

ÖSTERREICHS FISCHEREI

76. Jahrgang



Sonderausgabe | 2023

Der Huchen stirbt aus – was tun?

Gefährdungsfaktoren
und notwendige Maßnahmen
in Bayern und Österreich



Zeitschrift des Österreichischen
Fischereiverbandes

Der Huchen | *Hucho hucho*, Linné 1758
Der »König der Alpenflüsse« ist
Österreichs **Fisch des Jahres 2023**

© Foto Umschlag von Benedikt Reisner

Der Huchen stirbt aus – was tun?

Gefährdungsfaktoren und notwendige Maßnahmen in Bayern und Österreich

S. Schmutz¹, M. Jungwirth¹, C. Ratschan², M. v. Siemens³, S. Guttman⁴, S. Paintner⁵, G. Unfer¹, S. Weiss⁶, S. Hanfland⁷, T. Schenekar⁶, M. Schubert⁸, H. Brunner⁹, O. Born¹⁰, G. Woschitz¹¹, B. Gum¹², T. Friedl¹³, C. Komposch⁹, M. Mühlbauer², W. Honsig-Erlenburg¹⁴, K. Hackländer¹⁵, G. Haidvogel¹, J. Eberstaller¹⁶, T. Friedrich¹, J. Geist¹⁷, C. Gumpinger¹⁸, C. Graf¹⁸, M. Hofpointner¹⁹, G. Honsig-Erlenburg²⁰, D. Latzer²¹, K. Pinter¹, A. Rechberger²², Z. Schähle²³, N. Schotzko²⁴, C. Seliger¹, G. Sutter²⁵, W. Schröder²⁶, G. Zauner²

1. Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Universität für Bodenkultur Wien, Gregor-Mendel-Straße 33, 1180 Wien, Österreich
2. ezb-TB Zauner GmbH, Marktstraße 35, 4090 Engelhartzell, Österreich
3. Kriemhildenstr. 15, 80639 München, Deutschland
4. Amt der Oö. Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Bahnhofplatz 1, 4021 Linz, Österreich
5. Fachberatung für Fischerei, Bezirk Niederbayern, Gestütstraße 5 a (Gestütvilla), 84028 Landslut, Deutschland
6. Institut für Biologie, Karl-Franzens-Universität, Universitätsplatz 2a, 8010 Graz, Österreich
7. Landesfischereiverband Bayern e.V., Mittenheimer Straße 4, 85764 Oberschleißheim, Deutschland
8. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Fischerei, Weilheimer Straße 8, 82319 Starnberg, Deutschland
9. ÖKOTEAM – Institut für Tierökologie und Naturraumplanung, Bergmannngasse 22, 8010 Graz, Österreich
10. Fachberatung für Fischerei, Bezirk Schwaben, Mörgener Straße 50, 87775 Salgen, Deutschland
11. IFIS (Ichthyologische Forschungsinitiative Steiermark), Haberlgasse 32/13, 1160 Wien, Österreich
12. Fachberatung für Fischerei, Bezirk Oberbayern, Vockestraße 72, 85540 Haar, Deutschland
13. Gewässerökologie und ökologische Gewässeraufsicht, Abteilung 8 – Umwelt, Energie und Naturschutz, Amt der Kärntner Landesregierung, Flatschacher Straße 70, 9021 Klagenfurt am Wörthersee, Österreich
14. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Museumgasse 2, 9021 Klagenfurt am Wörthersee, Österreich
15. Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung, Universität für Bodenkultur Wien, Gregor-Mendel-Straße 33, 1180 Wien, Österreich / Deutsche Wildtier Stiftung, Christoph-Probst-Weg 4, 20251 Hamburg, Deutschland
16. ezb – TB Eberstaller GmbH, Austraße 78, 3512 Mautern, Österreich

17. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Mühlenweg 22, 85354 Freising, Deutschland
18. blattfisch e.U., Technisches Büro für Gewässerökologie, Leopold-Spitzer-Straße 26, 4600 Wels, Österreich
19. Erzbischof Gebhard Straße 5, 5020 Salzburg, Österreich
20. Landesfischereiinspektor, Abteilung 10 – Land- und Forstwirtschaft, Ländlicher Raum, Agrarrecht, Amt der Kärntner Landesregierung, Mießtaler Straße 1, 9021 Klagenfurt am Wörthersee, Österreich
21. Landesfischereiverband Salzburg, Reichenhallerstraße 6, 5020 Salzburg, Österreich
22. Ingenieurbüro für Biologie, Angewandte Gewässerökologie, Österreichisches Zentrum für Forschungstauchen, Eythgasse 26, 8052 Graz, Österreich
23. Tiroler Fischereiverband, Meinhardstraße 11, 6020 Innsbruck, Österreich
24. Abteilung Va – Landwirtschaft und ländlicher Raum, Landesfischereizentrum Vorarlberg, Auhafendamm 1, 6971 Hard, Österreich
25. Institut für Infektionsmedizin und Zoonosen, Veterinärwissenschaftliches Department, Ludwig-Maximilians-Universität München, Veterinärstraße 13, 80539 München, Deutschland
26. Am Leitle 13, 82418 Riegsee, Deutschland
- Kontaktadresse:**
 Univ. Prof. Dipl.-Ing. Dr. Stefan Schmutz,
 Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Universität für Bodenkultur Wien, Gregor Mendel-Straße 33, 1180 Wien.
 E-Mail: stefan.schmutz@boku.ac.at
- DOI: 10.5281/zenodo.7633497
- Das PDF der Sonderausgabe kann auf der Webseite des Österreichischen Fischereiverbandes unter folgendem Link heruntergeladen werden:
<https://www.fischerei-verband.at/themen/fisch-des-jahres/2023-huchen/>

Abstract

Originally, the Danube salmon (*Hucho hucho*) occurred in Bavaria and Austria in more than 250 rivers occupying more than 7,400 km of rivers. Nowadays, populations in »very good« and »good« status exist in only 0.7 % and 7.1 % of the original distribution. Therefore, the Danube salmon is classified as an *endangered* species. Due to ongoing stock declines the Danube salmon is running the risk to become a *critically endangered* species soon. The main reasons for the declines are river channelization and hydropower development. In addition, climate change may further contribute to stock declines in lowland river sections due to exceedance of water temperature limits of this cold-water species. Furthermore, Danube salmon and prey fish populations have lost their resilience to cope with re-established populations of fish predators (cormorant, goosander, fish otter) leading to ongoing population declines. Effective protection against further degradations such as new hydropower developments is required to safeguard the Danube salmon remaining populations. Furthermore, degraded rivers need to be restored and fish predators have to be managed to allow recovery of Danube salmon and prey fish populations. Due to the precarious situation conservation and restoration actions have to be implemented immediately.

Inhaltsverzeichnis

1. Vorwort	8	7.1. Mur	37
2. Einleitung	9	7.1.1. Allgemeines	37
3. Ökologie des Huchens	10	7.1.2. Anthropogene Belastungen	37
3.1. Einleitung	10	7.1.3. Verbreitung des Huchens	38
3.2. Biologische Besonderheiten	10	7.1.4. Huchenbestand	38
3.3. Verbreitung und Lebensraum	11	7.1.5. Diskussion und Schlussfolgerungen	44
3.4. Wanderungen	12	7.2. Drau	46
3.5. Laichverhalten	13	7.2.1. Allgemeines	46
3.6. Ei- und Larvalentwicklung	14	7.2.2. Die zeitliche Entwicklung der Huchenbestände der Drau vor dem Hintergrund anthropogener Eingriffe	46
3.7. Ernährung und Wachstum	15	7.2.3. Vorkommen, Entwicklung und aktuelle Situation des Huchens in den Zubringern zur Drau	49
3.8. Zusammenfassende Betrachtung ...	15	7.2.4. Zur Entwicklung und aktuellen Situation der Fischbestände der Drau und Gail als Nahrungs- grundlage für den Huchen	53
4. Ursprüngliches und aktuelles Vorkommen des Huchens in Österreich	17	7.2.5. Zusammenfassende Betrachtung zur aktuellen Situation der Fisch- und insbesondere Huchenbestände, Handlungsbedarf und Perspektiven	57
4.1. Methodik	17	7.3. Enns	59
4.2. Ergebnisse	20	7.3.1. Allgemeines	59
4.2.1. Huchenvorkommen	20	7.3.2. Längszonierung, Artenspektrum, ursprüngliche Fisch- und Huchen- bestände der Enns	59
4.2.2. Belastungsanalyse Österreich	24	7.3.3. Chronologie eines Niederganges – Folgen menschlicher Eingriffe auf den Fischbestand der Enns	61
4.2.3. Huchenvorkommen und Natura 2000-Gebiete in Österreich	26	7.3.4. Zusammenfassende Betrachtung zur aktuellen Situation der Fisch- und insbesondere Huchenbestände, Handlungsbedarf und Perspektiven	66
5. Ursprüngliches und aktuelles Vorkommen des Huchens in Deutschland	30	7.4. Pielach	70
5.1. Ursprüngliches Vorkommen in Deutschland	30	7.4.1. Einleitung	70
5.2. Aktuelle Verbreitung in Deutschland	31	7.4.2. Kurzbeschreibung der Pielach und Abgrenzung der Verbreitung	70
5.2.1. Donau	31		
5.2.2. Linksseitige Donauzuflüsse von Westen nach Osten	31		
5.2.3. Rechtsseitige Donauzuflüsse von Westen nach Osten	32		
5.2.4. Zusammenfassung	33		
6. Gesamtverbreitung Bayern und Österreich	35		
7. Fallstudien	37		

7.4.3. Entwicklung der Bestandssituation... 71	11. Diskussion und Schlussfolgerungen 123
7.4.4. Gefährdungsfaktoren und Ansätze für den Erhalt 76	11.1. Neue Erkenntnisse zum ursprünglichen Verbreitungsgebiet 123
7.5. Schwarzer Regen 78	11.2. Aktuelle Verbreitung und Zustand der Bestände 123
7.5.1. Allgemeine Beschreibung des Schwarzen Regens und seines Huchenbestandes 78	11.3. Aktueller Gebietsschutz 125
7.5.2. Gefährdungsfaktoren 83	11.4. Ursachen des Rückgangs der Huchenbestände 126
7.6. Isar 88	11.4.1. Chemische Wasserqualität 126
7.6.1. Allgemeines 88	11.4.2. Änderungen der hydromorphologischen Bedingungen 126
7.6.2. Anthropogene Belastungen, deren Auswirkungen und Sanierungsmaßnahmen 88	11.4.3. Einfluss des Klimawandels 129
7.6.3. Referenz-Fischzönose und historische Verbreitung des Huchens 92	11.4.4. Einfluss von Prädatoren 130
7.6.4. Huchenbestand heute, Defizite und Handlungsbedarf 93	11.4.5. Zusammenfassung der wesentlichsten Belastungen und Sanierungsbedarf 137
8. Entwicklung der Prädatoren und rechtliche Rahmenbedingungen ... 98	11.5. Maßnahmen zum Schutz des Huchens 140
8.1. Entwicklung der Kormoran- und Gänsesägerbestände 98	11.5.1. Anpassung des Schutzstatus und Natura 2000-Gebiete 140
8.1.1. Kormoran 98	11.5.2. Erhalt und Sanierung freier Fließstrecken 141
8.1.2. Gänsesäger 101	11.5.3. Kontinuumssanierung 142
8.2. Entwicklung der Fischotterpopulationen in Österreich 103	11.5.4. Anpassung des Restwassers an Anforderungen des Huchens 143
8.2.1. Populationsstatus und Verbreitung des Fischotters in Österreich 103	11.5.5. Sunk/Schwall-Sanierung 145
8.2.2. FFH-Status des Fischotters in Österreich 107	11.5.6. Renaturierungsmaßnahmen 145
8.3. Entwicklung der Fischotterbestände in Bayern 109	11.5.7. Ökologische Maßnahmen an Stauen 147
8.4. Rechtliche Rahmenbedingungen für ein Prädatorenmanagement am Beispiel Österreichs 110	11.5.8. Wiederansiedlungs- und Bestandsstützungsmaßnahmen ... 148
8.4.1. Nationale Gesetze 110	11.6. Prädatorenmanagement 148
8.4.2. EU-Naturschutz 111	11.6.1. Beispiel Fischottermanagement Oberösterreich 150
8.4.3. Schlussfolgerungen hinsichtlich rechtskonformem Prädatorenmanagement 116	11.6.2. Prädatorenmanagementpläne 151
9. Fischereiliche Bewirtschaftung des Huchens 117	11.7. Integrativer Sanierungsplan 152
10. Beeinträchtigungen durch Freizeitnutzung der Gewässer 120	11.8. Forschungsbedarf 156
	11.8.1. Ökologie des Huchens 156
	11.8.2. Wissenschaftliche Begleitstudien zum Prädatorenmanagement 156
	12. Zusammenfassung 158
	13. Danksagung 161
	14. Literatur 162

Abkürzungen

Bgl:	Burgenland
EK:	Europäische Kommission
ESG:	Europaschutzgebiet
EZG:	Einzugsgebiet
FAH bzw. FWH:	Fischaufstiegshilfe bzw. Fischwanderhilfe
FFH-Richtlinie:	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU
FOZ:	Flussordnungszahl
GIS:	Geographisches Informationssystem
GZÜV:	Gewässerzustands-Überwachungsverordnung
IHG-BOKU:	Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Universität für Bodenkultur Wien
IHG-Datenbank:	Interne Fischdatenbank des Instituts für Hydrobiologie
Ind.:	Individuen
IUCN:	International Union for Conservation of Nature (IUCN)
KI:	Konfidenzintervall
Ktn:	Kärnten
KW bzw. KKW:	Kraftwerk bzw. Kleinkraftwerke
MNQ:	Mittlerer Niedrigwasserabfluss
MQ:	Mittlerer Abfluss
NGP:	Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan
NÖ:	Niederösterreich
NQT:	Niedrigster Abfluss, Tagesmittelwert
NVP:	Naturverträglichkeitsprüfung
OÖ:	Oberösterreich
Sbg:	Salzburg
SMM:	Sommerliche monatliche Mittelwerte
Stmk:	Steiermark
T:	Tirol
Vbg:	Vorarlberg
W:	Wien

1. Vorwort

Zielsetzung der vorliegenden Publikation ist es, auf die dramatische Gefährdung des Huchens, einer ehemals in Bayern und Österreich weit verbreiteten Fischart, aufmerksam zu machen, die Ursachen des Bestandsrückganges darzulegen und Strategien und Maßnahmen für den Erhalt und die Erholung der Bestände zu entwickeln. Da es sich um ein sehr großes Gebiet handelt, die Ursachen des Bestandsrückgangs sowie mögliche Sanierungspfade sehr unterschiedliche Bereiche betreffen, die über gewässerökologische Fragen weit hinausgehen, bedurfte es eines breiten, interdisziplinären AutorInnenteams. Unter den AutorInnen sind neben Fisch- und GewässerökologInnen auch ExpertInnen aus dem Bereich Wasserwirtschaft, Flussbau, Wasserkraft, Naturschutz, Ornithologie, Wildtierökologie und Klimawandel. Die Prämisse dieser Arbeit ist es, die Gefährdungssituation faktenbasiert darzulegen und aus fachlicher Sicht möglichst praxisnahe Lösungsstrategien zu entwickeln.

2. Einleitung

Der Huchen gilt seit vielen Jahren als stark gefährdete Fischart, auf deren dringenden Schutzbedarf bereits in vielen Arbeiten hingewiesen wurde (Effenberger et al. 2021, Hanfland et al. 2015, Ratschan 2014, Schmutz et al. 2002, Jungwirth 1980). Aufgrund des fortschreitenden Rückgangs der Populationen und der damit verbundenen zunehmenden Gefahr des Aussterbens war es dringend geboten, ein aktuelles Gesamtbild der Bedrohungssituation darzulegen und von den aktuellen Bedrohungsursachen abgeleitete Schutzstrategien und Maßnahmen zu entwickeln.

Das breite AutorInnenteam ermöglichte eine konsistente Bearbeitung des ursprünglichen Verbreitungsgebietes sowohl in Bayern als auch in Österreich. Dadurch konnte erstmalig eine Gesamtverbreitung des Huchens in Bayern und Österreich geographisch genau verortet dargelegt werden, die nicht nur die Hauptgewässer (Holcik et al. 1988), sondern auch die Nebenflüsse sowie die oberen Verbreitungsgrenzen in den Huchenflüssen beinhaltet.

Auf Basis dieser Grundlage und anhand aktueller Befunde über Huchenvorkommen ließ sich die Bestandsreduktion quantifizieren und die aktuelle Gefährdung präzisieren. Eine Analyse mit Schwerpunkt auf hydromorphologische Belastungen anhand der Situation in Österreich diente der Identifizierung der Ursachen für die Bestandsrückgänge. Ergänzt wurde diese Analyse durch vertiefende Fallstudien zu ausgewählten Huchengewässern in Österreich und Bayern. Aufbauend auf diesen Erkenntnissen wurden, in Ergänzung zu bisherigen Ansätzen, Maßnahmen und Lösungsstrategien für alle identifizierten Belastungstypen entwickelt, die v. a. für den Huchen Priorität besitzen. Es handelt sich dabei vorwiegend um Maßnahmen, die hydromorphologische Belastungen betreffen, und die mittel- und langfristig entscheidend sind, um eine ursachenbasierte, nachhaltige Reduktion des akuten Aussterbensrisikos zu erreichen. Auch wenn einige der Analysen lediglich anhand österreichischer Daten erfolgten, sind die Ergebnisse aufgrund ähnlicher hydromorphologischer Ausgangslage auch auf bayerische Gewässer übertragbar.

Aufgrund der Tatsache, dass die Rückkehr fischfressender Prädatoren in den letzten Jahren/Jahrzehnten wesentlich zur Reduktion der durch die hydromorphologischen Beeinträchtigungen wenig resilienten Bestände des Huchens bzw. dessen Beutefische beigetragen hat, wurden für Kormoran (*Phalacrocorax carbo sinensis*), Gänsesäger (*Mergus merganser*) und Fischotter (*Lutra lutra*) die Bestandsentwicklungen der letzten Jahre zusammengestellt und mit der Bedrohungssituation des Huchens verglichen. Nach Darlegung der rechtlichen Rahmenbedingungen und von Beispielen für ein Management geschützter Arten wurden zusätzlich zu den mittel- bis langfristig wirksamen hydromorphologischen Maßnahmen auch Grundzüge eines Prädatorenmanagements dargestellt, welches für die kurzfristige Rettung des Huchens dringend notwendig ist.

3. Ökologie des Huchens

3.1. Einleitung

Der Huchen (*Hucho hucho* Linnaeus, 1758), im Englischen »Danube salmon« genannt, ist neben dem sowohl im äußersten Osten Europas als auch in Asien vorkommenden Taimen (*Hucho taimen* Pallas, 1773) und zwei weiteren Vertretern im Fernen Osten die am weitesten westlich und im Donau-Einzugsgebiet endemisch vorkommende Art der Gattung Hucho (Familie Salmonidae) (Holcik et al. 1988). Vorliegendes Kapitel gibt einleitend einen kurzen Überblick zur Ökologie des Huchens. Dabei werden jene Merkmale und Lebensraumansprüche hervorgehoben, die im Hinblick auf Schutz, Erhaltung und Förderung dieser Art besondere Relevanz besitzen.

In der Roten Liste der International Union for Conservation of Nature (IUCN) wird der Huchen als »endangered« (Freyhof & Kottelat 2008), in Bayern und Österreich als »stark gefährdet« (Effenberger et al. 2021, Wolfram & Mikschi 2007) geführt. Der Erhaltungszustand gemäß EU FFH-Richtlinie (FFH-Richtlinie 1992) ist sowohl in Österreich als auch in Bayern in beiden biogeographischen Regionen als insgesamt *ungünstig* (U2) eingestuft. In Österreich sind auch alle Unterkategorien (Indikatoren) als *ungünstig* klassifiziert. In Bayern wird lediglich der Indikator Verbreitung *günstig* bewertet (Tab. 3-1).

Tabelle 3-1: Bewertung des Erhaltungszustands und der zugrundeliegenden Indikatoren für *Hucho hucho* in Österreich und Deutschland (Bayern) gemäß Artikel 17 Bericht für die Periode 2013–2018. = ... stabil; + ... positiver Trend; - ... negativer Trend, U2 ... ungünstig-schlecht, U1 ... ungünstig-unzureichend, FV ... günstig (Quelle: nature-art17.eionet.europa.eu/article17/species/report)

Bioregion	Verbreitung	Population	Habitat	Zukünftige Entwicklung	Gesamt
Österreich					
Alpine Bioregion	U2 +	U2 -	U2 =	U2	U2
Kontinentale Bioregion	U2 +	U2 -	U2 -	U2	U2
Deutschland (Bayern)					
Alpine Bioregion	FV =	U2 -	U1 =	U1 (range)	U2
Kontinentale Bioregion	FV =	U2 =	U2 -	U1 (range)	U2

3.2. Biologische Besonderheiten

Besonderheiten des Huchens innerhalb der Familie der Salmoniden sind seine Großwüchsig- und zugleich Langlebigkeit. Huchen erreichen in manchen Gewässern regelmäßig ein Alter von mehr als 15, in seltenen Fällen bis über 20 Jahre. Maximal-längen von > 150 cm und Maximalgewichte von > 50 kg sind zwar historisch belegt (Ratschan 2012), womit der Huchen zu den größten Salmoniden weltweit zählt, die

Obergrenzen liegen in der heutigen Zeit jedoch im Allgemeinen bei 130–140 cm Länge und 25–30 kg Körpergewicht. Derartig große Exemplare waren selbst in der Vergangenheit selten und eher auf die Donau selbst sowie die Unterläufe ihrer großen alpinen Zubringer beschränkt (Drau, Mur, Enns, Inn, Salzach, Lech, Iller). Die Donau selbst war früher ein sehr produktiver Huchenfluss. So wurden z. B. in drei Jahren (1901–1903) auf 25 km Donaustrecke zwischen Rossatz und Hollenburg rund 230 Huchen von den dortigen Berufsfischern gefangen (Roither 2023). Nach Ratschan (2012) besteht ein Zusammenhang zwischen der Maximalgröße von Huchen und der Dimension des jeweiligen Wohngewässers (bezogen auf mittleren Abfluss bzw. mittlere Breite). Mit der Langlebigkeit einher gehen der vergleichsweise späte Eintritt der Geschlechtsreife (bei Milchnern meist im Alter von vier, bei Rognern im Alter von fünf Jahren) sowie die Möglichkeit, bis zu 10–15-mal im Laufe des Lebens zu laichen.

3.3. Verbreitung und Lebensraum

In Österreich und Bayern repräsentieren die Donau und ihre aus den Alpen und der Böhmisches Masse kommenden großen Zubringer jenes zentrale Gewässersystem, das ursprünglich eine riesige Meta-Population umfasste (Schmutz & Jungwirth 1999). Die Huchenpopulationen der großen alpinen Zubringer Drau, Enns, Traun, Inn, Lech etc. waren dabei über die Donau-Achse verbunden, wiewohl die faktischen Distanzen zwischen einzelnen bedeutenden Huchenpopulationen (beispielsweise jene von Lech und Oberer Drau bzw. Isel) zum Teil beachtlich waren und daher zwischen diesen kein regelmäßiger Austausch stattfand. Innerhalb der einzelnen Zubringersysteme herrschten durchwegs ungestörte Verhältnisse bezüglich der Konnektivität vor. Auf diese Weise war genetischer Austausch bis in die Subpopulationen der mittleren und kleineren Zubringer möglich. Gleiches gilt grundsätzlich auch für die Gewässer der Böhmisches Masse (z. B. Regen und Ilz in Bayern), des Alpenvorlands (z. B. Melk und Mank in Niederösterreich) oder der Randgebirge in der Weststeiermark (z. B. Sulm und Laßnitz). Es ist zudem anzunehmen, dass viele solcher Huchenpopulationen teils auf Grund vergleichsweise stärkerer Isolation, teils infolge der speziellen klimatischen, geologischen und hydromorphologischen Rahmenbedingungen bereits ausgeprägtere Anpassungen aufweisen (Weiss et al. 2011, Geist et al. 2009; siehe Kap. 4, Vorkommen des Huchens in Österreich).

In Bezug auf das Temperaturregime ist der Huchen nicht nur auf die großen, wasserreichen und sommerkühlen alpinen Zubringer des Hyporhithrals (Äschenregion) und Epipotamals (Barbenregion) beschränkt. Vielmehr besiedelt er von Natur aus ein breites Spektrum unterschiedlichster Gewässertypen und -dimensionen, das auch vergleichsweise kleine Flüsse umfasst. Als temperaturtoleranteste heimische Salmonidenart findet sich der Huchen in sommerkalten (zum Teil gletschergeprägten) Gewässerabschnitten etwa an Isel, Drau, Inn, oberer Lech und Iller, mit sommerlichen monatlichen Mittelwerten (SMM) von nur 10–14 °C, über zahlreiche Gewässer mit SMM-Werten um 14–16 °C, wie Mur, Enns, Isar oder Ammer sowie Donau (SMM-Werte im Juni und Juli in der Wachau rund 18 °C). Selbst in sommerwarmen Flüssen (z. B. Pielach, Sulm, Schwarzer Regen, Loisach unterhalb Kochelsee, Wertach, Ilz-Unterlauf), mit SMM-Werten um die 20 °C, können bei entsprechender Wasserführung und Strukturausstattung gute Huchenbestände vorliegen. Im Extremfall der Voralpenflüsse Melk und Mank werden an Einzeltagen sogar Temperaturspitzen von 27 °C überdauert (Hanfland et al. 2015, Ratschan 2015).

Neben dem Temperaturregime ist die Kombination von Gewässerdimension, Hydromorphologie und Geschiebehalt von entscheidender Bedeutung für Huchenpopulationen. Bei naturbelassenen kleinen Flüssen in der Molassezone der Voralpen, mit wenigen Metern Breite und Niedrigwasserabflüssen von bisweilen nur einigen hundert l/s bewirkt die spezielle Hydromorphologie unter natürlichen Verhältnissen eine besonders vielfältige Struktur- bzw. Habitatausstattung, die ideale Voraussetzungen für die Etablierung von Huchenbeständen bietet. Ein diesbezügliches »Extrembeispiel« ist die Ferschnitz, ein kleiner rechtsufriger Zubringer der unteren Ybbs in Niederösterreich, der noch in den 1970ern auf einigen Kilometern Länge unreguliert war. Auf Grund seines mäandrierenden Gewässertyps mit tiefen Auskolkungen war dort trotz des geringen Abflusses bemerkenswerterweise eine intakte Huchenpopulation vorhanden (Jungwirth 1980). Bekannt ist auch ein Huchenvorkommen am Oberlauf der Großen Tulln (mittlerer Niedrigwasserabfluss, MNQ, heute $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$) im niederösterreichischen Alpenvorland, das dort nach der Errichtung von Regulierungswehren isoliert zumindest 40 Jahre Bestand hatte und infolge von weiteren Regulierungsmaßnahmen mit Habitatverlust in den 1960ern erloschen ist (Mühlbauer, persönliche Mitteilung). Ein ähnliches Beispiel eines kleinen, aber besonders strukturreichen bayerischen Huchengewässers der Böhmisches Masse ist die Mitternacher Ohe, die trotz niedrigen Abflusses (MNQ $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$) noch aktuell einen vergleichsweise guten Huchenbestand mit natürlicher Reproduktion aufweist (Hanfland et al. 2015).

In geschiebereichen Großflüssen der Zentral- und Voralpen hingegen reicht, selbst bei anthropogen bedingten Einschränkungen der natürlichen Gewässermorphologie, vielfach die auf Grund der Gewässerdimension gegebene Tiefenentwicklung im Längs- und Querverlauf zur Abdeckung der Habitatansprüche, vorausgesetzt Geschiebehalt und Konnektivitätsverhältnisse sind intakt und die Habitatausstattung hinsichtlich des Laichgeschehens und der kritischen Larval- und Jungfischstadien adäquat (s. u.).

3.4. Wanderungen

In Bezug auf die Wahl und den Wechsel seiner Habitate gilt der Huchen außerhalb der Laichzeit als vergleichsweise stationär. Dieses in der Literatur vor allem für strukturreiche kleinere und mittlere Fließgewässer als überwiegend territorial beschriebene Verhalten beschränkt sich dabei nicht auf Einzelindividuen (Hanfland et al. 2015, Holcik et al. 1988). Vielmehr bilden beim Huchen vor allem adulte Fische häufig Gruppen aus mehreren Individuen, die sich große Kolke und/oder tiefere Rinnen als Sommer- und Winterhabitat teilen (Schöfbenker 2018).

Bezüglich des Migrationsverhaltens zählt der Huchen zu den Mittelstreckenwanderern (Schmutz et al. 2002), der vor allem zur Laichzeit längere Wanderdistanzen zurücklegen kann. Dabei überwinden die schwimmstarken Huchen auch steile Gewässerabschnitte mit einem Gefälle von rund 3 % (Naegeli, pers. Mitteilung) und steile Rampen mit 1,8 m Höhe und 5 % Gefälle (Zitek et al. 2004). Hinsichtlich der Wanderdistanzen bestehen jedoch erneut Unterschiede in Abhängigkeit von der Gewässerdimension und den Konnektivitätsverhältnissen. In kleineren und mittleren Flüssen mit überwiegend stationären Beständen und räumlich vergleichsweise begrenzter Habitatnutzung sind vielfach zur Laichzeit nur kurze Wanderungen zu geeigneten Laichplätzen zu beobachten, die lediglich über Distanzen von einigen hundert Metern bis zu wenigen Kilometern reichen, wobei zu betonen ist, dass sich

diese Beobachtungen meist auf Gewässer beziehen, die durch Querbauwerke bereits fragmentiert sind. Im Gegensatz dazu waren früher bei großen Flusssystemen unter intakten Kontinuumsverhältnissen offenbar, zumindest für Teilpopulationen, auch weitreichende Wanderungen charakteristisch (Neresheimer 1938, Heckel 1851). So existieren beispielsweise mündliche Überlieferungen von jährlich wiederkehrenden Laichwanderungen zahlreicher Huchen aus der niederösterreichischen Donau in die Zuflüsse Traisen, Ybbs und Enns, in diesen wiederum zum Teil bis weit in kleinere Zubringer reichend (Jungwirth et al. 2014).

Ganz besonders zu Wanderungen außerhalb der Laichzeit fehlen, mangels gezielter Untersuchungen und des heute in fast allen Huchenflüssen eingeschränkten Wanderraums, fundierte Daten. Anekdotische Beschreibungen, die beispielsweise aus der Una und Save vorliegen (Mateš 2008), legen die Annahme nahe, dass auch stromabgerichtete Wanderungen zu Überwinterungshabitaten in der Barbenregion Teil des natürlichen Wanderverhaltens des Huchens sein können, ähnlich wie dies für viele Cyprinidenarten typisch ist (Panchan et al. 2022, Wiesner et al. 2004, Lucas & Baras 2001).

3.5. Laichverhalten

In Abhängigkeit von der Höhenlage des jeweiligen Gewässers bzw. Gewässerabschnittes beginnen im zeitigen Frühjahr zwischen Mitte März und Anfang Mai (Schwerpunkt meist erste Aprilhälfte) mit dem Ansteigen der Wassertemperatur auf über 6 °C Laichwanderung und Paarbildung. In vielen Gewässern ist dabei zu beobachten, dass über Jahrzehnte hinweg traditionelle Laichareale von mehreren Laichpaaren zur gleichen Zeit aufgesucht werden. Das eigentliche Laichgeschehen setzt dabei meist mit dem Anstieg der Wassertemperatur auf 8 °C ein. Pro Laichpaar werden bisweilen nicht nur eine, sondern hintereinander mehrere Laichgruben angelegt (Holcik et al. 1988). Studien zu Reproduktionsverhalten und Laichplätzen von Huchen an der Pielach von Holzer (2011) und Schöfbenker (2018) – die jedoch nicht in jedem Detail auch auf größere Flüsse übertragbar sind – zeigen, dass die meisten Laichplätze am Auslauf von Kolken oder »Rinnern« flussauf der nächsten Furt, seltener auch in Ufernähe liegen. In noch naturbelassenen Abschnitten großer alpiner Flüsse wie Drau, Mur, Enns, Isar finden sich die Laichplätze bevorzugt in Bereichen mit Furkationscharakter, Kiesinseln oder unterhalb der Geschiebeeinstöße von Zubringern. Die mittlere Strömungsgeschwindigkeit über den Laichgruben an der Pielach beträgt meist zwischen 0,4 und 0,6 m/s, bei Wassertiefen von durchschnittlich 40–60 cm (Holzer 2011). Als mittlere Längen der Laichgruben an der Pielach werden 2,6 m, als mittlere Breiten 1,6 m angegeben. Das dominierende Sohlsubstrat in den Laichgruben umfasst zu rund 60 % Mikrolithal (20–63 mm mittlerer Korndurchmesser), zu rund 30 % Mesolithal (63–200 mm mittlerer Korndurchmesser), zu geringen Teilen auch feinere, teils aber auch gröbere Fraktionen (Schöfbenker 2018).

Nach Esteve et al. (2013) beginnt die Paarbildung beim Huchen ebenso wie beim Taimen bereits Tage bis Wochen vor dem eigentlichen Ablachen. Das Laichverhalten ist zwar grundsätzlich jenem anderer Salmoniden ähnlich, jedoch nicht in jeder Hinsicht. Da das Einzelpaarlaichen überwiegen dürfte, ist anzunehmen, dass die Konkurrenz durch Fremdspermien bei der Befruchtung der Eier vergleichsweise gering bleibt. Allerdings sind am Laichplatz sehr wohl agonistische Verhaltensweisen zwischen konkurrierenden Milchnern zu beobachten, die einander vertreiben und auch leichte Verletzungen zufügen können (C. Ratschan, unpubl. Daten). Ein für den

Huchen typisches Verhalten besteht auch darin, dass die Rogner nach den einzelnen Laichakten mehrere Minuten rasten, bevor die abgelegten Eier durch sanften Schlag der Schwanzflosse mit Kies bedeckt werden (Esteve et al. 2013).

Das Laichen erfolgt bevorzugt, aber nicht obligat, tagsüber und ist meist innerhalb von wenigen Tagen beendet, sofern es nicht durch Kälteeinbrüche ausgesetzt und später beendet wird. Huchenrogner produzieren vergleichsweise zahlreiche Eier. Pro kg Körpergewicht werden pro Laichzeit zwischen 1.200 und 1.400 Eier gebildet (Jungwirth 1978). Ein Huchen-Rogner von 15 kg Gewicht legt somit bis zu 20.000 Eier ab.

3.6. Ei- und Larvalentwicklung

Der Eidurchmesser beträgt bei größeren Fischen rund 5 mm, Erstlaicher zeigen deutlich geringere Eigrößen. Die Eientwicklung erfolgt im gut durchströmten Kieslückenraum. Die Dauer der Embryonalentwicklung, das ist die Spanne zwischen Befruchtung der Eier und Schlüpfen der Larven, beträgt bei einer mittleren Wassertemperatur von 10 °C rund 26 Tage. Das anschließende Dottersackstadium wird weiterhin im Interstitial des Laichplatzes durchlebt. Die gesamte Entwicklungsdauer im Sediment (bis zur Emergenz) hängt vom Temperaturregime des jeweiligen Gewässers ab und beträgt in den meisten Fällen um die 5–6 Wochen (Jungwirth & Winkler 1984).

Im Ei- und frühen Larvenstadium erfolgt die Sauerstoffaufnahme lediglich passiv über die Eimembran bzw. über das Kapillargeflecht des Dottersackes. Diese beiden Entwicklungsstadien sind daher hinsichtlich höherer Wassertemperatur besonders sensibel. Das obere Temperaturlimit für eine erfolgreiche Embryonalentwicklung liegt bei rund 14 °C (Jungwirth & Winkler 1984). Die Wassertemperatur ist somit nicht nur in Bezug auf die sommerlichen Höchstwerte im jeweiligen Wohngewässer, sondern speziell auch hinsichtlich der Ei- und Larvalentwicklung im Kieslückenraum eine entscheidende Größe (siehe Kap. 11.4.3, Diskussion).

Mit dem Ende des Dottersackstadiums erfolgt die sogenannte Emergenz. In dieser besonders kritischen Phase verlassen die nunmehr schwimmfähigen Larven bevorzugt nachts den schützenden Kieslückenraum, wobei sie teils passiv flussab driftend, teils aktiv suchend (sensu »active-passive drift« nach Pavlov 1994) geeignete Larvalhabitate entlang der Ufer besiedeln. Hier finden sich die Larven vielfach gruppenweise. Umfangreiche Studien jüngster Zeit an der Isar (Siemens 2017), Pielach (Schöfbenker 2018) und im Ilz-Gebiet (Ratschan et al. 2021b) belegen die herausragende Rolle von geeigneten Larval- und Jungfischhabitaten, die optimalerweise innerhalb weniger hundert Meter Distanz flussab der Laichplätze liegen. Speziell diese Ersthabitate der frühen Larvenstadien (Längen von etwas über 20 bis rund 35 mm) sind durch geringe Strömungsgeschwindigkeiten von meist nur wenigen cm/s bei Wassertiefen von < 20 cm gekennzeichnet. Solche Verhältnisse finden sich vor allem entlang strukturreicher Uferbereiche mit hohen Anteilen von Kehrwassern, die reich an lebenden und toten organischen Komponenten (Totholzstrukturen, Makrophyten, Wurzelbärte, untergetauchte Vegetation etc.) sind und deren Sohlsubstrate von Pelal (< 0,063 mm) und Psammal (0,063–2 mm) doniniert werden. Mit zunehmender Länge (> 30–35 mm) und damit einhergehender Schwimmkapazität zeigen die Jungfische sehr bald den typischen »ontogenetischen Habitatwechsel« in Richtung geringfügig rascher fließender und zugleich tieferer Zonen, erneut vorwiegend entlang strukturreicher Uferabschnitte (Ratschan et al. 2021b, Holcik et al. 1998). Deren räumlich/zeitliche Funktion, speziell in Flussabschnitten mit Furkationscharakter, wurde jüngst

detailliert von Siemens (2017) dokumentiert, der die Bedeutung von Nebengewässern und Seitenarmen mit hohem Totholzanteil darüber hinaus auch für juvenile 1- und 2-jährige Huchen hervorhebt.

3.7. Ernährung und Wachstum

Hinsichtlich der Ernährung ist der Huchen sowohl subadult als auch adult praktisch obligat piscivor. Als dominierender Räuber der Äschen- und Barbenregion steht er an der Spitze der aquatischen Nahrungspyramide (Holcik et al 1988). Lediglich das frühe Larvenstadium lebt häufig benthivor, bis bei Längen ab etwa 30 mm – falls verfügbar – die Brut assoziiert lebender Fischarten aufgenommen wird. Beim Vorliegen einer geeigneten, ausreichend kleinen Fischbrut (z. B. früh laichender Cyprinidenarten oder der Aalrutte) kann diese auch als Erstnahrung dienen. Bei Huchenbeständen in sommerkalten Oberläufen wie der Mur, etwa im Bereich Murau-Judenburg, wo neben Koppen (*Cottus gobio*) fast nur Salmoniden vorkommen, findet sich im 1. Jahr für 0+ Huchen kaum großemäßig entsprechende Fischnahrung. In solchen Fällen erreichen – auch bedingt durch die geringe Temperatur – die Jungfische im ersten Herbst lediglich Längen von 8–10 cm und müssen sich somit über das ganze erste Lebensjahr überwiegend von benthischen Organismen ernähren. In sommerwärmeren Mittel- und Unterläufen des Überganges Hyporhithral/Epipotamal finden sich hingegen reichlich Brut- und Jungfische verschiedener Cypriniden- und Kleinfischarten (Nase (*Chondrostoma nasus*), Aitel (*Squalius cephalus*), Barbe (*Barbus barbus*), Elritze (*Phoxinus phoxinus*), Gründling (*Gobio gobio*), Schmerle (*Barbatula barbatula*) ...) als ideale Nahrungsbasis. Hier erreichen Junghuchen im ersten Herbst häufig bereits 18–20 cm Länge (Siemens 2017, Siemens & Schnell 2017, Ratschan 2014).

Grundsätzlich verhalten sich Huchen aller Altersstadien in Bezug auf ihre Nahrung weitgehend opportunistisch, indem sie bevorzugt das am reichsten verfügbare bzw. am leichtesten greifbare Angebot annehmen. Das Wachstum unterliegt in Abhängigkeit von Gewässertyp und -strecke, aber auch innerhalb dieser, individuell durchaus gewissen Schwankungen (Hanfland et al. 2015, Siemens 2009). Umfangreiche Altersbestimmungen anhand der Wirbelknochen von 263 Huchen aus sieben bayerischen Flüssen unter Rückberechnung des Längenwachstums und zusätzlicher Miteinbeziehung der Daten von markierten Fischen ergaben, dass bezüglich des Wachstums keine geschlechtsspezifischen Unterschiede bestehen. Die Isar entspricht dabei mit ihrer Wachstumskurve etwa dem Durchschnitt von Huchengewässern der Voralpen, wobei 4-jährige Fische knapp 70 cm und 5-jährige rund 80 cm Länge erreichen (Eintritt der Geschlechtsreife von Milchneern bzw. Rognern). Fische mit 100 cm Länge sind dort im Mittel 8–9 Jahre alt, Längen von 120 cm werden durchschnittlich mit etwa 11–13 Jahren erreicht. In sommerkühlen Gewässern wird das langsamere Wachstum durch ein höheres Maximalalter offensichtlich überkompensiert (Siemens 2009). Dies dürfte erklären, wieso in neuerer Zeit gerade aus großen aber kühlen Gewässern wie Drau, Inn, Enns oder Lech die Fänge der schwersten und längsten Huchen bekannt wurden.

3.8. Zusammenfassende Betrachtung

Bei zusammenfassender Betrachtung der Ökologie des Huchens im Vergleich zu anderen Salmonidenarten ergeben sich signifikante Unterschiede: Ein wesentliches Merkmal des Huchens ist seine breite Valenz bezüglich der Wassertemperatur. Anders

als die Bachforelle (*Salmo trutta*), besiedelt der Huchen z. T. auch Flussabschnitte, deren SMM-Werte um die 20 °C betragen, solange die Extremwerte 25 °C nicht übersteigen und zugleich in der Phase der Embryonalentwicklung (Eier und Dottersackbrut) das obere Temperaturlimit von 14 °C nicht überschritten wird. **Die Wassertemperatur** ist somit vor dem Hintergrund des Klimawandels nicht nur in Bezug auf die sommerlichen Höchstwerte im jeweiligen Wohngewässer, sondern speziell auch hinsichtlich der Embryonalentwicklung im Laichhabitat **eine maßgebliche Größe** (vgl. Kap. 11, Diskussion).

Eine weitere markante Eigenschaft des Huchens ist seine Rolle als **piscivorer Spitzenprädator**, der in hohem Ausmaß von den Beständen der vergesellschaftet lebenden Beutefische abhängt. Als räuberisches und besonders **großwüchsiges Endglied der aquatischen Nahrungskette** weist der Huchen dabei naturgemäß im Verhältnis zur Dichte des Gesamtfischbestandes nur **vergleichsweise geringe Individuenzahlen** auf.

Die charakteristische **Langlebigkeit** des Huchens bedingt, dass trotz spät eintretender Laichreife pro Individuum bis zu 15-mal gelaicht und eine im Vergleich zu anderen Salmoniden hohe Zahl an Eiern produziert wird. Selbst wenn der Reproduktionserfolg durch widrige hydrologische Bedingungen in mehreren aufeinanderfolgenden Jahren ausbleibt (unter wiederholter Vernichtung einzelner Ei- und Brut-Jahrgänge z. B. durch große Hochwässer im Frühjahr/Frühsummer), ermöglicht dieses vielfache Ablichten in Kombination mit hohen Eizahlen, dass sich unter günstigen Umweltbedingungen wieder individuenstarke Jungfischjahrgänge entwickeln. Auch wenn hohe Mortalitätsraten im weiteren Verlauf bis zum Adultstadium normal sind, **sichert diese Reproduktionsstrategie langfristig eine stabile Populationsgröße**. Diese Absicherung ist freilich nur dann gewährleistet, wenn eine **ausreichende Anzahl an Adultfischen vorhanden** ist. Wegen deren besonders hohen Eizahlen spielen dabei vor allem die größeren Adultfische eine zentrale Rolle. Die Tatsache, dass der Huchen als großwüchsiger, standorttreuer Räuber mit spätem Eintritt der Laichreife auch bei vergleichsweise günstigen Lebensraumbedingungen keine hohen Laichfischdichten ausbilden kann (ca. 20 Adulte/km im Falle der Oberen Mur, siehe Kap. 7.1), macht ihn gegenüber einem wieder angestiegenen Prädationsdruck insbesondere in Verbindung mit zugleich vorhandenen Lebensraumdefiziten jedoch besonders verletzlich. Bereits der Verlust von wenigen Individuen kann hier zu einer dramatischen Verschlechterung der natürlichen Rekrutierung führen. Wird die Anzahl älterer/größerer Adultfische durch Prädatoren oder Lebensraumdefizite dezimiert, reduziert das die Zahl abgelaichter Eier bzw. die daraus rekrutierten Jungfische unter Umständen massiv.

4. Ursprüngliches und aktuelles Vorkommen des Huchens in Österreich

Das Vorkommen des Huchens in Österreich wurde bereits über viele Jahre in der Fachliteratur erfasst und beschrieben. Dazu zählen historische Belege zur Verbreitung in einzelnen Flüssen bzw. Flusssystemen sowie zusammenfassende österreichweite Befunde zu unterschiedlichen Zeitpunkten (Ratschan 2014, Hofpointner 2013, Schmutz et al. 2002, Jungwirth 1980). Darauf aufbauend werden im Rahmen gegenständlicher Arbeit neue Erkenntnisse bzgl. der Verbreitung eingearbeitet, ein auf abiotischen Verhältnissen basiertes Prognosemodell für die Verbreitung des Huchens sowie eine Karte mit der ursprünglichen Verbreitung des Huchens erstellt und mit der heutigen Verbreitung verglichen.

4.1. Methodik

Basis für die Beurteilung der aktuellen Verbreitung stellt die »ursprüngliche« Verbreitung dar. Diese entspricht der Ausdehnung der Art gemäß der natürlichen zoogeographischen Verbreitung ohne menschlich bedingte Veränderungen.

Die ursprüngliche Verbreitung des Huchens lässt sich anhand historischer Belege, publizierter Verbreitungskarten, Elektro-Befischungsergebnissen, dokumentierter Fänge von Anglern und Expertenwissen einschätzen. Mithilfe dieser Daten wurde von Hofpointner (2013) eine Karte der zum damaligen Zeitpunkt »belegten aktuellen« Verbreitung des Huchens erstellt und mit historischen Daten verglichen und daraus eine Karte der ursprünglichen »belegten« Verbreitung generiert. Diese Analysen wurden nun durch neue Daten bis zum Jahr 2019 ergänzt und ein Verbreitungsprognosemodell erstellt.

Gewässer mit ursprünglich nicht belegtem (z. B. March) oder zweifelhaftem Vorkommen (z. B. Leitha) wurden aus der Analyse ausgeschlossen. Kleinere Gewässer sind bekanntlich in historischen Belegen unterrepräsentiert. Zudem sind in den meisten Fällen die Huchenbestände in diesen Gewässern aufgrund fehlender Konnektivität mit den Hauptgewässern sowie aus anderen Gründen erloschen. Um diese Datenlücke zu schließen, wurde ein Modell erstellt, anhand dessen sich die Wahrscheinlichkeit des ursprünglichen Huchenvorkommens berechnen lässt. Aus der Kombination von belegtem und prognostiziertem Vorkommen wurde schließlich eine Karte der ursprünglichen Verbreitung generiert.

Insgesamt besteht der Datensatz von Huchennachweisen aus 478 Beprobungen von 422 Beprobungsstellen; d. h. 56 Datensätze sind auf wiederholte Beprobungen zurückzuführen. Insgesamt stammen 88 Beprobungen von Befischungen nach der sogenannten Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV-Befischungen), 172 aus der Datenbank des Instituts für Hydrobiologie, BOKU Wien (IHG-Datenbank) und die restlichen 218 von anderen Quellen (Fangberichte von Anglern, Totfunde) gemäß Hofpointner (2013). Die Daten beinhalten neben dem Vorkommen in den

meisten Fällen auch Angaben zur Fischlänge, sodass das Vorkommen in adulte (> 70 cm) und subadulte bzw. juvenile (≤ 70 cm) Huchen unterteilt werden kann.

Datengrundlage für die GIS-Analysen ist das NGP-Gewässernetz 2015 (Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan) mit Informationen zu Gewässername, Flusskilometrierung (500 m Abschnitte), Fischregion, Höhenstufe (< 200 , $200-500$, $501-800$, $801-1.600$, > 1.600 müA) und Einzugsgebietsgröße (< 10 , $10-100$, $101-1.000$, $1.001-10.000$ km²). Nebengewässer wie Mühlbäche werden nicht als eigenständige Gewässer behandelt, sondern nur das jeweilige Hauptgewässer. Gewässer bzw. Gewässerabschnitte, die außerhalb des natürlichen zoogeographischen Verbreitungsgebietes des Huchens (Rhein- und Elbeinzugsgebiet, March- und Raabsystem) sowie flussauf von natürlichen Wanderhindernissen (unpassierbare Wasserfälle und Schluchtstrecken, Nichtfischlebensraum gemäß NGP 2015) liegen, wurden aus den Analysen ausgenommen. Falls ursprünglich nicht passierbare Wanderhindernisse heute durchgängig sind, wie z. B. im Fall des »Kögelhof-Kataraktes« bei Murau an der Mur, wo heute ein Wasserkraftwerk mit einer Fischaufstiegshilfe steht, wurden flussauf gelegene Strecken als potenzieller Huchenlebensraum in den Analysen mitberücksichtigt. Für das Prognosemodell wurden Fischregion, Höhenstufe und Einzugsgebietsgröße als Variablen herangezogen und mittels Regressionsbaumanalyse (R[®] package rpart) das Vorkommen abgeschätzt. Die Fischregionsunterklassen richten sich nach der Gewässergröße (Tab. 4-1; Haunschmid et al. 2006). Vorkommen mit einer modellierten Wahrscheinlichkeit von $> 95\%$ werden als »sehr hoch«, Vorkommen $> 50\%$ als »hoch«, darunter als »gering« kategorisiert.

Tabelle 4-1: Fischregionen und deren Unterklassen entsprechend Gewässerdimension (nach Haunschmid et al. 2006)

Fischregion	Abkürzung	Dimension	MQ	Breite
Epirhithral	ER	-	-	-
Metarhithral	MR	-	-	-
Hyporhithral	HR	klein	$\leq 2 \text{ m}^3/\text{s}$	$\leq 5 \text{ m}$
Hyporhithral	HR	groß	$> 2 \text{ m}^3/\text{s} - 1$	$> 5 \text{ m}$
Epipotamal	EP	klein	$\leq 1 \text{ m}^3/\text{s}$	$\leq 3 \text{ m}$
Epipotamal	EP	mittel	$1 - \leq 20 \text{ m}^3/\text{s}$	3-25 m
Epipotamal	EP	groß	$> 20 \text{ m}^3/\text{s}$	$> 25 \text{ m}$
Metapotamal	MP	-	-	-

Bezüglich der Abschätzung von Populationsgröße und -zustand wurden, in Anlehnung an Schmutz et al. (2010) und Hofpointner (2013), 4 Kategorien (A–D) festgelegt. Voraussetzung für die Aufnahme von Gewässerstrecken in die Kategorien A–C ist ein Beleg über die Populationsgröße bzw. Vorkommen/Nichtvorkommen von Jungfischen. Hierzu wurden ausschließlich Elektrobefischungen als Datengrundlage herangezogen. Die Definition der Klassen dient dem Vergleich der Huchenbestände anhand fisch-

ökologischer und naturschutzbiologischer-genetischer Gesichtspunkte und ist nicht identisch mit den Klassen für den Erhaltungszustand nach FFH-Richtlinie.

Der Kategorie A (»sehr guter« Zustand des Bestands) entsprechen nur jene freien Fließstrecken, die einen zusammenhängenden Adulthuchenbestand von > 500 Individuen aufweisen und für die durch das Vorkommen von Jungfischen natürliche Reproduktion nachgewiesen ist. Bei Kategorie B (»guter« Zustand des Bestands) liegt der Adulthuchenbestand zwischen 50 – 500 Individuen, Jungfische sind nachgewiesen und das Kontinuum kann unterbrochen sein, es muss jedoch eine freie Fließstrecke von mindestens 4 km vorhanden sein. Die Festlegung auf 4 km Fließstrecke basiert auf den noch vergleichsweise guten Huchenbestandswerten der Mur, da ab dieser Länge von einem potenziellen Bestand von ca. 50 adulten Individuen ausgegangen werden kann (s. u.). Eine freie Fließstrecke ist so definiert, dass sie keine Kontinuumsunterbrechung und Staubeinflussung aufweist. Das Vorhandensein von Jungfischen wird als Beleg für erfolgreiche Reproduktion vor Ort angesehen, was auch durch direkte Beobachtungen von Laichgeschehen oder das Vorhandensein potenzieller Laichplätze belegt sein kann. Zu berücksichtigen ist jedoch, dass das Vorhandensein von Jungfischen in Staubereichen, das auf Besatz oder Abwanderung von flussaufgelegenen Laichplätzen zurückzuführen ist, hier nicht als Beleg für Reproduktion in Staustrecken angesehen werden sollte.

Bei Kategorie C (»mäßiger« Zustand des Bestands) liegt der Adulthuchenbestand bei Fehlen von Jungfischen zwischen 50 – 500 oder bei Nachweis von Jungfischen unter 50 Individuen. In die Kategorie D (»schlechter« Zustand des Bestands) fallen alle restlichen Strecken mit belegtem historischen, prognostiziertem sowie sporadisch aktuellem Vorkommen (Tab. 4-2).

Tabelle 4-2: Einstufung der Huchenpopulationen in Klasse A–D entsprechend Adulthuchenbestand, Reproduktion und Kontinuum

Klasse	Kategorie	Bestand adult	Reproduktion	Kontinuum
A	sehr gut	> 500	ja	Fließstrecke
B	gut	50–500	ja	Fließstrecke > 4 km
C	mäßig	50–500 < 50	nein oder sporadisch	fragmentiert fragmentiert
D	schlecht	erloschen, Einzelvorkommen	nein	fragmentiert

Für die Analyse der möglichen Ursachen für die Bestandsrückgänge wurden die Daten aus dem NGP 2015 herangezogen, wobei die Belastungskategorien Schwall, Restwasser, Kontinuum, Morphologie, stoffliche Belastungen und Schadstoffe berücksichtigt wurden. Bei den Belastungen wird zwischen den Klassen »kein«, »mögliches« und »sicheres« Risiko unterschieden.

Für die Beurteilung des FFH-Schutzstatus wurden die Daten der Berichtsperiode 2013–2018 herangezogen und die GIS-Daten für die Natura 2000-Gebiete von der Europäischen Umweltagentur bezogen (eea.eu.gv). Zur Identifizierung von Gewäs-

serstrecken in Natura 2000-Gebieten wurde das NGP-Gewässernetz mit den Natura 2000-Gebieten verschnitten. Anhand der Daten lassen sich jene Gewässerstrecken darstellen, die in Natura 2000-Gebieten liegen und für die der Huchen, gemäß Standarddatenbogen, aktuell als Schutzgut mit (Kategorie A–C) oder ohne signifikante Vorkommen (D) angeführt ist. Diese Daten wurden letztendlich mit der ermittelten ursprünglichen Huchenverbreitung verglichen und je nach Situation Handlungsbedarf hinsichtlich notwendiger Erweiterung von Schutzgebieten abgeleitet. Alle Analysen sowie die Erstellung von Karten und Grafiken erfolgten mit dem Programm R®.

4.2. Ergebnisse

4.2.1. Huchenvorkommen

Die zusammengetragenen Daten stellen die umfangreichste Datensammlung dar, die bislang zur Verbreitung des Huchens in Österreich erstellt wurde. In Summe wurden Vorkommen und Fischlängen von 1.811 Huchenindividuen für den Zeitraum 1975–2019 erfasst. In der dargestellten Form spiegeln die Daten keine Bestandswerte wider, ermöglichen jedoch einen guten Vergleich realer Fänge zwischen den Gewässern und geben Einblick in die österreichweite räumliche Verteilung. Aufgrund der Langlebigkeit des Huchens können die Daten auch Wiederfänge beinhalten.

Wie in Abbildung 4-1 ersichtlich, ist das Vorkommen auf wenige Gewässerabschnitte beschränkt, insbesondere wenn man Einzelfunde außer Acht lässt. Die höchste Anzahl nachgewiesener Individuen gibt es in der Mur, insbesondere im Oberlauf. Auch einige Zubringer im Mur-Unterlauf weisen noch Huchenbestände auf. Bedeutende Adultfischnachweise gibt es zudem in der Pielach, der Gail und der Drau, wobei bei letzterer die Werte v. a. aus der Zeit vor dem Jahr 2000 stammen (siehe Kap. 7.2, Fallstudie Drau). Jungfischnachweise gibt es auch meist in jenen Gewässerabschnitten, in denen ein entsprechender Adultfischbestand vorhanden ist. Das Jungfischvorkommen belegt, sofern es sich nicht um kleine Besatzfische handelt, dass diese Bestände sich überwiegend oder zumindest zum Teil aus Eigenaufkommen rekrutieren. Bei wenigen Ausnahmen (z. B. Untere Ybbs) gibt es auch Jungfischnachweise außerhalb der oben genannten Gewässerabschnitte. Hier besteht das Potenzial für sich neu entwickelnde Huchenbestände. Insgesamt kann festgehalten werden, dass das aktuelle Vorkommen des Huchens in Österreich sehr limitiert ist, die verbliebenen Populationen in wenigen Gewässerabschnitten beheimatet sind und diese großteils weit voneinander entfernt liegen (Nord- und Südalpen) oder ein Austausch von Teilpopulationen innerhalb und zwischen einzelnen Gewässern, infolge dazwischenliegender Kraftwerksketten, nicht oder nur sehr eingeschränkt möglich ist.

In Abbildung 4-2 ist das »belegte Vorkommen« aus der Verschneidung von historischer und aktuell belegter Verbreitung des Huchens ersichtlich. Die anhand dieser Daten durchgeführte Modellierung zeigt, dass sich das »belegte« Huchenvorkommen sehr gut durch die Parameter Einzugsgebietsgröße (EZ) und Fischregion (FR) erklären lässt (Abb. 4-3): Die höchste Wahrscheinlichkeit ($> 0,95$) eines Huchenvorkommens im natürlichen Verbreitungsgebiet liegt in Gewässerabschnitten mit einem $EZ > 1.000 \text{ km}^2$ (Kategorie »sehr hoch«). Dazu zählen die Donau und alle größeren Zubringer. Eine »hohe« Wahrscheinlichkeit ($> 0,5$) liegt in der FR »Hyporhithral groß« mit einem $EZ > 100 \text{ km}^2$ vor. In allen restlichen Gewässerabschnitten ist die Wahrscheinlichkeit eines Huchenvorkommens als »gering« ($< 0,5$) eingestuft. Dementsprechend gibt es,

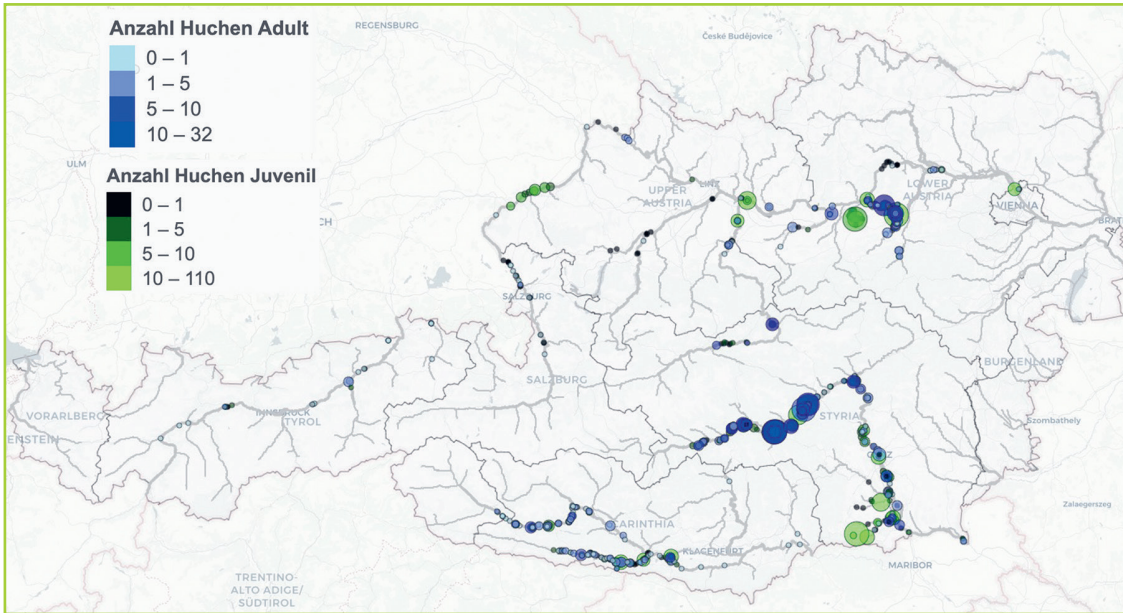


Abbildung 4-1: Nachgewiesenes Huchenvorkommen in Österreich in den Jahren 1975–2019 (Huchen < 70 cm juvenil – grün, Huchen > 70 cm adult blau, n = 1.811; Datenquelle: IHG-Datenbank, GZÜV-Messstellen, Hofpointner (2013)). Größe der Punkte entspricht der Anzahl nachgewiesener Fische (siehe Legende). (Hintergrundkarte © OpenStreetMap)

wie in Abbildung 4-2 ersichtlich, eine sehr gute Übereinstimmung der belegten mit der prognostizierten Verbreitung. Lediglich in den Oberläufen und kleineren Gewässern reicht die prognostizierte häufig über die belegte Verbreitung hinaus. Dies erklärt sich v. a. durch die Tatsache, dass die obere Verbreitungsgrenze in einem Gewässer in den historischen Daten oft fehlt oder nur sehr ungenau angegeben ist sowie dadurch, dass das dokumentierte Vorkommen in kleineren Gewässern in den historischen Daten unterrepräsentiert ist. Sehr häufig wurde auch im historischen Zustand die obere Verbreitungsgrenze durch alte Querbauwerke definiert, sodass auf Basis solcher Angaben die ökologische Potenz der Art an der oberen Verbreitungsgrenze unterschätzt wird (Ratschan 2012). In einigen Fällen reicht das belegte Vorkommen über das prognostizierte hinaus, etwa in kleineren Mittel- und Oberläufen im Alpenvorland und in der Böhmischem Masse. Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet ergibt sich nun aus der Gesamtheit des belegten und prognostizierten Vorkommens und stellt die Grundlage für die weiteren Auswertungen dar.

Der Huchen kam ursprünglich in Österreich in 145 Fließgewässern vor und das Verbreitungsgebiet erstreckte sich auf eine Gesamtlänge von 4.057 km. Davon sind 3.188 km (79 %) durch historische/aktuelle Belege abgesichert. Die ursprünglich bedeutendsten Huchengewässer mit jeweils über 200 km Huchenvorkommen sind Donau, Mur, Inn, Drau und Enns und weiters mit je über 100 km die Salzach und der Kamp. Die genannten Gewässer machen fast die Hälfte des gesamten ursprünglichen Huchenvorkommens aus (43 %).

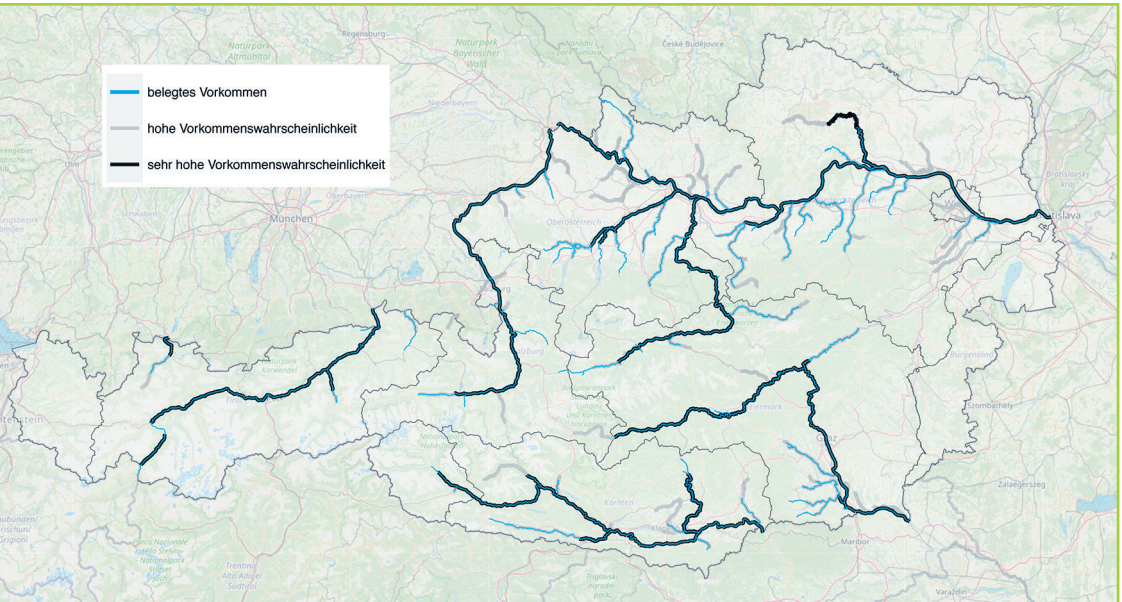


Abbildung 4-2: Belegtes und modelliertes Vorkommen des Huchens in Österreich: blau = Vorkommen durch historische oder aktuelle Angaben gesichert, grau = modellierte Vorkommenswahrscheinlichkeit, Methodik siehe Text. Hintergrundkarte © OpenStreetMap

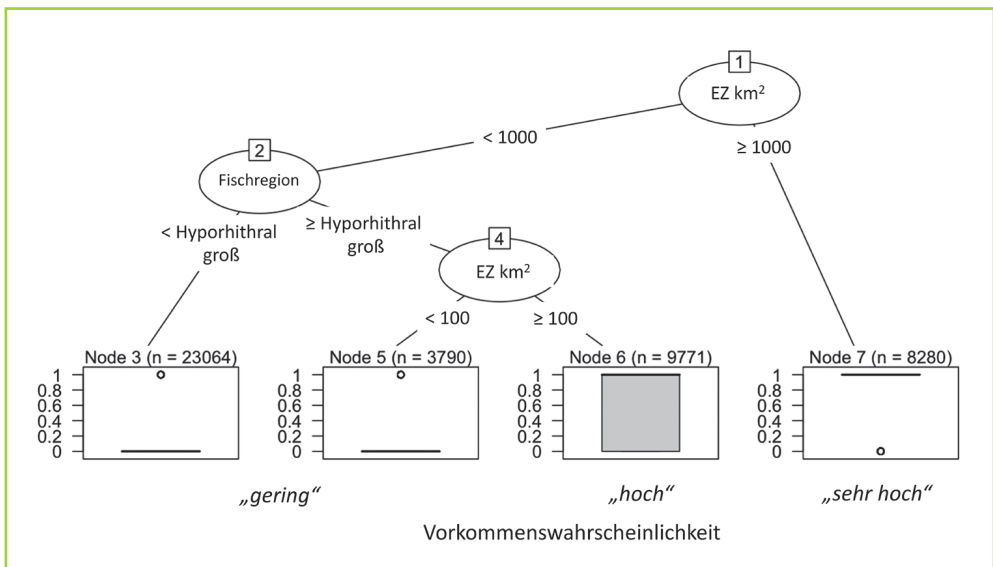


Abbildung 4-3: Ergebnis der Modellierung der Huchenverbreitung gemäß Regressionsbaumanalyse.

Für das gesamte ursprüngliche Verbreitungsgebiet wurde nun eine Klassifizierung der aktuellen Huchenbestände entsprechend der Bestandsgröße und des Jungfischaufkommens sowie der Gewässerbeschaffenheit (Kontinuum, Fließstrecken), wie in der Methodik beschrieben, vorgenommen (Abb. 4-4). Mehr als 500 Adulthuchen, das entspricht **Klasse A**, gibt es nur mehr in der Oberen Mur zwischen **Fisching und Leoben**. Diese Strecke ist ca. 53 km lang, das sind **1,3 % des ursprünglichen Verbreitungsgebietes**. Als **B** klassifizierte Strecken gelten die Obere Mur zwischen **Murau und Judenburg** sowie die **Untere Gail**. Kürzere **B**-Strecken gibt es noch zwischen **Bruck und Graz**, in den Murzubringern **Sulm und Laßnitz** sowie an der **Pielach**. Insgesamt bestehen noch **5 Fließgewässer mit B-Klassifizierungen mit einer Gesamtlänge von 173 km, was 4,3 % des ursprünglichen Verbreitungsgebietes entspricht**. Restbestände (Klasse C) gibt es noch in 28 Fließgewässern, die in Summe 883 km Flusslänge ergeben. In 72,7 % der Lauflänge (2.948 km) des ursprünglichen Verbreitungsgebietes ist der Huchen ausgestorben oder kommt nur sporadisch vor (Abb. 4-5).

Etwa die Hälfte des ursprünglichen Verbreitungsgebietes liegt im »HR groß«, gefolgt von »EP groß« und »EP mittel«. Die kleinen Gewässer (EP, MR, HR klein und EP klein) spielen als Adultfischlebensraum eine untergeordnete, jedoch hinsichtlich Reproduktion, wie in der Literatur vielfach dokumentiert, eine bedeutende Rolle. In den kleinen Gewässern ist der Huchen praktisch zur Gänze verschwunden, in den mittelgroßen (EP) und großen (HR, EP) sind noch Restbestände vorhanden (Abb. 4-6).

Ein aus dem gesamten Datensatz mit Längenangaben erstelltes Längenfrequenzdiagramm (Abb. 4-7) lässt den ersten Jahrgang, der bis ca. 20 cm reicht, gut erkennen. Subadulte sind im Verhältnis zu den Adulten deutlich unterrepräsentiert. Ab 100 cm nimmt die Dichte der Adulthuchen ab. Auch kapitale Exemplare über 130 cm sind dokumentiert (Abb. 4-7).

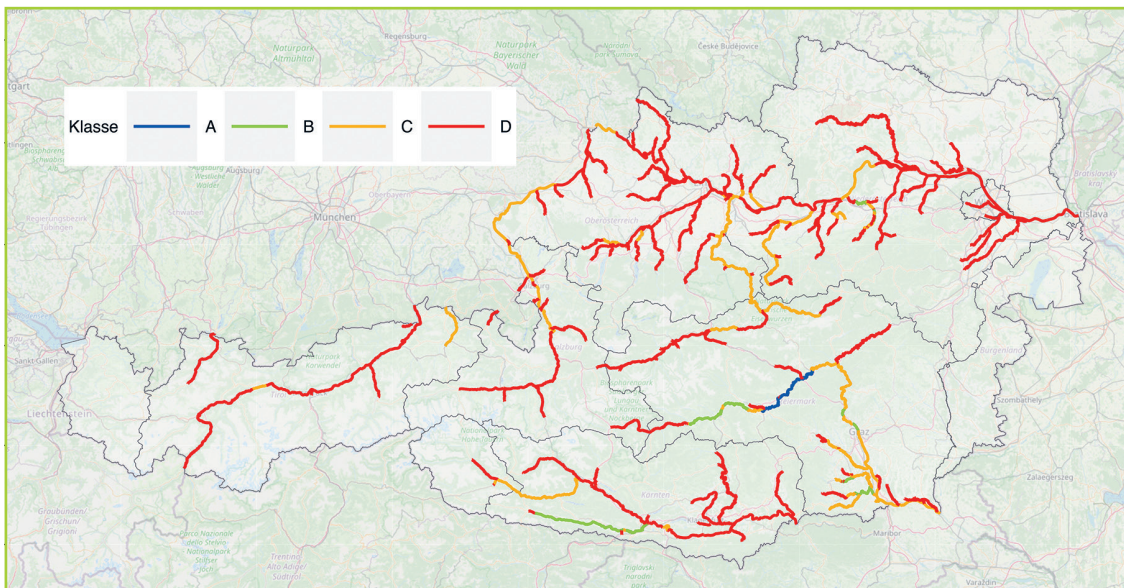


Abbildung 4-4: Klassifizierung der Huchenbestände in Österreich: A = »sehr guter«, B = »guter«, C = »mäßiger«, D = »schlechter Bestand«.

Hintergrundkarte © OpenStreetMap

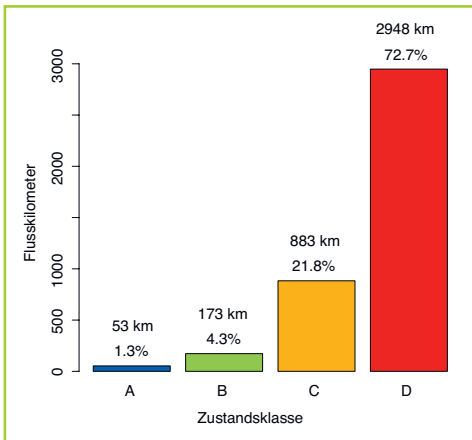


Abbildung 4-5: Verteilung der aktuellen Zustandsklassen der Huchenpopulationen in Österreich, A = »sehr guter«, B = »guter«, C = »mäßiger«, D = »schlechter Bestand«.

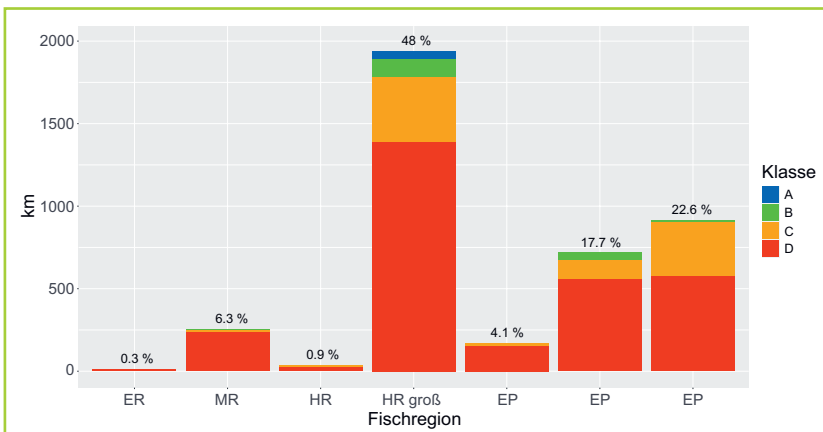


Abbildung 4-6: Verteilung des Huchenvorkommens auf Fischregionen und Zustandsklassen in Österreich, A = »sehr guter«, B = »guter«, C = »mäßiger«, D = »schlechter Bestand«.

4.2.2. Belastungsanalyse Österreich

Die Analyse der möglichen Ursachen für die Bestandsrückgänge anhand der NGP-Daten zeigt, dass grundsätzlich die Anteile von Strecken mit möglichem und sicherem »Risiko einer Zielverfehlung« durch Belastungen von Huchenzustandsklasse A bis D zunehmen. Vom »Risiko einer Zielverfehlung« wird im NGP ausgegangen, wenn eine Zielverfehlung des Guten Ökologischen Zustands gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) aufgrund dieser Belastung mit hoher Wahrscheinlichkeit eintritt.

Die Klasse A fällt etwas aus diesem Schema, da es sich um lediglich eine Strecke handelt und diese morphologisch, aufgrund eines pessimalen Teilabschnittes in dieser Strecke, fast auf der gesamten Länge mit »möglichem Risiko« ausgewiesen wurde. **Die häufigsten Belastungen** in den Klassen C und D **sind Morphologie (ca. 70 %) und Stau (ca. 50 %)**. In den Kategorien C und D steigt bei der Summenbetrachtung der Anteil aller hydromorphologischen Belastungen auf über 75 % (Abb. 4-8, Abb. 4-9).

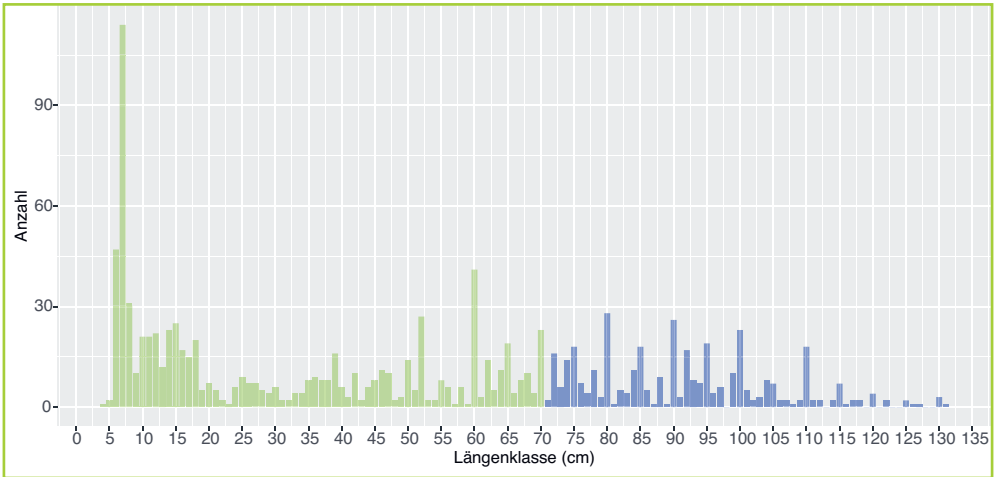


Abbildung 4-7: Längenhäufigkeits-verteilung in Österreich nachgewiesener Huchenvorkommen im Zeitraum 1975–2019 (grün <= 70 cm juvenil/subadult, blau > 70 cm adult, N = 1.811).

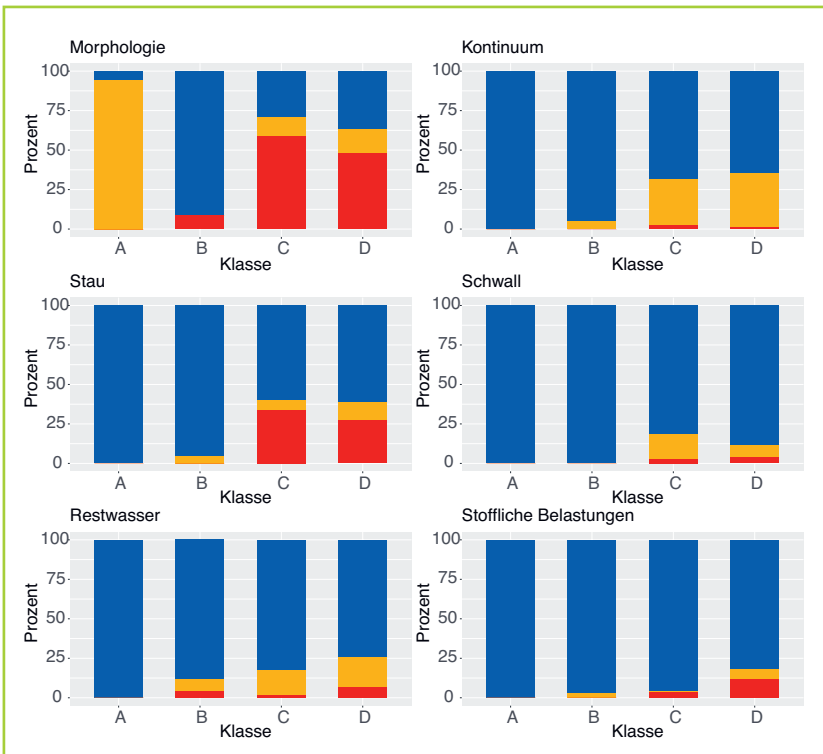


Abbildung 4-8: Relative Verteilung der Belastungen in den Huchenzustandsklassen A–D (»kein Risiko« – blau, »mögliches Risiko« – orange und »sicheres Risiko« – rot, Datengrundlage NGP 2015).

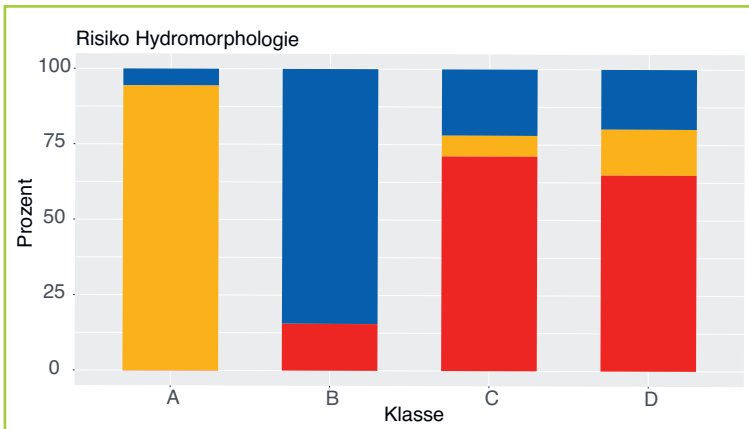


Abbildung 4-9: Relative Verteilung der hydromorphologischen Belastungen in den Huchenzustandsklassen A-D (»kein Risiko« - blau, »mögliches Risiko« - orange und »sicheres Risiko« - rot, Datengrundlage NGP 2015).

4.2.3. Huchenvorkommen und Natura 2000-Gebiete in Österreich

Der Huchen ist derzeit in 12 der 133 Natura 2000-Gebiete entlang von Fließgewässern als Schutzgut ausgewiesen, was insgesamt einer Flusslänge von 426 km entspricht (Abb. 4-10, Tab. 4-3). Demnach weisen ca. 11 % des ursprünglichen Verbreitungsgebietes des Huchens einen unmittelbaren europarechtlichen Schutz auf. In den restlichen 89 % ist der Huchen nicht geschützt. In einigen Fällen fehlt der Huchen, trotz eines aktuellen Vorkommens (Zustandsklasse A, B, oder C) als Schutzgut in den Standarddatenbögen bestehender Natura 2000-Gebiete (rote Strecken in Abb. 4-10), so z. B. in der noch als freie Fließstrecke erhaltenen Oberen Enns oder der Grenzmur. In Summe machen diese Strecken 64 km aus (Tab. 4-3). Dort wäre der Huchen jedenfalls in einen aktualisierten Datenbogen aufzunehmen.

Der Anteil der Schutzstrecken nimmt von Kategorie A–D kontinuierlich ab (Abb. 4-11). Während in Kategorie A der Huchenlebensraum fast über die gesamte Strecke geschützt ist, sind in Kategorie B ca. 2/3 geschützt. In den Kategorien C und D nimmt der Schutz weiter auf unter 1/3 bzw. 1/5 ab. Insbesondere von Bedeutung sind die noch als freie Fließstrecken erhaltenen Abschnitte der Kategorien A, B und C, die derzeit noch keinen Schutz auf Ebene konkreter Natura 2000-Gebiete aufweisen (gelbe Strecken in Abb. 4-10, Tab. 4-4). Dies betrifft insbesondere den Oberlauf der Gail, den Unterlauf der Mur sowie weitere 17 Gewässerabschnitte verteilt über Österreich.

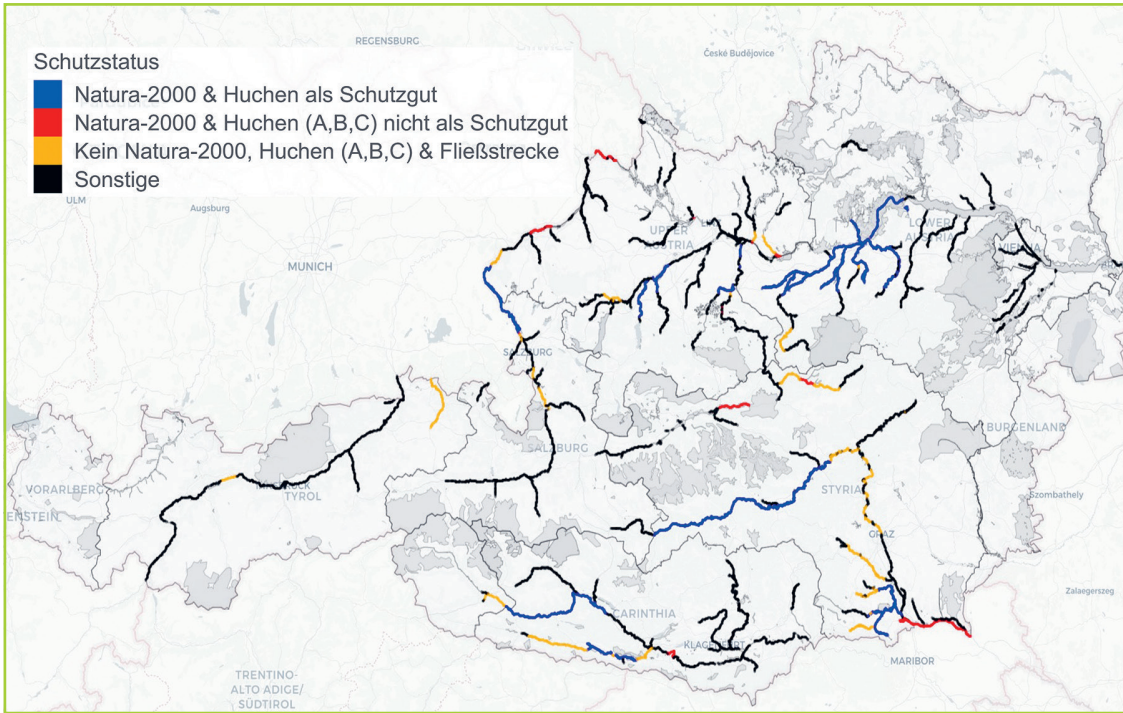


Abbildung 4-10: Vergleich des ursprünglichen Huchenvorkommens in Österreich mit dem Schutzstatus in Natura 2000-Gebieten (Datenquelle N2000-Gebiete: eea.europa.eu). Blau: Natura 2000-Gebiet mit Huchen als Schutzgut, rot: Natura 2000-Gebiet ohne Huchen als Schutzgut, orange: kein Natura-2000-Gebiet aber noch freie Fließstrecke mit aktuellem Huchenvorkommen, schwarz: Sonstige.

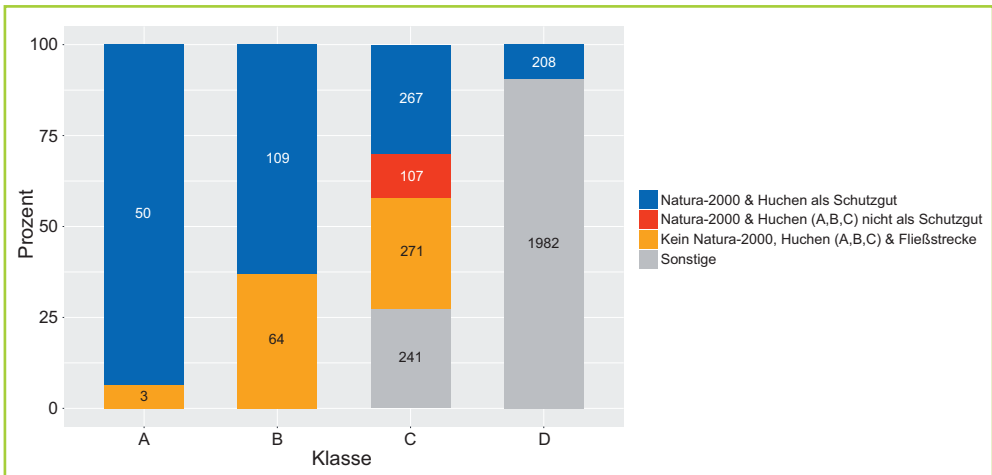


Abbildung 4-11: Anteile von Gewässerstrecken pro Zustandsklasse innerhalb und außerhalb von Natura 2000-Gebieten in Österreich unter Angabe der Gewässerstrecken in km. (Datenquelle N2000-Gebiete: eea.europa.eu).

Tabelle 4-3: Österreichische Natura 2000-Gebiete im Huchenlebensraum mit und ohne (rosa hinterlegt) signifikantem Vorkommen des Huchens als Schutzgut gemäß Standard-Datenbogen (Population) sowie Gewässerlänge (in km) pro Zustandsklasse (ohne Zustandsklasse D) und gesamt gemäß aktueller Daten (siehe Kap. 4.2.1).

Name	Schutzgut	A	B	C	Gesamt
Demmerkogel-Südhänge, Wellinggraben mit Sulm-, Saggau- und Laßnitzabschnitten und Pößnitzbach	Schutzgut	–	19	37	56
Ettenau	Schutzgut	–	–	16	16
Görtschacher Moos - Obermoos im Gailtal	Schutzgut	–	16	–	16
Niederösterreichische Alpenvorlandflüsse	Schutzgut	–	18	71	89
Ober- und Mittellauf der Mur mit Puxer Auwald, Puxer Wand und Gulsen	Schutzgut	50	45	16	110
Obere Drau	Schutzgut	–	–	50	50
Oberes Donau- und Aschachtal	Kein Schutzgut	–	–	13	13
Pürgschachen-Moos und ennsnahe Bereiche zwischen Selzthal und dem Gesäuseeingang	Kein Schutzgut	–	–	17	17
Rosegger Drauschleife und Umgebung	Kein Schutzgut	–	–	7	7
Salzachauen	Schutzgut	–	–	7	7
Salzachauen, Salzburg	Schutzgut	–	–	19	19
Schütt - Graschelitzen	Schutzgut	–	11	2	13
Steirische Grenzmur mit Gamlitzbach und Gnasbach	Kein Schutzgut	–	–	44	44
Südlich gelegene Talbereiche der Göstlinger Alpen	Kein Schutzgut	–	–	9	9
Unterer Inn	Kein Schutzgut	–	–	11	11
Unteres Steyr- und Ennstal	Schutzgut	–	–	13	13
Unteres Traun- und Almtal	Schutzgut	–	–	8	8
Wachau	Schutzgut	–	–	29	29
Gesamt	Schutzgut	50	109	268	426
Gesamt	Kein Schutzgut	0	0	64	64
Gesamt	Gesamt	50	109	369	527

Tabelle 4-4: Länge der frei fließenden Gewässerstrecken (km) mit aktuellem Huchen-vorkommen in Österreich ohne Natura 2000-Gebiet (Längen über 10 km gelb hervor-gehoben)

Gewässer	A	B	C	Gesamt
Aist	-	-	6	6
Drau	-	-	14	14
Enns	-	-	2	2
Gail	-	45	-	45
Großache (Tiroler Achen)	-	-	28	28
Inn	-	-	8	8
Kainach	-	-	32	32
Laßnitz	-	9	5	13
Melk	-	-	2	2
Mur	3	9	42	55
Naarn (Große Naarn)	-	-	12	12
Saalach	-	-	2	2
Saggaubach	-	-	18	19
Salza [Enns, bei Großreifling]	-	-	32	32
Salzach	-	-	28	28
Stainzbach	-	-	4	4
Sulm	-	-	2	2
Vöckla	-	-	14	14
Ybbs	-	-	16	16
Gesamt	3	63	267	334

5. Ursprüngliches und aktuelles Vorkommen des Huchens in Deutschland

5.1. Ursprüngliches Vorkommen in Deutschland

Datengrundlage für die Beschreibung des ursprünglichen Huchenvorkommens liefern die Recherchen zur Erstellung der fischfaunistischen Referenzen gemäß WRRL. Der Klassifizierung des aktuellen Vorkommens liegen 1.175 im Zeitraum von 1990 bis 2019 durch Elektrofischerei nachgewiesene Huchenindividuen sowie die bei den Fachberatungen für Fischerei, dem Landesfischereiverband Bayern und ausgewählten Huchenexperten vorliegenden Informationen, wie etwa Fangauswertungen insbesondere aus der Angelfischerei, zu Grunde.

Das Einzugsgebiet der Donau stellt das natürliche Verbreitungsgebiet des Huchens dar. Dementsprechend kam der Huchen in Deutschland nur in Bayern und Baden-Württemberg vor. So besiedelte er den Donauabschnitt von der bayerisch-österreichischen Grenze bei Passau flussaufwärts bis Riedlingen in Baden-Württemberg. Nach alten Überlieferungen wurden vereinzelt Huchen noch weiter flussaufwärts bis Sigmaringen gefangen.

Die bedeutendsten Bestände waren seit jeher in den schnell fließenden größeren Donauzuflüssen zu finden. **Zu den typischen Huchengewässern zählten demnach die südlich der Donau im Voralpenland gelegenen Flüsse Iller, Lech, Isar und Inn sowie deren größere Zubringer Wertach, Ammer, Amper, Loisach, Mangfall, Alz, Saalach und Salzach**, in denen der Huchen nahezu den gesamten Flusslauf bis zu einer maximalen Seehöhe von 900 müA besiedelte. Sehr gute Bestände waren auch in den von Norden in die Donau einmündenden **Flusssystemen des Regen und der Ilz anzutreffen**. Neben diesen Hauptgewässern stellten Zubringer wie Schwarzer und Weißer Regen sowie die Große Ohe, die Wolfsteiner Ohe und die Mitternacher Ohe den Schwerpunkt der Huchenverbreitung im Bayerischen Wald dar.

Dauerhafte Huchenvorkommen sind überdies auch für zahlreiche kleinere Gewässer der oben bezeichneten Flusssysteme verbürgt. So existieren z. B. historische Belege für Jachen (Isar), Rottach, Grundbach und Rotfischbach (Iller), Lobach (Wertach), Goldach, Dorfen, Moosach (Isar), Kalten (Mangfall), Teisnach, Schlossauer Ohe (Schwarzer Regen) sowie Osterbach und Saußbach (Ilz). Weitere Bäche dienen dem Huchen zumindest als Laichgewässer und Jungfischhabitat.

Der Huchen kam in Bayern ursprünglich in mehr als 120 Fließgewässern vor und besiedelte in Summe eine Gewässerlänge von 3.561 km (Abb. 5-1). Die bedeutendsten Flüsse inklusive Zubringer waren die Isar (932 km), der Inn (834 km), der Lech (381 km) und der Regen (334 km).

5.2. Aktuelle Verbreitung in Deutschland

Die Verbreitung des Huchens ist stark zurückgegangen. Lediglich bei einem knappen Viertel der in Bayern zur Umsetzung der WRRL in ehemals verbürgten Huchenstrecken durchgeführten Fischbestandsenerhebungen gelang noch ein Artnachweis. Unter Einbezug aller weiteren verfügbaren Informationsquellen wird klar, dass es heute in etwa der Hälfte der ursprünglich besiedelten Gewässer keine Huchen mehr gibt. Für Baden-Württemberg liegen für den Zeitraum nach dem Jahr 2000 keine Artnachweise mehr vor. Es ist davon auszugehen, dass der Huchen in Baden-Württemberg heute weitgehend ausgestorben bzw. verschollen ist (Dußling et al. 2018).

Kein einziger Gewässerabschnitt weist heute einen Huchenbestand der Kategorie A auf, lediglich 10 % (353 km) der ursprünglichen Verbreitung lassen sich als Kategorie B klassifizieren, der Rest ist als Kategorie C und D einzustufen (Abb. 5-2). Der bedeutendste Huchenbestand liegt heute noch in der Isar im Oberlauf auf einer Länge von 81 km vor. Weitere bedeutende Bestände gibt es an Wertach (56 km), Iller (44 km), Ammer (43 km), Inn (flussab KW Jettenbach, 38 km), Ilz (32 km), Loisach (30 km), Lech (11 km) und Mitternacher Ohe (9 km), wobei der überwiegende Teil der Bestände auf Besatz angewiesen ist (s. u.).

5.2.1. Donau

Auch in der bayerischen Donau befindet sich der aktuelle Huchenbestand auf sehr niedrigem Niveau. In geringen Stückzahlen wird der Huchen nur noch im Bereich Neu-Ulm (Illermündung) bis Donauwörth, in der freifließenden Donau zwischen Vohburg und Kelheim sowie Straubing bis Vilshofen nachgewiesen. Dort findet regelmäßig Besatz mit Junghuchen bzw. Hucheneiern statt. Ein räumlich sehr beschränkter, wahrscheinlich reproduktiver Bestand ist im Regensburger Donau-Nordarm bekannt. Die Vorkommen im Stadtgebiet Passau hingegen sind auf die Mündungssituation der beiden Flüsse Inn und Ilz zurückzuführen, die jeweils Huchen-Vorkommen aufweisen. Der Bestand wird vermutlich durch Verdriftung aus Inn und Ilz und fortlaufenden Besatz gespeist. Durch die bestehenden Belastungen (Regulierung, Stau, Eintiefung, schifffahrtsbedingter Wellenschlag, Temperaturerhöhung, Geschiebedefizit etc.) wird die natürliche Reproduktion des Huchens in der Donau gestört. Ein Aufkommen von Junghuchen ist trotz intensiver Bestandserhebungen nur lokal nachweisbar.

Das weitgehende Fehlen des Huchens in der Donau, wo er ursprünglich eine dominante Raubfischart war, ist als ein wesentliches Defizit des derzeitigen ökologischen Zustands dieses Flusses zu werten. Eine grobe Bestandsschätzung lässt befürchten, dass die heute im gesamten Donau-Inn-Ilz-System (im Bereich Passau) vorhandenen Huchen anzahlmäßig nicht ausreichen, um sich dort auf lange Sicht selbst erhalten zu können. Auf der anderen Seite ist beachtenswert, dass im Ilzsystem bis heute eine eigenständige Reliktpopulation existiert. In vielen direkten Donauzuflüssen, z. B. Naab und Vils, ist der Huchen nach Expertenmeinung heute ausgestorben.

5.2.2. Linksseitige Donauzuflüsse von Westen nach Osten

Im Regen kommt der Huchen insbesondere im Oberlauf (Bayerischer Wald) vor. Das Vorkommen reicht vom Großen Regen bei Theresienthal über den Schwarzen Regen bis in den Regen bei Cham. Der Schwerpunkt mit einem nachgewiesenen, sich selbst erhaltenden Bestand lag bis vor wenigen Jahren im Schwarzen Regen im Abschnitt Stadt Regen bis Viechtach. In den letzten Jahren kam es zu einem drastischen Be-

standseinbruch (siehe Kap. 7.5, Fallstudie Schwarzer Regen). In der Ilz kommt der Huchen von den Oberläufen Mitternacher Ohe und Große Ohe bis zur Mündung in die Donau vor. In der Mitternacher Ohe und dem Oberlauf der Ilz ist ein zusammenhängender, sich selbst erhaltender Bestand nachgewiesen. In der Erlau kommt der Huchen mit Ausnahme einer seltenen Einwanderung bis zum ersten Querbauwerk nahe der Mündung in die Donau nicht mehr vor. Gleiches gilt für alle anderen linksseitigen Donauzuflüsse.

5.2.3. Rechtsseitige Donauzuflüsse von Westen nach Osten

In der Iller kommt der Huchen von der Ostrachmündung in Sonthofen bis zur Einmündung in die Donau vor. Seltene Einzelbeobachtungen reichen bis nach Fischen im Allgäu nahe des Illerursprungs bei Oberstdorf. Der Schwerpunkt der nachweislich weitgehend besatzgestützten Population liegt in der Iller zwischen Immenstadt und Lautrach. In der Mindel gibt es im Mündungsbereich bei Offingen zur Donau noch ab und zu Einzelnachweise.

Im Lech kommt der Huchen heute mit Ausnahme einiger weniger aus Besatz stammender Exemplare unterhalb des Lechfalls bei Füssen erst ab dem Unterwasser des Foggensees (KW Roßhaupten) bis hinab nach Gersthofen nördlich von Augsburg vor. In dem zu einer Staukette mit Schwellbetrieb degradierten Fluss basiert der Bestand nachweislich überwiegend auf Besatz. Nachweise einer erfolgreichen Reproduktion gibt es nur noch sehr vereinzelt. Das Huchenvorkommen im Lech beschränkt sich dabei weitgehend auf die verbliebenen, teils nur sehr kurzen Fließabschnitte bis jeweils hinein in die Stauwurzelbereiche. Die eigentlichen Staukörper werden allenfalls im Bereich der alten Flussrinne und hier nur von wenigen, meist adulten Huchen als Lebensraum genutzt. Der Bestandsschwerpunkt liegt zwischen Lechbruck und Landsberg. In der Wertach kommt der Huchen vom Grüntenseeauslauf bis zur Mündung in den Lech vor. Der Schwerpunkt eines sich auch selbst reproduzierenden Bestands liegt in der zusammenhängenden Fließstrecke zwischen Grüntenseeauslauf und Marktoberdorf. Dort mündet auch die Lobach, deren Unterlauf ebenfalls von Huchen besiedelt wird. Inwieweit sich der Bestand in der oberen Wertach ohne Besatz selbst erhalten würde, ist aufgrund mangelnder Datengrundlage offen. In der Laber tritt der Huchen nur noch sporadisch im unmittelbaren Mündungsbereich in die Donau bis hinauf zum ersten Querbauwerk auf.

In der Isar (siehe Kap. 7.6, Fallstudie Isar) kommt der Huchen vom Unterwasser des Sylvensteinspeichers bis zur Mündung in die Donau bei Deggendorf vor. Allerdings gibt es in der Stauhaltungskette zwischen Landshut und Pielweichs eine lange Strecke ohne Nachweise. Der Bestandsschwerpunkt liegt zwischen Bad Tölz und nördlich von Garching (bei München). Im weiteren Verlauf bis Landshut gibt es lediglich Einzelnachweise. Eine nachweislich sich selbst erhaltende Population existiert noch zwischen dem Kraftwerk Bad Tölz und Baierbrunn (südlich von München). Eine erfolgreiche Reproduktion findet insbesondere in den natürlich gebliebenen Verzweigungsabschnitten »Ascholdinger Au« und »Pupplinger Au« bei Wolfratshausen statt. Auch im Stadtgebiet München findet erfolgreiche Reproduktion statt und in geringem Umfang sogar im Isarmündungsgebiet, wo Huchen-Laichbetten gefunden und regelmäßig Junghuchen in Größen gefangen werden, welche nicht aus Besatz stammen können. In der Loisach kommt der Huchen von Murnau bis zur Einmündung in die Isar bei Wolfratshausen vor. Der Schwerpunkt des stark besatzgestützten Loisachbestands befindet sich zwischen dem Kochelseeauslauf und Bichl. In der Ammer

kommt der Huchen von Rottenbuch abwärts bis zur Mündung in den Ammersee vor. Nach dem Bau einer Fischwanderhilfe am sogenannten Schnalzwehr im Jahr 2002 wurde der etwa 7 km lange Abschnitt hinauf bis Rottenbuch durch den Huchen aus eigener Kraft wiederbesiedelt. Der Schwerpunkt des sich nachweislich auch selbst reproduzierenden Bestands liegt zwischen Peiting und Peißenberg. Auch an der Ammer ist der Selbsterhalt der Population ebenso wie an der Wertach mangels Daten nicht belegt. In der Amper gilt der Huchen bereits seit Mitte der 1950er-Jahre als weitgehend ausgestorben. Verbauung, nachlassende Wasserqualität und Erwärmung sind hier als Hauptgründe zu nennen. Die bis heute nur sehr sporadisch auftretenden Fänge stehen meist in direktem Zusammenhang mit Besatzmaßnahmen.

Im Inn kommt der Huchen von der Landesgrenze bei Kiefersfelden bis zur Mündung in die Donau bei Passau vor. Der Schwerpunkt der wohl hauptsächlich besatzgestützten Population liegt zwischen Rosenheim und Mühldorf. Nähere Angaben zur Grenzstrecke am Unteren Inn finden sich im Kapitel zur Verbreitung in Österreich (siehe Kap. 4.2.1, Huchenvorkommen).

In der Salzach kommt der Huchen zwischen der Staatsgrenze bei Freilassing (Saalachmündung) und Burghausen vor. In der Saalach tritt der Huchen nur noch sehr vereinzelt im mündungsnahen Bereich auf. Die Untere Salzach und der Untere Inn waren historisch für überaus gute Bestände des Huchens bekannt. Neben großen Fangmengen wird auch von sehr großen Individuen bis über 30-40 kg berichtet. In den 1970er-Jahren dürften die Bestände sowohl in der Salzach als auch im Unteren Inn so gut wie erloschen gewesen sein. Hauptursachen hierfür waren am Inn die Stauketten, an der Salzach auch eine zunehmend schlechte Wasserqualität. Angesichts der eingeschränkten Habitatqualität ist aktuell in Inn und Salzach eine erfolgreiche natürliche Reproduktion in einem nur geringen Ausmaß zu erwarten. Einzelnachweise von Junghuchen finden sich lediglich auf Höhe Wasserburg sowie von Jettenbach abwärts in einer über 30 km langen Ausleitungsstrecke des Inns. In der Mangfall kommt der Huchen heute nur noch im Unterlauf im Bereich Rosenheim vor. Dort hinein findet auch ein Laichaufstieg aus dem Inn statt. In der Isen und in der Traun gibt es Huchen mit Ausnahme von Einzelfischen nur noch in deren Unterläufen. In der Alz gilt der Huchen heute als weitgehend ausgestorben. In der Tiroler Ache kommt der Huchen zwischen der Einmündung in den Chiemsee bis über die österreichische Staatsgrenze hinaus vor.

5.2.4. Zusammenfassung

Deutschlandweit existieren heute demnach insgesamt nur noch 2 Huchenpopulationen, die nachgewiesenermaßen in der Lage sind, sich aus eigener Kraft zu erhalten. Hierbei handelt es sich um Bestände in Abschnitten der Isar und der Ilz. Zudem gibt es in der Wertach (Einzugsgebiet Lech) und der Ammer (Einzugsgebiet Isar) jeweils noch eine Population, deren Fähigkeit zur Selbsterhaltung wahrscheinlich, jedoch nicht nachgewiesen ist. Alle anderen Flüsse bzw. Flussabschnitte, in welchen Huchen heute mit mehr oder weniger erfolgreicher Eigenreproduktion noch vorkommen, bieten dieser Fischart derzeit keine ausreichende Lebensraumqualität, um darin mittel- bis langfristig selbsterhaltende Bestände ausbilden zu können. Ohne bestandsstützende Besatzmaßnahmen wäre die Fischart Huchen bis auf wenige Ausnahmen höchstwahrscheinlich längst aus Bayern verschwunden.

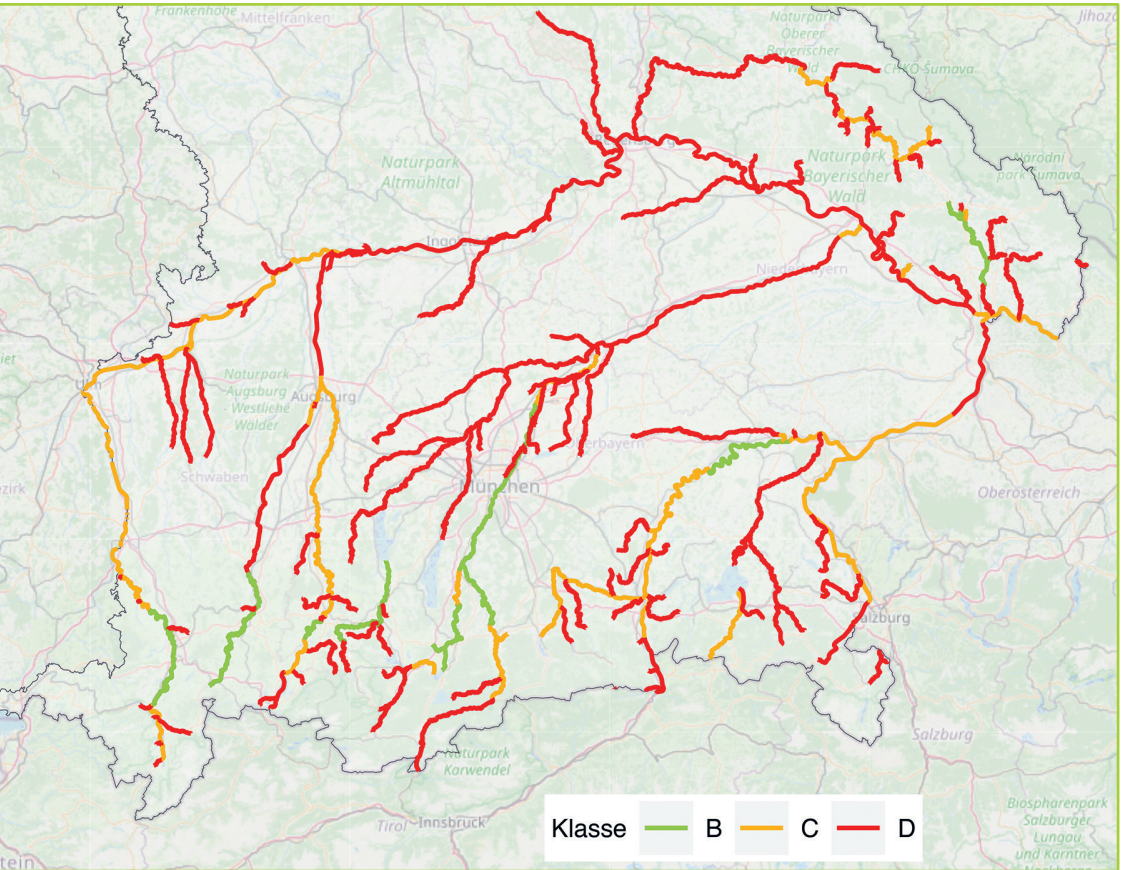


Abbildung 5-1: Ursprüngliche Verbreitung und Zustand des Huchens in Bayern.

Hintergrundkarte © CartoDB/OpenStreetMap

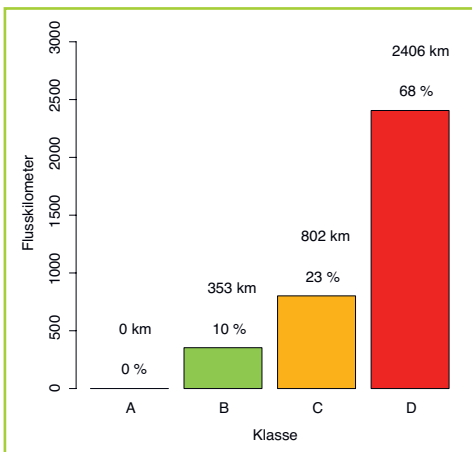


Abbildung 5-2: Verteilung der aktuellen Zustandsklassen der Huchenspopulationen in Bayern (Methode der Klassifizierung siehe Kap. 4.1).

6. Gesamtverbreitung Bayern und Österreich

Summiert man das ursprüngliche Vorkommen des Huchens in Bayern (3.561 km) und Österreich (4.057 km) auf und zieht die gemeinsamen Grenzstrecken an Donau, Inn Salzach und Saalach (184 km) ab, so kam der Huchen in Bayern und Österreich ursprünglich auf einer Länge von 7.434 km bzw. in 256 Fließgewässern vor (Abb. 6-1). Obwohl das österreichische Donaeinzugsgebiet eine fast doppelt so große Fläche umfasst wie das bayerische, ist die Gesamtlänge der ursprünglich von Huchen besiedelten Flüsse aufgrund der topographischen Verhältnisse in Bayern in Relation gesehen deutlich höher. Große Teile des bayerischen Donaeinzugsgebietes weisen Alpenvorlandcharakter auf, was für lange Strecken an großen Donauzuflüssen sorgt, die gemeinsam mit deren Zubringern ideale physiographische Bedingungen für Huchengewässer bieten. In den österreichischen Zentralalpen waren die großen Donauzubringer die wichtigsten Huchenflüsse, deren Zubringer waren jedoch aufgrund des alpinen Charakters meist nur im Mündungsbereich für Huchen von Bedeutung.

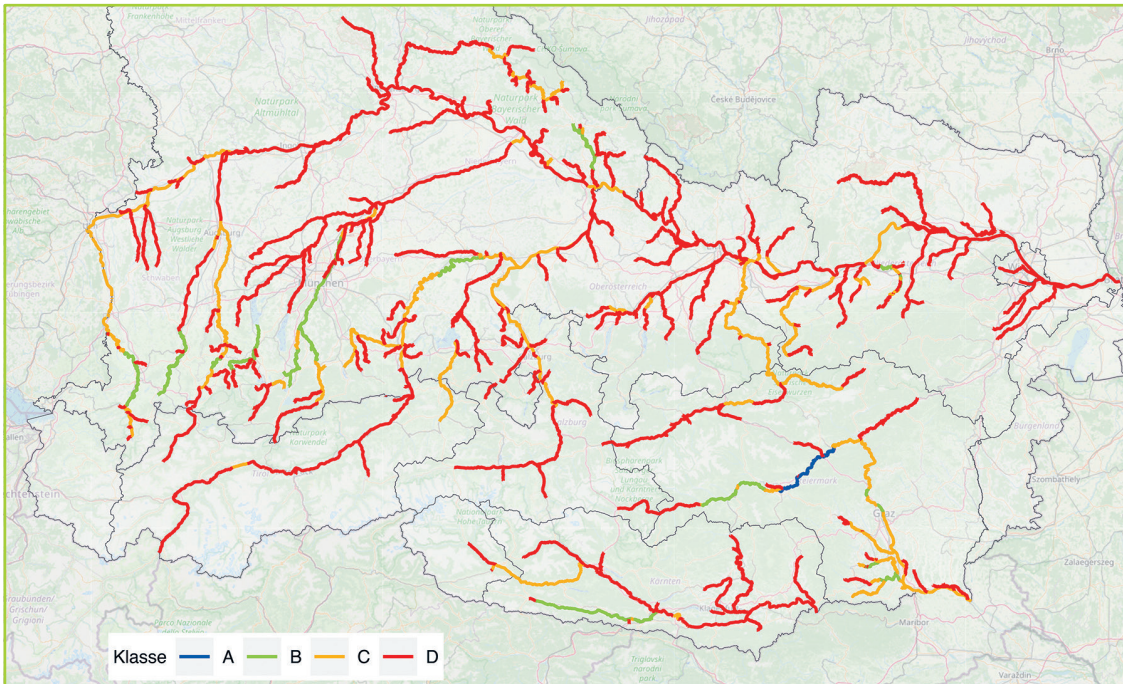


Abbildung 6-1: Ursprüngliches Verbreitungsgebiet und Zustand der Huchenpopulationen in Bayern und Österreich.

Hintergrundkarte © CartoDB/OpenStreetMap

Wie oben beschrieben, weist **nur mehr ein 53 km langer Abschnitt der Mur die Zustandsklasse A auf, was lediglich 0,7 % des ursprünglichen Verbreitungsgebietes entspricht (Abb. 6-2). Als Klasse B sind immerhin noch 526 km (7,1 %) ausgewiesen.** In Summe weisen nur mehr 7,8 % bedeutendere Bestände auf (Klasse A & B). Der Großteil entspricht mit 1.585 km und 5.270 km den Klassen C (21 %) und D (71 %). D. h., in ca. 92 % des ursprünglichen Verbreitungsgebietes ist der Huchen heute verschwunden oder auf Vorkommen einzelner Individuen reduziert. Während der Anteil an B-Strecken in Österreich bei lediglich 4 % liegt (173 km), beträgt er in Bayern noch 10 % (353 km).

Nicht berücksichtigt ist bei dieser Darstellung die ehemalige kleinräumige Verbreitung des Huchens in Baden-Württemberg, die jedoch heute als erloschen anzusehen ist (Matzinger 2017). Der Huchen soll auch im Inn bis ins schweizerische Engadin aufgestiegen sein. Dieses ehemalige Vorkommen konnte allerdings bisher nicht zweifelsfrei bestätigt werden (BAFU 2007).

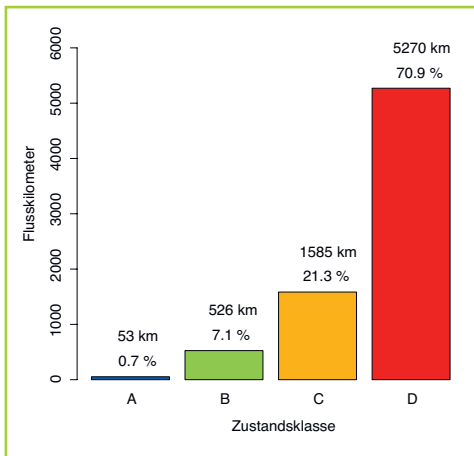


Abbildung 6-2: Verteilung der aktuellen Zustandsklassen der Huchenpopulationen in Bayern und Österreich.

7. Fallstudien

7.1. Mur

7.1.1. Allgemeines

Die Mur entspringt in den Hohen Tauern auf einer Höhe von etwa 2.050 müA. Sie durchfließt den Salzburger Lungau auf einer Länge von ca. 61 km ostwärts und überschreitet die Landesgrenze zur Steiermark bei Predlitz (ca. Fluss-km 403). Von der Landesgrenze fließt sie dann ca. 159 km ostwärts bis Bruck an der Mur (Obere Mur, ca. Fluss-km 244), wo sie nach Süden Richtung Graz abbiegt und ab Spielberg (Fluss-km 137) wiederum ostwärts fließt und die Grenze zu Slowenien bildet (Grenzmur). Flussab von Bad Radkersburg verlässt der Fluss bei Fluss-km 104 Österreich. Die Mur weist in Österreich eine Länge von ca. 360 km und ein mittleres Gefälle von 4,2 ‰ auf. Die steirische Mur ist mit Oberer Mur (bis Leoben, 140 km), Mittlerer Mur (bis Graz, 83 km) und Unterer Mur (bis Staatsgrenze, 77 km) insgesamt 300 km lang, der unterste Abschnitt wird auch als Grenzmur (33 km) bezeichnet. Die Mur ist durch ein nivales Regime gekennzeichnet und weist am Pegel Zeltweg (Fluss-km 314) einen Mittelwasserabfluss (MQ) von ca. 57 m³/s und am Pegel Mureck (Fluss-km 126) einen von ca. 146 m³/s auf (ehyd.gv.at/).

Von St. Michael im Lungau bis Bruck an der Mur ist die Mur als Hyporhithral groß eingestuft, flussauf davon als Metarhithral und in weiterer Folge als Epipotamal groß. Ab Judenburg kamen neben den dominierenden Salmoniden gemäß Leitbild auch Nase und Barbe vor, die ab Bruck Leitarten werden. Das Artenspektrum erweitert sich ab Bruck auf 23 Arten und erreicht in der Grenzmur mit 48 Arten das Maximum (Leitbildkatalog Version 202009, info.bmlrt.gv.at).

7.1.2. Anthropogene Belastungen

Gegenwärtig gibt es an der Mur 27 Wasserkraftwerke (KW), wobei 1 KW in Salzburg, 9 in der Oberen Mur und 17 in der Unteren Mur liegen. Dementsprechend reduziert sich der Anteil freier Fließstrecken von der Oberen zur Unteren Mur von 82 % auf 32 %. Zwischen Leoben und Spielfeld besteht eine fast durchgehende Staukette, die sich insbesondere durch den Bau von vier neuen Kraftwerken in und um Graz, in denen sich selbst reproduzierende Populationen des Huchens dokumentiert wurden (Weiss & Schenekar 2016), zunehmend verdichtete. Auch in den meisten Zubringern gibt es heute Kleinwasserkraftwerke, wobei v. a. mündungsnahen Anlagen oder Restwasser ein Einwandern bzw. Laichen von Huchen verhindern.

Die morphologischen Bedingungen in den Fließstrecken der Mur sind noch als vergleichsweise naturnahe einzustufen, lediglich ein Anteil von ca. 20 % ist als beeinträchtigt anzusehen (sicheres Risiko einer Zielverfehlung gemäß NGP). Die massivsten Regulierungen erfolgten in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts. Ein Vergleich mit der historischen Situation im steirischen Teil der Oberen Mur zeigt, dass die Mur dort infolge der Regulierung zwar um ca. ein Drittel eingeengt wurde, die Linienführung jedoch noch weitgehend erhalten geblieben ist (Hohensinner et al. 2022). Der pendelnd-mäandrierende Verlauf ist weiterhin der dominierende Flusstyp, was eine stetige Kolk-Furt-Abfolge gewährleistet. Dadurch ergibt sich im Vergleich zur historischen Situation kaum ein Verlust an für Huchen wesentlichen Kolkhabitaten

(Hohensinner et al. 2022). Freilich sind infolge der befestigten Ufer die Verlagerungsdynamik im Talboden unterbunden und die morphodynamischen Prozesse stark eingeschränkt. Großteils sind die Uferbefestigungen über der Mittelwasserlinie mit Sedimenten und Uferbewuchs überdeckt, sodass die Uferverbauungen – landschaftlich betrachtet – wenig ins Auge fallen. Infolge der Regulierung gingen aber fast alle Nebenarme und ca. 2/3 der Inseln verloren und die Gewässersohle tiefte sich um ca. 1 m ein. Dies hatte zur Folge, dass auch die Anzahl der Kiesbänke um 72 % zurückging. Während bei Niederwasser trotz Regulierung flusstypische Habitate überwiegen, fehlen heute bei Abflüssen > MQ Flachuferbereiche, Nebenarme und Überschwemmungsflächen, die bei diesen Abflüssen wichtige Rückzugsgebiete für Jungfische darstellen und insbesondere auch für juvenile Huchen ein Schlüsselhabitat darstellen. Auch vor der Regulierung wies ca. 1/3 der Nebenarme Verlandungstendenzen auf. Aufgrund der ständigen Neubildungen verblieb der Anteil der Nebenarme jedoch weitgehend konstant.

7.1.3. Verbreitung des Huchens

Eine Zusammenstellung der Informationen zur oberen Verbreitungsgrenze des Huchens in der Mur findet sich in Schmall (2012). In den einschlägigen Quellen wird die Verbreitungsgrenze im steirischen Flussabschnitt beim sogenannten Köglhofkatarakt bei Murau gezogen, da diese Stelle für Huchen als weitgehend unpassierbar eingestuft wurde. Nichtsdestotrotz war wahrscheinlich bei bestimmten Wasserständen eine Passage möglich. Dies ist laut mündlichen Überlieferungen z. B. des alten Fischereimeisters in Murau auch tatsächlich der Fall gewesen. Huchen sollen ursprünglich vereinzelt bis St. Michael im Lungau vorgekommen sein. Heute besteht an der Stelle des Köglhofkataraktes das KW Murau, das vor rund 15 Jahren mit einer funktionstüchtigen Fischaufstiegshilfe ausgestattet wurde (Tatzber 2006). Damit ist aktuell die Ausbreitung des Huchens flussauf über Murau hinaus wieder möglich und hat belegterweise in geringem Ausmaß auch schon begonnen (Tatzber 2006). Offen ist dabei, ob nunmehr auch große Huchen erfolgreich passieren können. Auch gemäß modellierter Verbreitung (Abb. 4-2) besteht eine »hohe Wahrscheinlichkeit« für ein Vorkommen des Huchens bis St. Michael im Lungau (Fluss-km 433). Flussab reicht das Huchenvorkommen bis über die Grenze mit Slowenien hinaus. Insgesamt stehen dem Huchen in der österreichischen Mur potenziell 330 km Flusslänge zur Verfügung. Die Mur ist nach der Donau der längste Huchenfluss in Österreich. Wichtige Zubringer mit ursprünglichem Huchenvorkommen > 10 km Länge sind in der Oberen Mur die Pöls, Liesing und Mürz; in der Unteren Mur die Kainach, Laßnitz, Sulm und z. T. auch deren Zubringer (z. B. der Saggaubach). Mit den Zubringern verdoppelt sich die Gewässerlänge der ursprünglichen Verbreitung des Huchens im Mureinzugsgebiet annähernd (vgl. Abb. 4-2). Aber auch kleinere Zubringer wie z. B. Ranten, Katschbach, Wölzerbach, Granitzen und Gamlitzbach waren als Laichgewässer von Bedeutung, bei Letztgenanntem kam es vor einigen Jahren wieder zu einem Aufstieg mehrerer adulter Huchen bis Fluss-km 6 (J. Melcher, pers. Mitteilung).

7.1.4. Huchenbestand

Die Obere Mur beherbergt den letzten größeren Huchenbestand in Österreich. Fischbestandserhebungen durch das IHG-BOKU sowie EZB-TB Zauner (Ratschan 2020a) in den Jahren 2017–2020 belegen einen mittels Streifenbefischungsmethode ermittelten Bestand adulter Huchen in den freien Fließabschnitten von 369 Individuen

(Ind.) im Abschnitt Murau-Unzmarkt, 106 zwischen Unzmarkt-Thalheim und 988 zwischen Fischeing-Leoben. Somit weist der Abschnitt Fischeing-Leoben den letzten größeren Huchenbestand auf, der der Kategorie A (Adultfischbestand > 500 Ind.) entspricht. Die beiden oberen Abschnitte liegen jeweils unter 500 Adultfischen und werden daher als Kategorie B klassifiziert. Auch wenn man die beiden flussaufgelegenen Fließstrecken zusammenrechnet, liegt der Gesamtadultbestand unter 500 Individuen. Alle 3 Abschnitte der Oberen Mur zusammen ergeben ca. 1.500 Adulthuchen. In allen genannten Abschnitten ist natürliche Reproduktion des Huchens nachgewiesen (vgl. Abb. 4-1). In der Mittleren Mur kommen Huchen in größerer Stückzahl nur mehr in den vergleichsweise kurzen Fließstrecken bei Friesach und Graz vor, wo auch Reproduktion nachweisbar ist (Abb. 4-1; Weiss & Schenekar 2016; C. Komposch unpubl. Daten). Neben der Mur selbst gibt es aber auch in der Laßnitz, die zum Sulm-Zuflusssystem der Unteren Mur gehört, eine stabile Huchenpopulation. In den gestauten Abschnitten und in der Grenzmur ist nur mehr ein geringer Bestand nachweisbar (Abb. 4-1), etwas höher ist der Bestand nur noch im Bereich der Sulm-Mündung (KW Obervogau bis Spielfeld, Befischungen Büro EZB).

Tabelle 7-1 beschreibt die Daten zur Ermittlung des Huchenadultbestandes der Oberen Mur basierend auf Fischbestandserhebungen in den Jahren 2017–2020. Die aktuellen Ergebnisse des Huchenbestandes stimmen recht gut mit jenen des Jahres 2009 überein, als ein Adultfischbestand von ca. 1.500 Individuen für die gesamte Mur ermittelt wurde (Schmutz et al. 2011, 2010). Ein Vergleich mit der Befischung im Jahre 1990 (Kaufmann et al. 1991) zeigt jedoch für den Teilabschnitt Fischeing-Leoben eine Abnahme des Huchenbestandes um mehr als zwei Drittel (Abb. 7-1). Auch der Bestand der restlichen Fischarten ist in der Oberen Mur in den letzten Jahren/Jahrzehnten deutlich zurückgegangen. Während die Bachforelle früher in der gesamten

Tabelle 7-1: Ermittlung des Huchen-Adultbestandes der Oberen Mur basierend auf Fischbestandserhebungen in den Jahren 2017–2020.

Bewertungsabschnitt	Befischungsabschnitt	Jahr	Ind/ha Gesamt	Ind/ha Adult	Ind/km	Adultbestand	Quelle
Murau-Unzmarkt	Murau-Triebendorf	2020	4,7	3,9	13	320	IHG-BOKU
Flkm 352-377	Schrattenberg-Unzmarkt	2017	6,0	4,9	17	420	IHG-BOKU
25 km	Mittelwert		5,4	4,4	15	369	
Unzmarkt-Thalheim	Unzmarkt-St. Georgen	2020	2,0	1,7	7	151	IHG-BOKU
FlKm 328-349	Wöllgraben-Thalheim	2020	0,8	0,7	3	60	IHG-BOKU
21 km	Mittelwert		1,4	1,2	5	106	
Fischeing-Leoben	Fischeing-Ingering	2020	6,7	5,5	28	1379	IHG-BOKU
Flkm 267-317	St. Michael-Leoben	2019	2,4	2,3	12	588	Ratschan 2020
50 km	Mittelwert		4,5	3,9	20	988	
Murau-Leoben							1463

Oberen Mur zu den bestandsbildenden Arten zählte, war sie bereits im Jahr 1990 stark zurückgegangen. Etwas zeitverzögert folgte in den letzten 3 Jahrzehnten ein drastischer Bestandsrückgang auch bei Äsche (*Thymallus thymallus*) und Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*; Abb. 7-2). Während 1990 noch beide Arten in der Strecke Fischening-Leoben Bestände von jeweils deutlich über 100 kg/ha aufwiesen, lagen sie im Jahr 2009 bei 92 kg/ha bei der Äsche und 56 kg/ha bei der Regenbogenforelle (Pinter et al. 2009). Im Jahr 2019/2020 nahm der Äschenbestand weiter drastisch auf 25 kg/ha und der Regenbogenforellenbestand auf 9 kg/ha ab. Der Gesamtbestand lag im Jahr 2019/2020 mit 64 kg/ha nur mehr knapp über dem k.o.-Kriterium des Fisch-Index Austria (FIA) von 50 kg/ha (Rauch & Unfer 2021, Ratschan 2020a).

Der Populationsaufbau des Huchenbestandes der Mur belegt durch das Vorhandensein von 0+ Fischen eigenständige Reproduktion (Abb. 7-3). Auffallend ist der geringe Anteil juveniler und subadulter Fische im Vergleich zu den Adultfischen. Dieses Phänomen ist aus der Mur seit vielen Jahrzehnten bekannt. Aufgrund des hohen Alters, das Huchen erreichen können, reicht ein Aufkommen von vergleichsweise wenigen Junghuchen, um eine Adultfischdichte in einem ausreichenden Maß zu gewährleisten. Die hohe Mortalität früherer Lebensstadien dürfte durch eine Kombination aus für diesen Gewässertyp natürlicherweise auftretenden Rahmenbedingungen (z. B. betreffend Sediment und Hydrologie) und anthropogenen Einflussfaktoren (z. B. betreffend Morphologie, Durchgängigkeit und Feststoffhaushalt) und dem daraus resultierenden arten- und individuenärmeren Beutefischbestand zu erklären sein.

Die in der Oberen Mur beobachtete Bestandsreduktion im Zeithorizont mehrerer Jahrzehnte ist mit hoher Wahrscheinlichkeit in erster Linie auf die Kraftwerksnutzung zurückzuführen, da sich die morphologischen Verhältnisse im Zeitraum 1990–2019

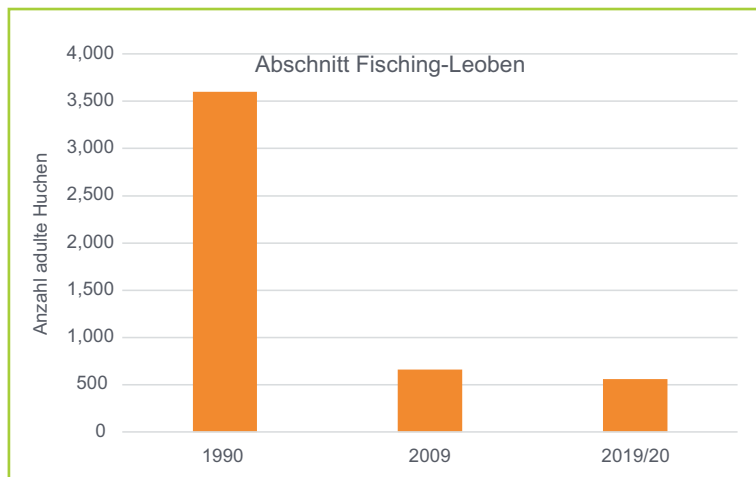


Abbildung 7-1: Entwicklung des Huchenadultbestandes (Adulttiere > 60 cm) im Abschnitt Fischening-Leoben im Zeitraum 1990-2020 (Datengrundlage: 1990 – Kaufmann et al. 1991; 2009 – Pinter et al. 2009; 2019/20 – Ratschan 2020a, Rauch & Unfer 2021; Anm.: für 1990 lagen aus allen Teilabschnitten Daten vor, für die Jahre 2009 und 2019/20 wurden die Daten aus Teilabschnitten hochgerechnet).

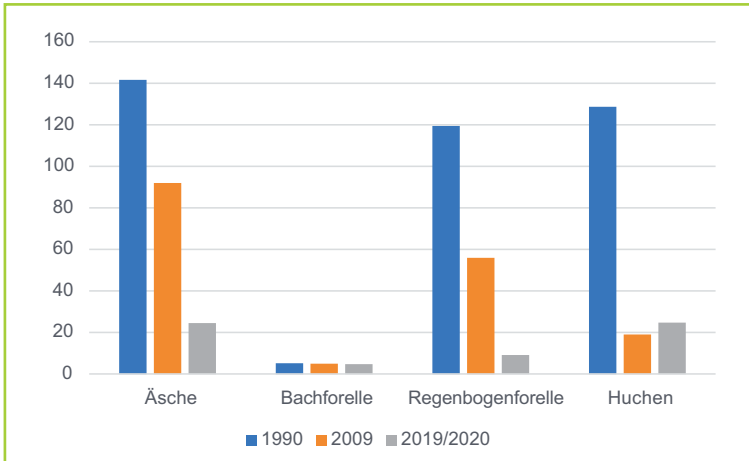


Abbildung 7-2: Entwicklung der Biomasse (kg/ha) der Leitfischarten Äsche, Bachforelle, Regenbogenforelle und Huchen im Abschnitt Fischen-Leoben im Zeitraum 1999–2019 (Datengrundlage: 1990 – Kaufmann et al. 1991; 2009 – Pinter et al. 2009; 2019/20 – Ratschan 2020a, Rauch & Unfer 2021; Anmk.: für 1990 lagen aus allen Teilabschnitten Daten vor, für die restlichen Jahre wurden die Daten aus Teilabschnitten hochgerechnet).

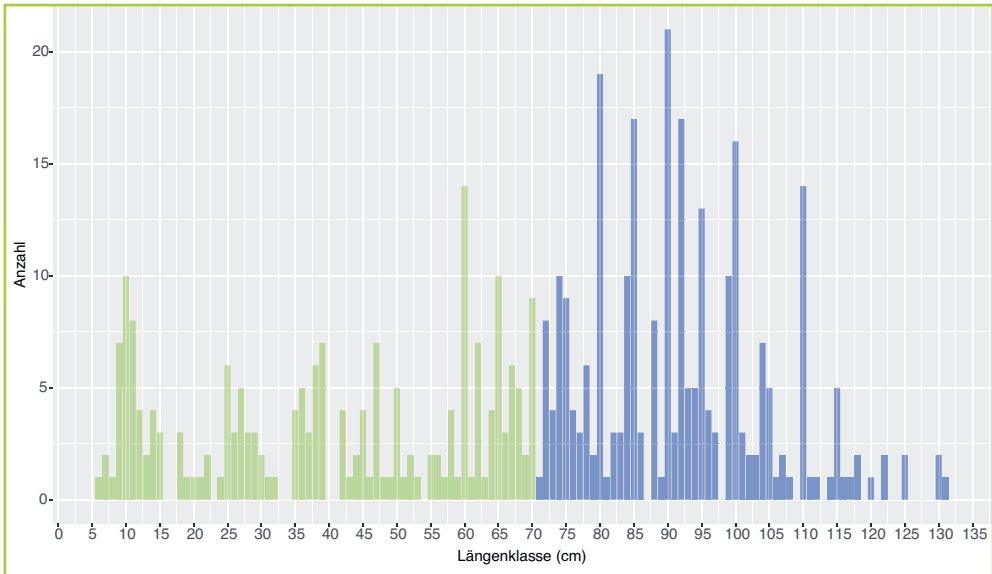


Abbildung 7-3: Populationsaufbau des Huchenbestandes der Mur (Zeitraum 1990–2013, Datenquelle siehe Methodik).

nicht wesentlich verändert haben, die Gewässergüte Anfang der 1990er-Jahre bereits als weitgehend saniert zu betrachten ist (www.umwelt.steiermark.at) und daher diese beiden Belastungsfaktoren als maßgebliche Ursachen auszuschließen sind. Nachweislich führten jedoch die Stauraumspülungen in diesem Zeitraum zu wesentlichen Beeinträchtigungen der Fischfauna (Eberstaller et al. 2007). Bei einer Stauraumspülung der Murkraftwerke in der Oberen Mur wurde ein Rückgang der Äschenbiomasse von mehr als 50 % festgestellt. Der fast vollständige Verlust von juvenilen (1+) Äschen wirkte sich auch bestandsmindernd in den Folgejahren aus (Abb. 7-4). Bei Stauraumspülungen treten wesentlich stärkere und länger anhaltende negative Auswirkungen auf Fischbestände auf, als dies bei natürlichen Hochwässern bzw. in Gewässern mit naturnahem, kontinuierlicherem Feststofftransport der Fall wäre. Auffallend ist die mehrere Jahre nach einer Spülung anhaltende Versandung der Kolke und Uferzonen. Die Mur weist zudem einen stark eingeschränkten Eintrag und Transport von Geschiebe auf, was in Verbindung mit der unterbundenen Verlagerungsdynamik zu verstärkter Kolmation der Flusssohle führt und damit die Reproduktionsmöglichkeiten für den Huchen und seine Beutefische einschränkt.

Eine zusätzliche Einflussgröße ist der im betrachteten Zeitraum wesentlich angestiegene Fraßdruck durch Prädatoren, wobei der Kormoran v. a. Junghuchen und Beutefische des Huchens jagt, der Fischotter hingegen auch adulte Huchen attackiert. In der Mur weist aktuell rund die Hälfte der gefangenen Huchen Fraßspuren von Fischottern auf, wovon auch große bis sehr große Exemplare betroffen sind (Ratschan 2020b). Sehr oft sind die Flossen angebissen, wobei die Verletzungen fallweise so groß sind, dass die Flossen nicht mehr nachwachsen können (Abb. 7-5). Diese Verletzungen stellen dauerhafte Schädigungen dar, können die Schwimmleistung und den Gesamtzustand beeinflussen, oder zu Infektionen und Verpilzungen der Fische führen. Aufgrund der hohen Anteile verletzter großer Adultfische, die solche Attacken offensichtlich überlebt haben, liegt die Annahme nahe, dass weniger wehrhafte, kleinere bzw. subadulte Huchen häufig von Ottern überwältigt und gefressen werden. Es handelt sich dabei um ein Stadium, das in der Mur vergleichsweise selten vorkommt (siehe Abb. 7-3) und daher für die Rekrutierung der Population einen Flaschenhals darstellen dürfte.

Ein weiterer Aspekt im Zusammenhang mit Bestandssicherungen in fragmentierten Lebensräumen ist die Verschiebung von Fischregionen bedingt durch den Klimawandel. Schmutz et al. (2004) und Matulla et al. (2007) zeigten weitreichende Verschiebungen der Wassertemperatur und Fischregionen in höher liegende Regionen. Für die Mur erstellte Modelle prognostizieren für den Zeitraum 2001–2049 eine Verschiebung der Äschenregion um bis zu 40–50 km. Neben der Äsche wären auch Bach- und Regenbogenforelle von dieser Veränderung betroffen. Der oben erwähnte massive Einbruch der Bachforellenpopulation lässt sich eventuell auch durch die bereits erfolgte Erwärmung erklären (siehe Kap. 11.4.3, Diskussion). Die Mittlere Mur im Bereich Friesach erreicht bereits über lange Phasen im Sommer Wassertemperaturen von mehr als 16 °C, ein Schwellenwert, der bei Bachforellen zu einer signifikanten Zunahme der Proliferative Kidney Disease führt (PKD, Lewisch et al. 2018). Der Huchen selbst ist wesentlich robuster gegenüber Temperaturerhöhungen (siehe Kap. 3, Ökologie des Huchens) und könnte hinsichtlich der Ernährung auf von flussabnährückende Beutefische wie Barbe und Nase ausweichen, vorausgesetzt eine Ausbreitung dieser Arten ist angesichts der vielen Kontinuumsunterbrechungen

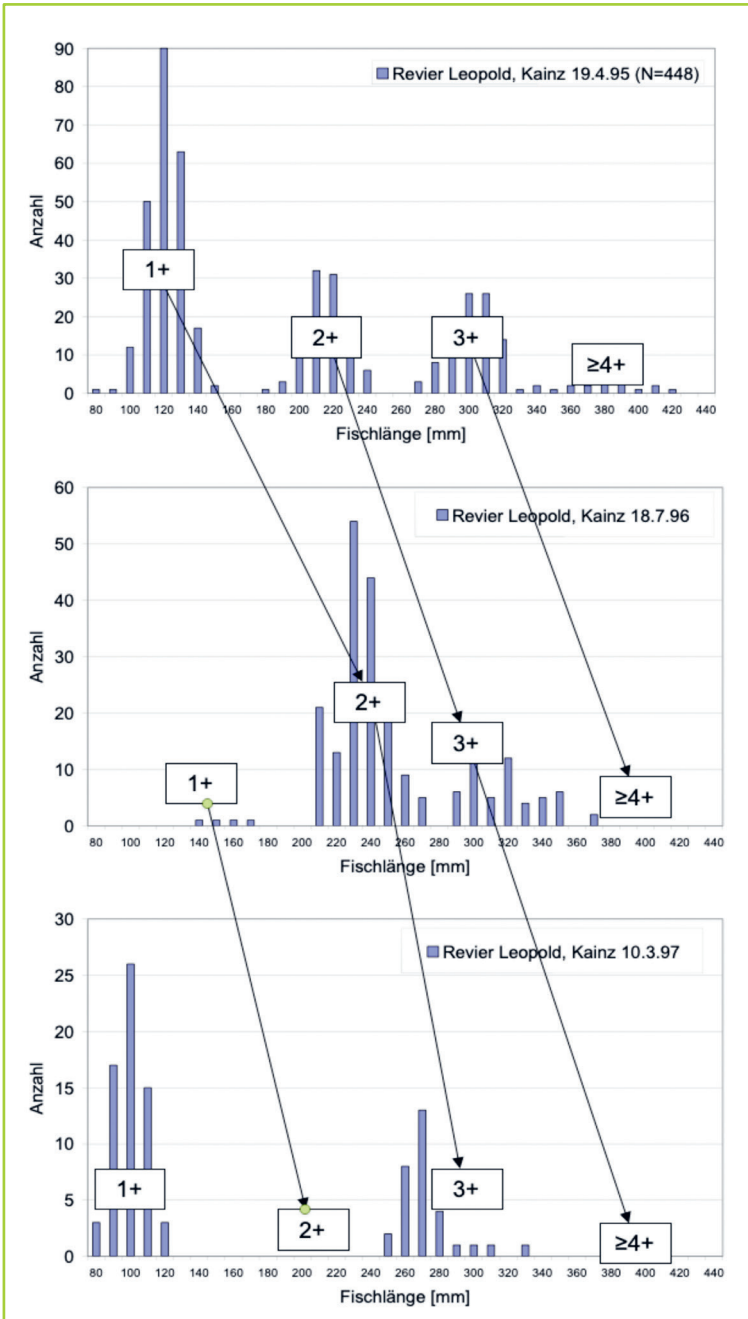


Abbildung 7-4: Ausfall von juvenilen Äschen infolge Stauraumpflügelungen beim KW St. Georgen am 13.-14. 5. 1996 sowie KW Unzmarkt am 17. 5. 1996 im Revier Leopold im Jahr 1996 und Folgejahr 1997 im Vergleich zum Referenzjahr 1995 (Schmutz 1999).



Abbildung 7-5: Wahrscheinlich von einem Fischotter stark angebissene Schwanzflosse eines Murhuchens (Länge 103 cm).

(Foto: C. Ratschan, 3. 11. 2018)

möglich und findet tatsächlich statt. Im Unterlauf der Mur sind auch heute schon zunehmend kritische Temperaturen nachweisbar (siehe Kap. 11.4.3, Diskussion), was insbesondere ein Wiedererstarben der Huchenpopulation in der Grenzmur als fraglich erscheinen lässt.

7.1.5. Diskussion und Schlussfolgerungen

Aus oben dargestellten Ergebnissen und Zusammenhängen lassen sich für die Mur folgende Schlüsse ziehen: Die Mur stellt aktuell den bedeutendsten Fluss für den Erhalt des Huchens in Bayern und Österreich dar und ist daher von sehr hoher internationaler Schutzwürdigkeit. Da es sich um die letzte größere Population mit eigenständiger Reproduktion handelt, ist das langfristige Überleben dieser Art eng mit der Überlebensfähigkeit dieser Murpopulation verknüpft. Mit ca. 1.500 Adulttieren liegt die Huchenpopulation der Mur bereits an der kritischen Grenze langfristiger Überlebensfähiger Minimalpopulationsgrößen (Traill et al. 2007, 2010). Der größte Teil der Huchenpopulation befindet sich flussauf Leoben, daher haben Schutz, Erhalt und Stärkung der Kernpopulation flussauf von Leoben höchste Priorität. Zwischen Leoben und Graz, insbesondere nördlich von Graz, gibt es noch fragmentierte Populationen von reproduzierenden Huchen. Allerdings ist ein weiteres KW (Gratkorn) gegenwärtig im Bau und ein neues (Stübing) in Planung. In Stübing, das als der hydromorphologisch natürlichste Abschnitt der Grazer Region gilt, wurden in jüngster Zeit Huchen

aller Altersklassen durch eine quantitative Bestandserhebung mittels Streifenmethode dokumentiert. Natürliches Abbläuen und funktionsfähige Laichplätze sind für diesen Abschnitt gut belegt (Weiss & Schenekar 2016, Rechberger & Woschitz in prep).

Wasserkraftwerke führen zu vielfältigen Eingriffen (Schmutz & Moog 2018) und somit v. a. zu einer Reduktion des Lebensraums der Leitfischarten Äsche, Bachforelle, Huchen, Nase und Barbe. Aufgrund der national und international hohen Bedeutung des Huchenbestandes der Mur sind neue Wasserkraftwerke in den Fließstrecken mit dem Schutz, dem Erhalt und der erforderlichen Stärkung des Huchenbestandes nicht vereinbar. Jegliche Errichtung von Stauen und Fragmentierung durchgehender Abschnitte ist zu vermeiden und würde bereits erfolgte öffentliche Investitionen zur Verbesserung des Zustands konterkarieren. Vielmehr müssten die bisherigen Anstrengungen zur morphologischen Verbesserung der Oberen Mur im Rahmen der beiden LIFE Natur-Projekte (www.murerleben.at) weitergeführt und intensiviert werden. Dabei ist besonderes Augenmerk auf eigendynamische Entwicklung der Revitalisierungsmaßnahmen zu richten (Hohensinner et al. 2022).

Auch der Abschnitt Bruck bis Gersdorf weist, trotz intensiver Kraftwerksnutzung, abschnittsweise noch einen guten fischökologischen Zustand auf. Dies ist darauf zurückzuführen, dass es sich nicht um eine durchgehende Staukette handelt, sondern noch ein signifikanter Anteil an Vollwasser-Fließstrecken und Restwasserstrecken mit Fließcharakter vorhanden ist. Daraus erklärt sich, dass trotz Kraftwerksnutzung noch Huchen in diesem Abschnitt zu finden sind. Der Abschnitt weist somit ein beträchtliches ökologisches Potenzial auf. In durchgehenden Stauketten, wie im Abschnitt KW Gössendorf bis Gersdorf, geht dieses Potenzial weitgehend verloren. Ein etwaiger Kraftwerksausbau bzw. »Lückenschluss« in den noch verbliebenen Fließstrecken ist mit dem Erhalt der Huchenpopulation in diesem Bereich nicht verträglich. Ein weiterer Ausbau in diesem Abschnitt in Richtung einer geschlossenen Staukette verringert auch die potenzielle Vernetzung der freien Fließstrecke der Grenzmuir mit den Fließstrecken flussauf von Bruck, aber auch mit den z.T. noch vitalen Huchenpopulationen der Zubringer (z. B. Sulm und Laßnitz).

Die deutliche Fischbestandsreduktion der letzten Jahre in der Oberen Mur erfolgte zeitgleich mit der Zunahme der Fischfresser. In Bezug auf den Huchen ist insbesondere der Fischotter hervorzuheben. Dieser besiedelte das zentrale Huchenverbreitungsgebiet an der Oberen Mur quantitativ vor allem zwischen den Jahren 2006 und 2011 (Kranz & Poledník 2012, siehe Kap. 8.2.1).

Die aktuelle fischökologische Situation sowie die Gefährdung des Huchens zeigen deutlich, dass umfassende Sanierungsmaßnahmen in Angriff zu nehmen sind, um das langfristige Überleben des Huchens in der Mur zu gewährleisten. Dazu zählen neben der Revitalisierung der Mur und deren Zubringer die Errichtung/Verbesserung von Fischwanderhilfen, um auch für Huchen und deren Beutefische eine quantitative Passage zu ermöglichen, die Errichtung von Fischschutz- und Abstiegsanlagen, ein ökologisch optimiertes Stauraumpülungs- und Geschiebemanagement, Restwasseranpassungen, Anbindungen der Zubringer sowie, bis zur mittel- bis langfristigen Wirksamkeit dieser hydromorphologischen Maßnahmen, ein zielgerichtetes Prädatorenmanagement.

7.2. Drau

7.2.1. Allgemeines

Die Drau entspringt auf einer Seehöhe von ca. 1.600 müA am Toblacher Sattel in Südtirol und durchfließt in weiterer Folge Osttirol, Kärnten und Slowenien, bildet dann die Grenze zwischen Ungarn und Kroatien und mündet nach 749 km bei Osijek (Kroatien) in die Donau. Im Alpenraum hat die Drau eine Einzugsgebietsgröße von ca. 22.000 km² und eine Länge von ca. 350 km und ist damit neben dem Inn der Fluss mit der längsten Fließstrecke innerhalb der Alpen (Unfer et al. 2019). Die Drau hat ein nivo-glaziales Abflussregime (Pardé 1947). Charakteristisch ist das ausgeprägte Abflussmaximum im Sommer, ausgelöst durch Sommerniederschläge und Schnee- bzw. Gletscherschmelze. Typische Niederwassersituationen ergeben sich in den Monaten Jänner-März. Beim Eintritt nach Kärnten (Pegel Oberdrauburg) hat die Drau einen mittleren Durchfluss (MQ) von ca. 58 m³/s; am Pegel Lavamünd nahe der slowenischen Grenze bereits ein MQ von 245 m³/s. Der ursprüngliche morphologische Flusstyp der Drau ist als dynamischer, pendelnder Fluss mit zahlreichen Gerinneaufzweigungen und ausgedehnten Auegebieten zu charakterisieren. Ab dem Zusammenfluss mit der Isel ist die Drau der Äschenregion zuzurechnen, bei Villach geht sie in die Barbenregion über.

7.2.2. Die zeitliche Entwicklung der Huchenbestände der Drau vor dem Hintergrund anthropogener Eingriffe

Der Huchen war ehemals im gesamten inneralpinen Verlauf der Drau von Lienz bis flussab von Maribor (Slowenien) auf ca. 300 km Flusslänge verbreitet. Entlang der gesamten Äschen- und Barbenregion der Oberen Drau berichten zahlreiche Quellen bis in die 1960er-Jahre von großen Beständen und kapitalen Exemplaren, während der Kraftwerksbau die Huchenbestände flussab von Villach bereits 20 Jahre früher stark reduziert hatte (z. B. Müller 1967a, b, Prager 1977). Beleuchtet man die Entwicklung des Huchens im Drausystem bis in die aktuelle Zeit, ist es – in einem Satz gesagt – eine Geschichte vom Niedergang bis hin zum weitgehenden Erlöschen seiner Population in einem der ehemals wesentlichsten Huchenflüsse Österreichs.

Bereits in den 1930er-Jahren beklagte Krauß (1933) in einem Artikel für die Österreichische Fischereizeitung den Rückgang des Huchens *in den letzten Jahrzehnten* und führt den Bestandseinbruch vor allem *auf den Einzug der Industrie in die Täler, sowie die (Schwarz)fischerei mit unlauteren Mitteln* zurück. Er machte sich also bereits vor ca. 90 Jahren Sorgen, dass der Huchen *in nächster Zeit* aussterben könnte.

Quantitative Daten zu historischen Huchenbiomassen oder -bestandsdichten der Drau sind nicht verfügbar, da Elektrobefischungsmethoden erst ab der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts Anwendung fanden. Aber aus den primär anekdotischen historischen Quellen kann der Unterschied zum rezenten Zeitraum jedenfalls klar verdeutlicht werden. Quantitative Befischungsdaten zu den Fischbeständen der Drau liegen erst ab Mitte der 1980er-Jahre vor (Jungwirth et al. 1990, Schulz et al. 1986). Diese Daten stammen somit aus einer Zeit, als die wesentlichsten menschlichen Eingriffe in den Huchenlebensraum bereits getätigt waren und dem Huchen die Lebensraumgrundlage zum Aufrechterhalten einer eigenständigen Population zwischen Villach und Maribor durch die Errichtung einer geschlossenen Staukette bereits entzogen war. Innerhalb von rund 50 Jahren wurden mehr als 50 % der Drau-Huchenstrecke durch Einstau unwiederbringlich zerstört. Der Bau der letzten 4 Staustufen

am oberen Ende der Kette, zwischen Villach und Paternion in den 1980er-Jahren, reduzierte dabei nicht nur den nutzbaren Huchenlebensraum. Vielmehr hatten diese Kraftwerke offensichtlich auch verheerende Konsequenzen für die Nase, die als typische Nahrungsgrundlage für den Huchen aus der Oberen Drau vollkommen verschwunden ist (s. u.).

Entlang der nach dem Kraftwerksbau verbliebenen freien Fließstrecke der Oberen Drau bis Lienz (ca. 80 km) wurde die Morphologie des Flusses und damit die Lebensraumqualität durch die systematische und ca. 25 Jahre andauernde Regulierung des Flussbetts als Folge der Katastrophenhochwässer der Jahre 1965 und 1966 drastisch reduziert. Systematische Regulierungsmaßnahmen hatten jedoch bereits deutlich früher, Ende des 19. Jahrhunderts, begonnen. Diese erste Phase der Drauregulierung führte aber noch nicht zu jenen massiven Eintiefungen des Flussbetts, welche die systematische Einengung der Drau nach den Katastrophenhochwässern der 1960er-Jahre auslöste. Durch das sich immer stärker eintiefende Flussbett wurden zunehmend zahlreiche Lauen und Auegebiete von der Drau niveaumäßig entkoppelt und gingen verloren. Zudem wurden viele Augewässer und Nebenarme zugeschüttet und zahlreiche wesentliche Zubringerbäche ins benachbarte Mölltal abgeleitet. So gingen auch für den Huchen wichtige Laich- und Refugialhabitate sowie Kinderstuben verloren. Zusätzlich belastet die Inbetriebnahme der Kraftwerke Malta Unterstufe seit 1979 und Strassen-Amlach bei Lienz seit 1989 die Fischpopulationen der Oberen Drau bis heute massiv durch Schwall und Sunk (Unfer et al. 2011a).

Für den Abschnitt der Oberen Drau flussauf der heutigen Staukette gibt es einige Literaturquellen, die eine grobe Abschätzung der ehemaligen Huchenbestände erlauben bzw. zumindest klar aufzeigen, dass der Huchenbestand dramatisch zurückgegangen ist. Flussab von Spittal an der Drau liegt ein ca. 8 km langes Draurevier, das sich auch aktuell noch im Besitz der Wirtsfamilie Olsacher befindet. Prager (1977) berichtet, dass in diesem Revier allein im Winter 1910 insgesamt 40 Huchen entnommen wurden und dass diese Entnahme in den 1970er-Jahren pro Saison nur noch bei 4–6 Huchen über einem Meter Länge lag. Allein der legendäre Huchenfischer Alwin Winkler, der über seine Fänge penibel Buch führte, fing im Laufe seiner aktiven Fischerlaufbahn im Olsacher Revier insgesamt 569 Huchen über 10 kg. Zwischen 1950 und 1965 erbeutete er immer noch zwischen 15 und 17 Huchen pro Saison (Prager 1977). Auch Beobachtungen zum Laichfischbestand weiter flussauf, aus dem Bereich Kleblach bis Oberdrauburg (Hopfgartner 1960, 1959), geben Hinweise auf den damals großen Huchenbestand. So konnte Hopfgartner (1959) flussauf von Kleblach zur Laichzeit im Jahr 1958 mindestens 30 Huchen auf einer Strecke von 8 km zählen und noch weitere verlassene Laichplätze feststellen. Nachdem im Anschluss an die beiden Hochwasserjahre 1965/66 zunächst etwas weniger Huchen gefangen wurden und man sich teilweise Sorgen um den Huchenbestand machte (z. B. Müller 1967a), fällt auf, dass in den 1970er- und 1980er-Jahren in der Oberen Drau wieder sehr viele Fänge außerordentlich kapitaler Huchen getätigt wurden (z. B. Prager 1977).

Verglichen mit den oben beschriebenen Zahlen sind die Nachweise von Huchen, die bei Elektrofischungen zur Erhebung der Gesamtfischbestände an der Oberen Drau zwischen 1989 und 2017 gefangen wurden, sehr gering (Abb. 7-6, Tab. 7-2). Die höchste Fangzahl konnte bei der letzten Befischung der Drau zwischen Oberdrauburg und dem Stau Paternion mit 29 Individuen erzielt werden (Unfer et al. 2018). Allerdings wurden bei dieser Untersuchung, bis auf ein einzelnes Exemplar mit einer

Länge von 124 cm, ausschließlich Besatzfische gefangen. Die zwischen 45 und 100 cm langen Besatzhuchen wiesen durchwegs eindeutige Zuchtfischmerkmale auf. Diese Besatzfische fanden sich auch konzentriert in zwei Drauabschnitten bei Dellach und Möllbrücke. Während bei den Befischungen zwischen 1989 und 2010 noch keine Zuchtfische registriert wurden und in diesem Zeitraum von einer natürlichen Huchenpopulation, wenn auch auf niedrigem Niveau, auszugehen war, zeigt die rezenteste Gesamtbefischung klar, dass der autochthone Drau-Huchen aktuell de-facto verschwunden ist (Abb. 7-6).

Tabelle 7-2: Fangzahlen von Huchen und Nase im Zuge von Fischbestandsaufnahmen an der Oberen Drau 1989–2017; Minimal- und Maximallängen gefangener Huchen; Gesamtlänge der Bootsbefischungs-Streifen (Wirkungsbreite des elektrischen Felds = 6 m)

Jahr	Quelle	Studie	befischte Länge	Huchen (Stk.)	Huchen längen (mm)	Nasen (Stk.)	Nasenlängen (mm)
1989	Jungwirth et al. 1990	RUVP Obere Drau	10,1 km	11	270–1300	292	150–460
1992	Eberstaller et al. 1993	GBK Obere Drau	17,4 km	23	420–1090	31	350–465
1998	Unfer et al. 2003	Drau Life I / Auenverbund	18,5 km	11	880–1200	8	390–480
2002	Unfer et al. 2003	Drau Life I / Auenverbund	20,9 km	7	680–1140	0	
2006	Unfer et al. 2011b	Drau Life II / Lebensader	21 km	8	490–1300	4	275–470
2010	Unfer et al. 2011b	Drau Life II / Lebensader	20,4 km	4	650–1000	1	40
2017	Unfer et al. 2018	Fischök. Bestandsaufnahme	21,4 km	29	455–1240	0	

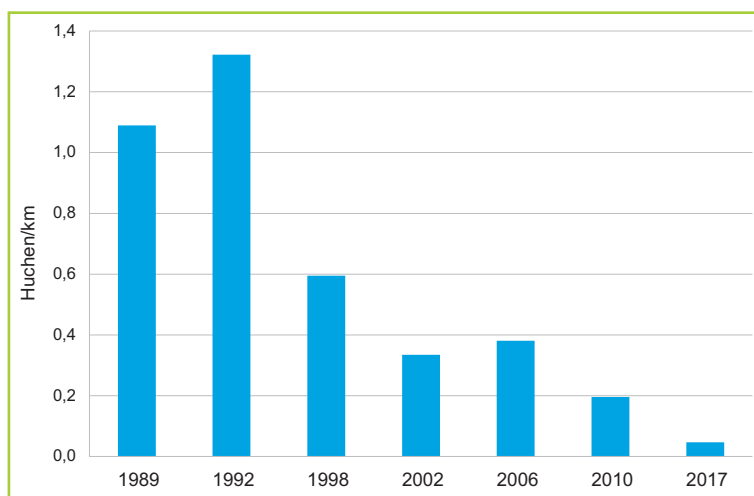


Abbildung 7-6: Bei quantitativen Elektrobefischungen an der Oberen Drau zwischen 1989 und 2017 gefangene Huchen pro Kilometer befischter Flusslänge (Besatzfische nicht berücksichtigt). Datenquelle siehe Tabelle 7-2.

7.2.3. Vorkommen, Entwicklung und aktuelle Situation des Huchens in den Zubringern zur Drau

Ähnlich besorgniserregend wie in der Drau selbst sind die aktuellen Huchenbestände der größeren Zubringer zur Drau. Die unten kurz charakterisierten Drauzubringer hatten historisch allesamt nennenswerte, zum Teil sogar bedeutende Huchenbestände. Aktuell weist einzig die Gail eine nach wie vor weitgehend intakte Population auf und hat so aktuell auch die Drau als wesentlichsten Huchenfluss im Einzugsgebiet abgelöst.

Vincenz Hartmann schreibt 1898: »In Kärnten findet er (Anm.: der Huchen) sich in der gesamten Draustrecke, ferner an der Mündung der Möll und im Unterlaufe der Gail, Gurk, Vellach und Lavant. Im letztgenannten Zuflusse steigt er bis in die Gegend von St. Andrä und in der Gurk bis zum Drahtzug oberhalb Zwischenwässern«. Nach Hofpointner (2013) kam der Huchen im Drausystem ehemals auch in den Unterläufen der Isel (Hartlieb 1948), der Lieser (Jungwirth et al. 1990) und der Glan vor.

In Lienz vereinen sich die **Kleine Drau** und die **Isel**. Während der Huchen für die Kleine Drau nur für das Stadtgebiet beschrieben ist (Tschurtschentaler 1961), wurden im Unterlauf der Isel regelmäßig Huchen gefangen, was sehr gut mit der modellierten Verbreitung des Huchens übereinstimmt (Abb. 4-2). Erwähnt sind Huchenvorkommen bis Kienburg (Einmündung Schwarzach) bereits im Fischereibuch Kaiser Maximilians I. (Niederwolfsgruber 1979). Tschurtschentaler (1961) beschreibt, dass ehemals die Huchen der Drau in der Laichzeit bis nach Lienz zum Laichen zogen und dass nach der Laichzeit in jedem Jahr 8–12 Huchen zwischen 6 und 15 kg gefangen wurden, vor dem ersten Weltkrieg fast doppelt so viele. Aktuell beschränkt sich das Huchenvorkommen in der Isel auf Einzelexemplare.

Der am weitesten flussauf liegende Zubringer zur Kärntner Drau mit natürlichem Huchenvorkommen ist die **Möll**. Der linksufrige Zubringer hatte bis Kolbnitz (ca. km 10 flussauf der Mündung) ein regelmäßiges Vorkommen, vereinzelt ist der Huchen sogar bis nach Gößnitz (km 31) aufgewandert (Gradnitzer, pers. Mitteilung), was sehr gut mit der modellierten Verbreitung des Huchens übereinstimmt, die bis ca. 15 km weiter flussauf bis Rangersdorf reicht (Abb. 4-2). Der letzte belegte Großhuchen der Möll (22 kg, 120 cm) wurde 1961 bei der Kolbnitzer Brücke gefangen. Zu dieser Zeit war der Bau der hochalpinen Speicher im Mölltal bereits im Gang. Die Errichtung des Ausgleichsspeichers Rottau der Möll-Malta Kraftwerksgruppe (1971–1979) führte schließlich zu einer für Fische unüberwindbaren Zäsur zwischen Möll und Drau. Der Unterlauf der Möll, der Abschnitt mit dem historisch größten Huchenbestand (Hartlieb 1948), wurde als Folge der energiewirtschaftlichen Nutzung zur Restwasserstrecke, flussauf liegende Möllabschnitte waren durch die Errichtung des Wehres Rottau für Fische nicht mehr erreichbar. Erst 2015 wurde das Wehr durch Errichtung einer Fischwanderhilfe passierbar gemacht. Ein 2017 begonnener Versuch zur Wiederansiedlung des Huchens in der Unteren Möll verläuft bis dato vielversprechend. Die als einjährige Fische im Speicher Rottau besetzten Junghuchen werden aktuell regelmäßig nachgewiesen. Im März 2021 wurden auch erstmals zwei subadulte Huchen an einem Äschenlaichplatz in der flussauf des Speichers Rottau gelegenen Möll beobachtet, für 2022 ist ein erstes Ablachen belegt (Gradnitzer, pers. Mitteilung).

In Spittal mündet mit der **Lieser** der letzte größere Zufluss mit potenziellem Huchenhabitat in die ungestaute Obere Drau. Das Huchenvorkommen dürfte von jeher auf die untersten ca. 3 km bis zur sogenannten Lieserschlucht beschränkt gewesen sein.

Aktuell ist aber auch aus diesem Abschnitt, in dem außerdem zwei Kleinkraftwerke die Durchgängigkeit beeinträchtigen, kein Huchenvorkommen bekannt.

Alle weiteren Zubringer der Drau auf Kärntner Gebiet münden bereits in die Draustaukette und sind daher von der frei fließenden und durchgängigen Oberen Drau abgetrennt. Auch wenn die Draukraftwerke mittlerweile durchwegs mit Fischwanderhilfen ausgestattet sind, ist ein Austausch von Individuen innerhalb der Drau und zwischen der Drau und deren Zuflüssen über Jahrzehnte nicht möglich gewesen und auch aktuell kaum relevant, da die Staukette kaum geeignete Habitate zur Ausbildung/Aufrechterhaltung einer eigenständigen Huchenpopulation bietet.

Die **Gail** ist 120 km lang und hat bei der Mündung in die Drau einen mittleren Abfluss von ca. 50 m³/s. Ihr Abflussregime ist herbstnival und frei von Gletschereinfluss, mit Abflussspitzen zur Schneeschmelze und bei herbstlichen Regenereignissen. Der Fluss weist starke Geschiebeeinträge aus den Südlichen Kalkalpen und eine entsprechend hohe Geschiebedynamik auf. Das KW Schütt, die erste und bis heute gegebene Zäsur zwischen Unterer und Mittlerer Gail, liegt ca. 20 km flussauf der Mündung in die Drau und wurde bereits 1911 errichtet. Flussauf davon besteht eine ca. 60 km lange freie Fließstrecke bis zum nächsten Kraftwerk am Ausgang des Lesachtals bei Kötschach-Mauthen. Dieser Abschnitt, die Mittlere Gail, bildet auch das Kernhabitat der aktuellen Huchenpopulation. Die systematische Regulierung des ehemals verzweigten Mittel- und Unterlaufs begann bereits im ausklingenden 19. Jahrhundert. Wie an der Drau wurde auch an der Gail nach den Hochwässern der 1960er-Jahre die Regulierungstätigkeit intensiviert. Anders als an vielen anderen alpinen Flüssen wurden im Rahmen des Hochwasserschutzes an der Gail bereits damals große Vorlandflächen als Überflutungsräume eingebunden, die letztendlich als Retentionsräume dienen und die Hochwasserspitzen der Gail deutlich abmindern. Bis in die frühen 1990er-Jahre war die Gail durch Bergbauabwässer zwischen Nötsch und der Schütt stark beeinträchtigt. Eingeleitete Sedimente führten bis zur endgültigen Betriebsschließung (1994) zu einer derart massiven Kolmatierung der Gewässersohle, dass der betroffene Abschnitt so gut wie frei von Fischnährtieren war und auch sehr niedrige Fischbestände aufgewiesen haben dürfte. Quantitative Daten zu den Fischbeständen vor 1990 sind nicht verfügbar.

Hartmann (1898) schreibt, dass der Huchen im Unterlaufe der Gail vorkommt, ohne aber eine konkrete Verbreitungsgrenze zu nennen. Es ist jedoch sehr wahrscheinlich, dass der Huchen die Gail zwischen Kötschach-Mauthen und der Mündung in die Drau besiedelte. Trotz fehlender historischer Quellenangaben belegen Zeitzeugenberichte und fotografische Dokumente regelmäßiger Huchenfänge aus den 1960er-Jahren das Huchenvorkommen in diesem Abschnitt. Die modellierte Verbreitung des Huchens reicht bis ca. 10 km flussab von Kötschach-Mauthen und stimmt somit recht gut mit den historischen Angaben überein (Abb. 4-2).

Im Zuge quantitativer Elektrobefischungen der Gail seit 1989 erfolgte eine umfangreiche Dokumentation des Fischbestands (Kaufmann et al. 2014, Friedl 2012, 2007, 2005, 2003, 2000, Honsig-Erlenburg & Friedl 1997b, Revital 1992, Schulz & Honsig-Erlenburg 1991). Dabei wurden insgesamt 412 Huchen gefangen, wobei alleine 258 Individuen auf die Befischung 2017 entfallen. Den weitaus größten Anteil stellten einsömmrige Junghuchen dar, ein klarer Beleg für die erfolgreiche natürliche Reproduktion des Huchens in der Gail. Eine Hochrechnung der Bestände ergab, dass im Jahr 2017 ca. 250 adulte und subadulte Huchen (> 50 cm) und mehr als 10.000



Abbildung 7-7: Huchen der Gail mit vermutlich vom Fischotter verursachter Verletzung.

Foto: H. Schlagmann

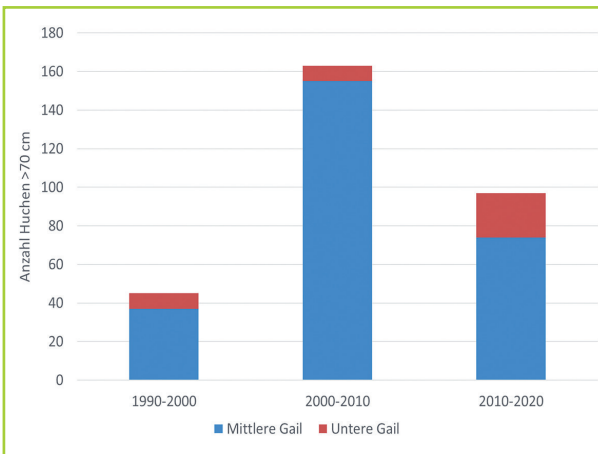


Abbildung 7-8: Hochgerechnete Gesamtzahl (Mittelwerte) an adulten Huchen (> 70 cm) für die Mittlere und Untere Gail in den drei Dekaden zwischen 1990 und 2020 (Datenquelle: Kärntner Institut für Seenforschung).

Junghuchen die Gail besiedelten. Bestandsschätzungen, basierend auf E-Befischungen für die drei Dekaden zwischen 1990 und 2020 (Abb. 7-8), zeigen, dass der höchste Bestand an Adulttieren (> 70 cm) zwischen 2000 und 2010 mit durchschnittlich mehr als 160 Adulttieren gegeben war. Seit 2010 sinken die Bestände wieder, wobei aber v. a. die Befischung 2017 einen klaren Beleg für die Vitalität der Huchenpopulation der Gail lieferte. Besonders auffällig ist in den letzten Jahren, dass ein hoher Anteil an adulten Huchen in der Gail Verletzungen aufweist, die mit hoher Wahrscheinlichkeit auf Fischotter zurückzuführen sind (Abb. 7-7). Wie groß der Einfluss der Fischotterprädaion auf die Huchenpopulation ist und wie viele Huchen aufgrund der Bisswunden verenden, bleibt freilich offen, könnte aber durchaus ein wesentlicher

Grund für die seit 2010 rückläufigen Huchendichten sein. Aktuell liegt der Bestand an laichfähigen Huchen in der Gail bei ca. 100 Fischen, also weit unter der Größe, die für eine nachhaltig vitale Population nötig wäre. Die Gailhuchen stellen ein wichtiges Potential für eine etwaige Wiederbesiedelung der Oberen Drau dar. Eine detaillierte Abhandlung über die Bestandsentwicklung des Huchens in der Gail findet sich in Friedl (2023).

Die **Gurk** ist mit 157 km Länge der längste Drauzubringer Kärntens. Sie ist einer der wenigen größeren Flüsse Österreichs, der abschnittsweise noch weitgehend naturnahe bzw. naturbelassene Strecken aufweist. Im Gegensatz zur Gail ist das Huchenvorkommen der Gurk bereits durch frühe Literaturquellen belegt.

Bereits im Jahre 1577 gab es eine Fischereiordnung an der Gurk (Wutte 1912). So durften Äschen, Ferchen (Forellen) und Huchen nur mehr mit der »Schnur« gefangen werden. Im Archiv des Bistums Gurk findet sich eine Notiz aus dem Jahre 1895. Der Brauereibesitzer Ferdinand Mayer aus Hirt hatte demnach erstmals einen Huchen in der Gurk mit der Angel gefangen (Honsig-Erlenburg & Friedl 1997a). Im Jahresbericht des Bistums Gurk aus dem Jahre 1923 ist das Vorkommen des Huchens in der Gurk bis unterhalb von Straßburg folgendermaßen dokumentiert: »Von fünf Drahtarbeitern bei Drahtzug wurden 5 Huchen im Gewichte von 60 kg mit Drahtschlingen gefangen. Eine gerichtliche Verfolgung wurde von der Landesregierung Klagenfurt eingeleitet. Die Fischdiebe wurden zu zwei bis sechs Wochen Arrest »bedingt« verurteilt« (Honsig-Erlenburg 2016). Die modellierte Verbreitung des Huchens reicht bis Pöckstein, ca. 10 km flussab von Straßburg, und stimmt somit recht gut mit den historischen Angaben überein. Im Jahre 1975 konnte im Unterlauf der Gurk noch ein Huchen mit 23 kg Gewicht erbeutet werden (Posch 1977). Vor dem 2. Weltkrieg gab es in diesem Bereich einen guten Huchenbestand.

Aktuell gibt es in der Gurk kaum mehr Huchen. Zwar wurden Versuche unternommen, Huchen wieder zu besetzen, jedoch bislang nur mit geringem Erfolg. Schuld daran waren auch immer wieder auftretende Fischsterben, verursacht durch Abwassereinleitungen (chemische Industrie und Papierindustrie) sowie durch Stauraumpülungen. Insgesamt existieren an der Gurk aktuell 22 Wasserkraftwerke, vor allem im mittleren Abschnitt ist der Fluss stark fragmentiert. Bei 18 Wehranlagen wurden in den letzten Jahren Fischaufstiegshilfen errichtet (Honsig-Erlenburg 2019). In den Jahrzehnten davor waren Fischwanderungen über längere Abschnitte unmöglich.



Abbildung 7-9: Fang von fünf Huchen durch Fürst Franz Khevenhüller-Metsch Anfang des 20. Jahrhunderts in der Gurk bei Brückl (Archiv Khevenhüller-Metsch, Niederosterwitz).

Im Unterlauf der **Glan**, einem Zubringer zur Gurk, kommen aufgrund der Regulierungsmaßnahmen ab 1886 (Honsig-Erlenburg & Wieser 1997) und der Abwassereinleitungen einer Holzplattenindustrie (seit den 1950er-Jahren bis 1991) heute keine Huchen mehr vor. Gemäß modellierter Verbreitung des Huchens reichte dessen Verbreitung bis Glanegg (Abb. 4-2).

In der **Lavant**, dem am weitesten flussab gelegenen Kärntner Drauzubringer, kam der Huchen laut Hartmann (1898) früher bis St. Andrä (Fluss-km 21) vor. Gemäß modellierter Verbreitung des Huchens reichte dessen Verbreitung bis über Wolfsberg hinaus (Abb. 4-2). Seit Anfang der 1940er-Jahre wurde insbesondere der Unterlauf der Lavant reguliert und begradigt, wodurch nur mehr ca. 10 % der gesamten Uferabschnitte der Lavant als Naturufer bezeichnet werden können (Honsig-Erlenburg & Lassnig 2009). Im 20. Jahrhundert wurde die Lavant zudem durch Abwässer der Zellstoffindustrie massiv belastet, vor allem in den 1960er- und 1970er-Jahren, wodurch der Fischbestand in zunehmendem Ausmaß zurückging. Schon im Jahre 1911 wurde in der Österreichischen Fischereizeitung ein Fischsterben dokumentiert, »dessen Ursache jedenfalls die Abwässer einer Fabrik waren. Die ganzen Äschenbestände wurden vernichtet«. Nachdem die Untere Lavant durch Abwassersanierungsmaßnahmen Ende der 1980er-Jahre wieder zu einem Fischgewässer geworden war, erfolgte hier auch ein Versuch mit Huchenbesatz. Anfang der 2000er-Jahre wurde bei Mettersdorf ein einzelner Besatzhuchen mit einer Länge von 88 cm gefangen. Zumindest seit dem Jahr 2007 konnten weder im Zuge von Fischbestandserhebungen mittels E-Befischungen, noch durch die Angelfischerei in der Unteren Lavant weitere Huchen nachgewiesen werden (Komposch et al. 2022). Gewisse Hoffnung auf eine Wiederbesiedelung machen die jüngsten Restrukturierungsmaßnahmen im Rahmen eines LIFE-Projektes (Honsig-Erlenburg et al. 2016).

7.2.4. Zur Entwicklung und aktuellen Situation der Fischbestände der Drau und Gail als Nahrungsgrundlage für den Huchen

Massive Regulierungen, Wasserkraftnutzung, Unterbrechungen der Wanderrouen etc. brachten das natürliche dynamische Gleichgewicht der Drau aus dem Lot und führten letztendlich zu tiefgreifenden Veränderungen der Fischzönose. Diese werden in letzter Konsequenz anhand des Huchens als oberstem Glied der aquatischen Nahrungskette auch am deutlichsten sichtbar. Die genannten Lebensraumveränderungen an der Drau und ihren Zubringern bewirkten auch einen besonders massiven Rückgang des Gesamtfischbestands. Damit wurde dem Huchen auch die Nahrungsbasis weitgehend entzogen. Dies wird im Folgenden für die hinsichtlich der Biomasse ehemals bedeutendsten Fischarten der Drau, Äsche und Nase, aufgezeigt.

Vom ehemaligen Massenfisch bis zum Verschwinden aus der Oberen Drau – die Nase

Dass der Drauhuchen besonders gut abwachsen konnte, ist vor allem auch auf den ehemaligen Fischreichtum der Drau und das daraus resultierende Futterangebot zurückzuführen. Durch seine Präferenz, bereits im ersten Lebensjahr Jungfische zu erbeuten, scheint der Drau-Huchen besonders eng an die ehemals hohen Bestände der Nase (*Chondrostoma nasus*) gekoppelt gewesen zu sein, die in der Drau bis in den Oberlauf bei Lienz verbreitet war. Noch vor ca. 40 Jahren konnten sogar im Osttiroler Bereich massenhaft laichende Nasen beobachtet werden (K. Michor, pers. Mitteilung). Vielfach ist für die Drau beschrieben, dass Huchen- und Nasenlaichplätze in räum-

licher Nähe zueinander gelegen waren, sodass die Huchenbrütlinge nach dem Verlassen des Kieslückenraums unmittelbaren Zugriff auf frisch geschlüpfte Brut der Nasen besaßen, die kurz nach dem Huchen abgelaiht hatten (Krauß 1933). Die Verfügbarkeit von Nasenbrut entlang des gesamten Huchenverbreitungsgebietes in der Drau hat das Aufkommen der Brut- und Jungfische sehr wahrscheinlich stark begünstigt und vermutlich höhere Überlebensraten im ersten Lebensjahr ermöglicht, als in Gewässern ohne Nasenbestand. Krauß (1933) rät daher dazu, Huchenbesatz nur in unmittelbarer Nähe von Nasenlaichplätzen einzubringen und keinesfalls Nebenbäche ohne Nasenvorkommen zu besetzen.

Trotz Fehlens quantitativer Daten ist durch anekdotische Quellen belegt, dass noch in den 1970er-Jahren der Nasenbestand der Drau sehr hoch war. So schreibt zum Beispiel Lessiak (1977) von einem »Überangebot von Cypriniden und dass nur der große Räuber allein in der Lage ist, die Millionen von Weißfischen einigermaßen kurz zu halten«. Die katastrophalen Hochwässer der Jahre 1965/66 haben dem Nasenbestand jedenfalls nicht geschadet. Peter (1971) schreibt, dass in der Osttiroler Drau die Nasen, Aitel und Strömer (*Telestes souffia*) nunmehr bessere Bedingungen hätten. Auch Müller (1967b) stellte fest, dass die Hochwässer dem Fischbestand bei Villach keinen wesentlichen Schaden zugeführt hätten.

Die erste quantitative Befischung der Oberen Drau (Jungwirth et al. 1990) belegt mit fast 300 real gefangenen Individuen (Tab. 7-2), dass selbst 1989 noch ein individuenreicher Nasenbestand vorlag, wenngleich zu dieser Zeit, verglichen mit den 1970er- und frühen 1980er-Jahren, bereits ein massiver Rückgang der Nasen offensichtlich war (Unfer, unveröffentlichte Daten). Bereits drei Jahre später wurden nur noch 31 Nasen gefangen (Eberstaller et al. 1993), obwohl die Befischung einer deutlich längeren Strecke erfolgte. Zudem wurden nur noch Adultfische belegt (Tab. 7-2). Alle Befischungen nach 1992 erbrachten im Wesentlichen nur noch vereinzelt Nasen und belegen somit das faktische Aussterben der Nasenpopulation in der Oberen Drau (Abb. 7-10, Tab. 7-2).

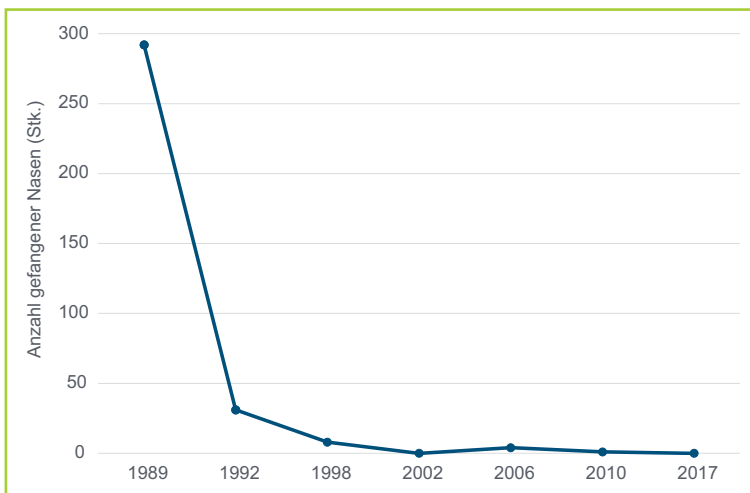


Abbildung 7-10: Nasenfänge bei quantitativen Elektrobefischungen an der Oberen Drau zwischen 1989 und 2017. Datenquelle: siehe Tabelle 7-2.

Die zeitliche Entwicklung der Äsche in der Oberen Drau – Das Zusammenbrechen der Population der wichtigsten Leitfischart

Wie bei Huchen und Nase ist auch die zeitliche Entwicklung der Äschenpopulation der Drau im durch Befischungsdaten dokumentierten Zeitraum 1989–2017 dramatisch. Abbildung 7-11 zeigt einen ersten massiven Rückgang der Äschenbestände innerhalb von nur drei Jahren (1989–1992), die Bestände halbierten sich in diesem Zeitfenster. Insbesondere das gravierende Einbrechen der Äschenbiomasse von 1998–2002 von rund 50 kg/ha auf rund 15 kg/ha verdeutlicht die dramatische Entwicklung der Äschenpopulation der Oberen Drau. Von diesem neuerlichen markanten Rückgang konnte sich die Drau-Äsche bis dato nicht erholen. Zwar zeigte die Befischung 2006 eine relativ deutliche Zunahme auf ca. 40 kg/ha, diese scheinbare Erholung erwies sich aber als nicht nachhaltig. Aktuell (2017) liegt die Äschenbiomasse entlang der Oberen Drau bei lediglich rund 25 kg/ha (Abb. 7-11). Nachdem davon auszugehen ist, dass auch die Befischung 1989 bereits rückläufige Äschenbestände dokumentierte, dürfte der Äschenbestand aktuell lediglich bei ca. 10% der ursprünglichen, Drau-typischen Bestandsgröße liegen. Dies ist umso dramatischer, als durch die in den letzten zwei Jahrzehnten an der Oberen Drau umgesetzten Revitalisierungsmaßnahmen mittlerweile mehr als ein Drittel des Längsverlaufs morphologisch/strukturell saniert ist und die Lebensraumqualität besonders für die Äsche über weite Strecken flussauf der Schwalleinleitung bei Sachsenburg als wiederhergestellt anzusehen ist (Unfer et al. 2011a, 2004). Die im Laufe des Lebenszyklus der Äsche essenziellen Lebensraumtypen, insbesondere Laich- und Juvenilhäbitate, sind aktuell sowohl anteilsmäßig als auch in ihrer flächigen Ausdehnung jedenfalls häufiger verfügbar, als nach der Kanalisierung der Oberen Drau in Folge der Katastrophenhochwässer der 1960er-Jahre, als noch hohe Äschenbestände vorlagen.

Der massive Rückgang der Äsche zwischen 1998 und 2002 fällt zeitlich mit einer stark ausgeprägten winterlichen Besiedelung Kärntens durch den Kormoran zusammen.

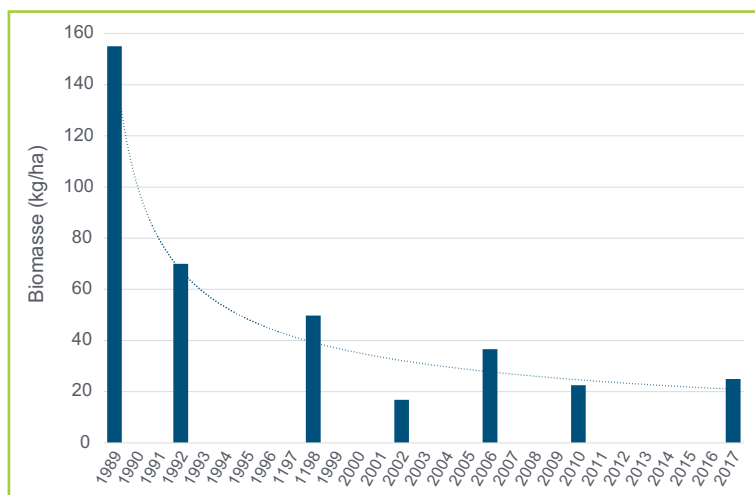


Abbildung 7-11: Zeitliche Entwicklung der Äschenbiomasse (kg/ha) an der Oberen Drau zwischen 1989 und 2017. Datenquelle: siehe Tabelle 7-2.

men. Nachdem bis 1994 nur sporadisch Kormorane in Kärnten gesichtet wurden, wurden 1996 erstmals mehr als 200 Vögel als Wintergäste in Kärnten gezählt. 2001 wurde mit fast 400 Kormoranen ein erster Höchststand registriert (Malle & Petutschnig 2020). Die Vögel verteilten sich auf mehrere Schlafplätze, von denen der Schlafplatz im Gailtal und jener am Millstätter See nahe zur Oberen Drau lagen, sodass von beiden Kormoranschlafplätzen aus von Nahrungsflügen und entsprechendem Fischfraß an der Oberen Drau auszugehen ist. Aufgrund der hohen zeitlichen Übereinstimmung und der quantitativen Verhältnismäßigkeiten ist ein kausaler Zusammenhang mit hoher Wahrscheinlichkeit gegeben.

Die zeitliche Entwicklung der Futterfischbestände der Gail

Wie an der Oberen Drau ist auch an der Gail der Nasenbestand weitgehend erloschen. Lediglich in der Unteren Gail existieren noch vereinzelt Nasen. Vergleichbar mit der Drau ist die Entwicklung der gesamten Fischartengemeinschaft. Auch an der Gail ging der Rückgang der Fischbestände mit der Zunahme des Kormorans einher, v. a. im Winter 1996/97, als ein drastischer Rückgang der Fischbestände dokumentiert wurde (Honsig-Erlenburg & Friedl 1997b). Zusätzlich trat spätestens ab dem Jahre 2009 der Fischotter auf, der in weiterer Folge im Gailtal eine stabile Population etablierte (Schenekar & Weiss 2018). Dies war mit einem weiteren Rückgang der meisten Futterfischarten verbunden, die sich bis 2017 auf niedrigem Niveau wieder etwas stabilisiert hatten. Abbildung 7-12 zeigt die zeitliche Entwicklung der wesentlichsten Fischarten bzw. der Gesamtfischbiomasse (ohne Huchen) der Mittleren Gail für drei Zeitabschnitte zwischen 1989 und 2017. Die einzige Fischart, deren Biomasse – zwar mit leicht sinkender Tendenz – weitgehend stabil bleibt, ist der Huchen. Die Bestände aller anderen Arten sind massiv rückläufig. Besonders der Einbruch der durch-

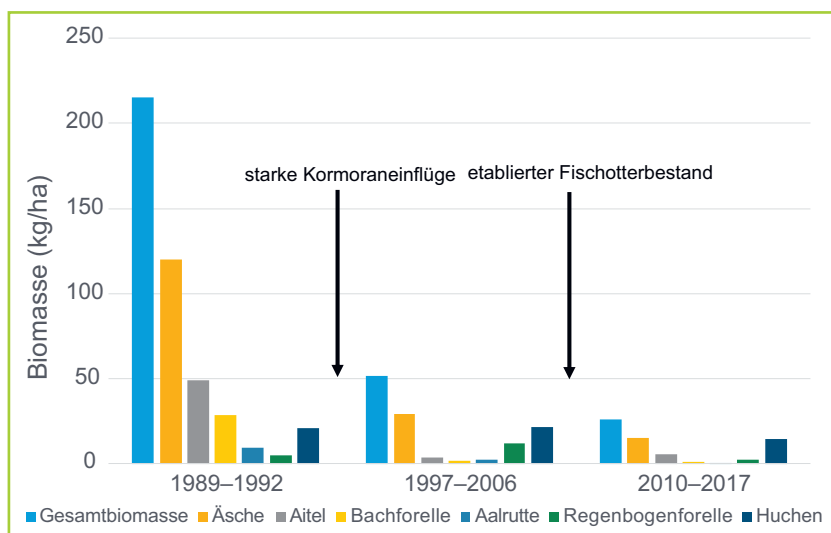


Abbildung 7-12: Mittlere Fischbiomassen der Gail für die Zeiträume 1989–1992, 1997–2006 und 2010–2017. Aus den jeweiligen Zeiträumen existieren Daten mehrerer Elektrofischungen. Die ausgewiesene Gesamtbio­masse bezieht sich auf alle Fischarten ohne den Huchen, dessen Biomassewerte separat dargestellt sind. Datenquelle: Kärntner Institut für Seenforschung.

schnittlichen Futterfischbiomasse von deutlich über 200 kg/ha Anfang der 1990er-Jahre auf ca. 50 kg/ha im Zeitraum 1997–2006 ist massiv. Wie an der Drau, fällt der Rückgang mit dem Auftreten des Kormorans in Kärntner Salmonidengewässern zusammen. Zwischen 2010 und 2017 gehen die Gesamtbiomassen erneut um ca. 50 % zurück. Einer aktuellen Futterfischbiomasse von ca. 25 kg/ha steht ein Huchenbestand von ca. 15 kg/ha gegenüber. Der Rückgang betrifft alle Arten gleichermaßen, einzig die Regenbogenforelle zeigte zwischenzeitlich einen Aufwärtstrend, der jedoch in erster Linie auf Besatz zurückzuführen sein dürfte. Die Leitfischart und wesentliche Futterbasis des Huchens, die Äsche, ist von über 120 kg/ha Anfang der 1990er auf nunmehr ca. 15 kg/ha zurückgegangen (Abb. 7-12).

7.2.5. Zusammenfassende Betrachtung zur aktuellen Situation der Fisch- und insbesondere Huchenbestände, Handlungsbedarf und Perspektiven

Der Huchen ist im österreichischen Draueinzugsgebiet lediglich noch in der Gail durch eine nennenswerte, wenn auch kleine Population vertreten. Entlang der Oberen Drau existiert nur noch ein geringer Huchenbestand, der primär auf Besatzmaßnahmen basiert. Der autochthone Drau-Huchen ist aktuell de facto verschwunden. Die Situation des Huchens in der Drau und ihren Nebenflüssen spiegelt die Historie menschlicher Eingriffe wider. Während die **Drau im Unterlauf durch die Errichtung einer durchgehenden Staukette als Huchenlebensraum weitgehend verlorengegangen ist, sind entlang der Obere Drau und in deren Zubringern freie Fließstrecken erhalten geblieben.** Damit ist das Potential, funktionierende Huchenlebensräume wieder zu reaktivieren, hier grundsätzlich aufrecht. Freilich sind die Obere Drau und ihre Zubringer durch Hochwasserschutzmaßnahmen, Kraftwerksnutzung, Geschiebedefizite etc. mehrfach belastet. Alle diese Defizite wären jedoch grundsätzlich sanierbar.

Die **Obere Drau** ist ein Musterbeispiel dafür, dass Lebensraumrenaturierung funktionieren kann. Im Rahmen zweier EU-LIFE-Projekte und unterstützt durch eine fortschrittliche Schutzwasserwirtschaft, die bereits seit den 1990er-Jahren Hochwasserschutz und ökologische Bedürfnisse integriert, ist bereits mehr als ein Drittel der Lauflänge der Oberen Drau als strukturell bzw. **morphologisch saniert** anzusehen. Die Lebensraumqualität der Oberen Drau hat sich seit der tiefgreifenden und systematischen Regulierung nach den Hochwässern der 1960er-Jahre wieder deutlich verbessert (Abb. 7-13). Eine Erholung der Fischbestände ist bis dato aber ausgeblieben. **Trotz der nunmehr revitalisierten Gewässermorphologie sind die Fischbestände derart niedrig, dass die fischökologische Bewertung gemäß WRRL der Oberen Drau einen unbefriedigenden oder sogar schlechten Zustand attestiert** (Unfer et al. 2018, 2011b). Als einer der **primären Gründe dafür ist die anhaltend hohe Prädation des Kormorans** entlang der Oberen Drau anzusehen. Der Zusammenbruch der Fischfauna ist als katastrophaler Systemwechsel (catastrophic shift, Scheffer et al. 2001) zu betrachten, da der Fischbestand trotz Habitatverbesserungen stabil, auf sehr geringem Niveau verbleibt. Wahrscheinlich würde erst eine noch weitreichendere Verbesserung der Lebensbedingungen über das Niveau zum Zeitpunkt des Bestandsniederganges hinaus eine »verzögerte« Erholung des Fischbestandes erwarten lassen (hysteresis-effect, Scheffer et al. 2001). Dabei müsste zumindest kurz- bis mittelfristig auch die **Prädation reguliert** werden. Insbesondere der Erfolg einer potenziell möglichen Wiederbesiedelung des Huchens wird entscheidend von der Verfügbarkeit adäquater Futterfischbestände abhängig sein, die aktuell nicht gegeben sind.

Neben den offensichtlichen Problemen im Zusammenhang mit dem Kormoran, ist freilich auch eine möglichst weitgehende Sanierung der hydromorphologischen Situation einzufordern. Die Obere Drau, aber auch die Möll, sind **nach wie vor massiv durch Schwallbetrieb belastet**, konkrete Sanierungsmaßnahmen stehen aber nach wie vor aus. Hinzu kommen ein **gestörter Geschiebehaushalt** in weiten Teilen des Einzugsgebietes und damit in Zusammenhang stehende Probleme mit Stauraumspülungen und Geschieberückhalt in den Zubringern. Zudem bestehen **Probleme hinsichtlich der Durchgängigkeit**. Ergänzend zu den oben angeführten Maßnahmen muss künftig die quantitative und schadarme Fischwanderung aus der Staukette der Unteren Drau samt Rückwanderung wiederhergestellt werden. Ohne diese Maßnahmen erscheinen langfristig die Erhaltung bzw. Reetablierung des Drau-Huchens und unregulierte Fischprädatoren kaum miteinander vereinbar.

Größtmögliche Anstrengungen sind dringend zum Schutz und zur Erhaltung der Huchenbestände der Gail angezeigt. Die Gailpopulation stellt das noch verbliebene Restpotential eines reproduzierenden Huchenbestandes in Kärnten dar, dem somit künftig eine enorme Bedeutung für die Wiederbesiedelung der Oberen Drau und der anderen Gewässer im Draueinzugsgebiet zukommt.

Hinsichtlich einer zeitlichen Abfolge der Maßnahmenumsetzung muss bedacht werden, dass Lebensraumsanierungsmaßnahmen im Zusammenhang mit bestehenden Nutzungen in der Regel mehrere Jahre bis Jahrzehnte beanspruchen (aufrechte Wasserrechte, Grundstücksverfügbarkeit, ...). Ein **Prädatorenmanagement**, zumal zeitlich befristet, ist hingegen im Vergleich dazu schneller umsetzbar. Eine Reduktion der Kormorane ist aber nur dann nachhaltig, wenn auch der Lebensraum für die Futterfische verbessert wird. Prädatorenmanagement arbeitet an den Symptomen, Lebensraumverbesserung bekämpft das Problem an der Wurzel.



Abbildung 7-13: Ein großer Anteil der Oberen Drau wurde im Zuge mehrerer LIFE-Projekte morphologisch saniert, dennoch hat sich der Fischbestand, sehr wahrscheinlich infolge des starken Prädationsdrucks durch Fischfresser, nicht erholt.

Foto: Susanne Muhar

7.3. Enns

7.3.1. Allgemeines

Die Enns zählt mit einer Länge von 254 km und einer Einzugsgebietsfläche von 6.080 km² zu einem der bedeutendsten Huchengewässer des gesamten Verbreitungsgebietes dieser Art. Zwischen dem Ursprung auf 1.735 m Seehöhe in Salzburg und der Mündung in die Donau bei Stromkilometer 2.112 überwindet die Enns einen Höhenunterschied von 1.497 m, wobei sie verschiedene geologische Formationen der Alpen und Voralpen durchfließt. Das Abflussregime der Enns entspricht vor allem auf Grund des Fehlens von Gletschern im Einzugsgebiet dem »gemäßigt nivalen Regime des Berglandes« (Pardé 1947), mit winterlichem Abflussminimum und Abflussmaximum im Mai. Im Vergleich zur gletscherbeeinflussten Drau sind in der Enns daher häufig schon ab Juni/Juli wieder Klarwasserphasen kennzeichnend. In Bezug auf das Temperaturregime ist die Enns als sommerkaltes Gewässer zu charakterisieren (Ratschan & Zauner 2013). Die Wassertemperaturen verbleiben nicht zuletzt auf Grund der sommerkalten Zubringer (z. B. Salza und Steyr) entlang der gesamten Enns bis in den Unterlauf selbst im Hochsommer fast immer unter 15 °C (mittlere Wassertemperatur im August am Pegel Steyr 12,9 °C). Bezüglich der Gewässermorphologie ergeben sich in Abhängigkeit von Geologie, Talform, Gefälle, Geschiebeeinträgen etc. im Längsverlauf sehr unterschiedliche Ausformungen, wobei über lange Bereiche des Ober- und Mittellaufs hinsichtlich der Strukturausstattung und Ausbildung der Sohlsubstrate alpine Ausprägungen überwiegen (Jungwirth et al. 1996). Das bis in den Unterlauf hinein winterkalte/sommerkühle Temperaturregime spiegelt sich im Zusammenwirken mit der alpin geprägten Gewässermorphologie deutlich in der ursprünglichen Fischfauna wider.

7.3.2. Längszonierung, Artenspektrum, ursprüngliche Fisch- und Huchenbestände der Enns

In der **Oberen Enns** (Ursprung bis Gesäuse) dominierte ursprünglich die Bachforelle bis in den Bereich Haus. Beginnend ab Radstadt (Metarhithral), verstärkt jedoch erst ab Schladming, wurde daneben auch die Äsche zunehmend bestandsbildend. Ab dem Bereich Haus (Hyporhithral groß) ergänzten regelmäßig nicht nur der Huchen (vereinzelt bis Radstadt; Wallmann & Zillner 1863), sondern häufig auch die Aalrutte und vereinzelt der Hecht (*Esox lucius*) das Artenspektrum. Die Verbreitungsgrenze bei Haus stimmt mit der modellierten Verbreitung des Huchens gut überein (Abb. 4-2). Etwa ab dem Bereich Irdning traten zudem auch schon mehrere Vertreter der Cypriniden (Nase, Barbe, Aitel, Strömer, Rotaugen (*Rutilus rutilus*) etc.) auf (Woschitz 2006, 1991, Janisch 1979, Anonym 1884, Kukula 1874). Am Eßlingbach bei Admont wurden bei der »Nasstrichfischerei« (Massenfang von Nasen zur Laichzeit auf den Laichplätzen) noch im Jahr 1913 *Hunderte von Näslingen ... hingemordet* (Pribitzer 1913). Im Liezener und Admonter Abschnitt kamen Nase und Barbe noch bis Mitte des 20. Jahrhunderts vor, in den 1950ern waren Nasen sogar vereinzelt noch bis in den Bereich Irdning zu beobachten (M. Scharzenberger, pers. Mitteilung).

Aalrutten und Huchen im Ennsfluss selbst wurden im Bereich Haus und flussab noch bis Mitte der 1960er-Jahre beim Laichen beobachtet und auch gefangen (H. Lettmayer, pers. Mitteilung). Bis in diese Zeit lagen noch gute Fischbestände vor, die in hohem Ausmaß auch auf der natürlichen Reproduktion in den vielen von der Enns her bewanderbaren Zubringern, wie Sölk, Salza-, Grimming-, Irdningbach, Palten etc. beruhten (M. Scharzenberger und M. Lammer, pers. Mitteilung). Im Archiv des Liezener

Fischereivereines sind Huchen vereinzelt sogar noch bis in die 1970er-Jahre dokumentiert (M. Lammer, pers. Mitteilung).

Nach der Schluchtstrecke des Gesäuses und der folgenden Passage der vorwiegend engen, aus quartären Schottern und Konglomeraten gebildeten Talsohlen im Verlauf der Kalkvoralpen durchschneidet die Enns in ihrem gesamten **Mittellauf bis in den Bereich Garsten/Steyr** eiszeitliche Schotterterrassen, die den Fluss mit Unterbrechungen bis zur Mündung in die Donau begleiten (Gartner 1973). Es überwiegen daher über lange Strecken des Flussverlaufs die abiotischen Lebensraumbedingungen des alpinen Gebirgsflusses. Aus biozönotischer Sicht blieben hier daher ursprünglich auch die hyporhithralen Faunenelemente der Äschenregion durchwegs dominant, wobei jedoch flussab sukzessive auch epipotamale Arten (Nase, Barbe, Aitel, Strömer, etc.) bestandsbildend wurden.

Im Bereich Garsten/Steyr, mit dem Eintritt der Enns in das Alpenvorland, beginnt der **Enns-Unterlauf**. Ab hier entspricht der Fluss der Barbenregion (Epipotamal), wobei die Fischfauna in diesem Bereich immer schon stark vom Austausch mit und von Einwanderungen aus der Donau geprägt war. Saisonal fanden massenhafte Aufstiege von Nasen, Barben und anderen »Weißfischen« aus der Donau statt, das ursprüngliche Artenspektrum der Enns näherte sich immer stärker jenem der Donau an.

Fischökologische Bedeutung der Enns-Zubringer

Mündliche Berichte lokaler Fischereirechtsinhaber und Fischer geben Zeugnis davon, dass in den Zubringern selbst noch bis in die 1950er und -60er-Jahre ein relativ reicher Fischbestand vorlag. In Aufzeichnungen zu Fischereierträgen in der Herrschaft Strechau ist die Palten enthalten, bei der auf den Fang von Huchen und die Lieferung an das Stift Admont verwiesen wird (Archiv des Stiftes Admont). Der Huchenbestand der Palten dürfte früher bis St. Lorenzen gereicht haben. In der Sölk wurden im untersten Abschnitt zahlreiche Huchen, tausende Äschen, aber auch Nasen beim Laichen beobachtet, im Winter auch Aalrutten (H. Lettmayer und M. Scharzenberger, pers. Mitteilung). Für den Salza-Bach ist überliefert, dass Huchen aus der Enns in der Laichzeit bis zum Wasserfall, einige Kilometer flussauf der Mündung, aufstiegen. Für Grimming- und Irndingbach sowie andere größere Zubringer in der Oberen Enns dürfte Ähnliches gegolten haben (M. Scharzenberger und M. Lammer, pers. Mitteilung). An der Mittleren Enns flussab des Gesäuses konnten noch bis in die 1950er-Jahre kapitale Huchen und massenhaft Äschen beim Laichen etwa im Mündungsabschnitt des Erzbaches beobachtet werden (L. Waidbacher, pers. Mitteilung). In der Salza dürfte ursprünglich bis etwa Greith ein autochthoner Huchenbestand vorgelegen sein (vgl. Kap. 4.2.1, Vorkommen des Huchens). Weiter flussab waren v. a. die untersten Abschnitte und/oder Mündungsbereiche der Zuflüsse Reichraming-, Laussa-, Gaflenz- und Weißenbach sowie der Neustiftgraben attraktive Laichgewässer (Führer et al. 2017). Von der Steyr fehlen eindeutige historische Belege. Ein ursprünglicher Huchenbestand in der Zeit vor Errichtung der zahlreichen schon im Mittelalter errichteten Wehranlagen ist jedoch aufgrund des Gewässercharakters sehr wahrscheinlich (Ratschan 2011), was auch die Wiederbesiedelung des mündungsnahen Unterlaufs nach Herstellung der Durchgängigkeit in den letzten Jahren nahelegt (F. Kiwek, pers. Mitteilung).

Zusammenfassend ist festzustellen, dass der Huchen ursprünglich in allen größeren Zubringern sowie in der Enns auf rund 200 km Flusslänge quasi die Schlüsselfisch-

art repräsentierte. Nach Hlubek (1860) soll das Gebiet der Enns einst überhaupt das reichste an lachsartigen Fischen gewesen sein, wie dies z. B. auch aus den folgenden Angaben zur Verbreitung des Huchens abzuleiten ist: »Historisch war die Enns einer der am dichtesten vom Huchen besiedelten Flüsse in Österreich« (Ratschan 2011, Woschitz et al. 1998). »Jährlich fanden sich am Riebplatz unterhalb des Holzrechens in Hieflau rund 10–15 Huchen (3–20 kg) ein; der größte im Bereich Hieflau gefangene Huchen wog 41 kg« (Woschitz et al. 1998). Selbst noch Anfang der 1960er-Jahre schrieb Pichler (1961): »Es konnten z. B. an einer einzigen Stelle des Stauwurzelgebietes Staning 25 Huchen am Rieb beobachtet werden«.

Trotz Jahrhunderte lang zurückreichender Holztrift und Flößerei, großer Fischsterben und etwa ab den 1960er-Jahren einsetzender Regulierungstätigkeit lagen noch bis in die Mitte des 20. Jahrhunderts hinein entlang der gesamten Enns gute Huchenbestände vor. Als Beispiel sei der Tagesfang von vier kapitalen Huchen mit der Angel im Jahr 1941 im Bereich der Sölmündung angeführt (Abb. 7-14). Wirklich tiefgreifende Folgen hatte letztlich erst die energiewirtschaftliche Nutzung der Enns ab Mitte des 20. Jahrhunderts. Wie in weiterer Folge aufgezeigt, führte diese zu massiven Rückgängen der Fischbestände generell und speziell des Huchens (Jungwirth et al. 1996, Meisriemler & Riedl 1985), wobei der seit den 1990er-Jahren immer stärker werdende Prädationsdruck (siehe Kap. 8, Prädatoren) schließlich sogar in den verbliebenen Fließstrecken die Fischbestände auf ein äußerst geringes Niveau drückte (s. u.).



Abbildung 7-14: Huchen-Tagesfang am 12. 11. 1941. Foto: Familienarchiv M. Scharzenberger

7.3.3. Chronologie eines Niederganges – Folgen menschlicher Eingriffe auf den Fischbestand der Enns

Flößerei und Holztrift

Die Enns wurde bereits früh als Transportweg für die Flößerei und Holztrift genutzt und war einer der Haupttriftflüsse der österreichischen Alpen für die Eisengewinnung und -verarbeitung (Hohegger et al. 2019, Jungwirth et al. 2003, Hafner 1952). Die Trift- bzw. Flößereistrecke reichte an der Oberen Enns von Mandling bis Hieflau, weiters wurde Holz auf mehreren Zubringern transportiert. Getrifet wurde auf den Nebengewässern teils mit natürlichem Schwall bei höherem Wasserstand, teils mit Hilfe von Klausen, die das Wasser aufstauten und bei Bedarf plötzlich abgaben. Für die Flößerei und Schifffahrt wurden schon ab 1567 Treppelwege von Steyr bis Altenmarkt errichtet und später bis Hieflau verlängert.

Systematische Regulierungen

Der erste nachhaltige Eingriff in das Flusssystem der Enns waren die systematischen Regulierungen für Landwirtschaft und Hochwasserschutz. Das obere Ennstal war

bis zu Beginn der Regulierungsarbeiten Mitte des 19. Jahrhunderts durch ausgedehnte Feucht- und Sumpfgebiete und über das ganze Talquerprofil reichende Überschwemmungsflächen gekennzeichnet. Zwecks Verbesserung der Abflussverhältnisse im Admonter Becken erfolgte bereits 1824/25 die Aussprengung einer natürlichen Felsschwelle beim Eingang in das Gesäuse. Im Jahre 1859 erfolgte die »kaiserlichen Entschließung« zur Ennsregulierung, auf deren Basis die systematische Regulierung zum Schutz des Talbodens vor Überflutungen und Gewährleistung nachhaltiger landwirtschaftlicher Produktion erfolgte. Ein ganz wesentliches Element waren Flussbegradigungen mit Hilfe von Durchstichen, Leitwerken und Buhnen unter Sohleintiefungen bis zu 1,5 m und mehr. Die ursprünglich 106,2 km lange Flussstrecke Mandling bis Wengerbrücke (Gesäuseeingang) ist nunmehr nur noch 87,2 km lang und somit um 19 km verkürzt (Jungwirth et al. 1996). Die Wasserfläche des Flusses wurde von rund 600 ha auf rund 270 ha reduziert (Klapf 1989).

Auch die Zubringer im Enns-Oberlauf wurden fast durchwegs durch massive Maßnahmen der Wildbach- und Lawinenverbauung hinsichtlich ihrer Habitatvielfalt und Kontinuumsverhältnisse ökologisch tiefgreifend degradiert. Dies gilt vor allem für deren Unterläufe und Mündungsbereiche, die ursprünglich als Laichplätze und Jungfischhabitate von enormer Bedeutung für die Fischfauna der Enns waren (Jungwirth et al. 1996).

Aus fischökologischer Sicht hatte die systematische Regulierung der gesamten Oberen Enns inklusive Zubringer markante Folgen. Die ursprünglichen Fischbiomassen der steirischen Enns lagen nach Experteneinschätzung in den meisten Flussabschnitten sehr wahrscheinlich in der Größenordnung von 300 – 500 kg/ha. Nach den systematischen Regulierungen betrug der Fischbestand der Oberen Enns im Mittel zwar noch immer rund 200 kg/ha; regulierungsbedingt hatte er sich aber größenordnungsmäßig halbiert (s. u.). Neben der Abnahme des Gesamtfischbestandes bzw. der Absolutwerte einzelner Arten ergab die verbauungsbedingte »Rhithralisierung« eine Verschiebung in Richtung höherer relativer Anteile von Salmoniden (Jungwirth et al. 1996).

Im Mittellauf der Enns waren zwar schon seit dem Mittelalter durch Holztrift, Flößerei und Schifffahrt, Treppelwege etc. Eingriffe gegeben (s. o.). Anders als im Oberlauf erfuhr die Enns hier jedoch kaum großräumige Laufveränderung und/oder systematische Regulierungen. Grund dafür ist vornehmlich die enge Talsohle bzw. der räumlich begrenzte Talraum, welcher den gestreckten Flusstyp vorgibt und nur im Bereich um Altenmarkt Ansätze von Talmäandern zulässt. Dennoch bewirkten selbst vergleichsweise lokal beschränkte Einbauten und Sicherungen, dass schon ab dem Jahr 1883 von Schädigungen des Äschenbestandes an der oberösterreichischen Enns berichtet wurde (Anonym 1884).

Die ursprünglichen Fischbiomassen der Mittleren und Unteren Enns dürften nach Experteneinschätzung vor allem in den von der Donau durch massive Wanderungen geprägten Abschnitten starken saisonalen Schwankungen unterlegen sein, in den meisten Flussabschnitten im Jahresmittel aber wahrscheinlich deutlich mehr als 500 kg/ha ausgemacht haben.

Die im Mittellauf mündenden Zubringer unterlagen grundsätzlich denselben verbauungsbedingten Beeinträchtigungen wie jene im Oberlauf. Die letztlich wirklich tiefgreifende und anhaltende Zäsur im Mittel- aber auch Unterlauf stellte letztlich ganz offensichtlich nicht die Regulierung, sondern die Errichtung der Kraftwerkskette dar (Führer et al. 2017).

Fischsterben in der Enns

In der Enns ereigneten sich im 20. Jahrhundert mehrmals Fischsterben von so enormem Ausmaß, dass sie umfangreich dokumentiert wurden. Ursache für eines der massivsten Ereignisse im Jahre 1902 war das Austreten von Schwefelsäure in den Erzbach (Quelle Stadtarchiv Steyr; Abb. 7-15): *Tausende von Fischen schwammen tot nach Norden der Donau zu. Die Passanten größerer Orte (z. B. der Stadt Steyr) standen händeringend an den Ufern und jammerten um die prächtigen Tiere* (Pribitzer 1913). Ein weiteres großes Fischsterben in der Enns ereignete sich von 1925–1930 (Einsele 1962).

Gerade für Populationen langlebiger Raubfischarten wie des Huchens hatten Fischsterben, wie die oben aufgezeigten, mit Sicherheit über viele Jahre hinweg entsprechende Auswirkungen, da solche Ereignisse nicht nur direkt Bestandsdichte und Altersstruktur betrafen, sondern indirekt auch über die Menge und Verfügbarkeit von Beutfischen wirksam wurden. Es fehlen freilich jegliche Unterlagen, wie sich genannte Fischsterben im Einzelnen auswirkten. Die z. T. noch recht guten Fischbestände bis Mitte des 20. Jahrhunderts deuten gleichzeitig darauf hin, dass die zu dieser Zeit vielfach noch immer recht intakten Lebensraumverhältnisse jedenfalls ein hohes Regenerationspotential für die Fischfauna gewährleisteten.



Abbildung 7-15: In der Enns angetriebene, kapitale Huchen beim Fischsterben von 1902. (Stadtarchiv Steyr; aus Führer et al. 2017)

Energiewirtschaftliche Nutzung des Ennssystems

Im Oberlauf der Enns fanden in der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts massive Eingriffe durch die energiewirtschaftliche Nutzung in den Zubringern statt. Laufkraftwerke, wie z. B. im Sattentalbach, haben seither durch regelmäßig erfolgende Stauraumspülungen aufgrund der massiven Feinsedimentausträge negative Folgen für Gewässersohle, Fischnährtiere, Laichplätze und Jungfische. Auch starke Wasserentnahmen in winterlichen Niedrigwasserphasen der Enns für die Beschneidung von Schipisten erweisen sich – nicht zuletzt aufgrund ihrer Vielzahl und der damit verbundenen Summenwirkung – zunehmend als problematisch (M. Scharzenberger, pers. Mitteilung). Fischökologisch besonders negativ wirkte sich die Errichtung von Speicherkraftwerken in der Mandling und speziell in der Sölk und Salza aus, da einerseits erhebliche Feststoffrückhalte in den Stauräumen wiederkehrend Spülungen mit zum Teil tiefgreifenden Auswirkungen zur Folge hatten; andererseits schädigen mit dem Schwallbetrieb verbundene Abflussschwankungen den Fischbestand der Enns massiv über weite Bereiche der Fließstrecke (Jungwirth et al. 1996). In Zeiten winterlicher Niedrigwasserführung der Enns kommt es bei Überlagerung der Schwälle von Sölk und Salza innerhalb kurzer Zeit zu erheblichen Pegelschwankungen. Bei der Sölmündung rund 80 cm betragend, machen die Spiegelschwankungen selbst am rund 25 km entfernten Pegel Liezen bis zu 60 cm aus und sind noch im mehr als 60 km entfernten Nationalpark Gesäuse deutlich erkennbar.

Trotz systematischer Regulierungen und bereichsweisen Schwalleinflusses lag im Vergleich zu anderen alpinen Großflüssen in den frühen 1990ern der Fischbestand

der Enns erstaunlicher Weise noch immer bei rund 600 Ind./ha bzw. 200 kg/ha und wurde damals selbst nur von der Mur klar übertroffen (Jungwirth et al. 1996; vgl. Kap.7.1, Fallstudie Mur). Durch den Schwalleinfluss der KWs Sölk und Salza reduzierte sich der Gesamtfischbestand hinsichtlich Individuendichte und Biomasse um rund 40 % und erholte sich erst langsam Richtung Weng bzw. Gesäuse. Der Huchen war in den 1990ern aus dem Oberlauf beinahe völlig verschwunden.

Die zeitlich jüngste Fischbestandserhebung erfolgte im Rahmen der Gewässerentwicklungs- und Risikomanagement-Studie über die Steirische Enns im Herbst 2020 (Fischer et al. 2022). Die diesbezüglichen Ergebnisse finden sich in den Ausführungen zu den Auswirkungen der Fischprädatoren weiter unten.

Im Mittel- und Unterlauf der Enns besteht mit Ausnahme der kurzen Fließstrecke zwischen dem Kraftwerk Garsten und dem unteren Stadtgebiet Steyr eine geschlossene Kraftwerkskette mit 15 KW-Anlagen über 124 km Länge. Diese umfasst beginnend mit der Wehranlage Gstatterboden im Gesäuse vier aufeinanderfolgende Ausleitungs-KWs, flussab gefolgt von 10 klassischen Laufkraftwerken. Erst vor der Mündung in die Donau liegt mit St. Pantaleon (inklusive dem Ausleitungs-Wehr Thurnsdorf und dem KW Enns in der Restwasserstrecke) erneut ein Ausleitungs-KW vor.

Bei der obersten KW-Anlage besteht ein Kopfspeicher (der sog. Wag-Speicher), der Bedarfsspitzen bei der Stromerzeugung abdeckt und damit Schwellbetrieb über die gesamte Kraftwerkskette generiert. Darüber hinaus treten die üblichen negativen Begleiterscheinungen von alpinen Kraftwerksketten mit entsprechenden Folgewirkungen für die Fischfauna in Erscheinung (Führer et al. 2017). Bis vor wenigen Jahren war an keiner einzigen Wehranlage ein funktionsfähiges/adäquates Aufstiegs- bzw. Umgehungssystem für Fische gegeben.

Fischbestandsuntersuchungen der letzten Jahre ergeben ein entsprechendes Bild. Aktuelle (Führer et al. 2017) sowie die aus 2014 stammenden GZÜV Befischungsdaten vom Mittellauf der Enns stimmen insofern überein, als alle beprobten Teilabschnitte Biomassewerte < 25 kg/ha aufweisen; ein klarer Beleg dafür, dass über weite Bereiche des Untersuchungsgebietes massive fischökologische Defizite bestehen und der gute fischökologische Zustand deutlich verfehlt wird (Klasse 5 in allen Abschnitten).

Der Ennsabschnitt flussab des KW Garsten ist mit rund fünf Kilometern Länge die einzige verbliebene (Vollwasser-)Fließstrecke auf den untersten 124 km der Enns. Auch diese ist freilich durch die übergeordnet wirkenden Einflüsse (Schwall und Sunk, Stauraumpülungen etc.) belastet. Die Biomasse sank hier in den letzten Jahren ebenfalls von über 30 kg/ha in den Jahren 2008/09 (Zauner & Ratschan 2009) auf rund 19 kg/ha ab (Graf et al. in prep.), wodurch dieser Ennsabschnitt ebenfalls dem schlechten fischökologischen Zustand entspricht (C. Graf unpubl. Daten). Der Fischbestand in den Stauräumen ist noch geringer (Zauner & Ratschan 2009).

Der Huchen kommt im Enns-Unterlauf zwischen der Mündung in die Donau und dem KW Garsten auch heute noch vereinzelt vor (z. B. Graf & Gumpinger 2020, Graf et al. 2019, Gumpinger & Bart 2018). Im Unterwasser des **KW Enns** ist aus dem Ennshafen und der flussab liegenden Donau bekannt, dass von Anglern vereinzelt regelmäßig adulte Huchen gefangen werden. In der Reuse im Fischaufstieg des **KW Enns** wurden zwischen 2016 und 2019 insgesamt 17 Huchen bis 60 cm Länge gefangen. Im selben Zeitraum wurden in der Restwasserstrecke unterhalb des **Auslei-**



Abbildung 7-16: Links: Adulter Huchen im naturnahen Gerinne der Fischaufstiegsanlage am Wehr Thurnsdorf während der Laichzeit (14. April 2017). Rechts: Huchenlaichplatz flussauf einer Furt im naturnahen Gerinne der Anlage.

Fotos: blattfisch.at

tungswehres Thurnsdorf 48 Huchen nachgewiesen, davon 27 0+ Fische. Eventuell ist dies auf erfolgreiche Reproduktion im naturnahen Umgehungsgerinne am Ausleitungswehr Thurnsdorf zurückzuführen (vgl. Abb. 7-16), wo in diesem Zeitraum 20 Huchen mit Längen von 6,7–100 cm aufstiegen. Es wurden in diesem Bereich aber auch jährlich ca. 1.000 Stück einsömmrige Huchen vom Fischereiverein Enns besetzt (<http://www.fvenns.at/oekologie/naesling-und-huchenprojekt>, 26. 1. 2023). Ähnliche Ergebnisse bzgl. Reproduktion und Jungfischaufkommen sowie Einzelbelege Adulte gibt es auch vom flussauf nächstgelegenen KW Mühlradring.

Die Unterwasserbefischungen am **KW Garsten** im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 brachten den Nachweis von 17 Huchen aller Größenklassen, auch beim KW Pantaleon (flussab der Wehranlage Thurnsdorf) wurden jüngst bereits mehrere Huchen beim Aufstieg dokumentiert. Insgesamt dürfte der Huchenbestand im Unterlauf der Enns größenordnungsmäßig mehr als 100 adulte Individuen ausmachen (C. Graf unpubl. Daten).

Ein weiterer markanter Einfluss jüngerer Zeit: Fischprädatoren

Wie an den meisten Fließgewässern Österreichs, kam es auch an der Enns seit den 1990er-Jahren zu massivem Auftreten des Kormorans mit einem zeitgleichen Rückgang der Fischbestände (vgl. Kap. 11.4.4, Diskussion). Bereits Kainz (1994) zeigte, dass Prädation durch den Kormoran in der Steyr zu einer starken Reduktion des Äschenbestandes führte. An der Enns erfolgten zwischen Liezen und Johnsbach aufbauend auf den Untersuchungsergebnissen aus dem Jahre 1994 (Jungwirth et al. 1996) nach dem Auftreten des Kormorans vergleichende Fischbestanderhebungen in den Jahren 1997 und 1998 (Zauner & Pinka 1999). Diese belegten eine drastische Abnahme des Gesamtfischbestandes sowohl im Gesäuse, als auch in der flussauf anschließenden Enns bis Liezen. Die Dichte des Gesamtfischbestandes wurde dabei innerhalb von vier Jahren im gesamten Abschnitt um im Mittel 70 %, die Biomasse um 92,5 % reduziert. Die Äsche, 1994 mit durchschnittlich mehr als 500

Individuen und rund 150 kg/ha noch Leitfischart, wurde massiv, auf wenige kg/ha, reduziert.

Abbildung 7-17 zeigt die Entwicklung der Äschenbestände im Gesäuse zwischen 1994 und 2020. Dabei wird deutlich, dass der erste oben genannte Einbruch der Bestände bis dato nicht wieder kompensiert werden konnte. Obwohl die Enns im Abschnitt Gesäuse mehr oder weniger unverändert ist und die Lebensraumqualität für die Äsche als hervorragend zu bezeichnen ist, bleibt die Äschenpopulation seit dem Auftreten des Kormorans Mitte der 1990er-Jahre auf außerordentlich niedrigem Niveau. In diesem Zeitraum kam es ansonsten zu keinen tiefergreifenden Veränderungen hinsichtlich hydromorphologischer Belastungen (z. B. Schwallintensität und Stauraumpülungen), die alternative Erklärungen für den Rückgang bieten würden.

Während bei Schladming im Jahr 2020 noch der gute ökologische Zustand festgestellt wurde, zeigten die Ergebnisse zwischen Aich und Stainach den unbefriedigenden und zwischen Wörschach und Johnsbachmündung den schlechten ökologischen Zustand mit Biomassewerte deutlich unter 25 kg/ha (Fischer et al. 2022).

Seit rund 15 Jahren treten zusätzlich zum Kormoran der Gänsesäger und seit etwa 10 Jahren immer stärker auch der Fischotter auf. In den verbliebenen Fließstrecken Haus bis Gesäuse sowie Garsten bis Steyr, die beide einen durch Besatz gestützten Huchenbestand aufweisen (s. u.), mehren sich seit 3–5 Jahren zunehmend Berichte über vermutlich durch Otter angebissene adulte Huchen (G. Hirsch, M. Lammer und G. Wolkenstein, pers. Mitteilungen).

7.3.4. Zusammenfassende Betrachtung zur aktuellen Situation der Fisch- und insbesondere Huchenbestände, Handlungsbedarf und Perspektiven

Der Huchen war in der Oberen Enns schon etwa ab den 1970er-Jahren praktisch völlig verschwunden. Auf den ersten Blick widersprüchlich mutet daher an, dass

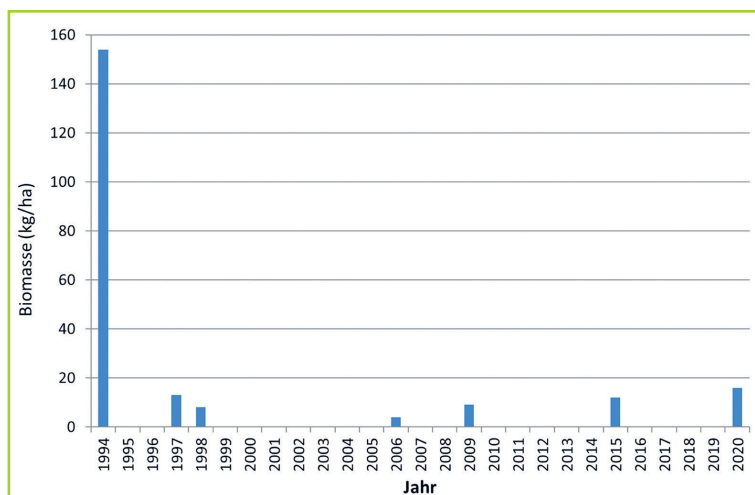


Abbildung 7-17: Entwicklung der Äschenbiomasse im Gesäuse zwischen 1994 und 2020 (zugrundeliegende Daten: Lumesberger-Loisl & Gumpinger 2018, Wiesner et al. 2009, Wiesner et al. 2008, Zauner & Pinka 1999, Jungwirth et al. 1996, Fischer et al. 2022).

sich z. B. bei den GZÜV Aufnahmen 2016 und 2019 erstmals seit langer Zeit auch wieder juvenile Huchen aus natürlicher Reproduktion finden. Diese sind mit Sicherheit das Resultat von Besatzmaßnahmen, die seit rund 15 Jahren vor allem im Bereich Liezen getätigt werden. Mit jährlich rund 100 Stück 2- bis 3-sömmrigen Huchen gelang es dem Fischereiverein Liezen in Zusammenarbeit mit Nachbarrevieren wieder einen gewissen Bestand zu begründen, der mittlerweile bis Haus reicht, wo 2021 wieder Huchen beim Laichen zu beobachten waren (H. Lettmayer, pers. Mitteilung). Beobachtungen von 0+ Junghuchen im Sommer 2021 im Bereich Weng belegen erfolgreiche Reproduktion, da hier keine Besatzmaßnahmen von 0+ Huchen bekannt sind (G. Hirsch, pers. Mitteilung). In Summe werden in der Oberen Enns in den letzten Jahren wieder durchschnittlich 15–20 adulte Huchen pro Saison gefangen (M. Lammer, pers. Mitteilung).

Handlungsbedarf besteht **an der Oberen Enns** bei den bestehenden Kraftwerken mit höchster Priorität hinsichtlich der Entwicklung eines **ökologisch optimierten Spülmanagements** und der Vermeidung/Reduktion des Schwallbetriebs. Große Möglichkeiten und Perspektiven zu Verbesserungen bestehen auch im Hinblick auf **umfangreiche Revitalisierungen an Enns und Zubringern**, deren volle Wirksamkeit sich freilich v. a. in jenen Fließstreckenabschnitten entfaltet, die keinem oder nur geringem Schwallbetrieb unterliegen. Von 2002 bis heute wurden an der Oberen Enns zwischen Schladming und Admont im Rahmen von EU-LIFE Projekten und/oder flussbaulichen Instandhaltungsmaßnahmen in Summe 39 Revitalisierungsprojekte realisiert (Abt. 14, Wasserwirtschaft, Ressourcen und Nachhaltigkeit der Stmk. Landesregierung). Diese umfassen ein- oder beidufrige Aufweitungen an der Enns und Zubringern, Rückbaumaßnahmen in Mündungsbereichen von Zubringern, Sanierung und Wiederanbindung von Altarmen etc. Übergeordnete Zielsetzung ist dabei die vielfältige Vernetzung unter Wiederherstellung dynamischer Entwicklungsprozesse, wie dies beispielsweise am Paltenspitz gelungen ist (Abb. 7-18).

Hoher Handlungsbedarf besteht aber auch im Hinblick auf ein ausgewogenes und auf die jeweilige Situation einzelner Flussabschnitte abgestimmtes **Prädatorenma-**



Abbildung 7-18: Die im Rahmen eines LIFE+ Projektes revitalisierte Paltenspitzmündung.

Foto: S. Muhar



Abbildung 7-19: Nasenlaichzug im Neustiftgraben 2021.

Foto: C. Ratschan

nagement. Eine Schlüsselart für die Zieldefinition sollte dabei neben der Leitfischart Äsche auch der Huchen sein. Dessen natürliche Reproduktion und Nahrungsbasis bieten sich als Beurteilungsgrundlage für die Wiederherstellung und langfristige Erhaltung nicht nur einer ausgewogenen Huchenpopulation, sondern auch eines intakten Gesamtfischbestandes an. In diesem Sinne sollten die Bemühungen auch vorangetrieben werden, potamalen Arten wie der Nase die Zuwanderung von flussab wieder zu ermöglichen. Der oberste bekannte Bestand an der Enns befindet sich im Stauraum Großraming und zeigt bis heute ausgeprägte Laichwanderungen in den Neustiftgraben (Abb. 7-19). Aufgrund der Staukette mit zum Teil sehr beengten Verhältnissen sind hier im Sinne der Mindestanforderung der WRRL an Wasserkraftwerke, nämlich die **Wiederherstellung der Durchgängigkeit**, große technische Herausforderungen zu lösen (Führer et al. 2017).

Im Mittel- und Unterlauf sind die wenigen Huchenfänge v. a. in den Stauwurzelnbereichen **überwiegend auf Besatz zurückzuführen**. Vereinzelt stattfindende natürliche Reproduktion in geeigneten Zubringern, wie z. B. Gaflenz- und Ramingbach sowie im Bereich um die Steyrmündung und in den Fischaufstiegsanlagen, sollte weiter gefördert werden.

Ein positives Beispiel jüngerer Zeit ist die Entwicklung eines Huchenbestandes in der Salza etwa seit der Jahrtausendwende. Ursprung dafür dürfte eine durch Besatz in den 1980er-Jahren im Ennsbereich Landl begründete Huchenpopulation sein, die zu Einwanderungen in die Salza bis zur Prescenyklausen führte. Auch der Fischbestand der weitgehend naturbelassen verbliebenen Salza unterliegt freilich einem zunehmenden Prädationsdruck, der um die Jahrtausendwende in erster Linie durch das

Auftreten des Kormorans, später auch durch Fischotter und aktuell zusätzlich durch häufiges Vorkommen von Gänsesägern gekennzeichnet ist.

In der letzten Vollwasser-Fließstrecke zwischen dem KW Garsten und Steyr hat sich in den letzten Jahren durch intensive Pflege und Besitzmaßnahmen ein vergleichsweise guter Huchenbestand entwickelt (G. Wolkenstein, pers. Mitteilung). Pro Saison werden durchschnittlich 25 zum Teil kapitale Huchen gefangen, wobei meist nur eine selektive Entnahme weniger Exemplare, zum Teil für Zuchtzwecke erfolgt. Auf Grund von Geschiebemangel, Stauraumpülungen, Schwallbetrieb und Kolmationsproblemen verfügt diese Strecke aber nur mehr über wenige Kiesbänke mit geeigneten Reproduktionsbedingungen. In den letzten Jahren wurden erstmals wieder Huchen im Steyr-Unterlauf beobachtet und zwar bis in den Bereich unmittelbar flussauf des Kruglwehres (G. Furlinger, pers. Mitteilung).

Trotz des vereinzelt Nachweises von juvenilen und adulten Huchen kann **im Mittel- und Unterlauf der Enns freilich nicht von einer reproduktiven, sich selbst erhaltenden Huchenpopulation die Rede sein**. Dafür fehlen zufolge der vorliegenden Staukette ausreichende Laich- und Jungfischhabitats. Die jüngsten Ergebnisse der Untersuchungen an den Fischaufstiegsanlagen dokumentieren, dass die longitudinale Durchwanderbarkeit auch für den Huchen zwar zumindest teilweise wiederhergestellt ist. Die Laichplatzqualität in den Fischwanderhilfen wird sich jedoch durch Kolmation innerhalb weniger Jahre wieder deutlich verschlechtern, weil keine entsprechende Abfluss- und Geschiebeumlagerungsdynamik vorgesehen wurde.

Insgesamt bleiben die Lebensraumbedingungen im Enns-Unterlauf für die rheophile Großfischart Huchen weiterhin deutlich begrenzt. **In den langen Stauräumen sind adäquate Lebensraumbedingungen in der Regel auf die vergleichsweise kurzen Stauwurzelbereiche beschränkt**. Dennoch bestehen auch in der Staukette noch ungenutzte Potentiale für Renaturierungsmaßnahmen, wobei dort, wo noch möglich (Stauwurzeln oder Umgehungssysteme), auf Dynamik und die Wiederherstellung von Schlüsselhabitats, wie funktionellen Kieslaichplätzen und Flachuferzonen, besonderer Wert zu legen ist (Gumpinger 2018, Gumpinger & Bart 2018, Ratschan et al. 2011, Zauner et al. 2011). Eine Sanierung der prägenden übergeordneten Defizite (Schwalleinfluss, Geschiebedefizit, Fragmentierung etc.) stellt dabei jedenfalls eine Grundvoraussetzung für den Wiederaufbau reproduktiver Fischpopulationen dar, ganz besonders jener des Huchens.

Zusammengefasst fußen die aktuellen Probleme hinsichtlich der fischökologischen Situation in der Enns überwiegend auf der **intensiven energetischen Nutzung des Flusses**. Handlungsbedarf hoher Priorität besteht an der Mittleren und Unteren Enns bei den bestehenden Kraftwerken hinsichtlich der Entwicklung eines geeigneten **Spül- und Geschiebemanagements, der Vermeidung/Reduktion des Schwall- und Schwellbetriebs, der Errichtung adäquater Fischwanderungssysteme und entsprechender Restwasserdotations in den Ausleitungsstrecken**. Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung der aktuellen Situation sind vor allem in den **Stauwurzeln, den Bereichen der Zubringermündungen und in den durchregulierten Flussabschnitten** anzustreben. Wie schon für die Obere Enns aufgezeigt, bedarf es zusätzlich aber auch eines ausgewogenen fischereiwirtschaftlichen Managements inklusive der **Bestandsregulation von Fischprädatoren** bis zum Erreichen einer ausreichenden Resilienz der Fischpopulationen, wobei auch hier der Huchen Schlüsselart für die Zieldefinition sein sollte.

7.4. Pielach

7.4.1. Einleitung

Die rechtsufrigen Zubringer der österreichischen Donau im ober- und niederösterreichischen Alpenvorland wiesen im ursprünglichen Zustand gemeinsam mit der Donaupopulation, mit der sie zweifellos in intensivem Austausch standen, reiche Bestände des Huchens auf. Diese Situation und Phänomene sind durch eine Reihe historischer Quellen und anekdotischer Beschreibungen gut dokumentiert (siehe z. B. Haidvogel & Waidbacher 1997). Obschon auch linksufrige Donauzubringer aus der Böhmisches Masse ursprünglich und zumindest in Bayern teils auch noch aktuell wesentliche Huchenpopulationen beherberg(t)en, werden die rechtsufrigen, sich primär durch ein kalkalpines Einzugsgebiet auszeichnenden Donauzubringer des Alpenvorlands traditionell als idealtypische Huchenflüsse angesehen (Jungwirth 1980). Sie wiesen historisch vorwiegend einen pendelnd-furkierenden Flusstyp mit intensivem Geschiebetrieb und hochdynamischer Morphologie auf.

Heute sind die Bestände in fast allen dieser Flüsse entweder gänzlich ausgestorben (z. B. Alm, Krems/OÖ., Erlauf) oder auf kleine Reliktpopulationen zusammengeschrumpft (z. B. Melk, Mank, Traisen). Fallweise konnten in Gewässern, wo der Huchen noch bis in die 1990er-Jahre ausgestorben war, durch Sanierungsmaßnahmen und initiale Besatzmaßnahmen kleine, teils natürlich reproduzierende Bestände erfolgreich wiederangesiedelt werden (z. B. Ybbs, Traun mit Ager und Vöckla; Ratschan 2014).

In diesem Kapitel soll das Fallbeispiel der Huchenpopulation der Pielach im niederösterreichischen Alpenvorland dargestellt werden, die bis vor wenigen Jahren als die größte und noch intakte Population Österreichs nördlich der Alpen galt (Jungwirth et al. 2003). Wie die nachfolgend dargestellten Daten zeigen, entsprechen diese Attribute nur mehr eingeschränkt dem Status Quo (Ratschan et al. 2021a). Nichtsdestotrotz ergibt sich einerseits aufgrund der Abdeckung als hochrangiges Schutzgut im Natura 2000-Gebiet »NÖ Alpenvorlandflüsse«, andererseits aber auch zufolge der großteils noch kritischeren Lage der Huchenbestände in den übrigen Huchenflüssen des Alpenvorlands eine besonders hohe Bedeutung der Pielachpopulation für den Erhalt von *Hucho hucho*.

7.4.2. Kurzbeschreibung der Pielach und Abgrenzung der Verbreitung

Bei der Pielach handelt es sich um einen knapp 70 km langen Donauzubringer, der in den Türnitzer Alpen entspringt, anschließend durch das Alpenvorland im Mostviertel führt und bei Loosdorf auf kurzer Strecke den Dunkelsteiner Wald durchschneidet. Flussab von Melk mündet der Fluss in Form eines im Rahmen des EU-LIFE-Projekts »Mostviertel-Wachau« verschwenkten und fischpassierbar umgestalteten Deltas bei Stromkilometer 2034 in die Donaufließstrecke Wachau. Der mittlere Abfluss der Pielach wächst durch meist kleinere Zubringer (wie Nattersbach, Loichbach, Kremnitzbach oder Sierning) kontinuierlich an und beträgt an der Mündung ca. 8 m³/s. In den letzten Jahrzehnten sind zufolge von Pegelmessungen nicht nur zunehmend ausgedehntere Niedrigwasserphasen, sondern auch rückläufige Jahresfrachten zu beobachten.

Die obere Verbreitungsgrenze des Huchens in der Pielach wurde bisher von vielen Autoren mit dem »Mainburger Wehr« bei Fluss-km 40 angegeben, was gut mit der modellierten Verbreitung des Huchens übereinstimmt (Abb. 4-2). Es handelt sich dabei um ein altes Wanderhindernis, das 1750 errichtet wurde, wohl aber schon im

Mittelalter zur Versorgung der Grubmühle Bestand gehabt haben dürfte. In den letzten Jahren waren auch flussauf einige Huchen zu beobachten (Hochebner, pers. Mitteilung), die vermutlich während der Bauphase des an dieser Stelle neu gebauten Kraftwerks oder über die neue Fischwanderhilfe den Abschnitt flussauf erfolgreich wiederbesiedeln konnten. Anzumerken ist hier freilich, dass die Fischaufstiegshilfe am neuen Kraftwerk Mainburg nicht auf den Huchen ausgelegt wurde und ein Aufstieg größerer Huchen daher unwahrscheinlich ist.

Aktuelle Analysen belegen auf Basis von Temperatur, Gefälle, Breite und Abfluss, dass der Übergang vom Metarhithral zum Hyporhithral etwa im Bereich der Einmündung des Loichbachs zu verorten ist (Mühlbauer et al. 2021). Folglich kann angenommen werden, dass die ursprüngliche Verbreitungsgrenze des Huchens in diesem Bereich, also ca. 13 km flussauf des ehemaligen Mainburger Wehrs, lag, was gut mit den Umweltraumbedingungen aktuell noch besiedelter Strecken anderer Huchenflüsse in Einklang steht. Auch historische Quellen geben diesen Bereich (Kirchberg an der Pielach) als obere Grenze an (Anonym 1888). Dem aktuell gegebenen Verbreitungsgebiet von etwa 40 km steht somit ein historisches von potenziell 53 km gegenüber.

7.4.3. Entwicklung der Bestandssituation

Wohl aufgrund der geringen Flussgröße fand die Pielach und der dort beheimatete Huchenbestand nur wenig in die einschlägige historische Literatur aus Zeiten geringer anthropogener Überformung unserer Gewässer Eingang. Eine Erwähnung der Pielach fehlt etwa in Klassikern von Heckel & Kner (1858) und Borne (1881) vollständig. Steindachner (1884) erwähnt das Vorkommen *zur Laichzeit hauptsächlich in der Pielach und Traisen* und dass die Bestände bereits zu dieser Zeit rückläufig waren. Für fundierte historische Aufarbeitungen wären zielgerichtete Recherchen beispielsweise in Gemeinde- oder Stiftsarchiven im Gebiet notwendig.

Leicht greifbare Hinweise auf die Verbreitungs- und Bestandssituation in der Pielach findet man erst viel später etwa bei Jungwirth (1980) »guter Bestand«, Harsanyi (1982) ursprünglich »sehr guter Bestand«; derzeit »guter, sich selbst reproduzierender Bestand« oder Holcik et al. (1988). In einer etwas weiter zurückreichenden Beschreibung der Pielach von Hemsen (1967) wird hingegen gar nicht auf den Huchenbestand eingegangen. Schefold (1966) beschreibt, dass im Zuge der Regulierung der Melk Huchen ausgefangen und in die Pielach umgesetzt wurden, mit dem Ziel, dort vorhandene Bestände unerwünschter Aitel und Barben zu dezimieren. Dieser Versuch wurde als misslungen bezeichnet, weil in den Mägen ausgefangener Huchen angeblich nur Forellen und Äschen gefunden wurden. Weiters schreibt der Autor, dass man zu dieser Zeit zum Schluss kam, keine Huchen mehr in die Pielach einzusetzen, diesen stattdessen intensiver zu befischen und untermaßig gefangene Huchen in die Untere Pielach zu versetzen. Der Import von Hucheneiern aus Jugoslawien nach Niederösterreich wird etwa für die Jahre 1936 und 1937 beschrieben (Neuhold in Einsele 1958), ob dabei auch die Pielach besetzt wurde, bleibt aber offen.

Huchenbestände waren schon seit jeher Wunschvorstellungen und Begehrlichkeiten des Menschen unterworfen, die sich im Lauf der Zeit auch wandelten oder umkehrten. Daher sind gerade in einem kleineren Fluss wie der Pielach sowohl durch Besatz als auch durch Befischung bis hin zur Verfolgung erhebliche Einflüsse auf die Bestandssituationen der jeweiligen Zeit prinzipiell möglich. In den letzten zwei Jahrzehnten wurde aber zumindest im Abschnitt mit dem heute noch besten Huchen-

bestand zwischen Neuhofen und Weinburg von den Bewirtschaftern kein Besatz mit Huchen durchgeführt, und die fischereiliche Entnahme wird nach restriktiven Kriterien gehandhabt. Es ist daher davon auszugehen, dass die aktuelle Bestandssituation im Wesentlichen der aktuell gegebenen Lebensraumsituation entspricht.

An der Pielach bieten Erhebungen mittels Elektrofischerei mittlerweile schon über den Zeitraum von mehr als 4 Jahrzehnten eine im Vergleich zu größeren Flüssen recht gute Datenbasis, um die rezente Entwicklung des Huchenbestandes zu beschreiben. Umfangreiche Daten zum Fischbestand der Pielach wurden im Rahmen des EU-LIFE-Projekts »Lebensraum Huchen« (1999–2003) erhoben. Darüber hinaus liegt auch ein noch älterer Datensatz aus dem Jahr 1978 vor. In jüngerer Zeit erfolgten darüber hinaus auch mehrere Beschnorchelungen. Die insgesamt sehr vielfältigen Quellen sind bei Ratschan et al. (2021a) nachzulesen und werden an dieser Stelle nicht einzeln angeführt.

Die Biomasse aller Fischarten im Huchenverbreitungsgebiet der Pielach zeigt einen Rückgang von ausgehend 200–500 kg/ha (EU-LIFE Projekt Huchen, Jahre 1999–2003) auf fast durchwegs unter 100 kg/ha in den letzten Jahren (Abb. 7-20). Eine Ausnahme stellt die Erhebung im Bereich der Kremnitzbachmündung dar, wo noch 2013 eine Biomasse von 716 kg/ha festgestellt wurde, was die Autoren auf die dort situierte Kläranlageneinleitung zurückführen (Pletterbauer et al. 2015). Aktuelle Befischungen im Unterlauf ergaben überraschend geringe Fischbestandswerte von teils unter 50 kg/ha, obwohl es sich um Gewässerstrecken mit einer sehr naturnahen Morphologie und Strukturausstattung handelt (Mühlbauer et al. 2021). Diese Ergebnisse werden zudem durch Beschnorchelungen bestätigt, die ausgehend von großen Zahlen der Cypriniden Nase und Barbe im Jahr 2010 im Jahr 2016 nur mehr Sichtungen einzelner Adultfische dieser Arten erbrachten (Holzer & Pinter 2017). Offensichtlich ist der Fischbestand der Pielach im epipotamalen Unterlauf tatsächlich dramatisch eingebrochen.

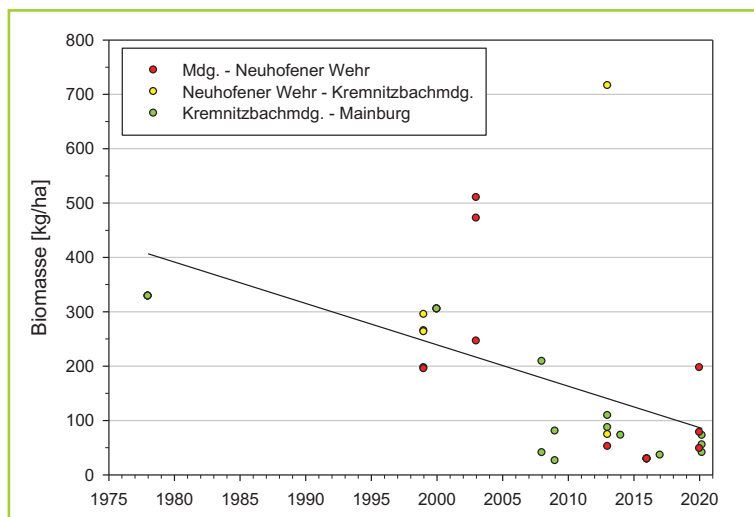


Abbildung 7-20: Zeitliche Entwicklung der Fischbiomasse (alle Arten) auf Basis von 29 quantitativen Befischungen in der Pielach im Zeitraum 1978 bis 2020. Die Regression ist statistisch hoch signifikant ($p < 0,01$, $R^2 = 0,30$, ohne Ausreißer Kremnitzbach $R^2 = 0,52$). Datenquellen: siehe Text.

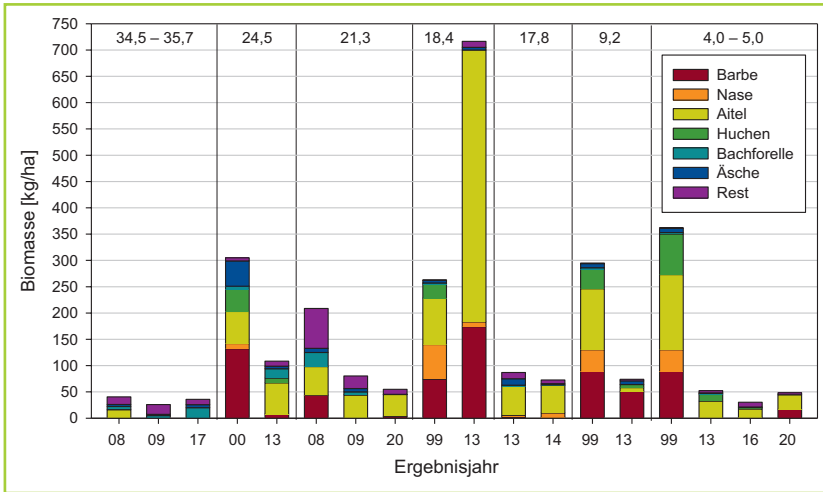


Abbildung 7-21: Entwicklung der Fischbiomasse (getrennt nach Arten) in mehrfach befischten Abschnitten der Pielach in den Jahren zwischen 1999 und 2019. Zahlen oben: Fluss-km. Datenquellen: siehe Text.

Wie in Abbildung 7-21 ersichtlich, zeigen mit Ausnahme der Strecke im Bereich der Kremnitzbachmündung (Kläranlage) alle mehrfach befischten Abschnitte einen zu- meist starken Rückgang der Fischbiomasse. Davon sind insbesondere Nase, Barbe und Huchen betroffen, sodass die Fischbiomasse heute wesentlich stärker durch den wenig anspruchsvollen Aitel dominiert wird.

Da auch ausgesprochen naturnahe Gewässerabschnitte, die eigentlich eine hervor- ragende Eignung auch in Bezug auf Laich- und Juvenilhabitate aufweisen, betroffen sind, ist der Rückgang von Nase und Barbe am ehesten mit der weitgehend unter- bundenen Vernetzung mit der Donau in Kombination mit dem Wiedererstarken der Bestände mehrerer Arten von Fischprädatoren zu erklären (Mühlbauer et al. 2021, Ratschan et al. 2021a).

Der Rückgang des Beutefischbestands wirkt sich offensichtlich deutlich auf den Huchenbestand aus bzw. spiegelt er sich in der Entwicklung des Huchens wider. Im Rahmen des LIFE-Projekts »Lebensraum Huchen« lag die mittlere Huchendichte bei knapp 24 Ind./ha (alle Altersklassen), bei den Erhebungen nach 2010 hingegen nur mehr bei 0,9 Ind./ha. Die Regressionsgerade in Abbildung 7-22 zeigt eine dramatisch gesunkene Huchenabundanz, wobei anzunehmen ist, dass diese die Verhältnisse etwas zu pessimistisch darstellt, weil aus den Abschnitten Neuhofen bis Kremnitz- bachmündung sowie Weinburg bis Obergrafendorf aus den letzten Jahren keine quantitativen Bestandsdaten vorliegen, Berichten der Fischerei und eigenen Beob- achtungen zufolge dort aber noch recht gute Huchenbestände gegeben sind. Im Rahmen quantitativer Befischungen von sechs Strecken im Huchenlebensraum im Jahr 2020 konnte kein einziger Huchen mehr nachgewiesen werden (Mühlbauer et al. 2021), allerdings wurde dabei die oben erwähnte Strecke nicht bearbeitet.

Im Überblick und unter Berücksichtigung von Angaben durch die Fischerei ist für den oberen Teil des Huchenverbreitungsgebietes der Pielach von einem deutlichen Bestandsrückgang auszugehen und für den Abschnitt zwischen Neuhofener Wehr

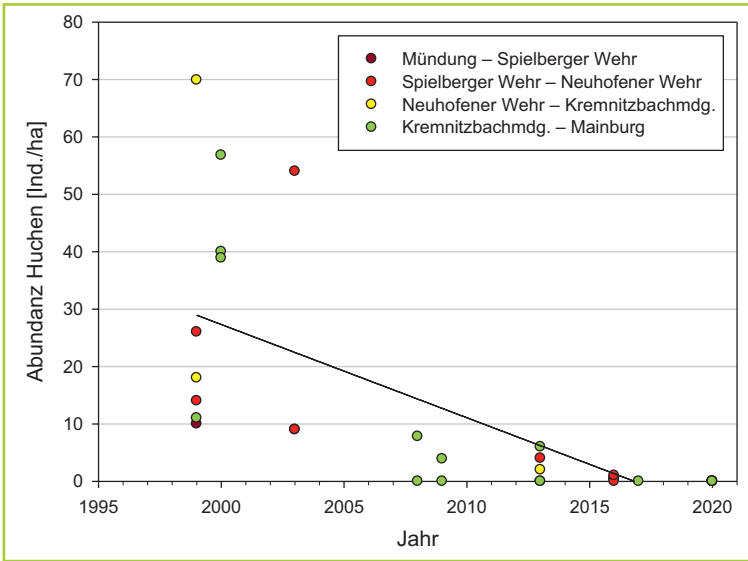


Abbildung 7-22: Zeitliche Entwicklung des Catch-per-Unit-Effort (CPUE) des Huchens in der Pielach vom Bereich Mainburg bis zur Mündung in die Donau zwischen 1999 und 2020. Die stark fallende Regressionsgerade ist statistisch signifikant ($p < 0,001$; $R^2 = 0,47$). Datenquellen: siehe Text.

und Mündung von einem massiven Bestandseinbruch bzw. weitgehendem Erlöschen des Huchenbestandes. Im Abschnitt Kremnitzbach bis Neuhofener Wehr ist hingegen nach wie vor ein guter Huchenbestand erhalten.

Wie in Abbildung 7-23 erkennbar, zeigt der gepoolte Gesamtfang des Zeitraums 1999–2006 ein intaktes Längenfrequenzdiagramm mit allen Altersklassen und einem hohen Jungfischanteil. Für den Zeitraum 2007–2021 ist dieses trotz des mehr als 5-fachen Erhebungsaufwands lückig und die Nachweiszahl beträgt weniger als ein Viertel des vorangegangenen Zeitraums.

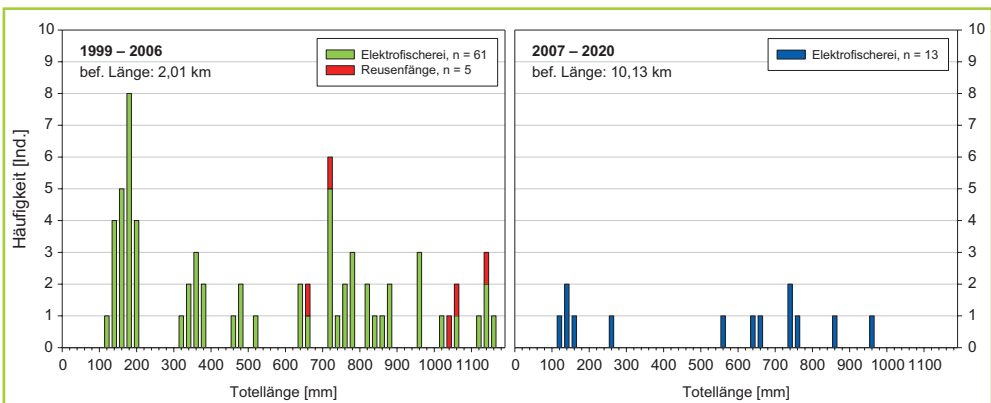


Abbildung 7-23: Längenfrequenzdiagramm des Huchens in der Pielach im Zeitraum vor 2007 (links) und 2007–2020 (rechts) mit Angabe der in Summe befischten Streckenlänge. Datenquellen: siehe Text.

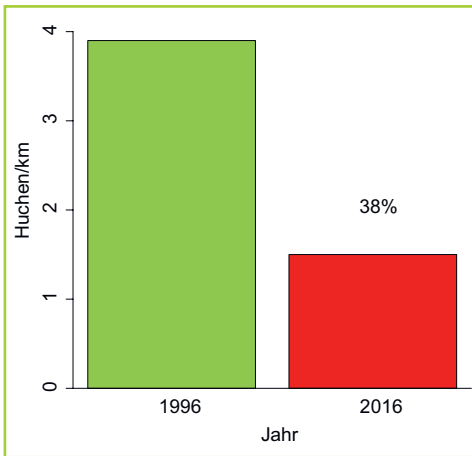


Abbildung 7-24: Gegenüberstellung der Individuendichte (Individuen/km) der Huchenpopulation im Unterlauf der Pielach (Mündung bis Salau, ca. 16 km) in mittels Beschnorchelung untersuchten Strecken der Pielach im Jahr 1996 (Holzer et al. 1999) und 2016 (Schöfbenker 2018).

Aus Schöfbenker (2018) stehen recht aktuelle Daten zum Huchenbestand der Pielach zur Verfügung. Er untersuchte den gesamten Flusslauf (außer Mühlbäche/Triebwasserkanäle) zwischen Weinburg und der Mündung auf einer Strecke von 32 km mittels Beschnorchelung und Laichplatzkartierung. Insgesamt konnte er nur 80 Huchen zwischen 200 und 1300 mm Totallänge (vorwiegend 600–1.200 mm) bzw. 69 Laichgruben feststellen. Dazu sei angemerkt, dass Huchenpaare oft mehrere Laichgruben schlagen. Im oberen Abschnitt (Weinburg-Salau) war sowohl die Individuendichte mit 4 Ind./km bzw. 3 Laichgruben/km deutlich höher als im unteren Abschnitt (Salau-Mündung) mit 2 Ind./km bzw. 2 Laichgruben/km. Besonders gering war die Dichte im untersten Abschnitt zwischen Neuhofen und der Mündung, wo nur 5 Individuen bzw. 7 Laichgruben gefunden wurden, was jeweils unter Werten von 1 Ind./km bzw. 1 Laichgrube/km entspricht.

Sowohl Beschnorchelung als auch Laichplatzkartierungen bieten gegenüber Elektrofischungen den Vorteil, dass sehr lange Gewässerabschnitte mit vertretbarem Aufwand abgedeckt werden können. Die in Abbildung 7-24 dargestellte Gegenüberstellung der Individuendichte in mittels identer Methodik (Beschnorchelung) untersuchten Strecken zeigt jedenfalls sehr ähnlich wie die Elektrofischungen einen deutlichen und gut abgesicherten Bestandsrückgang von 62 % innerhalb von 20 Jahren (1996–2016).

Besonders stark scheint der Unterlauf der Pielach und hier insbesondere der Abschnitt stromab von Neuhofen vom Rückgang des Huchens betroffen zu sein. Schöfbenker (2018) erklärt dies primär durch die starke Präsenz von Gänsesäger und Kormoran in diesem Gewässerabschnitt, welche sowohl einen Prädationsdruck auf juvenile Huchen als auch auf die Beutefischpopulationen ausüben. Darüber hinaus dürften allerdings auch durch hohe Wassertemperaturen bedingte Ausfälle in »Hitzesommern« zu diesem negativen Bestandstrend im Pielach-Unterlauf beitragen. Berichte von Totfunden seitens der Fischerei gibt es beispielsweise aus den Jahren 2013, 2015 und 2017. Jedenfalls dürften sich die Faktoren Prädatoren und sommerliche Wassertemperatur in den letzten Jahrzehnten am stärksten verändert haben. Es ist davon auszugehen, dass diese beiden Größen in Kombination mit weiteren, bereits länger bestehenden negativen Einflussfaktoren Ursache für die aufgezeigte Bestandsentwicklung sind.

Auch für die aus der Donau frei erreichbare Mündungstrecke der Pielach bis zum Spielberger Wehr ist eine ähnliche Entwicklung dokumentiert. Noch bis Anfang des Jahrtausends konnte dort jährlich das Abbläichen mehrerer Huchenpaare beobachtet werden (Kaufmann 2006, Zitek et al. 2003). Seither wurden jedoch nur noch einzelne Individuen gesichtet. Auch wenn in den letzten Jahren der Bestand adulter Huchen in der Wachau als gering zu bezeichnen ist, werden immer wieder Angelfänge von Huchen im laichfähigen Alter berichtet. Nichtsdestotrotz sind kaum Laichaktivitäten der Donauhuchen in der Mündungstrecke bzw. flussab des Spielberger Wehrs zu beobachten (Ratschan et al. 2021a). Die Vermutung liegt hier nahe, dass diese hauptsächlich auf Besatz zurückgehenden Huchen in der Donau nicht imstande sind, geeignete Laichhabitats, wie beispielsweise die Pielach-Mündungstrecke, aufzufinden.

7.4.4. Gefährdungsfaktoren und Ansätze für den Erhalt

Die Belastungen und Prioritäten zur Sanierung aus gewässerökologischer Sicht wurden unlängst im Rahmen des »Gewässerentwicklungs- und Risikomanagementkonzepts Pielach« umfassend erhoben (Mühlbauer et al. 2021). Im aktuellen Huchenverbreitungsgebiet bis Fluss-km 40 bestehen zum Stand 2021 75 **Querbauwerke**, von denen **sieben für Fische nicht und 27 nur eingeschränkt passierbar** sind. Die Großfischart Huchen ist dabei direkt und indirekt von diesen Querbauwerken besonders betroffen.

Der Anteil der **Restwasserstrecken** umfasst 53 % des Huchenverbreitungsgebietes, jener der Staustrecken knapp 11 %. Die Kleinwasserkraft stellt vor allem durch Wanderbarrieren, Verluste beim Abstieg durch die Turbinen und Ausleitungstrecken einen sehr wesentlichen Belastungsfaktor für den Huchenbestand der Pielach dar. Die **Kraftwerksnutzung** (Kontinuumsunterbrechung und Ausleitung) beginnt bereits nahe der Mündung in die Donau am Spielberger Wehr bei Fluss-km 1,8. Die dort vorhandene Fischwanderhilfe ist nur eingeschränkt funktionsfähig. Diese erste Barriere für aufwandernde Fische bewirkt eine **fast vollständige Zäsur zur Donau** und ist somit auch einer der zentralen Gründe für die Defizite der Fischbestände flussauf.

Durch die nachfolgenden weiteren acht Kleinwasserkraft-Wehranlagen im aktuellen Huchenverbreitungsgebiet wird der **Lebensraum fragmentiert** und die **Habitatqualität durch Restwasserstrecken und Staue beeinträchtigt**. Mit der **Abgabe adäquater Restwassermengen und der Errichtung funktionstüchtiger (bzw. die Verbesserung bestehender) Fischwanderhilfen (inkl. adäquater Fischschutz- und -abstiegsanlagen)** können dort **prinzipiell sofort Maßnahmen umgesetzt werden**, die auch als Basis für **weitere morphologische Sanierungsmaßnahmen** dringend nötig sind. Dabei sind der Rückbau ausgewählter, besonders problematischer Kleinwasserkraftanlagen bzw. deren Ausrüstung mit voll funktionsfähigen Fischwanderhilfen sowie die umfangreiche morphologische Sanierung begradigter, eingetiefter Abschnitte wohl alternativlose Notwendigkeiten, um den Huchen an der Pielach mittel- und langfristig zu erhalten.

Wie sich die vollständige Wiederherstellung der Durchgängigkeit von der Donau her auf den Fischbestand auswirkt, kann gut an den nahe gelegenen Donauzubringern Traisen, Krens, Kamp und Große Tulln beobachtet werden. Die Unterläufe genannter Flüsse wurden in den letzten Jahren durchwanderbar gestaltet und sind nunmehr frei von Kraftwerkswehren. Seither werden diese Zubringerabschnitte alljährlich zur Laichzeit durch große Fischwanderungen aus der Donau bevölkert. Wie Fischbestandserhebungen im Rahmen der GZÜV und angewandter Projekte zeigen, sind



Abbildung 7-25: Naturnaher Abschnitt der Pielach in der Mühlau.

Foto: C. Ratschan

Trotz geringer Beschattung kommt es in diesem Abschnitt zu einer Verringerung der sommerlichen Wassertemperatur

diese Wanderung so umfangreich, dass ein unmittelbares Wiedererreichen des *Guten Ökologischen Zustands* in den angebundenen Abschnitten bereits erfolgt ist. Fischbiomassen von 400 kg/ha an der Traisen (Friedrich et al. 2020) und 500 kg/ha an der Großen Tulln werden hier trotz stark beeinträchtigter Morphologie (GZÜV) überschritten. Die Tatsache, dass der große Vorfluter Donau trotz seiner gegebenen Beeinträchtigungen für die vergleichsweise kleinen Zubringer hohe Einwanderungen ermöglicht, stellt ein besonderes Potential des hier vorliegenden Gewässersystems dar. Dieses Potential sollte auch für die Pielach möglichst rasch durch die umfassende Wiederherstellung der Durchgängigkeit erschlossen werden.

In morphologischer Hinsicht ist die Pielach durch einen Wechsel zwischen anthropogen teils stark überformten, regulierten Strecken und Abschnitten mit naturnaher Morphologie geprägt. Unter Letzteren sind im Unterlauf vor allem die Naturschutzgebiete »Pielach-Mühlau« (seit 2004) und »Pielach-Ofenloch-Neubacher Au« (seit 2006) hervorzuheben. Die naturnahen Abschnitte sind insbesondere als Lebensraum für frühe Lebensstadien des Huchens von herausragender Bedeutung (Abb. 7-25).

In den regulierten Strecken der Pielach schränken neben monotonen strukturellen Verhältnissen über weite Bereiche auch die bestehenden Geschiebedefizite und **fehlende Dynamik der Kieszsohle** die Reproduktionsmöglichkeiten für den Huchen ein. Dies gilt auch für zahlreiche Beutefische, die überwiegend der Gilde der Kieslaicher angehören. Über lange Abschnitte des regulierten Mittellaufs prägt, verursacht durch das **Geschiebedefizit und die damit in Verbindung stehende Eintiefung**, anstehender Schlier die Flusssohle der Pielach. Im Unterlauf ist die Qualität der kie-

sigen Sohle durch ein- und übergelagerte Feinsedimente beeinträchtigt. Ein Faktor der durch die intensivierete Landwirtschaft und den Klimawandel verstärkt wird.

Der **Klimawandel stellt wohl den mittel- und langfristig wesentlichsten und bedrohlichsten Faktor** für die Qualität der Pielach als Fischlebensraum dar. Zwar liegen die maximalen Wassertemperaturen in der Pielach noch unter jenen der benachbarten Melk, die zusammen mit ihrem Zubringer Mank immer noch einen kleinen Huchenbestand beherbergt, aber auch in der Pielach waren in heißen Sommern der letzten Jahre wiederholt verendete Huchen zu finden.

In morphologisch hochwertigen Abschnitten des Unterlaufs (Abb. 7-25) ist eine geringere sommerliche Erwärmung bzw. sogar eine Abkühlung zu beobachten (Pletterbauer et al. 2015). Durch Austausch mit kühlem Wasser aus dem Kieskörper kommt es in Kolken zur Ausbildung thermischer Refugialbereiche, deren Nutzung durch Huchen während Hitzephasen auch zu beobachten ist. Sanierungsmaßnahmen, die eine hohe morphologische Dynamik mit ausgeprägten Kolk-Furt-Abfolgen wiederherstellen, bieten somit neben den klassischen Maßnahmen (Förderung der Beschattung, ausreichend Restwasserabgabe, Längs- und Quervernetzung etc.) einen besonders erfolgversprechenden Ansatz, um den Huchenbestand auch in einer Zeit der Klimakrise erhalten zu können.

Neben diesen unmittelbar anthropogen verursachten Einflüssen sind **Fischprädatoren eine weitere wesentliche Einflussgröße für den Huchenbestand**. Fischereiliche Bewirtschafter beobachten seit mehreren Jahren am Ufer liegende, tote Huchen, die typische Verletzungen aufweisen, welche auf den Otter als Verursacher hindeuten. Angelfischer wiederum beobachten regelmäßig Verletzungen an lebenden Huchen, was diesen Verdacht deutlich erhärtet (Ratschan 2020b). Auch die vorliegenden räumlichen Muster deuten stark darauf hin, dass Fischotter, Kormoran und Gänseäger nennenswerten Druck auf die Huchen- und Beutefischbestände der Pielach ausüben. Letztendlich hat **die Kombination aus intensiver Wasserkraftnutzung, Fraßdruck durch Prädatoren und Klimawandel zu den drastischen Fischbestandsrückgängen in der Pielach geführt**.

Auch wenn das Zusammenspiel der sich vielfach gegenseitig verstärkenden Gefährdungsfaktoren nicht restlos bzw. im Detail erklärt ist, sollte insbesondere als kurzfristige Sofortmaßnahme ein **Management von Prädatoren** einen wichtigen und prinzipiell rasch umsetzbaren Beitrag zum Erhalt des hoch gefährdeten, überregional und europaweit außerordentlich bedeutenden Huchenbestand der Pielach leisten können. **Mittel- bis langfristig** sind für die Erzielung resilienter Bestände des Huchens samt seiner Beutefische jedoch die entscheidenden Schritte in Form der Wiederherstellung einer **umfassenden Durchgängigkeit der Kraftwerksanlagen, der abschnittsweisen Sanierung der Flussmorphologie der Pielach und ihrer Zubringer** etc. zu setzen. Unter der Voraussetzung entsprechenden politischen Willens besteht an der Pielach ein hohes Potential für Maßnahmen, die zu nachhaltigen Verbesserungen der Gewässerlebensräume führen und damit die Erhaltung des Huchenbestandes auch unter den Szenarien des Klimawandels mittel- und langfristig ermöglichen.

7.5. Schwarzer Regen

7.5.1. Allgemeine Beschreibung des Schwarzen Regens und seines Huchenbestandes

Beim Regen handelt es sich um einen mittelgroßen Fluss der Barbenregion, der bei Regensburg linksufrig in die bayerische Donau einmündet. Der Schwarze Regen und

der kleinere Weiße Regen bilden die beiden wesentlichen Zuflüsse. Der Schwarze Regen entsteht durch die Vereinigung des Großen und Kleinen Regen bei Zwiesel. Diese beiden Zuflüsse entspringen auf tschechischem Staatsgebiet, große Teile ihres Einzugsgebiets liegen im Nationalpark Bayerischer Wald.

Der Schwarze Regen liegt zur Gänze im Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse. Bei Zwiesel beträgt der Mittelwasserabfluss $8 \text{ m}^3/\text{s}$ und steigt vor der Vereinigung mit dem Weißen Regen bis auf etwa $20 \text{ m}^3/\text{s}$ an. Das Gefälle liegt bereits bei Zwiesel in einem für das Hyporhithral (Äschenregion) charakteristischen Bereich, weiter flussab wechseln einander Flach- und Durchbruchsstrecken mit leichtem Wildwassercharakter (z. B. das sogenannte Bärenloch) mit höherem, lokal für die Untere Forellenregion (Metarhithral) typischem Gefälle.

Das aktuelle Verbreitungsgebiet reicht etwa vom Unterlauf des Großen Regen auf Höhe Theresienthal (Stadt Zwiesel) bis in den Regen nahe Cham. Innerhalb des Verbreitungsgebietes gibt es mehrere längere Gewässerstrecken, die freifließend sind und besondere Bedeutung für den Huchenbestand haben. Zu nennen sind die Abschnitte von Regen bis Teisnach (ca. 16 km), von Gumpenried bis Viechtach (7 km) und von Pulling bis Chamerau (11 km). Die frei fließenden Abschnitte sind jeweils durch mehrere Wehre und Ausleitungsstrecken infolge von Wasserkraftnutzung getrennt. Besonders gravierend hinsichtlich der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums sind die Talsperren Regen, Höllenstein und Blaibach. Dort werden Huchen nur sehr vereinzelt nachgewiesen. Ein Teil des Verbreitungsgebietes liegt im FFH-Gebiet »Oberlauf des Schwarzen Regens«, sodass der Huchen hier als Art der Anhänge II und V unter besonderem Schutz steht. Leider wurde versäumt, die relevanten Flussabschnitte abwärts von Teisnach sowie in den Orten Regen und Zwiesel mit auszuweisen. Der Huchenbestand im Regen strahlt auch wenige Kilometer in den Weißen Regen aus (Höcherl, pers. Mitteilung).

Der flussab anschließende Regen im Bereich von Cham bis zur Mündung in die Donau bei Regensburg weist eine recht gefällearme, sommerwarme Charakteristik auf und wird durch die Raubfischarten Hecht und Wels (*Silurus glanis*) geprägt, der Huchen fehlt. Historisch waren – von der Donau kommend – Huchenvorkommen aber auch dort unten im Mündungsbereich beschrieben, die bis zum Wehr der Pielmühle bei Fluss-km 4,5 reichten (Borne 1881). Für den Schwarzen Regen beschreibt dieser Autor das häufige Vorkommen des Huchens, einen reichen Äschenbestand flussab von Regen und den Aufstieg von Nasen bis hinauf nach Zwiesel.

Historisch ist auch in den Zuflüssen von einer räumlich wesentlich umfangreicheren Besiedelung auszugehen, als dies aktuell der Fall ist. Nach Harsanyi (1982) kamen Huchen ursprünglich auch im Zubringer Teisnach sowie im Mündungsbereich der Schlossauer Ohe vor. Noch aktuell bzw. aus jüngerer Vergangenheit liegen Angelänge bzw. Sichtbeobachtungen aus den untersten Kilometern der Zubringer Aitnach, Mehlbach und Riedbach vor (Ebner, pers. Mitteilung). Gleiches trifft für den Kleinen Regen im Stadtbereich Zwiesel zu (Denzler, pers. Mitteilung). Dort ziehen Huchen bei ausreichendem Abfluss auch heute noch in die Ausleitungsstrecke bis zum ersten Querbauwerk. Für den Asbach bei Grafenried (nahe Viechtach) wird ein Aufstieg von zahlreichen Huchen aus dem Schwarzen Regen noch aus den 1980er-Jahren berichtet (Naegeli, pers. Mitteilung), für den Rothbach (nahe Teisnach) ein gelegentlicher Aufstieg (Holzer, pers. Mitteilung). In allen Fällen war diesen Aufstiegen im Bereich von Wehranlagen bzw. Ausleitungsstrecken ein Ende gesetzt. Diese Berich-

te belegen, dass kleinere Zubringer eine hohe Bedeutung als Laichhabitate im Gebiet des Schwarzen Regens aufwiesen, die zugleich auch als wichtige Teillebensräume für juvenile und subadulte Huchen dienten.

Aktuelle Bestandssituation

Noch bis vor wenigen Jahren handelte es sich bei den Huchenbeständen im Schwarzen Regen – gemeinsam mit jenen des Ilz-Gebiets – um die letzten intakten Populationen in Anteilen des Donaueinzugsgebiets der Böhmisches Masse Bayerns (Hanfland et al. 2015). Historisch war auch in weiteren Flüssen dieser geologischen Einheit – beispielsweise der deutlich kleineren Erlau – das Vorkommen des Huchens belegt, die Art ist dort aber schon seit längerem verschwunden. Im österreichischen Teil dieser Region, also dem Donaueinzugsgebiet im Mühl- und Waldviertel, kam der Huchen ursprünglich in einer Reihe von Flüssen wie Große Mühl, Aist, Naarn oder Kamp ebenfalls nachweislich vor, ist dort aber bis auf kleine, durch Besatz wiederangesiedelte Vorkommen im Bereich der Donauniederung ausgestorben. Die Bestände im Bayerischen Wald stellen somit eine große Besonderheit und enorm wichtige genetische Reserve dar, die nach einer Sanierung als Grundlage für Wiederbesiedlungsmaßnahmen dienen könnte. Leider lässt die Entwicklung der Huchenpopulationen sowohl im Ilz-System als auch im hier behandelten Schwarzen Regen befürchten, dass dies schon bald nicht mehr möglich sein wird.

Anhand von Ausfangdaten aus drei Fischereirevieren zwischen Regen und Viechtach lässt sich die Entwicklung des Huchenbestandes im Schwarzen Regen in den letzten über 2 Jahrzehnten gut nachzeichnen (Abb. 7-26). Diese Reviere decken insgesamt ca. 30 km Fließstrecken inklusive angrenzende Staubereiche ab. Es zeigt sich, dass in der verfügbaren Zeitreihe seit Ende der 1990er-Jahre noch bis etwa 2014 jährlich zwischen ca. 15 und 35 Huchen gefangen wurden. Die bewirtschaftenden Vereine handhaben die Entnahme großteils so, dass überwiegend nur große Adultfische

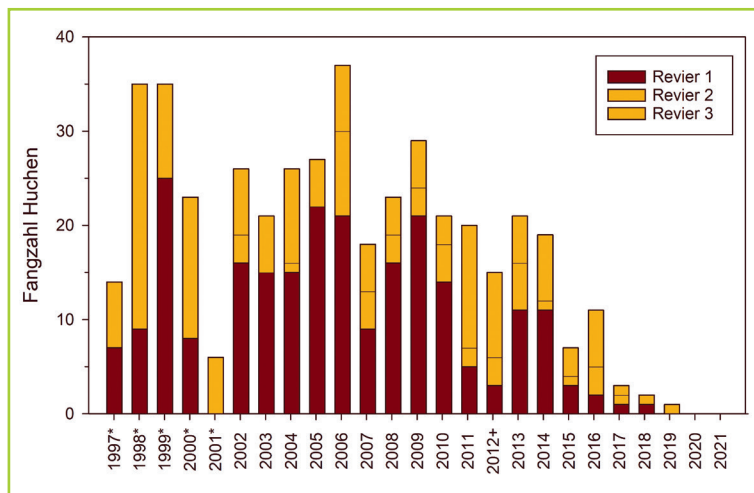


Abbildung 7-26: Entwicklung der in drei Revieren am Schwarzen Regen gefangenen Huchen. * = nur Zahlen aus zwei Revieren verfügbar; + = Revier 3 aus umliegenden Jahren interpoliert.

über 1 m Länge entnommen wurden. Seit 2015 gehen die Fänge auf ganz wenige Huchen zurück, 2019 wurde nur ein Einzelfisch gefangen. In den letzten Jahren (2020–21) wurden gar keine Huchen mehr entnommen. Berichten von Bewirtschaftern zufolge wird in den letzten Jahren kaum oder nur mehr sehr wenig auf Huchen gefischt, weil angesichts des geringen Bestands die Erfolgsaussichten zu gering sind.

Dieser Rückgang hat sich den Ergebnissen elektrofischereilicher Erhebungen zufolge auch in einem weitläufigen Revier vollzogen, wo keine fischereiliche Nutzung stattfindet. Diese Aussage wird auch durch detaillierte Analysen von Untersuchungsergebnissen hydromorphologisch vergleichbarer Probestrecken bestätigt, fischereilich genutzt versus nicht genutzt (Paintner et al. 2021). Die Entnahme von Huchen kann daher als Hauptgrund für den Rückgang ausgeschlossen werden.

Im Zuge von recht umfangreichen elektrofischereilichen Bestandserhebungen in den letzten Jahren sowie eines Forschungsprojekts zeigt sich in Übereinstimmung mit den Ausfangdaten folgendes Bild über die Ausprägung des Bestands zwischen Regen und Viechtach.

Bei Erhebungen im Frühsommer lassen sich dort durchaus hohe Dichten von 0+ Huchen finden. Diese liegen in günstigen Jahren, also solchen ohne Hochwässer, zur sensiblen Zeit nach der Emergenz der Junghuchen, bei ca. 4–8 Ind./100 m Uferlinie (Ratschan & Hammerschmied 2021). Es ist somit in diesem Abschnitt nach wie vor eine intensive natürliche Reproduktion bis in dieses Stadium gegeben. Über den Sommer geht die Dichte stark zurück, sodass bei herbstlichen Erhebungen nur mehr einzelne Junghuchen nachzuweisen sind. Dieses Phänomen tritt in sehr ähnlicher Weise auch im benachbarten Ilz-System auf und wird durch gezielte Erhebungen im Auftrag des Landesfischereiverbands Bayern näher untersucht. Die plausibelste Erklärung ist, dass diese sommerliche Mortalität auf starke Konkurrenz mit Bachforellen desselben Jahrgangs zurückzuführen ist (Ratschan & Hammerschmied 2021). Es dürfte sich also prinzipiell um ein natürliches, spezifisches Phänomen in den heute stark durch die Bachforelle dominierten Huchenflüssen im bayerischen Wald handeln.

Im zweiten Lebensjahr sind Huchen nur mehr extrem selten vorzufinden, die Daten aus 2018 und 2021 zeigen nur ein einzelnes Exemplar dieser Altersklasse (Abb. 7-27). Vereinzelt gefangene Subadulte um 50 cm waren anhand äußerer Merkmale als Besatzfische anzusprechen (grüne Balken in Abb. 7-27). Der Adultfischbestand war durchwegs gering, allerdings sind vereinzelt große Huchen nachzuweisen. 2018 waren auch noch einige kleinere Adultfische um 80 cm vorhanden, die 2021 fehlten. Die Adultfische wiesen durchwegs keine Merkmale von Besatzfischen auf. Es klafft, lässt man die beiden Besatzfische außer Acht, also im »Mittelbau« eine breite Lücke, die etwa 5 bis 8 fehlenden Jahrgängen entspricht. Diese Lücke lässt befürchten, dass sich der anhand der Ausfangzahlen dokumentierte, dramatische Rückgang des Huchenbestandes weiter fortsetzen dürfte und ein völliges Verschwinden des Huchens in den nächsten Jahren eintreten könnte.

Erwähnenswert ist zudem, dass im Zuge von Fischbestandserhebungen in den Jahren 2000 bis 2008 noch 1+ und subadulte Huchen in größerer Zahl nachgewiesen wurden (Ratschan & Zauner 2019, Sehr 2015). Die Populationsdynamik hat sich also in diesem Zeitraum stark zum negativen geändert, was im Weiteren in Hinblick auf Gefährdungsfaktoren zu diskutieren ist.

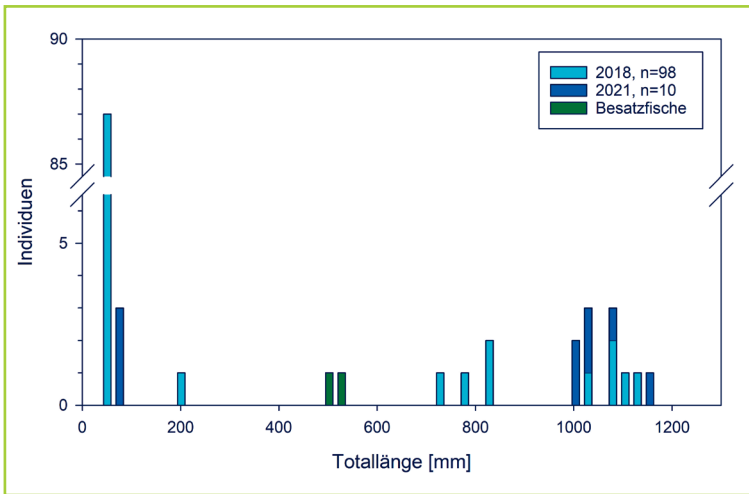


Abbildung 7-27: Längenfrequenzdiagramm aller Huchen, die im Zuge von Elektrofischungen (6 Streifenbefischungskampagnen) im zentralen Huchenverbreitungsgebiet am Schwarzen Regen in den Jahren 2018 und 2021 gefangen wurden (Daten: Ratschan & Hammerschmied 2021).

Auf Basis von Hochrechnungen kann die Bestandsdichte adulter Huchen im noch am dichtesten besiedelten Kerngebiet im Ilz-System (ca. 15 km) derzeit mit nur 2–3 adulten Ind./km angegeben werden, jene im Kerngebiet am Schwarzen Regen (17 km von Metten-Teisnach) mit einem Wert zwischen mindestens 0,5 und maximal 1,7 Ind./km (Ratschan et al. 2021b, 2019). Es handelt sich aktuell somit um nur mehr sehr kleine (Rest-)Populationen. Zum Vergleich: In der deutlich breiteren Oberen Mur (Kap. 7.1) liegt die Bestandsdichte bei ca. 10 adulten Individuen pro Kilometer. Auf Basis genetischer Daten geben Snoj et al. (2022) Bestandsdichten in 5 slowenischen Huchenflüssen von zwischen 6 und 30 Ind./km an. Darunter befinden sich auch schmalere Gewässer als jene im Bayerischen Wald, d. h. die viel geringere Bestandsdichte im Schwarzen Regen bleibt auch unter Bezug auf die Gewässerfläche bestehen.

Im Rahmen der Erstellung eines FFH-Mangementplans für das FFH-Gebiet Oberlauf des Schwarzen Regen wurden 2020 an 5 repräsentativ ausgewählten Probestellen elektrofischereiliche Bestandserhebungen durchgeführt (Paintner et al. 2021). Im Ergebnis konnten dabei lediglich zwischen Meindlgrub und Viechtach (außerhalb des FFH-Gebietes) Junghuchen des Nachwuchsjahrgangs 2020 festgestellt werden. Im derzeitigen Status ist eine flächendeckende natürliche Rekrutierung der Art im aktuellen Verbreitungsgebiet nicht mehr gesichert.

Die vorliegenden Daten zeigen, dass die Huchenbestände auch in den noch günstigsten Abschnitten am Schwarzen Regen derzeit einen absolut kritischen Zustand aufweisen, mit auf bereits sehr niedrigem Niveau rückläufiger Tendenz. Um die Art zu erhalten, besteht daher sehr dringender Handlungsbedarf.

7.5.2. Gefährdungsfaktoren

Die hydromorphologischen Verhältnisse der noch auf großer Länge **vorhandenen Fließstrecken** des Schwarzen Regens sind **sehr naturnahe ausgeprägt** und entsprechen weitgehend dem Referenzzustand. Anthropogene Einflüsse beschränken sich in diesem Zusammenhang eher auf großräumige Entwicklungen im Einzugsgebiet, die beispielsweise auf den Feststoffhaushalt (Kiesdefizit, Versandung) oder die Verfügbarkeit von Totholz wirken.

Unter einer zeitlich weit zurückreichenden Perspektive stellt die **Errichtung von Wehren, Kraftwerken und Talsperren samt großer Staubereiche sowie Ausleitungsstrecken** wohl jenen Faktor dar, der die Resilienz der Fisch- und Huchenbestände im Schwarzen Regen am stärksten und nachhaltigsten beeinflusst hat. Betrachtet man den rund 70 km langen Gewässerabschnitt der aktuellen Verbreitung des Huchens vom Großen Regen bei Theresienthal bis zum Regen bei Chamerau, so sind davon rund 30 Fluss-km, das entspricht **43 %, durch Stau oder Ausleitung energie-wirtschaftlich genutzt**. Wanderungen des Huchens selbst oder auch von Beutefischarten wie Nase und Barbe sind heute nicht oder nur mehr eingeschränkt möglich. Diese Cyprinidenarten sind am Schwarzen Regen abschnittsweise ausgestorben bzw. kommen heute nur mehr aufgrund von Besatzmaßnahmen in geringer Bestandsdichte vor. Fischaufstiegsanlagen wurden meist nur an den Ausleitungswehren errichtet und fehlen an den Krafthäusern. Es gibt auch noch **Kraftwerksstandorte ohne Fischaufstiegsanlage; Fischabstiegsanlagen fehlen gänzlich**. Durch diese Fragmentierung wird direkt und indirekt auch die Widerstandskraft des Huchenbestandes stark reduziert, der heute infolge nicht passierbarer Anlagen auf isolierte Abschnitte im Mittel- und Oberlauf beschränkt ist.



Abbildung 7-28: Der Stausee Regen weist massive Schlamm- und Feinteilablagerungen auf, die in abgesenktem Zustand sichtbar werden.

Foto: S. Paintner

Auch in den Unterläufen der größeren Zuflüsse befinden sich Wehre und schwach dotierte Ausleitungsstrecken. Dies betrifft die Zuflüsse Kleiner Regen, Großer Regen, Rinchnacher Ohe, Schlossauer Ohe, Teisnach, Asbach, Aitnach und Weißer Regen. Die durch Querbauwerke und unzureichend dotierte Ausleitungsstrecken zerstückelten Lebensräume in den Unterläufen der Zuflüsse des Schwarzen Regen sind jedoch für sich alleine in der Regel zu kurz, um Teilpopulationen des Huchens erhalten zu können. Besserung ist kaum in Sicht, weil Forderungen nach der Auslegung von Fischaufstiegsanlagen und der Bemessung von Mindestwassermengen auf die hohen Ansprüche des Huchens bei Wasserkraftanlagenbetreibern und Genehmigungsbehörden kaum Akzeptanz finden.

Neben dieser Barrierewirkung sowie der Beeinträchtigung des Lebensraums in den Staubereichen und Ausleitungsstrecken sind in diesem Zusammenhang weitere negative Einflussfaktoren der Wasserkraftnutzungen zu nennen. Diese betreffen beispielsweise **Veränderungen des Feststofftransports und der Wassertemperatur** sowohl im Schwarzen Regen als auch in den Zubringern.

Sogar eine **neue Wasserkraftanlage** in einem der wenigen bislang freifließenden Abschnitte im Unterlauf des Großen Regen im Stadtgebiet Zwiesel ist **geplant**. Dadurch könnten weitere 300 m Gewässerlauf durch Wasserausleitung erheblich beeinträchtigt werden und sich eine weitere Wanderbarriere ergeben. Es besteht die reale Gefahr, dass dadurch der vulnerable Bestand im Großen Regen vollends erlischt.

Aktuelle Messungen im Jahr 2021 haben gezeigt, dass im Unterwasser eines untersuchten Kleinkraftwerks am Schwarzen Regen ausgesprochen starke, kurzfristige Abflussschwankungen auftreten (Ratschan & Hammerschmied 2021). Es handelt sich dabei um äußerst rasche Schwall- und Sunkereignisse von häufig 1–2, teils bis über 3 dm Amplitude. Dieses als »**Hydrofibrillation**« bezeichnete Phänomen tritt in sehr vielen energiewirtschaftlich genutzten Gewässern auf, auch in solchen, wo kein genehmigter Schwellbetrieb vorhanden ist. Bei einem Ausmaß dieses Phänomens wie im untersuchten Abschnitt des Schwarzen Regen ist von deutlichen negativen Einflüssen auf den Fischbestand auszugehen, die etwa durch Stranden und/oder verstärkte Abdrift von Jungfischen oder eine Beeinträchtigung der Laichplätze zustande kommen.

Gewässer in der Böhmischen Masse weisen natürlicherweise trotz ihrer Höhenlage eine im Vergleich zu Gewässern etwa der Kalkalpen starke sommerliche Erwärmung auf. Im Schwarzen Regen ist das u. a. aufgrund der großen Gewässerbreite und des dadurch fehlenden Kronenschlusses verstärkt der Fall. Im Bereich bis Teisnach werden aktuell für den Huchen **kritische Wassertemperaturen zwar noch nicht erreicht, während Hitzephasen liegen jedoch durchaus Tagesmittelwerte von teils deutlich über 20 °C und kurzfristige Tagesmaxima bis etwa 25 °C vor**. Dies bedeutet für den Huchen bereits recht ungünstige Verhältnisse und eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber Störungen (s. u.).

Mit dem **Klimawandel** zeigen sich deutliche **Änderungen des Abflussgeschehens**. In vielen Jahren ist gegenwärtig nur mehr geringe Schneelage gegeben, sodass die üblicherweise vor bzw. während der Huchenlaichzeit schmelzbedingt erhöhte Wasserführung im Frühjahr ausbleibt. Noch vor wenigen Jahrzehnten intensiv genutzte Huchenlaichplätze in Zubringern (z. B. Asbach, s. o.) sind daher heute teils nicht mehr erreichbar (Paintner et al. 2021). Hohe Abflüsse haben im Frühjahr den großen Laichtieren die Laichwanderung in die Zuflüsse ermöglicht. Selbst in Ausleitungsstrecken

konnten diese einwandern, weil die Kraftwerke ausbaubedingt nur einen Teil des hohen Abflusses nutzten und das sogenannte »Überwasser« in die Restwasserstrecke abgaben. Das günstige Abflussgeschehen dauerte vergleichsweise lange und ermöglichte das Abbläuen sowie erfolgreiche Ei- und Larvalentwicklung. **Ausbleibende oder kürzer dauernde höhere Abflüsse im Frühjahr verhindern bzw. beeinträchtigen heute die Reproduktion in den Zubringern.**

Insbesondere die längeren, naturnahen Fließstrecken des Schwarzen Regen, die besonders wichtige Huchenlebensräume darstellen, werden sehr intensiv durch **Bootsfahrer** zu Erholungszwecken genutzt. Durch spezialisierte Firmen werden diese Freizeitnutzungen beworben und angekurbelt, sodass an manchen Tagen mehr als 100 Bootspassagen gezählt wurden. Wie im Kapitel 10 zu den **Freizeitnutzungen** ausgeführt, ist davon auszugehen, dass von diesem Stressor **eine zusätzliche Gefährdung des Huchenbestandes** ausgeht. Dies ist am Schwarzen Regen neben der zeitweise äußerst hochfrequenten Nutzung auch durch den Umstand gegeben, dass über weite Strecken natürlicherweise sehr seichte Verhältnisse mit nur wenigen tiefen Kolken vorherrschen.

Bereits seit einigen Jahren wird versucht, den Einfluss auf die Natur und geschützte Arten wie Flussuferläufer oder Huchen durch saisonale und vom Pegelstand abhängige Einschränkungen zu reduzieren. Die Regelungen erstrecken sich auch auf sensible Bereiche wie Kiesbänke und Inseln, legen Ein- und Ausbootstellen fest, beschränken die Größe und Besatzung der Wasserfahrzeuge und lassen die Befahrung nur zu bestimmten Zeiten zu.

Wie in der Vergangenheit werden auch aktuell negative Einflüsse von Abwassereinleitungen beobachtet. Aus den Ergebnissen von Fischbestandsuntersuchungen flussabwärts von Teisnach ergeben sich Anzeichen, dass die **Belastung durch Einleitungen der Kläranlage** auf einer längeren Gewässerstrecke zu einem Minderbestand bei der Bachforelle und zum sehr auffälligen Fehlen der sensiblen Arten Koppe, Äsche und Huchen erheblich beiträgt (Paintner et al. 2021, Ratschan & Hammer-schmied 2021). Die Fischereiberechtigten berichten von Feststoff-Einleitungen einer Kläranlage. Aktuell wird diese Kläranlage umgebaut mit dem Ziel einer verbesserten Klärleistung.

Innerhalb der letzten Jahre ist im Schwarzen Regen über ausgedehnte Gewässer-strecken auch übermäßig dichter Makrophytenbewuchs zu beobachten. Es handelt sich hierbei offensichtlich um ein neues Phänomen, das vor allem in niederschlags- und abflussarmen Sommern auftritt und durch abwasserbürtige Nährstoffe angetrieben wird. Der Schwarze Regen liegt in einem sog. »Phosphor-Handlungsgebiet« (LfU 2018), wo die Konzentrationen des Gesamtphosphors im Wasser regelmäßig die Orientierungswerte für einen guten Zustand überschreiten. Probleme für Fische können auftreten, wenn die Phytobiomasse während der Nacht viel Sauerstoff veratmet, der Fischen dann fehlt. Bislang scheinen kritische Werte noch nicht überschritten, jedoch sollte das Thema im Zusammenhang mit dem Klimawandel beobachtet werden. Zudem führen Bereiche mit **dichtem Makrophytenbewuchs** zu einer verstärkten Akkumulation von Feinsediment im Gewässerbett (Braun et al. 2012), wodurch die Laichplatzqualität für den Huchen beeinträchtigt wird.

Historisch betrachtet war der Fischbestand im Schwarzen Regen so gut, dass sogar Berufsfischer ihr Auskommen fanden. Die Fischer berichteten jedoch von mehreren Bestandseinbrüchen, die auf unterschiedliche anthropogene Nutzungen zurückzuführen sind, von denen sich der Fischbestand nicht mehr vollständig erholt hat.

Noch bis nach der Jahrtausendwende war im Schwarzen Regen ein guter Äschenbestand vorhanden, der durch eine Reihe von Bestandserhebungen aus der damaligen Zeit (Hanfland 2007) und Fangaufzeichnungen der Fischereiberechtigten gut dokumentiert ist. Wie Zeitreihen zum Ausgang der **Äsche** zeigen, ist deren Bestand zwischen den Jahren 2005 und 2010 **dramatisch zurückgegangen**. Auch die Bestandserhebungen belegen einen Rückgang auf etwa ein Zehntel des Ausgangswerts (Ratschan & Zauner 2019). Die Annahme liegt nahe, dass diese Entwicklung mit dem verstärkten **Auftreten des Kormorans in Zusammenhang** steht, der am Schwarzen Regen in manchen Wintern einfliegt. Beide Entwicklungen – sowohl der Äschenrückgang als auch die verstärkte Präsenz des Kormorans – setzen im Bayerischen Wald etwa ein Jahrzehnt später ein als in den meisten Flüssen des Alpenvorlandes (Schröder et al. 2007). Als weitere fischfressende Vogelart ist mittlerweile der **Gänse-säger** als Brutvogel am Schwarzen Regen etabliert. Ausgehend von Kartierungen im Jahr 2000 wird zwischen Zwiesel und Pirka von einem Gesamtbestand von 25 bis 28 Paaren ausgegangen (Schlemmer 2020).

Der **Bestandseinbruch fand beim Huchen** gegenüber jenem der Äsche um gut 5 Jahre zeitlich versetzt statt. Beim Huchen handelt es sich um eine deutlich größwüchsigeren Art, die ein wesentlich höheres Alter erreicht. Unter der sehr plausiblen Annahme, dass primär auf Jugendstadien wirkende Faktoren ursächlich für den Rückgang verantwortlich sind, kann daher davon ausgegangen werden, dass bei beiden Arten – Äsche wie Huchen – die selben Faktoren wirken.

Borne (1881) berichtet, dass im 19. Jahrhundert am Schwarzen Regen Fischotter sehr häufig vorkamen. Auch während der Zeit zwischen dem Zweiten Weltkrieg und den 1990er-Jahren, als der Otter in Bayern weitgehend verschwunden war, war er in den Fließgewässern im Bayerischen Wald nie ganz ausgestorben – dieser Raum diente der Art in diesem Zeitraum als Zufluchtsort. So ist davon auszugehen, dass Fischotter zumindest vereinzelt in den Oberläufen des Schwarzen Regen mehr oder minder durchgehend präsent waren. Daten zur zeitlich-räumlichen Entwicklung der Bestandsdichte im Schwarzen Regen liegen nicht vor. Es ist allerdings davon auszugehen, dass im Zuge der Ausbreitung Richtung Westen, die großräumig ähnlich wie in Österreich auch in Bayern in den letzten zwei Jahrzehnten zu beobachten ist (vgl. Kap. 8.3, Fischotterbestände in Bayern), am Schwarzen Regen eine **quantitative Zunahme der Bestandsdichte des Fischotters** und damit einhergehend entsprechende Nutzung des Fischbestands stattgefunden hat.

Im Zuge von Fischbestandserhebungen der letzten Jahre wurden bei Fischen charakteristische **Verletzungen der Flossen** beobachtet, wie sie typischerweise vom Otter verursacht werden. Diese traten besonders häufig bei großen Cypriniden wie Aitel und Barben auf, aber auch bei der Bachforelle war der Anteil verletzter Individuen vergleichsweise hoch (Ratschan & Hammerschmied 2021). Von 9 in den letzten Jahren begutachteten großen adulten Huchen waren bei 4 Individuen (44 %) typische Otterverletzungen zu finden; das ist ein ähnlicher Anteil wie bei einem großen Datensatz aus vorwiegend österreichischen Huchengewässern (47 % der Adultfische; Ratschan 2020b).

Besonders brisant erscheint in diesem Zusammenhang, dass in einem Revier am Schwarzen Regen, wo noch vor 5–10 Jahren ein guter Huchenbestand vorhanden war, im Zuge intensiver Erhebungen mittels Streifenbefischungsmethode 2018 und 2021 lediglich ein einziger Huchen nachgewiesen werden konnte. Dieses Adulttier mit einer Länge von genau 1 m wies an sämtlichen unpaaren Flossen deutliche Ot-

terverletzungen auf, was darauf hindeutet, dass es mehrfach von Ottern attackiert wurde. Juvenile Huchen sind in diesem Abschnitt auch in für die Reproduktion günstigen Jahren nicht nachzuweisen, die Reproduktion ist hier somit zum Erliegen gekommen (Ratschan & Hammerschmied 2021).

Das bei Ratschan (2020b) für viele andere Gewässer beschriebene Phänomen durch **Fischotter** verletzter Huchen tritt also auch am Schwarzen Regen in einem erheblichen Ausmaß auf. Es liegt die Annahme nahe, dass speziell subadulte und kleinere adulte Huchen auch erfolgreich von Fischottern erbeutet werden, sodass dieser Faktor ein sehr plausibler Grund für das weitgehende Fehlen dieser Größenstadien im Zuge von Erhebungen der letzten Jahre darstellt. **In Kombination mit den weiteren erwähnten Gefährdungsfaktoren bzw. Vorbelastungen dürfte dieser Faktor somit sehr wahrscheinlich einer der wesentlichsten Gründe für den Niedergang der Huchenpopulation sein.** In manchen Revieren teils intensiv durchgeführte Besatzmaßnahmen konnten diese Entwicklung nicht aufhalten.

Der mittlere Konditionsfaktor von 4 im Jahr 2021 am Schwarzen Regen vermessenen Adulthuchen von 0,96 liegt ziemlich genau im Durchschnitt von Huchen aus bayerischen Flüssen (Siemens 2009). Auch die geringe Streuung der Konditionsfaktoren (Spannweite 0,92–0,98) liefert keine Anhaltspunkte auf allfällige Defizite des Gesundheits- oder Ernährungszustands der noch vorhandenen Huchen. Eine geringe Nahrungsverfügbarkeit ist daher als primäre Ursache für den Zusammenbruch der Bestände auszuschließen, was sich auch aus der mittleren Fischbiomasse bei 9 Erhebungen seit 2018 schließen lässt. Bei 90 kg/ha liegt dieser Wert zwar sicher deutlich unter den Verhältnissen vergangener Zeiten, ist aber jedenfalls noch ausreichend, um als Nahrungsbasis selbst für eine deutlich größere Adultfischpopulation zu dienen. Nahrung für Junghuchen ist angesichts des abschnittsweise dichten Auftretens von Kleinfischen wie Elritze, Schneider (*Alburnoides bipunctatus*) und Gründling jedenfalls ausreichend vorhanden. Vom Stausee Regen flussaufwärts wurden die Kleincypriniden-Arten Elritze und Schneider bislang nicht nachgewiesen. Dort könnte das Fehlen dieser Arten durchaus ein reduziertes Nahrungsangebot für Junghuchen bedeuten (Paintner et al. 2021). Bei den Bestandserhebungen 2020 bei Schweinhütt konnten, im Gegensatz zu den im gleichen Jahr etwa zur gleichen Zeit beprobten Stellen weiter flussab (nahe Meindlgrub und Viechtach), keine Junghuchen nachgewiesen werden.

Die fischökologischen Erhebungen der letzten Jahre zeigten, dass, trotz des lokal zahlenmäßig starken natürlichen Aufkommens, Junghuchen nur in sehr geringer Zahl bis in den Herbst des ersten Lebensjahres überleben. Dafür ist die Annahme überwiegend natürlicher Ursachen plausibel. Noch bis vor ca. 10 Jahren reichte dieses geringe Aufkommen jedoch offensichtlich aus, einen hohen Adultfischbestand zu gewährleisten. **Als Folge geänderter Rahmenbedingungen – darunter das verstärkte Auftreten fischfressender Vögel und Säugetiere, in Kombination mit dem breiten Bündel bereits vorhandener und sich teils ebenfalls intensivierender anthropogener Belastungsfaktoren – ist dies heute nicht mehr im erforderlichen Ausmaß der Fall, sondern hat innerhalb weniger Jahre ein dramatischer Zusammenbruch der Huchenpopulation stattgefunden.** Das Beispiel des Schwarzen Regen wirft einen düsteren Schatten auf das Ilz-Gebiet, wo sehr ähnliche Faktorenkombinationen (allerdings unter geringerem Freizeitdruck) vorliegen und aktuelle Erhebungen einen gleichermaßen gestörten Populationsaufbau belegen.

7.6. Isar

7.6.1. Allgemeines

Die Isar entspringt im Karwendelgebirge östlich des Tiroler Ortes Scharnitz in zahlreichen Quellbächen auf einer Höhe von etwa 1.750 müA. Anfangs werden die Nördlichen Kalkalpen in einem großen Bogen durchquert, wobei nach rund 22 km Flusslauf auf einer Meereshöhe von etwa 950 m die Grenze zu Bayern erreicht wird. Die Gesamtlänge der Bayerischen Isar beläuft sich auf rund 263 km bei einem mittleren Gefälle von 2,7 ‰. Im bayerischen Abschnitt der »**Oberen Isar**« (Länge: 87,6 km, Gefälle: 4,4 ‰) passiert der Fluss erst den »Isarwinkel«, bevor er bei Bad Tölz in nördlicher Richtung fließend in das voralpine Hügel- und Moorland eintritt. Der Abschnitt der »**Mittleren Isar**« (Länge: 96,9 km, Gefälle: 1,8 ‰) beginnt bei Wolfratshausen an der Mündung der Loisach (Fluss-km 175,4), dem ersten von zwei bedeutenden Zubringern. Zunächst durchschneidet die Mittlere Isar einen Endmoränengürtel, um dann in die Münchner Schotterebene einzutreten und München zu durchfließen. Bei Freising stößt sie auf das Unterbayerische Hügelland, wo sie ihren Lauf in Richtung NO verlagert. Bei Fluss-km 90,9 mündet linksseitig die Amper, der andere große Zubringer. Ab Landshut schließt der Abschnitt der »**Unteren Isar**« (Länge: 78,5 km, Gefälle: 1,2 ‰) an. Bis zur Mündung in die Donau bei Deggendorf auf Höhe 300 müA durchfließt die Isar weiterhin das Unterbayerische Hügelland, wo für ihre Laufentwicklung nach wie vor ein breiter Talboden zur Verfügung steht. Die Isar ist durch ein nivales Abflussregime gekennzeichnet und weist am Pegel Puppling (Obere Isar, Fluss-km 178,1) ein MQ von ca. 48,5 m³/s, am Pegel München (Mittlere Isar, Fluss-km 145,9) eines von ca. 63,8 m³/s und am Pegel Plattling (Untere Isar, Fluss-km 9,1) eines von 173 m³/s auf (gkd.bayern.de/). Bei der Mündung in die Donau beträgt das Einzugsgebiet der Isar 8.900 km² (Binder 2011).

Das ursprüngliche, vom Menschen unbeeinflusste Erscheinungsbild der Bayerischen Isar entspricht über deren gesamten Verlauf demjenigen eines kalkalpinen, verzweigten Wildflusses. Bis hinab zur Isarmündung bleibt in der fließenden Welle ein für kaltwasserliebende Fische geeignetes Temperaturregime erhalten.

7.6.2. Anthropogene Belastungen, deren Auswirkungen und Sanierungsmaßnahmen

Was Eingriffe und Nutzungsintensität durch den Menschen betrifft, steht die Isar gegenüber anderen Voralpenflüssen noch recht gut da. Das zeigt sich schon alleine daran, dass der bayerische Isarlauf zu fast 80 % von insgesamt sechs FFH-Gebieten abgedeckt wird. Ausgeklammert blieben lediglich Stadtbereiche und gewisse Stauhaltungen. Bis auf eine Ausnahme (Stauraumkette) wird der Huchen darin jeweils als signifikantes Schutzgut (gemäß Standard-Datenbogen) geführt. So beinhaltet z. B. das zwischen Landesgrenze und München befindliche FFH-Gebiet »Oberes Isartal« mit einer in Summe über 100 km langen freien Fließstrecke das größte zusammenhängend erhalten gebliebene alpine Flussökosystem Deutschlands.

Das darf aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass auch an der Isar innerhalb der letzten rund 200 Jahre und teils schon viel früher vielfältige Eingriffe in das Flusssystem erfolgt sind, die grundlegende hydromorphologische Veränderungen nach sich zogen. Der Flusslauf wurde streckenweise korrigiert, d. h. verkürzt, in einer Hauptrinne zusammengefasst und die Ufer des Mittelwasserbetts mittels Blockwurf befestigt. Es entstanden Eindeichungen des Hochwasserbetts. Zur Sohlstützung aber auch zum Zwecke der Wasserausleitung wurden Querbauwerke errichtet. Auch

die Seitengewässer wurden verbaut. Es wurden Geschiebesperren und schließlich auch Stauhaltungen errichtet. Das anfallende Geschiebe wurde dem System entnommen oder sammelte sich seither in den Stauräumen. Auch Schwebstoffe wurden von den Stauräumen zum überwiegenden Teil zurückgehalten und der natürliche Eintrag und Weitertransport von Totholz und anderem organischen Material (z. B. Blätter) wurde dadurch stark vermindert. Bereits die künstliche Transformation des verzweigten Flusslaufs in ein laufverkürztes Einbettgerinne löste in der Isar fast durchgängig eine fortschreitende Sohlenerosion aus. Diese negative Entwicklung wurde durch den zunehmenden Geschiebemangel weiter verstärkt und beschleunigt. Sohleintiefungen um teils mehrere Meter führten schließlich auch in den noch unverbauten Flussabschnitten weitgehend zum Verlust der Mehrarmigkeit, zu einer Abkoppelung des Flussschlauchs von der begleitenden Aue und letztlich zu einer generellen Monotonisierung des aquatischen Lebensraums, dem nun wichtige Teillebensräume fehlten. Zur Verhinderung der weiteren Sohleintiefung wurden an der Unteren Isar sogenannte Stützkraftstufen errichtet mit gleichzeitiger Stromgewinnung mittels Wasserkraft.

Als wesentlicher Störfaktor an der bayerischen Isar sind die derzeit insgesamt 37 in Betrieb befindlichen Kraftwerksanlagen zu werten, davon 22 Kanalkraftwerke, 10 Stufenkraftwerke und 5 Restwasserkraftwerke. 9 Querbauwerke sind bislang gar nicht und 5 weitere nur stark eingeschränkt durchgängig. Insbesondere die zwischen Staatsgrenze und München naturnah erhalten gebliebenen Fließabschnitte unterliegen einem zeitweise extrem hohen Freizeitdruck durch Badende und Bootsfahrer. Hinzu kommt die kommerziell betriebene Freizeitfloßfahrt, die in der Pupplinger Au alljährlich Baggerungen zur Herstellung einer floßbaren Rinne durchsetzt. Nicht nur von Seiten des Naturschutzes wurden die vorliegenden Defizite und deren Entschärfungsbedarf erkannt und u. a. in FFH-Gebiets-Managementplänen implementiert. Auch auf die Wasserwirtschaft erhöht sich der Druck, Maßnahmen zu ergreifen, um die Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000), nämlich die Isar in einen guten ökologischen Zustand zu bringen, zu erfüllen. Entsprechend gibt es abschnittsbezogene Gewässerentwicklungskonzepte, deren Umsetzung im Laufe der letzten 10 bis 20 Jahre zum Teil stark vorangetrieben wurde. Seit 1919 wird im Landkreis Bad Tölz-Wolfratshausen die Befahrung der Isar mit Booten per Verordnung eingeschränkt (Kap. 10, Freizeitnutzung).

Obere Isar

Von zentraler Bedeutung für den Feststoffhaushalt und die Abflussdynamik der Isar bis zur Donau ist der 1959 fertiggestellte Sylvensteinspeicher (Fluss-km 225), dessen Hauptaufgaben die Regulierung des Niedrigwasserabflusses und der Hochwasserschutz sind. Durch ihn werden jährlich rund 80.000 m³ Geschiebe sowie die erhöhten Abflüsse aus der Schneeschmelze zurückgehalten und Hochwasserspitzen gezielt gekappt. Dieses Wasser wird in Niedrigwasserperioden zur Erhöhung des Abflusses genutzt. Insgesamt bewirkt der Speicher in der anschließenden Isar somit eine Vergleichmäßigung des Abflusses und damit eine Entdynamisierung. Die künstliche Aufhöhung der Niedrigwasserabflüsse erfolgt vor allem deshalb, weil dem Einzugsgebiet der Oberen Isar zwischen Krün und Lenggries zu Gunsten der Wasserkraftnutzung je nach natürlichem Wasserdargebot bis zu 70 m³/s des Zustromes entzogen werden. Bei üblichen Abflusssituationen zwischen MNQ und MQ führt dies in der Isar auf Höhe Bad Tölz etwa zu einer Halbierung der ursprünglichen Abflussmenge. Ein nicht unerheblicher Teil der entzogenen Wassermenge (bis zu 19 m³/s) wird in

den Inn umgeleitet und fehlt der Isar somit endgültig. Der Rest gelangt über das Walchenseekraftwerk zunächst in die Loisach und kehrt erst nach knapp 80 km Isarlauf wieder dorthin zurück.

In der Oberen Isar gibt es noch relativ lange freifließende Abschnitte, die ihren naturnahen Charakter bewahrt haben und weitgehend frei von Querbauwerken geblieben sind. Unterbrochen wird das Kontinuum erstmals von der Stauanlage Krün, wo eine große Ausleitung in Richtung Walchensee erfolgt. Über ein Restwasserkraftwerk wird eine etwa 20 km lange und naturnah erhalten gebliebene Verzweigungsstrecke, die im Sylvensteinspeicher endet, mit lediglich zwischen 3 m³/s (Winter) und 4,8 m³/s (Sommer) Restwasser beschickt. Unterhalb des gewaltigen Stauraums schließt ein weiterer, lediglich partiell verbauter Fließabschnitt von knapp 24 km Länge an, in welchem die Sohlauszehrung mit Entwicklung zum Einbettgerinne jedoch bereits weit fortgeschritten ist. Gegenüber der historischen Isar ist dort der Anteil der einfach bis mehrfach verzweigten Flussabschnitte am Gesamtlauf von 65 auf 24 % zurückgegangen und die Gesamtlänge der permanent durchflossenen Nebenarme beträgt nur noch rund 20 % des ursprünglichen Werts, obwohl einige Nebenarme inzwischen wieder künstlich geöffnet wurden. Ein dauerhaft angelegtes Geschiebemanagement (Weitergabe von 20.000 m³/a Geschiebe und Remobilisierung festgelegter Kiesbänke) sowie ein umfangreiches Maßnahmenpaket zur ökologischen Aufwertung befinden sich derzeit in Umsetzung (Siemens 2018). Mit Ausnahme eines nicht durchgängigen Ausleitungswehrs mit einer knapp 2 km langen, unzureichend dotierten Restwasserstrecke (bei Fleck) ist dieser Abschnitt frei von nennenswerten Querbauwerken geblieben. Er endet im Tölzer Stausee, der dritten Unterbrechung des Kontinuums. Zwischen dessen Unterwasser und der Loisachmündung befindet sich ein 25 km langer, noch recht naturnaher Fließabschnitt, dessen Ufer nur zu etwa 30 % befestigt sind und dessen Sohle keinerlei Querverbau aufweist. Auch hier hat sich der Fluss zunehmend eingegraben und überwiegend in ein unverzweigtes Mittelwasserbett zurückgezogen, doch sind dort bis heute auch zwei isartypische Umlagerungsstrecken mit dynamischen Laufverlagerungen und entsprechend gut ausgeprägten Teillebensräumen erhalten geblieben (Ascholdinger und Pupplinger Au, Abb. 7-29). Es ist zu erwarten, dass sich das in Umsetzung befindliche Geschiebemanagement mittel- bis langfristig günstig auf die eigendynamische Entwicklungs-



Abbildung 7-29: links: typisches »Einbettgerinne«, Fluss-km 194; rechts: Umlagerungsabschnitt mit verzweigtem Flusslauf in der Ascholdinger Au bei winterlichem Niedrigabfluss, Fluss-km 184.

Fotos: li: v. Siemens; re: Bonnier, LFV 2014

kraft der Isar auswirken wird (Siemens 2015). Maßnahmen, die mit Uferrückbau verbundenen sind und damit über den Rahmen einer normalen Gewässerunterhaltung hinausgehen, werden von Seiten der Wasserwirtschaft aus fischereibiologischer Sicht leider zu wenig bzw. zu zurückhaltend angegangen.

Mittlere Isar

Charakteristisch für die Mittlere Isar ist das Nebeneinander von einem mit Restwasser beschickten Mutterbett und von Kanälen bzw. Stadtbächen, in welchen die Wasserkraftnutzung erfolgt. Es gibt dort zwar nur noch 4 kurze Fließabschnitte (Gesamtlänge 8,5 km), die von keiner oder lediglich untergeordneten Ausleitungen betroffen sind. Das durchgängig in Form eines nahezu stauraum- und turbinenfreien Fließkontinuums erhalten gebliebene Mutterbett bietet jedoch großes Potential für die Verbesserung von Fließgewässerhabitaten sowie der Durchgängigkeit. Einstmals mit eher kläglichem Restwassermengen beschickt, wurden diese fast überall schon vor einigen Jahren auf durchschnittlich mindestens 15 m³/s (jahreszeitlich gestaffelt) erhöht. Leider entstanden im Zuge dessen auch zwei Restwasserkraftwerke (am Baierbrunner und Oberföhringer Wehr). Es gibt 3 lange Ausleitungsstrecken. Die erste beginnt am Ickinger Wehr. Bei dem rund 9 km langen, befestigten und sich zunehmend eintiefenden Einbettgerinne wurden seit 1999 40 % der Uferverbauungen entfernt, Geschiebe eingebracht, eine Fischwanderhilfe gebaut und ein 1,3 km langer Auebach angelegt. Die gestaffelte Restwassermenge beträgt 13–17 m³/s. Die dynamische Rückentwicklung zum Verzweigungsgerinne hat dort bereits beachtliche Fortschritte gemacht. Weniger Entwicklungsspielraum bietet die vorwiegend im Stadtbereich von München verlaufende Rest-Isar zwischen Baierbrunner Wehr und Braunauer Eisenbahnbrücke (Länge ca. 13 km, Restwasser 8–19 m³/s). Doch auch hier erfolgten u. a. im Rahmen des sog. Isar-Plans Aufweitungen und Strukturierungen des Flussbetts. Technische Querbauwerke wurden durch raue Sohlrampen ersetzt. Weitere Sohlstrukturierungen sind im Gange oder geplant. Zwei Wehre (Großhesseloher Wehr, Marienklause) sind bislang leider noch nicht bzw. nur eingeschränkt durchgängig. Schließlich folgt die rund 65 km lange Rest-Isar zwischen dem Oberföhringer Wehr (Fluss-km 142,9) und dem Sektorenwehr bei Landshut (Fluss-km 78,5). Dieser Abschnitt war besonders stark geprägt von der Monotonie eines begradigten Flussschlauchs mit geringem und noch dazu abwasserbelastetem Restwasser. Massiven Sohleintiefungen zwischen München und Freising wurde einstmals mit mehr als 40 technischen Stützwällen begegnet. Wenn auch von der Isar abgekoppelt, existiert dort noch ein breites Auwaldband, das ein hohes Potential für die Aufwertung des Fluss-Aue-Ökosystems bietet. Seit 2002 fließt wieder deutlich erhöhtes Restwasser (11–21 m³/s) und seit 2005 wird dort die dynamische Flussentwicklung durch Uferrückbau und gezielte Strömunglenkung stark gefördert. Das hierfür erforderliche Geschiebe rekrutiert sich vornehmlich aus Seitenerosion. Auch Seitengewässer wurden wieder besser angebunden. Inzwischen ist der Umbau von großen Querbauwerken in raue Rampen und von Absturzbauwerken in aufgelöste Sohlrampen und damit die Wiederherstellung der Durchgängigkeit bis hinab zu Fluss-km 94,2 weitgehend abgeschlossen und auch das dort befindliche Moosburger Wehr soll bald durchgängig werden, leider wohl in Verbindung mit einem derzeit in Planung befindlichen Restwasserkraftwerk. Bislang werden ab hier nur 5 m³/s Restwasser abgegeben. Bereits nach 2,5 km mündet jedoch der »Amperdurchbruch« und nach weiteren 0,7 km folgt die ehemalige Ampermündung, wo heute über das Volkmannsdorfer Wehr nur ein Teil des Amperwassers zufließt.

Spätestens von der Ampermündung abwärts erreicht die sommerliche Wassertemperatur der Isar für kaltwasserliebende Fischarten infolge Klimawandel und Wärmeleitungen zunehmend ungünstige Werte. Die ohnehin als Seeauslauf (Ammersee) vergleichsweise warme Amper wird noch zusätzlich von einem thermischen Kraftwerk bei Zolling erwärmt. Über mehrere Wochen anhaltende Temperaturen von über 20 °C mit Tagesspitzen über 24 °C sind inzwischen nicht mehr selten (gkd.bayern.de/de/fluesse/wassertemperatur/isar/tabellen, 26. 1. 2023).

Untere Grenze der Mittleren Isar ist das derzeit nur stark eingeschränkt überwindbare Sektorenwehr bei Landshut. Sofern das »Gewässerentwicklungskonzept Mittlere Isar« mit gleichbleibender Intensität weiter umgesetzt wird, ist hier mittelfristig mit deutlich verbesserten Lebensraumbedingungen für die isartypische Fischfauna, so auch den Huchen, zu rechnen.

Untere Isar

Von Landshut bis Plattling wurde die Isar zur Nutzung der Wasserkraft, teils auch zur Sohlstützung, über eine Länge von 68 km in eine durchgehende Kette von 9 Staufstufen umgewandelt. Hydromorphologische Prozesse können hier kaum noch stattfinden. Die Möglichkeiten zur Aufwertung des Fließgewässerlebensraums sind räumlich sehr begrenzt. Durchaus erwähnenswert ist ein erst kürzlich renaturierter, rund 2 km langer Fließabschnitt mit neu angelegtem Nebenarm im Unterwasser der Staustufe Landau (EU-LIFE-Projekt). Nach Fertigstellung der Durchgängigkeit könnte dieser Bereich für strömungsliebende Arten als Trittstein Bedeutung erlangen. Gleiches gilt für die Schüttung von Kiesbänken jeweils im Unterwasser der Stufen Ettling und Dingolfing. Die Herstellung der Durchgängigkeit zwischen Isarmündung und Mittlerer Isar schreitet zwar weiter voran. Derzeit gibt es dort aber noch 5 totale Unterbrechungen (Stufen: Pielweichs, Ettling, Landau, Dingolfing, Gummering) sowie eine allenfalls von schwimmstarken Fischen überwindbare Wanderbarriere (Sohlschwelle »Isarwelle« bei Plattling). Darüber hinaus sind 3 Umgehungssysteme (Stufen Niederreichbach, Altheim und Sektorenwehr) wegen ungünstiger Lagen als wahrscheinlich nur schwer auffindbar einzustufen.

Großes Entwicklungspotential bietet hingegen die rund 9 km lange freie Fließstrecke zwischen Plattling und Isarmündung. Dort wurden in den letzten Jahren umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen ergriffen, wie Rückbau der Uferversteinung, laterale Vernetzung mit kälteren Augewässern, Reaktivierung von Nebenarmen, nachhaltiges Geschiebemanagement und Einbringung von Totholz.

7.6.3. Referenz-Fischzönose und historische Verbreitung des Huchens

Gemäß OGeWV (Oberflächengewässerverordnung v. 20. 6. 2016, BRD) gehört der oberste Isarabschnitt (Bayerische Staatsgrenze bis Rißbach-Stollen bei Fluss-km 236,7) dem Fischgewässertyp »Salmonidengeprägtes Gewässer des Metarhithrals« an. Die dem Leitbild zugeordnete Referenz-Fischzönose beinhaltet dort 7 Arten, darunter 2 Leitarten (Bachforelle, Mühlkoppe). Im weiteren Verlauf bis zur Loisachmündung handelt es sich um ein »Salmonidengeprägtes Gewässer des Hyporhithrals« mit 13 Referenzarten, darunter 7 Leitarten (Äsche, Bachforelle, Mühlkoppe u. a.) und 12 typspezifische Arten. Die Abschnitte Mittlere und Untere Isar werden dem Typ »Cyprinidengeprägtes Gewässer des Rhithrals« zugeordnet. Bis zur Ampermündung finden sich dort 28 Referenzarten, darunter 8 Leitarten (Nase, Äsche, Barbe u. a.) und 15 typspezifische Arten. Von der Ampermündung abwärts bis zur Donau werden

schließlich sogar 41 Referenzarten aufgeführt, darunter 5 Leitarten (Aitel, Nase, Barbe u. a.) und 17 typspezifische Arten.

Der Huchen kam historisch im nahezu gesamten Isarlauf vor. Seine obere Verbreitungsgrenze dürfte etwa bei Mittenwald (Borne 1881, Wittmack 1875), d. h. nur wenige Kilometer entfernt von der Bayerischen Staatsgrenze gelegen haben. Entsprechend wird er in der Referenz-Fischzönose ab dort zunächst als Begleitart geführt. Von Bad Tölz bis Landshut kam er *nicht selten* vor (Borne 1881). Analog taucht er in den Referenz-Fischzönosen des knapp 150 km langen Isar-Abschnitts zwischen Rißbach-Stollen und Ampermündung als typspezifische Fischart auf. Im weiteren Verlauf bis hinab zur Donau ist er wiederum als Begleitart gelistet.

7.6.4. Huchenbestand heute, Defizite und Handlungsbedarf

Fischbestandserhebungen, in welchen u. a. adulte Huchen zumindest semiquantitativ erfasst werden, existieren für die Isar nicht. Die nachfolgende Beurteilung von abschnittsbezogenen Beständen beruht auf Expertenwissen unter Einbeziehung folgender Quellen: Befischungsergebnisse nach WRR-Standard 2007–2022 (S. Painter, T. Ruff, M. Schubert), wissenschaftliche Studien (Siemens 2017, Wänninger 2016), Fangstatistiken (BFV Bad Tölz, BFV Wolfratshausen, Die »Gesplüßten« e.V.) sowie Meldungen von Sichtungen, Totfunden, Laichfisch-/Laichgrubenzählungen.

Im Abschnitt oberhalb des Sylvensteinspeichers kommt der Huchen schon seit vielen Jahrzehnten nicht mehr vor. Bis dorthin dürften Adultfische schon historisch nur im Zuge von Laichwanderungen vorgedrungen sein. Weil der unüberwindbare Speicher auf absehbare Zeit bestehen bleiben wird, und oberhalb davon der Wasserentzug besonders gravierend ausfällt, kommt dieser oberste Verbreitungsabschnitt als Lebensraum für den Huchen wohl auf längere Sicht kaum mehr in Betracht.

Im Unterwasser des Sylvensteinspeichers zeigen sich hingegen sehr vereinzelt (Besatz)-Huchen. Erst ab dem bislang nicht durchgängigen Flecker Wehr kann man von einem echten, wenn auch sehr geringen Bestand sprechen, der in Richtung Bad Tölz weiter zunimmt und oberhalb des Tölzer Stausees seit wenigen Jahren nachweislich sogar selbst reproduziert.

Ein guter, sich selbst erhaltender Bestand findet sich bis heute in der nur durch ein Wehr bei Icking behinderten, **rund 37 km langen, freien Fließstrecke zwischen dem Tölzer Stausee und dem Baierbrunner Wehr.** Hierbei handelt es sich um die Kernzone der in der Isar vorhandenen Huchenpopulation. Wenngleich auch dort Huchennachwuchs besetzt wird, weisen genetische Untersuchungen an Individuen aus diesem Abschnitt auf eine eigenständige, von anderen Herkünften abgrenzbare Population hin (Kolahsa & Kühn 2006). Dazu passend hat ein mehrjähriges Besatzeexperiment mit ausschließlich markierten Junghuchen gezeigt, dass die Maßnahme dort nicht besonders erfolgreich war, zumal der Anteil markierter Huchen in den Angelfängen nie über 5 % angestiegen ist, während z. B. am Lech mindestens 80 % der Fänge von gleichartigem Besatz herrührten (Siemens, unveröffentlichte Fangauswertungen). Offensichtlich sind Besatzhuchen im Konkurrenzkampf unterlegen, solange die natürliche Reproduktion in ausreichendem Maße funktioniert und gute Standorte von Wildfischen bereits besetzt sind.

Es ist sehr wahrscheinlich, dass die mit den entsprechenden Teilhabitaten (Jungfischhabitate, Wintereinstände für Juvenile) noch reichlich ausgestatteten Verzweigungsabschnitte Ascholdinginger Au und Pupplinger Au trotz ihrer engen, räumlichen Begrenzungen wesentlich zur natürlichen Rekrutierung des Huchenbestandes im

gesamten Abschnitt und darüber hinaus bis hinein in die Münchner Stadtisar beitragen. Untersuchungen zur Habitatwahl juveniler Huchen hatten zum Ergebnis, dass sich die bevorzugten Sommer- und Winterhabitate innerhalb eines verzweigten Flusssystem in den eher kleinen, gut strukturierten und deckungsreichen Nebenarmen befinden, während die Hauptabflussrinne von Junghuchen als Lebensraum eher gemieden wird (Siemens 2017). Ähnliches gilt für den Nachwuchs der meisten weiteren Arten der Referenz-Fischzönose, die wiederum die Nahrungsbasis des Huchens bilden. Von insgesamt 13 Referenzarten wurden in den kleinen Seitenarmen der verzweigten Abschnitte immerhin noch 11 Arten und hierbei vorwiegend Jung- bzw. Kleinfische vorgefunden. Die Beprobungen von Abschnitten in Einbettgerinnen ergaben hingegen nur maximal 8 Referenzarten in noch dazu wesentlich geringerer Abundanz.

Besonders rar gesät und damit stark defizitär sind funktionsfähige Wintereinstände für Junghuchen, sobald sich die Isar in ein totholzarmes Einbettgerinne zurückgezogen hat. Während in den sich dynamisch entwickelnden Verzweigungsabschnitten pro Fluss-km 18,0 derartige Strukturen vorhanden waren, gab es davon in einem vorwiegend unverzweigten, jedoch weiterhin als naturnah bezeichneten, über 20 km langen Abschnitt im Mittel nur 0,43 Stück (Siemens 2018).

Unter den wenigen noch existierenden selbstreproduzierenden Huchenbeständen innerhalb Bayerns und damit Deutschlands beherbergt die Isar zwischen Bad Tölz und München den weitaus bedeutendsten. Demnach kommt Bayern hier eine besondere Verantwortung zu, wenn es um Erhaltung, Förderung und Erweiterung dieses wertvollen Bestands geht. Leider gibt es auch in dessen **Populationsaufbau schleichende Veränderungen**, die durchaus Anlass zur Sorge bieten.

Für eine gut 8 km lange Fließstrecke existieren seit 1938 Fangaufzeichnungen (Abb. 7-30). Daraus geht hervor, dass die Anzahl der entnommenen Fische seither um fast 40 % zurückgegangen ist, deren Durchschnittsgewicht sich hingegen von 3,8 kg auf 10,5 kg erhöht und somit fast verdreifacht hat. Entsprechend ist auch das Gesamt-

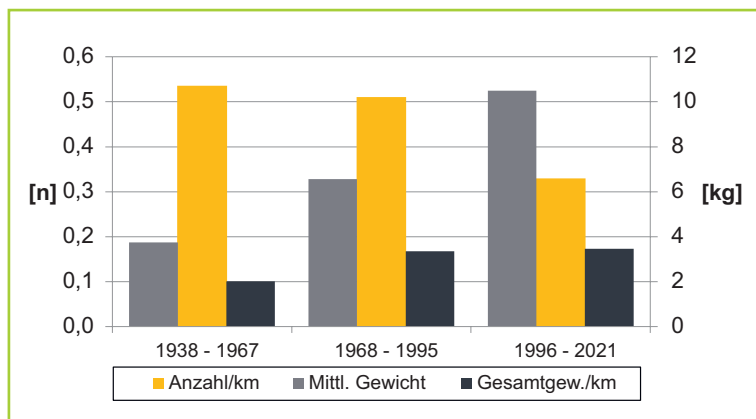


Abbildung 7-30: Entwicklung von Anzahl, Durchschnittsgewicht und Gesamtgewicht der jährlichen Huchenentnahme an der Isar Fluss-km 174–182. (Quelle: Fangstatistik die »Gesplißten« e.V.).

entnahmegewicht um rund 70 % angestiegen. Die Entnahmemengen sind jedoch stets im Rahmen einer nachhaltigen Bestandsnutzung geblieben, wenn man von der berechtigten Annahme ausgeht, dass die rund 40 m breite Isar dort heute pro km immer noch mindestens 5 adulte Huchen beherbergt. Solange davon pro Jahr weniger als 10 % entnommen werden, besteht keinerlei Gefahr einer Bestandsübernutzung. Eine Auswertung weiterer Fangstatistiken hat ergeben, dass die in den letzten 25 Jahren durchschnittlich entnommene Stückzahl pro km und Jahr auch bezogen auf den 25 km langen Abschnitt von Bad Tölz bis zum Ickinger Wehr den Grenzwert von 0,5 Ind./km nicht übersteigt.

Galt dort allerdings früher ein 10 kg-Huchen bereits als äußerst kapital, trifft dies heute eher auf Exemplare zu, die die 20 kg-Marke überschritten haben. Diese Veränderungen lassen sich nur teilweise mit einem modifizierten Fang- und Entnahmereglement erklären. Vielmehr spielt hier die veränderte Flussbettmorphologie eine entscheidende Rolle. Mit der Verwandlung eines mehrfach verzweigten Laufs in ein eher schmales und tiefes, teils stark ausgekolktes Einbettgerinne ist **ein Großteil des von Junghuchen bevorzugten Lebens- und Nahrungsraums verlorengegangen**, während die Ausstattung mit Standorten für adulte Huchen sowohl qualitativ als auch quantitativ deutlich zugenommen hat. In der Folge gibt es in der Isar inzwischen sehr viel mehr große Huchen, von juvenilen Individuen hingegen wesentlich weniger als früher. Setzt sich diese Entwicklung fort, besteht die Gefahr, dass die Alterspyramide schon im Mittelbau letztlich zu schmal wird, um eine Besiedelung der Adultenstandplätze aus eigener Kraft sicherzustellen. Demnach würde es nicht viel bringen, die ohnehin schon sehr zurückhaltende Befischung des Huchens noch weiter einzuschränken. Vielmehr muss man sich zum Schutz des Huchens auf die Wiederherstellung der stark defizitären Habitate für Jungfische und deren Winterestände konzentrieren. Bis es so weit ist, macht es durchaus auch Sinn, den auf den Huchennachwuchs einwirkenden Prädationsdruck im Auge zu behalten und gegebenenfalls zu reduzieren.



Abbildung 7-31: Zwei im Januar 2020 an der Isar (Ascholdingner Au) tot aufgefundene Nachwuchshuchen mit Fraßspuren, die wahrscheinlich auf Fischrotter zurückzuführen sind.

Foto: LfV Bayern

Die hohe Anfälligkeit der Fischart Äsche gegenüber einem **erhöhtem Fraßdruck fischfressender Vögel** ist inzwischen gut belegt (Kap. 11.4.4, Prädatoren). Auch in der Isar hat dieser Einflussfaktor bei der einst häufig vorkommenden Leitfischart zu einem dauerhaft anhaltenden Populationszusammenbruch geführt. In zwei Versuchsstrecken ließ sich dort aber eindrucksvoll belegen, dass sich Äschenbestände durchaus erholen können, wenn Kormorane mittels letaler Vergrämung vom Gewässer ferngehalten werden (Hanfland 2020). Sofern entsprechende Versteckstrukturen verfügbar sind, weiß sich der Huchennachwuchs aufgrund seiner heimlichen Lebensweise vor fischfressenden Vögeln zwar deutlich besser zu schützen, als die über der freien Sohle lebende Äsche. Erkenntnisse aus Österreich lassen allerdings befürchten, dass der Fischotter dem Huchen mit seiner derzeit bereits defizitären Populationsstruktur durchaus gefährlich werden kann. Die wachsende Präsenz des Fischotters an der Isar gibt deshalb Anlass zu großer Sorge. Inzwischen weisen in der Kernverbreitungszone mit der Angel gefangene Huchen zunehmend typische Otterverletzungen auf (Abb. 7-31).

Auch wurden dort entlang des Ufers neben anderen Fischarten schon mehrfach Nachwuchshuchen tot aufgefunden, die offensichtlich vom Fischotter erbeutet und angefressen wurden. Eine deutliche Bestandsabnahme ist derzeit aber noch nicht erkennbar.

Der an die Kernzone flussab anschließende **städtische Isarabschnitt** zwischen Bayerbrunner Wehr und Oberföhringer Wehr birgt trotz der dort vorhandenen Fragmentierung sowie der teils erheblichen Störungen durch sommerlichen Bade- und Freizeitbetrieb einen **erstaunlich guten Huchenbestand, der sich nachweislich sogar selbst vermehrt, dessen Rekrutierung vor Ort aber bislang keinesfalls ausreicht, um sich auf vorhandenem Niveau eigenständig zu erhalten**. Der durch Besatz und wohl auch durch Zuwanderung von flussauf gestützte Bestand beläuft sich auch in diesem Abschnitt noch mindestens auf 5 adulte Huchen pro km. Ein großes, noch bei weitem nicht ausgeschöpftes Potential für den Huchen bietet die Rest-Isar zwischen München und Landshut. Die **Erhöhung des Restwassers, die Herstellung der Durchgängigkeit sowie ökomorphologische Aufwertungen bringen den Huchen in diesen fast 65 km langen Abschnitt schrittweise zurück**. Zwischen dem Oberföhringer Wehr und Acherling ist die geschätzte Bestandsdichte der adulten Huchen bereits auf mindestens 2,5 Ind./km angewachsen. In diesem Abschnitt werden regelmäßig auch Laichgruben des Huchens entdeckt.

Im weiteren Verlauf bis zum Moosburger Wehr lässt die Bestandsdichte dann aber deutlich nach (ca. 1 Adultfisch/km) und flussabwärts davon bis Landshut kommt der Huchen nur noch sporadisch vor. Es ist davon auszugehen, dass der Huchenbestand in der Rest-Isar nördlich von München bislang überwiegend auf Besatz basiert. Gezielte Beprobungen von hochwertigen Wintereinständen im Februar 2015 blieben leider ganz ohne Junghuchennachweis (Wänninger 2016), während jüngere WRRL-Befischungen vereinzelt Junghuchen zu Tage förderten, zuletzt 2022 zwei einsömmrige Huchen bei Moosburg. **Auch in der Stauraumkette zwischen Landshut und Plattling tauchen Huchen allenfalls nur noch sporadisch bis gar nicht mehr auf**. Das Potential ist dort auch langfristig gesehen eher gering, wengleich einige kurze Fließabschnitte für rheophile Mitteldistanzwanderer, so auch für den Huchen, als »Trittsteine« Bedeutung erlangen können, sobald dort wieder die volle Durchgängigkeit gegeben ist. **Bemerkenswert ist die Rückkehr des Huchens in die zwischen Plattling und Isarmündung noch erhalten gebliebene, unterste Fließstrecke**

der Isar. Möglich wurde dies nach umfangreichen Renaturierungsmaßnahmen in Verbindung mit einem Geschiebemanagement. Der Anschluss der dort inzwischen sommerwarmen Isar an kältere Augewässer spielte hierbei sicher eine wichtige Rolle.

Es ist festzuhalten, dass die Isar den letzten größeren Huchenbestand im oberen Donaueinzugsgebiet beherbergt. Hochgerechnet umfasst der Gesamtbestand dennoch lediglich maximal 400 adulte Huchen, die derzeit noch durch einige nicht oder nur schwer überwindbare Wanderbarrieren voneinander getrennt sind. Somit wird in der Isar abschnittsbezogen maximal die Kategorie B (guter Zustand des Bestands) erreicht.

Wegen des noch gegebenen **Aufwertungspotentials** bietet die Isar aber die große Chance, wieder einen sehr guten Bestand (Kategorie A) zu erreichen. Hierzu bedarf es zuallererst der **Herstellung der Durchgängigkeit** von der Donau bis hinauf zum Sylvensteinspeicher. Daran wird derzeit gearbeitet. Ein zu wenig beachteter, jedoch wichtiger Aspekt dabei ist, die einstmals vorhandene, strikte Trennung zwischen turbinenfreien Fließstrecken (als Lebensraum und Wanderkorridor des Huchens) und Seitenkanälen, wo einzig die Wasserkraftnutzung erfolgt, möglichst konsequent beizubehalten. Leider gibt es im Wanderkorridor zwischen Bad Tölz und Landshut bereits zwei Restwasserkraftwerke und ein weiteres soll folgen. Sofern auch die Durchgängigkeit zur Loisach und darin bis hinauf zum Kochelsee und noch möglichst weit darüber hinaus hergestellt würde, würde dies zu einer deutlichen Vergrößerung einer zusammenhängenden Huchenpopulation führen.

Von größter Wichtigkeit für die Isar bis hinab nach Landshut ist auch die konsequente Umsetzung des im Unterwasser des Sylvensteinsees beginnenden **Geschiebemanagements**. Nur wenn dorthin regelmäßig genügend Geschiebe umgesetzt wird, kann auch eine Sohlhebung stattfinden, die wiederum eine wichtige Voraussetzung dafür ist, dass sich die Isar eigendynamisch in die Breite und zurück zur Mehrarmigkeit zu entwickeln vermag. Eine weitere Voraussetzung hierfür ist der konsequente **Rückbau von Pralluferbefestigungen**. Dieser wird im Abschnitt Bad Tölz-Wolfratshausen leider viel zu wenig angegangen. Aber auch in der Rest-Isar zwischen München und Landshut müssen die begonnenen **Renaturierungsmaßnahmen konsequent weitergeführt** werden. Denn bislang reicht die Ausstattung mit essenziellen Teillebensräumen dort bei weitem nicht aus, um eine selbstreproduzierende, eigenständige Huchenpopulation aufbauen und erhalten zu können.

Eine große Chance bietet die anstehende Neukonzessionierung des Walchenseekraftwerks. In der Hoffnung, dass ökologischen Gesichtspunkten dabei mehr Gewicht beigemessen wird, sollten sowohl die Isar als auch einige ihrer Zubringer eigentlich wieder **mehr Restwasser** erhalten. In der Staukette zwischen Landshut und Isarmündung kommt der Unterhaltung der **renaturierten Abschnitte in den Stauwurzeln** große Bedeutung zu. Allfällige Defizite der Kiesstrukturen nach Hochwasserereignissen sind durch **Geschiebemanagement und -dotationen** wieder auszugleichen. Hierzu kann angelandeter Kies aus dem Stau Altheim, der ersten Stufe der Staukette, verwendet werden. Ebenso sind die Kiesdotationen flussab der Stufe Pielweichs konsequent fortzuführen.

Als mittel- bis langfristiges Ziel sollte eine Gesamtpopulation des Huchens angestrebt werden, die in der Isar und ihren Zubringern einen **Laichfischbestand von über 1.000 Individuen** umfasst. Mit etwas gutem Willen und koordiniertem Handeln sollte das eigentlich zu schaffen sein.

8. Entwicklung der Prädatoren und rechtliche Rahmenbedingungen

8.1. Entwicklung der Kormoran- und Gänsesägerbestände

In den folgenden Ausführungen wird der Fokus auf die beiden Arten Kormoran und Gänsesäger gelegt. Aus dem breiten Spektrum piscivorer Vogelarten – beispielsweise listen Malle & Petutschnig (2020) für das Bundesland Kärnten 51 Vogelarten auf, für die Fische einen wesentlichen Nahrungsanteil bilden – gelten vor allem diese beiden Arten als bedeutsame Prädatoren des Huchens und seiner Beutefische und können so zu seiner Gefährdung beitragen.

Die Betrachtung beider Arten erfolgt jeweils absteigend von der europäischen über die nationale Ebene bis hin zu den einzelnen Bundesländern. Zur Bestands- und Gefährdungssituation liegen für die Europäische Union (BirdLife International 2021) und für das Bundesgebiet Österreichs (BirdLife Österreich 2019, Dvorak et al. 2017) konsistente Angaben und Einstufungen vor. Für Bayern wird v. a. auf die Daten des Bayerischen Landesamts für Umwelt zurückgegriffen (<https://www.lfu.bayern.de/natur/vogelmonitoring/index.htm>, 26. 1. 2023). Auf Bundesländerebene existieren zahlreiche Quellen (s. u.), die Daten sind jedoch heterogen, unterschiedlich gut zugänglich und lückenhaft. Zu beachten ist, dass das Auftreten beider Arten von einer starken saisonalen Migrationsdynamik geprägt ist, sodass Brutpopulationen und Winterrastbestände erheblich voneinander abweichen und stets gesondert zu betrachten sind.

8.1.1. Kormoran

Europäische Union

Quelle	Zeitraum/Stand	Bestand (Ind.)	Gefährdungsgrad	Bestandstrend
Birdlife International	2021	926.000 (best estimate)	nicht gefährdet	zunehmend

Deutschland

Für **Deutschland** geben Gerlach et al. (2019) einen Bestand von 26.000 Brutpaaren an, mit positiven Bestandstrends in den letzten 24 und 36 Jahren und einem stabilen Trend in den letzten 12 Jahren. Die Verbreitung des Kormorans zeigt eine ähnliche Tendenz (Zunahme in den letzten 36 Jahren, stabil in den letzten 12 Jahren).

In **Bayern** wird sowohl der Bestandstrend langfristig (in den letzten 100–150 Jahren) als auch kurzfristig (in den letzten 25–30 Jahren) als zunehmend (um mehr als 20 %) beschrieben (Rudolph et al. 2016). Er wird dort als nicht gefährdete Brutvogelart geführt. Der Kormoranbrutbestand beträgt in Bayern 591 Brutpaare und 6.386 Winterdurchzügler im Mittel der letzten 10 Jahre (<https://www.lfu.bayern.de/natur/vogelmonitoring/index.htm>, 26.1.2023).

Seit einem maximalen Wintermittel 2003/2004 gab es einen langfristigen Rückgang des Winterbestands, der 2011/2012 mit 5.748 Kormoranen sein Minimum erreichte und damit 30 % unter dem Wert für 2003/2004 lag. Das aktuelle Wintermittel liegt

mit 6.651 Kormoranen um 6,6 % über dem Wert der letzten Zählung im Winter 2016/2017 und um 4,5 % über dem Durchschnitt der letzten zehn Jahre. Im Laufe des Winters 2018/2019 reduzierten sich die monatlichen Durchschnittswerte von der ersten zur zweiten Winterhälfte nur geringfügig. Diese Abnahme war im Wesentlichen auf Schwaben und Oberfranken beschränkt. Der Monatsdurchschnitt überwinternder Kormorane ist seit einigen Jahren nahezu konstant. Die Abschusssummen sind nach einem sprunghaften Anstieg im Winter 2016/2017 in den zwei folgenden Jahren wieder gesunken und lagen im Berichtszeitraum etwa 5,5 % unter einem zehnjährigen Durchschnitt (ohne das Ausnahmejahr 2016/2017).

Der bayerische Winterbestand wird vor allem von den Brutbeständen im Ostseeraum bestimmt, die zu den langfristigen leichten Rückgängen in Bayern innerhalb der letzten Jahre auffällige Parallelen aufweisen. Regional kann dagegen die Populationsentwicklung in den Herkunftsgebieten durch andere Faktoren überlagert werden (<https://www.lfu.bayern.de/natur/vogelmonitoring/index.htm>, 26. 1. 2023).

Österreich

Der Kormoran-Winterbestand stieg in Österreich im Zeitraum 1970–1992 exponentiell an und ist seit 1992 leicht rückläufig (Teufelbauer et al. 2018). Brutvorkommen des Kormorans sind gegenwärtig aus Vorarlberg, Kärnten, Niederösterreich und dem Burgenland bekannt. Als Durchzügler und Wintergast ist der Kormoran im gesamten Bundesgebiet verbreitet und – mit regionalen Unterschieden – häufig.

Quelle	Zeitraum/ Stand	Bestand (Ind.)		Gefährdung**)	Trend***)
		Brutzeit (Paare)	Winter (Individuen)		
BirdLife Österreich (2019)*)	2013–2018	103–156	2.700–3.900		langfristig zunehmend, kurzfristig abnehmend für den Brutbestand; Arealtrend: stabil
Dvorak et al. (2017)	2016			stark gefährdet	keine Bewertung, seit 1990 neu angesiedelt; Arealtrend: positiv.

*) Österreichischer Bericht gemäß Artikel 12 der Vogelschutzrichtlinie.

***) Der Gefährdungsgrad in der österreichischen Roten Liste (Dvorak et al. 2017) basiert auf dem Brutbestand. Er wurde bei Dvorak et al. (2017) von zuvor CR (vom Aussterben bedroht) auf EN (stark gefährdet) herabgestuft. Der Winterbestand spielt bei der Gefährdungseinstufung keine Rolle. Dieser wird hinsichtlich seines langfristigen Trends (1970–2014) von Teufelbauer et al. (2018) als stark zunehmend beschrieben, mittel- und kurzfristig wurden leicht rückläufige Trends verzeichnet.

****) Bestandstrend im Artikel-12-Bericht: kurzfristiger Bestandstrend im Vergleich der Perioden 2007–2012 und 2013–2018, langfristig: 1980–2018. Bestandstrend bei Dvorak et al. (2017): Veränderung »2005–2016«.

Bundesländer

In **Oberösterreich** stieg der Winterbestand zunächst zwischen 1979 und 1992 von 40 auf 1.350 Vögel an (Kern et al. 2008). In jüngerer Zeit zeigt der Kormoran einen seit vielen Jahren (Beobachtungsreihe seit 1996) schwankenden Winterbestand (Parz-Gollner & Brader 2019). Seit 2006 zeigt sich ein leichter Trend in den Mittel-

werten der Wintermonate von davor 900–1.000 Individuen auf danach über 1.000 Individuen. Kormorane brüten in Oberösterreich, obwohl historisch an der Donau nachgewiesen, aktuell nicht.

In **Niederösterreich** ermittelte schon vor 25 Jahren Straka (1997) einen maximalen Gesamtbestand von 2.500–3.000 Individuen zur Herbstzugzeit und etwa 2.000 Individuen im Mittwinter. Allgemeine Wasservogelzählungen im Zeitraum 1999–2015 (laufend publiziert in Vogelkundliche Nachrichten aus Ostösterreich) zeigen schwankende winterliche Bestandszahlen des Kormorans ohne signifikanten Bestandstrend mit durchschnittlich etwa 1.000 Vögeln im November und 1.100 Vögeln im Jänner. Parz-Gollner (2013) dokumentiert einen Winterbestand zwischen rund 1.400 und 1.500 Tieren und bezeichnet diesen als »auf einem etwa gleichbleibenden niedrigen Niveau« liegend; ein Referenzzustand bzw. ein Schwellenwert zu einem »günstigen« Zustand bzw. »hohen« Niveau wird nicht angeführt. Historische große Brutkolonien in den Donau-Auen sind erloschen, in den March-Thaya-Auen bestehen jedoch seit Anfang der 1990er-Jahre »einzelne Tendenzen für längerfristige Koloniewiederansiedlung« (<https://www.donauauen.at/wissen/natur-wissenschaft/fauna/kormoran-phalacrocorax-carbo>, 26. 1. 2023).

Im Bundesland **Salzburg** tritt der Kormoran als Durchzügler und Wintergast auf. Die Winterbestände konzentrieren sich weitgehend auf die Salzach. Nach Kern et al. (2008) ist in Salzburg für den Zeitraum 1983–2005, abweichend von den starken Bestandszunahmen im Donau-Inn-Bereich und am Bodensee, kein signifikanter Bestandstrend festzustellen. Von den Jännerzählungen 2008–2010 liegen Zählwerte von 59–85 Individuen vor (Ramsauer 2014).

In der **Steiermark** ist der Kormoran ein häufiger Durchzügler und Wintergast (Albegger et al. 2015). Regelmäßige Überwinterungen wurden ab 1992 festgestellt, gefolgt von einem starken Bestandsanstieg. Für die Winter 1997/98–1999/2000 werden nach systematischen Schlafplatzzählungen Maximalwerte von 800–1.000 Kormoranen angegeben (Tiefenbach 2021, Brunner & Stani 1998.), ebenso für den Winter 2001/02 mit ca. 800 Individuen (Zechner & Stani 2002). Danach gingen die Winterbestände nach Albegger et al. (2015) merkbar zurück. Allgemeine Wasservogelzählungen im Zeitraum 2005–2015 (laufend publiziert in Vogelkundliche Nachrichten aus Ostösterreich) zeigen schwankende Jännerwerte ohne signifikanten Bestandstrend (Mittelwert: 310, Höchstwert: 472 Individuen). Neuere Schlafplatzzählungen dokumentieren für die Winter 2018/19–2020/21 winterliche Bestandsmaxima von 601–732 Individuen (Tiefenbach 2021). In geringer Zahl übersommern Kormorane in der Steiermark (Albegger et al. 2015).

In **Kärnten** tritt der Kormoran vor allem als häufiger Zugvogel und Wintergast auf. Nach bisher nur vereinzelt Übersommerungen kam es neuerdings zur Ansiedlung einer kleinen Brutkolonie (4 Paare) am Ossiacher See und zu ersten Nachweisen erfolgreichen Brütens (Probst et al. 2021). Regelmäßige Überwinterungen haben sich seit Mitte der 1990er-Jahre etabliert. Den Winterbestand geben Feldner et al. (2008) und Malle & Petutschnig (2020) mit 250–300 Individuen an, wobei die Zahlen in Abhängigkeit von der Eisfreiheit der Gewässer im Einzelnen stärkere Schwankungen zeigen. Tatsächlich lagen die Zählwerte der Wasservogelzählungen im Zeitraum 2010–2020 jedoch sieben Mal über 300 und in manchen Jahren (2009, 2020) nur knapp unter 500 Individuen.

In **Vorarlberg** brütet der Kormoran seit 2001 im Naturschutzgebiet Rheindelta. Im Zeitraum 2004–2008 hat die Anzahl der Nester von 58 auf 200 zugenommen (Kilzer

et al. 2011). Schelling & Niederer (2020 und Vorgängerberichte) dokumentieren wechselnde Sommerbestände von 300–400 (2018) bis 600 Individuen (2019) und 51–59 erfolgreiche Bruten in den Jahren 2018–2020. Daneben hat das Bodenseegebiet auch Bedeutung als Rast- und Überwinterungsgebiet für den Kormoran (Zimmermann 2002).

Im **Burgenland** brütet die Art seit 2012 am Neusiedler See. 2021 betrug hier der Brutbestand 29 Brutpaare; dieser Wert liegt nahe an der durchschnittlichen Bestandsgröße der vorangegangenen fünf Jahre (2016–2020; Nemeth 2021). Zudem ist die Art mit ca. 100 Paaren Brutvögel im benachbarten ungarischen Hanság präsent (Nationalpark Neusiedler See 2014).

8.1.2. Gänsesäger

Europäische Union

Quelle	Zeitraum / Stand	Bestand (Ind.)	Gefährdungsgrad	Bestandstrend
Birdlife International	2021	208.000 (best estimate)	nicht gefährdet	zunehmend

Alpine Population

Die Schweizerische Vogelwarte gibt auf ihrer Homepage den Schweizer Brutbestand mit 600–800 Paaren an (www.vogelwarte.ch/de/voegel/voegel-der-schweiz/gaen-sesaeger, 27. 12. 2021). Demnach umfasst die alpine Population inklusive der kleineren Bestände in Frankreich, Italien und Slowenien und dem bayerischen und österreichischen Bestand (s. u.) aktuell ca. 1.500–2.000 Brutpaare. Diese Population entspricht der von Weißmair (2018) als »conservation unit« und von Keller 2009 als »Central-West European (Alpine) population« bezeichneten Einheit. Die Zahlen aus Keller (2009), die der Beurteilung dieser alpinen Population zugrunde liegen, spiegeln den Wissensstand aus 2003 bzw. 2004 wider: ca. 880–1.160 Brutpaare in der Schweiz, Bayern und Österreich zuzüglich weiterer kleinerer Bestände in Frankreich, Italien und Slowenien. Diese alpine Population hat in den letzten 15 Jahren beinahe eine Verdoppelung erfahren. Auch die Verbreitung hat in diesem Zeitraum wesentlich zugenommen. Keller (2009) erwähnt beispielsweise noch keine Vorkommen aus Niederösterreich, und auch aus der Steiermark und Kärnten sind für diesen Zeitraum deutliche Arealerweiterungen dokumentiert.

Deutschland

In **Deutschland** weist der Gänsesägerbrutbestand einen bundesweit positiven Trend auf (eine > 1%ige Zunahme in den letzten 12, 24 und 36 Jahren). Auch die Verbreitung hat zugenommen, sowohl in den letzten 12 als auch in den letzten 36 Jahren (Gerlach et al. 2019).

Die Verbreitung des Gänsesägers betreffend, ist nach Angaben des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (<https://www.lfu.bayern.de/natur/vogelmonitoring/index.htm>, 26. 1. 2023) eine deutliche Zunahme besetzter Quadranten in allen Regionen südlich der Donau zu vermerken. Der Gänsesäger hat weitere Lücken geschlossen und ganze Abschnitte entlang der Donau, an der unteren Isar und der oberen Salzach neu besiedelt. Die Art trat erstmals an der Ilz im Landkreis Passau auf. Die aktuelle Bestandsschätzung liegt fast doppelt so hoch wie die aus dem Zeitraum 1996–99 und setzt sich somit ebenso wie die Ausdehnung des Brutareals fort. Der Brutbestand

in Bayern liegt bei 420–550 Brutpaaren, die maximale Individuenzahl wird mit 2.000–2.300 Individuen im Hochwinter angegeben. Seit dem Jahr 2000 ist somit von einer Verdoppelung des Gänsesägerbestands auszugehen.

Österreich

Aktuelle Brutvorkommen des Gänsesägers sind aus allen österreichischen Bundesländern bekannt. Der Winterbestand des Gänsesägers wird hinsichtlich seines kurz-, mittel- und langfristigen Trends (1970–2014) von Teufelbauer et al. (2018) als leicht zunehmend beschrieben.

Quelle	Zeitraum/ Stand	Bestand (Ind.)		Gefährdungs- grad*)	Trend*)
		Brutzeit (Paare)	Winter (Individuen)		
BirdLife Österreich (2019*)	2013–2018	350–480	1.300–2.300		kurz- und langfristig zunehmend
Dvorak et al. (2017)	2016			gefährdet	zunehmend

*) Anmerkungen zur Tabelle siehe beim Kormoran.

Für **Oberösterreich** waren in den 1980er-Jahren 2–10 Brutpaare bekannt, Brader & Aubrecht (2003) schätzten den Bestand auf 60–80 Paare. Eine aktuelle Studie (Weißmair 2019, 2018) erzielt eine nochmals um das Dreifach höhere Bestandsangabe von 170–250 Brutpaaren bzw. Revieren (Erhebungsjahr 2017), was trotz nun besserer Datenlage zweifellos eine starke reale Bestandszunahme widerspiegelt. Damit hat sich auch die vormalige nationale Bestandsbeurteilung (Klasse 101–300 Brutpaare bei Dvorak et al. 2017) wesentlich verändert, sodass auch die Gefährdungseinstufung für Österreich (bisher VU, gefährdet) in Frage zu stellen ist. Auf Basis der Wasservogelzählungen im Jänner überwinterten in den Jahren 2000–2019 durchschnittlich 466 Gänsesäger in Oberösterreich; die Zahlen (aus Brader 2019 und vorangehenden Publikationen) schwanken stark, belegen aber eine signifikante Bestandszunahme im genannten Zeitraum.

Aufgrund der vergleichbaren Fließgewässer Ausstattung und naturräumlichen Situation ist davon auszugehen, dass der Gänsesäger in **Niederösterreich** einen ähnlich positiven Brutbestandstrend wie in Oberösterreich aufweist. Für die Winterbestände (Jännerwerte aus der allgemeinen Wasservogelzählung für den Zeitraum 2000–2015, laufend publiziert in Vogelkundliche Nachrichten aus Österreich) trifft dies allerdings nicht zu, ein leicht positiver Bestandstrend verfehlt hier deutlich die statistische Signifikanz.

Im Bundesland **Salzburg** überwintert die Art in moderaten Zahlen. Nach Kern et al. (2008) trat die Art in den Wintern 1983–2005 mit auf niedrigem Niveau schwankenden Zählwerten auf. Von den Jännerzählungen 2008–2010 liegen Werte von 28–52 Individuen des Gänsesägers vor (Ramsauer 2014). Eine Zunahme der Brutzeitbeobachtungen wurde ab 1985 festgestellt, als Brutvogel ist die Art im Bundesland bei Slotta-Bachmayr et al. (2012) dennoch nur spärlich dokumentiert; der Brutbestand wird in die Klasse 1–10 Brutpaare eingestuft. Während Slotta-Bachmayr et al. (2012) noch von einer Verbreitungslücke an der Salzach im Alpenvorland sprechen, besteht mittlerweile bereits eine durchgehende Brutverbreitung an der außeralpinen Salzach (vgl. Verbreitungskarte 2015–2022 auf ornitho.at von BirdLife Österreich, 26. 1. 2023).

Damit dürfte der Gänsesäger auch in Salzburg in deutlicher Zunahme begriffen und die Brutbestandsschätzung von 2012 obsolet sein.

In der **Steiermark** war der Gänsesäger bis Anfang der 1980er-Jahre ein seltener Durchzügler, danach erfolgte eine stetige Zunahme der Nachweise. Ab den 1990er-Jahren und vor allem ab der Jahrtausendwende hat sich die Art als Brutvogel etabliert, wobei die Mehrzahl der Brutnachweise an der Mittleren und Unteren Mur erbracht wurde. Ab 2010 kam es auch zu einzelnen Brutansiedlungen in der Obersteiermark an den Flüssen Enns und Salza. Der steirische Brutbestand wird von Albegger et al. (2015) mit 15–20 Brutpaaren angegeben. Der Mittwinterbestand im Jänner ist langfristig in Zunahme begriffen: In der Periode 1995–2004 betrug er durchschnittlich 24 Individuen, 2005–2014 durchschnittlich 89 Individuen (Albegger et al. 2015). Nach Jännerzählwerten aus der allgemeinen Wasservogelzählung im Zeitraum 2005–2015 (laufend publiziert in Vogelkundliche Nachrichten aus Ostösterreich) ergibt sich jedoch kein signifikanter Bestandstrend.

In **Kärnten** hat sich, nach einzelnen Bruten in früheren Jahren, ab 2006 ein Brutbestand des Gänsesägers etabliert, dessen Größe aktuell mit 8–13 Brutpaaren angegeben wird (Malle & Petutschnig 2020). Die Brutverbreitung im Bundesland variiert im Einzelnen stark, wobei ein deutlicher räumlicher Schwerpunkt an der Drau zwischen Villach und Völkermarkt liegt. Überwinterer werden vor allem in den Stauräumen der Drau, Lavant und Gurk sowie am Millstätter See angetroffen. Die erfassten Mittwinterbestände lagen bis Mitte der 1990er-Jahre unter 100 Individuen und um die Jahrtausendwende (1997–2003) im Bereich von 100–150 Vögeln, stiegen dann kontinuierlich an und bewegten sich im Zeitraum seit 2013 meist im Bereich zwischen 250 und 350 Individuen (Malle & Petutschnig 2020); ein Spitzenwert von 377 Vögeln wurde im Jänner 2019 gezählt (Wagner & Petutschnig 2019). Die Zunahme der winterlichen Zählwerte kann jedoch nicht mit der tatsächlichen Bestandszunahme gleichgesetzt werden, da auch die Anzahl der durch Zählungen abgedeckten Gewässer im Lauf der Jahre zugenommen hat.

Für **Tirol** meldeten schon Landmann & Lentner (2001) brutzzeitliche Vorkommen des Gänsesägers in 17 räumlich getrennten Gebieten mit Schwerpunkt im Einzugsgebiet des Lech, darunter viele Brutnachweise. Sie vermuteten bereits für die 1980er- und 1990er-Jahre einen Bestandsaufschwung in Tirol. In Osttirol trat der Gänsesäger hingegen nur sporadisch in einzelnen Individuen als Überwinterer und Durchzügler auf. Die Winterwasservogelzählungen 2010–2016 ergaben einen Maximalwert von 6 Individuen, im Winter 2017 wurden hingegen auch 15–16 Stück beobachtet (Gattermayr & Ragger 2018, 2016). Ein Brutvorkommen ist in Osttirol nicht bekannt.

Nachdem der Gänsesäger in **Vorarlberg** lange als ausgestorben gegolten hatte, wurden ab 1993 wieder Brutnachweise der Art erbracht; der Brutbestand wurde damals auf 8–10 Brutpaare geschätzt (Kilzer 1997). Seit 2002 ist der Gänsesäger mit regelmäßigen Bruten in den nördlichen Landesteilen vertreten, wobei der Bestand von Kilzer et al. (2011) unverändert mit 8–10 Paaren eingeschätzt wird. Das Bodenseegebiet stellt zudem einen Winterrastplatz des Gänsesägers dar (Zimmermann 2002).

8.2. Entwicklung der Fischotterpopulationen in Österreich

8.2.1. Populationsstatus und Verbreitung des Fischotters in Österreich

Das folgende Kapitel gibt einen kurzen Überblick über die aktuelle Population und den Verbreitungsstatus des Fischotters in Österreich, mit einigen historischen Hintergründen. Der Fischotter wurde erstmals in den 1940er-Jahren gesetzlich unter Schutz

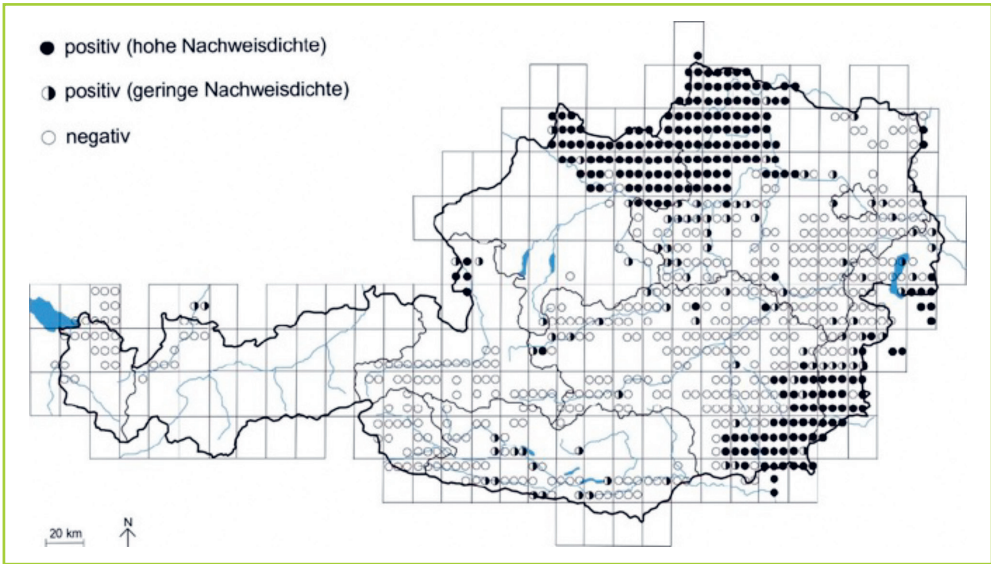


Abbildung 8-1: Zusammenfassung aller Nachweise zur Fischotterverbreitung in Österreich in den Jahren 1990–1998 (Abbildung: Jahrl 1999).

gestellt, da seine Bestände aufgrund von Bejagung massiv zurückgegangen waren. Es ist jedoch festzuhalten, dass die Art auf österreichischem Gebiet nie komplett ausgerottet wurde und dass sowohl Refugialpopulationen (in Ober- und Niederösterreich entlang der tschechischen Grenze und in der südlichen Steiermark entlang der slowenischen Grenze) als auch gelegentliche Vorkommen in der Zeit zwischen den 1940er-Jahren und der jüngsten Populationsausweitung gemeldet wurden (Jahrl 2001, 1999, 1995). In den 1990er-Jahren wurde das stabile Vorkommen des Fischotters in den beiden Rückzugsgebieten gut dokumentiert und gelegentliche Vorkommen wurden in allen Bundesländern östlich von Tirol nachgewiesen (Kranz 2000, Jahrl 1999, Gutleb 1994; Abb. 8-1).

Seit dem Jahr 2000 werden zunehmend systematische Erhebungen zur Verbreitung des Fischotters und zur Schätzung der Populationsgröße oder -dichte durchgeführt (z. B. Schenekar & Weiss 2021a, b, Holzinger et al. 2018, Kranz & Poledník 2012, Kranz et al. 2005). Diese Erhebungen verwenden im Allgemeinen einen Brückencheckmonitoring-Ansatz zur Schätzung des Verbreitungsgebietes und verschiedene Ansätze für Populationsschätzungen, z. B. auf Expertenmeinung basierenden Ansätze mittels Kotdichten, Schneespurkartierungen und in jüngerer Zeit genetisch basierte Ansätze. Letztere haben sich mehr oder weniger als neueste Methodik etabliert. Allerdings gibt es auch bei genetisch basierten Ansätzen erhebliche Unterschiede in der Herangehensweise, was Vergleiche mitunter schwierig machen kann. Die genetische Identifizierung von Ottern kann für Berechnungen von Wiederfangmodellen oder direkt für Schätzungen der Dichten entlang eines Flusskorridors verwendet werden, die dann auf ein größeres Flussnetz extrapoliert werden. Bei letzterem Ansatz wird die Länge des verwendeten Flussabschnitts kritisch diskutiert. Diese reichte in der Praxis von 10 km in der Steiermark (Holzinger et al. 2018) bis zu 30 km (Salzburg & Oberösterreich; Schenekar & Weiss 2021a, b). Randeffekte bzw. auch unterschiedliche

Ansichten über die Größe und Bedeutung von Aktivitätsradien und eine Vielzahl anderer Variablen erschweren Quantifizierungen von Populationsgrößen über große Gebiete und zuverlässige Vergleiche zwischen Studien. Dazu gehören unterschiedliche Auffassungen darüber, welche Otter zu zählen sind. Manche Autoren bevorzugen die Zählung aller Fischotter, da dies der einzige rein objektive Ansatz ist, der nicht auf komplexen Annahmen beruht (Schenekar & Weiss 2021a, b), andere nehmen transiente Fischotter ohne festes Revier aus den quantitativen Schätzungen heraus. Die Quantifizierung von Otterpopulationen ist zweifelsohne eine große Herausforderung, und alle Schätzungen werden von verschiedenen Techniken und statistischen Problemen beeinflusst. Außerdem sind absolute Populationsgrößen für ein nachhaltiges Populationsmanagement kein vorrangiger Parameter. Vielmehr sind Mortalitäts- und Reproduktionsraten sowie die Empfindlichkeit gegenüber Umwelt- oder Bewirtschaftungsänderungen die Faktoren, die die langfristige Stabilität von Tierpopulationen beeinflussen, sodass diesen Aspekten in Zukunft mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden sollte. Bis jetzt haben die Landesregierungen großen Wert darauf gelegt, die Populationsgrößen zu quantifizieren, um einerseits die Vorgaben im Rahmen der europäischen FFH-Richtlinie zu erfüllen, andererseits um bestehende oder geplante Managementmaßnahmen zu hinterfragen und/oder zu rechtfertigen. In Folge werden die jüngsten Schätzungen der Populationsdichte oder -größe für jedes Bundesland, soweit vorhanden, dargestellt und die Ergebnisse zusammengefasst.

Kärnten: Schenekar & Weiss (2018) wendeten ein Fang-Wiederfang-Modell auf 154 genetisch identifizierte Fischotter an. Die Identifizierung erfolgte anhand von Kotproben, die von Freiwilligen an Monitoringbrücken gesammelt wurden. Mit diesem Modellierungsansatz schätzten sie 361 (95 % Konfidenzintervall/KI 341–509) Fischotter im Bundesland Kärnten. Die Anwesenheit von Fischottern wurde in allen 94 der 10 x 10 km großen Rasterquadraten nachgewiesen, und an 86 % der 823 Standorte (Monitoringbrücken sowie zusätzliche opportunistische Meldungen) wurde die Anwesenheit von Fischottern festgestellt. Diese Schätzung folgert eine Dichte von 0,245 Fischottern pro Fluss-km, wenn nur Flüsse mit einer Flussordnungszahl (FOZ) von 4 oder höher gezählt werden. Wir weisen darauf hin, dass weder bei der Beprobung selbst noch bei dieser Dichteberechnung Teiche oder Seen berücksichtigt wurden. Schenekar & Weiss (2020) führten ein Folgemonitoring zu dieser Studie durch und wiesen Fischotter in 86 von 88 ebenfalls 10 x 10 km großen Rasterquadraten nach, die von überwachten Brücken abgedeckt wurden. Die Otterdichte entlang von drei 20 km langen Referenzflussabschnitten wurde auf Grundlage einer umfassenden Beprobung von Kotproben geschätzt, wobei die Dichten zwischen 0,241 Ind./km (Gurk), 0,408 Ind./km (Lieser) und 0,5 Ind./km (Lavant) lagen, was einem Mittelwert von 0,383 Ind./km (95 % KI 0,117–0,649 Ind./km) bzw. 0,259 Ind./km (95 % KI 0,01–0,5 Ind./km) entspricht. Letztere ist die errechnete Dichte, wenn man nur ein einziges Mal entdeckte Tiere abzieht. Da sich die Konfidenzintervalle dieser Schätzung mit der Schätzung der Wiederfänge in ganz Kärnten im Jahr 2017 überschneiden, konnte keine Veränderung der Populationsgröße in diesem Zeitraum festgestellt werden. Im Winter 2021/2022 wurde ein neues Monitoring durchgeführt, bei dem zusätzlich zum Brückenmonitoring sechs Referenzflussabschnitte von 30 km Länge untersucht wurden und direkte Dichteabschätzungen durch genetische Analysen erfolgten.

Steiermark: Holzinger et al. (2018) wendeten eine Extrapolation von Dichteabschätzungen aus 15 Flussabschnitten mit einer durchschnittlichen Länge von etwa 10 km auf das gesamte Flussnetz ab FOZ 4 an – ein Ansatz, der von der Landesregierung vorgegeben war. Insgesamt wurden in der Studie 238 einzelne Fischotter identifiziert, und die berechnete Dichte lag zwischen 0,11 und 0,68 Ind./km (Mittelwert 0,439 Ind./km). Die Extrapolation ergab eine Schätzung von 1.141 Fischottern (95 % KI 798–1.485), was mehr als das Doppelte der Gesamtpopulationsschätzung von 2013 ist (Kranz et al. 2013a). Es konnte kein Zusammenhang zwischen der Länge der Referenzgebiete und der Dichte bei Gebieten von knapp 7 km bis über 15 km festgestellt werden, aber Randeffekte, die zu einer überschätzten Dichte pro Strecke führen könnten, konnten nicht ausgeschlossen werden.

Salzburg: In Salzburg wurden sowohl Brückenmonitoring als auch Referenzstreckenbegehungen mit Dichteextrapolationen durchgeführt (Schenekar & Weiss 2021a). Um die Möglichkeit von Randeffekten zu verringern, die zu einer Überschätzung der Streckendichte führen könnten, wurden die Flussstrecken in beiden Bundesländern auf ca. 30 km Länge vergrößert. Für Salzburg wurden an 7 Flussabschnitten von ca. 30 km Länge durchschnittlich 0,24 Ind./km festgestellt. Diese Dichte ergab, hochgerechnet auf das Flussnetz ab FOZ 4, eine Schätzung von 261 Fischottern (95 % KI 196–320). Dies ist höher als eine korrigierte (um 25 % Jungtiere erweiterte) Schätzung von 176 Fischottern aus dem Jahr 2016 (Kranz & Polednik 2017). Darüber hinaus wurde bei 62 % der insgesamt 286 Brücken das Vorhandensein von Fischottern anhand von Kotspuren nachgewiesen. Es gab eine klare negative Korrelation zwischen den maximalen Wiederfangdistanzen innerhalb eines Abschnitts und der Dichte des Abschnitts, was indirekt darauf hindeutet, dass die Länge des Aktivitätsradius in Flussabschnitten mit mehr verfügbaren Ressourcen wahrscheinlich kürzer ist.

Oberösterreich: Schenekar & Weiss (2021b) stellten eine mittlere Dichte von 0,364 Ind./km an 8 Referenzflussabschnitten von ca. 30 km Länge fest, was einer geschätzten Anzahl von 646 Fischottern (95 % CI 536–749) im gesamten oberösterreichischen Flussnetz der FOZ 4 oder höher entspricht. Diese Schätzung war etwa doppelt so hoch wie die 2012 ermittelte (Kranz & Polednik 2013), wobei dieser Wert erneut um 25 % Jungtiere (auf 327) erhöht wurde. Von 481 kontrollierten Brücken fand sich an insgesamt 77 % Fischotterlosungen, was signifikant weniger war als die Positivrate von 83 % im Jahr 2012 (Kranz & Polednik 2013). Deutlich höhere Raten positiver Brücken (94 %) wurden im östlichen Teil des Mühlviertels gefunden, der dem historischen Rückzugsgebiet des Fischotters entspricht; die niedrigsten Raten (58 %) wurden im Einzugsgebiet der Traun festgestellt.

Niederösterreich: Kofler et al. (2018) führten eine komplexe Kombination aus genetisch basierter Wiederfangmodellierung von 4 Referenzstrecken mit einer Länge von ca. 90 km und einer Landschaftsmodellierung auf Grundlage von frischen Losungszählungen bezüglich der Otterdichten in den Referenzstrecken durch. Das erstellte Modell wurde dann zur Extrapolation der Fischotterdichten über das gesamte Flussnetz auf Grundlage von frischen Kotzählungen an 797 Brücken verwendet. Der Ansatz dieser Autoren unterscheidet sich in vielerlei Hinsicht von früheren Studien sowie von den oben genannten Studien, insbesondere durch die Modellierung von Kotzählungen, die Entfernung potenzieller Durchzügler und eine Reihe anderer Anpassungen auf der Grundlage von geschätzten oder angenommenen Größen des Verbreitungsgebietes sowie von Genotypisierungsfehlern. Die modellierten Schätzungen der Fang-Wiederfang-Dichte an den 4 Referenzstandorten reichten von einem Höchst-

wert von 0,36 Ind./km (95 % KI 0,27–0,45 Ind./km) im Waldviertel bis zu einem Tiefstwert von 0,072 Ind./km (95 % KI 0,05–0,10 Ind./km) im Weinviertel, mit weiteren Werten von 0,19 Ind./km und 0,21 Ind./km im Industrie- bzw. Mostviertel. Auf Grundlage der Modellierung von frischen Losungen in verschiedenen Flusseinzugsgebieten wurde die Gesamtpopulation für Niederösterreich auf 1.069 (95 % KI 831–1.307) geschätzt, wobei die Heterogenität in der Landschaft sehr groß ist. Durch Extrapolation der Modelle der Autoren auf die Daten der Losungszählungen aus dem Jahr 2008 (Kranz & Polednik 2009) kommen die Autoren zu dem Schluss, dass sich die Fischotterpopulation in Niederösterreich seither etwa verdoppelt hat.

Tirol: Nach Kranz & Polednik (2020) waren Fischotter in Tirol ab dem Jahr 2000 nicht mehr anzutreffen. Das erste Vorkommen in neuerer Zeit wurde jedoch bereits wieder 2004 in Osttirol (Kranz et al. 2005) und 2007 in Nordtirol (Kranz et al. 2008) dokumentiert. Bei der letzten landesweiten Erhebung im Jahr 2020 wurden 104 (26 %) von 401 kontrollierten Brücken positiv auf Fischotterkot untersucht, was unter Berücksichtigung eines 10 x 10 km Quadratensystems 36 % der Gesamtfläche des Landes entspricht. Eine sehr grobe Schätzung, basierend auf den Reviergrößen und der angenommenen Größe des Verbreitungsgebietes, besagt, dass ca. 71 adulte oder subadulte Fischotter das Bundesland Tirol bevölkern (Kranz & Polednik 2020).

Burgenland: Über die letzte systematische Erhebung des Fischotters im Burgenland wird in Kranz & Polednik (2014) kurz berichtet, wobei an 165 von 181 (91 %) der kontrollierten Brücken Fischotterkot gefunden wurde. Eine sehr grobe Schätzung, die auf Annahmen über die Größe des Verbreitungsgebietes und der Zählung bzw. Verteilung der Kotfunde beruht, geht von 125 bis 150 erwachsenen und subadulten Fischottern in Burgenland aus.

Vorarlberg: Am Werdenberger Binnenkanal in Haag an der Grenze zu Vorarlberg wurde laut Tagblatt vom 4. 11. 2021 ein Fischotter gesichtet (www.tagblatt.ch, 22. 3. 2022). In Liechtenstein wurde am 23. 2. 2022 ein Erstnachweis erbracht (www.llv.li, 22. 3. 2022).

Zusammenfassung Verbreitung

Der Fischotter kommt heute in allen Bundesländern vor und weist im gesamten Bundesgebiet eine zunehmende Tendenz auf. Die höchsten Dichten mit ca. 7 Ind./100 km² Einzugsgebietsgröße (EZG) bzw. 0,4 Ind./km treten in der Steiermark auf (2018). Gegen Westen hin nehmen die Bestandswerte ab (Abb. 8-3). In Salzburg liegt die Individuendichte bei 3,6 Ind./100 km² EZG und in Tirol bei 0,6 Ind./100 km² EZG (Abb. 8-2). **Fasst man die Ergebnisse der aktuellsten Bestandserhebungen der Bundesländer zusammen, ergibt dies in Summe einen Fischotterbestand von mindestens ca. 4.000 Individuen in Flüssen der FOZ > 4.**

8.2.2. FFH-Status des Fischotters in Österreich

Der Status von FFH-Arten wird rechtlich auf Ebene der EU-Mitgliedsstaaten sowie zwischen den biogeographischen Regionen innerhalb eines Mitgliedsstaates festgelegt, was für Österreich die alpine und kontinentale biogeographische Region bedeutet. Nachdem in Österreich die Gesetzgebung und -vollziehung im Naturschutz und in der Jagd bei den Bundesländern liegt, sind diese auch primär für die Umsetzung der FFH-Richtlinie verantwortlich. Alle sechs Jahre wird das Umweltbundesamt beauftragt, die Daten zu den FFH-gelisteten Arten für den Bericht Österreichs nach Artikel 17 der FFH-Richtlinie an die Europäische Kommission zusammenzufassen.

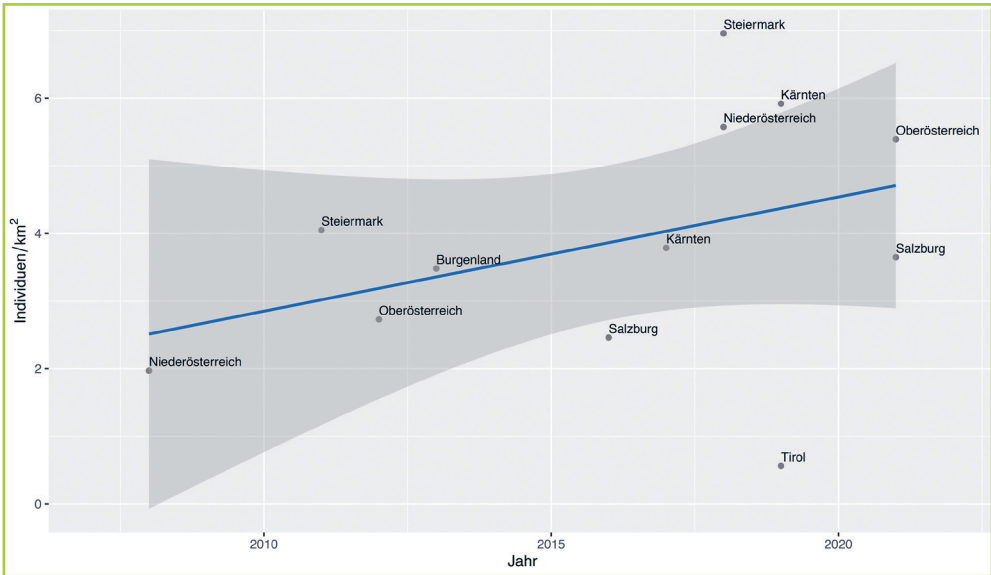


Abbildung 8-2: Zunahme der Fischotterdichte in Österreich im Zeitraum 2008–2021 (Datenquellen: siehe Text).

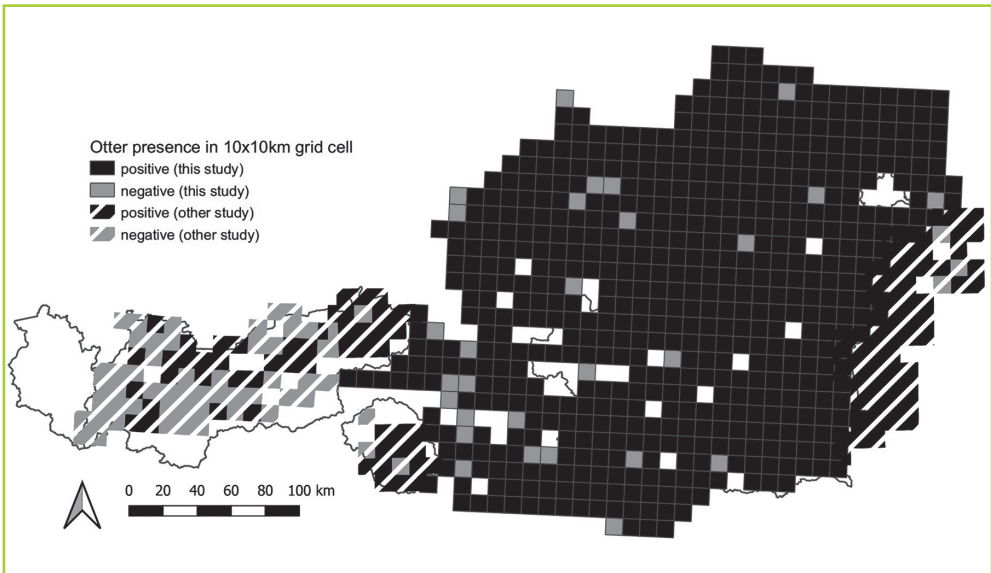


Abbildung 8-3: Aktuelle Situation der Fischotterverbreitung in Österreich (Abbildung: Schenekar et al. 2022).

So wird aus Sicht der Europäischen Union der Status des Fischotters in der alpinen und kontinentalen Bioregion nur für Österreich berichtet. Die Daten werden jedoch durch die Bundesländer erhoben, und es ist seit einiger Zeit üblich, den Status auf Bundeslandebene in Form des Beitrags des Bundeslandes zum österreichweiten Status zu melden. Für die Bundesländer Steiermark, Kärnten, Niederösterreich, Salz-

burg und Oberösterreich wurden alle vier Parameter (Population, Verbreitung, Lebensraum und Zukunftsaussichten) als günstig eingestuft, was bedeutet, dass diese Bundesländer die Bewertung auf Bundesebene mit einem günstigen Status auf ihrem Gebiet bestätigen.

Der jüngste Artikel 17-Bericht für die Periode 2013–18 stuft den Parameter Population in der kontinentalen Region als günstig, in der alpinen Region in Österreich jedoch als ungünstig ein, was auf die nicht flächendeckende Verbreitung in Tirol und das Fehlen von Fischottern in Vorarlberg zurückzuführen ist (Ellmauer et al. 2020). Sowohl hinsichtlich Verbreitung (engl. *range*) als auch Populationsentwicklung (engl. *population*) ist für beide Bioregionen ein positiver Trend erkennbar, was zukünftig (engl. *future prospects*) die Erreichung des günstigen Erhaltungszustands auch in der alpinen Bioregion erwarten lässt (Tab. 8-1).

Tabelle 8-1: Bewertung des Erhaltungszustands und der zugrundeliegenden Indikatoren für *Lutra lutra* in Österreich gemäß Artikel 17 Bericht für die Periode 2013–2018. = ... stabil; + ... positiver Trend; U1 ... ungünstig; FV ... günstig (Quelle: nature-art17.eionet.europa.eu/article17/species/report)

Bioregion	Range	Population	Habitat	Future prospects	Overall assessment
Alpine Bioregion	U1 +	FV +	FV =	FV	U1 +
Kontinentale Bioregion	FV +	FV +	FV =	FV	FV +

8.3. Entwicklung der Fischotterbestände in Bayern

Das Verbreitungsgebiet des Fischotters in Bayern nimmt seit den 80er-Jahren zu und somit auch der Bestand, da inzwischen in zuvor unbesiedelten Gebieten immer mehr Nachweise gefunden werden, zum Beispiel in Form von Totfunden oder durch Wildkameraaufnahmen. Die Datenlage ist in Bayern wesentlich schlechter als in Österreich. Für sehr kleine, ausgesuchte Teilgebiete gibt es lokale Bestandserfassungen und -schätzungen, die auf wissenschaftlichen Studien basieren. So wurde in einzelnen Gebieten in Bayern Fischotterlosung genetisch untersucht. Eine aktuelle Zusammenstellung findet sich in Funke et al. (2022).

Eine genetische Studie aus Niederbayern erfasste 117 Tiere in einem kleinen Gebiet nördlich der Donau (2010/11). Untersuchungen der Landesanstalt für Landwirtschaft erfassten 32 Individuen in 4 kleineren Teichgebieten in der Oberpfalz (2019). Anhand von Untersuchungen des LFV Bayern an 4 Fließgewässern konnten binnen eines Jahres (2018/19) auf einer kartierten Gewässerstrecke von 59 Kilometern 37 Individuen genetisch erfasst werden.

Nicht nur Bestandserfassungen lassen eindeutig auf eine zunehmende Population schließen, sondern auch indirekt gesammelte Daten. So weist die Anzahl der Fischottertotfunde in Bayern eine steigende Tendenz auf. In den Jagdjahren 2018 bis 2020 wurden bayernweit laut Landwirtschaftsministerium mehr als 160 tote Fischotter gefunden, meist als Opfer des Straßenverkehrs. Unter Berücksichtigung der vorhandenen Datengrundlage kann unzweifelhaft auf eine Zunahme des Fischotterbestandes geschlossen werden, denn das Verbreitungsgebiet weitet sich stetig von Ost nach West aus, und die Nachweise häufen sich (Abb. 8-4).

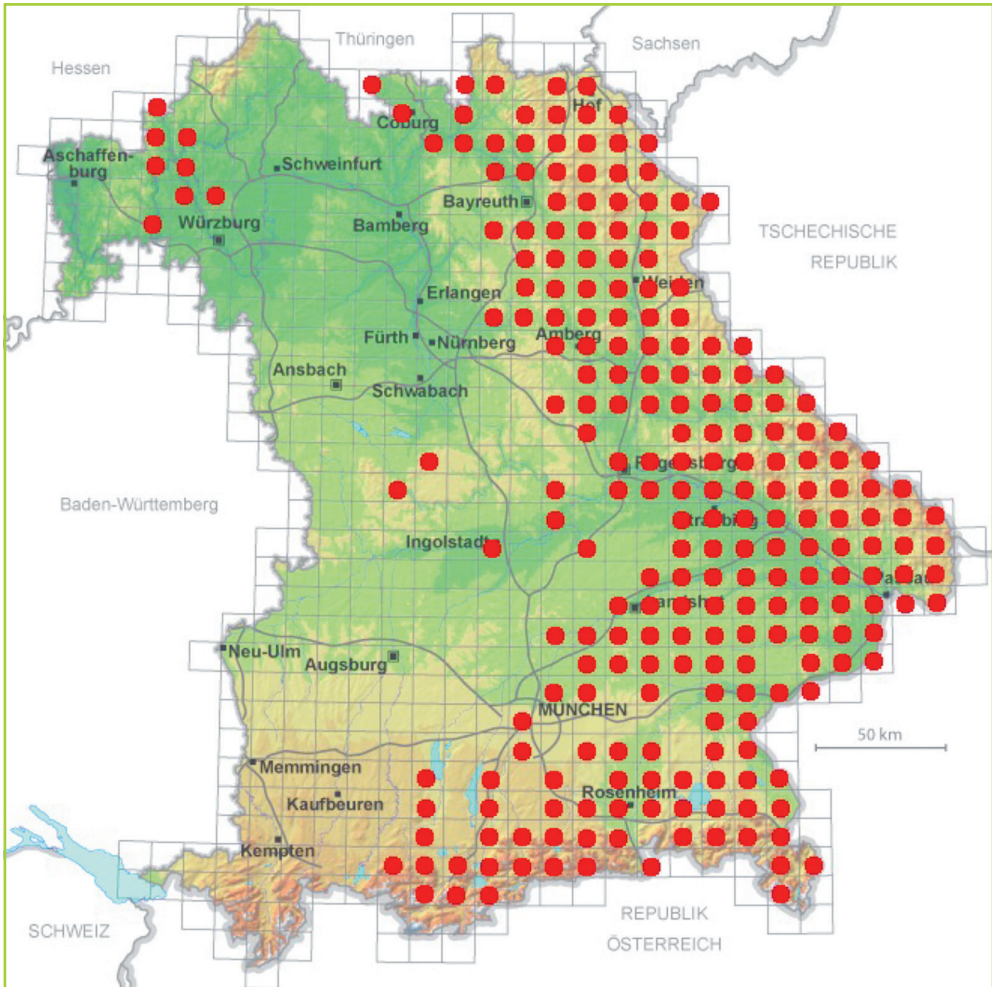


Abbildung 8-4: Aktuelle Verbreitung des Fischotters in Bayern (Nachweise ab 2000, letzter Datenimport 17. 11. 2022, lfu.bayern.de am 23. 11. 2022).

Der geschätzte Gesamtbestand liegt allein für die Oberpfalz und Niederbayern laut eines durch die Landesanstalt für Landwirtschaft beauftragten Gutachtens (Weiss & Schenekar 2022) bei 650 Fischottern. Da die Datengrundlage räumlich eingeschränkt und auch veraltet ist, gehen Experten von weit **mehr als 1.000 Fischottern in ganz Bayern** aus (Funke et al. 2022).

8.4. Rechtliche Rahmenbedingungen für ein Prädatorenmanagement am Beispiel Österreichs

8.4.1. Nationale Gesetze

Regelungen zu den Prädatoren finden sich in den Naturschutz- bzw. Jagdgesetzen der Bundesländer. Wie in der Fischerei, liegt die Gesetzgebung und -vollziehung bei diesen Materien im Kompetenzbereich der Bundesländer. Dadurch kommt es zu sehr unterschiedlichen Regelungen, wiewohl die internationalen Verpflichtungen (im

Wesentlichen die Berner Konvention, das Washingtoner Artenschutz-Übereinkommen und die EU-Naturschutzrichtlinien, s. u.) in allen Landesgesetzen umgesetzt wurden. Vom allgemeinen Schutz können die Bundesländer in Einzelverfahren und im Rahmen der Bestimmungen der EU-Vogelschutzrichtlinie bzw. der FFH-Richtlinie (s. u.) abweichen. Darüber hinaus können in nationalen Schutzgebieten weitergehende Regelungen und Zielsetzungen getroffen werden, sofern die Art in den jeweiligen Managementplänen, im Schutzzweck oder der Gebietsverordnung selbst angeführt wird. Neben Regelungen zur Ausübung der Jagd können dies beispielsweise Vorgaben hinsichtlich Beruhigung oder Störungsfreiheit eines bestimmten Gebietes sein. Die Regelungen für die Arten Fischotter, Gänsesäger und Kormoran in den Bundesländern stellen sich wie folgt dar:

Der Fischotter ist eine entweder jagdrechtlich ganzjährig geschonte Wildart (Bgl, Ktn, OÖ, Sbg, Vbg, W) oder als geschützte Art im Naturschutzrecht (NÖ, Stmk, T) geführt. Kärnten, Nieder- und Oberösterreich haben die Ausnahmemöglichkeiten – sozusagen präventiv – in Form von eigenen Fischotter-Verordnungen allgemeiner geregelt. Der Gänsesäger ist entweder jagdrechtlich (T, Vbg) eine ganzjährig geschonte Wildart oder eine geschützte Art im Naturschutzrecht (Bgl, OÖ, Sbg, Stmk, W). In Ktn und NÖ ist diese Art nicht geregelt. Verordnungen zum Management des Gänsesägers sind – vergleichbar mit dem Fischotter oder Kormoran – in keinem Bundesland in Kraft.

Der Kormoran ist in Burgenland, Tirol und Wien jagdlich ganzjährig geschont und in der Steiermark und in Wien naturschutzrechtlich geschützt, in den restlichen Bundesländern gibt es Management- oder Ausnahmeregelungen auf Basis jagdlicher (NÖ: NÖ Kormoran- und Graureiherverordnung 2013, StF: LGBl. 6500/12-0, Sbg, Vbg: Verordnung über die Zulassung der zeitweisen Bejagung von Kormoranen und Graureihern in Teilbereichen des Bezirkes Bregenz in den Jagdjahren 2019/2020, 2020/2021 und 2021/2022) oder naturschutzrechtlicher Regelungen (Ktn: Verordnung der Landesregierung vom 6. Dezember 1988 über den Schutz freilebender Tierarten (Tierartenschutzverordnung) StF: LGBl Nr 3/1989, OÖ: Verordnung der Oö. Landesregierung über den Schutz wildwachsender Pflanzen und Pilze sowie freilebender Tiere (Oö. Artenschutzverordnung), StF: LGBl.Nr. 73/2003).

8.4.2. EU-Naturschutz

Der Naturschutz auf EU-Ebene wird durch die beiden Rechtsinstrumente Vogelenschutzrichtlinie (VS-RL, Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten) und die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL, Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen) geregelt. Ziel beider Richtlinien (RL) ist der Schutz aller wildlebenden Vögel in der EU sowie (anderer) gefährdeter Tier- und Pflanzenarten sowie Lebensraumtypen. Neben dem Ziel der Schaffung eines europäischen Netzes von Natura 2000-Schutzgebieten (**Gebietsschutz**) verfolgen beide Richtlinien auch die Etablierung einheitlich geltender Bestimmungen zum Artenschutz auf der gesamten Fläche der Mitgliedsstaaten (**Artenschutz**).

Gebietsschutz

Als Begriff für den **Gebietsschutz** hat sich in Österreich »Europaschutzgebiet« (ESG) weitgehend durchgesetzt. Zentrales Ziel in allen ESGs ist die Erhaltung oder (gegebenenfalls) die Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustands der genann-

ten Schutzgüter. Damit gelangt der Begriff des »günstigen Erhaltungszustands« in den Fokus. Er ist zentrale Messlatte – sowohl für erforderliche Umsetzungsmaßnahmen, bei der Prüfung von Plänen und Projekten, bei Ausnahmeregelungen als auch beim Monitoring und bei der Erstellung von Berichten an die Europäische Kommission (EK). Im Hinblick auf mögliche Managementmaßnahmen mit Bezug zu den Schutzgütern eines ESG ist der aktuelle Erhaltungszustand einer Art von zentraler Bedeutung. Dies betrifft den Huchen als Schutzgut selbst, aber auch möglicherweise die relevanten Prädatoren (welche ebenso Schutzgut dieses Gebietes sein können). Pläne und Projekte dürfen die Zielsetzungen der Natura 2000-Gebiete nicht erheblich beeinträchtigen. Nachdem in der Regel als (allgemeines) Erhaltungsziel der günstige Erhaltungszustand normiert ist, kann dieser wiederum als zentraler Prüfmaßstab bei Eingriffen gelten. In der sogenannten Naturverträglichkeitsprüfung (NVP, Vorhabensprüfung) ist festgelegt, wie ein Vorhaben, das die Erhaltungsziele potenziell gefährdet, zu prüfen ist. Aufgrund der Komplexität dieser Prüfung und der zentralen Bedeutung gibt es bereits eine Reihe von Publikationen (z. B. Europäische Kommission (2018): Natura 2000-Gebietsmanagement, Die Vorgaben des Artikels 6 der Habitat-Richtlinie 92/43/EWG) aber auch Erkenntnisse des Europäischen Gerichtshofs dazu. In Zusammenhang mit einem Management von Prädatoren wird im Folgenden auf die wichtigsten Punkte in einer NVP eingegangen:

Pläne oder Projekte, die unmittelbar mit der Verwaltung des Gebietes in Verbindung stehen oder hierfür notwendig sind, erfordern keine Prüfung auf Verträglichkeit mit den für dieses Gebiet festgelegten Erhaltungszielen. Dieser mögliche Entfall einer Prüfpflicht wird streng ausgelegt, wenngleich es dazu noch vergleichsweise wenige Anhaltspunkte gibt. Bernotat (2015) sieht diesbezüglich folgende Ansatzpunkte für eine Kongruenz (einer geplanten Maßnahme) mit den Erhaltungszielen eines Gebietes:

- Die Maßnahme ist im Managementplan als Maßnahme explizit enthalten bzw. entspricht erkennbar dem dort dargelegten Zielkonzept zum Gebiet.
- Der Maßnahme wurde naturschutzfachlich hohe bis höchste Priorität für das Gesamtgebiet zugewiesen.
- Die Maßnahme ist auch rechtlich geboten, um das Eintreten des Verschlechterungsverbots für maßgebliche Gebietsbestandteile zu verhindern.
- Beim Vergleich mit einer Status-Quo-Prognose, also dem Fall, dass man keine Maßnahme durchführt, wird deutlich, dass die Verluste durch »Nichtstun« deutlich höher sein würden als die Kollateralschäden bei Durchführung der Naturschutzmaßnahme.
- Die naturschutzfachlichen Prioritäten sind eindeutig erkennbar und die Positiventwicklungen für die nach den Erhaltungszielen geschützten Lebensräume und Arten überwiegen eindeutig und nachweislich alle etwaigen Verluste.
- Die Zuständigkeit für die Maßnahme liegt bei der Naturschutzbehörde, die Finanzierung erfolgt aus Mitteln des Naturschutzes.

Aus den ersten Punkten dieses Vorschlags wird klar, wie wichtig ein Managementplan für ein ESG ist. Detaillierte Angaben zu den Schutzgütern, deren aktuellen Erhaltungszustand, den spezifischen Erhaltungszielen und ihrer fachlichen Priorität sind hier entscheidend. Der Managementplan ist auch das geeignete Instrument, um allfällige Zielkonflikte zwischen zwei Schutzgütern (beispielsweise zwischen Huchen und Fischtotter) im Vorhinein, faktenbasiert und ohne Emotionen einer ent-

scheidenden Klärung zuzuführen. So kann es nötig sein, die Beeinträchtigung bestimmter Lebensraumtypen oder Arten in Kauf zu nehmen und andere Entwicklungen zu ermöglichen. Entscheidend dafür ist die relative Bedeutung der jeweiligen Erhaltungs- und Wiederherstellungsziele für Natura 2000 (Urteil zu Art. 6 (C-241/08), Schlussantrag, Rn. 71).

Erheblichkeit von Beeinträchtigungen

Dieser Prüfschritt ist Herzstück und erste zentrale Weichenstellung im Zuge einer NVP. Wird ein Schutzgut im Zuge eines Managements nur im nicht erheblichen Ausmaß beeinträchtigt (und auch nicht durch kumulative Wirkungen erheblich geschädigt), so kann eine Genehmigung (aus Sicht des EU-Gebietsschutzes) erteilt werden. Diese fachliche Beurteilung ist in der Regel einzelfallbezogen durchzuführen, erfordert umfangreiche Kenntnisse zur Ökologie des Schutzgutes und wird im Regelfall vom Amtssachverständigen durchgeführt. Die Rechtsprechung des Europäischen Gerichtshofs betont in mehreren Urteilen die restriktive Handhabung dieser Prüfung. Es müssen anhand der besten einschlägigen wissenschaftlichen Erkenntnisse sämtliche Gesichtspunkte des Planes oder des Projektes berücksichtigt werden. Es muss Gewissheit darüber herrschen, dass sich ein Projekt nicht nachteilig auf ein Gebiet auswirkt [Herzmuschelfischerei-Vorabentscheidung (C-127/02)].

Dass dies gerade in Zusammenhang mit der Analyse von Räuber-Beute-Beziehungen eine fachlich anspruchsvolle Aufgabe ist, erscheint klar. Die Prognose der künftigen Veränderung dieser Beziehung durch etwaige Managementmaßnahmen auf Gebiets- bzw. Populationsniveau stellt gerade im Lichte der vielen potenziellen (anderen) Einflussfaktoren eine besondere Herausforderung dar. Belastbare (bestenfalls mehrjährige) Daten zum Bestand der betroffenen Art im Gebiet und die Auswertung vorhandener Literatur können die fachliche Beurteilung wesentlich erleichtern.

Bei der Definition eines Schwellenwertes zwischen »erhebliche« und »nicht erhebliche« Beeinträchtigung können sogenannte Fachkonventionen helfen. Eine solche wurde für Deutschland (unter der dort vorhandenen deutschlandweiten Ausstattung an Schutzgütern) ausgearbeitet (Lambrecht & Trautner 2007). In Bezug auf den Gebietschutz geht aber nicht jede Entnahme eines Individuums mit einer erheblichen Beeinträchtigung einher. Vielmehr sind hier der Bestand im Gebiet, der langfristige Trend, seine Gefährdungsfaktoren, die Bedeutung des Gebietsvorkommens in Relation zum Mitgliedsstaat und ähnliche auch »großräumigere« Aspekte relevant.

Alternativlösungen

Der Prüfung von Alternativlösungen kommt in Zusammenhang mit einem Prädatorenmanagement in aller Regel eine gewisse Bedeutung zu. Es liegt in der Natur eines dynamischen Fließgewässerökosystems, dass es von einer Reihe verschiedener biotischer wie abiotischer Faktoren beeinflusst wird. Einfache Ursache-Wirkungsgefüge sind praktisch nie zu identifizieren, weshalb es an der Tagesordnung steht, alternative Lösungen im Sinne eines gewünschten Zielzustands (z. B. einer vitalen Fischpopulation) zu untersuchen. Die EU-Naturschutzrichtlinien sehen diese Alternativenprüfung nach der Prüfung auf Erheblichkeit (bei Bejahung dieser Frage) zwingend vor. In diesem Zusammenhang haben die Begriffe der Zumutbarkeit und der Verhältnismäßigkeit einer Alternative eine zentrale Bedeutung. Die Beurteilung, ob eine Alternative wirkungsvoll ist (das angestrebte Ziel beim Schutzgut auch erreicht werden kann), ist eine fachliche, währenddessen die Einschätzung der Zumutbarkeit der zuständigen Behörde einer Einzelfallprüfung obliegt.

Artenschutz

Neben den Verpflichtungen zum Aufbau eines Netzwerks aus Schutzgebieten enthalten die EU-Naturschutzrichtlinien auch Artenschutzbestimmungen. Diese gelten für Arten, die im Anhang IV der FFH-RL gelistet sind sowie gemäß VS-RL alle einheimischen europäischen Vogelarten im gesamten Gebiet des Mitgliedsstaates. Fischfressende Vogelarten (Kormoran, Gänsesäger) fallen genauso unter diese Regelungen wie der Fischotter.

Das strenge Schutzsystem verbietet folgende Maßnahmen (Art. 12 FFH-RL, Art. 5 VS-RL):

- a) alle absichtlichen Formen des Fangs oder der Tötung von aus der Natur entnommenen Exemplaren dieser Arten;
- b) jede absichtliche Störung dieser Arten, insbesondere während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten;
- c) jede absichtliche Zerstörung oder Entnahme von Eiern aus der Natur;
- d) jede Beschädigung oder Vernichtung der Fortpflanzungs- oder Ruhestätten.

Darüber hinaus gibt es Verpflichtungen in Bezug auf Besitz, Handel, Transport etc. sowie die Einführung eines Überwachungssystems.

Bei der Konzeption eines (Prädatoren-)Managements, das solche streng geschützten Arten umfasst, ist eine Auseinandersetzung mit dem Art. 16 der FFH-RL bzw. Art. 9 der VS-RL erforderlich. Diese regeln die Ausnahmemöglichkeiten vom strengen Schutz.

Den speziellen Ausnahmegründen sind zwei Voraussetzungen vorangestellt:

- 1) Es darf keine anderweitig zufriedenstellende Lösung geben.
- 2) Die Population der betroffenen Art in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet verweilt trotz der Ausnahmeregelung in einem günstigen Erhaltungszustand.

Hinsichtlich des ersten Punktes kann auf die Ausführungen beim Gebietsschutz verwiesen werden (Alternativlösungen, Zumutbarkeit, Verhältnismäßigkeit). Punkt 2 nimmt Bezug auf einen Populationsbegriff, der wohl am ehesten biologisch als Fortpflanzungsgemeinschaft definiert werden soll. In Bezug auf den Erhaltungszustand ist zu ergänzen, dass ein (Wieder)erreichen eines solchen durch Ausnahmen vom strengen Schutz auch nicht verhindert werden darf.

Eine plausible, datenbasierte aber auch pragmatische Herangehensweise bei der Beurteilung dieser Voraussetzungen (v. a. bei den anderweitig zufriedenstellenden Lösungen aber auch bei der Einschätzung der Population und ihres Erhaltungszustands) ist erforderlich, jedoch auch schwierig zu beurteilen. So treffen doch bei den Fisch-Fischfresser-Konflikten in der Regel bewirtschaftete Fischbestände (Besatz, Entnahme, ...) auf großräumig agierende (Spitzen)prädatoren. Beide Gruppen entwickeln sich dynamisch – sei es saisonal aber vor allem auch längerfristig (Wiederbesiedelung ganzer Bundesländer, über Staatsgrenzen hinweg). Auch für die Abgrenzung von definierten (Meta)populationen ist eine gute Datenlage einerseits, eine fundierte ökologisch-orientierte Beurteilung andererseits erforderlich.

Die beiden Richtlinien legen (im Wesentlichen ident) folgende Ausnahmegründe fest:

- a) zum Schutz der wildlebenden Tiere und Pflanzen und zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume;
- b) zur Verhütung ernster Schäden insbesondere an Kulturen und in der Tierhaltung sowie an Wäldern, Fischgründen und Gewässern sowie an sonstigen Formen von Eigentum;
- c) im Interesse der Volksgesundheit und der öffentlichen Sicherheit oder aus anderen zwingenden Gründen des überwiegenden öffentlichen Interesses, einschließlich solcher sozialer oder wirtschaftlicher Art oder positiver Folgen für die Umwelt;
- d) zu Zwecken der Forschung und des Unterrichts, der Bestandsauffüllung und Wiederansiedlung und der für diese Zwecke erforderlichen Aufzucht, einschließlich der künstlichen Vermehrung von Pflanzen;
- e) um unter strenger Kontrolle, selektiv und in beschränktem Ausmaß die Entnahme oder Haltung einer begrenzten und von den zuständigen einzelstaatlichen Behörden spezifizierten Anzahl von Exemplaren bestimmter Tier- und Pflanzenarten des Anhangs IV zu erlauben.

In Zusammenhang mit dem Management von Prädatoren kommen davon folgende Punkte grundsätzlich in Betracht:

- *»zum Schutz der wildlebenden Tiere ...«*: Sollten belastbare Daten vorliegen, die eine erhebliche, nachhaltige Gefährdung von (lokalen) Populationen gewisser Fischarten nachweisen, so käme auch dieser Grund in Zusammenhang mit einem Prädatorenmanagement in Frage.
- *»zur Verhütung ernster Schäden... an... Fischgründen und Gewässern...«*: Hierbei ist die Beurteilung, ob ein Schaden an den Fischgründen (am Fischbestand) *ernst* (bzw. erheblich) ist, entscheidend. Grundsätzlich ist die Beurteilung von Schäden und ihrer Erheblichkeit immer eine Einzelfallbeurteilung. Eine Auftrennung in fischökologisch-naturschutzfachliche Beeinträchtigungen und fischereiwirtschaftliche Schäden ist jedenfalls angezeigt (siehe dazu Ratschan 2017). Der konkret eingetretene (oder bevorstehende) Schaden wird in der Regel am Einkommen eines Antragsstellers (Jahreserzeugung, andere Produktionsrisiken, ...), an der wirtschaftlichen Existenz oder am Eigentumsrecht gemessen. Bei der Bewirtschaftung von Fischereirechten kämen diesbezüglich (reduzierte) Pachteinahmen oder der Verkauf von Fischereilizenzen in Betracht.
- *»zu Zwecken der... Bestandsauffüllung und Wiederansiedlung...«*: In einer Erkenntnis des Landesverwaltungsgerichtes Oö wurde eine beantragte Entnahme von Gänsesägern auch für die Bestandsauffüllung (*»Aufstockung der Fischbestände«*) als erforderlich angesehen.
- *»... unter strenger Kontrolle, selektiv und in beschränktem Ausmaß die Entnahme... einer begrenzten und von den zuständigen einzelstaatlichen Behörden spezifizierten Anzahl von Exemplaren bestimmter Tier- und Pflanzenarten des Anhangs IV zu erlauben.«*: Beispiele für Fälle, bei denen dieser Grund ohne Zutreffen eines der anderen Gründe ausschlaggebend für eine Ausnahme war, gibt es in Österreich kaum.

8.4.3. Schlussfolgerungen hinsichtlich rechtskonformem Prädatorenmanagement

In Zusammenhang mit diesen (strengen) Voraussetzungen für ein rechtskonformes Prädatorenmanagement können folgende Punkte als entscheidend angesehen werden:

– Ohne Scheuklappen:

Dass Räuber-Beute-Konflikte kombiniert mit Nutz- und Schutzinteressen schnell zu Emotionen bei den Beteiligten führen, ist nur allzu verständlich. Als allgemeines **Ziel sollte daher formuliert werden, dass die Wiederherstellung ausreichend resilienter Fischbestände** (Huchen und Beutefische) **im Vordergrund steht und ein Prädatorenmanagement eine Überbrückungsmaßnahme darstellt**. Zudem hat jeder an der Diskussion Beteiligte seine eigene fachliche »Herkunft«, ist in diesem Thema in bestimmter Art und Weise sozialisiert worden. Gerade deswegen ist es wichtig, dass versucht wird, den Standpunkt des »Gegenübers« zumindest nachvollziehen zu können. Die Beweggründe der Argumente des anderen zu kennen, hilft enorm. Mit offenem Visier in die argumentative Auseinandersetzung zu gehen ist Voraussetzung für einen konstruktiven Dialog.

– Datengrundlage:

Belastbare und nachvollziehbar erhobene Daten sind die Basis für konstruktive Lösungen. Zu viele Bescheide werden »gehoben«, weil die gebotene Datengrundlage nicht vorhanden war oder zu wenig in die Entscheidung einfluss. Die erforderliche Dauer von Untersuchungen derartiger komplexer biologischer Systeme kollidiert nur allzu oft mit den Erwartungen der betroffenen Nutzer »schnelle und unkomplizierte Lösungen« haben zu wollen. Die Dynamik von Fließgewässern, überregionale Einflussfaktoren aber auch verhaltensbiologische Komponenten spielen in der Analyse und Bewertung von Räuber-Beute-Beziehungen eine gewichtige Rolle; alles Faktoren, die dem oft medial vorgetragenen Wunsch nach der einfachen, raschen Entscheidung entgegenstehen. Behördliche Entscheidungen im Spannungsfeld eines Prädatorenmanagements ohne ausreichende Datenlage sind gerade im Lichte der oben angeführten rechtlichen Erfordernisse und der immer größer werdenden Bürgerbeteiligungsrechte zum Scheitern verurteilt.

– Pilotstudien / Experimente:

Liegen keine ausreichenden Erkenntnisse aus bereits durchgeführten Studien zum jeweiligen Thema vor, **können Pilotstudien entscheidende Beiträge zur Klärung des fraglichen Sachverhaltes liefern**. Fundiert konzipiert, interdisziplinär beleuchtet und mit passender Methodik durchgeführt, sind sie ein wesentlicher Beitrag, auf den sich künftig ähnliche Fälle stützen können.

– Monitoring / Evaluierung / Adaptierungen:

Gesetzliche Regelungen, sei es in Form von Bescheiden oder in Form von Verordnungen, sollten in entsprechenden Intervallen **gemonitort** und im Hinblick auf Kosten / Aufwand und Nutzen **bewertet** werden. Können die (auch rechtlich gebotenen) Voraussetzungen eingehalten werden? Wird der günstige Erhaltungszustand gefährdet? Erholen sich die Fischbestände aufgrund der durchgeführten Entnahmen? Gibt es Kollateralschäden? Diese Evaluierung mündet letztlich in der Anpassung einer getroffenen Regelung. Dass diese Bescheidänderungen bzw. Novellierungen im Idealfall wieder offen mit allen Beteiligten diskutiert werden sollte, ist selbstredend.

9. Fischereiliche Bewirtschaftung des Huchens

Die akute Bedrohung des Schutzgutes Huchen stellt auch an die fischereiliche Bewirtschaftung besondere Anforderungen. Dabei gelten im Wesentlichen jene Grundsätze, wie sie beispielsweise für eine **nachhaltige Angelfischerei** in Österreich ganz allgemein vom Umweltbundesamt (2021) und speziell für den Huchen etwa von Ratschan (2014) und Hanfland et al. (2015) formuliert wurden: **Absolute Priorität haben alle jene Maßnahmen, die auf Schutz, Erhaltung und/oder Wiederherstellung der hydromorphologischen Verhältnisse des Lebensraums abzielen** (vgl. dazu Kap. 11.4.2, Diskussion), da sie dem Huchen nicht nur unmittelbar zu Gute kommen, sondern für diesen auch indirekt über dessen Begleit- und Futterfischarten nachhaltig wirksam werden. Hohen Stellenwert besitzen dabei jene Strukturen und Funktionen des Gewässerlebensraums, die die autökologisch essenziellen Wanderrungs-, Reproduktions- und Ernährungserfordernisse des Huchens gewährleisten.

Besonderes Augenmerk gilt aber auch dem **Schutz, der Erhaltung und Förderung** jener weitgehend natürlichen Huchenpopulationen, deren evolutionäre Anpassung an das jeweilige Gewässersystem und an die genetische Variabilität zumindest potenziell noch erhalten sind. In Österreich ist dies etwa bei den Huchenbeständen der Gail, Pielach und der Mur der Fall, in Bayern in Teileinzugsgebieten der Isar, auch wenn es in diesen Gewässern in der Vergangenheit schon vielfach Besatz gab (Geist et al. 2009). Solche selbst **reproduzierenden Huchenpopulationen repräsentieren ein bedeutendes »genetisches Basis-Reservoir« für die langfristige Arterhaltung und besitzen damit auch für Maßnahmen zur Wiederbesiedelung ein wertvolles Potential**. Zum Schutz der Integrität derartiger Populationen sollte vor allem in deren Kernzonen **Besatz zukünftig möglichst unterbleiben**, sofern der Bestand sich selbst erhalten kann. Zudem gilt es speziell an diesen Gewässern, jede weitere Degradierung des Lebensraums zu verhindern und noch ausstehende Sanierungen mit besonderer Dringlichkeit voranzutreiben. Dabei empfiehlt sich auch, die Entwicklung der Huchenbestände möglichst genau zu beobachten und durch entsprechendes **Monitoring** langjährige Datenreihen zur Populationsökologie zu generieren. Auf diese Weise wird die Basis geschaffen, zukünftige Managementmaßnahmen für die jeweiligen Huchenbestände und deren Gewässerlebensräume (inklusive der gegebenen Prädatorenverhältnisse) effektiv und auf wissenschaftlicher Basis zu evaluieren (sensu Unfer & Pinter 2017).

Für Huchengewässer, die aktuell keine reproduktiven Populationen beheimaten, wäre die Erarbeitung fischereilicher/fischökologischer Konzepte anzustreben, die auf eine nachhaltige **Revitalisierung, Wiederbesiedelung und Etablierung sich selbst erhaltender Populationen abzielen**. In den meisten Huchenflüssen sind aktuell derart umfassende Lebensraumsanierungen erforderlich, dass deren Umsetzung weit über die Möglichkeiten fischereilicher Bewirtschaftung hinausgeht. Aus ökologischer Sicht anzustrebende Bewirtschaftungsstrategien umfassen aber ganz wesentlich jedenfalls auch Beiträge zu einem adäquaten Management des Lebensraums. Zu nennen sind diesbezüglich beispielsweise die Initiierung/Wiederherstellung von Laichmöglichkeiten bei kolmatierter Sohle, etwa durch deren Aufreißen mit

Baggern, Kieszugaben oder Strömungslenkung durch Buhnen. Andere Möglichkeiten einer modernen fischereilichen Bewirtschaftung bestehen darin, Lokalwissen und Expertise aus den Kreisen der Fischerei einzubringen. Wissen, das beispielsweise zur Entwicklung von Vernetzungen in Form auch für den Huchen adäquater Fischwanderhilfen oder zur Etablierung eines verbesserten Geschiebemanagements inklusive Schaffung entsprechender Brut- und Jungfischhabitats im Rahmen von übergeordneten Gesamtkonzepten wesentlich beitragen kann.

In restaurierten Lebensräumen/Flussabschnitten, die durch erfolgreiche Sanierung künftig den Anforderungen des Huchens wieder gerecht werden, aus denen der Huchen aber aktuell verschwunden ist, sollten **durch Initialbesatz Huchenbestände neu aufgebaut** werden. Solche Maßnahmen sollten durch ein adäquates Monitoring begleitet und evaluiert werden. Neben Elektrobefischungen sind auch Laichplatzkartierungen und gute Fangstatistiken geeignet, Bestandstrends aufzuzeigen.

In Huchenlebensräumen, die auch zukünftig **isoliert sind oder in denen wesentliche Flaschenhälse im Lebenszyklus des Huchens erhalten bleiben** (z. B. in »erheblich veränderten Wasserkörpern«, HMWBs), sind auch **rein bestandsfördernde Besatzmaßnahmen ökologisch und naturschutzfachlich vertretbar**, soweit dies die Tragfähigkeit des Gewässers bzw. der Beutefischbestand zulässt. Zur Nachzucht sollten aber idealerweise auch in solchen Fällen-Mutterfische aus dem jeweiligen oder einem benachbarten Einzugsgebiet herangezogen werden, offene Laichtierbewirtschaftung mit einer möglichst großen Zahl an Elterntieren betrieben und Jungfische unter adäquaten Bedingungen herangezogen werden (z. B. Hanfland et al. 2015, Ratschan 2014). Die Elterngeneration der Besatzfische sollte aus Gewässern stammen, welche dem zu besetzenden Gewässer in Bezug auf Geologie, Morphologie und Dynamik möglichst ähnlich sind. Z. B. sollten Huchen aus Urgesteinsflüssen nicht mit solchen aus kalkalpinen Flüssen vermischt werden. Sie sollten aus Gewässern bzw. Gewässerabschnitten kommen, welche dem zu besetzenden Gewässerabschnitt geographisch möglichst nahe sind (gemessen über den ursprünglich natürlich vorhandenen Vernetzungsweg). In Bayern sollten daher keine Huchen aus der Mur oder der Drau besetzt werden, da beide Flüsse in Ungarn in die Donau münden und der Vernetzungsweg somit ausgesprochen lang ist.

In **stark degradierten** und in naher Zukunft nicht ausreichend sanierbaren Huchengewässern wäre auch weiterhin die Option offenzuhalten, **den Huchen für die Interessen der Angelfischerei zu fördern**. Vielfach war in solchen Gewässern in den vergangenen Jahrzehnten **Besatz sogar die einzige Möglichkeit**, den Rückgang bzw. Verlust natürlicher Huchenbestände zumindest teilweise zu kompensieren (Hanfland et al. 2015, Ratschan 2014). Insbesondere bei der direkten Erbrütung von Hucheneiern in den Zielgewässern mittels Eiboxen im Freiwasser oder Interstitial (Pander & Geist 2010, Pander et al. 2009) kann eine frühzeitige Anpassung an die jeweiligen Umweltbedingungen im Vergleich zur Ausbringung älterer Lebensstadien erreicht werden.

Aus ökologischer Sicht bleibt laufender Besatz eine nicht nachhaltige Symptombekämpfung. In großen Teilen des natürlichen Verbreitungsgebietes wird aber nicht zuletzt aufgrund der bestehenden Stauketten eine umfassende Sanierung der Lebensraumbedingungen auch zukünftig nicht realisierbar sein. Entlang solcherart betroffener Strecken von z. B. Enns, Inn, Drau, Lech etc. wird der Huchen wohl weiterhin nur durch Besatzmaßnahmen erlebbar bleiben. Dennoch sind auch so begründete Huchenbestände bei derart hohem Aussterberisiko als »Genreserve« sehr wohl relevant, vorausgesetzt, die Nachzucht erfolgt adäquat.

Die oben getroffene Differenzierung von Huchenlebensräumen auf Basis der Lebensraumqualität bzw. entsprechend des Zustands der Huchenpopulationen in **(1) Gewässer mit noch vitalen Huchenbeständen, (2) Gewässer mit zukünftig realisierbarer Lebensraumsanierung, die aber aktuell keine stabilen selbst reproduzierenden Populationen aufweisen und (3) Gewässer, an denen adäquater Huchenlebensraum aktuell und in näherer Zukunft nicht wiederherstellbar ist**, kann auch als Diskussionsgrundlage für Entscheidungen zur fischereilichen Nutzung des Huchens herangezogen werden. Vorangestellt sei, dass aus Sicht der AutorInnen **die Fischerei auf und die fischereiliche Entnahme von Huchen den notwendigen Maßnahmen zur Erhaltung dieser Art nicht grundsätzlich entgegenstehen**. Selbst wenn der Huchen in der Vergangenheit mancherorts durchaus auch überfischt worden sein mag, **zählt die Angelfischerei jedenfalls nicht zu den Ursachen für die dramatische Lage** dieser Art in Bayern und Österreich. Vielmehr repräsentieren die AngelfischerInnen die zahlenmäßig größte Gruppe der Gesellschaft, die sich schon seit Langem aktiv und mit Engagement für den Huchen einsetzt. Es gilt jedoch weiterhin durch Regularien sicherzustellen, dass keine aus naturschutzfachlicher Sicht problematische Bestandsübernutzung erfolgt. Alleine schon aus fischereilichem Interesse werden jedoch **bereits derzeit die meisten Huchengewässer sehr nachhaltig bewirtschaftet**.

Die fischereilichen Regelungen müssen jeweils an die individuelle Gewässer- und Bestandssituation angepasst sein und dem übergeordneten Ziel der nachhaltigen Erhaltung des Huchens entsprechen. In Gewässern mit aktuell sich selbst erhaltenden Beständen (in Österreich v. a. an Mur, Pielach und Gail) ist eine **begrenzte Entnahme von Huchen aus populationsökologischer Sicht vertretbar**, wenn auf Basis von Bestandserhebungen oder Expertenwissen Anzahl und Größe der maximal entnehmbaren Exemplare klar definiert werden. Dabei sind die Entnahmeregelungen jeweils individuell auf die Gewässer(strecke) und den Bestand abzustimmen. Zur entsprechenden Steuerung der fischereilichen Bewirtschaftung stehen verschiedene Stellschrauben zur Verfügung, wie z. B. Beschränkung der Fischereimethoden und/oder der Begehungsintensität, Ausdehnung der Schonzeiten, Erhöhung der Schonmaße oder die jährliche Entnahmebegrenzung pro Flächen-/Streckeneinheit bzw. FischerIn. An Gewässern, an denen sowohl der Lebensraum als auch die jeweiligen Huchenpopulationen einer Sanierung bedürfen, empfiehlt sich gegebenenfalls sogar ein zeitlich befristeter Verzicht auf Befischung, ein Entnahmestopp bzw. eine nur sehr restriktive Entnahme, wie dies derzeit etwa an der Ybbs und Drau der Fall ist. An nicht grundlegend sanierbaren Gewässern (z. B. Mittlere Enns, Untere Drau, Lech etc.) bedarf die Entnahme hingegen einer vergleichsweise geringeren Reglementierung.

Die **VertreterInnen der (Huchen-)Fischerei sind wesentliche AkteurInnen des Gewässerschutzes und diejenigen, die sich seit Jahrzehnten für den (Huchen-) Lebensraumschutz unter großem ehrenamtlichem Engagement einsetzen**. Sanierungsprojekte in Huchengewässern werden oft durch die örtlichen FischereivertreterInnen initiiert oder aktiv in der Öffentlichkeit unterstützt und in der Umsetzung begleitet. Exakt geführten Fanglisten sowie aktive, ehrenamtliche Mitwirkung der FischerInnen bei Monitoring und Fischbestandserhebungen in Huchengewässern sind eine wesentliche Grundlage zur Beschreibung der Huchenpopulationen und trugen auch in vorliegender Veröffentlichung zur Dokumentation der Bestandsentwicklungen bei. Somit **nimmt die Fischerei eine entscheidende Rolle bei Monitoring, Lebensraumschutz und der Wiederherstellung der Schlüsselhabitate des Huchens ein**.

10. Beeinträchtigung durch Freizeitnutzung der Gewässer

An Huchengewässern hat der Freizeitdruck in den letzten Jahren so weit zugenommen, dass sich daraus erhebliche Beeinträchtigungen für die Fischfauna ergeben. Auch durch die Corona-Pandemie, in der die Menschen verstärkt Gewässer für diverse Freizeitaktivitäten wie insbesondere Baden und Bootfahren aufsuchten, haben sich die Zahlen deutlich erhöht. An einigen Fließgewässern war die Belastung derart hoch, dass Konflikte zwischen Nutzern bzw. deren Verbänden mit Naturschutzverbänden sowie Fischereiberechtigten ausbrachen, Behörden Regelungen anordneten und Gerichte sich mit den Einflüssen der Freizeitnutzung auf die Fischfauna beschäftigen mussten.

Bekannte Huchengewässer, die stark frequentiert werden, sind in Bayern die Isar, die Ammer, der Schwarze Regen, die Iller und der Lech. An der Isar, der Ammer und dem Schwarzen Regen wurden Verordnungen erlassen, welche den Freizeit-Bootsverkehr regeln. Auch wurden Obergrenzen für die Anzahl zugelassener Mietboote festgelegt.

Generelle Wirkfaktoren sind mechanische Veränderungen der Sohlsubstrate und der submersen Vegetation durch Ein- und Ausbooten, Aufsetzen an Flachstellen und Paddelkontakt (z. B. Zahn & Borkmann 2011, Margraf 2001). Direkte Auswirkungen auf Fische können die **Zerstörung von Fischlaich und noch immobilen Fischlarven sein**. Die Veränderung der Sohlsubstrate kann in Folge auch zu **Trübungsereignissen** führen (Zahn & Borkmann 2011).

Am gravierendsten sind jedoch **Störungen der Fische durch visuelle bzw. akustische Reize oder Druckänderungen**, die eine Verhaltensänderung bei Fischen verursachen. Fische werden dadurch von günstigen Standorten vertrieben und müssen zu suboptimalen Standorten ausweichen. Hierzu müssen sie ihre Aktivität (z. B. Nahrungsaufnahme) unterbrechen. Selbst Habituation gegenüber häufigen Störungen durch Wasserfahrzeuge kann problematisch sein, wenn natürliches Feindvermeidungsverhalten als Konsequenz abgelegt wird.

Die Stärke der Verhaltensänderung ist abhängig von der **Intensität, der Dauer und der Frequenz der Störung** (Schneider & Ortlepp 2022). Die Störintensität wiederum wird bestimmt durch den Wasserstand und die Gewässergröße (Distanz zwischen Störungsquelle und Fisch). Auch das Können und Geschick der Bootsfahrer spielen eine Rolle, insofern erfahrene Bootsfahrer rascher und kollisionsärmer und letztlich störungsextensiver die Fahrstrecken bewältigen (Schneider & Ortlepp 2022, Speierl 2004).

Über die direkte Beeinträchtigung von Huchen gibt es keine Untersuchungen. Wohl aber über Effekte auf typische Begleitarten bzw. Beutefischarten des Huchens. Schneider & Ortlepp (2022) fanden bei Äschen und Bachforellen in der Wiesent (MQ = 7,2 m³/s, Pegel Muggendorf), einem oberfränkischen Karstgewässer, in stark befahrenen Abschnitten einen **gestörten Altersklassenaufbau** im Vergleich zur unbefahrenen Referenzstrecke. Signifikante Unterschiede zeigten sich auch bezüglich der Korpulenz der beiden Arten: Die **Konditionsfaktoren** waren in befahrenen Ge-

wässern **geringer** als in der Referenz ohne Befahrung. Darüber hinaus ergaben die Untersuchungen, dass vorhandene Habitate in den Referenzstrecken ohne Bootsbe-fahrung von Äsche, Bachforelle und Mühlkoppe fast durchgehend intensiver ge-nutzt wurden als in Strecken mit Bootsbe-fahrung. Aus Verhaltensuntersuchungen mittels Unterwasserkameras wurden bei Äschen nach Störung Rückkehrzeiten zum Standplatz von ca. 5–10 Minuten ermittelt, Bachforellen kehrten nach Störung gar nicht mehr zurück oder **verließen den Standplatz** längerfristig. Als Wassertiefen maximaler Störung wurden aus den UW-Kameras bei Sommerhabitaten der Äsche 0,4 m und flacher determiniert. Bei Wassertiefen unter 1,2 m wurde von keiner Stö-rung mehr ausgegangen.

Auf Grund ihres Verhaltens und ihrer Ökologie ist somit sehr wahrscheinlich, dass **Huchen durch Bootsbetrieb ebenfalls erheblich beeinträchtigt** werden. Huchen müssen ihre jeweiligen Standorte verlassen, um den Booten auszuweichen. Das führt beim Ausweichen zu Konfliktsituationen mit Huchen in Nachbarrevieren. Das Ver-halten des Huchens ist geprägt von einer Abfolge relativ kurzer, aktiver Jagdphasen und langen Ruhephasen dazwischen (Hanfland et al. 2015). Wegen der **ausgeprägten Störung des natürlichen (Ruhe-)Verhaltens** ist deshalb gerade bei dieser Fischart von einer vergleichsweise hohen Betroffenheit durch Freizeit-Bootsverkehr auszu-gehen. Möglicherweise sind Adulthuchen, die sich in tiefen Kolken aufhalten, weni-ger stark betroffen als Subadulte in flacheren Gewässerzonen. Dafür würde der Befund am intensiv befahrenen Schwarzen Regen sprechen, wonach gerade der Mittelbau in der Altersstruktur der Huchen mittlerweile kaum mehr vertreten ist (Kap. 7.5, Fall-studie Schwarzer Regen). Am Schwarzen Regen wird davon ausgegangen, dass der überbordende Freizeit-Bootsbetrieb mit nachweislich mehr als 100 Booten pro Tag ein wesentlicher Grund für den Einbruch der Huchenpopulation ist. Der Huchen-bestand in diesem Gewässer dürfte auch insofern besonders sensibel reagieren, als hier über weite Strecken natürlicherweise geringe Wassertiefen bzw. eine geringe Tiefenvarianz auftreten.

Neben Beeinträchtigungen durch Wasserfahrzeuge **kann auch intensive Badenutzung die Fischfauna stören**. Die Wirkfaktoren sind ähnlich denen des Bootsbetriebs. An sonnigen, heißen Tagen werden besonders tiefe **Kolke** gern zum Baden aufgesucht, also genau jene Stellen, welche als wichtige Standorte und **Rückzugsräume für adulte Huchen** dienen. An vergleichsweise kleinen Gewässern wie der Ammer sind die Kolke häufig kleinräumig und Huchen haben daher kaum Möglichkeiten, Alter-nativstandorte aufzusuchen. Gerade im **Zusammenwirken** mit den zuletzt überdurchschnittlich **hohen sommerlichen Wassertemperaturen** kann dies letztlich in zu viel **Stress für die Huchen** resultieren. So sind während einer Hitzeperiode im Sommer 2018 in der Isar im Stadtgebiet von München – als Folgen einer kombinierten Stress-wirkung von hohen Wassertemperaturen und zusätzlicher Belastungsfaktoren wie übermäßigem Freizeitdruck – einige Huchen verendet (Abb. 10-1). Aus der Pielach in Niederösterreich (siehe Kap. 7.4, Fallstudie Pielach) werden regelmäßig im Sommer Huchen tot aufgefunden, wobei ein deutlicher zeitlicher und räumlicher Zusammen-hang mit den Badenutzungen besteht. Besonders stark betroffen sind dort Auslei-tungstrecken. Es ist davon auszugehen, dass geringe Restwassermengen und in-tensive Freizeitnutzungen in Kombination besonders problematisch wirken.

Zur Entschärfung solcher Konflikte sind eine Reihe von Maßnahmen möglich und notwendig. Darunter fallen etwa **Besucherlenkung und Beschränkungen** z. B. zu gewissen sensiblen Zeiten (Laichzeit, Hitzeperioden), pegel-/abflussabhängige Fahr-

verbote und Schonstrecken, morphologische Maßnahmen (Förderung von Tiefstellen etc.), die Beschränkung der Anzahl der Fahrten und Bootsgrößen sowie die Abgabe von ausreichend Restwasser.



Abbildung 10-1: Intensiver Badebetrieb an der Isar, einem bedeutenden Huchenfluss. © Michael Knoch

11. Diskussion und Schlussfolgerungen

Der **Huchen** zählt mit einem Körpergewicht von über 50 kg zu den **größten Salmoniden weltweit**. Seine Größe, seine Stellung als Räuber in der Nahrungspyramide sowie sein Wanderverhalten machen ihn zu einer **Schlüsselart mit hoher Indikatorfunktion** für Fließgewässerökosysteme. Seine ökologische Sonderstellung sowie seine hohe Bedeutung für die Angelfischerei machen ihn zu einer **Ikone der Alpenflüsse**. Ein Huchenpaar beim Laichen zu beobachten, gehört zu den prägendsten und eindrucksvollsten Naturerlebnissen, die wir an unseren Flüssen heute noch erfahren können (www.youtube.com/watch?v=g51linrC0k, 26. 1. 2023).

Vorliegender Beitrag liefert **neue Erkenntnisse zur ursprünglichen Verbreitung des Huchens in Bayern und Österreich sowie zu Ursachen des Rückgangs und Maßnahmen zur Wiederherstellung intakter Huchenbestände**.

11.1. Neue Erkenntnisse zum ursprünglichen Verbreitungsgebiet

Der Huchen kam **ursprünglich** in Bayern und Österreich auf einer Länge von **insgesamt 7.402 km und zumindest in 256 Fließgewässern vor** (127 Bayern, 145 Österreich, darunter 16 gemeinsame Flüsse). Der Huchen **bevorzugt größere Fließgewässer der Äschen- und Barbenregion** (Einzugsgebietsgröße > 1.000 km², vgl. Kap. 4.2.1, Modellierungsergebnisse Österreich).

Infolge umfangreicher neuer Recherchen und Modellierung der ursprünglichen Huchenverbreitung vergrößert sich das nunmehr nachgewiesene Verbreitungsgebiet im Vergleich zu früheren Analysen deutlich. Während Hofpointner (2013) für Österreich eine ursprünglich besiedelte Gesamtlänge von ca. 2.700 km angibt, kommt vorliegende Analyse auf 4.057 km (+ 50 %). Gleiches gilt für Bayern: Bisherige Studien zum Vorkommen (z. B. Harsanyi 1982) sind von einer wesentlich geringeren Verbreitung ausgegangen. Der Unterschied ergibt sich aus einer **wesentlich tiefergehenden Analyse historischer und aktueller Angaben kleinerer Huchengewässer**. Zudem ermöglichte die Modellierung das Füllen von Datenlücken, die oft bei kleineren Huchengewässern gegeben sind. Wie das Fallbeispiel Mur zeigt (Kap. 7.1), verdoppelt sich das Verbreitungsgebiet des Huchens, wenn zum Hauptfluss die auch vom Huchen besiedelten Zubringer hinzugezählt werden. Während die bisherigen Verbreitungskarten nur die wichtigsten Huchenflüsse enthalten (Hanfland et al. 2015, Schmutz et al. 2002, Jungwirth 1980), kommt vorliegende Analyse in Österreich auf 145 ursprünglich vom Huchen besiedelte Fließgewässer. Die Längenangaben in Bayern stellen Mindestwerte dar, da hier keine Modellierung des Verbreitungsgebietes erfolgte.

Der Huchen war ursprünglich eine wesentlich weiter verbreitete Fischart in Bayern und Österreich als bisher angenommen.

11.2. Aktuelle Verbreitung und Zustand der Bestände

Anhand einer an Schmutz et al. (2010) und Hofpointner (2013) angelehnten Klassifizierung lässt sich der Zustand der Huchenpopulationen in einzelnen Gewässerabschnitten darstellen. Einen »sehr guter« Bestand mit mehr als 500 Adulttieren und

nachgewiesener Reproduktion (Klasse A) gibt es **nur mehr in einem 53 km langen Gewässerabschnitt der Oberen Mur**. Dieser repräsentiert lediglich **0,7 % des ursprünglichen Verbreitungsgebietes von Bayern und Österreich** und ist der einzige, bei dem aufgrund der Individuenzahl von einer langfristigen Überlebensfähigkeit ausgegangen werden kann, wobei auch hier ein Bestandsrückgang zu verzeichnen ist (siehe Fallstudie Mur Kap. 7.1).

Ein **»guter« Bestand** mit 50–500 Adulttieren und nachgewiesener Reproduktion (Klasse B) findet sich immerhin **noch in 559 km (7,6 %)**, wovon 353 km in Bayern (9 Gewässer) und 173 km (5 Gewässer) in Österreich liegen. **»Mäßige«** (Teilbestände mit und ohne Reproduktion) und **»schlechte«** Bestände (Einzelvorkommen und erloschene Bestände) prägen heute den Großteil (92 %) des ursprünglichen Verbreitungsgebietes. Die **Populationen des Mureinzugsgebietes** (Klasse A und B) stellen mehr als die **Hälfte des aktuellen Vorkommens dieser Art in Österreich** dar.

Die Populationsgröße ist maßgeblicher Faktor für die Ausprägung der genetischen Vielfalt und des Reproduktionsvermögens und damit für das eigenständige Überleben einer Population. So wird als Mindestgröße für die langfristige Bestandssicherung kurzfristig mindestens 50 und mittelfristig mindestens 500 Adulte angesehen (Franklin Regel). Diese Richtzahlen beziehen sich auf die sogenannte **»effektive Populationsgröße«** (N_e), die eine theoretische Größe darstellt und nur ein Teil der Gesamtpopulation – der sogenannten **»census population size«** (N) – ist, also einer Größe, die durch Felduntersuchungen wie Elektrofischungen erfassbar ist. N_e spiegelt die Anzahl der im Laufe der Zeit an der Reproduktion beteiligten Individuen wider und wird zusätzlich durch das Geschlechterverhältnis, die Anzahl der Nachkommen und die Variation der Familiengrößen in der Population beeinflusst. Auch die Zuwanderung aus anderen Teilpopulationen beeinflusst die effektive Populationsgröße im positiven Sinne. Dies unterstreicht die Bedeutung der Vernetzung der Flüsse, da kleine isolierte Populationen eine sehr geringe effektive Populationsgröße aufweisen. Die effektive Populationsgröße ist somit deutlich geringer als die Gesamtpopulation, wie dies auch für Salmoniden nachgewiesen wurde (Bernos et al. 2018). Dementsprechend geht man davon aus, dass bei den meisten Wirbeltierarten für den langfristigen Erhalt Populationsgrößen von mindestens einigen tausend adulten Individuen notwendig sind (Traill et al. 2010, 2007). Die hier herangezogenen Schätzungen einer Mindestgröße von 500 Individuen sind daher als Mindestgröße zu verstehen, die beispielsweise davon ausgeht, dass langfristig doch ein gewisser Austausch mit anderen Populationen besteht.

Die Tatsache, dass nur eine einzige Strecke dieses Kriterium einer Minimalpopulationsgröße erfüllt, zeigt **wie dramatisch sich die Gefährdungssituation des Huchens darstellt**. Diese Situation ist **nördlich der Alpen** besonders prekär, weil dort **gar keine Population der Kategorie A mehr vorhanden** ist. Außerdem ist auch die Murpopulation von Bestandsrückgängen gekennzeichnet (siehe Kap. 7.1, Fallstudie Mur). Das Überleben des Huchens ist aktuell primär vom Fortbestand und der weiteren Entwicklung dieser letzten verbliebenen, weitgehend intakten Population an der Mur abhängig. Erfolgt eine weitere Abnahme oder wird die Population durch ein Fischsterben ausgelöscht (z. B. Chemieunfall), kann dies das endgültige Aussterben dieser Art einläuten.

Die wenigen verbliebenen **»(sehr) guten«** Huchenbestände sind **stark fragmentiert**, meist liegen sie an den **Ober- bzw. Mittelläufen** der Donauzubringer und haben **keine Verbindung untereinander**. Die **Unterbäche** der größeren Donauzuflüsse wei-

sen v. a. aufgrund von **Stauketten** meist keine Huchenbestände mehr auf und daher existieren auch **keine offenen Wanderwege und Möglichkeiten des ungehinderten Austausches** von Individuen zwischen den verbliebenden Populationen. Auch die »(sehr) guten« Huchenbestände weisen rückläufige Bestandszahlen auf (siehe Kap. 7.1, Fallstudie Mur; Kap. 7.4, Pielach, Kap. 7.5, Schwarzer Regen). In einigen wenigen Gewässerabschnitten, aus denen der Huchen verschwunden war, ist dieser jedoch erfreulicherweise infolge Besatzmaßnahmen und teils auch gelungener anderer Sanierungsmaßnahmen zumindest wieder in geringen Stückzahlen anzutreffen (siehe Kap. 7.3, Fallstudie Enns; jüngst auch in Möll und Ybbs, Unfer unveröffentlichte Daten; Untere Isar, siehe Kap. 7.6, Fallstudie Isar).

Die natürliche Verbreitung des Huchens im Oberen Donau Einzugsgebiet reicht über Bayern bis nach Baden-Württemberg. Das natürliche Verbreitungsgebiet in Baden-Württemberg lag schwerpunktmäßig in der Donau und Iller. Von dort führten die Laichaufstiege des Huchens bis in den Raum Sigmaringen (Donau), Kempten (Iller) sowie Leutkirch (Aitrach). Die letzten Huchen in der baden-württembergischen Donau wurden Anfang der 1990er-Jahre gemeldet, daher wird die Art noch nicht als ausgestorben geführt, de facto ist sie dies aber (Baer et al. 2014). In der aktuellen **Roten Liste Bayerns** (Effenberger et al. 2021) wurde der Huchen von vormals »gefährdet« in die Kategorie »**stark gefährdet**«, wie auch die derzeitige Einstufung in **Österreich** ist, hochgestuft.

Neben der Oberen Donau zählen zusätzlich zur Drau das Einzugsgebiet der Save und die in die Donau entwässernden Karpatenflüsse zu den wichtigsten Verbreitungsgebieten des Huchens (Holcik et al. 1988). Auch die Huchenbestände des Savegebiets sind drastisch zurückgegangen (Weiss et al. 2018), in den Karpaten gibt es nur mehr vereinzelte Vorkommen (Ihut et al. 2014).

Der Huchen kommt in Bayern und Österreich nur mehr in wenigen Restpopulationen vor. Aufgrund der massiven Bestandsreduktion ist der Huchen eine **stark gefährdete** Fischart, der Erhaltungszustand gemäß FFH-Richtlinie wird in beiden biogeographischen Regionen beider Länder als **ungünstig-schlecht (U2)** betrachtet. Bereits geringfügige lokale Belastungen können den Huchen an den Rand des Aussterbens bringen. Es besteht unmittelbarer Handlungsbedarf auf nationaler und internationaler Ebene, den Huchen vor dem Aussterben zu bewahren. Höchste Bedeutung hat der vollständige Schutz der letzten noch weitgehend intakten Huchenpopulation vor weiteren Verschlechterungen der Lebensraumqualität.

11.3. Aktueller Gebietsschutz

Der fortschreitende Rückgang der Huchenpopulationen zeigt, dass der **bisherige Gebietsschutz nicht ausreicht, um den Huchen vor dem Aussterben zu bewahren**. Einerseits gibt es auch in **Europaschutzgebieten** mit Huchen als Schutzgut **Planungen von Kraftwerken** (z. B. Ferschnitz – Ybbs, NÖ; Zeltweg und St. Michael – Obere Mur, Stmk, sh. Kleine Zeitung 29. 8. 2020, 4. 9. 2020). Auch an Gewässerstrecken zwischen zwei funktionell zusammenhängenden Teil-Schutzgebieten oder in freien Fließstrecken mit Huchenbestand werden Wasserkraftwerke geplant bzw. stehen kurz vor der Genehmigung (Großer Regen bei Zwiesel, KW Stübing an der Mittleren Mur, sh. Kleine Zeitung 17. 11. 2022). An der Ybbs wurde durch das geplante KW Ferschnitz v. a. aufgrund der Huchenproblematik ein EU-Vertragsverletzungsverfahren gegen Österreich ausgelöst, dessen Ausgang noch offen ist (https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/MEMO_16_1452, 26. 1. 2023). Zudem gibt

es Huchenvorkommen, deren Schutz durch die derzeit ausgewiesenen Natura 2000-Gebiete nicht (z. B. Obere Gail, Laßnitz, Mittlere Mur) oder nicht vollständig (z. B. Schwarzer Regen) abgedeckt ist, oder wo der Huchen **trotz gesichertem Vorkommen nicht als Schutzgut in bestehenden Natura 2000-Gebieten deklariert** ist (Obere Enns). Weiters gibt es eine Reihe von Flüssen, wo **trotz Gebietsschutz eine dramatisch abnehmende Bestandsentwicklung vorliegt** (z. B. Fallstudien Mur, Pielach und Schwarzer Regen). Ursächlich sind z. T. auch Beeinträchtigungen, die von außerhalb auf das Natura 2000-Gebiet einwirken. Offensichtlich reichen die dort getätigten Maßnahmen nicht aus, die sich intensivierenden Gefährdungsfaktoren auszugleichen. Nicht einmal die länderspezifischen, wasserrechtlichen Schutzbestimmungen sind in der Lage, den weiteren Ausbau der Wasserkraft in den Flussabschnitten mit den letzten verbliebenen Huchenpopulationen zu verhindern. So gibt es zwar in der Steiermark eine Gewässerschutzverordnung, die auf die Gefährdung des Huchenbestandes der Mur Bezug nimmt, trotzdem lässt diese Verordnung **Teile der Strecke des letzten als A klassifizierten Huchenbestandes als sogenannte »Abwägungsstrecken« für weitere KW-Nutzungen offen** (<https://www.ris.bka.gv.at/Geltende-Fassung.wxe?Abfrage=LrStmk&Gesetzesnummer=20001250>, 26. 1. 2023).

Der derzeitige Gebietsschutz für Huchenpopulationen ist unzureichend. Vor allem die **aktuelle Handhabung entsprechender Schutzbestimmungen und Verordnungen lässt eine weitere Bestandsreduktion des Huchens befürchten**.

11.4. Ursachen des Rückgangs der Huchenbestände

11.4.1. Chemische Wasserqualität

Stoffliche Belastungen spielen im Vergleich zu den anderen Belastungen eine untergeordnete Rolle. In Österreich ist lediglich in D-Strecken das Risiko etwas erhöht. Im Unterschied zum vergleichsweise geringen Ausmaß stofflicher Belastung sind aber insgesamt 75 % der C- und D-Strecken hydromorphologisch belastet (siehe Kap. 4.2.2). In der Vergangenheit führten wiederholt Fischsterben zur Eliminierung von Huchen- und Beutefischpopulationen ganzer Flussabschnitte, die Bestände konnten sich jedoch nach gewisser Zeit immer wieder erholen (siehe Kap. 7, Fallstudien).

Gewisse Probleme mit der Wasserqualität, v. a. durch flächigen Eintrag aus der Landwirtschaft, verstärkt durch die laufende Intensivierung und kleinere Fischsterben durch illegale Einleitungen bestehen fallweise aber auch heute noch und können speziell in kleinen Gewässern für Fischbestände und den Huchen negativ wirken. Diesbezüglich sind auch Wechselwirkungen mit einem veränderten Sediment- und Temperaturhaushalt zu nennen. Das klimawandelbedingt veränderte Abflussregime mit länger andauernden Niedrigwasserphasen hat eine geringere Verdünnung eingeleiteter Abwässer zur Folge und kann zunehmend zu Problemen mit Nährstoffbelastung in Huchengewässern führen (siehe Kap. 11.4.3).

11.4.2. Änderungen der hydromorphologischen Bedingungen

In Bezug auf die hydromorphologischen Bedingungen sind Wasserkraftwerke und Flussregulierungen die wesentlichen Ursachen für den Rückgang der Huchenbestände. Deren Auswirkungen auf Fische im Allgemeinen sind hinlänglich bekannt (z. B. Schmutz & Sendzimir 2018) und in den aufgezeigten Fallstudien (Kap. 7) ist eine Vielzahl von direkten und indirekten hydromorphologischen Ursachen für den Rückgang der Huchenbestände dokumentiert. Zu den wesentlichen Problembereichen

der Wasserkraft zählen **Kontinuumsunterbrechungen, Staue, Restwasser, Schwall und Sunk sowie Stauraumpülungen und die Kolmatierung der Flusssohle**. Hier soll vornehmlich auf die spezielle Problematik des Huchens in Zusammenhang mit diesen Belastungen eingegangen werden.

Beeinträchtigungen durch Wasserkraftwerke und Flussregulierungen wirken sich nicht nur auf den Huchen selbst, sondern auch auf seine **Beutefische** (v. a. Äsche, Nase, Barbe, Aitel) aus und verschärfen dadurch die Problematik für den Huchen, da er sich – außer im frühen Jungstadium – ausschließlich von Fischen ernährt.

Hydromorphologische Belastungen als Folge von Wasserkraftnutzung und Flussregulierungen zählen zu den wesentlichsten Ursachen des Rückgangs der Huchenbestände.

Flussregulierungen

Die Bedeutung intakter Lebensräume für die Flussfischfauna ist hinlänglich bekannt (Jungwirth et al. 2003). Praktisch alle Huchengewässer wurden in der Vergangenheit mehr oder weniger stark reguliert. Der Anteil der morphologisch signifikant belasteten Flussabschnitte ist in C- und D-Strecken deutlich höher als in A- & B-Strecken (Abb. 4-8). Die Regulierung der Flüsse alleine führte jedoch meist nicht zu einem Verschwinden des Huchens (siehe Kap. 7, Fallstudien).

Flussregulierungen zählen zu einer der wesentlichen Belastungen für Huchenbestände, führten jedoch alleine nicht zum Verschwinden des Huchens.

Kontinuumsunterbrechungen

Als **Wanderfischart** ist der Huchen auf ein intaktes Kontinuum angewiesen. Freie Fließstrecken sind am besten geeignet, den Wanderungsansprüchen des Huchens gerecht zu werden. Querbauwerke ohne Fischwanderhilfen (FWH) unterbinden die Wanderungen der Huchen. **Zu klein oder falsch dimensionierte und/oder platzierte Fischwanderhilfen funktionieren für den Huchen und seine stark strömungsorientierten Beutefische wie Barbe und Nase nicht oder nur eingeschränkt.** Es ist sogar ein Einzelfall einer zu klein dimensionierten Fischaufstiegsanlage bekannt, in der mehrmals Huchen zu Schaden kamen, als sie darin aufsteigen wollten (KW an der Großen Ohe zur Ilz). In Fischaufstiegshilfen (FAHs) werden zwar bisweilen Huchen nachgewiesen, die eigenständig eingewandert sind, meist handelt es sich jedoch nur um Einzelfänge (z. B. Mur-Kraftwerk Spielfeld, Desimini 2009) oder ausschließlich um Juvenile (z. B. Mur-Kraftwerk Fising, Eberstaller 2002). Der erfolgreiche Aufstieg von 5 adulten Huchen (89–110 cm) binnen eines Monats beim Schlitzpass des KW Greimpersdorf an der Ybbs (57 Becken, Höhenunterschied 8,5 m) stellt eine Ausnahme dar (Mitterlehner 2012). Nachweise der reinen Passierbarkeit mit eingesetzten adulten Huchen liefern keine Belege für Auffindbarkeit bzw. regelmäßige eigenständige Nutzung der Anlagen, wie dies bei manchen Funktionsüberprüfungen impliziert wird (Mader et al. 2013). An Ausleitungskraftwerken wird die Fischaufstiegsanlage oft gar nicht aufgefunden, weil sie am Ausleitungswehr situiert ist, der Fisch aber in den Unterwasserkanal schwimmt und dort keine Aufstiegsmöglichkeit vorfindet; oder umgekehrt, Fische bei Überwasser zum Restwasserwehr hingeleitet werden, obwohl die FAH beim Mühlbach situiert ist. Auch sind Ausleitungsstrecken insbesondere für große Huchen oft zu gering dotiert, um einen schadlosen Aufstieg zu ermöglichen.

Zwar belegen vergleichende Analysen der Funktionsfähigkeit von FAHs deren Auf- und Passierbarkeit für einen Großteil der vorkommenden Fischarten (z. B. Parthl et al. 2019), eine umfassende eigenständige Wiederbesiedelung flussaufgelegener Gewässerabschnitte durch Huchen bzw. dessen Beutefische ist jedoch bislang – wie das umfangreiche NGP-Monitoring zeigt – vielfach ausgeblieben. Auch wenn mittlerweile zunehmend bessere FAHs gebaut werden, besteht bei vielen Anlagen **Nachbesserungsbedarf hinsichtlich Leitwirkung, Auffindbarkeit und Durchwanderbarkeit. Großzügige Umgehungssysteme** mit entsprechend hoher Dotation und Lebensraumqualität, wie sie zunehmend an Donau und Inn verwirklicht werden, haben dabei das **größte Potential, die Durchgängigkeit für den Huchen zu gewährleisten und zudem Ersatzlebensraum anzubieten** (z. B. Zauner et al. 2020).

Huchen und dessen Beutefische können bei der **Passage von Turbinen** im Zuge flussab gerichteter Wanderungen **Schaden** erleiden oder sterben (Mueller et al. 2022). Neben Turbinentyp und Fallhöhe hängt der Grad mechanischer Schädigungen bzw. in weiterer Folge die Mortalitätsrate bei der Flussabwanderung von der Fischgröße ab. Größere Fische werden durch Kontakt mit Turbinenteilen leichter beschädigt als kleine. Aufgrund seiner Größe ist der Huchen bei Turbinenpassagen durch mechanische Schäden besonders gefährdet. Bei einer lichten Weite von Einlaufrechen, die bei größeren Flusskraftwerken häufig etwa 5–10 cm beträgt, können auch (sub-) adulte Huchen mit einer Länge von 50 cm und mehr in Turbinen einschwimmen und dort hohe Mortalitäten erleiden. Aber selbst bei geringeren Stababständen können juvenile Huchen einwandern und geschädigt werden, weil sie die Körperbreite, bei der sie etwa von Feinrechen (lichter Abstand z. B. 10–20 mm) geschützt werden, erst im zweiten Lebensjahr erreichen (Unfer & Rauch 2019). Bei vielen Turbinen erleiden Fische zusätzlich durch rasche Druckschwankungen Schaden (Barotrauma, Boys et al. 2018). Bei stark gefährdeten Fischarten, wie dem Huchen können bereits anteilig geringe zusätzliche Schädigungen bzw. Mortalitäten wesentlich zum Bestandsrückgang beitragen, da diese Verluste infolge geringer Populationsgrößen und Reproduktionsraten nicht mehr kompensierbar sind. **Die Beachtung kumulativer Effekte von mehreren Anlagen innerhalb eines Gewässersystems sowie von Einrichtungen zum Fischschutz bzw. Fischabstieg gemäß dem Stand von Wissenschaft und Technik sind daher für den Erhalt bzw. Wiederaufbau von Huchenpopulationen dringend erforderlich** (Geist 2021).

Trotz der Priorität zur Sanierung des Kontinuums im Rahmen der Umsetzung der WRRL sind viele Kontinuumsunterbrechungen im Huchenlebensraum immer noch nicht passierbar. Dies gilt auch für Gewässerabschnitte mit noch »(sehr) guten« Huchenbeständen (siehe Kap. 11.5.3, Kontinuumssanierung).

Schwall/Sunk

Schwall und Sunk zählen v. a. in großen Fließgewässern zu den am stärksten wirkenden Belastungen durch die Wasserkraft, da infolge Drift und Stränden von Jungfischen ein Überleben in stark betroffenen Strecken kaum möglich ist (Schmutz et al. 2013). Schwall und Sunk wirken sich im Vergleich zu anderen Belastungen über sehr lange Strecken aus. In Österreich sind mehr als 800 km Flussstrecke davon betroffen, wovon **71 % im Huchenlebensraum** liegen. In Bayern sind der Lech und die Isar durch Schwall beeinträchtigte Huchengewässer. Auch durch den Betrieb von Wasserkraftanlagen bedingte Abflussschwankungen geringerer Intensität, das in energiewirtschaftlich genutzten Gewässern ohne genehmigtem Schwellbetrieb in Österreich weitgehend flächendeckend auftretende Phänomen »Hydrofibrillation«,

kann Fischbestände beeinträchtigen (Greimel et al. 2016). Daher wird ersichtlich, dass ohne effiziente Schwallsanierung eine Rettung des Huchens nicht möglich sein wird.

Ein sehr hoher Anteil des Huchenlebensraum ist durch Schwall/Sunk belastet. Für die Rettung des Huchens ist eine Schwallsanierung unumgänglich.

11.4.3. Einfluss des Klimawandels

Generell betrachtet nimmt die Wassertemperatur in Fließgewässern von der Quelle bis zur Mündung in der warmen Jahreszeit kontinuierlich zu. Geeignete Wassertemperaturen findet der Huchen v. a. in der Äschen- und Barbenregion, lediglich in vergleichsweise warmen Gewässern im Osten Österreichs (March- und Raabeinzugsgebiet) kam der Huchen auch früher sehr wahrscheinlich nicht vor (vgl. Kap. 4.2.1, Ursprüngliche Verbreitung). **Infolge des Klimawandels erwärmten sich jedoch auch alle Huchenflüsse** in den letzten Jahrzehnten signifikant. Eine Analyse der standardisierten Augustmonatsmittel der Wassertemperaturen an 14 Messstellen zeigt, dass die Wassertemperatur im Zeitraum 1976–2018 (d. s. 43 Jahre) im Mittel **um 1,6 °C zugenommen** hat (Abb. 11-1). Während die kleinen Gewässer in den Unterläufen zunehmend die 16 °C Grenze überschreiten, verbleiben die großen, z. T. gletscherbeeinflussten Donauzubringer wie Tiroler Inn, Obere Drau und Obere Enns noch vergleichsweise kühl (Abb. 11-2).

Für den Huchen bedeutet dies, dass in den Oberläufen und den großen alpin geprägten Fließgewässern derzeit und auch in Zukunft kein großes Problem mit der Wassertemperatur zu erwarten ist. Sehr wohl ist eine Beeinträchtigung des Huchens infolge **Überschreitung kritischer Temperaturen in den Unterläufen und in der Donau** möglich bzw. findet teils bereits heute statt (siehe Kap. 7.4, Fallstudie Pielach). Hinsichtlich Schutz- und Sanierungsmaßnahmen bedeutet dies, dass insbesondere unter Annahme einer noch deutlich stärkeren Erwärmung in Zukunft ein **besonderes Hauptaugenmerk** des Huchenschutzes auf derartige Oberläufe und kühlere Gewässer (auch kühlere Zubringer in Unterläufen) zu richten ist, da hier auch langfristig unter den Bedingungen des **Klimawandels** eine Erholung der Huchenbestände möglich ist. Darüber hinaus sind gerade für die warmen Sommermonate Verfügbarkeit und Zugänglichkeit von »cold water spots« entscheidend (Kuhn et al. 2021). Neben dem direkten Einfluss erhöhter Temperaturen auf das Überleben sensibler Stadien und Arten spielt auch die Anfälligkeit für Krankheiten eine entscheidende Rolle. So steigt die Wahrscheinlichkeit, dass Bachforellen, ein wichtiger Beutefisch des Huchens, an der Proliferative Kidney Disease (PKD) erkranken und sterben bei Wassertemperaturen über 15 °C deutlich an (Lewisch et al. 2018). Inwiefern der Huchen selbst von dieser oder anderen Krankheiten betroffen ist, ist unbekannt.

Freilich sollten neben den allgemeinen Klimaschutzmaßnahmen auch gezielte Anstrengungen unternommen werden, die Auswirkungen des Klimawandels in Fließgewässern zu reduzieren bzw. zu minimieren. Hierzu zählen vor allem **Uferschutzstreifen** mit möglichst großer Beschattungsfunktion an kleinen und mittelgroßen Fließgewässern (Kuhn et al. 2021, Freiberger & Windisch 2020, Melcher et al. 2016), aber auch flussmorphologische Maßnahmen zur Schaffung **thermaler Refugialhabitate**, wo kühleres Wasser ein Überleben in Hitzeperioden ermöglicht, z. B. durch aufströmendes Interstitialwasser und Grundwasseraustritte bei ausgeprägten Kolkfurt Abfolgen und Laufkrümmungen bzw. Verbindung zu Zubringern und Grundwasserquellbächen in Auen (Kuhn et al. 2021, Mühlbauer 2021, Ebersole et al. 2003).

Nicht behandelt wurden hier andere Folgen des Klimawandels, wie **erhöhtes Auftreten von Starkregenereignissen und dadurch erhöhte Spüleffekte, Trübefrachten und Feinsedimentbelastungen sowie verschärfte Trockenperioden und Ausbleiben von Frühjahrsschmelzwässern** verbunden mit entsprechenden Lebensraumverlusten. Insbesondere die Wechselwirkung zwischen Abflussrückgang und Temperaturerhöhung kann zu verschärften Belastungssituationen führen, die derzeit noch gar nicht in ihrer Tragweite ausreichend abzuschätzen sind. Eine veränderte Hydrologie in Form von verringerten Frühjahrsabflüssen (fehlende Schneeschmelze) und verstärkten Extremereignissen (Starkregen, Niederwasserphasen) kann sich auch auf das Laichverhalten und die Nutzbarkeit kleinerer Zubringer für das Abblachen und somit die Reproduktion von Huchen und Beutfischen auswirken. Auch ein durch die Erwärmung induzierter Wandel der Fischartengemeinschaft, etwa durch verstärktes Auftreten anderer piscivorer Arten, wie Wels oder Zander, kann als biotischer Faktor negativ auf Huchenbestände wirken.

In Oberläufen und großen alpinen Fließgewässern wirkt sich der Klimawandel über erhöhte Temperaturen wahrscheinlich nicht signifikant auf den Huchen aus. Der Klimawandel schränkt jedoch möglicherweise eine Erholung von Huchenbeständen in den Unterläufen bei kleinen und mittelgroßen Fließgewässern sowie der Donau ein bzw. wird dort zunehmend zu einem Hauptbedrohungsfaktor.

11.4.4. Einfluss von Prädatoren

Gestiegener Einfluss der Prädatoren ergibt sich durch die **gestiegenen Bestände der für den Huchen hauptsächlich relevanten Arten Kormoran, Gänsesäger und Fischotter**, wie dies im Kapitel 8 dargelegt wurde. Grundsätzlich ist festzuhalten, dass diese Prädatoren zur Natur gehören und klar von den anthropogenen Stressoren zu unterscheiden sind. Verstärktes Wiederauftauchen der Prädatoren wird vielfach als »zusätzliche Beeinträchtigung« missverstanden, vielmehr **demaskieren die zurück-**

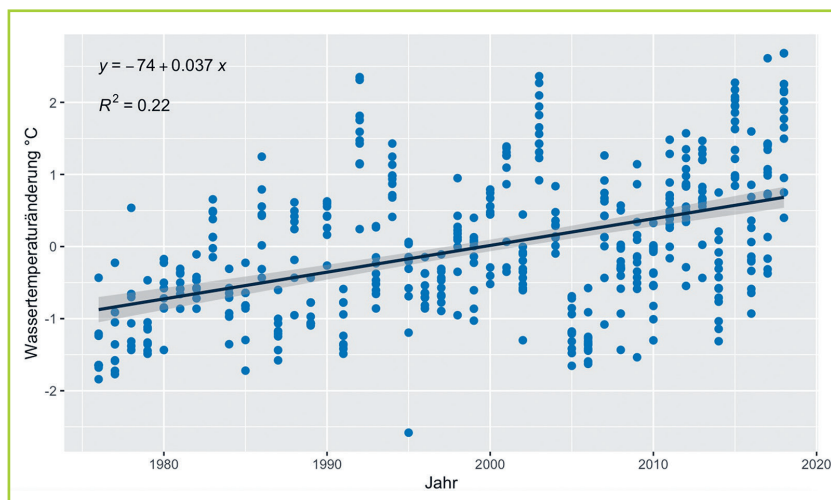


Abbildung 11-1: Signifikante Zunahme ($p < 0,001$) der standardisierten Augustmittelwerte der Wassertemperatur in 14 ausgewählten Huchenflüssen (siehe Abb. 11-2) im Zeitraum 1976–2018. (Datenquelle: ehyd.gv.at Zeitreihe von 43 Jahren mit teilweisen Datenlücken).

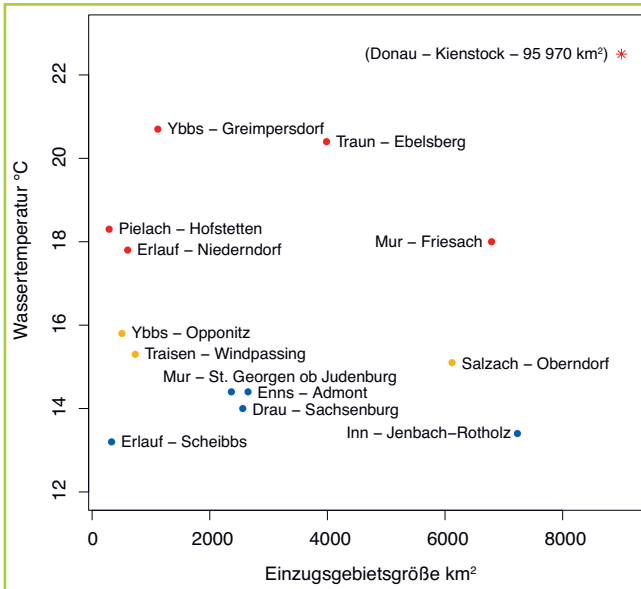


Abbildung 11-2: Augustmittelwerte der Wassertemperatur im bislang heißesten Sommer 2018 (Beobachtungsreihe 1976–2018) in Huchenflüssen unterschiedlicher Größe (Datenquelle ehhyd.gv.at). Blau = < 15 °C, gelb > = 15 °C – < 16 °C, rot = > 16 °C.

kehrenden Fischfresser jedoch die Defizite, welche die Gewässer meist schon seit langer Zeit aufweisen. Zu betonen ist dabei, dass die Prädatorenbestände ihrerseits natürlichen Regulatoren, wie beispielsweise dem Seeadler, heutzutage deutlich weniger stark unterliegen, als dies in der ursprünglichen Situation der Fall war. Aufgrund ihrer Mobilität und der Möglichkeit zwischen Nahrungshabitaten schnell wechseln zu können und insbesondere aufgrund der geringen Widerstandsfähigkeit der Fischpopulationen in einer von umfassenden, vielfältigen Nutzungen geprägten Kulturlandschaft, können diese Fischprädatoren Fischbestände stark dezimieren.

Die in den letzten Jahrzehnten zu beobachtende Zunahme an Kormoranen kann auf den erfolgreichen Schutz dieser einst stark bedrohten Vogelart zurückgeführt werden (Herrmann et al. 2018). War der **Kormoran** in den 1960er-Jahren durch Bejagung und intensiven Einsatz von Umweltgiften noch bedroht, **erholte sich** der europaweite Bestand seit Implementierung der Vogelschutzrichtlinie im Jahr 1979 (Klenke et al. 2013). Mit den in den letzten Jahrzehnten europaweit stark gestiegenen Kormoranbeständen besiedelten die Tiere verstärkt Brutgebiete im Binnenland und auch die Zahl der Durchzügler und Überwinterungsgäste im Binnenland stieg deutlich (Görner 2019, Parz-Gollner & Brader 2019, Carss et al. 2012).

Der **Kormoran** wird heute in der Europäischen Union als »nicht gefährdet« mit zunehmendem Bestandstrend klassifiziert; auch in Bayern wird er als »nicht gefährdete« Brutvogelart geführt. Der Kormoranbrutbestand beträgt in **Bayern 591 Brutpaare** im Mittel der letzten 10 Jahre, der Bestand an **Winterdurchzüglern 6.386 Individuen**. In **Österreich** wird er trotz weiter Verbreitung und hoher Winterzahlen aufgrund des geringen Brutbestands als »stark gefährdet« eingestuft. Der Winterbestand macht insgesamt **2.700–3.900** Vögel aus. Der Kormoran-Winterbestand stieg in Österreich im Zeitraum 1970–1992 exponentiell an und ist seit 1992 leicht rückläufig (siehe Kap. 8.1.1).

Der Gänsesäger ist auf EU-Ebene als »nicht gefährdet« eingestuft und weist einen stark zunehmenden Bestandstrend auf. In Österreich ist der Bestand seit 1984 zunehmend. Mittlerweile ist der Gänsesäger weit verbreitet und wird mit **Winterbeständen von 1.300–2.300 Individuen** als »gefährdet« geführt (Stand 2016). Der Brutbestand des Gänsesägers in Bayern liegt bei 420–550 Brutpaaren, die maximale Individuenzahl wird mit **2.000–2.300 Individuen** im Hochwinter angegeben. Seit dem Jahr 2000 ist von einer Verdoppelung des Gänsesägerbestands auszugehen (siehe Kap. 8.1.1).

Bereits in den 1990er-Jahren wurde das stabile Vorkommen des Fischotter in Rückzugsgebieten in Österreich dokumentiert und gelegentliches Vorkommen in allen Bundesländern östlich von Tirol nachgewiesen. **Der Fischotter ist heute weit verbreitet und zeigt im gesamten Bundesgebiet in den letzten zwei Jahrzehnten eine zunehmende Tendenz**, wobei die Bestandswerte gegen Westen hin abnehmen. Fasst man die Ergebnisse der aktuellen Bestandserhebungen der Bundesländer zusammen, ergibt dies in Summe einen Fischotterbestand von mindestens **4.000 Individuen** in Österreich (siehe Kap. 8.2.1).

In Österreich ist der Fischotter hinsichtlich des Parameters Population in beiden biogeographischen Regionen als »günstig« eingestuft. In der alpinen Region in Österreich ist der Parameter »range« (Verbreitungsgebiet) jedoch als »ungünstig« bewertet, was auf die unvollständige Verbreitung in Tirol und das Fehlen von Fischottern in Vorarlberg zurückzuführen ist. Sowohl hinsichtlich Verbreitungsgebiet als auch Population ist für beide Bioregionen ein positiver Trend erkennbar. Die Zukunftsaussichten wurden in beiden Regionen als günstig eingestuft, was zukünftig die Erreichung eines günstigen Erhaltungszustands auch in der alpinen Bioregion erwarten lässt (siehe Kap. 8.2.2).

Das **Verbreitungsgebiet des Fischotter und der Bestand in Bayern nehmen seit den 1980er-Jahren zu**. Das Verbreitungsgebiet weitet sich stetig von Ost nach West aus und die Nachweise häufen sich. Der geschätzte Gesamtbestand liegt allein für die Oberpfalz und Niederbayern bei 650 Fischottern, für ganz Bayern geht man von weit mehr als **1.000 Fischottern** aus (siehe Kap. 8.3).

Bisher wurden in Bayern und Österreich **nur wenige Studien** explizit zum **Thema des Einflusses von Prädatoren auf Fischbestände** durchgeführt (Ratschan & Hammerschmied 2022, Sittenthaler et al. 2015, 2019, Kainz 1994). Die meisten Erkenntnisse stammen aus diversen Projekten zu anderen Themen (siehe Kap. 7, Fallstudien). Anhand des Vergleichs der Fischbestände vor und nach dem Wiedererstarken der Prädatoren und unter Ausschluss anderer Faktoren wird der Schluss nahegelegt, dass für nachgewiesene Bestandsreduktionen wahrscheinlich die Prädatoren verantwortlich sind. Es handelt sich daher **in den meisten Fällen um indirekte Nachweise**. Theoretisch können auch andere, bislang nicht bekannte, nachweisbare oder quantifizierbare Faktoren (z. B. prioritäre Stoffe, hormonaktive Substanzen, Feinsedimenteintrag etc.) für die Bestandsrückgänge verantwortlich sein. Aufgrund der **Vielzahl indirekter Nachweise** steigt jedoch die Wahrscheinlichkeit, dass es sich hier um kausale Zusammenhänge handelt.

Zudem gibt es auch **erste direkte Nachweise des Einflusses von Prädatoren**, wie im Falle der Traun, wo ein großer Teil der Äschenbiomasse durch die Kormorane jedes Jahr abgeschöpft wird (s. u.) oder bestätigt durch die Tatsache, dass bis zur Hälfte der Huchen in den wenigen verbliebenen Populationen (Mur, Pielach, Gail)

Bisswunden aufweisen, die mit hoher Wahrscheinlichkeit auf den **Fischotter** zurückzuführen sind (Ratschan 2020b); ein Phänomen, dass auch jüngst im Schwarzen Regen beobachtet wurde (siehe Kap. 7, Fallstudien).

Das Wiedererstarren der Prädatoren fällt zeitlich mit der Abnahme der Fischbestände und – wo noch vorhanden – der Huchenbestände zusammen (Abb. 11-3). In der Gesäusestrecke an der Oberen Enns nahm der Äschenbestand von ca. 150 kg/ha im Jahr 1994 auf unter 20 kg/ha im Jahr 1997 und Folgejahren ab. Dieser Gewässerabschnitt ist heute Nationalpark und weist weitgehend natürliche morphologische Verhältnisse auf, ist jedoch durch Schwall hydrologisch belastet (siehe Kap. 7.3, Fallstudie Enns). In der Oberen Drau nahm der Fischbestand von ca. 300 kg/ha im Jahr 1989 auf 190 kg/ha im Jahr 1992 und weiter auf unter 50 kg/ha im Jahr 2002 ab und erholte sich danach trotz intensiver Revitalisierungsmaßnahmen nicht mehr. Zugleich nahm der Huchenbestand ab 1992 kontinuierlich ab und ist ab 2017 als erloschen zu bezeichnen. In der Unteren Gail ging der Fischbestand ausgehend von ca. 220 kg/ha im Zeitraum 1989–1992 auf 50 kg/ha und darunter im Jahr 1997 und danach zurück (siehe Kap. 7.2, Fallstudie Drau). Im Unterlauf der Pielach ist im Zeitraum 1999–2013 und danach ein Rückgang von 360 kg/ha auf 50 kg/ha und darunter zu verzeichnen. Der Huchen ist aus dem untersten Abschnitt bereits verschwunden (siehe Kap. 7.4, Fallstudie Pielach) Der Fischbestand der Oberen Mur nahm im Bereich von Fischening-Leoben von 395 kg/ha im Jahr 1990 auf ca. 172 kg/ha im Jahr 2009 und weiter auf 63 kg/ha im Jahr 2019/2020 ab. Parallel dazu nahm der Huchena-dultfischbestand von 3.500 auf unter 1.000 Individuen ab (siehe Kap. 7.1, Fallstudie Mur). Auch am Schwarzen Regen ging die Abnahme des Äschenbestandes und das fast vollständige Verschwinden des Huchens mit einer Zunahme der Prädatoren einher (siehe Kap. 7.5, Fallstudie Schwarzer Regen).

Die o. g. Gewässerstrecken der Fallbeispiele sind durch unterschiedliche hydromorphologische Belastungen gekennzeichnet. Die in den Ende 1980er- bzw. Anfang 1990er-Jahren erhobenen Fischbestände spiegeln diese Einflüsse wider und sind daher nicht als unbeeinflusste »Referenzzustände« zu betrachten. Auch diese Fischbestände sind in der Regel niedriger als natürliche Bestände. Die Fischbestände waren aber zu diesem Zeitpunkt noch so hoch, dass ausreichend natürliche Reproduktion und eine nachhaltige Sicherung der Bestände gewährleistet war. So wies die Untere Pielach trotz einer Vielzahl von Kleinwasserkraftwerken über viele Jahrzehnte einen stabilen Fisch- und Huchenbestand auf. **Allen dargestellten Fallbeispielen ist es gemein, dass der massive Fisch- und Huchenbestandsrückgang zeitgleich mit den Wiedererstarren der Prädatoren auftritt.** Die meisten hydromorphologischen Veränderungen fanden bereits vor mehreren Jahrzehnten statt, in einigen Gewässern erfolgten leider auch in den letzten Jahren infolge Kraftwerksbau weitere Degradierungen (z. B. Mittlere Mur), insgesamt waren die letzten 3 Jahrzehnte jedoch von zumindest punktuell umgesetzten Revitalisierungsmaßnahmen gekennzeichnet. Dennoch sind die Fischbestände insbesondere in diesem Zeitraum drastisch zurückgegangen. Auffällig ist auch, dass in allen Fällen der Fischbestand zwar drastisch abnahm, jedoch nicht vollkommen zum Erlöschen kam, sondern auf sehr niedrigem Niveau weiter bestehen blieb. Dies könnte damit in Zusammenhang stehen, dass für Prädatoren ab dem Unterschreiten eines gewissen Schwellenwertes an Beutefischen eine Bejagung unrentabel wird.

Für das Überleben des Huchens wird es offensichtlich kritisch, wenn der Gesamtfischbestand über längere Zeit deutlich unter 50 kg/ha fällt, wie im Falle der Oberen

Drau. Ob sich Huchenbestände bei niedrigen Fischbeständen von 50 kg/ha längerfristig halten können, ist offen. Das Beispiel der Pielach zeigt, dass der Huchen aus dem untersten Abschnitt bei einem Fischbestand von ca. 50 kg/ha verschwunden ist, während der Huchen im Bereich Fising-Leoben bei einem Fischbestand von ca. 60 kg/ha durch das Vorliegen einer 50 km langen und durchgehenden Fließstrecke noch einen guten Bestand aufweist, der jedoch ebenfalls rückläufig ist.

Zudem ist offen, ob der Huchen durch einen Mangel an Futterfischen oder durch direkte Prädation durch Fischfresser stärker betroffen ist. Analysen von Huchen der Gail (T. Friedl, unveröffentlichte Daten) und des Schwarzen Regens (siehe Kap. 7.5) zeigen keine Reduktion des Konditionsfaktors bei abnehmenden Beutefischbeständen. Es liegt jedoch in der Natur der Sache, dass ein fast ausschließlich fischfressender Jäger, wie der Huchen, ab einer Unterschreitung eines gewissen Schwellenwertes des Beutefischbestandes nicht mehr in der Lage ist, eine ausreichende Populationsdichte aufrecht zu erhalten.

Die vergleichende Analyse der Fallbeispiele zeigt auch, dass Huchenpopulationen in Gewässerstrecken mit längeren freien Fließstrecken (Obere Mur, Untere Gail) eine höhere Resilienz gegenüber dem Prädationsdruck aufweisen als Gewässerstrecken mit nur kurzen hydromorphologisch intakten Fließstrecken (Untere Pielach, Gesäuse Enns). Dies bestätigt den dringenden Bedarf des Erhalts von freien Fließstrecken und der Wiederherstellung des Kontinuums über längere Gewässerabschnitte.

Betrachtet man die zeitliche Entwicklung der Prädatorenproblematik, so zog die Zunahme fischfressender Vögel rasch einen Konflikt zwischen Vogelschützern und Fischerei nach sich (Görner 2019, Carss et al. 2009). Studien zum Einfluss des Kormorans auf Fischbestände folgten, um diesen Konflikt zu untersuchen bzw. zu lösen. Es wurden teils beträchtliche Einbußen im Sektor der Berufsfischerei nachgewiesen (z. B. HYDRA & BiCoin 2022, Brämick 2007, Staub et al. 1992), gleichzeitig liegen Belege über starken Einfluss auf Wildfischbestände vor (z. B. Jepsen et al. 2018, Zauner & Pinka 1999, Jungwirth et al. 1995). Eine Studie des Amtes für Jagd und Fischerei der Autonomen Provinz Bozen (2021) belegte, dass der Anteil der Äsche an der Konsumation durch den Kormoran hinsichtlich des Individuenanteils bei 32 % liegt, obwohl die Äschenbestände in Südtirols Flüssen bereits außerordentlich gering sind.

Letztendlich wurde zunehmend gefordert, dass ein Kormoranmanagement aus Gründen des Fischartenschutzes durchzuführen sei (Görner 2019). Kritiker beanstanden jedoch, dass die fischökologischen Studien bzw. Studien zur Nahrungsökologie des Kormorans aufgrund des Studiendesigns nur bedingt einen Zusammenhang zwischen Aufkommen des Kormorans und Rückgang des Fischbestandes zuließen. Konkret steht ein Mangel an belastbaren quantitativen Daten zum Einfluss des Kormorans im Raum (Ovegård et al. 2021) und es wird darauf hingewiesen, dass eine Vielzahl anderer potenzieller Ursachen (Lebensraumverlust, Fischbesatz etc.) für den Rückgang von Fischbeständen verantwortlich sein kann (van Eerden et al. 2012).

Im Rahmen einer jüngst in Österreich durchgeführten fischökologischen Studie wurde erstmalig der direkte Einfluss des Kormorans auf den Fischbestand eines österreichischen Voralpenflusses, der Unteren Traun und ihrer Zubringer, untersucht (Grohmann & Pinter 2022). Dabei wurden Wildfische individuell mit passiven Transpondern (PIT-Tags) markiert und vom Kormoran gefressene Fische unter den Schlafbäumen quantitativ erfasst. Das Untersuchungsgebiet befindet sich am Übergang

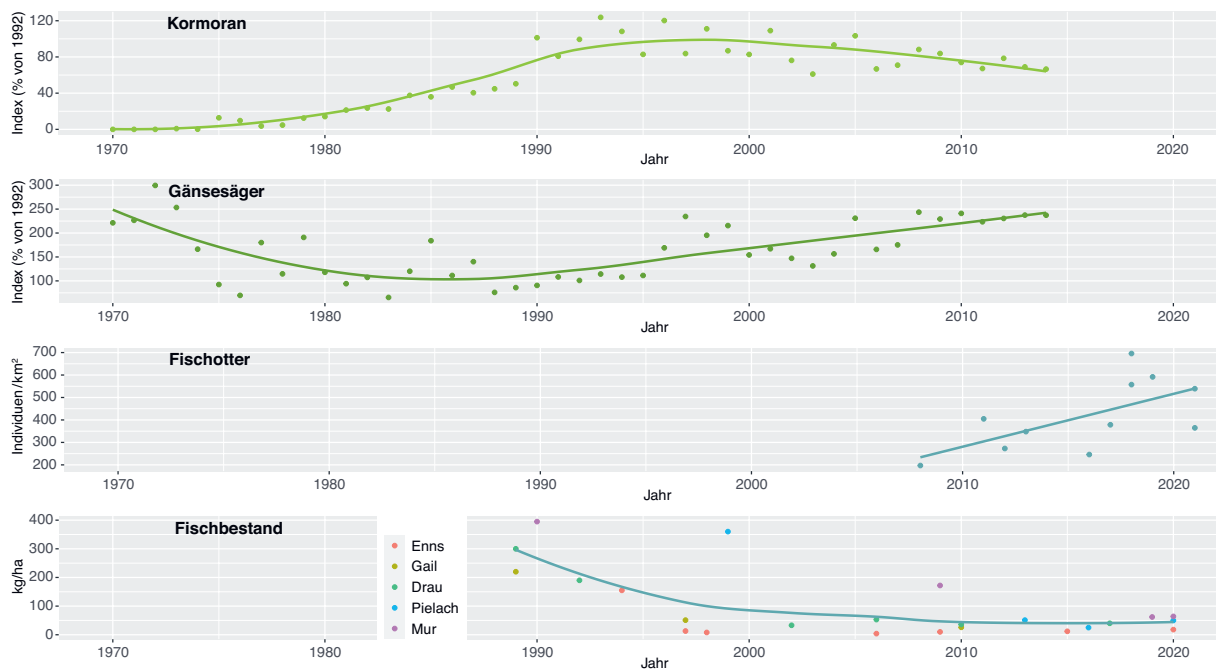


Abbildung 11-3: Vergleich der Entwicklung der Winterzählungen von Kormoran und Gänsesäger (Teufelbauer et al. 2018) sowie Fischotterbestandsdaten (Kap. 8) mit Fischbeständen ausgewählter Daten aus Gewässerabschnitte in Österreich (Enns im Gesäuse (nur Äsche), Gail-Unterlauf, Obere Drau, Untere Pielach, Mur bei Fisching-Leoben, Daten siehe Kap. 7, Fallstudien).

der Äschenregion in die Barbenregion und damit im Zentrum des Verbreitungsgebietes des Huchens. Die Ergebnisse der Studie legen sehr deutlich den Prädationsdruck des Kormorans dar. Den Berechnungen zufolge sind **ca. 20 % des beobachteten Wildfischbestandes** in den Wintersaisons 2019/20 und 2020/21 **von den Kormoranen im Gebiet konsumiert** worden. **Für einzelne Arten, wie die Äsche, konnte ein noch markant höherer Prädationsdruck von zumindest 40 % beobachtet** werden, wobei insbesondere adulte Tiere präferiert wurden. Diese Ergebnisse decken sich mit Erkenntnissen aus anderen Forschungsarbeiten zur Prädation auf Äschen (Jepsen et al. 2018, Čech & Vejřík 2012). Zusammenfassend ist für dieses Untersuchungsgebiet festzustellen, dass die Kompensationsmöglichkeit der Verluste des Ausfraßes durch natürliche Produktion zufolge des hohen Prädationsdruckes deutlich überschritten wird. Eine Erholung der stark reduzierten Bestände vieler Fischarten, insbesondere der Äsche, ist angesichts dieses Einflusses auszuschließen, die Bestände werden auf sehr niedrigem Niveau gehalten. In diesem Zusammenhang sei erwähnt, dass Kormorane eine Präferenz für adulte, also reproduktionsfähige Tiere, zeigen, da bevorzugt Fische der Größenklassen 25 bis 35 cm gefressen werden (Grohmann & Pinter 2022).

Im Detail lassen die Ergebnisse an der Traun des Weiteren erkennen, dass mit reduzierter Kormoranpräsenz ein verminderter Prädationsdruck einhergeht. Dies ist einerseits daraus abzuleiten, dass entlang der beiden beobachteten Saisonen unterschiedliche Kormorandichten sowie auch dementsprechend unterschiedliche Entnahmemengen beobachtet werden konnten. Andererseits wird der Kormoran an der Ager stärker bejagt als im restlichen Untersuchungsgebiet, was auch den dort höheren Äschenbestand erklären kann. Relevant sind auch noch die Erkenntnisse zur räumlichen Verteilung des Prädationsdrucks durch den Kormoran. Unmittelbar im Untersuchungsgebiet rastende Kormorane üben einen ungleich höheren Entnahmedruck als Kormorane aus der weiteren Umgebung auf die dort ansässigen Fischbestände aus (Grohmann & Pinter 2022).

Auch in der Vergangenheit gemachte Beobachtungen in Österreich untermauern den Einfluss des Kormorans, beispielsweise der im Zuge des Aufkommens von Kormoranen mehrfach beobachtete Zusammenbruch vitaler Äschenpopulationen, wie beispielsweise an der Enns im Nationalpark Gesäuse (siehe Kap. 7.3.3, Fallstudie Enns). Aber auch die ausstehende Erholung von Äschenpopulationen, wie an der umfangreich sanierten Oberen Drau (siehe Kap. 7.2, Fallstudie Drau), kann angesichts der Spezialisierung auf Äschen maßgeblich der Prädation durch den Kormoran zugeschrieben werden. Daher erhärtet sich auch die Vermutung, dass andere Arten der Äschen- und Barbenregion, wie etwa Nase, Barbe oder Aitel, ebenfalls einem starken Prädationsdruck ausgesetzt sind (vgl. Görner 2019, Jungwirth et al. 1995, Kap. 7.4, Fallstudie Pielach). Aus den quantitativen Daten der Traunstudie sind auch unmittelbare Konsequenzen für Huchenbestände abzuleiten. Diese resultieren einerseits daraus, dass **mit der Präsenz des Kormorans ein direkter Prädationsdruck auf juvenile bzw. subadulte Huchen besteht. Andererseits ergeben sich Probleme hinsichtlich der Nahrungsverfügbarkeit. Mit dem starken Rückgang der Äsche schwindet auch eine der wichtigsten Nahrungsgrundlagen des Huchens.**

Ähnliches gilt für die anderen Massenfischarten im Verbreitungsgebiet des Huchens. Cypriniden wie Nasen, Aitel oder Barben bilden eine essenzielle Nahrungsgrundlage entlang des gesamten Lebenszyklus, also von der Huchenlarve bis zum Adulttier. Die österreichweit dramatische Entwicklung und die aktuell außerordentlich niedrigen Bestände genannter Cypriniden wurden erst kürzlich in einer österreichweiten Analyse dokumentiert (Hayes et al. 2022). Für den Erhalt der letzten Huchenpopulationen Österreichs muss abseits lebensraumverbessernder Maßnahmen auch die Verfügbarkeit von ausreichend Nahrung für alle Lebensstadien gewährleistet sein; eine Voraussetzung, die viele Gewässer – wie auch die Untere Traun – nur mehr sehr eingeschränkt erfüllen. Prädation kann zu Überfischung führen und gravierende Auswirkungen auf die Fischbestände haben. Selbstverständlich ist der Huchen als oberstes Glied der Nahrungskette davon besonders stark betroffen, da ihm die Nahrungsgrundlage entzogen wird. **Vitale Futterfischbestände sind Grundvoraussetzung für die Existenz einer vitalen Huchenpopulation.**

Bei stark rückläufigen Beutefischbeständen können speziell juvenile und subadulte Lebensstadien des Huchens mangels alternativer Beute vermehrt selbst den Prädatoren zum Opfer fallen, was die Rekrutierung beeinträchtigt und zu einem Zusammenbruch von Huchenpopulationen führen kann. Hinweise auf solche Effekte geben die Fallbeispiele Pielach und Schwarzer Regen. Umgekehrt kann eine quantitative Sanierung von Fischbeständen, etwa durch die Wiederherstellung von intensiven Fischwanderungen aus der Donau, den Prädationsdruck massiv entschärfen. Dies

ist bei biomassereichen Fischbeständen von mehreren bis vielen hunderten Kilogramm pro ha zu erwarten, wie sie für Unterläufe von Donauzubringern typisch und bei uneingeschränkt gegebener Durchgängigkeit trotz Präsenz aller drei Hauptprädatoren auch heute noch wiederherstellbar sind (siehe Kap. 7.4, Fallstudie Pielach). Ein Schlüssel könnte dabei sein, dass sich der Prädationsdruck auf mehrere Arten verteilt und einzelne Arten dadurch weniger stark belastet werden.

Ist die Resilienz des Fischbestands durch reproduktive, artenreiche Bestände und Zuwanderung aus produktiven Vorflutern bzw. Unterläufen nicht mehr gegeben, dürfte vielfach **eine Kombinationswirkung aller drei Prädatoren** gegeben sein. Jede der 3 Prädatorenarten hat ein **spezielles Größenfenster** bzw. eine artspezifische Beuteselektivität, die in Kombination viele Beutearten und deren Lebensstadien betreffen. Dadurch wird es selbst in jenen Jahren, in denen eine bestimmte Prädatorenart weniger stark auftritt, **für Fische schwierig, den Lebenszyklus in ausreichender Zahl zu »absolvieren«**.

Der Einfluss des Kormorans wird insbesondere an der Oberen Drau ersichtlich (siehe Kap. 7.2, Fallstudie Drau) Es ist davon auszugehen, dass die hohe winterliche Präsenz des Kormorans an der Oberen Drau großen Anteil daran hat, dass **die Äsche trotz umfangreicher Sanierung der Lebensraumqualität nicht in der Lage ist, sich nachhaltig zu erholen** und wieder gewässertypische Bestandsdichten zu erreichen. Seit 2001 liegt der Winterbestand an Kormoranen in Kärnten zwischen minimal ca. 160 Individuen und maximal ca. 500 Vögeln. Auch wenn aus Malle & Petutschnig (2020) nicht hervorgeht, wie viele Kormorane ausgehend von den Schlafbäumen am Millstätter See bzw. im Gailtal einen Prädationsdruck auf die Obere Drau ausüben, ist klar, dass bereits eine geringe Anzahl jagender Vögel über einige Tage pro Winterhalbjahr ausreicht, um die Zahl laichfähiger Äschen an der Oberen Drau derart zu reduzieren, dass jedenfalls von einem sogenannten »recruitment-overfishing« auszugehen ist. Die Überfischung durch den Kormoran ist derart massiv, dass die Anzahl an Nachkommen (Rekruten) so weit reduziert wird, dass selbst revitalisierungsbedingt steigende Überlebensraten der Jungfische nicht in der Lage sind, die Verluste zu kompensieren und der Bestand auf niedrigem Niveau verbleibt.

Verbreitung und Anzahl der Prädatoren haben in den letzten Jahrzehnten im österreich- und bayernweiten Überblick deutlich zugenommen. Die Restpopulationen des Huchens sowie seiner Beutefische sind dadurch einem deutlich angestiegenen Fraßdruck ausgesetzt, der sich in Kombination mit den anderen Belastungen und der damit verbundenen reduzierten Resilienz der Fischbestände massiv auf Huchenbestände auswirken bzw. eine Erholung verhindert kann.

11.4.5. Zusammenfassung der wesentlichsten Belastungen und Sanierungsbedarf

Sowohl die Analysen anhand der österreichischen NGP-Daten als auch die vergleichende Darstellung der wesentlichsten Belastungen in den Fallstudien (Tab. 11-1) zeigen, dass alle Huchengewässer durch mehrfache Belastungen gekennzeichnet sind. In den meisten Fällen liegt eine **Kombination aus hydromorphologischen Belastungen und Beeinträchtigungen durch Fischfresser und Klimawandel** vor. Auch wenn einzelne Komponenten, wie im Falle der Oberen Drau, nur eine geringe oder mäßige Belastung aufweisen, kann sich infolge übermäßigen Fraßdrucks durch den Kormoran hier weder ein ausreichender Beutefischbestand noch ein entsprechender Huchenbestand etablieren. Zudem scheint der Huchen auf **intensive Freizeitnutzung**

negativ zu reagieren (Kap. 10, Freizeitnutzung). Dies zeigt, dass **für eine erfolgreiche Sanierung alle wesentlichen Belastungen unter die kritischen Belastungsgrenzen fallen** müssen, um eine Erholung der Huchenpopulationen zu ermöglichen.

Generell betrachtet fußen bislang die Bewertungen ökologischer Auswirkungen vornehmlich auf den Einflüssen von Einzelbelastungen auf Habitate, Arten und Prozesse der jeweiligen Ökosysteme. Die **Beurteilung kumulativer Effekte bei Mehrfachbelastungen** hingegen ist noch weitgehend Gegenstand der Forschung. In der Praxis gibt es diesbezüglich noch kaum Erfahrungen. Grundsätzlich zeigt sich aber, dass in vielen Fällen Mehrfachbelastungen zu stärkeren Effekten als Einzelbelastungen führen und zu einem beträchtlichen Anteil auch synergistisch wirken, d. h. die **kumulative Wirkung ist größer als die Summe der Einzeleffekte** (z. B. Birk et al. 2020). Dies bedeutet für die Praxis, dass der **Sanierungsbedarf vielfach höher** ist, als es Einzelbelastungen erwarten lassen würden. Eine genaue Quantifizierung des jeweiligen Beitrages einzelner Belastungen lässt sich nur in experimentellen Ansätzen unter kontrollierten Bedingungen ermitteln. Die Ergebnisse sind dann jedoch nur bedingt auf Freilandgewässer übertragbar, da diese einer starken natürlichen Dynamik unterliegen und wesentlich komplexere Strukturen aufweisen, als sie in Experimenten simuliert werden können. In der Praxis wird man sich wohl damit abfinden müssen, dass eine **genaue Zuordnung der Verursacher nur bedingt möglich** ist. Die dramatische Gefährdungssituation des Huchens gebietet eine Vorgangsweise, bei der in der Praxis im Sinne eines **adaptiven Managements** und begleitet durch Forschung (Sendzimir et al. 2018, Geist & Hawkins 2016, Geist 2015) anhand bestehenden Wissens und vorliegender Erfahrungen die **erfolgsversprechendsten Sanierungslösungen** verfolgt werden, auch wenn sich Unsicherheiten bzgl. der Ursachenzuordnung nicht gänzlich ausräumen lassen.

Im Falle des letzten sehr guten Huchenbestandes (Klasse A) an der Mur wird deutlich, dass der bisherige Sanierungsansatz unzureichend ist. Im Zuge des NGP 2021 wurde infolge morphologischer Verbesserungen der Wasserkörper nunmehr hinsichtlich der Hydromorphologie als »geringfügiges Risiko einer Zielverfehlung« eingestuft. Es besteht daher gemäß NGP 2021 **kein Handlungsbedarf, obwohl der Fischbestand** sich in den letzten Jahren/Jahrzehnten **deutlich reduziert** hat (siehe Kap. 7.1.4, Fallstudie Mur). Sehr wahrscheinlich ist dafür neben vielen anderen Faktoren auch in jüngerer Zeit der Fischotter verantwortlich. Es zeigt sich hier, dass der NGP im Sinne der WRRL nicht den Ansprüchen hinsichtlich der FFH-Schutzgüter gerecht wird. Um langfristig eine Vereinbarkeit der Schutzgüter Huchen und Fischprädatoren zu erreichen und das Prädatorenmanagement nicht als Dauermaßnahme durchführen zu müssen, bedarf es daher **umfassenderer Sanierungsmaßnahmen in Bezug auf die hydromorphologischen Beeinträchtigungen**.

Ein wesentlicher Faktor ist dabei die Morphologie. Vergleichende Analysen zwischen ursprünglichen und aktuellen morphodynamischen Prozessen belegen wesentliche **morphologische Mängel**. So finden Jungfische in der Mur infolge regulierungsbedingter Einengung des Querprofils bei höheren Wasserständen (> MQ) kaum geeignete Habitate vor. Bislang geschaffene Nebenarme unterliegen einer starken Verlandung (Hohensinner et al. 2022). War der Fischbestand in der Vergangenheit ohne massiven Fraßdruck offensichtlich in der Lage, diesen Mangel auszugleichen und stabile Populationen aufrecht zu erhalten, ist dies in den letzten Jahren nicht mehr der Fall. Da eine laufende Verringerung des Fraßdrucks keine dauerhafte Option aus Sicht der FFH-Richtlinie darstellt, sind die morphologischen Prozesse deutlich um-

fassender zu sanieren. Ähnlich verhält es sich mit den regelmäßig stattfindenden **Stauraumspülungen** in der Mur. Während sich vor dem massiven Auftreten von Fischfressern der Fischbestand nach jeder Spülung innerhalb eines gewissen Zeitraumes wieder erholte, hat der Murfischbestand heute deutlich an Resilienzvermögen verloren.

Für die Festlegung des **Sanierungsbedarfs** schafft dies neue Rahmenbedingungen, da der Bedarf **an das verminderte Resilienzvermögen anzupassen** ist. Dies heißt, dass heute wesentlich umfassendere Sanierungsmaßnahmen notwendig sind, als dies unter den alten Rahmenbedingungen der Fall gewesen wäre (beispielsweise hinsichtlich einer umfassenderen Durchgängigkeit gegen den Unterlauf).

Tabelle 11-1: Vergleichende Darstellung der wesentlichsten, in den Fallstudien analysierten Belastungen. Grün = geringe, orange = mäßige, rot = starke Belastung

Art der Belastung	Mur	Drau	Enns	Pielach	Isar	Schwarzer Regen
Morphologie	reguliert, Linienführung naturnah	großer Anteil im Oberlauf revitalisiert	reguliert, begradigt	teilweise naturnah		Größere zusammenhängende Strecken naturnah
Fischaufstieg	für große Huchen oft nicht passierbar	für große Huchen oft nicht passierbar	Fehlend oder für große Huchen oft nicht passierbar	für große Huchen und quantitative Wanderungen der Beutefische oft nicht passierbar	nur z. T. vorhanden; auf große Huchen ausgelegt	nur z. T. am Ausleitungswehr vorhanden; fehlt immer im Triebwerkskanal
Fischabstieg	fehlt	fehlt	fehlt	fehlt	fehlt	fehlt
Anbindung Zubringer	oft nicht gegeben	oft nicht gegeben	oft nicht gegeben	oft nicht gegeben	oft nicht gegeben	meist nicht gegeben
Stau	Staukette Unterlauf	Staukette Unterlauf	Staukette Unterlauf	viele KKWs	Mehrere KKWs	Mehrere KKWs
Schwall	Oberlauf	Oberlauf	v. a. Oberlauf	kein Schwall (Hydrofibrillation)	kein Schwall	kein Schwall (Hydrofibrillation)
Restwasser	teilweise Unterlauf	teilweise Unterlauf	teilweise Unterlauf	hoher Anteil	teilweise	hoher Anteil
Stauraumspülungen	gesamter Verlauf	Möll	gesamter Verlauf	k. A.	nein	nein
Geschiebedefizit	gesamter Verlauf	gesamter Verlauf	gesamter Unterlauf	speziell im begradigten Mittellauf	in mittlerer Ausprägung	in mittlerer Ausprägung
Fischfresser	Je nach Verbreitung	Je nach Verbreitung	Je nach Verbreitung	Je nach Verbreitung	Je nach Verbreitung	Je nach Verbreitung
Klimawandel (Wassertemperatur)	Unterlauf, insb. Grenzmur	alpiner Charakter	alpiner Charakter	Unter- und Mittellauf		Im Unterlauf

Das Zusammenwirken einer Vielzahl von Belastungen hat zum nachweislich massiven Rückgang der Huchenbestände geführt. Eine Erholung der Bestände ist nur dann zu erwarten, wenn alle maßgeblichen Belastungen auf ein verträgliches Maß reduziert werden. Dies umfasst sowohl hydromorphologische Belastungen als auch kurz- bis mittelfristig wirksame Reduktion des unverträglich hohen Fraßdruckes durch Fischfresser. Eine strategische Herangehensweise bei der Maßnahmenumsetzung im Hinblick auf Gesichtspunkte wie zeitliche Realisierbarkeit, Zeitspanne bis zum Eintritt der Erholung oder auch der Reversibilität von Maßnahmen (z. B. beim Prädatorenmanagement) ist hierbei zielführend.

11.5. Maßnahmen zum Schutz des Huchens

11.5.1. Anpassung des Schutzstatus und Natura 2000-Gebiete

Der Huchen weist im gesamten Verbreitungsgebiet in Bayern und Österreich einen »ungünstigen« Erhaltungszustand auf. Lediglich hinsichtlich des Indikators Verbreitung wird in Bayern ein »günstiger« Zustand in der derzeitigen FFH-Klassifizierung attestiert. In ganz Bayern gibt es jedoch heute in keinem Huchengewässer mehr einen »sehr guten« Bestand (Klasse A) und nur mehr in 10 % des ursprünglichen Verbreitungsgebietes (3.561 km) »gute« Bestände (Klasse B). Das Fallbeispiel vom Schwarzen Regen zeigt die **dramatische Abnahme** eines Huchenbestandes in den letzten Jahren (Kap. 7.5). Dementsprechend **sollte** die **Einstufung auch in Bayern** hinsichtlich Verbreitung auf »ungünstig« korrigiert werden.

In Natura 2000-Gebieten, in welchen der Huchen heute noch nachweislich in selbst-reproduzierenden Beständen vorkommt, er jedoch nicht **als Schutzgut** erfasst wurde, bedarf es dringend einer **Nachnominierung**. Dies betrifft z. B. die steiermärkische Enns im Bereich von Pruggern bis Gesäuse (3 ESG AT2229002, AT2205000, AT2210000) mit einer Länge von knapp 80 km. Auch »Lücken« zwischen Teilgebieten mit Huchenvorkommen sollten geschlossen werden. Im Zuge der Sanierung von Huchenflüssen außerhalb des Natura 2000-Netzwerks wäre zu überprüfen (s. u.), welche Strecken während/nach erfolgreicher Wiederansiedlung zusätzlich zu schützen sind.

Der Huchen ist sowohl in Bayern als auch in Österreich in den Roten Listen als »**stark gefährdet**« (EN – *Endangered*) eingestuft (siehe Kap. 3, Ökologie des Huchens). Aufgrund der Tatsache, dass es in beiden Ländern nur mehr Restbestände gibt, die meist abnehmende Tendenz aufweisen und die Situation in den anderen Donauländern ähnlich oder sogar schlechter ist, bewegt sich der Huchen in Richtung »**vom Aussterben bedroht**« (»CR – *Critically Endangered*«). Dies liegt darin begründet, dass der Huchen weitgehend aus seinem ursprünglichen Verbreitungsgebiet verschwunden ist (71 % in Bayern und Österreich), der Lebensraum stark fragmentiert ist, die Restpopulationen weit auseinander liegen und nicht mehr verbunden sind, der Großteil des verbliebenen Bestandes auf wenige Gewässer beschränkt ist und fast alle Bestände eine deutliche Abnahme verzeichnen (siehe Kriterien gemäß IUCN 2022).

Die dramatischen Bestandsrückgänge des Huchens spiegeln sich in umfangreichen Schutzbestimmungen zum Erhalt dieser Art wider, fallweise sind die Gefährdungsklassifizierungen (Standarddatenbögen, Gefährdungsgrad) sowie Schutzgebiete anzupassen.

11.5.2. Erhalt und Sanierung freier Fließstrecken

Wie oben aufgezeigt, waren die großen Donauzubringer und die Donau selbst ursprünglich die bedeutendsten Huchengewässer, sie sind jedoch heute fast zur Gänze hydromorphologisch belastet. Wie das Beispiel der Murstrecke von Fising bis Leoben zeigt, bedarf es längerer freier Fließstrecken, damit sich Huchen in annähernd natürlicher Dichte halten können. Für die Erholung der Huchenbestände ist daher der **Erhalt freier Fließstrecken** (ohne Kontinuumsunterbrechung und Stau) **von wesentlicher Bedeutung** sowie deren Sanierung (v. a. hinsichtlich Sunk/Schwall sowie erforderliche Renaturierungsmaßnahmen).

In Abbildung 11-4 ist ersichtlich, dass in **Österreich noch 7 größere Flüsse mit freien Fließstrecken > 50 km** existieren. Die längste durchgehende Fließstrecke findet sich am **Tiroler Inn** mit 146 km Länge. Zählt man noch die freien Fließstrecken > 25 km bzw. > 10 km Länge hinzu, verfügt der Inn über insg. 171 km freie Fließstrecken. Die zweitlängste Strecke mit ca. 103 km liegt an der **Oberen Enns** gefolgt von **Oberer Drau** (85 km), **Unterer Gail** (59 km, 77 km insg.), **Unterer Salzach** (54 km, 93 km insg.), **Oberer Mur** (53 km, 174 km insg.) und **Unterer Gurk** (52 km, 72 km insg.) (siehe auch Kap. 7, Fallstudien). In Summe machen die freien Fließstrecken > 50 km 552 km aus. Die Fließstrecke der Donau flussab Wien liegt knapp unter dem 50 km Kriterium, mit der Wachau sind es insg. noch 81 km freie Fließstrecken an der Donau. Zudem gibt es noch 17 bzw. 45 Gewässerabschnitte mit freien Fließstrecken > 25 km bzw. > 10 km Länge, die in Summe 833 km bzw. 713 km ausmachen (Abb. 11-4). In der Bayerischen Donau bestehen zwei freifließende Abschnitte mit insgesamt ca. 115 km Länge. Für die Donau-Zuflüsse liegen keine Daten vor.

Die noch bestehenden freien Fließstrecken haben das größte Potenzial für den Erhalt und Wiederaufbau von Huchenpopulationen und müssen daher vor einem

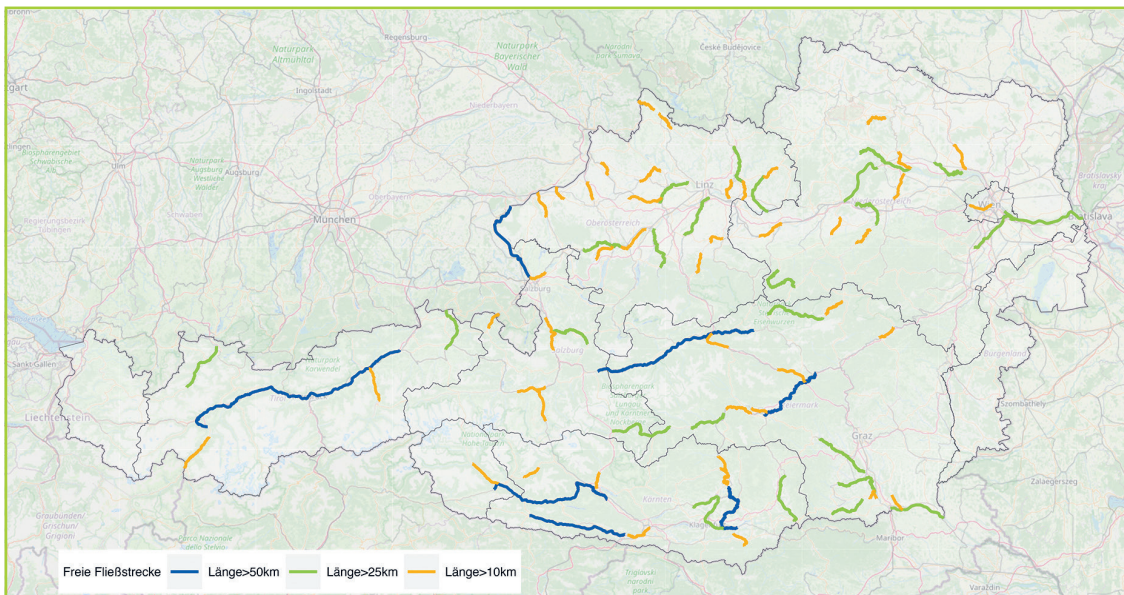


Abbildung 11-4: Freie Fließstrecken unterschiedlicher Längen in Österreich (ohne Wehranlage und Stau; Datengrundlage: NGP 2015). Hintergrundkarte © OpenStreetMap

weiteren Ausbau der Wasserkraft sowie anderen Belastungen geschützt werden. Dies trifft insbesondere auf die großen Flüsse wie Donau, Inn, Enns, Salzach, Mur und Drau zu, da dort die freien Fließstrecken noch vergleichsweise lang sind und der Huchen dort die größten Bestände hatte bzw. wieder etablieren könnte.

11.5.3. Kontinuumssanierung

Gemäß NGP 2021 erfolgt in Österreich weiterhin hinsichtlich Fischaufstieg eine Priorisierung auf größere Gewässer ($> 100 \text{ km}^2$ EZG bzw. Hyporhithral und Epipotamal) und zudem auf Mündungsbereiche und untere Abschnitte von Zubringern. Von den ca. 251 Maßnahmen mit hoher Priorität liegen 89 im Huchenlebensraum, wovon 26 direkt in Mündungsbereichen ($< 1 \text{ km}$ flussauf) und 14 in Klasse A & B liegen (Laßnitz, Pielach, Sulm). 219 Maßnahmen waren bereits im NGP 2009 und 2015 im Huchenlebensraum geplant, wurden jedoch bislang nicht umgesetzt (Tab. 11-2). So bestehen z. B. im aktuellen Huchenverbreitungsgebiet der Pielach noch immer 75 Querbauwerke, wovon 7 für Fische nicht und 27 nur eingeschränkt passierbar sind, wovon die Großfischart Huchen besonders betroffen ist (Mühlbauer et al. 2021). **Eine rasche Umsetzung der Kontinuumssanierung ist erforderlich. Zudem sind bestehende FAHs hinsichtlich ihrer Huchentauglichkeit zu überprüfen und entsprechend anzupassen.**

Nach den Erfahrungen der letzten Jahrzehnte gibt es umfangreiche Erkenntnisse über die Funktion und vielfachen Defizite bei Fischwanderhilfen, wobei jedoch speziell für den Huchen nur wenige Untersuchungen vorliegen (Epple et al. 2022). Noonan et al. (2012) beschreiben vor allem Defizite bei der Durchgängigkeit für Cypriniden, wichtige Beutefische des Huchens. Wolter & Schomaker (2019) untersuchten 193 FAHs und fanden nur 92 (48 %) funktionsfähig. Zudem identifizierten sie vor allem eine hohe Leitströmung als wichtigen Faktor für die Funktion: »There was a significant correlation between functionality and design discharge of a fish pass.« Zu betonen ist hier, dass die Dotation über die gesamte Fischwanderhilfe gemeint ist und nicht etwa nur die Leitströmung bei der Mündung der Fischwanderhilfe beispielsweise durch eine Restwasserturbine. Diese Erkenntnisse decken sich auch mit den Erfahrungen der AutorInnen. Es wird daher dringend empfohlen die **Fischwanderhilfen möglichst abflussstark auszugestalten** und die Empfehlung im aktualisierten FAH-Leitfaden (BMLRT 2021), bei **Ausleitungskraftwerken die Restwassermenge für die Dotation der Fischwanderhilfe zu verwenden**, zu einer weitgehenden Verpflichtung auszuweiten. Dadurch kann auch eine suboptimale Positionierung des Einstiegs der Fischwanderhilfe, welche sich bei Nachrüstungen bestehender Kraftwerke vielfach nicht vermeiden lässt, bis zu einem gewissen Grad kompensiert und die Auffindbarkeit erheblich verbessert werden. Gleiches gilt sinngemäß für Laufkraftwerke. Insbesondere bei großer Konkurrenzströmung durch Turbinen und/oder geöffnete Wehrfelder bei Überwasser muss erfahrungsgemäß die Fischwanderhilfe eine deutlich größere Leitströmung für eine entsprechende Auffindbarkeit aufweisen, als dies auf Basis der Mindestanforderungen des FAH-Leitfadens der Fall ist. Je stärker die Abweichungen von den Empfehlungen nach Dumont & Schwevers (2005) bezüglich der optimalen Position des Einstiegs direkt an der Wehr bzw. dem Turbinenauslass sind, desto größer muss die Leitströmung sein.

Nationale Forschungsergebnisse zeigen in Übereinstimmung mit internationalen Erfahrungen, dass Fischschutz und Fischabstiegsanlagen wesentlicher Bestandteil der Kontinuumssanierung sind. Bei kleinen und mittelgroßen KW-Anlagen (< 100

Tabelle 11-2: Anzahl geplanter Maßnahmen zur Kontinuumssanierung gemäß NGP 2021 unterteilt in gesamtes Gewässernetz, Huchengewässer, Mündungsbereiche (< 1 km von Mündung flussauf) in Huchengewässern und A- & B-Strecken.

Maßnahmen	Gesamt	Huchengewässer	Mündung < 1 km	A & B Strecken
geplante Maßnahme wird aufgrund Verhältnismäßigkeit nicht umgesetzt	12	4		0
Maßnahmen gemäß NGP 2009/2015 geplant (»alte Planung«), Umsetzung teilweise offen	590	219	82	3
Maßnahmen geplant bis 2027	3032	72	27	0
Maßnahmen geplant bis 2027 – hohe Priorität	251	89	26	14
Gesamt	3885	384	135	17

m³/s) sind Lösungen nach Stand der Technik verfügbar, bei größeren KW-Anlagen (> 100 m³/s) besteht noch Forschungsbedarf (Unfer & Rauch 2019). **Fischschutz und Fischabstieg sind in Huchenstrecken herzustellen, insbesondere dort, wo noch »(sehr) gute« Huchenbestände vorliegen.** Im NGP 2021 fehlt ein Fahrplan für die schrittweise Implementierung von Fischschutz und Fischabstiegsanlagen bei bestehenden KWs. **Prioritär sollten Wasserkraftanlagen in A & B Strecken mit Fischabstiegsanlagen nachgerüstet werden und in weiterer Folge in sanierten Huchengewässern.** Bei Neuanlagen – sofern sie nicht dem Grundsatz des Erhalts von Fließstrecken im Huchenlebensraum widersprechen – sollte nicht nur, wie im NGP 2021 vorgesehen, ein *Konzept* für sichere Wanderkorridore für den Fischabstieg, sondern auch eine detaillierte bauliche und ökologische Planung fixer Bestandteil des Projektes sein. Der im NGP 2021 in Aussicht gestellte **Arbeitsbehelf zum Thema Fischschutz und Fischabstieg sollte unverzüglich erstellt werden.**

In **kritischen Fällen** ist auch die **vollständige Entfernung von Wanderhindernissen** ins Auge zu fassen. Dies betrifft z. B. Mündungsbereiche von Zubringern oder Schlüsselhabitate, bei welchen durch die Entfernung der Wanderhindernisse essenzielle Laichgewässer wieder erschlossen werden. Diese Maßnahmen werden auch in der neuen EU-Verordnung zur »Wiederherstellung und Renaturierung geschädigter Ökosysteme« (DG Environment 2022, Entwurf) gefordert. In einem ersten Schritt sollen bis 2030 25.000 km freie Fließstrecken in der EU wiederhergestellt werden, was umgelegt auf Bayern und Österreich ca. 400 km bzw. 500 km entspricht.

Obwohl eine Vielzahl von Fischaufstiegshilfen im Huchenlebensraum bereits implementiert wurden, besteht noch dringender Bedarf weiterer und qualitativ hochwertiger Sanierungsmaßnahmen, die auch Fischschutz und Fischabstieg enthalten müssen. Insbesondere bei für den Huchen kritischen Situationen ist auch die vollständige Entfernung von Wanderhindernissen ins Auge zu fassen.

11.5.4. Anpassung des Restwassers an Anforderungen des Huchens

Der heutige Standard verlangt in Österreich gemäß Qualitätszielverordnung ein Mindestrestwasser in der Höhe des niedrigsten Tagesmittelabflusses einer bestimmten Jahresreihe (NQ_T) sowie einen dynamischen, an den natürlichen Verlauf angepassten Restwasserabfluss (10–20 % des aktuellen Abflusses), um die unterschiedlichen Habitatansprüche der einzelnen Altersstadien der maßgeblichen Organismen

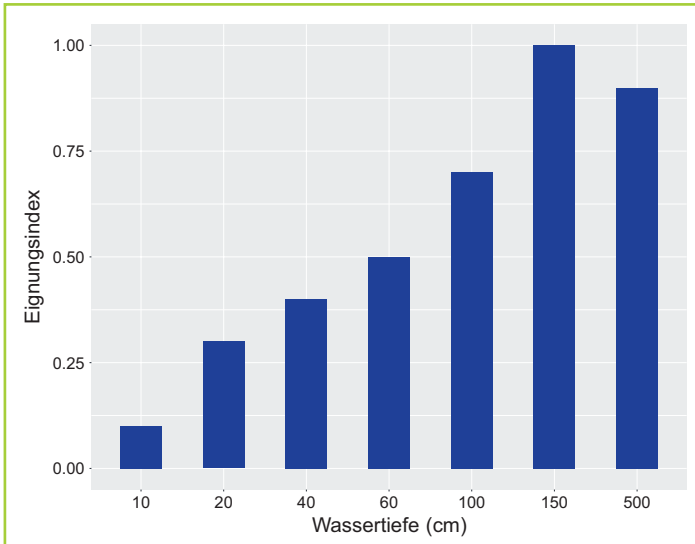


Abbildung 11-5: Habitat-eignung für adulte Huchen in Bezug auf die Wassertiefe (verändert nach Holzer et al. 1999).

zu verschiedenen Jahreszeiten zu berücksichtigen. In Bayern wird das Mindestwasser je nach Gewässergröße als Prozentwert des mittleren Niedrigwasserabflusses berechnet, wobei fischregionsabhängige Mindestwassertiefen und Fließgeschwindigkeiten eingehalten werden müssen (BStMUV 2021).

Als **Großfischart** stellt der Huchen **höhere Anforderungen** an den Lebensraum als andere Fischarten (siehe Kap. 3.3, Verbreitung und Lebensraum) und benötigt folglich v. a. im Adultstadium wesentlich höhere Restwasserabflüsse. Adulte Huchen bevorzugen tiefe Kolke und Rinner mit einer Wassertiefe von mehr als 1-1,5 m (Abb. 11-5). Deren Anzahl und räumliche Ausdehnung bestimmt u. a. die mögliche Bestandsdichte eines Gewässerabschnittes. Daher sind auch unter natürlichen Bedingungen die Bestandsdichten in größeren Fließgewässern höher als in kleinen Gewässern (vgl. Kap. 4.2.1, Methodik Huchenvorkommen). Die Entstehung und der Erhalt tiefer Kolke und Rinner benötigen zudem dynamische Abflüsse, insbesondere Hochwässer und bettbildende Wasserführungen > MQ.

Den erhöhten Habitatansprüchen ist bei der Festlegung von Restwasserregelungen im Zuge der Sanierung der Gewässer Rechnung zu tragen. In den meisten Gewässern mit Huchenvorkommen ist das Restwasser für den Huchen zu gering (siehe Kap. 7, Fallstudien), wie dies auch 2 Beispiele an Gail und Traisen zeigen:

Die Gail ist einer der letzten Flüsse mit »gutem« Huchenbestand. Im Unterlauf liegt das KW Schütt. Im Zuge der erst kürzlich (2019) durchgeführten Erneuerung des KWs wurde eine FAH errichtet und das Restwasser neu festgesetzt. Bei einem NQ_T von $6,67 \text{ m}^3/\text{s}$ (Pegel Nötsch) wird lediglich ein Mindestrestwasser von $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$ abgegeben. Bei einem Ausbaudurchfluss des KW Schütt von $75,5 \text{ m}^3/\text{s}$, was mehr als dem Doppelten des MQ von $31 \text{ m}^3/\text{s}$ entspricht, verbleibt kaum mehr ein über das Mindestrestwasser hinausgehender Abfluss in der Restwasserstrecke und somit ist die Abflussdynamik stark eingeschränkt. Trotz dieser geringen Restwassermenge wird die Strecke laut NGP 2021 als »geringes Risiko einer Zielverfehlung« eingestuft, es bestünde also kein Handlungsbedarf.

Die Traisen wird von Freiland bis zur Mündungsstrecke über 55 km intensiv durch Ausleitungskraftwerke genutzt. Gemäß NGP 2021 besteht seit 2009 Handlungsbedarf hinsichtlich einer Restwasseranpassung. Diese wurde jedoch bis zum heutigen Tage nicht umgesetzt, obwohl die Traisen regelmäßig abschnittsweise fast oder gänzlich austrocknet (z. B. 0,101 m³/s am 26.05.2011, Pegel Herzogenburg).

Insgesamt sind gemäß NGP 2021 301 Restwasseranpassungen in Huchengewässern geplant, wobei 84 höchste Priorität besitzen, 118 in Mündungsbereichen liegen und 16 A & B Strecken betreffen (Tab. 11-3).

Tabelle 11-3: Anzahl der Restwasseranpassungen gemäß NGP 2021 unterteilt in gesamt, Huchengewässer, Mündungen (< 1 km flussauf Mündung) in Huchengewässern sowie in A- & B-Strecken.

Maßnahmen	Gesamt	Huchengewässer	Mündung < 1 km	A & B Strecken
Maßnahmen gemäß NGP 2009/2015 geplant (»alte Planung offen«)	389	207	84	3
Maßnahmen geplant bis 2027	358	10	3	
Maßnahmen geplant bis 2027 – hohe Priorität	1076	84	31	13
Gesamt	1823	301	118	16

Bisher wurden in vielen Fällen nicht einmal die derzeitigen Mindestanforderungen an Restwasser in Huchengewässern umgesetzt. Erhöhte Restwasserabgaben, wie sie für eine Großfischart – wie den Huchen – notwendig sind und die auch gemäß geltendem Standard anzuwenden wären, fehlen in betroffenen Huchestrecken. Restwasseranpassungen sind im Vergleich zu anderen Maßnahmen technisch relativ einfach und rasch durchführbar und sollten daher umgehend umgesetzt werden.

11.5.5. Sunk/Schwall-Sanierung

Im Rahmen zahlreicher Forschungsprojekte wurden Methoden und Maßnahmenprogramme für die Sanierung von Schwall/Sunk-Strecken entwickelt (z. B. Greimel et al. 2021). Deren **zeitnahe Umsetzung ist dringend erforderlich**. Im NGP 2021 sind Schwallsanierungsmaßnahmen für die großen Flüsse Inn, Enns, Salzach und Drau sowie auch für kleinere Flüsse wie Ziller, Teigitsch, Kainach und Saalach vorgesehen. Es gibt jedoch auch Flüsse, wie die Möll, die zwar einen Schwall aufweisen, für die im NGP 2021 jedoch keine Sanierungsmaßnahmen vorgesehen sind. Dies sollte umgehend korrigiert werden.

Schwall/Sunk-Sanierungen sind für die Rettung des Huchens essenziell, da v. a. die größeren Fließgewässer davon betroffen sind. Die im NGP 2021 vorgegebenen Sanierungsmaßnahmen sind umgehend umzusetzen bzw. fehlende Gewässerabschnitte zu ergänzen.

11.5.6. Renaturierungsmaßnahmen

Österreich weist eine lange Tradition an Revitalisierungsprojekten und Maßnahmenumsetzungen auf. V. a. im Zuge von LIFE-Projekten wurde eine Vielzahl von Gewässerstrecken renaturiert. Dennoch weist **die Mehrzahl der Gewässerstrecken weiterhin massive morphologische Defizite** auf (NGP 2021).

Da praktisch alle Huchengewässer mehr oder weniger reguliert wurden, sind in diesen morphologische Sanierungen notwendig. Dies spiegelt sich auch in der Maßnahmenplanung des NGP 2021 wider, wo 627 morphologische Sanierungsmaßnahmen in Huchengewässern geplant sind (270 prioritär), wovon 176 in Mündungsabschnitten liegen. Achtzehn Maßnahmen liegen in B-Strecken der Flüsse Pielach, Gail, Sulm, Obere Mur und Laßnitz. Die Obere Mur wird als saniert betrachtet, obwohl hier noch signifikante Defizite vorliegen (s. o. sowie Kap. 7.1, Fallstudie Mur).

Der Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen hängt u. a. von der Länge der sanierten Gewässerstrecke ab (Schmutz et al. 2016). **Der Huchen benötigt zur Ausbildung lebensfähiger Population verhältnismäßig lange Gewässerstrecken.** Daher sollte vorerst wenigen **längeren Revitalisierungsabschnitten der Vorzug gegenüber vielen kleinen Maßnahmen** gegeben werden. Bei der Sanierung längerer Abschnitte unter Miteinbeziehung der Zubringer lässt sich vielfach auch leichter eine Verbesserung der Geschiebeverhältnisse und somit der Reproduktionsbedingungen für den Huchen und dessen Beutefische erzielen und auch die wichtige Anforderung nachhaltiger Renaturierungsmaßnahmen zur Wiederherstellung dynamische Prozesse mitverbinden.

Gemäß neuer EU-Verordnung zur »Wiederherstellung und Renaturierung geschädigter Ökosysteme« (DG Environment 2022, Entwurf) sollen in einem ersten Schritt bis 2030 in mindestens 20 % der betroffenen Gebiete Wiederherstellungsmaßnahmen durchgeführt und diese bis 2050 auf alle sanierungsbedürftigen Ökosysteme ausgedehnt werden.

Die Maßnahmenplanung des NGP 2021 stellt einen erfolgversprechenden Ansatz zur morphologischen Sanierung der Huchengewässer dar. Wie das Beispiel der Oberen Mur zeigt, sollten jedoch in den derzeit noch »(sehr) guten« Huchenstrecken die Maßnahmen über das derzeit übliche Maß hinaus erfolgen, da in diesen Strecken weiterhin morphologische Defizite bestehen und die Resilienz der Huchenspopulationen hier gestärkt werden muss, um eine Trendwende der abnehmenden Populationen zu erzielen. Dieser Ansatz sollte auch in den anderen gesamtheitlich zu sanierenden Huchenstrecken verfolgt werden, wobei längere Abschnitte großer Flüsse prioritär saniert werden sollen. Dies wäre auch ein wichtiger Beitrag zur neuen EU Verordnung zur »Wiederherstellung und Renaturierung geschädigter Ökosysteme«.

Tabelle 11-4: Anzahl morphologischer Sanierungsmaßnahmen gemäß NGP 2021 unterteilt in gesamt, Huchengewässer, Mündungen (< 1 km flussauf Mündung) in Huchengewässern sowie in A- & B-Strecken.

Maßnahmen	Gesamt	Huchengewässer	Mündung < 1 km	A & B Strecken
Maßnahmen geplant bis 2027	2436	357	109	0
Wasserkörper, in denen schwerpunktmäßig Maßnahmen hinsichtlich Morphologie geplant sind	647	270	67	18
Gesamt	3083	627	176	18

11.5.7. Ökologische Maßnahmen an Stauen

Das Revitalisierungspotenzial gestauter Flussstrecken ist aufgrund der stark veränderten hydromorphologischen Rahmenbedingungen sehr limitiert (Jungwirth et al. 2005). Dennoch zeigen Beispiele, dass auch in **Stauwurzeln, Umgehungsgerinnen und -systemen eine Reproduktion** stattfinden kann und vereinzelt Aufkommen von 0+ – Huchen möglich ist (siehe Kap. 7.3, Fallstudie Enns; Ratschan & Zauner 2012). Zudem werden Stau- und v. a. Stauwurzelbereiche mit z. T. noch Fließcharakter mitunter von adulten Huchen als Lebensraum angenommen, vorausgesetzt es liegt ein ausreichender Futterfischbestand vor. Da Staue meist sehr monotone morphologische Verhältnisse aufweisen, helfen Strukturierungsmaßnahmen, den Lebensraum aufzuwerten (Zauner et al. 2001). Wie entsprechende best practice-Beispiele zeigen, vermag eine Kombination aus Kontinuumsmaßnahmen in Form von großen dynamisch dotierten Umgebungsgewässern mit **Geschiebemanagement, Vernetzungen mit Zubringern und Augewässern** sowie **Strukturierungsmaßnahmen in Stauwurzel- und Staubereichen** hier die meist sehr unbefriedigende Situation merkbar zu verbessern (Zauner et al. 2020, Mühlbauer et al. 2023). Ein sehr wesentlicher Punkt zum Erhalt des Fließgewässercharakters und der Renaturierungspotenziale ist der Stopp des Verlustes des Restgefälles durch Geschiebedefizit und fortschreitende Eintiefung der Stauwurzeln.

Speziell Gewässer, die historisch gute Huchenflüsse waren und deren abiotische Rahmenbedingungen abseits des Stauinflusses dem Huchen besonders zusagten (z. B. Unterer Inn, Untere Enns, Unterer Lech, Untere Drau), weisen durchaus relevante Potentiale zur Förderung des Huchens auf. Dennoch ist in diesen Bereichen aufgrund der Rahmenbedingungen **nicht mit der Ausbildung größerer Huchenpopulationen zu rechnen**. Huchenvorkommen in gestauten Abschnitten können aber helfen, eine größere Verbreitung des Huchens zu erhalten bzw. wiederzuerlangen; zudem dienen sie, in Kombination mit funktionsfähigen Fischwanderhilfen, auch der Vernetzung höherwertiger Huchenpopulationen in den verbliebenen Fließstrecken.

Eine wesentliche Belastung im Zusammenhang mit Stauen stellen **Stauräumspülungen** dar. Der NGP 2021 hält dazu zwar fest, *»dass Stauräumspülungen lebensbedrohend für die Gewässerorganismen sein können, der direkte Konnex zum ökologischen Zustand eines Gewässers allerdings methodisch schwer feststellbar ist«*. Dem muss klar widersprochen werden, da sowohl international als auch national eine Vielzahl von Studien existieren, die massive gewässerökologische Beeinträchtigungen infolge Stauräumspülungen belegen (Pinter et al. 2021, Crosta et al. 2009, Gerster & Rey 1994), **ökologisch verträglichere Lösungen** zur Verfügung stehen und bereits auch **umgesetzt** werden (z. B. Cattaneo et al. 2021). In Gewässerstrecken mit noch *»(sehr) guten«* Huchenbeständen sollten die bestmöglichen Umweltstandards bzw. Lösungen mit den geringstmöglichen Schädigungen umgesetzt werden, auch wenn dadurch höhere Kosten oder Beeinträchtigungen des Wasserkraftbetriebs in Kauf zu nehmen sind. Es wird gefordert, diesen Belastungsfaktor im Rahmen der NGP **Risikoanalyse mitaufzunehmen**, zumal er sich auch relativ leicht erfassen lässt. Weiters sollten an internationale Standards angelehnte **Richtlinien bzw. Arbeitsbehelfe** für die Umsetzung bereitgestellt werden.

Staue bieten für den Huchen nur **sehr eingeschränkt Lebensmöglichkeiten**, dennoch sollten **erfolgversprechende Maßnahmen zur Lebensraumaufwertung verstärkt umgesetzt werden**. Geschiebemanagement und Stauräumspülungen sind an internationale Standards auszurichten.

11.5.8. Wiederansiedlungs- und Bestandsstützungsmaßnahmen

Übergeordnetes Ziel bei der Rettung des Huchens muss die Wiederherstellung intakter Lebensräume sein, um langfristig sich selbst reproduzierende Bestände in ausreichender Größe wieder zu gewährleisten. Da der Huchen aus den meisten Gewässerstrecken des ursprünglichen Verbreitungsgebietes verschwunden ist, wird dort nach erfolgter Lebensraumsanierung ein **Initialbesatz** unumgänglich sein, außer eine Zuwanderung ist aus bestehenden Populationen in ausreichendem Maße möglich, was jedoch nur in wenigen Fällen zu erwarten ist. Wie Erfahrungen aus mehreren Gewässern zeigen (sh. Kap. 9, Fischereiliche Bewirtschaftung des Huchens), lassen sich beim Huchen mit qualitativ hochwertigem Besatz relativ gesichert wieder Bestände aufbauen, wobei teils unklar ist, wie sich diese längerfristig entwickeln werden. Nachhaltige Bestände ohne das Erfordernis laufender Besatzmaßnahmen werden in vielen Fällen wohl am ehesten in Kombination mit umfassenden Maßnahmen zur Lebensraumverbesserung möglich sein. Da auch die Beutefischarten in den meisten Huchengewässern stark rückläufig oder verschwunden sind, wird man fallweise auch diese Fischarten mit Initialbesatz fördern müssen. Der Besatz sowohl von Huchen als auch Beutefischarten sollte grundsätzlich **nach ökologischen Kriterien** erfolgen, d. h. erst nach Behebung des Grunds/der Gründe für das Aussterben oder wenn eine Zuwanderung von selbst auf absehbare Zeit nicht möglich ist. Die Besatzfische sollten zudem über ausreichende genetische Diversität verfügen und in möglichst frühen Stadien besetzt werden, soweit dies die Verhältnisse zulassen. Zudem sollte standorttypisches oder nah verwandtes Genmaterial verwendet werden (Zauner et al. 2015, Geist et al. 2009, Holzer et al. 2004, siehe Kap. 9, Fischereiliche Bewirtschaftung).

In Gewässerabschnitten ohne ausreichende Reproduktionsmöglichkeiten bzw. mit limitiertem Jungfischaufkommen (z. B. Stau- bzw. Stauketten) ist ein regelmäßiger Besatz mit Huchen jedoch oft die einzige Möglichkeit, einen zumindest geringen Huchenbestand aufrechtzuerhalten. Neben der fischereilichen Wertigkeit können diese Bestände aber auch einen gewissen Beitrag zur Aufrechterhaltung der genetischen Diversität und Vernetzung in den Freigewässern leisten.

Der Besatz mit Huchen zur Wiederansiedlung in sanierten Fließgewässerabschnitten ist aufgrund des Fehlens dieser Art in den meisten Gewässern notwendig. Besatz in Gewässern ohne ausreichende Reproduktion hilft zusätzlich Huchenbestände zu erhalten.

11.6. Prädatorenmanagement

Ein erfolgreiches Prädatorenmanagement setzt voraus, dass die Maßnahmen effizient sind und den Fischbeständen zugutekommen. Zu diesem Thema existieren noch sehr wenige Studien, die bislang gewonnenen Erkenntnisse zeigen jedoch Folgendes: **Grundsätzlich ist es möglich, den Bestand der Prädatoren durch gezielte Maßnahmen zu reduzieren.** Ob sich dadurch Fischbestände erholen, hängt jedoch von einer Reihe von Faktoren ab. Wesentlich ist dabei sicherlich, wie stark die Bestände der Prädatoren tatsächlich reduziert werden (können). Studien am Huron See (Nordamerika) zeigen z. B., dass bei einer Reduktion der Kormoranpopulation um 90 % (von ca. 10.000 auf 1.000 Individuen) der Fischbestand sich unmittelbar wieder erholen konnte und dies trotz eines sehr offenen Ökosystems, wie es ein See darstellt (Fielder 2010). Diese Ergebnisse werden durch weitere Fallstudien in dieser Region bestätigt (Dorr et al 2012). Ausschlaggebend ist weiters die Mobilität bzw. wie groß die Revie-

re der Prädatoren sind. Räuber-Beutebeziehungen sind komplex und werden oft von dichteabhängigen und anderen Umwelt-Faktoren überlagert, wie dies auch im Fall des Huron-Sees angemerkt wird (Dorr et al. 2010). Populationsmodelle können bei der Abschätzung der Zielgröße von Prädatorenpopulationen behilflich sein (z. B. McCormick et al. 2021), deren Aussagekraft hängt jedoch stark vom Wissen über populationsregulierende Prozesse ab, das in vielen Fällen nur spärlich vorhanden ist.

Vergleicht man die Bestandssituation der hier behandelten fischfressenden Arten mit jener des Huchens, ist festzustellen, dass Kormoran, Gänsesäger und Fischotter weit verbreitet sind und ihre Bestände auf hohem Niveau liegen, während beim Huchen nur mehr Restpopulationen mit abnehmender Tendenz vorliegen (Tab. 11-5). Daraus folgt im Sinne eines ausgewogenen Artenschutzes und bei sehr ähnlichen rechtlichen Schutzbestimmungen für Fischfresser und Huchen, dass bei den Restpopulationen des Huchens und dort, wo versucht wird, Bestände wieder nachhaltig zu etablieren, dem Huchen in Bezug auf den Artenschutz der Vorrang einzuräumen ist. Damit kann sich die Notwendigkeit ergeben, die **Bestände der Fischfresser** in den letzten »(sehr) guten« Huchenstrecken (Klasse A und B) und unmittelbar angrenzender Gewässerstrecken sowie ihrer Zubringer so weit zu **reduzieren**, dass die Huchenbestände nicht weiter abnehmen bzw. sich erholen können. Durch gleichzeitige Umsetzung hoch wirksamer anderer Maßnahmen ist zu erwarten, dass sich dieses Erfordernis in weiterer Folge reduzieren lässt oder langfristig entfallen kann. **Angesichts der wesentlich größeren Zeitdauer zur Umsetzung der alternativen Maßnahmen und aufgrund der akut kritischen Situation der Huchenbestände ist ein unmittelbar startendes Prädatorenmanagement für den Erhalt des Huchens jedenfalls notwendig.**

Eine Bestandsreduktion der jeweils relevanten Fischfresser ist in den betroffenen Strecken so weit vorzunehmen, dass von keiner wesentlichen Beeinträchtigung der Huchen- und Beutefischbestände auszugehen ist. Prädatorenmanagement sollte auch in Strecken wie der Oberen Drau umgesetzt werden, wo die Fischfresser eine Erholung nach erfolgter Revitalisierung seit Jahren verhindern (siehe Kap. 7.2, Fallstudie Drau). Zudem sollte dies auch in geplanten Sanierungsstrecken zeitgleich mit der Umsetzung der Maßnahmen erfolgen. **Durch derartige räumlich und zeitlich beschränkte Maßnahmen werden sich in Summe weder die großräumige Verbreitung noch die Populationsgröße der Prädatoren auf ein ungünstiges Niveau verändern, da sich diese nur auf wenige Prozente der Gewässerstrecken der ursprünglichen Huchenverbreitung bzw. einen nicht erheblichen Teil der Verbreitungsgebiete der Fischfresser erstreckt.**

Jedenfalls sind die rechtlichen Rahmenbedingungen, aber auch die gesetzliche Notwendigkeit eines evidenzbasierten, zielgerichteten Prädatorenmanagements bereits jetzt gegeben (siehe Kap. 8.4, Rechtliche Rahmenbedingungen): Die Maßnahmen sind rechtlich geboten, da nur durch ein umgehend implementiertes Prädatorenmanagement in Kombination mit den ebenso dringlich angezeigten Lebensraum-Sanierungsmaßnahmen der rasant fortschreitende Bestandsrückgang des Huchens und seiner Beutefische aufgehalten werden kann. Das Prädatorenmanagement müsste zudem in die Managementpläne der Natura 2000-Gebiete übernommen werden. Die Maßnahmen haben höchste Priorität, da wahrscheinlich nur mehr wenige Jahre verbleiben, den Bestandsrückgang beim Huchen aufzuhalten. Beim Vergleich mit einer Status-Quo-Prognose, also dem Fall, dass keine Maßnahme erfolgt, wird deutlich, dass die Verluste durch »Nichtstun« (Gefahr des Aussterbens des

Huchens) deutlich höher sind als die nicht erheblichen Änderungen bei den Fischfressern als Folge der Maßnahme (lokale Bestandsreduktion). Für die Umsetzung des Prädatorenmanagements sind die entsprechenden Jagd- oder Naturschutzbehörden verantwortlich. Das Beispiel an der Oberen Drau zeigt, dass das Prädatorenmanagement in einigen Fällen/Gewässern kurzfristig wohl alternativlos ist, da auch bei sanierter Morphologie aufgrund der Staukette flussab nur eine geringe, vermutlich saisonal beschränkte Zuwanderung potamaler Arten wiederherstellbar ist. Eine Erholung der Huchen- und Beutefischpopulationen ist im Fall der Drau infolge des derzeit hohen Fraßdrucks unter den zuvor beschriebenen Rahmenbedingungen nur zögerlich zu erwarten. An Mur, Pielach und Gail, wo noch gute Adultfischbestände des Huchens vorhanden, jedoch die Beutefischbestände gering sind, besteht die dringende Notwendigkeit, die Prädatoren zu regulieren. Insgesamt sind die Voraussetzungen für Ausnahmegewilligungen zur Entnahme geschützter Fischfresser gegeben, da keine anderweitig rasch wirksamen Hilfsmaßnahmen bestehen.

Jedenfalls bedarf es bei der Umsetzung des Prädatorenmanagements eines umfassenden Monitorings, um Ausmaß und Auswirkungen der Bestandsreduktion der Fischfresser inklusive Gewährleistung des günstigen Erhaltungszustands einerseits und Bestandserholungen der Fischfauna andererseits quantifizieren zu können und die Maßnahmen gegebenenfalls anzupassen (adaptives Management). Dies trifft insbesondere auf den Fischotter zu, da hier noch wenige Erfahrungen vorliegen.

Tabelle 11-5: Zusammenfassender Vergleich des Zustands der Populationen der Fischfresser und des Huchens (vgl. Kap. 4-6 und 8) im Huchenlebensraum in Österreich (Daten für die Gänsesägergefährdung in Österreich berücksichtigen nicht aktuelle Daten aus Oö; die Einstufung des Fischotters stammt aus 2005, einer Zeit mit deutlich geringerem Bestand in Österreich, Spitzenberger 2005)

Art	Verbreitung	Bestand	Bestandsentwicklung	Gefährdungskategorie
Kormoran	im gesamten Bundesgebiet	103–156 Brutpaare 2.700–3.900 Ind. (Winterbestand)	Bestandstrend langfristig zunehmend (Winter- u. Brutbestand), Brutbestand kurzfristig abnehmend	Stark gefährdet (betrifft nur den Brutbestand)
Gänsesäger	im gesamten Bundesgebiet	350–480 Brutpaare 1.300–2.300 Ind. (Winterbestand)	zunehmend	Gefährdet
Fischotter	fast im gesamten Bundesgebiet	4 000 Ind.	zunehmend	Gefährdung droht (Vorwarnliste)
Huchen	fragmentierte Restpopulationen	< 2.000 Adulttiere	abnehmend	Stark gefährdet

11.6.1. Beispiel Fischottermanagement Oberösterreich

Ende Juni 2022 trat mit Kundmachung im Landesgesetzblatt (Oö. LGBI.Nr. 56/2022) die OÖ-Fischotter-Verordnung in Kraft. Die Verordnung erlaubt innerhalb enger Grenzen bis Ende November 2028 vorübergehende Eingriffe in den Fischotterbestand. Die Entnahmen sind kontingentiert. Hinsichtlich der Fließgewässer sind nun generelle Entnahmen in ganz OÖ (Kontingent A) und Entnahmen entlang von Gewässer-

strecken mit hoher ökologischer Funktion (Laichgebiete-Ausstrahlstrecke) (Kontingent B) möglich. Kontingent C bezieht sich auf Fischzuchtanlagen. Im ersten vollen Entnahmehjahr 2022/2023 können oberösterreichweit insgesamt höchstens 64 Fischotter entnommen werden (aufgeteilt auf die Kontingente A, B und C). In einem weiteren Schritt wird unter anderem auch eine planliche Ausweisung der besonders schützenswerten Gewässerstrecken (Kontingent B) erfolgen.

Das Fischottermanagement OÖ zeigt, dass es unter den gegebenen gesetzlichen Rahmenbedingungen möglich ist, ein Prädatorenmanagement umzusetzen und dabei den Konflikten zwischen geschützten Arten Rechnung zu tragen. Unter den besonders schützenswerten Gewässerstrecken sollten jedenfalls der Unterlauf und die Mündungsstrecke der Steyr sowie die angrenzende Fließstrecke der Enns fallen, da hier noch ein Restbestand an Huchen vorkommt (siehe Kap. 7.3, Fallstudie Enns). Da es sich hier um ein Europaschutzgebiet handelt und Fang oder Bejagung des Otters nicht gestattet ist, ist dies nur mit einer Ausnahmegewilligung möglich. Weitere prioritäre Strecken für den Huchen in Oberösterreich, mit kleinen Huchenvorkommen, liegen an der Traun im Abschnitt Traunfall bis flussab der Almmündung, der Vöckla und anschließenden Agerstrecke sowie in Mündungsbereichen von Zubringern von Inn und Donau, wie Mattig, Antiesen, Aist und Naarn (Ratschan & Zauner 2012).

11.6.2. Prädatorenmanagementpläne

Aufgrund der Tatsache, dass es sich um eine Konfliktsituation zwischen geschützten Arten handelt, ist beim **Prädatorenmanagement mit großer Sorgfalt vorzugehen**. Da die Rahmenbedingungen hinsichtlich Huchenbestand, Prädationsdruck und Lebensraumbedingungen in den betroffenen Gewässern sehr unterschiedlich sind, ist eine **individuelle Betrachtung auf Ebene von (Teil-)Einzugsgebieten** erforderlich. Es bedarf einer gründlichen Planung der Maßnahmen, die auf solider Datengrundlage fußt. In einem interdisziplinären Ansatz sollten sowohl die aktuellen Bestandsituationen des Huchens als auch der Prädatoren erfasst werden. Die Integration aller betroffenen Stakeholder, insbesondere Naturschutz, Fischerei, Wasserwirtschaft, NGOs, Jagdwirtschaft etc. ist Voraussetzung, um Maßnahmen möglichst ausgewogen zu entwickeln und entsprechende Akzeptanz zu erzielen. Mit der **Erstellung von Prädatorenmanagementplänen** beauftragte Projektteams sollten über entsprechende fischökologische, wildbiologische und naturschutzfachliche Expertise verfügen. Da es sich vielfach um Situationen handelt, wo es bislang nur vergleichsweise wenige wissenschaftlich fundierte Untersuchungen gibt, sollten zumindest die ersten Fallstudien **wissenschaftlich begleitet** werden.

In den Prädatorenmanagementplänen sollte neben der Beschreibung der Ist-Situation eine klare Zielsetzung definiert werden, für deren Erreichung konkrete Maßnahmen zu setzen sind. Geplante und zusätzlich erforderliche Maßnahmen zur Lebensraumverbesserung sollten integraler Bestandteil der Pläne sein. Ein Zeitplan sollte Art und Dauer der Maßnahmen sowie Meilensteine zur Überprüfung der Zielerreichung enthalten. Dazu ist die Umsetzung der Maßnahmen durch ein umfassendes interdisziplinäres Monitoring zu begleiten. Ergebnisse des laufenden Monitorings können, falls erforderlich, in überarbeitete Managementpläne einfließen. Die Umsetzung der Maßnahmen setzt in der Regel zuvor die Schaffung entsprechender gesetzlicher Grundlagen bzw. Verordnungen voraus (siehe Kap. 11.6.1 und 8.4, Rechtliche Rahmenbedingungen), was erfahrungsgemäß eine gewisse Zeit in An-

spruch nimmt. Die Prädatorenmanagementpläne können jedoch umgehend in Angriff genommen werden.

Während die Fischfresser weit verbreitet sind und deren Bestände auf hohem Niveau liegen, gibt es vom Huchen nur mehr Restbestände. Daher ist dem Huchen in den verbliebenen und zu sanierenden Strecken Vorrang gegenüber den Fischfressern einzuräumen. Fischfresser sind in den betroffenen Gewässerabschnitten so weit zu reduzieren, dass sich die Huchenbestände und deren Beutefische wieder erholen können. Die rechtlichen Grundlagen dafür sind gegeben und das derzeit schon praktizierte Fischottermanagement in OÖ ist ein Beleg für die Umsetzbarkeit von Regulierungsmaßnahmen bzw. die Erstellung entsprechender Verordnungen. Ansätze zur Erstellung entsprechender Prädatorenmanagementpläne und Verordnungen sollten auch in den anderen Bundesländern und in Bayern erfolgen.

11.7. Integrativer Sanierungsplan

Ziel ist die Wiederherstellung sich selbst reproduzierender bzw. erhaltender Huchenbestände mit ausreichender Verbreitung, Vernetzung und Größe. Dazu sind die noch bestehenden »(sehr) guten« Bestände zu schützen und zu fördern sowie neue Bestände wieder aufzubauen. Voraussetzung dafür sind intakte Lebensräume mit ausreichender Größe. Die Populationsgröße ist der maßgebliche Faktor für die Ausprägung der genetischen Vielfalt. So wird als Mindestgröße für die langfristige Bestandssicherung eine Stückzahl von mehreren tausend Adultexemplaren angesehen. Mit steigender Größe und Länge betrachteter Gewässer wächst die darin enthaltene Population. Daher kommt den längeren, durchgängigen und noch frei fließenden Gewässerabschnitten größerer Fließgewässer höchste Priorität bei der Rettung des Huchens zu. Die **derzeit noch frei fließenden Gewässer im Huchenlebensraum sind daher zu erhalten bzw. vor einem weiteren Ausbau der Wasserkraft und anderen Belastungen zu schützen** (siehe Kap. 11.5.2, Maßnahmen). Die im Kap. 11.5, Maßnahmen, dargestellten **hydromorphologischen Sanierungsmaßnahmen sind umzusetzen**. Voraussetzung für die Erholung der Huchenbestände ist, dass diese Maßnahmen durch ein geeignetes **Prädatorenmanagement** begleitet werden (siehe Kap. 11.6, Prädatorenmanagement). Weiters sind Aspekte des **Klimawandels** hinsichtlich der Eignung der Gewässer als Huchenlebensraum zu berücksichtigen (siehe Kap. 11.4.3, Klimawandel). Je nach Problemstellung gibt es kurz-, mittel- und langfristige Umsetzungszeiträume (Tab. 11-6).

Wesentliche Erkenntnis der Belastungsanalyse ist, dass fast alle Huchengewässer durch eine Mehrzahl von Belastungstypen betroffen sind. Insbesondere die **kumulative Wirkung** dieser Belastungen führte zum starken Rückgang der Huchen- und Beutefischbestände. Für die Sanierung bedeutet dies, dass **alle maßgeblichen Belastungen** so weit reduziert werden müssen, dass die Huchenbestände sich wieder erholen können. Dies kann bei Mehrfachbelastungen bedeuten, dass gewisse Belastungen sogar **über das übliche Maß** (gemäß WRRL/NGP) hinaus saniert werden müssen, da nicht alle Belastungen in vollem Umfang reduziert werden können. Dies ist beispielsweise für die Durchgängigkeit im »FAH-Leitfaden« auch vorgesehen, wird aber in der Praxis offensichtlich wenig berücksichtigt. Die Huchenpopulationen müssen wieder ein so hohes Maß an Resilienz erhalten, dass sie trotz verbleibender und manchmal unvermeidbarer Belastungen (z. B. Klimawandel) vitale Populationen ausbilden und sich langfristig erhalten können.

In Österreich ergeben die 7 größeren Huchengewässer mit **freien Fließstrecken** > 50 km insg. eine Länge von 552 km (Inn, Enns, Drau, Gail, Salzach, Mur, Gurk). Basierend auf den aktuellen Bestandswerten der noch am besten ausgeprägten Abschnitte der Oberen Mur (20 Adulte/km) könnte sich dort **eine Gesamtpopulation von ca. 10.000 adulten Individuen etablieren**. Dies würde eine Populationsgröße darstellen, die dem Huchen eine geeignete Basis garantiert, langfristig in Österreich bzw. bei ähnlichen Sanierungserfolgen auch in Bayern überlebensfähig zu bleiben. Die **Ausweitung von Huchenbeständen von derzeit nur einem »sehr guten« Bestand an der Mur auf insgesamt acht** würde das **Risiko des Aussterbens drastisch reduzieren**, da Einzelereignisse (z. B. Fischsterben) an einem Fluss nicht katastrophale Auswirkung auf die Gesamtpopulation hätten.

Die genannten großen Fließgewässer weisen durchwegs alpinen Charakter auf und werden trotz dem Klimawandel weiterhin für den Huchen kühl genug bleiben (siehe Kap. 11.4.3, Klimawandel). Der Fokus auf die größeren Fließgewässer muss deren **Zubringer** miteinschließen, da – wie historisch belegt – die Reproduktion oft zu einem essenziellen Teil in diesen oder deren mündungsnahen Unterläufen stattfand. Dieser Ansatz schließt natürlich nicht den Schutz und die Förderung bestehender Huchenbestände wie an der Pielach, Melk und Mank, mit ihren möglicherweise bedeutenden Anpassungen an wärmere Verhältnisse aus.

Viele der hier geforderten **Sanierungsmaßnahmen** waren/sind bereits in den NGPs erfasst, deren Umsetzung steht vielfach jedoch noch immer aus. So waren 219 der vorgeschlagenen Kontinuumssanierungen und 207 der Restwasseranpassungen des NGP 2021 in Huchengewässern bereits in den NGPs 2009 und 2015 geplant, wurden aber **bis dato nicht umgesetzt**. **Eine wesentlich ambitioniertere Umsetzung der Sanierung als bisher ist erforderlich, um ein Wiedererstarken des Huchens zu ermöglichen**. Da die Umsetzung der Sanierung nur sehr zögerlich vorstättengeht, ist es umso wichtiger, bei der Priorisierung der Maßnahmen auf die spezifischen Anforderungen des bedrohten Huchens sowie seiner Beutefischarten einzugehen (vgl. Tab. 11-6).

Manche Maßnahmentypen sind jedoch im NGP 2021 nicht oder nur generell erfasst. Dies betrifft z. B. die Problematik von **Stauraumpülungen** sowie die **Geschiebeproblematik** generell. Maßnahmen zur Verbesserung der Geschiebeverhältnisse müssen wesentlicher Bestandteil eines integrativen Sanierungsansatzes sein, auch wenn hier noch Wissenslücken vorhanden sind, da sich schon mit dem bestehenden Wissen sehr wohl bereits jetzt sinnvolle ökologische Maßnahmen definieren lassen. Aufgrund der drastischen ökologischen Folgen von Stauraumpülungen ist dieser Belastungsfaktor in die Risikoanalyse sowie ins Maßnahmenprogramm des NGP aufzunehmen (Kap. 11.5.7, Maßnahmen Staue). Für die Geschiebeproblematik sollten ähnlich wie bei den Machbarkeitsstudien für die Schwallisanierung einzugsgebietsbezogene Gesamtlösungen entwickelt werden. Die derzeit praktizierte Verschiebung von Maßnahmen in die Zukunft ist keine zielführende Vorgangsweise.

Obwohl die Bedeutung des Fischschutzes sowie die Notwendigkeit von **Fischabstiegsanlagen** national als auch international außer Zweifel stehen, fehlen im NGP 2021 eine Erfassung der Belastung sowie ein Maßnahmenprogramm zur Umsetzung. Ähnliches gilt für Bayern. Von Seiten der Wasserwirtschaftsverwaltung werden derzeit Anlagen zum Fischabstieg allenfalls bei Neuanlagen gefordert. Nur wenige der über 4.200 Wasserkraftanlagen in Bayern verfügen über Fischschutz- und Fischabstiegskonzepte. Insbesondere in A- & B-Strecken sollten diese Maßnahmen umgehend

in Angriff genommen und in weiterer Folge auch in zu sanierenden Huchengewässern umgesetzt werden.

Bestehende naturschutz- und wasserrechtliche Regelungen reichen nicht aus, um **die letzten Huchenrestbestände vor einem weiteren Ausbau der Wasserkraft zu schützen** (siehe Kap. 11.3, Gebietsschutz). Die jeweiligen gesetzlichen Bestimmungen sind daher unverzüglich so anzupassen, dass keine weiteren Wasserkraftwerke in A- & B-Strecken gebaut werden. Zudem ist vorzusorgen, dass die freien Fließstrecken mit hohem Sanierungspotenzial für den Huchen nicht mit weiteren KW verbaut werden (siehe Kap. 11.5.2, Freie Fließstrecken).

Alleinige (Teil-)Sanierung hydromorphologischer Belastungen ohne **Prädatorenmanagement** wird vielerorts nicht zu einer ausreichenden Erholung der Huchenbestände führen, wie dies die Situation an der großteils revitalisierten Oberen Drau zeigt (siehe Kap. 7.2, Fallstudie Drau). Daher bedarf es einer Priorität des Huchenschutzes in allen zu sanierenden Huchengewässern gegenüber dem Schutz der Fischfresser, vorrangig in A- & B-Strecken.

Bei der Umsetzung der Schutz- und Sanierungsmaßnahmen sollte auf die geänderten Rahmenbedingungen als Folge des **Klimawandels** Bedacht genommen werden. Neben Maßnahmen zur Verringerung der Temperaturerhöhung sollten Sanierungsmaßnahmen vorrangig in auch in Zukunft temperaturmäßig noch für den Huchen geeigneten Gewässerabschnitten erfolgen (siehe Kap. 11.4.3, Klimawandel). Auch bei durch **Freizeitnutzung** stark frequentierten Huchengewässern werden Regelungen zum Schutz des Huchens notwendig sein (Kap. 10, Freizeitnutzung).

Die Tatsache, dass es in Bayern und Österreich nur mehr Restbestände an Huchen gibt, könnte den Gedanken nahelegen, dass es für die Rettung des Huchens bereits zu spät ist. Dem ist klar zu widersprechen, da derzeit noch ausreichend Restpopulationen als Basis für einen Wiederaufbau von Populationen in verschiedenen Gewässern vorhanden sind. **In naher Zukunft könnte jedoch der Genpool infolge weiter fortschreitender Bestandsrückgänge so weit reduziert werden, dass eine erfolgreiche Erholung der Bestände in Frage zu stellen wäre.** Dies zeigt, dass **sofortiges Handeln erforderlich** ist und die im Rahmen vorliegender Arbeit vorgeschlagenen Maßnahmen umgehend umzusetzen sind.

Auch wenn es keine Garantie für die Rettung des Huchens gibt, so ist die Umsetzung der hier vorgeschlagenen Maßnahmen in ähnlicher Form auch für viele andere Flussfischarten erforderlich, die teils ebenfalls markante Rückgänge ihrer Bestände erfahren haben. Die Bedrohung von anderen Leitfischarten ist derzeit noch nicht so akut wie beim Huchen, diese Arten könnten aber bei Fortschreiten der derzeitigen Entwicklung relativ bald in eine dem Huchen vergleichbare Situation kommen. In Österreich hat sich z. B. das Verbreitungsgebiet der Leitfischarten Barbe, Nase und Aitel bereits um 40–60 % im Vergleich zur ursprünglichen Verbreitung verringert. Während Barbe und Aitel in frei fließenden Abschnitten noch vergleichsweise gute Bestände aufweisen, ist die Nase in ganz Österreich nur mehr in Restbeständen vorhanden (Hayes et al. 2022). Ähnliche Rückgänge wurden auch bei Fischpopulationen in Bayern, sowohl bzgl. Abundanz als auch bzgl. Verbreitung nachgewiesen, wobei strömungliebende und kieslaichende Arten vom Rückgang besonders betroffen waren (Mueller et al. 2018). Als wesentliche Ursachen wurden dabei Staubereiche, Flächenversiegelungen und daraus resultierende Abflussveränderungen sowie die Landnutzung identifiziert (Mueller et al. 2020).

Tabelle 11-6: Übersicht dringend notwendiger Maßnahmen zum Schutz des Huchens sowie deren kurz- mittel- und langfristige Umsetzung

Art der Belastung	kurzfristig Ab sofort	mittelfristig 1–5 Jahre	langfristig > 5 Jahre
Morphologie	Aufnahme aller freien Fließstrecken in das prioritäre Sanierungsprogramm des NGP mit Priorität auf den langen Strecken	Umsetzung morphologischer Sanierungsmaßnahmen unter besonderer Berücksichtigung eigendynamischer Prozesse	
Fischaufstieg	Überprüfung bestehender FAHs auf Passierbarkeit für (große) Huchen und Beutefischschwärme	Errichtung bzw. Anpassung der FAHs für (große) Huchen und Beutefischschwärme wo erforderlich in A- und B-Strecken	Errichtung bzw. Anpassung der FAHs für (große) Huchen und Beutefischschwärme wo erforderlich in C- und D-Strecken
Fischschutz und -abstieg	Planung von Fischschutz- und -abstiegsanlagen für bestehende und geplante WKW	Umsetzung Fischschutz- und -abstiegsanlagen in A und B Strecken	Umsetzung Fischschutz- und -abstiegsanlagen in C und D Strecken
Anbindung Zubringer	Aufnahme aller Kontinuumsunterbrechungen im Mündungsbereich von Zubringern in das prioritäre Sanierungsprogramm des NGP	Umsetzung Kontinuumsanierung in A- und B-Strecken	Umsetzung Kontinuumsanierung in C- und D-Strecken
Wasserkraft generell	Keine neuen WKW in A- und B-Strecken	Keine neuen WKW in freien Fließstrecken mit hohem Schutz- und Sanierungspotential	
Stau	Schaffung von hochwertigen Schlüsselhabitaten speziell in Umgehungssystemen und Stauwurzeln, Erhalt des Restgefälles		
Schwall	Prioritäre Sanierung großer alpiner Fließgewässer	Sanierung restlicher C- und D-Strecken	
Restwasser	Überprüfung Restwasserabgabe	Erhöhung Restwasser in A- und B-Strecken, wo notwendig	Erhöhung Restwasser in C- und D-Strecken, wo notwendig
Stauraumspülungen	Priorität des Huchenschutzes in A- und B-Strecken vor WK-Nutzung	Entwicklung und Umsetzung ökologisch verträglicher Stauraumspülungen in C und D Strecken	
Geschiebedefizit	Erstellung flussspezifischer Geschiebemanagementpläne	Umsetzung flussspezifischer Geschiebemanagementpläne	
Prädatoren	Priorität des Huchenschutzes in A- und B-Strecken gegenüber Prädatoren solange erforderlich	In sanierten C- und D-Strecken falls erforderlich	
Klimawandel (Wassertemperatur)	Schaffung gesetzlicher Grundlagen zum Schutz der Ufervegetation	Umsetzung Schutz/Entwicklung Ufervegetation und weiterer Anpassungsmaßnahmen (Morphologie, Durchgängigkeit, thermische Einleitungen etc.)	
Belastung durch Freizeitnutzung (Boots- und Badebetrieb)	Erlass von gewässerspezifischen Regelungen des Boots- und Badebetriebs in stark frequentierten Strecken		

11.8. Forschungsbedarf

11.8.1. Ökologie des Huchens

Trotz seiner prominenten Stellung als Spitzenregulator in Flussökosystemen sowie seiner hohen fischereilichen Bedeutung sind viele Teilaspekte der Autökologie des Huchens noch weitgehend unerforscht. Der Huchen erscheint im Vergleich zu anderen Salmoniden toleranter gegenüber höheren Temperaturen zu sein (Jungwirth & Winkler 1984), andererseits ist der Huchen als frühjahrslaichende Art stärker vom **Klimawandel** betroffen als Herbst- und Winterlaicher (Sternecker et al. 2014). Die Temperaturpräferenzen und -limits sind für die Lebensstadien des Huchens abseits des Ei- und Embryonalstadiums sowie der Laichzeit aber nicht im Detail bekannt und sollten dringend untersucht werden (v. a. Laboruntersuchungen). Temperaturlimits sind für die Frage der (Wieder-)Besiedelung der sich infolge des Klimawandels erwärmenden Unterläufe von zentraler Bedeutung.

Weiters ist nicht im Detail bekannt, von welchen Beutefischen sich der Huchen in den unterschiedlichen Lebensstadien ernährt bzw. wie hoch der **Beutefischbestand** sein muss, damit die Überlebensfähigkeit der Huchenpopulationen gewährleistet ist. Obwohl in den letzten Jahren einige Untersuchungen zur Habitatnutzung des Huchens durchgeführt wurden, bestehen noch deutliche Wissenslücken z. B. in Bezug auf die **Lebensraumnutzung** in großen Flüssen, **Wanderungen** im saisonalen und ontogenetischen Verlauf, Habitatpräferenzen subadulter Huchen, Eimortalität etc. Auch die Erforschung **populationsregulierender Prozesse** wie z. B. die Bedeutung des Jungfischaufkommens (recruitment) auf die Lebensfähigkeit von Huchenpopulationen oder die Konkurrenz mit anderen Arten (z. B. Wels) ist erforderlich. Da ein hoher Anteil der derzeitigen Huchenpopulationen auf **Besatz** angewiesen ist, sollte untersucht werden, inwieweit sich Besatzmaßnahmen auf die genetische Variabilität und Integrität auswirken.

Wenn auch vorliegende Arbeit erstmalig einen flächendeckenden Überblick über die Verbreitung und die Bestandsgrößen in Bayern und Österreich liefert, so gibt es noch viele Unsicherheiten bzgl. der tatsächlichen **Bestandssituation** vieler Gewässer. Der Schutz und die Wiederherstellung intakter Huchenbestände erfordert ein umfassendes und kontinuierliches Monitoring dieser Art, um Status und Trend gesicherter abschätzen zu können. Dazu ist ein länderübergreifendes Monitoringprogramm nach Stand der Technik zu entwickeln und umzusetzen, wobei auch neue Methoden wie z. B. e-DNA auf ihre Tauglichkeit für ein Huchenmonitoring getestet werden sollten.

11.8.2. Wissenschaftliche Begleitstudien zum Prädatorenmanagement

Da viele Fragen bzgl. eines gezielten Prädatorenmanagements noch offen sind, sollten umgesetzte Managementmaßnahmen in Form wissenschaftlicher Begleitstudien untersucht werden. Dies sollte zumindest bei den ersten Maßnahmen in einer repräsentativen Auswahl von Gewässern erfolgen.

Diese Studien müßten sowohl die Wirkung der Maßnahmen auf die **Bestände der Prädatoren als auch der Huchen- und Beutefischbestände umfassen**. Um nachvollziehbare und klar interpretierbare Ergebnisse erzielen zu können, sollte sich das Untersuchungsdesign nach anerkannten Methoden, wie z. B. dem BACI Design, richten: Dabei werden Gewässerstrecken vor (Before) und nach (After) Umsetzung der Maßnahmen (Impact) untersucht und mit Gewässerstrecken ohne Maßnahmen (Control) verglichen. Zentrale Anforderungen an derartige Studien sind wie folgt (vgl. Ratschan & Hammerschmied 2022):

1. Fischbestandsaufnahmen sollten vor Beginn der Prädatorenentnahme im Sinne eines »**Prämonitorings**« über mehr als ein Jahr durchgeführt werden (es sei denn, es liegen bereits mehrjährige Datensätze aus anderen Quellen vor). Prämonitoring ist wichtig, um auf einer fundierten »baseline« vor Beginn des Entnahmeexperiments aufbauen zu können.
2. Eine **hohe Zahl von Befischungstrecken** (wesentlich mehr als 3 pro Gewässer) ist für eine ausreichende statistische Aussagekraft notwendig. Dies ergibt sich aus der natürlicherweise hohen räumlichen Variabilität und dient auch dazu, trotz erfahrungsgemäß bei vieljährigen Untersuchungen auftretenden Veränderungen von Befischungstrecken durch externe Einflüsse, eine ausreichende Zahl verwendbarer Strecken zu gewährleisten. Eine statistische Versuchsplanung im Vorfeld ist anzuraten.
3. Eine über die Untersuchungsdauer **konstante Strategie** des Fischbesatzes oder das generelle Unterlassen von Fischbesatz, um diesen schwer greifbaren Einflussfaktor auszuschließen.
4. Eine **Dauer des Experiments** (»Postmonitoring«) von mindestens 3–5 Jahren, um die natürliche zeitliche Variabilität abzudecken. Dies betrifft insbesondere die schwankende Rekrutierung von Jungfischjahrgängen.
5. Eine **starke Entnahme der Prädatoren** bereits ab dem ersten Beobachtungsjahr des Postmonitorings, möglichst gut über das Untersuchungsgebiet und falls erforderlich auch über das angrenzende Gebiet verteilt.
6. Eine **parallele quantitative Beobachtung der Prädatoren** über die Untersuchungsdauer, um den Effekt der Entnahme auch räuberseitig zu erfassen und so eine gute Interpretierbarkeit von Veränderungen der Beutebestände zu gewährleisten.

Weiters sollte dringend untersucht werden, wie sich mittlerweile sanierte Beutefischbestände, beispielsweise am Unterlauf von Traisen, Kamp und Gr. Tulln, unter dem längerfristigen Einfluss unregulierter Fischprädatoren entwickeln. Damit lassen sich Prognosen entwickeln, welche Bestandswerte und welches Ausmaß an Resilienz erreicht werden müssen, um andernorts aufgenommene Prädatoren-Managementmaßnahmen wieder stoppen oder anpassen zu können. Dabei könnte auch in breitsanierten Huchengewässern geprüft werden, ab welchen Bestandsverhältnissen ein guter Beutefischbestand aufgrund seines Individuenreichtums Fischprädatoren von Huchen weitgehend ablenkt, sodass der Huchenbestand keinen wesentlichen direkten Schaden durch Fischprädatoren mehr nimmt.

12. Zusammenfassung

Die derzeitige Bestandssituation ist durch einen **sehr starken Rückgang des Huchens** im Vergleich zum ursprünglichen Verbreitungsgebiet gekennzeichnet. **Ein »sehr guter« Bestand ist nur mehr in 0,7 %, ein »guter« in 7,8 % des ursprünglichen Verbreitungsgebietes in Bayern und Österreich gegeben.** Daher ist der Huchen in Österreich und Bayern als stark gefährdet eingestuft, wobei auf der Alpennordseite, also im Einzugsgebiet der Oberen Donau, die aktuellen Entwicklungen in Richtung einer akuten Bedrohung durch Aussterben gehen. Bei Fortschreiten der Entwicklung ist dies für ganz Bayern und Österreich zu erwarten. Die dramatischen Bestandsrückgänge des Huchens spiegeln sich in umfangreichen Schutzbestimmungen zum Erhalt dieser Art wider, **fallweise sind die Gefährdungsklassifizierungen sowie Schutzgebiete jedoch anzupassen.**

Wesentliche Ursachen für den Rückgang der Huchenbestände sind **Wasserkraftwerke** und **Flussregulierungen**, in jüngerer Zeit auch **Prädatoren**. Zu den wesentlichen Problembereichen der Wasserkraft zählen **Kontinuumsunterbrechungen, Staue, Restwasser, Schwall und Sunk sowie Stauraumspülungen.** Wasserkraftwerke, aber auch **Flussregulierungen** führten zu **Kontinuumsunterbrechungen**, wodurch v. a. Laichwanderungen im Hauptfluss und in die Zuflüsse eingeschränkt oder unterbunden wurden. Infolge Begradigung und Kanalisierung **gingen essenzielle Laich-, Jung- und Adultfischhabitate verloren.** **Flussregulierungen alleine führten jedoch nicht zum völligen Verschwinden des Huchens, sondern erst die Kombination aus Regulierung, Wasserkraftwerken und anderen Belastungen.** Die Gewässergüte wurde in den meisten Gewässern saniert und stellt heute nicht mehr einen maßgeblichen Belastungsfaktor für den Huchen dar.

Beeinträchtigungen durch Wasserkraftwerke und Flussregulierungen wirken sich nicht nur auf den Huchen selbst, sondern auch **auf seine Beutefische** (v. a. Äsche, Nase, Barbe, Aitel) aus und **verschärfen dadurch die Situation** für diesen Raubfisch, da er sich – außer im frühen Jungstadium – ausschließlich von Fisch ernährt.

Der Bestand an Huchen und seinen Beutefischen ist in den letzten Jahren durch **Prädatoren** zusätzlich zurückgegangen. Der Bestand an überwinternden **Kormoranen** ist in Österreich beginnend in den 1990er Jahren mittlerweile auf mehrere 1.000 Individuen angestiegen. Brut- und Winterbestände des **Gänsesägers** haben in den letzten Jahren ebenso zugenommen. Der Bestand des **Fischotters** hat sich in Österreich seit den 1990er Jahren auf mittlerweile geschätzte 4.000 Individuen erhöht. Die in den Fallbeispielen Drau, Enns, Mur, Pielach, Schwarzer Regen und Isar dokumentierten Bestandsrückgänge des Huchens und der Begleitfischarten sowie die hohen Anteile verletzter Huchen und Totfunde deuten darauf hin, dass ein **deutlicher kausaler Zusammenhang mit dem Wiedererstarken der Prädatoren besteht.** Die Fischbestände haben infolge der über bereits viele Jahrzehnte wirkenden hydro-morphologischen Belastungen offensichtlich ihre Fähigkeit (Resilienz) verloren, mit dem zunehmenden Prädationsdruck zurecht zu kommen.

Bereits in den letzten Jahrzehnten haben sich Fließgewässer infolge des **Klimawandels** um bis zu 2 °C erwärmt. Obwohl der Huchen unter den Salmoniden als ver-

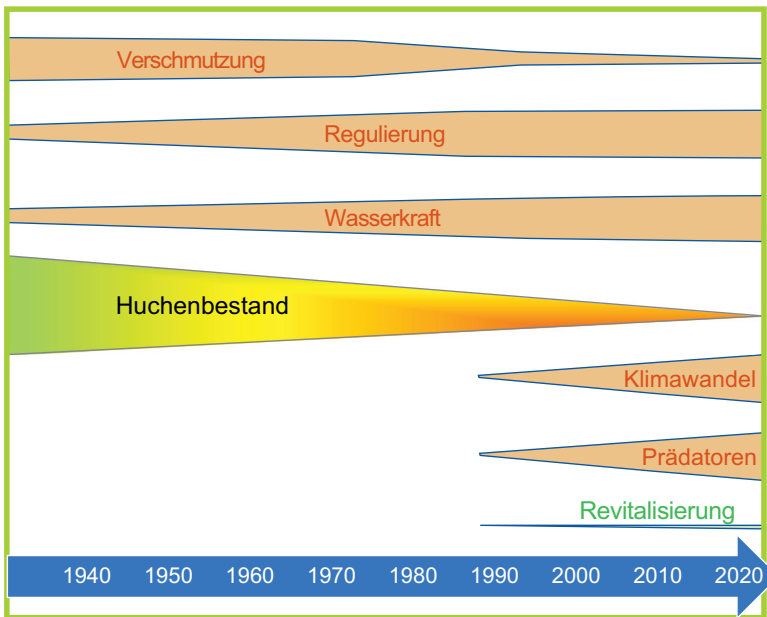


Abbildung 12-1: Zeitlicher Verlauf der Wirkung wesentlicher Belastungsfaktoren, die für den Rückgang des Huchenbestandes verantwortlich sind inkl. beginnender Revitalisierungsmaßnahmen.

gleichsowie temperaturtolerant gilt, verschwindet er zunehmend aus den Unterläufen der Gewässer. **Insbesondere die Kombination aus hydromorphologischen und klimabedingten Belastungen sowie Zunahme der Prädatoren führte zum drastischen Rückgang der Huchenbestände (Abb. 12-1).**

Nehmen die Huchenbestände weiterhin ab, so besteht ein **hohes Risiko, dass der Huchen in Bayern und Österreich ausstirbt** oder in freier Wildbahn nur noch durch Besatzmaßnahmen am Leben erhalten werden kann. Es sind daher **dringend umfangreiche Maßnahmen umzusetzen**, diesem Trend entgegenzuwirken und damit langfristig das Überleben des Huchens zu sichern. Eine primär auf Besatzmaßnahmen fokussierte Erhaltungsstrategie ist zum Scheitern verurteilt, weil damit Aspekte wie die genetische Vielfalt und laufende Anpassungen durch Selektion nicht ausreichend berücksichtigt werden können.

Maßnahmen zum Schutz des Huchens sind notwendig, um **bestehende Populationen vor weiteren Bestandsabnahmen zu schützen** und **neue Populationen** im ursprünglichen Verbreitungsgebiet zu **etablieren**. **Maßnahmen in Strecken mit noch (weitgehend) intakten Populationen aber auch mit guten Prognosen einer Bestandserholung sind prioritär zu verfolgen**. Grundsätzlich sind jedoch alle ökologischen Verbesserungsmaßnahmen im ursprünglichen Verbreitungsgebiet des Huchens als positiv zu betrachten, auch wenn sie aufgrund der weitgehend fehlenden Bestände oder aktuell multipler Belastungen erst langfristig zum Erhalt der Art beitragen. Auch der Aufbau von Beutefischpopulationen in diesen Strecken stellt einen wesentlichen Schritt zur Sanierung von Huchenpopulationen dar.

Das höchste Potenzial weisen die **wenigen (weitgehend) intakt verbliebenen Huchenpopulationen** auf. In ihnen befindet sich sozusagen das genetische **Rückgrat** dieser imposanten Fischart. In diesen Strecken sind **jegliche zusätzlichen Beeinträchtigungen** der Bestände und des Lebensraums strikt zu vermeiden. Dies erfordert

dort insbesondere einen **gesetzlich verankerten Verzicht auf den Bau weiterer Wasserkraftwerke und die fischökologische Optimierung bestehender Anlagen**. Auch andere **wasserbauliche Beeinträchtigungen** sowie **Schwallbetrieb** und **Wasserentnahmen** sind zu unterlassen. **Vielmehr gilt es, die Situation in diesen Strecken so zu verbessern**, dass der Bestandsrückgang in eine Bestandszunahme umgekehrt werden kann. Dazu sind sowohl notwendige **hydromorphologische Verbesserungsmaßnahmen** als auch **vorübergehende bestandsregulierende Maßnahmen der Prädatoren** notwendig.

Da es sich bei den Lebensräumen der (weitgehend) intakt verbliebenen Huchenpopulationen um einen **sehr geringen Anteil am gesamten Gewässernetz und somit auch am Verbreitungsgebiet der Prädatoren** handelt und der Huchen **wesentlich stärker gefährdet ist als die Prädatoren**, ist aus **naturschutzfachlicher und -rechtlicher Sicht ein vorrangiger Schutz des Huchens in den betroffenen Gewässerabschnitten gerechtfertigt**.

Geringes Potenzial weisen Staubereiche, insbesondere Stauketten auf, da hier der Lebensraum langfristig erheblich verändert wurde. Aufgrund der geänderten Systemeigenschaften lassen sich hier lediglich im Stauwurzelbereich bzw. in Kombination mit Zubringern und/oder flussaufliegenden Fließstrecken bei entsprechender Habitatausstattung und/oder durch Besatzmaßnahmen **kleinere Huchenpopulationen erhalten bzw. wieder etablieren**. In Summe liefern diese jedoch auch einen gewissen Beitrag für zur Arterhaltung des Huchens.

Lässt man die »(sehr) guten« Bestände und Staubereiche außer Betracht, verbleiben jene **Gewässerstrecken mit hohem Potenzial**, in denen der Huchen derzeit nur mehr sehr eingeschränkt oder gar nicht mehr vorkommt, sich aber, je nach Belastungssituation und Sanierungsbemühungen, wieder etablieren könnte. Hier sind v.a. **größere Fließgewässer mit durchgehenden Fließstrecken (> 50 km)** von Bedeutung, da diese größere Huchenbestände beherbergen könnten. Dies sind in Österreich 7 Gewässerstrecken mit einer Länge von insg. 444 km: **Tiroler Inn, Steirische Enns, Obere Drau, Untere Gail, Untere Salzach, Obere Mur, Untere Gurk**. Nach erfolgter Sanierung dieser Strecken könnte sich wieder ein **weit verzweigtes Netz aus intakten Huchenbeständen** entwickeln, deren Metapopulation sich aus mehreren tausend Individuen zusammensetzt. Nur so lässt sich **auch auf lange Sicht die genetische Vielfalt erhalten und der Huchen langfristig vor dem Aussterben bewahren**.

Während z. B. an der Oberen Drau bereits umfangreiche **flussmorphologische Verbesserungen** realisiert sind, fehlen diese an den anderen Gewässern weitgehend. Zudem ist die Grundvoraussetzung für ein Wiedererstarken der Huchenpopulationen am Tiroler Inn und der Steirischen Enns eine **Kombination aus morphologischen und schwalldämpfenden Maßnahmen**. Bei der morphologischen Sanierung spielt die Anbindung und Sanierung der **Zubringer** und deren Mündungsbereiche eine entscheidende Rolle. **Restwasseranpassungen** sind in Huchengewässern prioritär umzusetzen. Viele der genannten Maßnahmen waren in den vergangenen Planungsperioden auch in Huchengewässern vorgesehen, sind jedoch bislang nicht umgesetzt. **Eine wesentlich ambitioniertere Umsetzung der Sanierungsmaßnahmen ist gefordert**. Hydromorphologische Maßnahmen, die **zusätzlich in das Maßnahmenprogramm des NGP 2021 aufzunehmen** sind, umfassen ein **Geschiebemanagement inkl. ökologisch verträglicher Stauraumpülungen** sowie **Anpassungen von FAHs** und die **Implementierung von Fischschutz und Fischabstiegsanlagen**.

Wie das Beispiel der Oberen Drau zeigt, ist dort bei hohem Fraßdruck durch Prädatoren trotz intensiver Habitatverbesserung auch nach Jahren noch keine Erholung der Beutefisch- und Huchenpopulationen erkennbar. Daher ist nicht nur in Strecken mit noch »(sehr) guten« Huchenbeständen, sondern auch in Gewässerstrecken mit hohem Potenzial für einen Wiederaufbau intakter Huchenpopulationen neben weiteren hydromorphologischen Sanierungsmaßnahmen zur Etablierung arten- und biomassereicher Gesamtfischbestände eine kurz- bis mittelfristige Bestandsregulierung der Prädatoren Voraussetzung für eine Bestandserholung des Huchens. Die Bestandsregulierung der Prädatoren bedarf eines umfassenden Prädatorenmanagements, bei welchem in Form von Prädatorenmanagementplänen klare Ziele formuliert werden und die Maßnahmen und deren Wirkung durch ein gezieltes Monitoring sowohl der Prädatoren- als auch der Fischbestände untersucht werden.

Trotz seiner prominenten Stellung als Spitzenregulator in Flussökosystemen sowie seiner hohen fischereilichen Bedeutung sind **viele Teilaspekte der Ökologie des Huchens noch weitgehend unerforscht**. Dies betrifft Aspekte der Habitatnutzung, Temperaturpräferenz und -limits, populationsdynamische Prozesse sowie eine detailliertere und kontinuierliche Erfassung des Status und des Trends der verbliebenen Huchenpopulationen sowie gewässerspezifische Schutz- und Managementpläne. Die diesbezüglichen Arbeiten sollten unverzüglich in Angriff genommen werden.

13. Danksagung

Wir bedanken uns ganz herzlich für die umfangreichen Informationen und Beiträge der zahlreichen FischerInnen und NaturliebhaberInnen, die wesentlich zur Datengrundlage dieser Arbeit beigetragen haben. Zudem gilt der Dank allen jenen öffentlichen Stellen, die Daten zur Verfügung gestellt haben, insbesondere die Detaildaten aus den Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplänen seitens des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft (BML) (Freigabe Umweltbundesamt Zahl 382-14/22).

14. Literatur

- Albegger E., Samwald O., Pfeifhofer H.W., Zinko S., Ringert J., Kolleritsch P., Tiefenbach M., Neger C., Feldner J., Brandner J., Samwald F., Stani W. (2015): Avifauna Steiermark – Die Vögel der Steiermark. Leykam Verlag, Graz. 880 S.
- Amt für Jagd und Fischerei der Autonomen Provinz Bozen (2021): Der Kormoran in Südtirol – Vorkommen – Einfluss auf Fischfauna und ökologisches Gleichgewicht – Management. 50 S.
- Anonym (1884): Rechenschaftsbericht des Oberösterreichischen Fischerei-Vereines über das Jahr 1883. Mitteilungen des österreichischen Fischerei-Vereines 4/14, 87–91.
- Anonym (1888): Die Angelfischerei in der Pielach. Österreichischer Fischerei-Verein [Hrsg.], Selbstverlag. Wien.
- Baer J., Blank S., Chucholl C., Dußling U., Brinker A. (2014): Die Rote Liste für Baden-Württembergs Fische, Neunaugen und Flusskrebse. Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg, Stuttgart. 64 S.
- BAFU (2007): Rote Liste Fische und Rundmäuler. Rote Liste der gefährdeten Arten der Schweiz. Ausgabe 2007. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern. 66 S.
- Bernos T.A., Yates M.C., Fraser D.J. (2018): Fine-scale differences in genetic and census population size ratios between two stream fishes. *Conservation Genetics* 19/2, 265–74.
- Bernotat D. (2015): Querbezüge zwischen FFH-Verträglichkeitsprüfung, Verschlechterungsverbot und Gebietsmanagement – Prüfung von Naturschutzmaßnahmen auf Verträglichkeit oder Kongruenz mit den Erhaltungszielen eines Gebietes? Vischer-Leopold M., Ellwanger G., Ssymank A., Ullrich K., Paulsch C. (Hrsg.): Natura 2000 und Management in Moorgebieten. Naturschutz und Biologische Vielfalt 140. Landwirtschaftsverlag Münster, Münster. S. 247–262.
- Binder W. (2011): Flusslandschaft Isar im Wandel der Zeit, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg. 104 S.
- BirdLife International (2021): European Red List of Birds. Publications Office of the European Union, Luxembourg. 52 S.
- BirdLife Österreich (2019): Österreichischer Bericht gemäß Artikel 12 der Vogelschutzrichtlinie, 2009/147/EG, Berichtszeitraum 2013 bis 2018. Ergebnisbericht. Wien. 248 S.
- Birk S., Chapman D., Hering D. et al. (2020): Impacts of Multiple Stressors on Freshwater Biota across Spatial Scales and Ecosystems. *Nature Ecology and Evolution* 4/8, 1060–68.
- BMLRT (2021): Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen. 2. Auflage. BMLRT, Wien.
- Borne M. v. d. (1881): Die Fischerei-Verhältnisse des Deutschen Reiches, Österreich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs. Hofdruckerei W. Moeser, Berlin.
- Boys C.A., Pflugrath B.D., Mueller M., Pander J., Deng Zhiqun D., Geist J. (2018): Physical and hydraulic forces experienced by fish passing through three different low-head hydropower turbines. *Marine and Freshwater Research* 69, 1934–1944.
- Brader M. (2019): Internationale Wasservogelzählung in Oberösterreich im Jänner 2019 (einschließlich der Zählungen November 2018 und März 2019). *Vogelkundliche Nachrichten Oberösterreich* 27, 95–102.
- Brader M., Aubrecht G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. *Denisia* 7, 1-543.
- Brämick U. (2007): Ergebnisse von Schadensabschätzungen in Binnengewässern am Beispiel des Aals. Herzig F., Böhnke A. (Bearb.): Fachtagung Kormorane 2006. BfN-Skripten 204, Bonn.
- Braun A., Auerswald K., Geist J. (2012): Drivers and spatio-temporal extent of hyporheic patch variation: Implications for sampling. *PLoS One* 7/7, e42046.
- Brunner H., Stani W. (1998): Der Kormoran in der Steiermark im Winterhalbjahr 1997/98. *Vogelkundliche Nachrichten Ostösterreich* 9/4, 87–92.
- BStMUV (2021): Handlungsanleitung zu ökologischen und energiewirtschaftlichen Aspekten der Mindestwasserfestlegung. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz.
- Carss D.N., Bell S., Marzano M. (2009): Competing and Coexisting with Cormorants. Heckler S. (Hrsg.): *Landscape, Process and Power: Re-Evaluating Traditional Environmental Knowledge*. Berghahn Books, 99–121.
- Carss D.N., Parz-Gollner R., Trauttmansdorff J. (2012): The INTERCAFE field manual. Research methods for cormorants, fishes, and the interaction between them. Projektbericht.
- Cattanéo F., Guillard J., Diouf S., O'Rourke J., Grimardias D. (2021): Mitigation of ecological impacts on fish of large reservoir sediment management through controlled flushing – The case of the Verbois dam (Rhône River, Switzerland). *Science of the Total Environment* 756, 144053.
- Čech M., Vejřík L. (2011): Winter diet of great cormorant (*Phalacrocorax carbo*) on the River Vltava: estimate of size and species composition and potential for fish stock losses. *Folia Zoologica* 60/2, 129–142.
- Crosa G., Castelli E., Gentili G., Espa P. (2009): Effects of suspended sediments from reservoir flushing on fish and macroinvertebrates in an alpine stream. *Aquatic Sciences* 72/1, 85–95.

- Desimini D. (2009): Fischökologische Untersuchung an der neu errichteten Fischwanderhilfe am Mur-KW Spielfeld. Masterarbeit, Karl-Franzens-Universität Graz.
- DG Environment (2022): Proposal for a Nature Restoration Law. https://environment.ec.europa.eu/publications/nature-restoration-law_en, 26. 1. 2023
- Dorr B.S., Aderman T., Butchko P.H., Barras S.C. (2010): Management effects on breeding and foraging numbers and movements of double-crested cormorants in the Les Cheneaux Islands, Lake Huron, Michigan. *Journal of Great Lakes Research* 36/2, 224–31.
- Dorr B.S., Hanisch S.L., Butchko P.H., Fielder D.G. (2012): Management of double-crested cormorants to improve sport fisheries in Michigan: Three case studies. *Human-Wildlife Interactions* 6/1, 155–68.
- Dumont U., Schwevers U. (2005): Handbuch Querbauwerke. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. 212 S.
- Dußling U., Baer J., Gaye-Siessegger J., Schumann M., Blank S., Brinker A. (2018): Das große Buch der Fische Baden-Württembergs. Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg, Stuttgart. 372 S.
- Dvorak M., Landmann A., Teufelbauer N., Wichmann G., Berg H.M., Probst R. (2017): Erhaltungszustand und Gefährdungssituation der Brutvögel Österreichs: Rote Liste (5. Fassung) und Liste für den Vogelschutz prioritärer Arten (1. Fassung). *Egretta* 55, 6–42.
- Ebersole J.L., Liss W.J., Frissell C.A. (2003): Cold water patches in warm streams: Physicochemical characteristics and the influence of shading. *Journal of the American Water Resources Association* 39/2, 355–68.
- Eberstaller J. (2002): Fische Auf Wanderschaft – Fischaufstiegshilfen – Wie Funktionsfähig Sind Sie? *Natur und Land* 1-2, 27–29.
- Eberstaller J., Jungwirth M., Hajny C. (1993): Fischökologische Untersuchung im Rahmen des Gewässerbetreuungskonzepts Obere Drau. Amt für Wasserwirtschaft Spittal/Drau. Projektbericht. Wien.
- Eberstaller J., Pinka P., Knoblauch H., Badura H., Schneider J., Unfer G., Wiesner C., Jungwirth M. (2007): Nachhaltiges, interdisziplinäres Feststoffmanagement an Stauräumen am Beispiel der Oberen Mur. *Wasserwirtschaft* 97/11, 18–21.
- Effenberger M., Oehm J., Mayr C., Schubert M., Schliewen U. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste Bayern – Fische und Rundmäuler. Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg). Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 48 S.
- Einsele W. (1958): Zukunftsfänge des Huchens – kapitale Fänge und das Problem des Raumfaktors. *Österreichs Fischerei* 11, 170–178.
- Einsele W. (1962): Huchenbeobachter antworten. *Österreichs Fischerei* 15, 27–32.
- Ellmauer T., Kudrnovsky V., Moser H., Paternoster D. (2020): Monitoring von Lebensraumtypen und Arten von Gemeinschaftlicher Bedeutung in Österreich 2016-2018 und Grundlagenerstellung für den Bericht Gemäß Art. 17 der FFH-Richtlinie im Jahr 2019. Endbericht.
- Eppl T., Friedmann A., Wetzel K.F., Born O., Müller G. (2022): The migration of four salmonid species through fish bypass channels depending on environmental factors. *Environmental Biology of Fishes* 105, 2099–2117.
- Esteve M., Unfer G., Pinter K., Doadrio I. (2013): Spawning behavior of Danube huchen from three Austrian rivers. *Archives of Polish Fisheries* 21/3, 169–177.
- Feldner J., Petutschnig W., Wagner S., Probst R., Malle G., Buschenreiter R.K. (2008): Avifauna Kärntens 2: Die Gastvögel. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt, 463 S.
- FFH-Richtlinie (1992): Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen.
- Fielder D.G. (2010): Response of yellow perch in Les Cheneaux Islands, Lake Huron to declining numbers of double-crested cormorants stemming from control activities. *Journal of Great Lakes Research* 36/2, 207-14.
- Fischer A., Csar D., Ferstl L., Graf C., Huber T., Pichler-Scheder C., Ringler G. (2022): Action A.1.3 GE-RM Enns. Bestandsaufnahme – Endbericht Gewässerentwicklung. Im Auftrag des Amtes der Stmk. Landesregierung, Abteilung 14. Einlage 01.04., 317 S.
- Freiberger L., Windisch U. (2020): Beschattende Wirkung von Ufergehölzen auf das Temperaturregime in Fließgewässern am Beispiel der Diete. *Wasserwirtschaft* 6, 18–22.
- Freyhof J., Kottelat M. (2008): *Hucho hucho*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 8235.
- Friedl T. (2000): Sohlräumung der Gail zwischen km 26,4 und 27,0; fischereiwirtschaftlicher Schaden. Bericht der Fischbestandserhebungen an die Wasserwirtschaft Hermagor. 11 S.
- Friedl T. (2003): Fischökologische Untersuchung Gail – Hermagor bis Schütt. Amt der Kärntner Landesregierung. 55 S.
- Friedl T. (2005): Fischökologische Untersuchung Gail – Hermagor bis Mündung Gailitz. Amt der Kärntner Landesregierung. 58 S.
- Friedl T. (2007): Fischökologische Untersuchung Gail – Kötschach-Mauthen bis Hermagor. Amt der Kärntner Landesregierung. 52 S.
- Friedl T. (2012): Fischökologische Untersuchung Gail – flussauf und flussab Mündung Gailitz. Amt der Kärntner Landesregierung. 32 S.

- Friedl T. (2023): Die Entwicklung der Huchenbestände in der Gail. *Carinthia* II 213./133. In Druck.
- Friedrich T., Unfer G., Borgwardt F., Gruber C. (2020): LIFE+ Lebensraum im Mündungsabschnitt des Flusses Traisen. Fischökologisches Monitoring 2014-2019 Endbericht. Verbund Hydro Power GmbH.
- Führer S., Haslauer M., Greimel F., Zeiringer B., Unfer G. (2017): Machbarkeitsstudie Mittlere Enns, Enns-Abschnitt Gesäuseausgang bis Steyrmündung. Studie im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Ennskraftwerke AG und VERBUND Hydro Power GmbH. Wien. 211 S.
- Funke T., Hanfland S., Haydn A., Schnell J. (2022): Der Fischotter in Bayern. Eine Rückkehr mit Problemen. Broschüre des Landesfischereiverbandes Bayern e.V. München.
- Gartner J. (1973): Kraftwerke an der steirischen Enns. *Österreichische Zeitschrift für Elektrizitätswirtschaft* 26/5.
- Gattermayr M., Ragger C. (2016): Winterwasservogelzählung 2015/16: Graureiher, Kormoran und Gänse säger. Endbericht. Naturkundliche Arbeitsgemeinschaft Osttirol (NAGO), Lienz. 23 S.
- Gattermayr M., Ragger C. (2018): Winterwasservogelzählung 2016/17: Graureiher, Kormoran und Gänse säger. Endbericht. Naturkundliche Arbeitsgemeinschaft Osttirol (NAGO), Lienz. 30 S.
- Geist J. (2015): Seven steps towards improving freshwater conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 25, 447–453.
- Geist J. (2021): Green or red: Challenges for fish and freshwater biodiversity conservation related to hydropower. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31, 1551–1558. DOI: 10.1002/aqc.3597
- Geist J., Hawkins S.J. (2016): Habitat recovery and restoration in aquatic ecosystems: Current progress and future challenges. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 26, 942–962.
- Geist J., Kolahsa M., Gum B., Kuehn R. (2009): The Importance of Genetic Cluster Recognition for the Conservation of Migratory Fish Species: The Example of the Endangered European Huchen *Hucho Hucho* (L.). *Journal of Fish Biology* 75. 1063–78.
- Gerlach B., Dröschmeister R., Langgemach T., Borkenhagen K., Busch M., Hauswirth M., Heinicke T., Kamp J., Karthäuser J., König C., Markones N., Prior N., Trautmann S., Wahl J., Sudfeldt C. (2019): Vögel in Deutschland – Übersichten zur Bestandssituation. DDA, BfN, LAG VSW, Münster. 64 S.
- Gerster S., Rey P. (1994): Ökologische Folgen von Staureaumpflügen. Schriftenreihe Umwelt, Vol. 19. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern. 43 S.
- Görner M. (2019): Spannungsfeld zwischen Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) und Zielstellung des Artenschutzes. *Acta ornithoecologica* 9/1, 59-87.
- Graf C., Daill D., Gumpinger C. (2022): Funktionsüberprüfung der Fischaufstiegshilfe am Ennskraftwerk in Garsten. Zwischenbericht des ersten Untersuchungsjahres (2020/2021). Im Auftrag der Ennskraftwerke AG. Wels. 69 S.
- Graf C., Gumpinger C. (2020): Fischökologische Effekte durch die Herstellung der Durchgängigkeit an drei aufeinanderfolgenden Standorten im Unterlauf der Enns (OO). Im Auftrag der OÖ Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Wasserwirtschaftliche Planung. Wels. 49 S.
- Graf C., Kirchgäßner L., Gumpinger C. (2019): Fischbestandserhebung in den FAHs im Enns Unterlauf. Quantitative und qualitative Fischbestandserhebung in den Fischaufstiegshilfen KW Enns, Thurnsdorf und Mühlrading zur Erhebung der Ersatzlebensraumfunktion. Im Auftrag des Fischereirevieres Enns-Linz (Revierobmann Egger Richard). Mit Unterstützung und Mitteln des OÖ Landesfischereiverbandes und des NÖ Landesfischereiverbandes. Wels. 25 S.
- Greimel F., Neubarth J., Fuhrmann M., Zoltan L., Zeiringer B., Schülting L., et al. (2021): SuRemMa+: Entwicklung einer Methode zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von negativen schwach- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, Wien. 172 S.
- Greimel F., Zeiringer B., Höller N., Grün B., Godina R., Schmutz S., (2016). A method to detect and characterize sub-daily flow fluctuations. *Hydrological Processes* 30/13, 2063–78.
- Grohmann M., Pinter K. (2022): Arbeitspaket III – Prädatoren im Rahmen des Projektes »Integratives Gewässermanagement an Traun und Alm«. Endbericht im Auftrag der Österreichischen Bundesforste AG.
- Gumpinger C. (2018): Maßnahmenvorschläge zur Erreichung des »Guten ökologischen Potentials« in der Restwasser-Strecke der Unteren Enns. Im Auftrag der OÖ Umweltschutzbehörde. Wels. 37 S.
- Gumpinger C., Bart U. (2018): Ersatzlebensraum in Stauketten – Zur Notwendigkeit der Schaffung von Ersatzlebensraum und zur Ersatzlebensraumfunktion von Fischaufstiegshilfen in Stauketten am Beispiel der Unteren Enns. Im Auftrag der OÖ Umweltschutzbehörde. Wels. 25 S.
- Gutleb A. C. (1994): Todesursachenforschung Fischotter: Grundlagen für ein Schutzkonzept von *Lutra lutra* (L. 1758) Forschungsbericht Fischotter 2. Forschungsinstitut WWF Österreich 11, 12–25.
- Hafner F. (1952): Die Praxis des neuzeitlichen Holztransportes. Georg Fromme & Co, Wien.
- Haidvogel G., Waidbacher H. (1997): Ehemalige Fischfauna an ausgewählten österreichischen Fließgewässern. Universität für Bodenkultur, Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur. Projektendbericht. Finanziert von der Österr. Nationalbank. 86 S.
- Hanfland S. (2020): Die Regenbogenforelle in Bayern – Pro und Contra Besatz in freien Gewässern. *Wasserwirtschaft* 2-3, 12–19.

- Hanfland S. (2007): Erfolgskontrolle im Rahmen des niederbayerischen Artenhilfsprogramms Äsche. Projektbericht Landesfischereiverband Bayern.
- Hanfland S., Ivanc M., Ratschan C., Schnell J., Schubert M., Siemens M. (2015): Der Huchen – Ökologie, aktuelle Situation und Gefährdung. Landesfischereiverband Bayern e.V. 112 S.
- Harsányi A. (1982): Der Huchen. Vorkommen, Aufzucht und sportlicher Fang. Paul Parey Verlag, Hamburg, Berlin. 175 S. und Anhang.
- Hartlieb R. (1948): Der Huchenfischer. Eine Anleitung zum Fang unseres edelsten Salmoniden. Hubertusverlag Richter und Springer, Wien. 143 S.
- Hartmann V. (1898): Die Fische Kärntens. Separat-Abdruck aus dem XXV. Jahrbuch des naturhistorischen Landesmuseums von Kärnten, Ferd. v. Kleinmayr, Klagenfurt. 48 S.
- Haunschmid R., Wolfram G., Spindler T., Honsig-Erlenburg W., Wimmer R., Jagsch A., Kainz E., Hehenwarther K., Wagner B., Konecny R., Riedmüller R., Ibel G., Sasano B., Schotzko N. (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Schriftenreihe des BAW 23. Wien.
- Hayes D.S., Schaufler G., Schmutz S., Unfer G., Führer S., Auer S., Seliger C. (2022): Hydro-morphological stressors reduce distribution range and affect population status of cyprinid fishes in Austria. *Frontiers in Environmental Science* 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.991722>.
- Heckel J. (1851): Bericht einer auf Kosten der kais. Akademie der Wissenschaften durch Oberösterreich und Salzburg, München, Innsbruck, Botzen, Verona, Padua, Venedig und Triest unternommenen Reise. Sitzungsberichte der mathematisch-naturwissenschaftlichen Classe der kaiserlichen Akademie der Wissenschaften 7/6-10, 281–333.
- Heckel J., Kner R. (1858): Die Süßwasserfische der Österreichischen Monarchie mit Rücksicht auf die angrenzenden Länder. Verlag Wilhelm Engelmann, Leipzig. 388 S.
- Hemsen J. (1967): Die Pielach. *Österreichs Fischerei* 20/8-9, 117–131.
- Herrmann C., Bregnballe T., Larsson K., Leivits M., Rusanen P. (2018): Population Development of Baltic Bird Species: Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*). helcom.fi/wp-content/uploads/2020/06/BSEFS-Population-development-of-the-Great-Cormorant.pdf.
- Hlubek F.X. (1860): Ein treues Bild des Herzogtums Steiermark. J.A. Kienreich, Graz. 478 S. und Anhang.
- Hochegger K., Gumpinger C., Böck K. (2019): Enns. In: Muhar S., Muhar A., Egger G., Siegrist D. (Hrsg.): Flüsse der Alpen – Vielfalt in Natur und Kultur, Verlag Haupt, Bern. 388–391.
- Hofpointner M. (2013): Verbreitung, Gefährdung und Schutz des Huchens (*Hucho hucho*) in Österreich. Diplomarbeit, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement. Universität für Bodenkultur, Wien. 93 S.
- Hohensinner S., Schachner T., Schmutz S. (2022): Habitatrestauration mit Ablaufdatum? Integration dynamischer Prozesse in der Sanierung von Fließgewässern. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 74, 423–432. <https://doi.org/10.1007/s00506-022-00889-y>
- Holcik J., Hensel K., Nieslanik J., Skácel L. (1988): The Eurasian Huchen, *Hucho hucho*, Largest Salmon of the World. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster. 296 S.
- Holzer G. (2011): Habitatbeschreibung von Huchenlaichplätzen an der Pielach. *Österreichs Fischerei* 64/2-3, 54–69.
- Holzer G., Melcher A., Hollerer G. (1999): Biotische Habitatmodellierung, Lebensraumansprüche der Leitfischarten Nase, Barbe, Huchen und Äsche. Arbeitspaket 19a – Gewässerbetreuungskonzept Traisen. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Bundeswasserbauverwaltung Traisenwasserverband. Endbericht.
- Holzer G., Pinter K. (2017): Fischbestandserhebung an der Pielach 2017. Im Auftrag des Verbands der Österreichischen Arbeiter-Fischerei-Vereine (VÖAFV). Endbericht. 27 S.
- Holzer G., Unfer G., Hinterhofer M. (2004): Gedanken und Vorschläge zu einer Neuorientierung der fischereilichen Bewirtschaftung österreichischer Salmonidengewässer. *Österreichs Fischerei* 57, 232–48.
- Holzinger W.E., Zimmermann P., Weiss S., Schenekar T. (2018): Fischotter: Verbreitung und Bestand in der Steiermark 2017/2018. Ökoteam-Institut für Tierökologie und Naturraumplanung & Universität Graz, Institut für Biologie. Im Auftrag des Amts der Stmk. Landesregierung. Projektbericht. 151 S.
- Honsig-Erlenburg G., Lassnig M. (2009): Dokumentation des fischökologischen und wasserbaulichen Zustandes der Lavant unter besonderer Berücksichtigung der Restrukturierungsmaßnahmen. Bakkalauratsarbeit Universität für Bodenkultur Wien. 57 S.
- Honsig-Erlenburg W. (2019). Gurk. In: Muhar S., Muhar A., Egger G., Siegrist D. (Hrsg.): Flüsse der Alpen – Vielfalt in Natur und Kultur. Haupt Verlag, Bern. 398–399.
- Honsig-Erlenburg W. (Hrsg.) (2016): Fische, Neunaugen, Flusskrebse, Großmuscheln. Natur Kärnten, Band 1, dritte überarbeitete Auflage. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt. 280 S.
- Honsig-Erlenburg W., Friedl T. (1997a): Die Fische der Gurk und ihrer Seitengewässer. In: Honsig-Erlenburg W., Wieser G. (Hrsg.): Die Gurk und ihre Seitengewässer. Carinthia II, Verlag des Naturwissenschaftlichen Vereines für Kärnten, Sonderheft 55, 119–132.
- Honsig-Erlenburg W., Friedl T. (1997b): Einfluss des Kormorans auf die Fischbestände in der mittleren Gail (Kärnten). *Österreichs Fischerei* 50, 113–117.

- Honsig-Erlenburg W., Reichmann M., Kaufmann H., Sereinig N. (2016): Fischökologische Verbesserung der Unteren Lavant (Kärnten) im Rahmen eines Life-Projektes. Österreichs Fischerei 69/7, 171–178.
- Honsig-Erlenburg W., Wieser G. (Hrsg.) (1997): Die Gurk und ihre Seitengewässer. Carinthia II, Verlag des Naturwissenschaftlichen Vereines für Kärnten, Sonderheft 55. Klagenfurt. 188 S.
- Hopfgartner L. (1959): Ergänzendes zur Huchenfrage. Österreichs Fischerei 12, 10–12.
- Hopfgartner L. (1960): Huchenfang und Auslaichung im Jahr 1959. Österreichs Fischerei 13, 2–5.
- Hydra & Bicon 2022: Vorstudie für ein mögliches Kormoranmanagement am Bodensee – Einfluss des Kormorans am Bodensee auf Fischbestände, Fischarten und fischereilichen Ertrag in Relation zu anderen Wirkfaktoren als Grundlage für eine ergebnisoffene Beurteilung der Notwendigkeit eines Kormoranmanagements. Studie im Auftrag des landwirtschaftlichen Zentrums für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Milchwirtschaft, Wild und Fischerei Baden-Württemberg (LAZBW).
- Ihut A.M., Zitek A., Weiss S., Ratschan C., Holzer G., Kaufmann T., Cocan D., Constantinescu R., Miresan V. (2014): Danube salmon (*Hucho hucho*) in Central and South Eastern Europe: A review for the development of an international program for the rehabilitation and conservation of Danube salmon populations. Bulletin of University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine Cluj-Napoca. Animal Science and Biotechnologies, 71/2. <https://doi.org/10.15835/buasvmcn-asb:10815>
- IUCN (2022): Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 15.1. Prepared by the Standards and Petitions Committee. <https://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>
- Jahrl J. (1995): Historische und aktuelle Situation des Fischotters (*Lutra Lutra*) und seines Lebensraumes in der Nationalparkregion Hohe Tauern. Mitteilungen aus dem Haus der Natur Salzburg 12, 29–77.
- Jahrl J. (1999): Verbreitung des Eurasischen Fischotters (*Lutra Lutra*) in Österreich, 1990–1998 (Mammalia). Joannea Zoo 1, 5–12.
- Jahrl J. (2001): Der Fischotter in Oberösterreich. ÖKO L 23/1, 3–9.
- Janisch J. (1979): Topographisch-statistisches Lexikon der Steiermark mit historischen Notizen und Anmerkungen. Bd. II, unveränderter Nachdruck der Ausgabe von 1855. Leykam, Graz.
- Jepsen N., Ravn H.D., Pedersen S. (2018): Change of foraging behavior of cormorants and the effect on river fish. Hydrobiologia 820/1, 189–199.
- Jungwirth M. (1978): Some notes to the farming and conservation of the Danube salmon (*Hucho hucho*). Environmental Biology of Fishes 13, 231–234.
- Jungwirth M. (1980): Der Huchen – Derzeitiger Stand und Zukunftschancen einer gefährdeten Fischart. Österreichische Fischereigesellschaft, Jubiläumsschrift, Wien. 105–114.
- Jungwirth M., Haidvogel G., Hohensinner S., Muhar S., Schmutz S., Waidbacher H. (2005): Leibild-specific measures for the rehabilitation of the heavily modified Austrian Danube River. Large Rivers – Archiv Hydrobiologie Supplement 155/15, 17–36.
- Jungwirth M., Haidvogel G., Hohensinner S., Waidbacher H., Zauner G. (2014): Österreichs Donau. Landschaft-Fisch-Geschichte. Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Universität für Bodenkultur Wien. 420 S.
- Jungwirth M., Haidvogel G., Moog O., Muhar S., Schmutz S. (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien. 547 S.
- Jungwirth M., Moog O., Schmutz S., Wiesbauer H. (1990): Raum- und Umweltverträglichkeitsprüfung der Kraftwerksprojekte Obere Drau 1, Teilgutachten 4: Ökologie des aquatischen Lebensraumes. Wien. Projektbericht.
- Jungwirth M., Muhar S., Zauner G., Kleeberger J., Kucher T. (1996): Die Steirische Enns. Fischfauna und Gewässermorphologie. Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Universität für Bodenkultur Wien. 260 S.
- Jungwirth M., Winkler, H. (1984): The Temperature Dependence of Embryonic Development of Grayling (*Thymallus thymallus*), Danube salmon (*Hucho hucho*), Arctic char (*Salvelinus alpinus*) and Brown trout (*Salmo trutta fario*). Aquaculture 38, 315–327.
- Jungwirth M., Woschitz G., Zauner G., Jagsch A. (1995): Einfluss des Kormorans auf die Fischerei. Österreichs Fischerei 48, 111–125.
- Kainz E. (1994): Auswirkungen von Kormoranen auf die Fischbestände von zwei oberösterreichischen Fließgewässern. Österreichs Fischerei 47, 238–250.
- Kaufmann H., Konar M., Reichmann M., Lorenz E. (2014): Monitoring im Life-Projekt Gail – Fischökologie. Im Auftrag der Bundeswasserbauverwaltung Hermagor. Endbericht. 61 S.
- Kaufmann T. (2006): Visuelles Monitoring bei der Spielberger Wehr im Frühjahr 2006. Ein Projekt in Zusammenarbeit von Büro freiwasser, Wilhelmsburger Fischereiverein, Pielachtaler Fischereiverein und Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement/Universität für Bodenkultur Wien. Gefördert durch NÖ Landesfischereiverband und NÖ Landschaftsfonds.
- Kaufmann T., Muhar S., Raderbauer J., Rathschüler O., Schmutz S., Waidbacher H., Zauner G. (1991): Fischökologische Studie Mur. Abteilung für Hydrobiologie, Universität für Bodenkultur Wien, Wien.
- Keller V. (2009): The Goosander *Mergus merganser* population breeding in the Alps and its connection to the rest of Europe. Wildfowl Special Issue 2, 60–73.

- Kern A., Slotta-Bachmayr L., Goldschmid A. (2008): Die Gewässer des Bundeslandes Salzburg als Winterastplätze für Wasservögel: Eine Analyse der internationalen Wasservogelzählungen zwischen 1983 und 2005. Salzburger Vogelkundliche Berichte 13, 3–54.
- Kilzer R. (1997): Verbreitung und Brutbestand von Charaktervogelarten der Fließgewässer Vorarlbergs: Bestandsaufnahmen von BirdLife Vorarlberg 1994–1995. Vorarlberger Naturschau 3, 47–117.
- Kilzer R., Willi G., Kilzer G. (2011): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Bucher Verlag, Hohenems und Wien. 443 S.
- Klapf H. (1989): Naturraum Steirisches Ennstal. Steirischer Naturschutzbrief 29/3, 3-10.
- Kleine Zeitung (17. 11. 2022): https://www.kleinezeitung.at/steiermark/graz/6216393/Staustufe-Stuebing_Verbund-plant-ein-neues-MurKraftwerk-noerdlich, 26. 1. 2023.
- Kleine Zeitung (29. 8. 2020): https://www.kleinezeitung.at/steiermark/murtal/5859578/Nach-Kraftwerk-Fischung_Was-hinter-Geruechten-um-ein-neues, 26. 1. 2023.
- Kleine Zeitung (4. 9. 2020): https://www.kleinezeitung.at/steiermark/5862519/Kritisches-Gutachten_Stolpert-das-geplante-Kraftwerk-in-St-Michael, 26. 1. 2023.
- Klenke R.A., Ring I., Kranz A., Jepsen N., Rauschmayer F., Henle K. (Hrsg.) (2013): Human – Wildlife Conflicts in Europe. Fisheries and Fish-eating Vertebrates as a Model Case. Springer Berlin Heidelberg. 347 S.
- Kofler H., Lampa S., Ludwig T. (2018): Fischotterverbreitung und Populationsgrößen in Niederösterreich 2018. ZT KOFLER Umweltmanagement im Auftrag des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung. Endbericht. 117 S.
- Kolahsa M., Kühn, R. (2006): Geschichte, Ökologie und Genetik des Huchens (*Hucho hucho* L.) in Bayern. Wissenszentrum Weihenstephan, Technische Universität München. Abschlussbericht im Auftrag des LFV Bayern e.V. 110 S.
- Komposch C., Platz A., Schwabe E. (2022): Untere Lavant – Jahr 2021. Nachhaltige fischereiliche Bewirtschaftung, Konzeption, Monitoring & Naturvermittlung (Revier Benediktinerstift St. Paul). Im Auftrag des Benediktinerstifts St. Paul im Lavanttal. Endbericht. 103 S.
- Kranz A. (2000): Zur Situation des Fischotters in Österreich: Verbreitung – Lebensraum – Schutz. Umweltbundesamt, Bericht 177.
- Kranz A., Beran V., Buchli C., Toman A., Polednik L. (2008): Zum Potential der natürlichen Wiederbesiedlung der Schweiz durch den Fischotter *Lutra lutra*. Im Auftrag der Stiftung Pro Lutra. Bericht. 28 S.
- Kranz A., Polednik L. (2009): Fischotter: Verbreitung und Erhaltungszustand 2008 in Niederösterreich. Im Auftrag der Abteilung für Naturschutz, Amt der NÖ Landesregierung. Bericht. 47 S.
- Kranz A., Polednik L. (2012): Fischotter – Verbreitung und Erhaltungszustand 2011 im Bundesland Steiermark. Im Auftrag der Fachabteilungen 10A und 13C des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung. Endbericht. 77 S.
- Kranz A., Polednik L. (2013): Fischotter - Verbreitung und Erhaltungszustand 2012 in Oberösterreich. Endbericht im Auftrag der Abteilungen Naturschutz und Land- und Forstwirtschaft der Oberösterreichischen Landesregierung.
- Kranz A., Polednik L. (2014): Fischotter im Burgenland: Verbreitung und Bestand 2013. Im Auftrag des Naturschutzbundes Burgenland. Endbericht. 44 S.
- Kranz A., Polednik L. (2017): Fischotter in Salzburg: Verbreitung und Bestand 2016. Im Auftrag des Amtes der Salzburger Landesregierung. Endbericht. 27 S. und 2 Anhänge.
- Kranz A., Polednik L. (2020): Fischotter in Tirol: Verbreitung und Bestand 2020. Im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung. Endbericht. 42 S.
- Kranz A., Polednik L., Pavanello M., Kranz A. (2013a): Fischotterbestand in der Steiermark –Spurschneekartierungen 2010–2013. Im Auftrag der Abteilungen 10 und 13 des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung. Endbericht. 25 S.
- Kranz A., Polednik L., Toman, A. (2005): Aktuelle Verbreitung des Fischotters (*Lutra lutra*) in Kärnten und Osttirol. Carinthia II 195/115, 317–344.
- Krauß H. (1933): Der Drauhuchen, seine Lebensweise, Wanderung und die zu seinem Schutz notwendigen Maßnahmen. Österreichische Fischereizeitung 30/1, 2, 3, 4.
- Kuhn J., Casas-Mulet R., Pander J., Geist J. (2021): Assessing Stream Thermal Heterogeneity and Cold-Water Patches from UAV-Based Imagery: A Matter of Classification Methods and Metrics. Remote Sensing 13, 1379.
- Kukula W. (1874): Die Fischfauna Oberösterreichs. Fünfter Jahres-Bericht des Vereines für Naturkunde in Österreich ob der Enns zu Linz. Verein für Naturkunde zu Linz, 2–25.
- Lambrecht H., Trautner J. (2007): Fachinformationssystem und Fachkonventionen zur Bestimmung der Erheblichkeit im Rahmen der FFH-VP. FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. FKZ 804 82 004 Endbericht zum Teil Fachkonventionen, Schlussstand Juni 2007.
- Landmann A., Lentner R. (2001): Die Brutvögel Tirols: Bestand, Gefährdung, Schutz und Rote Liste. Berichte des Naturwissenschaftlich-Medizinischen Vereins in Innsbruck Supplementum 14. 182 S.
- Lessiak J. (1977): Der Huchen, *Hucho hucho*. In: Trenkwald H.G. (Hrsg.): Fischerparadies Kärnten. Kärntner Druck- und Verlagsgesellschaft, Klagenfurt. 115–118.

- Lewis E., Unfer G., Pinter K., Bechter T., El-Matbouli M. (2018): Distribution and prevalence of *T. bryosalmonae* in Austria: A first survey of trout from rivers with a shrinking population. *Journal of Fish Diseases* 41/10, 1549–1557.
- LfU (Landesamt für Umwelt Bayern) (Hrsg.) (2018): Merkblatt Nr. 4.4/22 – Anforderungen an die Einleitungen von Schmutz- und Niederschlagswasser. 44 S.
- Lucas M., Baras E. (2001): *Migration of Freshwater Fishes*. Blackwell Science, Oxford. 420 S.
- Lumesberger-Loisl F., Gumpinger C. (2015): Post-LIFE-Monitoring Fischökologie Enns – Erhebung des fischökologischen Zustands in den Befischungsstrecken des LIFE-Projekts »Naturschutzstrategien für Wald und Wildfluss im Gesäuse«. Im Auftrag der Nationalpark Gesäuse GmbH. Wels. 55S.
- Mader H., Käfer S., Pötsch M. (2013): Fischaufstiegshilfe am Kraftwerk Hart – Bauliche Umsetzung und Funktionsanalyse, Oberösterreich, 2011. *Zement + beton* 4/13, 44–45.
- Malle G., Petutschnig W. (2020): Die piscivoren Vogelarten Kärntens – Bestandsaufnahme und Ausblick. *Carinthia II*, Verlag des Naturwissenschaftlichen Vereines für Kärnten 210/130, 489–556.
- Margraf C. (2001): Natur und Wassersport im Konflikt. *Laufener Seminarbeiträge* 2(01). Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen.
- Mateš A. (2008): *Der verzauberte Angler*. Kroatischer Verband der Sportfischer und Anglergesellschaften (Hrsg.). J & B, Zagreb. 216 S.
- Matulla C., Schmutz S., Melcher A., Gerersdorfer T., Haas P. (2007): Assessing the Impact of a Downscaled Climate Change Simulation on the Fish Fauna in an Inner-Alpine River. *International Journal of Biomeeteorology* 52/2, 127–37.
- Matzinger M. (2017): Zustand, Schutz und Bewirtschaftung der Donaufischbestände in Baden-Württemberg. Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (FFS), Langenargen. 76 S.
- McCormick J.L., Brimmer A.F., Watkins, C.J. (2021): Evaluating Target Levels of American White Pelican Abundance to Achieve Management Objectives for Adfluvial Yellowstone Cutthroat Trout. *North American Journal of Fisheries Management*, 41/5.
- Meisriemler P., Riedl H.E. (1985): Die Limnologie der Enns. In: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (Hrsg.): *Limnologie der österreichischen Donau-Nebengewässer*. Wien, 159–187.
- Melcher A., Dossi, F., Graf W., Pletterbauer F., Schaufler K., Kalny G., Rauch H.P., Formayer H., Trimmel H., Weihs P. (2016): Der Einfluss der Ufervegetation auf die Wassertemperatur unter gewässertypspezifischer Berücksichtigung von Fischen und benthischen Evertebraten am Beispiel von Lafnitz und Pinka. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, 7-8, 308–323.
- Mitterlehner C. (2012): *Monitoring FAH Greinsfurth*. Im Auftrag der Stadtwerke Amstetten. Abschlussbericht.
- Mueller M., Bierschenk A.M., Bierschenk B.M., Pander J., Geist J. (2020): Effects of multiple stressors on the distribution of fish communities in 203 headwater streams of Rhine, Elbe and Danube. *Science of The Total Environment* 703, 134523
- Mueller M., Knott J., Pander J., Geist J. (2022): Experimental comparison of fish mortality and injuries at innovative and conventional small hydropower plants. *Journal of Applied Ecology* 59, 2360–2372.
- Mueller M., Pander J., Geist J. (2018): Comprehensive analysis of > 30 years of data on stream fish population trends and conservation status in Bavaria, Germany. *Biological Conservation* 226, 311–320.
- Mühlbauer M. (2021): Michelbach – ökologische Verbesserung von Böheimkirchen bis Furth. Thermale Refugialbereiche für stenotherme Fischarten. *Fischen inside – Mitteilungsblatt des NÖ Landesfischereiverbandes* 1/2021, 12–13.
- Mühlbauer M., Derntl F., Schöfbenker M., Jung M., Ratschan C., Zauner, G. (2021): *Gewässerentwicklungs-Risikomanagementplan (GE-RM) Pielach*. Arbeitspaket Gewässerentwicklung. Amt der NÖ-Landesregierung, Abteilung Wasserbau.
- Mühlbauer M., Lauber W., Derntl F., Ratschan C., Zauner G. (2023): Dynamische Dotation und Sedimentmanagement zur Gewährleistung funktioneller Fließgewässerhabitate in Fischwanderhilfen. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 75, 73–86.
- Müller P. (1967a): Wie steht es mit dem Huchen in der Drau nach dem Hochwasser? *Österreichs Fischerei* 20, 32–33.
- Müller P. (1967b): Erfreuliches am Draufischbestand im Villacher Raum nach dem Hochwasser. *Österreichs Fischerei* 20, 104–105.
- Nationalpark Neusiedler See (2014): *Artenliste der Vögel des Neusiedler See-Gebiets*. 31 S.
- Nemeth E. (2021): Die Brutbestände der Reiher, Löffler, Zwergscharben und Kormorane am Neusiedler See im Jahr 2021. In: Nationalpark Neusiedler See, BirdLife Österreich (Hrsg.): *Ornithologisches Monitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel: Bericht über das Jahr 2021*. Wien, 14–16.
- Neresheimer E. (1938): Ostmärkische Salmonidenfragen. *International Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 37, 456–462.
- Niederwolfgruber F. (1979): *Kaiser Maximilians I. Jagd- und Fischereibücher*. Pinguin Verlag, Innsbruck. 75 S.
- NÖ Kormoran- und Graureiherverordnung 2013, StF: LGBl. 6500/12-0.
- Noonan M., Grant J., Jackson Ch. (2012): A quantitative assessment of fish passage efficiency. *Fish and Fisheries* 13, 450–464.

- Ovegård M.K., Jepsen N., Bergenius N.M., Petersson E. (2021): Cormorant predation effects on fish populations: A global meta-analysis. *Fish and Fisheries* 22, 605–622.
- Paintner S., Merkel M., Tesar N. (2021): Fachbeitrag Fischerei zum Managementplan für das FFH-Gebiet »Oberlauf des Regens und Nebenbäche« (7045-371). Fachberatung für Fischerei beim Bezirk Niederbayern. 43 S.
- Panchan R., Pinter K., Schmutz S., Unfer G. (2022): Seasonal migration and habitat use of adult barbel (*Barbus barbus*) and nase (*Chondrostoma nasus*) along a section of the Austrian Danube River. *Environmental Biology of Fishes* 105, 1601–1616. doi.org/10.1007/s10641-022-01352-3.
- Pander J., Geist J. (2010): Salmonid egg floating boxes as bioindication for riverine water quality and stocking success. *Journal of Fish Biology* 76, 2584–2590.
- Pander J., Schnell J., Sternecker K., Geist J. (2009): The 'egg sandwich': a method for linking spatially resolved salmonid hatching rates with habitat variables in stream ecosystems. *Journal of Fish Biology* 74, 683–690.
- Parde M. (1947): *Fleuves et Rivières*. 3rd edition. Colin, Paris. 224 S.
- Parthl G., Schifflleithner V., Seidl G. (2019): Funktionsfähigkeit von Fischaufstiegshilfen. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Referat Gewässerschutz und Gewässeraufsicht. Synthesebericht der Kontinuumssanierung im prioritären Raum – Bundesland Steiermark. Graz.
- Parz-Gollner R. (2013): Kormoran-Monitoring Niederösterreich, Winter 2012/13. Im Auftrag des NÖ Landesfischereiverbandes lt. Vereinbarung mit der NÖ Landesregierung, Abteilung Agrarrecht. 18 S. und Anhang.
- Parz-Gollner R., Brader M. (2019): Der Kormoranbestand (*Phalacrocorax carbo*) in Oberösterreich – Ergebnisse der Schlafplatzzählungen in den Winterhalbjahren 2016/17 bis 2018/19. *Vogelkundliche Nachrichten aus Oberösterreich, Naturschutz aktuell* 27, 65–83.
- Pavlov D.S. (1994): The downstream migration of young fishes in rivers: Mechanisms and distribution. *Folia Zoologica* 43, 193–208.
- Peter H. (1971): Die Entwicklung der Fischbestände in der Drau seit den Hochwasserkatastrophen 1965 und 1966. *Osttiroler Bote* 11, 44–45 (18. 3. 1971) und 12, 28–29 (25. 3. 1971).
- Pichler F. (1961): Der Huchen in der Oberösterreichischen Enns. In: Einsele W.: Weitere Beiträge zur Huchenfrage. *Österreichs Fischerei* 15, 57–65.
- Pinter K., Unfer G., Wiesner C. (2009): Fischbestandserhebung der Mur im Bereich St. Michael. Im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19b.
- Pinter K., Grohmann M., Unfer G. (2021): Fischökologische Studie Rottau 2018/19 – Untersuchung der Auswirkungen von Stauraumpflüngen auf die Fischzönose der Unteren Möll. Im Auftrag der VERBUND Hydro Power GmbH, Institut für Hydrobiologie, Universität für Bodenkultur Wien.
- Pletterbauer F., Pinter K., Unfer G. (2015): Fischökologische Studie zur Pielach unter besonderer Berücksichtigung der Wassertemperatur. Im Auftrag des NÖ Landesfischereiverbandes und des Revierverbandes IV – St. Pölten. 76 S.
- Posch M. (1977): Neue Blüte der nassen Waid. In: Trenkwalder H. G. (Hrsg.): *Fischerparadies Kärnten*. Kärntner Druck- und Verlagsgesellschaft, Klagenfurt, 31–37.
- Prager S. (1977): Huchenfischerei. In: Trenkwalder H.G. (Hrsg.): *Fischerparadies Kärnten*. Kärntner Druck- und Verlagsgesellschaft, Klagenfurt, 105–110.
- Pribitzer F. (1913): Das Fischereiwesen im steirischen Ennstale. *Österreichische Fischereizeitung* 10/3.
- Probst R., Probst R., Kräuter H. (2021): Gekommen um zu bleiben? Erste Brutnachweise für den Kormoran (*Phalacrocorax carbo*). *Kärnten. Carinthia* II 211/131, 129–134.
- Proposal for a REGULATION OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL on nature restoration. Brussels, 22. 6. 2022 COM(2022) 304 final.
- Ramsauer N. (2014): Ergebnisse der Wasservogelzählung 2009/10 im Bundesland Salzburg. *Salzburger Vogelkundliche Berichte* 15, 44–50.
- Ratschan C. (2011): Kam der Huchen ursprünglich im Unterlauf der Steyr vor? *Österreichs Fischerei* 64, 188–197.
- Ratschan C. (2012): Zur Maximalgröße und Verbreitungsgrenze des Huchens (*Hucho hucho*) in Abhängigkeit von Größe und Geologie österreichischer und bayerischer Gewässer. *Österreichs Fischerei* 65, 296–311.
- Ratschan C. (2014): Aspekte zur Gefährdung und zum Schutz des Huchens in Österreich. *Denisia* 33, 443–462.
- Ratschan C. (2015): Gefährdung und Schutz des Huchens in Österreich. Unter besonderer Berücksichtigung der Situation in Tirol. *TFV-Mitteilungen* 1, 4–14.
- Ratschan C. (2017): Erhebung von Basisdaten über den Fischbestand in Oberösterreichischen Gewässern. Beurteilung des Einflusses des Fischotters. Im Auftrag des Amtes der OÖ Landesregierung, Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abteilung Land- und Forstwirtschaft. Endbericht. 152 S.
- Ratschan C. (2020a): Fischbestandserhebungen Obere Mur 2019 im Revier Mayr-Melnhof. Im Auftrag von Franz Mayr-Melnhof-Saurau. ezb – TB Zauner GmbH.
- Ratschan C. (2020b): Verletzungen von Huchen (*Hucho hucho*) durch Fischotter (*Lutra lutra*) – ein Zielkonflikt beim Schutz zweier FFH-Arten? *Österreichs Fischerei* 73, 13–26.

- Ratschan C., Hammerschmied U. (2021): Fischereibiologische Erhebungen Schwarzen Regen 2021. Fischbestandsaufnahmen und abiotische Messungen. Im Auftrag Die Gesplissten e. V. 47 S.
- Ratschan C., Hammerschmied U. (2022): Studie über die Auswirkungen von Fischotterentnahmen auf den Fischbestand in OÖ. Im Auftrag des Amtes der OÖ Landesregierung. Endbericht. 164 S.
- Ratschan C., Jung M., Mühlbauer M., Zauner, G. (2021a): Erhaltung des Huchens (*Hucho hucho*) im FFH-Gebiet »Niederösterreichische Alpenvorlandflüsse« (Ybbs, Melk, Pielach, Donau). Update Datenstand 2020. 74 S.
- Ratschan C., Prack P., Mühlbauer M., Altenhofer M., Zauner G. (2011): Studie Revitalisierungspotential Untere Enns. Im Auftrag der OÖ Umweltschutzbehörde. 326 S.
- Ratschan C., Schöfbenker M., Zauner G. (2021b): Charakterisierung von Habitaten juveniler Huchen und Begleitarten in Gewässern mit silikatischem Einzugsgebiet (Ilz, Mitternacher/Gr. Ohe, Schwarzer Regen). Im Auftrag des Bayerischen Landesfischereiverbands. 94 S.
- Ratschan C., Zauner G. (2012): Verbreitung und Bestände des Huchens in Oberösterreich – Ursprünglich, Aktuell und Zukunftsperspektiven. Österreichs Fischerei 65, 250–258.
- Ratschan C., Zauner G. (2013): Studie zur Erreichung des guten ökologischen Potentials an der Enns von KW Garsten bis KW Stanning. Im Auftrag des Amtes der OÖ Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. Anlagen-, Umwelt- und Wasserrecht. Engelhartzell. 98 S.
- Ratschan C., Zauner G. (2019): Fischbestandsenerhebungen 2018 im Schwarzen Regen. Beitrag zum langjährigen Monitoring. Im Auftrag des Landesbunds für Vogelschutz e.V. 75 S.
- Rauch P., Unfer G. (2021): Fischbestandsaufnahme im Revier der Gemeinschaft der Murfischereiberechtigten im November 2020. Institut für Hydrobiologie, Universität für Bodenkultur Wien. 37 S.
- Rechberger A., Woschitz G. (in prep): Quantitative Bestandserhebung in der Mur im Bereich des geplanten Kraftwerkes Stübing. Im Auftrag des Arbeiterfischereiverein Graz.
- Revital (1992): Gewässerbetreuungskonzept Gail – Abschnitt I bis IV. Im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung. Bericht.
- Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten
- Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH-Richtlinie)
- Roither F. (2023): Fischzucht in Traismauer, Franz Pölzl 1865 – 1948, Einblicke in die Fischereigeschichte Niederösterreichs. Stadtgemeinde Traismauer.
- Rudolph B.U., Schwandner J., Fünfstück H.J. (2016): Rote Liste und Liste der Brutvögel Bayerns. LfU, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg. 30 S.
- Scheffer M., Carpenter S., Foley J.A., Folke C., Walker B. (2001): Catastrophic shifts in ecosystems. Nature 413/6856, 591–596.
- Schefold K. (1966): Huchen im Forellenrevier. In: Einsele W. (Hrsg.): Über den Huchen – Fischereibiologisches und Fischereiwirtschaftliches. Österreichs Fischerei 19/11-12, 166–167.
- Schelling U., Niederer W. (2020): Der Kormoran im Naturschutzgebiet Rheindelta. Jahresbericht 2020. 49 S.
- Schenekar T., Clark A., Holzinger W.E., Weiss S.J. (2022): Presence of spraint at bridges as an effective monitoring tool to assess current Eurasian fish otter distribution in Austria. European Journal of Wildlife Research 68/5, 1–11.
- Schenekar T., Weiss S. (2018): Genetische Untersuchungen der Populationsgröße des Eurasischen Fischotters in den Kärntner Fischgewässern. Im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung. Endbericht. 53 S.
- Schenekar T., Weiss S. (2021a): Studie zur Populationsgröße des Fischotters an den Salzburger Fließgewässern. Im Auftrag des Amtes der Salzburger Landesregierung. Endbericht. 60 S. und 2 Anhänge.
- Schenekar T., Weiss S. (2021b): Studie zur Populationsgröße des Fischotters an den Fließgewässern Oberösterreichs. Im Auftrag des Amtes der OÖ Landesregierung. Endbericht. 66 S. und 2 Anhänge.
- Schenekar T., Weiss S.J. (2020): Fischottermonitoring Kärnten 2019/2020. Im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung. Endbericht. 43 S. und Anhang.
- Schlemmer R. (2020): Schwarzer Regen zwischen Zwiesel und Pirka. Kartierung Flussuferläufer, Wassermuschel, Gebirgsstelze, Eisvogel, Gänsesäger 2020. Im Auftrag des Landkreises Regen. 28 S.
- Schmall B. (2012): Der Huchen im Bundesland Salzburg einst und jetzt. Österreichs Fischerei 65, 259–277.
- Schmutz S. (1999): Fischereiliche Auswirkungen Stauraumpülung KW Unzmarkt. Unveröffentlichtes Gutachten. Wien. 59 S.
- Schmutz S., Fohler N., Friedrich T., Fuhrmann M., Graf W., Greimel F. et al. (2013): Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Universität für Bodenkultur Wien. 176 S.
- Schmutz S., Jungwirth M. (1999): Fish as Indicators of Large River Connectivity: The Danube and Its Tributaries. Archiv für Hydrobiologie, Supplementband. Large Rivers 11/3, 329–48.
- Schmutz S., Jurajda P., Kaufmann S., Lorenz A.W., Muhar S., Paillex A., Poppe M., Wolter Ch. (2016): Response of fish assemblages to hydromorphological restoration in central and northern European rivers. Hydrobiologia 769/1, 67–78.

- Schmutz S., Matulla C., Melcher A., Gerersdorfer T., Haas P., Formayer H. (2004): Beurteilung der Auswirkungen möglicher Klimaänderungen auf die Fischfauna anhand ausgewählter Fließgewässer. Im Auftrag des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Forst, Umwelt und Wasser, BMLFUW, GZ 54 3895/163-V/4/03. Endbericht.
- Schmutz S., Moog O. (2018): Dams: Ecological Impacts and Management. In: Schmutz S., Sendzimir J. (Hrsg.): *Riverine Ecosystem Management*. Springer, Cham. 111-127.
- Schmutz S., Sendzimir J. (2018): *Riverine Ecosystem Management – Science for Governing Towards a Sustainable Future*. Springer, Cham. 562 S.
- Schmutz S., Wiesner C., Preis S., Muhar S., Unfer G., Jungwirth M. (2011): Auswirkungen des Wasserkraftausbaues auf die Fischfauna der Steirischen Mur. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 9-10, 190–195.
- Schmutz S., Wiesner C., Preis S., Muhar S., Unfer G., Jungwirth M. (2010): Beurteilung der ökologischen Auswirkungen eines weiteren Wasserkraftausbaus auf die Fischfauna der Mur. Im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19A. 64 S.
- Schmutz S., Zitek A., Zobl S., Jungwirth M., Knopf N., Kraus E., Bauer T., Kaufmann T., (2002): Integrated approach to the conservation and restoration of Danube salmon, *Hucho hucho*, populations in Austria. In: Collares-Pereira M.J., Cowx I.G., Coelho M.M. (Hrsg.): *Freshwater Fish Conservation: Options for the Future*. Fishing News Book, Oxford. 157–173.
- Schneider M., Ortlepp J. (2022): Beeinträchtigung von Fischhabitaten in der Wiesent durch Bootsbefahrung. Entwicklung eines Managementkonzepts. Bezirk Oberfranken (Hrsg.). Abschlussbericht der Projektstudie 2021. 180 S.
- Schöfbenker M. (2018): Population size, reproduction & fry habitats of Danube salmon (*Hucho hucho*) in the river Pielach, Austria. Masterarbeit Universität für Bodenkultur Wien. 71 S.
- Schröder W., Kohl F., Hanfland S. (2007): Kormoran- und Fischbestand. Kritische Analyse und Forderungen des Landesfischereiverbandes Bayern e.V. 69 S.
- Schulz N., Hafner W., Honsig-Erlenburg W., Polzer E., Traer K., Woschitz E. (1986): Fischereiliche Untersuchungen in den Flußstauräumen der Drau. Kärntner Institut für Seenforschung, Gesellschaft zur Förderung der Kärntner Wirtschaft, Amt der Kärntner Landesregierung, Klagenfurt. Endbericht KD 1. 292 S.
- Schulz N., Honsig-Erlenburg W. (1991): Gail. Fischereiliche Kontrollbefischungen am 23. November und 7. Dezember 1989. Bericht an die Stadtgemeinde Hermagor. 23 S.
- Sehr M. (2015): Schwarzer Regen. Entwicklung der Fischfauna 2000–2015. Landesbund für Vogelschutz in Bayern e.V. 19 S.
- Sendzimir J., Magnuszewski P., Gunderson L. (2018): Adaptive Management of Riverine Socio-ecological Systems. In: Schmutz S., Sendzimir J. (2018): *Riverine Ecosystem Management – Science for Governing Towards a Sustainable Future*. Springer, Cham. 301–24.
- Siemens M. v. (2009): Alter, Wachstum und Ernährung des Huchens in bayerischen Flüssen. Schriftenreihe 105 Jahre »Die Gespißten«. Beiträge zur Sportfischerei in Bayern, München. 25–35.
- Siemens M. v. (2015): Bewertung der Geschiebeweitergaben unterhalb des Isar-Kraftwerks Bad Tölz aus fischökologischer Sicht und Handlungsempfehlungen für die zukünftige Bewirtschaftung. Im Auftrag des Landesfischereiverbands Bayern e.V., Oberschleißheim. 125 S.
- Siemens M. v. (2017): Charakterisierung typischer Einstände juveniler Huchen und Äschen in einem kalkalpinen Fluss (Isar). Landesfischereiverband Bayern e.V. 187 S.
- Siemens M. v. (2018): Fischökologische Studie über Defizite und mögliche Maßnahmen zur Habitatverbesserung in der Isar zwischen Sylvensteinspeicher und Bad Tölz (FWK 1_F375). Im Auftrag des Freistaats Bayern, vertreten durch das WWA Weilheim.
- Siemens M. v., Schnell J. (2017): Charakterisierung von Lebensräumen juveniler Huchen (*Hucho hucho* L. 1758) in kalkalpinen Voralpenflüssen am Beispiel der Isar. *Auenmagazin* 12, 37–44.
- Sittenthaler M., Bayerl H., Unfer G., Kuehn R., Parz-Gollner R. (2015): Impact of fish stocking on Eurasian otter (*Lutra lutra*) densities: A case study on two salmonid streams. *Mammalian Biology* 80/2, 106–13.
- Sittenthaler M., Koskoff L., Pinter K., Nopp-Mayr U., Parz-Gollner R., Hackländer K. (2019): Fish size selection and diet composition of Eurasian otters (*Lutra lutra*) in salmonid streams: Picky gourmets rather than opportunists? *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* 420, 29.
- Slotta-Bachmayr L., Medicus C., Stadler S. (2012): Rote Liste der gefährdeten Brutvögel des Bundeslandes Salzburg. *Naturschutz-Beiträge* 38/12. 188 S.
- Snoj A., Bravničar J., Zabric D., Sušnik Bajec S. (2022): Conservation genetics study of huchen in Slovenia recommends river system-based management and indicates self-sustainability of the middle Sava population. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 32/7, 1171–1183.
- Speierl T. (2004): Analyse zum Bootsverkehr auf der Wiesent für den Zeitraum vom 11. 6. 2004 bis 5. 8. 2004 – Erfassung und Bewertung unter fischbiologischen Gesichtspunkten. Im Auftrag des Bezirksfischereiverbandes Oberfranken e.V. Bayreuth. 30 S.
- Spitzenberger F. (2005): Rote Liste der Säugetiere Österreichs. In: Zulka K.P. (Hrsg.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs*. Lebensministerium, Grüne Reihe 14/1. Böhlau Verlag, Wien – Köln – Weimar. 45–62.

- Staub E., Krämer A., Müller R., Rühl Ch., Walter J. (1992): Einfluss des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*) auf Fischbestände und Fangerträge in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, BUWAL, Bern.
- Steindachner F. (1884): Bericht des Österreichischen Fischerei-Vereines über den Stand der Fischerei im Kronlande Österreich unter der Enns. Mittheilungen des österr. Fischerei-Vereines 15, 141–164.
- Sternecker K., Denic M., Geist J. (2014): Timing matters: Species-specific interactions between spawning time, substrate quality, and recruitment success in three salmonid species. *Ecology and Evolution* 4/13, 2749–58.
- Straka U. (1997): Häufigkeit und Verbreitung des Kormorans in Niederösterreich im Winterhalbjahr 1995/96. *Vogelkundliche Nachrichten aus Ostösterreich* 8, 40–44.
- Tatzber C. (2006): Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Fischwanderhilfe beim Kraftwerk Murau. Masterarbeit am Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Universität für Bodenkultur Wien. 107 S.
- Teufelbauer N., Adam M., Nemeth E. (2018): Bestandstrends in Österreich überwinternder Wasservögel 1970–2014 – Ergebnisse der Internationalen Wasservogelzählungen. *Egretta* 56, 36–75.
- Tiefenbach M. (2021): Der Kormoran-Winterbestand in der Steiermark 2020/2021. Ergebnisse des Kormoran-Wintermonitorings, Auswertung von Schlafplatzzählungen November 2020 – März 2021. Kirchberg a. d. Raab, 25 S.
- Traill L.W., Bradshaw C.J.A., Brook B.W. (2007): Minimum viable population size: A meta-analysis of 30 years of published estimates. *Biological Conservation* 139/1–2, 159–66.
- Traill L.W., Brook B.W., Frankham R.R., Bradshaw C.J.A. (2010): Pragmatic population viability targets in a rapidly changing world. *Biological Conservation* 143/1, 28–34.
- Tschurtschenthaler R. (1961): Der Angelsport in Osttirol. *Österreichs Fischerei* 14, 44–46.
- Umweltbundesamt (Hrsg.) (2021): Angelfischerei und Nachhaltigkeit in Österreich. Impulse zur nachhaltigen angelfischereilichen Nutzung von Gewässern. Umweltbundesamt, Wien. 102 S.
- Unfer G., Auer S., Witt Ch., Haslauer M. (2018): Fischökologische Bestandserhebung der Oberen Drau 2017. Im Auftrag der Kärntner Landesregierung, Abteilung 8 – Wasserwirtschaft und Umwelt, Energie, Naturschutz und des Fischereivereinsverbandes Spittal/Drau. 45 S.
- Unfer G., Haslauer M., Wiesner C., Jungwirth M. (2011b): LIFE-Projekt Lebensader Obere Drau – Fischökologisches Monitoring. Im Auftrag der Kärntner Landesregierung, Abt. Wasserwirtschaft, Klagenfurt. Endbericht.
- Unfer G., Leitner P., Graf W., Auer S. (2011a): Der Einfluss von Schwallbetrieb auf den Fischbestand der Oberen Drau. Im Auftrag von VERBUND – Austrian Hydro Power AG und Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien. 250 S.
- Unfer G., Meraner A., Pont D. (2019): Fische – Bedrohte aquatische Biodiversität in den Alpen. In: Muhar S., Muhar A., Egger G., Siegrist D. (Hrsg.): Flüsse der Alpen. Vielfalt in Natur und Kultur. Haupt Verlag, Bern. 126–145.
- Unfer G., Pinter K. (2017): Fisheries management of stream-resident brown trout populations—possibilities and restrictions. In: Lobón-Cerviá J., Sanz N. (Hrsg.): Brown trout: Biology, ecology and management. Wiley, Hoboken. 649–665.
- Unfer G., Rauch P. (2019): Fischschutz und Fischabstieg in Österreich. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien. Endbericht.
- Unfer G., Wiesner C., Jungwirth M. (2004): Auenverbund Obere Drau. Fischökologisches Monitoring. Im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung, Abt. Wasserwirtschaft, Klagenfurt. Universität für Bodenkultur Wien. Endbericht.
- van Eerden M., van Rijn S., Volponi S., Paquet J.Y., Carss D. (2012): Cormorants and the European Environment: exploring Cormorant status and distribution on a continental scale. INTERCAFE COST Action 635. Final Report I.
- Verordnung der Landesregierung vom 6. Dezember 1988 über den Schutz freilebender Tierarten (Tierartenschutzverordnung), StF: LGBl Nr 3/1989.
- Verordnung der OÖ Landesregierung über den Schutz wildwachsender Pflanzen und Pilze sowie freilebender Tiere (OÖ Artenschutzverordnung), StF: LGBl.Nr. 73/2003.
- Verordnung über die Zulassung der zeitweisen Bejagung von Kormoranen und Graureihern in Teilbereichen des Bezirkes Bregenz in den Jagdjahren 2019/2020, 2020/2021 und 2021/2022.
- Wagner S., Petutschnig W. (2019): Wasservogelzählung in Kärnten 2019. *Carinthia II* 209/129, 229–236.
- Wallmann H., Zillner F. (1863): Kulturhistorische Streifzüge durch Pongau und Lungau. Mitteilungen der Gesellschaft für Salzburger Landeskunde 3, 145–187.
- Wänninger, J. (2016): Zielfischchart Huchen im FFH-Gebiet »Isar von Unterföhring bis Landshut«: Fischökologische Untersuchung mit Fokus auf die Situation der Wintereinstände für juvenile Huchen. Im Auftrag des Landesfischereiverband Bayern e.V. Oberschleißheim. 115 S.
- Weiss S., Schenekar T. (2016): Genetic evaluation of the self-sustaining status of a population of the endangered Danube salmon, *Hucho hucho*. *Hydrobiologia*. 775(1):153–65.
- Weiss S., Apostolou A., Đug S., Marčić Z., Mušović M., Oikonomou A., Shumka S., Škrijelj R., Simonović P., Vesnić A., Zabrc D. (2018): Endangered Fish Species in Balkan Rivers: their distributions and threats from hydropower development. *Riverwatch & EuroNatur*, 162 S.

- Weiss S., Marić S., Snoj A. (2011): Regional structure despite limited mtDNA sequence diversity found in the endangered Huchen, *Hucho hucho* (Linnaeus, 1758). *Hydrobiologia* 658, 103–110.
- Weiss S., Schenekar T. (2022): Bestandsschätzung Fischotter Oberpfalz & Niederbayern – Projektskizze/Vorprüfung. Im Auftrag der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising.
- Weißmair W. (2018): Erhebung des aktuellen Bestandes des Gänseägers (*Mergus merganser*) in Oberösterreich 2016–2017. Im Auftrag des Amtes der OÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz. Endbericht.
- Weißmair W. (2019): Der Gänseäger (*Mergus merganser*) in Oberösterreich – Brutbestand 2016/17 und Winterbestände 1996–2016. Vogelkundliche Nachrichten Oberösterreich, Naturschutz aktuell 27, 3–35.
- Wiesner C., Unfer G., Foramitti A. (2008): Naturschutzstrategien für Wald und Wildfluss im Gesäuse – Prämonitoring Fischökologie. Im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19B Schutzwasserwirtschaft und Bodenwasserhaushalt, Graz. 26 S.
- Wiesner C., Unfer G., Kammerhofer A., Jungwirth M. (2009): Naturschutzstrategien für Wald und Wildfluss im Gesäuse – Postmonitoring Fischökologie. Im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19B Schutzwasserwirtschaft und Bodenwasserhaushalt, Graz, 32 S.
- Wiesner C., Unfer G., Zitek A., Schmutz S. (2004): Drift of juvenile freshwater fish in late autumn in a Danube tributary. Proceedings of the Fifth International Conference on Ecohydraulics: Aquatic Habitats: Analysis and Restoration, 12.–17. 9. 2004, Madrid. IAHR. 117–123.
- Wittmack L. (1875): Beiträge zur Fischerei-Statistik des deutschen Reichs sowie eines Theiles von Oesterreich-Ungarn und der Schweiz. Im Auftrage des Deutschen Fischereivereins, Berlin.
- Wolfram G., Mikschi E. (2007): Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. In: Zulka K.P. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Lebensministerium, Grüne Reihe 14/2. Böhlau Verlag, Wien – Köln – Weimar. 61–198.
- Wolter C., Schomaker C. (2019): Fish passes design discharge requirements for successful operation. *River Research and Applications* 35/4, 1697–1701.
- Woschitz G. (1991): Die ehemals heimische Fischfauna steirischer Fließgewässer. Unveröffentlichtes Manuskript.
- Woschitz G. (2006): Rote Liste gefährdeter Fische (Pisces) in der Steiermark. Im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19 und Fachabteilung 13.
- Woschitz G., Parthl G., Schager E., Weiss S. (1998): Dotierwasserbemessung bei Ausleitungskraftwerken. Fachbereich Fischökologie. Im Auftrag der STEWEAG, IFIS–Ichthyologische Forschungsinitiative Steiermark. 109–112.
- WRRL (2000): Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG: Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABl. Nr. L 327.
- Wutte M. (1912): Alte Fischereiordnungen in Kärnten. *Österreichische Fischerei-Zeitung* IX/8, 131–134.
- Zahn S., Borkmann I. (2011): Auswirkungen des Kanusports auf Fließgewässer am Beispiele des Rheinsberger Rhins. VDSF-Schriftenreihe Fischerei & Gewässerschutz 6. VDSF Gewässerseminar 2010. 43–58.
- Zauner G., Lauber W., Jung M., Ratschan C., Schöffbenker M., Schmalfuß R. (2020): Wie erreicht man das »Gute ökologische Potential«? – Fallbeispiel Innstauraum Eggfling-Obernberg. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 72, 223–235.
- Zauner G., Pinka P. (1999): Einfluß des Kormorans auf die fischökologischen Verhältnisse der steirischen Enns zwischen Liezen und Johnsbach. Im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, Rechtsabteilung 6, Naturschutz. 58 S.
- Zauner G., Pinka P., Moog O. (2001): Pilotstudie Oberes Donautal, Gewässerökologische Evaluierung neu-geschaffener Schotterstrukturen im Stauwurzelbereich des Kraftwerks Aschach. Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Universität für Bodenkultur Wien.
- Zauner G., Ratschan C. (2009): Gewässerzustandserhebung in Österreich, Fachbereich Fische, GZÜV-Berichte für die Beobachtungsjahre 2007 – 2009 im Bundesland Oberösterreich. Messstellen Steyr, Kronstorf und Thaling. Im Auftrag des Amtes der OÖ Landesregierung, Abt. Wasserwirtschaft, Gewässerschutz.
- Zauner G., Ratschan C., Jung M., Mühlbauer M. (2015): Sollen Cypriniden wie die Nase besetzt werden? Gedanken anlässlich der Nase als »Fisch des Jahres«. *Österreichs Fischerei* 68/5-6, 135–140.
- Zauner G., Ratschan C., Mühlbauer M., Prack P., Altenhofer M. (2011): Studie Renaturierungspotential Untere Enns. Im Auftrag der OÖ Umweltschutzabteilung. 326 S.
- Zechner L., Stani W. (2002): Der Kormoran in der Steiermark im Winter 2001/02. *Vogelkundliche Nachrichten Ostösterreich* 13/3, 60–63.
- Zimmermann K. (2002): Untersuchungen der Fischbestände in der Fußacher Bucht (Bodensee). Dissertation Universität Salzburg. Hecht Verlag, Hard. 149 S.
- Zitek A. et al. (2003): Unveröffentlichte Monitoringdaten aus der Donau in der Wachau. Erhoben im Zuge des LIFE-Projektes »Lebensraum Huchen«. Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Universität für Bodenkultur Wien.
- Zitek A., Schmutz S., Jungwirth M. (2004): Fischökologisches Monitoring an den Flüssen Pielach, Melk und Mank im Rahmen des EU-LIFE-Projektes »Lebensraum Huchen«. Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Universität für Bodenkultur Wien. Endbericht. 113 S.

Impressum

Eigentümer, Herausgeber und Verleger:
Österreichischer Fischereiverband

Verantwortlicher Redakteur und Schriftleitung:
Oswald Hicker | Tel. + 43(0)664/255 54 88

Die von den verschiedenen Autoren dargelegten Meinungen decken sich nicht zwangsläufig mit der Meinung der Redaktion. This publication is indexed in the Fish & Fisheries Worldwide produced by NISC South Africa (www.nisc.co.za).

Satz und Gestaltung:
Emma Nilsson | A-5310 Mondsee | nilsson-design.at

Druck:
Samson Druck GmbH | A-5581 St. Margarethen
Alle Rechte vorbehalten, Nachdruck nur mit Genehmigung der Redaktion! ISSN 0029-9987

Offenlegung gemäß Mediengesetz 1981 § 25.

Medieninhaber: Österreichischer Fischereiverband; Geschäftsführung: Dresdner Straße 73–75, E32.01, A-1200 Wien, Präsident: Mag. Gert Gradnitzer; Unternehmensgegenstand (Vereinszweck): Förderung der Belange der österreichischen Fischerei. Erklärung über grundlegende Blattrichtung: »Österreichs Fischerei ist eine Fachzeitschrift für die gesamte Fischerei, für Limnologie und Gewässerschutz. Als Vereinszeitung informiert sie über Ereignisse im Bereich der Mitgliedsorganisationen.«

Zitiervorschlag:

Schmutz S., M. Jungwirth, C. Ratschan, M. vSiemens, S. Guttman, S. Paintner, G. Unfer, S. Weiss, S. Hanf-land, T. Schenekar, M. Schubert, H. Brunner, O. Born, G. Woschitz, B. Gum, T. Friedl, C. Komposch, M. Mühlbauer, W. Honsig-Erlenburg, K. Hackländer, G. Haidvogel, J. Eberstaller, T. Friedrich, J. Geist, C. Gumpinger, C. Graf, M. Hofpointner, G. Honsig-Erlenburg, D. Latzer, K. Pinter, A. Rechberger, Z. Schähle, N. Schotzko, C. Seliger, G. Sutter, W. Schröder, G. Zauner (2023): Der Huchen stirbt aus – was tun? Gefährdungsfaktoren und notwendige Maßnahmen in Bayern und Österreich. Sonderheft Österreichs Fischerei, Herausgegeben vom Österreichischen Fischereiverband. Wien.

