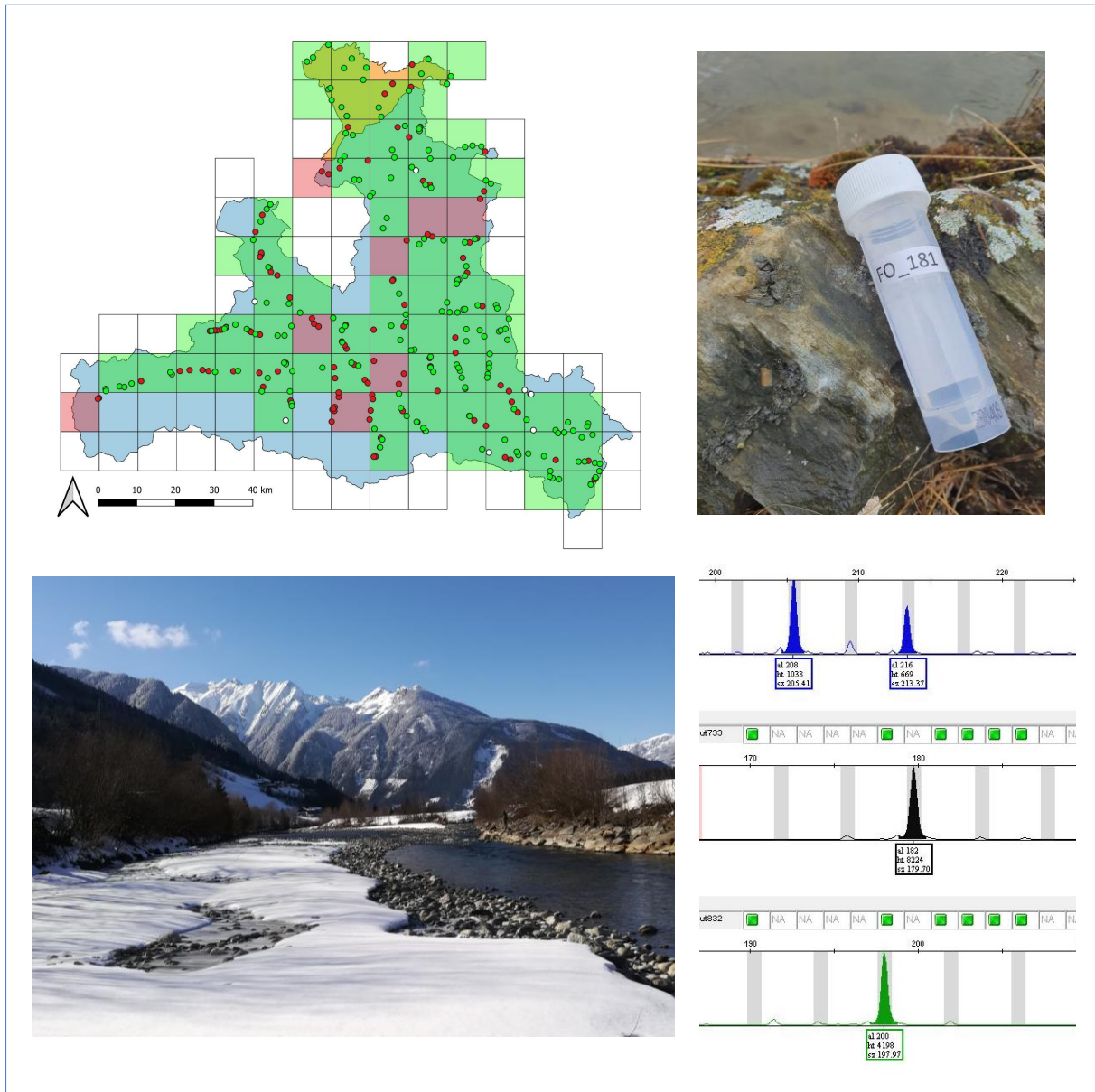


Studie zur Populationsgröße des Fischotters an den Salzburger Fließgewässern

Endbericht



von
Dr. Tamara Schenekar &
Assoz. Univ.-Prof. Dr. Steven Weiss

Graz, Juli 2021

Auftraggeber:

AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG
Referat Agrarrecht, Arbeitsinspektion, Jagd und Fischerei
Fanny-v.-Lehnert-Straße 1
A 5020 Salzburg



Auftragnehmer:

KARL-FRANZENS UNIVERSITÄT GRAZ
Institut für Biologie
Universitätsplatz 2
8010 Graz



Danksagung:

Hiermit möchten wir uns bei dem Auftraggeber, dem Amt der Salzburger Landesregierung, allen voran bei Herrn Mag. Christoph Bachmaier für die angenehme Zusammenarbeit bedanken. Des Weiteren sei dem Landesfischereiverband Salzburg und Frau Daniela Latzer für wertvollen Input und Unterstützung gedankt. Schließlich bedanken wir uns bei Julia Gladitsch, Peter Mehlmauer, Harald Ellinger, Albert Rechberger, David Fröhlich, Alexandra Kaufmann, Raphael Schmid und Lucas Pabst für deren unermüdlichen Einsatz bei den Feldarbeiten.

Zitiervorschlag:

Schenekar, T., Weiss, S. (2021) Studie zur Populationsgröße des Fischotters an den Salzburger Fließgewässern. Endbericht im Auftrag des Amtes der Salzburger Landesregierung. 60 Seiten mit 2 Anhängen.

Foto-Copyright und Kartengrundlagen:

Die Urheberrechte der in diesem Bericht verwendeten Fotos liegen bei der in der jeweiligen Bildlegende angegebenen Person, ansonsten bei den Autoren dieses Berichts. Foto © Deckblatt: Bild 2: P. Mehlmauer, Bild 3: J. Gladitsch. Zur Erstellung der Karten dieses Berichts wurden folgende Kartengrundlagen verwendet: Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015, Berichtsgewässernetz v10.1 (Umweltbundesamt, Zugriff über geomatadateninspire.gv.at, 26.1.2018), Digitales Geländemodell Österreich (geoland.at; Zugriff über data.gv.at, 1.12.2020); Geländeschummerung (geoland.at; Zugriff über data.gv.at, 29.6.2021), Corine Landbedeckung 2018 (Umweltbundesamt, Zugriff über data.gv.at, 30.6.2021)

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung	2
1. Einleitung.....	3
1.1 Entwicklung der Fischotterpopulation in Salzburg.....	3
1.2 Ziel des vorliegenden Projektes	6
2. Methodik	7
2.1 Brückenkontrollen zur Verbreitungserhebung	7
2.2 Genetische Erhebungen an Referenzstrecken zur Dichteerhebung	10
2.2.1 Auswahl der Referenzstrecken.....	10
2.2.2 A – Salzach.....	12
2.2.3 B – Saalach.....	13
2.2.4 C – Großarlbach/Salzach	14
2.2.5 D – Zederhausbach/Mur	15
2.2.6 E – Taurachbach/Enns	16
2.2.7 F – Lammer	17
2.2.8 G – Fischbach/Salzach/Oichtenbach	18
2.2.9 Genetische Probennahme	19
2.2.10 Genetische Analysen	20
2.3 Extrapolation und Populationsschätzung.....	22
3. Ergebnisse	23
3.1 Brückenkontrollen zur Verbreitungserhebung	23
3.1.1 Salzburg gesamt	23
3.1.2 EZG Salzach 1.....	26
3.1.3 EZG Saalach	27
3.1.4 EZG Salzach 2.....	28
3.1.5 EZG Mur.....	29
3.1.6 EZG Enns.....	30
3.1.7 EZG Salzach 3.....	31
3.1.8 EZG Traun	32
3.2 Genetische Erhebungen an Referenzstrecken zur Dichteerhebung	33
3.2.1 Referenzstrecke A – Salzach.....	35
3.2.2 Referenzstrecke Referenzstrecke B – Saalach.....	37
3.2.3 C - Großarlbach/Salzach	39
3.2.4 Referenzstrecke D - Zederhausbach/Mur	41
3.2.5 Referenzstrecke E - Taurachbach/Enns.....	43
3.2.6 Referenzstrecke F - Lammer.....	45
3.2.7 Referenzstrecke G - Salzach/Fischbach/Oichtenbach	47
3.3 Populationsschätzung	49
4. Diskussion der Ergebnisse	51
4.1 Verbreitung des Fischotters in Salzburg.....	51
4.2 Genetische Dichteanalysen an den Referenzstrecken	52
4.3 Populationsgrößenschätzung.....	53
5. Evaluierung des Beitrages vom Land Salzburg zum guten Erhaltungszustand des Fischotters in der alpinen und kontinentalen biogeographischen Region in Österreich.....	55
6. Literaturverzeichnis.....	59

Kurzfassung

Ursprünglich über die gesamte Bundesfläche Österreichs verbreitet, erfuhr der Fischotter im Laufe des 20. Jahrhunderts europaweit einen dramatischen Populationseinbruch. Ende der 1940er Jahre wurde der Fischotter **in allen Bundesländern Österreichs unter Schutz gestellt und 1990 wurde er in die Rote Liste der in Österreich gefährdeten Säugetierarten** aufgenommen. Weiters wurde der Fischotter 1992 mit der **Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43 EWG) in deren Anhänge II und IV** aufgenommen und somit europaweit unter Schutz gestellt.

Im Bundesland Salzburg dürfte es in der **zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts keine etablierte Fischotterpopulation** gegeben haben. Parallel zu der allgemein in Österreich beobachteten Wiederausbreitung des Fischotters seit der 1990er Jahren, gab es in Salzburg seit den 2000er Jahren vermehrt Einzelnachweise und zwischen 2009 und 2016 wurde eine **klare Wiederbesiedelung des Fischotters in Salzburg mit zunehmender Verbreitung** dokumentiert. Von 297 untersuchten Monitoringbrücken zeigten 2009 70 (23,6 %) Fischotter Losungen, während 2016 an 186 von 295 Brücken (63%) Fischotter Nachweise erbracht werden konnten. Im Jahr 2009 wurde die Population des Fischotters in Salzburg auf 27 Tiere geschätzt, 2016 auf 132 Tiere (exkl. Jungtiere).

Das vorliegende Projekt hatte zum Ziel, **die aktuelle Verbreitung des Fischotters zu erheben, als auch die Größe der Gesamtpopulation des Eurasischen Fischotters an den Salzburger Fließgewässern zu schätzen**, erstmals mit genetischen Methoden. Schließlich sollte auch der **Beitrag des Bundeslandes Salzburg zum guten Erhaltungszustand** des Eurasischen Fischotters in der alpinen sowie der kontinentalen biogeografischen Region Österreichs evaluiert werden.

Zur Erhebung der aktuellen Verbreitung wurde erneut eine Kontrolle von vordefinierten Monitoringbrücken durchgeführt. **Hierbei fanden sich bei 177 von 286 Monitoringbrücken (61,9%) Fischotterlosungen** (alpin: 59,7%, kontinental: 83,3%). Der Anteil der Fischotter-positiven Brücken hat sich somit seit 2016 **nicht signifikant verändert**. Des Weiteren ließen sich keine großräumigen Veränderungen im Verbreitungsmuster erkennen. Einziges Einzugsgebiet mit konsistent negativen Fischotter-Nachweisen ist, wie bereits 2016, jenes der Rauriser Ache.

Zur Erhebung der Fischotterdichten entlang der Salzburger Fließgewässer wurden **sieben Referenzstrecken á 30 Fluss-km Länge** definiert, welche beidufzig begangen wurden und Losungen zur genetischen Identifizierung der Fischotter-Individuen aufgesammelt wurden. Die Genetikproben wurden anhand von 11 Mikrosatellitenloci und zwei Geschlechtsmarkern genotypisiert. **Die gemittelte Fischotterdichte entlang der Referenzstrecken betrug 0,24 Fischotter je Fluss-km**. Bei einer Extrapolation dieser Dichten auf das dem Fischotter verfügbare Fließgewässernetz Salzburgs (Flussordnungszahl 4 oder höher) erhält man somit eine Gesamtpopulationsschätzung von **261 Fischottern (95%iges Konfidenzintervall 196-320 Tiere)**.

Insgesamt werden auf der Landesfläche Salzburgs derzeit **alle vier Parameter** zur Bewertung des Erhaltungszustandes des Fischotters mit „**günstig**“ bewertet und somit insgesamt der Beitrag des Bundeslandes Salzburg zum dem guten Erhaltungszustand des Fischotters in Österreich mit „**positiv**“.

1. Einleitung

1.1 Entwicklung der Fischotterpopulation in Salzburg

Das derzeitige Verbreitungsgebiet des Eurasischen Fischotters (*Lutra lutra*) erstreckt sich grundsätzlich neben dem Großteil Europas bis tief hinein nach Asien, das östliche Sibirien, Südostasien und Indien (Roos, Loy, de Silva, Hajkova, & Zemanová, 2015, Abbildung 1)

Ursprünglich auch über die gesamte Bundesfläche Österreichs verbreitet, erfuhr der Fischotter im Laufe des 20. Jahrhunderts, einen dramatischen

Populationseinbruch. In West- und Zentraleuropa erreichten die Bestände des Fischotters in den 1980er und 1990er Jahren ihre Tiefstände, wobei der Fischotter in weiten Gebieten Englands,

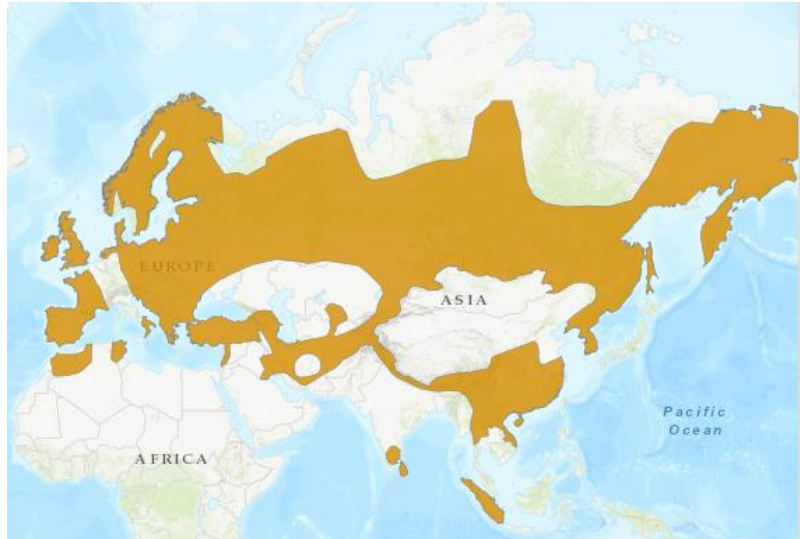


Abbildung 1 Übersichtskarte der derzeitigen globalen Verbreitung des Eurasischen Fischotters. Von Roos et al. (2015).

Frankreichs und Deutschlands verschwunden und in Ländern wie Holland, der Schweiz, Luxemburg, Lichtenstein und Belgien vermutlich komplett ausgerottet war. Die Ursachen des Rückgangs sind teilweise noch immer umstritten aber Vermutungen inkludieren Belastung der Gewässer mit Umweltgiften (Macdonald & Mason, 1994; Mason & Macdonald, 1986), Verminderung der Habitatqualität (Foster-Turley, Macdonald, & Mason, 1994), Verkehrsunfälle (Gutleb, Kranz, Henninger, & Loupal, 1998) aber auch direkte Verfolgung (Kranz, Poledník, & Pinter, 2000).

Ende der 40er Jahre wurde der Fischotter in allen Bundesländern Österreichs unter Schutz gestellt und sollte ganzjährig geschont werden. Ebenso wurde er 1990 in die Rote Liste der in Österreich gefährdeten Säugetierarten aufgenommen. 1992 wurde er mit der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43 EWG) in deren Anhänge II und IV aufgenommen. Global wird der Fischotter von der IUCN (International Union for Conservation of Nature) als „Near Threatened“ eingestuft, begründet mit der historischen Bejagungen, dabei wurde jedoch auch festgestellt, dass sich die Art in Westeuropa derzeit erholt (Roos et al., 2015).

Im Laufe der 1990er Jahre begann der Fischotterbestand sich zu erholen, was vermutlich auf das Wegfallen oder die Reduktion der negativen Faktoren (z.B. Gewässerverschmutzung) für das Populationswachstum zurückzuführen ist. Als ein populationsfördernder Faktor wurde z.B. steigendes Nahrungsangebot durch die Errichtung einer Vielzahl von kleinen Fischteichen vermutet (Kranz &

Poledník, 2017). In Österreich scheinen sich während der Zeit des Tiefpunktes der Europäischen Fischotter-Ausbreitung zwei Populationen durchgehend gehalten zu haben: Eine im Bereich des Wald- und Mühlviertels an der Grenze zu Tschechien, sowie eine weitere in der Südoststeiermark und Burgenland an der Grenze zu Slowenien und Ungarn. Jahrl (1999) fasste erstmals alle verfügbaren Nachweise zur Verbreitung des Fischotters in Österreich (Zeitraum 1990-1998) zusammen (Abbildung 2).

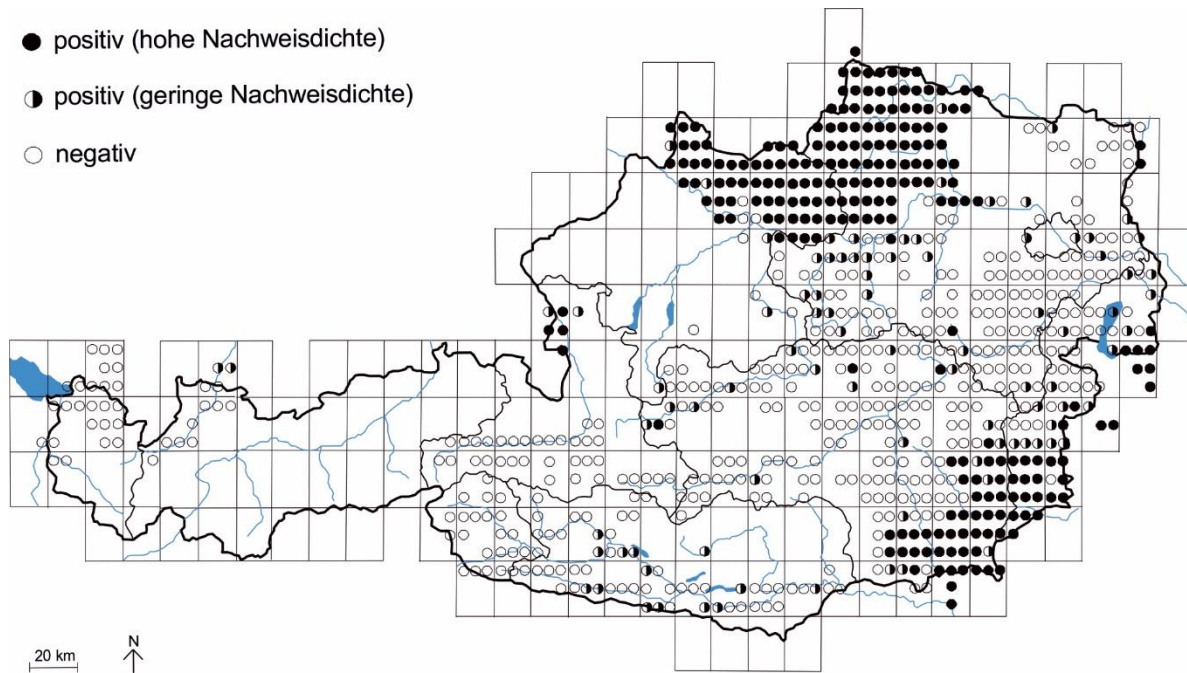


Abbildung 2 Zusammenfassung aller Nachweise zur Fischotter-Verbreitung in Österreich vom Zeitraum 1990-1998. Aus Jahrl (1999).

Dabei zeigten sich bei den ersten systematischen Erhebungen im Bundesland Salzburg nur im Gebiet um die Landeshauptstadt Salzburg gesicherte Fischotternachweise (vermutlich Zooflüchtlinge aus dem Zoo Hellbrunn), wohingegen trotz wiederholter Berichte in den südöstlichen Bezirken Salzburgs keine Nachweise gelangen (Jahrl, 1998, 1995, 1999). Im Jahre 2000 wurden die ersten natürlich zugewanderten Tiere im Einzugsgebiet der Enns dokumentiert (Kranz, 2000, Abbildung 3a). 2006 wurde der Fischotter auch im Salzburger Anteils des Mur Einzugsgebietes dokumentiert, und es gab 2008 und 2009 weitere Einzelnachweise von Fischottern im Pinzgau (westliches Salzach Einzugsgebiet) und im Pongau (Enns Einzugsgebiet) durch Verkehrstopfer.

In der ersten landesweiten Erhebung 2009 (Kranz & Poledník, 2009) wurden auf 46% der fischottertauglichen Landesfläche Fischotternachweise gefunden, mit einer stark fragmentierten Verbreitung (Abbildung 3b). Zur Erhebung wurde die Kontrolle von Monitoringbrücken („Brückencheck-Methode“) durchgeführt, wobei unter 70 der 297 untersuchten Brücken (23,6%) Fischotternachweise erbracht wurden. Basierend auf den Losungsdichten wurde hierbei der Fischotterbestand 2009 auf 27 Tiere (exklusive Jungtiere) geschätzt.

Bei einer erneuten landesweiten Studie 2016 mittels Brückenkontrollen konnte erneut eine weitere Ausbreitung des Fischotters in Salzburg beobachtet werden. Hierbei zeigten sich 62% von 295 untersuchten Monitoringbrücken positiv (Kranz & Poledník, 2017). Weiters zeigten 57 von 66 10x10 km Rasterquadrate mindestens einen Positivnachweis, während neun untersuchte Rasterquadrate nur Negativnachweise zeigten (Abbildung 3c). Diese Gebiete konzentrierten sich auf gebirgiges Gelände mit größeren Besiedelungsbarrieren. Der Fischotterbestand in Salzburg wurde 2016, wiederum basierend rein auf Losungsdichten, auf 132 Tiere (exklusive Jungtiere) geschätzt.

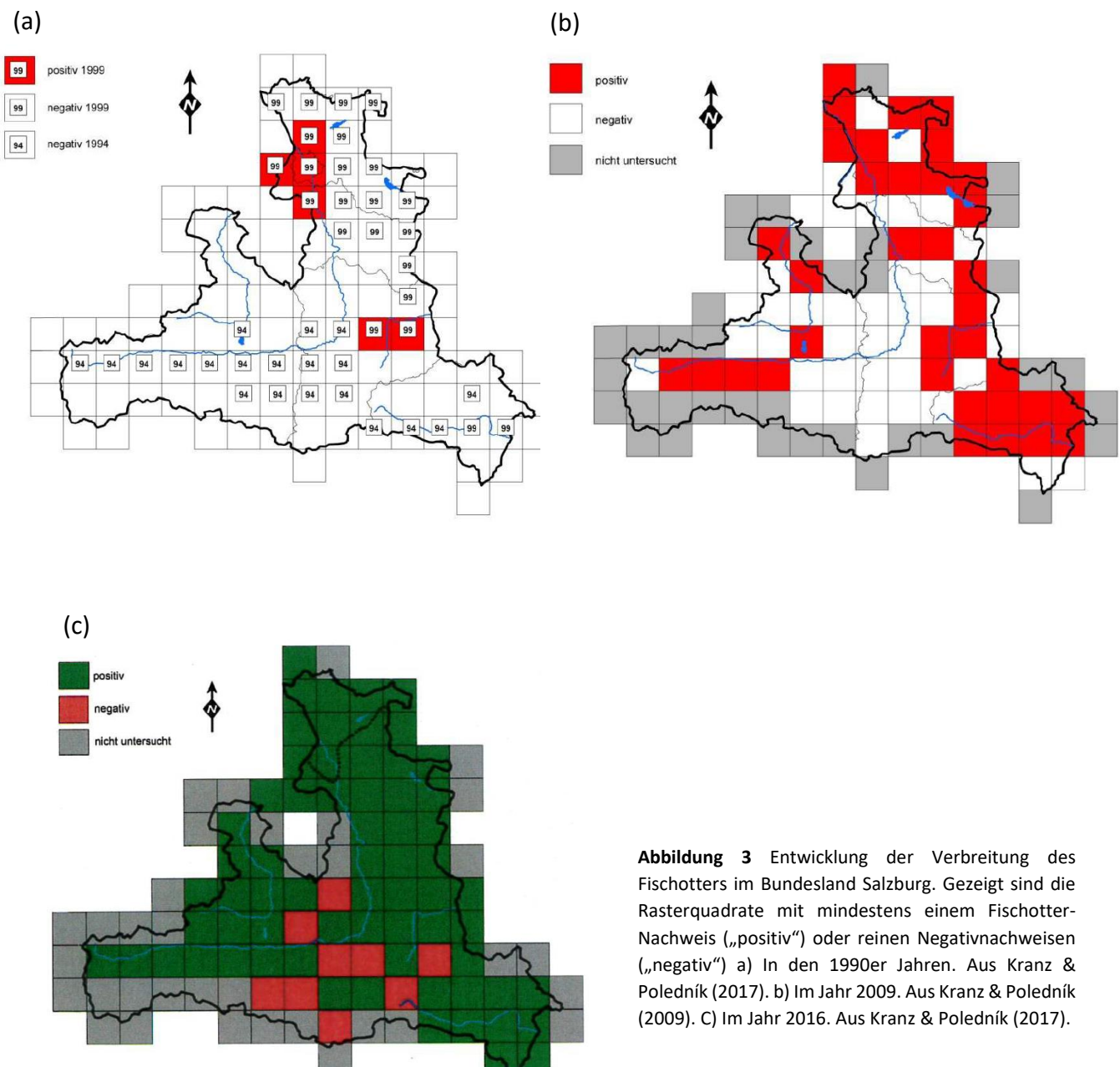


Abbildung 3 Entwicklung der Verbreitung des Fischotters im Bundesland Salzburg. Gezeigt sind die Rasterquadrate mit mindestens einem Fischotter-Nachweis („positiv“) oder reinen Negativnachweisen („negativ“) a) In den 1990er Jahren. Aus Kranz & Poledník (2017). b) Im Jahr 2009. Aus Kranz & Poledník (2009). c) Im Jahr 2016. Aus Kranz & Poledník (2017).

1.2 Ziel des vorliegenden Projektes

Das vorliegende Projekt hat zum Ziel: 1.) Die aktuelle Verbreitung des Fischotters zu erheben, 2.) eine Schätzung der aktuellen Populationsgröße des Fischotters an den Salzburger Fließgewässern, erstmals mithilfe von genetischen Analysen, durchzuführen und 3.) basierend auf diesen Ergebnissen und unter Miteinbeziehung früherer Daten den aktuellen Beitrag des Bundeslandes Salzburg zum guten Erhaltungszustand des Fischotters in der kontinentalen als auch der alpinen biogeografischen Region Österreichs zu erheben.

2. Methodik

2.1 Brückenkontrollen zur Verbreitungserhebung

Zur Erhebung der aktuellen Verbreitung des Eurasischen Fischotters im Land Salzburg wurde die Brückenmonitoringmethode herangezogen. Hierbei wird die Tatsache genutzt, dass Fischotter häufig unter Brücken Losungen (Kot oder Analgelee) abgeben bzw. diese aufgrund des Witterungsschutzes längere Zeit nach der Losungsabgabe nachweisbar sind. Es wurden 295 Monitoringbrücken begangen, welche durch Kranz & Poledník (2017) definiert wurden. Die Monitoringbrücken liegen einerseits in beiden biogeografischen Regionen Salzburgs (alpin und kontinental, Abbildung 4), als auch in allen sieben Haupteinzugsgebieten (Abbildung 5) und es wurde auf eine Verteilung von ca. vier Monitoringbrücken je 10x10 Rasterquadrat abgezielt. Des Weiteren wurden bei der Auswahl der Brücken die Kriterien von Kranz & Poledník (2013b) herangezogen. Diese sieben Einzugsgebiete wurden ebenfalls von Kranz & Poledník (2017) definiert und unterteilen den Großteil der Landesfläche Salzburgs in die Entwässerungsflächen der fünf Hauptflüsse des Landes Salzburgs, nämlich Salzach, Saalach, Mur, Enns, und Traun - wobei die Salzach in drei Unter-Einzugsgebiete unterteilt wurde. Salzach 1 entspricht dem Einzugsgebiet der Salzach bis Zell am See, Salzach 2 ihrem Einzugsgebiet

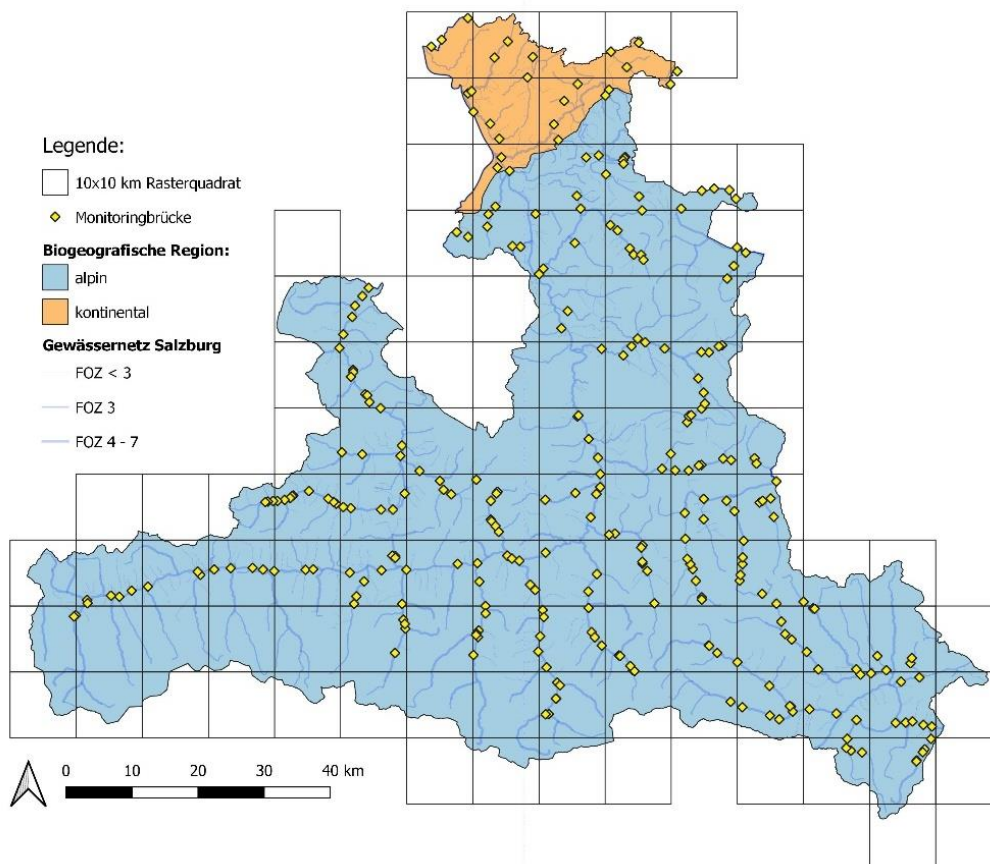


Abbildung 4 Lagepunkte der 295 Monitoringbrücken zur Verbreitungserhebung in Bezug auf die biogeografischen Regionen Salzburgs. Ebenso eingezeichnet ist das 10x10 km Raster, welches in diesem Bericht zur Verbreitungsanalyse herangezogen wurde. FOZ: Flussordnungszahl.

zwischen Zell am See und Pass Lueg und Salzach 3 ihrem Einzugsgebiet ab Pass Lueg. Details zu den Monitoringbrücken (GPS-Koordinaten, Begehungsdatum, Einzugsgebiet etc.) können Anhang I entnommen werden.

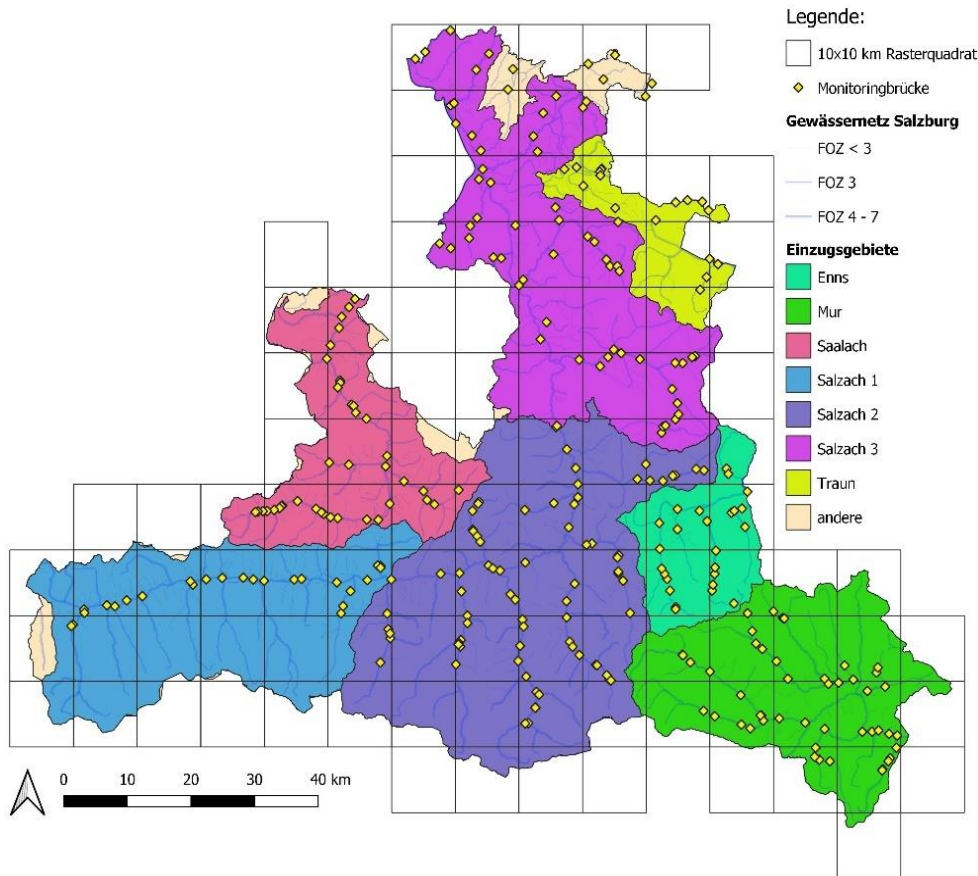


Abbildung 5 Lagepunkte der 295 Monitoringbrücken zur Verbreitungserhebung, sowie der von Kranz & Poledník (2017) definierten sieben Haupteinzugsgebieten. Ebenso eingezeichnet ist das 10x10 km Raster, welches in diesem Bericht zur Verbreitungsanalyse herangezogen wurde.

Die Begehungen der Brückenkontrollen wurden zwischen 11.12.2020 und 30.12.2020 durchgeführt. Jede Brücke wurde, wenn möglich, beidufig begangen und auf Fischotterlosungen (Kot oder Analjelly) kontrolliert. Wurden Fischotterlosungen vorgefunden, wurden diese auf ihr Alter seit der Losungsabgabe geschätzt und in drei Kategorien eingeteilt: Kategorie A: Frischer als 24 Stunden, Kategorie B: Geschätzt zwischen 1 und 14 Tage alt, Kategorie C: Losung älter als 14 Tage.

Insgesamt wurden folgende Daten bei der Begehung erhoben: 1. Brücke begehbar (ja/nein) 2. Losungsabgabe möglich (ja/nein) 3. Brückenhöhe (Distanz von aktueller Wasserschlaglinie zur Unterkante der Brücke), 4. Brückenbreite, 5. Flussbreite (gemessen an der aktuellen Wasserschlaglinie), 6. Anzahl der Fischotterlosungen Kategorie A, 7. Anzahl der Losungen Kategorie B, 8. Anzahl der Losungen Kategorie C, 9. Sonstige Beobachtungen/Bemerkungen zum Standort.

Zur Abschätzung der Gesamtverbreitung des Fischotters im Land Salzburg wurde weiters ein 10x10 km Raster über das Bundesland gelegt¹. Wurde mindestens an einer Brücke innerhalb eines Rasters ein Fischotter-Nachweis erbracht, wurde dieses Rasterfeld als „Fischotter-positiv“ gewertet, bei reinen Negativnachweisen als „Fischotter-negativ“. Bei keinen Nachweisdaten (da es in diesem Rasterquadrat keine Monitoringbrücke gibt – betrifft vor allem Rasterfelder im Bereich der Landesgrenzen, siehe aber auch 4.1) in diesem Rasterfeld wurde dies mit „Daten fehlend“ bewertet.

¹ Nicht deckungsgleich mit dem Raster verwendet in Kranz & Polednik (2017). Daher kann die Brückenanzahl je Raster von 4 abweichen.

2.2 Genetische Erhebungen an Referenzstrecken zur Dichteerhebung

2.2.1 Auswahl der Referenzstrecken

Zusätzlich zur Erhebung der Verbreitung wurde mittels genetischer Analysen an ausgewählten Referenzstrecken die Fischotterdichten (=Anzahl der Fischotter-Individuen je Fluss-km) erhoben. Hierfür wurden in Absprache mit dem Auftraggeber sieben Referenzstrecken á 30 Fluss-km Länge ausgewählt. Die Länge von 30 km wurden hierbei gewählt um die durchschnittliche Reviergröße von Fischottern abzudecken (in gemäßigten Breiten ca. 10-20 Fluss-km, gemittelt über beide Geschlechter siehe z.B. Erlinge, 1967; Néill, Veldhuizen, de Jongh, & Rochford, 2009; Sittenthaler et al., 2020; Weinberger, Muff, de Jongh, Kranz, & Bontadina, 2016) und wurde bewusst länger gewählt als jene ähnlicher Vorgängerstudien anderer Bundesländer (z.B. Steiermark & Kärnten, Holzinger, Zimmermann, Weiss, & Schenekar, 2018; Schenekar & Weiss, 2020), um ein besseres Gleichgewicht in folgendem Trade-Off zu erreichen: Längere Streckenabschnitte sollen das Risiko vermindern, durch Randeffekte, welche an kürzeren Streckenabschnitten zunehmen, die Dichten zu überschätzen. Auf der anderen Seite sollte darauf abgezielt werden, mindestens sieben unabhängige Strecken zu untersuchen, um die Variation der Salzburger Landschaft (Flussgrößen, Seehöhe, Landnutzung) gut abbilden zu können und so die Plausibilität der landesweiten Extrapolation (inkl. einem statistischen Konfidenzintervall) zu gewährleisten. Die maximale Streckenlänge war somit aus logistischen und budgetären Gründen mit 30 km begrenzt um die benötigte Gesamtstreckenanzahl für eine repräsentative und ausgeglichene Verteilung der Strecken auf das Land Salzburg bearbeiten zu können.

Die Auswahl der Referenzstrecken stützte sich hierbei auf folgende Kriterien:

1. Je eine Referenzstrecke in den Einzugsgebieten Salzach 1, Saalach, Salzach 2, Mur, Enns, sowie zwei Strecken in Salzach 3 (je eine in dessen kontinentalen als alpinen Anteil). Hierbei wurde auf eine Strecke im Einzugsgebiet Traun aufgrund von dessen Fragmentierung und kleiner Größe verzichtet, um die beiden Strecken im Einzugsgebiet Salzach 3 begehen zu können.
2. Möglichst homogener Streckenverlauf in Bezug auf Flussmorphologie und Flussgröße (basierend auf der Flussordnungszahl - FOZ). Ausnahme hierbei bildet die Referenzstrecke in der kontinentalen biogeografischen Region, da hier versucht wurde, für diese Subeinheit mehrere Gewässertypen abzubilden
3. Gleichmäßige Verteilung der Strecken auf die Spanne von Fließgewässergrößen, für welche geeignetes Fischotterhabitat angenommen wird. Dies wird gemeinhin für Gewässer ab vier Metern Breite angenommen (siehe z.B. Kranz & Poledník, 2017; Kranz & Poledník, 2015; Weinberger et al., 2016). Als Näherungswert für die Flussbreite wurden die Flussordnungszahlen herangezogen. Eine mittlere

Flussbreite von 4 oder mehr Metern wurde für Gewässer mit der Flussordnungszahlen 4,5,6 und 7 angenommen.

- Gleichmäßige Verteilung der Strecken auf unterschiedliche Höhenlagen, in denen Salzburgs Fließgewässer mit einer Flussordnungszahl von 4 oder höher vorzufinden sind.

Es wurden folgende sieben Referenzstrecken definiert und begangen: A- Salzach; B – Saalach, C – Großarlbach/ Salzach, D – Mur, E –Taurachbach/Enns, F – Lammer, G – Fischbach(Fischach ²)/ Salzach/Oichtenbach (Tabelle 1, Abbildung 6).

Tabelle 1 Überblick über die ausgewählten Referenzstrecken für die Dichteerhebungen. Aufgelistet sind der Streckenname und der Abkürzungscode, welche in diesem Bericht verwendet werden; die Gesamtlänge der Referenzstrecke in km; die Flussordnungszahlen (FOZ) des Hauptkanals entlang der Referenzstrecke, sowie die Längen der Abschnitte mit dieser Flussordnungszahl innerhalb der Referenzstrecke; die GPS Koordinaten (WGS84 in Dezimalgrad) und die Seehöhe der beiden Endpunkte, das Einzugsgebiet und die biogeografische Region, in der die Referenzstrecke liegt.

Streckenname	Code	Länge (km)	FOZ (Abschnitt km)	GPS Koord. Endpunkt 1	GPS Koord. Endpunkt 2	Seehöhe Endpunkt 1 (m)	Seehöhe Endpunkt 2 (m)	Einzugsgebiet	Biogeogr. Region
Salzach	A	30,327	6 (30,195; 5 (0,132)	12,569981; 47,27976137	12,19679775; 47,23721360	772,5	905,4	Salzach 1	alpin
Saalach	B	30,9	6 (28,5), 5 (2,4)	12,72178286; 47,41978469	12,82643370; 47,41978469	548,9	723,2	Saalach	alpin
Großarlbach/ Salzach	C	29,72	5 (22,5); 7 (7,215)	13,2098793; 47,37480537	13,26167822; 47,16656137	556,9	1020,3	Salzach 2	alpin
Zederhausbach/ Mur	D	29,845	4 (28,756) 3 (1,089)	13,42716956; 47,11231280	13,50809202; 47,15138981	1148,8	1528,8	Mur	alpin
Taurachbach/ Enns	E	29,749	4 (28,2); 3 (2,5)	13,39249056; 47,35677956	13,49403554; 47,25693767	882,2	1298,1	Enns	alpin
Lammer	F	30,229	5 (30,2)	13,18245102; 47,58346586	13,42477716; 47,50399640	472,1	787,2	Salzach 3	alpin
Salzach/Fischbach(Fischach) ² / Oichtenbach	G	30,677	7 (10,9); 4 (19,75)	12,99143592; 47,94778973	13,12166929; 47,88330563	407,3	504	Salzach 3	kontinental

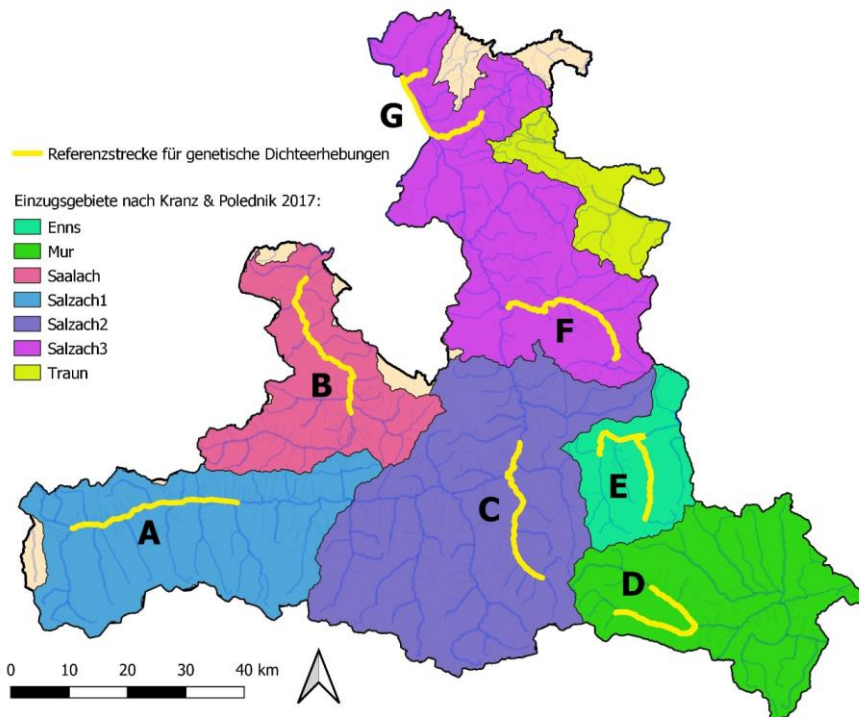


Abbildung 6 Lage der sieben Referenzstrecken für die genetischen Dichteerhebungen. A: Salzach, B: Saalach, C: Großarlbach/Enns, D: Zederhausbach/Mur, E: Taurachbach/Enns, F:Lammer, G:Fischbach/Salzach/Taurachbach.

² In dem für diesen Bericht verwendeten Berichtsgewässernetz wird der Name „Fischbach“ äquivalent zu „Fischach“ verwendet. Im restlichen Bericht wird der Name „Fischbach“ für dieses Gewässer verwendet.

2.2.2 A – Salzach

Die Referenzstrecke A – Salzach liegt im Einzugsgebiet Salzach 1 und erstreckt sich entlang der Salzach von Vorderkrimml bis nach Uttendorf. Der oberste Fluss-km wird dem Epirhithral zugeschrieben, der Hauptteil der Strecke bis nach Mittersill dem Metarhithral und der Abschnitt Mittersill bis Uttendorf dem Hyporhithral. Die Strecke ist fast durchgehend der Flussordnungszahl (FOZ) 6 zugeordnet, nur der oberste Abschnitt (gut 150 m) bis zur Mündung der Krimmler Ache, der FOZ 5 (Abbildung 7). Der Großteil der Strecke wurde 2021 als erheblich veränderter Wasserkörper mit einem mäßigen oder schlechten Potential beurteilt. Ab Mittersill als natürliches Gewässer mit einem mäßigen ökologischen Zustand, und der oberste Abschnitt bis Wald im Pinzgau mit „gut“ (Abbildung 8).

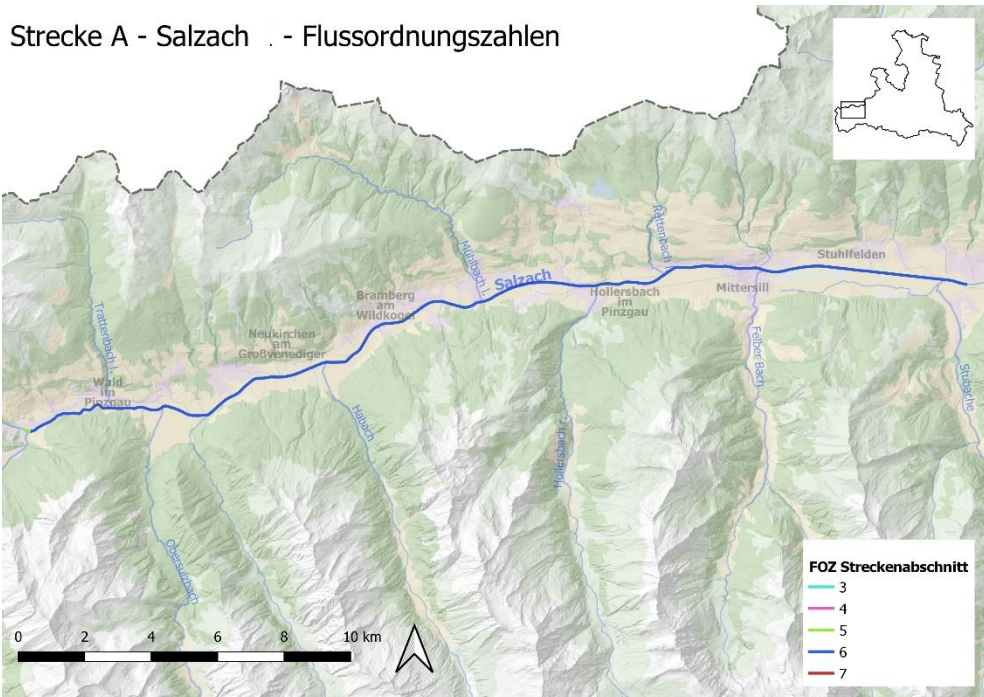


Abbildung 7 Flussordnungszahlen (FOZ) der Referenzstrecke A – Salzach.

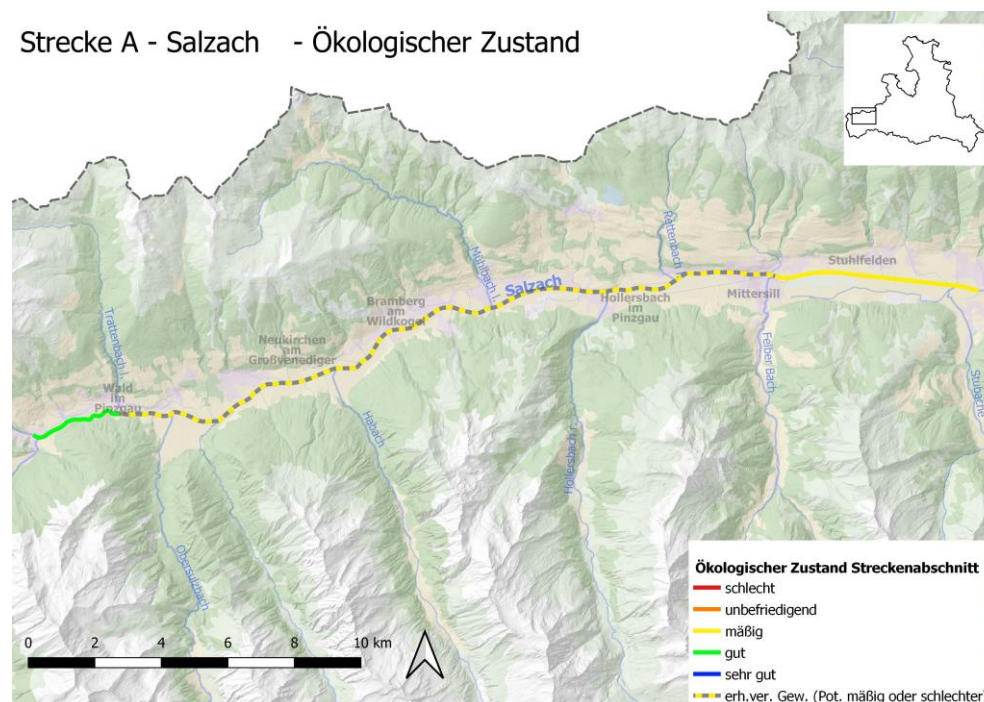


Abbildung 8 Ökologischer Zustand der Referenzstrecke A – Salzach.

2.2.3 B – Saalach

Die Referenzstrecke B – Saalach liegt im Einzugsgebiet Saalach und erstreckt sich entlang der Saalach von Saalfelden bis kurz nach Hallenstein. Der Großteil der Strecke (bis nach Lofer) wird dem Metarhithral zugeschrieben, das untere Fünftel der Strecke (ab Lofer) dem Hyporhithral. Die Strecke ist fast durchgehend der FOZ 6 zugeordnet, nur die obersten beiden Fluss-km bis zu den Mündungen der Leoganger und Ursiau Ache mit der FOZ 5 (Abbildung 9). Der Großteil der Strecke wurde 2021 mit einem guten ökologischen Zustand beurteilt, jedoch auch mit Abschnitten der den Beurteilungen „schlecht“, „unbefriedigend“ und „mäßig“ (Abbildung 10).

Strecke B - Saalach - Flussordnungszahlen

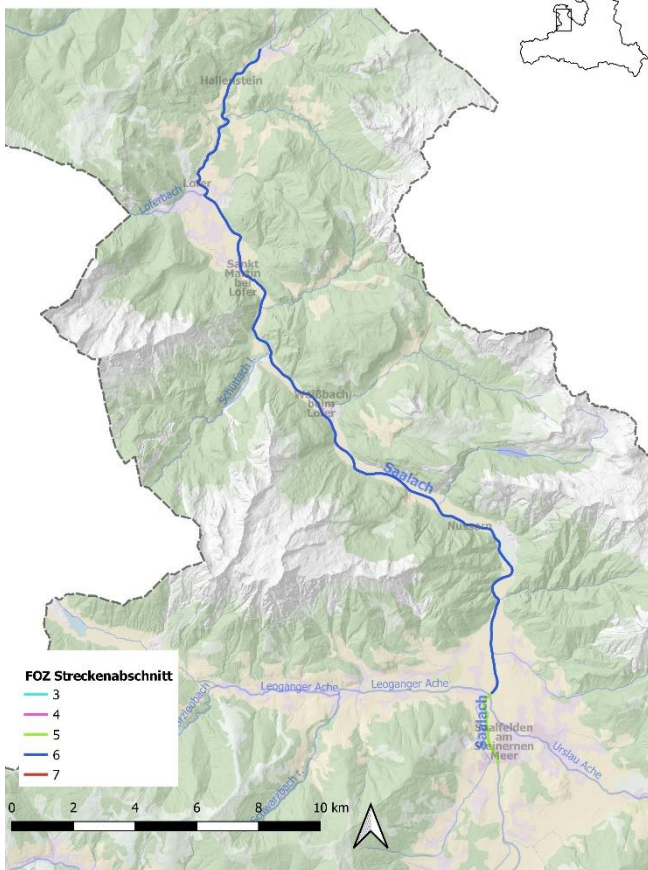


Abbildung 9 Flussordnungszahlen (FOZ) der Referenzstrecke B – Saalach.

Strecke B - Saalach - Ökologischer Zustand

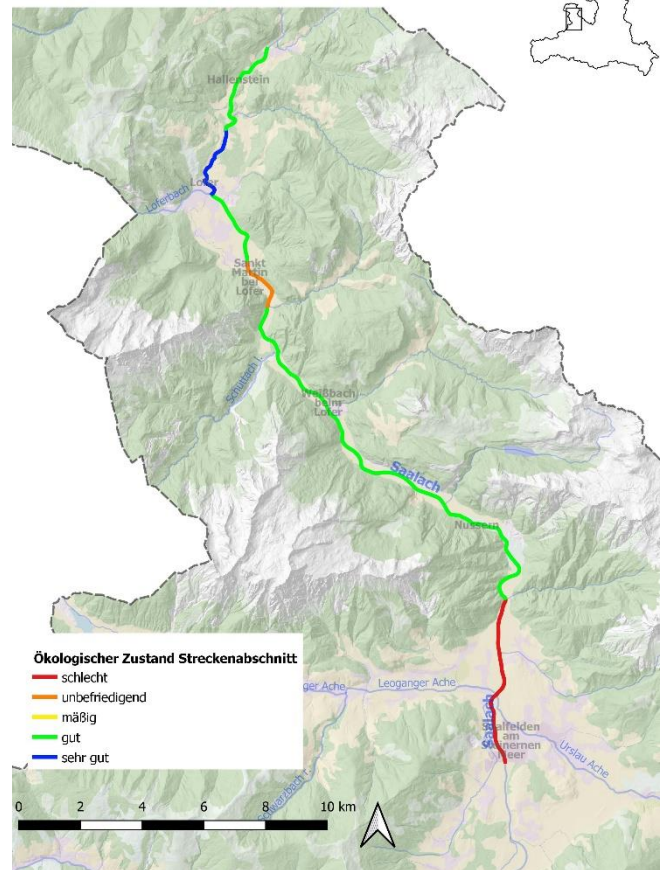


Abbildung 10 Ökologischer Zustand der Referenzstrecke B – Saalach.

2.2.4 C – Großarlbach/Salzach

Die Referenzstrecke C – Großarlbach/Salzach liegt im Einzugsgebiet Salzach 2 und erstreckt sich erst entlang des Großarlbaches bis zu seiner Mündung in die Salzach und danach entlang der Salzach bis ca. 2,8 km flussabwärts von St. Johann im Pongau. Der Abschnitt im Großarlbach wird dem Epirhithral zugeordnet, die Strecke ab ca. 1,5 km flussabwärts von Hüttschlag bis 3 km flussaufwärts von Alpendorf (flussaufwärts der Liechtensteinklamm) dem Metarhithral. Der Salzach-Abschnitt ist durchgehend dem Hyporhithral zugeordnet. Der Großarlbach-Abschnitt ist durchgehend mit FOZ 5 beziffert, der Salzach-Abschnitt mit FOZ 7 (Abbildung 11). Der Großarlbach 2021 geteilt mit „gut“, unbefriedigend“ und „mäßig“ bezüglich seines ökologischen Zustandes beurteilt, die Salzach mit als erheblich veränderter Wasserkörper mit mäßigem oder schlechtem Potential (Abbildung 12).

Strecke C - Großarlbach/Salzach - Flussordnungszahlen

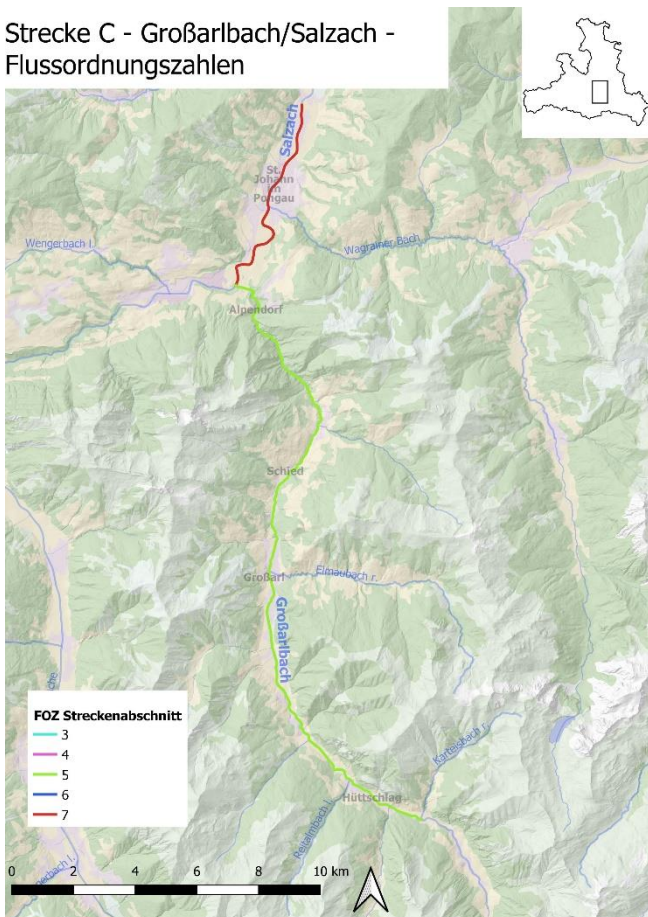


Abbildung 11 Flussordnungszahlen (FOZ) der Referenzstrecke C – Großarlbach/Salzach.

Strecke C - Großarlbach/Salzach - Ökologischer Zustand

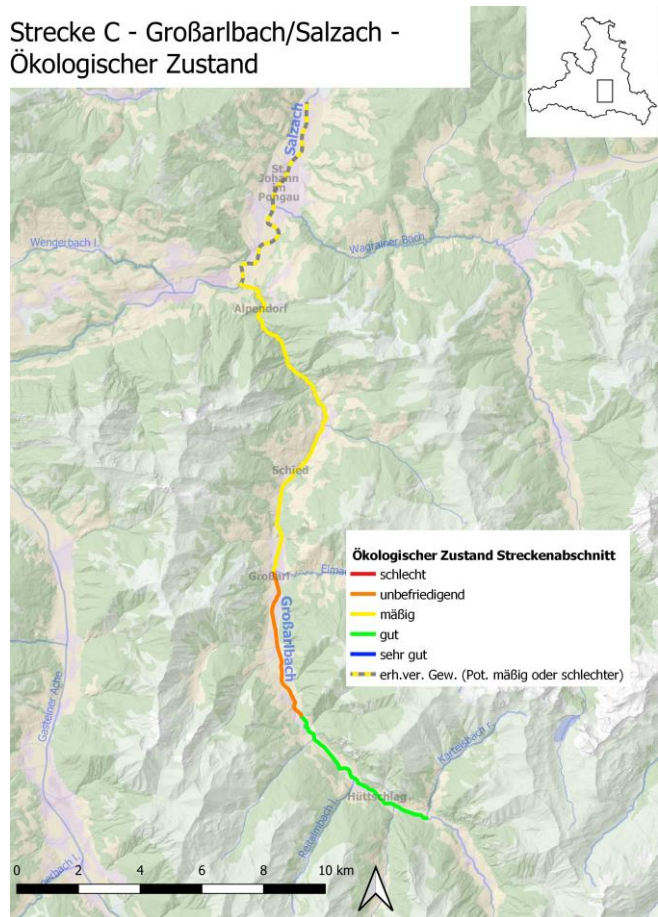


Abbildung 12 Ökologischer Zustand der Referenzstrecke C – Großarlbach/Salzach.

2.2.5 D – Zederhausbach/Mur

Die Referenzstrecke D – Zederhausbach/Mur liegt im Einzugsgebiet Mur und erstreckt sich entlang des Zederhausbaches ab Zederhaus bis zu dessen Mündung in die Mur, sowie entlang der Mur von dieser Mündung hinauf bis zur Mündung des Rotgüldenbaches und in diesen noch 1 km hinein. Ursprünglich sollte die Begehungsstrecke 3,4 km weiter Flussauf der Mur verlaufen, allerdings verhinderte eine Lawinensperre die Begehung dieses Abschnittes, weswegen alternativ ein 2,4 km längerer Abschnitt des Zederhausbaches begangen wurde und auch 1 km des Rotgüldenbaches. Der Zederhausbach fällt bis Moosalm in das Epirhithral, dann in das Metarhithral. Die Mur wird nur bis Muhr hinauf mit einem Fischlebensraum (Metarhithral) klassifiziert. Die Strecke ist bis auf den 1 km im Rotgüldenbach (FOZ 3) der FOZ 4 zugeordnet (Abbildung 13). Der Mur-Anteil ist bis auf einen ca. 4,5 km langen Abschnitt um Hintermuhr mit einem guten ökologischen Zustand beurteilt, der Rest der Strecke mit als erheblich veränderter Wasserkörper (aufgrund von Schwall) mit mäßigem oder schlechtem Zustand (Abbildung 14).

Strecke D - Mur/Zederhausbach - Flussordnungszahlen

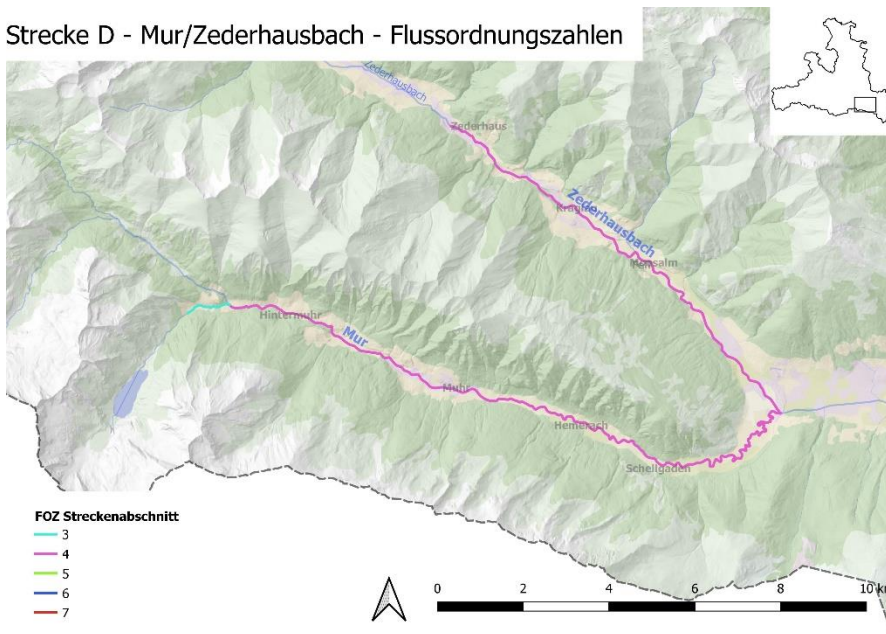


Abbildung 13 Flussordnungszahlen (FOZ) der Referenzstrecke D – Zederhausbach/Mur.

Strecke D - Mur/Zederhausbach - Ökologischer Zustand



Abbildung 14 Ökologischer Zustand der Referenzstrecke D – Zederhausbach/Mur.

2.2.6 E – Taurachbach/Enns

Die Referenzstrecke E – Taurachbach/Enns liegt im Einzugsgebiet Enns und erstreckt sich erst entlang des Taurachbaches ab Gnadentalm bis zu dessen Mündung in die Enns, sowie entlang der Enns von dieser Mündung hinauf bis nach Flachau. Die Strecke ist fast komplett dem Epirhithral zugeordnet, nur ca. 1,5 km der Enns vor der Taurachbachmündung dem Metarhithral. Der Großteil der Referenzstrecke trägt die FOZ 4, nur die obersten 2,5 Fluss-km der Enns (ab/bis Mündung Litzlingbach) die FOZ 3 (Abbildung 15). Der Taurachbach wurde geteilt mit einem sehr guten, guten und mäßigen ökologischen Zustand beurteilt, die Enns mit „mäßig“, bis auf deren Metarhithralabschnitt ab Radstadt („schlecht“) und die Strecke darüber bis zu Mündung Zauchenbach als erheblich veränderter Wasserkörper mit mäßigem oder schlechtem Potential.(Abbildung 16).

Strecke E - Taurachbach/Enns - Flussordnungszahlen

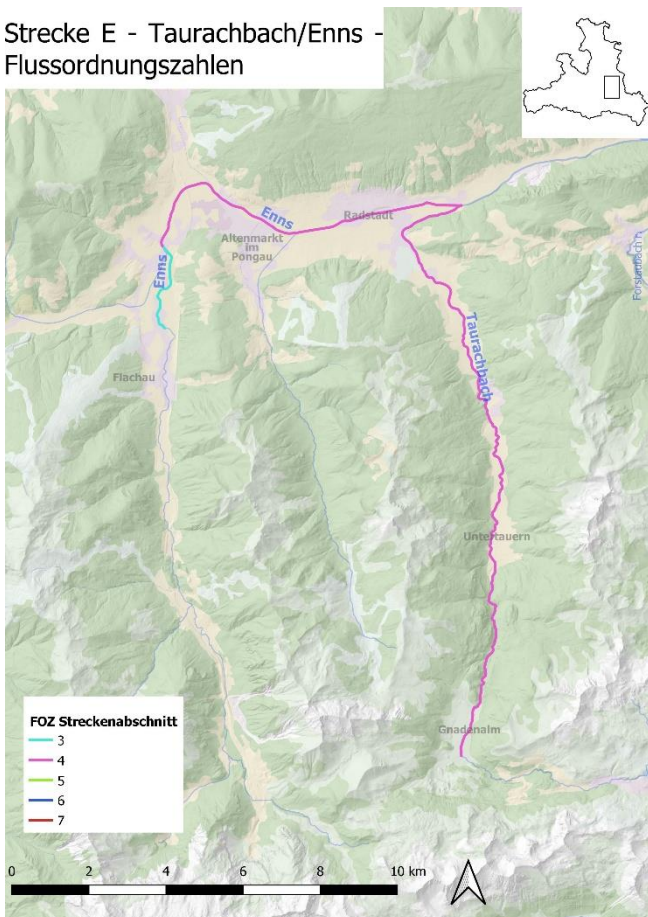


Abbildung 15 Flussordnungszahlen (FOZ) der Referenzstrecke E – Taurachbach/Enns.

Strecke E - Taurachbach/Enns - Ökologischer Zustand

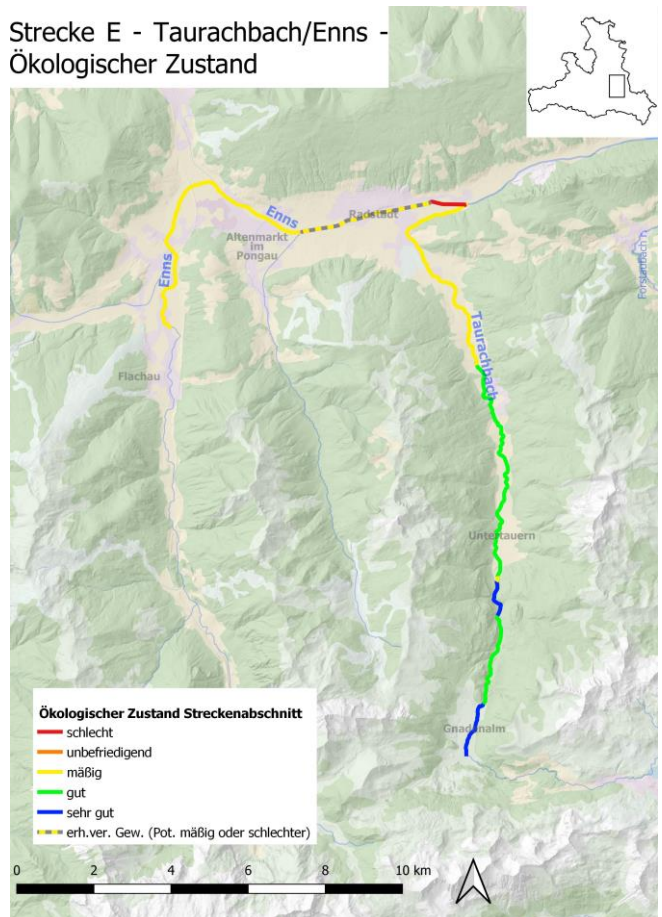


Abbildung 16 Ökologischer Zustand der Referenzstrecke E – Taurachbach/Enns.

2.2.7 F – Lammer

Die Referenzstrecke F – Lammer liegt im Einzugsgebiet Salzach 3 und erstreckt sich entlang der Lammer ab Annaberg im Lammertal bis ca. 1 km vor ihrer Mündung in die Salzach. Bis zur Ortschaft Scheffau im Tennengebirge ist sie dem Metarhithral zugeordnet, dann dem Hyporhithral. Die Referenzstrecke trägt durchgehend die FOZ 5 (Abbildung 17). Die Lammer wurde großteils mit einem guten ökologischen Zustand beurteilt, nur zwischen Annaberg im Lammertal und Hinterberg als erheblich veränderter Wasserkörper und mit „unbefriedigend“. Weiters wurden ca. 1 km in der Lammerklamm oberhalb von Oberscheffau mit „sehr gut“ bewertet (Abbildung 18).

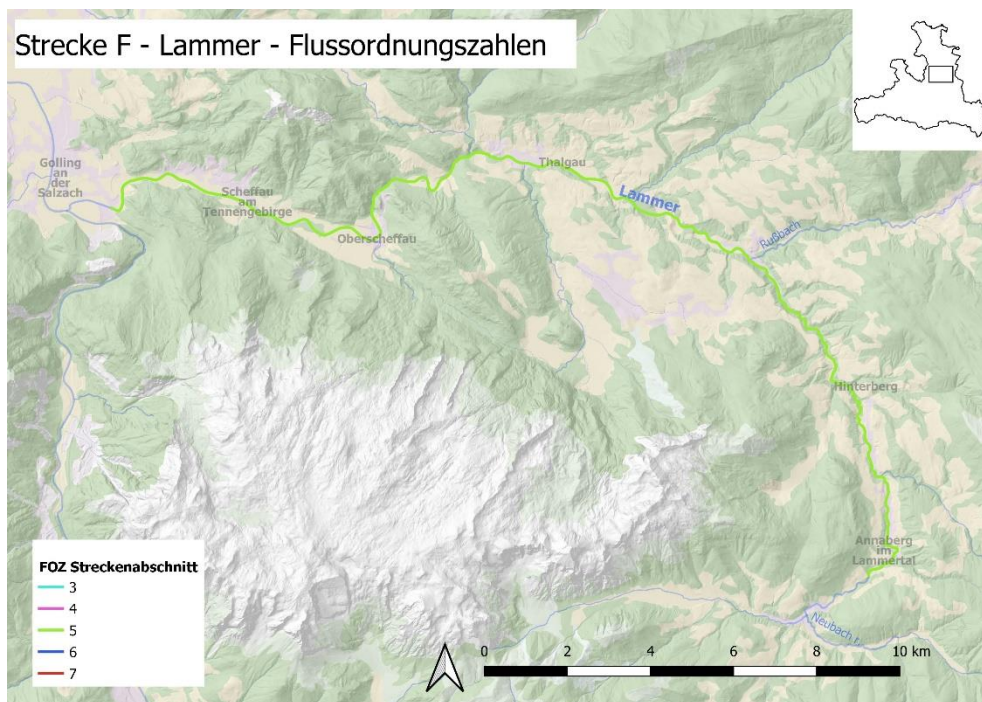


Abbildung 17 Flussordnungszahlen (FOZ) der Referenzstrecke F - Lammer.

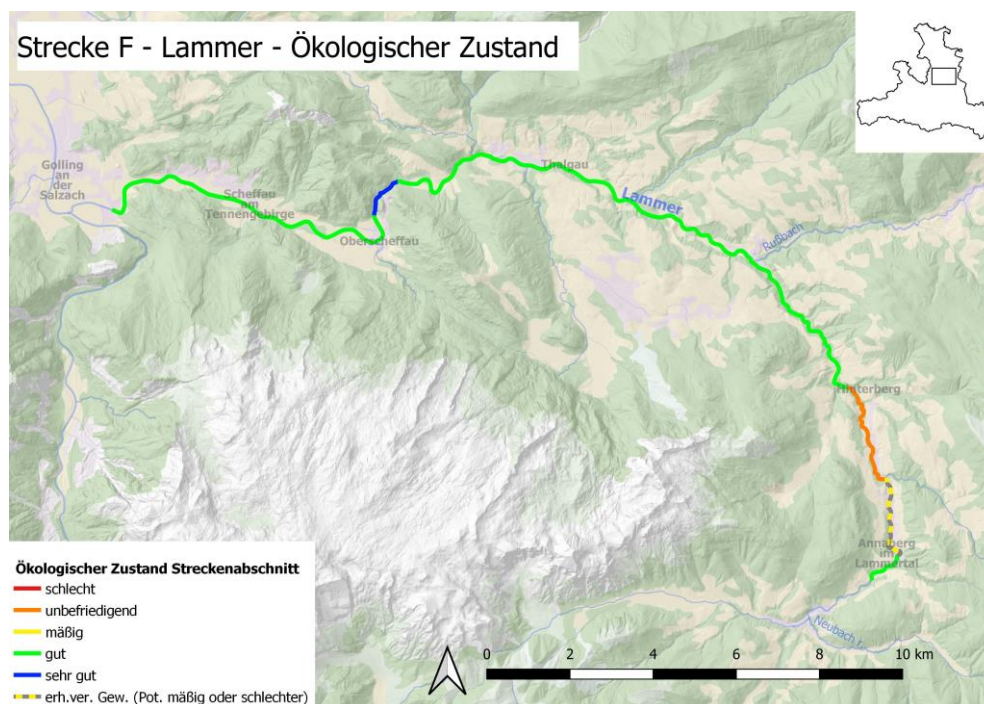


Abbildung 18 Ökologischer Zustand der Referenzstrecke F - Lammer.

2.2.8 G – Fischbach/Salzach/Oichtenbach

Die Referenzstrecke G – Fischbach/Salzach/Oichtenbach liegt im Einzugsgebiet Salzach 3 und erstreckt sich entlang des Fischbachs ab Seekirchen am Wallersee bis zu dessen Mündung in die Salzach, dann entlang der Salzach bis zur Mündung Oichtenbach und dann diesen hinauf bis kurz vor Eberharten. Fischbach und Oichtenbach sind beide mit „Epipotamal mittel“ klassifiziert, die Salzach mit „Epipotamal groß“. Die Abschnitte Fischbach und Oichtenbach tragen die FOZ 4, die Salzach die FOZ 7 (Abbildung 19). Der Oichtenbach wurde mit einem guten ökologischen Zustand beurteilt, die Salzach mit „unbefriedigend“ und der Fischbach gemischt mit „mäßig“ und „unbefriedigend“ (Abbildung 20).

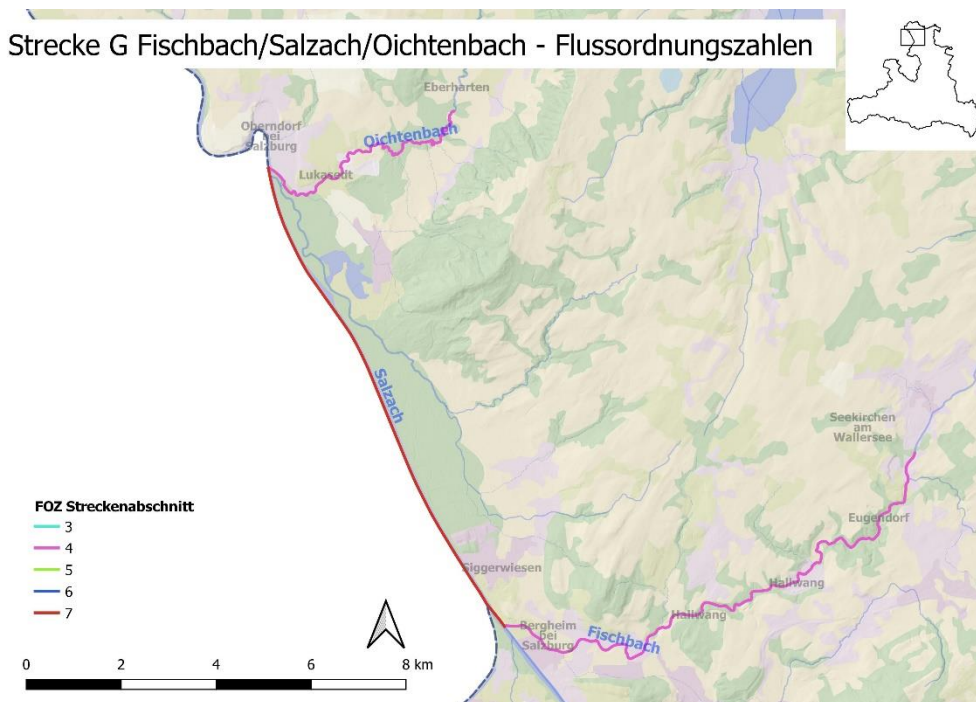


Abbildung 19 Flussordnungszahlen (FOZ) der Referenzstrecke G – Fischbach/Salzach/Oichtenbach

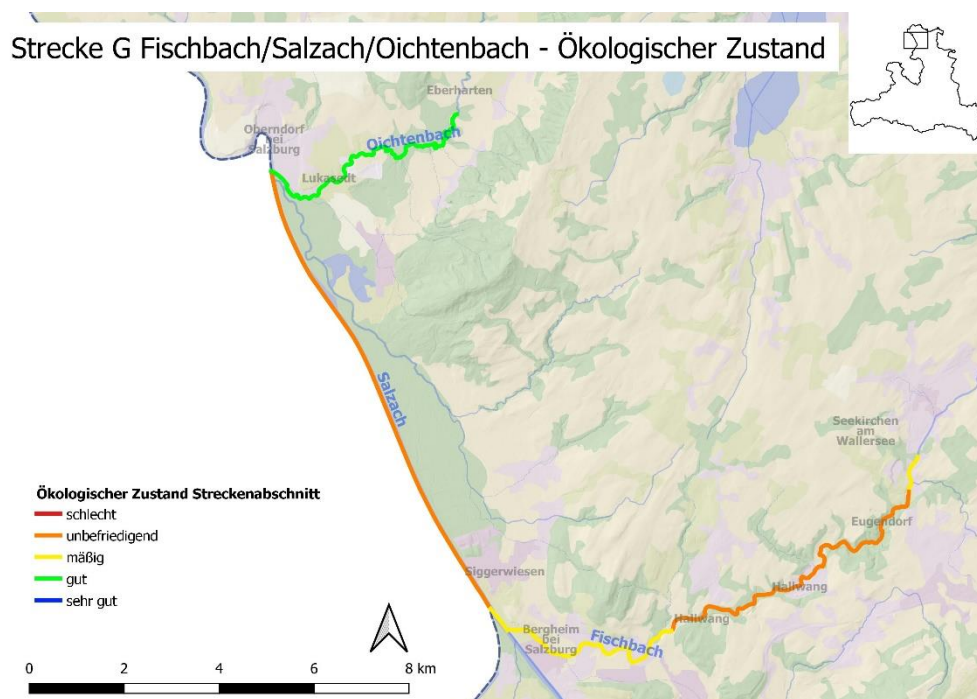


Abbildung 20 Ökologischer Zustand der Referenzstrecke G – Fischbach/Salzach/Oichtenbach

2.2.9 Genetische Probennahme

Die ausgewählten Strecken wurden alle im Zeitraum zwischen 3.3.2021 und 30.3.2021 abgegangen, sofern der Flussverlauf dies zuließ, beidufig. Es wurde darauf abgezielt, die Strecken in maximal drei aufeinander folgenden Tagen abzugehen. Hierbei wurden die Strecken möglichst komplett abgegangen, bei schwierigem Terrain wurden Flussabschnitte bis maximal 500m ausgelassen. Mussten längere Abschnitte ausgelassen werden, ist dies bei den Ergebnissen der jeweiligen Strecke (siehe 3.2.1 bis 3.2.7) erwähnt. Alle Strecken wurden in der vorgesehenen Zeitspanne begangen. Jedoch mussten die Strecken A – Salzach und B - Saalach sieben Tage nach der Hauptbegehung stichprobenartig nachbegangen werden, da bei der Hauptbegehung relativ wenig geeignete Losungen aufgefunden werden konnte (siehe 3.2.1. und 3.2.2). Die Uferbereiche wurden bei den Begehungen auf Fischotterlosungen (Kot oder Analjelly) abgesucht und frische Losungen, vorzugsweise Proben der Kategorie A, bei niedrigen Probezahlen oder langen Streckenabschnitten ohne Proben der Kategorie A, auch Proben der Kategorie B und C, (Kategorien: siehe 2.1)³ ohne direkte Berührung aufgesammelt und in ein Proberöhrchen mit konservierender Pufferlösung (Sittenthaler, Haring, & Parz-Gollner, 2016) überführt (Abbildung 21).



Abbildung 21 Genetische Probennahme von Fischotterlosungen. Wird eine frische Fischotterlosung (a) aufgefunden, wird diese vorsichtig in ein Proberöhrchen mit konservierender Pufferlösung überführt (b). Danach werden die dazugehörigen Metadaten digital notiert und die Probe in eine Tasche mit Trockeneis überführt (c). Foto © P. Mehlmauer

Jeder Probenfund wurde mit Probennummer, GPS-Koordinaten, Datum, Frischegrad und Uferseite vermerkt. Bei Zubringermündungen wurden Proben in diesem Bereich bis maximal 200m flussaufwärts der Mündung aufgesammelt. Die Information, ob die Probe am Hauptkorridor oder an einem Zubringer gesammelt wurde, wurde ebenso vermerkt. Nach einigen Minuten der Inkubation der Probe im Puffer bei Umgebungstemperatur wurden die Proberöhrchen auf Trockeneis überführt, worin sie bis zur Übergabe

³ Proben der Kategorie B und C führen nicht grundsätzlich zu einer schlechteren Datenqualität, jedoch ist der Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Genotypisierung geringer (=geringere Erfolgsrate).

am Institut für Biologie in Graz gelagert wurden. Die weitere Probenlagerung am Institut für Biologie erfolgte bis zur DNA Extraktion bei -20°C.

2.2.10 Genetische Analysen

Die DNA Extraktion (Abbildung 22) erfolgte in diesem Projekt einerseits mit dem QIAamp Fast-Stool Mini Kit (Qiagen, Hilden, Deutschland) mit den in Schenekar & Weiss (2020) beschriebenen Modifikationen. Der Großteil der Proben von Referenzstrecke D (Zederhausbach/Mur) wurde mit dem E.Z.N.A Stool DNA Kit (Omega Bio-tek, Norcross, USA) mit geringfügigen Protokollmodifikationen extrahiert.



Abbildung 22 DNA Extraktion aus Fischotter-Kotproben im Reinraum des Genetiklabors des Instituts für Biologie Graz. Aus Schenekar & Weiss (2018).

Die Genotypisierung, also die Zuordnung der Lösungen zu Fischotter-Individuen, erfolgte anhand von 11 Mikrosatellitenloci. Diese Loci stellen stark variable Genom-Abschnitte dar, so dass sie sich zwischen den einzelnen Individuen unterscheiden und so jedes Individuum ein einzigartiges Mikrosatellitenprofil (der sogenannte „Multilocus-Genotyp“) aufweist. Diese Loci werden mittels Polymerase-Kettenreaktion („PCR“) amplifiziert und danach ausgelesen (Abbildung 23). Das Protokoll zur Genotypisierung dieser 11 Mikrosatellitenloci wurde ursprünglich von Dallas & Piertney (1998) und wurde bereits mehrfach erfolgreich zur Identifizierung von Fischottern in Österreich angewandt (z.B. Holzinger et al., 2018; Schenekar & Weiss, 2018, 2020; Sittenthaler et al., 2016). Die PCRs der Genotypisierung erfolgte in zwei getrennten Multiplex-Reaktionen (Set1: 6 Mikrosatellitenloci, Set2: 5 Mikrosatellitenloci). Zur Qualitätssicherung wurde ebenso der Multiple Tube Ansatz (Navidi, Arnheim, & Waterman, 1992) angewandt und jede Multiplex-Reaktion wurde mindestens dreimal und bis zu neunmal wiederholt, um den Genotyp zu vervollständigen. Beim Multiple Tube Ansatz muss eine Probe in mindestens zwei unabhängigen PCR Reaktionen denselben Genotyp an einem Mikrosatellitenlocus aufweisen, damit dieser als „bestätigt“ angesehen wird. Für die vorliegende Studie betrug die Mindestanzahl von identen PCR-Reaktionen hierbei zwei (für heterozygote Genotypen) bzw. drei (für homozygote Genotypen). Bei einzelnen fehlenden Loci auf einen kompletten Genotyp wurden diese Loci danach noch in Singleplex-Reaktionen wiederholt (bis zu sechs zusätzliche PCR Wiederholungen). Insgesamt wurden so bis zu maximal 15 PCR Wiederholungen je Mikrosatellitenlocus durchgeführt. Um eine Probe als „erfolgreich genotypisiert“ zu klassifizieren, mussten mindestens 9 der 11 Loci einen bestätigten Genotyp aufweisen (Abbildung 24). Erfolgreich genotypisierte Proben wurden danach noch einer Geschlechtsbestimmung unterzogen. Hierfür wurden zwei unabhängige

Geschlechtsmarker verwendet, von denen beide ein eindeutiges Signal auf dasselbe Geschlecht aufweisen mussten (maximal sechs PCR Wiederholungen je Probe). Für weitere Details zum Genotypisierungsprotokoll sei auf Schenkar & Weiss (2018) verwiesen. Zur Validierung der erhaltenen Genotypen und zur Vermeidung von Geist-Genotypen wurde nach Fertigstellung der Genotypisierungen die erhaltenen individuellen Genotypen der Individuen mittels den Programmen CERVUS (Kalinowski, Taper, & Marshall, 2007) und COLONY (Jones & Wang, 2010) abgeglichen. Bei nur zwei oder weniger sich unterscheidenden Mikrosatellitenloci wurden die Elektropherogramme der betreffenden Individuen und Loci erneut kontrolliert und bei schwacher Aussagekraft wurden die beiden betreffenden Individuen und Loci erneut mit drei PCR Wiederholungen amplifiziert⁴. Abschließend wurden mithilfe des Programmes CERVUS auf potentielle Eltern-Nachkommen-Beziehungen zwischen den Individuen einer Referenzstrecke getestet.

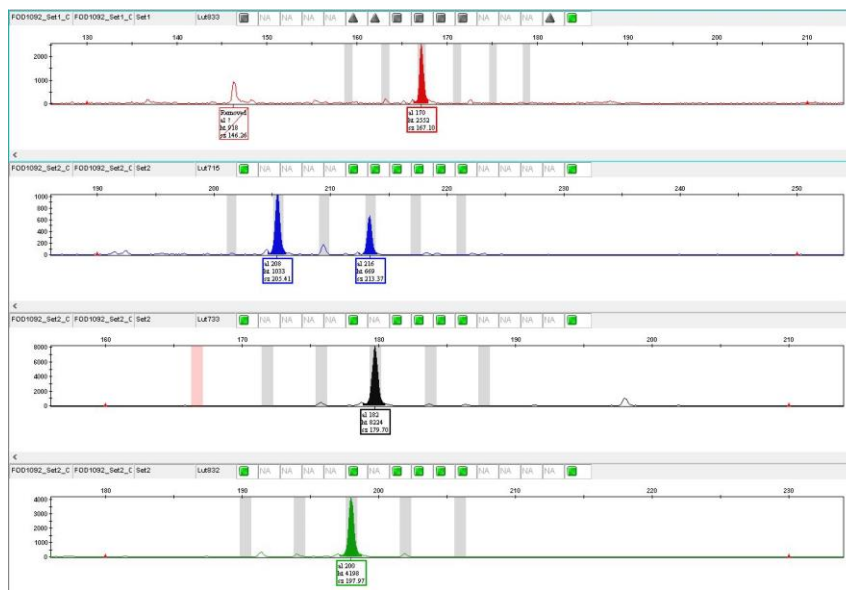


Abbildung 23 Rohdaten zur Erstellung eines Mikrosatelliten Genotyps von einer Probe der Referenzstrecke D (Probe FOD1092). Gezeigt ist je eine PCR-Wiederholung von 4 der 11 Mikrosatellitenloci. Die farbig unterlegten Peaks zeigen die Ausprägungen („Allele“) der Mikrosatelliten in diesem Individuum an. Die grauen Balken deuten andere Allele an, welche bereits in anderen Fischotterproben Österreichs gefunden wurden. Die Probe wurde später als Fischotter Individuum „DF02“ identifiziert.

Scat Sample	Lut435 A	Lut435 A	Lut457 A	Lut457 A	Lut615 A	Lut615 A	Lut701 A	Lut701 A	Lut717 A	Lut717 A	Lut833 A	Lut833 A	Lut453 A	Lut453 A	Lut604 A	Lut604 A	Lut715 A	Lut715 A	Lut733 A	Lut733 A	Lut832 A	Lut832 A	Sex	ID
FOA332	129	129	188	192	264	264	218	222	213	213	166	178	134	136	141	149	208	212	182	186	192	200	female	AF01
FOA452	129	129	188	192	264	264	218	222	213	213	166	178	134	136	141	149	208	212	182	186	192	200	female	AF01
FOA338	129	141	188	188	264	266	218	218	201	213	178	178	134	136	141	143	208	212	182	186	200	204	female	AF02
FOA346	129	141	188	188	264	266	218	218	201	213	178	178	134	136	141	143	208	212	182	186	200	204	female	AF02
FOA348	129	141	188	188	0	0	0	0	201	213	178	178	134	136	141	143	208	212	182	186	200	204	female	AF02
FOA365	129	141	188	188	264	266	218	218	201	213	178	178	134	136	141	143	208	212	182	186	200	204	female	AF02
FOA373	129	141	188	188	264	266	218	218	201	213	178	178	134	136	141	143	208	212	182	186	200	204	female	AF02
FOA444	129	141	188	188	0	0	0	0	201	213	178	178	134	136	141	143	208	212	182	186	200	204	female	AF02
FOA669	129	141	188	188	264	266	218	218	201	213	178	178	134	136	141	143	208	212	182	186	200	204	female	AF02
FOA324	129	129	192	194	268	268	218	218	201	201	166	178	130	134	143	149	208	216	186	186	200	204	male	AM01
FOA362	129	129	192	194	268	268	218	218	201	201	166	178	130	134	143	149	208	216	186	186	200	204	male	AM01
FOA382	129	129	192	194	268	268	218	218	201	201	166	178	130	134	143	149	208	216	186	186	200	204	male	AM01
FOA345	129	141	188	188	0	0	0	0	201	201	174	178	130	134	143	143	208	208	182	182	200	200	male	AM02
FOA374	129	141	188	188	260	268	0	0	201	201	174	178	130	134	143	143	208	208	182	182	200	200	male	AM02
FOA400	129	141	188	188	260	266	214	214	201	201	174	178	130	134	143	143	208	208	182	182	200	200	male	AM02
FOA645	129	141	188	188	0	0	214	214	201	201	174	178	130	134	143	143	208	208	182	182	200	200	male	AM02
FOA711	129	141	188	188	260	266	214	214	201	201	174	178	130	134	143	143	208	208	182	182	200	200	male	AM02

Abbildung 24 Fertige Multilocus-Genotypen ausgewählter Proben („Scat-Sample“) der Referenzstrecke A. Jeweils zwei Zahlen geben die beiden Allele der 11 Mikrosatellitenloci an. „Sex“ gibt das Geschlecht (male= männlich, female = weiblich) und „ID“ das finale Identifikationskürzel des Fischotterindividuum an. „0“ bedeutet fehlende Daten (maximal 2 Loci je Probe). Die farbliche Unterlegung dient der einfacheren Identifikation der Fischotter-Individuen.

⁴ Im vorliegenden Entwurf erwies sich dies als nicht notwendig, da sich alle identifizierten Individuen an drei oder mehr Mikrosatellitenloci unterschieden (siehe 3.2)

2.3 Extrapolation und Populationsschätzung

Zur Berechnung der Populationsgröße des Eurasischen Fischotters an den Salzburger Fließgewässern wurden die Daten aus der Verbreitungs- und der Dichteerhebungen kombiniert. Hierfür wurden grundsätzlich die errechneten Fischotter-Dichten (Anzahl an identifizierter Fischotter je Fluss-km an den Referenzstrecken) auf das gesamte Gewässernetz des Landes Salzburgs ab einer Flussordnungszahl 4 hochgerechnet (extrapoliert), abzüglich jener Gebiete, für die es konsistente Negativnachweise über eine Länge von 20 oder mehr Fluss-km gab und/oder eindeutige Habitatbarrieren mit ungeeignetem Habitat jenseits der Habitatbarriere gab.

Um die Robustheit der Daten zu überprüfen wurden die errechneten Dichten hierbei auf drei verschiedene Arten in die Hochrechnung einbezogen:

Methode 1) Undifferenziert nach Flussordnungszahl: Hierbei wurden die errechneten Dichten aller sieben Referenzstrecken gemittelt, ein 95% Konfidenzintervall für diese Dichte mittels 1000 Bootstrap-Wiederholungen erstellt und auf das Gewässernetz mit Fischotter Nachweisen und FOZ > 4 extrapoliert.

Methode 2) Differenziert nach Flussordnungszahl – Majority Rule: Hierbei wurden die sieben Referenzstrecken nach ihrer Flussordnungszahl klassifiziert, und zwar nach der vorherrschenden Flussordnungszahl in der Referenzstrecke (jene mit dem größten Anteil entlang der Strecke). Die gemittelten Dichten für die jeweiligen Flussordnungszahlen wurden dann über dasselbe Gewässernetz, aber differenziert nach Flussordnungszahlen, extrapoliert. Für die Berechnung des Konfidenzintervalls für die Populationsschätzung wurden erneut die Dichten-Konfidenzintervall und Bootstrapping herangezogen, diesmal für jede Flussordnungszahl separat.

Methode 3) Differenziert nach Flussordnungszahl – gestückelt: Hierbei wurden die Referenzstrecken in ihre einzelnen Abschnitte aufgeteilt nach Flussordnungszahl aufgeteilt und die Fischotterdichten für diese Abschnitte separat berechnet. Diese Stückelung kann zu sehr kurzen Streckenabschnitten führen, bei denen die Gefahr von Randeffekten höher ist. Um dem entgegenzuwirken werden hierfür die Dichten der jeweiligen Abschnitte bei der Berechnung der mittleren Dichte für eine Flussordnungszahl nach ihrem prozentualen Anteil an der Gesamtlänge gewichtet. Die Extrapolation erfolgt ebenso differenziert nach Flussordnungszahl und es wurden die Dichten-Konfidenzintervalle von Methode 2 (Flussordnungszahlen 4 bis 6) und Methode 1 (als Näherungswert für Flussordnungszahl 7, da nur eine Strecke mit einer Flussordnungszahl 7 vorhanden) herangezogen.

Die von unser errechneten Populationsschätzungen umfassen sowohl Jungtiere als auch adulte Tiere, sowie ansässige Tiere als auch so-genannte „Durchzügler“ („transients“ oder „floaters“, Sittenthaler et al., 2016), da es anhand von den hier generierten Daten unmöglich ist, solche objektiv zu identifizieren.

3. Ergebnisse

3.1 Brückenkontrollen zur Verbreitungserhebung

3.1.1 Bundesland Salzburg gesamt

Die Begehungen der Brückenkontrollen wurden komplett im Zeitraum 11.12.2020 bis 30.12.2020 durchgeführt. Von den 295 vorgegebenen Brückenstandorten konnten im Begehungszeitraum 288 erfolgreich begangen werden. Sieben der Standorte waren nicht begehbar, entweder aufgrund von momentanen Straßensperren oder hoher Schneelage (fünf Brücken) oder aber weil keine Brücke an dem vorgegebenen GPS Standort auffindbar war (zwei Standorte, in einem Fall aufgrund der Umverlegung des Bachlaufes). In den letzteren beiden Fällen konnte je ein Ersatzstandort in unmittelbarer Nähe des vorgegebenen Standortes definiert werden. In vier weiteren Fällen konnte zwar die Brücke begangen werden, aber es gab kein geeignetes Substrat oder Fläche unter der Brücke, die eine potentielle Losungsabgabe eines Fischotters ermöglichte. Somit stützen sich die hier präsentierten Ergebnisse auf 286 Datenpunkte. Von diesen 286 Brücken wiesen 177 Brücken (61,9%) mindestens eine Fischotterlosung auf, während an 109 Brückenstandorten (38,1%) keine Losung gefunden werden konnte (Abbildung 25). In der alpinen biogeografischen Region zeigten sich hierbei 157 von 263 Brücken positiv (59,7%) sowie 106 Brücken negativ (40,3%), und in der kontinentalen waren 20 von 24 Brücken positiv (83,3%) und 4 Brücken negativ (16,7%). Weiters ließ sich unter 80 Brücken (45,1% der Fischotter-positiven Brücken) Losungen nachweisen, welche geschätzt frischer als 24 Stunden waren und unter 136 Brücken (76,8 % aller der Fischotter-positiven Brücken) Losungen welche mit einem Maximalalter von 14 Tagen datiert wurden (inkl. Losungen frischer als 24 Stunden). 41 Brücken (23,3% aller Fischotter-positiven Brücken) wiesen nur Losungen auf, welche auf älter als 14 Tage geschätzt wurden.

Von den 109 Rasterquadraten des auf das Land Salzburg gelegten 10x10 km Rasters enthielten 69 Datenpunkte von der Brückenkontrolle. 61 dieser Quadrate (88,4%) enthielten mindestens einen Positivnachweis, wohingegen acht Quadrate (11,6%) nur Negativnachweise enthielten. Hierbei enthielten jedoch fünf Rasterquadrate nur ein oder zwei Datenpunkte und zwei weitere (jene über dem unteren Großarlal und jenes im oberen Urslauer Ache Einzugsgebiet) jeweils drei Datenpunkte. Das Rasterquadrat über dem Bereich Einzugsgebiet Rauriser Ache/Gasteiner Ache enthält acht Datenpunkte (Abbildung 25).

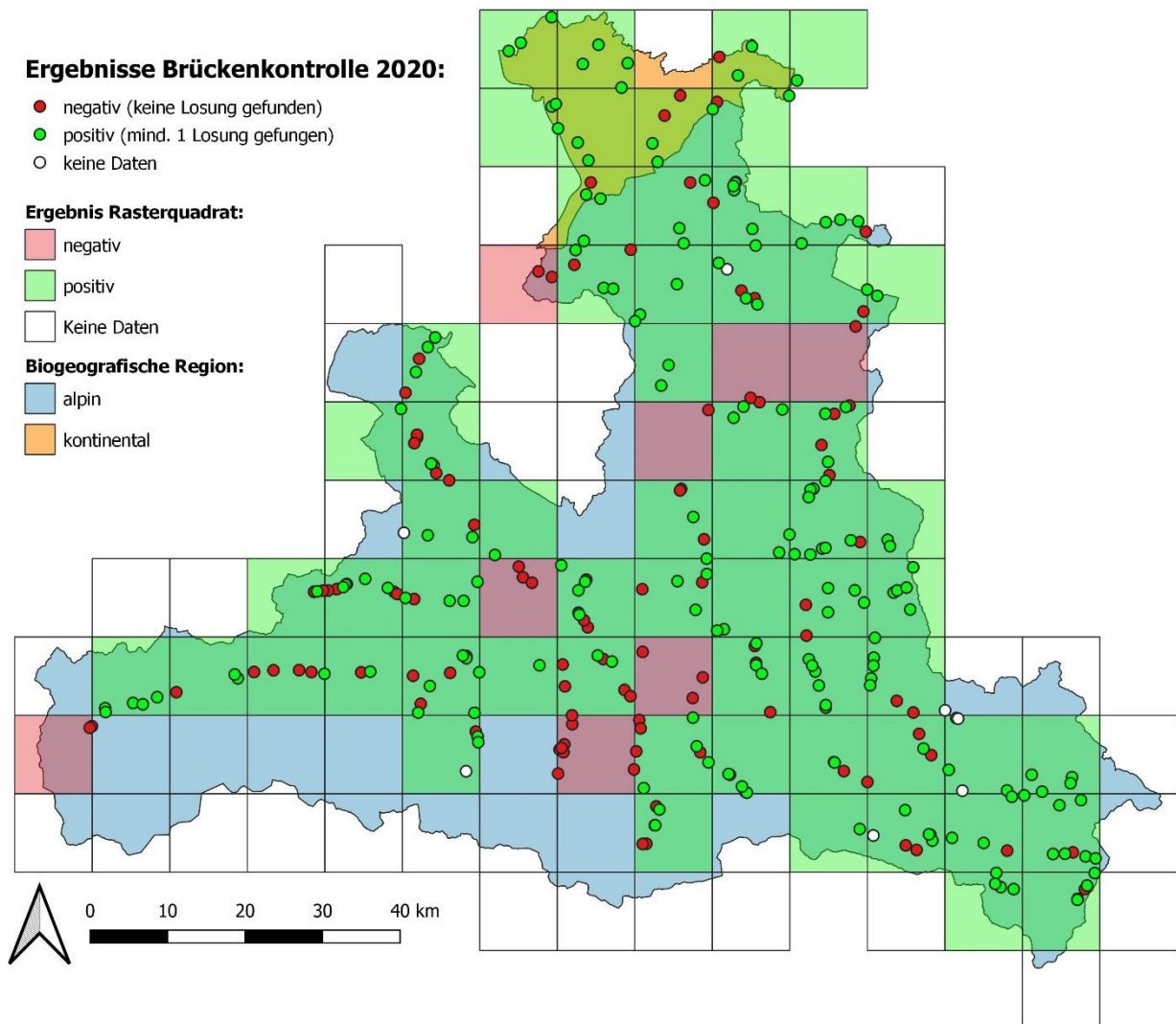


Abbildung 25 Ergebnisse der Brückenkontrollen zur Verbreitungserhebung des Eurasischen Fischotters an den Salzburger Fließgewässern. Jeder Datenpunkt stellt eine Monitoringbrücke dar und die Farbe kodiert den Nachweis von Fischotterlosungen an dem Standort (grün: Nachweis positiv, rot: Nachweis negativ; weiß: keine Daten vorhanden da Brücke nicht begehbar oder ungeeignet für eine potentielle Lösungsabgabe). Die Farbe des jeweiligen Rasterquadrates gibt an, ob zumindest ein Positivnachweis in diesem Rasterquadrat erfolgte (grün) oder reine Negativnachweise (rot). Leere Rasterquadrate tragen keinen Datenpunkt in sich. Weiters ist die Lage der beiden biogeografischen Regionen Salzburgs (alpin und kontinental) gezeigt.

Vergleicht man die Ergebnisse der Brückenkontrollen mit jenen der Begehungen von 2016, kann man folgende Veränderungen feststellen: Im Jahr 2016 wurde an 186 (63,0%) der 295 untersuchten Brückenstandorte mindestens eine Losung gefunden, während an 109 (37%) Brücken keine Losung gefunden wurde. Somit zeigen sich insgesamt 138 Brücken unverändert positiv, 63 Brücken unverändert negativ, 39 Brücken neu positiv und 44 Brücken neu negativ (Abbildung 26; fehlende Vergleichsdaten: 13 Brücken). Der Anteil der positiven Brücken hat sich zwischen 2016 und 2020 somit nicht signifikant verändert (Chi-Quadrat Test, Signifikanzniveau: 0.05; $\chi^2=0,0837$, $p=0.77$).

Vergleich Brückenkontrolle 2016 & 2020

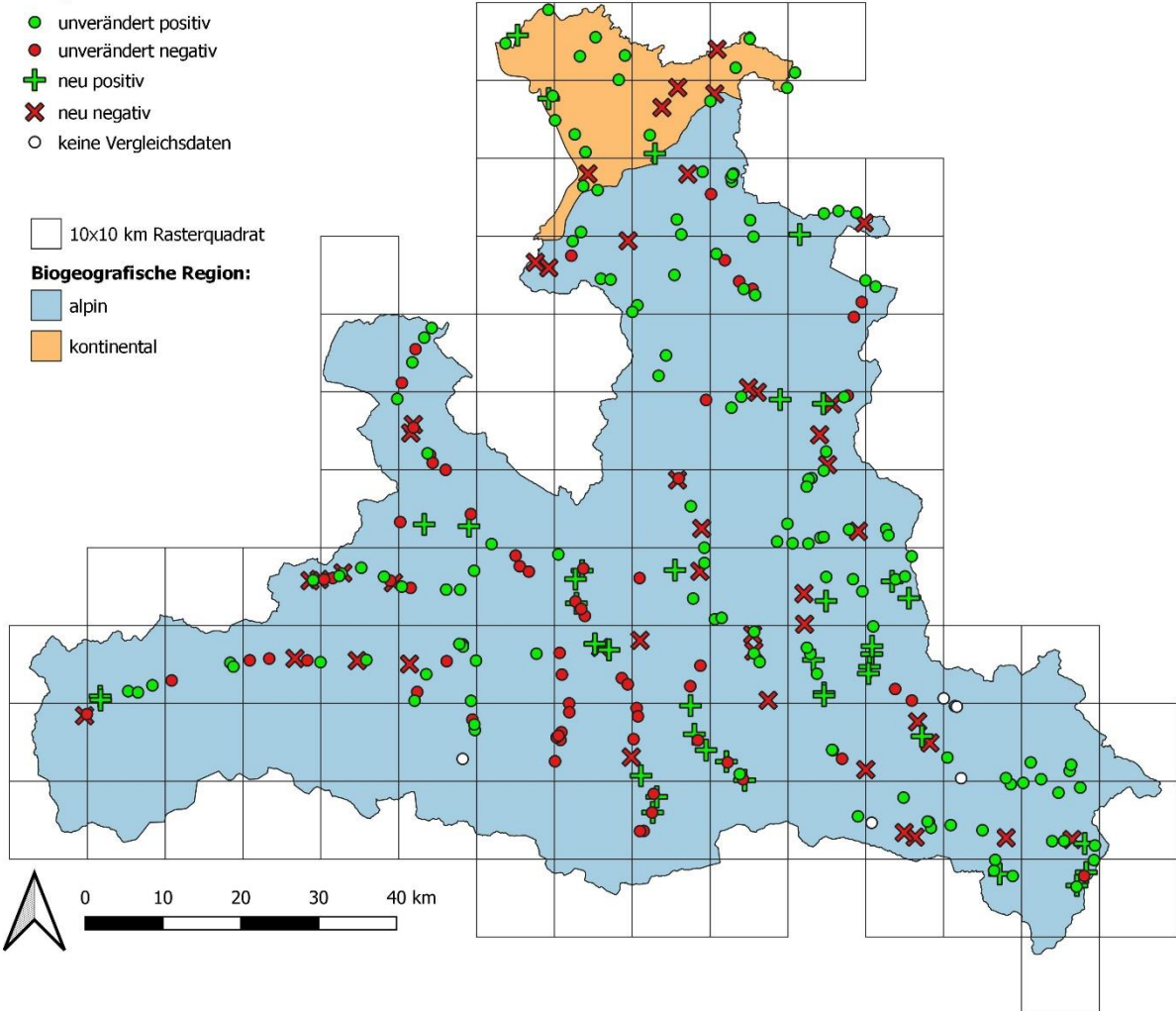


Abbildung 26 Vergleich der Ergebnisse der Brückenkontrollen in den Jahren 2016 und 2020. Jeder Datenpunkt stellt eine Monitoringbrücke dar und die Farbe bzw. Form kodiert für die Veränderung des Fischotter-Status an dieser Monitoringbrücke (siehe Legende in der Abbildung). Weiters ist die Lage der beiden biogeografischen Regionen Salzburgs (alpin und kontinental) gezeigt.

Im Folgenden wird auf die Ergebnisse der Brückenkontrollen in den sieben vordefinierten Einzugsgebieten separat eingegangen.

3.1.2 EZG Salzach 1

Das Einzugsgebiet Salzach 1 hat eine Fläche von 1164,9 km² und es entfallen 25 Monitoringbrücken auf seine Fläche, welche alle begehbar und geeignet waren. 13 dieser Brücken (52%) waren Fischotter – positiv während 11 Brücken (48%) Fischotter- negativ waren (Abbildung 27). Hierbei wechselten sich Positiv- und Negativnachweise entlang der Salzach gleichmäßig ab. Da sich die meisten Brücken entlang des Hauptflusses, der Salzach befanden gab es leider wenig Daten von den Zubringerfüßen in diesem Einzugsgebiet.

Einzugsgebiet Salzach 1

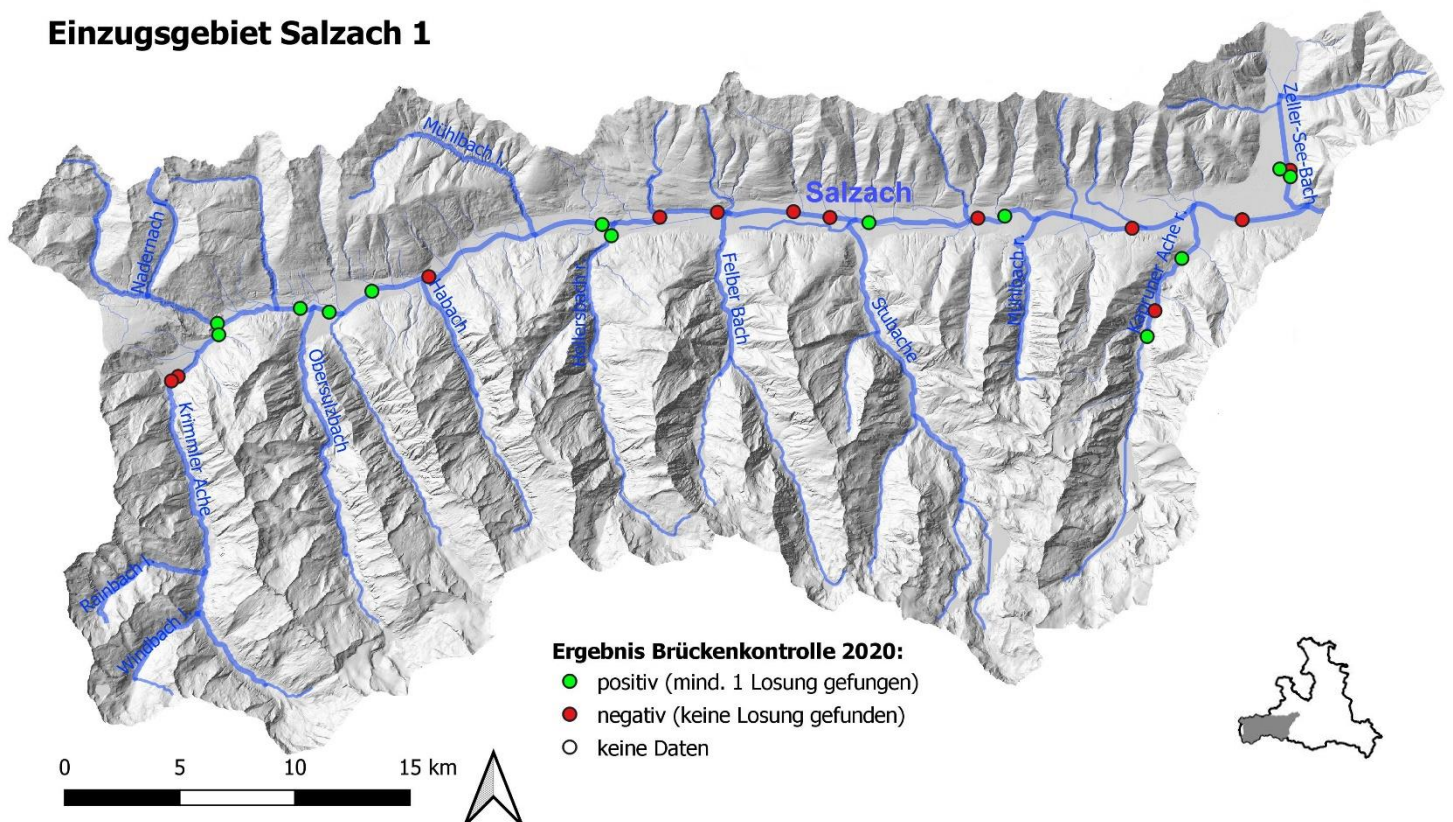


Abbildung 27 Ergebnisse der Brückenkontrollen im Jahr 2020 im Einzugsgebiet Salzach 1.

3.1.3 EZG Saalach

Das Einzugsgebiet Saalach auf der Landesfläche Salzburg hat eine Fläche von 754,3 km² und es entfallen 39 Monitoringbrücken auf seine Fläche, wovon eine nicht begehbar war da der Bachlauf verlegt wurde. Es wurde hierfür eine Ersatzbrücke definiert. Eine weitere Brücke wies kein geeignetes Substrat zur Lösungsabgabe auf. 18 Brücken (47,4 %) waren Fischotter – positiv während 20 Brücken (52,6%) Fischotternegativ waren (Abbildung 28). Entlang des Mittellaufs der Saalach gibt es aufgrund von wenig Datenpunkten eine relativ lange Strecke ohne Postitivnachweis (siehe jedoch Genetikbegehung dieser Strecke in diesem Bereich). Gleich wie im Jahr 2016 weist die Ursiau Ache in ihrem oberen Flussabschnitt drei Negativnachweise auf, jedoch einen Positivnachweis am obersten Kontrollpunkt.

Einzugsgebiet Saalach

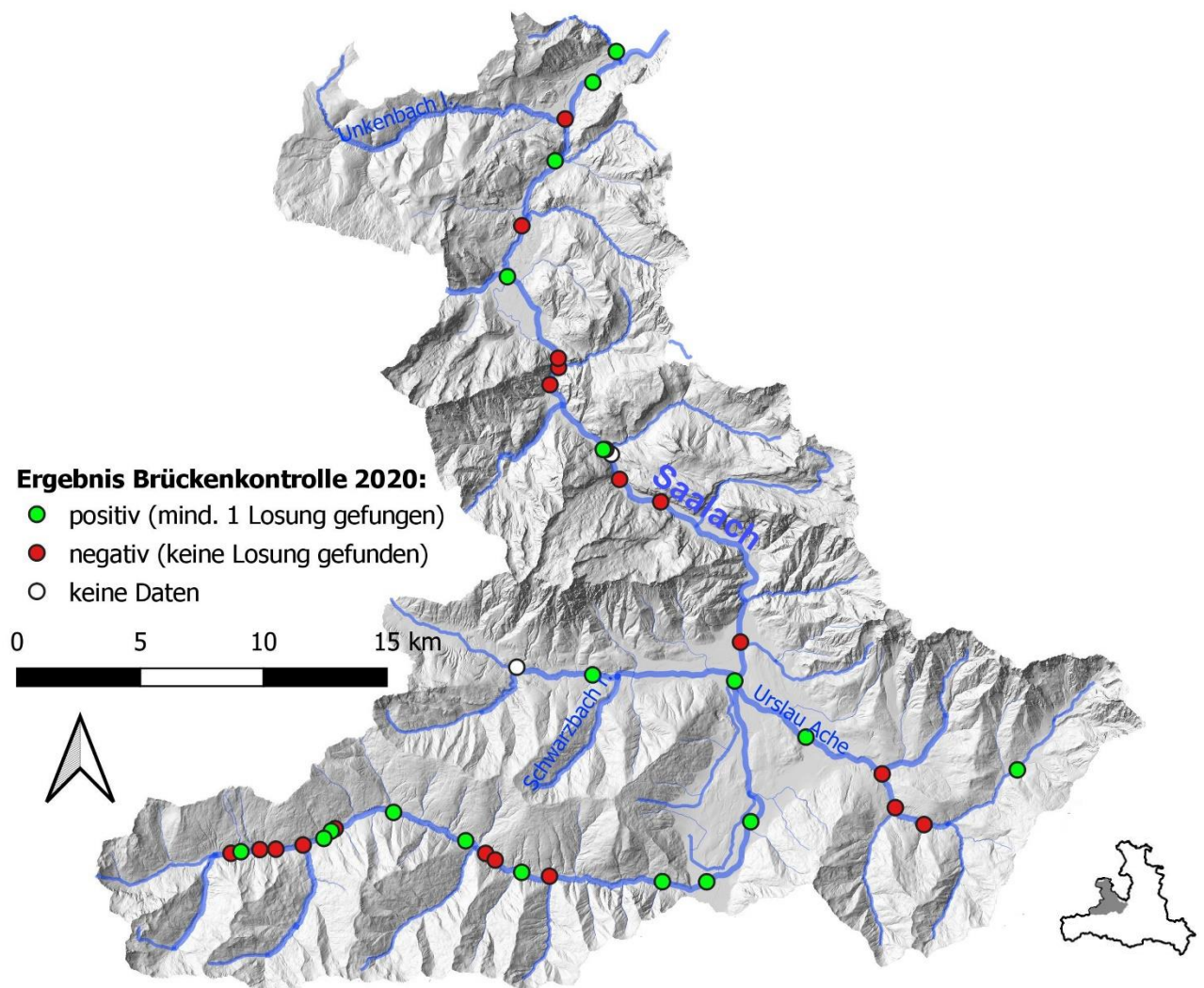


Abbildung 28 Ergebnisse der Brückenkontrollen im Jahr 2020 im Einzugsgebiet Saalach.

3.1.4 EZG Salzach 2

Das Einzugsgebiet Salzach 2 hat eine Fläche von 1865,0 km² und es entfallen 76 Monitoringbrücken auf seine Fläche, wovon zwei nicht begehbar waren. Für eine Brücke konnte aber ein Ersatzstandort in unmittelbarer Nähe definiert werden. 38 Brücken (50,7%) waren Fischotter – positiv während 37 Brücken (49,3%) Fischotter- negativ waren (Abbildung 29). Das Einzugsgebiet der Rauriser Ache wies nur Negativnachweise auf (Diskussion: siehe 4.2). In der Gasteiner Ache gab es über eine Länge von 12 Fluss-km nur reine Negativnachweise, jedoch im oberen Flussabschnitt mehrere Positivnachweise. Im Rest des Einzugsgebietes waren Positiv- und Negativnachweise gleichmäßig verteilt.

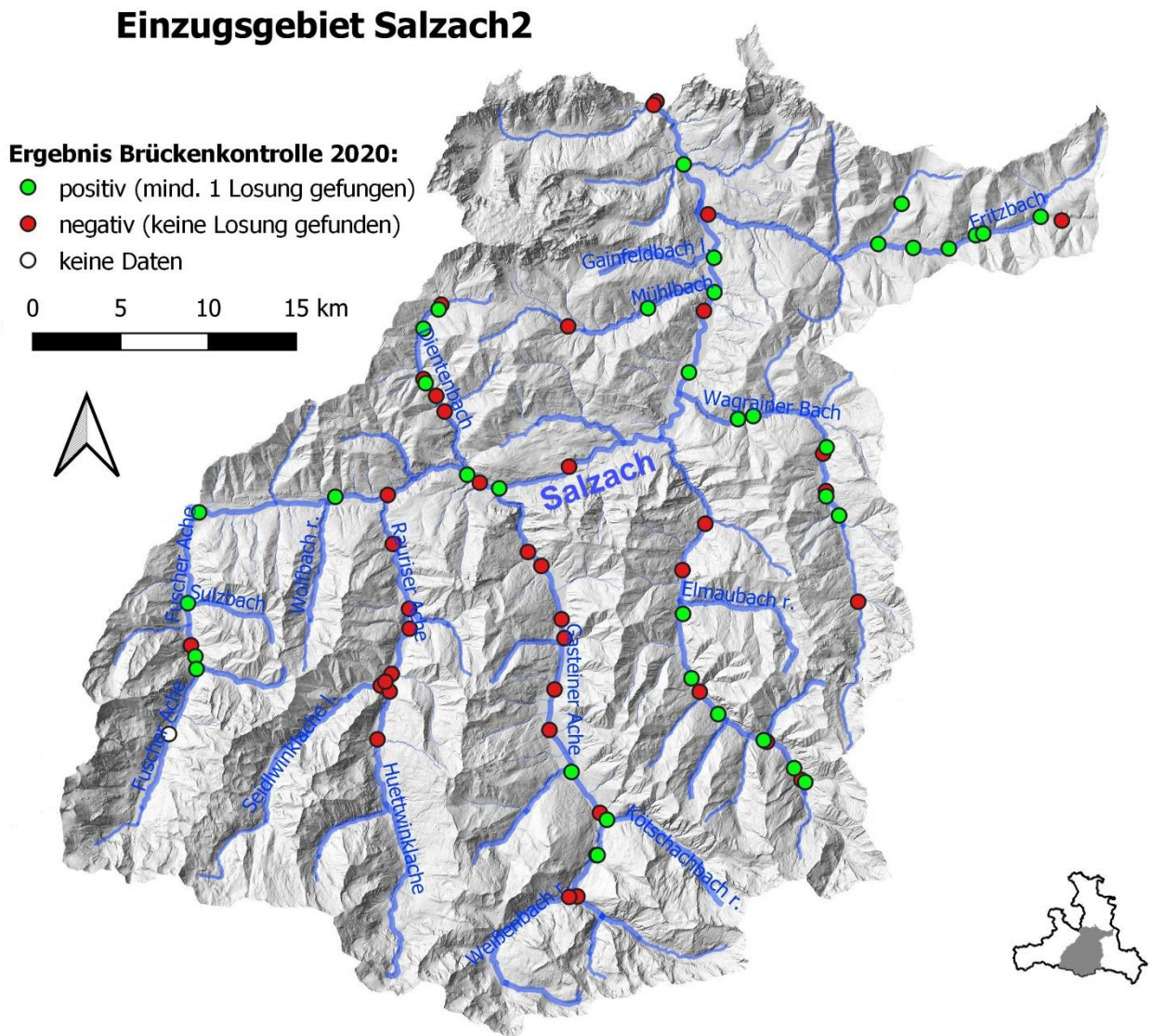


Abbildung 29 Ergebnisse der Brückenkontrollen im Jahr 2020 im Einzugsgebiet Salzach 2.

3.1.5 EZG Mur

Das Einzugsgebiet der Mur hat auf der Landesfläche Salzburg eine Fläche von 1020,2 km² und es entfallen 47 Monitoringbrücken auf seine Fläche, wovon drei aufgrund von Straßensperren und eine aufgrund ihrer Bauart nicht begehbar waren. Ein weiterer Kontrollpunkt wies kein Ufer unter der Brücke auf. 31 Brücken (73,8 %) waren Fischotter – positiv während 11 Brücken (26,2 %) Fischotter- negativ waren (Abbildung 30). Es gab keine nennenswerten Lücken in den Positivnachweisen. Nur am obersten Lauf der Taurach zeigten sich beide Kontrollpunkte negativ.

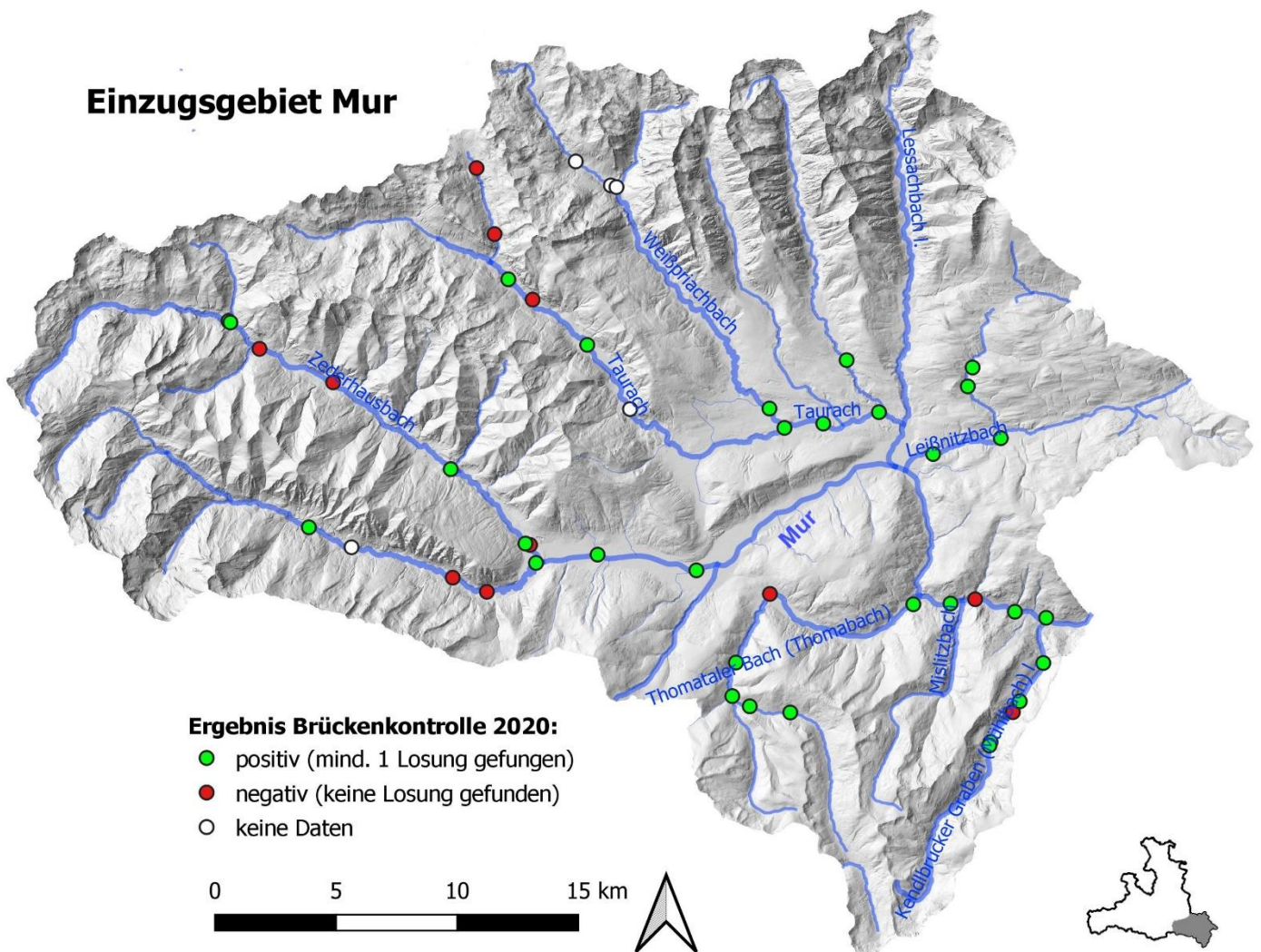


Abbildung 30 Ergebnisse der Brückenkontrollen im Jahr 2020 im Einzugsgebiet Mur.

3.1.6 EZG Enns

Das Einzugsgebiet der Enns hat auf der Landesfläche Salzburg eine Fläche von 413,1 km² und es entfallen 25 Monitoringbrücken auf seine Fläche, wovon alle begehbar und geeignet waren. 22 Brücken (88 %) waren Fischotter – positiv während drei Brücken (12 %) Fischotter- negativ waren (Abbildung 31). Diese befanden sich um das Ortsgebiet von Flachau als auch am höchsten Kontrollpunkt des Taurachbaches

Einzugsgebiet Enns

Ergebnis Brückenkontrolle 2020:

- positiv (mind. 1 Losung gefungen)
- negativ (keine Losung gefunden)
- keine Daten

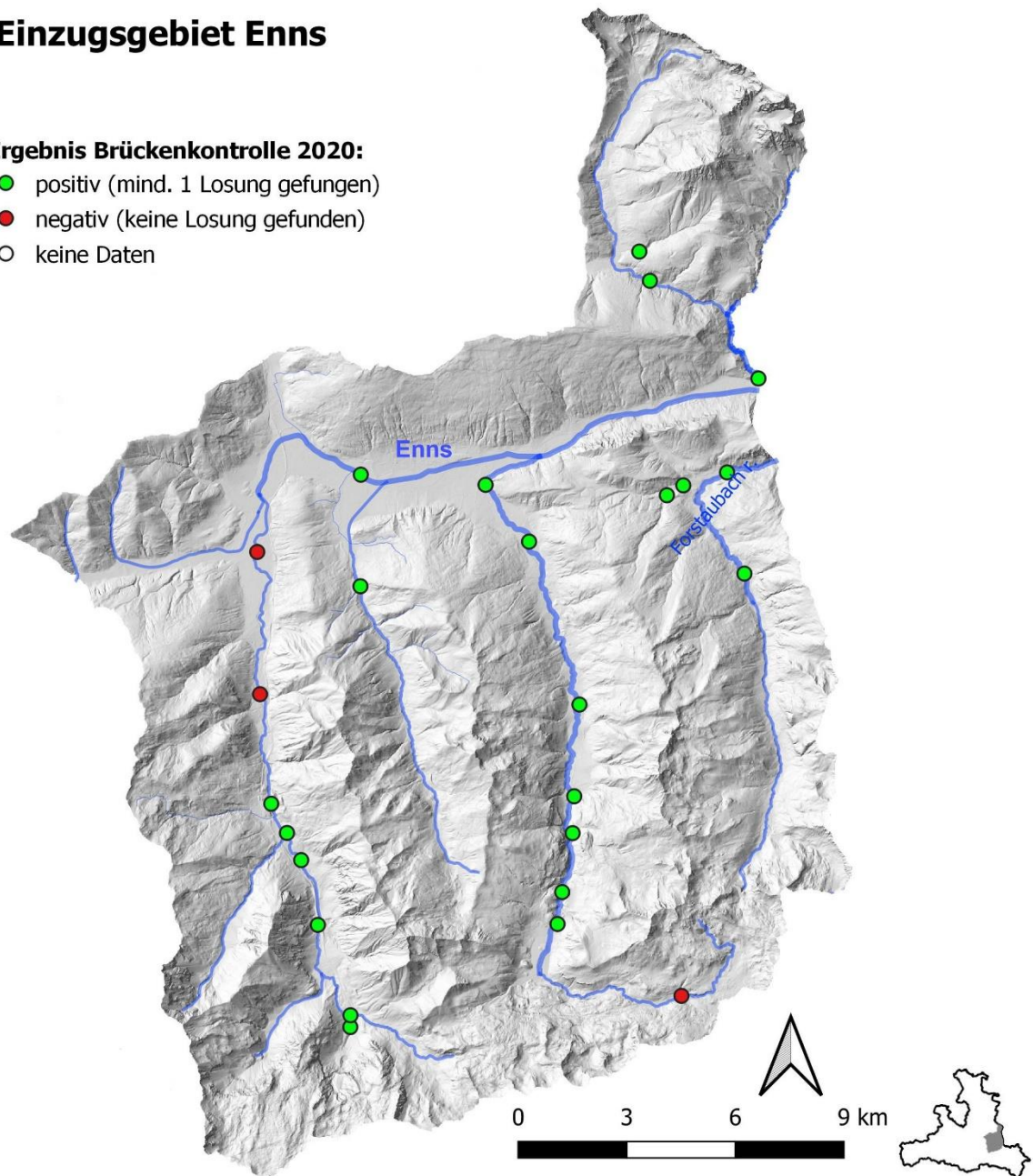


Abbildung 31 Ergebnisse der Brückenkontrollen im Jahr 2020 im Einzugsgebiet Enns.

3.1.7 EZG Salzach 3

Das Einzugsgebiet von Salzach 3 hat eine Fläche von 1401,2 km² und es entfallen 59 Monitoringbrücken auf seine Fläche. Eine dieser Brücken zeigte zum Zeitpunkt der Begehung kein Wasser im Flussbett. 40 Brücken (69 %) waren Fischotter – positiv während 18 Brücken (31 %) Fischotter- negativ waren (Abbildung 32). Es gab hierbei keine nennenswerten Lücken zwischen den Positivnachweisen.

Einzugsgebiet Salzach 3

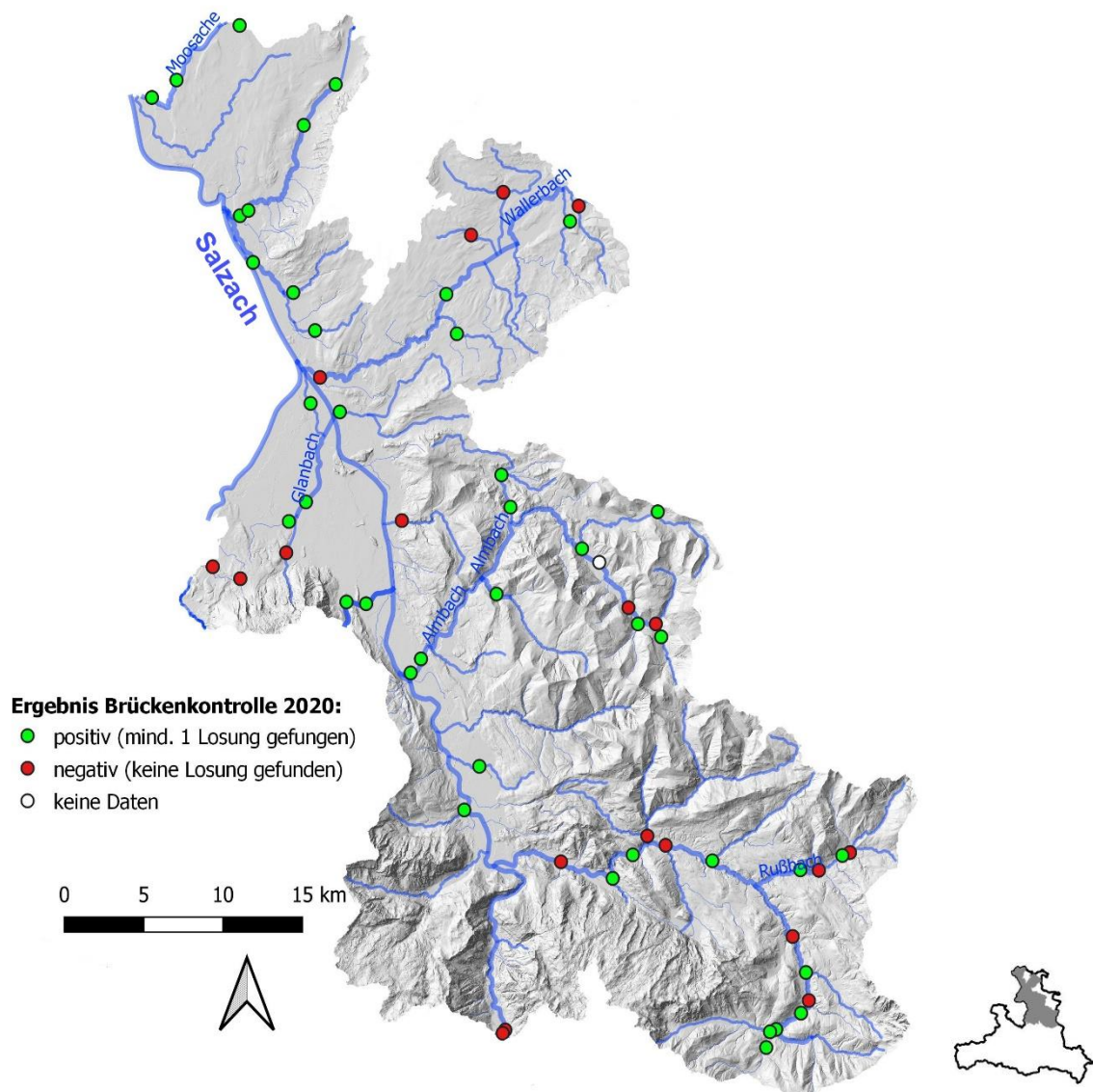


Abbildung 32 Ergebnisse der Brückenkontrollen im Jahr 2020 im Einzugsgebiet Salzach 3.

3.1.8 EZG Traun

Das Einzugsgebiet der Traun hat auf der Landesfläche von Salzburg eine Fläche von 294,6 km² und es entfallen 17 Monitoringbrücken auf seine Fläche, welche alle begehbar und geeignet waren. 11 Brücken (64,7 %) waren Fischotter – positiv während 6 Brücken (35,9 %) Fischotter- negativ waren (Abbildung 33).

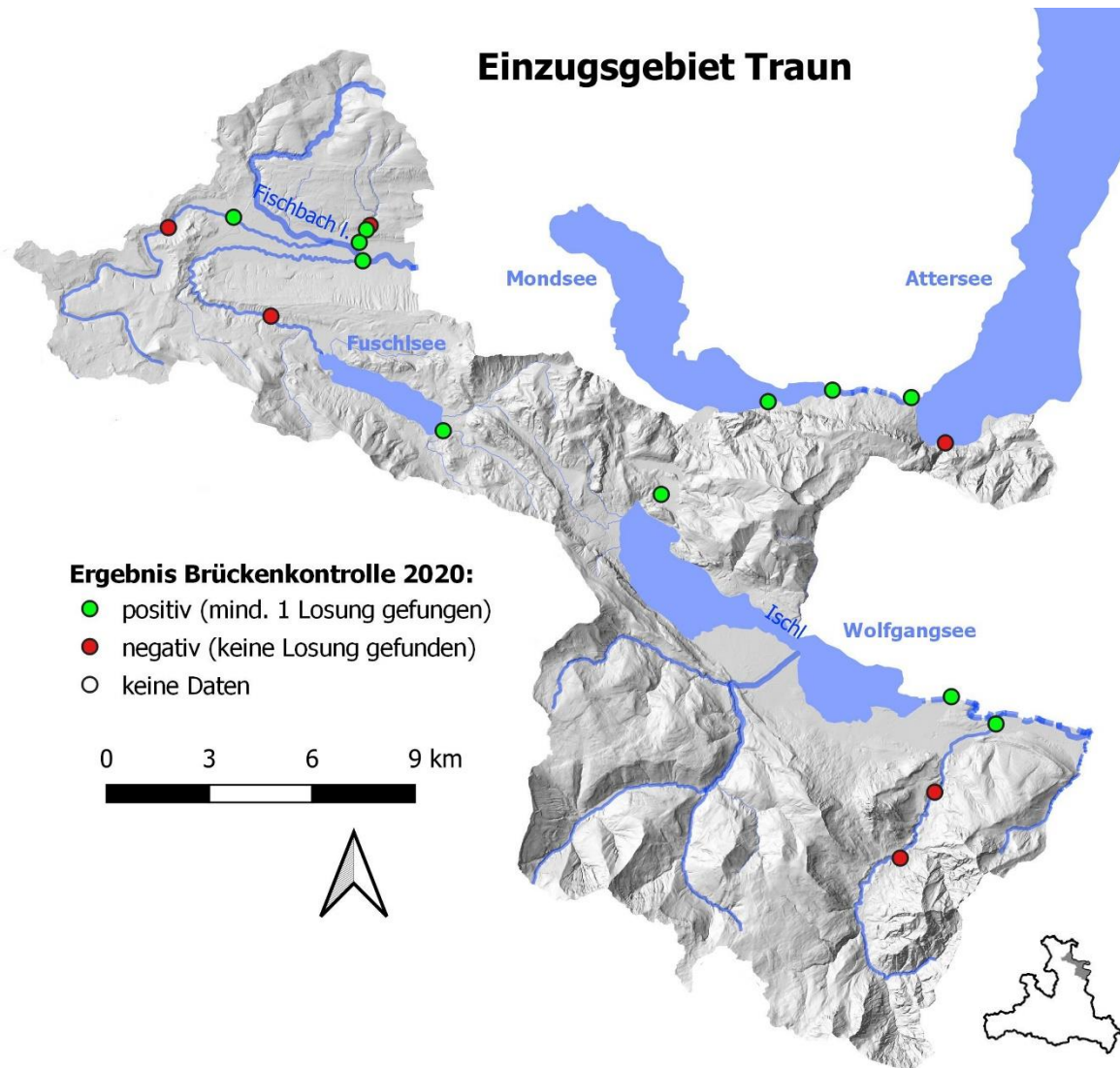


Abbildung 33 Ergebnisse der Brückenkontrollen im Jahr 2020 im Einzugsgebiet Traun.

3.2 Genetische Erhebungen an Referenzstrecken zur Dichteerhebung

Die genetischen Begehungen fanden allesamt im Zeitraum zwischen 12.2.2021 und 30.3.2021 statt. Insgesamt wurden auf eine Gesamtbegehungstrecke von 211,5 km 473 Fischotterlosungen aufgesammelt, welche alle extrahiert und im Labor weiterverarbeitet wurden. Insgesamt konnten 262 dieser Losungsproben erfolgreich genotypisiert werden (Erfolgsrate: 55,4%). Es wurden 51 unterschiedliche Fischotter-Individuen, davon 20 Männchen und 31 Weibchen, identifiziert (Tabelle 2). Alle identifizierten Individuen unterschieden sich an drei oder mehr Mikrosatellitenloci. Weitere Details über die gesammelten Proben können Anhang II entnommen werden.

Tabelle 2 Übersicht über alle identifizierten Fischotter dieser Studie. Angegeben sind für die 51 Individuen: Das ID Kürzel, zusammengesetzt aus je einem Kürzel für die Referenzstrecke & Geschlecht (F=weiblich, M=männlich) und einer Laufnummer für das jeweilige Geschlecht an der jeweiligen Strecke, das Geschlecht, die Referenzstrecke, die Anzahl an Losungen die diesem Tier zugeordnet wurde (# Losungen), sowie die maximale Distanz in Fluss-m entlang der Referenzstrecke zwischen Proben, die diesem Tier zugeordnet wurden (N/A: nicht berechenbar, da nur eine Probe vorhanden)

ID Kürzel	Geschlecht	Referenzstrecke	# Losungen	Maximale Distanz (m)
AF01	Weibchen	A	2	532
AF02	Weibchen	A	7	2693
AF03	Weibchen	A	4	14642
AF04	Weibchen	A	1	N/A
AF05	Weibchen	A	1	N/A
AF06	Weibchen	A	1	N/A
AM01	Männchen	A	3	939
AM02	Männchen	A	5	13809
BF01	Weibchen	B	4	746
BF02	Weibchen	B	2	0
BF03	Weibchen	B	7	11642
BF04	Weibchen	B	2	45
BF05	Weibchen	B	1	N/A
BF06	Weibchen	B	1	N/A
BM01	Männchen	B	18	10876
BM02	Männchen	B	6	6052
BM03	Männchen	B	4	1628
BM04	Männchen	B	3	78
CF01	Weibchen	C	1	N/A
CF02	Weibchen	C	6	12658
CF03	Weibchen	C	4	1508
CM01	Männchen	C	14	14417
CM02	Männchen	C	9	3442
CM03	Männchen	C	1	N/A
DF01	Weibchen	D	4	8390
DF02	Weibchen	D	2	234
DF03	Weibchen	D	1	N/A
DM01	Männchen	D	10	5996
DM02	Männchen	D	5	10572
DM03	Männchen	D	2	847
EF01	Weibchen	E	8	13155
EM01	Männchen	E	18	16095

Tabelle 2 (fortgesetzt)

ID Kürzel	Geschlecht	Referenzstrecke	# Lösungen	Maximale Distanz (m)
EM02	Männchen	E	19	12817
FF01	Weibchen	F	5	2538
FF02	Weibchen	F	7	11354
FF03	Weibchen	F	1	N/A
FF04	Weibchen	F	2	317
FM01	Männchen	F	17	17320
FM02	Männchen	F	3	1686
FM03	Männchen	F	8	9495
GF01	Weibchen	G	5	8781
GF02	Weibchen	G	14	3623
GF03	Weibchen	G	2	0
GF04	Weibchen	G	1	N/A
GF05	Weibchen	G	2	24
GF06	Weibchen	G	1	N/A
GF07	Weibchen	G	2	80
GF08	Weibchen	G	1	N/A
GM01	Männchen	G	6	2939
GM02	Männchen	G	8	11656
GM03	Männchen	G	1	N/A

Im Folgenden wird auf die sieben Referenzstrecken im Detail eingegangen.

3.2.1 Referenzstrecke A – Salzach

Die genetischen Begehungen an der Salzach fanden grundsätzlich am 12.2.2021 und 13.2.2021 statt (Abbildung 34). Hierbei konnten jedoch nur 46 Losungen, davon 11 der Kategorie A und 35 der Kategorie B, aufgefunden werden. Daher wurde am 20.2.2021 eine stichprobenartige Nachbegehung an allen Brückenüberführungen der Salzach an dieser Strecke durchgeführt, wobei 14 zusätzliche Proben (1x Kategorie A, 1x A-B, 4x B, 7 B-C und 1x C) aufgesammelt wurden. Somit betrug die analysierte Probenzahl 60 (Abbildung 35). Die meisten Proben fanden sich in der Region um Hollersbach im Pinzgau, sowie um Stuhlfelden.



Abbildung 34 Momentaufnahmen der Referenzstrecke A – Salzach. Foto © H. Ellinger

Von den analysierten Proben konnten 24 erfolgreich genotypisiert werden (Erfolgsrate: 40%). Insgesamt wurden acht verschiedene Fischotter-Individuen identifiziert, davon sechs Weibchen und zwei Männchen (Abbildung 36). Somit beträgt die mittlere Otterdichte der Referenzstrecke 0,26 Fischotter je Fluss-km. Drei der Weibchen wurden nur anhand einer Probe nachgewiesen, die anderen Tiere anhand mehrerer Proben. Es wurden folgende potentielle Eltern-Nachkommen Beziehungen beobachtet: Eine Trio Beziehung: (Muttertier: AF06, Vattertier: AM02, Nachkomme: AF05), sowie folgende einfache Elternteil – Nachkommen Paarungen: AF01 <-> AF02, AF01 <-> AF03, AF01 <-> AF06, AM02 <-> AF05.

Strecke A - Salzach 1 - Probenfunde

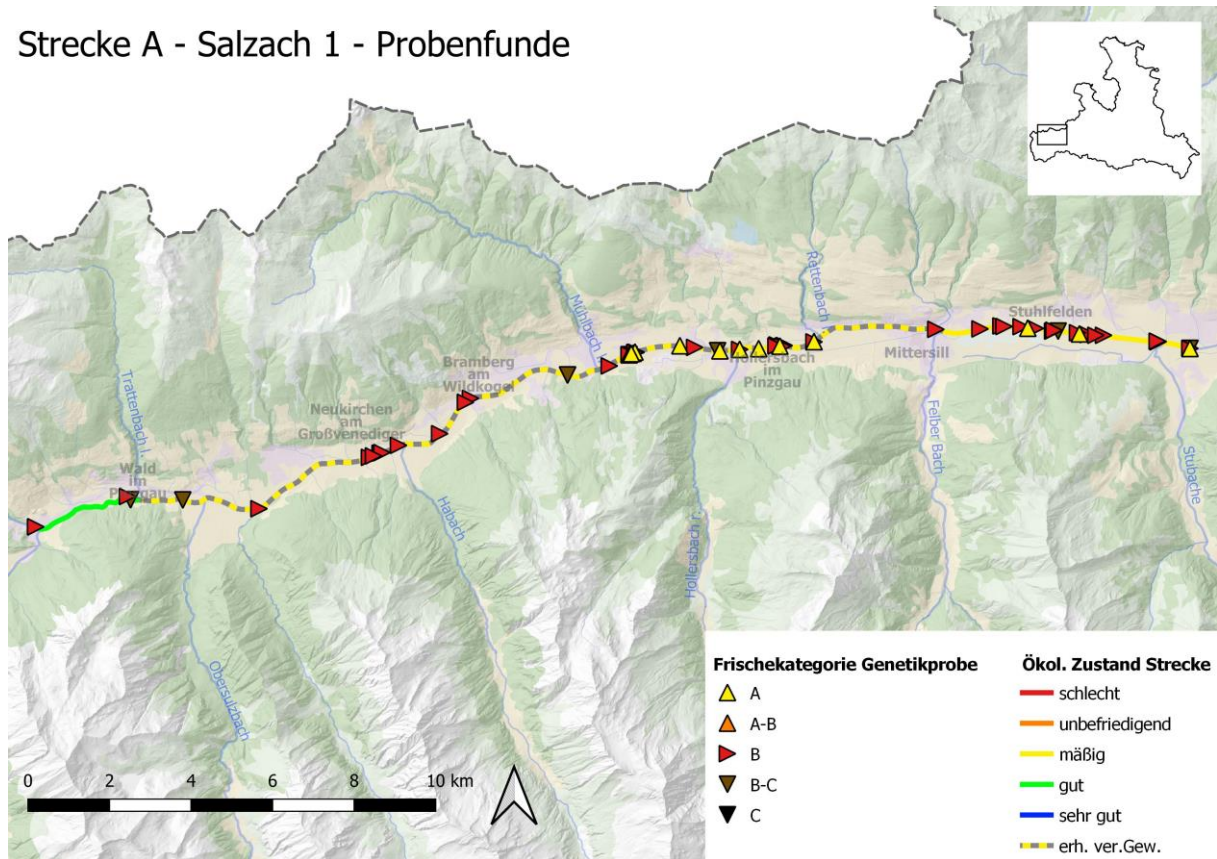


Abbildung 35 Fundpunkte der genetischen Proben entlang der Referenzstrecke A – Salzach, sowie deren ökologischer Zustand.

Strecke A - Salzach 1 - Fischotter Individuen

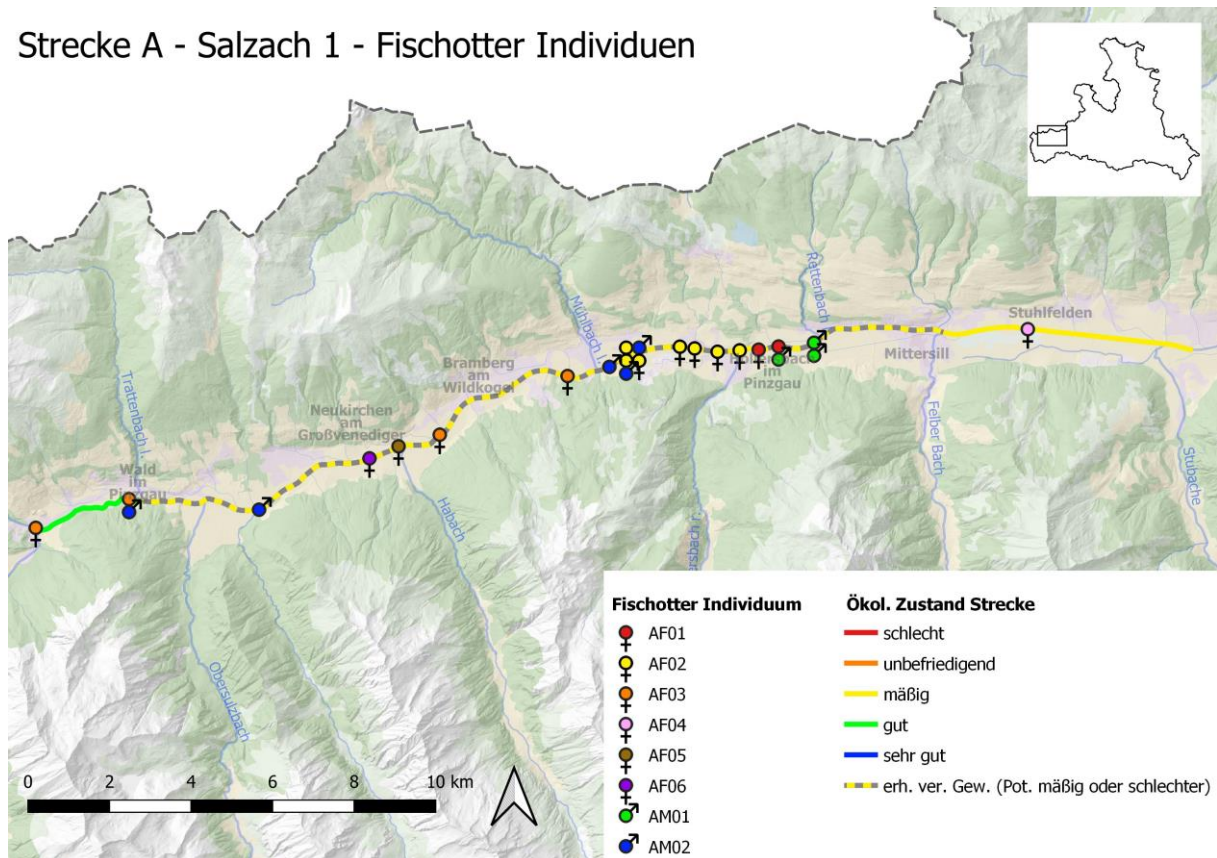


Abbildung 36 Zuordnung der Genetikproben zu den jeweiligen identifizierten Fischotter-Individuen. Das individuelle Kürzel je Individuum besteht aus Streckenkürzel (A), Geschlecht (F = weiblich, M= männlich), sowie einer Laufnummer für dieses Geschlecht an dieser Strecke.

3.2.2 Referenzstrecke B – Saalach

Die genetischen Begehungen an der Referenzstrecke B fanden grundsätzlich am 14.2.2021 und 15.2.2021 statt (Abbildung 37). Hierbei wurden 67 Losungen, davon 24 der Kategorie A und 43 der Kategorie B, aufgefunden. Bei der Stichprobenartigen Nachbeprobung am 20.2.2021 an allen Brückenüberführungen der Saalach an dieser Strecke konnten 11 zusätzliche Proben (4x Kategorie A, 2x B, 3x B-C und 2x C) aufgesammelt werden. Somit betrug die analysierte Probenzahl 78 (Abbildung 38). Ein ca. 1,5 km langer Abschnitt ab der Innersbachklamm flussaufwärts am nördlichen Ende der Strecke konnte nur rechtsufrig begangen werden (Abbildung 37, mittleres Foto).

An den südlichsten acht Flusskilometern, jener welche mit einem schlechten ökologischen Zustand beurteilt sind, fanden sich kaum Proben. Ebenso entlang einer ca. 5 km langen Strecke um St. Martin bei Lofer.



Abbildung 37 Momentaufnahmen der Referenzstrecke B – Saalach. Foto © H. Ellinger, P. Mehlmauer & J. Gladitsch

Von den analysierten Proben konnten 48 erfolgreich genotypisiert werden (Erfolgsrate: 61,5%). Insgesamt wurden 10 verschiedene Fischotter-Individuen identifiziert, davon sechs Weibchen und vier Männchen (Abbildung 39). Somit beträgt die mittlere Otterdichte der Referenzstrecke 0,32 Fischotter je Fluss-km. Zwei der Weibchen wurden nur anhand einer Probe nachgewiesen, beide im Bereich des südlichen Endes der Strecke mit der schlechten ökologischen Bewertung. Alle anderen Tiere wurden anhand mehrerer Proben nachgewiesen. Hierbei ist das Männchen BM01 hervorzuheben, welches anhand von 18 Proben nachgewiesen wurde. Es wurden folgende potentielle Eltern-Nachkommen Paarungen beobachtet: BF05 <-> BF06, BM01 <-> BF04

Ergebnisse – Dichteerhebungen

Strecke B - Saalach - Probenfunde

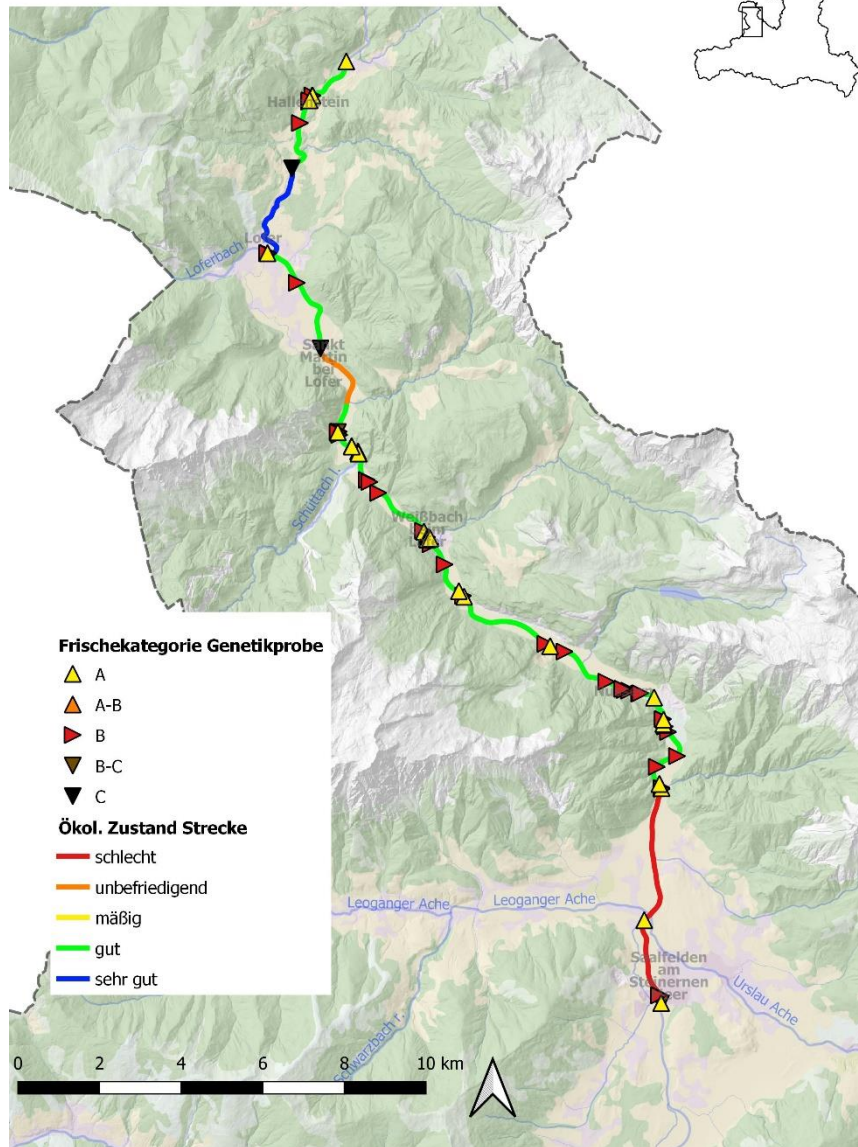


Abbildung 38 Fundpunkte der genetischen Proben entlang der Referenzstrecke B – Saalach, sowie deren ökologischer Zustand.

Strecke B - Saalach - Fischotter Individuen

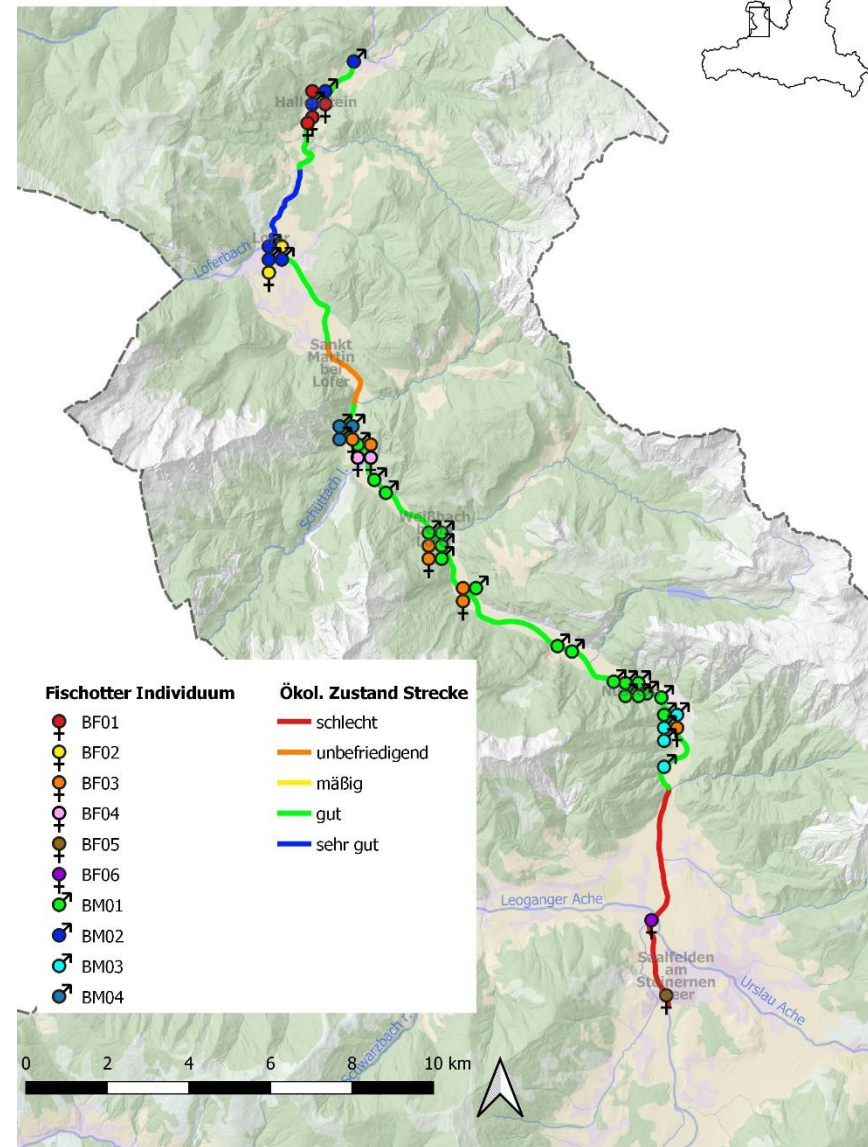


Abbildung 39 Zuordnung der Genetikproben zu den jeweiligen identifizierten Fischotter-Individuen. Das individuelle Kürzel je Individuum besteht aus Streckenkürzel (B), Geschlecht (F = weiblich, M= männlich), sowie einer Laufnummer für dieses Geschlecht an dieser Strecke.

3.2.3 C - Großarlbach/Salzach

Die genetischen Begehungen der Strecke C - Großarlbach/Salzach fanden 3.3.2021 und 5.3.2021 statt (Abbildung 40). Hierbei wurden 62 Losungen, davon 13 der Kategorie A und 49 der Kategorie B, aufgefunden. (Abbildung 41). Die Proben fanden sich entlang der gesamten Referenzstrecke mit Ausnahme eines ca. 5 km langen Abschnittes am Großarlbach zwischen Alpendorf und Schied.



Abbildung 40 Momentaufnahmen der Referenzstrecke C an der Salzach (Bild 1) und Großarlbach (Bilder 2 & 3). Foto © H. Ellinger & P. Mehlmauer.

Von den analysierten Proben konnten 35 erfolgreich genotypisiert werden (Erfolgsrate: 56,5%). Insgesamt wurden sechs verschiedene Fischotter-Individuen identifiziert, davon drei Weibchen und drei Männchen (Abbildung 42). Somit beträgt die mittlere Otterdichte der Referenzstrecke 0,20 Fischotter je Fluss-km. Je ein Männchen und Weibchen wurden nur anhand einer Probe nachgewiesen, alle anderen Individuen anhand mehrerer Proben (Männchen CM01 hierbei anhand von 14 Proben). Es konnten keine Eltern-Nachkommen Beziehungen innerhalb der Individuen an dieser Strecke beobachtet werden.

Ergebnisse – Dichteerhebungen

Strecke C - Großarlbach/Salzach -
Probenfunde

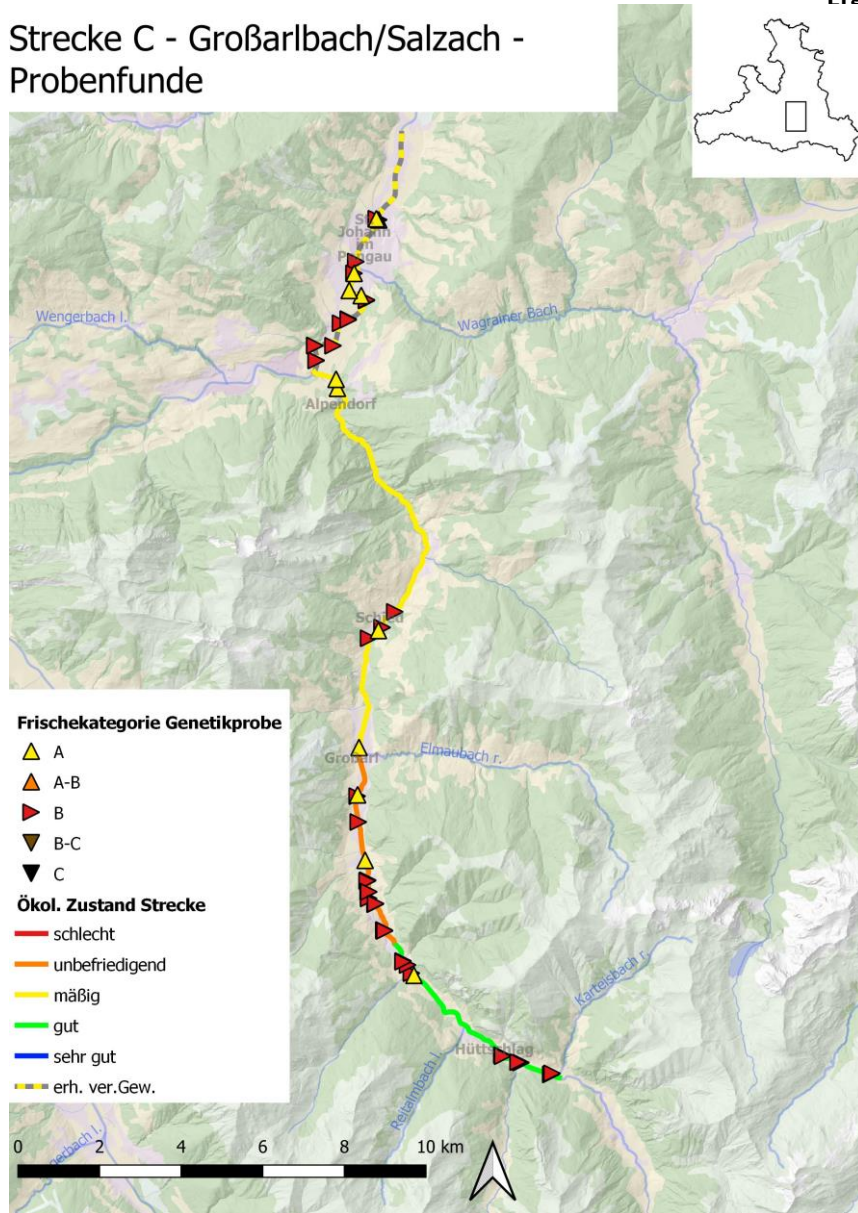


Abbildung 41 Fundpunkte der genetischen Proben entlang der Referenzstrecke C – Großarlbach/Salzach, sowie deren ökologischer Zustand.

Strecke C - Großarlbach/Salzach -
Fischotter Individuen

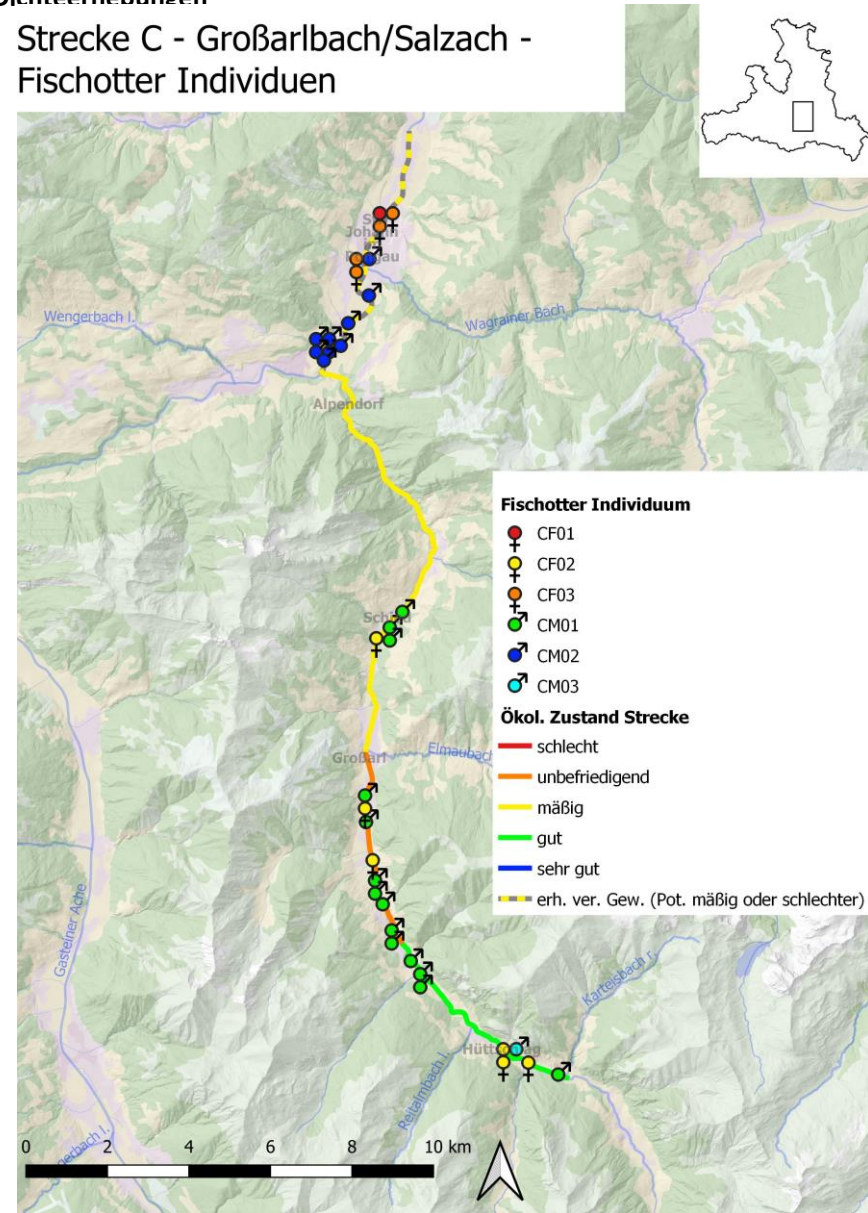


Abbildung 42 Zuordnung der Genetikproben zu den jeweiligen identifizierten Fischotter-Individuen. Das individuelle Kürzel je Individuum besteht aus Streckenkürzel (C), Geschlecht (F = weiblich, M= männlich), sowie einer Laufnummer für dieses Geschlecht an dieser Strecke.

3.2.4 Referenzstrecke D - Zederhausbach/Mur

Die genetischen Begehungen an der Referenzstrecke D - Zederhausbach/Mur fanden am 29.3.2021 und 30.3.2021 statt (Abbildung 43). Ein 1 km-langer Klammabschnitt flussabwärts des Stauwerkes bei Hintermuhr konnte aufgrund einer kürzlichen Spülung nicht begangen werden. Es wurden 62 Genetikproben, davon 15 der Kategorie A, zwei der Kategorie A-B und 45 der Kategorie B, aufgefunden (Abbildung 44). Flussaufwärts des Stauwerkes Hintermuhr ließen sich kaum noch Proben aufweisen, vermutlich da die Mur auf dieser Seehöhe kaum noch Fischlebensraum darstellt (siehe Abbildung 43 Bild 1). Des Weiteren gab es entlang des Zederhausbaches flussabwärts von Fell eine ca. 2,5 km lange Strecke on Losungsfund.



Abbildung 43 Momentaufnahmen der Referenzstrecke D - Zederhausbach/ Mur. Foto © R. Schmid & A. Kaufmann

Von den analysierten Proben konnten 24 erfolgreich genotypisiert werden (Erfolgsrate: 39%). Insgesamt wurden sechs verschiedene Fischotter-Individuen identifiziert, davon drei Weibchen und drei Männchen (Abbildung 45). Somit beträgt die mittlere Otterdichte der Referenzstrecke 0,20 Fischotter je Fluss-km. Eines der Weibchen wurden nur anhand einer Probe nachgewiesen, alle anderen Tiere anhand von mindestens zwei Proben. Es wurden folgende potentielle Eltern-Nachkommen Beziehungen beobachtet: Eine Trio Beziehung: (Muttertier: DF02, Vatertier: DM03, Nachkomme: DM01), sowie eine einfache Elternteil – Nachkommen Paarung: DF01 <-> DF03.

Strecke D - Mur/Zederhausbach - Probenfunde

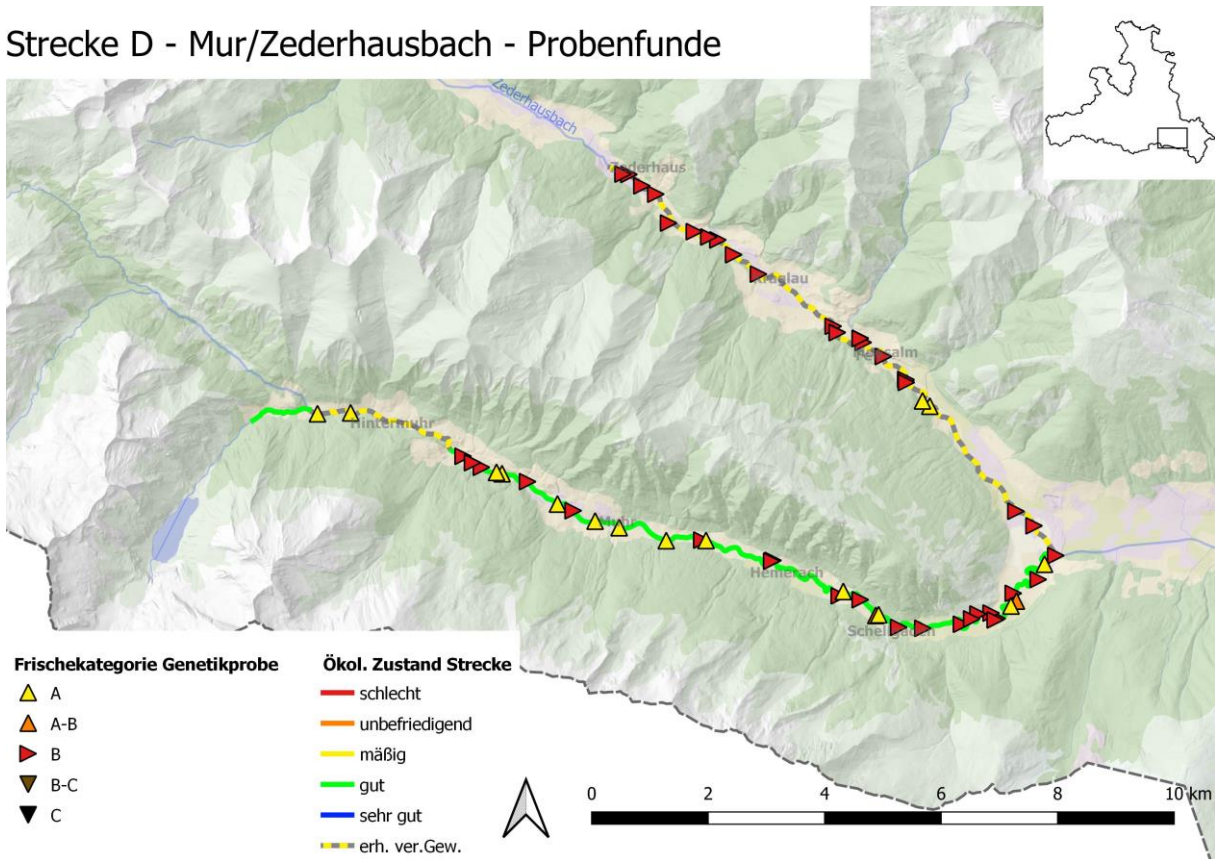


Abbildung 44 Fundpunkte der genetischen Proben entlang der Referenzstrecke D – Mur, sowie deren ökologischer Zustand.

Strecke D - Mur/Zederhausbach - Fischotter Individuen

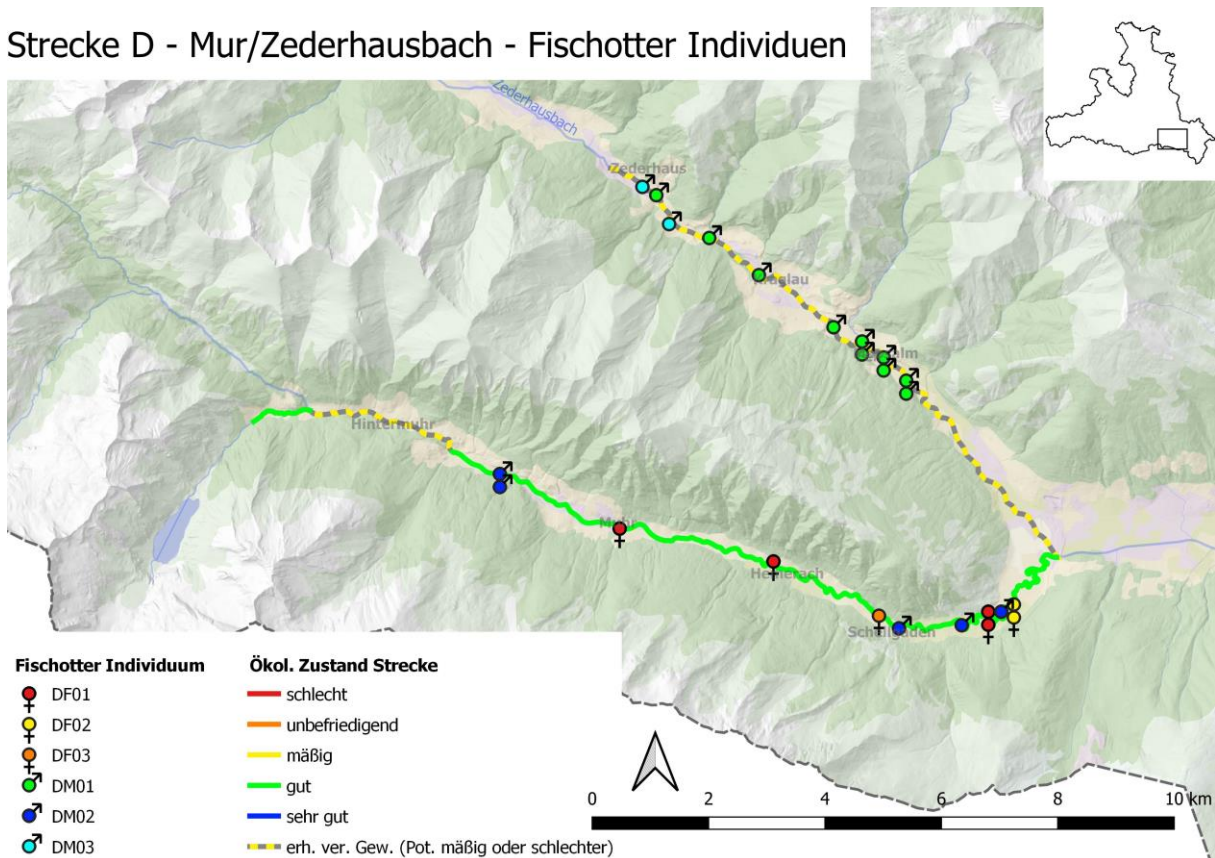


Abbildung 45 Zuordnung der Genetikproben zu den jeweiligen identifizierten Fischotter-Individuen. Das individuelle Kürzel je Individuum besteht aus Streckenkürzel (D), Geschlecht (F = weiblich, M= männlich), sowie einer Laufnummer für dieses Geschlecht an dieser Strecke.

3.2.5 Referenzstrecke E - Taurachbach/Enns

Die genetischen Begehungen der Strecke E- Taurachbach/Enns fanden 2.3.2021 und 4.3.2021 statt (Abbildung 46). Hierbei wurden 67 Losungen, davon 13 der Kategorie A und 49 der Kategorie B, aufgefunden. (Abbildung 47). Entlang des Taurachbaches waren die Probenfunde im Vergleich zur Enns eher selten und entlang seines obersten sieben Flusskilometern fanden sich auch keine Proben mehr, vermutlich aufgrund von wenig bis keinem Nahrungsangebot (Abbildung 46, Bild 1)



Abbildung 46 Momentaufnahmen der Referenzstrecke E am Taurachbach (Bild 1) und Salzach (Bilder 2 & 3). Foto © P. Mehlmauer & H. Ellinger

Von den analysierten Proben konnten 45 erfolgreich genotypisiert werden (Erfolgsrate: 67,2%). Insgesamt wurden drei verschiedene Fischotter-Individuen identifiziert, davon ein Weibchen und zwei Männchen (Abbildung 48). Somit beträgt die mittlere Otterdichte der Referenzstrecke 0,10 Fischotter je Fluss-km. Alle Tiere wurden anhand mehrerer Proben nachgewiesen, die beiden Männchen an jeweils 18 und 19 Proben. Es konnten keine Eltern-Nachkommen Beziehungen zwischen den drei Tieren festgestellt werden

Strecke E - Taurachbach/Enns - Probenfunde

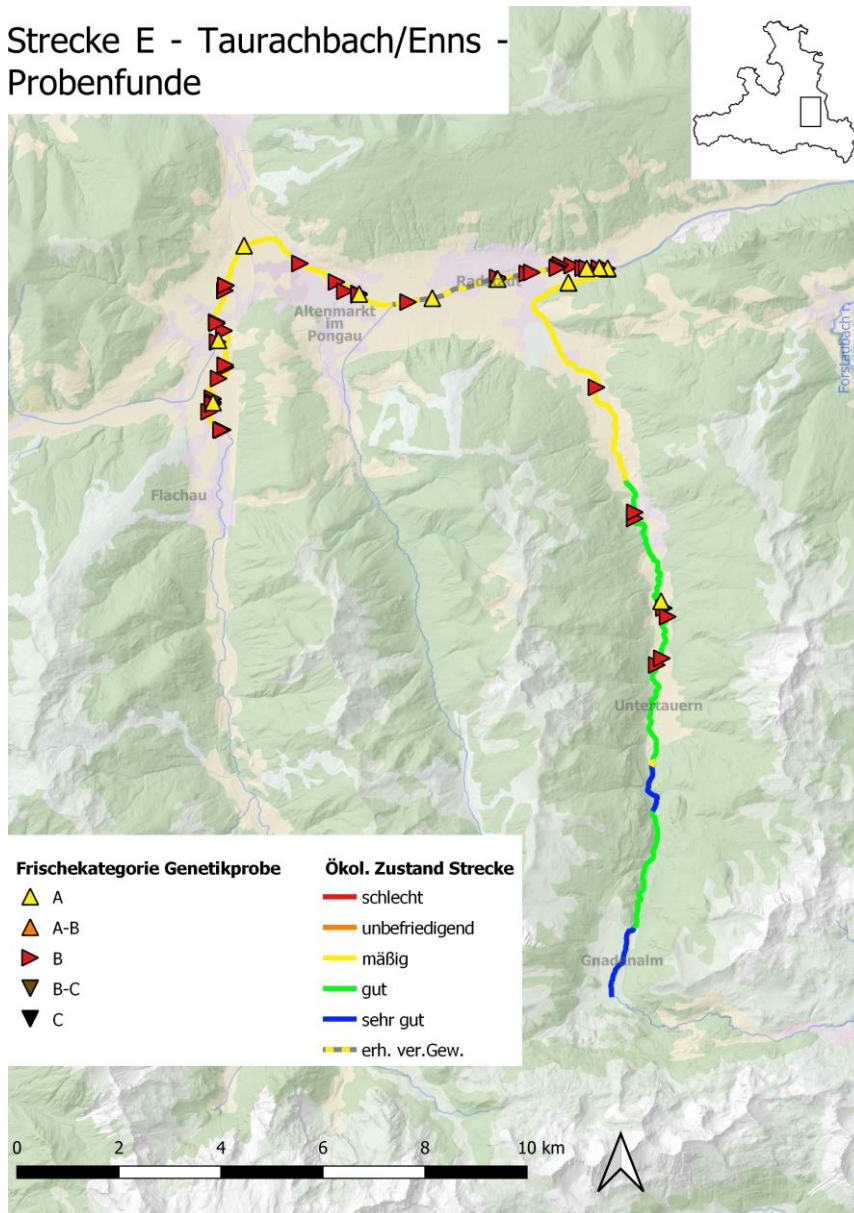


Abbildung 47 Fundpunkte der genetischen Proben entlang der Referenzstrecke E – Taurachbach/Enns, sowie deren ökologischer Zustand.

bnisse – Dic

Strecke E - Taurachbach/Enns - Fischotter Individuen

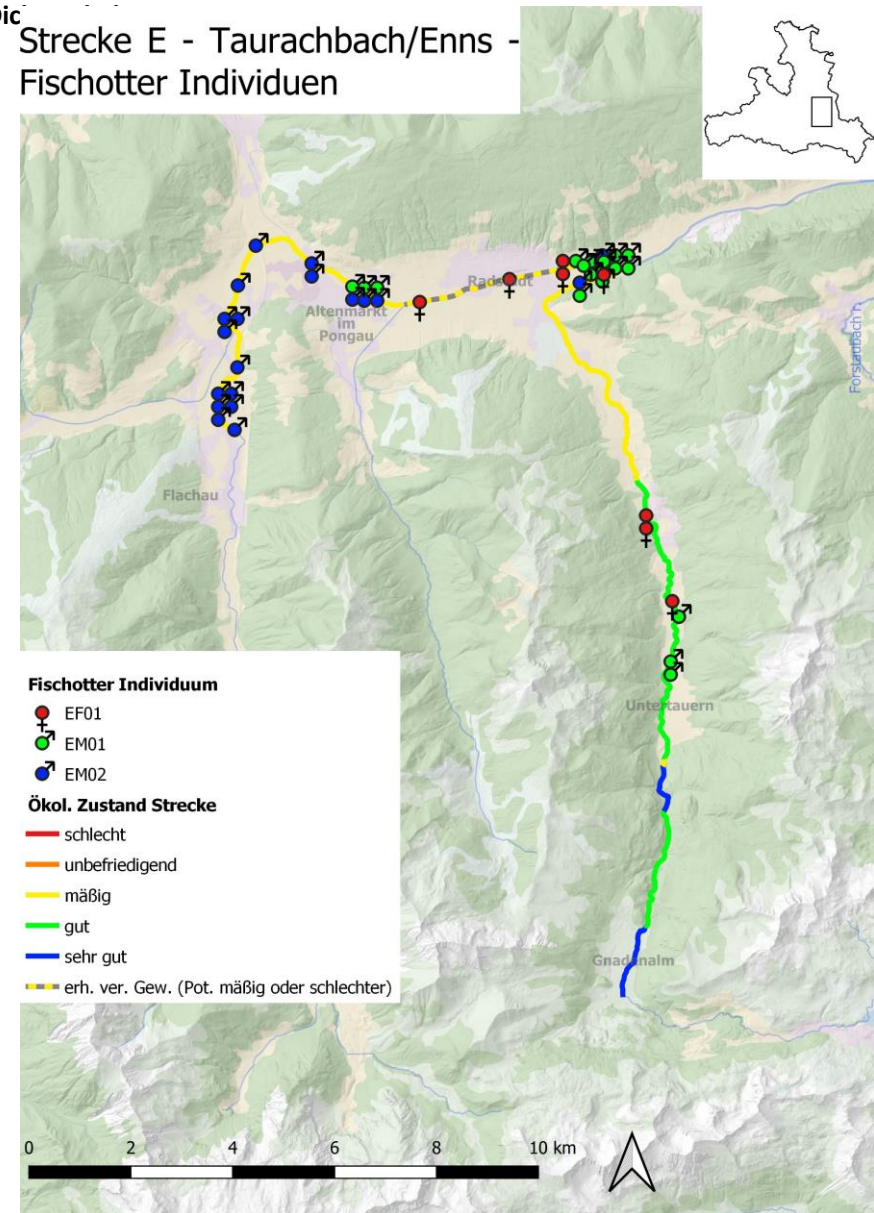


Abbildung 48 Zuordnung der Genetikproben zu den jeweiligen identifizierten Fischotter-Individuen. Das individuelle Kürzel je Individuum besteht aus Streckenkürzel (E), Geschlecht (F = weiblich, M= männlich), sowie einer Laufnummer für dieses Geschlecht an dieser Strecke.

3.2.6 Referenzstrecke F - Lammer

Die genetischen Begehungen an der Referenzstrecke F - Lammer fanden am 22.2.2021 und 23.2.2021 statt (Abbildung 49). Es wurden 66 Genetikproben, davon 43 der Kategorie A und 23 der Kategorie B, aufgefunden (Abbildung 50). Der Abschnitt durch die Lammerklamm (Abschnitt mit sehr guten Ökologischen Status in Abbildung 50) von etwa 1,5 km Länge konnte aufgrund der Wintersperre nicht begangen werden. Genetikproben fanden sich relativ gleichmäßig verteilt entlang der gesamten Strecke, wobei im unteren Abschnitt etwas weniger Lösungen gefunden wurden.



Abbildung 49 Momentaufnahmen der Referenzstrecke F - Lammer. Foto © J. Gladitsch

Von den analysierten Proben konnten 43 erfolgreich genotypisiert werden (Erfolgsrate: 65,2%). Insgesamt wurden sieben verschiedene Fischotter-Individuen identifiziert, davon vier Weibchen und drei Männchen (Abbildung 51). Somit beträgt die mittlere Otterdichte der Referenzstrecke 0,23 Fischotter je Fluss-km. Eines der Weibchen wurden nur anhand einer Probe nachgewiesen, alle anderen Tiere anhand von mindestens zwei Proben, FM01 hierbei anhand von 17 Proben. Es wurden folgende potentielle Eltern-Nachkommen Beziehungen beobachtet: Eine Trio Beziehung: (Muttertier: FF02, Vatertier: FM03, Nachkomme: FM02), sowie zwei einfache Elternteil – Nachkommen Paarung: FM01 <-> FF02 und FF03 <-> FF04.

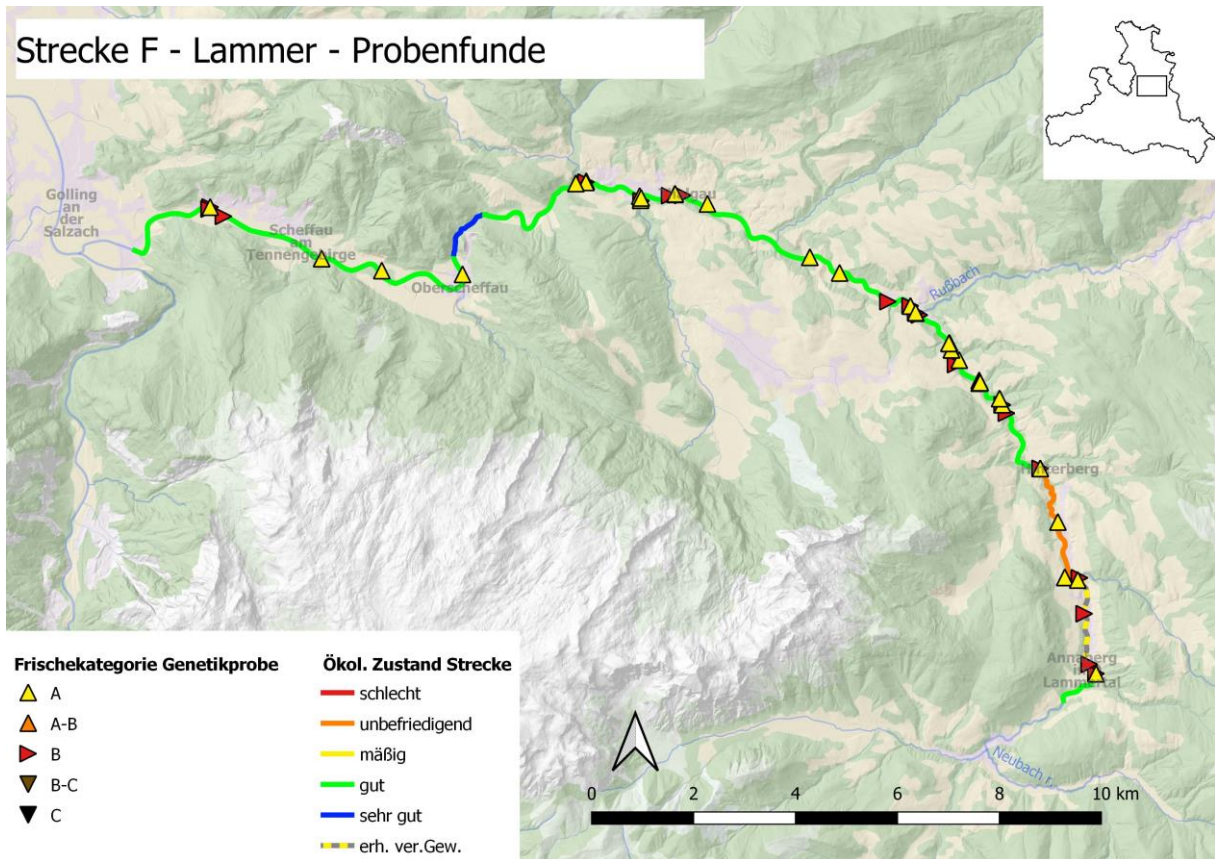


Abbildung 50 Fundpunkte der genetischen Proben entlang der Referenzstrecke F - Lammer, sowie deren ökologischer Zustand

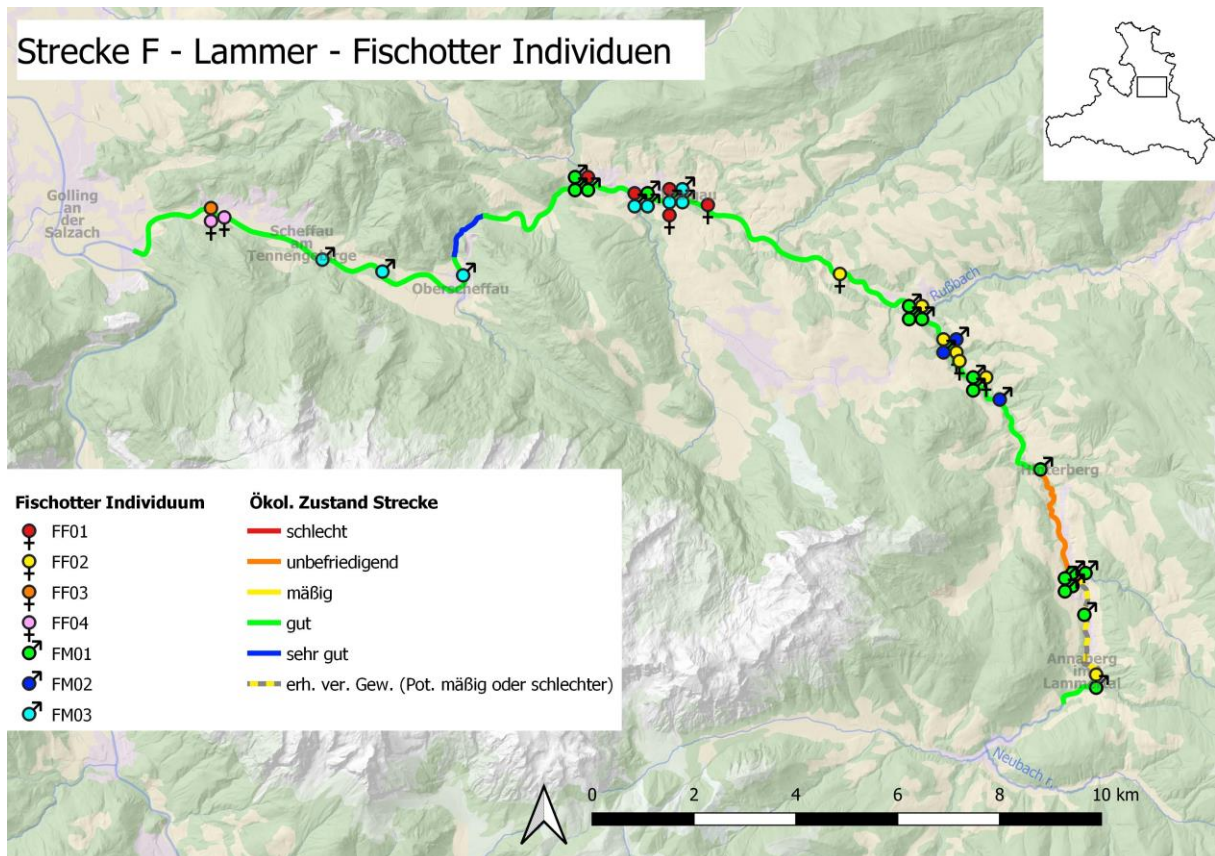


Abbildung 51 Zuordnung der Genetikproben zu den jeweiligen identifizierten Fischotter-Individuen. Das individuelle Kürzel je Individuum besteht aus Streckenkürzel (F), Geschlecht (F = weiblich, M= männlich), sowie einer Laufnummer für dieses Geschlecht an dieser Strecke.

3.2.7 Referenzstrecke G - Salzach/Fischbach/Oichtenbach

Die genetischen Begehungen an der Referenzstrecke G – Salzach/Fischbach/Oichtenbach fanden von 19.2.2021 bis 21.2.2021 statt (Abbildung 52). Die Salzach konnte nur entlang des rechten Ufers begangen werden (aufgrund von derzeitigen COVID-Grenzübergangssperren zu Deutschland) Es wurden 78 Genetikproben, davon 47 der Kategorie A und 31 der Kategorie B, aufgefunden (Abbildung 53). Entlang der Salzach wurden nur vier Proben gefunden, wobei es an ihrem Ufer kaum geeignetes Substrat für eine exponierte Losungsabgabe gab (siehe z.B. Bild 2 von Abbildung 52).



Abbildung 52 Momentaufnahmen der Referenzstrecke G: Fischbach (Bild 1), Salzach (Bild 2) und Oichtenbach (Bild 3). Foto © J. Gladitsch & H. Ellinger

Von den analysierten Proben konnten 43 erfolgreich genotypisiert werden (Erfolgsrate: 55,1%). Insgesamt wurden 11 verschiedene Fischotter-Individuen identifiziert, davon acht Weibchen und drei Männchen (Abbildung 54). Somit beträgt die mittlere Otterdichte der Referenzstrecke 0,36 Fischotter je Fluss-km. Vier Tiere wurden nur anhand einer Probe nachgewiesen, alle anderen Tiere anhand von mindestens zwei Proben. Entlang der Salzach wurde nur ein Weibchen nachgewiesen, welches auch nicht in einem der beiden Zubringer aufzufinden war. Es wurden folgende potentielle einfache Elternteil – Nachkommen Paarung: GF01 <-> GF02, GM02 <-> GF03 und GM03 <-> GF08.

Strecke G Fischbach/Salzach/Oichtenbach - Probenfunde

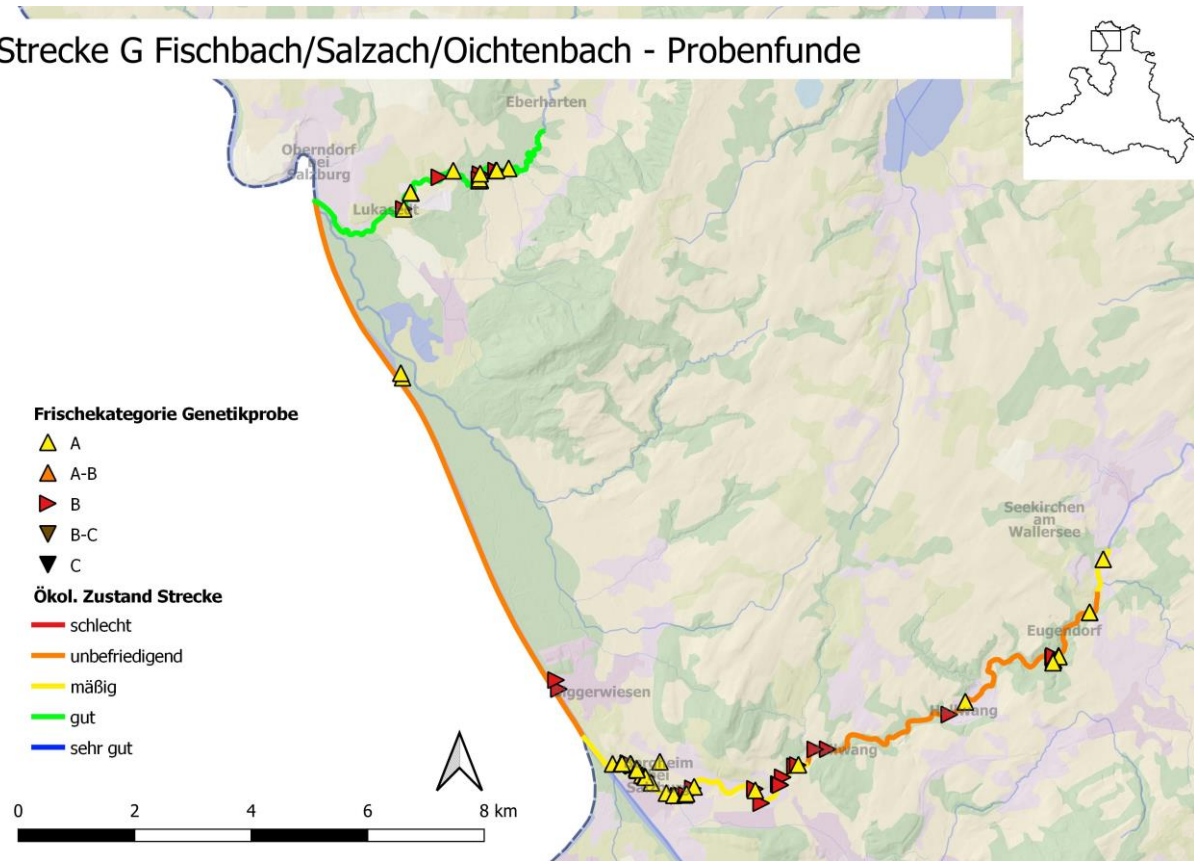


Abbildung 53 Fundpunkte der genetischen Proben entlang der Referenzstrecke G – Salzach/Fischbach/Oichtenbach, sowie deren ökologischer Zustand.

Strecke G Fischbach/Salzach/Oichtenbach - Fischotter Individuen

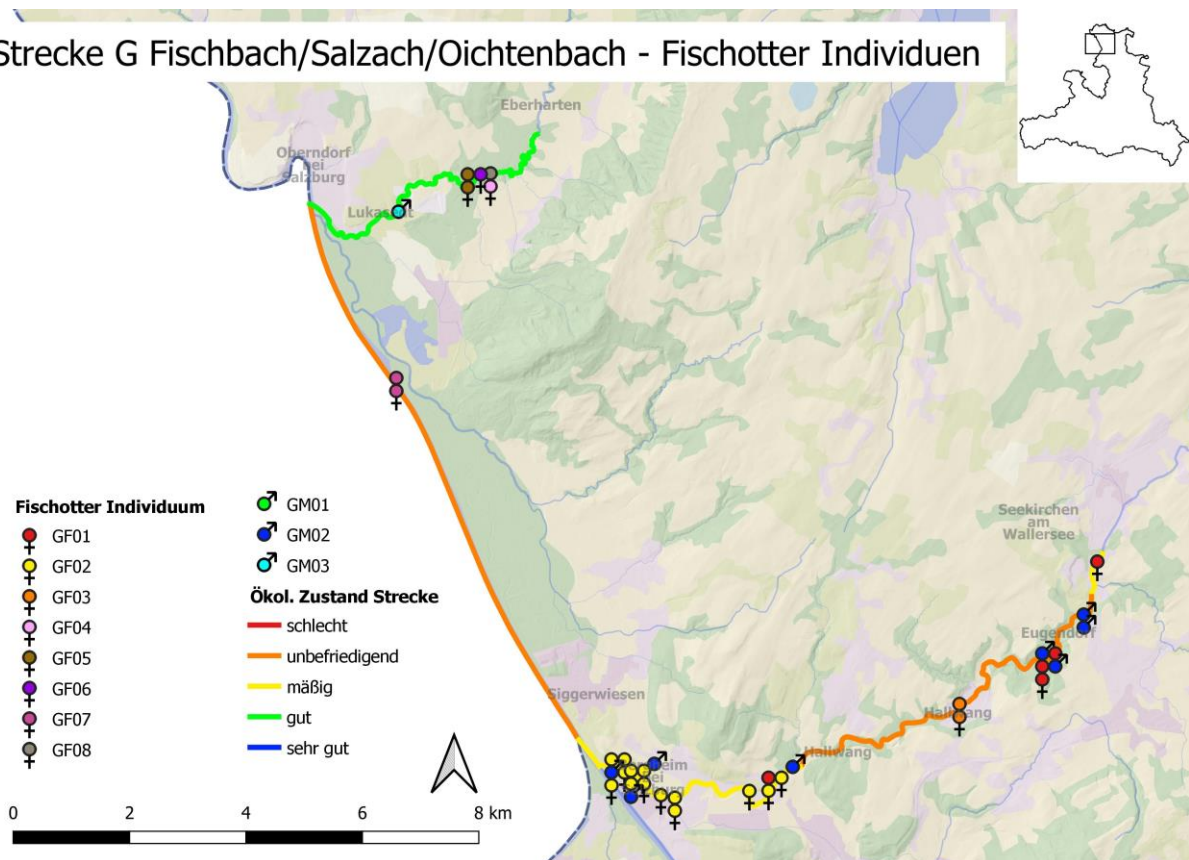


Abbildung 54 Zuordnung der Genetikproben zu den jeweiligen identifizierten Fischotter-Individuen. Das individuelle Kürzel je Individuum besteht aus Streckenkürzel (G), Geschlecht (F = weiblich, M= männlich), sowie einer Laufnummer für dieses Geschlecht an dieser Strecke.

3.3 Populationsschätzung

Aufgrund der großflächigen Positivnachweise von Fischottern im gesamten Land Salzburg wird grundsätzlich von einer beinahe flächendeckenden Besiedelung des Fischotters entlang der Fließgewässer mit einer Flussordnungszahl (FOZ) größer oder gleich 4 ausgegangen. Zwei Einzugsystem bilden hierbei jedoch Ausnahmen und deren enthaltene Gewässer werden deswegen von der Gesamtgewässernetzlänge für die Extrapolation abgezogen werden: Dies bezieht sich einerseits auf das Einzugsgebiet der Rauriser Ache, die sowohl in dieser Studie als auch in der Erhebung 2016 (Kranz & Poledník, 2017) nur reine Negativnachweise zeigt, trotz intensiver Begehung dieses Systems. Wie bereits 2016 wird vermutet, dass die Kitzlochklamm hier eine Besiedelungsbarriere für den Fischotter darstellt.

Als zweites System werden die Gewässer des Einzugsgebietes der Krimmler Ache oberhalb der Krimmler Wasserfälle abgezogen. Zwar gibt es keine Monitoringbrücken oberhalb dieser, jedoch gibt es laut Landesfischereiverband Salzburg keinen Hinweis auf Fischotterpräsenz in diesem Gebiet. Die Krimmler Wasserfälle stellen als größte Wasserfälle Europas eine klare Barriere entlang des Flusskorridors dar und das Gelände oberhalb der Wasserfälle liegt bereits auf 1400m Seehöhe mit wenig Fischlebensraum, weswegen nicht von einer Fischotterpräsenz in diesem Gebiet ausgegangen wird.

Abzüglich des Gewässernetzes der Rauriser Ache und der Krimmler Ache ab der Krimmler Wasserfälle ergeben sich Fließgewässerslängen von 630,162 km für FOZ 4, 188,255 km für FOZ 5, 152,806 km für FOZ 6 und 113,544 km für FOZ 7, und somit 1081,767 km insgesamt.

Populationsschätzung Methode 1: Bei einer ungewichteten Mittelung der erhobenen Fischotterdichte aller sieben Referenzstrecke ergibt sich eine mittlere Fischotterdichte von 0,2402 Fischottern je Fluss-km (FO/ Fluss-km) mit einem 95%igen Konfidenzintervall (95% CI) von 0,1810 bis 0,2953. Hochgerechnet auf das für den Fischotter verfügbare Gewässernetz erhält man daher eine Gesamtzahl von **261 (196-320 95% CI) Fischottern and den Fließgewässern im Land Salzburg.**

Populationsschätzung Methode 2: Bei der Mittelung der Fischotterdichten getrennt nach den Flussordnungszahlen, wobei jede Referenzstrecke der vorherrschenden Flussordnungszahl zugeordnet wird, ergeben sich folgende Fischotterdichten: 0,2202 Fischotter je Fluss-km für FOZ 4, 0,2167 FO/ Fluss-km für FOZ 5 und 0,2937 FO/ Fluss-km für FOZ 6. Für FOZ 7 kann hierbei jedoch keine Dichte berechnet werden, da es keine Referenzstrecke mit dieser Haupt-FOZ gab. Hochgerechnet auf die jeweiligen Gewässernetzlängen ergibt dies eine Gesamtfischotterzahl von **224 (142-319 95% CI) Fischottern and den Fließgewässern im Land Salzburg. Diese Zahl exkludiert jedoch jene Fischotter an den Fließgewässern der FOZ 7.**

Populationsschätzung Methode 3: Tabelle 3 listet die erhobenen, sowie die gewichteten Dichten nach Anteil des Referenzstreckenabschnittes je FOZ aus.

Tabelle 3 Berechnung der gewichteten Dichten für die Referenzstreckenteilabschnitte getrennt nach Flussordnungszahlen. Für die Teilabschnitte sind angegeben: Die jeweilige Referenzstrecke und ihre Flussordnungszahl (FOZ), der Anteil des Abschnittes an der Gesamtlänge von Abschnitten dieser FOZ (Anteil an FOZ), die Anzahl der identifizierten Fischotter an diesem Teilabschnitt (# Fischotter), die daraus errechnete ungewichtete Dichte (Dichte) in FO/Fluss-km und die gewichtete Dichte (Dichte*Anteil FOZ). N/A: Gewässerstrecken der FOZ werden in der Hochrechnung nicht berücksichtigt.

Referenzstrecke	FOZ	Länge Streckenabschnitt	Anteil an FOZ	# Fischotter	Dichte	Gewichtete Dichte
A-Salzach	6	30,195	0,514439049	8	0,264944527	0,13629781
A-Salzach	5	0,132	0,002389919	1	7,575757576	0,01810545
B-Saalach	6	28,5	0,485560951	8	0,280701754	0,13629781
B-Saalach	5	2,4	0,043453071	2	0,833333333	0,03621089
C-Großarlbach/Salzach	5	22,5	0,407372538	3	0,133333333	0,05431634
C-Großarlbach/Salzach	7	7,215	0,398288711	3	0,415800416	0,16560861
D-Zederhausbach/Mur	4	28,756	0,374885928	6	0,208652107	0,07822074
D-Zederhausbach/Mur	3	1,089	N/A	0	0	N/A
E-Taurachbach/Enns	4	28,2	0,367637473	3	0,106382979	0,03911037
E-Taurachbach/Enns	3	2,5	N/A	1	0,4	N/A
F-Lammer	5	30,2	0,546784473	7	0,231788079	0,12673812
G-Salzach/Fischbach/Oichtenbach	7	10,9	0,601711289	1	0,091743119	0,05520287
G-Salzach/Fischbach/Oichtenbach	4	19,75	0,257476599	10	0,506329114	0,1303679

Extrapoliert man die gewichteten Dichten der einzelnen Flussordnungszahlen (0,2476 FO/Fluss-km für FOZ 4, 0,2354 FO/Fluss-km für FOZ 5, 0,2726 FO/Fluss-km für FOZ 6 und 0,2208 FO/Fluss-km für FOZ 7) auf die jeweiligen Fließgewässerlängen, erhält man somit eine Gesamtzahl von **267 (162-353 95% CI) Fischottern and den Fließgewässern im Land Salzburg.**

4. Diskussion der Ergebnisse

4.1 Verbreitung des Fischotters in Salzburg

Die Losungskontrollen an Brückenstandorten, oder auch „Brückencheck“ hat sich als Methode zur Verbreitungserhebung des Fischotters in den Bundesländern klar etabliert und liefert kosteneffizient einen guten Überblick über die Verbreitung des Fischotters in den Bundesländern Österreichs (Holzinger et al., 2018; Kranz & Poledník, 2017; Kranz et al., 2000; Schenekar & Weiss, 2020), so auch für Salzburg in dieser Erhebung. Dichte und Verteilung der Brücken sind für eine aussagekräftige Erhebung grundsätzlich ausreichend. Für zukünftige Erhebungen würden wir jedoch raten, noch zusätzliche Brückenstandorte entlang der Zubringer zur Salzach im Einzugsgebiet Salzach 1 hinzuzufügen um dort eine bessere Abbildung der Verbreitung zu erhalten, auch um die Vermutung von Kranz & Poledník (2009) , dass diese Gewässer kaum Otter-Lebensraum darstellen, zu bestätigen oder zu widerlegen. Des Weiteren schlagen wir für zukünftige Erhebungen das Definieren von Alternativstandorten für jene Brücken vor, welche entweder nicht (mehr) begehbar waren oder kein geeignetes Substrat aufwiesen (siehe Brückendetails Anhang I).

Wie in Abbildung 26 zu erkennen ist, kann man die Verbreitung des Fischotters an den Salzburger Fließgewässern im Großen und Ganzen als recht stagnierend bezeichnen. Es gab keine großflächigen Zunahmen oder Abnahmen der Fischotter-positiven Brücken und auch keine Erschließung neuer Gebiete, sowie auch nicht das Verlassen solcher. Die eher kleinräumigen Veränderungen des Fischotter-Status der Monitoring Brücken ist wohl eher auf geringfügige lokale Dichteveränderungen, individuelle Revierschiebungen oder Zufallseffekte zurückzuführen. Einzig erwähnenswert scheint hier das Einzugsgebiet der Enns zu sein, welches zwar auch bereits 2016 vom Fischotter besiedelt war, aber mit 10 neu-positiven Brücken eine deutliche Zunahme in der Nachweisrate erfahren hat.

Grundsätzlich zeigt sich beim Vergleich der Nachweisraten (% Anteil Fischotter-positive Brücken) zwischen den Einzugsgebieten, dass jene, welche nach Osten-/Südosten entwässern (allen voran Mur und Enns) die höchsten Nachweisraten haben. Dies ist vielleicht auf die leichtere Zugänglichkeit dieser Einzugsgebiete von den beiden Rückzugsgebieten (Südost-Steiermark und Wald-/Mühlviertel) zurückzuführen (Holzinger et al., 2018; Kranz & Poledník, 2017; Kranz & Poledník, 2020).

Generell sind die Nachweisraten in den Salzburger Einzugsgebieten deutlich unter jenen der südlichen und östlichen Bundesländer wie Kärnten (Schenekar & Weiss, 2020), Steiermark (Holzinger et al., 2018), Oberösterreich (Kranz & Poledník, 2013a) und Niederösterreich (Kofler, Lampa, & Ludwig, 2018) aber deutlich höher als jene in Salzburgs westlichem Nachbarbundesland Tirol (Kranz & Poledník, 2020). Dies könnte man entweder der anhaltenden Ost-West Ausbreitung oder aber auch Unterschieden in der natürlichen Lebensraum-Tragfähigkeit dieser Gebiete zuschreiben. Jedoch hat sich wie bereits oben erwähnt keine signifikante Veränderung in den Nachweisraten innerhalb Salzburgs gezeigt, was darauf hinweisen könnte, dass sich eine gewisse Sättigung in der Besiedelung eingestellt hat. Durchgehend

unbesiedelte Gewässer sind vermutlich für den Fischotter als dauerhafter Lebensraum nicht attraktiv genug, entweder aufgrund eines zu geringen Nahrungsangebots oder fehlender Lebensraumstrukturen. Die allgemein höhere Seehöhe Salzburgs zu den östlichen Bundesländern und spielt hier vermutlich eine entscheidende Rolle.

4.2 Genetische Dichteanalysen an den Referenzstrecken

Bei den genetischen Begehungen konnten bis auf die Referenzstrecke G die abgezielte Probenzahl von 70 Proben nicht erreicht werden. Um den erhaltenen Probenumfang zu erhöhen könnten zukünftige Erhebungen entweder darauf abzielen, die Begehungen der Strecken zeitnah nach der ersten Beprobung zu wiederholen, oder aber auch vermehrt Proben der Kategorien B & C zu analysieren. Letzteres birgt jedoch die Gefahr einer sehr geringen Genotypisierungs-Erfolgsrate, oder aber auch, bei erfolgreicher Genotypisierung, eines sehr großen Zeitfensters von Datenpunkten der Genetikproben, so dass die Ergebnisse nicht mehr als Momentaufnahme der zurzeit ansässigen Tiere an der Referenzstrecke verstanden werden kann und eventuell Dichteüberschätzungen liefert.

Die Anzahl der identifizierten Fischotter schwankte deutlich zwischen drei Individuen (Referenzstrecke C – Enns/Taurachbach) und 11 Individuen (Referenzstrecke G – Fischbach/Salzach/Oichtenbach). Interessanterweise hatte das Einzugsgebiet der Enns bei den Brückenkontrollen eine der höchsten Nachweisraten unter den Einzugsgebieten Salzburgs. Die Anzahl aufgefundenen (und zur Analyse geeigneten) Losungsproben der Strecke C ist nur geringfügig niedriger als jene von Strecke G (Strecke C: 62, Strecke G: 78), mit einem größeren Unterschied bei Proben der Kategorie A (Strecke C: 13, Strecke G: 47). Dies geht einher mit der Feststellung von Sittenthaler et al., (2020) dass die Anzahl von Losungen nur bedingt als Indikator für Fischotterdichten geeignet sind, jedoch am ehesten noch nur unter Miteinbeziehung von frischen Losungen.

Auffällig bei den genetischen Ergebnissen ist das verschobene Geschlechterverhältnis in den identifizierten Individuen (51 Tiere, davon 31 Tiere Weibchen und 20 Tiere Männchen). Grundsätzlich wird bei Fischotter-Populationen ein ausgeglichenes Geschlechterverhältnis angenommen (e.g. Holzinger et al., 2018; Kranz & Polednik, 2017; Kranz & Poledník, 2020) und bisher gab es bei vergleichbaren Studien auch keinen Hinweis auf eine Abweichung von diesem (Holzinger et al., 2018; Schenekar & Weiss, 2020). Der Großteil der identifizierten Fischotter in dieser Studie wurden anhand mehrerer Losungen nachgewiesen (38 Individuen, 74%), was auf einen ausreichend großen Probenumfang generell hindeutet. Des Weiteren wurden Männchen im Mittel deutlich mehr Losungen zugeordnet (\bar{x} 8,0 Proben, Standardabweichung: 5,9) als den Weibchen (\bar{x} 3,3 Proben, Standardabweichung: 2,9), und auch nur zwei Individuen der 13 Singletons (Individuum mit nur eine Probe zugeordnet) waren Männchen. Dies könnte auf ein viel stärkeres Markierungsverhalten der ansässigen, revierbesitzenden Männchen hindeuten und den Schluss nahelegen, dass eventuelle Männliche Tiere ohne festes Revier nicht (intensiv) an den untersuchten Gewässern markieren und somit nicht detektiert wurden. Warum dies jedoch speziell erstmals in den Salzburger Fließgewässern auftreten sollte bleibt jedoch unklar.

Die erhobenen Dichten an den Referenzstrecken (von 0,1 bis 0,35 Fischottern je Fluss-km, Mittlere Dichte: 0,24 Fischottern je Fluss-km) fallen in die bereits beobachtete Spannbreite von Fischotterdichten in und um Österreich (Holzinger et al., 2018; Schenekar & Weiss, 2020; Marcia Sittenthaler et al., 2020 und dortige Referenzen), wobei sie etwas geringer ausfallen als z.B. in Steiermark und Kärnten, was auch in Bezug auf den Vergleich der Nachweisraten an den Monitoringbrücken dieser Bundesländer konsistent ist.

Die beobachteten „Wiederfangdistanzen“ (maximale Distanz zweier Proben in Fluss-km, welche demselben Tier zugordnet wurden) der Männchen (Mittelwert: 7,8 km, Median 7,7 km), und Weibchen (Mittelwert 4,6 km, Median 2,0 km) spiegeln gut die in der Literatur angenommene kürzen Revierlängen von Weibchen (10-20 Fluss-km) als Männchen (mitunter über 30 km) wieder (Kranz & Polednik, 2017; Weinberger et al., 2016), wobei die hier beschriebenen Wiederfangdistanzen hier keineswegs als absolute Revierlängen zu verstehen sind, da hierfür nicht intensiv genug beprobt wurde. Dies wird auch dadurch unterstrichen, dass die erhobenen Wiederfangdistanzen klar mit der Anzahl der dem Tier zugeordneten Proben korrelieren (Pearson Korrelation, $p < 0,0001$).

Des Weiteren zeigte sich eine deutliche Korrelation zwischen den medialen (und mittleren) Wiederfangdistanzen der Individuen je Strecke und der Anzahl der Individuen je Strecke (Pearson Korrelation, $p = 0,003$ und $p = 0,009$), was darauf hinweisen kann, dass sich an jenen Referenzstrecken, an welchen mehr Ressourcen zur Verfügung stehen, kürzere Reviere ausreichen um z.B. auf genügend Nahrung zugreifen zu können.

Bei der Analyse der räumlichen Verteilung der Individuen innerhalb einer Referenzstrecken zeigte sich weiters, dass diese offensichtlich klare morphologischen Strukturen der Gewässer, wie z.B. Zusammenflüsse größerer Flüsse einerseits als natürliche Reviergrenzen zu nutzen scheinen, andererseits an diesen Stellen besonders häufig markieren. Auffällig ist dies besonders bei Referenzstrecken, welche aus zwei oder mehr relativ unterschiedlichen Fließgewässern zusammengesetzt waren. Wie im Methodenteil beschrieben wurde bei der Auswahl der Strecken versucht, solche Fälle zu vermeiden um Randeffekte zu minimieren, jedoch war dies aufgrund der abgezielten Referenzstreckenlänge von 30 km nicht immer möglich. Um mögliche Randeffekte zu erheben wurde die dritte Extrapolationsmethode unter Verwendung der gewichteten Dichten herangezogen.

4.3 Populationsgrößenschätzung

Grundsätzlich lieferten alle drei Methoden zur Extrapolation der Fischotterdichten auf das Salzburger Fließgewässernetz sehr ähnliche Populationsschätzungen, weswegen die dahinter liegenden Daten als sehr robust angesehen werden. Als „Best Estimator“ also als bester Schätzer für die Populationsgröße des Eurasischen Fischotters an den Salzburger Fließgewässern, empfohlen wird daher den Schätzwert von Methode 1, da diese die geringste Anzahl an eingerechneter Parameter und Annahmen benötigt

(bei gleichwertiger Performance unterschiedlicher Modelle ist immer jenes mit weniger Parametern zu bevorzugen), das schmalste Konfidenzintervall liefert (aufgrund der höchsten Replikationszahl innerhalb der (Sub-)Einheiten), und sich kein signifikanter Unterschied in den Fischotterdichten der unterschiedlichen Flussordnungszahlen gezeigt hat (welches ein wesentlicher Unterscheidungsfaktor zwischen Methode 1 und Methode 2 & 3 ist). Der somit ermittelte Schätzwert von 261 (95% CI 196-320) Fischottern an den Salzburger Fließgewässern, setzt sich bei einer Annahme von 25% Jungtieren (z.B. Kranz & Poledník, 2015, 2020) aus 196 adulten und 65 subadulten bzw. juvenilen Tieren zusammen.

Wie im Methodikteil erwähnt bezieht sich der Schätzwert bei dieser Hochrechnung auf das Gewässernetz Salzburgs ab einer Flussordnungszahl (FOZ) 4, welche als Näherungswert für die Gewässerbreite herangezogen wurde, da im allgemeinen angenommen wird, dass nur Gewässer ab einer Breite von vier Metern Habitat mit ausreichenden ganzjährigen Nahrungsressourcen darstellen (z.B. Kranz & Poledník, 2017; Kranz & Poledník, 2015; Weinberger et al., 2016). Fischotter nutzen zweifellos auch kleinere Gewässer mit und aufgrund der großen Heterogenität der Gewässer und der darin enthaltenen Biomasse in dieser Größenordnung könnten diese in Einzelfällen auch ausreichende Nahrungsquellen darstellen und somit unabhängige Reviere enthalten. Jedoch fehlen hierzu ausreichende Daten um den Anteil solcher Gewässer mit einer FOZ ≤ 3 zu beziffern. Aufgrund der Vergleichbarkeit zu anderen Studien sowie der Praktikabilität zur Durchführung wurde daher auch in dieser Studie die Extrapolation auf das Gewässernetz mit FOZ ≥ 4 beschränkt.

Der errechnete Schätzwert von 261 Tieren ist in etwa doppelt so hoch als der 2016 von Kranz & Poledník (2017) geschätzter Wert von 132 Tieren. Der Schätzwert der vorliegenden Studie inkludiert jedoch auch Jungtiere, welche 2016 nicht miteinberechnet waren, aber mit 25% der Population angenommen wurden, was die damalige Schätzung auf 176 Gesamttiere erhöhen würde.

Die losungszählungsbasierte Populationsschätzung von 2016 enthielt keine interne Validierung der Umrechnung der Losungszählungen zu Otterdichten wie z.B. durch Schneespurkartierungen oder genetische Daten, daher können wir die Zuverlässigkeit diesbezüglich nicht evaluieren. Geht man jedoch von einer korrekten Schätzung aus, kann man die Populationswachstumsrate mit folgender Formel berechnen:

$$PGR = (P_{(t)} - P_{(t_0)}) / (P_{(t_0)} * (t - t_0))$$

PGR: Populationswachstumsrate

$P_{(t)}$: Populationsgröße zum Zeitpunkt (Jahr) 2021 – 261 Gesamttiere

$P_{(t_0)}$: Populationsgröße zum Zeitpunkt (Jahr) 2016 – 176 Gesamttiere

$(t-t_0)$: Zeitraum zwischen den beiden Zeitpunkten t und t_0 – 4,2 Jahre (Dezember 2016 – Februar 2021)

Somit würde man einen sehr groben Schätzwert einer durchschnittlichen jährlichen Zuwachsrate von 11,4% in den letzten fünf Jahren erhalten. Wir möchten hierbei noch einmal betonen, dass diese Berechnung eine sehr grobe Schätzung darstellt, da hierbei sehr viele Annahmen z.B. bezüglich Jungtieranteil, der Eignung von Losungszählungen für Dichteabschätzungen und der Bedeutung von Gewässern $< FOZ 4$ einfließen.

5. Evaluierung des Beitrages vom Land Salzburg zum guten Erhaltungszustand des Fischotters in der alpinen und kontinentalen biogeographischen Region in Österreich

Die Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinien, 92/43/EWG) verpflichtet die EU Mitgliedstaaten unter Anderem, die Populationen von Arten von gemeinschaftlichem Interesse in den sogenannten guten Erhaltungszustand zu bringen bzw. zu halten. Laut Artikel 11 der FFH-Richtlinie müssen alle Arten, die in den Anhängen II, IV, & V aufgelistet sind, überwacht werden um deren Erhaltungszustand zu evaluieren. Der Status aller Schutzgüter (Tier- und Pflanzenarten, sowie Lebensraumtypen) muss laut Artikel 17 in regelmäßigen Abständen an die EU Kommission berichtet werden. Dies hat bis dato in den Jahren 2007 (Berichtsperiode 2002-2007), 2013 (2008-2013) und 2020 (2014-2019) stattgefunden. Der Zustand einer Art wird in Österreich auf Ebene der Bundesrepublik und falls erforderlich, getrennt für verschiedene biogeografische Regionen gemeldet, jedoch wurde in Österreich die Zuständigkeit für die Durchführung der entsprechenden Studien und das Management der FFH-Richtlinie an die Bundesländer delegiert. Die Verfassung des Artikel 17 Berichtes kann des Weiteren an das Umweltbundesamt delegiert werden (§ 6 Abs 3 Umweltkontrollgesetz). Diese verständlicherweise verwirrende Rechtslage hat uns dazu veranlasst, eine spezielle Terminologie für die Beurteilung des Populationsstatus des Fischotters in einem Bundesland zu verwenden, nämlich ob das Bundesland einen positiven Beitrag zum guten Erhaltungszustand der FFH-gelisteten Art leistet. In der Praxis obliegt es meist der Verantwortung der einzelnen Bundesländer, eine Bewertung des Erhaltungszustandes der betreffenden Schutzgüter auf ihrer Landesfläche durchzuführen. Ob diese Bewertung nun in der typischen Terminologie von "günstig, ungünstig, schlecht oder unbekannt" formuliert wird, oder ob die Bewertung in Form eines „Beitrags des Bundeslandes zum Gesamtzustand auf Bundesebene“ (in einem Bericht nach Artikel 17) formuliert wird, ist aus unserer Sicht eher ein rein semantischer Unterschied.

Grundsätzlich wird der Erhaltungszustand einer Art anhand von vier Parametern bewertet: Verbreitung, Populationsgröße, Lebensraum und zukünftige Entwicklungen, wobei die Bewertung jeweils in vier Stufen eingeteilt wird: günstig, ungünstig, schlecht oder unbekannt. Noch dazu wird die Entwicklung jedes Parameters gegenüber dem letzten Monitoring miteinbezogen (gleichbleibend, positiv, negativ). Ein Gesamtbeurteilung wird auf Basis aller vier Parameter jeweils für die beiden biogeografischen Regionen Österreichs (alpin und kontinental) gemacht. Aktuell wird der Zustand des Fischotters in Österreich für die Periode zwischen 2013 und 2018 als „günstig“ für die kontinentale biogeografische Region (alle vier Parameter sind hierbei als günstig beurteilt) und als „ungünstig“ für die Alpinregion (auf Basis eines ungünstigen Parameter-Status: der Verbreitung), mit einem positiven

Trend (Ellmauer et al., 2020) beurteilt. Die ungünstige Verbreitung im alpinen Raum ist mit der Argumentation begründet, dass der Fischotter noch nicht sein vollständiges ursprüngliches Verbreitungsgebiet im Westen Österreichs (genauer: Vorarlberg und Tirol) wiederbesiedelt hat (Ellmauer et al., 2020). Einer aktuellen Studie zufolge (Kranz & Poledník 2020) hat der Fischotter aktuell 17% der Landesfläche Tirols besiedelt und ist noch nicht in Vorarlberg nachgewiesen.

Für die Bewertung des Beitrags des Bundeslandes Salzburg zum Erhaltungszustand des Fischotters in Österreich überprüfen wir jeden der oben genannten vier Parameter, beginnend mit der Verbreitung. Der Prozentsatz der positiv markierten Brücken ist statistisch unverändert bei ca. 62 % im Vergleich zum Jahr 2016 (Kranz & Polednik, 2017). Dieser Prozentsatz ist niedriger als in anderen Bundesländern (Kärnten, Steiermark, Niederösterreich - Holzinger et al., 2018; Kofler et al., 2018; Schenekar & Weiss, 2020) jedoch liegt der Prozentsatz positiver 10 x 10 km-Raster bei knapp 89 %, und die acht negativen Raster sind zum Teil entweder schlecht beprobt (mit nur 1 -2 Brücken, siehe Abbildung 25 und 3.1.1), liegen in höheren Lagen oder, wie im Fall der Rauriser Ache (in deren Einzugsgebiet neun Brücken negativ waren), sind unzugänglich für Fischotter aufgrund einer Klamm im unteren Bereich (Kranz & Polednik, 2017). Somit stellen wir fest, dass die unerschließbaren Lebensräume ausschließlich in der alpinen biogeografischen Region Salzburgs liegen. Das sehr kleine Gebiet im Norden, welches zur kontinentalen biogeografischen Region gehört, lieferte über 83% positive Brücken. **Zusammenfassend beurteilen wir den Parameter Verbreitung als „günstig“ für das Land Salzburg, mit einem stabilen Trend gegenüber 2016, sowohl für die kontinentale als auch alpine biogeografische Region.** Diese Beurteilung ist auch konsistent mit dem neuesten Artikel 17 Bericht (Ellmauer et al., 2020), welcher nur Tirol und Vorarlberg im Zusammenhang mit dem ungünstigen Verbreitungsstatus des Fischotters auf Bundesebene erwähnt.

Für den Parameter Population, welches die Kernaufgabe des vorliegenden Projektes darstellt, liegt die Größenschätzung bei 261 Tieren (95% CI: 196-320). Dies spiegelt sich auf einer Fischotterdichte 0,240 Tieren pro Fluss km entlang der Flüsse mit einer Flussordnungszahl von 4 oder höher wieder. Diese Dichte liegt im Mittelfeld von anderen, publizierten Schätzungen Österreichs sowie von Nachbarländern (siehe 4.2), und deutet, wie in 4.3 diskutiert, auf eine stabile bis wachsende Population seit der Schätzung von Kranz & Poledník (2017) hin. Die Dichteschätzung bezieht sich auf Salzburg gesamt, wobei die Fischotterdichte in der kontinentalen biogeografischen Region auf der Basis von einer Referenzstrecke etwas höher ist als jene der alpinen biogeografischen Region. Wir betonen jedoch, dass die kontinentalen Daten nur auf einer einzelnen Referenzstrecke basiert. **Zusammenfassend beurteilen wir den Parameter Population als „günstig“ für das Land Salzburg, mit einem stabilen bis positiv Trend gegenüber 2016, sowohl für die kontinentale als auch alpine biogeografische Region.**

Für das Verbreitungsgebiet und den Populationsstatus liegen direkte Daten vor, auf die wir die Beurteilung stützen können. Für den Zustand des Lebensraums und vor allem für die Zukunftsprognosen muss jedoch eher indirekt argumentiert werden. Bezüglich Lebensraum: Grundsätzlich wurde der Parameter Habitat in den letzten beiden Artikel 17-Berichten für ganz Österreich als günstig eingeschätzt (Ellmauer et al., 2020; Ellmauer, Moser, Rabitsch, Berthold, & Zulka, 2015). In der Vergangenheit wurden die Gründe für den Rückgang der Fischotter in der Bejagung oder der Wasserverschmutzung vermutet (v.A. Polychlorierte Biphenyle – PCBs; Chanin, 2003) und nicht in strukturellen Defiziten des Lebensraums. Die PCB-Werte wurden gesenkt, was vermutlich zur Wiederansiedlung des Fischotters in vielen europäischen Ländern beigetragen hat (Macdonald & Mason, 1994; Mason & Macdonald, 1986). Weiters besiedeln Fischotter ein breites Spektrum an aquatischen Lebensräumen, darunter Flüsse, Seen, Küstenregionen und - für Österreich besonders relevant - auch künstliche Teiche und Stauseen (Chanin, 2003; Martínez-Abraín et al., 2020 und Zitate darin). Der stetige Ausbau der Aquakulturanlagen (zwischen 1996 und 2019 beinahe eine Verdoppelung in Österreich, Statistik Austria, 19.05.2021) könnte tatsächlich zur Ausbreitung des Fischotters in Österreich beigetragen haben, wie es auch für Salzburg bereits vermutet wurde (Kranz & Poledník, 2017). Fischotter kommen nachweislich auch in vorstädtischen und städtischen Gebieten vor und sind zum Beispiel in Graz an mehreren Stellen zumindest indirekt beobachtet worden (pers. Beob). Die Tatsache, dass der Fischotter sein Verbreitungsgebiet und seine Populationsgröße in den letzten 15-20 Jahren trotz massiver struktureller Eingriffe, durch den Ausbau der Wasserkraft in Österreich weiter ausgedehnt hat, spricht dafür, dass er an diesen Status quo unserer Kulturlandschaft angepasst ist und vielleicht sogar davon profitiert. Ein weiterer Aspekt des Lebensraums ist das Nahrungsangebot, welches weithin als der begrenzende Hauptfaktor für die Fischotterdichte (neben Territorialität) angenommen wird (z.B. Chanin, 2003). Fischotter sind opportunistische Generalisten, und obwohl Fische im Durchschnitt die bevorzugte Beute bilden, ist ihre Ernährung grundsätzlich recht breit gefächert und umfasst Krebstiere, Amphibien, Vögel, kleine Säugetiere und Wasserinsekten, wobei abhängig von Ort und Jahreszeit, manchmal auch eine nicht Fisch-dominierte Diät dokumentierbar ist (Brzeziński, Jędrzejewski, & Jędrzejewska, 2009; Gorgadze, 2013; Krawczyk, Bogdziewicz, Majkowska, & Glazaczow, 2016; J Lanszki, Lehoczky, Kotze, & Somers, 2016; Jozsef Lanszki, Széles, & Yoxon, 2009; Smiroldo, Balestrieri, Remonti, & Prigioni, 2009; Smiroldo et al., 2019). Derzeit gibt es keine Anzeichen dafür, dass die Fischotterpopulation in Salzburg aufgrund der Lebensraumstruktur oder des Nahrungsangebots abnimmt. **Aus diesen Gründen bewerten wir den Lebensraum des Fischotters im Bundesland Salzburg als „günstig“.**

Der letzte zu bewertende Parameter sind die Zukunftsaussichten in Bezug auf potenzielle Bedrohungen für den Erhalt des Verbreitungsgebiets, des Lebensraums oder der Population des Fischotters. Basierend auf den oben diskutierten Parametern und allen aktuellen Indikatoren für die

Entwicklung der Population und des Verbreitungsgebiets in Österreich insgesamt scheint es keine Anzeichen für eine unmittelbare Bedrohung oder eine mögliche negative Entwicklung in naher Zukunft zu geben. Andere Autoren sprechen zwar von einer Verschlechterung des Lebensraums, aber derzeit scheint die Art der Verschlechterung (z. B. der Ausbau der Wasserkraft) keine unmittelbare Gefahr für den Fischotter darzustellen. Dies liegt vermutlich an seiner Flexibilität bezüglich Nahrung und Lebensraum. Diese Annahme wird auch von der Tatsache gestützt, dass der Ausbau der Wasserkraft in Österreich in den letzten 20-25 Jahren parallel zur Ausbreitung des Fischotters erfolgte. Abschließend ist der fortlaufende Klimawandel auch von unmittelbarer Bedeutung für alle Fragen der biologischen Vielfalt und der ökologischen Nachhaltigkeit in Österreich. Die errechneten Klimamodelle sagen für den Alpenraum (im Gegensatz zu den Regionen des Mittelmeers oder des südlichen Balkans) keinen Rückgang der Niederschläge voraus (Bonjean Stanton, Dessai, & Paavola, 2016; Lehner, Czisch, & Vassolo, 2005), so dass die Existenz der aquatischen Lebensräume per se nicht bedroht ist. Die Erwärmung der Temperaturen stellt jedoch eine große Bedrohung für den Erhalt oder die Existenz einer Reihe von kältetoleranten Arten dar, besonders in kleinen Flüsse (Pletterbauer, Melcher, Ferreira, & Schmutz, 2015). Dies stellt vermutlich jedoch nicht unbedingt eine unmittelbare Gefahr für den Fischotter dar, vor allem nicht in der alpin geprägten Landschaft Salzburgs, da die relativ hoch gelegenen Einzugsgebiete einen gewissen Puffer gegen wärmere Flusstemperaturen bilden könnten und es bei wärmeren Gewässern beispielsweise zu einem Austausch der Fischfauna durch wärmetolerantere Arten kommen könnte. Dieses Thema ist jedoch hochspekulativ und lässt sich zum jetzigen Zeitpunkt nur schwer bis gar nicht beurteilen. Es ist klar, dass die zunehmenden Auswirkungen des Klimawandels auf alle Ebenen der biologischen Vielfalt, einschließlich der aquatischen, genau beobachtet und Maßnahmen zur Abschwächung geplant und umgesetzt werden müssen, aber es liegt außerhalb des Rahmens dieser Bewertung, Vorhersagen über den möglichen langfristigen Zusammenbruch aquatischer Systeme in Österreich zu treffen. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt scheint es auf der Grundlage der verfügbaren Informationen und empirischen Trends keine Entwicklung in der unmittelbaren Zukunft zu geben, die den Erhalt der Fischotterpopulationen in Salzburg bedrohen würde. **Aus diesen Gründen bewerten wir den Zukunftsaussichten des Fischotters im Bundesland Salzburg als „günstig“.** Womit alle vier Parameter zur Beurteilung des Erhaltungszustandes als „günstig“ evaluiert sind.

Zusammenfassend bewerten wir daher den Beitrag des Bundeslandes Salzburg zum dem guten Erhaltungszustand des Fischotters in Österreich als „positiv“.

6. Literaturverzeichnis

- Bonjean Stanton, M. C., Dessai, S., & Paavola, J. (2016). A systematic review of the impacts of climate variability and change on electricity systems in Europe. *Energy*, *109*, 1148–1159. doi: 10.1016/j.energy.2016.05.015
- Brzeziński, M., Jędrzejewski, W., & Jędrzejewska, B. (2009). Diet of otters (*Lutra lutra*) inhabiting small rivers in the Białowieża National Park, eastern Poland. *Journal of Zoology*, *230*, 495–501. doi: 10.1111/j.1469-7998.1993.tb02701.x
- Chanin, P. (2003). *Ecology of the European Otter. Conserving Natura 2000 Rivers. Ecology Series No. 10.*
- Dallas, J. F., & Pierny, S. B. (1998). Microsatellite primers for the Eurasian otter. *Molecular Ecology*, *7*(9), 1248–1251.
- Ellmauer, T., Kudrnovsky, V., Moser, H., & Paternoster, D. (2020). *Monitoring von Lebensraumtypen und Arten von Gemeinschaftlicher Bedeutung in Österreich 2016-2018 und Grundlagenerstellung für den Bericht Gemäß Art. 17 der FFH-Richtlinie im Jahr 2019. Endbericht.*
- Ellmauer, T., Moser, D., Rabitsch, W., Berthold, A., & Zulka, K. P. (2015). Bewertung des Erhaltungszustands von Lebensraumtypen und Arten in Österreich gemäß Artikel 17 FFH-Richtlinie. *Natur Und Landschaft*, *90*(5), 205–213.
- Erlinge, S. (1967). Home range of the otter *Lutra lutra* L. in Southern Sweden. *Oikos*, *18*, 186–209. Retrieved from https://www.jstor.org/stable/3565098?seq=1#metadata_info_tab_contents
- Foster-Turley, P., Macdonald, S., & Mason, C. (1994). *Otters, an action plan for conservation.* Gland. International Union for the Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.1990.SSC-AP.3.en>
- Gorgadze, G. (2013). Seasonal Diet of the Otter (*Lutra lutra*) On the Alazani River (Georgia). *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, *24*(2), 157–160. doi: 10.4404/hystrix-24.2-4685
- Gutleb, A., Kranz, A., Henninger, W., & Loupal, G. (1998). Mortality of otters (*Lutra lutra*) in Austria with special reference to evidence for poaching. *Boku-Rep. Wildl. Res. & Game Manage.*, *14*, 138–141.
- Holzinger, W., Zimmermann, P., Weiss, S., & Schenekar, T. (2018). *Fischotter: Verbreitung und Bestand in der Steiermark 2017/2018. Ökoteam-Institut für Tierökologie und Naturraumplanung & Universität Graz, Institut für Biologie; Projektbericht im Auftrag des Amtes der Stmk. Landesregierung, 137 Seiten.*
- Jahrl. (1998). *Kartierung des Fischotters (Lutra lutra) in der Landeshauptstadt Salzburg und ihrer Umgebung 1997/98 - - Unveröffentlichter Endbericht.*
- Jahrl, J. (1995). *Historische und aktuelle Situation des Fischotters (Lutra lutra) und seines Lebensraumes in der Nationalparkregion Hohe Tauern. Studie im Auftrag des Vereins der Freunde des Nationalparks Hohe Tauern.* Salzburg.
- Jahrl, J. (1999). Verbreitung des Eurasischen Fischotters (*Lutra lutra*) in Österreich, 1990–1998 (Mammalia). *Joanea Zoo*, *1*, 5–12.
- Jones, O. R., & Wang, J. (2010). COLONY: a program for parentage and sibship inference from multilocus genotype data. *Molecular Ecology Resources*, *10*(3), 551–555. doi: 10.1111/j.1755-0998.2009.02787.x
- Kalinowski, S., Taper, M., & Marshall, T. (2007). Revising how the computer program CERVUS accommodates genotyping error increases success in paternity assignment (vol 16, pg 1099, 2007). *Molecular Ecology*, *16*, 1099–1106. doi: 10.1111/j.1365-294X.2007.03089.x
- Kofler, H., Lampa, S., & Ludwig, T. (2018). *Fischotterverbreitung und Populationsgrößen in Niederösterreich 2018. Enbericht.*
- Kranz, A. (2000). *Zur Situation des Fischotters in Österreich: Verbreitung - Lebensraum - Schutz. Umweltbundesamt, Bericht 177.*
- Kranz, A., & Poledník, L. (2017). *Fischotter in Salzburg: Verbreitung und Bestand 2016. Endbericht im Auftrag des Amtes der Salzburger Landesregierung.*
- Kranz, A., & Poledník, L. (2009). *Fischotter – Verbreitung und Erhaltungszustand 2009 im Bundesland Salzburg. Endbericht im Auftrag der Abteilung 4 der Salzburger Landesregierung.*
- Kranz, A., & Poledník, L. (2013a). *Fischotter - Verbreitung und Erhaltungszustand 2012 in Oberösterreich. Endbericht im Auftrag der Abteilungen Natuschutz und Land- und Forstwirtschaft der Oberösterreichischen Landesregierung.*
- Kranz, A., & Poledník, L. (2013b). *Zum Fischotter: Lebensraum & Vorkommen in Ostessen. Analysen und ein Lokalausweis 2013 in Spessart un Rhön. Bericht im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt.*
- Kranz, A., & Poledník, L. (2015). *Fischotter in Kärnten: Verbreitung und Bestand 2014. Endbericht im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung.*
- Kranz, A., & Poledník, L. (2020). *Fischotter in Tirol: Verbreitung und Bestand 2020. Endbericht im Auftrag des*

Amtes der Tiroler Landesregierung.

- Kranz, A., Poledník, L., & Pinter, V. (2000). *Zur aktuellen Verbreitung des Fischotters in Österreich.*
- Krawczyk, A. J., Bogdziewicz, M., Majkowska, K., & Glazaczow, A. (2016). Diet composition of the Eurasian otter *Lutra lutra* in different freshwater habitats of temperate Europe: a review and meta-analysis. *Mammal Review*, *46*(2), 106–113. doi: <https://doi.org/10.1111/mam.12054>
- Lanszki, J., Lehoczky, I., Kotze, A., & Somers, M. (2016). Diet of otters (*Lutra lutra*) in various habitat types in the Pannonian biogeographical region compared to other regions of Europe. *PeerJ*, *18*(4), e2266. doi: [10.7717/peerj.2266](https://doi.org/10.7717/peerj.2266)
- Lanszki, Jozsef, Széles, G., & Yoxon, G. (2009). Diet composition of otters (*Lutra lutra* L.) Living on small watercourses in Southwestern Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, *55*, 293–306.
- Lehner, B., Czisch, G., & Vassolo, S. (2005). The impact of global change on the hydropower potential of Europe: A model-based analysis. *Energy Policy*, *33*(7), 839–855. doi: [10.1016/j.enpol.2003.10.018](https://doi.org/10.1016/j.enpol.2003.10.018)
- Macdonald, S., & Mason, C. (1994). *Status and Conservation need of the otter (Lutra lutra) in the western Palaearctic.* Strassburg: Council of Europe.
- Martínez-Abraín, A., Marí-Mena, N., Vizcaíno, A., Vierna, J., Veloy, C., Amboage, M., ... Vila, M. (2020). Determinants of Eurasian otter (*Lutra lutra*) diet in a seasonally changing reservoir. *Hydrobiologia*, *847*(8), 1803–1816. doi: [10.1007/s10750-020-04208-y](https://doi.org/10.1007/s10750-020-04208-y)
- Mason, C., & Macdonald, S. (1986). *Otters: ecology and conservation.* Cambridge: Cambridge University Press. ISBN: 9789287124753
- Navidi, W., Arnheim, N., & Waterman, M. S. (1992). A multiple-tubes approach for accurate genotyping of very small DNA samples by using PCR: Statistical considerations. *American Journal of Human Genetics*, *50*(2), 347–359.
- Néill, L. Ó., Veldhuizen, T., de Jongh, A., & Rochford, J. (2009). Ranging behaviour and socio-biology of Eurasian otters (*Lutra lutra*) on lowland mesotrophic river systems. *European Journal of Wildlife Research*, *55*(4), 363–370. doi: [10.1007/s10344-009-0252-9](https://doi.org/10.1007/s10344-009-0252-9)
- Pletterbauer, F., Melcher, A. H., Ferreira, T., & Schmutz, S. (2015). Impact of climate change on the structure of fish assemblages in European rivers. *Hydrobiologia*, *744*(1), 235–254. doi: [10.1007/s10750-014-2079-y](https://doi.org/10.1007/s10750-014-2079-y)
- Roos, A., Loy, A., de Silva, P., Hajkova, P., & Zemanová, B. (2015). *Lutra lutra*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015. doi: [e.T12419A21935287](https://doi.org/10.11609/0000019A21935287)
- Schenekar, T., & Weiss, S. (2018). *Genetische Untersuchungen der Populationsgröße des Eurasischen Fischotters in den Kärntner Fischgewässern. Endbericht im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung, 53 Seiten.*
- Schenekar, T., & Weiss, S. J. (2020). *Fischottermonitoring Kärnten 2019/2020. Endbericht im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung. 43 Seiten mit einem Anhang.*
- Sittenthaler, M., Haring, E., & Parz-Gollner, R. (2016). *Erhebung des Fischotterbestandes in ausgewählten Fließgewässern Niederösterreichs mittels nichtinvasiver genetischer Methoden. Endbericht.*
- Sittenthaler, M., Schöll, E. M., Leeb, C., Haring, E., Parz-Gollner, R., & Hackländer, K. (2020). Marking behaviour and census of Eurasian otters (*Lutra lutra*) in riverine habitats: what can scat abundances and non-invasive genetic sampling tell us about otter numbers? *Mammal Research*, *65*(2), 191–202. doi: [10.1007/s13364-020-00486-y](https://doi.org/10.1007/s13364-020-00486-y)
- Smiroldo, G., Balestrieri, A., Remonti, L., & Prigioni, C. (2009). Seasonal and habitat-related variation of otter *Lutra lutra* diet in a Mediterranean river catchment (Italy). *Folia Zoologica*, *58*, 87–97.
- Smiroldo, G., Villa, A., Tremolada, P., Gariano, P., Balestrieri, A., & Delfino, M. (2019). Amphibians in Eurasian otter *Lutra lutra* diet: osteological identification unveils hidden prey richness and male-biased predation on anurans. *Mammal Review*, *49*. doi: [10.1111/mam.12155](https://doi.org/10.1111/mam.12155)
- Weinberger, I. C., Muff, S., de Jongh, A., Kranz, A., & Bontadina, F. (2016). Flexible habitat selection paves the way for a recovery of otter populations in the European Alps. *Biological Conservation*, *166*, 88–95.