



## Master Thesis

im Rahmen des

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

zum Thema

# „Wildnis in Österreich“ GIS-gestützte Modellierung potentieller Wisent-Habitate in Österreich

vorgelegt von

**Christine Neudecker BSc**

105026, UNIGIS MSc Jahrgang 2019

Betreuer/in:

Assoc. Prof. Dr. Gudrun Wallentin

Zur Erlangung des Grades

„Master of Science (Geographical Information Science & Systems) – MSc(GIS)“

Köstendorf, 04.10.2021



## **Eigenständigkeitserklärung**

Ich versichere, diese Master Thesis ohne fremde Hilfe und ohne Verwendung anderer, als den angeführten Quellen, angefertigt zu haben. Die Arbeit hat in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegen. Alle Ausführungen der Arbeit, die wörtlich oder sinngemäß übernommen wurden, sind gekennzeichnet.

Köstendorf, am 04.10.2021

Christine Neudecker, BSc





## **Gender-Disclaimer**

In dieser Arbeit wird aus Gründen der besseren Lesbarkeit das generische Maskulinum verwendet. Weibliche und anderweitige Geschlechteridentitäten werden dabei ausdrücklich mitgemeint, soweit es für die Aussage erforderlich ist.



## **Danksagung**

Zuerst gebührt mein Dank Frau Prof. Dr. Gudrun Wallentin, die meine Masterarbeit betreut und begutachtet hat. Für die hilfreichen Anregungen und die konstruktive Kritik bei der Erstellung dieser Arbeit möchte ich mich herzlich bedanken.

Ein besonderer Dank geht an die beiden Wisent-Experten Prof. Dr. Kajetan Perzanowski und Dr. Sebastian Catanoiu für die Unterstützung bei der Gewichtung der Analysekriterien. Für die Validierung meiner Modelle wurde von der Wisent Welt Wittgenstein ein Telemetriedatensatz zur Verfügung gestellt. Mein Dank dafür gilt Frau Kaja Heising.

Ich danke Herrn Thoren Metz von NGO Protect für die ausführliche Auskunft zu den Fauna-Flora-Habitat Richtlinien und die Bereitstellung von Literatur.

Für die Datenbereitstellung möchte ich mich bei Frau Monika Kanzian von den Österreichischen Bundesforsten und bei Frau Mag. Simone Mayrhofer von Netzwerk Naturwald bedanken.

Mein Dank gilt auch Mag. Julia Moser und dem gesamten UNIGIS-Team, die mich während meines Studiums hervorragend begleitet haben.

Abschließend möchte ich mich bei meiner Familie und meinem Lebenspartner bedanken, ohne ihre Geduld und moralische Unterstützung wäre diese Arbeit nicht möglich gewesen.

## **Vorwort: Persönliche Motivation**

Durch mein Ökologie-Erststudium und meine Affinität zu Umwelt und Natur haben mich Nationalparks, Schutz- und Wildnisgebiete immer schon begeistert. Sehr beeindruckend war für mich der Besuch der großen amerikanischen Nationalparks mit ihrer imposanten Megafauna, insbesondere dem amerikanischen Bison. Dabei stellte ich mir Fragen nach dem Verbleib der Wildnis in Europa, im Speziellen in meinem Heimatland Österreich. Ist in einer durch den Menschen geprägten Landschaft überhaupt noch Platz für Wildnis und wenn ja, wo? Die Möglichkeit komplexe Zusammenhänge und Kreisläufe von Umwelt und Natur in einem Modell mit Werkzeugen der Geoinformatik abzubilden, bietet eine spannende Möglichkeit, diese Fragen zu untersuchen und Antworten zu finden.



## Kurzfassung

Große herbivore Landsäugetiere, wie der Wisent, nehmen im Ökosystem wichtige Funktionen ein, leiden jedoch zunehmend an Habitatfragmentierung und Lebensraumverlust. Im Rahmen dieser Master Thesis soll geklärt werden, ob und wo es in Österreich große, zusammenhängende Wildnisgebiete mit niedriger anthropogener Nutzungskonkurrenz gibt, die geeignete Habitate für freilebende Wisentpopulationen darstellen und wie gut diese vernetzt sind.

Zur Identifizierung geeigneter Lebensräume wurde ein Habitatmodell mittels räumlicher, multikriterieller Überlagerungsanalyse und gewichteter Überlagerungsanalyse erstellt. Als Eingangskriterien dienten die Kriterien *Landbedeckung und -nutzung*, *Entfernung zu Landwirtschaft*, *Entfernung zu Siedlungen*, *Entfernung zu Straßen*, *Entfernung zu Wald*, *Schutzgebietsstatus*, *Höhenlage* und *Neigung*. Die Analysekriterien wurden mit Hilfe zweier Wisentexperten gewichtet, was zu zwei Modellergebnissen führte. Aus beiden Modellergebnissen wurden anhand der raumstrukturellen Maßzahlen *Habitatgröße* (Fläche), *Kompaktheit* (Shape Index) und *Kernhabitatanteil* (Core Area Index) Habitatpatches ausgewählt und unter Berücksichtigung der Faktoren *Flächen in Bundesbesitz* und *Schutzgebietsanteil* bewertet. Abschließend wurden mögliche Korridore zwischen den Habitatpatches mittels Least-Cost Analyse ermittelt.

Die Ergebnisse zeigen, dass es in Österreich potentiell geeignete Habitate für freilebende Wisentpopulationen gibt. Dabei liegen die am besten bewerteten Flächen im *Wildnisgebiet Dürrenstein* (NÖ/Stmk) und im *Nationalpark Kalkalpen* (OÖ). Beide Gebiete sind für ihre unberührte Waldwildnis bekannt und beherbergen Teile der letzten Urwälder Mitteleuropas. Eine sinnvolle Vernetzung ist nur unter den südlich gelegenen ausgewählten Flächen möglich. Allerdings wurden dafür die zu Beginn definierten Beschränkungen als partielle Barrieren mit hohem Widerstand definiert.

Dem Handlungsbedarf in Österreich bezüglich Biodiversitätsförderung könnte mit Hilfe des Wisents als Ökosystem-Ingenieur entgegengewirkt werden. Dabei bieten die Ergebnisse dieser Arbeit eine Diskussionsgrundlage für mögliche Wisentprojekte in Österreich.



## Abstract

Large terrestrial herbivores like the wisent exert positive influence on ecosystems but are increasingly threatened by habitat loss and fragmentation. This Master Thesis focuses on finding large unfragmented wilderness areas with low anthropogenic usage, which represent suitable habitats for a free-living wisent population in Austria and if there is a viable connectivity between them.

Through GIS-based multi-criteria decision-making and weighted overlay analysis a model was used to identify potential wisent habitats. The model is based on known wisent habitat preferences concerning the criteria *landcover*, *distance to agriculture*, *distance to development*, *distance to roads*, *distance to forest*, *land protection status*, *elevation* and *slope*. The model input criteria were weighted by two wisent specialists which resulted in two model results. The Habitat model outcome for both weighting schemes is an output raster with suitability values. A selection of potential habitat patches was made by using the landscape metrics *patch size*, *shape index* and *core area index*. The patch selection was then evaluated with regard to state-owned and protected areas. Finally, habitat connectivity was assessed by performing a Least Cost Analysis

Suitable habitat patches for free-roaming wisents in Austria were identified. The best evaluated patches are located around the *Dürrenstein wilderness area* between Lower Austria and Styria and the *Kalkalpen National Park* in Upper Austria. Both regions are known for their unspoiled nature and include parts of Central Europe's last primeval forests.

Reasonable connectivity is only possible among the selected areas further to the south. However, for this purpose the restrictions defined at the beginning had to be redefined as partial barriers with high costs

In Austria there is a need for action to promote biodiversity. The wisent and its role as an ecosystem engineer could help to achieve this goal. Conclusions of this Master Thesis could provide the basis for discussions on wisent reintroduction projects in Austria





---

## Inhaltsverzeichnis

Eigenständigkeitserklärung .....	I
Gender-Disclaimer.....	III
Danksagung .....	V
Vorwort: Persönliche Motivation .....	V
Kurzfassung.....	VII
Abstract.....	IX
Abkürzungsverzeichnis .....	XIII
1. EINFÜHRUNG .....	1
1.1 Der Wisent .....	2
1.1.1 Biologie und Ökologie von <i>Bison bonasus</i> .....	3
1.1.2 Historische Verbreitung von <i>Bison bonasus</i> .....	4
1.1.3 Rezente Verbreitung von <i>Bison bonasus</i> .....	6
1.1.4 Gefährdung und Status .....	7
1.2 Habitatmodelle.....	8
1.2.1 Species Distribution Model .....	10
1.2.2 Multikriterielle gewichtete Überlagerungsanalyse.....	11
1.3 Habitatmodelle für den Wisent .....	12
1.4 Aufgabenstellung und Relevanz .....	13
1.5 Wahl der Methode .....	14
1.6 Zielsetzung.....	15
2. METHODIK.....	16
2.1 Kriterien des Wisent-Habitatmodells.....	18
2.1.1 Limitierende Faktoren .....	19
2.1.1.1 Höhenlage.....	19
2.1.1.2 Neigung .....	20
2.1.2 Störungen.....	21
2.1.2.1 Entfernung zu Straßen.....	21
2.1.2.2 Entfernung zu Siedlungen.....	21
2.1.2.3 Entfernung zu Landwirtschaft.....	22
2.1.3 Habitat .....	23
2.1.3.1 Entfernung zu Wald .....	23

---

2.1.3.2	Schutzgebietsstatus.....	23
2.1.3.3	Landbedeckung und -nutzung .....	24
2.2	Untersuchungsgebiet.....	24
2.3	Gewichtete Überlagerungsanalyse (WOA).....	26
2.3.1	Eignungsskala.....	26
2.3.2	Gewichten der Kriterien .....	28
2.3.2.1	Gewichtung nach Perzanowski .....	28
2.3.2.2	Gewichtung nach Catanoiu .....	28
2.3.2.3	Diskussion der Gewichtungen.....	29
2.3.3	Kombinieren der Kriterien – gewichtete Überlagerung .....	30
2.3.4	Sensitivitätsanalyse.....	30
2.3.5	Validierung .....	31
2.3.5.1	Verbreitungs-Flächendaten .....	33
2.3.5.2	Verbreitungs-Punktdaten.....	33
2.3.6	Landschaftsstrukturmaße zum Lokalisieren geeigneter Habitats.....	35
2.3.6.1	Fläche (Patch Size - A).....	37
2.3.6.2	Kompaktheit (Shape Index - SI).....	38
2.3.6.3	Kernhabitatanteil (Core Area Index - CAI).....	38
2.4	Bewertung der Gebiete in Österreich.....	39
2.4.1	Flächen in Bundesbesitz .....	39
2.4.2	Schutzgebietsanteil .....	40
2.5	Vernetzung.....	41
3.	ERGEBNISSE.....	43
3.1	Habitats eignungskarten und Lokalisierung geeigneter Habitats .....	43
3.1.1	Habitats eignungskarte nach Perzanowski .....	43
3.1.2	Habitats eignungskarte nach Catanoiu .....	44
3.2	Sensitivitätsanalyse .....	46
3.3	Habitats modell-Validierung .....	51
3.3.1	Validierung Modell nach Perzanowski.....	51
3.3.2	Validierung Modell nach Catanoiu.....	56
3.4	Flächenauswahl anhand raumstruktureller Maßzahlen.....	62
3.4.1	Flächenauswahl nach Perzanowski .....	63
3.4.2	Flächenauswahl nach Catanoiu .....	66

---

3.5	Bewertung der Flächen .....	70
3.5.1	Bewertung der Flächen nach Perzanowski .....	70
3.5.2	Bewertung der Flächen nach Catanoiu .....	79
3.6	Vernetzung der Flächen .....	83
3.6.1	Vernetzung der Flächen nach Perzanowski .....	83
3.6.2	Vernetzung der Flächen nach Catanoiu .....	87
4.	ZUSAMMENFASSUNG & DISKUSSION .....	89
4.1	Ergebnisse .....	89
4.2	Methodische Überlegungen .....	93
4.3	Weitere Überlegungen .....	94
5.	SCHLUSSFOLGERUNGEN & AUSBLICK .....	96
	LITERATURVERZEICHNIS .....	i
	ANHANG .....	A
	A-1: Kartenmaterial .....	a
	A-2: Tabellen .....	1

## Abkürzungsverzeichnis

A	Fläche
Art.	Artikel
CAI	Core Area Index
CDDA	Central Database for Designated Areas
CLC18	Corine Land Cover Datensatz aus 2018
CORINE	Coordination of Information on the Environment
DEM	Digital Elevation Model
ED	Edge Density
EEA	European Environment Agency
ETRS	European Terrestrial Reference System
FFH-RL	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinien
GBIF	Global Biodiversity Information Facility
GIS	Geografische Informationssysteme
HEI	Habitateignungsindex
IUCN	International Union for Conservation of Nature and Natural Resources
lit.	littera
MCDA	Multi-Criteria Decision-Analysis
ÖBf	Österreichische Bundesforste
OSM	Open Street Map
SDM	Species Distribution Model
SI	Shape Index
WOA	Weighted Overlay Analysis

## 1. EINFÜHRUNG

Übernutzung von Ressourcen, Intensivierung der Landwirtschaft, Urbanisierung, Überjagung und Umweltverschmutzung sind Hauptgründe für das weltweite Artensterben (Ceballos and Ehrlich, 2002; Maxwell, 2016). Große Säugetierarten sind dabei besonders betroffen, die IUCN (International Union for the Conservation of Nature) konstatiert, dass knapp 60 % aller großen, landlebenden Pflanzenfresser bedroht sind (Cardillo et al., 2005; Ripple et al., 2015).

Diese Tatsache ist besorgniserregend, da große herbivore Landsäuger ökosystemrelevante Funktionen einnehmen. Durch Fraßdruck, Vertritt und Verbreitung von Pflanzensamen beeinflussen sie als Ökosystem-Ingenieure den strukturellen Aufbau und die Pflanzenkomposition von Landschaften (Bakker et al., 2016; Jaroszewicz et al., 2013; Owen-Smith, 1992). Ihre Anwesenheit trägt somit zur Heterogenisierung von Ökosystemen bei und hat signifikanten Einfluss auf die Biodiversität (Newman et al., 2014; Ripple et al., 2015). Auch im Nährstoffkreislauf spielen große Pflanzenfresser eine wichtige Rolle (Hobbs, 1996). Der Schutz solcher Schlüsselarten (engl. keystone species) sollte hohe Priorität haben (De Vries, 1995; Hobbs, 1996; Jaroszewicz et al., 2013; Pringle et al., 2007; Ripple et al., 2015). Durch die großen Raumansprüche von Megaherbivoren kann ihr Schutz als sogenannte Schirmart für das Überleben ganzer Artengemeinschaften sorgen (Branton and Richardson, 2011; De Vries, 1995).

Der Begriff „Rewilding“ wurde in den letzten 20 Jahren im ökologischen Kontext geprägt. Teil dieses Renaturierungskonzeptes ist die Wiedereinführung der in der Region einst vertretenen Megafauna (Jørgensen, 2015). Europäische Rewilding-Projekte haben meist zumindest eines der beiden Ziele:

- 1) Renaturierung der Landschaft und Erhalt der natürlichen Dynamik durch das Wiedereinführen von Arten
  - 2) Freilassen von in Gefangenschaft gezüchteten Tieren in Gebieten, in denen sie ausgerottet wurden, als Teil des Artenschutzes
- (Navarro and Pereira, 2012; Svenning et al., 2016)

Der Managementaufwand durch den Menschen ist nach der Einlaufphase so gering wie möglich zu halten.

Der Wisent (*Bison bonasus* Linnaeus, 1758), auch europäischer Bison genannt, ist das größte europäische Landsäugetier und zugleich der letzte verbliebene, große, wildlebende Weidegänger Europas. Seit Jahrhunderten schrumpft der Bestand, wobei die Art vor allem in den letzten hundert Jahren unter Überjagung, Habitatverlust und Habitatfragmentierung leiden musste. Die Weltpopulation gilt als potentiell gefährdet (Near Threatened) (Plumb et al., 2020). Um den Fortbestand zu gewährleisten, ist es wichtig, bestehende Wisentherden zu stärken, weitere (freilebende) Herden zu gründen und dabei ein Netzwerk zu schaffen (Perzanowski and Olech, 2007).

### 1.1 Der Wisent



*Abb.1 Wisentbulle im Wildpark Grünau Almtal*

### 1.1.1 Biologie und Ökologie von *Bison bonasus*

Der Wisent (*Bison bonasus* Linnaeus, 1758) gehört zur Gattung *Bison*, wozu auch der amerikanische Bison (*Bison bison*, Linnaeus, 1758) zählt. Vom Wisent werden heutzutage zwei Unterarten unterschieden: der Flachlandwisent (*Bison bonasus bonasus* Linnaeus, 1758) und der Kaukasus- bzw. Bergwisent (*Bison bonasus caucasicus* Turkin et Satunin, 1904), wobei letztgenannter als ausgestorben gilt und nur mehr als Hybrid aus Flachland- und Bergwisent existiert (Pucek et al., 2004).

Mit bis zu drei Metern Länge und einer Schulterhöhe von bis zu 1,88 Metern ist der europäische Bison das größte europäische Landsäugetier (Kraśńska and Kraśński, 2008). Bullen sind größer und wiegen durchschnittlich zwischen 580 – 920 kg, während die Kühe durchschnittlich 320 – 640 kg schwer sind. Ein großer, tief angesetzter Kopf und ein markanter, durch Knochenfortsätze und Muskeln gebildeter Buckel sind typische Merkmale (Abb.1). Das braune Fell ist im Bereich des Vorderkörpers und am Hals dichter und länger, als am restlichen Körper. Bullen und Kühe tragen nach innen gebogene Hörner.

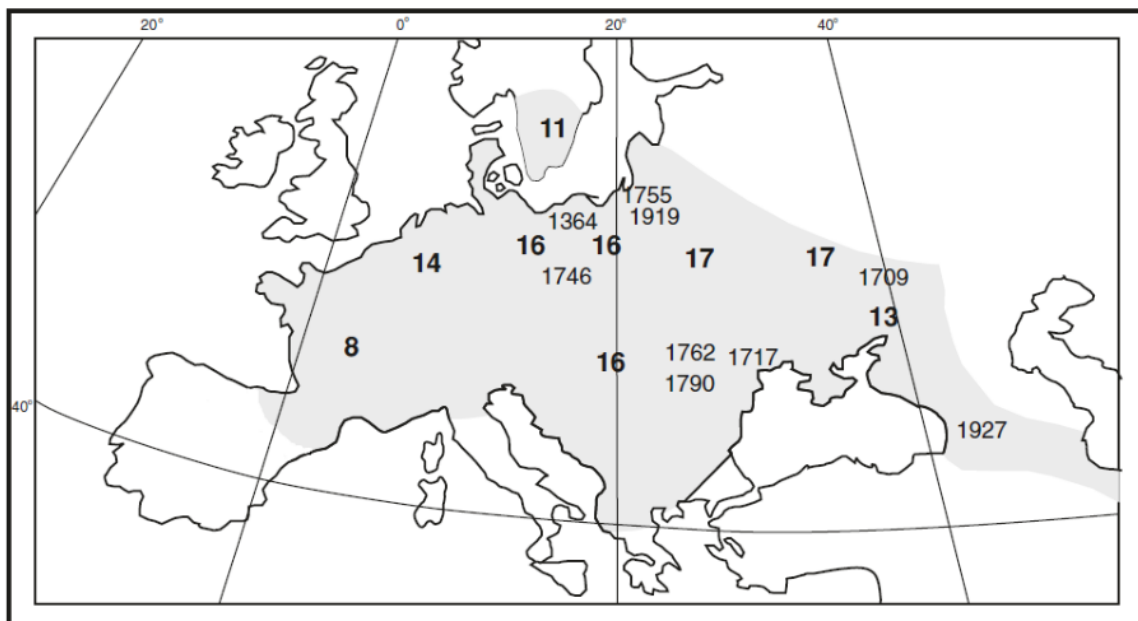
Von November bis April finden sich Wisente in größeren Wintergruppen mit durchschnittlich zwanzig Kühen, Jungtieren und Kälbern zusammen. Die Bullen leben einzeln oder in Kleingruppen am Rand von Muttergruppen und halten sich nur während der Brunft von August bis Oktober innerhalb der größeren Gruppen auf. Mit April lösen sich die Wintergruppen in kleinere Gruppen von durchschnittlich zwölf Tieren auf, die während der Vegetationszeit umherwandern (Kraśńska and Kraśński, 2008).

Optimale Wisenthabitate umfassen unterschiedliche Laub- und Mischwälder, aber auch offene Flächen wie Weiden, Waldwiesen oder Kahlschlagflächen mit geringen, menschlichen Einflüssen (Kraśńska and Kraśński, 2008). Ein Mosaik aus offenen Weideflächen und Wäldern, wie beispielsweise im Urwald von Białowieża in Polen, ist am vorteilhaftesten (Kraśńska et al., 1987). Laubwälder liefern durch gute Bodenbedingungen den nötigen krautigen und grasartigen Unterwuchs, wohingegen der nährstoffarme Podsol in Nadelwäldern weniger geeignete Nahrung aufkommen lässt. Durch Anpassung können europäische Bisons allerdings auch in von Nadelwäldern dominierten Gebieten leben (Kraśński et al., 1999). In bergigen Regionen, wie dem Kaukasus, bevorzugen sie während

des Winters niedere Bergwälder, während des Sommers hingegen alpine Wiesen (Wołoszyn-Gałęza et al., 2016).

Wisente sind Pflanzenfresser und Wiederkäuer. Als sogenannte Raufutterverwerter besteht ihre Nahrung, neben den Hauptbestandteilen Gras und krautigen Pflanzen, bis zu 20 % aus Baumanteilen, wie Trieben und Blättern (Hofman-Kaminska and Kowalczyk, 2012; Krasieńska and Krasieński, 2008), im Herbst zusätzlich aus Sämereien wie Bucheckern und Eicheln und im Winter sogar aus Ästen und Rinde von Laubbäumen. Wisente sind wenig wählerisch und der Nahrungsbedarf eines Tieres beträgt zwischen 30 und 60 kg Futter am Tag (Krasieńska and Krasieński, 2008). Die Grasungsreviere der Wisente sind von Lebensraum, Alter und Geschlecht abhängig und betragen bis zu 200 km<sup>2</sup> für Populationen mit 50 – 70 Individuen (Pucek et al., 2004). In einem ausgeglichenen Ökosystem stehen europäische Bisons aufgrund unterschiedlicher Nahrungspräferenzen in keiner Ressourcenkonkurrenz mit Rehen oder Hirschen (Krasieńska and Krasieński, 2008).

### 1.1.2 Historische Verbreitung von *Bison bonasus*

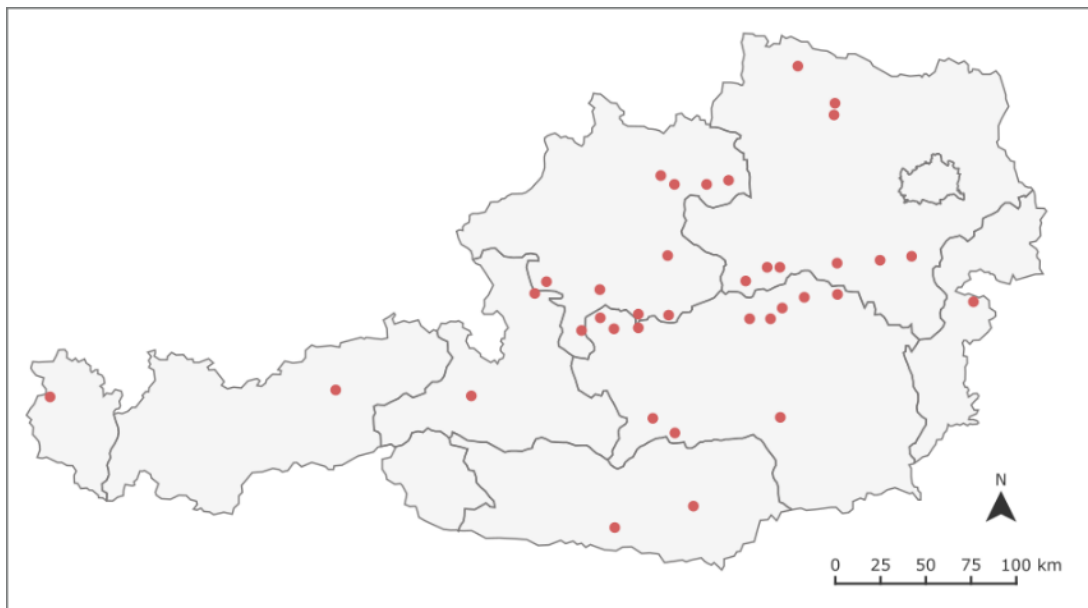


**Abb.2** Historische Verbreitung von *Bison bonasus* nach Heptner et al. (1966), Pucek (1991). Quelle Pucek et al. (2004), modifiziert (2013). Die Zahlen stellen das Jahrhundert bzw. das Jahr der letzten Wisentvorkommen der jeweiligen Region dar (Pucek, 1991; Pucek et al., 2004).



Die ältesten Funde von *Bison bonasus* stammen aus dem frühen Holozän im nördlichen Zentraleuropa und südlichem Skandinavien. Mitte des Holozäns war der Wisent im Großteil der gemäßigten Zone Europas vertreten (Benecke, 2005). Die Verbreitung reichte von Frankreich im Westen, über Belarus und die Ukraine, bis in den russischen Kaukasus im Osten (Abb.2). Südliche Verbreitungsgrenze waren das Schwarze Meer und das Mittelmeer, wobei die Italienische und Iberische Halbinsel nicht zum historischen Lebensraum zählen.

Das Verschwinden des Wisents nahm im Frühmittelalter in West- und Südeuropa seinen Anfang. Fortschreitende Zivilisierung und Bejagung führten dazu, dass Ende des 19. Jahrhunderts nur mehr zwei isolierte, wildlebende Wisentpopulationen existierten. Eine im Urwald von Białowieża, in der heutigen Grenzregion zwischen Polen und Belarus, die 1919 verschwand. Die andere im russischen Kaukasus, die 1927 ausgerottet wurde. Ende der 1920er Jahre war der Wisent in freier Wildbahn ausgestorben und existierte nur mehr in zoologischen Gärten.



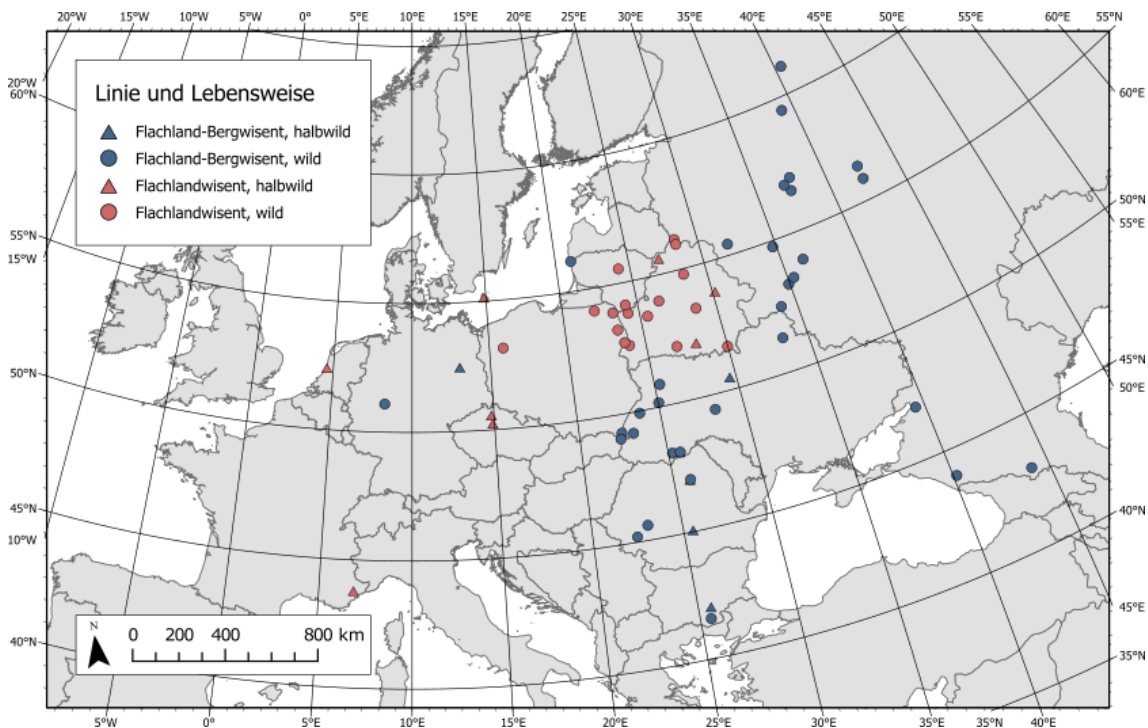
**Abb.3** Wisentknochenfunde aus dem Holozän in Österreich, Erstellt nach Bauer (2001)

Archäologische Wisentknochenfunde in Österreich aus dem Holozän zeigen (Abb.3), dass Wisente in der kollinen, submontanen, montanen bis hin zu tiefsubalpinen Stufen vorkamen (Bauer, 2001). Gehäufte Funde gehen meist auf Jagdbeutereste aus Siedlungsgrabungen

zurück. Durch den jägerischen Aktionsraum können die Fundorte nicht exakt geeignete Habitats der damaligen Zeit wiedergeben. Schachthöhlen in den steirischen, nieder- und oberösterreichischen Kalkalpen wirkten als Tierfallen und führen ebenso zu einer Häufung der Fundpunkte (Bauer, 2001).

### 1.1.3 Rezente Verbreitung von *Bison bonasus*

Die „Internationale Gesellschaft zur Rettung des Wisents“ hat 1923 ein Zuchtprogramm mit zwölf Wisenten zur Erhaltung der Art gegründet. Aus diesem Programm konnten 1952 die ersten Individuen im Urwald von Białowieża freigelassen werden. Es folgten weitere Projekte im russischen Kaukasus, Zentral- und Osteuropa. 2013 wurden acht Wisente im Rothaargebirge in Deutschland erfolgreich ausgewildert. In der Schweiz wird ein ähnliches Projekt im Solothurner Jura diskutiert. In den rumänischen Karpaten gibt es ein großes Auswilderungsprojekt von der Organisation „Rewilding Europe“. Heute existieren 8.461 Wisente weltweit (Tab.1), davon leben 6.244 Tiere in 49 wilden Herden in zehn europäischen Ländern (Tab.2 und Abb.4).



**Abb.4** Wildlebende und halb-wildlebende Wisentherden in Europa Ende 2019.  
Erstellt nach Raczyński (2019).

**Tab.1** Weltweite Anzahl von Wisenten Ende 2019 (Raczyński, 2020)

Lebensweise	Individuen
in Gehegen	1.738
halb-wild	479
wild	6.244
<b>Gesamt:</b>	<b>8.461</b>

**Tab.2** Europäische Länder mit halb-wilden und wilden Wisentherden Ende 2019 (Raczyński, 2020)

Land	halb-wild	wild
Belarus	3	9
Bulgarien	1	1
Dänemark	1	-
Deutschland	1	1
Frankreich	1	-
Lettland	-	1
Litauen	-	2
Niederlande	1	-
Polen	-	6
Rumänien	2	3
Russland	2	17
Slowakei	-	1
Tschechien	2	-
Ukraine	2	8

#### 1.1.4 Gefährdung und Status

Laut IUCN Red List gilt die Weltpopulation von *Bison bonasus* als potentiell gefährdet (Near Threatened) (Plumb et al., 2020). Neben Habitatverlust, stellt vor allem der Mangel an genetischer Variabilität eine große Gefahr dar. In den meist kleinen, freilebenden Herden kann ein Gendrift zu einer schlechteren Anpassungsfähigkeit auf eine sich ändernde Umwelt führen (Luenser et al., 2005). Inzuchtdepression kann zudem in einer erhöhten Krankheitsanfälligkeit und einer reduzierten Reproduktionsleistung resultieren (Tokarska et al., 2011).

In den Fauna-Flora-Habitat-Richtlinien (FFH-RL, 1992) gilt der Wisent als prioritäre Art. Prioritäre Arten sind in Art. 1 lit. h FFH-RL definiert als "Arten, für deren Erhaltung der

*Gemeinschaft aufgrund ihrer natürlichen Ausdehnung [...] besondere Verantwortung zukommt*“. Als im Anhang II geführte Spezies, müssen für den Wisent EU-weit FFH-Schutzgebiete ausgewiesen werden. Durch die Listung in Anhang IV gilt er zudem als streng zu schützende Art von gemeinschaftlichem Interesse.

Unter dem Dach der Weltnaturschutzorganisation IUCN und deren Species Survival Commission (SSC) wird die Bison Spezialistengruppe geführt. Die europäische Expertengruppe besteht aus Wissenspezialisten aus den Ländern: Litauen, Polen, Belarus, Rumänien, Deutschland, Ukraine, Russland, Schweden, Spanien und Slowakei.

Sie verfolgt folgende Ziele:

- Veröffentlichung von Berichten zum Zustand der Wisent-Gesamtpopulation und eines Aktionsplans zum aktiven Schutz der Art
- Gründung des European Bison Advisory Center als Kommunikationsplattform für Züchter
- Unterstützung bei Wiederansiedlungsprojekten

(“Bison Specialist Group - Europe,” 2021)

### **1.2 Habitatmodelle**

Das Verständnis der räumlichen und zeitlichen Verteilungen von Tier- und Pflanzenarten und der zugrundeliegenden Beziehung zu ihrer Umwelt sind zentrale Themen der Ökologie (Elith and Leathwick, 2009; Guisan and Zimmermann, 2000). Die Gesamtheit der biotischen und abiotischen Umweltfaktoren, die das Überleben einer Art beeinflussen, wurde bereits von Grinnell (1917) und Hutchinson (1957) im Konzept der ökologischen Nische beschrieben. Die Fundamentalnische beschreibt jenen Raum, den eine Art aufgrund ihrer physiologischen Potenz bewohnen kann. Durch Berücksichtigung von intraspezifischer und interspezifischer Konkurrenz und der herrschenden Standortbedingungen ergibt sich die Realnische, bei der es sich um einen Ausschnitt der fundamentalen Nische handelt (Hutchinson, 1957).

Die Verbreitung einer Art hängt im Wesentlichen von drei Faktoren ab:

- 1) limitierende Faktoren und Regulatoren (Temperatur, Licht, Wasser usw.)
- 2) Störungen (anthropogen und natürlich)
- 3) Ressourcen (Futter, Nistmöglichkeit usw.)

(Guisan and Thuiller, 2005)

Räumliche Modelle der Ökologie bauen auf der Nischentheorie basierenden Erfassung und Beschreibung der Beziehungen zwischen einer Art und ihrer Umwelt auf (Guisan and Zimmermann, 2000; Hirzel and Le Lay, 2008).

In den letzten zwanzig Jahren hat die Entwicklung von leistungsfähigen, statistischen Analysemethoden und geografischen Informationssystemen (GIS) zu einer wachsenden Zahl an Methoden und Ansätzen zur Modellierung von Habitaten geführt (Elith et al., 2006; Elith and Leathwick, 2009; Guisan and Zimmermann, 2000). Dabei entstand eine Vielzahl an Bezeichnungen: “bioclimatic envelope models” (Araújo and Peterson, 2012), “habitat suitability models” (Hirzel et al., 2006), “species distribution models” (Elith and Leathwick, 2009), und “ecological niche models” (Peterson, 2006). Häufig werden die Begriffe synonym benutzt.

Als innovatives Werkzeug finden Habitatmodelle in Ökologie und Naturschutz Verwendung. Sie können beispielsweise zur Untersuchung von Zusammenhängen zwischen Umweltparametern und Artenvielfalt dienen (Nally and Fleishman, 2004) oder das Potential von invasiven Arten in neuen Gebieten erörtern (Peterson, 2003). Eine weitere Anwendung ist die Analyse von Habitateigenschaften und räumlichen Landschaftsmustern, die das Vorkommen einer Spezies erlauben (Araújo and Williams, 2000; Ferrier et al., 2002). Die historische Verbreitung von Arten (Peterson et al., 2004) sowie zukünftige Auswirkungen des Klimawandels (Araújo, 2004; Skov and Svenning, 2004; Thomas et al., 2004) können modelliert werden.

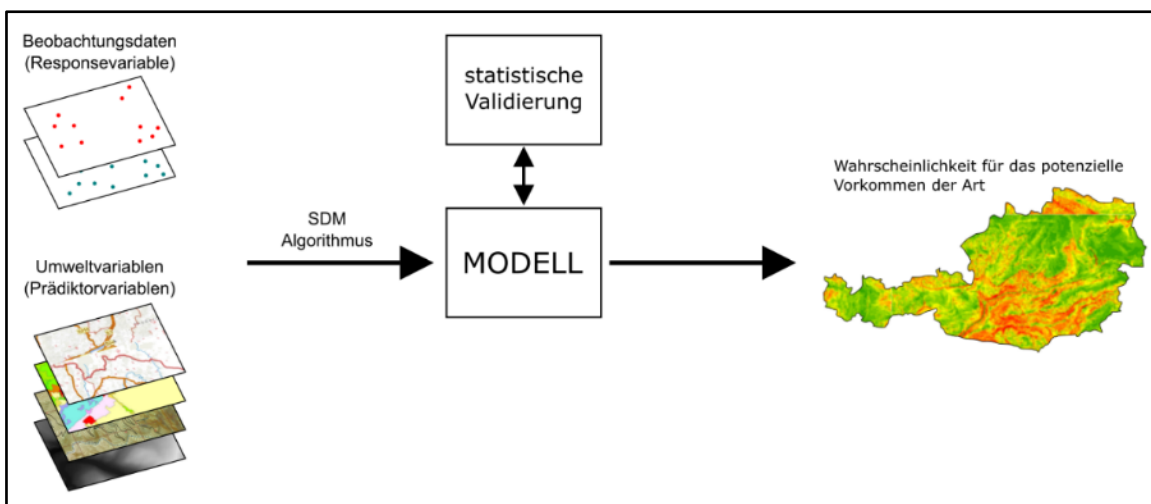
### 1.2.1 Species Distribution Model

Species Distribution Models (SDM) sind räumliche, modellhafte Darstellungen von funktionalen Zusammenhängen in einem Lebensraum. Sie kommen bei zwei miteinander verbundenen Aufgabenstellungen zur Anwendung:

- 1) die raumzeitliche Verteilung einer oder mehrerer Zielarten und die Bedeutung der zugrunde liegenden Umwelteigenschaften
- 2) die Vorhersage der möglichen Verteilung in nicht untersuchten Gebieten oder bei veränderten Umweltparametern

(Morrison et al., 1998).

Sie beschreiben somit einerseits die Art-Habitat-Beziehung und beurteilen andererseits die Eignung bzw. Qualität von Habitaten für die Zielart innerhalb eines Untersuchungsgebietes. Durch die Verschneidung von Beobachtungsdaten der Zielspezies (Responsevariable) mit flächigen Daten zu Umweltausprägungen (Prädiktorvariablen) können Präsenz und Absenz der Art in Beziehung mit den biotischen und abiotischen Umweltfaktoren des Gebietes gebracht werden (Dormann et al., 2004; Lang and Blaschke, 2007; Pearce and Boyce, 2006). Beobachtungs-Punktdaten werden durch statistische Methoden im Merkmalsraum geclustert und wieder auf die Karte gemapped (Abb.5).



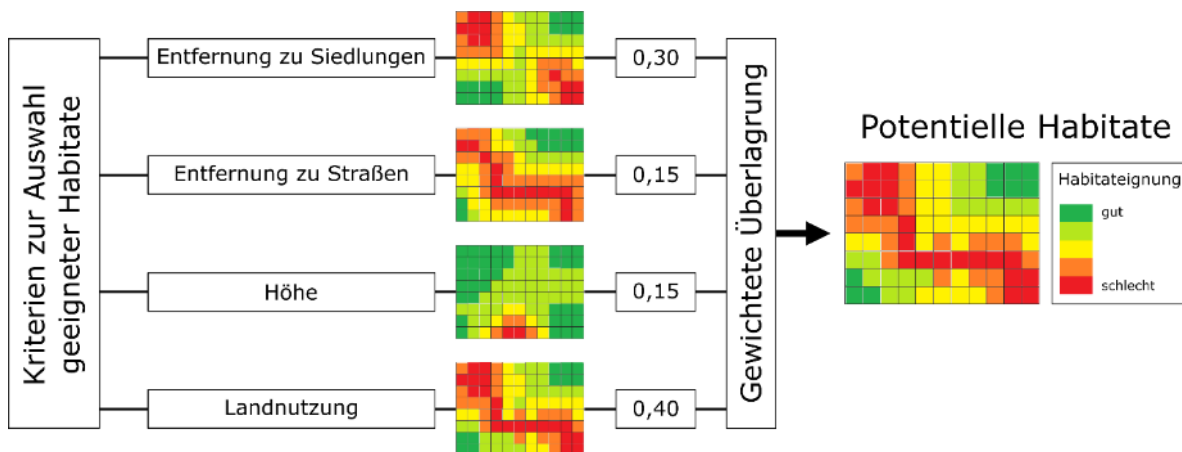
**Abb.5** Schema eines SDM

Auf dieser Basis werden Aussagen über die aktuelle und zukünftige Verbreitung der Tier- oder Pflanzenart getroffen. Dabei handelt es sich immer um ein Modell und somit um eine Annäherung an die reale Welt.

Nachweislücken in den Verbreitungsdaten und das Konzept der realisierten Nische müssen bei der Interpretation der Modellergebnisse berücksichtigt werden (Hutchison, 1957; Leibold, 1995). Zudem sind für viele Arten zuverlässige Absenz-Daten nur schwer zu erfassen oder erst gar nicht vorhanden. Dies gilt besonders für Arten, die im Großteil des ursprünglichen Verbreitungsgebietes ausgerottet wurden, wie den europäischen Wisent, für den ausschließlich Präsenz-Daten existieren. Absenz-Daten sind für eine Modellierung jedoch essenziell. Einen Lösungsansatz für diese Problematik bietet die Generierung von Pseudo-Absenzen (engl. background), die zufällig über das Untersuchungsgebiet verteilt sind (Elith and Leathwick, 2009; Phillips and Dudík, 2008).

### **1.2.2 Multikriterielle gewichtete Überlagerungsanalyse**

Sind keine Präsenzdaten zur Zielart verfügbar, können potentielle Habitate mithilfe multikriterieller Entscheidungsanalyse (MCDA – engl. Multi-Criteria Decision-Analysis) und gewichteter Überlagerungsanalyse (WOA - engl. Weighted Overlay Analysis) modelliert werden (Malczewski, 2006; Store and Jokimäki, 2003; Store and Kangas, 2001; Walke et al., 2012). Dabei werden autökologische Kenntnisse aus der Literatur und von Experten bezogen und in Verbindung mit Habitatausprägungen zur Definition artrelevanter Kriterien genutzt (Store and Kangas, 2001). Jedes Kriterium entspricht einem Raster-Layer mit vorteilhaften (grün) und unvorteilhaften (rot) Regionen für die Zielart (Abb.6). Je nach Bedeutung des Kriteriums auf die Zielart, können mithilfe der Gewichtung bestimmte Layer gegenüber anderen Layern größeren Einfluss erhalten. Im Beispiel in Abb.6 hat das Kriterium *Landnutzung* mehr Gewicht als die *Entfernung zu Straßen* oder die *Höhenlage*. Abschließend werden alle Kriterien, die zuvor in eine gemeinsame Werteskala überführt wurden, mit der jeweiligen Gewichtung multipliziert und die Summe aus allen Raster-Layern gebildet. Ergebnis ist eine Eignungsoberfläche für potentielle Habitate der Zielart.



*Abb.6 Schema einer multikriteriellen gewichteten Überlagerungsanalyse*

### 1.3 Habitatmodelle für den Wisent

Für den Wisent wurden in den letzten zehn Jahren im Zuge unterschiedlicher Forschungsfragen Habitatmodelle erstellt. Kuemmerle et al. (2011b) modellierten potentielle Wisenthabitate im gesamten historischen Verbreitungsgebiet. Für Österreich, als Teil des ehemaligen Verbreitungsgebietes, ergab sich 6041 km<sup>2</sup> geeignetes Wisenthabitat mit niedrigem Konfliktpotential und fünf Flächen mit je mehr als 200 km<sup>2</sup>. Mit einem weiteren Modell rekonstruierten Kuemmerle et al. (2012) die Wisentverbreitung und deren Dynamik im Holozän. Lord et al. (2020) untersuchten potentiell geeignete Wiederansiedlungsgebiete in Deutschland, Polen, Litauen und Lettland. Die fünf am besten geeigneten Standorte für Wiederansiedlungsprojekte befanden sich dabei in Polen, Lettland und Litauen.

Cromsigt et al. (2012) hielten die Problematik von Species Distribution Models für „refugee species“ am Beispiel des Wisents fest. Dabei handelt es sich um Arten, die nicht länger ihr optimales Habitat nutzen können und in suboptimalen Habitaten vorkommen. Das Habitatmodell wird dabei durch die fehlerhaften Präsenz-Daten verfälscht.

Studien auf der Ebene einzelner Herden helfen, die Habitatansprüche von Wisenten besser zu verstehen. Anhand von fünf wildlebenden Wisentherden in Polen haben Kuemmerle et al. (2018b) die Habitatwahl, die Waldnutzung und den menschlichen Einfluss auf Subpopulationen untersucht. Die Studie bestätigt die Eignung von Wäldern als



Wisenthabitat, wobei die Stärke der Habitatpräferenz stark zwischen den einzelnen Herden variiert. Dies gilt ebenso für menschliche Störfaktoren, die Einfluss auf alle untersuchten Herden haben. Dabei reagieren manche Herden stärker auf anthropogene Störungen, als andere. Pederson et al. (2019) analysierten die Raumnutzung von elf halbwild lebenden Wisenten innerhalb eines 40 ha großen Gebietes in Dänemark. Das Verhalten ähnelt stark dem der wildlebenden Wisente im Urwald von Białowieża in Polen.

Bestehende wildlebende Wisentherden sind klein und voneinander isoliert (Kuemmerle et al., 2011b). Große Herden, die miteinander verbunden sind, können den Fortbestand der Art für die Zukunft sichern (Kuemmerle et al., 2011a). Untersuchungen zur Konnektivität gewährleisten eine bestmögliche Verbindung isolierter Herden. Ziółkowska et al. (2012) identifizierten Habitat-Patches und Korridore im Kaukasus, um beste Konnektivität der dort frei lebenden Herden zu sichern. Perzanowski et al. (2019) untersuchten selbiges für die polnischen Herden.

### **1.4 Aufgabenstellung und Relevanz**

In Folge von Bejagung und Lebensraumverlust existierten Ende der 1920er Jahre weltweit keine wildlebenden Wisente mehr. Mit Hilfe von Tieren, die in zoologischen Gärten überlebten, konnte mit einem Nachzuchtprogramm der Fortbestand der Art gesichert werden. Alle heute existierenden Wisente gehen auf nur zwölf Gründertiere zurück, was eine kritische genetische Verarmung zur Folge hat (Kraśnińska and Kraśniński, 2008). Inzucht und Fehlen von genetischer Variabilität lassen die Art anfällig für Krankheiten werden, was in der Vergangenheit bereits zum Verschwinden ganzer Herden führte (Kita and Anusz, 2006). Als Absicherung gegen die Ausbreitung von Krankheiten über ganze Wisentpopulationen hinweg, sollten isolierte „Reservoir-Herden“ erhalten bzw. neu gegründet werden, auf die im Notfall zurückgegriffen werden kann (Perzanowski et al., 2019).

Österreich ist Bestandteil des historischen Verbreitungsgebietes des Wisents. Heute gibt es auf österreichischem Boden keine wildlebenden Wisentherden mehr. In dieser Arbeit wird geklärt, ob in einer anthropogenen Landschaft Platz für große Wildtiere, wie den Wisent, vorhanden ist. Mittels GIS-gestützter Modellierung sollen potentielle Wisent-Habitate in

Österreich ermittelt und bewertet werden. Mögliche Konflikte mit dem Menschen, wie beispielsweise die wirtschaftliche Nutzungskonkurrenz, müssen bei der Habitatwahl berücksichtigt werden.

Das Ergebnis der Modellierung kann als Entscheidungsgrundlage für mögliche Wisent-Schutzprojekte in Österreich herangezogen werden. Herden in Österreich könnten als Reservoir für den europäischen Gesamtbestand dienen. Die Schaffung eines diversen Genpools durch Herden in neuen Gebieten soll bei der Stabilisierung der Art helfen. Zudem kann der Wisent zu einer Flaggschiffart für Wildnisgebiete in Österreich werden (Vlasakker, 2014).

### **1.5 Wahl der Methode**

Die Wahl der Methode zur Habitatmodellierung hängt von den verfügbaren Verbreitungsdaten ab (Phillips et al., 2006). Klassische Species Distribution Models werden häufig mittels Maximum-Entropie-Methode erstellt (Phillips et al., 2009, 2006). Kuemmerle et al. (2011b) verwendeten wissenschaftlich gesammelte Präsenzdaten von 36 wildlebenden Wisentherden, die jeweils aus mindestens 10 Individuen bestanden. Für potentielle Wisenthabitats in Deutschland sammelten Kuemmerle et al. (2018a) einen umfangreichen Datensatz von 340.000 Präsenzdaten. Diese Daten sind nicht öffentlich zugänglich und stehen für diese Masterthesis nicht zur Verfügung.

Alternativ untersuchten Lord et al. (2020) potentiell geeignete Wiederansiedlungsgebiete ohne Einbezug eines umfangreichen Präsenzdatensatzes. Dafür wurde der Ansatz der multikriteriellen gewichteten Überlagerungsanalyse gewählt und Kriterien wie günstige Habitateigenschaften, Topografie und Konfliktpotential mit dem Menschen herangezogen.

Citizen Science Projekte für Naturbeobachtungen bieten über online Plattformen frei zugängliche Präsenzdaten zum Download an. Diese Daten weisen allerdings häufig räumliche Tendenzen auf (Robinson et al., 2018). Eine Häufung findet sich meist an leicht zu erreichenden Stellen, wie beispielsweise neben Straßen (Kadmon et al., 2004).

Das Netzwerk der Global Biodiversity Information Facility (GBIF) bietet vier Datensätze zum europäischen Bison an. Nach Kontaktaufnahme mit der Wisent Welt Wittgenstein

wurde ein Telemetriedatensatz der wild lebenden Wisentherde im Rothaargebirge zur Verfügung gestellt.

Der zusammengestellte Datensatz ist wenig umfangreich (131 Präsenzdaten), im Vergleich zu Datensätzen von vorangegangenen Studien (1329 Präsenzdaten (Kuemmerle et al., 2011b)).

Da verfügbare Präsenzdaten im ausreichenden Umfang fehlen, wird das Habitatmodell mittels GIS-gestützter multikriterieller Entscheidungsanalyse und gewichteter Überlagerungsanalysen erstellt.

### 1.6 Zielsetzung

Im Rahmen dieser Master Thesis soll geklärt werden, ob und wo es in Österreich große, zusammenhängende Wildnisgebiete mit niedriger anthropogener Nutzungskonkurrenz gibt, die geeignete Habitate für freilebende Wisentpopulationen darstellen und wie gut diese vernetzt sind.

- (1) Zur Identifizierung geeigneter Lebensräume für Wisent-Populationen in Österreich wird ein Habitatmodell mittels räumlicher, multikriterieller Überlagerungsanalyse und gewichteter Überlagerungsanalyse erstellt. Als Eingangskriterien dienen die Kriterien *Landbedeckung und -nutzung, Entfernung zu Landwirtschaft, Entfernung zu Siedlungen, Entfernung zu Straßen, Entfernung zu Wald, Schutzgebietsstatus, Höhenlage* und *Neigung*.
- (2) Eine Auswahl an Flächen wird anhand der raumstrukturellen Maßzahlen *Habitatgröße* (Fläche), *Kompaktheit* (Shape Index) und *Kernhabitatanteil* (Core Area Index) getroffen.
- (3) Die Bewertung der ausgewählten Flächen erfolgt unter Berücksichtigung der Faktoren *Flächen in Bundesbesitz* und *Schutzgebietsanteil*.
- (4) Abschließend werden mögliche Korridore zwischen den ausgewählten Wisenthabitaten mittels kostengünstiger Kostenkonnektivität ermittelt und diskutiert.

## 2. METHODIK

Im Wisent- Habitatmodell kommen multikriterielle und gewichtete Überlagerungsanalyse zur Anwendung. Mittels räumlich expliziter multikriterieller Entscheidungsanalysen können räumliche Informationen zu mehreren Kriterien, aus verschiedenen Quellen, sinnvoll kombiniert werden. Dabei werden autökologische Kriterien von *Bison bonasus* definiert, in einen gemeinsamen Bewertungsindex überführt, gewichtet und als Layer übereinander gelagert. Das Ergebnis ist eine Eignungskarte mit Habitateignungsindex (HEI). Je höher der Indexwert, desto besser sind die Habitateigenschaften der jeweiligen Rasterzellen.

Die Erstellung des Habitatmodells besteht aus fünf Hauptschritten:

1. Das Problem definieren
2. Kriterien identifizieren und aufbereiten
3. Werte in eine gemeinsame Skala konvertieren
4. Kriterien gewichten
5. Lokalisieren und analysieren geeigneter Habitate

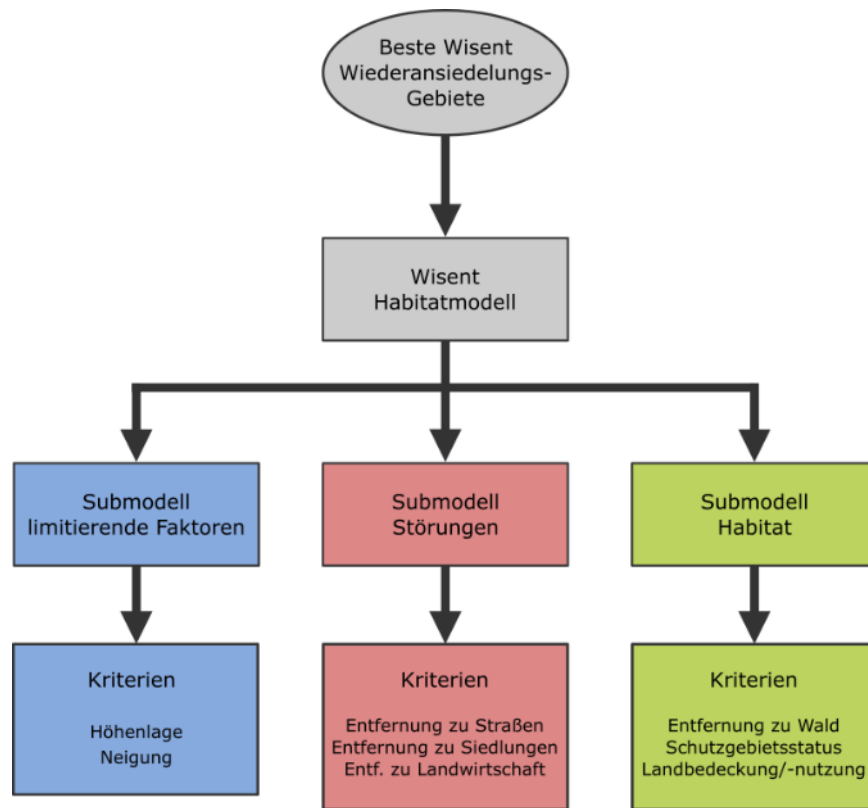
Um zu klären, wo in Österreich geeignete Gebiete für mögliche Wiederansiedlungsprojekte von *Bison bonasus* existieren, werden die Habitatkriterien aus früheren Arbeiten übernommen:

Aus Lord et al. (2020): Entfernung zu Landwirtschaft, Entfernung zu Siedlungen, Entfernung zu Straßen, Höhenlage, Neigung, Schutzgebietsstatus und Landbedeckung und -nutzung

Aus Kuemmerle et al. (2018a): Entfernung zu Wald (wobei auch hier Landbedeckung und -nutzung, Entfernung zu Straßen, Entfernung zu Siedlungen und Neigung verwendet wurden)

Die Einteilung in Submodelle hilft dabei, die Fragestellung übersichtlicher zu gestalten und die Beziehungen zwischen den Kriterien zu verdeutlichen. Das Wisent-Habitatmodell wird in drei Submodelle unterteilt (Abb.7).

- **Limitierende Faktoren:**  
ungünstige Habitatausprägungen sollen ausgeschlossen werden
- **Störungen:**  
menschlicher Einfluss und Nutzungskonkurrenz sollen gering gehalten werden
- **Habitat:**  
ausreichend Deckung und Nahrung im Habitat sollen gewährleistet werden



*Abb.7 Einteilung in Submodelle*

Die räumlichen Analysen dieser Arbeit werden mit ArcGIS Pro 2.6.2 (ESRI Inc., 2020) mithilfe der Spatial Analyst Erweiterung durchgeführt. Der Workflow des Wisent-Habitatmodells ist in Abb.8 dargestellt.

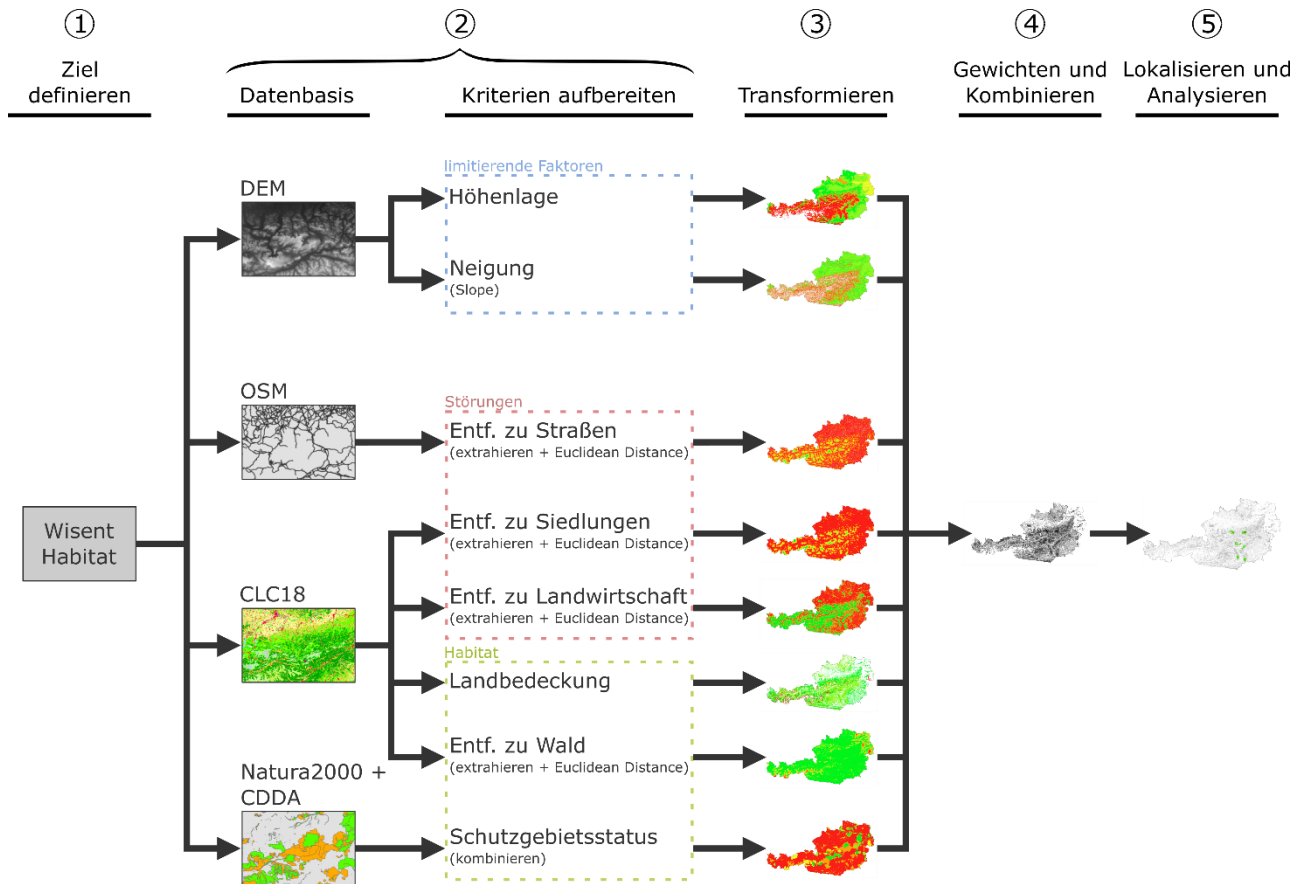


Abb.8 Workflow des Wisent-Habitatmodells

## 2.1 Kriterien des Wisent-Habitatmodells

Habitatmodelle werden in räumlichen Skalen durchgeführt, die dem Aktionsraum der Tierart (home range) entsprechen sollen (Dormann et al., 2004; Guisan and Thuiller, 2005). Laut Krasińska et al. (2000) ergibt sich während der Vegetationsperiode ein durchschnittlicher Aktionsraum von 69,5 km<sup>2</sup> für adulte Wisentbullen und 68,8 km<sup>2</sup> für Wisentkühe.

Alle Kriterien haben eine Auflösung von 100 m x 100 m und sind in das MGI Austria Lambert Koordinatensystem mittels Lambert Conformal Conic Projektion projiziert. Sie sind auf das Untersuchungsgebiet Österreich begrenzt und in Tab.3 aufgelistet. In den nachfolgenden Punkten werden sie näher beschrieben.

### 2.1.1 Limitierende Faktoren

Die Topografie der Landschaft hat einen wichtigen Einfluss auf die Habitatqualität: Einerseits direkt auf die Verfügbarkeit von Nahrung, wobei in höheren Lagen die Sommerproduktivität geringer und die Schneedecke im Winter meist dicker ist. Andererseits indirekt, da Störungen durch den Menschen bzw. die Nutzungskonkurrenz im unwegsameren Gelände geringer sind.

*Tab.3 Eingangskriterien für das Wisent- Habitatmodell*

Kriterium	Quelle	Datensatz	Datentyp	Bearbeitung
Höhenlage	(EEA, 2016)	EU-DEM v1.0	Kontinuierlich	-
Neigung	EEA	EU-DEM v1.0	Kontinuierlich	Slope
Entfernung zu Straßen	(OSM, 2020) (Open Street Map, Oktober 2020)	Austria	Kontinuierlich	Euclidean Distance
Entfernung zu Siedlungen	(EEA, 2019)	Corine Land Cover 2018	Kontinuierlich	Euclidean Distance
Entfernung zu Landwirtschaft	(EEA, 2019)	Corine Land Cover 2018	Kontinuierlich	Euclidean Distance
Entfernung zu Wald	(EEA, 2019)	Corine Land Cover 2018	Kontinuierlich	Euclidean Distance
Schutzgebietsstatus	(EEA, 2020) (DG ENV, 2019)	Nationally designated areas (CDDA), Natura 2000 End 2019	Kategorisch	Merge
Landbedeckung und -nutzung	(EEA, 2019)	Corine Land Cover 2018	Kategorisch	-

#### 2.1.1.1 Höhenlage

Die obere Verbreitungsgrenze von *Bison bonasus* liegt bei 2100 Meter über Seehöhe (Plumb et al., 2020). In Russland wurde die Art sogar bis in Höhen von 2700 m beobachtet (Vlasakker, 2014). Vorangegangene Studien zeigen jedoch, dass der Großteil der wildlebenden Wisente sich vermehrt unter 1000 Metern über Seehöhe aufhalten (Perzanowski et al., 2008; Wołoszyn-Gałęza et al., 2016). Die Nutzung unterschiedlicher

Höhenlagen ist meist saisonal bedingt. Besonders im Sommer nutzen Wisente alpine Wiesen der höheren Lagen als Refugium (Wołoszyn-Gałęza et al., 2016).

Das digitale Höhenmodell (DEM - engl. Digital Elevation Model) stammt von der European Environment Agency (EEA, 2016). Vier 1000 x 1000 km tiles (EU-DEM v1.0 45000-25000, 45000-35000, 55000-35000 und 55000-25000) werden zusammengeführt.

Wie in Lord (2020) wird das Kriterium *Höhenlage* in 200 m Intervalle klassifiziert, wobei im Vorfeld Höhen unter 0 m und über 2100 m ausgeschlossen werden (Tab.4). Flächen die, zwischen 1000 und 2100 m Höhe liegen, werden als am wenigsten geeignet eingestuft.

**Tab.4** Gemeinsamer Eignungsmaßstab für die Eingangskriterien

Rang	Land- bedeckung	Entfernung zu				Schutz- gebiet	Höhe (m)	Neigung (Grad)
		Siedlung (km)	Land- wirtschaft (km)	Straßen (km)	Wald (km)			
5	Tab.35 in Anhang A-2	10,0 – 44,0	1,1 – 44,3	9,8 – 50,3	0,0 – 0,7	NaturaA + CDDA	400 - 600	5 - 10
4		7,5 – 10,0	0,6 – 1,1	6,4 – 9,8	0,7 – 1,4	NaturaA only ; NaturaB + CDDA	200 - 400; 600 - 800	0 - 5
3		5,0 – 7,5	0,3 – 0,6	4,3 – 6,4	1,4 – 2,8	NaturaB only; NaturaC + CDDA	0 - 200	10 - 15
2		2,5 – 5,0	0,1 – 0,3	1,2 – 4,3	2,8 – 5,6	NaturaC only; CDDA only	800 - 1000	15 - 20
1		0 - 2,5	0,0 – 0,1	0,0 – 1,2	5,6 – 49,8	ohne	1000-2100	20 - 28
0 NODATA				0			< 0; 2100-4622	28 - 81

### 2.1.1.2 Neigung

Aufgrund ihres Körperbaus meiden Wisente sehr steiles Gelände. Dennoch können sie sich in unwegsamen Gebieten gut zurechtfinden (Sipko, 2009). Diese sind meist wenig vom Menschen genutzt und bieten daher Schutz vor anthropogenen Störungen. Frühere Studien zur Habitateignung von *Bison bonasus* zeigten, dass Wisente steiles Gelände ab 28° Hangneigung meiden (Bleyhl et al., 2015). Die Neigung wird aus dem DEM von Punkt 2.1.1.1 berechnet.



Das Kriterium *Neigung* wird gemäß Lord (2020) klassifiziert. Eine Hangneigung über 28° wird ausgeschlossen (Tab.4). Flächen mit einer Hangneigung zwischen 20° - 28° werden als am wenigsten geeignet eingestuft. Die restlichen Klassen werden in 5° Intervalle eingeteilt.

### **2.1.2 Störungen**

Zersiedelung, intensive Landwirtschaft und das Geflecht an Verkehrswegen nehmen immer mehr zu. In einer durch den Menschen geprägten Landschaft müssen Artenschutzprojekte besonders darauf achten, anthropogene Störungen und mögliche Konflikte so gering wie möglich zu halten.

#### **2.1.2.1 Entfernung zu Straßen**

Straßen können einerseits durch den Verkehr Verletzungen und Mortalität steigern, andererseits als Barriere wirken (Autobahnen). Aufgrund der hohen Straßen- und Wegenetzdichte wurden bereits in früheren Studien nur größere, asphaltierte Straßen berücksichtigt (Lord et al., 2020). Aus dem Straßendatensatz von Open Street Map (OSM, 2020) werden folgende Straßenkategorien extrahiert: motorway, trunk, primary, secondary und tertiary. Für jede Rasterzelle wird die euklidische Entfernung zur nächsten Straße berechnet.

Das Kriterium *Entfernung zu Straßen* wird nach Lord (2020) klassifiziert, wobei sich Flächen, die nahe an Straßen liegen, schlechter eignen, als Flächen, die weiter entfernt sind (Tab.4).

#### **2.1.2.2 Entfernung zu Siedlungen**

Die Nähe zu menschlichen Siedlungen wird von Wisenten weitestgehend toleriert (Wołoszyn-Gałęza et al., 2016). Aufgrund mangelnder Toleranz der Bevölkerung gegenüber Wildtieren und um mögliche Konflikte zu vermeiden, wird die Entfernung zu Siedlungen im Habitatmodell dennoch berücksichtigt (Balčiauskas et al., 2014). Die

Bevölkerung von Regionen, in denen es keine wildlebenden Wisentherden gibt, steht Wiederansiedlungsprojekten besonders kritisch gegenüber (Klich et al., 2018). Flächen und Straßen um Ballungszentren und deren Einzugsgebiete werden zudem stärker durch den Menschen genutzt. In einem früheren Species Distribution Model für den Wisent war die Entfernung zu Siedlungen das wichtigste Kriterium (Kuemmerle et al., 2018a).

Informationen zu Siedlungen werden aus den CORINE Landbedeckungsdaten (CLC-Corine Land Cover) lt. Tab.35 in *Anhang A-2* entnommen und zusammengeführt (EEA, 2019). Für jede Nicht-Siedlung-Rasterzelle wird die euklidische Entfernung zur nächsten Siedlungsstruktur berechnet.

Das Kriterium *Entfernung zu Siedlungen* wird gemäß Lord (2020) klassifiziert, wobei sich Flächen, die nahe an Siedlungen liegen, schlechter eignen, als Flächen, die weiter entfernt liegen (Tab.4). Flächen, die mehr als 10 km von Siedlungen entfernt liegen, werden am besten bewertet. Die restlichen Klassen werden in 2,5 km Intervalle eingeteilt.

### **2.1.2.3 Entfernung zu Landwirtschaft**

Die Nähe zu intensiv genutzten, landwirtschaftlichen Flächen stellt ein großes Konfliktpotential dar. Trotz Winterfütterung halten sich 15 – 20 % der wildlebenden Wisente außerhalb von Wäldern in angrenzenden Anbaufeldern und Weiden auf (Hofman-Kaminska and Kowalczyk, 2012). Neben Ernteverlust stellen auch Krankheiten, die durch Wisente auf Weidevieh übertragen werden (und umgekehrt), eine Bedrohung dar (Kuemmerle et al., 2011b).

Informationen zur Landwirtschaft werden aus den CORINE Landbedeckungsdaten (CLC-Corine Land Cover) lt. Tab.35 in *Anhang A-2* entnommen und zusammengeführt (EEA, 2019). Für jede Nicht-Landwirtschaft-Rasterzelle wird die euklidische Entfernung zur nächsten Landwirtschaft-Rasterzelle berechnet.

Das Kriterium *Entfernung zu Landwirtschaft* wird gemäß Lord (2020) klassifiziert, wobei sich Flächen, die nahe an landwirtschaftlich genutzten Flächen liegen, schlechter eignen als Flächen, die weiter entfernt sind (Tab.4).

### **2.1.3 Habitat**

Als Lebensraum einer Art soll das Habitat ausreichend Nahrungs- und Fortpflanzungsmöglichkeiten bieten.

#### **2.1.3.1 Entfernung zu Wald**

Die Waldaffinität von *Bison bonasus* wurde bereits in früheren Habitatmodellen gezeigt (Bleyhl et al., 2015; Kuemmerle et al., 2011b, 2010). Wälder werden besonders in schneereichen Wintern aufgesucht, da dort die Schneedecke weniger dick ist und Triebe und Rinde zusätzliche Nahrung bieten (Bleyhl et al., 2015; Krasińska and Krasiński, 2008). Die durchschnittliche, täglich zurückgelegte Entfernung von Wisentherden schwankt zwischen den Jahreszeiten und beträgt zwischen 1,3 – 2,7 km (Marozas et al., 2019).

Informationen zum Wald werden aus den CORINE Landbedeckungsdaten (CLC-Corine Land Cover) lt. Tab.35 in *Anhang A-2* entnommen und zusammengeführt (EEA, 2019).

Für jede Nicht-Wald-Rasterzelle wird die euklidische Entfernung zur nächsten Wald-Rasterzelle berechnet.

Im Kriterium *Entfernung zu Wald* werden Flächen, die nahe an Wäldern liegen, als besser geeignet eingestuft, als Flächen, die weiter entfernt sind (Tab.4). Gebiete, die innerhalb der durchschnittlichen Wisent-Gehdistanz von Waldflächen entfernt liegen, werden als am besten geeignet eingestuft.

#### **2.1.3.2 Schutzgebietsstatus**

Die meisten wildlebenden Wisentherden leben zumindest teilweise in Schutzgebieten. Das europäische Schutzgebietsnetz Natura 2000 nimmt 18 % des EU-Festlandes ein und ist das größte, grenzüberschreitende Netzwerk von Naturschutzgebieten weltweit (European Commission, 2020). Es soll die dauerhafte Sicherung natürlicher Lebensräume und deren Pflanzen- und Tierarten ermöglichen und leistet einen wichtigen Beitrag zum Schutz der Biodiversität. Grundlage von Natura 2000 sind die FFH-RL (1992) und die Vogelschutzrichtlinien (2009). Der Erhaltungszustand der Gebiete wird in drei Kategorien eingeteilt: A – hervorragend, B – gut und C – eingeschränkt (DG ENV, 2019).

Neben den Natura 2000 Gebieten gibt es noch weitere Schutzgebiete. Die gemeinsame Datenbank für ausgewiesene Schutzgebiete (CDDA – engl. Common Database on Designated Areas) beinhaltet Informationen über nationale Naturschutzgebiete, Landschaftsschutzgebiete, Nationalparks und dergleichen in Europa (EEA, 2020).

Das Kriterium *Schutzgebietsstatus* ist eine Kombination aus Natura 2000 und CDDA. Gebiete, in denen sich die beiden Schutzgebietstypen überlagern, werden besser eingestuft, als Flächen, die nur von einem der beiden oder keinem bedeckt sind. Dafür wird der kategorische Datensatz nach einem gemeinsamen Eignungsmaßstab reklassifiziert (Tab.4).

### **2.1.3.3 Landbedeckung und -nutzung**

Der Wisent ist kein reines Waldrind. Er bevorzugt ein Mosaik aus Wäldern und Wiesen. Die räumliche Nutzung des Habitatmosaiks ist meist saisonal bedingt und kann von Population zu Population variieren (Kuemmerle et al., 2018b). Im Sommer, während der Vegetationszeit, bevorzugt der Wisent die Wiesen des Offenlandes, wohingegen er im Winter vermehrt in Wäldern Schutz und Nahrung sucht (Bleyhl et al., 2015). Überwiegend feuchte Flächen werden gemieden (Vlasakker, 2014).

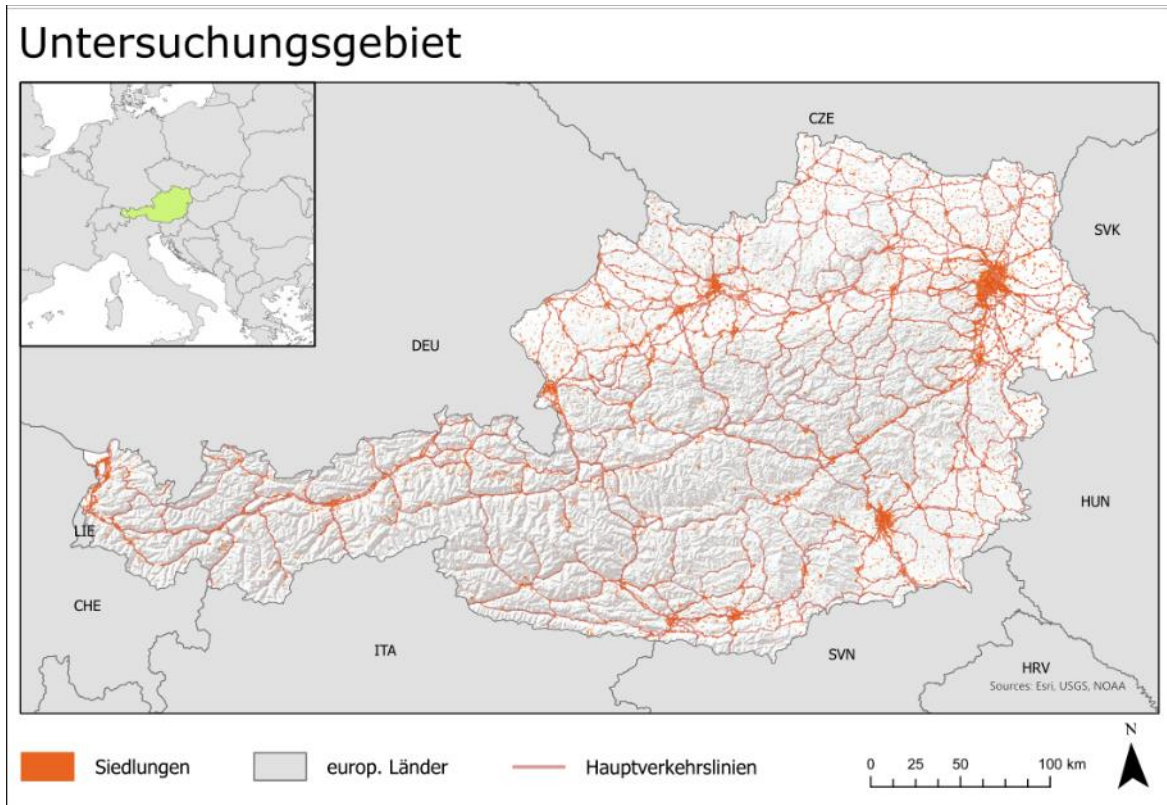
Die Informationen zur *Landbedeckung und -nutzung* werden aus den CORINE Landbedeckungsdaten (CLC-Corine Land Cover) entnommen (EEA, 2019).

Die CLC-Klassen des kategorischen Datensatzes werden gemäß Tab.35 *in Anhang A-2* nach einem gemeinsamen Eignungsmaßstab reklassifiziert. Landbedeckungsklassen, wie künstliche Oberflächen, landwirtschaftliche Flächen und Gewässer werden ausgeschlossen.

## **2.2 Untersuchungsgebiet**

Das Untersuchungsgebiet des Wisent-Habitatmodells umfasst die gesamte Fläche des mitteleuropäischen Staates Österreich (Abb.9). Knapp zwei Drittel Österreichs haben Anteil an den Alpen. Diese bedecken den gesamten Westen des Landes. Die österreichischen Zentralalpen zwischen Tirol und Kärnten weisen Gipfel mit bis zu 3798 m Höhe auf. Abseits der Gebirgsregionen finden sich vor allem intensiv genutzte Kulturlandschaften. Deutschland ist eines der am dichtesten besiedelten Länder Europas,

mit intensiver Landwirtschaft in vielen Gebieten. Trotzdem findet der Wisent dort seit 2013 freilebend wieder seinen Platz. Österreich ist weitaus weniger dicht besiedelt und gehört ebenso zum historischen Verbreitungsgebiet. In früheren Studien auf kontinentaler Ebene konnte bereits gezeigt werden, dass es potentiell geeignete Wisenthabitate in Österreich gibt (Kuemmerle et al., 2011b).



**Abb.9** Untersuchungsgebiet Österreich

Mit 47,9 % ist fast die Hälfte der österreichischen Staatsfläche bewaldet (Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 2019). Dominierend sind dabei Nadelwälder mit hohem Fichtenanteil. Dies gilt besonders für die alpine Höhenstufe. Die Waldinventur des Bundesforschungszentrums für Wald zeigt jedoch, dass es einen wachsenden Trend der artenreicheren Laub- und Mischwälder gibt und der Bestand an Nadelhölzern rückläufig ist (Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 2019). Die Hänge der nördlichen Kalkalpen sind, neben der vorgelagerten

Zone, der Mittelgebirge Kärntens und der Steiermark, am dichtesten bewaldet. Die Waldgrenze liegt zwischen 1500 und 2000 m. Darüber wachsen fast ausschließlich hochalpine Grasheiden und Polsterpflanzen.

Natura 2000 Gebiete, wie Nationalparks, Naturschutzgebiete und Landschaftsschutzgebiete, bedecken 15 % der österreichischen Staatsfläche (European Commission, 2020). Alle österreichischen Nationalparks entsprechen der IUCN Kategorie II und sind weltweit anerkannt.

Österreich liegt im Übergangsbereich vom ozeanisch feuchten Klima im Westen, zum pannonisch-kontinentalen trockenen Klima im Osten. Die durchschnittliche Temperatur über das Jahr reicht von -9 °C auf Berggipfeln, bis 11 °C in den Niederungen. Das Niederschlagsjahresmittel liegt zwischen <400 mm bis >2000 mm. Niederschlagsreiche Regionen liegen vor allem an der Nordwestseite von Bergkämmen.

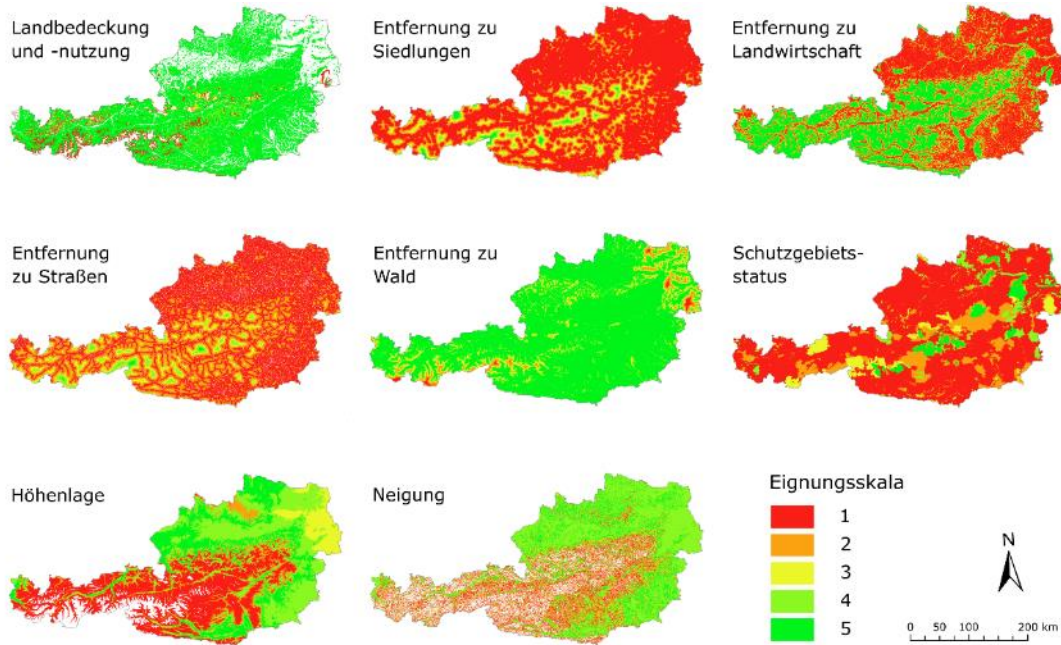
### **2.3 Gewichtete Überlagerungsanalyse (WOA)**

Um die Kriterien mittels gewichteter Überlagerungsanalyse kombinieren zu können, werden diese zuerst in eine gemeinsame Eignungsskala überführt und gewichtet.

#### **2.3.1 Eignungsskala**

Die Eingangskriterien aus Punkt 2.1 weisen unterschiedliche Nummerierungssysteme auf und müssen in einen gemeinsamen Eignungsmaßstab transformiert werden. Die Eignungsskala reicht von 1 (am wenigsten geeignet) bis 5 (am besten geeignet) und 0 für nicht geeignet (Tab.4 und 5). Um ungeeignete Flächen auszuschließen, werden die Nullwerte in NODATA transformiert. Die Klassengrenzen für die Kriterien *Entfernung zu Siedlungen*, *Entfernung zu Landwirtschaft*, *Entfernung zu Straßen*, *Schutzgebietsstatus*, *Höhe* und *Neigung* werden aus Lord (2020) übernommen. Für die beiden Kriterien *Landbedeckung und -nutzung* und *Entfernung zu Wald* werden bekannte Informationen zur Habitatnutzung von *Bison bonasus* herangezogen.

Die in den gemeinsamen Eignungsmaßstab überführten Kriterien sind in Abb.10 zusammengefasst.



**Abb.10** Eingangskriterien für das Habitatmodell. Die Eignungsskala reicht von 1 (am wenigsten geeignet) bis 5 (am besten geeignet). Gänzlich ungeeignete Flächen werden weiß dargestellt. Abb.57-64 in Anhang A-1

**Tab.5** Eignungsskala der Eingangskriterien

<b>Eignungswert</b>	<b>Bedeutung</b>
5	sehr gut geeignet
4	gut geeignet
3	einigermaßen
2	wenig geeignet
1	ungeeignet
0	0 (NODATA)

### 2.3.2 Gewichten der Kriterien

Für die Gewichtung der Kriterien wurden Mitglieder der IUCN SSC Bison Specialist Group (Europe) befragt. Die Kriterien aus Punkt 2.1 werden in Prozent [%] gewichtet, wobei die Summe aller Kriteriengewichte 100 % ergibt.

#### 2.3.2.1 Gewichtung nach Perzanowski

Dr. Kajetan Perzanowski ist habilitierter Professor an der John Paul II Catholic University of Lublin und Wisentspezialist aus Polen. Er untersuchte unter anderem mögliche Wiederansiedlungsgebiete für den Wisent in der Ökoregion Karpaten (Perzanowski and Olech, 2007). Die Gewichtung der Kriterien nach Perzanowski ist in Tab.6 angeführt.

*Tab.6 Gewichtung der Kriterien nach Perzanowski (Polen)*

<b>Kriterium</b>	<b>Gewichtung [%]</b>
Landbedeckung und -nutzung	75
Entfernung zu Siedlungen	10
Entfernung zu Straßen	5
Entfernung zu Wald	5
Entfernung zu Landwirtschaft	2
Schutzgebietsstatus	1
Neigung	1
Höhe	1

#### 2.3.2.2 Gewichtung nach Catanoiu

Dr. Sebastian Catanoiu ist Direktor des Vanatori Neamt Nature Park und Wisentexperte aus Rumänien. Er führte eine Machbarkeitsstudie für die Wiederansiedelung von Wisenten im Zuge des Rewilding Europe Programms in den südwestlichen Karpaten in Rumänien durch (Catanoiu and Deju, 2012). Die Gewichtung der Kriterien nach Catanoiu ist in Tab.7 angeführt und bezieht sich auf die gewonnenen Kenntnisse der rumänischen Herden.



**Tab.7** Gewichtung der Kriterien nach Catanoiu (Rumänien)

Kriterium	Gewichtung [%]
Landbedeckung und -nutzung	30
Entfernung zu Siedlungen	15
Höhe	15
Entfernung zu Wald	10
Entfernung zu Landwirtschaft	10
Neigung	10
Entfernung zu Straßen	5
Schutzgebietsstatus	5

### 2.3.2.3 Diskussion der Gewichtungen

Bei beiden Experten-Gewichtungen ist das Kriterium *Landbedeckung und -nutzung* am wichtigsten. Neben anthropogenen Oberflächen, wie Siedlungen oder landwirtschaftlich genutzte Flächen, werden auch irrelevante Klassen wie Gewässer, Gletscher oder Fels ausgeschlossen.

Das Kriterium *Entfernung zu Siedlungen* ist für beide Wisentspezialisten am zweitwichtigsten. Anthropogene Störfaktoren und Konflikte können großen Einfluss auf den Erfolg von Wiederansiedlungsprojekten haben (Balčiauskas et al., 2014; Bleyhl et al., 2015; Lord et al., 2020; Ziółkowska et al., 2012).

Die *Entfernung zu Wald* ist für die Habitatwahl von Wisenten in Gebirgsregionen zwar wichtig (Kuemmerle et al., 2010), geeignetes Offenland wird aber, besonders während der Vegetationsperiode, bevorzugt (Bleyhl et al., 2015). Das Kriterium ist bei beiden Experten am drittwichtigsten.

*Entfernung zu Landwirtschaft* und *Entfernung zu Straßen* sind weitere Faktoren im Zusammenhang mit anthropogenen Störfaktoren und Konflikten (Balčiauskas et al., 2014; Bleyhl et al., 2015; Lord et al., 2020; Ziółkowska et al., 2012). Sie fallen bei beiden Experten unterschiedlich ins Mittelfeld der Gewichtung.

Das Kriterium *Schutzgebietsstatus* hat bei beiden Experteneinschätzungen nur geringe Bedeutung, ähnlich wie in Lord et al. (2020).

Die beiden Kriterien *Höhe* und *Neigung* fallen bei den Spezialisten-Gewichtungen sehr unterschiedlich aus. Die beiden topografischen Kriterien hatten in früheren Modellen wenig Einfluss (Kuemmerle et al., 2018a, 2010; Lord et al., 2020). Für Catanoiu sind *Höhe* und *Neigung* einflussreicher, als für Perzanowski. Er bezieht sich auf seine Erfahrungen mit den Herden in den Karpaten.

### 2.3.3 Kombinieren der Kriterien – gewichtete Überlagerung

Nachdem alle Eingangskriterien in eine gemeinsame Eignungsskala überführt und die jeweiligen Gewichte ermittelt wurden (Tab.6 und 7), werden die Layer mittels gewichteter Überlagerung zusammengeführt. Dafür wird die gewichtete Summe aller Eingangsraster berechnet. Die Zellen aller Kriterienraster werden zuerst mit dem jeweiligen Gewichtungsfaktor multipliziert, anschließend wird die Summe aller Eingangskriterien gebildet. Da das Ausgaberaster der gewichteten Überlagerung ganzzahlig ist, werden die endgültigen Werte lt. Tabelle 8 gerundet und in den Habitateignungsindex (HEI) überführt.

**Tab.8** Habitateignungsindex (HEI)

<b>HEI</b>	<b>Eignungswertebereich</b>
5	4,50 – 5,00
4	3,50 – 4,49
3	2,50 – 3,49
2	1,50 – 2,49
1	0,50 – 1,49
0	0,00 – 0,49 (NODATA)

### 2.3.4 Sensitivitätsanalyse

Um die Unsicherheiten des Modells zu evaluieren, werden Einfluss der Eingangskriterien und die vorgenommene Gewichtung mittels Sensitivitätsanalysen untersucht.

Neben den Gewichtungen nach Perzanowski und Catanoiu werden drei weitere Szenarien verglichen (Tab.9):

- 1) Alle acht Eingangskriterien gelten als gleich wichtig und fließen je mit einem Gewicht von 12,5 % in die gewichtete Überlagerungsanalyse ein.
- 2) Die Gewichte nach Perzanowski werden invertiert, sodass *Höhe* ein Gewicht von 75 % und *Landbedeckung* ein Gewicht von 1 % erhält.
- 3) Die Gewichte nach Catanoiu werden invertiert, sodass *Schutzgebietsstatus* ein Gewicht von 30 % und *Landbedeckung* ein Gewicht von 5 % erhält.

*Tab.9 Gewichtungen der Sensitivitätsanalyse*

Kriterium	Perzanowski	Catanoiu	Gleiche Gewichte	Perzanowski invertiert	Catanoiu invertiert
<b>Landbedeckung</b>	75 %	30 %	12,5 %	1 %	5 %
<b>Entf. zu Siedlungen</b>	10 %	15 %	12,5 %	1 %	5 %
<b>Entf. zu Straßen</b>	5 %	5 %	12,5 %	1 %	15 %
<b>Entf. zu Wald</b>	5 %	10 %	12,5 %	2 %	10 %
<b>Entf. zu Landwirtsch.</b>	2 %	10 %	12,5 %	5 %	10 %
<b>Schutzgebiet</b>	1 %	5 %	12,5 %	5 %	30 %
<b>Neigung</b>	1 %	10 %	12,5 %	10 %	15 %
<b>Höhe</b>	1 %	15 %	12,5 %	75 %	10 %
<b>Gesamt</b>	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %

Anschließend werden die Habitateignungskarten der Analysedurchläufe gegenübergestellt. Dabei werden Flächen mit einem Habitateignungsindex von 4 und 5 verglichen. Zusätzlich werden Gebiete mit HEI 4 und HEI 5 zusammengeführt und die zehn größten zusammenhängenden Flächen ermittelt.

### 2.3.5 Validierung

Um die Qualität der gewichteten Überlagerungsanalyse für Österreich abzuschätzen, wird ein Übertragbarkeitstest durchgeführt (Dormann et al., 2004; Schröder, 2000). Dabei wird das Wisent-Habitatmodell auf Länder mit verfügbaren CORINE Landcover-Daten und wildlebenden Wisentherden angewandt (Tab.10). Alle Kriterien sind in das Europäische

Terrestrische Referenzsystem 1989 (ETRS89) mittels Lambert Azimutal Equal-Area (LAEA) Projektion projiziert.

Für die Validierung werden die Kriterien nach Experteneinschätzung, wie unter Punkt 2.3.2, gewichtet. Anschließend werden die Ergebnisse der gewichteten Überlagerung mit Verbreitungsdaten verschnitten. Als Maß für die Präferenz eines bestimmten Habitateignungswertes (HEI) wird der Elektivitätsindex nach Ivlev (1961) berechnet (Formel 1). Dabei wird der relative Anteil eines Habitateignungswertes (i) am Untersuchungsgebiet ( $P_i$ ) mit dessen relativen Anteil an der Nutzung durch die Zielart ( $r_i$ ) in Beziehung gesetzt.

**Formel 1** Elektivitätsindex

$$E_i = \frac{r_i - P_i}{r_i + P_i}$$

$P_i$  = relativer Anteil des Eignungswertes am Untersuchungsgebiet

$r_i$  = relativer Anteil der Nutzung durch Zielart

Der Elektivitätsindex kann Werte zwischen -1,00 und +1,00 annehmen. Ein Wert über Null bedeutet, dass diese Eignungsklasse bevorzugt aufgesucht wird, ein Wert unter Null, dass sie gemieden wird. Der Wert Null bedeutet eine zufällige Auswahl. Je weiter sich also der Wert von Null entfernt, desto größer ist die Präferenz bzw. die Meidung dieser Eignungsklasse.

Für alle verwendeten statistischen Tests wurde ein Signifikanzniveau von  $p < 0,05$  festgesetzt. Die Ergebnisse werden statistisch mittels Bonferroni-Konfidenzintervallen nach einer Methode von Neu et al. (1974) und Byers et al. (1984) auf Signifikanz überprüft (Formel 2). Das für jeden Habitateignungswert (i) errechnete Konfidenzintervall ( $p_i$ ) wird dabei mit dem relativen Anteil des jeweiligen Habitateignungswertes ( $p_{i0}$ ) verglichen. Ein geringerer Anteil als der Intervallbereich zeigt eine höhere Nutzung an, als bei rein zufälliger Verteilung zu erwarten wäre und deutet auf eine Präferenz für diese Eignungsklasse hin. Ein Anteil innerhalb des Intervallbereichs zeigt eine neutrale, anteilmäßige Nutzung an. Ist der relative Anteil größer als der Intervallbereich, ist von einer Meidung des Habitateignungswertes auszugehen.

**Formel 2** Konfidenzintervall nach Neu et al.(1974) und Byers et al. (1984)

$$\bar{p}_i - z_{\frac{\alpha}{2k}} \sqrt{\frac{\bar{p}_i(1 - \bar{p}_i)}{n}} \leq p_i \leq \bar{p}_i + z_{\frac{\alpha}{2k}} \sqrt{\frac{\bar{p}_i(1 - \bar{p}_i)}{n}}$$

$\bar{p}_i$ = Anteil Beobachtungsdaten innerhalb Habitateignungswert (i)

$k$ = Anzahl getesteter Kategorien

$n$ = Anzahl Beobachtungsdaten

### 2.3.5.1 Verbreitungs-Flächendaten

Die flächigen Verbreitungsdaten zu den wildlebenden Herden stammen von der IUCN (NatureServe and IUCN (International Union for Conservation of Nature), 2020).

**Tab.10** Länder der Modellvalidierung mit Flächenanteil der IUCN-Herden

Land	ISO3 Code	Anzahl der wildlebenden Herden	IUCN-Herden Flächenanteil [%]
Deutschland	DEU	1	3,74
Litauen	LTU	2	13,35
Lettland	LVA	1	3,79
Polen	POL	6	69,69
Rumänien	ROU	3	7,90
Slowakei	SVK	1	1,53
<b>Gesamt:</b>		<b>14</b>	<b>100,00</b>

### 2.3.5.2 Verbreitungs-Punktdaten

Über die GBIF können vier Datensätze mit insgesamt 1309 Beobachtungsdaten von *Bison bonasus* bezogen werden. Die Onlinedatenbank für Naturbeobachtungen iNaturalist führt 148 Präsenzdaten mit den Eigenschaften *Forschungsqualität*, *wild* und *verifizierbar*. Von der Wisent Welt Wittgenstein wurde ein Telemetriedatensatz einer Leitkuh der wild lebenden Herde im Rothaargebirge zur Verfügung gestellt.

Es werden ausschließlich Daten mit verfügbaren Koordinaten in Gebieten bekannter wildlebender Wisentherden berücksichtigt. Beobachtungen mit denselben Koordinaten werden auf eine einzige Beobachtung reduziert. Wie in früheren Arbeiten, werden aus dem Telemetriedatensatz zufällige Daten mit mindestens 1 km Abstand extrahiert (Kuemmerle et al., 2011b). Nach der Aufbereitung, Zusammenführung und Beschränkung auf die unter Tab.12 angeführten EU-Länder, bleiben insgesamt 131 Präsenzdaten übrig. In Tab.11 sind alle Datensätze aufgelistet und in Tabelle 12 ist der Anteil der Beobachtungen je EU-Land angeführt.

*Tab.11 Verbreitungs-Punktdaten und Referenzen*

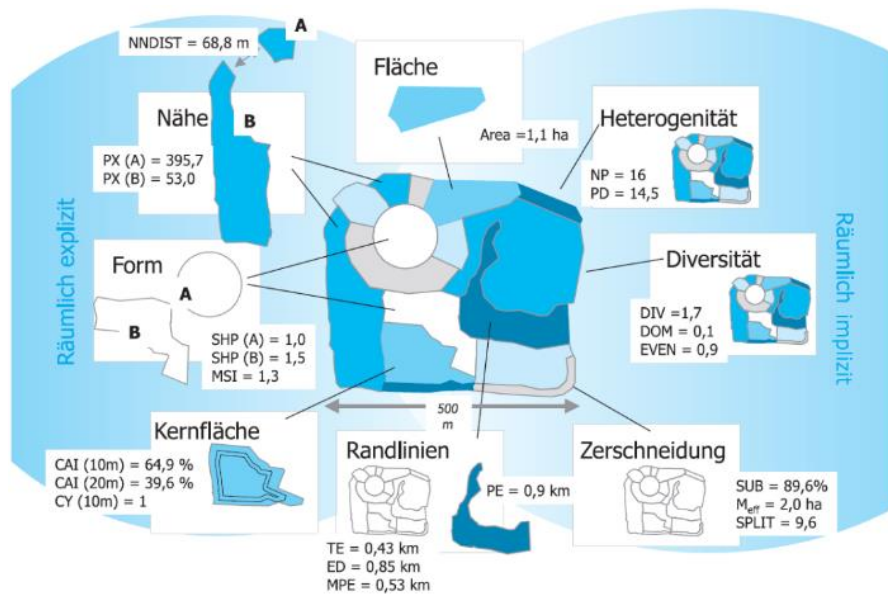
<b>Datensatz</b>	<b>Rohdaten</b>	<b>extrahiert</b>	<b>Länder aus Tab.12</b>	<b>Information</b>	<b>Referenz</b>
Bison collection (GBIF)	743	14	14	Daten von Schädel- und Skelettfunden der wild lebenden Wisentherde im Urwald von Białowieża in Polen	(Szuma, 2017)
Observation.org (GBIF)	413	0	0	Beobachtungsdaten aus den Niederlanden	(de Vries and Lemmens, 2020)
Naturgucker (GBIF)	37	5	5	Citizen Science Projekt zu Naturbeobachtungen	(naturgucker, 2020)
iNaturalist (GBIF)	116	111	43	Daten mit Forschungsqualität werden einmal per Woche in die GBIF-Datenbank eingepflegt	(Ueda, 2020a)
iNaturalist	148	28	14	Daten direkt von iNaturalist	(Ueda, 2020b)
Wisent Welt Wittgenstein	11.270	55	55	Besenderte Leitkuh Zeitraum: 22.03.2019.-.28.09.2020	(Wisent Welt Wittgenstein, 2020)
<b>Gesamt:</b>	<b>12.727</b>	<b>213</b>	<b>131</b>		

**Tab.12** Beobachtungen innerhalb der Länder der Modellvalidierung

Land	Anzahl Beobachtungsdaten	% Anteil Beobachtungsdaten
Deutschland	59	45,04
Litauen	0	0,00
Lettland	0	0,00
Polen	69	52,67
Rumänien	1	0,76
Slowakei	2	1,53
<b>Gesamt:</b>	<b>131</b>	<b>100,00</b>

### 2.3.6 Landschaftsstrukturmaße zum Lokalisieren geeigneter Habitate

Landschaftsstrukturmaße dienen der Quantifizierung, Charakterisierung und Analyse von Landschaften. Die Auswahl geeigneter Maßzahlen aus einer Vielzahl möglicher Indizes (Abb.11) hängt stark von der ökologischen Fragestellung und der vorhandenen Datengrundlage ab (Lang and Blaschke, 2007). Indizes, die stark mit anderen korrelieren bzw. ähnliche inhaltlicher Aussagekraft haben, können mittels statistischer Methoden reduziert werden (Riitters et al., 1995).






**Abb.11** Beispiele von Landschaftsstrukturmaßen (Lang and Blaschke, 2007)

Klassische Habitatmodelle berücksichtigen meist nur Kriterien, basierend auf ökologischen Gegebenheiten wie Klima, Vegetation, Boden oder Höhe (Pulliam, 2000). Die räumliche Zusammensetzung und Struktur von Landschaften hat aber ebenso großen Einfluss auf Ökosystemfunktionen und somit auf die Eignung von Habitaten (Walz, 2011). Aus diesem Grund können Habitateignungsmodelle unter Einbezug von Landschaftsstrukturmaßen aussagekräftiger werden (Ortner and Wallentin, 2020).

Aus den Ergebnissen der gewichteten Überlagerung werden geeignete Habitatpatches mit einem Habitateignungsindex (HEI) von  $\geq 4$  definiert. Kernhabitate weisen einen HEI von 5 auf. Um zusammenhängende, große Flächen besser identifizieren zu können, werden geeignete Habitate und Kernhabitate in vereinfachte Vektordaten konvertiert. Eine Flächenauswahl wird auf Patchebene anhand der raumstrukturellen Maßzahlen *Fläche* (Patch Size), *Kompaktheit* (Shape Index) und *Kernhabitatanteil* (Core Area Index) getroffen (Tab.13).

**Tab.13** Übersicht verwendeter Maßzahlen

	<b>Abkürzung</b>	<b>Maßzahl</b>	<b>Beispiel</b>
Flächenbezogen	A	Fläche (Patch Size)	 A= 15,20 km <sup>2</sup> A= 22,80 km <sup>2</sup>
Formbezogen	SI	Kompaktheit (Shape Index)	 SI= 1,42      SI= 4,13
Kernfläche	CAI	Kernhabitatanteil (Core Area Index)	 CAI= 46 %      CAI= 8%



Ursprünglich wurde auch die Randliniendichte (Edge Density – ED) berechnet. Dabei handelt es sich um das Verhältnis der Randlinien (Umfang) zur Fläche. Mithilfe einer Regressionsanalyse wurde eine starke gleichsinnige Beziehung mit dem Shape Index beschrieben (Pearson’s  $r= 0,80$ ;  $p\text{-Value}= 1,59 \cdot 10^{-8}$ ;  $R^2= 0,63$ ). Aufgrund der ähnlichen Aussagekraft wird zur Beschreibung der Kompaktheit ausschließlich der Shape Index herangezogen. Auf die Randliniendichte wird verzichtet.

Aus Gründen, die unter Punkt 2.1.2.1 angeführt sind, werden Straßen der OSM Kategorie motorway, trunk, primary, secondary und tertiary als Barrieren definiert. Im Folgenden werden nur Patches berücksichtigt, die maximal von OSM Straßen geringerer Ordnung durchquert werden.

Die Reihung geeigneter Patches (ordinalskaliert) erfolgt anhand von drei Gewichtungsszenarien der Landschaftsstrukturmaße (Tab.14).

**Tab.14** Gewichtungsszenarien der Landschaftsstrukturmaße

	<b>Gewichtung 1</b>	<b>Gewichtung 2</b>	<b>Gewichtung 3</b>
<b>A</b>	33,34 %	40,00 %	60,00 %
<b>SI</b>	33,33 %	30,00 %	20,00 %
<b>CAI</b>	33,33 %	30,00 %	20,00 %

### 2.3.6.1 Fläche (Patch Size - A)

Die Fläche gilt als das wichtigste Landschaftsstrukturmaß. Frühere Arbeiten benutzen für den Wisent eine Mindestgröße von 200 km<sup>2</sup> geeignetem Habitat (Bleyhl et al., 2015; Kuemmerle et al., 2010). Dies ist laut Pucek et al. (2004) die nötige Mindesthabitatgröße für eine Wisentpopulation von 50 – 70 Individuen. Da es im Untersuchungsgebiet (Österreich) nur für eines der beiden Modellergebnisse geeignete zusammenhängende Flächen dieser Größe gibt, wird der Schwellenwert angepasst. Potentielle Wiederansiedlungsgebiete werden mit einer Fläche geeignetem Habitat  $\geq 90$  km<sup>2</sup> definiert. Diese Fläche sollte Platz für eine Wisentpopulation bestehend aus 20 – 30 Individuen bieten. Je größer das Habitatpatch ist, desto besser wird es in der Flächenauswahl gereiht.

### 2.3.6.2 Kompaktheit (Shape Index - SI)

Der Shape Index (SI) ist ein standardisiertes Gestaltmaß und beschreibt die Abweichung eines Patches von einer ihn optimal umschließenden Kreisform (Formel 3). Je kleiner der Shape Index eines Patches ist, desto kompakter ist seine Form. Die ideale Kreisform hat einen Shape Index von eins. Die kompakteste Form wäre also ein Kreis, da die Innenfläche in Bezug auf den Flächenumfang maximal ist. Hohe SI-Werte deuten auf eine langgestreckte oder zerlappte Patchform hin. Im Gegensatz zur Randliniendichte ist der Shape Index unabhängig von der absoluten Patchgröße und somit auch vom Aufnahmemaßstab.

Negative Einflüsse aus wenig geeigneten Nachbarpatches haben auf zerlappte Patchformen stärkere Wirkung, als auf kompakte Patches (Angelstam, 1992; Primack, 1993). Je niedriger der Shape Index eines Habitatpatches ist, desto besser wird es in der Flächenauswahl gereiht.

*Formel 3 Shape Index*

$$SI = \frac{U}{2\sqrt{\pi \cdot A}}$$

U= Umfang, A= Fläche

### 2.3.6.3 Kernhabitatanteil (Core Area Index - CAI)

Als Kernhabitate werden Patches mit höchstem Habitateignungswert (5) definiert (Formel 4). Disjunkte Kernhabitate innerhalb geeigneter Habitatpatches werden zusammengefasst. Die Distanz von Kernhabitaten zu Randlinien hat keinen Einfluss. Der Kernhabitatanteil (CAI) beschreibt das Verhältnis der Kernhabitatfläche zur Ausgangsfläche in Prozent. Je höher der Kernhabitatanteil eines Patches ist, desto besser wird es in der Flächenauswahl gereiht.

*Formel 4 Core Area Index*

$$CAI = \frac{100 \cdot CA}{A}$$

A= Ausgangsfläche, CA= Kernhabitatfläche

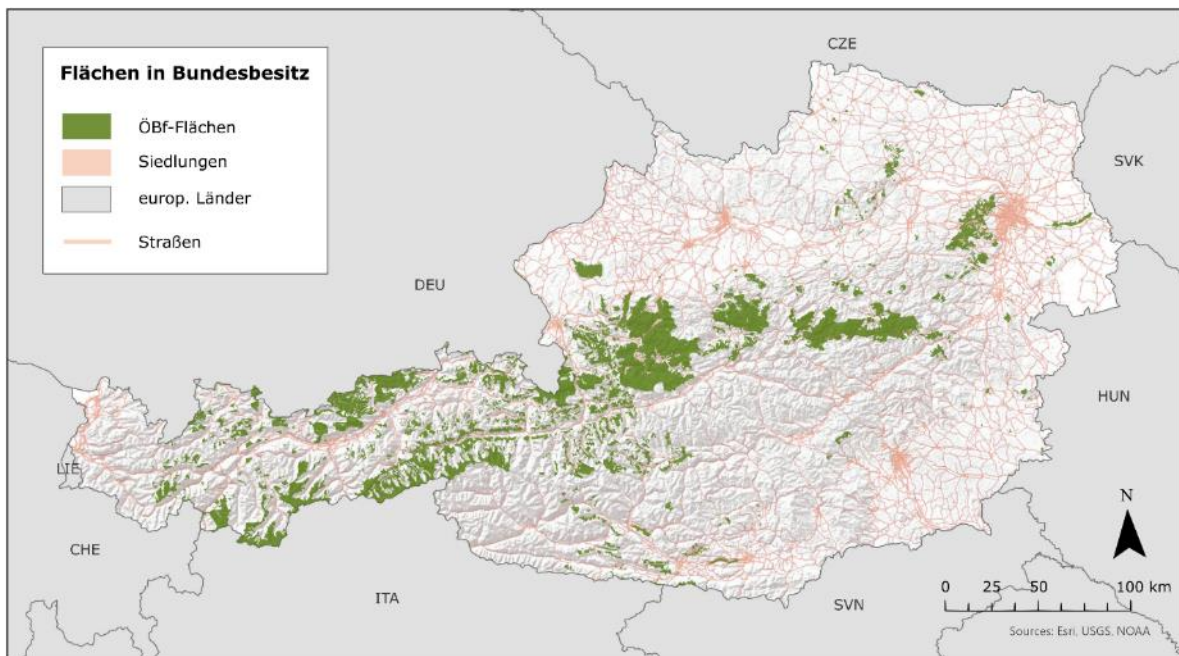
## 2.4 Bewertung der Gebiete in Österreich

Die Bewertung der zuvor ausgewählten Flächen erfolgt unter Berücksichtigung der Faktoren *Flächen in Bundesbesitz* und *Schutzgebietsanteil*.

### 2.4.1 Flächen in Bundesbesitz

Großflächige Naturschutzprojekte können durch die Involviertheit vieler Privatgrundbesitzer erschwert werden. Aus diesem Grund wird im Bison Rewilding Plan empfohlen, große Flächen in Staatsbesitz für Auswilderungsprojekte zu bevorzugen (Vlasakker, 2014).

Die Aktiengesellschaft der Österreichischen Bundesforste (ÖBf) ist im Eigentum der Bundesrepublik Österreich. Die Gesamtfläche der von den ÖBf bewirtschafteten Gebiete beträgt rund 8500 km<sup>2</sup>, was 10 % der österreichischen Staatsfläche umfasst (Österreichischen Bundesforste, 2020). Davon sind etwa 5100 km<sup>2</sup> (6 %) Wald (Abb.12).



**Abb.12** Flächen der Österreichischen Bundesforste

Mehr als 50 % der ÖBf-Gesamtfläche liegt innerhalb von Schutzgebieten und 26 % sogar innerhalb von Natura-200-Gebieten. Natur- und Umweltschutz spielen bei den ÖBf somit

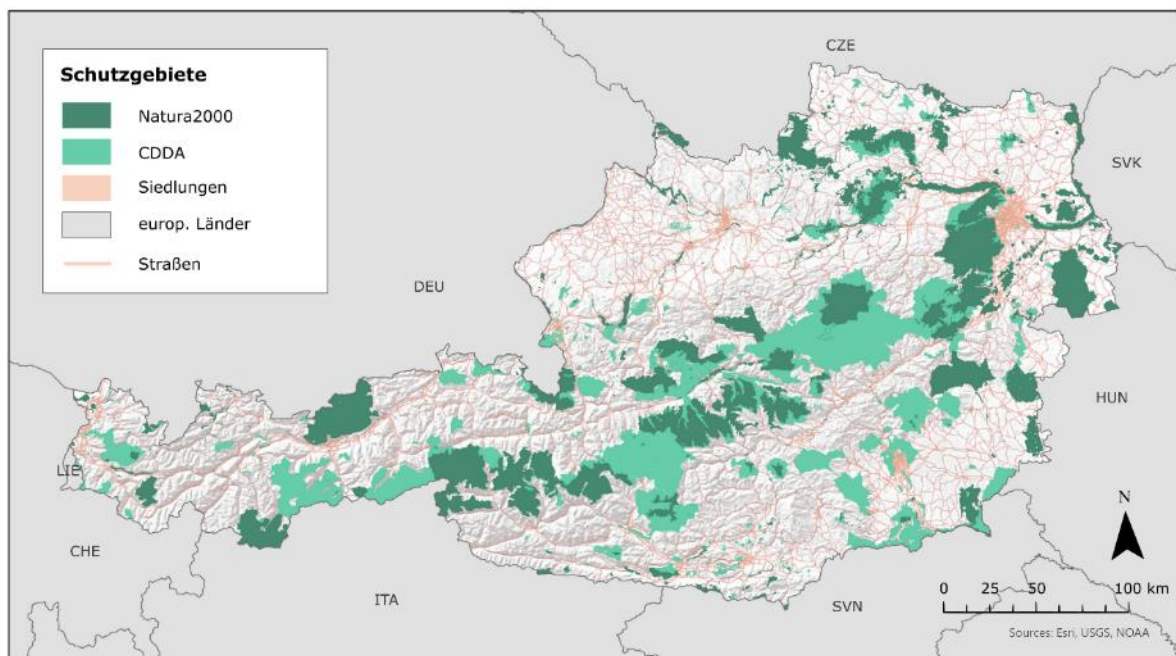
eine wichtige Rolle (Astelbauer-Unger et al., 2020). Um biodiversitätsrelevante Maßnahmen besser umsetzen zu können, haben die ÖBf das sog. Ökologische Landschaftsmanagement konzipiert, in dem unter anderem Wildnisgebiete und Wildnispotentialflächen beschrieben werden (Fischer et al., 2017).

Von den ÖBf wurde ein Liniendatensatz zur Verfügung gestellt, der die Außengrenzen der gesamten ÖBf-Flächen darstellt. Für die Zwecke dieser Master Thesis wurde der Liniendatensatz in einen Polygondatensatz überführt. Zuvor ausgewählte potentielle Habitatflächen werden mit den ÖBf-Flächen verschnitten. Habitatpatches mit großem ÖBf-Flächenanteil werden besser bewertet, als Flächen mit niedrigem Anteil.

### 2.4.2 Schutzgebietsanteil

Da der Wisent in den Fauna-Flora-Habitat-Richtlinien (*FFH-RL*, 1992) als prioritäre Art gilt und in Anhang II geführt wird, müssen für ihn EU-weit Schutzgebiete ausgewiesen werden (siehe Punkt 1.1.4).

Schutzgebiete sollen natürliche Lebensräume und deren Tier- und Pflanzenarten dauerhaft schützen (siehe Punkt 2.1.3.2). Im Bison Rewilding Plan wird ein hoher Schutzgebietsanteil für Auswilderungsprojekte empfohlen (Vlasakker, 2014).

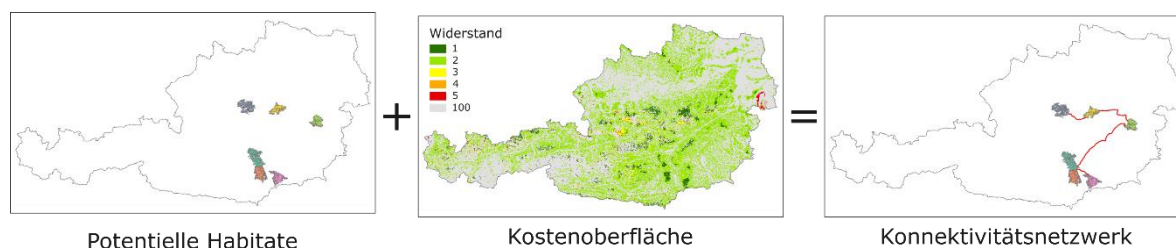


**Abb.13** Natura2000 Gebiete und national ausgewiesene Schutzgebiete (CDDA)

Wie bereits unter Punkt 2.1.3.2 erläutert, werden in dieser Arbeit national ausgewiesene Schutzgebiete (CDDA) und Natura2000-Gebiete als Schutzgebiete berücksichtigt (Abb.13). Zuvor ausgewählte potentielle Habitatflächen werden mit den nationalen Schutzgebieten und den Natura 2000 Gebieten verschnitten. Habitatpatches mit hohem Schutzgebietsanteil werden besser bewertet, als Flächen mit niedrigem Anteil.

## 2.5 Vernetzung

Lokale Populationen stehen im Metapopulationsmodell nach Levins (Levins, 1970, 1969) durch unregelmäßige Migration von Individuen in Verbindung. Ein Genfluss zwischen den Metapopulationen kann zu einer stabileren Gesamtpopulation führen und deren Fortbestand sichern. Wildtierkorridore können trotz Habitatfragmentierung die Konnektivität aufrechterhalten bzw. wiederherstellen (Crooks and Sanjayan, 2006). Entfernung und räumliche Lage der Metapopulationen spielen dabei eine wesentliche Rolle. Um eine bestmögliche Verbindung isolierter Wisentherden zu gewährleisten, müssen Untersuchungen zur Konnektivität angestellt werden (Kuemmerle et al., 2011a). Einer der häufigsten Ansätze, um mögliche Korridore zu identifizieren, ist die Berechnung kostengünstiger Pfade (Least-Cost Path). Anhand einer Raster-Kostenoberfläche kann der Weg des geringsten Widerstandes (der niedrigsten Kosten), zwischen bestehenden bzw. potentiellen Habitaten einer Zielart, ermittelt werden (Adriaensen et al., 2003).

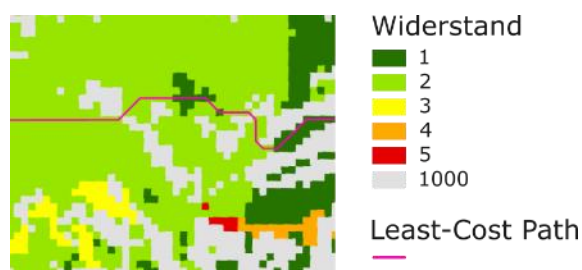


**Abb.14** Eingabelayer zur Berechnung des kostengünstigen Konnektivitätsnetzwerkes

Die Verbindung potentiell geeigneter Wisenthabitate in Österreich zu einem größeren Netzwerk erfolgt durch die Berechnung eines kostengünstigen Konnektivitätsnetzwerkes (Abb.14). Die dafür erforderliche Kostenoberfläche wird aus der Eignungsoberfläche der

gewichteten Überlagerungsanalyse abgeleitet. Jede Zellposition besitzt einen Wert, der die Kosten pro Einheitenentfernung für die Bewegung durch die Zellen darstellt (ESRI Inc., 2020) (Abb.15). Wie in früheren Arbeiten (Ziółkowska et al., 2012) werden die Werte des Habitateignungsindex der gewichteten Überlagerungsanalyse invertiert (Tab.15). Wenig geeignete Zellen weisen dabei einen großen Widerstand bzw. hohe Kosten, gut geeignete Zellen einen geringen Widerstand bzw. niedrige Kosten auf. Um die Gesamtkosten für die Bewegung durch die Zellen zu erhalten, wird jeder Zellenpositionswert mit der Zellauflösung (100 m x 100 m) multipliziert und diagonale Bewegungen werden ausgeglichen. Gänzlich ungeeignete Zellen, die bereits unter Punkt 2.1 definiert wurden und als Barrieren wirken, sollten ursprünglich ausgeschlossen werden (NODATA). Da die Berechnung zu keinem Ergebnis führte, wird für diese Zellen ein hoher Widerstandswert von 1000 festgelegt.

Anhand der Kostenoberfläche wird ein Netzwerk aus Linien mit niedrigsten Kosten zwischen den Habitatpolygenen generiert. Die Linien erreichen dabei die äußere Grenze der Polygone. Die Bewegung innerhalb der Polygone verursacht keine zusätzlichen Kosten. Die Linien können als Basis für Wisentkorridore verwendet werden.



**Abb.15** Pfad der niedrigsten Kosten

**Tab.15** Werte der Kostenoberfläche

HEI	Widerstand
5	1
4	2
3	3
2	4
1	5
0 (NODATA)	1000



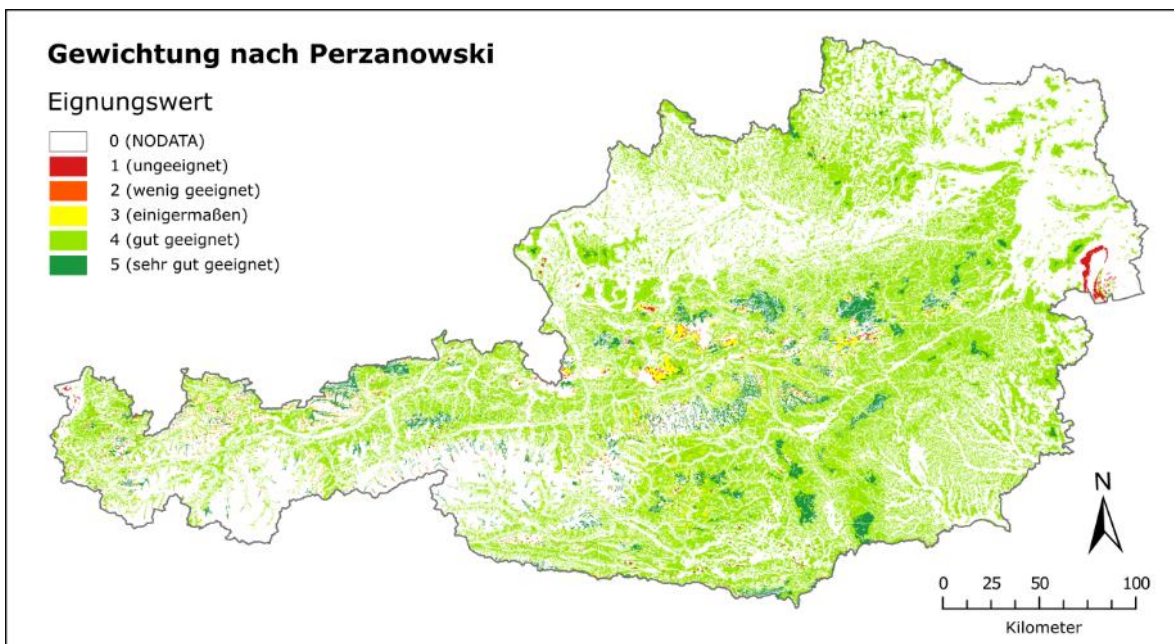
### 3. ERGEBNISSE

#### 3.1 Habitatauswertungskarten und Lokalisierung geeigneter Habitate

Das Ergebnis des Wisent-Habitatmodells sind Habitatauswertungskarten nach den Gewichtungen Perzanowski und Catanoiu (Abb.16 und Abb.18).

##### 3.1.1 Habitatauswertungskarte nach Perzanowski

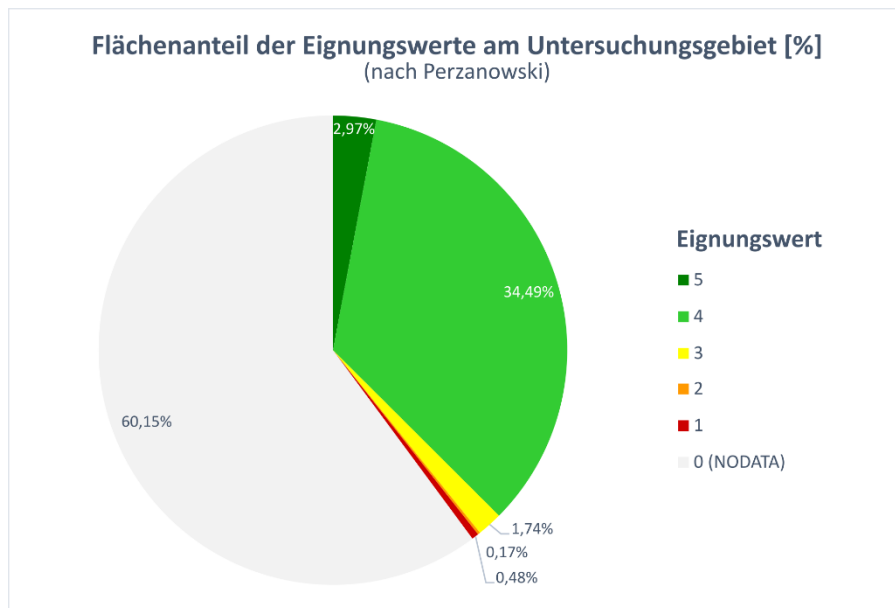
Die Gesamtfläche aller Flächen mit Habitatauswertungswert 1 - 5 beträgt 33.414,06 km<sup>2</sup>, was 39,85 % des Untersuchungsgebietes entspricht. Die Fläche geeigneter Habitate mit Habitatauswertungswerten von 4 und 5 beträgt 31.417,84 km<sup>2</sup> bzw. 37,46 % des Untersuchungsgebietes (Tab.16 und Abb.17). Der Habitatauswertungswert 4 hat mit 34,49 % den zweitgrößten Flächenanteil. 60,15 % des Untersuchungsgebietes sind gänzlich ungeeignet (HEI= 0).



**Abb.16** Habitatauswertungskarte des Habitatmodells mit Gewichtung nach Perzanowski. Rote Flächen haben einen niedrigen HEI, grüne Flächen haben einen hohen HEI.

**Tab.16** Flächenanteil am Untersuchungsgebiet nach Perzanowski

HEI	Fläche [km <sup>2</sup> ]	Untersuchungsgebiet [%]
5	2.486,89 km <sup>2</sup>	2,97 %
4	28.930,95 km <sup>2</sup>	34,49 %
3	1.457,43 km <sup>2</sup>	1,74 %
2	139,86 km <sup>2</sup>	0,17 %
1	398,93 km <sup>2</sup>	0,48 %
0 (NODATA)	50.465,02 km <sup>2</sup>	60,15 %
Gesamt:	83.879,08 km <sup>2</sup>	100,00%

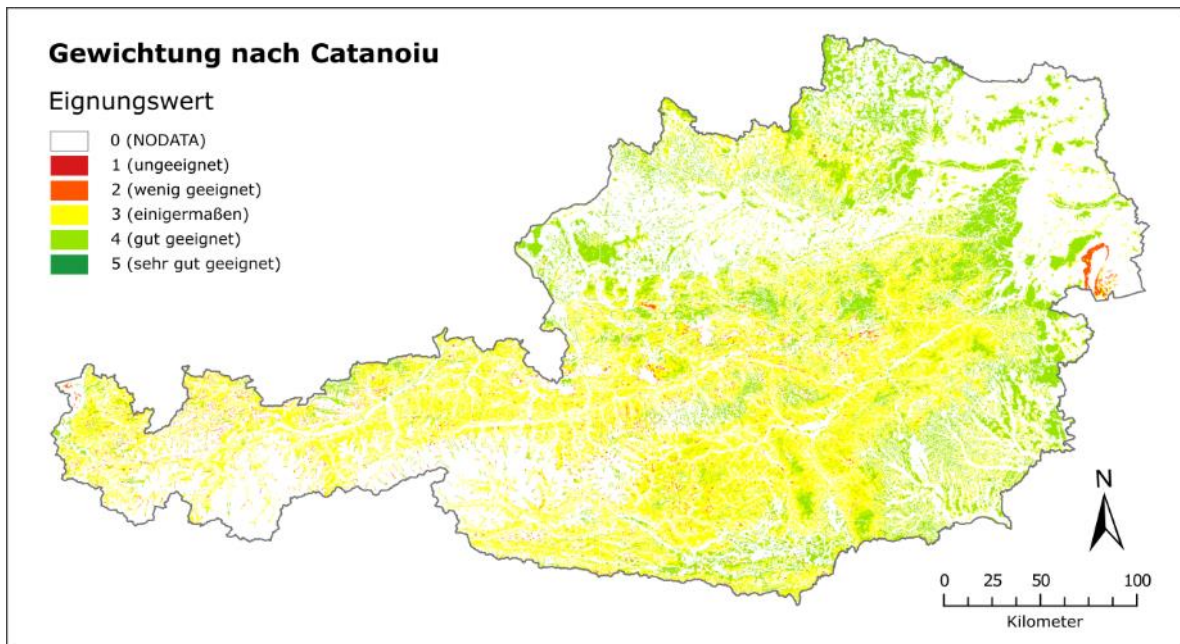


**Abb.17** Flächenanteil der Habitateignungswerte am Untersuchungsgebiet (Perzanowski)

### 3.1.2 Habitateignungskarte nach Catanoiu

Die Gesamtfläche aller Flächen mit Habitateignungswert 1 - 5 beträgt 33.279,72 km<sup>2</sup>, was 39,68 % des Untersuchungsgebietes entspricht. Die Fläche geeigneter Habitate mit Habitateignungswerten von 4 und 5 beträgt 10.225,21 km<sup>2</sup> bzw. 12,19 % des Untersuchungsgebietes (Tab.17 und Abb.19). Der Habitateignungswert 3 hat mit 26,68 % den zweitgrößten Flächenanteil. 60,32 % des Untersuchungsgebietes sind gänzlich ungeeignet (HEI= 0).

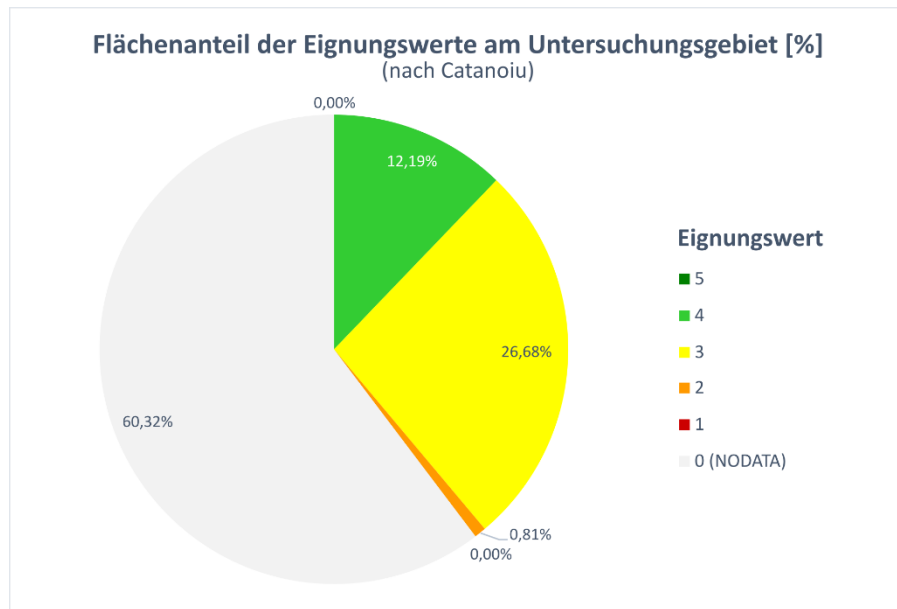




*Abb.18 Habitateignungskarte des Habitatmodells mit Gewichtung nach Catanoiu. Rote Flächen haben einen niedrigen HEI, grüne Flächen haben einen hohen HEI.*

*Tab.17 Flächenanteil am Untersuchungsgebiet nach Catanoiu*

HEI	Fläche [km <sup>2</sup> ]	Untersuchungsgebiet [%]
5	1,04 km <sup>2</sup>	0,00 %
4	10.224,17 km <sup>2</sup>	12,19 %
3	22.376,97 km <sup>2</sup>	26,68 %
2	677,29 km <sup>2</sup>	0,81 %
1	0,25 km <sup>2</sup>	0,00 %
0 (NODATA)	50.599,36 km <sup>2</sup>	60,32 %
Gesamt:	83.879,08 km <sup>2</sup>	100,00%



*Abb.19 Flächenanteil der Habitateignungswerte am Untersuchungsgebiet (Catanoi)*

### 3.2 Sensitivitätsanalyse

Der Flächenanteil der einzelnen Eignungsklassen fällt zwischen den Analysedurchläufen sehr unterschiedlich aus (Tab.18). Bei der räumlichen Verteilung geeigneter Habitate mit Habitateignungswert 4 und 5 und großen, geeigneten, zusammenhängenden Flächen kommt es zwischen den Szenarien zu Schwankungen.

Die Expertengewichtungen und die drei Sensitivitätsanalysedurchläufe führen zu fünf Habitateignungskarten (Abb.20). Abb.21 zeigt einen Vergleich der geeigneten Flächen mit Habitateignungswert 4 und Kernhabitate mit Habitateignungswert 5 der Analyseszenarien. In Abbildung 22 sind jeweils die zehn größten zusammenhängenden Flächen mit Habitateignungswert 4 und 5 in schwarz dargestellt.

Der Flächenanteil an prinzipiell geeignetem Habitat (HEI 1 – 4) am gesamten Untersuchungsgebiet schwankt um maximal 13,32 % zwischen den Szenarien (Tab.18). Der Anteil der am besten geeigneten Klasse mit Habitateignungswert 5 am Untersuchungsgebiet unterscheidet sich um maximal 2,96 %. Die Schwankungen in der zweitbesten Klasse mit Habitateignungswert 4 beträgt 32,59 %.

## ERGEBNISSE

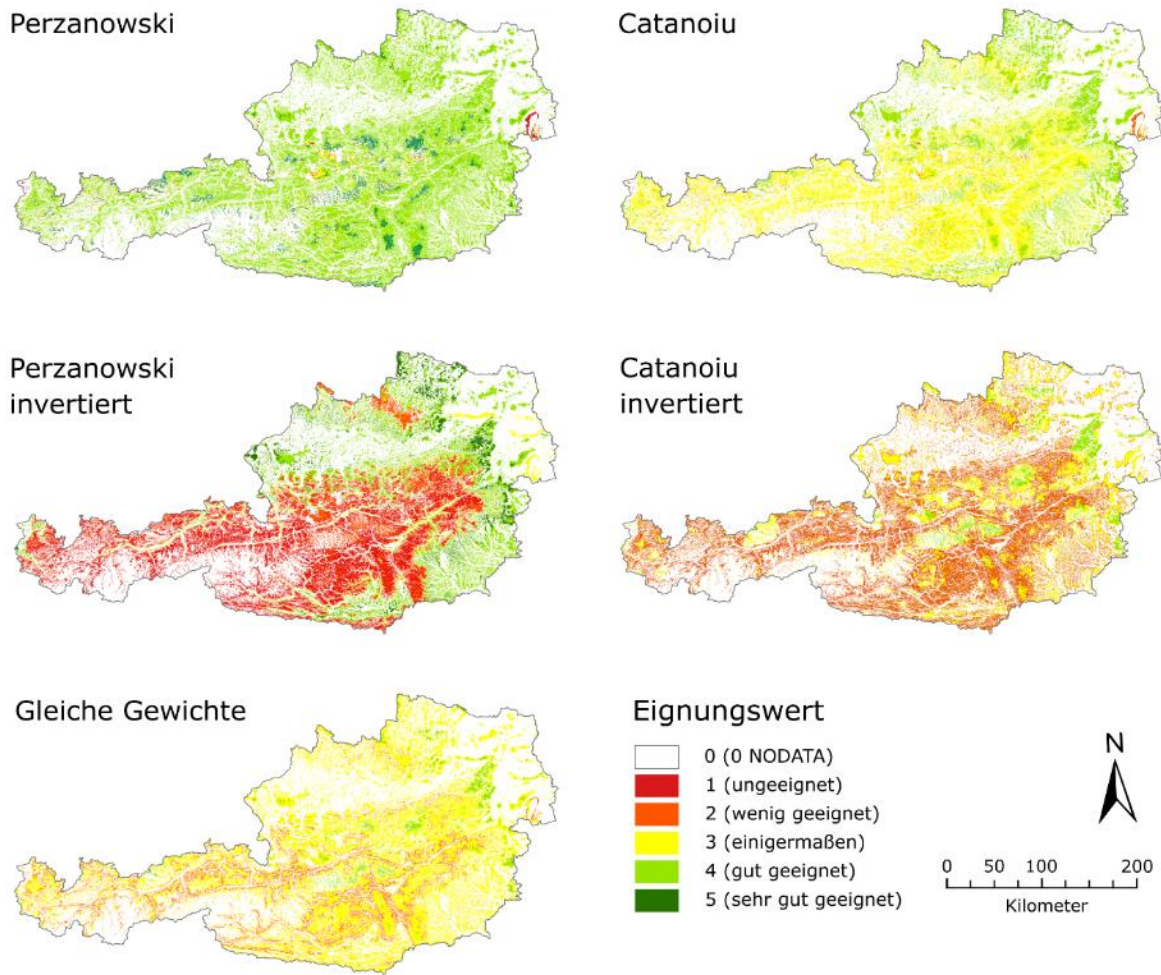
**Tab.18** Flächenanteil der Habitateignungswerte am Untersuchungsgebiet

HEI	Flächenanteil (%) am Untersuchungsgebiet				
	Perzanowski	Catanoiu	Gleiche Gewichte	Perzanowski invertiert	Catanoiu invertiert
5	2,96 %	0,00 %	0,00 %	2,96 %	0,00 %
4	34,49 %	12,19 %	1,90 %	11,76 %	2,23 %
3	1,74 %	26,68 %	32,05 %	1,89 %	14,50 %
2	0,17 %	0,81 %	5,76 %	9,79 %	22,90 %
1	0,48 %	0,00 %	0,00 %	13,20 %	0,00 %
0 (NODATA)	60,16 %	60,32 %	60,29 %	60,41 %	60,36 %
Gesamt:	100 %	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%

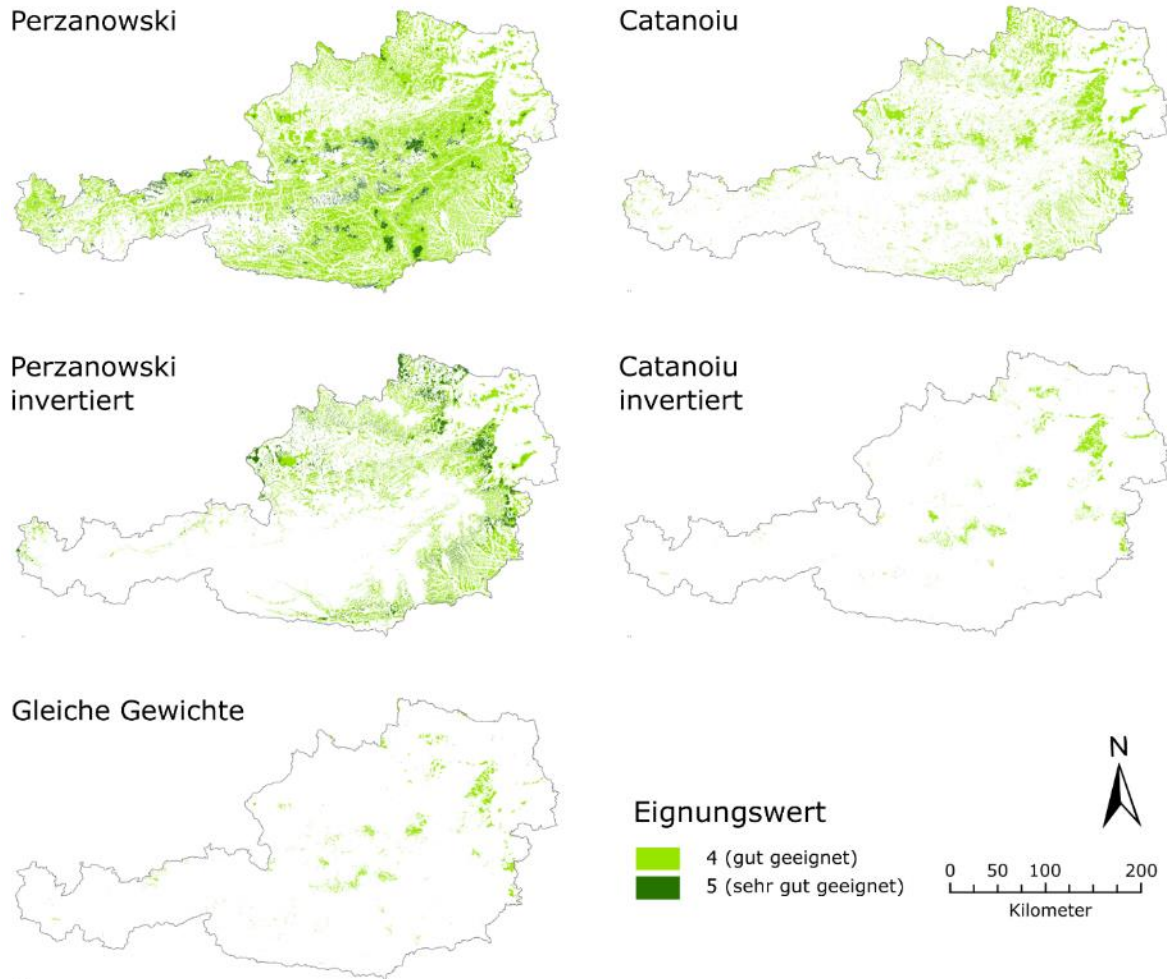
Die Modellergebnisse der beiden Wisentexperten unterschieden sich vor allem im Flächenanteil der Habitateignungswerte 3 (24,94 % Unterschied) und 4 (22,30 % Unterschied) (Tab.18). Vier der zehn größten zusammenhängenden Flächen mit Habitateignungswert 4 und 5 überschneiden sich und liegen in derselben Region (Abb.22).

Das Modellergebnis nach Catanoiu unterscheidet sich von den Analysedurchläufen mit gleicher und invertierter Gewichtung weniger stark, als das Modellergebnis nach Perzanowski.

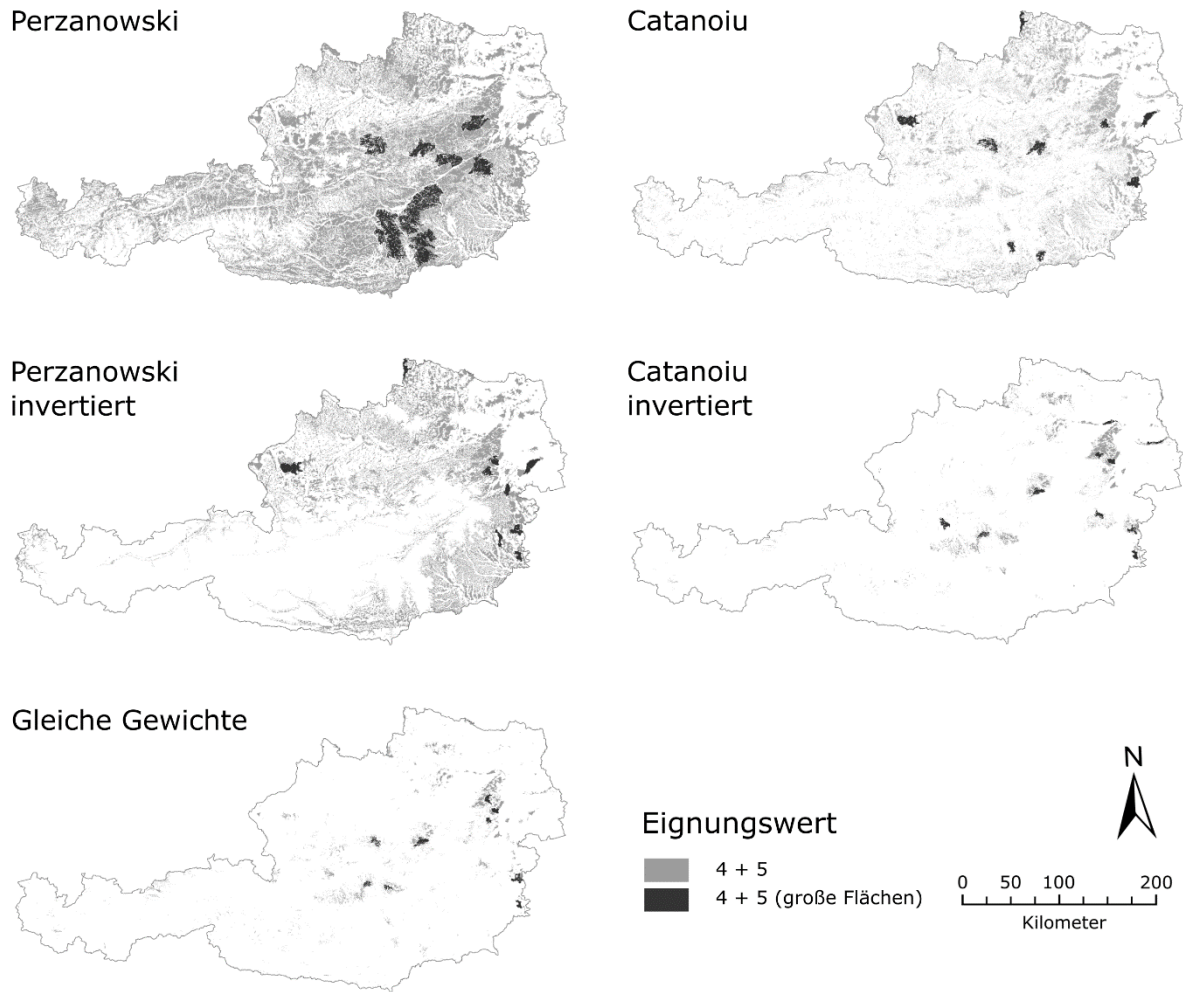
Die Unterschiede der Sensitivitätsanalyse sind vor allem auf die heterogene Topografie zurückzuführen. Das Kriterium *Höhe* fließt bei Perzanowski mit nur 1 % in die gewichtete Überlagerungsanalyse ein. Wie zu erwarten, weist das Analyseergebnis mit invertierten Gewichten die größten Unterschiede auf. Dies liegt am hohen Alpenanteil im Westen Österreichs im Vergleich zum flacheren Norden und Osten. Diese Gegebenheit hat auf das Modellergebnis nach Catanoiu weniger Einfluss, da die Gewichtung des Kriteriums *Höhe* nur wenig zwischen den Analysedurchläufen schwankt.



**Abb.20** Habitateignungskarten mit Gewichtung nach Perzanowski und Catanoiu und den drei Durchläufen der Sensitivitätsanalyse. Rote Flächen haben einen niedrigen HEI, grüne Flächen haben einen hohen HEI. Abb.65 - 69 in Anhang A-1



**Abb.21** Vergleich der Flächen mit HEI 4 in hellgrün und HEI 5 in dunkelgrün. Abb.70 - 74 in Anhang A-1



*Abb.22 Geeignete Habitate (HEI 4 + 5) in hellgrau und die zehn davon größten zusammenhängenden Flächen in schwarz. Abb.75 - 79 in Anhang A-1*

### 3.3 Habitatmodell-Validierung

Die Fläche des Untersuchungsgebietes für die Modellvalidierung beträgt 1.086.487,06 km<sup>2</sup> (Deutschland, Litauen, Lettland, Polen, Rumänien, Slowakei). Der Polygondatensatz der IUCN zur Verbreitung des Wisents in oben genannten Ländern hat eine Gesamtfläche von 4.739,56 km<sup>2</sup>. Der zusammengeführte Präsenzdatensatz beinhaltet 131 Punktdaten.

#### 3.3.1 Validierung Modell nach Perzanowski

Die Ergebnisse der gewichteten Überlagerungsanalyse für Länder mit verfügbaren CORINE Landcover-Daten und wildlebenden Wisentherden sind in Abb.24 und Abb.25 zu sehen. In Tabelle 19 ist der Flächenanteil der einzelnen Eignungsklassen am Untersuchungsgebiet angeführt. Die Fläche geeigneter Habitats mit Habitateignungswerten von 4 und 5 beträgt 395.375,13 km<sup>2</sup> bzw. 36,39 % des Untersuchungsgebietes. Der Habitateignungswert 4 hat mit 32,50 % den zweitgrößten Flächenanteil. 59,86 % des Untersuchungsgebietes sind gänzlich ungeeignet (HEI= 0).

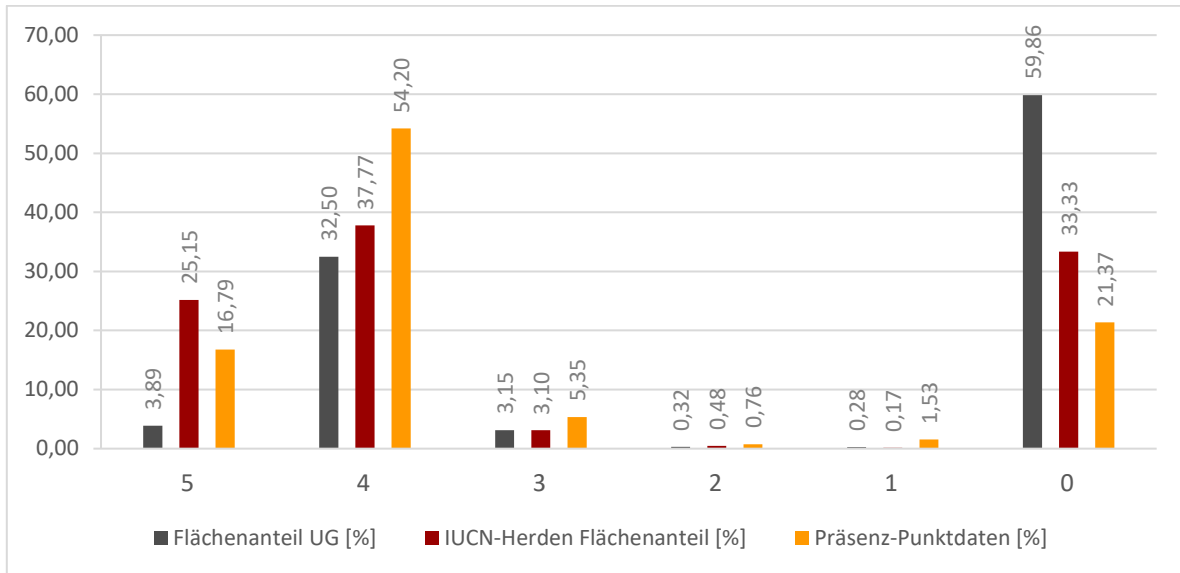
Der Flächenanteil der Eignungsklassen an den IUCN-Herden nach Verschnitt sowie die Anzahl der Präsenzdaten innerhalb der jeweiligen Eignungsklasse sind ebenfalls in Tab.19 aufgelistet und in Abb.23 visuell gegenübergestellt.

*Tab.19 Prozentueller Anteil der Eignungsklassen (Validierung Perzanowski)*

HEI	Fläche [km <sup>2</sup> ]	Flächen-Anteil UG [%]	IUCN-Herden Flächenanteil [km <sup>2</sup> ]	IUCN-Herden Flächenanteil [%]	Präsenz-Punktdaten	Präsenz-Punktdaten [%]
5	42.298,34	3,89	1.192,00	25,15	22	16,79
4	353.076,79	32,50	1.790,35	37,77	71	54,20
3	34.239,42	3,15	146,92	3,10	7	5,35
2	3.427,39	0,32	22,63	0,48	1	0,76
1	3.031,42	0,28	8,06	0,17	2	1,53
0	650.413,70	59,86	1.579,60	33,33	28	21,37
<b>Gesamt:</b>	1.086.487,06	100,00	<b>4.739,56</b>	100,00	<b>131</b>	100,00

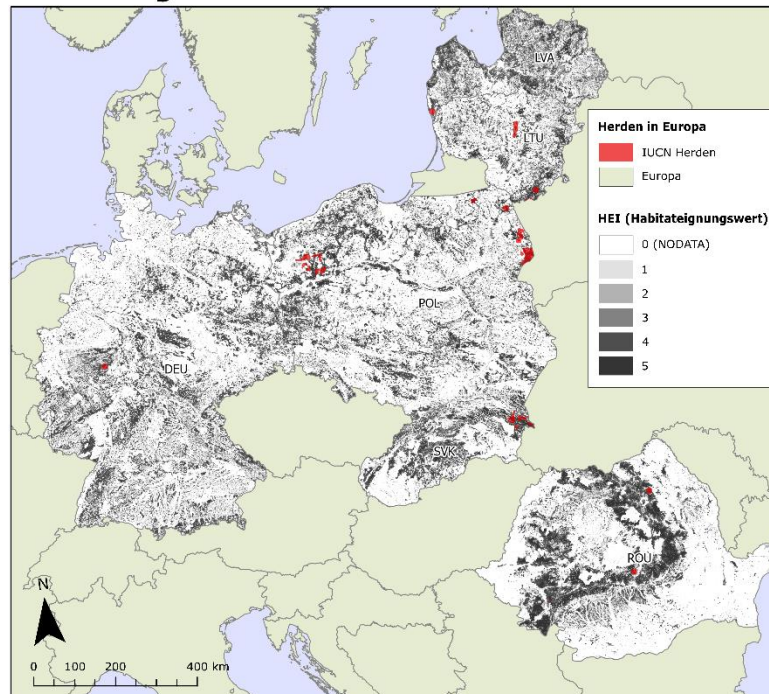


## ERGEBNISSE



**Abb.23** Gegenüberstellung des prozentuellen Flächenanteils der Eignungsklassen am Untersuchungsgebiet und an den IUCN-Herden bzw. Anteil der Präsenzdaten innerhalb der Eignungsklassen (Perzanowski)

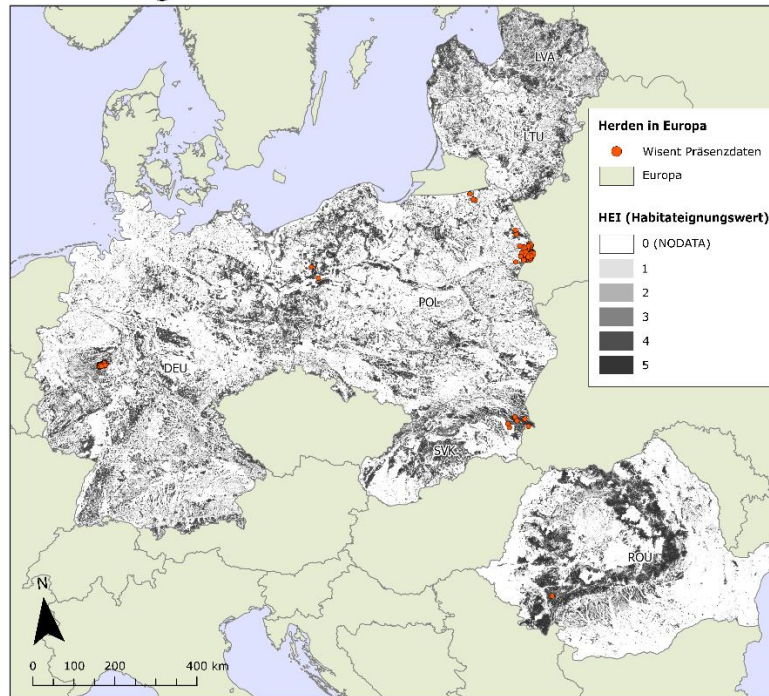
### Validierung nach Perzanowski - Flächendaten



**Abb.24** Validierung nach Perzanowski mit Flächendaten zum Wisent. Abb.80 in Anhang A-1



**Validierung nach Perzanowski - Punktdaten**

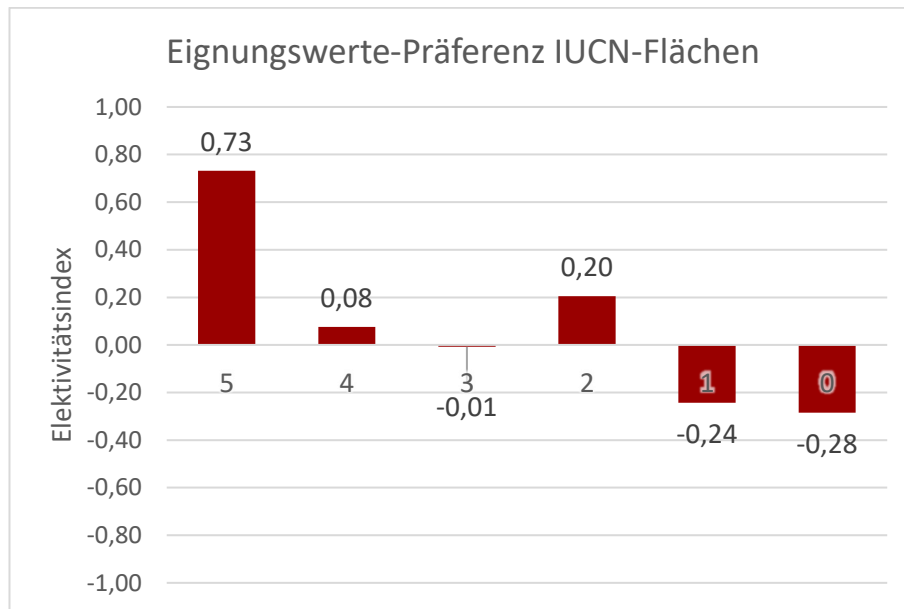


*Abb.25 Validierung nach Perzanowski mit Punktdaten zum Wisent. Abb.81 in Anhang A-1*

In Tabelle 20 sind die berechneten Elektivitätswerte für die Habitateignungswerte 5 – 0 der IUCN-Flächen und der Präsenz-Punktdaten aufgelistet. Innerhalb der IUCN-Flächen hat der Habitateignungswert 5 den größten positiven Elektivitätsindex (0,73) und wird somit am stärksten präferiert (Abb.26). Der Habitateignungswert 0 hat den niedrigsten (negativen) Elektivitätswert (-0,28) und wird somit am stärksten gemieden.

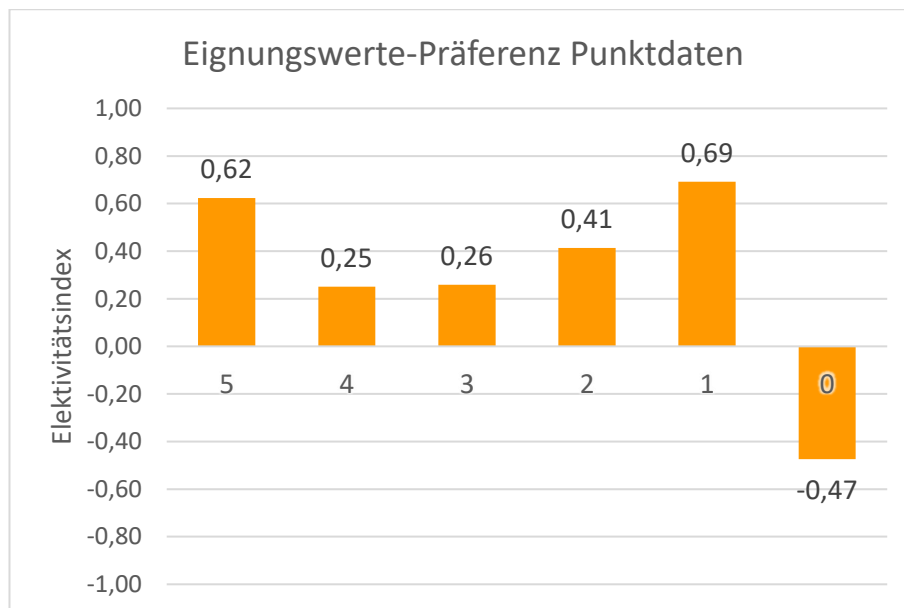
*Tab.20 Elektivitätsindex für Punkt- und Flächendaten (Perzanowski)*

HEI	Elektivität IUCN-Flächen	Elektivität Präsenz-Punktdaten
5	0,73	0,62
4	0,08	0,25
3	-0,01	0,26
2	0,20	0,41
1	-0,24	0,69
0	-0,28	-0,47



**Abb.26** Elektivitätsindex der HEI (IUCN-Flächen im Modell nach Perzanowski)

Innerhalb der Präsenzdaten haben die Habitateignungswerte 1 (0,69) und 5 (0,62) die größten positiven Elektivitätswerte (Abb.27). Der Habitateignungswert 0 hat den niedrigsten (negativen) Elektivitätswert (-0,47) und wird somit am stärksten gemieden.



**Abb.27** Elektivitätsindex der HEI (Präsenz-Punktdaten im Modell nach Perzanowski)

## ERGEBNISSE

Die Validierung mittels IUCN-Flächendaten und die Validierung mittels Präsenz-Punktdaten kommen zu demselben Ergebnis. Der relative Flächenanteil  $p_{io}$  der Habitateignungswerte 5 und 4 ist kleiner, als der Intervallbereich (Tab.21 und Tab.22). Gebiete mit HEI 4 und 5 werden somit signifikant bevorzugt. Der relative Flächenanteil  $p_{io}$  des Habitateignungswertes 0 ist größer, als der Intervallbereich. Gebiete mit HEI 0 werden somit signifikant gemieden.

**Tab.21** Konfidenzintervalle der HEI (IUCN-Flächen im Modell nach Perzanowski)

HEI	relativer Flächenanteil $p_{io}$	genutzter Flächenanteil $p_i$	Bonferroni-Intervall für $p_i$
5	0,0389	0,2515	0,2349 $\leq p_5 \leq$ 0,2681*
4	0,3250	0,3777	0,3591 $\leq p_4 \leq$ 0,3963*
3	0,0315	0,0310	0,0244 $\leq p_3 \leq$ 0,0376
2	0,0032	0,0048	0,0021 $\leq p_2 \leq$ 0,0075
1	0,0028	0,0017	0,0001 $\leq p_1 \leq$ 0,0033
0	0,5986	0,3333	0,3152 $\leq p_0 \leq$ 0,3514*

\* markiert eine signifikante Präferenz bzw. Meidung des HEI

**Tab.22** Konfidenzintervalle der HEI (Präsenz-Punktdaten im Modell nach Perzanowski)

HEI	relativer Flächenanteil $p_{io}$	genutzter Flächenanteil $p_i$	Bonferroni-Intervall für $p_i$
5	0,0389	0,1679	0,0817 $\leq p_5 \leq$ 0,2541*
4	0,3250	0,5420	0,4271 $\leq p_4 \leq$ 0,6569*
3	0,0315	0,0535	0,0016 $\leq p_3 \leq$ 0,1054
2	0,0032	0,0076	0,0000 $\leq p_2 \leq$ 0,0726
1	0,0028	0,0153	0,0000 $\leq p_1 \leq$ 0,0436
0	0,5986	0,2137	0,1191 $\leq p_0 \leq$ 0,3083*

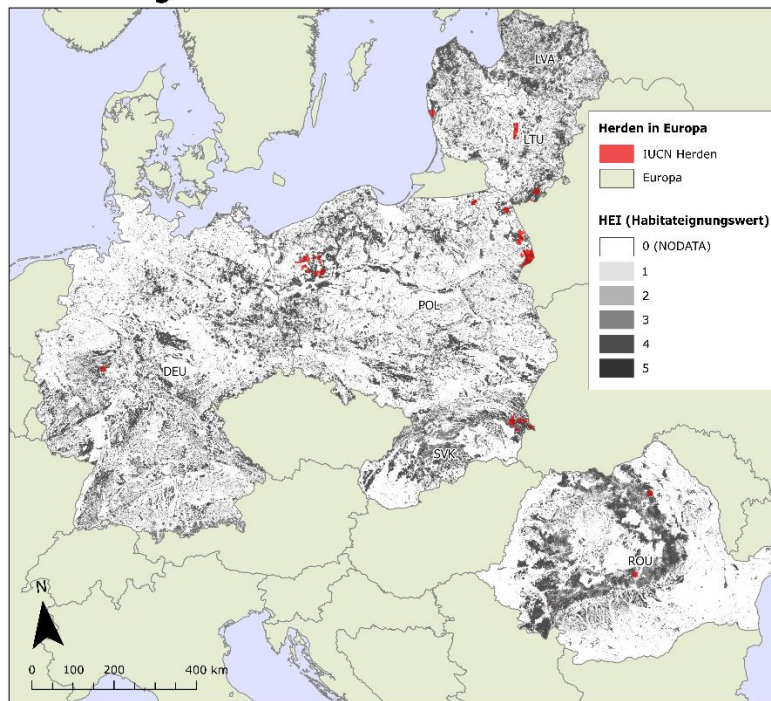
\* markiert eine signifikante Präferenz bzw. Meidung des HEI

### 3.3.2 Validierung Modell nach Catanoiu

Die Ergebnisse der gewichteten Überlagerungsanalyse für Länder mit verfügbaren CORINE Landcover-Daten und wildlebenden Wisentherden sind in Abb.28 und Abb.29 zu sehen. In Tabelle 23 ist der Flächenanteil der einzelnen Eignungsklassen am Untersuchungsgebiet angeführt. Die Fläche geeigneter Habitats mit Habitateignungswerten von 4 und 5 beträgt 228.728,96 km<sup>2</sup> bzw. 21,05 % des Untersuchungsgebietes. Der Habitateignungswert 4 hat mit 21,03 % den zweitgrößten Flächenanteil. 59,87 % des Untersuchungsgebietes sind gänzlich ungeeignet (HEI= 0).

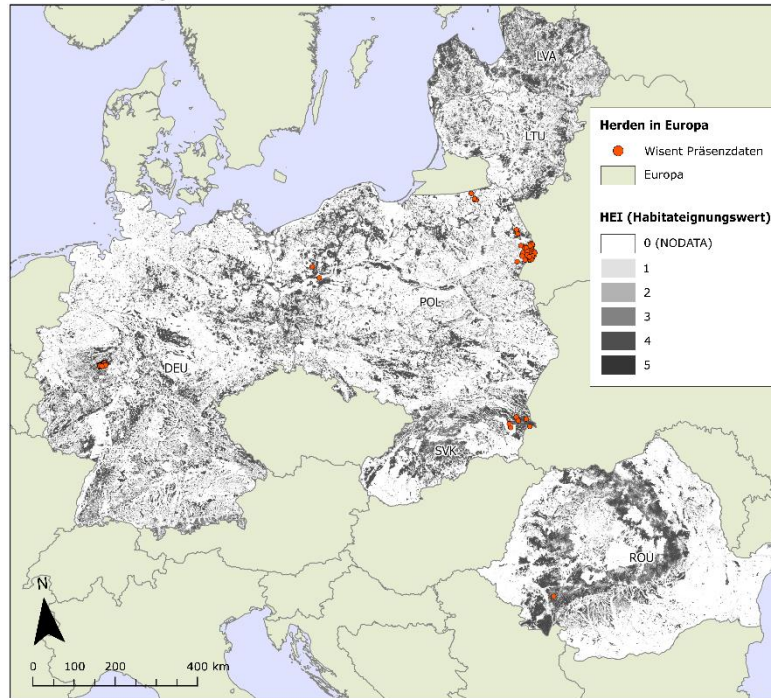
Der Flächenanteil der Eignungsklassen an den IUCN-Herden nach Verschnitt sowie die Anzahl der Präsenzdaten innerhalb der jeweiligen Eignungsklasse sind ebenfalls in Tab.23 aufgelistet und in Abb.30 visuell gegenübergestellt.

**Validierung nach Catanoiu - Flächendaten**



*Abb.28 Validierung nach Catanoiu mit Flächendaten zum Wisent. Abb.82 in Anhang A-1*

**Validierung nach Catanoiu - Punktdaten**

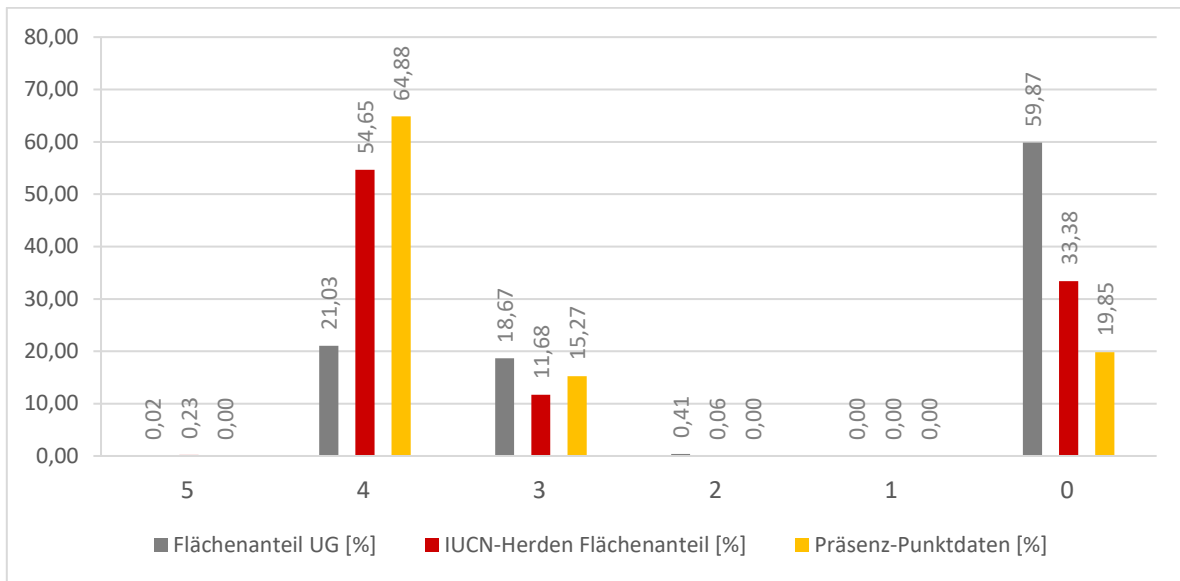


*Abb.29 Validierung nach Catanoiu mit Punktdaten zum Wisent. Abb.83 in Anhang A-1*

*Tab.23 Prozentueller Anteil der Eignungsklassen (Validierung Catanoiu))*

HEI	Fläche [km <sup>2</sup> ]	Flächen-Anteil UG [%]	IUCN-Herden Flächenanteil [km <sup>2</sup> ]	IUCN-Herden Flächenanteil [%]	Präsenz-Punktdaten	Präsenz-Punktdaten [%]
5	219,91	0,02	10,96	0,23	0	0,00
4	228.509,05	21,03	2.590,06	54,65	85	64,88
3	202.880,48	18,67	553,61	11,68	20	15,27
2	4.463,30	0,41	2,69	0,06	0	0,00
1	0,62	0,00	0,00	0,00	0	0,00
0	650.413,70	59,87	1.582,24	33,38	26	19,85
<b>Gesamt:</b>	<b>1.086.487,06</b>	<b>100,00</b>	<b>4.739,56</b>	<b>100,00</b>	<b>131</b>	<b>100,00</b>

## ERGEBNISSE



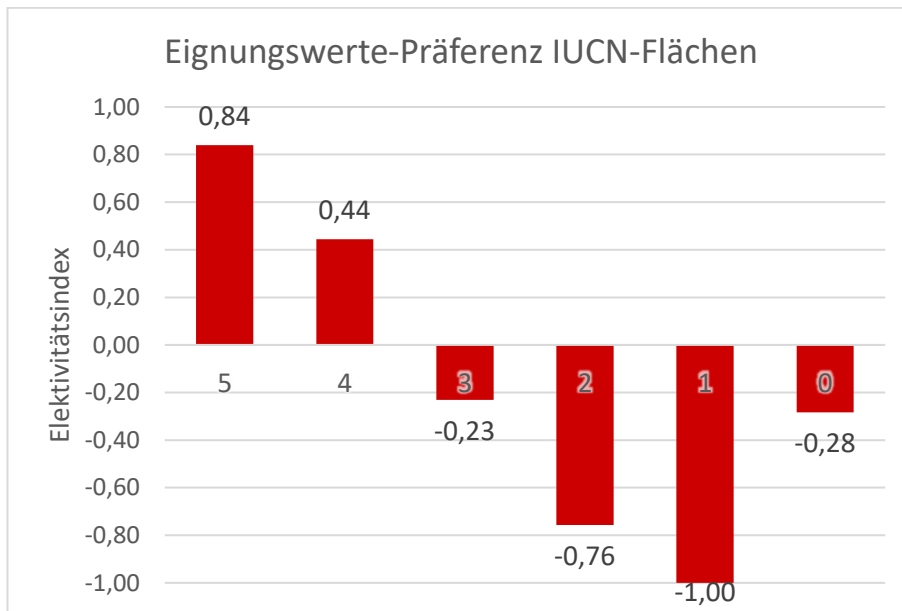
**Abb.30** Gegenüberstellung des prozentuellen Flächenanteils der Eignungsklassen am Untersuchungsgebiet und an den IUCN-Herden bzw. Anteil der Präsenzdaten innerhalb der Eignungsklassen (Catanoiu)

**Tab.24** Elektivitätsindex für Punkt- und Flächendaten (Catanoiu)

HEI	Elektivität IUCN-Flächen	Elektivität Präsenz-Punktdaten
5	0,84	-1,00
4	0,44	0,51
3	-0,23	-0,10
2	-0,76	-1,00
1	-1,00	-1,00
0	-0,28	-0,50

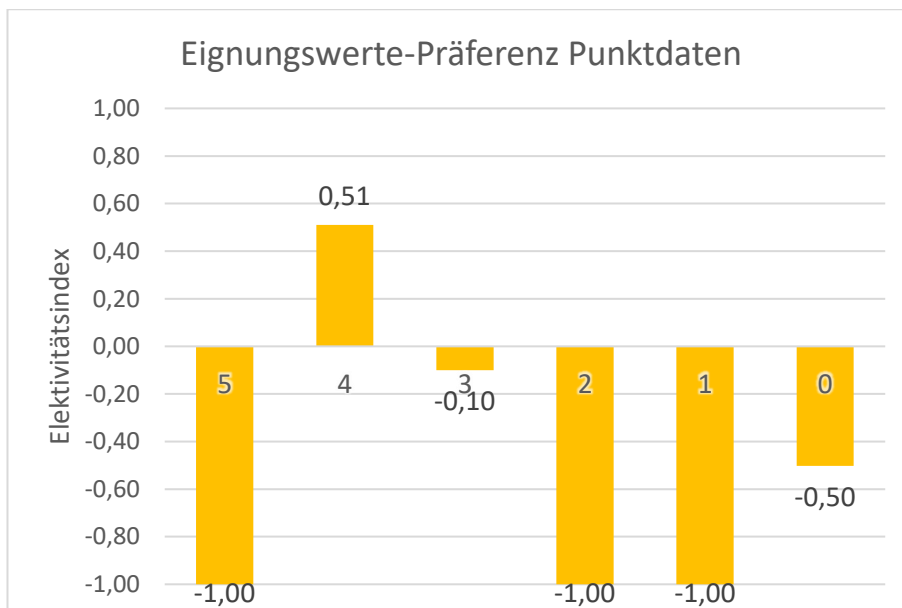
In Tabelle 24 sind die berechneten Elektivitätswerte für die Habitateignungswerte 5 – 0 der IUCN-Flächen und der Präsenz-Punktdaten aufgelistet. Innerhalb der IUCN-Flächen hat der Habitateignungswert 5 den größten positiven Elektivitätsindex (0,84) und wird somit am stärksten präferiert (Abb.31). Der Habitateignungswert 1 hat den niedrigsten (negativen) Elektivitätswert (-1,00) und wird somit am stärksten gemieden.

## ERGEBNISSE



**Abb.31** Elektivitätsindex der HEI (IUCN-Flächen im Modell nach Catanoiu)

Innerhalb der Präsenzdaten hat der Habitateignungswert 4 (0,51) den größten positiven Elektivitätsindex (Abb.32). Die Habitateignungswerte 5, 2 und 1 haben den niedrigsten (negativen) Elektivitätswert (-1,00) und werden somit am stärksten gemieden.



**Abb.32** Elektivitätsindex der HEI (Präsenz-Punktdaten im Modell nach Catanoiu)

## ERGEBNISSE

In der Validierung mittels IUCN-Flächendaten ist der relative Flächenanteil  $p_{io}$  der Habitateignungswerte 5 und 4 kleiner, als der Intervallbereich (Tab.25). Gebiete mit HEI 4 und 5 werden somit signifikant bevorzugt. Der relative Flächenanteil  $p_{io}$  der Habitateignungswerte 3, 2 und 0 ist größer, als der Intervallbereich. Gebiete mit diesen HEI werden somit signifikant gemieden.

**Tab.25** Konfidenzintervalle der HEI (IUCN-Flächen im Modell nach Perzanowski)

HEI	relativer Flächenanteil $p_{io}$	genutzter Flächenanteil $p_i$	Bonferroni-Intervall für $p_i$
5	0,0002	0,0023	0,0005 $\leq p_5 \leq$ 0,0041*
4	0,2103	0,5465	0,5274 $\leq p_4 \leq$ 0,5656*
3	0,1867	0,1168	0,1045 $\leq p_3 \leq$ 0,1291*
2	0,0041	0,0006	0,0000 $\leq p_2 \leq$ 0,0015*
1	0,0000	0,0000	0,0000 $\leq p_1 \leq$ 0,0000
0	0,5987	0,3338	0,3157 $\leq p_0 \leq$ 0,3519*

\* markiert eine signifikante Präferenz bzw. Meidung des HEI

In der Validierung mittels Präsenz-Punktdaten ist der relative Flächenanteil  $p_{io}$  des Habitateignungswertes 4 kleiner, als der Intervallbereich (Tab.26). Gebiete mit HEI 4 werden somit signifikant bevorzugt. Der relative Flächenanteil  $p_{io}$  der Habitateignungswerte 5, 2 und 0 ist größer, als der Intervallbereich. Gebiete mit diesen HEI werden somit signifikant gemieden.



## ERGEBNISSE

**Tab.26** Konfidenzintervalle der HEI (Präsenz-Punktdaten im Modell nach Perzanowski)

HEI	relativer Flächenanteil $p_{io}$	genutzter Flächenanteil $p_i$	Bonferroni-Intervall für $p_i$
5	0,0002	0,0000	$0,0000 \leq p_5 \leq 0,0000^*$
4	0,2103	0,6488	$0,5387 \leq p_4 \leq 0,7589^*$
3	0,1867	0,1527	$0,0697 \leq p_3 \leq 0,2357$
2	0,0041	0,0000	$0,0000 \leq p_2 \leq 0,0000^*$
1	0,0000	0,0000	$0,0000 \leq p_1 \leq 0,0000$
0	0,5987	0,1985	$0,1065 \leq p_0 \leq 0,2905^*$

\* markiert eine signifikante Präferenz bzw. Meidung des HEI

### 3.4 Flächenauswahl anhand raumstruktureller Maßzahlen

Die Patches der beiden Modelldurchläufe mit einer Mindestgröße von 90 km<sup>2</sup> werden in Tabelle 27 aufgelistet.

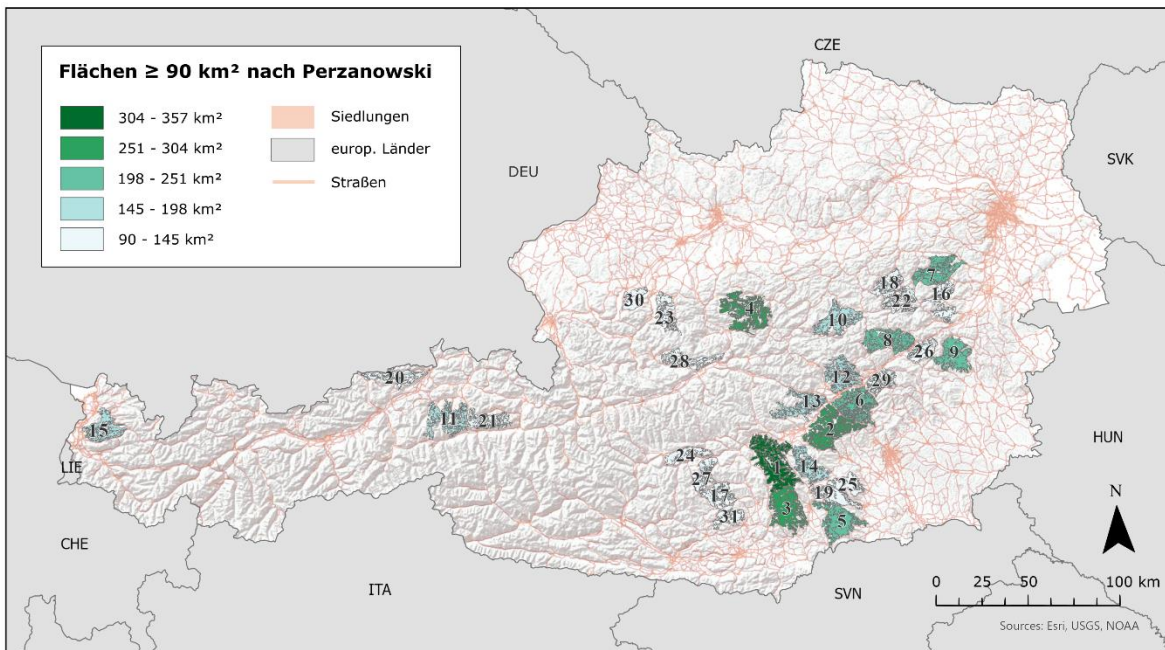
*Tab.27 Raumstrukturelle Maßzahlen der Flächen  $\geq 90 \text{ km}^2$*

Perzanowski				Catanoiu			
Patch Nr.	A [km <sup>2</sup> ]	SI	CAI [%]	Patch Nr.	A [km <sup>2</sup> ]	SI	CAI [%]
1	356,29	17,65	17,28				
2	293,40	22,39	8,87				
3	259,74	15,16	41,22				
4	258,41	24,39	52,85	II	113,29	16,34	0,76
5	241,06	13,71	37,31				
6	225,77	21,86	20,33				
7	217,14	14,37	9,32				
8	211,49	15,49	12,27				
9	204,52	10,98	13,31				
10	193,38	14,04	71,87	I	120,96	11,27	0,10
11	192,84	18,89	13,41				
12	174,08	18,04	0,00				
13	166,01	17,79	19,45				
14	155,71	15,26	9,52				
15	150,36	14,09	2,38				
16	132,19	12,86	2,71				
17	131,93	10,78	20,23				
18	125,08	11,19	4,48				
19	122,00	9,59	0,61				
20	121,92	14,23	39,65				
21	119,92	15,41	1,72				
22	111,67	14,40	14,09				
23	111,39	12,78	34,57				
24	110,72	8,11	0,00				
25	110,69	6,76	12,04				
26	107,34	8,52	1,57				
27	106,40	10,81	25,74				
28	105,55	12,73	5,58				
29	103,37	14,53	0,20				
30	92,52	4,44	1,92				
31	92,45	8,88	0,50				

### 3.4.1 Flächenauswahl nach Perzanowski

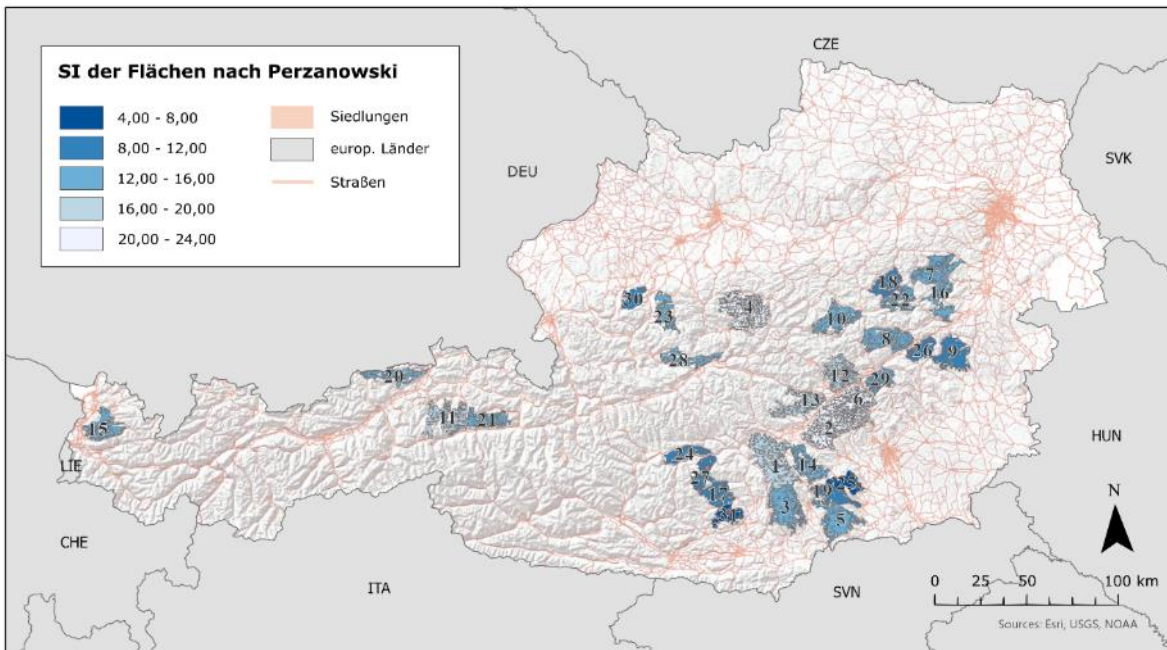
Aus dem Habitatmodell nach Perzanowski können insgesamt 31 Patches mit einer Mindestgröße von 90 km<sup>2</sup> ausgewählt werden (Tab.27 und Abb.33). Die Differenz zwischen größtem und kleinsten Habitatpatch beträgt 263,84 km<sup>2</sup>. Das größte zusammenhängende Gebiet (Patch Nr. 1) befindet sich zwischen der Steiermark und Kärnten im Gebiet um den Zirbitzkogel und hat eine Fläche von 356,29 km<sup>2</sup>.

Shape Index und Kernflächenanteil werden in Abb.34 und Abb.35 veranschaulicht dargestellt. Der Shape Index der 31 Patches schwankt zwischen 4,44 und 24,39. Dabei ist Patch Nr. 30 mit dem niedrigsten Shape Index das kompakteste. Es liegt im Gebiet des Naturparks Attersee-Traunsee in Oberösterreich. Mit 71,87 % hat das Patch Nr. 10 den größten Kernflächenanteil. Es liegt zwischen Niederösterreich und der Steiermark in den Schutzgebieten Dürrenstein und Wildalpener Salzatal.

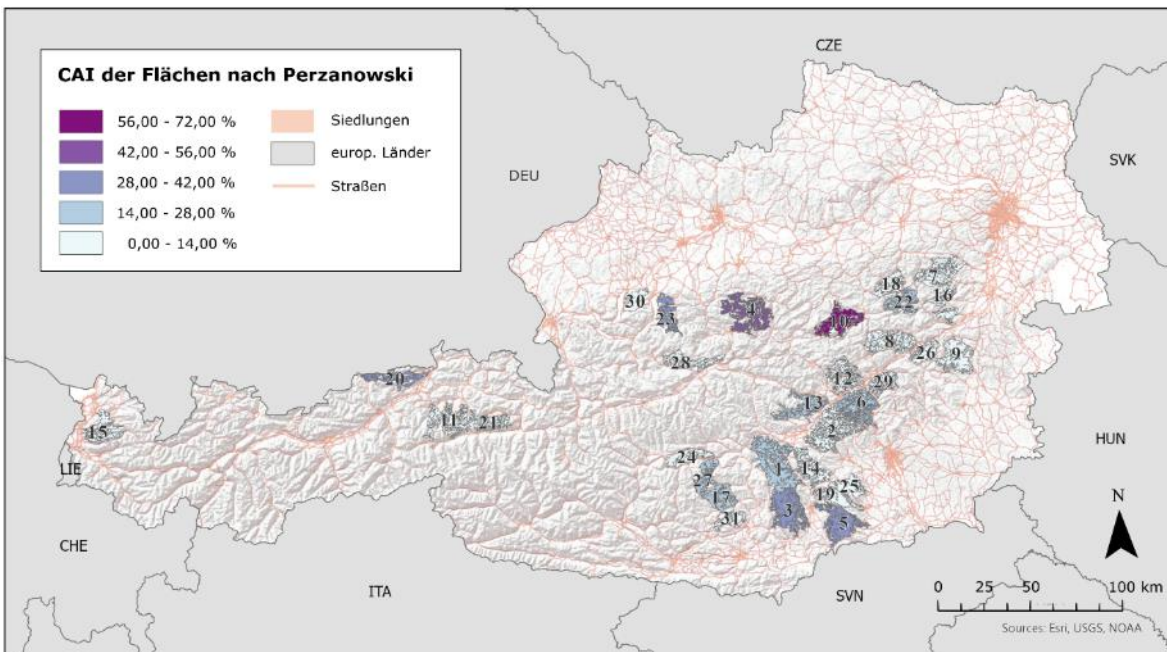


**Abb.33** Flächen  $\geq 90$  km<sup>2</sup> nach Perzanowski. Je dunkler das Patch, desto größer seine Fläche

# ERGEBNISSE



*Abb.34 Shape Index nach Perzanowski. Je dunkler das Patch, desto kleiner sein SI*



*Abb.35 Kernflächenanteil nach Perzanowski. Je dunkler das Patch, desto größer sein CAI*

## ERGEBNISSE

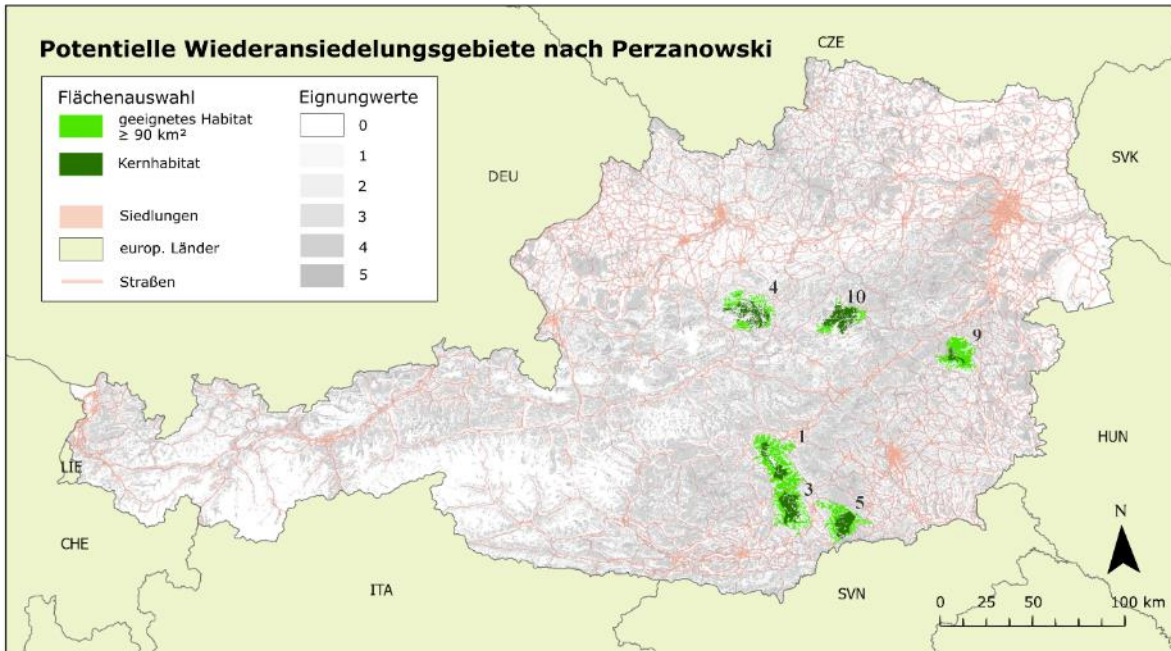
---

*Tab.28 Reihung der Perzanowski Patches nach den drei Gewichtungs-Szenarien*

<b>Gewichtung 1</b>	<b>Gewichtung 2</b>	<b>Gewichtung 3</b>
5	5	3
10	3	5
3	10	1
9	9	4
17	1	10
1	4	9
4	17	6
20	6	2
23	7	7
27	20	8
6	23	17
7	8	11
25	27	13
8	25	20
13	2	14
18	13	16
2	18	15
16	11	18
11	16	23
19	14	19
14	19	12
22	15	25
15	22	27
30	26	22
26	30	24
24	24	26
28	28	21
31	12	30
12	31	28
21	21	31
29	29	29

Die Reihung der Perzanowski-Patches nach Gewichtung 1 und Gewichtung 2 ergibt, dass Patch Nr. 5 die besten raumstrukturellen Eigenschaften hat (Tab.28). Bei der Reihung nach Gewichtung 3 ist Patch Nr. 3 das Habitatpatch mit den besten Eigenschaften.

Patch Nr. 5, 3, 10, 1, 9 und 4 sind bei allen drei Gewichtungsszenarien unter den zehn Patches mit den besten raumstrukturellen Eigenschaften und werden als potentiell geeignete Wiederansiedlungsgebiete ausgewählt (Abb.36).



**Abb.36** Potentielle Wiederansiedlungsgebiete nach Perzanowski

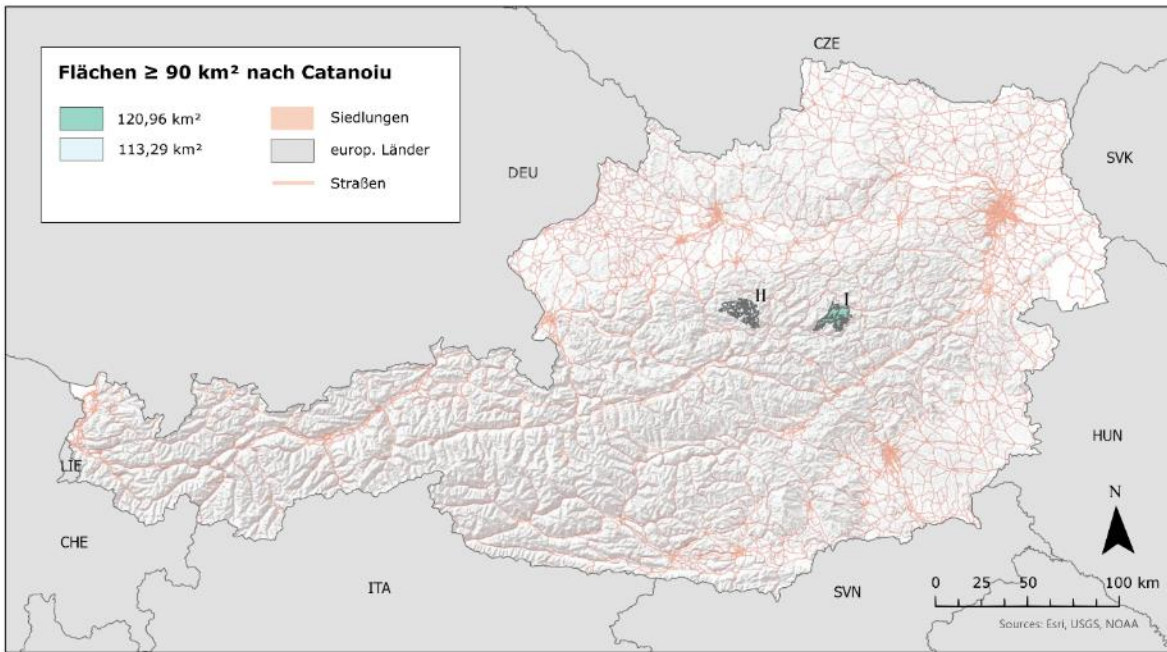
### 3.4.2 Flächenauswahl nach Catanoiu

Aus dem Habitatmodell nach Catanoiu können insgesamt zwei Patches mit einer Mindestgröße von 90 km<sup>2</sup> ausgewählt werden (Tab.27 und Abb.37). Shape Index und Kernflächenanteil werden in Abb.38 und Abb.39 veranschaulicht dargestellt.

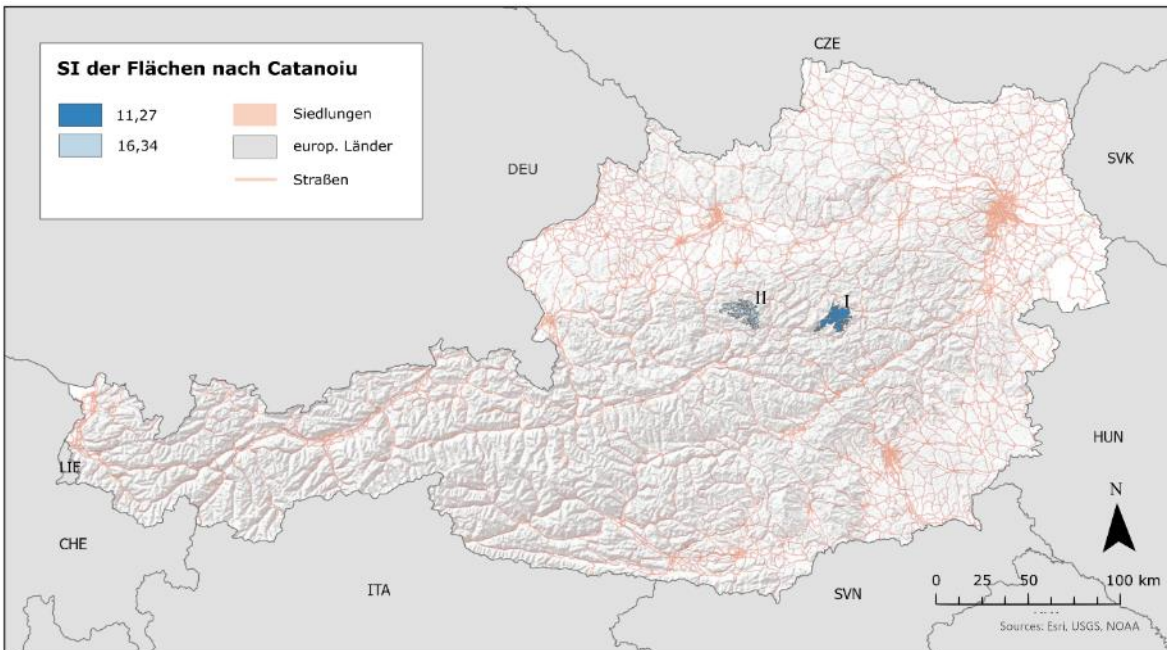
Die Differenz zwischen größtem und kleinsten Habitatpatch beträgt 7,67 km<sup>2</sup>. Das größte zusammenhängende Gebiet (Patch Nr. I) hat eine Fläche von 120,96 km<sup>2</sup> und ist mit einem Shape Index von 11,27 das kompaktere Habitatpatch. Beide Patches haben einen Kernflächenanteil von unter 1 %. Sie geben auch im Habitatmodell nach Perzanowski geeignetes Habitat mit ausreichender Mindestgröße wieder. Das Catanoiu-Patch Nr. I entspricht dabei dem Perzanowski-Patch Nr. 10 und das Catanoiu-Patch Nr. II dem Perzanowski-Patch Nr. 4.



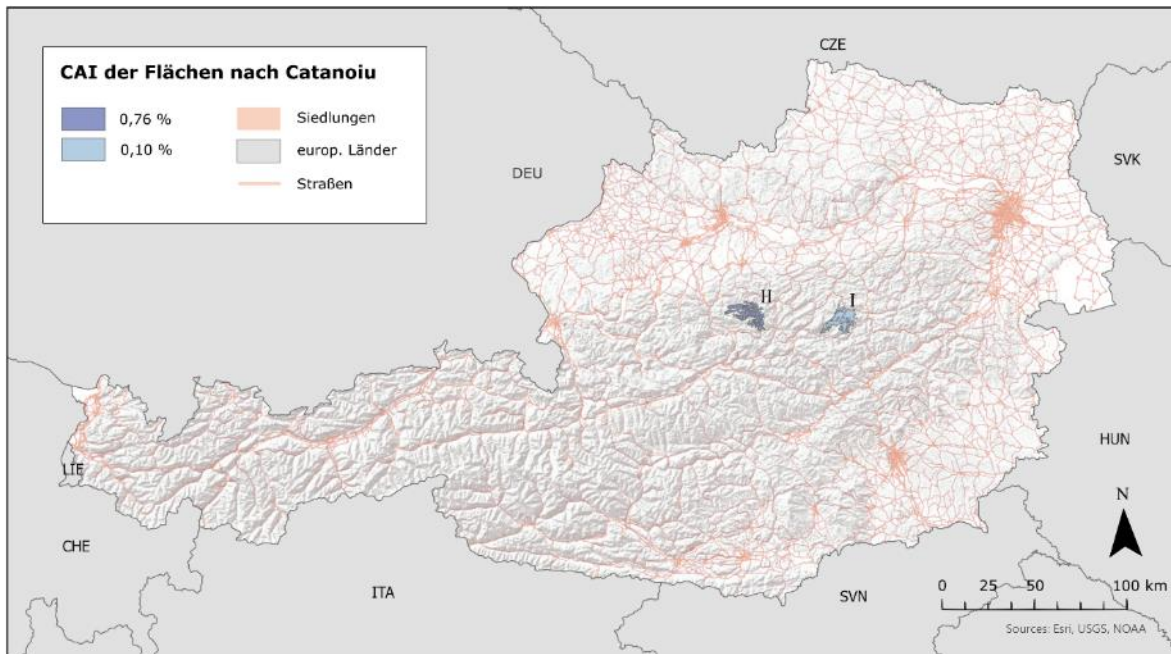
# ERGEBNISSE



*Abb.37 Flächen  $\geq 90$  km<sup>2</sup> nach Catanoi. Je dunkler das Patch, desto größer seine Fläche*



*Abb.38 Shape Index nach Catanoi. Je dunkler das Patch, desto kleiner sein SI*



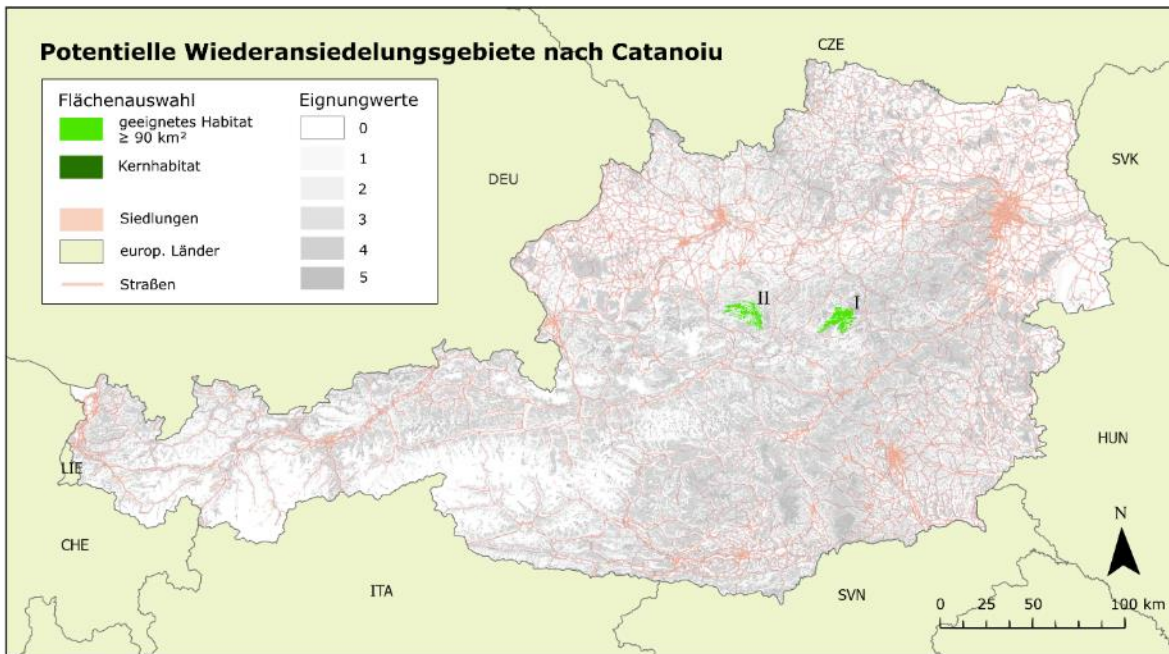
**Abb.39** Kernflächenanteil nach Catanoiu. Je dunkler das Patch, desto größer sein CAI

**Tab.29** Reihung der Catanoiu Patches nach den drei Gewichtung-Szenarien

Gewichtung 1	Gewichtung 2	Gewichtung 3
I	I	I
II	II	II

Die Reihung der Catanoiu-Patches ergibt bei allen drei Gewichtung-Szenarien, dass das Patch Nr. I die besten raumstrukturellen Eigenschaften besitzt (Tab.29). Da es nur zwei Habitatpatches mit der definierten Mindestgröße gibt, werden beide als potentiell geeignete Wiederansiedlungsgebiete ausgewählt (Abb.40).





*Abb.40* Potentielle Wiederansiedlungsgebiete nach Catanoiu

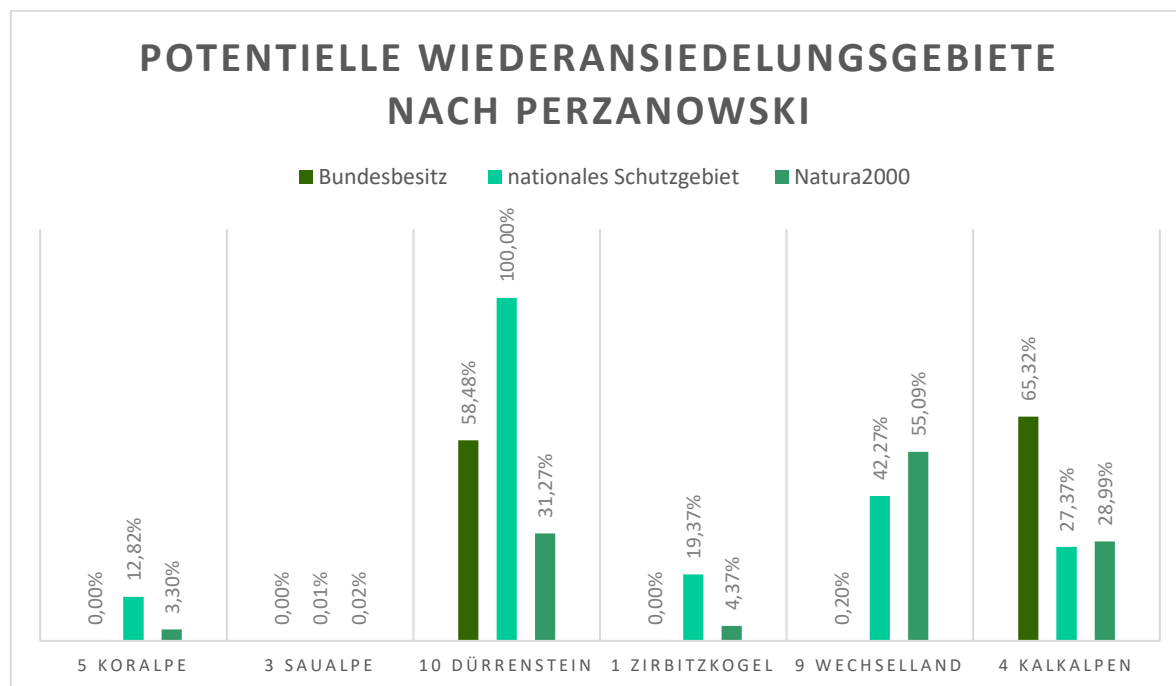
### 3.5 Bewertung der Flächen

#### 3.5.1 Bewertung der Flächen nach Perzanowski

Die berechneten Flächenanteile in Bundesbesitz und an Schutzgebieten werden in Tabelle 30 aufgelistet und im Diagramm in Abb.41 dargestellt.

*Tab.30 Auswahl potentieller Wiederansiedelungsgebiete nach Perzanowski*

Patch Nr.	Name	A [km <sup>2</sup> ]	SI	CAI [%]	Bundesbesitz [km <sup>2</sup> ] / [%]	nat. Schutzgebiet [km <sup>2</sup> ] / [%]	Natura 2000 [km <sup>2</sup> ] / [%]
5	Koralpe	241,06	13,71	37,31	0,00 / 0,00 %	30,90 / 12,82 %	7,95 / 3,30 %
3	Saualpe	259,74	15,16	41,22	0,00 / 0,00 %	0,03 / 0,01 %	0,04 / 0,02 %
10	Dürrenstein	193,38	14,04	71,87	113,08 / 58,48 %	193,38 / 100 %	60,47 / 31,27 %
1	Zirbitzkogel	356,29	17,65	17,28	0,00 / 0,00 %	69,03 / 19,37 %	15,58 / 4,37 %
9	Wechselland	204,52	10,98	13,31	0,41 / 0,20 %	86,45 / 42,27 %	112,62 / 55,09 %
4	Kalkalpen	258,41	24,39	52,85	168,80 / 65,32 %	70,73 / 27,37 %	74,92 / 28,99 %



*Abb.41 Flächenanteile in Bundesbesitz und an Schutzgebieten nach Perzanowski*

Das **Habitatpatch Nr. 5** liegt zwischen Kärnten und der Steiermark und umfasst eine Größe von 241,06 km<sup>2</sup>, wovon 37,31 % Kernhabitat sind (Abb.42). Es ist das zweitkompakteste Patch und befindet sich zur Gänze in Privatbesitz. Der Anteil an nationalen Schutzgebieten beträgt 12,82 %. Es gibt Überschneidungen mit den nationalen Schutzgebieten *Koralpe*, *Koralm-Kar*, *Soboth–Radlpass*, *Seekar und Bärental* und *G'spitzter Felsen*. Die *Koralpe* verläuft entlang eines Berggrads und der Großteil ihres Gebietes ist durch Mittelgebirgsformen geprägt. Das Landschaftsschutzgebiet *Soboth–Radlpass* besteht aus einer großräumigen Wald- und Wiesenlandschaft und einem Mosaik von Grünlandnutzung und kleinräumigen Streuobstwiesen. 3,30 % von Patch 5 liegen innerhalb der Natura 2000 Gebiete *Schwarze und Weiße Sulm* und *Untere Lavant*.

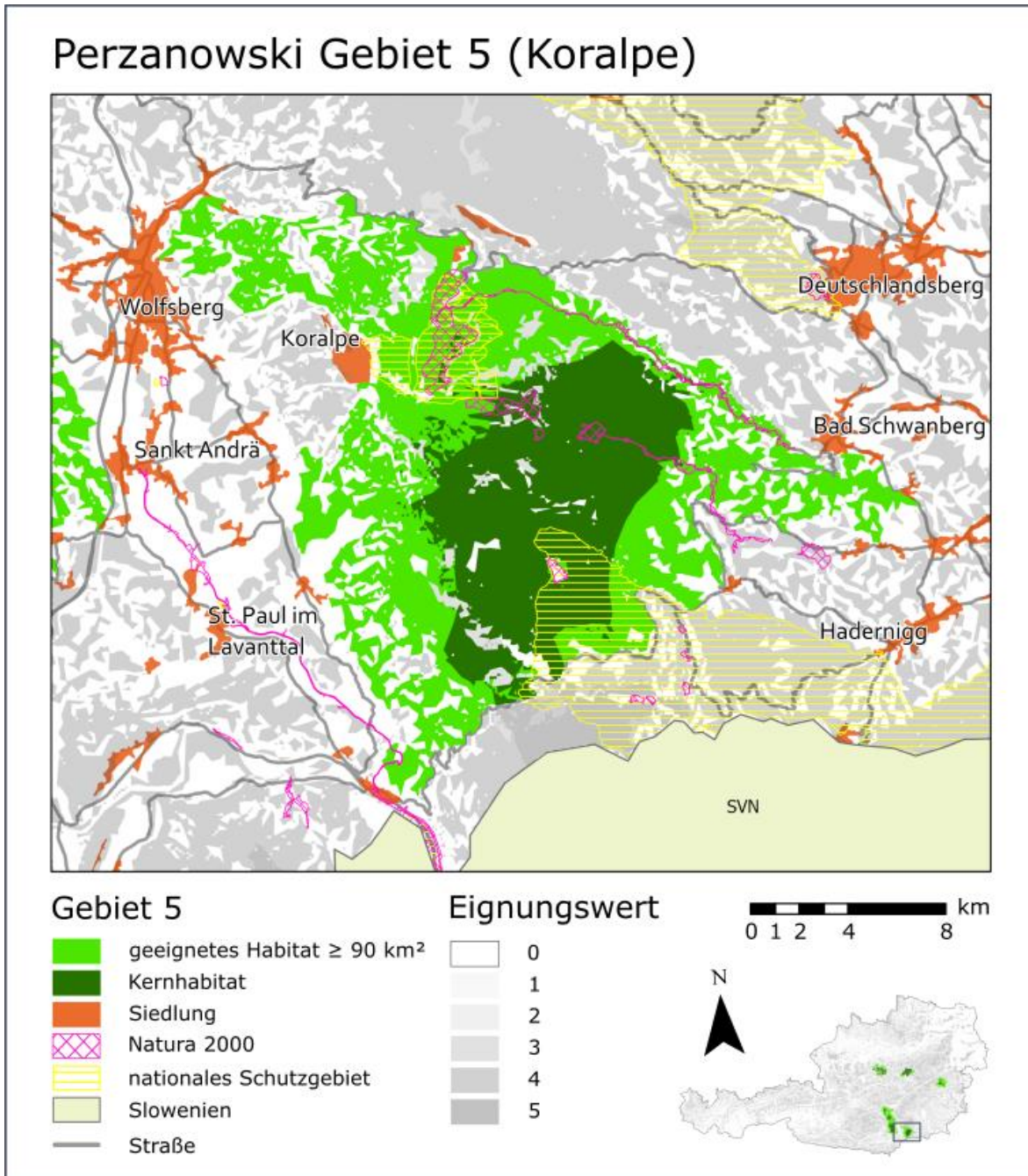
Das **Habitatpatch Nr. 3** liegt in Kärnten zwischen Althofen und Wolfsberg im Gebiet der *Saualpe* (Abb.43). Es hat eine Größe von 259,74 km<sup>2</sup>, wovon 41,22 % Kernhabitat sind und befindet sich zur Gänze in Privatbesitz. Die einzige Überschneidung gibt es mit dem Landschaftsschutz- und Natura 2000 Gebiet *Schlossberg Griffen*. Der Anteil an nationalem Schutzgebiet beträgt 0,01 %, der an Natura 2000 Gebieten 0,02 %.

Das **Habitatpatch Nr. 10** liegt zwischen Niederösterreich und der Steiermark und umfasst eine Größe von 193,38 km<sup>2</sup> (Abb.44). Es beinhaltet mit 71,87 % den größten Kernflächenanteil. Über die Hälfte des Patches (58,48 %) befinden sich in Bundesbesitz. Es liegt zur Gänze innerhalb der national ausgewiesenen Schutzgebiete *Wildnisgebiet Dürrenstein*, *Ötscher-Dürrenstein*, *Wildalpener Salzatal*, *Mariazell-Seeberg*, *Urwaldrest Zellerbrunn-Hohes Marcheck* und *Steirische Eisenwurzten*. 31,27 % von Patch 10 liegen innerhalb der Natura 2000 Gebiete *Ötscher-Dürrenstein* und den *südlich gelegenen Talbereichen der Göstlinger Alpen*. Das Schutzgebiet *Dürrenstein* ist vor allem ein Waldschutzgebiet, umschließt jedoch über der Baumgrenze auch alpine Rasen und Almen. Innerhalb des Schutzgebietes der IUCN Kategorie Ia/Ib liegt der Rothwald, der größte Urwaldrest Mitteleuropas ("Wildnis Dürrenstein-Lassingtal," 2021). Dieser darf nur im Zuge geführter Touren betreten werden. Der Naturpark *Steirische Eisenwurzten* ist vor allem durch seinen Waldreichtum und unberührte Naturlandschaften geprägt. Teil des Naturparks ist das *Wildalpener Salzatal*, eines der größten Naturschutzgebiete Österreichs. Es erstreckt sich entlang des Wildwasserflusses Salza.

Das **Habitatpatch Nr. 1** liegt zwischen der Steiermark und Kärnten nördlich von Patch Nr. 3 und umfasst eine Größe von 356,29 km<sup>2</sup>, wovon 17,28 % Kernhabitat sind (Abb.45). Es befindet sich zur Gänze in Privatbesitz. Der Anteil an nationalem Schutzgebiet beträgt 19,37 %, der an Natura 2000 Gebieten 4,37 %. Die einzige Überschneidung gibt es mit dem Naturschutzschutz- und Natura 2000 Gebiet *Zirbitzkogel*. Dieses ist gekennzeichnet durch alpine Kulturlandschaft und umfasst nur Bereiche, die über der Baumgrenze liegen.

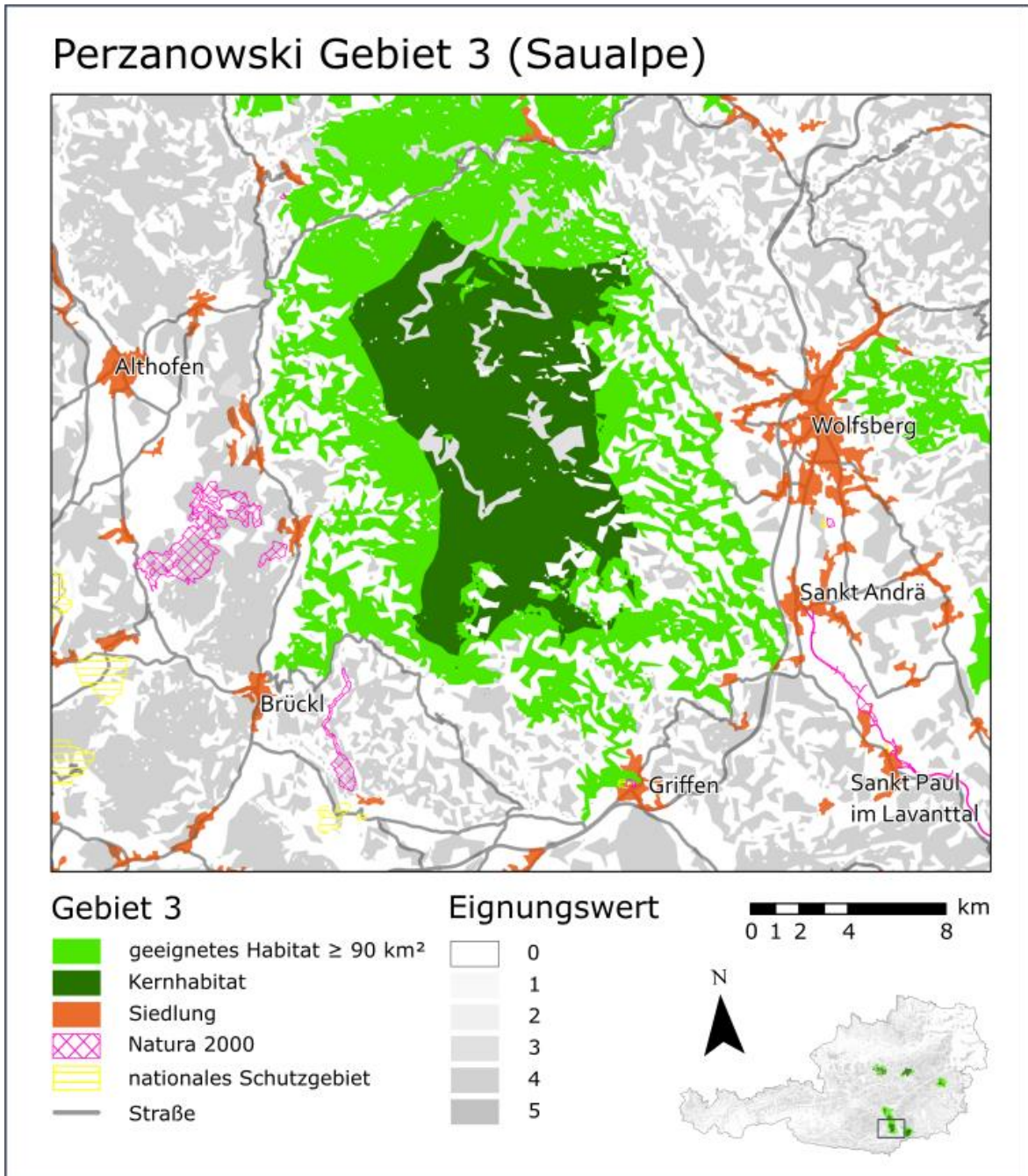
Das **Habitatpatch Nr. 9** liegt zwischen Niederösterreich und der Steiermark und hat eine Größe von 204,52 km<sup>2</sup>, wovon 13,31 % Kernhabitat sind (Abb.46). Es ist das kompakteste Patch (SI= 10,98). Ein kleiner Teil (0,20 %) befindet sich in Bundesbesitz. Der Anteil an nationalen Schutzgebieten beträgt 42,27 %. Es gibt Überschneidungen mit den nationalen Schutzgebieten *Waldbach–Vorau–Hochwechsel*, *Rax–Schneeberg* und *Bärengraben KG Friedberg*. Über die Hälfte (55,09 %) von Patch 9 liegen innerhalb der Natura 2000 Gebiete *Teile des Steirischen Jogl- und Wechsellandes*, *Hochwechsel* und *Oberlauf Pinka*. Das *Jogl- und Wechselland* ist eine von Wäldern und Kulturlandschaft geprägte Mittelgebirgsgegend, die vor allem bedrohten Vogelarten Schutz bietet. Sie wird zum Teil intensiv landwirtschaftlich genutzt.

Das **Habitatpatch Nr. 4** liegt in Oberösterreich und umfasst eine Größe von 258,41 km<sup>2</sup> (Abb.47). Es hat mit 52,85 % den zweitgrößten Kernhabitatanteil, ist aber auch das am wenigsten kompakte Patch (SI= 24,39). Mehr als die Hälfte (65,32 %) befindet sich in Bundesbesitz. 27,37 % liegen innerhalb der national ausgewiesenen Schutzgebiete *Nationalpark Kalkalpen* und *Jaidhaus*. Das Naturschutzgebiet *Jaidhaus* besteht größtenteils aus großflächigen, extensiv genutzten, einmähdigen Wiesen. 28,99 % von Patch 4 liegen innerhalb der Natura 2000 Gebiete *Nationalpark Kalkalpen und Umgebung* und *Schluchtwälder der Steyr- und Ennstaler Voralpen*. Der *Nationalpark Kalkalpen* ist ein international anerkanntes Schutzgebiet der IUCN Kategorie II. Er beherbergt Österreichs größte Waldwildnis, die forstwirtschaftlich nicht genutzt wird („NP Kalkalpen,“ 2021). Das Europaschutzgebiet *Schluchtwälder der Steyr- und Ennstaler Voralpen* besteht aus zerstreut liegenden Einzelflächen.

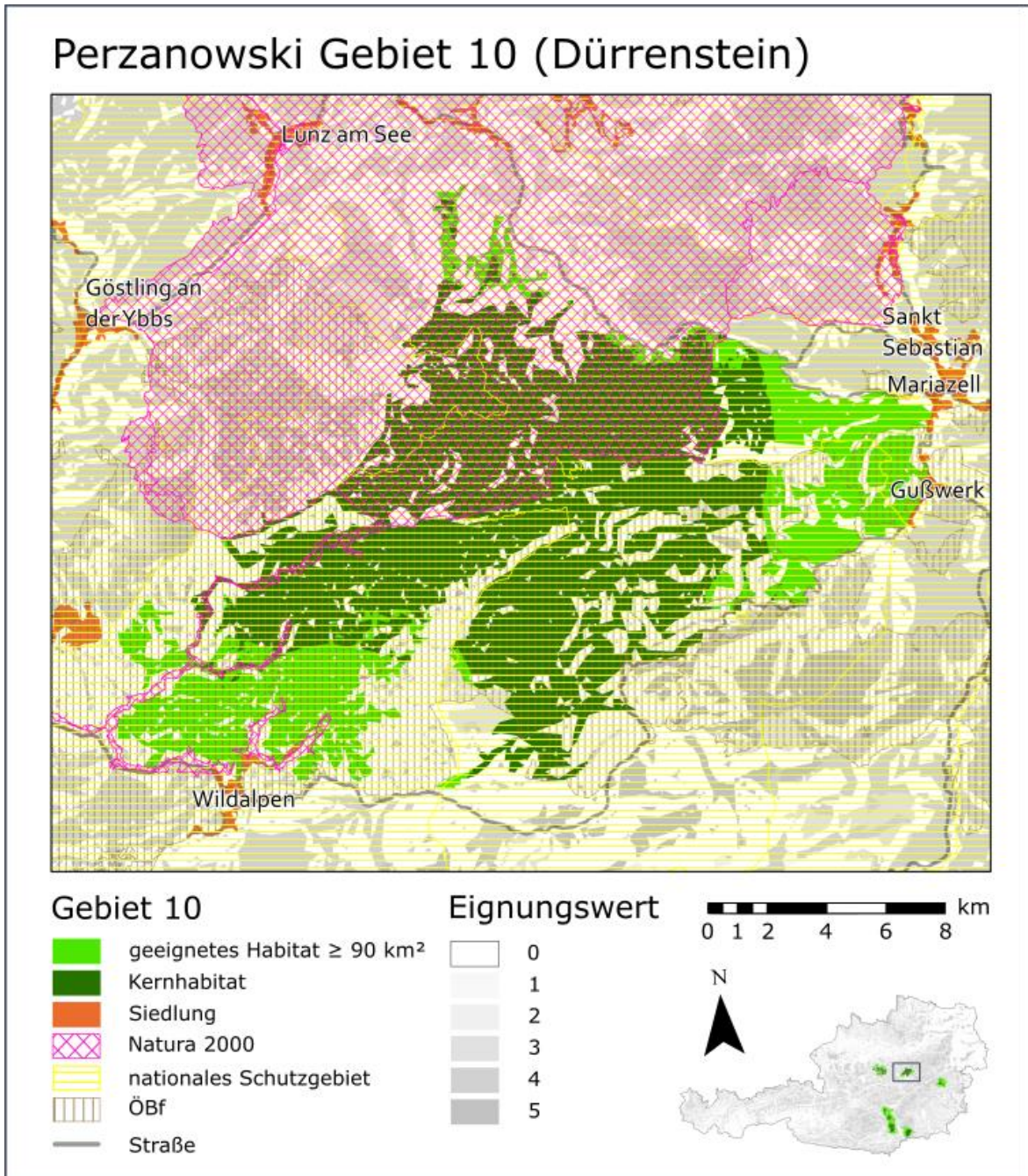


*Abb.42* Potentielles Wiederansiedlungsgebiet Nr. 5 nach Perzanowski



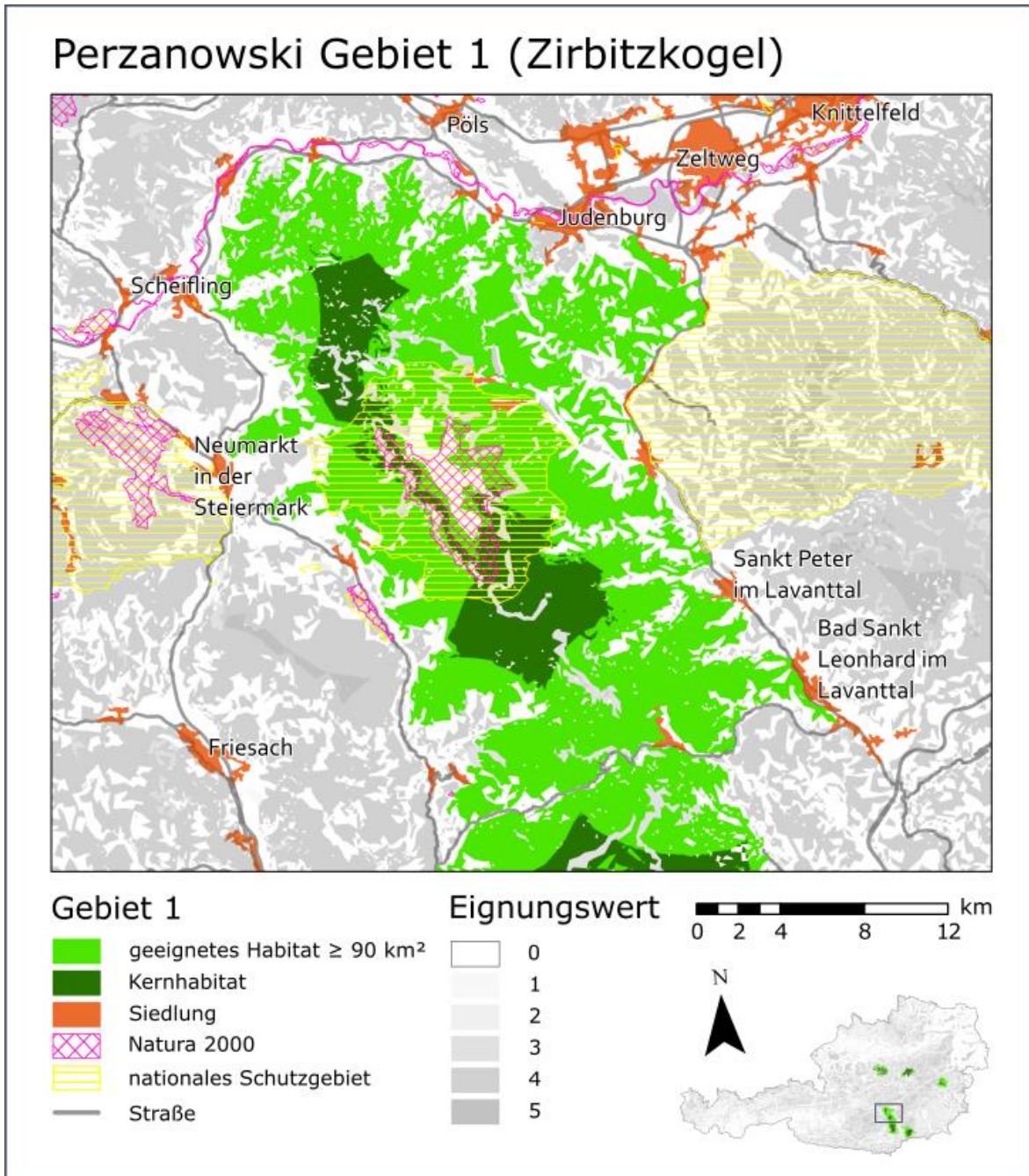


*Abb.43* Potentielles Wiederansiedlungsgebiet Nr. 3 nach Perzanowski



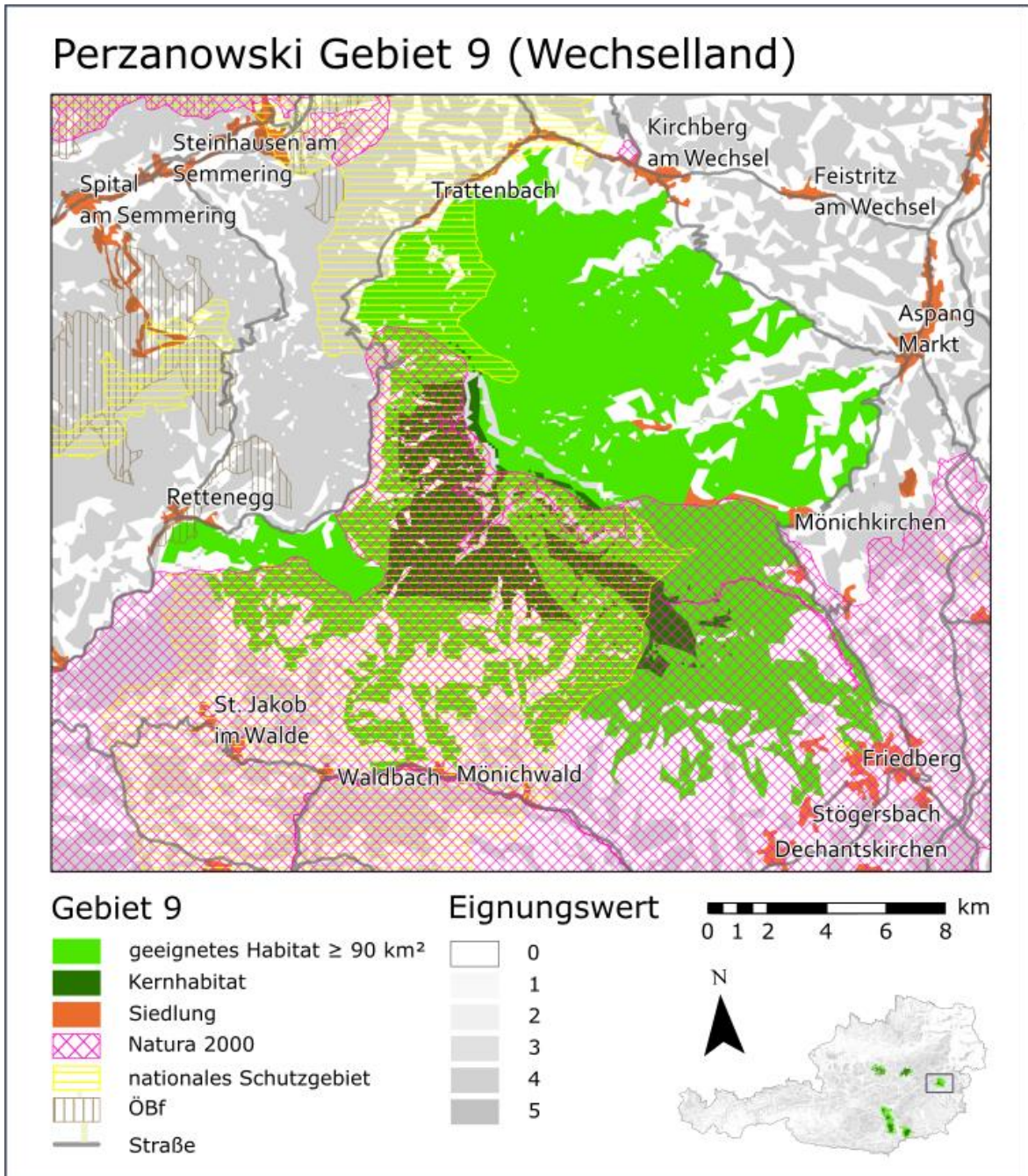
*Abb.44* Potentielles Wiederansiedlungsgebiet Nr. 10 nach Perzanowski



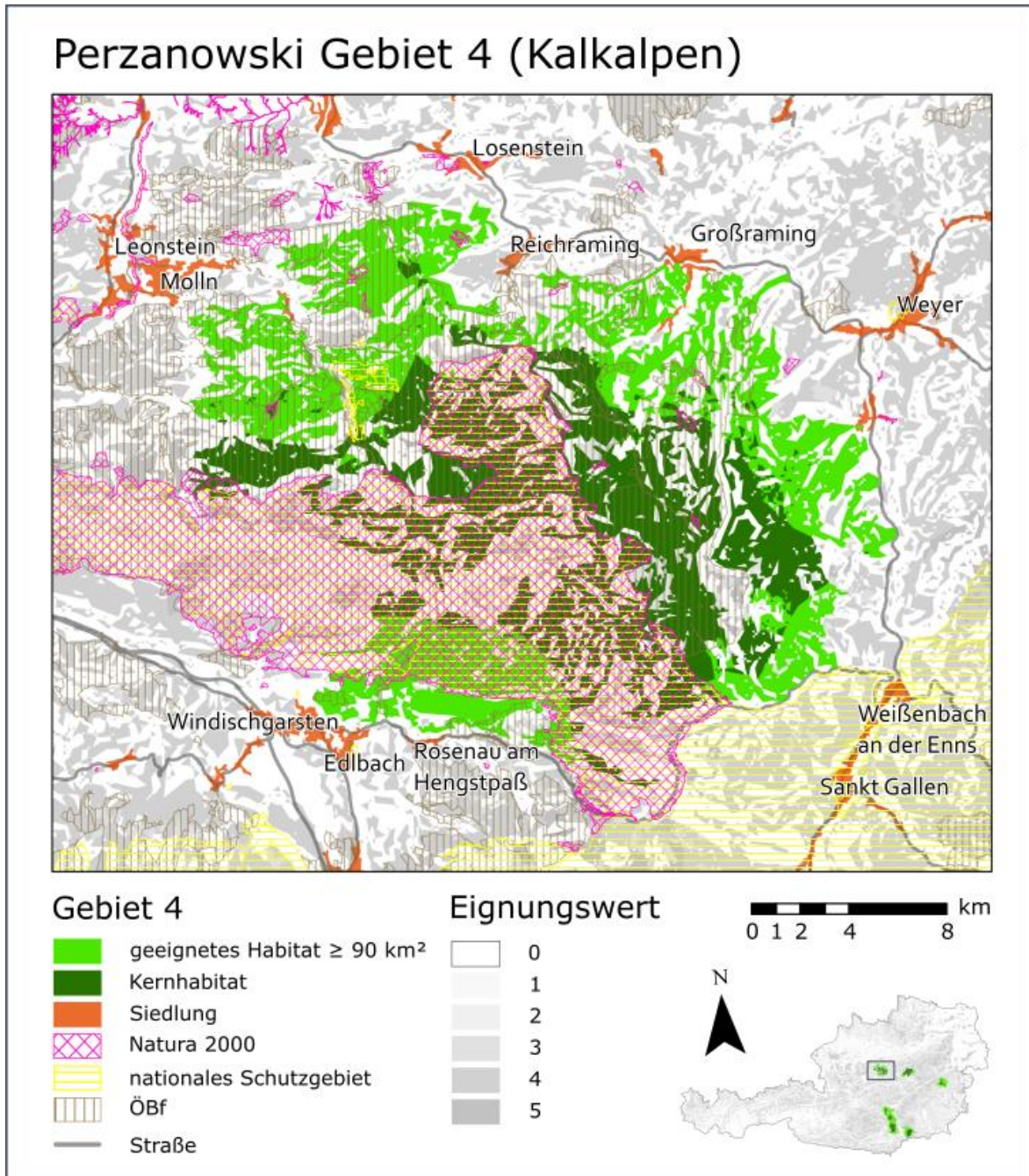


*Abb.45* Potentielles Wiederansiedlungsgebiet Nr. 1 nach Perzanowski





*Abb.46* Potentielles Wiederansiedlungsgebiet Nr. 9 nach Perzanowski



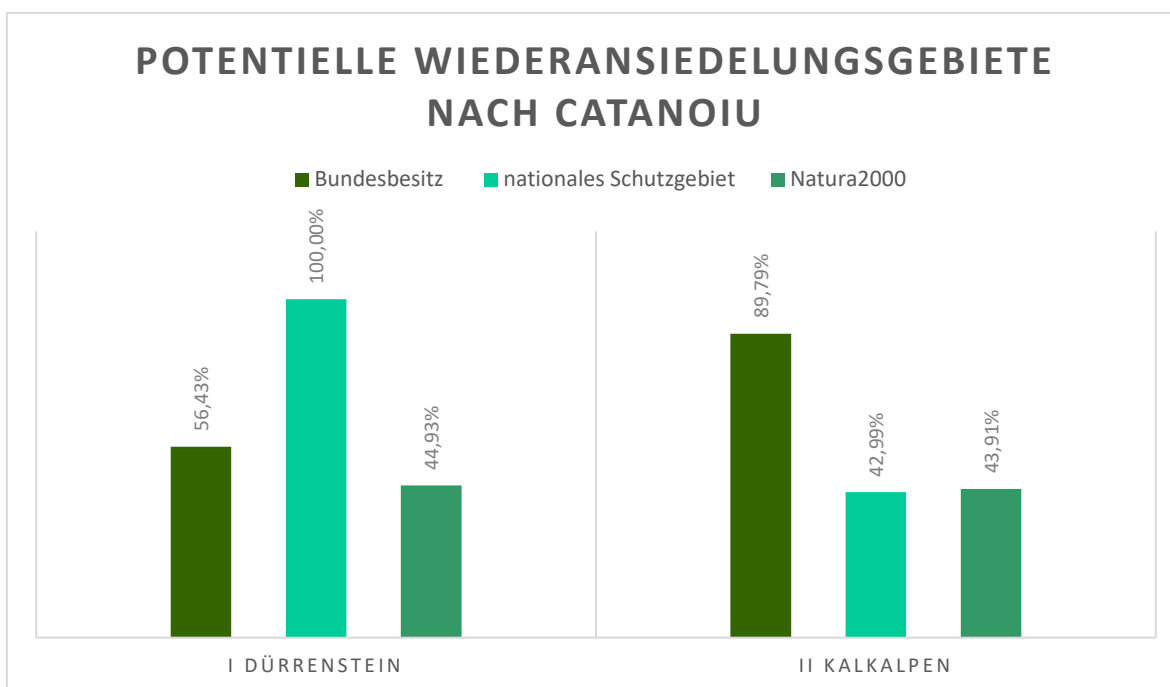
*Abb.47* Potentielles Wiederansiedlungsgebiet Nr. 4 nach Perzanowski

### 3.5.2 Bewertung der Flächen nach Catanoi

Die berechneten Flächenanteile in Bundesbesitz und an Schutzgebieten werden in Tabelle 31 aufgelistet und im Diagramm in Abb.48 dargestellt.

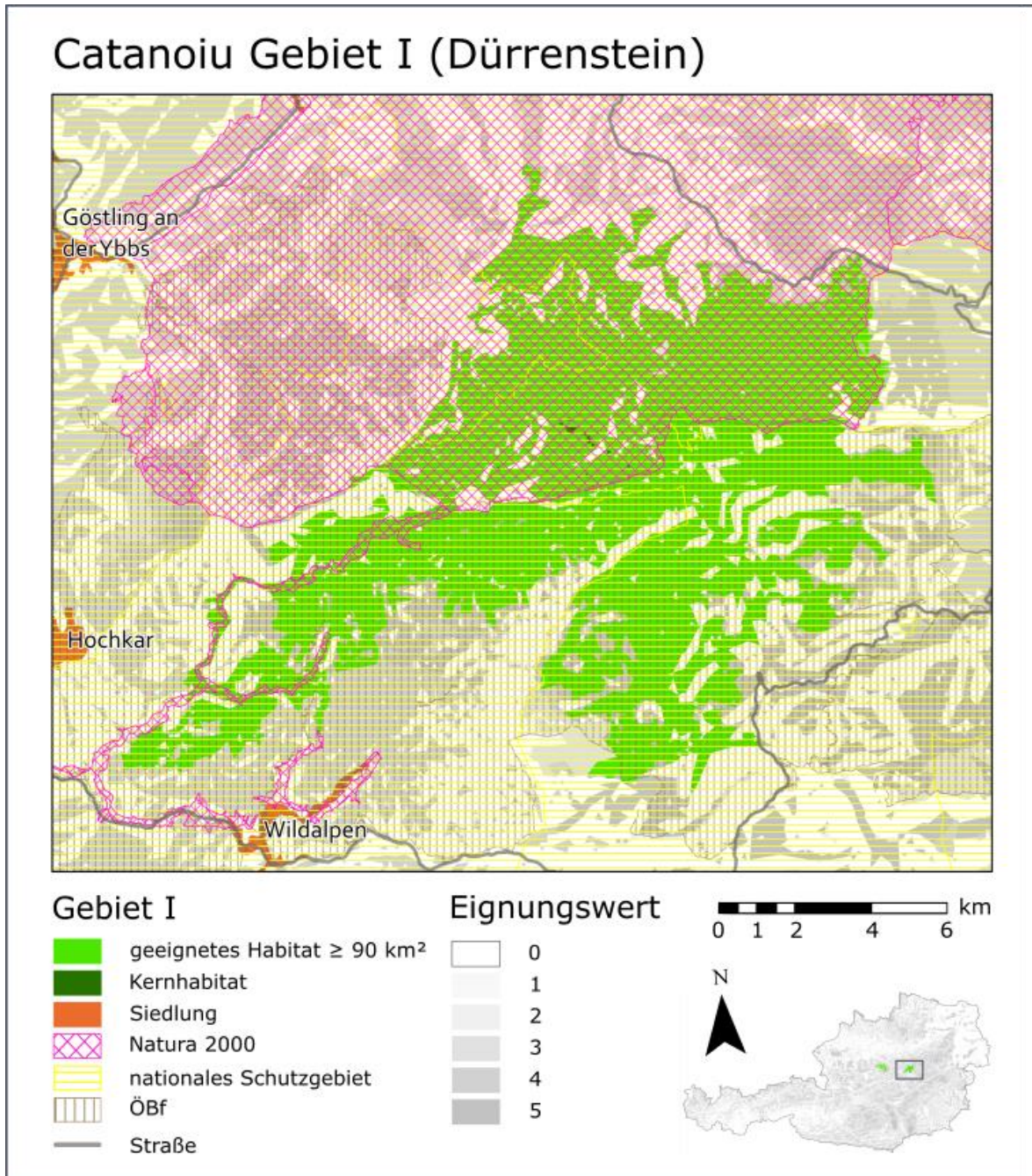
**Tab.31** Auswahl potentieller Wiederansiedlungsgebiete nach Catanoi

Patch Nr.	Name	A [km <sup>2</sup> ]	SI	CAI [%]	Bundesbesitz [km <sup>2</sup> ] / [%]	Schutzgebietsanteil [km <sup>2</sup> ] / [%]	Natura 2000 [km <sup>2</sup> ] / [%]
I	Dürrenstein	120,96	11,27	0,10	68,25 / 56,43 %	120,96 / 100 %	54,35 / 44,93 %
II	Kalkalpen	113,29	16,34	0,76	101,72 / 89,79 %	48,70 / 42,99 %	49,75 / 43,91 %



**Abb.48** Flächenanteile in Bundesbesitz und an Schutzgebieten nach Catanoi





*Abb.49* Potentielles Wiederansiedlungsgebiet Nr. I nach Catanoiou

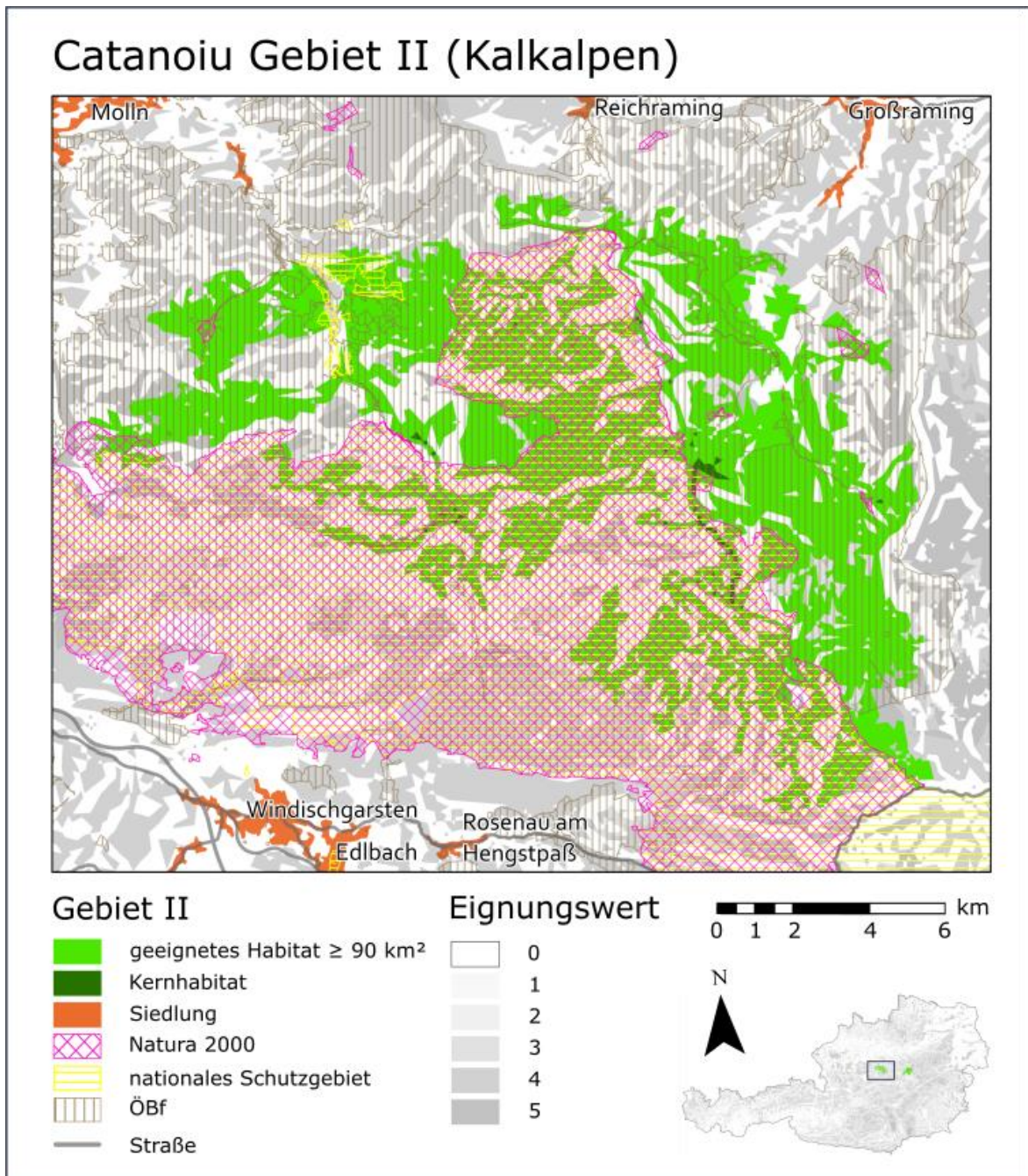


Abb.50 Potentielles Wiederansiedlungsgebiet Nr. II nach Catanoiou



Das **Habitatpatch Nr. I** liegt zwischen Niederösterreich und der Steiermark und umfasst eine Größe von 120,96 km<sup>2</sup>, wovon 0,10 % Kernhabitat sind (Abb.49). Es ist das kompaktere der beiden Patches (SI= 11,27). Über die Hälfte des Patches (56,43 %) befinden sich in Bundesbesitz. Es liegt zur Gänze innerhalb der national ausgewiesenen Schutzgebiete *Wildnisgebiet Dürrenstein*, *Ötscher-Dürrenstein*, *Wildalpener Salzatal*, *Mariazell-Seeberg*, *Urwaldrest Zellerbrunn-Hohes Marcheck* und *Steirische Eisenwurzten*. 44,93 % von Patch I liegen innerhalb der Natura 2000 Gebiete *Ötscher-Dürrenstein* und den *südlich gelegenen Talbereichen der Göstlinger Alpen*. Es überschneidet sich somit mit denselben Schutzgebieten, wie das Perzanowski Patch Nr. 10.

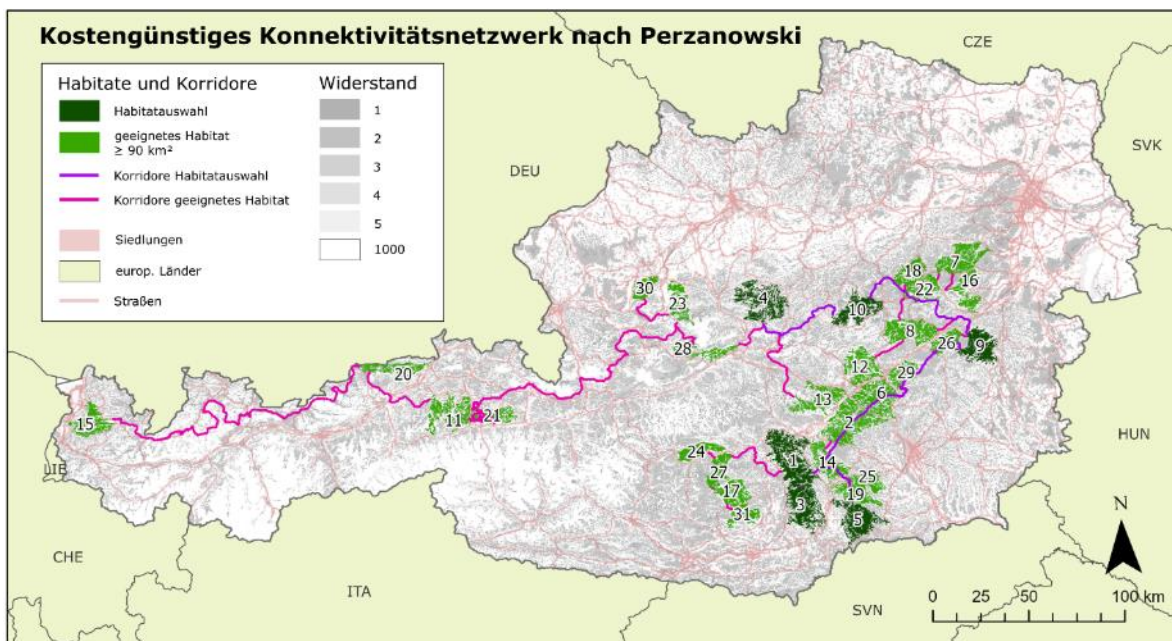
Das **Habitatpatch Nr. II** liegt in Oberösterreich und hat eine Größe von 113,29 km<sup>2</sup>, wovon 0,76 % Kernhabitat sind (Abb.50). Über vier Fünftel des Patches (89,79 %) befinden sich in Bundesbesitz. 42,99 % liegen innerhalb der national ausgewiesenen Schutzgebiete *Nationalpark Kalkalpen* und *Jaidhaus*. 43,71 % von Patch II liegen innerhalb der Natura 2000 Gebiete *Nationalpark Kalkalpen und Umgebung* und *Schluchtwälder der Steyr- und Ennstaler Voralpen*. Es überschneidet sich somit mit denselben Schutzgebieten, wie das Perzanowski Patch Nr. 4.

### 3.6 Vernetzung der Flächen

Aus den beiden Eignungsoberflächen der Modelle nach Perzanowski und Catanoiu wurden Kostenoberflächen abgeleitet. Anschließend wurden kostengünstige Pfade zwischen den ausgewählten potentiellen Habitaten berechnet. Die Ergebnisse wurden mit dem Projektgebiet *Netzwerk Naturwald* verschnitten. Dabei handelt es sich um eine bundesländerübergreifende Kooperation, initiiert durch den Nationalpark Kalkalpen mit dem Nationalpark Gesäuse und dem Wildnisgebiet Dürrenstein, bei der die Lebensräume über naturnahe Trittsteinflächen verbunden werden sollen („Netzwerk Naturwald,” 2020).

#### 3.6.1 Vernetzung der Flächen nach Perzanowski

Abbildung 51 zeigt eine Übersicht des kostengünstigen Konnektivitätsnetzwerkes zwischen den ausgewählten Habitaten und den Habitaten mit einer Mindestgröße von 90 km<sup>2</sup>. Im Netzwerk zwischen den sechs ausgewählten Habitaten ist der Least-Cost Korridor zwischen Patch Nr. 3 und Patch Nr. 1 mit 0,24 km der kürzeste und der mit den geringsten Kosten (Tab.32). Er quert nur eine Straße der OSM-Kategorie *secondary* (Abb.52) und ist im Netzwerk zwischen den 31 Patches  $\geq 90$  km<sup>2</sup> der drittkürzeste (Tab.33).



**Abb.51** Kostengünstiges Konnektivitätsnetzwerk nach Perzanowski

ERGEBNISSE

**Tab.32** Kostengünstige Korridore zwischen den ausgewählten Habitaten (Perzanowski)  
(mw= motorway, prim= primary, sec= secondary, tert= tertiary)

Länge [km]	Region 1	Region 2	Kosten	Straßen- querungen	Straßenkategorien
0,24	3	1	482,84	1	1x sec
35,00	5	1	64212,09	5	1x mw, 2x prim, 2x sec
59,73	10	4	231293,44	7	3x prim, 3x sec, 1x tert
86,51	10	9	354608,09	15	1x mw, 4x prim, 6x sec, 4x tert
128,46	9	1	336119,53	13	2x mw, 3x prim, 5x sec, 3x tert

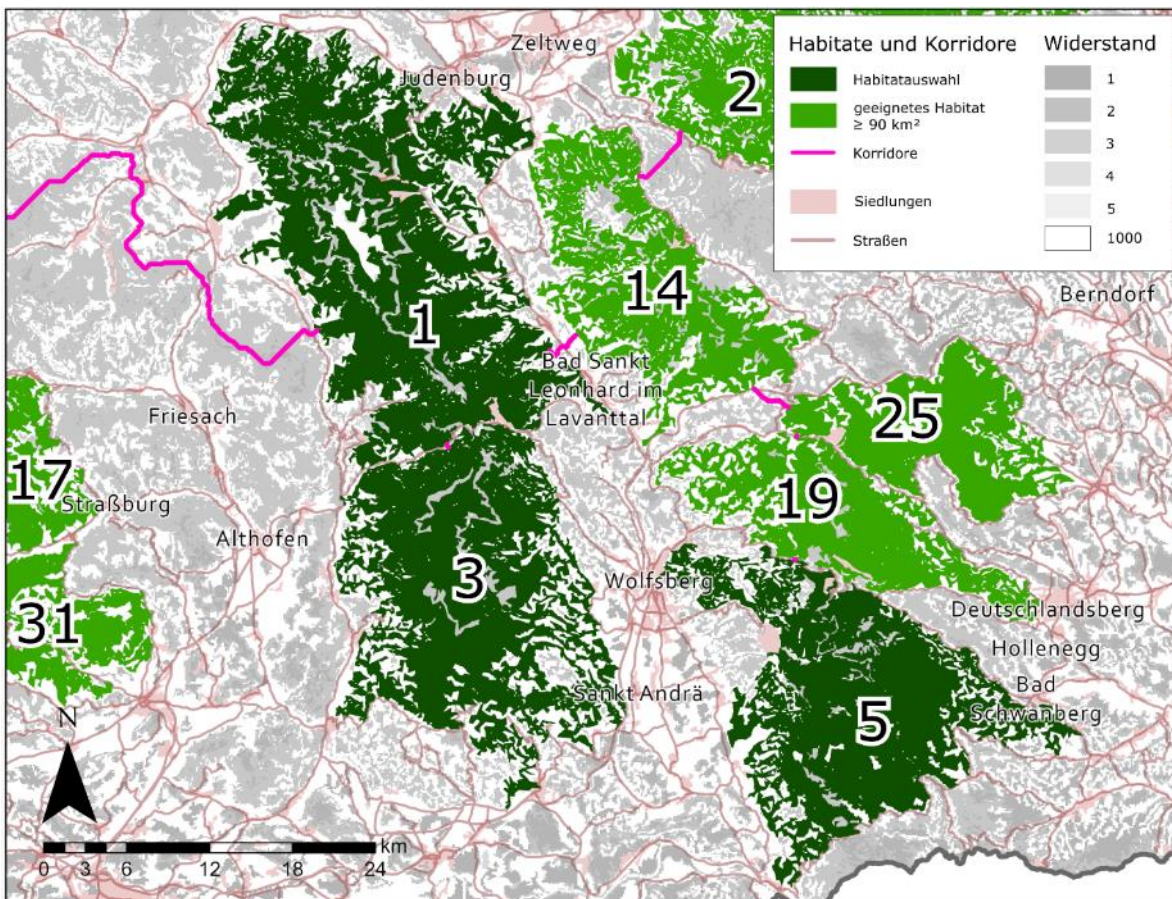
**Tab.33** Kostengünstige Korridore zwischen Habitaten  $\geq 90 \text{ km}^2$  (Perzanowski)  
(mw= motorway, prim= primary, sec= secondary, tert= tertiary)

Länge [km]	Region 1	Region 2	Kosten	Straßen- querungen	Straßenkategorien
0,10	5	19	200,00	1	1x sec
0,10	25	19	200,00	1	1x sec
0,24	3	1	482,84	1	1x sec
0,34	17	27	682,84	1	1x sec
0,44	6	2	441,42	1	1x mw (Tunnel)
2,67	22	7	5345,58	4	3x prim, 1x tert
2,76	26	9	5511,27	2	2x sec
2,79	18	22	4826,35	2	1x prim, 1x sec
3,00	14	1	6008,33	1	1x prim
3,08	14	25	6159,80	2	1x mw, 1x prim
4,57	24	27	229408,95	1	1x prim
4,88	14	2	9995,33	2	1x prim, 1x tert
5,49	17	31	10974,01	2	1x prim, 1x sec
11,02	16	7	15487,36	2	1x prim, 1x sec
12,01	6	29	144780,02	3	1x mw, 2x sec
13,57	22	8	27866,40	3	2x prim, 1x sec
17,20	26	29	29335,64	3	1x prim, 1x sec, 1x tert
18,47	12	8	36944,57	3	1x prim, 2x sec
18,64	10	18	33424,73	4	3x prim, 1x tert
21,44	28	23	45539,91	0	
22,46	28	4	142227,42	4	1x mw, 1x prim, 2x sec
29,42	9	8	258444,06	7	1x mw, 1x prim, 2x sec, 3x tert
30,83	30	23	422636,50	4	1x prim, 1x sec, 2x tert
34,60	21	11	1331,37	1	1x prim
43,36	27	1	182459,00	5	2x prim, 2x sec, 1x tert
52,38	20	11	1003079,81	9	1x mw, 1x prim, 4x sec, 3x tert
59,73	10	4	231293,44	7	3x prim, 3x sec, 1x tert
68,44	13	4	240541,09	6	1x mw, 3x prim, 2x sec
229,03	21	23	2040035,13	9	1x mw, 7x prim
234,93	15	20	2859879,50	35	20x prim, 10x sec, 5x tert



Im Netzwerk zwischen den 31 Patches  $\geq 90 \text{ km}^2$  sind die beiden Korridore zwischen den Patches Nr. 5 und 19 und den Patches Nr. 25 und 19 mit je 0,10 km die kürzesten und die mit den geringsten Kosten (Tab.33). Sie queren je nur eine Straße der OSM-Kategorie *secondary* (Abb.52). Der Least-Cost Korridor zwischen Patch Nr. 2 und 6 hat eine Länge von 0,44 km und quert eine Straße der OSM-Kategorie *motorway*, wobei es sich dabei um einen Tunnel handelt (Abb.53). Der Korridor zwischen Patch Nr. 4 und 10 hat eine Länge von 59,73 km, wobei davon 40,72 % (24,32 km) innerhalb des Projektgebietes *Netzwerk Naturwald* liegen (Abb.54). Er quert sieben Straßen unterschiedlicher OSM-Kategorien (Tab. 32).

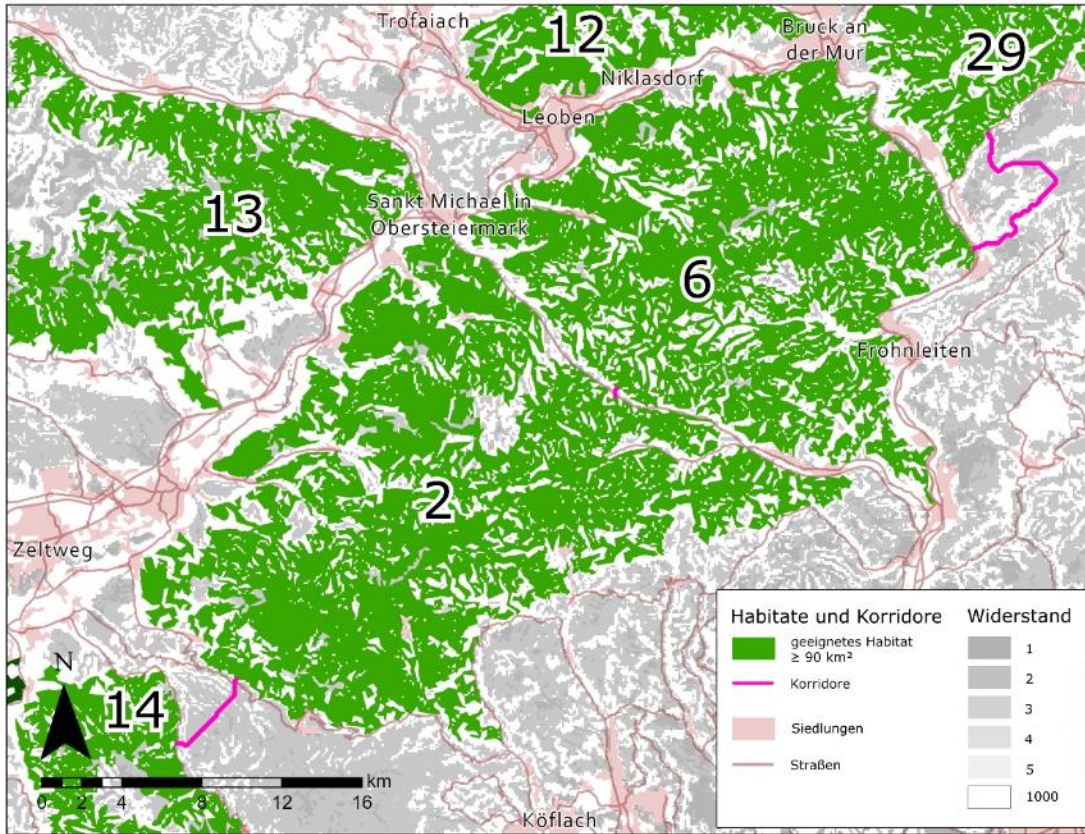
**Korridore zwischen Habitatpatches (Perzanowski)**



*Abb.52 Korridore zwischen Habitatpatches (Perzanowski)*

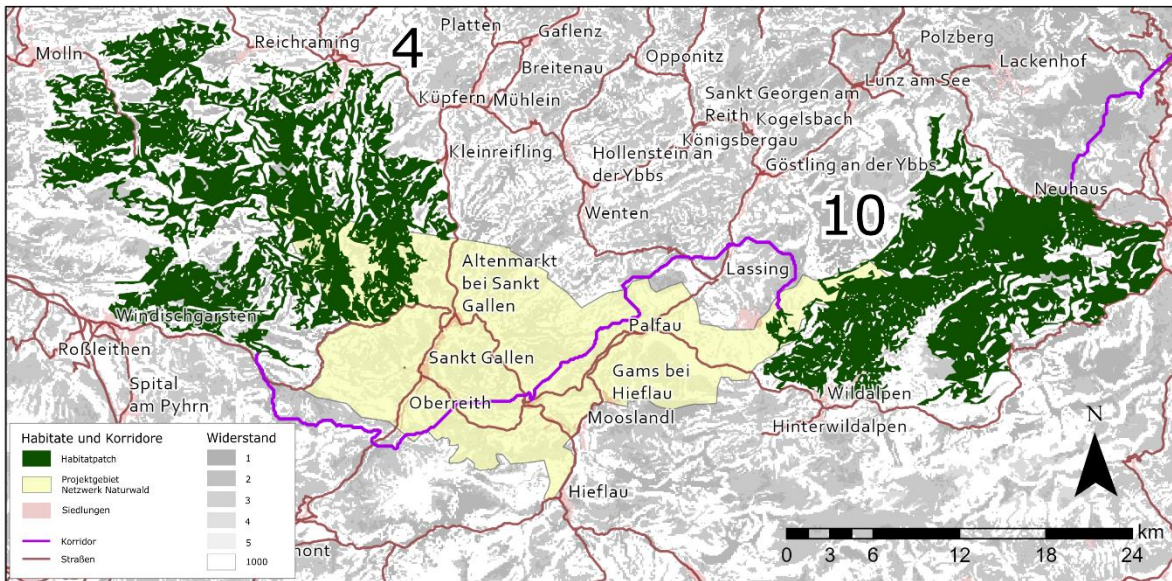


**Korridor zwischen Patch Nr. 2 und 6**



*Abb.53 Korridor zwischen Patch Nr. 2 und 6 (Perzanowski)*

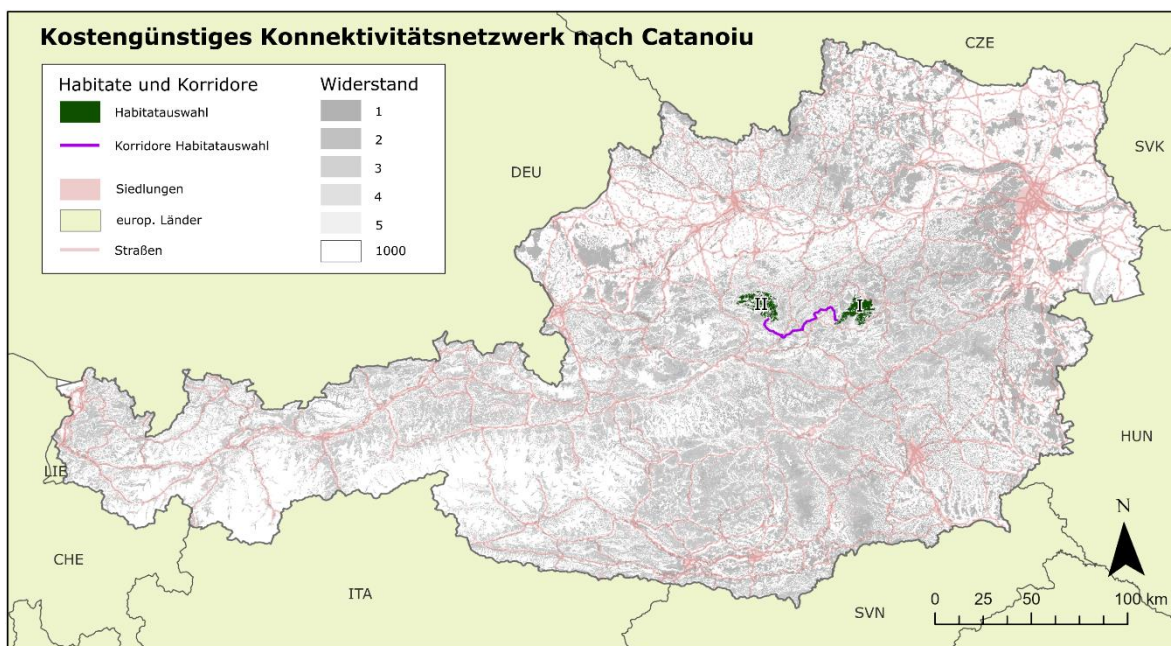
**Korridor zwischen Patch Nr. 4 und 10**



*Abb.54 Korridor zwischen Patch Nr. 4 und 10 (Perzanowski)*

### 3.6.2 Vernetzung der Flächen nach Catanoiu

Abbildung 55 zeigt den kostengünstigsten Pfad zwischen den ausgewählten Habitaten. Der Least-Cost Korridor zwischen Patch Nr. I und Patch Nr. II hat eine Länge von 64,70 km und quert sieben Straßen der OSM-Kategorien *primary*, *secondary* und *tertiary* (Tab.34 und Abb.56). 43,59 % (28,20 km) des Korridors liegen innerhalb des Projektgebietes *Netzwerk Naturwald*.



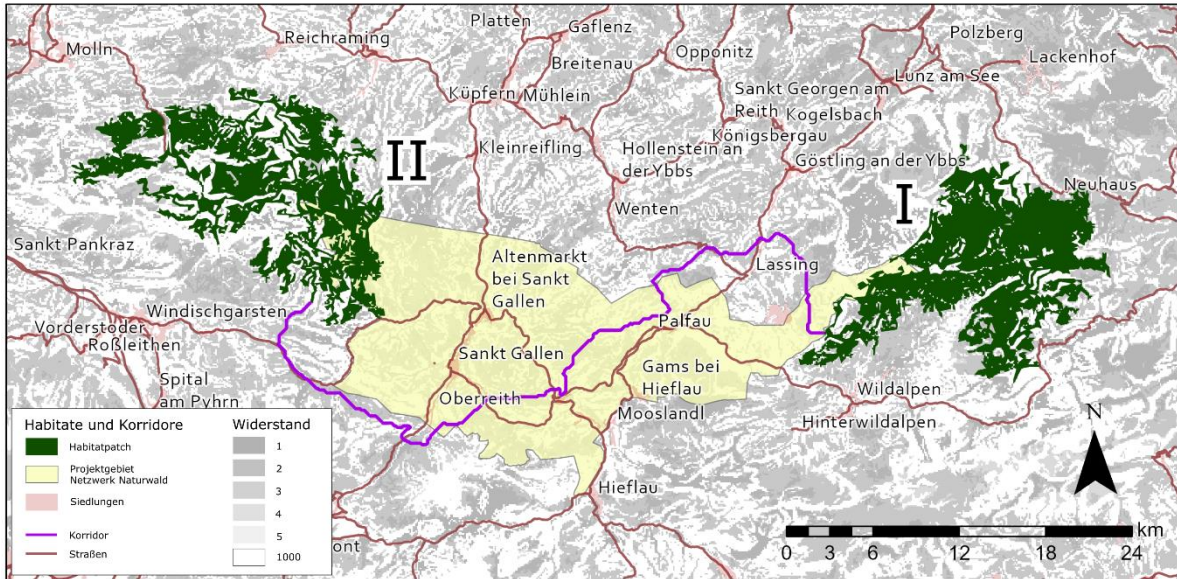
**Abb.55** Kostengünstiges Konnektivitätsnetzwerk nach Catanoiu

**Tab.34** Kostengünstige Korridore zwischen den ausgewählten Habitaten (Catanoiu)  
(mw= motorway, prim= primary, sec= secondary, tert= tertiary)

Länge [km]	REGION1	REGION2	Kosten	Straßen-querungen	Straßenkategorien
64,70	I	II	291338,13	7	3x prim, 3x sec, 1x tert



**Korridor zwischen Patch Nr. I und II**



*Abb.56 Korridor zwischen Patch Nr. I und II (Catanoiu)*

## 4. ZUSAMMENFASSUNG & DISKUSSION

Im Gegensatz zu anderen EU-Ländern wie Deutschland, Polen, Litauen, Lettland, Slowakei, Tschechien und Rumänien fehlen für Österreich umfangreiche Untersuchungen zu potentiellen Wisenthabitaten (Bleyhl et al., 2015; Kuemmerle et al., 2018a, 2010; Lord et al., 2020; Marozas et al., 2019). Einzig auf kontinentaler Skalenebene war Österreich Bestandteil des Untersuchungsgebietes (Kuemmerle et al., 2011b). In Kuemmerle et al. (2010) wurde nur ein kleiner Teil im Osten Österreichs berücksichtigt.

Das Ziel der vorliegenden Arbeit war es zu klären, ob und wo es in Österreich Wildnisgebiete mit niedriger anthropogener Nutzungskonkurrenz gibt, die geeignete Habitate für freilebende Wisentherden bieten sowie die Erhebung der Konnektivität zwischen diesen Gebieten. Zu diesem Zweck wurde ein Habitatmodell mittels multikriterieller gewichteter Überlagerungsanalyse erstellt. Die Analysekriterien wurden mit Hilfe zweier Wisentspezialisten gewichtet, was zu zwei Eignungsoberflächen führte. Aus beiden Modellergebnissen wurden anhand der raumstrukturellen Maßzahlen *Habitatgröße* (Fläche), *Kompaktheit* (Shape Index) und *Kernhabitatanteil* (Core Area Index) Habitatpatches ausgewählt und unter Berücksichtigung der Faktoren *Flächen in Bundesbesitz* und *Schutzgebietsanteil* bewertet. Abschließend folgte die Ermittlung möglicher Korridore zwischen den Habitatpatches mittels Least-Cost Path Analyse.

Im Folgendem werden die Ergebnisse und der gewählte methodische Ansatz kritisch hinterfragt.

### 4.1 Ergebnisse

Bei Anwendung des Habitatmodells auf Österreich bringen beide Expertengewichtungen eine Eignungsoberfläche mit Zellen von potentiell geeignetem Wisenthabitat ( $HEI \geq 4$ ) hervor. Im Analysedurchlauf nach Perzanowski ergeben sich 2.486,89 km<sup>2</sup> Kernhabitat (HEI 5) in ganz Österreich, das entspricht 2,97 % der Staatsfläche. Für potentiell geeignetes Wisenthabitat ergeben sich 31.417,84 km<sup>2</sup>, was 37,46 % der Staatsfläche entspricht. Das ist ein mehr als dreimal so großer Flächenanteil, als im Analysedurchlauf nach Catanoiu, in dessen Eignungsoberfläche sich 1,04 km<sup>2</sup> Kernhabitat ergeben und nur 12,19 % (10.224,17 km<sup>2</sup>) der Fläche Österreichs einen Habitateignungswert  $\geq 4$  aufweist. Diese

Unterschiede zeigen, dass das Wisent-Habitatmodell sensitiv auf Gewichtungsänderungen der Kriterien *Höhe* und *Neigung* reagiert, was auch die Sensitivitätsanalyse bestätigt. Der Einfluss beider topografischen Eingangskriterien wurde bereits in früheren Arbeiten sehr unterschiedlich beurteilt. In Lord et al. (2020) wurden sie als wenig einflussreich bewertet, in Perzanowski et al. (2008) hingegen, wurden sie als wichtige Kriterien beschrieben, um Aufenthaltspräferenzen von Wisenten festzustellen.

Die absoluten und prozentualen HEI-Flächenzahlen der Eignungsoberflächen lassen noch keine Rückschlüsse auf abgrenzbare, potentiell geeignete Wisenthabitate zu. Dies ist erst nach einer Größenfilterung möglich. Im Modellergebnis nach Perzanowski ergeben sich neun Patches mit einer Mindestgröße von 200 km<sup>2</sup>. Im Vergleich brachte das Modell nach Kuemmerle et al. (2011b) auf kontinentaler Skalenebene fünf Flächen mit dieser Mindestgröße für Österreich hervor. Auch in anderen Arbeiten zur Modellierung von Wisenthabitaten wurde der Schwellenwert von 200 km<sup>2</sup> verwendet (Bleyhl et al., 2015; Kuemmerle et al., 2010). Dieser kann im Modellergebnis nach Catanoiu nicht erreicht werden. Die angepasste Mindestgröße von 90 km<sup>2</sup> geeignetem Habitat führt im Modell nach Perzanowski zu 31, im Modell nach Catanoiu zu zwei potentiellen Habitatpatches. Im Vergleich mit dem durchschnittlichen Aktionsraum (home range) von adulten Wisentbullen während der Vegetationsperiode von 69,5 km<sup>2</sup>, ist der neue Schwellenwert gut annehmbar (Kraśńska et al., 2000). Auch in Anbetracht des Projektgebiets im deutschen Rothaargebirge mit 50 km<sup>2</sup> für bis zu 25 Individuen, erscheint die angepasste Mindestgröße plausibel (*Wisente im Rothaargebirge*, 2016). Zu beachten ist dabei jedoch, dass in Naturräumen dieser Größe die Mindestzahl einer demographisch stabilen Population von über 100 Individuen nicht erreicht werden kann (Kraśńska and Kraśński, 2013; Pucek et al., 2004). Das bedeutet zwar, dass ein gut funktionierendes aktives Management unabdingbar ist, andererseits tragen selbst kleine Herden zur Vergrößerung der Weltpopulation und somit zur Sicherung des Fortbestandes des Wisents bei (Perzanowski and Olech, 2007; Pucek et al., 2004).

Nach dem Ranking der vorausgewählten Flächen anhand weiterer raumstruktureller Maßzahlen, können im Modell nach Perzanowski sechs potentielle Habitatpatches ausgewählt werden. Dabei handelt es sich um Gebiete rund um die Koralpe, die Saualpe,

das Wildnisgebiet Dürrenstein, den Zirbitzkogel, das Wechselland und den Nationalpark Kalkalpen. Im Modell nach Catanoiu können zwei potentielle Habitatpatches ausgewählt werden, wobei sich diese mit den Perzanowski Gebieten im Wildnisgebiet Dürrenstein und im Nationalpark Kalkalpen überschneiden.

Die Einschränkungen bzw. der Ausschluss der Eingangskriterien Höhe > 2100 m, Neigung > 28° und diverse Klassen der Landbedeckung (Tab.35 in Anhang A-2) fragmentieren die resultierenden Eignungsoberflächen stark. Dadurch ergibt sich der zum Teil sehr hohe *Shape Index* der Patches, was sich vor allem in Gebieten mit komplexer Topografie zeigt, wie in und um den Nationalpark Kalkalpen. Ungeeignete Flächen innerhalb des Habitatpatches („Löcher“) werden bei der Berechnung des *Shape Index* nicht berücksichtigt. Zudem ist zu beachten, dass die Habitatpatches als vereinfachte Vektordaten aus dem Eignungsraster mit 100 x 100 m Auflösung abgeleitet wurden und so eine gewisse Unschärfe entsteht.

Die Bewertung der ausgewählten Flächen erfolgte unter Berücksichtigung der Faktoren *Flächen in Bundesbesitz* und *Schutzgebietsanteil*. Dabei schneiden in beiden Modellergebnissen die Gebiete im Wildnisgebiet Dürrenstein und im Nationalpark Kalkalpen am besten ab. Das Wildnisgebiet Dürrenstein ist Österreichs einziges Wildnisgebiet und beherbergt den größten Buchenurwald Mitteleuropas. Der Nationalpark Kalkalpen verfügt über die größte Waldwildnis in Österreich, die forstwirtschaftlich nicht genutzt wird und sogar Buchenurwälder umfasst. Beide Gebiete sind UNESCO Weltnaturerbebestätte und aktuell die einzigen in der Alpen Buchenwaldregion („NP Kalkalpen,” 2021; „Wildnis Dürrenstein-Lassingtal,” 2021). In Anbetracht, dass der Wisent als waldaffine Art angesehen wird, scheinen solche Waldwildnisgebiete ein optimales Habitat zu bieten (Kuemmerle et al., 2011b). Cromsigt et al. (2012) hingegen sehen den Wisent als *refugee species*, die durch Wiederansiedlungsprojekte in suboptimalen waldgeprägten Habitaten, wie beispielsweise den Bergwäldern der Karpaten, vorkommt. Laut Bison Rewilding Plan (Vlasakker, 2014) können Bergwälder tatsächlich suboptimales Habitat darstellen, werden jedoch gerne für Wiederansiedlungsprojekte gewählt, da sie mit einem niedrigen Konfliktpotential zwischen Menschen und Wildtieren in Verbindung gebracht werden. Studien zu Nahrung und kleinräumiger Habitatwahl empfehlen für den

Wisent halboffene Flächen, die aus einem Mosaik aus Weideflächen und Wäldern bestehen (Kerley et al., 2012). Das Vorkommen von Waldwiesen bzw. geeigneten Weideflächen innerhalb der ausgewählten Habitatpatches wurde in dieser Arbeit nicht untersucht.

Als Ökosystem-Ingenieure beeinflussen Wisente durch Fraßdruck, Vertritt und Verbreitung von Pflanzensamen den strukturellen Aufbau und die Pflanzenkomposition von Landschaften (Bakker et al., 2016; Jaroszewicz et al., 2013; Owen-Smith, 1992). Zudem tragen sie zur Heterogenisierung von Landschaften bei und haben signifikanten Einfluss auf die Biodiversität (Newman et al., 2014; Ripple et al., 2015; Schwerk et al., 2021). Dennoch ist abzuklären, ob sich eine mit der Freisetzung einhergehende Beweidung durch den Wisent für Schutzgebiete und deren Artzusammensetzung eignet. In dieser Arbeit wurden Schutzgebiete und Natura 2000 Gebiete als positive Bewertungsfaktoren definiert. Dabei wurde jedoch nicht auf deren Status oder naturschutzfachliches Ziel Rücksicht genommen.

Straßen und Siedlungen spiegeln die anthropogene Landschaftszerschneidung wider und wurden bereits in den Eingangskriterien als Beschränkungen (NODATA) formuliert. Die dadurch entstehenden fragmentierten Eignungsoberflächen in beiden Modellergebnissen führen zu zahlreichen Barrieren in beiden Kostenoberflächen. Die Berechnung möglicher Korridore zwischen den ausgewählten Wisenthabitaten mittels kostengünstiger Kostenkonnektivität führen, unter Berücksichtigung dieser Barrieren, zu keinem Ergebnis. Aus diesem Grund wurde für ursprünglich ungeeignete Zellen (NODATA) ein Widerstandswert von 1000 festgelegt. Das bedeutet allerdings, dass beim Fehlen von Routen durch geeignete Zellen, die Routen durch weniger geeignete bzw. ungeeignete Zellen führen.

Im Netzwerk zwischen den sechs ausgewählten Habitaten nach Perzanowski ist der Least-Cost Korridor zwischen Patch Nr. 3 (Saualpe) und Patch Nr. 1 (Zirbtzkogel) mit 0,24 km der kürzeste, quert allerdings eine Landstraße (OSM-Kategorie *secondary*). Auch andere Arbeiten definierten Straßen der OSM-Kategorie *secondary* nicht als absolute, sondern als partielle Barrieren mit höherem Widerstandswert (Perzanowski et al., 2019).

Der Least-Cost Korridor zwischen Patch Nr. 10 (Dürrenstein) und Patch Nr. 4 (Kalkalpen) ist sehr lang, quert zahlreiche Straßen und führt auch durch besiedeltes Gebiet. Er deckt



sich nur teilweise mit dem Projektgebiet zur Vernetzung der Schutzgebiete. Eine sinnvolle Verbindung der beiden Patches ist nicht möglich. Dies gilt auch für die Patches im Modellergebnis nach Catanoiu.

Im Netzwerk zwischen den 31 Habitatpatches nach Perzanowski mit einer Mindestgröße von 90 km<sup>2</sup> ergeben sich fünf Least-Cost Korridore, die kürzer als 0,5 km sind. Vier davon queren eine Straße der OSM-Kategorie *secondary* und einer eine Autobahn (*motorway*), wobei es sich hierbei um einen Tunnel handelt. Das bedeutet, dass unter Berücksichtigung von Tunnel und Toleranz von OSM Straßen niederer Ordnung bzw. deren Einordnung als partielle Barrieren, die Patches zum Teil gut vernetzt sind. Dabei sollten jedoch Untersuchungen zum jeweiligen Verkehrsaufkommen der Straßen angestellt werden.

### **4.2 Methodische Überlegungen**

Die Habitateignungswerte im Raster der Eignungsoberfläche sind ordinalskaliert und geben eine Rangfolge wieder. Das bedeutet, dass Zellen mit HEI 4 zwar höherwertig, aber nicht doppelt so gut geeignet sind, als Zellen mit HEI 2. Der Abstand zwischen HEI 5 und HEI 4 ist ein anderer, als der Abstand zwischen HEI 4 und HEI 3. Somit lassen sich weder Intervallgrößen, noch absolute Wertigkeiten ableiten.

Zur Modellvalidierung wurde das erstellte Habitatmodell auf EU-Länder mit wildlebenden Wisentherden angewandt. Für das Modell nach Perzanowski ergab sich, dass Gebiete, die als potentiell geeignetes Habitat definiert wurden (HEI 4 und 5), signifikant präferiert und gänzlich ungeeignete Gebiete (HEI 0) signifikant gemieden werden. Die Übertragbarkeit des Modells auf das Untersuchungsgebiet Österreich ist somit ausreichend gegeben. Das Ergebnis für das Modell nach Catanoiu ist weniger eindeutig. Zwar werden Gebiete mit HEI 4 signifikant bevorzugt und gänzlich ungeeignete Gebiete (HEI 0) signifikant gemieden, Kernhabitate (HEI 5) werden jedoch nur in einem der beiden Validierungsdurchläufe signifikant präferiert. In der Validierung anhand der Präsenz-Punktdaten werden diese sogar signifikant gemieden. Das Modell nach Catanoiu fällt im Vergleich etwas schwächer aus, lässt sich aber in Bezug auf die Vorhersage von geeignetem Habitat mit HEI 4 ausreichend gut auf Österreich übertragen.

Aufgrund der signifikanten Meidung von Kernflächen (HEI 5) in der Validierung mittels Präsenz-Punktdaten wäre der *Kernflächenanteil* als Auswahlkriterium im Modell nach Catanoiu nicht zulässig. Nachdem Kernflächen in der Catanoiu-Modellvalidierung nur 0,02 % des Untersuchungsgebietes ausmachen und die Validierung mittels IUCN-Flächen sogar eine signifikante Präferenz von Kernflächen zeigt, wurde der *Kernflächenanteil* als Auswahlkriterium beibehalten.

Ein Teil der in der Validierung verwendeten Präsenzdaten (62 von 131) stammt von Citizen Science Projekten für Naturbeobachtungen. Es wurden ausschließlich Beobachtungen der Kategorien *Forschungsqualität* und *verifizierbar* gewählt, auf mögliche räumliche Tendenzen, wie sie solche Daten häufig aufweisen (Kadmon et al., 2004; Robinson et al., 2018), wurde nicht Rücksicht genommen. Telemetriedaten von den Herden in Polen und Rumänien wären hier zuverlässiger, standen für diese Arbeit jedoch nicht zur Verfügung.

In der vorliegenden Arbeit wurden ausschließlich räumlich implizite Landschaftsstrukturmaße verwendet. Die durch die Beschränkungen der Eingangskriterien entstandenen fragmentierten Eignungsoberflächen führen dazu, dass potentiell geeignete Habitats von Flächen niedriger Eignung umgeben sind. Für ein besseres Verständnis wäre in einer weiterführenden Untersuchung eine Nachbarschaftsanalyse interessant, die zeigt, in welcher Umgebung die Habitatpatches eingebettet sind. Dabei würden Habitatpatches mit hohem Anteil an benachbarten Flächen mit hohem Eignungswert bevorzugt werden.

Für die Least-Cost Path Analyse ist zu beachten, dass das Definieren von Barrieren anhand der Landbedeckungsdaten mit einer Auflösung von 100 x 100 m, vor allem in Anbetracht von kleinen Strukturen wie schmalen Flüssen, an seine Grenzen stößt. Zudem wurde nicht, wie in anderen Arbeiten, zwischen absoluten Barrieren (große Flüsse, Seen und Autobahnen) und partiellen Barrieren (kleine Flüsse und Straßen niedriger Ordnung) unterschieden (Ziółkowska et al., 2012).

### **4.3 Weitere Überlegungen**

Aufgrund der unterschiedlichen Ansichten betreffend der Habitatansprüche von *Bison bonasus*, wurden Landbedeckungsklassen, die Wälder und Wiesen darstellen, im Eingangskriterium *Landbedeckung* als gleich gut geeignet eingestuft (Cromsigt et al., 2012;

Kuemmerle et al., 2011b). Untersuchungen zum besseren Verständnis der Ansprüche von Wisenten an ihr Habitat sind hierfür erforderlich.

Tierarten mit großem Raumanpruch und hoher Mobilität, wie der Wisent, werden von einem größeren Teil der Landschaft beeinflusst als kleine Tierarten mit geringerer Mobilität. Die Untersuchungen zu Art-Habitat-Beziehungen werden in räumlichen Skalen durchgeführt, die dem Aktionsraum der Tierart (home range) entsprechen sollen (Dormann et al., 2004; Guisan and Thuiller, 2005). Der durchschnittlichen Aktionsraum (home range) von Wisentbullen schwankt zwischen 69,5 km<sup>2</sup> während der Vegetationsperiode und 10,7 km<sup>2</sup> im Winter bei geschlossener Schneedecke (Kraśńska et al., 2000). Eine langanhaltende geschlossene Schneedecke und niedrige Temperaturen reduzieren die Mobilität des Wisents im Winter signifikant. In weiterführenden Untersuchungen wäre, neben der räumlichen, auch die zeitliche Dimension mit einzubeziehen. Saisonale Faktoren wurden im Habitatmodell dieser Arbeit nicht berücksichtigt. Die Verfügbarkeit von Nahrung wird jedoch stark von der Höhe und Dauer der geschlossenen Schneedecke beeinflusst. Frühere Publikationen beschreiben eine Schneehöhe von 50 cm als maximale Obergrenze für den Wisent (Heptner et al., 1966). Flint et al. (2002) erklärten hingegen, dass Wisente aufgrund ihrer muskulösen Statur in der Lage sind, Nahrung aus 65 – 95 cm tiefem Schnee freizuscharren.

Der verringerte Aktionsraum, die eingeschränkte Nahrungsverfügbarkeit und die Konzentration von Individuen um Winterfütterungen können zu erhöhtem Verbiss und Baumentrindung durch Wisente führen (Cromsigt et al., 2018). Dieses Verhalten hat bereits in anderen Projektgebieten zu Konflikten mit privaten Waldbesitzern geführt, die dadurch wirtschaftliche Einbußen erleiden (Schröder et al., 2019).

Als größter Forstbetrieb Österreichs ist die Waldwirtschaft das Kerngeschäft der Österreichischen Bundesforste. Verbiss und Baumentrindung durch Wisente können vor allem im Winter und Frühling vorkommen (Cromsigt et al., 2018). Die möglichen Auswirkungen von Wisentherden auf Wirtschafts- und Schutzwald müssten in einer weiterführenden Untersuchung genauer untersucht werden.

## 5. SCHLUSSFOLGERUNGEN & AUSBLICK

Die Ergebnisse dieser Masterthesis zeigen, dass es in Österreich große, zusammenhängende Wildnisgebiete mit niedriger anthropogener Nutzungskonkurrenz gibt, die potentiell geeignete Habitate für freilebende Wisentpopulationen darstellen. Diese Flächen liegen überwiegend im Süden und Osten Österreichs, genauer im Gebiet um die Koralpe zwischen Kärnten und der Steiermark, der Saualpe in Kärnten, dem Wildnisgebiet Dürrenstein zwischen Niederösterreich und der Steiermark, dem Zirbitzkogel zwischen Kärnten und der Steiermark, dem Wechselland zwischen Niederösterreich und der Steiermark und dem Nationalpark Kalkalpen in Oberösterreich.

Die potentiellen Wisenthabitate im Wildnisgebiet Dürrenstein und im Nationalpark Kalkalpen weisen den höchsten Anteil an Flächen in Bundesbesitz und an Schutzgebieten auf. Beide Gebiete sind für ihre vom Menschen unberührte Waldwildnis bekannt und beherbergen als UNESCO Weltnaturerbebestände Teile der letzten Primärwälder Mitteleuropas (“NP Kalkalpen,” 2021; “Wildnis Dürrenstein-Lassingtal,” 2021). Dabei könnte der Wisent zur Flaggschiffart für Wildnisgebiete in Österreich werden (Vlasakker, 2014). Knochenfunde bestätigen, dass das Wildnisgebiet Dürrenstein und die oberösterreichischen Kalkalpen bereits früher vom Wisent als Lebensraum genutzt wurden (Spitzenberger, 2001).

Eine sinnvolle Vernetzung der ausgewählten Flächen ist nur unter den südlich gelegenen potentiellen Wisenthabitaten Saualpe und Zirbitzkogel möglich. Dabei müssen jedoch OSM-Straßen niedriger Ordnung als überwindbare partielle Barrieren definiert sein. Für ein aussagekräftigeres Ergebnis müsste in der Kostenoberfläche zwischen absoluten Barrieren (große Flüsse, Seen und Autobahnen) und partiellen Barrieren (kleine Flüsse und Straßen niedriger Ordnung) unterschieden werden und Informationen zum jeweiligen Verkehrsaufkommen der Straßen einfließen (Ziółkowska et al., 2012).

Im Bericht der Europäischen Umweltagentur (EEA) zum Zustand von Tier- und Pflanzenarten und deren Lebensräumen schneidet Österreich im Vergleich zu anderen EU-Ländern sehr schlecht ab. Über 80 % der bewerteten Tier- und Pflanzenarten sind in einem *mangelhaften* oder *schlechten* Zustand (Naumann, et al., 2020). Damit liegt Österreich auf dem vorletzten Platz von 28 untersuchten EU-Ländern. 79 % der bewerteten Lebensräume

in Österreich sind in keinem *guten Zustand*. Dem hier entstehenden Handlungsbedarf könnte mit Hilfe des Wisents, als Ökosystem-Ingenieur zur Förderung der Biodiversität, entgegengewirkt werden (Ripple et al., 2015). Die Ergebnisse dieser Arbeit können als Diskussionsgrundlage für mögliche Wisentprojekte in Österreich dienen.

Während des Verfassens dieser Master Thesis konnte dank der Bemühungen zur Bestandserhaltung des Wisents sein IUCN Red List Status von gefährdet (Vulnerabel) auf potentiell gefährdet (Near Threatened) aufgestuft werden (Olech, 2008; Plumb et al., 2020). Dies ist die Bestätigung, dass jede Neubegründete Wisentherde, ob freilebend oder in Gattern, zur Sicherung des Fortbestandes des Wisents beiträgt (Perzanowski and Olech, 2007; Pucek et al., 2004). Eine Wisentherde in Österreich könnte als Reservoir für den europäischen Gesamtbestand dienen.

Für ein detaillierteres Ergebnis bezüglich der Eignung der ausgewählten Gebiete als potentielle Wisent-Wiederansiedlungsgebiete in Österreich, müssen kleinräumige Untersuchungen angestellt werden. Dabei gilt es Faktoren wie Besitzverhältnisse, Landschaftszusammensetzung, Nachbarschaft, Schneetiefe und Schneedeckendauer, Vorhandensein anderer Weidetiere oder Verfügbarkeit von Wasser zu berücksichtigen.

Einhergehend mit der Problematik, dass *Bison bonasus* als „refugee species“ gesehen wird, sind zur besseren Definition der Modell-Eingangskriterien betreffend Habitatansprüche, weitere Studien zu Habitat- und Nahrungspräferenzen des Wisents erforderlich (Cromsigt et al., 2012)

**LITERATURVERZEICHNIS**

- Adriaensen, F., Chardon, J.P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., Matthyssen, E., 2003. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landsc. Urban Plan.* 64, 233–247.
- Angelstam, P., 1992. Conservation of Communities — The Importance of Edges, Surroundings and Landscape Mosaic Structure, in: Hansson, L. (Ed.), *Ecological Principles of Nature Conservation: Application in Temperate and Boreal Environments*. Springer US, Boston, MA, pp. 9–70. [https://doi.org/10.1007/978-1-4615-3524-9\\_2](https://doi.org/10.1007/978-1-4615-3524-9_2)
- Araújo, M.B., 2004. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Glob. Change Biol.* 10, 1618–1627.
- Araújo, M.B., Peterson, A.T., 2012. Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecol. Durh.* 93, 1527–1539.
- Araújo, M.B., Williams, P.H., 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biol. Conserv.* 96, 331–345.
- Astelbauer-Unger, K., Enzenhofer, K., Plattner, G., Schickhofer, M., 2020. *Ökologisches Landschaftsmanagement - Biodiversität in der täglichen Arbeit fördern*.
- Bakker, E.S., Gill, J.L., Johnson, C.N., Vera, F.W.M., Sandom, C.J., Asner, G.P., Svenning, J.-C., 2016. Combining paleo-data and modern enclosure experiments to assess the impact of megafauna extinctions on woody vegetation. *Proc. Natl. Acad. Sci. - PNAS* 113, 847–855.
- Balčiauskas, L., Balčiauskas, L., Kazlauskas, M., Kazlauskas, M., 2014. Forty years after reintroduction in a suboptimal landscape: public attitudes towards European bison. *Eur. J. Wildl. Res.* 60, 155–158.
- Bauer, K., 2001. Wisent *Bison bonasus* (Linnaeus, 1758). *Säugetierfauna Österr.* 736–743.
- Benecke, N., 2005. The Holocene distribution of European bison – the archaeozoological record. *Munibe Antropol.* 421–428.
- Bison Specialist Group - Europe [WWW Document], 2021. . Bison Spec. Group - Eur. URL <http://ebac.sggw.pl/index.html>
- Bleyhl, B., Sipko, T., Trepet, S., Bragina, E., Leitão, P.J., Radeloff, V.C., Kuemmerle, T., 2015. Mapping seasonal European bison habitat in the Caucasus Mountains to identify potential reintroduction sites. *Biol. Conserv.* 191, 83–92.
- Branton, M., Richardson, J., 2011. Assessing the Value of the Umbrella-Species Concept for Conservation Planning with Meta-Analysis. *Conserv. Biol.* 25, 9–20.
- Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 2019. *Waldinventur des BFW - Daten und Fakten* [WWW Document]. URL <https://www.bmlrt.gv.at/forst/oesterreich-wald/waldzustand/waldinventur2019.html> (accessed 10.26.20).
- Byers, C.R., Steinhorst, R.K., Krausman, P.R., 1984. Clarification of a Technique for Analysis of Utilization-Availability Data. *J. Wildl. Manag.* 48, 1050–1053.
- Cardillo, M., Mace, G.M., Jones, K.E., Bielby, J., Bininda-Emonds, O.R.P., Sechrest, W., Orme, C.D.L., Purvis, A., 2005. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science* 309, 1239.

- Catanoiu, S., Deju, R., 2012. Feasibility study for European bison reintroduction in the Rewilding Europe Programme area of the South Western Carpathian Wilderness, Romania.
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science* 296, 904.
- Cromsigt, J.P.G.M., Kemp, Y.J.M., Rodriguez, E., Kivit, H., 2018. Rewilding Europe's large grazer community: how functionally diverse are the diets of European bison, cattle, and horses? *Restor. Ecol.* 26, 891–899.
- Cromsigt, J.P.G.M., Kerley, G.I.H., Kowalczyk, R., 2012. The difficulty of using species distribution modelling for the conservation of refugee species — the example of European bison. *Divers. Distrib.* 18, 1253–1257.
- Crooks, K.R., Sanjayan, M. (Eds.), 2006. *Connectivity Conservation, Conservation Biology*. Cambridge University Press, Cambridge.  
<https://doi.org/10.1017/CBO9780511754821>
- De Vries, M.F., 1995. Large Herbivores and the Design of Large-Scale Nature Reserves in Western Europe. *Conserv. Biol.* 9, 25–33.
- de Vries, H., Lemmens, M., 2020. Observation.org, Nature data from around the World. Observation.org. Occurrence dataset accessed via GBIF.org on 2020-11-05.  
<https://doi.org/10.15468/5nilie>
- DG ENV, 2019. © Directorate-General for Environment (DG ENV).
- Dormann, C.F., Blaschke, T., Lausch, A., Schröder, B., Söndgerath, D., 2004. HABITATMODELLE - Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig. *UFZ-Berichte* 9/2004.
- EEA, 2020. © European Environment Agency (EEA); Estonian Environmental Register 01.01.2020; ©Finnish Environment Institute, 2019; Land Burgenland, Land Kärnten, Land Niederösterreich, Land Oberösterreich, Land Salzburg, Land Steiermark, Land Tirol, Land Vorarlberg, Stadt Wien aggregated by Austrian Environment Agency.
- EEA, 2019. © European Union, Copernicus Land Monitoring Service 2020, European Environment Agency (EEA)", f.ex. in 2018: "© European Union, Copernicus Land Monitoring Service 2018, European Environment Agency (EEA).
- EEA, 2016. © European Union, Copernicus Land Monitoring Service 2020, European Environment Agency (EEA)", f.ex. in 2018: "© European Union, Copernicus Land Monitoring Service 2018, European Environment Agency (EEA).
- Elith, J., H. Graham\*, C., P. Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., J. Hijmans, R., Huettmann, F., R. Leathwick, J., Lehmann, A., Li, J., G. Lohmann, L., A. Loiselle, B., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Mcc. M. Overton, J., Townsend Peterson, A., J. Phillips, S., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., E. Schapire, R., Soberón, J., Williams, S., S. Wisz, M., E. Zimmermann, N., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129–151.
- Elith, J., Leathwick, J.R., 2009. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 40, 677–697.  
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>
- ESRI Inc., 2020. ArcGIS Pro. ESRI Inc.

- European Commission, 2020. Natura 2000 Barometer. Nat. 2000 Newsl. 8–9.
- Ferrier, S., Watson, G., Pearce, J., Drielsma, M., 2002. Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in northeast New South Wales. I. Species-level modelling. *Biodivers. Conserv.* 11, 2275–2307.
- Fischer, G., Haas, A., Laßnig-Wlad, C., Marsching, M., Pfandl, B., Plattner, G., Rak, C., Strudl, A., 2017. *Naturschutz Praxisbuch - Naturschutzmaßnahmen als Beitrag zum Ökologischen Landschaftsmanagement.*
- Flint, V.E., Belousova, I.P., Pervera, V.I., Kazmin, V.D., Sipko, T.P., 2002. Strategy for conservation the European bison in the Russian Federation. 1–45.
- Grinnell, J., 1917. Field Tests of Theories Concerning Distributional Control. *Am. Nat.* 51, 115–128.
- Guisan, A., Thuiller, W., 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol. Lett.* 8, 993–1009.
- Guisan, A., Zimmermann, N.E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model.* 135, 147–186.
- Heptner, V.G., Nasimovich, A.A., Bannikov, A.G., 1966. *Die Sägetiere der Sowjetunion. I Paarhufer und Unpaarhufer.* G. Fischer Verlag, Germany.
- Hirzel, A.H., Le Lay, G., 2008. Habitat suitability modelling and niche theory. *J. Appl. Ecol.* 45, 1372–1381.
- Hirzel, A.H., Le Lay, G., Helfer, V., Randin, C., Guisan, A., 2006. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecol. Model.* 199, 142–152.
- Hobbs, N., 1996. Modification of ecosystems by ungulates. *J. Wildl. Manag.* 60, 695–713.
- Hofman-Kaminska, E., Kowalczyk, R., 2012. Farm crops depredation by European bison (*Bison bonasus*) in the vicinity of forest habitats in North-eastern Poland. *Environ. Manage.* 530–541.
- Hutchinson, G.E., 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harb. Symp. Quant. Biol.* 22, 415–427.
- Hutchison, G.E., 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harb. Symp. Quant. Biol.* 22, 415–457.
- Ivlev, V.S., 1961. *Experimental Ecology of the Feeding of Fishes.* Yale University Press, Connecticut, USA.
- Jaroszewicz, B., Pirożnikow, E., Sondej, I., 2013. Endozoochory by the guild of ungulates in Europe's primeval forest. *For. Ecol. Manag.* 305, 21–28.
- Jørgensen, D., 2015. Rethinking rewilding. *Geoforum* 65, 482–488.
- Kadmon, R., Farber, O., Danin, A., 2004. Effect of roadside bias on the accuracy of predictive maps produced by bioclimatic models. *Ecol. Appl.* 14, 401–413.
- Kerley, G.I.H., Kowalczyk, R., Cromsigt, J.P.G.M., 2012. Conservation implications of the refugee species concept and the European bison: king of the forest or refugee in a marginal habitat? *Ecography* 35, 519–529.
- Kita, J., Anusz, K., 2006. Infectious diseases in *Bison bonasus* in the years 1910–1988. In *Health threats for the European bison particularly in free roaming populations in Poland* 17–26.
- Klich, D., Olech, W., Łopucki, R., Danik, K., 2018. Community attitudes to the European bison *Bison bonasus* in areas where its reintroduction is planned and in areas with existing populations in northeastern Poland. *Eur. J. Wildl. Res.* 64, 1–9.



- Krasińska, M., Caboň-Raczyńska, K., Krasiński, Z.A., 1987. Strategy of habitat utilization by European bison in the Białowieża Forest. *Acta Theriol. (Warsz.)* 147–202.
- Krasińska, M., Krasiński, Z., Bunevich, A., 2000. Bisoniana 121. Factors affecting the variability in home range size and distribution in European bison in the Polish and Belarussian parts of the Białowieża Forest. *Acta Theriol. (Warsz.)* 45, 321–334. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.00-32>
- Krasińska, M., Krasiński, Z.A., 2013. *European Bison - The Nature Monograph*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Krasińska, M., Krasiński, Z.A., 2008. *Der Wisent*. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben.
- Krasiński, Z.A., Krasińska, M., Bunevich, A.N., 1999. Free-ranging population of lowland European bison in the Białowieża Forest. *Parki Nar. Rezerwaty Przyr.* 23–75.
- Kuemmerle, T., Bleyhl, B., Olech, W., Perzanowski, K., 2018a. Potential European bison (*Bison bonasus*) habitat in Germany, Project Report. European Bison Friends Society, Humboldt-University Berlin, WWF.
- Kuemmerle, T., Hickler, T., Olofsson, J., Schurgers, G., Radeloff, V.C., 2012. Reconstructing range dynamics and range fragmentation of European bison for the last 8000 years. *Divers. Distrib.* 18, 47–59.
- Kuemmerle, T., Levers, C., Bleyhl, B., Olech, W., Perzanowski, K., Reusch, C., Kramer-Schadt, S., 2018b. One size does not fit all: European bison habitat selection across herds and spatial scales. *Landsc. Ecol.* 33, 1559–1572.
- Kuemmerle, T., Perzanowski, K., Akçakaya, H.R., Beaudry, F., Deelen, T.R.V., Parnikoza, I., Khoyetsky, P., Waller, D.M., Radeloff, V.C., 2011a. Cost-effectiveness of strategies to establish a European bison metapopulation in the Carpathians. *J. Appl. Ecol.* 48, 317–329.
- Kuemmerle, T., Perzanowski, K., Chaskovskyy, O., Ostapowicz, K., Halada, L., Bashta, A.-T., Kruhlov, I., Hostert, P., Waller, D.M., Radeloff, V.C., 2010. European Bison habitat in the Carpathian Mountains. *Biol. Conserv.* 143, 908–916.
- Kuemmerle, T., Radeloff, V.C., Perzanowski, K., Kozlo, P., Sipko, T., Khoyetsky, P., Bashta, A.-T., Chikurova, E., Parnikoza, I., Baskin, L., Angelstam, P., Waller, D.M., 2011b. Predicting potential European bison habitat across its former range. *Ecol. Appl.* 21, 830–843.
- Lang, S., Blaschke, T., 2007. *Landschaftsanalyse mit GIS*. Eugen Ulmer, Stuttgart (Hohenheim).
- Leibold, M.A., 1995. The Niche Concept Revisited: Mechanistic Models and Community Context. *Ecology* 76, 1371–1382.
- Levins, R., 1970. Extinction - Lectures on Mathematical Analysis of Biological Phenomena. *Ann N. Y. Acad Sci* 123–138.
- Levins, R., 1969. Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control. *Bull. Entomol. Soc. Am.* 15, 237–240. <https://doi.org/10.1093/besa/15.3.237>
- Lord, C.M., Wirebach, K.P., Tompkins, J., Bradshaw-Wilson, C., Shaffer, C.L., 2020. Reintroduction of the European bison (*Bison bonasus*) in central-eastern Europe: a case study. *Int. J. Geogr. Inf. Sci. IJGIS* 34, 1628–1647.

- Luenser, K., Fickel, J., Lehnen, A., Speck, S., Ludwig, A., 2005. Low level of genetic variability in European bison ( *Bison bonasus* ) from the Bialowieza National Park in Poland. *Eur. J. Wildl. Res.* 51, 84–87.
- Malczewski, J., 2006. GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* 20, 703–726.
- Marozas, V., Kibiša, A., Brazaitis, G., Jögiste, K., Šimkevičius, K., Bartkevičius, E., 2019. Distribution and Habitat Selection of Free-Ranging European Bison (*Bison bonasus* L.) in a Mosaic Landscape—A Lithuanian Case. *Forests* 10, 345.
- Maxwell, S., 2016. The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature* 536, 143–145.
- Morrison, M.L., Marcot, B.G., Mannan, R.W., 1998. *Wildlife-Habitat Relationships - Concepts and Applications*. University of Wisconsin Press, Madison.
- Nally, R.M., Fleishman, E., 2004. A Successful Predictive Model of Species Richness Based on Indicator Species. *Conserv. Biol.* 18, 646–654.
- NatureServe and IUCN (International Union for Conservation of Nature), 2020. *Bison bonasus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020. <https://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 03 August 2021.
- naturgucker, 2020. [naturgucker.de](https://www.naturgucker.de). Occurrence dataset accessed via GBIF.org on 2020-11-05. <https://doi.org/10.15468/uc1apo>
- Naumann, S., Noebel, R., Gaudillat, Z., Stein, U., Röschel, L., Ittner, S., McKenna, D., Staneva, A., Rutherford, C., Romão, C., 2020. State of nature in the EU - Results from reporting under the nature directives 2013-2018. European Environment Agency, Luxembourg:
- Navarro, L., Pereira, H., 2012. Rewilding Abandoned Landscapes in Europe. *Ecosystems* 15, 900–912.
- Netzwerk Naturwald [WWW Document], 2020. . *Netzwerk Naturwald*. URL <https://www.netzwerk-naturwald.at/> (accessed 11.26.20).
- Neu, C.W., Byers, C.R., Peek, J.M., 1974. A Technique for Analysis of Utilization-Availability Data. *J. Wildl. Manag.* 38, 541–545.
- Newman, M., Mitchell, F.J.G., Kelly, D.L., 2014. Exclusion of large herbivores: Long-term changes within the plant community. *For. Ecol. Manag.* 321, 136–144.
- NP Kalkalpen [WWW Document], 2021. . *Nat. Austria*. URL <https://www.nationalparksaustria.at/de/nationalpark-kalkalpen.html> (accessed 9.18.21).
- Olech, W. (Bison S.G., 2008. *Bison bonasus*. [WWW Document]. IUCN Red List Threat. Species 2007 ET2814A9484514. URL <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T2814A9484719.en> (accessed 8.9.20).
- Ortner, O., Wallentin, G., 2020. Integration of landscape metric surfaces derived from vector data improves species distribution models. *Ecol. Model.* 431, N.PAG.
- OSM, 2020. © OpenStreetMap.
- Österreichischen Bundesforste, 2020. Österreichische Bundesforste “Einblicke” Kurzportrait, 18. überarbeitete Auflage.
- Owen-Smith, R.N., 1992. *Megaherbivores : the influence of very large body size on ecology*, 1. paperback ed.. ed, Cambridge studies in ecology. Cambridge Univ. Press.

- Pearce, J.L., Boyce, M.S., 2006. Modelling distribution and abundance with presence-only data. *J. Appl. Ecol.* 43, 405–412.
- Pedersen, P.B.M., Olsen, J.B., Sandel, B., Svenning, J.-C., Cameron, E.Z., 2019. Wild Steps in a semi-wild setting? Habitat selection and behavior of European bison reintroduced to an enclosure in an anthropogenic landscape. *PLoS ONE* 14.
- Perzanowski, K., Bleyhl, B., Olech, W., Kuemmerle, T., 2019. Connectivity or isolation? Identifying reintroduction sites for multiple conservation objectives for wisents in Poland. *Anim. Conserv.* 23, 212–221.
- Perzanowski, K., Olech, W., 2007. A Future for European Bison *Bison Bonasus* in the Carpathian Ecoregion? *Wildl. Biol. - Wildl. BIOL* 13. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2007\)13\[108:AFFEBB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2007)13[108:AFFEBB]2.0.CO;2)
- Perzanowski, K.A., Wołoszyn-Gałęza, A., Januszczak, M., 2008. Indicative Factors for European Bison Refuges in the Bieszczady Mountains. *Ann. Zool. Fenn.* 45, 347–352.
- Peterson, A.T., 2006. Uses and Requirements of Ecological Niche Models and Related Distributional Models. *Biodivers. Inform.* 3, 59–72.
- Peterson, A.T., 2003. Predicting the Geography of Species Invasions via Ecological Niche Modeling. *Q. Rev. Biol.* 78, 419–433.
- Peterson, A.T., Martínez-Meyer, E., González-Salazar, C., 2004. Reconstructing the Pleistocene geography of the *Aphelocoma* jays (Corvidae). *Divers. Distrib.* 10, 237–246.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* 190, 231–259.
- Phillips, S.J., Dudík, M., 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31, 161–175.
- Phillips, S.J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C.H., Lehmann, A., Leathwick, J., Ferrier, S., 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecol. Appl.* 19, 181–197.
- Plumb, G., Kowalczyk, R., Hernandez-Blanco, J.A., 2020. *Bison bonasus*. [WWW Document]. *Bison Bonasus IUCN Red List Threat. Species 2020* ET2814A45156279. URL <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T2814A45156279.en> (accessed 12.14.20).
- Primack, R., 1993. *Essentials of conservation biology*. Sinauer, Sunderland.
- Pringle, R., Young, T., Rubenstein, D., Mccauley, D., 2007. Herbivore-initiated interaction cascades and their modulation by productivity in an African savanna. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 104, 193.
- Pucek, Z., 1991. History of the European bison and problems of its protection and management. In: Bobek B, Perzanowski K, Regelin W (eds) *Global trends in wildlife management*. Trans.18th IUGB congress, Kraków 1987. S´wiat Press, Kraków-Warszawa, pp 19–39.
- Pucek, Z. (ed. ), Pucek, Z., Belousova, I.P., Krasieńska, M., Krasieńska, Z.A., Olech, W. (comps. ), 2004. *European Bison.Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Bison Specialist Group. IUCN, Glan, Switzerland and Cambridge, UK.
- Pulliam, H.R., 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecol. Lett.* 3, 349.

- Raczyński, J. (Ed.), 2020. European Bison Pedigree Book 2019. Białowieża National Park, Białowieża, Poland.
- Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, 1992.
- Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten, 2009.
- Riitters, K.H., O'Neill, R.V., Hunsaker, C.T., Wickham, J.D., Yankee, D.H., Timmins, S.P., Jones, K.B., Jackson, B.L., 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landsc. Ecol.* 10, 23–39. <https://doi.org/10.1007/BF00158551>
- Ripple, W.J., Newsome, T.M., Wolf, C., Dirzo, R., Everatt, K.T., Galetti, M., Hayward, M.W., Kerley, G.I.H., Levi, T., Lindsey, P.A., Macdonald, D.W., Malhi, Y., Painter, L.E., Sandom, C.J., Terborgh, J., Van Valkenburgh, B., 2015. Collapse of the world's largest herbivores. *Sci. Adv.* 1.
- Robinson, O.J., Ruiz-Gutierrez, V., Fink, D., 2018. Correcting for bias in distribution modelling for rare species using citizen science data. *Divers. Distrib.* 24, 460–472.
- Schröder, B., 2000. Zwischen Naturschutz und Theoretischer Ökologie: Modelle zur Habitategnung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Niedermoor. (Doktorarbeit). TU Braunschweig.
- Schröder, F., Oldorf, M.A.P., Heising, K.L., 2019. Spatial relation between open landscapes and debarking hotspots by European bison (*Bison bonasus*) in the Rothaar Mountains. *Eur. Bison Conserv. Newsl.* 5–16.
- Schwerk, A., Klich, D., Wójtowicz, E., Olech, W., 2021. Impact of European Bison Grazing (*Bison bonasus* (L.)) on Species and Functional Traits of Carabid Beetle Assemblages in Selected Habitats in Poland. *Biol. Basel Switz.* 10, 123.
- Sipko, T.P., 2009. European bison in Russia: past, present, and future. *Eur. Bison Conserv. Newsl.* 2, 148–159.
- Skov, F., Svenning, J., 2004. Potential impact of climatic change on the distribution of forest herbs in Europe. *Ecography* 27, 366–380.
- Spitzenberger, F., 2001. Die Säugetierfauna Österreichs – Grüne Reihe des Lebensministeriums.
- Store, R., Jokimäki, J., 2003. A GIS-based multi-scale approach to habitat suitability modeling. *Ecol. Model.* 169, 1–15.
- Store, R., Kangas, J., 2001. Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling. *Landsc. Urban Plan.* 55, 79–93.
- Svenning, J.-C., Pedersen, P.B.M., Donlan, C.J., Ejrnæs, R., Faurby, S., Galetti, M., Hansen, D.M., Sandel, B., Sandom, C.J., Terborgh, J.W., Vera, F.W.M., 2016. Science for a wilder Anthropocene: Synthesis and future directions for trophic rewilding research. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 113, 898.
- Szuma, E., 2017. Bisons Collection. Mammal Research Institute, Polish Academy of Sciences. Occurrence dataset accessed via GBIF.org on 2020-11-05. <https://doi.org/10.15468/p3sxq1>
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., Siqueira, M.F.D., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., Jaarsveld, A.S.V., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A.,

- Peterson, A.T., Phillips, O.L., Williams, S.E., 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427, 145.
- Tokarska, M., Pertoldi, C., Kowalczyk, R., Kajetan Perzanowski, 2011. Genetic status of the European bison *Bison bonasus* after extinction in the wild and subsequent recovery: European bison conservation genetics. *Mammal Rev.* 41, 151–162.
- Ueda, K., 2020a. iNaturalist Research-grade Observations. iNaturalist.org. Occurrence dataset accessed via GBIF.org on 2020-11-05. <https://doi.org/10.15468/ab3s5x>
- Ueda, K., 2020b. iNaturalist Research-grade Observations. iNaturalist.org. Occurrence dataset accessed via inaturalist.org on 2020-11-05.
- Vlasakker, J. van de, 2014. Rewilding Europe Bison Rewilding Plan, 2014–2024. Publication by Rewilding Europe, The Netherlands.
- Walke, N., Obi Reddy, G.P., Maji, A.K., Thayalan, S., 2012. GIS-based multicriteria overlay analysis in soil-suitability evaluation for cotton (*Gossypium* spp.): A case study in the black soil region of Central India. *Comput. Geosci.* 41, 108–118.
- Walz, U., 2011. Landscape Structure, Landscape Metrics and Biodiversity. *Living Rev. Landsc. Res.* 5, 1–36.
- Wildnis Dürrenstein-Lassingtal [WWW Document], 2021. . Wildnis Dürrenstein-Lassingtal. URL <https://www.wildnisgebiet.at/> (accessed 9.18.21).
- Wisent Welt Wittgenstein, 2020. Telemetriedaten Wisent Welt Witgenstein 22.03.2019 – 28.09.2020.
- Wisente im Rothaargebirge Erkenntnisse aus den ersten Jahren der Freisetzungsphase 2013 - 2015, 2016. , BfN-Skripten 441. Bundesamt für Naturschutz, Bonn - Bad Godesberg.
- Wołoszyn-Gałęza, A., Perzanowski, K., Januszczak, M., Pagacz, S., 2016. Habitat preferences of a European bison (*Bison bonasus*) population in the Carpathian Mountains. *Ann. Zool. Fenn.* 53, 1–18.
- Ziółkowska, E., Ostapowicz, K., Kuemmerle, T., Perzanowski, K., Radeloff, V.C., Kozak, J., 2012. Potential habitat connectivity of European bison (*Bison bonasus*) in the Carpathians. *Biol. Conserv.* 146, 188–196.

## **ANHANG**

- A-1: Kartenmaterial
- A-2: Tabellen

## A-1: Kartenmaterial

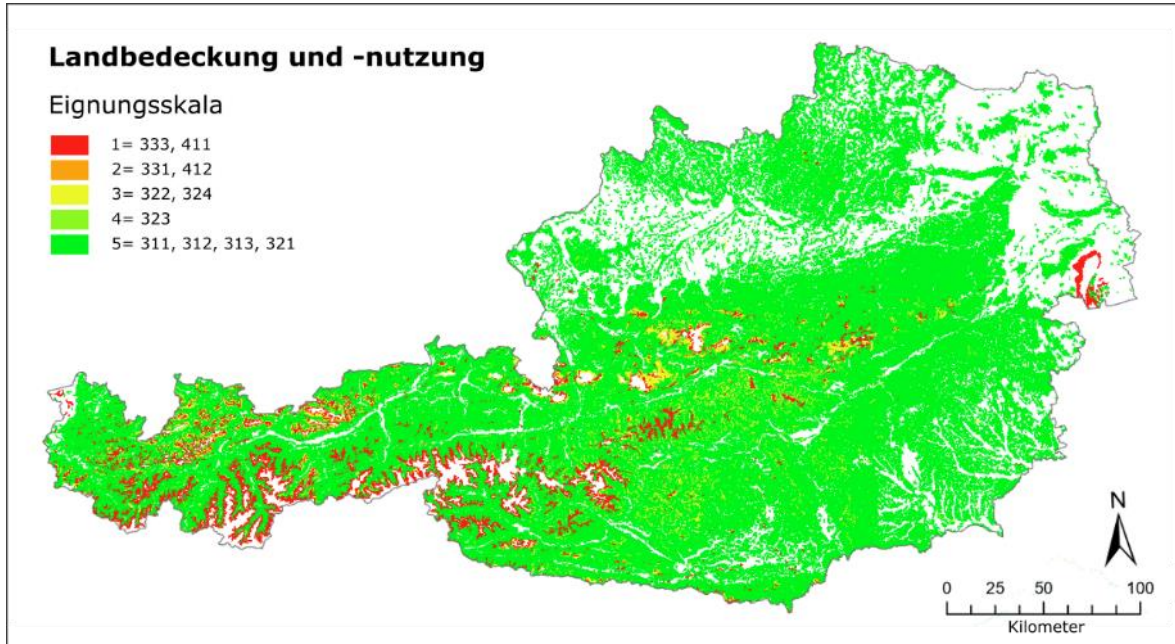


Abb.57 Eingangskriterium Landbedeckung und -nutzung

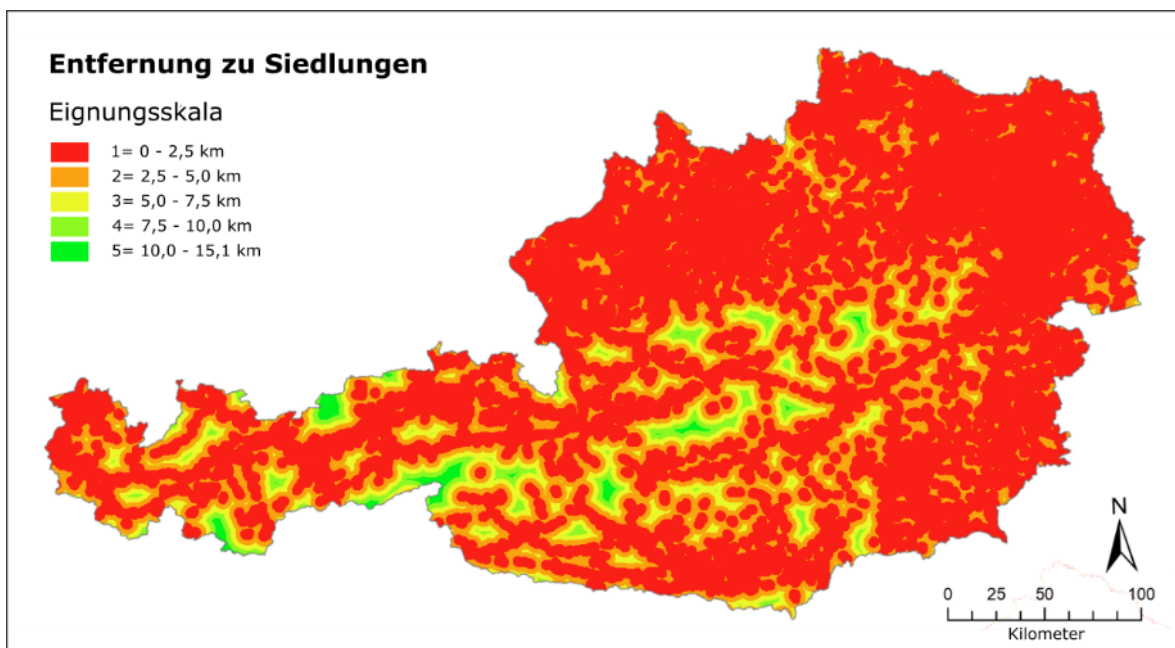
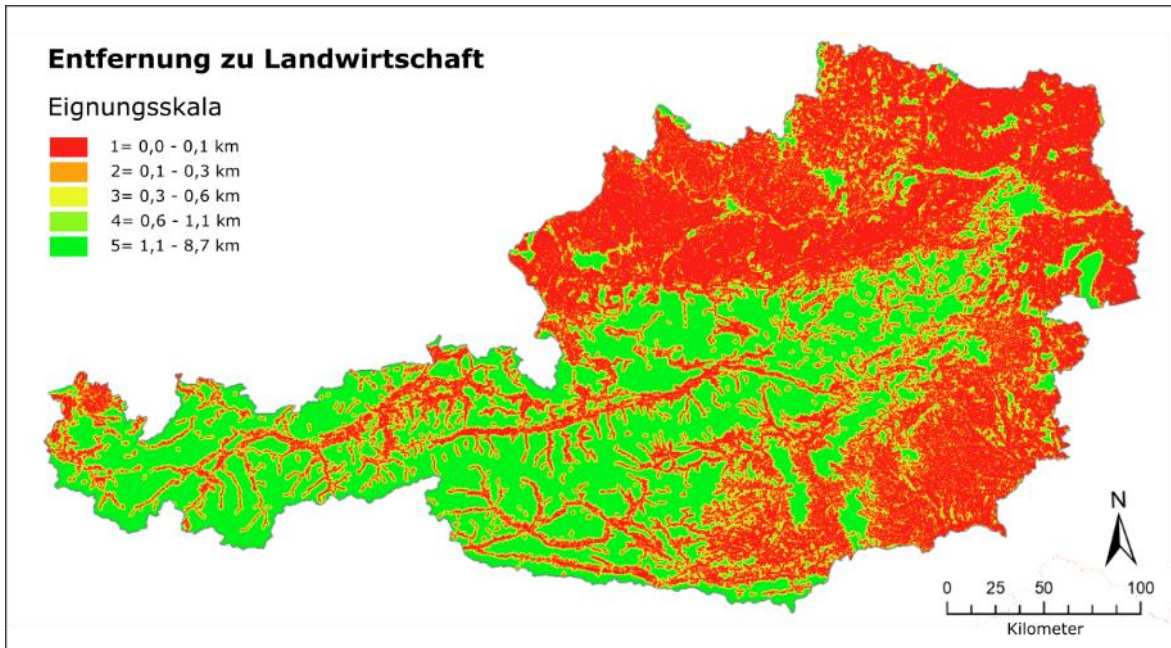
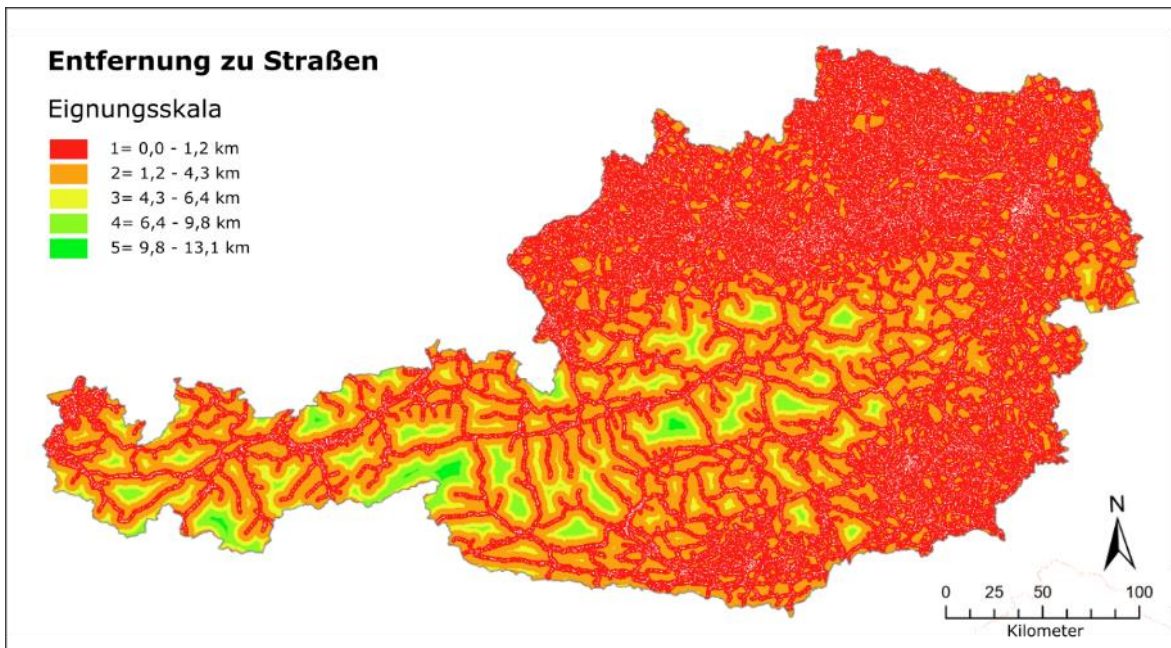


Abb.58 Eingangskriterium Entfernung zu Siedlungen





*Abb.59* Eingangskriterium Entfernung zu Landwirtschaft



*Abb.60* Eingangskriterium Entfernung zu Straßen

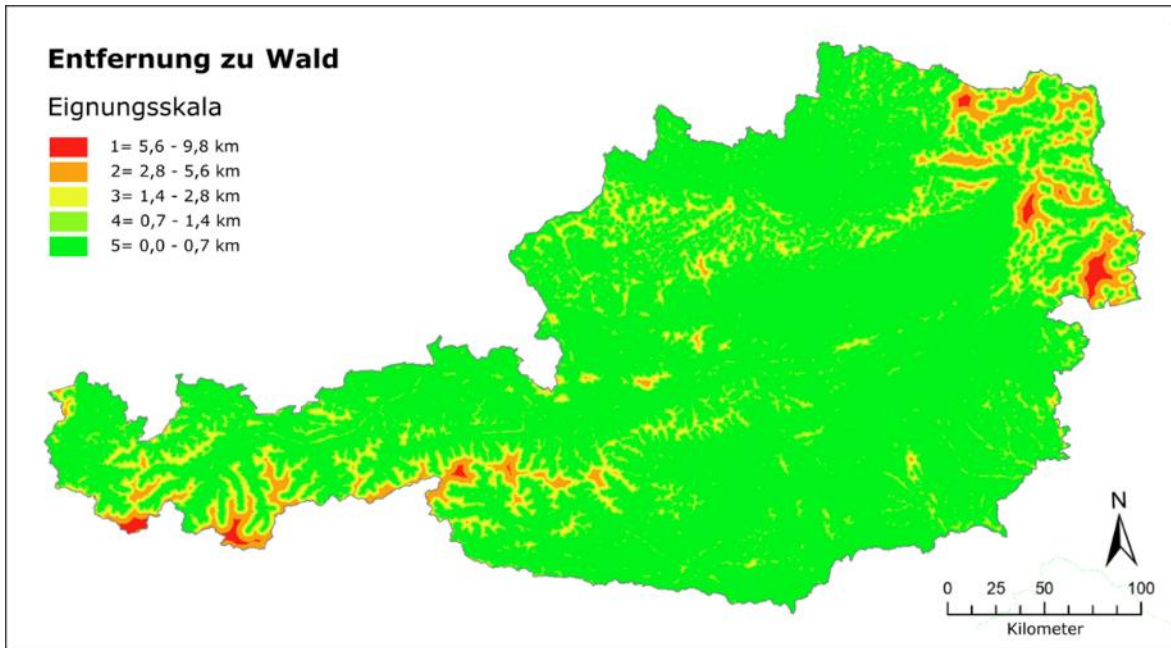


Abb.61 Eingangskriterium Entfernung zu Wald

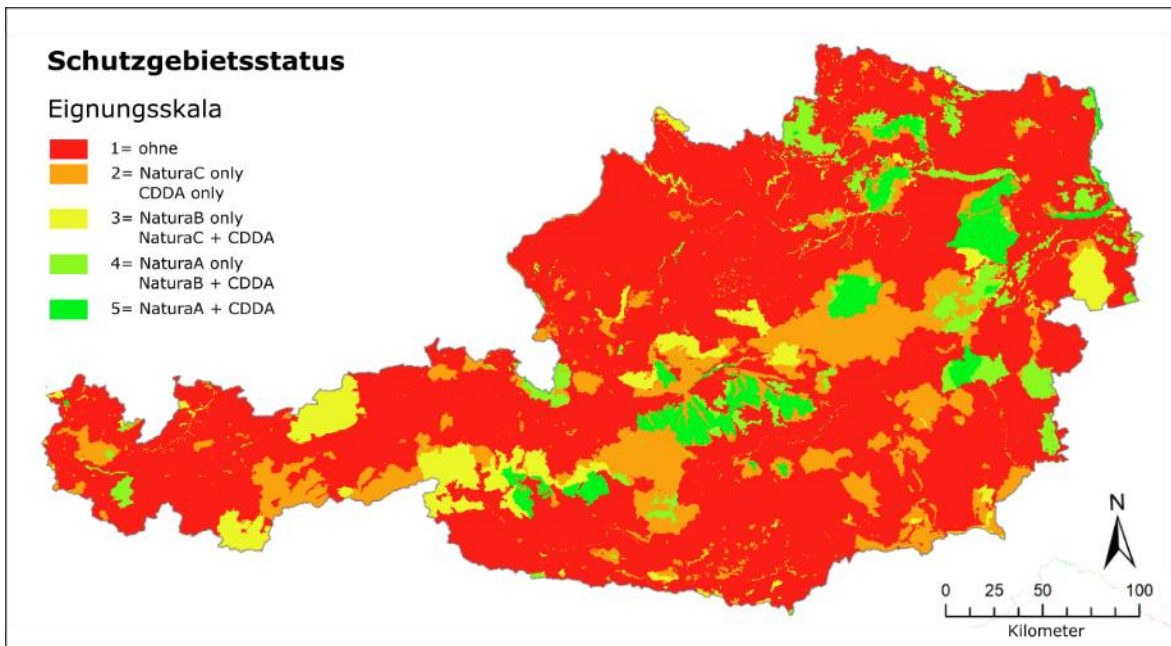


Abb.62 Eingangskriterium Schutzgebietsstatus



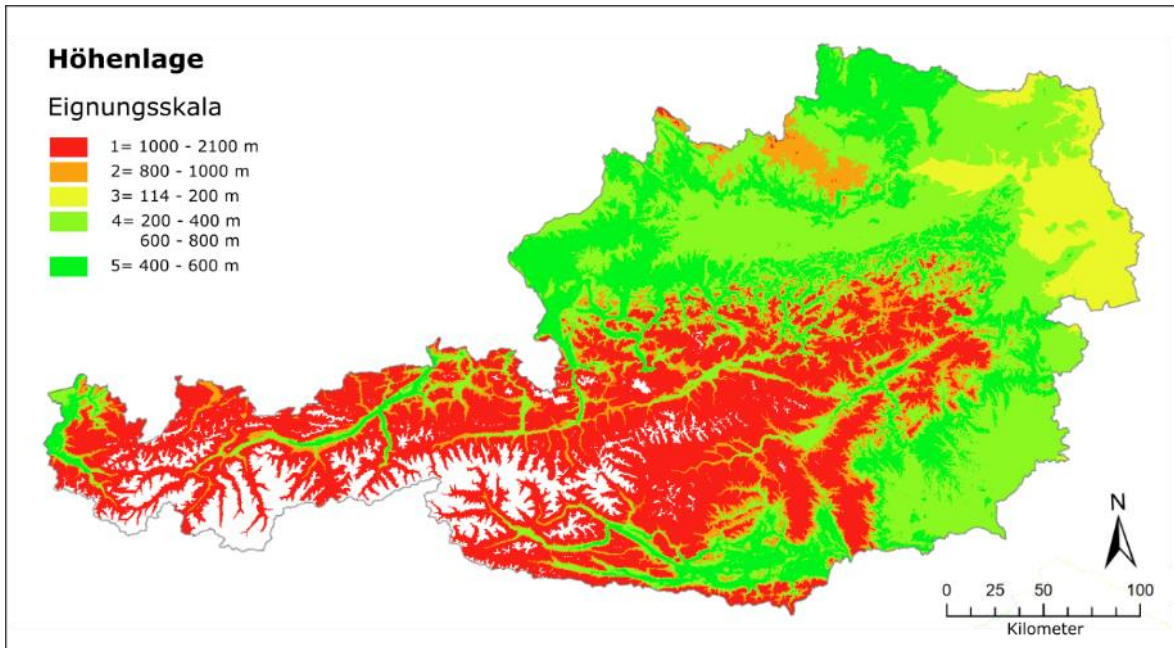


Abb.63 Eingangskriterium Höhenlage

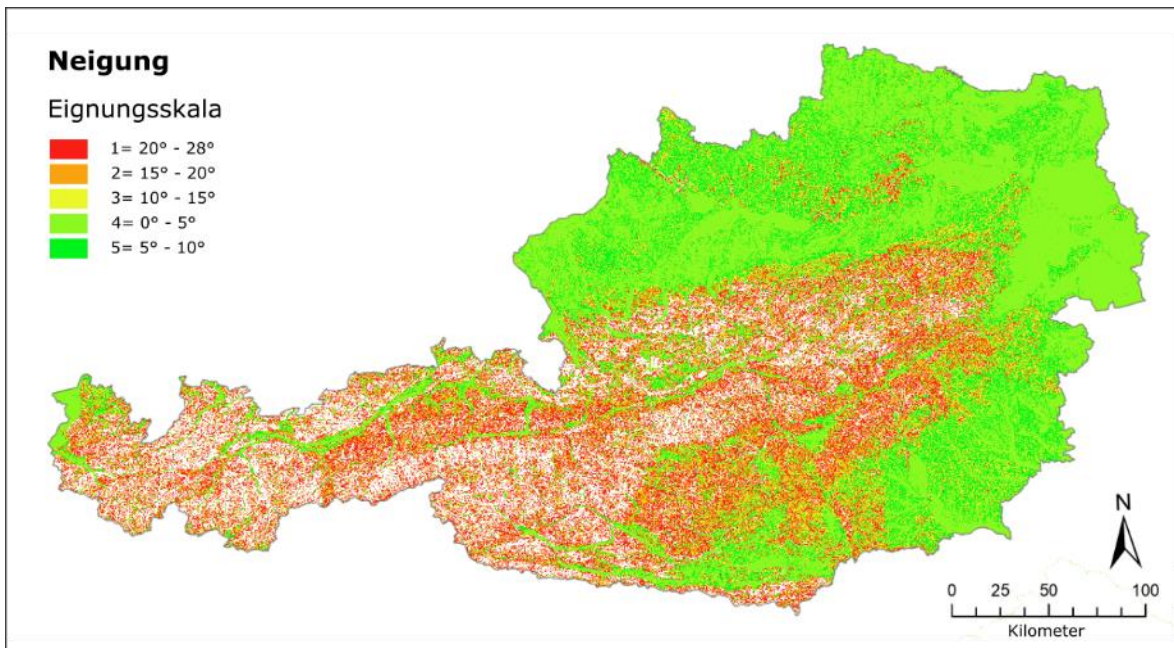
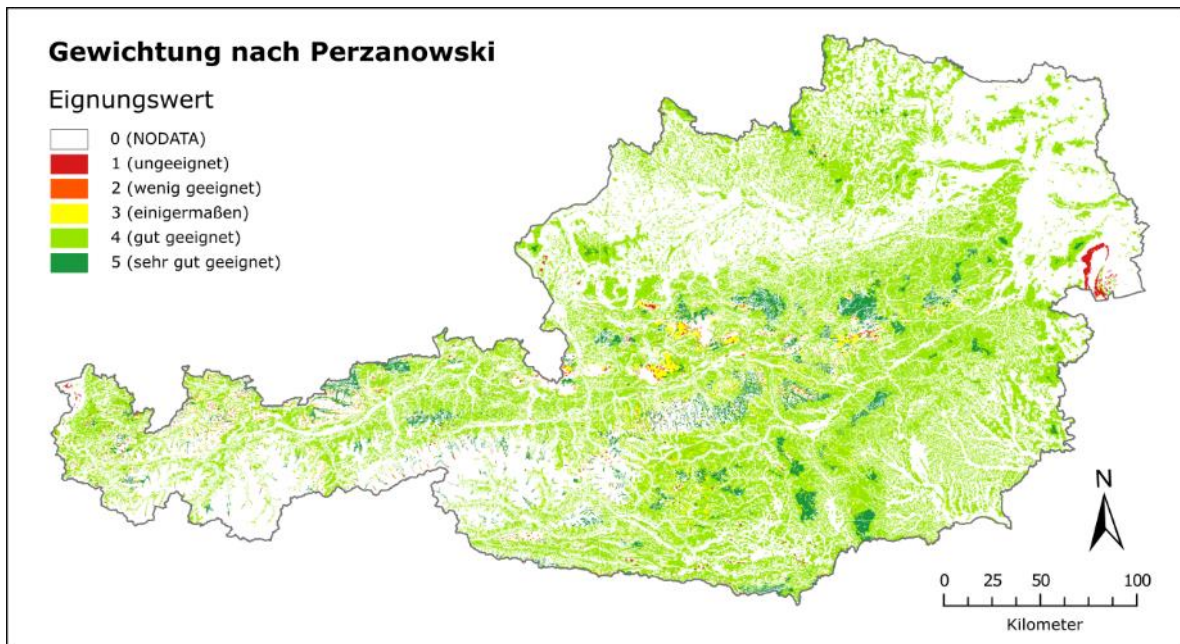
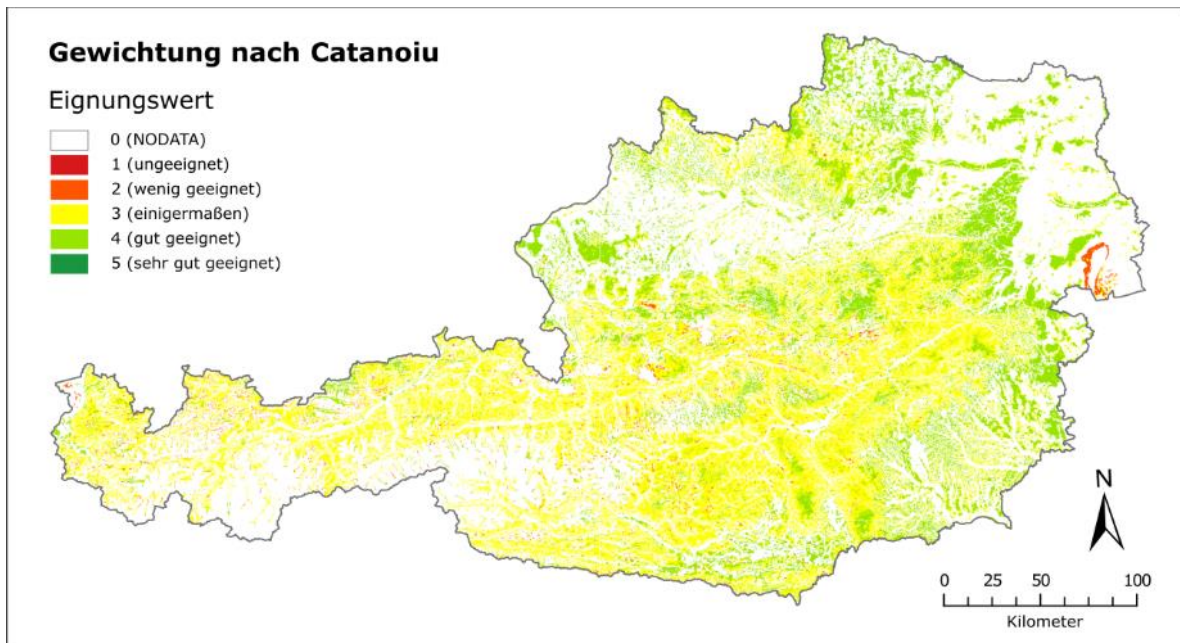


Abb.64 Eingangskriterium Neigung

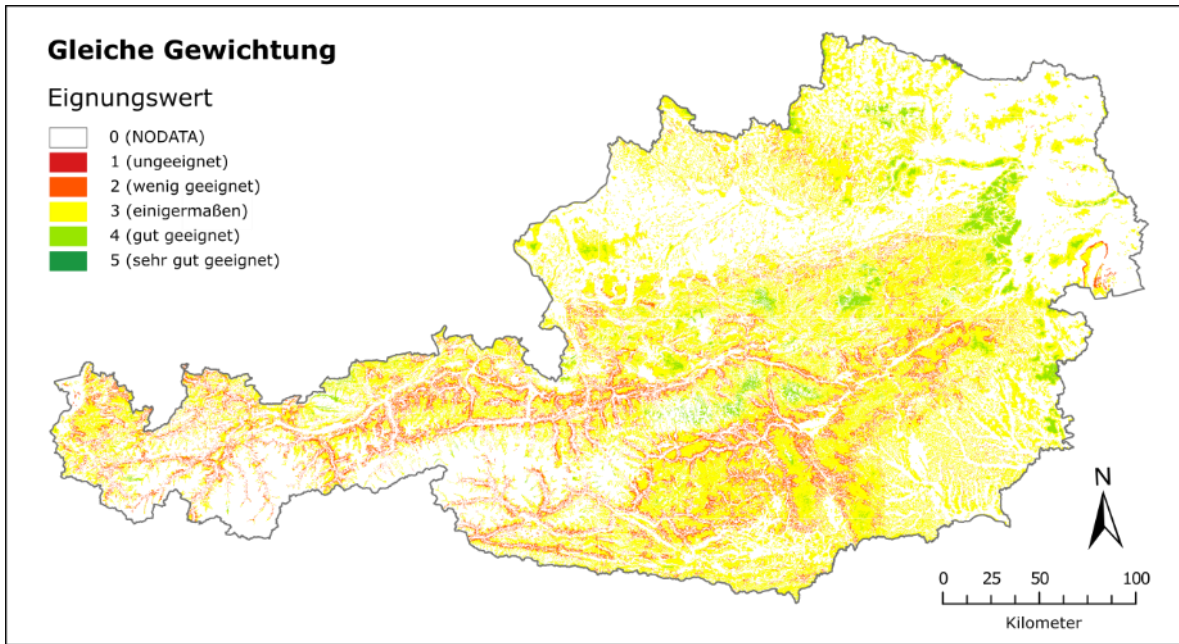


*Abb.65 Habitateignungskarte des Habitatmodells mit Gewichtung nach Perzanowski*

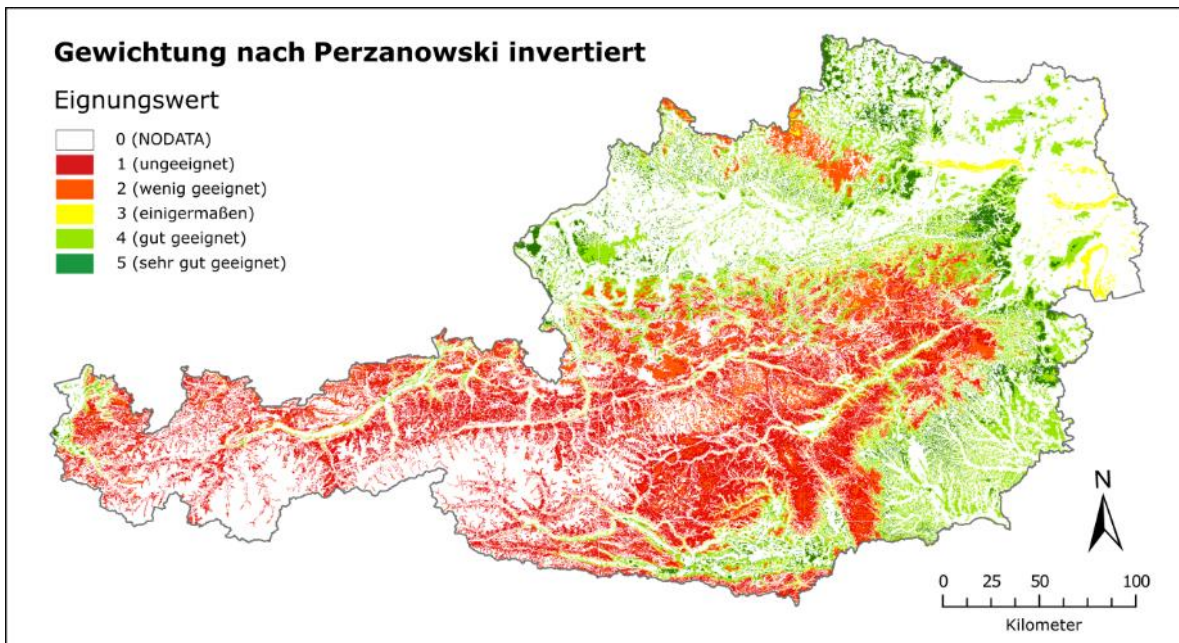


*Abb.66 Habitateignungskarte des Habitatmodells mit Gewichtung nach Catanoiu*

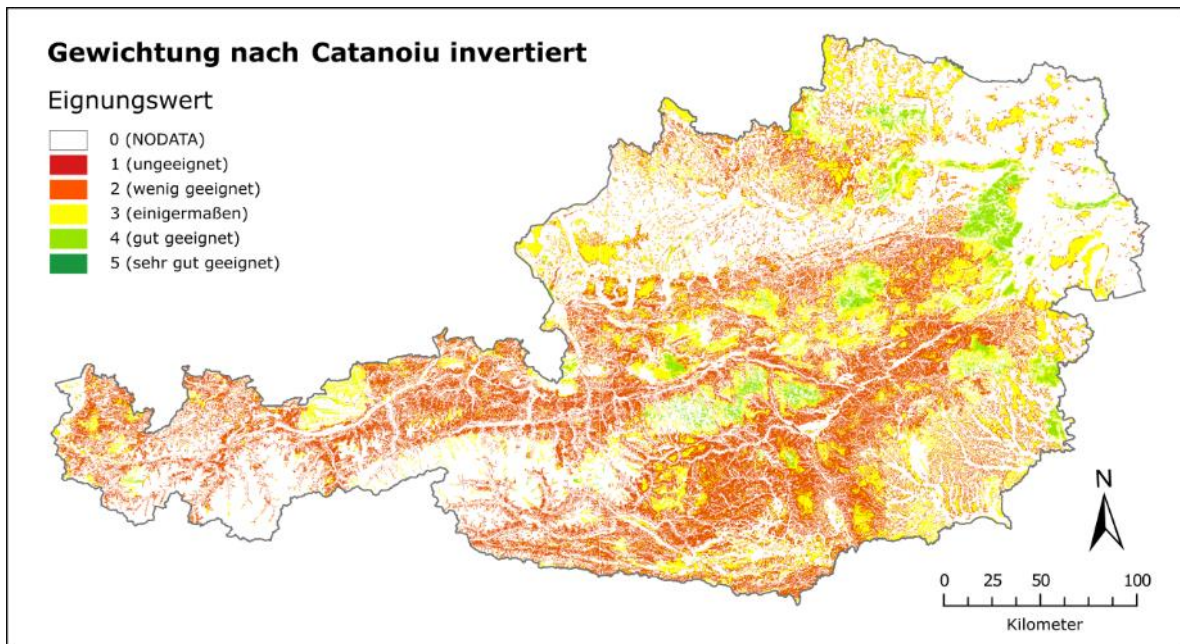




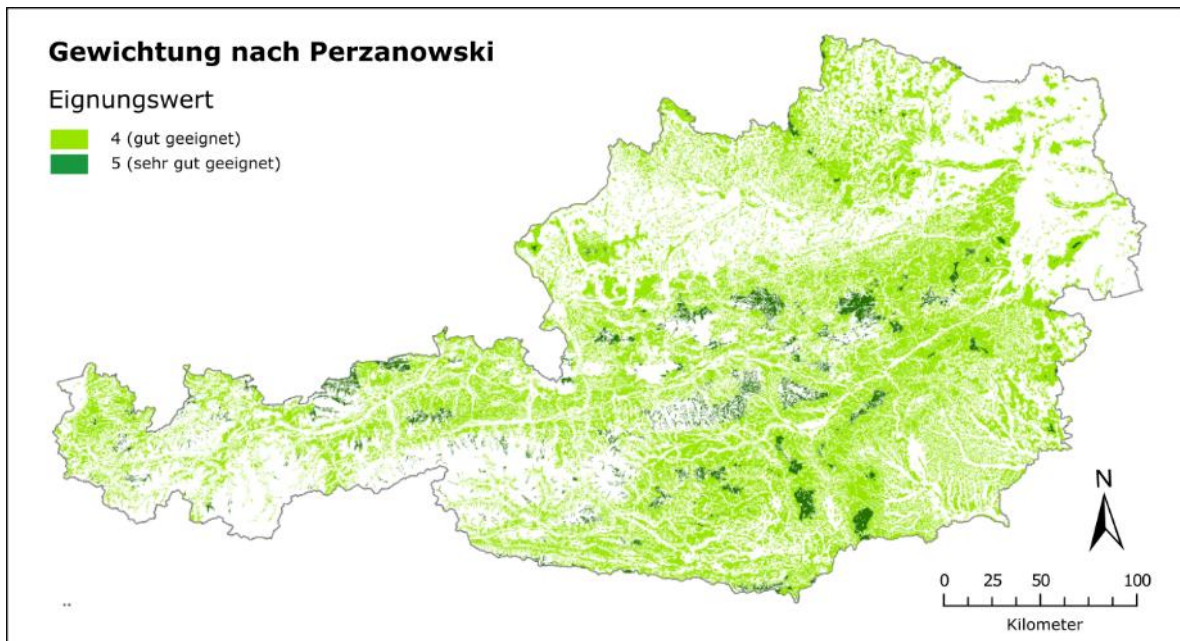
*Abb.67* Habitateignungskarte der Sensitivitätsanalyse mit gleicher Gewichtung



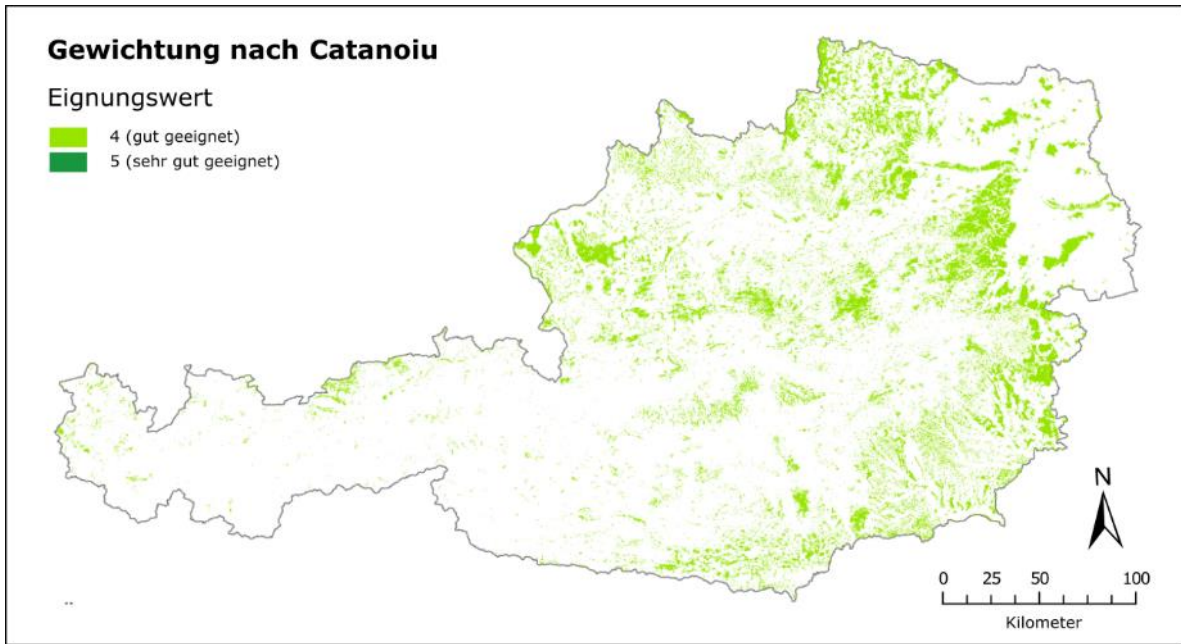
*Abb.68* Habitateignungskarte der Sensitivitätsanalyse mit invertierter Gewichtung (Perzanowski)



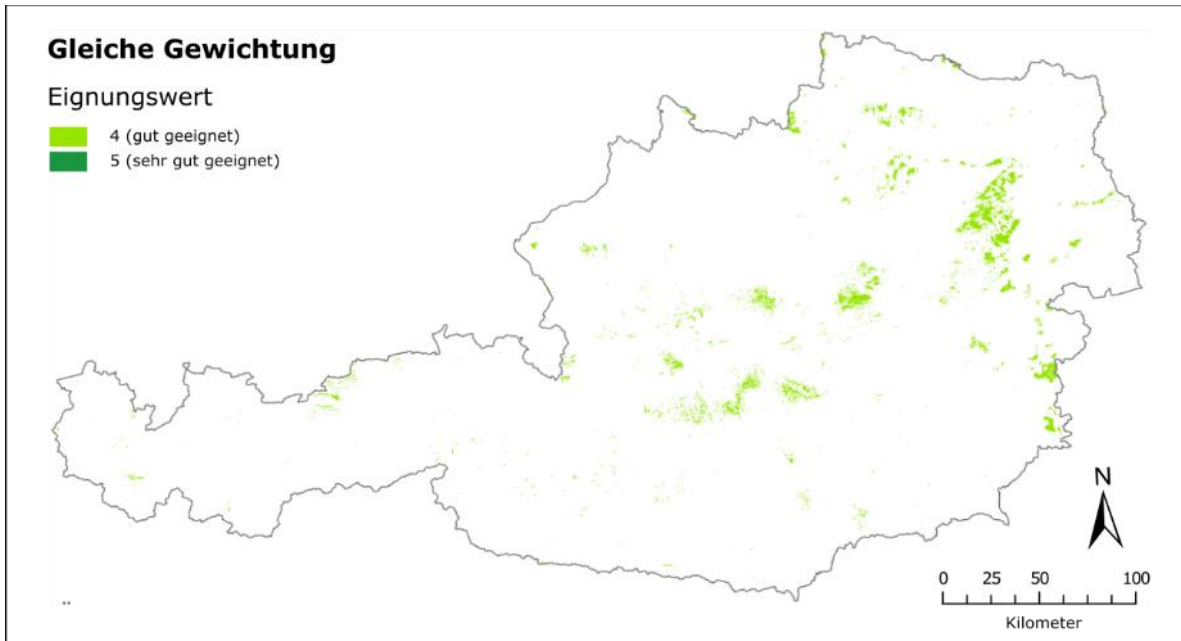
*Abb.69* Habitateignungskarte der Sensitivitätsanalyse mit invertierter Gewichtung (Catanoiu)



*Abb.70* Flächen mit HEI 4 und 5, Gewichtung nach Perzanowski

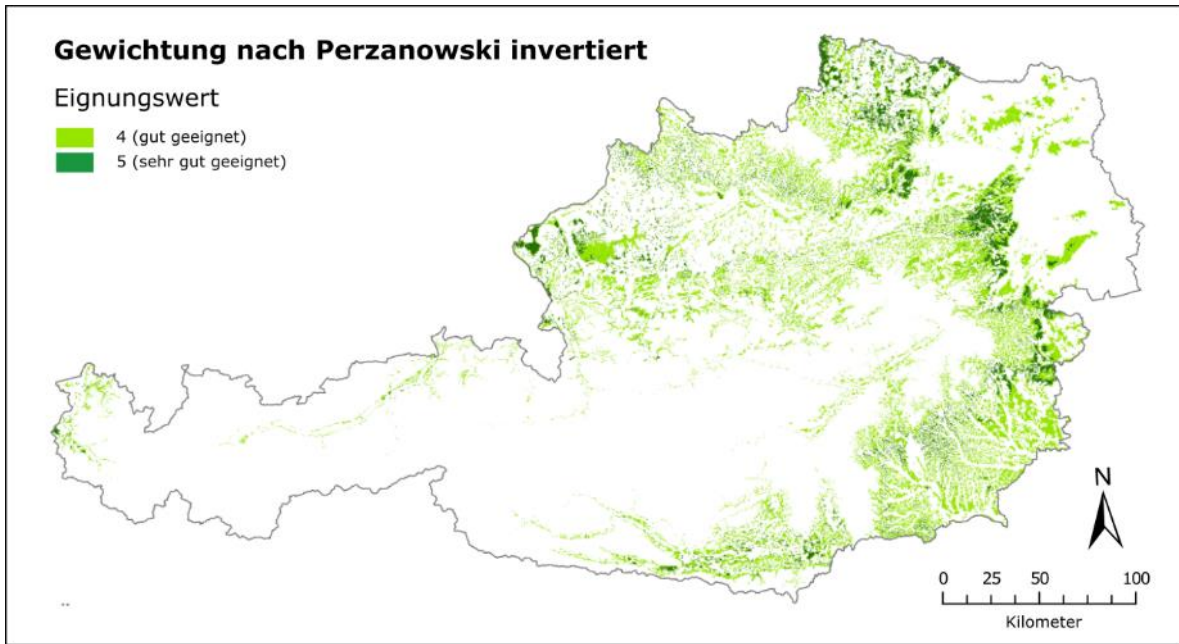


*Abb.71 Flächen mit HEI 4 und 5, Gewichtung nach Catanoiu*

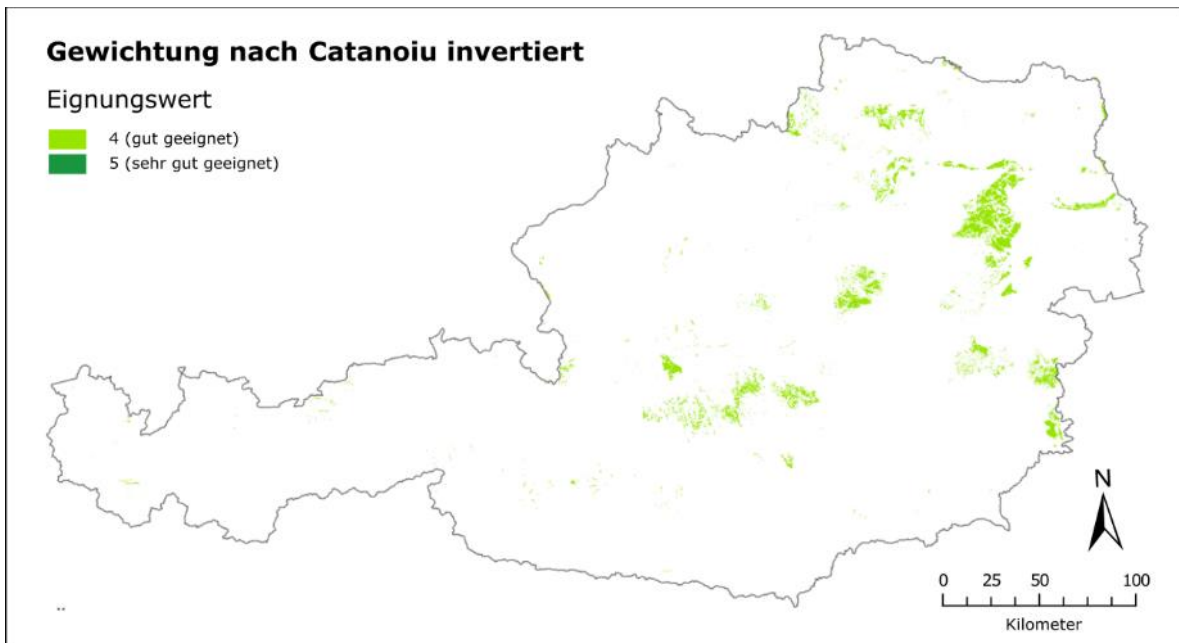


*Abb.72 Flächen mit HEI 4 und 5, gleiche Gewichtung*

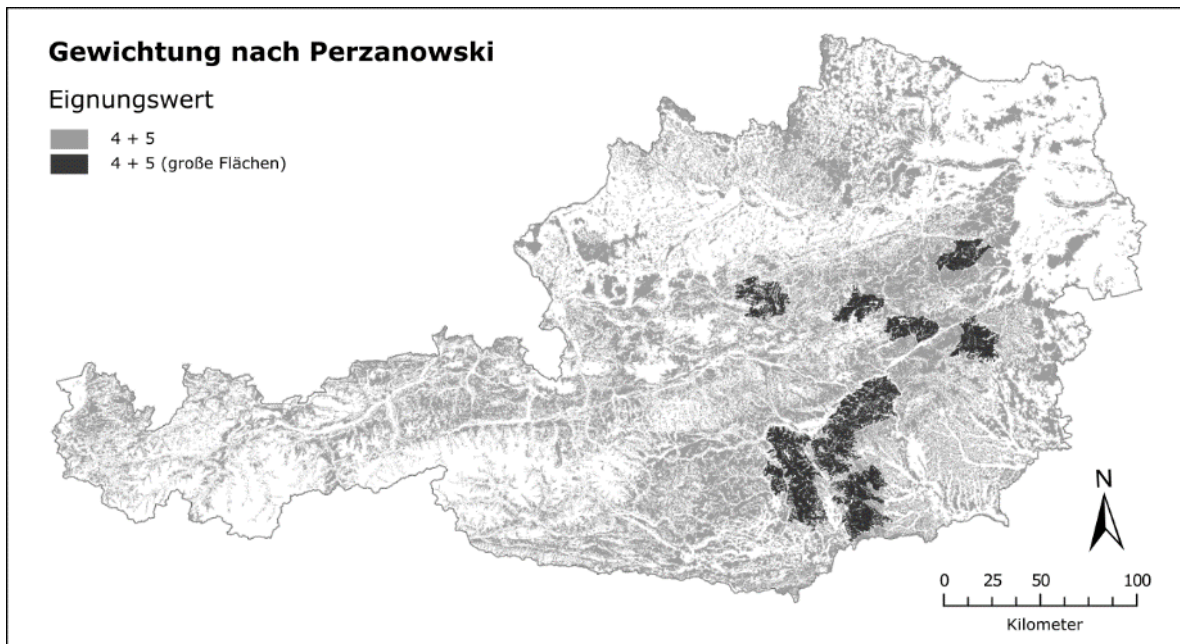




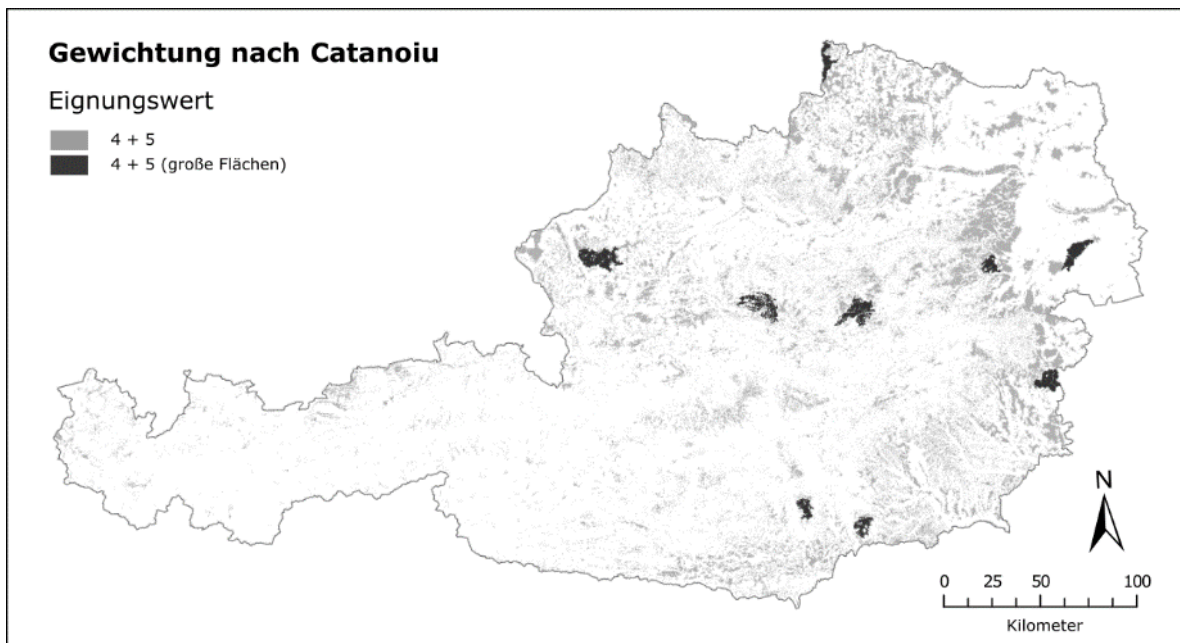
*Abb.73 Flächen mit HEI 4 und 5, invertierte Gewichtung (Perzanowski)*



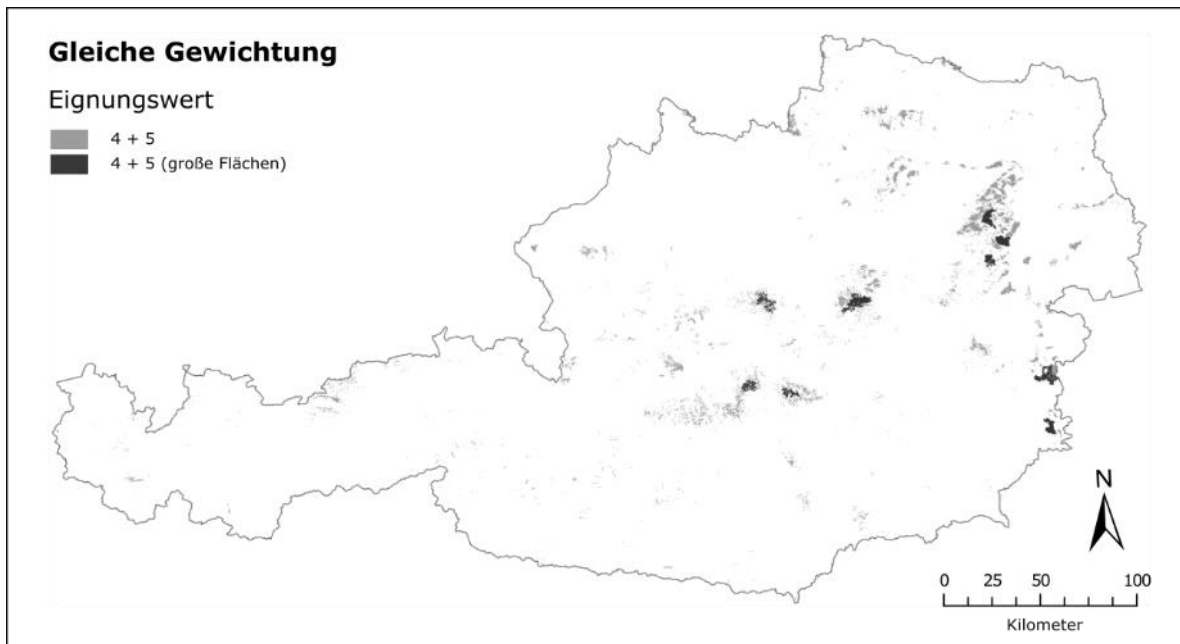
*Abb.74 Flächen mit HEI 4 und 5, invertierte Gewichtung (Catanoiu)*



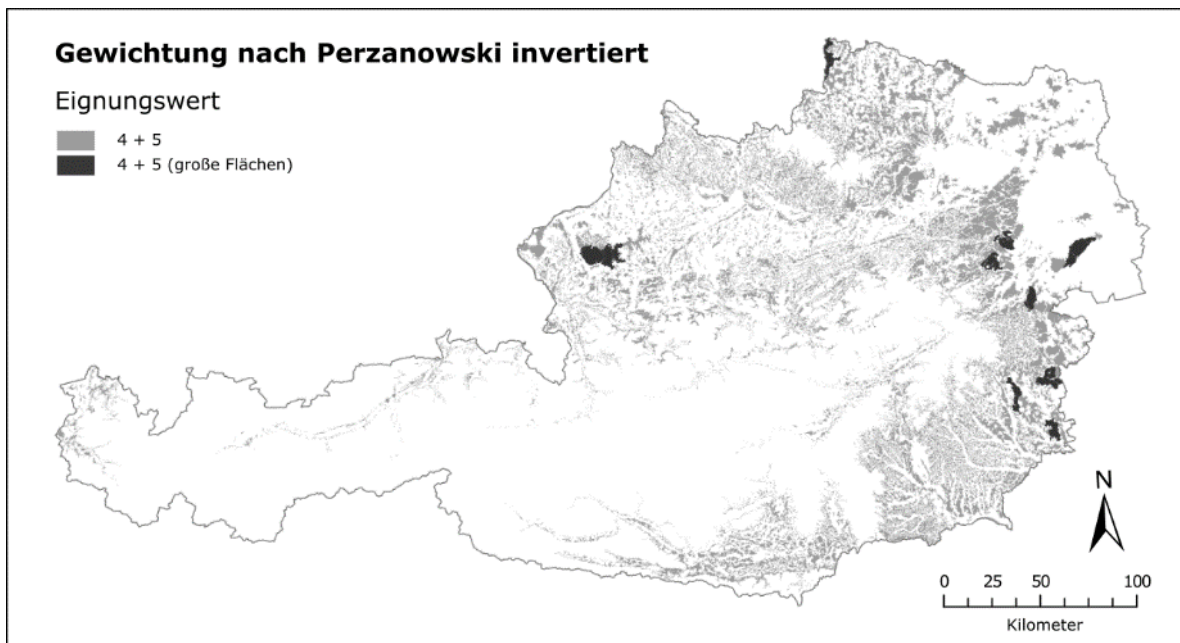
*Abb.75 Geeignete Habitate (HEI 4 + 5) und die zehn davon größten zusammenhängenden Flächen in schwarz. Gewichtung nach Perzanowski*



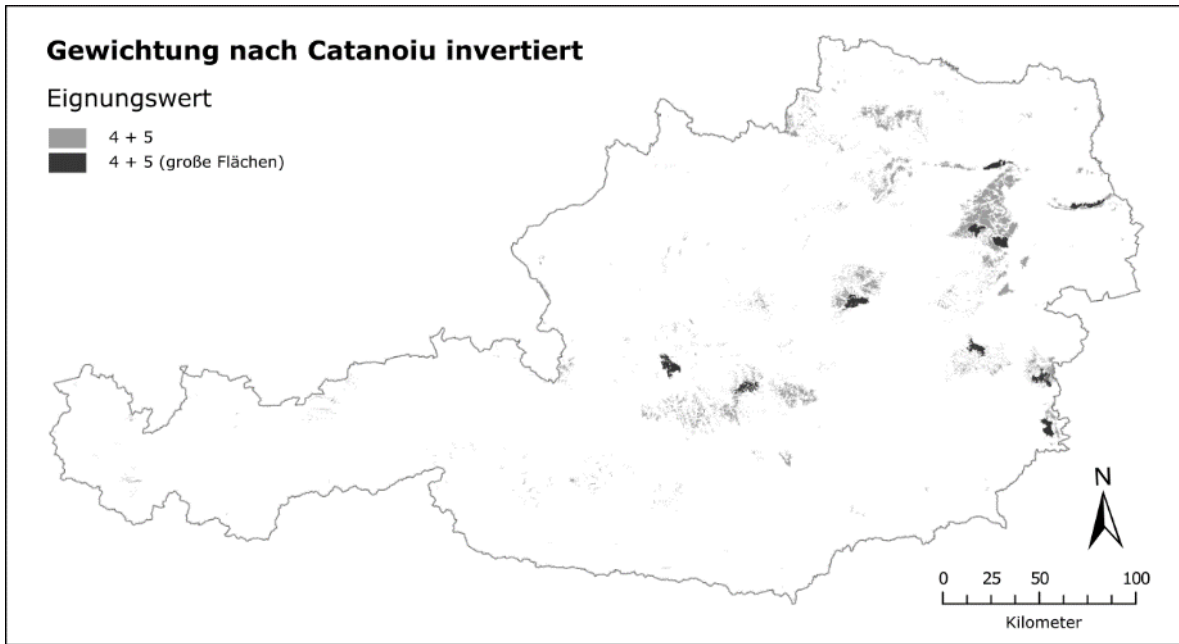
*Abb.76 Geeignete Habitate (HEI 4 + 5) und die zehn davon größten zusammenhängenden Flächen in schwarz. Gewichtung nach Catanoiu*



*Abb.77 Geeignete Habitate (HEI 4 + 5) und die zehn davon größten zusammenhängenden Flächen in schwarz. Gleiche Gewichtung*



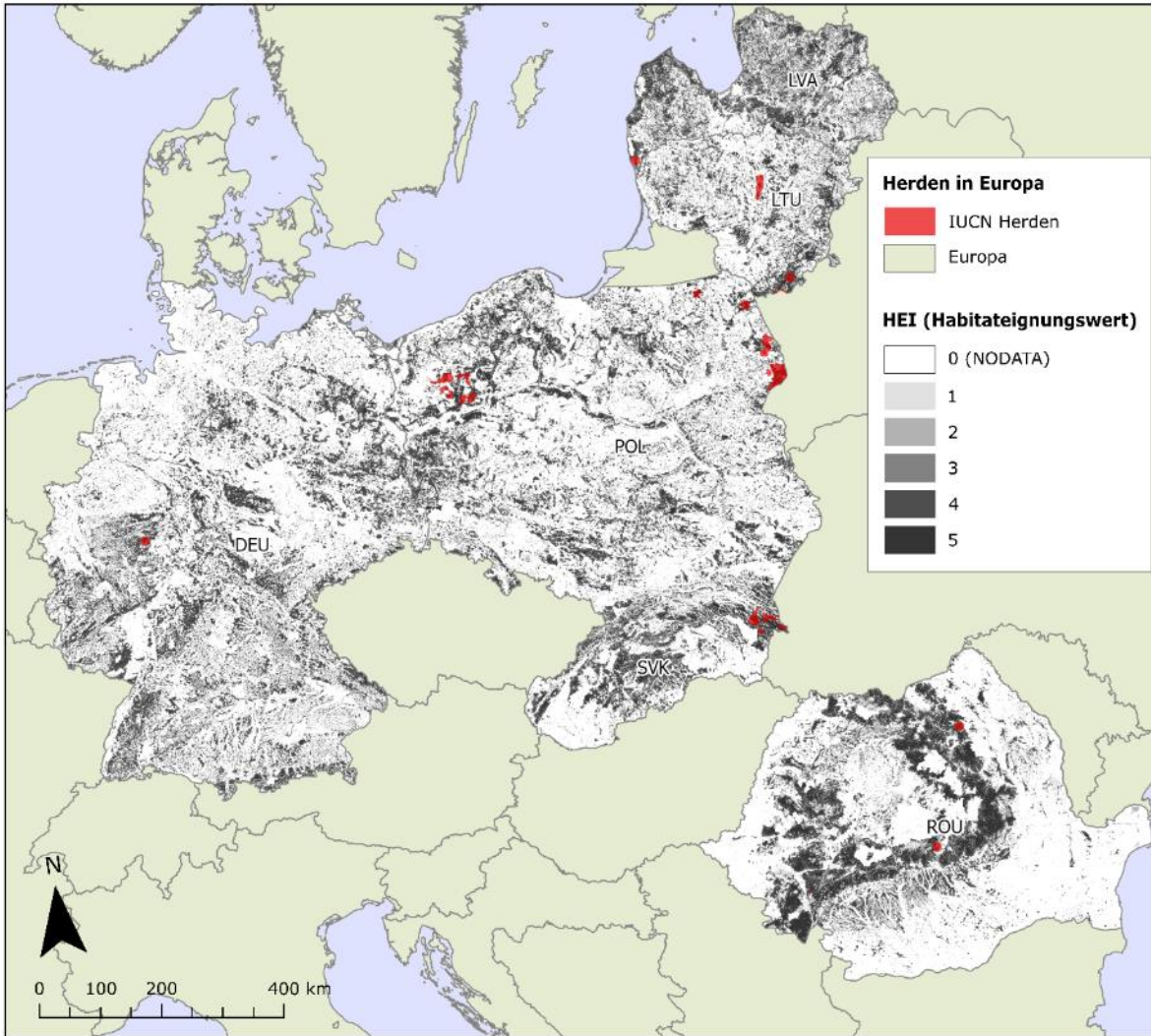
*Abb.78 Geeignete Habitate (HEI 4 + 5) und die zehn davon größten zusammenhängenden Flächen in schwarz. Invertierte Gewichtung (Perzanowski)*



**Abb.79** Geeignete Habitate (HEI 4 + 5) und die zehn davon größten zusammenhängenden Flächen in schwarz. Invertierte Gewichtung (Catanoiu)

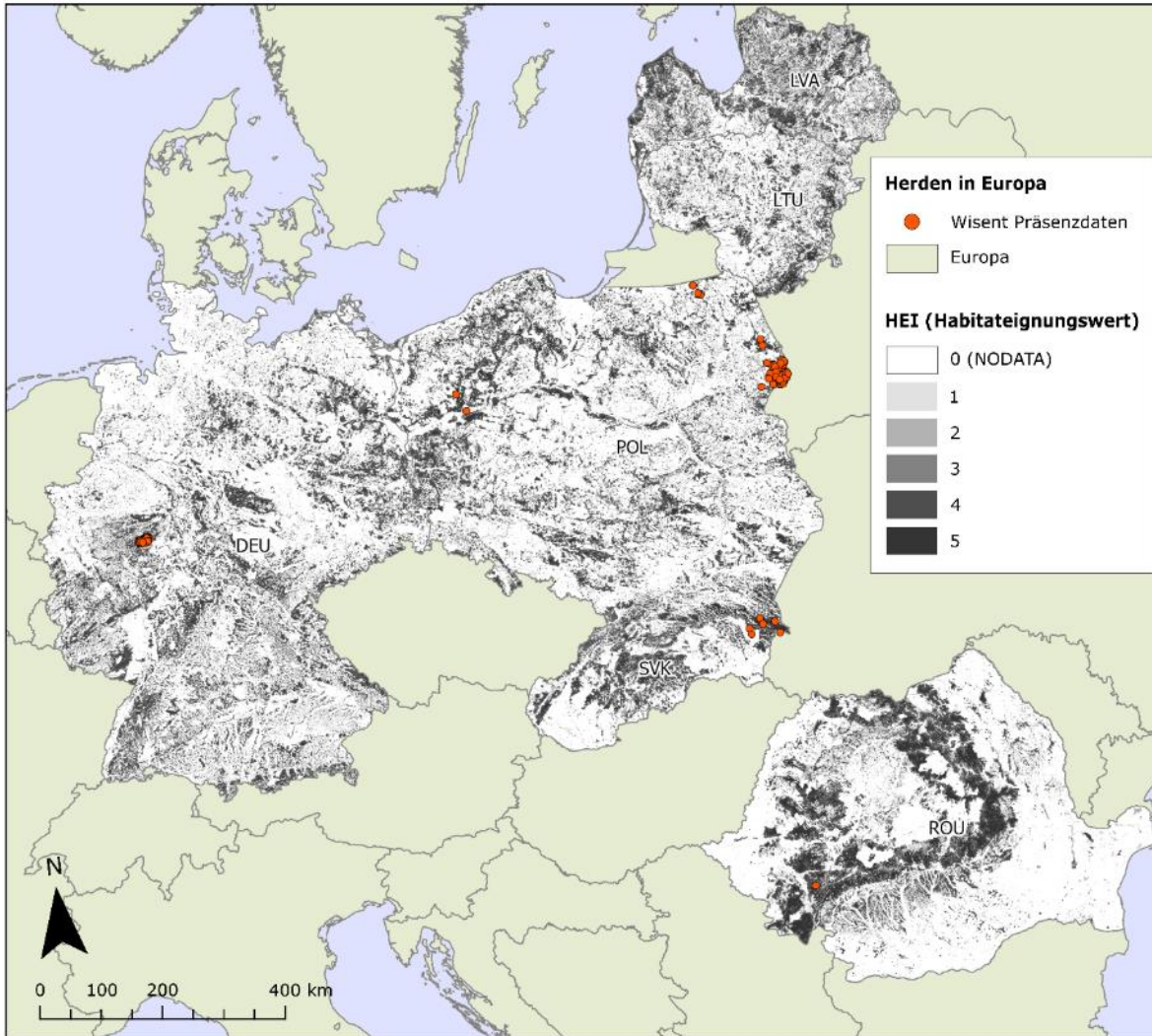


## Validierung nach Perzanowski - Flächendaten



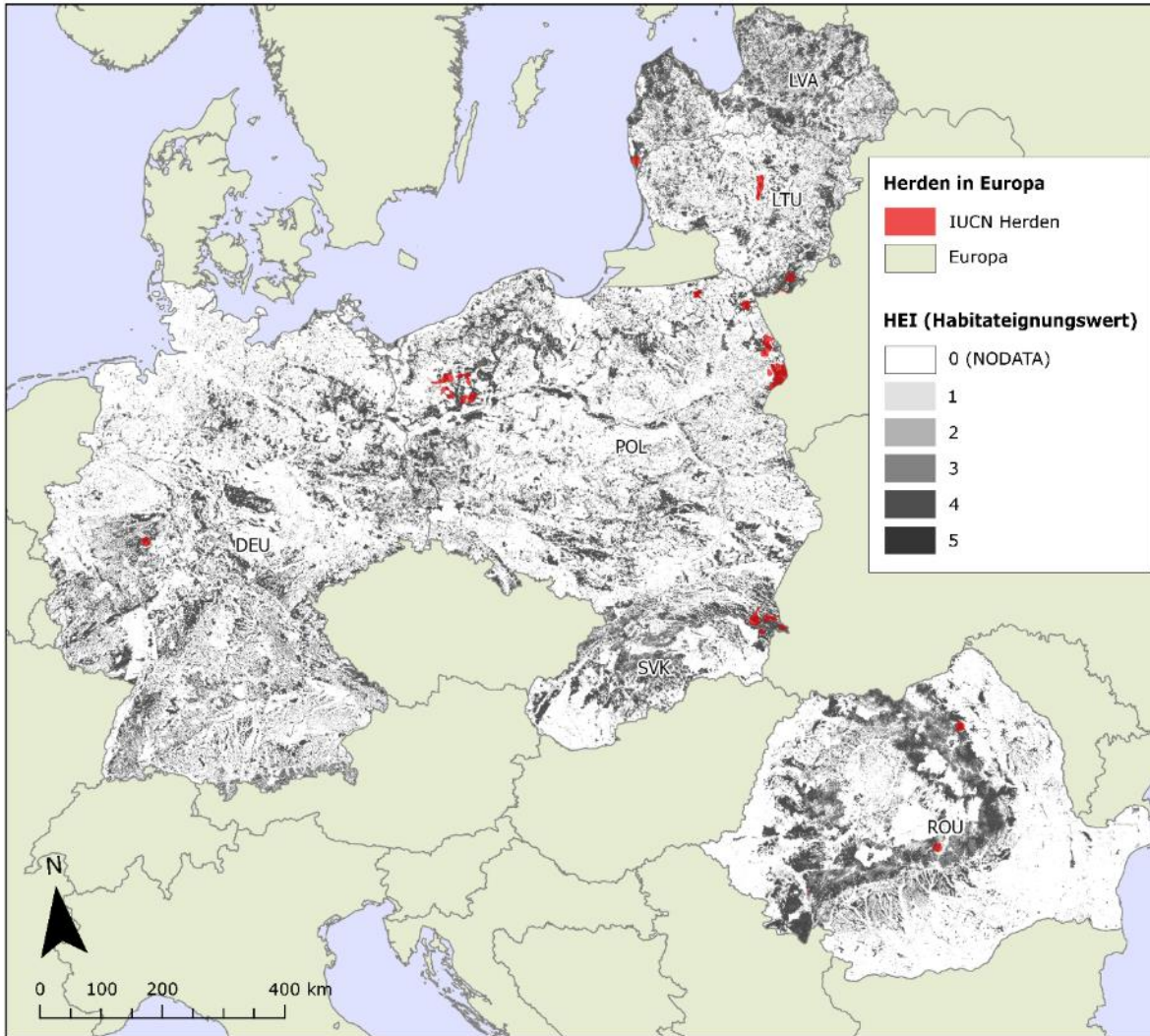
**Abb.80** Validierung nach Perzanowski mit Flächendaten zum Wisent

## Validierung nach Perzanowski - Punktdaten



**Abb.81** Validierung nach Perzanowski mit Punktdaten zum Wisent

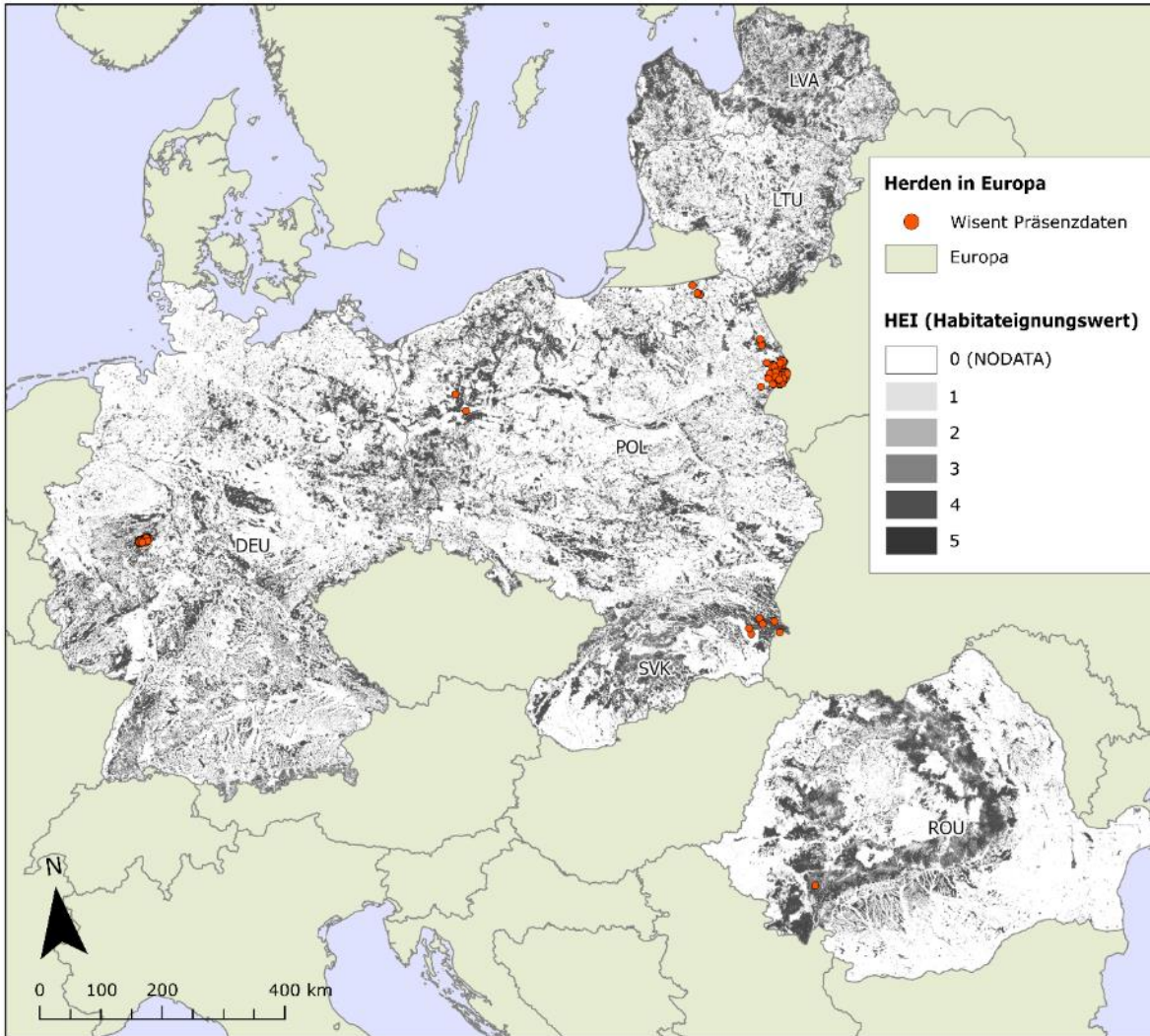
## Validierung nach Catanoiu - Flächendaten



**Abb.82** Validierung nach Catanoiu mit Flächendaten zum Wisent



## Validierung nach Catanoiu - Punktdaten



**Abb.83** Validierung nach Catanoiu mit Punktdaten zum Wisent

## A-2: Tabellen

*Tab.35 Corine Landbedeckungsklassen*

CLC2018		Entf. zu Siedlungen	Entf. zu Landwirtschaft	Entf. zu Wald	Land- bedeckung
111	Continuous urban fabric	X			0
112	Discontinuous urban fabric	X			0
121	Industrial or commercial units	X			0
122	Road and rail networks and associated land	X			0
123	Port areas	X			0
124	Airports	X			0
131	Mineral extraction sites	X			0
132	Dump sites	X			0
133	Construction sites	X			0
141	Green urban areas	X			0
142	Sport and leisure facilities	X			0
211	Non-irrigated land		X		0
212	Permanently irrigated land		X		0
213	Rice fields		X		0
221	Vineyards		X		0
222	Fruit and berry plantations		X		0
223	Olive groves		X		0
231	Pastures		X		0
241	Annual crops associated with permanent crops		X		0
242	Complex cultivation patterns		X		0
243	Land principally occupied by agriculture,		X		0

A-2: Tabellen

	with significant areas of natural vegetation				
244	Agro-forestry areas		X		0
311	Broad-leaved forest			X	5
312	Coniferous forest			X	5
313	Mixed forest			X	5
321	Natural grassland				5
322	Moors and heathland				3
323	Sclerophyllous vegetation				4
324	Transitional woodland/shrub				3
331	Beaches, dunes, sands				2
332	Bare rock				0
333	Sparsely vegetated areas				1
334	Burnt areas				0
335	Glaciers and perpetual snow				0
411	Inland marshes				1
412	Peatbogs				2
421	Salt marshes				0
422	Salines				0
423	Intertidal flats				0
511	Water courses				0
512	Water bodies				0
521	Coastal lagoons				0
522	Estuaries				0
523	Sea and ocean				0