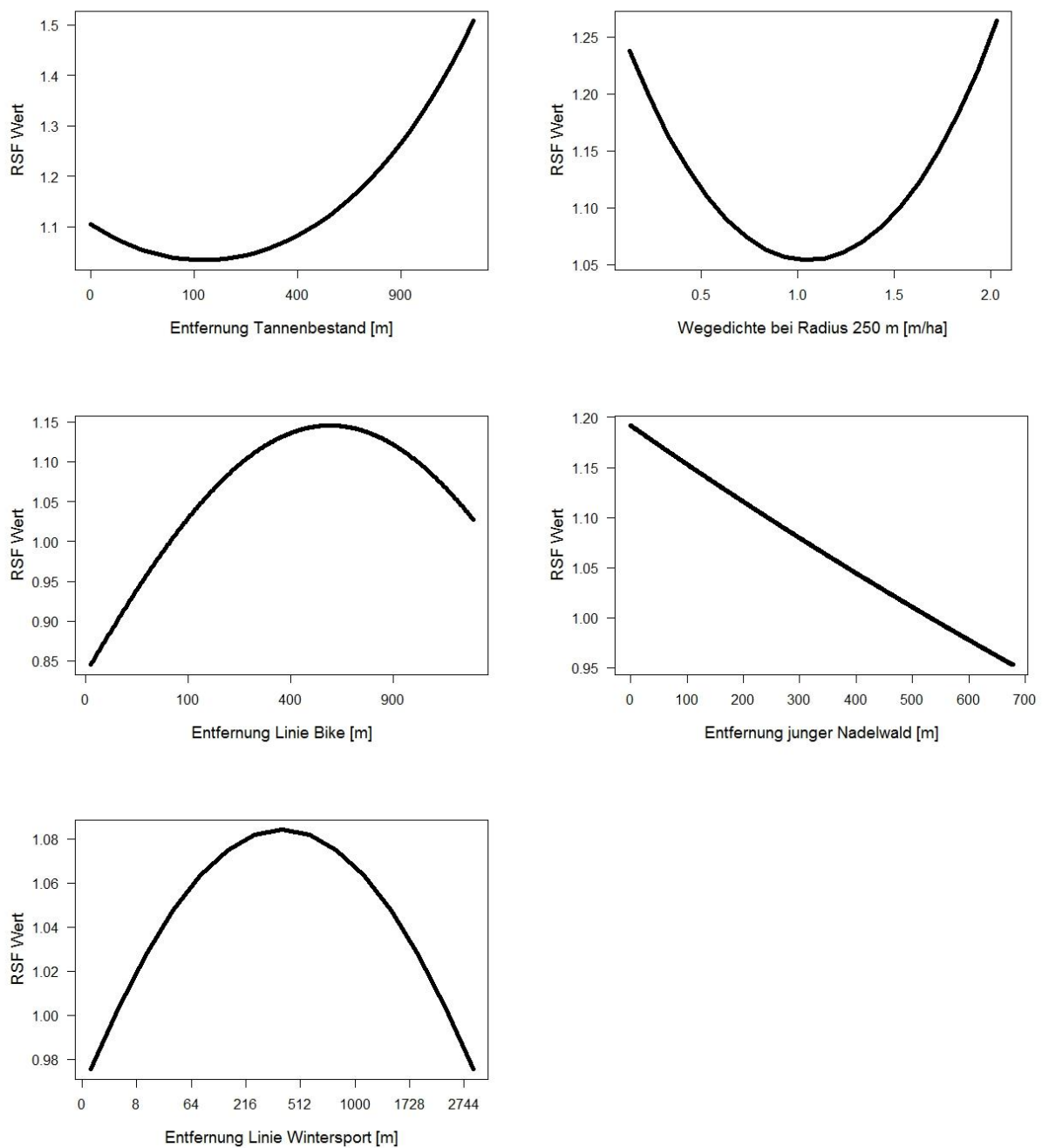


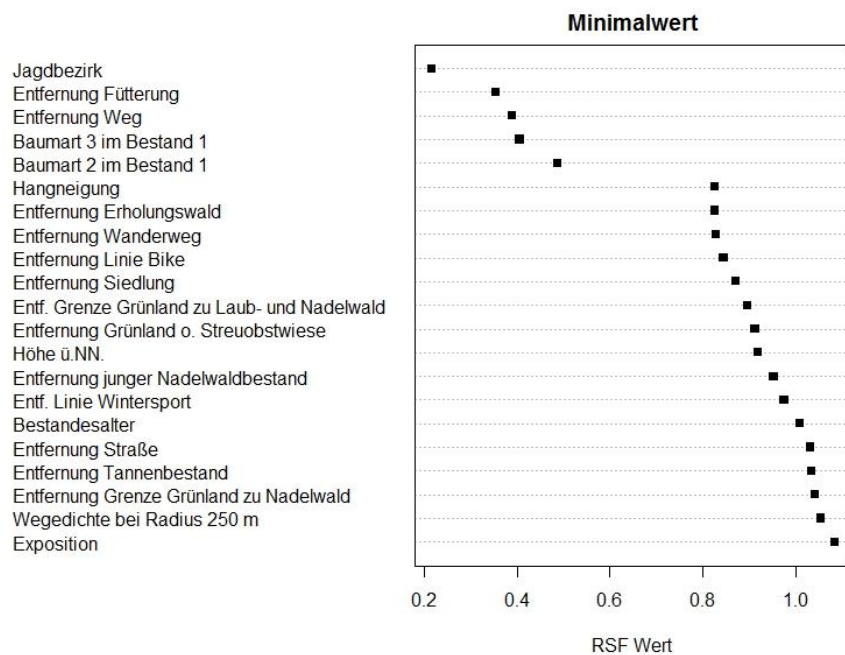
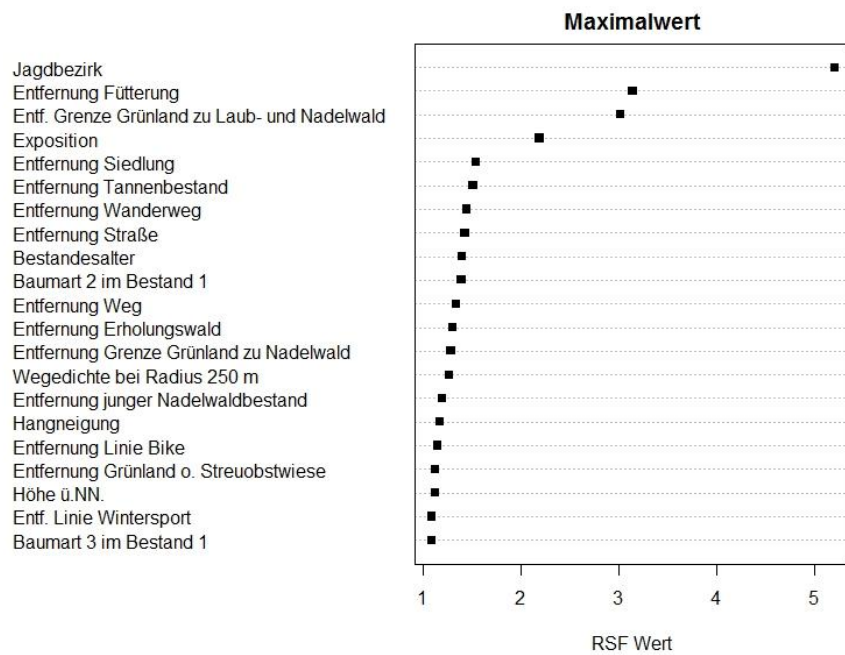
Abbildung 42: RSF-Werte der Prädiktoren im GLMM für das Gebiet LSSüd16; Fixed Effects als kategoriale Faktoren sind auf die Levels Expositon = „Nord“, Baumart 2 = „ohne“, Baumart 3 = „ohne“ gesetzt, sofern nicht einer dieser Faktoren dargestellt ist; Jagdbezirke sind pseudonymisiert

Die Variable „Jagdbezirk“ hat mit großem Abstand den größten RSF-Maximalwert und auch den kleinsten Minimalwert. „Entfernung Fütterung“ liegt bei RSF-Minimal- und -Maximalwert auf dem zweiten Rang. Die Variable „Entfernung Weg“ liegt beim RSF-Minimalwert und beim Quotienten von Maximalwert und Minimalwert auf dem dritten Rang. „Entfernung Grenze

Grünland zu Laub- und Nadelwald“ hat den drittgrößten Maximalwert, „Exposition“ den viertgrößten (Tabelle 8 und Abbildung 43).

Tabelle 8: RSF-Maximal- und -Minimalwerte der Prädiktoren des GLMM für das Gebiet LSSüd16 sowie deren Ratio. ; Fixed Effects als kategoriale Faktoren sind auf die Levels Exposition = „Nord“, Baumart 2 = „ohne“, Baumart 3 = „ohne“ gesetzt, sofern nicht einer dieser Faktoren genannt ist

Prädiktor	Minimum RSF-Wert	Maximum RSF-Wert	$\frac{Max. RSF - Wert}{Min. RSF - Wert}$
Jagdbezirk	0.22	5.20	24,12
Entfernung Weg	0.39	1.346	3,44
Bestandesalter	1.01	1.39	1,38
Entfernung Straße	1.03	1.43	1,38
Entfernung Wanderweg	0.83	1.45	1,75
Entfernung junger Nadelwaldbestand	0.95	1.19	1,25
Entf. Grenze Grünland zu Laub- und Nadelwald	0.90	3.02	3,36
Entf. Linie Wintersport	0.98	1.08	1,11
Entfernung Erholungswald	0.83	1.30	1,58
Exposition	1.08	2.19	2,02
Baumart 2 im Bestand 1	0.49	1.39	2,85
Entfernung Tannenbestand	1.03	1.51	1,46
Entfernung Grünland o. Streuobstwiese	0.91	1.12	1,23
Entfernung Grenze Grünland zu Nadelwald	1.04	1.28	1,23
Hangneigung	0.83	1.17	1,41
Entfernung Fütterung	0.36	3.14	8,84
Entfernung Linie Bike	0.85	1.15	1,36
Entfernung Siedlung	0.87	1.54	1,77
Baumart 3 im Bestand 1	0.41	1.08	2,67
Höhe ü. NN.	0.92	1.12	1,22
Wegedichte bei Radius 250 m	1.05	1.26	1,20



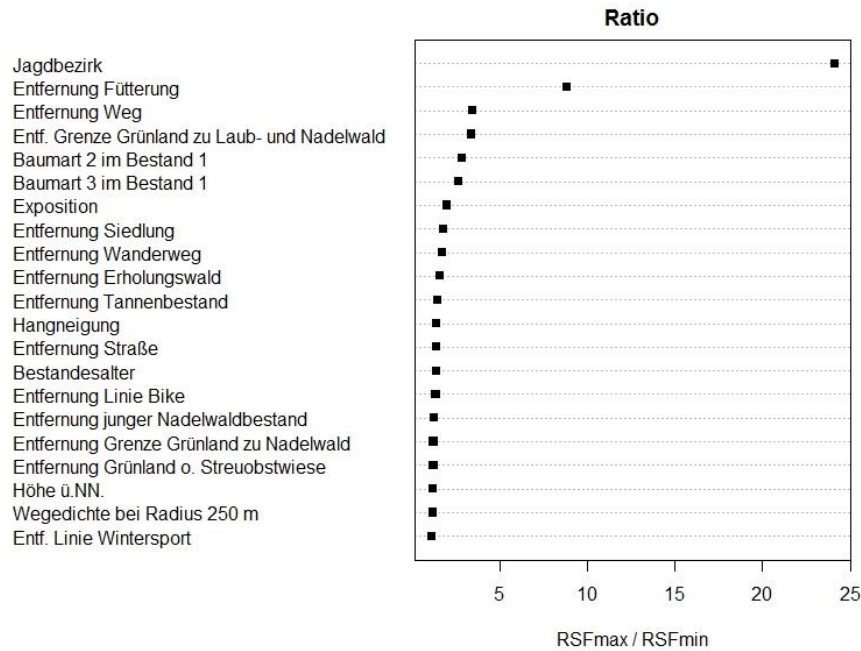
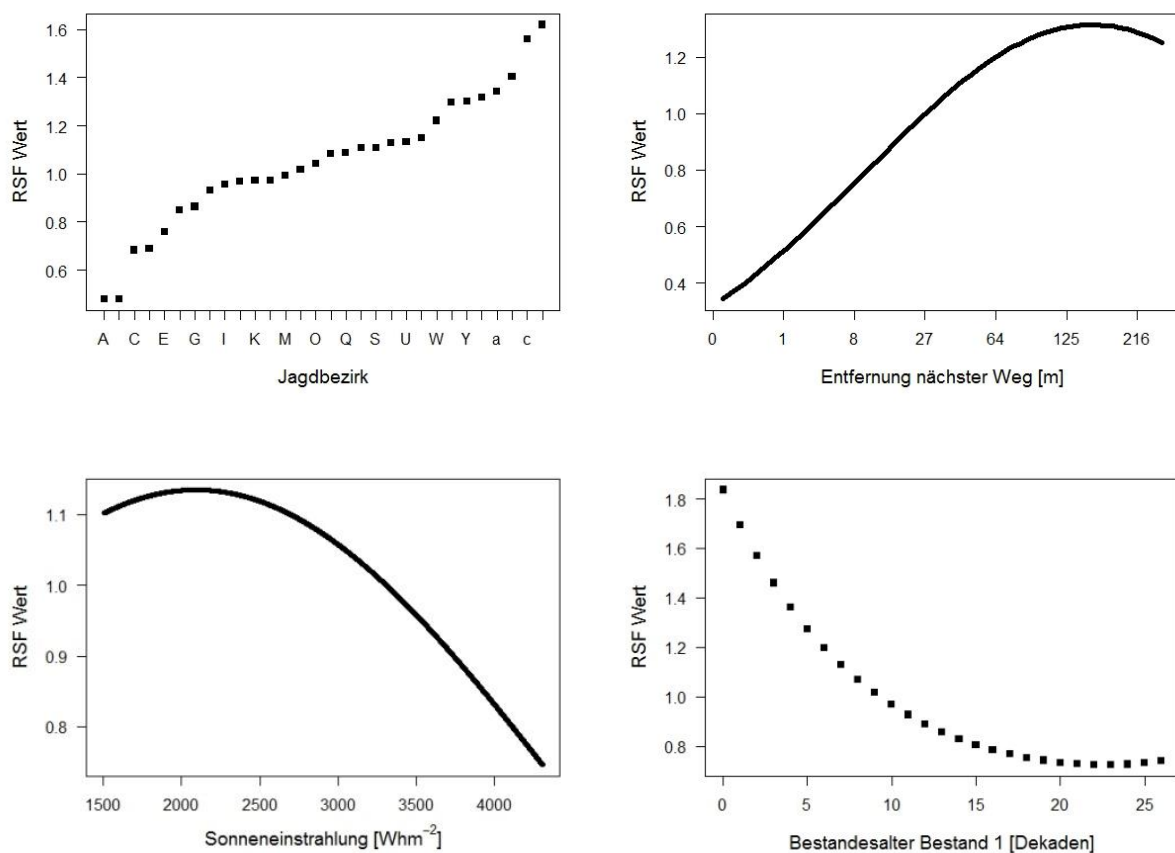


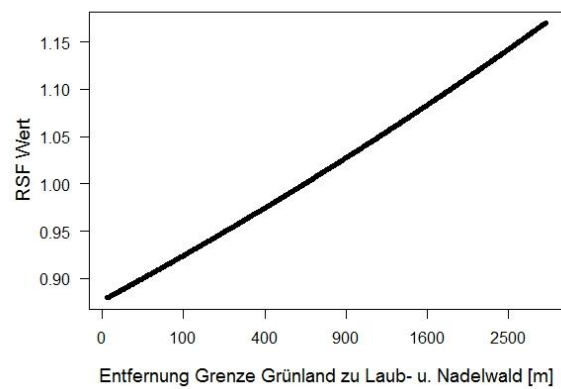
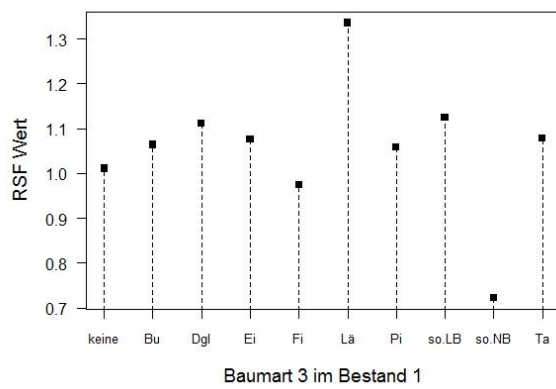
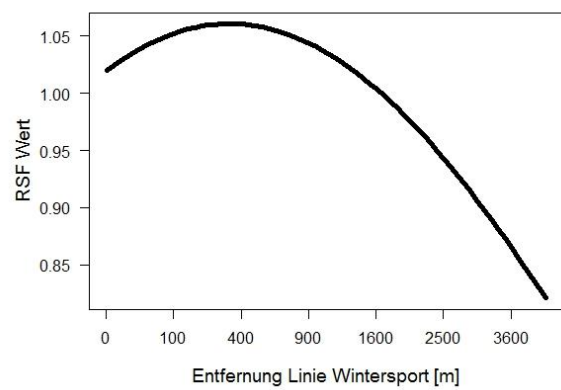
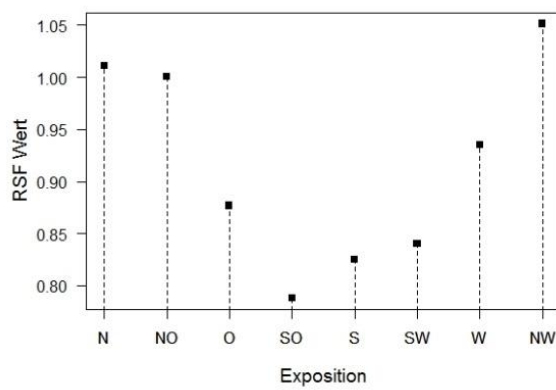
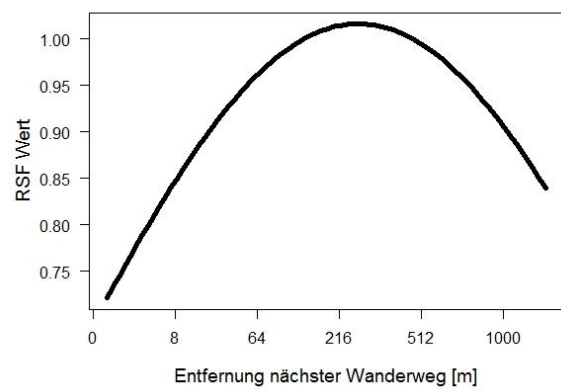
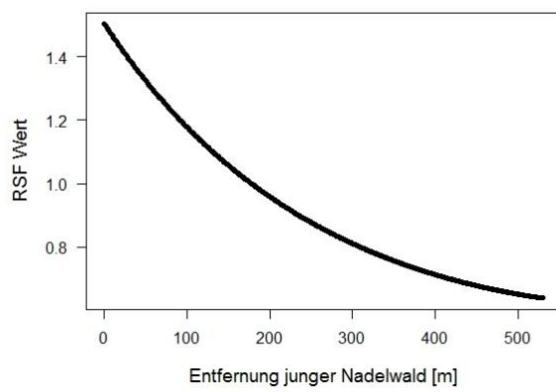
Abbildung 43: RSF Maximal- (oben) und Minimalwerte (Mitte) sowie deren Ratio (unten) der Prädiktoren im GLMM für das Gebiet der LSSüd16

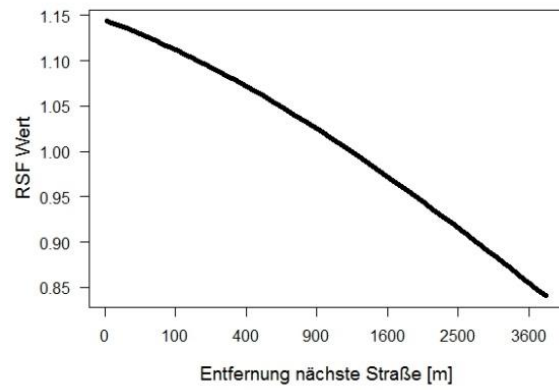
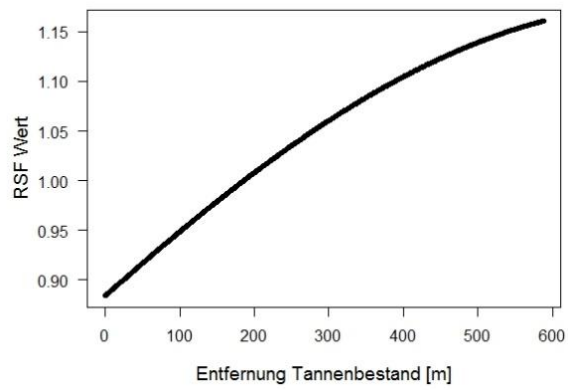
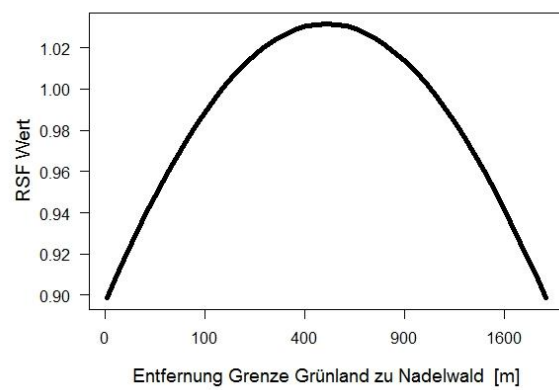
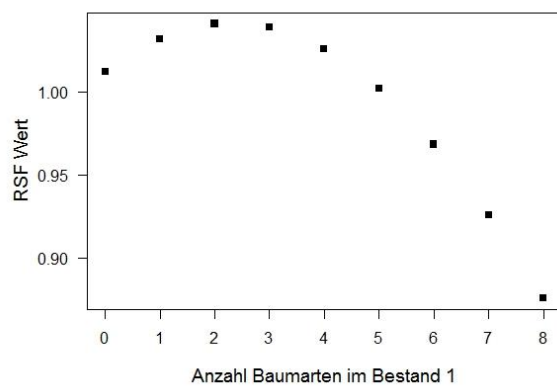
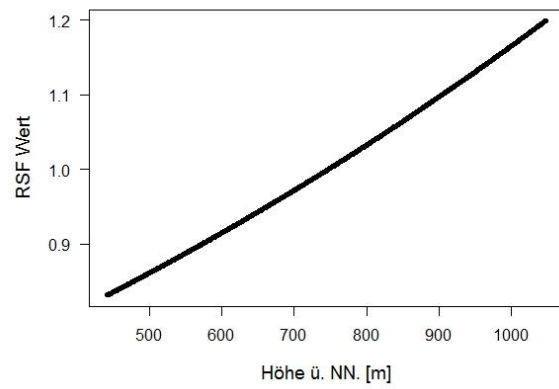
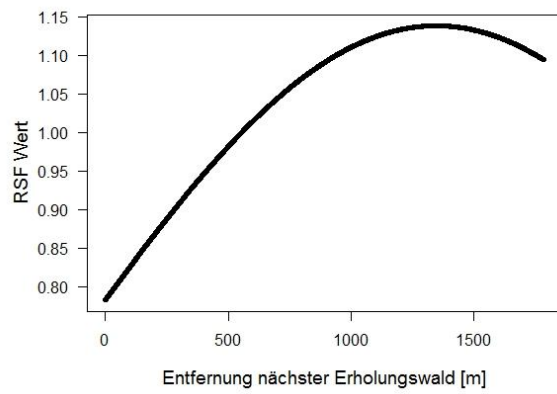
3.2.2.5 RSF-Werte für die Prädiktoren im GLMM für die Losungssammelgebiete im RWGN

Der höchste RSF-Wert eines Jagdbezirks ist mehr als dreimal so groß wie der niedrigste RSF-Wert eines Jagdbezirks. Bei zunehmender Entfernung zum nächsten Weg steigt der RSF-Wert, bei Entfernungen über 125 m fällt er jedoch wieder leicht ab. Mit steigender täglicher Sonneneinstrahlung steigt die PG-Wahrscheinlichkeit bis zu einem Wert von ca. 2.200 Whm²; bei größeren Werten sinkt sie. Jüngere Waldbestände haben einen höheren RSF-Wert als ältere, bei einem Bestandesalter über ca. 220 Jahre steigt der RSF-Wert jedoch wieder leicht an. Kleinere Entfernungen zum nächsten jungen Nadelwaldbestand sind verbunden mit größeren RSF-Werten. Bei steigender Entfernung zum nächsten Wanderweg steigt die relative PG-Wahrscheinlichkeit bis zu einer Entfernung von ca. 300 m. Bei darüber hinaus steigender Entfernung sinkt sie. Nord-, Nordwest- und Nordostexposition haben die höchsten RSF-Werte, Süd-, Südost- und Südwestexposition die niedrigsten. Bis zu einer Entfernung von ca. 400 m zur nächsten Linie der Gruppe Wintersport steigt der RSF-Wert. Bei weiter zunehmender Entfernung sinkt er. Die Baumart Lärche als dritte Baumart im Bestand 1 hat den höchsten RSF-Wert, sonstige Nadelbäume den niedrigsten. Mit zunehmender Entfernung von der Grenzlinie Grünland zu Laub- und Nadelwald steigt der RSF-Wert. Der RSF-Wert steigt mit zunehmender Entfernung vom nächsten Erholungswald bis zu einer Entfernung von ca. 1300 m. Bei weiter steigenden Entfernungen sinkt er wieder. Mit zuneh-

mender Höhe ü. NN. steigt der RSF-Wert. Bei zwei und drei Baumarten im Bestand 1 ist der RSF-Wert am höchsten. Sinkt oder steigt die Baumartenzahl demgegenüber, so fällt der RSF-Wert. Der RSF-Wert steigt mit zunehmender Entfernung von der Grenzlinie von Grünland zu Nadelwald bis zu einer Entfernung von ca. 600 m, bei weiter zunehmender Entfernung fällt er. Mit zunehmender Entfernung vom nächsten Tannenbestand steigt der RSF-Wert. Mit zunehmender Entfernung zur nächsten Straße fällt er. Mit zunehmender Entfernung des nächsten Grünlands oder der nächsten Streuobstwiese fällt der RSF-Wert bis zu einer Entfernung von ca. 600 m, bei weiter zunehmender Entfernung steigt er wieder leicht. Bis zu einer Hangneigung von ca. 35° steigt der RSF-Wert, bei größerer Hangneigung sinkt er wieder (Abbildung 44).







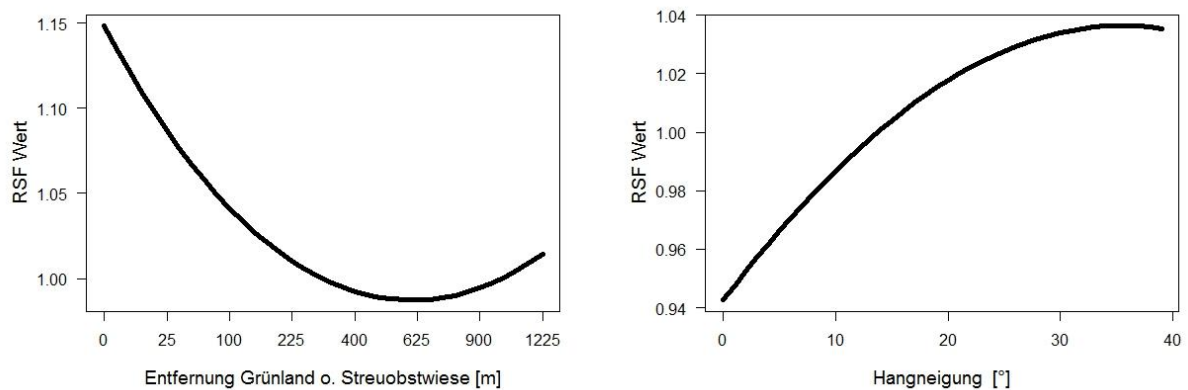


Abbildung 44: RSF-Werte in Abhängigkeit von den Prädiktoren im GLMM für PG-Präsenz für die Lösungssammelgebiete im RWGN; Fixed Effects als kategoriale Faktoren sind auf die Levels Expositon = „Nord“ und Baumart 3 = „ohne“ gesetzt, sofern nicht einer dieser Faktoren dargestellt ist; Jagdbezirke sind pseudonymisiert.

Das größte positive Effektpotential auf die relative PG-Wahrscheinlichkeit hat mit einem RSF-Maximalwert von 1,84 die Variable „Bestandesalter“, gefolgt von „Jagdbezirk“ mit maximal 1,62 und „Entfernung zum nächsten jungen Nadelwald“ mit dem RSF-Maximalwert 1,50. Die Pearson-Korrelation von „Entfernung junger Nadelwald“ und „Bestandesalter“ beträgt 0,24.

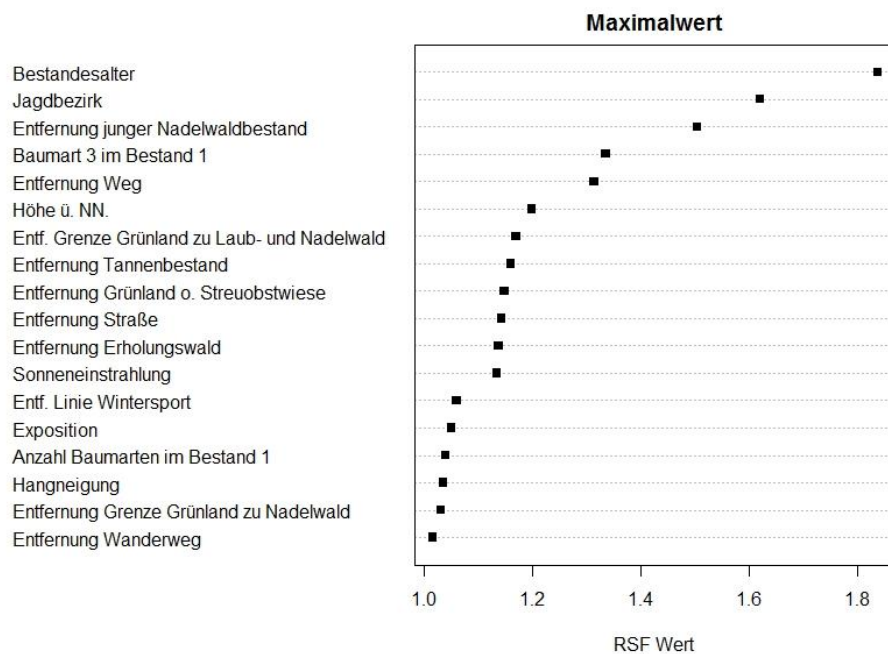
Die Variable mit dem deutlich größten limitierenden Potential ist „Entfernung zum nächsten Weg“ mit einem RSF-Minimalwert von 0,34, gefolgt von „Jagdbezirk“ mit einem RSF-Minimalwert 0,48 und „Entfernung junger Nadelwald“ mit einem Minimalwert von 0,64.

Die größte RSF-Wert-Variabilität hat, mit einer RSF-Ratio von 3,83, die Variable „Entfernung zum nächsten Weg“, gefolgt von Jagdbezirk (3,38), Bestandesalter (2,53) und „Entfernung junger Nadelwald“ (2,36) (Tabelle 9 und Abbildung 45).

Tabelle 9: RSF-Maximal- und Minimalwerte sowie deren Ratio der Prädiktoren des GLMM für die Sammelgebiete im RWGN; Fixed Effects als kategoriale Faktoren sind auf die Levels Expositon = „Nord“ und Baumart 3 = „ohne“ gesetzt, sofern nicht einer dieser Faktoren genannt ist

Prädiktor	Minimal RSF-Wert	Maximal RSF-Wert	$\frac{\text{Max. RSF} - \text{Wert}}{\text{Min. RSF} - \text{Wert}}$
Jagdbezirk	0,48	1,62	3,38
Entfernung Weg	0,34	1,31	3,83
Sonneneinstrahlung	0,75	1,13	1,52
Bestandesalter	0,73	1,84	2,53

Entfernung Straße	0,84	1,14	1,36
Entfernung Wanderweg	0,72	1,02	1,41
Entfernung junger Nadelwaldbestand	0,64	1,50	2,36
Entf. Grenze Grünland zu Laub- und Nadelwald	0,88	1,17	1,33
Entfernung Linie Wintersport	0,82	1,06	1,29
Entfernung Erholungswald	0,78	1,13	1,45
Höhe ü. NN.	0,83	1,20	1,44
Exposition	0,79	1,05	1,33
Baumart 3 im Bestand 1	0,72	1,34	1,85
Entfernung Tannenbestand	0,88	1,16	1,31
Entfernung Grünland o. Streuobstwiese	0,99	1,15	1,16
Anzahl Baumarten im Bestand 1	0,88	1,04	1,19
Entfernung Grenze Grünland zu Nadelwald	0,90	1,03	1,15
Hangneigung	0,94	1,04	1,10



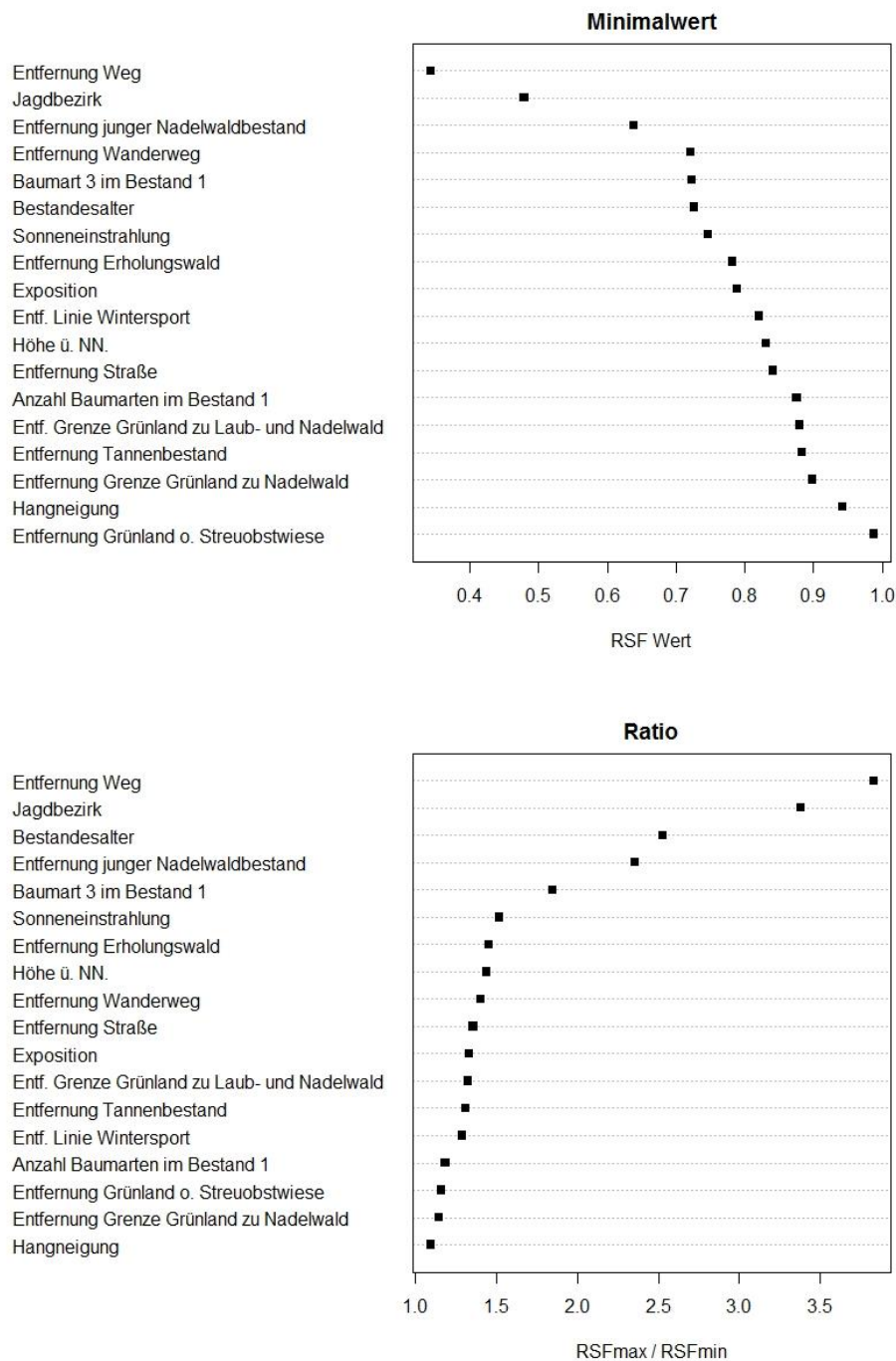


Abbildung 45: RSF-Maximal- (oben) und -Minimalwerte (Mitte) sowie deren Ratio (unten) für die Prädiktoren im GLMM für die Sammelgebiete im RWGN

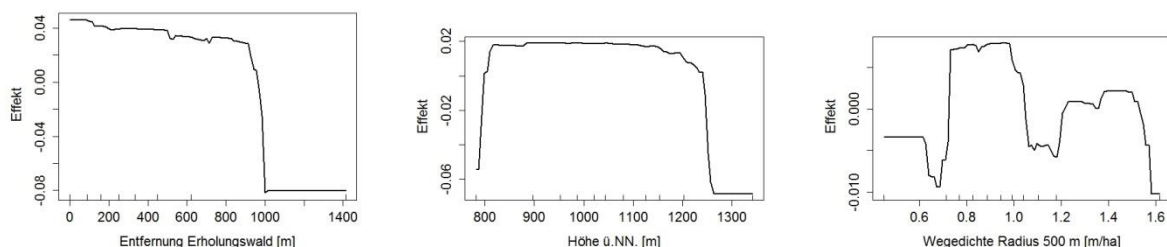
3.2.3 Analyse der PG-Frische

3.2.3.1 Gebiet der LSSüd16

Die Bedeutung der einzelnen Prädiktoren im GBM-LSSüd16 für PG-Frische als abhängige Variable ist ausgeglichener als bei den Modellen für PG bzw. VP als Antwortvariable. Den

größten Einfluss auf die PG-Frische im Modell hat „Entfernung Erholungswald“ mit 7,11 %, gefolgt von „Höhe“ (5,94 %), „Wegedichte bei Radius 500 m“ (5,67 %), „Entfernung Fütterung“ (4,94 %), „Entfernung Wanderweg“ (4,92 %), „Entfernung Grenzlinie Grünland zu Laubwald“ (4,88 %), Jagdbezirk (4,66 %), „Entfernung Siedlung“ (4,55 %), „Entfernung Grünland oder Streuobstwiese“ (4,50 %), „Entfernung junger Nadelwald“, (4,31 %) und „Entfernung Grenzlinie Grünland zu Laub- und Nadelwald“ (4,20 %). Es folgen „Entfernung Grünland, Streuobstwiese, Wildwiese oder Wildacker“ (3,75 %), „Exposition“ (3,52 %), „Entfernung Linie der Gruppe Bike“ (3,46 %), „Wegedichte bei Radius 250 m“ (2,98 %), „Entfernung Grenze Grünland zu Nadelwald“ (2,76 %), „Entfernung Straße“ (2,68 %), „Entfernung Tannenbestand“ (2,54 %) und „Entfernung Linie der Gruppe Wintersport“ (2,46 %). Der Effekt aller weiteren Prädiktoren liegt unterhalb des Einflusses, den Zufallszahlen erreichen.

Bei größerer Entfernung zu Erholungswald sind PG frischer. Bei Höhen über ca. 1100 m nimmt das Alter der PG ab. Der Effekt von Wegedichte bei Berechnungsradius 500 m ist sehr variabel. Mit größerer Entfernung zur Fütterung nimmt das PG-Alter zu. Bei größerer Entfernung zu einem Wanderweg sind PG frischer. Das PG-Alter steigt mit zunehmender Entfernung von der Grenzlinie Grünland zu Laubwald bis zur Entfernung von ca. 1000 m, bei weiter zunehmender Entfernung fällt es. Die Jagdbezirke unterscheiden sich in ihrem Effekt auf die Frische. Mit zunehmender Entfernung von Siedlungen steigt das PG-Alter bis zur Entfernung von ca. 800 m. Bei Entfernungen über ca. 1200 m fällt es. Bei zunehmender Entfernung zu Grünland oder Streuobstwiese nimmt das PG-Alter ab. Werden jedoch Wildwiesen und Wildacker zur vorgenannten Gruppe hinzugefügt, nimmt bei zunehmender Entfernung bis ca. 100 m das PGn-Alter zu. Mit zunehmender Entfernung von jungem Nadelwald fällt das PGn-Alter. Bis zur Entfernung von ca. 300 m von der Grenzlinie Grünland zu Laub- und Nadelwald sind PGn frischer als weiter entfernte (Abbildung 46). Interaktionen zweier Prädiktoren haben keinen großen Effekt im GBM.



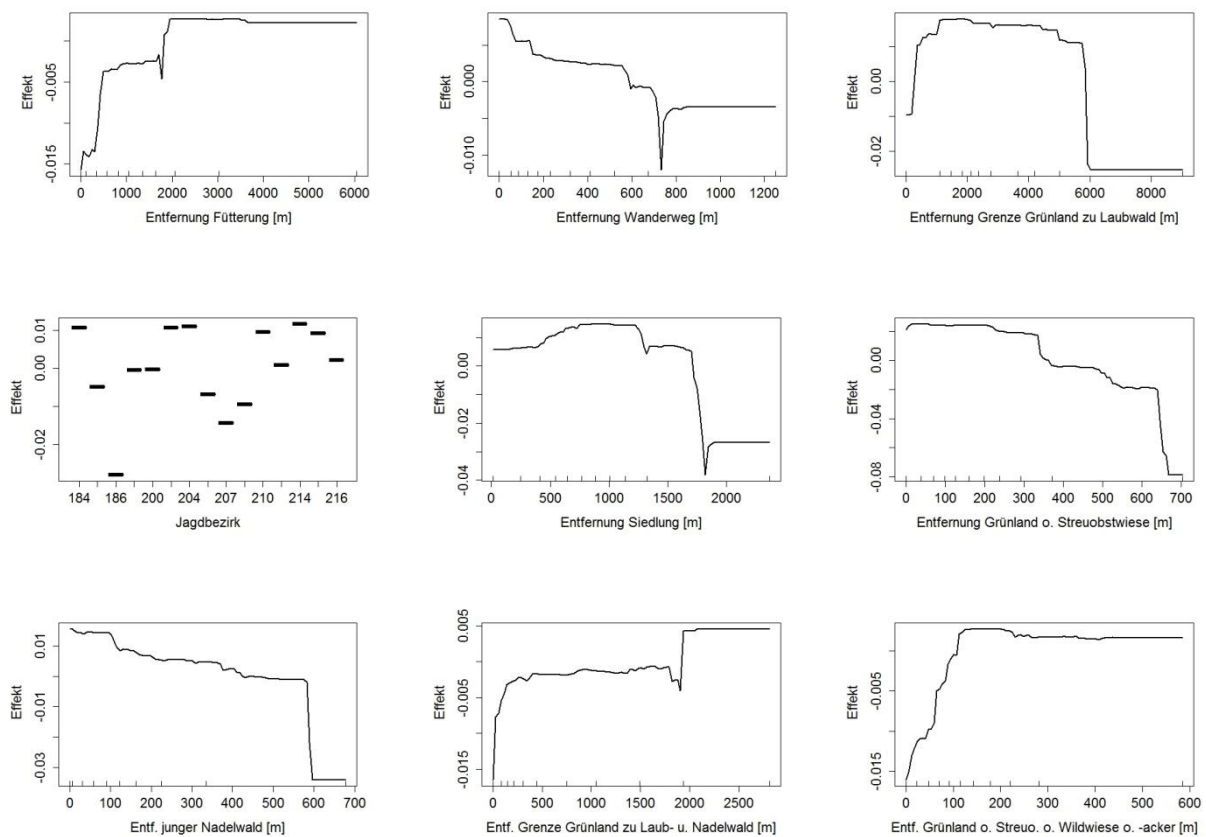
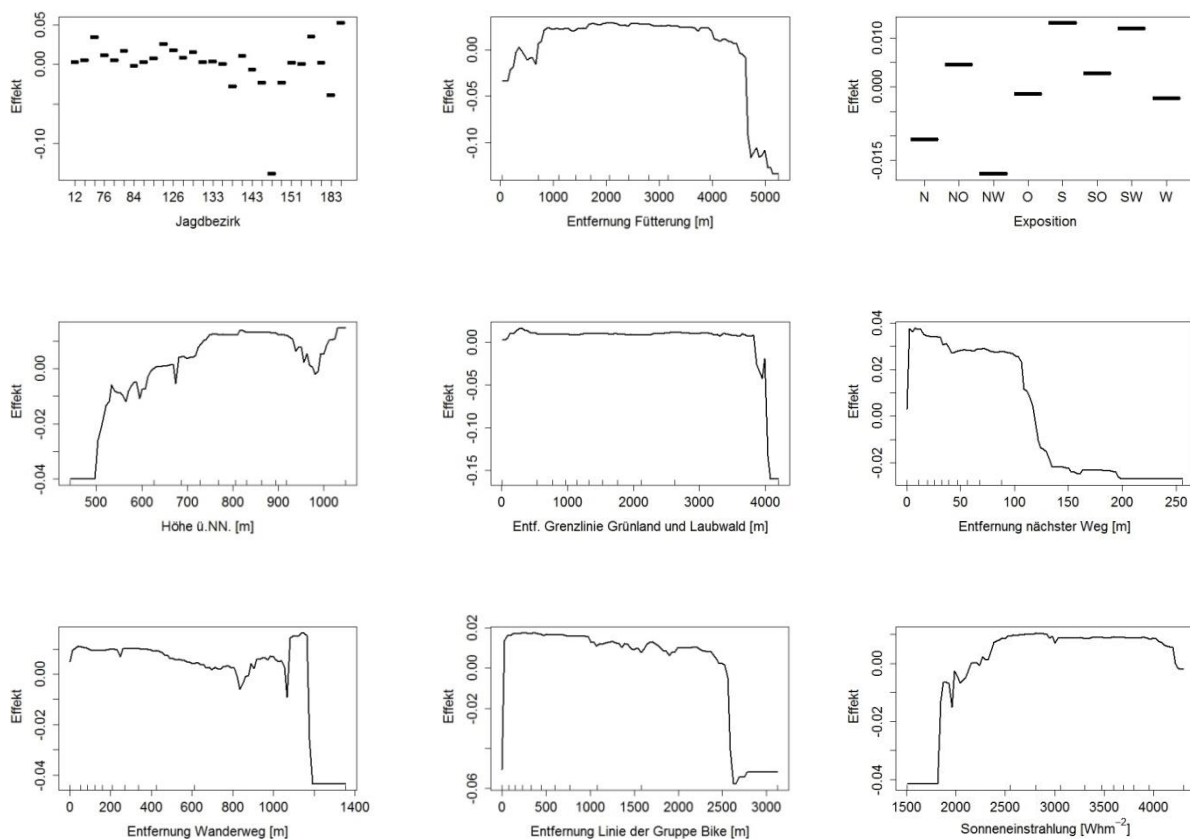


Abbildung 46: Die 12 einflussreichsten Teileffekte auf die Frische der PG im GBM für das Gebiet der LSSüd16; positiverer Effekt $\triangleq$ ältere PG; kontinuierliche Prädiktoren mit Markierung der Zehntel des Datenumfangs

3.2.3.2 Gebiete der LSNord14 und LSNord16

Die größte Abhängigkeit der „PG-Frische“ von einem einzelnen Prädiktor im GBM für die Losungssammelgebiete im RWGN besteht bei „Jagdbezirk“ mit 8,49 %. Danach folgen „Entfernung der nächsten Fütterung“ (8,42 %), „Exposition“ (5,49 %), „Höhe“ (4,93 %), „Entfernung der Grenze Grünland zu Laubwald“ (4,44 %), „Entfernung nächster Weg“ (4,18 %), „Entfernung Wanderweg“ (3,85 %), „Entfernung Linie der Gruppe Bike“ (3,84 %), „Sonneneinstrahlung“ (3,70 %), „Entfernung Linie der Gruppe Wintersport“ (3,69 %), „Entfernung Siedlung“ (3,52 %), „Entfernung Erholungswald“ (3,74 %), „Entfernung der Grenzlinie von Grünland und Nadelwald“ (3,44 %), „Entfernung Grünland oder Streuobstwiese oder Wildwiese oder Wildacker“ (3,29 %), „Entfernung Straße“ (2,89 %), „Wegedichte bei Radius 100 m“ (2,88 %), „Entfernung Grünland oder Streuobstwiese“ (2,84 %), „Entfernung Grenze Laub- und Nadelwald“ (2,76 %) und „Baumart 3 im Bestand 1“ (2,66 %). Die weiteren angenommenen Prädiktoren haben weniger Einfluss als Zufallszahlen mit 2,49 %.

Die Kurven der Teileffekte im GBM für die Losungssammelgebiete im RWGN zeigen teilweise Extremwerte am Rand der Prädiktoren-Wertebereiche bei niedriger Datendichte. Ein Jagdbezirk beherbergt relativ frische PG. Entfernungen unter ca. 1000 m von der Fütterung sind mit frischeren PG verbunden. Flächen mit Nord- und Nordwestexposition haben die frischesten, solche mit Süd- und Südwestexposition die ältesten PG. Höhen ü. NN. unter 750 m haben frischere PG als zwischen 750 m und 900 m. Mit zunehmender Entfernung vom Weg steigt die Frische der PG. Auch bei „Entfernung Wanderweg“ und „Entfernung Linie Wintersport“ bedeutet größere Entfernung frischere PG. Tägliche Sonneneinstrahlung unter 2500 Whm⁻² ist verbunden mit frischeren PG. Bei kleinerer Entfernung zu Wintersporteinrichtungen sind PG frischer. Bei zunehmender Entfernung zu Siedlungen steigt das PG-Alter. Dies gilt jedoch nicht für Entfernung bis 500 m zur nächsten Siedlung, hier sind PG überwiegend alt. Größere „Entfernung vom Wanderweg“ und größere „Entfernung zum Erholungswald“ werden von frischeren PG beantwortet (Abbildung 47).



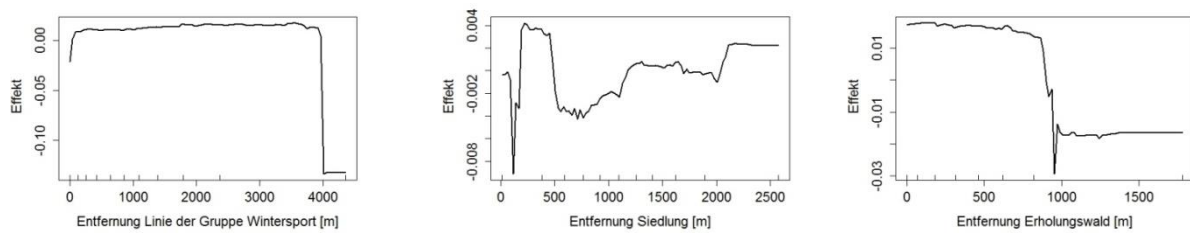


Abbildung 47 : Effekte der 12 einflussreichsten Prädiktoren im GBM mit Antwortvariable „PG-Frische“ für die Gebiete LSNord14 und LSNord16; positiverer Effekt $\triangleq$ ältere PG ; kontinuierliche Prädiktoren mit Markierung der Zehntel des Datenumfangs

4 Diskussion

4.1 Ökologische Betrachtung von Effekten der Prädiktoren auf die PG-Präsenz

Habitatbewertungen beruhen auf der Annahme, dass Präferenzen einer Art aus Mustern des Verhaltens in natürlichen Habitaten abgeleitet werden können (Garshels, 2000). Die Identifizierung der wichtigsten Umweltfaktoren, die die Nische einer Art bestimmen, ist einer der wesentlichsten Schritte der Beschreibung der Raumnutzung einer Art (Hirzel und Lay, 2008). Besonders die Quantifizierung der Effekte von Faktoren der Raumselektion kann einen wichtigen Beitrag dazu leisten, raumbezogene Entscheidungsprozesse des Rothirsches (*Cervus elaphus*) zu verstehen (Hilden, 1965).

Die Raumselektion ist ein hierarchischer Prozess, der eine Serie angeborener Verhaltensmuster und erlernter Entscheidungsstrategien auf unterschiedlichen räumlichen Skalen einschließt. Hierbei kann sowohl Erfahrung als auch vererbte Tradition einfließen (Hutto, 1985; Krausmann, 1999). Reproduktionserfolg und Überleben sind die der Raumselektion zugrunde liegenden Ziele (Hilden, 1965). Hilden (1965) unterscheidet zwischen einer naheliegenden Ebene der Selektion - z.B. Selektion aus umgebenden Vegetationstypen - und einer ultimativen Ebene – z.B. die Meidung von Prädatoren oder Selektion geeigneter klimatischer Bedingungen. Nahrung, Schutz und Meidung von Prädatoren sind wesentliche Kriterien der Selektion zur Optimierung der Überlebenschancen (Litvaitis et al., 1994). Jedoch können aufgrund innerartlicher Konkurrenz auch suboptimale Habitate selektiert werden (Rosenzweig, 1981).

Die hier gefundenen Ergebnisse basieren auf PG-Nachweisen, die als Indizien der unter den gegebenen Bedingungen realisierten Nische der Raumnutzung dienen (Hutchinson, 1957). Dabei ergeben sich bezüglich der Effekte von Faktoren der Raumnutzung für das Gebiet der LSSüd16 bzw. für die Gebiete im RWGN zum Teil unterschiedliche Resultate.

4.1.1 Jagdbezirk und Jagdbezirksart

In beiden Regionen hat jedoch, sowohl im GBM als auch bei Anwendung der RSF auf die Achsenabschnitte des GLMM, die Zugehörigkeit einer Fläche zu einem bestimmten Jagdbezirk einen sehr starken Effekt auf die PG-Präsenz. Im GBM ist „Jagdbezirk“ jeweils der Prädiktor mit dem größten relativen Einfluss auf die PG-Präsenz. Bei der Ratio von RFS-Minimal- und RSF-Maximalwert hat der Prädiktor „Jagdbezirk“ für das Gebiet der LLSüd16 den höchsten, für die Gebiete im RWGN den zweitgrößten Wert. Dies zeigt sehr große Variabilität der PG-Präsenz in Abhängigkeit vom Jagdbezirk.

Dadurch wird nahegelegt, dass Bestandesminderung durch Jagd bzw. Bestandesförderung und räumliche Konzentration der Population durch Winterfütterung einen sehr starken Einfluss auf die Größe der Rotwildpopulation eines Jagdbezirkes hat. Für das Gebiet der LSSüd16 ergibt sich gegenüber den Gebieten im RWGN beim Prädiktor „Jagdbezirk“ eine deutlich größere Ratio von RSF-Minimal- und RSF-Maximalwert. Im Rahmen der Rotwildkonzeption Südschwarzwald wurde im RWGS eine Winterfütterungspraxis umgesetzt. Es gibt vier Fütterungsbereiche, an denen Jagdruhe und Besucherlenkung bestehen. Darüber hinaus wurden Zieldichten der Rotwildpopulation für Kern-, Übergangs- und Randbereiche definiert (Suchant et al., o.J.). Die große Ratio von RSF-Minimal- und RSF-Maximalwert für das Gebiet der LSSüd16 spiegelt die Verwirklichung der beabsichtigten Populationskonzentration wider. Für das RWGN ist eine Rotwildkonzeption erst in der Planungsphase (FVA, 2016a).

Die Jagdbezirksart hat in den GBMs für beide Regionen keinen Einfluss auf die PG-Präsenz. Auch zeigt sich keine nennenswerte Interaktion mit anderen Prädiktoren, die z. B. auf unterschiedliche Reaktion von Rotwild auf Störungen aufgrund verschiedener Jagdpraxis bei unterschiedlichen Jagdbezirksarten hindeuten könnte.

4.1.2 Fütterung

Der Prädiktor „Entfernung zur Fütterung“ bewirkt im GLMM für das Gebiet der LSSüd16 die zweitgrößte Reduktion der Devianz. Im entsprechenden Modell für die Gebiete im RWGN bewirkt er dagegen keine Verbesserung des Modells. Im RWGN sind wegen seiner niedrigeren und klimatisch milderer Lage Winterfütterungen weniger bedeutsam für die Populationsentwicklung des Rothirsches als im RWGS. Informationen zur Lage von Winterfütterungen

konnten nur für das Gebiet der LSNord14 beschafft werden, doch werden Fütterungen auch für das Gebiet der LSNord16 vermutet (pers. Mitteilung Dr. Fechter).

Die große Reduktion der Devianz im GLMM für das Gebiet der LSSüd16 durch den Prädiktor „Entfernung Fütterung“, der zweitgrößte Rang dieses Prädiktors beim Vergleich von Variablen hinsichtlich der RSF-Ratio und sein relativ hoher Einfluss im GBM für PG-Präsenz für das Gebiet, legen einen sehr großen Effekt der Winterfütterungen auf die Raumnutzung von Rotwild im RWGS nahe.

Winterfütterungen sind seit langer Zeit ein Mittel, um Waldschäden zu reduzieren und Rotwildpopulationen an einem Ort zu halten (Schmidt, 1992; Wotschikowski et al. 2004). Das Verhalten des Rotwildes ist bereits tradierte Überlebensstrategie und eventuell zusätzlich erlernt durch eigene Erfahrungen (Hutto, 1985; Krausmann, 1999). Nahrung ist unverzichtbar, doch Migration in andere Gebiete, z.B. eine den natürlichen Prozessen entsprechende Wanderung in tiefer liegende Lagen (Bocci et al, 2010; Náhlik, et al., 2009), bringt für den Rothirsch erhöhtes Abschussrisiko mit sich (Suchant et al., o.J; Wotschikowski et al., 2004).

Die Entfernung zur Fütterung ist der viertgrößte Effekt auf die PG-Frische im GBM für das Gebiet der LSSüd16 und der zweitgrößte Effekt auf PG-Frische im GBM für die Gebiete im RWGN. In beiden Modellen sind frischere PG näher bei den Fütterungen. Im LSSüd16 besteht dieser Effekt bis zur Entfernung von ca. 2000 m, in den Gebieten im RWGN bis ca. 1000 m. Dies zeigt, dass die entsprechenden Nahbereiche der Fütterungen zum Zeitpunkt der Losungssammlungen vom Rotwild noch genutzt oder noch bis vor kurzem genutzt wurden.

4.1.3 Entfernung Weg

Der Prädiktor „Entfernung zum nächsten Weg“ hat sowohl im GBM für das Gebiet der LSSüd16 als auch im entsprechenden GBM für die Gebiete im RWGN nach „Jagdbezirk“ den zweitgrößten Modelleinfluss auf die PG-Präsenz. In den GLMMs für beide Regionen bewirkt das Hinzufügen des Prädiktors „Entfernung zum nächsten Weg“ die größte Reduktion der Devianz. Im GLMM für die Gebiete im RWGN reduziert der Prädiktor mit großem Abstand mehr Devianz als andere Variablen. Im Gebiet der LSSüd16 trifft dies für die beiden Prädiktoren „Entfernung zum nächsten Weg“ und „Fütterung“ zu. Beim Vergleich der RSF-Ratio hat „Entfernung zum nächsten Weg“ bei den Gebieten im RWGN den ersten Rang, im Gebiet der LSSüd16 liegt der Prädiktor auf dem dritten Rang nach „Jagdbezirk“ und „Entfernung Fütterung“. Im Gebiet RWGN hat „Entfernung zum nächsten Weg“ den kleinsten RSF-Minimalwert, also das Potential zum größten limitierenden Effekt. Im Gebiet der LSSüd16 hat

„Entfernung zum nächsten Weg“ den drittkleinsten RSF-Minimalwert nach „Jagdbezirk“ und „Entfernung Fütterung“.

Diese Platzierungen legen einen sehr großen Einfluss von Wegen auf die Raumselektion des Rothirsches nahe. Die Nähe zu Wegen wird in allen Losungssammelgebieten vom Rothirsch stark gemieden. Die RSF-Berechnung zeigt übereinstimmend für beide Regionen eine positive Wirkung auf die PG-Präsenz durch zunehmende Entfernung von Wegen bis zur Entfernung von ca. 120 m bis ca. 130 m.

Die von Wegen ausgehenden Störungen werden vom Rothirsch als Ereignisse wahrgenommen, die das Potential haben, sein Überleben zu gefährden (vgl. Rettie und Messier, 2000). Wege werden von Menschen, aber auch von Hunden genutzt. Hunde können vom Rotwild als Vertreter des natürlichen Prädators Wolf (*Canis lupus L.*) wahrgenommen werden. Gebiete mit Wolfpräsenz werden vom Rothirsch mit erhöhter Wachsamkeit und reduzierter Zeit der Nahrungsaufnahme genutzt (Wolff und Van Horn, 2003) oder gemieden (Beschta und Ripple, 2016). Hamr (1988) zeigte bei Gämsen (*Rupicapra rupicapra L.*) größere Fluchtreaktion auf Menschen als auf Hunde.

Menschliche Aktivitäten stören je nach ihrer Art unterschiedlich (Naylor et al., 2006). Dies kann so weit reichen, dass sie die Fitness beeinträchtigen und den Reproduktionserfolg reduzieren (Shively et al., 2005). Die Reaktion auf menschliche Aktivität ist dabei abhängig vom Vorhandensein störungsfreier Alternativen und der lokalen Geschichte menschlichen Kontakts (Stankowich, 2008). In bejagten Schalenwildpopulationen war die Reaktion auf menschliche Aktivitäten größer als in nicht bejagten (Ciuti et al., 2012; Stankowich, 2008). Im Schwarzwald besteht eine Jahrhunderte alte Jagdtradition (Reulecke und Raesfeld, 1988). Seit langem bestehen aber auch nicht bedrohliche menschliche Waldaktivitäten, wie die Holznutzung und das Wandern. Die mittels RSF ermittelte Wegdistanz von ca. 120 m bis 130 m für die größte relative Wahrscheinlichkeit von PG stellt für das Rotwild in der Region die bei der gegenwärtigen Habituation realisierte optimale Wegdistanz dar (vgl. Thompson und Henderson, 1998). Die Optimierung erfolgt im Trade-Off zwischen räumlich unbegrenztem Nahrungszugang und energetischen Kosten einer Flucht (Ydenberg und Dill, 1986). Die Ergebnisse zeigen auch, dass ein positiver Effekt von Wegen, beispielsweise durch besseres Nahrungsangebot an Wegen infolge höheren Lichteinfalls, im Winter nicht besteht.

Im Gegensatz zur Entfernung von Wegen resultierte für die berechneten Wegedichten wenig Einfluss auf die Raumnutzung. Grund dafür ist wahrscheinlich die angewandte Berechnungsmethode, bei der nicht der jeweilige Ort der PG oder VP der Mittelpunkt der zugrunde gelegten Kreisfläche ist, sondern Gittermittelpunkte. Die Auflösung des 100 m * 100 m Gitter-Rasters ist zu grob.

4.1.4 Mikroklima

Klimatische Bedingungen zählen zu den wesentlichen Faktoren der Raumselektion von Arten (Guisan und Zimmermann, 2000). Klimatische Bedingungen setzen Grenzen der Raumnutzung des Rothirsches aufgrund seiner physischen Konstitution und steuern den Energiehaushalt (Arnold et al., 2004; Turbill et al., 2011). Sie prägen die Zusammensetzung der Flora und den Zeitpunkt der Verfügbarkeit von Vegetation, die als Nahrung und Schutz benötigt wird. Schnee behindert die Fortbewegungsmöglichkeit sowie den Nahrungszugang und wird gemieden (Luccarini et al., 2006; Parker et al., 1984).

Klimatische Effekte spiegeln sich unmittelbar in den Variablen Höhe, Exposition und Sonneneinstrahlung wider. Klimatische Effekte sind aber auch in den Variablen der Entfernung zu Waldrändern verschiedener Ausprägung und beim Prädiktor Baumarten enthalten. Infolge der unterschiedlichen klimatischen Ansprüche von Baumarten können Standorte von Baumarten bzw. die Laubcharakteristik der Wälder mikroklimatische Gegebenheiten unter Umständen genauer abbilden als z.B. die Variable „Höhe“ (Walentowski et al., 2006). Auch die Variable „Entfernung Linie Wintersport“ – solche Einrichtungen bestehen überwiegend in großer Höhe – sowie die Variable „Entfernung Siedlungen“ – Siedlungen liegen überwiegend im Tal – beinhalten klimatische Einflüsse.

Rothirsche sind in der Lage, durch Reduktion des Herzschlages und damit einhergehender Drosselung des Metabolismus und Senkung der Körpertemperatur Energie einzusparen und sich dadurch winterlich knapper Nahrung anzupassen (Arnold et al., 2004; Turbill et al., 2011). Das Winterende wurde bei Rotwild als die Zeit der geringsten Nahrungsaufnahme identifiziert (Arnold et al., 2015). Die Nutzung exothermer Energie ermöglicht geringeren Bedarf an Nahrung. Der bevorzugte Aufenthalt an sonnenbeschienenen Hängen erscheint daher als eine sinnvolle Strategie (Signer et al., 2011). Dieses Verhalten wird durch die Datenauswertung für das höher gelegene Gebiet der LSSüd16 bestätigt: Hier erreicht der Prädiktor „Exposition“ nach „Entfernung Weg“ und „Entfernung Fütterung“ die drittgrößte Reduktion der Devianz im GLMM. Süd-, Südwest- und Westexposition haben höhere RSF-Werte als andere Expositionen. Das Höhenoptimum liegt bei ca. 1000 m, der Prädiktor „Sonneneinstrahlung“ bringt keine zusätzliche Erklärung der Varianz.

Im Vergleich dazu liegen bei den Gebieten im RWGN die Klima anzeigenden Prädiktoren auf niedrigeren Rängen bezüglich der Devianzreduktion im GLMM. Hierzu kann die niedrigere Lage des RWGN beitragen. Der für Höhe größte RSF-Wert wird, ebenso wie im LSSüd16, bei ca. 1000 m ü. NN. erreicht, also in den höchsten Lagen der beiden Losungssammelgebiete im RWGN. Die Expositionen mit den höchsten RSF-Werten sind hier, im Gegensatz zum Gebiet der LSSüd16, Nordwest, Nord und Nordost. Dies kann am Waldbestand liegen,

da an kühlen Standorten in niedrigeren Lagen waldbaulich Fichte bevorzugt wird und besonders junge Fichtenbestände vermehrt Deckung gegenüber Störungen bieten.

4.1.5 Junger Nadelwaldbestand

Der Prädiktor „Entfernung junger Nadelwaldbestand“ bewirkt in den GLMMs für die Gebiete im RWGN die drittgrößte Reduktion der Devianz, in den GLMMs für das Gebiet LSSüd16 hat er nur geringen Einfluss. Von Staines (1976) wurde dargelegt, dass Rotwild bei kaltem und windigem Wetter geschützte Lagen aufsucht. Dieses Verhalten erfolgt aber nur dann, wenn dadurch energetische Vorteile entstehen, also Schutz und Nahrung nicht zu weit entfernt sind (Mysterud und Østbye, 1999). Cook et al. (1998) zeigten jedoch experimentell, dass erhöhter thermaler Schutz durch dichteren Waldbestand keine Verbesserung der Fitness und des Reproduktionserfolgs für *Cervus elaphus nelsoni* bewirkte. Cook et al. (1998) nennen höhere Sonneneinstrahlung in lichterem Waldbestand und die hohe Thermoregulationsfähigkeit des Rothirschs als Gründe dafür. Diese Auffassung wird durch die hier ausgewerteten Daten unterstützt. Kurze Entfernung zu deckungsreichen jungen Nadelwaldbeständen ist im niedriger liegenden und somit klimatisch milderem RWGN von größerer Bedeutung für die Präsenz von PG als im höher gelegenen RWGS. Höherer Bedarf an Schutz vor Störung im RWGN als im RWGS ist daher zur Begründung des größeren Einflusses der Variable „Entfernung junger Nadelwaldbestand“ im RWGN naheliegend. Vermehrtes Aufsuchen von Nadelwalddeckung bei Störung wurde experimentell von Kuck et al. (1985) bestätigt. Größere Störeffekte im RWGN wurden bereits durch den Prädiktor „Entfernung Weg“ gezeigt. Aber auch zu große Entfernung von jungem Nadelwald zu den Fütterungen im RWGS kann ein Grund für den geringen Einfluss der „Entfernung junger Nadelwaldbestand“ im RWGS sein.

Der höhere Anteil frischerer Losung mit steigender Entfernung zu jungem Nadelwald im Gebiet der RWGS ist eher ein Indiz für die noch anhaltende Rotwildkonzentration bei Fütterungen als für klimatisch bedingten, zurückgehenden Bedarf an Deckung (vgl. Cook et al., 1998). In den Gebieten des RWGN mit weniger Einfluss der Fütterung ist der Effekt von „Entfernung junger Nadelwald“ auf PG-Frische gering.

Frischere PG bei steigender Entfernung zu jungen Nadelwaldbeständen zeigt aber auch geringere Störungsintensität und geringeren Bedarf an Schutz im Gebiet der LSSüd16. Hier wirkt im Gegensatz zu den Gebieten im RWGN noch kein Konzept zur Störungsreduktion (Suchant et al., o.J.; FVA, 2016a).

4.1.6 Bestandesalter und Plenterwald

Das Bestandesalter hat in den Gebieten im RWGN größere Bedeutung als im Gebiet der LSSüd16. Bei den GLMMs für die Gebiete im RWGN bewirkt es die zweitgrößte Reduktion der Devianz, während nur Rang fünfzehn in den GLMMs für das Gebiet der LSSüd16 erreicht wird. Für beide Regionen zeigt die RSF-Berechnung deutlich größere relative Wahrscheinlichkeit von PG in jüngeren Waldbeständen sowie einen leichten Anstieg bei sehr alten Beständen. Bei Plenterwald zeigte sich in der explorativen Datenanalyse überproportional viele PG bei Beständen der Verjüngungsphase und der Jungwuchsphase.

Jüngere Waldbestände bieten, vor allem bei der in den beiden Rotwildgebieten gegebenen Dominanz von Nadelwald, mehr horizontale Deckung, aber durch ihre oft lückige Struktur auch bessere Sonneneinstrahlung (Cook et al., 1998). Ein lichter Kronendach bedeutet bessere Entwicklung der Krautschicht und Strauchschicht und somit bessere Nahrungsvfügbarkeit. Die geringere Höhe junger Bäume bedeutet zudem bessere Erreichbarkeit von Knospen oder Trieben der Bäume als Nahrung. Ebenso sind sehr alte Bestände oft licht, da bereits Teilbestände geerntet oder abgestorben sind (Scherzinger, 1996).

Der deutlich geringere Effekt von „Bestandesalter“ für das Gebiet der LSSüd16 deutet darauf hin, dass die Winterfütterung in diesem Gebiet bezüglich der Rotwildernährung eine weit dominante Rolle einnimmt, als in den Gebieten im RWGN.

4.1.7 Baumarten, Tannenbestände und Baumartendiversität

Baumart 1 mit dem größten Deckungsgrad hat im Gegensatz zu Baumart 2 bzw. Baumart 3 keinen Einfluss in den GLMMs. Bei Baumart 2 bzw. Baumart 3 sind Lärche, Tanne, Douglasie und sonstige Laubbäume die Arten mit der größten relativen PG-Wahrscheinlichkeit. Dies kann auf deren Bevorzugung als Nahrung des Rothirschs hindeuten. Untergeordnete Baumarten sind häufig als niedrigere Baumschicht vorhanden und daher als Nahrungsquelle erreichbar. Die Entfernung zu Tannenbestand aller Altersklassen trägt dagegen wenig zur Erklärung der PG-Präsenz bei.

Auch die Baumartendiversität eines Bestandes hat kaum Auswirkung auf die PG-Präsenz. Die analysierten einzelnen Bestände sind zu klein, um Nahrungsdiversität innerhalb der Home-range eines Individuums abzubilden. Zudem fehlt der Variable der Aspekt der Erreichbarkeit der Nahrung. Darüber hinaus ist der Anteil von Baumbestandteilen in der Rotwild-Nahrung gering. Im Winter wird grasartige Nahrung bevorzugt (Dumont et al., 2005). Hobbs et al. (1979) ermittelten einen Anteil von 67 % grasartiger und krautiger Pflanzen und 33 % Gehölze in der Winternahrung von *Cervus elaphus canadensis* in den Rocky Mountains.

4.1.8 Waldbesitzart

Die Waldbesitzart kann sich auf die Waldstruktur auswirken und die Verfügbarkeit von Flechten als Rotwildnahrung erhöhen (Johann und Schaich, 2016). Der Prädiktor Waldbesitzform hat jedoch in den GBMs für PG-Präsenz keinen Einfluss. Es ist nur ein Teil der Kleinprivatwaldflächen der Untersuchungsgebiete bei der Modellierung berücksichtigt, da für die übrigen Flächen keine Daten zum Waldbestand vorlagen. Eventuell unterschiedliche Waldbewirtschaftungsziele je nach Waldbesitzform bewirken in den berücksichtigten Beständen keine Unterschiede der winterlichen Raumnutzung des Rothirschs.

Die univariate Datenanalyse zeigt für die Kleinprivatwälder in den Untersuchungsgebieten relativ zu VPn weniger PG als bei den anderen Waldbesitzarten. Der kleinere Quotient von PG und VPn für Kleinprivatwälder kann z.B. durch die topografische Lage der Bestände, geringeren Einfluss der Fütterung oder durch einen geringeren Anteil junger Nadelwälder bedingt sein.

4.1.9 Grünland, Waldränder, Wildwiesen und Wildäcker

Grünland wird weniger genutzt als Wald. Die Entfernung zu der Grenzlinie von Grünland zu gemischtem Laub- und Nadelwald reduziert in den GLMMs für beide Regionen die meiste Devianz unter den Waldrandparametern und zeigt größere PG-Präsenz bei größerer Entfernung vom Waldrand mit Ausnahme eines geringen Anstiegs der PG-Präsenz im Nahbereich der Grenzlinie von ca.100 m bis 0 m beim Gebiet der LSSüd16. Insgesamt haben sowohl die Waldränder als auch die Entfernung zu Grünland, bzw. zu Streuobstwiese, Wildwiese oder Wildacker, nur einen geringen Modelleinfluss.

Die Selektion von Wald als Winterlebensraum für Rotwild wurde auch von Godvik et al. (2009) und Licoppe (2006) genannt. Dabei werden Kernzonen von Nadelwald im Winter von Rotwild bevorzugt (Licoppe, 2006). Geringere Schneehöhen im Wald führen zu einer besseren Energiebilanz, da Fortbewegung und Nahrungsaufnahme erleichtert sind (Parker et al., 1984).

4.1.10 Straßen und Siedlungen

Die für die Entfernung zur Straße im RWGN berechneten RSF-Werte mit höheren Werten bei kleinerer Distanz widersprechen Ergebnissen anderer Studien (Licoppe und De Crombrughe, 2003; Torres et al., 2014;). Ein Grund dafür kann die Methode der Datenerfassung bei der LSNord14 sein. Bei dieser Erhebung wurden viele Nahbereiche von Straßen nicht

beprobt. Daneben wurden bei der vorliegenden Studie alle Geometrien vom Typ Straße, auch solche mit wenig Verkehr, aus FoGIS10 (MLR, 2015), als Straße berücksichtigt.

Daneben kann, wenn vorher die Nähe der Straße gemieden wurde, hier noch nicht abgeweidete Nahrung zum Winterende vom Rotwild genutzt werden und dies ein Grund für die zur Zeit der Datenerhebung höhere PG-Präsenz bei geringerer Entfernung zur Straße sein (Schultz und Baily, 1978).

Für Entfernung zu Siedlungen im Gebiet der LSSüd16 zeigt sich ein ähnliches, zunächst überraschendes Ergebnis mit höheren RSF-Werten bei geringerer Entfernung zu Siedlungen. Auch hier kann spätwinterliche Nutzung vorher gemiedener Bereiche als Grund angenommen werden (Schultz und Baily, 1978). Dies wird durch Ergebnisse des GBM für Frische des Gebiets LSSüd16 unterstützt: Frischere PG wurden näher bei Siedlungen nachgewiesen. Darüber hinaus sind in der Kategorie Siedlungen auch kleine landwirtschaftliche Anwesen in Alleinlage mit vermutlich geringer Störwirkung enthalten. Die Prädiktoren „Entfernung zur Straße“ und „Entfernung zu Siedlungen“ haben in der Gesamtschau nur geringen Effekt auf die PG-Präsenz. Auch Loe et al. (2012) berechneten den Einfluss von Straßen als gering.

4.1.11 Wandern, Wintersport, Fahrradsport und Erholungswald

Freizeitaktivitäten haben Einfluss auf Wildtiere (Ingold, 2005). Wanderwege und Wintersporteinrichtungen haben in den Gebieten des RWGN größere Wirkung auf die PG-Präsenz als im Gebiet der LSSüd16. Fahrradstrecken erklären dagegen nur im Gebiet der LSSüd16 Variabilität der PG-Präsenz in den GLMMs. Die Entfernung zu Wanderwegen bewirkt die viertgrößte Reduktion der Devianz in den GLMMs für die Gebiete im RWGN. Zusammen mit den Ergebnissen für „Entfernung Wege“ und „Entfernung junger Nadelwald“ deutet dies auf relativ hohe Störwirkung durch Wanderer in diesem Gebiet hin. Der maximale RSF-Wert wird bei einer Entfernung von ca. 250 m erreicht, das ist ca. die doppelte Entfernung wie beim Maximalwert bei „Entfernung Weg“. Bei häufiger von Fußgängern genutzten Wegen wird demnach vom Rothirsch größere Distanz gehalten.

Wintersporteinrichtungen führen zu maximalen RSF-Werten bei Entfernungen von ca. 300 m im Gebiet der LSSüd16 bzw. ca. 400 m in den Gebieten im RWGN. Es kann also eine größere Störwirkung durch Wintersportaktivitäten als beim Wandern angenommen werden. Ward und Cupal (1979) zeigten eine Erhöhung der Herzschlagfrequenz besonders bei Entfernungen anthropogener Störungen unterhalb 300 m. Cassirer et al. (1992) fanden die Fluchtdistanz von *Cervus elaphus canadensis* gegenüber Off-Trail-Ski zu 75% unterhalb einer Entfernung von 650 m.

In den Gebieten des RWGN sind PG frischer bei größerer Entfernung zu Wegen, größerer Entfernung zu Wanderwegen, größerer Entfernung zu Radsportlinien und größerer Entfernung zu Erholungswald. Im LSSüd16 sind sie frischer bei größerer Entfernung zu Erholungswald, größerer Entfernung zu Wanderwegen und geringerer Wegedichte. Dies deutet auf eine Änderung der Raumnutzung zum Winterende infolge saisonal bedingter vermehrter Störung durch menschliche Aktivität bzw. Freizeitnutzung hin. Die zwischen den Rotwildgebieten unterschiedlich betroffenen Variablen können durch lokale Gegebenheiten bedingt sein.

4.1.12 Hangneigung

Die Hangneigung hat nur untergeordneten Einfluss auf die Raumnutzung. Sie trägt zur Erklärung der Variabilität der PG-Präsenz auf dem 13. Rang unter den GLMM-Prädiktoren im Gebiet der LSSüd16 und auf dem 17. Rang in den Gebieten im RWGN bei.

In den Gebieten des RWGN werden steilere Hänge als im Gebiet der LSSüd16 bevorzugt. Auch dies deutet auf größere Störeinflüsse im RWGN hin, die vom Rotwild mit dem Rückzug in schwerer zugängliche Hanglagen beantwortet werden.

4.2 Methodenkritik

4.2.1 Proportionalität von Raumnutzung und PG-Anzahl

Grundlage für Schlüsse von der Verteilung von PG auf die Raumnutzung ist die Kenntnis der Proportionalität von PG-Anzahl und Verweildauer an einem Ort. Das Verhältnis dieser beiden Größen kann aus verschiedenen Gründen variieren: geschlechtsspezifische Defäkationsraten, aktivitätsspezifische Defäkationsraten und variierende Zeiten bis zum Verschwinden von Losung.

Männliche *Cervus elaphus canadensis* setzten im Durchschnitt 2,19 PG pro Stunde ab. Bei weiblichen Rothirschen waren es mit durchschnittlich 1,06 PG pro Stunde deutlich ($p = 0,01$) weniger (Gregory et al. 2009). Bei geschlechtsbedingt abweichender Raumnutzung wird dadurch die Nutzung bei weiblichem Rotwild unterschätzt. Bei einer Studie an *Cervus elaphus canadensis* wurde Rotwildlosung beider Geschlechter nur in 16% von einhundertachtzig 400 m² großen Probeflächen gefunden (Gregory et al. 2009). Männliche und weibliche Rothirsche unterscheiden sich in der Raumnutzung (Bonenfant et al. 2004; Gregory et al. 2009; Rivrud et al. 2016). Dabei ist die soziale Segregation jedoch ausgeprägter als die Habitatsegregation. Die Habitatsegregation ist am ausgeprägtesten während der Setzzeit

(Bonenfant et al. 2004), also im Mai und Juni (Rieck, 1955), und erreichte bei der Analyse von Bonenfant et al. (2004) nur für diese Zeit signifikante Werte. Daher kann der aus geschlechtsspezifischer Raumnutzung resultierende Fehler als gering eingeschätzt werden. Geschlechtsanalysen der Losungssammlungen aus dem Jahr 2016 waren nicht verfügbar.

Collins und Urness (1979) stellten im Widerspruch zu den Darstellungen von Gregory et al. (2009) und Forsyth et al. (2007) bei zahmen *Cervus elaphus canadensis* fest, dass die PG-Verteilung nicht proportional zur Raumnutzung ist. PG wurden nicht in allen Habitattypen und bei allen Aktivitäten gleichmäßig abgesetzt. Bei einer Klassifizierung der Aktivität von *Cervus elaphus canadensis* in Fressen, Wiederkäuen, Liegen, Schlafen, Fortbewegen, Stehen, Spielen und Trinken defäkierten die Rothirsche nur während des Fressens und beim Fortbewegen. Die Defäkation während des Fortbewegens betrug 40% der Gesamtdefäkation, demgegenüber machte die Aktivität Fortbewegen nur 3,5 % bis 5,6 % der Gesamtaktivität aus. Folglich werden Attribute von Orten, die überwiegend zum Wiederkäuen, Liegen und Schlafen genutzt werden, bei der vorliegenden Analyse unterschätzt.

Die Ergebnisse von Collins und Urness (1979) stimmt mit den Ergebnissen von Collins (1977) überein. Dieser zeigte, dass *Cervus elaphus canadensis* häufiger defäkierten, wenn Nahrung in vielen Patches verteilt war und daher größere Strecken zwischen einzelnen Nahrungsaufnahmen zurückgelegt werden mussten. Beim Fressen in produktiven und artenreichen Habitatsegmenten bewegten sich *Cervus elaphus canadensis* weniger fort und bevorzugten solche Segmente zum Fressen (Collins und Urness 1979). Folglich unterschätzt eine Raumnutzungsanalyse, die eine nutzungsproportionale Verteilung der PG annimmt, die Bedeutung der produktiven und artenreichen Habitatsegmente.

Disproportionalität von Raumnutzung und PG-Anzahl kann auch infolge Variabilität beim Verschwinden von PG bestehen. Das Verschwinden von PG durch Zersetzung, Überwachsen, Aufgefressen oder Vergraben werden oder durch andere Ursachen, kann in Abhängigkeit vom Klima und der Vegetation variieren (z.B. Hemami und Dolman, 2005). Lehmkuhl et al. (1994) berichten schnelleres Verschwinden von PG von *Cervus elaphus roosevelti* in Tallagen. Hemami und Dolman (2005) zeigten schnelleres Verschwinden von Rehlosung (*Capreolus capreolus*) bei wärmeren Temperaturen. Harestad und Bunnell (1987) fanden schnellere Zersetzung von Columbia-Schwarzwedelhirsch-Losung (*Odocoileus hemionus columbianus*) im Sommer als im Winter und schnellere Zersetzung bei größerer Niederschlagsmenge. In niedrigen Lagen (150-240 m ü. NN.) war die Zersetzung der Losung von *Cervus elaphus roosevelti* signifikant unterschiedlich gegenüber Mittel- (300-450 m ü. NN.) und Oberhang (670-730 m ü. NN.), jedoch zeigte sich kein signifikanter Unterschied zwischen Mittel- und Oberhang selbst (Lehmkuhl et al. 1994).

Die hierzu vorliegenden, widersprüchlichen Ergebnisse einer Vielzahl von Studien (Jung und Kukka, 2016) lassen eine Verallgemeinerung und Übertragung von Resultaten auf die Gebiete im Schwarzwald nicht zu. Es kann jedoch unterstellt werden, dass die Verteilung von PG der Frischeklasse 4, die PG bis kurz vor der völligen Zersetzung einschließt, von klimatischen Einflüssen und Vegetationstyp beeinflusst ist.

Die GBM-Analyse der PG-Frische zeigt frischere PG bei Höhen über 1100 m im Gebiet der LSSüd16. Für die Gebiete im RWGN sind frischere PG unterhalb 750 m sowie zwischen 900 m und 1000 m zu finden. Im Schwarzwald ist größere Höhe ü. NN. mit niedrigeren Temperaturen und höheren Niederschlagsmengen verbunden (Mazarakis, 2012). Die frischeren PG im Gebiet der LSSüd16 bei sehr großer Höhe deuten auf schnelleres Verschwinden der Losung infolge hoher Niederschläge hin. Die frischeren PG bei abnehmender Höhe ü. NN. von 750 m bis 500 m in den Gebieten im RWGN deuten auf schnelleres PG-Verschwinden infolge höherer Temperaturen hin. Vermehrtes Überdecken von alten PG durch Falllaub in der mittel- bis tiefmontanen Höhenstufe kommt hinzu. Dagegen deuten die frischeren PG in den Gebieten des RWGN bei Höhen von 900 m bis 1000 m auf kurz zurückliegende Nutzung vorher wegen Schneelage gemiedener Flächen durch Rotwild hin (Luccarini et al., 2006).

Im RWGN sind PG an Orten mit Nord- oder Nordwestexposition frischer. Im LSSüd16 besteht dieser Effekt bei geringem Modelleinfluss für Exposition Nord. Dies kann durch kurz zurückliegende Nutzung vorher noch verschneiter Flächen verursacht sein. Das gleiche gilt für frischere PG an Orten mit sehr geringer Sonneneinstrahlung in den Gebieten im RWGN. Lehmkuhl et al. (1994) fanden keinen signifikanten Unterschied der Geschwindigkeit der Zersetzung von Rothirschlosung (*Cervus elaphus roosevelti*) bei Nord- oder Südexposition.

Die hier berechneten Modelle sind auf Orte von PG mit dem Vegetationstyp Wald beschränkt. Bei Mitberücksichtigung von Offenland bzw. unbestockten Flächen wäre eine größere Schiefeite durch vom Vegetationstyp bedingte unterschiedliche Zersetzungszeit und Zeit bis zum Verschwinden von PG möglich. Jung und Kukka (2016) fanden nach vier Monaten Verwesungszeit deutliche Unterschiede im Aussehen von Rothirsch-Losung (*Cervus elaphus canadensis*) in offenen bzw. bewaldeten Gebieten.

Die Auswertung der Frische-GBMs legt nahe, dass bei sehr großer Höhe ü. NN und bei sehr niedriger Höhe ü. NN die Einschätzung der tatsächlichen Nutzung gegenüber der PG-Präsenz-Modellvorhersage angehoben werden muss. Hier verschwinden PG schneller. Ergebnisse „Exposition“ und „Sonneneinstrahlung“ sind mit großer Unsicherheit behaftet. Diese Faktoren spiegeln mikroklimatische Variabilität in besonderem Maß wider, die die Zersetzung, Frischeeinstufung und Zeitdauer bis zum Verschwinden der PG beeinflussen kann.

4.2.2 Skala

Insbesondere die Ergebnisse für Prädiktoren, die auf Entfernungen beruhen, unterliegen der Prägung durch den verwendeten Maßstab. Modellierungen, die nur Entfernungen im Nahbereich von Siedlungen, Straßen oder Wintersporteinrichtungen berücksichtigen, können zu abweichenden Bewertungen der Bedeutung von Effekten kommen (Guisan und Thuiller, 2005). Störungen wirken nicht räumlich unbegrenzt und Arten selektieren Ressourcen in unterschiedlichen räumlichen Distanzen (Knegt et al., 2011). Da jedoch immer auch quadratische Terme der Prädiktoren überprüft und, falls einflussreich, in die GLMMs eingeschlossen wurden, sind auch nicht geradlinige Beziehungen berücksichtigt. Besonders bei großen Entfernungen kann jedoch die Antwort auf einen Prädiktor mehr die Lage eines Ortes in der Landschaft beschreiben als das Selektionsverhalten des Rothirsches bezüglich des Prädiktors. Der Ort kann aufgrund anderer Faktoren vom Rotwild selektiert oder gemieden werden. Die Minimal- bzw. Maximalwerte der RSF-Kurven sind im Hinblick auf die Bestimmung der Entfernungsgrenze des Einflusses eines Prädiktors besonders interessant. Weitere Forschung mittels Anwendung mehrfacher Skalen sollte Einflussgrenzen bzw. die vom Rotwild bei der Selektion einbezogenen Distanzen aufzeigen (vgl. Knegt et al., 2011; Guisan und Thuiller, 2005).

4.2.3 Verfügbare Punkte

Der Bereich der zufällig gewählten verfügbaren Punkte darf räumlich weder zu eng noch zu weit definiert sein, um bei der Analyse die Selektion erkennbar zu machen (Garshelis, 2000; Loe et al., 2012). Die Generierung der VP im Puffer der Sammlertracks kann zu einer Unterschätzung der Selektion führen, da die Sammler - und damit die Puffer der Tracks und die darin generierten VP - streckenweise die Selektion der Rothirsche imitieren. Dies ist z.B. dann der Fall, wenn Sammler Wildwechseln folgen oder gezielt Sucherfolg versprechende Orte aufsuchen. Dennoch wurde diese Methode gewählt, da der Fehler bei zufällig im gesamten Untersuchungsgebiet verteilten VP als größer eingeschätzt wird. Hierbei würden z.B., bezogen auf den Flächenanteil im Untersuchungsgebiet, überproportional häufige Nutzung von Wegen oder Meidung sehr steiler, feuchter oder dicht bewachsener Bereiche durch die Sammler zu Fehlern führen. Die trifft in erster Linie für die Gebiete der LSNord16 und LSSüd16 mit freier Streckenwahl zu.

4.2.4 Einfluss der Fütterung

Der positive Effekt der Fütterung auf die PG-Präsenz mit im Nahbereich von Fütterungen hohen Rotwildichten kann in Nähe der Fütterungen zur Nutzung von Orten führen, die auf-

grund anderer Variablen in der Regel gemiedener werden (Pulliam, 2000). Verzerrungen durch diesen Faktor wurden durch die Modellstruktur der GLMMs mit „Jagdbezirk“ als Random Effect reduziert. Hierbei wird die unterschiedliche Anzahl von Beobachtungen in den verschiedenen Jagdbezirken ausgeglichen (Gilles et al., 2006). Dies verbessert die Aussagekraft der Modellergebnisse, (1) da in der Nähe von Fütterungen sehr viele PG gefunden wurden. (2) Darüber hinaus sind in der Nähe von Fütterungen mehrfache PG-Funde, die dem gleichen Individuum zuzuordnen sind, besonders wahrscheinlich.

Allerdings reduzieren GLMMs Effekte auf mathematisch einfach darstellbare Linien, die zwar durch die Generalisierung ein leichteres Verständnis von Zusammenhängen ermöglichen, andererseits aber ökologische Effekte nur ungenau beschreiben (Austin, 1999). Demgegenüber bilden GBMs Variabilität von Effekten detailreicher ab, beinhalten aber keine verschachtelte Struktur.

4.2.5 Fundwahrscheinlichkeit

Eine Bedingung der Analyse der Raumnutzung auf der Basis von PG-Nachweisen ist gleiche Fundwahrscheinlichkeit für PG bei variierenden Ortsattributen (Manly et al., 2002). Das Winterende ist aufgrund wenig entfalteter Vegetation die beste Zeit für Lösungsnachweise. Theuerkauf et al. (2008) stellten keinen Einfluss von unterschiedlichen Waldtypen auf die Fundwahrscheinlichkeit fest. Fehler können durch Beobachterunterschiede und falsche Frischeeinstufung entstehen (Van Etten und Bennet, 1964). Dieser Effekt wurde jedoch durch Schulung, eine große Zahl von Stichproben und zufällige Plot- bzw. Transektzuweisung reduziert.

4.3 Herausforderungen bei der Interpretation

Populationsdichte und soziales Verhalten, wie Ausschluss durch Konkurrenz, können sich auf die Raumselektion von Individuen auswirken (Hobbs und Hanley, 1990), daher kann Selektion nicht mit Präferenz gleichgesetzt werden. Darüber hinaus erklärt ein hoher RSF-Wert nicht in jedem Fall die Bedeutung einer Ressource für die Art. Ist eine für die Art existenzielle Ressource, die nur in einer kleinen Menge benötigt wird, überproportional häufig vorhanden, so wird durch die RSF eine Meidung dieser Ressource nahegelegt, während dieselbe Ressource bei seltenem Vorkommen als selektiert erscheint (Mysterud und Ims, 1998).

Die an einem Ort verbrachte Zeit bzw. die Anzahl dort abgesetzter PG spiegelt nicht unbedingt die Qualität und Bedeutung des Ortes für die Fitness der Art wider. So können schlechtere Habitatbereiche in hoher Dichte von juvenilen Individuen genutzt werden, wenn domi-

nantere Individuen Raum mit besserer Nahrung und Deckung für sich beanspruchen (Alldredge und Griswold, 2006). Die Verteilung der PG zeigt eine Momentaufnahme, die z.B. durch die Winterfütterung und die aktuelle Habituation geprägt ist und nicht die langfristige Habitatqualität darstellt (Thompson und Henderson, 1998; Van Horn, 1983).

Daneben können Orte wegen nicht berücksichtigter Gründe genutzt oder ungenutzt sein.

4.4 Folgerungen für das Rotwildmanagement

Im hierarchischen Prozess der Raumselektion (Hutto, 1985; Krausmann, 1999) wählt der Rothirsch vorrangig ein klimatisch geeignetes Gebiet als Lebensraum (Guisan und Zimmermann, 2000). Ein wesentlicher Faktor ist hierbei geringe Schneelage (Luccarini et al., 2006; Parker et al., 1984).

Auf der darunter liegenden Hierarchieebene wird die Raumselektion in den untersuchten Gebieten von menschlichen Einflüssen dominiert. Die Entfernung zu Wegen steuert in allen Gebieten, im Gebiet der LSSüd16 zusammen mit der Winterfütterung, wesentlich die Raumnutzung des Rothirsches. Der starke Einfluss der Entfernung zu Wegen zeigt, dass der Mensch als Jäger und Gefahr für das Überleben wahrgenommen wird. Diese Prägung wird wesentlich durch die Jagdtradition verursacht (Jeppesen, 1987; Zerenz und Nievergelt, 1996). Die Habituation wird aber auch durch das Fehlen von Prädatoren geformt. Die längerfristig erwartete Zuwanderung von Wölfen (*Canis lupus* L.) kann zur Minderung der Bedeutung des Störeffekts von Menschen beitragen (vgl. Thompson und Henderson, 1998).

Im gegebenen rechtlichen Rahmen bezüglich Rotwildgebiete und Jagd kann die Steuerung der menschlichen Präsenz in den Rotwildgebieten eine Verbesserung der Habitatqualität bewirken. Als Mittel können Jagdruhezeiten, Lenkung von Besuchern bzw. räumliche Einschränkungen für Freizeitnutzungen, Fahrverbote, Reduktion der Befahrung sowie außer Funktion setzen von Wegen dienen. Im RWGS wurden solche Maßnahmen zum Teil umgesetzt (Suchant et al., o.J.). Bildungsarbeit im Themenbereich Störungen von Wildtieren sollte diese Maßnahmen begleiten (z.B. Mosler-Berger und Mosler, 2005). Beruhigte Zonen sollten vor allem bei südlicher bis südwestlicher Exposition mit geringer Schneelage geschaffen werden. Daneben sollten hier Möglichkeiten bestehen, bei dennoch hohem Schneeaufkommen in niedrigere Lagen zu wandern. Bereiche mit höherem Störungsaufkommen sollten ausreichende Deckungsmöglichkeiten z.B. durch junge Nadelwaldbestände bieten.

Eine wesentliche Bedeutung hat die Art der Steuerung der Populationsgröße, da die Wahrnehmung des Menschen durch das Rotwild stark durch das Überleben von für andere Rothirsche letalen Eingriffen geprägt wird (Jeppesen, 1987; Zerenz und Nievergelt, 1996). Bes-

sere Strategien zur Steuerung der Größe der Population würden folglich dem Rothirsch vermehrte Nutzung von Flächen nahe bei Wegen ermöglichen. Gebietsweise, z.B. im Nationalpark Bayerischer Wald, erfolgt ein Großteil des Abschusses in Wintergattern. Diese Methode kann große jagdfreie Flächen schaffen, den Jagddruck zeitlich konzentrieren und ermöglicht die Erlegung kompletter Familienverbände (Baierl und Kornder, 2015). Sie ist jedoch verbunden mit der Einpferchung des Rotwilds in Wildgatter und Fütterung.

Naturnäheres Rotwildmanagement bedeutet Reduktion anthropogener Einflüsse auf die Raumnutzung. Leitbild hierfür sollte „[...] eine frei lebende, vitale Rotwild-Population, die alle geeigneten Lebensräume Deutschlands besiedelt, ihren Lebensraum selbst wählt und ihren Lebensrhythmus eigenständig bestimmt“ sein (Suda, 1999, 5). Die derzeitige Praxis in den Rotwildgebieten des Schwarzwaldes ist, in Abhängigkeit von den gesetzlichen Rahmenbedingungen, noch stark von Strategien zur Erreichung lokaler Konzentration, zeitlicher Standorttreue und zur Vermeidung von ökonomischen Waldschäden geprägt. Ein natürlicher Prozess wäre die winterliche Migration eines Großteils der Rothirschpopulation in niedrigere Lagen (Berberich und Riechert, 1994; Bocci et al, 2010; Náhlik, et al., 2009). Dieses natürliche Verhalten zu ermöglichen, sollte ein mittelfristiges Ziel des Rotwildmanagement sein.

Welche Managementausrichtung angestrebt und umgesetzt wird ist idealerweise das Ergebnis gesamtgesellschaftlicher Aushandlungsprozesse. Der Diskurs zum Rotwildmanagement findet derzeit jedoch fast nur im Kreis der Stakeholder statt (Suda, 1999). Aus diesem Widerspruch ergibt sich die Notwendigkeit, vermehrt Bildungsarbeit bezüglich des Rothirsches zu leisten.

Literaturverzeichnis

- Aldredge, R. J., und Griswold, J. (2006). Design and analysis of resource selection studies for categorical resource variables. *Journal of Wildlife Management* 70, (2): 337–346.
- Alves, J., da Silva, A.A., Soares, A.M.V.M. und Fonseca, C. (2014). Spatial and temporal habitat use and selection by red deer: The use of direct and indirect methods. *Mammalian Biology*, 79 : 338–348.
- Ammer, C. (1996). Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. *Forest Ecology and Management*, 88: 43–53.
- Apollonio, M., Andersen, R. und Putman, R. (2010). *European Ungulates and their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press, Cambridge.
- ArcGis (2016). Environmental Systems Research Institute, Inc. <http://desktop.arcgis.com/de/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/understanding-solar-radiation-analysis.htm>, gesehen am 01.09.2016.
- Arnold, W., Beiglböck, C., Burmester, M., Guschlbauer, M., Lengauer, A., Schröder, B., Wilkens, M. und Breves, G. (2015). Contrary seasonal changes of rates of nutrient uptake, organ mass, and voluntary food intake in red deer (*Cervus elaphus*). *Am. J. Physiol. Regul. Integr. Comp. Physiol.*, 309: R277–R285.
- Arnold, W., Ruf, T., Reimoser, S., Tataruch, F., Onderscheka, K., und Schober, F. (2004). Nocturnal hypometabolism as an overwintering strategy of red deer (*Cervus elaphus*). *Am. J. Physiol. Regul. Integr. Comp. Physiol.*, 286: R174–R181.
- ATKIS (2016a). ATKIS-Digitales Landschaftsmodell. Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland (AdV), München.
- ATKIS (2016b). ATKIS-Objektartenkatalog. Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland (AdV), München.
- http://www.atkis.de/dstinfo/dstinfo.dst_start?dst_oar=2113&inf_sprache=deu&c1=1&dst_typ=25&dst_ver=dst&dst_land=ADV, gesehen am 05.08.2016.

- Austin, M.P. (1999). A silent clash of paradigms: some inconsistencies in community ecology. *Oikos*, 86, (1): 170–178.
- Baierl, F. und Kornder, W. (2015). Wintergatterabschuss und Tierschutz. *Ökojagd*, 4: 33–34.
- Bailey, D.W., Gross, J.E., Laca, E.A., Rittenhouse, L.R., Coughenour, M.B., Swift, D.M. und Sims, P.L. (1996). Mechanisms that result in large herbivore grazing distribution patterns. *Journal of Range Management*, 49, (5): 386–400.
- Bamberg, F. (1983). Zu der Wiedereinbürgerung des Gamswildes (*Rupicapra rupicapra*) im Schwarzwald und der Einbürgerung in den Vogesen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 29 (1): 23–30.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. und Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67, (1), 1–48, doi:10.18637/jss.v067.i01.
- Becker, R.W. (1999). Zielstellung der Arbeitsgemeinschaft Rotwild/Deutschland. *Beiträge zur Jagd- und Wildtierforschung*, 24: 213–214.
- Berberich, W. und Riechert, V. (1994). Raumnutzung des Rotwildes (*Cervus elaphus*) im Nationalpark Berchtesgaden. In: Nationalparkverwaltung Berchtesgaden (Hrsg.) *Zur Situation des Schalenwildes im Nationalpark Berchtesgaden*. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, Forschungsbericht 28: 27–56.
- Beschta, R.L. und Ripple, W.J. (2016). Riparian vegetation recovery in Yellowstone: The first two decades after wolf reintroduction. *Biological Conservation*, 198: 93–103.
- BfN 2016: Bundesamt für Naturschutz. https://www.bfn.de/0308_nlp.html, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, gesehen am 05.07.2016.
- Bocci, A., Monaco, A., Brambilla, P., Angelini, I. und Lovari, S. (2010). Alternative strategies of space use of female red deer in a mountainous habitat. *Ann. Zool. Fennici*, 47: 57–66.
- Bolker, Ben et al. (2016), <http://glmm.wikidot.com/faq>, gesehen am 31.10.2016.
- Bonenfant, C., L. E. Loe, A. Mysterud, R. Langvatn, N. C. Stenseth, J. M. Gaillard, und Klein, F. (2004). Multiple causes of sexual segregation in European red deer: enlightenments from varying breeding phenology at high and low latitude. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 271: 883–892.
- Borkowski, J., (2004). Distribution and habitat use by red and roe deer following a large forest fire in South-western Poland. *For. Ecol. Manage.*, 201: 287–293.

- Bugalhoa, M.N., Lecomtea, X., Goncnalves, M., Caldeirab, M.C und Brancob, M. (2011). Establishing grazing and grazing-excluded patches increases plant and invertebrate diversity in a Mediterranean oak woodland. *Forest Ecology and Management*, 261: 2133–2139.
- Burnham, K.P. und Anderson, D.R. (1998). *Model selection and inference a practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag, New York.
- Bützler, W. (2001). *Rotwild: Biologie, Verhalten, Umwelt*, Hege. BLV, München.
- Cassirer, E. F., Freddy, D. J. und Ables, E. D. (1992). Elk responses to disturbance by cross-country skiers in Yellowstone National Park. *Wildl. Soc. Bull.*, 20: 375-381.
- Cherry, S. (1998). Statistical test in publications of the Wildlife Society. *Wildlife Society Bulletin*, 26: 947–953.
- Ciuti, S., Northrup, J. M., Muhly, T. B., Simi, S., Musiani, M, Pitt, J. A. und Boyce, M. S. (2012). Effects of Humans on Behaviour of Wildlife Exceed Those of Natural Predators in a Landscape of Fear. *PLOS ONE*, 7,(11): e50611. doi:10.1371/journal.pone.0050611.
- Collins, W. B. und Urness, P.J. (1979). Elk pellet-group distributions and rates of deposition in aspen and lodgepole pine habitats. In: Boyce M.S. und Hayden-Wing, L.D. (Hrsg.), *North American elk: ecology, behavior, and management*. Univ. Wyoming, Laramie: 140-144.
- Collins, W.B. (1977). Diet composition and activities of elk on different habitat segments in the lodgepole pine type, Uinta Mountains, Utah. *Utah State Univ., M.S.thesis*, Logan.74 S.
- Conover W. J. (1971). *Practical Nonparametric Statistics*. New York: John Wiley & Sons: 309–314.
- Cook, J. G. , Irwin, L. L., Bryant, L. D. Riggs, R. A. und Thomas J. W. (1998). Relations of forest cover and condition of elk: A test of the thermal cover hypothesis in summer and winter. *Wildl. Monogr.*, 141.
- Deutsche Wildtierstiftung 2016: Deutsche Wildtierstiftung
<https://www.deutschewildtierstiftung.de/wildtiere/rothirsch>, gesehen am 07.09.2016
- Deutsche Wildtierstiftung, (2014). <http://www.presseportal.de/pm/37587/2815784>. Deutsche Wildtierstiftung, Hamburg, gesehen am 12.11.2016.
- Drucker D.G., Bridault, A., Cupillard, C., Hujic, A. und Bocherens, H. (2011). Evolution of habitat and environment of red deer (*Cervus elaphus*) during the Late-glacial and early

- Holocene in eastern France (French Jura and the western Alps) using multi-isotope analysis ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{18}\text{O}$, $\delta^{34}\text{S}$) of archaeological remains. *Quaternary International*, 245: 268-278.
- Dumont, B., Renaud, P.-C., Morellet, N., Mallet, C., Anglard, F. und Verheyden-Tixier, H. (2005). Seasonal variations of Red Deer selectivity on a mixed forest edge. *Anim. Res.*, 54: 369–381.
- Elith, J., Leathwick, J.R. und Hastie, T. (2008). A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology*, 77, 802–813, doi: 10.1111/j.1365-2656.2008.01390.x.
- Esri (2016). ArcGIS for Desktop 10.4, Version 10.4.0.5524. Esri, Redlands.
- Fawcett, T. (2006). An introduction to ROC analysis. *Pattern Recognition Letters*, 27: 861–874.
- Fielding, A.H. und Bell, J.F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environ. Conserv.*, 24: 38–49.
- Fielitz, U. (1999). Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben Satellitentelemetrie an Rothirschen im Harz. *Environmental Studies*, Göttingen. http://www.environmental-studies.de/Satellitentelemetrie__GPS__an_Rothirschen_im_Harz.pdf, gesehen am 11.08.2016.
- ForstBW (2015). Daten der landesweiten Auswertung des Forstlichen Gutachtens 2015 Forstliches Gutachten Baden-Württemberg. ForstBW. Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz, Stuttgart.
- Forsyth, D.M., Barker, R.J., Morriss, G. und Scroggie, M.P. (2007) Modeling the relationship between fecal pellet indices and deer density. *Journal of Wildlife Management* 71,(3): 964–970.
- FVA (2003). Rotwildgebiete Nord- und Südschwarzwald. Digitale georeferenzierte Daten der FVA, Abteilung Wald und Gesellschaft, Freiburg.
- FVA (2016a). 2. Newsletter des Projekts Rotwildkonzeption Nordschwarzwald. FVA, Freiburg. 14 S.
- FVA (2016b). Daten des Rotwildmonitorings. FVA, Abt. Wald und Gesellschaft, Freiburg.
- (FVA 2016c). Zusammenfassung von Daten der Unteren Jagdbehörden. FVA, Abt. Wald und Gesellschaft, Freiburg.
- FVA (2016d). Rotwildkonzeption Südschwarzwald. Georeferenzierte Daten der FVA, Abteilung Wald und Gesellschaft, Freiburg.

- FVA (2016e) 3. Newsletter des Projekts Rotwildkonzeption Nordschwarzwald. FVA, Freiburg. 10 S.
- Garshelis, D. L. (2000). Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection, and importance. In: Boitani, L. und Fuller, T. K. (Hrsg.). *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*. Columbia University Press, New York, USA: 111–164.
- Gill, R. M. A. (1990). Monitoring the status of European and North American Cervids. GEMS Information Series Global Environment Monitoring System. United Nations Environment Programme. Nairobi, Kenya. 227 S.
- Gilles, C.S., Hebblewhite, M., Nielsen, S.E., Krawchuk, M.A., Aldridge, C.L., Frair, J.L., Saher, D.J., Stevens, C.E. und Jerde C. L. (2006). Application of random effects to the study of resource selection by animals. *Journal of Animal Ecology*, 75, 887–898.
- Godvik, I.M.R., Loe, L.E., Vik, J.O., Veiberg, V., Langvatn, R. und Mysterud A. (2009). Temporal scales, trade-offs, and functional responses in red deer habitat selection. *Ecology*, 90, (3): 699–710.
- Gordon, I.J., Hester, A.J., und Festa-Bianchet M. (2004) The management of wild large herbivores to meet economic, conservation and environmental objectives. *Journal of Applied Ecology*, 41: 1021–1031.
- Gordon, I. J., Hester, A. J. und Festa-Bianchet, M. (2004). The management of wild large herbivores to meet economic, conservation and environmental objectives. *Journal of Applied Ecology* 41:1021–1031.
- Greg Ridgeway with contributions from others (2015). gbm: Generalized Boosted Regression Models. R package version 2.1.1. <https://CRAN.R-project.org/package=gbm>.
- Gregory, A. J. (2006). Spatial scale and gender matter: the influence of wolves on elk use of space in Yellowstone National Park. M.S. thesis, Central Michigan University, Mount Pleasant.
- Gregory, A.J., Lung, M.A., Gehring, T.M. und Swanson, B.J. (2009). The importance of sex and spatial scale when evaluating sexual segregation by elk in Yellowstone, *Journal of Mammalogy*, 90, (4): 971–979.
- Guisan, A. und Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8: 993–1009, doi: 10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x.

- Guisan, A. und Zimmermann, N.E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147–186.
- Hamr, J., (1988). Disturbance behavior of chamois in an alpinetourist area of Austria. *Mountain Research and Development*, 8: 65–73.
- Harestad, A.S. und Bunnell, F.L. (1987). Persistence of black-tailed deer fecal pellets in coastal habitats. *The Journal of Wildlife Management*, 51, (1): 33-37.
- Hegland, S.J., Rydgren, K. und Seldal, T. (2005). The response of *Vaccinium myrtillus* to variations in grazing intensity in a Scandinavian pine forest on the island of Svanøy. *Can. J. Bot.*, 83: 1638–1644.
- Hemami, M. R. und Dolman, P. M. 2005. The disappearance of muntjac (*Muntiacus reevesi*) and roe deer (*Capreolus capreolus*) pellet groups in a pine forest of lowland England. – *Eur. J. Wildl. Res.*, 51: 19–24.
- Herzog, A. (1995): Zur genetischen Struktur isolierter Rotwildpopulationen. In: Landesjagdverbände Bayern, Hessen und Thüringen (Hrsg.): Gemeinsame Lösungsansätze zum Rotwildmanagement in Bayern, Hessen und Thüringen. Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern e.V., 1: 31–38.
- Heuzea, P., Schnitzler, A., und Klein, F. (2005). Consequences of increased deerbrowsing winter on silver fir and spruce regeneration in the Southern Vosges mountains: Implications for forest management. *Ann. For. Sci.* 62: 175–181.
- Hijmans, R.J., Phillips, S., Leathwick, J. und Elith, J. (2016). dismo: Species Distribution Modeling. R package version 1.0-15. <https://CRAN.R-project.org/package=dismo>.
- Hilden, O. (1965). Habitat selection in birds. *Annales Zoologici Fennici*, 2: 53–75.
- Hirzel, A.H. und Lay, G.L. (2008). Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1372–1381, doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01524.x.
- Hobbs, N. T. und Hanley, T.A. (1990). Habitat evaluation: do use/availability data reflect carrying capacity? *Journal of Wildlife Management*, 51: 426–435.
- Hobbs, N.T. (1996). Modification of ecosystems by ungulates. *J. Wildl. Manage.* 60, (4): 695–713.
- Hobbs, N.T., Baker, D.L., Ellis, J.E. und Swift, D.M. (1979). Composition and Quality of Elk diets during Winter and Summer: A preliminary analysis. In: Boyce, M.S. und Hayden-Wing, L.D. North American elk: Ecology, Behaviour and Management. University of Wyoming, Laramie: 47–53.

- Hosmer, D. und Lemeshow, S. (2000). Applied Logistic Regression. John Wiley & Sons. New York.
- Hutchinson, G.E. (1957). Concluding remarks. Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology, 22: 415–427.
- Hutto, R.L. (1985). Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds. In: Cody, N. (Hrsg.), Habitat Selection in Birds. Academic Press, Orlando: 455–476.
- Ingold, P. (2005). Das Einflusspotential der Freizeitaktivitäten. In: Ingold, P (Hrsg.) Freizeitaktivitäten im Lebensraum der Alpentiere. Haupt, Bern: 328–351.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN) (2016). <https://www.iucn.org/theme/protected-areas/about/protected-area-categories/category-ii-national-park>, gesehen am 03.12.2016.
- Iravani, M., Schütz, M., Edwards, P. J., Risch, A.J., Scheidegger, C. und Wagner H.H. (2011). Seed dispersal in red deer (*Cervus elaphus* L.) dung and its potential importance for vegetation dynamics in subalpine grasslands. Basic and Applied Ecology, 12: 505–515.
- Jeppesen, J. L., (1987). Impact of human disturbance on home range, movements and activity of red deer (*Cervus elaphus*) in a Danish Environment. Danish Review of Game Biology, 13, (2), 1–35.
- Johann, F. und Schaich, H. (2016). Land ownership affects diversity and abundance of tree microhabitats in deciduous temperate forests. Forest Ecology and Management, 380: 70–81.
- Johnson, D. H. (1980). The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. Ecology 61: 65–71.
- Jung, T.S. und Kukka, P.M. (2016). Influence of habitat type on the decay and disappearance of elk *Cervus canadensis* pellets in boreal forest of northwestern Canada. Wildlife Biology 22: 160–166.
- Kerner, A., Geisel, M., Aldinger, E., Bücking, W., Mühlhäuser, G. (2010). Waldbiotopkartierung Baden-Württemberg. Kartierhandbuch. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt. Freiburg: 298 S.
- Knegt, H.J. de, Langevelde F. van, Skidmore, A.K., Delsink, A., Slotow, R., Henley, S., Bucini, G., WillemF. Boer, W.F. de, Coughenour, M.B., Grant, C.C., Heitkönig, I.M.A., Henley, M., Knox, N.M., Kohi E.M., Mwakiwa, E., Page, B.R., Peel, M., Pretorius, Y.,

- Wieren S.E. van, und Prins, H.H.T. (2011). The spatial scaling of habitat selection by African elephants. *Journal of Animal Ecology*, 80: 270–281. doi: 10.1111/j.1365-2656.2010.01764.x.
- Körperschaftsforstdirektion Freiburg und Forstdirektion Freiburg (2000). Verordnung der Körperschaftsforstdirektion Freiburg und der Forstdirektion Freiburg über die Schonwälder „Alter Weiher“, „Felsenmeer“, „Heselmis“, „Schurmwand“, „Auchtert“, „Sulzer Lindach“, „Forbachtal“, „Kirchberg“, „Ellbachsee“, „Schlossberg Nagold“, „Vogelheerd-Wotanseiche“, „Ittersbacher Teich“ und „Römerberg“ vom 11. Dezember 2000. Körperschaftsforstdirektion Freiburg und Forstdirektion Freiburg.
- Krausman, P. (1999). Grazing Behavior of Livestock and Wildlife. Idaho Forest, Wildlife & Range Exp. Sta. Bull. 70, Univ. of Idaho, Moscow, ID.
- Kuck, L. G. L., Hompland, L. und Merrill, E. H. (1985). Elk calf response to simulated mine disturbance in southeast Idaho. *J. Wildl. Manage.*, 49: 751–757.
- Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung (2016). Digitales Landschaftsmodell. Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung. Stuttgart.
- Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald 2016: http://www.breisgau-hochschwarzwald.de/pb/BreisgauHochschwarzwald,Lde/Start/Service_Seiten/Gaemsen+im+Schwarzwald.html. Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald. Freiburg. i. Br, gesehen am 19.10.2016.
- Lehmkuhl, J.F., Hansen, C.A. und Sloan, K. (1994). Elk pellet-group decomposition and detectability in coastal forests of Washington. *The Journal of Wildlife Management*, 58, (4): 664–669.
- Licoppe, A.M. (2006). The diurnal habitat used by red deer (*Cervus elaphus* L.) in the Haute Ardenne. *Eur. J. Wildl. Res.*, 52: 164–170.
- Licoppe, A.M. und De Crombrughe, S.A. (2003). Assessment of spring habitat selection of red deer (*Cervus elaphus* L.) based on census data. *Z. Jagdwiss.*, 49, 1–13.
- Litvaitis, J.A., Titus, K. und Anderson, E.M. (1994). Measuring vertebrate use of territorial habitats and foods. In: Bookhout, T.A. (Hrsg.). *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats*. Theo. Wildl. Soc., Bethesda, Md.: 254–74.
- Loe, L.E., Bonenfant, C., Meisingset, E.L. und Mysterud, A., (2012). Effects of spatial scale and sample size in GPS-based species distribution models: are the best models trivial for red deer management? *Eur. J. Wildlife Res.*, 58, 195–203.

- Lovari, S., Herrero, J., Conroy, J., Maran, T., Giannatos, G., Stubbe, M., Aulagnier, S., Jdeidi, T., Masseti, M., Nader, I., de Smet, K. und Cuzin, F. (2016). *Cervus elaphus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008. e.T41785A10541893, <http://www.iucnredlist.org/details/summary/41785/0>, gesehen am 19.10.2016.
- Luccarini, S., Mauri, L., Ciuti, S., Lamberti, P. und Apollonio, M. (2006). Red deer (*Cervus elaphus*) spatial use in the Italian Alps: home range patterns, seasonal migrations, and effects of snow and winter feeding. *Ethology Ecology & Evolution*, 18, (2): 127–147.
- Manly, B.F.J., McDonald, L.L., Thomas, D.L., McDonald, T.L. und Erickson, W. (2002). Resource Selection by Animals. Statistical Design and Analysis for Field Studies. Book in *Journal of Animal Ecology*. DOI: 10.2307/5247.
- Månsson, J., Andrén, H. und Sand, H. (2011). Can pellet counts be used to accurately describe winter habitat selection by moose *Alces alces*? *Eur. J. Wildl. Res.*, 57:1017–1023.
- Mazarakis, A. 2012: Klima. In: Regierungspräsidium Freiburg (Hrsg.), *Der Feldberg – Subalpine Insel im Schwarzwald*. Thorbecke, Ostfildern: 95-106.
- McCullagh, P. und Nelder, J.A. (1989). *Generalized Linear Models*. Chapman and Hall, London und New York: 506 S.
- Mcshea, W.J. und Rappole J.H. (2000). Managing the abundance and diversity of breeding bird populations through manipulation of deer populations. *Conservation Biology*, 14, (4): 1161–1170.
- Melis, C., Buset, A., Aarrestad, P.A., Hanssen, O., Meisingset, E.L., Andersen, R., Moksnes, A. und Røskaf, E. (2006). Impact of Red Deer *Cervus elaphus* Grazing on Bilberry *Vaccinium myrtillus* and Composition of Ground Beetle (Coleoptera, Carabidae) Assemblage. *Biodivers. Conserv.*, 15: 2049. doi:10.1007/s10531-005-2005-8.
- Metz, R. (1977). Mineralogisch-landeskundliche Wanderungen im Nordschwarzwald, besonders in dessen alten Bergbaurevieren. Schauenburg, Lahr: 632 S.
- Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz (MLR) (2015). Forstliches Geografisches Informationssystem (FoGIS10). Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz. Baden-Württemberg. Stuttgart.
- Mitchell, B. und McCowan, D., (1984). The defecation frequencies of red deer in different habitats. *Ann. Rep. Inst. Terr. Ecol.* 1983: 15–17.

- Mosler-Berger, C. und Mosler, H.-J. (2005). Vom Erkennen zum Handeln – was naturverträgliches Handeln erleichtert und was es erschwert. In: Ingold, P (Hrsg.) Freizeitaktivitäten im Lebensraum der Alpentiere. Haupt, Bern: 404–410.
- Müller-Using, D. (1956). Die Entwicklung der Großtierbestände in den Kulturlandschaften Mitteleuropas im Verlauf der letzten 100 Jahre. Zeitschrift für Jagdwissenschaft 4: 219–227. doi:10.1007/BF0196078.
- Mysterud, A. und Ims, R.A. (1998). Functional responses in habitat use: availability influences relative use in trade-off situations. Ecology, 79, 1435–1441.
- Mysterud, A. und Østbye, E. (1999). Cover as a Habitat Element for Temperate Ungulates: Effects on Habitat Selection and Demography. Wildlife Society Bulletin, 27, (2): 385–394.
- Náhlik, A., Sándor, G., Tari, T. und Király, G., (2009). Space Use and Activity Patterns of Red Deer in a Highly Forested and in a Patchy Forest-Agricultural Habitat. Acta Silv. Lign. Hung., 5: 109–118.
- Naylor, L.M., Wisdom, M.J. und Anthony, R.G. (2009). Behavioral responses of North American elk to recreational activity. J Wildl Manage 73: 328–338.
- Neff, D.J. (1968). The pellet-group count technique for big game trend, census and distribution: a review. Journal of Wildlife Management, 32, (3): 597– 614.
- Nietze, M. (2012). Schalenwildforschung im Wolfsgebiet der Oberlausitz – Projektzeitraum 2007-2010. Forschungsbericht der Forstzoologie/AG Wildtierforschung, TU Dresden: 106 S.
- Oheimb, G. von, Schmidt, M., Kriebitzsch, W.-U. und Ellenberg, H.. (2005). Dispersal of vascular plants by game in northern Germany. Part II: Red deer (*Cervus elaphus*) Eur. J. Forest Res., 124: 55–65.
- Parker, K. L., Robbins, C. T., und Hanley, T. A. (1984). Energy expenditures for locomotion by mule deer and elk. Journal of Wildlife Management 48: 474–488.
- Pendergast, J.F., Gange, S.J., Newton, M.A., Lindstrom, M.J., Palta, M. und Fisher, M.R. (1996). A survey of methods of analyzing clustered binary response data. International Statistics Review, 64, 89–118.
- PricewaterhouseCoopers & Ökonzept (2013). Gutachten zum potenziellen Nationalpark im Nordschwarzwald. Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz des Landes Baden-Württemberg. Berlin. <http://www.schwarzwald->

nationalpark.de/fileadmin/_schwarzwald/Downloads/Zusammenfassung.pdf, gesehen am 03.12.2016.

- Pulliam, H.R. (2000). On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, 3: 349–361.
- Putman, R.J. (1996). Ungulates in temperate forest ecosystems: perspectives and recommendations for future research. *Forest Ecology and Management*, 88: 205–214.
- R development Core Team, (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Raesfeld, F. v. und Reulecke, K. (1988). Das Rotwild. Naturgeschichte, Hege, Jagdausübung. Paul Parey. Hamburg: 416 S.
- Rettie, W.J. und Messier, F. (2000). Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. *Ecography*, 23: 466–478.
- Rieck, W. 1955. Die Setzzeit bei Reh, Rot- und Damwild in Mitteleuropa. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 1, (2): 69–74.
- Riney, T. (1957). The use of faeces counts in studies of several free-ranging mammals in New Zealand. *New Zealand J. Sci. Technol. B*. 38, (6): 507–532.
- Rivrud, I. M., Bischof, R., Meisingset, E. L., Zimmermann, B., Loe, L.E. und Mysterud, A (2016). Leave before it's too late: anthropogenic and environmental triggers of autumn migration in a hunted ungulate population. *Ecology*, 97, (4): 1058–1068.
- Rosenweig, M. L. (1981). A theory of habitat selection. *Ecology*, 62: 327–335.
- Rushton, S.P., S. J. Ormerod, S.J. und G. Kerby, G. (2004). New paradigms for modelling species distributions? *Journal of Applied Ecology*, 41: 193–200.
- San José, C., Braza, F., Aragón, S. und Delibes, J. (1997). Habitat use by roe and red deer in Southern Spain. *Misc. Zool.*, 20: 27–38.
- Scherzinger, W. (1996). Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Ulmer, Stuttgart: 447 S.
- Schmidt K. (1992). Über den Einfluß von Fütterung und Jagd auf das Raum-Zeit-Verhalten von alpinem Rotwild. *Z. Jagdwiss.* 38: 88–100.
- Schultz, R.D. und Baily, J.A. (1978). Responses of national park elk to human activity. *The Journal of Wildlife Management*, 42, (1): 91–100.

- Shively, K.J., Alldredge, A.W. und Phillips, G.E. (2005). Elk reproductive response to removal of calving season disturbance by humans. *J. Wildl. Manage.*, 69: 1073–1080.
- Signer, C., Ruf, T. und Arnold, W. (2011). Hypometabolism and basking: the strategies of Alpine ibex to endure harsh over-wintering conditions. *Functional Ecology*, 25, (3): 537–547. doi: 10.1111/j.1365-2435.2010.01806.x.
- Smart, J. C. R., Ward, A. und White, P. C. L. (2004). Monitoring woodland deer populations in the UK: an imprecise science. *Mammal Review*, 34: 99–114.
- Smit, R., Bokdam J., den Ouden, J., Olff, H., Schot-Opschoor, H. und Schrijvers, M. (2001). Effects of introduction and exclusion of large herbivores on small rodent communities. *Plant. Ecol.*, 155:119–127.
- Sommer, R.S., Zachos, F.E., Street, M., Jöris, O., Skog, A. und Benecke, N. (2008). Late Quaternary distribution dynamics and phylogeography of the red deer (*Cervus elaphus*) in Europe. *Quaternary Science Reviews*, 27: 714-733.
- Staines, B.W. (1976). The use of natural shelter by red deer (*Cervus elaphus*) in relation to weather in north-east Scotland. *Journal of Zoology*, 18:1–8.
- Stankowich, T. (2008) Ungulate flight responses to human disturbance: a review and meta-analysis. *Biol. Cons.*, 141: 2159–2173.
- Stanley (1989). *Krisen der Evolution: Artensterben in der Erdgeschichte*. Spektrum: 248 S.
- Stewart, K.M., Bowyer, R.T., Kie, J.G. und Hurley, M.A. (2010). Spatial Distributions of Mule Deer and North American Elk: Resource Partitioning in a Sage-Steppe Environment. *The American Midland Naturalist*, 163, (2): 400–412.
- Stuart, A.J., Kosintsev, P.A., Higham, T.F.G. und Lister, A.M., (2004). Pleistocene to Holocene extinction dynamics in giant deer and woolly mammoth. *Nature*, 431: 684–689.
- Suchant, R., Burghard, F., Gerecke, K.L. (o.J.). *Rotwildkonzeption Südschwarzwald, Projektgruppe Rotwild (Hrsg.)*, Freiburg und Feldberg. 41 S.
- Suda, M., (1999). Schalenwild und gesellschaftliche Interessen. In: Suda, M., Fischer, A., Hockenjos, W., Straubinger, F., Meister, G. und Sperber, G., *Waldökosystem und Schalenwild*. Ökologischer Jagdverein Bayern e.V., Rothenburg o. d. Tauber: 7–22.
- Suda, M., Fischer, A., Hockenjos, W., Straubinger, F., Meister, G. und Sperber, G. (1999). Ein Leitbild für das Rotwildmanagement. In: Suda, M., Fischer, A., Hockenjos, W., Straubinger, F., Meister, G. und Sperber, G., *Waldökosystem und Schalenwild*. Ökologischer Jagdverein Bayern e.V., Rothenburg o. d. Tauber: 3–5.

- Theuerkauf, J., Rouys, S. und Jędrzejewski, W. (2008). Detectability and disappearance of ungulate and hare faeces in a European temperate forest. *Ann. Zool. Fennici*, 45: 73–80.
- Thomas, D. und Taylor, E. 1990. Study designs and tests for comparing resource use and availability. *Journal of Wildlife Management*, 54, 322–330.
- Thompson M.J und Henderson, R.E. (1998). Elk Habituation as a Credibility Challenge for Wildlife Professionals. *Wildlife Society Bulletin*, 26, (3): 477–483.
- Torres, R.T., Santos, J. und Fonseca C. (2014). Factors influencing red deer occurrence at the southern edge of their range: A Mediterranean ecosystem. *Mammalian Biology*, 79: 52–57.
- Turbill, C., T. Ruf, T. Mang, und Arnold, W. (2011). Regulation of heart rate and rumen temperature in red deer: effects of season and food intake. *J. Exp. Biol.*, 214, (6): 963–70, doi: 10.1242/jeb.052282.
- Van Etten, R.C. und Bennett, C.L. (1965). Some sources of error in using pellet-group counts for censusing deer. *The Journal of Wildlife Management*, 29, (4): 723–729.
- Van Horne, B. (1983). Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management*, 47: 893–901.
- Venables, W. N. und Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S*. Springer, New York.
- Walentowski, H., Ewald, J., Fischer, A., Kölling, C. und Türk, W. (2006). *Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns*. Geobotanica, Freising: 441 S.
- Ward, A. L. und Cupal, J. J. (1979). Telemetered heart rate of three elk as affected by activity and human disturbance. In: Downing, K. (Hrsg.) *Symp. on dispersed recreation and natural resource management*. Utah State Univ., Logan: 47–56.
- Wiens, J.A. (2002). Predicting species occurrences: progress, problems, and prospects. In: Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A. und Samson, F.B., (Hrsg.), *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. Island Press, Covelo, CA: 739–749.
- Wimmenauer, W. (2012). Das Grundgebirge im Feldberggebiet. In: Regierungspräsidium Freiburg (Hrsg.), *Der Feldberg – Subalpine Insel im Schwarzwald*. Thorbecke, Ostfildern: 63–94.

- Wisz, M.S., Hijmans, R.J., Li, J., Peterson, A.T., Graham C.H., Guisan, A. und die NCEAS Predicting Species Distributions Working Group (2008). Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions* 14: 763-773.
- Wolff, J.O. und Van Horn, T. (2003). Vigilance and foraging patterns of American elk during the rut in habitats with and without predators. *Can. J. Zool.*, 81: 266–271.
- Wotschikowski, U., Simon, O., Barthel, R., Beyer, G., Heidemann, G., Heurich, M., Kugelschafter, K., Lindeiner, A.v., Mörschel, F., Scherzinger, W. Sindel.H. (2016) Ein Leitbild für das Rotwild-Management in Deutschland. 4. Fassung. http://s0370cd825eddf3c2.jimcontent.com/download/version/1371125225/module/8147640293/name/Leitbild_Rotwildmanagement_04.pdf. Vauna e.V. und Institut für Tierökologie und Naturbildung. Oberammergau u. Groß-Gerau, gesehen am 25.10.2016
- Ydenberg, R.C. und Dill, L.M. (1986). The economics of fleeing from predators. *Advances in the Study of Behavior*, 16: 229–249.
- Zenerz, F.F. und Nievergelt, B. (1996). Einfluß eines einmaligen Rothirschabschlusses in einem Gebiet des Schweizerischen Nationalparks. *Z. Jagdwiss.* 42: 249–255.

Anhang 1

GLMMs für PG-Präsenz im Gebiet der LSSüd16; Jagdbezirk = Random Effect; x = linearer Effekt eingeschlossen, x^2 = quadratischer Effekt eingeschlossen; k= kategorialer Effekt eingeschlossen; Entf. = Entfernung zur nächsten Geometrie; fett = bestes Modell; rot = AIC-Zunahme; $N_{\text{Beobachtungen}} = 16.602$

Prädiktoren (Fixed Effects)

A Zufallszahlen	I Höhe ü. NN.	Q Entf. Erholungswald
B Exposition	J Entf. Grenze Grünland zu Nadelwald	R Entf. Bike
C Sonneneinstrahlung	K Bestandesalter	S Entf. Tannenbestand
D Entf. Weg	L Entf. junger Nadelwald	T Entf. Grünland o. Streuobstwiese (Entf. G. o. S. o. Wildwiese o. Wildacker)
E Entf. Fütterung	M Entf. Straße	U Wededichte Radius (R) 250 m; (Radius 100 m, Radius. 500 m)
F Hangneigung	N Entf. Siedlung	V Baumart 2 im Bestand 1;
G Entf. Wanderweg	O Entf. Wintersport	W Baumart 3 im Bestand 1
H Entf. Grenze Grünland zu Laubwald	P Entf. Grenze Grünland zu Laub- u. Nadelwald	X N Baumarten im Bestand 1

Mo- del	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W	X	AIC	Devianz	Δ Devianz (Model S_i – Model S_{i-1})
S0	x + x^2																								22342.8	22334.8	---
S1		k																							22161.3	22143.3	191.5
S2		k	x+ x^2																						22066.9	22044.9	98.4
S3		k	x^2	x + x																					21371.9	21347.9	697

S10		k		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x		x + x ²	x ²	x + x ²													20548.3	20506.3	23.6
S11		k		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x		x + x ²	x ²	x + x ²	x												20544.0	20500.0	6.3
S12		k		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x	x + x ²											20493.2	20447.2	52.8
S13		k		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x	x + x ²	x + x ²										20458.6	20406.6	40.6
S14		k		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x	x + x ²	x + x ²	x ²									20454.8	20400.8	5.8
S15		k		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x	x + x ²	x + x ²	x ²	x + x ²								20353.1	20295.1	105.7
S16		k		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x	x + x ²	x + x ²	x ²	x + x ²	x							20311.0	20251.0	44.1

S17		k		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x	x + x ²	x + x ²	x ²	x + x ²	x	x + x ²							20306.9	20242.4	8.6
S18		k		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x	x + x ²	x + x ²	x ²	x + x ²	x	x + x ²	x + x ²						20288.7	20220.7	21.7
S19		k		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x	x + x ²	x + x ²	x ²	x + x ²	x	x + x ²	x + x ²	x + x ²					20270.4 (20283.1)	20198.4	22.3
S20		k		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x	x + x ²	x + x ²	x ²	x + x ²	x	x + x ²	x + x ²	x + x ²	x + x ²				20260.3 bei r=250m (20273.2 bei r=100m, 20270.4 bei r= 500m)	20184.3	14.1
S21		k		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x	x + x ²	x + x ²	x ²	x + x ²	x	x + x ²	x + x ²	x + x ²	x + x ²	k			20187.0	20097.0	87.3
S22		k		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x	x + x ²	x + x ²	x ²	x + x ²	x	x + x ²	x + x ²	x + x ²	x + x ²	k	k		20157.5	20049.5	47.5

Anhang 2

GLMMs für PG-Präsenz in den Gebieten der LSN14 und LSN16; Jagdbezirk = Random Effect; x = linearer Effekt eingeschlossen, x^2 = quadratischer Effekt eingeschlossen; k= kategorialer Effekt eingeschlossen; Entf. = Entfernung zur nächsten Geometrie; fett = bestes Modell; rot = AIC-Zunahme $N_{\text{Beobachtungen}} = 55.472$

Prädiktoren (Fixed Effect)

A Zufallszahlen	I Entf. Wintersport	Q Entf. Siedlung
B Entf. Weg	J Entf. Erholungswald	R Entf. Tannenbestand
C Sonneneinstrahlung	K Höhe ü. NN.	S Entf. Grünland o. Streuobstwiese
D Bestandesalter	L Entf. Grenze Grünland zu Laubwald	T N Baumarten im Bestand 1
E Entf. Straße	M Entf. Fütterung	U Wededichte Radius 500
F Entf. Wanderweg	N Exposition	V Entf. Grenze Grünland zu Nadelwald
G Entf. junger Nadelwald	O Baumart 3 im Bestand 1	W Hangneigung
H Entf. Grenze Grünland zu Laub- u. Nadelwald	P Entf. Bike	

Mo- del	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W	AIC	Devianz	Δ Devianz
N0	x+ x^2																							76300.2	76292.2	
N1		x+ x^2																						73418.7	73410.7	2881,5
N2		x+ x^2	x+ x^2																					73298.7	73286.7	124
N3		x+ x^2	x+ x^2	x+ x^2																				72179.5	72163.5	1123,2

N4		x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²																			72166.8	72146.8	16,7
N5		x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²																		72019.6	71995.6	151,2
N6		x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²																	71628.6	71600.6	395
N7		x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²																71563.5	71531.5	69,1
N8		x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²															71487.2	71451.2	80,3
N9		x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²															71424.8	71384.8	66,4
N10		x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x	x+ x ²	x+ x ²	x														71379.5	71337.5	47,3
N11		x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x	x+ x ²	x+ x ²	x	x ²													71386.6	-	-
N12		x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x	x+ x ²	x+ x ²	x		x												71389.1	-	-
N13		x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x	x+ x ²	x+ x ²	x			k											71263.4	71209.4	128,1
N14		x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x	x+ x ²	x+ x ²	x			k	k										71211.3	71139.3	70.1
N15		x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x	x+ x ²	x+ x ²	x			k	k	x									Modell nicht berechenbar	-	-

N16		x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x	x+ x ²	x+ x ²	x				k	k		x										71212.0	-	--
N17		x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x	x+ x ²	x+ x ²	x				k	k			x+ x ²									71193.3	71117.3	22,0
N18		x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x	x+ x ²	x+ x ²	x				k	k			x+ x ²	x+ x ²								71193.2	71113.2	4,1
N19		x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x	x+ x ²	x+ x ²	x				k	k			x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²							71156.2	71072.2	41,0
N20		x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x	x+ x ²	x+ x ²	x				k	k			x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²						71159.7	-	-
N21		x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²	x	x+ x ²	x+ x ²	x				k	k			x+ x ²	x+ x ²	x+ x ²		x+ x ²					71131.9	71039.9	32.3
N22		x + x ²	x + x ²	x + x ²	x + x ²	x + x ²	x	x + x ²	x + x ²	x				k	k			x + x ²	x + x ²	x + x ²		x + x ²	x + x ²				71130.2	71036.2	3,7

Zitiervorschlag:

Johann, Franz (2016): Quantifizierung von Effekten natürlicher und anthropogener Umweltfaktoren der Raumselektion des Rothirsches (*Cervus elaphus* L.) in den Rotwildgebieten des Schwarzwaldes zum Winterende. Masterarbeit, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg.

Kontaktdaten des Autors:

Franz Johann

August-Becker-Str.7

D-76846 Hauenstein

franz.j.j.johann@hotmail.com

Tel: 0176 99856684