



Universität für Bodenkultur Wien

Anthropogener Einfluss auf das Raumnutzungsverhalten des Alpensteinbocks (*Capra ibex*)

Masterarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades Master of Science

im Rahmen des Studiums Wildtierökologie und
Wildtiermanagement

Eingereicht von: Christoph REICHLER
Matrikelnummer: 01116865

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

Betreuer:
Univ.Prof.Dipl.-Biol.Dr.rer.nat. Klaus Hackländer
Institut für Wildbiologie und Jagd (IWJ)
Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung

Dr.rer.nat. Alfred Frey-Roos
Institut für Wildbiologie und Jagd (IWJ)
Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung

Dr. Gunther Gressmann
Nationalpark Hohe Tauern

Wien, 15.07.2020





Universität für Bodenkultur Wien

Eidesstattliche Erklärung

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

15.07.2020

Datum

Unterschrift

Zusammenfassung

In den letzten Jahrzehnten hat die anthropogene Beunruhigung in Form von Tourismus, Jagd und Beweidung in fast allen Gebieten der Alpen und somit auch im Verbreitungsgebiet des Alpensteinbocks (*Capra ibex*) stark zugenommen. In dieser Studie wird untersucht, welchen Einfluss anthropogenen Faktoren wie die Anwesenheit von Freizeitsuchende, die Ausübung der Jagd und die Beweidung durch domestizierte Haustiere, auf das Raumnutzungsverhalten des Alpensteinbocks haben. Hierfür wurden GPS-Daten von 41 besenderten Böcken aus drei Untersuchungsgebieten mit Daten zur menschlichen Nutzung verschnitten. Darüber hinaus wurden Habitateignungsmodelle für den Zeitraum in dem die meisten Freizeitsuchenden anzutreffen sind (15. Mai - 31. Oktober) und der Jagd (1. August - 15. Dezember) in allen drei Untersuchungsgebieten erstellt, um die Verteilung der Habitatqualität in den Streifgebieten der Böcke zu ermitteln. Dabei konnte festgestellt werden, dass der Anteil an Flächen mit mäßiger bis ungeeigneter Habitatqualität im Nationalpark Hohe Tauern zwischen Mai und Oktober dominiert. Ebenfalls konnte im Schweizerischen Nationalpark wie auch im Nationalpark Hohe Tauern eine höchst signifikante Zunahme ($p < 0,001$) der mittleren Entfernung zwischen den Böcken und Wanderwegen beobachtet werden. Während der Schusszeit konnte in allen drei Gebieten ein hoher Anteil an mäßig und weniger geeigneten Flächen in den Home Ranges nachgewiesen werden, obwohl im Schweizerischen Nationalpark keine Jagd stattfindet. Des Weiteren konnte eine höchst signifikante Zunahme ($p < 0,001$) der mittleren Distanz zwischen den Standorten der Böcke und Wanderwegen während der Schusszeit in den beiden Nationalparks ermittelt werden. Im Gegensatz dazu, wurde im Lechquellengebirge eine höchst signifikante Abnahme ($p < 0,001$) der mittleren Entfernung beobachtet. Bei der Untersuchung zum Einfluss der Beweidung konnte visualisiert werden, dass Flächen, die stark von domestizierten Weidetieren genutzt werden, überwiegend von Alpensteinböcken gemieden werden. Allgemein kann aufgrund der vorliegenden Ergebnisse, eine Beeinflussung des Raumnutzungsverhaltens bei Alpensteinböcken aufgrund anthropogener Faktoren vermutet werden. Jedoch ist es aufgrund der Komplexität und den weitreichenden Auswirkungen der einzelnen anthropogenen Nutzungsformen wichtig, weitere Untersuchungen durchzuführen.

Schlagwörter *Capra ibex* · Raumnutzung · Tourismus · Jagd · Beweidung · Habitateignungsmodell · Home Range

Abstract

In recent decades, anthropogenic disturbance in the form of tourism, hunting and grazing by livestock has increased considerably in almost all areas of the Alps and thus also in the distribution area of the Alpine ibex (*Capra ibex*). This study investigates the influence of anthropogenic factors, such as the presence of recreation seekers, hunting and grazing by livestock, on the spatial use behaviour of the Alpine ibex. For this purpose, GPS data of 41 emitted Alpine ibex from three study areas were combined with data on human land use. In addition, habitat suitability models for the period in which most recreation seekers are present (15th May - 31st October) and hunting (1st August - 15th December) in all three study areas were established to determine the distribution of habitat quality in the home ranges of the Alpine ibex. It was found that the proportion of areas with moderate to unsuitable habitat quality dominates in the Hohe Tauern National Park between May and October. Likewise, a highly significant increase ($p < 0.001$) in the mean distance between the Alpine ibex and hiking trails was observed in the Swiss National Park as well as in the Hohe Tauern National Park. During the shooting season, a high proportion of moderately and less suitable areas in the Home Ranges could be detected in all three areas, although no hunting takes place in the Swiss National Park. In addition, a highly significant increase ($p < 0.001$) in the mean distance between the locations of the Alpine ibex and hiking trails during the shooting period was observed in both National Parks. In contrast, a highly significant decrease ($p < 0.001$) of the mean distance was observed in the Lechquellengebirge. In the study on the influence of grazing by livestock, it could be visualized, that areas heavily used by livestock are mainly avoided by Alpine ibexes. In general, based on the available results, an influence of anthropogenic factors on the land use behaviour of Alpine ibex can be assumed. However, due to the complexity and the far-reaching effects of the individual anthropogenic forms of land use, it is important to carry out further investigations.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung.....	III
Abstract	IV
Abbildungsverzeichnis.....	VI
Tabellenverzeichnis	VIII
1. Einleitung.....	1
2. Material und Methoden	5
Untersuchungsgebiet.....	5
Habitateignungsmodell	7
Raumnutzungsanalysen.....	8
Einfluss touristisch genutzter Flächen	10
Einfluss der Jagd	11
Einfluss beweideter Flächen.....	12
3. Ergebnisse.....	13
Raumnutzungsanalyse Tourismus	14
Raumnutzungsanalyse Jagd.....	16
Einfluss touristisch genutzter Flächen	19
Schweizerischer Nationalpark	20
Lechquellengebirge	21
Nationalpark Hohe Tauern	23
Einfluss der Jagd	23
Einfluss beweideter Flächen.....	25
4. Diskussion.....	26
Habitateignungsmodelle	27
Einfluss touristisch genutzter Flächen	27
Einfluss der Jagd	32
Einfluss beweideter Flächen.....	33
Schlussfolgerung.....	34
Danksagung	35
Literaturverzeichnis.....	35
Appendix.....	40

Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1:** Untersuchungsgebiete und ihre Lage im Alpenraum. Nationalpark Hohe Tauern, Schweizerischer Nationalpark, Lechquellengebirge. _____ 5
- Abbildung 2:** Vergleich zwischen den erstellten Home Ranges mittels T-LoCoH (A) und MCP (B) des Alpensteinbocks mit der Halsband-ID 22450 im Nationalpark Hohe Tauern. _____ 9
- Abbildung 3:** Anteil an sehr gut (grün), mäßig (gelb) und ungeeigneten (rot) Flächen in den zusammengefassten Home Ranges (LoCoH 95) der einzelnen Untersuchungsgebiete. Verglichen wurde der Anteil an geeigneten Flächen zwischen 4 bis 8 Uhr (a) und von 8 bis 19 Uhr (b). _____ 14
- Abbildung 4:** Anteil an sehr gut (grün), mäßig (gelb) und ungeeigneten (rot) Flächen in den zusammengefassten Home Ranges (LoCoH 50) in den einzelnen Untersuchungsgebieten. Verglichen wurde der Anteil an geeigneten Flächen zwischen 4 bis 8 Uhr (a) und von 8 bis 19 Uhr (b). _____ 16
- Abbildung 5:** Anteil an sehr gut (grün), mäßig (gelb) und ungeeigneten (rot) Flächen in den zusammengefassten Home Ranges (LoCoH 95) in den einzelnen Untersuchungsgebieten. Verglichen wurde der Anteil an geeigneten Flächen zwischen Monaten mit Jagd (a) und ohne Jagd (b). _____ 17
- Abbildung 6:** Anteil an sehr gut (grün), mäßig (gelb) und ungeeigneten (rot) Flächen in den zusammengefassten Home Ranges (LoCoH 50) in den einzelnen Untersuchungsgebieten. Verglichen wurde der Anteil an geeigneten Flächen zwischen Monaten mit Jagd (a) und ohne Jagd (b). _____ 18
- Abbildung 7:** Vergleich der Entfernung der einzelnen GPS-Punkte zu den am nächsten gelegenen Wanderwegen in den einzelnen Untersuchungsgebieten. Die rote Markierung verdeutlicht die die Verschiebung der Datenverteilung im Lechquellengebirge und im Nationalpark Hohe Tauern im Gegensatz zum Schweizerischen Nationalpark. Dort liegen die Standortdaten höchst signifikant ($p < 0,001$) näher an den Wanderwegen als im Lechquellengebirge und im Nationalpark Hohe Tauern. 1→ Aktivitätsphase von 4:00 bis 8:00 Uhr. 2→ alle Standorte zwischen 8:01 und 19:00 Uhr. (*nicht signifikant). _____ 19
- Abbildung 8:** Vergleich zwischen den Zufallspunkten welche die Abwesenheit von Freizeitsuchenden simulieren und den GPS-Punkten. Aufgeteilt auf die zwei untersuchten Aktivitätsphasen (04:00 - 08:00 Uhr und 08:01 - 19:00 Uhr) im Nationalpark Hohe Tauern. _____ 21
- Abbildung 9:** Vergleich zwischen den Zufallspunkten, welche die Abwesenheit von Freizeitsuchenden simulieren und den GPS-Punkten. Aufgeteilt auf die zwei untersuchten Aktivitätsphasen (04:00 - 08:00 Uhr und 08:01 - 19:00 Uhr) im Lechquellengebirge. _____ 22
- Abbildung 10:** Vergleich zwischen den Zufallspunkten, welche die Abwesenheit von Freizeitsuchenden simulieren und den GPS-Punkten. Aufgeteilt auf die zwei untersuchten Aktivitätsphasen (04:00 - 08:00 Uhr und 08:01 - 19:00 Uhr) im Schweizerischen Nationalpark. _____ 23

Abbildung 11: Vergleich der Entfernung der einzelnen GPS-Punkte zu den am nächsten gelegenen Wanderwegen. 1→Monate in den die Bejagung stattfindet (1. August - 15. Dezember). 2→Referenzzeit in der keine Bejagung auf Steinwild stattfindet (1. Mai - 15. Juli)._____24

Abbildung 12: GVE/km² in den zusammengeführten Home Ranges aller besenderten Böcke im Nationalpark Hohe Tauern. Home Range Fläche gesamt: 89,91 km², Weidefläche gesamt: 72,22 km²._____25

Abbildung 13: Visualisierung der mittels T-LoCoH Methode berechneten 50% und 95% Isoplethen in den Untersuchungsgebieten. . A → Nationalpark Hohe Tauern, B → Schweizerischer Nationalpark, C → Lechquellengebirge._____29

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Überblick über die verwendeten ökologischen und geographischen Variablen zur Berechnung der Habitategnungsmodelle für den Zeitraum der Jagd und des Tourismus in den drei Untersuchungsgebieten.	7
Tabelle 2: Kategorisierung der Flächen im Habitategnungsmodell.	8
Tabelle 3: Übersicht über alle verwendeten Variablen im GAMM zum Einfluss touristisch genutzter Flächen.	11
Tabelle 4: Übersicht über alle verwendeten Variablen im GAMM zum Einfluss der Jagd.	12
Tabelle 5: Übersicht über die Flächenverteilung an sehr gut, mäßig und ungeeigneten Flächen [km ²] in den Home Ranges (LoCoH 95) im Schweizerischen Nationalpark (SNP), Lechquellengebirge (LQG) und im Nationalpark Hohe Tauern (NPHT). Die Angaben sind für die 1. Aktivitätsphase (1. AP) und die 2. Aktivitätsphase (2.AP) während der Sommermonate von 15. Mai bis 31. Oktober dargestellt.	15
Tabelle 6: Übersicht über die Flächenverteilung an sehr gut, mäßig und ungeeigneten Flächen [km ²] in den Home Ranges (LoCoH 50) im Schweizerischen Nationalpark (SNP), Lechquellengebirge (LQG) und im Nationalpark Hohe Tauern (NPHT). Die Angaben sind für die 1. Aktivitätsphase (1. AP) und die 2. Aktivitätsphase (2.AP) während der Sommermonate von 15. Mai bis 31. Oktober dargestellt.	15
Tabelle 7: Übersicht über die Flächenverteilung an sehr gut-, mäßig und ungeeigneten Flächen [km ²] in den Home Ranges (LoCoH 95) im Schweizerischen Nationalpark (SNP), Lechquellengebirge (LQG) und im Nationalpark Hohe Tauern (NPHT). Die Angaben sind für die Zeitraum vom 1. August bis 15. Dezember, in dem der Alpensteinbock bejagt wird (Bejagt) und der Referenzzeit vom 1. Mai bis 31. Juli, in der keine Bejagung auf den Alpensteinbock stattfindet (Unbejagt), dargestellt. * Im Schweizerischen Nationalpark findet ganzjährig keine Jagt auf Steinwild statt.	17
Tabelle 8: Übersicht über die Flächenverteilung an sehr gut-, mäßig und ungeeigneten Flächen [km ²] in den Home Ranges (LoCoH 50) im Schweizerischen Nationalpark (SNP), Lechquellengebirge (LQG) und im Nationalpark Hohe Tauern (NPHT). Die Angaben sind für die Zeitraum vom 1. August bis 15. Dezember, in dem der Alpensteinbock bejagt wird (Bejagt) und der Referenzzeit vom 1. Mai bis 31. Juli, in der keine Bejagung auf den Alpensteinbock stattfindet (Unbejagt), dargestellt. * Im Schweizerischen Nationalpark findet ganzjährig keine Jagt auf Steinwild statt.	18
Tabelle 9: Ergebnisse der Tourismusanalyse mittels GAMM in den drei Untersuchungsgebieten. Die Spalten Estimate, Std.-Error, t-value und Pr(> t) beschreiben die linearen Terme. Die Spalten edf, Ref.df, F-value und p-value beschreiben hingegen den nicht linearen Teil des GAMM. Fett gedruckte Werte markieren signifikante Ergebnisse. n → Anzahl an verwendeten Standortdaten.	22
Tabelle 10: Ergebnisse der Tourismusanalyse mittels GAMM im 100 Meter Puffer in den drei Untersuchungsgebieten. Die Spalten Estimate, Std.-Error, t-value und Pr(> t) beschreiben die linearen Terme. Die Spalten edf, Ref.df, F-value und p-value beschreiben hingegen den nicht linearen Teil des GAMM. Fett gedruckte Werte markieren signifikante Ergebnisse. n → Anzahl an verwendeten Standortdaten.	22

Tabelle 11: Ergebnisse zur Analyse der Jagd mittels GAM in den drei Untersuchungsgebieten. Die Spalten Estimate, Std.-Error, t-value und Pr(>|t|) beschreiben die linearen Terme. Die Spalten edf, Ref.df, F-value und p-value beschreiben hingegen die den nicht linearen Teil des GAMM. Fett gedruckte Werte markieren signifikante Ergebnisse. n → Anzahl an verwendeten Standortdaten. _____24

Tabelle 12: Ergebnisse zur Analyse der Jagd mittels GAM im 100 Meter Puffer in den drei Untersuchungs-gebieten. Die Spalten Estimate, Std.-Error, t-value und Pr(>|t|) beschreiben die linearen Terme. Die Spalten edf, Ref.df, F-value und p-value beschreiben hingegen die den nicht linearen Teil des GAM. Fett gedruckte Werte markieren signifikante Ergebnisse. n → Anzahl an verwendeten Standortdaten. ____25

1. Einleitung

Der Alpensteinbock (*Capra ibex*) besiedelte nach dem Ende der Eiszeit und dem damit verbundenen Rückgang der Gletscher, Schritt für Schritt weite Teile des Alpenraumes (Giacometti 2006b). Im 18. Jahrhundert begann durch klimatische Veränderungen, der starken jagdlichen Nutzung aufgrund vorherrschender Aberglauben und einer Intensivierung der Almwirtschaft, der sukzessive Rückgang der Steinwildpopulationen in den Alpen. Diese erreichte in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts ihren Höhepunkt (Nievergelt 1971; Giacometti 2006b; Egger-Batliner 2011; Gressmann et al. 2013a). Besonders durch die Verbesserung der Feuerwaffen und dem damit einhergehenden höheren Jagderfolg wurden die Bestände stark reduziert (Zechner et al. 2013). Einzig eine Population im Aostatal, im heutigen Parco Nazionale Gran Paradiso in Italien, blieb erhalten und konnte sich dort durch den Erlass des Grafen von Torino zum Schutz des Steinwildes im Jahre 1821 und den außerordentlichen Bemühungen der Könige von Savoyen wieder erholen (Egger-Batliner 2011; Zechner et al. 2013). Von dieser Population wurden ab 1906 mehrere Kitze in die Schweiz geschmuggelt, um dort neue Populationen zu züchten (Giacometti 2006a). Ausgehend von diesen Populationen und zahlreichen Wiederansiedlungsprogrammen, konnte der Alpensteinbock seinen früheren Lebensraum zurückerobern. Derzeit besiedeln wieder über 50.000 Individuen den Alpenraum (Grossen et al. 2020). Darüber hinaus konnte eine positive Zuwachsrate innerhalb der Population im Alpenraum beobachtet werden, wodurch der Alpensteinbock von der IUCN Red List of Threatened Species 2008 als nicht gefährdet eingestuft wird (Aulagnier et al. 2008).

Auch wenn der Alpensteinbock nach derzeitigem Wissensstand nicht als gefährdet eingestuft wird, können unterschiedliche Faktoren einen negativen Einfluss auf den Bestand und das Verhalten dieser Hochgebirgsart haben. Die saisonale Raumnutzung beim Alpensteinbock wird beispielsweise durch mehrere Faktoren beeinflusst. So haben die Nahrungsverfügbarkeit, Hangexposition, Prädation und der Niederschlag einen großen Einfluss auf das räumlich-zeitliche Verhalten und können bei geringen Veränderungen zu einem Verlust oder der Meidung potentiell geeigneter Flächen führen (Grignolio et al. 2003; Parrini et al. 2003; Puorger 2017). Durch die Erschließung der Alpen dringt der Mensch immer weiter in die letzten Rückzugsgebiete des Alpensteinbocks vor. Dadurch kann es zu einer direkten und

indirekten Beeinflussung bzw. Beunruhigung der Tiere durch den Menschen kommen. Direkt kann sich vor allem die Präsenz von Freizeitsuchenden und die Ausübung der Jagd im Gebirge auf das Verhalten auswirken und dort die räumliche und zeitliche Nutzung dieser einzigartigen Ungulaten beeinflussen (Ingold 2006; Gressmann et al. 2013b). Fried et al. (2002) beschrieb in seiner Risiko-Beunruhigungs Hypothese eine Parallele zwischen Prädationsrisiko und der Störung durch Freizeitsuchenden. Dieses Prädationsrisiko ist nicht nur durch die Gefahr getötet zu werden definiert, sondern umfasst auch das Risiko vor potenziellen Angriffen. Um dieser Gefahr entgegenzuwirken wurden unterschiedliche Strategien von Herbivoren entwickelt. Kuijper et al. (2014) beobachtete beispielsweise bei Rothirschen (*Cervus elaphus*) und Wildschweinen (*Sus scrofa*) eine Zunahme des Sicherungsverhaltens während der Futteraufnahme in Gebieten mit hohem Prädationsrisiko. Eine weitere Möglichkeit ist die Anpassung des Raumnutzungsverhaltens durch die Vermeidung von Gebieten, die als gefährlich wahrgenommen werden. Diese Flächen, die durch ein räumlich und zeitlich variierendes Prädationsrisiko oder eine variierende Störungsfrequenz geprägt sind, werden unter dem Namen "Landschaft der Angst" zusammengefasst (Bleicher 2017). Die Meidung solcher Gebiete führt oft zur Nutzung von Sekundärhabitaten, welche eine geringere Habitatqualität aufweisen (Owen-Smith und Traill 2017; Ditmer et al. 2018). Die vom Alpensteinbock bevorzugten Gebiete, mit ihrem unberührten Charakter, erfreuen sich in den letzten Jahrzehnten immer größerer Beliebtheit bei Erholungssuchenden.

Besonders der Tourismus in Form von Wandern und Bergsteigen ist einer der am schnellsten wachsenden Bereiche in der Sportindustrie in Europa. Der stetig steigende Andrang und die wachsende Begeisterung der Bevölkerung für Aktivitäten in der freien Natur, führen zu einer immer stärkeren Beunruhigung von Wildtieren (Ingold 2006; Lindsay et al. 2008). Tadesse et al. (2012) untersuchten den Einfluss von Freizeitsuchenden auf das Äsungs- und Fluchtverhalten des Nubischen Steinbocks (*Capra nubiana*) im En-Awdt Nationalpark in Israel. Dabei konnten sie beobachten, dass an Tagen mit hoher touristischer Aktivität, wie zum Beispiel an Wochenenden, sich die räumliche und zeitliche Habitatnutzung der Tiere veränderte. Neben dem Tourismus können sich aber auch andere menschliche Aktivitäten auf die Raumnutzung des Alpensteinbocks auswirken.

Bei Jägern gilt der Alpensteinbock aufgrund seiner imposanten Gestalt und dem mystischen Ruf als begehrtes Jagdwild. Die Jagd ersetzt im Alpenraum, durch die Regulierung des

Huftierbestandes, die in weiten Teilen Europas verdrängten und ausgerotteten großen Beutegreifer. Cromsigt et al. (2013) beschreiben in ihrer Arbeit, dass die Jagd ein großes Potenzial aufweist, das Raumnutzungsverhalten von Wildtieren zu verändern. Durch die räumliche und zeitliche Vorhersehbarkeit der jagdlichen Aktivität, kommt es teilweise zu einer Verschiebung der in dieser Zeit genutzten Gebiete. Durch diese Anpassung kann die Gefahr einer Erlegung oder Störung durch den Menschen verringert werden. Cleveland et al. (2012) beobachteten beispielsweise im US Bundesstaat Montana eine erhöhte Aktivität bei Wapitis (*Cervus canadensis*), in den Monaten in denen die Jagd ausgeübt wird. Durch dieses Verhalten können die Tiere in diesem Gebiet die Wahrscheinlichkeit einer Erlegung herabsetzen. Eine weitere Strategie ist das Aufsuchen von anthropogenen Strukturen, wie zum Beispiel Siedlungen. In diesen Bereichen herrscht meist ein verminderter Jagddruck und bietet somit einen sicheren Rückzugsort. Durch diesen sogenannten human shield effect können die Tiere einem Jagdevent und den damit verbundenen letalen Folgen entgehen (Leblond et al. 2013; Nowak et al. 2014).

Die Anwesenheit von domestizierten Weidetieren kann ebenfalls zu einem veränderten Verhalten führen. Durch die anthropogene Nutzung alpiner Lagen als Bergweiden, kommt es zu einer Limitierung der natürlich vorkommenden Ressourcen. Die für die Überwinterung benötigte Energie beziehen die Tiere nahezu ausschließlich von den Energiereserven, die während der Vegetationsperiode angelegt werden. Diese Strategie erlaubt trotz reduzierter Nahrungsverfügbarkeit ein erfolgreiches Überdauern der Wintermonate (Signer 2013). Die Umsetzung dieser Strategie setzt allerdings voraus, dass die benötigten Ressourcen zur Verfügung stehen und ohne große Störungen genutzt werden können. Um die Limitierung von verfügbaren Ressourcen zu kompensieren, muss die Aktivität des Steinwildes während der Sommermonate gesteigert werden, wodurch wiederum mehr Energie aufgenommen werden muss. Dieses Verhalten beobachteten Gressmann und Duscher (2013b) im Zuge einer Untersuchung im Nationalpark Hohe Tauern und verglichen diese mit bereits vorhandenen Daten aus dem Schweizerischen Nationalpark. Dabei konnte ein Unterschied in der Aktivität zwischen dem Steinwild im Nationalpark Hohe Tauern und dem Schweizerischen Nationalpark, in welchem keine Beweidung stattfindet, festgestellt werden. Ferner konnte in einer anderen Studie beobachtet werden, dass sowohl Gämsen (*Rupicapra rupicapra*) als auch das Steinwild, Gebiete in denen alpine Matten von Schafen beweidet werden, weitgehend meiden (Ryser-Degiorgis et al. 2002). Ein weiterer Faktor der

Beweidung ist die Übertragung und Verbreitung von Krankheiten zwischen domestizierten Haustieren und wildlebenden Ungulaten. Bei der Äsung können beispielsweise Eier von gastrointestinalen Parasiten aufgenommen werden. Um das zu vermeiden, haben sich unterschiedliche Strategien beim Steinwild entwickelt. So kann durch das Anlegen von Defäkationsplätzen oder der temporären Meidung stark genutzter Flächen eine Weiterverbreitung von Krankheitserregern teilweise eingedämmt werden (Ezenwa 2004; Apio et al. 2006; Hutchings et al. 2006). So konnten zum Beispiel Brambilla et al. (2013) in ihrer Studie zeigen, dass Bereiche mit frisch abgelegten Kotpellets von Steinböcken weniger häufig genutzt werden als Gebiete mit älterem Kot.

Die bisher durchgeführten Untersuchungen zum anthropogenen Einfluss auf das Raumnutzungsverhalten des Alpensteinbocks berücksichtigen meist nur einen anthropogenen Faktor. Dadurch gehen Informationen über die Wechselwirkungen der unterschiedlichen Einflüsse verloren. In dieser Studie wurde der Einfluss von Freizeitsuchenden, der Jagd und der Beweidung durch domestizierte Haustiere auf die räumliche Habitatnutzung anhand von 41 besenderten männlichen Tieren in drei Untersuchungsgebieten mit unterschiedlichen Managementmaßnahmen untersucht. Dabei wurde angenommen, dass das Steinwild während der Sommermonate durch den höheren Andrang von Freizeitsuchenden vermehrt qualitativ schlechtere Habitate aufsucht und die räumliche Nutzung zunimmt (1). Des Weiteren wurde angenommen, dass die Tiere in den Sommermonaten die Distanz zu den Wanderwegen während des Tages vergrößern, um eine potenzielle Störung durch Freizeitsuchende zu verringern (2). Eine weitere Annahme beruht darauf, dass Alpensteinböcke in den Untersuchungsgebieten bei einer Absenz von Freizeitsuchenden die Distanz zu den Wanderwegen reduzieren (3). Ebenfalls wurde angenommen, dass in Monaten, in denen der Alpensteinbock jagdlich verfolgt wird, vermehrt qualitativ schlechtere Gebiete aufgesucht werden und die räumliche Nutzung zunimmt (4). Um die anthropogenen Einflüsse besser verstehen zu können und zukünftige Managementmaßnahmen gezielter planen zu können, ist es notwendig auch die Zusammenhänge und Wechselwirkungen zwischen unterschiedlichen Faktoren zu berücksichtigen. Aus diesem Grund wurde angenommen, dass die Entfernung der Tiere zu den Wanderwegen in den Monaten, in denen die Jagd ausgeübt wird, größer ist, als in Monaten, in denen vermehrt Freizeitsuchende in den Gebieten anzutreffen sind (5). Des

Weiteren wurde angenommen, dass das Steinwild Gebiete, die stark von domestizierten Weidetieren genutzt werden, überwiegend meidet (6).

Ziel dieser Untersuchung ist es, ein besseres Verständnis der Raumnutzung des Alpensteinbocks zu generieren und zukünftige Managementmaßnahmen gezielter zu steuern. Dadurch können die letzten Rückzugsgebiete dieser Hochgebirgsart besser geschützt werden.

2. Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchung zum Einfluss anthropogener Faktoren auf das Raumnutzungsverhalten des Alpensteinbocks wurde in drei Gebieten durchgeführt (Abb. 1): dem Nationalpark Hohe Tauern, dem Lechquellengebirge und dem Schweizerischen Nationalpark. Diese Untersuchungsflächen unterscheiden sich in ihrer geographischen Lage im Alpenraum, sowie den vorherrschenden menschlichen Nutzungsformen und Managementmaßnahmen.

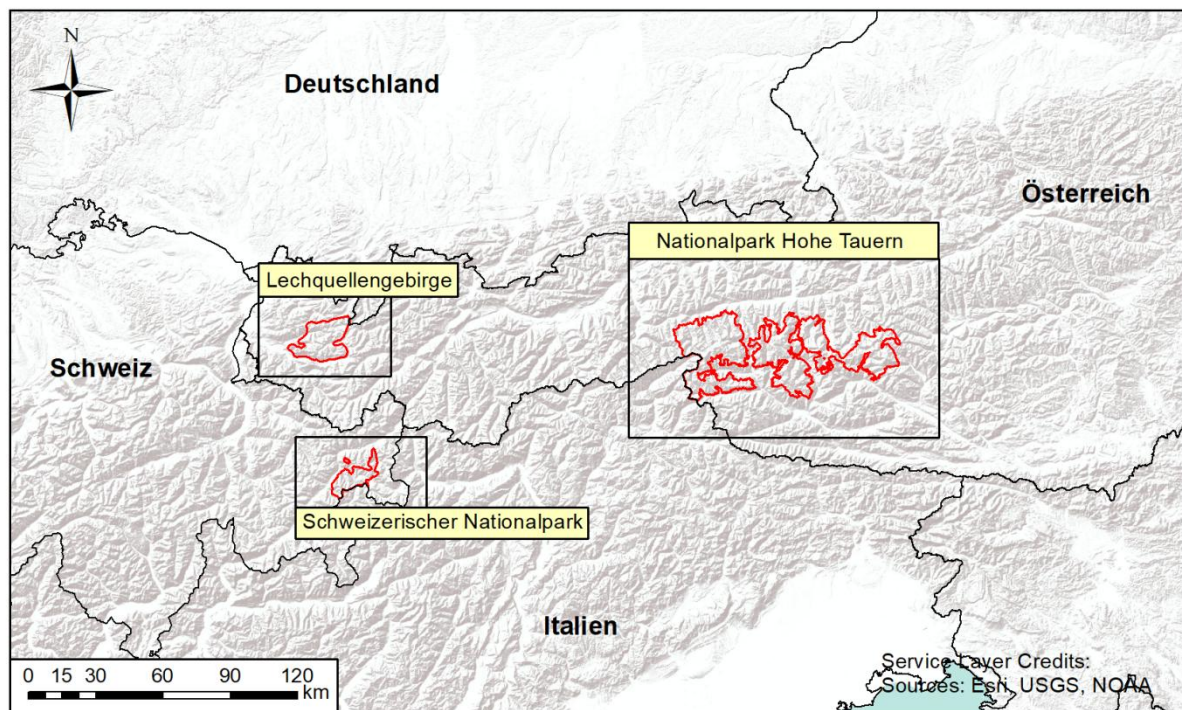


Abbildung 1: Untersuchungsgebiete und ihre Lage im Alpenraum. Nationalpark Hohe Tauern, Schweizerischer Nationalpark, Lechquellengebirge.

Der Nationalpark Hohe Tauern (47.10°N, 12.66°E) erstreckt sich mit einer Gesamtfläche von 1.856 km² über die österreichischen Bundesländer Tirol, Salzburg und Kärnten und liegt im östlichen Teil der Zentralalpen. Topographisch zeichnet sich das Gebiet durch seinen Hochgebirgscharakter mit einem Höhenprofil zwischen 1000 m und 3798 m über dem Meeresspiegel aus. Aufgrund der vorliegenden Daten wurde das Untersuchungsgebiet auf 1.021 km² reduziert. Für dieses Gebiet standen GPS-Daten von 19 besenderten Alpensteinböcken in einem Zeitraum von 2006 bis 2018 zur Verfügung. Die anthropogene Landnutzung manifestiert sich hier in einer zumindest teilweisen Beweidung alpiner Matten durch domestizierte Huftiere wie Hausrind (*Bos taurus*), Hausschaf (*Ovis gmelini aries*) und Hausziege (*Capra aegagrus hircus*) sowie der Jagd in ausgewiesenen Zonen (146 km²) und der Nutzung durch Freizeitsuchende wie Wanderer oder Bergsteiger.

Das Lechquellengebirge (47.17°N, 10.16°E) befindet sich im Westen von Österreich, im Bundesland Vorarlberg. Das Untersuchungsgebiet hat eine Gesamtfläche von 340 km² von dem 32 % der Fläche zum UNESCO Biosphärenpark Großes Walsertal gehören. Die verbleibende Fläche steht nicht unter Schutz. Das Höhenprofil liegt zwischen 693 und 2736 m über dem Meeresspiegel. Für diese Fläche lagen Standortdaten von insgesamt elf besenderten Alpensteinböcken für den Zeitraum von 2007 bis 2010 vor. Wie im Nationalpark Hohe Tauern sind auch im Lechquellengebirge alle drei untersuchten anthropogenen Landnutzungsarten vertreten. Die Beweidung in diesem Untersuchungsgebiet findet ausschließlich durch Hausschafe statt. Die Jagd wird im gesamten Gebiet ausgeübt und für Freizeitsuchende besteht hier kein striktes Wegegebot.

Der Schweizerische Nationalpark (46.65°N, 10.16°E) ist mit 170 km² das kleinste Untersuchungsgebiet und befindet sich in den Zentralalpen der Schweiz, im Kanton Graubünden in einer Höhe zwischen 1400 und 3174 m über dem Meeresspiegel. Insgesamt standen hier GPS-Daten von elf besenderten Alpensteinböcken in einem Zeitraum von 2003 bis 2015 zur Verfügung. Dieses Gebiet wird ausschließlich von Freizeitsuchenden genutzt. Es herrscht ein striktes Wegegebot im gesamten Nationalpark, welches durch Nationalparkmitarbeiter kontrolliert wird.

Alle Tiere waren mit Halsbändern der Firma VECTRONIC Aerospace GmbH versehen. Die Halsbänder waren mit einem GSM-Modul ausgestattet, um das Auslesen der Sender in den teilweise sehr schwer zugänglichen Gebieten zu vereinfachen.

Habitateignungsmodell

Zur Modellierung der Habitateignungsmodelle für die unterschiedlichen Untersuchungsgebiete und Jahreszeiten wurde die Vorgehensweise von Hirzel und Le Lay (2008) herangezogen. Die benötigten ökologischen und geographischen Variablen (Tab. 1) wurden anhand von digitalen Höhenmodellen (DHM) und Landbedeckungskarten errechnet und dem WorldCLIM Datensatz (Hijmans et al. 2005) entnommen.

Tabelle 1: Überblick über die verwendeten ökologischen und geographischen Variablen zur Berechnung der Habitateignungsmodelle für den Zeitraum der Jagd und des Tourismus in den drei Untersuchungsgebieten.

Variablen	Quellen	Details
Meereshöhe	Digitales Höhenmodell	-
Hangexposition	Digitales Höhenmodell	0 - 360°
Krümmung	Digitales Höhenmodell	-
Hangneigung	Digitales Höhenmodell	-
Beschattung - Tourismus	Digitales Höhenmodell	Datum: 15.8., Sonnenstand Bludenz: 52,46°
Beschattung - Jagd	Digitales Höhenmodell	Datum: 15.10., Sonnenstand Bludenz: 32,46°
Ostwert	Hangausrichtung	$\sin(\text{Hangausrichtung})$
Nordwert	Hangausrichtung	$\cos(\text{Hangausrichtung})$
Entfernung zu Äsungsflächen	VoGIS, Basemap,	Euklidische Entfernung zu Äsungsflächen
Entfernung zu ungeeigneten Gebieten	VoGIS, Basemap,	Euklidische Entfernung zu ungeeigneten Gebieten (Eis, Siedlungen, ...)
Entfernung zu Wasserkörpern	VoGIS,	Euklidische Entfernung zu Wasserkörpern
Entfernung zu Wegen	VoGIS, Schweizerischer Nationalpark, Nationalpark Hohe Tauern	Euklidische Entfernung zu Wegen
Temperatur - Tourismus	WorldClim	Juli, August, September
Temperatur - Jagd	WorldClim	August - Dezember
Niederschlag - Tourismus	WorldClim	Juli, August, September
Niederschlag - Jagd	Worldclim	August - Dezember

Alle verwendeten Raster wurden in eine Auflösung von 100x100 m Rasterzellgröße konvertiert und anhand der Open Source Software MaxEnt® (Philips et al. 2020) verarbeitet. Die dafür verwendeten Datensätze mit den benötigten geographischen Variablen wurden

mit ArcMap 10.6 (ESRI 2017) bearbeitet. Die Habitategignungsmodelle wurden in den drei Untersuchungsgebieten für die Nutzungsarten Tourismus und Jagd erstellt und jeweils in drei Eignungskategorien, welche die Nutzbarkeit der Fläche für den Alpensteinbock repräsentieren, eingeteilt. Für den Tourismus wurden Klimadaten von Juli bis September und für die Jagd Daten von August bis Dezember herangezogen. Die verwendeten Klimadaten errechneten sich aus dem Mittelwert der monatlichen Durchschnittstemperatur und dem mittleren monatlichen Niederschlag zwischen den Jahren 1970 und 2000.

Die Modelle wurden mittels MaxEnt® errechnet, in ArcMap 10.6 (ESRI 2017) überführt und anhand des Tools "Reclassify" aus der Toolbox "Spatial Analyst" in die in Tabelle 2 erwähnten Kategorien unterteilt. Für die Unterteilung wurden die errechneten Werte, welche zwischen 0 und 1 liegen, für die Modelle in drei Wertebereiche aufgeteilt (Tab. 2). Für die Sommermonate im Schweizerischen Nationalpark und im Nationalpark Hohe Tauern wurden die Habitategignungsmodelle aus der Arbeit von Plank (2013) übernommen. Die errechneten Modelle wurden anhand des Area Under the Curve (AUC) auf ihre Genauigkeit evaluiert. AUC-Werte zwischen 0,7 und 0,8 deuten auf ein gutes Modell und Werte zwischen 0,8 und 0,9 auf ein sehr gutes Modell hin. Ein AUC-Wert über 0,9 beschreibt ein hervorragend angepasstes Modell (Philips et al. 2020).

Tabelle 2: Kategorisierung der Flächen im Habitategignungsmodell.

Kategorie	Eignung
3 (>0,775)	Sehr gut geeignete Fläche
2 (>0,545; <0,775)	Mäßig geeignete Fläche
1 (<0,545)	Ungeeignete Fläche

Raumnutzungsanalysen

Um zu überprüfen, ob während der Sommermonate, in denen der Andrang durch Freizeitsuchende zunimmt, vermehrt Gebiete mit qualitativ schlechterer Habitatqualität aufgesucht werden, wurden die Home Ranges aller Tiere in den Untersuchungsgebieten berechnet und mit den Habitategignungsmodellen der jeweiligen Nutzungsart verschnitten. Zur Analyse des Einflusses von Freizeitsuchenden wurden Positionsdaten von Alpensteinböcken zwischen dem 15. Mai 2006 und 31. Oktober 2018 verwendet. Dieser Zeitraum wurde in zwei Aktivitätsphasen unterteilt. Die erste Aktivitätsphase umfasst den Zeitraum

von 04:00 Uhr bis 08:00 Uhr, da hier weniger Aktivität von Freizeitsuchenden angenommen wurde und die zweite Aktivitätsphase umfasst den Tag von 08:01 Uhr bis 19:00 Uhr. In diesem Zeitraum wurde die höchste Dichte an Erholungssuchenden erwartet. Die gewählten Zeiträume ergeben sich aus den Aktivitätsphasen der Alpensteinböcke und der persönlichen Einschätzung des Besucheraufkommens in den Untersuchungsgebieten. Da nur im Schweizerischen Nationalpark vereinzelt Besucher-Zählstationen für das Besuchermanagement vorhanden waren, musste aus Gründen der Vergleichbarkeit für die zweite Aktivitätsphase ein längerer Zeitraum gewählt werden, da nicht bekannt war, zu welcher Zeit sich die meisten Besucher in den einzelnen Gebieten aufhielten. Für die Jagd wurde ein Datensatz mit GPS-Daten zwischen dem 1. August und 15. Dezember erstellt. Die Home Ranges wurden anhand dieser Datensätze für die jeweiligen Untersuchungsgebiete und Nutzungsarten berechnet. Zur Berechnung der Streifgebiete wurde die Local Convex Hull (LoCoH) Methode verwendet (Lyons et al. 2013). Anhand dieser Methode, welche auf dem Prinzip der Minimum Convex Polygone (MCP) basiert, können die Home Ranges der einzelnen Tiere sehr genau berechnet werden (Abb. 2).

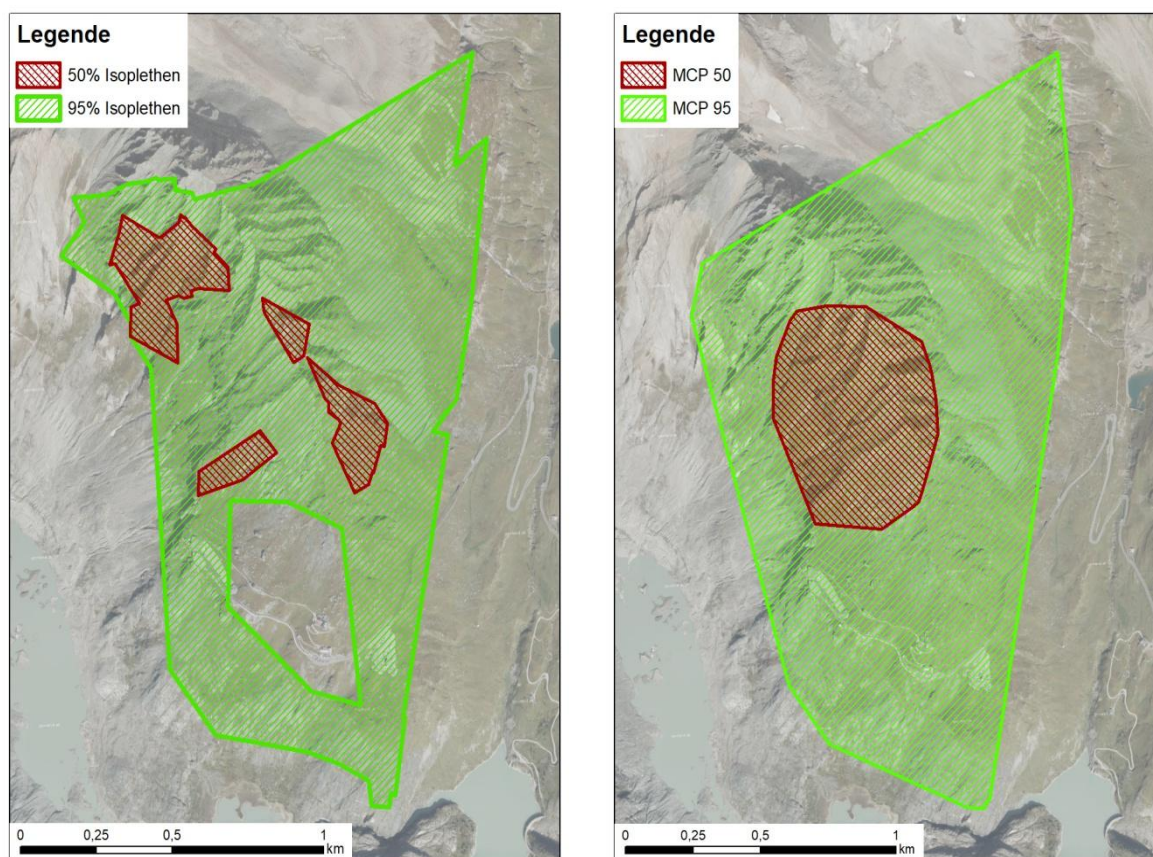


Abbildung 2: Vergleich zwischen den erstellten Home Ranges mittels T-LoCoH (A) und MCP (B) des Alpensteinbocks mit der Halsband-ID 22450 im Nationalpark Hohe Tauern.

Hierfür wurden für alle GPS-Punkte individuelle Konvex Polygone erstellt, welche eine definierte Anzahl an sogenannten Nearest Neighbors beinhalten. Dabei handelt es sich um Punkte, die räumlich und zeitlich sehr nahe beieinander liegen. Diese Nearest Neighbors wurden anhand der a-LoCoH Methode bestimmt. Erstellt wurden sowohl die 50 % Isoplethen (LoCoH 50) als auch die 95 % Isoplethen (LoCoH 95) der Streifgebiete. In den 50 % Isoplethen halten sich die Tiere zu 50 Prozent der Zeit auf. Diese berechneten Home Ranges wurden anschließend in ArcMap überführt und mit den jeweiligen Habitataignungsmodellen überlagert, um den flächenmäßigen Anteil der drei Kategorien aus Tabelle 2 zu generieren.

Einfluss touristisch genutzter Flächen

Um die Hypothese zur Zunahme der Entfernung der Tiere, zu den am nächsten gelegenen Wanderwegen, während der Monate mit hohem Andrang von Freizeitsuchenden zu überprüfen, wurde die Vorgehensweise von Westekemper et al. (2018) verwendet. Hierfür wurde die Entfernung von jedem GPS-Punkt in den 95% Isoplethen der Streifgebiete zwischen 15. Mai und 31. Oktober in der ersten und zweiten Aktivitätsphase zu dem am nächsten gelegenen Weg mithilfe des ArcMap Tools "Near" in der Analysis Toolbox berechnet. Um die Hypothese drei zu testen, wurden in diesen Streifgebieten Zufallspunkte im selben Ausmaß wie die tatsächlich vorhandenen GPS-Punkte erstellt, um die Abwesenheit von Freizeitsuchenden zu simulieren. Dieser Schritt wurde mit dem Tool "Create Random Points" aus der Data Management Toolbox in ArcMap durchgeführt. Dabei wird eine genau definierte Anzahl an Zufallspunkten in einem festgelegten Gebiet erstellt. Von diesen Punkten wurde ebenfalls die Distanz zu den am nächsten gelegenen Wegen berechnet. Als erste statistische Analyse wurden die errechneten Datensätze zur Entfernung der Tiere und der Zufallspunkte zu den am nächsten gelegenen Wegen mittels nichtparametrischen Mann-Whitney U-Test miteinander verglichen. Anschließend wurden die unabhängigen Variablen Halsband-ID, Datum, Zeit, Wochentag, Hangexposition, Hangneigung und Schummerung (Tab. 3) für jeden GPS-Punkt tabellarisch zusammengefasst und mittels sogenannten Generalisierten Additiven Gemischten Modellen (GAMM) ausgewertet. Die Variable Halsband-ID wurde in dieser Berechnung als random effect verwendet, da die Gebiete von den Böcken je nach Alter und Persönlichkeit individuell genutzt werden (Grignolio et al. 2007). Als abhängige Variable wurde die Entfernung der Tiere zu den Wegen verwendet. Darüber hinaus wurde mithilfe des ArcMap Analysis Tools "Buffer" ein 100 Meter Puffer um die Wanderwege erstellt. Anhand dieses Puffers wurden anschließend alle darin liegenden

Standortpunkte sowie die dazugehörigen Variablen (Tab. 3) extrahiert. Mit den somit erzeugten Datensätzen wurde der Einfluss der einzelnen Variablen auf die Entfernung der Böcke, die sich in diesem Bereich aufgehalten haben, zu den Wanderwegen mittels GAMM berechnet. Die mittels Puffer erstellten Datensätze beinhalten alle Standortdaten, die sich innerhalb der mittleren Fluchtdistanz der Alpensteinböcke befinden (Winkelmayr 2013).

Tabelle 3: Übersicht über alle verwendeten Variablen im GAMM zum Einfluss touristisch genutzter Flächen.

Variablen-bezeichnung	Definition	Wertebereich	Kategorie	Anzahl der Kategorien
id	Halsbandnummer	-	1514/1515/1516/1517/1524/1525/ 1526/1527/1528/6303/6307/22444/ 22445/22447/22450/22453/4020/ 4022/4023/4024/4025/4026/4027/ 4029/4030/7373/7375/0309/0461/ 0560/3750/3754/3759/5730/5733/ 5739/7951	NPHT - 16 LQG - 11 SNP - 10
Time_n	Aktivitätsphase	-	1-2	2
Day_n	Wochentag	-	1-7	7
Slope	Hangneigung [°]	0,97 - 73,73	-	-
Aspect	Hangexposition [°]	0,13 - 359,95	-	-
Hillshade	Schummerung	0 - 254	-	-

Alle statistischen Analysen und Auswertungen wurden mit RStudio 3.6.2 (RStudio Team 2019) durchgeführt. Die präsentierten Grafiken wurden sowohl mit RStudio als auch mit Microsoft Excel (2007) erstellt.

Einfluss der Jagd

Bei der Analyse, ob der Mensch während der Monate mit jagdlicher Nutzung vom Steinwild anders wahrgenommen wird und es dadurch zu einer Veränderung in der Entfernung der Tiere zu den Wanderwegen kommt, wurde die gleiche Vorgehensweise wie bei der Tourismusanalyse herangezogen. Hierfür wurden im Nationalpark Hohe Tauern, dem Lechquellengebirge und dem Schweizerischen Nationalpark die Home Ranges (LoCoH 95) während der Schusszeit berechnet und anschließend von jedem GPS-Punkt die Entfernung zum nächstgelegenen Weg berechnet. Als Referenzzeit wurden die Home Ranges (LoCoH 95) der Tiere zwischen dem 1. Mai 2006 und 31. Juni 2018, in welcher keine Jagd auf den Alpensteinbock ausgeübt wird, berechnet und ebenfalls die einzelnen Entfernungen zwischen den Standorten der Böcke und den Wegen ermittelt. Da nicht bekannt war, zu welchem Zeitpunkt und an welchen Tagen jagdliche Aktivitäten in den Gebieten stattfanden,

ergab sich für diese Analyse ein zeitlich ungleichverteilter Datensatz. Für die deskriptive Statistik wurden die Distanzen während der Schusszeit mit den Werten der Referenzzeit mittels Mann-Whitney U-Test verglichen. Anschließend wurden dieselben Variablen wie bei der Tourismusanalyse für jeden GPS-Punkt ermittelt und deren Einfluss auf die Entfernung der Tiere zu den Wanderwegen anhand eines GAMM analysiert. Auch hier wurde die Entfernung der Tiere zu den Wegen als abhängige Variable herangezogen. Als unabhängige Variablen wurden Halsband-ID, Hangneigung, Hangexposition und Schummerung verwendet (Tab. 4). Zusätzlich wurde das Model um die unabhängige Variable Bejagung im Gebiet (0=Nein/1=Ja) erweitert.

Tabelle 4: Übersicht über alle verwendeten Variablen im GAMM zum Einfluss der Jagd.

Variablen-bezeichnung	Definition	Wertebereich	Kategorie	Anzahl der Kategorien
id	Halsbandnummer	-	1514/1515/1516/1517/1525/ 1526/6289/6303/6307/22444/ 22445/22447/22450/22453/ 4020/4022/4023/4024/4025/ 4026/4027/4029/4030/7373/ 7375/0309/0560/3750/3754/ 3759/5730/5733/5739/7951	NPHT - 14 LQG - 11 SNP - 9
Bejagung	Bejagt/Unbejagt	-	0-1	2
Slope	Hangneigung [°]	1,21 - 61,04	-	-
Aspect	Hangexposition [°]	0,01 - 359,92	-	-
Hillshade	Schummerung	0 - 254	-	-

Ebenfalls wurde der Einfluss der unterschiedlichen Variablen auf die Distanz der GPS-Punkte zu den Wanderwegen im 100 Meter Puffer berechnet. Auch in dieser Berechnung wurde aufgrund der Individualität der einzelnen Böcke die Halsband-ID als random factor kategorisiert. Der Schweizerische Nationalpark diente in dieser Untersuchung ausschließlich als Kontrollfläche, da hier keine Jagd stattfindet.

Einfluss beweideter Flächen

Zur Überprüfung, ob der Alpensteinbock Flächen, die von domestizierten Weidetieren genutzt werden, überwiegend meidet, wurden die für die Analyse zum Einfluss touristisch genutzter Flächen berechneten Home Ranges (LoCoH 95) zwischen 1. Mai und 31. Oktober im Nationalpark Hohe Tauern verwendet und mit vorhandenen Datensätzen zu Tierbesatzdichten (Großvieheinheit pro Quadratkilometer (GVE/km²)) verschnitten. Die Ergebnisse wurden anschließend graphisch dargestellt. Flächen, die nicht für die Beweidung

durch Nutztiere zur Verfügung stehen, wie zum Beispiel dauerhafte Eisfelder im Gletschergebiet, wurden nicht mit einberechnet.

3. Ergebnisse

Von den 19 besenderten Böcken im Nationalpark Hohe Tauern konnten 14 Individuen für die Tourismusanalyse herangezogen werden. Hierfür standen 8.447 Standortdaten im Zeitraum vom 15. Mai 2006 bis 31. Oktober 2018 zur Verfügung. Die mittlere Home Range Größe in der ersten Aktivitätsphase beträgt $8,20 \text{ km}^2$ (SD: 11,60; z: 3,72). Für die zweite Aktivitätsphase wurde ein Mittelwert von $8,02 \text{ km}^2$ (SD: 8,71; z: 5,28) errechnet. Bei der Analyse zur Jagd im Nationalpark Hohe Tauern wurden ebenfalls 14 Individuen mit insgesamt 12.928 Ortungen vom 4. Mai 2006 bis 14. November 2018 herangezogen. Die mittlere Streifgebietsgröße während der Jagd beträgt $12,93 \text{ km}^2$ (SD: 20,95; z: 5,08). Die durchschnittliche Wegedichte im Untersuchungsgebiet beträgt 961 m/km^2 .

Im Lechquellengebirge wurden elf Böcke für die Untersuchung zum Einfluss von Freizeitsuchenden genutzt (siehe Appendix 5). Im Zeitraum vom 17. Juli 2007 bis 12. Oktober 2010 wurden insgesamt 6.843 Standortdaten verwendet. Hier beträgt die mittlere Home Range Größe in der ersten Aktivitätshase $8,41 \text{ km}^2$ (SD: 6,89; z: 5,72) und in der zweiten Aktivitätsphase $6,84 \text{ km}^2$ (SD: 5,66; z: 5,57). Bei der Analyse zur Jagd wurden im Lechquellengebirge 11.597 Datenpunkte vom 1. August 2007 bis 12. Oktober 2012 von elf Böcken herangezogen. Für die Streifgebietsfläche wurde ein Mittelwert von $11,09 \text{ km}^2$ (SD: 13,40; z: 4,39) berechnet. In diesem Gebiet liegt die durchschnittliche Wegedichte bei $1368,78 \text{ m/km}^2$.

Im Schweizerischen Nationalpark wurden vom 4. Juni 2003 bis 27. Oktober 2013 insgesamt 13.723 Ortungen von zehn Böcken für die Tourismusanalyse verwendet. Die mittlere Größe der Streifgebiete für diesen Zeitraum liegt bei $5,18 \text{ km}^2$ (SD: 2,40; z: 5,20) in der ersten Aktivitätsphase und $6,73 \text{ km}^2$ (SD: 2,66; z: 6,83) in der zweiten Aktivitätsphase. Für den Vergleich zu den jagdlichen Einflüssen in den anderen beiden Gebieten wurden 21.158 Datenpunkte von elf Individuen im Zeitraum vom 17. Mai 2007 bis 27. Oktober 2013 herangezogen (siehe Appendix 6). Hier wurde eine mittlere Streifgebietsgröße von $9,39 \text{ km}^2$ (SD: 7,81; z: 7,21) berechnet. Mit $723,77 \text{ m/km}^2$ ist die durchschnittliche Wegedichte in diesem Untersuchungsgebiet am geringsten.

Raumnutzungsanalyse Tourismus

Die berechnete zusammengefasste Fläche der Streifgebiete (LoCoH 95) im Nationalpark Hohe Tauern beträgt 89,97 km². Wenn man die erste Aktivitätsphase mit der zweiten gegenüberstellt, hat man in der ersten Aktivitätsphase eine Fläche von 74,14 km² und in der zweiten Aktivitätsphase eine Fläche von 70,19 km² (Tab. 5). Das Lechquellengebirge hat eine totale Home Range (LoCoH 95) Fläche von 57,60 km² (Abb. 3).

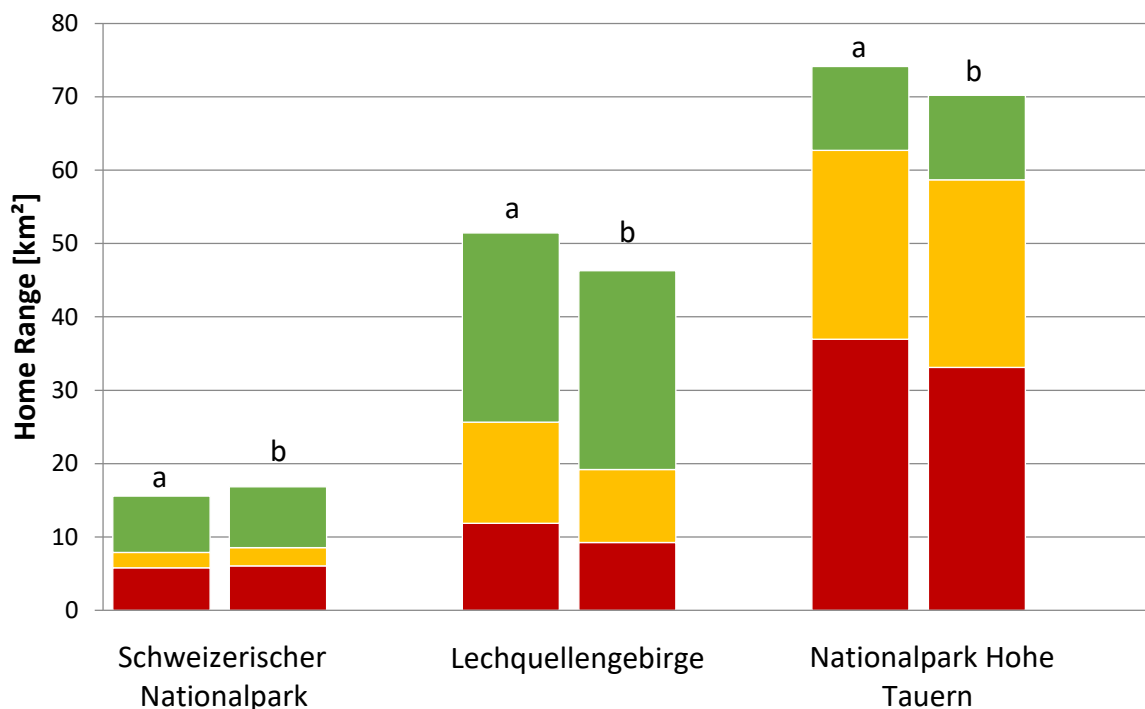


Abbildung 3: Anteil an sehr gut (grün), mäßig (gelb) und ungeeigneten (rot) Flächen in den zusammengefassten Home Ranges (LoCoH 95) der einzelnen Untersuchungsgebiete. Verglichen wurde der Anteil an geeigneten Flächen zwischen 4 bis 8 Uhr (a) und von 8 bis 19 Uhr (b).

Dort beträgt die Streifgebietsgröße in der ersten Aktivitätsphase 51,44 km² und 46,29 km² in der zweiten Aktivitätsphase. Die Fläche der Home Ranges (LoCoH 95) im Schweizerischen Nationalpark beträgt 24,80 km². Hier weist die Home Range der ersten Aktivitätsphase eine Fläche von 18,03 km² und 20,64 km² in der zweiten Aktivitätsphase auf (Tab. 5). In Abbildung 3 ist zu erkennen, wie die unterschiedlichen Kategorien der Habitateignungsmodelle in den Streifgebieten verteilt sind. Im Schweizerischen Nationalpark sowie im Lechquellengebirge überwiegen die Anteile an sehr gut und mäßig geeigneten Flächen in den Home Ranges. Ein anderes Bild zeigt sich im Nationalpark Hohe Tauern. Hier beträgt der Anteil an ungeeigneten Flächen in der ersten Aktivitätsphase 49,9 % und in der zweiten Aktivitätsphase 47,2 %. Im Lechquellengebirge finden sich die flächenmäßig größten 50%

Isoplethen der Streifgebiete mit einer Gesamtfläche von 13,64 km². Im Vergleich sind hier die Home Ranges (LoCoH 50) in der zweiten Aktivitätsphase mit 10,09 km² um 1,54 km² größer als die der ersten Aktivitätsphase (Tab. 6).

Tabelle 5: Übersicht über die Flächenverteilung an sehr gut, mäßig und ungeeigneten Flächen [km²] in den Home Ranges (LoCoH 95) im Schweizerischen Nationalpark (SNP), Lechquellengebirge (LQG) und im Nationalpark Hohe Tauern (NPHT). Die Angaben sind für die 1. Aktivitätsphase (1. AP) und die 2. Aktivitätsphase (2.AP) während der Sommermonate von 15. Mai bis 31. Oktober dargestellt.

	SNP		LQG		NPHT	
	1. AP	2. AP	1. AP	2. AP	1. AP	2. AP
	LoCoH 95	LoCoH 95	LoCoH 95	LoCoH 95	LoCoH 95	LoCoH 95
Sehr gut geeignet	7,64	8,31	25,76	27,10	11,45	11,49
Mäßig geeignet	2,10	2,49	13,79	9,92	25,74	25,58
Ungeeignet	5,82	6,07	11,89	9,28	36,96	33,12
Gesamtfläche	15,57	16,87	51,44	46,29	74,14	70,19

Dasselbe Muster findet sich auch im Nationalpark Hohe Tauern in welchem die Home Ranges (LoCoH 50) in der zweiten Aktivitätsphase mit 9,97 km² um 0,20 km² größer ist als die morgendliche Aktivitätsphase. Im Schweizerischen Nationalpark ist die Home Range (LoCoH 50) der ersten Aktivitätsphase mit 3,51 km² um 1,61 km² flächenmäßig größer, als die Home Ranges (LoCoH 50) der zweiten Aktivitätsphase mit 1,9 km² (Abb. 4).

Tabelle 6: Übersicht über die Flächenverteilung an sehr gut, mäßig und ungeeigneten Flächen [km²] in den Home Ranges (LoCoH 50) im Schweizerischen Nationalpark (SNP), Lechquellengebirge (LQG) und im Nationalpark Hohe Tauern (NPHT). Die Angaben sind für die 1. Aktivitätsphase (1. AP) und die 2. Aktivitätsphase (2.AP) während der Sommermonate von 15. Mai bis 31. Oktober dargestellt.

	SNP		LQG		NPHT	
	1. AP	2. AP	1. AP	2. AP	1. AP	2. AP
	LoCoH 50	LoCoH 50	LoCoH 50	LoCoH 50	LoCoH 50	LoCoH 50
Sehr gut geeignet	2,12	1,22	5,55	5,55	2,43	2,56
Mäßig geeignet	0,34	0,16	1,59	1,92	3,83	4,10
Ungeeignet	0,21	0,18	1,41	2,61	1,50	1,31
Gesamtfläche	2,67	1,56	8,55	10,09	7,77	7,97

Mit 65,2 % in der ersten Aktivitätsphase und 72,6 % in der zweiten Aktivitätsphase überwiegt der Anteil an sehr gut geeigneten Flächen im Schweizerischen Nationalpark. 23,1 % (1. Aktivitätsphase) und 18,4 % (2. Aktivitätsphase) der Home Ranges (LoCoH 50) befinden sich in mäßig geeigneten Gebieten. Im Lechquellengebirge liegen 64,9 % der Home Ranges (LoCoH 50) in der ersten Aktivitätsphase und 55% der zweiten Aktivitätsphase in sehr gut geeigneten Gebieten. Ungeeignete Gebiete nehmen 16,5 % in der ersten und 25,9 % in der

zweiten Aktivitätsphase ein. Im Nationalpark Hohe Tauern beträgt der Anteil an ungeeigneten Flächen 19,3 % in der ersten und 16,4 % der Fläche der Home Ranges (LoCoH 50) in der zweiten Aktivitätsphase. Der Prozentsatz an mäßig geeigneten Flächen beträgt 49,3 % in der ersten und 51,4 % in der zweiten Aktivitätsphase.

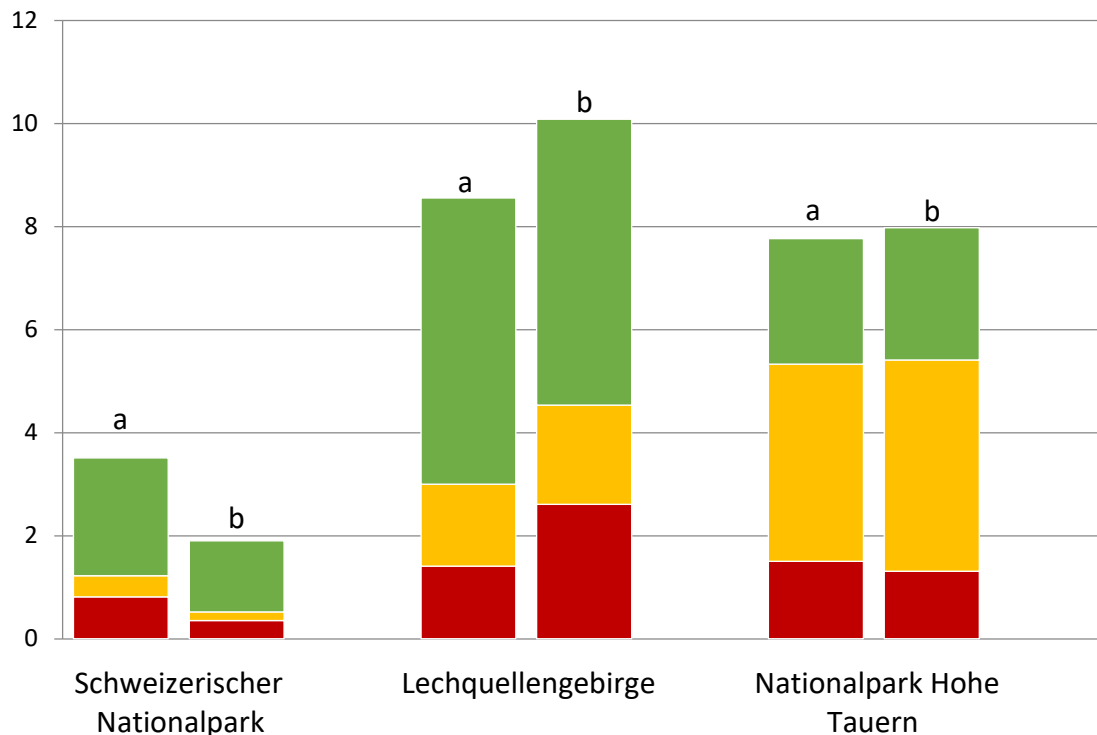


Abbildung 4: Anteil an sehr gut (grün), mäßig (gelb) und ungeeigneten (rot) Flächen in den zusammengefassten Home Ranges (LoCoH 50) in den einzelnen Untersuchungsgebieten. Verglichen wurde der Anteil an geeigneten Flächen zwischen 4 bis 8 Uhr (a) und von 8 bis 19 Uhr (b).

Raumnutzungsanalyse Jagd

Die gesamte Home Range (LoCoH 95) im Schweizerischen Nationalpark umfasst eine Fläche von insgesamt 32,68 km² (Abb. 5). Das Streifgebiet während dieser Zeit im Lechquellengebirge liegt bei 79,28 km². Die Home Range (LoCoH 95) des Nationalpark Hohe Tauern während der Schusszeit ist mit 104,51 km² das räumlich größte zusammengefasste Streifgebiet in dieser Untersuchung. Die Referenz-Streifgebiete (LoCoH 95) im Schweizerischen Nationalpark zwischen 1. Mai und 31. Juni haben eine Fläche von 11,32 km². Im Lechquellengebirge wurde während der Referenzzeit eine Home Range Fläche von 28,09 km² errechnet und die Streifgebiete im Nationalpark Hohe Tauern weisen eine Fläche von 40,73 km² auf (Tab. 7). Die sehr gut, mäßig und ungeeigneten Anteile in den Streifgebieten sind hier während des Referenzzeitraumes ohne Bejagung und der Schusszeit prozentuell sehr ähnlich verteilt.

Tabelle 7: Übersicht über die Flächenverteilung an sehr gut, mäßig und ungeeigneten Flächen [km²] in den Home Ranges (LoCoH 95) im Schweizerischen Nationalpark (SNP), Lechquellengebirge (LQG) und im Nationalpark Hohe Tauern (NPHT). Die Angaben sind für die Zeitraum vom 1. August bis 15. Dezember, in dem der Alpensteinbock bejagt wird (Bejagt) und der Referenzzeit vom 1. Mai bis 31. Juli, in der keine Bejagung auf den Alpensteinbock stattfindet (Unbejagt), dargestellt.

* Im Schweizerischen Nationalpark findet ganzjährig keine Jagt auf Steinwild statt.

	SNP*		LQG		NPHT	
	Bejagt	Unbejagt	Bejagt	Unbejagt	Bejagt	Unbejagt
	LoCoH 95	LoCoH 95	LoCoH 95	LoCoH 95	LoCoH 95	LoCoH 95
Sehr gut geeignet	10,89	5,27	23,58	10,19	21,78	7,89
Mäßig geeignet	11,31	1,44	21,83	8,92	34,85	15,09
Ungeeignet	10,43	4,61	33,87	8,98	47,88	18,71
Gesamtfläche	32,63	11,32	79,28	28,09	104,51	41,69

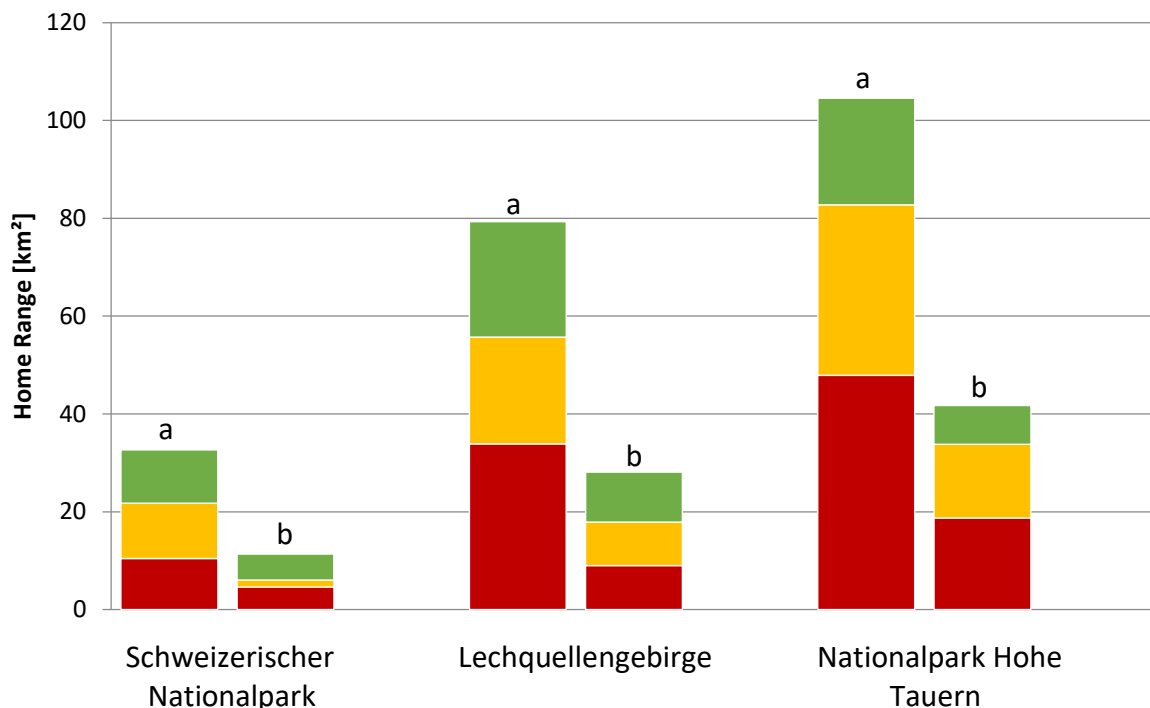


Abbildung 5: Anteil an sehr gut (grün), mäßig (gelb) und ungeeigneten (rot) Flächen in den zusammengefassten 95 %-Isoplethen der Home Ranges in den einzelnen Untersuchungsgebieten. Verglichen wurde der Anteil an geeigneten Flächen zwischen Monaten mit Jagd (a) und ohne Jagd (b).

In den Home Ranges (LoCoH 50) finden wir hingegen eine andere Verteilung der Habitategnung während der Jagdsaison im Referenzzeitraum. Es wurde wieder die gleiche Reihung der Home Range Größen ermittelt. So weist das zusammengefasste Streifgebiet (LoCoH 50) im Schweizerischen Nationalpark eine Fläche von 0,81 km² auf (Abb.6). Flächenmäßig an zweiter Stelle liegt das Lechquellengebirge mit einer Home Range (LoCoH

50) Größe von 5,65 km². Im Nationalpark Hohe Tauern wurde eine Streifgebiets-Fläche (LoCoH 50) von 6,11 km² berechnet (Tab. 8).

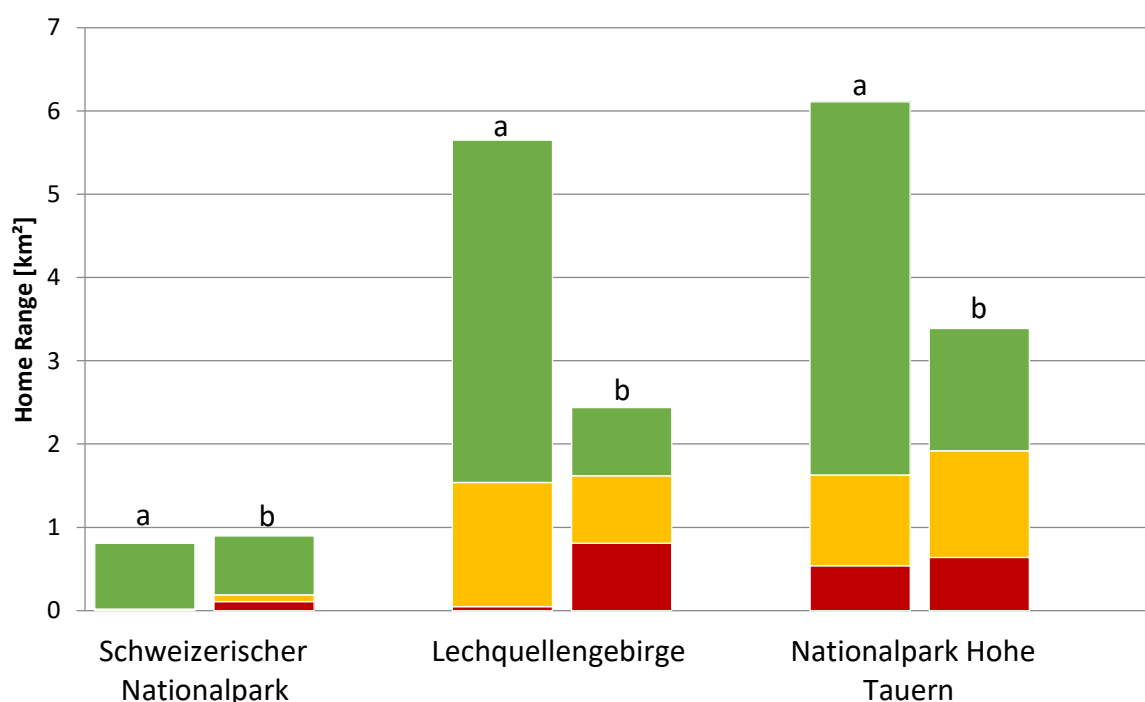


Abbildung 6: Anteil an sehr gut (grün), mäßig (gelb) und ungeeigneten (rot) Flächen in den zusammengefassten 50 %-Isoplethen der Home Ranges in den einzelnen Untersuchungsgebieten. Verglichen wurde der Anteil an geeigneten Flächen zwischen Monaten mit Jagd (a) und ohne Jagd (b).

In Abbildung 5 ist zu erkennen, dass in allen Untersuchungsgebieten während der Schusszeit der Anteil an sehr gut geeigneten Flächen in den 50 % Isoplethen dominiert. Im Schweizerischen Nationalpark beträgt dieser Anteil 97,5 %. Im Lechquellengebirge wurde der Anteil mit 72,2 % und im Nationalpark Hohe Tauern mit 73,3 % errechnet.

Tabelle 8: Übersicht über die Flächenverteilung an sehr gut, mäßig und ungeeigneten Flächen [km²] in den Home Ranges (LoCoH 50) im Schweizerischen Nationalpark (SNP), Lechquellengebirge (LQG) und im Nationalpark Hohe Tauern (NPHT). Die Angaben sind für die Zeitraum vom 1. August bis 15. Dezember, in dem der Alpensteinbock bejagt wird (Bejagt) und der Referenzzeit vom 1. Mai bis 31. Juli, in der keine Bejagung auf den Alpensteinbock stattfindet (Unbejagt), dargestellt.

* Im Schweizerischen Nationalpark findet ganzjährig keine Jagd auf Steinwild statt

	SNP*		LQG		NPHT	
	Bejagt	Unbejagt	Bejagt	Unbejagt	Bejagt	Unbejagt
	LoCoH 50	LoCoH 50	LoCoH 50	LoCoH 50	LoCoH 50	LoCoH 50
Sehr gut geeignet	0,79	0,71	4,11	0,82	4,48	1,47
Mäßig geeignet	0,02	0,08	1,49	0,81	1,09	1,28
Ungeeignet	0,00	0,11	0,05	0,81	0,54	0,64
Gesamtfläche	0,81	0,90	5,65	2,44	6,11	3,39

Im Lechquellengebirge und im Nationalpark Hohe Tauern lässt sich in der Home Range (LoCoH 50) während der Referenzzeit ein ähnliches Muster wie in den 95 % Isoplethen während der Schusszeit erkennen. Hier überwiegen die Flächen mit mäßig- und ungeeigneter Habitateignung.

Einfluss touristisch genutzter Flächen

Im Schweizerischen Nationalpark ist die mittlere Distanz zu den Wanderwegen in der ersten Aktivitätsphase (MW: 282,91 m) höchst signifikant ($p < 0,001$) kleiner als in der zweiten Aktivitätsphase (MW: 359,07 m). In den anderen beiden Gebieten wurden keine signifikanten Veränderung der mittleren Entfernung zwischen den beiden Aktivitätsphasen beobachtet (Lechquellengebirge: $p = 0,818$; Nationalpark Hohe Tauern: $p = 0,357$) (Abb. 7).

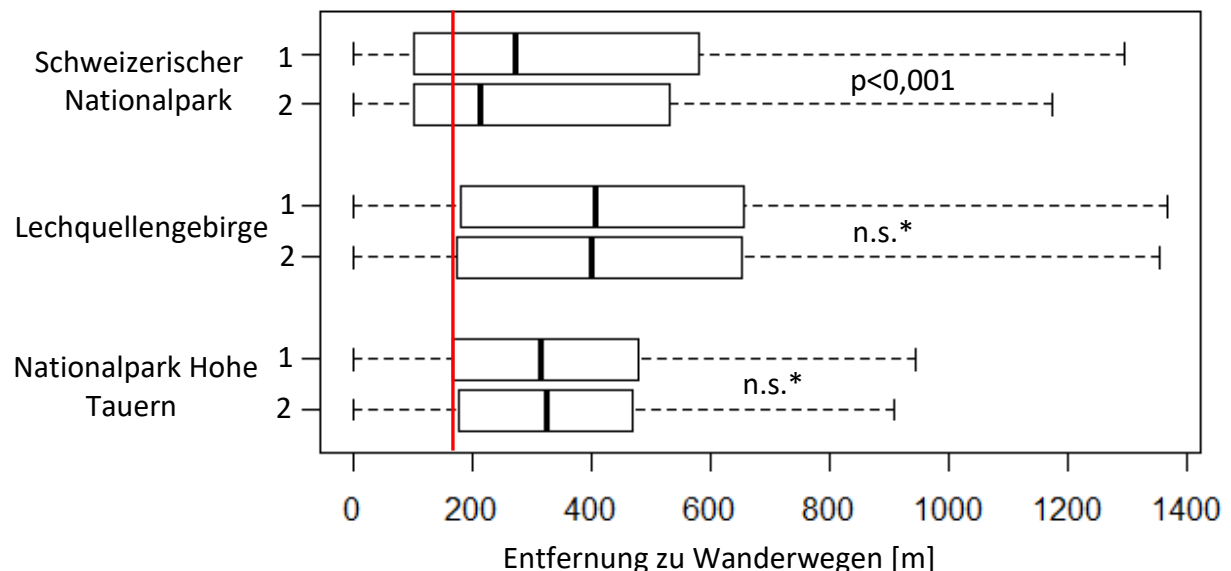


Abbildung 7: Vergleich der Entfernung der einzelnen GPS-Punkte zu den am nächsten gelegenen Wanderwegen in den einzelnen Untersuchungsgebieten. Die rote Markierung verdeutlicht die Verschiebung der Datenverteilung im Lechquellengebirge und im Nationalpark Hohe Tauern im Gegensatz zum Schweizerischen Nationalpark. Dort liegen die Standortdaten höchst signifikant ($p < 0,001$) näher an den Wanderwegen als im Lechquellengebirge und im Nationalpark Hohe Tauern. 1 → Aktivitätsphase von 4:00 bis 8:00 Uhr. 2 → alle Standorte zwischen 8:01 und 19:00 Uhr. (*nicht signifikant)

Im Lechquellengebirge als auch im Nationalpark Hohe Tauern ist die mittlere Entfernung der Böcke zu den Wanderwegen in beiden Aktivitätsphasen höchst signifikant ($p < 0,001$) größer als im Vergleich zum Schweizerischen Nationalpark.

Wenn man die Ergebnisse der Analyse mittels GAMM betrachtet, sieht man einen höchst signifikanten Einfluss der Variable Zeit (2. Aktivitätsphase) im Schweizerischen Nationalpark

($p < 0,001$; $R^2 = 0,802$) und im Nationalpark Hohe Tauern ($p < 0,001$; $R^2 = 0,203$). Zusätzlich wurde beobachtet, dass ein signifikanter Unterschied zur Referenzvariable Montag an den Tagen Samstag ($p = 0,0281$) und Sonntag ($p = 0,0312$; $R^2 = 0,530$) im Lechquellengebirge vorliegt. Im Schweizerischen Nationalpark wurde ein signifikanter Unterschied zur Referenzvariable Montag an den Tagen Mittwoch ($p = 0,0034$), Donnerstag ($p = 0,0283$), Freitag ($p = 0,0016$), Samstag ($p = 0,0221$) und Sonntag ($p < 0,001$) berechnet. Zudem wurde in allen drei Untersuchungsgebieten ein höchst signifikanter Einfluss der unabhängigen Variablen Halsband-ID, Hangexposition, Hangneigung und Beschattung ($p < 0,001$) festgestellt (Tab. 9). Bei der Untersuchung im 100 Meter Puffer wurde im Nationalpark Hohe Tauern ein signifikanter Einfluss der unabhängigen Variable Zeit (2. Aktivitätsphase) beobachtet ($p = 0,0472$; $R^2 = 0,177$) (Tab. 10). Ebenfalls wurde in diesem Untersuchungsgebiet ein höchst signifikanter Einfluss ($p < 0,001$) der unabhängigen Variable Halsband-ID bei den Standortdaten im 100 Meter Puffer beobachtet. Für die Variablen Hangexposition und Hangneigung wurde in allen Untersuchungsgebieten ein höchst signifikanter Einfluss auf die Entfernung der Böcke zu den Wanderwegen berechnet. Ein höchst signifikanter Einfluss ($p < 0,001$) der Variable Beschattung wurde im Nationalpark Hohe Tauern als auch im Schweizerischen Nationalpark beobachtet. Für diese Variable wurde im Lechquellengebirge ein signifikanter Einfluss ($p = 0,025$) berechnet.

Schweizerischer Nationalpark

Bei der Auswertung der Entfernung zwischen der in ArcMap generierten Zufallspunkten und der Distanz der Standortdaten der besenderten Böcke zu den am nächsten gelegenen Wegen, wurde bei dem Vergleich zwischen den Zufallspunkten der ersten Aktivitätsphase ein höchst signifikanter Unterschied ($p < 0,001$) im Schweizerischen Nationalpark berechnet. Beim Vergleich der Entfernung der generierten Zufallspunkte und den Standortdaten in der zweiten Aktivitätsphase konnte ebenfalls ein höchst signifikanter Unterschied ($p < 0,001$) errechnet werden (Abb. 10). Die Datenverteilung der Standortdaten der Böcke in der ersten Aktivitätsphase (MW: 349,21m) liegt signifikant näher an den Wegen als die für die in diesem Zeitraum erstellten Zufallspunkte (MW: 583,85 m). Die gleiche Beobachtung konnte bei der zweiten Aktivitätsphase (MW: 367,19 m) und den dazugehörigen Zufallspunkten (MW: 590,67 m) gemacht werden. Auch hier liegen die Standortdaten der Böcke signifikant näher an den Wanderwegen als die erstellten Zufallspunkte in dieser Aktivitätsphase.

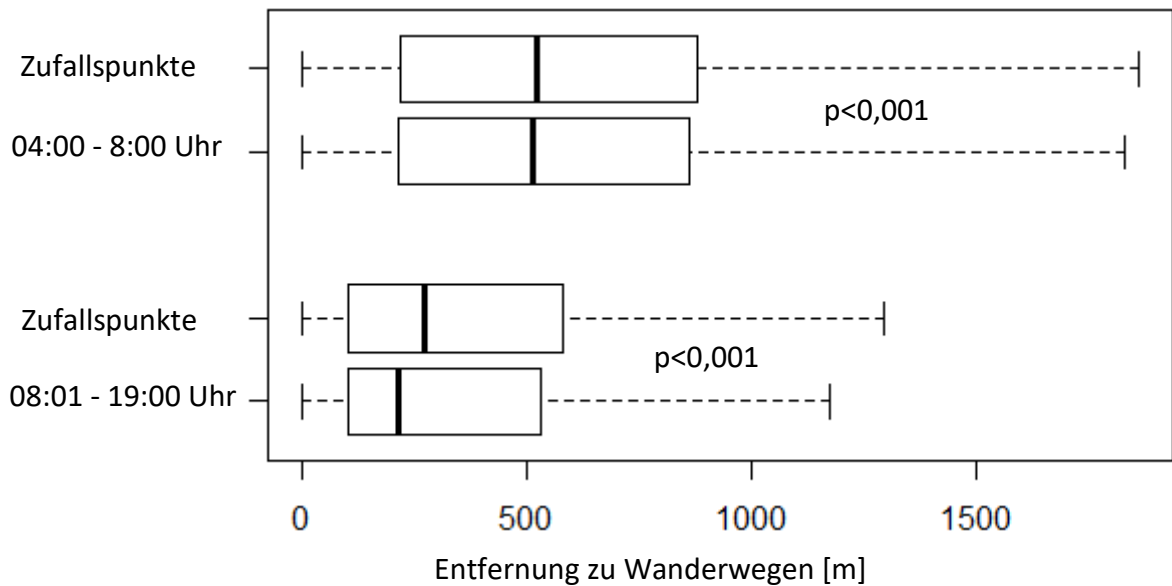


Abbildung 10: Vergleich zwischen den Zufallspunkten, welche die Abwesenheit von Freizeitsuchenden simulieren und den GPS-Punkten. Aufgeteilt auf die zwei untersuchten Aktivitätsphasen (04:00 - 08:00 Uhr und 08:01 - 19:00 Uhr) im Schweizerischen Nationalpark.

Lechquellengebirge

Im Lechquellengebirge wurde ein höchst signifikanter Unterschied ($p < 0,001$) zwischen den generierten Zufallspunkten (MW: 450,00 m) und den erhobenen Standortdaten der Böcke in der zweiten Aktivitätsphase (MW: 476,19 m) festgestellt (Abb. 9).

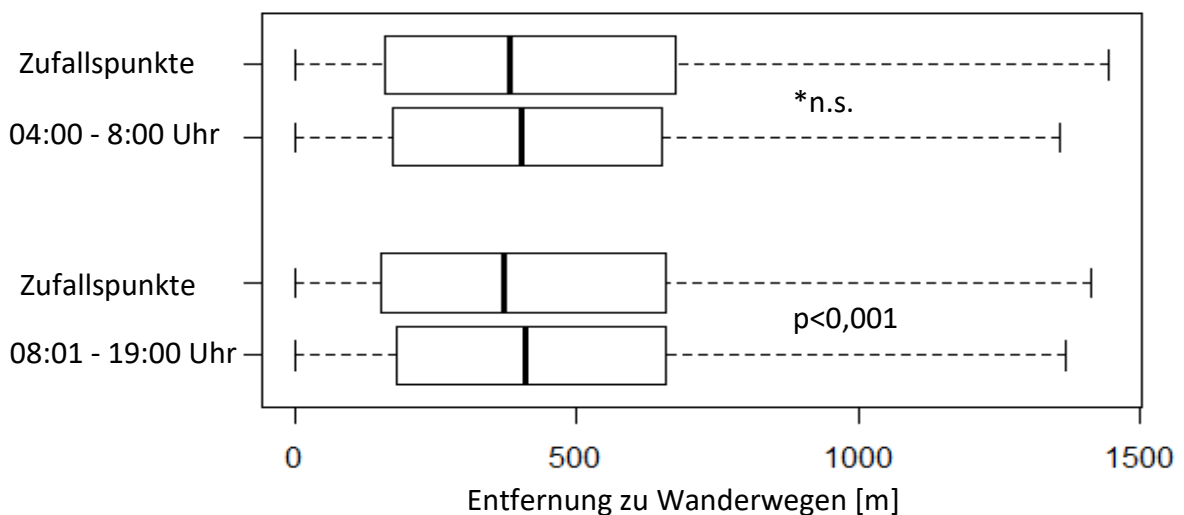


Abbildung 9: Vergleich zwischen den Zufallspunkten, welche die Abwesenheit von Freizeitsuchenden simulieren und den GPS-Punkten. Aufgeteilt auf die zwei untersuchten Aktivitätsphasen (04:00 - 08:00 Uhr und 08:01 - 19:00 Uhr) im Lechquellengebirge.

In der ersten Aktivitätsphase wurde kein signifikanter Unterschied zwischen den Zufallspunkten und den Standortdaten der besenderten Böcke beobachtet ($p = 0,692$).

Tabelle 9: Ergebnisse der Tourismusanalyse mittels GAMM in den drei Untersuchungsgebieten. Die Spalten Estimate, Std.-Error, t-value und Pr(>|t|) beschreiben die linearen Terme. Die Spalten edf, Ref.df, F-value und p-value beschreiben hingegen den nicht linearen Teil des GAMM. Fett gedruckte Werte markieren signifikante Ergebnisse. n → Anzahl an verwendeten Standortdaten.

Parametric coefficients

	Nationalpark Hohe Tauern				Lechquellengebirge				Schweizerischer Nationalpark			
	Estimate	Std. Error	t-value	Pr(> t)	Estimate	Std. Error	t-value	Pr(> t)	Estimate	Std. Error	t-value	Pr(> t)
(Intercept)	325,21	25,39	12,80	<0,001	445,21	65,13	6,83	<0,001	307,92	15,06	20,44	<0,001
Time_n2	28,82	6,06	4,75	<0,001	10,02	8,36	1,19	0,2307	14,17	2,93	4,82	<0,001
Day_n2	0,49	10,07	0,04	0,961	18,93	12,43	1,52	0,1278	-3,39	6,01	-0,56	0,572
Day_n3	-5,95	9,57	-0,62	0,534	20,73	11,39	1,81	0,0689	14,01	4,79	2,92	0,003
Day_n4	14,40	10,03	1,43	0,151	14,66	12,39	1,18	0,2370	13,64	6,22	2,19	0,028
Day_n5	3,15	10,10	0,31	0,755	5,98	12,45	0,47	0,6352	19,71	6,26	3,14	0,001
Day_n6	1,39	10,11	0,13	0,891	26,96	12,28	2,19	0,0281	14,36	6,27	2,89	0,022
Day_n7	5,81	10,05	0,57	0,563	26,62	12,35	2,15	0,0312	21,53	6,28	3,42	<0,001

Approximate significance of smooth terms

	edf	Ref.df	F-value	p-value	edf	Ref.df	F-value	p-value	edf	Ref.df	F-value	p-value
s(id)	12,96	15,0	69,19	<0,001	9,94	10,00	268,78	<0,001	8,78	9,00	67,17	<0,001
s(Slope)	8,43	8,91	20,79	<0,001	6,60	7,73	33,58	<0,001	8,75	8,97	76,31	<0,001
s(Aspect)	16,16	358,0	15,05	<0,001	277,41	358,0	19,16	<0,001	347,05	358,0	140,86	<0,001
s(Hillshade)	4,21	4,56	75,52	<0,001	8,33	8,84	11,68	<0,001	8,82	8,98	37,45	<0,001

R-sq.(adj)	0,203				0,53				0,802			
Deviance explained	20,8%				55,2%				80,7			
n	8481				6843				13720			

Tabelle 10: Ergebnisse der Tourismusanalyse mittels GAMM im 100 Meter Puffer in den drei Untersuchungsgebieten. Die Spalten Estimate, Std.-Error, t-value und Pr(>|t|) beschreiben die linearen Terme. Die Spalten edf, Ref.df, F-value und p-value beschreiben hingegen den nicht linearen Teil des GAMM. Fett gedruckte Werte markieren signifikante Ergebnisse. n → Anzahl an verwendeten Standortdaten.

Parametric coefficients

	Nationalpark Hohe Tauern				Lechquellengebirge				Schweizerischer Nationalpark			
	Estimate	Std. Error	t-value	Pr(> t)	Estimate	Std. Error	t-value	Pr(> t)	Estimate	Std. Error	t-value	Pr(> t)
(Intercept)	104,65	5,67	18,42	<0,001	97,55	3,66	26,64	<0,001	89,76	1,24	72,03	<0,001
Time_n2	4,63	2,33	1,98	0,0472	-0,48	2,85	-0,17	0,865	0,40	0,70	0,56	0,570
Day_n2	1,66	4,02	0,415	0,678	1,24	4,25	0,29	0,770	-0,91	1,36	-0,66	0,505
Day_n3	-2,96	3,93	-0,75	0,451	5,52	3,95	1,39	0,163	1,65	1,16	1,42	0,155
Day_n4	5,25	4,06	1,29	0,195	-1,60	4,16	-0,38	0,700	-0,62	1,48	-0,42	0,674
Day_n5	3,25	-3,97	0,82	0,412	1,70	4,09	0,41	0,677	-0,12	1,54	-0,08	0,934
Day_n6	-0,13	4,00	-0,03	0,972	1,10	4,25	0,26	0,795	0,37	1,61	0,23	0,814
Day_n7	-1,14	3,97	-0,28	0,773	2,45	4,18	0,58	0,557	0,76	1,53	0,50	0,616

Approximate significance of smooth terms

	edf	Ref.df	F-value	p-value	edf	Ref.df	F-value	p-value	edf	Ref.df	F-value	p-value
s(id)	11,68	13,0	8,55	<0,001	9,6e-05	9,0	0,00	0,212	2,58	9,00	0,55	0,063
s(Slope)	7,87	8,68	11,38	<0,001	1,78	2,21	24,17	<0,001	8,76	8,85	23,36	<0,001
s(Aspect)	6,32	347,0	0,24	<0,001	1,2e02	358,0	2,43	<0,001	293,88	333,0	63,0	<0,001
s(Hillshade)	7,13	8,10	3,48	<0,001	3,54	4,38	2,82	0,025	6,51	6,86	8,14	<0,001

R-sq.(adj)	0,177				0,349				0,86			
Deviance explained	19%				39,8%				86,7%			
n	2550				1899				6146			

Nationalpark Hohe Tauern

Im Nationalpark Hohe Tauern ist die mittlere Entfernung zu Wanderwegen der generierten Zufallspunkte in beiden Aktivitätsphasen höchst signifikant größer als die mittlere Entfernung der aufgenommenen Positionsdaten (Abb. 8).

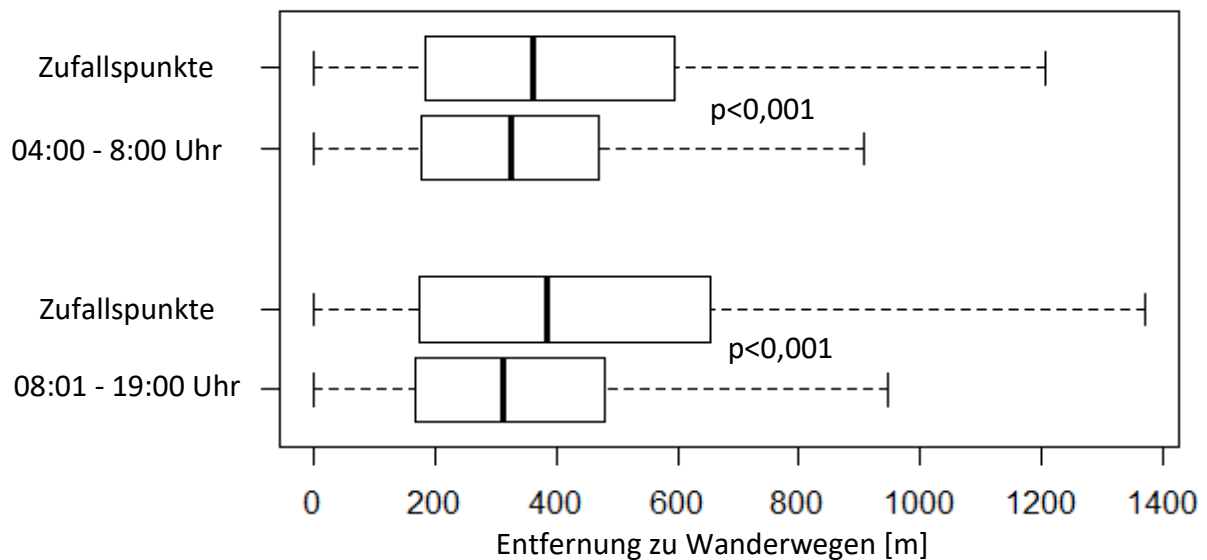


Abbildung 8: Vergleich zwischen den Zufallspunkten, welche die Abwesenheit von Freizeitsuchenden simulieren und den GPS-Punkten. Aufgeteilt auf die zwei untersuchten Aktivitätsphasen (04:00 - 08:00 Uhr und 08:01 - 19:00 Uhr) im Nationalpark Hohe Tauern.

So unterscheidet sich die Distanz der Zufallspunkte (MW: 427,31 m) höchst signifikant ($p < 0,001$) von den Standortdaten der Böcke in der ersten Aktivitätsphase (MW: 357,46 m). Das gleiche Ergebnis ($p < 0,001$) erhalten wir bei der Untersuchung der generierten Zufallspunkten und den Positionsdaten (MW: 450,99 m) der zweiten Aktivitätsphase (MW: 360,90 m).

Einfluss der Jagd

Bei den Berechnungen bezüglich der Jagd, wurde in beiden Nationalparks ein ähnliches Muster beobachtet (Abb. 10). Die mittleren Distanzen sind während der Schusszeit im Nationalpark Hohe Tauern (MW: 320,72 m) sowie im Schweizerischen Nationalpark (MW: 365,11 m) höchst signifikant höher ($p < 0,001$) als während der Referenzzeit (HTNP → MW: 297,93 m, SNP → MW: 256,56 m).

Im Gegensatz dazu ist die mittlere Entfernung der Standorte zu den Wegen im Lechquellengebirge während der Monate in denen die Jagd ausgeübt wird (MW: 477,63 m)

signifikant geringer ($p=0,002$) als in den Monaten in denen ausschließlich Freizeitsuchende in den Lebensraum des Alpensteinbocks vordringen (MW: 567,82 m).

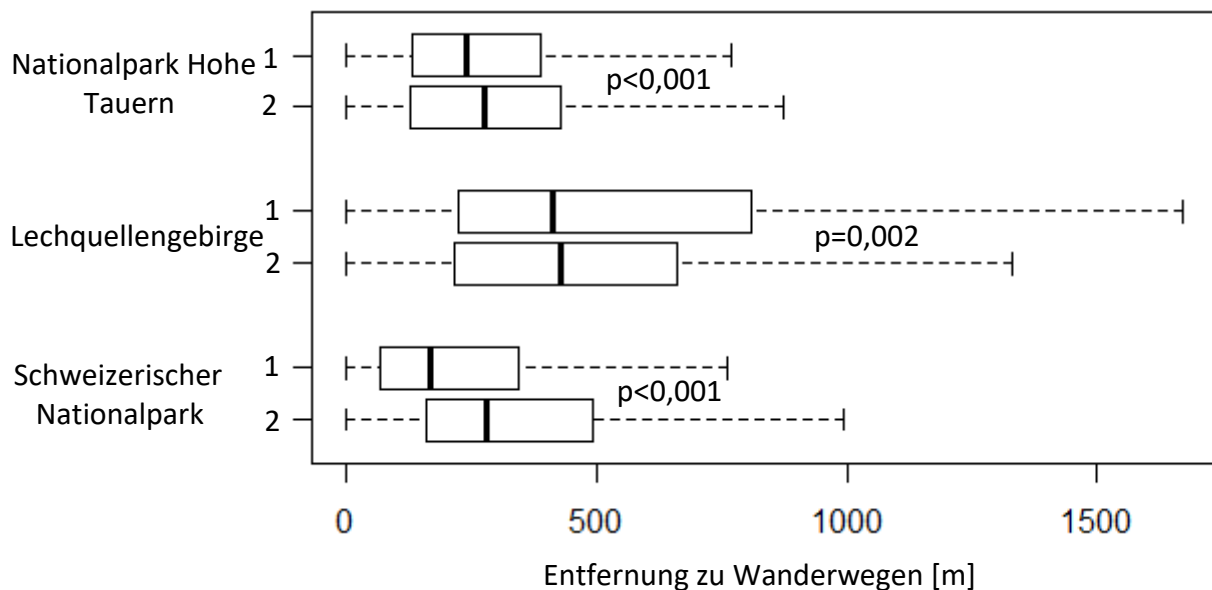


Abbildung 10: Vergleich der Entfernung der einzelnen GPS-Punkte zu den am nächsten gelegenen Wanderwegen. 1→Monate in den die Bejagung stattfindet (1. August - 15. Dezember). 2→Referenzzeit in der keine Bejagung auf Steinwild stattfindet (1. Mai - 15. Juli).

Bei der Analyse mittels GAMM wurde in allen drei Untersuchungsgebieten ein höchst signifikanter Einfluss ($p<0,001$; SNP: $R^2=0,683$; NPHT: $R^2=0,433$; LQG: $R^2=0,505$) der Variable "Bejagt" auf die Entfernung der GPS-Punkte zu den nächstgelegenen Wegen errechnet. Dabei handelt es sich im Lechquellengebirge um einen negativen Einfluss (Tab. 11).

Tabelle 11: Ergebnisse zur Analyse der Jagd mittels GAM in den drei Untersuchungsgebieten. Die Spalten Estimate, Std.-Error, t-value und $\text{Pr}(> |t|)$ beschreiben die linearen Terme. Die Spalten edf, Ref.df, F-value und p-value beschreiben hingegen den nicht linearen Teil des GAMM. Fett gedruckte Werte markieren signifikante Ergebnisse.

n → Anzahl an verwendeten Standortdaten.

Parametric coefficients

	Nationalpark Hohe Tauern				Lechquellengebirge				Schweizerischer Nationalpark			
	Estimate	Std. Error	t-value	$\text{Pr}(> t)$	Estimate	Std. Error	t-value	$\text{Pr}(> t)$	Estimate	Std. Error	t-value	$\text{Pr}(> t)$
(Intercept)	270,49	27,21	9,94	<0,001	578,11	67,20	8,60	<0,001	286,42	14,56	19,67	<0,001
Bejagung1	39,50	5,24	7,53	<0,001	-105,30	7,65	-13,15	<0,001	57,01	4,16	13,69	<0,001

Approximate significance of smooth terms

	edf	Ref.df	F-value	p-value	edf	Ref.df	F-value	p-value	edf	Ref.df	F-value	p-value
s(id)	12,87	13,0	122,26	<0,001	9,96	10,00	468,55	<0,001	9,87	10,0	90,93	<0,001
s(Slope)	8,37	8,88	42,35	<0,001	7,76	8,59	87,33	<0,001	8,43	8,89	31,81	<0,001
s(Aspect)	308,67	358,0	28,16	<0,001	282,11	358,0	10,82	<0,001	344,11	358,0	253,40	<0,001
s(Hillshade)	8,63	8,94	68,65	<0,001	8,31	8,85	10,79	<0,001	8,89	8,99	71,90	<0,001

R-sq.(adj)	0,433				0,505				0,683			
Deviance explained	44,8%				51,8%				68,9%			
n	12928				11596				21157			

Im Schweizerischen Nationalpark wurde zudem im 100 Meter Puffer ein höchst signifikanter Einfluss ($p < 0,001$; $R^2 = 0,843$) und im Lechquellengebirge ein negativ signifikanter Einfluss ($p = 0,0137$; $R^2 = 0,411$) beobachtet. Zudem wurde ein höchst signifikanter Einfluss der unabhängigen Variablen Halsband-ID, Hangexposition, Hangneigung und Beschattung ($p < 0,001$) bei den gesamten Positionsdaten als auch bei den Standorten im 100 Meter Puffer in allen Untersuchungsgebieten beobachtet (Tab. 12).

Tabelle 12: Ergebnisse zur Analyse der Jagd mittels GAM im 200m Puffer in den drei Untersuchungsgebieten. Die Punkte Estimate, Std.-Error, t-value und $\text{Pr}(> |t|)$ beschreiben die linearen Terme. Die Spalten edf, Ref.df, F-value und p-value beschreiben hingegen den nicht linearen Teil des GAMM. Fett gedruckte Werte markieren signifikante Ergebnisse.

n → Anzahl an verwendeten Standortdaten.

Parametric coefficients												
	Nationalpark Hohe Tauern				Lechquellengebirge				Schweizerischer Nationalpark			
	Estimate	Std. Error	t-value	$\text{Pr}(> t)$	Estimate	Std. Error	t-value	$\text{Pr}(> t)$	Estimate	Std. Error	t-value	$\text{Pr}(> t)$
(Intercept)	102,84	3,27	31,44	<0,001	108,90	3,59	30,31	<0,001	99,75	1,81	55,09	<0,001
Bejagung1	-0,74	1,84	-0,40	0,688	-8,04	3,26	-2,46	<0,001	4,96	0,87	5,68	<0,001
Approximate significance of smooth terms												
	edf	Ref.df	F-value	p-value	edf	Ref.df	F-value	p-value	edf	Ref.df	F-value	p-value
s(id)	11,66	13,0	7,88	<0,001	5,52	9,0	2,31	<0,001	9,45	10,0	14,0	<0,001
s(Slope)	5,67	6,78	10,79	<0,001	3,94	4,85	9,89	<0,001	8,53	8,78	45,30	<0,001
s(Aspect)	297,19	358	12,40	<0,001	195,81	358,0	4,80	<0,001	330,12	358,0	143,99	<0,001
s(Hillshade)	8,40	8,87	7,37	<0,001	8,16	8,74	17,90	<0,001	8,18	8,56	35,55	<0,001
R-sq.(adj)	0,556				0,411				0,843			
Deviance explained	58,5%				45,6%				85%			
n	4874				2762				8353			

Einfluss beweideter Flächen

Bei der Betrachtung der Home Ranges (LoCoH 95) der Alpensteinböcke im Nationalpark Hohe Tauern, wird ersichtlich, dass der Großteil dieser Flächen gar nicht (0 GVE/km²) oder nur sehr schwach (1 GVE/km²) von domestizierten Haustieren als Weidefläche genutzt wird (Abb. 12). Diese geringe Dichte wurde in 82% der berechneten Home Range Fläche (LoCoH 95) der Alpensteinböcke im Nationalpark Hohe Tauern beobachtet.

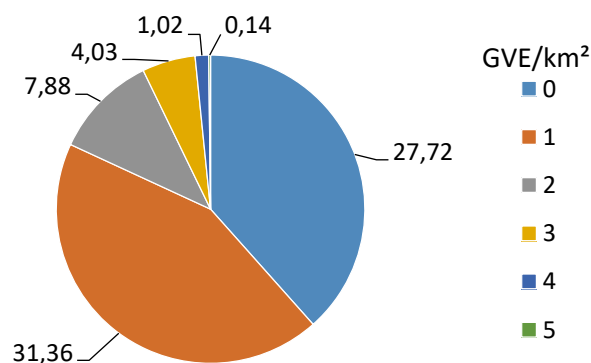


Abbildung 12: GVE/km² in den zusammengeführten Home Ranges aller besenderten Böcke im Nationalpark Hohe Tauern. Home Range Fläche gesamt: 89,91 km², Weidefläche gesamt: 72,22 km².

Die verbleibenden 18 % der Fläche werden dominiert von Gebieten mit zwei GVE/km² (11 %) und drei GVE/km² (6 %). Nur ein Prozent der verbleibenden Fläche wird von mehr als 4 GVE/km² genutzt. 17,69 km² der berechneten Streifgebietsfläche der Alpensteinböcke werden nicht von domestizierten Weidetieren genutzt. Das entspricht einem Anteil von 19,7 % der gesamten Home Range Fläche (LoCoH 95) der Alpensteinböcke im Nationalpark Hohe Tauern.

4. Diskussion

Der Einfluss unterschiedlicher anthropogener Faktoren auf das Raumnutzungsverhalten des Alpensteinbocks konnte in dieser Untersuchung teilweise nachgewiesen werden. So konnte gezeigt werden, dass im Nationalpark Hohe Tauern in den 95 % und 50 % Isoplethen vermehrt mäßig und ungeeignete Flächen während der Sommermonate aufgesucht werden. Ebenfalls konnte nachgewiesen werden, dass in den Home Ranges (LoCoH 50) im Schweizerischen Nationalpark, im Lechquellengebirge und dem Nationalpark Hohe Tauern im Gegensatz zu den Sommermonaten, in denen vermehrt mäßig und ungeeignete Flächen aufgesucht werden, während der Schusszeit vorwiegend sehr gut geeignete Habitate bevorzugt werden.

Darüber hinaus konnte bestätigt werden, dass sich die Tiere allgemein mit zunehmender Tageszeit im Schweizerischen Nationalpark als auch im Nationalpark Hohe Tauern von den Wanderwegen entfernen. Im Lechquellengebirge konnte eine Zunahme der Distanz der Tiere zu den Wanderwegen an den Wochenenden beobachtet werden, was auf eine Reaktion auf den höheren Besucherandrang an diesen Tagen hindeutet.

Eine Veränderung in der Entfernung zu den Wanderwegen in allen drei Gebieten konnte auch während der Monate mit jagdlicher Nutzung nachgewiesen werden. Wobei es hier im Schweizerischen Nationalpark, als unbejagtes Vergleichsgebiet, und im Nationalpark Hohe Tauern zu einer Zunahme und im Lechquellengebirge zu einer Abnahme in der Entfernung zu den Wegen kommt.

Bei der Beweidung konnte lediglich visuell dargestellt werden, welche Beweidungsintensitäten von domestizierten Weidetieren im Nationalpark Hohe Tauern in den

Streifgebieten der Alpensteinböcke vorherrschen. Aufgrund dieser Ergebnisse kann ein Einfluss dieser anthropogenen Landnutzung nur vermutet werden.

Habitateignungsmodelle

Die Genauigkeit von Programmen und Methoden, die zur Modellevaluierung nur auf Präsenzdaten zurückgreifen, wurde bereits ausführlich diskutiert (Brotons et al. 2004). Plank (2013) berechnete einen geringfügigen Unterschied in der Genauigkeit von unterschiedlichen Methoden wie GLM (Generalisierte lineare Modelle) und ENFA (Ecological Niche Faktor Analysis) in unterschiedlichen Gebieten. Aus diesem Grund und zur Wahrung der Vergleichbarkeit zwischen den Untersuchungsgebieten wurden alle Modelle mithilfe derselben Methode berechnet, die ausschließlich Präsenzdaten verarbeitet. Die Open Source Software MaxEnt® (Philips et al. 2020) errechnet anhand der verwendeten Datensätze pseudo-Absenz Daten, um die Modelgenauigkeit zu evaluieren. Die mit dieser Methode errechneten Habitateignungsmodelle, weisen mit einem AUC zwischen 0.854 im Lechquellengebirge und 0.938 im Schweizerischen Nationalpark sehr hohe Werte auf. Bezugnehmend auf diese Ergebnisse kann von einer sehr genauen Schätzung der einzelnen Modelle ausgegangen werden (Merow et al. 2013).

Einfluss touristisch genutzter Flächen

Die Hypothese, dass während der Sommermonate, in denen vermehrt mit Beunruhigungen durch Freizeitsuchende zu rechnen ist, von den Tieren vermehrt ungeeignete Flächen aufgesucht werden und die räumliche Nutzung der Alpensteinböcke zunimmt, konnte nur teilweise bestätigt werden.

Durch die Berechnung der Streifgebiete mittels T-LoCoH Methode konnte anhand der errechneten 50 %- und 95 % Isoplethen (Abb. 13), ein sehr genaues Bild der tatsächlich von Alpensteinböcken genutzten Flächen erstellt werden (Lyons et al. 2013). Die Größe der Home Range übersteigen zum Teil die von Puorger (2017) errechneten Flächen in diesen Gebieten. Er errechnete für den Nationalpark Hohe Tauern eine mittlere Streifgebietsfläche von 2,36 km² (± 1,00) im Nationalpark Hohe Tauern, im Lechquellengebirge 2,16 km² (± 1,08) und 1,63 km² (± 0,88) im Schweizerischen Nationalpark in den Sommermonaten. Diese Abweichung ergibt sich aus den unterschiedlichen Untersuchungszeiträumen. So wurde von Puorger (2017) für die Sommermonate der Zeitraum vom 23. Juni bis 23. September gewählt. In der vorliegenden Untersuchung wurden die verwendeten Daten für den Sommer

vom 1. Mai bis 31. Oktober definiert. Während dieses Zeitraums ist in den Gebieten vermehrt mit der Präsenz von Freizeitsuchenden zu rechnen. Ebenfalls kommt es in dieser Zeit auch zu einer jahreszeitlich bedingten Verschiebung der Raumnutzung aufgrund des verfügbaren Nahrungsangebotes (Scillitani et al. 2012), wodurch in diesem Zeitraum die mittlere Streifgebietsfläche größer ist. Der geringe Anteil an ungeeigneten Flächen in den Home Ranges des Schweizerischen Nationalparks und des Lechquellengebirges ähneln sich sehr stark. Das könnte auf eine bessere Raumnutzung und weniger Störungen durch Freizeitsuchende in den Streifgebieten hindeuten.

Im Nationalpark Hohe Tauern könnte der hohe Anteil an mäßig und ungeeigneten Flächen in den Streifgebieten auf eine höhere Beunruhigung und einem dadurch einhergehenden Abdrängen der Alpensteinböcke in weniger nutzbare Gebiete hindeuten. Gressmann et al. (2013) beobachteten einen Anstieg in der Nutzung von Fels- und Steilwänden mit Bewuchs, zwischen den Monaten Mai und Oktober von 22 % auf 40 % im Nationalpark Hohe Tauern. Zusätzlich wurde eine Zunahme der Nutzung von Fels- und Steilwänden ohne Bewuchs von 2 % auf bis zu 13 % in dieser Zeit beobachtet. Das könnte ebenfalls darauf hindeuten, dass vermehrt sichere Einstände aufgesucht werden, in denen keine Beunruhigung durch Freizeitsuchende stattfindet. Eine Korrelation mit klimatischen Faktoren kann hier nicht ausgeschlossen werden und benötigt weitere Untersuchungen (Herfindal et al. 2019). Das gleiche Muster der Habitatqualität wie in den 95 % Isoplethen, finden wir in den 50 % Isoplethen der Home Ranges, wodurch die Annahme gestützt wird, dass der Alpensteinbock im Nationalpark Hohe Tauern während des Untersuchungszeitraumes von Mai bis Oktober vermehrt in ungestörte Einstände mit geringerer Habitatqualität abgedrängt wird. Erklärt werden kann das durch eine homogen verteilte, sehr hohe Dichte an Wanderwegen im Nationalpark Hohe Tauern (942,01 m/km²). Die gesamte Wegedichte im Lechquellengebirge (1504,54 m/km²) übersteigt zwar die im Nationalpark Hohe Tauern, jedoch haben wir hier keine Gleichverteilung des Wegenetzes im Untersuchungsgebiet sondern eine Akkumulation im nördlichen und westlichen Bereich, in denen keine der untersuchten Standortdaten der Böcke zu finden sind. Dies könnte auf eine bessere Habitatqualität in dem von Böcken genutzten Gebiet hindeuten. Jedoch kann ein Abdrängen des Steinwildes durch die hohe Dichte an Wanderwegen und der damit einhergehenden Beunruhigung auf der restlichen Untersuchungsfläche nicht ausgeschlossen werden. Die oben erwähnte Dichteverteilung wird auch in der Abbildung 7 ersichtlich.

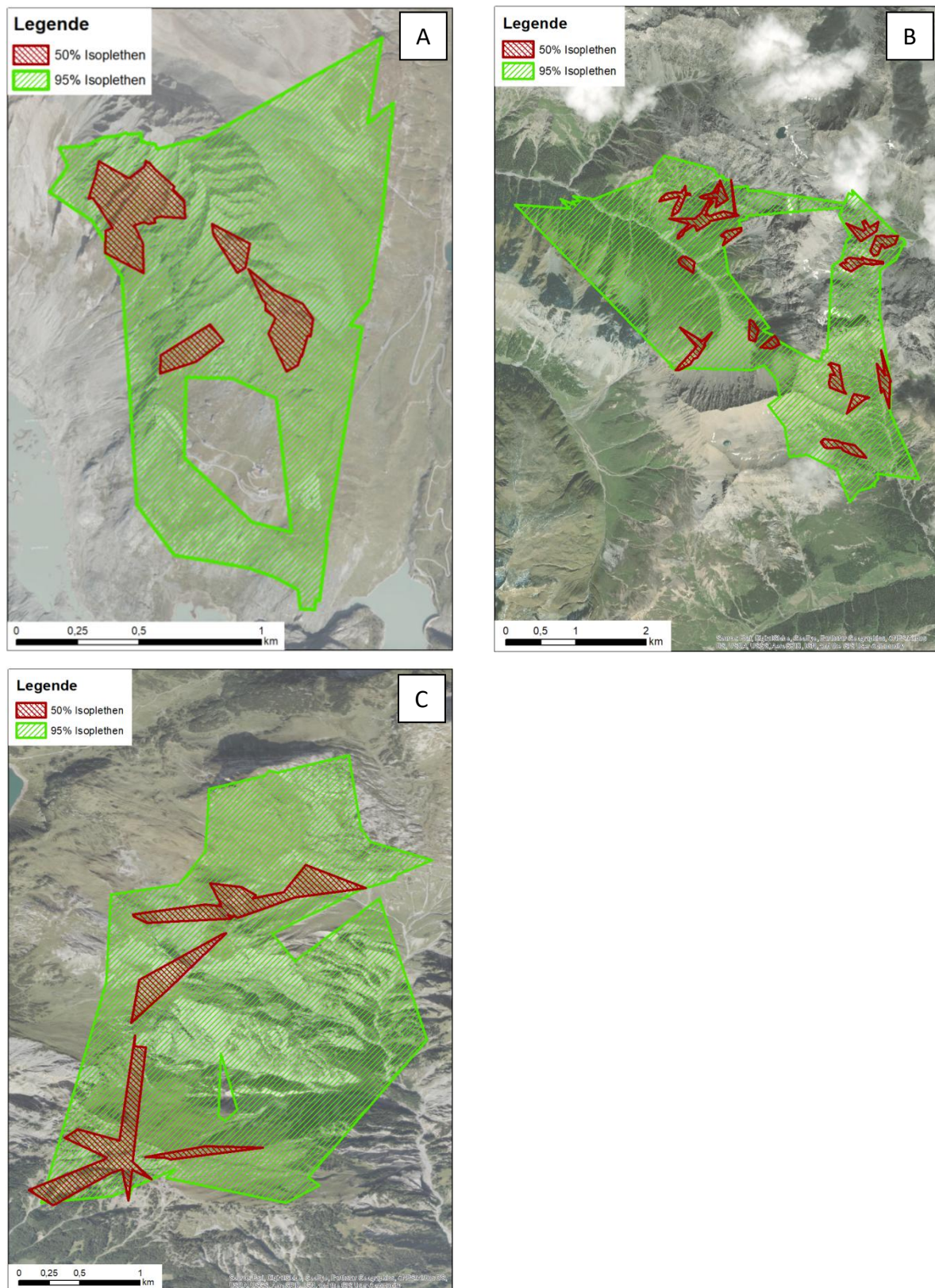


Abbildung 13: Visualisierung der mittels T-LoCoH Methode berechneten 50 % und 95 % Isoplethen in den Untersuchungsgebieten. A → Nationalpark Hohe Tauern, B → Schweizerischer Nationalpark, C → Lechquellengebirge.

Hier ist zu erkennen, dass die maximale Distanz der Böcke zu den Wegen im Nationalpark Hohe Tauern bei ungefähr 900 m liegt. Im Gegensatz dazu konnten in den anderen beiden Gebieten maximale Distanzen von bis zu 1350 m beobachtet werden. Diese Daten verdeutlichen die hohe Dichte und die homogene Verteilung der Wanderwege im Untersuchungsgebiet Nationalpark Hohe Tauern.

Die Annahme, dass die Tiere in den Sommermonaten die Distanz zu den Wanderwegen während des Tages vergrößern, um eine potenzielle Störung durch Freizeitsuchende zu verringern wurde ebenfalls zum Teil bestätigt. Die signifikante Veränderung der Entfernung zu den Wegen während der zweiten Aktivitätsphase im Schweizerischen Nationalpark deutet darauf hin, dass sich die Tiere mit zunehmender Tageszeit immer weiter von den Wanderwegen entfernen und es somit zu einer Verschiebung der Raumnutzung kommt. Gressmann et al. (2013b) beobachteten im Nationalpark Hohe Tauern einen früheren Aktivitätsanstieg der Böcke als im Schweizerischen Nationalpark. Dabei konnte gezeigt werden, dass die Böcke im Nationalpark Hohe Tauern ihre mittlere Tagesaktivität über eine Stunde früher aufnehmen als im Schweizerischen Nationalpark. Diese Verschiebung der Aktivitätsphase in die Dämmerung könnte auf eine Beunruhigung durch Freizeitsuchende hindeuten.

Durch die im Nationalpark Hohe Tauern und im Lechquellengebirge fehlende Veränderung der Entfernung der Böcke zu den Wanderwegen zwischen den Aktivitätsphasen, gekoppelt mit der Tatsache, dass der Großteil der Standortdaten signifikant weiter von den Wegen entfernt liegen als im Schweizerischen Nationalpark, deutet auf eine Meidung der Wege in diesen Gebieten hin. Das könnte zum einen darauf hindeuten, dass der Mensch im Schweizerischen Nationalpark von den Böcken aufgrund der fehlenden Jagd als potentielle Gefahrenquelle anders wahrgenommen wird (Frid und Dill 2002). Zum anderen verlaufen die Wanderwege hier zum größten Teil am Talboden, was vom Steinwild weniger als Störung wahrgenommen wird als Beunruhigungen von oben (Marchand et al. 2014).

Der mittels GAMM detektierte Einfluss der zweiten Aktivitätsphase auf die Entfernung der Alpensteinböcke zu den Wanderwegen im Schweizerischen Nationalpark und im Nationalpark Hohe Tauern unterstützt die Annahme einer mit zunehmender Tageszeit einsetzenden Störung durch Freizeitsuchende. Dennoch dürfen auch hier klimatische Faktoren nicht unberücksichtigt bleiben (Herfindal et al. 2019). Der signifikante Einfluss der

Wochentage Samstag und Sonntag im Lechquellengebirge decken sich mit bereits durchgeführten Studien (Trulio und Sokale 2008; Cardoni et al. 2008; Marzano und Dandy 2012; Nix et al. 2018). Dies könnte auf eine geringe Dichte an Freizeitsuchenden während der Werkstage hindeuten. Die Ergebnisse des Schweizerischen Nationalparks deuten auf eine sehr viel stärkere Nutzung durch Freizeitsuchende unter der Woche hin. Für diese Gebiete bedarf es einer detaillierteren Untersuchung in Bezug auf die saisonale und tägliche Nutzung durch Freizeitsuchende. Der höchst signifikante Einfluss von Hangexposition, Hangneigung und Beschattung in den drei Untersuchungsgebieten lassen sich durch die von den Böcken grundsätzlich bevorzugten Einstände erklären (Gressmann et al. 2013a; Puorger 2017). Dabei werden von Alpensteinböcken in den Sommermonaten bevorzugt süd- bis südost-exponierte Hänge mit einer Neigung zwischen 39° und 42° aufgesucht. Im 100 Meter Puffer konnte im Nationalpark Hohe Tauern ein signifikanter Einfluss der zweiten Aktivitätsphase festgestellt werden, was sich mit den Ergebnissen der gesamten Standortdaten in diesem Gebiet deckt. In den anderen Gebieten konnte dieser Einfluss nicht nachgewiesen werden. Ein Tier im Lechquellengebirge und zwei Tiere im Nationalpark Hohe Tauern mieden die Nähe zu Wegen komplett während der Erhebung der Standortdaten. Für diese Tiere konnten keine Standortdaten innerhalb des 100 Meter Puffer beobachtet werden. Dieses Ergebnis erklärt den höchst signifikanten Einfluss der Variable Halsband-ID. Diese Variable berücksichtigt das individuelle Verhalten der einzelnen Böcke. Trotz Herdenbildung besteht ein individuelles Verhalten der einzelnen Tiere, welches je nach Geschlecht und Alter variiert. So reagieren jüngere Böcke verstärkt auf Beunruhigungen und zeigen ein deutlich ausgeprägteres Fluchtverhalten als ältere Böcke, welches sich aber wiederum individuell unterscheidet (Schütz et al. 1995; Tadesse und Kotler 2012).

Bei der simulierten Absenz von touristischen Aktivitäten konnte die Annahme, dass die Tiere bei wegfallenden Freizeitaktivitäten die Distanz zu den Wanderwegen reduzieren, nur im zum Teil bestätigt werden. Die Zunahme der mittleren Entfernung der Standortdaten der Böcke zu den am nächsten gelegenen Wegen im Lechquellengebirge deutet auf einen viel stärkeren Einfluss touristischer Aktivitäten auf das Raumnutzungsverhalten des Alpensteinbocks hin. Durch die angenommene geringe Dichte an Freizeitsuchenden in diesem Gebiet kann sich kein Gewöhnungseffekt entwickeln, wodurch es zu einer stärkeren Beunruhigung der Tiere kommt (Bergmann und Wille 2001; Georgii 2001; Ingold 2006).

Einfluss der Jagd

Beim Einfluss der Jagd auf das Raumnutzungsverhalten wurde angenommen, dass in Monaten, in denen der Alpensteinbock jagdlich verfolgt wird, vermehrt qualitativ schlechtere Gebiete aufgesucht werden und die räumliche Nutzung zunimmt. Diese Annahme konnte bestätigt werden.

Bei der Raumnutzungsanalyse während der Schusszeit wird deutlich, dass die Tiere in diesem Zeitraum in den Home Ranges (LoCoH 95) vermehrt ungeeignete Gebiete aufsuchen. Ebenfalls ist eine Zunahme der Home Range (LoCoH 95) Fläche zu beobachten. Dieser Unterschied ist einerseits auf die unterschiedliche Größe der Beobachtungszeiträume zurückzuführen. Andererseits wurde bereits gezeigt, dass Wildtiere während der Schusszeit ihre Home Range vergrößern (Sforzi und Lovari 2000; Cleveland et al. 2012; Owen-Smith und Traill 2017; Ditmer et al. 2018). Die flächenmäßige Zunahme resultiert aus dem temporären Abwandern der Tiere aus ihren regulären Streifgebieten. Diese zeitlich begrenzten Abwanderungen finden in der Regel immer dann statt, wenn es zu einer Beunruhigung der Tiere während eines Jagdevents kommt.

Aufgrund der Tatsache, dass eine ähnliche Verteilung der drei Habitatqualitätskategorien in allen drei Untersuchungsgebieten vorliegt, kann durch diese Untersuchung nicht ausschließlich auf einen Einfluss der Jagd geschlossen werden. Das ergibt sich aus der Tatsache, dass im Schweizerischen Nationalpark ganzjährig keine Jagd ausgeübt wird. Dieses Ergebnis kann möglicherweise durch andere Faktoren erklärt werden. Zur selben Zeit wie die Jagd finden die saisonalen Wanderungen von den Sommereinständen in die Gebiete, in denen das Steinwild überwintert, statt. Dieses Verhalten wird durch die Nahrungsverfügbarkeit in den Gebieten bestimmt (Tadesse und Kotler 2011; Scillitani et al. 2012; Viana et al. 2018). Der hohe Anteil an sehr gut geeigneten Flächen in den 50 % Isoplethen könnte ein Zeichen dafür sein, dass die Tiere während der Jagdsaison in sichere Einstände abwandern, welche eine höhere Habitatqualität aufweisen. Dabei werden vor allem Gebiete mit hoher Sicherheit und Nahrungsqualität bevorzugt (Vercauteren und Hygnstrom 1998). Ingold (2006) beschreibt in seiner Untersuchung zum Einfluss von Freizeitaktivitäten, eine geringere Störanfälligkeit in der Nähe von sicheren Einständen bei Gämsen (*Rupicapra rupicapra*). Mit diesen Rückzugsgebieten in nächster Nähe zu den

Äsungsflächen kommt es bei auftretenden Störungen zu kürzeren Fluchtdistanzen und einer höheren Toleranz gegenüber Beunruhigungen.

Die Hypothese, dass die Entfernung der Tiere zu den Wanderwegen in den Monaten, in denen die Jagd ausgeübt wird, größer ist, als in Monaten, in denen vermehrt Freizeitsuchende in den Gebieten anzutreffen sind, konnte ebenfalls nur zum Teil bestätigt werden.

Der Anstieg der mittleren Distanz zu den Wanderwegen, welche im Nationalpark Hohe Tauern und im Schweizerischen Nationalpark während der Schusszeit beobachtet wurde, konnte bereits bei anderen Wildtieren wie zum Beispiel beim Rothirsch beobachtet werden (Lone et al. 2015). Die Analyse mittels GAMM bestätigt den Einfluss der Schusszeit auf die Raumnutzung. Durch die Abwesenheit von jagdlichen Aktivitäten im Schweizerischen Nationalpark muss aber, wie oben erwähnt, von zusätzlichen Faktoren ausgegangen werden, die ein solches Verhalten beeinflussen. Das im Lechquellengebirge beobachtete Verhalten, bei dem die Entfernung der Böcke während der Schusszeit zu den Wegen höchst signifikant abnimmt, deutet in diesem Gebiet möglicherweise auf einen sogenannten "Human Shield"-Effekt hin (Leblond et al. 2013; Nowak et al. 2014). Dabei werden Strukturen, die von Menschen erbaut und genutzt werden, wie zum Beispiel Wanderwege und Siedlungen, von Wildtieren während der Schusszeit aufgesucht, da hier zum Teil ein verringerter Jagd- oder Prädationsdruck besteht.

Einfluss beweideter Flächen

Bei dieser Untersuchung wurde beobachtet, dass Gebiete, die intensiv von domestizierten Weidetieren genutzt werden, von den Böcken weitgehend gemieden werden. Dieses Ergebnis deckt sich mit der Untersuchung von Ryser-Degiorgis et al. (2002) in welcher gezeigt wurde, dass mit dem Beginn der Almbewirtschaftung im Mai, alpine Matten auf denen Schafe weiden vom Steinwild nicht zeitgleich genutzt oder gänzlich gemieden werden. Gressmann und Duscher (2013b) untersuchten einen derartigen Einfluss ebenfalls im Nationalpark Hohe Tauern, anhand von Daten zur Raumnutzung besonderer Schafe im Wangenitztal. Hierbei wurde festgestellt, dass Steinwild nach dem Auftrieb von Schafen begann, temporär auf unbeweidete Flächen auszuweichen. Dabei wurde es von den bevorzugten Südhängen (Puorger 2017), auf Nordhänge abgedrängt. Durch die Meidung dieser durch domestizierte Weidetiere genutzten Flächen, wird die Wahrscheinlichkeit sich

mit parasitären Krankheiten zu Infizieren reduziert (Ezenwa 2004; Apio et al. 2006; Hutchings et al. 2006; Brambilla et al. 2013). Dieses Verhalten wird beim Alpensteinbock jedoch nur individuell adaptiert und kann nicht einheitlich für alle Populationen angenommen werden. Des Weiteren kann durch diese veränderte Raumnutzung eine Limitierung der zur Verfügung stehenden Ressourcen vorgebeugt werden (Signer 2013). Dieser Einfluss von domestizierten Weidetieren auf das Raumnutzungsverhalten des Alpensteinbocks im Nationalpark Hohe Tauern konnte in der vorliegenden Untersuchung nicht statistisch belegt werden.

Schlussfolgerung

Eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zwischen den Untersuchungsgebieten ist aufgrund der unterschiedlichen klimatischen und topographischen Gegebenheiten in den einzelnen Untersuchungsgebieten nicht möglich. Jedoch kann eine Veränderung der Raumnutzung aufgrund von anthropogenen Einflüssen vermutet werden. Wie stark die einzelnen anthropogenen Nutzungsformen dieses Verhalten beeinflussen, konnte mit dieser Untersuchung jedoch nicht ermittelt werden. Für den Einfluss touristisch genutzter Flächen ist ein gezieltes Besuchermonitoring in den einzelnen Untersuchungsgebieten notwendig, um die tatsächliche Nutzungsintensität jedes einzelnen Wanderweges zu bestimmen. Durch diese Kategorisierung der Wege könnte genauer eruiert werden, welche Flächen einen stärkeren Einfluss haben, um so ein gezieltes Besuchermanagement durchzuführen. Durch genaues Protokollieren der bei der Jagd erlegten Tiere, wie zum Beispiel den genauen GPS-Daten der erlegten Tiere am Ort der Erlegung, könnten zukünftig bessere Ergebnisse und dadurch ein besseres Verständnis über das Raumnutzungsverhalten des Steinwildes auf Flächen mit hohem Jagddruck erhalten werden. Die Besenderung domestizierter Weidetiere und einer Berechnung der Überschneidungen mit den Streifgebieten der Alpensteinböcke könnte zu einem verbesserten Management der Almbewirtschaftung in den Untersuchungsgebieten führen.

Durch diese Untersuchung konnte ein Einblick in die Komplexität der anthropogenen Faktoren auf das Raumnutzungsverhalten des Alpensteinbocks gewonnen werden. Dadurch können zukünftige Maßnahmen zum Schutz dieser majestätischen Hochgebirgsart besser geplant werden. Jedoch ist es aufgrund der Komplexität und den weitreichenden

Auswirkungen der einzelnen anthropogenen Nutzungsformen wichtig, weitere Untersuchungen durchzuführen.

Danksagung

Ich möchte mich bei allen Personen bedanken, ohne deren Hilfe diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre. Ganz besonders möchte ich mich bei Dr. Gunther Gressmann für seine Zeit und seine Hilfe bedanken, durch welche dieses Projekt realisiert werden konnte. Ebenfalls möchte ich mich bei meinen Betreuern Prof. Dr. Klaus Hackländer und Dr. Alfred Frey-Roos für ihre Unterstützung und ihre Hilfe bedanken. Weiters gilt mein Dank allen Personen die mir ihr Wissen und ihre Daten für diese Untersuchung zur Verfügung gestellt haben:

Dr. Flurin Filli, Schweizerischer Nationalpark, Zernez

Mag. Florian Jurgeit, Nationalpark Hohe Tauern, Matri in Osttirol

Mag. Barbara Wimmer, Nationalparkverwaltung Hohe Tauern, Mittersill

Dr. Ruedi Haller, Schweizerischer Nationalpark, Zernez

Gernot Heigl MSc, Vorarlberger Jägerschaft, Feldkirch

Zusätzlich möchte ich mich noch bei meiner Familie und Sophie Kirberg für Ihre tatkräftige Unterstützung bedanken.

Literaturverzeichnis

Apio A, Plath M, Wronski T (2006) Localised defecation sites: A tactic to avoid re-infection by gastro-intestinal tract parasites in bushbuck, *Tragelaphus scriptus*? J Ethol 24:85–90. doi: 10.1007/s10164-005-0166-2

Aulagnier S, Kranz A, Lovari S, et al (2008) *Capra ibex*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T42397A10695445. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T42397A10695445.en> Downloaded on 15 January 2020

Bergmann H-H, Wille V (2001) Flüchten oder gewöhnen? Feindabwehrstrategien wildlebender Tiere als Reaktion auf Störsituationen. Laufener Seminarbeiträge 1/01:17–23

Bleicher SS (2017) The landscape of fear conceptual framework: Definition and review of current applications and misuses. PeerJ 5:e3772: doi: 10.7717/peerj.3772

Brambilla A, von Hardenberg A, Kristo O, et al (2013) Don't spit in the soup: faecal avoidance in foraging wild Alpine ibex, *Capra ibex*. Anim Behav 86:153–158. doi: 10.1016/j.anbehav.2013.05.006

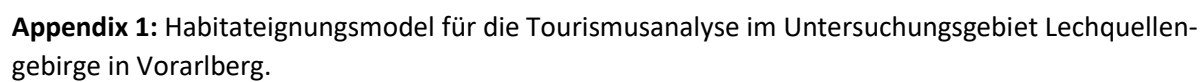
Brotons L, Thuiller W, Araújo MB, Hirzel AH (2004) Presence-absence versus presence-only

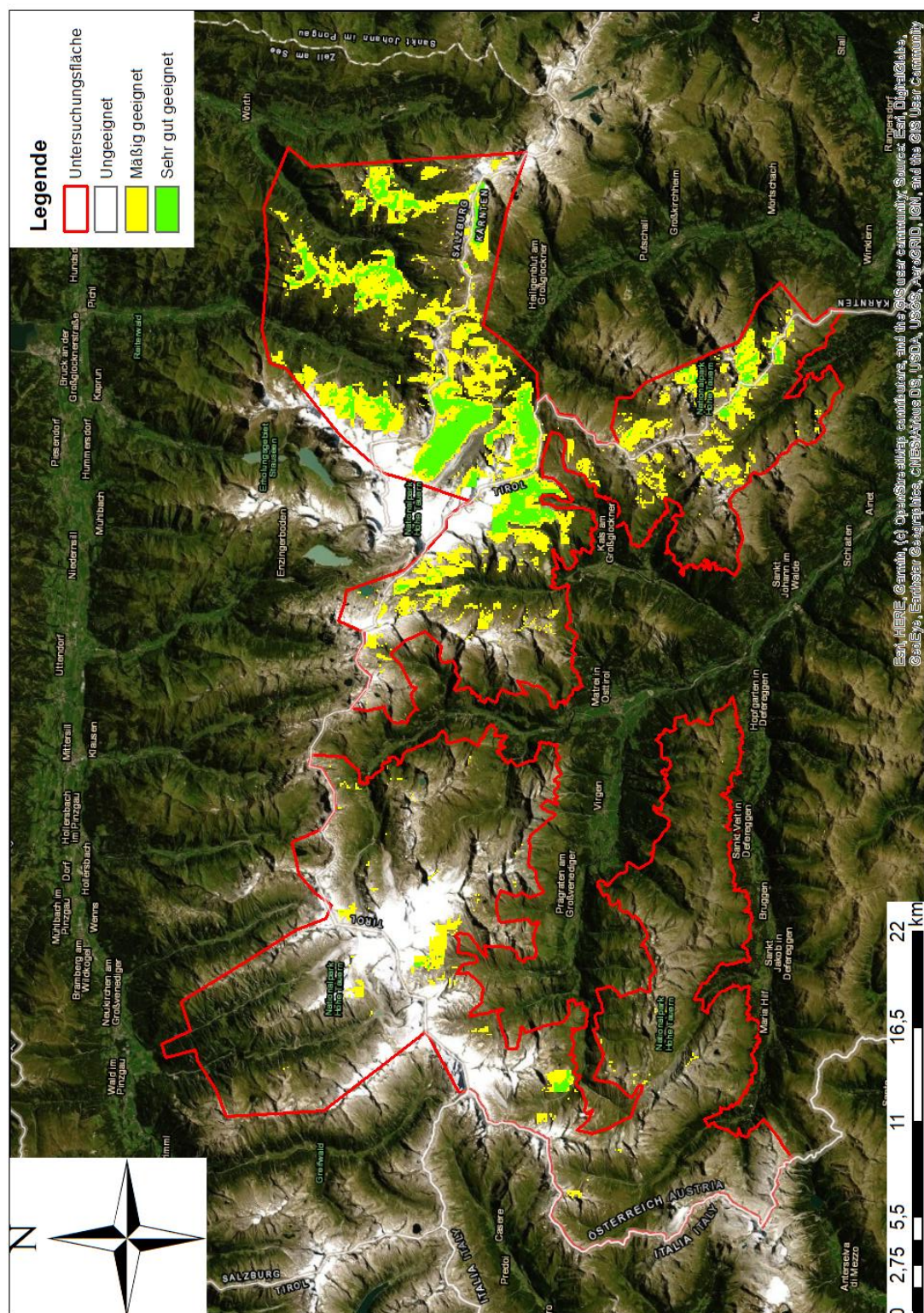
- modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography (Cop)* 27:437–448. doi: 10.1111/j.0906-7590.2004.03764.x
- Cardoni DA, Favero M, Isacch JP (2008) Recreational activities affecting the habitat use by birds in Pampa's wetlands, Argentina: Implications for waterbird conservation. *Biol Conserv* 141:797–806. doi: 10.1016/J.BIOCON.2007.12.024
- Cleveland SM, Hebblewhite M, Thompson M, Henderson R (2012) Linking elk movement and resource selection to hunting pressure in a heterogeneous landscape. *Wildl Soc Bull* 36:658–668. doi: 10.1002/wsb.182
- Cromsigt JPGM, Kuijper DPJ, Adam M, et al (2013) Hunting for fear: Innovating management of human-wildlife conflicts. *J Appl Ecol* 50:544–549. doi: 10.1111/1365-2664.12076
- Ditmer MA, Moen RA, Windels SK, et al (2018) Moose at their bioclimatic edge alter their behavior based on weather, landscape, and predators. *Curr Zool* 64:419–432. doi: 10.1093/cz/zox047
- Egger-Batliner C (2011) Steinwild einst und jetzt in Vorarlberg. Abschlussarbeit Universitätslehrgang Jagdwirt/in II, Universität für Bodenkultur Wien
- ESRI (2017) ArcGIS Desktop: Release 10. Environmental Systems Research Institute. Redlands, CA
- Ezenwa VO (2004) Selective defecation and selective foraging: antiparasite behavior in wild ungulates? *Ethology* 110:851–862. doi: 10.1111/j.1439-0310.2004.01013.x
- Frid A, Dill L (2002) Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conserv Ecol* 6(1):11
- Georgii B (2001) Auswirkungen von Freizeitaktivitäten und Jagd auf Wildtiere. *Laufener Seminarbeiträge* 1/01:37–47
- Giacometti M (2006a) Vor 100 Jahren: Beginn der Wiederansiedlung des beinahe ausgerotteten Alpensteinbocks. In: *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt (München)*. Verein zum Schutz der Bergwelt e.V., München, pp 137–146
- Giacometti M (2006b) Von Königen und Wilderern: Die Rettung und Wiederansiedlung des Alpensteinbockes. Salm Verlag, Wohlen/Bern
- Gressmann G, Duscher A, Eisank N, et al (2013a) Der Alpensteinbock – Raumnutzung des Alpensteinbocks in den Hohen Tauern. Nationalparkrat Hohe Tauern, Matriel in Osttirol
- Gressmann G, Duscher A, Eisank N, et al (2013b) Steinwildtelemetrie Raumverhalten des Alpensteinbockes in den Hohen Tauern. Nationalparkrat Hohe Tauern, Matriel in Osttirol
- Grignolio S, Bassano B, Apollonio M (2007) Predation risk as a factor affecting sexual segregation in alpine ibex. *J Mammology* 88:1488–1497. doi: 10.1644/06-MAMM-A-351R.1
- Grignolio S, Parrini F, Bassano B, et al (2003) Habitat selection in adult males of Alpine ibex, *Capra ibex ibex*. *Folia Zool* 52:113–120
- Grossen C, Guillaume F, Keller LF, Croll D (2020) Purging of highly deleterious mutations through severe bottlenecks in Alpine ibex. *Nat Commun* 11:1001. doi: 10.1038/s41467-020-14803-1

- Herfindal I, Anderwald P, Filli F, et al (2019) Climate, competition and weather conditions drive vertical displacement and habitat use of an alpine ungulate in a highly topographic landscape. *Landsc Ecol* 34:2523–2539. doi: 10.1007/s10980-019-00902-y
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, et al (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int J Climatol* 25:1965–1978. doi: 10.1002/joc.1276
- Hirzel AH, Le Lay G (2008) Habitat suitability modelling and niche theory. *J Appl Ecol* 45:1372–1381. doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01524.x
- Hutchings MR, Judge J, Gordon IJ, et al (2006) Use of trade-off theory to advance understanding of herbivore-parasite interactions. *Mamm Rev* 36:1–16. doi: 10.1111/j.1365-2907.2006.00080.x
- Ingold P (2006) Freizeitaktivitäten und Wildtiere - Konflikte, Lösungen. In: Freizeitaktivitäten im Lebensraum der Apentiere. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft in Bern, pp 76–98
- Kuijper DPJ, Verwijmeren M, Churski M, et al (2014) What cues do ungulates use to assess predation risk in dense temperate forests? *PLoS One* 9:. doi: 10.1371/journal.pone.0084607
- Leblond M, Dussault C, Ouellet JP (2013) Impacts of human disturbance on large prey species: do behavioral reactions translate to fitness consequences? *PLoS One* 8:. doi: 10.1371/journal.pone.0073695
- Lindsay K, Craig J, Low M (2008) Tourism and conservation: The effects of track proximity on avian reproductive success and nest selection in an open sanctuary. *Tour Manag* 29:730–739. doi: 10.1016/j.tourman.2007.08.001
- Lone K, Loe L, Meisingset E, et al (2015) An adaptive behavioural response to hunting: Surviving male red deer shift habitat at the onset of the hunting season. *Anim Behav* 102:127–138. doi: 10.1016/j.anbehav.2015.01.012
- Lyons A, Turner W, Getz W (2013) Home range plus: A space-time characterization of movement over real landscapes. *Mov Ecol* 1:1–55. doi: doi:10.1186/2051-3933-1-2
- Marchand P, Garel M, Bourgoïn G, et al (2014) Impacts of tourism and hunting on a large herbivore's spatio-temporal behavior in and around a French protected area. *Biol Conserv* 177:1–11. doi: 10.1016/j.biocon.2014.05.022
- Marzano M, Dandy N (2012) Recreationist behaviour in forests and the disturbance of wildlife. *Biodivers Conserv* 21:2967–2986. doi: 10.1007/s10531-012-0350-y
- Merow C, Smith MJ, Silander JA (2013) A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: What it does, and why inputs and settings matter. *Ecography (Cop)* 36:1058–1069. doi: 10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x
- Nievergelt B (1971) Der Alpensteinbock (*Capra ibex* L.) in seinem Lebensraum. *J Mammology* 52:485–486. doi: 10.2307/1378714
- Nix JH, Howell RG, Hall LK, McMillan BR (2018) The influence of periodic increases of human activity on crepuscular and nocturnal mammals: Testing the weekend effect. *Behav Processes* 146:16–21. doi: 10.1016/j.beproc.2017.11.002

- Nowak K, le Roux A, Richards SA, et al (2014) Human observers impact habituated samango monkeys' perceived landscape of fear. *Behav Ecol* 25:1199–1204. doi: 10.1093/beheco/aru110
- Owen-Smith N, Traill LW (2017) Space use patterns of a large mammalian herbivore distinguished by activity state: fear versus food? *J Zool* 303:281–290. doi: 10.1111/jzo.12490
- Parrini F, Grignolio S, Luccarini S, et al (2003) Spatial behaviour of adult male Alpine ibex *Capra ibex ibex* in the Gran Paradiso National Park, Italy. *Acta Theriol (Warsz)* 48:411–423. doi: 10.1007/BF03194179
- Philips S, Dudik M, Schapire R (2020) Maxent software for modeling species niches and distributions
- Plank M (2013) Habitat modeling of the Alpine ibex – *Capra ibex* – in the Swiss National Park and the National Park Hohe Tauern – a comparison. Masterarbeit, Universität für Bodenkultur Wien
- Puorger A (2017) How do habitat use and activity patterns relate to habitat characteristics in Alpine ibex (*Capra ibex*)? A comparison of three Alpine regions. Masterarbeit, Universität für Bodenkultur Wien
- RStudio Team (2019) RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA
- Ryser-Degiorgis M, Ingold P, Tenhu H, et al (2002) Encounters between Alpine ibex, Alpine chamois and domestic sheep in the Swiss Alps. *Hystrix, Ital J Mammal* 13:1–11. doi: 10.4404/hystrix-13.1-2-4180
- Schütz C, Ingold P, Pfister U (1995) Zum Einfluss der Altersstruktur in Gruppen von männlichen Alpensteinböcken *Capra ibex* auf deren Reaktionsempfindlichkeit. *Der Ornithol Beobachter* 92:249–250
- Scillitani L, Sturaro E, Monaco A, et al (2012) Factors affecting home range size of male alpine ibex (*Capra ibex ibex*) in the Marmolada massif. *Hystrix, Ital J Mammal* 23:2–7. doi: 10.4404/hystrix-23.2-4622
- Sforzi A, Lovari S (2000) Some effects of hunting on wild mammalian populations. *Ibex J Mt Ecol* 5:165–171
- Signer C (2013) Der Alpensteinbock: Forschungsgeschichte und neue Erkenntnisse. *Cratschla - Spezialausgabe* 3:21–23
- Tadesse S, Kotler B (2012) Impact of tourism on nubian ibex (*Capra nubiana*) revealed through assessment of behavioral indicators. *Behav Ecol* 23:1257–1262. doi: 10.1093/beheco/ars110
- Tadesse S, Kotler B (2011) Seasonal habitat use by nubian ibex (*Capra nubiana*) evaluated with behavioral indicators. *Isr J Ecol Evol* 57:223–246. doi: 10.1560/IJEE.57.3.223
- Trulio LA, Sokale J (2008) Foraging Shorebird Response to Trail Use Around San Francisco Bay. *J Wildl Manage* 72:1775–1780. doi: 10.2193/2007-014
- Vercauteren K, Hygnstrom E (1998) Effects of agricultural activities and hunting on home ranges of female white-tailed deer. *J Wildl Manage* 62:280–285. doi: 10.2307/3802289

- Viana DS, Granados JE, Fandos P, et al (2018) Linking seasonal home range size with habitat selection and movement in a mountain ungulate. *Mov Ecol* 6:1–11. doi: 10.1186/s40462-017-0119-8
- Westekemper K, Reinecke H, Signer J, et al (2018) Stay on trails – effects of human recreation on the spatiotemporal behavior of red deer *Cervus elaphus* in a German national park. *Wildlife Biol* 1:1–10. doi: 10.2981/wlb.00403
- Winkelmayr P (2013) Lebensraumkonkurrenz zwischen Gams und Steinwild am Hochschwab. Abschlussarbeit Universitätslehrgang Jagdwirt/in IV, Universität für Bodenkultur Wien
- Zechner A, Deutz A, Gressmann G (2013) Der Steinbock und seine Ausrottung in den Ostalpen. *Beiträge zur Jagd- und Wildforsch* 38:447–458





Appendix 4: Habitateignungsmodell für die Analyse der Jagd im Untersuchungsgebiet Nationalpark Hohe Tauern.

Appendix 5: Übersicht über alle in der Tourismusanalyse herangezogenen Tiere. NPHT → Nationalpark Hohe Tauern, LQG → Lechquellengebirge, SNP → Schweizerischer Nationalpark

Halsband ID	Untersuchungsgebiet	Aufnahmezeitraum	Datenpunkte	Home Range [km ²]
1514	NPHT	17.5.2006 - 6.7.2007	514	15,18
1515	NPHT	28.6.2007 - 25.10.2008	770	8,08
1516	NPHT	11.6.2006 - 17.10.2008	1076	49,63
1517	NPHT	15.5.2006 - 31.10.2006	203	6,82
1524	NPHT	12.6.2008 - 14.8.2008	151	4,09
1525	NPHT	12.8.2008 - 31.10.2009	1146	14,35
1526	NPHT	25.7.2006 - 27.8.2007	594	11,21
6303	NPHT	16.6.2009 - 31.10.2009	504	14,72
6307	NPHT	2.7.2010 - 31.10.2010	1069	3,38
22444	NPHT	8.7.2018 - 31.10.2018	417	1,70
22445	NPHT	5.8.2017 - 31.10.2018	864	2,59
22447	NPHT	19.9.2018 - 31.10.2018	134	1,90
22450	NPHT	25.7.2018 - 31.10.2018	925	2,37
22453	NPHT	29.8.2018 - 18.9.2018	80	2,40
4020	LQG	17.7.2007 - 9.8.2007	103	3,32
4022	LQG	20.7.2007 - 30.8.2008	982	19,81
4023	LQG	19.7.2007 - 16.9.2007	317	1,02
4024	LQG	19.7.2007 - 17.9.2007	308	1,86
4025	LQG	23.7.2007 - 17.8.2008	929	5,92
4026	LQG	6.6.2009 - 9.10.2009	663	9,45
4027	LQG	23.7.2007 - 31.10.2007	137	2,91
4029	LQG	19.7.2007 - 31.10.2008	1326	5,67
4030	LQG	19.7.2007 - 5.6.2008	670	7,31
7373	LQG	12.8.2009 - 20.9.2010	660	20,49
7375	LQG	12.8.2009 - 12.10.2010	748	15,67
0309	SNP	12.6.2007 - 6.6.2008	774	10,77
0461	SNP	4.6.2003 - 5.7.2006	91	1,70
0560	SNP	6.7.2005 - 15.6.2010	1018	7,72
3750	SNP	24.6.2008 - 22.6.2009	714	10,07
3754	SNP	7.7.2009 - 7.7.2010	1347	5,93
3759	SNP	17.5.2007 - 23.6.2009	1197	6,82

5730	SNP	1.7.2009 - 31.10.2010	3429	5,83
5733	SNP	22.6.2009 - 17.5.2011	3647	10,34
5739	SNP	7.7.2010 - 31.10.2010	780	8,62
7951	SNP	24.5.2011 - 27.10.2013	726	7,37

Appendix 6: Übersicht über alle in der Jagdanalyse herangezogenen Tiere. NPHT → Nationalpark Hohe Tauern, LQG → Lechquellengebirge, SNP → Schweizerischer Nationalpark

Halsband ID	Untersuchungsgebiet	Aufnahmezeitraum	Datenpunkte	Home Range [km²]
1514	NPHT	18.5.2006 - 30.6.2007	755	2,91
1515	NPHT	1.8.2007 - 26.10.2008	1027	4,28
1516	NPHT	11.6.2006 - 17.10.2008	1614	81,41
1517	NPHT	4.5.2006 - 15.12.2006	573	24,09
1525	NPHT	12.8.2008 - 28.11.2009	1542	9,11
1526	NPHT	1.8.2006 - 27.8.2007	762	12,56
6289	NPHT	1.6.2010 - 22.10.2010	746	1,97
6303	NPHT	1.8.2009 - 20.11.2009	488	10,94
6307	NPHT	1.8.2010 - 4.11.2010	1475	1,04
22444	NPHT	1.8.2018 - 14.11.2018	603	5,87
22445	NPHT	5.8.2017 - 13.11.2018	1504	2,07
22447	NPHT	19.9.2018 - 25.10.2018	174	3,15
22450	NPHT	1.8.2017 - 14.11.2018	1549	1,74
22453	NPHT	29.8.2018 - 18.9.2018	118	19,88
4020	LQG	1.8.2007 - 10.8.2007	79	33,94
4022	LQG	1.8.2007 - 31.8.2008	1539	3,14
4023	LQG	1.8.2007 - 16.9.2007	415	5,98
4024	LQG	1.8.2007 - 17.9.2007	411	14,10
4025	LQG	1.8.2007 - 18.8.2008	1292	12,94
4026	LQG	6.6.2009 - 9.10.2009	841	39,25
4027	LQG	1.8.2007 - 7.12.2007	385	2,70
4029	LQG	1.8.2007 - 10.12.2008	2328	4,39
4030	LQG	1.8.2007 - 5.6.2008	1458	0,81
7373	LQG	12.8.2009 - 20.9.2010	1327	0,85
7375	LQG	12.8.2009 - 12.10.2010	1521	3,90

0309	SNP	12.6.2007 - 6.6.2008	1435	5,74
0560	SNP	1.8.2009 - 16.6.2010	2077	8,67
0750	SNP	24.6.2008 - 22.6.2009	2037	4,53
3754	SNP	1.8.2009 - 29.11.2009	2035	9,89
3759	SNP	27.9.2007 - 10.12.2008	1391	3,31
5733	SNP	22.6.2009 - 17.5.2011	4963	10,12
5739	SNP	2.8.2010 - 15.12.2010	2122	5,19
7951	SNP	24.5.2011 - 27.10.2013	2393	27,68

R Skript T-LoCoH

Packages

```
require(tlocoh)
require(sp)
require(rgdal)
require(tidyr)
require(date)
require(lubridate)
require(move)
require(maptools)
```

Code

```
head(COLLAR-ID)
newCOLLAR-ID <- COLLAR-ID
newCOLLAR-ID <- newCOLLAR-ID[!is.na(newCOLLAR-ID[, "Latitude__"]),]
summary(newCOLLAR-ID)
COLLAR-ID.sp.latlong <- SpatialPoints(newCOLLAR-ID[,
  c("Longitude__", "Latitude__")], proj4string=CRS("+proj=longlat
  +ellps=WGS84"))
COLLAR-ID.sp.utm <- spTransform(COLLAR-ID.sp.latlong, CRS("+proj=utm
  +north +zone=32 +ellps=WGS84"))
COLLAR-ID.mat.utm <- coordinates(COLLAR-ID.sp.utm)
head(COLLAR-ID.mat.utm)
colnames(COLLAR-ID.mat.utm) <- c("x", "y")
head(COLLAR-ID.mat.utm)
NEWCOLLAR-ID <- unite(newCOLLAR-ID, UTC_Time, UTC_Date, UTC_Time, sep =
  " ")
class(NEWCOLLAR-ID$UTC_Time)
head(as.character(NEWCOLLAR-ID$UTC_Time))
head(NEWCOLLAR-ID)
COLLAR-ID.gmt <- as.POSIXct(NEWCOLLAR-ID$UTC_Time, tz="UTC")
COLLAR-ID.gmt[1:3]
local.tz <- "Europe/Vienna"
COLLAR-ID.localtime <- as.POSIXct(format(NEWCOLLAR-ID$UTC_Time,
  tz="Europe/Vienna"), tz="Europe/Vienna")
COLLAR-ID.localtime[1:3]
```

Create a locoh-xy object

```
COLLAR-ID.lxy <- xyt.lxy(xy=COLLAR-ID.mat.utm, dt=COLLAR-
  ID.localtime, id="7951", proj4string=CRS("+proj=utm +north
  +zone=32 +ellps=WGS84"))
```

```
summary(COLLAR-ID.lxy)
plot(COLLAR-ID.lxy)
hist(COLLAR-ID.lxy)
lxy.plot.freq(COLLAR-ID.lxy, deltat.by.date=T)
```

#Removing 'Bursts'

```
lxy.plot.freq(COLLAR-ID.lxy, cp=T)
COLLAR-ID.lxy <- lxy.thin.bursts(COLLAR-ID.lxy, thresh=0.2)
```

Distance to Centroides

```
lxy.plot.pt2ctr(COLLAR-ID.lxy)
lxy.plot.sfinder(COLLAR-ID.lxy)
lxy.plot.sfinder(COLLAR-ID.lxy, delta.t=3600*c(12,24,36,48,54,60))
```

Identify Nearest Neighbors

```
COLLAR-ID.lxy <- lxy.nn.add(COLLAR-ID.lxy, s=0.01, k=25)
summary(COLLAR-ID.lxy)
```

Checking the Effects of s

```
COLLAR-ID.lxy <- lxy.nn.add(COLLAR-ID.lxy, s=c( 0.001, 0.01, 0.1),
k=25)
lxy.plot.mtdr(COLLAR-ID.lxy, k=10)
lxy.plot.tspan(COLLAR-ID.lxy, k=10)
```

Create Hullsets (K-Methode)

```
COLLAR-ID.lhs <- lxy.lhs(COLLAR-ID.lxy, k=3*2:8, s=0.01,offset.dups
= 0)
summary(COLLAR-ID.lhs, compact=T)
COLLAR-ID.lhs <- lhs.iso.add(COLLAR-ID.lhs)
plot(COLLAR-ID.lhs, iso=T, record=T, ufip=T=F)
plot(COLLAR-ID.lhs, iso=T, k=12, allpts=T, cex.allpts=0.1,
col.allpts="gray30", ufip=T=F)
lhs.plot.isoarea(COLLAR-ID.lhs)
lhs.plot.isoear(COLLAR-ID.lhs)
COLLAR-ID.lhs.k12 <- lhs.select(COLLAR-ID.lhs, k=12)
```

A-Methode

```
COLLAR-ID.lxy <- lxy.nn.add(COLLAR-ID.lxy, s=0.01, a=auto.a(nnn=12,
ptp=0.98))
summary(COLLAR-ID.lxy)
COLLAR-ID.lxy <- lxy.nn.add(COLLAR-ID.lxy, s=0.01, a=30000)
COLLAR-ID.lhs.amixed <- lxy.lhs(COLLAR-ID.lxy, s=0.01, a=26:30*1000,
iso.add=T)
lhs.plot.isoarea(COLLAR-ID.lhs.amixed)
lhs.plot.isoear(COLLAR-ID.lhs.amixed)
```

Compute Additional Hull Metrics (Elongation)

```
COLLAR-ID.lhs.k12 <- lhs.ellipses.add(COLLAR-ID.lhs.k12)
summary(COLLAR-ID.lhs.k12)
plot(COLLAR-ID.lhs.k12, hulls=T, ellipses=T, allpts=T, nn=T,
ptid="auto")
```

Compute Additional Hull Metrics (Time-Use Metrics)

```
COLLAR-ID.lhs.k12 <- lhs.visit.add(COLLAR-ID.lhs.k12, ivg=3600*12)
summary(COLLAR-ID.lhs.k12)
```

Examining Hull Metrics (Behavior Isopleths)

```
COLLAR-ID.lhs.k12 <- lhs.iso.add(COLLAR-ID.lhs.k12,
sort.metric="ecc")
plot(COLLAR-ID.lhs.k12, iso=T, iso.sort.metric="ecc")
hist(COLLAR-ID.lhs.k12, metric="nsv")
plot(COLLAR-ID.lhs.k12, hpp=T, hpp.classify="nsv", ivg=3600*12,
```



```

col.ramp="rainbow",record=T)
COLLAR-ID.aoi <- aoi()
plot(COLLAR-ID.lhs.k12, hpp=T, hpp.classify="nsv",
col.ramp="rainbow", aoi=COLLAR-ID.aoi)

# Duration of Visit
hist(COLLAR-ID.lhs.k12, metric="mnlv", ivg=3600*12)
plot(COLLAR-ID.lhs.k12, hpp=T, hpp.classify="mnlv",
col.ramp="rainbow")
hsp <- lhs.plot.scatter(COLLAR-ID.lhs.k12, x="nsv", y="mnlv",
col="spiral", bg="black")
plot(COLLAR-ID.lhs.k12, hpp=T, hsp=hsp, hpp.classify="hsp")
lhs.plot.scatter.auto(COLLAR-ID.lhs.k12)

# Extract Home Range Area
COLLAR-ID.isos <- isopleths(COLLAR-ID.lhs.k12)
COLLAR-ID.core <- COLLAR-ID.isos[[1]][ COLLAR-
ID.isos[[1]][["iso.level"]]==0.5, ]
COLLAR-ID.hr <- COLLAR-ID.isos[[1]][ COLLAR-
ID.isos[[1]][["iso.level"]]==0.95, ]
plot(COLLAR-ID.hr, border="green")
plot(COLLAR-ID.core, border="purple", add=TRUE)
COLLAR-ID.core

# Export File
writeOGR(obj=COLLAR-ID.core, dsn="C:/Users/...", layer="COLLAR-
ID.core", driver="ESRI Shapefile")
lhs.exp.shp(COLLAR-ID.lhs.k12,hulls = TRUE, dir = ".")
lxy.exp.shp(COLLAR-ID.lxy, dir = ".")

```

R Skript GAMM

Tourismus

Packages

```

require(readxl)
require(tidyr)
require(data.table)
require(MASS)
require(car)
require(mgcv)
require(dplyr)

```

Code

```

COLLAR-ID <- read_excel(path = "C:/Users/      /COLLAR-ID.xls")
newCOLLAR-ID <- separate(COLLAR-ID,Time,into = c("waste", "Time"),
sep = " ")
newCOLLAR-ID$waste <- NULL
COLLAR-ID <- newCOLLAR-ID
COLLAR-ID$id <- as.factor(COLLAR-ID$id)
COLLAR-ID$date <- as.Date(COLLAR-ID$date)
COLLAR-ID$time <- as.ITime(COLLAR-ID$time)
COLLAR-ID$Day_n <- factor(COLLAR-ID$Day, levels=c("Montag",
"Dienstag", "Mittwoch", "Donnerstag", "Freitag", "Samstag",
"Sonntag"), labels=c("1","2","3","4","5","6","7"))
COLLAR-ID$Day_n <- as.factor(COLLAR-ID$Day_n)

```

```
COLLAR-ID$Time_n <- as.factor(COLLAR-ID$Time_n)
str(COLLAR-ID)

Tourism <- bam(NEAR_DIST ~ s(id, bs="re",k=11) + Time_n + Day_n +
  s(Slope) +s(Aspect, bs="cc",k=360) + s(Hillshade),
  family = "gaussian", data = COLLAR-ID, method = "fREML")
```

Jagd

Packages

```
require(readxl)
require(tidyr)
require(data.table)
require(MASS)
require(car)
require(mgcv)
require(dplyr)
```

Code

```
COLLAR-ID <- read_excel(path = "C://Users/...../COLLAR-ID.xls")
newCOLLAR-ID <- separate(COLLAR-ID,Time,into = c("Waste",
  "Time"), sep = " ")
newCOLLAR-ID$Waste <- NULL
COLLAR-ID <- newCOLLAR-ID
COLLAR-ID$id <- as.factor(COLLAR-ID$id)
COLLAR-ID$Bejagd <- as.factor(COLLAR-ID$Bejagd)
str(COLLAR-ID)

Jagd <- bam(NEAR_DIST ~ s(id, bs="re", k=11) + Bejagung + s(Slope)
  + s(Aspect, bs="cc",k=360) + s(Hillshade), family =
  "gaussian", data = COLLAR-ID, method = "fREML")
```