



DIE BEWIRTSCHAFTER

Verein zur ökologisch orientierten, fischereilichen Bewirtschaftung von Fließgewässern

GEGRÜNDET
2007

Zur Ökologie der Aalrutte (*Lota lota*) im System des Kleinen Kamp

März 2013

Zur Ökologie der Aalrutte (Lota lota)
im System des Kleinen Kamp

G. Holzer & C. Gumpinger

Antragsteller:

DIE BEWIRTSCHAFTER

Verein zur ökologisch orientierten, fischereilichen Bewirtschaftung von Fließgewässern

GEGRÜNDET

2007

Auftraggeber:



Wien und Wels , März 2013

Ausarbeitung des Projektes:

Ingenieurbüro für Landschaftsplanung und Landschaftspflege (DI Georg Holzer)

Schwerpunkt: Gewässer- und Fischökologie

Büro: Schönbrunner Allee 30/5, 1120 Wien, Privat: Fendigasse 26/27, 1050 Wien

Tel: +43/(0)676/6048234, e-mail: holzer.georg@chello.at

Technisches Büro für Gewässerökologie - blattfisch (DI Clemens Gumpinger)

Gabelsbergerstraße 7, 4600 Wels

Tel: +43 / (0)7242 / 21 15 92 , e-mail: office@blattfisch.at

Projektmitarbeiter:

DI Manuel Hinterhofer, DDI Kurt Pinter, DI Dr. Günther Unfer, Mag. Michael Gallowitsch, Mag. Fabio diTullio, DI Wolfram Hirth, Mag. Christian Scheder, DI Thomas Friedrich

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	3
2	Zielsetzung	3
3	Projektgebiet	4
3.1	Allgemeines	4
3.2	Naturräumliche Charakteristik	6
4	Methodik	7
4.1	Literaturrecherche	7
4.2	Einbringen von Temperatursonden	8
4.3	Elektrobefischungen	9
4.3.1	Fischbestandserhebung	9
4.3.2	Verbreitung der Aalrutte im Kleinen Kamp System	13
4.4	Altersbestimmung und Magenanalysen	14
4.4.1	Altersbestimmung	14
4.4.2	Fischnahrungsanalysen (Magenanalysen)	15
5	Fischökologischer Ist-Zustand des Kleinen Kamp	19
5.1	Streckenbeschreibung	19
5.1.1	Befischungsstrecke 1 (KLK 02-2)	19
5.1.2	Befischungsstrecke 2 (KLK 03)	20
5.1.3	Befischungsstrecke 3 (KLK 05)	21
5.1.4	Befischungsstrecke 4 (KLK 05-1)	22
5.2	Ergebnisse	24
5.2.1	Befischungsstrecke 1 (KLK02-2)	25
5.2.2	Befischungsstrecke 2 (KLK03)	27
5.2.3	Befischungsstrecke 3 (KLK05)	29

5.2.4	Befischungsstrecke 4 (KLK05-1).....	31
5.2.5	Längenfrequenzdiagramme der gefangenen Fischarten.....	32
5.2.5.2	Befischungsstrecke 2 (KLK03).....	35
5.2.5.3	Befischungsstrecke 3 (KLK05).....	37
5.2.5.4	Befischungsstrecke 4 (KLK05-1).....	39
5.2.5.5	Befischungsstrecken 1 - 4 (gepoolte Darstellung).....	41
5.3	Fischökologische/fischereiwirtschaftliche Interpretation.....	43
5.4	Fischökologische Bewertung.....	45
5.4.1	Die Fischfauna.....	45
5.5	Vergleich der Befischungen der Jahre 2006, 2007 und 2011.....	53
5.5.1	Befischungsstrecke 2 (KLK03).....	53
5.5.2	Befischungsstrecke 3 (KLK05).....	56
6	Die Aalrutte (Lota lota) im System des Kleinen Kamp.....	59
6.1	Literaturrecherche zur Ökologie der Aalrutte.....	59
6.2	Verbreitung der Aalrutte im System des Kleinen Kamp.....	73
6.3	Wassertemperatur.....	79
6.4	Altersbestimmung.....	81
6.5	Magenanalysen.....	90
6.6	Volumenanteile der Nährtiertaxa.....	91
6.7	Mittelwertbetrachtung.....	92
6.8	Nährtierpräferenzen bei verschiedenen Altersklassen.....	94
7	Diskussion.....	98
8	Ausblick.....	103
9	Literatur.....	103

1 EINLEITUNG

Der Verein „Die Bewirtschafter - Verein zur ökologisch orientierten, fischereilichen Bewirtschaftung von Fließgewässern“ bewirtschaftet seit dem Jahr 2007 als Pächter den gesamten Kleinen Kamp im niederösterreichischen Waldviertel. Der Kleine Kamp umfasst die Reviere "Kleiner Kamp I/1", "Kleiner Kamp I/2" im Kleinen Kamp und das Revier "Großer Kamp I/3", das sich noch über den Zusammenfluss von Kleinem und Großem Kamp bis zur Diethartsmühle der Ortschaft Rappottenstein erstreckt.

Die fischereiliche Bewirtschaftung erfolgt sehr extensiv, indem auf jeglichen Fischbesatz verzichtet und ausschließlich mit der Fliege und mit Schonhaken gefischt wird. Um den natürlich vorhandenen bzw. zuwachsenden Fischbestand ökologisch verantwortlich und nachhaltig nutzen zu können, wurde eine Ausnahme vom amtlichen Brittelmaß erwirkt. Damit reagiert der Verein auf die Tatsache, dass die Fische im Kleinen Kamp nur langsam wachsen und nur wenige Tiere Größen über 30 cm erreichen. Weitere Details der Fischereiordnung sind der Homepage www.diebewirtschafter.at zu entnehmen.

Im Jahr 2011 wurde die Aalrutte (*Lota lota*) vom Österreichischen Fischereiverband gemeinsam mit zahlreichen Fachinstitutionen zum Fisch des Jahres gewählt. Da diese Fischart im Kleinen Kamp vorkommt, generell aber sehr wenig über ihre Autökologie bekannt ist, wurde seitens der Bewirtschafter vorliegendes Projekt „Zur Ökologie der Aalrutte (*Lota lota*) im System des Kleinen Kamp“ beantragt und vom Niederösterreichischen Landesfischereiverband finanziert.

Vorbereitend wurde das vorhandene Wissen über diese noch sehr unerforschte Fischart in einem Artikel in der Fachzeitschrift „Österreichs Fischerei“ zusammengefasst, der auch Teil dieses Berichtes ist (Kap. 6.1, HOLZER et al. 2011).

2 ZIELSETZUNG

Die Aalrutte ist der einzige Vertreter der Familie der Dorsche (*Gadidae*) im Süßwasser. Sie kommt holarktisch, also etwa zwischen dem Nordpol und dem 40. nördlichen Breitengrad vor und ist auch in Nord- und Mitteleuropa weit verbreitet. Die südlichsten europäischen Vorkommen werden in den Ländern Frankreich, Italien, Österreich, Bulgarien, Rumänien und Ungarn angegeben. So wie in den meisten Ländern Europas ist die Aalrutte auch in der Roten Liste der gefährdeten Tierarten für Österreich als gefährdet eingestuft (WOLFRAM & MIKSCHI 2007).

Trotz des enorm großen Verbreitungsgebietes und der teils recht intensiven fischereilichen Nutzung dieses hervorragenden Speisefisches ist nur sehr wenig über die Biologie und die autökologischen Ansprüche der Aalrutte bekannt.

Vor allem über Aalruttenbestände in Fließgewässern und noch viel mehr in so kleinen Fließgewässern, wie dem Kleinen Kamp, ist bis heute nur sehr wenig Wissen vorhanden. Wesentliche autökologische Aspekte zu Laichwanderungen, Laichverhalten, über die Larvenhabitats oder zur Abdrift der im Freiwasser schwebenden Eier sind nahezu völlig ungeklärt.

Zielsetzung vorliegenden Projektes ist, anhand der Analyse der aktuell bestehenden, vitalen und selbst reproduzierenden Aalruttenpopulation im Kleinen Kamp etwas mehr über diese Fischart in Erfahrung zu bringen und damit einen Beitrag zu deren Schutz und zur Erhaltung beizutragen.

Am Beispiel des Kleinen Kamp soll einigen ökologischen Fragen, in erster Linie jener nach dem Stattfinden und dem Ziel einer eventuellen Laichmigration nachgegangen werden. Dazu wurde versucht, die aktuelle Verbreitung der Aalrutte im System des Kleinen Kamp zu eruieren. Ergänzend wurden umfangreiche Altersbestimmungen und Mageninhaltsanalysen durchgeführt, um auch über das Wachstum und das Nahrungsspektrum der Aalrutte im Kleinen Kamp mehr zu erfahren.

3 PROJEKTGEBIET

Der Kamp ist mit einer Länge von 153 Kilometern der größte Donau-Zufluss des niederösterreichischen Waldviertels. Der Name Kamp ist keltischen Ursprungs und geht auf das Adjektiv „kamb“, das "krumm" bedeutet, zurück. Nicht nur der Hauptfluss heißt so, sondern auch einige seiner Zuflüsse tragen Kamp im Namen.

So bilden die beiden Zuflüsse Großer und Kleiner Kamp ab ihrem Zusammenfluss bei Rappottenstein den eigentlichen Kamp. Bei Zwettl mündet dann noch der Purzelkamp in den Kamp.

3.1 Allgemeines

Die dominierende geologische Formation des etwa 1.753 km² umfassenden Einzugsgebietes des Kamp (Abb. 1) stellt das Kristallin der Böhmisches Masse dar, die darin befindlichen Gewässer sind kalk- und nährstoffarm.

Der Kleine Kamp entspringt im nordwestlichen Niederösterreich auf dem Höhenrücken des Weinsberger Waldes und fließt Richtung Nord-Osten, bis er knapp unterhalb der Gemeinde Rappottenstein gemeinsam mit dem Großen Kamp den Kamp bildet.

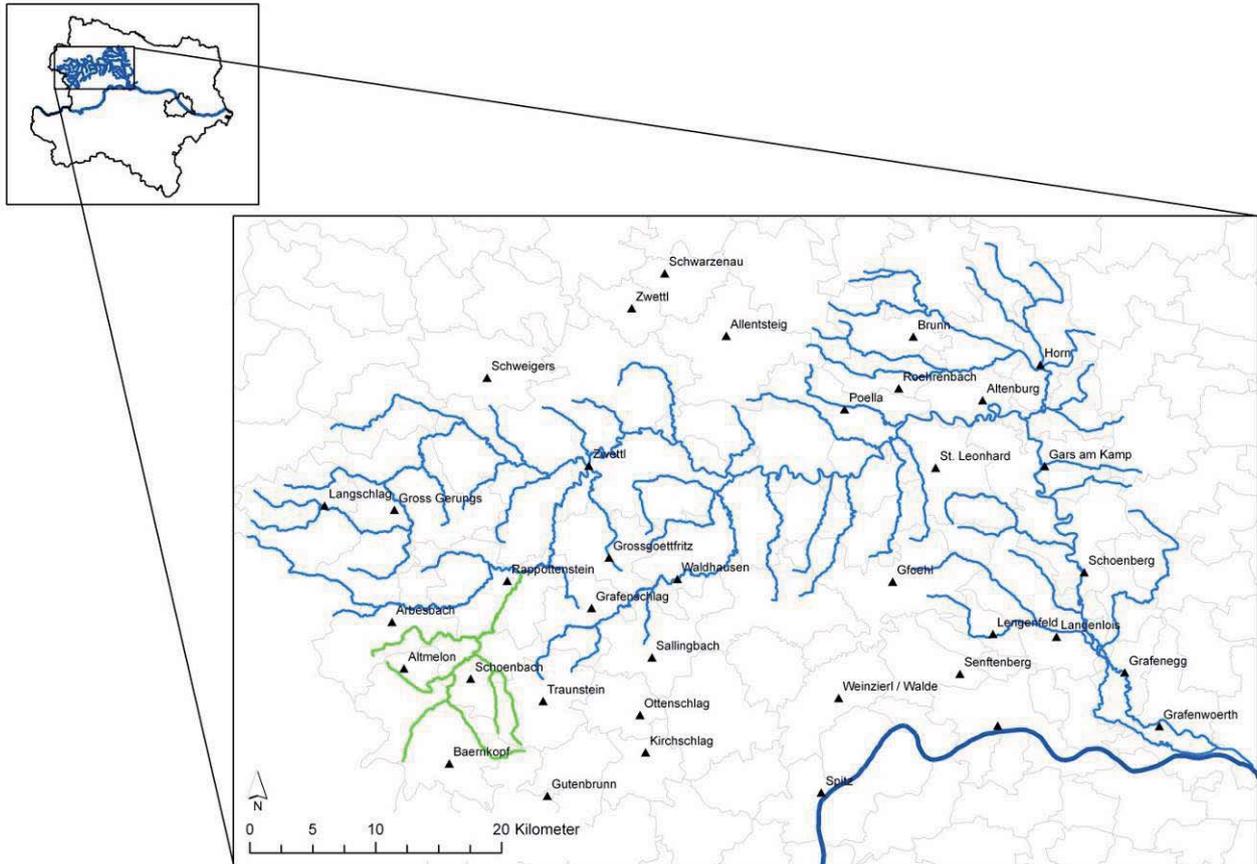


Abb. 1: Das Einzugsgebiet des Kamp liegt nördlich der Donau im Waldviertel (grün: System des Kleinen Kamp)

Die Fließstrecke des Kleinen Kamp von der Quelle bis zur Mündung ist etwa 24 km lang, wobei das Gewässer dabei einen Höhenunterschied von rund 266 m überwindet. An der Mündung weist der Kleine Kamp die Flussordnungszahl 2 auf.

Der Kleine Kamp ist Teil des niederösterreichischen Natura 2000 - Gebietes "Waldviertler Teich-, Heide- und Moorlandschaft".

Die Reviere, die unter der Bewirtschaftung des Vereins „Die Bewirtschafter“ stehen, umfassen den Kleinen Kamp vom Ursprung flussabwärts bis zum Zusammenfluss mit dem Großen Kamp sowie den Kamp von diesem Zusammenfluss weg, flussabwärts bis zur Diethartsmühle, die sich etwa 1,5 Kilometer östlich von Ritterkamp befindet. Die gesamte Revierlänge beträgt rund 26,5 km, inklusive der etwa 2,5 Kilometer im Kamp. Ebenfalls zu diesen Revieren gehören alle beidufsig gelegenen Ausstände, Werkskanäle und Zuflüsse, mit Ausnahme von Prinzbach und Dürnbergbach.

Auf eine fischereiwirtschaftliche Nutzung wurde in den letzten 20 Jahren verzichtet, weshalb der Besatz mit Fischen weitgehend unterblieben ist. Nach einer langen Phase, in der seitens des WWF-Österreich mittels einer „Schutzpacht“ eine intensive fischereiliche Bewirtschaftung des

Gewässers verhindert wurde, pachteten „Die Bewirtschafter“ das Gewässer im Jahr 2007. Der Verein hat sich zum Ziel gesetzt, den Kleinen Kamp und seine Zuflüsse nach ökologischen Kriterien nachhaltig fischereilich zu bewirtschaften. Seit 2007 dürfen nun im Zuge einer sehr strikt geregelten Fliegenfischerei ausschließlich Bachforellen (*Salmo trutta f. fario*) entnommen werden. Vom Verein wurde zudem eine Ausnahme vom amtlichen Brittelmaß erwirkt, um jene Altersklassen fischereilich nutzen zu können, die die höchsten Individuenzahlen aufweisen, um die Population so wenig wie möglich zu beeinflussen. Das Gewässer wird außerdem mit einem sehr geringen „Befischungsdruck“ belegt, indem die Ausübung der Fischerei auf insgesamt nur 200 Tage beschränkt ist, obwohl amtlicherseits nahezu die doppelte Menge erlaubt wäre.

Alle, in den Revieren vorkommenden Fischarten außer der Bachforelle sind geschont bzw. dürfen nicht entnommen werden.

3.2 Naturräumliche Charakteristik

Das gesamte Einzugsgebiet des Kleinen Kamp, der an den südlichen Abhängen des Weinsberger Waldes östlich von Marchstein entspringt, liegt im niederösterreichischen Waldviertel und ist der südlichen Böhmisches Masse zuzurechnen. Im Waldviertel herrscht kontinentales Klima vor, das als kühl-boreal eingestuft und von kurzen Vegetationszeiten mit häufigen Früh- und Spätfrosten gekennzeichnet ist. Das Jahresmittel der Lufttemperatur liegt zwischen 5°C und 6°C, an etwa 50 Tagen im Jahr gibt es ganztägig Frost. Als mittlerer Jahresniederschlag werden, im Vergleich zur durchschnittlichen jährlichen Niederschlagsmenge in Österreich von 1170 mm, eher geringe Mengen von 800 bis 900 mm angegeben, wobei das Niederschlagsmaximum im Sommer liegt.

Das Untersuchungsgebiet ist geprägt von, infolge intensiver Forstbewirtschaftung fichtenreichen Waldlandschaften, kühl-borealen Florenelementen und kleinstrukturierter Landwirtschaft (HINTERHOFER et al. 2008).

Der Kleine Kamp befindet sich morphologisch durchwegs in einem naturnahen Zustand, anthropogene Eingriffe in die Hydromorphologie sind weitgehend unterblieben.

Lediglich im Bereich der Ortschaften Rappottenstein und Klein Siegharts sind über relativ kurze Bereiche Ufersicherungen und Begradigungen zu erkennen. Auch in den noch bestehenden Mäanderstrecken sind die Prallufersituationen in der Regel mit Blockwurf und Lesesteinschüttungen gesichert.

Die Wehranlage der Stieglitzmühle unterbricht das Längskontinuum des Kleinen Kamp völlig, einige kleinere Querbauwerke schränken die Passierbarkeit in der Regel ein, ohne sie völlig zu unterbinden.

Im Längsverlauf des Kleinen Kamp wechseln Abschnitte mit höherem Sohlgefälle, die typischerweise bewaldete sind, mit Bereichen ab, in denen das Gewässer in ausgedehnten Wiesengebieten große Mäander ausbildet. In diesen Abschnitten finden sich teilweise auch dichte Bestände submerser Makrophyten (Abb. 2).



Abb. 2: In den von gemächlichen Fließgeschwindigkeiten geprägten Mäanderstrecken finden sich Makrophyten

Detaillierte Informationen zur Morphologie, dem Fischbestand, aber auch zur Philosophie des, der Bewirtschaftung zugrunde liegenden Bewirtschaftungskonzeptes, sind aus HINTERHOFER et al. (2008) zu entnehmen.

4 METHODIK

4.1 Literaturrecherche

Als Grundlage für die Untersuchungen im Kleinen Kamp-System wurde zunächst eine Literaturrecherche durchgeführt, um den aktuellen, internationalen Stand des Wissens zur Ökologie der Aalrutte darzustellen. Die Literatursuche erfolgte mit den Suchmaschinen „science direct“, „google“ und „google scholar“. Insgesamt konnten 95 relevante Arbeiten zur Aalrutte gefunden werden. Der zusammenfassende Bericht ist in Kapitel 6.1 „Literaturrecherche zur Ökologie der Aalrutte“ dargestellt. Angemerkt sei, dass dieser Artikel auch in der Fachzeitschrift „Österreichs Fischerei“ abgedruckt wurde (HOLZER et al. 2011).

4.2 Einbringen von Temperatursonden

Die Wassertemperatur ist ein wichtiger Taktgeber für den Lebenszyklus aller heimischen Fischarten. So wird beispielsweise die Laichwanderung bzw. Laichzeit vor allem durch das Temperaturregime eines Gewässers bestimmt. Um in weitere Folge Aussagen zum Reproduktionsverhalten der Aalrutte im System des Kleinen Kamp machen zu können, wurde die Wassertemperatur an zwei Stellen im Kleinen Kamp (Tilley Mühle und flussauf des Sägewerkes Stieglitzmühle), in zwei Zubringern (Lohnbach und Edelbach) sowie im Kamp (Bereich Kläranlage) ein Jahr lang gemessen (Abb. 3). Das Einbringen der Sonden erfolgte am 06.10. und 07.10.2011 (Abb. 4).

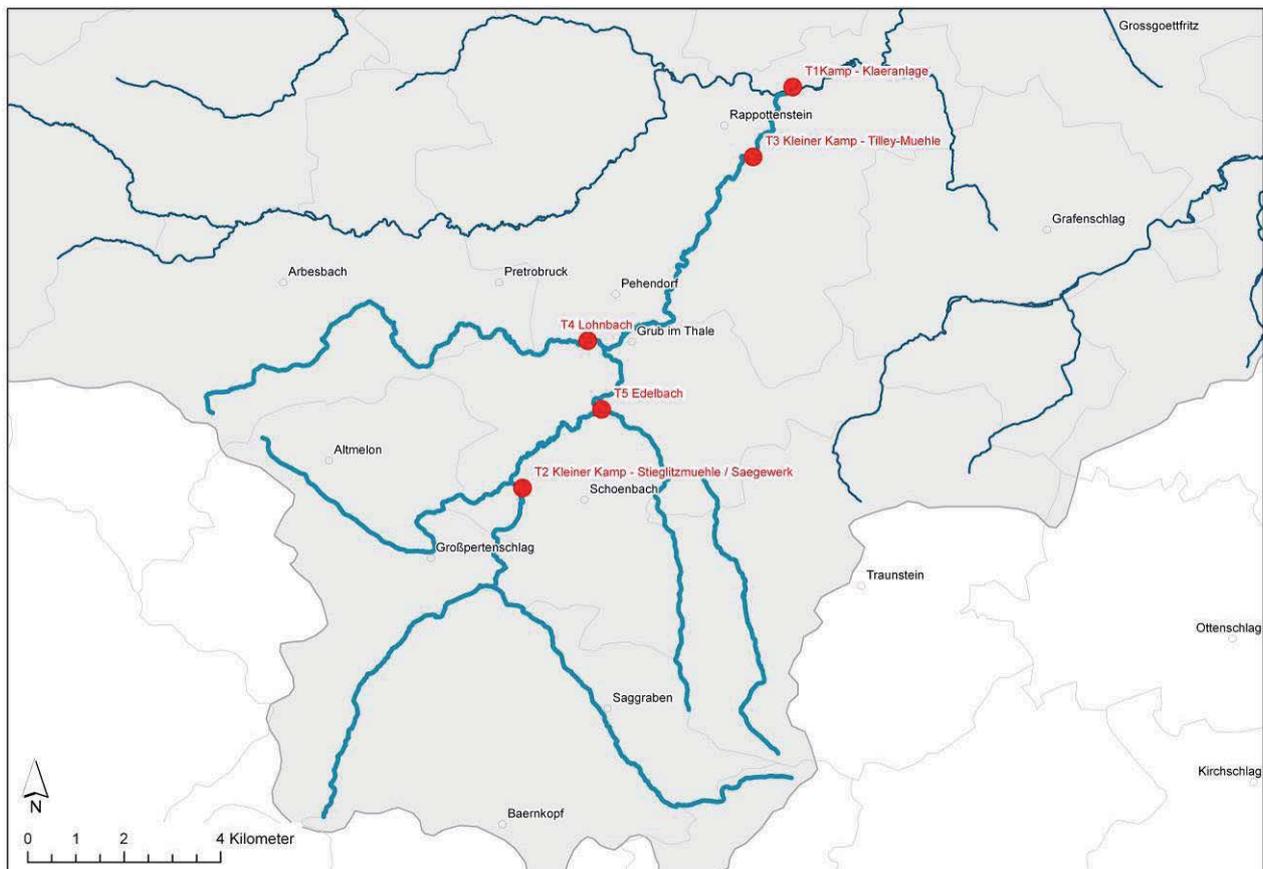


Abb. 3: Lage der Temperatursonden im Untersuchungsgebiet



Abb. 4: Einbringen einer Temperatursonde

4.3 Elektrofischungen

4.3.1 Fischbestandserhebung

Am 24.08.2011 fand eine Fischartenkartierung im Längsverlauf des Kleinen Kamp statt. Hierzu wurden insgesamt vier Probestrecken quantitativ, gemäß den Anforderungen des NÖ-Landesfischereiverbandes für Fischartenkartierungen untersucht. Alle vier Befischungsstrecken liegen flussauf der sogenannten Schütt. In zwei Befischungsstrecken wurden drei Durchgänge und in den weiteren zwei Strecken, aufgrund der starken Fangabnahme im zweiten Durchgang, nur je zwei Durchgänge gefischt.

Elektrofischung nach der De Lury- beziehungsweise Moran-Zippin-Methode

Bei der DeLury Methode werden die Untersuchungsstrecken in drei aufeinander folgenden Durchgängen („runs“) befischt, wobei aufgrund der abnehmenden Fangzahlen vom ersten zum dritten Durchgang auf den Gesamtbestand geschlossen werden kann.

Werden nur zwei Durchgänge befischt, wird der Fischbestand nach der Moran-Zippin-Methode (SEBER & LE CREN 1967) berechnet.

Vorgehensweise

Vor der Befischung wird die Untersuchungsstrecke am flussaufwärts gelegenen Ende abgesperrt. Dazu wird mit Hilfe eines feinmaschigen Netzes eine Absperrung errichtet. Die Absperrung verhindert ein Entkommen von Fischen aus der Untersuchungsstrecke in flussaufwärts liegende Abschnitte.

Anschließend wird einige Zeit gewartet, bevor die Strecke in drei Durchgängen befischt wird, wobei auf gleich bleibende Befischungsdauer und -intensität zu achten ist.

Die Befischungen am Kleinen Kamp wurden mit 2 Rückenaggregaten (Leistung 1,5 bzw. 2,5 kW) und 2 Polstangen sowie 2 Kescherführern durchgeführt. Zusammen mit dem Kübelträger besteht das Befischungsteam aus fünf Personen (Abb. 6). Die Polführer haben darauf zu achten, dass das elektrische Feld immer die gesamte Flussbreite abgedeckt. Bei der Befischung gehen alle Polführer parallel auf gleicher Höhe. Die Methode erfordert ein erfahrenes und eingespieltes Team, das in der Lage ist, auch große Fischdichten quantitativ zu bewältigen.

Bei der Befischung müssen alle vorkommenden Arten bzw. Stadien mit gleicher Intensität des Beprobungsaufwandes gefangen werden.

Die gefangenen Fische werden entsprechend der aufeinanderfolgenden Durchgänge (runs) in getrennten Behältern gehältert. Die Fische werden im Anschluss sofort vermessen, gewogen und pro Durchgang getrennt protokolliert (Abb. 6). Abschließend werden die Fische in die Befischungsstrecke rückgesetzt.



Abb. 5: Das Befischungsteam, bestehend aus fünf Personen, im Einsatz



Abb. 6: Längenmessung bei einer Aalrutte

Bestandsberechnung

Mit der angewendeten De Lury-Methode kann der Bestand nur für jene Fischarten angegeben werden, die mit dem Elektro-Fanggerät auch effizient zu fangen sind. Kleinfischarten und Lückenraum bewohnende, so genannte speleophile Arten - wie die Koppe - lassen sich nicht ausreichend genau mit der Elektrofischerei erfassen. Der Koppenbestand wird somit auch nicht berechnet. Für jene Arten, die mit der De Lury-Methode gleich effizient befishet werden (Bachforelle, Aalrutte), wird ein gemeinsamer Gesamtbestand pro Strecke errechnet. Die Individuenzahlen für einzelne Arten werden erst anschließend anhand der Artenverteilung (%) der tatsächlich gefangenen Fische ermittelt.

Zur Berechnung der tatsächlich in der Strecke vorhandenen Fische wird ein statistisches Verfahren, die so genannte „lineare Regression“ angewandt. Der Zusammenhang zwischen den Fangergebnissen der einzelnen „runs“ wird dabei durch eine Gerade, die Regressionsgerade, beschrieben. Die errechneten Bestandswerte für die einzelnen Arten werden auf Individuen pro 100 m Lauflänge bzw. pro Hektar Wasserfläche umgerechnet.

Bei nur zwei Durchgängen errechnet sich der Bestand nach der Moran-Zippin-Methode (SEBER & LE CREN 1967) folgendermaßen:

$$N = n_1^2 / (n_1 - n_2)$$

Geschätzte Populationsgröße (Anzahl):	N
Gefangene Individuen Durchgang 1:	n ₁
Gefangene Individuen Durchgang 2:	n ₂

Biomasseberechnung

Zur Berechnung der Biomasse ist es notwendig, die gefangenen Fische zu wiegen. Aus dem Gesamtgewicht der gefangenen Fische einer Art und deren errechnetem Gesamtbestand kann dann mit einer einfachen Schlussrechnung die Gesamtbiomasse der Art in der Strecke berechnet werden.

Gefangene Fische:	N _{Fang}	Biomasse der gefangenen Fische:	B _{Fang}
Errechneter Gesamtbestand:	N _{gesamt}	Gesamtbiomasse:	B _{gesamt}

$$B_{\text{gesamt}} = B_{\text{Fang}} / N_{\text{Fang}} * N_{\text{gesamt}}$$

Populationsstruktur – Längenfrequenzdiagramm

Die Einteilung der gefangenen Fische in Größenklassen und die Darstellung eines so genannten Längenfrequenzdiagramms (Längenhäufigkeitsverteilung) gibt Auskunft über den Populationsaufbau einer Fischart. Abb. 7 zeigt als Beispiel ein Längenfrequenzdiagramm einer Bachforellenpopulation mit natürlichem Altersaufbau.

An der x-Achse ist die Fischlänge (in mm) aufgetragen, an der y-Achse kann man die Häufigkeit der entsprechenden Längenkategorie ablesen. Der Altersaufbau einer gesunden Population folgt im Wesentlichen der so genannten „Allen-Kurve“ (Abb. 7). Ganz deutlich zeigen sich die einzelnen Jahrgänge, wobei der erste Jahrgang am stärksten vertreten ist. Je älter die Fische werden, desto weniger Fische sind in der entsprechenden Altersklasse vorhanden. Ab dem dritten Jahr beginnen sich die einzelnen Jahrgänge stärker zu überlagern, da Fische unterschiedlich gut abwachsen.

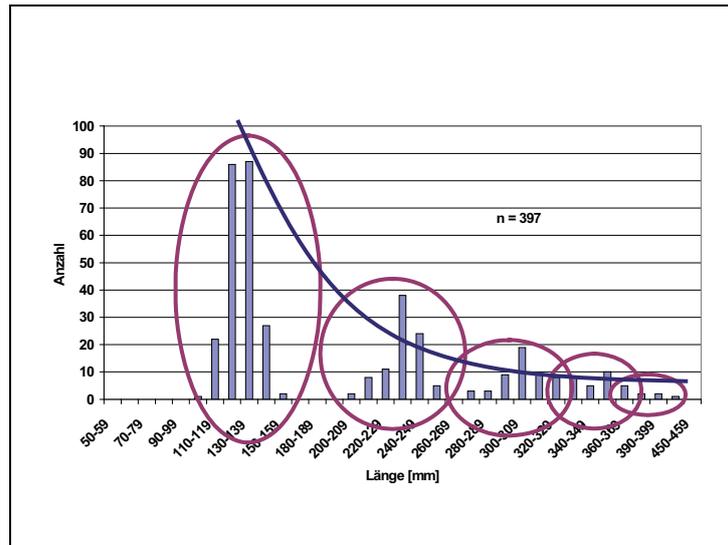


Abb. 7: Beispiel eines Längenfrequenzdiagrammes (UNFER & JUNGWIRTH 2005).

4.3.2 Verbreitung der Aalrutte im Kleinen Kamp System

Die Verbreitung der Aalrutte im Kleinen Kamp wurde mit Hilfe einer zweiten (06.10. - 07.10.2011) und dritten Befischung (09.12.2011) festgestellt (Abb. 8). Es ist zwar bekannt, in welchen Untersuchungsstrecken Aalrutten bisher gefangen wurden, wie weit in den Oberlauf des Kleinen Kamp und in welchen Zubringern die Art präsent ist, ist aber unklar. Ein dreiköpfiges Befischungsteam (Pol-, Kescherführer, Kübelträger) befischte an drei Befischungstagen semiquantitativ den Oberlauf des Kleinen Kamps und alle relevanten Zubringerbäche (Lohnbach, Edelbach, Katzenbach, Fichtenbach, Aggsbach) um die Ausbreitungsgrenzen herauszufinden und die Aalruttdichten in einzelnen Teilabschnitten abschätzen zu können. Im Zuge dieser Untersuchung wurde auch abgeklärt, wie sich die unterschiedlichen Altersklassen der Aalrutte im System verteilen.

Ebenso wurde bei einer weiteren Winterbefischung (09.12.2011) versucht, Laichareale der Aalrutte ausfindig zu machen.



Abb. 8: Befischung im Edelbach (07.10.2011)



Befischung im Kleinen Kamp (06.10.2011)

4.4 Altersbestimmung und Magenanalysen

Im Zuge dieser oben genannten drei Befischungstermine wurden Aalrutten unterschiedlicher Größenklassen entnommen und eine Altersbestimmung sowie Magenanalysen durchgeführt. Diese Arbeitsschritte ermöglichen die Zuordnung der Fischlängen zu Altersklassen und geben somit Auskunft über das Wachstum. Magenanalysen beleuchten die Fressgewohnheiten der unterschiedlichen Altersklassen von Aalrutten.

4.4.1 Altersbestimmung

Für die Altersbestimmung der Aalrutten wurden jeweils beide Gehörsteinchen (Otolithen) unter dem Binokular herauspräpariert und anschließend getrocknet. In weiterer Folge wurden die Gehörsteinchen unter dem Binokular fotografiert und digitale Bilder erstellt. Diese digitalen Bilder wurden nachträglich bearbeitet (z.B. Helligkeit, Kontrast) und auch jeweils ein Fotonegativ erstellt. Dieses Fotonegativ kehrt die Farben der hellen und dunklen Wachstumsringe zwar um, ermöglicht aber bei schwierigen Otolithen weitere Betrachtungsmöglichkeiten.

Das Alterswachstum der Otolithen ist ähnlich den Baumwachstumsringen. Das Wachstum des Gehörsteinchens beginnt mit einem dunklen mittigen Bereich, an dem ein heller Ring anschließt. Generell beschreiben die hellen Ringe das Sommerwachstum und die dunklen Ringe das Winterwachstum. Deshalb sind die hellen Ringe deutlich breiter als die dunklen Ringe (Abb. 10). Der dunkle Kern (Nucleus) mit dem anschließenden hellen Ring und dem folgenden dunklen Ring beschreiben somit einen etwas mehr als einjährigen, einen sogenannten 1⁺-Fisch. Das Wachstum der Otholiten ist am anterioren Rand größer als am posterioren Rand. Daher erfolgt bei schwierigen Otholiten die Ringablesung eher am anterioren Rand (Abb. 9).

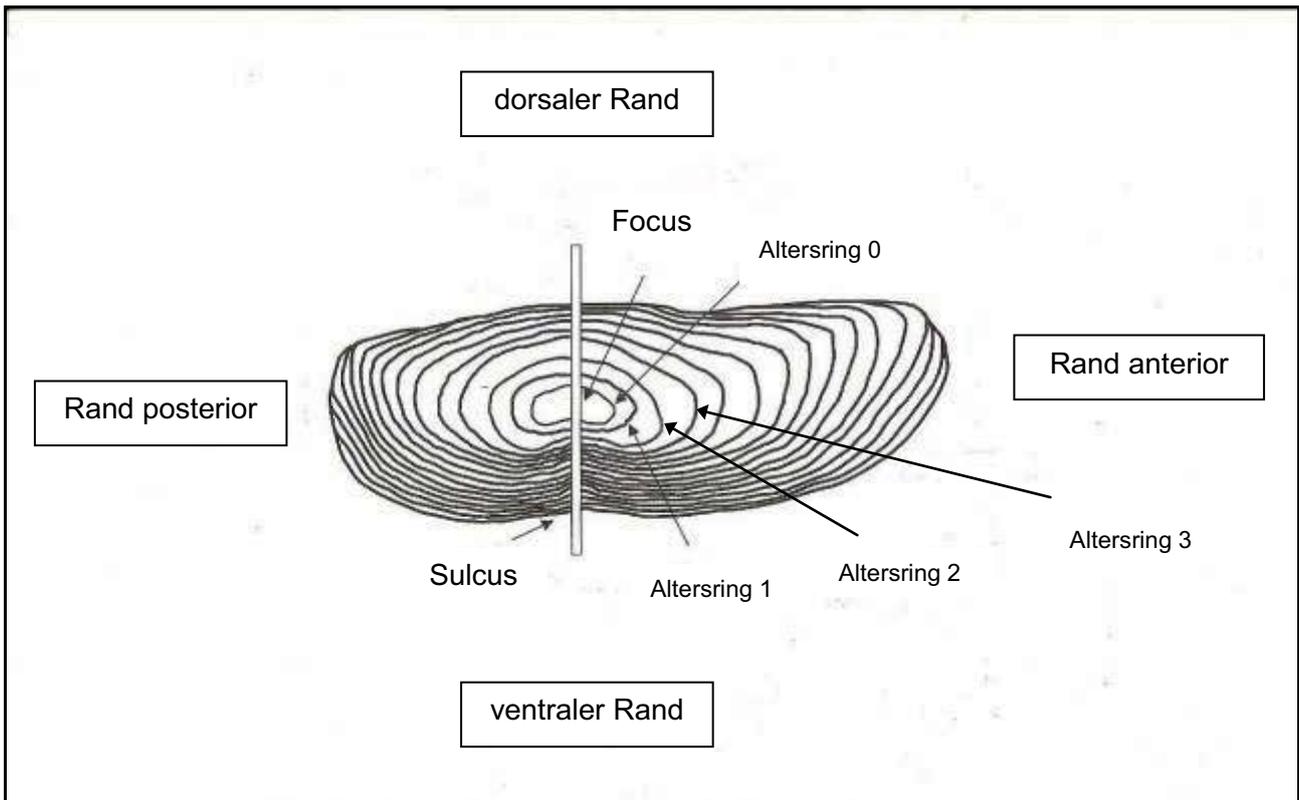


Abb. 9: Schematische Darstellung eines Aalrutten-Otolithen (verändert aus STUBY 2000)

4.4.2 Fischnahrungsanalysen (Magenanalysen)

Die Methodik zur Überprüfung des Mageninhaltes von Fischen wurde aus der Arbeit von HIRTH 2012 übernommen:

Vorgehensweise im Labor

Der Begriff Mageninhalt bezeichnet stets den Inhalt des gesamten Verdauungsapparates.

Schritt 1: Bei der Analyse des Mageninhaltes hat sich bewährt, mit der Bearbeitung der Proben im halb gefrorenen Zustand zu beginnen. Auf diese Art wird das Sezieren deutlich erleichtert und ein Zer- bzw. Ausdrücken des Magens verhindert. Weiters wird dadurch die Trennung von Nahrung und Magenschleimhaut sowie die Schätzung der Magenfüllung erleichtert.

Schritt 2: Der immer noch leicht gefrorene Mageninhalt wird vorsichtig über ein Blatt Filterpapier gerollt, um Reste der Magenschleimhaut zu entfernen, da diese am Papier kleben bleibt. Anschließend wird das Untersuchungsmaterial in eine Petrischale gelegt und mit einigen Tropfen Wasser befeuchtet.

Schritt 3: Die Nahrungspartikel werden in Klassen sortiert und gezählt.

Schritt 4: Das relative Volumen der einzelnen Nahrungskomponenten wird geschätzt. Für die Schätzung empfiehlt es sich, die verschiedenen Gruppen in möglichst gleich dicken Schichten mit rechteckigen Grundflächen gleicher Breite anzuordnen. Auf diese Weise können die Längen dieser Schichten direkt miteinander verglichen werden.

Diese Vorgehensweise war notwendig, da das Wiegen der einzelnen Komponenten aus zwei Gründen keine brauchbaren Ergebnisse lieferte. Erstens wurde der Messbereich der Präzisionswaage (10^{-4} Gramm) häufig unterschritten, zweitens ergaben sich große Unterschiede beim Abtropfen der einzelnen Komponenten (harte Teile blieben in Form, weiche verklebten mit dem Filterpapier). Auch der Verlust von kleinen Nahrungspartikeln wurde durch das getrennte Wiegen deutlich höher, sodass letztendlich mit einer Schätzung die größere Genauigkeit erzielt werden konnte. Zusätzlich wurden durch das Wiegen der Masse des gesamten Mageninhaltes mögliche Fehler in Grenzen gehalten.

Schritt 5: Der gesamte Mageninhalt wird einige Sekunden lang auf ein Stück Filterpapier abgetropft, um das überschüssige Wasser zu entfernen. Anschließend wird mit einer Präzisionswaage das Nassgewicht (vgl. HYSLOP 1980) ermittelt.

Schritt 6: Um die Bestimmung einzelner Nahrungsorganismen überprüfen zu können und bei später auftretenden Fragen die Möglichkeit zu haben, weiter ins Detail zu gehen (z.B. bei bestimmten Artengruppen), wurden die Proben in Ethanol (70%) konserviert.

Die graphische Analyse der Ernährungsstrategie von AMUNDSEN et al. (1996)

Bei dieser von AMUNDSEN et al. (1996) beschriebenen graphischen Analyse handelt es sich um eine Weiterentwicklung der Methode von COSTELLO (1990). Diese kombiniert zwei in der Literatur häufig verwendete Werte, um daraus das Fressverhalten der Fische und die Bedeutung der Beuteorganismen abzuleiten: die relative Abundanz (relative abundance) und die Häufigkeit des Auftretens (frequency of occurrence). Bei der Costello-Methode kommt es jedoch zu Interpretationsproblemen, daher wurde von Amundsen et al. 1996 anstelle der relativen Abundanz die beutespezifische Abundanz (prey-specific abundance) eingeführt und auch der Diagramm-Aufbau verändert.

Prey-specific abundance (P_i): Dies ist der Anteil einer Nahrungskomponente (S_i) an der gesamten Nahrung (S_t) in jenen untersuchten Fischen, die diese Nahrungskomponente (i) enthalten. Dieser Wert kann unterschiedlich berechnet werden (numerisch, gravimetrisch, volumetrisch):

$$\%P_i = (\sum S_i / \sum S_t) \times 100$$

Frequency of occurrence (F_i): Sie gibt die relative Anzahl von Fischen an, in denen Beuteorganismen der Gruppe i gefunden wurden (N_i), verglichen mit der Anzahl der untersuchten Fische mit vorhandenem Mageninhalt (N). Fische mit leerem Magen werden nicht berücksichtigt:

$$F_i = N_i / N$$

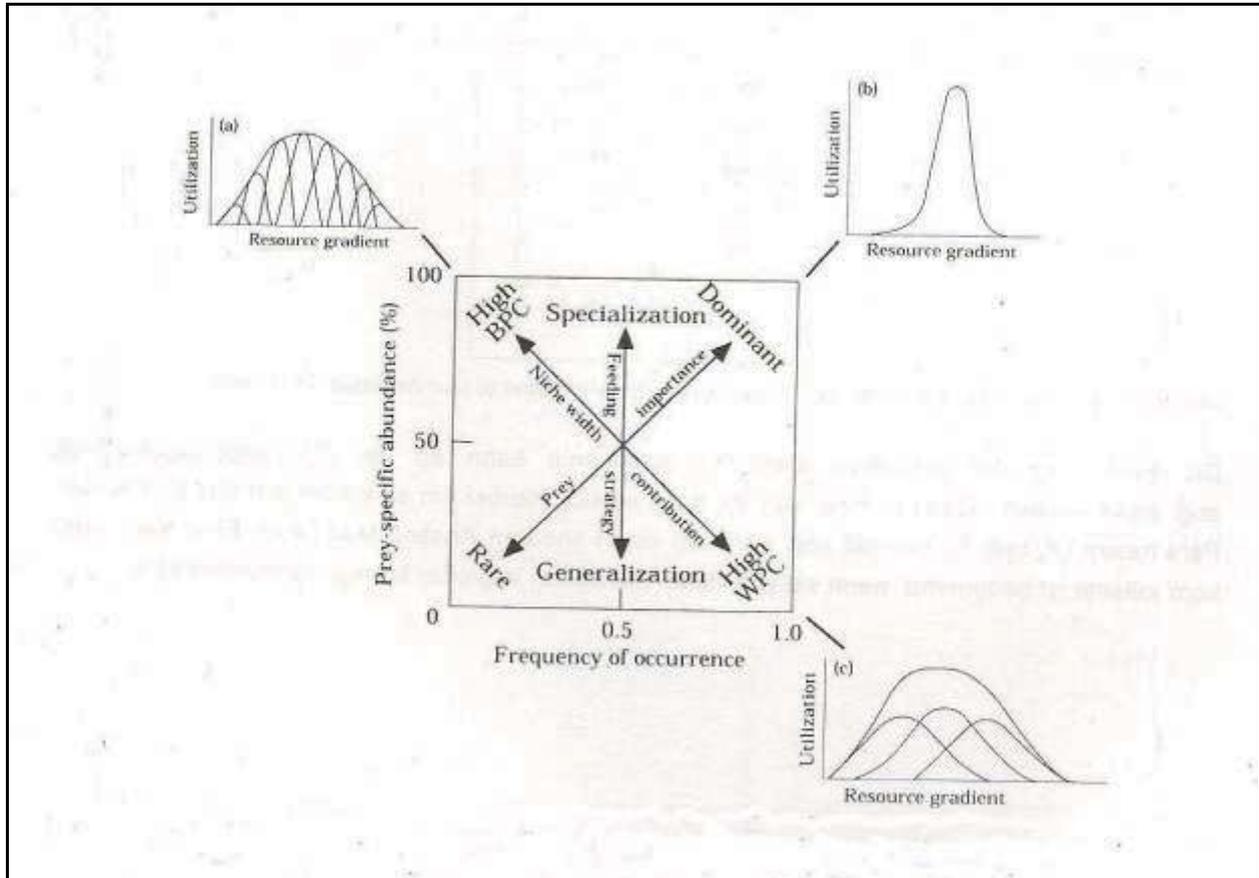


Abb. 10: Interpretationsdiagramm mit typischen Nutzungskurven: (a) high between-phenotype component to niche width, (b) narrow niche width and (c) within-phenotype component (aus AMUNDSEN et al. 1996)

Das Diagramm in Abb. 10 gibt Aufschluss über die Bedeutung der Nahrung und das Selektionsverhalten der Fische. Weiters sind typische Nutzungskurven der Individuen je nach Lage der Datenpunkte im Diagramm darstellt, wobei die überlagerte Kurve jeweils die gesamte Population repräsentiert.

Eine Häufung der Datenpunkte in der linken oberen Ecke zeigt eine Spezialisierung von einzelnen Individuen auf verschiedene Nahrungskomponenten. Die einzelnen Individuen sind ökologisch eng, aber sehr unterschiedlich eingenischt, sodass die gesamte Population in Summe eine große Nischenbreite aufweist – wenige Individuen fressen große Mengen einzelner Nahrungskomponenten.

Eine Häufung der Datenpunkte in der rechten unteren Ecke bedeutet eine breite ökologische Einnischung sowohl der einzelnen Individuen als auch der gesamten Population – viele Individuen fressen geringe Mengen vieler Nahrungskomponenten.

Ein Datenpunkt in der rechten oberen Ecke bedeutet eine Spezialisierung aller Individuen auf eine Nahrungskomponente. Daraus ergibt sich eine enge und identische ökologische Einnischung der Individuen und der Population. In diesem Diagrammbereich kann es zu keiner Anhäufung von Punkten kommen, weil logischerweise nicht mehrere Nahrungskomponenten dominant sein können.

Datenpunkte in der linken unteren Ecke ergeben sich, wenn wenige Individuen geringe Mengen einer Nahrungskomponente fressen und können daher als unbedeutend betrachtet werden.

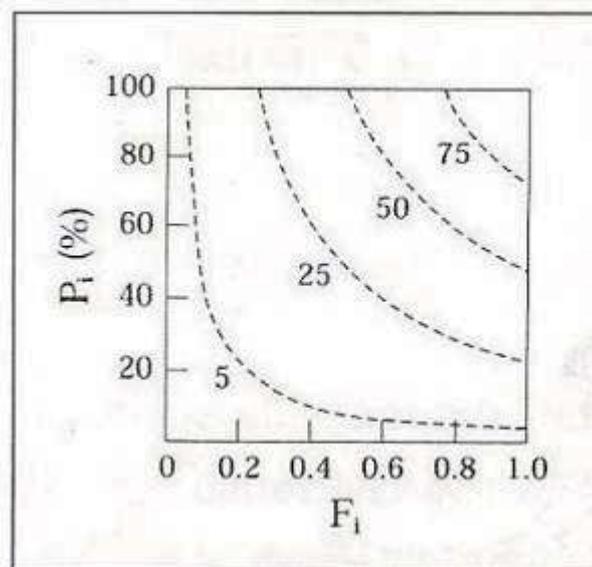


Abb. 11: Darstellung des Verlaufs der Nahrungsbedeutung (prey importance; aus AMUNDSEN et al. 1996)

Die Bedeutung der jeweiligen Nahrungskomponente kann an der prey-importance-Achse abgelesen werden, wobei zu beachten ist, dass es sich hierbei um eine Funktion aus den beiden Parametern (P_i und F_i) handelt und nicht um einen linearen Anstieg Abb. 11. Eine Nahrungskomponente ist bedeutend, wenn sie von vielen Individuen in großer Menge konsumiert wird.

5 FISCHÖKOLOGISCHER IST-ZUSTAND DES KLEINEN KAMP

5.1 Streckenbeschreibung

Die Lage der Befischungstrecken 1 bis 4 ist in Abb. 12 und Abb. 13 dargestellt.



Abb. 12: Lage der Befischungstrecken 1 und 2



Abb. 13: Lage der Befischungstrecken 3 und 4

5.1.1 Befischungstrecke 1 (KLK 02-2)

Die Befischungstrecke 1 befindet sich in der Nähe der Ortschaft Grub im Thale (Abb. 13). Es handelt sich hier um eine 110 m lange Wiesenmäanderstrecke mit teilweiser starker

Weidenufervegetation. Die Uferbereiche sind gut strukturiert und die Gewässersohle weist an vielen Stellen mächtige Makrophytenpolster auf (Abb. 14). Diese Befischungsstrecke wurde neu ausgewählt und kann daher nicht mit älteren Befischungsdaten verglichen werden.



Abb. 14: Detailaufnahmen aus der Befischungsstrecke 1

Die abiotischen Parameter der Befischungsstrecke 1 sind in Tab. 1 aufgelistet.

Tab. 1: Die abiotischen Parameter der Befischungsstrecke 1 (KLK 02-2)

Länge der Strecke	110 m	Leitfähigkeit	99,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Ø Breite der Strecke	6 m	pH-Wert	7,54
Fläche der Strecke	660 m^2	max. Wassertiefe	70 cm
Koordinaten Obergrenze (WGS 84)	N: 48,48253 E: 15,05359	Wassertemperatur	20,4°C
Koordinaten Untergrenze (WGS 84)	N: 48,48275 E: 15,05264		

5.1.2 Befischungsstrecke 2 (KLK 03)

Die Befischungsstrecke 2 befindet sich flussauf der Lohnbachmündung. Es handelt sich hier um eine 140 m lange Wiesenstrecke mit nur rechtsufriger Weidenvegetation. Am linken Ufer reicht eine Wiese bis an das Gewässer (Abb. 15). Die Uferbereiche sind gut strukturiert und es ist ebenfalls Wasservegetation kleinräumig zu finden. Diese Befischungsstrecke wurde schon bei der letzten Fischartenkartierung 2007 befischt und daher können die erhobenen Daten verglichen werden.



Abb. 15: Detailaufnahmen aus der Befischungsstrecke 2

Die abiotischen Parameter der Befischungsstrecke 2 sind in Tab. 2 aufgelistet.

Tab. 2: Die abiotischen Parameter der Befischungsstrecke 2 (KLK 03)

Länge der Strecke	140 m	Leitfähigkeit	98,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Ø Breite der Strecke	6 m	pH-Wert	7,5
Fläche der Strecke	840 m^2	max. Wassertiefe	60 cm
Koordinaten Obergrenze (WGS 84)	N: 48,47947 E: 15,04702	Wassertemperatur	18,5°C
Koordinaten Untergrenze (WGS 84)	N: 48,47880 E: 15,04553		

5.1.3 Befischungsstrecke 3 (KLK 05)

Die Befischungsstrecke 3 liegt flussab der Kitzlermühle (Abb. 16). Hier handelt es sich um eine 168 m lange stark mäandrierende Strecke mit dichter beidseitiger Ufervegetation. Die Uferbereiche sind ebenfalls gut strukturiert. In der Strecke befinden sich einige Totholzansammlungen und wenig Wasservegetation. Diese Befischungsstrecke wurde ebenfalls schon bei der letzten Fischartenkartierung 2007 befischt und daher können die Daten verglichen werden.



Abb. 16: Detailaufnahme aus der Befischungsstrecke 3

Die abiotischen Parameter der Befischungsstrecke 3 sind in Tab. 3 aufgelistet.

Tab. 3: Die abiotischen Parameter der Befischungsstrecke 3 (KLK 05)

Länge der Strecke	168 m	Leitfähigkeit	80,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Ø Breite der Strecke	5,4 m	pH-Wert	7,8
Fläche der Strecke	907,2 m^2	max. Wassertiefe	80 cm
Koordinaten Obergrenze (WGS 84)	N: 48,46095 E: 15,02617	Wassertemperatur	19,9°C
Koordinaten Untergrenze (WGS 84)	N: 48,46117 E: 15,02509		

5.1.4 Befischungsstrecke 4 (KLK 05-1)

Das Ende der Befischungsstrecke 4 liegt ca. 100 m flussab der Triebwasserrückleitung aus der Stieglitzmühle (Abb. 17). Es handelt sich hier um eine 108 m lange Strecke mit natürlichen Uferbereichen und durchgehender Ufervegetation. In der Strecke befinden sich zahlreiche große

Felsen, die gute Einstandsmöglichkeiten für Fische bieten. Diese Befischungstrecke wurde neu ausgewählt und daher ist kein Datenvergleich mit den Ergebnissen aus älteren Fischartenkartierungen möglich.



Abb. 17: Detailaufnahmen aus der Befischungstrecke 4

Die abiotischen Parameter der Befischungstrecke 4 sind in Tab. 4 aufgelistet.

Tab. 4: Die abiotischen Parameter der Befischungstrecke 4 (KLK 05-1)

Länge der Strecke	108 m	Leitfähigkeit	80,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Ø Breite der Strecke	7,5 m	pH-Wert	7,69
Fläche der Strecke	810 m^2	max. Wassertiefe	60 cm
Koordinaten Obergrenze (WGS 84)	N: 48,45560 E: 15,01799	Wassertemperatur	18,8°C
Koordinaten Untergrenze (WGS 84)	N: 48,45623 E: 15,01894		

5.2 Ergebnisse

Insgesamt wurden in den vier Befischungstrecken 532 Fische aus drei Arten nachgewiesen (Tab. 5). Die häufigste Art war die Bachforelle ($n = 263$), gefolgt von der Aalrutte ($n = 183$), und der Koppe ($n = 86$).

Tab. 5: Die insgesamt nachgewiesenen Fischarten

Fischarten	Anzahl [n]	Abbildung
Bachforelle (<i>Salmo trutta</i>)	263	Abb. 18
Aalrutte (<i>Lota lota</i>)	183	Abb. 19
Koppe (<i>Cottus gobio</i>)	86	Abb. 20
Gesamt	532	



Abb. 18: Bachforelle (Foto Gamerith)



Abb. 19: Aalrutte (Foto Gamerith)



Abb. 20: Koppe (Foto Gamerith)

5.2.1 Befischungsstrecke 1 (KLK02-2)

Folgende Fischarten wurden in der Befischungsstrecke 1 gefangen:

Tab. 6: Die in Befischungsstrecke 1 nachgewiesenen Fischarten

Fischarten	Anzahl [n]
Bachforelle (<i>Salmo trutta</i>)	52
Aalrutte (<i>Lota lota</i>)	28
Koppe (<i>Cottus gobio</i>)	12
Gesamt	92

In der Befischungsstrecke 1 wurden insgesamt 92 Fische aus drei Arten nachgewiesen (Tab. 6). Die graphische Darstellung nach der DeLury-Methode ist in Abb. 21 dargestellt. Die Bestandsberechnung erfolgte nach der DeLury und der Moran-Zippin Methode. Beide Berechnungen ergaben idente Ergebnisse.

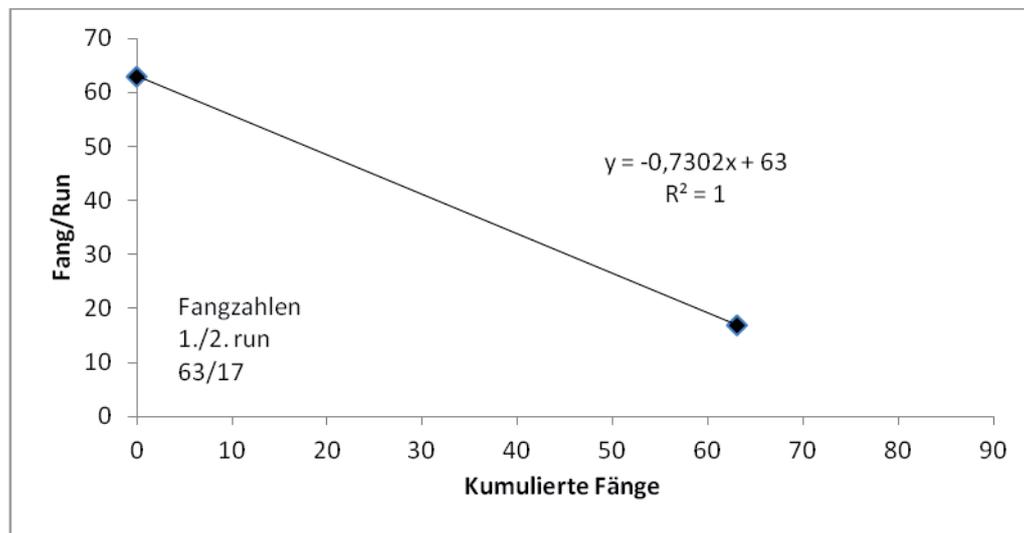


Abb. 21: Bestandsdiagramm (ohne Koppen) nach SEBER & LE CREN (1967) für die Befischungsstrecke 1

Der errechnete Gesamtbestand aus den tatsächlich gefangenen Fischen ($n = 80$, ohne Koppe) beträgt 86 Individuen. Das entspricht einer Gesamtindividuenanzahl von 1.303 Ind./ha sowie einer Gesamtbiomasse von 74,7 kg/ha. Auf 100 m Flusslauflänge liegt somit eine Fischdichte von 78 Individuen vor (vgl. Tab. 7).

Tab. 7: Bestandsschätzung für die Befischungstrecke 1 (KLK02-2); n = Realfang; N = geschätzte Individuenzahl in der Befischungstrecke; -pro 100 m; -pro Hektar; kg/ha = geschätzte Biomasse pro Hektar; n. b. = nicht berechnet

Fischart	n	[N/Strecke]	[N/100m]	[N/ha]	[kg/ha]
Bachforelle	52	56	51	848	57,4
Aalrutte	28	30	27	455	17,2
Koppe	12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
Gesamt	92	86	78	1.303	74,7

In Abb. 22 ist die Artenverteilung des Realfangs dargestellt. Der Anteil der Bachforelle beträgt 56,5%, gefolgt von der Aalrutte mit 30,4% und der Koppe, ohne exakte quantitative Gültigkeit, mit 13,0%.

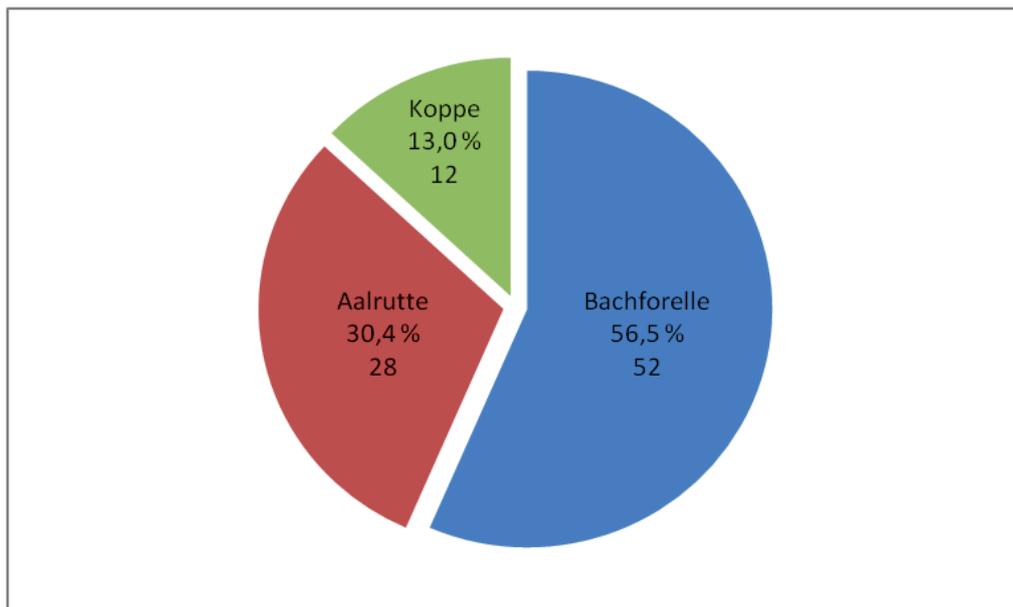


Abb. 22: Prozentuelle Artenverteilung des Realfangs in der Befischungstrecke 1.

5.2.2 Befischungsstrecke 2 (KLK03)

Folgende Fischarten wurden in der Befischungsstrecke 2 gefangen.

Tab. 8: Die in Befischungsstrecke 2 nachgewiesenen Fischarten

Fischarten	Anzahl [n]
Bachforelle (<i>Salmo trutta</i>)	89
Aalrutte (<i>Lota lota</i>)	43
Koppe (<i>Cottus gobio</i>)	61
Gesamt	193

In der Befischungsstrecke 2 wurden insgesamt 193 Fische aus ebenfalls drei Arten nachgewiesen (Tab. 8). Die graphische Darstellung der DeLury-Berechnung erfolgt in Abb. 23.

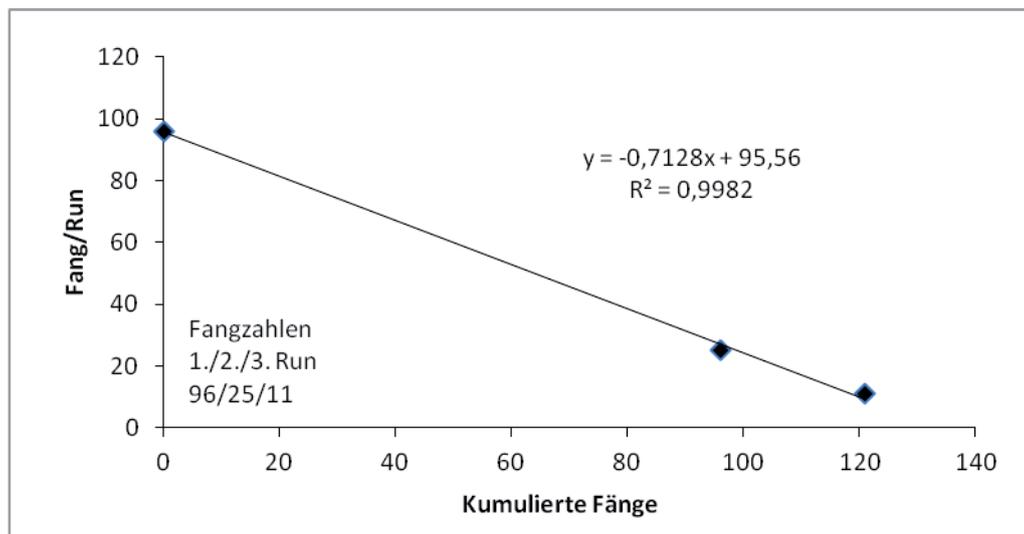


Abb. 23: Bestandsdiagramm (ohne Koppen) nach De Lury für die Befischungsstrecke 2

Der aus den tatsächlich gefangenen Fischen ($n = 132$, ohne Koppe) errechnete Gesamtbestand beträgt 134 Individuen. Das entspricht einer Gesamtbiomasse von 98,9 kg/ha bzw. 1.595 Ind./ha Individuendichte. Auf 100 m Flusslaufänge liegt eine Fischdichte von 95 Individuen vor (Tab. 9).

Tab. 9: Bestandsschätzung für die Befischungsstrecke 2; n = Realfang; N = geschätzte Individuenzahl in der Befischungsstrecke; -pro 100 m; -pro Hektar; kg/ha = geschätzte Biomasse pro Hektar; n.b. = nicht berechnet

Fischart	n	[N/Strecke]	[N/100m]	[N/ha]	[kg/ha]
Bachforelle	89	90	64	1071	75,5
Aalrutte	43	44	31	524	23,3
Koppe	61	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
Gesamt	193	134	95	1.595	98,9

In Abb. 24 ist die Artenverteilung des Realfangs dargestellt. In der Befischungsstrecke 2 beträgt der Anteil der Bachforelle 46,1%, gefolgt von der Koppe mit 31,6% und der Aalrutte mit 22,3%.

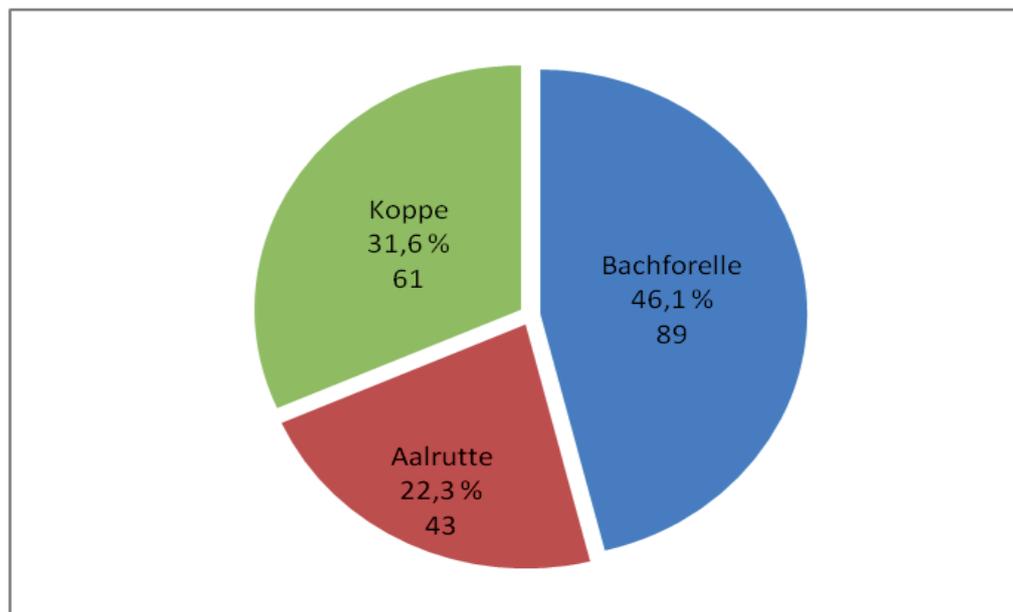


Abb. 24: Prozentuelle Artenverteilung des Realfangs in der Befischungsstrecke 2.

5.2.3 Befischungstrecke 3 (KLK05)

Folgende Fischarten wurden in der Befischungstrecke 3 gefangen:

Tab. 10: Die in Befischungstrecke 3 nachgewiesenen Fischarten

Fischarten	Anzahl [n]
Bachforelle (<i>Salmo trutta</i>)	48
Aalrutte (<i>Lota lota</i>)	65
Koppe (<i>Cottus gobio</i>)	12
Gesamt	125

In der Befischungstrecke 3 wurden insgesamt 125 Fische, erneut aus drei Arten nachgewiesen (Tab. 10). Die graphische Darstellung der DeLury Berechnung erfolgt in Abb. 25.

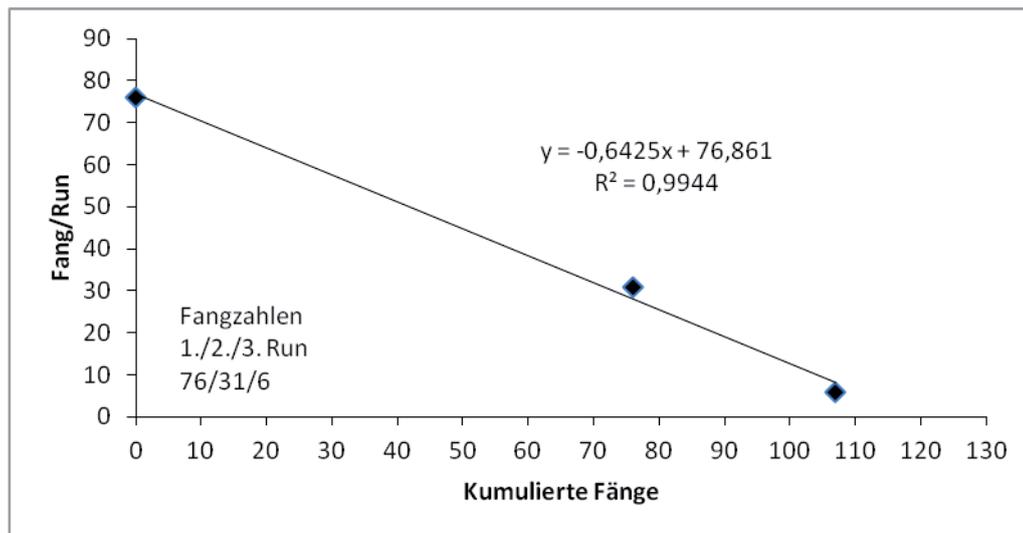


Abb. 25: Bestandsdiagramm (ohne Koppen) nach De Lury für die Befischungstrecke 3

Der errechnete Gesamtbestand aus den tatsächlich gefangenen Fischen ($n = 113$, ohne Koppe) beträgt 120 Individuen. Das entspricht einer Gesamtbiomasse von 88,3 kg/ha bzw. 1.323 Ind./ha. Auf 100 m Flusslauf liegt somit eine Fischdichte von 71 Individuen vor (Tab. 11).

Tab. 11: Bestandsschätzung für die Befischungstrecke 3; n = Realfang; N = geschätzte Individuenzahl in der Befischungstrecke; -pro 100 m; -pro Hektar; kg/ha = geschätzte Biomasse pro Hektar; n.b. = nicht berechnet

Fischart	n	[N/Strecke]	[N/100m]	[N/ha]	[kg/ha]
Bachforelle	48	51	30	562	40,9
Aalrutte	65	69	41	761	47,4
Koppe	12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
Gesamt	125	120	71	1.323	88,3

In Abb. 26 ist wieder die Artenverteilung des Realfangs dargestellt. In der Befischungstrecke 3 beträgt der Anteil der Aalrutte 52%, gefolgt von der Bachforelle mit 38,4% und der Koppe mit 9,6%.

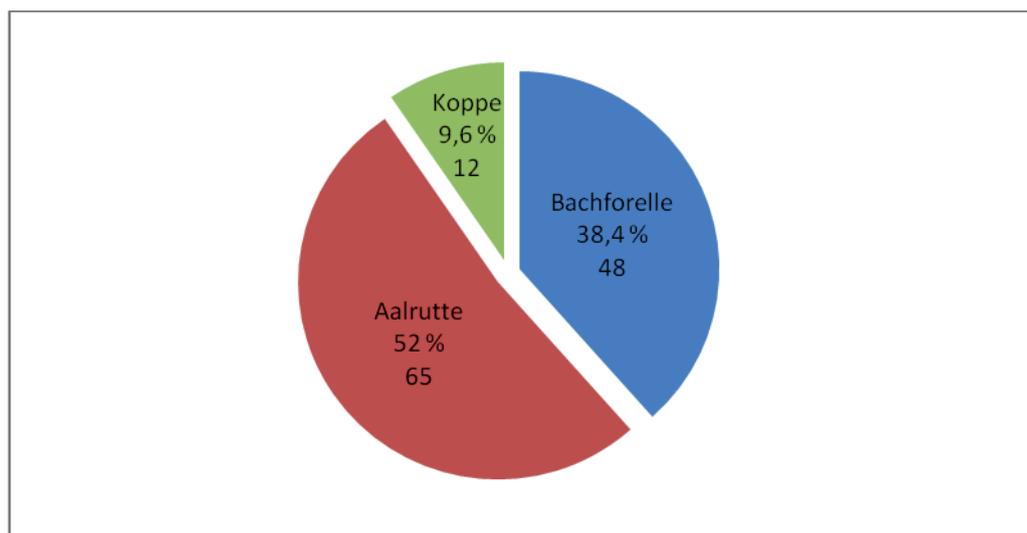


Abb. 26: Prozentuelle Artenverteilung des Realfangs in der Befischungstrecke 3.

5.2.4 Befischungsstrecke 4 (KLK05-1)

Folgende Fischarten wurden in der Befischungsstrecke 4 gefangen:

Tab. 12: Die in Befischungsstrecke 4 nachgewiesenen Fischarten

Fischarten	Anzahl [n]
Bachforelle (<i>Salmo trutta</i>)	74
Aalrutte (<i>Lota lota</i>)	47
Koppe (<i>Cottus gobio</i>)	1
Gesamt	122

In der Befischungsstrecke 4 wurden insgesamt 122 Fische, erneut aus drei Arten nachgewiesen (Tab. 12). Die graphische Darstellung nach der DeLury-Methode ist in Abb. 27 dargestellt. Die Bestandsberechnung erfolgte nach der DeLury und der Moran-Zippin Methode. Beide Berechnungen ergaben idente Ergebnisse.

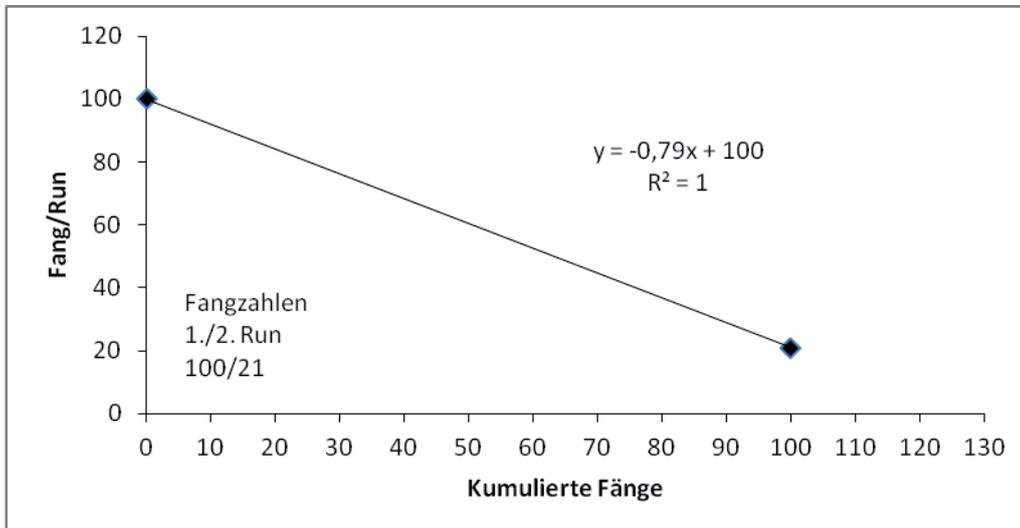


Abb. 27: Bestandsdiagramm (ohne Koppen) nach SEBER & LE CREN (1967) für die Befischungsstrecke 4

Der errechnete Gesamtbestand aus den tatsächlich gefangenen Fischen ($n = 121$, ohne Koppe) beträgt 126 Individuen. Das entspricht einer Gesamtbiomasse von 85,9 kg/ha bzw. 1.556 Ind./ha. Auf 100 m Flusslauf liegt somit eine Fischdichte von 116 Individuen vor (vgl. Tab. 13).

Tab. 13: Bestandsschätzung für die Befischungstrecke 4; n = Realfang; N = geschätzte Individuenzahl in der Befischungstrecke; -pro 100 m; -pro Hektar; kg/ha = geschätzte Biomasse pro Hektar; n.b. = nicht berechnet

Fischart	n	[N/Strecke]	[N/100m]	[N/ha]	[kg/ha]
Bachforelle	74	77	71	951	52,2
Aalrutte	47	49	45	605	33,6
Koppe	1	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
Gesamt	122	126	116	1.556	85,9

In Abb. 28 ist wieder die Artenverteilung des Realfangs dargestellt. In der Befischungstrecke 4 macht der Anteil der Bachforelle 60,7% aus, gefolgt von der Aalrutte mit 38,5% und der Koppe mit 0,8%.

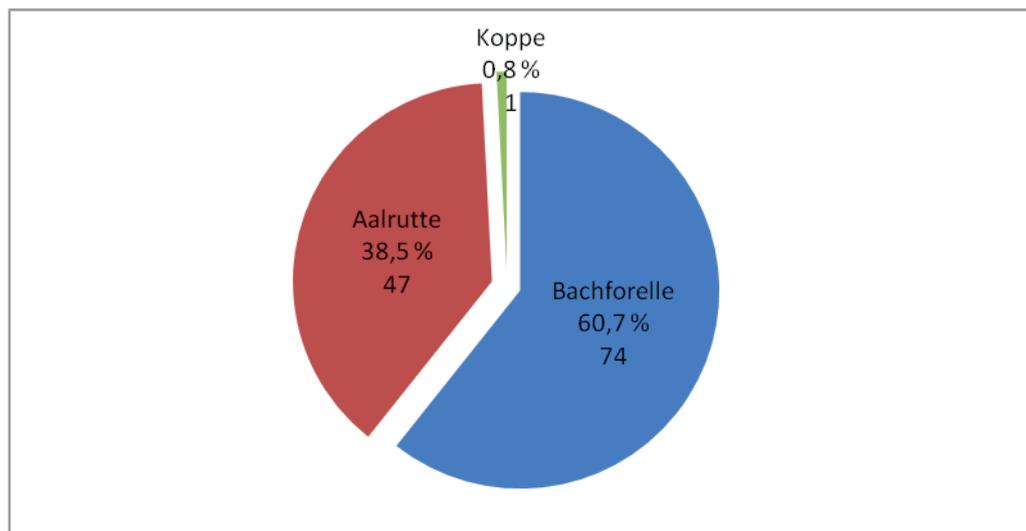


Abb. 28: Prozentuelle Artenverteilung des Realfangs in der Befischungstrecke 4.

5.2.5 Längenfrequenzdiagramme der gefangenen Fischarten

Anschließend werden die Längenfrequenzdiagramme der gefangenen Fischarten in den einzelnen Befischungstrecken dargestellt. Auf der x-Achse sind die Fischlängen und auf der y-Achse die Anzahl der gefangenen Fische (N) aufgetragen.

5.2.5.1 Befischungstrecke 1 (KLK02-2)

Abb. 29 zeigt das Längenfrequenzdiagramm der Bachforelle in der Befischungstrecke 1. Der 0⁺ und 1⁺ Jahrgang sind deutlich ausgeprägt, gefolgt von den älteren Jahrgängen die nicht mehr so deutlich voneinander abgegrenzt sind. Dennoch ist der Populationsaufbau als gut und ausgewogen zu bewerten.

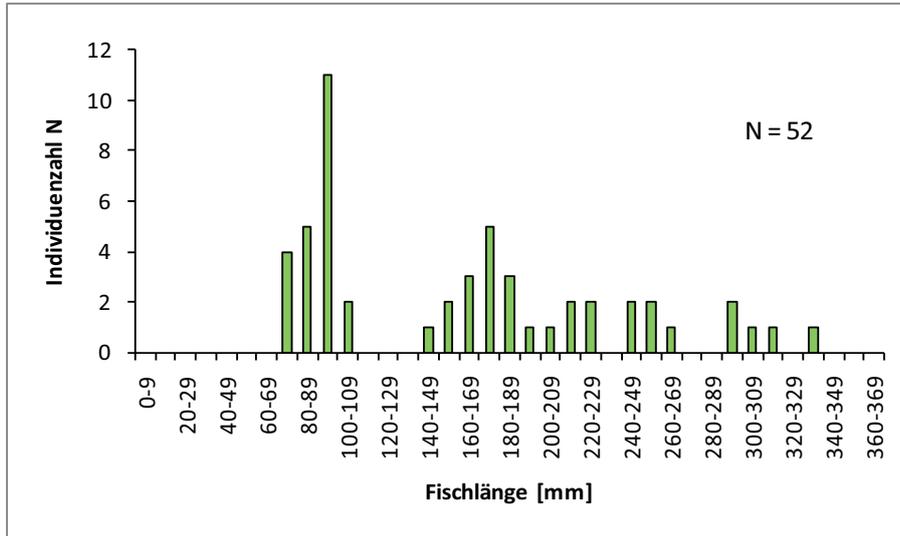


Abb. 29: Populationsstruktur der Bachforelle in der Befischungstrecke 1

Von den insgesamt 52 gefangenen Individuen (n) entfallen 42,3% auf den 0⁺ Jahrgang (Abb. 30). Dieses Ergebnis zeigt, dass in dieser Strecke ein sehr gutes Jungfischaufkommen stattfindet.

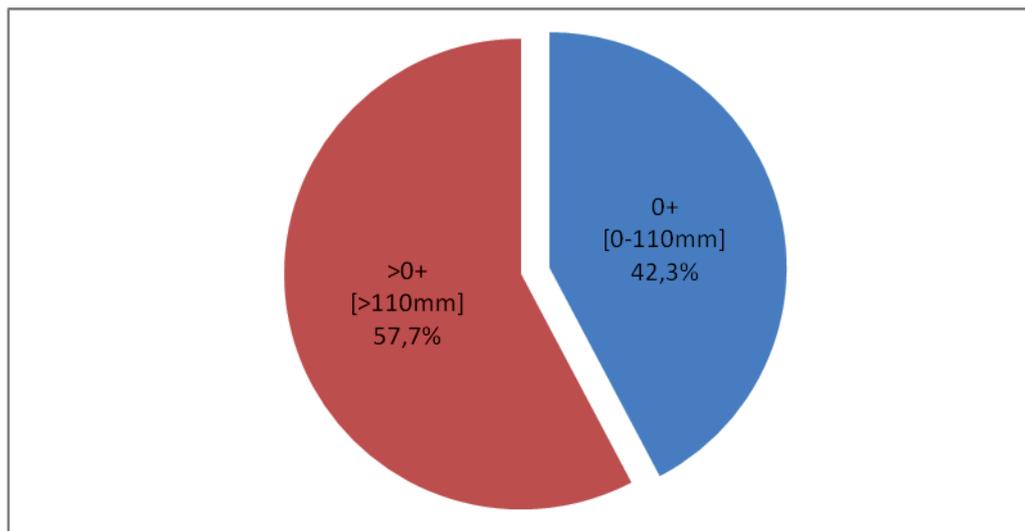


Abb. 30: Prozentueller Anteil der 0⁺ Bachforellen im Vergleich zur gesamten Population (n = 52).

Das Längenfrequenzdiagramm der Aalrutte zeigt eine hohe Konzentration an Individuen zwischen 120 und 210 mm. Der 0⁺ Jahrgang fehlt vollständig und ebenso sind Aalrutten größer 220 mm kaum vorhanden (Abb. 31).

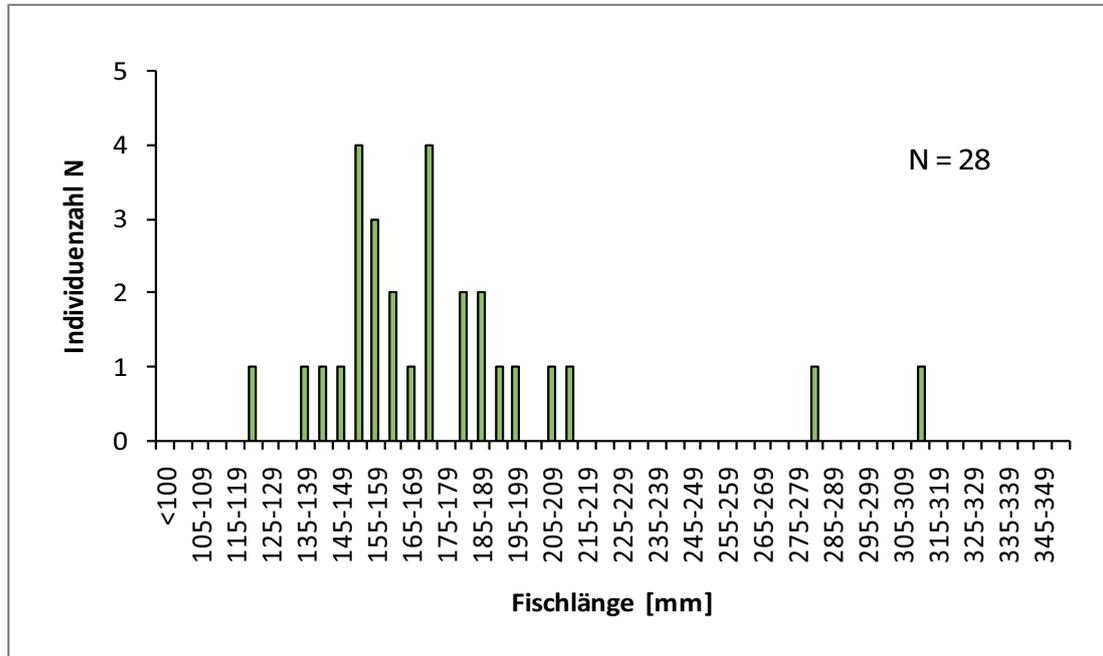


Abb. 31: Populationsstruktur der Aalrutte in der Befischungsstrecke 1

Das Längenfrequenzdiagramm der Koppe zeigt einen lückigen Populationsaufbau. Dennoch konnten juvenile bis adulte Kopen von 30mm bis 130 mm in dieser Strecke nachgewiesen werden. Das starke Aufkommen submerser Makrophyten erschwerte allerdings eine quantitativ effiziente Befischung dieser Fischart. Daher sind die Bestandszahlen in dieser Strecke eher unterschätzt (Abb. 32).

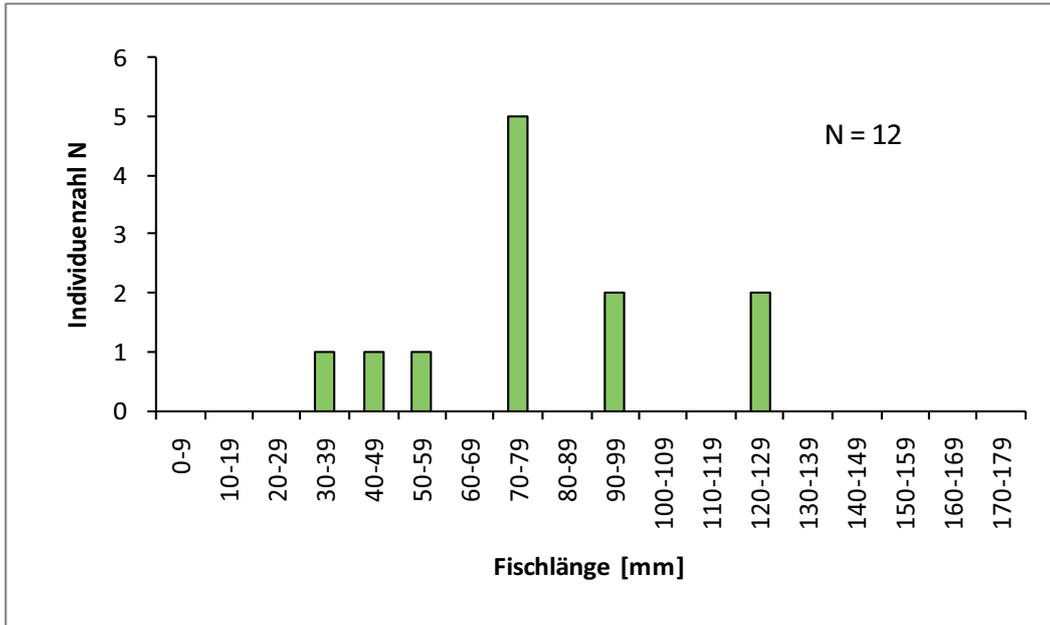


Abb. 32: Populationsstruktur der Koppe in der Befischungsstrecke 1

5.2.5.2 Befischungsstrecke 2 (KLK03)

Das Längenfrequenzdiagramm der Bachforelle zeigt in dieser Strecke einen sehr guten Populationsaufbau. Der 0⁺ und 1⁺ Jahrgang ist wiederum gut ausgeprägt und auch die folgenden Altersklassen entsprechen einem gesunden Populationsaufbau (Abb. 33).

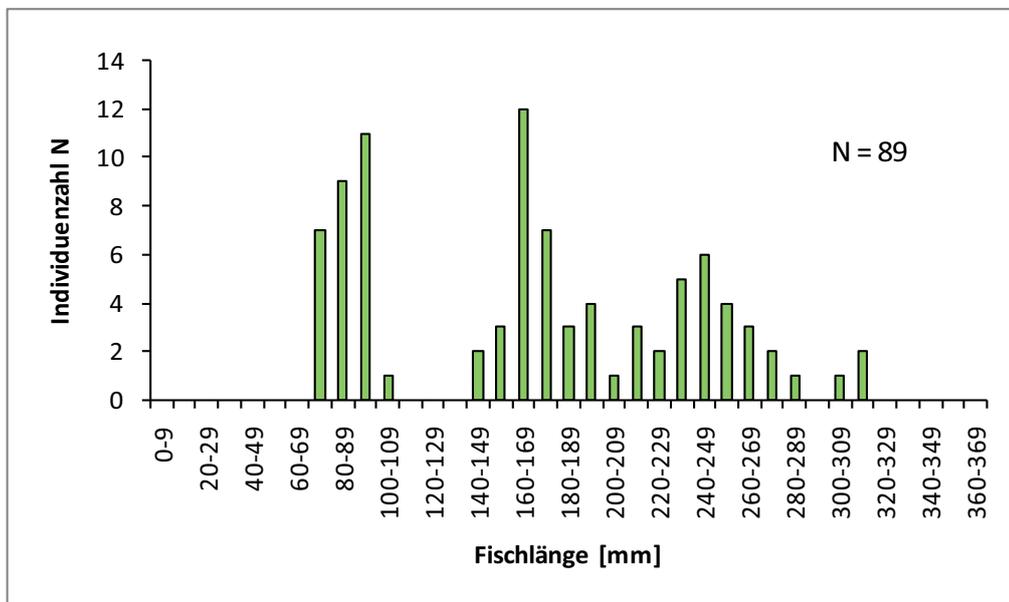


Abb. 33: Populationsstruktur der Bachforelle in der Befischungsstrecke 2

Von den insgesamt 89 gefangenen Bachforellen entfallen 31,5% auf den 0⁺ Jahrgang. Somit konnte auch in dieser Befischungstrecke eine gute Reproduktion nachgewiesen werden (Abb. 34).

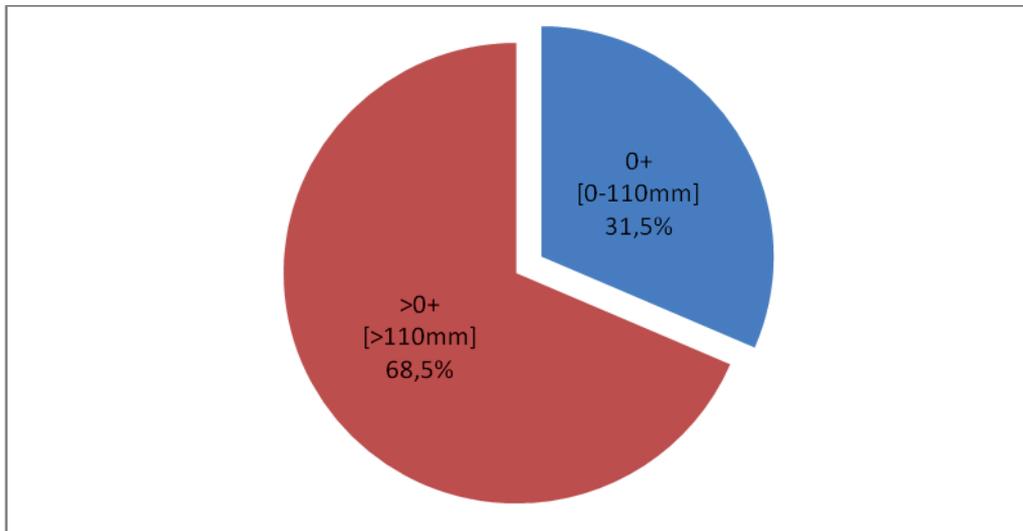


Abb. 34: Prozentueller Anteil der 0⁺ Bachforellen im Vergleich zur gesamten Population (n = 89).

Das Längenfrequenzdiagramm der Aalrutte zeigt wieder eine hohe Konzentration an Fischen im Bereich der mittleren Größenklassen zwischen 140 mm und 234 mm. Auch in dieser Befischungstrecke konnte der 0⁺ Jahrgang nicht nachgewiesen werden und größere Aalrutten ab 240 mm sind auch hier eine Seltenheit (Abb. 35).

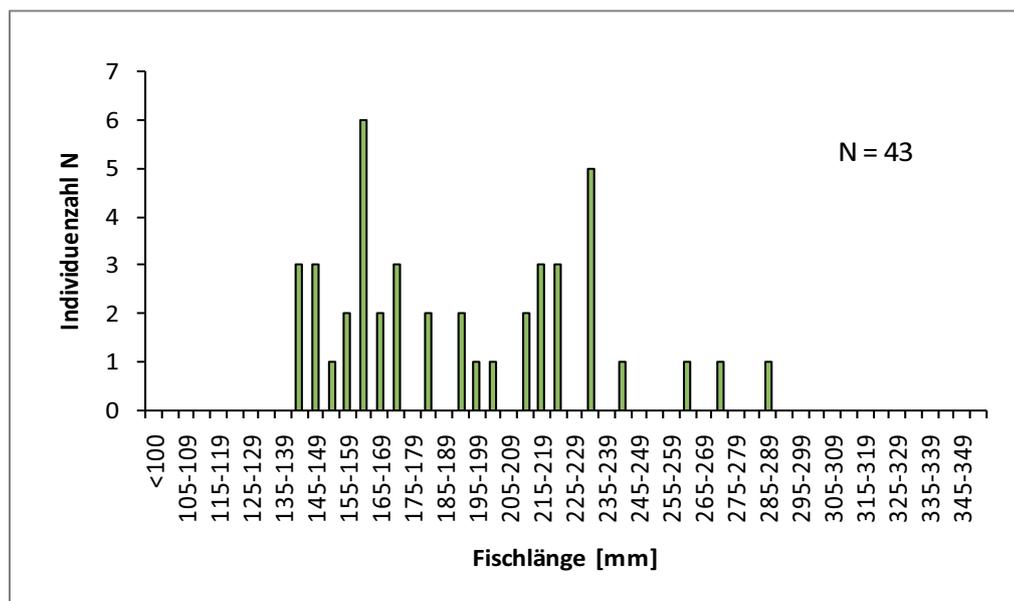


Abb. 35: Populationsstruktur der Aalrutte in der Befischungstrecke 2

In der Befischungsstrecke 2 konnten zahlreiche Koppen unterschiedlicher Größen (n = 61) nachgewiesen werden. Daher kann von einem ausgewogenen Populationsaufbau gesprochen werden (Abb. 36).

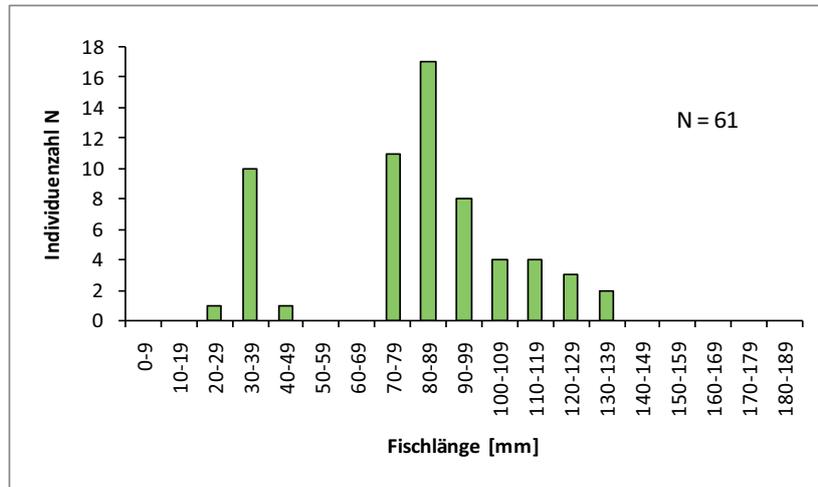


Abb. 36: Populationsstruktur der Koppe in der Befischungsstrecke 2

5.2.5.3 Befischungsstrecke 3 (KLK05)

Das Längenfrequenzdiagramm der Bachforelle zeigt in dieser Strecke eine etwas unregelmäßige Verteilung der Größenklassen. Die meisten Individuen fallen in die mittleren Größenklassen zwischen 120 mm - 219 mm mit anschließend größeren Fischen bis 299 mm. Der 0+ Jahrgang konnte nachgewiesen werden, ist aber etwas schwächer ausgeprägt als in den zwei zuvor beschriebenen Strecken (Abb. 37).

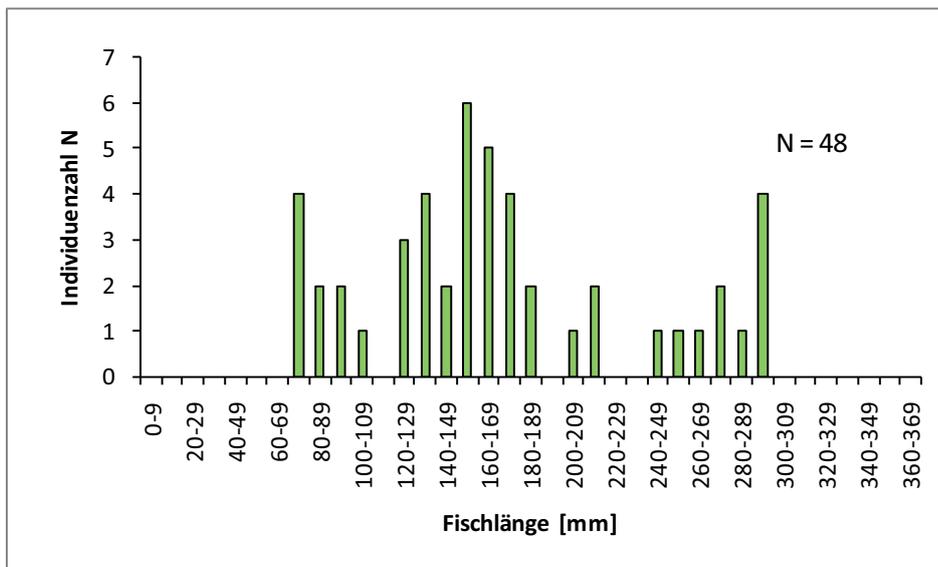


Abb. 37: Populationsstruktur der Bachforelle in der Befischungsstrecke 3

Von den 48 gefangenen Bachforellen entfallen hier nur 18,8% auf den 0⁺ Jahrgang (Abb. 38).

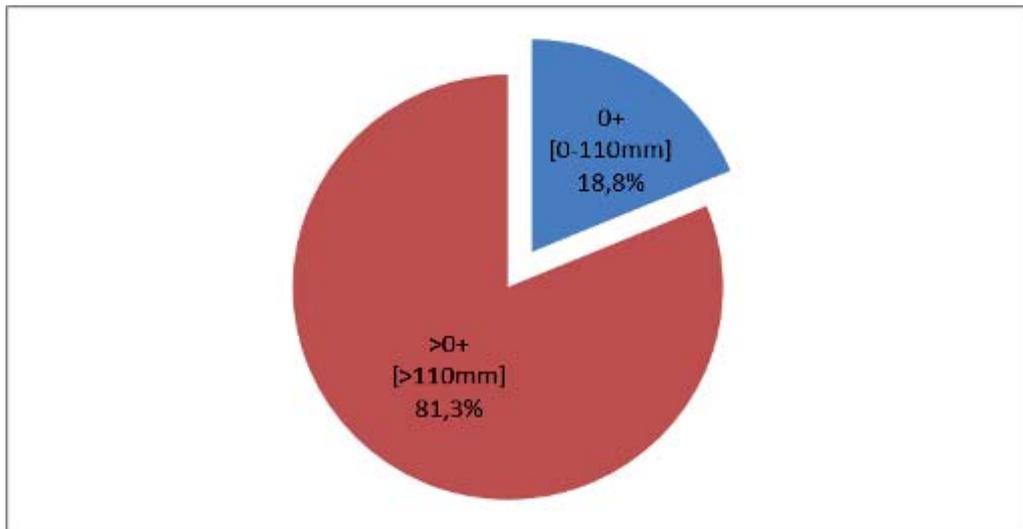


Abb. 38: Prozentueller Anteil der 0+ Bachforellen im Vergleich zur gesamten Population (n= 48).

Im Längenfrequenzdiagramm der Aalrutte kann man sehen, dass ein Großteil der Fische Längen zwischen 180 mm und 259 mm aufweisen. Der 0⁺ Jahrgang fehlt auch in dieser Strecke und nur ein Individuum ist größer als 260 mm (Abb. 39).

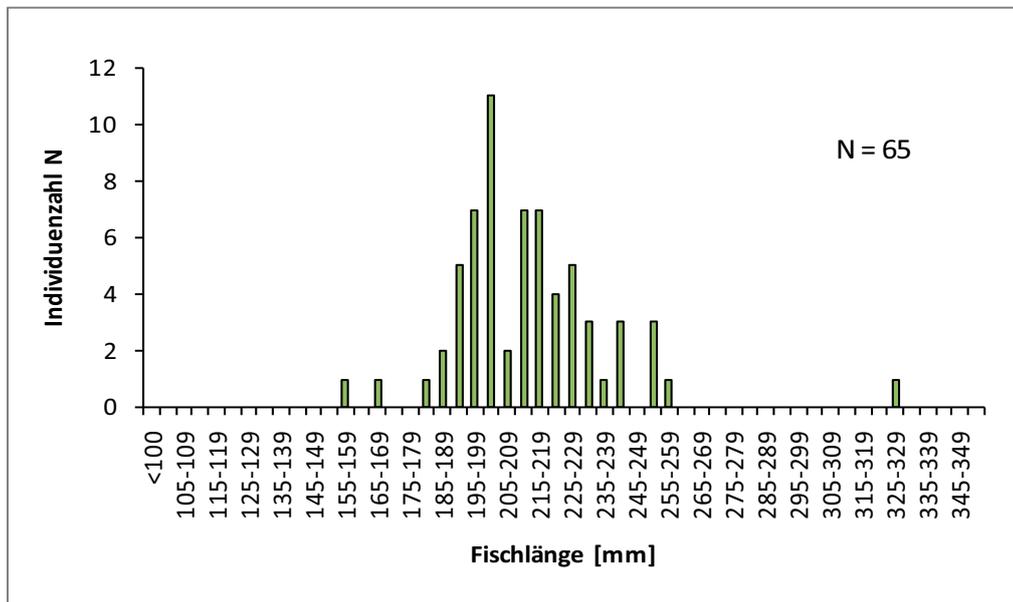


Abb. 39: Populationsstruktur der Aalrutte in der Befischungsstrecke 3

Der Populationsaufbau der Koppe zeigt in dieser Strecke eine lückenhafte Verteilung, mit wenigen Individuen in den einzelnen Jahrgängen (Abb. 40).

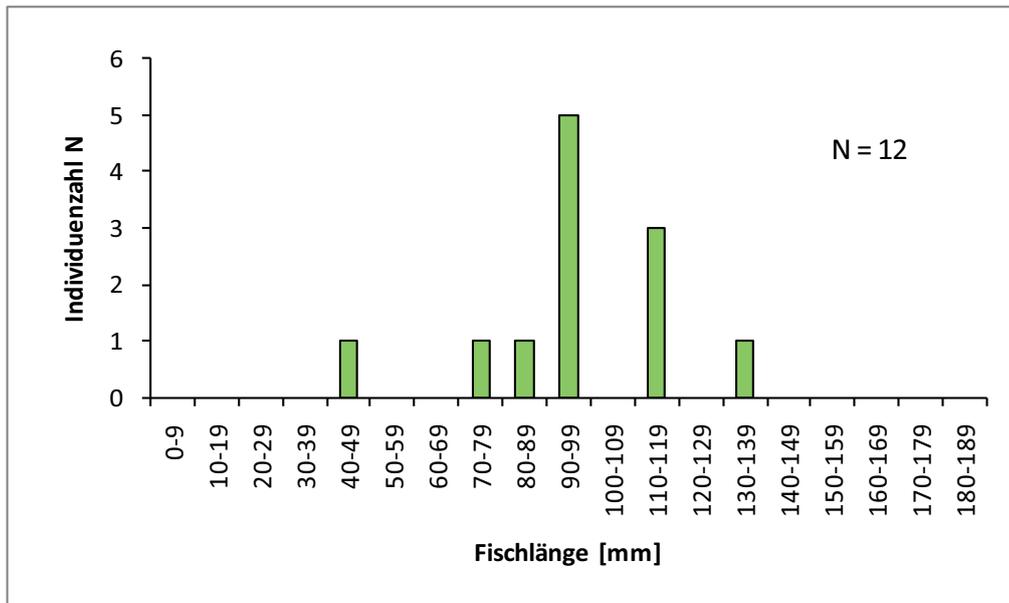


Abb. 40: Populationsstruktur der Koppe in der Befischungstrecke 3

5.2.5.4 Befischungstrecke 4 (KLK05-1)

Die Bachforelle weist in dieser Strecke, mit vier gut unterscheidbaren Jahrgängen eine natürliche Populationsstruktur auf (Abb. 41).

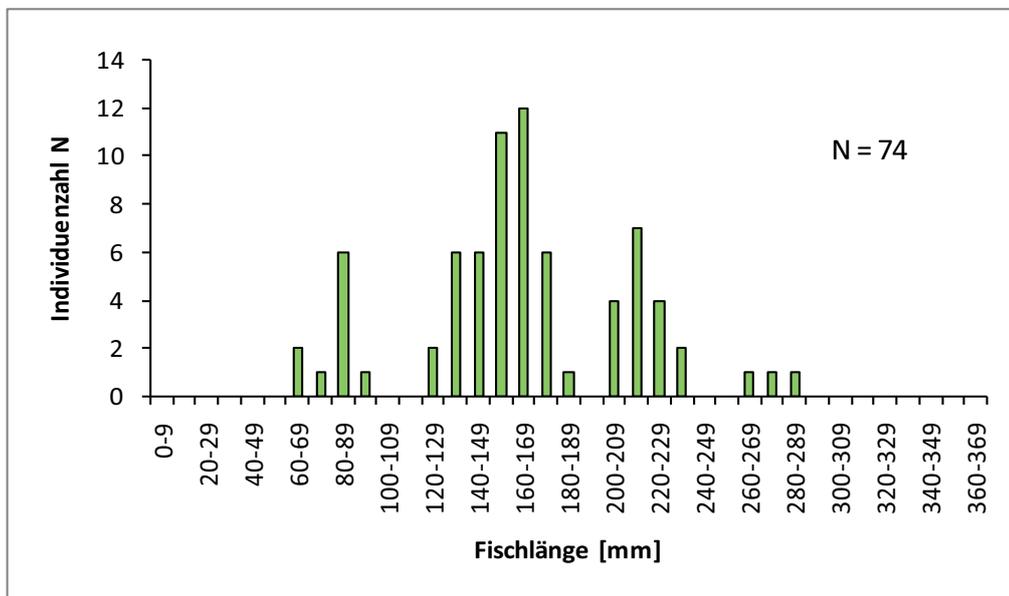


Abb. 41: Populationsstruktur der Bachforelle in der Befischungstrecke 4

Der Jungfischanteil an den 74 gefangenen Individuen ist aber mit 13,5% deutlich geringer als in allen anderen Befischungstrecken (Abb. 42).

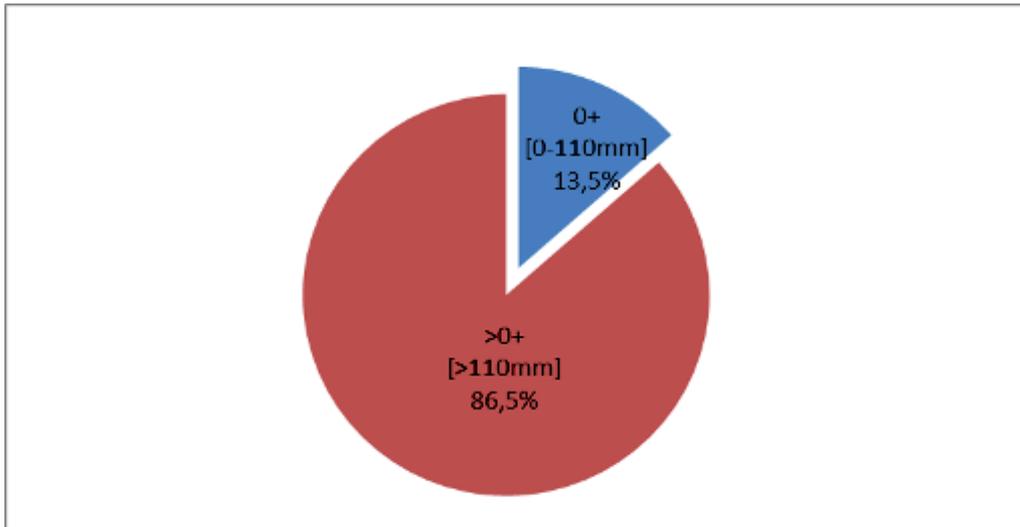


Abb. 42: Prozentueller Anteil der 0+ Bachforellen im Vergleich zur gesamten Population (n= 74).

Ähnlich wie in der Befischungstrecke 3, konzentrieren sich fast alle Aalrutten in den Größenklassen zwischen 160 mm und 260 mm, mit Ausnahme eines einzigen Individuums mit 342 mm Körperlänge. So wie in allen anderen Befischungstrecken fehlt auch hier der 0+ Jahrgang (Abb. 43).

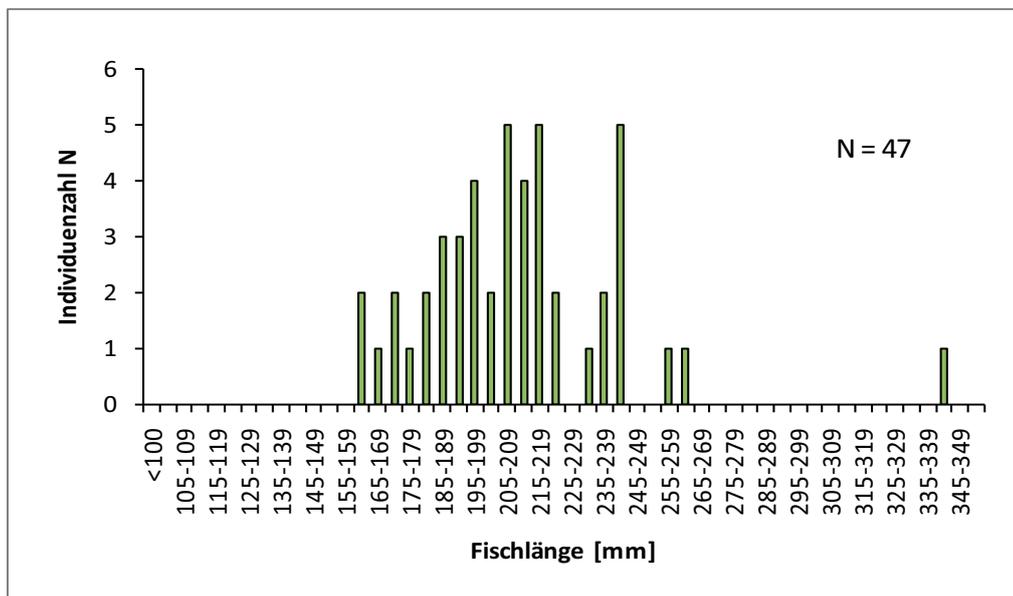


Abb. 43: Populationsstruktur der Aalrutte in der Befischungstrecke 4

Es konnte in dieser Befischungstrecke nur eine einzige Koppe nachgewiesen werden. Möglicherweise ist dies auf das knapp flussauf liegende Sägewerk zurückzuführen.

5.2.5.5 Befischungstrecken 1 - 4 (gepoolte Darstellung)

Um einen besseren Einblick in die Populationsstruktur der vorkommenden Fischarten zu erlangen, werden anschließend die Daten aus den vier Befischungstrecken zusammengefasst und gepoolt dargestellt.

Bachforelle

Das „gepoolte“ Bachforellen-Längenfrequenzdiagramm zeigt einen insgesamt sehr zufriedenstellenden Populationsaufbau. Der 0⁺ und 1⁺ Jahrgang ist stark ausgeprägt und auch alle älteren Jahrgänge sind vorhanden. Die höchsten Dichten liegen im Bereich zwischen 150 mm und 180 mm. Deutlich ist zu erkennen, dass in den Befischungstrecken 1 und 2, mehr 0⁺ Individuen vorkommen, als in den anderen beiden Strecken. Die älteren Jahrgänge sind eher gleichmäßig über die Befischungstrecken verteilt (Abb. 44).

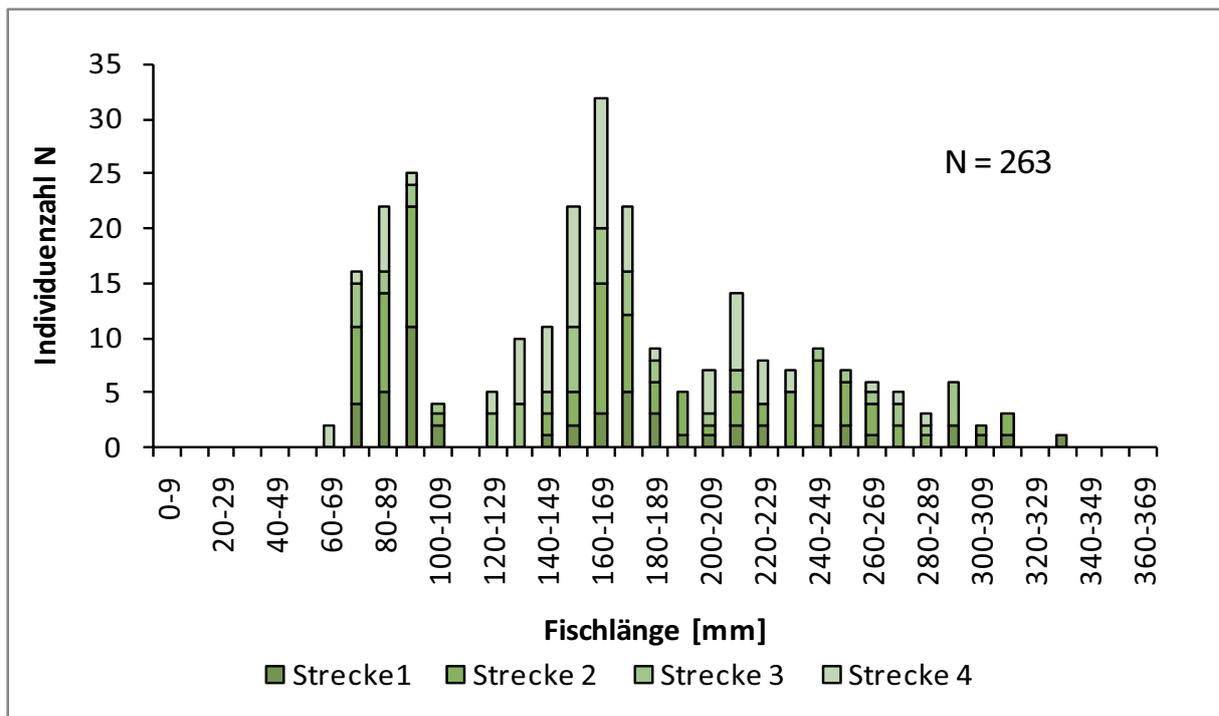


Abb. 44: Populationsstruktur der Bachforelle in den Befischungstrecken 1 – 4 (gepoolt)

Der Anteil an Jungfischen (0⁺) an der Gesamtpopulation beträgt 26,2% (Abb. 45). Dieser Wert kann in optimalen Reproduktionsjahren durchaus höher liegen, dennoch wird die Gesamtpopulation mit sehr gut bewertet.

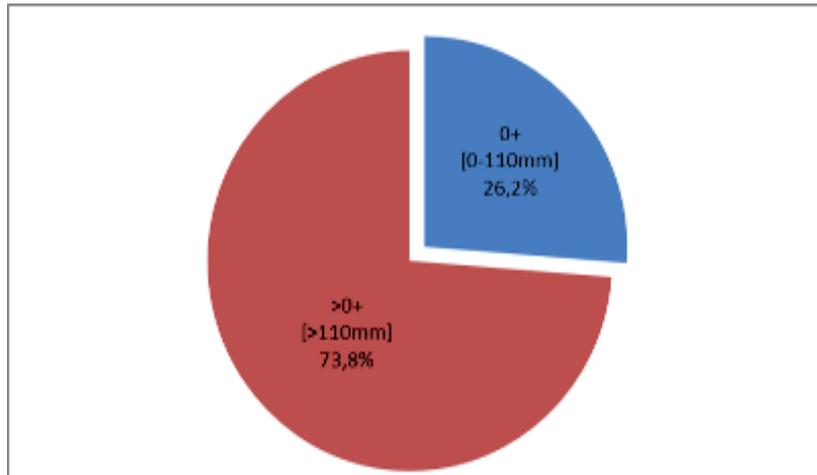


Abb. 45: Prozentueller Anteil der 0⁺ Bachforellen an der Gesamtpopulation (n=263)

Aalrutte

Betrachtet man das Längenfrequenzdiagramm der Aalrutte, sieht man ebenfalls einen sehr ausgewogenen Populationsaufbau. Einzige Schwachstelle ist der fehlende 0⁺ Jahrgang. Aalrutten größer 260 mm sind im Kleinen Kamp sehr selten und daher eher die Ausnahme.

Wie bei der Bachforelle sind die juvenilen Individuen eher in den unteren beiden Befischungsstrecken 1 und 2 zu finden, während die mittleren Jahrgänge in den flussauf gelegenen Strecken 3 und 4 dominieren (Abb. 46).

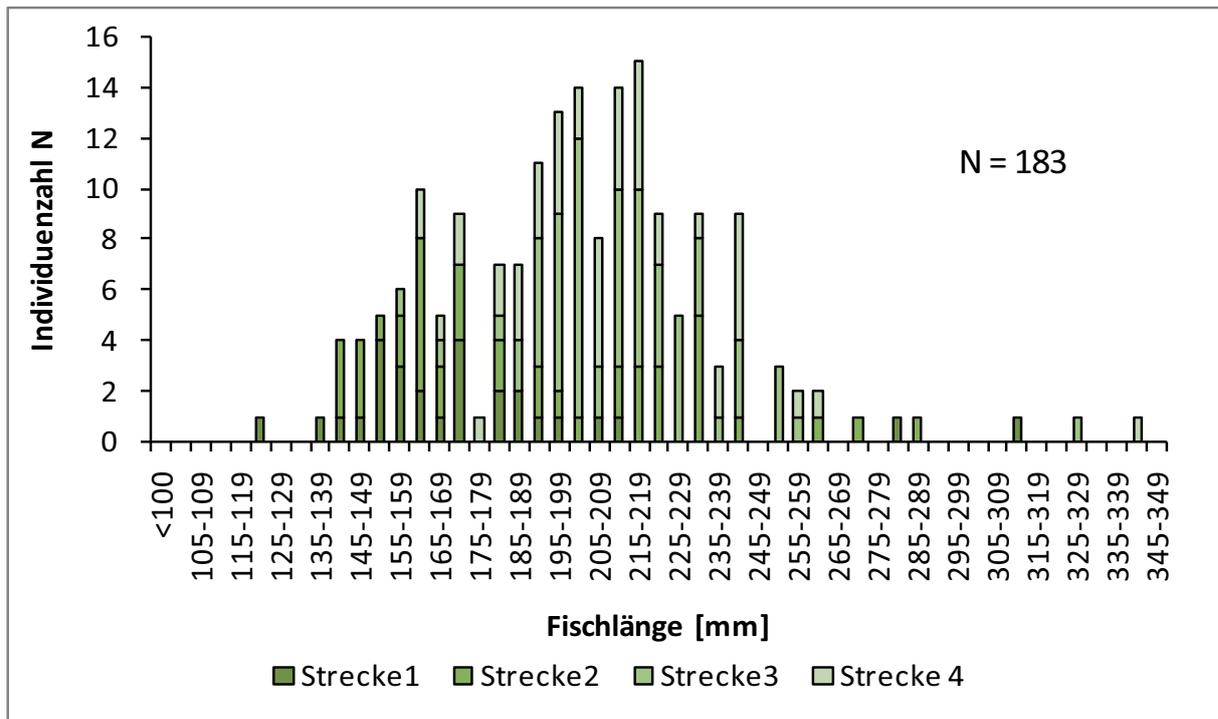


Abb. 46: Populationsstruktur der Aalrutte in den Befischungsstrecken 1 – 4 (gepoolt)

Koppe

Die Gesamtlängenfrequenzanalyse der Koppe zeigt, dass eine funktionierende Reproduktion und ein natürlicher Populationsaufbau vorliegen (Abb. 47).

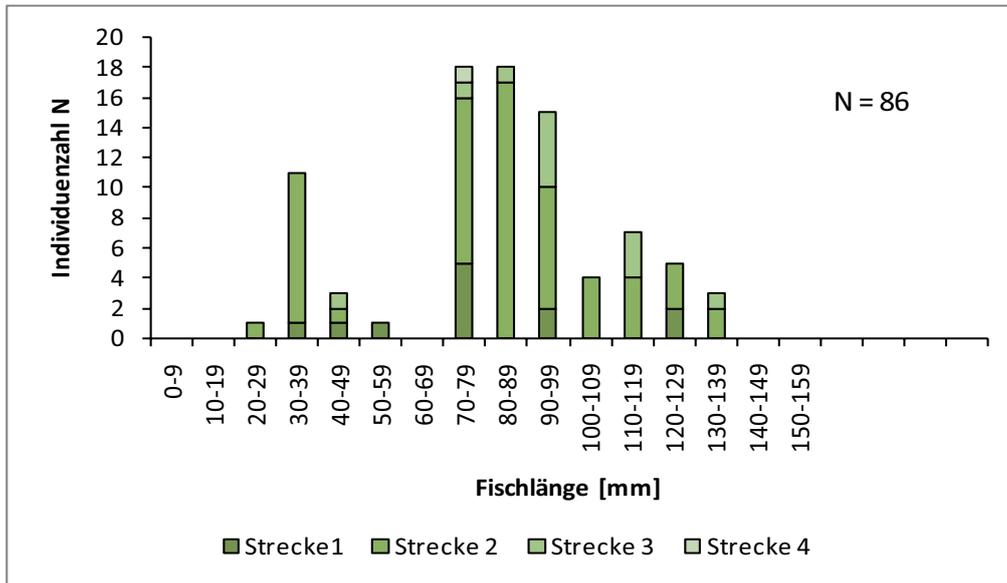


Abb. 47: Populationsstruktur der Koppe in den Befischungsstrecken 1 – 4 (gepoolt)

5.3 Fischökologische/fischereiwirtschaftliche Interpretation

Tab. 14 zeigt den Mittelwert der berechneten Fischbestände aus allen 4 Befischungsstrecken. Die Gesamtbiomasse für den Kleinen Kamp ergibt somit 86,9 kg/ha bzw. 1.444 Ind./ha. Hiervon entfallen auf die Bachforelle 56,5 kg/ha bzw. 858 Ind./ha und auf die Aalrutte 30,4 kg/ha bzw. 586 Ind./ha.

Tab. 14: Mittelwerte der berechneten Fischbestände aus allen 4 Befischungsstrecken

Fischart	n	[N/Strecke]	[N/100m]	[N/ha]	[kg/ha]
Bachforelle	66	69	54	858	56,5
Aalrutte	46	48	36	586	30,4
Koppe	22	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Gesamt	134	117	90	1444	86,9

Betrachtet man die durchschnittlichen, relativen Anteile der 3 Arten am Realfang in den vier Befischungsstrecken, besitzt die Bachforelle 49,3%, gefolgt von der Aalrutte mit 34,3% und der Koppe mit 16,4% (Abb. 48).

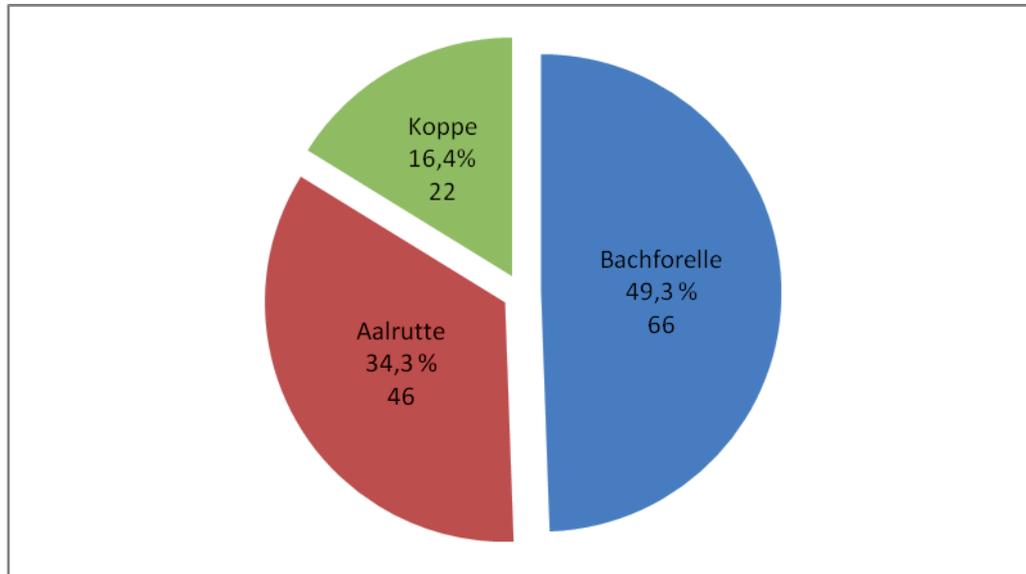


Abb. 48: Durchschnittliche prozentuelle Artenverteilung des Realfangs der Befischungsstrecken 1 bis 4

Tab. 15 zeigt, dass 18,5% der auf 100 m vorhandenen Bachforellen das Zwischenbrittelmaß der Bewirtschafter von 200 mm – 250 mm erreichen, während nur 13% das amtliche Brittelmaß des Niederösterreichischen Landesfischereiverbandes überschreiten. Im Durchschnitt kann man auf 100 m Bachlänge mit zehn fangfähigen Bachforellen nach derzeitiger Regelung der Bewirtschafter rechnen. Berücksichtigt man das amtliche, niederösterreichische Brittelmaß sind es hingegen nur sieben Individuen.

Tab. 15: Durchschnittlicher, geschätzter Anteil an fangfähigen Individuen der Bachforelle pro 100m für die Befischungsstrecken 1 - 4; Kamp = Brittelmaß die Bewirtschafter; NÖ = Brittelmaß Niederösterreich; N/100m = geschätzte Durchschnittspopulation; ff. N/100m = fangfähige Individuen; % = Anteil der Fangfähigen.

Brittelmaß	[mm]	[N/100m]	[ff. N/100m]	[%]
Kamp	200-250	54	10	18,5
NÖ	>250	54	7	13,0

5.4 Fischökologische Bewertung

5.4.1 Die Fischfauna

Der Kleine Kamp wird der Bioregion „Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse“ (Abb. 49) zugeordnet. Das Leitbild für dieses Gewässer ist in Tab. 16 dargestellt (HAUNSCHMID et al. 2006b). Da im Kleinen Kamp die Bachschmerle weder aktuell noch historisch nachgewiesen werden konnte, wurde das Leitbild dementsprechend adaptiert (HINTERHOFER et al. 2008) und für die folgende fischökologische Bewertung herangezogen.

Tab. 16: Fischleitbilder für den Kleinen Kamp (nach HAUNSCHMID et al. 2006b bzw. adaptiert nach HINTERHOFER et al. 2008; rot / l = Leitfischart, orange / b = typische Begleitart, gelb / s = seltene Begleitart)

Fischarten	Wissenschaftlicher Name	Epirhithral	Metarhithral	Metarhithral adaptiert (Hinterhofer et al. 2008)
Aalrutte	<i>Lota lota</i>		s	s
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>		s	s
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>		s	s
Bachforelle	<i>Salmo trutta fario</i>	l	l	l
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>		b	
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>		s	s
Gründling	<i>Gobio gobio</i>		s	s
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	l/b/s/-	l	l
Neunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>		s	s

Von den Quellbächen flussabwärts, etwa bis zur Einmündung des Dürnbergbaches wird der Kleine Kamp dem Epi-Rhithral bzw. der Oberen Forellenregion zugeordnet. Flussabwärts bis zum Zusammenfluss mit dem großen Kamp erstreckt sich dann das Meta-Rhithral bzw. die Untere Forellenregion.

In der vorliegenden Untersuchung konnten nur drei Fischarten (Bachforelle, Aalrutte, Koppe) im Kleinen Kamp nachgewiesen werden. Bei älteren Fischartenkartierungen in den Jahren 2006 und 2007 wurden im Unterlauf des Kleinen Kamps noch zusätzlich Äschen und eine einzige Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) gefangen (HINTERHOFER et al. 2008).

Im Kamp flussab der Kleinen Kamp Mündung konnten hingegen 10 Arten nachgewiesen werden. Hier handelt es sich um die Aalrutte, das Aitel, die Äsche, die Bachforelle, die Elritze, den Gründling, die Koppe, die Hasel, das Rotauge und das Neunauge.

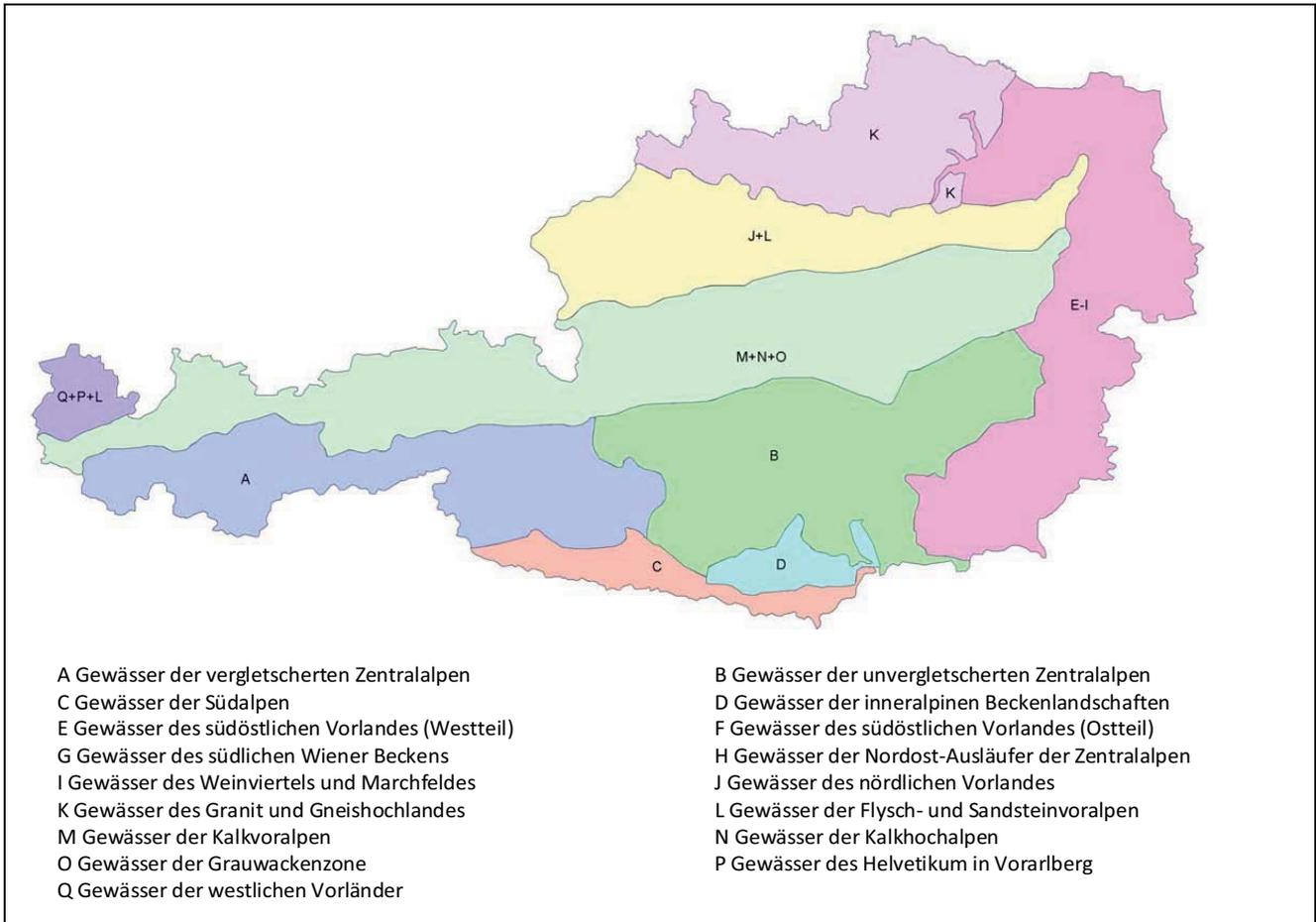


Abb. 49: Bioregionen in Österreich nach Haunschmid et al. (2006b)

Die aktuellen Befischungsstrecken werden nach dem Fish Index Austria (FIA; HAUNSCHMID et al. 2006b) bewertet.

In Tab. 17 sind die Bewertungsergebnisse der beiden Leitbilder dargestellt. Es zeigt sich, dass das Fehlen der Bachschmerle, die Bewertung in allen Strecken deutlich verschlechtern würde. Verwendet man das adaptierte Leitbild liegt die Gesamtbewertung bei 1.5, was immer noch dem weitgehend natürlichen Zustand entspricht.

Betrachtet man die einzelnen Befischungsstrecken, werden die Strecken 3 und 4 etwas schlechter bewertet. Diese schlechtere Bewertung ergibt sich aus einem geringeren Anteil an 0⁺ Bachforellen, sowie einem geringeren Koppennachweis.

Tab. 17: FIA-Bewertung nach HAUNSCHMID et al. (2006b) und angepasst nach HINTERHOFER et al. (2008) für das Metarhithral in der Bioregion 9.

Befischungsstrecke		Leitbild F_I_A (vorgegeben)	Leitbild Kl. Kamp nach Hinterhofer et al. (2008)
1	(KLK02-2)	2,15	1,24
2	(KLK03)	2,15	1,24
3	(KLK05)	2,31	1,65
4	(KLK05-1)	2,81	2,24
Gesamt		2,31	1,49

Anschließend werden auszugsweise die Ergebnisse aus den FIA-Bewertungstabellen dargestellt. Hier können Informationen zur befischten Strecke (Bioregion, Biozönotische Region, Standort, Seehöhe, Geschiefeführung), sowie Angaben zu quantitativen Populationsmerkmalen, wie z.B. Abundanz und Biomasse bzw. Artenzusammensetzung und Fischregionsindex abgelesen werden.

Befischungstrecke 1 (KLK02-2)

Gewässer	Kleiner Kamp			
Standort	KLK02-2			
Datum	24.08.2011			
Fischbioregion	9	Fischökologischer Zustand		1,24
Seehöhe	<1000m			
natürliche Geschiebeführung	Schwach			

Fluss:	Kleiner Kamp	Datum:	24.08.2011
Standort:	KLK02-2		
Bioregion:	9		
Biozönotische Region:	Metarhithral		
Fischregionsindex:	4,3		

Zustandsbewertung (Detailebene metrics)				
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha		ko-Kriterium Biomasse
	1515,0	77,3		ok

1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					2,0
Leitarten	2	2	100	1	
Typische Begleitarten	0	0	0	0	
Seltene Begleitarten	6	1	17	3	
Ökologische Gilden					2,5
Strömung	3	1	2	3	
Reproduktion	4	3	1	2	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					1,7

2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	4,3	4,3	0,00	1	1,0

3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	2	2	100	1,0	
Typische Begleitarten	0	0	0	0,0	
Altersaufbau					1,0

Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien				1,24
--	--	--	--	-------------

Befischungsstrecke 2 (KLK03)

Gewässer	Kleiner Kamp		
Standort	KLK03		
Datum	24.08.2011		
Fischbioregion	9	Fischökologischer Zustand 1,24	
Seehöhe	<1000m		
natürliche Geschiebeführung	Schwach		

Fluss:	Kleiner Kamp	Datum:	24.08.2011
Standort:	KLK03		
Bioregion:	9		
Biozönotische Region:	Metarhithral		
Fischregionsindex:	4,3		

Zustandsbewertung (Detailebene metrics)				
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha		ko-Kriterium Biomasse
	2405,0	105,8		ok

1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					2,0
Leitarten	2	2	100	1	
Typische Begleitarten	0	0	0	0	
Seltene Begleitarten	6	1	17	3	
Ökologische Gilden					2,5
Strömung	3	1	2	3	
Reproduktion	4	3	1	2	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					1,7

2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	4,3	4,2	0,10	1	1,0

3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	2	2	100	1,0	
Typische Begleitarten	0	0	0	0,0	
Altersaufbau					1,0

Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien				1,24
--	--	--	--	-------------

Befischungsstrecke 3 (KLK05)

Gewässer	Kleiner Kamp		
Standort	KLK05		
Datum	24.08.2011		
Fischbioregion	9	Fischökologischer Zustand 1,65	
Seehöhe	<1000m		
natürliche Geschiebeführung	Schwach		

Fluss:	Kleiner Kamp	Datum:	24.08.2011
Standort:	KLK05		
Bioregion:	9		
Biozönotische Region:	Metarhithral		
Fischregionsindex:	4,3		

Zustandsbewertung (Detailebene metrics)				
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha		ko-Kriterium Biomasse
	1466,0	87,9		ok

1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					2,0
Leitarten	2	2	100	1	
Typische Begleitarten	0	0	0	0	
Seltene Begleitarten	6	1	17	3	
Ökologische Gilden					2,5
Strömung	3	1	2	3	
Reproduktion	4	3	1	2	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					1,7

2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	4,3	4,7	0,40	2	2,0

3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	2	2	100	1,5	
Typische Begleitarten	0	0	0	0,0	
Altersaufbau					1,5

Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien				1,65
--	--	--	--	-------------

Befischungsstrecke 4 (KLK05-1)

Gewässer	Kleiner Kamp	
Standort	KLK05-1	
Datum	24.08.2011	
Fischbioregion	9	Fischökologischer Zustand 2,24
Seehöhe	<1000m	
natürliche Geschiebeführung	Schwach	

Fluss:	Kleiner Kamp	Datum:	24.08.2011
Standort:	KLK05-1		
Bioregion:	9		
Biozönotische Region:	Metarhithral		
Fischregionsindex:	4,3		

Zustandsbewertung (Detailebene metrics)				
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha		ko-Kriterium Biomasse
	1568,0	86,9		ok

1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					2,0
Leitarten	2	2	100	1	
Typische Begleitarten	0	0	0	0	
Seltene Begleitarten	6	1	17	3	
Ökologische Gilden					2,5
Strömung	3	1	2	3	
Reproduktion	4	3	1	2	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					1,7

2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	4,3	4,4	0,10	1	1,0

3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	2	2	100	3,0	
Typische Begleitarten	0	0	0	0,0	
Altersaufbau					3,0

Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien				2,24
--	--	--	--	-------------

Gesamtbewertung Befischungsstrecken 1 – 4

Gewässer	Kleiner Kamp			
Standort	KLK02-2, KLK03, KLK05, KLK05-1			
Datum	24.08.2011			
Fischbioregion	9	Fischökologischer Zustand 1,49		
Seehöhe	<1000m			
natürliche Geschiebeführung	Schwach			

Fluss:	Kleiner Kamp	Datum:	24.08.2011
Standort:	KLK02-2, KLK03, KLK05, KLK05-1		
Bioregion:	9		
Biozönotische Region:	Metarhithral		
Fischregionsindex:	4,3		

Zustandsbewertung (Detailebene metrics)				
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha		ko-Kriterium Biomasse
	1738,0	89,0		ok

1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					2,0
Leitarten	2	2	100	1	
Typische Begleitarten	0	0	0	0	
Seltene Begleitarten	6	1	17	3	
Ökologische Gilden					2,5
Strömung	3	1	2	3	
Reproduktion	4	3	1	2	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					1,7

2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	4,3	4,4	0,10	1	1,0

3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	2	2	100	1,5	
Typische Begleitarten	0	0	0	0,0	
Altersaufbau					1,5

Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien				1,49
--	--	--	--	-------------

5.5 Vergleich der Befischungen der Jahre 2006, 2007 und 2011

Da am Kleinen Kamp schon ältere Befischungsdaten vorliegen, erfolgt hier anschließend ein Vergleich mit den aktuellen Ergebnissen.

Befischungsstrecke 2 (KLK03) wurde bereits in den Jahren 2006 und 2007 untersucht und ebenso sind Befischungsdaten der Strecke 3 (KLK05) aus dem Jahr 2007 vorhanden (Tab. 18). Hingegen wurde die Strecke 1 (KLK02-2) und 4 (KLK05-1) im Jahr 2011 neu in das Untersuchungsprogramm aufgenommen (vgl. Abb. 18).

Tab. 18: Übersicht der Befischungsstrecken der Jahre 2006, 2007 und 2011

Streckencode	Streckenname	2006	2007	2011
KAM_01	Diethartsmühle	X		
KAM_02	Ritterkamp	X		
KLK_01	Rappottenstein	X		
KLK_02	Heubrücke	X	X	
KLK_02-2	Heubrücke 2			X
KLK_03	Grub im Thale	X	X	X
KLK_04	Lohnmühle		X	
KLK_05	Kitzlermühle		X	X
KLK_05-1	Kitzlermühle 2			X
KLK_06	Klein Siegharts	X	X	
KLK_07	Prinzenbach		X	

5.5.1 Befischungsstrecke 2 (KLK03)

In Tab. 19 sind die berechneten Bestände für die Jahre 2006, 2007 und 2011 gegenübergestellt. Auffällig sind die ausgesprochen hohen Individuendichten und Biomassewerte bei allen Arten für das Jahr 2007, während die Jahre 2006 und 2011 bezüglich der berechneten Werte sehr ähnlich sind. Der Bachforellenbestand des Jahres 2011 (Biomasse und Dichte) liegt in dieser Strecke zwar deutlich über dem Bestand von 2006, jedoch liegt die Biomasse um ca. 25 kg/ha bzw. die Individuenanzahl um 558 Ind./ha unter den Werten aus dem Jahr 2007.

Bei der Aalrutte ist ebenfalls ein negativer Trend zu sehen. Lagen die Biomassewerte bei 38 kg/ha (2006) bzw. 48,1 kg/ha (2007), erreichen sie in der aktuellen Untersuchung nur mehr einen Wert von 23,3 kg/ha. Bei der Individuenanzahl pro Hektar ist ebenfalls eine Abnahme festzustellen.

Tab. 19: Bestandsschätzungen für Bachforelle, Aalrutte und Gesamtindividuen aller Arten für die Jahre 2006, 2007 und 2011 für die Befischungsstrecke 2; N/ha = berechnete Individuenzahl pro Hektar; kg/ha = geschätzte Biomasse pro Hektar

Jahr	Bachforelle		Aalrutte		Gesamt	
	[N/ha]	[kg/ha]	[N/ha]	[kg/ha]	[N/ha]	[kg/ha]
2006	782	46	644	38	1.657	98,1
2007	1.629	100,1	784	48,1	2.996	184,1
2011	1.071	75,5	524	23,3	1.595	98,9

Betrachtet man die relativen Anteile der einzelnen Arten am Realfang, so sind folgende Veränderungen über die Untersuchungsjahre feststellbar. Die Bachforelle zeigt die konstantesten Werte und liegt im Jahr 2011 mit 46% Anteil am Gesamtfischbestand nahezu unverändert um nur 1% unter dem Wert von 2006. Bei der Aalrutte wurde hingegen eine kontinuierliche Abnahme von 39% auf 22% festgestellt. Im Gegensatz dazu steigt der Anteil der Koppfen von 14% auf 32%. Seriöser Weise muss angemerkt werden, dass der Anteil der Koppfen methodenbedingt natürlich nicht streng quantitativ verstanden werden darf, sondern eher als Hinweis auf Entwicklungstendenzen zu werten ist.

Waren Bachforelle und Aalrutte 2006 noch ähnlich stark vertreten, können ab 2007 rund doppelt so viele Bachforellen wie Aalrutten, bei stetig zunehmendem Koppfenanteil, nachgewiesen werden.

In Abb. 51 sind die Längenfrequenzen der Bachforelle für die Jahre 2006, 2007 und 2011 gegenübergestellt.

Betrachtet man den 0+ Jahrgang sieht man, dass im Jahr 2007 und 2011 ein weitaus besseres Jungfischaufkommen, als im Jahr 2006 stattgefunden hat. Ebenso liegt der 1⁺ und 2⁺ Bestand im Jahr 2007 und 2011 deutlich über dem Bestand im Jahr 2006. Daher wurden im Jahr 2006 deutlich weniger Individuen (n = 51) in dieser Befischungsstrecke nachgewiesen, als dies in den Jahren 2007 und 2011 der Fall war. Ebenso kann man im Längenfrequenzdiagramm der Bachforelle aus dem Jahr 2007 deutlich stärker besetzte Längensklassen zwischen 170 mm und 279 mm ablesen. Dies führte zu den sehr hohen Biomassewerten im Jahr 2007.

Dennoch ist in allen untersuchten Jahren ein ausgewogener Populationsaufbau festgestellt worden (Abb. 50).

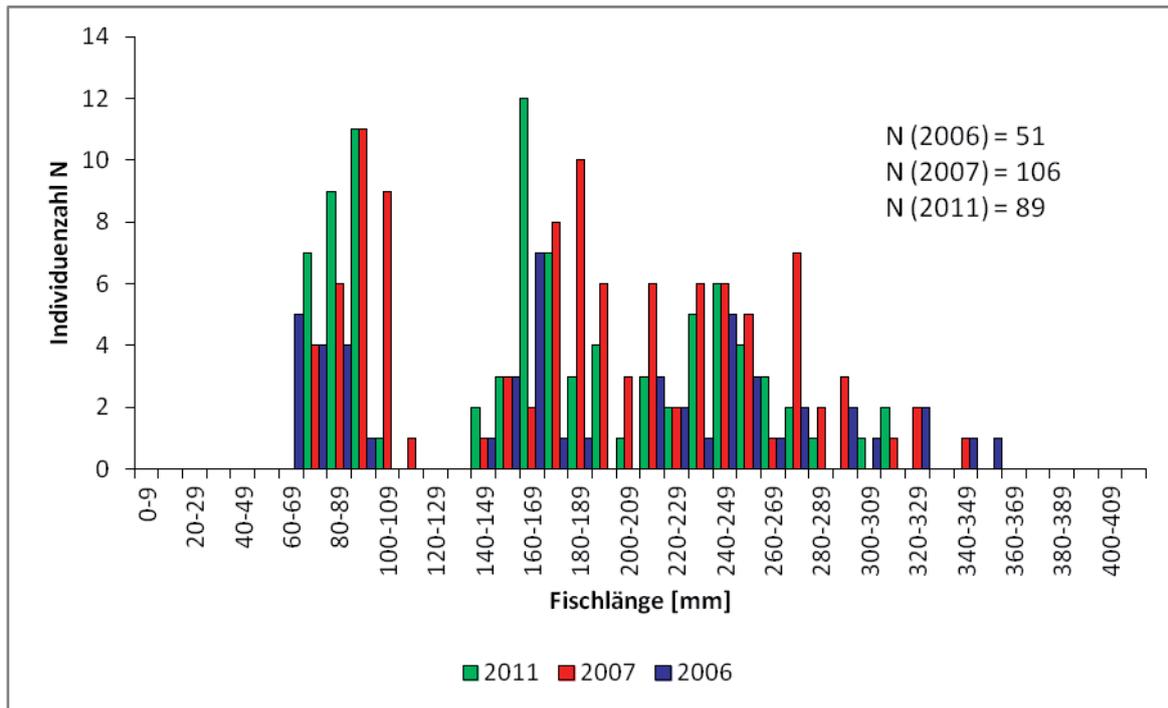


Abb. 50: Populationsstruktur der Bachforelle in der Befischungsstrecke 2, in den Jahren 2006, 2007 und 2011

In Abb. 52 sind die Längenfrequenzen der Aalrutte für die Jahre 2006, 2007 und 2011 vergleichend dargestellt.

Auch hier weichen die Ergebnisse für das Jahr 2006 deutlich von den übrigen Untersuchungen ab. Auffallend ist der starke 0⁺ Jahrgang zwischen 80 mm und 120 mm und die eher schwach besetzten älteren Längenklassen im Jahr 2006. Im Jahr 2007 und 2011 konnte hingegen keine Reproduktion nachgewiesen werden, dafür sind die älteren Längenklassen weitaus stärker besetzt (Abb. 51).

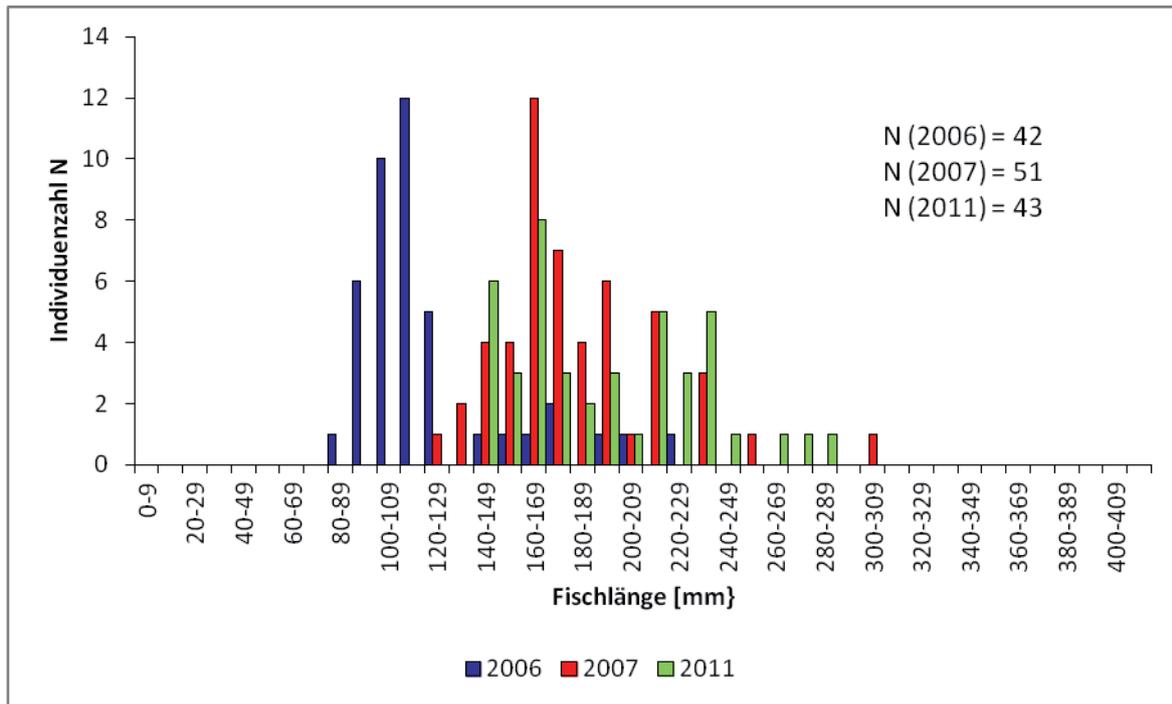


Abb. 51: Populationsstruktur der Aalrutte in der Befischungsstrecke 2, für die Jahre 2006, 2007 und 2011

5.5.2 Befischungsstrecke 3 (KLK05)

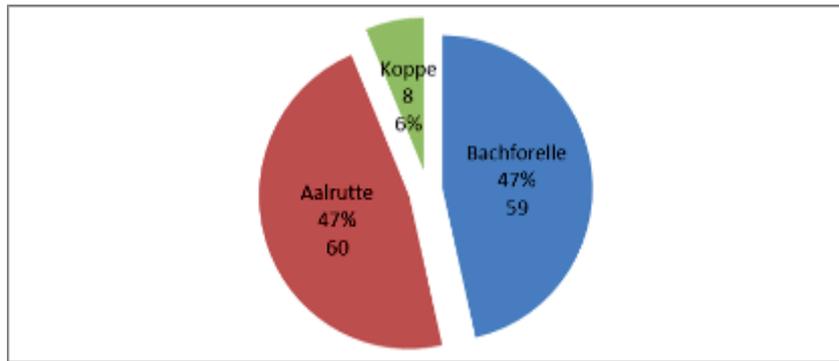
In Tab. 20 werden die Populationsberechnungen aus den Jahren 2007 und 2011 verglichen. Die Gesamtbiomassen unterscheiden sich um ca. 10 kg/ha, die Werte der Gesamtindividuenichten sind jedoch sehr ähnlich. Die Bachforelle zeigt eine leichte Abnahme der Individuendichte von 649 Ind./ha auf 562 Ind./ha bei einer gleichzeitigen Erhöhung der Biomasse von 36,7 kg/ha auf 40,9 kg/ha. Bei der Aalrutte legt die Individuendichte bzw. Biomasse von 660 Ind./ha (2007) auf 761 Ind./ha (2011) bzw. von 37,3 kg/ha (2007) auf 47,4 kg/ha (2011) zu.

Tab. 20: Bestandsschätzungen für Bachforelle, Aalrutte und Gesamtindividuen aller Arten für die Jahre 2007 und 2011 in der Befischungsstrecke 3. N/ha = berechnete Individuenzahl pro Hektar; kg/ha = geschätzte Biomasse pro Hektar.

Jahr	Bachforelle		Aalrutte		Gesamt	
	[N/ha]	[kg/ha]	[N/ha]	[kg/ha]	[N/ha]	[kg/ha]
2007	649	36,7	660	37,3	1.398	78,9
2011	562	40,9	761	47,4	1.323	88,3

Betrachtet man die Entwicklung der Artenverteilung zwischen 2007 und 2011 sieht man, dass der Anteil der Aalrutte von 47% (2007; Abb. 52 a) auf 52% (2011; Abb. 52 b) zunimmt, der Bachforellenanteil hingegen von 47% auf rund 38% abnimmt. Damit dominiert die Aalrutte erstmals in einer der untersuchten Strecken am Kleinen Kamp den Fischbestand (Abb. 52).

(a)



(b)

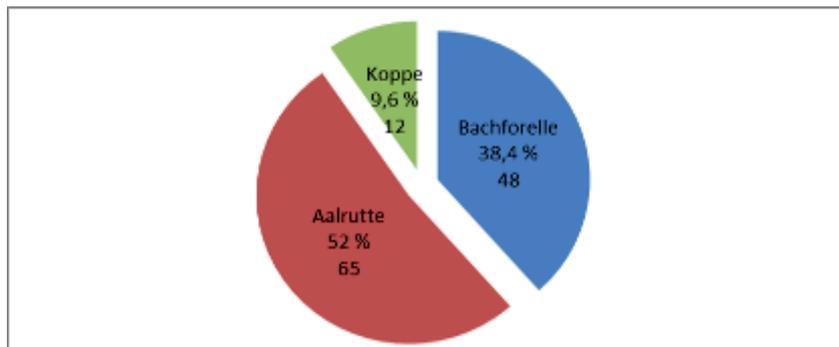


Abb. 52: Prozentuelle Artenverteilung des Realfangs in der Befischungstrecke 3: (a) 2007, (b) 2011

In Abb. 53 sind die Längenfrequenzen der Bachforelle für die Jahre 2007 und 2011 gegenübergestellt. Im Jahr 2007 konnten geringfügig mehr 0⁺ Individuen festgestellt werden. Die restlichen Altersklassen sind unauffällig und unterscheiden sich nur durch unterschiedliche Individuenzahlen innerhalb der Längenklassen.

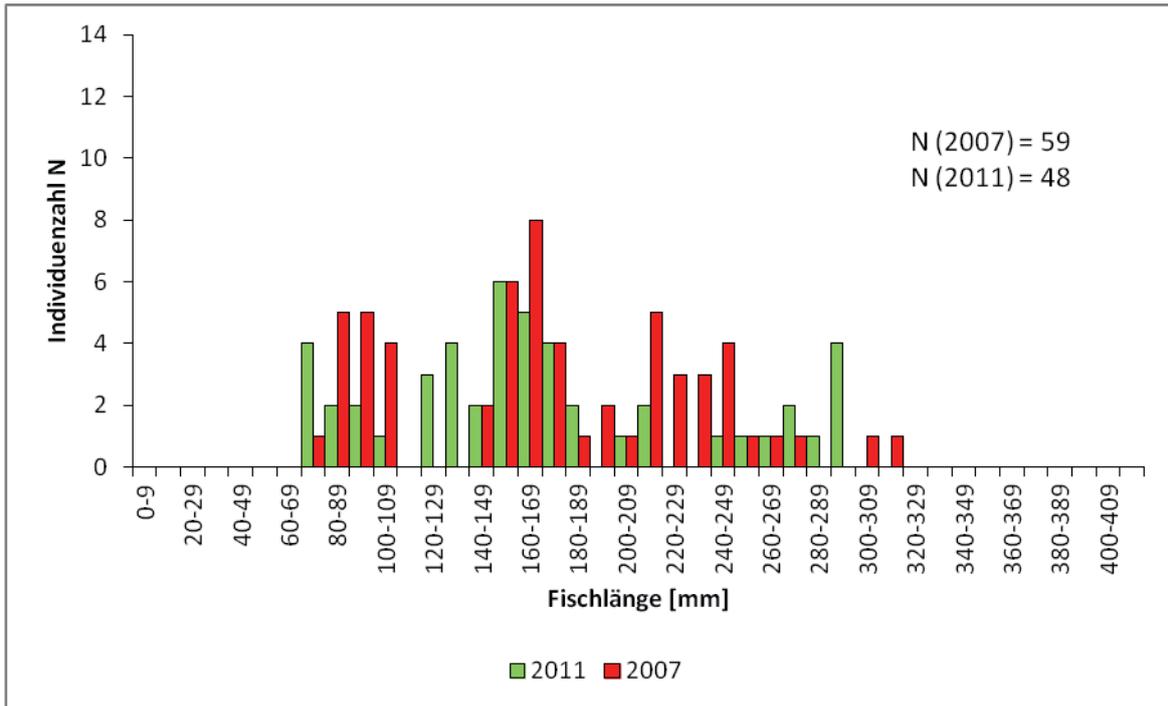


Abb. 53: Populationsstruktur der Bachforelle in der Befischungstrecke 3 für die Jahre 2007 und 2011

Abb. 54 zeigt den Vergleich der Längenfrequenzen der Aalrutte für die Jahre 2007 und 2011. Hier ist eine klare Verschiebung der Größenklassen zu den höheren Jahrgängen zu beobachten. Die in Befischungstrecke 2 im Jahr 2006 nachgewiesenen Größenklassen zwischen 80 und 120 mm (0⁺ Jahrgang), fehlen in beiden Untersuchungen.

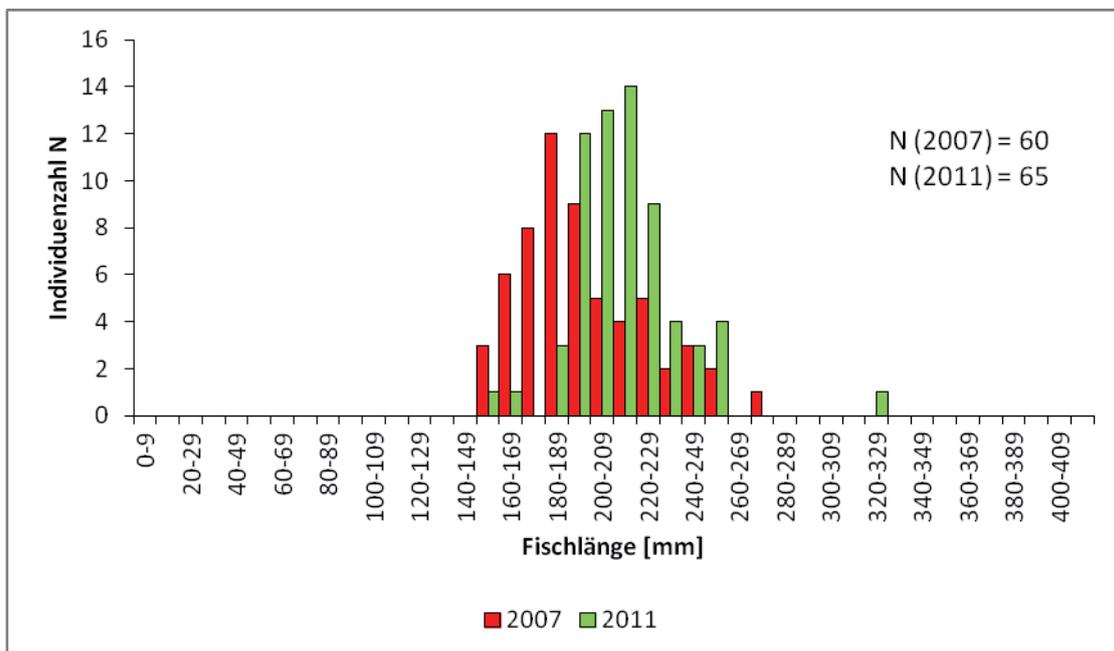


Abb. 54: Populationsstruktur der Aalrutte in der Befischungstrecke 3 für die Jahre 2007 und 2011

6 DIE AALRUTTE (LOTA LOTA) IM SYSTEM DES KLEINEN KAMP

6.1 Literaturrecherche zur Ökologie der Aalrutte

Anschließend wird hier der Bericht aus der durchgeführten Literaturrecherche zur Ökologie der Aalrutte dargestellt. Da dieser Bericht auch in der Fachzeitschrift „Österreichs Fischerei“ abgedruckt wurde (HOLZER et al. 2011) wird hier der Text im Original übernommen.

Der Verein „Die Bewirtschafter“ stellt den Fisch des Jahres 2011 vor

Die Aalrutte (Lota lota)

G. HOLZER, G. UNFER, C. GUMPINGER, M. HINTERHOFER, S. GUTTMANN & K. PINTER

Abstract

The fishery association, Die Bewirtschafter, founded in 2007 and run by a managing board consisting of the authors, studies a broad range of questions related to fish- and freshwater ecology. In addition to the preservation of intact water systems it aims to disseminate scientific results and studies. To further this aim, an annual scientific monograph covering a selected fish of the year in Austria will be published. The burbot (*Lota lota*) was selected as the 2011 fish of the year.

Burbot is a nocturnal fish species, whose habitat requirements are partly unknown. Many questions about the ecology of this fish species remain unanswered. To date, there is only one study in Austria dealing with burbot ecology. While there are many studies of lake burbots, we still know little about river burbots. Consequently, ecology related topics such as spawning behavior, the location of spawning sites, as well as the egg drift, larvae development and further traits are widely unknown for populations living in rivers.

1. Einleitung

Der Verein „Die Bewirtschafter“ ist ein 2007 gegründeter Fischerei-Verein, dessen Vorstand aus den ersten fünf Autoren dieses Beitrages besteht, die sich beruflich mit fisch- und gewässerökologischen Fragestellungen auseinandersetzen. Da es uns neben dem Erhalt von intakten Gewässersystemen auch ein Anliegen ist, wissenschaftliche Ergebnisse und Studien zu verbreiten, haben wir uns entschlossen jährlich eine wissenschaftlich fundierte Monografie über den aktuellen Fisch des Jahres zu verfassen. Im Jahr 2011 wurde die Aalrutte (*Lota lota*) vom Österreichischen Fischereiverband (ÖFV), den österreichischen Landesfischereiverbänden und dem Bundesamt für Wasserwirtschaft (BAW) zum Fisch des Jahres gewählt.

Die Aalrutte ist eine nachtaktive, sehr unauffällig lebende Fischart, deren Ansprüche an den Lebensraum teilweise selbst heute noch unbekannt sind, weshalb viele Fragen zur Ökologie dieser Art offen bleiben. Es existieren zwar zahlreiche Untersuchungsberichte von Aalruttenpopulationen in Seen, über flusslebende Populationen ist hingegen nur sehr wenig bekannt bzw. gibt es sehr unterschiedliche Angaben. Beschreibungen des Laichhabitats dieser Fischart in Flüssen fehlen fast vollständig. Ebenso gibt es unterschiedliche Angaben zum tatsächlichen Laichakt. Hier wird ein paarweises Ablachen ebenso wie das Ablachen in Gruppen beschrieben. In welchen Habitaten sich die abgedrifteten Eier entwickeln, sowie der Lebensraum der Aalruttenlarven bis hin zur ersten exogenen Nahrungsaufnahme ist ebenfalls ungeklärt. Große Lücken gibt es auch im Wissen über die Lebensräume unterschiedlicher Altersstadien von flusslebenden Aalrutten. Ebenso sind die Angaben zu Alters- und Längenbeziehungen sowie das Erreichen der Maturität im gesamten Verbreitungsgebiet sehr unterschiedlich.

In Österreich ist zu dieser Fischart bis heute eine einzige Untersuchung aus einem kleinen Drauzubringer zu finden (Farkas 1993).

Die Aalrutte ist mittlerweile in weiten Teilen Europas – so auch in Österreich – als gefährdet eingestuft [Wolfram & Mikschi 2007(gefährdet), Mikschi & Wolfram-Wais 1999 (stark gefährdet), Honsig-Erlenburg & Friedl 1999 (gefährdet), Wolfram & Mikschi 2002 (vom Aussterben bedroht)]. Die folgende Zusammenfassung der vorhandenen internationalen Literatur soll diese Fischart dem Leser näher bringen und die einst unter Fischern und Bewirtschaftern als Laichräuber „verhasste“ Fischart in ein helleres Licht rücken.

2. Beschreibung der Aalrutte

Aufgrund ihres Aussehens ist die Aalrutte kaum mit einer anderen Süßwasserfischart zu verwechseln. Sie besitzt einen langgestreckten, seitlich abgeflachten Körper mit einem auffallend großen Kopf. Am Unterkiefer befindet sich ein einzelner Bartfortsatz und beide Nasenöffnungen besitzen kleine röhrenähnliche Ausstülpungen. Die Maulspalte ist verhältnismäßig groß und beide Kiefer sind mit kleinen Zähnen ausgestattet. Sehr auffällig sind, die für diese Fischart so typischen Flossenansätze. Am Rücken befinden sich zwei Rückenflossen, die vordere eher kurz und die hintere auffällig lang bis zur Schwanzflosse reichend. Die am Bauch liegende Afterflosse reicht ebenfalls bis zum Schwanzflossenansatz. Zwei symmetrische Brust- und Bauchflossenpaare vervollständigen das Flossenbild. Die Hautfarbe ist marmoriert und enthält unterschiedliche Braun-, Grün- und Schwarztöne. Ebenso auffällig sind die, für nachtaktive Fischarten typischen, großen Augen (vgl. Abb. 1).

Die Aalrutte gehört mit ihrem fast grätenlosen Fleisch eindeutig zu den wohlschmeckendsten Süßwasserfischen. Ihre Leber, vorausgesetzt parasitenfrei, ist ebenfalls eine echte Delikatesse.

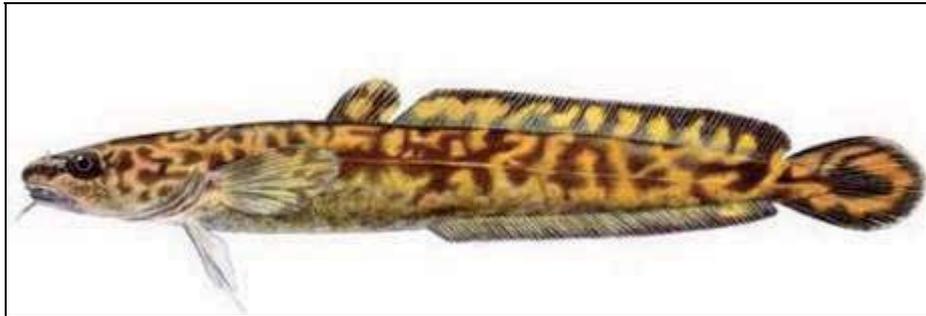


Abb. 1: Die Aalrutte (aus Kootenai Tribe of Idaho Fish and Wildlife Department 2005)

3. Verbreitung und Systematik

Die Aalrutte ist der einzige Süßwasservertreter der sonst marin lebenden Familie der Dorsche (Gadidae). Die Verbreitung dieser Fischart ist holarktisch, d.h. große Gebiete rund um den Nordpol gehören zu ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet. Die südliche Verbreitungsgrenze wird mit dem 40sten nördlichen Breitenkreis angegeben (Jackson et al. 2008). In Europa sind daher die südlichsten Länder mit natürlich vorkommenden Aalruttenpopulationen Frankreich, Italien, Österreich, Bulgarien, Rumänien und Ungarn. In Spanien, Portugal und der Türkei kommen laut der Fischdatenbank Fishbase keine Aalrutten vor (Abb. 2).

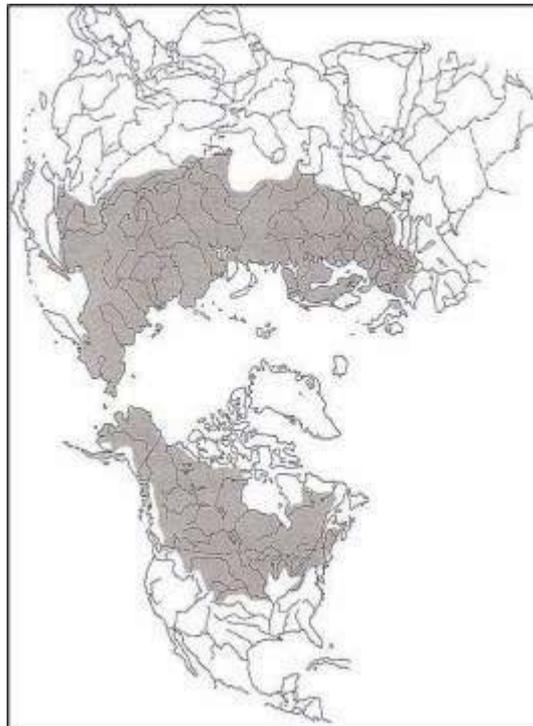


Abb. 2: Verbreitungskarte der Aalrutte (aus McPhail & Paragamian 2000)

Ursprünglich waren in der Systematik zwei unterschiedliche Arten aufgelistet. Die in Europa vorkommenden Populationen wurden unter der Art *Lota lota* (Linnaeus) zusammengefasst, hingegen wurden die nordamerikanischen Aalruttenstämme unter der Art *Lota lacustris* (Waldbaum) geführt (McPhail & Paragamian 2000).

Schon 1862 reduzierte Gunther die Systematik auf eine einzige weltweit verbreitete Art *Lota lota*. Hubbs und Schultz (1941) behaupteten hingegen, dass weltweit drei Unterarten existieren [*Lota lota lota* (Europa und ein Großteil Sibiriens)], [*Lota lota lacustris* (im östlichen Nordamerika)], [*Lota lota leptura* (nordwestliches Nordamerika)]. Jüngere Publikationen verzichteten wiederum auf eine Aufspaltung in Unterarten (Lindsey 1956, Lawler 1963, McPhail & Lindsey 1970, Scott & Crossmann 1993, Morrow 1980, Nelson & Paetz 1992).

Das bedeutet jedoch nicht, dass die Aalrutte in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet genetisch ident ist (Billington & Hebert 1988, Grewe & Hebert 1988, Bernatchez & Dodson 1991, Taylor & Dodson 1994), sondern nur, dass die Merkmale, die zu der oben beschriebenen, diskutierten Differenzierung von Unterarten herangezogen wurden, teilweise unzulässig waren.

Viele Fischarten mit einem großen Verbreitungsgebiet weisen Unterschiede in der Morphologie auf und gehören unterschiedlichen genetischen Linien an, werden aber dennoch als eine Art gesehen. Diese Unterartenproblematik wird ebenso z. B. bei der Bachforelle (*Salmo trutta*) heftig diskutiert.

In neueren phylogenetischen Untersuchungen unterscheidet man wiederum zwei Arten (Van Houdt et al. 2003). In Nordamerika südlich des „Great Slave“ Sees (Kanada) ordnet man sie der Art *Lota lota maculosa* zu, nördlich des Great Slave Sees und in ganz Europa und Russland der Art *Lota lota lota*. Weitere phylogenetische Untersuchungen in Nordamerika zeigen, dass dort drei unterschiedliche Unterarten (Pazifische Linie, Missouri- und Mississippi Linie) vorkommen (Powell et al. 2008)

Die Aalrutte spaltete sich, von den beiden anderen Arten (*Molva molva* & *Brosme brosme*) dieser Familie (Lotinae) vor ca. 10 Millionen Jahren ab. Die genetische Aufspaltung in Aalruttenunterarten erfolgte erst vor ca. 1 Million Jahre. Fossile Funde belegen, dass die Aalrutte schon im frühen Pliozän in Europa vorkam [ältester fossiler Fund aus Österreich (Cavender 1986)] und von hier aus im frühen Pleistozän Nordamerika besiedelte. Anschließend verschwand die Aalrutte wieder in großen Teilen Europas, um erst im späten Pleistozän wieder ihre holarktische Verbreitung zu erlangen (Stapanian et al. 2010).

4. Unterschiedliche Lebensstrategien der Aalrutte

Das oben beschriebene hohe phylogenetische Alter und das große Verbreitungsgebiet führten zu sehr differenzierten Lebensstrategien dieser Fischart. Man unterscheidet weltweit Seepopulationen, deren Reproduktion in stehenden Gewässern stattfindet und Flusspopulationen die ganzjährig im Fließgewässer leben und sich auch hier fortpflanzen. Ebenso existieren Seepopulationen, die zur Laichzeit in Zubringer ziehen. In Meeresnähe leben Populationen, die im Sommer Brackwasser aufsuchen und erst im Herbst wieder ins Süßwasser zurückkehren (Preble 1908, Percy 1975, Mueller 1982).

5. Lebenszyklus der Aalrutte

In Abbildung 3 ist der Lebenszyklus der Aalrutte schematisch dargestellt. Anschließend erfolgt auf Basis der verfügbaren internationalen Literatur die Beschreibung der einzelnen Lebensabschnitte der Aalrutte.

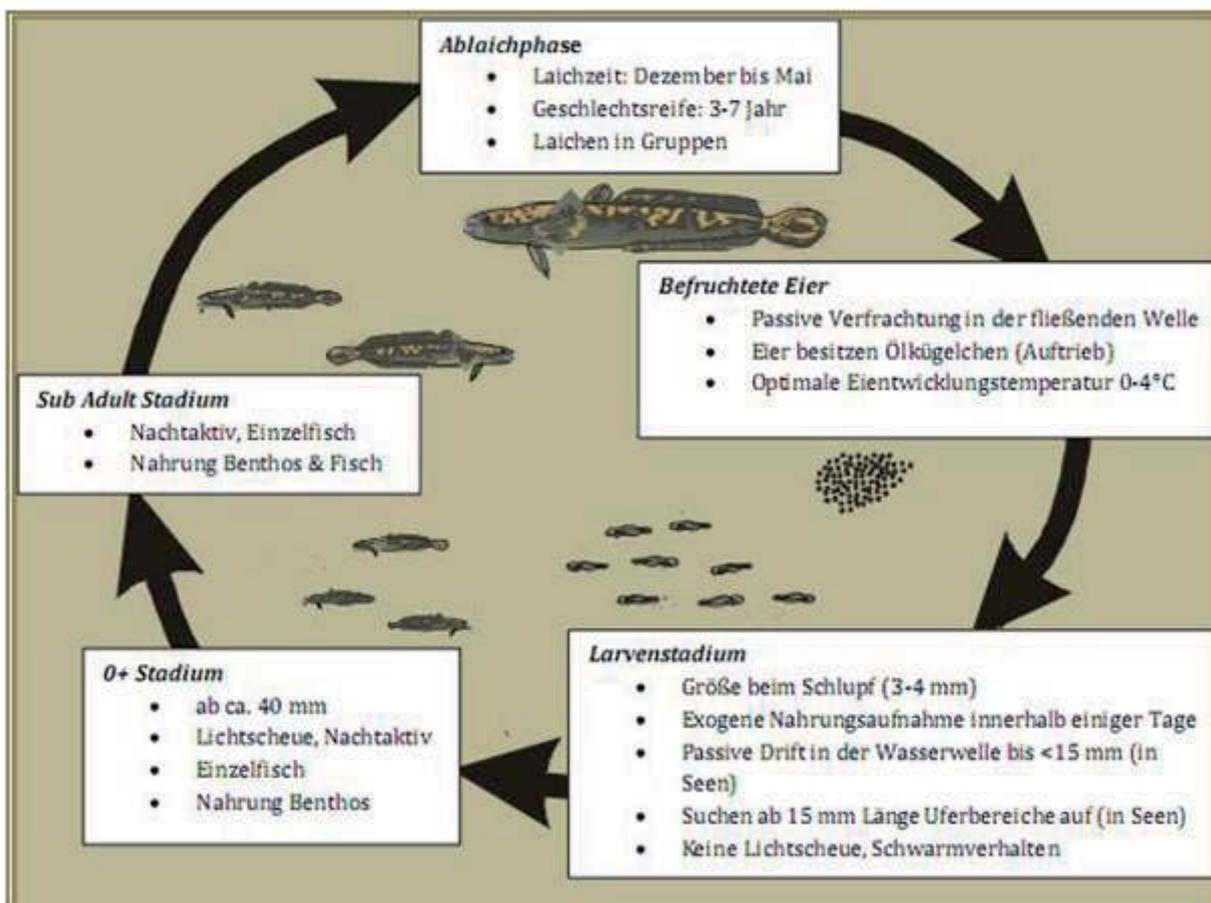


Abb. 3: Schematische Darstellung des Lebenszyklus der Aalrutte (verändert aus Kootenai Tribe of Idaho Fish and Wildlife Department 2005)

Ablaichphase

Laichreife

Die Fischlängen sowie das Alter von laichreifen Aalrutten sind geschlechtsspezifisch und von der geografischen Lage der Population abhängig. Robins & Deubler (1955) berichten von laichreifen Aalrutten mit Längen zwischen 19,5 und 23,5 cm und einem Alter von 2 bis 3 Jahren im Fluss Susquehanna (N.Y.), hingegen berichtet Chen (1969) aus Alaska von Fischlängen zwischen 40-50 cm und einem Alter von 6 bis 7 Jahren. In Europa und Nordamerika unterscheidet man nördliche Populationen mit erstmals geschlechtsreifen Tieren im Alter von 4-7 Jahren (Chen 1969, Kirillov 1988, Evenson 1990, Evenson 2000) und südliche Populationen, die schon nach 3-4 Jahren ablaichen (Robins & Deubler 1955, Lelek 1980, Boag 1989). Ein weitaus früheres Erreichen der Maturität wird in den Untersuchungen von Vught et al. (2008) und Müller (1960, 1961) beschrieben. Hier erreichen männliche Aalrutten ihre Geschlechtsreife schon am Ende ihres ersten Lebensjahres und die Weibchen am Ende des zweiten Jahres.

Einigkeit herrscht in der Meinung, dass die Männchen ca. 1 Jahr früher geschlechtsreif werden als die Weibchen (Bjorn 1940, Clemens 1951b, Sandlund et al. 1985, Kirillov 1988, Boag 1989).

Laichwanderung

Wanderungen von Aalrutten sind vor allem im Spätherbst und Frühwinter bzw. Spätwinter und Frühjahrsbeginn dokumentiert. Hierbei handelt es sich um Laichwanderungen und die größten festgestellten Wanderungsdistanzen lagen bei ca. 100 km. Telemetrische Untersuchungen zeigten maximale Wanderdistanzen von 1,5 km bis 11 km pro Tag (Robins & Deubler 1955, McCrimmon 1959, Percy 1975, Morrow 1980, Breeser et al. 1988, Evenson 2000, Paragamian 2000, Schram 2000).

Laichhabitat

Das Ablaichen der Aalrutte findet in Seen (Clemens 1951, McCrimmon & Devitt 1954, Robins & Deubler 1955, Meshkov 1967, Boag 1989, Ghan & Sprules 1991) aber ebenso in Flüssen (Cahn 1936, Robins & Deubler 1955, Chen 1969, Sorokin 1971, Evenson 1993b, Paragamian 2000) und Bächen (Arndt & Hutchinson 2000) statt.

In Seen liegen die Laichplätze entweder in seichten Bereichen (1,5-10 m Tiefe) entlang der Uferlinie (Clemens 1951b, McCrimmon 1959, Boag 1989) oder in Seemitte liegenden Untiefen (McCrimmon 1959). Ebenso gibt es aber auch Hinweise, dass Aalrutten in großen Tiefen ablaichen („Great Lakes“, Clemens 1951b).

Das Laichsubstrat wird in Seen von Sand über Kies bis hin zu größeren Steinen, mit wenigen Schlammanteilen beschrieben (McCrimmon & Devitt 1954, Chen 1969, Sorokin 1971, Boag 1989).

In Flüssen hingegen liegen die Laichplätze in Bereichen mit geringen Fließgeschwindigkeiten und das Laichsubstrat reicht von Kies über Sand bis hin zu noch feineren Fraktionen (Breeser et al. 1988).

Laichzeit

Der Großteil der Aalruttenpopulationen laicht von Dezember bis Anfang März und der Vorgang findet oft unter Eisdecken statt (Bjorn 1940, Clemens 1995b, Kouril et al. 1985, Sandlund et al. 1985, Evenson 2000, Paragamian 2000). Die Laichzeit ist relativ kurz und dauert maximal 2 bis 3 Wochen. Martin (1977) hingegen beschreibt eine Aalruttenpopulation aus dem „Kootenay Lake“ (B.C.), deren Laichzeit von Anfang April bis Ende Mai dauert. Baxter et al. (2002a) wiederum beobachteten im „Trout Lake“ laichende Aalrutten von Ende Februar bis Ende April.

Laichverhalten

Zum Laichverhalten gibt es wenige, sehr unterschiedliche Aufzeichnungen. Fabricius (1954) berichtet, dass Aalrutten keine Laichgruben schlagen. Farkas (1993) beschreibt im Fischerbach, einem Zubringer der Oberen Drau, jedoch genau das Gegenteil. Arndt & Hutchison (2000) beobachteten, dass Aalrutten während der Laichzeit kleinere Gruppen bilden und die Bewegungen dieser Gruppen das Substrat vom Schlamm reinigen.

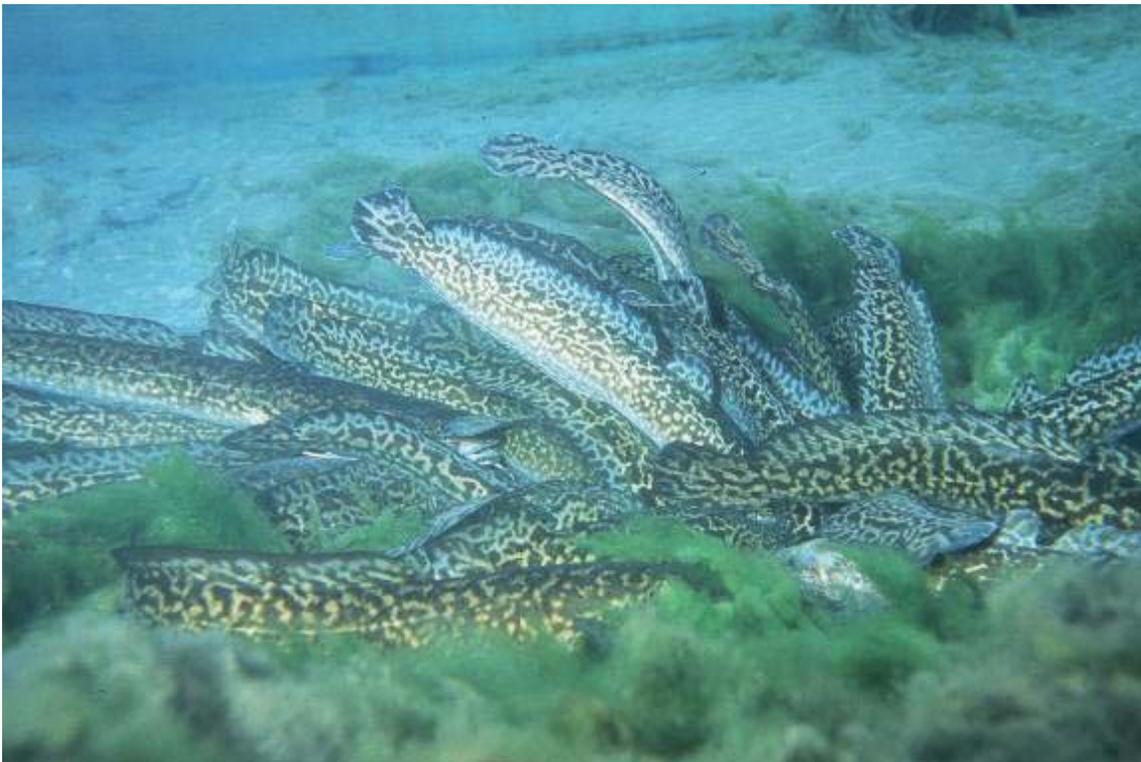


Abb. 4: Aalrutten beim Laichen (aus McPhail & Paragamian 2000)

Ebenso unterschiedliche Beobachtungen gibt es zum tatsächlichen Laichakt. Fabricius (1954) beobachtete in Laichtanks ein paarweises Abläichen, hingegen beschreiben Cahn (1936) und

Farkas (1993) das Ablaichen in kleinen Gruppen. Die Befruchtung der Eier erfolgt knapp über der Gewässersohle. Anschließend sinken die befruchteten Eier je nach Strömungsverhältnissen gleich zu Boden oder driften in der fließenden Welle ab, um an strömungsberuhigten Stellen abgelagert zu werden. Aalrutteneier sind klebrig (Berg & Blank 1989, Patzner & Riehl 1992); inwieweit diese Eigenschaft in Kombination mit dem Auftrieb verleihenden Ölkügelchen im Ei eine Rolle spielt, ist ungeklärt.

Ob die Aalrutten eher tagsüber oder in der Nacht ablaichen ist ebenfalls umstritten. Fabricius (1954) beobachtete in den Laichtanks den Laichakt ausschließlich in den Morgen- und Abendstunden. Viele Fisch-Standardwerke geben jedoch an, dass der Laichakt der Aalrutte in der Nacht stattfindet (Carl et al. 1959, Scott & Crossman 1973, Simpson & Wallace 1978, Morrow 1980). Auch Farkas (1993) berichtet, dass der Laichakt nach Einbruch der Dämmerung bis ca. 22 Uhr andauert.

Eine weitere Besonderheit dieser Fischart ist, dass laichreife Aalrutten nicht jedes Jahr ablaichen. Evenson (1990) gibt einen Anteil von ca. 16% nicht jährlich laichender Adultfische an, bei Pulliainen & Korhonen (1990, 1993) liegen diese Werte zwischen 29% und 49%.

Ablaichtemperatur

Viele Studien berichten, dass Aalrutten bei niedrigen Wassertemperaturen zwischen 1-4°C ablaichen (Fabricius 1954, McCrimmon & Devitt 1954, Hewson 1955, Lawler 1963, Meshkov 1967). Kouril et al. (1985) beschreiben, dass aufgrund eines Temperaturanstieges während der Laichzeit von 0°C auf 2,5°C das Laichgeschäft für 2 Wochen unterbrochen wurde. Daraus schlussfolgern sie, dass der Temperaturbereich zwischen 0°C und 2°C die höchsten Überlebensraten von Aalrutteneiern garantiert. Jager et al. (1981) geben die optimale Larvenschlupftemperatur mit 4°C an und stellten fest, dass es außerhalb des Temperaturbereiches zwischen 1°C und 7°C zu keiner Larvenentwicklung kommt. Taylor & McPhail (2000) kommen zu ähnlichen Ergebnissen und zeigten, dass die höchste Überlebensrate von befruchteten Aalrutteneiern bei 3°C liegt und dass alle Eier bei einer Wassertemperatur über 6°C absterben. Kainz & Gollman (1996) zeigten ebenfalls, dass die optimale Wassertemperatur für Eier in der ersten Woche bei 6°C liegt, ab der dritten Entwicklungswoche jedoch auch höhere Wassertemperaturwerte bis 9°C toleriert werden.

Fließgeschwindigkeiten am Laichplatz

Die meisten Beobachtungen vom Ablaichen der Aalrutten erfolgten in Seen (Bjorn 1940, Clemens 1951b, McCrimmon 1959, Bailey 1972, Muth 1973, Boag 1989). Von Laichaktivitäten in Flüssen gibt es so gut wie keine Aufzeichnungen. Die geringe Schwimmleistung der Aalrutte (Jones et al. 1974) sowie die bevorzugten feinen Laichsubstratzusammensetzungen sprechen allerdings für

sehr geringe Fließgeschwindigkeiten am Laichplatz. Detaillierte Untersuchungen zu diesem, zumindest beim Laichgeschäft vieler anderer Fischarten sehr wichtigen Parameter existieren nicht.

Fertilität von Aalrutten

Die individuelle Fruchtbarkeit der Aalrutte ist sehr hoch. Bailey (1972) gibt eine durchschnittliche Eizahl von 812.000 an. Andere Untersuchungen ergaben Eizahlen von 6.300 (Miller 1970) bis 3.477.700 pro Weibchen (Roach & Evenson 1993). Farkas (1993) ermittelte bei seiner Untersuchung am Fischerbach ca. 800.000 Eier/kg Körpergewicht, Markun (in Müller 1960) gibt 622.000 Eier/kg an.

Larvenstadium

Die Eientwicklungsdauer bis zum Schlupf der Larven wurde in Laborversuchen bestimmt (Taylor 1997, Taylor & McPhail 2000) und wird bei 5°C mit 28 Tagen, bei 4°C mit 32 Tagen und bei 3°C mit 38 Tagen angegeben. Frisch geschlüpfte Larven besitzen keine Mundöffnung und Schwimmblase (Taylor 1997, Taylor & McPhail 2000) und driften daher in Seen passiv in der Wassersäule (Clady 1976, Ghan & Sprules 1991, Ryder & Pesendorfer 1992, Wang & Appenzeller 1998, Fischer 1999). Erst nach 10 bis 20 Tagen sind Mundöffnung und Schwimmblase voll ausgebildet und die Fischlarven wechseln von einer vertikalen (Kopf oben) zu einer horizontalen Lage in der Wassersäule. Die erste exogene Nahrungsaufnahme erfolgt nach drei bis vier Wochen bei einer Larvenlänge von ca. 4 mm. Ab diesem Entwicklungsstadium sind die Larven mobiler und fressen nahe an der Wasseroberfläche. Im Frühsommer ab einer Länge von etwa 15 mm wechseln die Larven in seichtere, ufer-nahe Bereiche (Clady 1976, Ghan & Sprules 1991, Ghan & Sprules 1993).

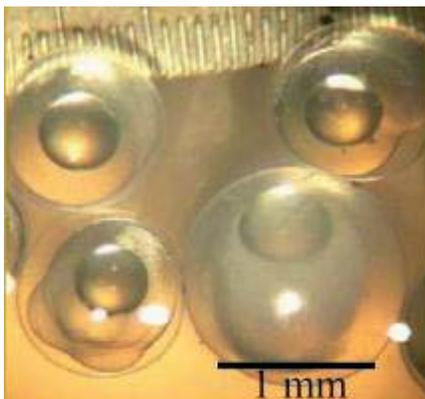


Abb. 5: Aalrutteneier



Abb. 6: Aalrutteneier und Aalruttenlarve (Fotos: Jensen 2008)

Sehr wenig bis gar nichts ist über das Larvenhabitat in Flüssen bekannt. In einem französischen Tieflandfluss wurden 18 bis 20 Tage alte Larven, ohne noch vorhandener Mundöffnung, nahe der Wasseroberfläche gefangen (Dillen et al. 2008). Außer dieser spärlichen Information gibt es keine Untersuchungen hinsichtlich des Lebensraumes und des Verhalten der Aalruttenlarven bis zur

ersten Nahrungsaufnahme (3 bis 4 Wochen). Es wird vermutet, dass sich die Larven in strömungsberuhigten Bereichen entlang des Ufers aufhalten.

Über Fressgewohnheiten von Aalruttenlarven ist jedoch einiges bekannt. Ghan & Sprules (1993) berichten, dass die erste exogene Nahrung vorwiegend aus Rädertierchen (Rotifera) besteht. Ryder & Pesendorfer (1992) hingegen geben Ruderfußkrebse (Copepoda) und Wasserflöhe (Cladocera) als erste Nahrung an und Wang & Appenzeller (1998) konnten vor allem die frei schwimmenden Nauplienlarven von Ruderfußkrebsen als Nahrungsorganismen feststellen. Allgemein ist das Larvenwachstum im Frühjahr und Frühsommer hoch und nimmt erst im Spätsommer etwas ab (Ryder & Pesendorfer 1992).

Juvenilstadium

Juvenile Aalrutten (0+) bevorzugen Bereiche entlang der Uferlinie mit reichlich Sichtschutz und Versteckmöglichkeiten. Lawler (1963) und Boag (1989) beobachteten 0+ Aalrutten in Buchten unter Steinen und Totholz und entlang steiniger Uferlinien. Fischer & Eckmann (1997) berichten von einer starken positiven Korrelation von juvenilen Aalrutten zu kiesigem Substrat und großen Steinen. Ryder & Pesendorfer (1992) beschreiben wiederum, dass juvenile Aalrutten in kleinen Höhlen unter Steinen und Totholz leben.

In Flüssen werden ähnliche Juvenilhabitate aufgesucht. 0+ Aalrutten wurden in strömungsberuhigten Bereichen mit Wasserpflanzen unter Steinen und in Totholz vorgefunden (Dillen et al. 2008, Robins & Deubler 1955, Hanson & Quadri 1980). Werden kleine Zubringer zum Abflachen genutzt, stellen diese auch die bevorzugten Juvenilhabitate dar (Dillen et al. 2008). Fisher (2000) hingegen untersuchte fast ganzjährig angebundene Augewässer des Missouri Flusses und konnte zahlreiche juvenile Aalrutten hier nachweisen. Sie schlussfolgert, dass die Larven bzw. Eier bei höheren Wasserständen in diese Bereiche eingeschwemmt werden und somit einen wichtigen Lebensraum für juvenile Aalrutten darstellen.

Subadulte Aalrutten nutzen laut einiger Studien ähnliche Habitate wie 0+ Tiere (Clemens 1951a, Beeton 1956, Bishop 1975, Nagy 1985, Sandlund et al. 1985, Guthruf et al. 1990).

Die Nahrung von 0+ Aalrutten besteht vorwiegend aus Flohkrebse (Amphipoda), Insekten und kleineren Fischen (Robins & Deubler 1955, Bishop 1975, Hanson & Qadri 1980). Bei subadulte Aalrutten verlagert sich die Nahrung von Insekten hin zu Fischen (Clemens 1951a, Beeton 1956, Bishop 1975, Nagy 1985, Sandlund et al. 1985, Guthruf et al. 1990).

Adultstadium

In ihrem gesamten Verbreitungsgebiet bevorzugen Aalrutten kaltes Wasser. In den südlichsten Teilen ihres Verbreitungsgebietes leben sie vorwiegend in tiefen Seen, kalten Flüssen und Staubereichen mit alpinem Charakter (McPhail & Paragamian 2000).

In Seen halten sich die adulten Aalrutten bevorzugt über Schotterflächen auf und ziehen sich in den Sommermonaten in tiefere Bereiche unterhalb der Sprungschicht zurück (Sandlund et al. 1985, Kirillov 1988, Carl 1992, Edsall et al. 1993). Die bevorzugte Sommer-Wassertemperatur wird von Hackney (1973) mit 10°C bis 12°C angegeben.

Über das Habitat von adulten Aalrutten in Flüssen weiß man allgemein sehr wenig. Sie kommen vor allem in Flüssen vor, in denen die Wassertemperatur nur selten 18°C überschreitet, und bevorzugen, wenn es die Temperatur zulässt, eher größere Flüsse. Wanderungen in kleinere Zubringer sind nur in den Wintermonaten während der Laichzeit zu beobachten. In ihrem südlichen Verbreitungsgebiet beschränkt sich ihr Vorkommen eher auf kleinere Bäche in höheren Lagen (McPhail & Paragamian 2000). Aufgrund ihrer schlechten Schwimmeigenschaften (Jones et al. 1974) wird angenommen, dass adulte Aalrutten sich bevorzugt in strömungsarmen, eher tiefen Bereichen von Flüssen aufhalten.

Adulte Aalrutten sind piscivor und 80% ihrer Nahrung besteht aus Fisch (Clemens 1951a, Rawson 1951, Nikolsky 1954, Hewson 1955, Bonde & Maloney 1960, Lawler 1963, Bailey 1972, Hatfield et al. 1972, Bishop 1975, Magnin & Fradette 1977, Nelichik 1978, Chisholm et al. 1989). Neben Fisch fressen sie auch Invertebraten (McPhail & Paragamian 2000). Ob v. a. heimische Populationen derart stark piscivor sind, ist fraglich, da Farkas (1993) bei Magenanalysen in erster Linie benthische Invertebraten als Nahrung feststellen konnte.

Adulte Aalrutten sind nachtaktiv und verstecken sich daher tagsüber unter Steinen, in unterspülten Ufern oder Totholz. Dieses Verhaltensmuster wurde in einer finnischen Untersuchung überprüft und bestätigt (Pääkkönen et al. 2000). In Finnland reduziert sich die Nachtaktivität dieser Fischart jedoch nur auf die Wintermonate. In den Sommermonaten sind die Aalrutten auch tagsüber aktiv. Dieses Verhaltensmuster ist wahrscheinlich nur in nordpolnahen Ländern anzutreffen, da hier im Sommer über mehrere Monate lang, die Sonne nicht untergeht.

6. Wachstum der Aalrutte

Über das Wachstum der Aalrutte gibt es ebenfalls sehr unterschiedliche Angaben (vgl. Tab. 1). Das unterschiedlich starke Wachstum ist einerseits auf das enorm große Verbreitungsgebiet der Aalrutte und andererseits auf das unterschiedlich verfügbare Futterspektrum (Fische/Insekten) zurückzuführen.

Tab. 1: Unterschiedliche Alters- und Längenbeziehungen der Aalrutte

Alter	Flusspopulationen			Seenpopulationen				
	Petschora (Russland) Nikolski (1957) ¹	Kama (Russland) Berg (1949) ¹	Fischerbach (Österreich) Farkas (1993)	Bodensee (Österreich) Bauch (1955) ¹	Wyoming Miller (1970)	Midwestern North America Lawler (1963) Carlander (1969) Bruesewitz (1990)	Washington Bonar et al. (2000)	Alaska & NWT Carlander (1969) Parker et al. (1987)
	Länge max. (mm)	Länge max. (mm)	Länge max. (mm)	Länge max. (mm)	Länge max. (mm)	Länge max. (mm)	Länge max. (mm)	Länge max. (mm)
0+	169	184	70	65	130	230	-	160
1+	239	286	120	111	240	300	180	280
2+	342	305	190	170	300	400	360	350
3+	419	355	260	170	350	440	400	360
4+	448	370	320	210	420	470	450	400
5+	-	385	350	230	480	500	480	450
6+	-	418	390	-	520	560	500	490
7+	-	456	430	-	580	600	510	550
8+	-	499	440	-	650	670	570	570
9+	-	536	480	-	660	700	590	600
10+	-	-	600	-	780	780	640	640
11+	-	-	-	-	800	-	660	710
12+	-	-	-	-	810	-	690	810
13+	-	-	-	-	870	-	720	-

¹ aus Keresztessy (1989)

Die durchschnittlichen, maximalen Fischlängen reichen bei Aalrutten von 30-60 cm, das entspricht einem Körpergewicht von 1-3 kg. Das Maximalalter bzw. Maximalgewicht wird jedoch mit 20-22 Jahren und 20 kg angegeben. Einen fotodokumentarischen Nachweis einer Aalrutte mit knapp 16 kg gibt es aus British Kolumbien aus dem Jahr 1923 (Paragamian & Bennett 2008) und eine 2010 gefangene Aalrutte aus Kanada mit 11,4 kg und 104 cm Länge stellt den derzeitigen Angelweltrekord dar¹.

¹(<http://www.fieldandstream.com/photos/gallery/fishing/more-freshwater/where-fish/2010/04/new-all-tackle-world-record-burbot-caught->).

7. Die Aalrutte in Österreich

Wie schon bei der Lebenszyklusbeschreibung der Aalrutte erwähnt, gibt es für Österreich zur Biologie dieser Fischart eine einzige Studie mit dem Titel "Zur Biologie der Aalrutte in der oberen Drau und ihren Nebengewässern" (Farkas 1993). Außer dieser Abhandlung ist nur noch eine Kurzbeschreibung über die Morphologie von Aalrutteneiern (Patzner & Riehl 1992) und eine Abhandlung über die künstliche Aufzucht von Aalrutten (Kainz & Gollman 1996) bekannt und daher das Wissen zu dieser Fischart auf nationaler Ebene sehr eingeschränkt.

Allerdings ist es möglich eine Verbreitungskarte dieser Fischart darzustellen (vgl. Abb. 7). Hierfür wurden die Befischungsdaten der Universität für Bodenkultur, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement sowie die Daten aus der Fischdatenbank Schafing (BAW/ Bundesamt für Wasserwirtschaft) herangezogen. Die Daten der in Seen lebenden Populationen stammen aus der Arbeit „Die Fischartengemeinschaften der großen österreichischen Seen“ (Gassner et al. 2003).

Die erstellte Karte ist sicher nicht als vollständig anzusehen, sondern spiegelt den derzeitigen Verbreitungswissenstand aus den drei oben angeführten Quellen wider.

Seenpopulationen

Die insgesamt 19 bekannten Seenpopulationen sind über das gesamte Bundesgebiet verteilt. Die Ausnahme stellen das Burgenland und Osttirol dar, wo keine Vorkommen nachgewiesen sind. In Oberösterreich kommen Aalrutten in 8 Seen (Attersee, Hallstätter See, Mondsee, Offensee, Traunsee, Vorderer Gosausee, Wolfgangsee), in der Steiermark (Altaussee See, Grundelsee, Toplitzsee) und in Tirol (Achensee, Gepatsch Stausee, Speicher Durlaßboden) in jeweils 3 Seen und in Salzburg (Fuschlsee, Wallersee) und Kärnten (Ossiacher See, Pressegger See) in jeweils 2 Seen, sowie in Niederösterreich (Ottenseiner Stausee) und Vorarlberg (Bodensee) in je einem See vor.

Flusspopulationen

In Fließgewässern erfolgte ein Aalruttenachweis in insgesamt 65 unterschiedlichen Gewässern. (vgl. Abb. 7). Aalruttenpopulationen konnten in allen drei großen Flusseinzugsgebieten Österreichs (Donau, Rhein, Elbe) belegt werden. Neben großen Flüssen wie z.B. Donau, Rhein, Inn, Mur, Drau oder Enns besiedeln Aalrutten auch mittelgroße (z.B. Leitha, Pielach, Sulm usw.) bis kleine Gewässer (z.B. Kleiner Kamp, Rußbach, Braunabach, usw.). Alle 9 Bundesländer weisen Aalruttenpopulationen auf, wobei im Burgenland und in Tirol die wenigsten Nachweise erfolgten. Alle anderen Bundesländer besitzen mehr als 6 Gewässer mit Aalruttenvorkommen, Oberösterreich liegt mit insgesamt 14 Nachweisen an der Spitze.

Danksagung: Danke an das BMLFUW und an die Bundesländer für die Verwendung des Bundesberichtsgewässernetzes und danke an das Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement und das Bundesamt für Wasserwirtschaft (BAW) für die zur Verfügung gestellten Daten.

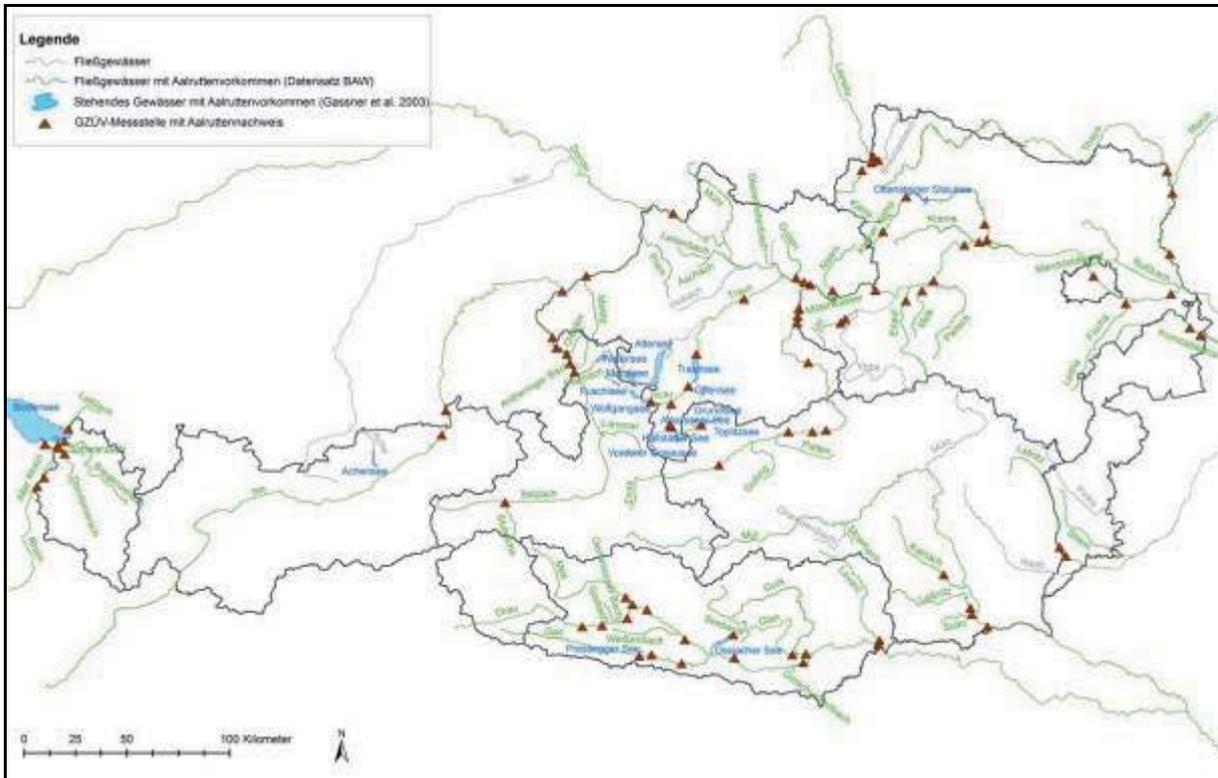


Abb. 7: Verbreitungskarte der Aalrutte in Österreich

6.2 Verbreitung der Aalrutte im System des Kleinen Kamp

Um zumindest erste Anhaltspunkte zur Verbreitung der Aalrutte im System des Kleinen Kamp zu erhalten, wurde einerseits eine intensive Literaturrecherche, andererseits eine systematische Nachsuche mittels Elektrobefischungen in jenen Gewässern, die aus typologischen Gründen als Aalruttenlebensraum geeignet erschienen oder auch, weil darin bereits Aalrutten gefangen oder gesichtet worden waren, durchgeführt.

Dazu wurden zuerst alle bekannten bzw. den Autoren verfügbaren Untersuchungsergebnisse aus dem Kamp-System analysiert sowie „Verdachtsgewässer“ definiert.

Abgesehen von den vier quantitativ beprobten Untersuchungsstrecken zur Erhebung des aktuellen ökologischen Zustandes des Kleinen Kamp wurden nur qualitative Elektrobefischungen durchgeführt. Einige Zuflüsse konnten überhaupt nicht befischt werden, weil sie entweder über zu wenig Abfluss verfügen oder zumindest abschnittsweise verrohrt sind.

Eine Übersicht über die untersuchten Gewässer ist in Tab. 21 sowie kartografisch in Abb. 55 dargestellt.

Im **Kleinen Kamp**, dem Hauptgewässer des untersuchten Systems wurde anhand der bis dato bekannten Untersuchungsergebnisse der Vermutung nachgegangen, dass die Verbreitung der Aalrutte bis zur Stieglitzmühle nahe der Ortschaft Klein Sigharts reicht. Diese Vermutung kann infolge der aktuellen Befischungsergebnisse bestätigt werden. Im befischten Abschnitt flussauf der Stieglitzmühle konnten wiederum keine Aalrutten nachgewiesen werden.

Der erste nennenswerte, also aufgrund seiner Größe und Wasserführung von Aalrutten theoretisch besiedelbare Zufluss des Kleinen Kamp von der Mündung flussaufwärts in Richtung Quelle ist der rechtsseitig einmündende **Katzenbach**, der zumindest auf den letzten wenigen hundert Metern ursprünglich als Aalruttenlebensraum geeignet war. Dieser Katzenbach ist aber leider im Unterlauf völlig anthropogen überformt. Im mündungsnahen Bereich durchströmt er das Naturfreibad in Rappottenstein und aus diesem wird er über eine Art Mönchsbauwerk in einer Rohrleitung bis zum Kleinen Kamp geführt. Eine Sanierung dieser Problembereiche erscheint infolge der zu erwartenden enormen Kosten unrealistisch, weshalb dieser Gewässerabschnitt als Lebensraum oder Laichhabitat langfristig verloren ist.

Tab. 21 Übersicht über die Elektrofischungen zur Erfassung der Aalrutten-Verbreitung im System des Kleinen Kamp

Datum	Gewässer	Streckenuntergrenze /Beschreibung	Untergrenze (WGS84)	Obergrenze (WGS84)	Streckenlänge (m) / Methodik	Grund	Aalruttennachweis
24.08.2011	Kleiner Kamp	Mäanderstrecke knapp flussauf des Hauses des Metallkünstlers (Grub im Thale; Kampfeld)	48,48275 N / 15,05264 E	48,48253 N / 15,05359 E	110 / quantitativ	Bestätigung vorliegender Nachweise aus Elektrofischungen	ja
24.08.2011	Kleiner Kamp	Grub im Thale, ca. 0,7 km flussauf der Straßenbrücke beim Haus des Metallkünstlers	48,4788 N / 15,04553 E	48,47947 N / 15,04702 E	140 / quantitativ	Bestätigung vorliegender Nachweise aus Elektrofischungen	ja
24.08.2011	Kleiner Kamp	Kitzlermühle, flussabwärts der Straßenbrücke	48,46117 N / 15,02509 E	48,46095 N / 15,02617 E	168 / quantitativ	Bestätigung vorliegender Nachweise aus Elektrofischungen	ja
24.08.2011	Kleiner Kamp	200 m flussabwärts der Rückleitung des Triebwassers der Stieglitzmühle	48,45623 N / 15,01894 E	48,4556 N / 15,01799 E	103 / quantitativ	Bestätigung vorliegender Nachweise aus Elektrofischungen	ja
06.10.2011	Kleiner Kamp	ca. 100 m flussauf der Landesstraßenbrücke oberhalb der Stieglitzmühle	48,45267 N / 15,02042 E	48,45042 N / 15,01995 E	390 / qualitativ	oberhalb der bisher bekannten Verbreitungsgrenze	nein
06.10.2011	Kleiner Kamp	ca. 100 m flussab der Edelbachmündung	48,46841 N / 15,04153 E	48,46796 N / 15,04221 E	100 / qualitativ	Bestätigung vorliegender Nachweise aus Elektrofischungen	ja
06.10.2011	Edelbach	von der Mündung bis 680 m flussaufwärts	48,46796 N / 15,04221 E	48,46517 N / 15,04883 E	680 / qualitativ	Verdachtsgewässer	ja
06.10.2011	Lohnbach	Lohnbachmündung bis Lohnbachfall	48,47965 N / 15,04289 E	48,4802 N / 15,02835 E	1.400 / qualitativ	Verdachtsgewässer	ja
06.10.2011	Aggsbach	sehr kleines Rinnsaal, kein adäquater Lebensraum, nicht befischt	Mündung: 48,49246 N / 15,06443 E	-	-	Verdachtsgewässer	nein
06.10.2011	Katzenbach	sehr kleines Rinnsaal, teils verrohrt, kein adäquater Lebensraum, nicht befischt	Mündung: 48,51930 N / 15,09263 E	-	-	Verdachtsgewässer	nein
07.10.2011	Edelbach	Brücke über den Edelbach nahe Reidlhof flussaufwärts	48,46195 N / 15,05637 E	48,46127 N / 15,05682 E	120 / qualitativ	Suche nach der Verbreitungsgrenze	ja
07.10.2011	Edelbach	ca. 100 m flussab der Rehbachmündung bis zur ersten Straßenbrücke flussauf	48,46128 N / 15,05683 E	48,45583 N / 15,06195 E	230 / qualitativ	Suche nach der Verbreitungsgrenze	ja
01.12.2011	Edelbach (Wiederholung)	von der Mündung ca. 680 m flussaufwärts	48,46796 N / 15,04221 E	48,46517 N / 15,04883 E	680 / qualitativ	erneute Nachsuche	ja
01.12.2011	Schönbach	von der Mündung ca. 120 m flussaufwärts	48,46256 N / 15,05492 E	48,46157 N / 15,05465 E	120 / qualitativ	Verdachtsgewässer	nein
01.12.2011	Edelbach (Wiederholung)	ca. 100 m flussab der Rehbachmündung bis zur ersten Straßenbrücke flussauf	48,46128 N / 15,05683 E	48,45583 N / 15,06195 E	230 / qualitativ	erneute Nachsuche	ja
09.12.2011	Fichtenbach	vom ersten Wehrbauwerk im Mündungsbereich 150 m flussaufwärts	48,45398 N / 15,01582 E	48,45344 N / 15,01407 E	150 / qualitativ	Verdachtsgewässer	nein
09.12.2011	Edelbach	von der Straßenbrücke oberhalb der Rehbachmündung ca. 400 m flussaufwärts	48,45583 N / 15,06195 E	48,45477 N / 15,06769 E	400 / qualitativ	Verdachtsgewässer	ja
09.12.2011	Rehbach	von der ersten Straßenbrücke ca. 220 m flussaufwärts	48,454683 N / 15,06124 E	48,453293 N / 15,060438 E	220 / qualitativ	Verdachtsgewässer	nein
09.12.2011	Lohnbach	flussauf Lohnbachfall (Obergrenze: kleine Brücke im Roßgraben)	48,47836 N / 15,02672 E	48,47965 N / 15,04289 E	300 / qualitativ	Verdachtsgewässer	nein

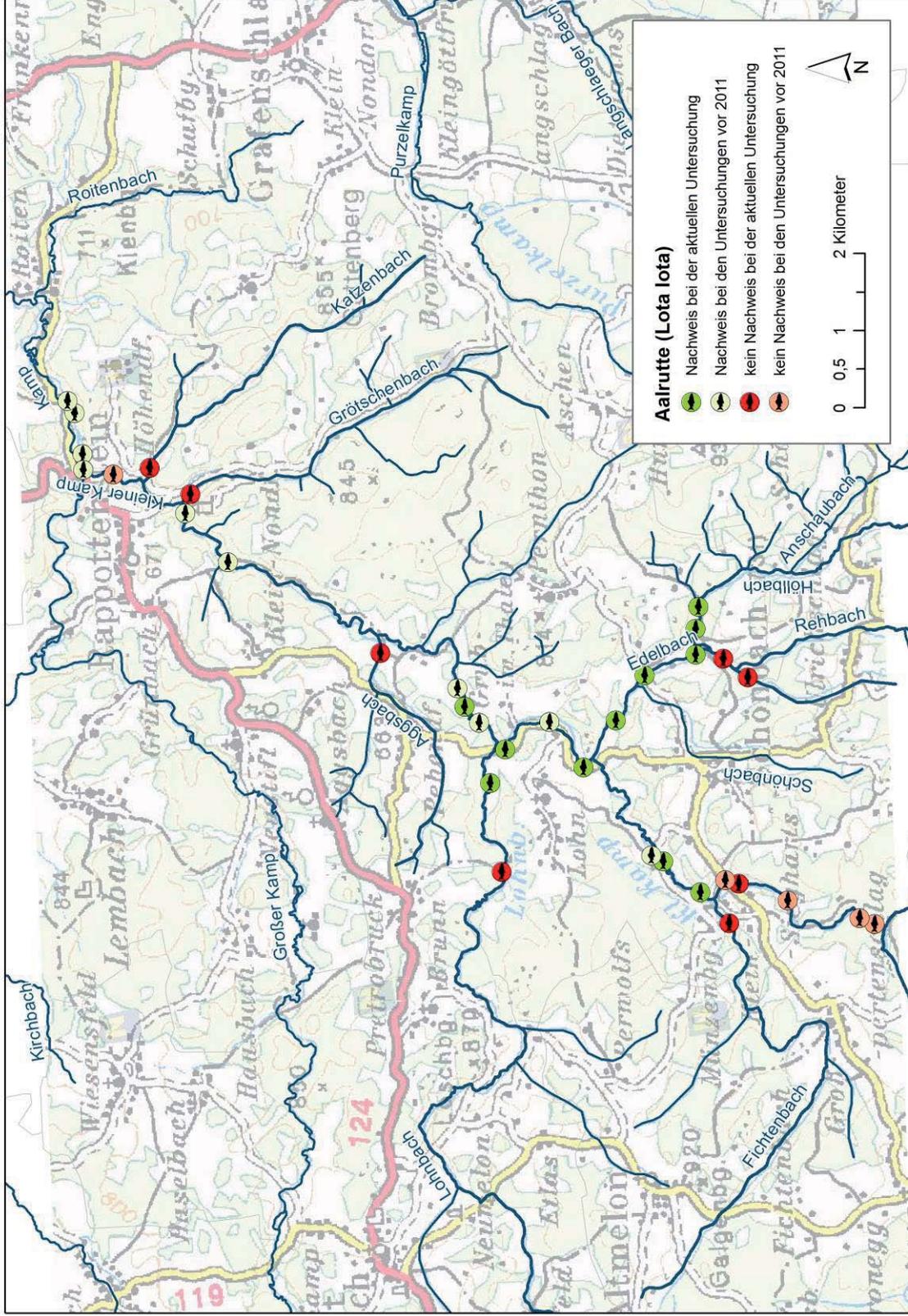


Abb. 55 Kartografische Darstellung aller Untersuchungsgewässer bzw. Aalruttenachweise

Auch der, ebenfalls rechtsufrig und im Gemeindegebiet von Rappottenstein in den Kleinen Kamp mündende **Grötschenbach** quert im Unterlauf eine Landesstraße in einem Rohrdurchlass und fällt als Aalruttenhabitat aus.

Weiter flussaufwärts ist der **Aggsbach** der nächste, diesmal linksufrig einmündende Zufluss. Dieser Bach, der in die Restwasserstrecke der Wiesmühle einmündet, hat eine zu geringe Wasserführung für eine Besiedelung oder auch nur die Einwanderung von Aalrutten, beispielweise während der Laichzeit. Der Aggsbach ist also sowohl als Lebensraum, wie auch als Laichhabitat für die Zielfischart ungeeignet.

Einer der größten Zuflüsse zum Kleinen Kamp ist der **Lohnbach**, der linksufrig nahe der Ortschaft Lohn in den Hauptfluss mündet. Am 06.10.2011 wurde der Lohnbach auf der etwa 1,7 km langen Strecke zwischen der Mündung und dem flussaufwärtig gelegenen Lohnbachfall auf 1,4 km Länge qualitativ befischt. Dabei wurden insgesamt 57 Aalrutten gefangen und vermessen. Es wurden Tiere zwischen 170 mm und 340 mm Körperlänge gefangen, die Längenverteilung ist in Abb. 56 dargestellt.

Eine weitere qualitative Erhebung im Lohnbach auf etwa 300 m Länge, durchgeführt am 09.12.2011 flussauf des Lohnbachfalles, brachte keine weiteren Aalruttenachweise zu Tage.

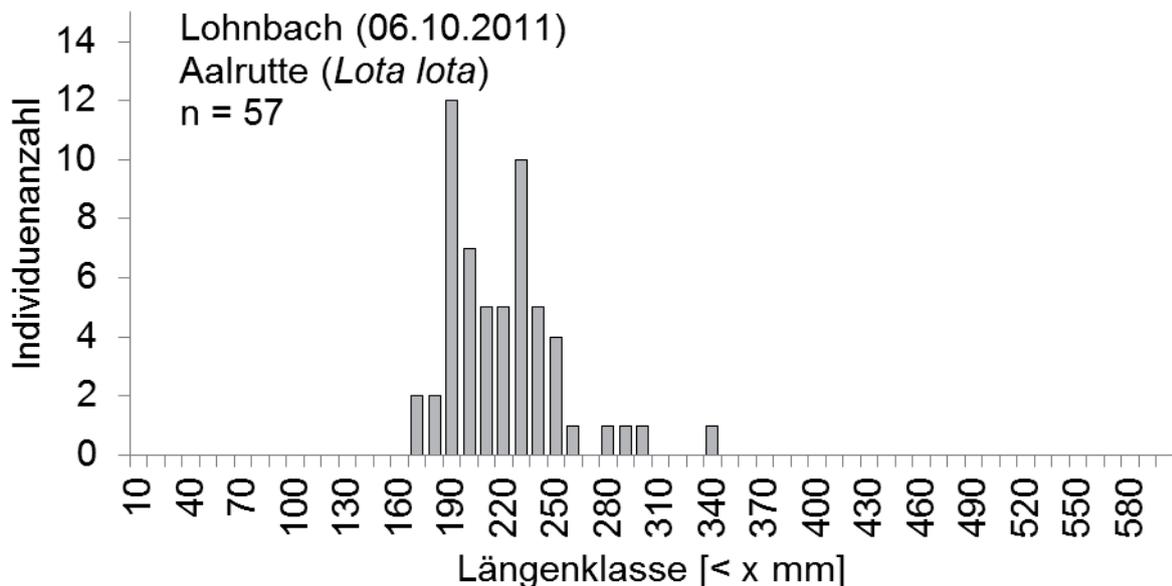


Abb. 56 Die Längenverteilung aller im Lohnbach gefangenen Aalrutten (qualitative Erhebung)

Der nächste potenziell als Aalruttenlebensraum in Frage kommende Zufluss, der rechtsseitig einmündende **Edelbach**, wurde am 06.10.2011 im Unterlauf auf einer Streckenlänge von 680 m erstmalig qualitativ beprobt. Dabei wurden 17 Aalrutten in Längenklassen zwischen 200 mm und 295 mm gefangen (Abb. 57).

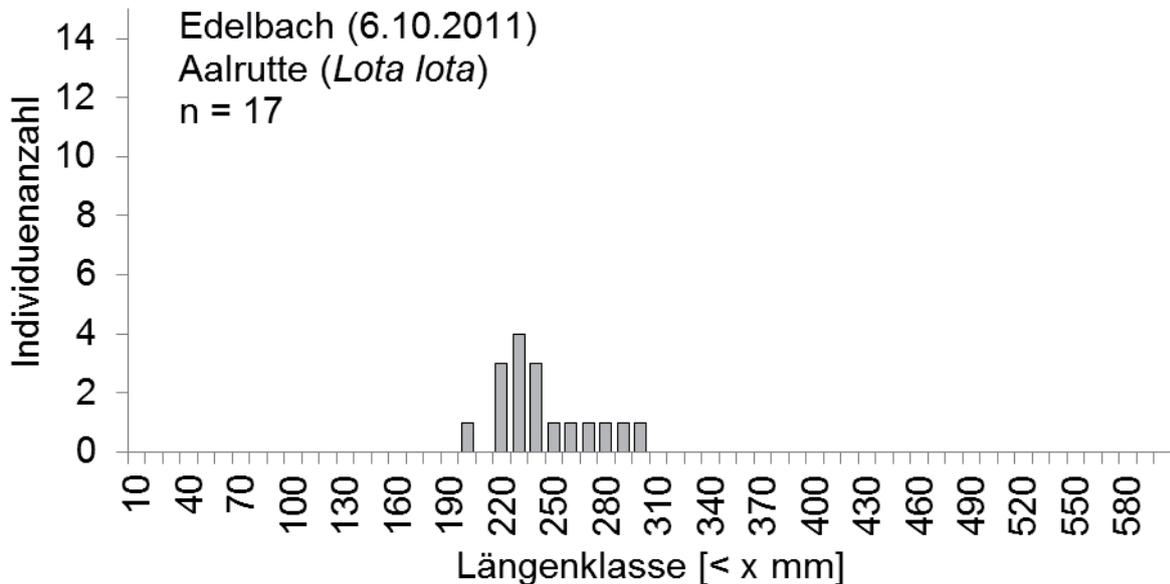


Abb. 57 Die Längenverteilung der am 06.10.2011 im Edelbach gefangenen Aalrutten (qualitative Erhebung)

Am darauffolgenden Tag wurden stichprobenartig der Mittel- und Oberlauf des Edelbaches erfolgreich nach Aalrutten befischt. Im Bereich des sog. Edelhofes bis etwa 100 m flussaufwärts der Rehbacheinmündung wurden gleichmäßig verteilt Aalrutten gefangen (Abb. 57).

Die weitere Nachsuche wurde im Edelbach-System am 01.12.2011 durchgeführt, wobei die Befischungsstrecken im Edelbach-Oberlauf bis auf Höhe der Straßenbrücke etwa 130 m flussauf der Rehbachmündung (Abb. 58) erneut, sowie die Zuflüsse **Rehbach** und **Schönbach** erstmalig qualitativ beprobt wurden.

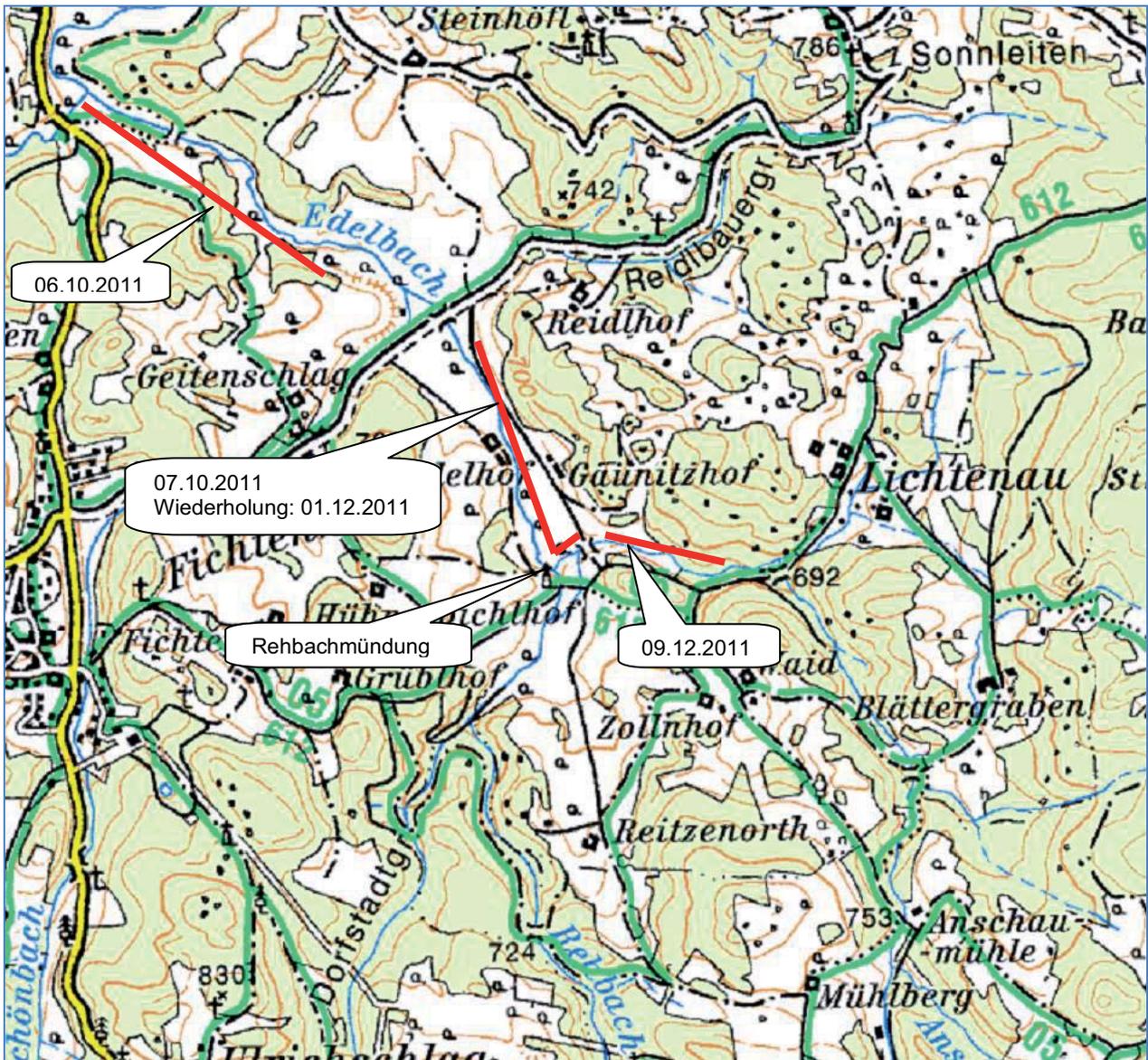


Abb. 58 Übersichtskarte über die qualitativen Befischungen im Edelbach

Der Edelbach-Oberlauf ist bis knapp 550 m flussauf der Rehbachmündung, dem Beginn einer steilen Kataraktstrecke mit abgelösten Überfällen zwischen groben Steinblöcken, von Aalrutten besiedelt. Weiter flussaufwärts konnten trotz intensiver Nachsuche keine weiteren Tiere gefangen werden.

In den beiden Zuflüssen gelang trotz ihrer potenziellen Eignung als Lebensraum, zumindest jeweils auf einigen hundert Metern Länge flussauf der Mündung, kein Aalrutten-Nachweis.

Der **Fichtenbach** ist der nächste flussaufwärtige Zufluss in den Kleinen Kamp. Er mündet linksseitig in den Rückstaubereich der Wehranlage der Stieglitzmühle, in deren Turbinen er gemeinsam mit dem Wasser des Kleinen Kamp zur Energiegewinnung genutzt wird. Dieser

Fichtenbach wurde auf einer Länge von insgesamt 150 m stichprobenartig befischt. Es konnten keine Aalrutten nachgewiesen werden, allerdings verfügt der Bach schon wenige hundert Meter flussauf der Mündung aufgrund seiner geringen Größe über keine besonders gute Lebensraumeignung für die Aalrutte.

Die Nachsuche nach Aalrutten in vorliegendem Projekt zeigte die durchgehende Besiedelung des Kleinen Kamp vom Zusammenfluss mit dem Großen Kamp flussaufwärts bis zur Stieglitzmühle. Ebenfalls recht gut besiedelt sind der Lohnbach-Unterlauf bis zum Lohnbachfall und der Edelbach ebenfalls flussaufwärts bis zu einer natürlichen Kataraktstrecke.

6.3 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur wurde an fünf Stellen, jeweils im Kamp, an zwei Stellen im Kleinen Kamp und in den Zuflüssen Lohnbach und Edelbach vom 06. bzw. 07.10.2011 an stündlich aufgezeichnet (Abb. 3). Der vorläufig letzte Datenauslesetermin war der 11.05.2012. Die Messsonden wurden nach der Datenabfrage wieder in die Gewässer eingebracht, um zumindest eine Jahrestemperaturreihe zu erfassen. Die Temperaturentwicklung in dem beschriebenen Zeitraum ist für alle Messpunkte zusammen in Abb. 59 mittels Tagesmittelwerten dargestellt.

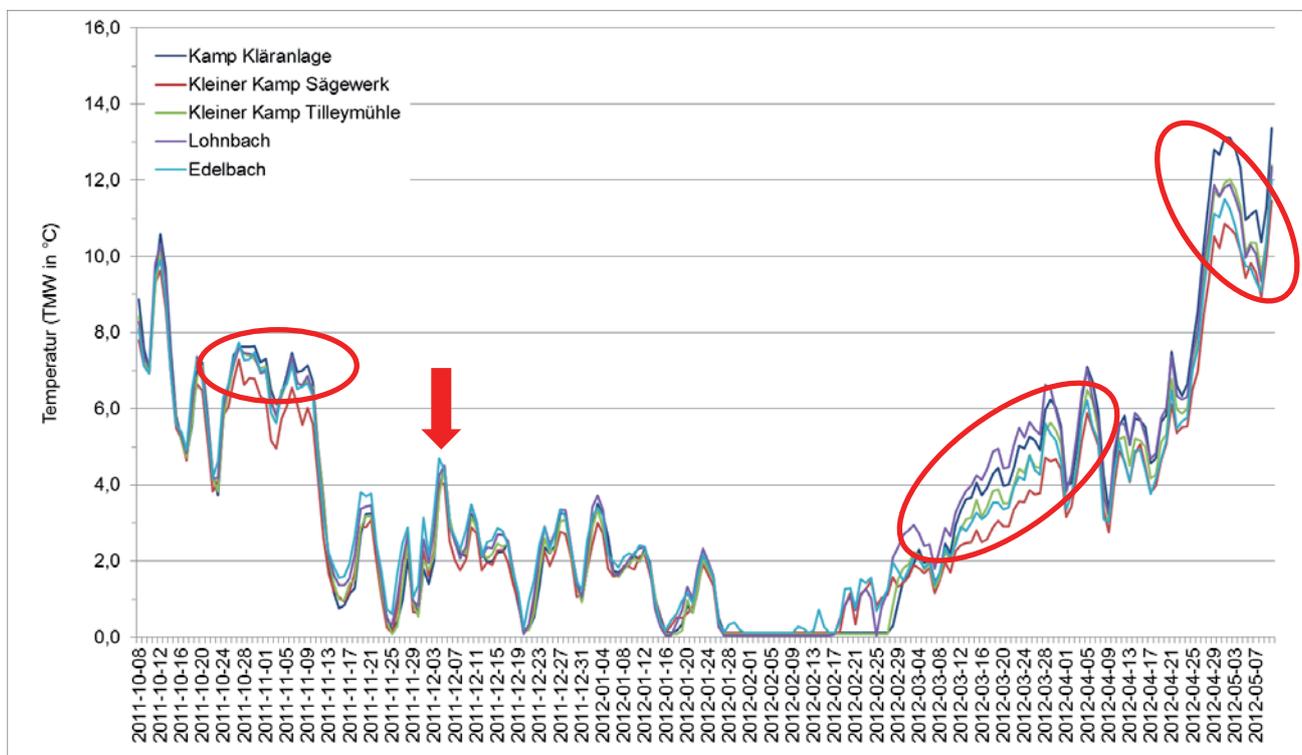


Abb. 59 Die Temperaturentwicklung an allen Messpunkten vom 06./07.10.2011 bis 11.05.2012 (Tagesmittelwerte)

Die Temperaturkurven aller fünf Messstellen zeigen im Wesentlichen den gleichen Verlauf und unterscheiden sich nur um wenige Zehntel Grad Celsius voneinander. Lediglich vom 24.10. bis 11.11.2011, zwischen dem 17.02. und dem 01.04.2012 sowie von 28.04. bis 10.05.2012 divergieren die Kurven (Abb. 59, rote Ellipsen).

Die, laut zahlreichen Untersuchungen für das Abblachen der Aalrutten entscheidende Temperaturschwelle von 4°C wurde in allen Gewässern erstmalig am 12.11.2011 erreicht. Knapp ein Monat später, zwischen 04.12. und 06.12.2011 wird dieser Wert vor dem Winter noch einmal kurzfristig überschritten, dann bleibt die die mittlere Tagestemperatur des Gewässers aber bis Anfang März darunter (Abb. 59, roter Pfeil).

Der kälteste Zeitraum mit Wassertemperaturen um 0°C dauerte etwa drei Wochen an und lag zwischen dem 27.01.2012 und dem 16.02.2012.

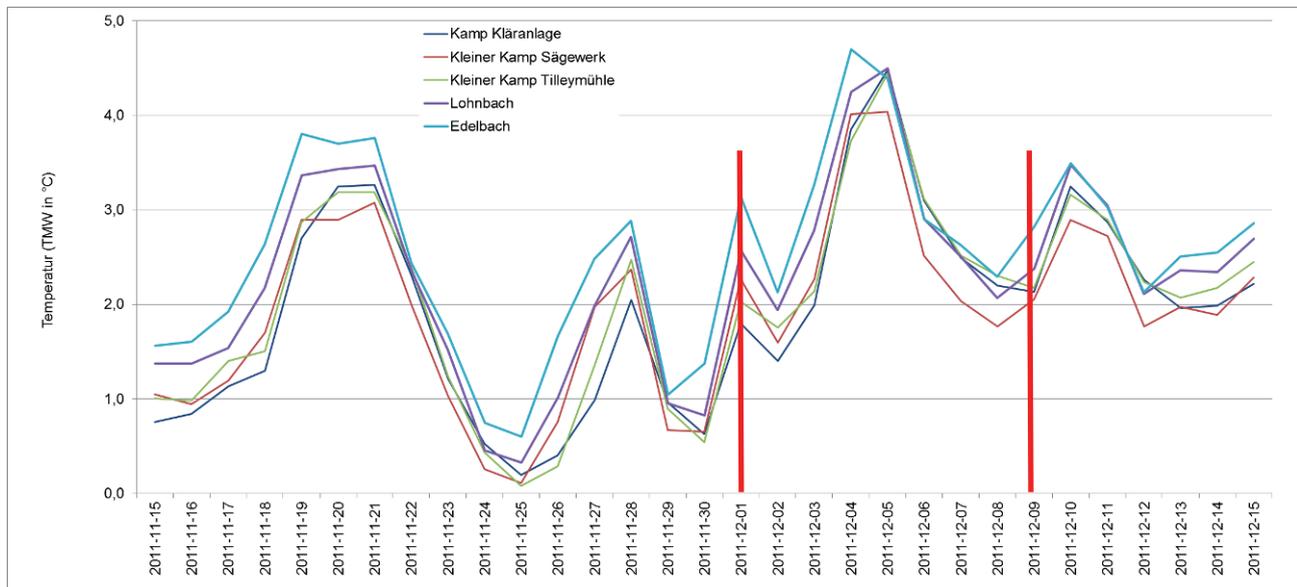


Abb. 60 Die Temperaturentwicklung an allen Messpunkten vom 15.11.2011 bis 15.12.2011 (Tagesmittelwerte)

Hinsichtlich einer möglichen Interpretation der Fangergebnisse an den beiden Befischungsterminen innerhalb des Messzeitraumes sind die Zeiträume um den 01.12.2011 und den 09.12.2011 interessant (rote Linien in Abb. 60). In beiden Fällen stiegen die Wassertemperaturen am Vortag an. Vor dem 01.12. deutlich um durchschnittlich 1,5°C, am 8.12. nur unwesentlich, um wenige Zehntel Grad Celsius.

Auffällig ist in der Temperaturentwicklung, dass ziemlich exakt in der Mitte zwischen den beiden Untersuchungsterminen, nämlich um den 05.12.2011 die bereits erwähnte Temperaturspitze über 4°C liegt.

6.4 Altersbestimmung

Insgesamt wurden für die Altersbestimmung 22 Aalrutten aus unterschiedlichen Größenklassen entnommen. Die Auswertung der Otolithen ergab folgendes Ergebnis (Tab. 22).

Tab. 22 Altersbestimmung der Aalrutten aus dem System des Kleinen Kamp

Code	Länge [mm]	Gewicht [g]	Alter
18	92	4,44	1+
17	117	8,36	1+
1	161	24,99	2+
2	169	32,02	2+
3	172	27,3	2+
21	172	29,3	2+
7	176	31,39	2+
5	190	38,92	2+
8	192	48,35	2+
20	220	60,6	2+
6	221	58,91	2+
4	180	36,28	3+
9	203	47,84	3+
11	243	90,2	3+
10	235	84,2	4+
19	257	92,3	4+
12	260	93,02	4+
22	269	117,8	4+
14	270	113,89	4+
13	272	106,75	4+
15	278	120,88	5+
16	358	248,04	7+

Der Großteil der Aalrutten wurde im Oktober 2011 entnommen, daher bedeutet beispielsweise 1⁺ bzw. 2⁺, dass die Fische fast 2 Jahre bzw. 3 Jahre alt sind. Leider konnte im Jahr 2011 kein 0⁺ Fisch gefunden werden, daher fehlen die Angaben für diese Altersklasse. Ebenso konnten kein 6⁺ und kein Fisch älter als 7 Jahre nachgewiesen werden.

Die maximale Fischlänge der sechs bestimmten Altersklassen liegt bei den 1⁺ Fischen bei 117 mm, bei den 2⁺ Fischen bei 221 mm, bei den 3⁺ Fischen bei 243 mm, bei den 4⁺ Fischen bei 272 mm. Der 5⁺ Fisch maß 278 mm und der 7⁺ Fisch 358 mm.

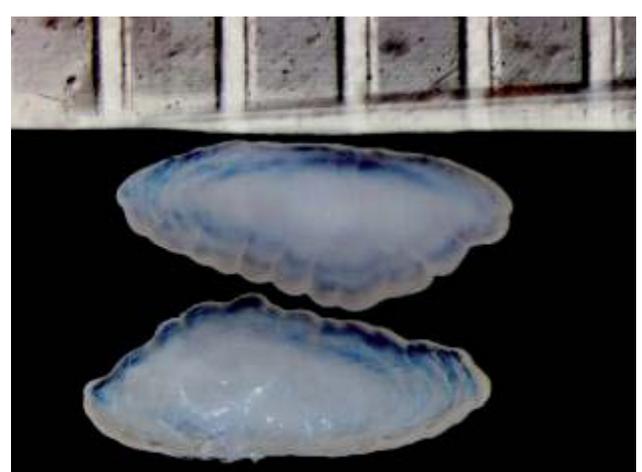
Zwischen den Altersklassen gibt es teilweise Überschneidungen, d.h., dass beispielsweise ein 3⁺ Fisch kleiner sein kann als ein 2⁺ Fisch. Dieses unterschiedliche Abwachsen kann auf die unterschiedlich verfügbare Nahrung zurückgeführt werden. Frisst eine Aalrutte eher mehr Fisch als Makrozoobenthostiere wächst sie schneller. Daher kann ein jüngerer Fisch durchaus größer sein, als ein älterer.

Anschließend sind alle Fotos und Fotonegative der untersuchten Aalruttenotolithen dargestellt.

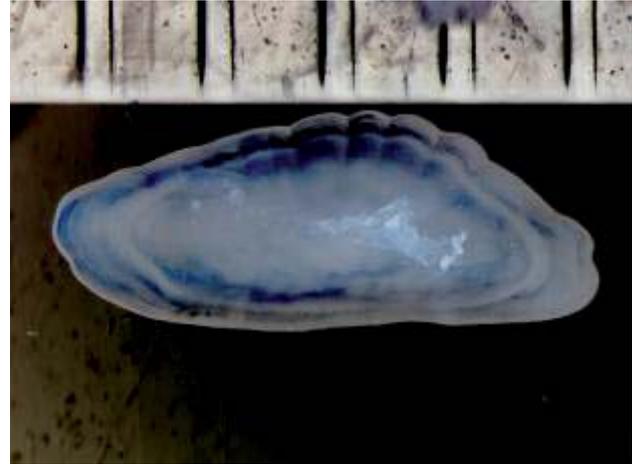
Aalrutte (Code 17): Länge: 117 mm, Gewicht: 8,36 g, Geschlecht: zu jung, **Alter 1⁺**



Aalrutte (Code 18): Länge: 92 mm, Gewicht: 4,44 g, Geschlecht: zu jung, **Alter 1⁺**



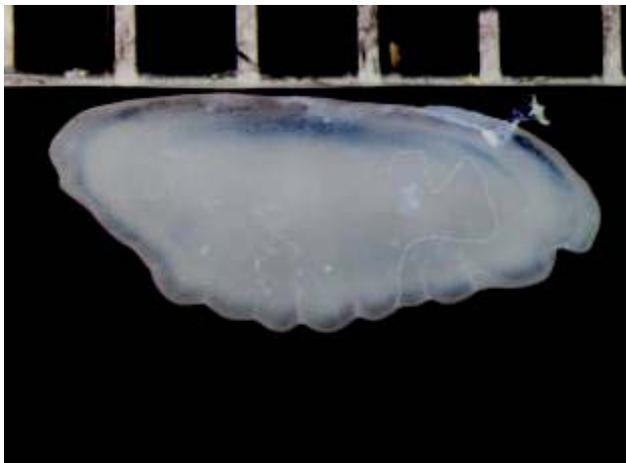
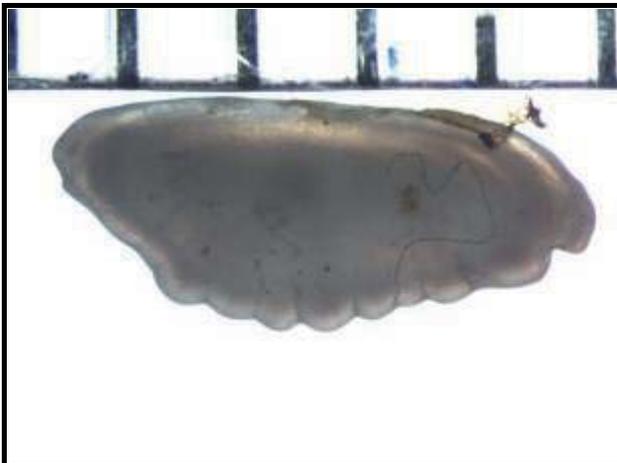
Aalrutte (Code 1): Länge: 161 mm, Gewicht: 24,97 g, Geschlecht: m, Alter 2⁺



Aalrutte (Code 2): Länge: 169 mm, Gewicht: 32,02 g, Geschlecht: m, Alter 2⁺



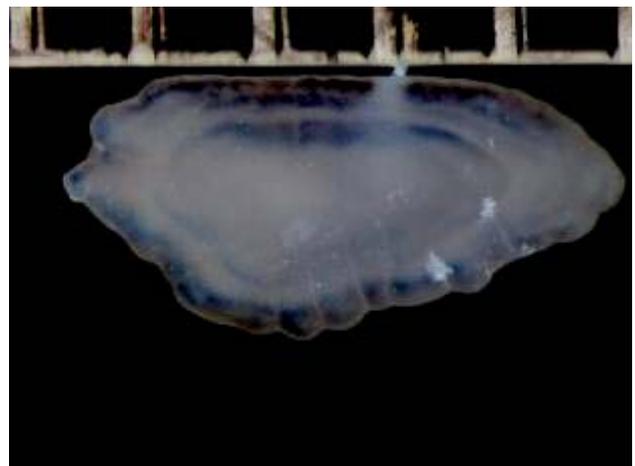
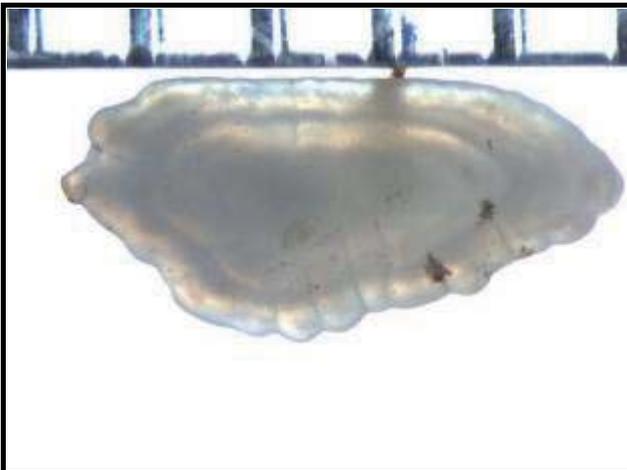
Aalrutte (Code 3): Länge: 172 mm, Gewicht: 27,3 g, Geschlecht: w?, Alter 2⁺



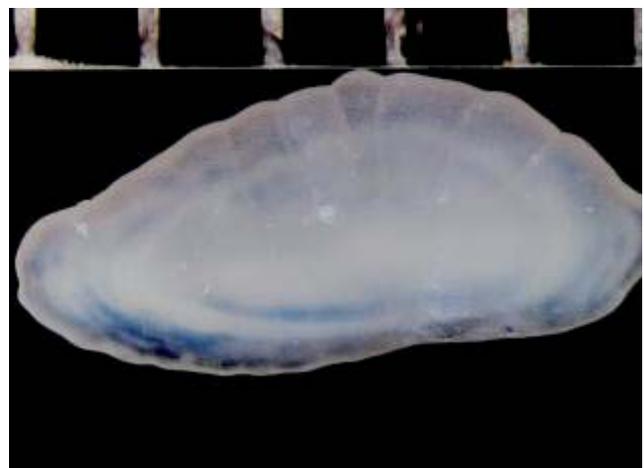
Aalrutte (Code 7): Länge: 176 mm, Gewicht: 31,39 g, Geschlecht: w?, **Alter 2⁺**



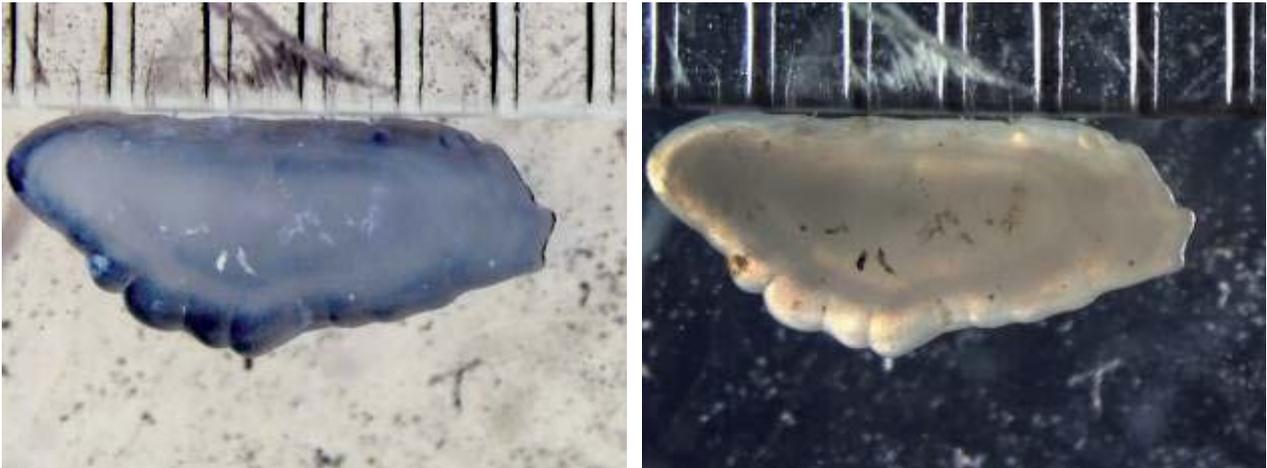
Aalrutte (Code 5): Länge: 190 mm, Gewicht: 38,92 g, Geschlecht: w?, **Alter 2⁺**



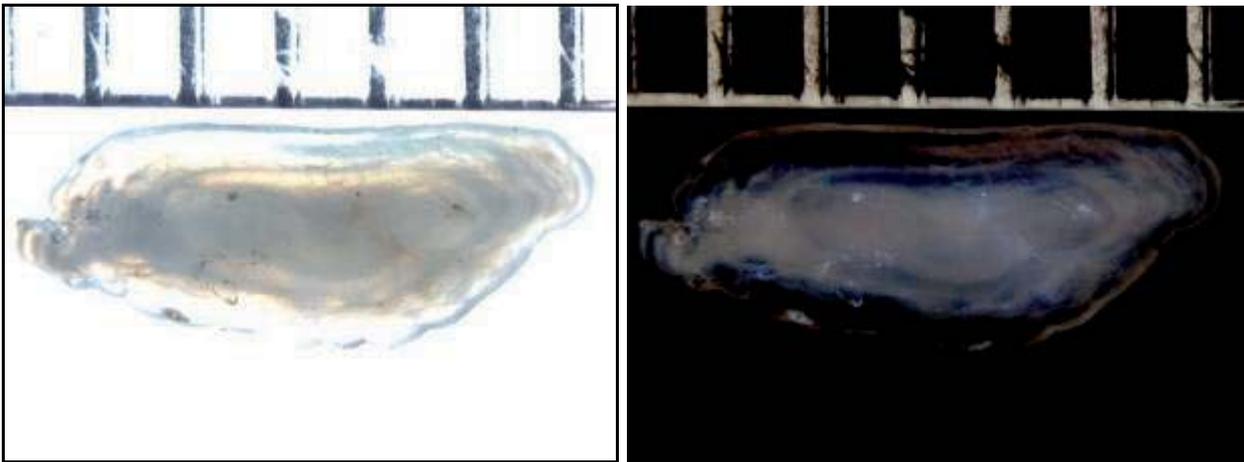
Aalrutte (Code 8): Länge: 192 mm, Gewicht: 48,35 g, Geschlecht: w, **Alter 2⁺**



Aalrutte (Code 6): Länge: 221 mm, Gewicht: 58,91 g, Geschlecht: m, Alter 2⁺



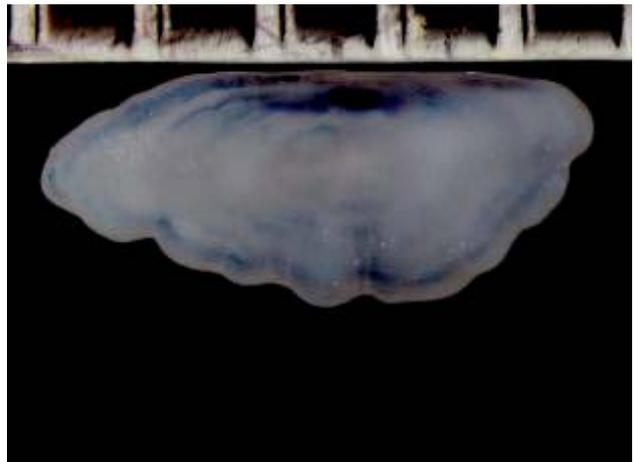
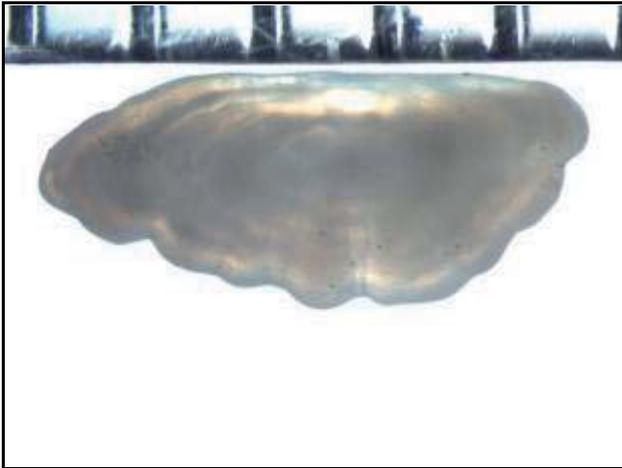
Aalrutte (Code 20): Länge: 220 mm, Gewicht: 60,6 g, Geschlecht: w, Alter 2⁺



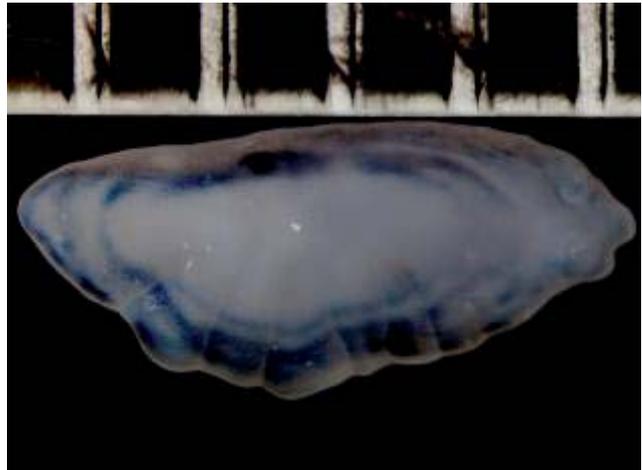
Aalrutte (Code 21): Länge: 172 mm, Gewicht: 29,3 g, Geschlecht: zu jung, Alter 2⁺



Aalrutte (Code 4): Länge: 180 mm, Gewicht: 36,28 g, Geschlecht: m, Alter 3⁺



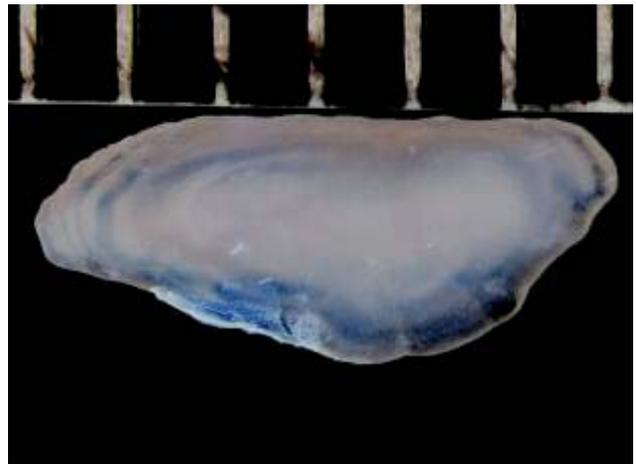
Aalrutte (Code 9): Länge: 203 mm, Gewicht: 47,84 g, Geschlecht: m, Alter 3⁺



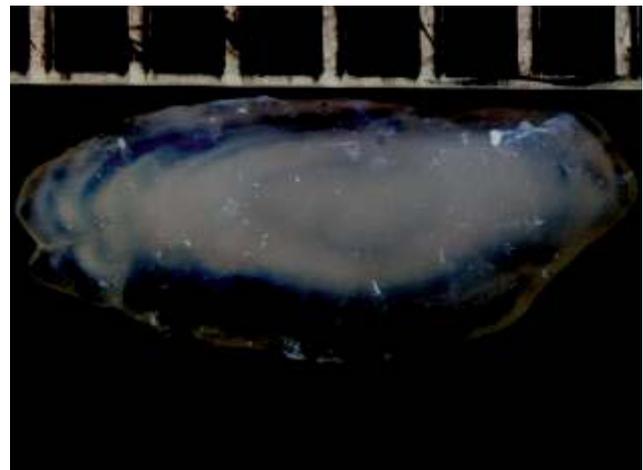
Aalrutte (Code 11): Länge: 243 mm, Gewicht: 90,2 g, Geschlecht: w, Alter 3⁺



Aalrutte (Code 10): Länge: 235 mm, Gewicht: 84,2 g, Geschlecht: w, Alter 4⁺



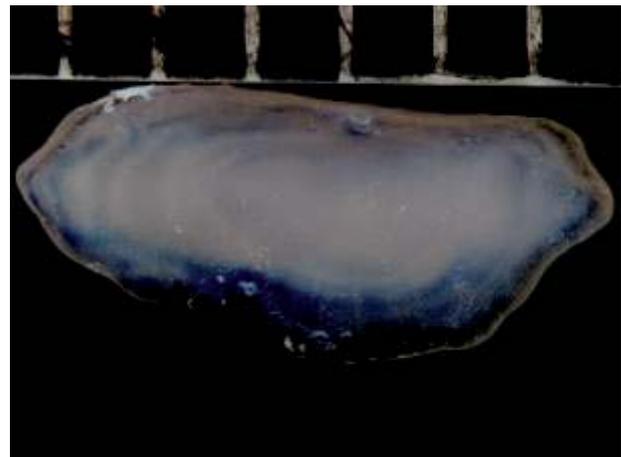
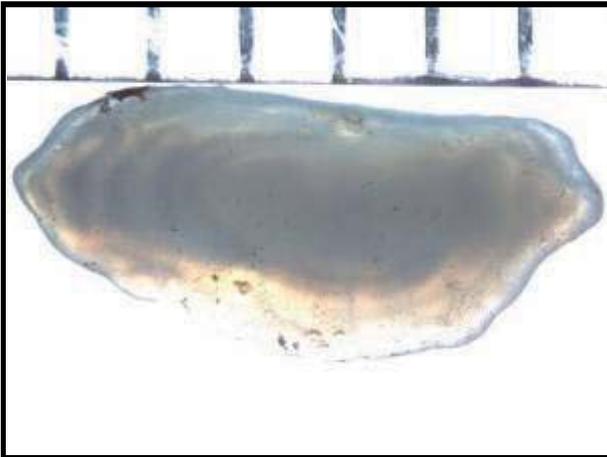
Aalrutte (Code 12): Länge: 260 mm, Gewicht: 93,02 g, Geschlecht: m, Alter 4⁺



Aalrutte (Code 14): Länge: 270 mm, Gewicht: 113,89 g, Geschlecht: m, Alter 4⁺



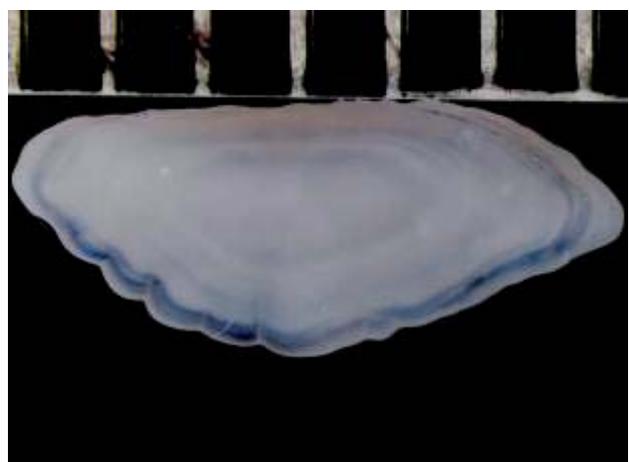
Aalrutte (Code 13): Länge: 272 mm, Gewicht: 106,75 g, Geschlecht: m, Alter 4⁺



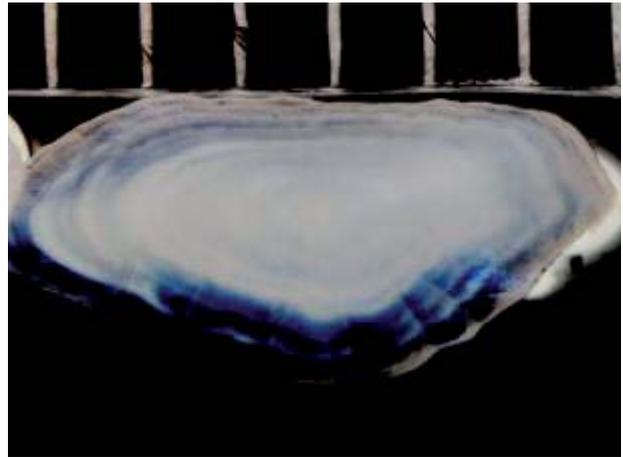
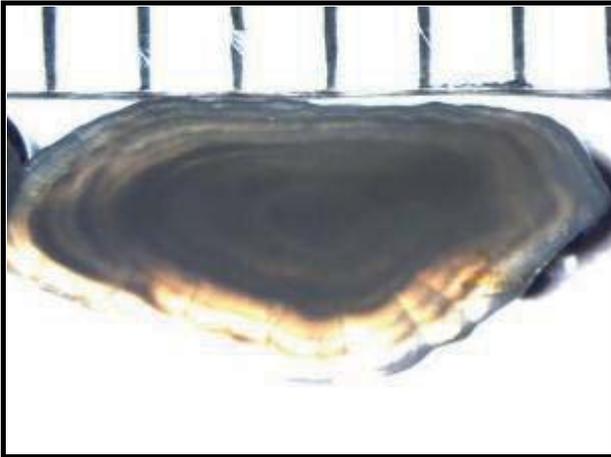
Aalrutte (Code 19): Länge: 257 mm, Gewicht: 92,3 g, Geschlecht: m, Alter 4⁺



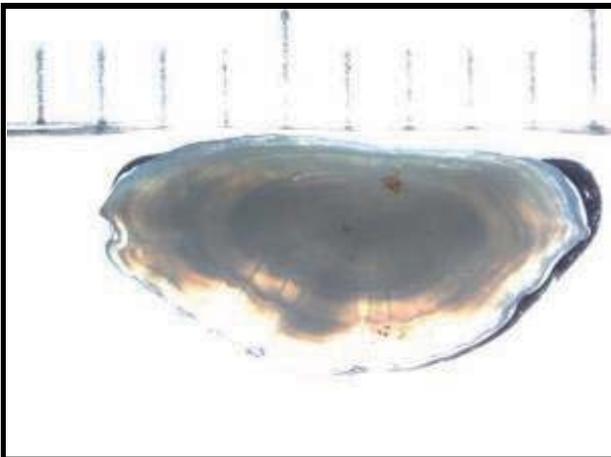
Aalrutte (Code 22): Länge: 269 mm, Gewicht: 117,8 g, Geschlecht: w, Alter 4⁺



Aalrutte (Code 15): Länge: 278 mm, Gewicht: 120,88 g, Geschlecht: w, Alter 5⁺



Aalrutte (Code 16): Länge: 358 mm, Gewicht: 248,04 g, Geschlecht: w, Alter 7⁺



6.5 Magenanalysen

Insgesamt konnten in den Mägen von 22 entnommenen Aalrutten, die im Zuge der Untersuchung analysiert wurden, 542 Wirbellose aus 25 differenzierbaren Gruppen nachgewiesen werden. Das in Summe am häufigsten nachgewiesene Taxon war die Eintagsfliegenfamilie der Baetidae, die 43,4% aller in den Fischmägen nachgewiesenen Wirbellosenindividuen ausmachte, gefolgt von räuberischen Steinfliegenlarven mit einem Anteil von 19,4% und nicht-räuberischen Plecopteren mit einem Anteil von 12,4%. Alle übrigen Taxa traten mit Anteilen von jeweils deutlich unter 5% in Erscheinung.

In Abb. 61 sind die Individuenzahlen der 25 Taxa in den Fischmägen in Form von Box-Whisker-Plots dargestellt. Deutlich zu erkennen ist die herausragende Stellung der Baetidae, weiters auch der Plecoptera, gegenüber den anderen Gruppen.

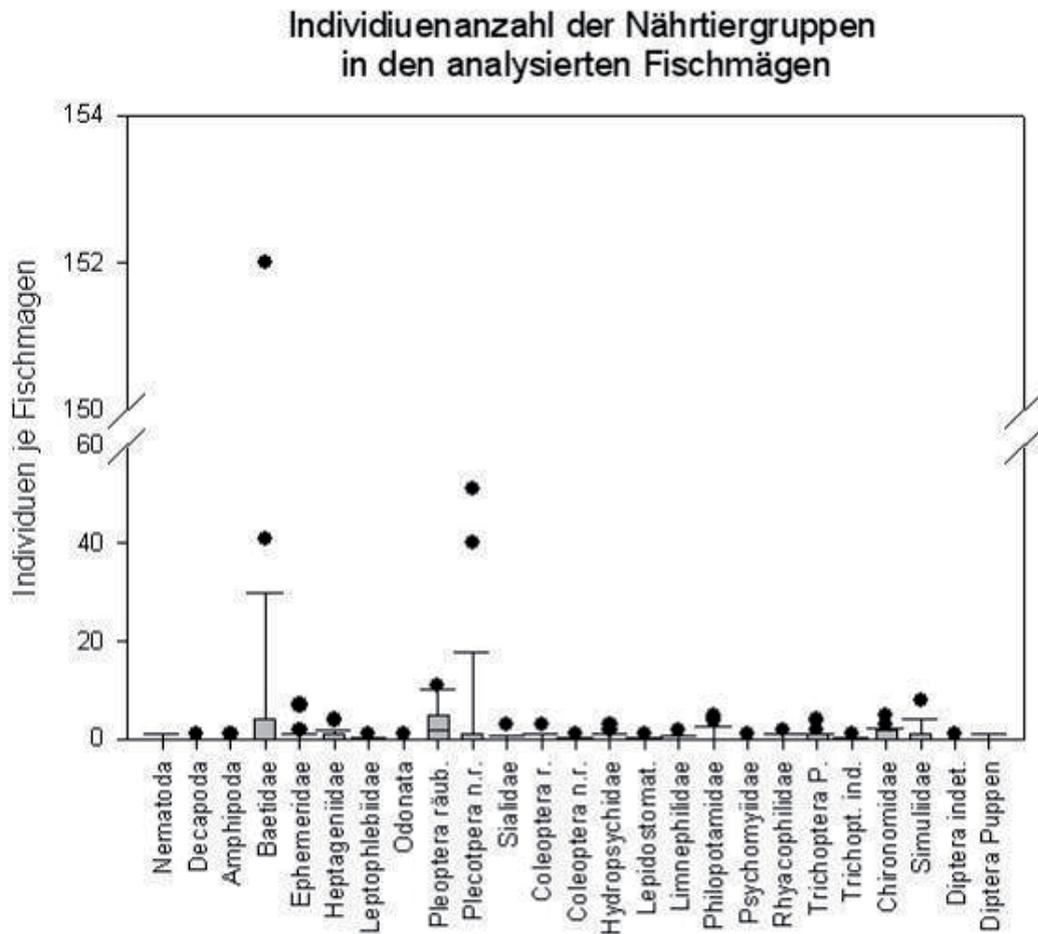


Abb. 61 Individuendichten der differenzierbaren Nährtiergruppen in den Mägen der 22 untersuchten Aalrutten

6.6 Volumenanteile der Nährtiertaxa

Ein davon deutlich abweichendes Bild zeigt sich, wenn anstelle der Individuenzahlen die Volumenanteile der Gruppen am Gesamthalt des jeweiligen Fischmagens betrachtet werden (Abb. 62). Hier machen die räuberischen Plecoptera und Köcherfliegenpuppen den größten Anteil aus, was sich mit der vergleichsweise hohen Biomasse dieser Tiere erklären lässt. Der ebenfalls durchwegs hohe Anteil der wesentlich kleineren Baetidae ist hingegen auf ihre große Anzahl zurückzuführen.

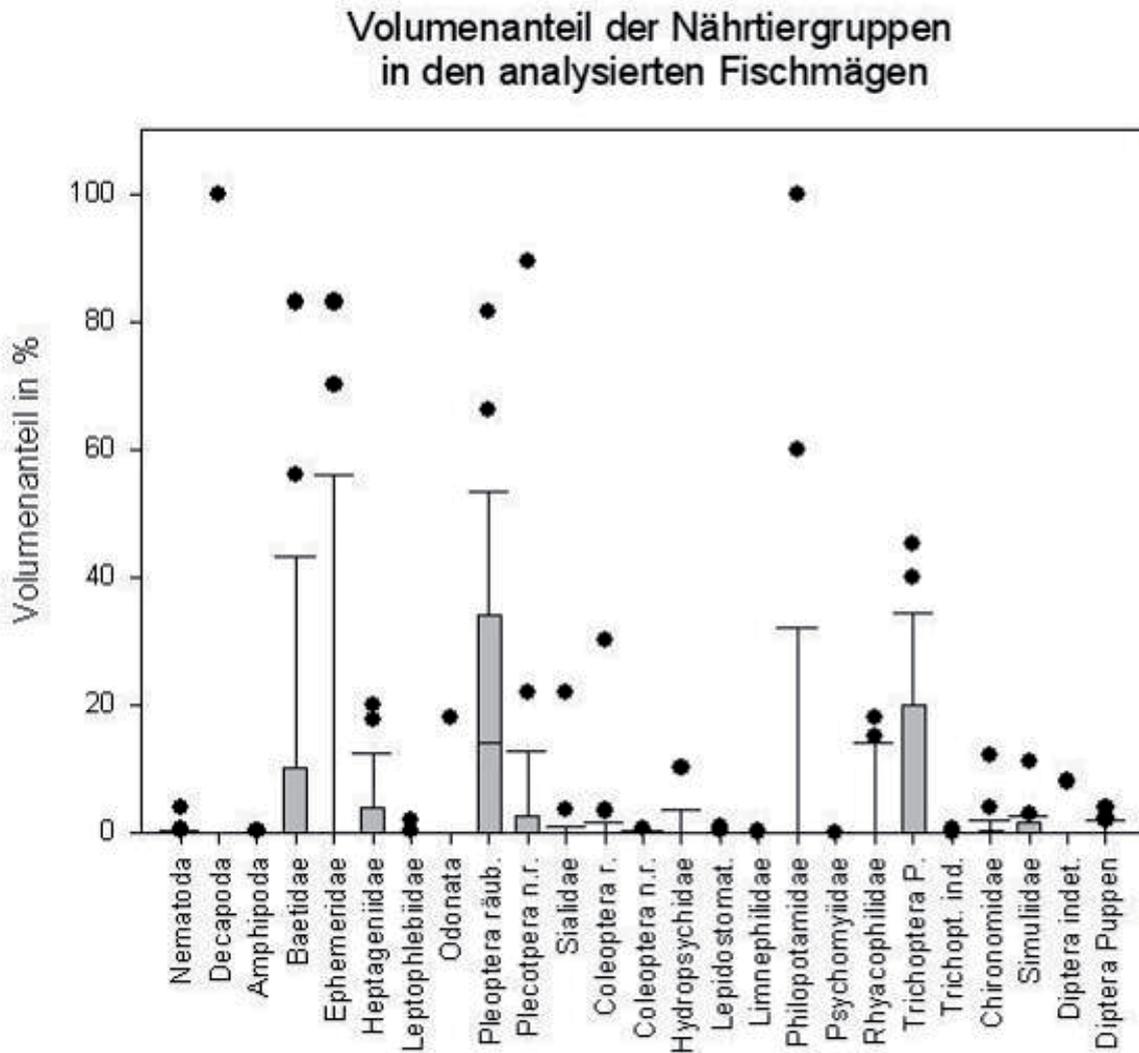


Abb. 62 Volumenanteile der differenzierbaren Nährtiergruppen in den Mägen der 22 untersuchten Aalrutten.

6.7 Mittelwertbetrachtung

Für die nachstehende Analyse wurde für jede der 25 differenzierbaren Gruppen jeweils der Mittelwert über alle untersuchten Fischmägen errechnet, um bessere Aussagen über die Bedeutung der einzelnen Gruppen für die gesamte Aalruttenpopulation treffen zu können.

Betrachtet man das Nahrungsspektrum aller 22 untersuchten Aalrutten im Mittel, zeigt sich folgendes Bild (Abb. 63): Die zahlenmäßig bei weitem meisten in den Fischmägen gefundenen Wirbellosen waren den Ephemeroptera zuzuordnen.

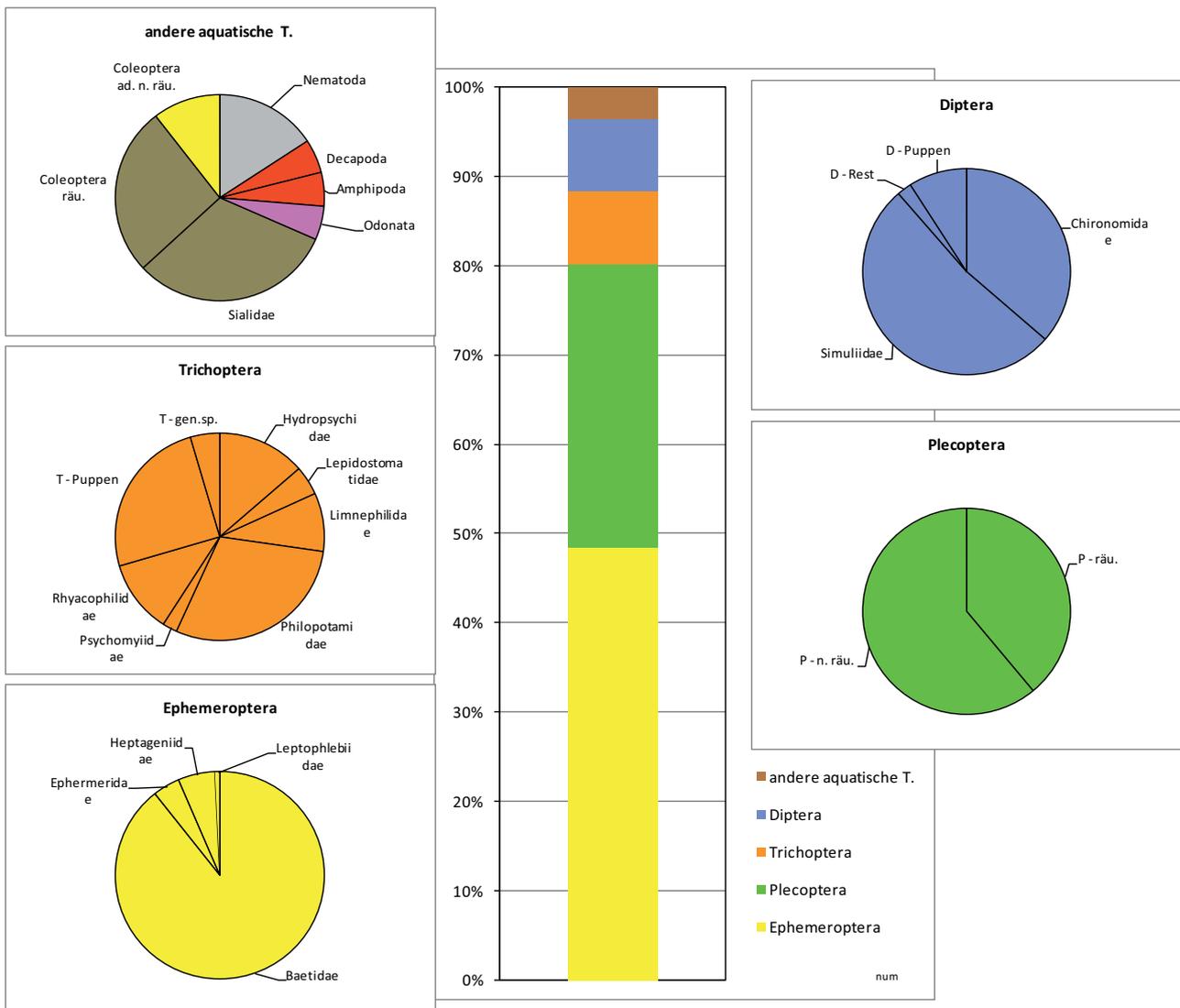


Abb. 63 Abundanzen der nachgewiesenen Großgruppen, gemittelt über alle 22 untersuchten Fischmägen.

Sie machten über alle Aalrutten gemittelt einen Anteil von 48,5% aus, wobei die Baetidae innerhalb der Ephemeroptera mit einem Anteil von knapp 90% das bestimmende Taxon darstellten. Knapp ein Drittel der über alle untersuchten Fische gemittelten Nährtiere entfiel auf die Plecopteren,

wobei die nichträuberischen Taxa gegenüber den räuberischen deutlich überwogen. Nur 8% machten im Mittel die Trichopteren aus, wobei die Philopotamidae als häufigste Familie innerhalb der Köcherfliegen auftraten. Denselben Anteil am Nahrungsspektrum nahmen die Dipteren ein, bei denen die Simuliidae und die Chironomidae dominant in Erscheinung traten. Alle übrigen Großgruppen (Nematoda, Decapoda, Amphipoda, Odonata, Sialidae und Coleoptera) gemeinsam machten im Mittel nur 3,5% der Nährtiere aus.

Was im Vergleich dazu die mittleren Volumenanteile in den Fischmägen betrifft, zeigt sich, dass die Anteile der Ephemeropteren aufgrund ihrer geringeren Körpergröße zu Gunsten der Trichopteren stärker in den Hintergrund treten; Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen nehmen in Hinblick auf das Volumen des Mageninhalts etwa gleich große Anteile ein (Abb. 64).

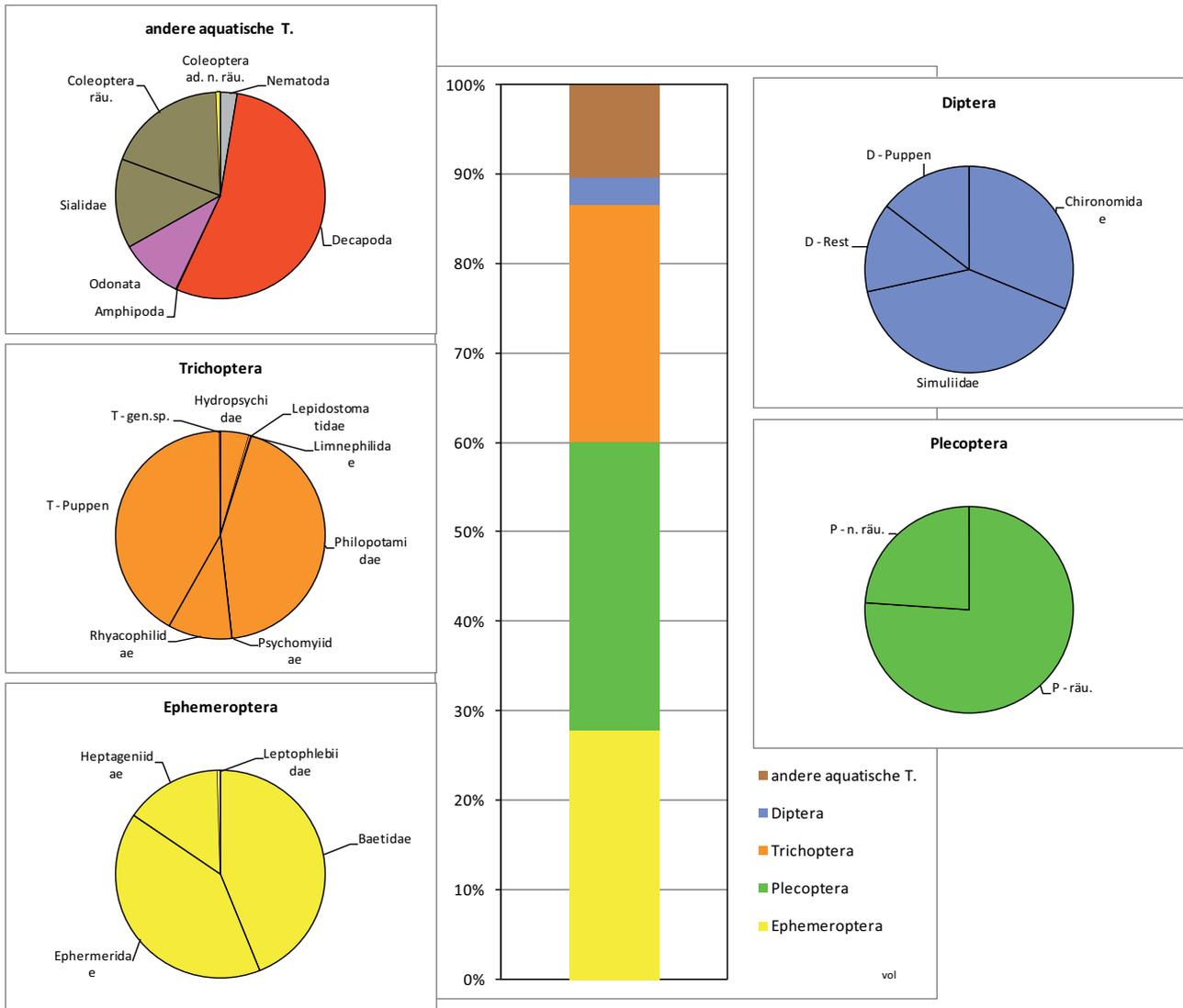


Abb. 64 Volumenanteile der nachgewiesenen Großgruppen, gemittelt über alle 22 untersuchten Fischmägen.

6.8 Nährtierpräferenzen bei verschiedenen Altersklassen

Die verschiedenen Altersklassen der untersuchten Aalrutten zeigten deutlich unterschiedliche Präferenzmuster. Die weitaus größte Anzahl verschiedener Taxa wurde in den Mägen der 2⁺-Aalrutten gefunden (Abb. 65).

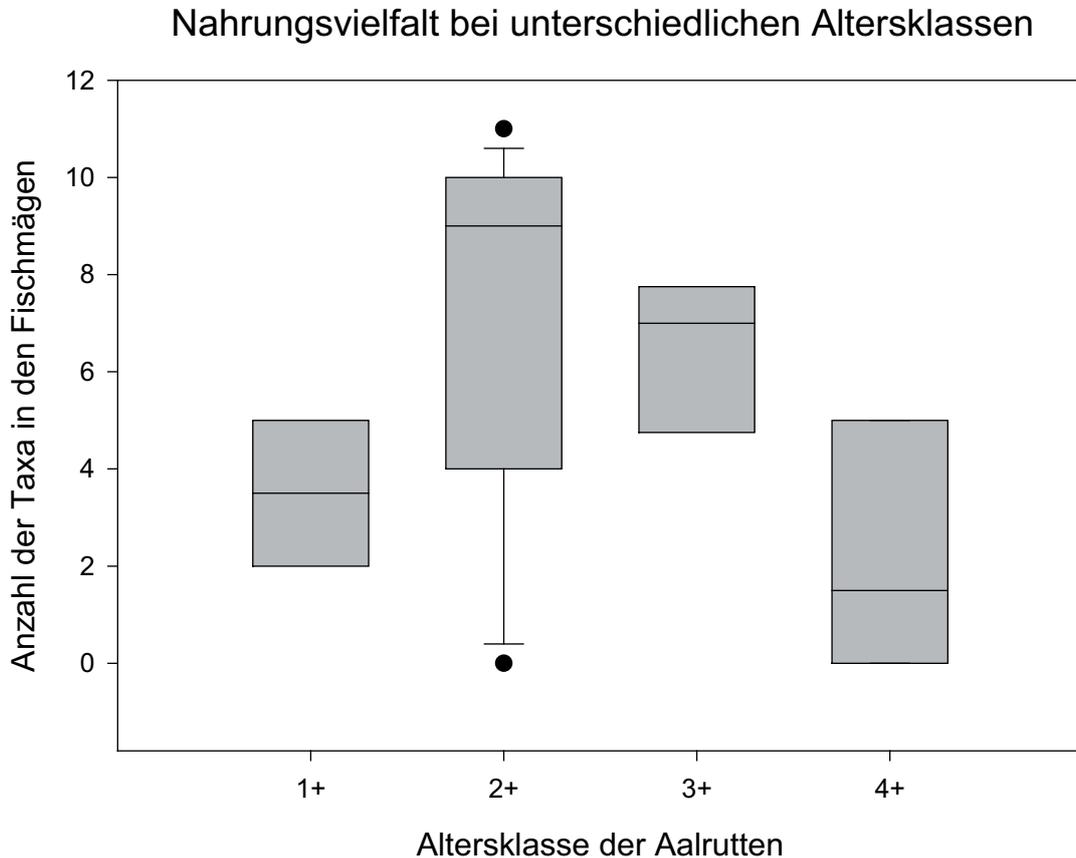


Abb. 65 Nahrungsvielfalt bei den Altersklassen 1⁺ bis 4⁺ (5⁺ und 7⁺ nicht dargestellt, da hier jeweils nur ein Individuum untersucht wurde).

Einige Wirbellosengruppen wurden nur in den Mägen von Fischen einer einzigen Altersklasse nachgewiesen. So fanden sich beispielsweise Nematoden, Amphipoden, Leptophlebiidae, Odonaten, Sialidae, Lepidostomatidae, Limnephilidae und nicht näher bestimmbare Dipteren ausschließlich in den Mägen von 2⁺ Fischen, nicht-räuberische Coleopteren und Psychomyiidae nur in 3⁺ Aalrutten, dekapode Krebse nur in 7⁺ Fischen – allerdings muss hier angeführt werden, dass diese Tiergruppen in derart geringen Zahlen in Erscheinung getreten sind, dass daraus kein allgemeingültiges Muster abgeleitet werden kann.

Sehr wohl kann jedoch eine Aussage zu den Baetiden getroffen werden, die insgesamt das häufigste Taxon in den Fischmägen darstellten und eine markante Verteilung innerhalb der Altersklassen erkennen ließen. Von den 235 insgesamt in den Mägen gefundenen Baetiden wurde

keine einzige in 1⁺ Aalrutten nachgewiesen, 96,6% fanden sich im Mittel in den Mägen von 2⁺ Fischen, 7,3% in 3⁺ Individuen, 1,2% in 4⁺ Aalrutten, und wieder keine einzige in 5⁺ oder 7⁺ Fischen (0).

Verteilung der Nährtiergruppe Baetidae auf die untersuchten Altersklassen der Aalrutte

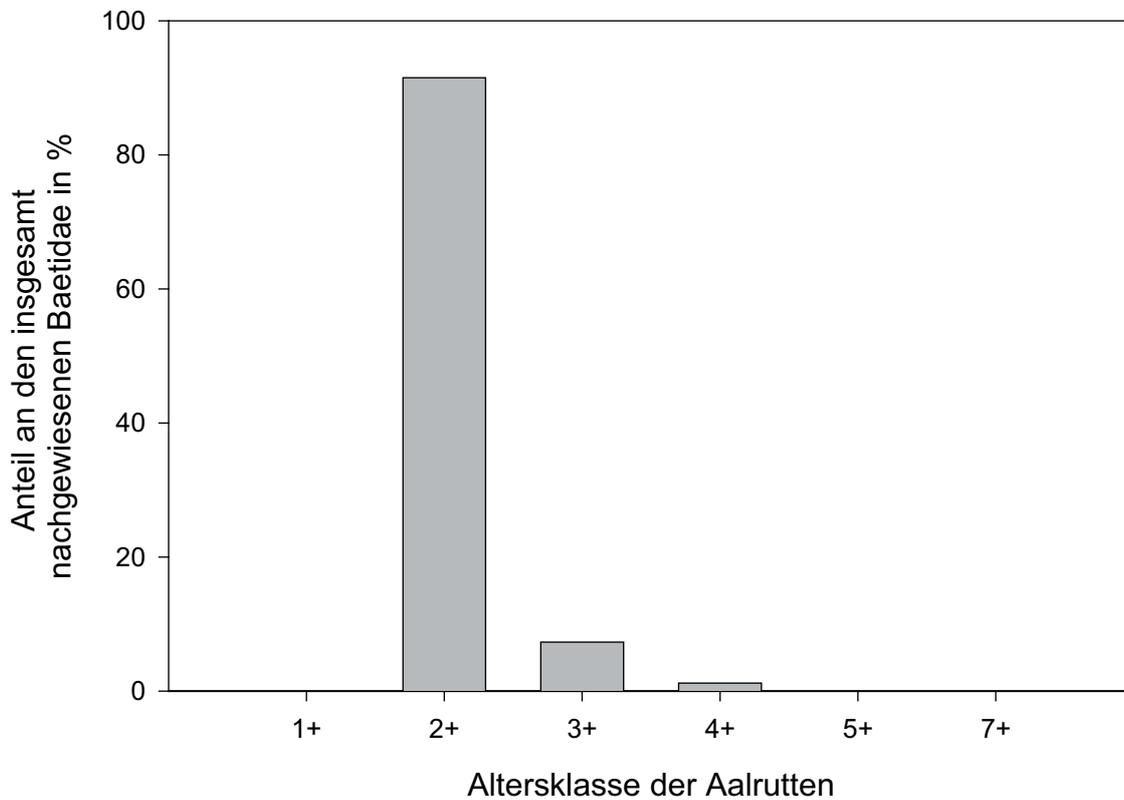


Abb. 66 Verteilung der Baetiden auf die verschiedenen Altersklassen der Aalrutte im Kleinen Kamp.

Eine synoptische Gegenüberstellung der Prozentanteile, mit denen eine bestimmte Wirbellosengruppe in den Mägen der jeweiligen Altersklassen im Mittel gefunden wurde (Abb. 67), zeigt, dass 2⁺ Aalrutten in den Magenanalysen das bei weitem breiteste Nahrungsspektrum aufwiesen. Von den insgesamt 25 differenzierbaren Taxa wurden 22 in den Mägen von Tieren dieser Altersklasse nachgewiesen. Acht Taxa wurden ausschließlich in 2⁺ Fischen gefunden. Sechs weitere Nährtiergruppen traten zwar auch in anderen Altersklassen in Erscheinung, hatten ihren Schwerpunkt aber in den 2⁺ Aalrutten.

Die 2⁺ Fische wiesen also das breiteste Nahrungsspektrum aller untersuchten Altersklassen auf. Eine eindeutige Präferenz konnte nur bei den Baetidae festgestellt werden, die offensichtlich von den 2⁺ Aalrutten gezielt und bevorzugt aufgenommen werden, ansonsten ernährt sich dieses Altersstadium offenbar recht unselektiv von einer breiten Bandbreite von Nahrungsorganismen.

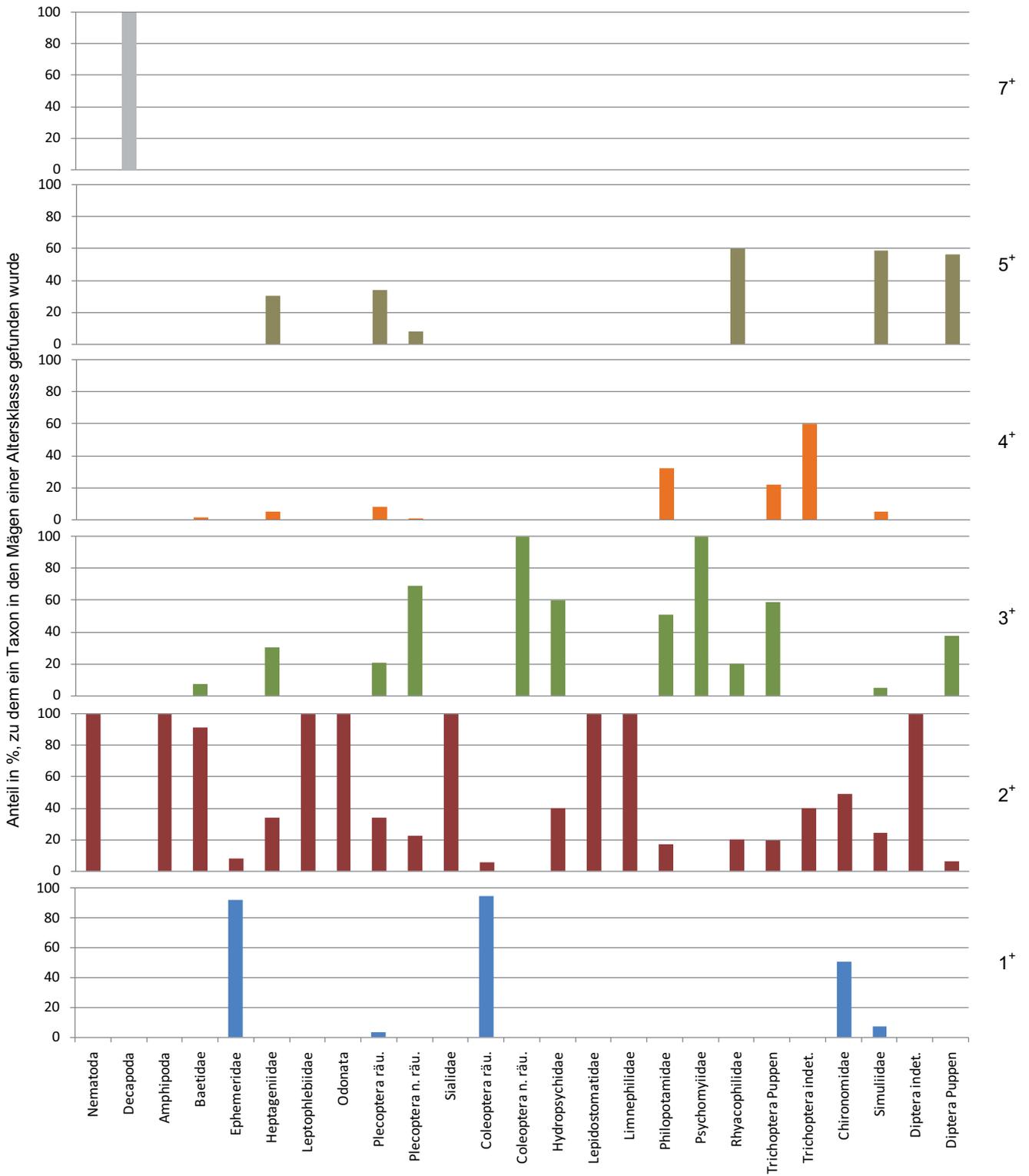


Abb. 67 Verteilung der identifizierbaren Wirbellosengruppen auf die nachgewiesenen Altersklassen der Aalrutten im Kleinen Kamp. Altersklassen am rechten Rand des Diagramms.

Die vorliegenden Ergebnisse stellen eine erste vage Abschätzung des Ernährungsverhaltens der Aalrutte im Kleinen Kamp dar. Für eine statistisch abgesicherte Auswertung fehlen derzeit aber breite Datengrundlagen. So kann beispielsweise eine seriöse Aussage über tatsächliche Nahrungspräferenzen nur dann gemacht werden, wenn Daten über die zahlenmäßige Verteilung der Makrozoobenthosgemeinschaften im Kleinen Kamp vorliegen.

7 DISKUSSION

Das **Vorkommen** der Aalrutte im System des Kleinen Kamp ist aus Sicht der Bewirtschafter grundsätzlich erfreulich und soll jedenfalls erhalten und - wo möglich - gefördert werden.

Die, in Fischerkreisen häufig vertretene Meinung, die Aalrutte sei ein besonders heftiger Bruträuber und würde den Forellenbeständen schaden, kann auf Basis der aktuellen Befischungsergebnisse keinesfalls bestätigt werden. Im Gegenteil zeigen die beiden Diagramme in Abb. 68, dass in den quantitativ befischten Untersuchungsstrecken der Altersaufbau des nicht durch Besatz „gestützten“ Bachforellenbestandes einer völlig natürlichen Populationsstruktur entspricht.

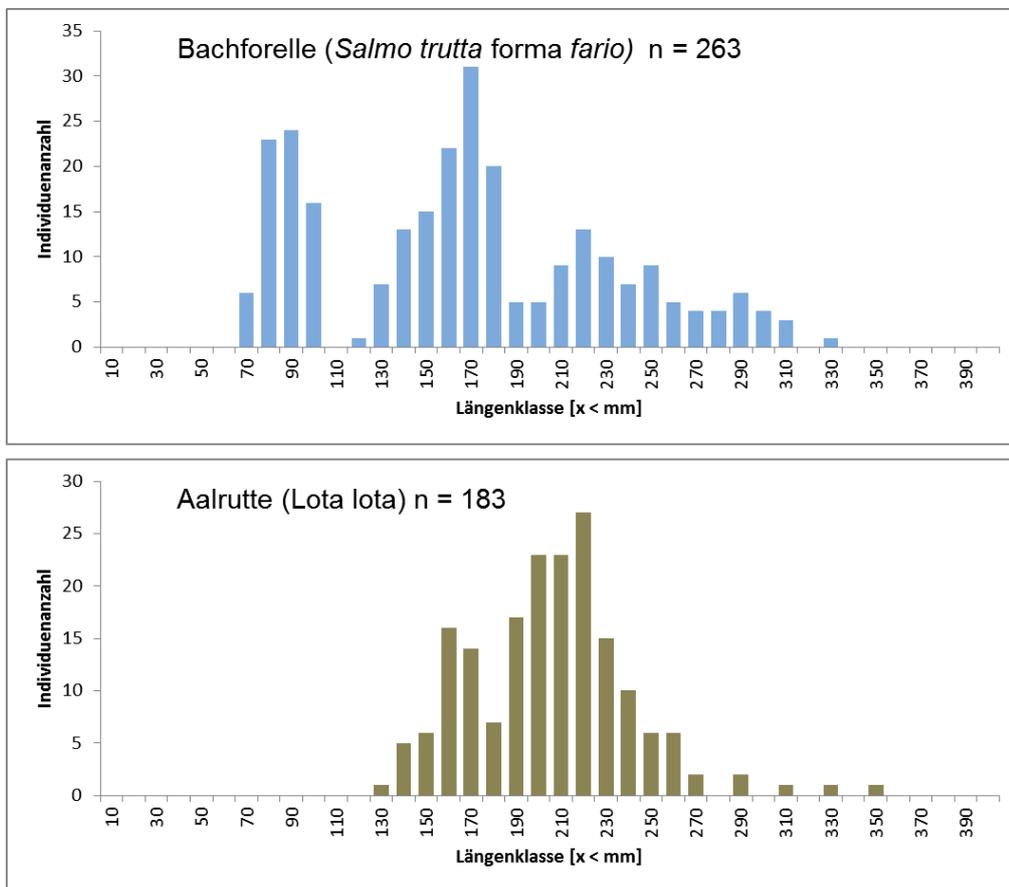


Abb. 68 Die Bestände von Bachforelle und Aalrutte in den, im Jahr 2011 quantitativ befischten Strecken im Kleinen Kamp (gepoolte Daten)

Auch die Magenanalysen zeigten, dass die Aalrutten nur sehr wenig Fisch fressen. Von den 22 im Labor detailliert untersuchten Tieren hatte kein einziges einen Fisch im Magen, während einer Laichfähigkeitsüberprüfung im Freiland wurden in einer etwa 23 cm großen Aalrutte zwei juvenile Bachforellen vorgefunden.

Aus dem Längen-Häufigkeits-Diagramm der Aalrutte ist aber auch ersichtlich, dass es im Jahr 2011 nicht gelungen ist, 0⁺ Individuen, also knapp einjährige Tiere aus dem Winter 2010/11 nachzuweisen. Nach einer Studie von HOFFMANN & FISCHER (2001) teilen sich 0⁺ und 1⁺ Jahrgänge der Aalrutten nicht dieselben Habitate sondern kommen sehr strikt voneinander getrennt vor. Mögliche Erklärung hierfür ist die Verringerung des Risikos von Kannibalismus. Da die zitierte Studie sich hauptsächlich mit den Uferzonen eines großen Voralpensees beschäftigt ist fragwürdig, inwiefern die Erkenntnisse auf ein kleines Fließgewässer wie den Kleinen Kamp übertragbar sind. Es erscheint jedoch nicht unwahrscheinlich, dass eine gewisse Habitatselektivität zur Vermeidung von Kannibalismus auch in Fließgewässern gegeben ist. Eine andere mögliche Erklärung für die fehlenden 0⁺ Jahrgänge sind Hochwässer zu „unpassenden“ Zeiten, etwa im Winter bzw. frühen Frühjahr, da Rutteneier aufgrund ihrer eingelagerten Ölkugel und Rutenlarven aufgrund ihrer pelagischen Lebensweise sehr leicht verdriftet werden. Weiter flussabwärts befindliche und für flussaufwärts wandernde adulte und subadulte Individuen unüberwindliche Migrationshindernisse führen somit zu einer Ausdünnung des Bestandes in den oberen Gewässerregionen.

Es zeigt sich auch in den Befischungsergebnissen kein eindeutiger Hinweis hinsichtlich der Größenverteilung der Aalrutten in den einzelnen Gewässern. Es ist weder möglich, aus den Daten ein häufigeres Vorkommen beispielsweise größerer Tiere in bestimmten Gewässer(abschnitten), noch eine saisonal abhängige Verteilung eindeutig zu erkennen. Ein, allerdings aufgrund der geringen Individuenzahlen sehr vager Trend lässt kleinere Exemplare eher in den flussabwärtigen Befischungsstrecken auftauchen.

Betrachtet man die relativen Anteile der einzelnen Arten am Realfang, so sind folgende Veränderungen über die Untersuchungsjahre feststellbar (Abb. 69). Im Gesamtergebnis, dem Mittelwert aus allen befischten Strecken, zeigt sich ein deutlich geringerer Bachforellenbestand im Jahr 2011 im Vergleich zu den Ergebnissen der Jahre 2006 und 2007. Gleichzeitig zeigen die Ergebnisse der Aalrutte einen stetig steigenden Trend mit den höchsten Fangraten im Jahr 2011.

Es sei darauf hingewiesen, dass diese Mittelwerte aus zum Teil unterschiedlichen Strecken gebildet wurden, und daher seriös nur ein Trend ablesbar ist.

2011 KLK01				2007 KLK01				2006 KLK01			
nicht befischt				nicht befischt				Fischart	n	[N/ha]	[kg/ha]
								Bachforelle	132	1408	70,1
								Aalrutte	0	0	0,0
								Koppe	11	n.b.	n.b.
								Äsche	2	21	1,1
								Gesamt	145	1429	71,2
2011 KLK02				2007 KLK02				2006 KLK02			
nicht befischt				Fischart	n	[N/ha]	[kg/ha]	Fischart	n	[N/ha]	[kg/ha]
				Bachforelle	240	1525	49,6	Bachforelle	211	1538	37,8
				Aalrutte	12	76	2,5	Aalrutte	21	153	3,8
				Koppe	43	n.b.	n.b.	Koppe	24	n.b.	n.b.
				Äsche	3	19	0,6	Äsche	5	36	0,9
2011 KLK02-2				2007 KLK02-2				2006 KLK02-2			
Fischart	n	[N/ha]	[kg/ha]	nicht befischt				nicht befischt			
Bachforelle	52	848	57,4								
Aalrutte	28	455	17,2								
Koppe	12	n.b.	n.b.								
Äsche	0	0	0,0								
Gesamt	92	1303	74,7								
2011 KLK03				2007 KLK03				2006 KLK03			
Fischart	n	[N/ha]	[kg/ha]	Fischart	n	[N/ha]	[kg/ha]	Fischart	n	[N/ha]	[kg/ha]
Bachforelle	89	1071	75,5	Bachforelle	106	1629	100,1	Bachforelle	51	782	46,0
Aalrutte	43	524	23,3	Aalrutte	51	784	48,1	Aalrutte	42	644	38,0
Koppe	61	n.b.	n.b.	Koppe	38	n.b.	n.b.	Koppe	15	n.b.	n.b.
Äsche	0	0	0,0	Äsche	0	0	0,0	Äsche	0	0	0,0
Gesamt	193	1595	98,9	Gesamt	195	2413	148,2	Gesamt	108	1426	84,0
2011 KLK04				2007 KLK04				2006 KLK04			
nicht befischt				Fischart	n	[N/ha]	[kg/ha]	nicht befischt			
				Bachforelle	134	1122	62,1				
				Aalrutte	11	92	5,1				
				Koppe	19	n.b.	n.b.				
				Äsche	0	0	0,0				
								Gesamt	164	1214	67,2
2011 KLK05				2007 KLK05				2006 KLK05			
Fischart	n	[N/ha]	[kg/ha]	Fischart	n	[N/ha]	[kg/ha]	nicht befischt			
Bachforelle	48	562	40,9	Bachforelle	59	649	36,7				
Aalrutte	65	761	47,4	Aalrutte	60	660	37,3				
Koppe	12	n.b.	n.b.	Koppe	8	n.b.	n.b.				
Äsche	0	0	0,0	Äsche	0	0	0,0				
Gesamt	125	1323	88,3	Gesamt	127	1309	74,0				
2011 KLK05-1				2007 KLK05-1				2006 KLK05-1			
Fischart	n	[N/ha]	[kg/ha]	nicht befischt				nicht befischt			
Bachforelle	74	951	52,2								
Aalrutte	47	605	33,6								
Koppe	1	n.b.	n.b.								
Äsche	0	0	0,0								
Gesamt	122	1556	85,9								
2011 KLK06				2007 KLK06				2006 KLK06			
nicht befischt				Fischart	n	[N/ha]	[kg/ha]	Fischart	n	[N/ha]	[kg/ha]
				Bachforelle	187	2306	44,0	Bachforelle	152	998	33,4
				Aalrutte	0	0	0,0	Aalrutte	0	0	0,0
				Koppe	31	n.b.	n.b.	Koppe	33	n.b.	n.b.
				Äsche	0	0	0,0	Äsche	0	0	0,0
2011 KLK07				2007 KLK07				2006 KLK07			
nicht befischt				Fischart	n	[N/ha]	[kg/ha]	nicht befischt			
				Bachforelle	152	1855	72,8				
				Aalrutte	0	0	0,0				
				Koppe	5	n.b.	n.b.				
				Äsche	0	0	0,0				
								Gesamt	157	1855	72,8
Befischung 2011 (Mittelwert aus 4 Strecken)				Befischung 2007 (Mittelwert aus 6 Strecken)				Befischung 2006 (Mittelwert aus 4 Strecken)			
Fischart	n	[N/ha]	[kg/ha]	Fischart	n	[N/ha]	[kg/ha]	Fischart	n	[N/ha]	[kg/ha]
Bachforelle	66	858	56,5	Bachforelle	146	1514	60,9	Bachforelle	137	1182	46,8
Aalrutte	46	586	30,4	Aalrutte	22	269	15,5	Aalrutte	16	199	10,5
Koppe	22	n.b.	n.b.	Koppe	24	n.b.	n.b.	Koppe	21	n.b.	n.b.
Äsche	0	0	0,0	Äsche	1	3	0,1	Äsche	2	14	0,5
Gesamt	133	1444	86,9	Gesamt	193	1786	76,5	Gesamt	175	1395	57,8

Abb. 69 Überblick über alle, in den Jahren 2006, 2007 und 2012 quantitativ befischten Strecken im Kleinen Kamp

Die vorliegende Untersuchung brachte einerseits ein deutlich differenzierteres Bild über die **Verbreitung** der Aalrutte im System des Kleinen Kamp, als bis dato vorhanden war. Es wurde die durchgehende Besiedelung des Kleinen Kamp vom Zusammenfluss mit dem Großen Kamp flussaufwärts bis zur Stieglitzmühle, des Lohnbaches flussaufwärts bis zum Lohnbachfall und im Edelbach bis zum Beginn eines natürlichen Schluchtbereiches weit im Oberlauf dokumentiert (Abb. 55).

Aus diesen Ergebnissen lässt sich recht eindeutig ablesen, dass die aktuellen Verbreitungsgrenzen der Aalrutte im System des Kleinen Kamp offensichtlich durch Migrationshindernisse, natürliche wie auch künstlich errichtete, definiert werden. Um der Aalrutte die Möglichkeit zu geben, den Kleinen Kamp weiter flussaufwärts zu besiedeln, sollte unbedingt die aktuell sehr unbefriedigende Migrationssituation an der Stieglitzmühle saniert werden. Dazu sind jedenfalls die Errichtung einer auf die Bedürfnisse der Aalrutte abgestimmte Organismenwanderhilfe und die ausreichende Dotation der Restwasserstrecke erforderlich.

Auch an den anderen aktuell unpassierbaren künstlichen Querbauwerken muss die Wiederherstellung des Längskontinuums für die aquatische Fauna im Vordergrund stehen. Damit wird auch der Ausdünnung der Bestände infolge Abwanderung und nicht mehr möglicher Kompensationswanderung flussaufwärts entgegengewirkt. Auch die natürliche Wiederbesiedelung, möglicherweise durch ein Schadensereignis geschädigter Gewässerabschnitte wird dadurch wieder ermöglicht. Die Wiederherstellung der Längsdurchwanderbarkeit hat nicht nur für die Aalrutte, sondern auch für die gesamte Fischfauna eine besonders hohe Bedeutung und ist daher prioritär voranzutreiben.

Hinsichtlich der Aalrutten-Verbreitung im System wäre auch noch die Untersuchung einiger Zuflüsse in den Oberläufen zur Detektion möglicher (Rest-)Bestände von Interesse.

Die **Wassertemperatur** ist für die meisten aquatischen Organismen ein besonders wichtiger Taktgeber für den Beginn gewisser Entwicklungs- oder Verhaltenszeiträume (GUMPINGER et al. 2010). Die an einigen ausgewählten Standorten parallel durchgeführten Temperaturaufzeichnungen erbrachten keine Ergebnisse, die die aktuelle Verteilung der Aalrutten erklären würden. An allen Stellen wurde die aus der Literatur als entscheidend herangezogene Wassertemperatur von 4°C exakt am gleichen Tag, dem 12.11.2011 erreicht. Selbst der kurz darauf folgende Wärmeeinbruch zwischen dem 04.12. und dem 06.12.2011 verlief in allen Messpunkten gleich.

Die Dauer der Kältephase erstreckte sich vom 12.11.2011 bis etwa Mitte März 2012, wobei vermutlich in Abhängigkeit von der Schneebedeckung des jeweiligen Einzugsgebietes die Temperaturanstiegsphase um bis zu zwei Wochen differiert.

Insgesamt wurden für die **Altersbestimmung** 22 Aalrutten aus unterschiedlichen Größenklassen entnommen. Da die Tiere im Oktober entnommen wurden, sind sie bei jeweiliger Zuordnung zu einem Jahrgang tatsächlich recht knapp am nächstälteren. Ein 1⁺ Fisch ist daher tatsächlich fast zwei Jahre alt.

Nichtsdestotrotz gelang kein Nachweis von 0+-Fischen, also von Tieren, die im Winter 2010/11 geboren wurden. An diese Altersklasse anschließend konnten sechs Jahrgänge nachgewiesen werden, ältere Tiere fehlten wiederum. Dies legt die Vermutung nahe, dass die älteren Tiere sukzessive in flussabwärtige, größere Gewässer(abschnitte) abwandern. Eine ausgeprägte Laichwanderung oder Laichzusammentreffen konnten im Kleinen Kamp und seinen Zuflüssen weder von größeren, noch von jungen, aber schon geschlechtsreifen Aalrutten beobachtet werden.

Dass es zwischen den Altersklassen zum Teil Überschneidungen in den Körpergrößen gibt, unterstreicht, dass die Verfügbarkeit, Qualität und Quantität der Nahrung im generell sehr kargen Lebensraum des Kleinen Kamp-Systems einen besonders hohen Einfluss auf das Wachstum hat.

Bei den **Mageninhaltsanalysen** zeigte sich, dass im Prinzip alle Altersstadien der Aalrutte Plecopteren und Simuliidae fressen, ohne dass eine Präferenz innerhalb der Altersstadien zu erkennen wäre. Überraschend ist die Verteilung der Nährtiergruppen bei den 1⁺ Fischen. Hier wurden hauptsächlich Ephemerae und räuberische Coleoptera gefunden, und dies noch dazu mit einer ausgeprägten Präferenz. Warum gerade diese relativ großwüchsigen Organismen vorrangig in den Mägen der jüngsten Altersstadien gefunden wurden, ist mit der vorliegenden Datenbasis nicht zu erklären. Klarer und auch nachvollziehbarer ist hingegen die Verteilung der Chironomidae, die nur in den beiden jüngsten Altersklassen zu finden waren. Diese kleinwüchsigen Dipteren, die vor allem im Kieslückenraum leben, dürften wegen der geringen Kosten-Nutzen-Relation für größere Aalrutten keine interessante Nahrungsquelle sein. Im Gegensatz dazu fanden sich die ebenfalls kleinwüchsigen, aber auf Steinoberflächen und somit sehr leicht erreichbar lebenden Simuliiden in den Mägen aller Altersklassen von 1⁺ bis 5⁺.

Erwähnenswert ist jedenfalls auch, dass der einzige gefundene Dekapode sich im Magen eines 7⁺ Fisches befunden hat. Da nur ein einziger Fisch dieser Altersklasse untersucht wurde, kann daraus keine allgemeingültige Aussage abgeleitet werden, aber es liegt auf der Hand, dass derart große Nahrungsorganismen erst ab einer bestimmten Körpergröße erbeutet werden können.

8 AUSBLICK

Eine wichtige Konsequenz aus den aktuellen Untersuchungen muss sicherlich die Herstellung der longitudinalen Durchgängigkeit an der Stieglitzmühle sein. Die Errichtung einer funktionsfähigen Organismenwanderhilfe einerseits die weitere Verbreitung der Aalrutte in flussaufwärtige Bereiche fördern, andererseits auch die Vernetzung der Populationen der anderen Fischarten, allen voran der Bachforelle wiederherstellen.

Um etwas mehr über die Laichplätze der Aalruttenpopulation des Kleinen Kamp in Erfahrung bringen zu können, müssten einige Tiere mit Sendern versehen werden, um ihre Migrationsbewegungen verfolgen zu können. Allerdings muss bei dieser Art von Untersuchung mit einem recht hohen technischen und finanziellen Aufwand gerechnet werden. Die möglichen Erkenntnisse aus einer solchen Untersuchung sind allerdings mit Sicherheit von wissenschaftlichem Interesse, da sich in der internationalen Literatur keine entsprechenden Publikationen zu Aalruttenpopulationen in so verhältnismäßig kleinen Fließgewässern finden.

9 LITERATUR

ALLEN K.R. (1951): The Horokiwi Stream – a study of a trout population. New Zealand Marine Department. Fisheries Bulletin 10, pp. 231.

AMUNDSEN P.A., H.M. GABLER & F.J. STALDVIK (1996): A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data – modification of the Costello (1990) method. Journal of Fish Biology 48: 607-614.

ARNDT S.K.A. & J. HUTCHINSON (2000): Characteristics of burbot spawning in a tributary to Columbia Lake, British Columbia, over a four-year period, pages 48-60. In: V. L. Paragamian and D. W. Willis, editors. Burbot: Biology, ecology, and management. American Fisheries Society, Fisheries Management Section, Publication Number 1, Bethesda, Maryland.

BAILEY M.M. (1972): Age, growth, reproduction, and food of the burbot, *Lota lota* (Linnaeus), in Southwestern Lake Superior. Transactions of the American Fisheries Society 101: 667-674.

BAXTER J., C. SPENCE & M. NEUFELD (2002a): Kootenay Lake Burbot Studies Progress 2000-2001. B.C. Ministry of Water, Land, and Air Protection report for Habitat Conservation Trust Fund and the Bonneville Power Administration.

- BEETON A.M. (1956): Food habits of the burbot (*Lota lota lacustris*) in the White River, a Michigan trout stream. *Copeia* 1956:58-60.
- BERNATCHEZ L. & J.J. DODSON (1991): Phylogeographic structure in mitochondrial DNA of the lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) and its relation to Pleistocene glaciations. *Evolution* 45: 1016-1035.
- BILLINGTON N. & P.D.N. HEBERT (1988): Mitochondrial DNA variation in Great lakes walleye populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 45: 643-654.
- BISHOP F.G. (1975): Observations of the fish fauna of the Peace River in Alberta. *Canadian Field-Naturalist* 89: 423-430.
- BJORN E.E. (1940): Preliminary observations and experimental study of the ling, *Lota maculosa* (LeSueur) in Wyoming. *Transactions of the American Fisheries Society* 69:192-196.
- BOAG T.D. (1989): Growth and fecundity of burbot, *Lota lota* L., in two Alberta lakes. Master's Thesis, University of Alberta, Edmonton.
- BONAR S. A., L.G. BROWN, P.E. MONGILLO, K. WILLIAMS (2000): Biology, Distribution and management of Burbot (*Lota lota*) in Washington State. *Northwest Science* Vol. 74, No.2, 2000.
- BONDE T. & J.E. MALONEY (1960): Food habits of burbot. *Transactions of the American Fisheries Society* 89(4):374-376.
- BREESER S.W., F.D. STEARNS, M.W. SMITH, R.L. WEST & J.B. REYNOLDS (1988): Observations of movements and habitat preferences of burbot in an Alaskan glacial river system. *Transactions of the American Fisheries Society* 117:506-509.
- BRUESEWITZ R.E. (1990): Population dynamics and movement of burbot (*Lota lota*) in Western Lake Michigan and Green Bay, M.S. Thesis. University of Wisconsin. Stevens Point. Wisconsin.
- CAHN A.R. (1936): Observations on the breeding of the lawyer, *Lota lota maculosa*. *Copeia* 1936: 163-165.
- CARL G.C., W.A. CLEMENS & C.C. LINDSEY (1959): The Freshwater Fishes of British Columbia. British Columbia Provincial Museum, Handbook No. 5, Victoria.
- CARL L.M. (1992): The response of burbot (*Lota lota*) to change in lake trout (*Salvelinus namaycush*) abundance in Lake Opeongo, Ontario. *Hydrobiologia* 243/244: 229-235.
- CARLANDER K. D. (1969): Handbook of Freshwater Fishery Biology. Volume 1, the Iowa State University Press. Ames. Iowa. USA.

- CAVENDER, T.M. (1986): Review of the fossil history of North American freshwater fishes. In: The Zoogeography of North American Freshwater Fishes (eds C.H. Hocutt and E.O. Wiley). John Wiley and Sons, New York, NY, pp. 699–724.
- CHEN L. (1969): The biology and taxonomy of the burbot, *Lota lota leptura*, in interior Alaska. Bio. paper of the University of Alaska. The Allen Press.
- CHISOLM I., M.E. HENSLER, B. HANSEN & D. SKAAR (1989): Quantification of Libby Reservoir levels needed to maintain or enhance reservoir fisheries: summary report 1983-1985. U.S. Department of Energy, Bonneville Power Administration, Division of Fish and Wildlife, Portland, OR.
- CLADY M.D. (1976): Distribution and abundance of larval ciscoes, *Coregonus artedii*, and burbot, *Lota lota*, in Oneida Lake. Journal of Great Lakes Research 2:2343-247.
- CLEMENS H.P. (1951a): The food of the burbot, *Lota lota maculosa* (lesueur) in Lake Erie. Transactions of the American Fisheries Society 80: 56-66.
- CLEMENS H.P. (1951b): The growth of the burbot, *Lota lota maculosa*, (lesueur) in Lake Erie. Transactions of the American Fisheries Society 80: 163-173.
- DE LURY D.B. (1947): On the estimation of biological populations. Biometrics 3: 145-167.
- DILLEN A., J. COECK, D. MONNIER (2008): Habitat use and seasonal migrations of burbot in Lowland Rivers in North France. In Paragamian & Bennett (2008) Burbot: Ecology, Management and Culture. American Fisheries Society Symposium 59.
- EDSALL T.A., G.W. KENNEDY & W.H. HORNS (1993): Distribution, abundance, and resting microhabitat of burbot on Julian's Reef, southwestern Lake Michigan. Transactions of the American Fisheries Society 122: 560-574.
- EVENSON M.J. (1990): Age and length at sexual maturity of burbot in the Tanana River, Alaska. Alaska Department of Fish and Game, Fishery Manuscript No. 90-2, Juneau, Alaska.
- EVENSON M.J. (1993) : A summary of abundance, catch per unit effort, and mean length estimates of burbot sampled in the rivers of interior Alaska, 1986-92. Alaska Department of Fish and Game, Division of Sport Fisheries, Fishery Data Series 93-15, Juneau, Alaska.
- EVENSON M.J. (2000): Reproductive traits of burbot in the Tanana River, Alaska. Pages 61-70, In: V. L. Paragamian and D.W. Willis, editors. Burbot: biology, ecology, and management. American Fisheries Society, Fisheries Management Section, Publication Number 1, Bethesda, Maryland.
- FARKAS J. (1993): Zur Biologie der Aalrutte in der oberen Drau und ihren Nebengewässern. Carinthia II, 183/103 Jahrgang, Seite 593-612.

- FISCHER P. (1999): Otolith microstructure during the pelagic, settlement and benthic phases in burbot. *Journal of Fish Biology* 54: 1231-1243.
- FISCHER P. & R. ECKMANN (1997): Spatial distribution of littoral fish species in a large European lake, Lake Constance, Germany. *Archiv für Hydrobiologie* 140: 99-116.
- FISHER S.J. (2000): Early life history observations of burbot utilizing two Missouri river Backwaters. In Paragamian & Willis (2000) *Burbot: Biology, Ecology and Management*. Publication Number 1, Fisheries Management Section of the American Fisheries Society.
- GHAN D. & W.G. SPRULES (1991): Distribution and abundance of larval and juvenile burbot (*Lota lota*) in Oneida Lake, New York. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung der Limnologie* 24: 2377-2381.
- GHAN, D. & W.G. SPRULES (1993): Diet, prey selection and growth of larval and juvenile burbot *Lota lota* (L.). *Journal of Fish Biology* 42:47-64.
- GREWE P.M. & P.D.N. HEBERT (1988): Mitochondrial DNA diversity among brood stocks of the Lake trout *Salvelinus namaycush*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 45: 2114-2122.
- GUMPINGER, C., S. HÖFLER, K. BERG & C. SCHEDER (2010): Water temperature as an applicable parameter with a high indicative value for the general condition of a river-ecosystem, drawing on the example of the River Trattnach in Upper Austria. – In: *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research 10 - The Wetlands Diversity 2010*, 1-14.
- GUNTHER A. (1862): *Catalogue of fishes of the British Museum*. Vol. 4. British Museum, London.
- GUTHRUF J., S. GERSTER & P.A. TSCHUMI (1990): The diet of burbot (*Lota lota* L.) in Lake Biel, Switzerland. *Archiv für Hydrobiologie* 119: 103-114.
- HACKNEY P.A. (1973): Ecology of burbot (*Lota lota*) with special reference to its role in the Lake Opeongo fish community. Doctoral Dissertation, University of Toronto, Canada.
- HANSON J.M. & S.U. QADRI (1980): Morphology and diet of young-of t-the year burbot, *Lota lota*, in the Ottawa River. *Canadian Field naturalist* 90(3):311-314.
- HATFIELD C.T., N. STEIN, M. R. FALK & C. S. JESSOP (1972): *Fish resources of the Mackenzie River valley*, Vol. II. Environment Canada, Fisheries Service, Winnipeg, Manitoba, Canada.
- HAUNSCHMID R., W. HONSIG-ERLENBURG, R. PETZ-GLECHNER, S. SCHMUTZ, N. SCHOTZKO, T. SPINDLER, G. UNFER & G. WOLFRAM (2006a): *Fischbestandserhebung in Fließgewässern. Methodik – Handbuch*. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft (download), Wien, pp. 39.

- HAUNSCHMID R., G. WOLFRAM, T. SPINDLER, W. HONSIG-ERLENBURG, R. WIMMER, A. JAGSCH, E. KAINZ, K. HEHENWARTER, B. WAGNER, R. KONECNY, R. RIEDMÜLLER, G. IBEL, B. SASANO & N. SCHOTZKO (2006b): Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft. 23, Wien, pp. 104.
- HEWSON L.C. (1955): Age, maturity, spawning, and food of burbot, *Lota lota*, in Lake Winnipeg. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 12: 930-940.
- HINTERHOFER M., K. PINTER & G. UNFER (2008): Fischereiliches Managementkonzept Kleiner Kamp. Niederösterreichische Landesregierung, Abteilung Naturschutz. Wien. 59 pp.
- HIRTH W. (2012): Die Nahrungsökologie der Äsche (*Thymallus thymallus*) und Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) in drei anthropogen beeinflussten Gewässerabschnitten der Drau und Möll. Diplomarbeit, am Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, pp. 91.
- HOFMANN, N. & P. FISCHER (2001): Seasonal changes in abundance and age structure of burbot *Lota lota* (L.) and stone loach *Barbatula barbatula* (L.) in the littoral zone of a large pre-alpine lake. Ecology of Fresh Water Fish 2/2001, Seite 21-25.
- HOLZER, G. G. UNFER, C. GUMPINGER, M. HINTERHOFER, S. GUTTMANN & K. PINTER (2011): Der Verein „Die Bewirtschaftler stellt den Fisch des Jahres 2011 vor: Die Aalrutte (*Lota lota*). Österreichs Fischerei Jahrgang 64/2011, Seite 254-268.
- HONSIG-ERLENBURG W. & T. FRIEDL (1999): Rote Liste Kärnten. Naturschutz in Kärnten 15: 121 – 132, Klagenfurt 1999.
- HUBBS C.L. & L.P. SCHULTZ (1941): Contributions to the ichthyology of Alaska with descriptions of two new fishes. University of Michigan Museum of Zoology, Occasional Papers 431, Ann Arbor.
- HYSLOP E.J. (1980): Stomach contents analysis – a review of methods and their application. Journal of Fish Biology 17: 411-429.
- JACKSON J.R.; A.J. VANDEVALK & J.L. FORNEY (2008): Long-term trends in burbot abundance in Oneida Lake, New York: Life at the southern edge of the range in an era of climate change. In Paragamian & Bennett (2008) Burbot: Ecology, Management and Culture. American Fisheries Society Symposium 59.
- JAGER T., W. NELLEN, W. SCHOFER & F. SHODJAL (1981): Influence of salinity and temperature on early life stages of *Coregonus albula*, *C. lavaretus*, *R. rutilus*, *L. lota*. Pages 345-348, In: Lasker, R. and K. Sherman editors. The early life-history of fish: recent studies. Rapports et Procesvebaux des Reunions Conseil International Pour l'Exploration de la Mer 178, Woods Hole.

- JONES D.R., J.W. KICENIUK & O.S. BAMFORD (1974): Evaluation of the swimming performance of several fish species from the Mackenzie River. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 31:1641-1647.
- KAINZ E. & H.P. GOLLMAN (1996): Laichgewinnung, Erbrütung und erste Aufzuchtversuche bei Aalrutten (*Lota lota*). *Österreichs Fischerei* 49:154-160.
- KERESZTESSY K. (1984): Studies on the age and growth rate of burbot (*Lota lota* L.), lecture on the 6th congress of the Hungarian Biological Society, 1984.
- KIRILLOV A.F. (1988): Burbot, *Lota lota*, of Vilyuysk Reservoir. *Journal of Ichthyology* 28:49-55.
- Kootenai Tribe of Idaho Fish and Wildlife Department (2005): KVRI Burbot Committee. 2005. Kootenai River/Kootenay Lake Conservation Strategy. Prepared by the Kootenai Tribe of Idaho with assistance from S. P. Cramer and Associates. 77pp.
- LAWLER G.H. (1963): The biology and taxonomy of the burbot, *Lota lota*, in Heming Lake Manitoba. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 29: 417-433.
- LELEK A. (1980): Threatened freshwater fishes of Europe. Council of Europe, Nature and Environment Series No. 18, Strasbourg.
- LINDSEY C.C. (1956): Distribution and taxonomy of fishes in the Mackenzie drainage in British Columbia. *J. Fish. Res. B. of Can.* 13: 759-789.
- MAGNIN E. & C. FREDETTE (1977): Croissance et regime alimentaire de la lotte, *Lota lota* (Linnaeus, 1758), dans divers lacs et rivieres de Quebec. *Naturaliste Canadian* 104: 207-222.
- MARTIN A.D. (1976): Kootenay Lake burbot fishery. Unpublished report. British Columbia Fish and Wildlife, Nelson.
- MCCRIMMON H.R. (1959) : Observations of burbot spawning in Lake Simcoe, Ontario. *Journal of Wildlife Management* 23:447-449.
- MCCRIMMON H.R. & D.E. DEVITT (1954): Winter studies on the burbot, *Lota lota lacustris*, of Lake Simcoe, Ontario. *Canadian Fish-Culturist* 16: 34-41.
- MCPHAIL J.D. & C.C. LINDSEY (1970): Freshwater fishes of northwest Canada and Alaska. Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 173, Ottawa.
- MCPHAIL J.D. & V.L. PARAGAMIAN (2000): Burbot biology and life history. Pages 11-23, In: V.L. Paragamian and D.W. Willis, editors, Burbot Biology, Ecology, and Management. Publication Number 1, Fisheries Management Section of the American Fisheries Society, Spokane, Washington, USA.

- MESHKOV M.M. (1967): Developmental stages of the burbot (*Lota lota* (L.)). *Voprosy Ikhtiologii i Gidrobiologii Vodmenov* 62: 181-194. (in Russian, English translation in Zoology Reprint Library, University of Toronto).
- MILLER. D. D. (1970): A life history study of burbot in Boysen Reservoir. Ring Lake and Trail Lake. Part II Wyoming Game and Fish Commission Completion Report. Dingell-Johnson Project F 41-R-2. Lander Wyoming.
- MIKSCHI E. & WOLFRAM-WAIS (1999): Rote Liste Niederösterreich. Herausgegeben vom Amt der NÖ Landesregierung Abteilung Naturschutz & Abteilung Agrarrecht in Zusammenarbeit mit der Fischsammlung des Naturhistorischen Museums.
- MORAN P.A.P. (1951): A mathematical theory of animal trapping. *Biometrika* 38 (3/4): 307 – 311.
- MORROW J.E. (1980): The freshwater fishes of Alaska. Alaska Northwest Publishing, Anchorage, Alaska.
- MUELLER K. (1982): Seaward migration of juvenile fish species in the Bothnian Sea. *Archiv für Hydrobiologie* 95: 271-282.
- MÜLLER W. (1960): Beiträge zur Biologie der Quappe (*Lota lota*) nach Untersuchungen in den Gewässern zwischen Elbe und Oder. *Zeitschrift für und deren Hilfswissenschaften*. Deutsche Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, Berlin.
- MÜLLER W. (1961): New research concerning burbot (*Lota lota*). *Deutsche Fischereizeitung* 8: 43-47.
- MUTH K.M. (1973): Population dynamics and life history of burbot, *Lota lota* (Linnaeus), in Lake of the Woods, Minnesota. Unpublished MS Thesis. University of Minnesota.
- NAGY S. (1985): The food of burbot (*Lota lota*, L.) in the Turiec River. *Zivocisna-vyroba* 30: 943-952 (in Czech with an English summary).
- NELICHIK V.A. (1978): Morphometric features of the burbot (*Lota lota*) of the upper Tuloma Reservoir. *Journal of Ichthyology* 18:756-164.
- NELSON J.S. & M.J. PAETZ: (1992): The Fishes of Alberta. University of Alberta Press, Edmonton and Calgary.
- NIKOLSKY G.V. (1954): Special ichthyology. (English translation by Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem).
- PARAGAMIAN V.L. (2000): The effects of variable flows on burbot spawning migrations in the Kootenai River, Idaho, USA, and British Columbia, Canada. Pages 111-123, In: V. L. Paragamian

and D. W. Willis, editors. Burbot: biology, ecology, and management. American Fisheries Society, Fisheries Management Section, Publication Number 1, Bethesda, Maryland.

PARAGAMIAN V. L. & D. H. BENNETT (2008): Burbot: Ecology, Management, and Culture. American Fisheries Society, Symposium 59, pp. 270.

PARKER J.F., W.D. POTTERVILLE & D.R. BERNARD (1987): Stock assessment and biological characteristics of burbot in lakes of interior Alaska during 1986. Alaska Department of Fish and Game Fishery Data Series No. 14. Alaska

PATZNER R.A. & R. RIEHL (1993): Die Eier heimischer Fische: Rutte, *Lota lota* L. (1758). Österreichs Fischerei, Jahrgang 45, Seite 235-238.

PÄÄKKÖKEN J.P., M. LAITINEN, T.J. MARJOMÄKI (2000): Total Activity of burbot *Lota lota* measured with a bioelectronic monitoring system: Seasonal differences in activity length. In Paragamian & Willis (2000) Burbot: Biology, Ecology and Management. Publication Number 1, Fisheries Management Section of the American Fisheries Society.

PERCY R. (1975): Fishes of the outer Mackenzie Delta. Environment Canada, Beaufort Sea Project, Technical Report No. 8, Winnipeg.

POWELL M., PARAGAMIAN V.L. & J. DUNNIGAN (2008): Mitochondrial Variation in Western North American burbot with special Reference to the Kootenai River in Idaho and Montana. In Paragamian & Bennett (2008) Burbot: Ecology, Management and Culture. American Fisheries Society Symposium 59.

PREBLE E.A. (1908): Fishes of the Athabasca-Mackenzie Region. US Biological Survey, North American Fauna 27:502-515.

PULLIAINEN E. & K. KORHONEN (1990): Seasonal changes in condition indices in adult mature and non-maturing burbot, *Lota lota* (L.), in northeastern Bothnian Bay, northern Finland. Journal of Fish Biology 36: 251-259.

PULLIAINEN E. & K. KORHONEN (1993): Does the burbot, *Lota lota*, have rest years between normal spawning seasons? J. of Fish Biology 43: 355-362.

RAWSON D.S. (1951): Studies of fishes of Great Slave Lake. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 8: 207-240.

ROACH S.M. & M.J. EVENSON (1993): A geometric approach to estimating and predicting fecundity of Tanana River burbot. Alaska Department of Fish and Game, Fishery Data Series No. 93-38, Juneau.

- ROBINS C.R. & E.E. DUEBLER (1955): The life-history and systematic status of the burbot, *Lota lota lacustris* (Walbaum), in the Susquehanna River system. New York State Museum and Science Service Circular 39, Albany.
- RYDER R.A. & J. PESENDORFER (1992): Food, growth, habitat, and community interactions of young of-the-year burbot, *Lota lota* (L.) in a Precambrian Shield lake. *Hydrobiologia* 243/244:211-227.
- SANDBLUND O.T., L. KLYVE & T.F. NAESJE (1985): Growth, habitat and food of the burbot, *Lota lota*, in Lake Mjøesa. *Fauna Blindern* 38: 37-43 (in Norwegian with English Summary).
- SCHRAM S.T. (2000): Seasonal movement and mortality estimates of burbot in Wisconsin waters of western Lake Superior. Pages 90-95, In: V.L. Paragamian and D.W. Willis editors, *Burbot Biology, Ecology, and Management*. Publication Number 1, Fisheries Management Section of the American Fisheries Society, Spokane, Washington, USA.
- SCOTT W.B. & E.J. CROSSMAN (1973): *Freshwater Fishes of Canada*. Bulletin 184. Fisheries Research Board of Canada. Large-scale sucker: *Catostomus macrocheilus* Girard. Pages 544-547 in *Freshwater Fishes of Canada*.
- SEBER, G. A. F.; LE CREN, E. D., 1967: Estimating population parameters from catches large relative to the population. *J. Anim. Ecol.* 36, 631–643.
- SIMPSON, J.C. & R.L. WALLACE (1978): *Fishes of Idaho*. University of Idaho Press, Moscow.
- STAPANIAN M. A., V. L. PARAGAMIAN, C. P. MADENJIAN, J. R. JACKSON, J. LAPPALAINEN, M. J. EVENSON & M. D. NEUFELD (2010): Worldwide status of burbot and conservation measures. *Fish and Fisheries*, 2010, 11, 34–56.
- STUBY L. (2000): Age Validation of burbot otoliths with oxytetracycline marks from the water supply reservoir at Fort Knox, Alaska. Alaska Department of Fish and Game, Fishery Data Series No. 00-41, pp. 22.
- TAYLOR E.B. & J.J. DODSON (1994): A molecular analysis of relationships and biogeography within a species complex of holarctic fish (*Osmerus*). *Molecular Ecology*: 235-248.
- TAYLOR J. L. (1997): The early life history and ecology of Columbia Lake Burbot. Thesis for the degree of Master of Science. University of British Columbia, Department of Zoology, pp. 79.
- TAYLOR, J.L. & MCPHAIL, J.D. (2000): Temperature, development, and behavior in the early life history of burbot from Columbia Lake, British Columbia. Pages 30-37, In: V.L. Paragamian and D.W. Willis, editors, *Burbot Biology, Ecology and Management*. Publication Number 1, Fisheries Management Section of the American Fisheries Society, Spokane, Washington, USA.

- VAN HOUTD, J.K., HELLEMANS, B. AND VOLCKAERT, F.A.M. (2003): Phylogenetic relationships among Palearctic and Nearctic burbot (*Lota lota*): Pleistocene extinctions and recolonization. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 29, 599–612.
- VUGHT I., A.S. HARZEVILI, J. AUWERX, D. CHARLEROY (2008): Aspects of reproduction and larviculture of burbot under hatchery conditions. In Paragamian & Bennett (2008) *Burbot: Ecology, Management and Culture*. American Fisheries Society Symposium 59.
- WANG N. & A. APPENZELLER (1998): Abundance, depth distribution, diet composition and growth of perch (*Perca fluviatilis*) and burbot (*Lota lota*) larvae and juveniles in the pelagic zone of Lake Constance. *Ecology of Freshwater Fish* 7: 176-183.
- WOLFRAM G. & E. MIKSCHI (2007): Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. In: Zulka K.P. (Red): *Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs, Teil 2. Grüne Reihe des Lebensministeriums Band 14/2*. Böhlau-Verlag, Wien, Köln, Weimar. Seite 61-198.
- WOLFRAM G. & E. MIKSCHI (2002): *Rote Liste der gefährdeten Neunaugen und Fische des Burgenlandes*. Studie im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung: 75 pp.
- ZIPPIN C. (1956): An evaluation of the removal method of estimating animal populations. *Biometrics* 12 (2): 163 – 189.
- ZIPPIN C. (1958):. The removal method of population estimation. *The journal of Wildlife Management* 22 (1): 82 – 90.

10 ABBILDUNGS- UND TABELLENVERZEICHNIS

Abbildungen

Abb. 1: Das Einzugsgebiet des Kamp liegt nördlich der Donau im Waldviertel (grün: System des Kleinen Kamp).....	5
Abb. 2: In den von gemächlichen Fließgeschwindigkeiten geprägten Mäanderstrecken finden sich Makrophyten	7
Abb. 3: Lage der Temperatursonden im Untersuchungsgebiet.....	8
Abb. 4: Einbringen einer Temperatursonde.....	9
Abb. 5: Das Befischungsteam, bestehend aus fünf Personen, im Einsatz.....	10
Abb. 6: Längenmessung bei einer Aalrutte.....	11
Abb. 7: Beispiel eines Längenfrequenzdiagrammes (UNFER & JUNGWIRTH 2005).	13
Abb. 8: Befischung im Edelbach (07.10.2011) Befischung im Kleinen Kamp (06.10.2011).....	14
Abb. 9: Schematische Darstellung eines Aalrutten-Otolithen (verändert aus STUBY 2000).....	15
Abb. 10: Interpretationsdiagramm mit typischen Nutzungskurven: (a) high between-phenotype component to niche width, (b) narrow niche width and (c) within-phenotype component (aus AMUNDSEN et al. 1996)	17
Abb. 11: Darstellung des Verlaufs der Nahrungsbedeutung (prey importance; aus AMUNDSEN et al. 1996).....	18
Abb. 12: Lage der Befischungsstrecken 1 und 2	19
Abb. 13: Lage der Befischungsstrecken 3 und 4	19
Abb. 14: Detailaufnahmen aus der Befischungsstrecke 1	20
Abb. 15: Detailaufnahmen aus der Befischungsstrecke 2	21
Abb. 16: Detailaufnahme aus der Befischungsstrecke 3	22
Abb. 17: Detailaufnahmen aus der Befischungsstrecke 4	23
Abb. 18: Bachforelle (Foto Gamerith) Abb. 19: Aalrutte (Foto Gamerith)	24
Abb. 20: Koppe (Foto Gamerith)	24
Abb. 21: Bestandsdiagramm (ohne Koppen) nach SEBER & LE CREN (1967) für die Befischungsstrecke 1	25
Abb. 22: Prozentuelle Artenverteilung des Realfangs in der Befischungsstrecke 1.	26
Abb. 23: Bestandsdiagramm (ohne Koppen) nach De Lury für die Befischungsstrecke 2	27
Abb. 24: Prozentuelle Artenverteilung des Realfangs in der Befischungsstrecke 2.	28
Abb. 25: Bestandsdiagramm (ohne Koppen) nach De Lury für die Befischungsstrecke 3	29
Abb. 26: Prozentuelle Artenverteilung des Realfangs in der Befischungsstrecke 3.	30
Abb. 27: Bestandsdiagramm (ohne Koppen) nach SEBER & LE CREN (1967) für die Befischungsstrecke 4	31

Abb. 28: Prozentuelle Artenverteilung des Realfangs in der Befischungsstrecke 4.	32
Abb. 29: Populationsstruktur der Bachforelle in der Befischungsstrecke 1	33
Abb. 30: Prozentueller Anteil der 0 ⁺ Bachforellen im Vergleich zur gesamten Population (n= 52). 33	
Abb. 31: Populationsstruktur der Aalrutte in der Befischungsstrecke 1.....	34
Abb. 32: Populationsstruktur der Koppe in der Befischungsstrecke 1.....	35
Abb. 33: Populationsstruktur der Bachforelle in der Befischungsstrecke 2	35
Abb. 34: Prozentueller Anteil der 0+ Bachforellen im Vergleich zur gesamten Population (n= 89). 36	
Abb. 35: Populationsstruktur der Aalrutte in der Befischungsstrecke 2.....	36
Abb. 36: Populationsstruktur der Koppe in der Befischungsstrecke 2.....	37
Abb. 37: Populationsstruktur der Bachforelle in der Befischungsstrecke 3	37
Abb. 38: Prozentueller Anteil der 0+ Bachforellen im Vergleich zur gesamten Population (n= 48). 38	
Abb. 39: Populationsstruktur der Aalrutte in der Befischungsstrecke 3.....	38
Abb. 40: Populationsstruktur der Koppe in der Befischungsstrecke 3.....	39
Abb. 41: Populationsstruktur der Bachforelle in der Befischungsstrecke 4	39
Abb. 42: Prozentueller Anteil der 0+ Bachforellen im Vergleich zur gesamten Population (n= 74). 40	
Abb. 43: Populationsstruktur der Aalrutte in der Befischungsstrecke 4.....	40
Abb. 44: Populationsstruktur der Bachforelle in den Befischungsstrecken 1 – 4 (gepoolt).....	41
Abb. 45: Prozentueller Anteil der 0 ⁺ Bachforellen an der Gesamtpopulation (n=263)	42
Abb. 46: Populationsstruktur der Aalrutte in den Befischungsstrecken 1 – 4 (gepoolt)	42
Abb. 47: Populationsstruktur der Koppe in den Befischungsstrecken 1 – 4 (gepoolt)	43
Abb. 48: Durchschnittliche prozentuelle Artenverteilung des Realfangs der Befischungsstrecken 1 bis 4	44
Abb. 49: Bioregionen in Österreich nach Haunschmid et al. (2006b).....	46
Abb. 50: Populationsstruktur der Bachforelle in der Befischungsstrecke 2, in den Jahren 2006, 2007 und 2011	55
Abb. 51: Populationsstruktur der Aalrutte in der Befischungsstrecke 2, für die Jahre 2006, 2007 und 2011	56
Abb. 52: Prozentuelle Artenverteilung des Realfangs in der Befischungsstrecke 3: (a) 2007, (b) 2011	57
Abb. 53: Populationsstruktur der Bachforelle in der Befischungsstrecke 3 für die Jahre 2007 und ... 2011	58
Abb. 54: Populationsstruktur der Aalrutte in der Befischungsstrecke 3 für 2007 und 2011	58
Abb. 55 Kartografische Darstellung aller Untersuchungsgewässer bzw. Aalruttenachweise	75
Abb. 56 Die Längenverteilung aller im Lohnbach gefangenen Aalrutten (qualitative Erhebung) ...	76
Abb. 57 Die Längenverteilung der am 06.10.2011 im Edelbach gefangenen Aalrutten (qualitative Erhebung)	77
Abb. 58 Übersichtskarte über die qualitativen Befischungen im Edelbach	78
Abb. 59 Die Temperaturentwicklung an allen Messpunkten vom 06./07.10.2011 bis 11.05.2012 (Tagesmittelwerte).....	79

Abb. 60	Die Temperaturentwicklung an allen Messpunkten vom 15.11.2011 bis 15.12.2011 (Tagesmittelwerte).....	80
Abb. 61	Individuendichten der differenzierbaren Nährtiergruppen in den Mägen der 22 untersuchten Aalrutten	90
Abb. 62	Volumenanteile der differenzierbaren Nährtiergruppen in den Mägen der 22 untersuchten Aalrutten.	91
Abb. 63	Abundanzen der nachgewiesenen Großgruppen, gemittelt über alle 22 untersuchten Fischmägen.....	92
Abb. 64	Volumenanteile der nachgewiesenen Großgruppen, gemittelt über alle 22 untersuchten Fischmägen.....	93
Abb. 65	Nahrungsvielfalt bei den Altersklassen 1 ⁺ bis 4 ⁺ (5 ⁺ und 7 ⁺ nicht dargestellt, da hier jeweils nur ein Individuum untersucht wurde).	94
Abb. 66	Verteilung der Baetiden auf die verschiedenen Altersklassen der Aalrutte im Kleinen Kamp.....	95
Abb. 67	Verteilung der identifizierbaren Wirbellosengruppen auf die nachgewiesenen Altersklassen der Aalrutten im Kleinen Kamp. Altersklassen am rechten Rand des Diagramms.....	96
Abb. 68	Die Bestände von Bachforelle und Aalrutte in den, im Jahr 2011 quantitativ befischten Strecken im Kleinen Kamp (gepoolte Daten).....	98
Abb. 69	Überblick über alle, in den Jahren 2006, 2007 und 2012 quantitativ befischten Strecken im Kleinen Kamp	100

Tabellen

Tab. 1:	Die abiotischen Parameter der Befischungsstrecke 1 (KLK 02-2).....	20
Tab. 2:	Die abiotischen Parameter der Befischungsstrecke 2 (KLK 03)	21
Tab. 3:	Die abiotischen Parameter der Befischungsstrecke 3 (KLK 05).....	22
Tab. 4:	Die abiotischen Parameter der Befischungsstrecke 4 (KLK 05-1).....	23
Tab. 5:	Die insgesamt nachgewiesenen Fischarten	24
Tab. 6:	Die in Befischungsstrecke 1 nachgewiesenen Fischarten.....	25
Tab. 7:	Bestandsschätzung für die Befischungsstrecke 1 (KLK02-2); n = Realfang; N = geschätzte Individuenzahl in der Befischungsstrecke; -pro 100 m; -pro Hektar; kg/ha = geschätzte Biomasse pro Hektar; n. b. = nicht berechnet.....	26
Tab. 8:	Die in Befischungsstrecke 2 nachgewiesenen Fischarten.....	27
Tab. 9:	Bestandsschätzung für die Befischungsstrecke 2; n = Realfang; N = geschätzte Individuenzahl in der Befischungsstrecke; -pro 100 m; -pro Hektar; kg/ha = geschätzte Biomasse pro Hektar; n.b. = nicht berechnet.....	28
Tab. 10:	Die in Befischungsstrecke 3 nachgewiesenen Fischarten.....	29

Tab. 11:	Bestandsschätzung für die Befischungsstrecke 3; n = Realfang; N = geschätzte Individuenzahl in der Befischungsstrecke; -pro 100 m; -pro Hektar; kg/ha = geschätzte Biomasse pro Hektar; n.b. = nicht berechnet.....	30
Tab. 12:	Die in Befischungsstrecke 4 nachgewiesenen Fischarten.....	31
Tab. 13:	Bestandsschätzung für die Befischungsstrecke 4; n = Realfang; N = geschätzte Individuenzahl in der Befischungsstrecke; -pro 100 m; -pro Hektar; kg/ha = geschätzte Biomasse pro Hektar; n.b. = nicht berechnet.....	32
Tab. 14:	Mittelwerte der berechneten Fischbestände aus allen 4 Befischungsstrecken	43
Tab. 15:	Durchschnittlicher, geschätzter Anteil an fangfähigen Individuen der Bachforelle pro 100m für die Befischungsstrecken 1 - 4; Kamp = Brittelmaß die Bewirtschafter; NÖ = Brittelmaß Niederösterreich; N/100m = geschätzte Durchschnittspopulation; ff. N/100m = fangfähige Individuen; % = Anteil der Fangfähigen.....	44
Tab. 16:	Fischleitbilder für den Kleinen Kamp (nach HAUNSCHMID et al. 2006b bzw. adaptiert nach HINTERHOFER et al. 2008; rot / l = Leitfischart, orange / b = typische Begleitart, gelb / s = seltene Begleitart).....	45
Tab. 17:	FIA-Bewertung nach HAUNSCHMID et al. (2006b) und angepasst nach HINTERHOFER et al. (2008) für das Metarhithral in der Bioregion 9.....	47
Tab. 18:	Übersicht der Befischungsstrecken der Jahre 2006, 2007 und 2011.....	53
Tab. 19:	Bestandsschätzungen für Bachforelle, Aalrutte und Gesamtindividuen aller Arten für die Jahre 2006, 2007 und 2011 für die Befischungsstrecke 2; N/ha = berechnete Individuenzahl pro Hektar; kg/ha = geschätzte Biomasse pro Hektar.....	54
Tab. 20:	Bestandsschätzungen für Bachforelle, Aalrutte und Gesamtindividuen aller Arten für die Jahre 2007 und 2011 in der Befischungsstrecke 3. N/ha = berechnete Individuenzahl pro Hektar; kg/ha = geschätzte Biomasse pro Hektar.....	56
Tab. 21	Übersicht über die Elektrofischungen zur Erfassung der Aalrutten-Verbreitung im System des Kleinen Kamp	74
Tab. 22	Altersbestimmung der Aalrutten aus dem System des Kleinen Kamp.....	81