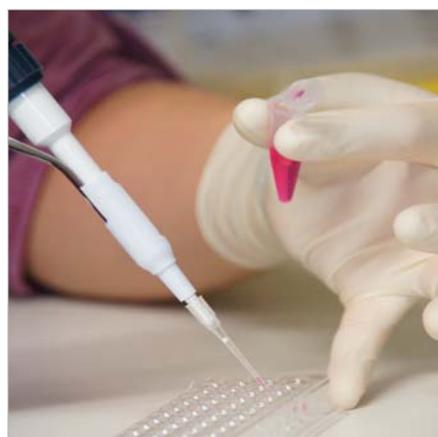


Fischteichmanagement und Fischotter Fallstudie Teichgebiet Romaubach im Waldviertel NÖ

Abschlussbericht



Sittenthaler M., Bodner M., Parz-Gollner R., Gratzl G., Haring E., Bauer C.

Auftraggeber/Finanzierung

Amt der Niederösterreichischen Landesregierung – Abteilung Naturschutz (RU5)
Landhausplatz 1, 3109 St. Pölten,
post.ru5@noel.gv.at

Gefördert aus Mitteln des Europäischen Landschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums und des Niederösterreichischen Landschaftsfonds

MIT UNTERSTÜTZUNG VON BUND, LAND UND EUROPÄISCHER UNION



MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH



Europäischer Landwirtschaftsfonds für
die Entwicklung des ländlichen Raums: Hier
investiert Europa in die ländlichen Gebiete.



Projektleitung und –koordination

Mag. Michaela Bodner
ARGE Fischotter und Teichwirtschaft
+43 664 2183931
arge.fischotter@aon.at

Projektpartner, Projektbearbeitung

Ass. Prof. Dr. Rosemarie Parz-Gollner
Marcia Sittenthaler, MSc
Universität für Bodenkultur Wien (BOKU)
Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft
Gregor Mendel Str. 33, 1180 Wien
+43 1 47654-4450
rosemarie.parz-gollner@boku.ac.at
marcia.sittenthaler@boku.ac.at



Priv.Doz. Dr. Elisabeth Haring
Naturhistorisches Museum Wien
Zentrale Forschungslaboratorien (Molekulare Systematik)
Burgring 7, 1010 Wien
+43 1 52177-332
elisabeth.haring@nhm-wien.ac.at



Dr. Christian Bauer
Günther Gratzl
Bundesamt für Wasserwirtschaft
Ökologische Station Waldviertel
Gebharts 33, 3943 Schrems
+43 2853 78207
christian.bauer@baw.at
guenther.gratzl@baw.at



Zitiervorschlag

Sittenthaler, M., Bodner, M., Parz-Gollner, R., Gratzl, G., Haring, E., Bauer, C. (2015): Fischteichmanagement und Fischotter – Fallstudie Teichgebiet Romaubach im Waldviertel NÖ. Abschlussbericht. 88 S.

Fotos Titelseite:

Fischotter (M. Bodner), Fischotterlosung und Proberöhrchen, Labor, Mühlteich im Teichgebiet Romaubach (M. Sittenthaler), Karpfen, Teichabfischung (Günther Gratzl)

ZUSAMMENFASSUNG

Das für Fischotter verfügbare Nahrungsangebot in Form von Teichfischen unterliegt im Jahresverlauf großen Schwankungen: die Bewirtschaftung vieler Waldviertler Teiche folgt einem jahreszyklischen Regime, das für Fischotter mit gravierenden Veränderungen des Nahrungsangebotes in Menge und Verteilung der Fischbiomasse einhergeht. Dabei werden zu den Abfischterminen im Frühjahr und Herbst große Mengen an Fischbiomasse aus den Teichen entnommen, erneut besetzt bzw. zum Überwintern in externe Anlagen überstellt.

In Zuge der vorliegenden Studie wurde untersucht, ob und in welcher Weise räumliche und zeitliche Änderungen des für Fischotter verfügbaren Nahrungsangebotes – hervorgerufen durch Teichbewirtschaftungsmaßnahmen (Fischbesatz und Abfischung) – Auswirkungen auf die räumliche Verteilung und Dichte der Fischotterindividuen im untersuchten Teichgebiet haben.

Das für die Untersuchung gewählte Teichgebiet Romaubach umfasst eine Fläche von 13,27 km² und liegt auf einer Seehöhe zwischen 574 und 598 m im nördlichen Waldviertel. Der Romaubach (Einzugsgebiet Lainsitz) durchfließt das Gebiet auf einer Länge von ca. 8,5 km und einer durchschnittlichen Breite von ca. 3 m. Im Gebiet liegen 12 Projektteiche mit einer Größe zwischen 0,44 und 2,52 ha.

Im Rahmen der Studie wurden die Fischotterindividuen (Fischotteranzahl und -dichte), sowie die Reviersituation gebietsansässiger Fischotter (räumlich-soziale Organisationsstruktur) erhoben. Dies erfolgte im Zeitraum März bis Dezember 2013 mittels genetischer Analyse von nicht-invasiv gesammeltem Probenmaterial (DNA-Analyse von Fischotterlosungen).

Insgesamt wurden in 4 Sammeldurchgängen 525 frische Losungen aufgefunden, von denen 499 aufgesammelt und für die genetische Analyse anhand von 11 Mikrosatelliten verwendet wurden. Es wurden insgesamt 21 verschiedene Fischotterindividuen detektiert, 11 männliche und 10 weibliche Tiere. Davon waren 9 als gebietsansässig/resident einzustufen (4 ♂ bzw. 5 ♀), weitere 6 (5 ♂ bzw. 1 ♀) als Durchzügler/Transients, und weitere 4 als Nachkommen/Offsprings. 2 Individuen (1 ♂ bzw. 1 ♀) konnten keiner dieser Kategorie zugeordnet werden.

Parallel zu den Fischottererhebungen wurde basierend auf fischereilichen Bewirtschaftungsdaten (Besatz- und Abfischungsdaten) der im Projektgebiet liegenden Fischteiche das für Fischotter verfügbare Nahrungsangebot zum Zeitpunkt der Losungssammlungen (Fischottererhebungen), und damit im Jahresverlauf, ermittelt. Ergänzend dazu wurde im Oktober 2013 mittels Elektrobefischung der Fischbestand im Romaubach erfasst.

Trotz der zum Teil sehr gravierenden jahreszeitlichen Schwankungen der verfügbaren Fischbiomasse in Teichen bleibt die Anzahl der mittels genetischer Analyse als adult und gebietsansässig bestimmten Fischotterindividuen annähernd gleich. Das bedeutet, dass auch in Zeiten mit verhältnismäßig hohen Fischbiomassen (volle Bespannung der Teiche) kein Anstieg bzw. keine höhere Anzahl der anwesenden Fischotter im Untersuchungsgebiet feststellbar war. Die räumliche Verteilung der als adult und gebietsansässig nachgewiesenen Fischotterindividuen lässt vielmehr auf eine relativ stabile Situation im Jahresverlauf schließen, die vom Nahrungsangebot unabhängig ist. Festzuhalten ist auch, dass im gesamten Untersuchungszeitraum das Abfischen bzw. das externe Überwintern von Teichfischbeständen an den Teichen keinen kompletten Nahrungsentzug verursacht.

Bei den Fischbestandserhebungen im Romaubach wurden hohe Fischbiomassen von 820,5 bzw. 977,7 kg/ha für zwei Probestrecken festgestellt, die zumindest teilweise durch starkes Verdriften von Weißfischbeständen aus oberliegenden Teichen erklärt werden kann. Die Daten zeigen jedenfalls eine starke Überprägung der Fließgewässerfischbestände durch die umliegenden Teiche, wodurch die Effekte etwaiger Nahrungsknappheit in den Teichen selbst in gewisser Weise abgeschwächt werden können.

Die Revierstrukturen, d. h. die räumlich-soziale Organisation der Individuen im Untersuchungsgebiet, scheinen unabhängig von Schwankungen im Nahrungsangebot zu sein. Das heißt, dass etablierte Revierstrukturen offenbar auch in Zeiten des Nahrungsüberflusses (z.B. durchgehend volle Bespannung sämtlicher im Revier des jeweiligen Fischotters liegender Teiche) durch die artspezifisch räumlich-soziale Organisationsstruktur aufrecht gehalten werden.

Weiter konnte auch kein Zusammenhang zwischen den Verlusten am Teichfischbestand, die dem Fischotter zugerechnet werden, und der Fischotteranzahl bzw. der Losungsfundhäufigkeiten gefunden werden. Die Höhe der durch Fischotter verursachten Verluste am Teichfischbestand hängt vermutlich stark von zusätzlichen Faktoren (z.B. Habitatparameter) und wechselseitigen Interaktionen ab, die im Rahmen der Fallstudie allerdings nicht im Detail untersucht wurden.

Ein Zusammenhang zwischen den Parametern „Anzahl der gefundenen Losungen“, „Anzahl der Fischotterindividuen“ sowie „Nahrungsverfügbarkeit“ und „Fischotterschaden“ konnte in keinem Fall schlüssig abgeleitet werden. Dies bedeutet auch, dass die Anzahl von aufgefundenen Losungsmengen keinen Rückschluss auf die Anzahl der anwesenden Fischotter oder die Höhe des (zu erwartenden) Schadens zulässt.

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	6
2	Zielsetzung der Fallstudie	7
3	Begriffsdefinitionen	7
4	Untersuchungsgebiet	8
5	Modul Fischotter (BOKU, MB, NHM)	14
5.1	Methoden Fischottererhebung.....	14
5.1.1	Allgemeines zur Erfassung der Fischotterindividuen.....	14
5.1.2	Grundlagen der genetischen Analyse nicht-invasiv gesammelter Proben.....	14
5.1.3	Probensammlung.....	15
5.1.4	Genetische Analyse.....	16
5.1.5	Verwandtschaftsverhältnisse.....	17
5.1.6	Räumliche Auswertung und Modellierung der Fischotterbestandsgröße.....	17
5.2	Ergebnisse Fischottererhebung.....	18
5.2.1	Probenumfang und Erfolgsraten bei der Genotypisierung.....	18
5.2.2	Fischotteranzahl, Geschlechterverhältnis und Verwandtschaft.....	21
5.2.3	Räumliche Verteilung der Fischotterindividuen und Reviersituation.....	22
5.2.4	Bestandsgrößenabschätzung auf Basis von Fang-Wiederfang Methoden.....	30
5.2.5	Zusammenhang Fischotterindividuen und Losungsanzahl.....	30
6	Modul Teichwirtschaft und Fischerei (BAW)	31
6.1	Methoden zur Erhebung von Fischbeständen in Teichen und Fließgewässern.....	31
6.1.1	Allgemeines zur Teichbewirtschaftung.....	31
6.1.2	Erhebung von Fischbiomassen und Verlusten in Teichen.....	31
6.1.3	Fischbestandserhebung Romaubach.....	33
6.1.4	Versuchsansatz mit Zwischenabfischung im Frühjahr.....	34
6.2	Ergebnisse Fischbestände in Teichen und Fließgewässern.....	35
6.2.1	Verfügbares Nahrungsangebot in Teichen.....	35
6.2.2	Fischotterverluste im Untersuchungszeitraum.....	40
6.2.3	Versuchsansatz mit Zwischenabfischung im Frühjahr.....	40
6.2.4	Fischbestand im Romaubach.....	42
7	Zusammenhang Fischotter und verfügbare Nahrungsressourcen	43
8	Diskussion	45
9	Literatur	49
10	Anhang	54

1 EINLEITUNG

Ausgehend von ehemaligen Restbeständen zu Anfang der 1980er Jahre hat sich der Eurasische Fischotter (*Lutra lutra*) in den vergangenen Jahren wieder auf der gesamten Fläche von Niederösterreich ausgebreitet (Kranz & Poledník 2009). Kerngebiet dieser Ausbreitung war u.a. das nördliche Waldviertel, wo sich Restbestände des Fischotters auch in der Zeit gehalten haben, in der für ganz Österreich von seinem Aussterben ausgegangen wurde (Kraus 1981).

Gleichzeitig ist das nördliche Waldviertel ein Fischzuchtgebiet, das nicht nur eine Jahrhunderte lange Tradition in der Karpfenzucht aufweist, sondern in dem die Karpfenteichwirtschaft auch heute noch einen regional bedeutsamen Wirtschaftszweig darstellt. Die ausnahmslos künstlich angelegten, aber oftmals naturnahen Teiche stellen überdies wertvolle Gewässerökosysteme dar, deren Bedeutung sich auch in der Ausweisung von Natura2000 Schutzgebieten widerspiegelt. Hinzu kommt der hohe sozio-ökonomische Wert einer nachhaltigen Bewirtschaftungsform, die für eine ganze Kulturlandschaft prägend ist (Matzinger 2014).

Der Fischotter ist seit vielen Jahren Gegenstand von Naturschutzbemühungen. Nach den rechtlichen Rahmenbedingungen auf europäischer Ebene unterliegt der Fischotter der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie 92/43 EWG (FFH) zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, und ist darin im Anhang II und IV gelistet.

Im Falle des Waldviertels konzentrieren sich die Schutzbestrebungen vor allem auf die Befriedung des Konflikts zwischen der Teichwirtschaft, die an einer Reduktion von Fraßschäden interessiert ist, und dem Naturschutz, der die Erhaltung der Fischotterpopulation im Allgemeinen, und die rechtskonforme Umsetzung der FFH-Richtlinie im Besonderen zum Ziel hat.

Der Konflikt zwischen Fischotter und der in Mitteleuropa vorherrschenden Karpfenteichwirtschaft, stellt ein umfassend untersuchtes Beispiel für die Konkurrenz zwischen fischfressenden Tierarten und der vorwiegend wirtschaftlich orientierten Fischerei dar. Die bisherigen Studien behandelten vor allem die Nahrungsökologie des Fischotters, Schadensbewertungen, Präventionsmaßnahmen sowie Schadensersatzprogramme (z.B. Bodner 1995a, b; Gossow & Kranz 1998; Lanszki et al. 2001; Kloskowski 2000, 2005; Lanszki & Molnár 2003; Leblanc 2003; Poledník 2005; Poledník et al. 2009).

Der Fischotter lebt adult als Einzeltier und steht als Prädator an der Spitze der Nahrungskette in aquatischen und semi-aquatischen Ökosystemen. Einen wichtigen regulierenden Faktor stellt demnach die Menge und Verfügbarkeit des Nahrungsangebots in diesen Lebensräumen dar (Kruuk 2006). Untersuchungen zeigen, dass die Beuteverfügbarkeit die Anwesenheit und Populationsdichte des Fischotters stark beeinflusst und deutliche Auswirkungen auf den Reproduktionserfolg und die Mortalität hat (Kruuk et al. 1993; Ruiz-Olmo et al. 2001b; Sulkava 2006; Lanszki et al. 2010; Ruiz-Olmo et al. 2011).

Da Fischotter vorwiegend Fische erbeuten, wenn auch nicht ausschließlich (Mason and Macdonald 1986; Taastrøm und Jacobsen, 1999; Kruuk, 2006), ist anzunehmen, dass sich Änderungen am Fischbestand (und damit Änderungen in der Nahrungsverfügbarkeit) auf die Raumnutzung und die Anzahl der Fischotter auswirken.

Die durch fischereiliche Bewirtschaftung anthropogen beeinflussten Fischbestände in der Waldviertler Teichlandschaft bieten dem Fischotter zusätzliches Nahrungsangebot und erhöhen unter Umständen die Tragfähigkeit des Gebietes für diese Wildtierart.

Allerdings ist zu beachten, dass das für Fischotter verfügbare Nahrungsangebot in Form von Teichfischen im Jahresverlauf großen Schwankungen unterliegt: die Bewirtschaftung vieler Teiche folgt einem jahreszyklischen Regime, das für den Fischotter mit einer gravierenden Veränderung des Nahrungsangebotes in Menge und Verteilung der Fischbiomasse einhergeht. Dabei werden zu den Abfischterminen im Frühjahr und Herbst große Mengen an Fischbiomasse aus den Teichen entnommen, erneut besetzt bzw. zum Überwintern in andere Anlagen überstellt.

Zusätzlich, wie von Sulkava (2006) gezeigt, können auch klimatische Faktoren (Zufrieren der Teiche im Winter) den Zugang zu verfügbaren Nahrungsressourcen regeln, wodurch die intraspezifische Konkurrenz maßgeblich erhöht wird. Hinzu kommt außerdem, dass in den letzten Jahren auch in der Waldviertler Teichlandschaft verstärkt Präventionsmaßnahmen an Teichanlagen forciert wurden (siehe dazu Amt der NÖ Landesregierung – Abteilung Naturschutz 2012). Bei diesen Präventionsmaßnahmen handelt es sich in erster Linie um Maßnahmen, die Fischotter von zusätzlichen Nahrungsressourcen (in Form der Fischbestände in Teichen) ausschließen (Zäunung von Teichen), oder ihnen alternative Nahrung anbieten (Ablenkteiche, Weißfischbesatz im Winter).

Bisher liegen für den Fischotter nur wenige Kenntnisse über die räumliche und zeitliche Nutzung eines Teichgebiets vor (Kranz 1995; Poledník 2005; Klenke et al. 2008), auch über die räumlich-

soziale Organisation der Fischotter ist in diesen Lebensräumen wenig bekannt. Es ist aber davon auszugehen, dass diese räumlichen und zeitlichen Änderungen im verfügbaren Nahrungsangebot (in Hinblick auf Fischbiomasse, Besatzdichte, Fischartenzusammensetzung und Zugang zu den Nahrungsressourcen) auch Auswirkungen auf das Raumverhalten und die Nahrungserwebsstrategie der Fischotter haben können (Poledník 2005).

2 ZIELSETZUNG DER FALLSTUDIE

Im Rahmen der Fallstudie wurde untersucht, ob sich ein Zusammenhang zwischen der Nahrungsverfügbarkeit – resultierend aus Teichbewirtschaftungsmaßnahmen und klimatischen Faktoren – und der räumlichen Verteilung der Fischotterindividuen im untersuchten Teichgebiet darstellen lässt (räumlich-zeitliche Änderung Fischotteranwesenheit).

Ein Schwerpunkt lag daher auf der Erhebung der Fischotterindividuen (Fischotteranzahl und –dichte) sowie der Erfassung der Reviersituation gebietsansässiger Fischotter (räumlich-soziale Organisation) im Jahresverlauf. Parallel dazu wurden verfügbare Nahrungsressourcen in Form von Fischbeständen in Teichen und Fließgewässern auf Basis fischereilicher Bewirtschaftungsdaten und Fischbestandserhebungen ermittelt.

3 BEGRIFFSDEFINITIONEN

Nahrungsverfügbarkeit:

= derjenige Teil der potentiell vorhandenen Nahrung für den Fischotter (im Teich, in der Teichkette, im Fließgewässer, in einer Region), der für den Fischotter auch tatsächlich verfügbar (erreichbar) ist. Sie hängt grundsätzlich von der Zugängigkeit und Struktur der Gewässer (Ufer, Tiefe), vom Verhalten der Fische ab. Im Untersuchungsgebiet wurde aufgrund der kleinräumigen Struktur des Fließgewässers, sowie der günstigen Uferstruktur und geringer Tiefe der Teiche davon ausgegangen, dass das gesamte vorhandene Nahrungsangebot für den Fischotter auch verfügbar ist.

Eine theoretische Ausnahme stellt das Zufrieren der Teich in strengen Wintern dar: nur ein (geringer) Teil der vorhandenen Nahrung ist für den Fischotter verfügbar - dies war aber im Untersuchungszeitraum nicht der Fall.

Fischotteranwesenheit:

Der Nachweis der Anwesenheit des Fischotter basiert in dieser Studie auf Losungsfunden. Die Anzahl der Losungen lässt dabei jedoch keine Aussage über Individuenzahlen zu (siehe Kapitel 5.2.5).

Besatz:

= Einbringen der Fische in den Teich. Der Zeitpunkt des Besatzes markiert zeitlich den Beginn der Umtriebsperiode.

Abfischung:

= Entnahme der Fische aus dem Teich (mittels Ablassen des Teiches). Die Abfischung markiert zeitlich das Ende der Umtriebsperiode.

Umtrieb(speriode):

= Zeitspanne (zwischen Besatz und Abfischen), die Fische zum Abläichen oder Abwachsen im Teich verbringen.

Verlust:

= Differenz zwischen erwartetem und tatsächlichem Abfischergebnis (Angabe in kg oder Stückzahl; oder in % des erwarteten Abfischungsergebnisses).

Natürlicher Verlust:

In der Teichwirtschaft wird üblicherweise mit so genannten natürlichen Verlusten (= Normalverluste) kalkuliert. Es handelt sich dabei um den Anteil am Gesamtverlust, der aufgrund verschiedener Umstände wie z.B. unvermeidbare Schäden durch das Hantieren (beim Abfischen, Sortieren, Hältern und Transport), Witterungseinflüsse (strenge Winter, Hochwässer, Trockenheit), ungünstige

Situationen in der Wasserchemie (z. B. Sauerstoffmangel), natürliche Auslese schwacher oder alter Fische sowie Verluste durch fischfressende Tiere (Fischotter exklusive) (Gratzl 2015).

Für die Ermittlung der natürlichen Verluste wird auf langjährige durchschnittliche Erfahrungswerte zurückgegriffen. Der natürliche Verlust ist bei Fischbrut extrem hoch und nimmt mit zunehmendem Alter der Fische maßgeblich ab.

Die Angabe erfolgt üblicherweise in % der Stückzahl des Besatzes.

Fischotterverlust:

= der Anteil des Verlustes am Fischbestand, der dem Ausfraß des Fischotters zugeschrieben wird. Die Angabe erfolgt in kg oder Stückzahl; oder in % des erwarteten Abfischungsergebnisses.

Fischotterschaden:

= Fischotterverlust, der auf Basis handelsüblicher Preise für die einzelnen Fischarten bzw. Größenklassen in einen wirtschaftlichen Schaden umgerechnet wird (Angabe in €).

4 UNTERSUCHUNGSGEBIET

Das ausgewählte Projektgebiet „Teichgebiet Romaubach“ (13,27 km²) liegt im nordwestlichen Teil Niederösterreichs im Waldviertel an der Grenze zu Tschechien und befindet sich damit inmitten des Zentrums der Waldviertler Karpfenteichwirtschaft. Das Gebiet liegt hauptsächlich im politischen Bezirk Gmünd, ein kleinerer Teil liegt im politischen Bezirk Waidhofen/Thaya. Der Romaubach entspringt auf tschechischem Staatsgebiet und durchfließt bereits in Tschechien mehrere große Teiche. Er mündet bei Amaliendorf in den Braunaubach und gehört damit zum Einzugsgebiet der Lainsitz. Mit einer Länge von etwa 8,5 km und einer durchschnittlichen Breite von 3 m fließt der Romaubach durch das untersuchte Gebiet. Der Flussabschnitt wird der biozönotischen Region „Hyporhithral klein“ sowie der Fischbioregion „Granit- und Gneisgebiet der böhmischen Masse“ nach Haunschmid et al. (2006) zugeordnet.

Die Teiche im Untersuchungsgebiet liegen auf einer Seehöhe zwischen 574 und 598 m.ü.A. Teiche stehen allgemein in einem komplexen Zusammenhang mit dem Fließgewässersystem einer Landschaft. So stellt auch die Teichkette des Romaubaches ein stark verzahntes System zwischen Fließgewässer und Teichen dar. Da für einen Großteil der Teiche unmittelbar am und im Nahbereich des Romaubaches mehrjährige Datenreihen über Verluste durch Fischotter vorliegen, erschien dieses Gebiet für die Fallstudie gut geeignet (Abb. 1 und 2). Zusätzlich liegen auch für den Gewässerabschnitt des Romaubaches im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachung (GZÜV) Daten zum Fließgewässerfischbestand vor.

In der nachstehenden Tabelle (Tab. 1) sind die im Rahmen der vorliegenden Studie behandelten Teiche (n = 12) mit Kennwerten zu Bewirtschaftung und Größenangaben gelistet.

Bis auf drei Teiche werden die Teiche im Untersuchungsgebiet klassisch als Abwachsteiche in extensiver Form bewirtschaftet. Vorrangiges Produktionsziel ist dabei die Produktion von Speise- bzw. Besatzkarpfen mit einem Endgewicht von etwa 1,5 bis 2,5 kg. Ein Teich (Stockteich) wird als Brutstreckenteich zur Produktion von Karpfen der Altersklasse K1 bewirtschaftet. Zwei Teiche (Kleinmotten Unterer Teich und Mittlerer Teich) werden kombiniert sowohl als Abwachsteiche als auch als Angelteiche bewirtschaftet. Neben dem Karpfen (*Cyprinus carpio*) als Hauptfisch wird eine Reihe an sogenannten Nebenfischen gehalten bzw. aufgezogen. Klassische Nebenfische sind vor allem Schleie (*Tinca tinca*), Maränen (*Coregonus* sp.), Weißer Amur (Graskarpfen; *Ctenopharyngodon idella*), Silberamur (Tolstolob; *Hypophthalmichthys molitrix*) oder Raubfische wie Hecht (*Esox lucius*), Zander (*Sander lucioperca*), Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) und Wels (*Silurus glanis*). Zur Produktion der Raubfische werden wiederum diverse Weißfischarten benötigt. Bei den Weißfischen werden in erster Linie Rotaugen (*Rutilus rutilus*) gehalten, seltener Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*), Brachsen (*Abramis brama*), Giebel (*Carassius gibelio*) und Lauben (*Alburnus alburnus*). In Hobbyteichen bzw. Teichen zur Angelfischerei finden sich fallweise auch noch andere Arten wie z.B. Koi und div. Störarten.

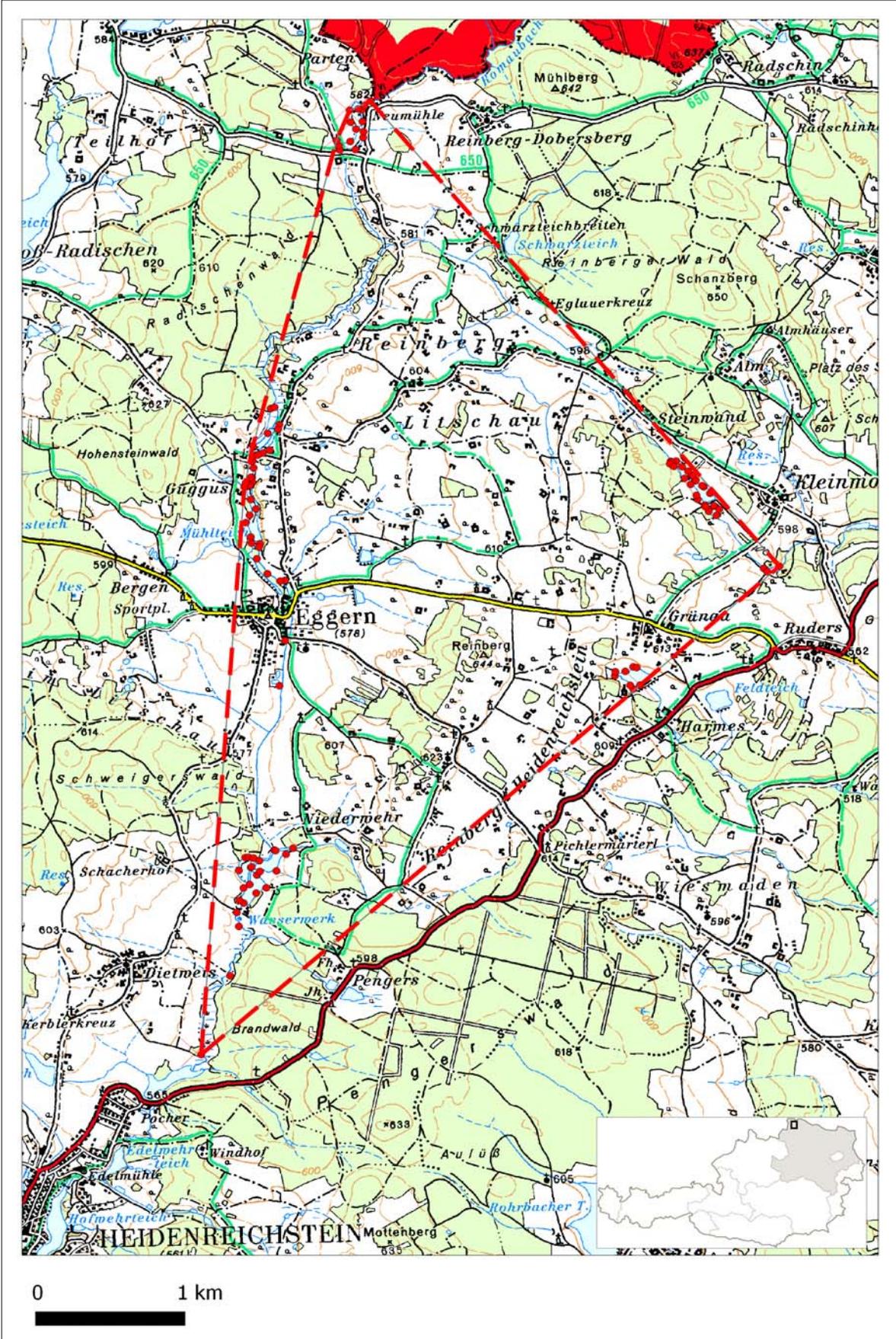


Abb. 1: Untersuchungsgebiet „Teichgebiet Romaubach, Waldviertel NÖ“ (rote gestrichelte Linie; 13,27 km²) und Lage der Kontrollpunkte (rote Punkte).

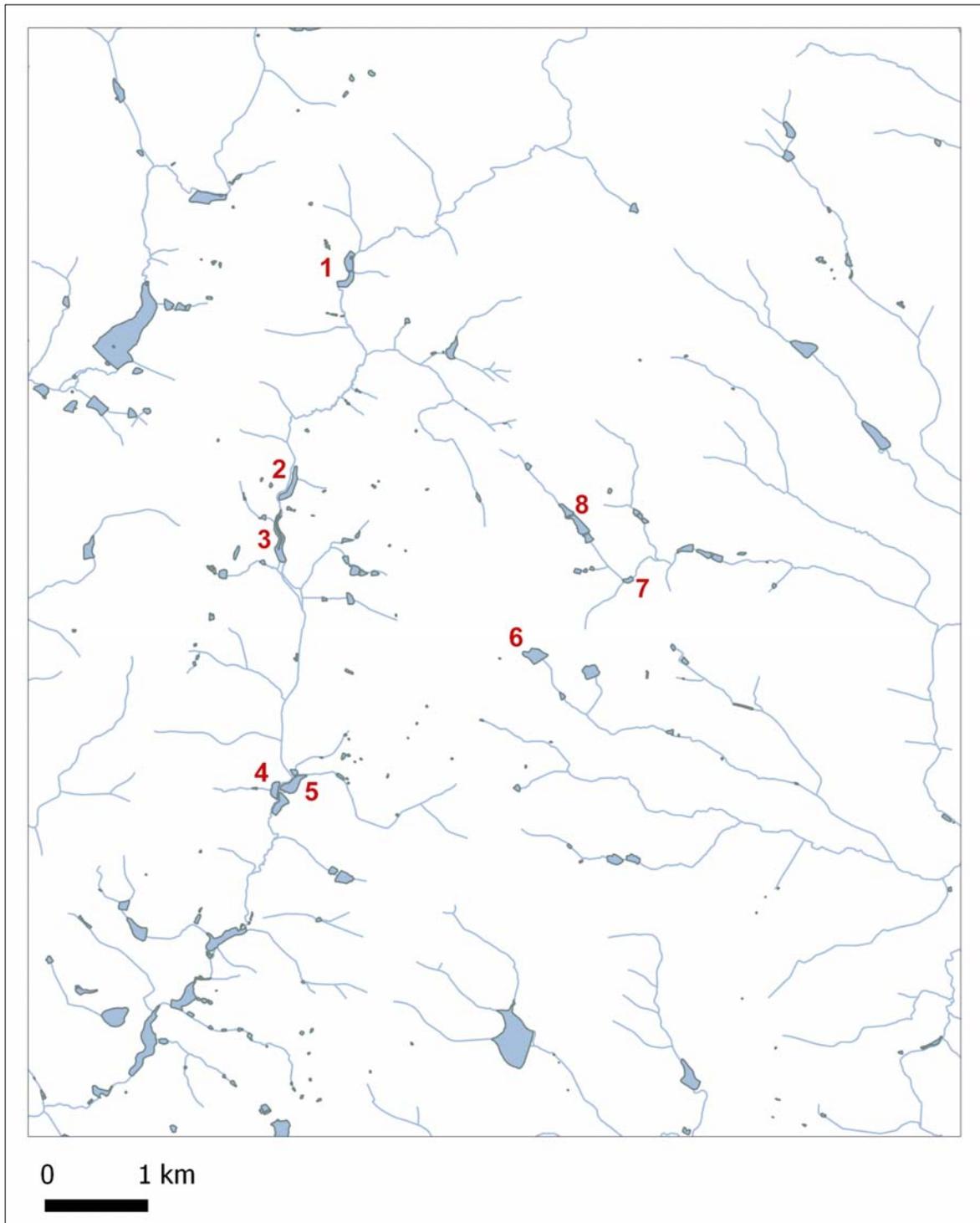


Abb. 2: Gewässernetz „Teichgebiet Romaubach, Waldviertel NÖ“ und Lage der untersuchten Teiche (1 – Oberer und Unterer Hauserteich; 2 – Reitwehrteich; 3 – Mühlteich; 4 – Oberer und Unterer Pengersteich; 5 – Großer Streckteich; 6 – Stockteich; 7 – Dittrichteich; 8 – Oberer, Mittlerer und Unterer Kleinmottenteich).



Abb. 3: Romaubach bei Eggern im März 2013.



Abb. 4: Romaubach bei Grenze Österreich/Tschechien im März 2013.



Abb. 5: Oberer Pengersteich im Juni 2013.



Abb. 6: Unterer Pengersteich im Juni 2013.



Abb. 7: Großer Streckteich im Juni 2013.



Abb. 8: Reitwehrteich im Juni 2013.



Abb. 9: Mühlteich im Juni 2013.



Abb. 10: Mühlteich im August 2013.



Abb. 11: Oberer Hauserteich im Juni 2013.



Abb. 12: Unterer Hauserteich im Juni 2013.



Abb. 13: Oberer Hauserteich im August 2013.



Abb. 14: Damm zwischen oberem und mittlerem Teich Kleinmotten im Dezember 2013.



Abb. 15: Mittlerer Teich Kleinmotten im Juni 2013.



Abb. 16: Unterer Teich Kleinmotten im Juni 2013.



Abb. 17: Stockteich im Juni 2013.



Abb. 18: Dittrichteich im Juni 2013.

5 MODUL FISCHOTTER

5.1 Methoden Fischottererhebung

5.1.1 Allgemeines zur Erfassung der Fischotterindividuen

Die Erfassung von Fischotterindividuen mit herkömmlichen Feldmethoden (Direktbeobachtung, Ermittlung der Losungsdichten) gestaltet sich, wie bei nachtaktiven, heimlich lebenden Wildtierarten mit geringer individueller Unterscheidbarkeit und großer Raumnutzung generell, methodisch relativ schwierig oder ist mit großen Unsicherheiten behaftet.

Direkte Beobachtungen und Zählungen liefern nur in Gebieten, in denen Fischotter tag- beziehungsweise dämmerungsaktiv sind, verlässliche Ergebnisse – wie etwa an den Küsten der Shetlandinseln oder an Gewässern der Iberischen Halbinsel (Kruuk 2006; Ruiz-Olmo et al. 2001a; García et al. 2009). In Mitteleuropa, wo Fischotter vorwiegend nachtaktiv sind und Gewässer mit dichter Uferstruktur nutzen, sind systematische Direktbeobachtungen praktisch nicht durchführbar.

Die Losung des Fischotters ist in der Regel im Feld gut auffindbar und gibt verlässlich Auskunft über die Anwesenheit des Fischotters. Standardisierte, systematische Erhebungen der Losungsdichten lassen weiter Vergleiche zwischen Untersuchungszeiträumen (Jahren) und –gebieten anhand relativer Dichteunterschiede zu (Kranz & Poledník 2009), jedoch kann auf Basis der Losungsdichte allein nicht auf eine konkrete Anzahl von Fischotterindividuen in einem Gebiet geschlossen werden (Kranz 1990; Kruuk 2006). Grund dafür sind individuelle und saisonale Unterschiede im Markierungsverhalten der Fischotter, die mitunter zu erheblichen Schwankungen der Losungsdichten führen (Erlinge 1968; Mason & MacDonald 1986; Kruuk 2006). Weiters spielen bei der Auffindbarkeit der Losungen Witterung, Vegetation und Wasserstände eine maßgebliche Rolle.

Ein vor allem in Nordeuropa bewährter Ansatz zur Erfassung von Fischotterbeständen ist die Kartierung von Spuren bei Neuschnee (Erlinge 1967, 1968; Sulkava 2007). Auch in Mitteleuropa kommt diese Methode zur Bestandserfassung erfolgreich zum Einsatz (Poledník 2005; Kranz et al. 2013), jedoch ist sie von guten Schneebedingungen und der Anzahl kurzfristig verfügbarer, erfahrener Experten abhängig und in der Regel auf wenige Tage im Jahr beschränkt (Hájková et al. 2009). Hinzu kommt, dass man in Gebieten mit hohen Fischotterdichten (wie im vorliegenden Untersuchungsgebiet in der Waldviertler Teichlandschaft) Gefahr läuft mit der Methode der Spurenzählung die Anzahl der gebietsansässigen Fischotter zu unterschätzen, da mehrere Individuen gleichen Alters und Geschlechts und somit ähnlicher Spurengröße auf engerem Raum vorzufinden sind und ein neues Individuum nicht als ein solches erkannt werden könnte (Ruiz-Olmo et al. 2001a; Arrendal et al. 2007; Hájková et al. 2009).

In Ergänzung zu den beschriebenen Feldmethoden der Fischottererfassung hat sich in den vergangenen Jahren ein weiterer Ansatz etabliert: die genetische Erfassung von Fischotterindividuen auf Basis nicht-invasiv gesammelten Probenmaterials (Fischotterlosungen) (Coxon et al. 1999; Jansman et al. 2001). Dieser wurde im vorliegenden Projekt angewandt und soll daher in den folgenden Kapiteln näher erläutert werden.

5.1.2 Grundlagen der genetischen Analyse nicht-invasiv gesammelter Proben

Genetische Methoden haben für ein Monitoring und Management von Wildtierpopulationen in den vergangenen Jahrzehnten stark an Bedeutung gewonnen (Schwartz et al. 2007; Kruckenhauser et al. 2014). Speziell Entwicklungen im Bereich der nicht-invasiven Probenahme in Kombination mit genetischen Analysemethoden ermöglichen es Fragestellungen zur Biologie und Ökologie heimlich lebender Arten zu bearbeiten. Als DNA-Quelle dient dabei verschiedenstes Probenmaterial, das Wildtiere in ihrem Lebensraum hinterlassen: Haare, Mauserfedern, Speichel, Gewölle, Eischalen, Urin oder Kot (Taberlet & Luikart 1999; Beja-Pereira et al. 2009).

Mit dem Ansatz der nicht-invasiven genetischen Probenanalyse kann nicht nur das bloße Vorkommen einer Art nachgewiesen werden, die Methode wird weiter dazu verwendet Populationsgrößen anhand der genetischen Identifizierung einzelner Individuen zu ermitteln sowie Geschlechter- und Verwandtschaftsverhältnisse festzustellen (z.B. Dallas et al. 2003; Hung et al. 2004; Prigioni et al. 2006; Koelewijn et al. 2010; Sittenthaler et al. 2015). Erfolgt eine intensive, wiederholte und über ein Untersuchungsgebiet gleich verteilte Probenahme, lassen sich anhand der räumlichen Verteilung und

Nachweishäufigkeiten einzelner Individuen auch Hinweise zu individuellen Aktionsräumen, Streifgebieten und Reviergrenzen feststellen sowie eine Unterscheidung zwischen dauerhaft im Untersuchungsgebiet ansässigen und durchwandernden Tieren vornehmen (z.B. Hung et al. 2004; Sittenthaler et al. 2015).

Fischotter setzen häufig Losung und Analdrüsensekret ab (Kruuk 2006: bis zu 20 Losungen pro Tag). Diese lassen sich anhand der Beutetierreste, ihrer Konsistenz, Farbe und dem Geruch gut von anderen Wildtierlosungen unterscheiden. Dies vereinfacht die Sammlung von genetischem Material und erlaubt einen systematischen Sammelvorgang. Dem gegenüber stehen jedoch auch Herausforderungen, die mit der Analyse von nicht-invasiv gewonnenem Probenmaterial verbunden sind.

Charakteristisch für diese DNA-Proben sind die geringe DNA-Menge und eine starke Degradierung der DNA (Taberlet et al. 1999). Nicht-invasiv gesammeltes Probenmaterial enthält zumeist nur wenige körpereigene Zellen der Zielart und ist im Freiland UV-Strahlung, Temperatur und Feuchtigkeit ausgesetzt, die eine Degradierung der DNA fördern. Bei Losungsproben kommt hinzu, dass neben der DNA der Zielart große Mengen an Fremd-DNA von Beutetieren oder von im Kot befindlichen Bakterien sowie auch PCR-Inhibitoren enthalten sind (Beja-Pereira et al. 2009). Diese Umstände können bei der genetischen Analyse zu hohen Probenausfallsraten und in der Folge sogar zu Falschinterpretationen der Genotypisierungsergebnisse (so genannten Genotypisierungsfehlern) führen (Taberlet et al. 1999; Lampa et al. 2013).

Mithilfe von Lösungsansätzen und Strategien für eine möglichst effiziente Erkennung und Vermeidung von hohen Ausfällen und Fehlinterpretationen und unter strikter Einhaltung gegenwärtiger Standards der nicht-invasiven genetischen Analytik (Sammlung, Probenkonservierung, DNA-Extraktion, Laborprotokolle) kann jedoch eine verlässliche Datenqualität gewährleistet werden.

5.1.3 Probensammlung

Die Erfassung der Fischotterindividuen basiert auf einer systematischen Sammlung von frischen Fischotterlosungen (i. e. Losungen der Vornacht). Losungen des Fischotters sind im Feld in der Regel relativ gut aufzufinden, da sie von den Tieren an leicht erhöhten Stellen und markanten Punkten entlang der Gewässer abgesetzt werden. Im Zuge einer Geländebegehung wurden für die vorliegende Untersuchung entlang der Teich- und Fließgewässerufer typische Markierungsplätze der Fischotter (Wechsel, Steine, Brücken, Wurzelstöcke,...) aufgesucht, als Kontrollpunkte festgelegt und mithilfe eines GPS Handempfängers eingemessen.

Die Kontrollpunkte wurden an jedem Sammeltermin (bestehend aus 6 aufeinanderfolgenden Tagen) täglich aufgesucht und auf Losungen aus der Vornacht untersucht. Um die Auffindungsrate der Losungen zu maximieren, wurden zusätzlich zu den Kontrollpunkten auch die gesamten Uferlängen der Gewässer soweit möglich kontrolliert (in Abhängigkeit von Geländebeschaffung und Ufervegetation).

Aus den Untersuchungen von Hájková et al. (2006), Lampa et al. (2008) und Bayerl et al. (2008) ist bekannt, dass die DNA-Konzentration und somit die Erfolgsrate bei der Individuenbestimmung mit zunehmendem Alter der Losung zum Zeitpunkt der Sammlung abnimmt. Daher wurden am jeweils ersten Tag einer Untersuchungsperiode sämtliche vorgefundene (mehrere Tage bis Wochen alte) Losungen entfernt, um sicher zu gehen, dass ausschließlich frische Losungen (nicht älter als 15 bis 20 Stunden) für die genetische Analyse eingesammelt werden.

Gestützt auf eigene Erfahrungen und publizierte Erfolgsraten aus genetischen Studien mit nicht-invasiv gesammeltem Probenmaterial, wurde mit einer Probenausfallrate von etwa 50% gerechnet (z. Bsp. Hung et al. 2004; Kalz et al. 2006; Prigioni et al. 2006; Arrendal et al. 2007; Lampa et al. 2008; Hájková et al. 2009; Kruckenhauser et al. 2009; Koeljewijn et al. 2010; Sittenthaler et al. 2015).

Die Zeitpunkte der Probenahme orientierten sich an den Änderungen in der Verfügbarkeit des Nahrungsangebotes – verursacht durch die Zufuhr (Besatz) und Entnahme (Abfischungen) von Fischbiomasse bzw. durch Ausschluss (Eisdecke) – und decken somit unterschiedliche Situationen der Nahrungsverfügbarkeit im Jahresverlauf ab (siehe Tab. 2).

Ursprünglich waren 5 Sammeltermine im Projekt vorgesehen. Aufgrund der ungewöhnlich hohen Temperaturen im Winter 2013/2014 konnte die Situation des Ausschlusses von Nahrungsressourcen durch eine durchgehende Eisdecke an den Teichen im Projektzeitraum nicht abgebildet werden. Somit reduzierte sich die Anzahl der Sammeltermine auf 4 Untersuchungsperioden.

Jede Probe wurde in einem 30 ml Sammelröhrchen mit einer Konservierungsflüssigkeit aufbewahrt und sobald als möglich, spätestens jedoch am Abend des Sammeltages bei -20 ° C bis zur

Durchführung der Extraktion eingefroren. Bei der Aufbewahrungslösung handelt es sich um eine Pufferlösung, welche Nukleinsäuren fixiert und stabilisiert, um das Voranschreiten der DNA-Degradierung zu vermeiden.

5.1.4 Genetische Analyse

Unmittelbar im Anschluss an jeden Probensammlungstermin wurde die DNA aus den in den Fischotterlosungsproben enthaltenen Darmschleimhautzellen isoliert und gelöst. Diese diente als Ausgangsmaterial für alle weiteren Analyseschritte.

Für die Identifikation der Fischotterindividuen durch Genotypisierung wurde für jede Probe ein genetisches Profil anhand einer so genannten Mikrosatellitenanalyse erstellt sowie eine genetische Geschlechtsbestimmung durchgeführt.

Bei Mikrosatelliten, sogenannten STRs – *short tandem repeats*, handelt es sich um molekulare Marker in nicht protein-kodierenden Abschnitten nukleärer DNA, die aus kurzen, repetitiven Di-, Tri- oder Tetranukleotiden (wie GAGAGA..., CAACAACAA..., TAGATAGATAGA...) bestehen. Das Besondere dieser genetischen Marker ist ein hoher individuenpezifischer Polymorphismus in der Anzahl der hintereinandergeschalteten Elemente (Frankham et al. 2010). Bei der Replikation der DNA kann es zu Fehlern kommen, wodurch die Anzahl an Mikrosatellitensequenzwiederholungen und damit die Länge der entsprechenden Nukleotidsequenz erhöht oder verringert werden kann. Aufgrund dieser Mutationen zählen Mikrosatellitenbereiche als hoch polymorphe Marker (Tautz 1989). Die verschiedenen Varianten der Sequenzlänge werden als Allele bezeichnet und können mittels PCR (Polymerase-Kettenreaktion) detektiert werden. Dazu werden die entsprechenden Abschnitte unter Einsatz spezifischer Primer in einer PCR vervielfältigt. Für jeden Mikrosatellit kann sodann die Länge des resultierenden DNA-Abschnitts bestimmt werden, welche durch die Anzahl an Basenpaaren (bp) angegeben wird.

Die Kombination mehrerer geeigneter Mikrosatelliten ergibt für jede analysierte Probe ein genetisches Profil, einen sogenannten „genetischen Fingerabdruck“, anhand dessen eine eindeutige Identifizierung eines Individuums einer Art erfolgen kann. Als Abschnitte der Kern-DNA unterliegen Mikrosatelliten der chromosomalen Rekombination und folgen dem Mendel'schen Erbgang. Somit besitzt jedes Individuum für jeden Mikrosatelliten zwei Allele – eines vom Vater, eines von der Mutter. Zeigt ein Individuum sowohl am mütterlichen als auch am väterlichen homologen Chromosom die gleiche Anzahl an Motivwiederholungen des beobachteten Mikrosatelliten, ist es an diesem Genlocus homozygot. Liegen unterschiedliche Allellängen vor, ist das Individuum heterozygot.

Aufgrund ihres hohen Polymorphismus eignen sich Mikrosatellitensequenzen als genetische Marker hervorragend für die Unterscheidung von Individuen und Populationen sowie für die Bestimmung von Verwandtschaftsverhältnissen und Vaterschaftsanalysen (Frankham et al. 2010).

In der vorliegenden Studie erfolgte die Genotypisierung an 11 Mikrosatellitenloci und zusätzlich mit zwei geschlechtsspezifischen Markern. Dafür wurden die Mikrosatelliten Lut435, Lut453, Lut457, Lut604, Lut615, Lut701, Lut715, Lut717, Lut733, Lut832 (Dallas & Piertney 1998) herangezogen. Für die genetische Geschlechtsbestimmung wurde zum einen der artspezifische Marker Lut-SRY auf dem SRY-Gen gewählt (Dallas et al. 2000) und zusätzlich ein geschlechtsspezifischer Marker für Musteliden (DBY7Ggu; Hedmark et al. 2004).

Die Anzahl der Mikrosatelliten wurde so gewählt, dass auch nah verwandte Individuen (Verwandtschaft 1. Grades) unterschieden werden können. Dazu wurde die Wahrscheinlichkeit, dass 1) zwei zufällig ausgewählte Individuen einer Population bzw. 2) zwei eng verwandte Tiere anhand der eingesetzten Mikrosatelliten den gleichen Genotyp aufweisen, berechnet (1. *Probability of Identity* – P_{ID} bzw. 2. *Probability of Identity for siblings* – P_{IDsibs}). Je mehr Marker herangezogen werden, desto kleiner wird diese Wahrscheinlichkeit. Die P_{IDsibs} berücksichtigt nähere Verwandtschaften innerhalb der untersuchten Individuen und stellt ein strengeres Maß für die Auftrennschärfe dar (Waits et al. 2001; Taberlet & Luikart 1999). Die Berechnung erfolgte mithilfe des Computerprogrammes GenAlEx 6.5 (Peakall & Smouse 2006, 2012). Eine Wahrscheinlichkeit von $2,2 \times 10^{-7}$ für die P_{ID} bzw. von $9,5 \times 10^{-4}$ für die P_{IDsibs} zeigt, dass die Anzahl und Qualität der 11 Mikrosatelliten ausreichend ist, um auch eng verwandte Tiere voneinander unterscheiden zu können.

Um oben beschriebene Genotypisierungsfehler zu detektieren und Fehlinterpretationen zu vermeiden, wurden die Standards der nicht-invasiven genetischen Analytik eingehalten. Die gegenwärtig anerkannte und konservative Methode stellt das Prinzip des *Multiple Tube Approach* nach Navidi et al. (1992) und Taberlet et al. (1996) dar. Dieses erfordert für jeden eingesetzten Marker (Mikrosatelliten und Geschlechtsmarker) mehrere unabhängige Amplifikationen einer Probe bis ein Konsensgenotyp

erlangt wird. Jede Probe wurde mindestens 3 Mal wiederholt, für einzelne Proben erfolgten sogar 10 unabhängige Durchgänge. Besonderes Augenmerk lag dabei auch auf Proben, welche ein neu identifiziertes Individuum etablierten und nur ein einziges Mal detektiert werden konnten.

5.1.5 Verwandtschaftsverhältnisse

Die genetische Identitäts- und Geschlechtsbestimmung erlaubt Aussagen über potentielle Verwandtschaft von Organismen. Mikrosatelliten liegen auf DNA-Abschnitten der im Zellkern lokalisierten DNA (Kern-DNA), damit liegt jeder solche Genort zweifach vor (diploide Organismen). Die ermittelten Allele repräsentieren somit die Mikrosatellitenloci am väterlichen bzw. mütterlichen Chromosom.

Basierend auf den Mendel'schen Vererbungsregeln sowie auf den Ergebnissen aus der genetischen Geschlechtsbestimmung und der räumlich-zeitlichen Verteilung der Individuen anhand der Nachweispunkte, wurden sämtliche Kombinationen der Genotypen auf potentielle Eltern-Kind-Beziehungen geprüft. Dabei wurden die Mikrosatellitenprofile miteinander verglichen und eine Eltern-Kind-Beziehung wurde verworfen, wenn der potentielle Elter keines der beiden Allele eines Genortes mit dem potentiellen Nachkommen teilte (*complete exclusion method*, Jones et al. 2010).

Zusätzlich wurde der Verwandtschaftskoeffizient r mit dem Computerprogramm ML-Relate (Kalinowski et al. 2006) berechnet. Der Koeffizient gibt die Nähe der Verwandtschaft zweier Individuen anhand der Wahrscheinlichkeit, dass diese dieselben Allele voneinander oder einem gemeinsamen Vorfahren geerbt haben, an (*identical by descent*, Blouin 2003). Der Wert liegt zwischen 0 und 1, wobei r gleich 1 beträgt, wenn eine komplette Übereinstimmung vorliegt, wie dies bei eineiigen Zwillingen der Fall ist und r annähernd 0 beträgt, wenn es sich um zwei nicht verwandte oder fern verwandte Individuen handelt. Das Programm ML-Relate arbeitet über ein Maximum-Likelihood-Verfahren und führt paarweise Vergleiche basierend auf den Allelfrequenzen der untersuchten Population für die Berechnung des Verwandtschaftskoeffizienten r durch. Weiter gibt es die wahrscheinlichste Verwandtschaftsbeziehung zweier Individuen an (Kategorien: 1) Elternteil-Kind: $PO = \text{parent-offspring}$, 2) Vollgeschwister: $FS = \text{fullsibs}$, 3) Halbgeschwister bzw. Großeltern-Enkelkind bzw. Onkel/Tante-Neffe/Nichte: $HS = \text{halfsibs}$, 4) Nicht Verwandte: $U = \text{unrelated}$).

5.1.6 Räumliche Auswertung und Modellierung der Fischotterbestandsgröße

Für die Interpretation der Fischotternachweise, die Zuordnung der genotypisierten Losungsproben zu den Kontrollpunkten sowie die Abbildung der Reviersituation wurden die Daten mithilfe einer Geoinformationssystem-Software (QGIS Version 2.2) visualisiert.

Für eine statistische Absicherung der mithilfe der genetischen Analyse ermittelten Fischotteranzahl im untersuchten Gebiet, wurden die Individuenzahlen im Rahmen einer Fang-Wiederauffang-Analyse modelliert. Fang-Wiederauffang-Analysen sind statistische Verfahren um Populationsgrößen (N) sowie ein dazugehöriges Konfidenzintervall (CI) zu berechnen. Als Datengrundlage dient hierbei die erstmalige Erfassung der verschiedenen Genotypen sowie die wiederholte Detektion der Individuen (die sogenannte „Fanggeschichte“ eines Individuums). Die Kombination des genetischen Ansatzes mit einer Fang-Wiederauffang-Analyse wird auch in anderen Studien zur Erfassung von Fischotterbestandsgrößen verwendet (Arrendal et al. 2007; Hájková et al. 2009; Koelewijn et al. 2010; Vergara et al. 2014).

Die Berechnungen wurden mithilfe des Pakets CAPWIRE in der Statistiksoftware R (Miller et al. 2005; Pennell et al. 2013) durchgeführt. CAPWIRE wurde speziell für Daten aus nicht-invasiven genetischen Studien entwickelt und berücksichtigt somit die Möglichkeit, innerhalb eines Sammelereignisses ein Individuum mehrmals zu detektieren. Weiter können Unterschiede in der Fangwahrscheinlichkeit der Individuen mathematisch miteinbezogen werden. Diese sind am Beispiel des Fischotters auf das unterschiedliche Markierungsverhalten je nach Geschlecht, Alter oder Sozialstatus zurückzuführen (Kruuk 2006).

Weiters wurde untersucht, inwiefern die Losungsanzahl einen guten Indikator für Anzahl an Fischotterindividuen in einem Gebiet darstellt. Dazu wurde ähnlich wie bei Lanszki et al. (2008) und Lampa et al. (2015) eine Lineare Regression durchgeführt, um zu prüfen ob die Anzahl an aufgefundenen frischen Losungen pro Sammeltermin die Anzahl an Fischotterindividuen (einmalige Genotypen pro Sammeltermin) erklären kann.

5.2 Ergebnisse Fischottererhebung

5.2.1 Probenumfang und Erfolgsraten bei der Genotypisierung

Insgesamt konnten im Feld 525 frische Losungen vorgefunden werden, wovon 26 Stück aufgrund von starker Beeinträchtigung durch Witterung (Starkniederschlag, Sonneneinstrahlung) nicht aufgesammelt wurden. Die Probenanzahl, die für die genetische Analyse gesammelt wurde, beläuft sich somit auf 499 frische Losungen. Die Aufteilung entsprechend der Sammeltermine ist der Tabelle 2 zu entnehmen. Die Verteilung im Untersuchungsgebiet wird in der Abbildung 19 dargestellt.

Beim Vergleich der Anzahl der Losungsfunde zwischen den Terminen ist zu beachten, dass der Sammelturnus 4 im Dezember 2013 aufgrund schlechter Witterungsbedingungen (Sturm „Xaver“ 2013) um einen Tag verkürzt werden musste.

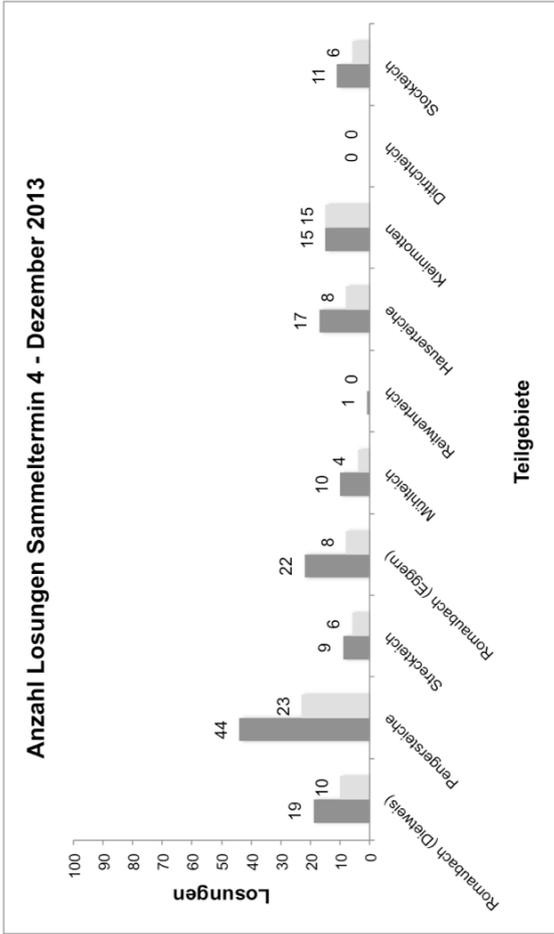
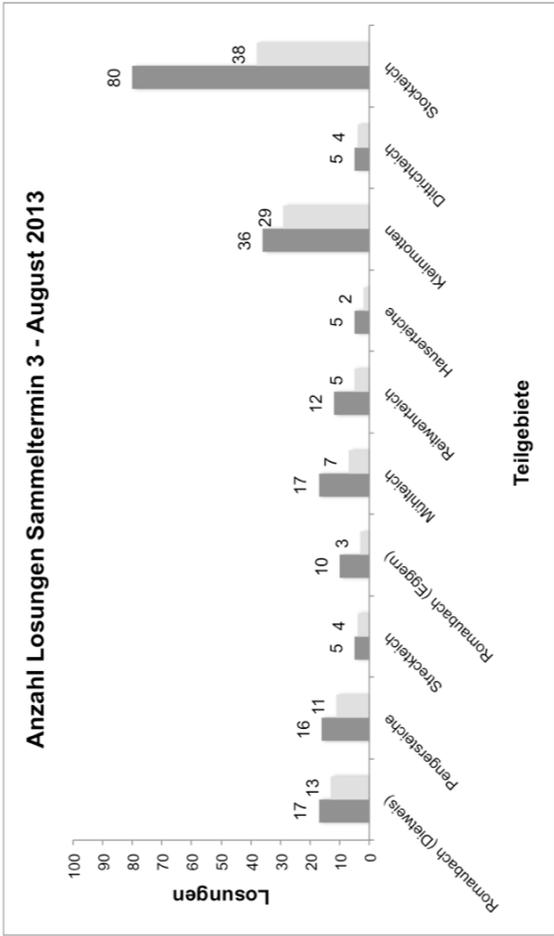
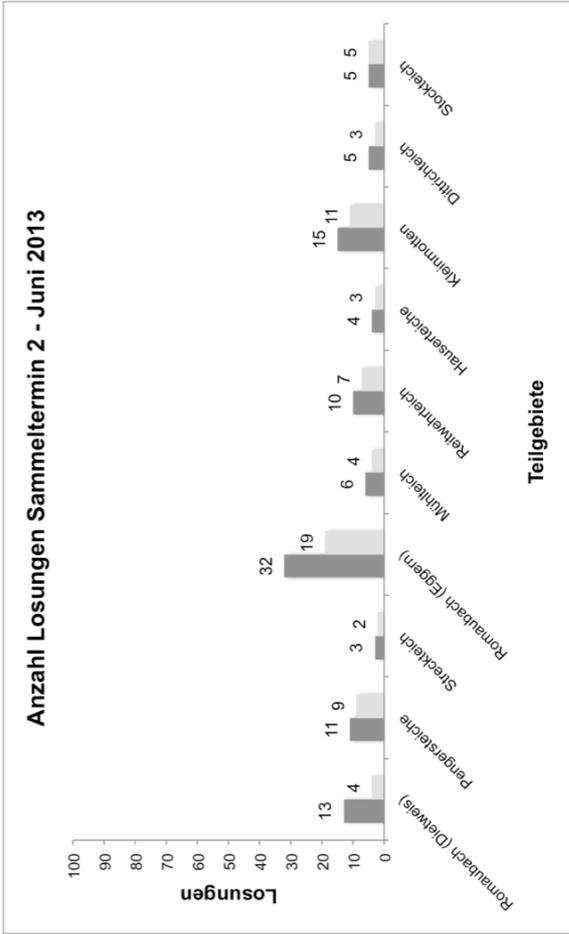
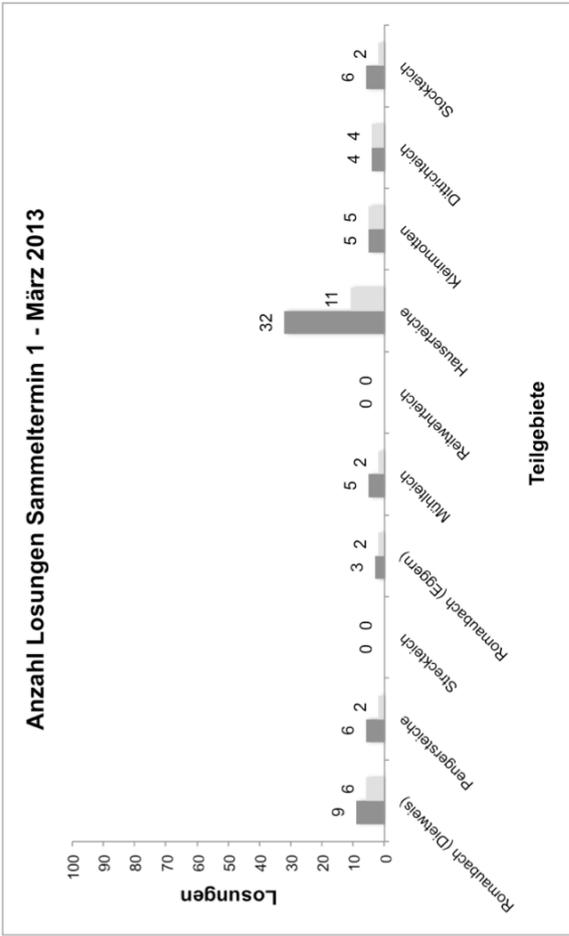


Abb. 19: Anzahl der im Feld vorgefundenen (dunkelgrau) bzw. erfolgreich genotypisierten (hellgrau) Fischotterlosungen an den Sammelterminen 1-4 (März-Dezember 2013) im Teichgebiet Romaubach; $N_{ges}=525$ (297), $N_{Mar}=70$ (34), $N_{Jun}=104$ (67), $N_{Aug}=203$ (116), $N_{Dez}=148$ (80).

Tab. 3: Anzahl der im Feld vorgefundenen und gesammelten Fischotterlosungen, Anzahl der erfolgreich genotypisierten Proben und Genotypisierungserfolgsrate für alle Sammeltermine (1-4) im Jahr 2013.

Sammlungstermin	Proben im Feld vorgefunden	Proben gesammelt	Proben genotypisiert	Erfolgsrate Genotypisierung %
1 - Mar 2013	70	70	34	48,57
2 - Jun 2013	104	104	67	64,42
3 - Aug 2013	203	177	116	65,54
4 - Dez 2013	148	148	80	54,05
Total	525	499	297	59,52

Eine potentielle Gefahr der Unterschätzung der Fischotteranzahl unter Einsatz des genetischen Monitorings ist insofern gegeben, als dass die Möglichkeit besteht, nicht von allen gebietsansässigen Individuen Losung gefunden, beziehungsweise auch erfolgreich genotypisiert zu haben. Eine hohe Sammelintensität sowie die Optimierung der Probenaufarbeitung im Labor wirken dieser entgegen: Der Anteil der an allen 11 Mikrosatelliten und 2 Geschlechtsmarker erfolgreich typisierten Losungsproben liegt im Durchschnitt über alle Losungssammeltermine bei etwa 60% (Tab. 3) und übertrifft damit die Erwartungen einer 50%-Erfolgsrate. Auch im Vergleich mit bisher durchgeführten Studien in denen Fischotterindividuen anhand der DNA aus Losungsproben bestimmt wurden, liegt die Erfolgsrate des vorliegenden Projektes im überdurchschnittlichen Bereich. Die publizierten Erfolgsraten reichen von 14% bis 73% (14% - Lanszki et al. 2008; 19% - Bonesi et al. 2013; 20% - Dallas et al. 2003; 21% - Ferrando et al. 2008; 24% - Kalz et al. 2006; 35% - Lerone et al. 2014; 41% - Prigioni et al. 2006; 43% - Vergara et al. 2014; 46% - Koelewijn et al. 2010; 49% - Sittenthaler et al. 2015; 31-63% - Arrendal et al. 2007; 55-63% Hájková et al. 2009; 65% - Hung et al. 2004; 73% - Janssens et al. 2008).

Weiter ist die Abdeckung der Teilgebiete (Teiche) im Untersuchungsgebiet durch erfolgreich genotypisierte Proben in zufriedenstellendem Ausmaß gegeben und spiegelt die Losungsfundhäufigkeiten wider (Abb. 19).

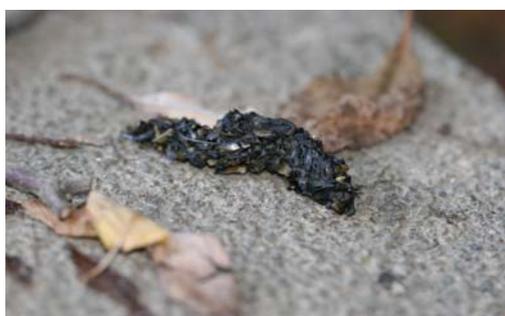


Abb. 20: Fischotterlosung



Abb. 21: Losungssammlung



Abb. 22: Losungsproben in Sammelröhrchen



Abb. 23: DNA-Extraktion im Molekularlabor

5.2.2 Fischotteranzahl, Geschlechterverhältnis und Verwandtschaft

Die genetische Individuenbestimmung anhand der 11 Mikrosatelliten und der 2 Geschlechtsmarker ergab 21 verschiedene Genotypen, i.e. Fischotterindividuen, über den gesamten Untersuchungszeitraum. Dabei handelt es sich um 11 männliche Fischotter und 10 weibliche Fischotter.

9 Tiere (4 ♂ und 5 ♀) konnten über mehrere Sammelperioden nachgewiesen werden. 12 Individuen (7 ♂ und 5 ♀) wurden ausschließlich an einem der 4 Losungssammeltermine erfasst und sind zum Teil mit nur einer Probe repräsentiert (Tab. 4). Die Anzahl der Nachweise pro Individuum variiert von 1 bis 82. Eine Übersicht über die identifizierten Fischotterindividuen und die jeweiligen Fangraten gibt die Tabelle 4 (die darin verwendeten Farben entsprechen jenen aus den Abbildungen 24-44 bzw. A1-9).

Das relativ ausgeglichene Geschlechterverhältnis und die zum Teil hohen Wiederfangraten für Männchen und Weibchen sprechen für eine ausgeglichene Erfassungswahrscheinlichkeit beider Geschlechter. Ob dennoch heterogene Erfassungswahrscheinlichkeiten – zurückzuführen auf Alter oder Sozialstatus der Tiere – vorliegen, wird im Rahmen der Fang-Wiederfang-Analyse untersucht (siehe Kapitel 4.4).

Gestützt auf die Ergebnisse der genetischen Individuen- und Geschlechtsbestimmung, der Berechnungen der Verwandtschaftskoeffizienten r (ML-Relate) sowie die räumlich-zeitlichen Verteilung der Fischotterindividuen im Untersuchungsgebiet (siehe Kapitel 4.3), konnten folgende potentiellen Abstammungsverhältnisse ersten Grades festgestellt werden:

- Das Fischotterindividuum LutR5 ♀ konnte als Nachkomme der Elternteile LutR2 ♀ und LutR3 ♂ identifiziert werden ($r_{5,2}=0,59$ bzw. $r_{5,3}=0,50$).
- LutR12 ♀ ist Nachkomme einer weiteren Verpaarung zwischen LutR2 ♀ und LutR3 ♂ ($r_{12,2}=0,91$ bzw. $r_{12,3}=0,22$).
- Individuum LutR15 ♂ stellt weiter einen Sohn von LutR5 ♀ und dem Rüden LutR3 ♂ dar (LutR5 = Tochter von LutR3! $r_{15,5}=0,84$ bzw. $r_{15,3}=0,60$).
- Die Fischotterfähe LutR8 ♀ ist Mutter der Individuen LutR13 ♀ und LutR17 ♀ – mit LutR1 ♂ als möglichen Vater ($r_{13,8}=0,40$, $r_{13,1}=0,51$, $r_{17,8}=0,53$ bzw. $r_{17,1}=0,56$).
- Zwischen LutR9 ♀ und LutR10 ♀ besteht eine mögliche Eltern-Kind-Beziehung, wobei keines der detektierten Männchen einen potentiellen Vater darstellt ($r_{9,10}=0,50$).

Unter Berücksichtigung des Zeitraumes, in dem ein Fischotterindividuum nachgewiesen wurde, den Nachweispunkten, der Anzahl an Nachweisen und der potentiellen Verwandtschaftsbeziehungen zwischen den Individuen, erfolgte eine Unterscheidung zwischen gebietsansässigen und durchziehenden Tieren sowie Nachkommen.

- Individuen, die über mehrere Sammelperioden erfasst wurden und deren Nachweisgebiet weder zeitlich noch räumlich mit jenen gleichgeschlechtlicher über längere Zeiträume erfassten Individuen überlappen, können als gebietsansässig bzw. resident (R) angenommen werden. Dies betrifft die Männchen LutR1, LutR3, LutR6 und LutR11 und die Weibchen LutR2, LutR5, LutR8, LutR9 und LutR10.
- Als Durchzügler (so genannte „transients“, T) gelten Fischotter, die in Zuge eines einzigen Sammelereignisses detektiert werden konnten bzw. mit lediglich einer Probe repräsentiert sind und in keinem Verwandtschaftsverhältnis mit anderen Individuen stehen. Dies trifft auf die Männchen LutR7, LutR14, LutR20, LutR21 und LutR22 und das Weibchen LutR18 zu.
- In die Kategorie der Nachkommen („offspring“, O) fallen jene Individuen, für die eine Verwandtschaftsbeziehung mit anderen Individuen festgestellt werden konnte und deren Nachweise sich mit jenen der Mutter räumlich decken, was auf einen bestehenden Familienverband zwischen Mutter und Jungtieren hinweist. Hierzu zählen die Fischotter LutR12, LutR13, LutR15 und LutR17.
- Keiner Kategorie zugeordnet werden konnte das Männchen LutR4 und das Weibchen LutR16. Ihre Nachweise erstreckten sich über mehrere Nächte einer Sammelperiode am Anfang bzw. Ende des Untersuchungszeitraumes (März bzw. Dezember) und überlappen sich zeitlich nicht mit jenen residenter, adulter Tiere des jeweils gleichen Geschlechts. Möglicherweise handelt es sich dabei um Individuen, die zum Zeitpunkt der zweiten bzw. letzten Sammelperiode das Gebiet verlassen oder neu besiedelt haben. Aufgrund des eingeschränkten Zeitfensters der Untersuchung bleibt dies ungeklärt.

Tab. 4: Anhand nicht-invasiver genetischer Analysemethoden identifizierte Fischotterindividuen (ID), Geschlechtszuordnung (sex) und Anzahl der Nachweise je Sammeltermin und über den gesamten Untersuchungszeitraum. Die Länge der farbigen Balken entspricht dem Erfassungszeitraum je Individuum.

ID	sex	Nachweise				Nachweise gesamt	Typ
		1 Mar 2013	2 Jun 2013	3 Aug 2013	4 Dez 2013		
LutR1	♂	3	2	5	7	17	R
LutR2	♀	2	3	20		25	R
LutR3	♂	7	25	28	22	82	R
LutR4	♂	8				8	?
LutR5	♀	5	8	26	13	52	R
LutR6	♂	3	8			11	R
LutR7	♂	2				2	T
LutR8	♀	1	2	10	5	18	R
LutR9	♀	1	1	1	5	8	R
LutR10	♀	1	10	7	3	21	R
LutR11	♂		7	11	5	23	R
LutR12	♀			8		8	O
LutR13	♀				4	4	O
LutR14	♂				3	3	T
LutR15	♂				2	2	O
LutR16	♀				2	2	?
LutR17	♀				4	4	O
LutR18	♀				4	4	T
LutR20	♂				1	1	T
LutR21	♂	1				1	T
LutR22	♂		1			1	T
Anzahl ID		6 ♂ 5 ♀	5 ♂ 5 ♀	3 ♂ 6 ♀	6 ♂ 8 ♀		

5.2.3 Räumliche Verteilung der Fischotterindividuen und Reviersituation

Ausgehend von der hohen Sammelintensität und der den Losungsfundraten entsprechenden Verteilung der genotypisierten Proben können Aussagen zur räumlichen Verteilung der Fischotterindividuen getroffen werden. Für die festgestellten Individuen werden die Aktionsräume als Abbild der aufgefundenen und typisierten Losungen definiert. Dies kann Aufschluss über Revierüberlappungen bzw. Hinweise zu Reviergrenzen geben. Die tatsächliche Größe der individuellen Streifgebiete und die Lage von Kernzonen innerhalb dieser können anhand des vorliegenden Datenmaterials allerdings nicht ermittelt werden, da sich diese Streifgebiete auch über die Grenzen des Untersuchungsgebiets erstrecken. Man kann jedoch anhand der festgestellten Nachweise von den individuell genutzten Bereichen im tatsächlich untersuchten Gebiet ausgehen. Hung et al. (2004) und Hájková et al. (2011) erwähnen in diesem Zusammenhang den Begriff der „*minimum home ranges*“. Daraus lässt sich ableiten, wie viele Individuen sich während des Untersuchungszeitraumes in den verschiedenen Teilgebieten (Teiche) aufgehalten haben und wie sich die räumliche Verteilung der Individuen in Zusammenhang mit dem sich durch Teichbewirtschaftungsmaßnahmen (Fischbesatz und Abfischung) ändernden verfügbaren Nahrungsangebot verhält (siehe Kapitel x.x).

Adulte Fischotter gelten als territoriale Einzelgänger, die ihr Revier durch regelmäßiges Absetzen von Losungen markieren. Geht man von einem klassischen Sozialsystem, wie sie für die Familie der Marderartigen (Mustelidae) nach Powell (1979) angenommen wird, aus, haben Fischotter individuelle, gegenüber ihren Geschlechtsgenossen exklusive Reviere. Bei Artgenossen unterschiedlichen Geschlechts kommt es hingegen zu Überlappungen der Reviere, wenngleich adulte Männchen und Weibchen abgesehen von der Paarung kaum miteinander Kontakt haben. Kommen mehrere Fischotter gemeinsam vor, handelt es sich zumeist um eine führende Fähe mit ihren Jungtieren. Bis zu deren Selbstständigkeit, also der Auflösung des Mutter-Jungtier-Verbandes, können 12 bis 15 Monate vergehen (Kruuk 2006).

Auch im Teichgebiet Romaubach sind dem klassischen Muster der räumlichen und sozialen Organisation der Marderartigen nach Powell (1979) entsprechende Strukturen zu erkennen.

- Fischotterweibchen, die über mehrere Sammelperioden detektiert wurden und damit als adulte, etablierte Tiere angenommen werden können, nutzen individuelle Teilgebiete. Zu gelegentlichen Überlagerungen genetischer Nachweispunkte kommt es nur in jenen Fällen, in denen ein angrenzendes Revier durch weibliche Nachkommen besetzt wurde (August 2013: LutR2-LutR5; Juni 2013: LutR9-LutR10).
- Die räumlich-zeitliche Lage der genetischen Nachweise der gebietsansässigen Fischotterrüden (LutR1, LutR3, LutR6 und LutR11) zeigt ähnliche Muster. Allerdings kann mit dem Eintritt des Fischotters LutR11 in der Sammelperiode 2 (Juni 2013) ein kurzfristiges Eindringen in Randbereiche des Reviers von LutR3 beobachtet werden. Zu weiteren Überlagerungen dieser beiden Individuen kommt es im August 2013 nach Wegfall des Individuums LutR6.
- Zu regelmäßigen Überlappungen der individuellen Nachweise kommt es hingegen zwischen Männchen- und Weibchenrevieren sowie zwischen Nachweispunkten Angehöriger eines bestehenden Mutter-Jungtier-Verbandes (LutR8-LutR13-LutR17 und LutR5-LutR15 und LutR2-LutR12).
Außerdem tauchen auch durchziehende Tiere in den Revieren etablierter Artgenossen auf. Dabei handelt es sich zumeist um subadulte Fischotter auf der Suche nach einem eigenen, noch unbesetzten Revier.

Die räumliche Verteilung der Nachweise für jedes Fischotterindividuum über den gesamten Untersuchungszeitraum zeigen nun die folgenden Karten. Zuerst werden Individuen, die über mehrere Sammeltermine hinweg nachgewiesen wurden, dargestellt (Abb. 24-32). Detaillierte Karten aus denen die räumlich-zeitliche Verteilung der Nachweise ersichtlich ist, sind im Anhang (Abb. A1-A9) zu finden. Die Abbildungen 33-36 zeigen die Jungtiere, die sich in einem bestehenden Familienverband befinden, i. e. in Begleitung der Mutter sind. Nicht verwandte Fischotterindividuen, die in einer Sammelperiode detektiert wurden, sind in den Abbildungen 37-44 zu finden.

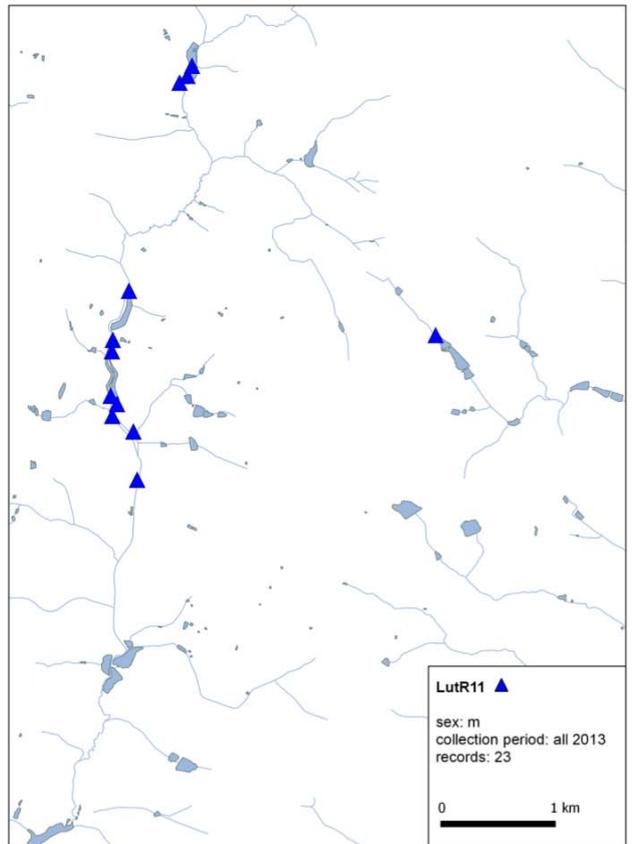
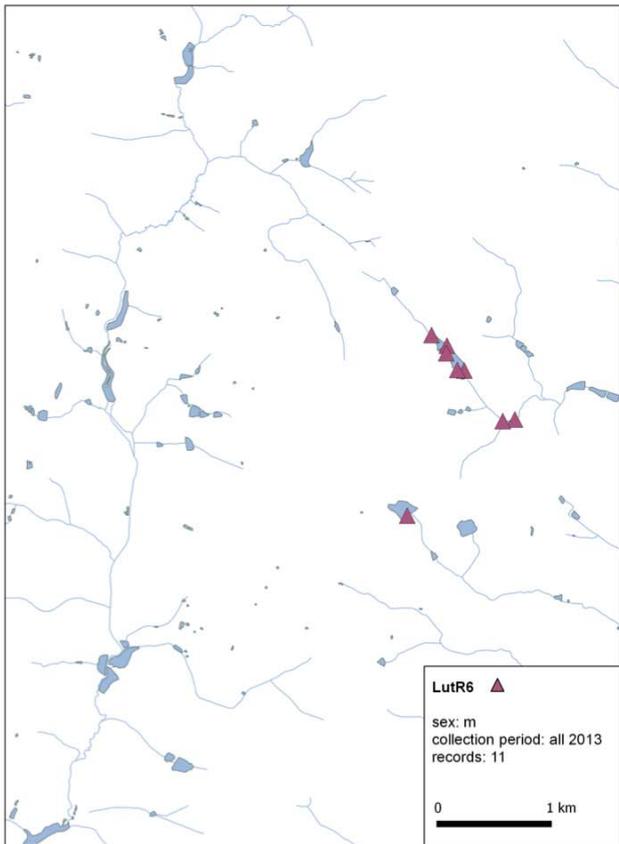
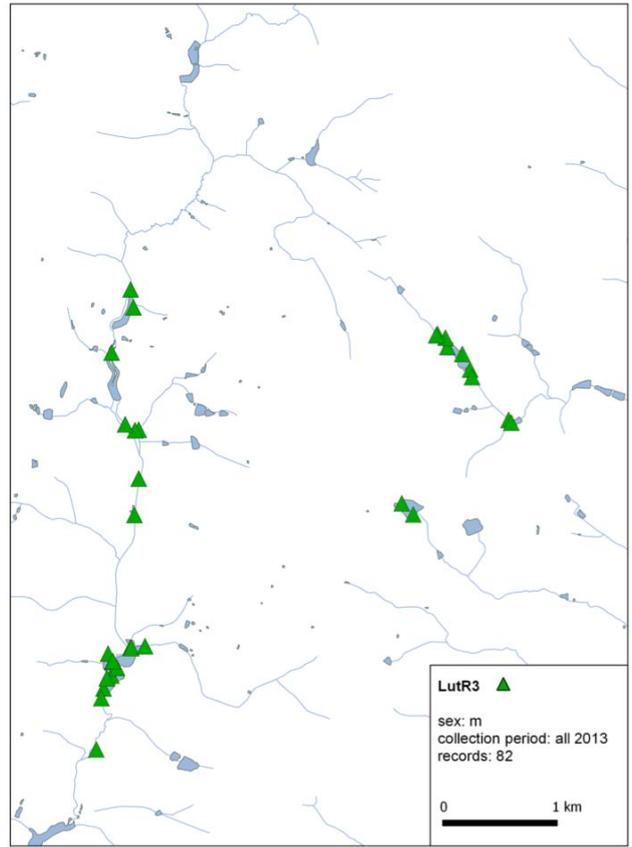
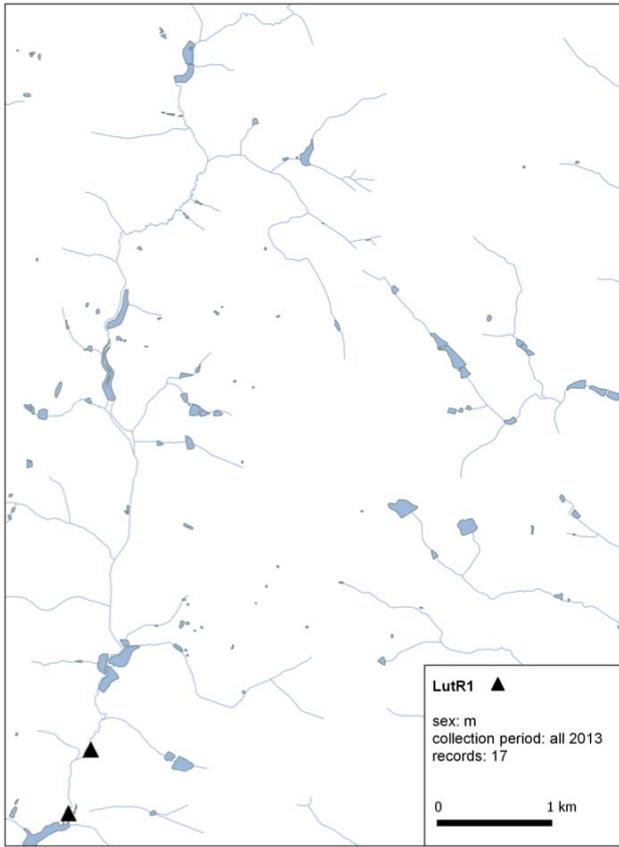


Abb. 24-27: Räumliche Verteilung der Nachweispunkte an 4 Sammelterminen (März, Juni, August, Dezember 2013) im Teichgebiet Romaubach – Fischotterindividuum **LutR1**, **LutR3**, **LutR6** & **LutR11**.

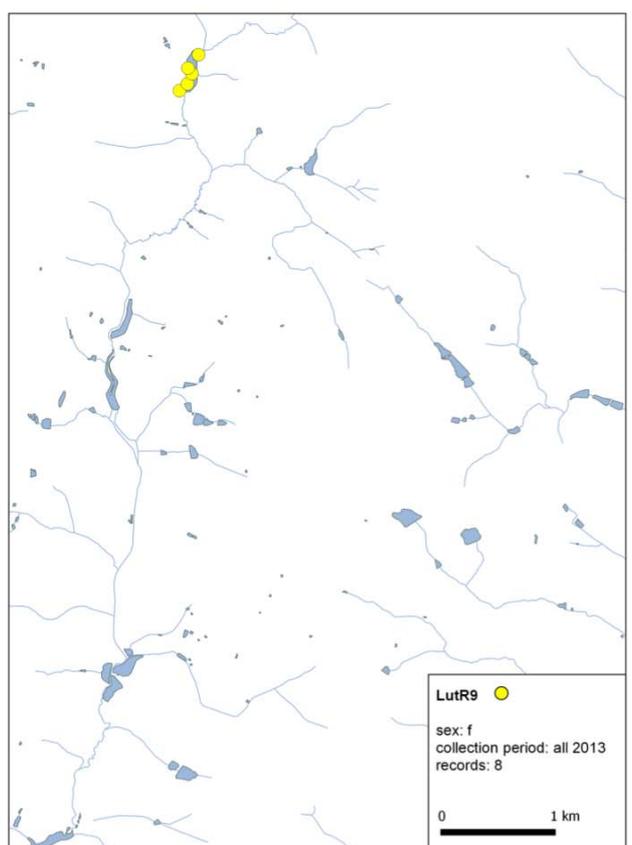
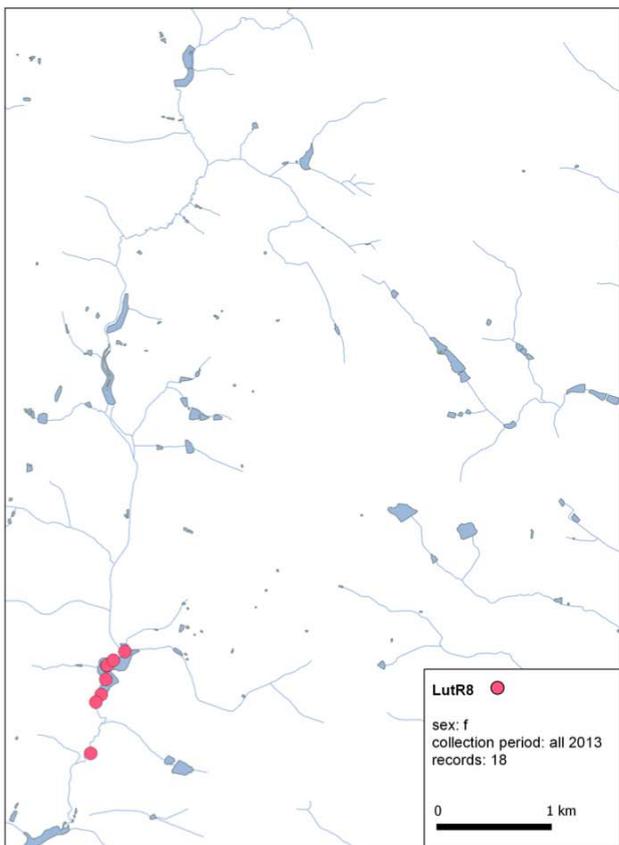
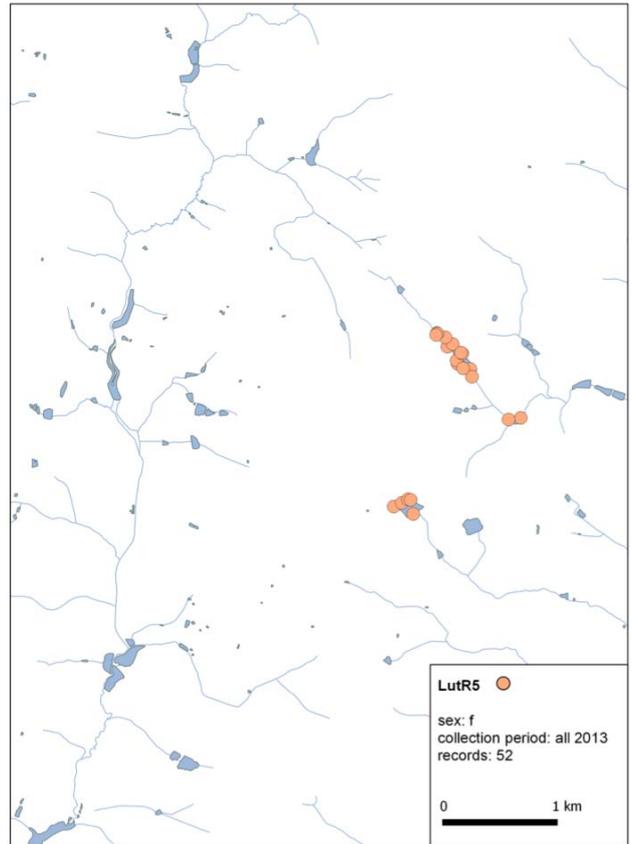
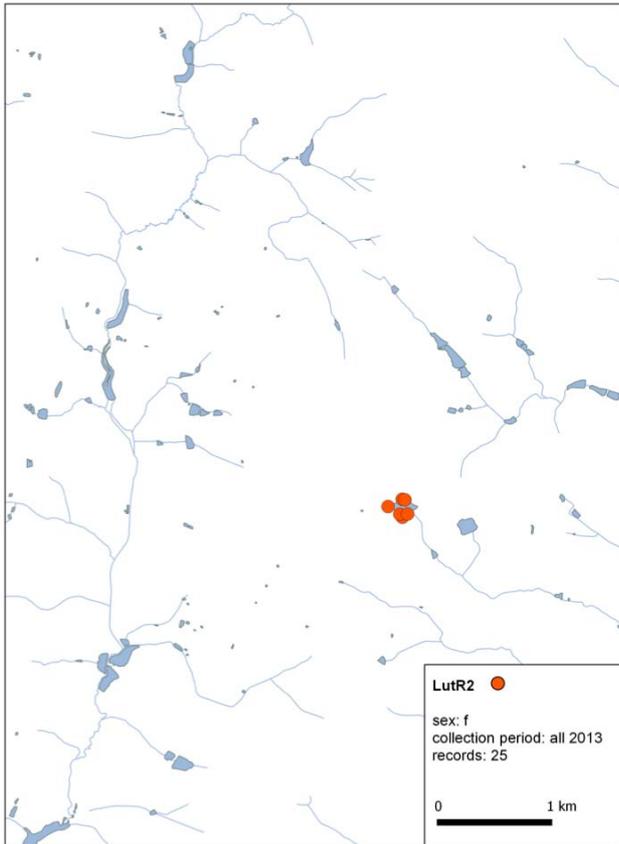


Abb. 28-31: Räumliche Verteilung der Nachweispunkte an 4 Sammelterminen (März, Juni, August, Dezember 2013) im Teichgebiet Romaubach – Fischotterindividuum **LutR2**, **LutR5**, **LutR8** & **LutR9**.

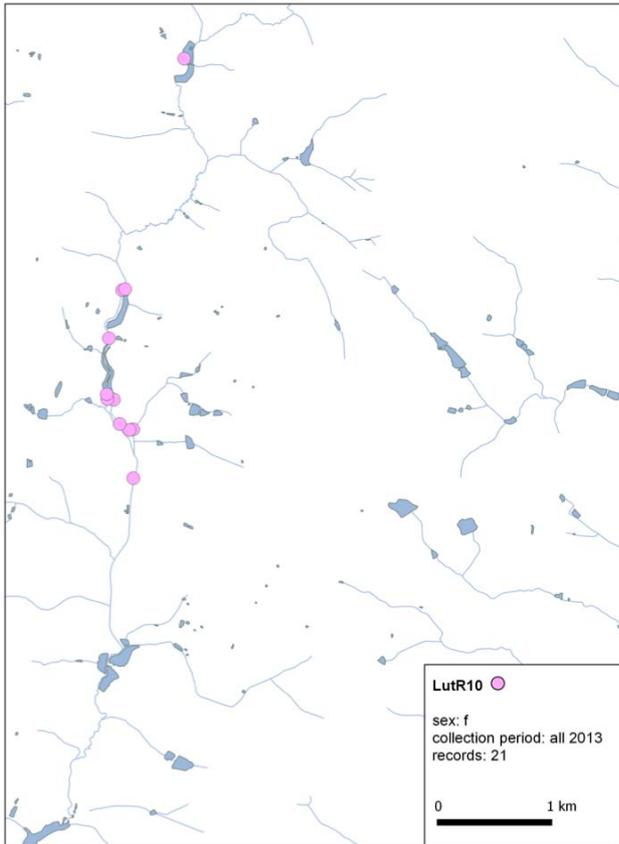


Abb. 32: Räumliche Verteilung der Nachweispunkte an 4 Sammelterminen (März, Juni, August, Dezember 2013) im Teichgebiet Romaubach – Fischotterindividuum **LutR10**.

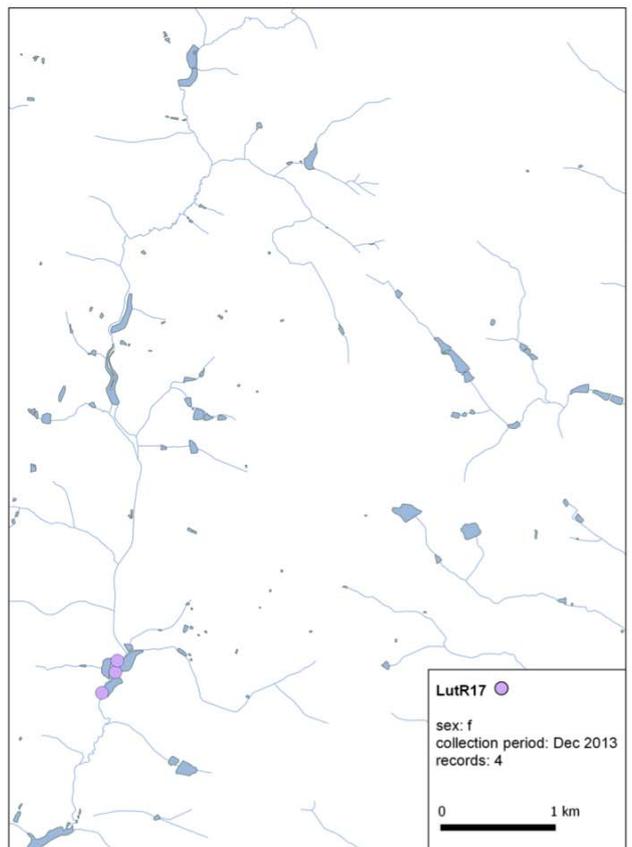
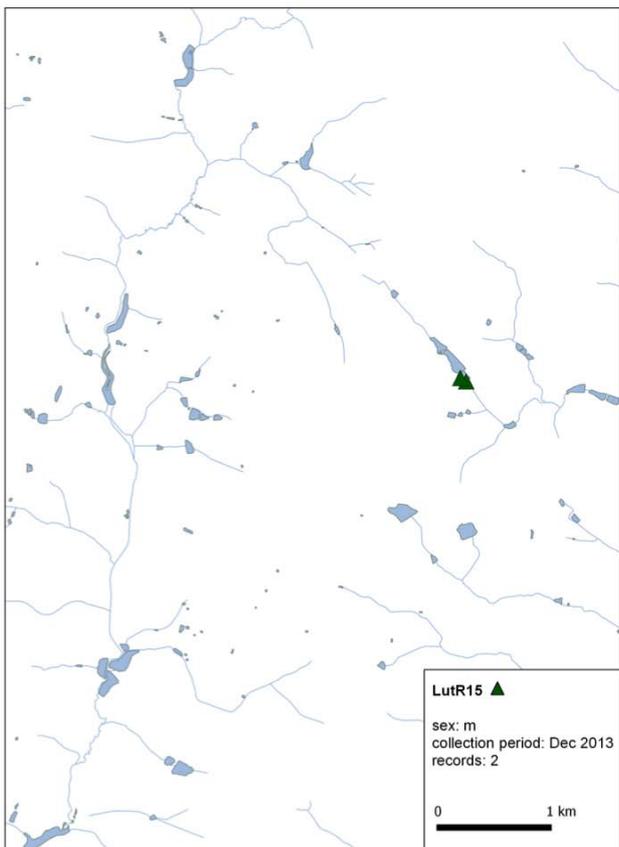
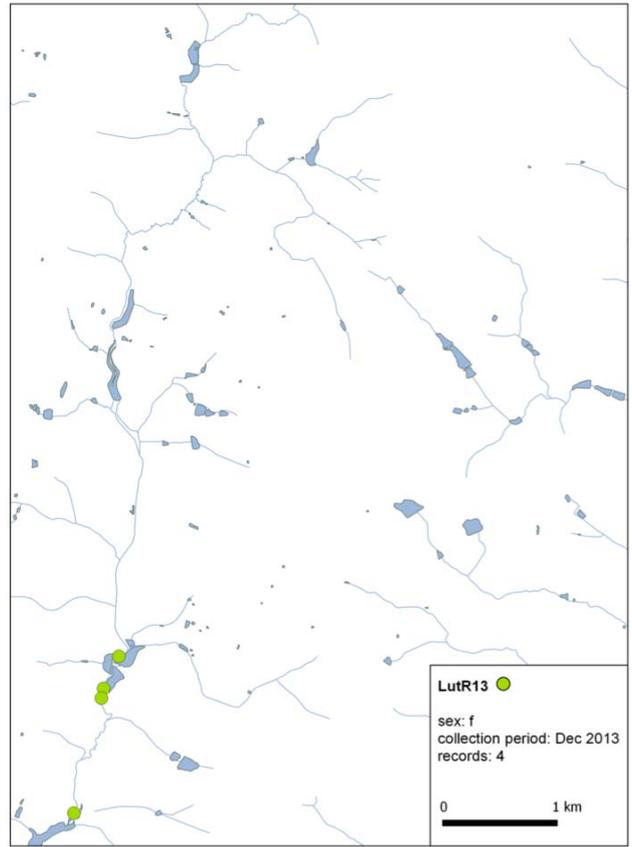
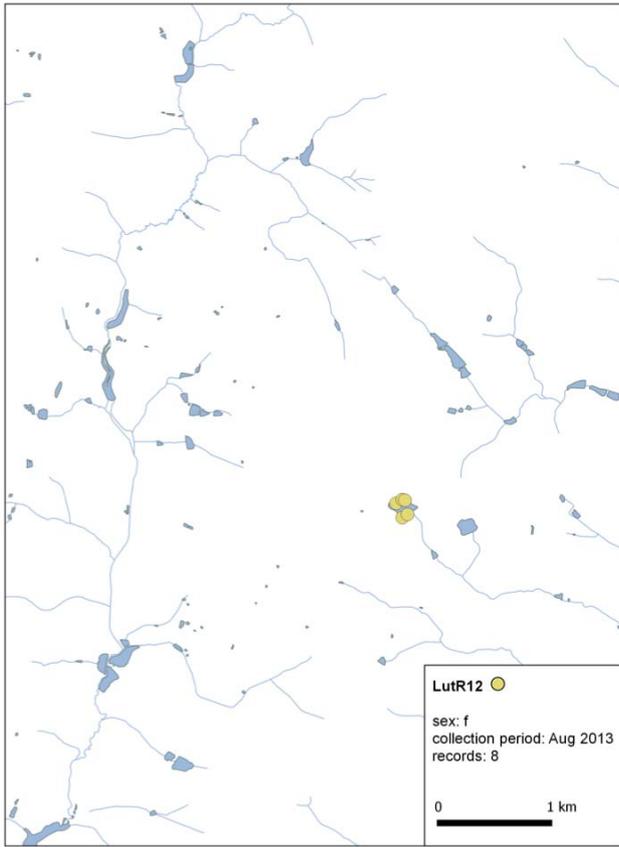


Abb. 33-36: Räumliche Verteilung der Nachweispunkte der Jungtiere im Teichgebiet Romaubach – Fischotterindividuum **LutR12**, **LutR13**, **LutR15** & **LutR17**.

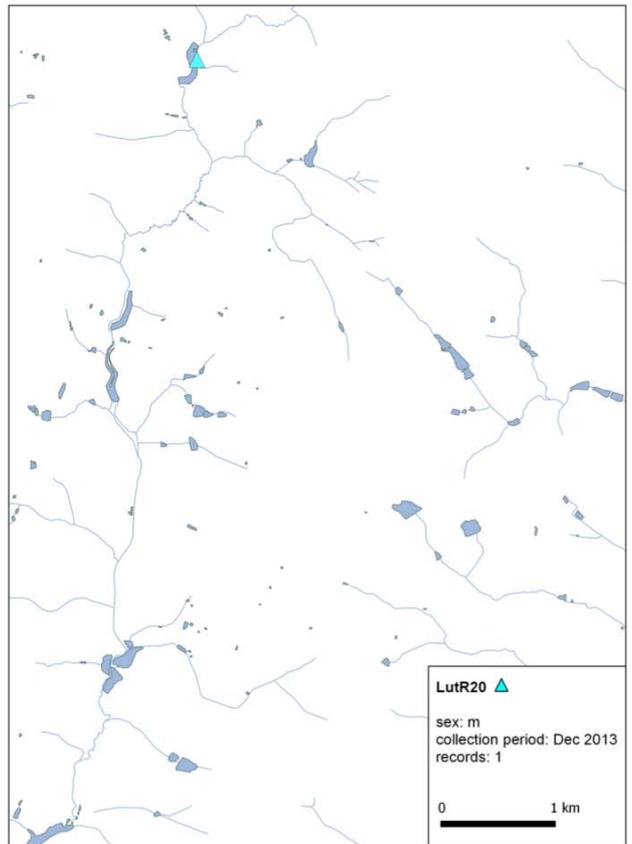
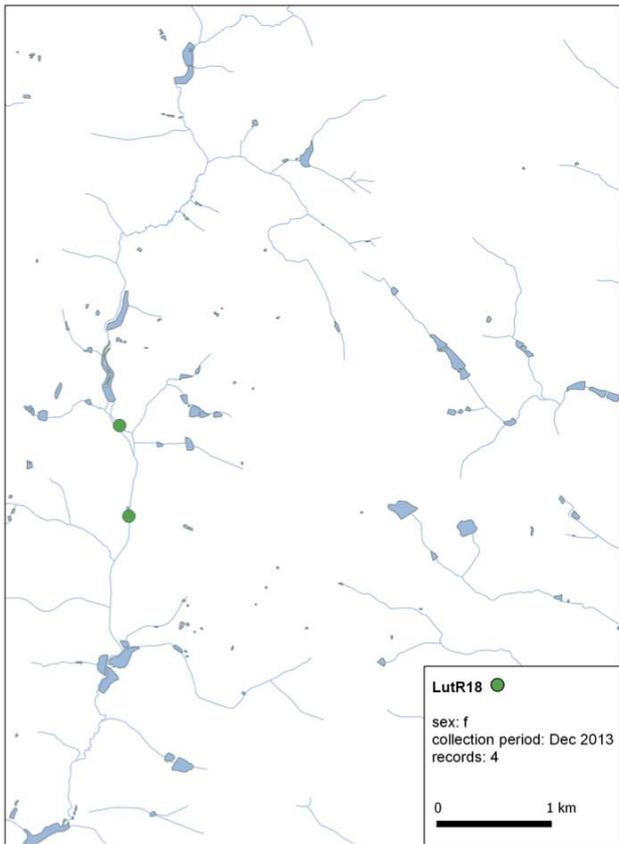
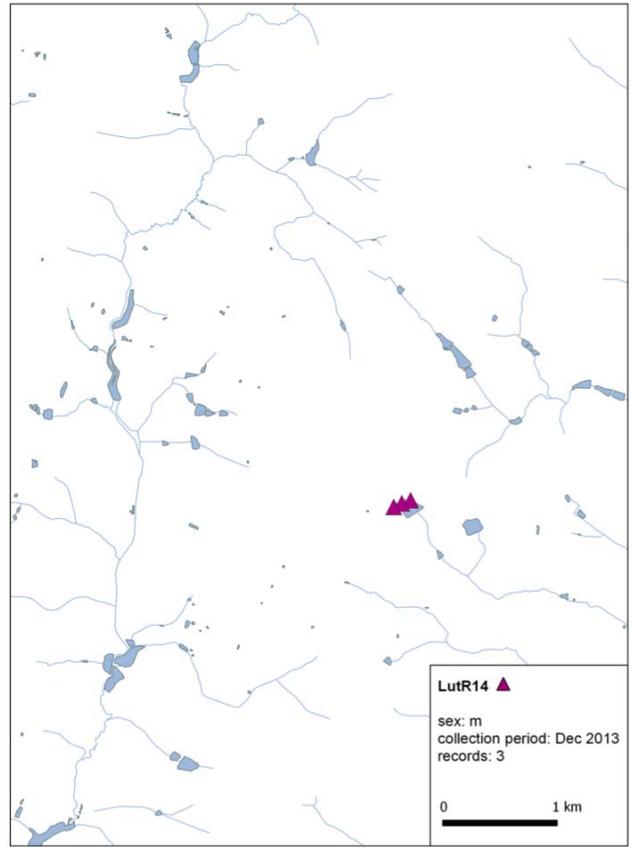
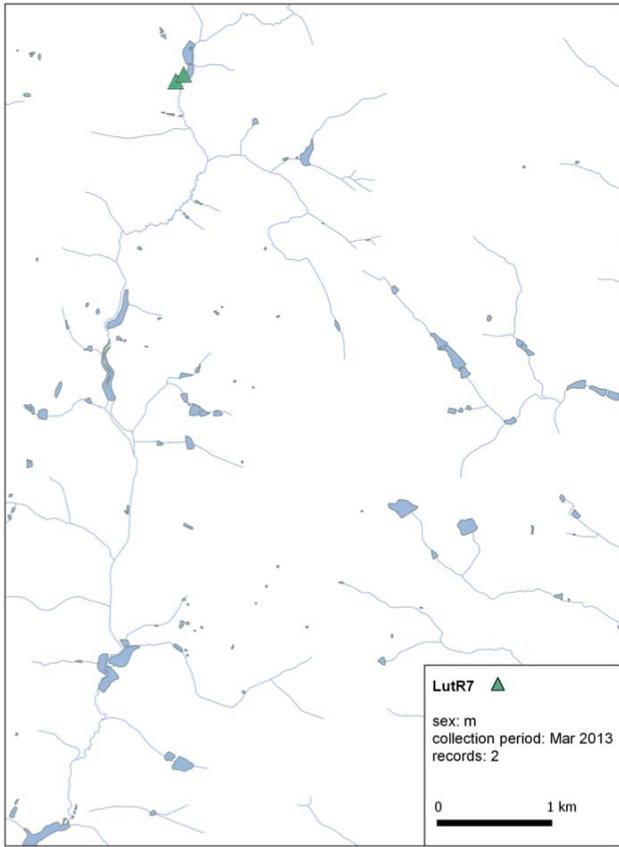


Abb. 37-40: Räumliche Verteilung der Nachweispunkte durchziehender Fischotterindividuen im Teichgebiet Romaubach – Fischotterindividuen **LutR7**, **LutR14**, **LutR18** & **LutR20**.

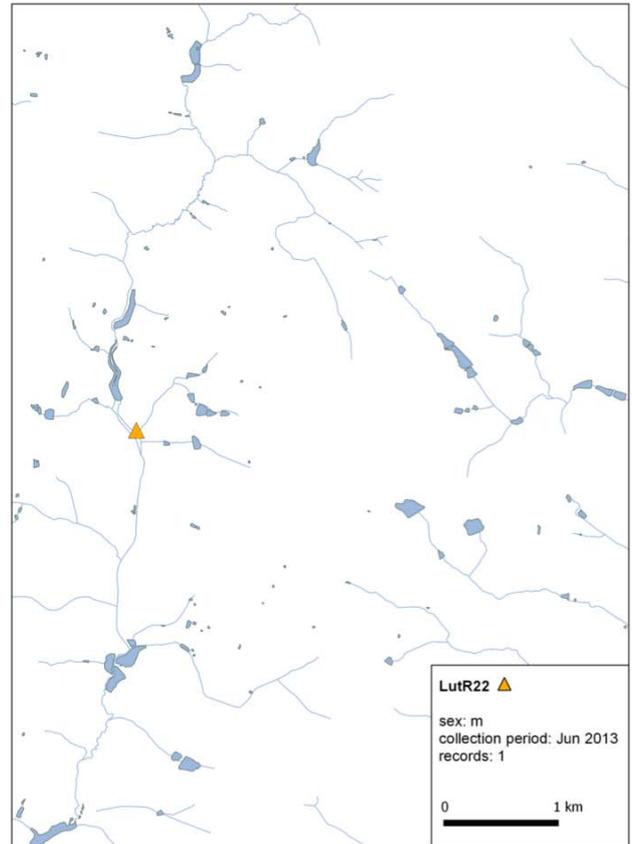
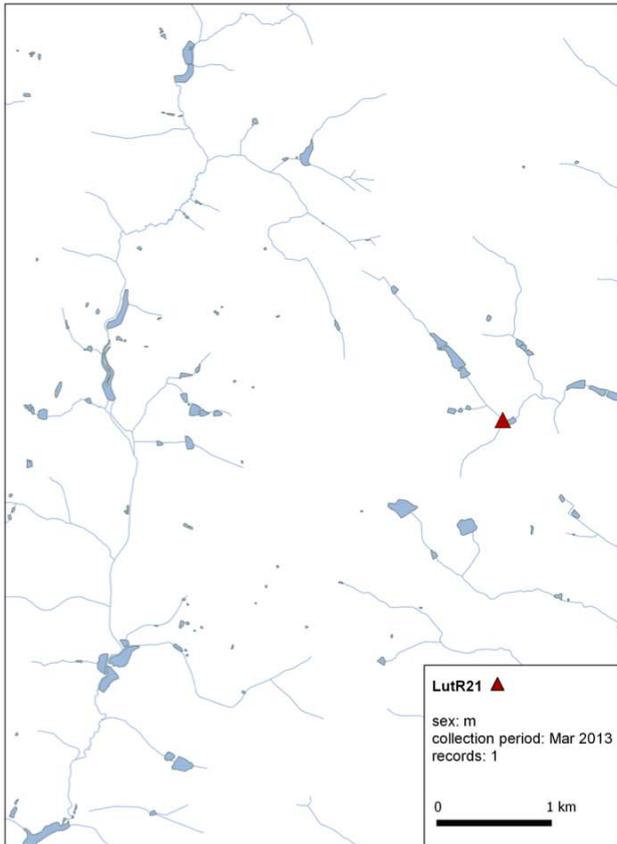


Abb. 41-42: Räumliche Verteilung der Nachweispunkte durchziehender Fischotterindividuen im Teichgebiet Romaubach – Fischotterindividuen **LutR21** & **LutR22**.

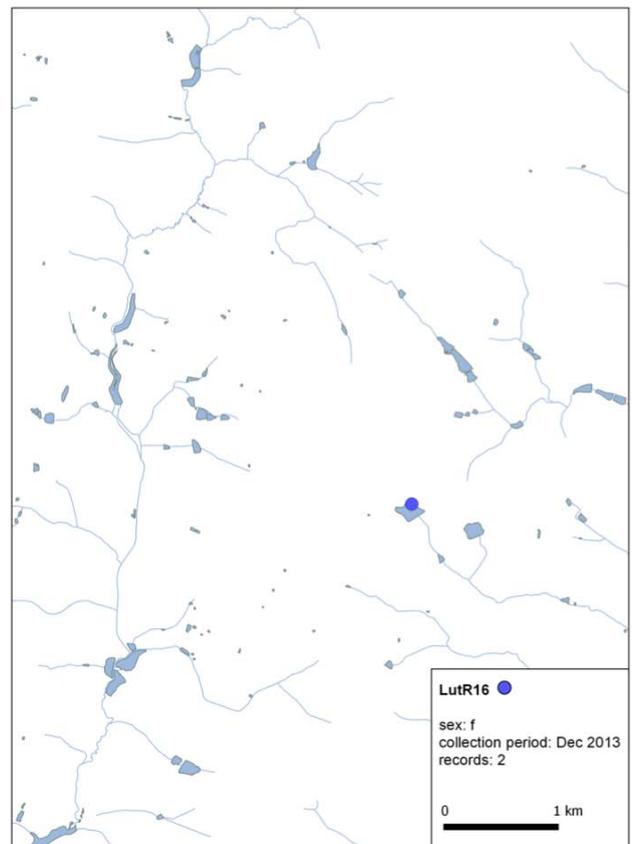
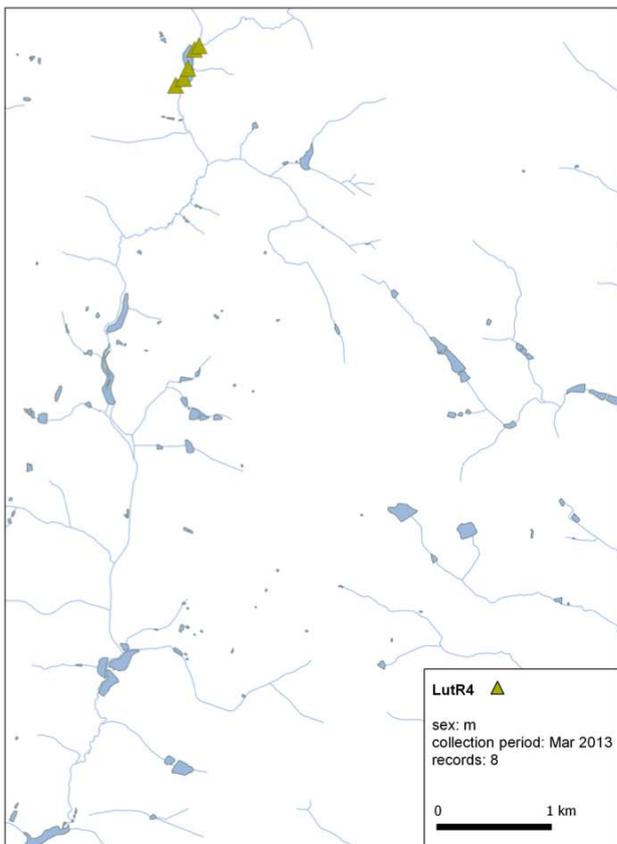


Abb. 43-44: Räumliche Verteilung der Nachweispunkte jener Fischotterindividuen, die an mehreren Tagen innerhalb eines Sammeltermins festgestellt wurden – Fischotterindividuen **LutR4** & **LutR16**.

5.2.4 Bestandsgrößenabschätzung auf Basis von Fang-Wiederfang Methoden

Die im Labor ermittelte Fischotterindividuenzahl und die jeweiligen Nachweisraten (*capture histories*) wurden mit dem Fang-Wiederfang-Analyseprogramm CAPWIRE modelliert. Ein Likelihood ratio Test prüfte die Daten auf Unterschiede in der Fangwahrscheinlichkeit und legte ein Modell zugrunde, welche diese Heterogenität berücksichtigt. Für die Bestandsgrößenschätzung ergab die Fang-Wiederfang-Analyse eine Punktschätzung von 21 Fischotterindividuen. Dies entspricht exakt dem Ergebnis aus der Genotypisierung. Das Konfidenzintervall (CI95%) reicht von 21 bis 29 Individuen.

Ein Vergleich zwischen der Anzahl der nachgewiesenen Fischotterindividuen aus dem nicht-invasiven genetischen Ansatz und dem Ergebnis der statistischen Erfassung der Individuenzahl anhand der Fang-Wiederfang-Analyse spricht für eine hohe Verlässlichkeit der bestimmten Bestandsgröße im Untersuchungsgebiet.

5.2.5 Zusammenhang Fischotterindividuen und Losungsanzahl

Die lineare Regression ergab keinen signifikanten Zusammenhang zwischen der Anzahl an aufgefundenen frischen Fischotterlosungen pro Sammeltermin und der mittels Genotypisierung festgestellter Anzahl der Fischotterindividuen innerhalb eines Sammeltermins ($R^2=0,031$, $df=2$, $p=0,823$, Abb.45).

Dies deutet darauf hin, dass die Anzahl an Losungen in einem Gebiet keinen guten Indikator für die Fischotterdichte darstellt.

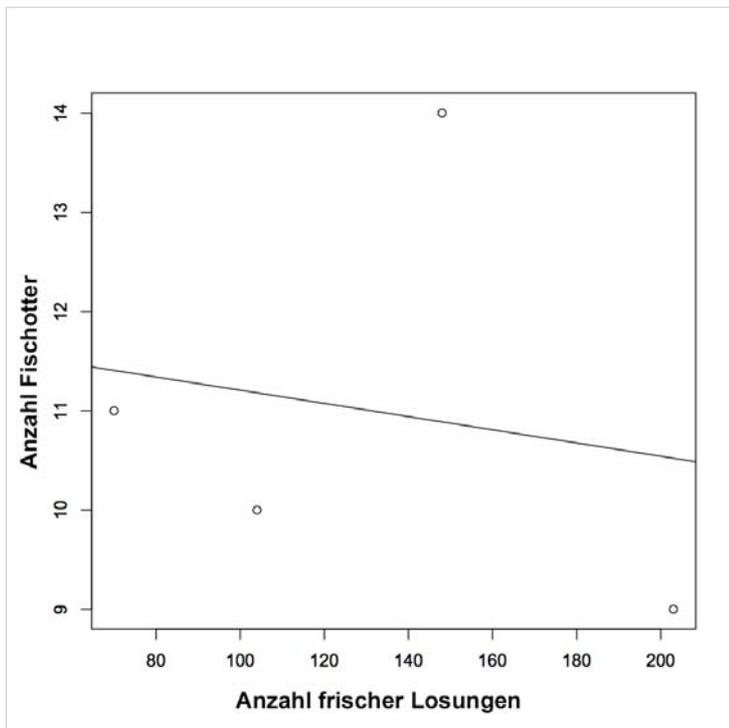


Abb.45: Zusammenhang zwischen der Anzahl an frischen Fischotterlosungen und Fischotterindividuen pro Sammeltermin ($n=4$) im Teichgebiet Romaubach. Lineare Regression mit $y=-0,007x+11,873$, $R^2=0,031$, $df=2$, $p=0,823$.

6 MODUL TEICHWIRTSCHAFT UND FISCHEREI

6.1 Methoden zur Erhebung von Fischbeständen in Teichen und Fließgewässern

6.1.1 Allgemeines zur Teichbewirtschaftung

Die Karpfenteichwirtschaft blickt auf eine Jahrhunderte alte Tradition zurück. Die Speisekarpfenproduktion wird meist im sogenannten Klassenbetrieb, d.h. bei scharfer Trennung der Jahrgänge durchgeführt, dadurch sind verschiedene Teicharten notwendig: Laichteiche zur Brutproduktion, Brutstreckteiche für 1-jährige Karpfen, Streckteiche für 2-jährige Karpfen und Abwachsteiche für die Aufzucht von Speisekarpfen. Winterteiche sind Teiche die einen gesicherten Wasserzulauf haben und im Herbst zur Überwinterung mit zusätzlichen Fischen besetzt werden. Ein Großteil der Waldviertler Teiche wird als Abwachsteich in extensiver Form bewirtschaftet. Vorrangiges Produktionsziel ist die Produktion von Speise- bzw. Besatzkarpfen mit einem Endgewicht von etwa 1,5 bis 2,5 kg im drei- bis viersömmerigen Umtrieb, wobei die Speisekarpfen eine immer wichtigere Rolle spielen.

Für jede Jahrgangsklasse gibt es unterschiedliche Durchschnittswerte für natürliche Verluste (Tab. 5) (Gratzl 2015).

Tab. 5: Durchschnittliche Besatzdichten pro ha, durchschnittliche Besatzstückgewichte und durchschnittliche Stückverluste ohne Einfluss des Fischotters und sonstiger außergewöhnlicher Ereignisse (langjährige Erfahrungswerte aus dem Waldviertel).

Fischart und Altersklasse	Besatzdichte Stk./ha	Ø Besatzstückgewicht in kg	Ø max. natürl. Stückverlust %
K 1-2	2.000 - 4.000	0,02 - 0,05 (>0,05 eher selten)	20
K 2-3	500 - 800	0,20 - 0,50 (>0,50 eher selten)	5
K 3-4	350 - 450	0,90 - 1,80 (>1,80 eher selten)	2-5

Die klassische Karpfenteichwirtschaft gilt als die nachhaltigste Form der Fischproduktion. Nach den Erläuterungen zur Abwasseremissionsverordnung Aquakultur gelten als Teichanlagen der Intensitätsstufe I - extensive Bewirtschaftung: Naturteiche, in denen der Massenzuwachs der Fische ausschließlich über die Produktivität des Teichbodens gesteuert wird (Naturzuwachs). Sie können Massenzuwächse zwischen 50 bis 400 Kilogramm pro Hektar Teichfläche hervorbringen. Darüber hinaus gehende Produktivität ist nur mit Einsatz von Beifutter erreichbar. Bei extensiver Bewirtschaftung sind (abhängig von Teichbonität, Klima und Nährstoffverhältnissen) unter Beifütterung von Getreide, Leguminosen und fallweise Fertigfutter, spezifische Jahresproduktionskapazitäten von bis zu 1.500 Kilogramm pro Hektar Teichfläche möglich.

Die Umtriebszeit (Aufenthaltszeit der Fische im Teich) umfasst meist rund 6 Monate bis zu 2 Jahre. Der klassische Abwachsteich wird im Frühjahr besetzt und im Herbst desselben Jahres abgefischt, wodurch sich ein 6-monatiger Umtrieb ergibt. Im Waldviertel am weitesten verbreitet ist jedoch der einjährige Umtrieb (Herbst bis Herbst), bei dem Teiche sofort nach der Abfischung wieder zugestellt (befüllt) und einige Tage später erneut mit Fischen besetzt werden.

6.1.2 Erhebung von Fischbiomassen und Verlusten in Teichen

Beim Betrieb von Fischteichen sind zahlreiche gesetzliche Bestimmungen und Auflagen einzuhalten. Dazu zählt auch die Führung eines Betriebsbuches, in dem Besatz- und Abfischdaten der einzelnen Teiche vermerkt werden.

Für die Fragestellung der Fallstudie relevant ist die jeweils aktuelle Fischbiomasse in den einzelnen Teichen zum Zeitpunkt der Fischotterlosungssammeltermine (März, Juni, August und Dezember 2013).

Grundsätzlich wurde hierfür die Differenz zwischen Besatz- und Abfischungsbiomasse herangezogen. Weiters wurde angenommen, dass über die Sommermonate ein annähernd linearer Zuwachs stattfand, während in den Wintermonaten keine Biomassezunahme erfolgte. Als Kontrolle für diese Annahme dienen regelmäßig durchgeführte Probebefischungen (während der Produktionsperiode) bei denen die Teichbewirtschafter das aktuelle Durchschnittsgewicht einer Stichprobe von Karpfen bestimmen. Dies dient in erster Linie der Optimierung des Futtermiteinsatzes. Bei den anderen Fischarten beruht die Verteilung des Fischzuwachses auf langjährigen Erfahrungen der Ökostation Waldviertel.

Hinsichtlich der Stückzahl (Anzahl der fehlenden Fische) wurde bei allen Fischarten davon ausgegangen, dass der Stückzahlverlust linear über die gesamte Umtriebsperiode stattfindet. Für die Gruppe der Weißfische allerdings, stellen die Stückzahlen nur grobe Annäherungen dar: zum einen beeinflussen die in den Teichen vorhandenen Raubfische den Weißfischbestand massiv, zum anderen können vor allem bei Durchflussteichen (Teiche ohne Umleiter) erhebliche Stückzahlen von oberhalb liegenden Teichen bzw. Fließgewässer in den Unterlieger gelangen.

Wesentlich dabei ist, dass die dieser Berechnung zugrundeliegenden Verluste sämtliche Verlustfaktoren umfassen. Der Fischotter stellt dabei nur einen von mehreren Faktoren dar.

Für die Berechnung des dem Fischotter zugeordneten Einflusses (Fischotterverlust bzw. Fischotterschaden) wird zunächst die Differenz zwischen erwartetem und tatsächlichem Abfischungsergebnis ermittelt (Bauer et al. 2007).

Das erwartete Abfischungsergebnis berücksichtigt bereits die natürlichen Verluste (siehe S. 6 sowie Tab. 5). Zusätzlich findet bei hohen Stückzahlverlusten ein Korrekturfaktor Anwendung: eine durch Verluste verminderte Stückzahl unterliegt besseren Wachstumsbedingungen und resultiert damit in höherem Stückzuwachs als dies bei vollem Besatz der Fall wäre. Weiters können gutachtlich noch außergewöhnliche Verluste in Form pauschalierter Abzüge berücksichtigt werden, wie etwa Ausfälle durch Hochwässer, Krankheiten oder ungewöhnlich hohe Einflüsse anderer fischfressender Tiere (z. Bsp. Kormoran). Der nach den genannten Berechnungen bleibende Verlust ist der Fischotterverlust (in kg oder als Prozentanteil des erwarteten Abfischungsergebnisses). Die so berechnete Schadensbiomasse ist aber nicht der reine Fraßschaden, sondern beinhaltet auch mögliche Zuwachsverluste. Das Berechnungsschema ist in den Abbildungen 46 und 47 dargestellt.

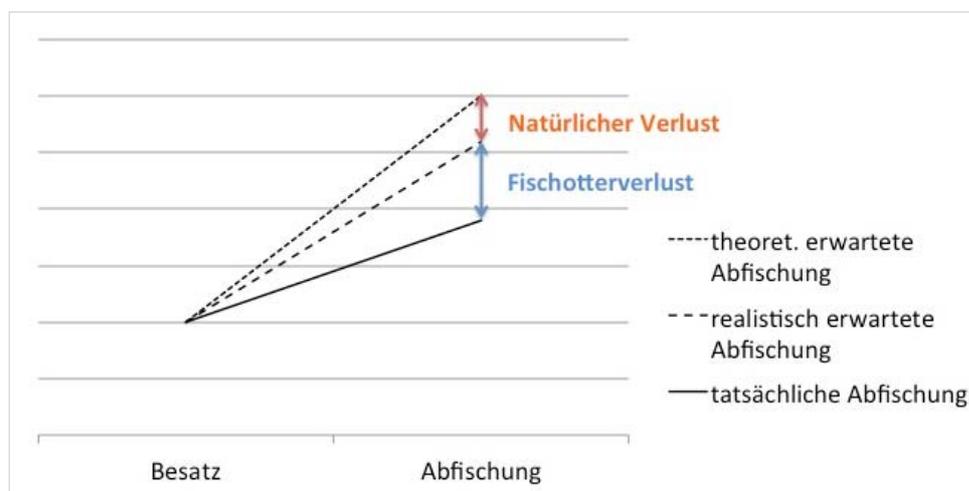


Abb. 46: Schema für die Berechnung des Fischotterverlustes in Fischteichen.

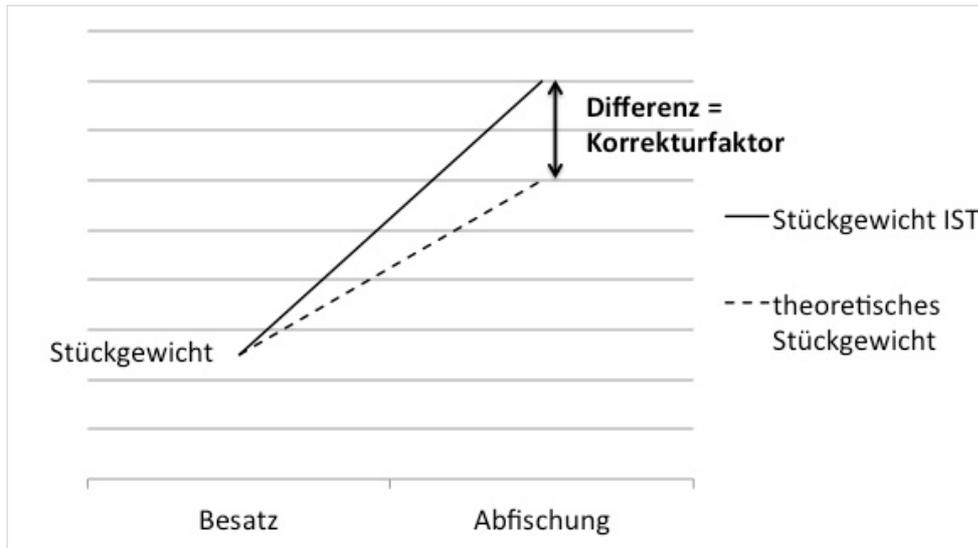


Abb. 47: Schema für die Erhebung des Korrekturfaktors bei der Verlustermittlung.

6.1.3 Fischbestandserhebung Romaubach

Zusätzlich zu den Fischbeständen in den Teichen wurden auch die Fischbestandsdaten (Fischbiomasse, Artenzusammensetzung und Populationsstruktur) des Romaubaches erhoben. Diese Erhebungen erfolgten mittels Elektrobefischung (Watbefischung). Als Befischungszeitraum wurde der Herbst gewählt, wo von niedrigem Abfluss und geringer Trübe ausgegangen werden konnte, sodass durch die Befischungsergebnisse die tatsächlichen Verhältnisse im Fließgewässer möglichst genau abgebildet werden konnten.

Die Erhebung fand mittels Watbefischung unter den Vorgaben des Leitfadens zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil A1 - Fische (Haunschmid et al. 2010) statt. Entsprechend der EU-Wasserrahmenrichtlinie wird im österreichischen Wasserrechtsgesetz die Erhebung des Gewässerzustandes bestimmt. In der dazugehörigen Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) erfolgen die dazugehörigen methodischen Vorgaben.

Im Detail orientiert sich die angewandte Methodik und Bewertung an der Vorgangsweise an Haunschmid et al. (2006).

Die Befischungsstrecken befanden sich zum einen oberhalb der Teichgruppe 1 (Oberer Pengersteich, Unterer Pengersteich, Streckteich) und eine Probenstelle knapp oberhalb der Teichgruppe 2 (Reitwehrteich, Mühlteich) (siehe Abbildungen 48-50).



Abb. 48: Lage der Probestrecken für die Fischbestandserhebung im Romaubach.



Abb. 49: Probestrecke 1 – Romaubach Niederwehr.
Abb. 50: Probestrecke 2 – Romaubach Reitwehr.

6.1.4 Versuchsansatz mit Zwischenabfischung im Frühjahr

Für die beiden Teiche Mühlteich und Reitwehrteich liegen langjährige Datenreihen zur Bewirtschaftung (Besatz- und Abfischdaten) vor. Die Bewirtschaftung erfolgt als Abwachsteich mit Nebenfischen. Hauptfisch ist der Karpfen und als Nebenfische werden Schleie, Hechte, Zander und Futterfische (hauptsächlich Rotaugen und Flussbarsche) für die Raubfischproduktion besetzt. Ursprünglich wurde im 2 jährigen Rhythmus abgefischt. Das heißt einmal wurde im April 1998 besetzt und im Oktober 1999 abgefischt (2 Sommer und 1 Winter) und einmal im Oktober 1999 besetzt und im Oktober 2001 abgefischt (2 Sommer und 2 Winter). Danach wurde die Bewirtschaftung umgestellt auf Besatz im Herbst und Abfischung im Folgeherbst (1 Sommer und 1 Winter). Aufgrund der hohen Verluste, besonders im Mühlteich, hat der Betrieb versuchsweise die Überwinterung des Besatzes ausgelagert. Im Winter 2011/12 wurde erstmals der sonst übliche Herbstbesatz nicht in den beiden Teichen (Mühlteich, Reitwehrteich) überwintert, sondern in einem externen Teich, d.h. in einem Teich außerhalb des Versuchsgebiets, mit dem Ziel, Schäden durch den Fischotter zu reduzieren. Im Rahmen des Versuchsansatzes wurde nach der Herbstabfischung 2013 wieder ein Herbstbesatz vorgenommen und über den Winter 2013/14 im Teich belassen. Im Frühjahr 2014 erfolgte eine Zwischenabfischung des Mühlteiches um etwaige Unterschiede im Verlustgeschehen zwischen Winter und Sommer zumindest in diesem Teich zu dokumentieren.

6.2 Ergebnisse Fischbestände in Teichen und Fließgewässern

6.2.1 Verfügbares Nahrungsangebot in Teichen

Die im Rahmen des Projektes erhobenen Besatzdichten bzw. Produktionszahlen liegen in einem Bereich, der laut AEV Aquakultur als extensive Bewirtschaftung gilt. Abhängig von Teichbonität, Klima und Nährstoffverhältnissen unter Beifütterung von Getreide, Leguminosen und fallweise Fertigfutter lassen spezifische Jahresproduktionskapazitäten von bis zu 1.500 Kilogramm pro Hektar Teichfläche zu.

Die in den Tabellen 6 und 7 dargestellten Werte fassen die Fischbiomassen bzw. Fischbiomassen pro Teichfläche je Fischottererhebungstermin (Sammlung der Losungen) zusammen und stellen somit das zu diesem Zeitpunkt verfügbare Nahrungsangebot in Form der Teichfische dar.

In den nachstehenden Abbildungen (Abb. 51-74) ist zudem die Fischartenzusammensetzung ersichtlich, wobei Karpfen unterschiedlicher Altersklassen den Großteil der Fischbiomasse in den untersuchten Teichen ausmachen.

Starke jahreszeitliche Schwankungen aufgrund der durchgeführten Teichbewirtschaftungsmaßnahmen (Abfischung und Fischbesatz) liegen vor allem für folgende Teiche vor: Oberer Pengersteich, unterer Pengersteich, Oberer Hauserteich, Unterer Hauserteich, Dittrichteich und Stockteich. Bei den anderen Teichen lag das Ende der Umtriebszeit (und damit die Abfischung) nicht im Zeitrahmen des Projektes. Dennoch ergeben sich für diese Teiche zum Teil große Veränderungen in der Biomasse, verursacht durch den Zuwachs in der Fischproduktion.

Im Mittel liegen die Fischbiomassewerte des für Fischotter verfügbaren Nahrungsangebotes in Form von Teichfischen für das gesamte untersuchte Gebiet für die einzelnen Erhebungsperioden März, Juni, August und Dezember bei 529,0 kg (\pm 696,0), 803,2 kg (\pm 595,0), 1.066,9 kg (\pm 525,4) bzw. 829,1 kg (\pm 1.005,3).

Tab. 6: Verfügbares Nahrungsangebot (Fischbiomassen gesamt in kg) in den untersuchten Teichanlagen zum Zeitpunkt der 4 Losungssammlungen (März, Juni, August und Dezember 2013).

Teiche	Fischbiomasse in kg			
	Mar 2013	Jun 2013	Aug 2013	Dez 2013
Oberer Pengersteich	50,0	900,0	1.167,0	44,0
Unterer Pengersteich	50,0	1.224,0	1.448,0	134,0
Streckteich	257,0	554,4	867,1	972,0
Mühlteich	940,4	623,3	671,5	853,0
Reitwehrteich	464,6	581,0	1.160,0	403,0
Oberer Hauserteich	172,1	684,0	890,0	50,0
Unterer Hauserteich	182,0	663,0	723,0	50,0
Kleinmotten – unterer Teich	1.168,0	1.124,0	1.099,0	1.126,0
Kleinmotten – mittlerer Teich	2.371,0	2.361,0	2.324,0	2.263,0
Kleinmotten – oberer Teich	681,0	724,1	768,1	802,5
Dittrichteich	10,0	150,4	227,6	16,0
Stockteich	00,0	49,0	1.457,0	3.236,0

Tab. 7: Verfügbares Nahrungsangebot (Fischbiomassen in kg/ha) in den untersuchten Teichanlagen zum Zeitpunkt der 4 Losungssammlungen (März, Juni, August und Dezember 2013).

Teiche	Fischbiomasse in kg/ha			
	Mar 2013	Jun 2013	Aug 2013	Dez 2013
Oberer Pengersteich	36,2	652,0	846,0	31,9
Unterer Pengersteich	27,5	673,0	796,0	73,8
Streckteich	111,5	241,0	377,0	422,6
Mühlteich	373,2	247,0	266,0	338,5
Reitwehrteich	233,4	292,0	561,0	202,6
Oberer Hauserteich	124,7	495,0	645,0	36,2
Unterer Hauserteich	133,5	488,0	531,0	36,8
Kleinmotten – unterer Teich	2.086,0	2.007,0	1.963,0	2.010,0
Kleinmotten – mittlerer Teich	1.317,5	1.311,6	1.291,1	1.257,0
Kleinmotten – oberer Teich	908,1	965,5	1.024,1	1.070,0
Dittrichteich	22,7	342,0	517,0	36,4
Stockteich	00,0	21,4	633,3	1.407,0

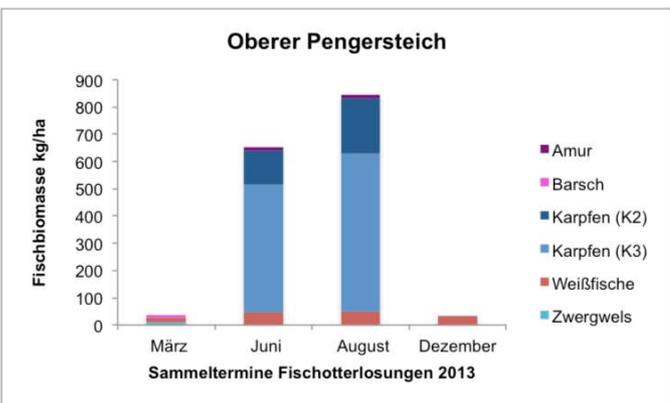
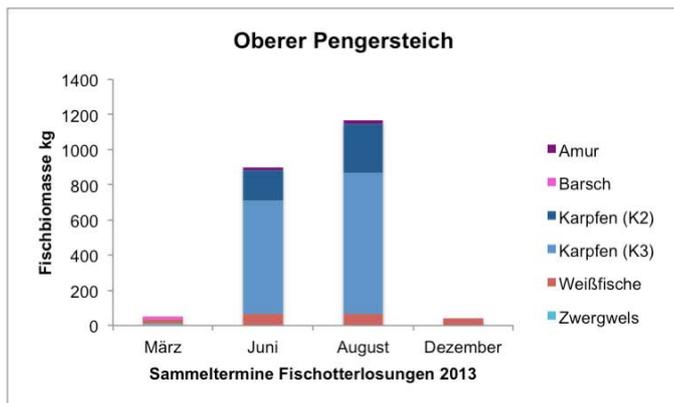


Abb. 51: Fischbiomasse (in kg) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungs-sammeltermine 2013 – **Oberer Pengersteich.**

Abb. 52: Fischbiomasse (in kg/ha) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungs-sammeltermine 2013 – **Oberer Pengersteich.**

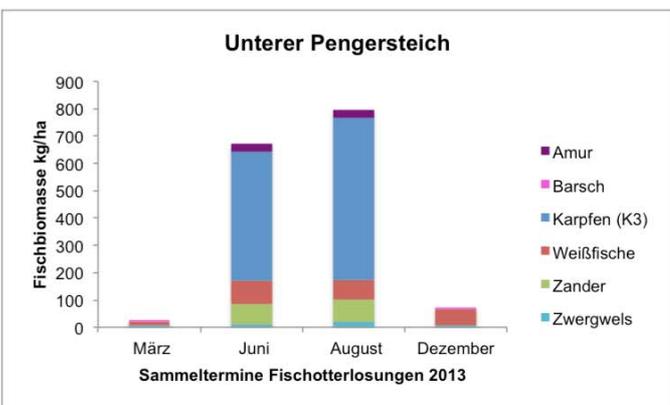
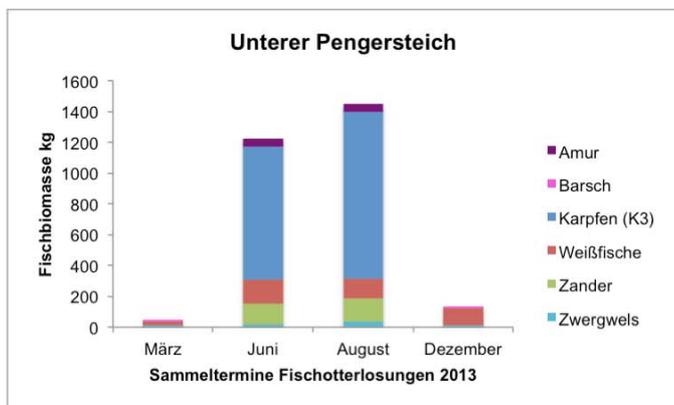


Abb. 53: Fischbiomasse (in kg) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungs-sammeltermine 2013 – **Unterer Pengersteich.**

Abb. 54: Fischbiomasse (in kg/ha) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungs-sammeltermine 2013 – **Unterer Pengersteich.**

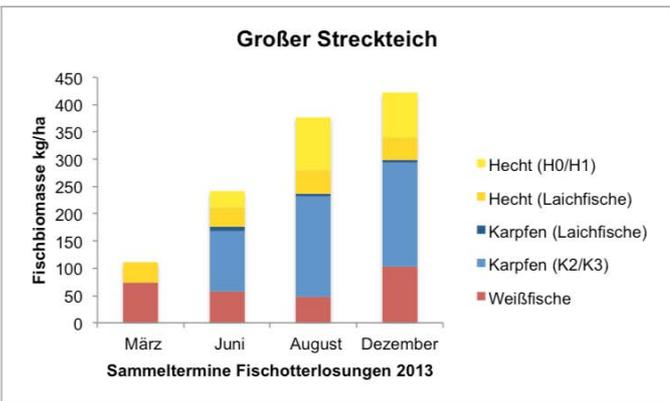
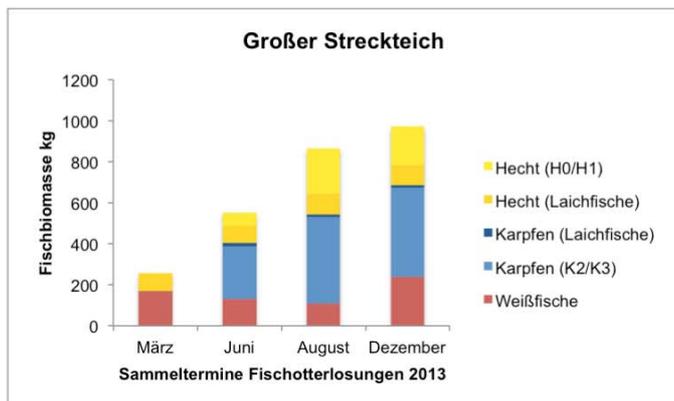


Abb. 55: Fischbiomasse (in kg) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungs-sammeltermine 2013 – **Großer Streckteich.**

Abb. 56: Fischbiomasse (in kg/ha) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungs-sammeltermine 2013 – **Großer Streckteich.**

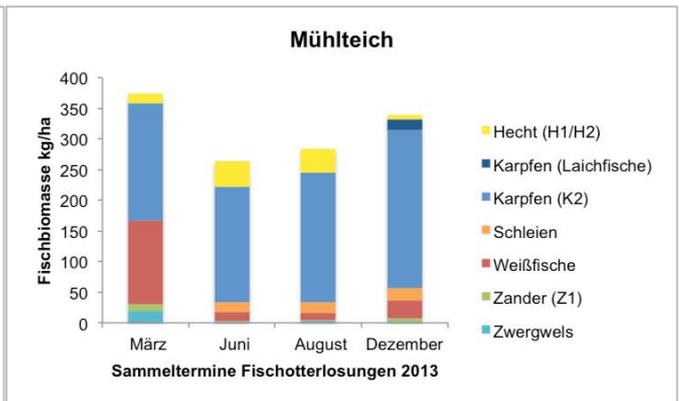
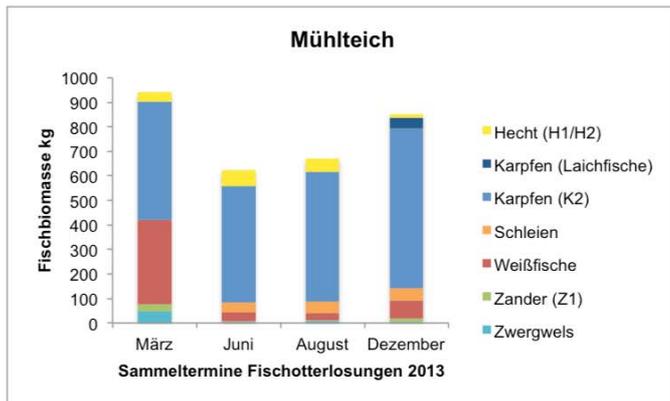


Abb. 57: Fischbiomasse (in kg) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungs-sammeltermine 2013 – **Mühlteich**.
 Abb. 58: Fischbiomasse (in kg/ha) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungs-sammeltermine 2013 – **Mühlteich**.

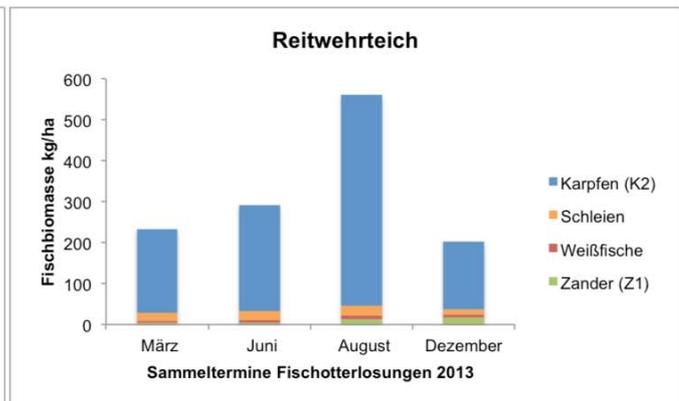
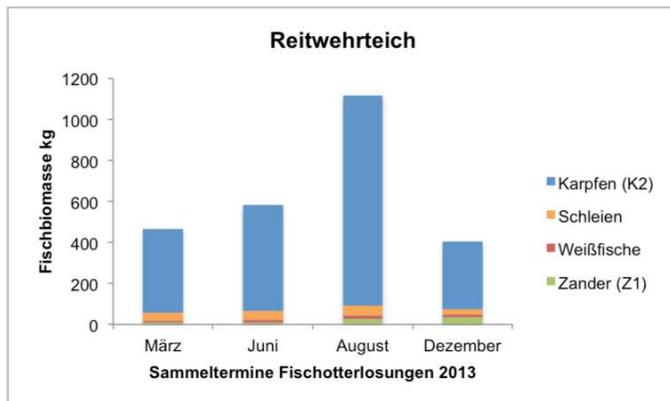


Abb. 59: Fischbiomasse (in kg) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungs-sammeltermine 2013 – **Reitweherteich**.
 Abb. 60: Fischbiomasse (in kg/ha) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungs-sammeltermine 2013 – **Reitweherteich**.

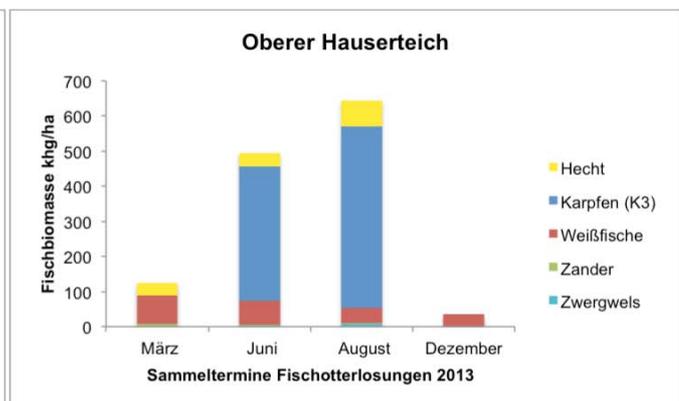
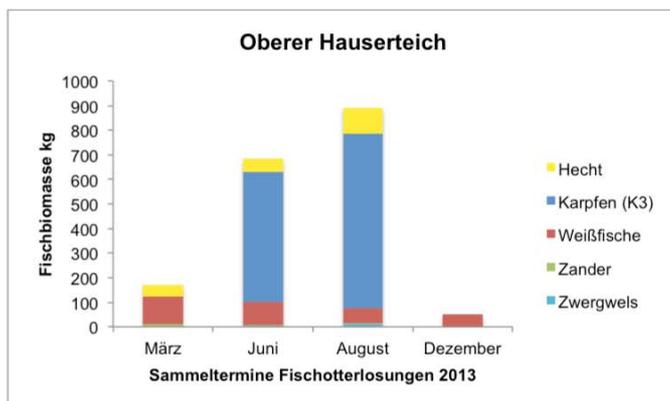


Abb. 61: Fischbiomasse (in kg) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungs-sammeltermine 2013 – **Oberer Hauserteich**.
 Abb. 62: Fischbiomasse (in kg/ha) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungs-sammeltermine 2013 – **Oberer Hauserteich**.

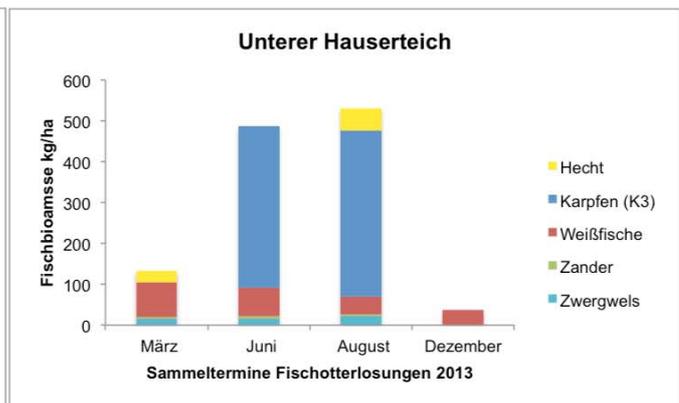
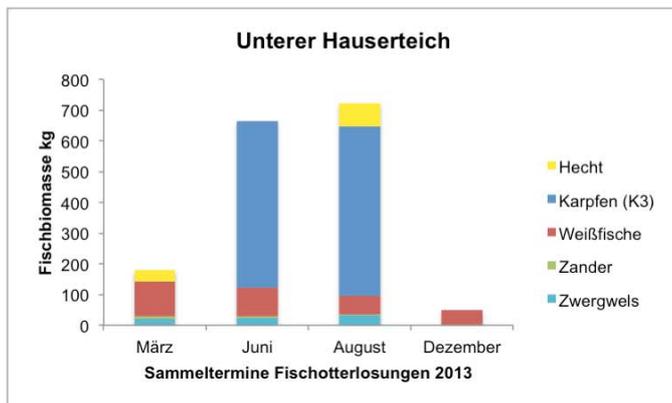


Abb. 63: Fischbiomasse (in kg) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungssammeltermine 2013 – **Unterer Hauserteich.**

Abb. 64: Fischbiomasse (in kg/ha) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungssammeltermine 2013 – **Unterer Hauserteich.**

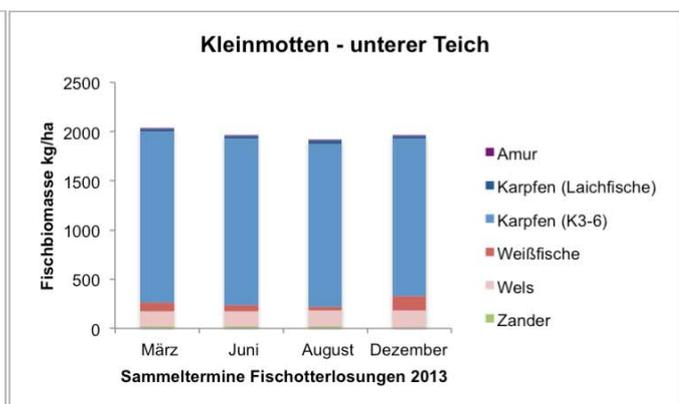
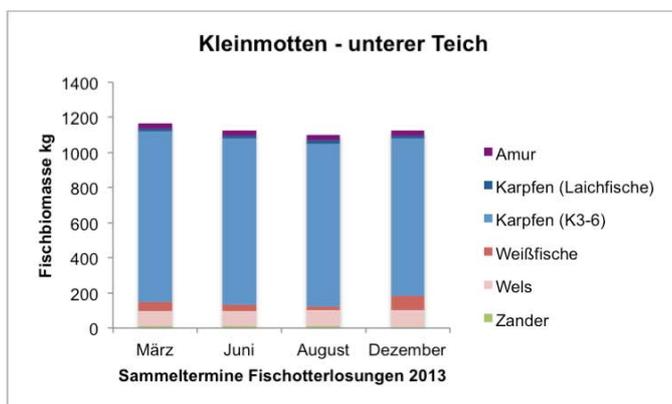


Abb. 65: Fischbiomasse (in kg) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungssammeltermine 2013 – **Kleinmotten, unterer Teich.**

Abb. 66: Fischbiomasse (in kg/ha) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungssammeltermine 2013 – **Kleinmotten, unterer Teich.**

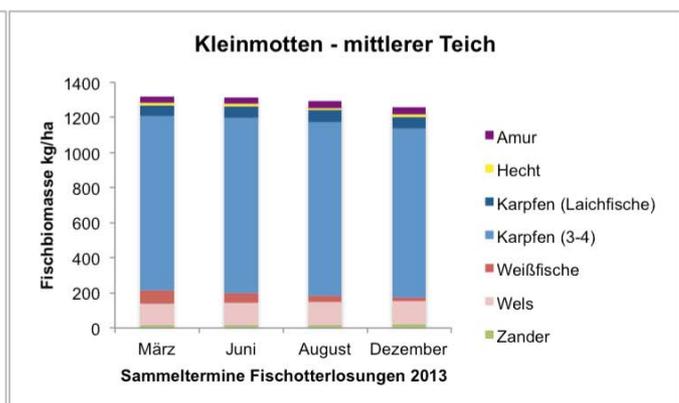
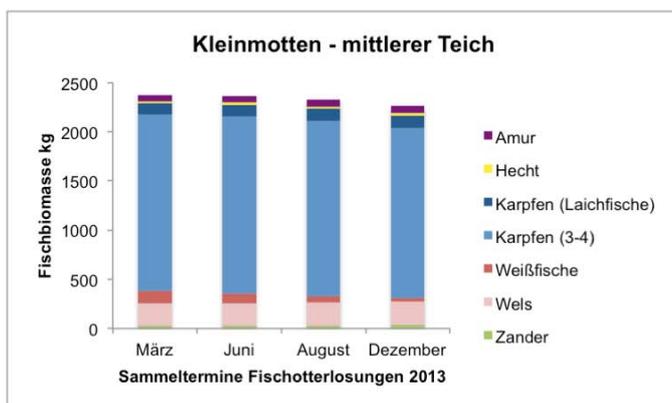


Abb. 67: Fischbiomasse (in kg) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungssammeltermine 2013 – **Kleinmotten, mittlerer Teich.**

Abb. 68: Fischbiomasse (in kg/ha) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungssammeltermine 2013 – **Kleinmotten, mittlerer Teich.**

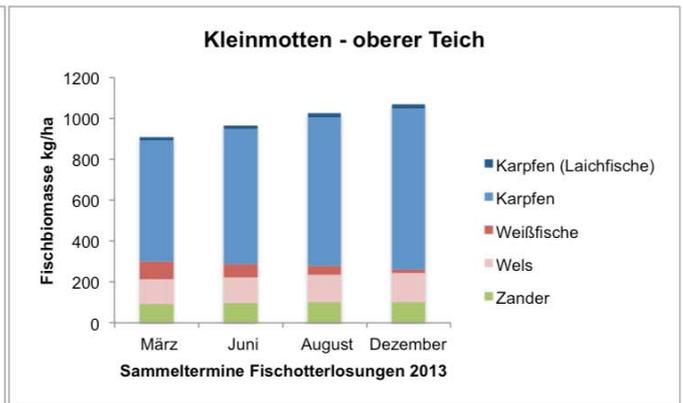
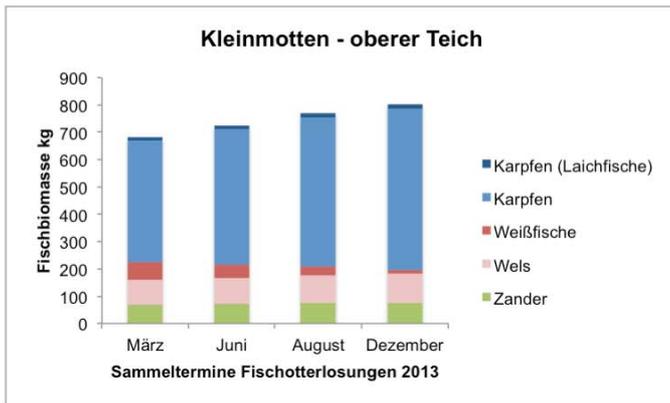


Abb. 69: Fischbiomasse (in kg) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungssammeltermine 2013 – **Kleinmotten, oberer Teich.**

Abb. 70: Fischbiomasse (in kg/ha) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungssammeltermine 2013 – **Kleinmotten, oberer Teich.**

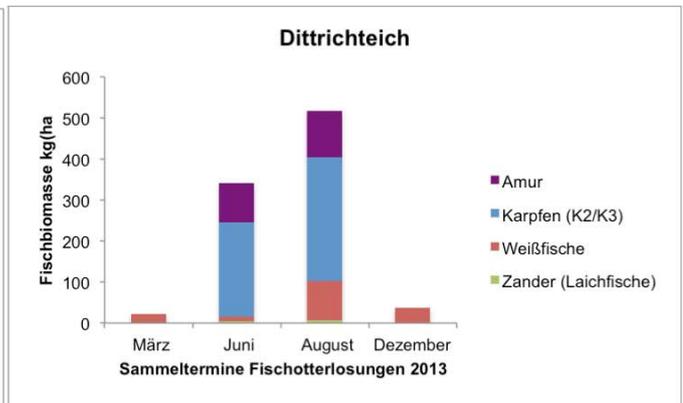
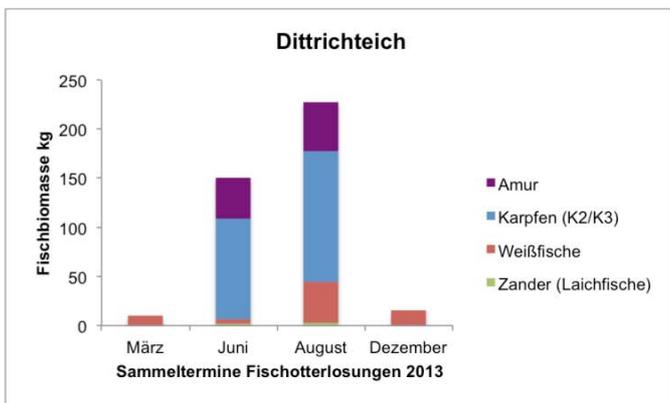


Abb. 71: Fischbiomasse (in kg) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungssammeltermine 2013 – **Dittrichteich.**

Abb. 72: Fischbiomasse (in kg/ha) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungssammeltermine 2013 – **Dittrichteich.**

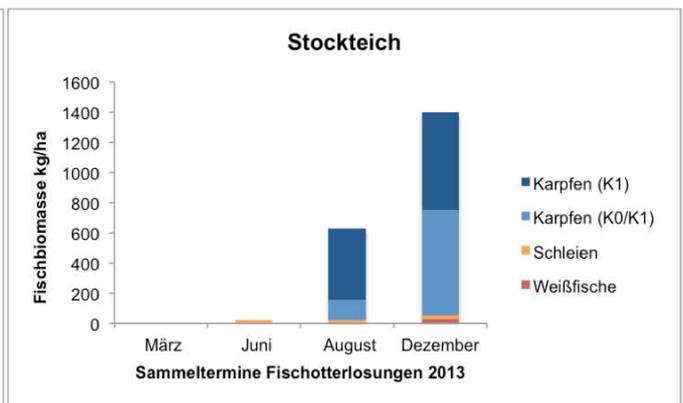
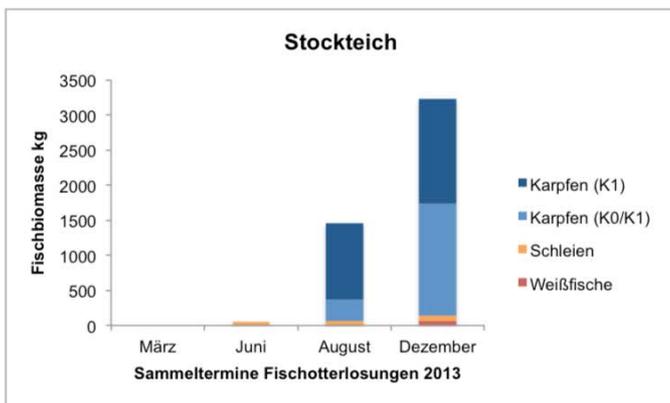


Abb. 73: Fischbiomasse (in kg) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungssammeltermine 2013 – **Stockteich.**

Abb. 74: Fischbiomasse (in kg/ha) gesamt und je Fischart zum Zeitpunkt der Fischotterlosungssammeltermine 2013 – **Stockteich.**

6.2.2 Fischotterverluste im Untersuchungszeitraum

Die im Projektjahr festgestellten Verluste verursacht durch Fischotter liegen grundsätzlich im Schwankungsbereich der mehrjährigen Aufzeichnungen (siehe Anhang Abb. A10-21). Die Fischotterverluste reichen von 3,15 % im Oberen Hauserteich bis hin zu etwa 70 % im Mühlteich.

Bei genauerer Betrachtung der Datenreihen zeigen sich an einzelnen Teichen sehr unterschiedliche Verlustverläufe. Der Mühlteich ist dabei stets jener Teich, der die meisten Verluste zu verzeichnen hat.

Tab. 8: Teichbewirtschaftungsdaten und Angaben zu Fischotterverlusten (in kg, kg/ha und % vom erwarteten Abfischungsergebnis) für die untersuchten Teiche .

Teich	Besatz kg	Abfischung kg	erwartetes Abfischungsergebnis kg	Fischotterverlust		
				kg	kg/ha	% *
Oberer Pengersteich	759,54	1.252,25	1.596,00	343,75	291,31	21,54
Unterer Pengersteich	1.169,00	1.528,50	1.994,00	465,50	255,77	23,34
Streckteich	741,27	763,32	1.100,00	336,68	146,38	30,61
Mühlteich	638,88	519,43	1.694,00	1.174,57	466,10	71,70
Reitwehrteich	463,70	1.232,54	1.540,00	307,45	154,50	19,70
Oberer Hauserteich	526,70	985,30	1.007,00	31,70	22,97	3,15
Unterer Hauserteich	1.313,70	776,41	1.061,00	284,59	210,81	26,82
Kleinmotten – unterer Teich	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Kleinmotten – mittlerer Teich	1.673,36	2.288,83	2.672,00	383,17	212,87	14,34
Kleinmotten – oberer Teich	1.077,74	1.468,72	1.727,00	258,28	344,37	14,95
Dittrichteich	142,91	224,93	318,00	92,00	209,10	28,93
Stockteich	1.441,10	2.406,45	2.568,00	161,55	68,16	6,30

* wird in % des erwarteten Abfischungsergebnisses angegeben

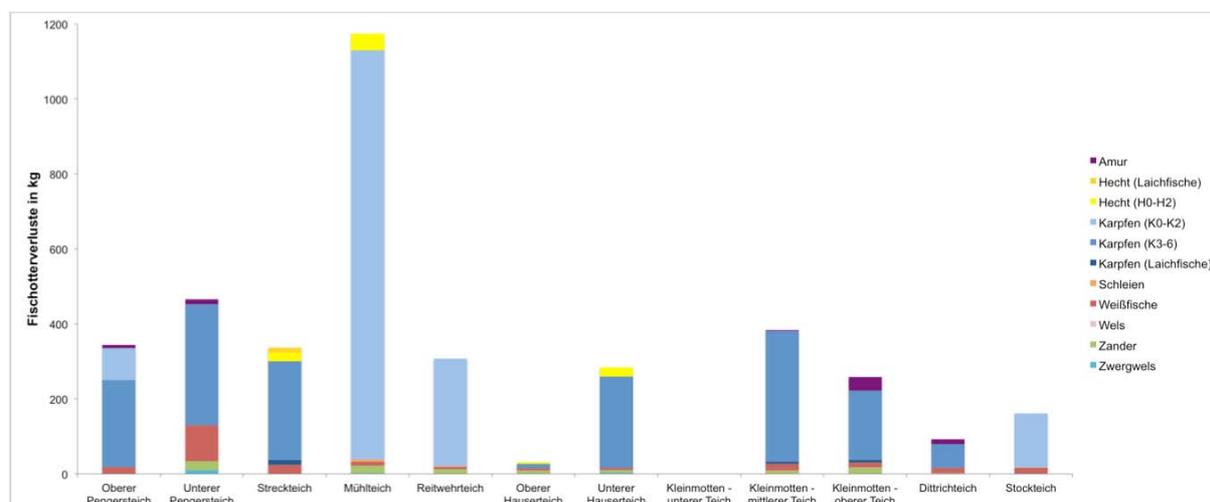


Abb. 75: Fischotterverluste in kg der untersuchten Teiche für die im Projektzeitraum liegende Umtriebsperiode. Die Verluste werden getrennt nach Fischart bzw. Größenklasse dargestellt.

6.2.3 Versuchsansatz mit Zwischenabfischung im Frühjahr

Am 15.03.2015 wurde am Mühlteich eine Zwischenabfischung durchgeführt. Die gezählten und erhobenen Fische wurden unmittelbar nach der Beendigung der Abfischung wieder in den Teich zurückgesetzt.

Das Ergebnis gestaltete sich sehr unterschiedlich. Während im Reitwehrteich eine deutliche Besserung eintrat, im Mittel der beiden Jahre ohne Überwinterung lag der Schaden bei 17% und im

Mittel von 11 Jahren mit Überwinterung bei 28,7%. Die beiden Hochwasserjahre 2002 und 2006 wurden dabei nicht berücksichtigt. Hingegen ist beim Mühlteich kein Unterschied erkennbar. Bei 3 Jahren ohne Überwinterung lag der Schaden bei 57,4% und im Mittel von 10 Jahren mit Überwinterung bei 50,0%.

Der Verlust war zumindest im Mühlteich in den Wintermonaten offensichtlich deutlich höher als in den Sommermonaten. Prozentuell gesehen war der Stückverlust zwischen Besatz und Abfischung im Vergleich Winter- und Sommermonate nahezu gleich. Der Schaden lag in den Wintermonaten bei 52,4% und in den Sommermonaten bei 53,5%. Der reine Stückverlust bei den Karpfen lag in den Wintermonaten bei rund 63 % und in den Sommermonaten bei rund 62%. Bei genauerer Betrachtung der Stückzahlen lag der Verlust bei 1.407 Stück (63%) mit einer Biomasse von 565 kg in den Wintermonaten und bei 512 Stück (62%) mit einer geschätzten Biomasse von rund 300-350 kg in den Sommermonaten. Die Biomasse in den Sommermonaten ist schwer abschätzbar, da die Fische in dieser Zeit einen ständigen Gewichtszuwachs aufweisen. Vermutlich wird der eher größere Anteil am Stückschaden der Sommerperiode im Frühjahr bzw. Frühsommer liegen wo das Durchschnittsgewicht der Fische noch eher niedrig ist und die Fische noch nicht so agil sind.

Tab. 9: Fischotterverluste **Reitwehrteich** – Versuchsansatz mit/ohne Überwinterung.

Besatz	Abfischung	FO-Verluste % mit Überwinterung	Otter-Verluste % ohne Überwinterung
01.04.1998	18.09.1999	25,4	
23.10.1999	14.10.2001	45,4	
04.11.2001	26.10.2002*	84,8*	
02.11.2002	19.10.2003	30,2	
08.11.2003	16.10.2004	24,4	
30.10.2004	15.10.2005	24,2	
22.10.2005	24.09.2006*	65,2*	
15.10.2006	19.10.2007	18,1	
28.10.2007	12.10.2008	28,8	
26.10.2008	18.10.2009	38,4	
25.10.2009	16.10.2010	23,5	
24.10.2010	24.09.2011	35,5	
21.03.2012	06.10.2012		14,4
21.03.2013	28.09.2013		19,7
12.10.2013	27.09.2014	21,7	
Mittelwerte		28,7	17,0

* Hochwasserjahre

Tab. 10: Fischotterverluste **Mühlteich** – Versuchsansatz mit/ohne Überwinterung.

Besatz	Abfischung	FO-Verluste % mit Überwinterung	Otter-Verluste % ohne Überwinterung
01.04.1998	11.09.1999	55,7	
23.10.1999	28.10.2000	33,7	
04.11.2000	26.10.2002*	84,5*	
27.10.2002	11.10.2003	29,6	
19.10.2003	10.10.2004	34,9	
16.10.2004	15.10.2005	44,5	
22.10.2005	24.09.2006*	79,3*	
15.10.2006	14.10.2007	62,1	
19.10.2007	19.10.2008	70,0	
26.10.2008	27.09.2009	33,1	
25.10.2009	26.09.2010	57,7	
24.10.2010	24.09.2011	78,7	
21.03.2012	29.09.2012		47,1
21.03.2013	28.09.2013		71,7
12.10.2013	15.03.2014	52,4	
15.03.2014	27.09.2014		53,5
Mittelwerte		50,2	57,4

* Hochwasserjahre

Grundsätzlich lautet die Empfehlung die Überwinterung zu vermeiden, sprich die Wirtsfische in einen externen Überwinterungsteich zu überführen, und nur in der Produktionszeit von Frühjahr bis Herbst zu besetzen. Es gibt Beispiele, wo es durch die Änderung der Bewirtschaftungsstrategie zu einer Reduktion der Verluste kommt (z.B. Reitwehrteich). Am Beispiel des Mühlteiches wird allerdings

ersichtlich, dass dieser Ansatz keine generelle Lösung für alle Teiche bietet. Zusätzlich ergibt sich das Problem der Risikoverlagerung der Überwinterung. Kleinteichwirte können leicht den Besatz im Frühjahr kaufen und im Herbst abfischen und den Teich über den Winter nicht besetzt lassen. Das Risiko wird dabei aber auf den Besatzfischproduzenten, in der Regel größere Teichwirtschaften, verlagert.

Außerdem haben kleinere Betriebe auch die Möglichkeit Teiche (vorwiegend Einzelteiche, Hälterteiche) „ottersicher“ einzuzäunen. Der Großteil der Waldviertler Teiche ist allerdings aufgrund des Umrisses, Uferbeschaffenheit und Größe nicht zäunbar.

6.2.4 Fischbestand im Romaubach

Bei der Elektrobefischung am 07. Oktober 2013 wurden an beiden Probestellen insgesamt 8 Fischarten festgestellt, 3 davon finden sich im fischökologischen Leitbild nach Haunschmid et al. (2006): Aitel, Gründling und Hecht.

Die Berechnung des Fisch Index Austria (FIA) ergab für beide Probestellen aufgrund des aktiven KO Kriteriums „Fischregionsindex“ und dem Fehlen der Leitarten Bachforelle (*Salmo trutta*) und Koppe (*Cottus gobio*) nur einen schlechten Zustand.

Im Vergleich mit qualitativen Elektrobefischungen des Romaubaches aus den Jahren 1988 und 1990-1997 (durchgeführt von der Ökologischen Station Waldviertel) und einer quantitativen Befischung im Rahmen der GZÜV aus dem Jahr 2012 zeigt sich ein relativ konstantes Artenspektrum zwischen 7 und 11 Fischarten, wobei in keiner der Erhebungen (seit 1988) die Leitarten Bachforelle und Koppe nachgewiesen werden konnten (siehe Tabelle 11). Eine Adaptierung des fischökologischen Leitbilds für Fließgewässer wie der Romaubach kann angedacht werden. Ob die Artenzusammensetzung durch die Jahrhunderte bestehende Teichwirtschaft derart stark beeinflusst ist oder auch andere Faktoren wirken, ist nicht Gegenstand des vorliegenden Projektes und ist dafür auch unerheblich.

Tab. 11: Vergleich des Fischartenspektrums im Romaubach zwischen 1988-2013 mit Angaben zum fischökologischen Leitbild nach Haunschmid et al. 2006.

Fischart	1988	1990-1997	2012 (GZÜV)	2013 (diese Studie)
Aitel (<i>Squalius cephalus</i>)	b	b	b	b
Bachschmerle (<i>Barbatula barbatula</i>)	s	s	s	
Blaubandbärbling (<i>Pseudorasbora parva</i>)			x	
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	x	x	x	x
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	b	b	b	b
Hasel (<i>Leuciscus leuciscus</i>)			s	
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	s	s		s
Kaulbarsch (<i>Gymnocephalus cernuus</i>)			x	x
Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	x	x	x	x
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)			x	x
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	x		x	
Steinbeißer (<i>Cobitis elongatoides</i>)	x	x	x	x
Artenzahl	8	7	11	8

x... Art wurde festgestellt, ist aber nicht im fischökologischen Leitbild angeführt

l... Art wurde festgestellt und gilt als Leitfischart

b... Art wurde festgestellt und gilt als typische Begleitfischart

s... Art wurde festgestellt und gilt als seltene Begleitfischart

Sowohl für die Fischbiomassen als auch für die Abundanzen wurden ungewöhnlich hohe Werte festgestellt: 820,50 kg pro Hektar und 69.673 Individuen pro Hektar bei Probestelle 1 sowie 977,70 kg pro Hektar bzw. 31.218 Individuen pro Hektar für Probestelle 2 (Tab.12).

Während Biomasse und Abundanz bei den GZÜV-Befischungen aus dem Jahr 2012 im erwarteten Bereich lagen, sind die ungewöhnlich hohen Werte der Elektrobefischung nur plausibel, wenn eine erhebliche Verdriftung (Fischeintrag) im Verlauf von unmittelbar vorher stattgefundenen Abfischungen oberhalb liegender Teiche stattfand.

Die detaillierten Ergebnisse der im Jahr 2013 durchgeführten Fischbestandsaufnahmen sind dem Anhang (Seite 70-88) zu entnehmen.

Tab. 12: Vergleich der Fischbiomassen und Abundanzen im Romaubach der Jahre 2012 und 2013.

Fischbestandsaufnahme	Probestelle	Biomasse [kg/ha]	Abundanz [Ind/ha]
GZÜV 2012 (16.05.2012)	flussab von Eggern	24,8	4.720
	flussab von Heidenreichstein	101,4	2.208
Fallstudie Romaubach 2013 (07.10.2013)	Probestelle 1 (flussab von Eggern)	820,5	69.673
	Probestelle 2 (flussauf von Eggern)	977,7	31.218

7 ZUSAMMENHANG FISCHOTTER UND VERFÜGBARE NAHRUNGSRESSOURCEN

Um den Zusammenhang zwischen dem verfügbaren Nahrungsangebot (Teichfische) und der Fischotterdichte bzw. -anwesenheit zu untersuchen, wurden Lineare Regressionen berechnet.

Zum einen wurde geprüft, inwiefern die absolut verfügbare Fischbiomasse in einem Teich je Sammeltermin die Fischotteranzahl bzw. die Anzahl an frischen Losungen, die an den Teichen gefunden wurden (als Kennwert für die Anwesenheit und Nutzungsintensität durch Fischotter) erklärt. Zum anderen wurde untersucht, inwiefern die Besatzdichte, sprich die verfügbare Fischbiomasse in kg pro Hektar in Zusammenhang mit der Anzahl der festgestellten Fischotterindividuen bzw. mit der Anzahl der Losungen steht.

Wie aus den Abbildungen 76 und 77 ersichtlich, konnte für keine Beziehung ein signifikanter Zusammenhang dargestellt werden.

Weiters wurde die Abhängigkeit des Verlustes am Teichfischbestand (verursacht durch Fischotter) von der Anzahl und Anwesenheit bzw. Nutzungsintensität des Fischotters geprüft (Abb. 78). Auch dieser Zusammenhang ergab kein signifikantes Ergebnis.

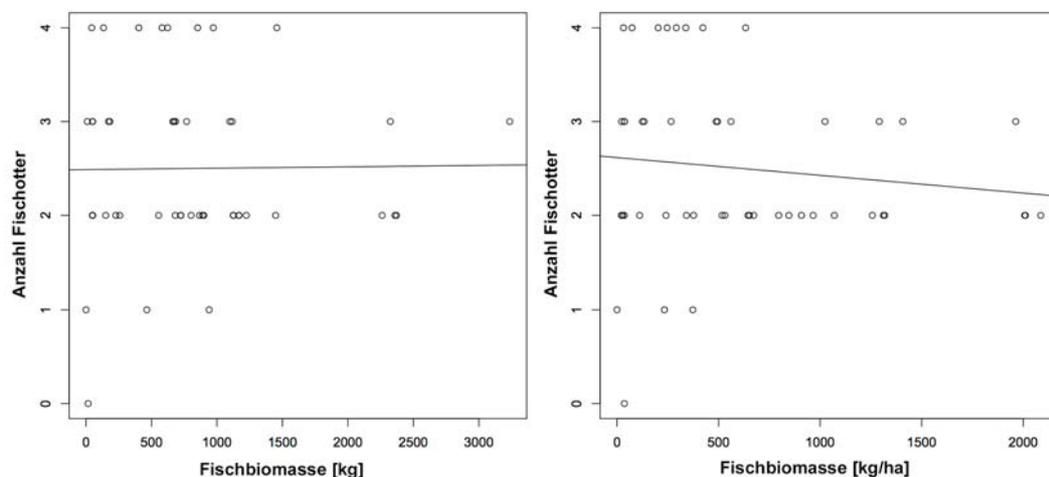


Abb. 76: Zusammenhang zwischen der Anzahl der Fischotterindividuen und verfügbarer Fischbiomasse (in kg bzw. kg/ha) in den untersuchten Teichen je Sammeltermin (n=48). Lineare Regression mit $y=-0,00001x+2,488$, $R^2=0,0001$, $df=46$, $p=0,936$ bzw. $y=-0,0002x+2,616$, $R^2=0,015$, $p=0,413$.

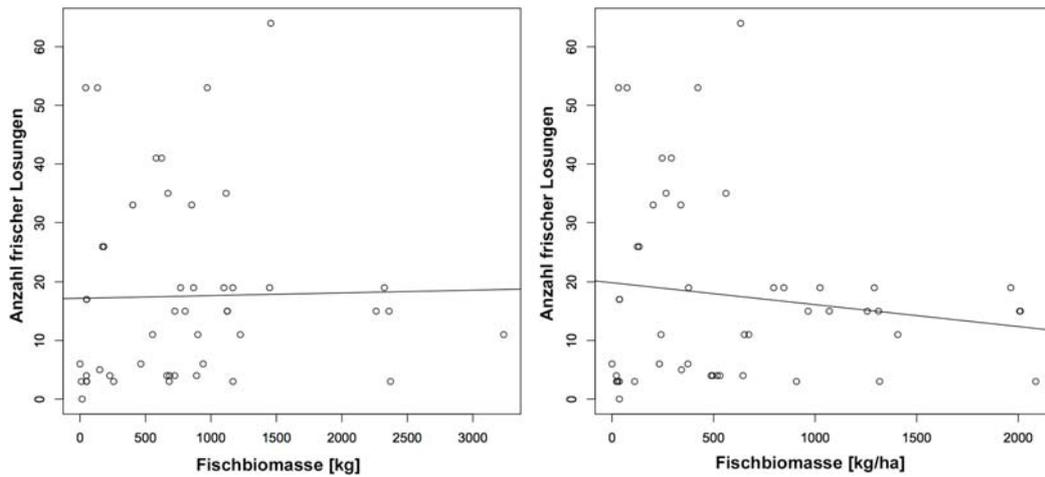


Abb. 77: Zusammenhang zwischen der Anzahl an Fischotterlosungen und verfügbarer Fischbiomasse (in kg bzw. kg/ha) in den untersuchten Teichen je Sammeltermin (n=48). Lineare Regression mit $y=-0,0005x+17,19$, $R^2=0,0004$, $df=46$, $p=0,885$ bzw. $y=-0,004x+19,862$, $R^2=0,019$, $p=0,348$.

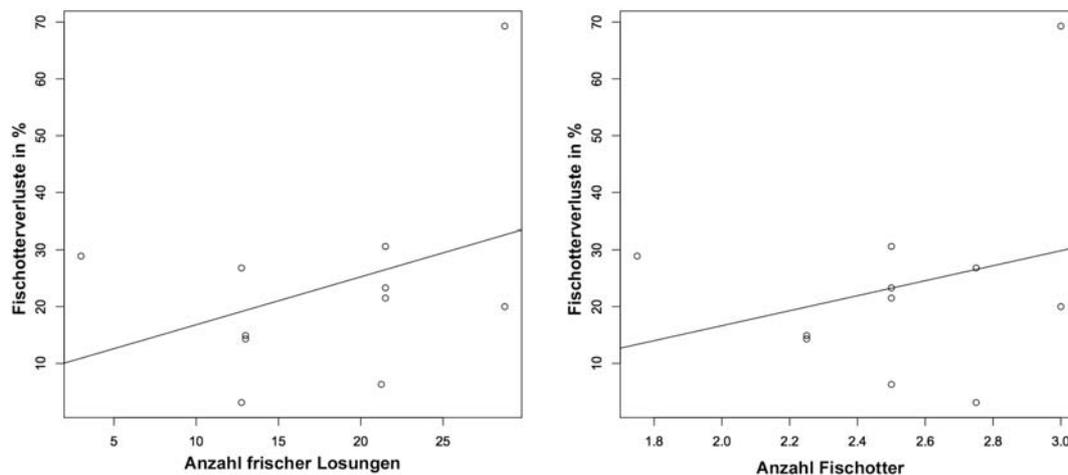


Abb. 78: Zusammenhang zwischen den durch Fischotter verursachte Verluste an Teichfischen (in % des erwarteten Abfischungsergebnisses) und der Anzahl an frischen Losungen bzw. Fischotterindividuen an den untersuchten Teichen (ausgenommen Kleinmotten – unterer Teich; keine Daten vorhanden), (n=11). Lineare Regression mit $y=0,8442x+8,368$, $R^2=0,141$, $df=9$, $p=0,255$ bzw. $y=-13,210x-9,781$, $R^2=0,074$, $p=0,418$.

8 DISKUSSION

In Zuge der vorliegenden Studie wurde untersucht, ob und in welcher Weise räumliche und zeitliche Änderungen des für Fischotter verfügbaren Nahrungsangebotes – hervorgerufen durch Teichbewirtschaftungsmaßnahmen (Fischbesatz und Abfischung) – Auswirkungen auf die räumliche Verteilung und Dichte der Fischotterindividuen im untersuchten Teichgebiet haben können.

Der Einsatz nicht-invasiver genetischer Methoden bei den Fischottererhebungen soll dabei zur Absicherung und Schärfung der bestehenden Datenlage und Methodik beitragen und fachlich fundierte Ergebnisse liefern, die zur Entspannung des Konfliktes zwischen Teich- und Fischereiwirtschaft und Naturschutz beitragen können.

Einige Studien untersuchten bereits den Zusammenhang zwischen Nahrungsangebot und Fischotterdichte bzw. Fischotteranwesenheit in unterschiedlichen Fischotterlebensräumen: Kruuk et al. (1993) fanden eine starke Korrelation zwischen der Nutzung eines Gewässerabschnittes durch Fischotter und der Fließgewässerfischbiomasse; Lanszki et al. (2010) berichteten von einer doppelt so hohen Fischotterdichte in Teichgebieten mit dreimal so hoher Beuteverfügbarkeit im Vergleich zu Referenzgebieten; weiter zeigten Ruiz-Olmo et al. (2011) einen positiven Zusammenhang zwischen hoher Nahrungsverfügbarkeit und der Dichte adulter Fischotter sowie einem höheren Reproduktionserfolg (gemessen an der Anzahl herangewachsener Jungtiere).

Studien, die Änderungen des Nahrungsangebotes im Jahresverlauf in Zusammenhang mit der Fischotteranzahl und der räumlichen Nutzung des Fischotters in einem Gebiet untersuchten wurden bisher kaum durchgeführt. Hier soll die vorliegende Studie einen wesentlichen Beitrag zur Verbesserung der Datenlage bringen.

Im Gegensatz zu den oben erwähnten Untersuchungen zeigen die Ergebnisse im Teichgebiet Romaubach keinen signifikanten Zusammenhang zwischen dem jahreszeitlich verfügbaren Nahrungsangebot in Form von Teichfischbesatz und der Fischotteranzahl im untersuchten Gebiet. Weiter konnte auch kein signifikanter Zusammenhang zwischen der Nutzungsintensität (Anzahl der aufgefundenen Losungen) einzelner Teiche bzw. Teichgruppen und der verfügbaren absoluten Fischbiomasse (in kg) bzw. relativen Fischbiomasse (Besatzdichte; in kg/ha) gefunden werden.

Trotz der zum Teil sehr gravierenden jahreszeitlichen Schwankungen der verfügbaren Fischbiomasse in Teichen (v. a. Stockteich, Pengersteiche, Hauserteiche, Dittrichteich) bleibt die Anzahl der mittels genetischer Analyse als adult und gebietsansässig bestimmten Fischotterindividuen annähernd gleich. Das bedeutet, dass auch in Zeiten mit verhältnismäßig hohen Fischbiomassen (volle Bespannung der Teiche) kein Anstieg bzw. keine höhere Anzahl der anwesenden Fischotter im Untersuchungsgebiet feststellbar war. Die räumliche Verteilung der als adult und gebietsansässig nachgewiesenen Fischotterindividuen lässt vielmehr auf eine relativ stabile Situation im Jahresverlauf schließen, die vom Nahrungsangebot unabhängig ist. Die Auswertung der Losungssammlungen im Jahresverlauf zeigt, dass bei allen vier Terminen jeweils 8-9 (3-4 ♂ und 5 ♀) adulte, gebietsansässige Fischotter anwesend waren, deren Aktionsräume sich – dem klassischen Sozialsystem für Marderartige nach Powell (1979) folgend – unter Geschlechtsgenossen weitestgehend nicht überlappen. Dies trifft vor allem auf die weiblichen Tiere zu.

An dieser Stelle sei auch nochmals darauf hingewiesen, dass es sich bei den mittels nicht-invasiver genetischer Methoden festgestellten Aktionsräumen der einzelnen Individuen nicht um die tatsächliche Größe der individuellen Reviere handelt, sondern um die von einzelnen Fischotter individuell genutzten Bereiche im tatsächlich untersuchten Gebiet. Es ist davon auszugehen, dass sich die tatsächlichen Revierrößen auch über die Grenzen des Untersuchungsgebietes hinweg erstrecken. Am besten kann dies anhand des Fischotterindividuums LutR1 gezeigt werden. Dieses Fischottermännchen konnte zwar an jedem Erhebungstermin nachgewiesen werden, allerdings lediglich am Rande des Untersuchungsgebietes an zwei Kontrollpunkten entlang des Romaubaches bei Dietweis (Abb. 24). Es kann folglich angenommen werden, dass der Großteil seines Revieres außerhalb des untersuchten Gebietes liegt.

Das bedeutet also, dass sich starke jahreszeitliche Schwankungen der verfügbaren Fischbiomassen im räumlich definierten Untersuchungsgebiet nicht unmittelbar auf die räumliche Verteilung etablierter Fischotterindividuen auswirken müssen, da davon ausgegangen werden kann, dass die bestehenden

Reviere auch über die Grenzen des Untersuchungsgebietes hinausreichen und so der Nahrungsbedarf auch außerhalb des untersuchten Gebietes gedeckt wird.

Weiters ist festzuhalten, dass im gesamten Untersuchungszeitraum das Abfischen an den Teichen keinen kompletten Nahrungsentzug verursacht. In jedem Teich bzw. in jeder Teichgruppe verbleibt nach einer Abfischung noch ein Anteil an Fischbiomasse im Gewässer, vorwiegend in Form von Weißfischen. Auch bei externen Überwinterungen (Versuchsansatz) werden vor allem die wirtschaftlich relevanten Fischarten (Karpfen und Raubfische) in einen außerhalb der betriebseigenen Flächen liegenden Teich überstellt und überwintert, während hingegen Fischarten von geringerer wirtschaftlicher Bedeutung (Weißfische) durchaus im Teich verbleiben. Somit wird auch die Bedeutung von Weißfischen als potentielle Nahrungsquelle für den Fischotter deutlich. Obwohl im Rahmen dieser Studie keine Nahrungsanalysen durchgeführt wurden, ist davon auszugehen, dass auch nicht unmittelbar wirtschaftlich verwertbare Fischarten im System von großer Bedeutung für den Fischotter sind.

Ein gravierender Nahrungsentzug könnte durch eine mehrere Wochen andauernde Eisbedeckung der Teiche in sehr strengen Wintern verursacht werden. Böhm et al. (2014) verzeichnen einen Anstieg der Monatsmitteltemperatur der Waldviertler Teiche über die vergangenen 30 Jahre, sodass davon ausgegangen werden kann, dass es in Zukunft immer seltener zu einer starken Eisdeckenbildung an Teichen und damit zu einer kurzfristigen Nahrungslimitierung für Fischotter kommt. Diese Situation konnte auch im Projektzeitraum (März 2013 - März 2014) aufgrund eines verhältnismäßig milden Winters nicht abgebildet werden. Eine vergleichbare Situation könnte durch den konsequenten und flächigen Einsatz von Präventionsmaßnahmen (Zäunungen von Teichen) entstehen.

Ebenfalls berücksichtigt werden muss das Angebot und die Nutzung alternativer Nahrungsressourcen wie Krebse, Amphibien, Reptilien, Wasservogel und Kleinsäuger im Jahresverlauf. Lanszki et al. (2001) stellten in diesem Zusammenhang fest, dass sich die Nahrungszusammensetzung des Fischotters mit der Stilllegung der Teichbewirtschaftung in einem Teichgebiet drastisch änderte und Amphibien, Wasserinsekten und Kleinsäuger einen Großteil der Nahrung ausmachen. Auch aus anderen Studien ist bekannt, dass sich die Nahrungszusammensetzung je nach Beutetierverfügbarkeit im Jahresverlauf stark schwanken kann (z. B. Clavero et al. 2003; Kruuk 2006; Grant et al. 2015).

Neben alternativen Beutetierkategorien, bieten auch die in Teichgebieten liegenden Fließgewässer, wie der Romaubach, eine weitere Nahrungsquelle, wengleich im Fall der vorliegenden Studie dieser Fischbestand im Fließgewässer stark von der Teichwirtschaft überprägt ist. Mittels Radiotelemetrie in Kombination mit Nahrungsanalysen zeigt Poledník (2005) am Beispiel eines Fließgewässers in einem Teichgebiet in Tschechien, dass Fischotter ihre Nahrungserwerbsstrategie in Zeiten von Nahrungsverknappung an Teichen (Eisdecke an Teichen) ändern können, indem sie vorwiegend entlang von Fließgewässern Beute machen. Der Romaubach ist stark von den umliegenden Teichbewirtschaftungsmaßnahmen geprägt. Dies spiegelt sich auch in den hohen Fischbiomassewerten wider, die bei den Fischbestandserhebungen im Untersuchungszeitraum belegt wurden. Es ist schwer abschätzbar, welche Menge an Fischen bei einer Abfischung in das Fließgewässer abdriften, über welchen Zeitraum sich diese Fische im Fließgewässer aufhalten und verteilen und wie viele davon wiederum in den nächsten unterhalb gelegenen Teich gelangen. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass der Fließgewässersfischbestand im Romaubach sowie die darin mitgedrifteten Weißfischbestände (vor allem kleinerer Größenklassen) aus flussauf gelegenen Teichen die Effekte etwaiger Nahrungsknappheit an den Teichen selbst in gewisser Weise abschwächen.

Abgesehen von der Nahrungsverfügbarkeit (Ruiz-Olmo et al. 2001b; Kruuk 2006), ist der Fischotter als territorialer Einzelgänger auch hinsichtlich räumlich-sozialer Restriktionen (Sozialsystem, Fortpflanzungsstrategien) in seiner Populationsdichte limitiert. Die Lage und Ausdehnung der Reviere orientiert sich demnach neben dem zur Verfügung stehenden Nahrungsangebot auch maßgeblich an Artgenossen, ihrem Sozialstatus, beziehungsweise ihrem Verhältnis zueinander (Erlinge 1967; Ruiz-Olmo et al. 2001a; Ó Neill et al. 2009; Koelewijn et al. 2010).

Im Falle der vorliegenden Studie kommt dieser Faktor womöglich erheblich stärker zu tragen als das Vorhandensein von Nahrungsressourcen im Überfluss, die theoretisch eine höhere Anzahl an Fischotter zuließen. Das würde bedeuten, dass im Falle des Teichgebiets entlang des Romaubaches die Kapazitätsgrenze für die Bildung von eigenständigen Fischotterrevieren mit den gebietsansässigen adulten Individuen bereits erreicht wäre und andere vom verfügbaren

Nahrungsangebot unabhängige Faktoren (Sozialsystem) intraspezifische Konkurrenz hervorrufen. Die Ausdehnung, Lage und Verteidigung eines Revieres orientiert sich wohl grundsätzlich an der Verfügbarkeit und Erreichbarkeit der notwendigen Nahrungsmenge zur Deckung des Energiebedarfs. Solchermaßen etablierte Revierstrukturen werden aber offenbar auch in Zeiten des Nahrungsüberflusses (z.B. durchgehend volle Bespannung sämtlicher im Revier des jeweiligen Fischotter liegender Teiche) durch die artspezifisch räumlich-soziale Organisationsstruktur aufrecht gehalten.

Bezieht man sich auf die Anzahl Fischotter, die etablierte Reviere bzw. Teile ihres Reviers im Projektgebiet besitzen, bleibt der theoretische Fraßdruck über das Jahr gesehen an jedem Teich in etwa gleich hoch. Eine höhere Fischotteranzahl und damit ein potentiell höherer Fraßdruck kommt nur dann zum Tragen, wenn heranwachsende Jungtiere die Fähe begleiten, wie dies im Fall der für das Jahr 2013 nachgewiesenen aktiven Familienverbände (LutR8, LutR13, LutR17 / LutR2, LutR12 / LutR5, LutR15) festgestellt werden konnte. Jungtiere begleiten die Mutter bis zu 15 Monate lang und erreichen somit bereits annähernd die Größe und den Nahrungsbedarf eines ausgewachsenen Tieres (Kruuk 2006). Nach Auflösung des Familienverbandes wandern die subadulten Tiere auf der Suche nach einem eigenen, unbesetzten Revier jedoch in der Regel ab.

Somit können heranwachsende, subadulte Fischotter bzw. durchziehende Individuen den Fraßdruck kurzzeitig erhöhen, solange sie von den etablierten Tieren im Revier geduldet werden. Interessanterweise wurden im Projektgebiet sämtliche durchziehende Individuen (mit Ausnahme des Individuums LutR22) ausschließlich in den Zeiträumen mit weniger Fischbiomasse (Winter und frühes Frühjahr) festgestellt. Dies könnte dadurch zu erklären sein, dass in der gesamten Waldviertler Teichregion viele Teiche im 6-monatigen Umtrieb bewirtschaftet werden und durch das Abfischen im Herbst während der Wintermonate großräumig gesehen eine instabilere Nahrungssituation für den gesamten Waldviertler Fischotterbestand besteht. Dadurch könnten vor allem subadulte Fischotterindividuen ohne eigenständigem Revier verstärkt gezwungen sein weitere Strecken für die Deckung des Nahrungsbedarfes zurückzulegen.

Zwischen den Verlusten am Teichfischbestand, die dem Fischotter zugerechnet werden, und der Fischotteranzahl bzw. der Losungsfundhäufigkeiten, konnte kein signifikanter Zusammenhang gefunden werden. Eine in Portugal durchgeführte Studie von Sales-Luis et al. (2009) dokumentiert ein ähnliches Ergebnis: die Aufenthaltsraten untersuchter Fischotterindividuen basierend auf Losungsfunden standen in keinem Zusammenhang mit den festgestellten Verlusten in Fischzuchtanlagen. Das Absetzen der Losung zeugt zwar von der Anwesenheit des Fischotters, ist aber nicht unbedingt mit der Nahrungsaufnahme und den damit verbundenen Verlusten in einem Teich in Zusammenhang zu bringen. Das heißt, dass manche Teiche zwar wichtige Bereiche eines Fischotterreviers darstellen (z.B. Reviergrenzen) und daher regelmäßig besucht und intensiv markiert werden, dass diese Teiche aber nicht unbedingt als bedeutende Jagdgebiete genutzt werden (Sales-Luis et al. 2009).

Die Höhe der durch Fischotter verursachten Verluste am Teichfischbestand hängt vermutlich stark von zusätzlichen Faktoren (z.B. Habitatparameter) und wechselseitigen Interaktionen ab, die im Rahmen der Fallstudie allerdings nicht im Detail untersucht wurden. Auch die Ergebnisse des im Verlauf des Projektes durchgeführten Versuchsansatzes deuten auf ein eher komplexes Ursache-Wirkungs-Gefüge hin, in dem eine Vielzahl von Faktoren Einfluss auf die Höhe von Verlusten an einem Teichfischbestand durch Fischotter nehmen können. Während beim Reitwehrtich geringfügig niedrigere Verluste in Jahren mit externer Überwinterung festgestellt wurden, blieb der Verlustwert für den Mühlteich annähernd gleich.

Die vorliegende Auswertung und Darstellung der Bestandssituation für die Teichfische bietet in der gewählten Form noch keine ausreichende Grundlage, um zu einer Beurteilung des Gesamtsystems unter Berücksichtigung relevanter Habitatparameter kommen zu können. Dies führt dazu, dass aufgrund der Auswertungsmethode nicht unmittelbar abgeleitet werden kann, welche Teiche möglicherweise besonders schadensanfällig sind und welche Faktoren dafür schlussendlich verantwortlich sein können. Manche Teiche, wie etwa der Mühlteich oder der Dittrichteich, scheinen schon aufgrund ihrer lokalen Lage und Habitatausstattung eine sehr hohe Prädisposition für Fischotterschäden zu haben.

Eine Möglichkeit für eine erhöhte Schadensanfälligkeit besteht in der Form und Uferstruktur der Teiche, die dem Fischotter eine effiziente Jagdstrategie ermöglichen können. Hier kann der Mühlteich als Beispiel genannt werden: die langgestreckte Form und das dadurch geringe Verhältnis von

Wasserfläche zu Uferlänge, erleichtert es dem Fischotter Fische in die Enge zu treiben und erfolgreich zu erbeuten. Sales-Luis et al. (2009) weisen die Lage der Teiche (Distanz zu Fließgewässern) und ebenso die Uferstruktur und Ufervegetation (Deckung) als Schlüsselemente in der Landschaft aus, die Verluste an Teichfischbeständen begünstigen.

Weitere Faktoren könnten die Fischartenzusammensetzung und die Besatzdichte darstellen: Karpfen weisen im Vergleich zu Weißfischen unterschiedliche Verhaltensmuster auf, denn im Winter sind Karpfen träger und gruppieren sich, während sich Weißfische in der Regel im Freiwasserkörper aufhalten. Lanszki et al. (2001) untersuchten Nahrungspräferenzen des Fischotters in Teichen und konnten feststellen, dass Fische, die sich vorwiegend im Freiwasserkörper aufhalten weniger präferiert wurden als Fischarten, die vor allem entlang der Uferstrukturen bewohnen. Zusätzlich werden Karpfen der Altersklasse K1 in der Regel mit sehr hohen Stückzahlen besetzt und erfahrungsgemäß haben Teiche mit dieser Altersklasse die höchsten Verluste durch Fischotter zu verzeichnen (Gratzl, pers. Beobachtung).

Als ein weiterer Aspekt bleibt zu diskutieren, inwiefern die Anzahl an Fischotterlosungen Aussagen über die in einem Gebiet anwesenden Fischotterindividuen zulässt. Oftmals wird die Anzahl an Losungen als Hinweis für Fischotterdichten herangezogen. Beispielsweise zeigten Lanszki et al. (2008) einen engen Zusammenhang zwischen genetisch identifizierten Individuen und Markierungsintensität. Die Ergebnisse der vorliegenden Studie widersprechen diesen Schlussfolgerungen allerdings: es konnte kein signifikanter Zusammenhang zwischen der Anzahl an aufgefundenen Fischotterlosungen und identifizierten Fischotterindividuen hergestellt werden. In zahlreichen Fällen hinterließ ein einziges Individuum während einer Nacht bis zu 5 frische Losungsproben an einem Kontrollpunkt. Fischotter setzen Losung ab, um mit Artgenossen zu kommunizieren, Ressourcen zu signalisieren und Reviergrenzen zu markieren (Kruuk 2006; Remonti et al. 2011), wodurch sich intraspezifische Unterschiede im Markierungsverhalten ergeben können. Diese individuellen Markierungsintensitäten sowie etwaige saisonale Unterschiede im Markierverhalten (MacDonald & Mason 1987) führen dazu, Rückschlüsse von Losungsdichten auf Fischotterdichten mit Vorsicht zu behandeln. Dies steht auch in Übereinstimmung mit Aussagen anderer Autoren (Kruuk et al. 1986; Chanin 2003; Lampa et al. 2015), die ebenfalls darauf hinweisen, dass Losungsfundhäufigkeiten nicht als verlässlicher Index herangezogen werden können, um die Anzahl von Fischotterindividuen in einem Gebiet zu bestimmen.

9 LITERATUR

Amt der NÖ Landesregierung – Abteilung Naturschutz 2012: Fischotter in Niederösterreich. Informationsbroschüre 2012. 2. Auflage, St. Pölten.

Arrendal, J.; Vilà, C.; Björklund, M. 2007: Reliability of noninvasive genetic census of otters compared to field censuses. *Conservation Genetics* 8: 1097-1107.

Bauer, C.; Schlott, G.; Gratzl, G. 2007: Kompensation von Fischotterschäden in Niederösterreich. *Fischer & Teichwirt* 58: 128-129.

Bayerl, H.; Friedrich, M.; Ludt, C.; Hahn, N.; Chlebda, N.; Beck, R.; Schreiber, R.; Kühn, R. 2008: Wildtier und Mensch im Dreiländereck Bayern – Tschechien – Österreich am Beispiel des Fischotters. Projektbericht. Freising.

Beja-Pereira, A.; Oliveira, R.; Alves, P.; Schwartz, M.; Luikart, G. 2009: Advancing ecological understandings through technological transformations in noninvasive genetics. *Molecular Ecology Resources* 9: 1279-1301.

Blouin, M. S. 2003: DNA-based methods for pedigree reconstruction and kinship analysis in natural populations. *Trends in Ecology and Evolution* 18(10): 503-511.

Bodner, M. 1995a: Fish loss in Austrian fish-ponds as a result of otter (*Lutra lutra* L.) predation. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 12: 3-10.

Bodner, M. 1995b: Otters and fish-farming: preliminary experiences of a WWF project in Austria. *Hystrix* 7(1-2): 223-228.

Böhm, M.; Bauer, C.; Gratzl, G.; Fichtenbauer, M. 2014: Entwicklung der Waldviertler Teiche in den letzten 30 Jahren. *Österreichs Fischerei* 67(10): 271-274.

Bonesi, L.; Hale, M.; MacDonald, D. W. 2013: Lessons from the use of non-invasive genetic sampling as a way to estimate Eurasian otter population size and sex ratio. *Acta Theriologica* 58: 157-168.

Chanin, P. 2003: *Monitoring the otter Lutra lutra*. Petersborough, UK: English Nature.

Clavero, M.; Prenda, J.; Delibes, M. 2003: Trophic diversity of the otter (*Lutra lutra* L.) in temperate and Mediterranean freshwater habitats. *Journal of Biogeography* 30: 761-769.

Coxon, K.; Chanin, P.; Dallas, J.; Sykes, T. 1999: The use of DNA fingerprinting to study the population dynamics of otters (*Lutra lutra*) in Southern Britain: a feasibility study. Research and Development Technical Report W202.

Dallas, J. F.; Piertney, S. B. 1998: Microsatellite primers for the Eurasian otter. *Molecular Ecology* 7: 1248-1251.

Dallas, J. F.; Carss, D. N.; Marshall, F.; Koepfli, K. P.; Kruuk, H.; Piertney, S. B.; Bacon, P. J. 2000: Sex identification of the Eurasian otter *Lutra lutra* by PCR typing of spraints. *Conservation Genetics* 1: 181-183.

Dallas, J. F.; Coxon, K. E.; Sykes, T.; Chanin, P. R. F.; Marshall, F.; Carss, D. N.; Bacon, P. J.; Piertney, S. B.; Racey, P. A. 2003: Similar estimates of population genetic composition and sex ratio derived from carcasses and faeces of Eurasian otter (*Lutra lutra*). *Molecular Ecology* 12: 275-282.

Erlinge, S. 1967: Home range of the otter *Lutra lutra* in Southern Sweden. *Oikos* 18: 186-209.

Erlinge, S. 1968: Territoriality of the otter *Lutra lutra* L. *Oikos* 19: 81-98.

Ferrando, A.; Lecis, R.; Domingo-Roura, X.; Ponsà, M. 2008: Genetic diversity and individual identification of reintroduced otters (*Lutra lutra*) in north-eastern Spain by DNA genotyping of spraints. *Conservation Genetics* 9:129-139.

Frankham, R.; Ballou, J. D.; Briscoe, D. A. 2010: Introduction to conservation genetics. Cambridge University Press, Cambridge.

García, P.; Arévalo, V.; Mateos, I. 2009: Using sightings for estimating population density of Eurasian otter (*Lutra lutra*): A preliminary approach with Rowcliffe et al.'s model. IUCN Otter Specialist Group Bulletin 26(1): 50-59.

Gossow, H.; Kranz, A. (eds) 1998: Otters and fish farms. Boku Reports on Wildlife Research and Game Management, 14. Institute of Wildlife Biology and Game Management, Vienna.

Grant, K. R.; Harrington, L. A. 2015: Fish selection by riverine Eurasian otters in lowland England. Mammal Research 60(3): 217-231.

Gratzl, G. 2015: Erfahrungsbericht über Produktionsverluste bei der Aufzucht von Speisekarpfen aus 10 Jahren Bewirtschaftung der Projekteiche der Ökologischen Station Waldviertel. Österreichs Fischerei 68: 100-103.

Hájková, P.; Zemanová, B.; Bryja, J.; Hájek, B.; Roche, K.; Tkadlec, E.; Zima, J. 2006: Factors affecting success of PCR amplification of microsatellite loci from otter faeces. Molecular Ecology Notes 6: 559-562.

Hájková, P.; Zemanová, B.; Roche, K.; Hájek, B. 2009: An evaluation of field and noninvasive genetic methods for estimating Eurasian otter population size. Conservation Genetics 10: 1667-1681.

Hájková, P.; Zemanová, B.; Roche, K.; Hájek, B. 2011: Conservation genetics and non-invasive genetic sampling of Eurasian otters (*Lutra lutra*) in the Czech and Slovak Republics. IUCN Otter Specialist Group Bulletin 28(A): 127-138.

Haunschmid, R.; Wolfram, G.; Spindler, T.; Honsig-Erlenburg, W.; Wimmer, R.; Jagsch, A.; Kainz, E.; Hehenwarter, K.; Wagner, B.; Konecny, R.; Riedmüller, R.; Ibel, G.; Sasano, B.; Schotzko, N. 2006: Erstellung einer fischbasierten Typologie Österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (Schriftenreihe des BAW 23), Wien.

Haunschmid, R.; Schotzko, N.; Petz-Glechner, R.; Honsig-Erlenburg, W.; Schmutz, S.; Spindler, T.; Unfer, G.; Wolfram, G.; Bammer, V.; Hundritsch, L.; Prinz, H.; Sasano, B. 2010: Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil A1 – Fische. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.), Wien.

Hedmark, E.; Flagstad, O.; Segerström, P.; Persson, J.; Landa, A.; Ellegren, H. 2004: DNA-based individual and sex identification from wolverine (*Gulo gulo*) faeces and urine. Conservation Genetics 5: 405-410.

Hung, C. M.; Li, S. H.; Lee, L. L. 2004: Faecal DNA typing to determine the abundance and spatial organisation of otters (*Lutra lutra*) along two stream systems in Kinmen. Animal Conservation 7: 301-311.

Jansman, J.; Chanin, P. R. F.; Dallas, J. F. 2001: Monitoring otter populations by DNA typing of spraints. IUCN Otter Specialist Group Bulletin 18(1): 12-19.

Janssens, X.; Fontaine, M. C.; Michaux, J. R.; Libois, R.; de Kermabon, J.; Defourny, P.; Baret, P. V. 2008: Genetic pattern of the recent recovery of European otters in southern France. Ecography 31: 176-186.

Jones, A. G.; Small, C. M.; Paczolt, K. A.; Ratterman, N. L. 2010: A practical guide to methods of parentage analysis. Molecular Ecology Resources 10: 6-30.

Kalinowski, S. T.; Wagner, A. P.; Taper, M. L. 2006: ML-RELATE: a computer program for maximum likelihood estimation of relatedness and relationship. Molecular Ecology Notes 6: 576-579.

Kalz, B.; Jewgenow, K.; Fickel, J. 2006: Structure of an otter (*Lutra lutra*) population in Germany – results of DNA and hormone analyses from faecal samples. Mammalian Biology 71: 321-335.

- Klenke, R.; Tschierschke, A.; Gruber, B.; Lampa, S.; Hempel, U.; Geissler, S.; Helm, C.; Hofmann, C.; Kalbitz, J.; Kaulfuss, J.; Liu, Z.; Henle, K. 2008: Räumliche und zeitliche Aktivitätsmuster von Fischottern (*Lutra lutra* Linnaeus, 1758) anhand von frischen Markierungsfunden in einer Teichlandschaft. Säugetierkundliche Informationen, Jena 6: 209-226.
- Kloskowski, J. 2000: Selective predation by otters *Lutra lutra* on common carp *Cyprinus carpio* at farmed fisheries. *Mammalia* 64(3): 287-294.
- Kloskowski, J. 2005: Otter *Lutra lutra* damage at farmed fisheries in southeastern Poland, II: exploitation of common carp *Cyprinus carpio*. *Wildlife Biology* 11(3): 257-261.
- Koelwijn, H. P.; Pérez-Haro, M.; Jansman, H. A. H.; Boerwinkel, M. C.; Bovenschen, J.; Lammertsma, D. R.; Niewold, F. J. J.; Kuites, A. T. 2010: The reintroduction of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) into the Netherlands: hidden life revealed by noninvasive genetic monitoring. *Conservation Genetics* 11: 601-614.
- Kranz, A. 1990: Die Losung des Fischotters und ihr Aussagewert bei Untersuchungen im Freiland – eine methodenkritische Studie am Kamp (NÖ). Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur Wien.
- Kranz, A. 1995: On the Ecology of Otters (*Lutra lutra*) in Central Europe. Dissertation. Universität für Bodenkultur, Wien.
- Kranz, A.; Poledník, L. 2009: Fischotter – Verbreitung und Erhaltungszustand 2008 in Niederösterreich. Endbericht im Auftrag der Abteilung Naturschutz des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung.
- Kranz, A.; Poledník, L.; Pavanello, M.; Kranz, I. 2013: Fischotterbestand in der Steiermark – Spurenschneekartierungen 2010-2013. Endbericht im Auftrag der Abteilungen 10 (Umwelt und Raumordnung) und 13 (Land- und Forstwirtschaft) des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung.
- Kraus, E. 1981: Untersuchungen zu Vorkommen, Lebensraumsanspruch und Schutz des Fischotters (*Lutra lutra*) in Niederösterreich. Dissertation, Universität Wien.
- Kruckenhauser, L.; Rauer, G.; Däubel, B.; Haring, E. 2009: Genetic monitoring of a founder population of brown bears (*Ursus arctos*) in Central Austria. *Conservation Genetics* 10: 1223-1233.
- Kruckenhauser, L.; Däubel, B.; Haring, E. 2014: Genetisches Monitoring der Braunbären in Österreich anhand von nicht invasiven Proben. Abschlussbericht Projektjahr 2014, Wien.
- Kruuk, H.; Conroy, J.; Glimmerveen, U.; Ouwkerk E. J. 1986: The use of spraints to survey populations of otters *Lutra lutra*. *Biological Conservation* 35(2): 187-94.
- Kruuk, H.; Carss, D.; Conroy, J.; Durbin, L. 1993: Otter (*Lutra lutra* L.) numbers and fish productivity in rivers in north-east Scotland. *Symposia of the Zoological Society of London* 65: 171-191.
- Kruuk, H. 2006: Otters: Ecology, behaviour and conservation. Oxford University Press, Oxford.
- Lampa, S.; Gruber, B.; Henle, K.; Hoehn, M. 2008: An optimisation approach to increase DNA amplification success of otter faeces. *Conservation Genetics* 9: 201-210.
- Lampa, S.; Henle, K.; Klenke, R.; Hoehn, M.; Gruber, B. 2013: How to overcome genotyping errors in non-invasive genetic mark-recapture population size estimation – a review of available methods illustrated by a case study. *The Journal of Wildlife Management* 77(8): 1490-1511.
- Lampa, S.; Mihoub, J.-B.; Gruber, B.; Klenke, R.; Henle, K. (2015): Non-invasive genetic mark-recapture as a means to study population sizes and marking behaviour of the elusive Eurasian otter (*Lutra lutra*). *PLoS ONE* 10(5): e0125684.
- Lanszki, J.; Körmendi, S.; Hancz, C.; Martin, T. G. 2001: Examination of some factors affecting selection of fish prey by otters (*Lutra lutra*) living by eutrophic fish ponds. *Journal of Zoology* 225: 97-103.

- Lanszki, J.; Molnár, T. 2003: Diet of otters living in three different habitats in Hungary. *Folia Zoologica* 52(4): 378-388.
- Lanszki, J.; Hidas, A.; Szentes, K.; Révay, T.; Lehoczky, I.; Weiss, S. 2008: Relative spraint density and genetic structure of otter (*Lutra lutra*) along the Drava River in Hungary. *Mammalian Biology* 73:40-47.
- Lanszki, J.; Hidas, A.; Szentes, K. Révay, T.; Lehoczky, I.; Jeney, Z.; Weiss, S. 2010: Genetic structure of otter (*Lutra lutra*) populations from two fishpond systems in Hungary. *Mammalian Biology* 75: 447-450.
- Leblanc, F. 2003: Protecting fish farms from predation by Eurasian otter (*Lutra lutra*) in the Limousin region of central France: first results. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 20(1): 45-48.
- Lerone, L.; Mengoni, C.; Carpaneto, G. M.; Randi, E.; Loy, A. 2014: Procedures to genotype problematic non-invasive otter (*Lutra lutra*) samples. *Acta Theriologica* 59: 511-520.
- MacDonald, S. M.; Mason, C. F. 1987: Seasonal marking in an otter population. *Acta Theriologica* 32(27): 449-462.
- Mason, C. F.; MacDonald, S. M. 1986: Otters: Ecology and conservation. Cambridge University Press, Cambridge.
- Matzinger, T. M. E. 2014: Teiche in der Landschaft – Bedeutung , Funktionen & Gefährdung. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Band 36.
- Miller, C. R.; Joyce, P.; Waits, L. P. 2005: A new method for estimating the size of small populations from genetic mark-recapture data. *Molecular Ecology* 14: 1991-2005
- Navidi, W.; Arnheim, N.; Waterman, M. S. 1992: A multiple-tube approach for accurate genotyping of very small DNA samples by using PCR: statistical considerations. *American Journal of Human Genetics* 50: 347-359.
- Ò Neill, L.; 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: 363-370.
- Peakall, R.; Smouse, P. E. 2006: GENALEX 6: genetic analysis in excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes* 6: 288-295.
- Peakall, R.; Smouse, P. E. 2012: GenAIEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research – an update. *Bioinformatics* 28: 2537-2539.
- Pennell, M. W.; Stansbury, C. R.; Waits, L. PI; Miller, C. R. 2013: Capwire: a R package for estimating population census size from non-invasive genetic sampling. *Molecular Ecology Resources* 13: 154-157.
- Poledník, L. 2005: Otters (*Lutra lutra*) and fishponds in the Czech Republic: interactions and consequences. PhD thesis, Palacky University Olomouc.
- Poledník, L.; Poledníková, K.; Roche, M.; Hájková, P.; Toman, A.; Václavíková, M.; Hlavác, V.; Beran, V.; Nová, P.; Marhoul, P.; Pacovská, M.; Ruzicková, O.; Mináriková, T.; Vetrovcová, J. 2009: Management plan for the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in the Czech Republic for 2009-2018. AOPK CR.
- Powell, R. A. 1979: Mustelid spacing patterns: variations on a theme by Mustela. *Zeitschrift für Tierpsychologie* 50: 153-165.
- Prigioni, C.; Remonti, L.; Balestrieri, A.; Sgroso, S.; Priore, G.; Mucci, N.; Randi, E. 2006: Estimation of European otter (*Lutra lutra*) population size by fecal DNA typing in Southern Italy. *Journal of Mammalogy* 87(5): 855-858.

- Remonti, L.; Balestrieri, A.; Smiroldo, G.; Prigioni, C. 2011: Scent marking of key food sources in the Eurasian otter. *Annales Zoologici Fennici* 48: 287-294.
- Ruiz-Olmo, J.; Saavedra, D.; Jiménez, J. 2001a: Testing the surveys and visual and track censuses of Eurasian otters (*Lutra lutra*). *Journal of Zoology* 253: 359-369.
- Ruiz-Olmo, J.; López-Martín, J. M.; Palazón, S. 2001b: The influence of fish abundance on the otter (*Lutra lutra*) populations in Iberian Mediterranean habitats. *Journal of Zoology* 254: 325-336.
- Ruiz-Olmo, J.; Batet, A.; Manas, F.; Martínez-Vidal, R. 2011: Factors affecting otter (*Lutra lutra*) abundance and breeding success in freshwater habitats of the northeastern Iberian Peninsula. *European Journal of Wildlife Research* 57: 827-842.
- Sales-Luis, T.; Freitas, D.; Santos-Reis, M. 2009: Key landscape factors for Eurasian otter *Lutra lutra* visiting rates and fish loss in estuarine fish farms. *European Journal of Wildlife Research* 55: 345-355.
- Schwartz, M. K.; Luikart, G.; Waples, R. S. 2007: Genetic monitoring as a promising tool for conservation and management. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 25-33.
- Sittenthaler, M.; Bayerl, H.; Unfer, G.; Kühn, R.; Parz-Gollner, R. 2015: Impact of fish stocking on otter (*Lutra lutra*) densities: a case study on two salmonid streams. *Mammalian Biology* 80: 106-113.
- Sulkava, R. 2006: Ecology of the otter (*Lutra lutra*) in central Finland and methods for estimating the densities of populations. Dissertation, University of Joensuu.
- Sulkava, R. 2007: Snow tracking: a relevant method for estimating otter *Lutra lutra* populations. *Wildlife Biology* 13: 208-218.
- Taberlet, P.; Griffin, S.; Goossens, B.; Questiau, S.; Manceau, V.; Escaravage, N.; Waits, L. P.; Bouvet, J. 1996: Reliable genotyping of samples with very low DNA quantities using PCR. *Nucleic Acids Research* 26: 3189-3194.
- Taberlet, P.; Luikart, G. 1999: Non-invasive genetic sampling and individual identification. *Biological Journal of the Linnean Society* 68: 41-55.
- Taberlet, P.; Waits, L.; Luikart, G. 1999: Noninvasive genetic sampling: look before you leap. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 323-327.
- Taastrøm, H. M.; Jacobsen, L. 1999: The diet of otters (*Lutra lutra*) in Danish fresh-water habitats: comparison of prey fish populations. *Journal of Zoology* 248: 1-13.
- Tautz, D. 1989: Hypervariability of simple sequences as a general source for polymorphic DNA markers. *Nucleic Acids Research* 17: 6463-6471.
- Waits, L. P.; Luikart, G.; Taberlet, P. 2001: Estimating the probability of identity among genotypes in natural populations: cautions and guidelines. *Molecular Ecology* 10: 249-256.
- Vergara, M.; Ruiz-González, A.; López de Luzuriaga, J.; Gómez-Moliner, B. J. 2014: Individual identification and distribution assessment of otters (*Lutra lutra*) through non-invasive genetic sampling: Recovery of an endangered species in the Basque Country (Northern Spain). *Mammalian Biology* 79: 259-267.

10 ANHANG

Anhang I Tabellen T1-T4:

Tab. T 1: Abfischungstermine. Terminübersicht fischereiwirtschaftlicher Aktivitäten an den untersuchten Teichen im Teichgebiet Romaubach.

Teichname	Fischbesatz	Abfischung
Dittrichteich	18.05.2013	12.10.2013
Mühlteich	29.09.2012 13.10.2012 21.03.2013 13.04.2013 12.10.2013	28.09.2013
Reitwehrteich	06.10.2012 13.10.2012 21.03.2013 28.09.2013 12.10.2013	28.09.2013
Oberer Hauserteich	07.10.2012 28.04.2013	22.09.2013
Unterer Hauserteich	07.10.2012 14.04.2013	22.09.2013
Oberer Pengersteich	08.04.2013	20.10.2013
Unterer Pengersteich	14.04.2013	13.10.2013
Großer Streckteich	10.10.2012 22.10.2012 01.05.2013 28.04.2013 18.05.2013 06.10.2013	keine Abfischung im untersuchten Zeitraum
Stockteich	28.05.2013 20.06.2013 19.07.2013 18.10.2013	keine Abfischung im untersuchten Zeitraum
Unterer Teich Kleinmotten	keine Besatzaktivität im untersuchten Zeitraum	keine Abfischung im untersuchten Zeitraum
Mittlerer Teich Kleinmotten	keine Besatzaktivität im untersuchten Zeitraum	keine Abfischung im untersuchten Zeitraum
Oberer Teich Kleinmotten	keine Besatzaktivität im untersuchten Zeitraum	keine Abfischung im untersuchten Zeitraum

Tab. T 2: Losungssammlungen. Terminübersicht Fischottererhebungen im Teichgebiet Romaubach.

Sammeltermin	Zeitraum
1	21.-26.03.2013
2	06.-11.06.2013
3	26.-31.08.2013
4	01.-06.12.2013

T 3: Gezäunte und nicht untersuchte Teiche im Projektgebiet mit Registrierung im Wasserdatenverbund NÖ (n = 36) mit Angaben zu Lage, Teichgröße und Fischotterschutz (Zäunung) bzw. Bewirtschaftungsform.

Teichname	Teich ID WDV	KG	Fläche (ha)	Bemerkungen
Frankteich 1	GD-002512	Leopoldsdorf	0,025	eingezäunt
Frankteich 2	GD-002512	Leopoldsdorf	0,085	eingezäunt
Bliemel Teich	GD-002229	Reinberg-Litschau	0,08	eingezäunt
Riediger Teich	GD-002389	Reinberg-Litschau	0,21	eingezäunt
Harding Teich 1	GD-002148	Reinberg-Litschau	0,0875	Badeteich ohne Fische
Harding Teich 2	GD-001879	Reinberg-Litschau	0,015	Landschaftsteich ohne Fische
Löschteich	GD-002222	Reinberg-Litschau	0,02	kein Fischbesatz
Zierteich	GD-002222	Reinberg-Litschau	0,008	kein Fischbesatz
Binder Teich	GD-001743	Reinberg-Litschau	0,04	eingezäunt
Böhm Teich	GD-001800	Reinberg-Litschau	0,158	eingezäunt
Winkelbauer Teich	GD-002220	Reinberg-Litschau	0,30	keine Zäunung, angrenzende Weideganshaltung
Österreicher Teich	WT-001680	Kleinmotten	0,14	mittlerweile Badeteich, kein Fischbesatz mehr
Wais Teich 1	WT-001123	Kleinmotten	0,26	eingezäunt
Wais Teich 2	WT-001123	Kleinmotten	0,125	eingezäunt
Zimml Teich 1	GD-002408	Reinberg-Heidenreichstein	0,04	eingezäunt
Zimml Teich 2	GD-002408	Reinberg-Heidenreichstein	0,0225	eingezäunt
Zimml Teich	GD-001710	Reinberg-Heidenreichstein	0,23	eingezäunt
Ettmüller Teich	GD-001500	Reinberg-Heidenreichstein	0,16	eingezäunt
Brutteich	GD-001851	Reinberg-Heidenreichstein	0,4	eingezäunt
Arnhof Teich	GD-002683	Dietweis	0,071	eingezäunt
Zmill Teich 1	GD-001037	Eggern	0,04	eingezäunt
Zmill Teich 2	GD-001037	Eggern	0,12	eingezäunt
Anibasteich	GD-000198	Eggern	0,65	eingezäunt
Bartlteich	GD-000873	Eggern	0,21	eingezäunt
Zierteich	GD-001795	Eggern	0,023	eingezäunt
Lendl Teich 1	GD-002213	Eggern	0,05	bis Ende 2013 kein Fischbesatz (Besitzwechsel, Teichumbau, Zäunung vorgesehen)
Lendl Teich 2	GD-002213	Eggern	0,28	bis Ende 2013 kein Fischbesatz (Besitzwechsel, Teichumbau, Zäunung vorgesehen)
Homolkateich 1	GD-002214	Eggern	0,33	eingezäunt
Homolkateich 2	GD-002214	Eggern	0,72	eingezäunt
Hetzendorfer Teich	GD-000267	Eggern	0,419	eingezäunt
Strohmeier Teich	GD-001931	Eggern	0,47	eingezäunt
Erhart Teich 1	GD-001927	Eggern	0,009	eingezäunt
Erhart Teich 2	GD-001927	Eggern	0,16	eingezäunt
Kainz Teich 1	GD-001895	Eggern	0,015	eingezäunt
Kainz Teich 2	GD-001895	Eggern	0,155	eingezäunt
Böhm Teich	GD-001729	Eggern	0,075	eingezäunt
			6,203	Summe Fläche in ha
			0,172	Ø Fläche in ha
				n= 36 Teiche

T 4: Gezäunte und nicht untersuchte Teiche im Projektgebiet ohne Registrierung im Wasserdatenverbund NÖ (n = 30) mit Angaben zu Lage, Teichgröße und Fischotterschutz (Zäunung) bzw. Bewirtschaftungsform.

Teich	Grundstück Nr.	KG	Fläche (ha)	Bemerkungen
1	302	Eggern	0,06	eingezäunt
2	618	Eggern	0,046	eingezäunt
3	653	Eggern	0,038	kein Fischbesatz
4	373/2	Reinberg-Heidenreichstein	0,018	kein Fischbesatz, Bade- u. Landschaftsteich
5	380	Reinberg-Heidenreichstein	0,057	eingezäunt
6	388/2	Reinberg-Heidenreichstein	0,026	eingezäunt
7	388/2	Reinberg-Heidenreichstein	0,0125	kein Fischbesatz, Landschaftsteich
8	456	Reinberg-Heidenreichstein	0,043	eingezäunt
9	406	Reinberg-Heidenreichstein	0,02	eingezäunt
10	325	Reinberg-Heidenreichstein	0,0355	eingezäunt
11	155/1	Reinberg-Heidenreichstein	0,012	kein Fischbesatz, Landschaftsteich
12	160	Reinberg-Heidenreichstein	0,01	Landschaftsteich, kein Fischbesatz, fallweise trocken
13	142/2	Reinberg-Heidenreichstein	0,006	Löschteich, kein Fischbesatz
14	127	Reinberg-Heidenreichstein	0,003	Löschteich, kein Fischbesatz
15	110/1	Reinberg-Heidenreichstein	0,0215	eingezäunt
16	98	Reinberg-Heidenreichstein	0,018	eingezäunt
17	418	Reinberg-Heidenreichstein	0,017	eingezäunt
18	41/2	Reinberg-Litschau	0,0575	kein Fischbesatz, Landschaftsteich
19	31/4	Reinberg-Litschau	0,015	eingezäunt
20	31/4	Reinberg-Litschau	0,065	eingezäunt
21	391/1	Reinberg-Litschau	0,03	eingezäunt
22	391/1	Reinberg-Litschau	0,0055	eingezäunt
23	338	Reinberg-Litschau	0,02	eingezäunt
24	338	Reinberg-Litschau	0,04	eingezäunt
25	120	Reinberg-Litschau	0,039	eingezäunt
26	137/1	Reinberg-Litschau	0,03	eingezäunt
27	144/1	Reinberg-Litschau	0,017	eingezäunt
28	188	Reinberg-Litschau	0,005	eingezäunt
29	222	Reinberg-Litschau	0,01	eingezäunt
30	365	Reinberg-Litschau	0,015	eingezäunt
			0,7875	Summe Fläche in ha
			0,02625	Ø Fläche in ha n= 30 Teiche

Anhang II
Abbildungen A1-A9:

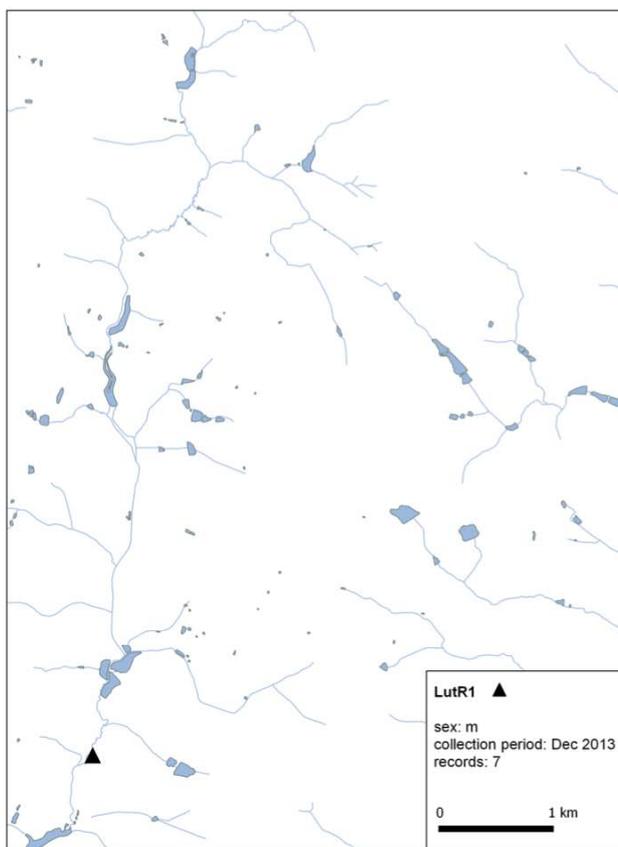
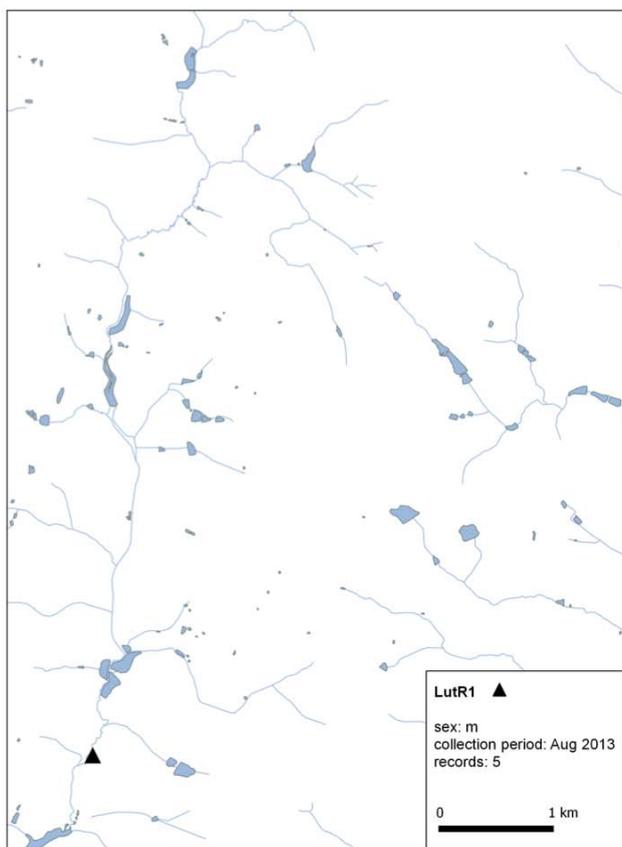
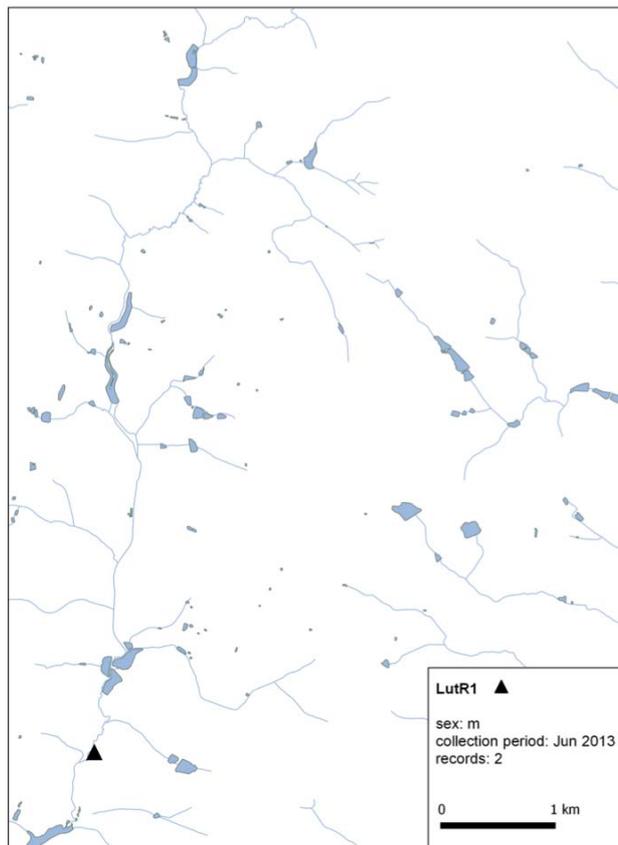
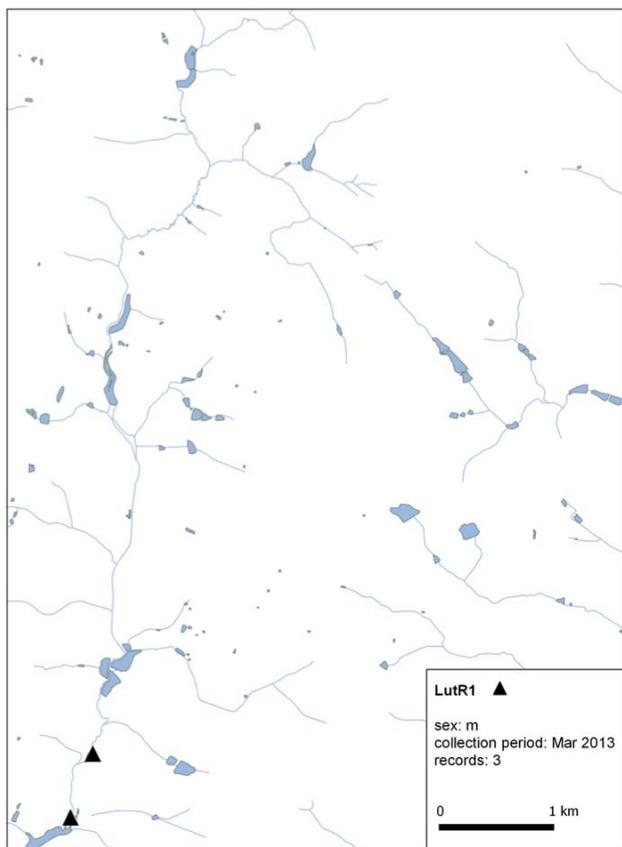


Abb. A1: Räumliche Verteilung der Nachweispunkte an 4 Sammelterminen (März, Juni, August, Dezember 2013) im Teichgebiet Romaubach – Fischotterindividuum **LutR1**.

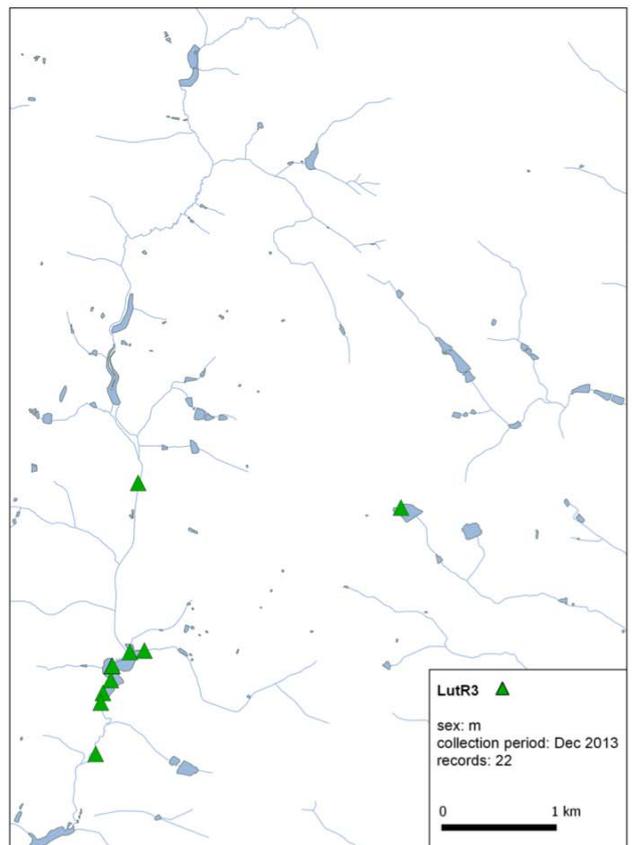
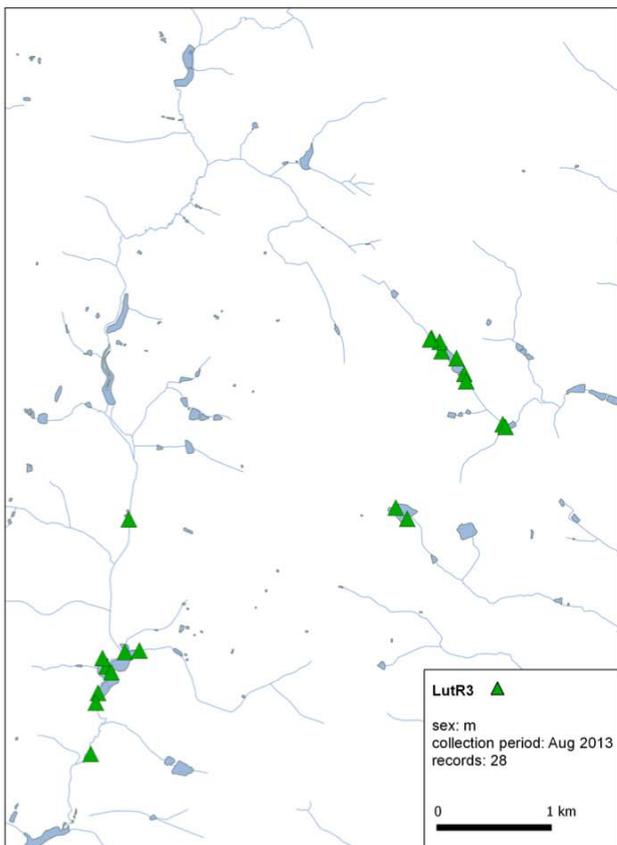
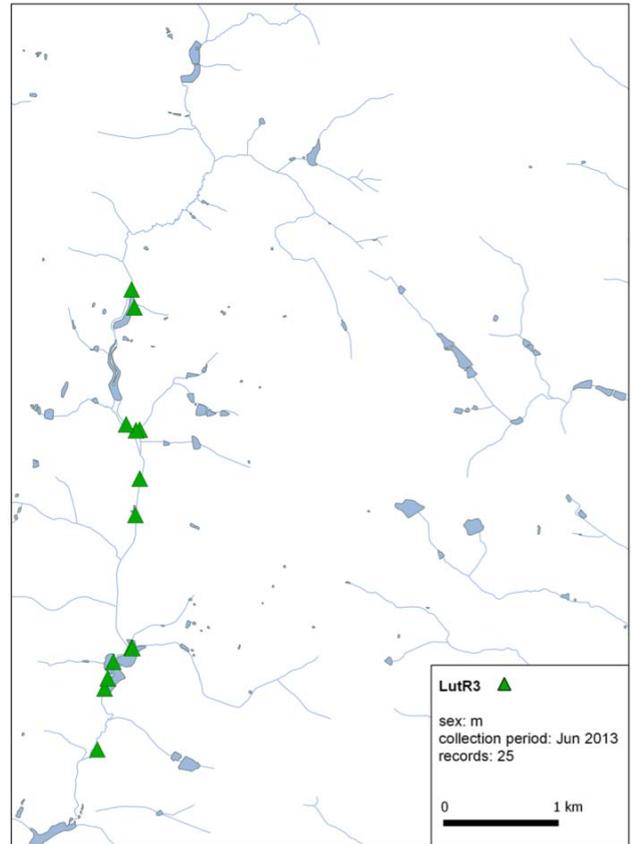
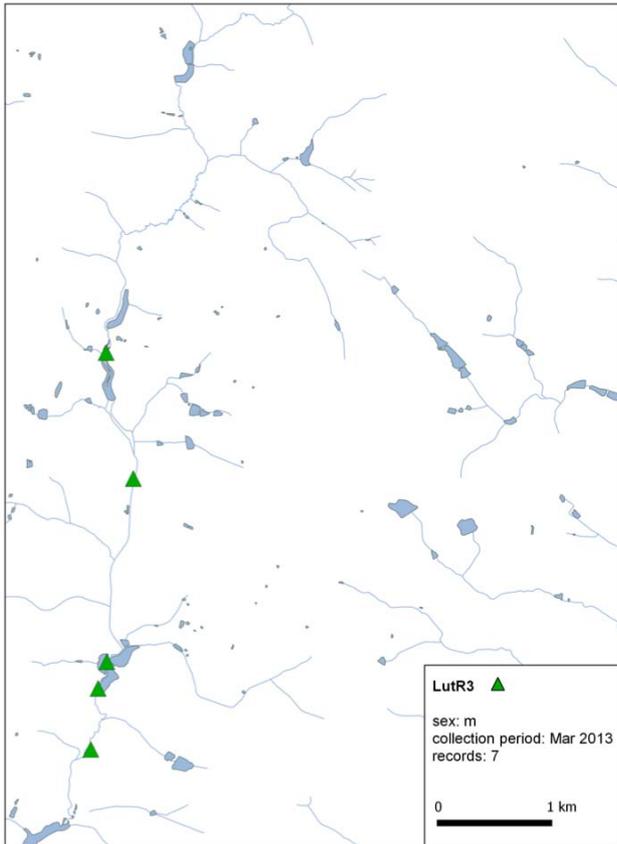


Abb. A2: Räumliche Verteilung der Nachweispunkte an 4 Sammelterminen (März, Juni, August, Dezember 2013) im Teichgebiet Romaubach – Fischechsterindividuum **LutR3**.

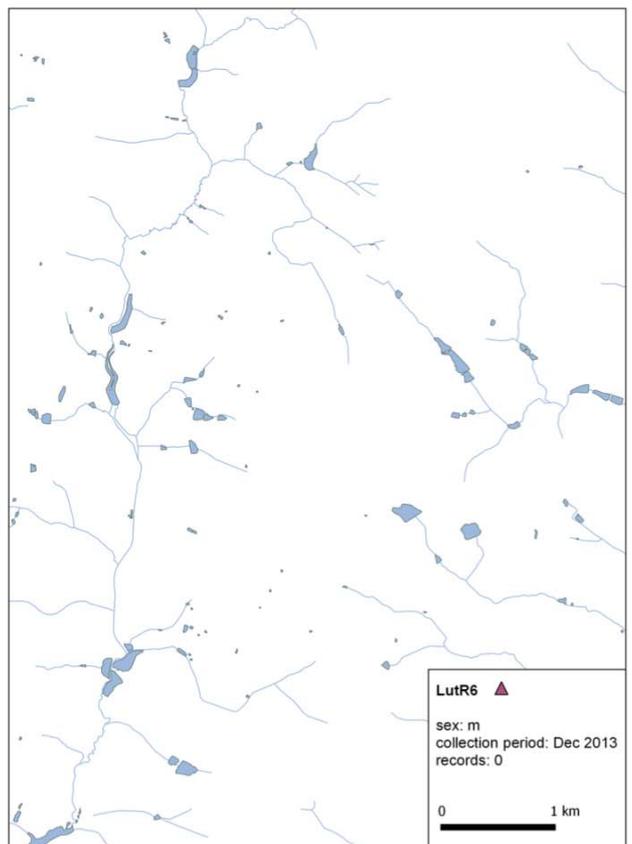
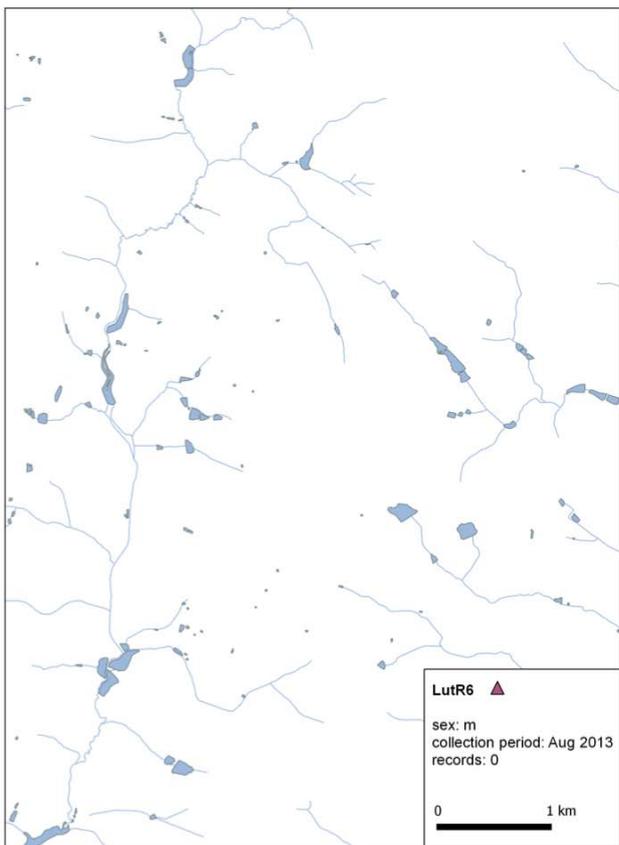
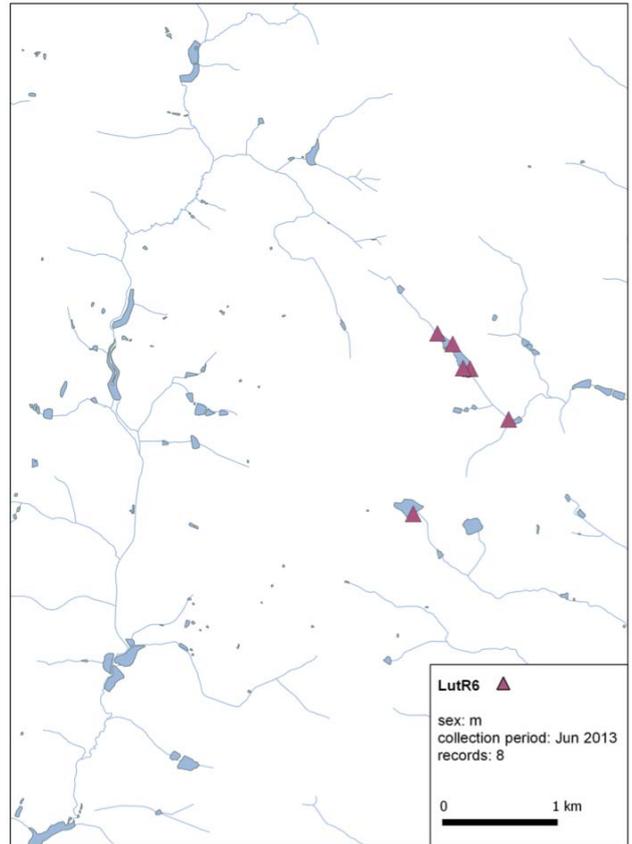
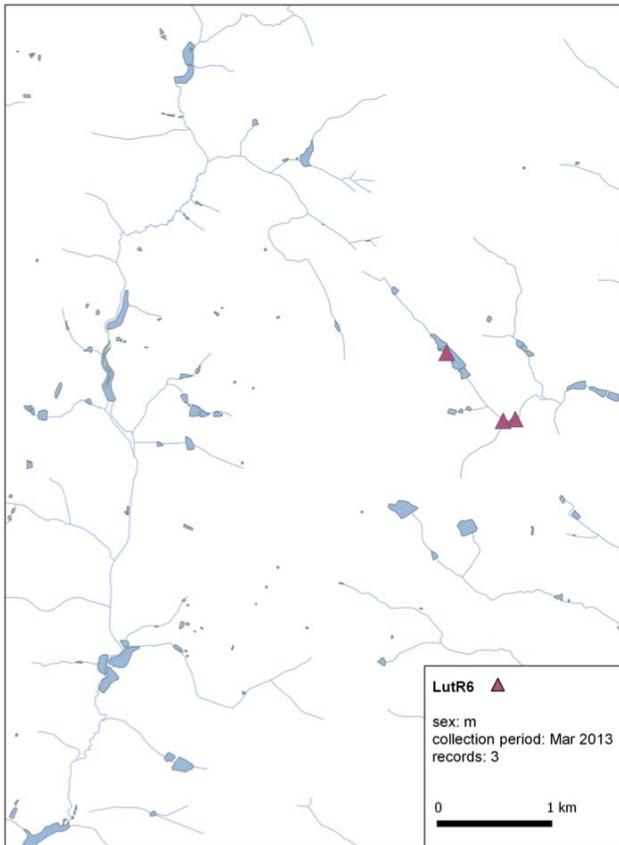


Abb. A3: Räumliche Verteilung der Nachweispunkte an 4 Sammelterminen (März, Juni, August, Dezember 2013) im Teichgebiet Romaubach – Fischechsterindividuum **LutR6**.

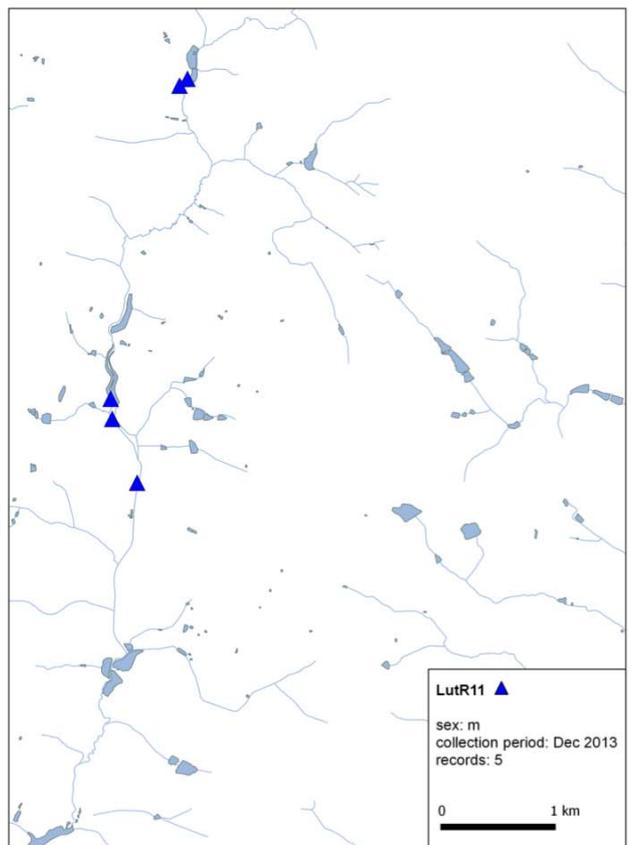
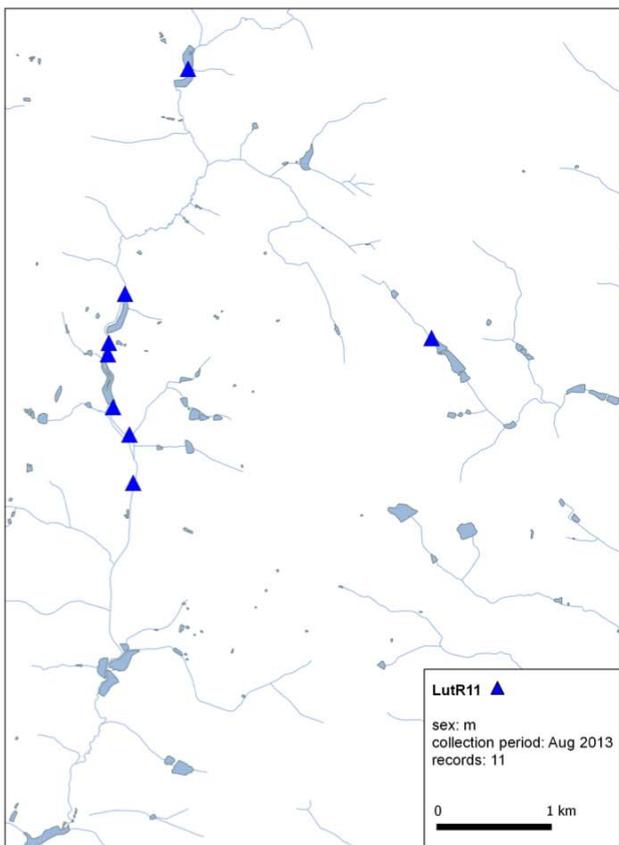
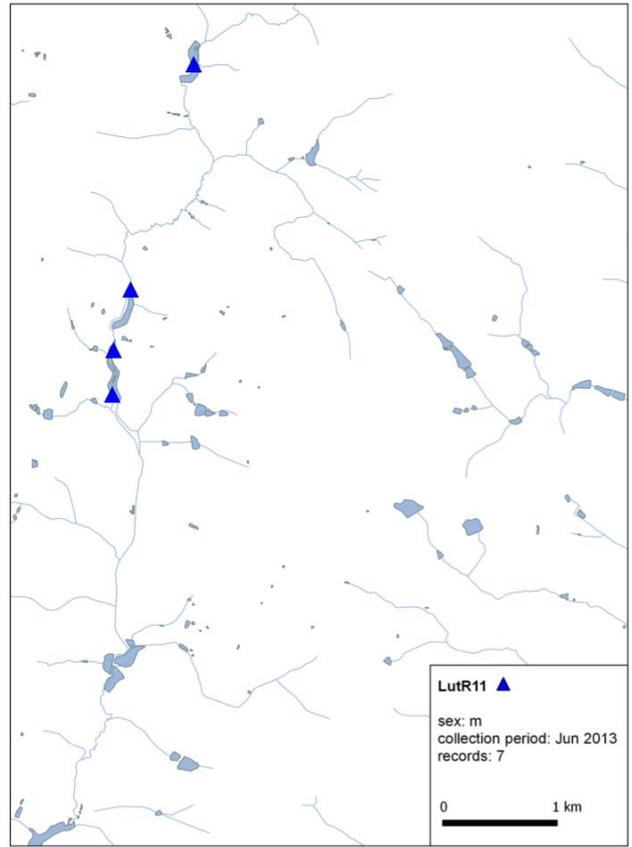
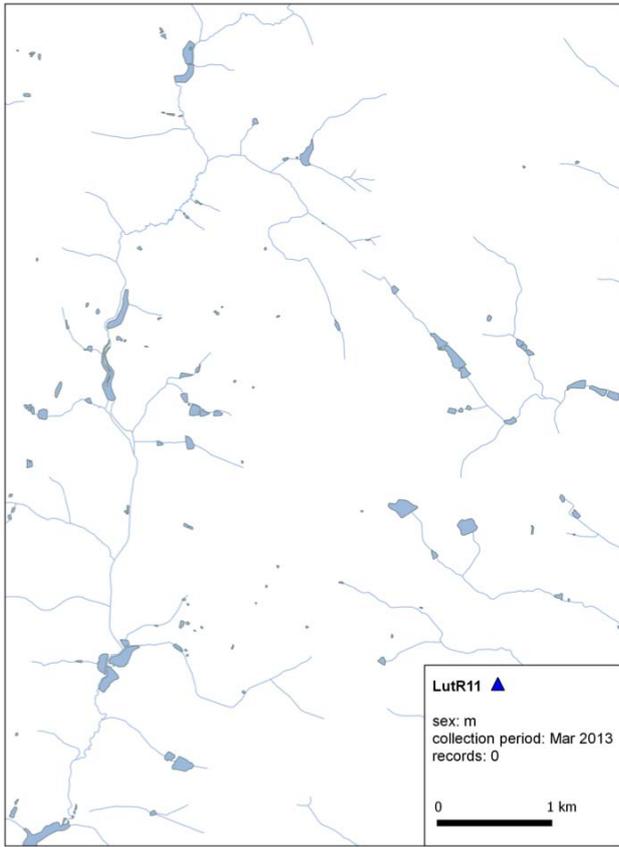


Abb. A4: Räumliche Verteilung der Nachweispunkte an 4 Sammelterminen (März, Juni, August, Dezember 2013) im Teichgebiet Romaubach – Fischeotterindividuum **LutR11**.

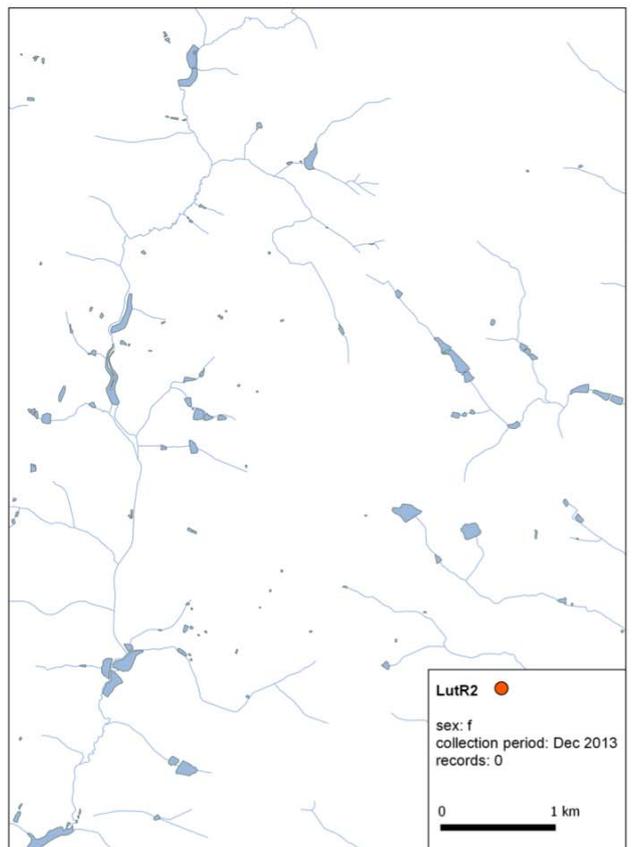
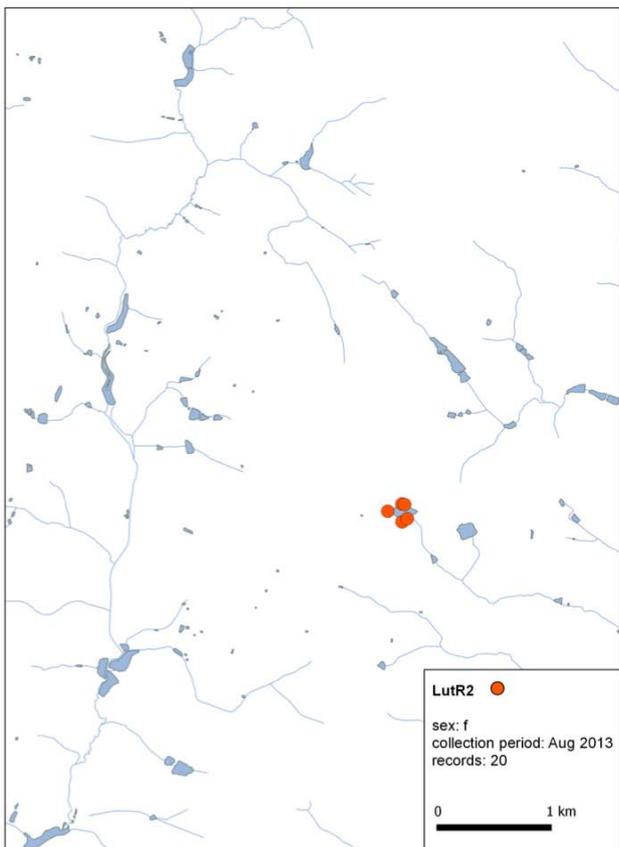
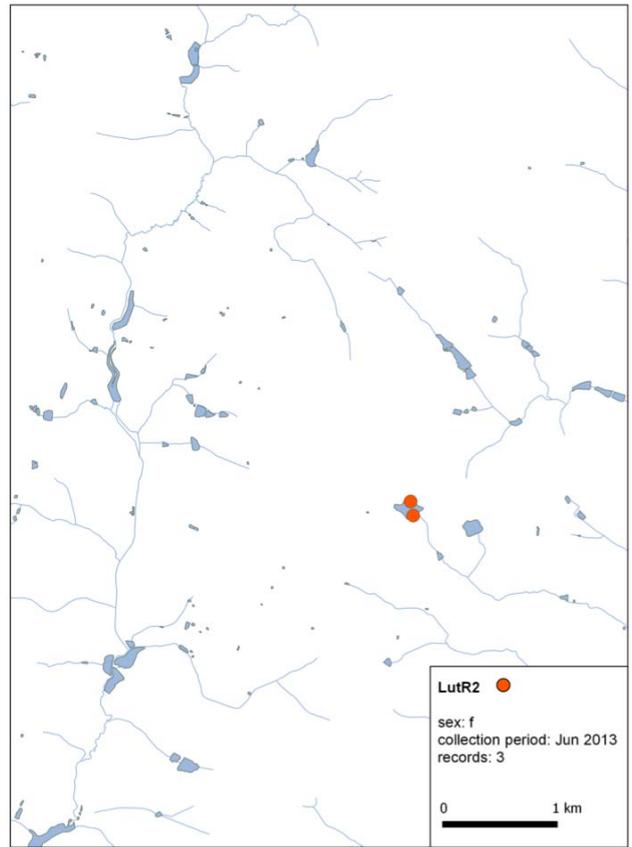
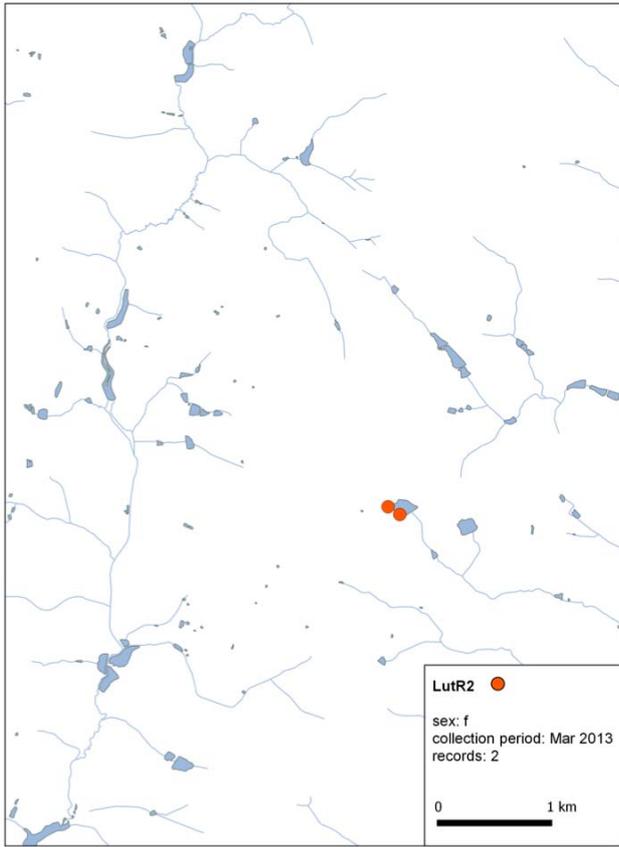


Abb. A5: Räumliche Verteilung der Nachweispunkte an 4 Sammelterminen (März, Juni, August, Dezember 2013) im Teichgebiet Romaubach – Fischeotterindividuum **LutR2**.

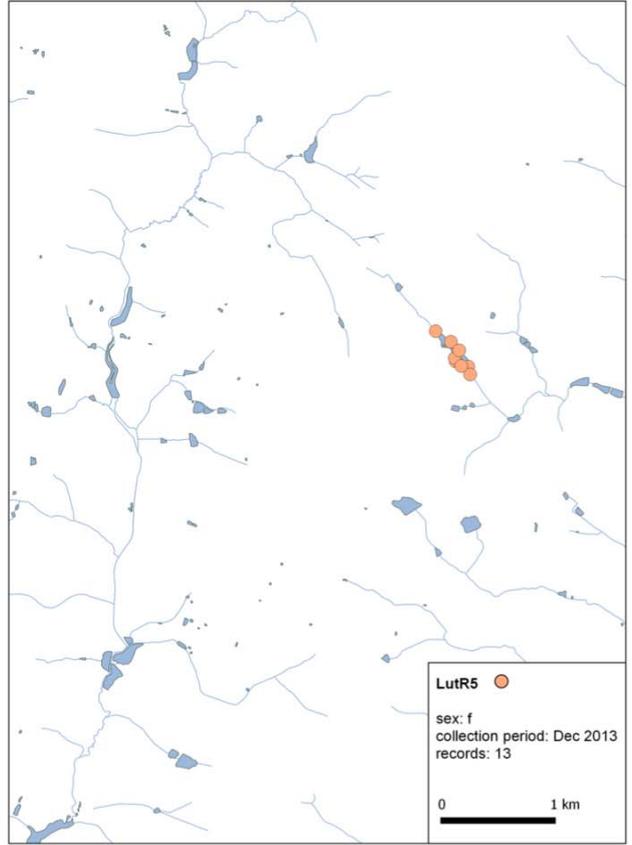
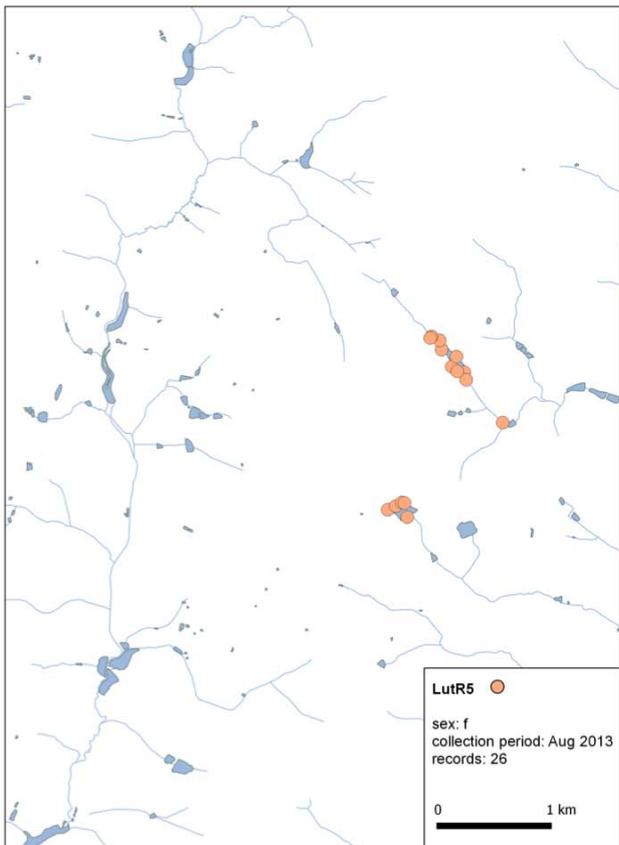
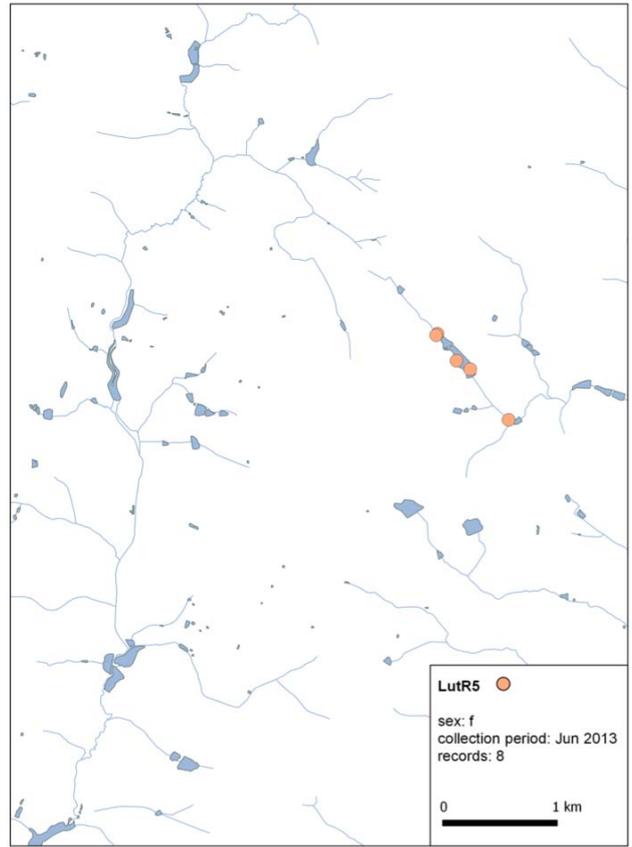
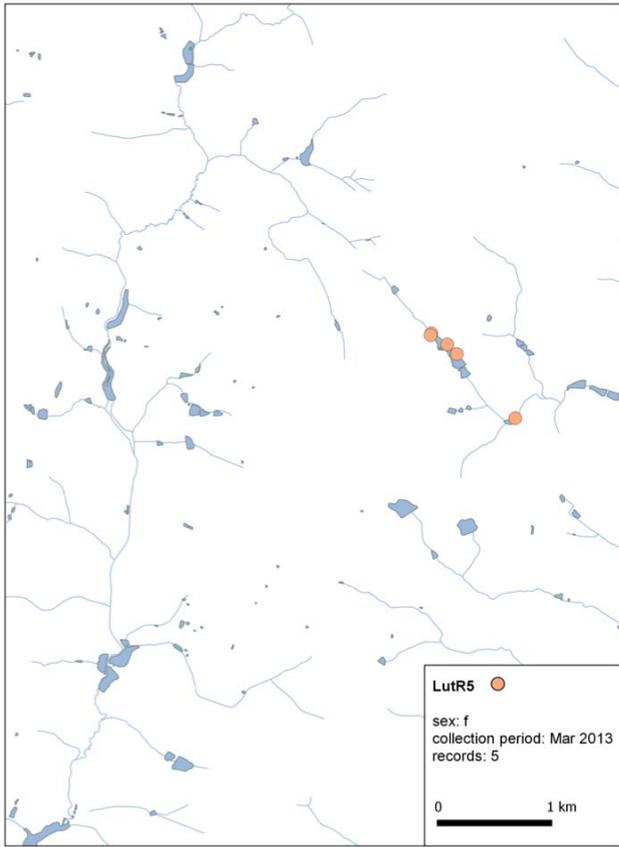


Abb. A6: Räumliche Verteilung der Nachweispunkte an 4 Sammelterminen (März, Juni, August, Dezember 2013) im Teichgebiet Romaubach – Fischechsterindividuum **LutR5**.

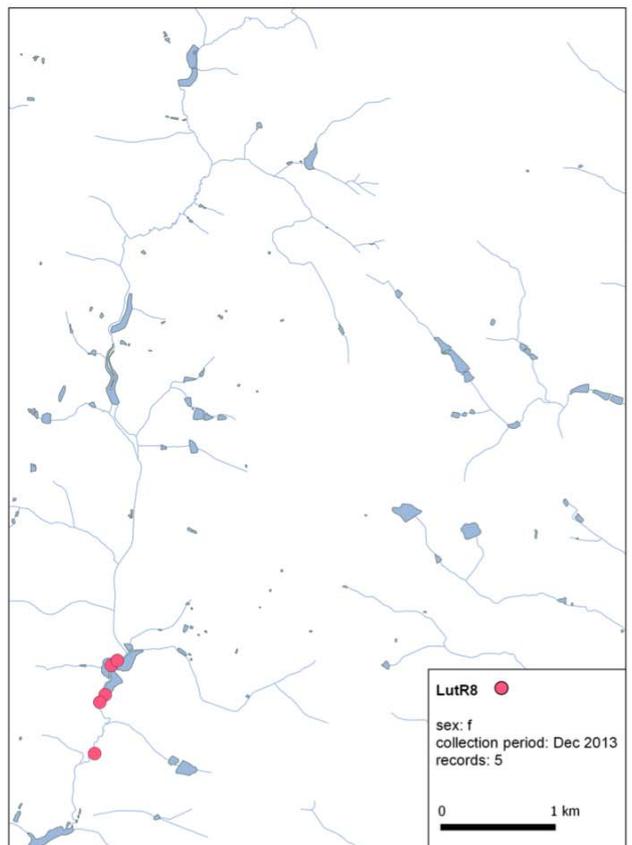
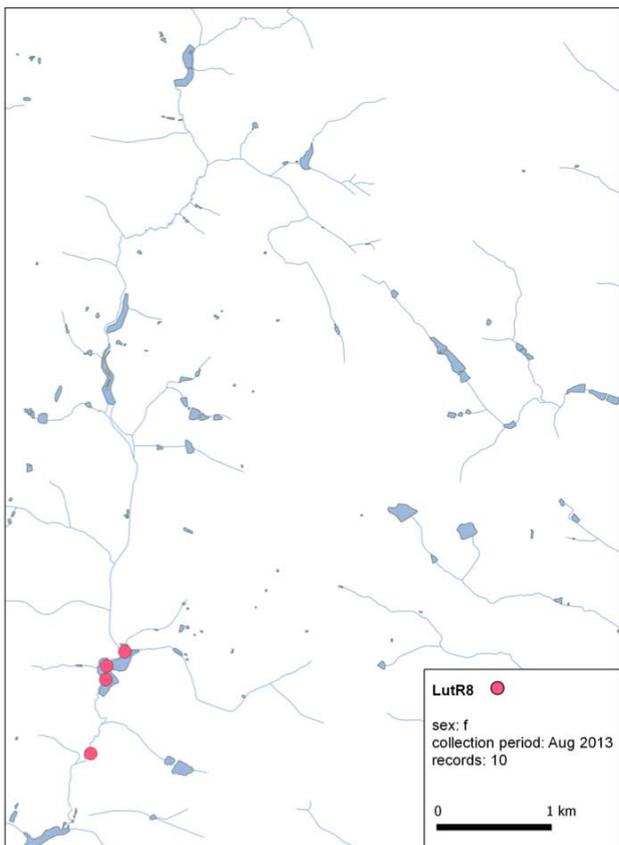
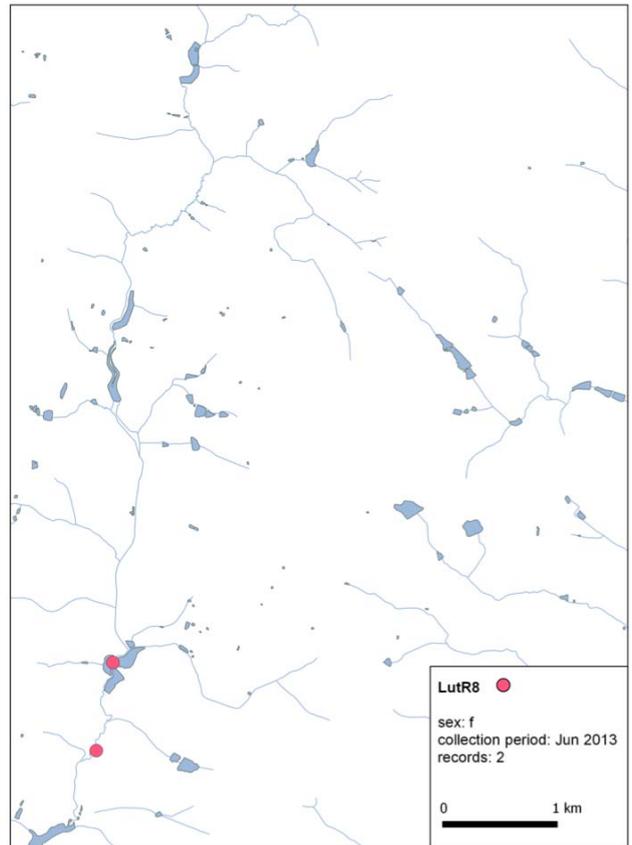
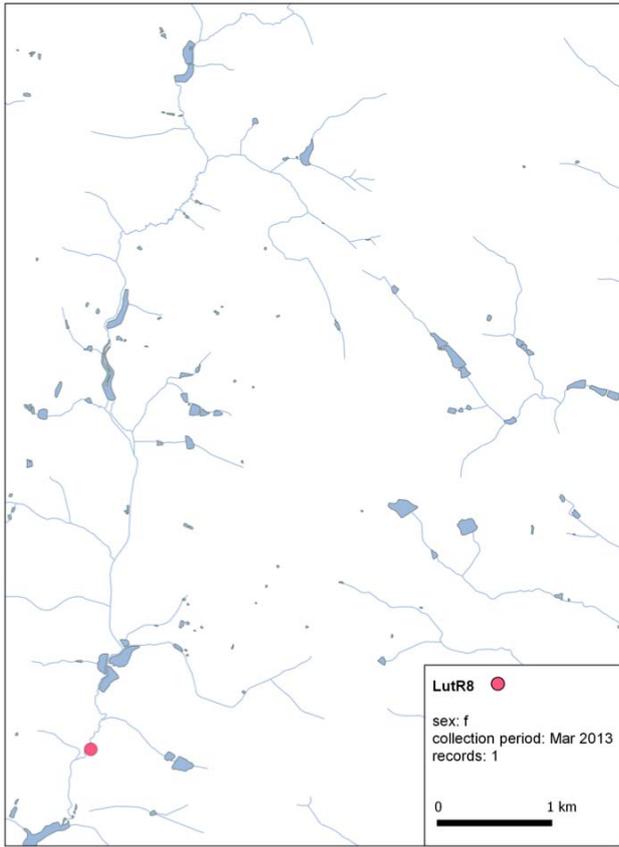


Abb. A7: Räumliche Verteilung der Nachweispunkte an 4 Sammelterminen (März, Juni, August, Dezember 2013) im Teichgebiet Romaubach – Fischeindivuum **LutR8**.

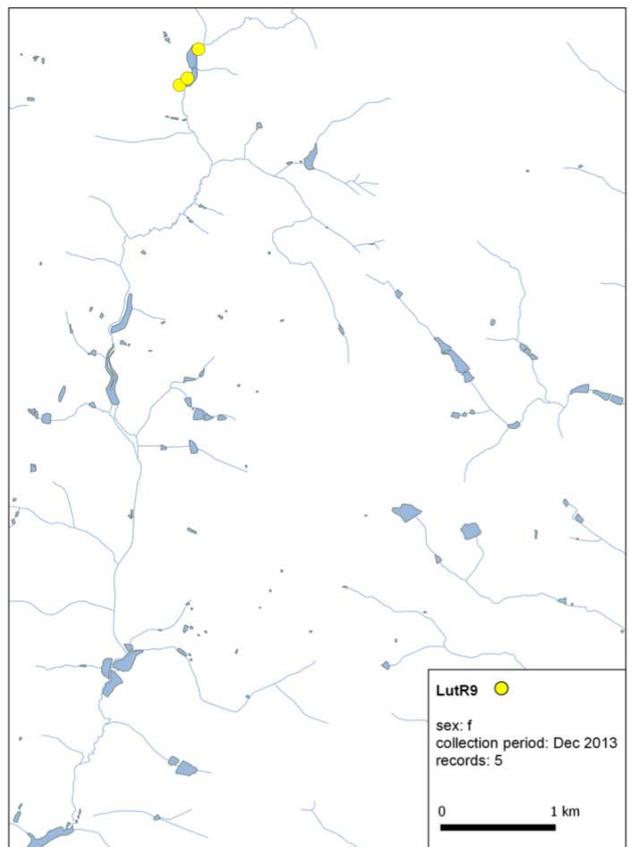
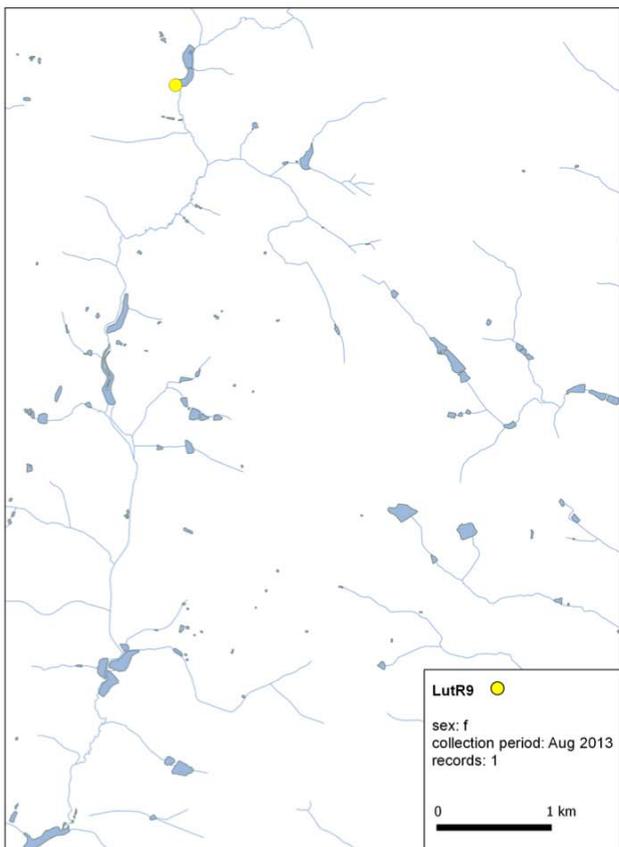
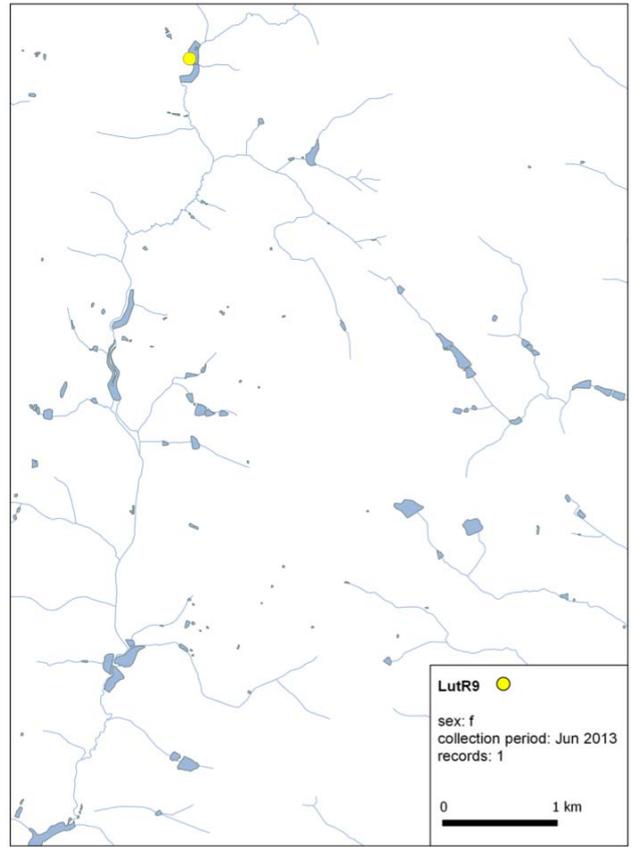
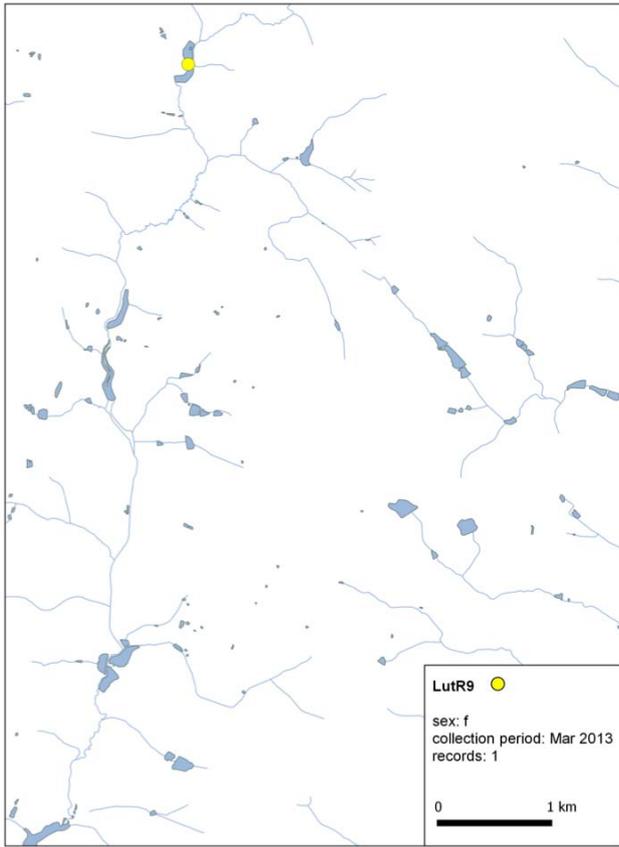


Abb. A8: Räumliche Verteilung der Nachweispunkte an 4 Sammelterminen (März, Juni, August, Dezember 2013) im Teichgebiet Romaubach – Fischeiterindividuum **LutR9**.

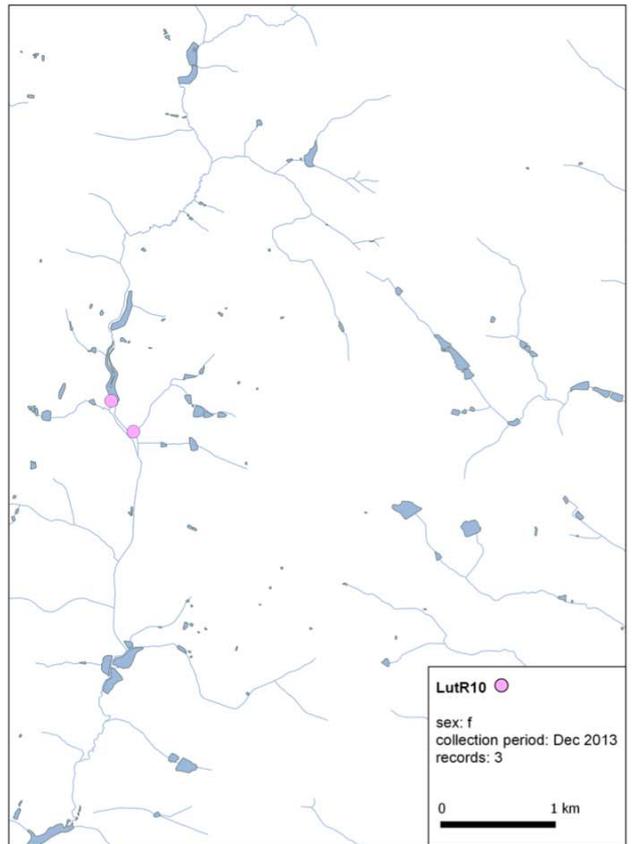
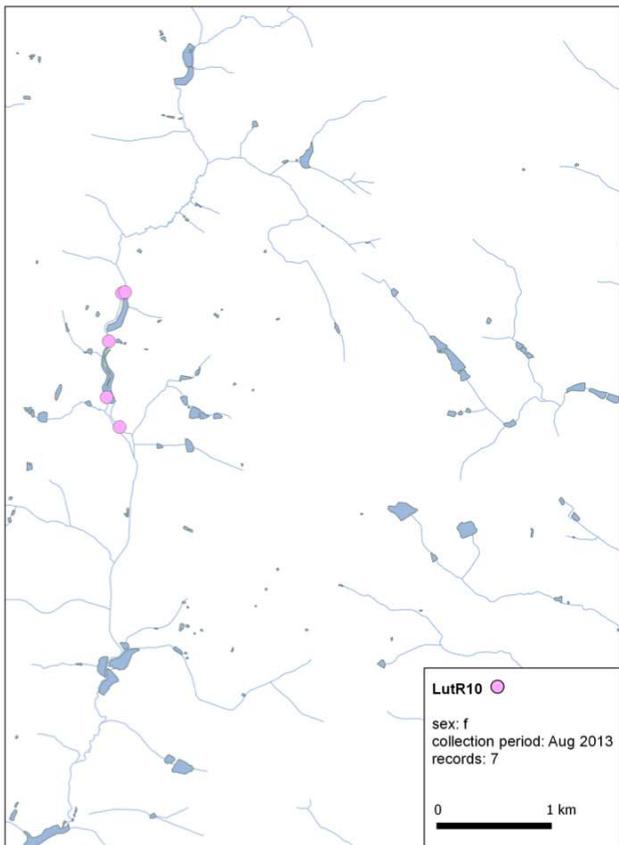
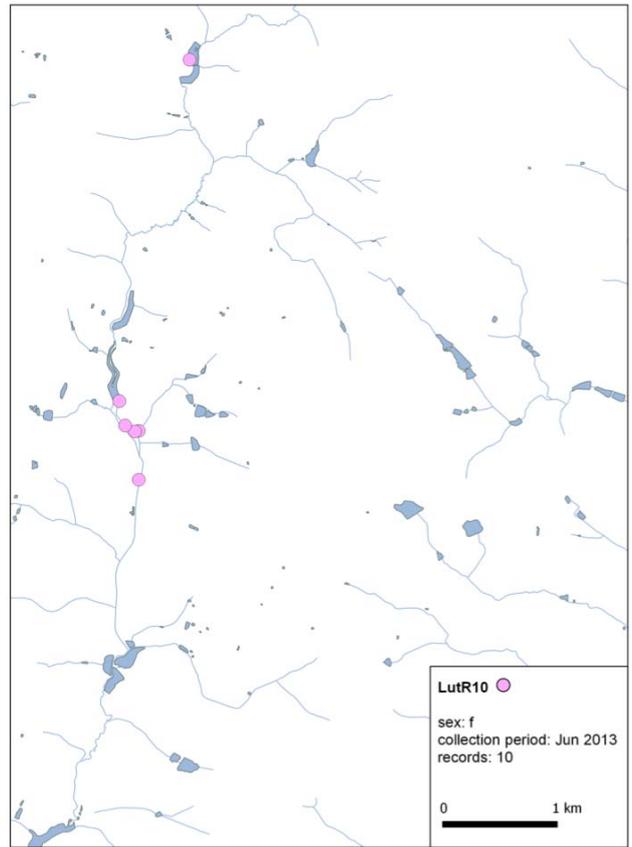
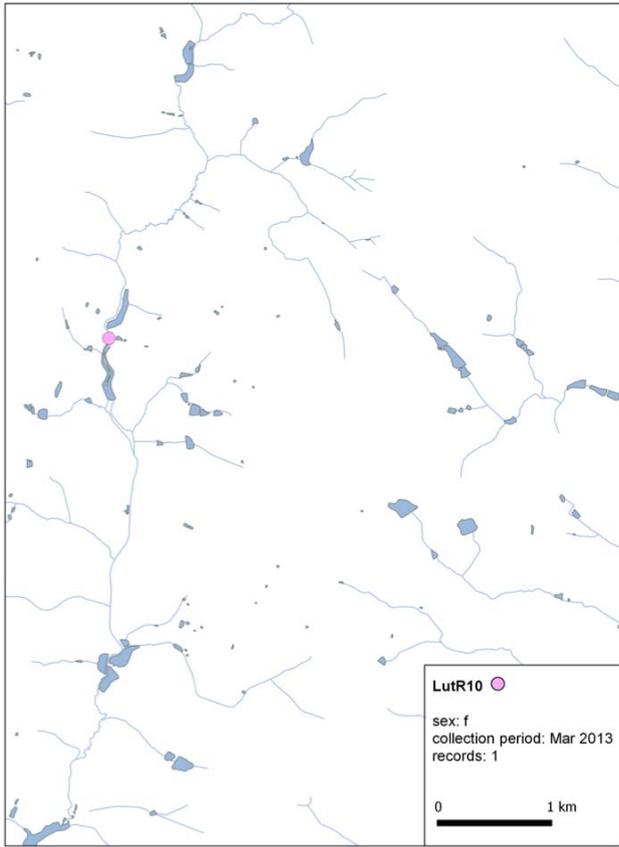


Abb. A9: Räumliche Verteilung der Nachweispunkte an 4 Sammelterminen (März, Juni, August, Dezember 2013) im Teichgebiet Romaubach – Fischechsterindividuum **LutR10**.

Abbildungen A10-21:

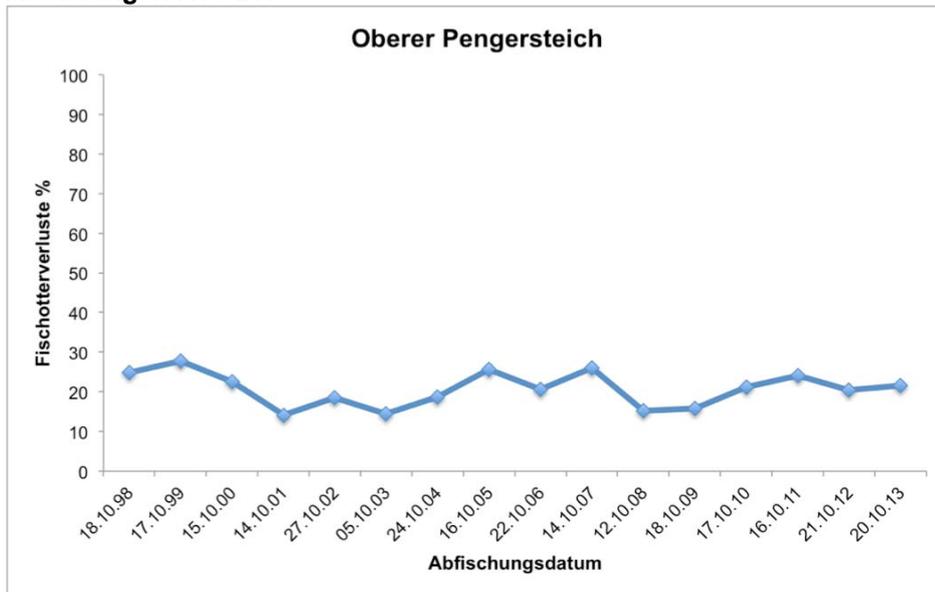


Abb. A10: Jahresreihe Fischotterverluste (in % des erwarteten Abfischungsergebnisses) am Oberen Pengersteich. (Auswertung und Darstellung BAW).

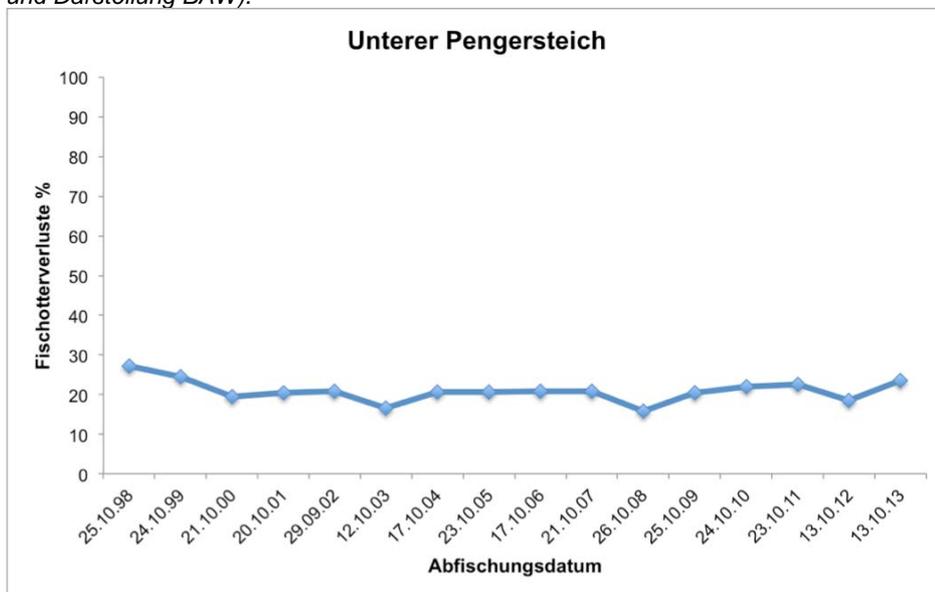


Abb. A11: Jahresreihe Fischotterverluste (in % des erwarteten Abfischungsergebnisses) am Unteren Pengersteich. (Auswertung und Darstellung BAW).

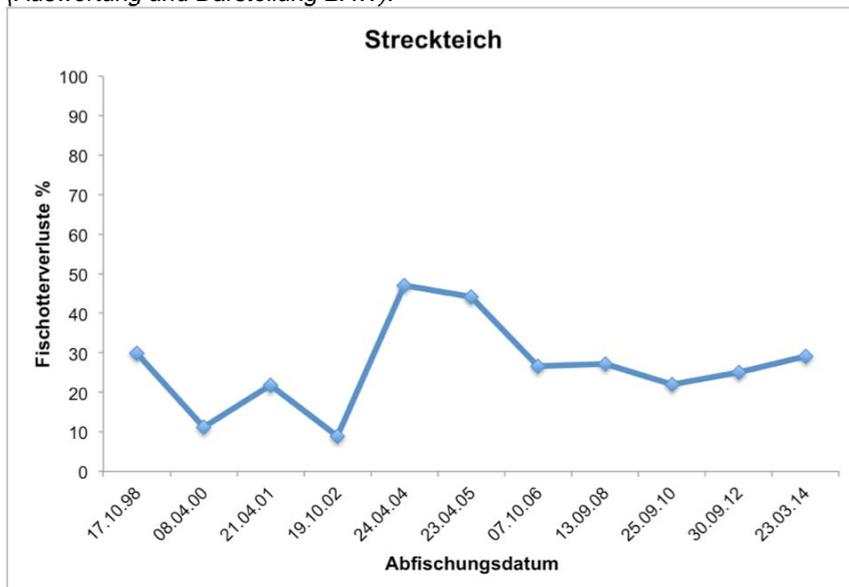


Abb. A12: Jahresreihe Fischotterverluste (in % des erwarteten Abfischungsergebnisses) am Streckteich. (Auswertung und Darstellung BAW).

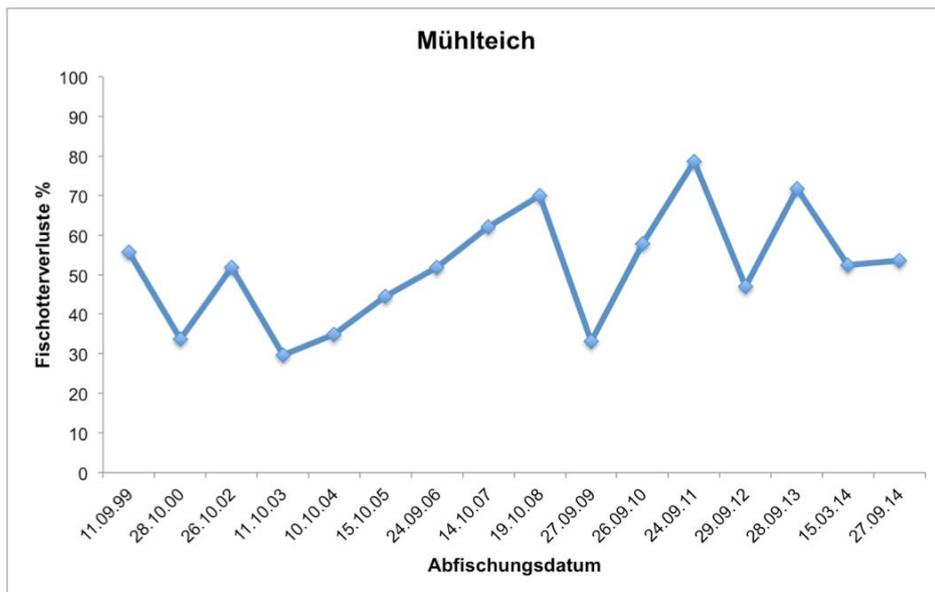


Abb. A13: Jahresreihe Fischotterverluste (in % des erwarteten Abfishungsergebnisses) am Mühlteich. (Auswertung und Darstellung BAW).

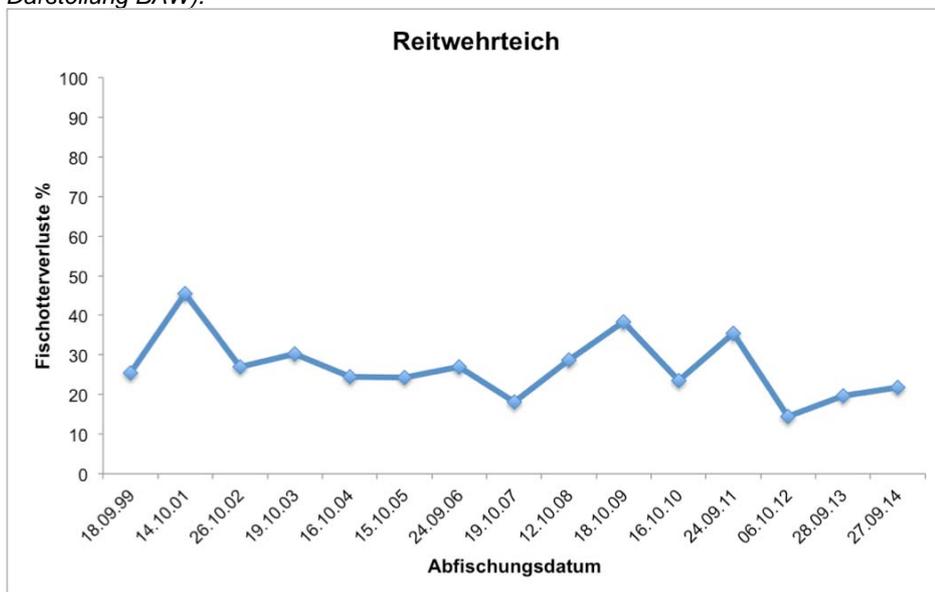


Abb. A14: Jahresreihe Fischotterverluste (in % des erwarteten Abfishungsergebnisses) am Reitwehrteich. (Auswertung und Darstellung BAW).



Abb. A15: Jahresreihe Fischotterverluste (in % des erwarteten Abfishungsergebnisses) am Oberen Hauserteich. (Auswertung und Darstellung BAW).

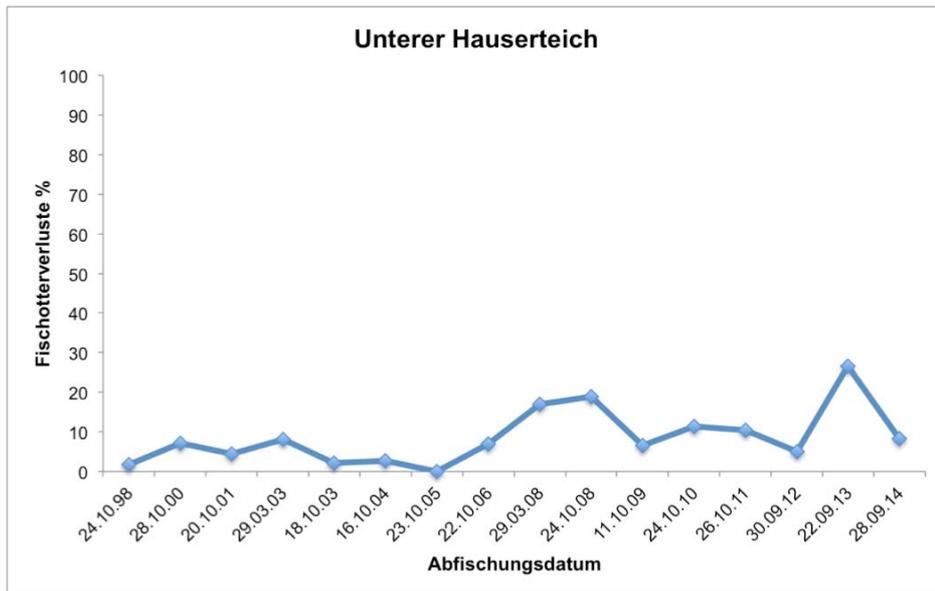


Abb. A16: Jahresreihe Fischotterverluste (in % des erwarteten Abfishungsergebnisses) am Unteren Hauserteich. (Auswertung und Darstellung BAW).

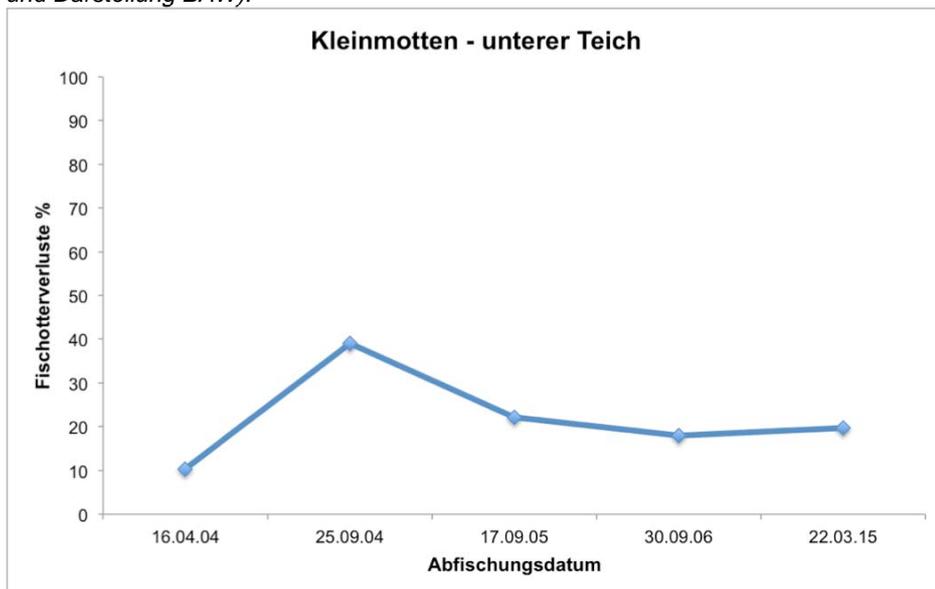


Abb. A17: Jahresreihe Fischotterverluste (in % des erwarteten Abfishungsergebnisses) am unteren Teich (Kleinmotten). (Auswertung und Darstellung BAW).

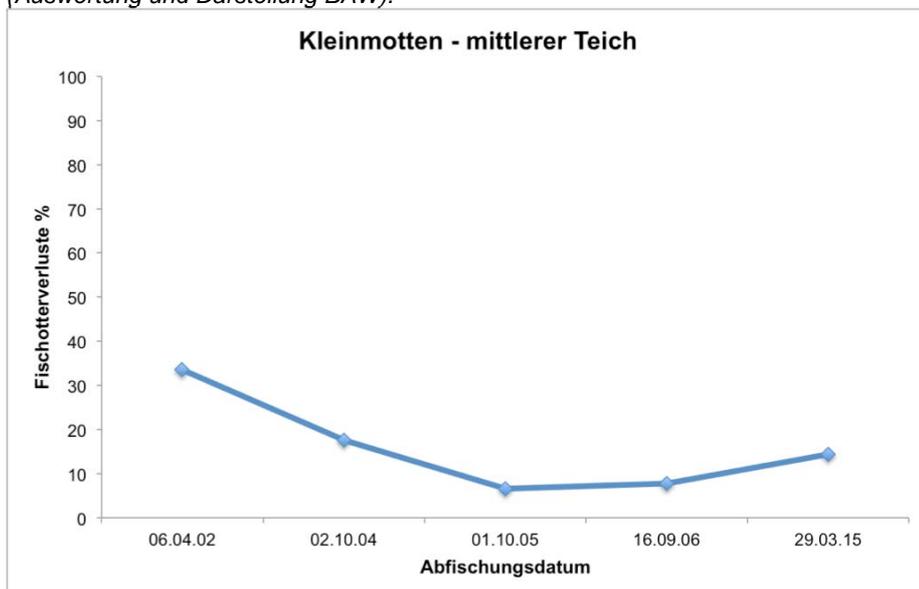


Abb. A18: Jahresreihe Fischotterverluste (in % des erwarteten Abfishungsergebnisses) am mittleren Teich (Kleinmotten). (Auswertung und Darstellung BAW).

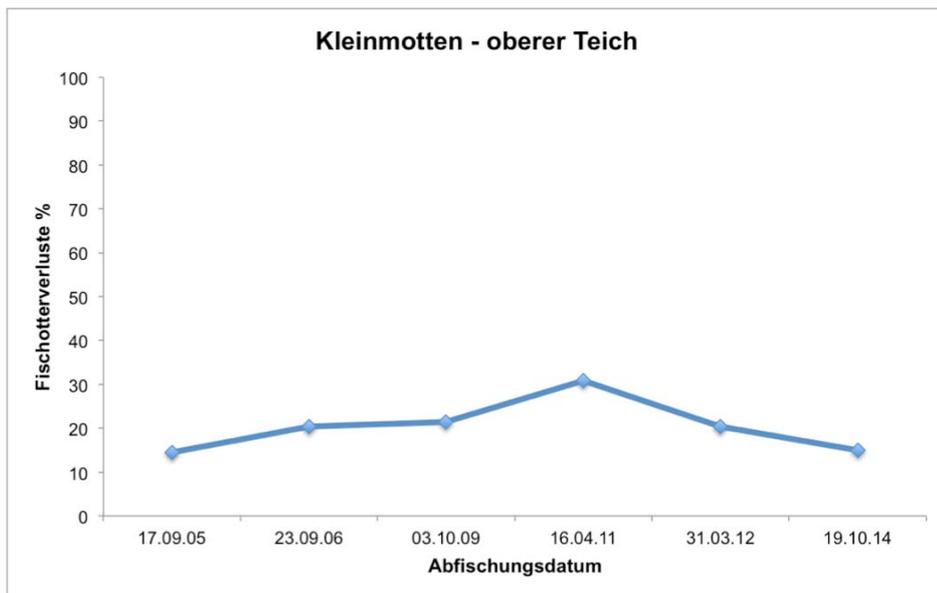


Abb. A19: Jahresreihe Fischotterverluste (in % des erwarteten Abfischungsergebnisses) am oberen Teich (Kleinmotten). (Auswertung und Darstellung BAW).

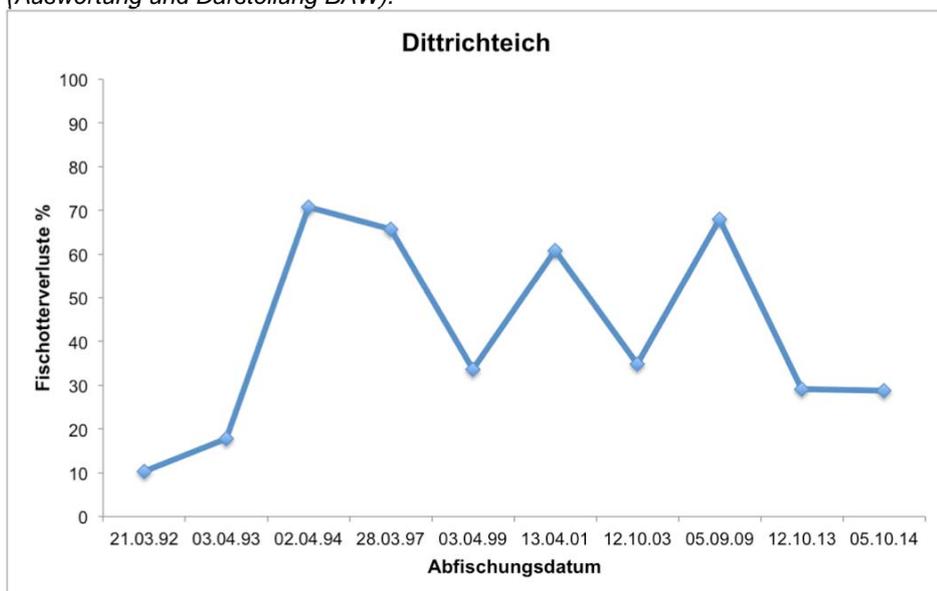


Abb. A20: Jahresreihe Fischotterverluste (in % des erwarteten Abfischungsergebnisses) am Dittrichteich. (Auswertung und Darstellung BAW).

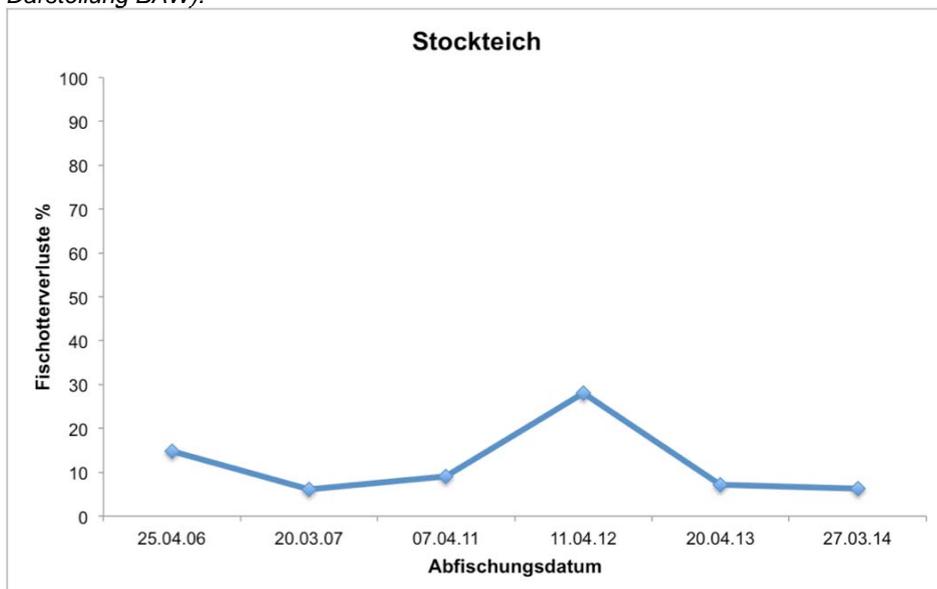


Abb. A21: Jahresreihe Fischotterverluste (in % des erwarteten Abfischungsergebnisses) am Stockteich. (Auswertung und Darstellung BAW).

Anhang III

Ergebnisse der Fischbestandsaufnahmen mittels Elektrofischung an zwei Probestellen (Niederwehr und Reitwehr) am Romaubach am 07.10.2015

Durchgeführt von: PROFISCH Mag. Schabuß, Wiessenbacher & Zornig OG

Romaubach

Niederwehr bei Eggern, 07.Oktober 2013

FDA_ID 8952



Kurzbeschreibung der Messstelle

Die Messstelle liegt ca. 1.4 km südlich von Eggern. Das Untere Ende der Messstelle befindet sich oberhalb einer kleinen Brücke über den Romaubach. Das Gewässer zeigt in diesem Bereich einen gestreckten Verlauf, die Gewässersohle ist überwiegend sandig aber bereichsweise mit Feinsediment überlagert. Ein Gehölzsaum fehlt weitgehend, das Gewässer ist kaum beschattet, das Umland ist durch landwirtschaftliche Nutzung geprägt.

BEURTEILUNG

Orientierende Abschätzung der ökologischen Zustandklasse (FÖZ)

Qualitätselement Fische	keine
-------------------------	-------

Ökologische Zustandklasse, aktuelle Aufnahme, 07.Oktober 2013

Qualitätselement Fische	FIA 5,00	Klasse 5	Schlecht
-------------------------	----------	----------	----------

Frühere Einstufungen

keine			
keine			
keine			

Angaben zur Untersuchungsstelle und Probenahme

Tabelle 1: Stammdaten und Angaben zur Beprobung, Messstelle Niederwehr bei Eggern

Gewässername	Romaubach	Bundesland	Niederösterreich
Untersuchungsstelle	Niederwehr bei Eggern	Bezirk	
Messstellenummer		Gemeinde	
Tumusunummer		geogr. Länge (WGS 84) O	15,4755
Probenummer		geogr. Breite (WGS 84) N	48,894933
Aufnahme-ID (FDA)	8952	Route-ID	3 2 18 34 10
Datum	28.11.2013	Stationierung [Messstelle]	
Auftraggeber	PROFISCH Mag. Schabuß, Wiessenbacher, Zornig OG	Planungsraumnummer	
Auftragnehmer	PROFISCH Mag. Schabuß, Wiessenbacher, Zornig OG	Detailwasserkörper	
Projektbearbeiter	Horst Zornig		
Erhebungsgrund	Projekt		
Befischungskategorie	A1		
Bioregion	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	Flussordnungszahl	
Fischbioregion	Granit u. Gneisgebiet der böhm. Masse (K)	Huet-Zonation	
Biozön. Region	Hyporhithral klein	Adapt. Leitbild	
Fluss-km Mitte	8,6	Seehöhe [m]	560
		Ø Einzugsgebietsgröße [km ²]	
Abschnittslänge [m]	100	EZG-Klasse	
Ø Gewässerbettbreite [m]	3,5	Gefälle [%]	
Ursprünglicher Gewässercharakter	Niederungsbach -fluss	Abflussregime	
Aktueller Streckencharakter	Fließstrecke		
Aktueller Belastungscharakter	flussab Staubereich	Bezugspegel (Name, Nummer)	
Strömung [semiquant.]		Distanz zur Quelle [km]	
mittlere Wassertiefe [m]	0,6	See oberhalb	nein
maximale Wassertiefe [m]	1,2	Distanz zum See oh. [km]	
Geologie	silikat	See unterhalb	nein
Einfluss der Geschiebeführung		Distanz zum See uh. [km]	
Ø Benetzte Breite [m]	3,5	Wasserführung	
pH-Wert		Sichttiefe	
SBV		Befischartigkeit	
Wassertemperatur [°C] (F117)		mittl. Jahreslufttemperatur [°C]	
Leitfähigkeit, 25°C [µS/cm] (F118)			
Eingesetzte Methoden und Aufwand			
Elektrobefischung (Moran Zippin), Tag		Anzahl der Durchgänge	2
Befischte Länge [m]	100	E-Gerät(e) Leistung in kW	5
Befischte Fläche [m ²]	350	Ausgangsspannung [V]	500
		Anzahl Anoden	1
		Anzahl Streifen/Teilstrecken	1

Angaben zur Aufnahme

Einige Tage vor der Befischung wurde ein flussauf gelegener Fischteich abgelassen

Tab. 2: Beprobungsaufwand an der Messstelle Niederwehr bei Eggern, November 2013

Bezeichnung	Str. Nr	DG	Länge [m]	Breite [m]	UE	Methode
Probestrecke	1	2	100	3,5		E-Bef. Tag Wat

Tab. 3: Habitattypen und Strukturgüte an der Messstelle Niederwehr bei Eggern

Bezeichnung	Habitattyp in %			Strukturgüte
	Kolk	Furt	Rinner	
Probestrecke	20	5	75	naturnah (weniger als 25% technisch verändert)

Fangergebnis, Leitbild und Gefährdungsstatus

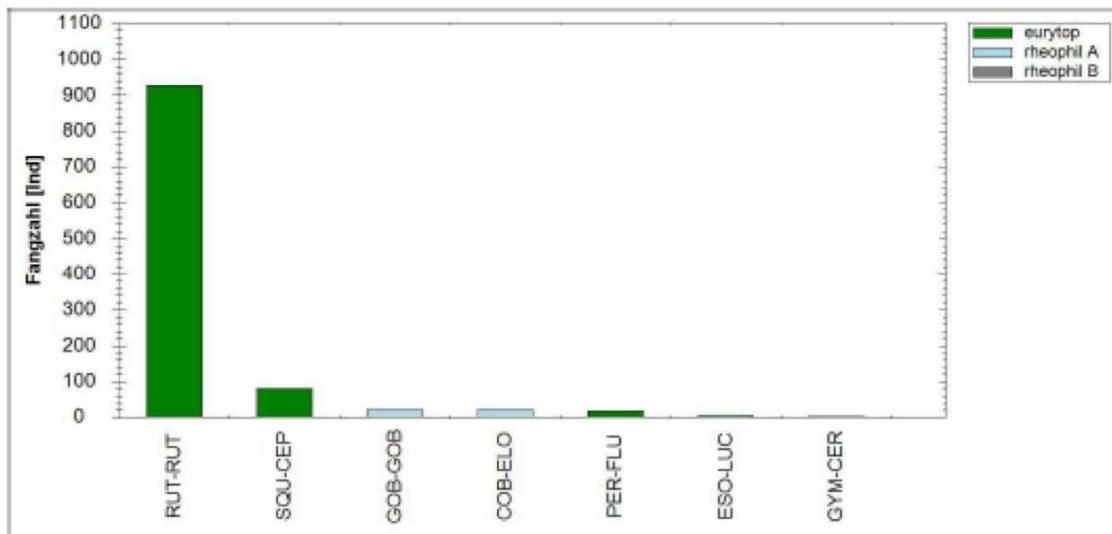
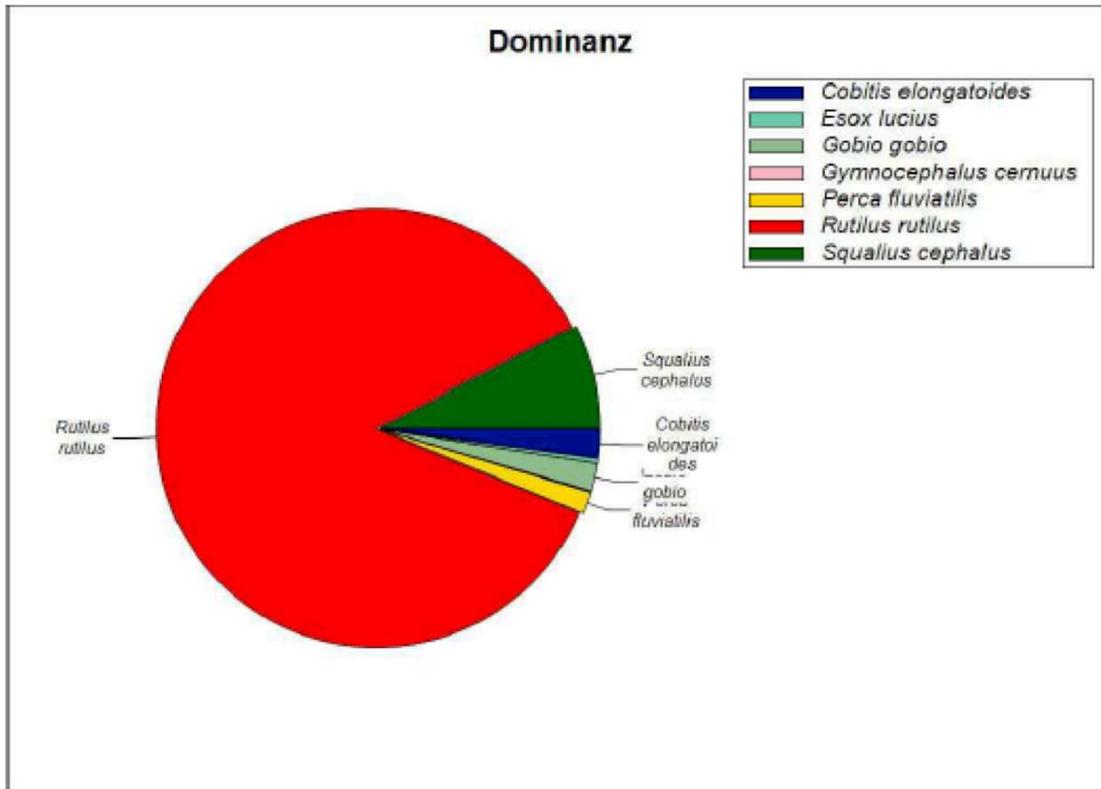


Abb. 1: Art-Rang-Kurve aus den Fangergebnissen Romaubach, Niederwehr bei Eggern

Deutscher Name	Species Code	Fangzahl	Abu [Ind/ha]	95% Konfid.	Biom [kg/ha]	95% Konfid.	Lt [cm] Mw ges	Gew [q] Mw ges	Alters Aufbau	Leitbild
Steinbeißer	COB-ELO	21	664,9	169,7	3,1	0,8	9,0	4,7	3	

3 Arten von 13 gesamt 1.073 31.218,6 977,7 29,3



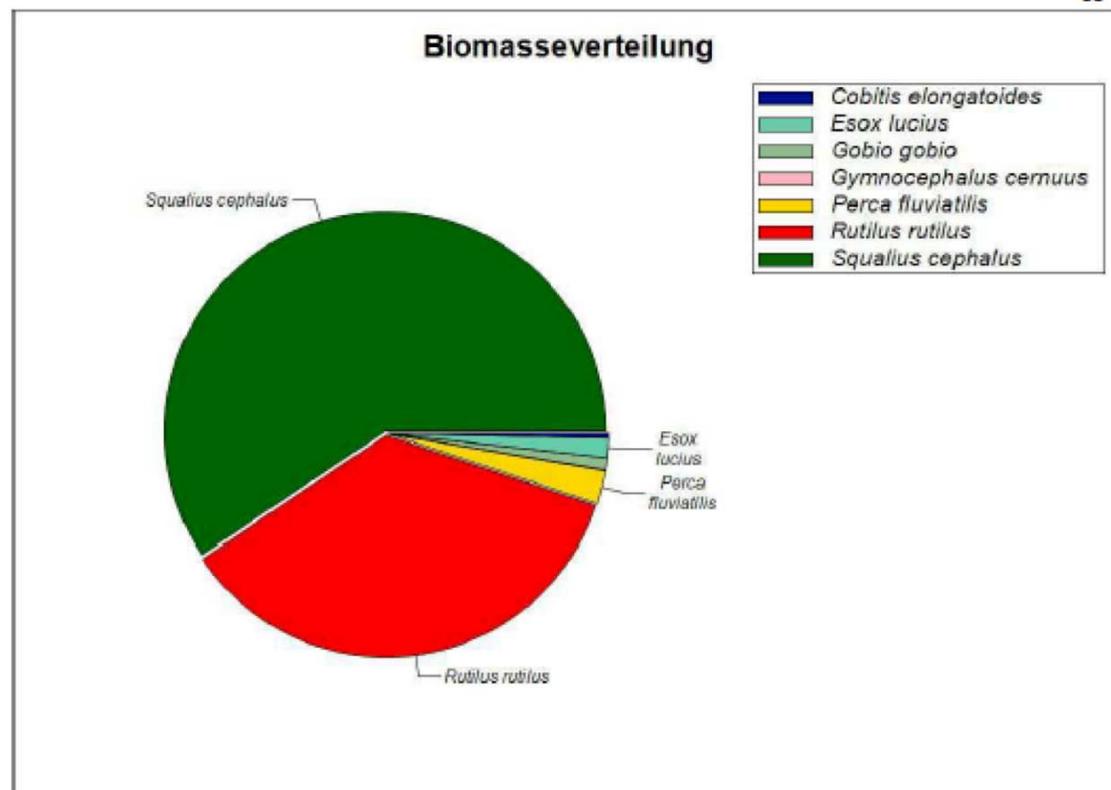


Abb. 2: Dominanz und Biomasseverteilung Shannon-

Index: 0,571

Äquität: 0,293

Biometrie und Fangrate

Tabelle 6: Biometrie der einzelnen Fischarten und fangspezifische Kenngrößen

Fischarten	Lt [cm]			n	statist. Methode	Fang-wahrsch. [%]	Fangerfolg		
	min	Mw	max				min	MW	max
Aitel	6,5	26,2	49,0	81	MZ	88	0,98	0,98	0,98
Flussbarsch	8,5	14,4	21,5	17	MZ	79	0,95	0,95	0,95
Gründling	9,0	11,2	13,0	22	MZ	84	0,98	0,98	0,98
Hecht	18,0	26,3	34,5	4	MZ	100	1,00	1,00	1,00
Kaulbarsch	9,5	9,5	9,5	1	MZ	100	1,00	1,00	1,00
Rotauge	1,0	9,2	24,5	927	MZ	88	0,98	0,98	0,98
Steinbeißer	6,0	9,0	11,5	21	MZ	69	0,90	0,90	0,90
7 Arten			Summe	1.073					

Altersaufbau der Leitarten und typischen Begleitarten (Gesamtfang)

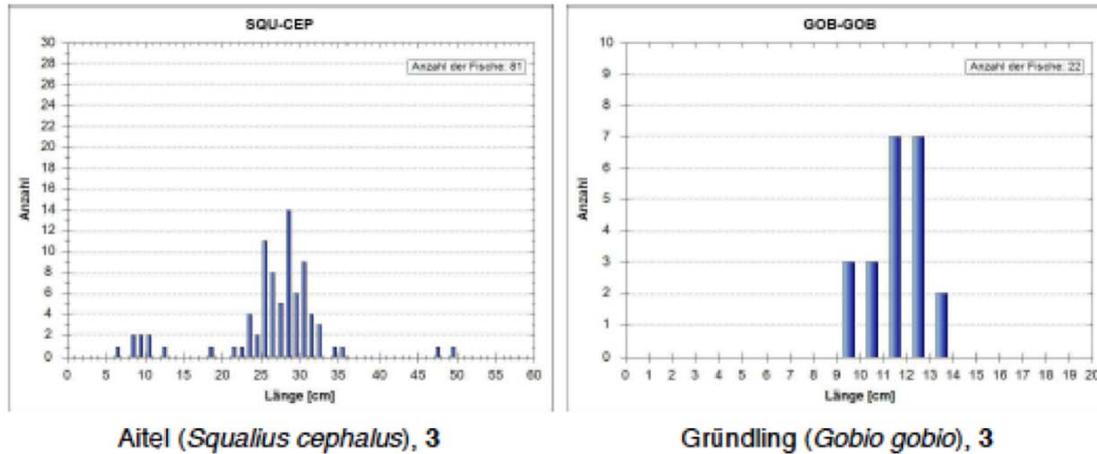


Abb. 3: Längenfrequenzdiagramm der typischen Begleitarten (n>3), Nov. 2013

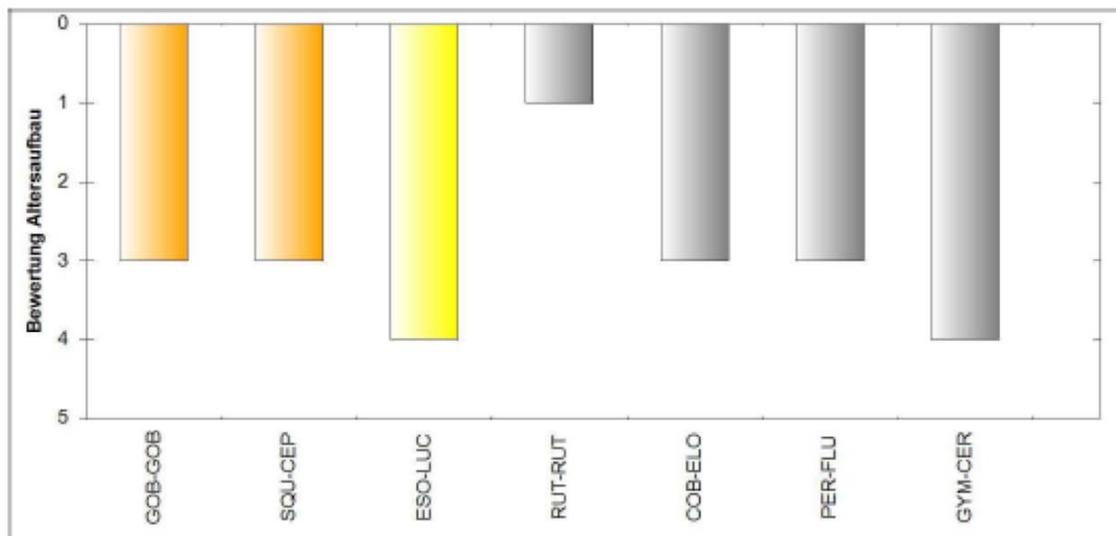


Abb. 4: Altersaufbau aller Arten im Überblick

Kommentar Altersaufbau der Leitarten und typischen Begleitarten

- kein Kommentar -

Fischökologische Bewertung (FIA, FISCH INDEX AUSTRIA)

Tabelle 7: Fischökologische Bewertung, Romaubach, Niederwehr bei Eggern, 28.11.2013

Zustandsbewertung (Detailebene metrics)					
Bestandsdaten	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha			ko-Kriterium Biomasse
	3.109,9	603,9			OK
1. Artzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					
Leitarten	2	0	0%	5,0	
Typische Begleitarten	4	2	50%	2,0	
Seltene Begleitarten	7	1	14%	3,0	
				3,3	
Ökologische Gilden					
Strömung	3	2	1	2,0	
Reproduktion	6	3	3	4,0	
				3,0	
Artzusammensetzung & Gilden gesamt					3,7
2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz		Gesamt
Fischregionsindex	4,9	6,4	1,5	ko-Krit	5,0
3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell		Teilbew.(1-5)	Gesamt
Leitarten	2	0		5,0	
Typische Begleitarten	4	2		4,0	
Altersaufbau					4,7
Fischindex Austria ohne aktive ko-Kriterien					4,39
Qualitätselement Fische		FIA 5,00	Klasse 5		Schlecht

Datum der Bewertung: 03.12.2013

Kommentar BAW-IGF

- kein Kommentar -

Diskussion fischökologische Bewertung, Plausibilität, Defizite und Maßnahmen (AN)

Die Probenstelle bei Niederwehr am Romaubach liegt ca. 1,4 km südlich von Eggern. Direkt oberhalb der Kläranlage Eggern befindet sich die GZÜV (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung) Messstelle FW31001977 die im Mai 2012 mit der gleichen Methodik beprobt wurde und sich daher sehr gut für einen Vergleich eignet. Unterhalb der Probenstelle liegt in einer Entfernung von ca. 200 m ein Fischteich, der diesen Gewässerbereich maßgeblich beeinflusst.

Der Romaubach ist in diesem Abschnitt als Hyporhithral klein eingestuft. Insgesamt wurden 8 Fischarten nachgewiesen davon scheinen allerdings nur 3 Arten im entsprechenden Leitbild auf. Bei diesen drei Arten handelt es sich um die typischen Begleitarten Gründling und Aitel und um die seltene Begleitart Hecht. Alle anderen Arten des Leitbilds, insbesondere die Leitarten (Bachforelle und Koppe) fehlten. Bei den nicht im Leitbild enthaltenen, nachgewiesenen Arten handelt es sich um den Steinbeißer, sowie um Arten (Rotaugen, Rotfeder, Flussbarsch, Kaulbarsch) die mit großer Wahrscheinlichkeit aus dem Fischteich im Nahbereich der Probenstelle stammen. Auffallend war vor allem die extrem hohe Dichte an Rotaugen (927 Individuen auf 100m Gewässerlänge). Ein Einfluss von Prädatoren auf den Populationsaufbau der nachgewiesenen Fischarten war nicht zu erkennen, da sowohl beim massenhaft auftretenden Rotaugen, wie auch beim Aitel alle mittelgroßen und großen Individuen auftraten. Die Berechnung des Fisch Index Austria (FIA) ergab auf Grund des aktiven Ko Kriteriums (Fischregionsindex) nur einen schlechten Zustand. Allerdings hätte sich auch ohne aktives Ko Kriterium auf Grund der fehlenden Arten des Leitbildes nur ein unbefriedigender Zustand ergeben.

Die GZÜV Messstelle FW31001977 zeigte 2012 eine sehr ähnliche Artenzusammensetzung, allerdings waren dort Rotaugen und Aitel nur vereinzelt anzutreffen was für den massiven Einfluss des Fischteichs bei der Probenstelle Niederwehr spricht. Im Verlauf des Gewässers liegt ca. 6 km entfernt noch eine weitere GZÜV Messstelle (FW31001987 bei Heidenreichstein) die 2012 ebenfalls einen unbefriedigenden Zustand zeigte. Dies ist wiederum auf das Fehlen der Leitarten Bachforelle und Koppe zurückzuführen, darüber hinaus entspricht das Gewässer in weiten Bereichen nicht mehr einem Hyporhithral klein. Dafür sind einerseits die zahlreichen Fischteiche in diesem Gebiet aber auch zahlreiche Veränderungen im Gewässer selbst, wie Wanderhindernisse, eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit und ein verringerter Abfluss sowie das Fehlen eines durchgängigen Gehölzsaums verantwortlich.

Romaubach**Reitwehr bei Eggern, 07. Oktober 2013**

FDA_ID 8951

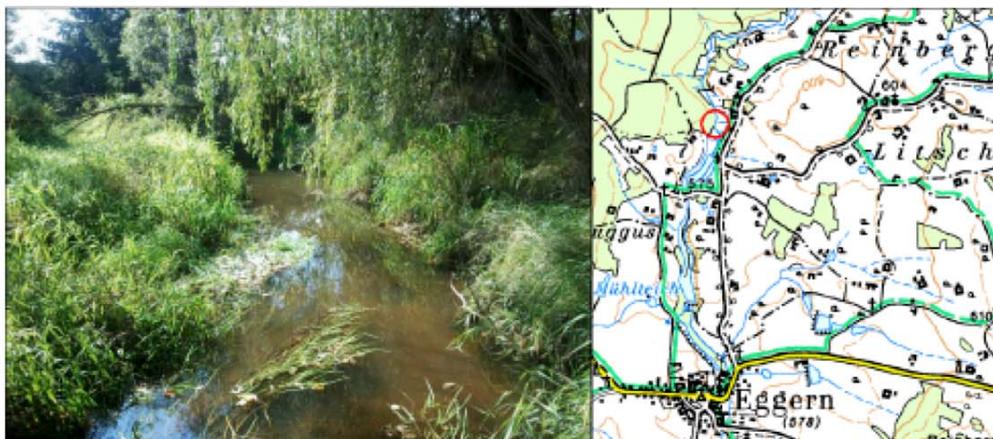


Abb. 1: Messstelle Reitwehr bei Eggern

Kurzbeschreibung der Messstelle

Die Messstelle liegt ca. 1,2 km nördlich von Eggern. Rechtsufrig befindet sich ein Wald, linksufrig eine Wiese. ca. 100 m unter der Messstelle befindet sich ein Fischteich. Die Gewässersohle ist überwiegend sandig mit vereinzelt Bereichen mit dicken Schlammauflagen. Im gesamten Bereich der Messstelle dichter Makrophytenbewuchs.

BEURTEILUNG**Orientierende Abschätzung der ökologischen Zustandklasse (FÖZ)**

Qualitätselement Fische	Kein Handlungsbedarf (2)
-------------------------	--------------------------

Ökologische Zustandklasse, aktuelle Aufnahme, 07. Oktober 2013

Qualitätselement Fische	FIA 5,00	Klasse 5	Schlecht
-------------------------	----------	----------	----------

Frühere Einstufungen

keine			
keine			
keine			

Angaben zur Untersuchungsstelle und Probenahme

Tabelle 1: Stammdaten und Angaben zur Beprobung, Messstelle Reitwehr bei Eggern

Gewässername	Romaubach	Bundesland	Niederösterreich
Untersuchungsstelle	Reitwehr bei Eggern	Bezirk	
Messstellennummer		Gemeinde	
Turnusnummer		geogr. Länge (WGS 84) O	15,15025
Probenummer		geogr. Breite (WGS 84) N	48,921916
Aufnahme-ID (FDA)	8951	Route-ID	3 2 18 34 10
Datum	07.10.2013	Stationierung [Messstelle]	
Auftraggeber	PROFISCH Mag. Schabuß, Wiessenbacher, Zornig OG	Planungsraumnummer	
Auftragnehmer	PROFISCH Mag. Schabuß, Wiessenbacher, Zornig OG	Detailwasserkörper	200290002
Projektbearbeiter	Horst Zornig		
Erhebungsgrund	Projekt		
Befischungskategorie	A1		
Bioregion	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	Flussordnungszahl	
Fischbioregion	Granit u. Gneisgebiet der böhm. Masse (K)	Huet-Zonation	Barbenregion
Biozön. Region	Hyporhithral klein	Adapt. Leitbild	
Fluss-km Mitte	14,0	Seehöhe [m]	574
		Ø Einzugsgebietsgröße [km²]	
Abschnittslänge [m]	100	EZG-Klasse	10km² bis 100km²
Ø Gewässerbettbreite [m]	3	Gefälle [%]	2
Ursprünglicher Gewässercharakter	Niederungsbach -fluss	Abflussregime	
Aktueller Streckencharakter	Fließstrecke		
Aktueller Belastungscharakter	Sonstiges	Bezugspiegel (Name, Nummer)	
Strömung [semiquant.]	schwach strömend	Distanz zur Quelle [km]	11,1
mittlere Wassertiefe [m]	0,35m - 0,7m	See oberhalb	nein
maximale Wassertiefe [m]	0,35m - 0,7m	Distanz zum See oh. [km]	
Geologie	silikat	See unterhalb	nein
Einfluss der Geschiebeführung	wenig beeinträchtigt	Distanz zum See uh. [km]	
Ø Benetzte Breite [m]	3	Wasserführung	MNQ - MITTL. Niedrigwasser
pH-Wert		Sichttiefe	0,5
SBV		Befischartigkeit	sehr gut
Wassertemperatur [°C] (F117)	9,9	mittl. Jahreslufttemperatur [°C]	6,6
Leitfähigkeit, 25°C [µS/cm] (F118)	75		
Eingesetzte Methoden und Aufwand			
Elektrofischung (Moran Zippin), Tag		Anzahl der Durchgänge	2
Befischte Länge [m]	100	E-Gerät(e) Leistung in kW	5
Befischte Fläche [m²]	300	Ausgangsspannung [V]	500
		Anzahl Anoden	1
		Anzahl Streifen/Teilstrecken	1

Angaben zur Aufnahme

Die Beprobung erfolgte bei Schönwetter. Die unterhalb der Messstelle liegenden Fischteiche waren zum Zeitpunkt der Beprobung bereits abgefischt.

Tab. 2: Beprobungsaufwand an der Messstelle Reitwehr bei Eggern, Oktober 2013

Bezeichnung	Str. Nr	DG	Länge [m]	Breite [m]	UE	Methode
Probestrecke	1	2	100	3		E-Bef. Tag Wat

Tab. 3: Habitattypen und Strukturgüte an der Messstelle Reitwehr bei Eggern

Bezeichnung	Habitattyp in %			Strukturgüte
	Kolk	Furt	Rinner	
Probestrecke	10	20	70	hatumah (weniger als 25% technisch verändert)

Fangergebnis, Leitbild und Gefährdungsstatus

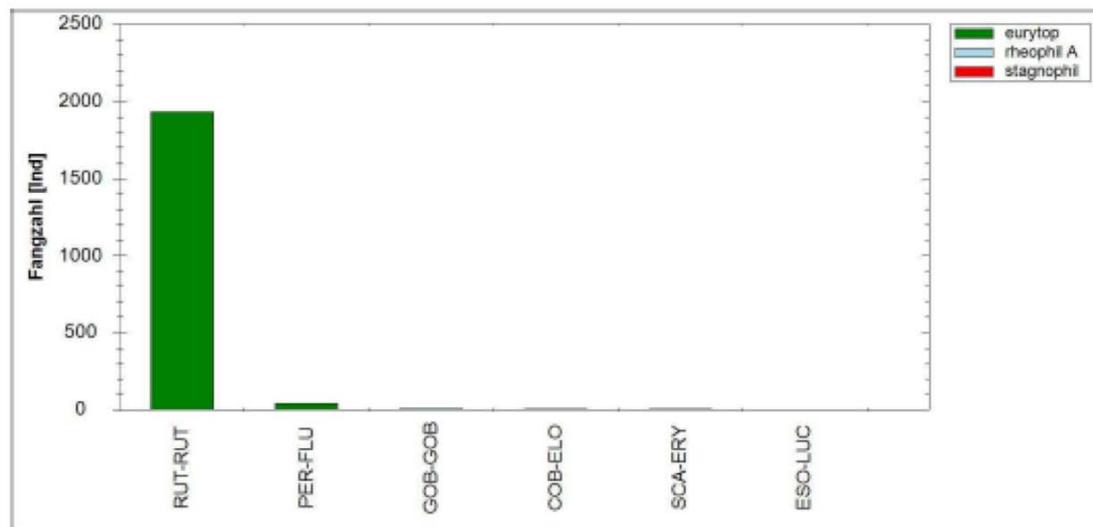


Abb. 2: Art-Rang-Kurve aus den Fangergebnissen Romaubach, Reitwehr bei Eggern

Tabelle 4: Leitbild, allochthone Arten und Gefährdungsstatus

Familie	Deutscher Name	Wiss. Artname	Leitbild	FFH	Rote Liste	IUCN	Fangzahl
Petromyzontidae	Ukrainisches Bachneunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>	s	II	VU	DD	
Salmonidae	Bachforelle	<i>Salmo trutta fario</i>	l		NT		
Thymallidae	Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	b	V	VU	LC	
Cyprinidae	Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	b		LC	LC	
	Barbe	<i>Barbus barbus</i>	s	V	NT	LC	
	Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	s		NT	LC	
	Gründling	<i>Gobio gobio</i>	b		LC	LC	9
	Häsel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	s		NT	LC	
	Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	s		LC	LC	
Esocidae	Hecht	<i>Esox lucius</i>	s		NT		1
Gadidae	Aalrutte	<i>Lota lota</i>	b		VU		
Cottidae	Koppe	<i>Cottus gobio</i>	l	II	NT	LC	
Balitoridae	Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	s		LC	LC	
Cyprinidae	Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>			LC	LC	1.93
	Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>			LC	LC	4
Percidae	Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>			LC	LC	40
Cobitidae	Steinbeißer	<i>Cobitis elongatoides</i>		II	VU	LC	5

aktuell: Leitbild 2 Taxa :: 13 Taxa

Taxa gesamt 6

Fangzahl Leitbildarten 10

Fangzahl gesamt 1.991

Fischökologisches Leitbild (Haunschmid et al., 2006) | Leitart

b typische Begleitart

s seltene Begleitart

al allochthon

NI Neozoa

FFH...Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU (RICHTLINIE 92/43/EWG DES RATES vom 21. Mai 1992)

II Art gelistet in Anhang II der FFH-RL (Arten, für die Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen)

IV Art gelistet in Anhang IV der FFH-RL (Streng zu schützende Tier- und Pflanzenarten)

V Art gelistet in Anhang V der FFH-RL (Arten, deren Entnahme und Nutzung Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein können)

Gefährdungsstatus nach Wolfram & Mikschl (2006), Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs und

IUCN (International Union for Conservation of Nature)

RE regional ausgestorben oder verschollen (regionally extinct)

CR vom Aussterben bedroht (critically endangered)

EN stark gefährdet (endangered)

VU gefährdet (vulnerable)

NT Gefährdung droht (near threatened)

LR geringes Risiko (lower risk)

LC nicht gefährdet (least concern)

DD Datenlage für eine Einstufung nicht ausreichend (data deficient)

NE nicht eingestuft, es handelt sich meist um verbreitete und reproduzierende Neobiota (not evaluated)

Abundanz und Biomasse

Tabelle 5: Abundanz und Biomasse (E-Befischungen), Romaubach, Reitwehr bei Eggern, 07.10.2013

Deutscher Name	Species Code	Fangzahl	Abu [Ind/ha]	95% Konfid.	Biom [kg/ha]	95% Konfid.	Lt [cm] Mw ges	Gew [g] Mw ges	Alters Aufbau	Leitbild
Flussbarsch	PER-FLU	40	1.376,2	107,5	14,0	1,1	8,8	10,2	2	
Gründling	GOB-GOB	9	304,8	32,0	2,7	0,3	10,1	8,8	3	b
Hecht	ESO-LUC	1	33,3	0,0	0,4	0,0	13,0	10,8	4	s
Rotauge	RUT-RUT	1.932	67.642,0	1.030,5	800,5	12,2	10,2	11,8	1	
Rotfeder	SCA-ERY	4	150,0	98,0	2,1	1,3	11,5	13,8	4	
Steinbeißer	COB-ELO	5	166,7	0,0	0,9	0,0	9,7	5,6	4	

Standardbericht Fischdatenbank Austria, © BAW-IGF, Scharfling

Seite 4

Deutscher Name	Species Code	Fangzahl	Abu [Ind/ha]	95% Konfid.	Biom [kg/ha]	95% Konfid.	Lt [cm] Mw ges	Gew [q] Mw ges	Alters Aufbau	Leitbild
2 Arten von 13		gesamt	1.991	69.673,0	820,5	14,9				

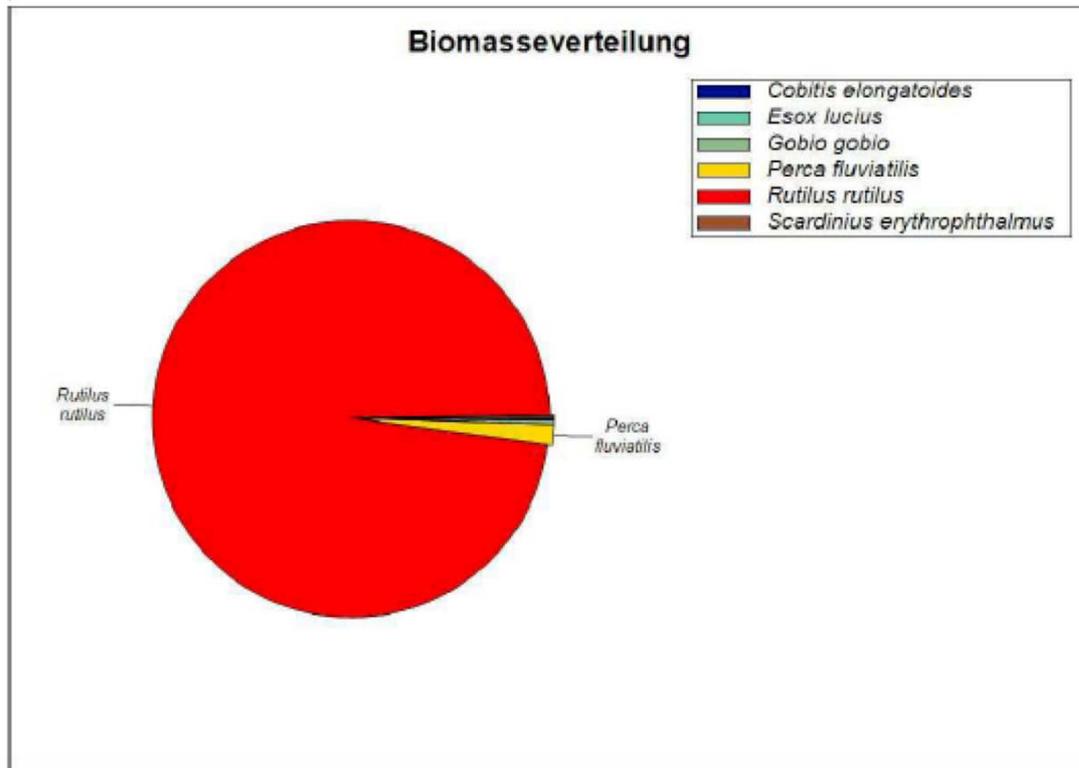
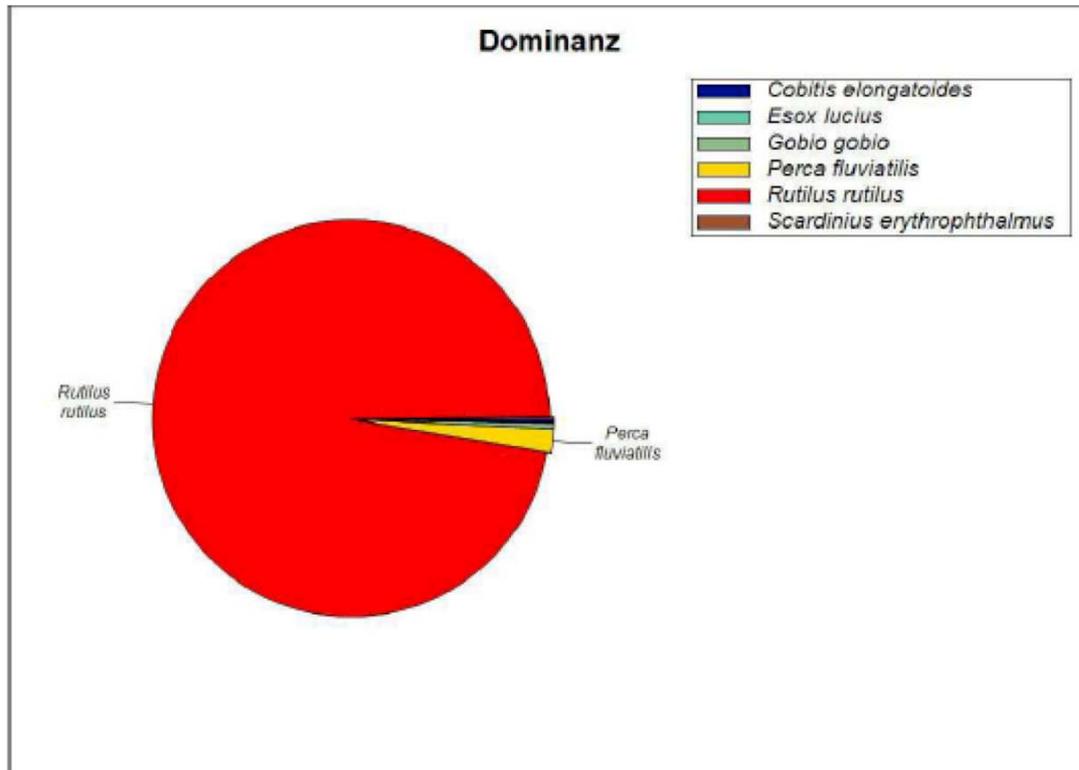


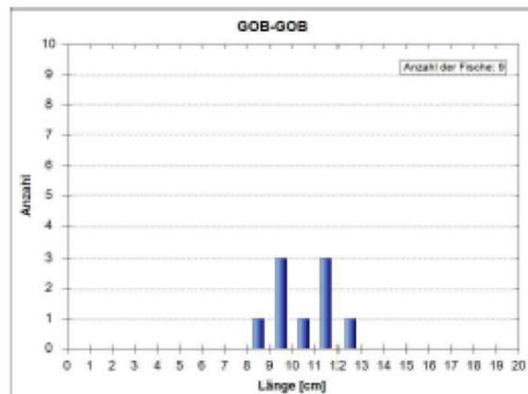
Abb. 3: Dominanz und Biomasseverteilung Shannon-
Index: 0,163
Äquität: 0,091

Biometrie und Fangrate

Tabelle 6: Biometrie der einzelnen Fischarten und fangspezifische Kenngrößen

Fischarten	Lt [cm]			n	statist. Methode	Fang- wahrsch. [%]	Fangerfolg		
	min	Mw	max				min	MW	max
Flussbarsch	5,0	8,8	17,5	40	MZ	82	0,97	0,97	0,97
Gründling	8,5	10,1	12,0	9	MZ	88	0,98	0,98	0,98
Hecht	13,0	13,0	13,0	1	MZ	100	1,00	1,00	1,00
Rotaugen	1,0	10,2	20,0	1.932	MZ	78	0,95	0,95	0,95
Rotfeder	11,0	11,5	12,5	4	MZ	67	0,89	0,89	0,89
Steinbeißer	8,0	9,7	11,0	5	MZ	100	1,00	1,00	1,00
6 Arten			Summe	1.991					

Altersaufbau der Leitarten und typischen Begleitarten (Gesamtfang)



Gründling (*Gobio gobio*), 3

Abb. 4: Längenfrequenzdiagramm der typischen Begleitarten (n>3), Okt. 2013

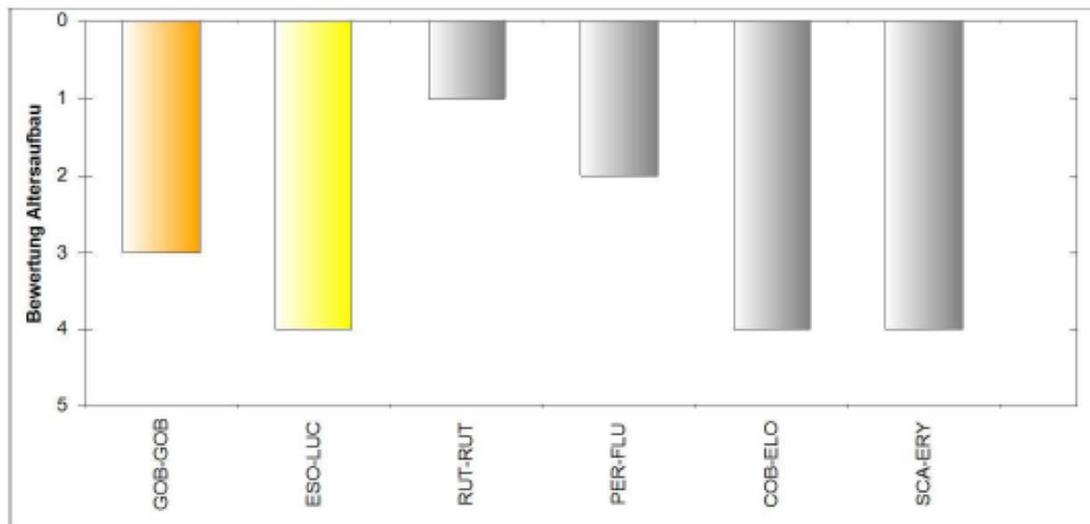


Abb. 5: Altersaufbau aller Arten im Überblick

Kommentar Altersaufbau der Leitarten und typischen Begleitarten

- kein Kommentar -

Fischökologische Bewertung (FIA, FISCH INDEX AUSTRIA)

Tabelle 7: Fischökologische Bewertung, Romaubach, Reitwehr bei Eggern, 07.10.2013

Zustandsbewertung (Detailebene metrics)					
Bestandsdaten	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha			ko-Kriterium Biomasse
	338,1	3,0		ko-Krit	5
1. Artzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					
Leitarten	2	0	0%	5,0	
Typische Begleitarten	4	1	25%	3,0	
Seltene Begleitarten	7	1	14%	3,0	
				3,7	
Ökologische Gilden					
Strömung	3	2	1	2,0	
Reproduktion	6	2	4	4,0	
				3,0	
Artzusammensetzung & Gilden gesamt					3,9
2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz		Gesamt
Fischregionsindex	4,9	6,4	1,5	ko-Krit	5,0
3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell		Teilbew.(1-5)	Gesamt
Leitarten	2	0		5,0	
Typische Begleitarten	4	1		4,5	
Altersaufbau					4,8
Fischindex Austria ohne aktive ko-Kriterien					4,55
Qualitätselement Fische	FIA 5,00	Klasse 5	Schlecht		

Datum der Bewertung: 03.12.2013

Kommentar BAW-IGF

- kein Kommentar -

Diskussion fischökologische Bewertung, Plausibilität, Defizite und Maßnahmen

Die Probenstelle bei Reitwehr am Romaubach liegt ca. 1,2 km nördlich von Eggern. Unterhalb der Probenstelle liegt in einer Entfernung von ca. 100 m ein Fischteich, der diesen Gewässerbereich maßgeblich beeinflusst. Direkt oberhalb der Kläranlage Eggern befindet sich in einer Entfernung von ca. 1,5 km die GZÜV (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung) Messstelle FW31001977 die im Mai 2012 mit der gleichen Methodik beprobt wurde und sich daher sehr gut für einen Vergleich eignet.

Der Romaubach ist in diesem Abschnitt als Hyporhithral klein eingestuft. Insgesamt wurden 6 Fischarten nachgewiesen davon scheinen allerdings nur 2 Arten im entsprechenden Leitbild auf. Bei diesen beiden Arten handelt es sich um die typische Begleitart Gründling und um die seltene Begleitart Hecht. Alle anderen Arten des Leitbilds, insbesondere die Leitarten (Bachforelle und Koppe) fehlten. Bei den nicht im Leitbild enthaltenen, nachgewiesenen Arten handelt es sich um den Steinbeißer, sowie um Arten (Rotaugen, Rotfeder, Flussbarsch) die mit großer Wahrscheinlichkeit aus dem Fischteich im Nahbereich der Probenstelle stammen. Auffallend war vor allem die extrem hohe Dichte an Rotaugen (1932 Individuen auf 100m Gewässerslänge). Ein Einfluss von Prädatoren auf den Populationsaufbau der nachgewiesenen Fischarten war nicht zu erkennen, da beim massenhaft auftretenden Rotaugen, auch mittelgroße und große Individuen auftraten. Die Berechnung des Fisch Index Austria (FIA) ergab auf Grund des aktiven Ko Kriteriums (Fischregionsindex) nur einen schlechten Zustand. Allerdings hätte sich auch ohne aktives Ko Kriterium auf Grund der fehlenden Arten des Leitbildes bereits ein schlechter Zustand ergeben.

Die GZÜV Messstelle FW31001977 zeigte 2012 eine sehr ähnliche Artenzusammensetzung, und wurde ebenfalls mit schlecht bewertet. Allerdings waren dort Rotaugen nur vereinzelt anzutreffen was für den massiven Einfluss des Fischteichs bei der Probenstelle Reitwehr spricht. Im Verlauf des Gewässers liegt ca. 6 km entfernt noch eine weitere GZÜV Messstelle (FW31001987 bei Heidenreichstein) die 2012 ebenfalls einen unbefriedigenden Zustand zeigte. Dies ist wiederum auf das Fehlen der Leitarten Bachforelle und Koppe zurückzuführen, darüber hinaus entspricht das Gewässer in weiten Bereichen nicht mehr einem Hyporhithral klein. Dafür sind einerseits die zahlreichen Fischteiche in diesem Gebiet aber auch zahlreiche Veränderungen im Gewässer selbst, wie Wanderhindernisse, eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit und ein verringerter Abfluss sowie das Fehlen eines durchgängigen Gehölzsaums verantwortlich.