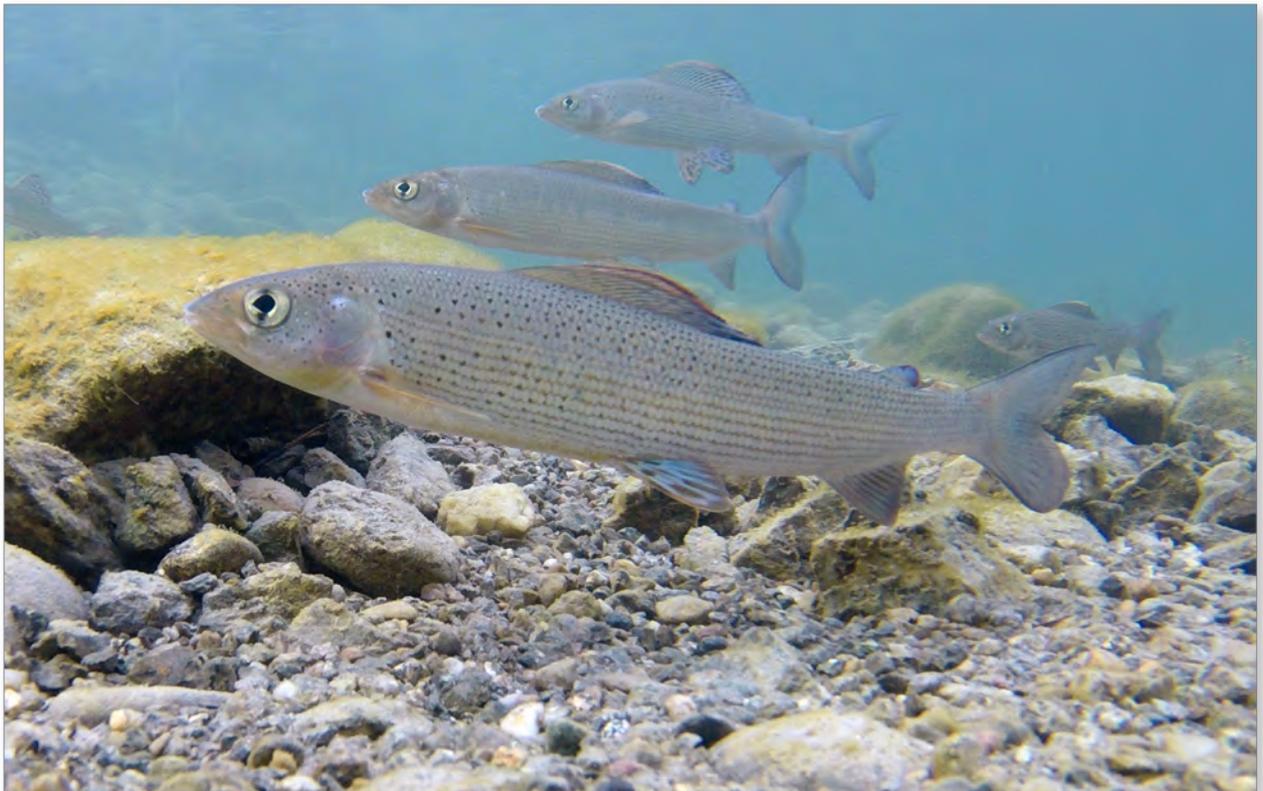


Grundlagenstudie

Zeitliche Entwicklung der Äschenpopulationen im Hochrhein vom Untersee bis Eglisau



2021



WFN
WASSER • FISCH • NATUR • AG

WFN – Wasser Fisch Natur AG

Brunnmattstrasse 15
3007 Bern

031 533 50 20
info@wfn.ch

Bearbeitung	Martina Breitenstein Luca Hoppler	WFN - Wasser Fisch Natur AG Brunnmattstrasse 15 3007 Bern
Auftraggeber	Kantonaler Fischereiverband SH (KFVSH) Fischereiverwaltungen der Kantone SH, TG, ZH	
Begleitgruppe (in Fliessrichtung)	Patrick Wasem Roman Kistler Dario Moser Stefan Eglauf / Mirco Müller Lukas Bammatter Edi Oswald	Jagd- und Fischereiverwaltung SH Jagd- und Fischereiverwaltung TG Jagd- und Fischereiverwaltung TG Fischereiaufsicht TG Fischerei- und Jagdverwaltung ZH Fischereiaufsicht ZH
Titelbild	© WFN	

Zitiervorschlag:

WFN 2021: Zeitliche Entwicklung der Äschenpopulationen im Hochrhein zwischen Untersee und Eglisau. Grundlagenstudie im Auftrag des kantonalen Fischereiverbandes Schaffhausen und der Kantone Schaffhausen, Thurgau und Zürich. 78 S.

Inhalt

Zusammenfassung	1
1 Einleitung	
1.1 Ausgangslage	3
1.2 Die Äschenfischerei am Hochrhein	4
1.3 Zielsetzung und Fragestellungen	6
2 Datengrundlagen und Analysen	
2.1 Äschenpopulation	
2.1.1 Fangerträge	7
2.1.2 Bestandeskontrollen im Steinerwasser	8
2.1.3 Laichfischfänge	9
2.1.4 Äschenlarvenkartierungen	10
2.2 Einflussfaktoren	11
3 Entwicklung der Äschenpopulation	
3.1 Fangerträge der Angelfischer	
3.1.1 Relativer Fangerfolg der Bootsfischer Diessenhofen	12
3.1.2 Vergleich der Hektarerträge zwischen den Rhein-Abschnitten	13
3.2 Bestandeskontrollen bei Stein am Rhein	
3.2.1 Relativer Fangerfolg (CPUE)	15
3.2.2 Jahrgangsstärken	18
3.2.3 Altersstruktur	19
3.2.4 Alter und Körperlänge	20
3.2.5 Länge, Gewicht und Kondition	23
3.2.6 Geschlechterverhältnis	25
3.3 Laichfischfänge	
3.3.1 Ertrag und relativer Fangerfolg	26
3.3.2 Altersstruktur auf den Laichplätzen und Geschlechtsreife	28
3.4 Äschenlarvenkartierungen (Fortpflanzungserfolg)	
3.4.1 Zeitliche Entwicklung der Äschenlarvendichten	29
Stein bis Diessenhofen (TG / SH)	29
Rheinau bis Rüdlingen (ZH / SH)	29
3.4.2 Räumlich-zeitliche Verteilung	31
Stein am Rhein bis Rheinfall (TG / SH)	31
Rheinau bis Rüdlingen (ZH / SH)	34
3.4.3 Vergleich mit anderen Populationen in der Schweiz	36

4 Analyse verschiedener Einflussfaktoren

4.1 Abfluss	37
4.2 Wassertemperatur	41
4.3 Wasserqualität	46
4.4 Habitatqualität & Vernetzung	47
4.5 Nahrungsangebot	50
4.6 Kormoran	53
4.7 Krankheiten	62
4.8 Schifffahrt und Freizeitnutzung	64
4.9 Fischereiliche Bewirtschaftung / Nutzung	67

5 Synthese

5.1 Zusammenfassende Beurteilung	71
5.2 Empfehlungen	74

6 Literaturverzeichnis	76
------------------------	----

Zusammenfassung

Die Äschenpopulation zwischen Bodensee (Untersee) und Rüdlingen galt einst als die grösste der Schweiz. Aktuell ist sie infolge verschiedenster Einflussfaktoren stark gefährdet und musste nach dem grossen Fischsterben während dem Hitzesommer 2018 erneut durch ein mehrjähriges Fangmoratorium geschützt werden (gilt voraussichtlich bis 2023).

In den letzten Jahrzehnten wurden im Rahmen verschiedenster kantonaler Überwachungsprogramme und externer Gutachten zahlreiche Daten im Zusammenhang mit den Äschen des Hochrheins gesammelt. Im Rahmen der vorliegenden Grundlagenstudie wurden viele dieser Daten zusammengetragen und einzelne ausgewählte Themenkomplexe detaillierter analysiert. Der Bericht soll als Unterstützung bei der Ausarbeitung zukünftiger Handlungsempfehlungen für ein nachhaltiges Management der Äschenbestände im Hochrhein dienen.

Als Basis für die Studie wurden die Daten der Fangerträge (Netzzüge, Angelfischerei), der standardisierten Bestandeskontrollen (Steinerwasser), der Laichfischfänge und Äschenlarvenkartierungen ausgewertet. So konnte die historische **Entwicklung der Äschenpopulation** inklusive deren **Kennwerte** (Grösse, Altersstruktur, Fortpflanzungserfolg, Kondition etc.) dokumentiert werden. Um diese Ergebnisse in einen grösseren Kontext zu setzen und besser interpretieren zu können, wurde eine Auswahl an möglichen **Faktoren, welche Einfluss auf die Bestandesentwicklung** haben könnten, analysiert.

Nach dem Massensterben im Hitzesommer 2003 wurde ein Fangmoratorium bis Ende April 2007 verhängt. Die Fangzahlen der standardisierten **Netzzüge im Steinerwasser** zeigten, dass sich die Population 2008 wieder erholt hatte und das Niveau vor dem Hitzesommer erreichte. Nach 2009 war der relative Fangerfolg mittels Netzzügen grösseren Schwankungen unterworfen und tendenziell rückläufig. Im Zuge des zweiten Hitzesommers 2018 erfolgte jedoch wiederum ein massiver Bestandeseinbruch.

Ein ähnlicher Verlauf wurde in den **Fängen der Angelfischer** festgestellt: Nach Beendigung des Fangmoratoriums stiegen die Fangzahlen in den frei fliessenden Abschnitten des Hochrheins wieder an. Oberhalb des Rheinfalls stagnierten die Fangzahlen und ab 2011 waren diese vor allem von Stein bis Diessenhofen rückläufig. Unterhalb Rheinau (ZH) hielt die leicht positive Entwicklung an. In keinem Abschnitt wurden jedoch ähnlich hohe Fangerträge wie vor dem Hitzesommer 2003 erreicht. Es muss aber auch berücksichtigt werden, dass die Schonbestimmungen nach dem Fangmoratorium deutlich verschärft wurden.

Die **Altersstruktur** der Äschenpopulation hat sich nach dem ersten Hitzesommer 2003 verändert: Die Kontrollfänge wurden mehrheitlich von der Altersklasse 1+ dominiert, während ältere Fische – vor allem die Altersklasse 2+ – im CPUE abgenommen haben. Ausserdem sank der Anteil der Rogner in den Laichfischfängen und deren Eintritt in die Geschlechtsreife erfolgte häufiger erst im dritten statt im zweiten Lebensjahr. **Äschenlarvenzählungen** zeigen, dass sich die Äschen in «normalen» Jahren in allen freifliessenden Rhein-Abschnitten erfolgreich fortpflanzen können. Die festgestellten Dichten sind im schweizweiten Vergleich sehr hoch. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass sich der Bestand alleine aus Wildfischen rekrutieren kann. Der **Besatz** trug in Jahren mit guter natürlicher Reproduktion und entsprechend starken Kohorten wohl kaum zur Erneuerung des Bestandes bei. Es fehlen jedoch Daten für diejenigen Jahre, in welchen der Fortpflanzungserfolg durch nachteilige Umwelteinflüsse (z.B. hohe Abflüsse) beeinträchtigt wurde. Zukünftig sollten aber prioritär die **vorhandenen Lebensraumdefizite behoben** werden (Schaffung von gut strukturierten Larven- und Jungfischhabitaten und Förderung von kiesigen Laichplätzen), so dass die Naturverlaichung auch in Jahren mit suboptimalen äusseren Bedingungen ausreichend funktioniert.

Eine Zunahme von **kritischen Hochwasserereignissen** während der Embryonal- und Larval-

entwicklung im Kiesbett konnte im untersuchten Rheinabschnitt während der letzten 20 bis 30 Jahren nicht verzeichnet werden. Zugenommen haben hingegen **extreme Niedrigwasserperioden im Sommer**. In Kombination mit der **Erhöhung der Wassertemperaturen** stellen diese eine grosse Bedrohung für die Äschen im Hochrhein dar. Während den beiden Hitzesommern (2003, 2018) fiel jeweils ein Grossteil des Bestandes den hohen Wassertemperaturen zum Opfer. Durch die Erhöhung der Wassertemperatur kann zudem auch die Anfälligkeit gegenüber **Krankheiten** (geschwächte Immunabwehr) zunehmen und das Wachstum wird beeinträchtigt. So wird vermutet, dass der Ausbruch von *Saprolegnia parasitica* (2015, 2016) durch die Kombination der höheren Wassertemperaturen mit einem virulenteren Stamm in Zusammenhang stehen könnte. Hohe Mortalitäten durch *Saprolegnia parasitica* wurden mehrheitlich in diesen beiden Jahren festgestellt. Der Ausbruch könnte allerdings auch Ursache für die Dezimierung älterer Jahrgänge in den Folgejahren gewesen sein.

Die **Kormoranpräsenz** am Hochrhein variierte über die Jahre und folgte einem ähnlichen Muster wie die Bestandesschwankungen der Äschen bei Stein am Rhein. Durch die Einführung der Kormoranwache im Winter 1997/98 konnte die Verletzungsrate bei den Äschen deutlich gesenkt werden. Die Äsche blieb allerdings bis zum Hitzesommer 2018 die häufigste Beutefischart der Kormorane. Der Einfluss des **Gänsesägers** und möglicher weiterer Prädatoren, konnte im Rahmen dieser Studie nicht näher analysiert werden.

Durch einzelne **morphologische Aufwertungsmassnahmen** konnte die Habitatqualität in den letzten Jahren in einigen Uferabschnitten punktuell verbessert werden. Allerdings ist noch immer ein grosser Teil der Rheinufer monoton und hart verbaut. Das Potenzial für Revitalisierungen ist beträchtlich. Die Vernetzung mit den Seitengewässern und der Schutz von Kaltwasserrefugien hat sehr hohe Priorität. Das **Laichplatzangebot** konnte unterhalb Rheinau in den letzten Jahren durch **Kies-**

zugaben verbessert werden. Durch die Ausbreitung der invasiven Muscheln wird zudem befürchtet, dass insbesondere im Bereich des Seeausflusses die Laichplätze von den sessilen Tieren überwachsen werden und diese folglich kolmatieren. Zusätzlich kann durch die dicke Schicht an Schalenfragmenten abgestorbener Muscheln das Angebot an wertvollen kiesigen Laichplätzen der Äschen stark dezimiert werden.

Das **Nahrungsangebot** hat sich durch die Ausbreitung invasiver Neozoen im Rhein in den letzten Jahren erheblich verändert: Der Anteil der aquatischen Insektenlarven hat deutlich abgenommen, zugenommen haben hingegen vor allem Höckerflohkrebs (*Dikerogammarus villosus*), Dreikant- (*Dreissena polymorpha*) und Körbchenmuscheln (*Corbicula fluminea*). Die Filtrierer (Muscheln) und der sich räuberisch ernährende Höckerflohkrebs stehen direkt in Nahrungskonkurrenz mit den Äschen(larven). Wie sich dies auf die Äschenpopulation auswirkt, ist aktuell nicht bekannt. Ebenfalls unklar ist, welche Auswirkungen die Belastung mit Mikroverunreinigungen auf das Nahrungsangebot und den Gesundheitszustand der Äschen hat.

Mit dem bis zum letzten Fangmoratorium gültigen **Fangmindestmass** (FMM) von 30 cm wurden die Erstlaicher nicht ausreichend geschützt. Die Mehrzahl der Äschen wuchs bereits nach ihrem zweiten Sommer (1+ während der Hauptfangsaison im Herbst) in das FMM hinein und hatten sich bis dahin noch nie fortgepflanzt. Aufgrund der sich stark wandelnden Umwelteinflüsse ist eine Fortsetzung der Entnahmen durch den Menschen, die Kormorane und weiterer Prädatoren im bisherigen Umfang nicht mehr adäquat und nachhaltig. Es wird empfohlen, nach dem Moratorium wieder ein Fangfenster (mit einem höheren FMM) einzuführen und die Tages- und Jahresfangzahlen deutlich zu beschränken. Um die langfristige Wirkung der Massnahmen zu evaluieren, sollten die Bestandeskontrollen und die Altersbestimmungen zwingend fortgeführt werden.

1 Einleitung

1.1 Ausgangslage

Der Hochrhein zwischen Untersee und der Stauwurzel des Kraftwerks Eglisau-Glattfelden (Abbildung 1) beherbergte einst die grösste Äschenpopulation der Schweiz. Die immer häufigeren Hitzeperioden sowie die starke Prädation der Kormorane und Gänsesäger führten allerdings zu einem starken Populationsrückgang. Ausserdem gefährdet eine aggressive Pilzkrankheit (*Saprolegnia*) die Äschen auch in diesem Rheinabschnitt. Entsprechend hat die ehemals wichtige Äschenfischerei in diesem Rheinabschnitt stark an Bedeutung verloren. Zum Äschenbestand im Hochrhein – insbesondere zwischen Untersee und Thurmündung – wurden bereits verschiedene Studien und Untersuchungen durchgeführt. Zudem wird die Bestandesentwicklung seit mehreren Jahren durch Netzfänge, Laichfischfang, Larvenkartierungen und via die Fangzahlen der Angelfischer überwacht.

Um die fischereiliche Bewirtschaftung des Äschenbestandes zu überprüfen und gegebenenfalls anzupassen, erteilte der kantonale Fischereiverband Schaffhausen zusammen mit den Fischereiverwaltungen der drei Anstösserkantone (SH, TG, ZH) WFN – Wasser Fisch Natur AG den Auftrag, vorhandene Grundlagedaten zusammenzutragen, zu analysieren und in einem Bericht zu dokumentieren. Dieser soll als «historische Basis» für zukünftige Handlungsempfehlungen für das Management der Rhein-Äschen dienen.

Da die Fülle der Daten und die Möglichkeiten der zusätzlichen Auswertungen den Umfang dieses Auftrags sprengen würde, wurde die Wahl der zu analysierenden Themenkomplexe in Zusammenarbeit mit der Begleitgruppe etappenweise bestimmt.



Abbildung 1: Der Hochrhein und seine grössten Zuflüsse Thur und Töss zwischen dem Untersee und dem Kraftwerk Eglisau-Glattfelden.

1.2 Die Äschenfischerei am Hochrhein

Im Rhein zwischen Untersee bis zur Stauwurzel des KW Eglisau-Glattfelden befinden sich zwei Äschenstrecken von nationaler Bedeutung (Bodensee-Rheinau, Rheinau-Tössmündung, BAFU/WFN in Vorbereitung).

Von **Stein bis Diessenhofen** erstreckt sich die wohl bedeutendste Äschenstrecke. Vor der Jahrtausendwende lag der Anteil der Äschen am Gesamtfang im Mittel bei rund 80 % (HERTIG 2002). Fischereiwirtschaftlich wird dieser freifliessende Abschnitt in das «Steinerwasser» und die Fischerei der Bürgergemeinde Diessenhofen unterteilt (Abbildung 2). Unterhalb von Diessenhofen beginnt die Stauwurzel des Kraftwerks Schaffhausen, welche die vier Schaffhauser Fischereireviere «Zunft-», «Büsinger-», «Jäger-» und «Badiwasser» umfasst.

Die Fließstrecke unterhalb des **Kraftwerks Schaffhausen bis zum Rheinfall** wird in das «Flurlinger-» und «Buchhaldenwasser» unterteilt. Das kurze Verbreitungsgebiet dieser Teilpopulation wird durch das Kraftwerk Schaffhausen und den Rheinfall begrenzt. Obschon das Kraftwerk Schaffhausen über eine Fischaufstiegshilfe verfügt, überwinden Äschen dieses Hindernis praktisch nicht (FORNAT 2014).

Unterhalb des Rheinfalls folgt das «Rheinfallwasser» (SH) und die private Fischerei der Fischereigesellschaft Nohl («Nohlemerwasser») auf Zürcher Kantonsgebiet. Die Wehre der «Hauptstauhaltung» sowie der «oberen und unteren Hilfsstauhaltung» des **Kraftwerks Rheinau**, weisen aktuell noch keine Fischwanderhilfen auf. Danach folgen die ZH-Fischereireviere «Rüedifahr» und «Ellikerwasser». Das Fischereirecht der Zürcher Fischereien beschränkt sich auf die linke Stromhälfte des Rheins. Auf der gegenüberliegenden Seite wird das Fischereirecht durch Baden-Württemberg verwaltet.

Unterhalb der Thurmündung folgt mit dem «Rüdlingerwasser» das letzte Fischereirevier oberhalb der Stauwurzel des Kraftwerks Eglisau. Die Verwaltung des Fischereirechts erfolgt durch den Kanton Schaffhausen. In die Thur besteht eine freie Verbindung und ein Austausch mit den in der unteren Thur lebenden Äschen ist gewährleistet.

Das Steinerwasser ist das einzige Revier, in welchem neben der Angelfischerei auch gewerbsmässig bis 2018 mit Netzen auf Äschen gefischt wurde. In den übrigen Revieren kommen Stell- und Zugnetze nur zwecks Laichfischfang zum Einsatz. Bedingt durch das Reviersystem ist die Anzahl der Angelfischer beschränkt. Insbesondere die Anzahl der Bootsfischer oberhalb von Schaffhausen ist streng limitiert.

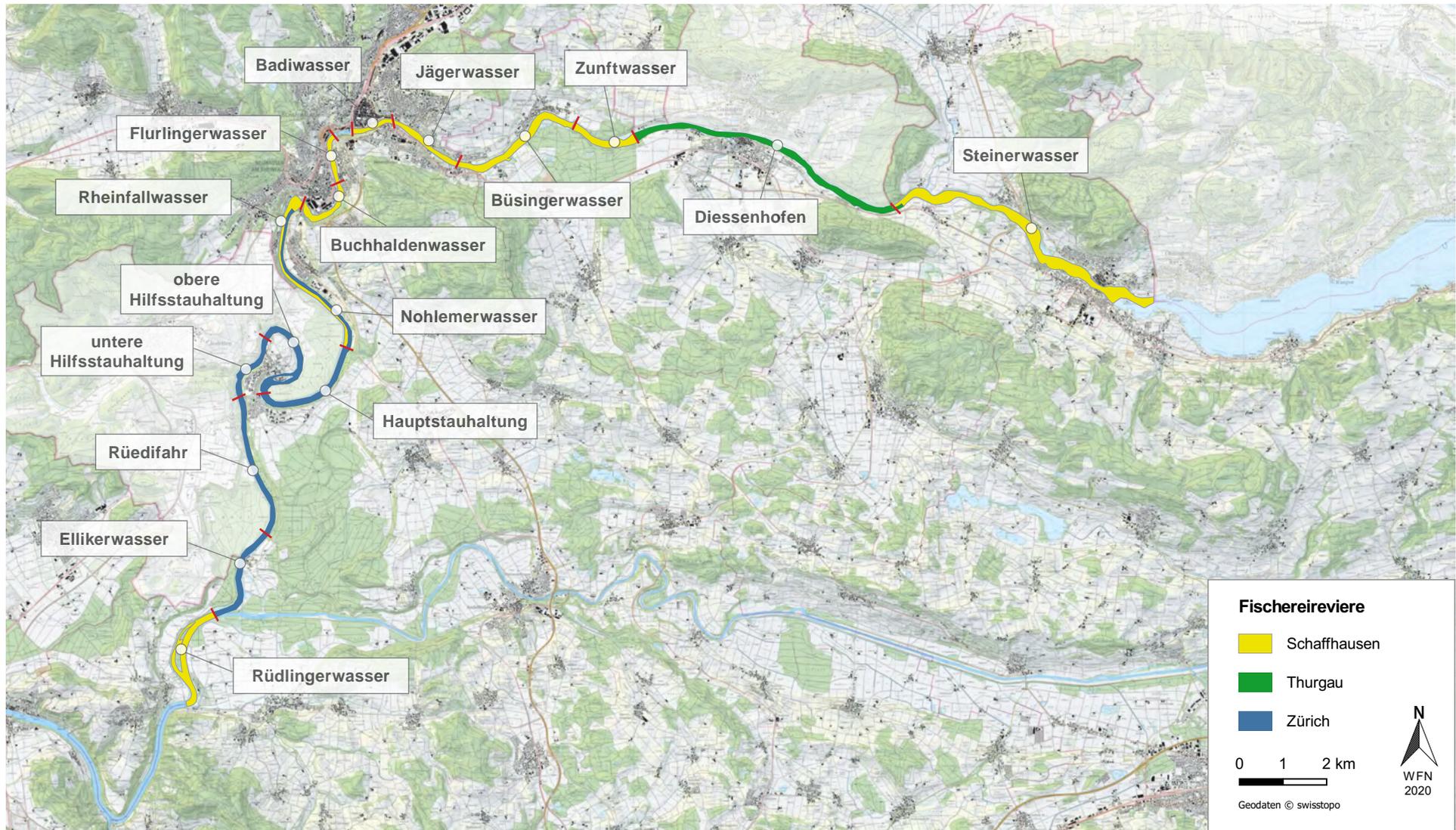


Abbildung 2: Fischereireviere zwischen dem Untersee und der Stauwurzel des Kraftwerks Eglisau-Glattfelden in Rüdlingen.

1.3 Zielsetzung und Fragestellungen

Ziel dieser Studie ist die Bereitstellung und Aufarbeitung massgebender Parameter für eine nachhaltige und den heutigen Grundsätzen entsprechende Nutzung des Äschenbestandes im Rhein. Eine nachhaltige Nutzung gilt dann als gegeben, wenn sich der Bestand natürlich fortpflanzen und erhalten kann und die Ertragsabschöpfung (durch Fischer und/oder Prädatoren) das Potenzial nicht übertrifft.

Die im Pflichtenheft verlangten Analysen und Fragestellungen werden den drei Themenkomplexen Population, Lebensraum und Nutzung / Bewirtschaftung zugeordnet (Abbildung 3). Die vorgegebenen Fragestellungen wurden ausschliesslich auf Basis vorhandener Daten und Studien analysiert. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit erfolgten keine zusätzlichen Datenerhebungen.


Population

- ⇒ Zeichnen sich Veränderungen der Äschenpopulation bei Stein am Rhein ab bezüglich Alterszusammensetzung, Wachstum, Geschlechtsreife?
- ⇒ Wie wird – auf Basis der vorliegenden Datengrundlage – der Fortpflanzungserfolg der Äschen im untersuchten Rheinabschnitt eingeschätzt?
- ⇒ Wie verlief die zeitliche Entwicklung des Befalls mit *Saprolegnia*? Kann ein Zusammenhang mit den Wassertemperaturen hergeleitet werden?


Lebensraum

- ⇒ Wie war die Entwicklung der Abflüsse und der Wassertemperaturen im Rhein im Verlaufe der letzten 20-30 Jahre? Gibt es Anhaltspunkte für mögliche Auswirkungen auf den Äschenbestand?
- ⇒ Wie hat sich der Hochrhein als Lebensraum für Äschen innerhalb der letzten 20-30 Jahre verändert?


Nutzung & Bewirtschaftung

- ⇒ Wie haben sich die Äschenfänge durch die Angelfischer in den verschiedenen Rheinabschnitten in den letzten 10-20 Jahren entwickelt?
- ⇒ Sind die aktuellen Schonbestimmungen aufgrund der Kenntnisse aus den Analysen der populationsspezifischen Parameter noch adäquat und geeignet um eine nachhaltige Fischerei zu garantieren?
- ⇒ Welcher ökologische Wert hat der Jungfischbesatz der letzten Jahre?
- ⇒ Wie hat sich die Prädation durch Kormorane in den letzten Jahren entwickelt?

Abbildung 3: In die drei Themenkomplexe Population, Lebensraum und Nutzung / Bewirtschaftung gegliederte Fragestellungen, welche durch die vorliegende Studie bearbeitet wurden.

2 Datengrundlagen und Analysen

2.1 Äschenpopulation

2.1.1 Fangerträge

In der Fangstatistik der jeweiligen Reviere wird – zusätzlich zur Anzahl – zum Teil auch das Gewicht der gefangenen Äschen notiert. Angaben zu deren Länge und zum Fangaufwand werden nicht erfasst.

Bei den Fängen der Fischerzunft Diessenhofen (FZD) kann jedoch davon ausgegangen werden, dass der Fangaufwand der Bootsfischer («Gondelfischer») über die Jahre relativ konstant geblieben ist, weil deren Zahl auf 20 limitiert ist. Aus diesem Grund wurde die Fangstatistik der Bootsfischer der FZD stellvertretend für die Beurteilung des relativen Fangerfolges analy-

siert. Es wird angenommen, dass diese Zeitreihe repräsentativ für die Bestandessituation der Äschen in diesem Rhein-Abschnitt ist.

Um die Entwicklung der Entnahme an Äschen durch die Angelfischer abzuschätzen, wurden zusätzlich die Jahreshektarerträge für die drei frei fließenden Rhein-Abschnitte Stein bis Diessenhofen, KW Schaffhausen bis Rheinfall und Rheinau bis Thurmündung bestimmt. Bei der Analyse der Zeitreihen ist zu berücksichtigen, dass sich die Schonbestimmungen zwischen den Fischnetzen unterscheiden und in den letzten Jahren mehrfach geändert wurden (vgl. Infobox).

Ändernde Schonbestimmungen

Bis 1996 galt in den Schaffhauser und Thurgauer Rhein-Revieren für die Äschen ein Fangmindestmass von 30 cm. Zudem galt meist eine Fangzahlbeschränkung von 10 Stück pro Tag und die Schonzeit erstreckte sich vom 1. Februar bis 30. April. Nach dem Kormoraneinflug im Winter 1995/96 wurden die Schonbestimmungen für die Angelfischer zwischen Stein und Schaffhausen wie folgt angepasst:

von	bis	Fangmass	Tages-Limite	Jahres-Limite	Schonzeit
...	Sommer 1997	> 30 cm	6		1. Feb - 30. Apr.
Sommer 1997	30. April 1998	28 - 34 cm & ♂ > 34 cm	6		1. Jan - 30. Apr.
1. Mai 1998	30. April 1999	28 - 34 cm & > 44 cm	6		1. Jan - 30. Apr.
1. Mai 1999	30. April 2000	> 30 cm	6		1. Jan - 30. Apr.
1. Mai 2000	Sommer 2003	> 30 cm	6		1. Feb - 30. Apr.
Sommer 2003	30. April 2007	Fangmoratorium			
1. Mai 2007	30. April 2008	30 - 36 cm	3	65	1. Feb - 30. Apr.
1. Mai 2008	30. Sept. 2009	30 - 36 cm & > 44 cm	5	75	1. Feb - 30. Sept.
1. Okt. 2009	30. Sept. 2012	> 30 cm	5	90	1. Feb - 30. Sept.
1. Okt. 2012	30. Sept. 2018	> 30 cm	3	75	1. Feb - 30. Sept.
1. Okt. 2018	30. Sept. 2023	Fangmoratorium			

Die Einschränkungen der Äschenfischerei in den Zürcher Fischereirevieren waren vergleichbar, jedoch war das Fangmindestmass von 2009 bis 2012 höher (35 cm).

2.1.2 Bestandeskontrollen im Steinerwasser

Das Fischereirevier «Steinerwasser» erstreckt sich von der Landesgrenze zwischen Stein und Oehningen bis zur Landesgrenze unterhalb der Bibernmündung und umfasst eine Fläche von rund 140 ha. Bis 2020 wurde das Steinerwasser durch einen Berufsfischer gepachtet. Dieser fischte bereits in siebter Generationen gewerbsmässig und zwecks Laichgewinnung mit Netzen auf Äschen. Ab Januar 2021 ging die Pacht an den Fischereiverein Stein am Rhein.

Die Netzzüge wurden mit zwei Booten flussabwärts treibend mittels Zug-/Spiegelgarn durchgeführt. Die Lage und die Abfolge der einzelnen Netzzüge (Abbildung 4) folgt einer langjährigen Tradition und änderte im Laufe der Jahre kaum. Der Pächter/Berufsfischer bestimmte jeweils wann welche Netzzüge ausgeführt wurden.

Um die Bestandesentwicklung der Äschen besser überwachen zu können, erfassen die Kantone SH und TG seit 1992 bei ausgewählten Stichproben systematisch Anzahl, Länge, Ge-

wicht, Alter, Geschlecht und Vogelverletzungen der gefangenen Äschen. In der Regel wurden jährlich zwischen Oktober und Dezember drei dieser Bestandeskontrollen durchgeführt (4 - 6 Netzzüge pro Fangtag). Von 2003 bis 2006 sowie ab 2012 fanden nur noch ein bis zwei Bestandeskontrollen statt. Mit dieser Fangmethode werden nur Äschen mit einer Länge von > 28 cm erfasst.

Um die Entwicklung der Bestandesgrösse aus den Netzfängen herzuleiten, wurde für den relativen Fangerfolg (CPUE = Catch Per Unit Effort) die Anzahl Äschen pro Netzzug und Fangtag berechnet. Für die Analyse der zeitlichen Entwicklung der Populationsstruktur wurde jeweils nur der erste Fangtag im Herbst (meist Mitte bis Ende Oktober) berücksichtigt, um die Vergleichbarkeit zwischen den Jahren zu gewährleisten. Die scalimetrisch durchgeführten Altersbestimmungen wurden anhand der Längenhäufigkeitshistogramme überprüft und grössere Differenzen korrigiert.

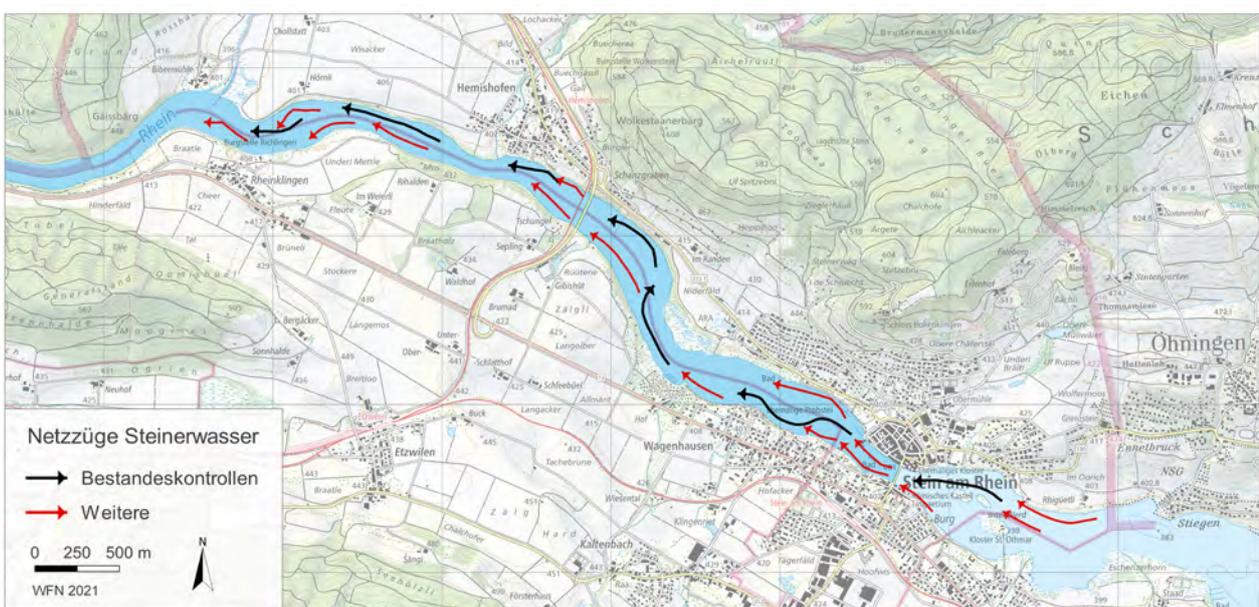


Abbildung 4: Lage der Netzzüge für die Bestandeskontrollen im Steinerwasser.

2.1.3 Laichfischfänge

Für den Brütlingsbesatz werden durch die Anri-
nerkantone und die Fischerzunft Diessenhofen
alljährlich Laichfischfänge durchgeführt. Es wer-
den in der Regel immer dieselben Netzzüge auf
den bekannten Laichplätzen durchgeführt. Für
die vorliegende Studie lagen Daten des Steiner-
wassers (Abbildung 4), der Fischenz Diessen-
hofen (Abbildung 5) und der Zürcher Reviere
Rüedifahr und Ellikerwasser vor (Abbildung 6).

Die Laichfischfänge der Fischenz Diessen-
hofen weisen die längsten Zeitreihe auf (ab
1947). Ab 1974 wurden zusätzlich die Anzahl
Fangtage und die Zahl der Netzzüge proto-
kolliert. Der Kanton Zürich hält die Resultate
der Laichfischerei seit 1970 schriftlich fest. Ab
2007 existieren zudem Aufzeichnungen zum
Fangaufwand (Lage und Anzahl Netzzüge). Im
Steinerwasser werden seit 1985 Stichproben
aus den Laichfischfängen biometrisch erfasst
und deren Alter bestimmt.

Es wurden Zeitreihen erstellt, um die langfristige
Entwicklung zwischen den Abschnitten zu ver-
gleichen. Im Steinerwasser wurde zusätzlich die
Altersstruktur auf den Laichplätzen sowie der
Eintritt in die Geschlechtsreife analysiert.

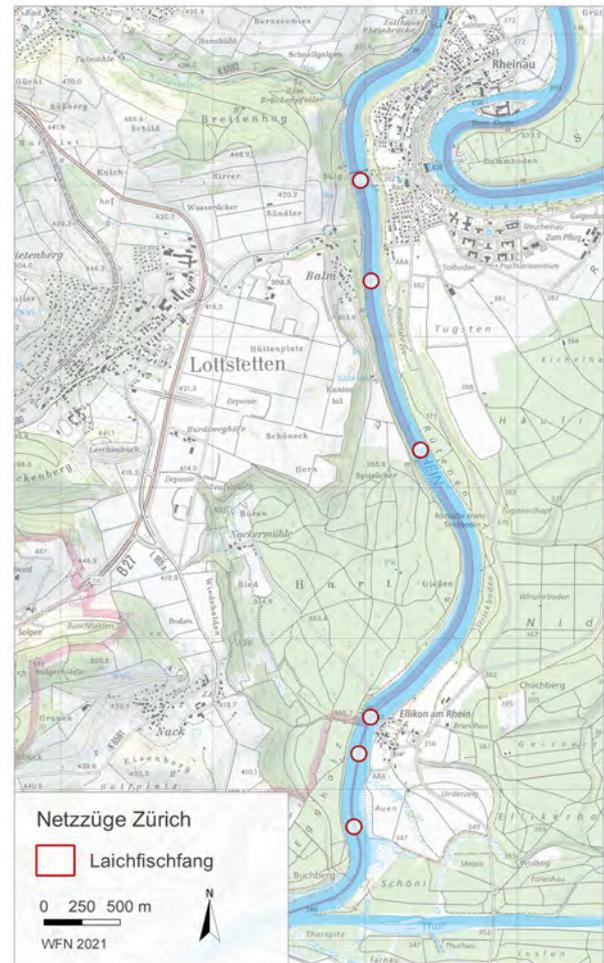


Abbildung 6: Lage der Netzzüge für die Laichfischerei in den Zürcher Fischenzen Rüedifahr und Ellikerwasser.

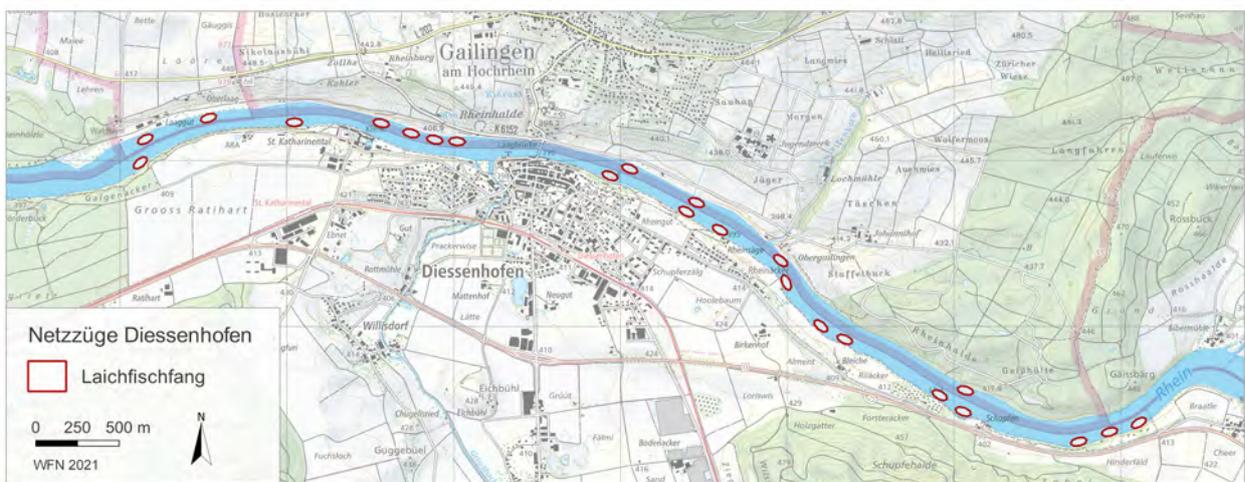


Abbildung 5: Lage der Netzzüge für die Laichfischerei in der Fischenz der Fischerzunft Diessenhofen.

2.1.4 Äschenlarvenkartierungen

Die Kartierung von Äschenlarven hat sich in den letzten Jahren als guter Indikator für den Fortpflanzungserfolg etabliert. Nach der Emergenz aus dem Kiesbett halten sich die jungen Äschen im Frühling für 2 bis 3 Wochen in Ufernähe auf und schwimmen in der Grenzschicht zwischen Strömung und ruhigen Bereichen. In dieser Zeit können sie bei guter Witterung gezählt werden. Anhand ihrer Dichte lässt sich der Fortpflanzungserfolg in einem Gewässerabschnitt abschätzen.

Die drei Anstösserkantone führen seit mehreren Jahren Äschenlarvenzählungen in verschiedenen Teststrecken à 20 m Länge durch (Abbildung 7). Die Kantone Thurgau und Schaffhausen zählen die Äschenlarven seit 2013 in 5 Strecken zwischen Stein und Diessenhofen. 3 dieser Strecken liegen im Steinerwasser, deren 2 in der Fischenz Diessenhofen. Der Kanton Zürich führt bereits seit 2005 Zählungen durch. Gezählt wird in 6 Strecken im Revier Rüedifahr und in 2 Strecken im Ellikerwasser¹.

Zusätzlich zu den kantonalen Monitorings wurden zwischen 1998 und 2019 im Rahmen verschiedener Auftragsarbeiten weitere Äschenlarvenkartierungen an verschiedenen Stellen im Hoahrhein durchgeführt (AQUATICA 1998, WFN 2008, 2019a, 2019b). Diese Daten wurden ebenfalls beigezogen und mit dem kantonalen Monitoring verglichen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich die Zählmethoden leicht unterscheiden: Bei der Methode von WFN werden Uferabschnitte von 100 bis 300 m Länge kartiert, da die Besiedlungsdichte der Larven abschnittsweise stark variieren kann. Als standardisiertes Mass für die Beurteilung wird anschliessend die Anzahl Äschenlarven pro 100 m Uferlänge berechnet. Werden kürzere Strecken wie im kantonalen Monitoring kartiert und anschliessend auf 100 m Uferlänge hochgerechnet, besteht die Gefahr, dass die Äschenlarvendichte für diesen Abschnitt überschätzt wird.

In naher Zukunft soll die Methodik der Äschenlarvenkartierung gesamtschweizerisch vereinheitlicht werden (BAFU/WFN in Vorbereitung)



Abbildung 7: Lage der Untersuchungsstrecken für die Äschenlarvenzählungen der Kantone Thurgau und Schaffhausen (Stein am Rhein bis Diessenhofen) und des Kantons Zürich (Rheinau bis Ellikon).

¹ Anfänglich wurden nur 5 Strecken im Revier Rüedifahr kartiert. Die Strecken im Ellikerwasser wurden erst ab 2009 in das Monitoring integriert. 2014 kam eine weitere Strecke im Revier Rüedifahr hinzu.

2.2 Einflussfaktoren

Für den Rückgang eines Fischbestandes ist häufig das Zusammenspiel mehrerer negativer Umwelteinflüsse verantwortlich. Im Rahmen dieser Studie wurde daher die zeitliche Entwicklung möglicher Einflussfaktoren auf den Äschenbestand im Hochrhein analysiert (Abbildung 8). Dazu wurden bestehende Daten-

grundlagen neu aufgearbeitet und verschiedene Studien beigezogen und zusammengefasst. Das Vorgehen und die verwendeten Grundlagen werden direkt in den entsprechend Unterkapiteln beschrieben. Eigene Erhebungen wurden nicht durchgeführt.

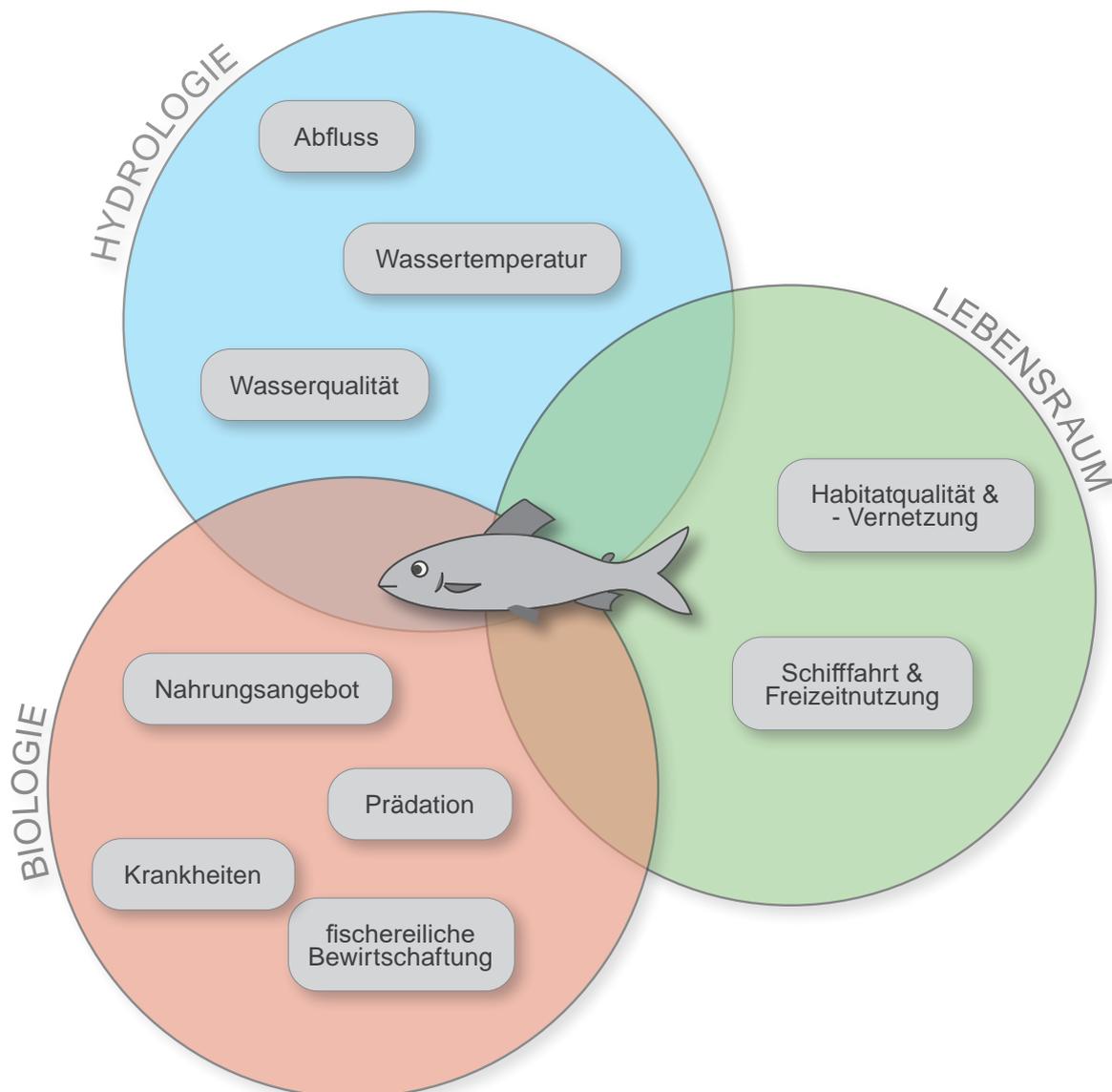


Abbildung 8: Faktoren, die auf den Äschenbestand Einfluss haben können und im Rahmen dieser Studie analysiert wurden.

3 Entwicklung der Äschenpopulation

3.1 Fangerträge der Angelfischer

3.1.1 Relativer Fangerfolg der Bootsfischer Diessenhofen

Angaben zum Fangaufwand existieren kaum oder sind mit einer relativ grossen Unsicherheit behaftet. Daher sind hier nur die Fangerträge der Bootsfischer der Fischerzunft Diessenhofen dargestellt², da die Anzahl Patente über die Jahre konstant geblieben ist (max. 20 Jahrespatente).

Von Beginn der Aufzeichnung 1947 bis Anfang der 1970er Jahre wurden durch die Bootsfischer 2'000 - 9'500 (Ø 6'200) Äschen pro Jahr gefangen (Abbildung 9). Nach einer Phase mit sehr hohen Erträgen Ende der 1960er Jahre, war ab den 1970er Jahren bis Mitte der 1980er Jahre ein relativ kontinuierlicher Rückgang der Fänge auszumachen. Die Fänge waren zu diesem Zeitpunkt noch rund halb so hoch wie in den vorangegangenen Jahrzehnten. Gegen Ende der

1980er / Anfang der 1990er Jahre stiegen die Fänge kurzzeitig wieder an. Bereits nach wenigen Jahren waren sie jedoch wieder rückläufig. 1996 wurde ein vorläufiger Tiefpunkt mit 740 gefangenen Äschen erreicht. Dieser Fangeinbruch wird einem sehr starken Kormoraneinflug im Winter 1995/96 zugeschrieben (vgl. Kap. 4.6). Die Fänge erholten sich jedoch wieder und stiegen bis nach der Jahrtausendwende auf über 4'000 Äschen an. Der bisher massivste Rückgang erfolgte durch den Hitzesommer 2003. Nach dem anschliessenden Fangmoratorium stiegen die Fänge kurzzeitig wieder auf über 2'000 Äschen an, pendelten sich danach jedoch auf knapp 1'000 Äschen pro Jahr ein. Nach dem zweiten Hitzesommer 2018 wurde wiederum ein Fangmoratorium verhängt.

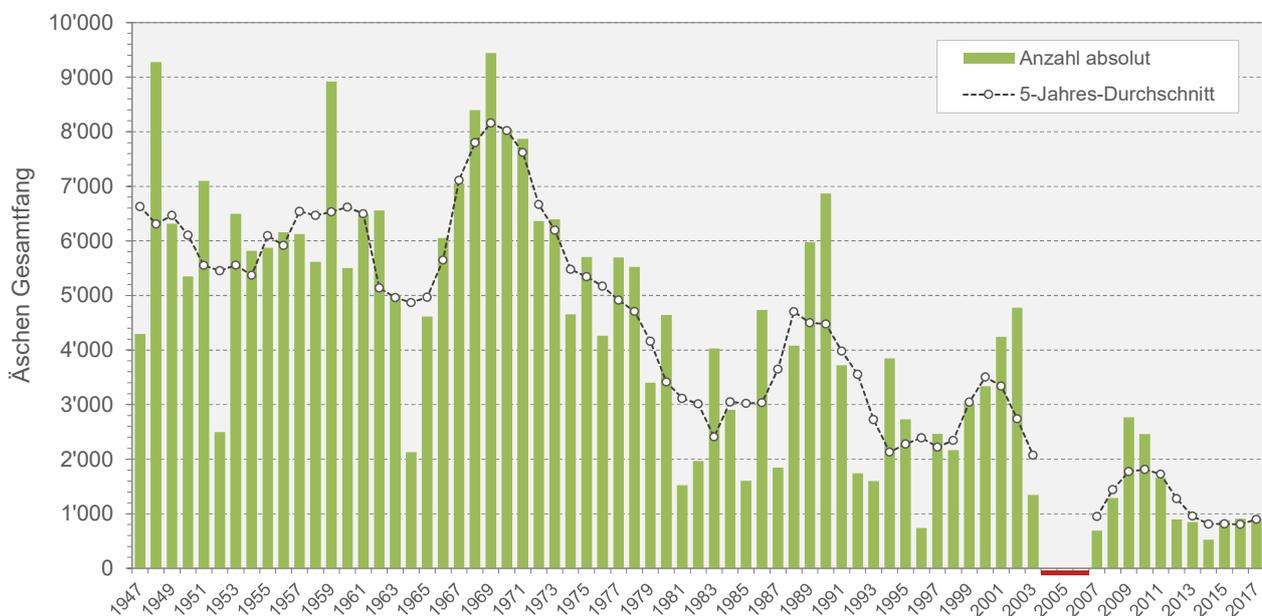


Abbildung 9: Entwicklung der Äschenfänge durch die Bootsfischer der Fischerzunft Diessenhofen (Rheinklingen bis rund 2,5 km unterhalb von Diessenhofen). Roter Balken = Fangmoratorium.

² Die Bootsfischer der Fischerzunft fischen in der Fischenz der Bürgergemeinde Diessenhofen. Die Diessenhofer Fischenz grenzt bei Rheinklingen an das Steinerwasser und rund 2,5 km unterhalb von Diessenhofen an das Zunftwasser. Das Fischereirecht erstreckt sich über die ganze Breite des Rheins, vom Ufer aus darf jedoch nur auf Schweizer Seite gefischt werden. Die Bootsfischerei ist den Mitgliedern der Fischerzunft Diessenhofen als Pächter vorbehalten.

3.1.2 Vergleich der Hektarerträge zwischen den Rhein-Abschnitten

Für die Analyse der Hektarerträge wurden die Reviere der drei freifliessenden Rhein Abschnitte zwischen Stein und Rüdlingen zusammengefasst und einander gegenübergestellt (Abbildung 11).

Die Jahreshektarerträge der beiden Abschnitte «Stein - Diessenhofen» und «Kraftwerk Schaffhausen - Rheinfall» waren bis zur Jahrtausendwende ähnlich hoch und die zeitliche Entwicklung (5-Jahres-Durchschnitt) war vergleichbar: Nach einer Phase mit hohen Erträgen Ende der 1980er / Anfang der 1990er Jahre (Ø 75 - 90 Äschen / ha), konnte in beiden Abschnitten ein deutlicher Rückgang der Fänge ausgemacht werden. Bis zum Hitzesommer 2003 erreichten die Fangerträge wieder das Niveau der 1970er Jahre (Ø 50 - 60 Äschen / ha). Zwischen Rheinau und der Thurmündung waren die Jahreshektarerträge jeweils deutlich tiefer als in den oberen beiden Abschnitten (Ø_{max} 30 Äschen / ha). Während die Fänge Ende der 1980er Jahre in den

Flie遝sstrecken oberhalb des Rheinfalls noch anstiegen, gingen sie unterhalb Rheinau bereits deutlich zurü ck. Allerdings konnte auch zwischen Rheinau und der Thurmündung um die Jahrtausendwende wieder eine Erholung der Fänge festgestellt werden.

Nach dem Hitzesommer 2003 und dem Fangmoratorium 2004-2006 blieben die Fangerträge in allen Abschnitten tiefer als vor dem Hitzesommer. Die zeitliche Entwicklung in den einzelnen Abschnitten war allerdings unterschiedlich: Während die Fänge zwischen Stein und Diessenhofen nach wenigen Jahren wieder rückläufig waren, stiegen sie zwischen dem KW Schaffhausen und dem Rheinfall etwas länger an und blieben bis zum Hitzesommer 2018 auf höherem Niveau als zwischen Stein und Diessenhofen. Zwischen Rheinau und der Thur blieben die Fänge auf tiefem Niveau relativ konstant.

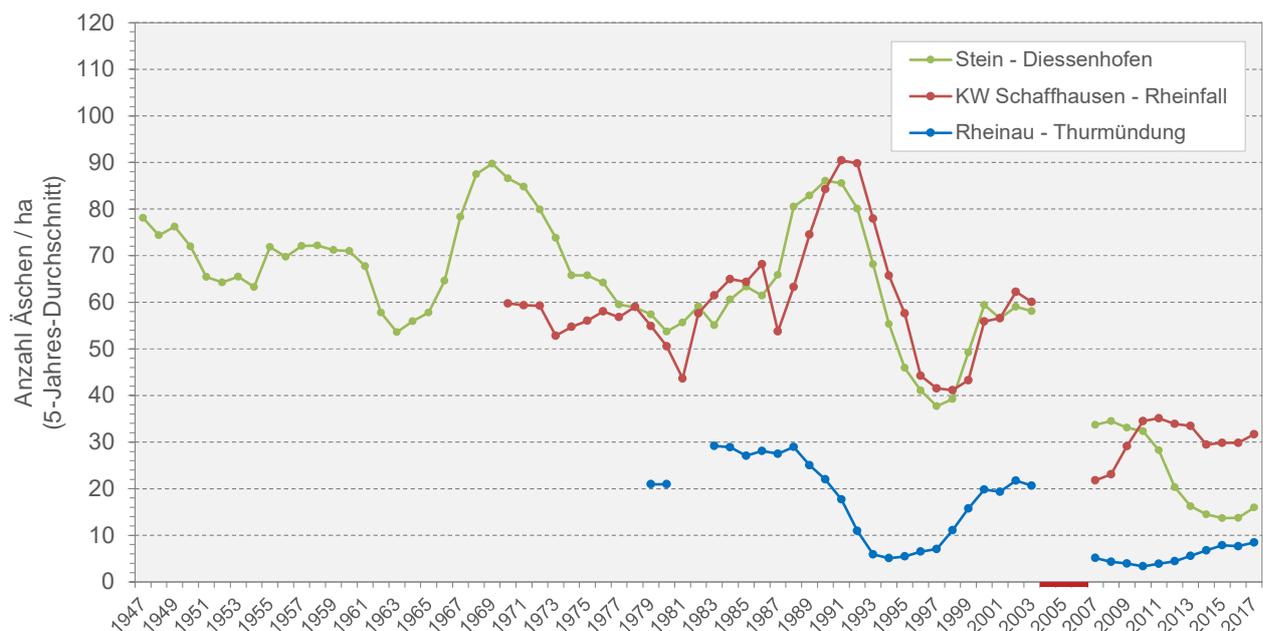


Abbildung 10: Entwicklung der Äschenfänge (5-Jahres-Durchschnitt der Jahreshektarerträge) in den drei freifliessenden Rhein-Abschnitten. Die Reviere wurden zusammengefasst, in Abbildung 11 sind die Jahreshektarerträge der einzelnen Reviere im Detail dargestellt. Roter Balken = Fangmoratorium.

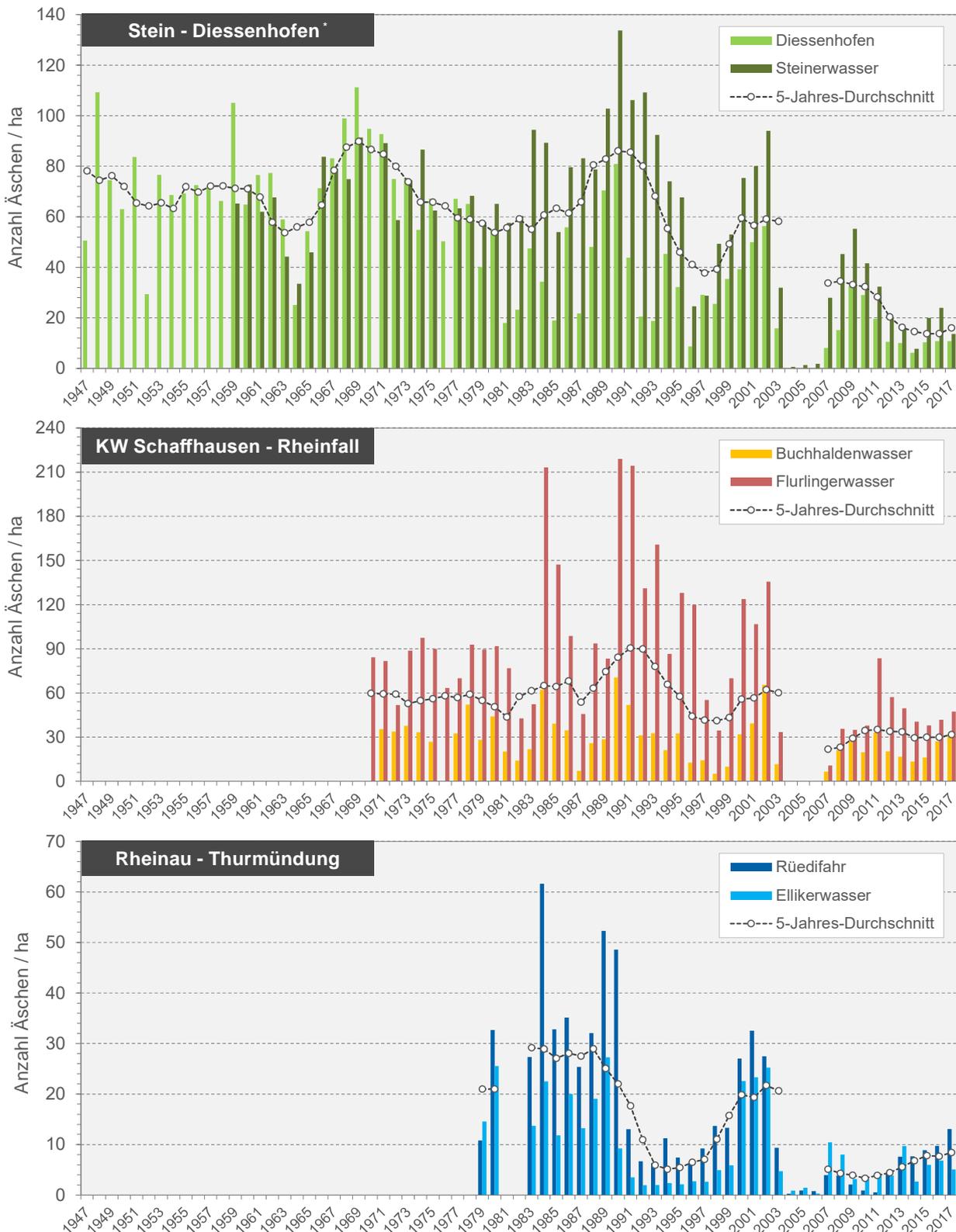


Abbildung 11: Entwicklung der Äschenfänge in den verschiedenen Revieren innerhalb der drei freifliessenden Rhein-Abschnitten.

* Anmerkung zum Abschnitt Stein - Diessenhofen: Beim Steinerwasser wurden sowohl die Fangstatistik der Patent- als auch des Berufsfischers, bei der Fischenz Diessenhofen nur die der Bootsfischer berücksichtigt.

3.2 Bestandeskontrollen bei Stein am Rhein

3.2.1 Relativer Fangerfolg (CPUE)

Seit Beginn der systematischen Bestandserhebungen im Herbst 1992 schwankte die Zahl der gefangenen Äschen pro Fangtag zwischen 287 und 6 Individuen (Abbildung 12). Der durchschnittliche Fang pro Netzzug betrug zwischen 0.9 und 57 Äschen. Die Anzahl getätigter Netzzüge war jedoch nicht mehr für alle Jahre verfügbar. Da die Zahl der gefangenen Äschen pro Fangtag und pro Netzzug relativ gut korrelieren ($R^2 = 0.93$), wird nachfolgend nur noch auf die Anzahl Äschen pro Fangtag Bezug genommen³.

Zwischen 1992 und 1995 wurden jeweils über 150 Äschen pro Fangtag gefangen ($\bar{x} = 192$ Äschen / Fangtag). 1996 waren es noch 9 angelandete Äschen (vgl. Infobox nächste Seite). Zwischen 1997 und 2002 wurde mit durchschnittlich 194 Äschen pro Fangtag wieder ein ähnliches Niveau wie vor 1996 erreicht. Der nachfolgende Einbruch nach dem Hitzesommer 2003 war vergleichbar mit dem Rückgang 1996: Es wurden noch 6 Äschen durch die Versuchsfischerei gefangen. 2004 hatte sich die Zahl der gefangenen Äschen bereits verzehnfacht.

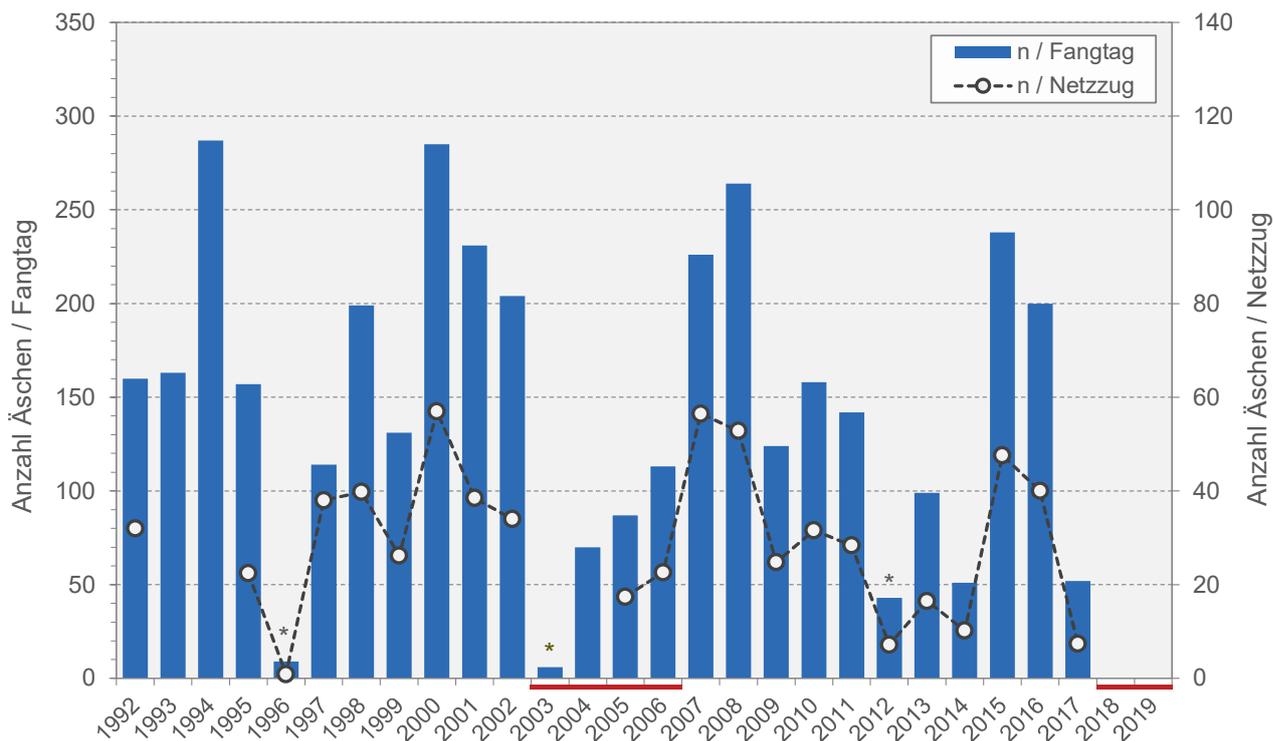


Abbildung 12: Entwicklung der Äschenfänge mittels Netzzügen im Steinerwasser. Dargestellt sind jeweils die ersten Erhebungen im Herbst, welche bis auf wenige Ausnahmen (*) immer im Oktober stattfanden. Roter Balken = Fangmoratorium.

³ Bei diesen Zahlen ist zu berücksichtigen, dass sie sich jeweils auf die erste Erhebung im Herbst beziehen, um die Vergleichbarkeit zwischen den Jahren zu gewährleisten (Es fanden nicht immer gleich viele Erhebungen statt). Meist wurden diese Mitte Oktober durchgeführt.

facht. Bis 2008 stieg die Zahl der gefangenen Äschen in der Versuchsfischerei wieder auf über 260 Individuen / Fangtag. Die nachfolgende Dekade war geprägt von starken Schwankungen. Zuerst ging die Zahl der gefangenen Äschen wieder deutlich zurück. 2012 und 2014 wurden sogar weniger Äschen gefangen als ein Jahr nach dem Hitzesommer 2003. 2015

und 2016 war dann jedoch wieder eine starke Zunahme auf über 200 Äschen / Fangtag zu beobachten. 2017 sank die Zahl der gefangenen Äschen jedoch bereits wieder auf rund 50 Individuen / Fangtag. Nach dem zweiten Hitzesommer 2018 war wiederum ein massiver Einbruch festzustellen.

Bestandsschätzung 1996/97

Aufgrund der rückläufigen Fangerträge im Rhein bei Stein zu Beginn der 1990er Jahre wurde eine Studie in Auftrag gegeben, welche den Rückgang dokumentieren und den Äschenbestand im Winter 1996/97 schätzen sollte (VICENTINI 1997). Dazu wurden im Steinerwasser an mehreren Tagen zusätzliche Netzzüge mit Spiegelgarn durchgeführt und die gefangenen Fische markiert. Anhand der Wiederfangquote liess sich der Gesamtbestand schätzen (Fang-Wiederfang). Ergänzend wurden Unterwasseraufnahmen von einem treibenden Boot aus getätigt (Tag und Nacht). Mit letzterer Methode konnte jedoch nur eine einzige Äsche dokumentiert werden.

Der Äschenbestand im Winter 1996/97 wurde auf 750 bis 1'000 Individuen geschätzt. Während der Laichzeit 1997 kam die Bestandsschätzung auf rund 4'000 Individuen. Diese Zunahme wurde mit einer möglichen Zuwanderung von Tieren bis zur Laichzeit erklärt. Die Bestandsschätzungen waren jedoch aufgrund der sehr kleinen Zahl an markierten Fischen sehr unzuverlässig und wiesen ein breites Vertrauensintervall auf. Aus methodischen Gründen wurde der Bestand jedoch eher über- als unterschätzt. Da die Zahlen deutlich unter den Jahresfängen früherer Jahre lagen, kann man davon ausgehen, dass der Äschenbestand bis dato auf einen historischen Tiefpunkt gesunken war.

In der Regel war die Zahl der gefangenen Äschen im Oktober jeweils höher als im November und Dezember. Während bei den Erhebungen im Oktober im Durchschnitt 163 Äschen pro Fangtag ins Netz gingen, waren es durchschnittlich 120 im November, respektive 115 im Dezember 115 (Abbildung 13). Nur in wenigen Jahren (1997, 1999, 2009, 2015) wurden im November, respektive Dezember mehr oder in etwa gleich viele Äschen gefangen wie im Oktober desselben Jahres (Abbildung 14). Relativ deutlich war der Fangrückgang im Verlauf der Jahre 1992, 1994, 1995, 2000 und 2010. In diesen Jahren war auch der Anteil Äschen mit Verletzungen von Kormoranen relativ hoch, was auf eine erhöhte Prädation hindeutet (vgl. Kap. 4.6).

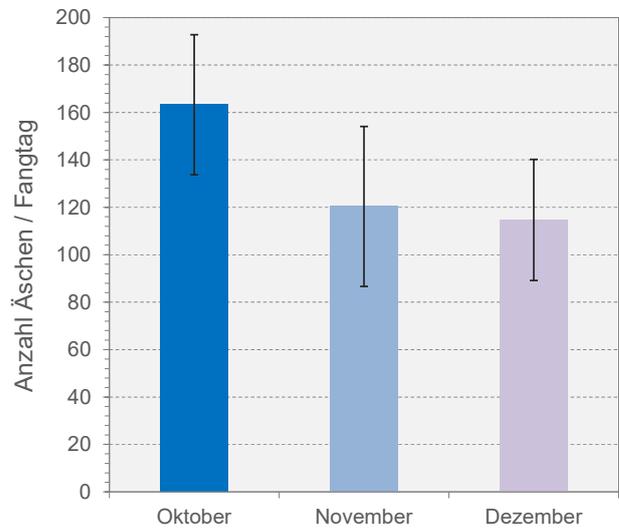


Abbildung 13: Durchschnittlicher Fang nach Monat bei den Bestandeserhebungen im Steinerwasser. Schwarze Balken = 95 % - Vertrauensintervall.

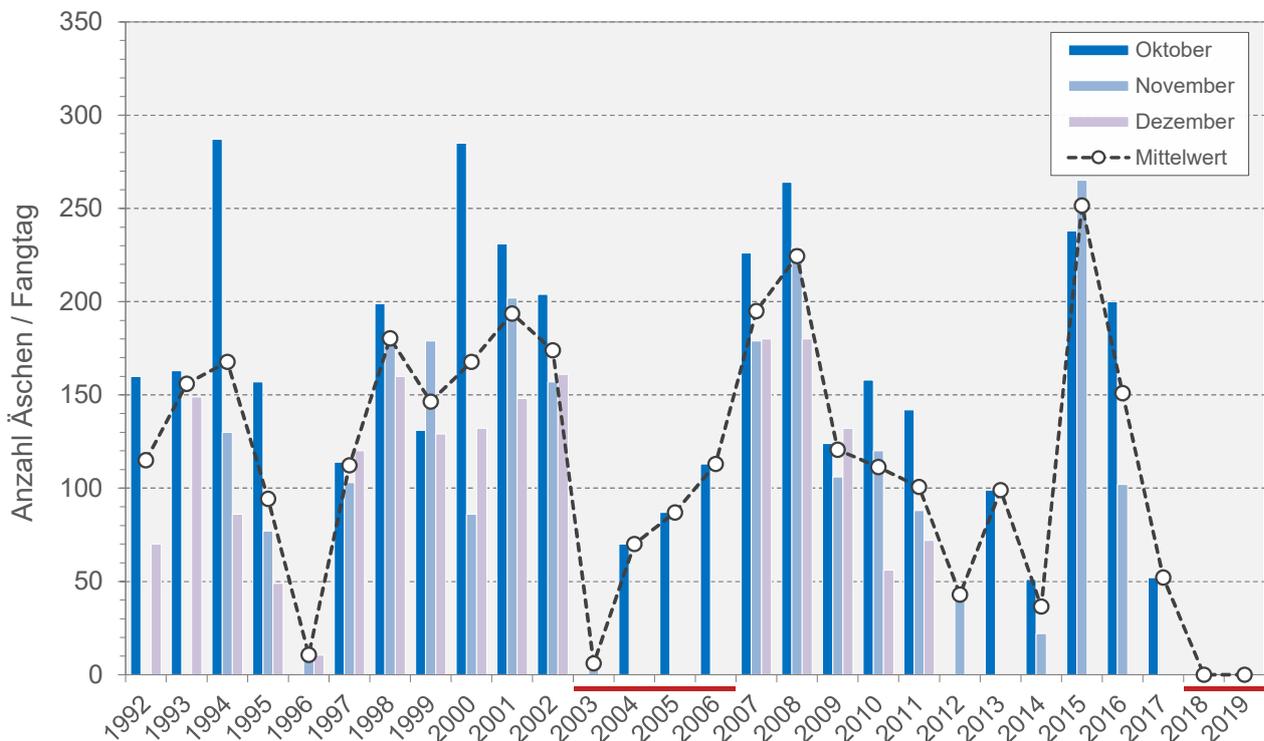


Abbildung 14: Entwicklung der monatlichen Äschenfänge mittels Netzzügen im Steinerwasser. Roter Balken = Fangmoratorium.

3.2.2 Jahrgangsstärken

Vor 2003 waren die meisten Kohorten relativ stark (Abbildung 15). Die Jahrgänge 1993 und 1999 waren die stärksten, die Kohorten 1995 und 2001 die schwächsten. Bei letzterer könnte es damit zusammenhängen, dass die 1+-Fische des Jahrgangs 2002 aus methodischen

Gründen nicht erfasst wurden (vgl. 3.2.3). 2003 sind die 2+-Fische dieser Kohorte dann dem Hitzesommer zum Opfer gefallen. Nach 2003 erreichten nur noch die Jahrgänge 2006, 2007 und 2014 ein ähnliches Niveau wie die Mehrzahl der Kohorten vor 2003.

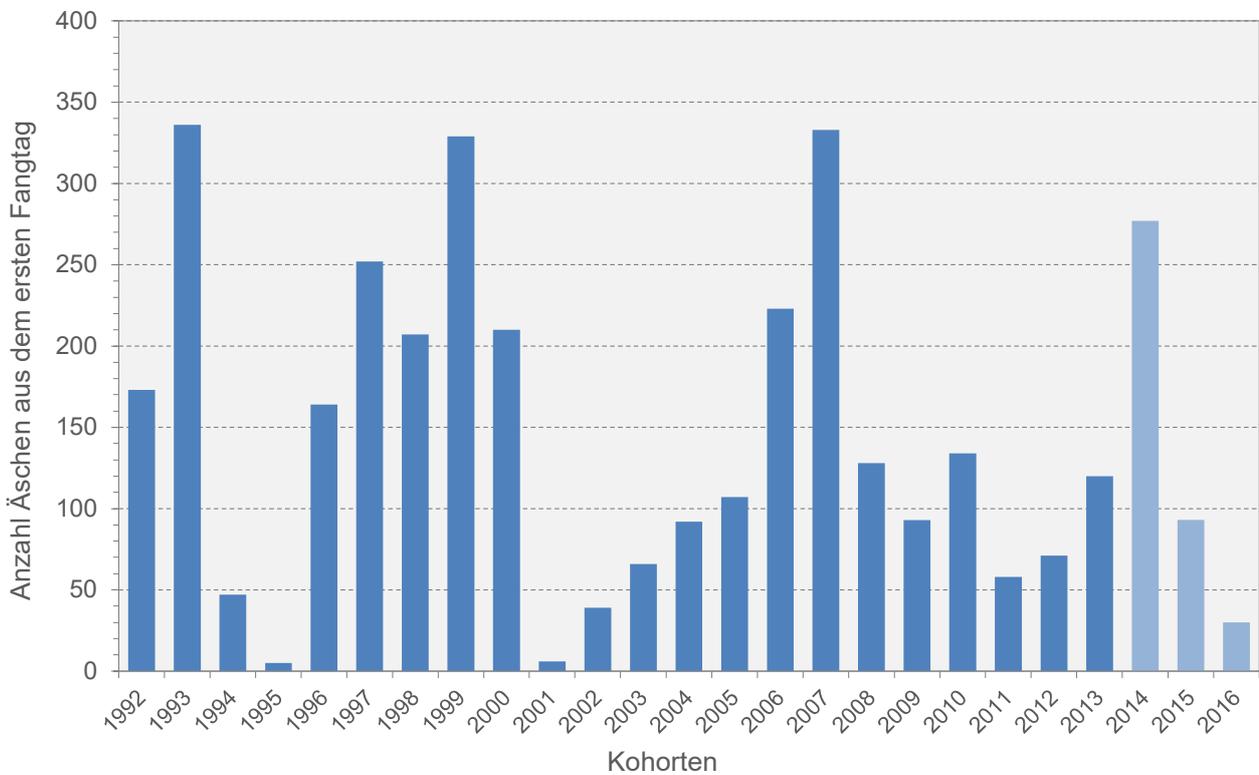


Abbildung 15: Entwicklung der Jahrgangsstärken im Steinerwasser. Die letzten Jahrgänge sind noch nicht vollständig (heller Farbton). Berücksichtigt wurden jeweils nur die ersten Erhebungen im Herbst, welche bis auf wenige Ausnahmen immer im Oktober stattfanden.

3.2.3 Altersstruktur

Der Altersaufbau der Äschen in den Bestandeskontrollen im Herbst war grösseren jährlichen Schwankungen unterworfen (Abbildung 16). Der Fang setzte sich meist aus 3 bis 5 Jahrgängen zusammen. Nur 1997 wurden einzig Fische aus der Altersklasse 1+ im Fang registriert.

Bis 2004 gingen ältere Äschen und insbesondere die Altersklasse 2+ oftmals häufiger ins Netz als nach 2004 (absolut als auch in Prozent). Mit Ausnahme der Jahre 1993/94 und 1997/98 wurden jeweils mehr zwei- und mehrjährige Äschen (>1+) gefangen als Äschen der Altersklasse 1+. 2001 und 2002 wurden fast keine 1+-Äschen registriert. Die relativ starken 2+-Altersklassen lassen jedoch vermuten, dass die tiefere Abundanz der 1+-Altersklasse mit einem langsameren Wachstum und der damit einhergehenden ge-

ringeren Fangeffizienz mit dem Spiegelgarn in Zusammenhang stehen könnte. Diese Hypothese stützt auch, dass im Frühling 2003 die Zahl der 2+-Äschen im Laichfischfang (= 1+ im Herbst) relativ gross war (vgl. Kap. 3.3.2). Ab 2004 war die Altersklasse 1+ in allen Jahren dominierend. In einzelnen Jahren (2008, 2015) lag der relative Anteil dieser Altersklasse über 90 %.

Der Anteil dreieinhalbjähriger Fische (3+) variierte stark. In der Regel lag ihr Anteil unter 20 %. 1992 und 2016 waren Fische dieser Altersklasse häufiger. Der Anteil der vier- und mehrjährigen Äschen (> 4+) lag mehrheitlich unter 10 %. Vor 1996 sowie zwischen 2009 und 2014 war der Anteil der älteren Jahrgänge etwas höher als in anderen Jahren.

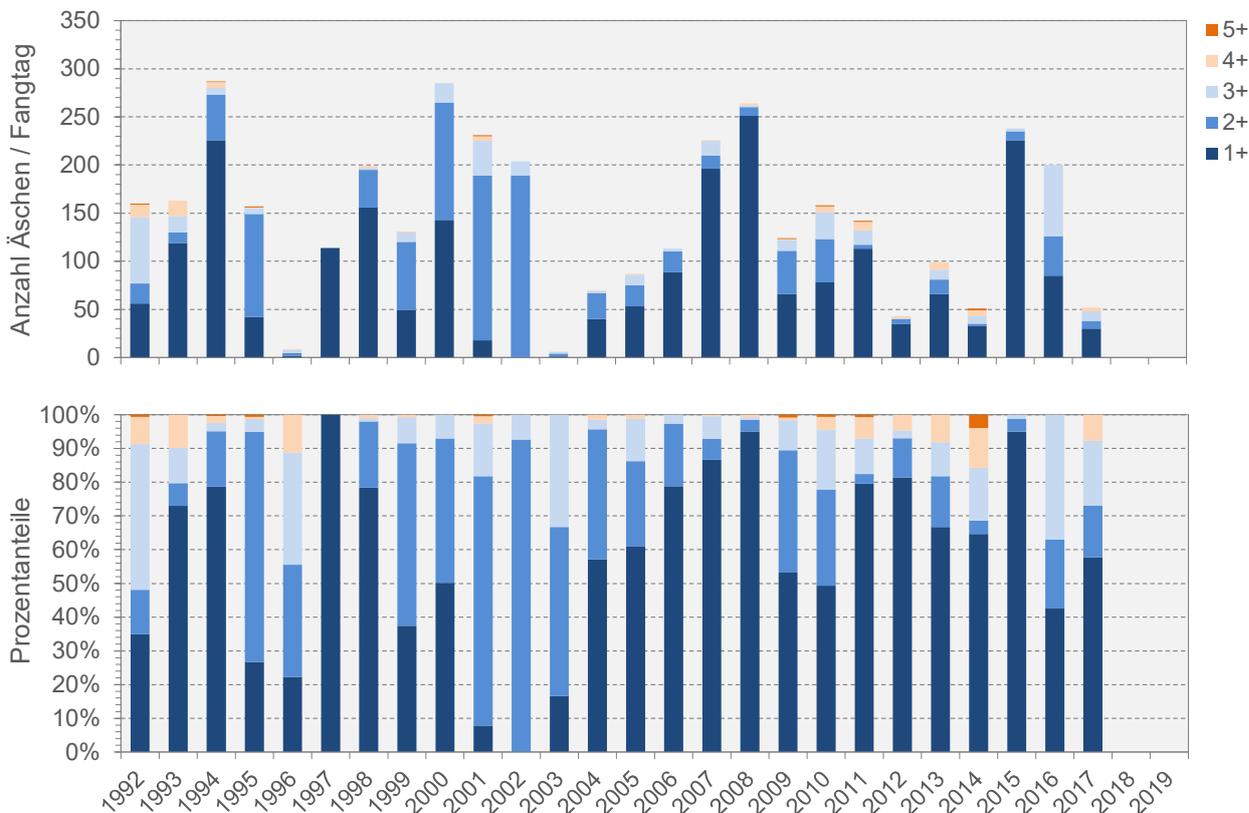


Abbildung 16: Effektive (oben) und relative (unten) Anteile der einzelnen Altersklassen bei den Bestandeskontrollen im Steinerwasser. Berücksichtigt wurden jeweils nur die ersten Erhebungen im Herbst, welche bis auf wenige Ausnahmen immer im Oktober stattfanden. Ab 2018 wurden keine Netzzüge mehr durchgeführt.

3.2.4 Alter und Körperlänge

Die Äschenpopulation bei Stein am Rhein zählt zu den schnellstwüchsigen der Schweiz (KIRCHHOFER et al. 2002). Im Rahmen der vorliegenden Studie konnten keine Schuppen vermessen und spezifische Wachstumsanalysen durchgeführt werden. Stattdessen beziehen sich die nachfolgenden Angaben auf die effektiven Längen bei den Bestandeskontrollen im Herbst.

73 % der **1+ -Äschen** wiesen eine Totallänge von 31 - 33 cm auf⁴. Einzelne Individuen erreichten bereits eine Länge > 35 cm (Abbildung 17). Die 1+ Fische zeigten auch im Vergleich zu ihren älteren Artgenossen im Verlauf des Herbstes ein rasches Wachstum (Abbildung 18). Danach beginnt sich das Wachstum deut-

lich zu verlangsamen. 76 % der **2+ -Äschen** war im Herbst zwischen 35 und 39 cm lang. Einige Individuen erreichten bereits eine Länge von über 40 cm. Mit einem Alter von dreieinhalb Jahren (**3+ -Äschen**) waren rund 2/3 der Fische über 40 cm lang. Ab einer Länge von 40 cm beginnen sich die einzelnen Jahrgänge stärker zu überlagern. Bei den **4+ -Äschen** dominierten 43 - 45 cm lange Fische, bei den **5+ -Äschen** waren die meisten Individuen zwischen 44 und 46 cm lang. Die längste gefangene Äsche mass 50 cm und war sechseinhalb Jahre alt (**6+**). Ältere Äschen wurden bei den Bestandeskontrollen nicht gefangen. Auch die Altersklasse 6+ war insgesamt nur mit 2 Individuen im Gesamtfang (> 7'000 Äschen) vertreten.

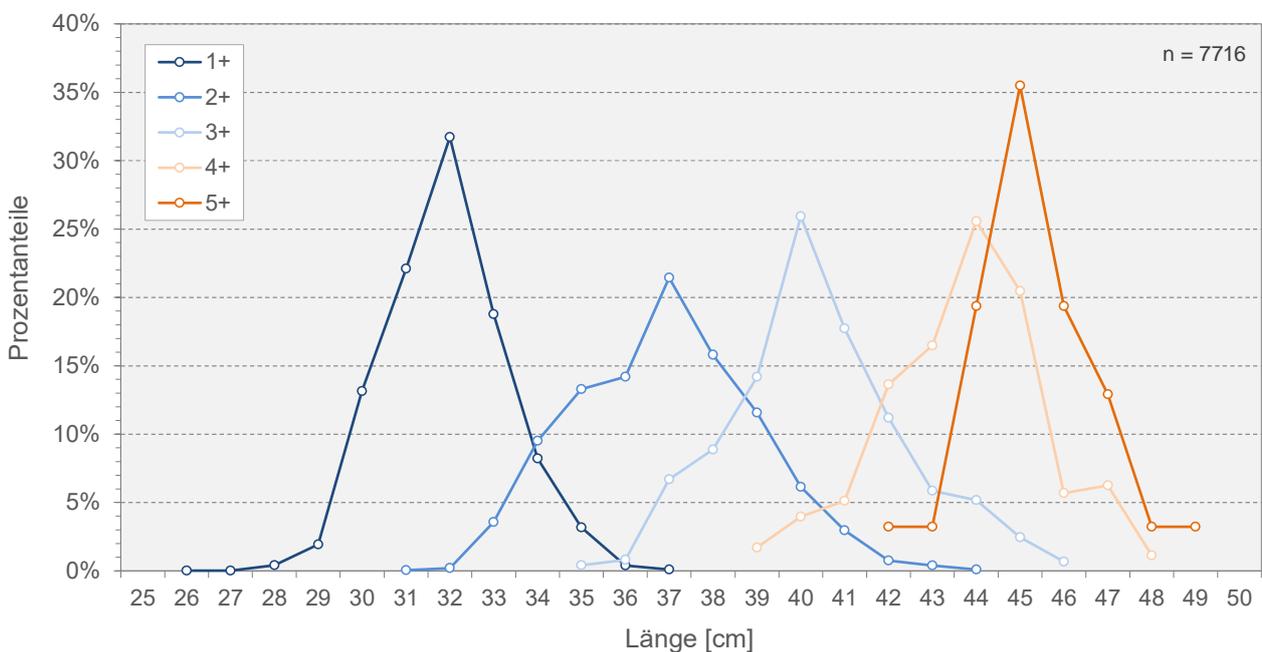


Abbildung 17: Nach Altersklassen differenzierte Längen-Häufigkeitsverteilung der im Herbst bei den Bestandeskontrollen gefangenen Äschen im Steinerwasser. Es wurden alle Erhebungen von 1992-2017 gepoolt⁴.

⁴ Es gilt zu berücksichtigen, dass mit der verwendeten Maschenweite (38 mm) Äschen erst ab einer Länge von 28 - 30 cm zuverlässig gefangen werden können.

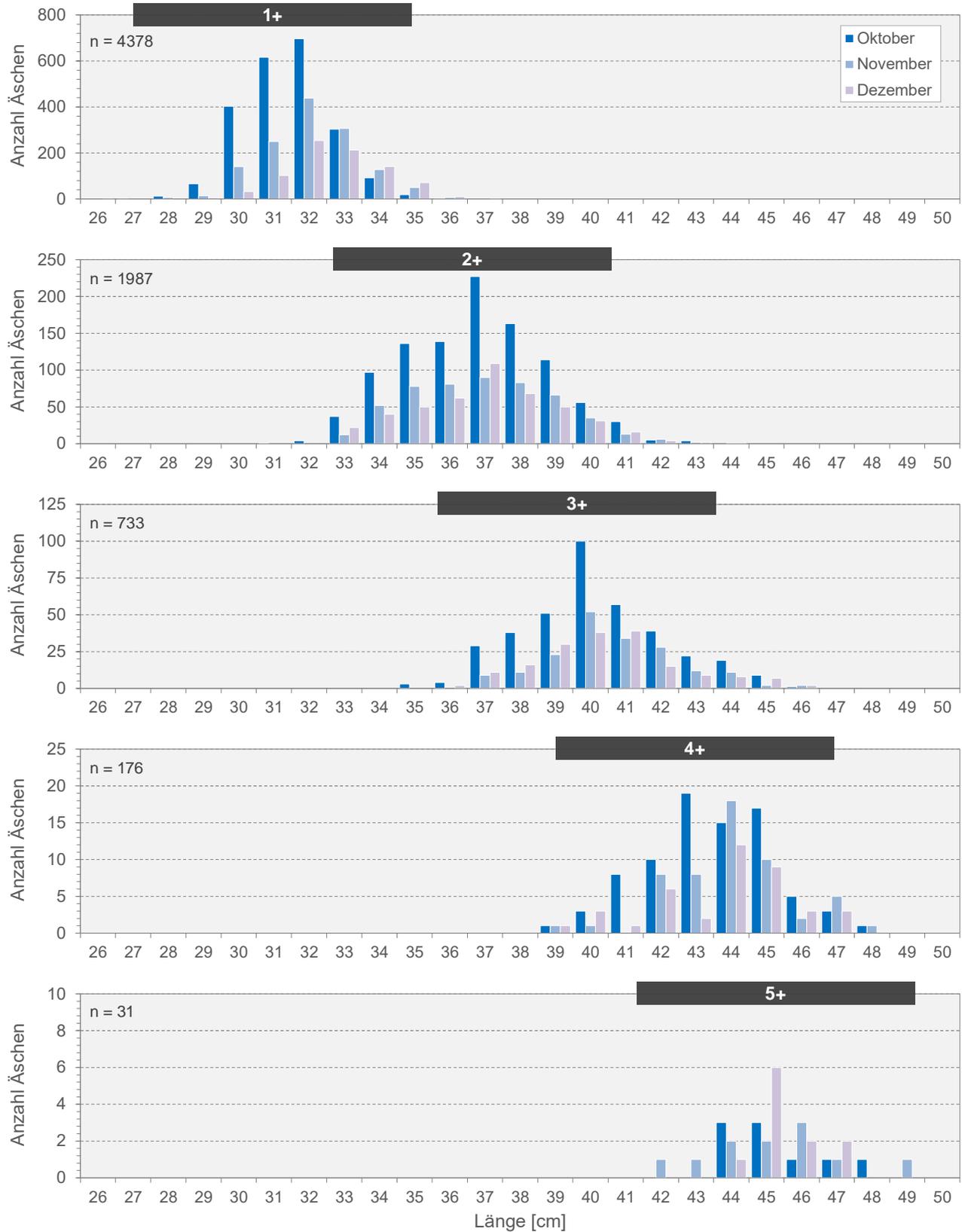


Abbildung 18: Nach Altersklassen und Monat differenzierte Längen-Häufigkeitshistogramme aller im Rahmen der Bestandekontrollen 1992-2017 im Steinerwasser gefangenen Äschen.

Männliche Äschen wuchsen im Durchschnitt schneller als ihre weiblichen Artgenossen (Abbildung 19). Keine Unterschiede waren bei der Altersklasse 5+ auszumachen, was jedoch mit der geringen Stichprobengrösse zusammenhängen dürfte.

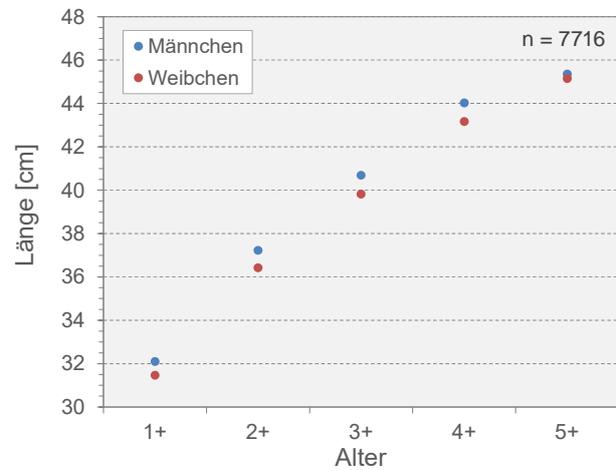


Abbildung 19: Nach Alter und Geschlecht differenzierte Durchschnitts-Länge der Äschen bei den Bestandeskontrollen im Herbst. Die Daten aller Erhebungen von 1992-2017 wurden gepoolt.

3.2.5 Länge, Gewicht und Kondition

Die durchschnittlichen Längen und Gewichte der Äschen variierten im Herbst zwischen den Jahren relativ stark (Abbildung 21). Eineinhalb-jährige Äschen (1+) wogen im Mittel zwischen 240 und 390 g bei mittleren Längen von 30 bis 33 cm. Ein sehr schnelles Wachstum liess sich bei der Kohorte 2004 (1+ im Jahr 2005) erkennen. Dieser Jahrgang profitierte wahrscheinlich von einer geringen innerartlichen Konkurrenz nach dem Bestandeseinbruch im Hitzesommer 2003. Ein Trend hin zu einem schnelleren Längenzuwachs bei den eineinhalbjährigen Äschen ist auch nach 2005 noch zu erkennen. Gleichzeitig konnte jedoch ein Rückgang des Konditionsindex⁵ bei dieser Altersklasse festgestellt werden. Das bedeutet die Fische waren länger, jedoch weniger korpulent.

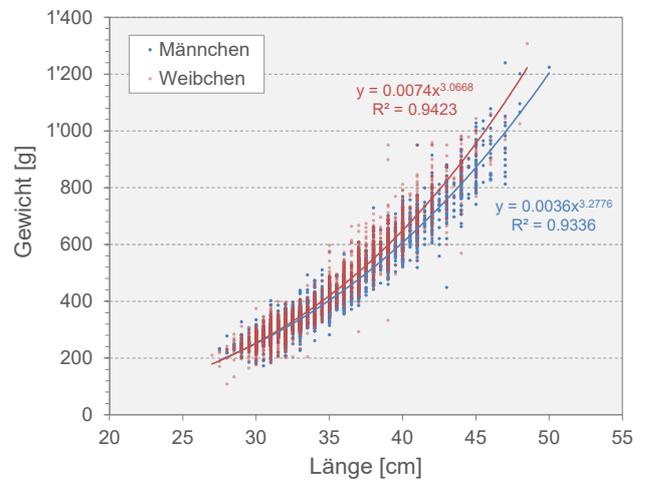


Abbildung 20: Länge-Gewichts-Beziehung aller der im Rahmen von Bestandeskontrollen im Steinerwasser gefangenen Äschen (1992-2017).

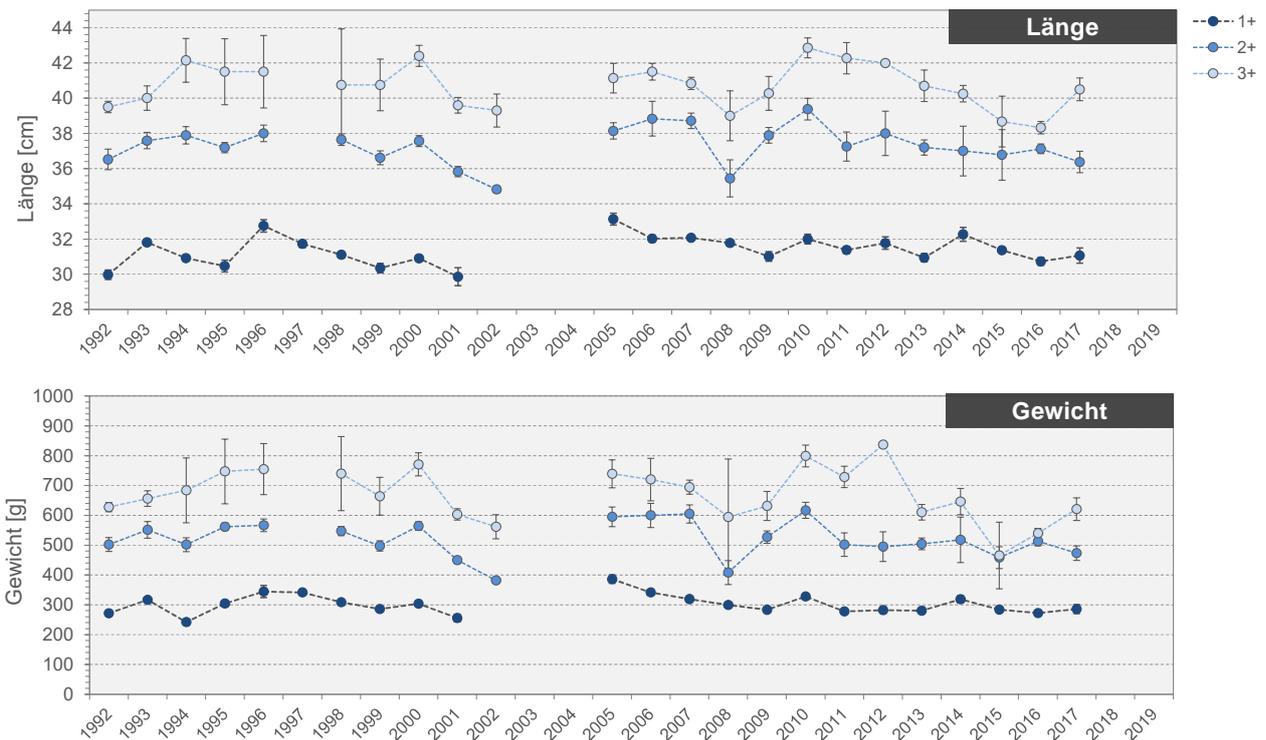


Abbildung 21: Zeitliche Entwicklung der durchschnittlichen Längen (oben) und Gewichte (unten) der im Rahmen von Bestandeskontrollen im Steinerwasser im Herbst gefangenen Äschen nach Altersklasse getrennt. Zusätzlich angegeben ist das 95 % Vertrauensintervall. Bei den älteren Jahrgängen wurde aufgrund der geringen Stichprobengrösse auf eine graphische Darstellung verzichtet. 2003 / 04 wurden die gefangenen Fische nicht vermessen und ab 2018 wurden keine Netzzüge mehr durchgeführt.

⁵ Der Konditionsindex KI beschreibt den Ernährungszustand von Fischen (KI < 1 = mangelnder Ernährungszustand / «schlank», KI > 1 = guter Ernährungszustand / «korpulent»). Er berechnet sich nach folgender Formel: $KI = 100 \cdot \text{Gewicht [g]} \cdot \text{Länge}^{-3} \text{ [cm]}$.

Dieser Trend war auch noch bei der Altersklasse 2+ zu erkennen: Die Fische waren nach 2003 im Durchschnitt rund 0.5 cm länger bei gleichem Gewicht, was sich in einem tieferen Konditionsindex niederschlug.

Bei den 3+ und älteren Fischen ist die Interpretation aufgrund der relativ geringen Stichprobengröße schwieriger.

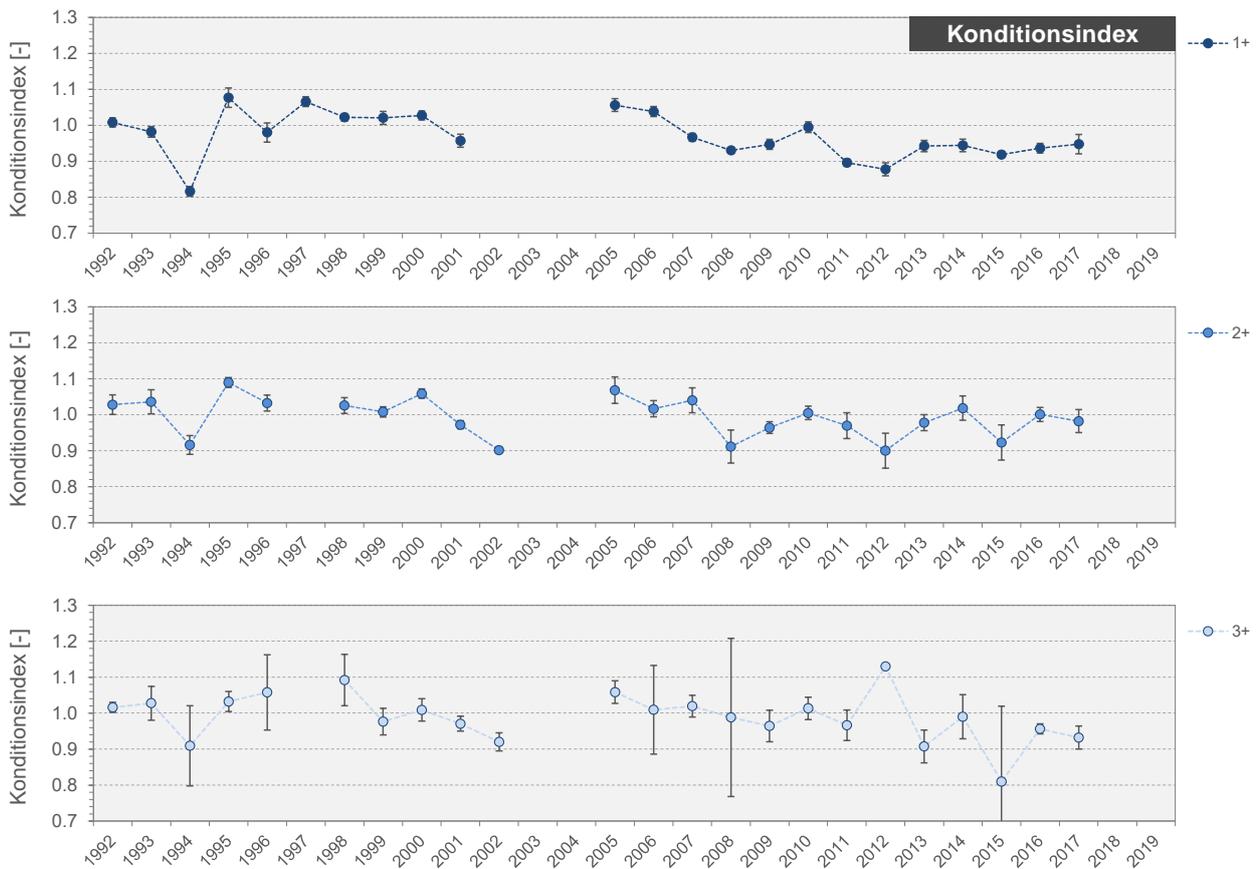


Abbildung 22: Zeitliche Entwicklung der durchschnittlichen Konditionsindizes der im Rahmen der Bestandskontrollen im Steinerwasser im Herbst gefangenen Äschen nach Altersklasse getrennt. Zusätzlich angegeben ist das 95 % Vertrauensintervall. Bei den älteren Jahrgängen wurde aufgrund der geringen Stichprobengröße auf eine graphische Darstellung verzichtet. 2003 / 04 wurden die gefangenen Fische nicht vermessen und ab 2018 wurden keine Netzzüge mehr durchgeführt.

3.2.6 Geschlechterverhältnis

Der Anteil Weibchen (Rogneranteil) in den Bestandeskontrollen im Herbst lag vor 2003 im Durchschnitt bei 52 %. Man kann also davon ausgehen, dass das Geschlechterverhältnis zu dieser Zeit ausgeglichen war. Nach 2003 war der Rogneranteil deutlich grösseren Schwankungen unterworfen und lag zeitweise unter 30 % (2013). Auch das Periodenmittel lag mit 43 % deutlich tiefer als in der vorangegangenen Dekade.

Auf eine Darstellung des Geschlechterverhältnisses bei den Laichfischfängen wurde verzichtet, da dieses stark durch das Verhalten der Äschen während der Laichzeit beeinflusst wird: Die Männchen sind zu dieser Zeit ausgesprochen territorial und dulden die Weibchen nur während des eigentlichen Laichakts auf den Laichplätzen (BAARS et al. 2001).

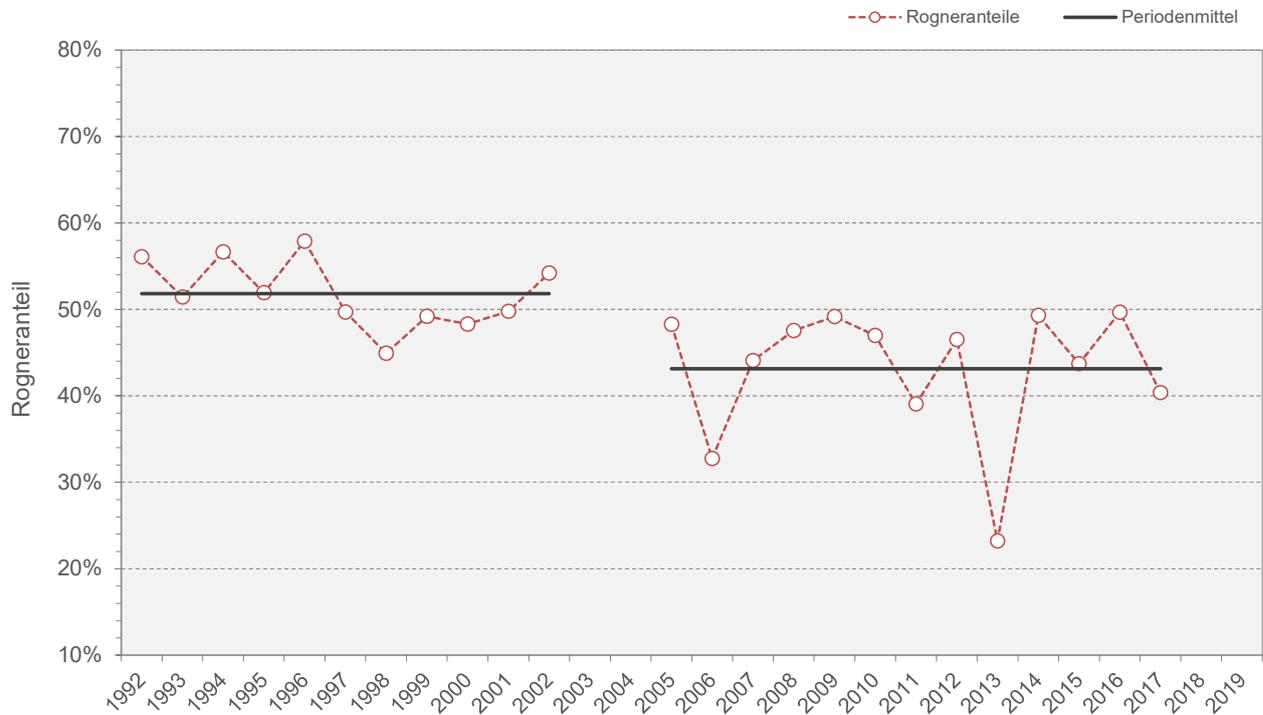


Abbildung 23: Zeitliche Entwicklung des relativen Anteils der Äschenweibchen (Rogneranteil) bei den Bestandeskontrollen im Steinerwasser im Herbst. Bei den älteren Jahrgängen wurde aufgrund der geringen Stichprobengrösse auf eine graphische Darstellung verzichtet. 2003 / 04 wurden das Geschlecht der gefangenen Fische nicht bestimmt und ab 2018 wurden keine Netzzüge mehr durchgeführt.

3.3 Laichfischfänge

3.3.1 Ertrag und relativer Fangerfolg

Zwischen 1951 und 1970 hat sich die Zahl der im Rahmen der Laichfischerei gefangenen Äschen in Diessenhofen verdoppelt. Sie stieg von rund 500 auf über 1'000 Individuen / Jahr an. Auch in Zürich gingen beim Laichfischfang 1970 – dem ersten Jahr der Aufzeichnung – rund 1'000 Äschen ins Netz. Anfangs der 1970er Jahre gingen sowohl in Diessenhofen als auch in den Zürcher Fischenzen die Erträge aus der Laichfischerei rapide zurück (Abbildung 24).

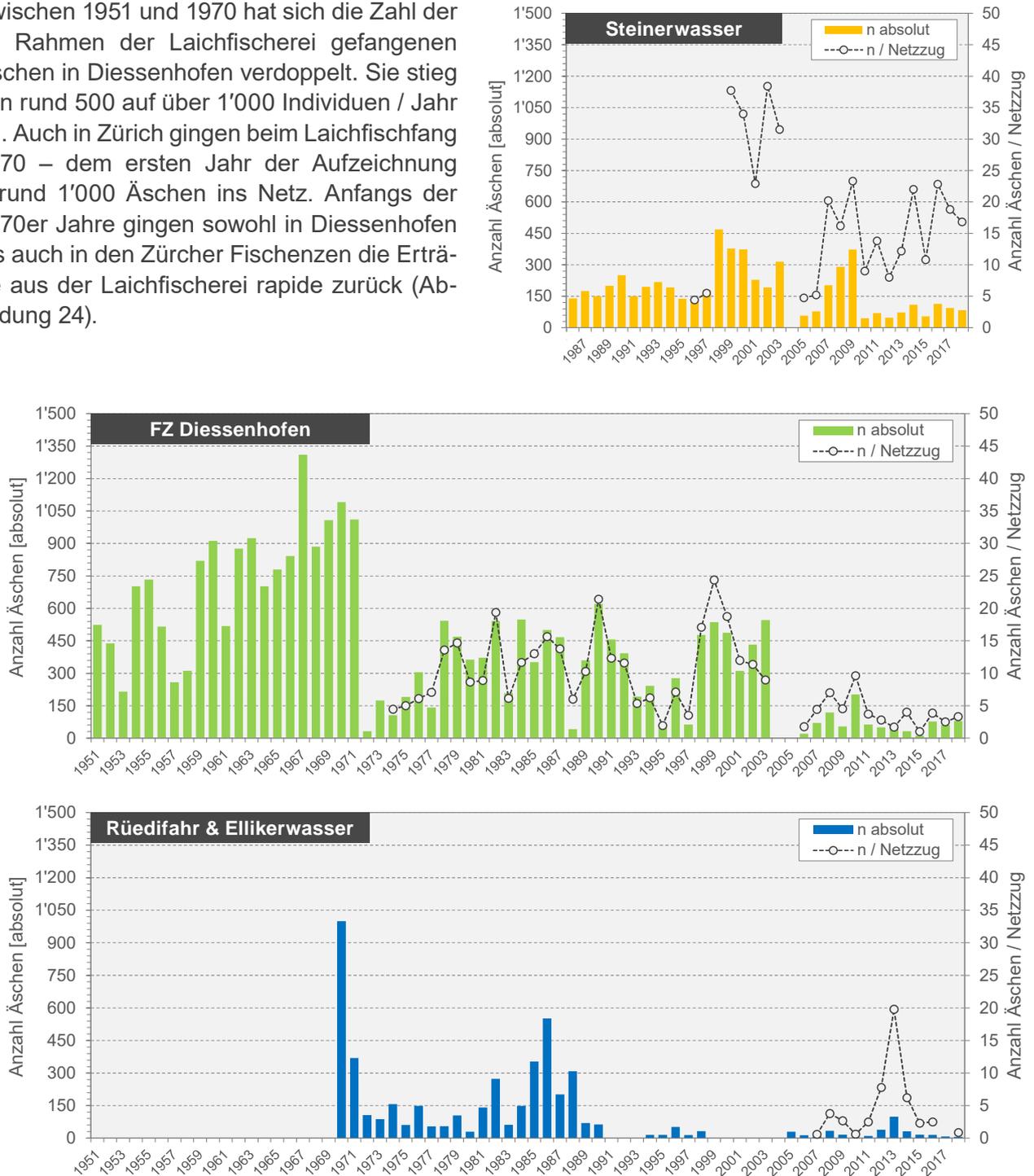


Abbildung 24: Entwicklung der Laichfischfänge im Steinerwasser ab 1986 (oben), in der Fischenzen der FZ Diessenhofen ab 1951 (oben) und in den Zürcher Fischenzen⁶ Ruedifahr und Ellikerwasser ab 1970 (unten).

⁶ Zu Beginn der Laichzeit werden mit Stellnetzen Probefänge unterhalb des untersten Hilfswehrrs in Rheinau durchgeführt. Wenn laichreife Äschen festgestellt werden, erfolgen Netzzüge mittels Zuggarnen. Die Daten wurden für die Grafik gepoolt.

Aus den Aufzeichnungen des Zürcher Fischereiaufsehers geht hervor, dass zwischen 1971 und 1980 der Einsatz von Zugnetzen infolge der starken Verkräutung unterhalb von Rheinau praktisch unmöglich war (Folge der Eutrophierung). Folglich kann der Fangrückgang Anfang der 1970er Jahre (vgl. Abbildung 24) nicht zwangsläufig mit einem Bestandesrückgang gleichgesetzt werden. Ab 1980 begann sich die Situation zu verbessern und ab 1991 war die Laichfischerei meist wieder uneingeschränkt möglich. Trotz guter Voraussetzungen wurden jedoch Anfang der 1990er Jahre bei der Laichfischerei in den Zürcher Fischenzen praktisch keine Äschen gefangen. Auch die Erträge der Zürcher Angelfischer waren zu diesem Zeitpunkt sehr gering (vgl. 3.1.2).

Zur Situation bezüglich der Wasserpflanzen in Diessenhofen liegen keine Aufzeichnungen vor. Es ist jedoch denkbar, dass auch in diesem Abschnitt die Laichfischerei durch ein verstärktes Aufkommen von Wasserpflanzen er-

schwert war. Ab Ende der 1970er Jahre haben sich die Laichfischfänge in Diessenhofen auf etwas tieferem Niveau als vor 1970 eingependelt. Dabei muss berücksichtigt werden, dass für die Periode vor 1974 keine Angaben zum Fangaufwand existieren. In den 80er Jahren wurden im Durchschnitt 12 Äschen pro Netzzug gefangen. Mitte der 1990er Jahre sind die Laichfischfänge in Diessenhofen auf zeitweise unter 5 Äschen pro Netzzug gesunken. Nach einer Erholung Ende der 1990er / Anfang der 2000er Jahre folgte der neuerliche Rückgang durch den Hitzesommer 2003. Nach 2003 waren die Laichfischfänge deutlich tiefer als vor dem Hitzesommer. Auch im Vergleich mit dem Steinerwasser war der relative Fangerfolg (CPUE) in Diessenhofen geringer. Im Steinerwasser lag der CPUE der Laichfischfänge nach 2003 bei durchschnittlich 15 Äschen pro Netzzug, in Diessenhofen bei 4 Äschen pro Netzzug. Vor 2003 sind die Aufzeichnungen im Steinerwasser lückenhaft.

3.3.2 Altersstruktur auf den Laichplätzen und Geschlechtsreife

Altersstruktur und Erreichen der Geschlechtsreife wurden anhand der Laichfischfänge im Steinerwasser beurteilt, da für diese Fischenz die detaillierte Daten zur Verfügung standen. Die Daten ab 1985 bis 2002 wurden bereits von HERTIG (2002) analysiert und diskutiert. In Abbildung 25 wird die Zeitreihe von 1998 bis 2018 dargestellt.

Von 1985 bis 2002 ging der Anteil älterer Äschen (> 3+) auf den Laichplätzen zurück (HERTIG 2002). Es dominierten zunehmend die Altersklassen 2+ und 3+. Zwischen 1996 bis 2003 blieb der Anteil 4-jähriger und älterer Äschen klein. Auch in den ersten Jahren nach dem Hitzesommer wurden fast ausschliesslich 2- und 3-jährige Äschen gefangen. Von 2008 bis 2012 war der Anteil der 4- und 5-jährigen Äschen wieder etwas höher. Vereinzelt wurden auch 6- und 7-jährige Äschen gefangen. Der höhere Anteil an älteren Fischen ist vermutlich

mit dem Fangmoratorium, respektive den restriktiveren Schonbestimmungen ab 2007 zu erklären. Ab 2013 waren ältere Äschen auf den Laichplätzen wieder seltener.

Der Anteil Rogner, welcher bereits nach zwei Jahren geschlechtsreif war, lag von 2006 bis 2010 zwischen 55 und 92 %. Nach 2010 sank der Anteil geschlechtsreifer 2+-Rogner unter 50 %. Bereits vor 2002 schwankte der Anteil geschlechtsreifer zweijähriger Rogner stark (0 - 90 %). Bei diesen Zahlen muss berücksichtigt werden, dass der Anteil der geschlechtsreifen Weibchen bei der Laichfischerei tendenziell überschätzt wird. Dies weil man davon ausgehen kann, dass sich juvenile Fische weniger häufig auf den Laichplätzen aufhalten, respektive dort von den Männchen nicht toleriert werden. Die Analyse der Geschlechtsreife bei den Bestandeskontrollen im Herbst würde verlässlichere Daten liefern.

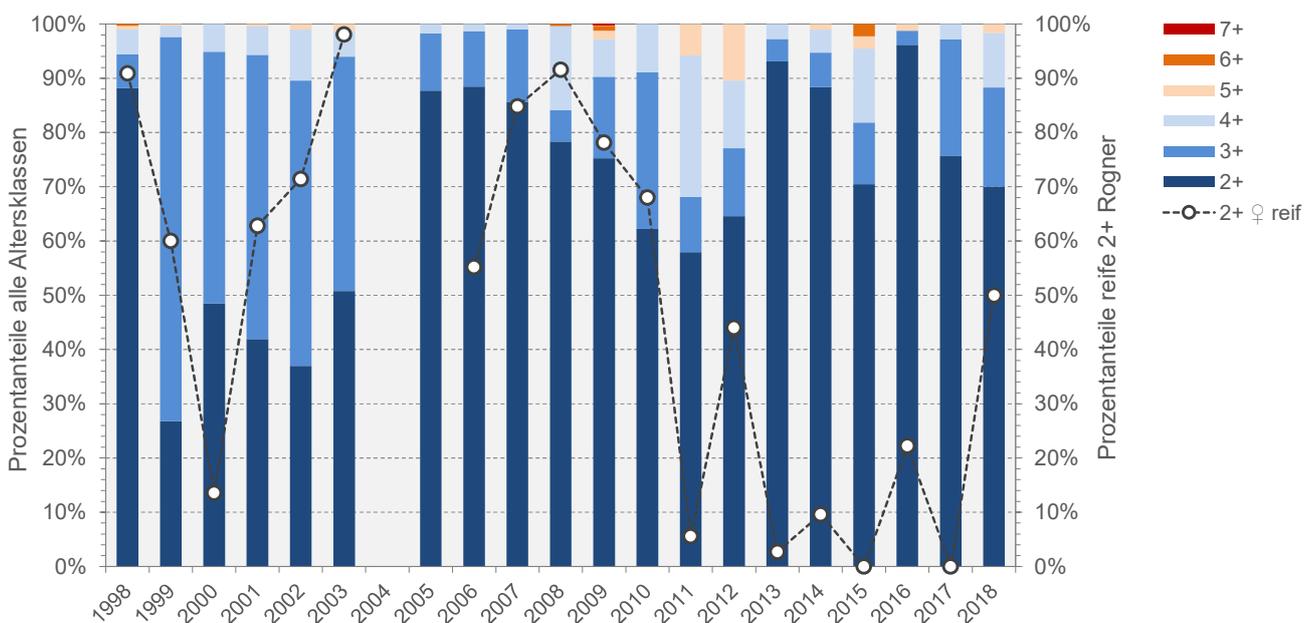


Abbildung 25: Relative Anteile der einzelnen Altersklassen in den Laichfischfängen im Steinerwasser von 1998 - 2018 sowie Anteil Weibchen (Rogner), welche im Alter von 2 Jahren geschlechtsreif waren.

3.4 Äschenlarvenkartierungen (Fortpflanzungserfolg)

3.4.1 Zeitliche Entwicklung der Äschenlarvendichten

Nachfolgend wird auf die Entwicklung der Äschenlarvendichten seit den ersten Kartierungen 1998 eingegangen. Es wurden sowohl die kantonalen Daten als auch Daten der Auftragsarbeiten analysiert. Als vergleichendes Mass für die Äschenlarvendichte wurde die mittlere Anzahl Larven pro 100 m Uferlänge berechnet (Abbildung 26). Um die Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten wurden nur die Strecken in den frei fliessenden Abschnitten zwischen Stein und Diessenhofen (Steinerwasser und Fischenz Diessenhofen) sowie zwischen Rheinau und Rüdlingen (Rüedifahr bis Rüedlingerwasser) berücksichtigt⁷.

Stein bis Diessenhofen (TG / SH)

1998 wurden die ersten Äschenlarvenkartierungen im Rhein durchgeführt (AQUATICA 1998). Mit über 2'500 Larven / 100 m wurden aussergewöhnlich hohe Dichten festgestellt. Bei den nächsten Erhebungen 2001 (WFN 2019a) wurden deutlich geringere Dichten verzeichnet. Dabei muss berücksichtigt werden, dass 1998 und 2001 einerseits unterschiedliche Methoden zur Anwendung kamen (20 m vs. > 100 m kartierte Uferlänge pro Strecke) und andererseits unterschiedliche Abflussbedingungen vorherrschten. 1998 wurde bei Niederwasserführung (320 - 370 m³/s) kartiert, während 2001 die Wasserstände mit 490 - 505 m³/s Abfluss erhöht waren. Folglich war 2001 von einer höheren Larvendrift und allenfalls auch von einer Verlagerung der Laichplätze weiter flussabwärts auszugehen (vgl. Kap. 3.4.2).

2008 – 5 Jahre nach dem Hitzesommer 2003 – waren die Larvendichten wieder ähnlich hoch wie bei den Erhebung 2001 (WFN 2019a). Wie

stark die Dichten nach dem Hitzesommer zurückgingen, kann nicht beurteilt werden. Jedoch ist von einem ähnlichen Einbruch wie im Abschnitt zwischen Rheinau und Rüdlingen auszugehen (vgl. unten). 2013 starteten die Kantone Thurgau und Schaffhausen ihr Monitoring. Die Larvendichten waren rund 3-mal so hoch wie 2001 und 2008, jedoch noch immer deutlich tiefer als 1998. 2014 wurden in den von WFN kartierten Strecken im Durchschnitt höhere Dichten verzeichnet als in den kantonalen Monitoringstrecken. Dieser Unterschied ist sehr wahrscheinlich auf unterschiedliche Kartierzeitpunkte zurückzuführen. Ab 2015 nahmen die Äschenlarvenbestände in den Kantonsstrecken wieder kontinuierlich zu und erreichten 2017 ihr Maximum mit > 1'000 Larven / 100 m. Infolge des Hitzesommers von 2018 sind die Äschenlarvenbestände in den zwei Jahren danach um rund 90 % zurückgegangen.

Rheinau bis Rüdlingen (ZH / SH)

Die ersten Äschenlarvenkartierungen zwischen Rheinau und Rüdlingen fanden 2003 statt (WFN 2008). Die Äschenlarvendichten waren mit durchschnittlich > 750 Larven / 100 m sehr hoch. Der Kanton Zürich startete 2005 sein Monitoring. Zwei Jahre nach dem Hitzesommer 2003 waren die Äschenlarvenbestände deutlich eingebrochen. Es wurden aber noch in allen Strecken Äschenlarven gefunden. Bis 2012 sind die Äschenlarvenzahlen in den kantonalen Monitoringstrecken kontinuierlich auf über 1'000 Larven / 100 m angestiegen. Danach waren sie wieder leicht rückläufig und haben sich bis 2018 auf 350 - 500 Larven / 100 m eingependelt.

⁷ Die Äschenlarvendichten in einem Gewässerabschnitt können sowohl räumlich (Uferstruktur, Distanz zum nächsten Laichplatz) als auch zeitlich (Zeitpunkt des Ablaichens, Dauer Embryonalentwicklung) stark variieren. Da die verschiedenen Kartierungen teils zu unterschiedlichen Zeitpunkten durchgeführt und nicht jedes Jahr dieselbe Anzahl Strecken kartiert wurden, sind die Daten mit Vorsicht zu vergleichen.

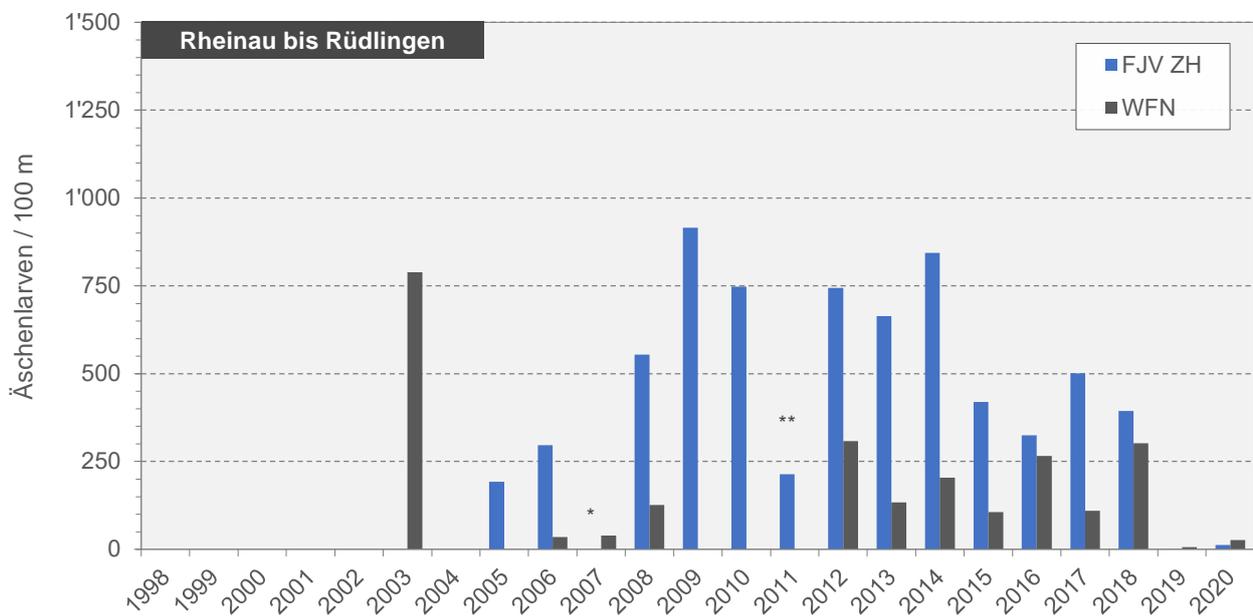
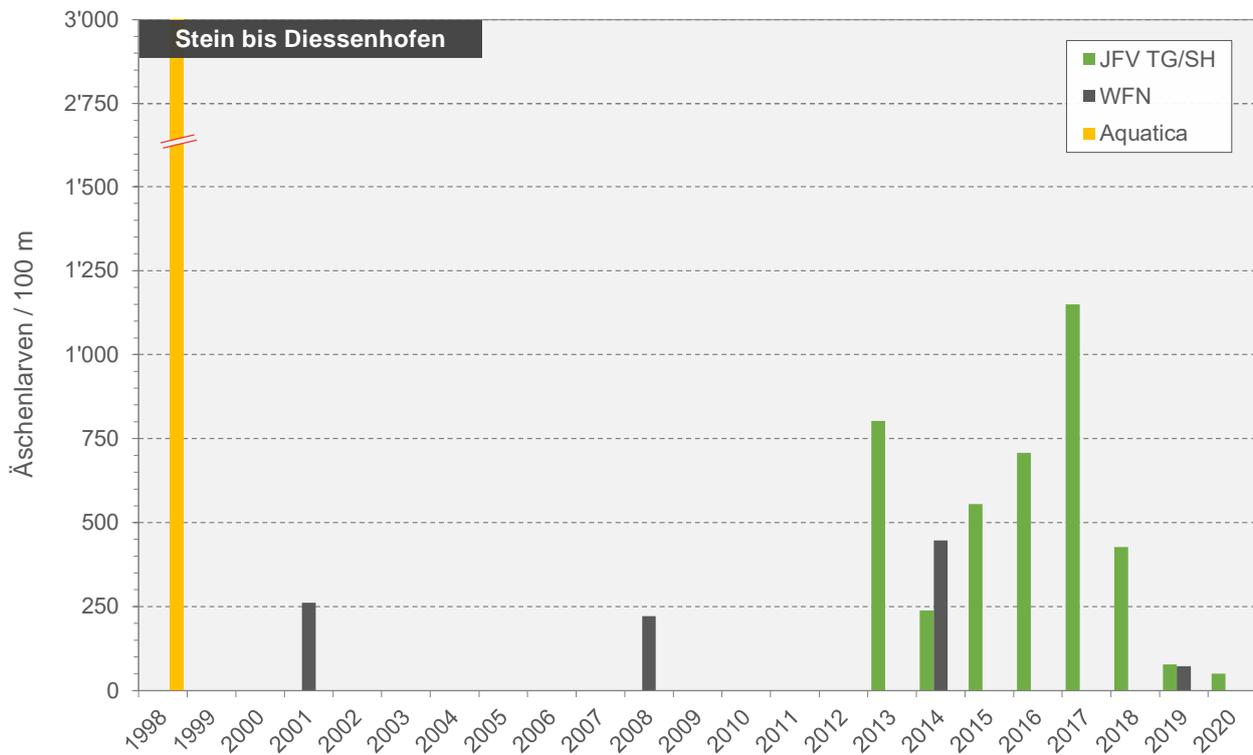


Abbildung 26: Zeitliche Entwicklung der Äschenlarvendichten (Durchschnitt aller Strecken) im Rhein zwischen Stein und Diessenhofen (oben) im Vergleich zum Abschnitt Rheinau bis Rüdlingen (unten). Es wurden sowohl die Daten der kantonalen Monitorings (TG / SH und ZH) als auch die Daten verschiedener Auftragsarbeiten (AQUATICA 1998, WFN 2008, 2019a, 2019b) in den entsprechenden Abschnitten beigezogen.

* Kt. ZH führte keine Zählung durch, da die Larven aufgrund des warmen Winters 3 Wochen früher schlüpfen

** Stark unterschätzte Zahlen; Larven waren wegen des sehr tiefen Wasserstands sehr breit verteilt

Im Gegensatz zu den Resultaten des kantonalen Monitorings, waren die von WFN erhobenen Dichten von 2012 bis 2018 unter Berücksichtigung jährlicher Schwankungen relativ stabil. Diese Kartierungen fanden im Zusammenhang mit den Kiesschüttungen in Rheinau und Rüdlingen sowie der Kiesumlagerung beim Thurspitz statt (WFN 2008, 2019b). Durch diese Massnahmen wurden neue Laichplätze geschaffen. Es ist wahrscheinlich, dass es dadurch teilweise zu einer örtlichen Verschiebung des Laichgeschehens gekommen ist.

Nach dem zweiten Hitzesommer 2018 sind die Äschenlarvenbestände wiederum markant zurückgegangen. 2019 wurden die bisher tiefsten Dichten verzeichnet. 2020 konnte eine leichte Zunahme festgestellt werden, allerdings waren die Äschenlarvenzahlen noch immer sehr gering.

3.4.2 Räumlich-zeitliche Verteilung

Für eine Analyse der räumlichen Verteilungen der Äschenlarven wurden zwischen 1998 und 2020 fünf repräsentative Jahre genauer betrachtet, in denen möglichst viele Untersuchungsstrecken kartiert wurden. Im Gegensatz zur Analyse der zeitlichen Entwicklung, wurden nun auch die Reviere im Staubereich des KW Schaffhausen und die kurze Fliessstrecke zwischen dem KW Schaffhausen und dem Rheinflall miteinbezogen.

Stein am Rhein bis Rheinflall (TG / SH)

Der Fokus der Untersuchung 1998 lag auf dem Abschnitt zwischen Rheinklingen und Diessenhofen (AQUATICA 1998). Auf dem ganzen Abschnitt waren die Larvendichten sehr hoch (Abbildung 27). Jedoch konzentrierten sich die Larven auf gut strukturierte, flache Uferabschnitte. Glattes Mauerwerk oder Blocksatz

wurden gemieden. Da das Rheinufer auf der rechten Seite mehrheitlich unverbaut ist und reich strukturierte Naturufer aufwies, wurden dort auch mehr Larven gefunden als am linken Rheinufer. Die Larvendichten zwischen Stein und Rheinklingen (Steinerwasser) waren ähnlich hoch wie zwischen Rheinklingen und Diessenhofen. Im Stauwurzelbereich bei Büsingen wurden hingegen deutlich weniger Larven gezählt.

2001, 2008, 2014 und 2019 wurden im gesamten Konzessionsgebiet des Kraftwerks Schaffhausen Äschenlarvenkartierungen durchgeführt⁸. 2001 waren die Larvendichten entlang des linken Rheinufers zwischen dem Schupfen und Diessenhofen relativ gering. Aufgrund des erhöhten Abflusses waren die der Ufermauer vorgelagerten Kiesbänke überströmt, wodurch nur wenige Larvenhabitate vorhanden waren. Wie bereits 1998, waren die Larvendichten auf der rechten Uferseite deutlich höher. Hingegen konnten 2001 auch im Stauwurzelbereich zum Teil sehr hohe Larvendichten nachgewiesen werden. Am höchsten waren die Larvendichten jedoch zwischen dem KW Schaffhausen und dem Rheinflall.

2008 wurden in den meisten Strecken unterhalb Diessenhofen geringere Larvendichten verzeichnet. Auch zwischen dem KW Schaffhausen und dem Rheinflall waren mit einer Ausnahme (Flachufer Flurlingen) die Larvendichten deutlich tiefer als 2001. Zwischen dem Schupfen und Diessenhofen waren die Larvendichten hingegen höher als 2001. 2014 konnten auf diesem Abschnitt nochmals mehr Larven gezählt werden als bei den vorhergehenden Erhebungen. In Folge der tiefen Abflussverhältnissen waren die Habitatbedingungen deutlich besser als in den Vorjahren. Unterhalb des KW Schaffhausen konnten sich die Äschenlarven-

⁸ Im Rahmen der Ökostromzertifizierung, respektive der Rezertifizierung des Kraftwerks Schaffhausen wurden im Konzessionsgebiet ab 2005 verschiedene Uferrenaturierungen und weiteren ökologische Aufwertungsmassnahmen wie die Restaurierung von Kieslaichplätzen umgesetzt. Um den Erfolg der Massnahmen zu dokumentieren, wurden unter anderem Äschenlarvenkartierungen durchgeführt (WFN 2019a). Die ersten Erhebungen fanden 2001 statt (Ausgangszustand) und wurden in den Jahren 2008, 2014 und 2019 wiederholt (Wirkungskontrolle).

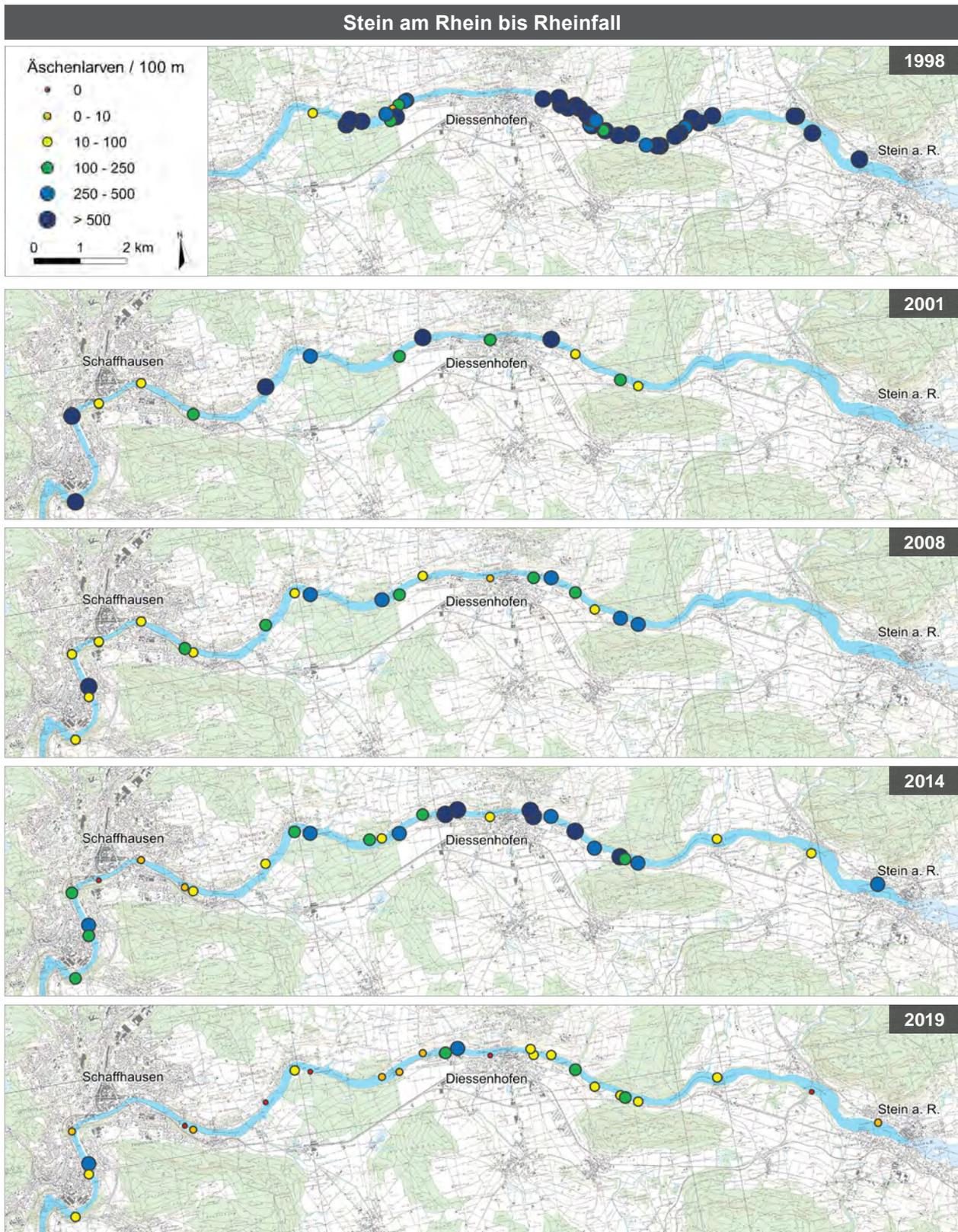


Abbildung 27: Räumlich-zeitliche Verteilung der Äschenlarvendichten (eingeteilt in 6 Klassen) im Rhein zwischen Stein a. R. und dem Rheinfall. Es wurden sowohl die Daten des kantonalen Monitorings (TG / SH) als auch Daten verschiedener Auftragsarbeiten (AQUATICA 1998, WFN 2019a) beigezogen.

dichten nach dem Hitzesommer 2003 jedoch noch nicht auf das ursprüngliche Niveau erholen. Aufgrund der isolierten Lage zwischen dem KW Schaffhausen und dem Rheinfluss ist diese (Teil-)Population deutlich anfälliger auf negative Umwelteinflüsse.

Kurz nach dem zweiten Hitzesommer konnten 2019 in den meisten Strecken nur noch ein Bruchteil der Larvendichten der Vorjahre registriert werden. In einzelnen Strecken blieb ein Nachweis von Äschenlarven gänzlich aus. Erfreulicherweise zeigten aber noch zwei Strecken relativ hohe Äschenlarvendichten. Dass sich beide Strecken in morphologisch auf-

gewerteten Uferabschnitten befanden (Abbildung 28), unterstreicht die Bedeutung der Revitalisierungsmassnahmen für den Wiederaufbau des Äschenbestandes. Auch bei früheren Erhebungen zeigte sich, dass die morphologischen Aufwertungen des monotonen Rheinuferes und die Kiesschüttungen an mehreren Stellen (Uferabschnitte und Flussmitte) deutlich positive Auswirkungen auf die Äschenlarvendichten hatten. Vor allem an den neu geschaffenen, gut strukturierten Flachufern, wurden meist sehr hohe Äschenlarvendichten festgestellt (vgl. Infobox).



Abbildung 28: Abflachung und Strukturierung der Ufer unterhalb der Rheinhalde in Gailingen (links) sowie in Flurlingen oberhalb der Neuhauserstrasse (rechts). Fotos: WFN.

Uferstruktur und Äschenlarvendichte

Äschenlarven sind auf gut strukturierte, flache und wenig durchströmte Uferpartien angewiesen (BAARS et al. 2001). Auch am Rhein wurde der Einfluss der Uferstruktur und der hydraulischen Verhältnisse auf die Besiedlungsdichten der Äschenlarven untersucht (AQUATICA 1998). Die Ergebnisse zeigten, dass vor allem die unverbauten, reich strukturierten Naturufer hohe Larvendichten aufwiesen. Uferabschnitte mit Buchten und Stillwasser hinter Totholz zählten zu den wichtigsten Habitaten für Äschenlarven. Mit Mauern oder Blocksatz verbaute Ufer wurden hingegen kaum besiedelt.

Die erwähnte Studie konnte weiter zeigen, dass Ufer mit einer Neigung zwischen 0 und 20 % die höchsten Larvendichten aufwiesen. Auch die Heterogenität des Substrates wirkte sich positiv aus. Als Schlüsselparameter für die Habitatwahl der Äschenlarven wird jedoch die Fließgeschwindigkeit angesehen: Werden 15 cm/s überschritten, werden die entsprechenden Uferpartien gemieden. Durch eine vielfältige Strukturierung der Ufer sowie eine grosse Heterogenität der Substrate entsteht eine Vielzahl von kleinräumigen Bereichen mit geeigneten Habitatbedingungen für Äschenlarven.

Rheinau bis Rüdlingen (ZH / SH)

Neben den Monitoringstrecken des Kantons Zürich, welche sich zwischen Rheinau und Ellikon befinden, wurden durch WFN zwischen 2003 und 2020 auch verschiedene Strecken von Rheinau bis nach Rüdlingen kartiert. Diese Kartierungen standen im Zusammenhang mit der Erneuerung des Kraftwerks Eglisau und der Kiesumlagerungen beim Thurspitz (Abbildung 29) (WFN 2008, 2019b).

Bei den ersten Kartierungen 2003 waren die Larvendichten direkt unterhalb der Thurmündung und in der Innenkurve bei der Rüdlingerbrücke um ein Vielfaches höher als in Ellikon oberhalb der Thur (Abbildung 30). Nach dem Hitzesommer 2003 zeigte sich ein umgekehrtes Bild. 2006 wurden oberhalb der Thurmündung höhere Larvendichten verzeichnet als unterhalb. Die Larvendichten waren aber insgesamt deutlich tiefer als 2003. 2016

hatten sich die Larvendichten weiter erholt. Sowohl unterhalb der Thurmündung als auch in Rüdlingen konnten wieder hohe Larvendichten festgestellt werden. Auch in Rheinau waren die Larvendichten hoch. Es zeigte sich, dass die Larvendichten unterhalb der erfolgten Kiesschüttungen meist höher waren als oberhalb. In Ellikon waren die Larvendichten vergleichsweise tief. Nach dem Hitzesommer 2018 waren die Larvendichten in allen Strecken massiv eingebrochen. Alle Strecken wiesen 2019 entweder keine oder sehr geringe Larvendichten auf. Am meisten Äschenlarven wurden in Rheinau unterhalb der Kiesschüttung erfasst. In den 8 kantonalen Monitoringstrecken wurde eine einzige Äschenlarve registriert. Allerdings wurden durch den Fischereiaufseher ausserhalb der 20 m langen Zählstrecken insgesamt noch rund zwei Dutzend weitere Äschenlarven gefunden.



Abbildung 29: Kiesbänke im Rhein bei Ruedifahr in Rheinau im Jahr 2014, welche als Auflage für den Ausbau des Kraftwerks Eglisau durch die Betreibergesellschaft eingebracht wurden. Fotos: WFN.

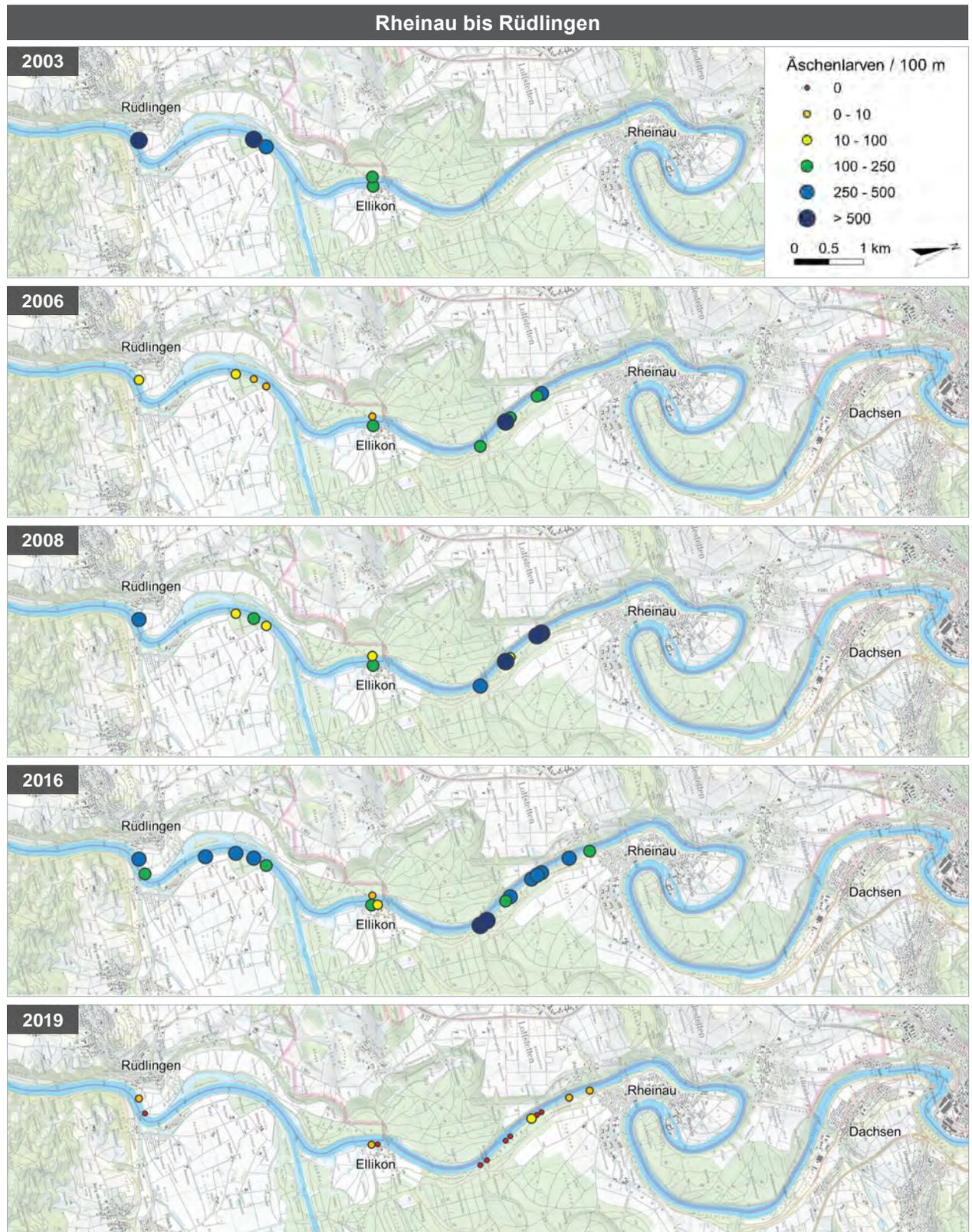


Abbildung 30: Raum-zeitliche Verteilung der Äschenlarvendichten (eingeteilt in 6 Klassen) im Rhein zwischen Rheinau und Rüdlingen. Es wurden sowohl die Daten des kantonalen Monitorings (ZH) als auch Daten verschiedener Auftragsarbeiten (WFN 2008, 2019b) beigezogen.

3.4.3 Vergleich mit anderen Populationen in der Schweiz

Im Rahmen des BAFU-Projektes «Äschenstrecken von nationaler Bedeutung» wurde eine längere Zeitreihe der Äschenlarvendichten im Hoahrhein analysiert. (BAFU/WFN in Vorbereitung). Im schweizweiten Vergleich wies über die letzten zehn Jahre die Strecke RHE-01 (Bodensee bis Rheinau) die höchste maximal festgestellten Äschenlarvendichte auf, die Strecke RHE-02 (Rheinau bis Tössmündung) die fünfthöchste.

Die Zählungen dieser beiden Strecken beziehen sich auf 2013, also noch vor dem grossen Hitzesommer 2018. Später wurden nur noch Maximalwerte von knapp 400 Äschenlarven/100m erreicht. Diese Dichte (> 250 Äschenlarven/100m) wird aber immer noch als «sehr gut» eingestuft.

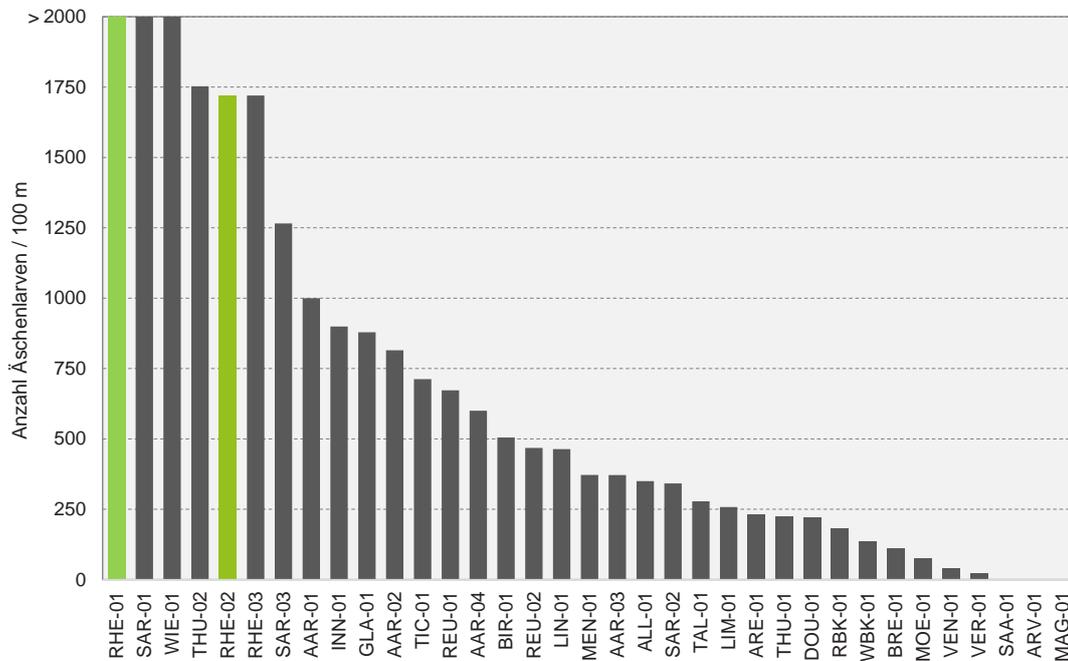


Abbildung 31: Maximale Äschenlarvendichten in den im Rahmen des Projektes «Äschenstrecken von nationaler Bedeutung», untersuchten Gewässerstrecken der Schweiz. Angegeben ist jeweils der Maximalwert der jeweiligen Strecke in den letzten 10 Jahren. RHE-01 = Rheinstrecke Bodensee - Rheinau, RHE-02 = Rheinau - Tössmündung.

4 Analyse verschiedener Einflussfaktoren

4.1 Abfluss

Abflussregime

Der Abfluss aus dem Untersee wird nicht künstlich reguliert. Das vom See gepufferte Abflussregime weist in durchschnittlichen Jahren hohe Abflüsse im Frühsommer (Schneesmelze) und tiefe Abflüsse über die Wintermonate auf (Abbildung 32). Der mittlere Jahresabfluss über die letzten 30 Jahre betrug 360 m³/s, wobei Abflüsse von 140 m³/s bis 1'150 m³/s registriert wurden (Abbildung 33).

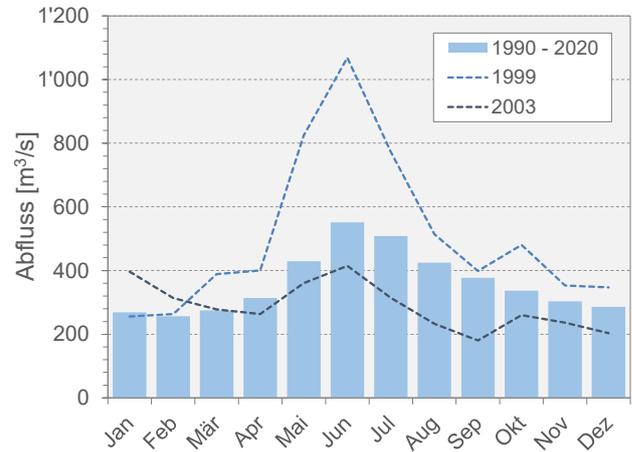


Abbildung 32: Abflussregime des Rheins basierend auf den langjährige Monatsmittelwerten in Neuhausen (BAFU Station 2288).

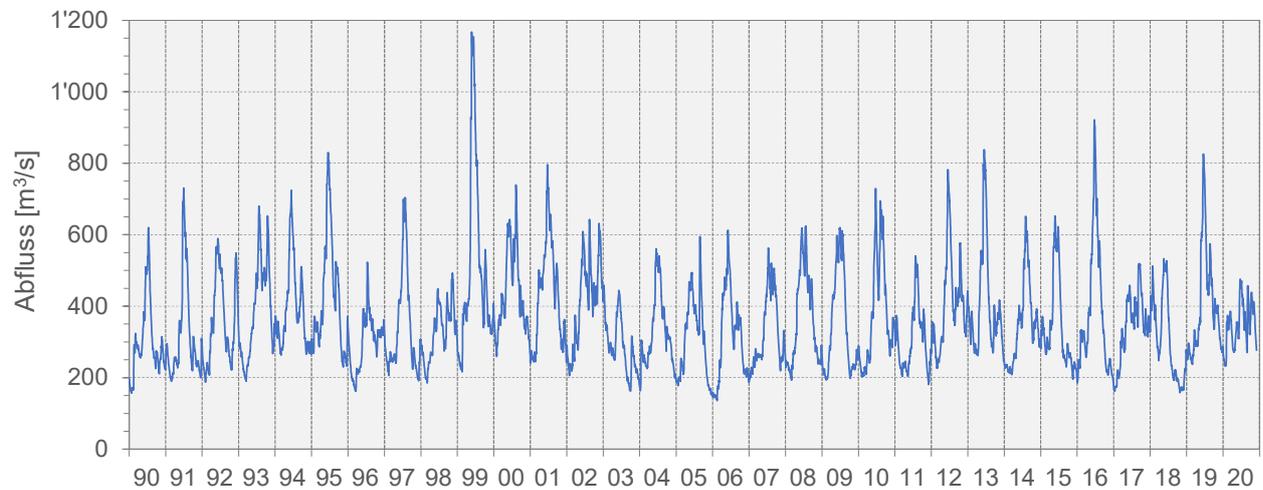


Abbildung 33: Abflussganglinie (Tagesmittelwerte) im Rhein bei Neuhausen (BAFU Station 2288) von 1990 - 2020.

Hochwasserereignisse

Eine markante Veränderung der Intensität und Auftretenswahrscheinlichkeit von Hochwasserereignissen war über die letzten 30 Jahre nicht festzustellen (Abbildung 34, oben). Das Hochwasser 1999 (Abflussspitze ~ 1'150 m³/s) entsprach einem HQ150.

Von besonderer Bedeutung sind Hochwasserabflüsse während der Embryonal- und Larvalentwicklung von März - Mai (Abbildung 34, unten). Diese können das Überleben der Nachkommenschaft der Äschen direkt (Zerstörung

der Laichplätze infolge Geschiebetrieb) oder indirekt (Minderung des Habitatangebots und erhöhte Larvendrift) beeinträchtigen und so den Fortpflanzungserfolg schmälern.

Die höchsten Abflussspitzen während dieser Periode wurden 1995, 1999, 2000, 2001, 2013 und 2015 registriert (Abbildung 34, unten). Es ist wahrscheinlich, dass sich die hohen Abflüsse mehrheitlich negativ auf den Fortpflanzungserfolg ausgewirkt haben (vgl. Äschenlarvenkartierungen Kap. 3.4).

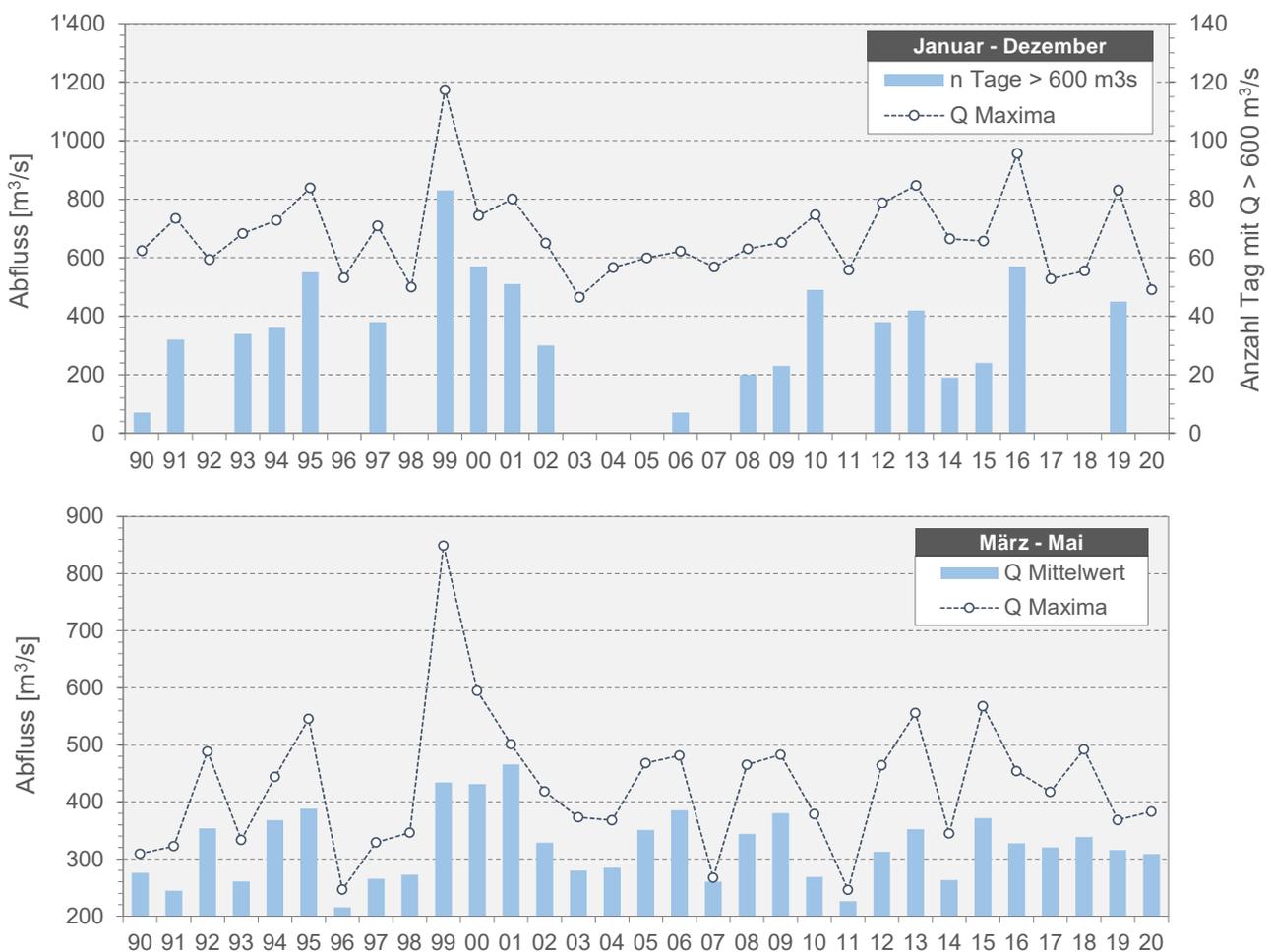


Abbildung 34: Entwicklung der jährlichen Abfluss-Maxima (oben) und der mittleren und maximalen Abflüsse während der Embryonal- und Larvalentwicklung (15.3 - 15.5) der Äsche (unten) im Rhein bei Neuhausen (BAFU Station 2288) von 1990-2020.

Starke Äschenjahrgänge (vgl. Abbildung 15, Kap. 3.2.2) gingen eher aus Jahren mit tiefen Abflussverhältnissen während der Embryonal- und Larvalentwicklung hervor (z. B. 1993, 2007, 2014). Das Habitatangebot für die Äschenlarven am Rhein ist bei tiefem Abfluss meist besser als bei hohem Abfluss, vor allem entlang der mit Mauern befestigten Uferabschnitte (vgl. AQUATICA 1998). Interessant ist jedoch, dass trotz dem Jahrhundert-Hochwasser Ende Mai 1999 die Kohorte 1999 relativ stark ausgefallen ist (vgl. Abbildung 15, Kap. 3.2.2). Wahrschein-

lich fanden die jungen Äschen in diesem aussergewöhnlichen Jahr geeignete Refugien in den weitläufig überschwemmten Uferzonen. Ähnliches kann am begradigten Linthkanal beobachtet werden, wenn der Kanal im Frühjahr über die Ufer tritt: Die ausgedehnten Flachwasserzonen auf dem überschwemmten Dammvorland bieten den Äschenlarven optimale (Ersatz-) Habitate, in dem ansonsten monotonen Kanal (HERTIG 2006).

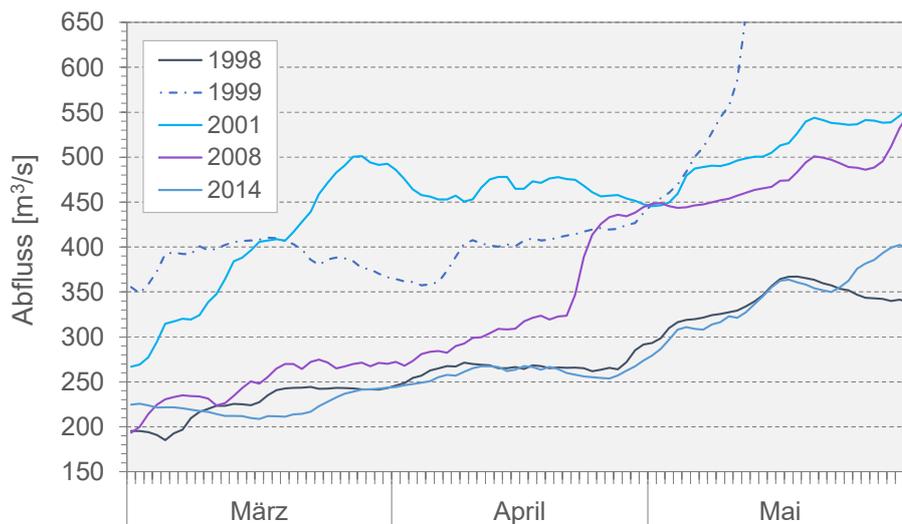


Abbildung 35: Abflussverhältnisse von März bis Mai in ausgewählten Jahren im Rhein bei Neuhausen (BAFU Station 2288).

Niedrigwasserereignisse

Extreme Niedrigwasserereignisse im Sommer scheinen in den letzten Jahren häufiger aufzutreten (Abbildung 36, unten). Seit 2003 führte der Rhein zwischen Juli und August in drei Jahren weniger als 250 m³/s Abfluss (2003, 2015 und 2018). Diese Marke wurde von 1990 bis 2003 im Sommer nie unterschritten. Derart tiefe Wasserstände traten bisher in der Regel nur in den Wintermonaten auf. Die Verschiebung der saisonalen

Abflussverhältnisse ist auf die Klimaerwärmung und dem damit einhergehenden Rückgang der Schnee- und Gletscherschmelze und der Zunahme von Trockenperioden zurückzuführen (BAFU 2021). Extreme Niedrigwassersituationen im Sommer in Kombination mit hohen Wassertemperaturen (vgl. Kap. 4.2) zählen zu den grössten Gefährdungsfaktoren für die Äschenpopulation im Rhein.

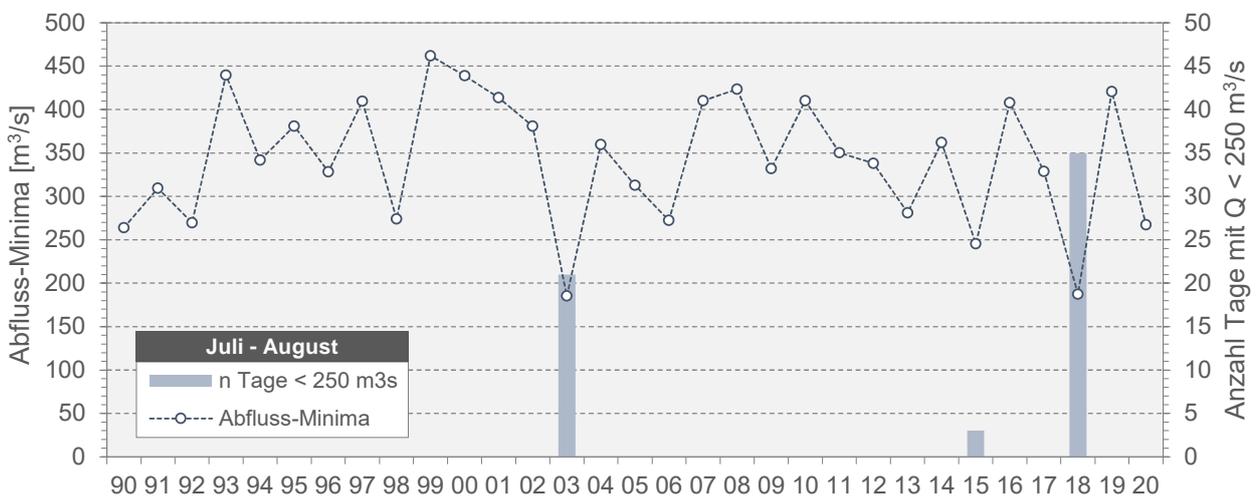


Abbildung 36: Entwicklung der sommerlichen Abfluss-Minima im Rhein bei Neuhausen (BAFU Station 2288).

Fazit Abfluss

- ⇒ Da das Abflussregime durch den Bodensee gepuffert wird, erfolgt der Pegelanstieg bei Hochwasser in der Regel langsamer und die Abflussspitzen werden gebrochen, so dass kurzfristige, schnell ansteigende Hochwasser im Frühling (Laichzeit bis Ende Larvalentwicklung) eher selten waren. Es konnte im Verlauf der letzten 30 Jahre keine Zunahme von Hochwasserereignissen beobachtet werden, die den Fortpflanzungserfolg schmälern könnten.
- ⇒ Extrem tiefe Abflussverhältnisse im Sommer haben hingegen tendenziell zugenommen und stellen in Kombination mit den hohen Wassertemperaturen eine grosse Bedrohung für den Äschenbestand dar.

4.2 Wassertemperatur

Temperaturregime

Nebst den Abflussverhältnissen ist die Wassertemperatur einer der wichtigsten Selektionsfaktoren für das Leben in Fließgewässern. Das Temperaturregime des Rheins wird massgeblich durch den Untersee geprägt. Dieser fungiert als Wärmespeicher und bewirkt eine starke Erwärmung im Sommer, eine langsame Abkühlung im Herbst und vergleichsweise milde Temperaturen im Winter (Abbildung 37). Die mittleren Wassertemperaturen liegen im Sommer über 20 °C, im Winter fallen sie auf knapp 4 °C. Das langjährige Jahresmittel über die letzten 30 Jahre betrug 12.1 °C. Die in Rheinau gemessenen Tagesmittelwerte wiesen eine Bandbreite von 1.1 bis 26.7 °C auf (Abbildung 38).

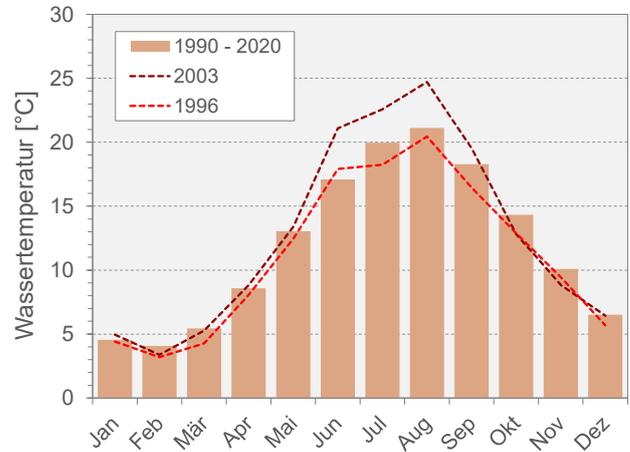


Abbildung 37: Temperaturregime des Rheins basierend auf den langjährigen Monatsmittelwerten in Rheinau (BAFU Station 2392). 1996 = kühles Jahr; 2003 = warmes Jahr.

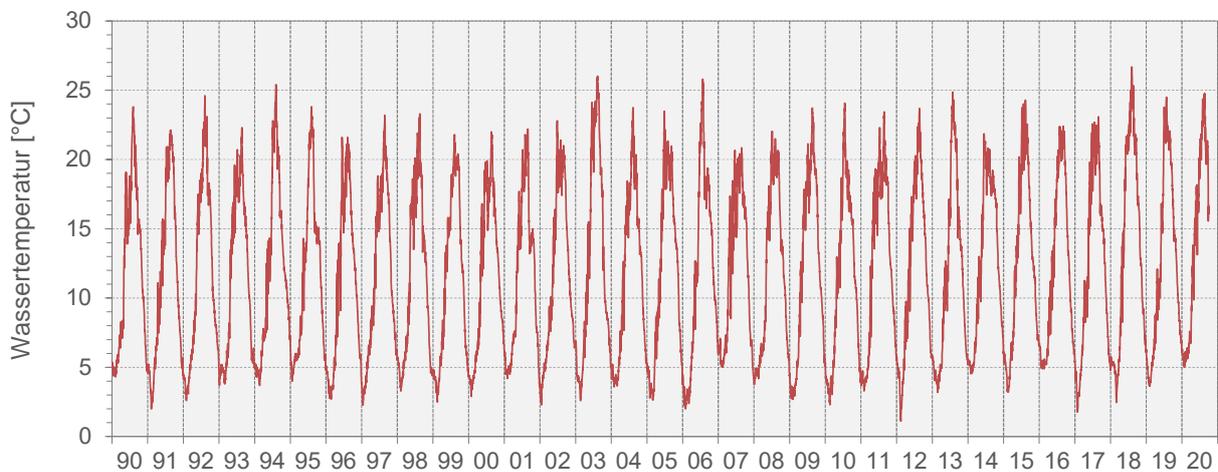


Abbildung 38: Temperaturganglinie (Tagesmittelwerte) von 1990 - 2020 des Rheins in Rheinau (BAFU Station 2392).

Temperaturhöchstwerte

Wie in vielen anderen Schweizer Gewässern (vgl. BAFU 2021), sind auch die mittleren Wassertemperaturen des Rhein über die letzten Jahrzehnte gestiegen (Abbildung 39, oben). Die Erwärmung, welche auf den Klimawandel zurückzuführen ist, hat zur Folge, dass die Temperaturverhältnisse immer häufiger in den für Äschen kritischen Bereich geraten. So wurde in den letzten 30 Jahren die kritische Marke von 25 °C in 6 Jahren (1994, 2003, 2006, 2013, 2018 und 2020) überschritten (Abbildung 39, un-

ten). Auch die Anzahl Tage pro Jahr, an welchen der Rhein über 25 °C warm wurde, hat zugenommen. Der bisherige Temperaturhöchstwert wurde 2018 gemessen. Bei der Messstation Neuhausen, Flurlingerbrücke wurden im Maximum 27.5 °C verzeichnet, flussabwärts in Rheinau waren es maximal 27.2 °C. Diese hohen Temperaturen haben zu einem massiven Äschensterben geführt, welches an jenes vom Sommer 2003 erinnerte (BUWAL et al. 2004). Trotz höherer Temperaturen, sind jedoch nach

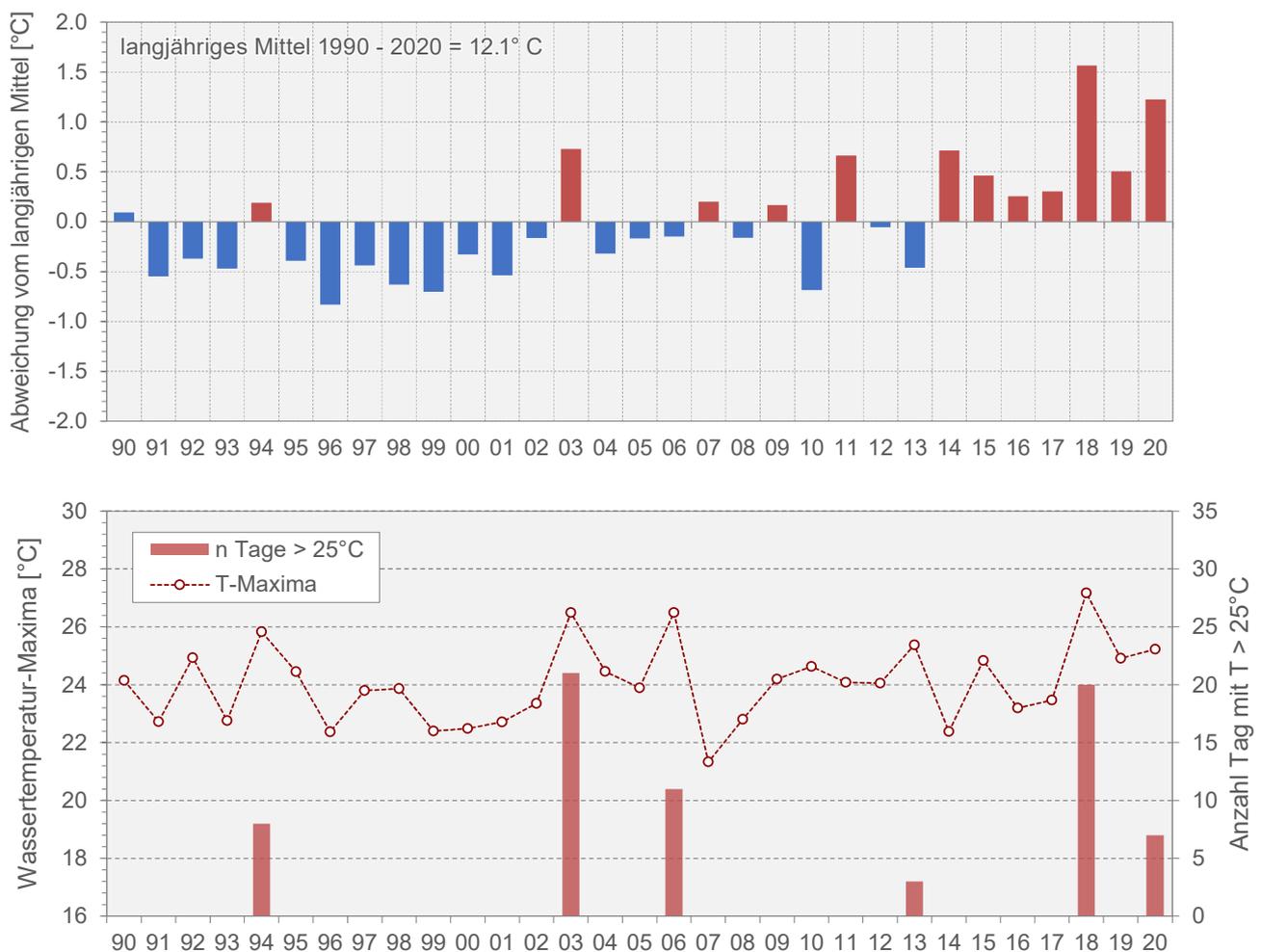


Abbildung 39: Entwicklung der Jahresmitteltemperatur als Abweichung vom langjährigen Mittel (oben) und Entwicklung der jährlichen Temperatur-Maxima sowie der Anzahl Tage, an denen die für Äschen kritische Temperatur von 25 °C überschritten wurde (unten) im Rhein bei Rheinau (BAFU Station 2392) von 1990-2020.

Schätzung der kantonalen Fischereiaufsicht im Hitzesommer 2018 weniger Äschen verendet als im Sommer 2003. Dies kann zum einen auf eine geringere Populationsgrösse zurückgeführt werden (vgl. Kap. 3.2.1), zum anderen konnte vermutlich dank verschiedener Sofortmassnahmen und zahlreichen Stunden Freiwilligenarbeit der Fischer ein grösserer Teil der Äschen gerettet werden (vgl. Infobox). Mit über 26 °C wurde der Rhein 2006 ähnlich warm wie in den beiden Rekordsommern 2003 und 2018. Ein Kälteeinbruch Anfang August beendete damals jedoch die Hitzewelle (Abbildung 40). Bis dahin wurden aber nur einzelne tote Äschen festgestellt. Bei den Bestandeskontrollen im Herbst 2006 konnten sogar mehr Äschen als im Vorjahr angelandet werden. Allerdings dominierte der 1⁺-Jahrgang. Die Anzahl und der relative Anteil der älteren Jahrgänge ging zurück (vgl. Abbildung 16 in Kap. 3.2.3). Dies könnte ein Indiz dafür sein,

dass die älteren Äschen stärker unter den hohen Temperaturen gelitten hatten und es in den Wochen danach zu Abgängen kam. Möglich wäre allerdings auch, dass die älteren Äschen vermehrt in den Untersee auswichen und bis zu den Bestandeskontrollen im Oktober noch nicht wieder in den Rhein zurückgekehrt waren. Allerdings waren ältere Jahrgänge auch noch 2007 und 2008 selten, was eher für eine Temperatur unabhängige Interpretation spricht. Nach dem ebenfalls sehr warmen Sommer 1994 konnte kein Einbruch bei den älteren Jahrgängen beobachtet werden, obschon es zu einzelnen Abgängen älterer Äschen (> 5⁺) kam. Auch in anderen Jahren verendeten im Sommer ab einer Wassertemperatur von ca. 23 °C immer wieder einzelnen Äschen (pers. Mitteilungen J. Walter, P. Wasem). Allerdings war das Ausmass keinesfalls vergleichbar mit den grossen Äschensterben 2003 und 2018.

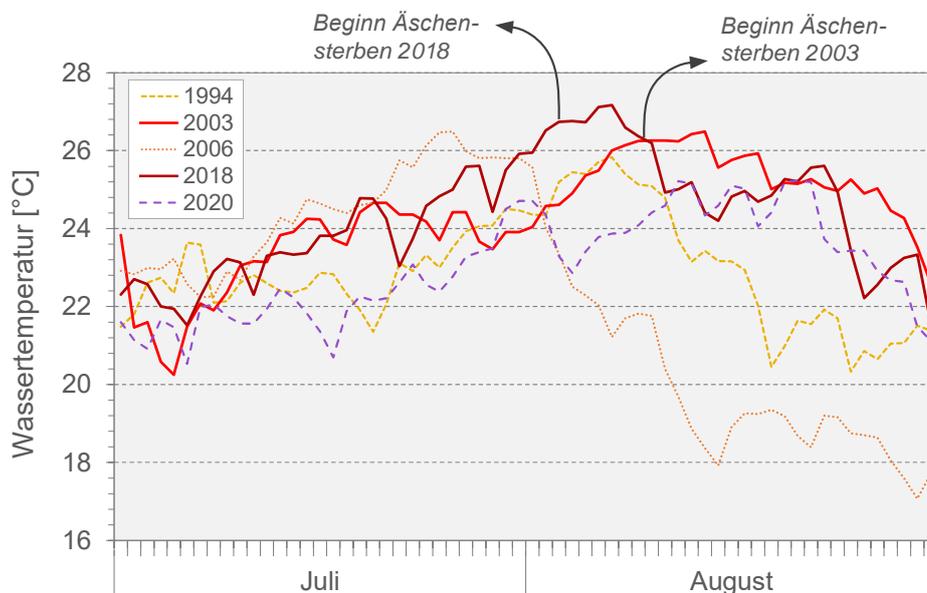


Abbildung 40: Temperaturverhältnisse von Juli bis August in ausgewählten Jahren im Rhein bei Rheinau (BAFU Station 2392).

Äschen-Massensterben 2003 und 2018

Beim verheerenden Massensterben im August 2003 sind auf dem Abschnitt Stein bis Rheinflall nach Schätzungen rund 52'000 Äschen verendet. Damals stiegen die Wassertemperaturen bei Stein in 4 m Tiefe auf 25.9 °C, in Ufernähe wurden Temperaturen über 27°C gemessen. Auch die tieferen Schichten des Untersees hatten sich auf über 25 °C erwärmt. Durch Notabfischungen konnten rund 1'000 Äschen umgesiedelt werden. Es konnte jedoch nicht verhindert werden, dass die Population schätzungsweise über 95 % ihrer ursprünglichen Grösse einbüsste. In den Zürcher Fischenzen wurde ein etwas kleinerer Schaden bilanziert. Ein Teil der Äschen hatte die Hitzeperiode in kühleren Refugien im Bereich von Grundwasseraufstössen überlebt (BUWAL et al. 2004).

Im Sommer 2018 wurden die 2003 gemessenen Wassertemperaturen nochmals übertroffen. Es kam zu einem erneuten Massensterben von Äschen. Obschon mehrere Tausend Äschen verendeten, waren die Verluste diesmal etwas weniger hoch. Es muss jedoch auch von einem kleineren Bestand als ihm Jahr 2003 ausgegangen werden. Allerdings wurden von den Fachstellen und den lokalen Fischern auch grosse Anstrengungen unternommen, um das nach dem Hitzsommer 2003 erstellte Notfallkonzept (siehe u.a. HERRMANN & GRÜNDLER 2009) umzusetzen. Dieses umfasste folgende Massnahmen:

- Schaffung, respektive Ausdehnung von Kaltwasserzonen im Mündungsbereich der Zuflüsse, inkl. Beschattung und Unterhalt
- Temporäre Umsiedlung von Fischen in kühleren Bäche oder Fischzuchtanlagen
- Einstellung der Wasserentnahmen aus (einzelnen) Zuflüssen
- Sensibilisierung der Öffentlichkeit, Absperrungen von Kaltwasserzonen

Die Massnahmen zeigten Wirkung: In den neu geschaffenen Kaltwasserzonen konnten zahlreiche Äschen beobachtet werden. Bei der Biber musste hingegen erst ein Belüftungsgerät installiert werden, ehe die Äschen den Zufluss als Refugium annahmen. Es wird vermutet, dass die Sauerstoffversorgung im Gewässer durch die landwirtschaftliche Belastung mangelhaft war (pers. Mitteilung P. Wasem). Es gilt jedoch zu berücksichtigen, dass durch die Belüftung mit der warmen Umgebungsluft das Gewässer unter Umständen noch zusätzlich erwärmt wird.

Im Idealfall sollten die Fische die Hitzeperiode in den von ihnen aufgesuchten Refugien überdauern, ohne dass sie umgesiedelt werden müssen. Voraussetzung dafür ist jedoch eine genügend grosse Zahl und Grösse der Zufluchtsorte (Vernetzung), eine gute Wasserqualität (siehe Biber) sowie die Vermeidung jeglicher Störungen, welche zusätzlichen Stress oder eine Flucht-Reaktion hervorrufen würden (Problematik Badegäste, Boote, Prädatoren). Auf Abfischungen und Umsiedlungen sollte wenn möglich verzichtet werden. Diese Eingriffe bedeuten immer zusätzlichen Stress für die Tiere, welche kurz- bis mittelfristig ebenso zum Tode führen können. Als wirkungsvoll erwies sich das Einsammeln und Umsiedeln stark geschwächter Fische am Rheinufer in den Abendstunden. Ohne diese Massnahme wären diese Fische vermutlich verendet.

Die umgesetzten Massnahmen wurden durch Fachstellen und einige Fischereivereine dokumentiert. Der Fischerverein Stein am Rhein hat für das Steinerwasser im Nachgang ein konkretes Notfallkonzept erarbeitet, welches die getroffenen Massnahmen dokumentiert und Optimierungsmöglichkeiten aufzeigt (www.fischervereinsteinamrhein.ch).

Optimaltemperaturen

Die Optimaltemperaturen für adulte Äschen, d.h. derjenige Bereich, in welchem sie Nahrung aufnehmen und nicht unter thermalem Stress leiden, liegen zwischen 4 und 18 °C (ELLIOTT 1981). Die Anzahl Tage pro Jahr, an welchen die Temperaturen des Rheins in diesem Be-

reich liegen, sind tendenziell rückläufig (Abbildung 41). Es ist nicht auszuschliessen, dass dies Auswirkung auf den Gesundheitszustand der Äschen (Schwächung der Immunabwehr) und das Wachstum haben könnte.

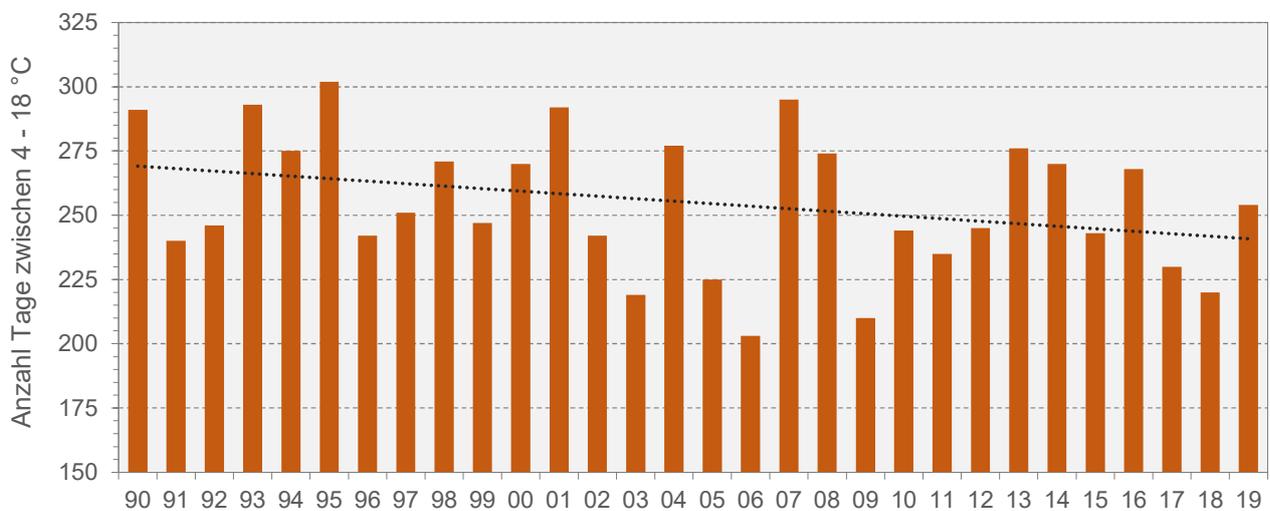


Abbildung 41: Entwicklung der Anzahl Tage, an denen für die Äsche optimale Wassertemperaturen vorherrschten. Die Analyse basiert auf den Tagesmittelwerten in Rheinau (BAFU Station 2392) zwischen 1990-2019. Die schwarz gestrichelte Linie zeigt den langjährigen Trend.

Fazit Wassertemperatur

- ⇒ Sowohl die mittleren Wassertemperaturen als auch die sommerlichen Temperaturmaxima haben zugenommen.
- ⇒ In den letzten 30 Jahren überstieg die Wassertemperatur des Rheins die kritische Marke von 25 °C in insgesamt 6 Jahren (allein 5 davon nach der Jahrtausendwende). Zu massiven Abgängen kam es in den Jahren 2003 und 2018 (die bisher längsten Hitzeperioden). In den anderen Jahren wurden zumindest keine unmittelbaren Mortalitäten dokumentiert.
- ⇒ Die Anzahl Tage pro Jahr, an denen der Rhein für Äschen günstige Wassertemperaturen aufweist (Optimum: 4 - 18 °C), ist tendenziell rückläufig. Auswirkungen auf das Immunsystem und das Wachstum sind nicht auszuschliessen, konnten im Rahmen dieser Studie jedoch nicht untersucht werden.

4.3 Wasserqualität

Die Wasserqualität des Hochrheins wird bis zur Thurmündung stark vom Bodensee geprägt. Durch den Ausbau der Abwasserreinigungsanlagen (ARA's) zusammen mit weiteren Massnahmen (z.B. Verbot von phosphathaltigen Waschmitteln) konnte die Wasserqualität in allen Regionen des Bodensees seit den 1980er Jahren deutlich verbessert und eine Reoligotrophierung erreicht werden (www.igkb.org).

Hingegen zeigen neuere Monitoringdaten des Bundes, dass zahlreiche Fließgewässer mit Mikroverunreinigungen (MV) belastet sind (DOPPLER et al. 2020). MV sind Stoffe, welche bereits in geringen Konzentrationen schädliche Auswirkungen auf aquatische Organismen haben können. Sie haben ihren Ursprung meist in Körperpflegeprodukten, Arzneimitteln, Reinigungsmitteln oder Pflanzen- und Materialschutzmitteln. Diese Produkte sind weit verbreitet und gelangen über unterschiedliche Pfade ins Gewässer. Beispielsweise werden Medikamentenrückstände hauptsächlich über das gereinigte Abwasser ins Gewässer eingetragen, während Pflanzenschutzmittel eher aus diffusen Quellen (Landwirtschaft, private Gärten) stammen. Über die zeitliche Dynamik des Stoffeintrags in den Rhein und die Auswirkungen der MV im Gewässer ist noch wenig bekannt. Ebenso wenig wie über das Zusammenwirken verschiedener Stoffe und deren Abbauprodukte (Metaboliten).

men haben können. Sie haben ihren Ursprung meist in Körperpflegeprodukten, Arzneimitteln, Reinigungsmitteln oder Pflanzen- und Materialschutzmitteln. Diese Produkte sind weit verbreitet und gelangen über unterschiedliche Pfade ins Gewässer. Beispielsweise werden Medikamentenrückstände hauptsächlich über das gereinigte Abwasser ins Gewässer eingetragen, während Pflanzenschutzmittel eher aus diffusen Quellen (Landwirtschaft, private Gärten) stammen. Über die zeitliche Dynamik des Stoffeintrags in den Rhein und die Auswirkungen der MV im Gewässer ist noch wenig bekannt. Ebenso wenig wie über das Zusammenwirken verschiedener Stoffe und deren Abbauprodukte (Metaboliten).

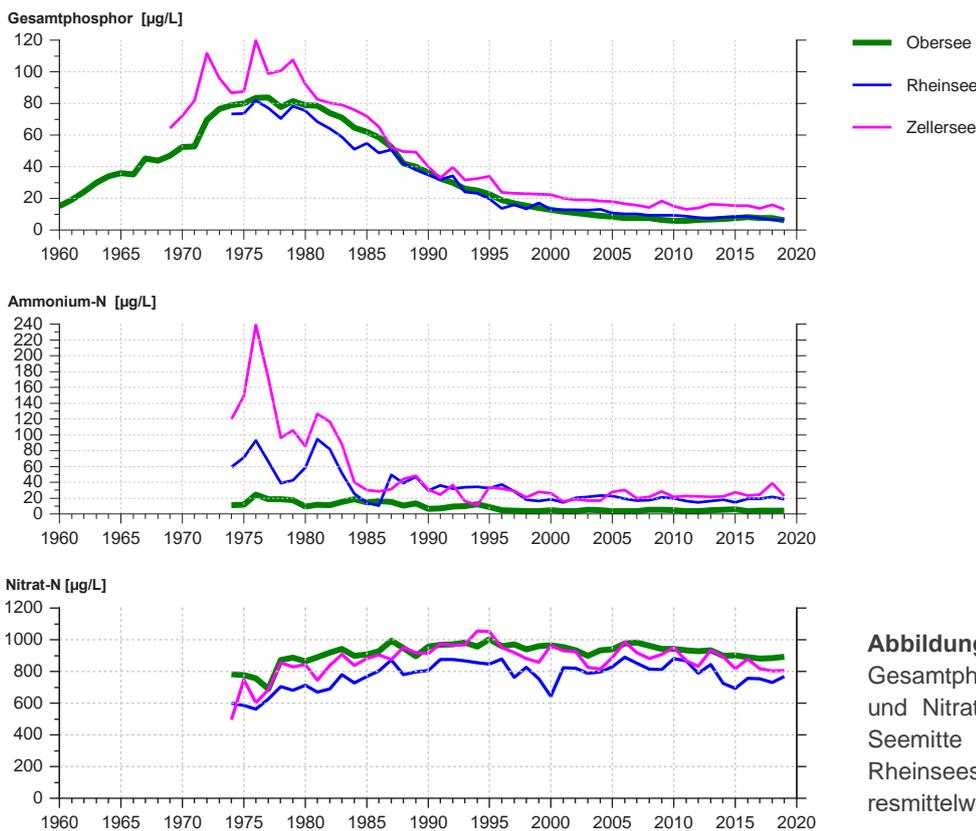


Abbildung 42: Entwicklung der Gesamtphosphor-, Ammonium- und Nitrat-Konzentrationen in der Seemitte des Ober-, Zeller- und Rheinsees. Dargestellt sind die Jahresmittelwerte (Grafik: IGKB 2020).

Fazit Wasserqualität

- ⇒ Die Wasserqualität im Bodensee und somit auch im Rhein hat sich seit den 1980er-Jahren deutlich verbessert
- ⇒ Der Einfluss von Mikroverunreinigungen auf den Äschenbestand bleibt bisher ungeklärt

4.4 Habitatqualität & Vernetzung

Morphologie

Zwischen Stein und Rüdlingen wechseln sich morphologisch stark beeinträchtigte Abschnitte mit wenig beeinträchtigten bis naturnahen Abschnitten ab. Die grösste Breiten- und Tiefenvariabilität weist der Rhein zwischen Wagenhausen und Rheinklingen auf. Ein ebenfalls relativ langes, wenig beeinträchtigtes Teilstück befindet sich zwischen Ruedifahr und der Thurmmündung. Mit Mauern oder Blockwurf mehrheitlich hart verbaut sind folgende Abschnitte:

- ⇒ Stein am Rhein und Wagenhausen
- ⇒ Linke Uferseite Diessenhofen Schupfen bis St. Katharinental
- ⇒ Unterhalb von Büsingen bis zum Kraftwerk Schaffhausen
- ⇒ Kraftwerk Schaffhausen bis zum Rheinflall
- ⇒ Rheinflallbecken bis Dachsen
- ⇒ Kraftwerk Rheinau bis Ruedifahr
- ⇒ Rechte Uferseite von Ellikon bis Rüdlingen

Je nach Lebensphase brauchen Äschen verschiedene Habitate. Während adulte Äschen in den tiefen Rinnen des Rheins gute Habitate vorfinden, sind die junge Stadien auf flache, gut strukturierte Uferpartien angewiesen. Hart

verbaute, strukturarme Ufer sind vor allem bei hohen Abflüssen im Frühling problematisch, da die jungen Äschen in diesen Abschnitten keine geeigneten Habitate mit Schutz vor starker Strömung finden und verdriftet werden. Damit steigt für sie das Risiko, keine Nahrung zu finden und zu verhungern oder Fressfeinden zum Opfer zu fallen.

Seit 2004 wurden mit Mitteln aus dem Ökofonds des Kraftwerks Schaffhausen verschiedene Revitalisierungsprojekte in dessen Konzessionsgebiet umgesetzt (Abbildung 43). Unter anderem wurden auf kurzen Abschnitten die Verbauungen entfernt, die Ufer abgeflacht und Kiesvorschüttungen realisiert. Auch im Zuge der Neukonzessionierung des Kraftwerks Eglisau wurde der gewässernahe Lebensraum in dessen Konzessionsgebiet ökologisch aufgewertet. Unter anderem wurden 2012/13 zwischen der Thurmmündung und Rüdlingen ein neuer Seitenarm erstellt, Uferbuchten initiiert und eine flach auslaufende Kiesbank bei der Rüdlingerbrücke geschaffen. Wirkungskontrollen zeigen, dass diese Massnahmen ihre Funktion als Äschenlaichplätze oder Larvenhabitate mehrheitlich gut erfüllen (WFN 2019a & b).



Abbildung 43: Lage und Ausdehnung der durch das KW Schaffhausen und dessen Ökofonds finanzierten Uferaufwertungen im Hochrhein (Grafik angepasst aus LIMNEX 2019)

Geschiebe

Die eher kleinen Zuflüsse des Rheins zwischen dem Bodensee und der Thur transportieren natürlicherweise nur sehr wenig Geschiebe. Der Sedimenteintrag auf diesem Rhein-Abschnitt erfolgte ursprünglich in erster Linie durch Ufererosion im Bereich von Prallhängen. Da heute die Ufer jedoch bis auf wenige Ausnahmen fast durchgehend verbaut sind, wurde der natürliche Geschiebeeintrag praktisch ganz unterbunden. Aufgrund der sehr geringen Schwebstoffführung (Bodensee), finden sich jedoch trotz den geringen Geschiebeeinträgen noch lockere, wenig kolmatierte Kiesbänke (FLUSSBAU & WFN 2013). Über die Lage, Ausdehnung und Qualität der Äschenlaichplätze fehlen jedoch aktuelle Angaben. Insbesondere ob und wie stark die Laichplätze aktuell durch die eingeschleppten Muscheln (*D. polymorpha* & *D. rostriformis*) überwachsen sind, wurde bisher nicht untersucht. Es wird jedoch angenommen, dass infolge der Ausbreitung dieser invasiven Arten die Kolmation der Kiesbänke in den letzten Jahren zugenommen hat.

Beim Kraftwerk Schaffhausen wird das Geschiebe bei hohen Abflüssen durch die Stauhaltung transportiert (FLUSSBAU 2014), in der Stauhaltung des Kraftwerks Rheinau wird es hingegen abgelagert und nicht mehr weiter befördert. Nach der Thurmündung erhöhen sich sowohl die Geschiebe- als auch die Schwebstofffrachten markant. Das Geschiebe der Thur (und der Töss) bleibt jedoch vollständig in der Stauhaltung des Kraftwerks Eglisau liegen (FLUSSBAU & WFN 2013).

Um den unterbrochenen Geschiebehaushalt zu reaktivieren, wird in Rheinau und weiteren Standorten weiter flussabwärts periodisch Kies eingebracht. Die erste Schüttung in Rheinau wurde 2006 realisiert, 2016 wurde im Zuge der Thurbaggerung (Hochwasserschutz Ellikon) die erste Nachschüttung umgesetzt. Die laufenden Wirkungskontrollen zeigen, dass die Äschen die geschüttete Kiesbank als Laichplatz gut angenommen haben (vgl. Äschenlarvenkartierungen Kap. 3.4).



Abbildung 44: Standorte, an denen die Kraftwerk Eglisau-Glattfelden AG als Auflage zur Baubewilligung für den Ausbau des Kraftwerks Eglisau verpflichtet wurde, periodisch Kies in den Hoahrhein einzubringen.

Vernetzung

Nebst dem Rheinfluss behindern die Kraftwerke Schaffhausen und Rheinau die freie Wanderung und den Austausch der einzelnen Äschenpopulationen. Obschon beim Kraftwerk Schaffhausen eine Fischaufstiegshilfe vorhanden ist, nutzen Äschen diese kaum (FORNAT 2014). Das Kraftwerk Rheinau und dessen Hilfsstauhaltungen weisen noch keine Fischaufstiegshilfen auf. Der Fischschutz, respektive der Fischabstieg, ist bei beiden Anlagen noch nicht gelöst.

Im Hinblick auf die durch den Klimawandel zu erwartende weitere Zunahme von Hitzesommern ist die Sicherstellung der Längs- und Quervernetzung von elementarer Bedeutung für den Fortbestand der Äschenpopulationen im Hochrhein. Dadurch kann nicht nur der Zugang zu kühleren Refugien (Seitenbäche, Grundwasseraufstösse) gewährleistet werden, sondern auch die Wiederbesiedlung und Erholung nach einem Hitzesommer erleichtert werden. In diesem Zusammenhang ist auch zu erwähnen, dass ein Teil der Äschenpopulation

bei hohen Wassertemperaturen flussaufwärts wandert und in die tieferen, kühleren Schichten des Untersees ausweicht. Wie gross der Anteil dieser migrierenden Individuen ist, und wie lange sie sich an welchem Ort aufhalten, ist allerdings nicht bekannt. Dieses Phänomen sollte genauer untersucht werden, so dass die Äschen in solchen Stresssituationen auch ausreichend geschützt werden könnten (z. B. auch vor den Stellnetzen der Berufsfischer).

Einen sehr grossen Nutzen für die Äschenpopulation hätte auch der Rückbau der Hilfsstauhaltungen in Rheinau. Durch den Rückbau könnte nicht nur die Längsvernetzung wiederhergestellt werden, sondern es würde auch mehr als 4 km neuer Fliessgewässerlebensraum geschaffen. Dadurch könnte der Äschenbestand deutlich gestärkt und dessen Resilienz gegenüber nachteiligen Umwelteinflüssen erhöht werden. Durch die Aufhebung der Stauhaltungen könnte auch der Erwärmung im Sommer etwas entgegengewirkt werden.

Fazit Habitatqualität & Vernetzung

- ⇒ Ein erhebliches Defizit am Rhein besteht im Mangel an gut strukturierten, langsam durchströmten Flachwasserzonen, auf welche die Äschenlarven zwingend angewiesen sind.
- ⇒ In den letzten Jahren wurden die Rheinufer an verschiedenen Stellen ökologisch aufgewertet, was sich lokal positiv auf die Habitatqualität auswirkte (insbesondere für Äschenlarven). Allerdings sind die bisher revitalisierten Uferabschnitte im Vergleich zu den noch verbauten Abschnitten kurz und die Wirkung auf die Äschenpopulation daher vermutlich noch gering.
- ⇒ Die Schaffung, Vernetzung und der Schutz von Kaltwasserrefugien (Grundwasseraufstösse, Zuflüsse) hat im Hinblick auf die durch den Klimawandel zu erwartende Zunahme von Hitzesommern sehr hohe Priorität.
- ⇒ Die Längsvernetzung ist noch nicht gewährleistet, sowohl beim Fischab- als auch beim Fischaufstieg bei den beiden grossen Kraftwerken bestehen grosse Mängel. Die Sanierungsplanungen bezüglich Fischaufstieg bei den Kraftwerken müssen bis 2030 umgesetzt sein.

4.5 Nahrungsangebot

Das Nahrungsangebot ist ein wichtiger Faktor, welcher die Populationsgrösse in einem Gewässer limitieren kann. Adulte Äschen sind Nahrungsopportunisten, d.h. sie passen ihre Nahrung dem örtlich sowie saisonal variablen Angebot an. Zu den wichtigsten Beuteorganismen zählen benthische Wirbellose wie Insektenlarven, Bachflohkrebse oder Würmer sowie adulte Insekten (Anflug), in Seeausflüssen aber auch abgeschwemmtes Zooplankton.

Bei einigen Äschen aus dem Steinerwasser, welche im Rahmen der Bestandeskontrollen im Herbst gefangen wurden, wurde stichprobenartig der Mageninhalt analysiert. In jüngster Zeit dominierten darin vor allem Flohkrebse. Auch der nicht einheimische und invasive Höckerflohkrebs (*Dikerogammarus villosus*) war in den Äschenmägen vorhanden. Bei früheren Kontrollen schien der Anteil an Insektenlarven höher zu sein (persönliche Auskunft M. Müller). Systematische Nahrungsanalysen der Rhein-Äschen wurden allerdings nicht durchgeführt.

Die Besiedlung des Hochrheins durch wirbellose Kleinlebewesen (Makrozoobenthos) wird seit 1990 in regelmässigen Abständen untersucht (HYDRA 2015). Im Rahmen dieses Langzeit-Monitorings konnte gezeigt werden, dass sich die Lebensgemeinschaft (Biozönose) des Makrozoobenthos erheblich verändert hat. Hervorzuheben ist die Ausbreitung und massive Vermehrung verschiedener invasiver Neozoen, welche bereits mehrere ursprünglich typische Arten zurückgedrängt haben (vgl. Infobox). In den frei fliessenden Hochrhein-Abschnitten konnten relativ hohe Besiedlungsdichten der aquatischen Makroinvertebraten verzeichnet werden. Jedoch hat sich der Anteil der Wasserinsekten deutlich reduziert. Zugenommen haben hingegen Flohkrebse (v.a. *Dikerogammarus villosus*) und Weichtiere (v.a. *Dreissena polymorpha* und *Corbicula fluminea*). Durch die Zunahme dieser eher schweren Tiere hat sich

die flächenbezogene Biomasse mit deren Ausbreitung vergrössert.

Aufgrund der opportunistischen Ernährungsweise der Äsche kann davon ausgegangen werden, dass sie ihr Nahrungsspektrum den beobachteten Veränderungen in der Biozönose des Makrozoobenthos angepasst haben. Im Gegensatz zu den adulten Äschen, zeigen Äschenlarven jedoch eine starke Spezialisierung bei der Wahl ihrer Nahrung. Zuckmückenlarven stellen in vielen Flüssen den weitaus grössten Anteil an der Ernährung dar. In der Nähe von Seeausflüssen kann aber auch Zooplankton (Ruderfusskrebse, Daphnien) einen wesentlichen Bestandteil ausmachen (BAARS et al. 2001). Der Ernährungstrakt der Äschenlarven ist nach der Emergenz, wenn sie beginnen aktiv Nahrung aufzunehmen, noch nicht vollständig entwickelt. Daher ist diese Phase, in welcher sie von den körpereigenen Reserven auf äussere (exogene) Nahrung umstellen, äusserst kritisch und mit hohen Sterblichkeiten verbunden (BAARS et al. 2001). Wie viele Jungfische bis zur Geschlechtsreife heran- und somit in den Fang hineinwachsen, hängt somit auch vom Nahrungsangebot während den ersten Lebenswochen ab. In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, ob und wie das Nahrungsangebot durch die Ausbreitung und starke Vermehrung der invasiven Neozoen verändert wurde.

Ausserdem kann durch den Klimawandel die jahreszeitliche Abfolge verschiedener Entwicklungsprozesse (Phänologie), wie beispielsweise der Schlupf von aquatischen Insekten oder das Einsetzen der Planktonblüten und somit die Nahrungsverfügbarkeit verändert werden (BAFU 2021). Diese zeitliche Verschiebung des Nahrungsangebots könnte ebenfalls das Überleben der Äschenlarven beeinflussen. Entsprechende Studien dazu fehlen jedoch.

Ausbreitung aquatischer Neozoen

Der Hochrhein wurde in den letzten Jahrzehnten von zahlreichen invasiven und gebietsfremden Makroinvertebraten besiedelt. Diese haben das Potential, die aquatische Biozönose massiv zu verändern und somit auch die Äschenpopulation direkt oder indirekt zu beeinträchtigen. Am Beispiel von zwei Muschelarten und des Höckerflohkrebses lässt sich das invasive Potenzial der Neuankömmlinge eindrücklich aufzeigen:

Nach HYDRA (2020) war die Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) vermutlich die erste invasive nicht einheimische Art im Bodensee: Mitte der 1960er Jahre wurde sie erstmals nachgewiesen. Sie vermehrte sich rasch und breitete sich im gesamten See und auch im Hochrhein aus. Die sessilen Filtrierer bildeten vor allem im Seeausfluss sehr grosse Muschelbänke aus, weiter flussabwärts wurden geringere Besiedlungsdichten verzeichnet (HYDRA 2015). 2016 wurde die Quagga-Muschel (*Dreissena rostriformis*) erstmals im Bodensee nachgewiesen. Seither hat sie sich rasant ausgebreitet und die Dreikantmuschel an vielen Stellen bereits verdrängt. Auch bis zum Seeausfluss ist die Quagga-Muschel schon vorgedrungen (HYDRA 2020). Die Muscheln können die Flusssohle so dicht besiedeln und verfestigen, dass diese kolmatiert und der Austausch mit dem Kieslückenraum unterbrochen wird. Durch die Schalen (-fragmente) abgestorbener Individuen wird dieser Prozess noch verstärkt. Die Kolmation beeinträchtigt nicht nur den Lebensraum der wirbellosen Kleinlebewesen und damit die Nahrungsgrundlage der Äschen, sondern auch die Laichplätze der Äschen können gefährdet werden. Weiter sind diese Muscheln sehr effiziente Plankton-Filtrierer und können durch ihre enormen Dichten womöglich das Nahrungsnetz im See und im Seeausfluss auch über diesen Pfad massiv beeinflussen (www.seewandel.org). Ob und wie stark sie damit das Nahrungsangebot der Äschen und vor allem deren Larven beeinflussen, ist ungewiss.

In den 1990er Jahren breitete sich der Höcker-

flohkrebs (*Dikerogammarus villosus*) von Basel her rheinaufwärts aus (HYDRA 2015). 2003 wurde er erstmals im Bodensee nachgewiesen (HYDRA 2020). Bis 2012 hatte er den gesamten Hochrhein zwischen Bodensee und Basel in sehr hohen Dichten besiedelt. Der Höckerflohkrebs scheint aufgrund seiner räuberischen Ernährungsweise, seines aggressiven Territorialverhaltens und den hohen Besiedlungsdichten für den Rückgang vieler angestammter Makroinvertebraten mitverantwortlich zu sein (HYDRA 2015). Adulte Äschen scheinen den Flohkrebs in ihr Nahrungsspektrum integriert zu haben. Ob der räuberische Flohkrebs eine Konkurrenz für die Äschen darstellt, indem er beispielsweise die Beutetiere der Äschenlarven dezimiert, ist unklar. Zudem scheint der Höckerflohkrebs auch Fischlarven und Eier erbeuten zu können (TAYLOR & DUNN 2017). Es erscheint jedoch eher unwahrscheinlich, dass er einen größeren Frassdruck auf Äschenlarven ausübt.

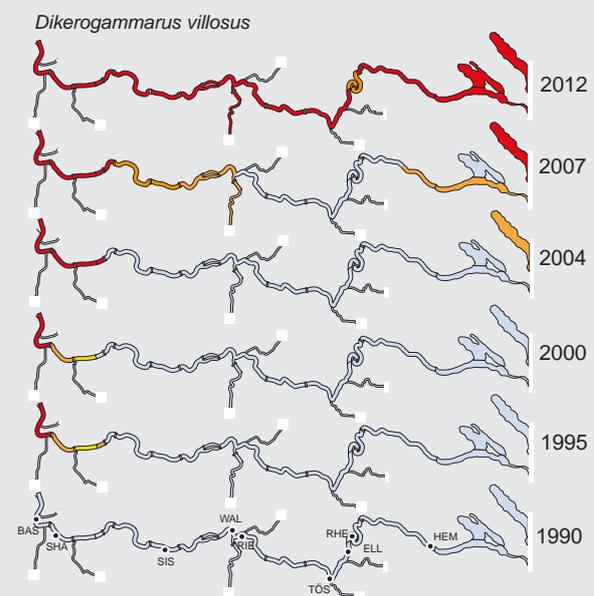


Abbildung 45: Ausbreitung des Grossen Höckerflohkrebses (*Dikerogammarus villosus*) im Hochrhein 1990 bis 2012 (übernommen aus HYDRA 2015).

Fazit Nahrungsangebot

- ⇒ Das Nahrungsangebot hat sich durch die Ausbreitung von invasiven Neozoen in den letzten Jahren erheblich verändert. Obschon systematische Nahrungsanalysen bisher nicht durchgeführt wurden, kann aufgrund der opportunistischen Ernährungsweise der juvenilen und adulten Äschen davon ausgegangen werden, dass sie sich dem neuen Angebot angepasst haben.
- ⇒ Äschenlarven zeigen hingegen eine starke Spezialisierung bei der Wahl ihrer Nahrung und es ist daher nicht klar, ob ihre Nahrungsgrundlage durch die Ausbreitung und starke Vermehrung der invasiven Arten in Qualität und Quantität eingebüsst hat.
- ⇒ Ebenfalls ungeklärt bleibt der Einfluss des Klimawandels auf die unterschiedliche zeitliche Verfügbarkeit verschiedener Beuteorganismen (insbesondere für Äschenlarven).

4.6 Kormoran

Bestandessituation

In einer im Auftrag der Internationalen Bevollmächtigtenkonferenz für die Bodenseefischerei (IBKF) verfassten Studie wurden Informationen über die Kormoransituation am Bodensee zusammengetragen und Möglichkeiten für ein koordiniertes Kormoranmanagement aufgezeigt (HYDRA 2017). Die Studie fasste die Entwicklung des Kormoranbestandes am Bodensee wie folgt zusammen: Ab Beginn der systematischen Erfassung Anfang der 1960er bis Ende der 1970er Jahre blieb die Zahl der Wintergäste am Bodensee relativ konstant. Danach stieg deren Zahl bis Mitte der 1990er kontinuierlich an. Seither schwankt der Winterbestand auf hohem Niveau. Im Jahr 1997 wurde die erste erfolgreiche Brut am Bodensee verzeichnet. Von da an stieg die Zahl der Brutpaare stetig auf über 450 Paare (Abbildung 46).

Die Kormorane am Bodensee können zwischen ihren Schlafplätzen und ihren Nahrungsgründen grosse Distanzen zurücklegen (HYDRA 2017). Der Hochrhein liegt im Fouragierradius mehrerer Schlafplätze und Brutkolonien am Bodensee. HERTIG (2002) konnte zeigen, dass die winterlichen Einflugzahlen am Hochrhein ziemlich gut mit den Kormoran-Präsenztagen am Untersee korrelieren. So stiegen mit dem Kormoranbestand am Untersee gleichzeitig auch die Einflugzahlen am Hochrhein seit Beginn der 1980er Jahren stetig an (HERTIG 2002). Zu berücksichtigen ist jedoch, dass neben der Bestandesgrösse am Bodensee auch Vergrämungsaktionen und Witterungsverhältnisse den Frassdruck am Hochrhein mitbestimmen. Beispielsweise wurde die besonders starke Kormoranpräsenz im Winter 2001/02 auf die vereisten Gewässer im Bodensee-Raum zurückgeführt (HERTIG 2002).

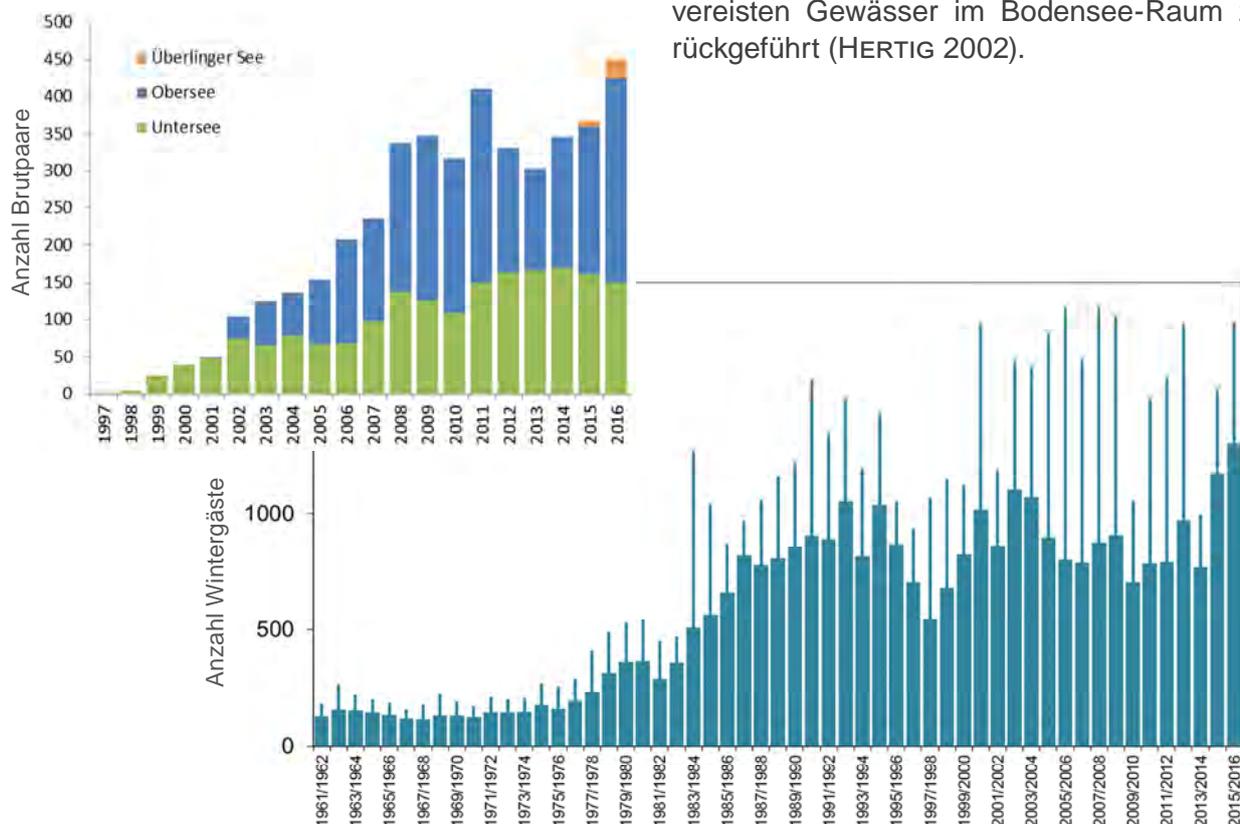


Abbildung 46: Entwicklung des Kormoranbestandes am Bodensee. Unten: Anzahl Wintergäste (Mittelwert + Maximum von September bis März), oben: Anzahl Brutpaare aufgetrennt nach Seeregionen (übernommen aus HYDRA 2017).

Kormoran-Management

Als Reaktion auf die steigende Anzahl Kormorane zwischen Stein und Schaffhausen Mitte der 1990er Jahre, wurde auf Initiative der Äschenkommission und mit Unterstützung der Jäger und Fischer eine koordinierte Kormoranwache ins Leben gerufen. Seit dem Winter 1997/98 wurde die Kormoranpräsenz am Hochrhein zwischen der Rheinbrücke Stein a. R. und Rüdlingen durch Fischer überwacht (Abbildung 47). In Abhängigkeit der Grösse der einfliegenden Kor-

moranschwärme führten die Jagdberechtigten in der Folge Vergrämungsabschüsse zum Schutz der Äschen durch. Die Abschüsse wurden von den kantonalen Jagd- und Fischereiverwaltungen Thurgau, Schaffhausen und Zürich bewilligt (gesetzliche Jagd vom 1. September bis 31. Januar und Sonderabschussbewilligungen vom 1. Februar bis 31. März). Koordiniert wurden die Einsätze durch die Fischereiaufsicht des Kantons Thurgau.

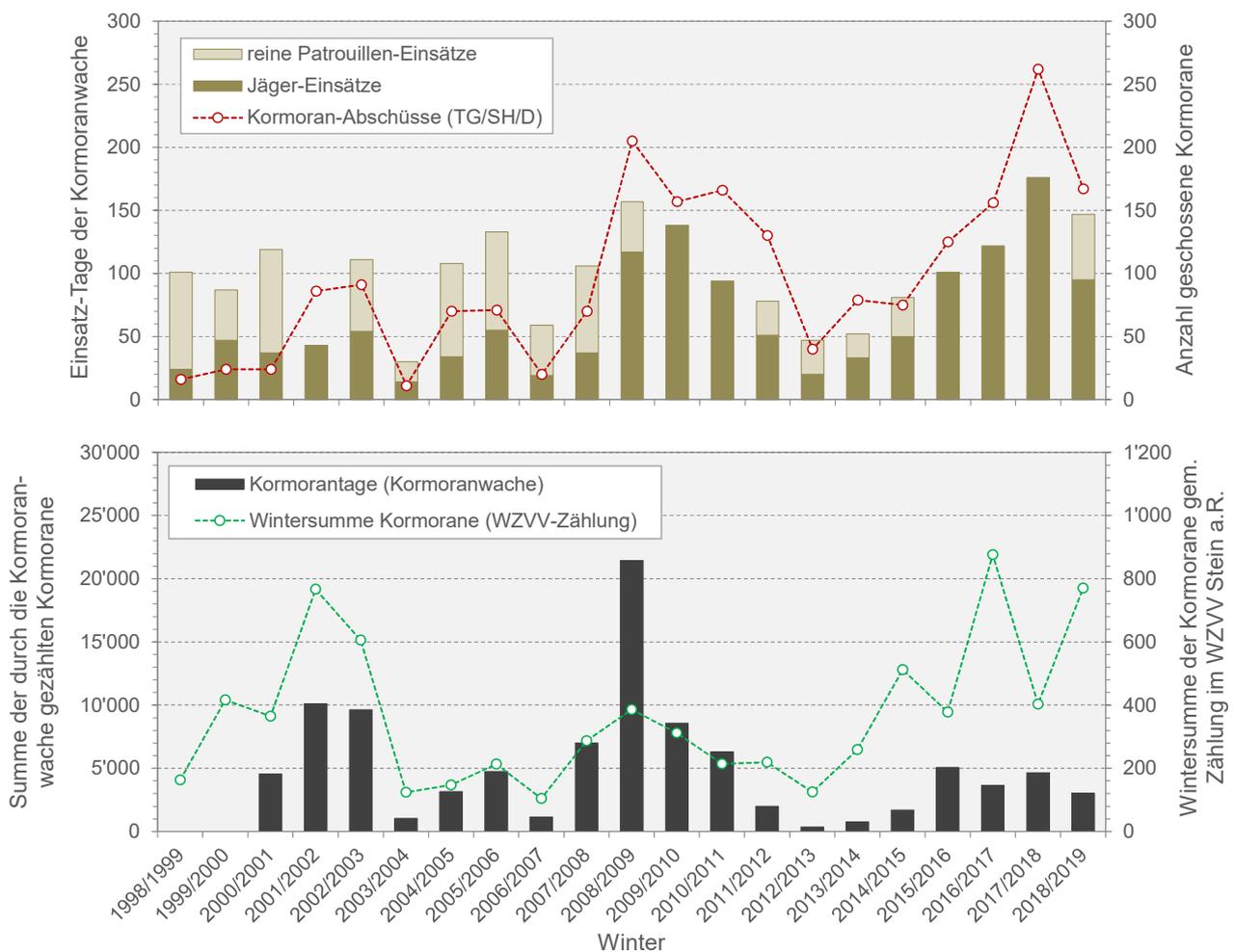


Abbildung 47: Entwicklung der Kormoranabschusszahlen und der Einsatztage der Kormoranwache am Hochrhein zwischen der Rheinbrücke Stein a. R. und Schaffhausen (oben) und Entwicklung der Kormoranpräsenz anhand der Anzahl Kormorantage (Summe der vom ersten bis zum letzten Einsatz der Kormoranwache gezählten Kormorane) im Vergleich zur Wintersumme der Kormorane (Okt.-März) gemäss den Wasservogelzählungen im WZVV "Stein am Rhein" (unten).

Die Zahl der in einem Winter durch die Kormoranwache geschossenen Kormorane schwankte zwischen 11 (2003/04) und 262 (2018/19) (Abbildung 47 oben). Grundsätzlich kann man davon ausgehen, dass je höher die Abschusszahlen waren, desto höher war die Kormoranpräsenz am Hochrhein im entsprechenden Winter. Allerdings hing die Zahl der Vergrämungsabschüsse durch die Kormoranwache neben der Schwarmgrösse und der Anwesenheitsdauer der Kormorane auch von der Anzahl Patrouillen-Einsätze ab. Dies könnte die Diskrepanz zwischen den hohen Abschusszahlen (Abbildung 47 oben) und der eher durchschnittlichen Kormoranpräsenz (Abbildung 47 unten) im Winter 2017/18 erklären. Ansonsten zeigt der Verlauf der jährlichen Abschusszahlen und der beobachteten Kormoranpräsenz (Kormorantage gemäss Kormoranwache und Zählungen im WZVV Stein am Rhein) ein ähnliches Muster: Nach dem Hitzesommer 2003

und dem Einbruch des Äschenbestandes ging die Kormoranpräsenz am Hochrhein markant zurück. Mit der Erholung des Äschenbestandes nahm auch die Kormoranpräsenz wieder zu. Auch in der Folge lässt sich ein Zusammenhang zwischen der Zahl an den Hochrhein fliegenden Kormorane und der Grösse des Äschenbestandes vermuten. So war der Äschenbestand in den Jahren 2012-2014 wieder rückläufig (vgl. Abbildung 12 Kap. 3.2.1). Im selben Zeitraum waren auch die WZVV-Zählungen und Zahl der Kormorantage eher tiefer. Mit der neuerlichen Erholung des Äschenbestandes stieg auch die Kormoranpräsenz wieder an. Wobei die Zahlen bei den Zählungen im WZVV Stein a. R. deutlich stärker anstiegen, als die Summe der durch die Kormoranwache pro Tag gezählten Kormorane. Im ersten Winter nach dem Hitzesommer 2018 konnte noch kein Rückgang bei der Kormoranpräsenz beobachtet werden.

Wie weiter mit der Kormoranwache?

2020 haben das Verwaltungsgericht des Kantons Thurgau und der Regierungsrat des Kantons Schaffhausen eine Beschwerde von BirdLife Schweiz gegen die Abschüsse von Kormoranen im Wasservogelreservat Stein am Rhein gutgeheissen. Bis auf weiteres können daher keine Abschussbewilligungen für Kormorane im Steinerwasser mehr erteilt werden. Die Kormoranwache wird jedoch in den anderen Rhein-Fischnen weitergeführt.

Auch am Seerhein wurden zwischen 1997 bis 2015 von September bis März Vergrämungsabschüsse zum Schutz der Äschen durchgeführt. 2016 hob das Thurgauer Verwaltungsgericht die jährlich erteilte Ausnahmegewilligung ebenfalls auf.

Nahrungsanalysen

Durch die Jagd- und Fischereiverwaltung des Kantons Thurgau werden die Mageninhalte eines Teils der im Winter geschossenen Kormorane untersucht (Abbildung 48). Die nachfolgenden Angaben beziehen sich nur auf die am Hochrhein zwischen Eschenz und Schaffhausen geschossenen Kormorane vom Winter 2002/03 bis zum Winter 2019/20. In diesem Zeitraum wurden in besagtem Gebiet 1'719 Kormoranmägen untersucht. Rund zwei Drittel der untersuchten Mägen (64.5 %) enthielten Fische oder Fischreste, rund ein Drittel der Mägen (34.5 %) waren leer.

Die Äsche war die häufigste Beutefischart am Hochrhein. Ihr Anteil am Beutespektrum variierte jedoch von Jahr zu Jahr stark. Im Winter vor dem Hitzesommer 2003 fanden sich in 53 % der Mägen Äschen (Abbildung 48). Nach dem Bestandeseinbruch 2003 wurden nur noch sehr wenige Äschen in den Kormoranmägen festgestellt. Ab dem Winter 2007/08 stieg der Äschenanteil wieder an. Bis zum Sommer 2018 schwankte die prozentuale Vorkommenshäufigkeit der Äsche zwischen 8 % (2013/14) und 37 % (2008/09). Nach dem neuerlichen Bestandeseinbruch im Sommer 2018 tendierte der Anteil Äschen wieder gegen Null. Im Winter 2018/19 wurden auffällig viele Kormorane mit leeren Mägen geschossen, was auf mehr erfolgreiche Tauchgänge hindeuten könnte.

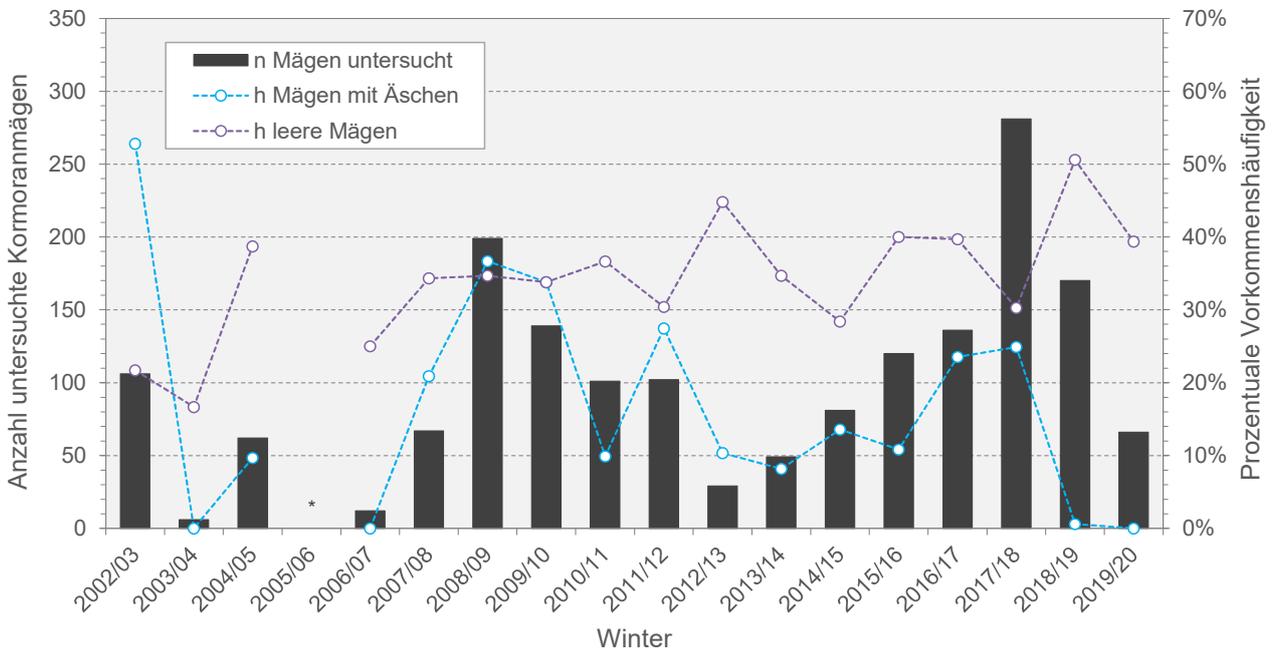


Abbildung 48: Zahl der jährlich untersuchten Kormoranmägen, die am Hochrhein zwischen Eschenz und Schaffhausen geschossen wurden und die prozentuale Vorkommenshäufigkeit der Äsche in den Kormoranmägen von 2002 bis 2019.

* im Winter 2005/06 wurden die Mägen der geschossenen Kormorane aufgrund der Vogelgrippe nicht untersucht.

Das Beutespektrum der Kormorane am Hochrhein umfasste neben der Äsche noch 16 weitere Fischarten, wovon 7 regelmässig in den Kormoranmägen gefunden wurden (Abbildung 49). Rund ein Drittel der gefundenen Fische war nicht mehr zu identifizieren.

Die Beutezusammensetzung unterschied sich an den einzelnen Hochrhein-Abschnitten. Die Individuenanteile der Äsche waren in der Fischenz Diessenhofen und in der Stauhaltung des KW Schaffhausen mit 47 % mehr als doppelt so hoch wie im Steinerwasser mit 19 %. Im

Steinerwasser waren Flussbarsche und Rotaugen deutlich häufiger. Dies könnte damit zusammenhängen, dass am Steinerwasser häufiger Kormorane geschossen wurden, welche zuvor noch im Untersee auf Nahrungssuche waren, oder das Fischartenspektrum im Steinerwasser noch stärker vom Untersee geprägt ist. Zu berücksichtigen ist, dass methodisch bedingt die Häufigkeit der kleineren Fische eher unterschätzt wird.

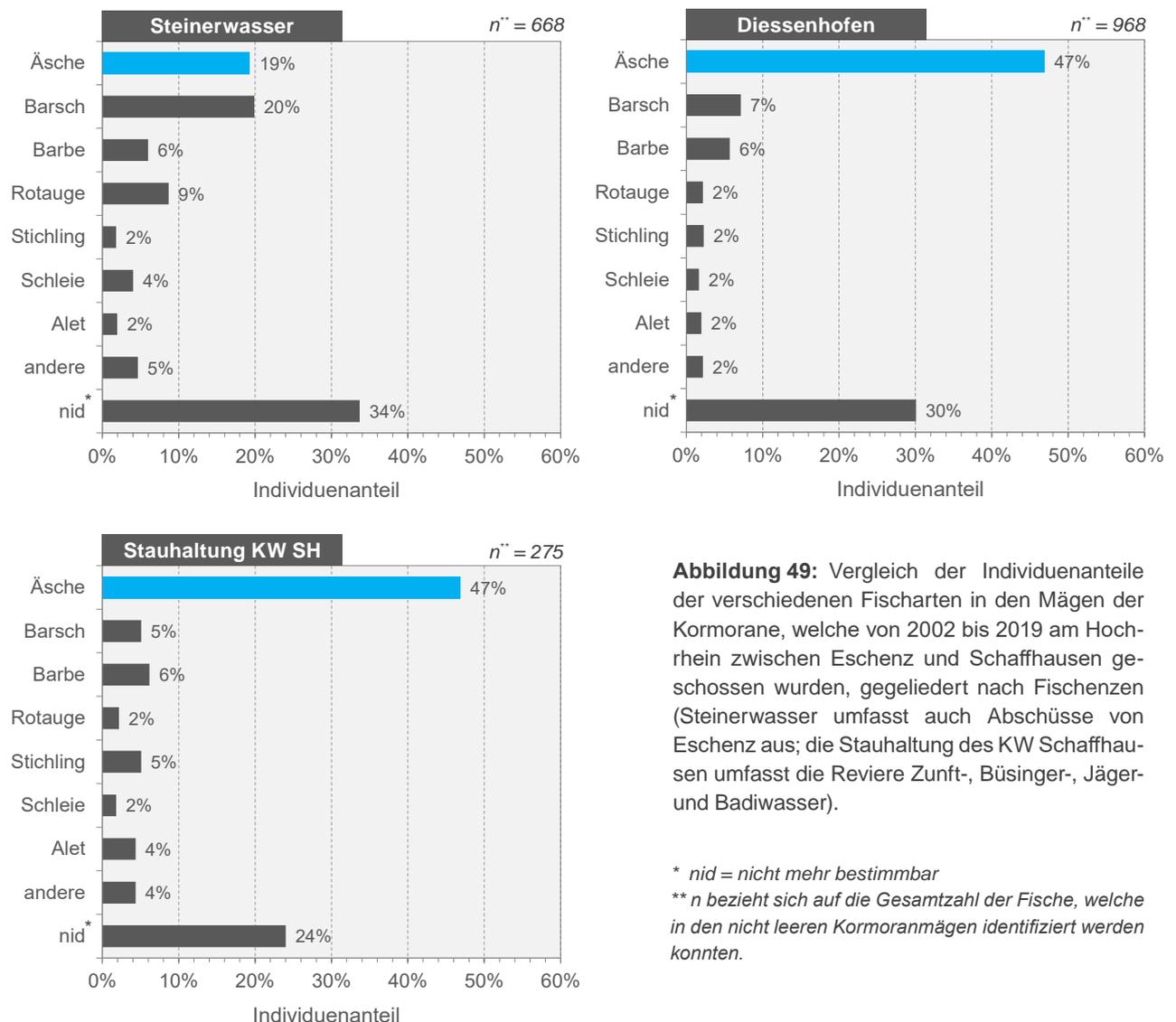


Abbildung 49: Vergleich der Individuenanteile der verschiedenen Fischarten in den Mägen der Kormorane, welche von 2002 bis 2019 am Hochrhein zwischen Eschenz und Schaffhausen geschossen wurden, gegliedert nach Fischenzen (Steinerwasser umfasst auch Abschüsse von Eschenz aus; die Stauhaltung des KW Schaffhausen umfasst die Reviere Zunft-, Büsinger-, Jäger- und Badiwasser).

* nid = nicht mehr bestimmbar

** n bezieht sich auf die Gesamtzahl der Fische, welche in den nicht leeren Kormoranmägen identifiziert werden konnten.

Flussbarsche machten vor allem in den Jahren mit einem kleinen Äschenbestand einen Gross- teil der Nahrung der Kormorane aus (Abbildung 50). Daran lässt sich gut die opportunistische Ernährungsweise der Kormorane erkennen, welche vor allem die häufigen und einfach zu erbeutenden Fischarten in einem Gebiet fres- sen (u.a. in HYDRA 2017). Der Individuenanteil der Äschen reichte von 0 % (2003/04, 2006/07 & 2019/20) bis 65 % (2011/12). Mit Ausnahme des Flussbarsches wurden bei keiner anderen Art derart hohe Individuenanteile festgestellt.

Kormorane, welche Äschen gefressen hatten, hatten im Durchschnitt 1.9 Äschen in den Mägen. 68 % der Kormorane hatten nur eine Äsche im Magen, bei rund einem Viertel waren es 2 - 4 Äschen. Rund 8 % hatten 5 oder mehr Äschen gefressen. Im Maximum wurden bis zu 15 Äschen in einem Kormoranmagen gefunden (Dabei han- delte es sich mehrheitlich um 0+ Fische).

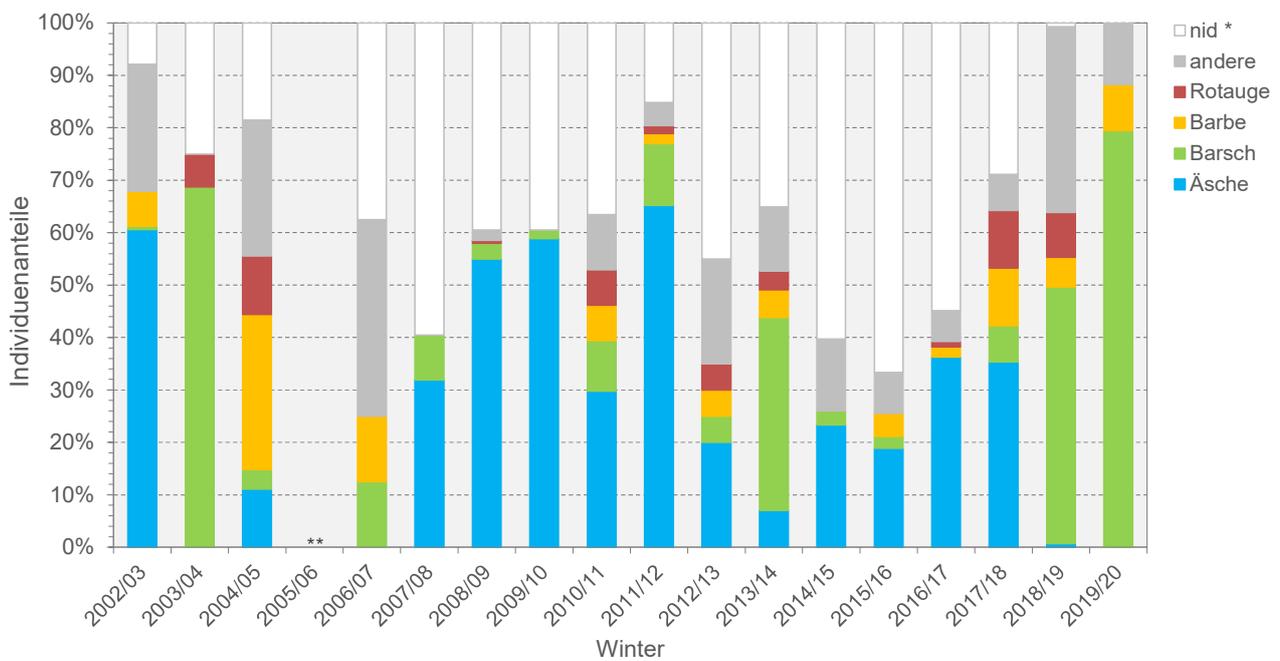


Abbildung 50: Entwicklung der Individuenanteile der häufigsten Fischarten in den Mägen der Kormorane, welche von 2002 bis 2019 am Hoahrhein zwischen Stein und dem Kraftwerk Schaffhausen geschossen wurden.

* nid = nicht mehr bestimmbar

** im Winter 2005/06 wurden die Mägen der geschossenen Kormorane aufgrund der Vogelgrippe nicht untersucht.

Kormorane erbeuteten Äschen jeglicher Grösse und Alter. Die Spannweite der in den Kormoranmägen gefundenen Äschen reichte von 10 bis 50 cm (Abbildung 51) und entspricht damit genau dem Längenspektrum der Äschen in diesem Hochrhein-Abschnitt. Eine Längenselektivität lässt sich somit nicht erkennen. Je nach Winter variierte das Längenspektrum der gefressenen Äschen jedoch (Abbildung 52). Meist dominierten kleinere Äschen (10 - 35 cm) in den Kormoranmägen. In einzelnen Wintern waren die Anteile dieser Längensklassen jedoch verhältnismässig gering und grössere Äschen deutlich häufiger. Auffällig ist, dass der Anteil der kleineren Äschen seit dem Winter 2015 relativ tief blieb.

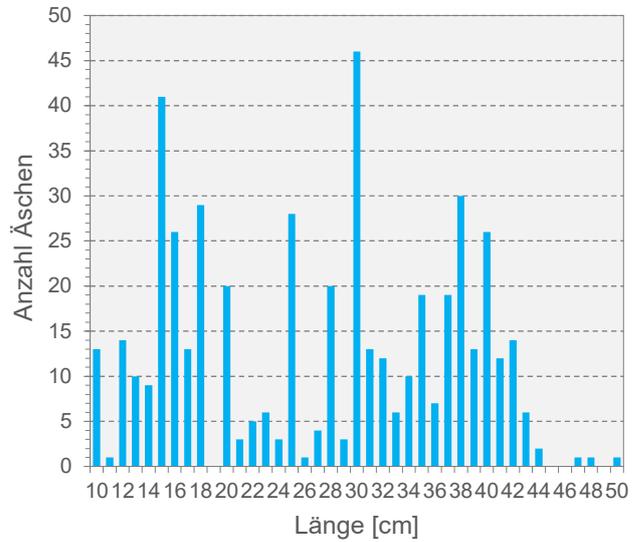


Abbildung 51: Längen-Häufigkeitshistogramm aller Äschen aus den Mägen der Kormorane, welche von 2002 bis 2019 am Hochrhein zwischen Stein und dem Kraftwerk Schaffhausen geschossen wurden (Nicht bei allen Äschen konnte die Länge noch bestimmt werden).

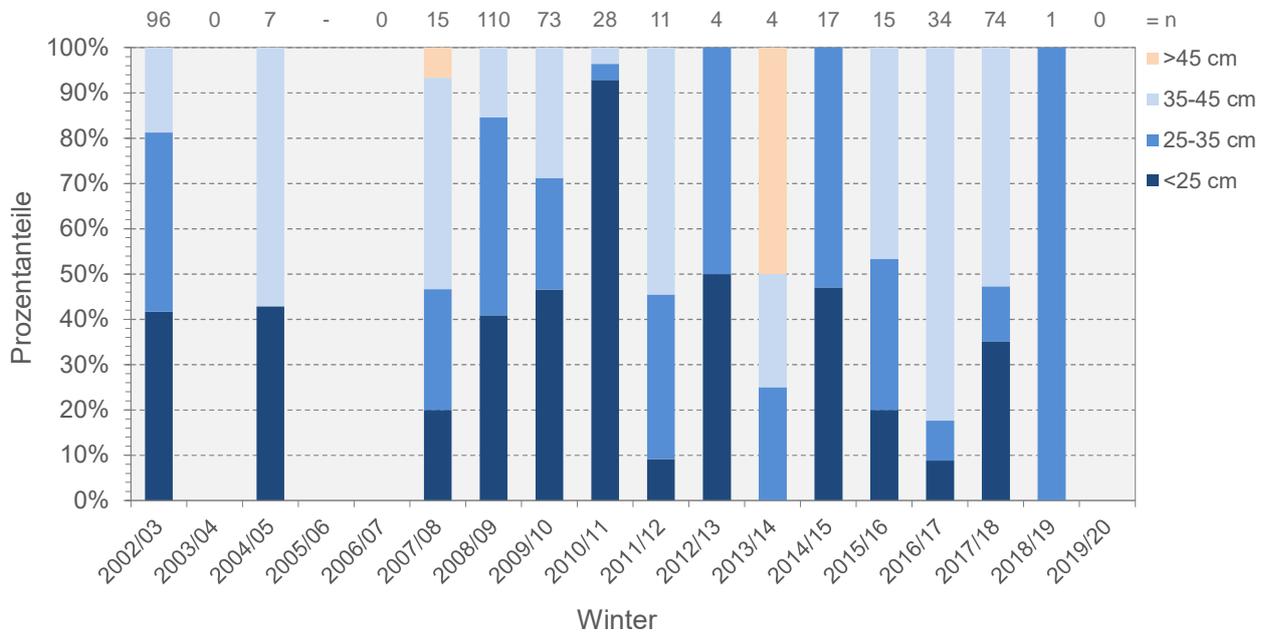


Abbildung 52: Relative Anteile der einzelnen Längensklassen der Äschen aus den Mägen der Kormorane, welche von 2002 bis 2019 am Hochrhein zwischen Stein und dem Kraftwerk Schaffhausen geschossen wurden.

Verletzungsraten

Bei den Bestandeskontrollen und den Laichfischfängen im Steinerwasser werden die angelandeten Äschen auf Bissverletzungen von Kormoranen hin untersucht. Die Häufigkeit der Kormoranverletzungen (Verletzungsrate) wird als Indikator für den Prädationsdruck angesehen (HERTIG 2002). Bis zur Einführung der Kormoranwache im Winter 1997/98 bewegten sich die Verletzungsraten in den Laichfischfängen zwischen 12 und 41 % (Abbildung 53). Danach nahmen die Verletzungsraten deutlich ab und erreichten seither im Maximum noch 9 % (2010). Ein Kausalzusammenhang mit den Vergrämungsabschüssen durch die Kormoranwache gilt daher als wahrscheinlich. Aufgrund der tieferen Verletzungsraten kann man davon ausgehen, dass die immer noch zahlreich einfliegenden Kormorane nicht mehr gleich erfolgreich jagen konnten.

Bei den Bestandeskontrollen im Herbst lässt sich dasselbe Muster wie bei den Laichfischfängen erkennen (Abbildung 54). In der Regel waren die Verletzungsraten im Herbst tiefer

als im Frühling. Seit Einführung der Kormoranwache blieben die Verletzungsraten auch im Herbst deutlich tiefer. Einzige Ausnahme waren die Erhebungen 2010, als 7 % der Äschen Kormoranverletzungen zeigten.

Ältere Äschen wiesen häufiger Kormoranverletzungen auf als ihre jüngeren Artgenossen (Abbildung 54). Dies hängt damit zusammen, dass ältere und grössere Äschen häufiger den Kormoranen entkommen und Verletzungen davontragen. Jüngere und kleinere Äschen können von den Kormoranen besser gepackt und ganz verschluckt werden. Auch die Mageninhaltsanalysen bestätigen dass die Kormorane nicht längenselektiv fressen. Daher sind die Verletzungsraten bis zu einem gewissen Grad auch von der Altersstruktur der Äschen im jeweiligen Herbst / Winter abhängig. So fällt auf, dass der Anteil der älteren Äschen im Herbst 2010 relativ hoch war (vgl. Kap. 3.2.3), was die höheren Verletzungsraten in diesem Jahr mit-erklären könnte.

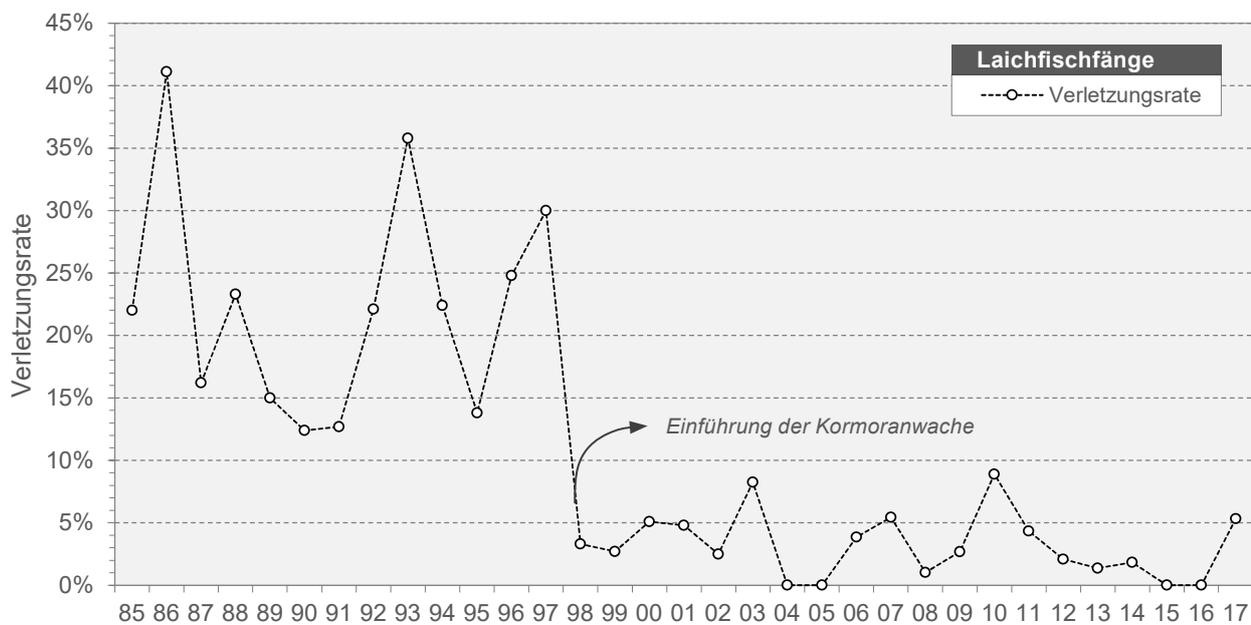


Abbildung 53: Entwicklung der Verletzungsraten der Äschen (neue und alte Verletzungen zusammengefasst) bei den Laichfischfängen im Steinerwasser.

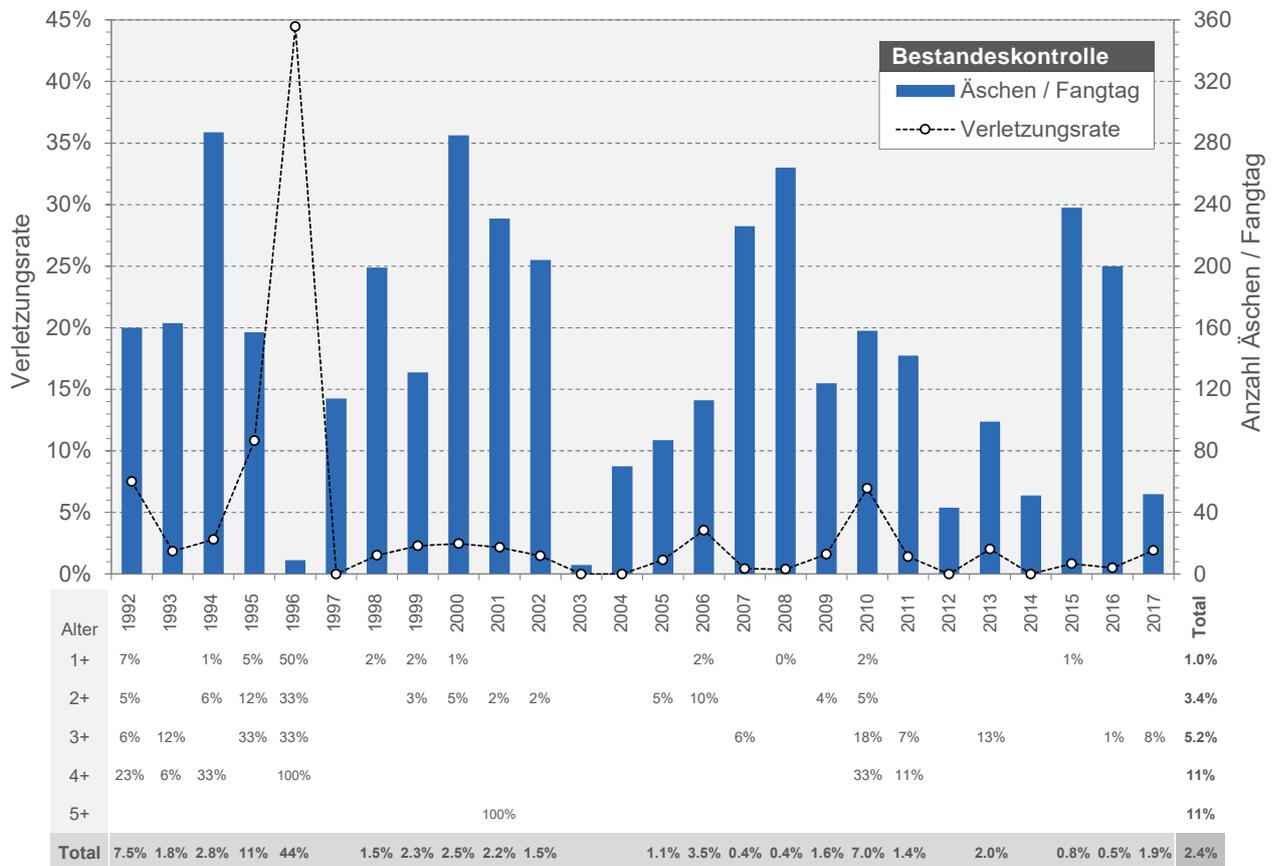


Abbildung 54: Entwicklung der Verletzungsraten der Äschen (neue und alte Verletzungen zusammengefasst) und des relativen Fangerfolges bei den Bestandeskontrollen im Steinerwasser. Berücksichtigt wurden jeweils nur die ersten Erhebungen im Herbst, welche bis auf wenige Ausnahmen immer im Oktober stattfanden.

Fazit Kormoran

- ⇒ Durch die Einführung der Kormoranwache konnte die Verletzungsrate bei den Äschen deutlich gesenkt werden.
- ⇒ Seit 1997 sind die Kormoran-Brutkolonien am Untersee stetig gewachsen. Eine Zunahme des Frassdrucks auf die Äschenpopulation auch im Sommerhalbjahr gilt als wahrscheinlich, konnte aber im Rahmen dieser Studie nicht untersucht werden.
- ⇒ Die Äsche war die häufigste Beute der Kormorane am Hoahrhein. Es wurden alle Altersklassen erbeutet, eine Längenselektivität konnte nicht festgestellt werden.
- ⇒ In Jahren mit einem kleinen Äschenbestand wichen die Kormorane auf andere Beutefische aus (v. a. Barsche, Barben & Rotaugen)
- ⇒ Die Bestandesentwicklung und der (mögliche) Einfluss weiterer Prädatoren wie des Gänsejägers (auf Jungfische) oder des Stichlings (auf Larven) konnte im Rahmen dieser Studie nicht näher analysiert werden.

4.7 Krankheiten

Es existieren zahlreiche Infektionskrankheiten, welche Fischpopulationen gefährden können. Bei der Äsche stehen aktuell zwei Krankheiten im Vordergrund: *Saprolegnia parasitica* und die Proliferative Nierenkrankheit (PKD).

Saprolegnia parasitica

Saprolegnien sind «Scheinpilze» (Oomyceten), die im Süßwasser allgegenwärtig (ubiquitär) sind und bei Fischen unter gewissen Umständen einen watteähnlichen Befall auf Haut und Kiemen sowie auf Fischeiern verursachen können (oft «Fischschimmel» genannt). Bei starkem Befall verläuft die Krankheit oftmals tödlich. Bisher wurde allgemein angenommen, dass *Saprolegnia* hauptsächlich Fische befällt, die bereits durch andere Ursachen geschwächt sind (Sekundärinfektion). Allerdings gibt es Hinweise dafür, dass einige Stämme deutlich virulenter sind und auch eine Primärinfektion verursachen können (STREPPARAVA et al. 2016).

Seit 2009 wurde im Doubs und einigen weiteren Flüssen in der Westschweiz ein massives Auftreten von *Saprolegnia parasitica* mit hohen Mortalitäten bei Äschen und Forellen beobachtet (PAUL & BELBAHRI 2012). Man geht davon aus, dass der sehr virulente Stamm entweder neu eingeschleppt wurde oder infolge unbekannter Gründe (z.B. Umweltveränderungen) in eine aggressivere Form mutierte (PAUL & BELBAHRI 2012). Derselbe Stamm konnte ab 2013 auch in anderen Schweizer Gewässern nachgewiesen werden (unter anderem auch im Hochrhein und im Bodensee), wo er ebenfalls zu erhöhten Infektionsraten und Sterblichkeiten führte (RAVASI et al. 2018). Dies lässt vermuten, dass die neue genetische Variante des Erregers durch menschliches Zutun verschleppt wurde.

Im Hochrhein wurden bereits früher während der Laichzeit immer einzelne «verpilzte» Äschen festgestellt (pers. Mitteilung E. Oswald). 2015 und 2016 beobachteten die Fischereiaufseher jedoch eine starke Häufung der Fälle, ehe sich die Situation in den Folgejahren wieder normalisierte. In den Schaffhauser Revieren waren die Abgänge 2015 am grössten (pers. Mitteilung P. Wasem). Bei den Laichfischfängen 2015 im Steinerwasser zeigten 13 % der Äschen (6 Individuen) einen Befall mit *Saprolegnia*, im Herbst waren es deutlich weniger als 1 % der Fische. 2016 finden sich keine Angaben im Protokoll, 2017 lag der Anteil der Äschen im Laichfischfang mit *Saprolegnia* bei 3 % (3 Individuen). 2018 wurden fast keine Fälle mehr festgestellt.

In den Zürcher Fischenzen wurde 2016 die meisten Fälle registriert. Beim Rechen des KW Rheinau wurden schätzungsweise 30 tote Äschen angeschwemmt (pers. Mitteilung E. Oswald). Weiter flussaufwärts waren es mehr Fische, genaue Zahlen konnten jedoch nicht erhoben werden. 2017 ging die Zahl der Fälle wieder zurück und seit 2018 wurden auch in den Zürcher Rhein-Abschnitten praktisch keine verpilzten Äschen mehr gesichtet.

Ursache für die starke Häufung 2015/16 könnte der neu eingeschleppte und vermutlich virulentere *Saprolegnia*-Stamm sein. Möglicherweise hatten auch die hohen Temperaturen im Sommer 2015 das Immunsystem der Äschen zusätzlich geschwächt. Ähnlich hohe Temperaturen wurden allerdings auch 2013 und in weiteren Jahren verzeichnet, ohne dass die Zahl der verpilzten Fische merklich anstieg.

PKD

Die Proliferative Nierenkrankheit (PKD) gilt in vielen Fließgewässern als mitverantwortlich für den Bachforellen-Rückgang (BURKHARDT-HOLM 2008). Der PKD Erreger (*Tetracapsuloides bryosalmonae*), welcher auf Moostierchen als Zwischenwirt angewiesen ist, ist in tieferen Höhenlagen weit verbreitet (Ros et al. 2018, WAHLI et al. 2002). Im Gegensatz zur Bachforelle scheinen Äschen jedoch deutlich weniger empfänglich zu sein (SCHMIDT-POSTHAUS et al. 2017). Es ist deshalb eher unwahrscheinlich, dass die PKD einen wesentlichen Einfluss auf den Äschenbestand im Rhein ausübt.

Fazit Krankheiten

- ⇒ Die Zahl der Saprolegnia-Infektionen stieg in den Jahren 2015/16 markant an und es wurden erhöhte Mortalitäten registriert. Als Ursache wird ein neuer, virulenterer Stamm vermutet. Die Fallzahlen gingen in den Folgejahren wieder zurück.
- ⇒ Der Einfluss der PKD auf den Äschenbestand wird aufgrund von Literaturstudien als gering eingeschätzt.

4.8 Schifffahrt und Freizeitnutzung

Wellenschlag

Auf dem Rhein zwischen Schaffhausen und dem Untersee verkehren von April bis Mitte Oktober mehrmals täglich Kursschiffe. Zudem ist der Rhein sehr beliebt bei privaten Motorbootskapitänen. Der schifffahrtsbedingte Wellenschlag kann die Larven und Jungfische sowie deren Habitate in den Uferzonen auf vielfältige Weise beeinträchtigen (vgl. RATSCHAN et al. 2012). Daher wurde wiederholt untersucht, wie die Äschenlarven im Rhein auf Schiffswellen reagieren und ob sie durch die Wellen ans Ufer gespült werden und stranden (AQUATICA 1998, HYDRA 2013).

Die erste Untersuchung (AQUATICA 1998) kam zum Schluss, dass die Auswirkungen der Schiffswellen auf die Äschenlarven im Hochrhein bei Diessenhofen vernachlässigbar sind. Es konnten keine Unterschiede in der Besiedlungsdichte zwischen stark wellenexponierten und wellengeschützten Ufern festgestellt werden. Auch war keine Abnahme der Larvendichte vor und nach einer Schiffspassage auszumachen. An einem Standort konnten jedoch einzelne gestrandete Larven gefunden werden. Auch die zweite Untersuchung (HYDRA 2013) konnte nachweisen, dass Äschenlarven im Steinerwasser durch schifffahrtsbedingten Wellenschlag ans Ufer gespült werden und verenden können.

Eine andere Studie (RATSCHAN et al. 2012), welche den Einfluss von Schiffswellen auf die Jungfischfauna an der Donau untersuchte, geht davon aus, dass der schifffahrtsbedingte Wellenschlag zu einer beträchtlichen Verdriftung und Strandung von Jungfischen (mehrheitlich Cyprinidenlarven) führt und somit für die verminderte Rekrutierung verschiedener Fischarten in der Donau mitverantwortlich ist.

Die Gründe für die unterschiedlichen Resultate der verschiedenen Studien können:

- 1.) Mit einer unterschiedlichen Intensität der Wellenbelastung in den untersuchten Gewässern erklärt werden⁹,
- 2.) auf ein unterschiedliches Verhalten / Leistungsvermögen von Cypriniden- & Äschenlarven zurückgeführt werden oder
- 3.) methodisch bedingt sein.

Da gestrandete Fischlarven im Kieselraum nur schwer nachzuweisen, respektive quantifizierbar sind und keine Driftversuche im Rhein durchgeführt wurden, kann eine Beeinträchtigung der Äschenlarven durch den Wellenschlag von Kursschiffen und Freizeitbooten nicht definitiv nachgewiesen, aber auch nicht ausgeschlossen werden.

Das Verhalten der Äschenlarven während einer Schiffspassage kann wie folgt beschrieben werden (AQUATICA 1998): Während den ersten Phasen des Wellenschlags (Stauwelle und Sunkphase) können die Äschenlarven ihre Position halten. Werden die Wassertiefen zu klein, lassen sie sich jedoch leicht in Richtung Flussmitte verfrachten. Beim anschliessenden Schwall kann das Verhalten der Äschenlarven aufgrund der Trübung nicht mehr beobachtet werden. Nach Nachlassen der Trübung finden sich jeweils wieder Äschenlarven an denselben Standorten. Ob es sich dabei um dieselben Individuen handelt oder um neu eingedriftete Larven, konnte bisher nicht beurteilt werden.

Es gilt zu berücksichtigen, dass selbst wenn keine direkten Effekte durch Strandung oder Abdrift nachgewiesen werden können, Äschen- und andere Fischlarven auch durch indirek-

⁹ Die Dauer und Intensität der Wellenbelastung ist von verschiedenen Faktoren, wie der Fahrtrichtung, der Geschwindigkeit, dem Schiffstyp, der Schiffgröße, dem Wasserstand oder der Grösse des Gewässers abhängig.

te Effekte des Wellenschlags beeinträchtigt werden können. Beispielsweise indem sie zur Aufrechterhaltung ihrer Position einen erhöh-

ten Energieaufwand benötigen oder indem die Wassertemperatur im ufernahen Flachwasser verringert wird.

Massnahmen zum Schutz der Äschenlarven vor dem Wellenschlag

Um die Auswirkungen des schiffahrtsbedingten Wellenschlages zu mindern, kommen sowohl direkte (Schiffahrtsbetrieb) als auch indirekte (Uferstruktur) Massnahmen in Frage. Um die Intensität des Wellenschlages direkt zu reduzieren, könnte beispielsweise die Geschwindigkeit während

der Larvalentwicklung limitiert werden. Durch die Schaffung von Nebenarmen oder grösseren Buchten hinter Kiesinseln könnten vor Wellenschlag geschützte Habitate geschaffen werden und dadurch die Auswirkungen indirekt vermindert werden.

Freizeitaktivitäten im und auf dem Wasser

An heissen Sommertagen suchen viele Menschen die Abkühlung in Seen und Flüssen. Gerade das Schwimmen und «Böötle» in den grösseren Fliessgewässern erlangte in den letzten Jahren zunehmende Beliebtheit. Damit einhergehend werden auf Störungen empfindliche Tiere im und am Gewässer häufiger gestresst. Insbesondere während Hitzeperioden sind die an kaltes Wasser adaptierten Fische wie die Äsche anfällig gegenüber zusätzlichem Stress. Zudem sammeln sich die Fische ab einer gewissen Wassertemperatur in kühleren Zufluchtsor-

ten (vgl. Kap. 4.2), welche oftmals in Ufernähe liegen (z.B. Bachmündungen) und auch für Erholungssuchende attraktiv sind. Durch die kantonalen Fischereibehörden wurde festgestellt, dass die Äschen bei hohem Besucheraufkommen aus diesen Kaltwasserzonen flüchten. Durch den zusätzlichen Stress und den erhöhten Energiebedarf wird deren Überlebenswahrscheinlichkeit gemindert. Folglich ist für den Fortbestand der Äschenpopulation der Schutz und nötigenfalls auch die Absperrung der kühleren Refugien während Hitzeperioden essenziell.

Abbildung 55: Info-Plakat, welches während dem Hitzesommer 2018 an verschiedenen Stellen am Hochrhein angebracht wurde, um die Besucher zu sensibilisieren und die Äschen in den Kaltwasserrefugien vor zusätzlichem Stress zu schützen.



Fazit Schifffahrt und Freizeitnutzung

- ⇒ Die Auswirkungen des schifffahrtsbedingten Wellenschlag auf die Rekrutierung der Äschen zwischen Stein und Schaffhausen dürfte wohl eher gering sein, obschon Äschenlarven unter gewissen Umständen nachweislich durch Schiffswellen stranden. Wie gross der Einfluss der Verdriftung und indirekter Effekte (z. B. erhöhter Energieverbrauch) auf das Wachstum und Überleben der Äschenlarven ist, lässt sich nur sehr schwer abschätzen
- ⇒ Ob und wie sich die Kurs- und Freizeitschifffahrt hinsichtlich Nutzungsfrequenz, Schiffgröße, und Geschwindigkeit verändert haben und welche Folge das für die Äschenlarven im Uferbereich hatte, konnte im Rahmen dieser Studie nicht untersucht werden.
- ⇒ Während Hitzeperioden reagieren die bereits die hohe Temperatur gestressten Äschen empfindlicher auf zusätzliche Störungen. Jegliche Fluchtreaktionen aus den kühleren Zufluchtsorten sollten vermieden werden, z. B. indem diese Zonen zeitweise für Badegäste, Hunde, etc. abgesperrt werden.

4.9 Fischereiliche Bewirtschaftung / Nutzung

Laichfischfang und Besatz

Der Laichfischfang auf Äschen am Hochrhein hat eine lange Tradition, die bis ins 19. Jahrhundert zurück reicht (pers. Mitteilung J. Walter.) Die abgestreiften Eier werden in den kantonalen Fischzuchten erbrütet und danach entweder als Brütlinge oder Vorsommerlinge in den Rhein zurückgesetzt.

1997 wurde der Erfolg des Äschenbesatzes erstmals überprüft. Aufgrund methodischer Schwierigkeiten waren die Resultate wenig aussagekräftig. Daher wurde das Vorgehen angepasst und die Erfolgskontrolle 1998 und 2006 wiederholt (VICENTINI 1998 & 2007). Dazu wurden die Otolithen der Besatzfische mit Alizarinrot markiert. Anschliessend wurden die Jungfische 4 (2006) respektive 6 (1998) Wochen angefüttert, bevor sie in den Rhein eingesetzt wurden. Zu diesem Zeitpunkt waren sie etwas grösser als die Jungfische aus der Naturverlaichung. Gut einen Monat nach dem Besatz wurden mittels Zuggarn Jungäschen gefangen und der Anteil der markierten Fische bestimmt. Ergänzend wurden im Winter Sonderfänge mit der Angelrute getätigt.

Beide Erhebungen lieferten ähnliche Resultate: Zwischen Stein und Büsingen war der Anteil der markierten Fische in den Wiederfängen in beiden Jahren sehr gering (0 - 5 %). Etwas höher waren die Rückfangquoten der Besatzfische zwischen dem KW Schaffhausen und dem Rheinfluss (1998: 22 %; 2006: 1 %) sowie unterhalb des Rheinflusses (1998: 44 %; 2006: 11 - 18 %). Die Sonderfänge im Winter waren aufgrund der geringen Stichprobengrösse weniger aussagekräftig: 1998 wurde keine markierte Äsche wiedergefangen, 2006/07 waren es deren 2 von 22 gefangenen Fischen. Zu berücksichtigen ist, dass die oben dargestellten Zahlen mit einer grossen Unsicherheit be-

haftet sind, weil nicht klar ist, wie gut sich die Besatzfische mit den Wildfischen durchmischten und wie gross die Migration und Mortalitäten in den beiden Gruppen waren.

Die Resultate der Erfolgskontrollen lassen aber vermuten, dass der Einfluss des Besatzes auf die Jahrgangsstärke bei guter natürlicher Fortpflanzung bereits nach einem Monat gegen Null tendiert. Der Besatz dürfte also für die Erhaltung des Bestandes kaum von Bedeutung sein. In Abschnitten mit geringerer Naturverlaichung scheinen sich die Besatzfische zumindest in den ersten Monaten besser halten zu können. Dies bedeutet allerdings noch nicht, dass der Anteil der Besatzfische bis zum Erreichen der Fanggrösse gleich gross bleibt und der Ertrag mit dem Besatz wesentlich gesteigert werden kann. Die Resultate einer Erfolgskontrolle an einem anderen Äschengewässer deuten darauf hin, dass Äschen aus Besatz in der Natur höhere Mortalitäten aufweisen und ihr Anteil am entsprechenden Jahrgang mit der Zeit abnimmt (AQUATICA 1999 zitiert in BUWAL 2002). Eine andere Studie im Kanton Aargau konnte mittels genetischer Methoden zeigen, dass die Äschen aus den verschiedenen Fischzuchten nicht für den Besatz in den Aargauer Gewässern geeignet waren (AQUABIOS 2015). Die Resultate dieser Studie können allerdings nicht eins-zu-eins auf den Rhein übertragen werden, da die Besatzfische im Aargau nicht durch Laichfischfang im entsprechenden Gewässer gewonnen wurden und sich daher genetisch stark von den Wildfischen unterschieden.

Basierend auf den Resultaten der Erfolgskontrolle am Hochrhein (VICENTINI 1998 & 2007) können keine genauen Aussagen über den Anteil der Besatzäschen am Fang der Angelfischer

gemacht werden. Um dies zu überprüfen hätten auch die Fänge der Angelfischer analysiert werden müssen. Mit neueren molekularbiologischen Methoden könnte diese Fragestellung heute wohl besser untersucht werden.

Der Besatz birgt auch immer verschiedene ökologische Risiken, welche nur gerechtfertigt werden können, wenn der Besatz auch den gewünschten Erfolg bringt (BAFU 2018). So ist der Laichfischfang ein Eingriff in die Reproduktion der Wildpopulation, bei dem jährlich mehrere Hundert bis Tausend Laichtiere entnommen und getötet werden. Ausserdem können die Besatzfische die Konkurrenz unter den Jungfischen verstärken und dadurch die Kondition und das Überleben der Wildfische mindern. Zudem birgt der Besatz das Risiko Krankheiten zu verbreiten. Da die Besatzfische

von wilden Elterntieren gewonnen werden, ist hingegen ein Einfluss auf die genetische Vielfalt und ein Verlust von lokalen Anpassungen weniger wahrscheinlich.

Eine populationsgenetische Studie konnte zeigen, dass sich die Äschen ober- und unterhalb des Rheinfalls genetisch nicht unterscheiden (EAWAG 2010). Es wird vermutet, dass durch die Larvendrift ein Genfluss flussabwärts besteht. Damit bestünde die Voraussetzung, dass zukünftig die Anrainer-Kantone enger zusammenarbeiten und den Rheinabschnitt zwischen Stein und Rüdlingen gemeinsam bewirtschaften.

Schonbestimmungen

Mit dem bis zum letzten Fangmoratorium gültigen Fangmindestmass von 30 cm wurden die Erstlaicher nicht ausreichend geschützt. Ein Grossteil der Äschen konnte bereits als eineinhalbjährige (1+) Fische vor dem Erreichen der Laichreife entnommen werden (Abbildung 56). Dennoch kann aufgrund der konstant hohen Fangerträge bis Mitte der 1970er Jahre (Daten unvollständig) und der natürlichen Altersstruktur auf den Laichplätzen (HERTIG 2002) davon ausgegangen werden, dass der Bestand bis dahin nicht übernutzt wurde. Da sich die Umwelteinflüsse jedoch stark gewandelt haben, ist eine Fortsetzung der Entnahmen durch den Menschen und die Kormorane im bisherigen Umfang kaum mehr als nachhaltig zu bezeichnen.

Wenn sich der Bestand nach dem Hitzesommer 2018 wieder erholt hat, sollte eine adäquate fischereiliche Nutzung unter ökologisch angepassten Schonbestimmungen wieder möglich werden. Dabei hat der Fortbestand der Äschenpopulation höchste Priorität und ist den Nutzungsinteressen vorzuziehen.

Bei der Anpassung der Schonbestimmungen kommt entweder eine Erhöhung des Fangmindestmass (FMM) oder die Wiedereinführung eines Fang-/Entnahmefensters (EF) in Frage. Um alle Erstlaicher zu schützen, müssten während der Fangsaison im Herbst nicht nur die eineinhalb- (1+), sondern auch die zweieinhalbjährigen Fische (2+) geschont werden, da erst ein Teil

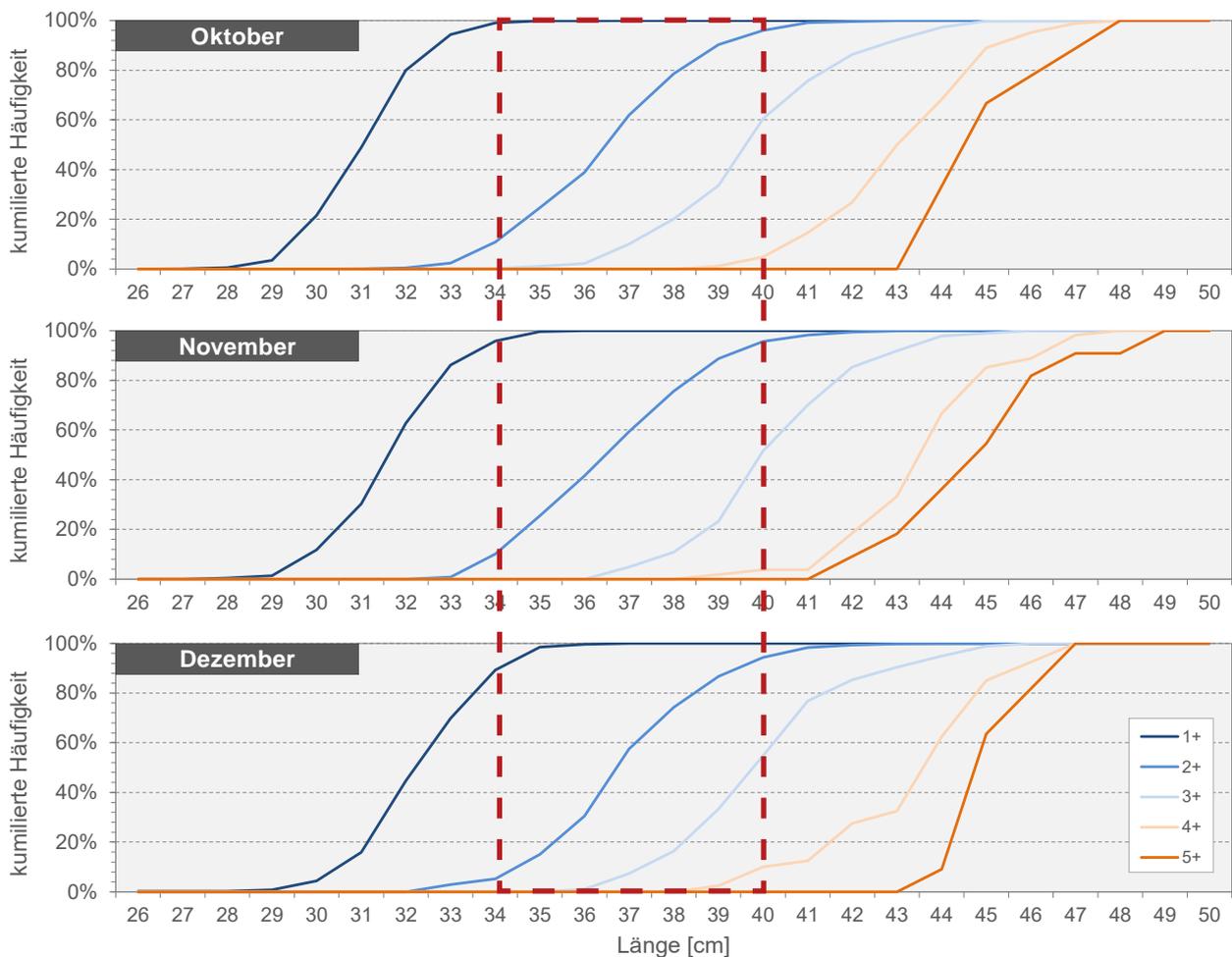


Abbildung 56: Kumulierte Längenhäufigkeiten der einzelnen Altersklassen bei den Bestandeskontrollen im Steinerwasser nach Monat getrennt von 2003 - 2017. Roter Rahmen = mögliches Fangfenster

der Äschen nach ihrem 2. Lebensjahr erstmals ablaicht (vgl. 3.3.2). Mit einem FMM von 36 cm würden alle 1⁺ und rund 40 % der 2⁺-Fische im Herbst geschont. Um auch den grössten Teil der 2⁺-Fische zu schonen, müsste das FMM auf 40 cm festgelegt werden.

Ein Fangfenster hätte gegenüber dem Fangmindestmass folgende Vorteile (ARLINGHAUS 2017):

- ⇒ ältere Laichtiere werden geschützt, können dadurch mehrmals ablaichen und wegen ihrer hohen Fekundität und besseren Eiqualität für mehr Nachkommen sorgen («Eireservoir»)
- ⇒ Bestandesschwankungen können besser ausgeglichen werden
- ⇒ Altersaufbau ist natürlicher
- ⇒ Raschwüchsigkeit wird gefördert
- ⇒ höhere Fangzahlen (jedoch geringerer Ertrag in kg/ha)
- ⇒ Wahrscheinlichkeit einen grossen Fisch zu fangen steigt

Die Untergrenze des Fangfensters sollte dem Fangmindestmass entsprechen und die Obergrenze in etwa bei zwei Drittel der theoretischen Maximallänge festgesetzt werden (ARLINGHAUS 2017). Für den Äschenbestand am Hochrhein könnte ein Fangfenster von 34 - 40 cm zielführend sein (müsste aber vor Umsetzung noch detaillierter analysiert werden). Dadurch würden zwar nur ein Teil der Erstlaicher geschont, dafür aber zusätzlich auch gut die Hälfte der 3⁺-Fische und die meisten 4⁺- und 5⁺-Fische. Befischt würden hauptsächlich die 2⁺-Fische.

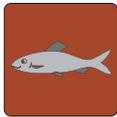
Ergänzend könnte der Befischungsdruck über eine Jahresfangquote plafoniert werden. Diese könnte unter Berücksichtigung des theoretischen Ertragsvermögens und unter Berücksichtigung der aktuellen Kormoranprädation festgelegt werden. Im Reviersystem kann der Gesamtfang auch über eine Fangzahlbeschränkung limitiert werden, da im Gegensatz zum Patensystem die Zahl der Fischer besser kontrolliert werden kann.

Fazit fischereiliche Bewirtschaftung

- ⇒ Die Erfolgskontrollen zum Fischbesatz zeigen, dass der Besatz kaum zur Erneuerung des Bestandes beiträgt und die Rekrutierung in erster Linie durch die Naturverlaichung erfolgt.
- ⇒ Es wird empfohlen, die Laichfischfänge nur noch in einem deutlich reduzierten Umfang weiterzuführen (Koordination unter den Kantonen und Vereinen), um den Genpool und das Know-how zu erhalten und ggf. Initialbesatz tätigen oder Jahre mit sehr schlechter natürlicher Fortpflanzung (z.B. nach Extremereignissen) überbrücken zu können.
- ⇒ Das Fangmindestmass war aus reproduktionsbiologischer Sicht mit 30 cm zu tief angesetzt.
- ⇒ Sollte sich der Bestand nach dem Hitzesommer 2018 wieder erholen und wird das Fangmatorium aufgehoben, wird empfohlen, wieder ein Fangfenster einzuführen und die Tages- und Jahresfangzahlen zu beschränken (auch für Berufsfischer).
- ⇒ Alle Massnahmen sollen zwingend mit einem nachhaltigen Prädatorenmanagement kombiniert werden, denn die Vögel halten sich nicht an Fischereivorschriften.

5 Synthese

5.1 Zusammenfassende Beurteilung



Population

⇒ **Zeichnen sich Veränderungen der Äschenpopulation bei Stein am Rhein ab bezüglich Alterszusammensetzung, Wachstum, Geschlechtsreife?**

Bis zum Hitzesommer 2003 wurden in den Bestandeskontrollen ältere Individuen häufiger nachgewiesen als in den Folgejahren, in welchen die 1+ Fische klar dominierten. Vor allem die Altersklasse 2+ hat im CPUE abgenommen. Die meisten Kohorten zeigten nach dem Bestandeseinbruch im Hitzesommer 2003 während den ersten drei Lebensjahren ein relativ schnelles Wachstum. Gleichzeitig konnte aber ein leichter Rückgang des Konditionsindex festgestellt werden. Das Geschlechterverhältnis war vor 2003 relativ ausgeglichen. Danach nahmen die Schwankungen zu und der Rogneranteil sank im Durchschnitt auf 43 %. Ausserdem ging auch der Anteil der Rogner, welche bereits nach zwei Jahren geschlechtsreif waren, nach 2010 relativ deutlich zurück.

⇒ **Wie wird - auf Basis der vorliegenden Datengrundlage - der Fortpflanzungserfolg der Äschen im untersuchten Rheinabschnitt eingeschätzt?**

Die Resultate der Äschenlarvenkartierungen belegen, dass sich die Äschen in allen freifliessenden Rhein-Abschnitten erfolgreich fortpflanzen können. Die festgestellten Dichten sind im schweizweiten Vergleich in normalen Jahren sehr hoch, dies lässt auf eine gut funktionierende Naturverlaidung schliessen. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich der Bestand folglich alleine aus Wildfischen rekrutieren kann. Nach Hitzesommern ist der Fortpflanzungserfolg infolge des Verlustes vieler Laichtiere jeweils stark dezimiert, es zeigt sich jedoch, dass sich nach ca. 3 Jahren der Fortpflanzungserfolg wieder erhöht, wenn nicht noch zusätzliche Faktoren negative Auswirkungen auf die Laichtiere haben.

⇒ **Wie verlief die zeitliche Entwicklung des Befalls mit *Saprolegnia*? Kann ein Zusammenhang mit den Wassertemperaturen hergeleitet werden?**

Das Auftreten von *Saprolegnia* während der Laichzeit der Äschen war schon seit längerem bekannt. Bis 2015 war das Ausmass jedoch gering und die Infektionsraten wurden nicht systematisch erfasst. 2015 und 2016 wurde eine starke Häufung der Fälle registriert. Es wird vermutet, dass ein neuer, virulenterer Stamm in Kombination mit den gestiegenen Wassertemperaturen (und der damit geschwächten Immunabwehr) für den Ausbruch verantwortlich war (genaue Untersuchungen fehlen jedoch). Ab 2017 waren die Befallsquoten tendenziell rückläufig.



Lebensraum

⇒ **Wie war die Entwicklung der Abflüsse und der Wassertemperaturen im Rhein im Verlaufe der letzten 20-30 Jahre? Gibt es Anhaltspunkte für mögliche Auswirkungen auf den Äschenbestand?**

Es konnte keine Zunahme von kritischen Hochwasserereignissen während der Embryonal- und Larvalentwicklung beobachtet werden. Hingegen haben extrem tiefe Abflussverhältnisse im Sommer tendenziell zugenommen und stellen in Kombination mit der Erhöhung der Wassertemperaturen eine grosse Bedrohung für den Äschenbestand dar. So traten Jahre, in denen die Wassertemperatur des Rheins die kritische Marke von 25 °C überstieg, in den letzten 30 Jahren immer häufiger auf. Durch die festgestellte Temperaturerhöhung könnte auch die Anfälligkeit gegenüber Krankheiten zunehmen und das Wachstum beeinflusst werden.

⇒ **Wie hat sich der Hochrhein als Lebensraum für Äschen innerhalb der letzten 20-30 Jahre verändert?**

Die bisher umgesetzten morphologischen Aufwertungsmassnahmen hatten mehrheitlich einen positiven Einfluss auf die Habitatqualität. Allerdings ist noch immer ein grosser Teil der Rheinufer hart und monoton verbaut und das Potenzial für Revitalisierungsmassnahmen gross und die Schaffung, Vernetzung und der Schutz von Kaltwasserrefugien (Grundwasseraufstösse, Zuflüsse) hat sehr hohe Priorität. Infolge schlecht funktionierender Fischwanderhilfen ist die Längsvernetzung nicht vollständig gewährleistet. Die Sanierung des Geschiebehaushaltes des Hochrheins durch Kieszugaben unterhalb Rheinau trägt wesentlich zur Verbesserung des Laichplatzangebotes und somit des Fortpflanzungserfolges der Äsche bei. Durch die Ausbreitung der invasiven Muscheln wird jedoch befürchtet, dass insbesondere im Bereich des Seeausflusses die Laichplätze von den sessilen Tieren überwachsen werden und folglich kolmatieren. Untersuchungen dazu fehlen jedoch noch.

Die Wasserqualität des Rheins hat sich deutlich verbessert. Jedoch bestehen hinsichtlich der Belastung mit Mikroverunreinigungen noch grosse Wissenslücken. Das Nahrungsangebot hat sich durch die Ausbreitung von invasiven Neozoen in den letzten Jahren erheblich verändert. Der Anteil der aquatischen Insektenlarven (z.B. Eintags-, Stein- und Köcherfliegen) hat deutlich abgenommen, zugenommen haben hingegen vor allem der Höckerflohkrebs (*Dikerogammarus villosus*) und die Dreikant- (*Dreissena polymorpha*) und Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*).



Nutzung & Bewirtschaftung

⇒ **Wie haben sich die Äschenfänge durch die Angelfischer in den verschiedenen Rheinabschnitten in den letzten 10-20 Jahren entwickelt?**

Nach dem Hitzesommer 2003 und dem bis 2007 andauernden Moratorium sind die Fangzahlen in den beiden frei fließenden Abschnitten oberhalb des Rheinfalls kurzzeitig wieder angestiegen. Zwischen Stein und Diessenhofen waren die Fänge aber bereits ab Anfang der 2010er Dekade wieder rückläufig und lagen vor dem neuerlichen Moratorium noch auf rund 23 % des Niveaus vor dem Hitzesommer 2003 (bezogen auf Ø 1998-2002). Im Gegensatz dazu pendelten sich die Fangzahlen zwischen dem Kraftwerk Schaffhausen und dem Rheinfall nach einem kurzen Anstieg auf einem etwas höherem Level ein. Aber auch in diesem Abschnitt blieben die Fangerträge zuletzt um rund 47 % tiefer als noch vor 2003. Im Abschnitt Rheinau bis zur Thurmündung (ZH) folgte auf zwei gute Jahre ein kurzzeitiger Fangrückgang, ehe die Fangzahlen von 2012 bis 2017 leicht aber stetig anstiegen. Aber auch in den Zürcher Revieren erreichten die Fänge vor dem neuerlichen Moratorium nur rund 40 % des Niveaus vor 2003.

⇒ **Sind die aktuellen Schonbestimmungen aufgrund der Kenntnisse aus den Analysen der populationsspezifischen Parameter noch adäquat und geeignet um eine nachhaltige Fischerei zu garantieren?**

Mit dem bis zum letzten Fangmoratorium gültigen Fangmindestmass (FMM) von 30 cm wurden die Erstlaicher nicht ausreichend geschützt. Die Mehrzahl der Äschen wuchs bereits nach ihrem zweiten Sommer (1+ im Herbst) in das FMM hinein. Der Anteil der Rogner, welche nach zwei Jahren laichreif waren (2+ im Frühling), betrug aber ab 2011 meist weniger als 50 %. Aufgrund der sich stark gewandelten Umwelteinflüsse ist eine Fortsetzung der Entnahmen durch den Menschen und die Kormorane (und weiterer Prädatoren) im bisherigen Umfang nicht mehr adäquat und nachhaltig. Es wird empfohlen, nach dem Moratorium wieder ein Fangfenster (mit einem höheren FMM) einzuführen und die Tages- und Jahresfangzahlen deutlich zu beschränken. Um die Wirkung der Massnahmen zu evaluieren, sollten die Bestandeskontrollen und die Altersbestimmungen fortgeführt werden.

⇒ **Welcher ökologische Wert hat der Jungfischbesatz der letzten Jahre?**

Die Äschenlarvenkartierungen zeigen, dass sich die Äschen im Rhein erfolgreich fortpflanzen können, der Besatz trug hingegen in Jahren mit guter natürlicher Reproduktion und entsprechend starken Kohorten kaum zur Erneuerung des Bestandes bei. Es fehlen jedoch Daten für Jahre, in denen der Fortpflanzungserfolg durch nachteilige Umwelteinflüsse (z.B. hohe Abflüsse) geschwächt war. Zukünftig sollen prioritär die vorhandenen Lebensraumdefizite behoben werden (Schaffung von gut strukturierten Larven- und Jungfischhabitaten und Förderung von Kieslaichplätzen), so dass die Naturverlaichung auch in Jahren mit nicht optimalen Bedingungen ausreichend funktioniert.

⇒ **Wie hat sich die Prädation durch Kormorane in den letzten Jahren entwickelt?**

Durch die Kormoranwache konnten die Verletzungsraten und somit der Frassdruck tief gehalten werden. Die Kormoranpräsenz am Hochrhein variierte über die Jahre und folgte einem ähnlichem Muster wie die Bestandesschwankungen der Äschen bei Stein am Rhein. Die Äsche blieb bis zum Hitzesommer 2018 die häufigste Beutefischart der Kormorane am Hochrhein.

5.2 Empfehlungen

Datengrundlagen

Wenn es die Bestandessituation zulässt, sollen die regelmässigen Bestandeskontrollen im Herbst fortgeführt werden. Die so generierte Datenbasis ist einmalig und dient als wertvolles Frühwarnsystem.

Um das Fischereimanagement laufend an die Bestandessituation anpassen zu können, wäre eine zentrale und einheitliche Verwaltung der Daten in einer Datenbank angezeigt. Gleiches gilt für das Prädatorenmanagement. Ausserdem sollte die Methodik des Äschenlarvenmonitorings vereinheitlicht (Methode WFN: Kartierung von mindestens 100 m langen Uferabschnitten) und die Zahl der Monitoringstrecken erhöht werden (Ausdehnung auf alle Rhein-Abschnitte, insbesondere auch zwischen den Kraftwerken Schaffhausen und Rheinau). Die Äschenlarvendichten sind ein guter Indikator für den Fortpflanzungserfolg und daher wichtige Grundlage für ein adaptives Fischereimanagement. Die Zusammenarbeit unter den Kantonen und Ländern sollte verstärkt werden (z. B. Schonbestimmungen, Bewirtschaftung, Monitoring, Prädatorenmanagement).

Im Rahmen dieser Studie konnten nicht alle möglichen Einflussfaktoren im Detail untersucht und analysiert werden. In Zukunft sollten daher die noch offenen Wissenslücken möglichst geschlossen werden. Priorität haben dabei folgenden Fragestellungen:

- ⇒ Einfluss der invasiven Muscheln auf die Kolonisation der Laichplätze und was sind mögliche Gegenmassnahmen?
- ⇒ Wird das Überleben der Äschenlarven durch das Nahrungsangebot limitiert?
- ⇒ Wie hat sich der Gänsesägerbestand in den letzten Jahren entwickelt und welchen Einfluss hat das auf den Äschenbestand?
- ⇒ Welchen Einfluss hat die massive Vermehrung der Stichlinge und des Höckerflohkrebeses auf die Larval- und Juvenilstadien der Äschen (Nahrungskonkurrenz, Prädation)?
- ⇒ Einfluss von Mikroverunreinigungen auf das Nahrungsnetz und den Fischbestand?
- ⇒ Einfluss der Kombination verschiedener Schadstoffe und derer Abbauprodukte auf Nahrungsnetz und Fischbestand?
- ⇒ Wie hat sich die Kursschiffahrt und die Freizeitnutzung («Böötler») in den letzten Jahren verändert und was sind die Folgen für den Äschenbestand?
- ⇒ Welchen Einfluss haben die gestiegenen Wassertemperaturen auf das Wachstum und die Immunabwehr der Äschen und gibt es neben *Saprolegnia* noch weitere Krankheiten, welche den Äschenbestand bedrohen?

Förderungsmassnahmen

Hohe Priorität hat die Schaffung von flach auslaufenden Ufern mit gut strukturierten Flachwasserzonen, um das Angebot an geeigneten Äschenlarvenhabitaten zu vergrössern:

- ⇒ Entfernen der harten Uferbefestigungen, kombiniert mit der Erstellung von kleineren Uferausbuchtungen sowie zusätzlich eingebrachten Strukturen aus Totholz (Raubbäume, Wurzelstöcke, Faschinen, ...) oder Felsblöcken (lockere Buhnen, Struktursteine, ...).
- ⇒ In Bereichen, in welchen die Ufermauern nicht entfernt werden können, sollen Strukturen vorgelagert werden, die das Angebot an Larven- und Jungfischhabitaten erhöhen und die Larven vor dem Abdriften schützen.
- ⇒ Seitenarme oder grössere Buchten hinter Kiesinseln sollen gefördert werden, so dass vor Wellenschlag geschützte Habitate entstehen.

Ausserdem gilt es die Laichplätze zu fördern

- ⇒ Kieseintrag oder maschinelle Auflockerung von (durch Muschelbänke) kolmatierten Laichplätzen.
- ⇒ Einbringen von (Totholz-) Strukturen auf und neben den Laichplätzen, um die Laichtierdichte zu erhöhen (EBEL 2000) und Ruhe- und Zufluchtsorte vor Prädatoren zu schaffen.

Ebenfalls zentral ist die Kartierung (Grundwasseraufstösse), Vernetzung (Zuflüsse) und der Schutz von Kaltwasserrefugien, in denen die Äschen während den immer häufiger auftretenden Hitzeperioden Zuflucht finden können. Anzahl und Grösse der Zufluchtsorte sollten möglichst gross sein, so dass auf eine Umsiedlung verzichtet werden kann, um zusätzlichen Stress unter den Fischen zu vermeiden.

6 Literaturverzeichnis

- ARLINGHAUS R. 2017: Nachhaltiges Management von Angelgewässern: Ein Praxisleitfaden. Berichte des IGB, Band 30, 231 S.
- AQUATICA 1998: Abklärungen zur Optimierung eines Renaturierungsprojektes im Rhein bei Diessenhofen als Lebensraum für Äschenlarven unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses der Schiffswellen. Bericht im Auftrag des Kraftwerks Schaffhausen und der Jagd und Fischereiverwaltung des Kantons Thurgau. 22 S. + Anhang.
- AQUABIOS 2015: Erfolgskontrolle Besatzmassnahmen und populationsgenetische Untersuchung der Äschen im Kanton Aargau. Bericht im Auftrag des Departements Bau, Verkehr und Umwelt, Sektion Jagd und Fischerei, Kanton Aargau.
- BAFU 2018: Nachhaltiger Fischbesatz in Fließgewässern. Rahmenbedingungen und Grundsätze. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1823. 42 S.
- BAFU 2021: Auswirkungen des Klimawandels auf die Schweizer Gewässer. Hydrologie, Gewässerökologie und Wasserwirtschaft. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 2101. 134 S.
- BUWAL 2002: Erfolgskontrolle zum Fischbesatz in der Schweiz. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 71. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern. 54 S.
- BUWAL, BWG & METEOSCHWEIZ 2004: Auswirkungen des Hitzesommers 2003 auf die Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. Schriftenreihe Umwelt Nr. 369. 174 S.
- BAARS K., E. MATHES, H. STEIN & U. STEINHÖRSTER 2001: Die Äsche *Thymallus thymallus*. Westarp Wissenschaften. 128 S.
- BURKHARDT-HOLM P. 2008: Decline of brown trout (*Salmo trutta*) in Switzerland—How to assess potential causes in a multi-factorial cause—effect relationship. Marine Environmental Research, 66(1), 181-182.
- DOPPLER T., A. DIETZEL, I. WITTMER, J. GRELLOT, P. RINTA & M. KUNZ 2020: Mikroverunreinigungen im Gewässermonitoring. Ausbau von NAWA Trend und erste Resultate 2018. AQUA & GAS 7/8. S. 44 - 53.
- EAWAG 2010: Genetische Differenzierung der Äschen im Kanton St. Gallen. Bericht im Auftrag des Amt für Natur, Jagd und Fischerei des Kantons St. Gallen. 17 S.
- EBEL G. 2000: Habitatansprüche und Verhaltensmuster der Äsche *Thymallus thymallus* (LINNAEUS, 1758) – Ökologische Grundlagen für den Schutz einer gefährdeten Fischart. Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie, Halle (Saale). 64 S.
- ELLIOTT J. M. 1981: Some aspects of thermal stress on freshwater fish. In A. D. PICKERING (Hrsg.), Stress in Fish. Academic Press. S. 209 - 249.
- FJV TG 2009: Kormoran-Magenanalysen im Kanton Thurgau. Auswertung der Kormoran-Magenanalysen 2002/03 bis 2008/09. Bericht der Jagd- und Fischereiverwaltung des Kantons Thurgau. 5 S.
- FLUSSBAU & WFN 2013: Masterplan – Massnahmen zur Geschiebereaktivierung im Hoahrhein. Bericht im Auftrag des Bundesamts für Energie und dem Regierungspräsidium Freiburg. 115 S.
- FLUSSBAU 2014: Sanierungsplanung Geschiebehaushalt Kanton Schaffhausen – Schlussbericht. Bericht im Auftrag des Kantons Schaffhausen. 44 S. + Anhang.

- FORNAT 2014: Wiederherstellung der Fischwanderung im Kanton Schaffhausen – Beschlossene Planung. Sanierungsmassnahmen bei Wasserkraftwerken nach GSchG Art. 83. Bericht im Auftrag des Kantons Schaffhausen. 30 S.
- HERRMANN P. & S. GRÜNDLER 2009: Das Äschensterben 2003 – Vorschläge zur Erhöhung der Überlebenschancen von Salmoniden namentlich der Äschen im Rhein bei hohen Wassertemperaturen zwischen Stein am Rhein und EWS. 15 S.
- HERTIG A. 2002: Erfolgskontrolle zum Synthesebericht Kormoran und Fische, Testgebiet Hochrhein: Effizienz der Kormoranabwehr und Bestandesveränderungen bei der Äschenpopulation. Bericht für das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL. 30 S.
- HERTIG A. 2006: Populationsdynamik der Äschen (*Thymallus thymallus*) im Linthkanal mit besonderer Berücksichtigung der Habitatnutzung der Äschenlarven. Dissertation an der Universität Zürich. 161 S.
- HYDRA 2013: Koordinierte Biologische Untersuchungen im Hochrhein 2011/2012 - Teil Jungfische, Kleinfische und Rundmäuler. Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Bern.
- Hydra 2015: Koordinierte Biologische Untersuchungen im Hochrhein 2011/12. Makroinvertebraten. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1522. 130 S.
- HYDRA 2017: Der Kormoran am Bodensee. Evaluation des Handlungsbedarfs, Grundlagen und Möglichkeiten für ein koordiniertes Kormoranmanagement. Studie im Auftrag der Internationalen Bevollmächtigtenkonferenz für die Bodenseefischerei (IBKF). 144 S.
- HYDRA 2020: Aquatische Neozoen im Bodensee. <http://www.neozoen-bodensee.de>.
- IGKB 2020: Jahresbericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees Nr. 43 (2018-2019). Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB). 128 S.
- KIRCHHOFER A., M. BREITENSTEIN & J. GUTHRUF 2002: Äschenpopulationen von nationaler Bedeutung. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 70. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern. 21 S. + Anhang.
- LIMNEX 2019: Kraftwerk Schaffhausen – Managementkonzept Rezertifizierung nach dem Ökostromlabel *naturemade star*. Bericht im Auftrag der SH POWER. 87 S. + Anhang.
- PAUL C., & L. BELBAHRI 2012: Clonalité de *Saprolegnia parasitica*, le parasite des poissons du Doubs. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern. 12 S. + Anhang.
- RATSCHAN C., M. MÜHLBAUER & G. ZAUNER 2012: Einfluss des schiffahrtsbedingten Wellenschlags auf Jungfische: Sog und Schwall, Drift und Habitatnutzung; Rekrutierung von Fischbeständen in der Donau. Österreichs Fischerei (65). S. 50 - 74.
- RAVASI D., S. DE RESPINIS, & T. WAHLI 2018: Multilocus sequence typing reveals clonality in *Saprolegnia parasitica* outbreaks. *Journal of fish diseases*, 41(11), 1653-1665.
- ROS A., T. BASEN, E. SCHNEIDER & H. SCHMIDT-POSTHAUS 2018: Die Verbreitung einer temperaturabhängigen Nierenerkrankung (PKD) bei Bachforellen in Baden-Württemberg. AUF AUF, 2018(1), 42-45.

- SCHMIDT-POSTHAUS H., A. ROS, R. HIRSCHI & E. SCHNEIDER 2017: Comparative study of proliferative kidney disease in grayling *Thymallus thymallus* and brown trout *Salmo trutta fario*: an exposure experiment. *Diseases of aquatic organisms*, 123(3), 193-203.
- STREPPARAVA N., H. SCHMIDT-POSTHAUS & T. WAHLI 2016: Infektionskrankheiten: Eine Gefahr Für Unsere Bachforellen? *Aqua Viva*, 2016(2), 22 - 39.
- TAYLOR N. G. & A. M. DUNN 2017: Size matters: predation of fish eggs and larvae by native and invasive amphipods. *Biological invasions*, 19(1), 89-107.
- VICENTINI H. 1997: Äschen-Bestandesschätzung bei Stein am Rhein Winter 1996/1997. Bericht im Auftrag der Kantone Schaffhausen und Thurgau sowie des Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL. 6 S. + Anhang.
- VICENTINI H. 1998: Äschenbesatz im Rhein, zwischen Stein am Rhein und Neuhausen. Erfolgskontrolle 1998. Bericht im Auftrag der Kantone Schaffhausen und Thurgau sowie des Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL. 7 S. + Anhang.
- VICENTINI H. 2007: Äschenbesatz im Rhein, vom Steiner- bis zum Rheinfallwasser. Bericht zur Untersuchung 2006 und Interpretation der Untersuchungen 1997, 1998 und 2006. Bericht im Auftrag der Kantone Schaffhausen und Thurgau. 7 S. + Anhang.
- WAHLI, T., R. KNUESEL, D. BERNET, H. SEGNER, H., D. PUGOVKIN, P. BURKHARDT-HOLM, M. ESCHER & H. SCHMIDT-POSTHAUS 2002: Proliferative kidney disease in Switzerland: current state of knowledge. *Journal of Fish Diseases*, 25(8), 491-500.
- WFN 2008: Kiesbaggerung Thurspitz – Ökologische Begleitung und biologisches Monitoring. Bericht im Auftrag der Kraftwerk Eglisau-Glattfelden AG. 23 S. + Anhang.
- WFN 2019a: Äschenbrütlinge und Fischpopulationen im Kraftwerksperimeter. In LIMNEX 2019: Kraftwerk Schaffhausen – Managementkonzept Rezertifizierung nach dem Ökostromlabel *naturemade star*. Bericht im Auftrag der SH POWER.
- WFN 2019b: Erneuerung Kraftwerk Eglisau. Wirkungskontrolle Umweltmassnahmen – Schlussbericht Fischökologie 2014 - 2018. Bericht im Auftrag der Kraftwerk Eglisau-Glattfelden AG. 32 S.
- WFN 2021: Erneuerung Kraftwerk Eglisau. Wirkungskontrolle Kieszugaben – Aktennotiz Fischökologie 2012 - 2020. Bericht im Auftrag der Kraftwerk Eglisau-Glattfelden AG. 12 S.