

Erstellung eines räumlichen Überblicks über die Vernetzungssituation der Gewässer vom Schutzgebiet bis zu den Tallagen in der Pilotregion Nationalpark Hohe Tauern – Südtirol

Bericht für das Alpine-Space Project „ECONNECT“

Dezember 2010

Inhalt

1. Einleitung und Fragestellung.....	4
2. Methodik	6
2.1 Sichtung und Harmonisierung von GIS-Daten	6
2.2 Potentielle Flusslandschaft.....	10
2.3 Fragmentierung.....	12
2.4 Barrieren und Habitateignung für die Leitarten.....	15
2.4.1 Habitateignung für den Fischotter	16
2.4.2 Barrieren für den Fischotter	19
2.4.3 Habitateignung für die Koppe	19
2.4.4 Barrieren für die Koppe.....	21
2.5 Definition von Korridoren.....	21
3. Ergebnisse	23
3.1 Verbreitung gewässerassoziierter Organismen	23
3.2 Fließgewässer	24
3.3 Einzugsgebiete	25
3.4 Potentielle Flusslandschaft.....	26
3.5 Fragmentierungselemente	27
3.5.1 Landnutzung und Siedlungen	27
3.5.2 Straßen und Schienen.....	28
3.5.3 Querbauwerke.....	29
3.5.4 Kraftwerke	30
3.5.5 Kraftwerksbetrieb	31
3.5.6 Gewässermorphologie.....	32
3.6 Fragmentierung.....	35
3.6.1 Anthropogene und natürliche Fragmentierung	35
3.6.2 Anthropogene Fragmentierung	36
3.6.3 Natürliche Fragmentierung	37
3.6.4 Vergleich der Fragmentierung bei einheitlichem Flächenbezug	38
3.7 Habitateignung und Barrieren für die Leitarten.....	40
3.7.1 Habitateignung für den Fischotter	40
3.7.2 Barrieren für den Fischotter	41
3.7.3 Habitateignung für die Koppe	44
3.7.4 Barrieren für die Koppe.....	45
4. Diskussion	49
4.1 Ökologische Bedeutung der vorliegenden Arbeit.....	49
4.1.1 EU-Wasserrahmenrichtlinie und Gewässerbewirtschaftungsplan	49
4.1.2 Schutz gefährdeter wassergebundener Tiere und Pflanzen	50
4.2 Fragmentierung.....	52

4.3 Habitateignung und Barrieren für die Leitarten.....	54
4.3.1 Fischotter.....	54
4.3.2 Koppe.....	55
5. Zusammenfassung	56
Literatur:	57
Anhang.....	65

Name und Anschrift des Verfassers:

Mag. Martin Weinländer
Leopoldstrasse 36 A
A-6020-Innsbruck
e-mail: m.weinlaender@hotmail.com

1. Einleitung und Fragestellung

Montane Ökosysteme stellen nicht nur ein Fünftel des Wasserbedarfs der Menschheit zur Verfügung, sondern sind auch durch eine hohe Biodiversität geprägt (Körner, 2004). Anthropogene Eingriffe haben die großen Flusslandschaften der Erde jedoch nachhaltig geprägt, wodurch der damit verbundene Lebensraum stark verändert und fragmentiert wurde (z.B. Dynesius & Nilsson, 1994; Nilsson et al., 2005). Nach umfangreichen Begradigungen und Verbauungen im 20. Jahrhundert sind natürliche Fließgewässer auch in Europa selten geworden. Die Gründe dafür liegen in baulichen Maßnahmen aber auch Tätigkeiten im Zuge der Wasserkraftnutzung, der Wildbach- und Lawinerverbauung, des Straßenbaues, der Trinkwasserversorgung, der Land- und Forstwirtschaft, der Fischerei und des Fremdenverkehrs. Selten können dabei diese Nutzungsinteressen mit dem Naturschutz in Einklang gebracht werden. Durch den Kraftwerksbetrieb und dessen Folgen, wie die Veränderungen des Abflussregimes, Schwall-Sunk, Wasserausleitungen, Sohl- und Uferverbauungen, Barrierewirkung usw., werden die Lebensraumnutzung und Besiedlung tierischer und pflanzlicher Organismen erheblich gestört und auch ehemalige Wanderrouten unterbrochen. Durch den Raumbedarf von menschlichen Siedlungen und landwirtschaftlichen Tätigkeiten ist auch vielerorts eine Verzahnung von Fließgewässern mit dem Umland nicht mehr gegeben.

Aufgrund dieser vielfältigen anthropogenen Beeinträchtigungen in und um Fließgewässer ist das natürliche Habitat für viele Pflanzen und Tiere heutzutage nicht mehr vorhanden, limitiert oder fragmentiert, wodurch deren Lebensgemeinschaften nachhaltig beeinträchtigt werden. Mit dem Verlust des Lebensraumes sind somit viele gewässergebundene Organismen bereits großflächig ausgestorben oder in ihrer Existenz bedroht. In den geschützten Gebirgsregionen der Alpen, wie dem Nationalpark Hohe-Tauern und den Naturparks Südtirols, finden sich jedoch noch weitgehend natürliche und unterschiedlichste Fließgewässer (Füreder, 2007), die wichtige Lebensräume für viele aquatische Organismen darstellen.

Das Alpine Space Project „ECONNECT“ zielt u.a. auf den Erhalt der Biodiversität in den Alpen und auf die Verbesserung der Konnektivität zwischen benachbarten Ökoregionen ab. Das Projekt erstreckt sich über den gesamten Alpenraum, wobei in einem regionalen Ansatz insgesamt sieben Pilotregionen zusätzlich detaillierter betrachtet werden sollen (Abb. 1). Diese Regionen weisen eine besonders große Vielfalt an Pflanzen und Tieren auf, in denen nach den Analysen auch die Umsetzung von Maßnahmen zu deren Schutz geplant ist.

Das Ziel der vorliegenden Studie ist eine räumliche Darstellung der Konnektivität der Fließgewässer vom Schutzgebiet bis zu den Tallagen in der grenzübergreifenden Pilotregion Nationalpark Hohe Tauern–Südtirol. Durch die Sichtung, Zusammenführung und Auswertung verfügbarer flusslandschaftsrelevanter GIS-Daten soll ein Gesamtbild der Fließgewässernetzung und deren Defizite entstehen. Im Zuge dieser Studie soll aufgezeigt werden, inwiefern die Flusslandschaften in der Pilotregion zerschnitten sind und welche Barrieren dabei für gewässerassoziierte Tier- und Pflanzenarten zur Wirkung kommen. Vorhandene physische, aber auch biologische und ökologische Barrieren, die für bestimmte Arten

bzw. Großgruppen in der Pilotregion Nationalpark Hohe Tauern – Südtirol existieren, werden identifiziert. Für die Leitarten Fischotter und Koppe werden Habitateignungsmodelle erstellt, sowie Barrieren definiert und identifiziert. Dadurch sollen die Lebensraumbedingungen von geschützten Tier- und Pflanzenarten (v.a. Leitarten) über den gesamten Alpenbogen und besonders für die im Alpine Space Projekt „ECONNECT“ ausgewählten Pilotregionen und die an Schutzgebiete angrenzenden Gemeinden verbessert werden.

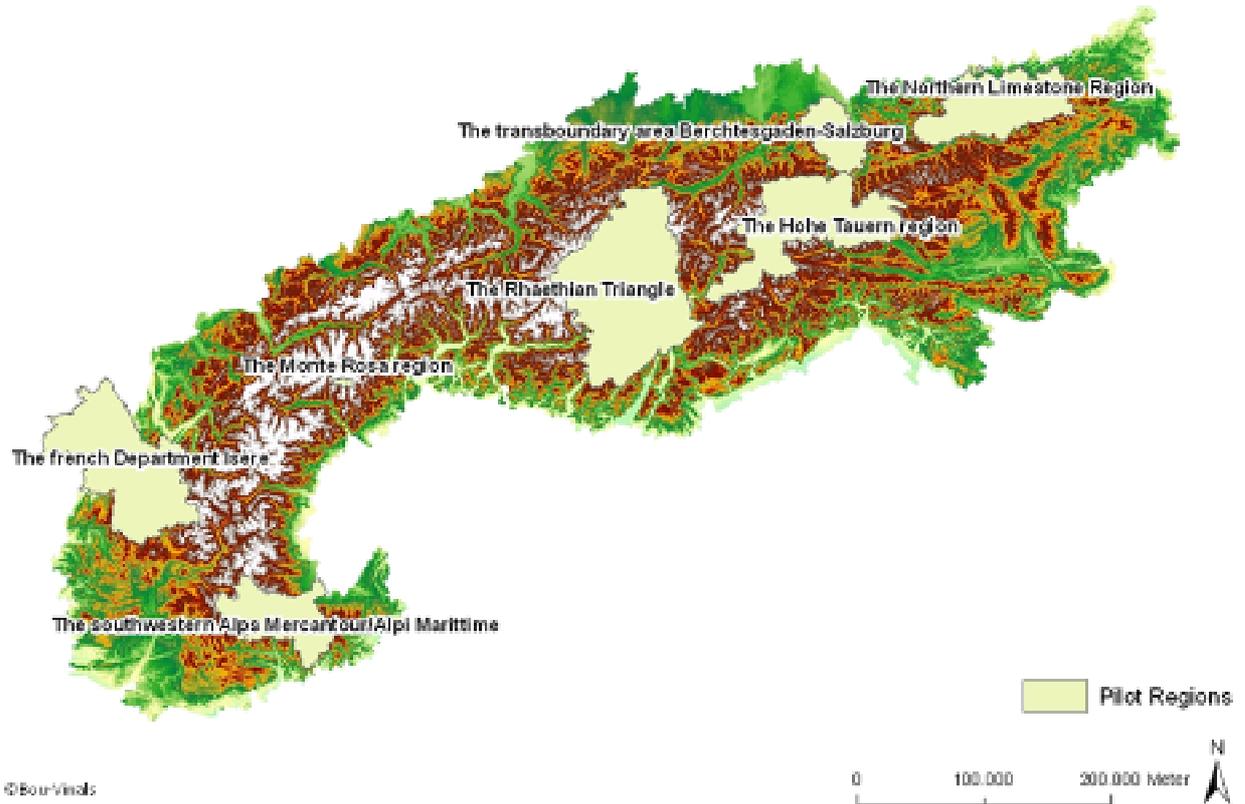


Abb. 1: Alpenbogen mit der Lage der 7 Pilotregionen im Alpine Space Projekt „ECONNECT“

2. Methodik

2.1 Sichtung und Harmonisierung von GIS-Daten

Für die Pilotregion wurden flusslandschaftsrelevante und artspezifische GIS-Daten ausfindig gemacht und in ArcGIS 9.3.1 harmonisiert. Dabei wurden jene abiotischen (Tabelle 1) und biotischen (Tabelle 2) Datensätze herangezogen, die in der „Methodology for pilot regions“ (Plassmann & Maurice, 2010) im Rahmen des Alpine-Space Projektes „ECONNECT“ und in der Methodik für Fließgewässeranalysen (Bou-Vinals & Füreder, 2010a) vorgeschlagen werden. Die Daten wurden in das im Projekt einheitlich verwendete Koordinatensystem WGS_1984_UTM_Zone_32N transformiert. In weiterer Folge wurden die verfügbaren Datensätze zusammengeführt, auf die Grenzen der Pilotregion zugeschnitten, auf mögliche Fehler überprüft und gegebenenfalls korrigiert.

Da der Großteil der Analysen auf dem Fließgewässernetz beruht, wurden die genauesten Gewässernetze der einzelnen Bundesländer bzw. Regionen zusammengefügt. Dabei wurde festgestellt, dass in den Gewässernetzen von Kärnten, Salzburg und Tirol auch Überleitungen und Druckstollen von Kraftwerken kartiert waren. Da diese Gewässer nicht zur Flusslandschaft gerechnet werden können, wurden diese Abschnitte für die Analyse manuell selektiert und entfernt. Manche Gewässer waren zudem im Grenzbereich der Länder doppelt kartiert, wobei der genauere Datensatz für die weiteren Analysen verwendet wurde. Ziel war es, das endgültige Fließgewässernetz so korrekt wie möglich in ArcGIS darzustellen. Die für den Vergleich der Fragmentierung der Flusslandschaft wichtigen Einzugsgebiete mussten im Grenzbereich Österreich-Italien korrigiert werden, da es zu Lücken bzw. Überschneidungen kam. Zudem waren in Südtirol keine kleinen Einzugsgebiete (< 10 km²) verfügbar (Tabelle 1).

Aus dem Straßennetz (Teleatlas) wurden die untertunnelten Bereiche entfernt, da diese Bereiche keinen Einfluss auf die Zerschneidung der Flusslandschaft in der Pilotregion haben. Die Tunnelstrecke im Bereich der Felbertauernstrasse, sowie der Tauerntunnel „Autoverladung Bockstein-Mallnitz“, der eigentlich zum Schienennetz gehört, wurden deshalb aus dem ursprünglichen Datensatz gelöscht. In weiterer Folge wurden die Straßen der Größe nach aufgeteilt (Autobahn, Bundes-, Landesstrasse und Wege), wobei nicht asphaltierte Wege aus den Analysen genommen wurden. Aus dem Schienennetz (Teleatlas) wurde ebenfalls der unterirdische Bereich „Tauerntunnel“ gelöscht, sowie die Kreuzeck- und Reißbeckbahn (Schigebiete) in Kärnten.

In den Datensätzen über Querbauwerke (Umweltbundesamt, Autonome Provinz Bozen) waren im österreichischen Teil der Pilotregion Informationen über natürliche und künstliche Hindernisse, sowie über deren Passierbarkeit vorhanden. In Südtirol waren die Kategorien passierbar, teilweise passierbar, nicht passierbar und nicht bewertet vorhanden.

Die Datensätze über Kraftwerke in Italien (Autonome Provinz Bozen) und Österreich (Landesregierungen Kärnten, Salzburg und Tirol) verfügten über keine einheitlichen Informationen. So konnten nur in Südtirol große (>3000 KW), mittlere (220-3000

KW) und kleine Kraftwerke (<220 KW) unterschieden werden, wobei die jeweiligen Standorte der Wasserkraftwerke, Fassungen, Rückgaben und Speicher enthalten waren. Im Tiroler Datensatz (Tiroler Landesregierung) waren Standorte von E-Werken, Mühlen und Wasserentnahmen vorhanden, jedoch keine Angaben über Größe und Passierbarkeit der Bauwerke. Der vom Land Salzburg gelieferte Datensatz über Kraftwerke enthielt nur Informationen über die Art der Anlage (Ausleitungs-, Speicher-, Pump-, Lauf-, und Trinkwasserkraftwerke). Im Datensatz der Kärntner Landesregierung waren die Art der Nutzung (Laufkraftwerke, Ausleitungskraftwerke, Speicherkraftwerke, etc.) und in einigen Fällen auch deren Leistung ersichtlich. Außerdem waren noch einige Standorte von Kraftwerken in den Datensätzen der Europäischen Umweltagentur (EEA) und vom Umweltbundesamt (UBA) enthalten.

In den Datensätzen über den Kraftwerksbetrieb in der Pilotregion (UBA, Autonome Provinz Bozen) waren Strecken mit Schwall-, Sunk- und Restwasserbelastungen vorhanden.

Fließgewässerabschnitte mit Einteilungen zur Beeinträchtigung der Sohl-, und Uferdynamik, sowie eine ökomorphologische Gesamtbewertung (UBA) war im österreichischen Teil der Pilotregion erhältlich. Im Südtiroler Datensatz über Längsbauwerke (Autonome Provinz Bozen) konnten Strecken mit verschiedensten Verbauungen unterschieden werden.

Die Verbreitung und das Vorkommen von insgesamt 38 gewässerassoziierten Organismen wurden für die Pilotregion eruiert (Tabelle 2). Die einzelnen Datensätze mit Punktdaten der Tiere und Pflanzen wurden für jede Art zusammengeführt und auf die Grenzen der Pilotregion zugeschnitten.

Tabelle 1: GIS-relevante abiotische Datensätze, die im Zuge der Analysen verwendet wurden. S-Tir=Südtirol, O-Tir=Osttirol, Sbg=Salzburg, Ktn=Känten. Daten erhalten (+), keine Daten verfügbar (-).

Datensatz	S-Tir	O-Tir	Sbg	Ktn	Quelle
Höhenmodell (ASTER digital elevation map)	+	+	+	+	METI & NASA (2009)
Corine Land Cover 2000 (CLC)	+	+	+	+	EEA (2007)
bebaute Gebiete	+	+	+	+	WIGeoGIS Gmbh
Natura 2000 Gebiete	+	+	+	+	European Commission Environment
Schienen	+	+	+	+	Teleatlas
Straßen- und Wegenetz	+	+	+	+	Teleatlas
Ufer- Sohldynamik, Längsbauwerke und Uferverbauung	+	+	+	+	BMLFUW (UBA), www.provinz.bz.it
Kläranlagen	+	+	+	+	BMLFUW (UBA), www.provinz.bz.it
Fließgewässernetz	+	+	+	+	Landesregierungen Sbg, Tir, Ktn; www.provinz.bz.it
Seen	+	+	+	+	Landesregierungen Sbg, Tir, Ktn; Autonome Provinz Bozen
Einzugsgebiete (< 10 km ²)	-	+	+	+	BMLFUW (UBA); www.provinz.bz.it
Kraftwerke	+	+	+	+	Landesregierungen Sbg, Tir, Ktn; Autonome Provinz Bozen
Kraftwerksbetrieb (Schwall, Stau, Restwasser)	+	+	+	+	BMLFUW (UBA); Autonome Provinz Bozen
Querbauwerke	+	+	+	+	BMLFUW (UBA); Autonome Provinz Bozen

Tabelle 2: Verfügbarkeit der Verbreitungsdaten von gewässerassoziierten Arten im Untersuchungsgebiet. Ktn=Kärnten, Sbg=Salzburg, O-Tir=Osttirol, S-Tir=Südtirol; Daten verfügbar (+), keine Daten erhältlich (-), kein Vorkommen bekannt (0).

		Ktn Sbg O-Tir S-Tir				Quelle
Amphibien						
<i>Bombina variegata</i>	Gelbbauchunke	-/0?	+	+	+	Haus der Natur (Salzburg), Amt für Naturparke Südtirol, Amphibienhebung Brühl-Kyck
<i>Bufo bufo</i>	Erdkröte	+	+	+	+	Haus der Natur (Salzburg), Amt für Naturparke Südtirol, Amphibienhebung Brühl-Kyck, Arge Naturschutz
<i>Hyla arborea</i>	Laubfrosch	-/0?	+	-/0?	-/0?	Haus der Natur (Salzburg)
<i>Rana temporaria</i>	Grasfrosch	+	+	+	+	Haus der Natur (Salzburg), Amt für Naturparke Südtirol, Amphibienhebung Brühl-Kyck, Arge Naturschutz
<i>Triturus alpestris</i>	Bergmolch	+	+	+	+	Haus der Natur (Salzburg), Amt für Naturparke Südtirol
<i>Triturus vulgaris</i>	Teichmolch	+	+	+	0	Haus der Natur (Salzburg), Amt für Naturparke Südtirol
Fische						
<i>Barbus barbatus</i>	Barbe	0	0	0	0	Honsig-Erlenburg et al. (2002), Nikolaus Medgyesy (Uni Innsbruck), www.provinz.bz.it, Land Sbg, Tir
<i>Chondrostoma nasus</i>	Nase, Näsling	0	0	0	0	Honsig-Erlenburg et al. (2002), www.provinz.bz.it
<i>Cottus gobio</i>	Groppe, Koppe	+	+	+	+	Honsig-Erlenburg et al. (2002), Nikolaus Medgyesy (Uni Innsbruck), www.provinz.bz.it, Land Sbg, Tir
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Erlitze, Pfrille	+	+	+	+	Haus der Natur (Salzburg), Honsig-Erlenburg et al. (2002), Nikolaus Medgyesy (Uni Innsbruck), www.provinz.bz.it, Land Sbg, Tir
<i>Salmo salar</i>	Lachs	0	0	0	0	Honsig-Erlenburg et al. (2002), Nikolaus Medgyesy (Uni Innsbruck), www.provinz.bz.it, Land Sbg, Tir
<i>Salmo trutta fario</i>	Bachforelle	+	+	+	+	Honsig-Erlenburg et al. (2002), Nikolaus Medgyesy (Uni Innsbruck), www.provinz.bz.it, Land Sbg, Tir
<i>Salvelinus alpinus salvelinus</i>	Seesaibling	+	+	+	+	Honsig-Erlenburg et al. (2002), Nikolaus Medgyesy (Uni Innsbruck), www.provinz.bz.it, Land Sbg, Tir, Steiner & Stampfer (1987)
<i>Thymallus thymallus</i>	Äsche	+	+	+	+	Honsig-Erlenburg et al. (2002), Nikolaus Medgyesy (Uni Innsbruck), www.provinz.bz.it, Land Sbg, Tir
Flusskrebse						
<i>Astacus astacus</i>	Edelkrebs	+	+	0	+	zobodat, Leopold Füreder (Uni Innsbruck), Füreder et al. (2002)
<i>Austropotamobius pallipes</i>	Dohlenkrebs	0	0	0	0	zobodat, Amt für Naturparke Südtirol, Leopold Füreder (Uni Innsbruck)
<i>Austropotamobius torrentium</i>	Steinkrebs	+	0	0	0	zobodat, Leopold Füreder (Uni Innsbruck)
Insekten						
<i>Aeshna caerulea</i>	Alpen-Mosaikjungfer	-/0?	-/0?	+	+	Haus der Natur (Salzburg), Landmann (2005), Amt für Naturparke Südtirol
<i>Carabus clathratus</i>	Uferlaufkäfer	-	-	-	0	Amt für Naturparke Südtirol
<i>Cordulegaster boltonii</i>	Zweigstreift. Quelljungfer	-/0?	+	+	+	Haus der Natur, Amt für Naturparke Südtirol
Pflanzen						
<i>Myricaria germanica</i>	Deutsche Tamariske	+	+	+	+	Haus der Natur (Salzburg), Amt für Naturparke Südtirol; Egger et al. (2010)
Reptilien						
<i>Emys orbicularis</i>	Europäische Sumpfschildkröte	0	0	0	0	
<i>Natrix natrix</i>	Ringelnatter	+	+	+	+	Haus der Natur (Salzburg), Amt für Naturparke Südtirol
Säuger						
<i>Castor fiber</i>	Europäischer Biber	-/0?	-/0?	-/0?	-/0?	Haus der Natur (Salzburg), Amt für Naturparke Südtirol
<i>Cervus elaphus</i>	Rothirsch	+	+	+	0	Haus der Natur (Salzburg)
<i>Lutra lutra</i>	Fischotter	+	+	+	-/0	Haus der Natur, Andreas Kranz (Steirische Landesjägerschaft)
<i>Myotis daubentonii</i>	Wasserefledermaus	+	+	-/0?	+	Haus der Natur (Salzburg), Amt für Naturparke Südtirol
<i>Neomys anomalus</i>	Sumpfpitzmaus	+	+	+	0	Haus der Natur (Salzburg), Amt für Naturparke Südtirol
<i>Neomys fodiens</i>	Wasserspitzmaus	+	+	+	0	Haus der Natur (Salzburg), Amt für Naturparke Südtirol
Vögel						
<i>Acrocephalus palustris</i>	Sumpfrohrsänger	+	+	+	+	Haus der Natur (Salzburg), Amt für Naturparke Südtirol
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	Schilfrohsänger	0	+	+	+	Haus der Natur (Salzburg), Amt für Naturparke Südtirol, Feldner et al. (2006)
<i>Actitis hypoleucos</i>	Flussuferläufer	+	+	+	+	Haus der Natur (Salzburg), Amt für Naturparke Südtirol
<i>Alcedo atthis</i>	Eisvogel	0	+	+	+	Haus der Natur (Salzburg), Amt für Naturparke Südtirol, Feldner et al. (2006)
<i>Ardea cinerea</i>	Graureiher	+	+	+	+	Haus der Natur (Salzburg), Amt für Naturparke Südtirol
<i>Charadrius dubius</i>	Flussregenpfeifer	+	+	+	+	Haus der Natur (Salzburg), Amt für Naturparke Südtirol
<i>Cinclus cinclus</i>	Wasseramsel	+	+	+	+	Haus der Natur (Salzburg), Amt für Naturparke Südtirol
<i>Motacilla alba</i>	Bachstelze	+	+	+	+	Haus der Natur (Salzburg), Amt für Naturparke Südtirol
<i>Motacilla cinerea</i>	Gebirgsstelze	+	+	+	+	Haus der Natur (Salzburg), Amt für Naturparke Südtirol

2.2 Potentielle Flusslandschaft

Im Alpine Space Project „ECONNECT“ liegt ein Schwerpunkt der Analysen in den Pilotregionen u.a. auf Flusssystemen und deren Vernetzungsfunktion in der Landschaft (Plassmann & Maurice, 2010). In der Pilotregion Nationalpark Hohe Tauern-Südtirol wurde daher die potentielle Flusslandschaft definiert, die auf dem korrigierten Gewässernetzen von Kärnten, Salzburg, Ost- und Südtirol basiert. Dabei sollte nicht nur der mit Wasser benetzte Teil der Fließgewässer als Lebensraum betrachtet werden, sondern auch das Umland, das von diversen gewässerassoziierten Organismen potentiell als Habitat, Aktivitäts- und Migrationsraum genutzt werden kann (Bou-Vinals & Füreder, 2010b).

Flusslandschaften bestehen aus einem Mosaik von geomorphologischen Flächen (Gregory et al., 1991), das einen mit Wasser benetzten Teil (WC: „wettered channel“), das aktive Flussbett mit seinen Umlagerungsflächen und dem Ufer (AC: „active channel“), die beidseitigen Überflutungsbereiche (FP: „floodplain“) und die angrenzenden Talflanken (HS: „hillslope“) umfasst (Abb. 2). Jede dieser geomorphologischen Flächen weist einen typischen Pflanzenbewuchs auf (Gregory et al., 1991), wobei im mit Wasser benetzten Teil (WC) nur eine spärliche terrestrische Vegetation auftritt, das aktive Flussbett (AC) einen zerstreuten Bewuchs mit Gräsern und Kräutern aufweist, die Überflutungsbereiche (FP) aus einem Mosaik von Kräutern, Sträuchern und Mischwald besteht und die Talflanken (HS) von Nadelwald dominiert werden (Abb. 2).

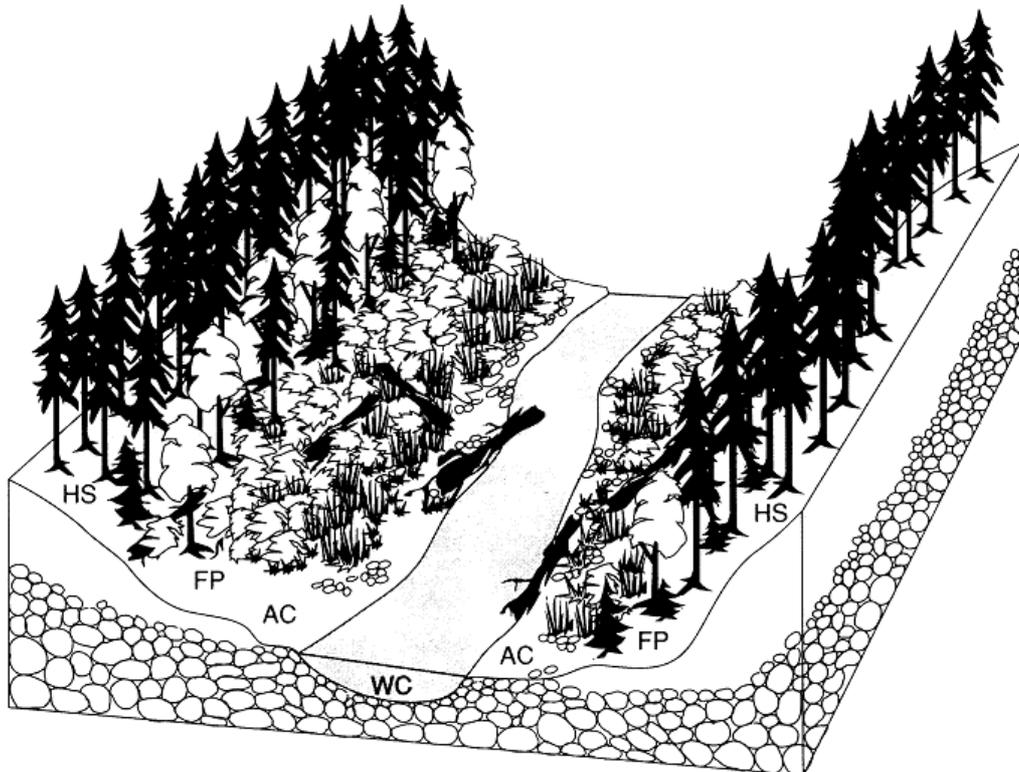


Abb. 2: Flusslandschaft nach Gregory et al. (1991) mit typischer Vegetation in den geomorphologischen Flächen. WC: „wettered channel“, AC: „active channel“, FP: „floodplain“, HS: „hillslope“

Um diese geomorphologischen Flächen als potentielle Flusslandschaft darstellen zu können, musste ein „Buffer“ entlang der als Linien vorliegenden Gewässernetze gewählt werden. Studien, die sich mit physikalischen und biologischen Erhebungen im Flusslandschaftsbereich befassen, definieren die Flusslandschaft mit einem beidseitigen „Buffer“ zwischen 50 und 200 m entlang des Gewässernetzes (Lammert & Allan, 1999; Wang et al., 2001; Morely & Karr, 2002; Snyder et al., 2003; Allan, 2004). Nachdem sich die Flusslandschaft in der Pilotregion von den Tallagen bis in hochalpines Gelände erstreckt, wo diese stark durch die Hangneigung eingeschränkt wird, wurde zunächst nach Bou-Vinals & Füreder (2010b) ein beidseitiger „Buffer“ von 100 m entlang des korrigierten Gewässernetzes gewählt (Abb. 3A). Mittels Höhenmodell (ASTER digital elevation map, Auflösung ca. 30 x 30 m) wurden jene Teile des „Buffers“ mit einem Gefälle von über 35° aus den Analysen genommen (Abb. 3B). Dadurch entstanden Lücken in der Flusslandschaft, die geländebedingte Abstürze darstellen. Diese Bereiche wurden wiederum mit einem beidseitigen „Buffer“ von 5 m entlang des Fließgewässernetzes gefüllt, um zumindest den mit Wasser benetzten Teil im Absturzbereich darzustellen. Dadurch sollte nur der Teil der Flusslandschaft berücksichtigt werden, der auf Grund der Hangneigung als Lebensraum geeignet scheint (Abb. 3C).

Um stehende Gewässer, die durch einen Zu- und/oder Abfluss mit dem Fließgewässernetz verbunden waren, wurde ebenfalls ein „Buffer“ von 100 m gelegt und die Flächen mit Hangneigungen >35° weggeschnitten. Von den insgesamt 199 stehenden Gewässern im Untersuchungsgebiet erfüllten 128 Seen mit einer Gesamtfläche von 142,3 km² diese Voraussetzung.

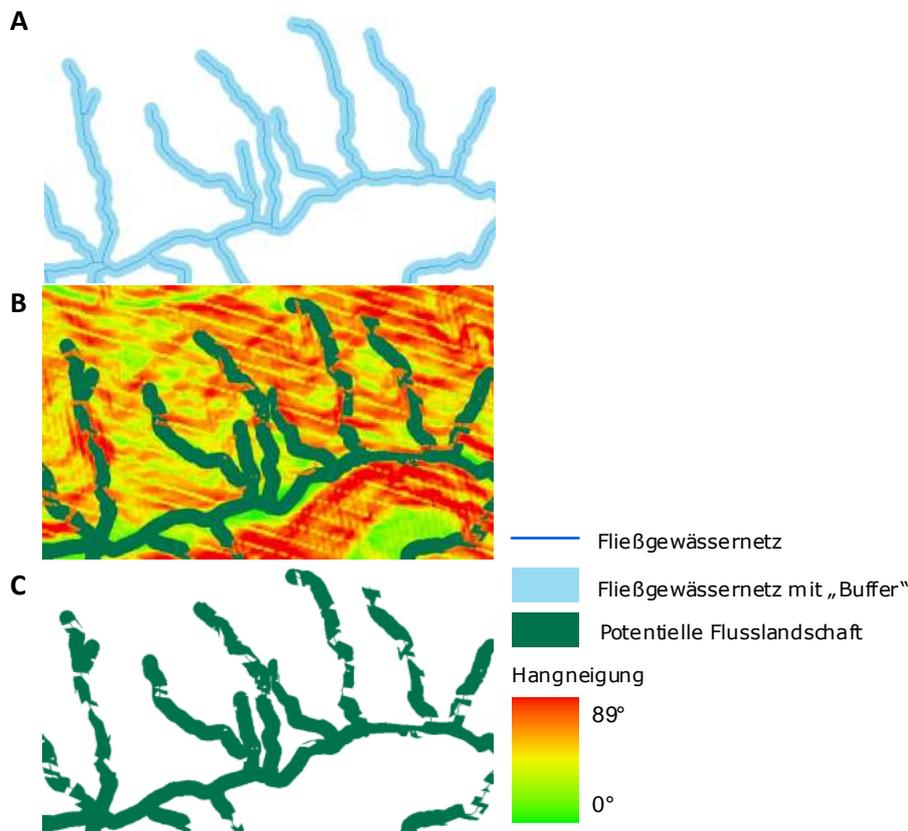


Abb. 3 A-C: Methodische Schritte bei der Erstellung der potentiellen Flusslandschaft

2.3 Fragmentierung

Die Fragmentierung der Landschaft ist ein Prozess, bei der sechs Phasen unterschieden werden können (Abb. 4) und die zeitgleich zur Wirkung kommen können (Jaeger, 2000: verändert und erweitert nach Forman, 1995).

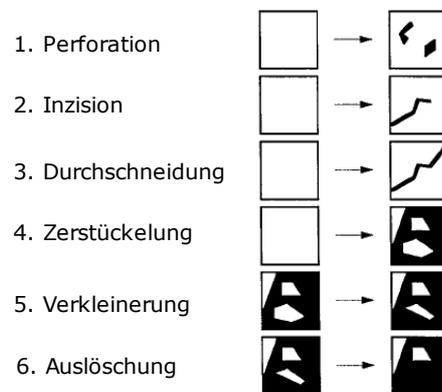


Abb. 4: Stufen der Landschaftsfragmentierung (Jaeger, 2000: verändert und erweitert nach Forman, 1995)

Dabei können sowohl anthropogene, als auch natürliche Elemente zur Fragmentierung beitragen (Jaeger, 2000). Aufgrund von Literaturrecherchen wurden Hangneigung (z.B. Light, 2003), Wasserfälle und natürliche Abstürze (z.B. Evans & Johnston, 1980) als natürliche Fragmentierungselemente identifiziert. Als anthropogene Fragmentierungselemente wurden Querbauwerke, Kraftwerke und deren Betrieb (Schwall-, Stau-, Restwasserstrecken), Beeinträchtigungen der Gewässermorphologie (z.B. Zitek et al., 2006), Landnutzung (z.B. Allan, 2004), Verkehrswege (z.B. Jaeger et al., 2005) und Siedlungsflächen (z.B. Bertiller et al., 2007) definiert. Die Auswahl der oben genannten Elemente begründet sich dahingehend, dass diese Strukturen in der Fläche der potentiellen Flusslandschaft eine oder mehrere Phasen im Fragmentierungsprozess (Jaeger, 2000) darstellen (Abb. 4).

Da die Fragmentierungsanalysen auf Basis von Flächendatensätzen basieren, mussten für jene Datensätze die als Punkt- oder Liniendarstellung vorlagen „Buffer“ gesetzt werden. Sonst können Punktdaten nicht mit einbezogen werden und bei Linien wird die Fragmentierung einer Landschaft überschätzt (Bertiller et al., 2007). Nachdem in manchen Datensätzen (Kraftwerke, Querbauwerke, etc.) keine einheitlichen Angaben über Größe und Ausmaß der Einflüsse bzw. Bauwerke enthalten waren, wurde der Flächenbedarf bei Kraftwerken (Gebäude samt Einzäunung) stichprobenartig an Hand von Luftbildauswertungen erhoben und gemittelt. Dies erfolgte über den gesamten Alpenraum verteilt, damit die Analysen auch im alpenweiten Ansatz (Bou-Vinals & Füreder, 2010b) vergleichbar bleiben. Bei Querbauwerken und natürlichen Abstürzen wurde ein gerundeter Mittelwert der Gewässerbreite herangezogen. Bei Verkehrswegen und künstlichen Querbauwerken wurde zum tatsächlichen Flächenbedarf auch der Einflussbereich von menschlichen Aktivitäten und deren Folgewirkungen, wie Lebensraumverlust, Habitatverkleinerung, Barriereeffekt, Bodenversiegelung, Veränderung des Kleinklimas, Immissionen,

Lärmbelastungen, optische Reize, Drainagen, etc. (Jaeger, 2003) berücksichtigt. Da auf Grund der Datenverfügbarkeit nicht alle Einflussfaktoren hinzugezogen werden konnten, muss hier aber auf die Unvollständigkeit hingewiesen werden und so können die Ausmaße gebietsweise über- bzw. unterschätzt worden sein. Folgende „Buffer“ wurden für die einzelnen Fragmentierungselemente gewählt: Kraftwerke und Mühlen (50 m), Autobahnen und künstliche Querbauwerke (20 m), Bundesstrassen, Kraftwerksbetrieb (Schwall, Stau, Restwasser), Beeinträchtigungen der Gewässermorphologie, Wasserfälle und natürliche Abstürze (10 m), sowie Landesstrassen, Schienen (5 m) und asphaltierte Wege (2 m).

In Österreich wurden bei der Beeinträchtigung der Gewässermorphologie Strecken mit einer mäßigen und befriedigenden Beurteilung der Ufer- und Sohldynamik ausgewählt. Eine schlechte Bewertung für Sohl- und Uferdynamik war in der Pilotregion nicht vorhanden. Im Datensatz der „Ökomorphologischen Gesamtbewertung“ (morphologische und hydrologische Parameter, Querbauwerke) wurden ebenfalls Strecken mit einer stark und mäßig beeinträchtigten Bewertung ausgewählt. Die Bewertungen der Sohl-, Uferdynamik und ökomorphologischen Gesamtbewertung sind in BMLFUW (2009) definiert. In Südtirol wurden die detaillierten Verbauungen aus dem Baukataster herangezogen (Autonome Provinz Bozen).

Die Hangneigung (>35°), bebaute Gebiete (WIGeoGIS), sowie künstliche und landwirtschaftliche Flächen aus dem Corine Landcover-Datensatz, wie „nicht durchgängig städtische Prägung“ (Code 112), „Industrie/Gewerbeflächen“ (121), „Straßen/Eisenbahnnetze“ (122), „Abbauflächen“ (131), „Sport/Freizeitanlagen“ (142), „nicht bewässertes Ackerland“ (211), „Wiesen und Weiden“ (231), „komplexe Parzellenstrukturen“ (242) und „landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürlicher Vegetation von signifikanter Größe“ (243) waren bereits als Polygon-shapes vorhanden, weshalb kein „Buffer“ gesetzt werden musste.

Die Flächen der oben genannten Parameter wurden miteinander verschnitten und zur Analyse des Fragmentierungsgrades der Flusslandschaft in der Pilotregion herangezogen. Dies geschah für die gesamte als auch getrennt für die natürlich und anthropogen bedingte Fragmentierung.

Der Landschaftszerschneidungsgrad in der potentiellen Flusslandschaft wurde mittels „effektiver Maschenweite“ (m_{eff}) in ArcGIS mit der Erweiterung „V-Late 1.1“ (Lang & Tiede 2003) für die natürliche, anthropogene und die gesamte Fragmentierung berechnet. Die effektive Maschenweite ist wie folgt definiert:

$$m_{\text{eff}} = \left(\left(\frac{F_1}{F_g} \right)^2 + \left(\frac{F_2}{F_g} \right)^2 + \left(\frac{F_3}{F_g} \right)^2 + \dots + \left(\frac{F_n}{F_g} \right)^2 \right) \cdot F_g = \frac{1}{F_g} \cdot \sum_{i=1}^n F_i^2$$

n =Zahl der verbleibenden Freiflächen, F_i =Flächeninhalt von Fläche i , F_g =Gesamtfläche der untersuchten Region, welche in n Flächen oder „patches“ zerteilt wurde (Jaeger et al., 2007). Die Autoren geben im ersten Teil der Formel die Wahrscheinlichkeit an, dass zwei zufällig gewählte Punkte in derselben Fläche liegen und nicht durch Barrieren wie Verkehrswege oder Siedlungen getrennt sind. Der zweite Teil (Multiplikation mit der Größe der Landschaft, F_g) rechnet diese Wahrscheinlichkeit in eine Fläche um. Diese Fläche gibt die Größe der „Maschen“

eines regelmäßigen Netzes mit dem gleichen Zerschneidungsgrad an und lässt sich mit anderen Gebieten vergleichen (Jaeger et al., 2007).

Als vergleichbare Flächen der Zerschneidung der potentiellen Flusslandschaft wurden die vorhandenen Einzugsgebiete (EZG) herangezogen. Um die EZG besser vergleichbar zu machen, wurde ein Fragmentierungsindex (m_{eff} / Fläche der potentiellen Flusslandschaft im EZG) berechnet. Je mehr Trennelemente die Landschaft zerschneiden, desto geringer ist dabei die Verbindungswahrscheinlichkeit und umso kleiner ist die effektive Maschenweite (Jaeger et al., 2007) und somit auch der Fragmentierungsindex (siehe auch Abb. 5).

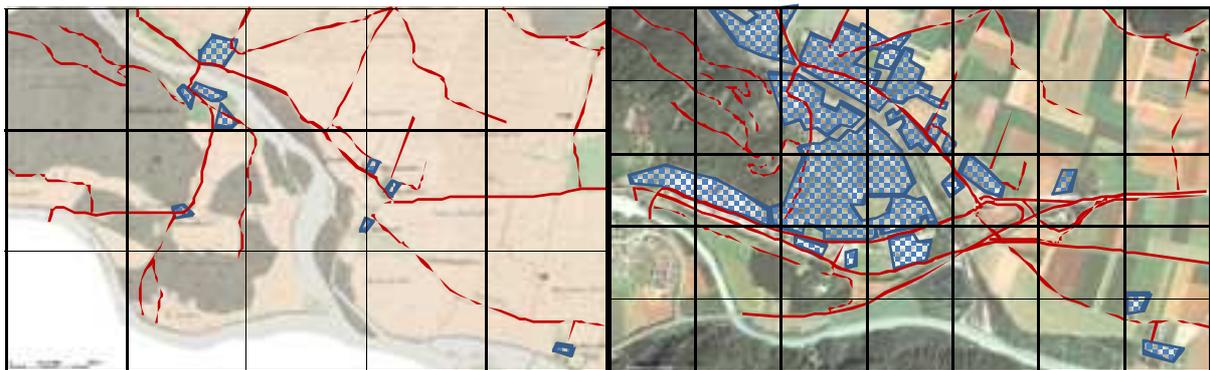


Abb. 5: Hypothetisches Beispiel zur Wirkung von Fragmentierungselementen (blau: Siedlungen, rot: Verkehrsnetz) auf die als regelmäßiges Raster dargestellte „effektive Maschenweite“ (m_{eff}) an der Möll/Drau Mündung bei Möllbrücke im historischen Vergleich (Franziseischer Kataster (1822-1828) links, rezentes Orthofoto rechts, Kartenquelle: KAGIS)

Der Fragmentierungsindex (m_{eff} / Fläche der potentiellen Flusslandschaft im EZG) lieferte Werte von 0,011355 (am stärksten fragmentiert) bis 1 (gar nicht fragmentiert). Für eine übersichtliche und unwillkürliche Darstellung wurde die gesamte (natürliche und anthropogene) Fragmentierung herangezogen, um mittels der gerundeten Quantilen des Fragmentierungsindex die Einzugsgebiete bzw. die darin enthaltene Flusslandschaft in stark, mittel und schwach fragmentiert zu kategorisieren. Da die Einzugsgebiete in Österreich und Italien in unterschiedlicher Größe vorlagen, wurde für beide Länder der Fragmentierungsgrad separat kategorisiert. Folgende Kategorien wurden mittels Quantilen ermittelt: stark (0,029477-0,5), mittel (>0,5-0,9) und schwach (>0,9-1) im österreichischen Teil der Pilotregion und in Südtirol stark (0,011355-0,06), mittel (>0,06-0,1) und schwach (>0,1-1). Da die Fragmentierung auf Einzugsgebietsebene in Österreich (<10 km²) und Italien (<232 km²) schlecht zu vergleichen war, wurde zusätzlich ein Raster mit einer Fläche von 100 km² generiert, um im gesamten Untersuchungsgebiet einen einheitlichen Flächenbezug zu erlangen. Innerhalb eines Rasterfeldes wurde die Fragmentierung der potentiellen Flusslandschaft wiederum mit der oben erwähnten Methodik analysiert. Der so berechnete Fragmentierungsindex wurde erneut an Hand der gesamten Fragmentierung mit den gerundeten Quantilen in stark (0,000001-0,04), mittel (>0,04-0,1) und schwach (>0,1-1) eingeteilt.

2.4 Barrieren und Habitateignung für die Leitarten

Eine Barriere trennt zwei geeignete Habitate voneinander, ist selbst als Lebensraum ungeeignet und verhindert die Ausbreitung einer Art durch z.B. klimatische (Temperatur) oder physische (Gebirge) Hindernisse (Allaby, 1999). Barrieren zerschneiden somit das Verbreitungsgebiet von Arten, führen zur Isolation von Populationen (Banarescu, 1990) und fragmentieren den Lebensraum von Organismen (Bhattachary, 2003).

Hohmann (2003) weist auf die Problematik der nicht eindeutigen Definition und Identifikation von Barrieren in der Praxis hin. Georgii et al. (2002) unterscheiden ein Hindernis, das eine Erhöhung des Raumwiderstandes bewirkt aber überwindbar ist, von einer Barriere, die als unüberwindbare Sperre fungiert. Letzteres ist nach Hohmann (2003) in der Realität kaum nachweisbar und selten gegeben. Daher bevorzugt der Autor eine Definition von Andrews (1990), wonach unter einer Barriere eine Hindernisform zu verstehen ist, die die Bewegung und Raumnutzung von Organismen stark einschränkt ohne gezwungenermaßen unüberwindbar zu sein.

Eine ähnliche Definition von Barrieren verwenden Bou-Vinals & Füreder (2010b) innerhalb des Alpine Space Projektes „ECONNECT“, wobei zwischen Bewegungshindernissen und Beeinträchtigungen im Habitat unterschieden wird. Die Autoren bewerten dabei den Einfluss von Barrieren indem diese nach der Häufigkeit ihres Auftretens kategorisiert werden.

Barrieren wirken artspezifisch in unterschiedlicher Weise auf das Habitat, die Migration und den Nahrungserwerb von gewässerassoziierten Organismen. Beispielsweise spielen für aquatische Organismen (z.B. Fische, Flusskrebse) Gewässermorphologie, Querbauwerke, Kraftwerke und deren Betrieb eine wichtige Rolle (Zitek et al., 2006), während für Amphibien und Säugetiere vor allem Verkehrswege und Siedlungen eine starke Barrierewirkung haben (Jaeger et al., 2005; Bertiller et al., 2007). Für Vögel sind die oben erwähnten Barrieren zwar überwindbar, jedoch kann es z.B. durch den Kraftwerksbetrieb (Schwall/Sunk), Verbauungen, etc. zu einer Störung und Einschränkung des benötigten Habitats kommen (Feldner et al., 2007). Auf Grund von Literaturrecherchen wurden für die Großgruppen der gewässerassoziierten Organismen Barrieren identifiziert (Tabelle 3), die sich negativ auf deren Migration oder Lebensraum auswirken.

Um den Einfluss von Barrieren (Bewegungshindernisse, Beeinträchtigungen im Habitat) auf die Lebensraumsituation der beiden Leitarten Fischotter und Koppe zu eruieren, mussten zunächst deren Habitatansprüche, potentielles Vorkommen, Beeinträchtigungen im Habitat und Gefährdungsursachen eruiert werden. Bou-Vinals & Füreder (2010b) verwenden dazu auf Literaturrecherchen, Expertenmeinung und Datenverfügbarkeit basierende Habitatmodelle, die mit dem ArcGIS tool "Corridor Designer" (Majka et al., 2007) erstellt werden und die auf einem topographischen Positionsraster basieren (ASTER digital elevation map). In diesem GIS tool wird jeder Parameter, der in das Habitatmodell der zu untersuchenden Art inkludiert wird, codiert und in weiterer Folge werden Eignungswerte von 0 (ungeeignet) bis 100 (bestens geeignet) zugewiesen (siehe Tabelle 4 und 5). Jeder Parameter, der in das Modell einfließt, kann zusätzlich gewichtet werden, wobei die Summe aller verwendeten Variablen einen Wert von 100 ergeben muss (siehe Tabelle 4 und 5).

Daraus wird für jedes Rasterfeld (ca. 30 x 30 m) ein Wert zwischen 0 (ungeeignet) und 100 (bestens geeignet) berechnet, der die Eignung des Habitats der zu untersuchenden Art widerspiegelt. Um die Kategorien der Eignung (gut, mittel, schlecht) nicht wahllos zu treffen, wurden diese statistisch mittels Quantilen eingeteilt.

Tabelle 3: Barrieren, die sich negativ auf die Migration und das Habitat der untersuchten Großgruppen auswirken mit Literaturangaben in Klammer. [1] Benítez-López et al. (2009); [2] Birk (1980); [3] Brooks (1952); [4] Cook et al. (2010); [5] Evans & Johnston (1980); [6] Feldner et al. (2006); [7] Füreder (2009); [8] Gaus & Zumbach (2008); [9] Gill et al. (2009); [10] Hamer & McDonell (2008); [11] Kranz (2000); [12] Light (2003); [13] Malansen & Cairns (1997); [14] Margraf et al. (2007); [15] Mc Gregor et al. (2008); [16] Ngoprasert et al. (2007); [17] Ortman (2009); [18] Padrew (1998); [19] Row et al. (2010); [20] Rueness et al. (2003); [21] Sint et al. (2006); [22] Šlechtová et al (2004); [23] Yamada et al. (2010); [24] Zitek et al. (2006).

Art der Barriere	Fische	Flusskrebse	Amphibien	Reptilien	Vögel	Insekten	Säuger	Pflanzen
Fragmentierung	[24]	[7]	[10]	[19]	[1]	[22]	[16]	[13]
Gebirge (Seehöhe/Temperatur)	[22]	[12]			[3]	[14]	[20]	[2]
Gewässerverbauung	[24]	[7]			[6]			
Gletscher					[9]		[4]	[2]
Hangneigung	[24]	[12]						
Kraftwerkbetrieb (Schwall, Stau, Sunk)	[24]	[21]			[6]			
Landnutzung	[24]	[7]	[16]	[19]	[6]			
Querbauwerke	[24]	[12]					[11]	
Siedlungen			[8]				[16]	
Verkehrswege	[18]		[16]	[19]	[1]	[23]	[15]	
Wasserfälle, natürliche Abstürze	[5]	[12]						

2.4.1 Habitategnung für den Fischotter

Als semiaquatisches und ufergebundenes Säugetier bevorzugt der Fischotter *Lutra lutra* flache Gewässer mit reicher Ufervegetation, wobei von kleinen Bächen und Gräben bis zu größeren Flüssen alle natürlichen bzw. naturnahen, aber auch künstlichen Gewässer besiedelt bzw. aufgesucht werden (Kranz, 2000). Bei der Wahl des Gewässers ist v.a. das Nahrungsangebot entscheidend, das beim Fischotter hauptsächlich aus Fisch besteht, aber auch Flusskrebse, Amphibien, Insekten und deren Larven werden gefressen, seltener auch Vögel und semiaquatische Nagetiere (Kranz, 2000; NLWKN, 2009). Der weitgehend nachtaktive Fischotter weist einen hohen Aktivitätsradius auf, wobei Rüden pro Nacht 10 bis 20 (25) km und Fähen 3 bis 10 km zurücklegen können, woraus sich ein großes Mindestareal von ca. 25 km², für Mutter-Jungen-Familien sogar ca. 40 km² ergibt (NLWKN, 2009).

Studien über die Habitateignung für den Fischotter berücksichtigten u.a. die Nahrungsverfügbarkeit, die Nähe zu Gewässern, das Umland (Corine Landcover) und damit auch menschliche Einflüsse, Seehöhe, Temperatur und Hangneigung (Cho et al., 2009; Loy et al., 2009; Mirzaei et al., 2009; Clavero et al., 2010). In das Habitatmodell für den Fischotter in der Pilotregion wurden auf Grund der Datenverfügbarkeit die Nähe zu Fließgewässern, Seehöhe, Hangneigung und Landnutzung (Corine Landcover 2000) mit einbezogen.

Die Nähe zu Fließgewässern ist für das Vorkommen des Fischotters essentiell (Kranz, 2000; Cho et al., 2009), weshalb auf eine sehr gute Eignung innerhalb der potentiellen Flusslandschaft (0-100 m) bis zu keiner Eignung (801-1000 m von Fließgewässern entfernt) geschlossen wurde (Tabelle 4).

Otterfunde über 2000 m ü. N.N. sind selten, da ab dieser Höhe die Verfügbarkeit von Nahrung abnimmt (Ruiz-Olmo, 1998). Als Index für die Nahrungsverfügbarkeit wurde daher das potentielle Fischvorkommen herangezogen, das in alpinen Fließgewässern u.a. durch die Seehöhe (Schmutz et al., 2003) und Hangneigung (Peter, 1986) eingegrenzt werden kann. In den Fließgewässern der Pilotregion befindet sich das höchstgelegene Bachforellenvorkommen im Windbach (Salzburg) in 1950 m ü. N.N. (Medgyesy, 2007), das höchstgelegene Fischvorkommen befindet sich im Oberseitsee (Osttirol) in 2576 m ü. N.N. (Kofler, 1980). Deshalb wurde bis auf 2000 m ü. N.N. eine gute, bis 2600 m ü. N.N. eine mäßige und darüber eine schlechte Nahrungsverfügbarkeit definiert (Tabelle 4). Bezüglich der Hangneigung gibt Peter (1986) ein Gefälle von $> 15\%$ (ca. $8,5^\circ$) an, wo nur mehr mit geringen Fischbiomassen zu rechnen ist. Nach dieser Definition richtete sich auch die Eignung des Fischotters bezüglich der Hangneigung (Tabelle 4).

Die Bewertung der Corine Landcover (CLC 2000) Klassen richtete sich nach Loy et al. (2009), wobei Felsflächen ohne Vegetation, Gletscher und anthropogene Flächen als nicht bzw. kaum geeignet und natürliche und naturnahe Flächen als in verschiedenen Maße geeignet beurteilt wurden (Tabelle 4).

In der Gewichtung der einzelnen Parameter (Tabelle 4) wurde dem benötigten Lebensraum (Nähe zu Gewässern) und der Nahrungsverfügbarkeit (indirekt durch Seehöhe und Hangneigung definiert) der größte Stellenwert eingeräumt, gefolgt von menschlichen Einflüssen (CLC 2000).

Tabelle 4: Verwendete Parameter, Gewichtung, Kategorien und Eignungswerte für das Fischotter Habitatmodell. Zahlen bei CLC (2000) geben den jeweiligen Code der Landbedeckung an.

Parameter	Gewichtung	Kategorien	Eignungswert
Nähe zu Gewässern [m]	30	0-100	100
		101-200	80
		201-300	60
		301-400	50
		401-500	40
		501-600	30
		601-700	20
		701-800	10
Seehöhe [m ü.N.N.]	30	801-1000	0
		406-2000	100
		2001- 2600	40
Hangneigung [°]	30	2601- 3656	0
		0-9	100
		9,01-35	20
CLC (2000)	10	35,01-83	0
		1.1.2. nicht durchgängig städtische Prägung	0
		1.2.1. Industrie/ Gewerbeflächen	0
		1.2.2. Straßen/Eisenbahnnetze	0
		1.3.1. Abbauflächen	0
		1.4.2. Sport/ Freizeitanlagen	20
		2.1.1. Nicht bewässertes Ackerland	40
		2.3.1. Wiesen und Weiden	40
		2.4.2. Komplexe Parzellenstruktur	40
		2.4.3. Landwirtschaftlich genutztes Land mit natürlicher Vegetation	80
		3.1.1. Laubwälder	100
		3.1.2. Nadelwälder	100
		3.1.3. Mischwälder	100
		3.2.1. Natürliches Grünland	80
		3.2.2. Heiden und Moorheiden	100
		3.2.4. Wald/Strauch	80
		3.3.2. Felsflächen ohne Vegetation	20
		3.3.3. Flächen mit spärlicher Vegetation	20
		3.3.5. Gletscher/Dauerschneegebiet	0
		4.1.1. Sümpfe	100
4.1.2. Torfmoore	100		
5.1.1. Gewässerläufe	100		
5.1.2. Wasserflächen	100		

Im ArcGIS-tool „Corridor Designer“ (Majka et al., 2007) sind auch Angaben über den Aktionsradius und den Raumbedarf der zu untersuchenden Art nötig. Der Grenzwert für die Eignung der „habitat-patches“ für Fischotter und Koppe wurde mit Werten ≥ 50 im Habitateignungsmodell angegeben. Die „minimum breeding patch size“ (ha) gibt ein Areal an, das ein Paar für Werbung und Aufzucht der Nachkommen benötigt und entspricht der „home range“. Weiters ist die „minimum population patch size“ (ha) zu definieren, die größer als die „home range“ sein muss und ein Areal umfasst, das für 10 Jahre die Aufzucht der Jungen gewährleistet.

Die „minimum breeding patch size“ oder „home range“ wird für den Fischotter von Kranz (1995) mit 2200 ha angegeben, die „minimum population patch size“ gemäß Heydemann (1981) mit 7500 ha.

2.4.2 Barrieren für den Fischotter

Zu den Barrieren für den Fischotter (Migrationshindernisse und Beeinträchtigungen im Habitat) können in erster Linie alle anthropogenen Einflüsse gezählt werden, die sich negativ auf den Fischbestand auswirken (Kranz, 2000). Dazu zählt der Autor Migrationshindernisse für Fische, Gewässerregulierung, Wildbach- und Lawinerverbauungen, Wasserkraftnutzung, Stauhaltung, Schwellbetrieb, Geschieberückhalt und -baggerungen. Die Nähe zu Straßen und Siedlungen, Fragmentierung des Lebensraumes, Gewässerverbauungen, Gewässerverschmutzung, intensive Landwirtschaft, Tourismus und Erholungsaktivitäten wirken sich ebenfalls negativ auf Otterbestände aus (Cho et al., 2009; Loy et al., 2009; Mirzaei et al., 2009), wobei die größte Gefährdung durch Verkehrswege gegeben ist (NLWKN, 2009).

Auf diesen Studien basierend wurden Straßen und Siedlungen als Bewegungshindernisse ausgewählt und Beeinträchtigungen der Gewässermorphologie, Kraftwerke und deren Betrieb, sowie Querbauwerke als Beeinträchtigungen im Habitat. Dabei wurden die jeweiligen Flächen aus den Fragmentierungsanalysen herangezogen.

2.4.3 Habitataignung für die Koppe

Die Koppe *Cottus gobio* ist ein typischer Boden- und Dämmerungsfisch, der sauerstoffreiche, seichte Fließgewässer bewohnt, aber auch in der Uferzone von Seen zu finden ist (Honsig-Erlenburg et al., 2002). Diese Fischart ist an grobblockiges steiniges Substrat gebunden (Knaepkens et al., 2002), wobei die Jungfische im Lückensystem der Bachsedimente in bis zu 1 m Tiefe zu finden sind (Honsig-Erlenburg et al., 2002). Die Koppe ist ein territorialer Fisch und weist Aktionsradien von 4 bis 350 m auf (Downhower et al. 1990; Fischer & Kummer, 2000). Die Koppe ernährt sich hauptsächlich von aquatischen Makroinvertebraten, seltener von Fischeiern und -brut (Honsig-Erlenburg et al., 2002) und kann im Nationalpark Hohe Tauern in Seehöhen von über 2000 m ü. N.N. vorkommen (Steiner & Stampfer, 1987; Stüber & Windig, 1992).

Auf Flusslandschaftsebene basierende Habitatmodelle, wie für den Fischotter, existieren für die Koppe zurzeit noch nicht. Allerdings gibt es über die Koppe einige Studien, die deren Vorkommen vorhersagen und die Habitatwahl berücksichtigen. Legalle et al. (2005) zeigten, dass das Vorkommen von Kopen negativ mit der Distanz zur Quelle, Hangneigung und Flussbreite korreliert. Bezüglich der Habitatwahl von Kopen zeigten Van Liefferinge et al. (2005), dass adulte und juvenile Kopen saisonal verschiedene Habitate aufsuchen, wobei Wassertiefe und Substrat eine entscheidende Rolle spielen. Mouton et al. (2007) errechneten einen Habitat Suitability Index für die Koppe aus einer Kombination von Wassertiefe, Strömung und Substrat. Solch detaillierte Informationen über Substrate und deren Korngrößenverteilung, Wassertemperatur, Strömung, etc. waren von den Fließgewässern der Pilotregion nicht vorhanden.

In die Analysen der Habitateignung für die Koppe wurde deshalb die potentielle Flusslandschaft, Hangneigung, Seehöhe und mittlere Jahreslufttemperatur mit einbezogen.

Die potentielle Flusslandschaft wurde als Ausgangslebensraum für die Koppe gewählt, da das ArcGIS tool „Corridor Designer“ mit einem Positionsraster von ca. 30 x 30 m arbeitet und es nicht möglich ist nur den mit Wasser benetzten Teil des Gewässerbetts zu analysieren. Es wurde eine sehr gute Habitateignung innerhalb der Flusslandschaft definiert und eine schlechte außerhalb (Tabelle 5).

Die Kategorien bezüglich Seehöhe, Hangneigung und durchschnittliche Jahresmitteltemperatur lehnten sich an das Vorkommen der Koppe in alpinen Fließgewässern Österreichs an (Schmutz et al., 2003). An Hand der Vertrauensbereiche in den Box-Whisker-Plots der ausgewählten Parameter für die Koppe wurden die Kategorien eingeteilt. Bei jeder Variable wurde dem Interquartilbereich (50 % der Vorkommen) ein sehr guter Eignungswert vergeben, die oberen und unteren Vertrauensgrenzen (je 25 % der Vorkommen) erhielten eine mäßige, Ausreißer eine schlechte und die Werte darüber und darunter wurden als ungeeignet eingestuft (siehe Tabelle 5).

In dieser Studie kommt die Koppe in alpinen Fließgewässern auf bis zu 1600 m ü. N.N. vor, wobei das höchste Koppenvorkommen in der Pilotregion auf 2016 m ü. N.N. im Obersee am Staller Sattel (Osttirol) zu finden ist (Steiner & Stampfer, 1987). Schmutz et al. (2003) geben für das Vorkommen der Koppe in alpinen Fließgewässern eine Hangneigung von 0 bis etwa 7 % (ca. 4°) an und eine durchschnittliche Jahreslufttemperatur von 2,5 bis 6,5 °C.

Das Vorhandensein der potentiellen Flusslandschaft (entspricht der Nähe zu Gewässern) wurde für die Koppe als entscheidendster Parameter gewichtet (Tabelle 5). In alpinen Fließgewässern ist zudem die Seehöhe und Hangneigung als limitierender Faktor für das Vorkommen von Fischen zu sehen (Peter, 1986; Schmutz et al., 2003), gefolgt von der mittleren Jahreslufttemperatur (Tabelle 5).

Tabelle 5: Verwendete Parameter, Gewichtung, Kategorien und Eignungswerte für das Habita Modell der Koppe.

Parameter	Gewichtung	Kategorien	Eignungswert
potentielle Flusslandschaft [0/1]	40	innerhalb	100
		außerhalb	0
Seehöhe [m ü.N.N.]	20	531-1050	100
		1051-1350	60
		1351-1600	40
		1601-2050	10
		2051-3800	0
Hangneigung [°]	20	0-1,15	100
		1,16-2,29	60
		2,3-4	40
		4,01-89	0
mittlere Jahreslufttemperatur [°C]	20	-7,7-2,4	0
		2,5-4	40
		4,1-4,7	60
		4,8-5,5	100
		5,6-6,5	60
		6,6-10,3	0

Bei einer mittleren Gewässerbreite vom 50 m würde die „minimum population patch size“ nach Lambrecht et al. (2004) ca. 8 ha entsprechen. Für die Koppe waren keine Informationen über die „minimum breeding patch size“ (MBPS) erhältlich, weshalb diese über die „minimum population patch size“ (MPPS) berechnet wurde. Die MPPS soll nach Majka et al. (2003) mindestens fünfmal so groß sein, wie die MBPS, welche schließlich mit gerundeten 1 ha angegeben wurde.

2.4.4 Barrieren für die Koppe

Die Gründe für die negative Entwicklung der Koppenbestände sehen Honsig-Erlenburg et al. (2002) in Gewässerregulierungen, Sohlräumungen, dem Fehlen von geeigneten Laichhabitaten und Gewässerverschmutzung. Als unüberwindbare Barrieren gelten dabei bereits Fallhöhen von 5 bis 20 cm (z.B. Utzinger et al., 1998; Vordermeier & Bohl, 2000). Veränderungen des hydraulischen Regimes durch Wasserkraftnutzung und die damit bedingte Habitat-Fragmentierung wirken sich besonders negativ auf den verfügbaren Lebensraum für Koppen aus (Fischer & Kummer, 200; Mouton et al., 2007).

Auf diesen Studien basierend wurden Wasserfälle (UBA-Datensatz „Querbauwerke“) und natürliche Abstürze (Hangneigung über 35 °) als natürliche Bewegungshindernisse, sowie anthropogene Querbauwerke und Kraftwerke als künstliche Hindernisse für die Koppe berücksichtigt. Als Beeinträchtigungen im Habitat wurde der Kraftwerksbetrieb (Schwall-Sunk, Stau, Restwasser), Beeinträchtigung der Gewässermorphologie, anthropogene Einflüsse und Eutrophierung (indirekt durch die Landwirtschaft (CLC 2000-Codes: 211, 242) definiert) angesehen. Da für die Koppe bereits kleinere Fallhöhen unüberwindbar sind (z.B. Vordermeier & Bohl, 2000) wurde ein „Buffer“ von 100 m (entspricht potentieller Flusslandschaft) für alle natürlichen und künstlichen Bewegungshindernisse gewählt, um deren Barrierewirkung gerecht zu werden.

2.5 Definition von Korridoren

Korridore sind Habitatstreifen, die zwei oder mehrere größere Lebensräume verbinden, die sonst unterbrochen wären (Soulé, 1991). Natürliche und ausreichend große Habitate stellen die Kernzonen dar, die durch „ökologische Korridore“ (Landschaftsmatrix=größtflächigste und am meisten verbundener Landschaftstyp, schmale Verbundelemente, Trittsteine) in Verbindung stehen können (Abb. 6) und die Passage von Arten zwischen verschiedenen Lebensräumen erlauben (Kohler et al., 2008).

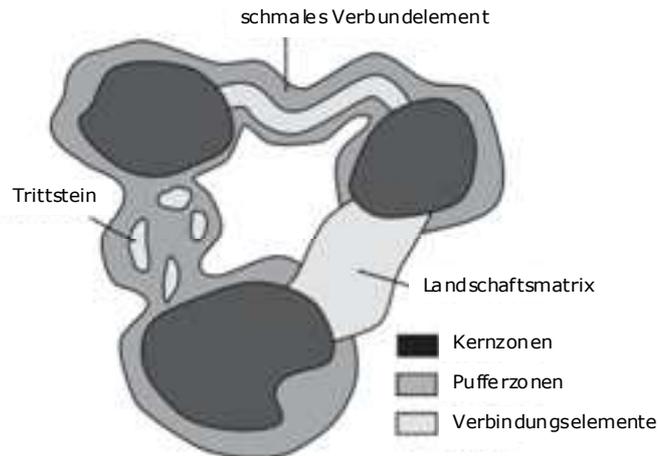


Abb. 6: Das Konzept von „ökologischen Korridoren“ nach Kohler et al. (2008), © Continuum Project

Die Kernzonen bieten den benötigten Lebensraum für Reproduktion, Versteckmöglichkeiten und Nahrungserwerb eines Organismus und grenzen an Streifgebiete an, die Nahrungsgebiete innerhalb des durchschnittlichen Aktionsradius darstellen (Pfister et al., 1994). Die Autoren geben an, dass Korridore oder Trittsteine von Organismen zum Wechsel zwischen mehreren Kernzonen benötigt werden. Diese Vernetzungselemente können aus verschiedenen natürlichen Landschaftselementen bestehen, aber auch menschlichen Ursprungs sein (Kohler et al., 2008). In welchem Ausmaß Korridore für einen Organismus vorhanden sind, hängt von dessen Wahrnehmung der Landschaftsheterogenität, Mobilität und ökologischen Ansprüche ab, weshalb die Konnektivität einer Landschaft artspezifisch zu betrachten ist (Tischendorf & Fahrig, 2000). Grundsätzlich kann man Korridore nach ihrer Funktion einteilen, wobei „Pendlerkorridore“ tägliche Bewegungen von Ruhe-/Brutplätzen zu Nahrungsgebieten erlauben, „Migrationskorridore“ jährliche Wanderrouten von Brutplätzen zu Überwinterungsplätzen darstellen und „Verbreitungskorridore“ dienen der Immigration von Individuen in andere Populationen, oder zur Wiederbesiedelung von geeigneten Habitaten (Van der Sluis et al., 2004).

3. Ergebnisse

3.1 Verbreitung gewässerassoziierter Organismen

In der Pilotregion konnte das Vorkommen und die Verbreitung von 5 Säugetier-, 9 Vogel-, 6 Amphibien-, 1 Reptilien-, 5 Fisch-, 2 Flusskrebse-, 2 Insekten- und 1 Pflanzenart eruiert werden, die an Flusslandschaften gebunden sind (Abb. 7; Tabelle 2; Anhang). Von den insgesamt 38 untersuchten gewässergebundenen Organismen fehlten nur das Vorkommen bzw. Verbreitungsdaten von Biber, Nase, Sumpfschildkröte, Dohlenkrebse und Uferlaufkäfer (Tabelle 2).

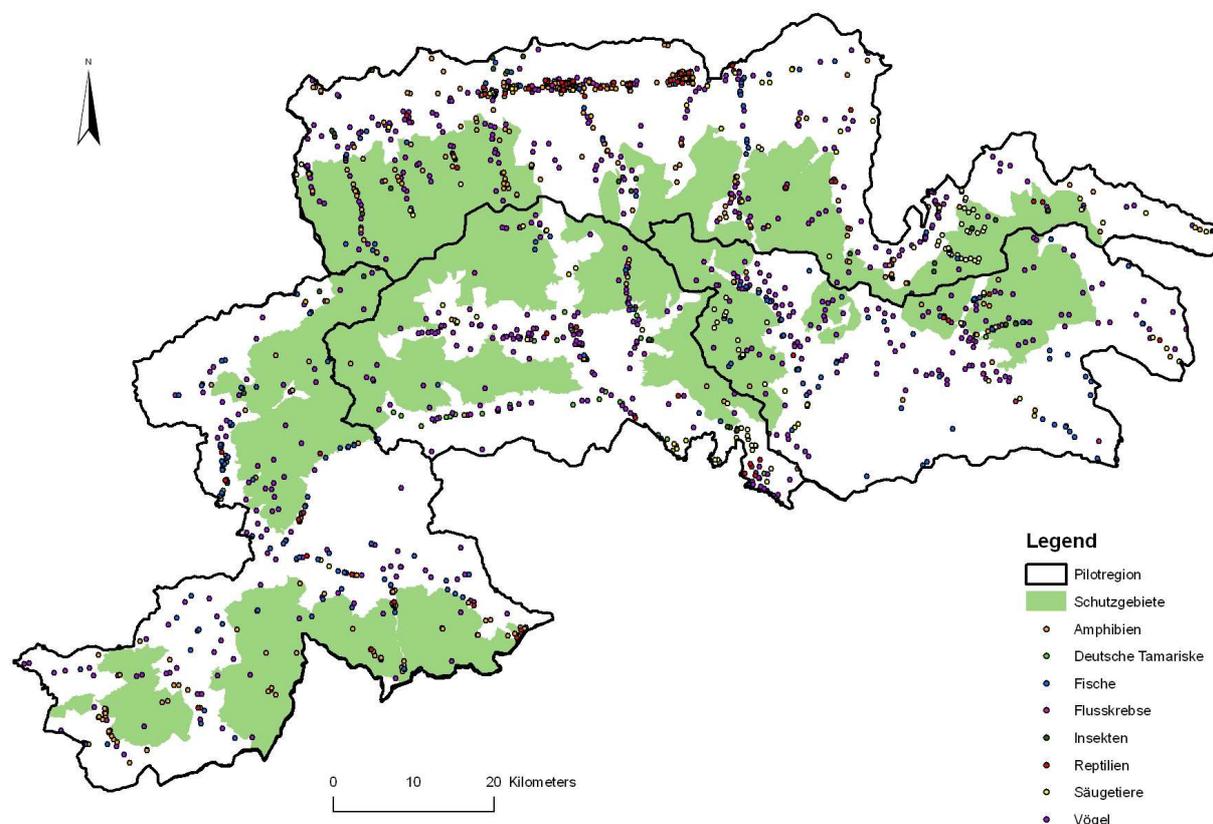


Abb. 7: Verbreitung der gewässerassozierten Arten in Großgruppen zusammengefasst

3.2 Fließgewässer

Die Pilotregion Nationalpark Hohe-Tauern – Südtirol umfasst eine Fläche von 6543,4 km² (Salzburg: 2090,6 km², Tirol: 1236,4 km², Kärnten: 1373,1 km², Südtirol: 1843,3 km²). Von dieser Fläche befinden sich 3029,4 km² (46,3 %) in geschützten Landschaftsteilen (Natura 2000, Natur-, Landschaftschutzgebiet, etc.) und 2638,4 km² (40,3 %) liegen im Nationalpark Hohe Tauern und den Schutzgebieten Südtirols (Abb. 8, Tabelle 7).

Das Fließgewässernetz erreicht eine Gesamtlänge von 5543,2 km (Abb. 8), wovon Südtirol mit 2312,1 km den größten Anteil hat, gefolgt von Salzburg (1222,1 km), Tirol (1020,2 km) und Kärnten (988,7 km). Insgesamt befinden sich 29,6 % der Fließgewässer im Nationalpark Hohe Tauern und den Schutzgebieten Südtirols (Abb. 8, Tabelle 7).

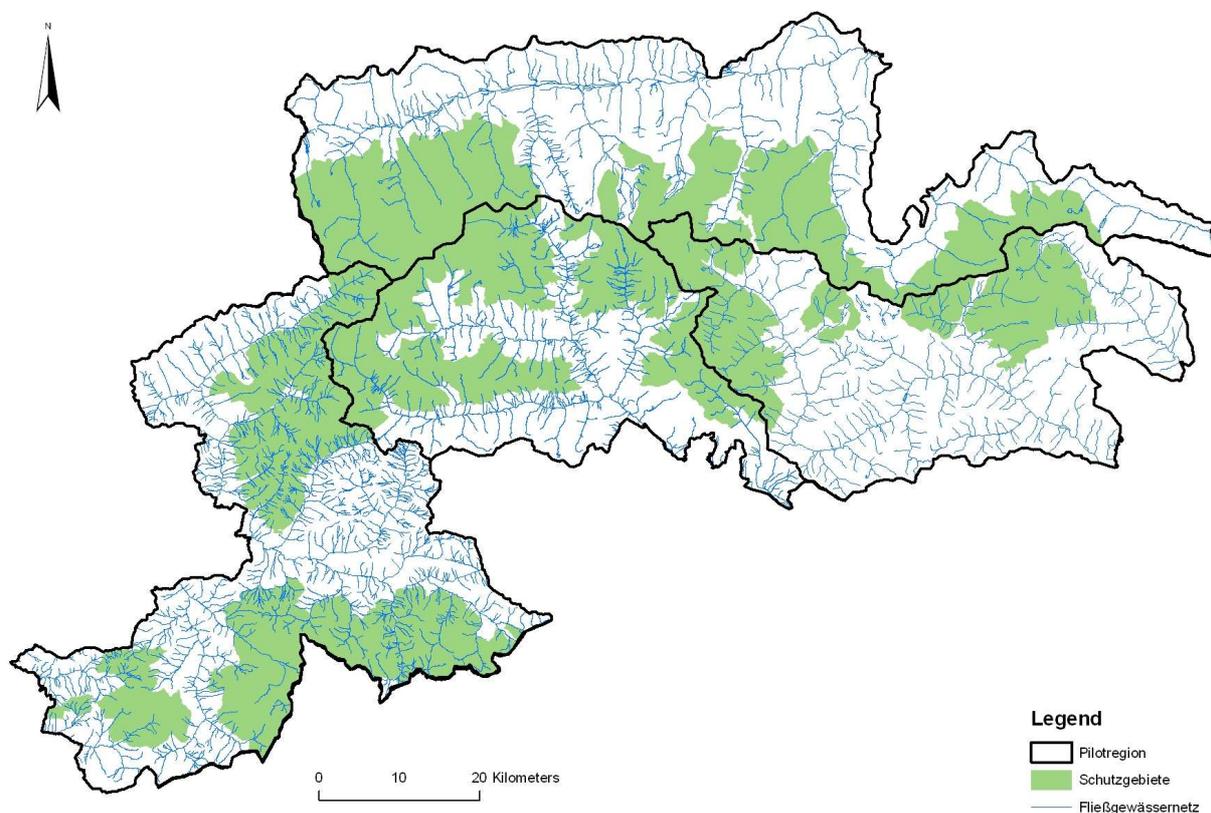


Abb. 8: Das korrigierte Fließgewässernetz

3.3 Einzugsgebiete

Im österreichischen Teil der Pilotregion konnten insgesamt 1815 Kleineinzugsgebiete (< 10 km²) ermittelt werden (Abb. 9). Innerhalb der Landesgrenzen von Salzburg liegen 937 Einzugsgebiete bzw. Teile davon, in Kärnten 568, in Osttirol 483 und in Südtirol auf Grund der größeren Einzugsgebietsklassen (< 232 km²) nur 40. In der Pilotregion liegen 870 (46,6 %) Einzugsgebiete bzw. Teile davon im Nationalpark Hohe Tauern und den Schutzgebieten Südtirols (Abb. 9).

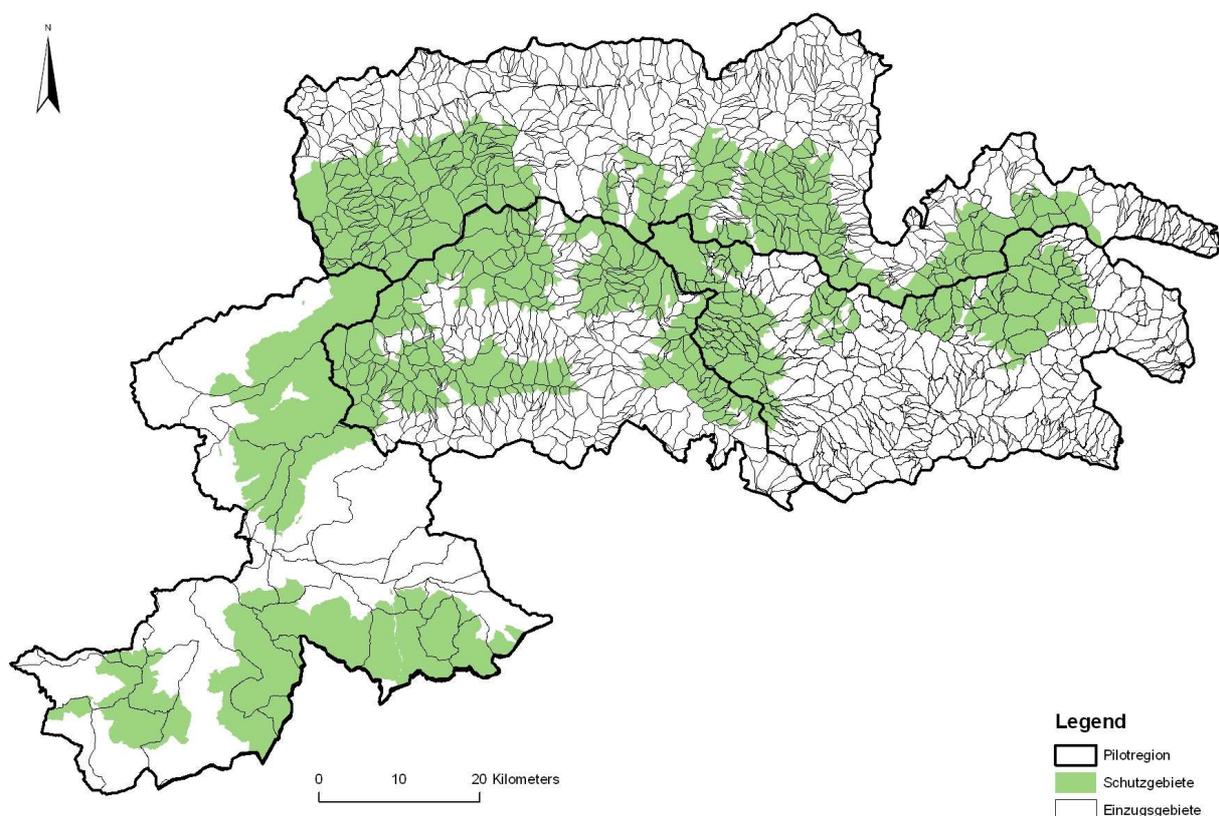


Abb. 9: Die verfügbaren Einzugsgebiete

3.4 Potentielle Flusslandschaft

Insgesamt sind 191 km² der Pilotregion vergletschert (Abb. 10), wodurch die Fließgewässer der Pilotregion entscheidend geprägt werden. Die errechnete potentielle Flusslandschaft in der Pilotregion beträgt 949,36 km², was 14,5 % der Gesamtfläche der Pilotregion ausmacht (vgl. Tabelle 6 und 7). Im Nationalpark Hohe Tauern und den Schutzgebieten Südtirols erreicht die potentielle Flusslandschaft eine Fläche von 273,8 km² (28,8 %). Den größten Anteil an der potentiellen Flusslandschaft in der Pilotregion hat Südtirol, gefolgt von Salzburg, Kärnten und Osttirol (Tabelle 7).

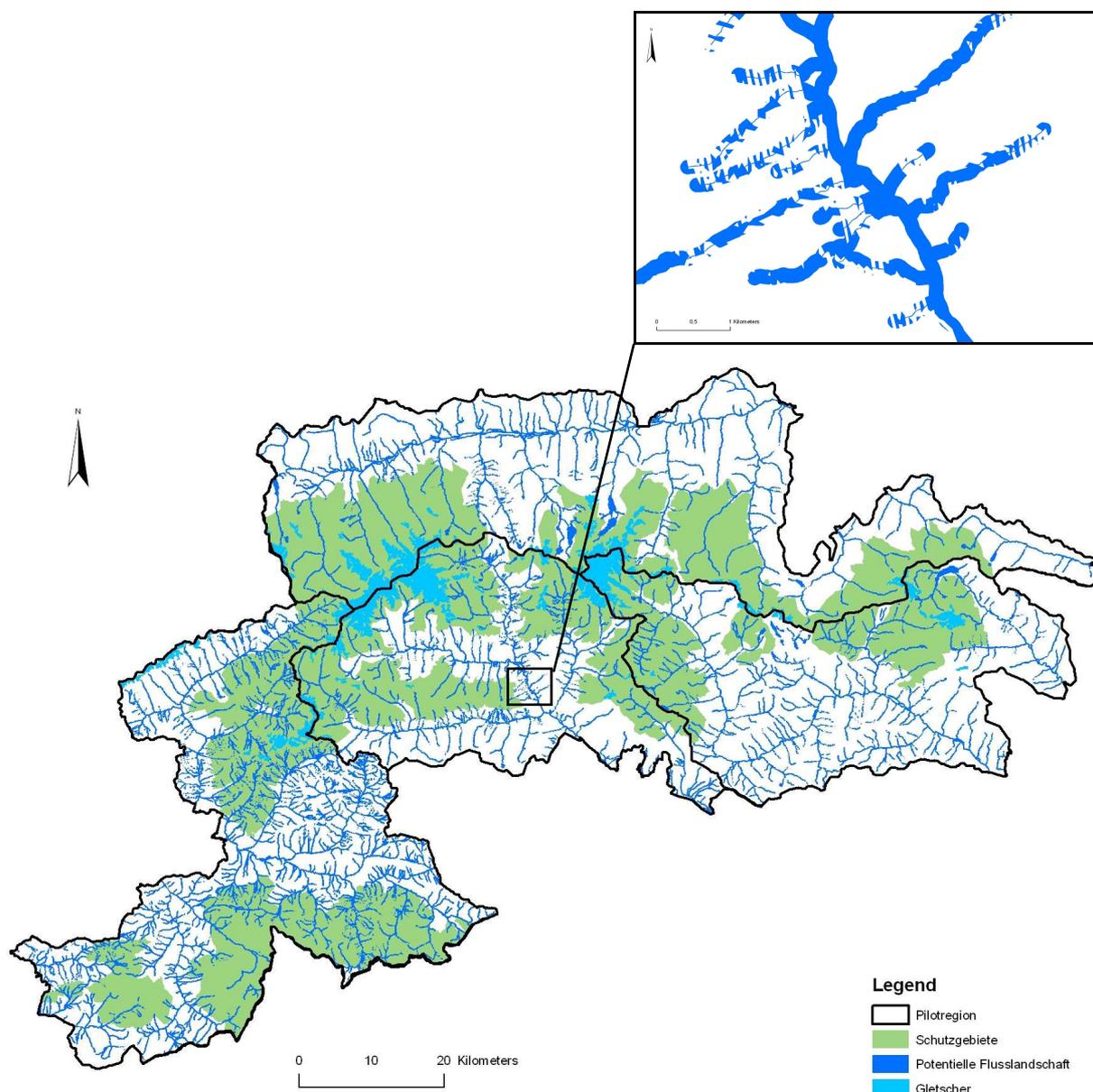


Abb. 10: Potentielle Flusslandschaft mit vergletscherten Bereichen und Detailausschnitt

3.5 Fragmentierungselemente

3.5.1 Landnutzung und Siedlungen

Es wurden alle anthropogen beeinflussten Landschaftselemente aus dem Corine Landcover-Datensatz ausgewählt, welche die Landschaft zerschneiden können. Für die Pilotregion ergibt sich eine Fläche von 581,2 km², die anthropogen beeinflusst ist, wovon allerdings nur 1,5 % im Nationalpark Hohe Tauern und den Schutzgebieten Südtirols liegt (Abb. 11). Davon befinden sich 191,7 km² im Bereich der potentiellen Flusslandschaft und davon wiederum nur 2 % in den Schutzgebieten (Tabelle 7). Insgesamt kommen 450,9 km² Weideflächen vor, 58,7 km² sind städtisch geprägt, 27,2 km² sind nicht bewässertes Ackerland, 14,2 km² sind komplexe Parzellenstrukturen, 27,4 km² werden extensiv bewirtschaftet, 1,3 km² sind Industrieflächen, 1,2 km² sind Sport/Freizeitanlagen, 0,3 km² sind als Abbaufächen ausgewiesen und 0,1 km² gehören zum Verkehrsnetz. Ungefähr 14 % der Pilotregion werden von den oben genannten Flächen eingenommen (Abb. 11). Diese Darstellung enthält auch noch kleinere Siedlungsbereiche aus dem WIGeoGIS Datensatz mit einer Gesamtfläche von 48,3 km².

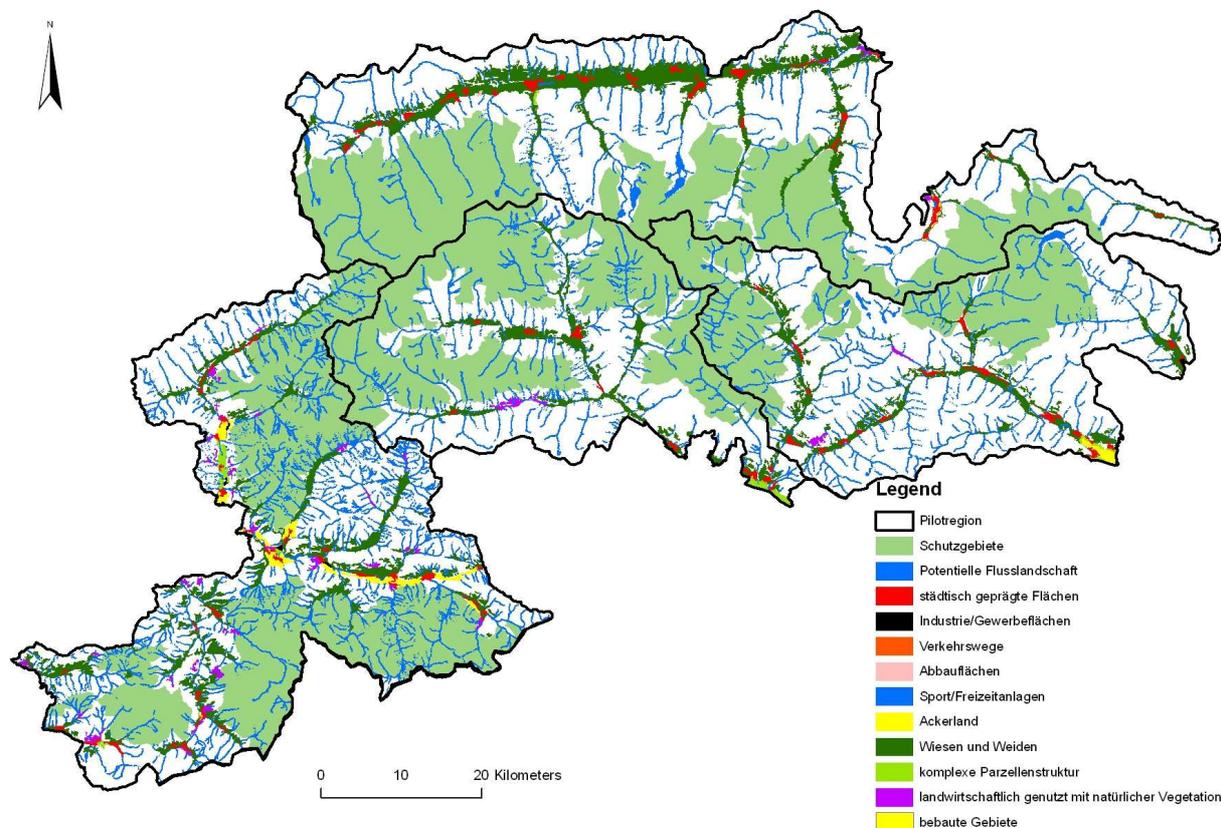


Abb. 11: Anthropogene Fragmentierungselemente (CLC) und bebaute Gebiete (WIGeoGIS)

3.5.2 Straßen und Schienen

Das Verkehrsnetz in der Pilotregion beinhaltet 7,5 km Autobahn, 323,7 km Bundesstraße, 933,3 km Landesstraße, 3167,2 km asphaltierte Wege und ein Schienennetz von ca. 159 km (Abb. 12). Davon liegen 1692,1 km asphaltierte Straßen in der potentiellen Flusslandschaft, wobei sich nur ein geringer Teil von ca. 3 % im Nationalpark Hohe Tauern und den Naturparks Südtirol befindet (Tabelle 7).

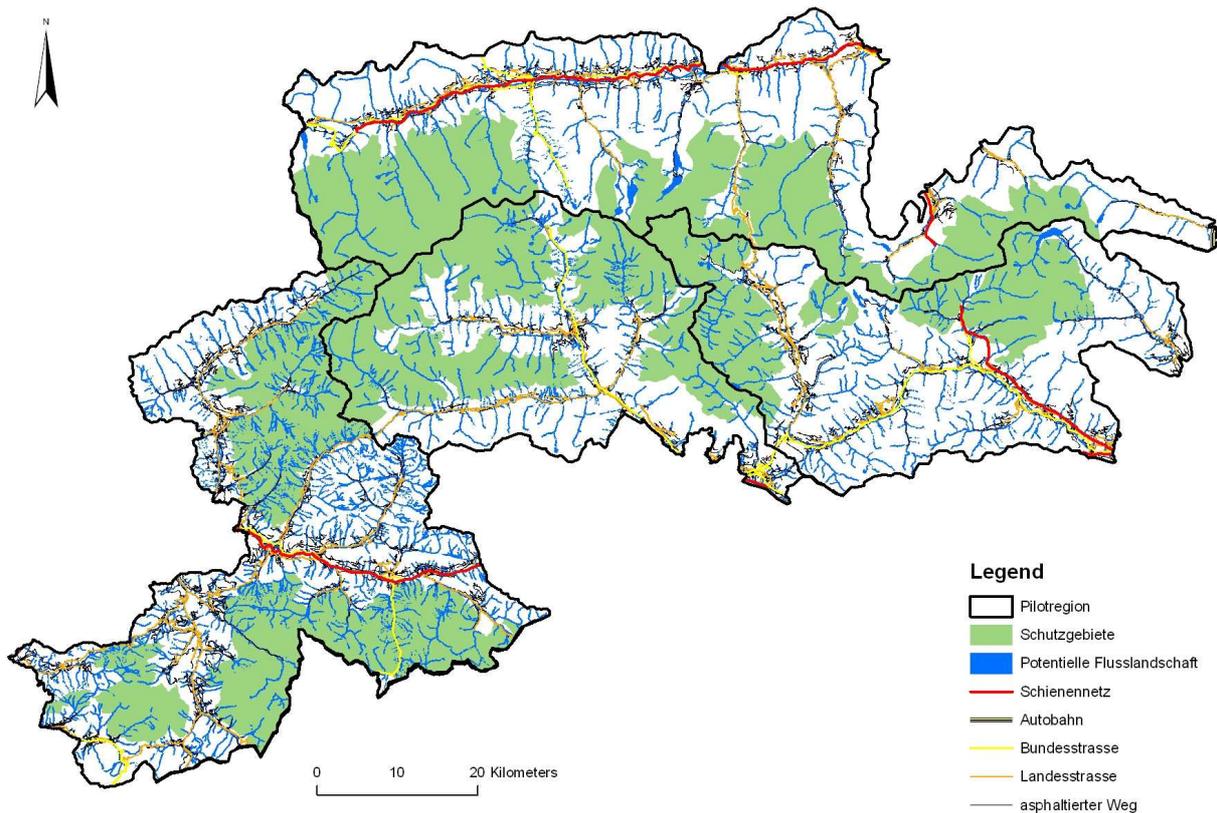


Abb. 12: Straßen- und Schienennetz (Teleatlas)

3.5.3 Querbauwerke

In der Pilotregion konnte eine Gesamtzahl von 10380 Querbauwerken nachgewiesen werden, wovon sich 10 % im Nationalpark Hohe Tauern und den Schutzgebieten Südtirols befinden (Abb. 13, Tabelle 7). Im österreichischen Teil der Pilotregion wurden insgesamt 1659 Querbauwerke identifiziert, wobei 1290 Objekte als nicht passierbar und 369 als passierbar eingestuft waren (Abb. 13). In Südtirol waren von insgesamt 8721 Objekten 445 als passierbar eingestuft, 85 teilweise passierbar, 229 nicht passierbar und 7962 Querbauwerke waren nicht bewertet (Abb. 13).

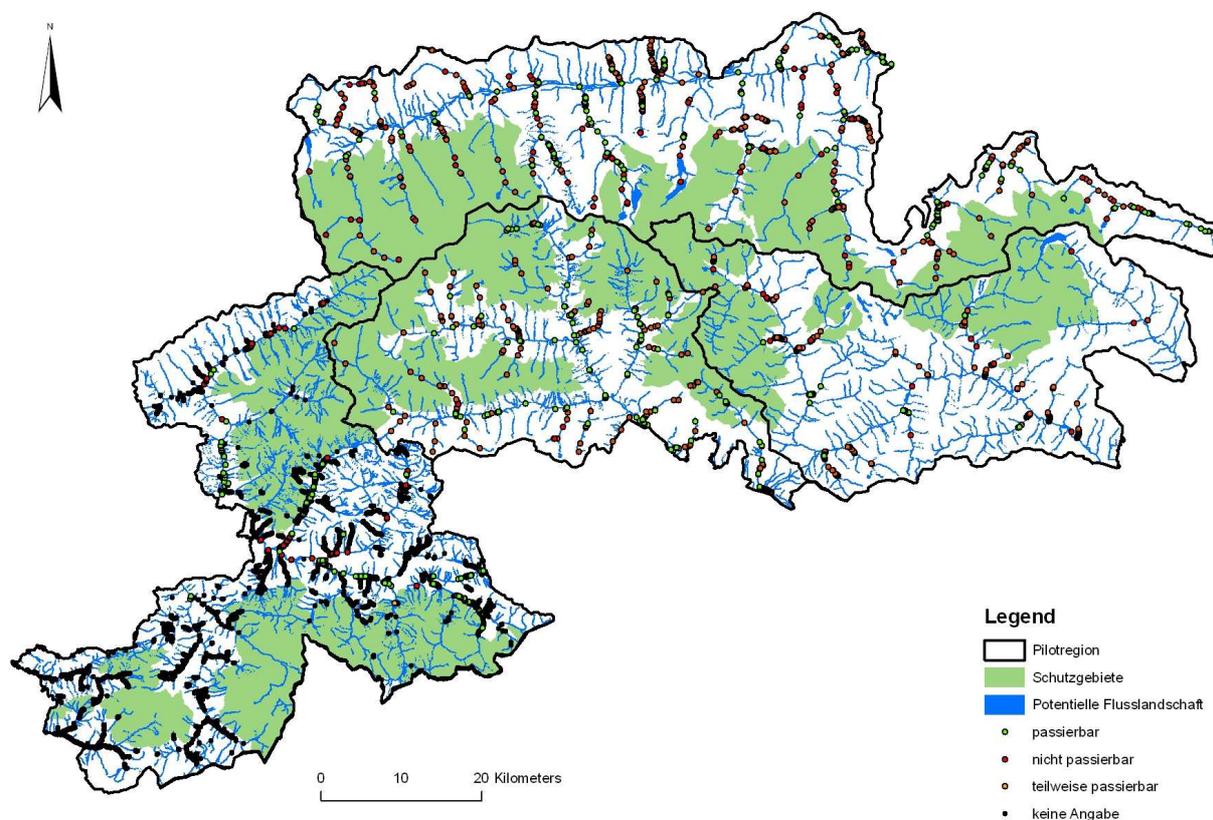


Abb. 13: Querbauwerke dargestellt nach ihrer Passierbarkeit

3.5.4 Kraftwerke

Im Südtiroler Teil der Pilotregion waren insgesamt 281 Kraftwerke vorhanden, in Osttirol 134 E-Werke, Mühlen bzw. Kraftwerke, in Salzburg 402 Kraftwerke und im Kärntner Teil der Pilotregion 121 Kraftwerke (Abb. 14).

In der Pilotregion konnten insgesamt 938 Kraftwerke bzw. Mühlen ausfindig gemacht werden, wovon 98 (10,2 %) im Nationalpark Hohe Tauern und den Schutzgebieten Südtirols liegen (Abb. 14, Tabelle 7).

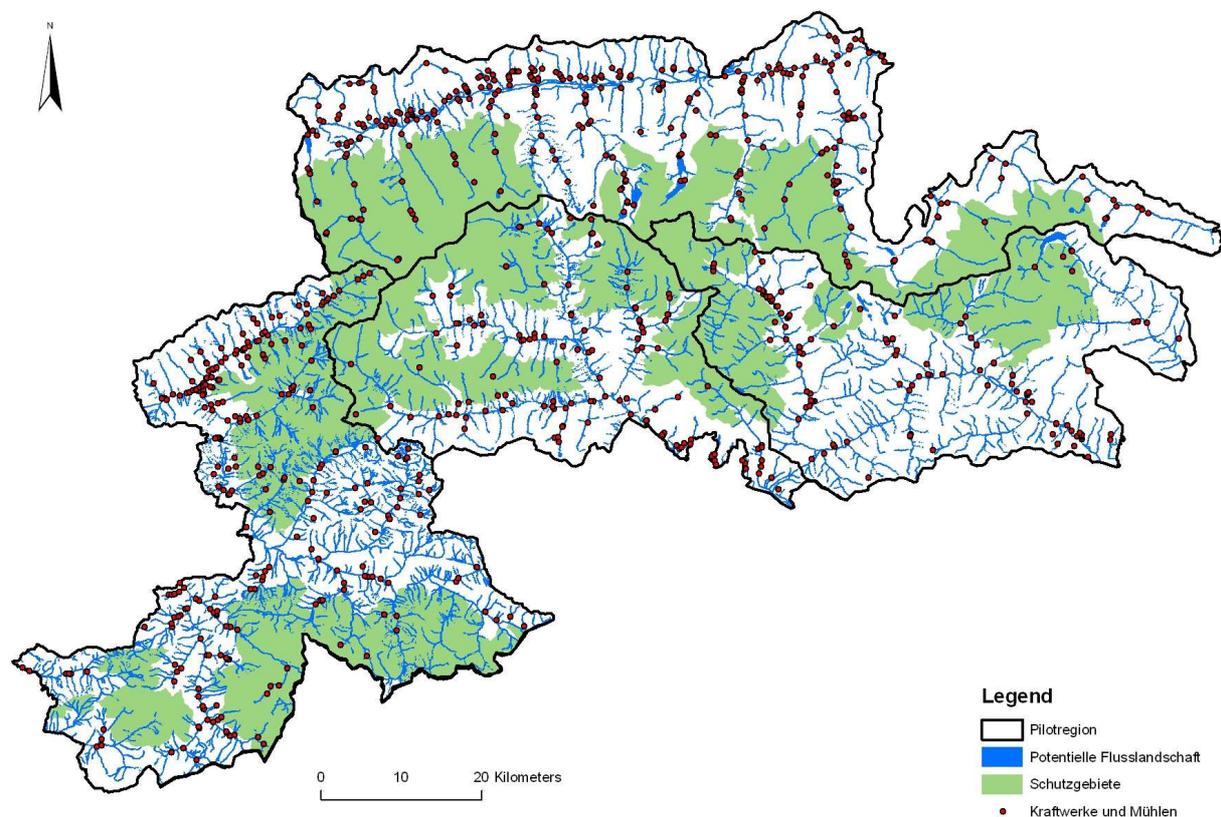


Abb. 14: Kraftwerke und Mühlen, ohne Speicher, Fassungen, Aus- und Einleitungen

3.5.5 Kraftwerksbetrieb

In der Pilotregion sind 329,3 km des Fließgewässernetzes als Restwasserstrecken ausgewiesen, 143 km sind durch Schwall beeinflusst und 19,4 km sind Staustrecken (Abb. 15). Im Untersuchungsgebiet sind insgesamt 534,9 km (9,6 % der gesamten Fließgewässerstrecke) vom Kraftwerksbetrieb beeinflusst, wobei in Salzburg, gefolgt von Südtirol, Kärnten und Osttirol die größten Beeinflussungen vorliegen (Tabelle 6). Allerdings befindet sich nur eine Fließgewässerstrecke von 12,8 km (2,4 %) im Nationalpark Hohe Tauern und den Schutzgebieten Südtirols, die von Schwall, Stau, oder Sunk betroffen ist (Tabelle 7).

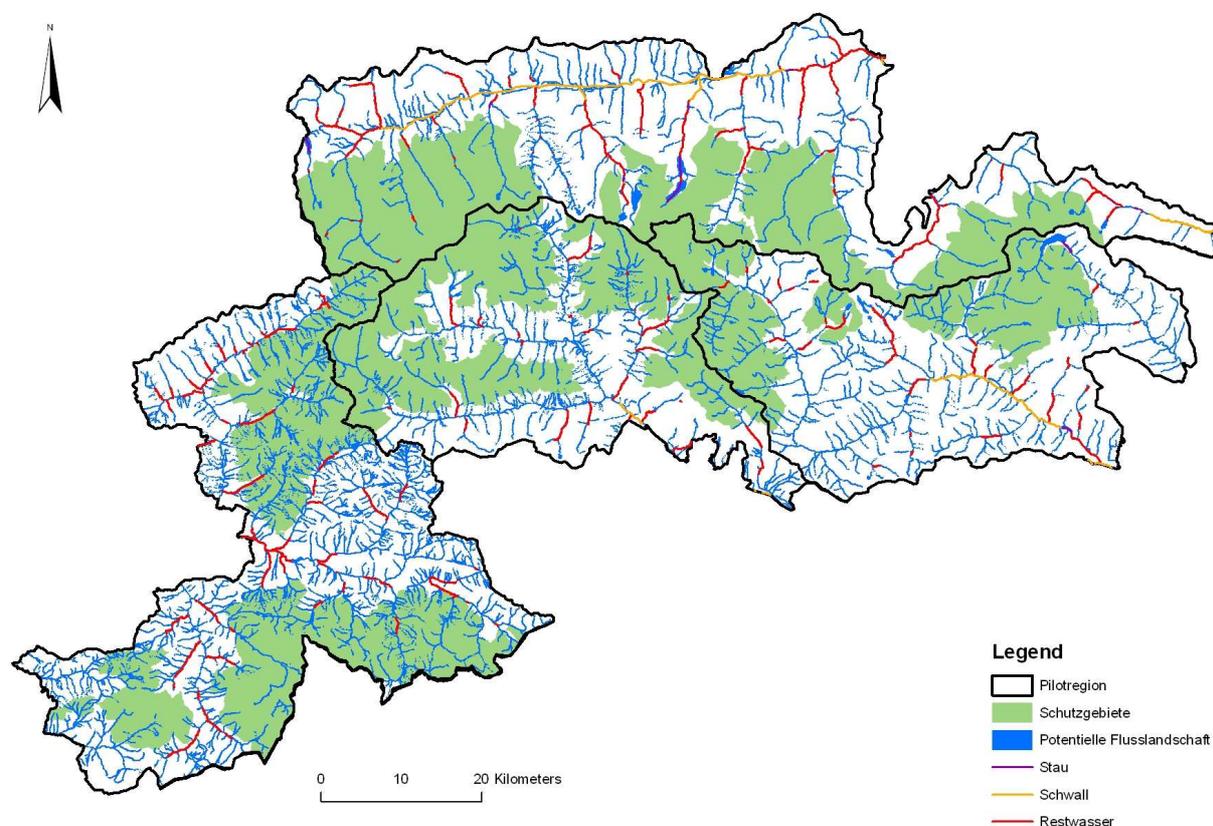


Abb. 15: Fließgewässerstrecken, die durch den Kraftwerksbetrieb beeinflusst sind

3.5.6 Gewässermorphologie

Im österreichischen Teil der Pilotregion lag auf einer Gesamtstrecke von 1349,2 km eine Bewertung der Gewässermorphologie vor, wobei 64,2 km mit einer mäßigen und 137,8 km mit einer befriedigenden Uferdynamik beurteilt wurden, sowie 18,9 km mit einer mäßigen und 72,2 km mit einer befriedigenden Sohdynamik. In der „ökomorphologischen Gesamtbewertung“ waren 67,2 km als stark verändert und 153,8 km als mäßig verändert eingestuft. Somit ist auf einer gesamten Strecke von 514,1 km eine Beeinträchtigung der Gewässermorphologie gegeben, wobei in diesen Bereichen die Sohl-, Uferdynamik, oder Ökomorphologie beeinträchtigt sein können (Abb. 16, Tabelle 6).

Für Südtirol wurde eine Strecke von 314,3 km errechnet, wo Längsbauwerke auftreten (Abb. 16). Dabei konnten noch zusätzlich Fließstrecken mit Steinschichtung (257,1 km), Natursteinmauer (101,8 km), Zementwerk (82,8 km), Blockwurf (51 km), Drahtschotterkörben (43,2 km), kombinierter Uferverbauung (35,3 km), Ansatzsteinen (22,8 km), Erosion (20,8 km), Erddamm (18,7 km), Holzverbauung (12,6 km) und einer anderen Uferverbauung (23,5 km) identifiziert werden. Für die Pilotregion ergibt das eine Fließgewässerstrecke von 1879,5 km (33,9 % vom gesamten Fließgewässernetz), an der die Gewässermorphologie im Bereich der Sohle und des Ufers beeinträchtigt ist (Abb. 16). Im Nationalpark Hohe Tauern und den Schutzgebieten Südtirols treten nur 52,9 km (6,4 %) mit einer Beeinträchtigung der Gewässermorphologie auf (Tabelle 7).

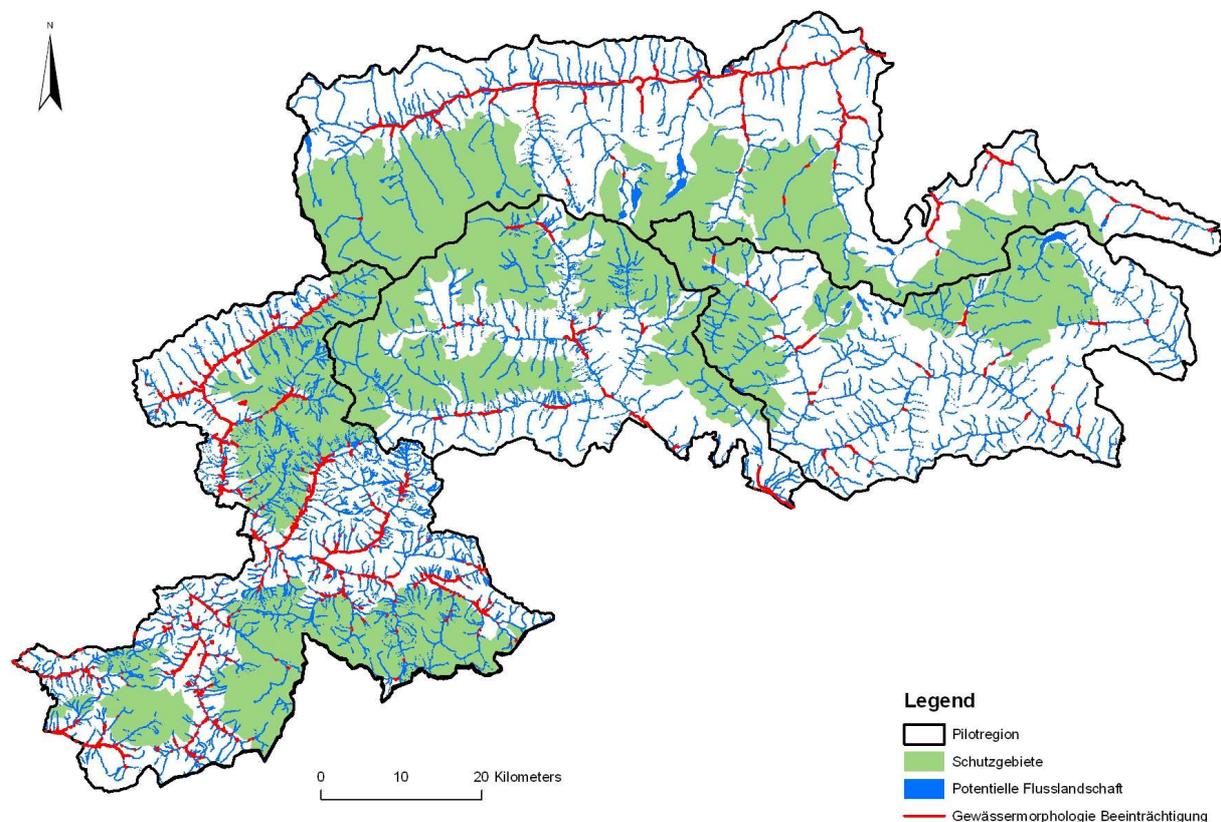


Abb. 16: Bereiche mit verschiedensten Beeinträchtigungen der Gewässermorphologie

Eine abschließende Übersicht über Ausmaß und Anzahl der erhobenen Fragmentierungselemente in der Pilotregion geben Tabelle 6 bzw. für die potentielle Flusslandschaft Tabelle 7 und Abbildung 23.

Tabelle 6: Erhobene Parameter in der Pilotregion getrennt nach Bundesländern bzw. Provinzen. Ktn=Kärnten, Sbg=Salzburg, O-Tirol=Osttirol, S-Tir=Südtirol.

		Ktn	Sbg	O-Tir	S-Tir	gesamt
Pilotregion	[km ²]	1373,1	2090,6	1236,4	1843,3	6543,4
geschützte Landschaftsteile	[km ²]	447,3	1169,1	612,8	800,2	3029,4
Fläche Schutzgebiet (NPHT, NPST)	[km ²]	420,2	806,1	611,9	800,2	2638,4
Fließgewässer	[km]	988,7	1222,1	1020,2	2312,1	5543,2
Einzugsgebiete	[n]	503	913	399	40	1855
Landnutzung (CLC 2000)	[km ²]	103	202,7	72,3	203,2	581,2
bebaute Gebiete (WiGeoGis)	[km ²]	7,3	19,8	6,1	15,1	48,3
Straßen und asphaltierte Wege	[km]	1514,1	2162,7	1127,3	2657,2	7461,3
Schienen	[km]	34,7	81,9	5,9	36,5	159
Querbauwerke	[n]	426	841	392	8721	10380
Kraftwerke	[n]	121	402	134	281	938
beeinträchtigte Gewässermorphologie	[km]	78	313,5	122,6	314,3	828,4
Einfluss durch Kraftwerksbetrieb	[km]	85,7	241,8	75,3	132,1	534,9
Natürliche Abstürze, Wasserfälle	[n]	825	684	1051	2468	5028

Die natürlichen und anthropogenen Fragmentierungselemente umfassen weite Teile der potentiellen Flusslandschaft in der Pilotregion. In dieser befindet sich eine Fläche von 191,4 km², die anthropogenen beeinflusst ist (CLC-2000), 19 km² mit Siedlungen, 1692,1 km asphaltierte Straßen, 94 km Schienen, 10380 Querbauwerke, 768 Kraftwerke und Mühlen, 828,4 km mit einer Beeinträchtigung der Gewässermorphologie, 534,9 km mit Stau-, Schwall-, oder Restwasserstrecken, und 5028 natürliche Abstürze und Wasserfälle (Abb. 23). Von den künstlichen Barrieren befindet sich nur ein Bruchteil in den Schutzgebieten des Nationalparks Hohe Tauern und den Naturparks in Südtirol (Abb. 23, Tabelle 7). Der prozentuale Anteil aller Fragmentierungselemente in der potentiellen Flusslandschaft ist, bis auf natürliche Abstürze und Wasserfälle, in den Schutzgebieten der Pilotregion gering (Tabelle 7).

Tabelle 7: Fragmentierungselemente in der potentiellen Flusslandschaft getrennt nach Bundesländern bzw. Provinzen (Ktn=Kärnten, Sbg=Salzburg, O-Tir=Osttirol, S-Tir=Südtirol) und deren prozentueller Anteil im Nationalpark Hohe Tauern (NPHT) und den Schutzgebieten Südtirols (SGST) grau hinterlegt. Schutzg=Schutzgebiete.

		Ktn	NPHT	Sbg	NPHT	O-Tir	NPHT	S-Tir	SGST	gesamt	Schutzg
			[%]		[%]		[%]		[%]		[%]
potentielle Flusslandschaft	[km ²]	177,5	22,8	220,4	19,6	166,7	34,4	384,8	34,5	949,4	28,8
Landnutzung (CLC 2000)	[km ²]	28,3	1,4	61,5	2,0	29,8	0,0	72,2	3,3	191,8	2,1
bebaute Gebiete (WiGeoGis)	[km ²]	2,3	0,0	7,2	0,0	2,2	0,0	7,3	0,0	19	0,0
Straßen und asphaltierte Wege	[km]	234,3	2,9	432	0,6	245,2	1,4	780,6	4,7	1692,1	2,9
Schienen	[km]	7,2	0,0	60,5	0,0	2,4	0,0	23,9	0,0	94	0,0
Querbauwerke	[n]	426	0,5	841	6,2	392	12,8	8721	10,7	10380	10,0
Kraftwerke	[n]	72	1,4	345	9,3	115	10,4	236	13,1	768	9,9
beeinträchtigte Gewässermorphologie	[km]	78	0,4	313,5	1,4	122,6	3,6	314,3	13,9	828,4	6,4
Einfluss durch Kraftwerksbetrieb	[km]	85,7	2,2	241,8	1,9	75,3	0,7	132,1	4,4	534,9	2,4
Natürliche Abstürze, Wasserfälle	[n]	825	26,9	684	26,5	1051	34,6	2468	51,1	5028	40,3

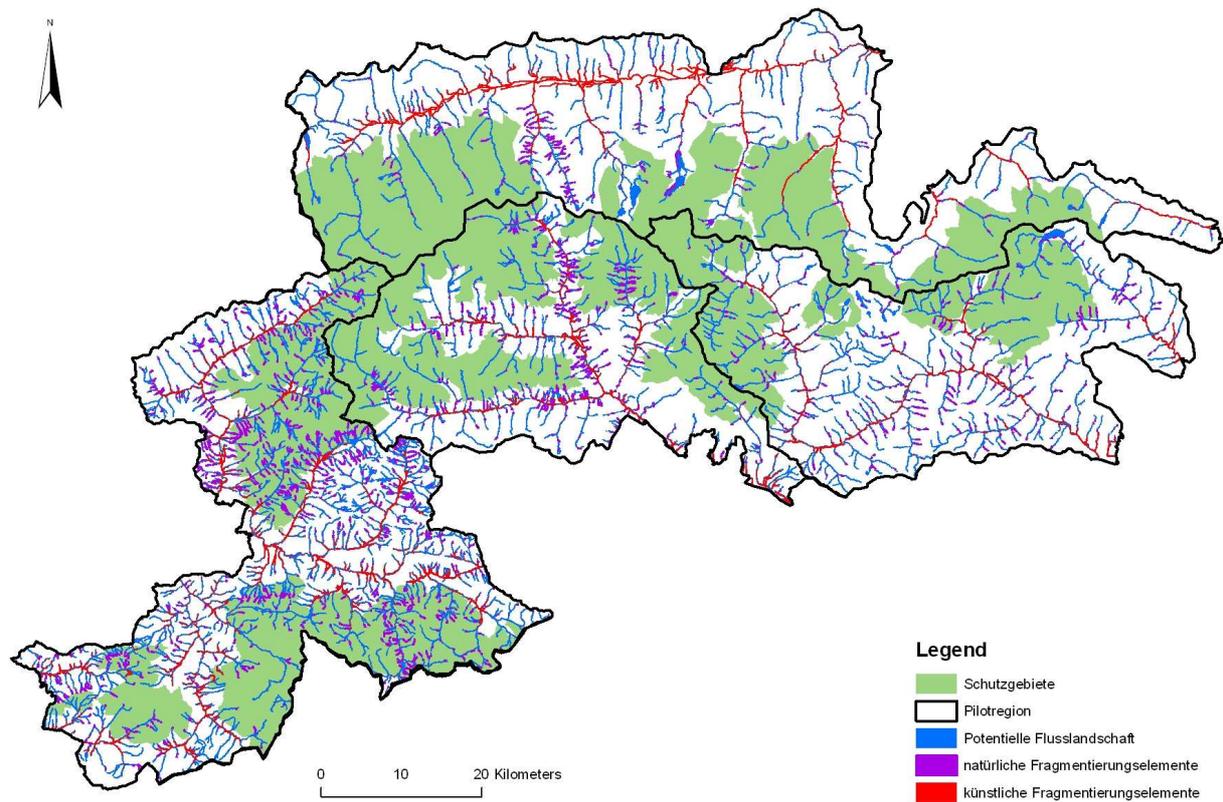


Abb. 23: Natürliche und künstliche Fragmentierungselemente im Bereich der potentiellen Flusslandschaft

3.6 Fragmentierung

3.6.1 Anthropogene und natürliche Fragmentierung

Von den insgesamt 1700 Einzugsgebieten (EZG) ist die potentielle Flusslandschaft in 737 EZG stark (43,4 %), in 427 mäßig (25,1 %) und in 536 schwach (31,5 %) fragmentiert (Abb. 17). Dabei spielt die anthropogene Fragmentierung sowohl im österreichischen Teil der Pilotregion (ANOVA: $H = 867,142$; $P < 0,001$), als auch in Südtirol (ANOVA: $H = 52,168$; $P < 0,001$) eine weitaus größere Rolle, als die natürliche (Abb. 18). Die potentielle Flusslandschaft ist im Nationalpark Hohe Tauern und den Schutzgebieten Südtirols in 43,8 % der EZG schwach fragmentiert, gefolgt von 30,5 % der EZG mit einer starken und 25,7 % mit einer mäßigen Fragmentierung. In den österreichischen Bundesländern wurde die stärkste Fragmentierung der potentiellen Flusslandschaft in Salzburg im EZG Felber Bach (vom Haidbach bis zur Mündung in die Schwarzach) mit einer effektiven Maschenweite (m_{eff}) von $0,017 \text{ km}^2$ auf $0,58 \text{ km}^2$ nachgewiesen. In Osttirol war das EZG Schwarzach (vom Froditzbach bis zum Stemmeringer Almbach) mit einer m_{eff} von $0,027 \text{ km}^2$ auf $0,6 \text{ km}^2$ am stärksten fragmentiert und in Kärnten das EZG Zirknitz (vom Kluidbach bis zur Mündung in die Möll) mit einer m_{eff} von $0,043 \text{ km}^2$ auf $0,61 \text{ km}^2$. In Südtirol konnte im EZG Rienz (Gader) mit einer m_{eff} von $0,48 \text{ km}^2$ auf 42 km^2 die stärkste Fragmentierung nachgewiesen werden.

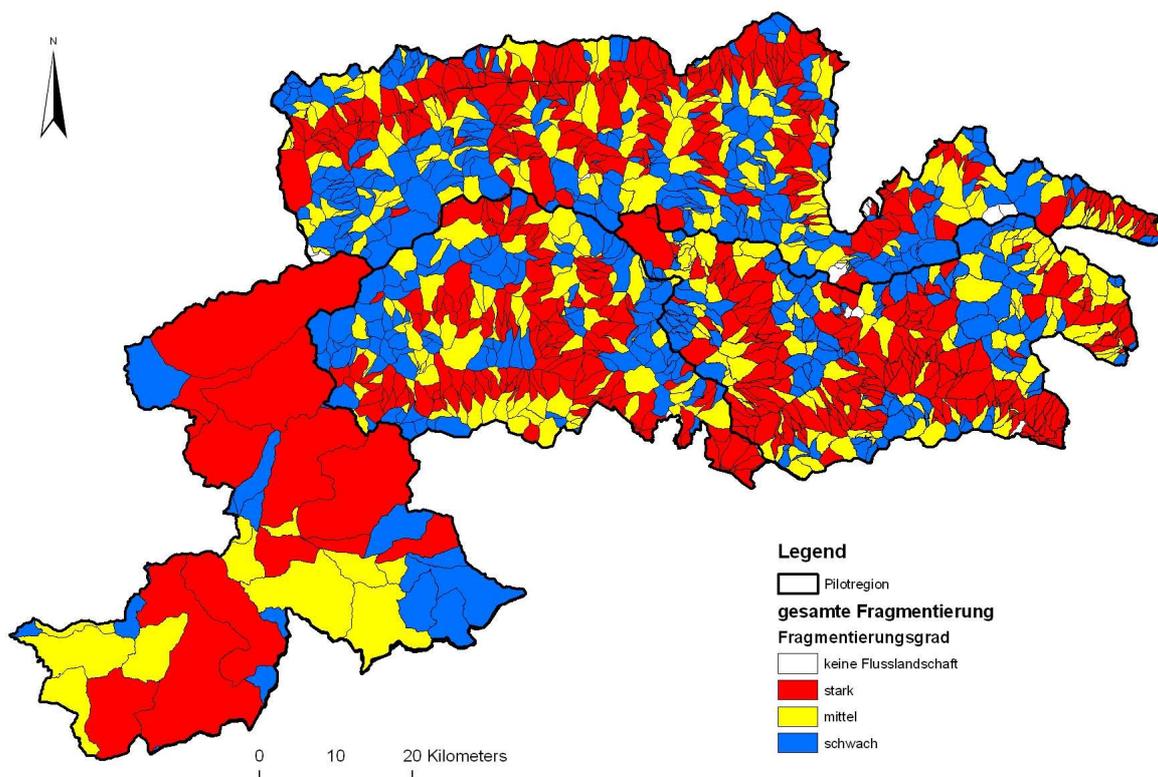


Abb. 17: Natürliche und anthropogene Fragmentierung in der potentiellen Flusslandschaft (Darstellung auf Einzugsgebietsebene)

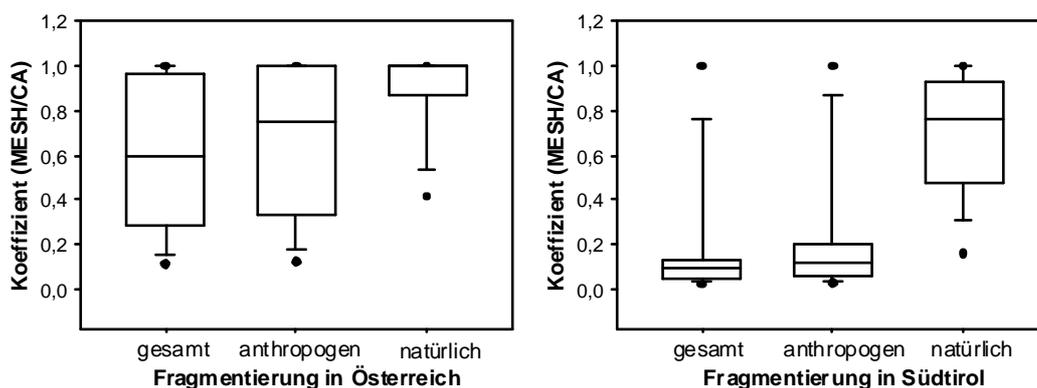


Abb. 18: Box-Whisker Plots mit den drei Fragmentierungsanalysen im Vergleich, getrennt für den österreichischen (links) und italienischen Teil der Pilotregion (rechts)

3.6.2 Anthropogene Fragmentierung

Durch menschliche Aktivitäten wird die potentielle Flusslandschaft in der Pilotregion am stärksten fragmentiert. Von den 1700 Einzugsgebieten (EZG) mit einem Anteil an der potentiellen Flusslandschaft liegt in 631 ein starker (37,1 %), in 347 ein mäßiger (20,4 %) und in 722 ein schwacher (42,5 %) Fragmentierungsgrad vor (Abb. 19). In Österreich deckt sich die anthropogene vor allem in den Tallagen zu großen Teilen mit der gesamten Fragmentierung (vergleiche Abb. 17 und Abb. 19).

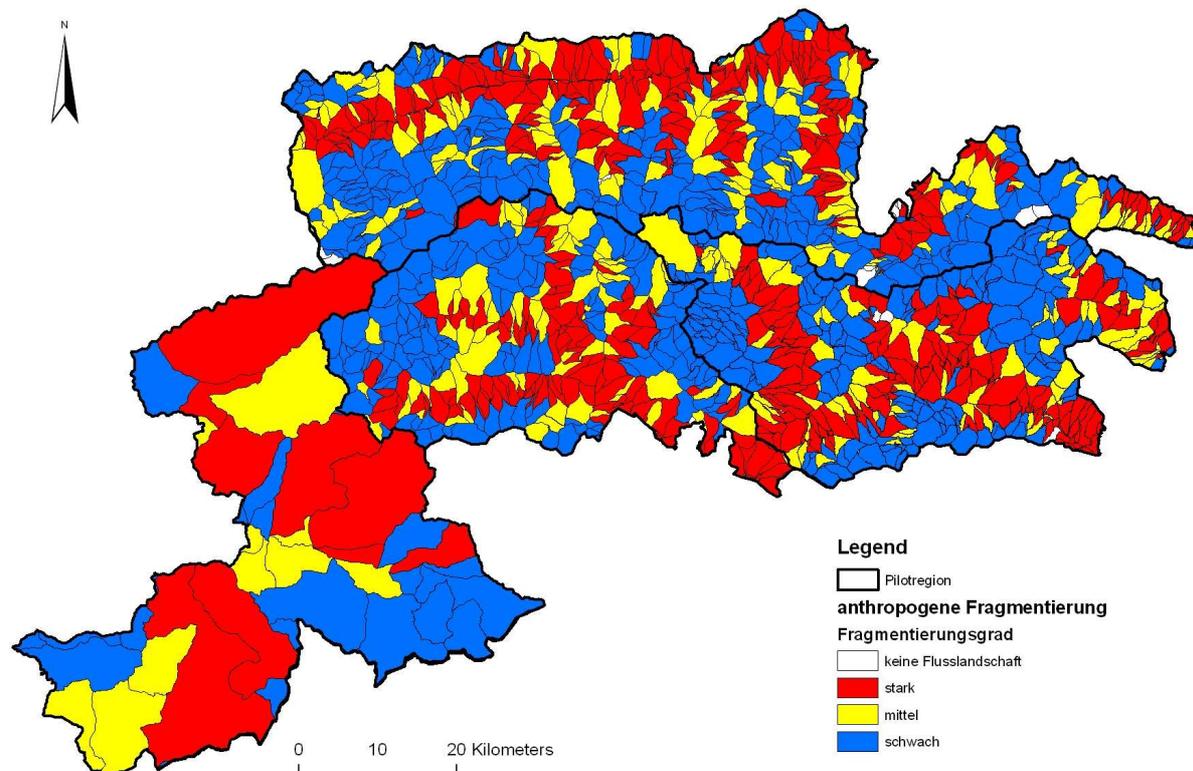


Abb. 19: Anthropogene Fragmentierung in der potentiellen Flusslandschaft (Darstellung auf Einzugsgebietsebene)

Im Nationalpark Hohe Tauern und den Schutzgebieten Südtirols ist die potentielle Flusslandschaft in den meisten EZG (61 %) nur von schwacher anthropogener Fragmentierung betroffen, 20,3 % sind stark und 18,7 % mäßig zerschnitten.

3.6.3 Natürliche Fragmentierung

Die natürliche Fragmentierung tritt hauptsächlich an den Talflanken der Trogtäler und in den hochalpinen Lagen auf, wo große Hangneigungen und somit natürliche Abstürze und Wasserfälle auftreten. Insgesamt hat die natürliche Fragmentierung nur einen geringen Einfluss auf die Zerschneidung der Flusslandschaft. Von den 1700 Einzugsgebieten mit einem Anteil an der potentiellen Flusslandschaft sind 137 Einzugsgebiete stark (8,1%), 320 mäßig (18,8 %) und 1243 schwach (73,1 %) fragmentiert (Abb. 20).

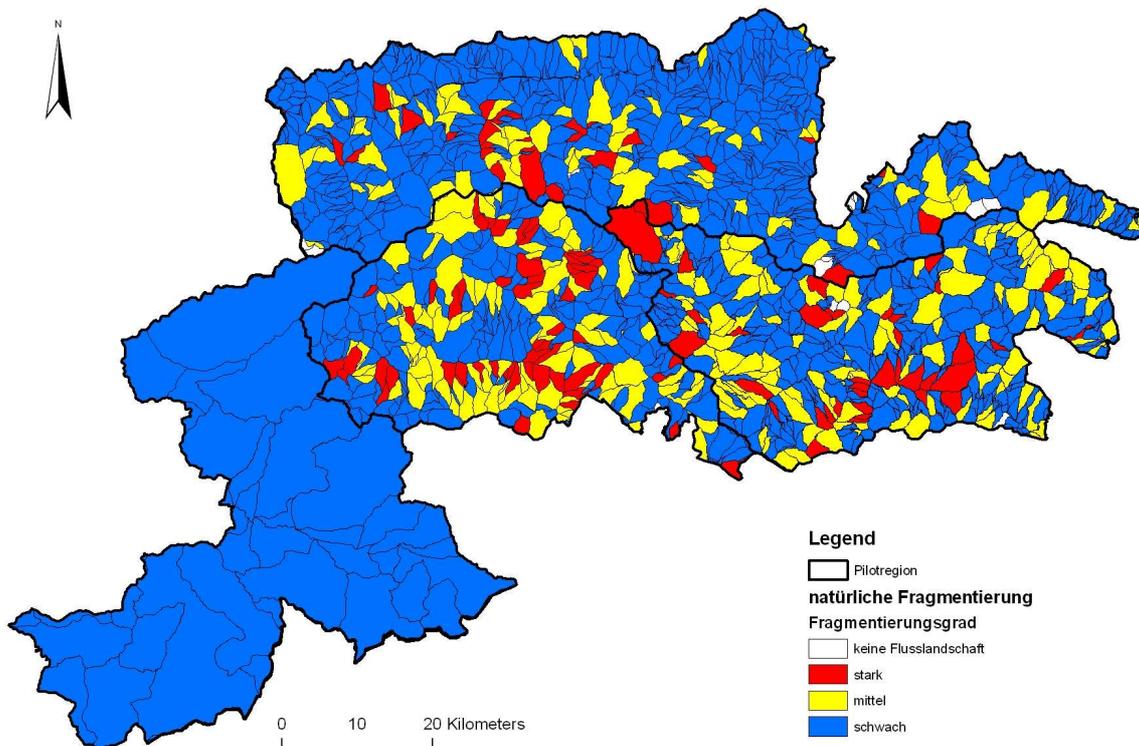


Abb. 20: Natürliche Fragmentierung in der potentiellen Flusslandschaft (Darstellung auf Einzugsgebietezebene)

Durch die natürliche Fragmentierung ist die potentielle Flusslandschaft in den Schutzgebieten der Pilotregion in 66,4 % der EZG schwach zerschnitten, in 22,9 % mäßig und in 10,7 % stark fragmentiert.

3.6.4 Vergleich der Fragmentierung bei einheitlichem Flächenbezug

Von den insgesamt 92 Rasterfeldern, die innerhalb bzw. zum Teil in der Pilotregion liegen, ist die potentielle Flusslandschaft bezüglich der gesamten Fragmentierung in 30 Feldern stark (32,6 %), in 29 mäßig (31,5 %) und in 33 schwach (35,9 %) zerschnitten (Abb. 22A).

Dabei spielt wie bei den vorherigen Analysen die anthropogene Fragmentierung eine größere Rolle, als die natürliche (Abb. 21). Auch bei diesem Flächenbezug waren die anthropogene und natürliche Fragmentierung signifikant unterschiedlich (ANOVA: $H = 121,591$, $P < 0,001$) und es war kein signifikanter Unterschied zwischen der gesamten und der anthropogenen Fragmentierung festzustellen ($P > 0,05$).

Wenn man die anthropogene Fragmentierung separat betrachtet, ist die potentielle Flusslandschaft in 19 Rasterfeldern stark (20,7 %), in 29 mäßig (31,5 %) und in 44 schwach (47,8 %) fragmentiert (Abb. 22B).

Die Analyse der natürlichen Fragmentierung in der potentiellen Flusslandschaft resultierte in 1 Rasterfeld mit einem mäßigen (1,1 %) und in 91 Feldern mit einem schwachen Fragmentierungsgrad (98,9 %) (Abb. 22C).

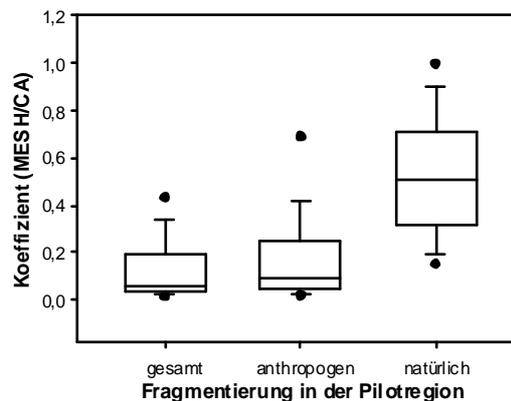


Abb. 21: Box-Whisker Plot mit den drei Fragmentierungsanalysen im Untersuchungsgebiet bei gleichen Flächenbezug

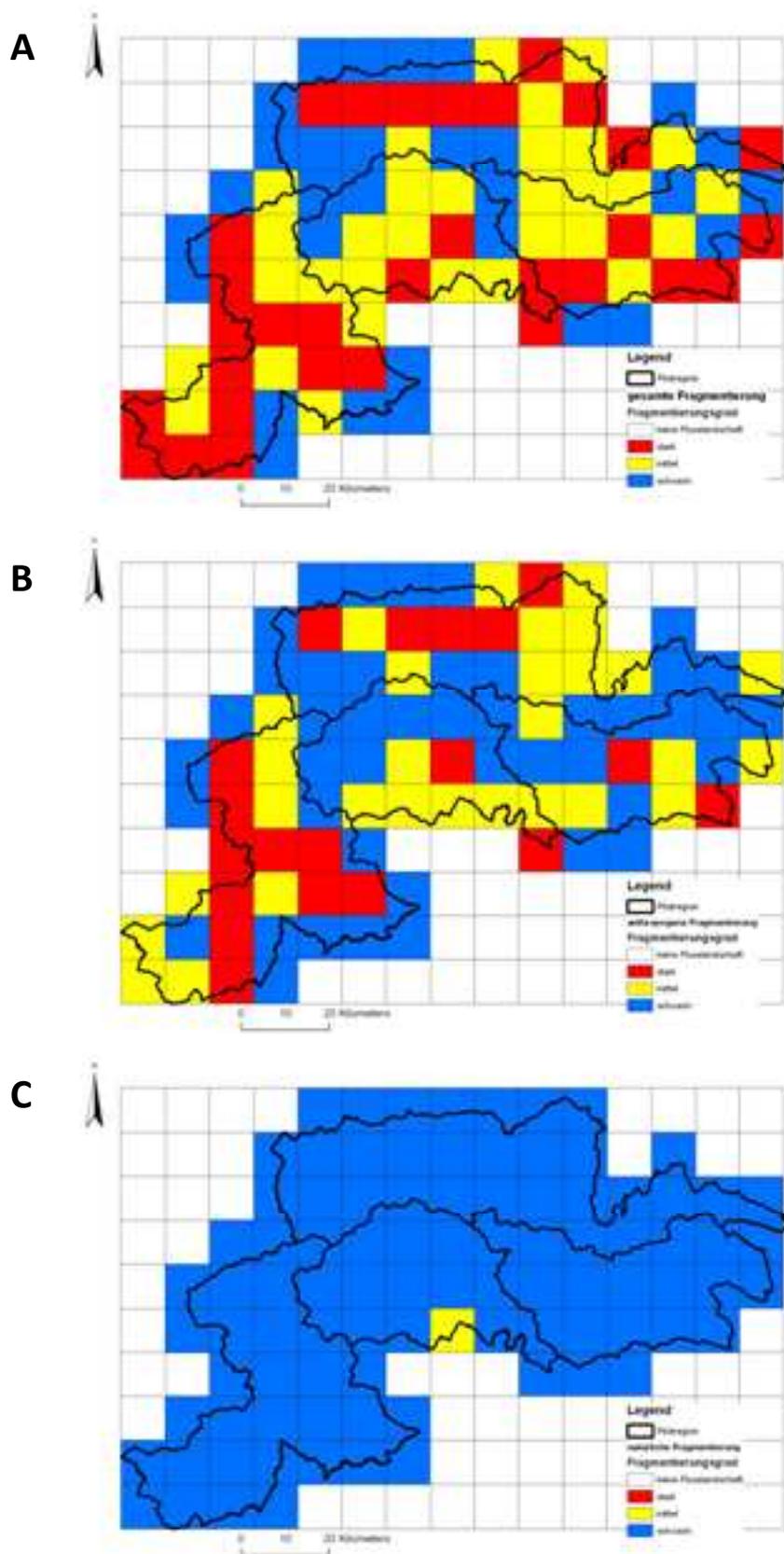


Abb. 22 A-C: Gesamte (A), anthropogene (B) und natürliche (C) Fragmentierung der potentiellen Flusslandschaft bei einheitlichem Flächenbezug (Rasterdarstellung)

3.7 Habitategnung und Barrieren für die Leitarten

3.7.1 Habitategnung für den Fischotter

Die Habitategnung für den Fischotter wurde auf einer Fläche von insgesamt 5718,5 km² berechnet (Abb. 24), was 87,4 % der Pilotregion entspricht. Die Rasterfelder mit ihren Habitategnungswerten von 0 bis 100 wurden mit Hilfe der Quantilen in die Kategorien gut (64-100), mittel (45-63) und schlecht (0-44) eingeteilt. Davon hatten 32,8 % (1873 km²) eine gute, 31,5 % (1804,4 km²) eine mäßige und 35,7 % (2041,1 km²) eine schlechte Habitategnung für den Fischotter. Das Modell konnte mit den historischen und aktuellen Vorkommen des Fischotters verifiziert werden (Abb. 24).

Im Nationalpark Hohe Tauern und den Schutzgebieten Südtirols (2638 km²) weisen 14 % (368,8 km²) eine gute, 18,3 % (482,1 km²) eine mäßige und 47,9 % (1265 km²) eine schlechte Habitategnung für den Fischotter auf. Insgesamt sind 19,8 % (522,5 km²) der Schutzgebiete für den Fischotter ungeeignet, da diese Bereiche zu weit von einem Fließgewässer entfernt, zu steil oder zu hoch gelegen sind.

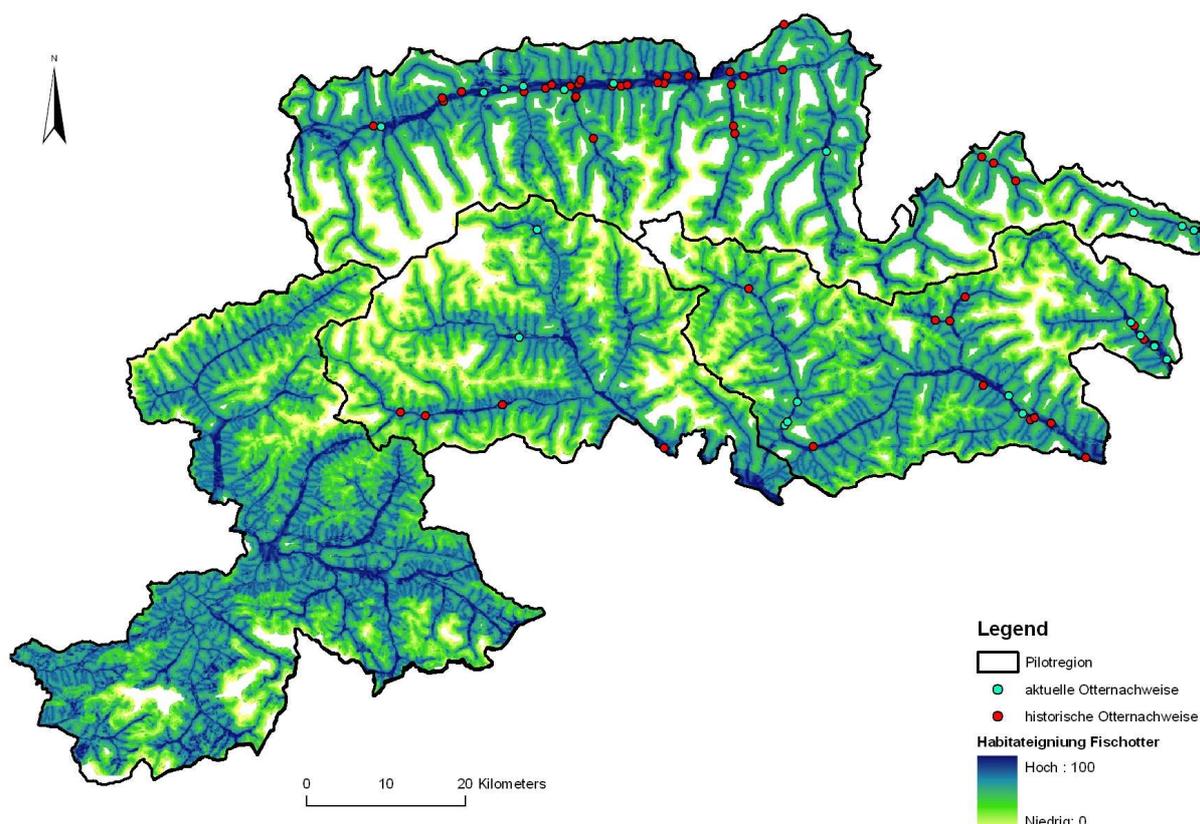


Abb. 24: Errechnetes Habitategnungsmodell für den Fischotter mit aktuellen Fischotternachweisen (Andreas Kranz, 2009) und historischen Fundorten (Jahrl, 1995; nur Nationalparkregion Hohe Tauern)

3.7.2 Barrieren für den Fischotter

Von den 1855 Einzugsgebieten (EZG) in der Pilotregion war in 898 EZG kein Bewegungshindernis für den Fischotter (Verkehrswege, Siedlungen) vorhanden (48,4 %), gefolgt von 419 EZG mit einem Hindernis (22,6 %), 305 EZG mit drei Hindernissen (16,4 %), 207 EZG mit zwei Hindernissen (11,2 %) und 26 EZG mit vier Hindernissen (1,4 %) (Abb. 25).

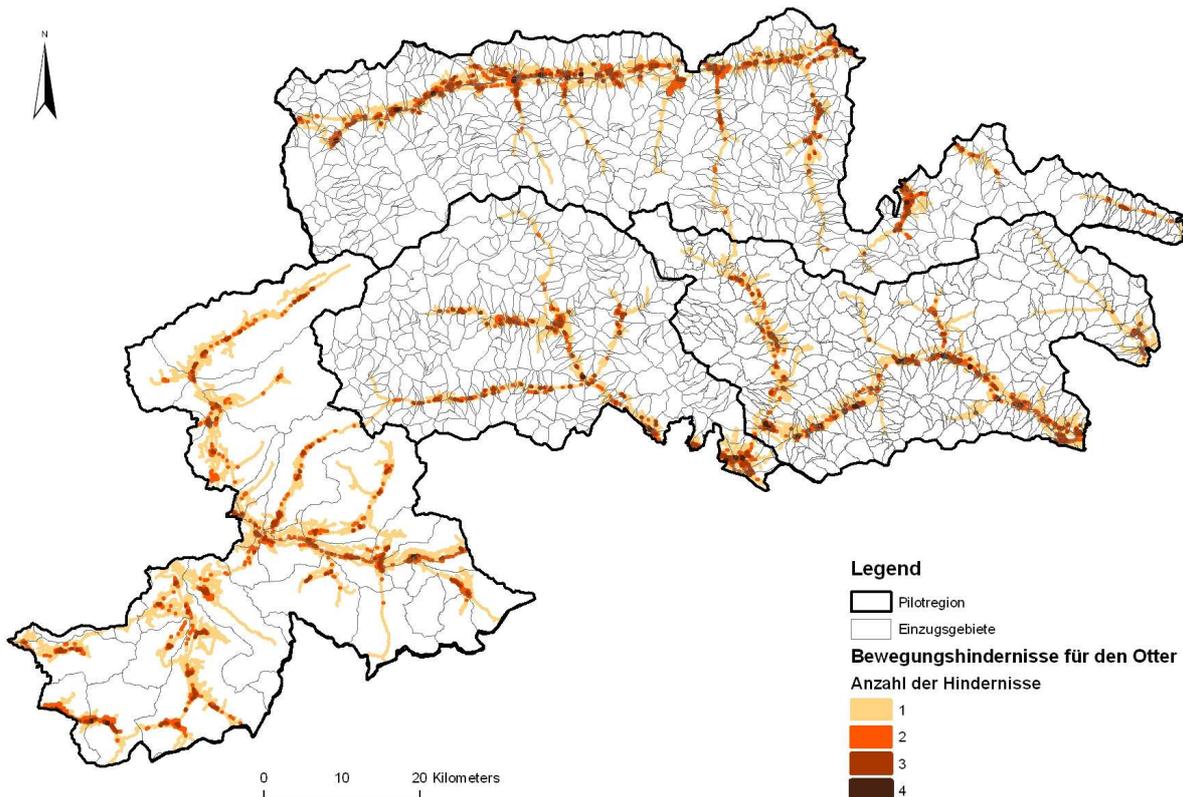


Abb. 25: Bewegungshindernisse für den Fischotter im potentiellen Habitat nach der Häufigkeit ihres Auftretens

In 938 EZG (50,6 %) war keine Beeinträchtigung im Habitat (Querbauwerke, Kraftwerke und deren Betrieb, Beeinträchtigung der Gewässermorphologie) vorhanden, in 440 EZG (23,7 %) konnte eine, in 329 EZG (17,7 %) zwei, in 122 (6,6 %) drei und in 26 EZG (1,4 %) vier Beeinträchtigungen für den Fischotter nachgewiesen werden (Abb. 26).

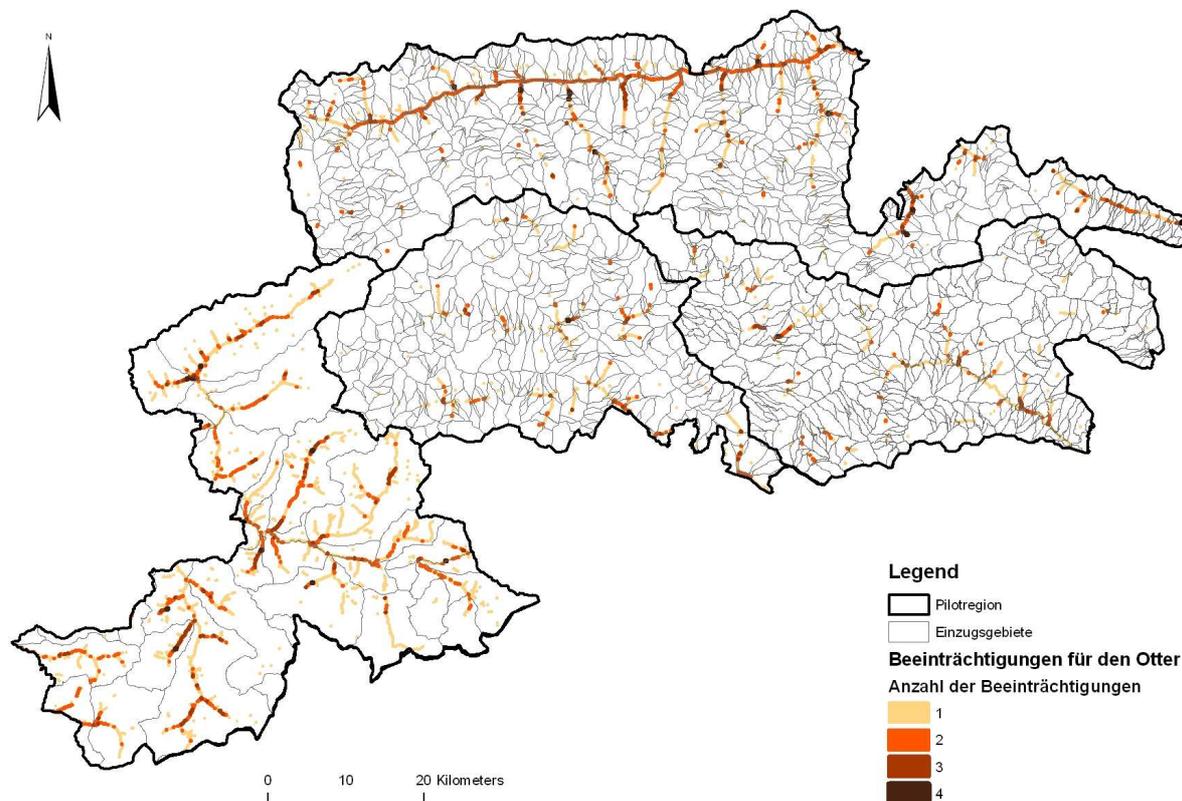


Abb. 26: Beeinträchtigungen für den Fischotter im potentiellen Habitat nach der Häufigkeit ihres Auftretens

Die Bewegungshindernisse (Verkehrswege, Siedlungen) für den Fischotter befinden sich hauptsächlich in den Tallagen und nur 7,2 % kommen im Nationalpark Hohe Tauern und den Schutzgebieten Südtirols vor. Von allen Bewegungshindernissen befinden sich 20 % in Arealen mit einer guten Habitateignung für den Otter, 78 % treten in mäßiger und 2 % in schlechter Eignung auf (Abb. 27, Abb. 28).

Auch die Beeinträchtigungen im Fischotterhabitat (Querbauwerke, Kraftwerke und deren Betrieb, Beeinträchtigung der Gewässermorphologie) befinden sich hauptsächlich in den Niederungen und nur 1,1 % kommen im Schutzgebiet vor. Der Großteil aller Beeinträchtigungen im Fischotterhabitat kommt dabei in Arealen vor, die eine gute Habitateignung (98 %) aufweisen, 1,97 % treten in mäßiger und nur 0,03 % in schlechter Eignung auf (Abb. 27, Abb. 28).

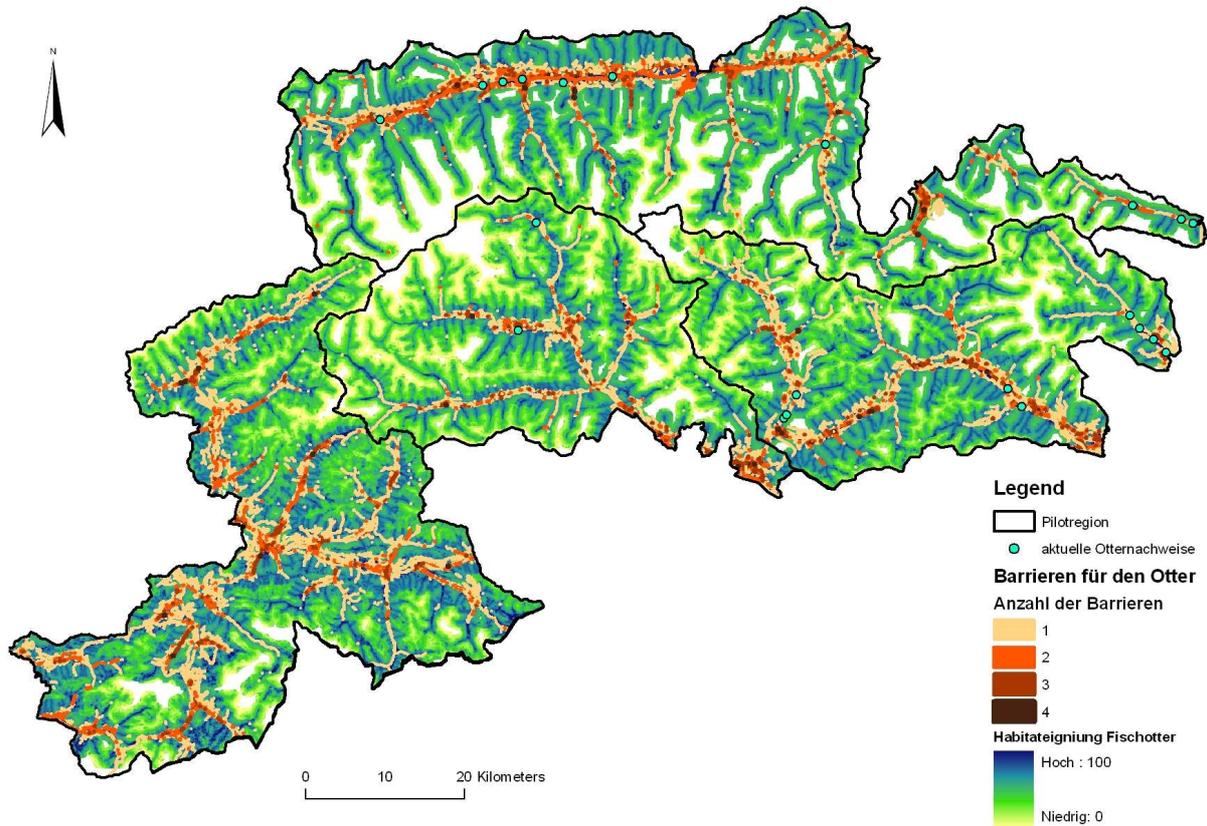


Abb. 27: Aktuelles Fischottervorkommen mit auftretenden Barrieren im potentiellen Habitat

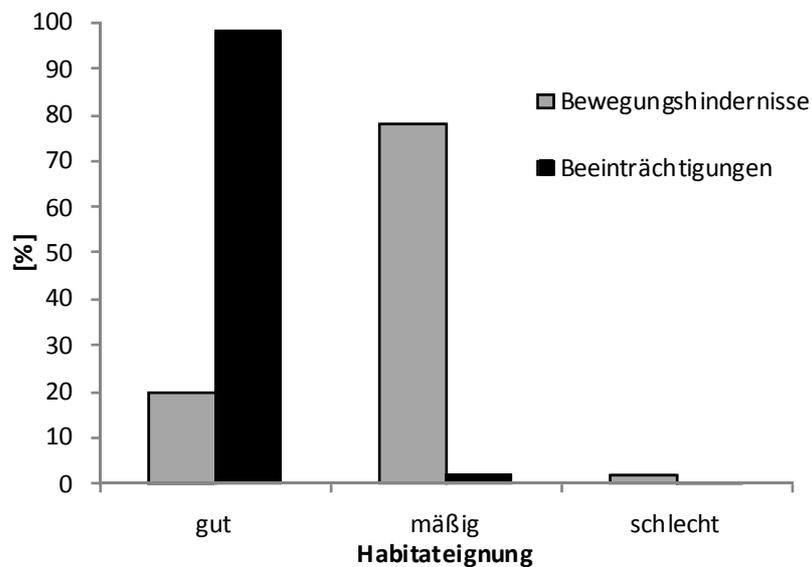


Abb. 28: Anteil der Barrieren in den Flächen mit guter, mäßiger und schlechter Habitateneignung für den Fischotter

3.7.3 Habitateignung für die Koppe

Die Flusslandschaft, in der ein Vorkommen der Koppe aufgrund artspezifischer Lebensraumeigenschaften möglich ist, umfasst in der Pilotregion 944,2 km² (Abb. 29), wovon sich 28,8 % (272,2 km²) im Nationalpark Hohe Tauern und den Schutzgebieten Südtirols befinden. Die Rasterfelder mit ihren Habitateignungswerten wurden mit Hilfe der Quantilen in die Kategorien gut (77-100), mäßig (69-76) und schlecht (40-68) eingeteilt. Davon entfallen rund 4,3 % (40,3 km²) auf einen guten, 12,4 % (117,5 km²) auf einen mäßigen und 83,3 % (786,4 km²) auf einen schlechten Zustand für die Koppe in der Pilotregion (Abb. 29).

In den Schutzgebieten der Pilotregion findet die Koppe nur auf 0,4 % (1,1 km²) einen guten, auf 2,2 % (6 km²) einen moderaten und auf 97,4 % (265 km²) einen schlechten Zustand vor.

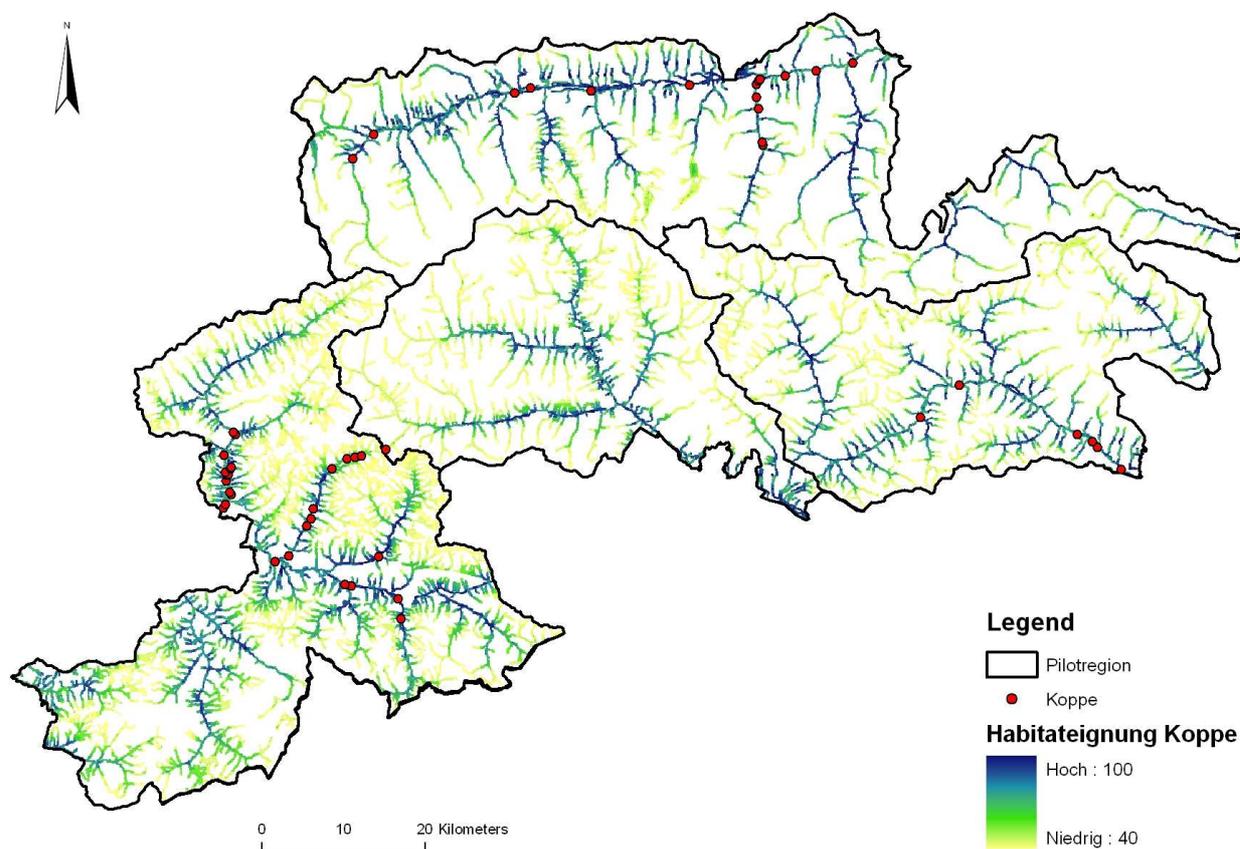


Abb. 29: Errechnetes Habitateignungsmodell für die Koppe mit den aktuellen Verbreitungsdaten von Steiner & Stampfer (1987), Honsig-Erlenburg et al. (2002), Landesregierungen Salzburg, Tirol und Autonome Provinz Bozen

3.7.4 Barrieren für die Koppe

Von den 1855 Einzugsgebieten (EZG) in der Pilotregion war in 1809 EZG keine Beeinträchtigung für die Koppe im Habitat vorhanden (58,7 %), gefolgt von 445 EZG mit einem Hindernis (24 %), 308 EZG mit zwei Hindernissen (16,6 %) und 13 EZG mit drei Hindernissen (0,7 %) (Abb. 30).

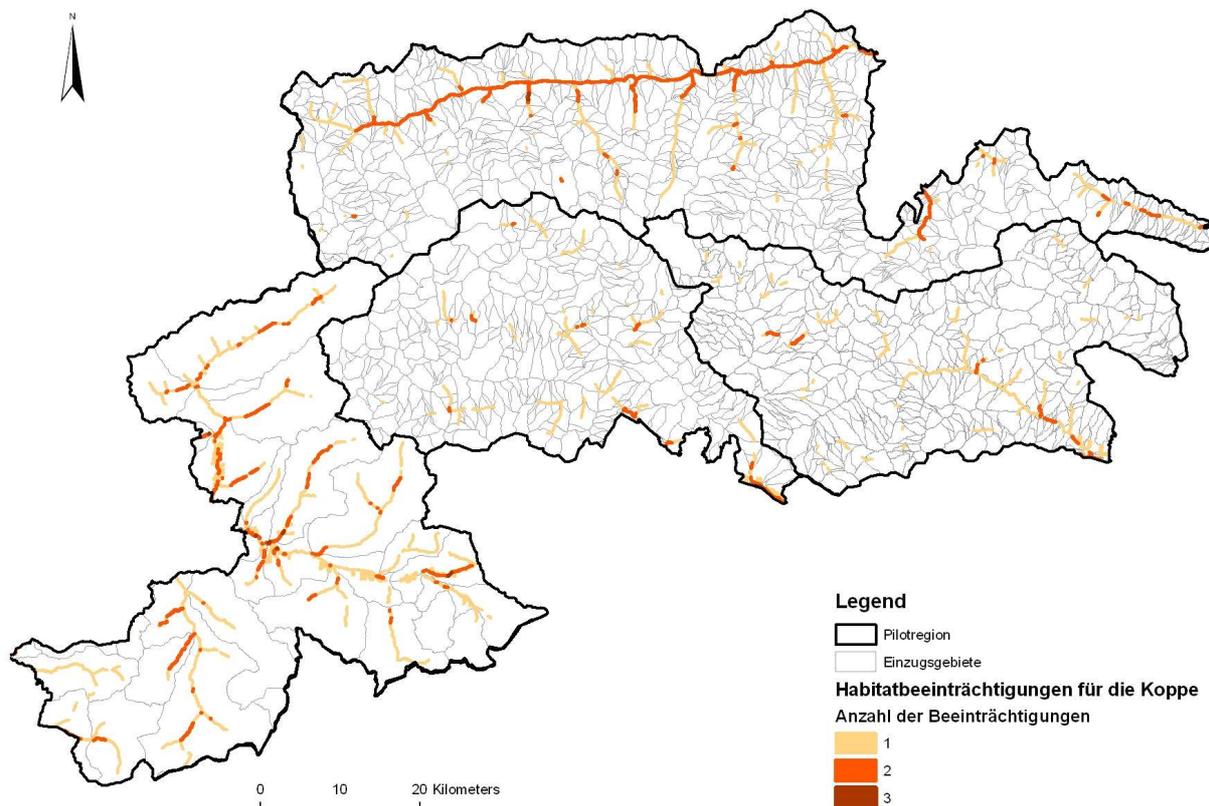


Abb. 30: Beeinträchtigungen im Habitat für die Koppe nach der Häufigkeit ihres Auftretens

In 721 EZG (38,9 %) wurde kein Bewegungshindernis (natürliche und künstliche Querbauwerke, Kraftwerke, geländebedingte Abstürze) für die Koppe festgestellt, in 885 EZG (47,7 %) wurde ein Hindernis, in 218 EZG (22,5 %) zwei und in 31 EZG (1,7 %) drei Hindernisse ausgemacht (Abb. 31).

Die Bewegungshindernisse für die Koppe wurden nochmals getrennt nach natürlichen (Abb. 32) und künstlichen Hindernissen (Abb. 33) dargestellt. Die Bewegungshindernisse für die Koppe waren zu 88,6 % künstlichen Ursprungs und zu 12,4 % natürlich bedingt.

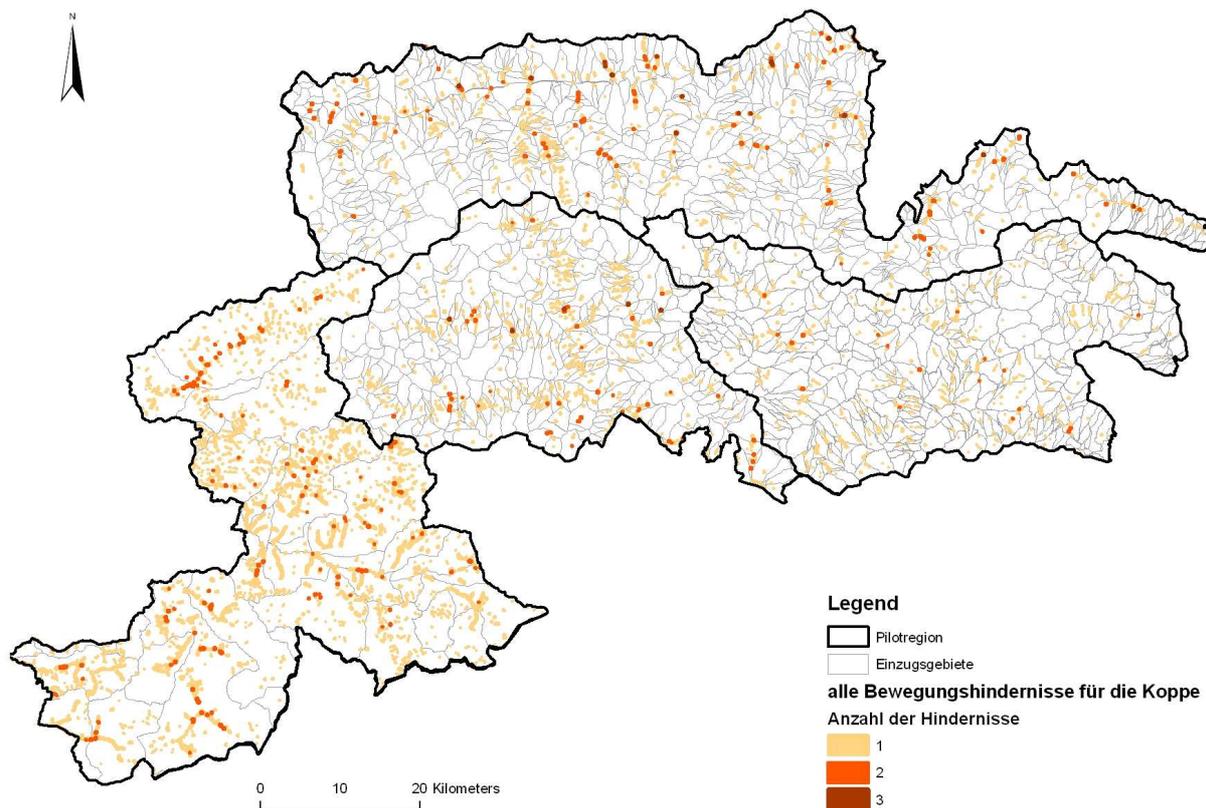


Abb. 31: Alle Bewegungshindernisse für die Koppe nach der Häufigkeit ihres Auftretens

Die Bewegungshindernisse für die Koppe treten hauptsächlich in den Tallagen auf, wobei 14 % davon in den Schutzgebieten vorkommen. Von allen Bewegungshindernissen befinden sich 6 % in Arealen mit einer guten Habitateignung für die Koppe, 22 % treten in mäßiger und 72 % in Abschnitten mit einer schlechten Eignung auf (Abb. 34, Abb. 35).

Auch die Beeinträchtigungen im Habitat für die Koppe befinden sich hauptsächlich in den Niederungen und nur 3 % kommen in den Schutzgebieten vor. Der Großteil aller Beeinträchtigungen für die Koppe kommt in Arealen vor, die eine schlechte Habitateignung (54 %) aufweisen, da diese Eignungsklasse am häufigsten auftritt. In mäßiger Habitateignung treten 30 % aller Beeinträchtigungen auf und 16 % kommen in schlechter Eignung vor (Abb. 34, Abb. 35).

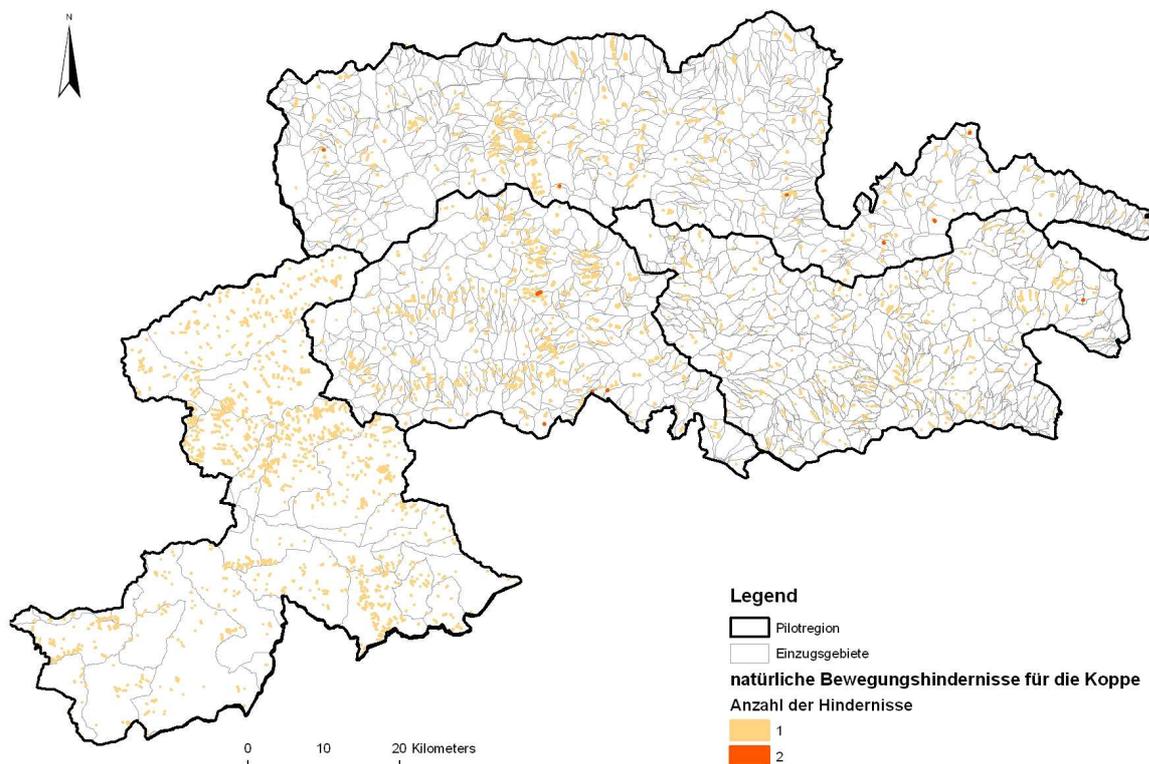


Abb. 32: Natürliche Bewegungshindernisse für die Koppe nach der Häufigkeit ihres Auftretens

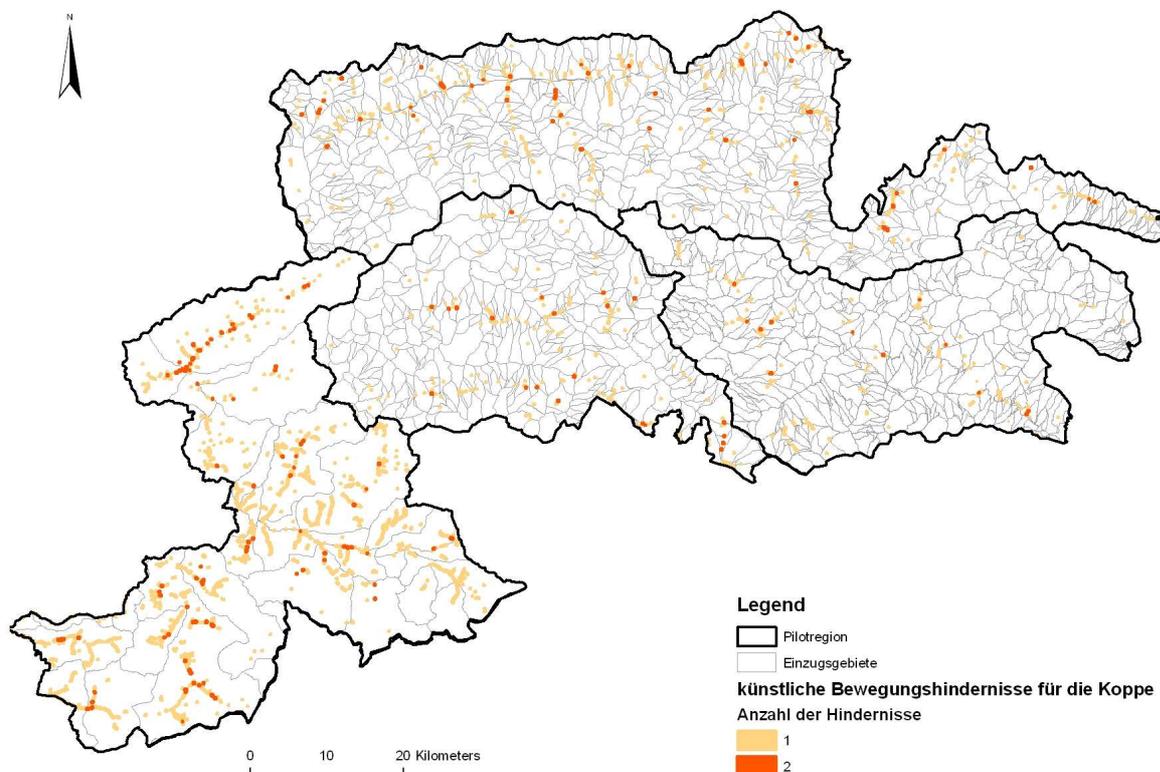


Abb. 33: Künstliche Bewegungshindernisse für die Koppe nach der Häufigkeit ihres Auftretens

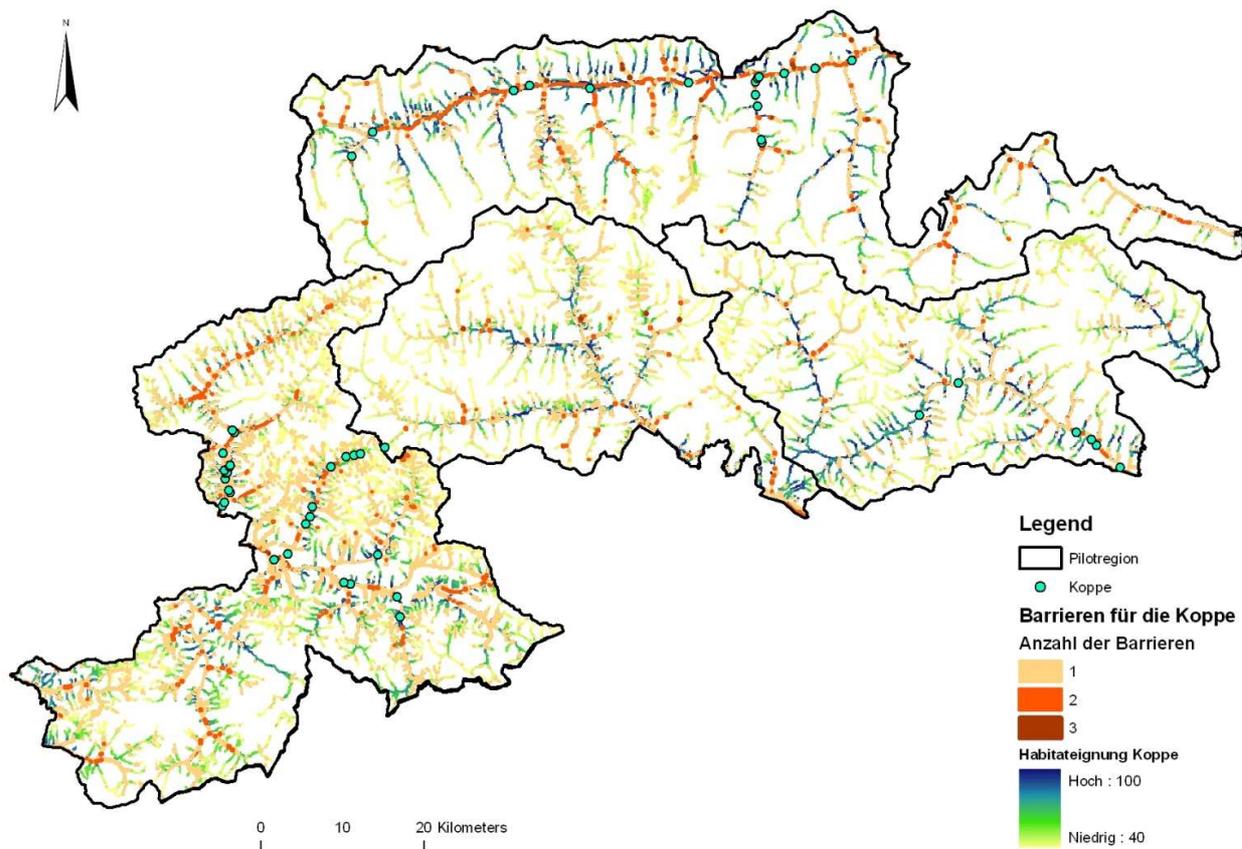


Abb. 34: Aktuelles Koppenvorkommen (Steiner & Stampfer, 1987; Honsig-Erlenburg et al., 2002; Landesregierungen Salzburg, Tirol; Autonome Provinz Bozen) mit auftretenden Barrieren im potentiellen Habitat

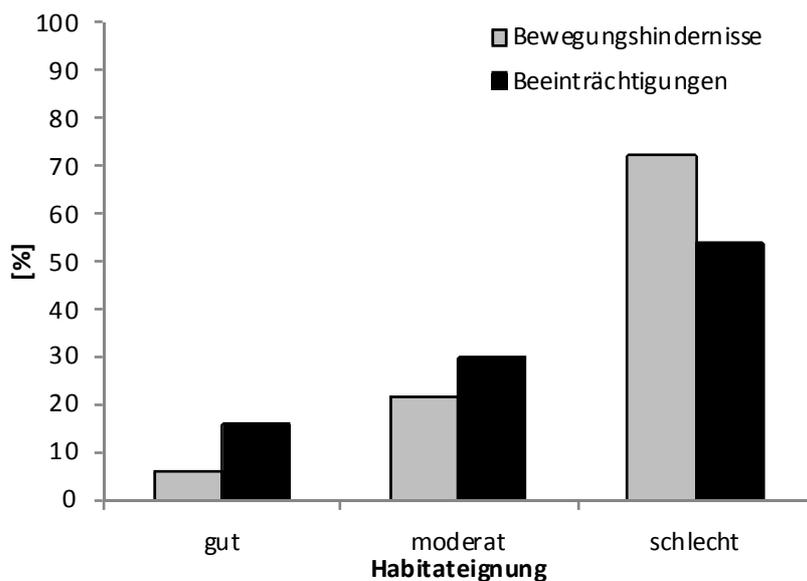


Abb. 35: Anteil der Barrieren in den Flächen mit guter, mäßiger und schlechter Habitata-eignung für die Koppe

4. Diskussion

4.1 Ökologische Bedeutung der vorliegenden Arbeit

Die grenzübergreifende Region Nationalpark Hohe Tauern – Südtirol ist eine der größten Pilotregionen innerhalb des Alpine Space Projektes „ECONNECT“ und stellt das größte Schutzgebiet in den Alpen dar (BMLFUW, 2010a). Fließgewässer und der damit verbundene Lebensraum nehmen in dieser Region einen flächenmäßig wichtigen Anteil ein, die von zahlreichen gewässerassoziierten Organismen als Habitat, Migrationsraum und zum Nahrungserwerb genutzt werden. Da in Europa natürliche und naturnahe Fließgewässer selten geworden sind, und die damit verbundenen Lebensräume in der Vergangenheit durch zahlreiche menschliche Tätigkeiten nachhaltig verändert wurden (Dynesius & Nilsson, 1994; Nilsson et al., 2005; Schwoerbel & Brendelberger, 2005), hat sich die Europäische Kommission für einen einheitlichen Schutz von Gewässern in den 25 EU-Mitgliedsländern entschieden.

4.1.1 EU-Wasserrahmenrichtlinie und Gewässerbewirtschaftungsplan

Im Jahr 2000 trat die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) in Kraft, die die Umweltziele für alle europäischen Oberflächengewässer und das Grundwasser festlegt (www.umweltbundesamt.at/wrrl). Die EU-WRRL sieht die Erreichung des „guten Zustands“ bzw. des „guten Potentials“ in allen europäischen Gewässern vor. Dabei wird nicht nur der chemisch-physikalische Zustand von Fließgewässern, sondern auch deren Fauna, Flora und strukturelle Ausstattung für deren Bewertung berücksichtigt. Der gute Zustand soll dabei von einem "sehr guten" (d.h. weitgehend anthropogen unbeeinflussten) Zustand nur geringfügig abweichen. Der Schwerpunkt bei der Bewertung des ökologischen Zustands der Gewässer liegt auf der Untersuchung der aquatischen Lebensgemeinschaften und richtet sich in erster Linie nach der Vielfaltigkeit vorhandener Pflanzen- und Tierarten. In Fließgewässern werden beispielsweise Phytobenthos, Makrophyten, Phytoplankton, Makrozoobenthos und Fische zur Zustandsbewertung herangezogen. Die Bewertung erfolgt auf Grundlage des Vergleiches des Status quo mit einem gewässertypspezifischen Referenzzustand, der dem weitgehend natürlichen Gewässerzustand mit höchstens geringfügigen Beeinträchtigungen entspricht (www.umweltbundesamt.at/wrrl).

Die Ziele der EU-WRRL sollen bis zum Jahr 2015 bzw. mit zweimaliger Verlängerung bis 2021 und 2027 erreicht werden. Für jede der drei jeweils sechsjährigen Perioden wird ein nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) erstellt. Der aktuelle (erste NGP) soll bis zum Jahr 2015 verwirklicht werden, wobei ein „guter ökologischer Zustand“ und ein „guter chemischer Zustand“ für die natürlichen Oberflächengewässer, ein „gutes ökologisches Potential“ und ein „guter chemischer

Zustand“ für erheblich veränderte Gewässer, sowie ein „guter chemischer und mengenmäßiger Zustand“ des Grundwassers erreicht werden soll (BMLFUW, 2010b). Durch die EU-WRRL soll ein europaweiter Schutz der Inlandgewässer gewährleistet werden, die Durchgängigkeit der Fließgewässer wiederhergestellt werden (Fischaufstiegshilfen), eine Restwasseradaptierung und Schwallverminderung umgesetzt werden, sowie der Zustand der direkt von den Gewässern abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete bezüglich ihres Wasserhaushaltes verbessert werden.

In Hinblick auf die Ziele und Vorgaben der EU-WRRL sind daher Untersuchungen an europäischen Flusslandschaften bezüglich deren Fragmentierung und Vernetzungssituation wichtig, um Defizite zu identifizieren und Maßnahmen für den Schutz gefährdeter gewässerassoziierter Organismen setzen zu können. Existierende Projekte und flussbauliche Tätigkeiten an den Hauptflüssen in der Pilotregion, wie Aufweitungen, Revitalisierungen, aktiver Hochwasserschutz, Erhöhung der Strukturvielfalt, nachhaltige Geschiebemanagement, etc., wurden bereits realisiert bzw. werden in naher Zukunft durchgeführt. Die Aufweitungen an der Isel bei Schlaiten, die Gewässerbetreuungsprojekte Möll, Salzach und die Modellflusssysteme Untere Ahr und Obere Eisack (Pichler et al., 2003; Haussteiner & Loizl, 2009; Polzer, 2009; www.flussraumagenda.de; www.revital-ecoconsult.com) weisen den richtigen Weg zum Gewässerschutz in der Pilotregion.

4.1.2 Schutz gefährdeter wassergebundener Tiere und Pflanzen

In der Pilotregion Nationalpark Hohe Tauern – Südtirol kommen zahlreiche an Gewässer gebundene Tiere und Pflanzen vor, die auf Grund ihrer Gefährdung einen Europa-, landesweiten- oder regionalen Schutzstatus genießen.

Unter den Fischen sei die Koppe *Cottus gobio* genannt, die sich im Anhang II der FFH-Richtlinie befindet. In der Roten Liste Österreichs wird der Seesaibling *Salvelinus alpinus salvelinus* und die Äsche *Thymallus thymallus* als stark gefährdet eingestuft, wobei letztere auch im Anhang V der FFH-Richtlinie zu finden ist (Honsig-Erlenburg et al., 2002). Autochthone Linien der Bachforelle *Salmo trutta* f. *fario* („Urforelle“) und die marmorierte Bachforelle *Salmo trutta marmoratus* finden sich noch vereinzelt in den Gewässern der Pilotregion, die zwar noch keinen speziellen Schutzstatus genießen, allerdings auf Grund ihrer Einzigartigkeit im Alpenraum im hohen Maße schützenswert sind (Medgyesy N., pers. Mitt.).

Der Steinkrebs *Austropotamobius torrentium* ist europaweit vom Aussterben bedroht und befindet sich daher in den Anhängen II und V der FFH-Richtlinie (Füreder, 2009). In der Pilotregion befindet sich außerdem das einzige Vorkommen des Edelkrebses *Astacus astacus* in ganz Südtirol (Füreder et al., 2002). Diese Art ist in Österreich vom Aussterben bedroht (Pretzmann, 1994), steht in Tirol und Südtirol unter Naturschutz und befindet sich im Anhang V der FFH-Richtlinie (Füreder, 2009; www.provinz.bz.it).

Bei den Amphibien befindet sich die Gelbbauchunke *Bombina variegata* in den Anhängen II und V der FFH-Richtlinie (Kuzim et al., 2008). Der Laubfrosch *Hyla*

arborea ist in Österreich gefährdet, in Kärnten, Salzburg und Tirol bereits stark gefährdet (Gollmann, 2007) und befindet sich, wie die Erdkröte *Bufo bufo*, der Grasfrosch *Rana temporaria*, der Bergmolch *Triturus alpestris* und der Teichmolch *T. vulgaris*, in der Liste der geschützten Tiere Südtirols (www.provinz.bz.it).

Die Ringelnatter *Natrix natrix* gilt als gefährdet in Kärnten, Salzburg und Tirol (Gollmann, 2007) und befindet sich in der Liste der geschützten Tiere Südtirols (www.provinz.bz.it).

Unter den Libellen sind die Alpen-Mosaikjungfer *Aeshna caerulea* und die Zweigestreifte Quelljungfer *Cordulegaster boltonii* in der Roten Liste Österreichs als gefährdet eingestuft (Raab et al., 2007). Für beide Libellenarten besteht eine 10 %ige Wahrscheinlichkeit, dass diese in den nächsten 100 Jahren in Österreich aussterben (Zulka et al., 2001).

Alle gelisteten Vogelarten sind in der Berner Konvention als schützenswerte (BK II) oder streng zu schützende Vogelarten (BK III) angeführt, wobei der Flussregenpfeifer *Charadrius dubius* und der Eisvogel *Alcedo atthis* zusätzlich in der Roten Liste Österreich als gefährdet und der Flussuferläufer *Actitis hypoleucos* als stark gefährdet gelistet sind (Feldner et al., 2006).

Unter den Säugetieren ist der Fischotter *Lutra lutra* europaweit vom Aussterben bedroht und befindet sich daher im Anhang II der FFH-Richtlinie, wobei sich in Österreich die Bestände in den letzten Jahren wieder langsam erholen (Kranz, 2000). In den letzten Jahren hat es auch in Südtirol Hinweise auf die Rückkehr des Fischotters gegeben, der seit den 1980er Jahren als ausgestorben galt (Riedl, 2008).

In Südtirol gilt die Deutsche Tamariske *Myriacaria germanica* als stark gefährdet (Wilhelm & Hilpold, 2006) und wird in der Roten Liste Österreichs als vom Aussterben bedroht geführt (Niklfeld, 1999). Der Biotoptyp „Weiden-Tamarisken-Gebüsch“ ist dabei in Österreich bereits von völliger Ausrottung betroffen (Essl et al., 2002).

All diese bedrohten Tier- und Pflanzenarten kommen in der Pilotregion Nationalpark Hohe Tauern - Südtirol vor und sind an spezielle aquatische, semiaquatische oder terrestrische Lebensräume von Fließgewässern und deren Umland gebunden. In der Pilotregion kommen noch zahlreiche unberührte Fließgewässer vor (Füreder & Vacha, 2001; Füreder, 2007), deren seltene Teillebensräume als Habitat für diese schützenswerten Arten fungieren. Im Untersuchungsgebiet befinden sich noch einzigartige und empfindliche Gewässerabschnitte (Fließgewässeratlas, www.tiris.gv.at), wodurch die Pilotregion ein wichtiges Refugium für seltene gewässerassoziierte Organismen im Alpenraum darstellt.

4.2 Fragmentierung

Die Fragmentierung der Landschaft führt zu abnehmenden Habitatgrößen von Organismen, schränkt deren Ausbreitung ein und führt zur Isolation von Populationen (Bertiller et al., 2007). Habitatverlust und zerschnittene Lebensräume erhöhen dadurch die Aussterbewahrscheinlichkeit von Pflanzen und Tieren und resultieren in einem lokalen, regionalen und globalen Artenschwund (Begon et al., 1996).

Wie bei den einzelnen Fragmentierungsanalysen mit verschiedenen Flächenbezügen ersichtlich wurde, ist es unbedingt notwendig einheitliche und harmonisierte Datensätze zu verwenden, um einen direkten Vergleich zwischen länderübergreifenden Regionen durchführen zu können. Im Hinblick auf die EU-WRRL und spätere Umsetzungsmaßnahmen erscheint natürlich die Auswertung auf Einzugsgebietebezug am ökologisch sinnvollsten. Dabei sollten die kleinsten verfügbaren Einzugsgebiete verwendet werden, da Fragmentierungselemente oft nur punktuell in einem Einzugsgebiet auftreten können. Je größer der Flächenbezug gewählt wird, desto mehr Informationen gehen verloren. Im Südtiroler Teil waren beispielsweise viel genauere Daten über Beeinträchtigungen der Gewässermorphologie, Querbauwerke, Kraftwerke, etc. erhältlich als im österreichischen Teil der Pilotregion, wobei diese Informationen auf Grund der größeren Einzugsgebiete nicht kleinräumig dargestellt werden konnten. Bei gleichem Flächenbezug (Raster) konnten die verwendeten Fragmentierungselemente in Südtirol und dem österreichischen Teil der Pilotregion zwar besser verglichen werden, jedoch gehen dabei die ökologischen und geographischen Zusammenhänge verloren.

Trotzdem wurde ersichtlich, dass die potentielle Flusslandschaft in der Pilotregion hauptsächlich in den Niederungen zerschnitten ist, wo sich der menschliche Dauersiedlungsraum und die damit verbundenen Siedlungen, Verkehrswege und Aktivitäten (Landwirtschaft, Industrie) befinden. Diese Ergebnisse decken sich weitgehend mit Studien über die Landschaftsfragmentierung in anderen alpinen Regionen (Bertiller et al., 2005; Jaeger et al., 2007; Moser et al., 2007). Geländebedingte und natürliche Fragmentierungselemente, wie Hangneigung, Wasserfälle und natürliche Abstürze spielen flächenmäßig eine geringe Rolle und kommen vermehrt in den höheren Lagen der geschützten Landschaftsteile zum Tragen. Ohne dabei auf die Verbreitung und die Ansprüche von gewässerassoziierten Organismen einzugehen, wurde ersichtlich, dass deren benötigter und oft spezieller Lebensraum fehlend, limitiert, fragmentiert oder nicht erreichbar sein kann.

Ohne menschliche Aktivitäten mit einzubeziehen, können bereits natürliche Abstürze und Wasserfälle (Evans & Johnston, 1980) und die Hangneigung (Light, 2003) eine oder mehrere Phasen im Fragmentierungsprozess (Jaeger, 2000) der Flusslandschaft darstellen und so die Verbreitung und den Genfluss von Tieren einschränken (vgl. Kristoffersen & Salvanes, 2009). In hochalpinen Regionen haben die Gebirge selbst eine zerschneidende Wirkung und können zur Trennung von Populationen führen (Rueness et al., 2003; Šlechtová et al., 2004; Margraf et al., 2007).

Anthropogene Fragmentierungselemente, wie Verkehrswege (Jaeger et al., 2005), Siedlungen (Bertiller et al., 2007) und menschliche Landnutzung (Wang et al., 2001; Allan, 2004) nehmen flächenmäßig größere Teile ein und haben daher auch weitreichendere Einflüsse auf die gewässergebundenen Organismen in der Pilotregion. Im unmittelbaren Flussbereich unterbrechen zudem Staudämme, Querbauwerke und Beeinträchtigungen der Gewässermorphologie (Sohl-, Uferverbauungen) die longitudinale, laterale und vertikale Konnektivität (Zitek et al., 2006). Für aquatische Organismen hat wohl die Wasserkraftnutzung die gravierendsten Effekte in der Pilotregion, da diese Einflüsse bereits im Hochgebirge ihren Ursprung haben können.

In Österreich wird 76 % des Strombedarfs aus der Wasserkraft gewonnen, in Italien hingegen nur 20 % (Haubner, 2002), wobei dieser Prozentsatz in Südtirol weitaus höher liegen dürfte. Die Auswirkung von Wasserkraftwerken und die Empfindlichkeit der Gewässerökosysteme auf hydrologische und geschiebetechnische Veränderungen kann entsprechend der Individualität der Gewässer sehr unterschiedlich sein (Hoffert et al., 2006). Kraftwerke können weit flussab der eigentlichen Nutzung Gewässersysteme beeinflussen, sei es durch die Unterbrechung des Kontinuums, Schwallbelastungen, Verlagerung des Wasserabflusses vom Sommer in den Winter oder in Folge von Trübungen in Niederwasserperioden und anderen Parametern (Hoffert et al., 2006). Weiters geben diese Autoren an, dass der Einflussbereich und die Intensität eines Kraftwerkes von der Gewässermorphologie selbst (Breite, Uferböschung, etc.), von der Art der Nutzung (Laufkraftwerke, Ausleitungskraftwerke, Speicherkraftwerke, etc.) und von dessen Wirkungsbereich (Schwallbetrieb, Ausleitungen, etc.) abhängt.

In der Pilotregion finden sich Kraftwerke und die damit verbundenen Fließgewässerstrecken mit einer Beeinflussung des Abflussregimes (Schwall, Stau, Restwasser) hauptsächlich an den Hauptflüssen in den Niederungen. In den Schutzgebieten selbst sind Einflüsse vom Kraftwerksbetrieb seltener und oft nur temporär vorhanden. So befinden sich im Salzburger Teil des Nationalparks Hohe Tauern nur zwei Kraftwerke (Krimmler Tauernhaus, Postalm), die ganzjährig in Betrieb sind (Lainer F., pers. Mitt.). Trotz dieser Einschränkung führt die Wasserkraftnutzung generell zu einer Veränderung des Temperaturregimes (Erwärmung im Winter, Abkühlung im Sommer) (Fette et al., 2007) und gerade in der Vegetationsperiode fallen Restwasserstrecken für aquatische Organismen zu oft trocken, während jene für terrestrische Lebewesen zu häufig überflutet werden (Hoffert et al., 2006). Speziell für das Aufkommen von Fischen, Makrozoobenthos und uferbrütende Vögel hat der Kraftwerksbetrieb daher folgenschwere Auswirkungen (Schnell, 2005; Feldner et al., 2006). Problematisch erscheint vor allem die hohe Anzahl an Klein- und Kleinstkraftwerken, die nur unerheblich zur Stromgewinnung beitragen (Hoffert et al., 2006), allerdings gravierend auf das Kontinuum der Fließgewässer eingreifen.

4.3 Habitateignung und Barrieren für die Leitarten

4.3.1 Fischotter

Der Fischotter galt bereits im 20. Jahrhundert in weiten Teilen Österreichs als ausgestorben bzw. als stark gefährdet, da dem Tier aktiv nachgestellt wurde (Kranz, 2000). In Südtirol galt der Fischotter seit Mitte der 1980er Jahren als ausgestorben (Riedl, 2008). Als weitere Gründe für den starken Rückgang der Fischotterbestände gibt Kranz (2000) die Veränderung des Lebensraumes, Folgen der Technisierung, direkte Verfolgung und Pestizide an. Seit wenigen Jahren beginnen sich die Otterpopulationen wieder zu erholen und das einstige Verbreitungsgebiet wird nun langsam wieder besiedelt. Für die Nationalparkregion Hohe Tauern erbrachte eine Kartierung von Jahrl (1995) noch keinen Nachweis. Durch die aktuellsten Kartierungen konnte aber eine Ausbreitungstendenz des Fischotters in Kärnten, Salzburg, Osttirol, bzw. eine erneute Rückkehr in Südtirol beobachtet werden (Kranz et al., 2005; Kranz, 2008; Kranz & Poledník 2009). In dieser Region ist laut den Autoren in Zukunft mit einer Zunahme der Populationen zu rechnen.

Die Analysen haben gezeigt, dass große Teile der Pilotregion für den Fischotter geeignet sind, allerdings überschneiden sich diese Gebiete mit Arealen, die stark anthropogen beeinflusst sind. Die Bewegungshindernisse und Beeinträchtigungen im Habitat befinden sich zum großen Teil in den Tallagen, wo auch der Fischotter einen optimalen Lebensraum findet. Allerdings gewöhnt sich der Fischotter schnell an die Anwesenheit des Menschen und besiedelt sogar urbane Areale und hart verbaute Fließgewässer, so lange ein ausreichender Fischbestand als Nahrungsquelle zur Verfügung steht (Kranz, 2000). Bestehende Barrieren (Bewegungshindernisse und Beeinträchtigungen im Habitat) können auf Grund des hohen Aktionsradius leichter umgangen werden, wobei die Haupttodesursache für Fischotter der Straßenverkehr ist (NLWKN, 2009). Die fischlosen Hochgebirgsregionen sind auf Grund der fehlenden Nahrung als ungeeignet anzusehen und stellen somit Ausbreitungshindernisse dar.

Der Fischotter benötigt für seine Verbreitung und Migration vor allem lineare Korridore entlang von Fließgewässern mit einer intakten Ufervegetation (Kranz, 2000). Trittsteine, die der Fischotter für seine Streifzüge und zum Nahrungserwerb aufsucht, sind Teiche aller Art, Kiesgruben, Steinbrüche und Feuchtbiootope, die einen Fischbestand aufweisen (Möckel, 1995). Maßnahmen zum Schutz und Management der Fischotterbestände werden von Kranz (2000) und NLWKN (2009) im Flächenankauf von Uferbereichen, Biotopgestaltung, Gewässerrückbau, Neuschaffung von Wanderkorridoren, wie geeignete Untertunnelung von Wasserläufen und Straßen, Sicherung von Ruhegebieten und einer Verbesserung der Fischbiomasse durch die Beseitigung von Aufstiegshindernissen genannt.

4.3.2 Koppe

Anthropogene Eingriffe, wie die Wasserkraftnutzung, Gewässerregulierungen, -verbauungen und Besatz mit ortsfremden Arten haben europaweit zu einer starken Abnahme der Koppenbestände geführt (z.B. Honsig-Erlenburg et al., 2002; Fischer & Kummer, 2000; Tomlinson & Perrow, 2003; Mouton et al., 2007). Diese kleine Fischart genießt in ganz Europa einen besonderen Schutzstatus (FFH: Anhang II), ist in der Pilotregion allerdings nur in Südtirol in der Roten Liste gefährdeter Tiere gelistet (www.fischereiverband.it).

Die Berechnungen zur Habitataignung der Koppe in der Pilotregion haben gezeigt, dass auf Grund topographischer Verhältnisse nur ein Bruchteil der Fließgewässer für diesen Bodenfisch geeignet ist. Durch menschliche Besatzmaßnahmen in der Pilotregion finden sich Koppen aber in über 2000 m ü. N.N.. Der bereits stark limitierte Lebensraum wird zusätzlich noch durch eine Vielzahl von Bewegungshindernissen und Beeinträchtigungen im Habitat eingeschränkt. Als unüberwindbare Barrieren gelten dabei bereits Fallhöhen von 5 bis 20 cm (z.B. Utzinger et al., 1998; Vordermeier & Bohl, 2000), weshalb die Koppe eine gute Zeigerart für die longitudinale Konnektivität von Fließgewässern ist (Utzinger et al., 1998).

Als rein aquatischer Organismus müssen für die Koppe durchgängige Fließgewässer als lineare Korridore für deren Verbreitung und Migration betrachtet werden. Als territorialer Fisch ist von Natur aus nicht mit großen Wanderungen zu rechnen, allerdings werden Gewässerabschnitte nach Beseitigung von Migrationsbarrieren (Verrohrungen) und bei geeignetem Substrat schnell wiederbesiedelt (z.B. Bühler, 2006). Diese Entwicklungen sind aber eher kleinräumig und über längere Zeiträume zu betrachten. In den Bereichen, wo die Koppe in der Pilotregion einen potentiellen Lebensraum findet, sollten daher die Bewegungshindernisse (Querbauwerke, Kraftwerke) durchgängig gemacht werden, um einen genetischen Austausch zwischen den Population zu gewährleisten. Dabei sollte die Wassertiefe, Strömungsgeschwindigkeit und Beschaffenheit der Fischeaufstiegshilfe auf die Bedürfnisse der Koppe angepasst werden (siehe AG-FAH, 2011).

5. Zusammenfassung

Die grenzübergreifende Pilotregion Nationalpark Hohe Tauern – Südtirol besteht zu einem großen Teil aus geschützten Landschaftsteilen und stellt das größte zusammenhängende Schutzgebiet in den Alpen dar. Flusslandschaften nehmen in dieser Region einen flächenmäßig wichtigen Anteil ein, die von gewässerassoziierten Organismen als Habitat, Migrationsraum und zum Nahrungserwerb genutzt werden. In Hinblick auf die Ziele und Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie sind daher Untersuchungen an europäischen Flusslandschaften bezüglich deren Fragmentierung und Vernetzungssituation nötig, um Defizite zu identifizieren und Maßnahmen für den Schutz bedrohter Arten und Lebensräume setzen zu können.

In der Pilotregion ist die potentielle Flusslandschaft hauptsächlich in den Tallagen zerschnitten, wo sich der menschliche Dauersiedlungsraum und die damit verbundenen Aktivitäten befinden. Hier finden sich auch die meisten Kraftwerke und Gewässerverbauungen, die sich negativ auf das Gewässerkontinuum auswirken. Geländebedingte Abstürze und Wasserfälle treten vermehrt in den höheren Lagen der geschützten Landschaftsteile auf und tragen nur unwesentlich zur Zerschneidung der Flusslandschaft bei.

In der Pilotregion kommen zahlreiche an Gewässer gebundene Tiere und Pflanzen vor, die auf Grund ihrer Gefährdung einen Europa-, landesweiten- oder regionalen Schutzstatus genießen. Darunter auch die beiden Leitarten Fischotter und Koppe, die sich im Anhang II der FFH-Richtlinie befinden. Die Analysen haben gezeigt, dass große Teile der Pilotregion für den Fischotter als Habitat geeignet sind, allerdings sind diese Areale oft anthropogen beeinflusst. Auf Grund seines hohen Aktionsradius sind aber weite Teile der Pilotregion für den Fischotter durchgängig, wobei die fischlosen hochalpinen Regionen als ungeeignete Lebensräume und Ausbreitungsbarrieren angesehen werden können. Der Lebensraum der Koppe ist hingegen auf Grund von Seehöhe, Hangneigung und zahlreicher Barrieren stark limitiert, da bereits geringe Abstürze für diese Fischart unüberwindbar sind. Die erhobenen Barrieren weisen darauf hin, dass große Teile der Fließgewässer keine Durchgängigkeit für die Koppe aufweisen.

Die Studie liefert wichtige Hinweise über die Vernetzungssituation alpiner Flusslandschaften, die zum Schutz und Erhalt von gefährdeten gewässergebundenen Organismen und deren Lebensräumen nötig sind. Durch die erlangten Ergebnisse können Defizite bezüglich der Konnektivität der Flusslandschaften in der Pilotregion identifiziert und mögliche Maßnahmen zur Lebensraumverbesserung von gefährdeten Arten abgeleitet werden.

Literatur:

- AG-FAH (2011): Grundlagen für einen österreichischen Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAHs). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. pp. 87.
- Allaby M. (1999): A dictionary of Zoology. 1999. *Encyclopedia.com*. (<http://www.encyclopedia.com>).
- Allan J.D. (2004): Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35: 257–284.
- Amt für Naturparke Südtirol
 Amt der Kärntner Landesregierung
 Amt der Salzburger Landesregierung
 Amt der Tiroler Landesregierung
- Andrews A. (1990): Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: A review. *Australian Zoologist* 26: 130-141.
- Arge Naturschutz, A-9020 Klagenfurt, Gasometergasse 10.
- Autonome Provinz Bozen-Südtirol
- Banarescu P. (1990): Zoogeography of fresh waters. AULA-Verlag GmbH, Wiesbaden. pp. 512.
- Begon M., Harper J.L. & Townsend C.R. (1996): *Ecology: individuals, populations and communities*. 3. Ausgabe. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Benítez-López A., Alkemade R. & Verweij P.A. (2010): The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. *Biological Conservation* 143: 1307–1316.
- Bertiller R., Schwick C. & Jaeger J. (2007): Landschaftszerschneidung Schweiz. Zerschneidungsanalyse 1885 – 2002 und Folgerungen für die Verkehrs- und Raumplanung. ASTRA-Bericht, Bern. pp. 142.
- Bhattacharya M., Primack R.B. & Gerwein J. (2003): Are roads and railroads barriers to bumblebee movement in a temperate suburban conservation area? *Biological Conservation* 109: 37-45.
- Birk H.J.B. (1980): The present flora and vegetation of the Moraines of the Klutlan Glacier, Yukon Territory, Canada: a study in plant succession. *Quaternary Research* 14: 60-86.
- Van der Sluis T., Bloemmen M., Bouwma I.M. (2004): European corridors: Strategies for corridor development for target species. Groels, Tilburg, The Netherlands. pp. 34.
- BMLFUW: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. (www.lebensministerium.at).
- BMLFUW (2009): Leitfaden zur Zustandserhebung in Fließgewässern – Hydromorphologie. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. pp. 66.

- BMLFUW (2010a): Nationalparks in Austria. pp. 16. (download: <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltthemen/naturschutz/NSG-NP-RZ2.pdf>).
- BMLFUW (2010b): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009 – NGP 2009. pp. 225. (download: <http://wasseraktiv.at/resources/files/1136/ngp-textdokument-30-03-2010.pdf>).
- Bou-Vinals A. & Füreder L. (2010a): Proposal for GIS-analysis in pilot regions of the Alpine Space Project „Econnect“. Universität Innsbruck, Institut für Ökologie, Alpine stream ecology and invertebrate biology. unveröffentlichte Studie.
- Bou-Vinals A. & Füreder L. (2010b): Connectivity analysis of riverine landscapes (CARL). a methodological approach within the Alpine Space Project "ECONNECT". Universität Innsbruck, Institut für Ökologie, Fließgewässerökologie und Süßwasserfauna. unveröffentlichte Studie.
- Brooks M. (1952): The Allegheny Mountains as a barrier to bird movement. *The Auk* 69 (2): 192-198.
- Bühler B. (2006): Monitoring Kleinmaßnahmen (F.2.3) LIFE-Projekt Wildflusslandschaft Tiroler Lech: Fischbestandsaufnahme in 3 kleinen Seitenbächen des Lech – Ausrinn Riedener See, Brunnwasser Hornbach, Brunnwasser Grünau im Oktober 2006. *Arge Limnologie*. pp 16.
- Cho H.S., Choi K.H., Lee S.D. & Park Y.S. (2009): Characterizing habitat preference of Eurasian river otter (*Lutra lutra*) in streams using a self-organizing map. *Limnology* 10: 203-213.
- Clavero M., Hermoso V., Brotons L. & Delibes M. (2010): Natural, human and spatial constraints to expanding populations of otters in the Iberian Peninsula. *Journal of Biogeography* 37 (12): 2345–2357.
- Cook A.J., Poncet S., Cooper A.P.R., Herbert D.J. & Christie D. (2010): Glacier retreat on South Georgia and implications for the spread of rats. *Antarctic Science* 22 (3): 255-263.
- Downhower J.F., Lejeune P., Gaudin P. & Brown L. (1990): Movements of the chabot (*Cottus gobio*) in a small stream. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 37, 119-126.
- Dynesius M. & Nilsson C. (1994): Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science* 4 (266) no. 5186: 753–762.
- EEA: Europäische Umweltagentur. (www.eea.europa.eu/de).
- EEA (2007): European Environment Agency: Corine land cover 2000 (CLC2000) 100 m - version 9/2007. (www.eea.europa.eu).
- Egger G., Angermann K. & Gruber A. (2010): Wiederansiedlung der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica* (L.) Desv.) in Kärnten. *Carinthia* II 200./120: 393-418.
- Essl F., Egger G., Ellmauer T. & Aigner S. (2002): Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. Wälder, Forste, Vorwälder. Umweltbundesamt, Monographien 156, Wien. pp. 104.

- Essl F., Egger G., Poppe M., Rippel-Katzmaier I., Muhar S., Unterlercher M. & Michor K. (2005): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs - Aquatische Biotoptypen, Fließgewässer, Alt- und Totarme, Anthropogen geschaffene Stillgewässer. UBA Monographien (Umweltbundesamt GmbH), Wien pp. 90 und Anhang.
- Evans W.A. & Johnston B. (1980): Fish migration and passage: a practical guide to solving fish passage problems. USDA Forest Service EM-7100-12.
- Feldner J., Rass P., Petutschnig W., Wagner S., Malle G., Buschenreiter R.K., Wiedner P. & Probst R. (2006): Avifauna Kärntens: Die Brutvögel. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt. pp. 423.
- Fette M., Weber C., Peter A. & Wehrli B. (2007): Hydropower production and river rehabilitation: a case study on an alpine river. Environmental Modelling & Assessment 12: 257–267.
- Fischer S. & Kummer H. (2000): Effects of residual flow and habitat fragmentation on distribution and movement of bullhead (*Cottus gobio* L.) in an alpine stream. Hydrobiologia 422/423: 305–317.
- Forman R.T.T. (1995): Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 632.
- Füreder L. & Vacha C. (2001): Fließgewässertypisierung im Nationalpark Hohe Tauern. Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Nationalpark Hohe Tauern 6: 191-209.
- Füreder L., Oberkofler B., Hanel R. & Machino Y. (2002): Freshwater crayfish in South Tyrol (Italy): distribution and protection measures of endangered *Austropotamobius pallipes*. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 367: 651-662.
- Füreder L. (2007): Nationalpark Hohe Tauern Gewässer. Tyrolia-Verlag Innsbruck-Wien. pp. 248.
- Füreder L. (Hg.) (2009): Flusskrebse Biologie, Ökologie, Gefährdung. Folio Verlag, Wien/Bozen. pp. 144.
- Gaus S. & Zumbach S. (2008): Amphibien in Entwässerungsanlagen. karch Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz. pp. 11.
- Georgii B., Holzgang O., Keller V. & Pfister H.P. (2002): Straßen und Wildtierlebensräume – mehr Vernetzung, weniger Zerschneidung. Straßenverkehrstechnik 1: 24-33.
- Gill R.E., Tibbitts T.L., Douglas D.C, Handel C.M., Mulcahy D.M., Gottschalck J.C., Warnock N., McCaffery B.J., Battley P.F. & Piersma T. (2009): Ocean: ecological corridor rather than barrier? Extreme endurance flights by landbirds crossing the Pacific. Proceedings of the Royal Society B 276: 447-457.
- Gollmann G. (2007): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Lurche (Amphibia) und Kriechtiere (Reptilia). In: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (Hg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs, Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Böhlau Verlag, Wien-Köln-Weimar. pp. 515.
- Gregory S.V., Swanson F.J., Arthur McKee W. & Cummins K.W. (1991): An ecosystem perspective of riparian zones. BioScience 41 (8): 540-551.

- Haubner E. (2002): Die Etikette der Wasserkraft oder ein Ökozertifikat für Wasserkraftanlagen. alpMedia Hintergrundbericht 09/2002. (http://www.alpmedia.net/pdf/Hintergrundbericht_Etikette_Wasserkraft_D.pdf)
Haus der Natur, A-5020 Salzburg, Museumsplatz 5.
- Haussteiner W. & Loizl R. (2009): Schutzwasserjahresbericht 2008. Schwerpunkte, Aktivitäten, Projekte. Land Salzburg, vertreten durch Abteilung 6, Landesbaudirektion Fachabteilung Wasserwirtschaft, Schutzwasserwirtschaft. pp. 12.
- Heydemann B. (1981): Wie groß müssen Flächen für den Arten- und Ökosystemschutz sein?- Jb. Naturschutz Landschaftspfl. ABN 31: 21-51.
- Hoffert H., Michor K., Moritz C. & Bühler S. (2006): Checkliste für Wasserkraftwerke bis 15 MW Engpassleistung aus naturschutzfachlicher Sicht. Amt der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz, Innsbruck. pp. 55.
- Hohmann U. (2003): Gutachterliche Stellungnahme zur Barrierewirkung von Straßen für Rotwild (*Cervus elaphus*) dargestellt am Beispiel Pfälzerwald/Nordvogesen - Literaturübersicht, Situationsanalyse, Empfehlungen. pp. 45. (download: www.fawf.wald-rlp.de)
- Honsig-Erlenburg W., Friedl T. & Kerschbaumer G. (2002): Fische und Neunaugen. p. 33-165. In: Honsig-Erlenburg W. & Petutschnig W. (Hg.): Fische, Neunaugen, Flusskrebse, Großmuscheln. Natur Kärnten, Sonderreihe des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten, Klagenfurt. pp. 256.
- Jaeger J.A.G. (2000): Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. Landscape Ecology 15: 115-130.
- Jaeger J. (2003): II-5.3 Landschaftszerschneidung. In: Konold W., Böcker R. & Hampicke U. (Hrsg., 1999 ff.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Ecomed-Verlag, Landsberg.
- Jaeger J.A.G., Bowman J., Brennan J., Fahrig L., Bert D., Bouchard J., Charbonneau N., Frank K., Gruber B. & von Toschanowitz K.T. (2005): Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behaviour. Ecological Modelling 185:329-348.
- Jaeger J.A.G., Bertiller R. & Schwick C. (2007): Landschaftszerschneidung Schweiz: Zerschneidungsanalyse 1885–2002 und Folgerungen für die Verkehrs- und Raumplanung. Kurzfassung, Statistik der Schweiz. pp. 40.
- Jahrl J. (1995): Historische und aktuelle Situation des Fischotters (*Lutra lutra*) und seines Lebensraumes in der Nationalparkregion Hohe Tauern. – Mitteilungen des Hauses der Natur 12: 29–77.
- KAGIS: Kärnten Atlas 3.0 (www.gis.ktn.gv.at).
- Knaepkens G., Bruyndoncx L., Bervoets L., Eens M. (2002): The presence of artificial stones predicts the occurrence of the European bullhead (*Cottus gobio*) in a regulated lowland river in Flanders (Belgium). Ecol. Freshwater Fish 11: 203–206.
- Kofler A. (1980): Fischgewässer in Osttiroler Gebirgen. Osttiroler Heimatblätter 48: Nr. 4 (Teil 1), 5 (Teil 2), 8 (Teil 3) und 9 (Teil 4).
- Kohler Y., Plassmann G., Ullrich A., Götz A., Scheurer T., Hölscher S. & Savoia S. (2008): The continuum concept. Mountain Research and Development 28 (2):168-172.

- Körner C. (2004): Mountain biodiversity, its causes and function. *Ambio Special Report* 13: 11-17.
- Kranz A. (1995): Bestimmung und Analyse des Home Range beim Fischotter *Lutra lutra* L. *Methoden feldökologischer Säugetierforschung* 1: 161-168.
- Kranz A. (2000): Zur Situation des Fischotters in Österreich. *Verbreitung-Lebensraum-Schutz*. Umweltbundesamt GmbH, Wien, pp. 41.
- Kranz A., Poledník L. & Toman A. (2005): Aktuelle Verbreitung des Fischotters (*Lutra lutra*) in Kärnten und Osttirol. *Carinthia II* 195/115: 317-344.
- Kranz A. (2008): Südtirol: Fischotter im Oktober 2008 nachgewiesen. In: *Wild und Jagd in Europa*. Der Anblick, 11, 2008.
- Kranz A. & Poledník L. (2009): Fischotter Verbreitung und Erhaltungszustand 2009 im Bundesland Salzburg. *Endbericht im Auftrag der Abteilung 4 des Amtes der Salzburger Landesregierung*. pp. 37.
- Kristoffersen J.B. & Salvanes A.G.V. (2009): Distribution, growth, and population genetics of the glacier lanternfish (*Benthosema glaciale*) in Norwegian waters: contrasting patterns in fjords and the ocean. *Marine Biology Research* 5: 596-604.
- Kuzmin S., Denoël M., Anthony B., Andreone F., Schmidt B., Ogradowczyk A., Ogielska M., Vogrin M., Cogalniceanu D., Kovács T., Kiss I., Puky M., Vörös J., Tarkhnishvili D., Ananjeva N. (2008): *Bombina variegata*. In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4.
- Lainer Ferdinand (persönliche Mitteilung): Nationalpark Hohe Tauern, Mittersill.
- Lambrecht H., Traunter J., Kaule G. & Gassner E. (2004): Ermittlung von erheblichen Beeinträchtigungen im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsuntersuchung. - FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. *Endbericht*. pp. 316.
- Lammert M. & Allan J.D. (1999): Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management* 23 (2): 257-270.
- Landmann A. (2005): *Die Libellen Tirols*. Berenkamp-Verlag. pp. 324.
- Lang S. & Tiede D. (2003): VLATE Extension für ArcGIS – vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse, ESRI Anwenderkonferenz 2003 Innsbruck. CDROM
- Legalle M., Santoul F., Figuerola J., Mastroiello S. & Cereghino R. (2005): Factors influencing the spatial distribution patterns of the bullhead (*Cottus gobio* L., Teleostei Cottidae): a multi-scale study. *Biodiversity and Conservation* 14: 1319-1334.
- Light T. (2003): Success and failure in a lotic crayfish invasion: the roles of hydrologic variability and habitat alteration. *Freshwater Biology* 48: 1886-1897.
- Loy A., Carranza M.L., Cianfrani C., D'Alessandro E., Bonesi L., Di Marzio P., Minotti M. & Reggiani G. (2009): Otter *Lutra lutra* population expansion: assessing habitat suitability and connectivity in southern Italy. *Folia Zoologica* 58 (3): 309-326.
- Majka D., Jenness J. & Beier P. (2007): Corridor Designer: ArcGIS tools for designing and evaluating corridors.

- Margraf N., Verdon A., Rahier M. & Naisbit R.E. (2007): Glacial survival and local adaptation in an alpine leaf beetle. *Molecular Ecology* 16: 2333–2343.
- McGregor R.L., Bender D.J. & Fahrig L. (2008): Do small mammals avoid roads because of the traffic? *Journal of Applied Ecology* 45: 117–123.
- Medgyesy Nikolaus (persönliche Mitteilung): Universität Innsbruck, Institut für Ökologie.
- Medgyesy N. (2007): Freilandversuche und Charakterisierung. p. 30-35. In: TroutExamInvest-Autochthone Bachforellen-Die "Urforelle. Nationalpark Hohe Tauern im Eigenverlag. pp. 39.
- METI & NASA (2009): Japan's Ministry of Economy, Trade and Industry and North American Space Agency: ASTER digital elevation map. (<http://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp>).
- Mirzaei R., Karami M., Kar A.D. & Abdoli A. (2009): Habitat quality assessment for the Eurasian otter (*Lutra lutra*) on the river Jajrood, Iran. *Hystrix the Italian Journal of Mammalogy* 20 (2): 161-167.
- Möckel R. (1995): Bestandsentwicklung und Schutz des Fischotters (*Lutra lutra*) in einem Braunkohlegebiet der Niederlausitz. – Säugetierk. Informationen 2 (19): 61–77.
- Morely S.A. & Karr J.R. (2002): Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound Basin. *Conservation Biology* 16 (6): 1498–1509.
- Moser B., Jaeger J.A.G., Tappeiner U., Tasser E. & Eiselt B. (2007): Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. *Landscape Ecology* 22: 447-459.
- Mouton A.M., Schneider M., Depestele J., Goethals P.L.M. & De Pauw N. (2007): Fish habitat modelling as a tool for river management. *Ecological Engineering* 29: 305–315.
- Ngoprasert D., Lynam A.J. & Gale G.A. (2007): Human disturbance affects habitat use and behaviour of Asiatic leopard *Panthera pardus* in Kaeng Krachan National Park, Thailand. *Oryx* 41 (3): 343–351.
- Nilsson C., Reidy C.A., Dynesius M. & Revenga C. (2005): Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308, Vol. 405: 405-408.
- NLWKN (Hrsg.) (2009): Vollzugshinweise zum Schutz von Säugetierarten in Niedersachsen. Teil 1: Säugetierarten des Anhangs II der FFH-Richtlinie mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Fischotter (*Lutra lutra*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, pp. 11.
- Ortmann D. (2009): Kammolch – Monitoring - Krefeld - Populationsökologie einer europaweit bedeutsamen Population des Kammolches (*Triturus cristatus*) unter besonderer Berücksichtigung naturschutzrelevanter Fragestellungen. PhD Thesis, Universität Bonn, pp. 348.
- Padrew M. (1998): Road crossings as barriers to small-stream fish movement. *Transactions of the American Fisheries Society* 127: 637-644.
- Peter A. (1986): Abgrenzung zwischen Fisch- und Nichtfischgewässern. Schriftenreihe Fischerei Nr. 45. Herausgegeben vom Bundesamt für Umweltschutz Bern. pp. 55.

- Pfister H.P., Birrer S., Durand P., Hugentobler I., Jenny M. & Keller V. (1994): Ökologischer Ausgleich in der Kulturlandschaft. Fallbeispiele aus verschiedenen Regionen der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schweizerische Vogelwarte Sempach, Bern und Sempach.
- Pichler F., Sereinig N. & Michor K. (2003): 10 Jahre Gewässerbetreuung in Kärnten 1993-2003 – Erfahrungen und Ausblicke. Internationale Forschungsgesellschaft Interpraevent, Schriftenreihe 1, Report 1, pp. 39.
- Pichler E. (2009): Fließgewässer. p. 13-15. In: Tschabuschnig H. (2009). Umweltzustandsbericht 2009. Amt der Kärntner Landesregierung Abteilung 15 – Umwelt, Klagenfurt. pp. 55.
- Plassmann G. & Maurice D. (2010): „Methodology for pilot regions“. A common initiative of WP 4, 5 and 7. Alpine Space Project "ECONNECT". pp. 14.
- Raab R., Chovanec A. & Pennerstorfer J. (2007): Libellen Österreichs. Hg.: Umweltbundesamt, Wien. Wien, New York: Springer. pp. 343.
- Riedl A. (2008): Rückkehr des Fischotters. p. 12-13. In: Riedl A. (Hg.): Brechen die Dämme? Naturschutzblatt Mitteilungen zum Natur- und Umweltschutz in Südtirol. Nr. 4/24. Jahrgang. pp. 28.
- Row J.R., Blouin-Demers G. & Lougheed S.C. (2010): Habitat distribution influences dispersal and fine-scale genetic population structure of eastern foxsnakes (*Mintonius gloydi*) across a fragmented landscape. *Molecular Ecology* 19: 5157–5171.
- Rueness E.K., Stenseth N.C., O'Donoghue M., Boutin S., Ellegren H., Jakobsen K.S. (2003): Ecological and genetic spatial structuring in the Canadian lynx. *Nature* 425: 69–72.
- Ruiz-Olmo J. (1998): Influence of altitude on the distribution, abundance and ecology of the otter (*Lutra lutra*). In: Dunstone N. & Gorman M.L. (Hg.): Behaviour and Ecology of Riparian Mammals. Symp. Zool Soc. London, 71: 159–176.
- Schnell J. (2005): Gewässerökologische Auswirkungen des Schwellbetriebs am Lech im Bereich des Naturschutzgebietes „Litzauer Schleife“. Landesfischereiverband Bayern E.V. Union der Angel- und Berufsfischer. Projekt im Rahmen einer Diplomarbeit, Humboldt Universität Berlin und TU-München. pp 55.
- Schmutz S., Schinegger R. & Melcher A. (2005): Vorschläge zur Abgrenzung des potentiellen Fischlebensraums in alpinen Fließgewässern. Endbericht erarbeitet im Rahmen des Projekts MIRR – Model-based Instrument for River Restoration. pp. 35. (<http://www.wasser.lebensministerium.at/filemanager/download/14530/>)
- Schwoerbel J. & Brendelberger H. (2005): Einführung in die Limnologie. Spektrum Akademischer Verlag, 9. Auflage, pp. 340.
- Sint D., Dalla Via J. & Füreder L. (2006): The genus *Austropotamobius* in the Ausserfern region (Tyrol, Austria) with an overlap in the distribution of *A. torrentium* and *A. pallipes* populations. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 380-381: 1029-1040.
- Šlechtová V., Bohlena J., Freyhof J., Persat H. & Delmastro G.B. (2004): The Alps as barrier to dispersal in cold-adapted freshwater fishes? Phylogeographic history and taxonomic status of the bullhead in the Adriatic freshwater drainage. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 33: 225–239.

- Snyder C.D., Young J.A., Vilella R. & Lemarié D.P. (2003): Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. *Landscape Ecology* 18: 647–664.
- Soulé M.E. (1991): Theory and strategy. P. 91-104. In: Hudson W.E. (Hg.) *Landscape linkages and biodiversity*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Steiner V. & Stampfer B. (1987): Reinhaltung der Tiroler Gewässer. Die Hochgebirgsseen Tirols aus fischereilicher Sicht. Teil I Bestandsaufnahme 1980-1985. Amt der Tiroler Landesregierung, pp. 213.
- Stüber E. & Windig N. (1992): Die Tierwelt der Hohen Tauern - Wirbeltiere. Universitätsverlag Carinthia, Klagenfurt. pp. 183.
- Teleatlas (2009): Tele Atlas North America, Inc. (www.teleatlas.com).
- Tischendorf L. & Fahrig L. (2000): On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7-19.
- Tomlinson M.L. & Perrow M.R. (2003): Ecology of the Bullhead. *Conserving Natura 2000 Rivers*, Ecology Series No. 4. English Nature, Peterborough. pp. 19.
- UBA: Umweltbundesamt (www.umweltbundesamt.at)
- Utzinger J., Roth C. & Peter A. (1998): Effects of environmental parameters on the distribution of bullhead *Cottus gobio* with particular consideration of the effects of obstructions. *Journal of Applied Ecology* 35: 882-892.
- Van Liefferinge C., Seeuws P., Meire P. & Verheyen R.F. (2005): Microhabitat use and preferences of the endangered *Cottus gobio* in the River Voer, Belgium. *Journal of Fish Biology* 67: 897–909.
- Vordermeier T. & Bohl E. (2000): Fischgerechte Ausgestaltung von Quer- und Längsbauwerken in kleinen Fließgewässern - Bedeutung und Wiederherstellung der Fließgewässervernetzung. Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern Bayern e.V.: 53-61.
- Wang L., Lyons J. & Kanehl P. (2001): Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environmental Management* 18 (2): 255-266.
- WIGeoGIS GmbH (www.wigeogis.com).
- Wilhelm T. & Hilpold A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Gefäßpflanzen Südtirols. *Gredleriana* 6: 115-198.
- www.flussraumagenda.de
- www.provinz.bz.it
- www.revital-ecoconsult.com
- www.tiris.gv.at, Fließgewässeratlas
- www.umweltbundesamt.at/wrrl
- Yamada Y., Sasaki H. & Harauchi Y. (2010): Effects of narrow roads on the movement of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in Nopporo Forest Park, Hokkaido. *Journal of Insect Conservation* 14: 151–157.
- Zitek A., Santocildes G., Wiesner C. & Schmutz S. (2006): Potential criteria for modelling fish/pressure relationships in running waters. Literature review. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. pp. 186. (www.lebensministerium.at)

Zulka K.P., Eder E., Höttinger H. & Weigand E. (2001): Grundlagen zur Fortschreibung der Roten Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt, Monographien 135, Wien. pp. 85.

Anhang

Verbreitungskarten der erhobenen gewässerassoziierten Organismen in der Pilotregion Nationalpark Hohe Tauern-Südtirol

Abb. 36: Verbreitung der Amphibien

Abb. 37: Verbreitung der Deutschen Tamariske

Abb. 38: Verbreitung der Fische

Abb. 39: Verbreitung der Flusskrebse

Abb. 40: Verbreitung der Insekten

Abb. 41: Verbreitung der Reptilien

Abb. 42: Verbreitung der Säugetiere

Abb. 43: Verbreitung der Vögel

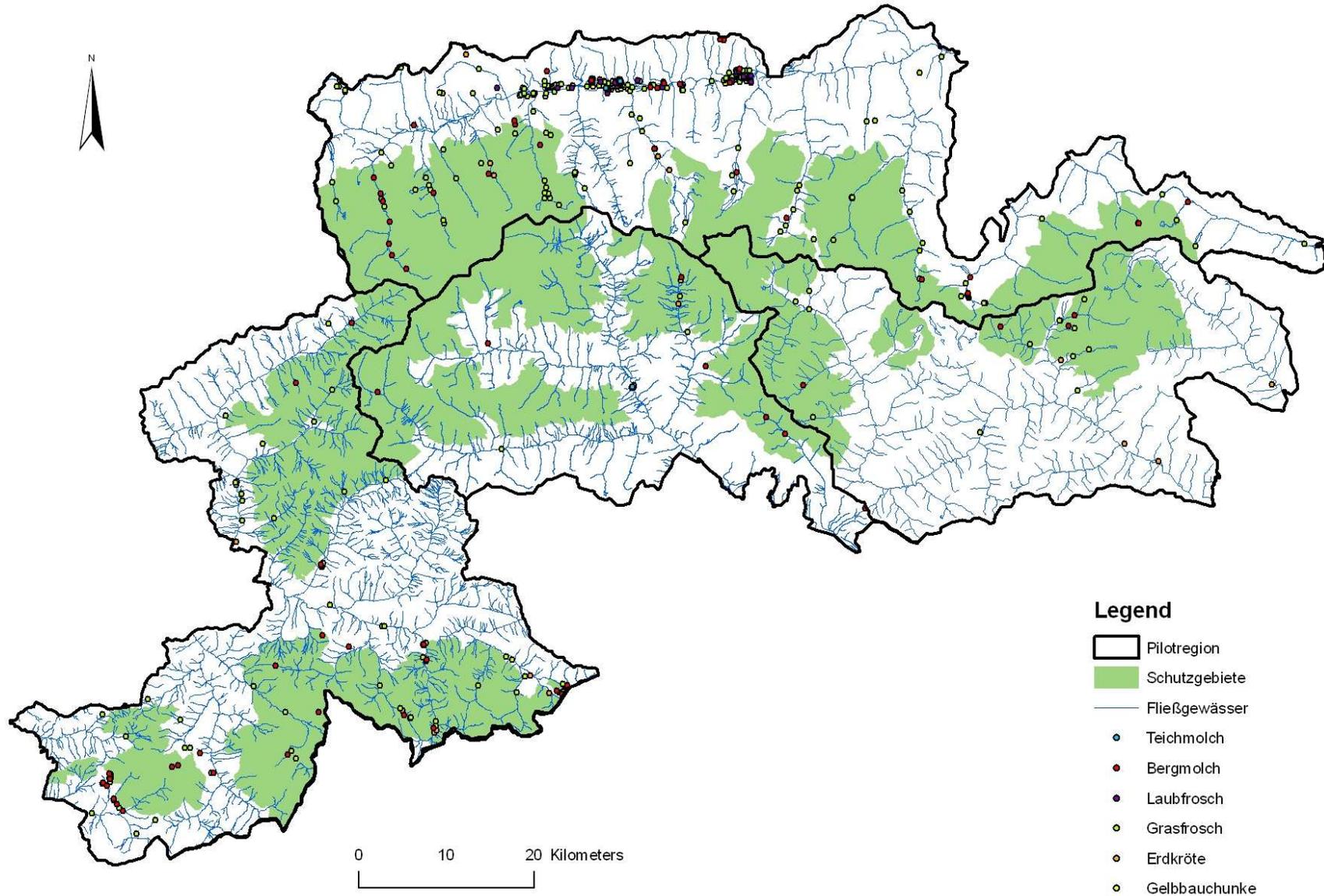


Abb. 36: Verbreitung der Amphibien

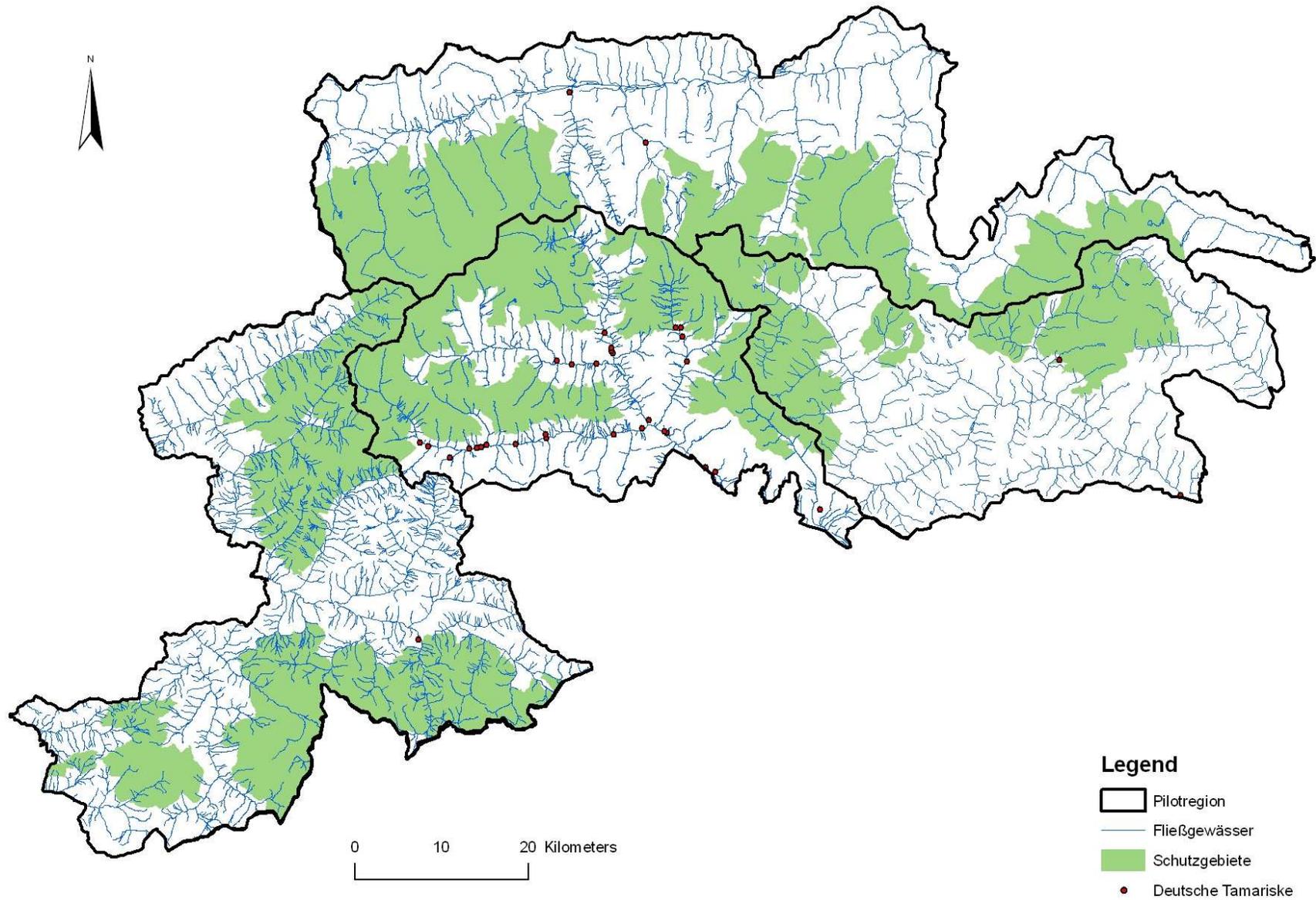


Abb. 37: Verbreitung der Deutschen Tamariske

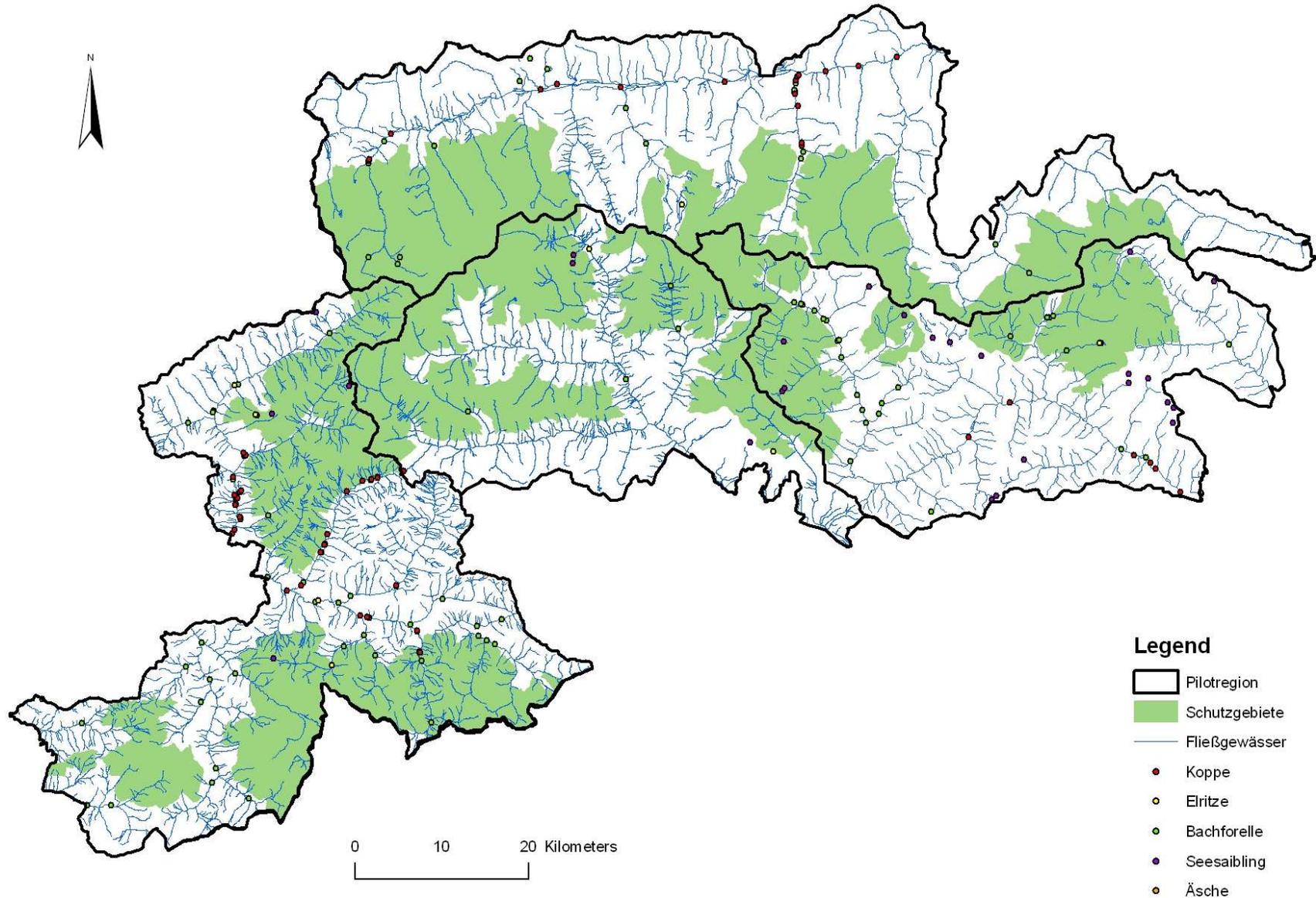


Abb. 38: Verbreitung der Fische

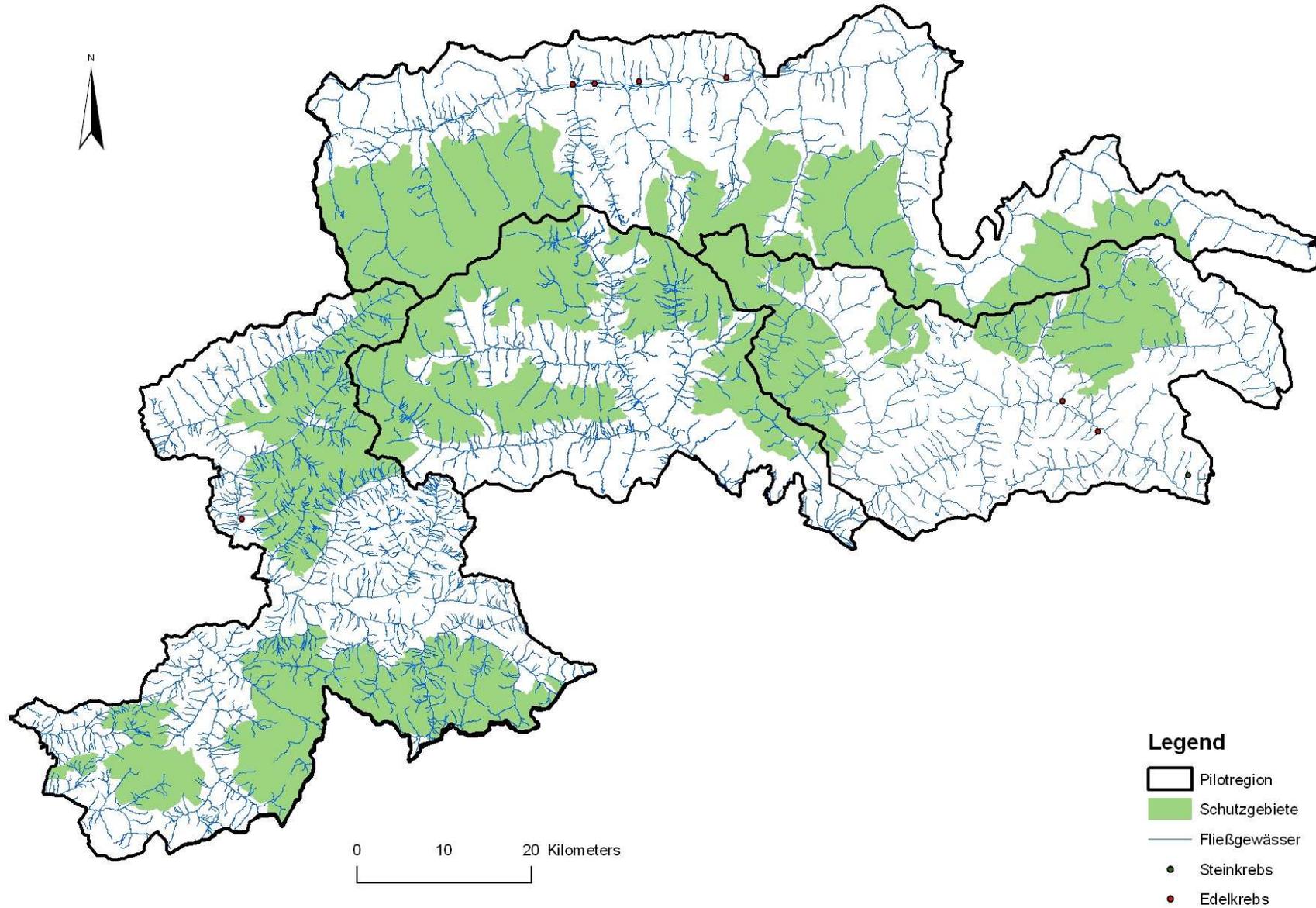


Abb. 39: Verbreitung der Flusskrebse

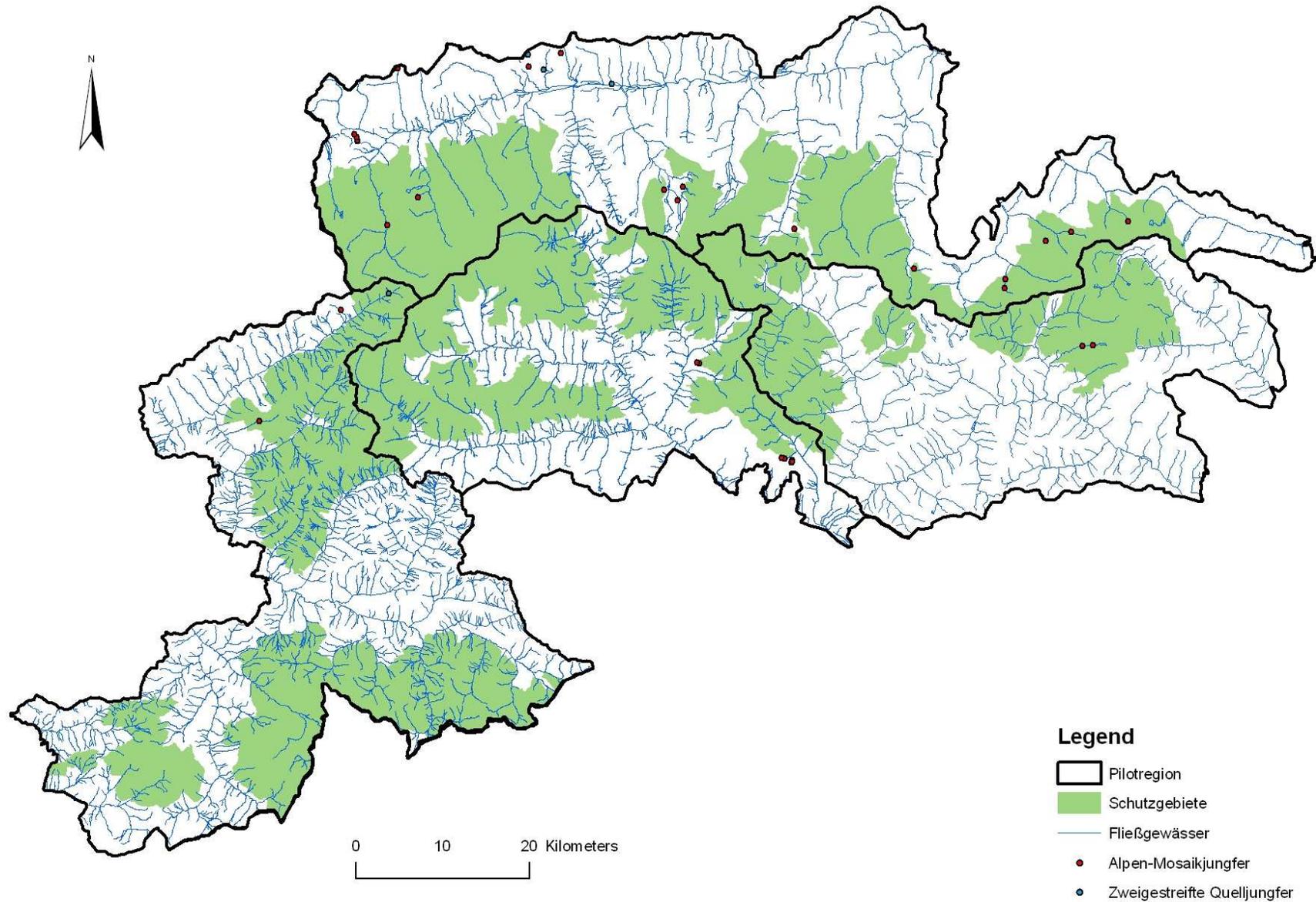


Abb. 40: Verbreitung der Insekten

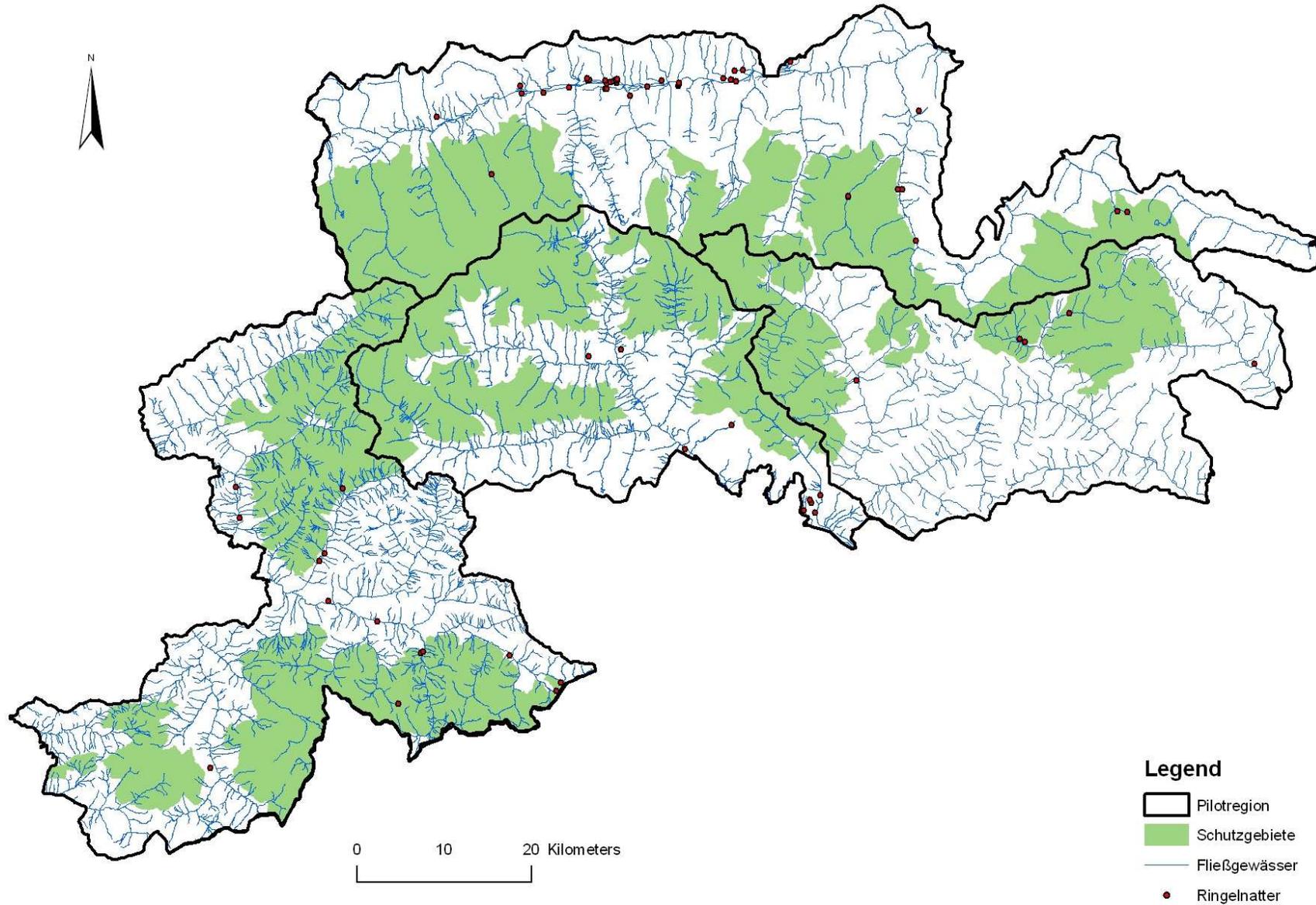


Abb. 41: Verbreitung der Reptilien

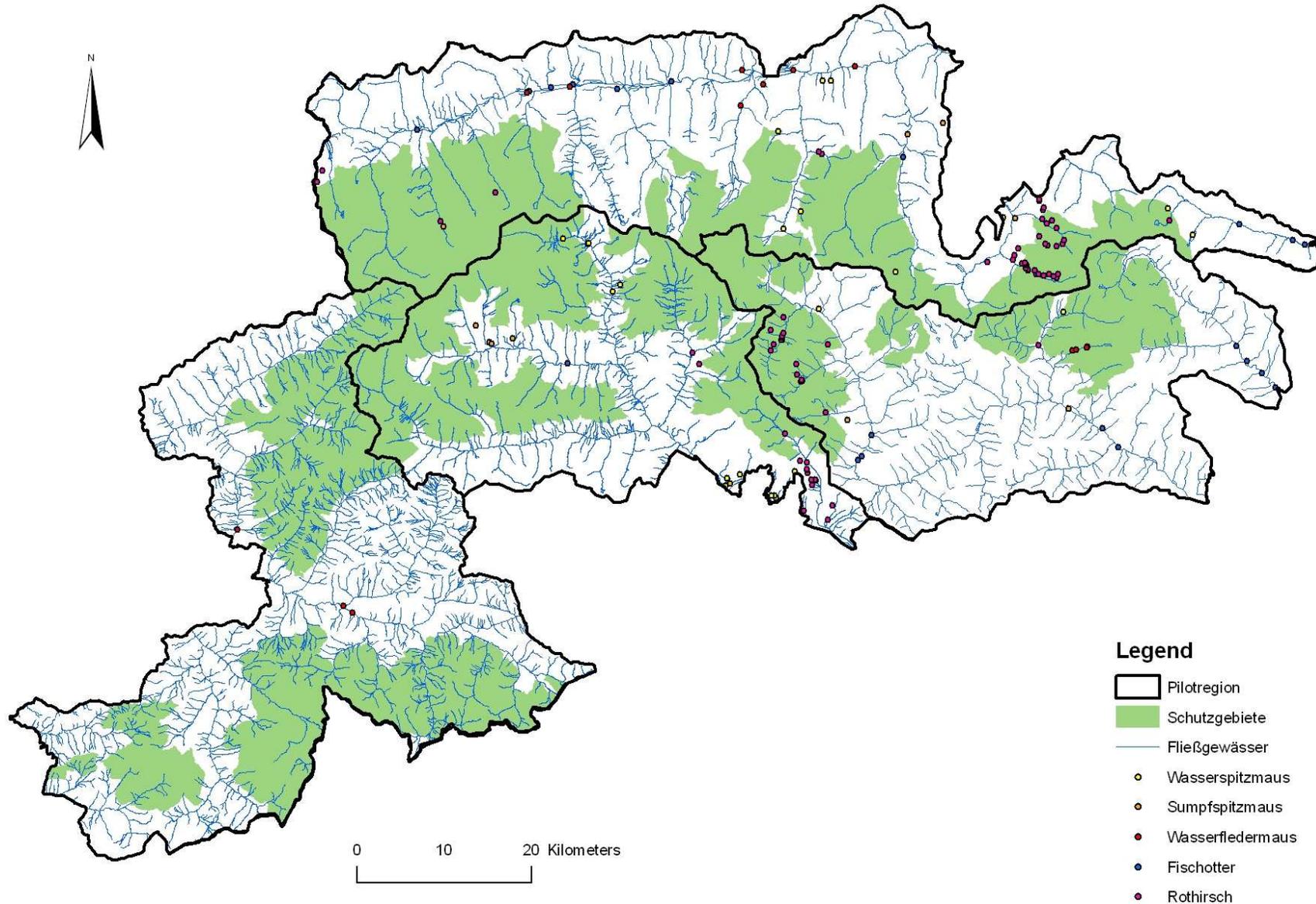


Abb. 42: Verbreitung der Säugetiere

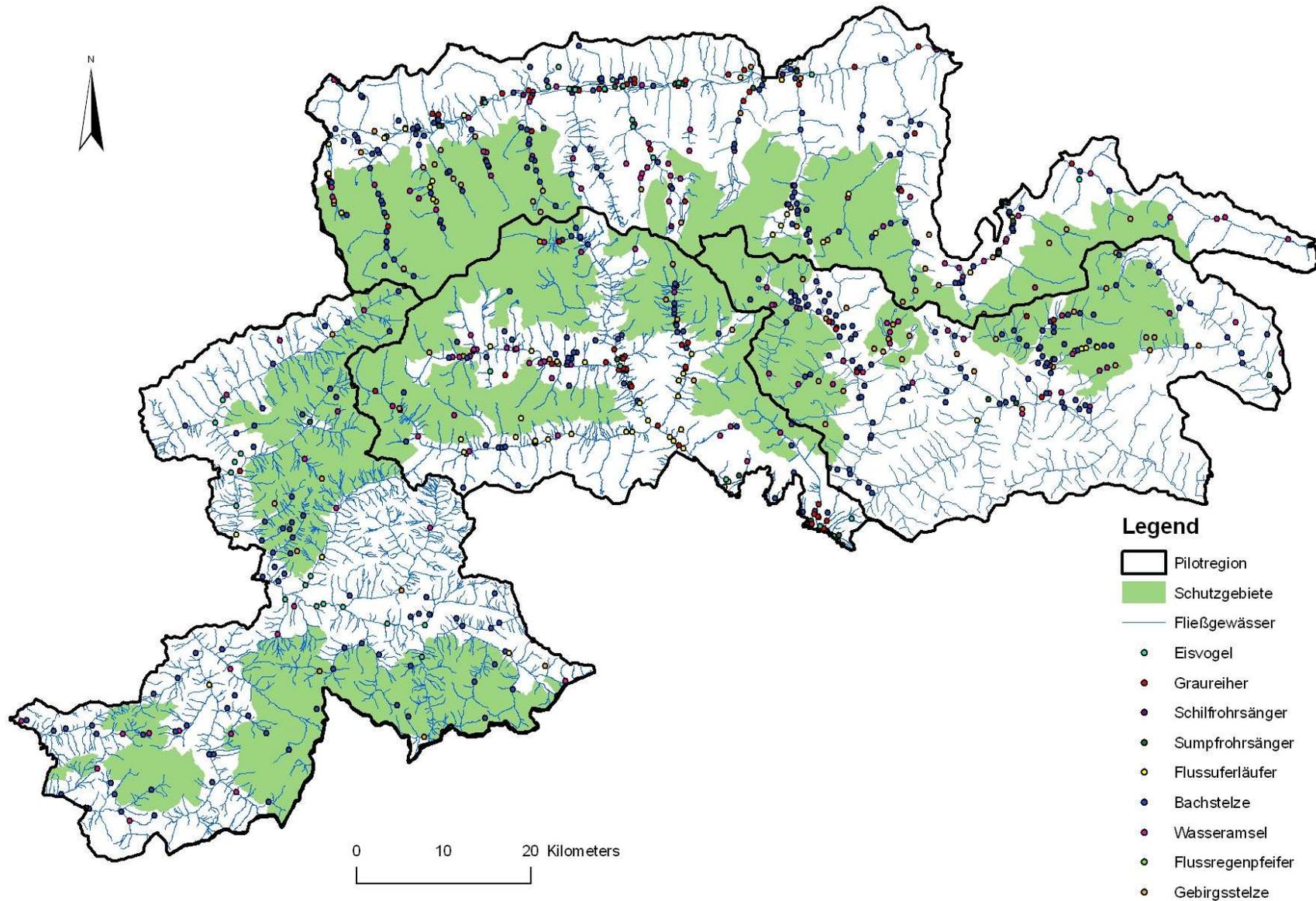


Abb. 43: Verbreitung der Vögel