

Endbericht: Lebensraum- und Konfliktpotenzialmodell für den Wolf in Österreich

Report: Habitat- and conflict potential model for the wolf in Austria

Impressum

Projektnehmer:in: Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Department für Ökosystemmanagement, Klima und Biodiversität, BOKU University

Adresse: Gregor-Mendel-Straße 33, 1180 Wien

Projektleiterin: Dr. Jennifer Hatlauf, E-Mail: jennifer.hatlauf@boku.ac.at

Finanzierungsstellen: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Klima und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft | Amt der Niederösterreichischen Landesregierung | Amt der Oberösterreichischen Landesregierung | Amt der Steiermärkischen Landesregierung | Amt der Tiroler Landesregierung | Amt der Kärntner Landesregierung | Amt der Salzburger Landesregierung | Amt der Vorarlberger Landesregierung

Projektbegleitende Arbeitsgruppe aus den jeweils entsandten Behördenvertreter*innen der beteiligten Bundesländer und des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Klima und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft: BMLUK (Abteilung Agrarumwelt (ÖPUL), Bergbauern und Benachteiligte Gebiete, Biologische Landwirtschaft (Abteilung II/3), Abteilung Tierische Produkte (Abteilung II/6), Abteilung Recht 4); Kärnten (Abteilung 10 - Land- und Forstwirtschaft, Ländlicher Raum, Abteilung 1 – Landesamtsdirektion); Niederösterreich (NÖ Landesforstdirektion (LF4)); Oberösterreich (Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung - Abteilung Land- und Forstwirtschaft); Salzburg (Abt. 4, Lebensgrundlagen und Energie); Steiermark (Landesforstdirektion, Agrarrecht); Tirol (Gruppe Agrar); Vorarlberg (Abteilung Landwirtschaft und ländlicher Raum (Va).

Projektlaufzeit: 01.04.2024 – 15.5.2025

Endbericht: Lebensraum- und Konfliktpotenzialmodell für den Wolf in Österreich

Fotonachweis, Cover: LeKoWolf Projekt

Autor*innen: Hatlauf J, Knufinke F, Fuchs L, Amon M, Hackländer K, Kunz F

Beiträge der Autor*innen: Jennifer Hatlauf - Autorin, Konzeption, Projektadministration

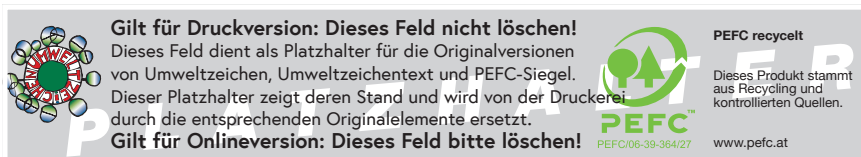
Florian Kunz - Autor, Lebensraummodellierung, Subprojektleiter

Jörg Fabian Knufinke - Autor, Konfliktpotenzialmodellierung, grafische Darstellung

Luca Fuchs - Datenaufbereitung, Rissanfälligkeitsmodellierung, Diplomand

Matthias Amon - Datenaufbereitung, Modellierung

Klaus Hackländer - Supervision



Wien, 2025. Stand: 30.08.2025

Inhalt

Zusammenfassung (Deutsch)	5
Executive Summary (English)	9
Glossar und Definitionen	12
1. Einleitung	14
1.1 Wölfe in Österreich	14
1.2 Nutztierrisse	15
1.3 Hintergrund und Zielsetzung	17
2. Methoden	19
2.1 Studiengebiet Österreich	19
2.2 Grundkonzept der Modelle	21
2.2.1 Lebensraumpotenzialmodell	22
2.2.2 Risspotenzialmodell	22
2.2.3 Konfliktpotenzialmodell	23
2.2.4 Kombinationsmodell	25
2.3 Datenerhebung und Abfragen	25
2.4 Datenaufbereitung der Wolfsnachweise	26
2.5 Datenaufbereitung der Lebensraum- und Nutztierrißpotenzialvariablen	30
2.5.1 Topografische Variablen	31
2.5.2 Landbedeckungs- und Landnutzungsvariablen	32
2.5.3 Variablen anthropogener Einflüsse	33
2.6 Datenaufbereitung der Konfliktpotenzialvariablen	34
2.6.1 „Allgemeine“ Variablen	39
2.6.2 Landwirtschaftliche Variablen	39
2.6.3 Variablen zu Forst und Jagd	41
2.6.4 Variable zu Tourismus	42
2.7 Statistische Modellierung	43
2.7.1 Modellierung des Lebensraumpotenzials	43
2.7.2 Modellierung des Risspotenzials	44
2.7.3 Das Konfliktpotenzialmodell	45
2.7.4 Das Kombinationsmodell Lebensraum & Konfliktpotenzial	47
2.7.5 Weitere Szenarien und spezielle Konfliktpotenzialmodelle	49
3. Ergebnisse	51
3.1 Lebensraumpotenzialmodell	51
3.2 Risspotenzialmodell	55

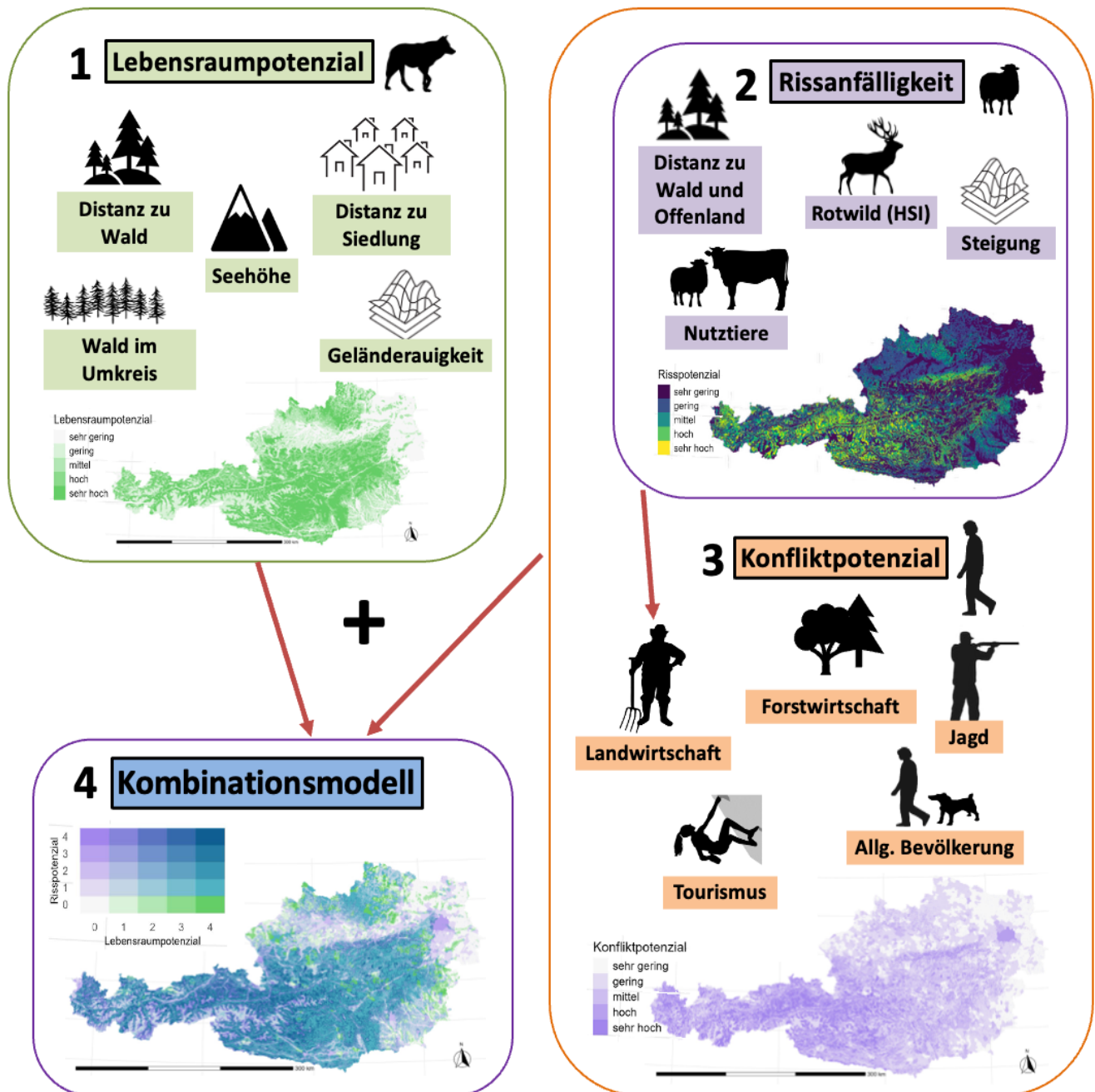
3.3 Konfliktpotenzialmodell	59
3.4 Kombinationsmodelle	61
4. Diskussion	65
4.1 Interpretation der Modelle	65
4.1.1 Lebensraumpotenzialmodell	70
4.1.2 Risspotenzialmodell	71
4.1.3 Konfliktpotenzialmodell	72
4.1.4 Kombinationsmodell	72
4.2 Die Variablen des Konfliktpotenzialmodells	73
4.2.1 Allgemeine Variablen und Tourismus	73
4.2.2 Variablen zu Landwirtschaft	75
4.2.3 Variablen zu Forst und Jagd	79
4.3 Nachweise und Monitoring	81
4.4 Koexistenz, Forschungsbedarf und Ausblick	82
5. Danksagung	86
6. Literaturverzeichnis.	87
Tabellenverzeichnis	97
Abbildungsverzeichnis (ohne Anhang)	98
7. Anhang	100
7.1 Weiterführende Erklärungen zu Variablen	100
7.2 Szenarien zu Konfliktpotenzial: sich ändernde Rahmenbedingungen	104
7.3 Szenarien zu Konfliktpotenzial: Ergebnisdivergenzen	112
7.4 Szenarien zu saisonalen Modellen	119

Zusammenfassung (Deutsch)

Die vorliegende Studie befasst sich mit der Rückkehr der Wölfe nach Österreich, einer Entwicklung, die als Erfolg des Artenschutzes gefeiert wird, aber auch erhebliche Herausforderungen mit sich bringt. Ziel des Projekts war die Entwicklung wissenschaftlich fundierter Modelle, die das Lebensraumpotenzial und das Konfliktpotenzial von Wölfen in Österreich darstellen. Diese Modelle sollen eine datengestützte Grundlage für ein effektives Wolfsmanagement bieten, das sowohl den Schutzstatus des Wolfs nach Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG, Anhang V) als auch die Interessen der betroffenen Menschen berücksichtigen kann. Das vorliegende Projekt hat vor allem methodische und datengrundlagenseitige Voraussetzungen für weitere Themen geschaffen, eine Berechnung des günstigen Erhaltungszustands (FCS), die potenzielle Ausweisung von Ausschlusszonen oder eine Bewertung der Wichtigkeit einzelner Konflikte zählten jedoch *nicht* zu den Zielen des Projekts. Diese Aspekte erfordern weiterführende Analysen und ergänzende Datengrundlagen, die über das Ausmaß dieser Arbeit hinausgehen.

Der Fokus lag auf der Erstellung von vier verschiedenen Modellen, um sowohl das Lebensraumpotenzial als auch den potenziellen Konflikt räumlich zu verorten (siehe grafische Zusammenfassung):

- 1) Das Lebensraumpotenzialmodell beschreibt die Eignung von Flächen als Lebensraum für Wölfe, unabhängig von ihrer aktuellen Verbreitung. Die Ergebnisse zeigen, dass Österreich über große Flächen mit hohem Lebensraumpotenzial verfügt, insbesondere in den Alpenregionen. Diese Gebiete zeichnen sich durch eine hohe Waldbedeckung, geringe menschliche Störung und geeignete topografische Bedingungen aus. Regionen wie etwa die zentralen und nördlichen Ostalpen sowie das Wald- und Mühlviertel weisen hohes Potenzial auf, während städtische Gebiete und intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen ein geringeres Potenzial zeigen*.



Grafische Zusammenfassung

- 2) Das Risspotenzialmodell analysiert, inwieweit bestimmte Gebiete anfällig für Nutztierrisse durch Wölfe sind. Die Ergebnisse zeigen, dass alpine Regionen mit extensiver Weidewirtschaft ein besonders hohes Risspotenzial aufweisen. Die Anwesenheit von Nutztieren (besonders von Schafen und in geringerem Ausmaß auch von Rindern) ist der stärkste Prädiktor für ein hohes Risspotenzial, gefolgt von der Nähe zu Wäldern, die Wölfen als Rückzugsgebiete dienen können. Wie auch in den anderen Modellen ist ein West-Ost-Gefälle erkennbar: Die höchsten Risspotenziale wurden

in den westlichen Bundesländern Vorarlberg, Tirol, Salzburg, Kärnten und Steiermark festgestellt, während die östlichen Landesteile wie weite Regionen Ober- und Niederösterreichs, Wien und das Burgenland ein geringes Risspotenzial aufweisen*.

- 3) Das Konfliktpotenzialmodell wurde auf Basis von Einschätzungen der in die Arbeitsgruppe entsandten Behördenvertreter*innen erstellt. Es kombiniert ökologische und sozio-ökonomische Variablen, um die potenzielle Intensität von Konflikten zwischen Mensch und Wolf darzustellen (vgl. Tabelle 1). Es wurde das Augenmerk auf die methodische Entwicklung der Modelle gelegt; zur Abbildung aller Interessengruppen ist die weitere Integration dieser zielführend. Die Hauptfaktoren für ein hohes Konfliktpotenzial waren nach der Einschätzung der Behördenvertreter*innen die Nutztierriissanfälligkeit sowie eine Kombination weiterer wirtschaftlicher und allgemeiner Variablen (vgl. Resultate). Die westlichen Bundesländer Vorarlberg, Tirol, Salzburg und Kärnten zeigen durch die Modellierung die höchsten Konfliktpotenziale, während städtische Gebiete wie Wien ein mittleres und Regionen in Niederösterreich und dem Burgenland ein geringes Konfliktpotenzial aufweisen*.
- 4) Das Kombinationsmodell integriert die Ergebnisse des Lebensraumpotenzial- und Konfliktpotenzialmodells und hebt sogenannte "Hot-Spot-Gebiete" hervor, in denen die Potenziale beider Modelle hoch sind. Diese Gebiete befinden sich ebenso vor allem in den westlichen Alpenregionen, insbesondere in Vorarlberg, Tirol, Salzburg und Kärnten. Diese Hot-Spots sind besonders relevant für das Wolfsmanagement, da hier Konfliktlösungsstrategien und Monitoring priorisiert werden können*. Herauszuheben sind auch Gebiete, in welchen das Lebensraumpotenzial hoch und der potenzielle Konflikt gering sind. Diese sind für Wolfsmanagement ebenso bedeutend, da sie geeignete Lebensräume mit minimalen Mensch-Wildtier-Konflikten bieten und somit ideal sind, um Bestände zu unterstützen und gleichzeitig die Wahrscheinlichkeit von Auseinandersetzungen mit Menschen gering zu halten.

** Diese Vereinfachungen dürfen nicht darüber hinwegtäuschen, dass auch innerhalb der Länder große Unterschiede zu sehen sind.*

Die Studie zeigt auch Limitationen auf: Die Datenverfügbarkeit ist zum Teil nicht flächendeckend, insbesondere fehlen detaillierte Informationen zur Umsetzung und Wirksamkeit von

Herdenschutzmaßnahmen. Zudem berücksichtigt das Konfliktpotenzialmodell keine detaillierten Daten zur gesellschaftlichen Akzeptanz (aller betroffenen Interessengruppen) von Wölfen, obwohl diese ein entscheidender Faktor für das Management wären. Die Modelle stellen eine Momentaufnahme dar und berücksichtigen keine zeitlichen Entwicklungen oder dynamische Veränderungen in der Wolfsverbreitung und den Konflikten.

Zukünftige Studien sollten sich auf die Verbesserung der Datenbasis konzentrieren, insbesondere durch die Integration von Langzeit-Monitoring-Programmen und die systematische Erhebung von Daten zur gesellschaftlichen Wahrnehmung von Wölfen. Die Wirksamkeit von Herdenschutzmaßnahmen sollte systematisch analysiert werden, um deren Akzeptanz und Umsetzung zu evaluieren und zu fördern. Darüber hinaus könnten Szenarien entwickelt werden, die unterschiedliche Managementoptionen simulieren und deren potenzielle Auswirkungen auf Konflikte und Lebensraumpotenziale bewerten. Langfristig könnte dies dazu beitragen das Nebeneinander zwischen Mensch und Wolf nachhaltig konfliktarm zu gestalten.

Executive Summary (English)

The present study addresses the return of wolves to Austria, a development celebrated as a success in species conservation but also one that brings challenges. The aim of the project was to develop scientifically based models that represent the habitat potential and conflict potential of wolves in Austria. These models are intended to provide a data-driven foundation for effective wolf management that can consider both the protected status of wolves under the Flora-Fauna-Habitat Directive (92/43/EEC, Annex V) and the interests of affected people. The project primarily created methodological and data-related prerequisites for further topics; however, calculating the favorable conservation status (FCS), the potential designation of exclusion zones, or assessing the importance of individual conflicts were not among the project's objectives. These aspects require further analyses and additional data foundations that go beyond the scope of this work. The focus was on creating four different models to spatially locate both habitat potential and potential conflict (see graphical summary, p.7)

1) The Habitat Potential Model describes the suitability of areas as habitats for wolves, regardless of their current distribution. The results show that Austria has large areas with high habitat potential, particularly in the Alpine regions. These areas are characterized by high forest cover, low human disturbance, and suitable topographical conditions. Regions such as the central and northern Eastern Alps as well as for example the Waldviertel and Mühlviertel exhibit high potential, while urban areas and intensively used agricultural lands show lower potential*.

2) The Depredation Risk Model analyzes the extent to which certain areas are susceptible to livestock predation by wolves. The results indicate that alpine regions with extensive grazing practices have particularly high predation risk. The presence of livestock (especially sheep and, to a lesser extent, cattle) is the strongest predictor of high predation risk, followed by proximity to forests, which can serve as retreat areas for wolves. As in the other models, a west-to-east gradient is evident: the highest predation risks were identified in the western federal states of Vorarlberg, Tyrol, Salzburg, Carinthia, and Styria, while the eastern regions, such as large parts of Upper and Lower Austria, Vienna, and Burgenland, show lower predation risk*.

3) The Conflict Potential Model was developed based on assessments by representatives of authorities involved in the working group. It combines ecological and socio-economic variables to depict the potential intensity of conflicts between humans and wolves (see table 1). The focus was on the methodological development of the models; further integration of all stakeholder groups is necessary for a comprehensive representation. According to the authorities' assessments, the main factors for high conflict potential were livestock predation susceptibility and a combination of other economic and general variables (see Results). The western federal states of Vorarlberg, Tyrol, Salzburg, and Carinthia show the highest conflict potentials through modeling, while urban areas like Vienna exhibit medium conflict potential, and regions in Lower Austria and Burgenland show low conflict potential*.

4) The Combined Model integrates the results of the habitat potential and conflict potential models, highlighting so-called "hot-spot areas" where the potentials of both models are high. These areas are also primarily located in the western Alpine regions, particularly in Vorarlberg, Tyrol, Salzburg, and Carinthia. These hot spots are especially relevant for wolf management, as conflict resolution strategies and monitoring can be prioritized here*. The study also identifies areas where the habitat potential is high and the potential for conflict is low. These „low conflict – high suitability areas“ are particularly significant for wolf management, as they offer suitable habitats with minimal human-wildlife conflict, making them ideal for supporting wolf populations while reducing the likelihood of disputes with local communities.

** These simplifications should not obscure the fact that there are significant differences within the federal states.*

The study also highlights limitations: Data availability is not comprehensive, particularly lacking detailed information on the implementation and effectiveness of livestock protection measures. Additionally, the conflict potential model does not account for detailed data on societal acceptance (from all affected stakeholder groups) of wolves, even though this is a crucial factor for management. The models represent a snapshot and do not consider temporal developments or dynamic changes in wolf distribution and conflicts.

Future studies should focus on improving the data basis, particularly through the integration of long-term monitoring programs and the systematic collection of data on societal

perceptions of wolves. The effectiveness of livestock protection measures should be systematically analyzed to evaluate and promote their acceptance and implementation. Furthermore, scenarios could be developed to simulate different management options and assess their potential impacts on conflicts and habitat potentials. In the long term, this could contribute to sustainably managing coexistence between humans and wolves with minimal conflict.

Glossar und Definitionen

Autokorrelation: statistisches Phänomen, bei dem benachbarte Datenpunkte ähnliche Werte aufweisen, was in räumlichen Modellen berücksichtigt werden muss.

Bias-File: eine Datei, die erstellt wird, um räumliche Verzerrungen in den Daten zu korrigieren.

Disperser: ein wanderndes Wolfsindividuum, das sich außerhalb seines üblichen Lebensraums bewegt, bzw. auf der Suche nach neuem Habitat und Paarungspartner*in ist.

Hot-Spot-Gebiete: Regionen, die sowohl ein hohes Lebensraumpotenzial als auch ein hohes Konfliktpotenzial aufweisen. Diese Gebiete werden im Kombinationsmodell identifiziert.

Koexistenz: beschreibt das langfristige, funktionale Nebeneinander von Wolf und Mensch in einer gemeinsamen Landschaft, bei dem biologische, ökonomische und soziale Bedürfnisse im Gleichgewicht stehen. Ziel ist es, Konflikte zu minimieren und sowohl die Erhaltung der Art als auch die Lebensqualität der Bevölkerung sicherzustellen. Das Nebeneinander kann als ein dynamischer Zustand gesehen werden, in dem durch institutionelles Management Wolfsvorkommen, soziale Legitimität und ein tolerierbares Risikoniveau erreicht werden (Carter und Linnell 2016).

Konflikt: als Konflikt werden hier reale oder wahrgenommene Einflüsse von Wölfen auf den Menschen definiert. Diese können als materielle Konflikte (z.B. Risse von Nutztieren) oder als soziale Konflikte (im Projekt nicht behandelt), also Meinungsverschiedenheiten zwischen Interessengruppen über den Wolf und das Wolfsmanagement, auftreten.

Modelle: ein Modell ist eine vereinfachte, abstrahierte Darstellung eines realen Systems, das genutzt wird, um Zusammenhänge zwischen Faktoren zu verstehen, zu quantifizieren oder vorherzusagen und darzustellen. Es basiert auf Daten, Annahmen und Theorien und kann deskriptiv, mechanistisch oder prognostisch sein. Die in vorliegendem Projekt berechneten Modelle werden hier zusammengefasst:

- Das Lebensraumpotenzialmodell beschreibt das Potenzial als Habitat für den Wolf zu dienen. Die Modellierung beschreibt damit eine langfristige

Vorkommenswahrscheinlichkeit und die Bewertung der Flächen, die grundsätzlich als Lebensraum für den Wolf geeignet sind.

- Das Risspotenzialmodell beschreibt die Anfälligkeit von Gebieten gegenüber Nutztierrißen, unabhängig von der aktuellen Wolfspräsenz. Die angegebenen Werte sind dabei relativ zueinander zu interpretieren und geben damit Auskunft, welche Gebiete anfälliger für Nutztierrisse sind als andere. Es werden hierbei jedoch keine Wahrscheinlichkeiten dargestellt. Das Risspotenzialmodell fließt im Folgenden als eine Variable in das Konfliktpotentialmodell mit ein.
- Das Konfliktpotenzial wurde im Projekt auf der Basis einer Behördenvertreter*inneneinschätzung sowie ökologischen, demografischen und sozio-ökonomischen Variablen dargestellt. Die Einschätzungen der Behördenvertreter*innen basieren hierbei auf den Annahmen der direkten und indirekten Einflüsse von Wölfen auf den Menschen.
- Das Kombinationsmodell wurde als bivariate Zusammenfassung des Lebensraumpotenzial- und des Konfliktpotenzialmodells erstellt. In diesem wurden die beiden Modelle verschnitten und in einer Matrix mit 25 Klassen kombiniert. Dies ermöglicht eine gleichzeitige Betrachtung der Modelle zur Identifikation von räumlichen Prioritäten und „Hot-Spots“ für ein evidenzbasiertes Wolfsmanagement.

Partizipative Prozesse: Ansätze, bei denen verschiedene Interessengruppen aktiv in Entscheidungs- und Managementprozesse eingebunden werden.

Präsenznachweis: Dokumentation der Anwesenheit von Wölfen in einem Gebiet. Sie werden durch die sogenannten SCALP-Kriterien eingeteilt. Dies ist ein Klassifikationssystem zur Bewertung von Wolfshinweisen, das in die Kategorien C1 (bestätigt, handfest), C2 (expert*innenbestätigt, wahrscheinlich) und C3 (nicht bestätigbar) unterteilt ist (vgl. S.28).

ROC-Kriterium: statistisches Maß zur Bewertung der Genauigkeit eines Modells, häufig in ökologischen Studien verwendet.

Sozio-ökonomische Variablen: Faktoren wie Bevölkerungsdichte, wirtschaftliche Aktivitäten oder kulturelle Aspekte, die in Konfliktmodellen berücksichtigt werden können.

1. Einleitung

1.1 Wölfe in Österreich

Im 20. Jahrhundert waren Wolfssichtungen in Österreich sehr selten. Bis 2009 wurde nicht mehr als ein Wolf pro Jahr auf der Grundlage opportunistischer Wolfssichtungen erfasst – eine Methode, die auch heute noch angewandt wird. Zwischen 2009 und 2015 stieg die Zahl der bestätigten Wölfe auf bis zu acht Individuen pro Jahr, 2016 nach der ersten Reproduktion in Allentsteig (Niederösterreich) auf über zehn (Österreichzentrum Bär Wolf Luchs 2021a). Seither ist die Zahl der Wölfe mit Ausnahme eines kurzen Rückgangs der Nachweise im Jahr 2020 jährlich gestiegen und erreichte 2023 mit 104 nachgewiesenen Individuen ihren Höhepunkt (Selimovic und Rauer 2023; Rau und Selimovic 2024; Abb. 1): Im Jahr 2022 verzeichnete Österreich mit sieben bestätigten Rudeln die bis zu dem Zeitpunkt höchste Anzahl an Wolfsrudeln. Im Jahr 2023 konnten zwei Rudel im Kreuzeck (Kärnten) und im Hochstadel (Kärnten und Tirol) nicht mehr nachgewiesen werden, während sich am Dobratsch (Kärnten) ein neues Rudel bildete, so dass es im Jahr 2023 insgesamt sechs bestätigte Rudel gab. Abgesehen von diesem neuen Rudel in Kärnten befanden sich im Jahr 2023 alle bekannten Rudel in Österreich in den nördlichen Regionen des Waldviertels (Niederösterreich) und des Mühlviertels (Oberösterreich). Im Jahr 2024 gab es mit Stand 19. Mai 2025 neun Rudel¹: Die Rudel „Koschuta“, „Lanzenpass“, „Wolayer“, „Hochstadel“ im Alpenraum und „Allentsteig“, „Gutenbrunn“, „Arbesbach“, „Harmannschlag“ und „Böhmerwald“ im Wald- und Mühlviertel. Bei den meisten in Österreich nachgewiesenen erwachsenen Wölfen handelt es sich höchstwahrscheinlich um wandernde Individuen (also auf Revier- und Partnersuche befindliche Tiere), die häufig in den Folgejahren nicht mehr beobachtet werden. Zwischen 2009 und 2022 waren 70,4 % aller genetisch bestätigten erwachsenen Wölfe Neuankömmlinge, was darauf hindeutet, dass sie aus Beständen außerhalb Österreichs eingewandert sind. Diese Individuen wurden vor allem im Süden und Westen Österreichs nachgewiesen, also in Gebieten, die durch alpine Landschaften geprägt sind (Selimovic und Rauer 2023). Ihre Herkunft ist durch genetische Analysen belegt: 2023 wurden 44 Individuen nachgewiesen, die aus dem Alpenraum (Haplotyp H22), 32 Individuen aus der mitteleuropäischen Population (Haplotyp H1 oder H2) und 12 Individuen aus dem Dinarischen Raum (Haplotypen H6, H7, H10, H17, H23) stammen (Rau und Selimovic, 2024). Der

¹ <https://baer-wolf-luchs.at/verbreitungskarten/wolf-verbreitung>

österreichische Wolfsbestand ist also geprägt von zuwandernden Wölfen, was sich vermutlich auch die nächsten Jahre weiterhin so zeigen wird.

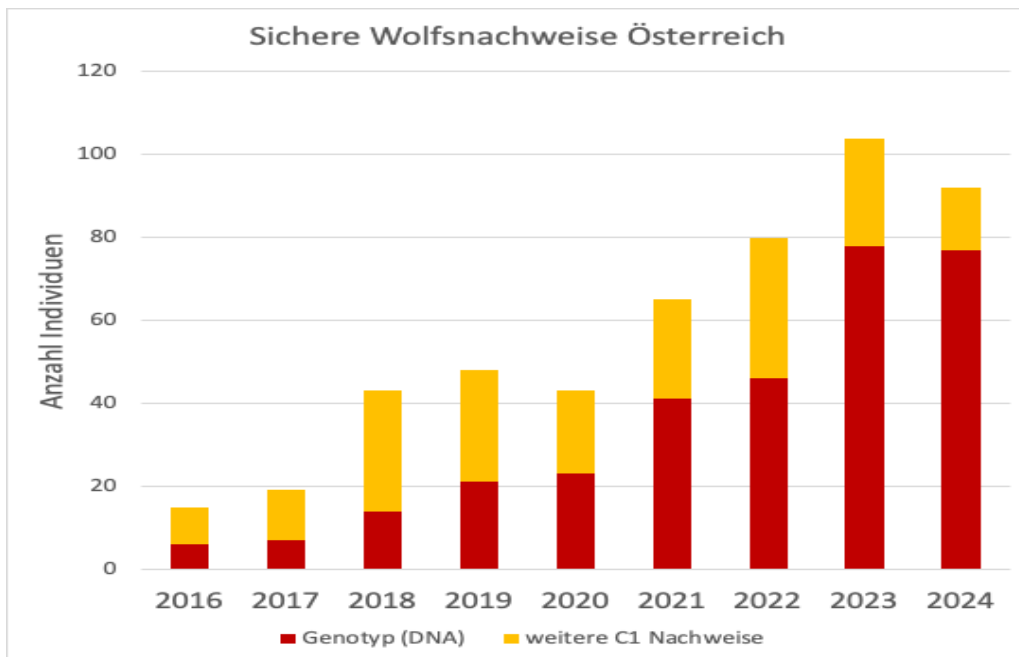


Abbildung 1: Anzahl der sicher nachgewiesenen Wölfe in Österreich seit Etablierung des ersten Rudels im Jahr 2016, welche mittels DNA, oder Fotofallen (weitere C1 Nachweise) bestätigt werden konnten (Österreichzentrum Bär Wolf Luchs 2024; Selimovic pers. Mitt.).

Da in Österreich nur hochalpine Gebiete keine menschliche Landnutzung aufweisen, kommen auch die Wölfe in alpinen Gebieten fast ausschließlich in forstwirtschaftlich oder extensiv beweideten Kulturlandschaften vor. Ähnlich wie in Deutschland von Reinhardt et al. (2019) beobachtet, siedelte sich das erste Wolfsrudel in Allentsteig (Niederösterreich) auf einem Truppenübungsplatz an. Wölfe nutzen in Österreich also hauptsächlich vom Menschen dominierte oder allenfalls naturnahe Lebensräume.

1.2 Nutztierrisse

Nutztierrisse sowie Schäden in der Landwirtschaft sind die Hauptursache für Konflikte, die von großen Beutegreifern in Europa verursacht werden und die Hauptursache für deren Verfolgung in der Vergangenheit und Gegenwart. Von allen Beutegreifern gehen dabei die meisten Schäden an Nutztieren auf Wölfe zurück (vgl. Di Bernardi et al. 2025; Singer et al. 2023), was mit wachsender emotionaler Bedeutung für die Öffentlichkeit verbunden ist

(Tikkunen und Kojola 2019). Informationen über Schäden durch große Beutegreifer europaweit wurden in vier aktuellen Berichten veröffentlicht: Boitani et al. (2022) sammelten die neuesten verfügbaren Daten über alle europäischen Länder. Gervasi et al. (2021) schlüsselten die Schäden auf regionaler Ebene in einer kleineren Anzahl von Ländern der Europäischen Union (EU) auf; Singer et al. (2023) verglichen die Schäden auf regionaler NUTS-3-Ebene zwischen mehreren EU-Ländern über drei Jahre; und eine im Jahr 2023 von der EU-Plattform für die Koexistenz zwischen Menschen und Großraubtieren erstellte Studie über Schäden baute auf Singers Ansatz auf (Sekretariat der EU-Plattform, unveröffentlicht; Marsden et al. 2023). International können Informationen über Schäden an Nutztieren normalerweise auf Basis von Entschädigungs-Daten gewonnen werden. Europaweit haben im Allgemeinen die Schäden an Nutztieren mit der Zunahme der Wolfspopulation ebenso zugenommen (Blanco und Sundseth 2023), wohingegen in einigen deutschen Bundesländern mit der höchsten Wolfspopulation und auch in Regionen der französischen Alpen die Zahl der durch Wölfe verursachten Angriffe in den letzten Jahren zurückgegangen ist. Im großen Maßstab sind die Auswirkungen von Wölfen auf den Viehbestand in der EU sehr gering (0,065 % der gesamten Schafpopulation, berechnet auf der Grundlage der offiziellen Schätzungen der Schafbestände in der EU; Blanco und Sundseth 2023). Dennoch kann der Druck auf lokaler Ebene in bestimmten Gebieten hoch sein und für einzelne Betriebe ein großes Problem darstellen. Speziell in Arealen in denen große Beutegreifer erstmals wieder auftauchen, können die vergleichsweise größten Schäden entstehen (Mettler 2019). In Gebieten, in denen Wölfe nie ausgerottet waren, ist der Druck durch Beutegreifer in der Regel geringer – geringere Schäden könnten jedoch mit traditionell erhaltenem Herdenschutz einhergehen (Mertens und Promberger 2001). In Österreich vermehren sich Wölfe erst wieder seit 2016, und bis 2022 gab es einen Anstieg der Nutztierrisse, während in den Jahren 2022 bis 2024 weniger Schäden vermerkt wurden (Abb. 2). Die natürliche Beuteverfügbarkeit ist in den meisten Landschaften Österreichs recht hoch, aber auch Landschaftsmerkmale und Herdenschutzmaßnahmen beeinflussen das Ausmaß der Schäden an Nutztieren.

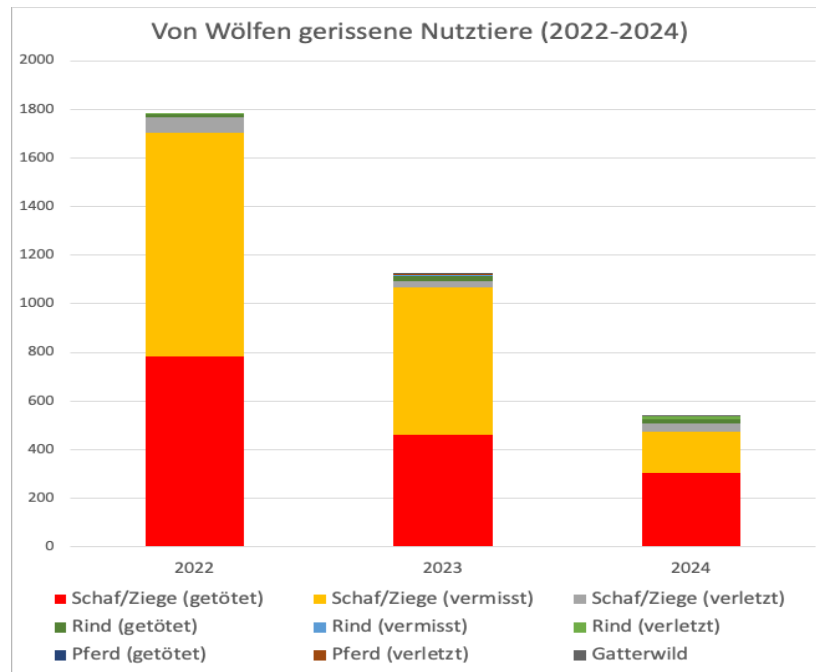


Abbildung 2: Anzahl der in Österreich durch Wölfe gerissenen und verletzten (genetisch bestätigt) oder als vermisst gemeldete Nutztiere, in den Jahren 2022 bis 2024 (Österreichzentrum Bär Wolf Luchs 2025).

1.3 Hintergrund und Zielsetzung

Die Rückkehr des Wolfs stellt eine bedeutende ökologische Entwicklung dar, da Wölfe als Schlüsselart eine wichtige Rolle im Gleichgewicht von Ökosystemen spielen. Gleichzeitig bringt ihre Anwesenheit jedoch Herausforderungen mit sich, insbesondere in Hinblick auf menschliche Aktivitäten wie Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Tourismus. Die steigende Zahl von Wolfsrudeln und Dispersern in Österreich erfordert daher ein fundiertes Management, das sowohl den Schutz der Wölfe als auch die Bedürfnisse der betroffenen Interessengruppen berücksichtigt.

Das vorliegende Projekt zielt darauf ab, wissenschaftlich fundierte Modelle zu entwickeln, die zwei zentrale Aspekte untersuchen: Erstens, welche Gebiete in Österreich als Lebensraum für Wölfe geeignet sind, und zweitens wo Konflikte zwischen Wölfen und menschlichen Aktivitäten auftreten können. Diese Modelle sollen dazu beitragen, Regionen mit hohem Lebensraumpotenzial und hohem Konfliktpotenzial zu identifizieren, um gezielte Managementmaßnahmen zu ermöglichen. Dem Ziel der Grundlagenforschung und Erarbeitung

neuer Erkenntnisse folgend, stellen sich als Motive für die Abwicklung dieses Projekts folgende Hauptforschungsfragen:

- Welche Flächen sind in Österreich als Lebensraum für Wölfe potenziell geeignet?
- Wo ergeben sich Konfliktpotenziale mit Wölfen in Österreich aus sozio-ökonomischer Sicht?
- Auf welchen Flächen überschneidet sich hohes Lebensraum- mit hohem Konfliktpotenzial?

Das Konfliktpotenzial in Bezug auf den Wolf in Österreich wird im Rahmen der Möglichkeit dargestellt – es beschreibt theoretisch wie groß in Relation der Aufwand ist (z.B. durch Herdenschutzmaßnahmen), um ein konfliktarmes Zusammenleben zu erreichen. Dieses ist als räumlich und zeitlich dynamischer Zustand definiert, bei dem ein Vorkommen von Menschen und Wölfen unter Durchführung von Managementmaßnahmen ermöglicht wird (Carter und Linnell 2016). Hierbei werden sowohl die Bedürfnisse der Menschen als auch die gesetzlichen Vorgaben für den Schutz des Wolfs berücksichtigt. Die menschlichen Bedürfnisse werden nicht singulär, sondern holistisch unter Einbezug verschiedener Sektoren (Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Jagdwirtschaft, Tourismus und Naherholung sowie allgemeine Bevölkerung) betrachtet. Um diesen Anforderungen gerecht zu werden, wurden im zweiten Teil des vorliegenden Projekts neben den grundlegenden Recherchen auch strukturierte Behördenvertreter*innenbefragungen durchgeführt.

Die Ergebnisse des Projekts sind von großer Relevanz für den Artenschutz, da die Modelle dabei unterstützen sollen, Regionen mit hohem Lebensraumpotenzial für Wolfsrudel zu identifizieren. Durch die Kenntnis dieser Gebiete können sowohl Managementmaßnahmen aber auch Monitoring effizienter bzw. gezielter durchgeführt werden. Auch Gebiete mit höherem Konfliktpotenzial werden identifiziert. Die Modelle sollen demnach dazu beitragen Konflikte zu minimieren. Besonders relevant sind hier die landwirtschaftlichen Gebiete, in denen eine erhöhte Rissanfälligkeit vorliegt. Das Lebensraumpotenzial gibt Auskunft über potenziell geeignete Flächen und somit über die wahrscheinliche Verbreitung. Zusammen mit dem Konfliktpotenzialmodell können demnach Flächen identifiziert werden, in denen beispielsweise besondere Schutzmaßnahmen für Weidetiere notwendig sind oder weiterer Handlungsspielraum gewährleistet werden muss. Die Modelle sollen eine datengestützte Grundlage für Entscheidungen im Zusammenhang mit dem Wolfsmanagement bieten.

2. Methoden

2.1 Studiengebiet Österreich

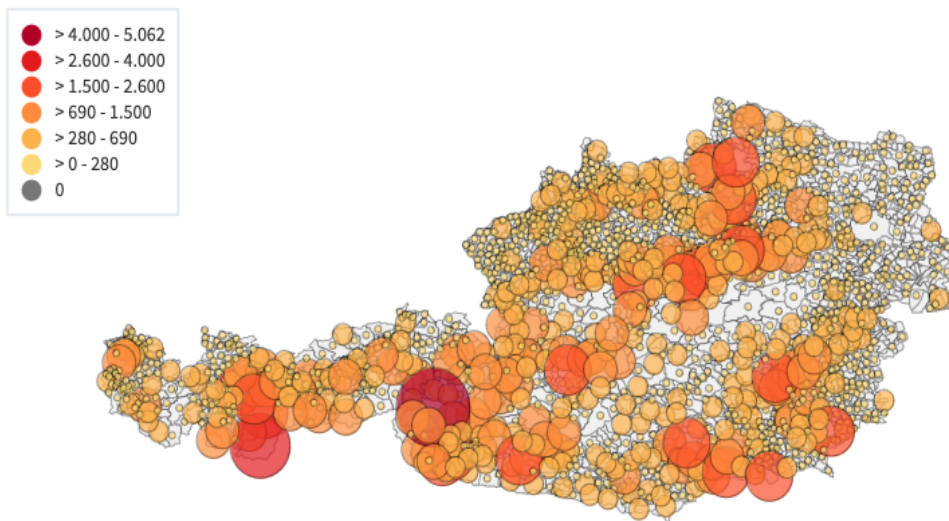
Österreich erstreckt sich vom Pannonischen Becken im Osten bis zum Westrand der Ostalpen auf einer Gesamtfläche von 83.882,56 km². Die Höhenlage des Landes variiert zwischen 114 m und 3.798 m über dem Meeresspiegel, wobei sich menschliche Siedlungen und landwirtschaftliche Flächen vorwiegend in den tiefer-gelegenen Regionen befinden. Ungefähr zwei Drittel Österreichs liegen in den Alpen, wo steiles Gelände und raue klimatische Bedingungen die Forstwirtschaft gegenüber anderen Landnutzungen begünstigen (Kräuchi et al. 2000). Das Klima ist überwiegend kühl-gemäßigt, wobei es jedoch erhebliche regionale Unterschiede gibt. Die östlichen Landesteile sind tendenziell wärmer und trockener, beeinflusst durch niedrigere Höhenlagen und zunehmende Kontinentalität. Die westlichen Landesteile sind oft von Almen geprägt, die das Landschaftsbild in Österreich maßgeblich prägen und ein zentraler Bestandteil der heimischen Berglandschaft sind. In Österreich bedecken rund 8.400 Almen 20 % der Landesfläche, und alle Bundesländer außer dem Burgenland und Wien haben Almwirtschaft. Mehr als 7.000 Hirten versorgen im Sommer rund 51.000 Milchkühe, 265.000 Rinder, 9.000 Pferde, 114.000 Schafe (Abb. 3) und 10.000 Ziegen (Abb. 4).

Im Jahr 2024 leben in Österreich 9,16 Millionen Menschen, was einer Bevölkerungsdichte von 109 Einwohnern pro km² entspricht (Bundesanstalt Statistik Österreich 2024). Davon sind rund 420.000 Menschen in der Land- und Forstwirtschaft tätig. Sie arbeiten in einem der landesweit rund 155.000 Betriebe, von denen die rund 110.000 landwirtschaftlichen Betriebe den Großteil ausmachen (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft 2024).

2023 : ID 3550 Schafe gesamt (Stück)

Gesamtzahl der Schafe von INVEKOS-Betrieben, nach Betriebssitz in der gewählten Gebietsebene

 Bundesanstalt
für Agrarwirtschaft
und Bergbauernfragen



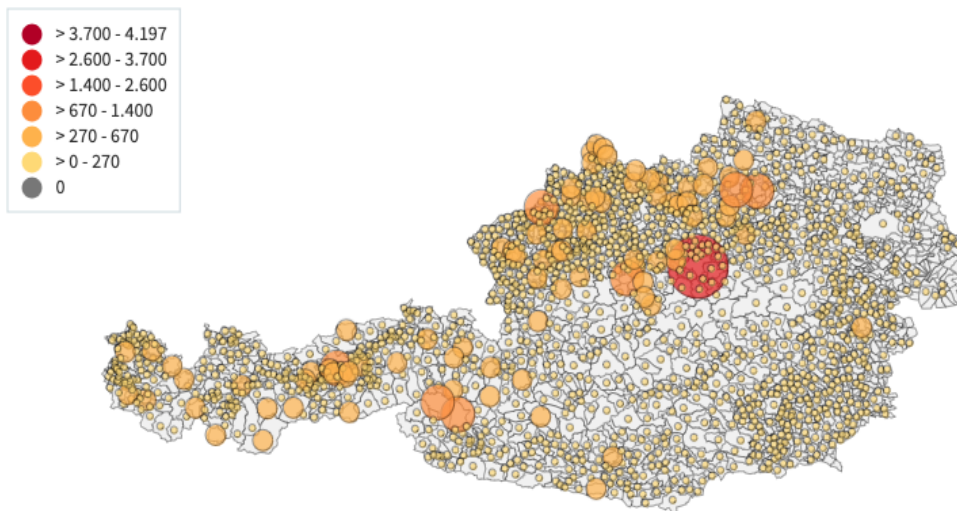
Quelle: gedaba.agrarforschung.at | Datengrundlage: AMA, INVEKOS-Daten

Abbildung 3: Schafe in Österreich (Gebietsebene – Gemeinde; Gedaba 2024)

2023 : ID 3590 Ziegen gesamt (Stück)

Gesamtzahl der Ziegen von INVEKOS-Betrieben, nach Betriebssitz in der gewählten Gebietsebene

 Bundesanstalt
für Agrarwirtschaft
und Bergbauernfragen



Quelle: gedaba.agrarforschung.at | Datengrundlage: AMA, INVEKOS-Daten

Abbildung 4: Ziegen in Österreich (Gebietsebene – Gemeinde; Gedaba 2024)

2.2 Grundkonzept der Modelle

Im Rahmen dieser Arbeit wurden Modelle des Lebensraumpotenzials und Konfliktpotenzials für ganz Österreich basierend auf aktuellen Umweltdaten sowie Wolfsnachweisen erstellt. Um das Konfliktpotenzialmodell zu erstellen war die gesonderte Modellierung des Risspotenzials notwendig. Beide Modelle (Lebensraum- und Konfliktpotenzial) wurden dann in einem Kombinationsmodell zusammengeführt (Abb. 5). Die notwendigen Schritte zur Erarbeitung der Modelle gliedern sich grob in die Datenerhebung, die Datenaufbereitung, die Modellerstellung und die Modellevaluierung.

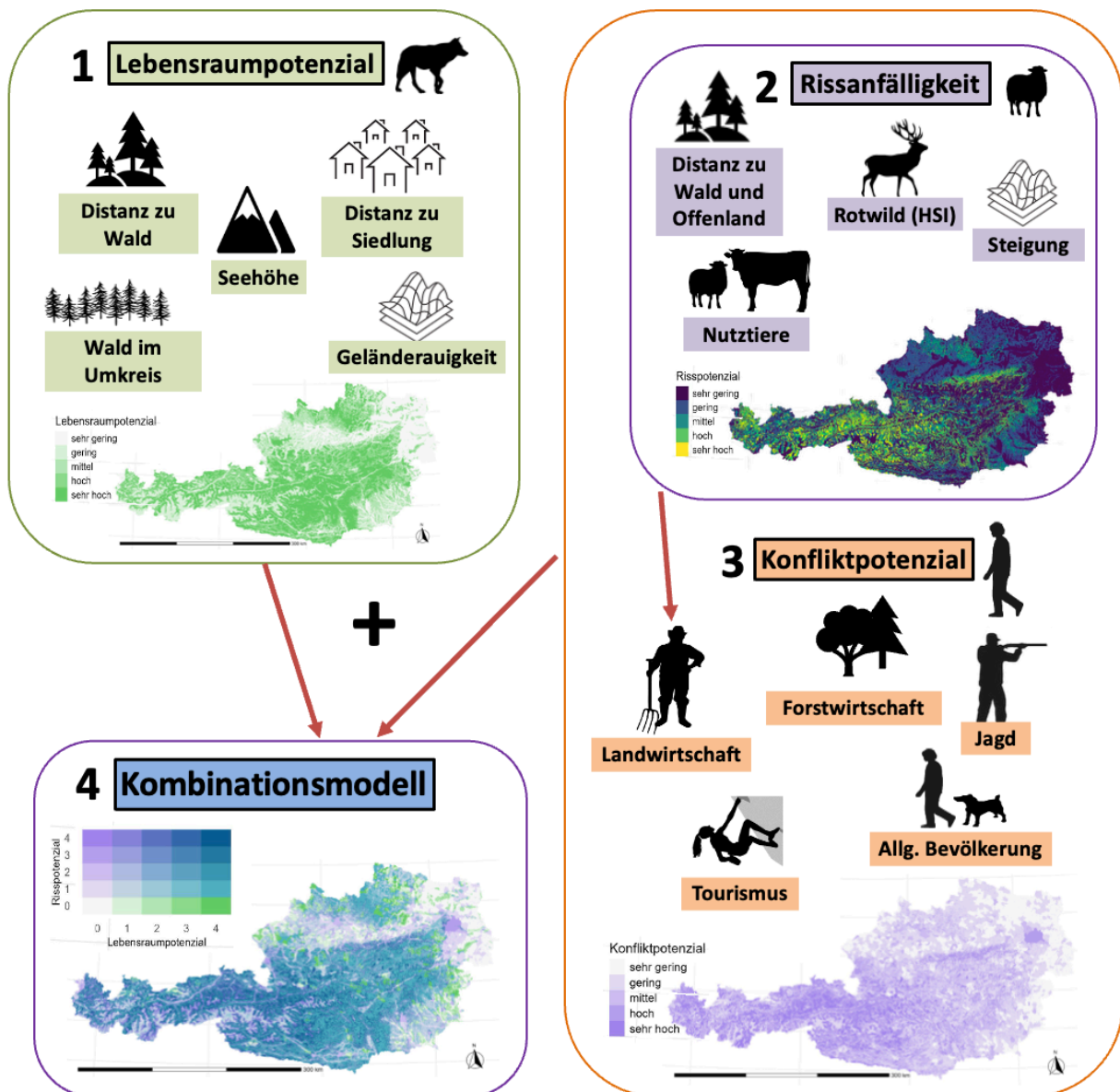


Abbildung 5: Schematische Darstellung der verschiedenen Bestandteile und der im Projekt durchgeführten Schritte und Teilmodelle, um das Kombinationsmodell zu erstellen.

2.2.1 Lebensraumpotenzialmodell

Das landschaftsökologische Lebensraumpotenzial beschreibt das Potenzial einer Fläche, die Entstehung natürlicher Habitatstrukturen für eine Art zu gewährleisten und damit als Habitat für eine Besiedlung zu dienen (Suchant et al. 2003). Die Verwendung dieses Konzeptes erlaubt damit die Modellierung einer Vorkommenswahrscheinlichkeit, die langfristig Bestand hat und unabhängig von zeitlich sehr kurzfristigen Effekten (wie z.B. einzelne Nutzungsregimes) ist. Als solches ermöglicht das Lebensraumpotenzial die Modellierung der Flächen, welche für Wölfe in Österreich zur Besiedlung grundsätzlich geeignet sind. Die Modellierung des Lebensraumpotenzials basiert dabei auf den aktuellen Daten zur Verbreitung des Wolfs in Österreich sowie auf umfassenden Daten zur Beschreibung der Lebensraumqualität für Wölfe. Die Modellierung ist dadurch darauf ausgelegt, basierend auf dem aktuellen Stand der Besiedlung auch Flächen zu bewerten, die derzeit noch nicht von Wölfen besiedelt sind.

2.2.2 Risspotenzialmodell

Das Risspotenzialmodell beschreibt die Anfälligkeit von Gebieten gegenüber Nutztierrißen, unabhängig von der aktuellen Wolfspräsenz. Die dabei angegebenen Werte sind nicht als absolute Wahrscheinlichkeiten, sondern relativ zueinander zu interpretieren. Sie geben also Auskunft darüber, welche Gebiete anfälliger als andere sind, können jedoch nicht vorher sagen mit welcher Wahrscheinlichkeit es in einem Gebiet zu einem Nutztierriß kommen wird, da die Rissanfälligkeit unabhängig von der Wolfspräsenz modelliert wird. Es kann also auch in gering anfälligen Gebieten grundsätzlich zu Rissen kommen (nur eben unwahrscheinlicher), während auch hoch anfällige Gebiete bei fehlender Wolfspräsenz kein Rissgeschehen aufweisen werden.

Die Rissanfälligkeit ist unabhängig von der Implementierung von Herdenschutzmaßnahmen modelliert und deshalb auch so zu interpretieren. Herdenschutzmaßnahmen beschreiben konkret zur Abwehr von Übergriffen durch große Beutegreifer getroffene Vorkehrungen, welche bezogen auf die Staatsfläche in Österreich noch spärlich verbreitet sind. Die Ergebnisse des Risspotenzialmodells beschreiben inwiefern Gebiete aufgrund ihrer landschaftlichen und geomorphologischen Ausgestaltung sowie der vorhandenen menschlichen Nutzung gegenüber dem Auftreten von Rissen durch Wölfe anfällig sind. Da Herdenschutzmaßnahmen ebenfalls von landschaftlichen, geomorphologischen und menschlichen Faktoren abhängen, sind die zugrunde liegenden Daten zum Rissgeschehen bereits durch Herdenschutzmaßnahmen indirekt beeinflusst. Es sind also in für Herdenschutzmaßnahmen geeig-

neten Gebieten generell weniger Risse vorhanden, da in vielen dieser Gebiete Herdenschutzmaßnahmen (mit unterschiedlicher Wirksamkeit) durchgeführt werden. So sind etwa Nutztiere im Flachland generell wahrscheinlicher eingezäunt als jene auf Almweideflächen, wodurch mehr Rissgeschehen auf Almflächen zu erwarten sind und das Modell diesen Gebieten eine höhere Rissanfälligkeit attestieren kann. Insofern berücksichtigt das Risspotenzialmodell, wenn auch nicht direkt mit Herdenschutzvariablen erstellt, indirekt die Möglichkeit des Herdenschutzes. Das Risspotenzialmodell bezieht sich nur auf die Sommermonate (im Rahmen dieser Studie definiert als April-Oktober, wenn nicht anders angegeben), da der Großteil des Rissgeschehens in Österreich auf diesen Zeitraum fällt und Nutztiere den Winter vielerorts kaum auf der Weide verbringen.

2.2.3 Konfliktpotenzialmodell

In der wissenschaftlichen Literatur werden einzelne, einmalige reale bzw. wahrgenommene Einflüsse von Wildtieren auf Menschen als Disput bezeichnet. Dies definiert noch keinen Konflikt, da dieser erst bei wiederholten, nicht zufriedenstellend gelösten wiederkehrenden Ereignissen als solcher bezeichnet wird (Zimmermann et al. 2020). Damit diese Ereignisse sich zu einem Konflikt im eigentlichen Sinne transformieren, müssen gegensätzliche Einstellungen bzw. Meinungen zwischen menschlichen Interessengruppen vorliegen (Redpath et al. 2015, Nyhus 2016). Die Konflikte, die zwischen diesen Interessengruppen auftreten, können entweder als materielle Konflikte (im engeren Sinne durch Wolfsprädation an Nutztieren) oder als soziale Konflikte (im weiteren Sinne durch den Wolf als Symbol) auftreten (Redpath et al. 2015, Eklund et al. 2023).

Im Rahmen des vorliegenden Projekts können wir nur begrenzt den Konflikt zwischen verschiedenen Interessenvertreter*innen darstellen, daher liegt der Fokus auf dem materiellen Konfliktpotenzial – oder in anderen Worten – auf der Anfälligkeit gegenüber einer Störung durch den Wolf. Dabei ist es nicht relevant, ob ein Wolf tatsächlich vorkommt oder nicht, sondern wie sehr die Bedingungen bei einem theoretischen Auftreten des Wolfs beeinflusst werden und damit die Koexistenz für die Interessengruppe erschwert werden würde. Dies bedeutet zum Beispiel, dass bei einer aufgrund der Steigung und der Distanz zu Wald und Offenland erhöhten Rissanfälligkeit ein erhöhtes Konfliktpotenzial auftreten kann, welches wiederum das Nebeneinander zwischen Viehhaltung und Wölfen erschwert. Aufgrund der großen Wichtigkeit der Nutztierhaltung in Konflikten mit dem Wolf fließt das unter Kapitel 2.2.2 beschriebene Risspotenzialmodell direkt in das Konfliktpotenzialmodell mit ein.

Um potenziell durch den Wolf auftretende Konflikte in Österreich darzustellen, wurde im Rahmen des Projekts ein mechanistisches sozio-ökonomisches Konfliktpotenzialmodell erstellt. In diesem Modell werden weder die in der Vergangenheit aufgetretenen Konflikte dargestellt, noch wird prognostiziert an welchen Orten es wahrscheinlicher zu Konflikten kommen wird. Das vorliegende Konfliktpotenzialmodell beschreibt auf der Basis von demografischen (z.B. Bevölkerungsdichte), ökonomischen (z.B. Nächtigungszahlen), ökologischen (z.B. Anzahl von Schalenwildarten) und Interessengruppen-spezifischen Variablen (z.B. Rissanfälligkeit für Nutztiere) die Intensität, in der Wölfe Menschen beeinflussen können. Durch die Darstellung als "Potenzial" bedeutet dies hingegen ebenfalls, dass Konflikte in der Realität auch anders ausfallen können, wenn andere lokale Gegebenheiten oder lokale menschliche Präferenzen oder Verhaltensweisen vorliegen. Das Nebeneinander kann als ein dynamischer – aber langfristig stabiler, idealerweise konfliktarmer – Zustand gesehen werden, in dem durch institutionelles Management Wolfsvorkommen, soziale Legitimität und ein tolerierbares Risikoniveau erreicht werden (Carter und Linnell 2016). Hierbei finden sowohl die Bedürfnisse der Menschen als auch der gesetzliche Schutz des Wolfs Berücksichtigung. Die menschlichen Bedürfnisse werden nicht singulär, sondern holistisch unter Einbezug verschiedener Sektoren (Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Jagdwirtschaft, Tourismus und allgemeine Bevölkerung) betrachtet. Eine wechselseitige Anpassung zwischen Mensch und Wolf ist hierbei ein zentraler Mechanismus, um ein langfristiges Zusammenleben zu ermöglichen (Carter und Linnell 2016).

Nach umfassenden Recherchen zu den sozio-ökonomischen Anforderungen an das Konfliktpotenzial von Wolfsvorkommen wurden die grundlegenden Variablen zusammengestellt, die für die Modellierung des Konfliktpotenzials Verwendung finden (Tabelle 1). Es wurde anschließend überprüft, ob die jeweiligen Variablen flächig verfügbar und nutzbar sind. Die ausgewählten Variablen sollen verschiedene Landnutzungsgruppen repräsentieren, welche potenziell mit Wölfen in Konflikt geraten. Aus diesem Grund wurden Variablen gewählt, welche der Landwirtschaft, der Forst- und Jagdwirtschaft und dem Tourismus zugeordnet werden können. Da die potenziellen Konflikte mit Wölfen nicht nur an eine Landnutzung im engeren Sinne gebunden sind, wurden zusätzlich Konfliktvariablen integriert, welche die allgemeine Bevölkerung repräsentieren. Die Relevanz der Variablen für den Konflikt und die Wichtigkeit der unterschiedlichen Variablenausprägungen wurden nach den grundlegenden Recherchen im Rahmen der Behördenvertreter*innenabfragen und Workshops ergänzt. Die Zusammenstellung der Daten erfolgte aus verschiedenen Datenbanken und Quellen. Diese Daten wurden in weiterer Folge auf Rasterzellen mit einer Auflösung von 100 x 100 m übertragen. Dadurch wird ein identischer Flächenbezug zu den Lebensraum- und

Risspotenzialmodellen gewährleistet. Diese flächendeckenden Geodaten wurden für die jeweiligen Variablen aufgearbeitet und mit der Bewertung der einzelnen Abstufungen der Variablen verrechnet. Aus dieser Verrechnung ergab sich dann pro Variable eine Konfliktpotenzialkarte. Durch die Verschneidung aller Variablen und Anwendung der Gewichtung auf die Variablen ergibt sich dann ein flächenspezifisches, österreichweites Konfliktpotenzialmodell für den Wolf.

2.2.4 Kombinationsmodell

Zur integrierten Bewertung des potenziellen Lebensraums und von konfliktträchtigen Gebieten wurde ein bivariates Kombinationsmodell entwickelt, welches die Ergebnisse der zwei Teilmodelle – dem Lebensraumpotenzialmodell und dem Konfliktpotenzialmodell – in einer Konfliktmatrix mit 25 Klassen kombiniert (vgl. Ditmer et al. 2022). Diese Vorgehensweise ermöglicht eine differenzierte räumliche Darstellung und erleichtert folglich eine Interpretation der Überlappung ökologisch geeigneter Lebensräume mit menschlichen Nutzungs- und Interessenskonflikten in Österreich. Das Modell basiert auf der Kreuzung von jeweils fünf Klassen des Lebensraumpotenzials mit den fünf Klassen des Konfliktpotenzials, wodurch 25 mögliche Kombinationen entstehen. Die daraus resultierende Konfliktmatrix erlaubt es, räumliche Prioritäten und Risiken für das Wolfsmanagement evidenzbasiert z.B. in Form von „Hot-Spots“ zu identifizieren bzw. darzustellen. Auch konfliktarme Regionen mit hohem Lebensraumpotenzial für Wölfe werden dadurch angezeigt.

2.3 Datenerhebung und Abfragen

Die Abfrage der notwendigen Daten in Zusammenarbeit mit den zuständigen Sachverständigen und Expert*innen fand zwischen 07.05.2024 und 30.09.2024 statt. Jeder Datensatz wurde systematisch erfasst, wobei Metadaten wie die Quelle, der Erstellungszeitpunkt, die Auflösung und der räumliche Bezug dokumentiert wurden. Daten zu Wolfsnachweisen in Österreich wurden bisher unter verschiedenen Rahmenbedingungen erhoben. Eine Unterscheidung zwischen Präsenznachweisen aus Monitoringregimes und Präsenznachweisen aus Rissgeschehen ist dabei für die vorliegende Arbeit wichtig. Während Risse grundsätzlich auch im Wolfslebensraum vorkommen, sind „Riss-Nachweise“ alleine jedoch nicht ausreichend repräsentativ für den Lebensraum, da das Vorkommen von Rissen durch unterschiedliche Faktoren getrieben wird: So sind Nutztierrisse beispielsweise überproportional häufig auf Freiflächen (z.B. Almflächen), und nur selten in geschlossenen Waldgebieten (siehe Er-

läuterungen zum Risspotenzialmodell). Aus diesem Grund werden im Folgenden alle Nachweise aus Nutztierrißen als „Riss-Nachweise“ bezeichnet und alle übrigen Nachweise (auch „Wildtierriße“) als „Präsenz-Nachweise“ bezeichnet. Natürlich sind Riss-Nachweise auch als Präsenz zu werten, die textliche Unterscheidung zwischen Riss-Nachweisen und (allen restlichen) Präsenz-Nachweisen ist jedoch vorteilhaft für die Beschreibung der umfangreichen Datenaufbereitungs- und Filterschritte.

2.4 Datenaufbereitung der Wolfsnachweise

Da alle Datenquellen unterschiedliche Formate und Strukturen aufwiesen, musste eine Vereinheitlichung aller Daten zur gemeinsamen Verwendung vorgenommen werden. Dafür wurden für alle Wolfsnachweise („Präsenz“ und „Riss“) die Koordinaten in das für Österreich geeignete projizierte Koordinatensystem ETRS89 (EPSG:3416) umgerechnet, die SCALP-Einteilung (C1-C3; siehe Infobox) bei nicht zuvor bereits eingeteilten Nachweisen vorgenommen (basierend auf den verfügbaren ergänzenden Informationen zu den einzelnen Nachweisen) und die Information zu den genetisch nachgewiesenen Wolfsindividuen vereinheitlicht und Datenpunkte außerhalb des Studiengebietes entfernt. Zudem wurden die in den Datenquellen verschiedenen zusätzlichen Informationen zu den einzelnen Nachweisen in deren Bewertungen vereinheitlicht. Aufgrund verschiedener Aufnahmeprotokolle mussten zudem sämtliche Datenquellen und Nachweise visuell inspiziert und mit den einzelnen datenliefernden Personen oder Organisationen Rücksprache gehalten werden.

Die so zustande kommende Datenbasis enthält die aktuellen Wolfsnachweise in Österreich bis einschließlich des Jahres 2024. Während dies den aktuellen Stand des Wissens zur Wolfspresenz in Österreich widerspiegelt, waren diese Daten nicht ohne weiteres zur Modellierung des Lebensraumpotenzials oder des Risspotenzials einsetzbar. Für beide Modellkonzepte gilt, dass die Nachweisdaten repräsentativ für die allgemeine Nutzung des Lebensraums bzw. Anfälligkeit gegenüber Rissen sein müssen. Dies ist für Daten aus Monitoringregimes generell nicht gegeben, da verschiedene systemisch bedingte Verzerrungen existieren. Präsenznachweise sind beispielsweise häufiger dort, wo die Beobachtung leichter ist (auf Freiflächen oder Forststraßen) oder Menschen generell häufiger anwesend sind. Riss-Daten sind gegenüber Präsenzdaten allein aufgrund der wirtschaftlichen Implikationen und der sich daraus ergebenden höheren Meldequote überproportional häufig. Zudem sind Riss-Nachweise aufgrund der genetischen Beprobung in der Regel als C1 klassifiziert. Innerhalb des Datensatzes besteht bei C1 Nachweisen mit 791 Riss-Nachweisen ein deutlicher

Überhang zu den 151 Präsenz-Nachweisen, dazu 46 Wildtierriss-Nachweise (sowie sonstigen 425 Nachweisen, welche mit einer Genauigkeit von über 100 m zu werten waren und deshalb nicht verwendet wurden).

Die SCALP-Kriterien (Status and Conservation of the Alpine Lynx Population; nach Kaczensky et al. 2009) wurden ursprünglich für das länderübergreifende Monitoring des Luchses in den Alpen entwickelt und später für andere große Beutegreifer wie den Wolf angepasst. Sie dienen der standardisierten Kategorisierung von Nachweisen basierend auf ihrer Überprüfbarkeit. Diese standardisierte Klassifizierung ermöglicht eine wissenschaftlich fundierte und einheitliche Dokumentation von Nachweisen großer Beutegreifer und trägt dazu bei, Fehleinschätzungen zu vermeiden und Monitoring zu optimieren. Die Einteilung erfolgt in drei Kategorien:

C1 - Eindeutiger Nachweis: Harte Fakten, sicherer und überprüfbarer Nachweis wie z. B. Lebendfang, Totfund, genetischer Nachweis, Foto oder Telemetrie-Ortung.

C2 - Bestätigter Hinweis: Von einer erfahrenen Person überprüfter Hinweis (z. B. Spur oder Riss), bei dem ein Wolf als Verursacher bestätigt werden konnte. Die erfahrene Person kann den Hinweis selbst im Feld oder anhand einer aussagekräftigen Dokumentation überprüfen und bestätigen.

C3 - Unbestätigter Hinweis: Alle Hinweise, bei denen ein Wolf aufgrund der mangelnden Indizienlage weder bestätigt noch ausgeschlossen werden kann. Dazu zählen alle Sichtbeobachtungen ohne Fotobeleag, (auch von erfahrenen Personen!) ferner alle Hinweise, die unzureichend oder unvollständig dokumentiert sind.

F - Hinweise, bei denen Wolf ausgeschlossen werden kann (falsch)

kBm - keine Beurteilung möglich

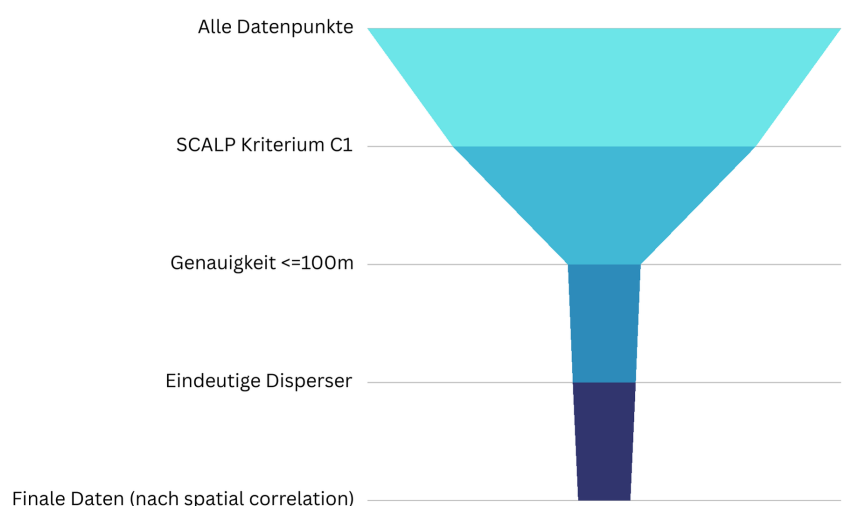


Abbildung 6: Schematische Darstellung der Filterprozesse mit den wichtigsten Schritten

Um nun sowohl das Lebensraumpotenzialmodell als auch das Risspotenzialmodell konzeptuell valide aufstellen zu können, mussten die Nachweisdaten in verschiedenen Schritten gefiltert werden. Informationen zu den Daten, der Datenerhebung und deren Auswirkung auf das Modell wurden eingeholt und die nachfolgenden Filterschritte entsprechend auf dem Feedback aus der Arbeitsgruppe basierend entwickelt. Alle Schritte fanden in R (R Core Team 2024) unter Verwendung von terra 1.7 (Hijmans 2025), gdistance (van Etten 2017) und sf (Pebesma 2018; Pebesma und Bivand 2023) statt.

Filterschritt 1: Disperseranalyse

Als ersten Schritt zur Filterung der Nachweisdaten (Abb. 6) wurde eine Analyse konzipiert, um von den Nachweisen jene auszuschließen, die eindeutig wandernden Individuen zugeordnet werden können. Die zugrundeliegende Annahme lautet dabei, dass Nachweise grundsätzlich innerhalb des Lebensraums stattfinden und für ein Lebensraumpotenzialmodell nur dann exkludiert werden müssen, wenn es sich eindeutig um ein auf Wanderschaft befindliches Individuum handelt (und der Nachweispunkt damit auch zufällig in überquerten aber nicht als Lebensraum geeigneten Gebieten vorkommen kann). Diesem konservativen Ansatz entsprechend wurden die Individuen herausgerechnet bei denen Nachweise innerhalb von sechs Monaten und mindestens 100 km auseinander liegen. Alle so gefundenen Individuen ($n = 12$) wurden in einem zweiten Schritt visuell inspiziert, einzeln geprüft und deren Nachweise bei vermutetem Vorliegen des Disperser-Status aus dem Datensatz entfernt.

Filterschritt 2: SCALP und Ungenauigkeit

Auf die Disperseranalyse folgend wurden alle Riss- und Präsenznachweise exkludiert, welche nicht dem SCALP Kriterium C1 entsprachen oder mit einer Ungenauigkeit von mehr als 100 m aufgenommen wurden. Dieser Grenzwert wurde gewählt, damit sichergestellt werden kann, dass ein ungenau aufgenommener Nachweis fälschlicherweise maximal im Nachbarpixel verortet wurde, was aufgrund der generellen Autokorrelation innerhalb der Landschaft allgemein und für die Modellrechnung im Speziellen noch akzeptabel ist.

Filterschritt 3: Beobachtungsbias der Präsenz- und Riss-Nachweise

Innerhalb der übrigen Präsenznachweise besteht ein sogenannter Beobachtungsbias. Dieser bedeutet, dass die Nachweise zwar die Lebensraumnutzung des Wolfs beschreiben, tatsächlich aber überproportional häufig in für Beobachtende leichter zugänglichen Gebieten liegen. So ist es wahrscheinlicher, dass beispielsweise Losungen auf Freiflächen oder Forststraßen gefunden werden, da einerseits diese Flächen häufiger beobachtet werden und andererseits die Auffindbarkeit von Losungen deutlich höher ist. Genauso sind Sichtungen und

Kamerafallen-Bilder deutlich häufiger in Freiflächen, da einerseits mehr Menschen auf Freiflächen unterwegs sind und andererseits die Sichtweite von Beobachtenden und Kameras und damit die abgedeckte Fläche auf Freiflächen deutlich größer ist. Um dieser Verzerrung zu begegnen und den Datensatz dafür zu korrigieren, wurden innerhalb der Präsenz-Nachweise aus jenen außerhalb von Waldgebieten (nach der „Waldmaske“) 25 % zufällig ausgewählt und für die weitere Analyse beibehalten. 25 % wurde dabei als Wert basierend auf dem Feedback aus der ersten Evaluationsrunde der Modelle mit der Arbeitsgruppe (universitär) und Sachverständigen nach iterativen Testläufen mit verschiedenen anderen Prozentwerten gewählt, da während der Evaluation festgestellt wurde, dass ein deutlicher Überhang an Präsenzpunkten außerhalb des Waldes bestand und dieser Überhang vor allem systematischer Natur (Beobachtungsbias) war.

In weiterer Folge wurde die Anzahl an Riss-Nachweisen generell reduziert, indem ebenfalls 25 % automatisiert zufällig ausgewählt und für die weiteren Analysen beibehalten wurden. Dieser Schritt war notwendig, da wie oben beschrieben Riss-Nachweise im Vergleich zu Präsenz-Nachweisen überproportional vorhanden waren und damit eine Verzerrung in das Lebensraumpotenzialmodell einbringen könnten. Auch hier wurde der Wert von 25 % basierend auf dem Feedback aus der Evaluationsrunde nach iterativen Testläufen mit verschiedenen Prozentwerten gewählt.

Filterschritt 4: Räumliche Autokorrelation

In einem letzten Schritt wurden schlussendlich alle Nachweise auf die Distanz zum nächsten Nachbarn untersucht und Nachweise mit weniger als 500 m Entfernung aus den Daten entfernt. Dieses Korrigieren der räumlichen Autokorrelation von Daten ist ein weit verbreiteter Ansatz, um dem Beobachtungsbias aufgrund räumlicher Nähe zu begegnen (Kramer-Schadt et al. 2013; Fourcade et al. 2014). Schlussendlich wurde mit dem finalen Satz an Nachweisen noch ein Bias-File nach der Gaussian-Kerne-Dichte Methode erzeugt, welches die räumliche Korrelation der Punkte und damit den Beobachterbias noch weiter korrigiert.

Filtern der Riss-Nachweise für das Risspotenzialmodell

Für das Risspotenzialmodell mussten eigene Filterschritte (auf die Riss-Nachweise) unternommen werden. Hierbei wurden zunächst wie für das Lebensraumpotenzialmodell alle Riss-Nachweise exkludiert, welche nicht dem SCALP Kriterium C1 entsprachen oder mit einer Ungenauigkeit von mehr als 100 m aufgenommen wurden. Des Weiteren wurden nur Daten aus Sommermonaten beibehalten, wobei diese als der Zeitraum von April bis einschließlich Oktober definiert wurden. In einem weiteren Filterschritt wurden all jene Riss-

Nachweise entfernt, welche innerhalb von 3 km zum nächsten Nachbarn liegen und möglicherweise vom selben Wolf stammen. Die so verminderte räumliche Autokorrelation trägt dazu bei, dass der Auftretensbias und Präferenzen von einzelnen Individuen in der Modellgewichtung weniger stark zum Tragen kommen (Kramer-Schadt et al. 2013; Goljani Amirkhiz et al. 2018). Dieser Auftretensbias entsteht dadurch, dass es in Gebieten mit einer hohen Wolfspräsenz wahrscheinlicher zu Nutztierrißen kommt als in Gebieten mit wenigen bis keinen Wölfen. Um diesen zusätzlich abzufedern, wurde für das Risspotenzialmodell ein Bias-File unter Berücksichtigung von Präsenz-Nachweisen erstellt, welches die bisherige Intensität des Wolfsvorkommens in Österreich abbildet. Hierfür wurden Präsenz- und Rissnachweise erneut so gefiltert, dass alle nicht dem SCALP Kriterium C1 entsprechende, mit einer Ungenauigkeit von mehr als 100 m aufgenommene oder aus Wintermonaten stammende Nachweise exkludiert wurden. Auch hier wurden alle Nachweise auf die Distanz zum nächsten Nachbarn untersucht und Nachweise mit weniger als 1000 m Entfernung aus den Daten entfernt, um dem Beobachtungsbias zu begegnen. Nach allen Filterschritten blieben für das Risspotenzialmodell 109 Riss-Nachweise für die Modellerstellung und 177 Riss- und Präsenznachweise für die Bias-File-Erstellung übrig.

2.5 Datenaufbereitung der Lebensraum- und Nutztierrißpotenzialvariablen

Die räumlichen Umweltvariablen (jeweils *kursiv* genannt) mussten ebenfalls aufbereitet und vereinheitlicht werden. Teilweise wurden Daten aus bestehenden Quellen übernommen, teilweise mussten neue Variablen erzeugt werden. Je nach Datengrundlagen kamen Verfahren der Aggregation, der Transformation oder auch mit Regeln versehene „moving windows“ zum Einsatz, um aus den Grundlagen verwertbare Inputdaten erzeugen zu können. Moving windows berechneten für die Ausprägung eines Datensatzes in einem Pixel einen vorab definierten räumlichen Umkreis mit ein. Dabei werden alle Werte in diesem räumlichen Umkreis gemittelt, was für jedes Pixel und dessen räumlichen Umkreis separat gemacht wird. Als Größe des berücksichtigten räumlichen Umkreises wurde ein Radius von 1200 m gewählt, da Disperser im Alpenraum ihre landschaftliche Umgebung etwa in diesem Radius wahrnehmen (Falcucci et al. 2013). Alle finalen Variablen wurden im Koordinatensystem ETRS89 (EPSG:3416) mit einer räumlichen Auflösung von 100 x 100 m berechnet. Alle Berechnungen wurden in der Programmiersprache „R“ Version 4.4 (R Core Team 2024) mit Hilfe der Pakete „terra“ 1.7 (Hijmans 2025), „spatialEco“ (Evans and Murphy 2023), „sf“

(Pebesma 2018; Pebesma und Bivand 2023)² sowie in der GIS-Software ArcGIS Pro (Esri Inc., Redlands, CA, USA) durchgeführt.

2.5.1 Topografische Variablen

Die topografischen Variablen beruhen auf dem Digitalen Geländemodell Österreichs (Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, o.J.). Daraus wurden die Variablen *Seehöhe*, *Neigung* und *Geländerauigkeit* berechnet. Die *Seehöhe* beschreibt die durchschnittliche Höhe des Pixels ohne Bewuchs oder Bebauung. Die Daten des Bundesamts für Eich- und Vermessungswesen lagen in einer Auflösung von 1 x 1 m vor und mussten mit der Funktion `terra::aggregate`³ auf eine Auflösung von 10 x 10 m umgerechnet werden, um eine Verarbeitung zu ermöglichen. Dies bildete die Grundlage für alle weiteren topografischen Variablen. Die Variable *Seehöhe* wurde durch Aggregieren des entsprechenden Datensatzes auf die räumliche Zielauflösung von 100 x 100 m erstellt.

Die Hangneigung wurde sowohl ohne (*Neigung*) als auch mit Anwendung eines moving windows (*mittlere Neigung in 1200 m Umkreis*) berechnet. Die *Neigung* wurde mittels der Funktion `terra::terrain`⁴ berechnet und anschließend auf die Auflösung von 100 x 100 m hochaggregiert.

Für die *Geländerauigkeit* stehen mehrere mögliche Indizes zur Verfügung (Riley et al. 1999; Sappington et al. 2007), die im Rahmen dieser Studie berechnet und im Modellbildungsprozess getestet wurden. Der TRI (Terrain Ruggedness Index) ist der Mittelwert der absoluten Unterschiede zwischen dem Wert einer Zelle und den Werten ihrer acht umliegenden Zellen. Der TPI (Topographic Position Index) ist der Unterschied zwischen dem Wert einer Zelle und dem Mittelwert der Werte ihrer acht umliegenden Zellen. Die Rauheit (Roughness) ist der Unterschied zwischen dem maximalen und dem minimalen Wert einer Zelle und den Werten ihrer acht umliegenden Zellen. Und der VRM (Vector Ruggedness Measure) quantifiziert die Rauigkeit eines Geländes, indem er die dreidimensionale Orientierung der Oberfläche in einer Zelle und ihren acht umliegenden Zellen analysiert. Alle vier Indizes wurden berechnet. Da TRI, TPI und Rauigkeit hohe Korrelationen aufwiesen, wurden nur TRI und VRM im Modellbildungsprozess getestet.

² Alle Bezeichnungen dieses Satzes sind Eigennamen des jeweiligen R-Pakets für die verwendete Software.

³ Funktionsname in dem R-Paket `terra`.

⁴ Funktionsname in dem R-Paket `terra`.

2.5.2 Landbedeckungs- und Landnutzungsvariablen

Die Variablen der Landbedeckung basieren auf dem Datensatz des Land Information System Austria LISA (Banko et al. 2014) sowie auf der frei verfügbaren Waldkarte des Bundesforschungs- und Ausbildungszentrums für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW). Die Variable *Distanz zu menschlichen Siedlungen* gibt die euklidische Entfernung eines Pixels zur nächstgelegenen Siedlung an. Die Variable *Siedlungen nominal* zeigt an, ob sich eine Siedlung in einem Pixel befindet (ja/nein). Der *Anteil Siedlungen pro Hektar* basiert auf einer prozentualen Berechnung des Siedlungsanteils pro Pixel. Zusätzlich wurde der *Anteil Siedlungen in 1200 m Umkreis* mithilfe des moving windows-Ansatzes berechnet. Die Wald-Variablen wurden mit denselben Methoden wie die Siedlungs-Variablen berechnet und umfassen: *Distanz zu Wald*, *Wald nominal*, *Anteil Wald pro Hektar* sowie *Anteil Wald in 1200 m Umkreis*. Nach derselben Methodik wurden die Variablen *Distanz zu Offenland* und *Anteil Offenland in 1200 m Umkreis* erstellt. Aus dem LISA-Datensatz wurde die Variable *Anzahl Vegetationstypen in 1200 m Umkreis* erstellt, wobei folgende Vegetationstypen Berücksichtigung fanden: Laubwald, Nadelwald, Strauchvegetation, Ackerland, intensiv genutztes Grünland, extensiv genutztes Grünland, Schilf und weitgehend unbewachsene Erde. Das Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen stellte einen Vektordatensatz zu Fließgewässern aus dem Jahr 2023 zur Verfügung. Der Datensatz zu den Fließgewässern wurde in zwei separate Datensätze aufgeteilt, wobei der eine alle Fließgewässer mit einer Breite von weniger als fünf Metern (im Folgenden als „Bäche“ bezeichnet) und der andere alle Fließgewässer mit einer Breite von fünf oder mehr Metern (im Folgenden als „Flüsse“ bezeichnet) enthält. Die aus diesen Datensätzen abgeleiteten Umweltvariablen waren *Distanz zu Bach* und *Distanz zu Fluss*.

Daten zur Nutztierhaltung aus dem Jahr 2022 wurden von Agrarmarkt Austria (AMA) bereitgestellt. Diese setzen sich aus Tierhalterlisten, Almauftriebslisten und einem Vektordatensatz mit den Integrierte Verwaltungs- und Kontrollsystem (InVeKoS)-Schlägen zusammen. Der InVeKoS-Datensatz wurde so gefiltert, dass nur gemäß Schlagnutzungsart und Kennzeichnung des Förderprogramms „Tierwohl - Weide“ beweidete Flächen Berücksichtigung finden. Durch Verschneiden dieses Datensatzes mit den Tierhalter- und Almauftriebslisten konnten die Dichten verschiedener Nutztierarten auf Weideflächen ermittelt werden. So wurden die Variablen *Rinderdichte*, *Schafsdichte*, *Ziegendichte*, *Equidendichte* und *Zuchtwilddichte* erstellt. Zusätzlich wurde die Variable *Distanz zu Weide* sowie eine nicht dichte-basierte Variable *Nutztiere (Schafe und/oder Rinder)* erstellt, welche das Vorkommen der beiden genannten Nutztierarten in einem Pixel kategorisch benennt.

Zur Berechnung der Schalenwilddichte wurde von der Statistik Austria ein Datensatz zu den Jagdstrecken von Schalenwild (Rotwild, Sikawild, Damwild, Rehwild, Gamswild, Muffelwild, Steinwild, Schwarzwild) auf Bezirksebene zur Verfügung gestellt. Dieser beinhaltet Information zu Abschüssen und Fallwild im Zeitraum 2017 bis 2023, für deren Mittelwert eine Korrelation mit der Schalenwilddichte im entsprechenden Bezirk angenommen wurde. Daraus wurden die Datensätze *Schalenwilddichte* und unter Anwendung des moving windows-Ansatzes *Schalenwilddichte in 1200 m Umkreis* erstellt. Aufgrund der geringen räumlichen Auflösung dieser Datensätze (Bezirksebene) wurde zusätzlich ein im Rahmen einer Masterarbeit an der BOKU University erstelltes Rotwild-Habitatignungsmodell als Variable *HSI Rotwild* verwendet (Wanka 2024). Die Rotwilddichte ist gemäß Roder et al. (2020) der treibende Faktor für die Habitatnutzung des Wolfs in den Alpen.

2.5.3 Variablen anthropogener Einflüsse

Um den potenziellen menschlichen Einfluss auf den Wolf zu testen, wurden neben den Variablen zu Siedlungen weitere berechnet. Die Variable *Anteil HFI in 1200 m Umkreis* (HFI= Index zum menschlichen Einfluss; Human Footprint Index) basiert auf dem Datensatz von Venter et al. (2016) und stellt einen Index für anthropogene Störungen in der Landschaft dar. Dieser Index wird aus verschiedenen Faktoren wie bebauter Fläche, Einwohnerdichte, Stromverteilungsnetzen, Acker- und Weideland, Straßen, Bahnlinien und Wasserstraßen berechnet. Die Variable *Anteil menschlicher Bevölkerung in 1200 m Umkreis* stellt im Gegensatz dazu nur den Anteil der menschlichen Bevölkerung innerhalb eines 1200 m Radius um jeden Pixel dar und basiert auf dem Datensatz der European Environment Agency (EEA 2024). Ein vom Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen zur Verfügung gestellter Straßendatensatz wurde nach Hauptverkehrsstraßen gefiltert. Als Hauptverkehrsstraßen wurden Bundesstraßen, Landesstraßen und Straßen von regionaler Bedeutung definiert. Mit der Funktion `terra::rasterizeGeom`⁵ wurde die Hauptstraßendichte in jedem Pixel berechnet, welche durch Anwendung des moving windows-Ansatzes die Variable *Hauptstraßendichte in 1200 m Umkreis* ergab.

⁵ Funktionsname in dem R-Paket „terra“

2.6 Datenaufbereitung der Konfliktpotenzialvariablen

Die Variablen für das Konfliktpotenzialmodell lagen in verschiedenen räumlichen Auflösungen vor und wurden entsprechend auf die jeweilige Flächeneinheit bezogen verarbeitet (Tabelle 1). Die kleinsten räumlichen Auflösungen sind punktuelle Daten (z.B. Rotwildfütterungen). Weitere Daten liegen als räumlich explizite Flächendaten ohne einen administrativen Raumbezug (z.B. Schutzwaldflächen) oder als Daten mit einem administrativen festen Raumbezug (Gemeinde-, Bezirks-, oder Bundeslandebene) vor, wie z.B. Hunde, Schalenwild-Abschusszahlen oder Entschädigungszahlungen. Daten für die Variable *Schützbarkeit* konnten dem Projekt nicht zur Verfügung gestellt werden. Die Variable wurde jedoch bei der Behördenvertreter*innenabfrage angeführt, um zumindest eine Reihung der Wichtigkeit zu erhalten. Die Aufarbeitung der restlichen Variablen erfolgte im Maßstab von 100 x 100 m Rasterzellen, damit das Konfliktpotenzialmodell vergleichbar mit dem Lebensraumpotenzialmodell ist. Dafür wurden die Variablen dann nach Notwendigkeit hoch- oder herunter-skaliert. Die Umwandlung der Daten der Variablen in bewertbare Kategorien wurde auf der Basis der statistischen natürlichen Grenzen der Variablenausprägungen und ihrer Varianz in der Programmiersprache „R“ mithilfe des Pakets „BAMMtools“ (Rabosky et al. 2014) durchgeführt. Dies bedeutet, dass Variablenausprägungen in fünf Klassen aufgeteilt wurden (sehr niedrig, niedrig, mittel, hoch, sehr hoch). Die Basis für diese Klassen bildet dabei die Verteilung der Rohdaten an sich. Für Variablen, die einen binären Charakter aufweisen (ja/nein), war keine weitere Klassifizierung notwendig.

Um die Rohdaten in Konfliktpotenzial-Variablen umzuwandeln, wurden diese durch eine Behördenvertreter*innenabfrage gewichtet. Aufgrund der unterschiedlichen Relevanz der einzelnen Variablen an sich und den verschiedenen Variablenausprägungen wurde eine doppelte Gewichtung durchgeführt. Im ersten Schritt wurde abgefragt, ob die Variablen überhaupt in das Konfliktpotenzialmodell inkludiert werden sollten. Im zweiten Schritt wurden die relevanten Variablen gewichtet, um zu erfassen wie stark diese Variable den Konflikt beeinflusst. Um den Einfluss der unterschiedlichen Variablenausprägung zu bewerten, wurde in einem letzten Schritt eine Prognose für jede Variablenausprägung (sehr niedrig bis sehr hoch; bzw. ja/nein) abgefragt. Für alle Variablen die von den Behördenvertreter*innen als relevant bewertet wurden, wurde die durchschnittliche Gewichtung berechnet und im Konfliktpotenzialmodell inkludiert.

Das finale Konfliktpotenzialmodell wurde durch die Verschneidung der verschiedenen im Projekt erzeugten Modelle und Variablen erzeugt – es setzt sich somit aus der Nutztier-

Rissanfälligkeit und dem sozio-ökonomischen Konfliktpotenzial zusammen. Dieses resultierende Modell wurde dann wiederum mit dem Lebensraumpotenzialmodell verschnitten und bildet damit ein kombiniertes Konflikt- und Lebensraumpotenzialmodell (vgl. Abb. 2/ „Kombinationsmodell“).

Tabelle 1: Potenziell den Konflikt erklärende Variablen, deren Relevanz durch die Behördenvertreter*innenabfrage erfasst wurde sowie deren Integration in Modellen oder Szenarien.

Variable	Einheit	Hypothetische Auswirkung auf den Konflikt	Berücksichtigung in Modellen oder Szenarien
Menschliche Bevölkerungsdichte	Menschen pro km ²	Steigendes Konfliktpotenzial mit steigender Bevölkerung durch mehr Menschen auf kleiner Fläche	In allen Modellen
Menschliche Demografie (Alter)	Durchschnittliches Alter	Höheres Konfliktpotenzial durch Angst, im speziellen bei jungen oder alten Menschen	Exkludiert
Entschädigungszahlungen für Nutztierrisse/pro Bundesland	Kategorische Einteilung nach Bundesland spezifischer Legislatur	Reduziertes Konfliktpotenzial durch kostendeckende Entschädigungen	Nur in: Sommer, Nutztierhaltung
Hunde allgemein (Heimtierdatenbank)	Anzahl der Hunde pro km ²	Steigendes Konfliktpotenzial durch mehr Hunde	In allen Modellen
Hunde speziell (Jagdhunde)	Kategorische Einteilung nach Bundesland spezifischer Legislatur	Steigendes Konfliktpotenzial durch mehr Hunde die durch jagdliche Aktivitäten von Wölfen als Konkurrenz angesehen werden können	Nur in: Forst & Jagd
Nächtigungszahlen (Sommer/Winter)	Übernachtungszahlen im Sommer bzw. Winter pro km ²	Steigendes Konfliktpotenzial durch mehr Menschen und befürchtete finanzielle Verluste/Gewinne durch Wolfspräsenz	In allen Modellen; Im Sommer- / Winter Szenario nur die jeweilige Jahreszeit

Schalenwild-Abschusszahlen	Anzahl der Abschusszahlen + Fallwild von Schalenwild pro km ²	Steigendes Konfliktpotenzial durch ökonomische Aufwendungen für den Abschuss (Pacht oder Zeit für Abschusserfüllung)	In allen Modellen; Für die jeweiligen Szenarien verändert
Rotwildfütterungen	Vorhandensein von Rotwildfütterungen: ja/nein	Steigendes Konfliktpotenzial durch verändertes Verhalten des Rotwildes/Notwendigkeit der Adaptierung der Fütterung	Nur in: Forst & Jagd
Wildruhezonen (auch für Auerwild und Birkwild)	Vorhandensein von ausgewiesenen Wildruhezonen: ja/nein	Steigendes Konfliktpotenzial durch verändertes Verhalten des Schalenwildes in und um die Ruhezonen	Nur in: Forst & Jagd
Wildökologische Raumplanung (WÖRP)	Vorhandensein einer WÖRP: ja/nein	Steigendes Konfliktpotenzial durch verändertes Verhalten des Schalenwildes, dadurch Adaptierung der WÖRP notwendig	In allen Modellen
Schalenwild-Artenzahl	Anzahl der vorkommenden Schalenwildarten pro Bezirk, extrahiert aus den Abschusszahlen inklusive Fallwild	Steigendes Konfliktpotenzial durch ökonomische Aufwendungen für die Pacht und steigender Aufwand für Abschusserfüllung, unterschiedliche Auswirkungen der Arten auf Wolfspräsenz	In allen Modellen; Für die jeweiligen Szenarien verändert
Nutztierrissanfälligkeit	Index der Anfälligkeit zwischen 0 und 1	Steigendes Konfliktpotenzial durch höhere Rissanfälligkeit	In allen Modellen
Nutztiere (Schafe und/oder Rinder)	Vorhandensein der jew. Nutztiere pro Hektar: ja/nein	Steigendes Konfliktpotenzial durch höheres Schadenspotenzial	In allen Modellen

Nutztiere (gefährdete Nutztierrassen)	Vorhandensein von gefährdeten Nutztierrassen in einer Gemeinde	Steigendes Konfliktpotenzial durch höheres Schadenspotenzial und ideellem bzw. genetischem Wert der Tiere	Exkludiert
Schutzwaldflächen	Vorhandensein von Schutzwaldflächen (Objektschutz oder Standortschutz): ja/nein	Steigendes Konfliktpotenzial durch verändertes Verhalten des Schalenwildes, dadurch Adaptierung des Managements der Flächen notwendig	In allen Modellen
Gatterwild	Vorhandensein von Gatterwild auf Feldstücken: ja/nein	Steigendes Konfliktpotenzial durch potenzielle Risse und dadurch Einkommensverlust	In allen Modellen

Wenngleich es Überschneidungen gibt, so werden für einen besseren Überblick die Variablen im Folgenden zu verschiedenen Interessengruppen zugeordnet.

2.6.1 „Allgemeine“ Variablen

Die *Menschliche Bevölkerungsdichte* wurde aus der Gemeindedatenbank (Gedaba) extrahiert (Bundesanstalt für Agrarwirtschaft und Bergbauernfragen BAB, 2024). Dieser Datensatz beinhaltete Angaben zur Anzahl an Personen pro Gemeinde. Für die Darstellung der menschlichen Bevölkerungsdichte wurden die Daten aus dem Jahr 2023 genutzt.

Naughton-Treves et al. (2003) beschreiben die *Menschliche Demografie* (Geschlecht und Alter) als eine Variable, welche die Akzeptanz für Wölfe in Wisconsin, USA beeinflusst hatte. Das durchschnittliche Alter der Bevölkerung wurde daher im Rahmen der Vorauswahl als eine mögliche, den Konflikt beeinflussende Variable identifiziert. Auf der Basis, dass weniger als 50 % der Behördenvertreter*innen diese Variable als relevant erachteten, wurde die Variable jedoch nicht in die Modellierung für das Konfliktpotenzial integriert.

Die Anzahl an registrierten Hunden (*Hunde allgemein*) pro jeweiliger Gemeinde wurde durch die Heimtierdatenbank zur Verfügung gestellt. Der Datensatz beinhaltete Angaben zur Anzahl an Hunden pro Gemeinde, welche durch Division durch die Fläche der jeweiligen Gemeinde in die Dichte an Hunden pro km² umgewandelt wurde.

2.6.2 Landwirtschaftliche Variablen

Für die Einteilung der Entschädigungszahlungen in Kategorien wurden die möglichen Entschädigungszahlungen für gerissene, verletzte und vermisste Tiere, einen verführten Almbetrieb, Tierarztkosten sowie sonstige Such- und Bergelkosten berücksichtigt (*Nutztierriss-Entschädigungszahlungen*). Da diese Entschädigungszahlungen allerdings nur auf Bundeslandebene darstellbar sind und sie sich zum Teil jährlich verändern, wurden sie lediglich in Szenarien berücksichtigt. Dafür wurden in den Szenarien jeweils die Annahmen getroffen, dass in jedem Bundesland einheitlich die minimalen bzw. maximalen Entschädigungen bezahlt werden. Diese wurden dann entsprechend in den Konfliktpotenzial-Szenarien integriert, da die Einteilungen der Bundesländer für 2024 schon im Jahr 2025 nicht mehr aktuell sein kann (vgl. Anhang).

Für die Variable *Nutztierrissanfälligkeit* wurden die Ergebnisse des mittels MaxEnt erstellten Nutztierrisspotenzialmodells inkludiert (siehe Kapitel 2.7.2).

Die Variable *Herdenschutzförderung* inkludiert verschiedene Förderungen für Herdenschutzmaßnahmen und wurde basierend auf den jeweiligen Richtlinien der Länder sowie durch persönliche Nachfragen bei den jeweilig zuständigen Institutionen zusammengestellt.

Für die Variable wurden Förderungen für Zäune, Hunde, GPS-Halsbänder sowie sonstige Kosten durch erhöhte Betreuungsaufwände berücksichtigt. Aufgrund der sich dynamisch ändernden und zum Teil befristeten Laufzeit der Förderungen sowie der räumlich begrenzten Umsetzung im Rahmen von Pilotprojekten, wurde diese Variable lediglich in den Szenarien implementiert (vgl. Anhang).

Für die Variable *Nutztiere (Schafe und/oder Rinder)* war im Rahmen der Vorauswahl der Variablen angedacht, die Dichte an Nutztieren zu verwenden. Allerdings wurde das Feedback der Teilnehmenden der projektbegleitenden AG sowie Expert*innen (der Universität) berücksichtigt, nicht die Dichte, sondern das generelle Vorhandensein von Nutztieren als relevante Variable aufzunehmen. Nach einem Datensatz von AMA wurde folgend mit dem Vorkommen von Schafen und Rindern als binäre flächenspezifische Variable gearbeitet. Das heißt es wurde für die Variable nur noch überprüft, ob auf einer Fläche Nutztiere (Schafe und/oder Rinder) vorhanden sind (ja/nein).

Der Datensatz der Gemeindedatenbank beinhaltete Angaben über die Ausschüttung von Geldern für die Anzahl an Tieren über die ÖPUL-Maßnahme „Erhaltung gefährdeter Nutztierassen“. Aus dieser wurde mittels Division durch die Fläche der jeweiligen Gemeinde die Dichte an Individuen/km² berechnet. Daraus wurde zusätzlich ein binärer Datensatz abgeleitet, welcher Auskunft über das Vorhandensein von gefährdeten Nutztierassen in einer Gemeinde gibt. Da die Daten allerdings pro Gemeinde und nicht flächenspezifisch pro Weidefläche vorhanden waren und somit keine Vergleichbarkeit mit der Variable *Nutztiere (Schafe und/oder Rinder)* gegeben war, wurde die Variable *Nutztiere (Gefährdete Rassen)* aus den Modellen exkludiert. Dies geschah auf der Basis des geringeren Einflusses dieser Variable im Vergleich zu *Nutztiere (Schafe und/oder Rinder)* und der schlechteren räumlich-spezifischen Auflösung.

Für die Variable *Gatterwild* wurden Informationen zur Gatterwildhaltung aus dem Jahr 2022 aus den Daten der AMA aufbereitet, welche aus einem Vektordatensatz der InVeKoS-Schläge bestand. Der Datensatz wurde so gefiltert, dass nur gemäß Schlagnutzungsart und Kennzeichnung des Förderprogramms „Tierwohl - Weide“ beweidete Flächen Berücksichtigung fanden. Durch Verschneiden dieses Datensatzes mit den Tierhalterlisten konnte die Dichte an Gatterwild auf Weideflächen ermittelt werden.

2.6.3 Variablen zu Forst und Jagd

Die Mindestanzahl an Jagdhunden pro Bundesland, Gemeinde oder Jagdrevier ist in Österreich durch die jeweiligen Landesjagdgesetze geregelt. Diese Bestimmungen variieren zwischen den Bundesländern. Die genaue Anzahl richtet sich in der Regel nach den spezifischen Anforderungen der jeweiligen Reviere. Die Einteilung der Variablenklassen erfolgte auf der rechtlichen Basis der minimalen Flächengröße, für die ein Jagdhund erfordert wird. Daher wurde nicht spezifisch unterschieden, ob ein Schweißhund oder sonstiger geprüfter Jagdgebrauchshund erforderlich ist (Anhang, Tabelle 7.1.2). Aufgrund der unzureichenden räumlichen Spezifität und der Differenz zwischen rechtlichen Rahmenbedingungen und der praktischen Ausführung wurde Variable *Hunde spezifisch (Jagdhunde)* lediglich in die Forst- und Jagd spezifischen Konfliktpotenzial-Szenarien integriert (vgl. Anhang).

Zur Berechnung der Variable *Schalenwild (Abschusszahlen)* wurde von Statistik Austria ein Datensatz zu den Jagdstrecken von Schalenwild (Rotwild, Sikawild, Damwild, Rehwild, Gamswild, Muffelwild, Steinwild, Schwarzwild) auf Bezirksebene verwendet. Dieser enthält Informationen zu Abschüssen und Fallwild zwischen den Jahren 2017 und 2023. Um eine vergleichbare Anzahl zu erhalten, wurden diese für jeden Bezirk über alle Jagdjahre gemittelt. Um spezifische Konfliktmodelle für die Interessengruppen Land- und Forstwirtschaft zu erstellen und um die Variabilität der Behördenvertreter*innenabfrage darzustellen, wurden Szenarien erstellt (vgl. Anhang). In diesen wurde eine veränderte Gewichtung des Einflusses der Abschusszahlen von Schalenwild genutzt und die Abschusszahlen wurden manuell in ganz Österreich minimiert bzw. maximiert. Zusätzlich wurde ein Modell mit sowohl minimierten bzw. maximierten *Schalenwild (Abschusszahlen)* als auch *Schalenwildarten (Anzahl)* erstellt.

Für die Variable *Schalenwildarten (Anzahl)* wurde mittels des Jagdstrecken-Datensatzes von Statistik Austria die je Bezirk vorkommende Anzahl an verschiedenen Schalenwildarten berechnet. Dieser Datensatz beschreibt entsprechend all jene Schalenwildarten, welche in den Jahren 2017 bis 2023 pro Bezirk erlegt oder als Fallwild gemeldet wurden. Um spezifische Konfliktmodelle für die Interessengruppen Land- und Forstwirtschaft zu erstellen und um die Variabilität der Behördenvertreter*innenabfrage darzustellen, wurden Szenarien erstellt (vgl. Anhang). In diesen wurde eine veränderte Gewichtung des Einflusses der Artenanzahl von Schalenwild genutzt und diese wurden manuell in ganz Österreich minimiert bzw. maximiert.

Die Daten der *Wildruhezonen* standen auf Anfrage von den Bundesländern Niederösterreich, Steiermark und Tirol in einem nutzbaren Format zur Verfügung. Die Wildruhezonen

für Vorarlberg wurden aus der bestehenden Wildökologischen Raumplanung (WÖRP) extrahiert. Die Variable stellt das Vorhandensein von Wildruhezonen (ja/nein) dar. Die Variable *Wildruhezonen* wurde lediglich in den spezifischen Konfliktpotenzial-Szenarien für die Interessengruppen Forst- und Jagd integriert (vgl. Anhang).

Die Daten der *Rotwildfütterungen* wurden auf Anfrage von den Bundesländern Niederösterreich, Kärnten, Salzburg, Steiermark, Tirol und Vorarlberg in einem nutzbaren Format zur Verfügung gestellt. In den Fütterungen wurden nur Freifütterungen berücksichtigt. Fütterungen im Rahmen von Wintergatter oder Fütterungen für Rehwild oder Muffelwild wurden exkludiert (aufgrund unterschiedlicher Verfügbarkeiten). Um den Einflussbereich der Fütterungen darzustellen, wurde ein Puffer von 400 m um jede Fütterung gewählt, dies ergibt eine Fläche von ca. 50 ha um jede Fütterung als direkten Einflussbereich. Die Variable stellt das Vorhandensein von Rotwildfütterungen (ja/nein) dar. Sie wurde lediglich in den spezifischen Konfliktpotenzial-Szenarien für die Interessengruppen Forst- und Jagd integriert.

Es wurde nur das Vorhandensein umgesetzter Wildökologischer Raumplanungen (*WÖRP*) auf der Ebene von gesamten Bundesländern berücksichtigt (Vorarlberg, Kärnten, Salzburg). Aktuell in der Planung stehende WÖRPs (Steiermark) und lokale WÖRPs (Nationalpark Kalkalpen und Nationalpark Donau Auen) wurden nicht berücksichtigt. Die erzeugte Variable beschreibt, ob eine WÖRP im jeweiligen Bundesland vorhanden ist (ja/nein). Aufgrund der Relevanz für verschiedene Interessengruppen wurde die Variable WÖRP in allen Modellen berücksichtigt.

Waldflächen mit Schutzwaldfunktion wurden aus der Hinweiskarte *Schutzwald* (BMLUK 2023) extrahiert. Es wurden nur Waldflächen mit einer Objektschutzwald- und/oder Standortschutzwaldfunktion genutzt. Die Variable stellt das Vorhandensein von *Schutzwald* auf einer Fläche binär (ja/nein) dar. Aufgrund der gesamtgesellschaftlichen Relevanz wurde die Variable Schutzwald in allen Modellen berücksichtigt.

2.6.4 Variable zu Tourismus

Als Grundlage für die *Nächtigungszahlen* je Flächeneinheit stehen Daten von Statistik Austria zur Verfügung. Der Datensatz beinhaltet Angaben zur Anzahl an Nächtigungen pro Gemeinde getrennt nach Winter- und Sommersaison (touristische Wintersaison ist hier November 2022 bis April 2023 und die Sommersaison von Mai 2023 bis Oktober 2023). Durch die Division durch die Fläche der jeweiligen Gemeinde konnte die Nächtigungsanzahl/km² für die Sommer- und Wintersaison berechnet werden. Da im vorhandenen Datensatz zu

manchen Gemeinden Daten fehlten (bzw. als „geheim“ angegeben waren), wurde für diese als Nächtigungsdichte der flächengewichtete Mittelwert aller Gemeinden im selben Bezirk angenommen.

2.7 Statistische Modellierung

2.7.1 Modellierung des Lebensraumpotenzials

Alle erstellten erklärenden Variablen (Prädiktoren) wurden in eine Auflösung von 100 x 100 m gebracht und auf Kollinearität getestet. Das Lebensraumpotenzialmodell wurde mit der Software MaxEnt (Phillips et al. 2020) unter Verwendung des R-Pakets kuenm⁶ zur automatisierten Variablenselektion erstellt (Cobos et al. 2019).

Der gewählte Modellierungsansatz Maximum Entropy (= MaxEnt) ist eine aus der Informationstheorie stammende Methodik zur bestmöglichen Nutzung aller verfügbarer Information, in diesem Fall jener zu Wolfsvorkommen und -rissen in Österreich. MaxEnt zählt in der Wildtierökologie zu den aktuell am meisten verbreiteten Ansätzen zur Modellierung mit Präsenznachweisen. Das dabei implementierte maschinelle Lernen ermöglicht dabei von menschlichen Einwirkungen unabhängige Interpretationen.

In einem ersten Schritt wurden in „kuenm“ verschiedene Modelle zur vorläufigen Variablenselektion erstellt. Die Modelle wurden statistisch (nach dem ROC-Kriterium, welches Aussagen über die prädiktive Performance eines Modells gibt sowie $\Delta AICc \leq 2$, dem Akaike information criterion corrected for small sample sizes) validiert und durch Expert*innen (universitär) validiert. Einem konservativen Ansatz folgend wurden nur jene Variablen und Parameter von den folgenden Läufen ausgeschlossen, die in keinem der Ergebnisse signifikante Einflüsse zeigten oder von den Behördenvertreter*innen aufgrund Variablen-spezifischer Bedenken ausgeschlossen wurden. Nach dieser ersten Variablenselektion wurde in einem zweiten Schritt die Variablenselektion mittels „kuenm“ basierend auf neun Variablen (*Distanz zu menschlichen Siedlungen, Distanz zu Wald, HFI im 1200 m Umkreis, Menschliche Bevölkerung im 1200 m Umkreis, Offenland im 1200 m Umkreis, Seehöhe, Siedlungen im 1200 m Umkreis, VRM im 1200 m Umkreis, Wald im 1200 m Umkreis*) durchgeführt. Dafür

⁶ Eigenname des R-Pakets für die verwendete Software „R“

wurden 256 verschiedene Variablensets erstellt, für welche jeweils Modelle gerechnet wurden. Die so erstellten Modelle wurden erneut mittels ROC-Kriterium, AICc und Emissionsraten statistisch evaluiert und final durch Expert*innen (universitär) validiert.

Das finale Modell mit dem aus „kuenm“ gewonnenen Set an Parametern wurde 20 Mal mit 5000 Iterationen wiederholt und anschließend gemittelt. Das resultierte in einem Wert zwischen 0 und 1 im Output-Format „cloglog“ (complementary log-log) für jeden Pixel, deren Gesamtheit als Lebensraumpotenzial-Karte dargestellt wird. Zur Trennung von Präsenz-Nachweisen für „Modell-Training“ und „Modell-Testing“ wurden in jedem Replikat 20 % der Präsenz-Nachweise mittels Bootstrapping zurückgehalten. Mit Ausnahme von diesen Spezifikationen wurden die Standardeinstellungen der MaxEnt-Software verwendet.

2.7.2 Modellierung des Risspotenzials

Wie beim Lebensraumpotenzialmodell wurden alle Prädiktoren in eine Auflösung von 100 x 100 m gebracht und auf Kollinearität getestet. Die Modellierungen fanden ebenso in „R“ unter Verwendung des Pakets „kuenm“ statt.

In einem ersten Schritt wurden im Rahmen einer Masterarbeit mit einer Stichprobe von 39 Riss-Nachweisen erste Modellierungen vorgenommen und anhand der statistischen Signifikanz (ROC-Kriterium und $\Delta AICc$) evaluiert und von Expert*innen validiert (Fuchs 2024). Die so ausgeschlossenen Variablen (*Anzahl Vegetationstypen in 1200 m Umkreis*, *Schalenwild-dichte*, *Schalenwilddichte in 1200 m Umkreis*, *Distanz zu menschlichen Siedlungen*, *Neigung*, *Distanz zu Weide*, *Distanz zu Bach*, *Distanz zu Fluss*, *Ziegendichte*, *Equidendichte*, *Zuchtwild-dichte*) wurden nicht weiterverwendet. Nach dieser ersten Variablenselektion wurde für den zweiten Schritt zudem der Datensatz an Riss-Nachweisen auf 109 Punkte erweitert. Nach Rückmeldung der projektbegleitenden AG wurden die Variablen Rinderdichte und Schafsdichte durch eine diese beiden Nutztierarten gemeinsam berücksichtigende kategoriale Variable *Nutztiere (Schafe und/oder Rinder)* ersetzt, um die Interpretierbarkeit des Modells zu erhöhen. Des Weiteren wurde zusätzlich eine Variable zur Verfügbarkeit wilder Beutetiere (Abkürzung „*HSI Rotwild*“; Wanka 2024) inkludiert, da diese früheren Rissanfälligkeits-Studien zufolge besonders relevant für den Modelloutput sind (Goljani Amirkhiz et al. 2018) und die im ersten Modellierungsschritt verworfenen Schalenwilddatensätze eine zu geringe räumliche Auflösung hatten. Die sieben Variablen (*mittlere Neigung in 1200 m Umkreis*, *Distanz zu Wald*, *Distanz zu Offenland*, *Anteil Offenland in 1200 m Umkreis*, *Schafe und Rinder*, *Hauptstraßendichte in 1200 m Umkreis*, *HSI Rotwild im Umkreis von 1200 m*)

wurden mittels „kuenm“ zur Variablenselektion in 120 verschiedenen Variablensets kombiniert, welche zur Erstellung von verschiedenen Modellen mit unterschiedlichen Einstellungen in MaxEnt verwendet wurden. Die so erstellten Modelle wurden mittels ROC-Kriterium, AICc und Emissionsraten statistisch evaluiert, woraufhin aus den statistisch gleichwertig besten Modellen ($\Delta AICc \leq 2$) nach visueller Begutachtung der entstehenden Rissanfälligkeits-Karten das realitätsnächste Modell ausgewählt wurde.

Das finale Modell wurde 20 Mal mit 5000 Iterationen wiederholt und anschließend gemittelt. Das resultierte in einem Wert zwischen 0 und 1 im Output-Format „cloglog“ (complementary log-log) für jeden Pixel, deren Gesamtheit als Risspotenzial-Karte dargestellt wird. Zur Trennung von Riss-Nachweisen für „Modell-Training“ und „Modell-Testing“ wurden in jedem Replikat 20 % der Riss-Nachweise mittels Bootstrapping zurückgehalten. Mit Ausnahme von diesen Spezifikationen wurden die Standardeinstellungen der MaxEnt-Software verwendet.

2.7.3 Das Konfliktpotenzialmodell

Das Konfliktpotenzialmodell basiert auf der Einschätzung und Gewichtung der gewählten Variablen durch Behördenvertreter*innen. Es entspricht daher einem mechanistischen Modellierungsansatz. Das Konfliktpotenzialmodell wurde in vier primären Schritten erstellt:

- 1) Recherche, Zusammenstellung und Aufarbeitung der Variablen
- 2) Gewichtung durch die Behördenvertreter*innen
- 3) Erstellung des Entwurfs des Konfliktpotenzialmodells
- 4) Validierung und Anpassung des Konfliktpotenzialmodells

Um das Konfliktpotenzial sowohl räumlich vergleichbar als auch zeitlich präzise darzustellen, wurden zusätzlich zu einem Gesamtjahres-Modell jeweils Sommer- und Winter-Modelle erstellt. In diesen Modellen sind je nach Jahreszeit die folgenden Variablen inkludiert:

Das Sommermodell inkludiert: *Bevölkerungsdichte, Hunde allgemein, Nächtigungszahlen im Sommer, Schalenwild-Abschusszahlen, Schalenwild-Artenzahl, WÖRP, Risspotenzialmodell, Nutztiere-Dichte, Gatterwild, Schutzwald.*

Das Wintermodell inkludiert: *Bevölkerungsdichte, Hunde allgemein, Nächtigungszahlen im Winter, Schalenwild-Abschusszahlen, Schalenwild-Artenzahl, WÖRP, Gatterwild, Schutzwald.*

Das kombinierte Modell inkludiert: *Bevölkerungsdichte, Hunde allgemein, Nächtigungszahlen im Sommer, Nächtigungszahlen im Winter, Schalenwild-Abschusszahlen, Schalenwild-Artenzahl, WÖRP, Risspotenzialmodell, Nutztiere-Dichte, Gatterwild, Schutzwald.*

Um eine Überbewertung der Nächtigungszahlen gegenüber den anderen Modellen zu verhindern, wurden im kombinierten Modell die Nächtigungszahlen im Sommer und die Nächtigungszahlen im Winter jeweils durch zwei dividiert. Alle finalen Modelle wurden nach interner Prüfung in Folge Expert*innen (universitär) zur Validierung vorgelegt.

2.7.4 Das Kombinationsmodell Lebensraum & Konfliktpotenzial

Zur integrierten Bewertung des potenziellen Lebensraums und von konfliktträchtigen Gebieten wurde das bivariate Kombinationsmodell entwickelt, welches die Ergebnisse zweier Teilmodelle – dem Lebensraumpotenzialmodell und dem Konfliktpotenzialmodell – in einer Konfliktmatrix mit 25 Klassen kombiniert (vgl. Ditmer et al. 2022). Diese Vorgehensweise ermöglicht eine differenzierte räumliche Darstellung und erleichtert folglich eine Interpretation der Überlappung ökologisch geeigneter Lebensräume mit menschlichen Nutzungs- und Interessenskonflikten in Österreich. Das Modell basiert auf der Kreuzung von jeweils fünf Klassen des Lebensraumpotenzials mit fünf Klassen des Konfliktpotenzials, wodurch 25 mögliche Kombinationen entstehen. Die daraus resultierende Konfliktmatrix erlaubt es, räumliche Prioritäten und Risiken für das Wolfsmanagement evidenzbasiert z.B. in Form von „Hot-Spots“ zu identifizieren bzw. darzustellen. Herauszulesen sind auch Gebiete, in welchen das Lebensraumpotenzial hoch und der potenzielle Konflikt gering sind.

Die Farbgebung im Kombinationsmodell folgt einer logisch abgestuften Kodierung, die ähnlich in den jeweiligen Einzelmodellen zu finden ist (Abb. 7):

- Weiße Flächen kennzeichnen Regionen mit geringem Lebensraumpotenzial und niedrigem Konfliktpotenzial, die somit aktuell kaum Relevanz für Managementmaßnahmen aufweisen.
- Violette Flächen weisen auf ein hohes Konfliktpotenzial, aber niedriges Lebensraumpotenzial hin – etwa urbane oder im Gegensatz auch stark genutzte landwirtschaftliche Räume, in denen die gesellschaftliche Risikowahrnehmung vermutlich höher ist.
- Grüne Flächen markieren Gebiete mit hohem Lebensraumpotenzial, aber geringem Konfliktpotenzial, also Regionen, die ökologisch als Wolfslebensraum geeignet sind und geringes Konfliktpotenzial aufweisen – z.B. abgelegene Waldregionen mit wenig Nutzungsdruck.
- Dunkelblaue Flächen stellen die potenziellen Kernkonfliktzonen dar, da sie sowohl ein hohes Lebensraumpotenzial als auch ein hohes Konfliktpotenzial aufweisen. Diese Regionen sollten im Fokus präventiver und partizipativer Managementstrategien stehen.

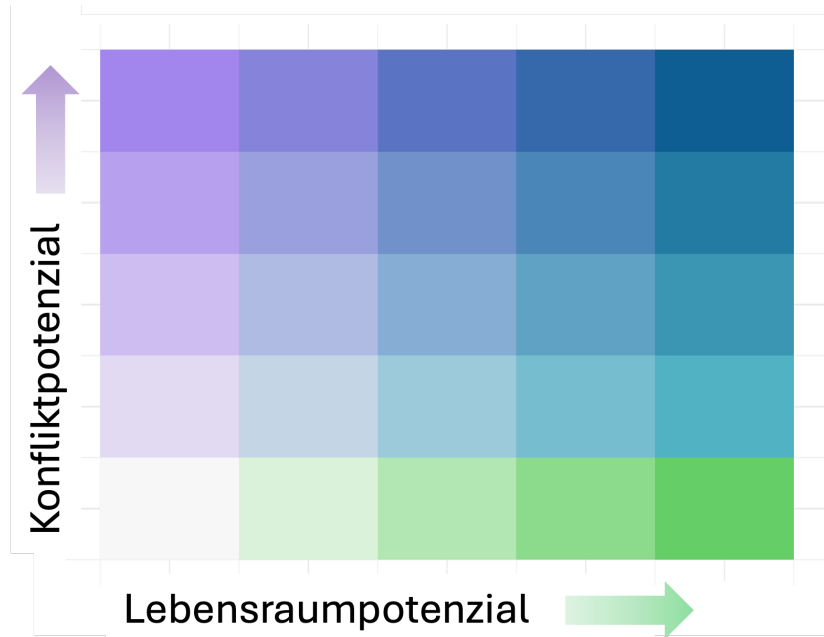


Abbildung 7: Farbkodierung der Konfliktmatrix für das Kombinationsmodell

2.7.5 Weitere Szenarien und spezielle Konfliktpotenzialmodelle

Um eine detailliertere Darstellung der potenziellen Konflikte von einzelnen Interessengruppen zu beschreiben, wurden verschiedene Szenarien erstellt. In diesen wurde die Modellformulierung des Konfliktpotenzialmodells auf verschiedene Interessengruppen zugeschnitten. Zusätzlich wurden für einzelne Szenarien erstellt, in denen es entweder Diskrepanzen zwischen den Gewichtungen der Behördenvertreter*innenabfragen gab (*Schalenwild-Artenzahl und -Abschusszahlen*) oder in denen Handlungsoptionen bestehen, welche ein Werkzeug im Management der Koexistenz mit Wölfen darstellen können (*Herdenschutz und Entschädigungszahlungen*). Als Basis für diese Szenarien wurden Interessengruppenspezifische Modelle erstellt, welche die Basis für die jeweiligen Veränderungen dieser Variablen bilden. Dies bedeutet, dass erst der Konflikt ohne diese Variable dargestellt wird, um einen Vergleichswert zu erlangen. Im nächsten Schritt werden dann die Szenarien berechnet und zu der Grundlage addiert. Die Anpassung der Gewichtungen basiert vor allem auf eigenen Recherchen und den Einschätzungen der projektbegleitenden Arbeitsgruppe. In den Szenarien wurden die potenziellen Diskrepanzen oder Managementoptionen dargestellt (Tabelle 2).

Tabelle 2: Übersicht über die Szenarien und Veränderungen.

Variable	Interessengruppe	Veränderung
Entschädigungszahlungen	Landwirtschaft	Minimierung
Entschädigungszahlungen	Landwirtschaft	Maximierung
Herdenschutzförderung	Landwirtschaft	Minimierung
Herdenschutzförderung	Landwirtschaft	Maximierung
Entschädigungszahlungen und Herdenschutzförderung	Landwirtschaft	Minimierung
Entschädigungszahlungen und Herdenschutzförderung	Landwirtschaft	Maximierung
Anzahl an Schalenwildarten	Forstwirtschaft und Jagd	Anpassung der Gewichtungen und Minimierung

Anzahl an Schalenwildarten	Forstwirtschaft und Jagd	Anpassung der Gewichtungen und Maximierung
Abschusszahlen Schalenwild	Forstwirtschaft und Jagd	Anpassung der Gewichtungen und Minimierung
Abschusszahlen Schalenwild	Forstwirtschaft und Jagd	Anpassung der Gewichtungen und Maximierung
Anzahl an Schalenwildarten und Abschusszahlen Schalenwild	Forstwirtschaft und Jagd	Anpassung der Gewichtungen und Minimierung
Anzahl an Schalenwildarten und Abschusszahlen Schalenwild	Forstwirtschaft und Jagd	Anpassung der Gewichtungen und Maximierung

3. Ergebnisse

3.1 Lebensraumpotenzialmodell

Das Lebensraumpotenzial für Wölfe in Österreich wurde nach den Filterschritten und der automatisierten Variablenselektion schlussendlich basierend auf fünf Umweltvariablen (siehe Tabelle 3) modelliert. Der mittlere Test AUC Wert aller 20 Replikate beträgt 0,682. Das Modell ist nach den statistischen Kriterien signifikant, hat den geringsten AICc Wert und wurde von den Expert*innen (universitär) als solches validiert. Die Ergebnisse zeigen, dass das Lebensraumpotenzial in Österreich stark von der Landschaftsstruktur abhängt. Dunkelgrüne Flächen in der Modellkarte (Abb. 8) repräsentieren Gebiete mit sehr hohem Lebensraumpotenzial, während weiße Flächen ein sehr geringes Potenzial anzeigen.

Hauptfaktoren für das Lebensraumpotenzial: Die Modellierung zeigt, dass das Potenzial in Gebieten mit höherer *Waldbedeckung (im Umkreis von 1200 m)* und *geringer menschlicher Störung* höher ist. Regionen mit *geringerer Geländerauigkeit* und *mittlerer Seehöhe* bieten ebenfalls günstige Bedingungen.

Regionale Verteilung: Die höchsten Lebensraumpotenziale wurden in den zentralen und nördlichen Ostalpen sowie in Teilen des Wald- und Mühlviertels identifiziert. Diese Regionen zeichnen sich durch eine Kombination aus hoher Waldbedeckung, geringer Siedlungsdichte und geeigneten topografischen Bedingungen aus. Im Gegensatz dazu weisen städtische Gebiete wie Wien, Linz und Graz sowie intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen ein geringes Lebensraumpotenzial auf.

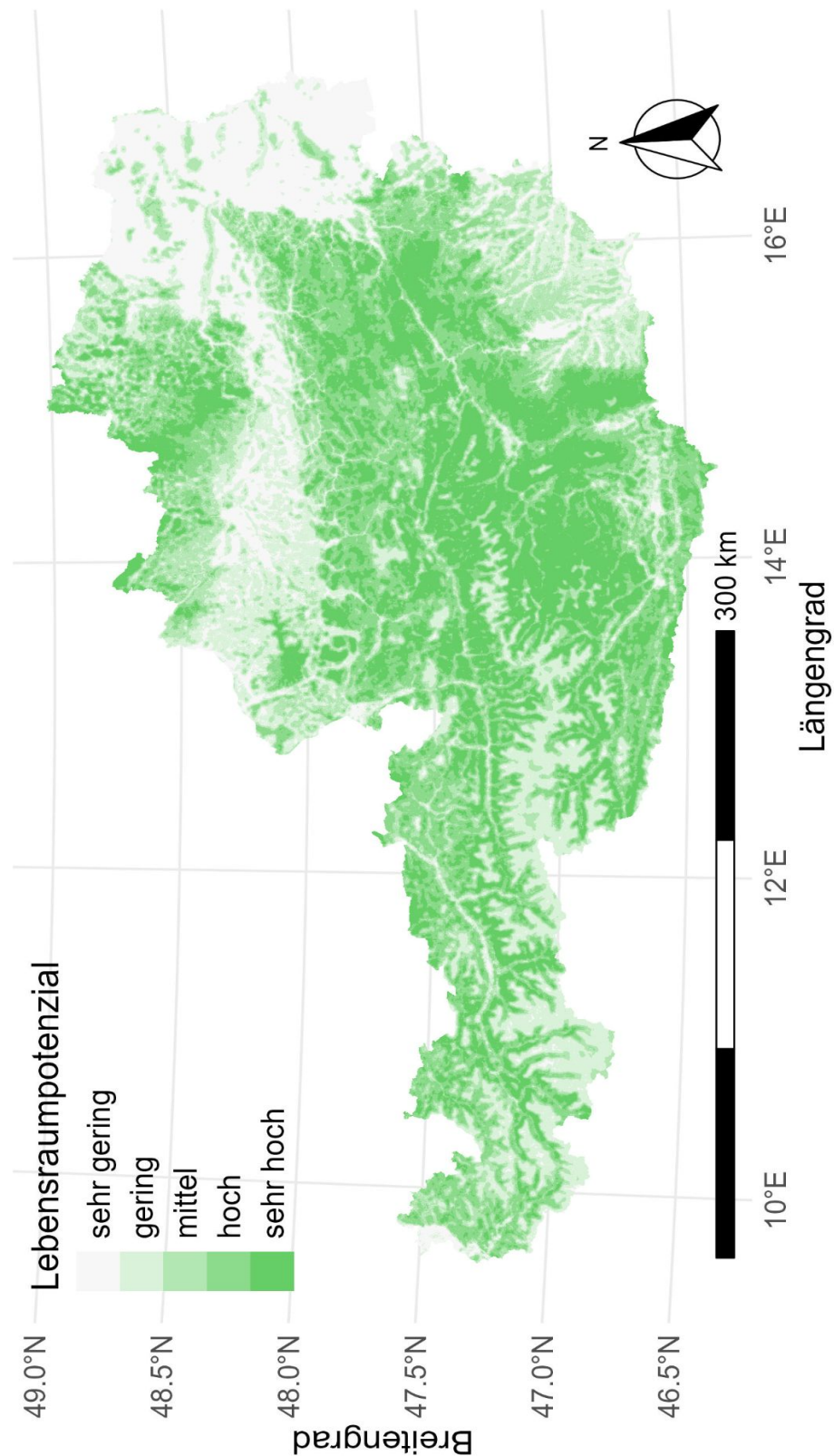


Abbildung 8: Das Lebensraumpotenzialmodell beschreibt das landschaftsökologische Lebensraumpotenzial für Wölfe in Österreich in fünf Klassen, wobei dunklere Grüntöne ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (weiß) bis sehr hoch (dunkelgrün).

Tabelle 3: Übersicht über alle verwendeten Umweltvariablen für das Lebensraumpotenzialmodell. Die Bedeutung beschreibt, wie wichtig eine Variable für die Qualität des Modells ist, während der prozentuale Beitrag den Anteil der Variable im Modell beschreibt. Die Annahmen beschreiben die zugrundeliegenden Hypothesen, warum die Variablen für die Modellierung in Betracht gezogen wurden.

Variable	Einheit	Bedeutung im Modell / % Anteil	Grundannahme
Anteil Wald in 1200 m Umkreis	Prozent	43,7 / 42,8	Wölfe bevorzugen Gebiete mit höheren Anteilen an Wald (Marruco 2011, Herrmann 2011)
Seehöhe	Meter	30,3 / 31,1	Wölfe bevorzugen mittlere Höhenlagen, da sie dort sowohl Beute als auch geeignete Verstecke finden. Extreme Höhen könnten als dauerhafter Lebensraum unwirtschaftlich sein (Herrmann 2011)
Distanz zu Siedlungen	Meter	13,2 / 11,8	Zunehmende Distanz zu Siedlungen weist auf weniger Störung hin und könnte sich vorteilhaft auf die Lebensraumqualität auswirken (Planillo et al. 2023)
Distanz zu Wald	Meter	4,9 / 8,4	Wälder können wichtige Rückzugsgebiete und Deckung für Wölfe sein. Kurze Distanzen zu Wäldern könnten sich vorteilhaft auswirken (Marruco 2011, Herrmann 2011)
Geländerauigkeit (VRM) im 1200 m Umkreis	Index 0-1	8,0 / 6,3	Höhere Geländerauigkeit könnte Wölfen bessere Deckungsmöglichkeiten bieten und menschlichen Zugang erschweren, was z.B. bei der Jungenaufzucht besonders relevant ist (cf. Herrmann 2011, Davoli et al. 2022)
Index zum menschlichen Einfluss (HFI) im 1200 m Umkreis	Index 0-45	-	Ein geringerer menschlicher Einfluss könnte begünstigend wirken (cf. Planillo et al. 2023)
Bevölkerungsdichte	Einwohner pro km ²	-	Niedrige Bevölkerungsdichte könnte günstiger sein, da sie weniger Störungen durch menschliche Aktivitäten wie Verkehr bedeutet (Planillo et al. 2023)
Wald nominal	Nominal 0/1	-	Wald bietet bessere Rückzugsorte und Nahrungsquellen für Wölfe

Anteil Wald pro Hektar	Prozent	-	Höhere Waldanteile pro Hektar bieten mehr Rückzugsorte und Nahrungsquellen für Wölfe
Siedlungen nominal	Nominal 0/1	-	Menschliche Siedlungen werden vermutlich gemieden (Planillo et al. 2023)
Anteil Siedlungen pro Hektar	Prozent	-	Menschliche Siedlungen werden vermutlich gemieden (Planillo et al. 2023)
Anteil Siedlungen in 1200 m Umkreis	Prozent	-	Menschliche Siedlungen werden vermutlich gemieden (Planillo et al. 2023)
Schalenwilddichte pro Hektar, auf Bezirke	Stück pro Hektar, Bezirksebene	-	Schalenwild als Nahrung bietet eventuell einen Besiedlungsanreiz (Roder et al. 2020)

3.2 Risspotenzialmodell

Das Risspotenzial für Wölfe in Österreich (Abb. 9) wurde basierend auf fünf Umweltvariablen (siehe Tabelle 4) modelliert. Der mittlere Test AUC Wert aller 20 Replikate beträgt 0,88. Das Modell ist nach den statistischen Kriterien signifikant, hat den geringsten AICc Wert und wurde von den Expert*innen (universitär) als solches validiert. Die Ergebnisse zeigen, dass alpine Regionen mit extensiver Weidewirtschaft ein besonders hohes Risspotenzial aufweisen.

Hauptfaktoren für das Risspotenzial: Das Vorhandensein von Nutztieren im Speziellen *Schafen* ist der stärkste Prädiktor für ein hohes Risspotenzial. In weiterer Folge *Schafe und Rinder gemeinsam*, zuletzt *Rinder* allein. Gebiete mit einer hohen Konzentration dieser Nutztiere, insbesondere in Almregionen, sind besonders anfällig. Die *Nähe zu Wäldern* spielt ebenfalls eine Rolle, während die Anwesenheit von Rotwild (*HSI Rotwild*), die *Distanz zu Offenland* und die *Steigung* zwar einfließen aber eher geringfügig bedeutend sind.

Regionale Verteilung: Wie auch in den anderen Modellen ist ein West-Ost-Gefälle erkennbar: Die höchsten Risspotenziale wurden in den westlichen Bundesländern Vorarlberg, Tirol, Salzburg, Kärnten und Steiermark festgestellt (wo die Dichte an Weidetieren besonders hoch ist), während die östlichen Landesteile wie weite Regionen Ober- und Niederösterreichs, Wien und das Burgenland ein geringes Risspotenzial aufweisen. Diese Vereinfachungen dürfen nicht darüber hinwegtäuschen, dass auch innerhalb der Länder große Unterschiede zu sehen sind.

Zusätzlich zur statistischen Validierung konnte das finale Risspotenzialmodell mittlerweile anhand im Jahr 2025 in Vorarlberg vorgefallener Rissereignisse eindeutig validiert werden.

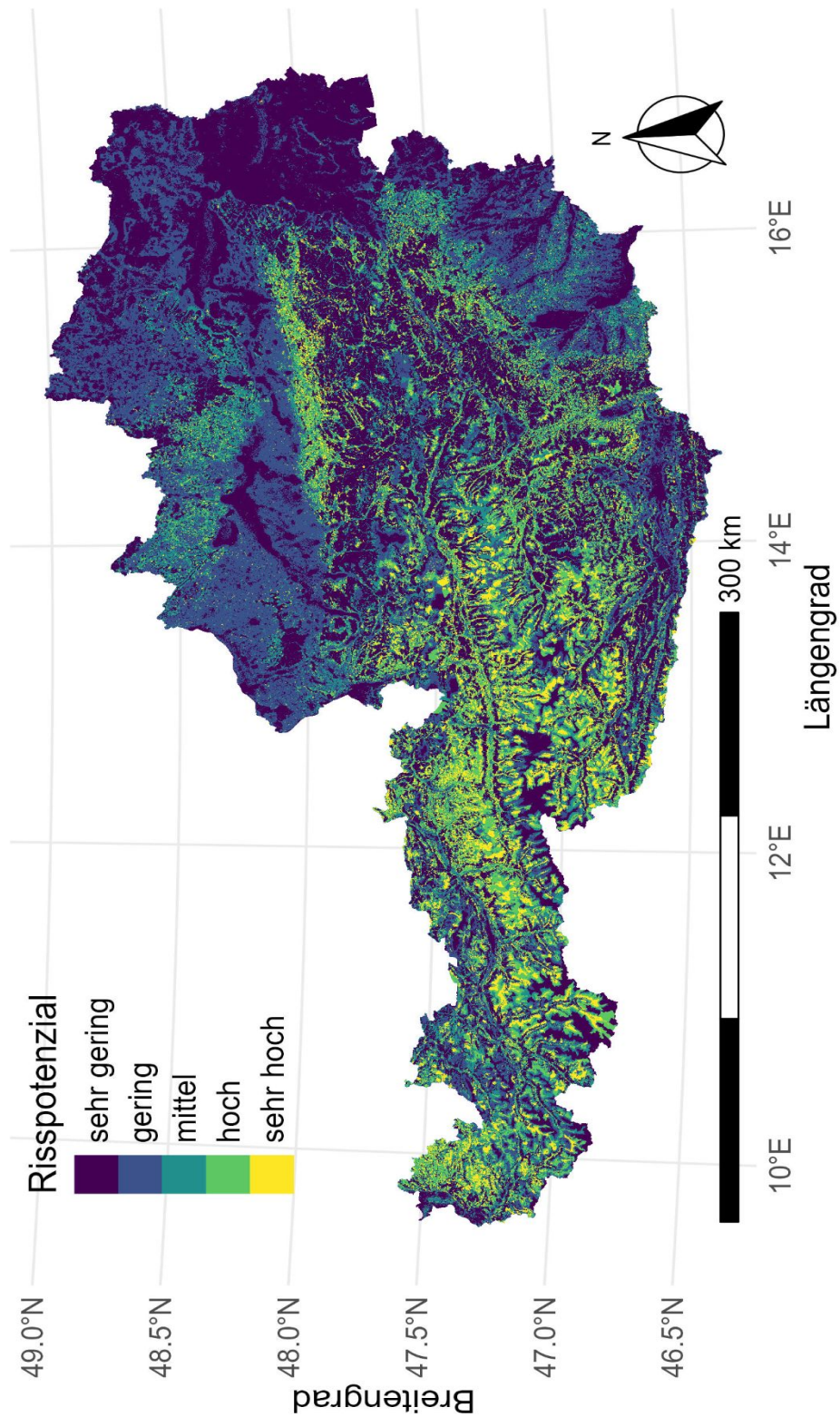


Abbildung 9: Das Risspotenzialmodell beschreibt die Anfälligkeit gegenüber Nutztierrisse durch Wölfe in Österreich in fünf Klassen, wobei hellere Werte ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (dunkelblau) bis sehr hoch (gelb).

Tabelle 4: Übersicht über alle verwendeten Umweltvariablen für das Risspotenzialmodell. Die Bedeutung beschreibt, wie wichtig eine Variable für die Qualität des Modells ist, während der prozentuale Beitrag den Anteil der Variable im Modell beschreibt.

Variable	Einheit	Bedeutung / % Anteil	Annahmen
Nutztiere (Schafe und/oder Rinder)	GVE pro Hektar	46,4 / 64,4	Die Präsenz von Nutztieren hat potenziell mehr Einfluss als landschaftliche Variablen - speziell Schafsdichte (Zingaro und Boitani 2017; Gervasi et al. 2021)
Distanz zu Wald	Meter	30 / 22,5	Wälder können wichtige Rückzugsgebiete und Deckung für Wölfe sein. Kurze Distanzen zu Wäldern könnten sich vorteilhaft auswirken (Treves et al. 2011; Miller 2015).
HSI Rotwild im Umkreis von 1200 m	HSI 0-1	7,1 / 5,4	Beschreibt die potenzielle Verfügbarkeit von Rotwild anhand des Lebensraumpotenzials für Rotwild (Wanka 2024). Mit steigendem Lebensraumpotenzial für Rotwild steigt die Rissanfälligkeit, da die Flächen für Wölfe attraktiver werden (Behdarvand et al. 2014).
Distanz zu Offenland	Meter	5,1 / 4,4	Mit zunehmender Distanz zu Offenland nimmt das Risspotenzial ab, da die Jagdmöglichkeiten für Wölfe schwieriger werden (Treves et al. 2004, 2011; Edge et al. 2011; Miller 2015; Goljani Amirkhiz et al. 2018; Singer et al. 2023).
Mittlere Neigung im Umkreis von 1200 m	Grad	11,4 / 3,3	Die Rissanfälligkeit ist eventuell beeinflusst von der Geländeneigung, da besonders steile Flächen für Wölfe keine idealen Angriffsmöglichkeiten bieten (Rauer und Blaschka 2021).
Anteil Offenland im Umkreis von 1200 m	Prozent	-	Eine abwechslungsreiche Landschaft mit Offenflächen erleichtert eventuell Wölfen die Jagd und führt somit zu erhöhter Anfälligkeit (Treves et al. 2004, 2011; Edge et al. 2011; Miller 2015; Goljani Amirkhiz et al. 2018; Singer et al. 2023).
Distanz zu menschlichen Siedlungen	Meter	-	Mit zunehmender Nähe zu menschlichen Siedlungen steigt die menschliche Präsenz und Störung, welche von Wölfen bei der Jagd eventuell vermieden wird (Glenz et al. 2001; Herrmann 2011; Zingaro und Boitani 2017; Goljani Amirkhiz 2018)

Hauptstraßendichte im Umkreis von 1200 m	Kilometer pro Radius	-	Bei höherer Straßendichte könnte die Rissanfälligkeit geringer sein (Zingaro und Boitani 2017; Goljani Amirkhiz et al. 2018)
Anzahl Vegetationstypen in 1200 m Umkreis	Anzahl	-	Mehr Vegetationstypen könnten eine abwechslungsreiche Landschaft und damit bessere Möglichkeiten zur Jagdstrategie von Wölfen bieten (Falcucci et al. 2013).
Schalenwilddichte und Schalenwilddichte im Umkreis von 1200 m	Stücke pro Bezirk	-	Zwei Variablen, die die Nahrungsverfügbarkeit angeben. Viel Schalenwild kann sowohl positiv (Besiedelungsanreiz) als auch negativ (Ausweichverhalten) auf das Risspotenzial wirken (Treves et al. 2004; Goljani Amirkhiz et al. 2018).
Neigung	Grad	-	Die Rissanfälligkeit ist eventuell beeinflusst von der Geländeneigung, da besonders steile Flächen für Wölfe keine idealen Angriffsmöglichkeiten bieten.
Distanz zu Weide	Meter	-	Da Risse vor allem auf Weideflächen stattfinden, kann mit zunehmender Distanz zur Weide eine abnehmende Rissanfälligkeit angenommen werden
Distanz zu Bach und Distanz zu Fluss	Meter	-	Nähe zu großen Wasserläufen reduziert das Risspotenzial, während Nähe zu kleinen Wasserläufen das Risiko erhöht (Newton et al. 2017; Zingaro und Boitani 2017).
Dichte von Ziegen, Schafen, Rindern, Equiden, Zuchtwild	GVE pro Hektar	-	Variablen, die Dichte einzelner Nutztierkategorien angeben. Annahme, dass Nutztiere unterschiedlich attraktiv wirken (Zingaro und Boitani 2017; Gervasi et al. 2021).

3.3 Konfliktpotenzialmodell

Das Konfliktpotenzialmodell kombiniert sozio-ökonomische und ökologische Variablen, um die potenzielle Intensität von Konflikten zwischen Mensch und Wolf darzustellen. Als erster Schritt wurde eine Reihung der Wichtigkeit der Variablen auf Basis des angenommenen Einflusses auf das Konfliktpotenzial vorgenommen (Abb. 10). Die Hauptfaktoren für das Konfliktpotenzial sind: die Nutztierriissanfälligkeit findet als wichtigster Faktor Einzug in die Modelle. Auch die Variable *Schützbarkeit*, *Entschädigungszahlungen* sowie *Herdenschutzförderung* und *Rotwildfütterungen* wurden bei der Behördenvertreter*innenabfrage als wichtige Variablen aufgezeigt. Mit der geringsten Relevanz wurde dabei die *Schalenwild-Artenanzahl* gewertet.

Regionale Verteilung: Die kartografische Darstellung des Konfliktpotenzials (Abb. 11) lässt ein deutliches West-Ost-Gefälle innerhalb Österreichs erkennen. Von höherem Konfliktpotenzial sind demnach Vorarlberg, Tirol, Kärnten und Salzburg betroffen, während im Osten lediglich städtische Bereiche wie etwa Wien (mittleres Konfliktpotenzial) und Umgebung (geringes Konfliktpotenzial) herausstechen. Die regionalen Unterschiede können auch innerhalb eines Bundeslandes stark variieren. So zeigt sich innerhalb der westlichen Bundesländer eine Variation abhängig von der lokalen Dichte an Nutztieren in Kombination mit den anderen Variablen.

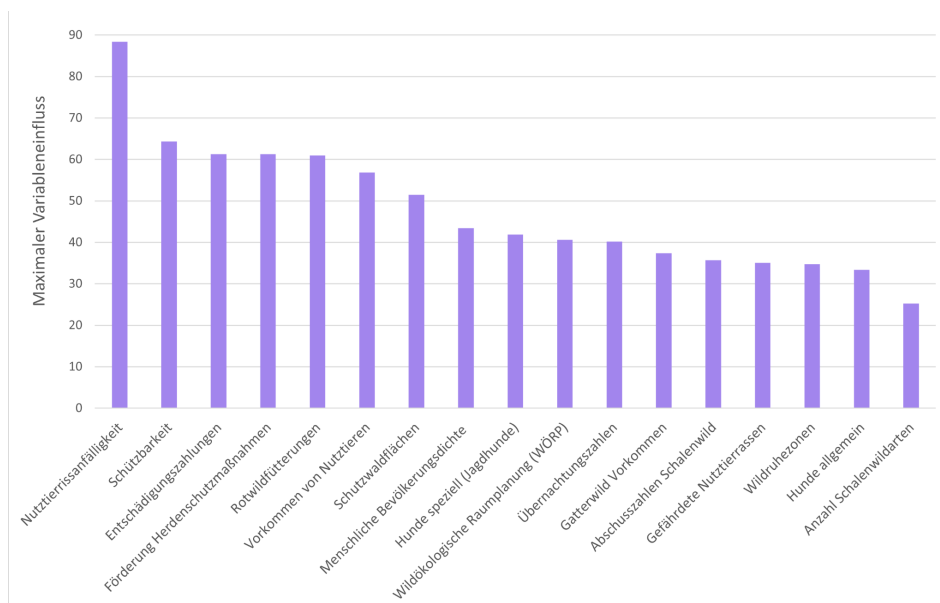


Abbildung 10: Darstellung der maximalen Variableneinflüsse errechnet aus der maximalen Variablenausprägung multipliziert mit den Variablengewichtungen. Datenreihen absteigend sortiert

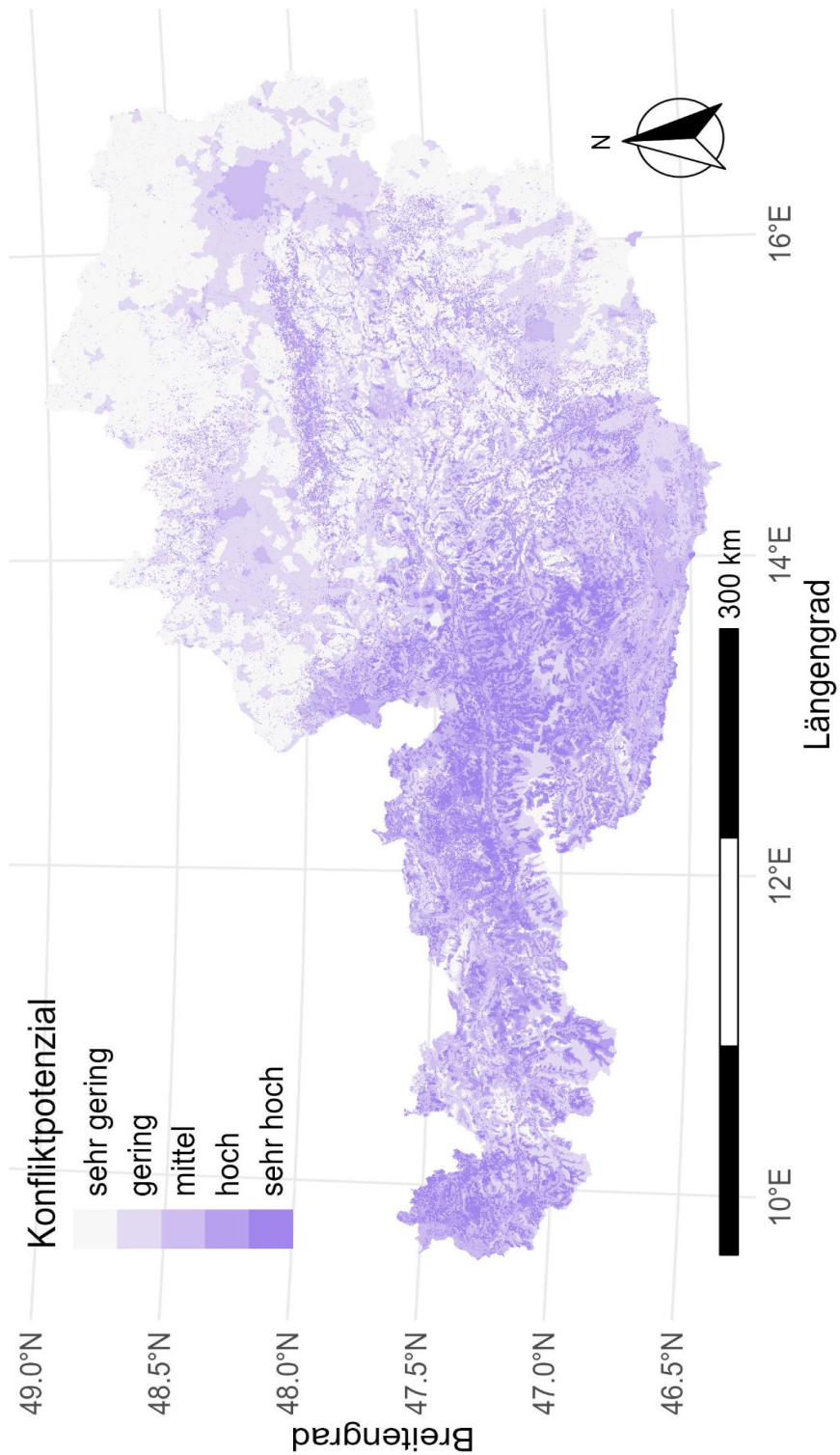


Abbildung 11: Das Konfliktpotenzialmodell beschreibt die potenzielle Intensität von sozio-ökonomischen Konflikten mit Wölfen in Österreich in fünf Klassen, wobei dunklere Violettöne ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (weiß) bis sehr hoch (dunkelviolet).

3.4 Kombinationsmodelle

Das Kombinationsmodell wurde auf Basis des Lebensraum- und des Konfliktpotenzial modelliert. Auch dieses Modell zeigt ein West-Ost-Gefälle - so weist die westliche Alpenregion z.B. in großen Teilen Tirols, Kärntens und Salzburgs weitläufig blaue (was auf hohes Lebensraumpotenzial bei gleichzeitig hohem Konfliktpotenzial hindeutet) bis violette Flächen auf (was auf niedriges Lebensraumpotenzial und hohes Konfliktpotenzial hinweist) (Abb. 12). Die regionalen Unterschiede können generell innerhalb eines Bundeslandes stark variieren. Der Zentralraum Oberösterreichs sowie etwa das Weinviertel in Niederösterreich weisen violette und weiße Flächen auf, was niedriges Lebensraumpotenzial, und niedriges bis hohes Konfliktpotenzial indiziert (abgesehen von einigen grünen „Inseln“ im Weinviertel). Hingegen zeigen etwa das Waldviertel (in Niederösterreich) und das Mühlviertel (in Oberösterreich) überwiegend helle und mittelgrüne bis kräftig-grüne Flächen, was gut geeignete Lebensräume mit größtenteils niedrigem Konfliktpotenzial darstellt. Ebenso zeigt sich etwa in der West- und Südsteiermark höheres Lebensraumpotenzial mit geringerem Konfliktpotenzial. Deutlich zu sehen sind das niedrige Lebensraumpotenzial mit gleichzeitigem hohem Konfliktpotenzial bei allen größeren Städten und deren Umgebung (z.B. Wien, Linz, Graz, ..).

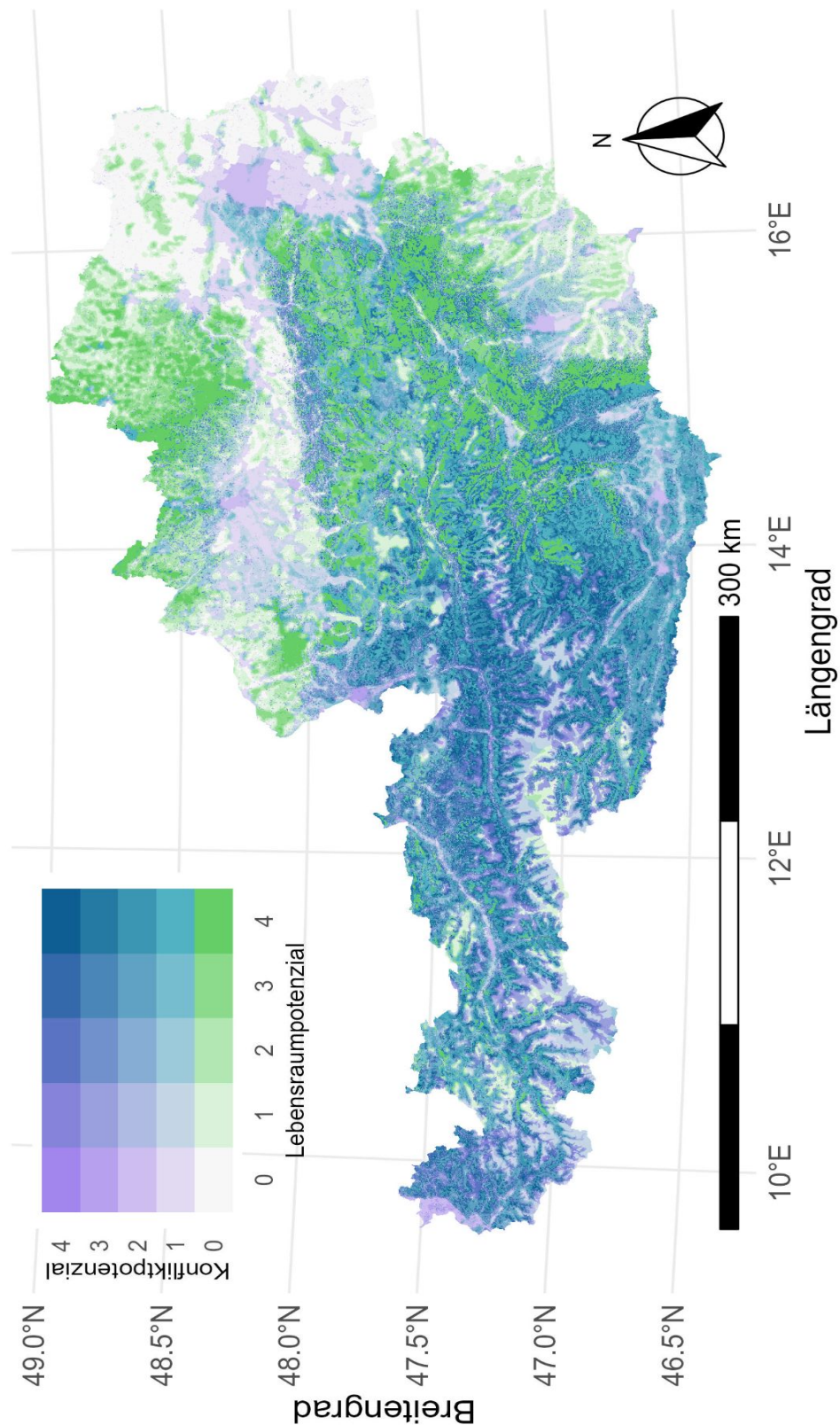


Abbildung 12: Das Kombinationsmodell beschreibt die Verschneidung der Lebensraum- und Konfliktpotenzialmodelle in Österreich in 25 Klassen mit analoger Farbgebung zu den Lebensraum- und Konfliktpotenzial Kombinationsmodellen. Weiße Flächen weisen ein geringes Lebensraum- und Konflikt-, violette Flächen ein hohes Konflikt- aber niedriges Lebensraum-, grüne Flächen ein hohes Lebensraum- aber geringes Konflikt- und dunkelblaue Flächen ein hohes Lebensraumpotenzial und Konfliktpotenzial auf.

In dem sektoralen Kombinationsmodell, in welchem Rissanfälligkeit mit dem Lebensraum als bivariates Modell dargestellt wird, lassen sich bereits potenzielle „Hot-Spot“-Regionen erkennen. Hier sind speziell die dunkelblauen Regionen eher im Westen Österreichs in mittlerer Seehöhe (nicht in Tallage, jedoch auch nicht in den höchsten Alpenbereichen) verdeutlicht. Es zeigt sich auch großflächig mittleres bis hohes Lebensraumpotenzial mit geringem Konfliktpotenzial, besonders im östlichen Teil der Alpen (Abb. 13).

Zusammenfassen lässt sich sagen, dass die Modelle zeigen, dass Österreich über große Flächen mit hohem Lebensraumpotenzial für Wölfe verfügt, insbesondere in den Alpenregionen. Gleichzeitig bestehen in diesen Gebieten jedoch auch hohe Konfliktpotenziale, die vor allem durch die Dichte an Nutztieren auch in Kombination mit weiteren Konfliktvariablen bedingt sind.

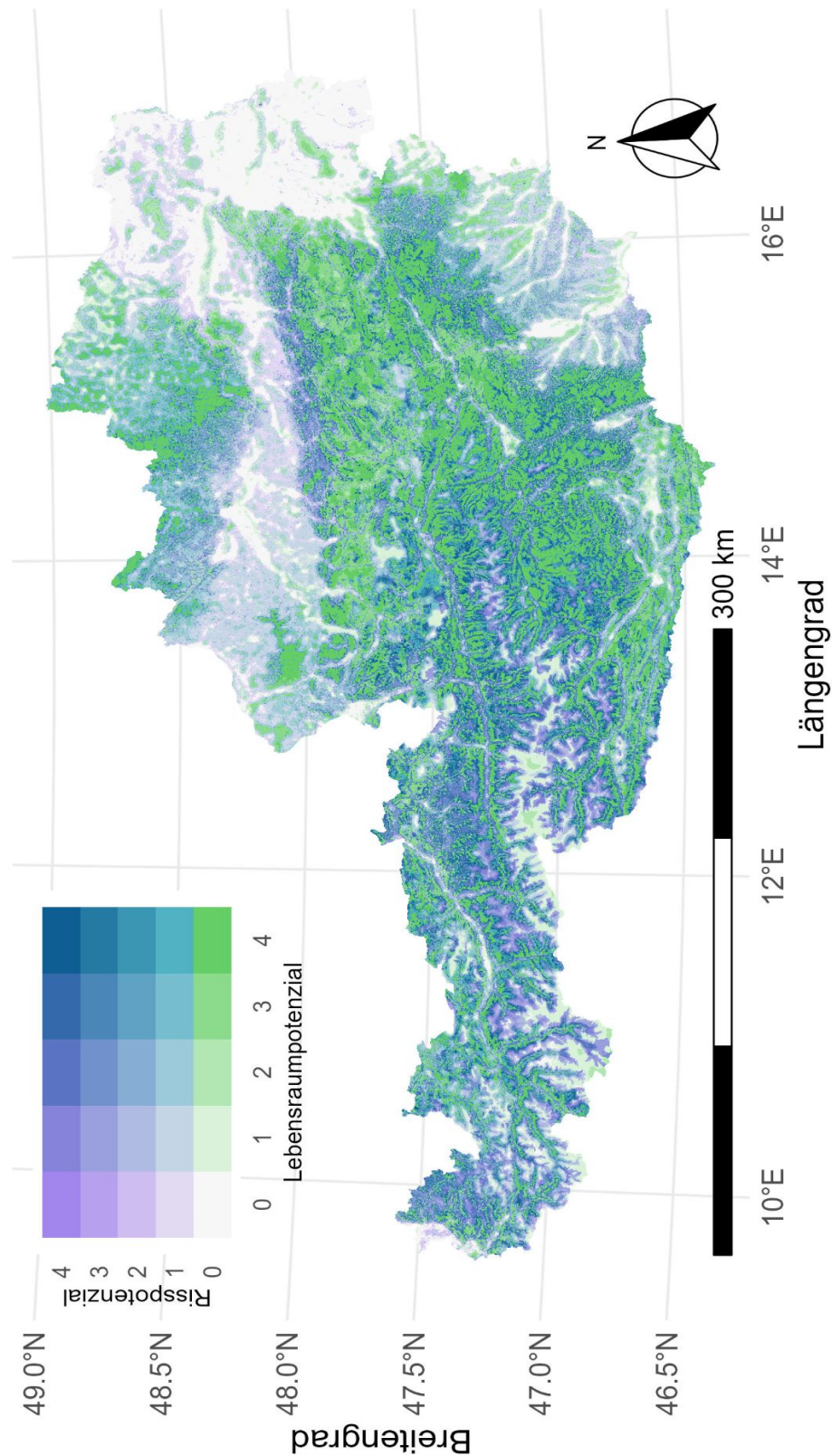


Abbildung 13: Das sektorale Riss-Kombinationsmodell beschreibt die Verschneidung der Lebensraum- und Risspotenzialmodelle in Österreich in 25 Klassen mit analoger Farbgebung zu den Lebensraum- und Konfliktpotenzial Kombinationsmodellen. Weiße Flächen weisen ein geringes Lebensraum- und Riss-, violette Flächen ein hohes Riss- aber niedriges Lebensraum-, grüne Flächen ein hohes Lebensraum- aber geringes Riss- und dunkelblaue Flächen ein hohes Lebensraumpotenzial und Risspotenzial auf.

4. Diskussion

4.1 Interpretation der Modelle

Der Wolf zählt mitunter zu den am intensivsten erforschten Beutegreifern Europas (vgl. Chapron et al. 2014; Reinhardt et al. 2019; u.v.m.). Dies zeigt sich nicht zuletzt auch an Studien, die sich mit Habitatmodellierung dieser Art befassen (z.B. Fardone et al. 2025; Fechter und Storch, 2014; Marucco 2011; Nowak et al. 2017). Ziel solcher Modelle ist es, die ökologischen Ansprüche des Wolfs in seinem Lebensraum besser zu verstehen und daraus verlässliche Vorhersagen über potenziell geeignete Gebiete auf unterschiedlichen räumlichen Skalen – von regional bis national – abzuleiten. Zahlreiche rezent veröffentlichte Studien (vgl. Kramer-Schadt et al. 2020) haben verschiedene Modellierungsansätze verwendet, um Habitateignungskarten zu erstellen. Sie berücksichtigen Faktoren wie Landnutzung, Waldanteil, Straßen- und Siedlungsdichte, Beutedichte, Höhenlage oder Störungsgrad (z.B. durch Nähe zum Menschen). Die statistische Modellierung mittels der Maximum-Entropie-Theorie ist ein in der Wildtierökologie sehr weit verbreiteter Ansatz (Bassi et al. 2015; Fardone et al. 2025; Planillo et al. 2023), insbesondere bei „presence-only data“ (Phillips et al. 2020) – wenn eindeutige Abwesenheit nicht systematisch erhoben wurde. Die Vorteile dieses Ansatzes liegen in der Robustheit bei kleinen Stichprobengrößen, der Möglichkeit zur Integration verschiedener Umweltdaten sowie in der transparenten Darstellung der relativen Bedeutung einzelner Prädiktoren. Die Modelle werden als Karten interpretiert und vor allem mit anderen Daten vergleich- und verschneidbar.

Die vorliegenden Modelle zum Lebensraumpotenzial und zur Rissanfälligkeit modellieren jeweils immer die Potenziale unabhängig vom tatsächlichen Vorkommen von Wölfen. Dieses Konzept geht auf das landschaftsökologische Lebensraumpotenzial (Suchant et al. 2003) sowie Anfälligkeitsmodellierungen im Forstsektor (Netherer und Nopp-Mayr 2005) zurück. In diesem Kontext beschreibt das Lebensraumpotenzial die Ausstattungen einer Fläche die als Lebensraum für Wölfe zur Verfügung stehen. Das Lebensraumpotenzial gibt damit statistisch gesprochen eine Vorkommenswahrscheinlichkeit für Wölfe an, basierend auf den aktuell in Österreich besiedelten Landschaften. Das Modell hat dazu für den Wolf wichtige Landschaftsparameter identifiziert und sagt das Lebensraumpotenzial einer Fläche basierend auf diesen Landschaftsparametern voraus. Im Sinne des Potenzials beschränkt sich dieser Ansatz auf langfristig gültige Parameter. Nicht berücksichtigt wurden dabei die tat-

sächliche Beuteverfügbarkeit (dieser Faktor wurde aufgrund der fehlenden räumlichen Auflösung exkludiert und hat außerdem nachweislich keinen direkten Einfluss auf die Habitat-eignung; Planillo et al. 2023), künftige Klimafaktoren (aufgrund hoher Korrelationen der Klimavariablen mit den topografischen Variablen), illegale (und demnach nicht gemeldete) Abschüsse (aufgrund der fehlenden Datenverfügbarkeit), individuell bevorzugte Lebensräume (das Modell zielt auf die möglichst beste Beschreibung des Lebensraums aller österreichischen Wölfe ab), genetische Faktoren und Herkunft. Gleichbedeutend beschreibt das Risspotenzialmodell nicht das Risiko eines Nutztierrisses, da auch dieses Risiko von der Anwesenheit von Wölfen abhängt. Das Risspotenzialmodell beschreibt die generelle Anfälligkeit von Gebieten gegenüber Nutztierrißen (vgl. Jactel et al. 2009).

Das Kombinationsmodell ist ein erster Versuch mittels einer kartografisch dargestellten Konfliktmatrix sowohl das Lebensraumpotenzial als auch das Konfliktpotenzial in Österreich darzustellen. Damit lassen sich sowohl „Hot-Spot“ Gebiete als auch potenziell „moderate“ sowie „konfliktarme“ Gebiete identifizieren. Die Herangehensweise mittels einer Konfliktmatrix und ihre regionale Differenzierung ermöglichen eine transparente, räumlich explizite Steuerung von Managementmaßnahmen. Speziell zur Identifikation prioritärer Räume für präventive Maßnahmen und zur Ableitung von Managementempfehlungen können die Kombinationsmodelle etwa für die Weidetierhaltung eine Unterstützung sein (sektorales Kombinationsmodell; vgl. Abb. 13). Als Beispiel für eine fokussierte Karte in Hinblick auf Management-Szenarien ist es anzudenken die Regionen mit hohem Konfliktpotenzial (*Wert 4*; vgl. Abb. 7) gleichsam Regionen mit hohem Lebensraumpotenzial (*Wert 4*; vgl. Abb. 7) herauszufiltern um allgemeine „Hot-Spot“ Gebiete zu identifizieren (Abb. 14). Diese Vorgehensweise scheint naheliegend und bietet eine erste Einschätzung.

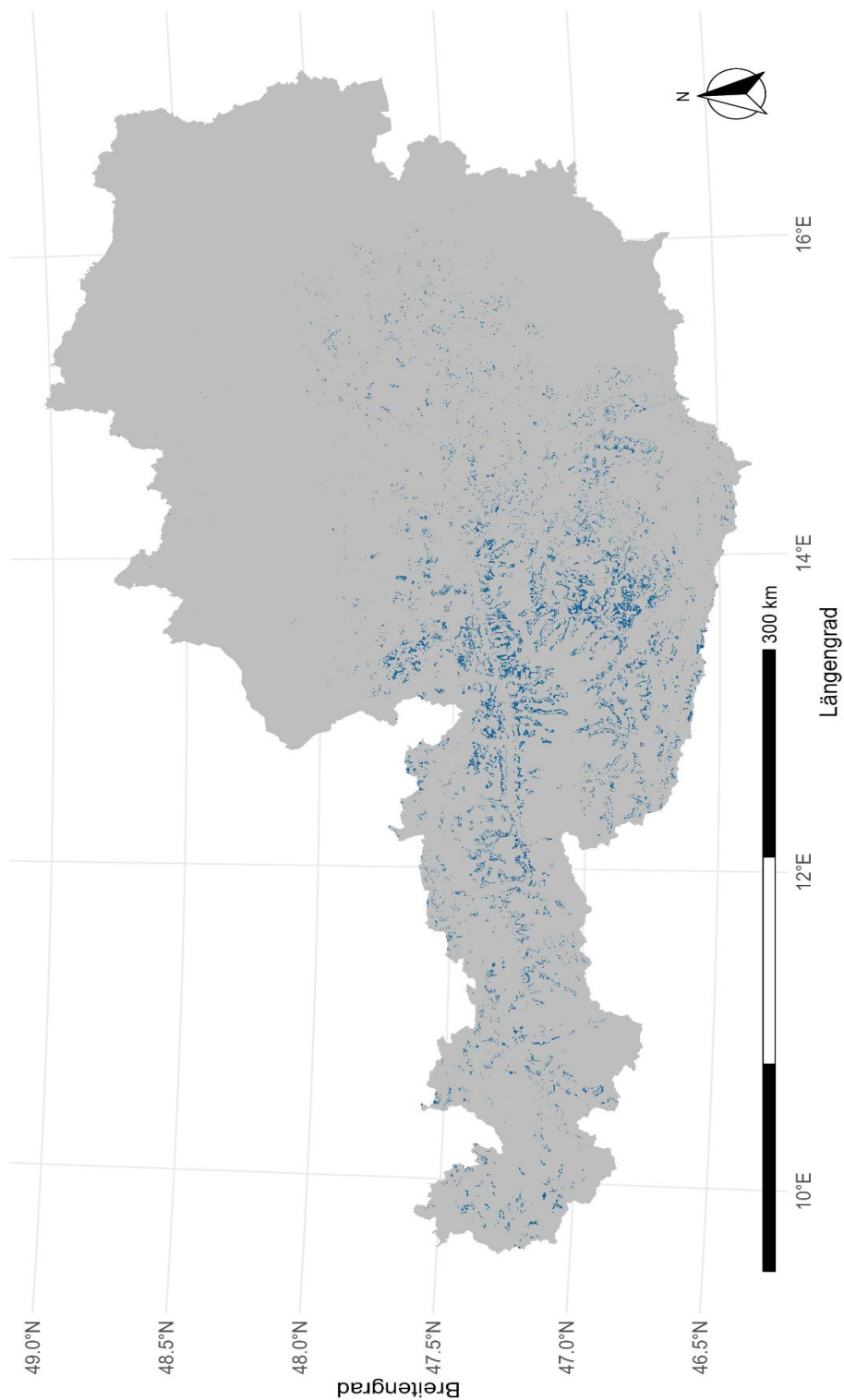


Abbildung 14: Allgemeine „Hot-Spot-Gebiet“ Karte (dunkelblau) auf Basis des Kombinationsmodells beschreibt die Verschneidung des Lebensraum- und Konfliktpotenzialmodells in Österreich, dargestellt in EINER der 25 Klassen. Graue Flächen weisen geringe bis moderate Kombinationswerte auf, während die dunkelblauen Flächen die höchsten Werte sowohl im Lebensraumpotenzial als auch im Konfliktpotenzial aufweisen (vgl. Abb. 7).

In vorliegender Arbeit ist sowohl im Konfliktpotenzialmodell als auch dem resultierenden Kombinationsmodell ein West-Ost-Gefälle erkennbar – genauer gesagt zeigt sich in großen Teilen des Alpenraumes ein hohes Lebensraum- sowie ein hohes Konfliktpotenzial, während in den flacheren Voralpen diese Überlappung nicht so stark ausgeprägt oder gar nicht vorhanden ist. Auch in einer Schweizer Studie fand sich diese Überlappung – die Ergebnisse zeigten eine hohe ökologische Eignung in denselben Gebieten, in denen die menschliche Akzeptanz eher niedrig war (alpine Regionen mit traditioneller Nutztierhaltung) (Behr et al. 2017). Umgekehrt waren dort bevölkerungsreiche Gebiete mit höherer Akzeptanz meist aus ökologischer Sicht weniger geeignet. Da in vorliegenden Modellen jedoch nicht die Akzeptanz, sondern sozio-ökonomische Aspekte auf Datenebene (vgl. Tabelle 1) evaluiert wurden, sind diese Studien nur zu einem geringeren Teil direkt vergleichbar.

Grenzen der Modelle

Die vorliegenden Modelle zum Lebensraumpotenzial und Konfliktpotenzial bieten eine fundierte Grundlage, um die Herausforderungen der Rückkehr der Wölfe zu adressieren. Sie ermöglichen es, Regionen zu identifizieren, in denen sowohl Schutzmaßnahmen als auch Konfliktlösungsstrategien priorisiert werden sollten. Dennoch gibt es einige Limitationen und offene Fragen, die in zukünftigen Studien untersucht werden sollten. So kann etwa keine direkte Zonierung abgeleitet werden, da für das Konfliktpotenzial detailliertere Daten und genauere Kenntnis (etwa durch aussagekräftige Umfragen) der tatsächlich bestehenden sozio-ökonomischen Faktoren nötig wären. Dem entgegen sind Grundlagen für weitere Berechnungen wie etwa Kapazitätsgrenzen (für darauffolgende Berechnungen der minimalen überlebensfähigen Population) auf Basis des vorliegenden Lebensraumpotenzialmodells möglich.

Weiters fehlt bislang eine vertiefte naturschutzfachliche und wissenschaftliche Auseinandersetzung bzw. Berücksichtigung der Rolle und Wirkung von Herdenschutzzäunen (oder Nachtpferchen; Eklund et al. 2017), die zwar als wirksames Mittel gegen Übergriffe gelten, jedoch zugleich Barrierewirkungen für viele Wildtierarten mit sich bringen könnten (Deutscher Verband für Landschaftspflege 2024). Ihr großflächiger Einfluss auf die Landschaftsstruktur und die Biodiversität (Hackländer et al. 2019) – insbesondere auf sensiblen Almen – wurde bisher wenig erfasst und dargestellt.

Um das Lebensraumpotenzial zu analysieren, wurde auch versucht die Beuteverfügbarkeit zu integrieren. Da dies räumlich-explicit nicht in der gewünschten Auflösung möglich war (Schalenwild-Abschusszahlen sind nur auf Gemeindeebene verfügbar) wurde ein Lebensraumpotenzialmodell für Rotwild integriert (*HSI Rotwild*, Nopp-Mayr et al. 2022; Wanka

2024). Während hier zwar das Potenzial dargestellt wird, kann man nicht zwingend auf tatsächliches Vorkommen von Rotwild schließen – demnach ist es zwar ein bestmöglicher Platzhalter, kann jedoch in Zukunft durch genauere Rotwildvorkommensdaten erweitert werden. Zudem wurde in einer rezenten Studie zur Habitateignung in Deutschland festgestellt, dass die Beuteverfügbarkeit von Wildtieren keinen direkten Bezug zur Habitateignung für Wölfe aufweist, was mit der (ebenfalls zu groben) Datenqualität sowie mit der generell hohen Verfügbarkeit von Beutetieren in geeigneten Lebensräumen in Mitteleuropa argumentiert wurde (Planillo et al. 2023).

Auf Basis der vorliegenden Modellierungen können außerdem keine genauen Riss-Wahrscheinlichkeiten und keine Aussagen hinsichtlich der konkreten Schützbarkeit einzelner Regionen angegeben werden. Eine absolute Darstellung der Konfliktintensität auf Basis der präsentierten Karten ist ebenso nicht möglich, zumal auch bestehende Modelle einer Erweiterung der zugrundeliegenden Daten bedürfen, um die nötige Detailtiefe zu erreichen.

Zusätzlich war es in dem vorliegenden Projekt nicht möglich, die Konflikte zwischen den einzelnen Interessengruppen zu quantifizieren. Diese zwischenmenschlichen Konflikte machen einen wesentlichen Teil des Konfliktes rund um den Wolf aus und zeigen sich besonders bei gegensätzlichen Meinungen im Wolfsmanagement (Madden und McQuinn 2014; Nyhus 2016). Im Rahmen von weitergehenden Untersuchungen ist es möglich diese Unterschiede zu messen, um ein Handlungspotenzial aufzuzeigen (Manfredo et al. 2003; Vaske et al. 2010).

Das vorliegende Projekt konnte die menschliche Wahrnehmung von Wölfen nur bedingt berücksichtigen. Das Konfliktpotenzialmodell integriert zwar sozio-ökonomische Variablen, jedoch keine Daten zur tatsächlichen gesamtgesellschaftlichen Akzeptanz von Wölfen. Studien zeigen, dass die Wahrnehmung von Bedrohungen durch Wölfe stark sowohl von Wissen über die Art generell (Bele et al. 2022) als auch von kulturellen und individuellen Faktoren abhängt (Dickman 2010), die in den Modellen kaum abgebildet werden konnten, sondern erst mittels aussagekräftiger Umfragen ermittelt werden können.

Konflikte zwischen Mensch und Wolf sind dynamisch und können sich im Laufe der Zeit verändern, beispielsweise durch die Einführung neuer Herdenschutzmaßnahmen (zukünftig „smarte“ Systeme, besenderte Schafe oder KI-Anwendungen, welche derzeit noch nicht antizipiert werden können) oder durch Veränderungen in der Wolfsdichte. Die Modelle stellen nur eine Momentaufnahme dar und berücksichtigen keine zeitlichen Entwicklungen.

4.1.1 Lebensraumpotenzialmodell

Das vorliegende Lebensraumpotenzialmodell für Wölfe zeigt generell eine gute potenzielle Eignung von Gebieten mit mittleren bis hohen Waldbedeckungsprozenten bei gleichzeitiger Meidung von menschlicher Nähe im Rahmen von Siedlungen (Tabelle 3). Diese Voraussetzungen sind in Österreich vor allem in den Alpen sowie im Alpenvorland und der Böhmisches Masse zu finden (Abb. 8), weshalb diese Gebiete durch generell hohes Lebensraumpotenzial gekennzeichnet sind. Unabhängig von der aktuellen Verbreitung und weiteren Faktoren ist davon auszugehen, dass diese Flächen bei fortschreitender Besiedlung von Österreich durch Wölfe bevorzugt angenommen und durch Rudel besetzt werden können.

Das Lebensraumpotenzial liefert dabei wichtige Informationen zur ökologischen Kapazität für Wölfe in Österreich. Da Österreich nur einen Teil der Alpen-Population beherbergt, ist auch die Frage nach dem entsprechenden Anteil der österreichischen Teilpopulation am günstigen Erhaltungszustand bzw. an der FRP („favourable reference population“) von besonderer Bedeutung (siehe dazu auch Linnell und Boitani 2025). Das vorliegende Lebensraumpotenzialmodell kann gemeinsam mit weiteren Informationen wie beispielsweise dem durchschnittlichen Lebensraumanspruch eines Rudels (korrigiert für die Ausstattung der Lebensräume) und weiteren Werten, dazu verwendet werden, die ökologische Kapazität eines maximal großen Wolfsvorkommens in Österreich zu schätzen. Ein weiterer zentraler Aspekt betrifft die Konnektivität zwischen bestehenden Teilvorkommen bzw. Beständen, um genetischen Austausch und damit die langfristige Überlebensfähigkeit sicherzustellen. Auch für Analysen dieser Art kann das Lebensraumpotenzialmodell in weiterer Folge genutzt werden.

Ein hohes Potenzial ist dabei nicht gleichbedeutend mit einer direkten Verfügbarkeit oder Eignung der Fläche als Lebensraum. Das Konzept des landschaftsökologische Lebensraumpotenzials beschreibt das Potenzial einer Fläche, die Entstehung natürlicher Habitatstrukturen für eine Art zu ermöglichen und damit als Habitat für eine Besiedlung zu dienen (Suchant et al. 2003). Flächen mit hohem Lebensraumpotenzial können dementsprechend entweder bereits eine gute Eignung aufweisen (wovon in den meisten Fällen auszugehen ist), oder sind zumindest geeignet einen guten Lebensraum entstehen zu lassen. Die Verwendung dieses Konzepts erlaubt die langfristige Betrachtung von Flächen, unabhängig von kurzfristigen, hoch variablen Faktoren. Gleichzeitig sind bei sogenannten Generalisten die Ansprüche einer Art an die Lebensräume weniger spezifisch (Begon und Townsend 2020), die exakte Ausprägung einer einzelnen Umweltvariable hat meist keinen großen Einfluss auf die Lebensraumeignung im Gesamten. Auch hierfür ist das Konzept des Lebensraumpoten-

zials besonders geeignet. Der Wolf als Generalist zeigt eine große Bandbreite an Einflussfaktoren für die Habitatwahl bzw. -nutzung, von der Meidung von Straßen und der Bevorzugung von Wäldern bis hin zur Nutzung von höheren Lagen und landwirtschaftlich genutzten Flächen (Planillo et al. 2023). Diese Unterschiede können auf Umweltbedingungen oder Nahrungsverfügbarkeiten zurückzuführen sein, vor allem bei sich in der Ausbreitungsphase befindlichen Populationen ist eine direkte kausale Beziehung zum Lebensraum oft schwerer festzustellen.

Da Modelle in ihrer Vorhersagequalität nur so gut sein können, wie es die zugrunde liegenden Daten erlauben, ist aktives systematisches Monitoring eine Grundvoraussetzung zur zukünftigen Aktualisierung des Lebensraumpotenzialmodells. Die aktuelle Verbreitung des Wolfs in Österreich bezieht sich vor allem auf gut geeignete Gebiete. Es ist dabei aber durchaus möglich, dass zukünftige Rudel sich auch in aus heutiger Sicht weniger gut geeigneten Gebieten (beispielsweise intensiv genutzten Agrarlandschaften) niederlassen, sofern kein besseres Habitat verfügbar ist.

4.1.2 Risspotenzialmodell

Nutztierrisse sind der Hauptgrund für Konflikte mit großen Beutegreifern (Sillero-Zubiri et al. 2004) und im Gegenzug dazu beeinträchtigen menschliche Gegenmaßnahmen Bestände von großen Beutegreifern (van Eeden et al. 2018). Informationen über die Häufigkeit von Wolfsangriffen auf die jeweilige landwirtschaftliche Nutzungsform sollen entsprechende Rückschlüsse auf wirtschaftliche und soziale Auswirkungen ermöglichen (Mertens und Promberger 2001). Das im Rahmen der vorliegenden Arbeit erstellte Risspotenzialmodell zeigt in Bezug auf Österreich eine besondere Anfälligkeit alpiner Bereiche und ein dementsprechendes West-Ost-Gefälle. Das nach statistischen Kriterien und der Expert*innenevaluierung (universitär) beste Modell wird maßgeblich von der Anwesenheit der *Nutztiere (Schafe und/oder Rinder)*, jedoch auch von der *Distanz zum Wald* beeinflusst. Andere landschaftliche Variablen hatten in der vorliegenden Modellierung vergleichsweise weniger Einfluss. Daraus lässt sich zwar generell ableiten, dass Wölfe in ihrer Jagdstrategie flexibel sind und keine engen Ansprüche an das Jagdgebiet stellen, sondern angepasst an die lokalen Gegebenheiten reagieren – aber Wald in der Umgebung eine Rolle bzgl. der Rissanfälligkeit spielen kann. Um die Rissanfälligkeit rein auf den landschaftlichen Gegebenheiten ohne den Einfluss aktueller Nutztierdichten zu modellieren, könnte das Modell unter Ausschluss der Nutztier-Variablen berechnet werden. So wäre es in weiterer Folge möglich, in näherer Umgebung von hohem Risspotenzial, alternative Flächen mit geringerer Rissanfälligkeit für die

Bestoßung zu identifizieren. Hier muss jedoch berücksichtigt werden, dass die Schützbarkeit der Flächen nicht direkt integriert werden konnte.

4.1.3 Konfliktpotenzialmodell

Ein hohes Konfliktpotenzial ist nicht gleichbedeutend mit einem hohen realisierten Konflikt. Das Konfliktpotenzial erklärt analog zum landschaftsökologischen Lebensraumpotenzial die sozio-ökonomischen Gegebenheiten der Flächen unter verschiedenen Vorgaben bzw. Einschränkungen (z.B. Datenverfügbarkeit). Die verschiedenen Ausprägungen können mehr oder weniger stark von einer Wolfspräsenz beeinflusst werden und dies wirkt sich dann wiederum auf die menschliche Bewirtschaftung, Lebensweise und das menschliche Wohlbefinden aus. Das Konfliktpotenzialmodell beschreibt damit die mögliche Beeinflussung, wobei die Werte durch individuelle, kulturelle oder lokale Anpassungen und Gegebenheiten oder persönliche Wahrnehmungen abweichen können (Dickman 2010). Weiterhin ist das Konfliktpotenzialmodell dahingehend limitiert, dass die wirtschaftlichen Faktoren, die hier berücksichtigt werden, sich immer jeweils auf die betriebswirtschaftliche Sicht der einzelnen Betriebe beziehen und nicht auf die Volkswirtschaft. Im Konfliktpotenzialmodell können immer nur die direkten Einflüsse der Variablen gemessen werden. Indirekte Einflüsse (z.B. der Verlust von Flächen durch Wolfspräsenz) sind – wenn überhaupt – durch die Bewertungen/Gewichtungen der Behördenvertreter*innen dargestellt.

4.1.4 Kombinationsmodell

Das bivariate Kombinationsmodell dient als visuelle und analytische Grundlage für ein kontextsensitives Wolfsmanagement, das sowohl ökologisches Lebensraumpotenzial als auch erste Darstellungen zu sozio-ökonomischer und kultureller Tragfähigkeit berücksichtigt. Es erlaubt damit potenziell eine raumbezogene Priorisierung von Maßnahmen, etwa im Hinblick auf Herdenschutz, Öffentlichkeitsarbeit oder Beteiligungsprozesse, und unterstützt darüber hinaus die Identifikation von Monitoring-Schwerpunkten. Vorliegende Arbeit ist als erste Annäherung zu sehen und eine Erweiterung bzw. Verfeinerung der Datengrundlage ist erstrebenswert, um feinere räumliche Aussagen treffen zu können. Hierbei könnten etwa die Verortung von bereits aktiven Herdenschutzmaßnahmen oder räumlich explizite Ergebnisse ökonomischer Verluste sowie tatsächlicher Ängste mehr Auskünfte geben. Rückschlüsse auf raumplanerische Management-Szenarien können in weiterer Folge und besonders in der Fläche evaluiert werden. Im Kombinationsmodell wird deutlich, dass das Risspotenzialmodell die Ergebnisse stark prägt und verschiedene Möglichkeiten von „Hot-Spot“-

Karten bestehen – je nach Fokus der ausgewählten Variablen, ist dies in Hinblick auf Grenzwerte vor allem eine politische Entscheidung. Grenzwerte könnten hier zum Beispiel im Rahmen der 25 Klassen genauer betrachtet werden. Diese könnten nach politischer Entscheidung gewählt werden und grafisch (z.B. auf Basis der Skala Abb.7) dargestellt werden.

4.2 Die Variablen des Konfliktpotenzialmodells

4.2.1 Allgemeine Variablen und Tourismus

Die Variable *Bevölkerungsdichte* wurde gewählt, um einen Bezug zur potenziellen Angst vor dem Wolf herzustellen. Im Rahmen der Behördenvertreter*innenabfrage wurde die Variable Bevölkerungsdichte ein mittlerer Einfluss zugesprochen. Generell wird in Europa Angst vor Wölfen auch trotz Abwesenheit von tatsächlichen Vorfällen wahrgenommen (Linnell und Alleau 2016; Linnell et al. 2021) und könnte sich indirekt auch durch die Bildung von organisierten „Anti-Wolfs-Gruppen“ zeigen. In mehreren Gebieten Österreichs werden große Plakate mit zähnefletschenden Wölfen und/oder blutigen toten Schafen öffentlich auf Bauernhöfen oder an Hauptverkehrsstraßen aufgestellt. Einige Menschen sind um ihre Sicherheit besorgt, weil sie davon ausgehen, dass Wölfe generell gefährlich sind. Dieser Eindruck wird durch eine Umfrage gestützt, die einen Unterschied in der Einstellung in Österreich im Vergleich zu anderen Ländern aufzeigt: Die Mehrheit der Interessengruppen (Pädagog*innen, Umweltschützer*innen, Landwirt*innen, die breite Öffentlichkeit, Jäger*innen, Journalist*innen und Tourismusfachleuten) in Frankreich, Italien und Slowenien tolerieren Wölfe in den nahegelegenen Wäldern. In Österreich gibt es außer Umweltschützern keine andere Interessengruppe, die dies toleriert – mit den bei weitem höchsten Werten für völlige Ablehnung unter allen genannten Ländern (Bele et al. 2022). Ein ähnlicher Trend wurde auch in Bezug auf die Angst vor Wanderungen in Wäldern, in denen Wölfe vorkommen und die allgemeine Einstellung gegenüber Wölfen festgestellt (Bele et al. 2022). Möglicherweise besteht ein Zusammenhang mit dem geringen Wissen über Wölfe und deren Biologie und Verhalten in Österreich im Vergleich zu Italien, Slowenien und Frankreich, wie der niedrigste Prozentsatz richtiger Antworten in einem Fragebogen zu biologischen Fakten zeigte – was insbesondere durch die starke Überschätzung der Größe des Tieres und eine falsche Vorstellung der bevorzugten Beute dargelegt wurde (Bele et al. 2022). Dies äußert sich auch in stärkerer Angst gegenüber Wölfen bei einem geringeren Wissensstand über Wölfe in Südtirol, unabhängig vom generellen Bildungsstand oder der Selbstidentifikation als Landwirt*innen – allerdings zeigten Landwirt*innen generell stärkere negative Emotionen wie Angst, Wut und Frustration als die allgemeine Bevölkerung (Trebo et al. 2025).

Die Variable *Hunde (allgemein)* wurde mit einem sehr niedrigen Einfluss auf den Konflikt mit Wölfen bewertet. Dennoch wurde in Einzelfällen bzw. im individuellen Schadensfall der Konflikt bei einem Riss von Hunden als sehr hoch bewertet, da bei Hunden meist eine höhere emotionale Bindung besteht als bei Nutztieren. Es gibt sehr viele verschiedene potenzielle Wirkungsfaktoren bei Wolf-Hunde Interaktionen (Mugnari et al. 2025): So können die Rasse des Hundes, oder der Abstand zum Halter sowie die Rudelgröße bei Wölfen oder auch die Tages- oder Jahreszeit einflussreiche Faktoren sein. Generell zeigte sich, dass Jagdhunde gefährdeter sind als Haustiere.

Die Angabe „geheim“ bei den Daten zur Variable *Nächtigungszahlen*, verursacht eine gewisse Unschärfe. Somit konnte nicht differenziert werden, wenn eine Gemeinde keine Übernachtungszahlen hatte oder eine sehr hohe, aber eben „geheime“ Anzahl. Um ein Fehlen dieser Angaben auszugleichen, wurden die Werte der Nachbargemeinden innerhalb eines Bezirkes für die fehlenden Gemeinden gemittelt. Der Einfluss von Übernachtungszahlen wurde mit einem niedrig bis mittleren Einfluss auf den Konflikt mit Wölfen in Österreich bewertet. In der Diskussion des Einflusses der einzelnen Variablen wurde von Seiten der Behördenvertreter*innen geäußert, dass die Variable *Nächtigungszahlen* sowohl positive als auch negative Einflüsse auf die Koexistenz haben könnte. Beispielhaft wurden hier Tourismusbetriebe in der deutschen Lausitz genannt, die Touren zur Wolfsbeobachtung anbieten. Gleichzeitig wurde eine mögliche Meidung von Gebieten aufgrund von Angst vor Wölfen als negativer Faktor angesprochen. Diese Divergenz zeigt sich auch in einer Studie aus Polen und Norwegen, in der ein Teil der befragten Personen große Beutegreifer als Bereicherung für den Erholungswert von Wäldern ansehen, während ein anderer Teil eben diese Gebiete meiden würde (Giergiczny et al. 2022). Die Bedeutung der Alpen als Kulturlandschaft und die damit verbundenen Erholungs- und Freizeitfunktionen werden in verschiedenen Studien hervorgehoben und für rund 10 % der Bergtouristen ist eine von Alpen geprägte Landschaft besonders wichtig und ausschlaggebend für den Besuch alpiner Destinationen (Mostegl und Pröbstl-Haider 2019). Die Anwesenheit von Wölfen kann auch den Tourismus beeinflussen: mit potenziell negativen Auswirkungen auf lokale Hot-Spots, aber möglicherweise auch mit neutralen oder positiven Auswirkungen auf größere Regionen, je nachdem, wie Tourist*innen ihre Aktivitäten anpassen (Hackländer et al. 2019). Mostegl und Pröbstl-Haider (2019) legten jedoch nahe, dass die meisten Mountainbiker und Wanderer (89,4 %) ihr Freizeitverhalten kaum ändern würden, es sei denn, es gäbe extreme, medienwirksame negative Ereignisse. Aus touristischer Sicht wird es daher nicht nur relevant sein, ob der Wolf vorhanden ist, sondern viel mehr, wie über den Wolf in den Medien berichtet wird. Panikmache schadet kurzfristig, langfristig seien die Auswirkungen gering,

ein Rückgang von 2,6 % der Bergtouristen wurde geschätzt (Mostegl und Pröbstl-Haider 2019).

4.2.2 Variablen zu Landwirtschaft

Die *Nutztierrissanfälligkeit* wurde mit Abstand als die Variable mit dem höchsten Einfluss auf das Konfliktpotenzial bewertet. Diese Einschätzung der Behördenvertreter*innen stimmt mit Literatur überein, die feststellt, dass die Last durch negative Einflüsse von Wölfen in der Gesellschaft ungleich verteilt, ist: der größte Druck liegt hierbei auf Viehhalter*innen bzw. im Speziellen auf der Weidetierhaltung (Ostermann-Miyashita 2025). Jedoch spielen – zumindest in Studiengebieten in Griechenland – ökonomische und Politik-bezogene Faktoren eine größere Rolle in der Zufriedenheit hinsichtlich des eigenen Betriebes (Petridou und Kati 2025).

Schützbarkeit wurde in den Abfragen als Variable mit dem zweithöchsten Einfluss bewertet. Aufgrund keiner veröffentlichten bzw. nachvollziehbaren Datengrundlage konnte die Variable *Schützbarkeit* allerdings nicht in die Modellierungen mit einbezogen werden – dies bedarf einer validierbaren, wissenschaftlichen Analyse mit weiteren Variablen (vgl. Klinke et al. 2024). Für die Interpretation der Auswirkung der Schützbarkeit wurden verschiedene zum Teil gegensätzliche Argumentationslinien innerhalb der projektbegleitenden Arbeitsgruppe genannt. Eine Argumentation beinhaltet eine Minimierung des Konfliktes bei gegebener Schützbarkeit, da dadurch Gegenmaßnahmen ergriffen werden können (Ermächtigung). Gegensätzlich dazu wurde jedoch auch angemerkt, dass ein hohes Konfliktpotenzial gegeben ist, gerade wenn man schützen kann, da dann auch geschützt werden *müsse*. Weiters wurde diskutiert, dass bei Abwesenheit des „Schützenwollens“ der Konflikt *zwischen* verschiedenen Interessengruppen noch gesteigert wird. Ebenso wurde signalisiert, dass die individuelle Einstellung einen großen Einfluss darauf hat, ob die jeweilige Schützbarkeit (und der damit verbundene Aufwand) akzeptiert wird. Wenn entweder der Aufwand zu groß ist oder die persönliche Einschätzung vorliegt, dass nicht geschützt werden kann, dann verstärkt dies wiederum den Konflikt zwischen Interessengruppen. Weitere Faktoren wie die Art der zu schützenden Weidefläche (Heimweide/Alm) und die Tierarten und Anzahl dieser, spielen in die individuellen Einschätzungen und technischen Möglichkeiten der Schützbarkeit mit hinein.

Die Wichtigkeit der ursprünglich angedachten Variable *Nutztierdichten* (weitere: *Nutztiere Schafe und/oder Rinder*) befand sich bei der Bewertung der Behördenvertreter*innen im

oberen Drittel. Hinsichtlich der Viehdichten zeigte sich in einem Modell aus Spanien, welches alle Arten zusammenfasste, ein starker positiver Effekt der Dichten von Schafen, Ziegen und Equiden auf die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Nutztierrißen – es traten in diesen Regionen auch zwischenartliche Effekte auf (Pimenta et al. 2018). Generell ist entsprechend davon auszugehen, dass sowohl die Dichte an Nutztieren als auch die artspezifische Zusammensetzung einen Einfluss auf das Konfliktpotenzial haben können, da diese die Wahrscheinlichkeit gerissen zu werden beeinflussen. Der potenziell unterschiedliche Wert der diversen Tierarten, Rassen oder Kategorien wird hier nicht direkt mitberücksichtigt (vgl. Abb. 14).

Gefährdete Nutztierassen stellen aufgrund ihres potenziellen Verlusts durch die Nutzungsaufgabe oder Veränderung der Bewirtschaftung einen besonderen Wert für die genetische Vielfalt in der Forst- und Landwirtschaft dar (Agrarmarkt Austria 2024). Das Vorkommen dieser Rassen stellt damit potenziell eine erhöhte Schadenshöhe dar, da bei Zuchttieren auch die Zuchtleistung bei ihrem Tod verloren gehen würde (Hackländer et al. 2019). Dennoch wurde die allgemeine Wichtigkeit dieser Variable auf ganz Österreich gesehen, als eher gering bewertet und aufgrund mangelnder räumlicher Auflösung konnte die Konfliktpotenzialvariable *Nutztiere (gefährdete Rassen)* nicht in die Berechnung des Konfliktpotenzials integriert werden.

Die Konfliktpotenzialvariable *Gatterwild* wurde mit 37 von 100 Punkten als Konfliktpotenzial nur gering beeinflussend bewertet. In der Modellierung wurde diese Variable dennoch integriert, da sie räumlich vorhanden war, die Verfügbarkeit von Gatterwild (für den Wolf) permanent ist und da bei einem Schadensfall die Verluste für die Gatterbetreibenden vergleichsweise hoch sein können. Durch die permanente Zäunung besteht für das Wild im Gatter, wie auch bei Weidetieren, keine Fluchtmöglichkeit. Im Vergleich zu Vieh auf wechselnden Weiden stellt allerdings die Permanenz der Gatter eine potenzielle Anziehungswirkung für Wölfe und damit Gefährdung des Gatterwildes dar. Die üblichen Einzäunungen für Gatterwild stellen für Wölfe keine ausreichende Barriere da, weshalb weitere Schutzmaßnahmen empfohlen werden (Bundesamt für Naturschutz 2019). Das Konfliktpotenzialmodell soll so auch die Perspektive der Gatterbetreibenden als potenziell vulnerable Interessengruppe abdecken. Die Haltung von Gatterwild ist räumlich spezifisch und nur kleinflächig, tritt aber lokal in Nieder- und Oberösterreich sowie der Steiermark gehäuft auf.

Die Variable *Herdenschutzförderung* wurde als sehr wichtig bewertet und in der projektbegleitenden Arbeitsgruppe unterschiedlich diskutiert. Dabei wurde vor allem auf die Tatsa-

che des Herdenschutzes allgemein eingegangen: Äußere Rahmenbedingungen, wie Tierhygienevorgaben, bestehende Haltungsbedingungen oder die Lage von Weideflächen in der Nähe von Wanderwegen können demnach eine erhebliche Hürde darstellen. Diese Faktoren erschweren nicht nur die Einführung effektiver Schutzmaßnahmen, sondern wirken auch hemmend auf deren Akzeptanz bei betroffenen Nutztierhalter*innen. Ein zentrales Spannungsfeld ergibt sich möglicherweise auch aus dem Anpassungsdruck, der auf Halter*innen ausgeübt wird: Die Einführung von Herdenschutz wird nicht als freiwillige Maßnahme, sondern oft als notwendige Anpassung empfunden – was mit Widerstand oder Überforderung einhergehen kann. Besonders herausfordernd gestaltet sich die Situation für Hirt*innen, die mit Herdenschutz arbeiten: Das Anforderungsprofil an ihre Tätigkeit verändert sich grundlegend im Vergleich zur klassischen Weidehaltung ohne Schutzmaßnahmen. Die zusätzliche Verantwortung, der höhere organisatorische Aufwand sowie die komplexeren rechtlichen und infrastrukturellen Bedingungen führen zu einer deutlichen Belastungssteigerung. Zwar können finanzielle Unterstützungen einen Teil der Belastung abfedern und zur Konfliktminderung beitragen – jedoch bleiben diese Effekte begrenzt, solange strukturelle Hemmnisse bestehen. Es bedarf daher eines integrierten Ansatzes, der nicht nur finanzielle, sondern auch organisatorische und gesellschaftliche Unterstützung umfasst, um die langfristige Umsetzbarkeit von Herdenschutzmaßnahmen zu sichern. In Deutschland zeigte sich, dass eine Reduktion von Schäden durch Herdenschutz effektiver auf Flächen mit „nur“ Rindern stattfand als auf Flächen mit Rindern und Schafen und/oder Ziegen bzw. oder nur Schafen/Ziegen (Bruns et al. 2020). In vorliegender Modellierung wurde allerdings nur die generelle Anwesenheit von *Nutztieren (Schafen und/oder Rindern)* integriert.

Die Variable *Entschädigungszahlungen* für Nutztierrisse wird in ihrer Wichtigkeit von den Behördenvertreter*innen als sehr hoch eingeschätzt. Die Zahlungen an sich werden in jedem Bundesland Österreichs unterschiedlich gehandhabt. Zwischen 2017 und 2020 wurden insgesamt 180.146 € an Entschädigungen für wolfsbedingte Nutztierverluste ausbezahlt, im Durchschnitt mehr als 45.000 € pro Jahr (Österreichzentrum Bär, Wolf, Luchs 2021a). Für die Jahre 2021 bis 2023 wurde mit einem Anstieg dieser Zahlen aufgrund vermehrter Risse gerechnet. In Kärnten beliefen sich die Entschädigungszahlungen im Jahr 2022 auf 200.000 €. In Tirol beliefen sich die Zahlungen im Jahr 2023 auf rund 180.000 € (Amt der Tiroler Landesregierung 2024).

In den USA hatte der Erhalt von Kompensationszahlungen nach einem Riss keinen Einfluss auf eine erhöhte Toleranz von Wölfen, wenn auch alle Interessengruppen Entschädigungszahlungen als Managementmaßnahme für sinnvoll erachtet hatten – die Identität und per-

sönliche Erfahrungen hatten hier einen größeren Einfluss auf die Toleranz (Naughton-Treves 2003). Entschädigungszahlungen für Schäden an Feldfrüchten durch Wildtiere steigern die Toleranz für diese Tiere im Gegensatz – allerdings nur bis zu einem bestimmten Ausmaß (Median: 10 %) – individuelle Faktoren und persönliche Erfahrungen beeinflussen hier die Effektivität der Entschädigungszahlungen (Hemminger et al. 2025). Nach Diskussion in der Arbeitsgruppe werden Landwirt*innen in Österreich die Zahlungen nicht ablehnen aber die tatsächliche Höhe der Entschädigung hat möglicherweise auf das Konfliktpotenzial wenig Einfluss.

Die Zahlung einer nachträglichen Entschädigungszahlungen bei Schäden sollte generell als der am wenigsten wünschenswerte aller „Finanzierungsmechanismen“ angesehen werden. Wenn eine so genannte „Ex-post-Entschädigung“ gezahlt wird, dann sollte es nach der „LCIE Erklärung zur Politik der Entschädigungszahlungen“ (LCIE 2007) klare Anforderungen für ein Mindestmaß an wirksamen Schutzmaßnahmen innerhalb des Nutztierhaltungssystems geben. Die einzigen Situationen, in denen eine nachträgliche Entschädigung wünschenswert sein kann, sind (1) seltene und unvorhersehbare Ereignisse, bei denen eine Schadensbegrenzung schwierig oder unmöglich war (z.B. Verlust von Haushunden bei der Jagd), (2) Situationen in denen wild-lebende Beutetiere knapp waren oder gar fehlten, so dass das Überleben von großen Beutegreifern von ihrem Zugang zu Nutztieren abhing, und (3) in Gebieten, in denen einzelne Beutegreifer Schäden außerhalb ihres normalen Verbreitungsgebiets verursachen, so dass es nicht realistisch war, wirksame Schadensbegrenzungsmaßnahmen zu erwarten (LCIE, 2007). Bei erstmals auftretenden Schäden sind also Entschädigung sehr wohl sinnvoll, doch eine Anpassung an die Situation einer kontinuierlicher werdenden Wolfspräsenz könnte erwartet werden.

4.2.3 Variablen zu Forst und Jagd

Jagdhunde sind einem deutlich höheren Risiko ausgesetzt einem Wolf zu begegnen als *Hunde (allgemein)* (Mugnari et al. 2025) und die Variable hierzu wurde in der Wichtigkeit als mittel bewertet. Wenngleich es in Österreich bisher keinen dokumentierten Vorfall zwischen Wolf und Jagdhund gab, so sind im internationalen Kontext bereits Fälle bekannt. Im Rahmen einer Analyse der Interaktionen zwischen Wölfen und Jagdhunden in einem Nationalpark in Nordgriechenland wurden betroffene Jäger*innen befragt (Iliopoulos et al. 2021): Die Ergebnisse zeigten, dass Angriffe auf Jagdhunde dort zugenommen hatten (jedoch mit der Erfahrung der Jäger*innen wiederum abnahmen) und bestimmte Faktoren wie Jagdpraktiken, Hundetypen und geografische Merkmale das Risiko beeinflussen können. Verschiedene Maßnahmen um Konflikte zu minimieren wurden empfohlen, wie der Einsatz von Schutzwesten für Hunde oder die Erstellung von Risikokarten (Iliopoulos et al. 2021; DJV 2023). Da eine punktgenaue Verortung des Vorhandenseins von Jagdhunden in Österreich für die vorliegenden Modelle nicht zur Verfügung stand, konnte nur Bundeslandspezifisch nach den gesetzlichen Minimumvorgaben ein erster Anhaltspunkt geschaffen werden. Tatsächliche Risikopotenzialkarten für Jagdhunde bedürfen jedoch einer genauen Verortung der Anzahl/ bzw. Jagdhundedichte in Österreich.

Die Wichtigkeit der *Schalenwild-Abschusszahlen* wurde als eher gering bewertet. Es sollte generell von den Behörden berücksichtigt werden, dass bei Wolfsanwesenheit ein potenzielles Anpassen der Abschusszahlen nötig sein kann und Risse mit als Fallwild inkludiert werden sollten. Ebenso kann eine Erhöhung der Kulanz bei nicht erfüllbaren Mindestabschüssen durch Wolfspräsenz zu einer Konfliktminderung beitragen. Ein Ursprungsgedanke in der Modellierung war es, die Abschusszahlen als einen Platzhalter für den Pachtwert zu verwenden, was jedoch auf Gemeindeebene schwierig zu interpretieren wäre und eher auf Revierebene stattfinden sollte.

Die Variable zu *Rotwildfütterungen* wurde als sehr wichtig eingeschätzt. Die Wahl von 400 m um eine Fütterung ist als konservativer Schätzwert in vorliegender Modellierung anzusehen, da Rotwild aus einem wesentlich größeren Einflussbereich zu der Fütterung kommt und unter Umständen auch im Winter einen größeren Bereich um die Fütterungen nutzt. Hier konnten nur Rotwildfütterungen genutzt werden, die zum einen bei der Behörde gemeldet und im Projekt geteilt wurden, zum anderen nur jene, die räumlich verortet in einem geografischen Format vorlagen. Fütterungen ohne Meldeverpflichtung, Fütterungen für Reh- und Muffelwild sowie Fütterungen im Rahmen von Wintergattern wurden hier entsprechend nicht berücksichtigt. Da diese allerdings auch eine Maßnahme zur Wildlenkung

sind, ist davon auszugehen, dass auch dort eine mögliche Raum-Zeit-Nutzungsveränderung des Schalenwildes bei Wolfspräsenz auftreten kann.

Die *Wildökologische Raumplanung (WÖRP)* (für Menschen und Rotwild) wurde mit einer mittleren und *Wildruhezonen* mit einer geringen Wichtigkeit bewertet. Generell werden von den Behördenvertreter*innen beide Variablen als sinnvolle und hilfreiche Instrumente im Wildtiermanagement angesehen. Die Meinungen über die Auswirkungen dieser Variablen auf den Konflikt divergierten allerdings. Wenn diese Zonierungskonzepte schon entwickelt sind und durch die Wolfspräsenz nicht mehr wie geplant funktionieren, kann dies zusätzlichen Konflikt bedeuten, da ein ehemals funktionierendes Instrument wieder neu adaptiert werden muss. Daher sollte in der Zukunft die Planung einer WÖRP auch immer mit dem Wolf als weiteren Einflussfaktor für das Raum-Zeit-Verhalten des Schalenwilds/Rotwilds mit einbezogen werden. Auf der anderen Seite kann allerdings eine bestehende WÖRP auch auf eine Minimierung des Konflikts hindeuten, da bereits die Herangehensweise und das Instrument an sich etabliert sind und eine Adaption vielleicht sogar leichter ist.

Das Vorhandensein von *Schutzwaldflächen* wurde als potenziell sehr einflussreich auf das Konfliktpotenzial bewertet. Es konnte allerdings keine eindeutige Wirkung auf den Konflikt bestimmt werden. Im Rahmen von Szenarien wurde erörtert, dass Verdrängungseffekte von Wölfen auf Schalenwild dieses entweder auf Schutzwaldflächen oder eben aus diesen Schutzwaldflächen hinaustreiben könnte. Dies würde sich dann entweder negativ oder positiv auf den Verbiss/die Schale und damit auf die Instandhaltung der Schutzwälder auswirken. In den weiterführenden Diskussionen zu den Variablen in der Arbeitsgruppe wurde verdeutlicht, dass vor allem die ländliche Bevölkerung sich der Bedeutung des Schutzwalds bewusst ist. Ein intakter Schutzwald (und eine aktive Almbewirtschaftung) schützt vor Naturgefahren und hat daher hohe Stellenwerte für die menschliche Sicherheit sowie für das Selbstverständnis und die Landeskultur in den Alpen.

Die *Schalenwild-Artenanzahl* wurde in der Bewertung der Variablen als am wenigsten einflussreich bewertet. Es ist davon auszugehen, dass unter anderem die Anzahl, aber auch die Dichte an Schalenwild als Faktoren für den Pachtwert von Jagdgebieten einfließen. Insofern kann mithilfe dieser Variable ein Teil des ökonomischen Wertes der Jagd abgebildet werden. Allerdings ist nicht allein die Anzahl, sondern auch die Seltenheit von spezifischen Arten von Relevanz. In den Diskussionen wurde verdeutlicht, dass auch in Bezug auf andere Managementmaßnahmen von Wildtieren (z.B. Tuberkulosebekämpfung) die verschiedenen

Schalenwildarten eine unterschiedliche Wertigkeit haben. Aufgrund der möglichen Auswirkungen, die das Vorkommen von Wölfen auf Muffelwild-Bestände haben, wurde das Vorkommen von Muffelwild als weitere potenziell relevante Variable diskutiert.

4.3 Nachweise und Monitoring

Ein belastbares und standardisiertes Monitoring stellt die Grundlage für fundierte Modellierungen zum Lebensraumpotenzial, aber auch zur Bestandsentwicklung sowie zum Konfliktpotenzial dar. Nur durch die kontinuierliche und qualitätsgesicherte Erhebung von gesicherten Nachweisen (vgl. SCALP Kriterien) lassen sich etwa territoriale Tiere zuverlässig von Dispersern unterscheiden. Diese Differenzierung ist zentral für die Einschätzung der Populationsdynamik sowie der tatsächlichen Bestandsdichte. Zudem ermöglicht ein standardisiertes Monitoring langfristig die Beantwortung zentraler Fragen, wie beispielsweise: Wie hoch könnte die tatsächliche Kapazitätsgrenze für Wölfe in Österreich sein? Wie viel Lebensraum beanspruchen Wolfsrudel unter den spezifischen mitteleuropäischen Bedingungen? In welchen Regionen kommt es zu dauerhafter Etablierung von Rudeln und wo dominieren lediglich Nachweise von Dispersern? Die Verantwortung für das Monitoring liegt derzeit bei den Bundesländern, was zu einer gewissen Heterogenität in den Daten und der Erhebungsintensität führt. Das Österreichzentrum Bär, Wolf, Luchs (2024) hat Empfehlungen für eine bundesweit abgestimmte Vorgehensweise zusammengestellt. Auch die Einbindung internationaler Standards und Projekte hat Bedeutung, da es sich um zum Teil weiter wandernde Tiere handelt. Der Austausch mit Nachbarländern – insbesondere mit Deutschland, der Schweiz, Italien und Slowenien – ist essenziell, um grenzüberschreitende Bestände kohärent zu erfassen und Managementmaßnahmen abzustimmen. Langfristig wäre die Etablierung eines bundesweiten, interoperablen Monitoringsystems wünschenswert, welches sowohl wildbiologische als auch sozioökonomische Aspekte integriert.

4.4 Koexistenz, Forschungsbedarf und Ausblick

Bildungsinitiativen, unterstützende politische Maßnahmen, wirksame Schutzmaßnahmen und faire Entschädigungssysteme sind für eine nachhaltige Nutztierhaltung und ein konfliktarmes Nebeneinander mit Wölfen unerlässlich (Petridou und Kati 2025). Durch die Bewältigung sozioökonomischer Herausforderungen, die Verbesserung politischer Maßnahmen und die Unterstützung der Landwirte bei der Anpassung an die sich verändernden Umstände kann der Nutztierhaltungssektor florieren und gleichzeitig die mit Wölfen verbundenen Konflikte minimieren (Petridou und Kati 2025). Die Ergebnisse der Modelle haben wichtige praktische Implikationen für das Wolfsmanagement in Österreich:

Priorisierung von Maßnahmen in „Hot-Spot“-Gebieten: In Regionen mit hohem Lebensraumpotenzial und hohem Konfliktpotenzial sollten präventive Maßnahmen wie Herdenschutz, Entschädigungszahlungen und Öffentlichkeitsarbeit priorisiert werden. Dies könnte dazu beitragen, Konflikte zu minimieren und die Akzeptanz für den Wolf zu erhöhen.

Förderung des konfliktarmen Nebeneinanderlebens: Die Modelle unterstreichen die Notwendigkeit eines integrativen Ansatzes, der sowohl ökologische als auch sozio-ökonomische Faktoren berücksichtigt. Dies erfordert eine enge Zusammenarbeit zwischen Wissenschaft, Politik und betroffenen Interessengruppen.

Verbesserung der Datenbasis: Um die Modelle weiter zu verbessern, sollten zukünftige Studien eine umfassendere Datenerhebung zu Variablen wie der gesellschaftlichen Akzeptanz, und der Umsetzung von Herdenschutzmaßnahmen durchführen.

Die Ergebnisse der Modelle unterstreichen die Notwendigkeit eines differenzierten Wolfsmanagements, das sowohl ökologische als auch sozio-ökonomische Faktoren berücksichtigt. Die Rückkehr und Ausbreitung des Wolfs in Europa stehen exemplarisch für die Spannungen und Chancen, die mit der Ausbreitung großer Beutegreifer in Kultur-Landschaften verbunden sind. Eine nachhaltige Koexistenz kann besser gelingen, wenn ökologische, rechtlich-politische sowie soziale Dimensionen gemeinsam betrachtet und integriert werden. Konfliktarmes Nebeneinander zwischen Menschen und Wölfen kann nur durch ein Zusammenspiel von verschiedenen Dimensionen erreicht werden: dazu zählen Gesetzgebung, Kapazitätsbildung, Schadensverhinderung und lokale Anpassungen (König et al. 2020). Hierbei müssen auch die verschiedenen nationalen, regionalen und lokalen Werte und Wertvorstellungen der Natur berücksichtigt werden (IPBES 2022).

Ein vielfältiger Werkzeugkasten ist nötig, um sowohl wirtschaftliche als auch soziale Auswirkungen zu adressieren. Effektive Schutzmaßnahmen für Weidetiere, wie Herdenschutzhunde, Elektrozäune oder Nachtpferche, sind essenziell und erfordern politische und finanzielle Unterstützung. Entschädigungszahlungen allein, insbesondere wenn sie unabhängig von vorbeugenden Maßnahmen gewährt werden, bieten meist keinen ausreichenden Anreiz zur Prävention (Rode et al. 2021). Ebenso können durch verzögerte Auszahlungen oder durch erhöhte bürokratische Hürden und erschwerte Entschädigungszahlungen, zusätzliche psychologische Kosten entstehen. Diese wirken sich wiederum negativ auf das Wohlbefinden aus und erhöhen das Konfliktpotenzial (Barua et al. 2013). Eine solche Verstärkung des Konfliktes durch ungewollte Konsequenzen von technischen Lösungen kann zu einer Verstärkung von Konflikten führen, daher gibt es eine Vielzahl holistischer Lösungsansätze (IUCN 2023).

Interessengruppen-Beteiligung ist ein zentrales Element für erfolgreiche Koexistenz. Studien belegen, dass Partizipation das Vertrauen erhöht und Konflikte entschärfen kann (Lécuyer et al. 2022; Marino et al. 2021). Doch diese Prozesse müssen gut strukturiert, kontinuierlich und offen für unterschiedliche Perspektiven sein – von Landwirt*innen über Jäger*innen bis zu Naturschützer*innen. Eine nachhaltige Lösung von Konflikten kann nur erreicht werden, wenn ein Dialog zwischen den involvierten Interessengruppen stattfindet und diese bereit sind, ihren Standpunkt zu verhandeln (Redpath et al. 2013). Partizipative Prozesse mit Einbindung der Interessengruppen im Wolfsmanagement können hier allerdings eine Grundlage für eine weitere Zusammenarbeit und für die Findung eines Konsenses bilden (Marino et al. 2021).

Im Sinne der Mensch-Wildtier-Koexistenz ist es zielführend, der ländlichen Bevölkerung Entscheidungskraft zu geben, indem man ihnen eine visualisierte Darstellung zur Verfügung stellt, die als Entscheidungshilfe für Planung, Anpassung und Fokussierung ihres Managements dienen kann. Darüber hinaus sollten sie in Entscheidungsprozesse einbezogen werden und ihnen Werkzeuge an die Hand gegeben werden, um tatsächlich evidenzbasierte Entscheidungen treffen zu können (Boyce et al. 2025). Eine lediglich „top-down“ erzwungene Strategie ist nicht zielführend, sondern löst die Konflikte nicht dauerhaft, wenn die lokalen Perspektiven nicht partizipativ mit einbezogen wurden (Dickman et al. 2013). Eine alleinige Anhörung der Perspektiven ist dabei allerdings nicht ausreichend, solange nicht auch eine Entscheidungsgewalt gewährt wird (Lécuyer et al. 2024). Eine erzwungene Strategie führt daher zu einer nicht zufriedenstellenden Lösung, da nicht alle relevanten Stakeholder Interessen befriedigt werden und es zu einer Win-Lose Situation kommt (Redpath et

al. 2013). Ein Einbezug von allen Interessengruppen in konsistente, kohärente und ganzheitliche Entscheidungs- und Steuerungsprozesse hingegen führt gleichzeitig zu einer höheren Akzeptanz des Ergebnisses und zugleich einer holistischen Berücksichtigung aller Zielsetzungen im Management von großen Carnivoren (de Boon et al. 2020).

Die Verbesserung des Nebeneinanders ist ein langfristiger Prozess und es darf nicht nur ein Fokus auf schnellen, technischen Lösungen liegen, da hierbei die zugrundeliegenden soziologischen und psychologischen Konflikte nicht gelöst werden (Pooley et al. 2016). Dies gilt vor allem für Personengruppen, die einen starken Bezug zur Natur haben. Für diese kann es helfen, innovative und partizipative Konzepte zu nutzen, um die Beziehung zwischen Menschen und Carnivoren zu verändern und damit das konfliktarme Nebeneinanderleben zu stärken (Newsom et al. 2025).

Forschungsbedarf

Gerade in Almregionen besteht dringender Forschungsbedarf, um die Wechselwirkungen zwischen Herdenschutzmaßnahmen, Weidewirtschaft und Artenvielfalt besser zu verstehen. Eine systematische Untersuchung der Biodiversität speziell in von höherem Konflikt betroffenen Arealen hilft aufzuzeigen, welche ökologischen Folgen sich aus veränderten Bewirtschaftungsformen ergeben könnten.

Zudem können weiterführende Themen, wie etwa die effektive Populationsgröße von Wölfen sowie Szenarien zum günstigen Erhaltungszustand (vgl. Linnell und Boitani 2025) stärker in den Blick genommen werden, um langfristige Managementstrategien ökologisch fundiert abzustützen (vgl. Kapitel 4.3). Für erwähnte Berechnungen können die vorliegenden Modellierungen als Grundlage dienen, um etwa Kapazitätsgrenzen zu evaluieren oder Korridore zu erfassen.

Schließlich fehlt es noch an belastbaren sozialwissenschaftlichen Daten zur tatsächlichen gesellschaftlichen Akzeptanz – eine umfassende, methodisch fundierte Umfrage könnte helfen, zwischen tatsächlichen und wahrgenommenen Konflikten zu unterscheiden und die Diskussion auf eine sachliche Ebene zu heben. Durch die Evaluierung von verschiedenen Interessengruppen kann eine unterschiedliche Wahrnehmung der Auswirkungen der Variablenausprägungen auf den Konflikt, sowohl innerhalb als auch zwischen Interessengruppen aufgenommen werden (Manfredo et al. 2003). Es wird immer wieder darauf hingewiesen, dass der Zusammenarbeit zwischen Wissenschaft, Politik und Praxis, insbesondere

durch die gemeinsame Entwicklung, Umsetzung und Verbreitung von Forschung mit zentralen Akteur*innen wie Landwirt*innen eine große Bedeutung zukommt (vgl. Ostermann-Miyashita et al. 2025).

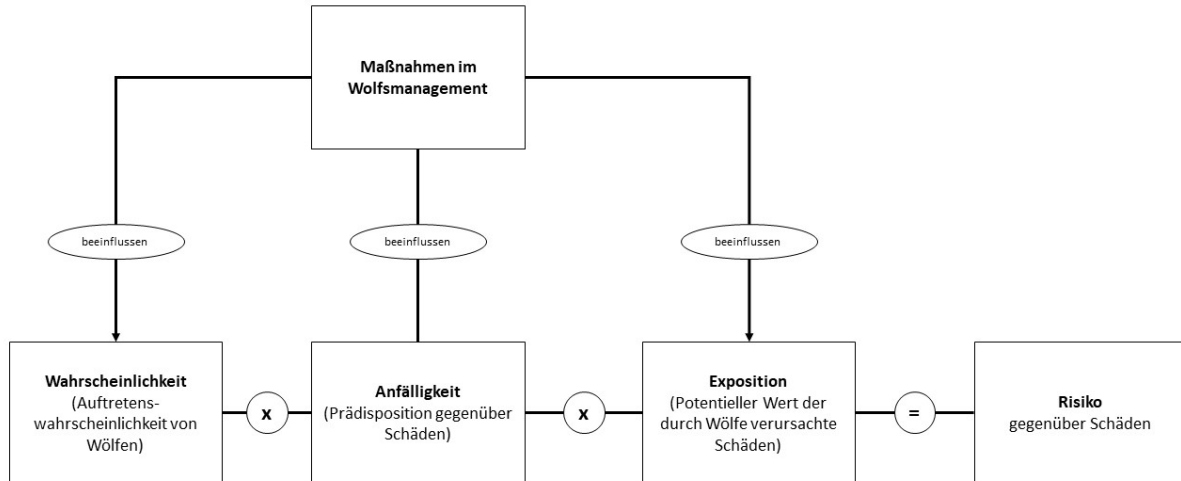


Abb. 15: Konzeptionelles Einflussdiagramm, welches die verschiedenen Komponenten von Risiko in Bezug auf das Wolfsmanagement verdeutlicht. Die „Maßnahmen im Wolfsmanagement“ wurden in diesem Projekt nicht weiterhin beleuchtet, diese stellen die Ansatzpunkte dar, mit denen die „Wahrscheinlichkeit“, die „Anfälligkeit“ und die „Aussetzung“ („Exposition“) beeinflusst werden können. Das Risiko für Schäden setzt sich somit aus der Wahrscheinlichkeit, der Anfälligkeit und Exposition zusammen (verändert nach Jactel et al. 2009).

Um fundierte wissenschaftliche Untersuchungen als Basis für politische Entscheidungen zu verwenden, wird über das vorliegende Projekt hinaus empfohlen, in einem weiteren Schritt verschiedene Management-Szenarien durch mögliche Maßnahmen im Wolfsmanagement (Abb. 15) und deren Auswirkungen auf die Ergebnismodelle zu evaluieren. Diese Managementszenarien, bzw. Handlungsspielraum-Szenarien (teilweise in Anhang 7.2 dargestellt) können dann aufbauend auf den in diesem Rahmen erstellten Karten genutzt werden, um zu evaluieren, wie sich bestimmte Maßnahmen auf den Konflikt zwischen menschlichen Interessengruppen in Bezug auf den Wolf auswirken. Eine weitere Analyse dieser Szenarien würde somit ein evidenzbasiertes Management des Wolfs in Österreich unterstützen.

5. Danksagung

Wir bedanken uns beim Österreichzentrum Bär Wolf Luchs, Gregor Grill und den Mitgliedern der projektbegleitenden Arbeitsgruppe. Herzlicher Dank gilt auch den unterstützenden wissenschaftlichen Kolleg*innen Brady Mattsson, Andreas Niedermayr, Friedrich Reimoser, Felix Knauer, Isabella Faffelberger, Aldin Selimovic und Michael Eder. Wir danken auch den Österreichischen Bundesforsten (ÖBF).

6. Literaturverzeichnis

Amt der Tiroler Landesregierung (2024). *Bär-Wolf-Luchs-Goldschakal in Tirol – Jahresbericht 2023*. Land Tirol, Innsbruck.

Banko G, Mansberger R, Gallaun H, Grillmayer R, Prüller R, Riedl M, Stemberger W, Steinnocher K, Walli A (2014) Land Information System Austria (LISA). In: *Land Use and Land Cover Mapping in Europe: Practices & Trends*. Eds Manakos I, Braun M. Springer Netherlands, Dordrecht, pp 237–254. DOI: 10.1007/978-94-007-7969-3_15

Barua, M., Bhagwat, S. A., & Jadhav, S. (2013). The hidden dimensions of human–wildlife conflict: Health impacts, opportunity and transaction costs. *Biological conservation*, 157, 309-316.

Bassi, E., Willis, S. G., Passilongo, D., Mattioli, L., & Apollonio, M. (2015). Predicting the spatial distribution of wolf (*Canis lupus*) breeding areas in a mountainous region of Central Italy. *PLOS ONE*, 10(6), e0124698. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0124698>

Begon, M., & Townsend, C. R. (2020). *Ecology: From individuals to ecosystems* (5th ed.). John Wiley & Sons.

Behr, D. M., Ozgul, A., & Cozzi, G. (2017). Combining human acceptance and habitat suitability in a unified socio-ecological suitability model: A case study of the wolf in Switzerland. *Journal of Applied Ecology*, 54(6), 1919-1929.

Behdarvand, N., Kaboli, M., Ahmadi, M., Nourani, E., Salman Mahini, A., Asadi Aghbolaghi, M., 2014. Spatial risk model and mitigation implications for wolf–human conflict in a highly modified agroecosystem in western Iran. *Biological Conservation* 177, 156–164. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.06.024>

Bele, B., Skrbinišek, T., Ambrogini, C., Berzins, R., Chioso, C., Faure, N., ... Walter, T. (2022). Public attitudes toward wolves and wolf conservation in Austrian, French, Italian and Slovenian Alps. Technical report, Project LIFE 18 NAT/IT/000972 WOLFALPS EU.

Blanco, J. C., & Sundseth, K. (2023). *The situation of the wolf (Canis lupus) in the European Union – An In-depth Analysis*. N2K Group for DG Environment, European Commission.

Boitani, L., Kaczensky, P., Alvares, P., Andrén, H., Balys, V., Blanco, J. C., et al. (2022). Assessment of the conservation status of the Wolf (*Canis lupus*) in Europe. Standing Committee 42nd meeting,

Boyce, M. S., Carpentier, C. A. E., & Linnell, J. D. C. (2025). Coexisting with large carnivores based on the Volterra principle. *Conservation Biology*, e14448. <https://doi.org/10.1111/cobi.14448>

Bruns, A., Waltert, M., & Khorozyan, I. (2020). The effectiveness of livestock protection measures against wolves (*Canis lupus*) and implications for their co-existence with humans. *Global Ecology and Conservation*, 21, e00868. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00868>

Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen (BEV). (o.J.). Digitales Geländehöhenmodell (DGM). <https://www.bev.gv.at/Services/Produkte/Digitales-Gelaendehoehenmodell.html>

Bundesamt für Naturschutz. (2019). Empfehlungen zum Schutz von Weidetieren und Gehegewild vor dem Wolf – Konkrete Anforderungen an die empfohlenen Präventionsmaßnahmen. Bonn-Bad Godesberg. <https://doi.org/10.19217/skr530>

Bundesanstalt für Agrarwirtschaft und Bergbauernfragen (BAB). (2024). Gemeindedatenbank: 2023 – ID 3 Einwohner:innen-Dichte (Pers./km²). <https://gedaba.agrarforschung.at/zeitreihen?action=excel;id=3;ansicht=0>

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft (BMLUK), Wildbach- und Lawinenverbauung. (2023). Datensatz Hinweiskarte Schutzwald. <https://geoportal.inspire.gv.at/metadatensuche/inspire/ger/catalog.search#/metadata/d3505963-3cda-4aba-b107-d3cbca0b3d07>

Carter, N. H., & Linnell, J. D. C. (2016). Co-adaptation is key to coexisting with large carnivores. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(8), 575–578. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.05.006>

Cobos, M. E., Peterson, A. T., Barve, N., & Osorio-Olvera, L. (2019). kuenm: An R package for detailed development of ecological niche models using Maxent. *PeerJ*, 7, e6281. <https://doi.org/10.7717/peerj.6281>

Davoli, M., Ghoddousi, A., Sabatini, F. M., Fabbri, E., Caniglia, R., & Kuemmerle, T. (2022). Changing patterns of conflict between humans, carnivores and crop-raiding prey as large carnivores recolonize human-dominated landscapes. *Biological Conservation*, 269, 109553. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109553>

de Boon, A., Sandström, C., Arbieu, U., Hansen, I., Lehnen, L., Marino, A., ... Rønningen, K. (2020). Governing dual objectives within single policy mixes: An empirical analysis of large carnivore policies in six European countries. *Journal of Environmental Policy & Planning*, 23(4), 399–413. <https://doi.org/10.1080/1523908X.2020.1841614>

Deutscher Verband für Landschaftspflege (DVL). (2024). Wilddurchlässigkeit wolfsabweisender Elektrofestzäune: Feldstudie an acht Weidestandorten im Jahr 2023 in Niedersachsen. <https://www.herdenschutz.dvl.org/fachinformationen#c4230>

Dickman, A.J. (2010). Complexities of conflict: the importance of considering social factors for effectively resolving human–wildlife conflict. *Animal Conservation*, 13, 458–466. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00368.x>

Dickman, A., Marchini, S., & Manfredo, M. (2013). The human dimension in addressing conflict with large carnivores. In D. W. Macdonald & K. J. Willis (Eds.), *Key Topics in Conservation Biology 2* (Kap. 7). <https://doi.org/10.1002/9781118520178.ch7>

Ditmer, M. A., Wittemyer, G., Zeller, K. A., Breck, S. W., Fletcher Jr, R. J., & Crooks, K. R. (2023). Predicting dispersal and conflict risk for wolf recolonization in Colorado. *Journal of Applied Ecology*, 60(11), 2327-2339.

DJV Deutscher Jagdverband (2023). *Hundearbeit im Wolfsgebiet: Informationen für Jägerinnen und Jäger*. https://www.jagdverband.de/sites/default/files/Hundearbeit_im_Wolfsgebiet_Flyer_2018%20neuste%20Version.pdf

Edge, J.L., Beyer, D.E., Belant, J.L., Jordan, M.J., Roell, B.J. (2011). Adapting a predictive spatial model for wolf *Canis spp.* predation on livestock in the Upper Peninsula, Michigan, USA. *Wildlife Biology* 17, 1–10. <https://doi.org/10.2981/10-043>

Eklund, A., López-Bao, J. V., Tourani, M., Chapron, G., & Frank, J. (2017). Limited evidence on the effectiveness of interventions to reduce livestock predation by large carnivores. *Scientific reports*, 7(1), 2097.

Eklund, A., Waldo, Å., Johansson, M., & Frank, J. (2023). Navigating “Human Wildlife Conflict” situations from the individual's perspective. *Biological Conservation*, 283, 110117. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110117>

Esri Inc. (2024). ArcGIS Pro. Redlands, CA, USA: Esri. URL: <https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-pro>

European Environment Agency (EEA). (2024). Population density. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/maps-and-charts/population-density-2> [Zugriff am 18.08.2024].

Evans, J. S., & Murphy, M. A. (2023). *spatialEco* (Version 2.0-2) [R package]. <https://github.com/jeffreylvans/spatialEco>

Faluccci, A., Maiorano, L., Tempio, G., Boitani, L., & Ciucci, P. (2013). Modeling the potential distribution for a range-expanding species: Wolf recolonization of the Alpine range. *Biological Conservation*, 158, 63–72. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.08.029>

Fardone, L., Forlani, M., Canova, L., De Luca, M., & Meriggi, A. (2025). Can the wolf (*Canis lupus*) thrive in highly anthropised lowlands? First habitat suitability analysis of the Po Plain, Italy. *Animals*, 15(4), 546. <https://doi.org/10.3390/ani15040546>

Fechter, D., Storch, I., 2014. How Many Wolves (*Canis lupus*) Fit into Germany? The Role of Assumptions in Predictive Rule-Based Habitat Models for Habitat Generalists. *PLoS ONE* 9, e101798. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0101798>

Fourcade, Y., Engler, J. O., Rödder, D., & Secondi, J. (2014). Mapping species distributions with MAXENT using a geographically biased sample of presence data: A performance assessment of methods for correcting sampling bias. *PLOS ONE*, 9(5), e97122. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097122>

Fuchs, L. (2024). Spatial modeling of the susceptibility of livestock to wolf predation in Austria. Masterarbeit, BOKU University.

Gervasi, V., Månsson, J., Gazzola, A., Wabakken, P., Linnell, J. D. C., Odden, J., ... Boitani, L. (2021). Ecological correlates of large carnivore depredation on sheep in Europe. *Global Ecology and Conservation*, 30, e01798. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01798>

Glenz, C., Massolo, A., Kuonen, D., Schlaepfer, R. (2001). A wolf habitat suitability prediction study in Valais (Switzerland). *Landscape and Urban Planning* 55, 55–65. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00119-0](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00119-0)

Giergiczny, M., Swenson, J. E., Zedrosser, A., & Czajkowski, M. (2022). Large carnivores and naturalness affect forest recreational value. *Scientific Reports*, 12, 13692. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-17862-0>

Goljani Amirkhiz, R., Frey, J. K., Cain, J. W., Breck, S. W., & Bergman, D. L. (2018). Predicting spatial factors associated with cattle depredations by the Mexican wolf (*Canis lupus baileyi*): Recommendations for depredation risk modeling. *Biological Conservation*, 224, 327–335. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.013>

Hackländer, K., Daim, A., Bayer, K., et al. (2019). Gutachterliche Stellungnahme zu den Auswirkungen von rückkehrenden Wölfen auf Landwirtschaft und traditionelle Weidehaltung, Freizeit- und Erholungswirtschaft, Jagd- und Forstwirtschaft sowie Biodiversität im Ostalpenraum. BOKU-Berichte zur Wildtierforschung und Wildbewirtschaftung, 23. Universität für Bodenkultur Wien.

Hemminger, K., Eriksson, L., Nilsson, L., Månsson, J., König, H., Bellingrath-Kimura, S. D., Hallengren, A., Ostermann-Myashita, E., & Kiffner, C. (2025). Farmers' tolerance for crop damage caused by wildlife: The role of compensation. *Wildlife Biology*, e01243. <https://doi.org/10.1002/wlb3.01243>

Herrmann, T. (2011). Habitat Suitability Modelling for Wolves (*Canis lupus*): Using Presence-only Data from France to Estimate Habitat Suitability in Switzerland (Masterarbeit). Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde.

Hijmans, R. J. (2025). terra: Spatial Data Analysis (Version 1.8-43) [R package]. <https://github.com/rspatial/terra>

Iliopoulos, Y., Antoniadis, E., Kret, E., Zakkak, S., & Skartsis, T. (2021). Wolf–hunting dog interactions in a biodiversity hot spot area in Northern Greece: Preliminary assessment and implications for conservation in the Dadia-Lefkimi-Soufli Forest National Park and adjacent areas. *Animals*, 11(11), 3235. <https://doi.org/10.3390/ani11113235>

IPBES. (2022). *Methodological Assessment Report on the Diverse Values and Valuation of Nature of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Balvanera, P., Pascual, U., Christie, M., Baptiste, B., & González-Jiménez, D. (Hrsg.). IPBES Secretariat, Bonn, Germany.
<https://doi.org/10.5281/zenodo.6522522>

IUCN Species Survival Commission (2023). *Guidelines on human–wildlife conflict and coexistence*. Gland, Switzerland: IUCN. DOI/URL: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2023-009-En.pdf>

Jactel, H., Nicoll, B.C., Branco, M. et al. (2009). The influences of forest stand management on biotic and abiotic risks of damage. *Ann. For. Sci.* 66, 701 <https://doi.org/10.1051/forest/2009054>

Kaczensky, P., Kluth, G., Knauer, F., Rauer, G., Reinhardt, I., & Wotschikowsky, U. (2009). *Monitoring von Großraubtieren in Deutschland*.

Klinke, P. M., Zanon, T., van Beeck Calkoen, S., & Gauly, M. (2024). *Classifying Alpine pastures for legally ensured applicability of herd protection measures on Alpine pastures*. *Züchtungskunde*, 96(6), 456–473.

Kräuchi, N., Brang, P., & Schönenberger, W. (2000). Forests of mountainous regions: Gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management*, 132, 73–82. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00382-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00382-0)

Kramer-Schadt, S., Niedballa, J., Pilgrim, J. D., Schröder, B., Lindenborn, J., Reinfelder, V., Stillfried, M., Heckmann, I., Scharf, A. K., Augeri, D. M., Cheyne, S. M., Hearn, A. J., Ross, J., Macdonald, D. W., Mathai, J., Eaton, J., Marshall, A. J., Semiadi, G., Rustam, R., Bernard, H., ... Wilting, A. (2013). The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Diversity and Distributions*, 19, 1366–1379. <https://doi.org/10.1111/ddi.12096>

LCIE – Large Carnivore Initiative for Europe. (2007). *Policy Support Statements of the LCIE: The use of compensation and economic incentive systems to alleviate economic losses caused by large carnivores*. https://lci epub.nina.no/pdf/634991494870168600_LCIE_PSS_compensation.pdf

Lécuyer, L., Balian, E., Butler, J. R. A., Barnaud, C., Calla, S., Locatelli, B., Newig, J., Pettit, J., Pound, D., Quétier, F., Salvatori, V., Von Korff, Y., & Young, J. C. (2024). The importance of understanding the multiple dimensions of power in stakeholder participation for effective biodiversity conservation. *People and Nature*, 6, 1407–1420. <https://doi.org/10.1002/pan3.10672>

Linnell, J. D. C., & Alleau, J. (2016). *Predators that kill humans: Myth, reality, context and the politics of wolf attacks on people*. In M. Angelici (Ed.), *Problematic Wildlife: A Cross-Disciplinary Approach* (pp. 357–371). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-22246-2_17

Linnell, J. D. C., & Boitani, L. (2025) *Developing methodology for setting Favourable Reference Values for large carnivores in Europe. Report to the European Commission under contract N° 09.0201/2023/907799/SER/ENV.D.3 “Support for Coexistence with Large Carnivores. Task B.3 – Assessment*

of large carnivores' conservation status". IUCN/SSC Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE) and Istituto di Ecologia Applicata (IEA).

Linnell, J. D. C., Kovtun, E., & Rouart, I. (2021). Wolf attacks on humans: An update for 2002–2020. NINA Report 1944. Norwegian Institute for Nature Research. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/bitstream/handle/11250/2729772/ninarapport1944.pdf>

Madden, F., & McQuinn, B. (2014). Conservation's blind spot: The case for conflict transformation in wildlife conservation. *Biological Conservation*, 178, 97–106. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.015>

Marucco, F. (2011). Distribution, habitat suitability, and connectivity of wolves (*Canis lupus*) in the Alps. Final Report to the Econnect Project, Alpine Convention, Innsbruck, Austria.

Manfredo, M., Vaske, J., & Teel, T. (2003). The Potential for Conflict Index: A Graphic Approach to Practical Significance of Human Dimensions Research. *Human Dimensions of Wildlife*, 8(3), 219–228. <https://doi.org/10.1080/10871200304310>

Marino, A., Ciucci, P., Redpath, S. M., Ricci, S., Young, J., & Salvatori, V. (2021). Broadening the toolset for stakeholder engagement to explore consensus over wolf management. *Journal of Environmental Management*, 296, 113125. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113125>

Marsden, K., Schwarz, L., Froese, I., Becker, N., Spada, D., Slijepcevic, V., ... Lozano, J. (2023). Livestock depredation and large carnivores in Europe: Overview for the EU Platform. *EU Platform for the Coexistence of People and Large Carnivores*, Berlin: adelphi consult GmbH.

Mertens, A., & Promberger, C. (2001). Economic aspects of large carnivore-livestock conflicts in Romania. *Ursus*, 173-180.

Mettler, D. (2019) Nutztierhaltung und große Beutegreifer - KONfliktfeld Landwirtschaft. In: Heurich M. (Ed.) *Wolf, Luch und Bär in der Kulturlandschaft*. Eugen Ulmer KG, Stuttgart 223-253.

Miller, J.R.B. (2015). Mapping attack hotspots to mitigate human–carnivore conflict: approaches and applications of spatial predation risk modeling. *Biodiversity and Conservation* 24, 2887–2911. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0993-6>

Mostegl, N., & Pröbstl-Haider, U. (2019). Wölfe und Bergtourismus in Österreich. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 51(07).

Mugnari, A., Álvares, F., Kojola, I., Frank, J., Kusak, J., Reinhardt, I., Villa, I., Bartol, M., Vukšić, N., Dietz, S., Iliopoulos, Y., López-Bao, J. V., Frýbová, Š., & Salvatori, V. (2025). Identification of hotspots and variables associated with lethal wolf-dog interactions (Task 4.1, LIFE WILD WOLF project LIFE21-NAT-IT 101074417). Istituto di Ecologia Applicata.

Naughton-Treves, L., Grossberg, R., & Treves, A. (2003). Paying for tolerance: Rural citizens' attitudes toward wolf depredation and compensation. *Conservation Biology*, 17(6), 1500–1511. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2003.00060.x>

Netherer, S., & Nopp-Mayr, U. (2005). Predisposition assessment systems (PAS) as supportive tools in forest management: Rating of site and stand-related hazards of bark beetle infestation in the High Tatra Mountains as an example for system application and verification. *Forest Ecology and Management*, 207(1–2), 99–107. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.020>

Newsom, A., Lozano, J., & Martín-López, B. (2025). Social perceptions of carnivores across the globe – A literature review. *Human Dimensions of Wildlife*. <https://doi.org/10.1080/10871209.2025.2459733>

Newton, E.J., Patterson, B.R., Anderson, M.L., Rodgers, A.R., Vander Vennen, L.M., Fryxell, J.M. (2017). Compensatory selection for roads over natural linear features by wolves in northern Ontario: Implications for caribou conservation. *PLoS ONE* 12, e0186525. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186525>

Nopp-Mayr U, Kunz F, Immitzer M, Tiefnig K, Zeiler H (2022): Modellierung des Lebensraumpotenzials für Rotwild, der Schäleanfälligkeit von Wäldern sowie des schälebezogenen Konfliktpotenzials mittels mechanistischer Ansätze. Version 1.0 (Stand Okt. 2020). Modelldokumentation und -argumentation. BOKU-Berichte zur Wildtierforschung und Wildbewirtschaftung 30. Universität für Bodenkultur Wien. 42 S. + Anhang

Nyhus, P. J. (2016). Human–wildlife conflict and coexistence. *Annual Review of Environment and Resources*, 41, 143–171. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085634>

Österreichzentrum Bär Wolf Luchs. (2021a). Statusbericht Wolf 2020: Situation des Wolfs in Österreich. Verein Österreichzentrum Bär, Wolf, Luchs, Irdning-Donnersbachtal.

Österreichzentrum Bär Wolf Luchs. (2021b). Wolfsmanagement in Österreich: Grundlagen und Empfehlungen. Verein Österreichzentrum Bär, Wolf, Luchs, Irdning-Donnersbachtal.

Österreichzentrum Bär Wolf Luchs. (2024). Prävention – Förderung. <https://baer-wolf-luchs.at/hilfe-bei/praevention-foerderung> [Zugriff am 06.11.2024].

Österreichzentrum Bär Wolf Luchs. (2025). Risszahlen. <https://baer-wolf-luchs.at/monitoring/risszahlen> [Zugriff am 01.04.2025]

Ostermann-Miyashita, E. F., Kirkland, H., Eklund, A., Hare, D., Jansman, H. A. H., Kiffner, C., Linnell, J. D. C., Rigg, R., Stone, S. A., Uthes, S., von Arx, M., & König, H. J. (2025). Bridging the gap between science, policy and stakeholders: Towards sustainable wolf–livestock coexistence in human-dominated landscapes. *People and Nature*. Advance online publication. <https://doi.org/10.1002/pan3.10786>

Pebesma, E. (2018). Simple Features for R: Standardized support for spatial vector data. *The R Journal*, 10(1), 439–446. <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>

Pebesma, E., & Bivand, R. (2023). *Spatial Data Science: With applications in R*. Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/9780429459016>

Petridou, M., & Kati, V. (2025). Are Wolves the Real Problem? Challenges Faced by Livestock Farmers Living Alongside Wolves in Northwestern Greece. *Sustainability*, 17(3), 1083.

Phillips, S. J., Anderson, R. P., Dudík, M., Schapire, R. E., & Blair, M. E. (2017). Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography*, 40(7), 887–893. <https://doi.org/10.1111/ecog.03049>

Phillips, S. J., Dudík, M., & Schapire, R. E. (2020). Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.3). http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/ [Zugriff am 15.10.2024].

Planillo, A., Wenzler-Meya, M., Reinhardt, I., Kluth, G., Michler, F. U., Stier, N., & Kramer-Schadt, S. (2024). Understanding habitat selection of range-expanding populations of large carnivores: 20 years of grey wolves (*Canis lupus*) recolonizing Germany. *Diversity and Distributions*, 30(1), 71–86. <https://doi.org/10.1111/ddi.13789>

Pooley, S., Barua, M., Beinart, W., Dickman, A., Holmes, G., Lorimer, J., Loveridge, A. J., Macdonald, D. W., Marvin, G., Redpath, S., Sillero-Zubiri, C., Zimmermann, A., & Milner-Gulland, E. J. (2017). An interdisciplinary review of current and future approaches to improving human–predator relations. *Conservation Biology*, 31(3), 513–523. <https://doi.org/10.1111/cobi.12859>

R Core Team. (2024). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

Rabosky, D. L., Grundler, M., Anderson, C., Title, P., Shi, J. J., Brown, J. W., Huang, H., & Larson, J. G. (2014). BAMMtools: An R package for the analysis of evolutionary dynamics on phylogenetic trees. *Methods in Ecology and Evolution*, 5, 701–707. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12199>

Rau, R., & Selimovic, A. (2024). Statusbericht Wolf 2023: Situation des Wolfs in Österreich. Verein Österreichszentrum Bär, Wolf, Luchs, Irdning-Donnersbachtal.

Redpath, S. M., Bhatia, S., & Young, J. (2015). Tilting at wildlife: Reconsidering human–wildlife conflict. *Oryx*, 49(2), 222–225. <https://doi.org/10.1017/S0030605314000799>

Riley, S. J., De Gloria, S. D., & Elliot, R. (1999). A terrain ruggedness index that quantifies topographic heterogeneity. *Intermountain Journal of Sciences*, 5, 23–27.

Roder, S., Biollaz, F., Mettaz, S., Zimmermann, F., Manz, R., Kéry, M., Vignali, S., Fumagalli, L., Arlettaz, R., & Braunisch, V. (2020). Deer density drives habitat use of establishing wolves in the Western European Alps. *Journal of Applied Ecology*, 57, 995–1008. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13609>

Sappington, J. M., Longshore, K. M., & Thompson, D. B. (2007). Quantifying landscape ruggedness for animal habitat analysis: A case study using bighorn sheep in the Mojave Desert. *Journal of Wildlife Management*, 71(5), 1419–1426. <https://doi.org/10.2193/2005-723>

Selimovic, A., & Rauer, G. (2023). Statusbericht Wolf 2021–2022: Situation des Wolfs in Österreich. Verein Österreichszentrum Bär, Wolf, Luchs, Irdning-Donnersbachtal.

Singer, L., Wietlisbach, X., Hickisch, R., Wölfl, M., Reinhardt, I., & Kramer-Schadt, S. (2023). The spatial distribution and temporal trends of livestock damages caused by wolves in Europe. *Biological Conservation*, 282, 110039. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110039>

Sillero-Zubiri, C., Reynolds, J., Novaro, A.J. (2004). Management and control of wild canids alongside people. In: Macdonald, D.W., Sillero-Zubiri, C. (Eds.), *The Biology and Conservation of Wild Canids*. Oxford University Press, Oxford, pp. 107-122.

Suchant R, Baritz R, Braunisch V (2003) Wildlife habitat analysis - A multidimensional habitat management model. *J Nature Conservation* 10:253–268. <https://doi.org/10.1078/1617-1381-00026>

Trebo, S., Cary, E., & Wartmann, F. M. (2025). Emotions shape attitudes towards wolf conservation management in the Italian Alps. *European Journal of Wildlife Research*, 71(1), 1-16.

van Etten, J. (2017). R package gdistance: Distances and routes on geographical grids. *Journal of Statistical Software*, 76(13), 1–21. <https://doi.org/10.18637/jss.v076.i13>

Vaske, J. J., Beaman, J., Barreto, H., & Shelby, L. B. (2010). An extension and further validation of the potential for conflict index. *Leisure Sciences*, 32, 240-254

Venter, O., Sanderson, E., Magrath, A., Allan, J. R., Beher, J., Jones, K. R., ... Watson, J. E. M. (2016). Global terrestrial Human Footprint maps for 1993 and 2009. *Scientific Data*, 3, 160067. <https://doi.org/10.1038/sdata.2016.67>

Wanka, A. (2024). Modellierung des Rotwildlebensraumpotentials, der Schäleanfälligkeit sowie des schälebezogenen Konfliktpotentials für Österreich. Masterarbeit, BOKU University

Zimmermann, A., McQuinn, B., & Macdonald, D. W. (2020). Levels of conflict over wildlife: Understanding and addressing the right problem. *Conservation Science and Practice*, 2, e259. <https://doi.org/10.1111/csp2.259>

Zingaro, M., Boitani, L., (2017). Assessing wild canid depredation risk using a new three steps method: the case of Grosseto province (Tuscany, Italy). *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 28, 21-27.
<https://doi.org/10.4404/hystrix-28.1-11941>

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Potenziell den Konflikt erklärende Variablen, deren Relevanz durch die Behördenvertreter*innenabfrage erfasst wurde sowie deren Integration in Modellen oder Szenarien.....	36
Tabelle 2: Übersicht über die Szenarien und Veränderungen.	49
Tabelle 3: Übersicht über alle verwendeten Umweltvariablen für das Lebensraumpotenzialmodell. Die Bedeutung beschreibt, wie wichtig eine Variable für die Qualität des Modells ist, während der prozentuale Beitrag den Anteil der Variable im Modell beschreibt. Die Annahmen beschreiben die zugrundeliegenden Hypothesen, warum die Variablen für die Modellierung in Betracht gezogen wurden.....	53
Tabelle 4: Übersicht über alle verwendeten Umweltvariablen für das Risspotenzialmodell. Die Bedeutung beschreibt, wie wichtig eine Variable für die Qualität des Modells ist, während der prozentuale Beitrag den Anteil der Variable im Modell beschreibt.	57

Abbildungsverzeichnis (ohne Anhang)

Abbildung 1: Anzahl der sicher nachgewiesenen Wölfe in Österreich seit Etablierung des ersten Rudels im Jahr 2016, welche mittels DNA, oder Fotofallen (weitere C1 Nachweise) bestätigt werden konnten (Österreichzentrum Bär Wolf Luchs 2024; Selimovic pers. Mitt.).	15
Abbildung 2: Anzahl der in Österreich durch Wölfe gerissenen und verletzten (genetisch bestätigt) oder als vermisst gemeldete Nutztiere, in den Jahren 2022 bis 2024 (Österreichzentrum Bär Wolf Luchs 2025).	17
Abbildung 3: Schafe in Österreich (Gedaba 2024)	20
Abbildung 4: Ziegen in Österreich (Gedaba 2024)	20
Abbildung 5: Schematische Darstellung der verschiedenen Bestandteile und der im Projekt durchgeführten Schritte und Teilmodelle, um das Kombinationsmodell zu erstellen.	21
Abbildung 6: Schematische Darstellung der Filterprozesse mit den wichtigsten Schritten.	27
Abbildung 7: Farbkodierung der Konfliktmatrix für das Kombinationsmodell	48
Abbildung 8: Das Lebensraumpotenzialmodell beschreibt das landschaftsökologische Lebensraumpotenzial für Wölfe in Österreich in fünf Klassen, wobei dunklere Grüntöne ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (weiß) bis sehr hoch (dunkelgrün).	52
Abbildung 9: Das Risspotenzialmodell beschreibt die Anfälligkeit gegenüber Nutztierrisse durch Wölfe in Österreich in fünf Klassen, wobei hellere Werte ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (dunkelblau) bis sehr hoch (gelb).	56
Abbildung 10: Darstellung der maximalen Variableneinflüsse errechnet aus der maximalen Variablenausprägung multipliziert mit den VariablenGewichtungen. Datenreihen absteigend sortiert.	59
Abbildung 11: Das Konfliktpotenzialmodell beschreibt die potenzielle Intensität von sozio-ökonomischen Konflikten mit Wölfen in Österreich in fünf Klassen, wobei dunklere Violettöne ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (weiß) bis sehr hoch (dunkelviolett).	60
Abbildung 12: Das Kombinationsmodell beschreibt die Verschneidung der Lebensraum- und Konfliktpotenzialmodelle in Österreich in 25 Klassen mit analoger Farbgebung zu den Lebens-raum- und Konfliktpotenzial Kombinationsmodellen. Weiße Flächen weisen ein geringes Lebensraum- und Konflikt-, violette Flächen ein hohes Konflikt- aber niedriges	

Lebensraum-, grüne Flächen ein hohes Lebensraum- aber geringes Konflikt- und dunkelblaue Flächen ein hohes Lebensraumpotenzial und Konfliktpotenzial auf.....	62
Abbildung 13: Das sektorale Riss-Kombinationsmodell beschreibt die Verschneidung der Lebensraum- und Risspotenzialmodelle in Österreich in 25 Klassen mit analoger Farbgebung zu den Lebensraum- und Konfliktpotenzial Kombinationsmodellen. Weiße Flächen weisen ein geringes Lebensraum- und Riss-, violette Flächen ein hohes Riss- aber niedriges Lebensraum-, grüne Flächen ein hohes Lebensraum- aber geringes Riss- und dunkelblaue Flächen ein hohes Lebensraumpotenzial und Risspotenzial auf.....	64
Abbildung 14: Allgemeine „Hot-Spot-Gebiet" Karte (dunkelblau) auf Basis des Kombinationsmodells beschreibt die Verschneidung des Lebensraum- und Konfliktpotenzialmodells in Österreich, dargestellt in EINER der 25 Klassen. Graue Flächen weisen geringe bis moderate Kombinationswerte auf, während die dunkelblauen Flächen die höchsten Werte sowohl im Lebensraumpotenzial als auch im Konfliktpotenzial aufweisen (vgl. Abb. 7).....	67

7. Anhang

7.1 Weiterführende Erklärungen zu Variablen

Tabelle 7.1.1: Übersicht über die im Modell genutzten Variablen, der Gewichtungen und maximal erreichbaren Werten pro Variable, sortiert nach Gewichtung*Max. Punkte (absteigend)

Indikator	Gewichtung	Min. Punkte	Max. Punkte	Gewichtung * Max. Punkte
Nutztierrissanfälligkeit	0,93	22,75	95,00	88,35
Entschädigungszahlungen für Nutztierisse/pro Bundesland	0,74	37,50	82,50	61,29
Herdenschutzförderung	0,80	32,81	76,56	61,25
Schützbarkeit	0,91	68,42	71,05	64,32
Rotwildfütterungen	0,77	18,33	79,44	60,91
Schutzwaldflächen	0,76	40,83	68,06	51,42
Menschliche Bevölkerungsdichte	0,79	36,67	55,00	43,39
Vorkommen von Nutztieren	0,79	39,75	72,06	56,80
Hunde speziell (Jagdhunde)	0,63	15,83	66,94	41,84
Wildökologische Raumplanung (WÖRP)	0,67	37,94	60,59	40,63

Nächtigungszahlen (Sommer/Winter)	0,61	18,75	65,63	40,20
Schalenwild-Abschusszahlen	0,64	52,65	56,18	35,69
Wildruhezonen (inkl. Auerwild und Birkwild)	0,58	20,26	60,00	34,74
Gefährdete Nutztierassen	0,67	24,64	52,14	35,01
Gatterwild Vorkommen	0,58	20,94	65,00	37,38
Hunde allgemein (Heimtierdatenbank)	0,49	16,18	68,24	33,36
Schalenwild-Artenanzahl	0,54	39,64	46,43	25,20

Tabelle 7.1.2: Anzahl der minimal erforderlichen Jagdhunde pro Bundesland

Bundesland	Quelle	Anzahl Jagdhunde
Burgenland	Burgenländisches Jagdgesetz 2017 (§ 92)	Die oder der Jagdausübungsberechtigte hat dafür zu sorgen, dass eine der Größe und Beschaffenheit des Reviers entsprechende Anzahl von Jagdhunden im Jagdbezirk des betreffenden Jagdgebietes oder im Nachbarjagdbezirk bereitgehalten wird, mindestens jedoch je begonnener 1 500 ha Jagdfläche ein auf Schweiß geprüfter Jagdhund. Zusätzlich ist je Revier sicherzustellen, dass pro begonnener 1 000 ha zumindest ein geprüfter Jagdgebrauchshund gehalten wird.
Steiermark	Steiermärkisches Jagdgesetz	Nicht explizit genannt

Kärnten	Kärntner Jagdgesetz 2000 (§67)	(1) Für jedes Jagdgebiet hat der Jagdausübungsberechtigte oder sein Jagdschutzorgan einen nachweislich brauchbaren Jagdhund zu halten oder nachzuweisen, dass ihm ein solcher jederzeit zur Verfügung steht. (2) Für jedes Jagdgebiet über 2000 ha muss vom Jagdausübungsberechtigten oder dessen Jagdschutzorgan ein geprüfter Schweißhund oder ein auf der Schweißfährte geprüfter Gebrauchshund gehalten werden. Sind mehrere benachbarte Jagdgebiete in einer Hand vereinigt, so ist das gesamte Flächenausmaß dieser Jagdgebiete für das Halten eines solchen Hundes entscheidend.
Salzburg	Jagdgesetz 1993 des Landes Salzburg	Jeder Schütze hat von ihm erlegtes Wild ordnungsgemäß zu versorgen und dabei die Grundsätze der Wildbrethygiene zu berücksichtigen. Er ist gleichfalls verpflichtet, von ihm angeschossenes Wild im Jagdgebiet nachzusuchen und dabei, falls erforderlich, einen Jagdhund zu verwenden. Ist der Schütze nicht in der Lage, diesen Verpflichtungen nachzukommen, hat er deren Erfüllung durch geeignete Personen zu veranlassen.
Niederösterreich	NÖ Jagdgesetz 1974 (§ 91)	Die Landesregierung hat für Jagdhunde durch Verordnung aufgrund der Kriterien des Abs. 1 zweiter Satz folgendes festzulegen: 1. die Mindestanzahl der Jagdhunde pro Jagdgebiet, abhängig vom jährlichen Schalenwild- und Niederwildabschuß oder der Jagdgebietsfläche Anzahl der Jagdhunde pro Revier/Reviergemeinschaft Bejagung von Schalenwild - o Pro angefangene 300 Stück jährlichem Schalenwildabschuss ein Jagdhund - o Ab dem vierten Jagdhund, pro angefangene 500 Stück ein zusätzlicher Jagdhund Bejagung von Niederwild (Feldhase, Fasan, Rebhuhn und Wildente) - o Pro angefangene 300 Stück jährlichem Niederwildabschuss ein Jagdhund - o Ab dem vierten Jagdhund, pro angefangene 500 Stück ein zusätzlicher Jagdhund, ab dem sechsten Jagdhund je 1.000 Stück - o Für Schweißhunde, Bracken, Lauf- und Erdhunde mit erforderlichen Prüfungen (siehe unten) werden pro Hund 50 Stück angerechnet (Merkblatt NÖ JV)

Tirol	Tiroler Jagdgesetz 2004 (§ 47)	(1) Für Jagdgebiete von mehr als 1.000 Hektar sowie für Jagdgebiete, für die nach § 31 ein Berufsjäger zu bestellen ist, ist ein geprüfter Schweißhund oder ein auf Schweißfährte geprüfter Gebrauchshund zu halten. (2) Für Jagdgebiete von mehr als 1.000 Hektar, für die nach § 31 keine Verpflichtung zur Bestellung eines Berufsjägers besteht, entfällt die Verpflichtung nach Abs. 1, wenn im Bezirk des betroffenen Jagdgebietes, im Fall eines Jagdgebietes im Bezirk Innsbruck-Land oder Innsbruck-Stadt in einem dieser Bezirke, eine Nachsuchestation eingerichtet ist. (3) Personen, die für eine Nachsuchestation tätig sind, gelten bei der Nachsuche im Auftrag des Schützen als Berechtigte im Sinn des § 12. Sie sind – unbeschadet des § 48 – berechtigt, dem auch nur möglicherweise krank geschossenen Wild nachzustellen und diesem erforderlichenfalls den Fangschuss zu gewähren.
Vorarlberg	Jagdgesetz für das Land Vorarlberg (§ 47*)	Für jedes Jagdgebiet muss ein geeigneter Jagdhund zur Verfügung stehen (keine Minimalzahl angegeben).
Oberösterreich	Oö. Jagdgesetz 2024 (§ 55)	Für jedes Jagdgebiet im Ausmaß bis zu 1500 Hektar hat der Jagdausübungsberechtigte einen brauchbaren Jagdhund und für je angefangene 1000 Hektar mehr einen weiteren brauchbaren Jagdhund zu halten. Für jedes Jagdgebiet mit überwiegendem Hochwildbestand mit einer Gesamtfläche von wenigstens 1000 bis 2000 Hektar hat der Jagdausübungsberechtigte einen für die Schweißfährte brauchbaren Jagdhund und für je angefangene 2000 Hektar mehr einen weiteren brauchbaren Jagdhund zu halten.
Wien	Wiener Jagdgesetz (§ 91)	(1) Jeder Jagdausübungsberechtigte ist verpflichtet, in seinem Jagdgebiet für die Haltung so vieler Jagdhunde zu sorgen, als er Jagdaufseher gemäß § 62 dieses Gesetzes zu bestellen hat. Sie müssen nach Rasse und Gebrauchsfähigkeit zur Verwendung im Jagdgebiete entsprechend den dort herrschenden Kultur- und Wildstandsverhältnissen geeignet sein

Tabelle 7.1.3: Um eine Bewertung der gesetzlichen Anforderungen an Anzahl an Jagdhunden zu ermöglichen, wurden die Rahmenbedingungen wie folgt in fünf Klassen eingeteilt

Kategorie: Anzahl an Jagdhunden	Anforderungen an die Flächengrößen der Jagdgebiete für die ein brauchbarer Jagdhund erforderlich ist	Bundesland
Sehr gering	Keine gesetzlichen Rahmenbedingungen für eine minimale Anzahl an brauchbaren Jagdhunden angegeben	Wien, Vorarlberg, Steiermark, Salzburg
gering	Ein Hund je 2000 ha Jagdgebiet	Kärnten
mittel	Variabel (je nach Abschusszahlen)	NÖ
hoch	Ein Hund je 1500 ha Jagdgebiet, dann ab 1000 ha jeweils ein zusätzlicher Hund	Oberösterreich
sehr hoch	Ein Hund je 1000 ha Jagdgebiet (plus mögl. Schweißhunde)	Tirol, Burgenland

7.2 Szenarien zu Konfliktpotenzial: sich ändernde Rahmenbedingungen

Basisszenario Nutztierhaltung

Dieses Szenario fungiert als Basis und somit Vergleichswert für die folgenden Szenarien für Herdenschutz, Riss-Entschädigungszahlungen und finanzielle Unterstützung in der Nutztierhaltung. In diesem Szenario sind die folgenden Variablen enthalten: Bevölkerungsdichte, Hunde allgemein, Nächtigungszahlen im Sommer, Schalenwild-Abschusszahlen, Schalenwild-Artenzahl, WÖRP, Risspotenzialmodell, Nutztiere-Dichte, Gatterwild, Schutzwald. Die Variablen "Herdenschutzförderung" bzw. "Riss-Entschädigungszahlungen" wurden dann zusätzlich in den jeweiligen Szenarien hinzugefügt.

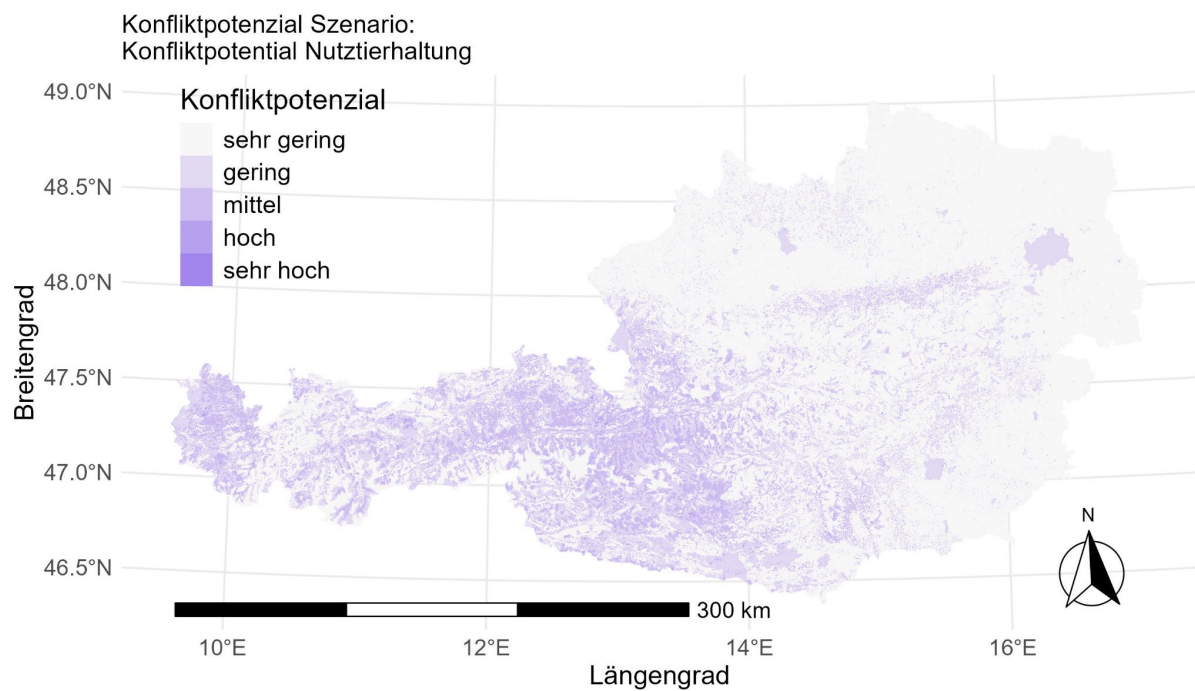


Abb. 7.2.1: Das Konfliktpotenzial Szenario: “Konflikt potenzial Nutztierhaltung” beschreibt die potenzielle Intensität von Konflikten in der Nutztierhaltung mit Wölfen in Österreich in fünf Klassen, wobei dunklere Violettöne ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (weiß) bis sehr hoch (dunkelviolett). Dies sind keine absoluten Werte, sondern gelten immer innerhalb der Karte in Relation zueinander.

HS Förderungen MIN

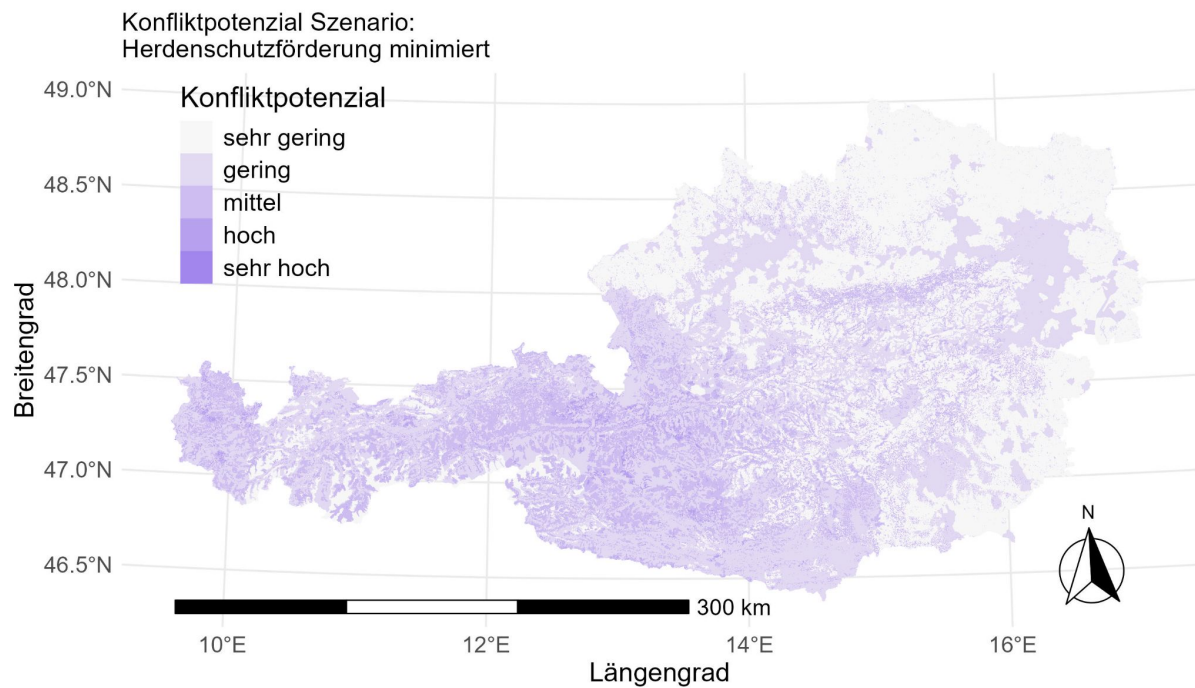


Abb. 7.2.2: Das Konfliktpotenzial Szenario: “Herdenschutzförderung minimiert” beschreibt die potenzielle Intensität von Konflikten in der Nutztierhaltung mit Wölfen in Österreich in fünf Klassen, wobei dunklere Violettöne ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (weiß) bis sehr hoch (dunkelviolet). Die finanzielle Unterstützung für Herdenschutzmaßnahmen wurde hier auf die minimalen Werte gesetzt. Dies sind keine absoluten Werte, sondern gelten immer innerhalb der Karte in Relation zueinander.

HS Förderungen MAX

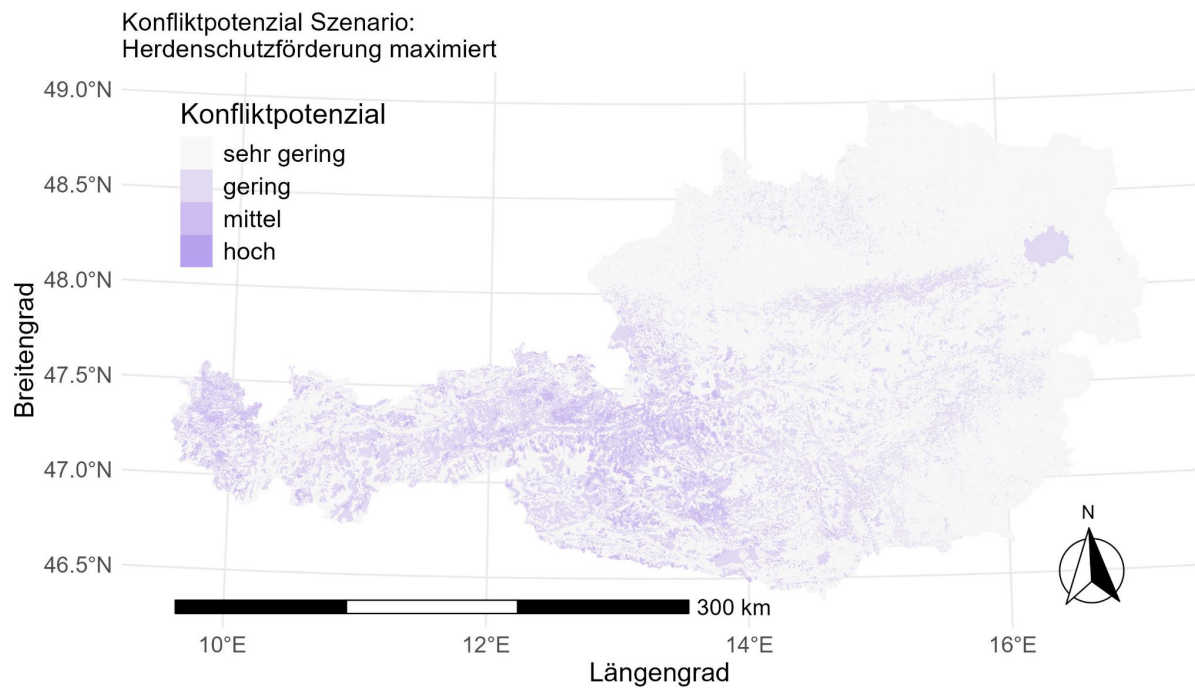


Abb. 7.2.3: Das Konfliktpotenzial Szenario: “Herdenschutzmaßnahmen maximiert” beschreibt die potenzielle Intensität von Konflikten in der Nutztierhaltung mit Wölfen in Österreich in fünf Klassen, wobei dunklere Violetttöne ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (weiß) bis hoch (violett). Die finanzielle Unterstützung für Herdenschutzmaßnahmen wurde hier auf die maximalen Werte gesetzt. Dies sind keine absoluten Werte, sondern gelten immer innerhalb der Karte in Relation zueinander.

Entschädigungen MIN

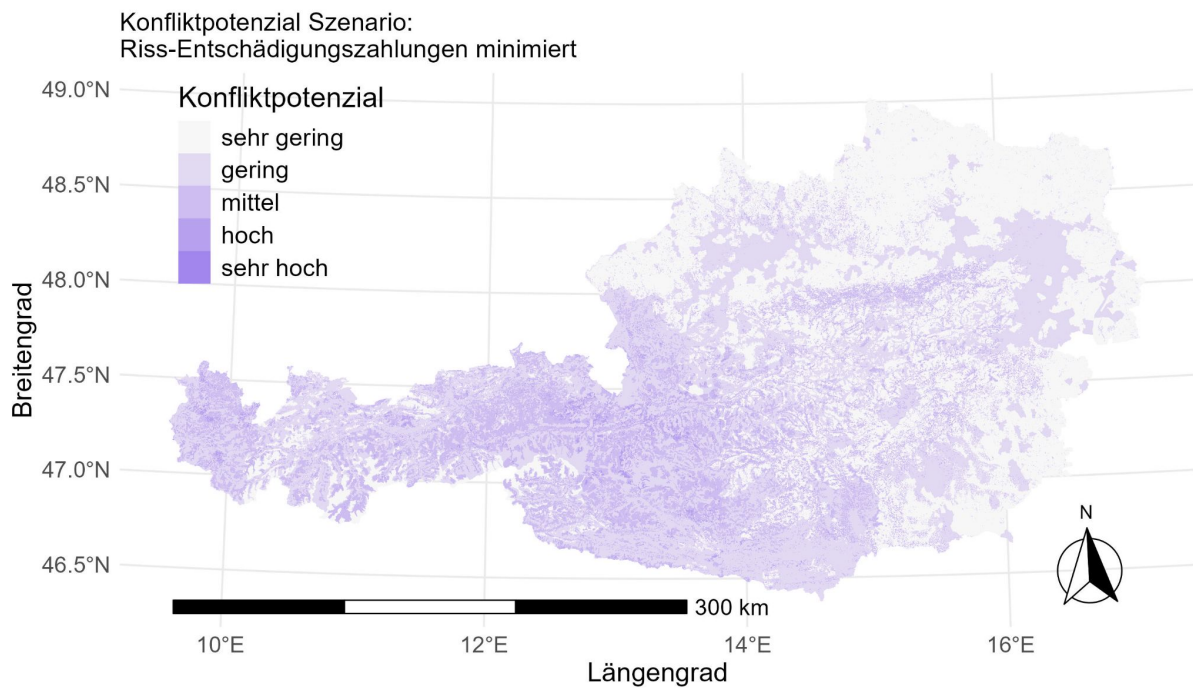


Abb. 7.2.4: Das Konfliktpotenzial Szenario: "Riss-Entschädigungszahlungen minimiert" beschreibt die potenzielle Intensität von Konflikten in der Nutztierhaltung mit Wölfen in Österreich in fünf Klassen, wobei dunklere Violettöne ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (weiß) bis sehr hoch (dunkelviolett). Die finanzielle Unterstützung durch Kompensationszahlungen wurde hier auf die minimalen Werte gesetzt. Dies sind keine absoluten Werte, sondern gelten immer innerhalb der Karte in Relation zueinander.

Entschädigungen MAX

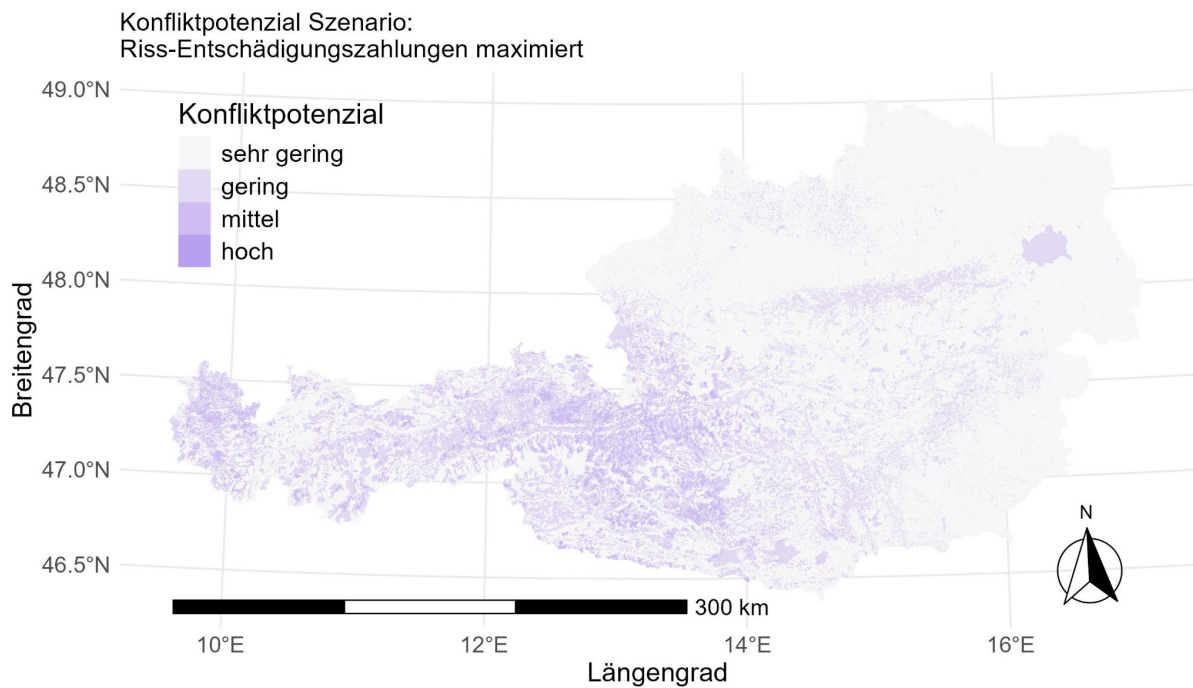


Abb. 7.2.5: Das Konfliktpotenzial Szenario: "Riss-Entschädigungszahlungen maximiert" beschreibt die potenzielle Intensität von Konflikten in der Nutztierhaltung mit Wölfen in Österreich in fünf Klassen, wobei dunklere Violettöne ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (weiß) bis sehr hoch (dunkelviolett). Die finanzielle Unterstützung durch Kompensationszahlungen wurde hier auf die maximalen Werte gesetzt. Dies sind keine absoluten Werte, sondern gelten immer innerhalb der Karte in Relation zueinander.

Beides MIN

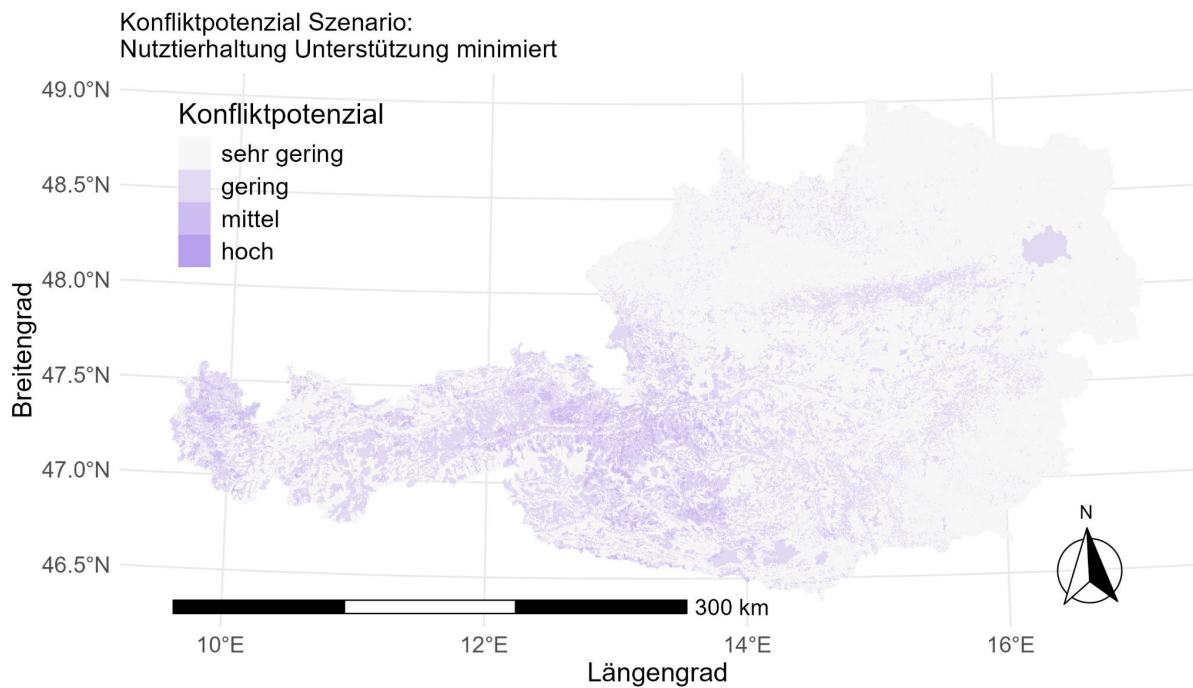


Abb. 7.2.6: Das Konfliktpotenzial Szenario: “Nutztierhaltung Unterstützung minimiert” beschreibt die potenzielle Intensität von Konflikten in der Nutztierhaltung mit Wölfen in Österreich in fünf Klassen, wobei dunklere Violettöne ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (weiß) bis hoch (violett). Die finanziellen Unterstützungen durch Kompensationszahlungen und für Herdenschutzmaßnahmen wurden hier auf die minimalen Werte gesetzt. Dies sind keine absoluten Werte, sondern gelten immer innerhalb der Karte in Relation zueinander.

Beides MAX

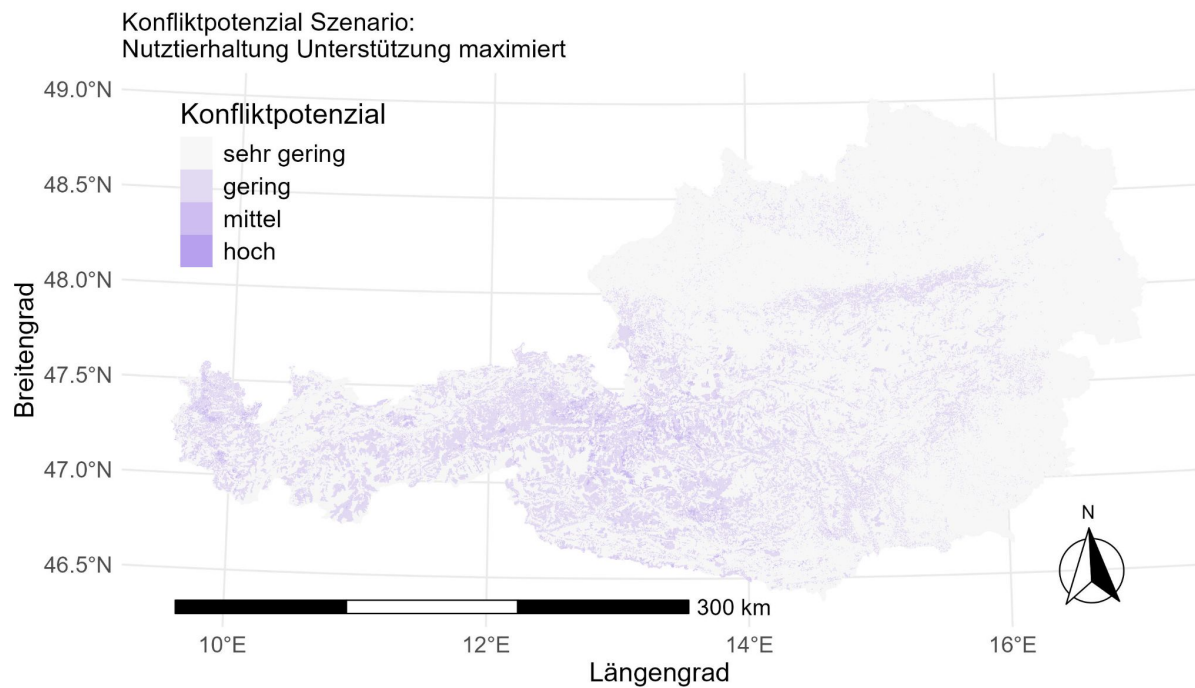


Abb. 7.2.7: Das Konfliktpotenzial Szenario: “Nutztierhaltung Unterstützung maximiert” beschreibt die potenzielle Intensität von Konflikten in der Nutztierhaltung mit Wölfen in Österreich in fünf Klassen, wobei dunklere Violettöne ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (weiß) bis hoch (violett). Die finanziellen Unterstützungen durch Kompensationszahlungen und für Herdenschutzmaßnahmen wurden hier auf die maximalen Werte gesetzt. Dies sind keine absoluten Werte, sondern gelten immer innerhalb der Karte in Relation zueinander.

7.3 Szenarien zu Konfliktpotenzial: Ergebnisdivergenzen

Basisszenario Forst und Jagd

Dieses Szenario fungiert als Basis und somit Vergleichswert für die folgenden Szenarien: Schalenwild Gewichtung, Schalenwild-Abschusszahlen Gewichtung, Schalenwild-Artenzahlen Gewichtung. In diesem Szenario sind die folgenden Variablen enthalten: Bevölkerungsdichte, Hunde allgemein, Nächtigungszahlen im Sommer, Nächtigungszahlen im Winter, Schalenwild-Abschusszahlen, Schalenwild-Artenzahl, WÖRP, Risspotenzialmodell, Nutztiere-Dichte, Gatterwild, Schutzwald. Zusätzlich wurden hier noch die nicht flächendeckend vorhandenen Daten zu Jagdhunden, Rotwildfütterungen und Wildruhezonen integriert.

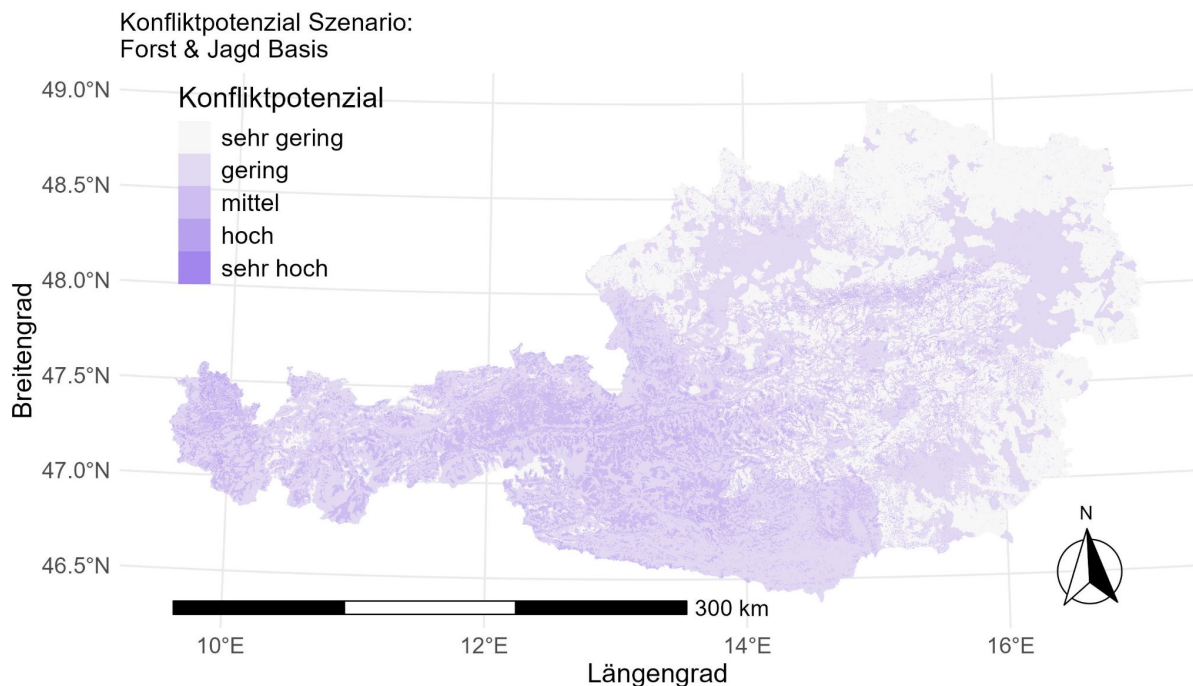


Abb. 7.3.1: Das Konfliktpotenzial Szenario: “Forst & Jagd Basis” beschreibt die potenzielle Intensität von Konflikten in der Forst- und Jagdwirtschaft mit Wölfen in Österreich in fünf Klassen, wobei dunklere Violetttöne ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (weiß) bis sehr hoch (dunkelviolet). Dies sind keine absoluten Werte, sondern gelten immer innerhalb der Karte in Relation zueinander.

Abschusszahlen minimiert

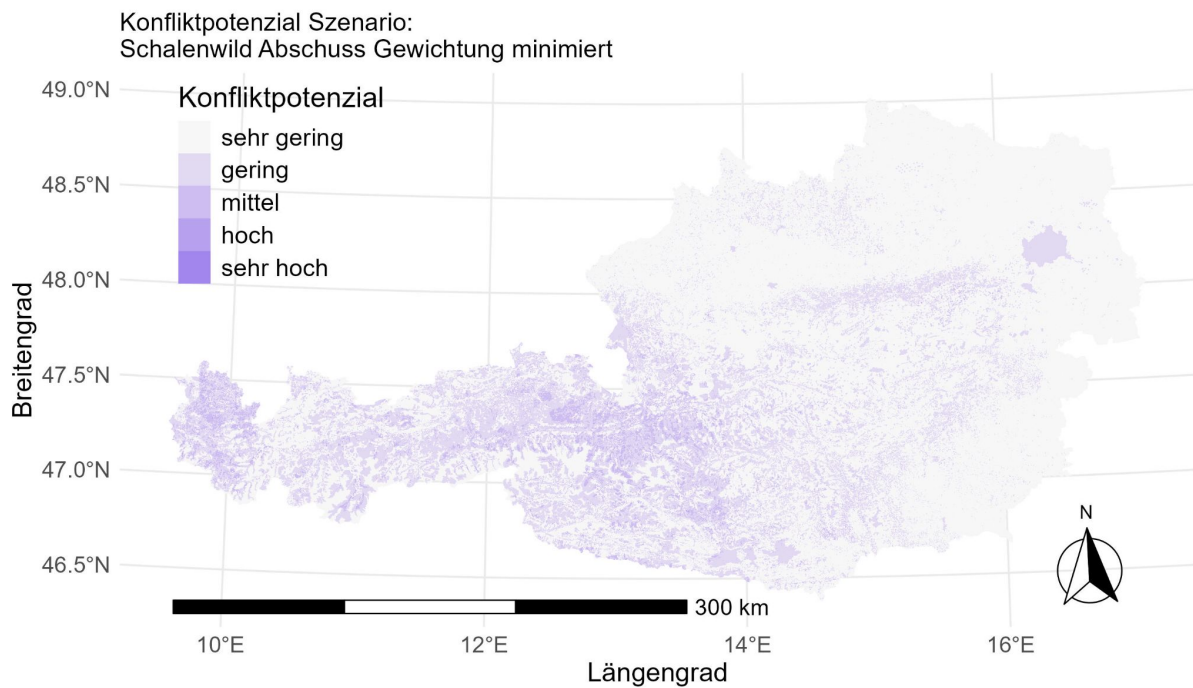


Abb. 7.3.2: Das Konfliktpotenzial Szenario: "Schalenwild-Abschusszahlen Gewichtung minimiert" beschreibt die potenzielle Intensität von Konflikten in der Forst- und Jagdwirtschaft mit Wölfen in Österreich in fünf Klassen, wobei dunklere Violettöne ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (weiß) bis sehr hoch (dunkelviolett). Die Abschusszahlen des Schalenwildes wurden hier auf die minimalen Werte gesetzt. Dies sind keine absoluten Werte, sondern gelten immer innerhalb der Karte in Relation zueinander.

Abschusszahlen maximiert

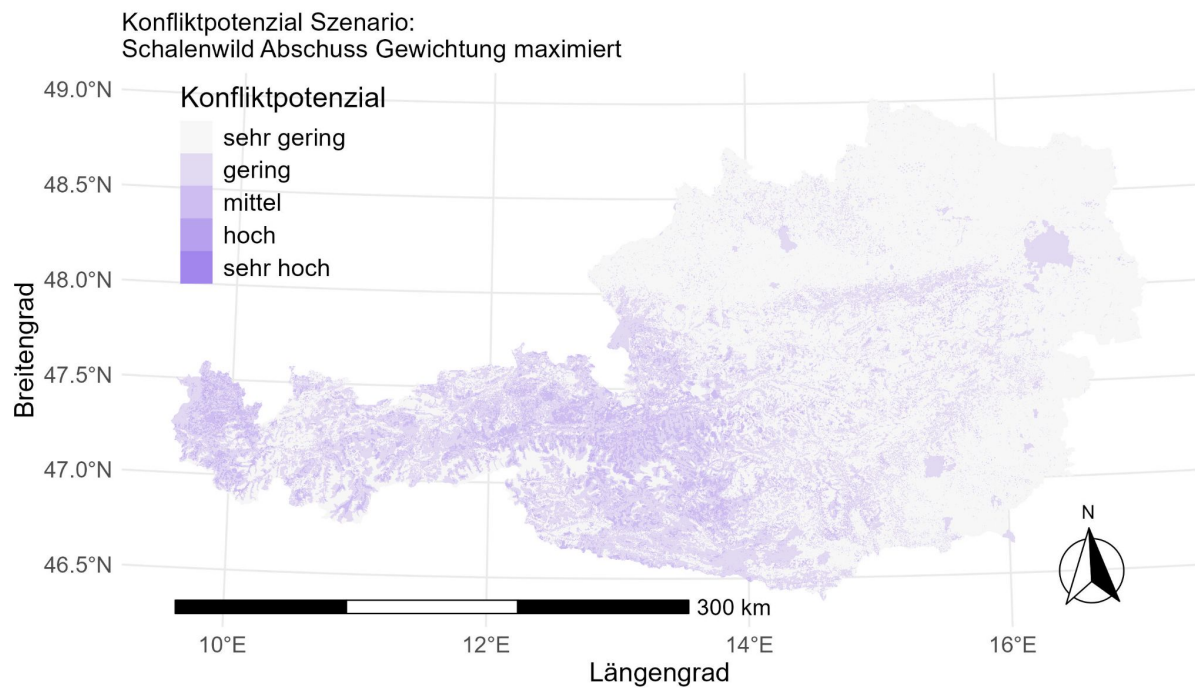


Abb. 7.3.3: Das Konfliktpotenzial Szenario: "Schalenwild-Abschusszahlen Gewichtung maximiert" beschreibt die potenzielle Intensität von Konflikten in der Forst- und Jagdwirtschaft mit Wölfen in Österreich in fünf Klassen, wobei dunklere Violettöne ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (weiß) bis sehr hoch (dunkelviolet). Die Abschusszahlen des Schalenwildes wurden hier auf die maximalen Werte gesetzt. Dies sind keine absoluten Werte, sondern gelten immer innerhalb der Karte in Relation zueinander.

Schalenwild-Artenzahl minimiert

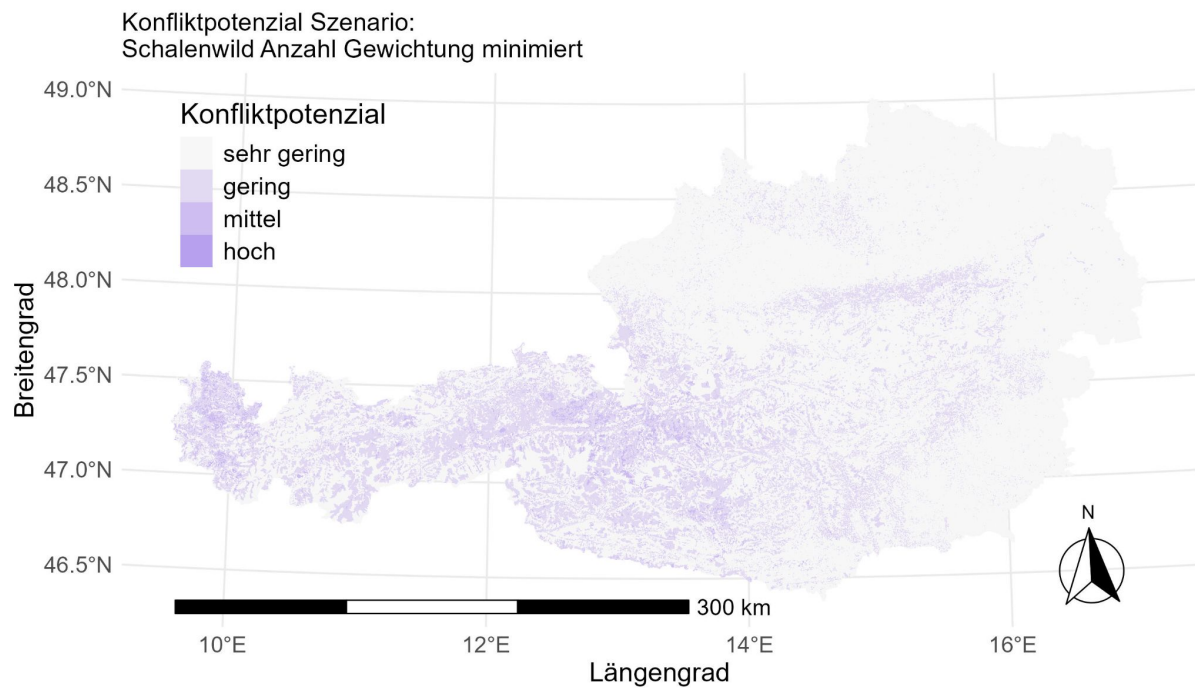


Abb. 7.3.4: Das Konfliktpotenzial Szenario: “Schalenwild-Artenzahl Gewichtung minimiert” beschreibt die potenzielle Intensität von Konflikten in der Forst- und Jagdwirtschaft mit Wölfen in Österreich in fünf Klassen, wobei dunklere Violettöne ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (weiß) bis hoch (violett). Die Anzahl an Schalenwildarten wurde hier auf die minimalen Werte gesetzt. Dies sind keine absoluten Werte, sondern gelten immer innerhalb der Karte in Relation zueinander.

Schalenwild-Artenzahl maximiert

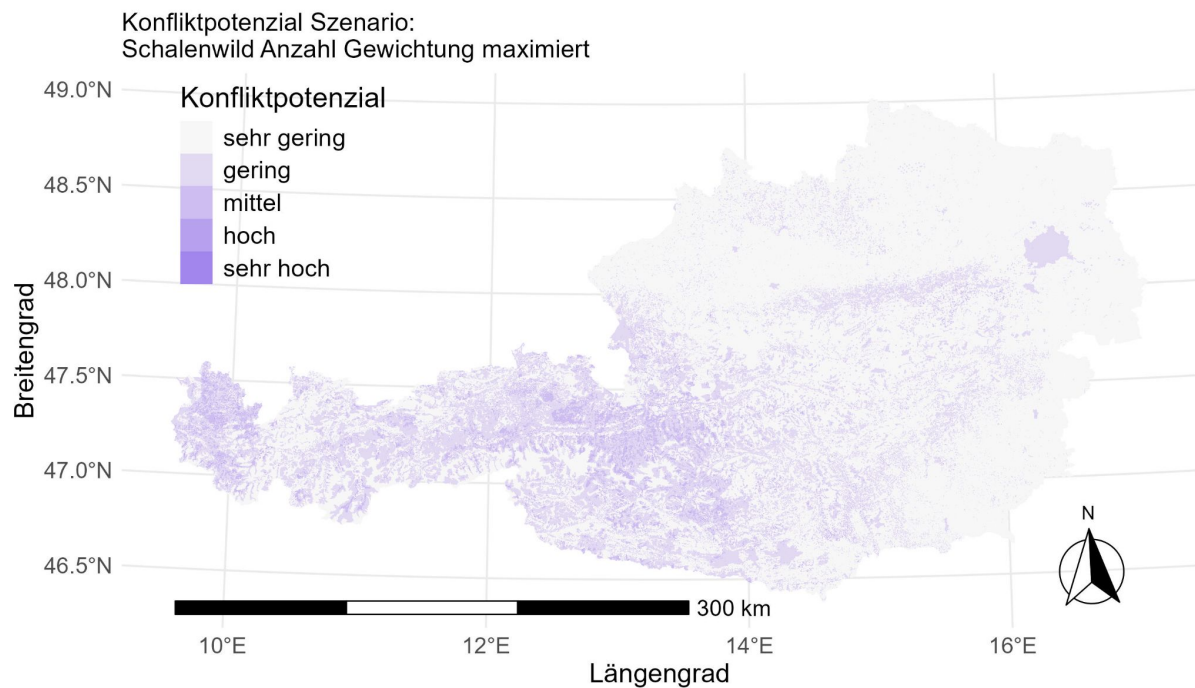


Abb. 7.3.5: Das Konfliktpotenzial Szenario: "Schalenwild-Artenzahl Gewichtung maximiert" beschreibt die potenzielle Intensität von Konflikten in der Forst- und Jagdwirtschaft mit Wölfen in Österreich in fünf Klassen, wobei dunklere Violetttöne ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (weiß) bis sehr hoch (dunkelviolet). Die Anzahl an Schalenwildarten wurde hier auf die maximalen Werte gesetzt. Dies sind keine absoluten Werte, sondern gelten immer innerhalb der Karte in Relation zueinander.

Schalenwild - Beides minimiert

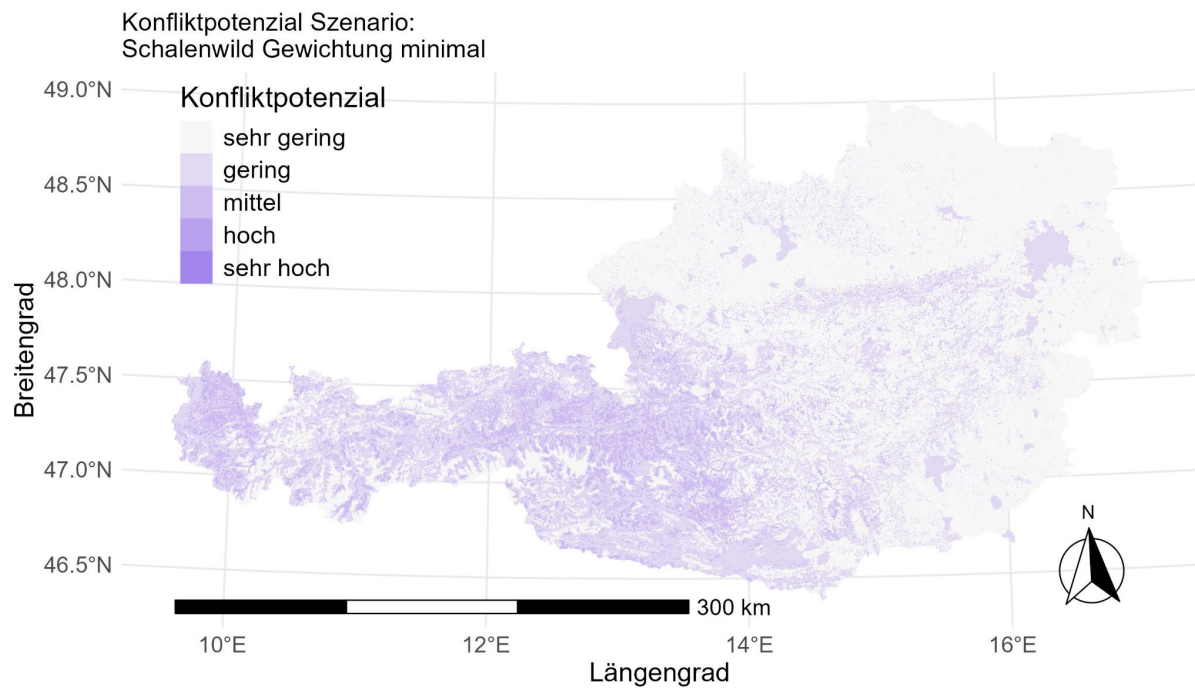


Abb. 7.3.6: Das Konfliktpotenzial Szenario: "Schalenwild Gewichtung minimal" beschreibt die potenzielle Intensität von Konflikten in der Forst- und Jagdwirtschaft mit Wölfen in Österreich in fünf Klassen, wobei dunklere Violettöne ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (weiß) bis sehr hoch (dunkelviolett). Die Anzahl an Schalenwildarten und die Abschusszahlen des Schalenwildes wurden hier auf die minimalen Werte gesetzt. Dies sind keine absoluten Werte, sondern gelten immer innerhalb der Karte in Relation zueinander.

Beides maximiert

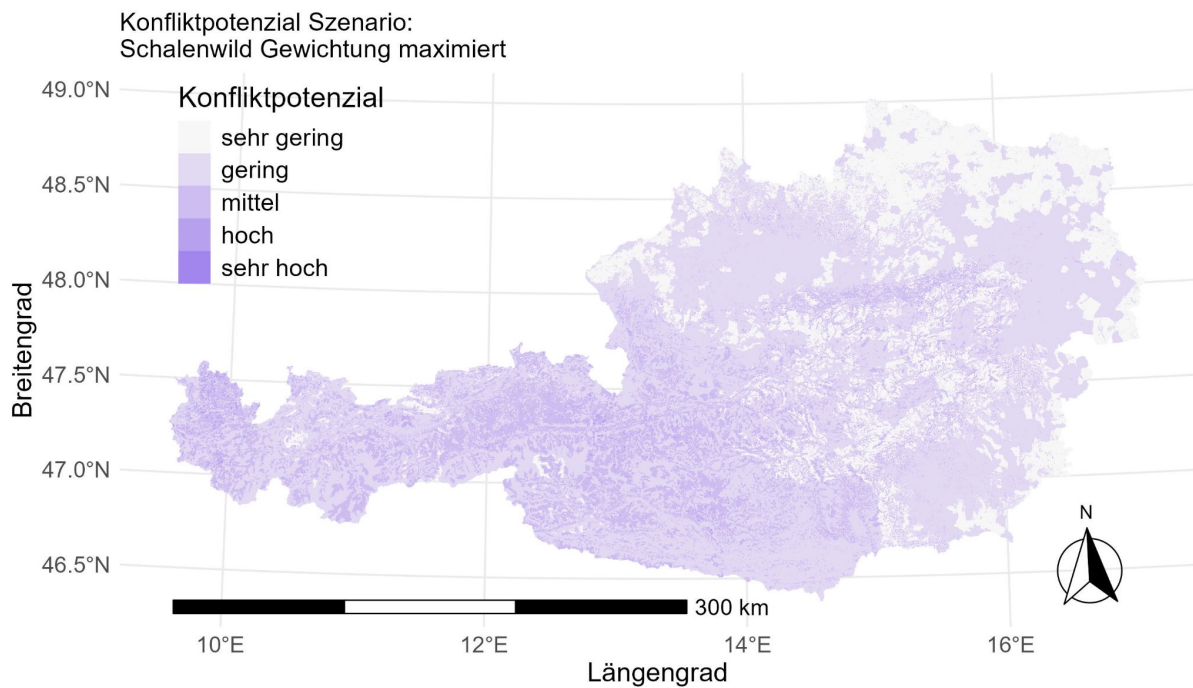


Abb. 7.3.7: Das Konfliktpotenzial Szenario: "Schalenwild Gewichtung maximal" beschreibt die potenzielle Intensität von Konflikten in der Forst- und Jagdwirtschaft mit Wölfen in Österreich in fünf Klassen, wobei dunklere Violettöne ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (weiß) bis sehr hoch (dunkelviolet). Die Anzahl an Schalenwildarten und die Abschusszahlen des Schalenwildes wurden hier auf die maximalen Werte gesetzt. Dies sind keine absoluten Werte, sondern gelten immer innerhalb der Karte in Relation zueinander.

7.4 Szenarien zu saisonalen Modellen

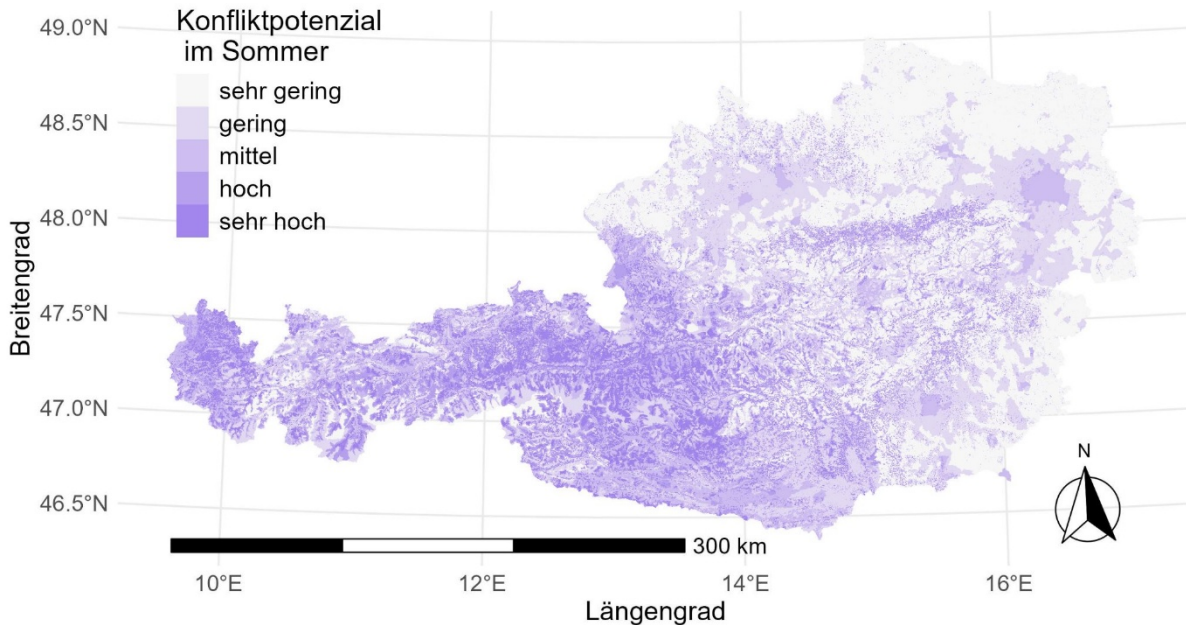


Abb. 7.4.1: Das *Konfliktpotenzial im Sommer* beschreibt die potenzielle Intensität von sozio-ökonomischen Konflikten mit Wölfen in Österreich im Sommerhalbjahr in fünf Klassen, wobei dunklere Violetttöne ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (weiß) bis sehr hoch (dunkelviolett). Das Konfliktpotenzialmodell im Sommer inkludiert: Bevölkerungsdichte, Hunde allgemein, Nächtigungszahlen im Sommer, Schalenwild-Abschusszahlen, Schalenwild-Artenzahl, WÖRP, Risspotenzialmodell, Nutztiere-Dichte, Gatterwild, Schutzwald. Dies sind keine absoluten Werte, sondern gelten immer innerhalb der Karte in Relation zueinander.

Kombinationsmodell Sommer

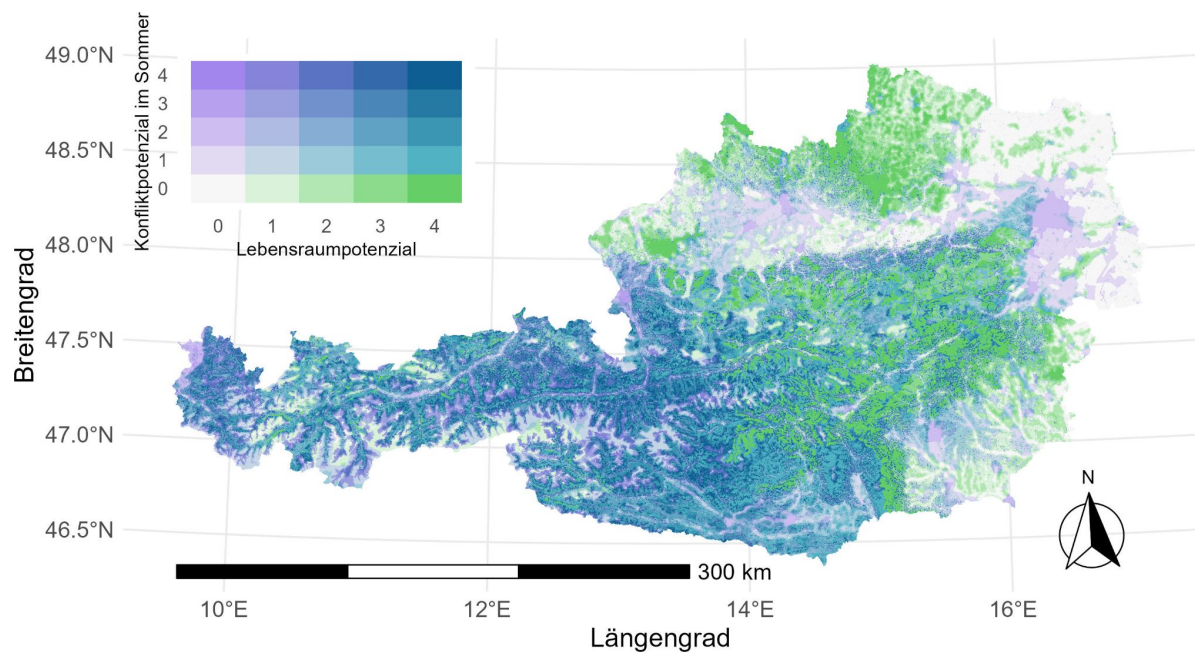


Abb. 7.4.2: Das *Kombinationsmodell für den Sommer* beschreibt die Verschneidung des Lebensraumpotenzialmodells und des Konfliktpotenzialmodells im Sommerhalbjahr in Österreich in 25 Klassen mit analoger Farbgebung. Weiße Flächen weisen ein geringes Lebensraum- und Konflikt-, violette Flächen ein hohes Konflikt- aber niedriges Lebensraum-, grüne Flächen ein hohes Lebensraum- aber geringes Konflikt- und dunkelblaue Flächen ein hohes Lebensraumpotenzial und Konfliktpotenzial auf. Dies sind keine absoluten Werte, sondern gelten immer innerhalb der Karte in Relation zueinander.

Konfliktmodell Winter

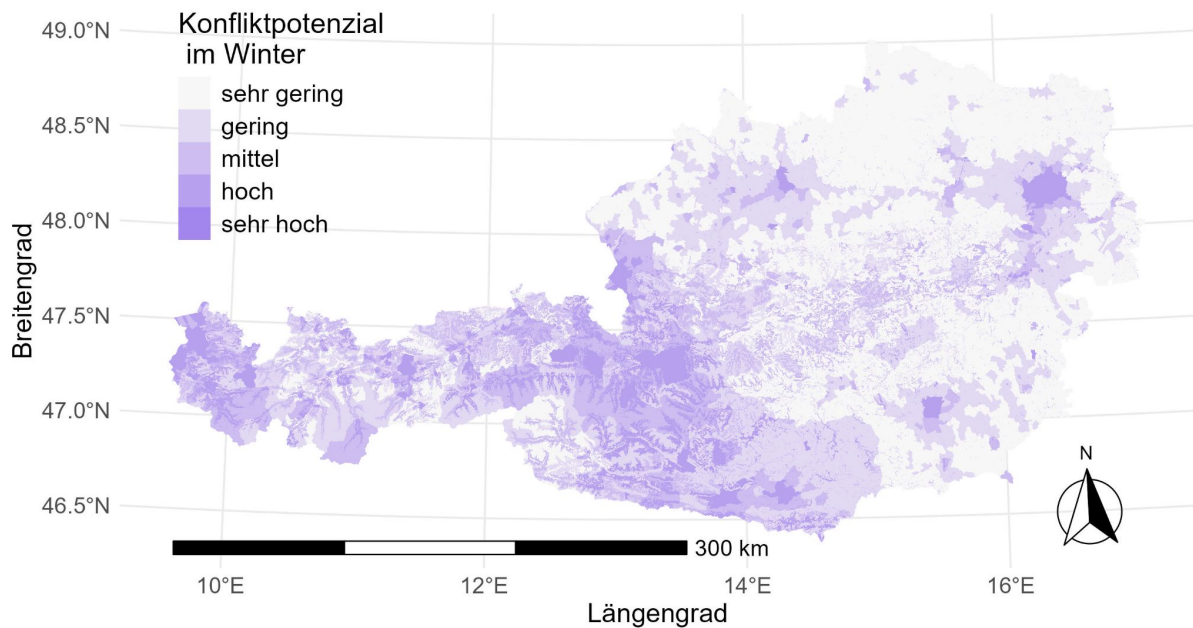


Abb. 7.4.3: Das *Konfliktpotenzial im Winter* beschreibt die potenzielle Intensität von sozio-ökonomischen Konflikten mit Wölfen in Österreich im Winterhalbjahr in fünf Klassen, wobei dunklere Violetttöne ein höheres Potenzial darstellen. Die Klasseneinteilung reicht von sehr gering (weiß) bis sehr hoch (dunkelviolet). Das Konfliktpotenzialmodell im Winter inkludiert: Bevölkerungsdichte, Hunde allgemein, Nächtigungszahlen im Winter, Schalenwild-Abschusszahlen, Schalenwild-Artenzahl, WÖRP, Gatterwild, Schutzwald. Dies sind keine absoluten Werte, sondern gelten immer innerhalb der Karte in Relation zueinander.

Kombinationsmodell Winter

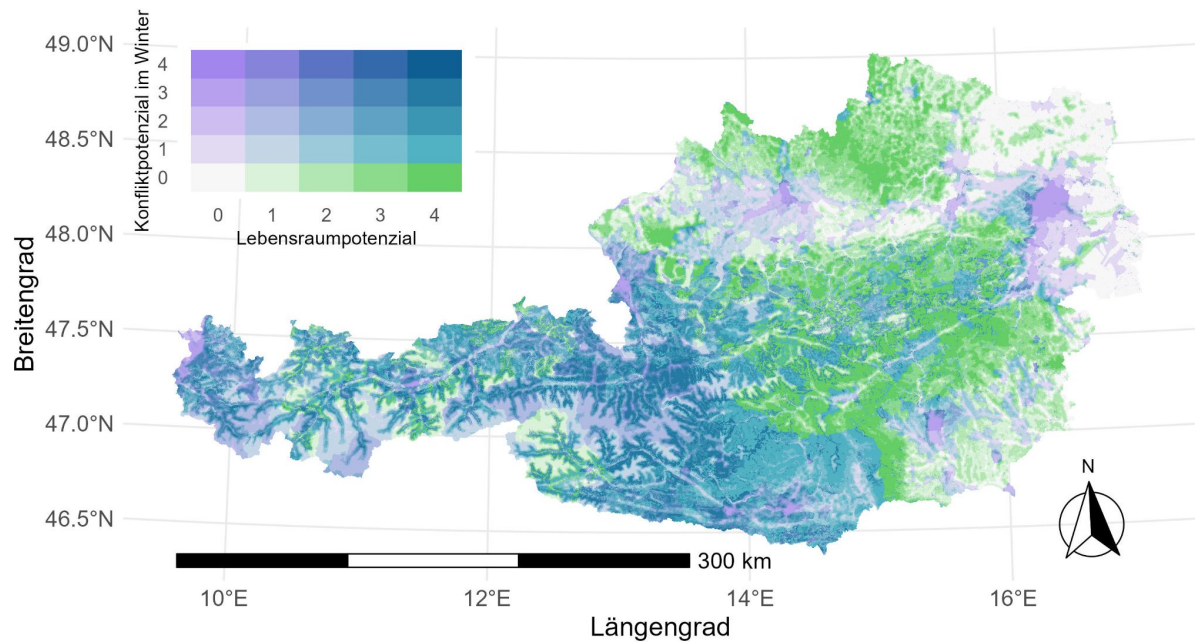


Abb. 7.4.4: Das *Kombinationsmodell für den Winter* beschreibt die Verschneidung des Lebensraumpotenzialmodells und des Konfliktpotenzialmodells im Winterhalbjahr in Österreich in 25 Klassen mit analoger Farbgebung. Weiße Flächen weisen ein geringes Lebensraum- und Konflikt-, violette Flächen ein hohes Konflikt- aber niedriges Lebensraum-, grüne Flächen ein hohes Lebensraum- aber geringes Konflikt- und dunkelblaue Flächen ein hohes Lebensraumpotenzial und Konfliktpotenzial auf. Dies sind keine absoluten Werte, sondern gelten immer innerhalb der Karte in Relation zueinander.

