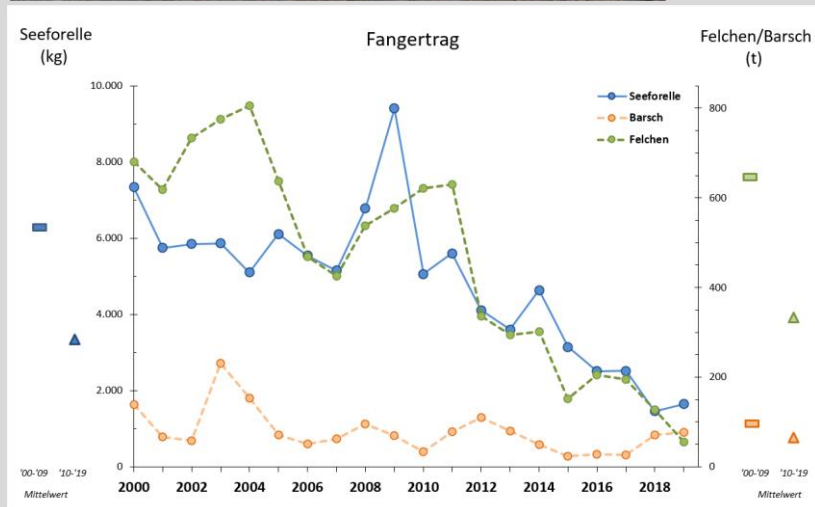


Rückgang des Seeforellenertrags am Bodensee-Obersee

Vertiefte Analyse ursächlicher Faktoren



Limneos
HYDRA
April 2021



Internationale Bevollmächtigtenkonferenz für die Bodenseefischerei (IBKF)

Rückgang des Seeforellenertrags am Bodensee-Obersee

Vertiefte Analyse ursächlicher Faktoren

Autoren:

Dr. Timo Basen, Limneos
Peter Rey, HYDRA

Begleitung:

IBKF – Arbeitsgruppe Wanderfische:

Dr. Roland Rösch, (Vorsitz)

Uwe Dußling, Regierungspräsidium Tübingen, Fischereibehörde

Mag. DI Roland Jehle, Amt für Umwelt, Liechtenstein

Roman Kistler, Jagd- und Fischereiverwalter des Kantons Thurgau

Michael Kugler, Amt für Natur, Jagd und Fischerei des Kantons St. Gallen

Dr. Marcel Michel, Amt für Jagd und Fischerei, Graubünden

Dr. Dario Moser, Jagd- und Fischereiverwalter des Kantons Thurgau

Dr. Michael Schubert, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft – Institut für Fischerei

Mag. Nikolaus Schotzko, Amt der Vorarlberger Landesregierung, Landesfischereizentrum Vorarlberg

Dr. Dominik Thiel, Amt für Natur, Jagd und Fischerei des Kantons St. Gallen



Limneos – Büro für Gewässeruntersuchungen

Dr. Timo Basen, Jahnstr. 20, 88069 Tett nang



HYDRA Büro, Peter Rey, Fürstenbergstr. 25, D-78467 Konstanz

www.hydra-institute.com

Internationale Bevollmächtigtenkonferenz für die Bodenseefischerei (IBKF)



Inhalt

1	Zusammenfassende fachliche Beurteilung	5
2	Einleitung.....	9
2.1	Auftrag und Zielsetzung.....	9
2.2	Spektrum der relevanten Einflussfaktoren.....	9
2.3	Konkrete Fragestellungen der AG Wanderfische der IBKF	9
3	Rückgang des Fangertrags und Seeforellenrückgang.....	11
3.1	Seeforellenerträge Bodensee	11
3.2	Aufsteigerzahlen	13
3.3	Der Rückgang der Erträge als Indikator für die Bestandsentwicklung	17
4	Abflussgeschehen und Wassertemperatur.....	18
4.1	Methoden	18
4.2	Ausgewählte Bodenseezuflüsse	20
4.3	Alpenrhein und ausgewählte Rheinzufüsse.....	31
4.5	Beurteilung der hydrologischen Veränderungen	36
4.6	Beurteilung der Veränderungen des Temperaturregimes	38
4.7	Relevanzmatrix Abflüsse und Wassertemperaturen	42
5	Faktor PKD.....	45
5.1	Grundlagen und aktuelle Entwicklungen.....	45
5.2	Wechselwirkungen von PKD und anderen Faktoren	45
5.3	Beurteilung des PKD-Risikos	47
6	Faktor Seeforellenbesatz	48
7	Veränderungen verschiedener Faktoren im Bodensee.....	51
7.1	Wasserstand und Temperatur	51
7.2	Veränderungen im Nahrungsnetz	52
7.3	Beurteilung bestandsrelevanter Faktoren	54
8	Weitere Faktoren.....	55
8.1	Longitudinale Fischdurchgängigkeit	55
8.2	Geschiebedefizite	59
8.3	Faktor Kormoran.....	59
8.4	Beurteilung weiterer Faktoren	62
8.5	Zusammenfassende Faktorenanalyse	63
9	Quellen	66
9.1	Zitierte Quellen.....	66
9.2	Weiterführende Literatur	70
10	Detaillierte Analyse der Hydrologie	73

1 Zusammenfassende fachliche Beurteilung

Der deutliche Rückgang der Seeforellenfänge von Berufsfischern im Bodensee-Obersee (im Folgenden vereinfacht als Bodensee bezeichnet) seit ca. 2010 wurde im Auftrag der Internationalen Bevollmächtigtenkonferenz für die Bodenseefischerei (IBKF) einer Ursachenanalyse unterzogen. Nach einer genaueren Betrachtung der Faktoren Abflussgeschehen (Hydrologie) und Wassertemperatur wurden Wirkungszusammenhänge mit anderen möglichen Ursachen diskutiert. Eine schlüssige Beweisführung zur Identifikation der Ursachen war nicht möglich, da hierzu die vollumfängliche Datengrundlage fehlt und einige dafür wichtige Daten auch nicht mehr erhoben werden können. Deshalb wurden die Schlussfolgerungen auf Basis einer „fachlichen Plausibilisierung“ (Wahrscheinlichkeitsbetrachtungen, Ausschlussverfahren) getroffen.

Bestandsrückgang – ja oder nein?

Die Studie kommt zum Schluss, dass der im Seeforellenfang der Berufsfischer des Bodensees seit 2010 beobachtete Ertragsrückgang einen tatsächlichen Rückgang des Seeforellenbestands im See und in seinem Einzugsgebiet abbildet. Ein wichtiges Indiz dafür ist der analoge Rückgang der Laichfischzahlen in den Reproduktionsgewässern.

Der Seeforellenbestand, der zwischen 2000 und 2010 wieder relativ starke Jahrgänge aufwies (IBKF 2014 a & b, IBKF 2017), ist offenkundig auf unter die Hälfte dieses Bestandes zurückgegangen. Allerdings ist der fischereiliche Gesamtertrag der Berufsfischerei am Bodensee bereits im Jahr 2015 auf nur noch ein Drittel des Wertes des Jahres 2011 eingebrochen. Möglicherweise wurde in diesem Zusammenhang in einigen Gewässern aber auch die Bedeutung der verbesserten Durchgängigkeit und der bereits etablierten Naturverlaichung über- und die der noch nötigen Bewirtschaftungsmaßnahmen eher unterschätzt. Zudem kann noch nicht abgeschätzt werden, wie schnell bzw. träge sich positive und negative Einflüsse auf den Bestand auswirken.

Der Rückgang der Laichfischzahlen ist mit wenigen Ausnahmen (z. B. Bregenzerach) jedenfalls in allen bestandsrelevanten Laichgewässern feststellbar. Da bekanntermaßen die Anzahl der Streuner (Strayer) unter den Bodensee-Seeforellen klein ist (IBKF 2014a), dürften Verlagerungen von Laichaktivitäten von einem in ein anderes Gewässer wahrscheinlich keine bestandsrelevante Rolle spielen. Die Ursachen für den Bestandsrückgang suchen wir deshalb vor allem bei Schlüsselfaktoren, die sich systemübergreifend und innerhalb der vergangenen 10 bis 12 Jahre verändert haben.

Schlüsselfaktoren

Im Verlauf der letzten zwei Jahrzehnte haben sich in einigen wichtigen Seeforellengewässern das Abflussgeschehen und die Wassertemperaturen signifikant verändert, so dass sie in Kombination mit anderen Faktoren direkt oder indirekt für den beobachteten Bestandsrückgang verantwortlich sein können. Da eine entsprechende Annahme bereits in eine Studie der Arbeitsgruppe Wanderfische der IBKF eingeflossen ist (IBKF 2019), wurden die beiden Faktoren im Rahmen der vorliegenden Studie vorrangig berücksichtigt.

Überraschend war, wie deutlich Veränderungen in der Abfluss- und Temperaturentwicklung in vielen betrachteten Gewässern bereits im Vergleich der letzten beiden Dekaden zu erkennen waren. In den meisten wichtigen Laichgewässern der Seeforellen wurden seit 2010 relevante Veränderungen der hydrologischen Kennwerte (sowohl im Median, als auch bei den Extremwerten) gegenüber den Werten der vorangegangenen Dekade festgestellt, die alle für sich geeignet sind, das Reproduktionsgeschehen der Seeforellen negativ zu beeinflussen. Ein analoges Ergebnis zeigte die Analyse der Wassertemperaturen. Hier kam es sowohl zu einer Erhöhung der Medianwerte im Sommer und im Winter als auch zu einer Erhöhung der Maximalwerte und deren Häufigkeit. Davon betroffen waren vorrangig kleinere Laichgewässer mit pluvialem (einem durch Regen beeinflussten) oder pluvio-nivalem (einem sowohl durch Regen, als auch durch Schneeschmelze geprägten) Abflussregime.

Unter der Vielzahl weiterer möglicher Faktoren (Abb. 1.1) wurde insbesondere der Einfluss der Nierenkrankheit PKD und der Bewirtschaftung (v.a. Besatz und Fang) zusammen mit anderen lt. Experteneinschätzung relevanten Faktoren wie Nahrungsangebot, Durchgängigkeit, Geschiebe, chemische Wasserqualität und Prädation im Zusammenwirken mit den Veränderungen der beiden Schlüsselfaktoren betrachtet und diskutiert.

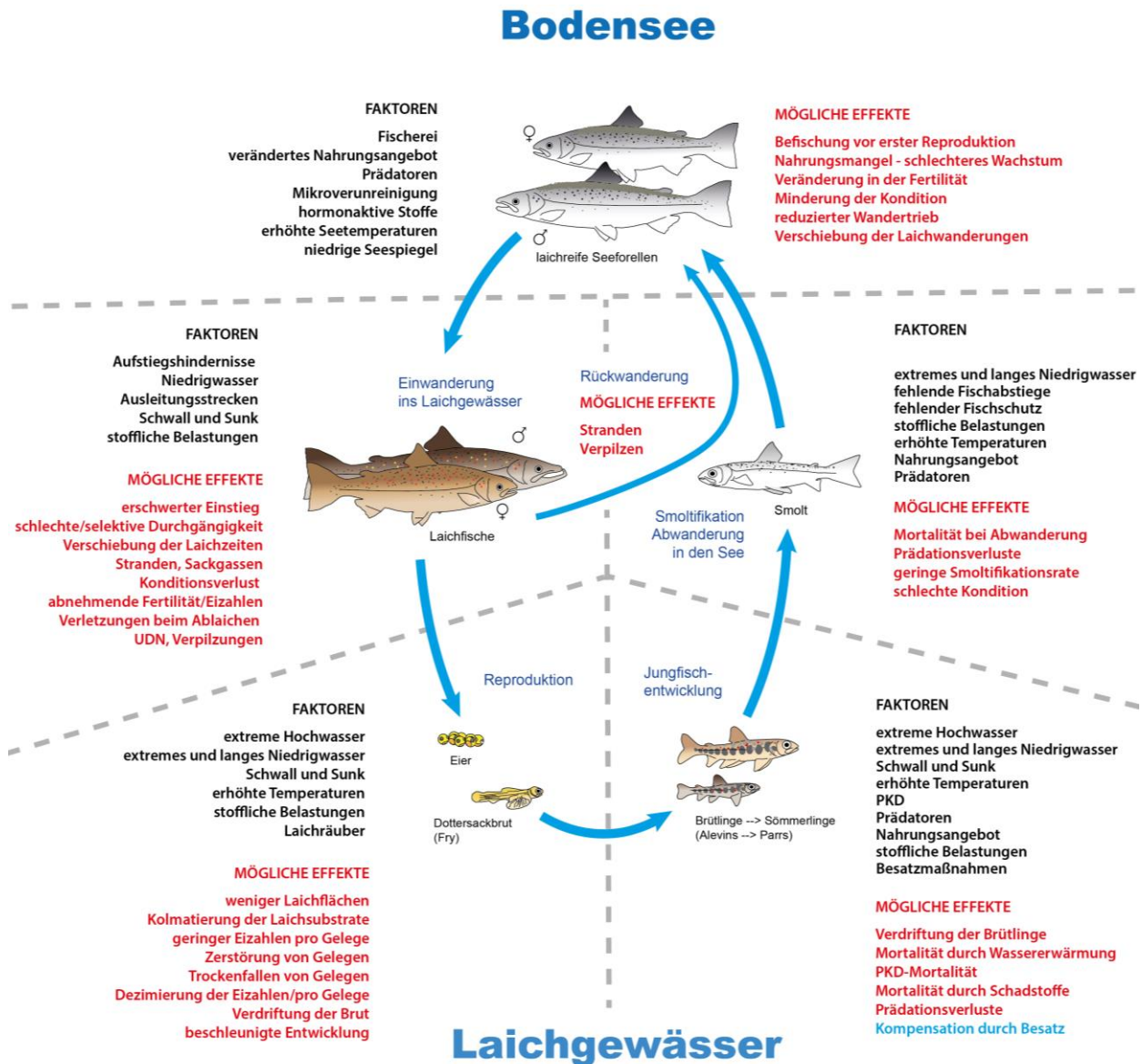


Abb. 1.1: Bestandsrelevante Faktoren und deren mögliche Effekte im Lebenszyklus der Bodensee-Seeforellen. Direkte Wechselwirkungen zwischen Faktoren und einem oder mehreren konkreten Effekten sind bisher vor allem im Bereich Hydrologie und biologische Durchgängigkeit bekannt. Andere Zusammenhänge sowie multifaktorielle Effekte sind vielfach noch spekulativ.

Allerdings ist es schwierig abzuschätzen, in welchem Maße die beobachteten Effekte bereits durch klimatische Veränderung determiniert sind und ihnen deshalb mit Maßnahmen kaum mehr entgegengewirkt werden kann. Zu den beeinflussbaren regionalen Faktoren, die das Klimageschehen noch weiter negativ überlagern/verstärken, zählen:

- der Schwall-Sunk-Betrieb mit abnehmenden Sockelabflüssen und deshalb größeren Amplituden,
- die bei Niederwasser zunehmenden Temperaturen, Durchgängigkeitsdefizite und Lebensraumverluste in Ausleitungstrecken,
- sowie die bei höheren Temperaturen und Niederwasserabflüssen verstärkte Wirkung von Schadstoffen (Standardparameter, Mikroverunreinigungen, Pestizide, Arzneimittlrückstände u. a.), Krankheitserregern und Parasiten.

Alle diese Faktoren mindern die Kondition und den Gesundheitszustand der Seeforellen. Derartig vorgeschädigte Fische (man spricht auch von Fischen mit verminderter Fitness - ein Mass für die Anzahl reproduzierbaren Nachkommen pro Individuum) fallen vermehrt Prädatoren zum Opfer.

Mit der Veränderung der mittleren Abflüsse und Wassertemperaturen sind in der letzten Dekade vermehrt extreme Einzelereignisse gegenüber dem Zeitraum vor 2010 aufgetreten. So konnten bettbildende Hochwasserppppp in sensiblen Reproduktionszeiträumen wahrscheinlich einige Male in verschiedenen Gewässern zum Ausfall ganzer Jahrgänge (inkl. Besatz) führen. Es ist davon auszugehen, dass solche Ereignisse an der Steinach und der Goldach in den letzten zehn Jahren mindestens zweimal stattgefunden haben. Unter der Prämisse, dass solche kleinere, aber sehr produktive Seeforellengewässer für den Gesamtbestand der Art eine besondere Rolle spielen, ist es nicht ausgeschlossen, dass der durch Einzelereignisse verursachte Rückgang in der Rekrutierung mehrerer Jahrgänge eine nicht unwesentliche Rolle für den beobachteten Fangrückgang spielt. Dasselbe gilt auch für die Summe kleinerer Reproduktionsdefizite in den größeren Laichgebieten des Vorder- und Hinterrheins, Bregenzerach, Ill u. a. Der Ausfall eines Jahrgangs oder eine einmalig geringere Reproduktion (auch durch hohen Anteil von Laichfischen mit geringeren Eizahlen/Ind.) könnte sich in der Folge auch weiter verstärken (Ausfall/Reduktion eines Jahrgangs → drei bis fünf Jahre später weniger Laichfische → weniger Reproduktion → drei bis fünf Jahre wiederum weniger Laichfische).

Dagegen spricht, dass Seeforellen vergleichsweise sehr hohen Eizahlen produzieren können (6.000 bis mehr als 12.000 Eier pro Rogner); daher könnte der Ausfall einzelner Jahrgänge unter günstigen Bedingungen durch große und besonders produktive Laichfische kompensiert werden. Hierzu liegen aber bisher keine vergleichbaren Daten vor.

Alles in allem stützen die neuen Kenntnisse zur Hydrologie und Temperaturentwicklung die schon mehrfach formulierte Forderung nach Beseitigung der letzten künstlichen Wanderbarrieren im System (IBKF 2014-2017, IBKF & IGKB 2019). Nur so können die Seeforellen-Laichfische noch Gewässeroberläufe erreichen, in denen die angesprochenen Faktoren eine noch untergeordnete Rolle spielen.

Weitere negative Einflussfaktoren

Ein weiterer zu berücksichtigender Aspekt ist das rückläufige Ertragsvermögen (Produktion und Verfügbarkeit der Nahrung) im reoligotrophierten, wärmeren See. Dies hat zweifellos auf den kaltstenothermen Top-Prädator Seeforelle eine starke direkte (Verfügbarkeit der bisher präferierten Nahrung) und indirekte (Ausweichen auf tiefere Seebereiche bei hohen Wassertemperaturen) Wirkung als auf wärmeadaptierte Raubfischarten des Sees (z.B. Wels, Hecht). Die Temperaturentwicklung kommt jedenfalls dem Wels sehr entgegen, wie die steigenden Erträge belegen.

Offen ist angesichts der beinahe flächendeckenden Besiedlung des Seegrundes mit Quagga-Muscheln auch noch die Frage der Auswirkungen dieser invasiven Art auf das Nahrungsnetz bzw. den Fischbestand insgesamt.

Zumindest im östlichen Obersee wächst zudem der Prädationsdruck auf die abwandernden Smolts in den mündungsnahen Gewässerabschnitten durch den massiv angewachsenen Bestand an Kormoranen am See. Zudem liegt die Abwanderung der Smolts im selben Zeitraum wie die Brut- und Aufzuchtphase der Kormorane in den Kolonien im Rheindelta und an der Lipbachmündung.

Hypothetisches Szenario zum Bestandsrückgang der Seeforellen

Obwohl die Gewichtung und das Zusammenwirken der verschiedenen Faktoren bisher noch weitgehend unklar sind, spielen die Veränderungen der hydrologischen Rahmenbedingungen und der Wassertemperatur ohne Zweifel eine entscheidende Rolle für den beobachteten Bestandsrückgang. Zum Teil hängen zusätzliche Belastungen direkt oder indirekt damit zusammen. Weitere maßgebliche Faktoren sind unserer Einschätzung nach die Nahrungssituation im See und der Prädationsdruck durch Kormorane.

Nimmt man alle bisher diskutierten und negativ auf den Bestand wirkenden Faktoren zusammen, so kann folgende Hypothese zum Bestandsrückgang der Seeforellen im Bodensee ab 2010 aufgestellt werden:

Phase1:

Durch häufige Niederwasserphasen (in einigen Gewässern überlagert durch Schwall und Sunk) hat sich der Einstieg vom See und die Durchgängigkeit innerhalb der Seeforellen-Laichgewässer verschlechtert. Die Jungfische in einigen relevanten Laichgewässern zeigen wegen hoher Wassertemperaturen und extremen Niedrigwasserphasen im Sommer und Herbst höhere Mortalitäten bzw. schlechteren Gesundheitszustand.

Phase2:

Seeforellenlaichgruben werden zunehmend durch extremere Winter- und Frühjahrshochwasser zerstört. Auch besetzte Brütlinge und vorgestreckte Besatzfische fallen solchen Hochwässern zum Opfer. Die Jahre, in denen die negative Bestandsentwicklung durch umfangreiche Naturverlaichung kompensiert werden kann, nehmen seit 2010 ab.

Phase3:

Die Zahl der Laichfische, die zur Hauptreproduktionszeit einsteigen und geeignete Laichgründe erreichen können, sinkt allmählich, in manchen Jahren auch stark (dies auch mitverursacht durch verändertes Nahrungsangebot im See). Das Reproduktionsgeschehen (Anzahl der Laichfische → verfügbare Laichflächen → Zahl der Laichgruben → Eizahl pro Rogner, erfolgreiche Ei- und Brütlingsentwicklung) nimmt in verschiedenen Gewässern unterschiedlich stark ab. Über gesteigerte Mortalität verschlechtert sich zudem das Verhältnis zwischen Eizahl und Rückkehrerzahl.

Phase4:

Die negative Entwicklung der Faktoren Abflussgeschehen und Wassertemperatur sowie eine veränderte Nahrungssituation reduzieren den Seeforellenbestand. Weitere Faktoren wie PKD, Prädatoren, Fang und Besatz gewinnen fallweise an Bedeutung für die Bestandsgröße.

2 Einleitung

2.1 Auftrag und Zielsetzung

Nachdem sich die Bestände der Bodensee-Seeforellen infolge langjähriger umfangreicher Förderprogramme bis ca. 2010 wieder stabilisiert hatten, sind die Erträge der Berufs- und Angelfischer in den letzten Jahren wieder rückläufig. Auch die Zahl der aufsteigenden Seeforellen-Laichfische nimmt – vor allem im Alpenrhein - seit 2013 wieder ab (Abb. 3.5 und 3.6).

Nach Auffassung der IBKF sollen in einem ersten Schritt nun die dafür verantwortlichen Ursachen identifiziert und eine Priorisierung maßgeblicher Faktoren vorgenommen werden.

Davon ausgehend sollten Überlegungen angestellt werden, durch welche Maßnahmen der Erhaltungszustand der Seeforelle verbessert werden kann.

Anhand *a priori* gewichteter Einflussfaktoren hat die Arbeitsgruppe Wanderfische der IBKF auf Basis von Experteneinschätzungen Faktoren ausgewählt, die einer genaueren Betrachtung anhand von verfügbaren Datensätzen und möglichen Auswertungsansätzen unterzogen werden sollten. Am 06.05.2020 erging ein entsprechender Auftrag an das HYDRA-Büro in Konstanz.

2.2 Spektrum der relevanten Einflussfaktoren

Im Rahmen von Untersuchungen zur Reproduktionsbiologie und zur Bewirtschaftung der Seeforellen im Bodenseegebiet wurden vor allem in den letzten 15 Jahren viele neue Erkenntnisse gewonnen und alte Beobachtungen bestätigt (Ruhlé u. a. 2006, IBKF 2014 a&b; Hesselschwerdt 2017, 2018, 2019 a & b; IBKF 2017; IGKB & IBKF 2019). Aber auch schon zuvor stand die Seeforelle im Fokus fischbiologischer Forschung (z. B. Schulz 1995).

So hat sich nach und nach auch die Kenntnis über das Spektrum der Faktoren vergrößert, die auf die Reproduktion und die Mortalität – letztlich also auf den Bestand – der Bodensee-Seeforellen Einfluss nehmen. Den direkt oder indirekt (über Temperatur- und Abflussveränderungen) vom Menschen verursachten Gründen für einen Bestandsrückgang wurden in den letzten Jahrzehnten Maßnahmen zur Verbesserung der Systemdurchgängigkeit und Bewirtschaftung entgegengesetzt. Dies hatte offensichtlich Erfolg und dazu geführt, dass sich der autochthone Seeforellenbestand seit einem Tiefpunkt Mitte der 1980er-Jahre wieder erholt hat. Der regelmäßige Aufstieg von Laichfischen in verschiedene Flüsse und Bäche des Bodensee-Einzugsgebiets und die dortigen Laichaktivitäten sind Indizien für eine wieder umfangreiche Naturverlaichung – allerdings mit seither noch sehr unterschiedlichen Reproduktionserfolgen. Zur Analyse des erneuten Bestandsrückgangs ist es naheliegend, die Gründe zunächst im bekannten Spektrum der bestandsrelevanten Faktoren und deren möglichen Effekten zu suchen (Abb. 1.1). Die vorliegende Studie prüft deshalb schwerpunktmäßig die Einflussfaktoren Abflussgeschehen, bei der eine direkte Ursache-Wirkungsbeziehungen mit verschiedenen anderen bestandsrelevanten Effekten angenommen wird, sowie Wassertemperatur, die durch Maßnahmen zwar nicht oder nur eingeschränkt (Gewässerbeschattung und Restwasserbemessung) beeinflussbar ist, aber vor allem für Prognosen der Bestandsentwicklung kaltstenothermer Fischarten von Bedeutung ist. Zugleich ist davon auszugehen, dass die derzeitige Bestandsentwicklung von einer Reihe zusätzlicher Faktoren beeinflusst wird wie PKD, die Nahrungssituation im See und der Prädationsdruck durch Kormorane.

2.3 Konkrete Fragestellungen der AG Wanderfische der IBKF

Im Rahmen einer ersten Expertenanalyse der AG Wanderfische der IBKF (IBKF 2019) wurden wesentliche Faktoren für eine tiefer gehende Analyse ausgewählt, die einen möglichen Einfluss auf die Rückgänge der Seeforellenbestände im Bodensee haben könnten. Zu den einzelnen Faktoren wurden folgende Fragen formuliert:

- Faktor Abflussgeschehen: Inwiefern hat sich in der letzten Dekade der Winterabfluss der Zubringer verändert?
Der Faktor kann auf den Einstieg und die Wanderung von laichbereiten Seeforellen Einfluss haben, kann durch Kolmation die Laichplätze gefährden und die Hochwasserdynamik verändern. Hochwasser lagern als bettbildende Abflüsse Kiesbänke um - im Winter befinden sich darin Eier und Larven der Seeforellen. So wurde erwartet, dass vermehrt Hochwasserspitzen in den Wintermonaten auftreten, und sich diese Bedingungen in Zukunft aufgrund des fortschreitenden Klimawandels verschärfen werden. Grundlage der Auswertung sind hydrologische Langzeit-Datenreihen der direkten und indirekten Bodenseezuflüsse.
- Faktor Wassertemperatur: Haben sich in den letzten 10 Jahren die Wassertemperaturen schon so weit erhöht, dass die Laichgewässer bereits deutlich negative Einflüsse auf die Seeforellen und ihren Lebensraum zu verzeichnen hatten? Auch hier wurden infolge des Klimawandels für die vergangene Dekade bereits relevante Veränderungen vermutet und eine deutliche Verschlechterung in der Zukunft erwartet. Als Grundlage für die Beurteilung dieser Annahme dienen Datenreihen der Wassertemperaturen in den direkten und indirekten Bodenseezuflüssen.
- Faktor PKD: Durch Erwärmung der Gewässer kann es vor allem bei Forellen häufiger zur Nierenerkrankung PKD kommen. Diese Parasitose ist dafür bekannt, dass mit steigenden Temperaturen der Ausbruch der Krankheit und die Infektionszahlen zunehmen und Bestandsausfälle insbesondere bei Bach- und Seeforellen zu erwarten sind. Für den Bodensee und sein Einzugsgebiet bleibt zu prüfen, ob durch eine erhöhte Temperatur über Sommer und Herbstmonate eine höhere Schädigung von Seeforellenbeständen eingetreten ist, und welche Prognosen sich für die Zukunft ergeben.
- Im Bodensee wirkende Faktoren: Der Bodensee ist ein wesentlicher Bestandteil des Lebenszyklus der Seeforelle, hier wachsen die subadulten Tiere 2-3 Jahre bis zum Erreichen der Geschlechtsreife heran. Eine genauere Betrachtung der Änderung in diesem Lebensraum in den letzten 20 Jahren soll Aufschluss darüber geben, inwiefern sich die Bedingungen im Bodensee möglicherweise nachteilig auf den Seeforellenbestand ausgewirkt haben könnten.
- Faktor Besatz: In den letzten Jahren wurde ein Zusammenhang zwischen Besatzreduktion und Rückgang der Laichfische erkannt (v. a. Goldach). Auf der anderen Seite kann sich Besatz aber auch als überflüssig erweisen oder hat gar negativen Einfluss auf autochthone Bestände (vgl. nationale Besatzstrategien und verschiedene Besatzempfehlungen, vgl. Spalinger et. al. 2018)

Die weiteren, z.T. schon oben angesprochenen Faktoren wurden im Rahmen dieses Berichts thematisiert, aber noch nicht vertieft untersucht und bewertet.

Da der Rückgang im Seeforellenertrag im Zeitraum ab 2010 eingetreten ist und diese Entwicklung durch verminderte Aufsteigerzahlen ab dem Jahr 2013 bestätigt werden kann, werden die letzten 10 Jahre als Zielzeitraum gewählt. Es wird angenommen, dass sich während dieses Zeitraumes maßgebliche Faktoren verschlechtert haben, die für den Reproduktionserfolg oder das Überleben der Seeforellen von Bedeutung sind. Diese „aktuelle“ Dekade wird diesbezüglich mit der Referenz-Dekade 2000–2009 verglichen, in der gegenüber der vorletzten Dekade noch ein deutlicher Anstieg der Erträge und Aufsteigerzahlen registriert worden war.

Die Betrachtung nach Dekaden schließt nicht aus, dass Einzelereignisse einen negativen Einfluss auf den Seeforellenbestand haben können bzw. hatten. Berücksichtigt man die sehr unterschiedlichen Aufsteigerzahlen, die im Rahmen der IBKF- Seeforellenstudie 2014 (IBKF 2014a) und auch danach abgeschätzt wurden, so liegt nahe, dass der von einem Faktor verursachte Ausfall von ganzen Jahrgängen in einzelnen wichtigen Laichgewässern wie z. B. dem Vorderrhein, der Goldach oder der Steinach auch zu einer Beeinflussung des Gesamtbestands geführt haben könnte.

3 Rückgang des Fangertrags und Seeforellenrückgang

3.1 Seeforellenerträge Bodensee

Die Seeforellen-Erträge sind in den letzten 10 Jahren schrittweise zurückgegangen. In den Jahren von 2000 bis 2009 lagen die Fänge der Angel- und Berufsfischerei zwischen 6,7 t und 11,5 t. Der Großteil des Fangs wurde von der Berufsfischerei getätigt. Das Jahr 2009 war mit über 11,5 t (Berufs- und Angelfischerei) ein im Langzeitvergleich sehr erfolgreiches Fangjahr. Ab 2010 sanken die Erträge unter 6,5 t und fielen über die Folgejahre bis 2018 auf rund 2,6 t ab (Fangstatistik der IBKF 2020, Abb. 3.1). 2019 lag der Jahresertrag an Seeforellen aus dem Obersee bei 2,8 t. Da die Angelfischerei allerdings keine maßgeblichen Veränderungen verzeichnet, zeigt sich dieser Rückgang vorwiegend in den Berufsfischerfängen.

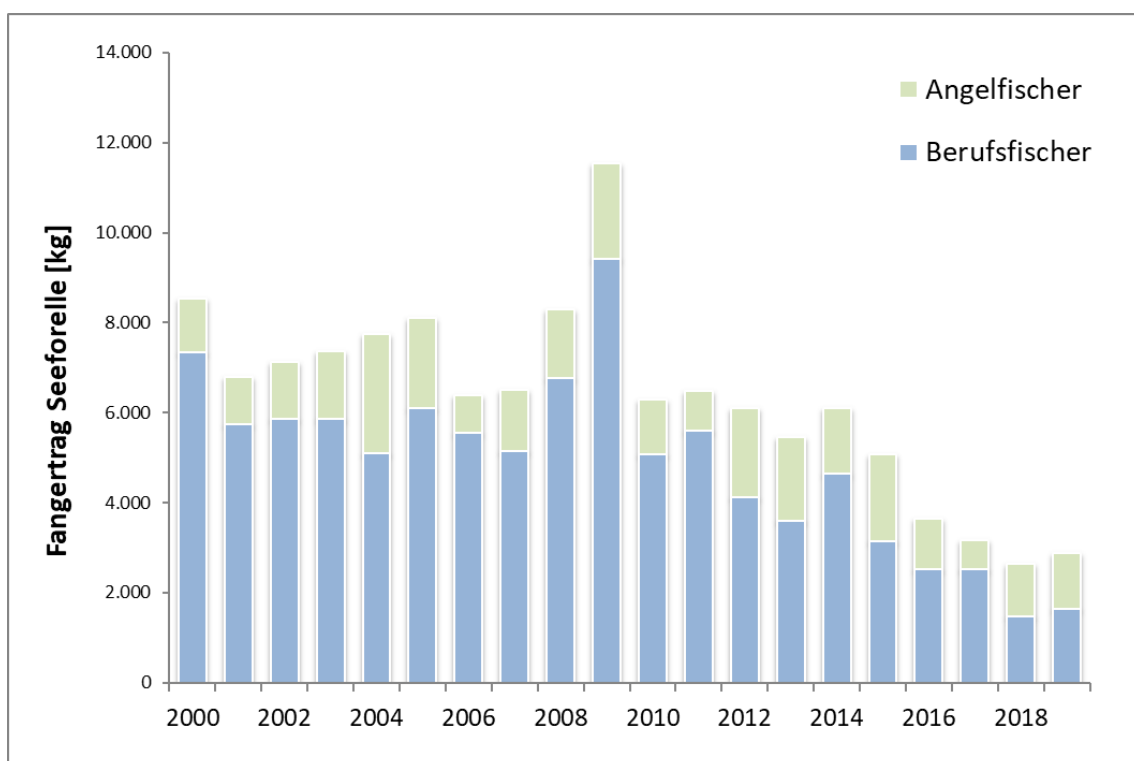


Abb. 3.1: Fangerträge der Seeforelle (*Salmo trutta*) im Bodensee Obersee in den letzten 20 Jahren. Aufgeteilt sind die Erträge in Berufsfischerei und Angelfischerei (Quelle IBKF Jahresberichte).

Der zeitliche Verlauf des Fangrückgangs legte es nahe, die Entwicklung und damit auch die Faktorenanalyse im Vergleich zweier Dekaden zu betrachten, von 2000 bis 2009 und von 2010 bis 2019 (Abb. 3.1, 3.4). In den Jahren 2000 bis 2009 konnten durchschnittliche Erträge von 7,8 t erzielt werden, 2010-2014 sank diese Zahl auf gut 6 t, ab 2015 kam es zu einem weiteren Rückgang auf knapp 3 t.

Die Fangintensität in der für die Seeforellen relevanten Schwebnetzfisherei (unvermeidbare Beifänge) ist deutlich zurückgegangen. Die wieder leicht gestiegene Netzzahl pro Patent wird durch den starken Abbau bei der Zahl noch aktiver Berufsfischer mehr als kompensiert (aus Fischereistatistik St. Gallen, IBKF 2019). In der Dekade 2010 bis 2019 kam es zudem zu einer verstärkten Abnahme der Anzahl an Berufsfischerpatenten (Abb. 3.2). Die Verkleinerung der Maschenweiten (Umstellung von 44 auf 38 mm-Netze im Schwebsatz) scheint keinen Einfluss auf die Fangrückgänge der Seeforellen zu haben (keine Unterschiede im *catch per unit effort*, CPUE, Tab. 3.1; aus Fischereistatistik St. Gallen, IBKF 2019). Es ist davon auszugehen, dass der Rückgang der Seeforellenfänge zu einem gewissen Teil auch auf die verminderte Befischungsintensität zurückzuführen ist.

Neben den laichreifen adulten Individuen besteht aber auch für die juvenilen Seeforellen eine fischereiliche Gefährdung, eine mögliche Dunkelziffer von (nicht gemeldeten) Fängen subadulter und juveniler Seeforellen im See kann nicht ausgeschlossen werden, obwohl der Befischungsdruck innerhalb der letzten 10 Jahre noch einmal wesentlich abgenommen hat. Subadulte (nicht geschlechtsreife) Seeforellen sind notwendigerweise immer einem nicht gerichteten Befischungsdruck durch die Berufsfischerei ausgesetzt – es handelt sich um sogenannte unbeabsichtigte Beifänge. Bei der Angelfischerei ist der Befischungsdruck durch das Mindestmaß (zur Zeit 50 cm) geregelt. Allerdings kann man erst ab einem Schonmaß von 60 cm davon ausgehen, dass der überwiegende Teil dieser Tiere schon einmalig abgelaicht hat (IBKF 2017).

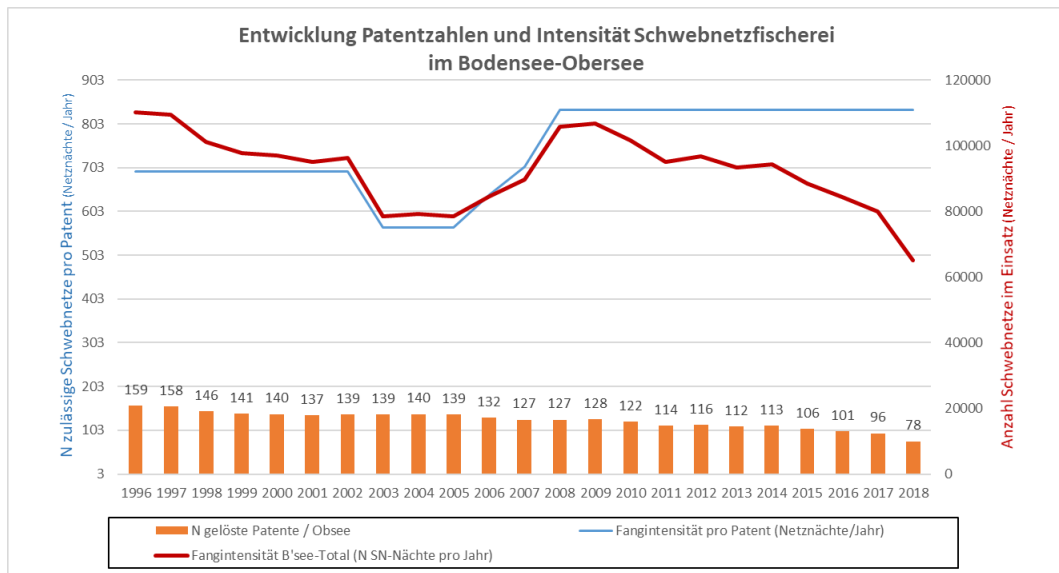


Abb. 3.2: Schwebnetzfisherei: Anzahl der Patente und effektive Befischungsintensität (Quelle IBKF 2019)

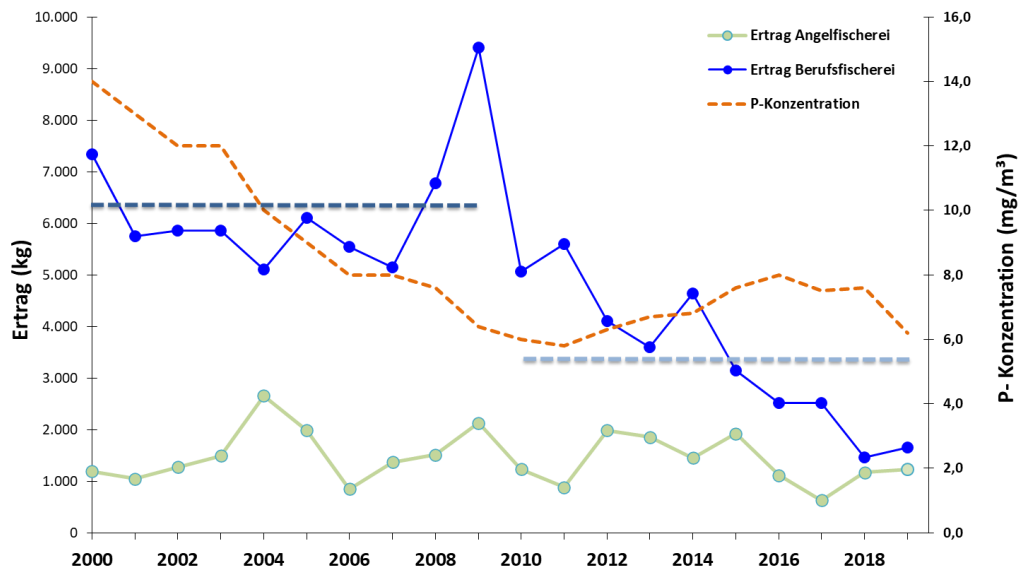


Abb. 3.3: Fischereierträge von Berufs- und Angelfischerei sowie die mittlere Phosphorkonzentration im See (orange Linie, volumengewichtetes Jahresmittel). Die gestrichelten blauen Linien stellen den mittleren Ertrag der vergangenen Dekaden (2000–2009: dunkelblau, 6,3 t; 2010–2019: hellblau, 3,4 t) der Berufsfischer im Bodensee-Obersee dar.

Tab. 3.1: CPUE Seeforellen (in kg) pro eingesetztem Schwebnetz (SN, 120*7m pro Berufsfischer und Nacht)
(Quelle IBKF 2019)

Maschenweite	SN 44mm	SN 40mm	SN 38mm
1996-2001	0,03	0,05	---
2002-2007	0,05	0,07	---
2008-2013	0,02	0,04	0,02
2014-2018	---	0,05	0,02

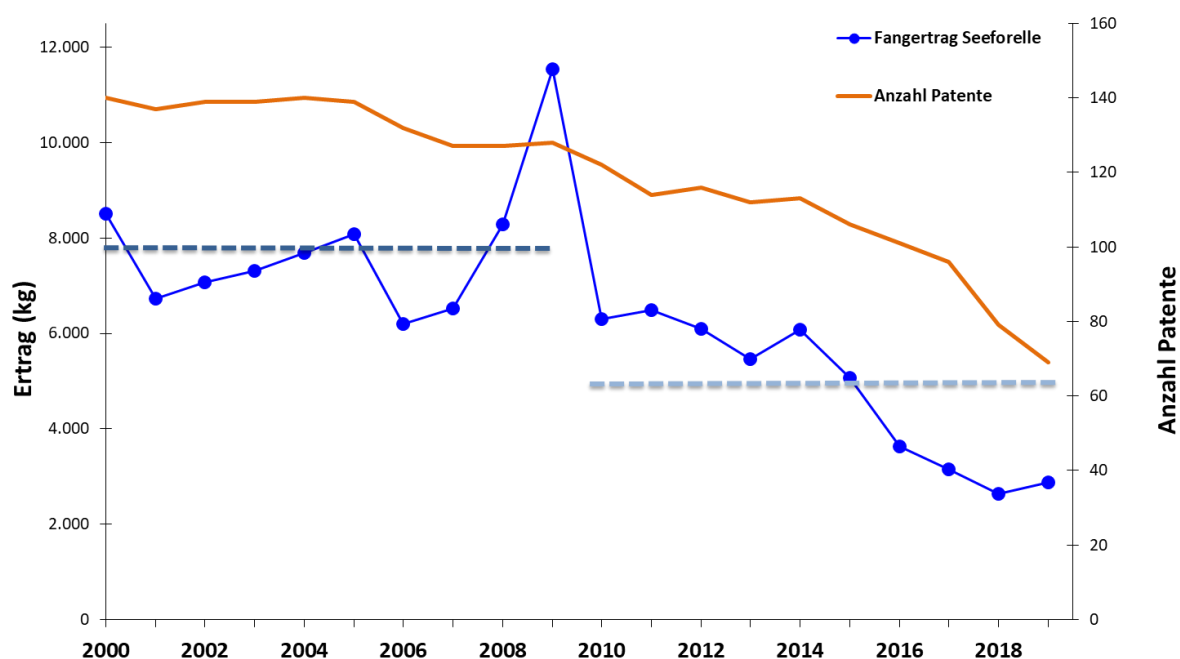


Abb. 3.4: Gesamterträge der Seeforelle für den Bodensee (Berufs- und Angelfischerei), die Mittelwerte für die zwei vergangenen Dekaden (blaue, bzw. hellblaue gestrichelte Linien) und ausgegebene Vollpatente bzw. Haldenpatente der Berufsfischer am Bodensee.

3.2 Aufsteigerzahlen

3.2.1 Aufstiegszahlen Alpenrhein

Die im Alpenrhein aufsteigenden Seeforellen-Laichfische werden seit über 20 Jahren am Kraftwerk Reichenau/Domat-Ems auf ihrer Laichwanderung erfasst. Bis 2006 wurden die Tiere in monatlichen Reusenfängen in den Herbst- und Wintermonaten dokumentiert, ab 2007 erfolgte eine Umstellung auf eine automatisierte Videoerfassung der Tiere bei der Passage der Fischtreppe. Somit liegen ab dem Jahr 2008 ganzjährige Zählungen zur Seeforellenwanderung vor. Im Jahr 2017 wurde ein neues Videosystem eingebaut - in diesem Jahr fiel die Zählung in den ersten 3 Quartalen vollständig aus, in den Folgejahren teilweise.

Seither konnten auch die in den Sommermonaten früh aufsteigenden Seeforellen erfasst werden (Mai-August), die vor allem in den Folgejahren mit insgesamt hohen Aufsteigerzahlen bis zu über 40 % der Gesamtzahl ausmachten (Abb. 3.5).

Umgekehrt sind deshalb auch in den Daten bis 2006 die Gesamtzahlen der Seeforellen-Laichfische am Alpenrhein unterschiedlich stark unterschätzt (nur Zählungen aus Laichfischfängen). Ein valider Vergleich der letzten Dekaden kann somit erst ab 2008 begonnen werden. Für die Jahre 2007-2009 sind mit

durchschnittlich 911 Tiere/Jahr wesentlich mehr Seeforellen gegenüber der letzten Dekade erfasst worden (708 Seeforellen/Jahr, helle gestrichelte Linie, Abb. 3.6). Auch die Erfassung der wandernden Seeforellen in der Ill (Kraftwerk Hochwuh, IBKF 2020) zeigt rückläufige Zahlen. Vor dem Hintergrund der früher nicht erfassten Sommeraufsteiger dürften die Durchschnittszahlen 2007-2009 in etwa die gesamte Dekade bis 2009 charakterisieren.

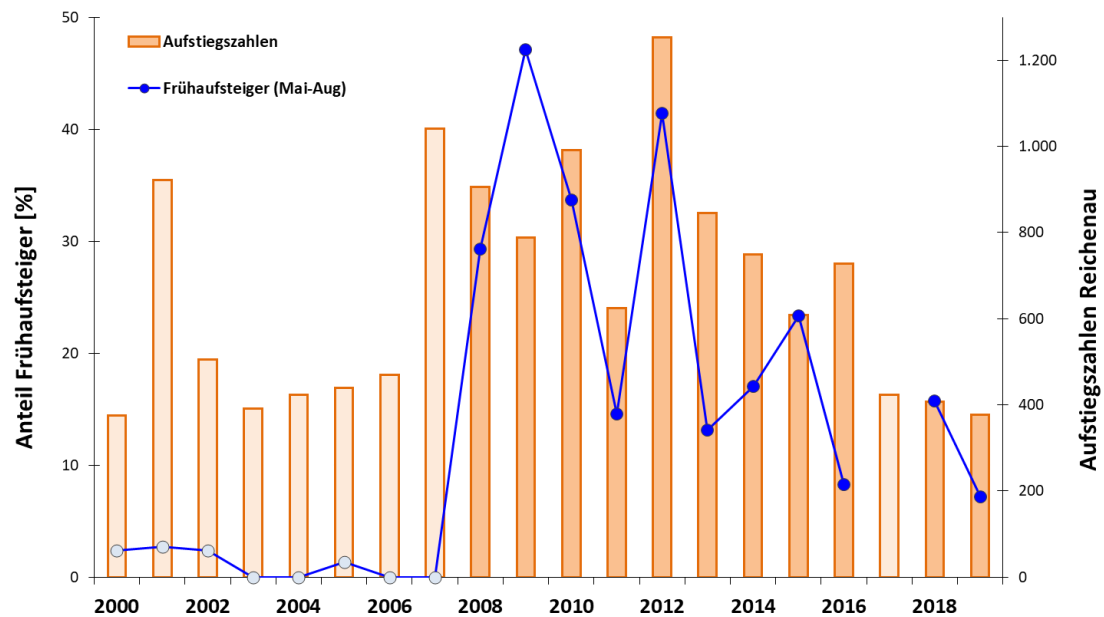


Abb. 3.5: Aufsteigende Seeforellen (Monate Mai-August, in Prozent der gesamt wandernden Seeforellen) und Aufstiegszahlen wandernder Seeforellen in der Fischtreppe des Kraftwerks Reichenau im Alpenrhein (orange Säulen, ganzjährige Zahlen). Erfasst werden Wanderfische durch eine automatisierte Überwachungskamera seit September 2007. Ältere Daten beschreiben Reusenfänge während der Herbst- und Wintermonate (August-Dezember 2000-2006, hellorange). Aufgrund eines Systemausfalls erfolgte keine Erfassung der Aufstiegszahlen zwischen Januar-September 2017.

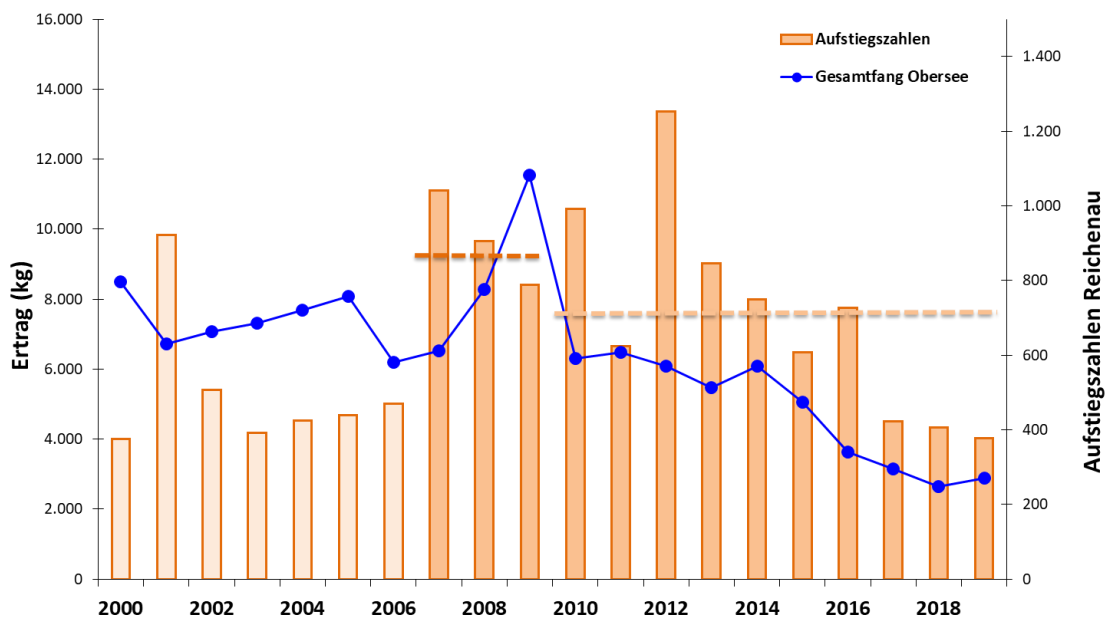


Abb. 3.6: Seeforellenfänge im Bodensee (blaue Kurve) und Aufstiegszahlen wandernder Seeforellen in der Fischtreppe des Kraftwerks Reichenau im Alpenrhein (orange Säulen). Erfasst werden Wanderfische durch eine automatisierte Kamera seit 2007. Ältere Daten beschreiben Reusenfänge während der Herbst- und Wintermonate (August-Dezember 2000-2006, hellorange). Die durchschnittlichen Zahlen der aufsteigenden Seeforellen sind in gestrichelten Linien für die Zeiträume 2007-2009 und 2010-2019 dargestellt. Aufgrund eines Systemausfalls erfolgte keine Erfassung der Aufstiegszahlen zwischen Januar-September 2017).

3.2.2 Alle Aufsteigerzahlen im Langzeitvergleich

Tab. 3.2: Im Rahmen der Laichfischfänge für die Bewirtschaftung behändigte und gesichtete (*) Seeforellen im Einzugsgebiet des Bodensees (Quelle IBKF AG Wanderfische Jahresberichte ab 2005). Daten vor 2005 wurden aus dem Berichtsjahr 2008 (Bericht Fischaufstieg Reichenau) ergänzt. Grau hinterlegte Felder wurden nicht systematisch erfasst/befischt.

	Rotach	Argen	Seefelder Ach	Leiblach	Bregenzerach	Dornbirnerach	Schwarzach	Alpenrhein Laichfischnutzung	Alpenrhein Kontrollkammer	Vorderrhein	III Kontrollkammer	FL-Binnenkanal	Landquart	Goldach	Steinach
2000				8					376*	2				61	26
2001									921*	12				76	70
2002				5					506*	15				64	58
2003				17					391*	4				84	70
2004				4					424*	6				51	37
2005		12			12				439*	9		20	30	33	27
2006	5			8	9			58	469*	19			25	37	80
2007				20				15	1041*	33			19	61	70
2008			2	13				28	905*	18			7	37	30
2009	6			19	3			0	788*	23	5		7	50	85
2010	34			16				21	992*	21	?			20	184
2011	5			16				15	625*	10	90*		18	25	159
2012	17			42	37			52	1253*	22	?			25	212

2013	3		12	33		3	34	846*	38	476*		106
2014		2	9	27		5	72	740*	54	102*		20 207
2015			16	10		12	18	608*	30	113*		31 26
2016			18	33		2	13	727*	19	90*		12 51
2017	3		6	28	4	6	74	423*	26	126*		37 89
2018		10		56	17	10	34	407*	19	85*		42 65
2019	7		12	29	7	18	53	377*	43	?		32 84

Tab. 3.3: Abschätzung der aktuellen Zahl aufsteigender Laichfische in den derzeit bedeutendsten Seeforellengewässer im Einzugsgebiet des Bodensees (hellblau hinterlegt = Abschätzung für Jahre mit besonders vielen Laichfischzahlen). Quellen: IBKF 2014, 2017; modifiziert anhand aktueller Informationen zu Laichfischfängen 2016–2019.

Seeforellen-Laichgewässer	Aufsteigerzahlen (Schätzung 2014 bis 2019)											
	10	20	50	100	150	200	250	300	350	400	450	500
Vorderrhein												
Steinach												
Goldach												
Bregenzerach												
Ill												
Hinterrhein												

Der Aufwand und die Intensivität der Laichfischfänge (Tab. 3.2) ist zwischen den Jahren nicht für alle Seeforellengewässer konstant, daher bilden die Laichfischfänge nur sehr unzureichend die Zahl der tatsächlichen Aufsteiger ab. Systematische Zählungen (wie im Alpenrhein) oder gleichbleibende Fangintensitäten (wie in der Bregenzerach) bilden da die Ausnahme. Jedoch kann man anhand der Fangzahlen und (nicht systematisch erfassten) Sichtungen von Seeforellen für einzelne Gewässer des Bodenseeeinzugs (Tab. 3.3) einen Trend der Entwicklung ab 2010 ableiten. So nimmt in den meisten Gewässern die Zahl der aufsteigende Laichfische ab (Rotach, Leiblach, Alpenrhein, Ill, Lichtensteiner Binnenkanal, Goldach und Steinach), einzig für die Bregenzerach kann für die letzten Jahre ein Anstieg der Lachfische angenommen werden.

3.2.3 Fangzahlen Alpenrhein

Die Fangstatistik für den Alpenrhein zeigt einen Rückgang der Angelfänge seit 2010; in diesem Zeitraum gleichzeitig geänderte Bezugsgrößen und methodische Rahmenbedingungen lassen aber keinen sicheren Rückschluss auf die Seeforellenbestände zu. Ein Vergleich der Dekaden ist nicht möglich, da keine Daten zur Vordekade vorhanden sind. Erst ab 2010 wurden Seeforellen in den meisten Anrainern getrennt von Bachforellen erfasst (Ausnahme: Graubünden).

Zum Jahreswechsel 2016/2017 wurden die Fangbestimmungen in Graubünden bezüglich Seeforellen stark verschärft. Da die meisten Seeforellen schon immer in Graubünden gefangen wurden, führte dies zum abrupten Rückgang der Fänge ab 2017. Seitdem zeigen die Fänge keine Veränderung mehr. Parallel sank die Anzahl der Fischgänge im Alpenrhein kontinuierlich seit 2011, sie hat sich mittlerweile knapp halbiert. Ein reduzierter Befischungsaufwand (nachweislich im Alpenrhein) kann ebenfalls Ursache für geringere Fangzahlen sein (Quelle: Fischereistatistik Alpenrhein, Hesselschwerdt 2020).

3.3 Der Rückgang der Erträge als Indikator für die Bestandsentwicklung

Beurteilung des Seeforellenbestands im Bodensee

Betrachtet man den Rückgang des Ertrags pro Jahr im Vergleich der vergangenen Dekaden (2000–2009: 6.289 kg; 2010–2019: 3.441 kg), so verringerte sich der Seeforellenfang um rund 3 Tonnen in zehn Jahren. Legt man ein Durchschnittsgewicht von 1,175 kg/Ind. aus den Berufsfischerfängen zugrunde (arithmetisches Mittel aus der Seeforellenstudie der IBKF 2016), so wurden in der letzten Dekade rund 2.400 Fische pro Jahr weniger gefangen. Betrachtet man die Zahlen von 2018 gesondert (niedrigster Fang der aktuellen Dekade), so reduzierte sich allein in diesem Jahr der Seeforellenfang um über 4.600 kg gegenüber der Dekade 2000–2009. Dieser Rückgang entspricht ca. 2/3 des mittleren Ertrags vor 2010 und dem Dreifachen des Fangertrags von 2018. Der Rückgang ab 2010 ist daher als sehr bedeutend zu beurteilen. Im Jahr 2019 scheint dieser negative Trend vorerst gestoppt und der Ertrag hat sich auf niedrigem Niveau stabilisiert. In den Fängen der Angelfischer war ein vergleichbar deutlicher Trend nicht erkennbar.

Beurteilung des Laichfischbestands

Trotz methodischer Unterschiede in der Erfassung der Laichfische und auch durchaus unterschiedlicher Entwicklungen in den einzelnen Gewässern kann als gesichert gelten, dass auch die Zahlen der Aufsteiger seit 2010 kontinuierlich zurückgehen (insbesondere Vorder- und Hinterrhein). Die Laichfische liegen mit durchschnittlich 2,6 kg/Ind. (IBKF 2014b) deutlich über dem Mittelwert der Seefänge. Unterschiedlich stark rückläufige Laichfischzahlen konnten auch an der Zählstation in der Ill (KW Hochwuhr) und an anderen relevanten Laichgewässern festgestellt werden (dort noch ohne systematische Zählungen), wie der Goldach und der Steinach. Für den Alpenrhein konnte die ergänzende Beobachtung gemacht werden, dass die Abnahme der Laichfischzahlen vor allem auf die vermehrt fehlenden Frühaufsteiger von Mai bis September zurückzuführen ist, die zuvor einen Anteil von bis > 40 % an der Gesamtaufsteigerzahl ausmachten (Abb. 3.5).

Zusammenhang von Seeforellenfängen und Aufsteigerzahlen

Die Entwicklung der Berufsfischerfänge im See und zumindest die Aufsteigerzahlen am KW Reichenau/Alpenrhein zeigen somit einen grundsätzlichen Zusammenhang. Ein wichtiger Beleg dafür sind auch die im Betrachtungsfenster erzielten Maximalwerte: so wurde im Bodensee 2009 ein Spitzenertrag von >11,5 t Seeforellen erzielt. 2,5 Jahre später spiegelte sich dieser hohe Seebestand in den Aufsteigerzahlen von > 1.200 Laichfischen im Alpenrhein wider. Der Verzug von etwas mehr als zwei Jahren mag an dieser Stelle auch ein Indiz dafür sein, dass im Beifang der Berufsfischerei ein relevant hoher Anteil noch nicht geschlechtsreifer Seeforellen enthalten ist (vgl. IBKF 2016). Damit ist der Fangrückgang im Bodensee nach unserer Einschätzung tatsächlich auch ein Indikator für einen generellen Rückgang der Seeforellenbestände seit ca. 2010. Die verminderte Fangintensität erklärt den beobachteten Rückgang jedenfalls nicht zur Gänze.

4 Abflussgeschehen und Wassertemperatur

4.1 Methoden

4.1.1 Verfügbare Datensätze zum Abflussgeschehen

Die Datengrundlage der hydrologischen Auswertung beinhaltet verfügbare Langzeitdatenreihen ausgewählter Messstationen im Einzugsgebiet des Bodensees (Quellenangaben im Anhang, Abb. 4.1, Tab. 4.1). Abgefragt wurden für Bayern die Pegel der Argen und Oberreitnauer Ach (ab 2010). In Baden-Württemberg liegen Datenreihen für die Rotach, Schussen und Untere, Obere sowie Vereinigte Argen vor. Für Vorarlberg sind Daten aus dem Einzugs der Ill, der Bregenzerach und der Leiblach vorhanden. Im Kanton St. Gallen sind Datenreihen für Goldach, Steinach, Freibach (ab 2012), Rhein und Rheintaler Binnenkanal (teilweise bis 2018) vorhanden. Für den Kanton Thurgau gibt es Abflussdaten für die Salmsacher Aach, Arboner Aach (ab 2007) und den Geusenbach (ab 2010). In Graubünden liegen hydrologische Daten für die Landquart und den Vorderrhein sowie den Alpenrhein bei Domat/Ems und Hinterrhein bei Fürstenaun vor (letztere blieben in der vorliegenden Studie noch unberücksichtigt). In Liechtenstein für den Liechtensteiner Binnenkanal (bis 2018). Zusätzlich wurde der Bodenseepegel in Konstanz abgefragt. Die abgefragten Abflussdaten haben eine zeitliche Auflösung von Tagesmittelwerten bis hin zu 5 -Minuten-Werten.

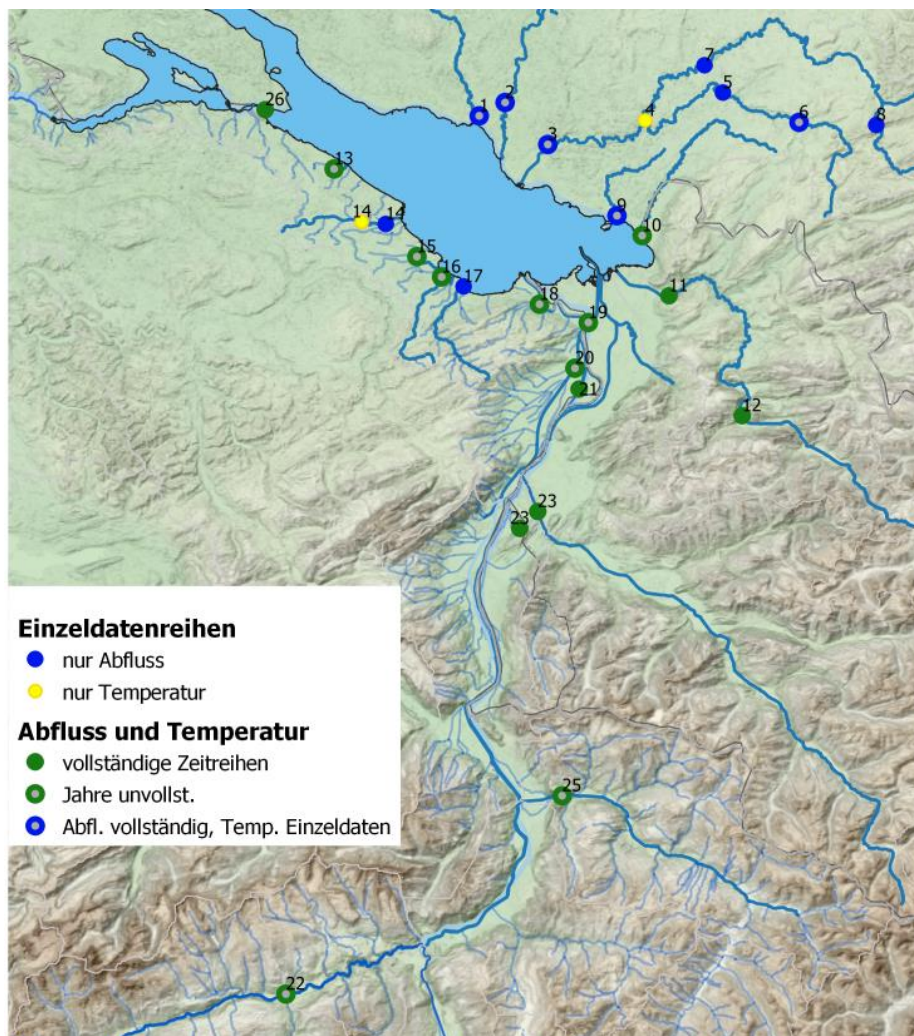


Abb. 4.1: Übersicht der Messstellen im Bodensee-Einzugsgebiet. Für die meisten Stationen sind Zeitreihen für Abfluss und Wassertemperatur vorhanden (grüne Punkte), vereinzelt liegen nur Abflussdaten vor (blaue Punkte). Für 2 Stationen liegen nur Wassertemperaturdaten vor (gelbe Punkte). Die genaue Auflistung der Daten und die Zuordnung der Nummern enthält Tab. 4.1.

Tab. 4.1: Die der Auswertung zu Grunde liegenden Messstationen im Bodensee-Einzugsgebiet und die verfügbaren Messparameter, sowie die zeitliche Auflösung der Datenreihen. Die meisten dieser Messstationen haben eine kontinuierliche Datenaufzeichnung für Abfluss und Wassertemperatur, vereinzelt sind Temperaturdaten nur für einzelne Jahre vorhanden (1 mo* = einmalige Messung pro 4 Wochen, 12-13 Werte pro Jahr).

	Gewässer	Messstelle		Fluss- km	Wassertemperatur		Abfluss		Kenn- wert- jahre
1	Rotach	Friedrichshafen	BW	1,2	2000-2018	1 mo*	2000-2019	1 h	81-10
2	Schussen	Gerbertshausen	BW	8,6	2000-2018	1 mo*	2000-2019	1 h	81-10
3	Vereinigte Argen	Gießen	BW	5,8	2000-2018	1 mo*	2000-2019	1 h	81-10
4	Vereinigte Argen	Goppertsweiler	BW	23,6	2005-07,10,13,14,17	1 mo*	-	-	-
5	Obere Argen	Epplings	BW	40,8	-	-	2000-2019	1 h	81-10
6	Obere Argen	Zwirkenberg	BY	46,0	2012,15,18	1 mo*	2000-2019	1 h	81-10
7	Untere Argen	Beutelsau	BW	13,9	-	-	2000-2019	1 h	81-10
8	Untere Argen	Seltmanns	BY	53,0	-	-	2000-2019	1 h	81-10
9	Oberreitnauer Ach	Aeschach	BY	1,0	2012,14,16,17,19	1 mo*	2010–2019	1 h	87-16
10	Leiblach	Unterhochsteg	Vbg	0,9	2011-2019	15 min	2000-2019	15 min	76-19
11	Bregenzerach	Kennelbach	Vbg	7,4	2000-2019	15 min	2000-2019	15 min	51-19
12	Bregenzerach	Mellau	Vbg	39,6	2000-2019	15 min	2000-2019	15 min	51-19
13	Hornbach/Geusenbach	Güttingen	TG	2,0	2007-2019	5 min	2010–2019	15 min	-
14	Salmsacher Aach	Salmsach	TG	2,8	2018-2019	5 min	2000-2019	10 min	62-17
15	Arboner Aach	Feilenbach	TG	3,6	2007-2019	5 min	2007-2019	5 min	-
16	Steinach	Mattenhof	SG	0,9	2004-2019	15 min	2000-2019	5 min	61-19
17	Goldach	Bleiche	SG	0,4	2010-2013	15 min	2000-2019	10 min	62-17
18	Freibach	Rheineck	SG	0,5	2014-2019	15 min	2012-2019	5 min	12-19
19	Rheintaler Binnenkanal	St Magarethen	SG	0,5	2016-2019	10 min	2000-2018	10 min	23-17
20	Rheintaler Binnenkanal	Widnau	SG	6,0	2015-2019	15 min	2000-2019	5 min	82-19
21	Alpenrhein	Diepoldsau	SG	Rh- km 77,0	2000-2019	10 min	2000-2019	10 min	22-17
22	Vorderrhein	Ilanz	GR	20,1	2002-2019	10 min	2000-2019	10 min	69-17
23	Ill	Gisingen	Vbg	4,4	2000-2019	15 min	2000-2019	15 min	51-19
24	Liechtensteiner Binnenkanal	Ruggell	FL	2,6	2000-2019	10 min	2000-2018	10 min	75-17
25	Landquart	Felsenbach	GR	4,9	2003-2019	10 min	2000-2019	10 min	22-17
26	Bodensee	Bodenseepegel	BW	-	1963-2015	1 mo*	Wasserstand	1 d	-

4.1.2 Verfügbare Datensätze zur Wassertemperatur

Für die Wassertemperatur im Einzugsgebiet des Bodensees liegen sehr unterschiedliche Datengrundlagen vor. Für die meisten Messstellen in der Schweiz, Vorarlberg und Liechtenstein existieren kontinuierliche Messreihen in einer zeitlichen Auflösung von 5 - 15 Minuten. Die Datenreihen sind in den letzten beiden Dekaden zumeist nicht vollständig (siehe Tab. 4.1). Die Temperaturansprüche für die Beurteilung der Ergebnisse sind unter 4.6.1 aufgeführt.

Für das überwiegende nördliche Bodensee-Einzugsgebiet liegen keine kontinuierlichen Messreihen der Pegelstationen vor. Die abgefragten Daten des LfU Bayern und der LUBW Baden-Württemberg

basieren auf monatlichen Einzelmessungen im Rahmen von Gewässeruntersuchungen. Somit kann hier keine direkte Auswertung der Zeitreihen erfolgen.

Für einzelne Gewässer liegen Messreihen aus einzelnen Jahren vor (Daten von FFS, Hydra). Mit diesen wurde exemplarisch versucht, einen vereinfachten Modellierungsansatz zu wählen. Die kontinuierlichen Zeitreihen und die vorhandenen monatlichen Einzelmessungen eines Gewässers wurden mit Langzeitdatenreihen der nächstgelegenen Messstation des DWD (Deutschen Wetter Dienstes, Lufttemperatur) abgeglichen, um einen möglichen Zusammenhang und langfristige Entwicklungen der Gewässer zu erfassen. Im Vergleich zur Abflusserfassung ist die Datengrundlage für die Wassertemperatur im Einzugsgebiet des Bodensees deutlich weniger umfangreich und zeigt z.T. erhebliche Lücken.

4.2 Ausgewählte Bodenseezuflüsse

In der Folge werden die Ergebnisse ausgewählter Bodensee- und Alpenrheinzuflüsse vorgestellt, die eine zumindest regionale Bedeutung als Seeforellengewässer besitzen. Die Ergebnisse der restlichen analysierten Gewässerdaten (aller in Tab. 4.1 aufgeführten Gewässer) finden sich im fachlichen Anhang (Kapitel 10).

4.2.1 Rotach (BW)

Die Rotach zeigt ein pluvio-nivales, also ein sowohl durch Regen, als auch durch Schneeschmelze geprägtes Abflussregime (Abb. 4.2 A). Üblicherweise bedeutet dies ein Abflussmaximum während der Monate März und April, sowie das Vorhandensein weiterer Maxima im Jahresverlauf. Die höchsten Abflüsse in der Rotach fallen somit mit der Entwicklungszeit des Seeforellenlaichs zusammen (vgl. hierfür ausführlich 10.1.1).

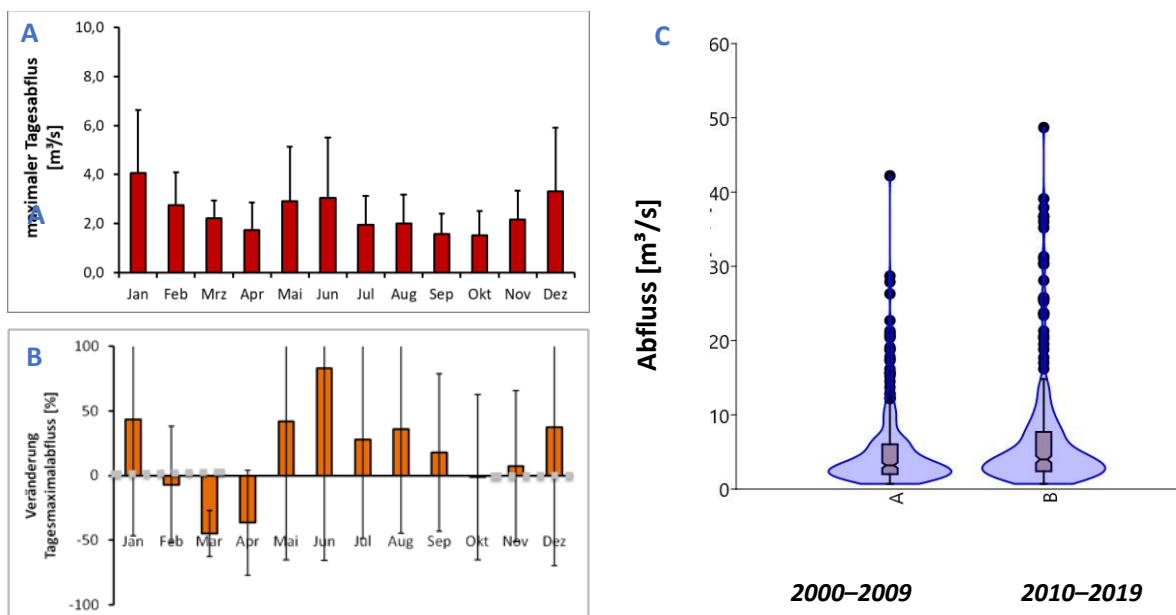


Abb. 4.2: Jahresgang der Rotach (Pegel Friedrichshafen). Dargestellt sind die maximalen Tagesabflüsse pro Monat für den Zeitraum 2010–2019 (A) und die Veränderungen gegenüber dem Zeitraum 2000–2009 im Tagesmaximalabfluss (B). Die Laich- und Entwicklungszeit der Seeforellen (Wanderung, Eiablage, Eientwicklung, Schlupf) ist in den Abbildungen markiert (grau gepunktete Linie). Zusätzlich ist die Verteilung der maximalen sommerlichen Tagesabflüsse (C) für den Zeitraum 2000–2009 (A) und 2010–2019 (B) abgebildet.

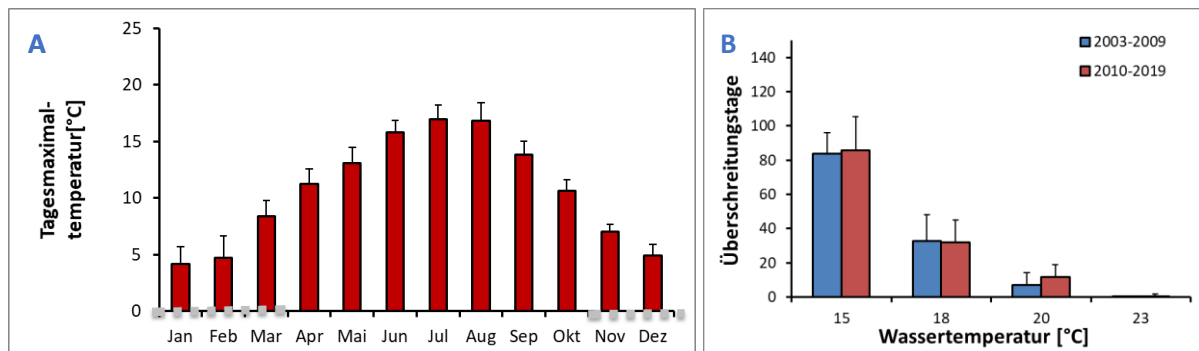


Abb. 4.3: Jahresgang der Wassertemperaturen in der Rotach (Pegel Friedrichshafen). Dargestellt sind die maximalen Tagestemperaturen pro Monat für den Zeitraum 2010–2019 (A). Die Laich- und Entwicklungszeit der Seeforellen (Wanderung, Eiablage, Eientwicklung, Schlupf) ist in den Abbildungen markiert (grau gepunktete Linie). Ausserdem dargestellt sind die Tage pro Jahr, an denen die maximale Wassertemperatur in der Rotach (B) die Temperaturanforderungen nach OGewV (2016) während der beiden Dekaden überschritten hat.

Maximale Abflüsse in den vergangenen zwei Dekaden überschritten vereinzelt $40 \text{ m}^3/\text{s}$, die HQ₂ Marke von $32,1 \text{ m}^3/\text{s}$ wurde vermehrt in den Sommermonaten überschritten (Abb. 4.2 C). Eine Veränderung der Abflüsse zwischen den Dekaden ist für die Sommermonate erkennbar. Hier nahmen die mittleren maximalen Tagesabflüsse in der letzten Dekade sowie die Extremabflüsse während Sommer und Winter zu (Abb. 4.2 B). Niedrigwasserphasen in der Rotach treten in den späten Sommermonaten auf und haben sich in der letzten Dekade in ihrer Dauer verringert.

Die Wassertemperatur der Rotach hat sich in der letzten Dekade leicht erhöht, Zunahmen waren im Frühling und Winter zu beobachten. Dadurch verkürzte sich die Zeit der Eientwicklung für Seeforelleneier. Ein leichter Anstieg von warmen Sommertemperaturen über 20°C konnte beobachtet werden, vereinzelt wurden sogar 23°C Wassertemperatur erreicht (Abb. 4.3 B).

4.2.2 Schussen

Für die Abflussveränderung der Schussen ergibt sich ein ähnliches Bild wie bei der nahe gelegenen Rotach. Sie ist ebenso ein pluvio-nival geprägtes Gewässer mit Abflussspitzen während der Wintermonate (Abb. 4.4 A). In der letzten Dekade nahmen die monatlichen Mittel der maximalen Tagesabflüsse während des Sommers und die Extremabflüsse während Sommer und Winter zu (vgl. Abb. 4.4 B). Niedrigwasserphasen in der Schussen treten in den späten Sommermonaten auf und haben sich in der letzten Dekade in ihrer Dauer verringert. Die Veränderungen zwischen den Dekaden sind aber im Vergleich zur Rotach weniger deutlich ausgeprägt (vgl. 10.1.2).

Für den Pegel Gerbertshausen in der Schussen liegen keine kontinuierlichen Temperaturmessungen vor, daher wurde die Wassertemperatur der Schussen im Rahmen dieses Berichts nicht weiter thematisiert. Verfügbar für diesen Pegel sind aktuelle Temperaturmessungen der Jahre 2018/2019 (Reiss u. a. 2019).

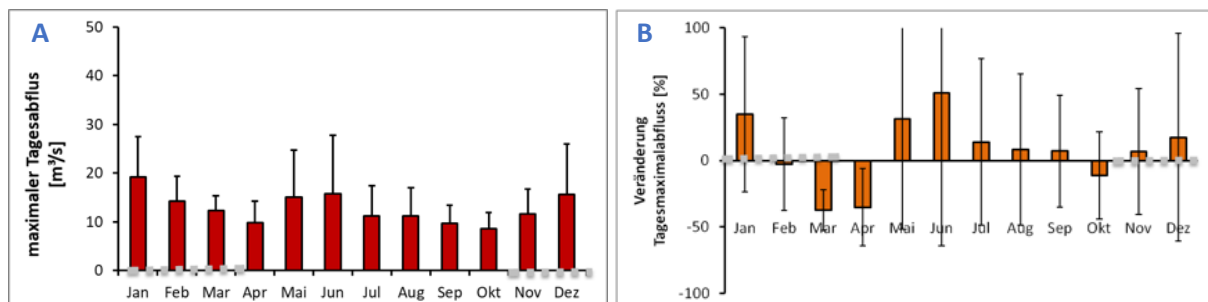


Abb. 4.4: Abfluss-Jahresgang der Schussen (Pegel Gerbertshausen). Dargestellt sind die monatlichen Mittel der maximalen Tagesabflüsse für den Zeitraum 2010–2019 (A) sowie die Veränderungen gegenüber dem Zeitraum 2000–2009 (B). Die Laich- und Entwicklungszeit der Seeforellen (Wanderung, Eiablage, Eientwicklung, Schlupf) ist in den Abbildungen markiert (grau gepunktete Linie).

4.2.3 Argen und ihr Einzugsgebiet

Die Argen entsteht durch die Vereinigung von Oberer und Unterer Argen, die ebenfalls ein weitgehend identisches pluvio-nivales Abflussregime zeigen. Infolge von Winterniederschlägen treten Ende Dezember bis Januar, also in der Reproduktionszeit der Seeforellen, regelmäßig Abflussspitzen auf. Im Sommer gibt es typische Niedrigwasserstände, die sich bis in den späten Herbst hineinziehen.

Im Einzugsgebiet der Argen kam es ab 2010 zu einer Zunahme von Tagen mit erhöhten Maximalabflüssen, die während der Laichzeit der Seeforellen (Dezember und Januar) und in den Sommermonaten ausgeprägt waren (vgl. am Beispiel Pegel Gießen, Abb. 4.5 A). Rückgänge der maximalen Abflüsse konnten für das Frühjahr (März-April, 4.5 B) nachgewiesen werden. In den beiden Oberläufen der Argen waren diese Unterschiede weniger deutlich ausgeprägt, bedingt durch das kleinere Einzugsgebiet und die niedrigen Abflussmengen (vgl. hierfür 10.1.3).

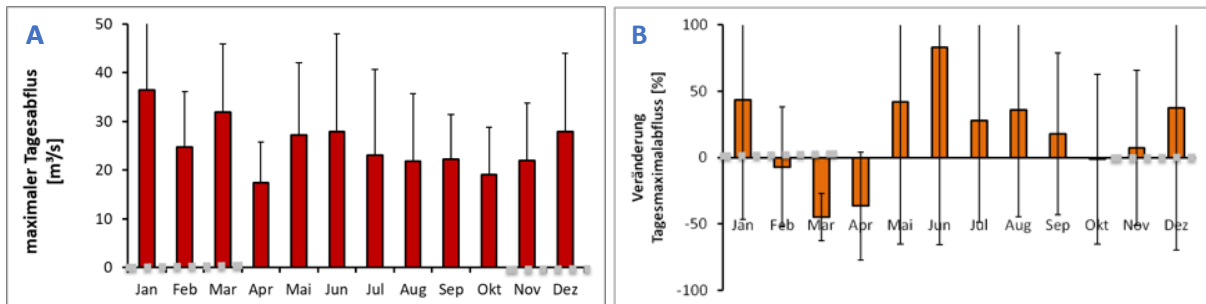


Abb. 4.5: Abfluss-Jahresgang der Vereinigten Argen (Pegel Gießen). Dargestellt sind die monatlichen Mittel der maximalen Tagesabflüsse für den Zeitraum 2010–2019 (A) und die Veränderungen gegenüber dem Zeitraum 2000–2009 (B). Die Laich- und Entwicklungszeit der Seeforellen (Wanderung, Eiablage, Eientwicklung, Schlupf) ist in den Abbildungen markiert (grau gepunktete Linie).

Die höchsten Abflüsse wurden im Januar, März, Juni und Dezember erreicht. Anders als bei Rotach oder Schussen sind hier in der Dekade 2010–2019 hohe Frühlingsabflüsse zum Ende der Laich- und Entwicklungsperiode im gesamten Argensystem feststellbar (Abfluss März).

Generell ist im System der Argen von Juni bis September mit Niedrigwasserabflüssen zu rechnen. Diese haben in ihrer Häufigkeit ab 2010 noch einmal zugenommen (Zunahme der Tage/Jahr mit Maximalabfluss <MNQ). Auch eine Zunahme von Winterniedrigwasserphasen ist ab 2010 zu verzeichnen (besonders an den Pegeln Gießen und der Unteren Argen). Wasserentnahmen für die Landwirtschaft und Restwasserverhältnisse in Ausleitungsstrecken verringern noch einmal die ohnehin sehr geringen Wasserstände und führen damit auch zur Erhöhung der Wassertemperatur. In den Sommermonaten werden abschnittsweise Werte über 20 °C erreicht (Abb. 4.6 A, B).

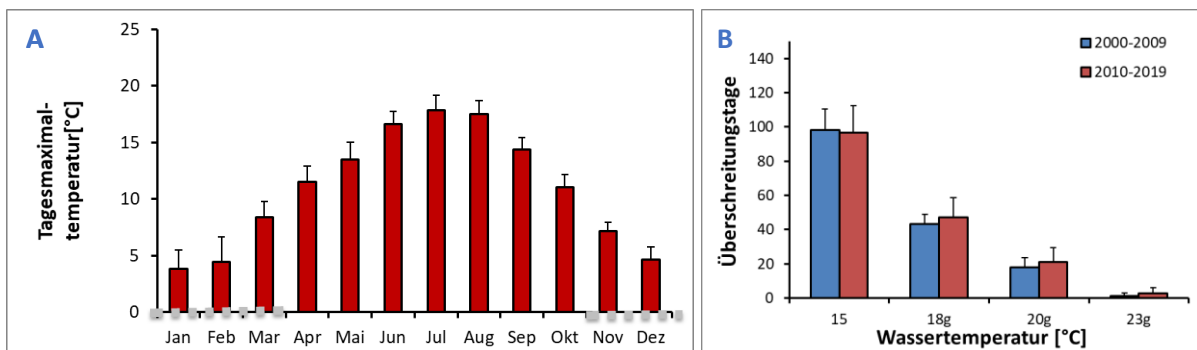


Abb. 4.6: Jahresgang der Wassertemperaturen in der Vereinigten Argen (Pegel Gießen). Dargestellt sind die monatlichen Mittel der maximalen Tagestemperatur für den Zeitraum 2010–2019 (A). Die Laich- und Entwicklungszeit der Seeforellen (Wanderung, Eiablage, Eientwicklung, Schlupf) ist in den Abbildungen markiert (grau gepunktete Linie). Ausserdem dargestellt sind die Tage pro Jahr, an denen die maximale Wassertemperatur der Argen (B) die Temperatur-Anforderungen nach OGewV überschreitet.

Tab. 4.2: Anzahl Tage pro Jahr, an denen die monatlichen Mittel der maximalen Tagestemperatur der Oberen Argen die Anforderungen der Fischgemeinschaften nach OGewV überschritten haben. Eine signifikante Entwicklung konnte nicht beobachtet werden (Mann-Whitney U Test, $p > 0,05$).

	Sommer		Trend
Giessen	2005-2009	2010-2019	
23 °C	1,0	2,9	(+)
20 °C	17,8	19,9	
Zwirkenberg			
20 °C	0	0	
18 °C	0	0,2	

Die Argen ist ein Flussgebiet, in dem die Mündungsregion der Vereinigten Argen als Gewässer des Cypriniden-Rhithrals nach Oberflächengewässerverordnung definiert ist. Im weiteren Verlauf flussauf ändert sich die Fischgemeinschaft hin zu Salmoniden-geprägten Gewässern des Hypo-, Meta- und Epirhithrals in den kleinen Oberläufen. Die Vereinigte Argen ist ein sommerwarmes Gewässer mit einer durchschnittlichen Temperatur um die 15 °C, die Temperaturanforderungen der OGewV wurden in der vereinigten Argen regelmäßig überschritten (Tab. 4.2, Abb. 4.6 B). Die Wintertemperatur liegt im Mittel bei 6 °C (Abb. 4.6 A). Für die Argen stieg die modellierte Wassertemperatur ab 2010 besonders im Winterhalbjahr an. Dies führte zu einer schnelleren Entwicklung der Seeforellen. In den Sommermonaten ab 2010 kam es ebenfalls zu einem Anstieg der Wassertemperaturen (Tab. 4.2).

Die Genauigkeit der Modellierung der Wassertemperatur (für Rotach und Argen) ist hier aufgrund der vorgenommenen Vereinfachung sicherlich begrenzt, sodass keine sichere Aussage in Bezug auf die Wassertemperaturen getroffen werden kann. Jedoch weist eine durchschnittliche Überschreitung der 23 °C von 3 Tagen darauf hin, dass die Vereinigte Argen für Bach- bzw. Seeforellen im Sommer ungeeignet ist.

4.2.4 Leiblach

Das Abflussregime der Leiblach ist wie bei den nördlichen Zuflüssen des Bodensees ebenfalls pluvio-nival geprägt (Abb. 4.7 E). Auch hier gibt es typische, niederschlagsgeprägte Abflussspitzen während der Wintermonate. Im Gegensatz zu Rotach und Argen sind Schmelzwasserabflüsse im Frühjahr aber deutlicher ausgeprägt und halten auch länger an. Die Leiblach weist typische Niedrigwasserstände erst im Sommer und Herbst auf (Abb. 4.7 A, E).

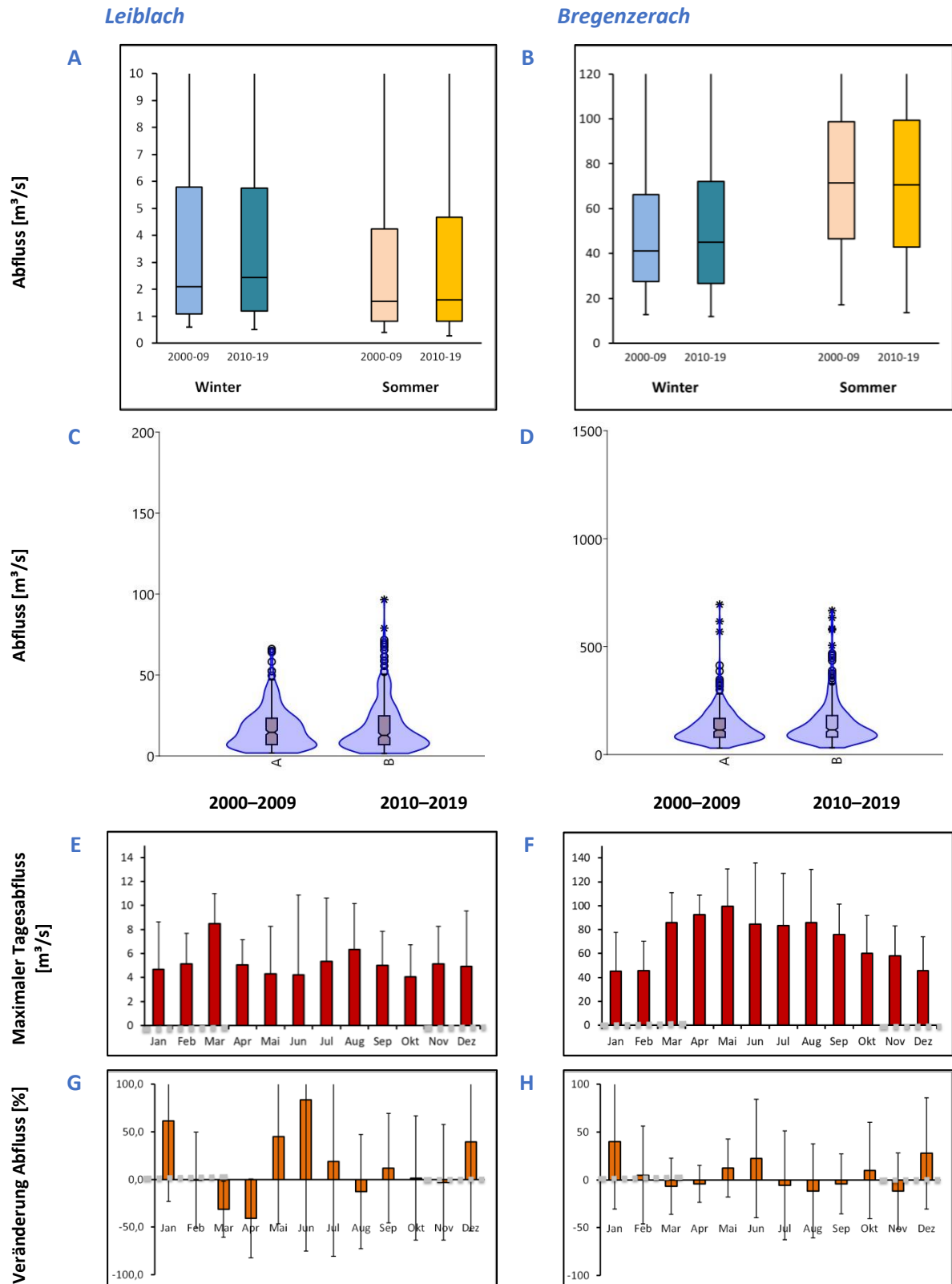


Abb. 4.7: Abflüsse der Leiblach (Pegel Unterhochsteg) und Bregenzerach (Pegel Kennelbach). Verglichen werden maximaler Tagesabfluss für den Zeitraum 2000–2009 und 2010–2019 (A, B). Zusätzlich ist die Verteilung der maximalen sommerlichen Tagesabflüsse der Leiblach (C) und Bregenzerach (D) für den Zeitraum 2000–2009 (A) und 2010–2019 (B) abgebildet. Weiter sind die Mittelwerte des maximalen monatlichen Tagesabflusses für den Zeitraum 2010–2019 (E, F), und die jeweils die Veränderungen gegenüber dem Zeitraum 2000–2009 (G, H) dargestellt. Die Laich- und Entwicklungszeit der Seeforellen (Wanderung, Eiablage, Eientwicklung, Schlupf) ist in den Abbildungen markiert (grau gepunktete Linie).

Die Leiblach weist geringe Schwankung im mittleren Jahresabfluss auf, mit höchsten mittleren Abflüssen im März (Abb. 4.7 E). Wie in den anderen nördlichen Zuflüssen erfolgte auch hier eine Abnahme der Frühjahrsabflüsse seit 2010. In der Leiblach nahmen in der letzten Dekade die mittleren maximalen Abflüsse während des Winterhalbjahrs zu (Abb. 4.6 A, C, G). Hochwasserabflüsse bis HQ₅ bzw. HQ₁₀ treten in der Leiblach besonders in den Monaten Juni-September auf. Niedrigwasserphasen treten ab 2010 häufiger auf, vermehrt über den Sommer und von Oktober bis Februar (Reproduktionszeit) auf (Details dazu unter 10.2.1).

Die Leiblach ist am Pegel Unterhochsteg im Unterlauf ein sommerwarmes Gewässer mit ca. 3 Monaten über 15 °C Wassertemperatur. Dabei treten regelmäßig Wassertemperaturen über 20 °C auf, im Sommer 2017 und 2018 wurden sogar 27 °C erreicht (Abb. 4.8 B). Somit überschreitet die Leiblach den Richtwert für den guten ökologischen Zustand potamaler Gewässer (Epipotamal, mittel: 26 °C, Anlage H1, QZV Ökologie OG, BGBl. II Nr. 99/2010 i.d.G.F.).

Die winterlichen Tiefsttemperaturen liegen in der zeitweise wasserarmen Leiblach oft um die 0 °C und stellen zusammen mit den in manchen Jahren hohen Frühjahrstemperaturen um 15 °C eine Gefahr für die Brütlingsentwicklung dar (Abb. 4.8 A). Eine Betrachtung der Veränderung ab 2010 ist auf Grund unzureichender Datenlage nicht möglich.

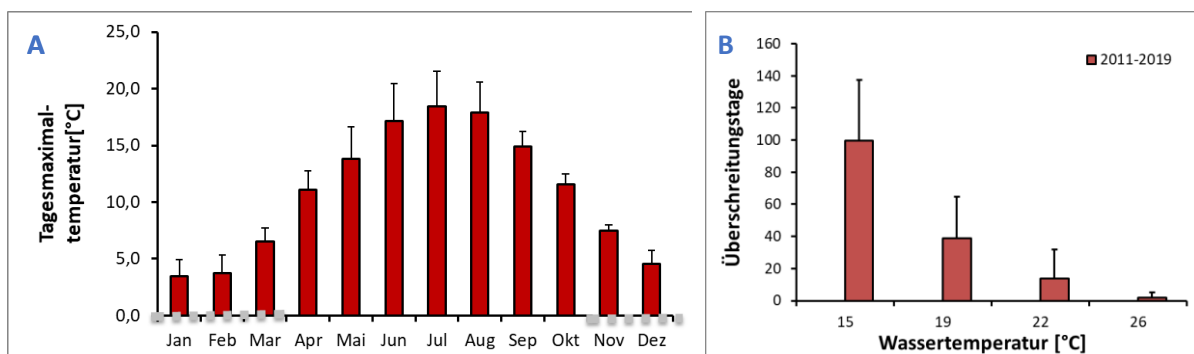


Abb. 4.8: Jahresgang der Leiblach (Pegel Unterhochsteg). Dargestellt sind die Mittelwerte der maximalen Tagestemperaturen pro Monat für den Zeitraum 2010–2019 (A). Die Laich- und Entwicklungszeit der Seeforellen (Wanderung, Eiablage, Eientwicklung, Schlupf) ist in den Abbildungen markiert (grau gepunktete Linie). Das Diagramm B gibt die Anzahl der Tage pro Jahr (Zeitraum 2011–2019), an denen die maximale Wassertemperatur in der Leiblach (B) die angegebenen Temperaturen überschreitet.

4.2.4 Bregenzerach

Der Abflusscharakter der Bregenzerach ist gemäßigt nival mit den höchsten Abflüssen im Mai (Abb. 4.7 B, F). Erst an der Pegelmessstation bei Kennelbach im Unterlauf der Bregenzerach sind auch deutliche Einflüsse von Winterniederschlägen im langjährigen Abflussregime erkennbar, flussaufwärts ist die Häufigkeit und Intensität von Winterhochwassern deutlich geringer als in den anderen Gewässern. Ein erster Anstieg der Abflüsse nach der Niederwasserperiode im Winter entsteht durch die Schneeschmelze in mittleren Höhen Mitte März. Ende April schließt sich die Schneeschmelze in oberen, alpinen Lagen an und verursacht eine zweite Abflussspitze mit deutlich größeren Abflussmengen. Das jährliche Niedrigwasser tritt ab Spätherbst auf (Abb. 4.7 F).

Im System der Bregenzerach wurden Hochwasserabflüsse (>HQ) ganzjährig festgestellt. Für die Wintermonate war eine Zunahme extremer Abflussereignisse in der letzten Dekade zu verzeichnen (Hoch- und Niedrigwasserphasen). Niedrigwasserphasen wurden zumeist in den Monaten zwischen Oktober und Februar beobachtet (Abfluss < 5 %-Quantil, Tab. 4.2, Tab. 10.17), und während der warmen Sommermonate an der mündungsnahe gelegenen Messstelle Kennelbach. Hier kann eine leichte Zunahme im Betrachtungszeitraum 2010–2019 beobachtet werden.

Tab. 4.3: Tage pro Jahr, an denen der maximale Tagesabfluss der Bregenzerach Kennwerte über- bzw. unterschritten hat. Ein Trend der Entwicklung ist gekennzeichnet.

		Oktober-Februar			März-Mai			Juni-September		
Kennelbach	Kennwert	2000–2009	2010–2019	Trend	2000–2009	2010–2019	Trend	2000–2009	2010–2019	Trend
Überschreitung [d]		[m³/s]								
MQ	46,2	54,4	58,2	+	80,4	73,7	-	81,2	65,7	-
HQ	480	0,1	0,5	+	0,3	0,3		0,8	1,2	+
Unterschreitung [d]										
W _{0,05}	15,0	12,0	15,0	+	0,9	0,1	-	7,4	9,6	+
Mellau										
Überschreitung [d]										
MQ	13,6	19,3	23,3	+	61,6	58,1	-	62,3	54,2	-
HQ	220	0,1	0,4	+	0,3	0,4		1,4	1,3	
Unterschreitung [d]										
W _{0,05}	2,0	11,1	11,3		1,1	0,0	-	0,8	0,1	-

Die Bregenzerach zeigt ab dem Kraftwerk Langenegg (Flusskilometer 17,6) ein ausgeprägtes Schwall-Sunk-Regime, auf das an dieser Stelle nicht genauer eingegangen werden kann. Entsprechende Berücksichtigung findet der Faktor in den zusammenfassenden Betrachtungen. Die 2018 unterbrochene Planung der KW-Stufe Alberschwende-Bodensee („Kraftwerk Lochau“) wurde aufgrund einer politischen Entscheidung im Mai 2020 wieder aufgenommen. Wird das Projekt umgesetzt, dann könnten sich die Verhältnisse im Mittel und Unterlauf der Bregenzerach für die Seeforellen deutlich verbessern (Schwallausleitung), ausreichend Restwasserabfluss vorausgesetzt.

Die Bregenzerach ist ein winterkaltes Gewässer, und überschreitet im Jahresgang ursprünglich kaum Temperaturen über 20 °C. Nachdem bereits in der Dekade 2000–2009 vermehrt hohe Sommertemperaturen feststellbar waren, kam es in der Dekade ab 2010 noch einmal zu einer signifikanten Erwärmung des Gewässers (Winterzunahme von 0,5° Sommerzunahme Juli, August >1,5 °C, Abb. 4.9 B). Somit erreichte die Bregenzerach bereits im Mittelauf bei Mellau sommerliche Werte knapp über 20 °C Wassertemperatur (Abb. 4.9 A, vgl. 10.2.2). Für wärmeempfindliche Fischarten kritisch sind noch höhere Wassertemperaturen in den Restwasser-/Ausleitungsstrecken flussab von Bezau und von Kennelbach bis in den Bodensee. Die für PKD relevante Schwelle von 15 °C Wassertemperatur wird in der Bregenzerach in der Dekade 2010–2019 an beiden Messstellen über 2 Monate hinweg überschritten, hier erfolgte zudem eine Verlängerung der Warmwasserphase im Vergleich zur vorherigen Dekade (Abb. 4.9 C). Ebenfalls innerhalb der Ausleitungsstrecken treten im Winter regelmäßig Wassertemperaturen um den Gefrierpunkt auf, die bei Niedrigwasser zu Grundeisbildung und Gefährdung des Laichs führen können.

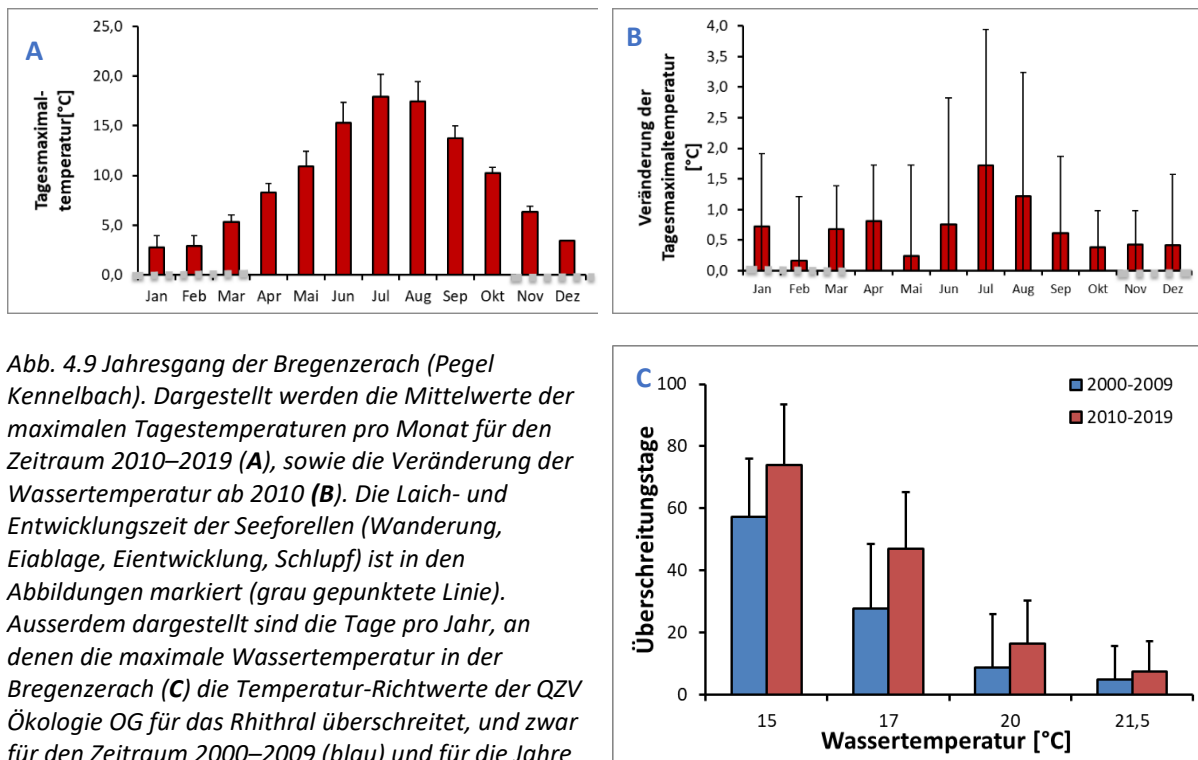


Abb. 4.9 Jahresgang der Bregenzerach (Pegel Kennelbach). Dargestellt werden die Mittelwerte der maximalen Tagestemperaturen pro Monat für den Zeitraum 2010–2019 (A), sowie die Veränderung der Wassertemperatur ab 2010 (B). Die Laich- und Entwicklungszeit der Seeforellen (Wanderung, Eiablage, Eientwicklung, Schlupf) ist in den Abbildungen markiert (grau gepunktete Linie). Ausserdem dargestellt sind die Tage pro Jahr, an denen die maximale Wassertemperatur in der Bregenzerach (C) die Temperatur-Richtwerte der QZV Ökologie OG für das Rhithral überschreitet, und zwar für den Zeitraum 2000–2009 (blau) und für die Jahre 2010–2019 (rot).

4.2.5 Steinach

Durch die Veränderung der Abflussverhältnisse (ARA Abwasser Einleitung) hat die Steinach in der letzten Dekade einen gravierenden Rückgang des Niedrigwasserabflusses erlebt. In der aktuellen Dekade ab 2010 (effektiv erst mit dem Wegfall der ARA-Einleitung im Jahr 2014) kam es zu einer Verringerung der Abflüsse, extremen Niederwasserabflüssen und einer Zunahme von Niedrigwasserphasen winters wie sommers.

Der Einstieg von laichwilligen Adulttieren vom See in die Steinach ist nur während und nach Niederschlägen möglich. Niedrige Wasserstände sowie geringe oder ganz ausbleibende Niederschlagsereignisse in den Aufstiegsmonaten Oktober bis Januar können den Einstieg der adulten Seeforellen in die Steinach stark verzögern oder sogar zum Teil verhindern.

Im Jahresgang der Steinach ab 2010 (Abb. 4.10 A) erkennt man erhöhte Abflüsse von Mai bis September. Niedrigste Abflüsse wurden zum Ende der Entwicklungszeit (Februar, März) und während der Laichwanderungen der Seeforellen (November) dokumentiert. Ein Rückgang der mittleren Tagesmaximal-Abflüsse ist ab 2010 für das Winterhalbjahr nachweisbar (Abb. 4.9 C).

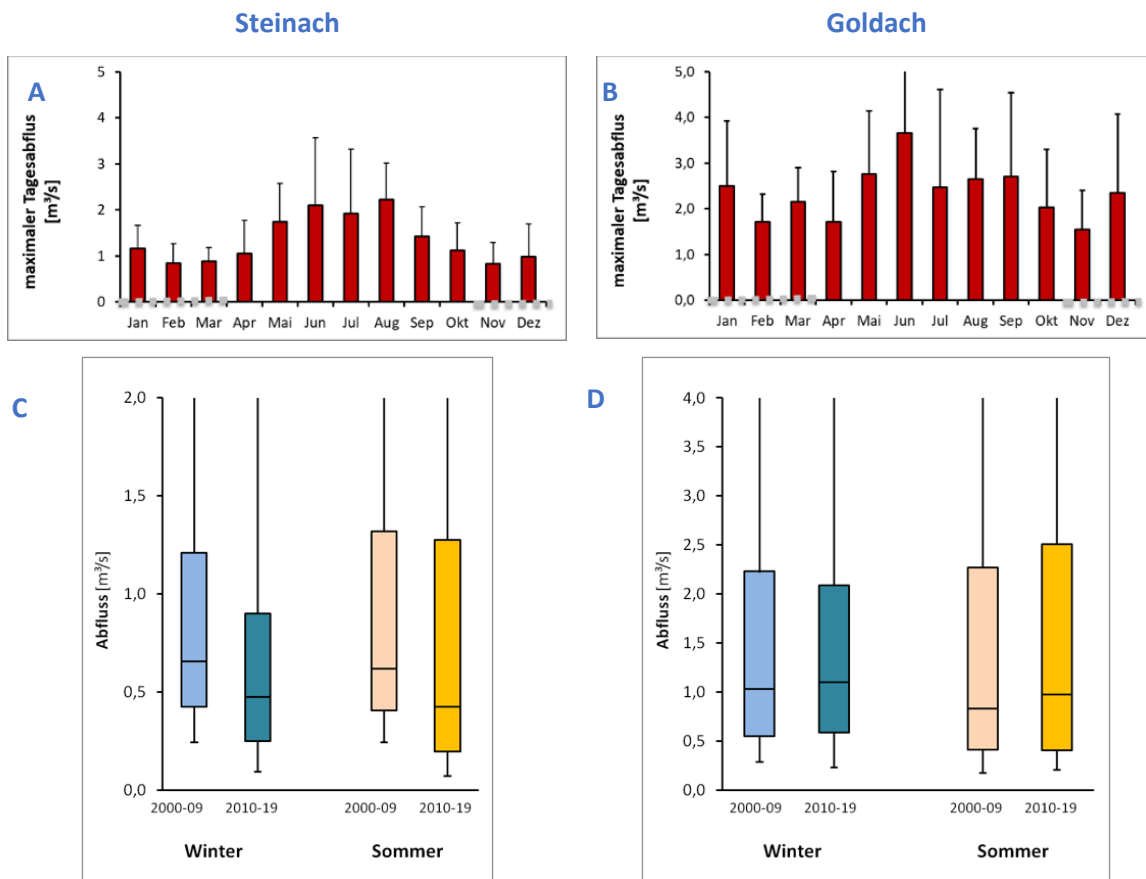


Abb. 4.10 Abflüsse der Steinach (Pegel Mattenhof) und der Goldach (Pegel Bleiche). Verglichen werden maximaler Tagesabfluss für den Zeitraum 2010–2019 (A, B,) und die Unterschiede zwischen den Jahreszeiten (C, D) verglichen. Die Laich- und Entwicklungszeit der Seeforellen (Wanderung, Eiablage, Eientwicklung, Schlupf) ist in den Abbildungen markiert (grau gepunktete Linie).

Die Überschreitungen der Abflusskenngrößen am Pegel Mattenhof lassen erkennen, dass die Steinach extreme Hochwasserabflüsse ($>25 \text{ m}^3/\text{s}$, HQ_2 , siehe Tab. 10.29) zumeist im Sommer erfährt. Bettbildende Abflüsse ab ca. $12 \text{ m}^3/\text{s}$ sind in den vergangenen Jahren vermehrt auch während der letzten Phasen der Eientwicklung aufgetreten. In der letzten Dekade ist eine Abnahme der Spitzenabflüsse zu erkennen, die geringe Anzahl an Ereignissen kann aber kaum auf die fehlende Einleitung des ARA-Wassers zurückgeführt werden.

Gleichzeitig zur Abnahme des Abflusses kam es zu einer Abnahme der Wassertemperaturen im Winter (Abb. 4.11 C) und einer Verlängerung der potenziellen Eientwicklungsdauer von Seeforellen.

Im Sommer werden im Unterlauf unterhalb Obersteinach Wassertemperaturen von $>27^\circ\text{C}$ erreicht. Basierend auf den bekannten Toleranzwerten für Bach/Seeforellen muss davon ausgegangen werden, dass diese hohen Sommertemperaturen den Seeforellen-Juvenilbestand stark belasten bzw. beeinträchtigen und dadurch indirekt die Anzahl der als 1+-Tiere abwandernden Smolts in unbekanntem Ausmaß reduziert wird.

In der Veränderung zur Zeitspanne 2004–2009 nahmen die monatlichen Wassertemperaturen der Steinach klimatisch bedingt um $1,5^\circ\text{C}$ im Sommer zu, die winterliche anthropogene Erwärmung wurde abgemildert durch den Wegfall der Einleitung (Zunahme $<0,5^\circ\text{C}$, Abb. 4.11 B).

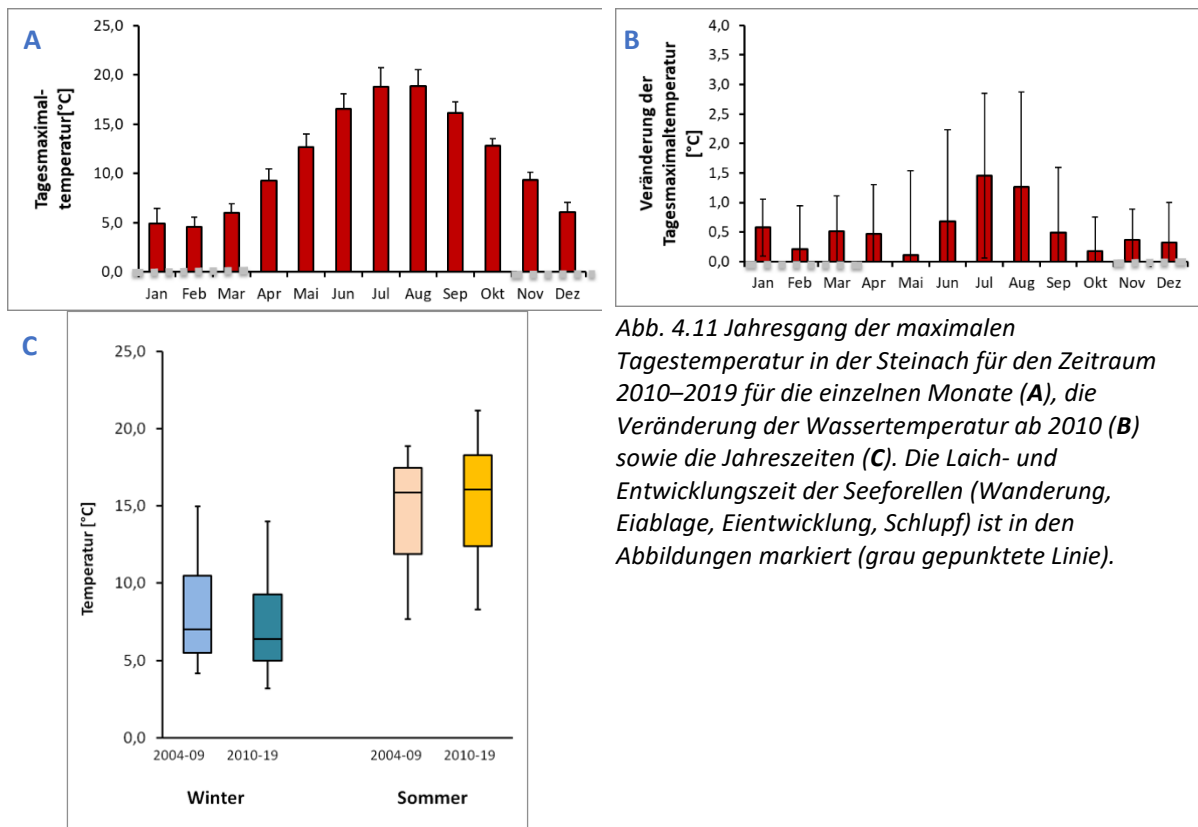


Abb. 4.11 Jahresgang der maximalen Tagestemperatur in der Steinach für den Zeitraum 2010–2019 für die einzelnen Monate (A), die Veränderung der Wassertemperatur ab 2010 (B) sowie die Jahreszeiten (C). Die Laich- und Entwicklungszeit der Seeforellen (Wanderung, Eiablage, Eientwicklung, Schlupf) ist in den Abbildungen markiert (grau gepunktete Linie).

4.2.6 Goldach

Das Abflussregime der Goldach ist pluvio-nival geprägt (Abb. 4.10 B). Im Mittwinter gibt es nur eine geringe, niederschlagsgeprägte Abflussspitze. Erhöhte Abflüsse treten vor allem als Folge der Schneeschmelze von Mai bis Juni auf. Mit Ausnahme dieser Abflussspitzen zeigt die Goldach recht konstante hydrologische Bedingungen bei vergleichsweise geringen Abflussmengen um 1 m³/s (median 0,8-1,1 m³/s, Abb. 4.9 D). Niedrige Wasserstände in den Herbstmonaten können den Forellenein- und -abstieg behindern, zusätzlich dazu wurden die niedrigsten Abflüsse im Jahresverlauf zum Ende der Entwicklungsperiode (Februar, April) und zu Beginn der Laichwanderung der Seeforellen (November) dokumentiert.

Seit 2010 wurden keine wesentlichen Veränderungen in der mittleren Abflussdynamik beobachtet, jedoch kam es zur Zunahme von Niedrigwasserphasen während des Winters. Die Goldach hatte vereinzelte Hochwasserabflüsse über 37 m³/s (HQ₂), die in beiden Dekaden während des Sommers auftraten.

Die Wassertemperaturen der Goldach sind winterkalt (<5 °C) und sommerwarm (>20 °C, Abb. 4.12), eine Betrachtung der Zeitspanne vor 2010 war mangels Daten nicht möglich. Die ermittelten Temperaturbereiche führen hier möglicherweise sogar zu einer erhöhten Mortalität von Sömmerlingen. Im Winter werden regelmäßig Temperaturen um den Gefrierpunkt erreicht.

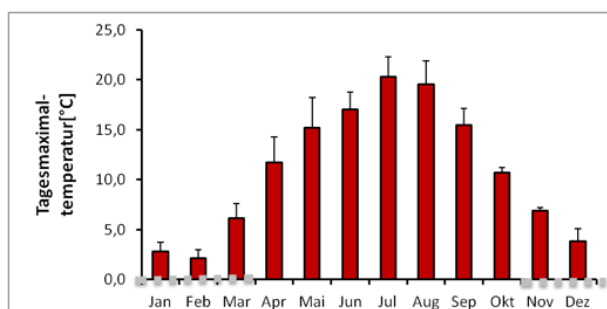


Abb. 4.12 Jahresgang der maximalen Tagestemperatur in der Goldach für den Zeitraum 2010–2019. Die Laich- und Entwicklungszeit der Seeforellen (Wanderung, Eiablage, Eientwicklung, Schlupf) ist in den Abbildungen markiert (grau gepunktete Linie).

4.2.7 Rheintaler Binnenkanal

Im Verlauf des Alten Rheins/Rheintaler Binnenkanals wurden Datenreihen der Pegel Rheineck im Freibach (10.4.1), einem Zufluss der Alten Rheins der Pegel St. Margrethen und Widnau, beide im Rheintaler Binnenkanal verortet, untersucht (10.4.2).

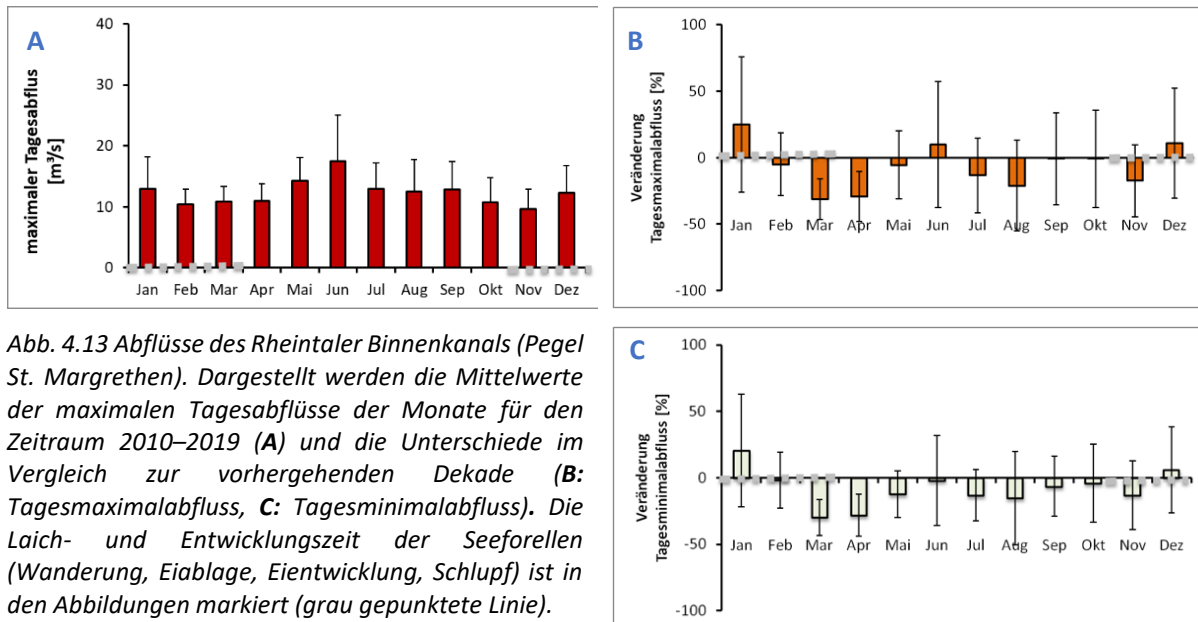


Abb. 4.13 Abflüsse des Rheintaler Binnenkanals (Pegel St. Margrethen). Dargestellt werden die Mittelwerte der maximalen Tagesabflüsse der Monate für den Zeitraum 2010–2019 (A) und die Unterschiede im Vergleich zur vorhergehenden Dekade (B: Tagesmaximalabfluss, C: Tagesminimalabfluss). Die Laich- und Entwicklungszeit der Seeforellen (Wanderung, Eiablage, Eientwicklung, Schlupf) ist in den Abbildungen markiert (grau gepunktete Linie).

Im Rheintaler Binnenkanal liegen Daten von 2 Messstellen vor, die eine vergleichbare Hydrologie aufweisen (10.4.2), an dieser Stelle werden exemplarisch nur die Daten der Messstelle St. Margrethen präsentiert. Der Abfluss des Rheintaler Binnenkanals ist ausgeglichen nival geprägt, höchste Abflüsse treten über die Sommermonate ab Mai, Juni auf. Ab 2010 kam es zu einem Rückgang der Abflüsse und der Häufigkeit von Spitzenabflüssen. Im Jahresgang der letzten Dekade (Abb. 4.13 A) erkennt man eine geringe Amplitude der mittleren maximalen Tagesabflüsse des Rheintaler Binnenkanals (um 10 m³/s). Die höchsten Abflüsse wurden im Mai und Juni erreicht. Die maximalen Tagesabflüsse nahmen in der letzten Dekade nahezu ganzjährig ab, am deutlichsten während der Frühlingsmonate (März, April, Abb. 4.13 B), auch die minimalen Abflüsse gehen nahezu ganzjährig ab 2010 zurück (Abb. 4.13 C).

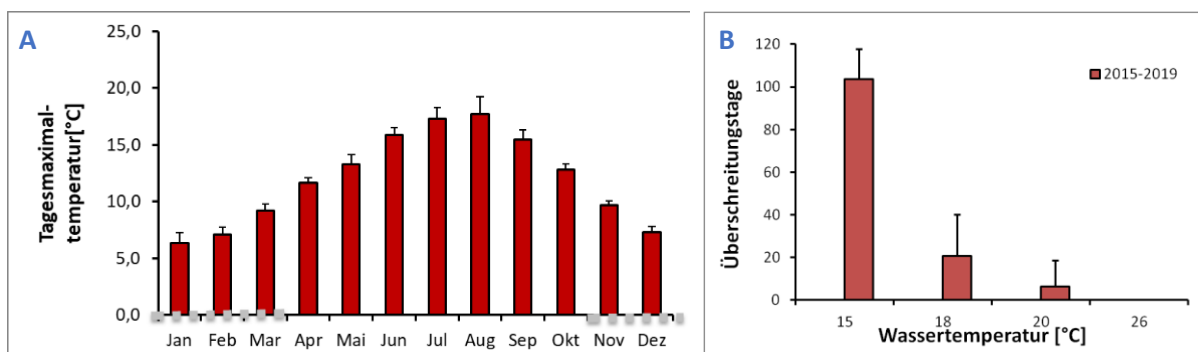


Abb. 4.14: Jahresgang der maximalen Tagestemperatur im Rheintaler Binnenkanal für den Zeitraum 2010–2019 für die einzelnen Monate (A) und die Wassertemperaturen ab 2015–2019 (B). Die Laich- und Entwicklungszeit der Seeforellen (Wanderung, Eiablage, Eientwicklung, Schlupf) ist in den Abbildungen markiert (grau gepunktete Linie).

Der Rheintaler Binnenkanal bzw. in weiterer Folge der Alte Rhein in Höchst ist ein winterwarmes Gewässer des Alpenvorlandes. Die PKD relevante Schwelle von 15° C wird an ca. 100 Tagen im Jahr

überschritten (Abb. 4.14 A, B). Da erst ab 2015 Daten zur Wassertemperaturmessung vorliegen, ist eine Bewertung der Veränderung ab 2010 nicht möglich.

4.3 Alpenrhein und ausgewählte Rheinzuflüsse

Im Alpenrhein wurde der Pegel Diepoldsau (Alpenrhein) ausgewertet (10.4.3). Zusätzlich lagen Daten für die folgenden Zubringer vor: Vorderrhein (Illanz), Ill (Pegel Gisingen, 10.4.4), Liechtensteiner Binnenkanal (Pegel Ruggell, 10.4.5) und Landquart (Pegel Landquart, 10.4.6).

4.3.1 Alpenrhein

Im Alpenrhein und Vorderrhein herrschen hohe sommerliche Abflüsse und eine geringe Abflussspanne während der Wintermonate, ein ausgeprägtes nivales Abflussregime. Im Jahresgang des Alpenrheins der vergangenen Dekade (Abb. 4.15 A rote Säulen) erkennt man diese hohen Abflüsse über die Sommermonate, ab April steigen die mittleren maximalen Tagesabflüsse an ($> 200 \text{ m}^3/\text{s}$ Diepoldsau, $> 40 \text{ m}^3/\text{s}$ Illanz). Wie auch im Rheintaler Binnenkanal werden die höchsten Abflüsse im Mai und Juni erreicht. Die maximalen Tagesabflüsse blieben im Vergleich der beiden Dekaden nahezu ganzjährig unverändert (Abb. 4.14 C, D), die Niedrigwasserphasen nahmen im Alpenrhein und Vorderrhein ab, der minimale Abfluss stieg an beiden Pegeln an (Abb. 4.14, E, F).

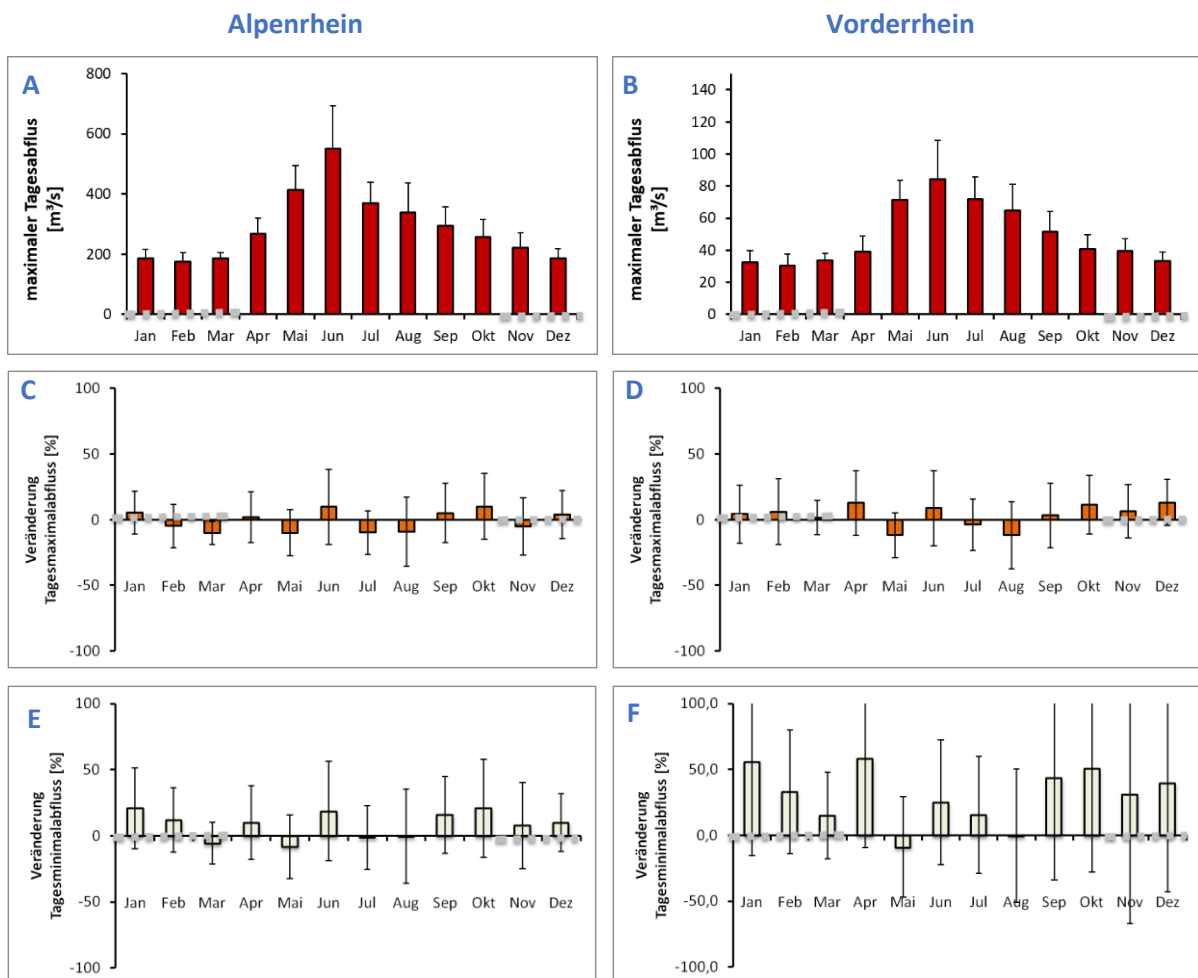


Abb. 4.15: Abflüsse des Alpenrheins (Pegel Diepoldsau) und des Vorderrheins (bei Illanz). Dargestellt werden die Mittelwerte der maximalen Tagesabflüsse pro Monat für den Zeitraum 2010–2019 (A, B) und die Veränderungen im Vergleich zur vorangegangenen Dekade (C, D: Tagesmaximalabfluss, E, F: Tagesminimalabfluss). Die Laich- und Entwicklungszeit der Seeforellen (Wanderung, Eiablage, Eientwicklung, Schlupf) ist in den Abbildungen markiert (grau gepunktete Linie).

Der Alpenrhein mit seinen kühlen Wassertemperaturen stellt zwar primär ein Transitgewässer für Seeforellen dar, dennoch sind keine Schädigungen der Forellen oder deren Brut im Zusammenhang mit der Wassertemperatur zu erwarten. Sommerliche Maximaltemperaturen bleiben unter 20 °C (Abb. 4.16 A). Ab 2010 kam es zu keiner deutlichen Steigerung der Wassertemperaturen (4.16 C). Einzig während der Sommermonate (Juli, August) waren geringe Zunahmen der Wassertemperaturen zu beobachten. Die Wintertemperaturen im Alpenrhein sind für die potentielle Eireifung kühl, so dass innerhalb von vier Monaten nur der Schlupf der Dottersackbrut (> 440 TG), jedoch noch keine Emergenz der fressfähigen Larven zu erwarten ist (Abb. 4.16 E).

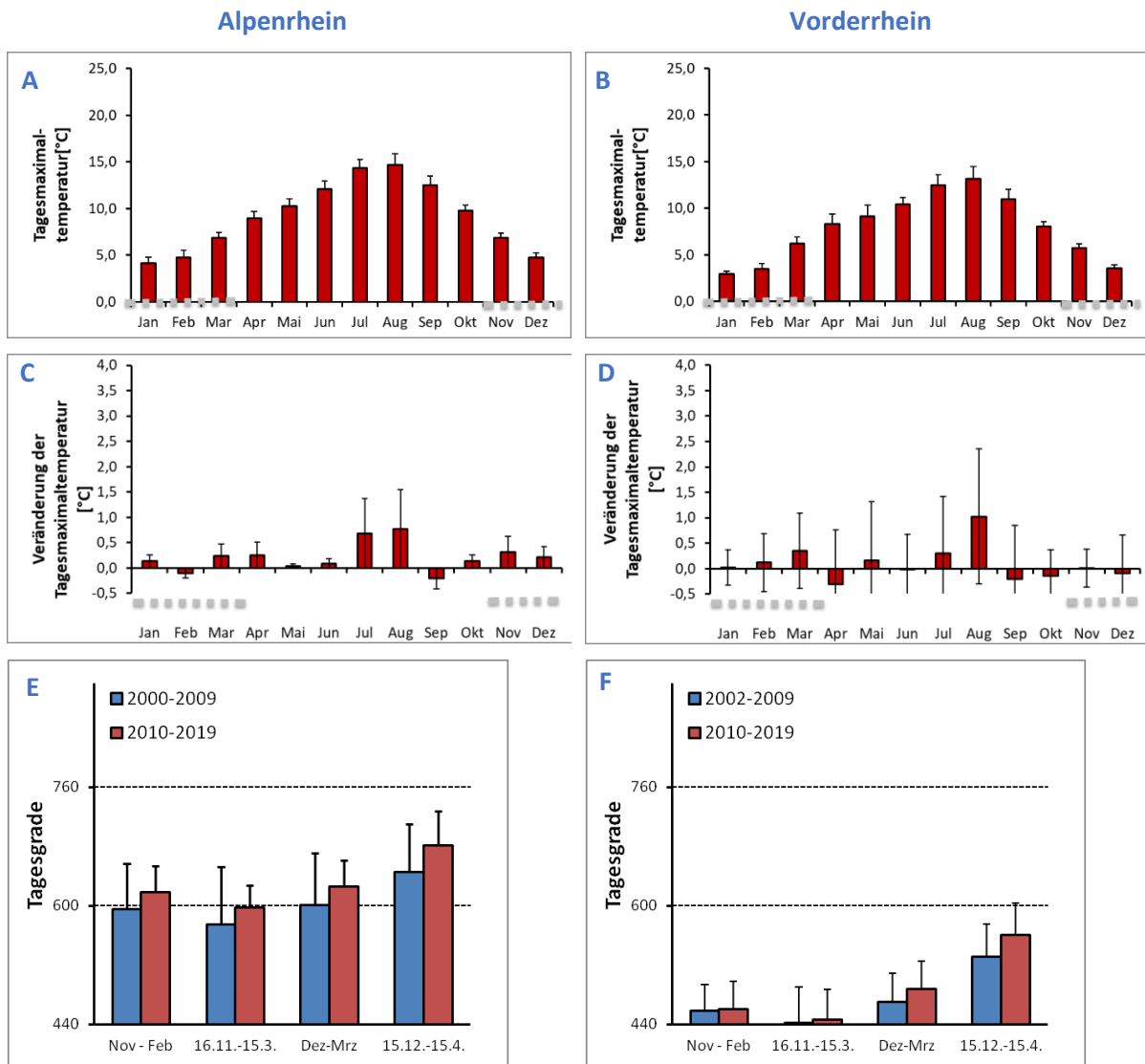


Abb. 4.16 Jahresgang der maximalen Tagestemperatur des Alpenrheins und Vorderrheins für den Zeitraum 2010–2019 für die einzelnen Monate (A, B) und die Veränderung der Wassertemperatur ab 2010 (C, D). Die Laich- und Entwicklungszeit der Seeforellen (Wanderung, Eiablage, Eientwicklung, Schlupf) ist in den Abbildungen markiert (grau gepunktete Linie). Zusätzlich sind die akkumulierten Tagesgrade bei einer möglichen Reifung des Seeforellenlaichs für 4 Zeiträume dargestellt (E, F).

4.3.2 Vorderrhein

Der höher gelegene alpinen Vorderrhein ist geprägt von sommerkaltten Phasen, die Temperaturen steigen kaum über 15 °C an. Auch die Wintertemperaturen sind geringer als im Alpenrhein, mit mittleren maximalen Tagestemperaturen unter 4 °C (Dezember-Februar: 2,9 - 3,6 °C, Abb. 4.16 B).

Für den Vorderrhein bei Illanz liegen die Wintertemperaturen niedriger als im Alpenrhein, die Schwelle von 440 Tagesgraden wird innerhalb von vier Monaten nur knapp überschritten (Abb. 4.16 F). Die Unterschiede zwischen den Dekaden fallen gering aus, eine geringe Verkürzung der Entwicklungsdauer ist anzunehmen.

4.3.3 Landquart

Der Abflusscharakter der Landquart ist gemäßigt nival mit den höchsten Abflüssen im Mai. Jährliches Niedrigwasser tritt über die Wintermonate auf (Abb. 4.17 A). Der mittlere Abfluss der Landquart liegt im Winter bei 12-13 m³/s (Median), in den Sommermonaten sind die Abflüsse doch deutlich erhöht (31-36 m³/s). Es kam zu keiner signifikanten Veränderung der Abflussdynamik ab 2010, bei den maximalen Tagesabflüssen wurde ganzjährig geringe Abnahmen festgestellt (Abb. 4.17 B).

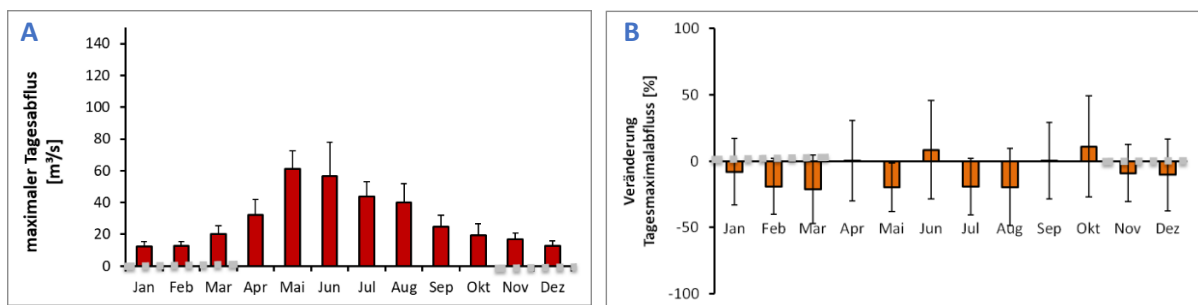


Abb. 4.17: monatliche Abflüsse der Landquart ab 2010 (A) und die Veränderungen der Tagesmaximalabflüsse ab 2010 (B). Die Laich- und Entwicklungszeit der Seeforellen (Wanderung, Eiablage, Eientwicklung, Schlupf) ist in den Abbildungen markiert (grau gepunktete Linie).

Die Landquart ist ein alpines rhithrales Gewässer mit sehr niedrigen Wassertemperaturen im Winter, sommerliche Wassertemperaturen überschreiten 15 °C kaum (Abb. 4.18 A). Eine leichte, wenn auch nicht signifikante Zunahme der Wassertemperaturen ab 2010 ist in den Sommermonaten (besonders Juli und August, Abb. 4.18 B) zu beobachten.

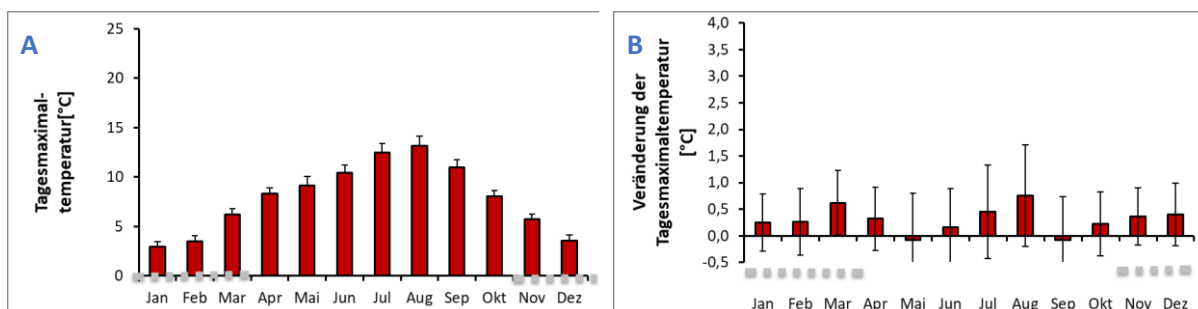


Abb. 4.18 Jahresgang der maximalen Tagestemperatur in der Landquart für den Zeitraum 2010–2019 für die einzelnen Monate (A) und die Veränderung der Wassertemperatur ab 2010 (B). Die Laich- und Entwicklungszeit der Seeforellen (Wanderung, Eiablage, Eientwicklung, Schlupf) ist in den Abbildungen markiert (grau gepunktete Linie).

4.3.4 III

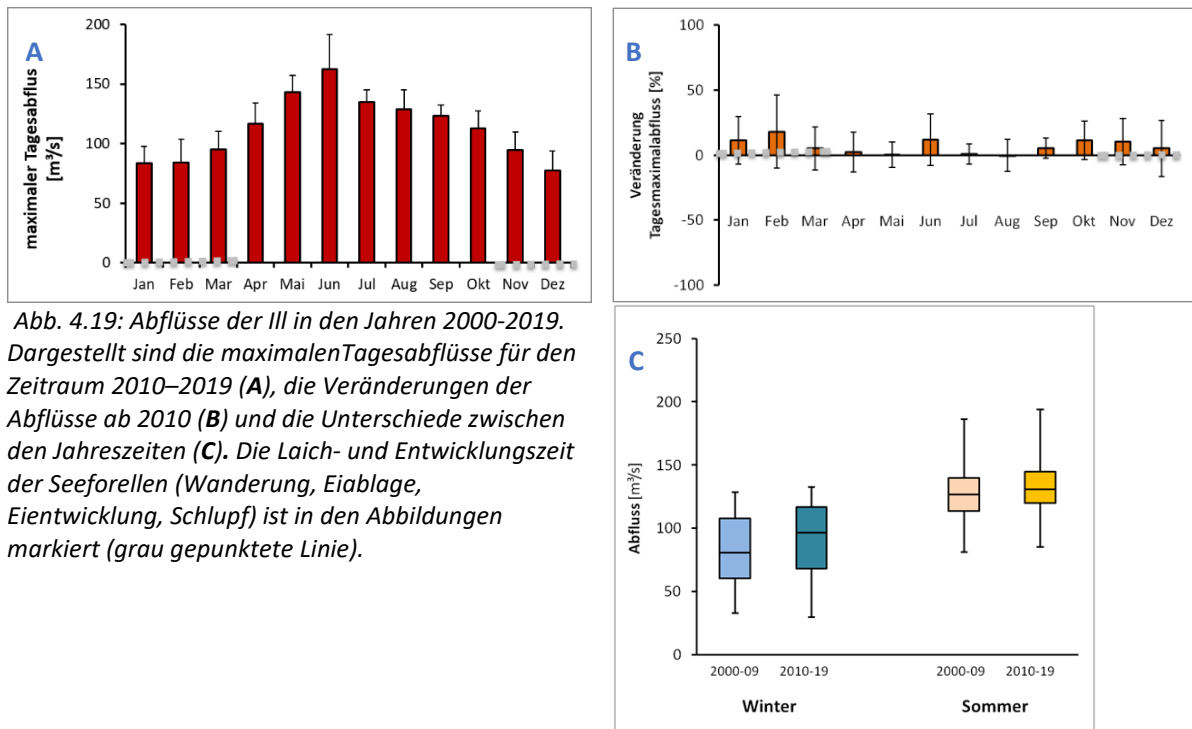


Abb. 4.19: Abflüsse der III in den Jahren 2000-2019. Dargestellt sind die maximalen Tagesabflüsse für den Zeitraum 2010–2019 (A), die Veränderungen der Abflüsse ab 2010 (B) und die Unterschiede zwischen den Jahreszeiten (C). Die Laich- und Entwicklungszeit der Seeforellen (Wanderung, Eiablage, Eientwicklung, Schlupf) ist in den Abbildungen markiert (grau gepunktete Linie).

In der III bei Gisingen haben sich die Abflussverhältnisse in der letzten Dekade verändert (Abb. 4.19 B). Leichte Rückgänge im Frühjahr und ein geringer Anstieg der winterlichen Abflüsse waren zu verzeichnen, winterliche Hochwasserspitzen gingen zurück. Niedrigwasserphasen traten in der III seltener auf. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die untere III von einem extremen Schwall- und Sunkregime belastet wird. Hier treten tägliche Schwallereignisse von 80 bis 100 m³/s auf - dies bei einem Basisabfluss von 10 bis 20 m³/s. Ab 2010 kam es zu einem signifikanten Anstieg der winterlichen und sommerlichen Abflüsse (Abb. 4.19 C). Hohe Abflüsse über HQ₂ (240 m³/s) sind für die III typisch für das Sommerhalbjahr (Abb. 4.19 A). Die maximalen Tagesabflüsse nahmen in der Dekade ab 2010 ganzjährig entweder leicht zu, oder zeigten keine Veränderung (Abb. 4.19 B).

Die III ist ein sommerkalt Gewässer und überschreitet kaum 15 °C während der Sommermonate, während der Winterabflüsse sorgen Temperaturen über 5 °C für eine Laichentwicklung (bis zur vollständigen Emergenz) in etwas mehr als 4 Monaten, der Schlupf erfolgt nach ca. 3 Monaten. Auch die III erfuhr in den letzten Jahren eine Erhöhung der maximalen Tagestemperaturen um 1-1,5 °C (Abb. 4.20 B). Neben dem zu erwartenden Sommeranstieg sind ab 2010 auch die Temperaturen im März und April deutlich erhöht, eine Auswirkung auf die Dauer der Eientwicklung ist zu erwarten.

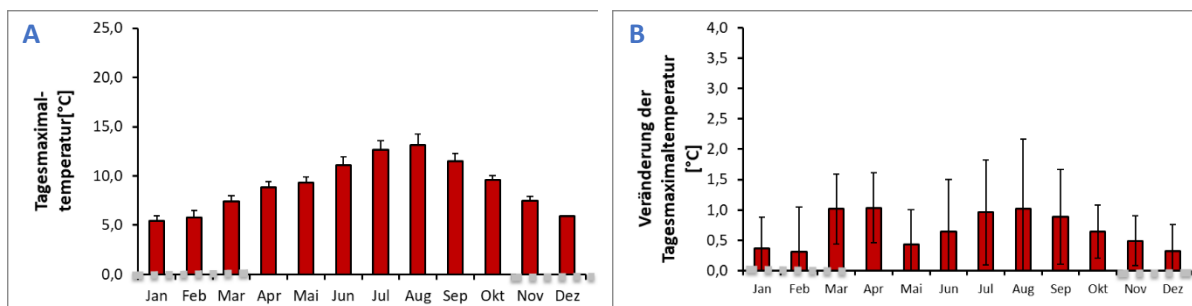


Abb. 4.20: Jahresgang der maximalen Tagestemperatur in der III für den Zeitraum 2010–2019 für die einzelnen Monate (A), die Veränderung der Wassertemperatur ab 2010 (B) sowie die Jahreszeiten (C). Die Laich- und Entwicklungszeit der Seeforellen (Wanderung, Eiablage, Eientwicklung, Schlupf) ist in den Abbildungen markiert (grau gepunktete Linie).

4.4.5 Liechtensteiner Binnenkanal

Der Liechtensteiner Binnenkanal ist geprägt vom Abflussregime des Alpenrheins, er hat eine geringe Jahresamplitude, die primär nival geprägt ist (Abb. 4.21 A). Die höchsten Abflüsse treten im Frühjahr bei Schneeschmelze auf. In der letzten Dekade kam es zu keiner nennenswerten Veränderung des Abflussgeschehens (Abb. 4.21 B, C).

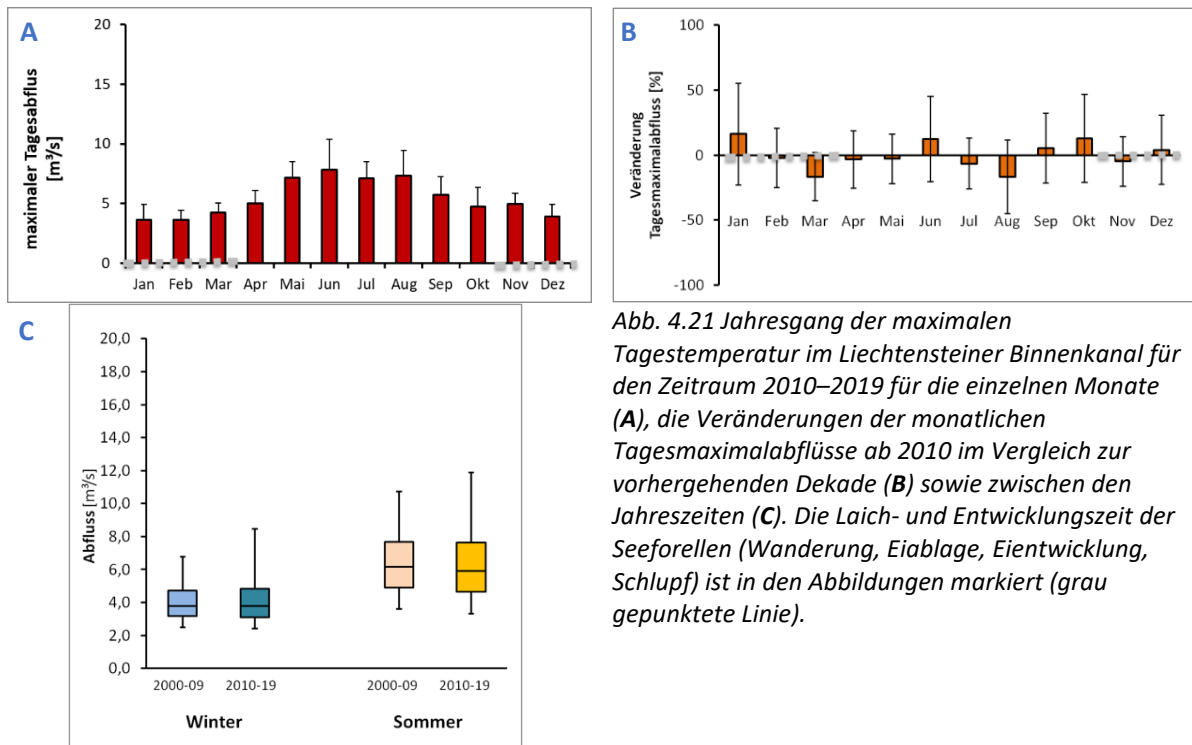


Abb. 4.21 Jahresgang der maximalen Tagestemperatur im Liechtensteiner Binnenkanal für den Zeitraum 2010–2019 für die einzelnen Monate (A), die Veränderungen der monatlichen Tagesmaximalabflüsse ab 2010 im Vergleich zur vorhergehenden Dekade (B) sowie zwischen den Jahreszeiten (C). Die Laich- und Entwicklungszeit der Seeforellen (Wanderung, Eiablage, Eientwicklung, Schlupf) ist in den Abbildungen markiert (grau gepunktete Linie).

Das Temperaturregime des Liechtensteiner Binnenkanals ist winterwarm und sommerkalt mit einer geringen Jahresamplitude. Der Liechtensteiner Binnenkanal ist ein künstlich geschaffenes Gewässer im Alpenrheintal mit sehr niedrigen Sommertemperaturen ($13,7\text{ }^{\circ}\text{C}$ Mittelwert), die selten $15\text{ }^{\circ}\text{C}$ überschreiten, Werte über $20\text{ }^{\circ}\text{C}$ werden nicht erreicht. Eine leichte, wenn auch nicht signifikante Zunahme der Wassertemperaturen ab 2010 ist für die Sommermonate festzustellen (Abb. 4.22 B). Die verhältnismäßig warmen Wintertemperaturen und (zum Teil auch) die niedrigen Sommertemperaturen werden im Binnenkanal durch einen deutlichen Grundwassereinstrom hervorgerufen (Abb. 4.22 A). Die hohen Wintertemperaturen sorgen für eine schnelle Ei- und Larvalentwicklung bei Seeforellen im Vergleich zu anderen alpinen Gewässern.

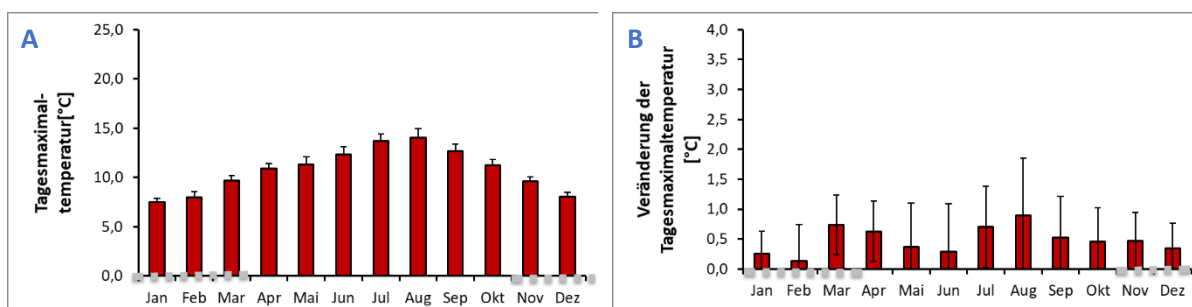


Abb. 4.22: Jahresgang der maximalen Tagestemperatur im Liechtensteiner Binnenkanal für den Zeitraum 2010–2019 für die einzelnen Monate (A) sowie die Veränderung der Wassertemperatur ab 2010 (B). Die Laich- und Entwicklungszeit der Seeforellen (Wanderung, Eiablage, Eientwicklung, Schlupf) ist in den Abbildungen markiert (grau gepunktete Linie).

4.5 Beurteilung der hydrologischen Veränderungen

Hydrologische Veränderungen ohne direkte anthropogene Ursache

Bereits die Medianberechnungen der Abflüsse der Dekaden 2000 bis 2009 und 2010 bis 2019 zeigen in einigen Seeforellengewässern deutliche Unterschiede. So haben innerhalb der für die Seeforellen sensiblen Reproduktionszeiten (Oktober bis April) sowohl die Winterhochwasser als auch die Phasen mit starken Niederwasserabflüssen zugenommen. Extremereignisse in beide Richtungen in der letzten Dekade ergänzen den Trend. Obwohl diese Extremereignisse schon vor 2010 eine Rolle gespielt haben, haben sie in der letzten Dekade an Häufigkeit und Stärke zugenommen.

In einigen Laichgewässern wurde zudem der Einstieg von Laichfischen durch mehrfach sehr tiefe Pegelstände im See (v. a. 2017-2019) im Spätherbst behindert bzw. verhindert. Es ist davon auszugehen, dass diese Faktoren und deren signifikanten Veränderungen in der letzten Dekade folgende Konsequenzen mit sich brachten:

- In den Mittel- und Unterläufen von mehreren Laichgewässern kam es seit 2010 im Spätwinter vermehrt zu Hochwasserereignissen mit stärkeren Geschiebeumlagerungen. Die tatsächlichen Abflusshöhen für solche bettbildenden Hochwässer sind gewässerspezifisch, jedoch kann in den meisten Gewässern ab einem Abfluss $>HQ_5$ jedenfalls davon ausgegangen werden, dass der Abfluss den Untergrund nachhaltig umgestaltet und somit zur Zerstörung von Laichgruben führt. Hochwasser, die mit hoher Wahrscheinlichkeit auch zur Vernichtung von Seeforellengelegen geführt haben, waren in der Bregenzerach (z. B. 2018, 2019), in der Argen (z. B. 2018, 2019), in der Rotach (z. B. 2018), in der Steinach (z. B. 2019), in der Goldach (z. B. 2013, 2015, 2016) zu beobachten.
- Auch bereits im März besetzte Seeforellenbrütlinge wurden mit Sicherheit mehrfach durch Hochwasser verdriftet und zumindest geschädigt (Steinach 2013, 2019; Goldach 2013, 2016; Rotach 2013).
- Der Einstieg von Laichfischen war in den Jahren in der Goldach (z. B. 2016, 2018), und der Steinach (z. B. 2010, 2013-19), aber auch in der Rotach (z. B. 2018) deutlich eingeschränkt.
- Früh eingewanderte, v. a. große Laichfische konnten bei Niedrigwasser nicht mehr in den See zurückwandern und verendeten, so im Restwasserabschnitt der Goldach (z. B. 2011, 2016, 2017) und in der Steinach (ab 2013, deutliche Veränderung vor allem nach Verlegung der ARA-Leitung).

Anthropogene Abflussveränderungen

Die Effekte von Veränderungen des durch Wasserkraftnutzung beeinflussten Regimes (z. B. vermehrt zentral gesteuerte Spitzenstromerzeugung auf der einen und Restwassersanierungen auf der anderen Seite) im Verlauf der Dekade 2010 bis 2019 sind noch nicht untersucht. Eine veränderte Auswirkung auf das Reproduktionspotenzial der Seeforellen kann deshalb nicht beurteilt werden. Die bisher bekannten Effekte des Schwall-Sunk-Regimes bleiben allerdings als Ursache für die Entwertung und das Trockenfallen von Laichflächen und Strandungseffekte erhalten.

Ein Spezialfall ist die Steinach mit deutlich geringerem und somit kälterem Winterabfluss seit der Verlegung ARA-Leitung 2014. Damit verbunden ist eine deutlich verlängerte Inkubations- und Erbrütungszeit und somit ein erhöhtes Risiko das die Eier/Brütlinge von Winterhochwasser beeinträchtigt werden.

Fazit:

Die klimabedingten Veränderungen der hydrologischen Verhältnisse in den Seeforellen -Laichgewässern haben mit großer Wahrscheinlichkeit insgesamt zu Einbußen im Reproduktionspotenzial der Seeforellen geführt. In einigen Gewässern mit hohen Laichfischzahlen wie der Steinach und der Goldach ist es dabei mit Sicherheit zu einem starken Rückgang oder gar Ausfall eines oder mehrerer Jungfisch-Jahrgänge gekommen, die mangels standardisierter Befischungskampagnen (Jungfische) nicht aufgefallen sind.

4.6 Beurteilung der Veränderungen des Temperaturregimes

4.6.1 Temperaturansprüche der Seeforellen

Die Temperaturansprüche der Seeforelle sind im Wesentlichen ähnlich jenen der Bachforelle (vgl. Butz 1985, Küttel u. a. 2002, Reinartz 2007). Sie laichen bei Wassertemperaturen zwischen 0 und 10 °C, wobei ein Optimum zwischen 2 und 5 °C vorliegt. Eine erfolgreiche Entwicklung der Eier kann bis 12 °C angenommen werden, höhere Winter-Wassertemperaturen führen zu größeren Ausfallraten des Seeforellenlaichs (vgl. Butz 1985).

Die Schwelle von 12 °C Wassertemperatur wurde in den vergangenen Dekaden in den Wintermonaten nur im Oktober und teilweise Anfang November (und in wenigen Fällen auch Ende März) überschritten (Tab. 4.4). Dies sind Zeitspannen, in denen die Forellen in den meisten Gewässern mit dem Laichgeschäft beginnen, eine Gefährdung der Eireifung und ein Absterben der Brut sind sehr unwahrscheinlich. Die höchsten Wassertemperaturen über die Wintermonate wurden in den kleinen südlichen (Thurgau und St. Gallen) und in den nördlichen Zuflüssen des Bodensees (Rotach- und Argensystem) beobachtet.

Tab. 4.4 Zuflüsse des Bodensees, in denen die Wassertemperatur spezifische Schwellenwerte im Zeitraum Oktober-März überschritten hat. Gegenübergestellt sind die 2 vergangenen Dekaden, besonders gekennzeichnet sind die Monate, in denen die Überschreitung stattfand (rot >15 °C; gelb >12 °C; blau >10 °; grau hinterlegt: keine Wassertemperaturaufzeichnung vorhanden). *Sonderfall: Steinach, ohne ARA Einleitungen ab 2014

Gewässer (Pegel)	Zeitraum Winterhalbjahr																	
	2000–2009									2010–2019								
	Tage mit Überschreitung [$>^{\circ}\text{C}$]									Tage mit Überschreitung [$>^{\circ}\text{C}$]								
	>10	>12	>15	O	N	D	J	F	M	>10	>12	>15	O	N	D	J	F	M
Nördliche Zuflüsse																		
Rotach	28,6	12,1	0,4							35,6	14,9	0,5						
Argensystem (Giessen)	35,0	20,6	4,0							38,6	18,9	2,6						
Östliche Zuflüsse																		
Leiblach										27,8	12,7	0,8						
Bregenzerach (Kennelbach)	15,6	3,3	0							16,5	6,1	0,3						
Südliche Zuflüsse																		
Steinach*	48,3	31,7	9,0							38,6	22,9	1,3						
Goldach										16,3	8,5	1,5						
System Alpenrhein																		
RBK (St. Margrethen)										51,5	24,8	2,0						
Alpenrhein (Diepoldsau)	12,4	1,9	0							12,5	2,6	0						
Vorderrhein	4,4	0,3	0							3,8	0,2	0						
III	3,5	0	0							12,4	0,7	0						
LBK	36,1	2,3	0							46,7	6,9	0						
Landquart	5,3	0,4	0							6,9	0	0						

Tab. 4.5 Zuflüsse des Bodensees, an denen die Wassertemperatur spezifische Schwellenwerte im Zeitraum April-September überschritten hat. Gegenübergestellt sind die 2 vergangenen Dekaden, besonders gekennzeichnet sind die Monate, in denen die Überschreitung stattfand (rot >23 °C; gelb >21,5 °C; blau >20 °; grau hinterlegt: keine Wassertemperaturaufzeichnung vorhanden). *Sonderfall: Steinach, ohne ARA Einleitungen ab 2014

Gewässer (Pegel)	Zeitraum Sommerhalbjahr																	
	2000–2009									2010–2019								
	Tage mit Überschreitung [$>$ °C]									Tage mit Überschreitung [$>$ °C]								
	>20	>21,5	>23	A	M	J	J	A	S	>20	>21,5	>23	A	M	J	J	A	S
Nördliche Zuflüsse																		
Rotach	7,1	2,7	0,1							11,6	3,8	0,5						
Argensystem (Giessen)	17,8	5,6	1,0							20,9	8,5	2,9						
Östliche Zuflüsse																		
Leiblach										26,9	12,8	6,9						
Bregenzerach (Kennelbach)	8,7	4,9	1,6							16,5	7,6	3,3						
Südliche Zuflüsse																		
Steinach*	0	0	0							16,9	7,9	3,4						
Goldach										40,3	26,3	14,5						
System Alpenrhein																		
RBK (St. Margrethen)										6,3	2,8	0						
Alpenrhein (Diepoldsau)	0	0	0							0	0	0						
Vorderrhein	0	0	0							0,1	0	0						
III	0	0	0							0	0	0						
LBK	0	0	0							0	0	0						
Landquart	0	0	0							0	0	0						

Die winterkalten Abflüsse im gesamten Alpenrheinsystems (vgl. Tab. 4.4) scheinen keine akute Gefährdung für den Seeforellenlaich darzustellen. Die einzig relevanten Überschreitungen wurden für den unteren Rheintaler Binnenkanal/Alten Rhein beobachtet, der als „Transitgewässer“ für die Seeforellen keine direkte Auswirkung auf die Laichsterblichkeit haben sollte.

Generell ist festzuhalten, dass sich im betrachteten Einzugsgebiet des Bodensees eine deutliche Erhöhung der Winter-Wassertemperaturen und ein größeres Zeitfenster in der letzten Dekade beobachten lässt. Dies war besonders ausgeprägt in den kleinen südlichen Zuflüssen (Geusenbach und Salmsach) und den größeren nördlichen Zuflüssen.

Für adulte Fische wird ein Bereich von 3 – 18 °C als ideal formuliert, höhere Wassertemperaturen bis 23° (aber auch niedrige Extremwerte <1 °C während der Wintermonate) werden kurzfristig toleriert (IBKF 2014a). Letaltemperaturen werden (je nach Sauerverfügbarkeit) zwischen 25 und 30 °C erreicht (vgl. Butz 1985, Küttel u. a. 2002, Reinartz 2007).

Während der vergangenen 2 Dekaden wurden im Bodensee-Einzugsgebiet Wassertemperaturen über 23 °C in den nördlichen, östlichen und südlichen Zuflüssen erreicht. Eine Zunahme der Überschreitungstage ab 2010 konnte beobachtet werden (vgl. Tab. 4.5). Es ist davon auszugehen, dass diese erhöhten Sommertemperaturen (besonders durch die letzten 4 Extrem-Sommer bedingt) einen Einfluss auf die Fitness der juvenilen Seeforellen in den Zuflüssen des Bodensees hatten, und vor dem Hintergrund fortschreitender Erwärmungen auch weiterhin haben werden. Davon ist auch der

Unterlauf der Bregnerach betroffen – ganz massiv im Bereich der Restwasserstrecken. In der Steinach fehlen ab 2014 die ARA-Einleitungen, daher sinkt hier im Winter die Wassertemperatur, und im Sommer steigt die thermische Belastung (durch fehlende Abflüsse). Der Anstieg ist ab 2015 zu vermerken, wird aber von den Dekadenmittelwerten nur unzureichend dargestellt (Tab. 4.4 und 4.5).

In den alpin geprägten Abflüssen des Alpenrheinsystems sind Seeforellen sowohl im Winter als auch während der warmen Sommerperioden der letzten Jahre ausreichend gegen thermischen Stress gesichert, die Wassertemperaturen blieben ganzjährig unter 20 °C. Einzige Ausnahme bilden hier der Rheintaler Binnenkanal und der Vorderrhein (2 Tage im August 2018 bei max. 20,7°C). Eine direkte Schädigung von Laich (Winter) oder massive Verluste von Jungfischen (Sommer) können aufgrund der vorliegenden Datenlage bisher ausgeschlossen werden.

4.6.2 Abschließende Beurteilung Wassertemperatur im Bodensee- Einzugsgebiet

Auch bei den Wassertemperaturen zeigen sich deutliche Veränderungen zwischen den zwei betrachteten Dekaden. So sind in einigen Gewässern die Werte sowohl im Winter als auch im Sommerhalbjahr angestiegen (Zunahme bis 1 °C, stellenweise bis 1,5 °C). Einen Temperaturrückgang gibt es nur in der Steinach, in der seit 2014 die winterlichen warmen Abflüsse aus der Kläranlage St. Gallen-Morgenthal fehlen. Wie bei den Abflüssen treten auch bei den Wassertemperaturen Extremereignisse auf (z. B. WT in der Steinach von > 29 °C).

Die Veränderung von Wassertemperaturen in dem festgestellten Maße haben folgende Konsequenzen für den Seeforellenbestand:

- Unabhängig vom Gewässer führt ein Anstieg der Wassertemperaturen im Winter dazu, dass die Entwicklung (gegenüber durchschnittlich kälteren Wintern) schneller abläuft und sich die sensiblen Brütlinge evtl. neuen Gefahren im Spätwinter gegenübersehen, wie z. B. den erhöhten Abflüssen pluvio-nivaler Gewässer, möglichen Kälteeinbrüchen und einem Nahrungsmangel nach Verbrauch der Dottersackreserven. In der Steinach ist das Gegenteil der Fall. Dort ist die durchschnittliche Wassertemperatur im Winter gesunken (durch Wegfall von ARA-Wasser), wodurch sich die Entwicklungszeit im Vergleich zu den Verhältnisse vor 2014 verlängert hat.
- Die Veränderung der Wassertemperaturen vor und während der Laichzeit wird neben fehlenden Einstiegsmöglichkeiten aus dem See als weitere mögliche Ursache für gemeldete Verschiebungen von Laichaktivitäten (z. B. in Steinach, Goldach und Rotach, 2017-2019) diskutiert.
- Der Anstieg der Wassertemperaturen im Sommer führt in mehreren Laichgewässern dazu, dass sich die Entwicklung der Seeforellenjungfische mehr und mehr aus dem Lebensraumoptimum der Art entfernt und es dadurch zu höheren Mortalitäten und Ausweichbewegungen kommt. Das ist zumindest in den direkten Bodenseezuflüssen der Fall (sicher und bekannt aus Bregnerach, Unterläufe von Steinach und Goldach, Rotach, Schussen, Leiblach).
- Der Anstieg der Wassertemperaturen über das gesamte Jahr hinweg erhöht zudem das Risiko höherer Infektionsraten durch PKD und fördert auch die Entwicklung weiterer Erkrankungen wie Ulcerativer Dermalnekrose (UDN in Kombination mit *Saprolegnia*-Befall) u. a. Betroffen davon sind zumindest alle direkten Bodenseezuflüsse (insbesondere Steinach, Goldach, Leiblach, Argen, Schussen), möglicherweise aber auch schon einige den Binnenkanälen zufließende Bäche; wesentliche Laichgewässer in Graubünden sind noch nicht betroffen.

Vor allem bei kleineren Laichgewässern kommt es bei niedrigerem Wasserstand zu stärkeren Verletzungen beim Laichgeschäft und – zusammen mit erhöhten Temperaturen – auch zu einem verstärkten Befall mit UDN und in der Folge zu hohen Verlusten bei den Laichfischen. Hierbei dürften ein geringer Abfluss und höhere Wassertemperaturen sich in ihrer Wirkung verstärken. Besonders deutlich an verschiedenen Gewässerstrecken zeigt sich aber der Zusammenhang zwischen Niedrigwasserabflüssen im Sommer und Herbst und dem Auftreten von gewässeruntypisch hohen Wassertemperaturen über längere Zeiträume und im Extrembereich. Inwiefern solche negativen Synergien auch bei größeren Laichgewässern wirken können, ist ungewiss. Diesbezüglich besonders empfindliche

Gewässerabschnitte (Ausleitungsstrecken mit unzureichender Dotation) befinden sich in der Bregenzerach und im Vorderrhein (in der Restwasserstrecke oberhalb von Illanz). Die beobachteten sommerlichen Temperaturen übersteigen jedenfalls in den letzten Jahren die Richtwerte für das Rhithral und verhindern in diesen Gewässerabschnitten die Etablierung selbst erhaltender Bach- bzw. Seeforellenpopulationen.

Fazit:

Die klimabedingten Veränderungen der Wassertemperatur bringen verschiedene Effekte mit sich, welche die Reproduktion und Jungfischentwicklung beeinträchtigen. So hat sich möglicherweise über die früher erreichten Tagesgrade der Schlupfzeitpunkt der Seeforelle in einigen Gewässern (vor allem in einigen direkten Bodenseezuflüssen mit besonders hohen Temperaturamplituden) nach vorne hin verschoben. In der Steinach ist das Gegenteil der Fall. Dem gegenüber könnten wärmere Herbsttemperaturen zu einem späteren Laichgeschäft führen. Auch die angenommenen 440 Tagesgrade bis zum Schlupf sind abhängig von der Wassertemperatur und möglichen Änderungen zwischen den Dekaden unterworfen (vgl. hierzu Solomon & Lightfoot 2008, Radtke 2010). Durch diese antagonistischen Einflüsse auf den Schlupf sind verlässliche Aussagen zum Laich- und Entwicklungszeitraum somit ohne vergleichende Felduntersuchung nur theoretisch möglich. Weitergehende Überlegungen können nur gewässerspezifisch gemacht werden.

Eine sicher negative Auswirkung hat die Erhöhung der durchschnittlichen und der maximalen Wassertemperaturen im Sommer auf die Jungfischentwicklung. Sowohl die Sömmerlinge im ersten, als auch die Smolts im zweiten Jahr geraten dabei in physiologisch riskante Lebensraumverhältnisse, sofern sie nicht in kühlere Bereiche ausweichen können. Von einer Zunahme der direkten und indirekten temperaturbedingten Mortalität (z. B. durch PKD) im Vergleich zur vorherigen Dekade ist zumindest in den direkten Bodenseezuflüssen auszugehen.

Generell bleibt festzuhalten, dass im Gegensatz zum Abflussgeschehen, die Datengrundlage der Wassertemperatur-Messstellen deutlich lückenhafter ist, und für eine Reihe von Gewässern im Einzugsgebiet Alpenrhein-Bodensee kein belastbarer Vergleich der letzten beiden Dekaden möglich war. Daher ist davon auszugehen, dass der Einfluss der Wassertemperatur in den letzten 20 Jahren in dieser Studie unterschätzt wird. Aufgrund der auch gegenwärtig noch geringen Anzahl an (langjährigen kontinuierlichen) Messstellen im Einzugsgebiet werden, unserer Einschätzung nach, auch zukünftige Entwicklungen der Temperaturen im Hinblick auf ihre ökologischen Auswirkungen leider nur unzureichend bewertbar sein.

4.7 Relevanzmatrix Abflüsse und Wassertemperaturen

In Tabelle 4.6 sind die Messstellencharakteristika der in der Studie untersuchten Gewässer zusammengefasst. Zum einen erfolgt eine Beschreibung des Abflussregimes und der für die Stelle charakteristischen Abflussmengen („hoch“, „niedrig“, bzw. indifferent) in den 3 eingeteilten Zeiten („Winter“, „Frühling“, „Sommer“). Für diese Zeitspannen wird im Detail beschrieben, welche Veränderungen („+“ Zunahme der Ereignisse, „-“ Abnahme der Ereignisse, keine Veränderung) im Abfluss ab 2010 eingetreten sind. Hier werden erhöhte Abflüsse (Hochwasserereignisse) und sehr geringe Abflüsse getrennt betrachtet.

Für die Hochwasserphasen ist zum einen relevant, ob sich die Menge und die Dauer verändert haben. Grundlage der Bewertung sind die Säulendiagramme der Veränderungen der maximalen Tagesabflüsse (vgl. im Anhang am Beispiel Landquart Kapitel 10.4.6 Abb. 10.116) und die Überschreitungsdauer (maximale Tagesabflüsse $> MQ$, HQ , $W_{0,9}$; Tab. 10.50). Für die Bewertung der Veränderung der Extremereignisse ab 2010 wurden die Überschreitungen der Abflusskennwerte (Tagesabflüsse $> HQ_2$, HQ_5 , HQ_{10} , $W_{0,975}$; Tab. 10.51) in Kombination mit der Verteilung der maximalen Abflüsse in der Geigenkurve (Abb. 10.117) herangezogen. Systemrelevante winterliche Extremhochwasserabflüsse, die in der Periode 2010–2019 zu einem Teil- oder Totalausfall eines Seeforellenjahrgangs geführt haben können, wurden zusätzlich hervorgehoben („*“). Für Niedrigwasserabflüsse wurde analog verfahren: Veränderungen in den Phasen wurden anhand der minimalen Tagesabflüsse (Abb. 10.118C) und Unterschreitungsdauern (maximale Tagesabflüsse $< MNQ$, $W_{0,05}$; Tab. 10.51), extreme Niedrigwasserereignisse durch Unterschreitungen der Abflusskennwerte (Tagesabflüsse $< NQ$, $W_{0,025}$; Tab. 10.51) in Kombination mit den unteren Grenzen der Geigenkurve (Abb. 10.117) bewertet.

Die Wassertemperatur der Messstellen wurde für 2 Jahreszeiten („Winter“, „Sommer“) getrennt beschrieben. Die Klassifizierung der allgemeinen Temperaturspanne („kalt“, „kühl“, „warm“, siehe Tab 4.6) erfolgte anhand der Säulendiagramme der mittleren Tagesmaximaltemperatur der Monate (Abb. 10.119), ebenso die Bewertung der Veränderung der Wassertemperatur ab 2010. Da klimatisch bedingt alle Gewässer in der letzten Dekade einen Anstieg der mittleren maximalen Tagestemperatur zeigten, wurde in der Bewertungstabelle nur eine deutliche Zunahme der Wassertemperatur gegenüber der Vordekade 2000–2009 (Zunahme $> 1\text{ °C}$) hervorgehoben. Modellierete Wassertemperaturen sind in der Tabelle extra hervorgehoben „(+)“, einzige Ausnahme in Bezug auf die Erwärmung war die Steinach, die aufgrund von substanziellen Änderungen im Einleitgeschehen (ARA Abwasser) eine Abnahme der Wassertemperatur erfahren hat. Die Anzahl der Tage pro Jahr für den Zeitraum 2010–2019, an denen die Wassertemperatur 15 °C (relevant für den Verlauf von PKD, mehr dazu unter Abschnitt 5) respektive 20 °C überschritten hatte, wurde ebenfalls berücksichtigt.

Tab. 4.6: Übersichtstabelle für die Bewertungen des Abflussgeschehen und der Wassertemperatur an den untersuchten Seeforellengewässern im Bodensee-Einzugsgebiet

Gewässer		Pegel		Abfluss																Wassertemperatur								
				Abflussniveau				Winter					Frühling				Sommer				Winter			Sommer				
								Veränderungen					Veränderungen				Veränderungen				Okt-März			Apr-Sep				
				Abflüsse gime-	Winter	Frühling	Sommer	Hochwasser			Niedrigwasser		Hochwasser		Niedrigwasser		Hochwasser		Niedrigwasser		Veränderung			Veränderung				
					Okt-Feb	Mär-Mai	Juni-Sep	Phasen	Extrem	System-relevante	Phasen	Extrem	Phasen	Extrem	Phasen	Extrem	Phasen	Extrem	Phasen	Extrem	Zunahme >1 °C	Tage über 15 °C	Zunahme >1 °C	Tage über 15 °C	Tage über 20 °C			
Rotach	Friedrichshafen	p-n	hoch		niedrig		+			+	-	-	+		+	+		-	kalt	(+)	5	warm	(+)	86	11			
Schussen	Gerbertshausen	p-n	hoch		niedrig		+			+	-		+		+	+		-										
Argen	Gießen	p-n	hoch			+	+	Θ		+	-	+	+	+	+			+	kalt	(+)	3	warm	(+)	97	20			
	Epplings	p-n	hoch			+	+				-	+	+															
	Zwirkenberg	p-n	hoch			+	+			+	-		+	+				+	kalt	(+)	0	kalt	(+)	16	0			
	Beutelsau	p-n	hoch			+	+			+	-	+	+	+				+										
	Seltmanns	p-n	hoch			+	+			-	-	+	+			+		-										
Oberreitnauer Ach	Aeschach	p-n	niedrig	niedrig	niedrig																							
Leiblach	Unterhochsteg	p-n		hoch	hoch	+			+	+	-		+	+	+			+	kalt		1	warm		100	27			
Bregenzerach	Kennelbach	n	niedrig	hoch	hoch	+	+	Θ	+				+		-			+	kalt		0	warm	+	74	16			
	Mellau	n	niedrig	hoch		+	+			+					-	-		-	kalt		0	warm	+	58	4			
Hornbach/Geusenbach	Güttingen	p-n	hoch	niedrig	hoch														kühl		7	warm	+	137	56			
Salmsacher Aach	Salmsach	p-n	niedrig	hoch	niedrig					+	+		+		+			-	kühl		1	warm		78	42			
Arboner Aach	Feilenbach	n	niedrig	niedrig	hoch	+	+			+	+					-	+	+	kühl	+	0	warm	+	96	5			
Steinach	Mattenhof	n		niedrig	hoch	-		Θ	+	+	-		+	+	-		+	+	warm	(-)	1	warm	+	109	17			
Goldach	Bleiche	p-n	hoch	niedrig	hoch	+	+	Θ	+	+					-		+		kalt		2	warm		104	40			
Freibach/Alter Rhein	Rheineck	p-n	hoch	niedrig	hoch														kalt		2	warm		123	46			
Rheintaler Binnenkanal	St Margrethen	p-n	hoch	niedrig	hoch	-			+	+	-	-	+		-	-	+		warm		2	kühl		103	6			
	Widnau	p-n	hoch	niedrig	hoch	-	-		+	+	-	-	+		-	-	+	+	warm		0	kühl		92	4			
Alpenrhein	Diepoldsau	n	niedrig	hoch	hoch				-				-				-		kalt		0	kühl		26	0			
Vorderrhein	Ilanz	n	niedrig	hoch	hoch				-				-						kalt		0	kalt		15	0			
Ill	Gisingen	n	niedrig	hoch	hoch	+					-					-			kühl	+	0	kalt	+	7	0			
Liechtensteiner Binnenkanal	Ruggell	n	niedrig	hoch	hoch		+									-			warm		0	kalt	+	10	0			
Landquart	Felsenbach	n	niedrig	hoch	hoch				+	+	-		+	+	-	-	+		kalt		0	kalt		20	0			

Folgende Seite: Legende für die Faktorbewertung des Abflussgeschehen und Wassertemperatur in den Zuflüssen des Bodensees.

Abflussregime						Wassertemperatur		Winter		Sommer	
n	nivales Regime					kalt		Mittelwert	< 5 °C	Mittelwert	< 15°C
p	pluviales Regime					kühl			~ 5 °C		~ 15 °C
n-p	pluvio-nivales Regime					warm			> 5 °C		> 15 °C
Abfluss-Veränderungen			Hochwasser/ Niedrigwasser			Wassertemperatur-Veränderungen					
+	Zunahme Ereignisse	der	Phasen	Abflüsse über MQ/HQ/W _{0,9}	Grundlagen: Abb. Säulendiagramme, Tab. Überschreitungen	+	Zunahme ab 2010 > + 1 °C				
-	Abnahme Ereignisse	der	Extrem	Abflüsse über HQ ₂ /HQ ₅ /HQ ₁₀	Grundlagen: Abb. Geigenkurve, Tab. Überschreitungen	(+)	> + 1 °C, aber Datenlage unsicher, modellierte Daten				
⊖	systemrelevantes Einzelereignis					kein Symbol	Zunahme ab 2010, meist um 0,5 °C				
kein Symbol	keine markante Veränderung ab 2010					(-)	Abnahme ab 2010, Sonderfall				

5 Faktor PKD

5.1 Grundlagen und aktuelle Entwicklungen

Für den alpinen Raum wurden Nachweise der Proliferative Nierenerkrankung („proliferative kidney disease“ PKD) schon in der Schweiz (Rubin u. a. 2019, Wahli u. a. 2007), Deutschland (Ros 2016; Schmidt-Posthaus, Hirschi und Schneider 2015) und Österreich (Gorgoglione u. a. 2016; Lewisch u. a. 2018) erbracht. Auch aktuelle Studien über adulte „Schwarze Bachforellen“ (PDS, proliferative darkening syndrome) werden im Zusammenhang mit Infektionen durch *Tetracapsuloides bryosalmonae* diskutiert (Arndt u. a. 2019; Gorgoglione u. a. 2016). Verschiedene Arten von Bryozoen, die Zwischenwirte der PKD verursachenden Parasiten (*T. bryosalmonae*), wurden im Bodensee, seinen (nördlichen) Zuflüssen und dem Seerhein bereits nachgewiesen (Ros pers. Kommunikation). Man kann davon ausgehen, dass ein entsprechender Nachweis auch in den meisten Seeforellengewässern gelingt, die dahingehend noch nicht untersucht wurden.

Das Auftreten der Krankheit ist saisonal, beginnt im Sommer mit steigenden Wassertemperaturen und dauert an bis zum Herbst, wenn die Wassertemperaturen allmählich wieder sinken. Zusätzliche Stressoren (z. B. schlechte Wasserqualität, Prädatoren) begünstigen den Krankheitsausbruch.

5.2 Wechselwirkungen von PKD und anderen Faktoren

5.2.1 PKD und Klimawandel

Hohe Temperaturen verstärken die Vermehrung von *T. bryosalmonae* im Wirtsfisch, die klinischen Symptome von PKD (Schwellung von Nieren und Milz, Anämie) und damit verbundene Mortalitäten werden beobachtet, wenn die Wassertemperatur 15 °C überschreitet. Bachforellen, die bei einer Wassertemperatur von 15 °C aufgezogen wurden, zeigten eine höhere Prävalenz (Ausbruch der Krankheit nach Infektion) und Intensität der Parasitierung, als Forellen, die bei 12 °C gehalten wurden. Regenbogenforellen, die während der Wintermonate in Wasser gehalten waren, das *T. bryosalmonae* ausgesetzt war, erwiesen sich bei steigender Wassertemperatur im folgenden Sommer als resistenter gegen PKD-assoziierte Mortalität.

Die Wassertemperaturen von 15 °C wurde in der Vergangenheit als Ausbreitungsgrenze der PKD betrachtet. So wurde für Schweizer Gewässer oberhalb 700 m keine Infektionen in juvenilen Bachforellen nachgewiesen (Wahli u. a. 2007), neuere Nachweise deuten jedoch daraufhin, dass auch in großen Höhenlagen PKD auftritt (z. B. im Inn auf 1700 m Höhe), wenn die Sommertemperaturen in den Gewässern über 15 °C steigen (Michel, Steiner, mündl. Mitt.). Da infolge des Klimawandels auch in dieser Höhenlage inzwischen die Wassertemperaturen vielfach 15 °C während der Sommermonate überschreiten, ist zu erwarten, dass sich die Krankheit in Höhenlagen etablieren und weiter ausbreiten wird und auch dort für Salmoniden pathogen werden kann. Die Auswirkungen der Krankheit werden sich in Zukunft durch das Fortschreiten des Klimawandels in auch bereits geschädigten Bereichen weiter verstärken (Carraro u. a. 2018; Lewisch u. a. 2018; Ros 2016; Ros 2018) und zusätzlich neue Gewässer(abschnitte) und Salmoniden-Populationen treffen (Ros u. a. 2021).

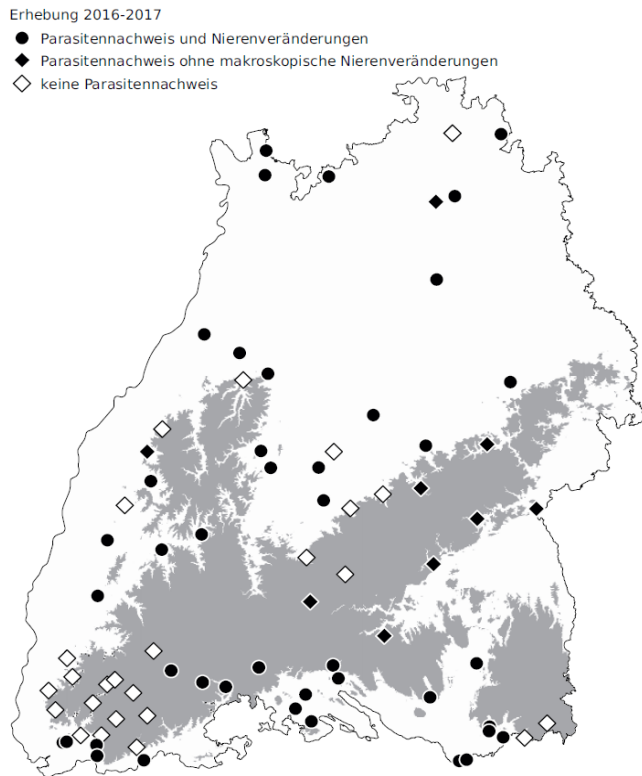


Abb.5.1 Nachweise der PKD in Salmoniden in Baden-Württemberg für die Jahre 2016/17. Grau unterlegte Flächen sind Höhenlagen über 600 m, die zumeist sommerkalte Abflüsse haben. In vielen Gewässern des Tieflands wurde PKD klinisch nachgewiesen (schwarze Punkte, Nierenveränderung des Tieres), vereinzelt wurde der Erreger nur im Labor nachgewiesen (zumeist Gewässer der höheren Lagen), die Tiere zeigten aber keine Erkrankungs-Symptome (schwarze Rauten). Aus Ros u. a. 2018.

Lokale Anpassung

Ein anderer Ansatz besteht darin, sich auf die "lokale Anpassung" zu konzentrieren. Die Wirkung eines solchen Ansatzes wird von Schweizer Forschern in der Wutach getestet. Die Hypothese ist, dass Bachforellen-Populationen, die an die lokale Parasitenumgebung angepasst sind, fitter sind als Populationen, die mit Besatzfischen aus anderen Gewässersystemen ergänzt werden (Ahmad u. a. 2018; Debes, Gros, und Vasemägi 2017).

Herbstbesatz

Eine weitere Möglichkeit der angepassten Besatzstrategie wäre ein Herbstbesatz mit Sömmerlingen (frühestens ab Ende August, oder später, je nach lokalem Temperaturregime). Dies wäre von Vorteil, da Fische immer noch infiziert sind, aber ihr Immunsystem in kühlem Herbstwasser besser auf die Krankheit reagieren kann. So werden sie gegen PKD "immunisiert" und überleben im nächsten Sommer besser (Licek u. a. 2017). Ein Problem resultiert allerdings daraus, wenn man die Jungfische zu spät in der Saison aus kälterem (Zucht-)Wasser in wärmeres (Bach-)Wasser überführt. Die Tiere werden möglicherweise nicht ausreichend mit dem Parasiten infiziert und sind im nächsten Jahr immer noch empfindlich gegenüber PKD-Infektionen. Geschieht der Besatz zu früh, könnten die Fische an der Reaktion auf den Parasiten sterben. Zudem verstärken sich Domestikationseffekte, je länger die Tiere in der Zucht unter künstlichen Bedingungen gehalten und gefüttert werden.

5.2.2 PKD in Zucht und Besatz

Der wichtigste Faktor, um Brutanstalten frei von PKD zu halten, wäre eine Versorgung mit Quellwasser. Andernfalls, wenn nur Zugang zu Oberflächengewässern besteht, sollten Gewässer gewählt werden, die maximale Sommertemperaturen unter 15 °C haben, in denen das Wachstum großer Kolonien von Bryozoen nicht zu erwarten ist. In der Praxis könnte es zukünftig notwendig werden, bei steigenden Wassertemperaturen die Fische auf PKD zu testen. Mehrere Züchter in Schwarzwald lassen ihre Fische bereits jährlich durch das Veterinäruntersuchungsamt CVUA testen (pers. Kommunikation Ros). Wenn Fische PKD-positiv sind, können sie problemlos als Speisefische genutzt werden, sofern die Haltungsbedingungen zu keinem akuten Ausbruch der Krankheit führen sollten. Ein Besatz mit diesen Fischen sollte allerdings angepasst und notfalls ausgesetzt werden.

Besatz nur mit PKD-negativen Fischen:

Eine (radikale) Möglichkeit besteht in der Vorgabe, dass der Besatz nur mit Fischen erfolgen darf, deren PKD-Infektionsstatus geklärt ist (Waldner u. a. 2018). Dafür müssten die Brutanstalten jedoch gewährleisten können, dass das Wasser für die Haltung und ihre Anlagen dauerhaft frei von Infektionsquellen (Moostierchen) ist.

In der Schweiz wurden einige Projekte durchgeführt, um zu testen, ob immunisierte Fische besser überleben als nicht immunisierte Fische. Diese Daten wurden bisher nicht veröffentlicht. An der Fischereiforschungsstelle BW (FFS) wird aktuell ebenfalls ein Projekt durchgeführt, um dies zu untersuchen. Die Voraussetzung für derartige Untersuchungen sind Flüsse mit nachweislicher PKD-Sterblichkeit, lokalen Fisch- und Parasitenstämmen. Das Risiko, dass sich neue, standortuntypische virulentere Stämme des Parasiten ausbreiten, muss vermieden werden. Auch diesbezüglich besteht noch Forschungsbedarf. Die Frage der Möglichkeit von Immunisierung ist also noch unbeantwortet.

5.2.3 PKD und Seeforelle

Vor dem Hintergrund der akuten Gewässererwärmung über die Sommermonate (besonders in den kleineren südlichen Bodenseezuflüssen, der Leiblach und den Ausleitungstrecken der Bregenzerach), muss ein akuter Einfluss von PKD-bedingter Sterblichkeit auf Seeforellenpopulationen mit großer Wahrscheinlichkeit angenommen werden. Für die nördlichen Seezuflüsse kann eine ähnliche PKD Problematik angenommen werden, im Falle der Leiblach liegt ein konkreter Nachweis vor (Schotzko, mündl. Mitt.). Aktuelle Untersuchungen der FFS belegen, dass PKD nahezu flächendeckend in Salmoniden des Bodenseeraums nachgewiesen werden kann (Ros u.a. 2021). Nur in den höher gelegenen rhithralen Gewässern waren die Bestände noch „PKD-frei“ (Abb. 5.1).

Der sommerkalte Alpenrhein und seine Zuflüsse waren bisher noch ausreichend geschützt vor der flächendeckenden Infektion mit PKD. Ein weiteres Fortschreiten der globalen Klimaerwärmung wird aber auch in den Höhlenlage der Alpennordseite das Infektionsrisiko für PKD erhöhen und langfristig Salmonidenbestände und hier im Besonderen Seeforellen beeinflussen, und deren bisher sommerkalte Jungfischlebensräume treffen. Aufgrund des zu erwartenden fortgesetzten Anstieges der sommerlichen Wassertemperaturen werden besonders die Jungfische vermehrt mit PKD-Infektionen in Kontakt kommen. Vor diesem Hintergrund sollte man zwei wesentliche Faktoren der Resilienz gegenüber dem Klimawandel beachten:

- Zum einen müssen die Jungfischgewässer gerade zu Zeiten verringerter Abflüsse vor einer Erwärmung geschützt werden, beispielsweise durch die Sicherung eines ökologischen Mindestabflusses, einer durchgehenden Beschattung oder anderer Gewässerschutzmaßnahmen, die ein Funktionieren des Fließgewässerökosystems garantieren.
- Zum anderen sollte der Besatz mit Seeforellen insofern angepasst werden, als zumindest sommerwarme Gewässer zu einem späteren Zeitpunkt oder an einer entsprechend angepassten Stelle (kälteres Oberwasser, Grundwassereintritte, etc.) mit Jungfischen besetzt werden. Dies sollte zumindest als mögliche Variante zur gängigen Besatzpraxis der IBKF mit fressfähiger Brut und vorgestreckten Jungfischen in Erwägung gezogen werden.

5.3 Beurteilung des PKD-Risikos

In Baden-Württemberg läuft zu diesem Thema ein Sonderprogramm der Fischereiforschungsstelle. In der Schweiz werden PKD-Erhebungen regelmäßig im Rahmen der NAWA-Untersuchungen durchgeführt. Bekannt ist bisher, dass der Durchseuchungsgrad der Forellenpopulationen in diesen Ländern hoch ist und auch die Seeforellengewässer am Bodensee betroffen sind.

Generell lässt sich feststellen, dass die Wahrscheinlichkeit hoch ist, dass mit zunehmenden Wassertemperaturen auch der Anteil an Seeforellen ansteigen wird, bei denen PKD auftritt und auch ausbricht. Voraussichtlich wird sich dadurch auch der Anteil der Gewässerabschnitte erhöhen, in denen die als Überträger wirkenden Bryozoenarten verbreitet vorkommen.

In welchem Ausmaß PKD zum beobachteten Bestandsrückgang der Seeforellen beigetragen hat, kann auf Basis der vorhandenen Datenlage noch nicht abgeschätzt werden.

6 Faktor Seeforellenbesatz

Der Besatz mit Seeforellen ist seit 1984 wichtiger Bestandteil der Seeforellenprogramme der IBKF. Schlussendlich mündeten die im Laufe der Jahre gesammelten Erfahrungen im Bewirtschaftungskonzept der IBKF (2017), in dem auch die wesentlichen Grundsätze für den Besatz von Seeforellen im Bodensee-Einzugsgebiet festgeschrieben sind.

Das übergeordnete „Ziel der Bewirtschaftung ist die Förderung eines regelmäßigen und individuenreichen Einstiegs von Laichfischen in die Flüsse und Bäche und damit die Etablierung einer sich selbst erhaltenden Wildpopulation“ (aus IBKF 2017). Sofern die natürlichen Seeforellen-Bestände nicht langfristig stabil sind und wesentliche Gewässer Defizite für das Laichgeschäft und unterschiedlichen Lebensstadien der Tiere aufweisen, wird ein maßvoller Besatz angepasst an die bestehenden Defizite der Gewässer als bestandsstabilisierend und notwendig erachtet. Ausgehend von dieser Grundlage wurde in den letzten Jahren der Besatz mit Seeforellen kontinuierlich reduziert (Abb. 6.1), mit den höchsten Besatzzahlen im Zeitraum 2005-2009/10.

Der Seeforellenbesatz nach Maßgabe der Empfehlungen des Bewirtschaftungskonzeptes Seeforelle der IBKF (IBKF 2017) zur autochthonen Bewirtschaftung hat bei den südlichen und südöstlichen Bodenseezuflüssen, in denen er bereits seit mehr als zwei Jahrzehnten praktiziert wird, eine positive Wirkung auf den Laichfischbestand gezeigt. In den nördlichen Bodenseezuflüssen Argen, Rotach und Schussen ist ein vergleichbarer Zusammenhang allerdings nicht erkennbar. Die Gewässer reagieren somit unterschiedlich stark auf Besatzmaßnahmen. Da hierzu aber bisher keine ausreichend abgesicherten Untersuchungen vorliegen, um präzise Unterscheidungen zu treffen (z. B. Effekte eines Besatzstopps), ist nur eine fachliche Einschätzung dieses Faktors möglich (Tab. 6.1).

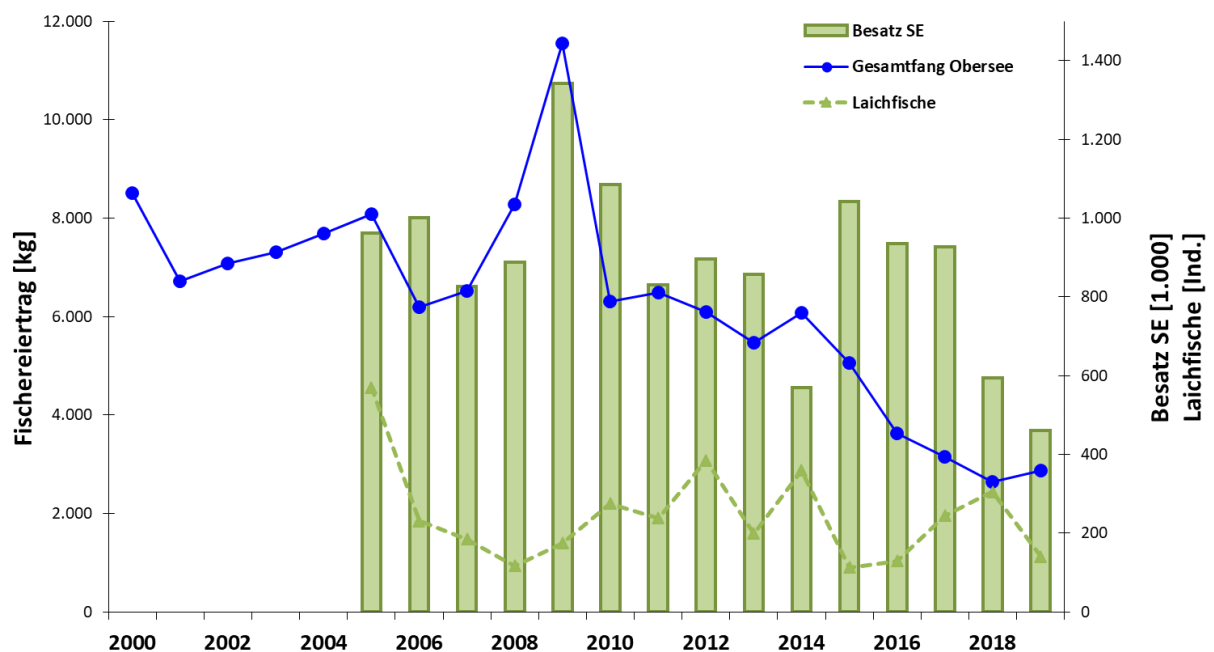


Abb. 6.1: Jährlicher Gesamtfangs von Seeforellen am Bodensee-Obersee, Besatz an Sömmerlingseinheiten in seinen Zuflüssen und jährliche Laichfischfänge (Quelle IBKF).

Tab. 6.1: Beurteilung der Besatzeffekte in einigen ausgewählten Seeforellengewässern im Bodensee-Einzugsgebiet. Fachliche Einschätzung. Quellen: IBKF 2014, 2017; aktuelle Besatzzahlen bis 2019.

Seeforellenbesatz	Besatzintensität (letzte 2 Dekaden)			Geschätzte Auswirkung auf Laichfischbestand			Geschätzte Reaktion auf Besatzstopp/-reduktion		
	gering	mäßig	hoch	gering	mäßig	hoch	gering	mäßig	hoch
Rotach			X	X	?		X?		
System Schussen			X	X					
System Argen			X	X					
Kleinere Bodenseezuflüsse Nord		X			X				
Leiblach			X			X			
Bregenzerach		X				X			
Schwarzach		X				X			
Dornbirnerach		X				X			
Kleinere Bodenseezuflüsse Süd		X			X				
Steinach			X			X			X
Goldach			X			X			X
Zuflüsse zum Alten Rhein		X			X				
Rheintaler BK		X		X					
Liechtensteiner BK	X			X				X?	
Vorderrhein	X			X					
Hinterrhein		X			X				
Landquart		X					X?		
Plessur	X								

Trotz Naturverlaichung werden in Goldach und Steinach zusätzlich je 40.000 bis 100.000 Brütlinge pro Jahr besetzt. Selbst unter der Annahme einer relativ hohen „natürlichen“ Mortalitätsrate in diesen beiden Gewässern von ca. 90-95 % pro Entwicklungsstufe (Brut → jährige Jungfische → Adulte) müssten sich aus 50.000 fressfähigen Brütlingen eine Zahl von ca. 2.500 Jährlingen und daraus wieder eine Rückkehrerzahl von 100-125 laichreifen Seeforellen rekrutieren können. Zumindest in der Steinach trägt Seeforellen-Besatz erheblich zum Bestand bei, wie ein Vergleich der Smoltzahlen in den von Laichfischen vom See aus erreichbaren mit den nicht erreichbaren Abschnitten zeigt. In den nicht erreichbaren Besatzabschnitten hatten sich 93 % aller einjährigen Forellen umgefärbt und sind bis auf wenige Ausnahmen in den Bodensee abgewandert (Rey & Hesselschwerdt 2017).

Unabhängig von bereits diskutierten und möglichen Bewirtschaftungsdefiziten hat sich zumindest in einem Fall abgezeichnet, dass die aktuelle Besatzpraxis im Vergleich zur Naturverlaichung der Seeforelle noch immer eine bedeutende Rolle spielt. So kam es in der Goldach, in der über zwei Jahrzehnte intensiver Brütlingsbesatz durchgeführt worden war, zeitlich versetzt (2-3 Jahre) nach einer starken Besatzreduktion um rund 60 % auch zu einem deutlichen Rückgang der Laichfischzahlen (Kugler 2015). Hier war man möglicherweise zu früh davon ausgegangen, dass ausschließlich Naturverlaichung die Populationsgröße stabil halten kann.

Umgekehrt scheinen die Laichfischzahlen in der Bregenzerach, der Schwarzach und der Dornbirnerach anzusteigen oder zumindest nicht abzunehmen, seit auch hier der autochthone Besatz intensiviert wurde.

Fazit zum Seeforellenbesatz:

Seeforellenbesatz zeigt im Einzugsgebiet des Bodensees deutliche Unterschiede in seiner Wirkung. In einigen Systemen hat auch eine über viele Jahre hohe Besatzintensität nicht zu einem bedeutenden Anstieg von Laichfischbestand geführt. Hier sollte die Besatzpraxis überdacht werden. In anderen Gewässern wie der Bregenzerach, die derzeit noch wenig Möglichkeiten für erfolgreiche Naturverlaichung aufweisen, scheinen sich dagegen erwünschte Besatzerfolg einzustellen. Ein positiver Zusammenhang zwischen Besatzzahlen und Laichfischzahlen lässt sich in Goldach und Steinach beobachten.

In Gewässern mit großem Laichfischvorkommen und zugleich umfangreicher Naturverlaichung kann sich ein Verzicht auf Besatz derzeit noch negativ auf den Laichfischbestand auswirken, wie die Erfahrungen an der Goldach zeigen, wahrscheinlich gilt dies auch für die Steinach. Wegen der überregionalen Bedeutung dieser beiden Gewässer kann sich das auch auf den Gesamtbestand der Seeforellen auswirken. Für andere Gewässer mangelt es noch an Basisdaten für eine entsprechende Beurteilung.

Zumindest so lange nicht bekannt ist, auf welche Faktoren die Bestandsveränderung zurückzuführen ist, sollte deshalb auf den bisherigen Stützbesatz nicht verzichtet werden. Dies gilt vor allem für Gewässer, die einen relevanten Beitrag zur Gesamtzahl der Laichfische leisten (vgl. Abb. 1.1) und weniger für die nördlichen Zuflüsse. Die Notwendigkeit von Besatz ist jedoch regelmäßig zu hinterfragen und die Beseitigung bestehender Defizite im Sinne einer Ursachenbekämpfung sollte Vorrang haben.

Die Besatzzahlen in den Bodensee-Zuflüssen schwankten in den letzten beiden Dekaden zwischen 480.000 und 1.300.000 Sömmerlingseinheiten (SE). Bei dem angenommenen Versatz von 2–5 Jahren besteht auf den ersten Blick kein offensichtlicher Zusammenhang zwischen Besatzzahlen und den Rückgängen in den Fängen der Berufsfischerei. Da die Einflüsse der einzelnen Gewässer am Gesamtbestand aber völlig unterschiedlich sind, kann hierzu noch keine definitive Aussage getroffen werden.

Anzumerken ist, dass diese pauschale Aussage mit Vorbehalt versehen ist, da bei der Auswertung die Laich- und Jungfischgewässer der Bodensee-Seeforellen nicht differenziert betrachtet wurden. Aus den diversen in den letzten Jahren erstellten Studien zur Bodensee-Seeforelle («Seeforelle – Arterhaltung in den Bodenseezuflüssen»; «Die Seeforelle in der Steinach», etc.) ist bekannt, dass die Verhältnisse und Defizite sehr unterschiedlich und stark gewässerspezifisch sind. Auch die Erfolgsraten bei Naturverlaichung und beim Aufkommen der Brut sowie schlussendlich die daraus abgeleiteten Bewirtschaftungsmassnahmen (inkl. des Besatzmanagement) sind in den verschiedenen Aufstiegs- und Laichgewässer durchaus unterschiedlich.

Zumindest für fünf Seeforellengewässer (Steinach, Goldach, Bregenzerach, Schwarzach und Dornbirnerach) und bis nach 2010 auch für die Leiblach kann nach unserer Einschätzung ein klarer Zusammenhang zwischen Besatzintensität und Laichfischzahlen gezogen werden. Dies stützt die bereits in den bisherigen Ausführungen (IBKF 2014-2017) zu diesem Thema getroffenen Aussage, dass derzeit auf Besatz noch nicht verzichtet werden kann.

7 Veränderungen verschiedener Faktoren im Bodensee

7.1 Wasserstand und Temperatur

Für den Bodensee kann in den letzten Jahren eine deutliche Zunahme der Wassertemperatur, besonders in den oberen Wasserschichten beobachtet werden (Abb. 7.1, rote Linie). Die Messungen des Instituts für Seeforschung ISF (an der Station Fischbach-Uttwill, Seemitte, ISF, angepasste Datenreihe nach Wahl, ISF) zeigen eine Zunahme der Oberflächenwassertemperatur für die Dekade 2010–2019 im Vergleich zur Zeitspanne 2000–2009 von über 1 °C (Juli–November). Im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten (1963–1999, blaue Linie Abb. 7.1) stiegen die Oberflächenwassertemperaturen sogar um bis zu 2,6 °C im Sommer. Diese Zunahme ist bedingt durch den fortschreitenden Klimawandel, beschränkt sich nicht nur auf die oberen Wasserschichten, sie setzt sich auch in größeren Wassertiefen fort, und ist – allerdings mit sehr geringer Amplitude – selbst noch in 250 m Tiefe über Grund festzustellen (IGKB 2015, „Klimawandel am Bodensee“, Blauer Bericht 60).

Die Folgen dieser Erwärmung sind mittlerweile auch in den Fischbeständen des Obersees zu beobachten. Der auch im Frühjahr und Frühsommer tendenzielle Anstieg der Wassertemperaturen wirkt sich sehr wahrscheinlich auf den Reproduktionserfolg und den Bestand von wärmetoleranten Arten wie Karpfen und Wels positiv aus (hohe Jungfischdichten in den Jahren 2003, 2018 und 2020 nachgewiesen). Bei der kaltstenothermen Seeforelle könnte es sich theoretisch in einer Verhaltensänderung (Ausweichbewegung) zeigen und die Vorreife und Einwanderung in Flachwasserbereiche des Sees beeinflussen.

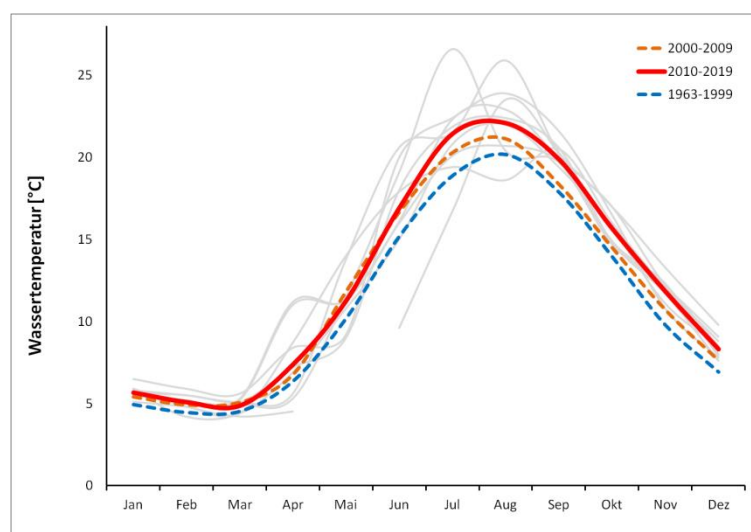


Abb. 7.1: Veränderung der Wassertemperatur des Bodensees an der Wasseroberfläche zwischen 1963 und 2019. Messdaten der Station Fischbach-Uttwill des Instituts für Seeforschung (ISF, LUBW). Dargestellt sind die langjährigen durchschnittlichen Temperaturen (1963–1999, blau gestrichelte Linie), der Zeitraum 2000–2009 (orange) und die letzte Dekade von 2010–2019 (rot). Die Einzeljahre ab 2010 sind als graue Linien dargestellt.

Am Pegel Konstanz ist in den letzten Jahren eine durchschnittliche Zunahme des Wasserstandes im Vergleich zur Zeitspanne 2000–2009 zu beobachten ($15,7 \pm 11,1$ cm, Abb. 7.2). Dies wird vor allem darauf zurückgeführt, dass im Auslauf des Seerheins große überströmte Flachwasserbereiche mit hohen Dichten an Wasserpflanzen (*Potamogeton helveticus*) einen großen Teil des Jahres den Abfluss aus dem See verlangsamen und aufstauen (ISF 2019). Durch den Aufstau kommt es auch zu einem erhöhten Herbstpegel, der der Seeforelle möglicherweise den Einstieg in flache, kleine Zuläufe im Westteil des Obersees erleichtert. Dies könnte den Auswirkungen der zunehmenden

Niedrigwasserphasen zumindest im Mündungsbereich der Zuflüsse positiv entgegenwirken und seichte Stellen im Einstieg der Laichwanderung passierbar machen. Eine vergleichende Betrachtung des Pegels Bregenz mit den Wasserständen der Mündungsbereiche der Bodenseezuflüsse könnte aufzeigen, inwiefern sich seeweite Veränderungen des Wasserstandes auf Einstiegsmöglichkeiten der Laichgewässer wirken konnten. Diese Auswertung ist noch nicht erfolgt, daher sind Aussagen darüber zum jetzigen Zeitpunkt nicht möglich.

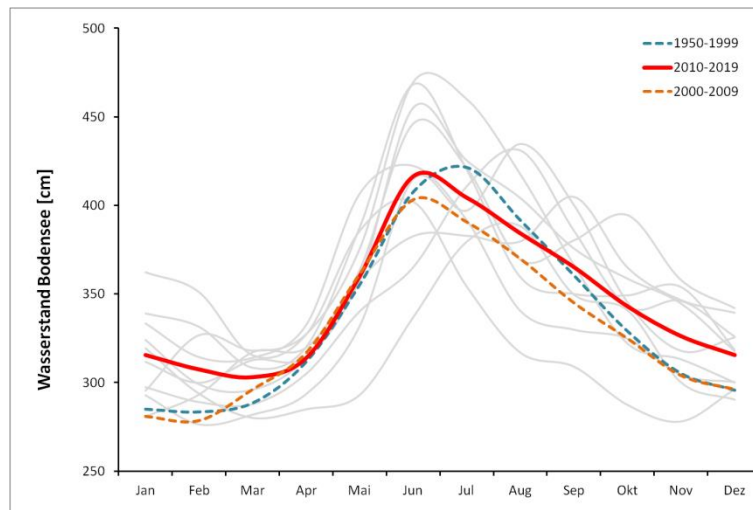


Abb. 7.2: Veränderungen des Wasserstandes in den letzten 70 Jahren am Pegel Konstanz (HVZ, LUBW). Dargestellt sind die langjährigen durchschnittlichen Wasserstände (1950-1999, blau gestrichelte Linie), der Zeitraum 2000–2009 (orange) und die letzte Dekade von 2010–2019 (rot). Die Einzeljahre ab 2010 sind als graue Linien dargestellt.

7.2 Veränderungen im Nahrungsnetz

In der oligotrophen Phase des Bodensees in den letzten 20 Jahren kam es neben dem absehbaren Rückgang des Ertragsvermögens auch zu wesentlichen Veränderungen des Nahrungsnetzes, bedingt durch Auftreten von gebietsfremden Arten, die sich zum Teil massenhaft ausbreiten und vermehren konnten. Im Jahr 2006 wurde die Donauschwebegarnele (*Limnomya benedenii*) erstmalig gesichtet, die in den folgenden Jahren nicht nur für Barsche, sondern auch für Seeforellen eine mögliche Nahrungsquelle darstellte. Fänge von Forellen mit gefüllten Mägen voller *Limnomya* bestätigen die Nutzung dieser invasiven Art als Nahrungsquelle.

Im Zooplankton des Bodensees hat sich abgesehen von einem Rückgang in der Quantität in der langjährigen Entwicklung während des Betrachtungszeitraums 2010–2019 die Zusammensetzung der Wasserfloharten geändert, hin zu kleineren Arten (*D. cucullata*). Diese Veränderung dürfte aber keinen direkten Einfluss auf Seeforellen gehabt haben, da Wasserflöhe keine primären Nährtiere für Smolts darstellen.

In der Phytoplanktongemeinschaft wurde in den letzten Jahren zumindest vorübergehend ein verstärktes Auftreten der Burgunderblutalge (*Planktothrix rubescens*) im Freiwasser des Bodensees beobachtet (IGBK 2017). Auswirkungen dieser Algen auf das pelagische Nahrungsnetz bleiben zum jetzigen Stand noch ungeklärt, direkte Einflüsse auf die Seeforellen erscheinen nach dem heutigen Wissensstand sehr unwahrscheinlich.

Im benthischen Nahrungsnetz hat in den letzten Jahren die Quaggamuschel eine maßgebliche Rolle eingenommen. Sie hat massenhafte Bestände entwickelt und inzwischen die seit den 1960er Jahren etablierte Zebrauschel flächendeckend ersetzt. Die Auswirkungen dieser Muscheln auf das Nahrungsnetz im See sind Bestandteil aktueller Untersuchungen (Interregprojekt Seewandel). Ein maßgeblicher Einfluss auf die bisher beobachteten Ertragsrückgänge der Seeforellen kann aufgrund des Erstnachweises der Art im Jahr 2016 für den gegenständlichen Betrachtungszeitraum

ausgeschlossen werden. In den Great Lakes kam es aufgrund der Quagga-Invasion zu „Reproduktionsproblemen“ bei den Salmoniden (Stichwort: Thiaminase-Wirkung auf Gonadenreifung und Eier; Tilit u. a. 2005, Brown u. a. 2005). Das Thema sollte deshalb längerfristig beobachtet werden, vor allem bezüglich Laichqualität und Reproduktionsintervall bei Mehrfachlaichern.

Im Rahmen der Erfassung der Fischbestände großer alpiner Seen mit wissenschaftlichen Methoden (CEN, Projet Lac) wurden 2014 erstmals massenhaft Dreistachlige Stichlinge im Freiwasser des Sees nachgewiesen (Alexander u. a. 2016). Diese Tiere sind bedingt durch ihr Nahrungsspektrum ohne Zweifel Nahrungskonkurrenten für Felchen und Prädatoren von Eiern und Larven. Für Seeforellen stellen sie allerdings vornehmlich einen potenziellen Beuteorganismus dar. In einer aktuellen Studie der FFS sollen die Einflüsse des Stichlings auf die pelagischen Fischgemeinschaften des Sees untersucht werden. Erste Magenuntersuchungen bei Seeforellen belegen jedenfalls, dass Stichlinge in den letzten Jahren auch vermehrt als Beutefische angenommen werden (IBKF 2016).

Neben Kleinfischen, wie dem Stichling, sind in erster Linie kleine Felchen und Barsche typische Beutefische der Seeforellen. Als Folge der Reoligotrophierung sanken in den letzten Jahren die Erträge der Berufsfischerei bei Felchen und Barschen massiv (Abb. 7.3). Waren es im Mittel noch rund 620 Tonnen Felchen in der Dekade 2000 - 2009, so lagen die Fänge in der letzten Dekade im Mittel nur noch knapp unter der Hälfte (292 t); ähnlich die Entwicklung der Erträge bei den Barschen: hier stehen 58 Tonnen 100 Tonnen in der vorangegangenen Dekade gegenüber (IBKF 2020). Bei Barschen treten allerdings mitunter wieder stärkere Jahrgänge auf, die in der Folge zu höheren Erträgen führen können, so zuletzt 2018 und 2019 mit 70 bis 80 Tonnen. Vergleichsweise hohe individuelle Wachstumsraten von Seeforellen im Bodensee (28-39 cm in 1,5 Jahren, Rey & Hesselschwerdt 2017) mögen ein Indiz dafür sein, dass die Seeforellen zumindest bis 2015 eine gute Futterverfügbarkeit im Bodensee vorfanden, also zu einer Zeit, in der der Gesamtertrag der Berufsfischerei bereits erheblich zurückgegangen ist. Gutes individuelles Wachstum ist möglicherweise auch ein Hinweis darauf, dass der geringe Ertrag durch andere Faktoren (z.B. geringere Reproduktionserfolge, weniger abgewanderte Smolts) verursacht wird und nicht allein durch Faktoren im See selbst.

Die Ertragsrückgang im Obersee hat ohne Zweifel auch Auswirkungen auf den Bestand an Seeforellen als Spitzenprädatör im Gewässer, das Ausmaß der Wirkung dieses Faktors lässt sich allerdings nicht quantifizieren.

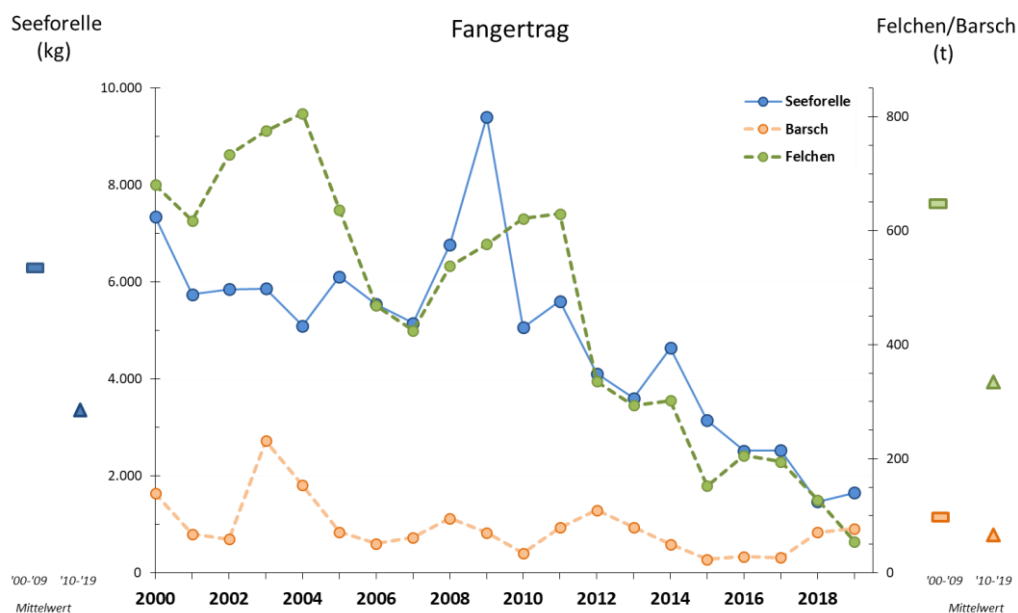


Abb. 7.3: Fangerträge der Wirtschaftsfischarten der Berufsfischerei der letzten 20 Jahre im Bodensee Obersee. Dargestellt sind Seeforelle (blaue Linie) als Top-Prädatör im Freiwasser, Barsche (orange) und Felchen (grün) als wesentliche Beutefischarten der Seeforellen. Mittlere Fangerträge der letzten Dekaden sind als Rechtecke (2000–2009) und Dreiecke (2010–2019) gekennzeichnet.

7.3 Beurteilung bestandsrelevanter Faktoren

Die Faktoren, die im Bodensee selbst für den Bestand der Seeforellen relevant sind, sind nicht immer von denen in den Laichgewässern klar abgrenzbar. Auch sind die Möglichkeiten, solche Faktoren in ihrer Wirkung zu untersuchen, sehr begrenzt. Aus diesem Grunde wurden in erster Linie Analogieschlüsse gezogen.

Beurteilung des Faktors Fischerei

Die Berufs- und Angelfischerei im See selbst, d.h. die fischereiliche Mortalität, kann auch bei bestem fischereilichem Management ein Faktor für einen mittelfristigen Bestandsrückgang von Seeforellen sein. Diese fischereiliche Mortalität sollte aber durch Naturverlaichung und Kompensationsbesatz in den Reproduktionsgewässern ausgeglichen werden können. Die Angelfänge in den Zuflüssen im Bodensee-Einzugsgebiet sind quantitativ vernachlässigbar.

Einen unbekannten Einfluss auf die fischereiliche Mortalität haben die unvermeidbaren Beifänge juveniler Seeforellen in den Felchennetzen der Berufsfischerei. Diese Fänge könnten ein nennenswerter Faktor für die Bestandsentwicklung sein. Eine Gewichtung dieses Faktors ist allerdings beim derzeitigen Stand des Wissens nur schwer möglich.

Die angelfischereiliche Entnahme an Seeforellen reicht in Bezug auf die Biomasse (1,23 t) bereits an die Fänge der Berufsfischerei heran (1,65 t im Jahr 2019). Über den Einfluss des aktuellen Schonmaßes für den Bodensee (50 cm) bzw. der diesbezüglichen angelfischereilichen Mortalität liegen keine gesicherten Daten vor. In früheren Erhebungen (IBKF 2017) wurden jedoch festgestellt, dass ein Großteil der Seeforellen bei einer Totallänge von 50 cm noch nicht geschlechtsreif ist. Das für die Bewirtschaftung anderer Fischarten gesteckte Ziel, den Fischen vor Erreichen des Fangmaßes eine mindestens einmalige Reproduktion zu ermöglichen, wird mit dieser Bestimmung für einen Teil der Seeforellen verfehlt. Eine Anhebung des Schonmaßes auf 60 cm könnte für den Seeforellenbestand positive Auswirkungen erbringen, über das Ausmaß dieser Wirkung besteht allerdings Unsicherheit (IBKF 2016, 2017).

Beurteilung möglicher Prädation durch fischfressende Vögel

Siehe Kapitel 8.4

Beurteilung des Faktors Nahrungsangebot

Die sich mit der Reoligotrophierung verändernde Produktion bzw. Nahrungssituation (quantitativ und qualitativ) im wärmeren See hatte und hat künftig auf das gesamte Nahrungsnetz des Sees Auswirkungen. Für die Seeforelle hat sich die Verfügbarkeit der von ihr präferierten Fischnahrung qualitativ und quantitativ im Bestand geändert. Die in Seeforellenmägen zuletzt vermehrt gefundenen Stichlinge von geringem Nährwert mögen ein Indiz dafür sein. Auf der anderen Seite dürfte die zumindest vorübergehende Zunahme bei den Fängen von Hecht (bis 2017) und der weiter steigende Ertrag beim Wels (allerdings auf niedrigem Niveau) auf die weiterhin gute Nahrungsverfügbarkeit für Raubfische in den Flachwasserbereichen des Sees hindeuten und ganz maßgeblich auch im Zusammenhang mit der Erhöhung der Wassertemperaturen stehen.

Es ist davon auszugehen, dass sich dieser Faktor bereits auf den Seeforellenbestand niedergeschlagen hat, das Ausmaß ist nur schwer abzuschätzen.

Offen ist noch die Frage, inwieweit sich eine verschlechternde Ernährungssituation zum einen und zum anderen der künftige Einfluss der Massenentwicklung der Quagga-Muschel im See auswirken wird.

8 Weitere Faktoren

8.1 Longitudinale Fischdurchgängigkeit

Künstliche Wanderhindernisse sind grundlegende Defizite, die den Lebenszyklus der Seeforellen und anderer Wanderfischarten entscheidend beeinflussen. Natürliche Hindernisse, wie sie durch steilen Gewässerverlauf, Felsriegel, natürliche Versickerungstrecken, natürlicherweise erodierende Abschnitte u. a. entstanden sind, sind dagegen keine Defizite und im Sinne einer Verbesserung der Lebensraumverhältnisse auch nicht zu berücksichtigen.

Im Rahmen gezielter Massnahmenprogramme in Zusammenarbeit der Wasserwirtschaft mit Fischerei- und Gewässerschutzfachstellen sowie der IBKF konnten im Verlauf der letzten 20 Jahre immer mehr Wanderhindernisse in wichtigen Seeforellengewässern beseitigt werden (Abb. 8.1). Dennoch bieten erst wenige wichtige Laichgewässer eine uneingeschränkte Durchgängigkeit bis hin zu optimalen Laichgebieten in den Systemoberläufen (IBKF 2017, vgl. Abb. 8.2). Solange die verbleibenden Defizite nicht beseitigt sind, wirkt der Faktor – insbesondere vor dem Hintergrund sich ungünstig entwickelnder Abfluss- und Temperaturszenarien – negativ auf das Reproduktionspotenzial der Art aus. Daneben existieren aber auch Durchgängigkeitsstörungen, die ungünstigen hydrologischen Verhältnissen geschuldet sind (z. B. niedrige Bodenseepiegel, Niedrigwasserabflüsse, Schwall und Sunk)

8.1.1 Störungen beim Einstieg in die Gewässer

Störungen beim Einstieg in Bodenseezuflüsse sind dann für den Seeforellenbestand von Bedeutung, wenn es sich um ein Laichgewässer handelt, dessen Reproduktionspotenzial geeignet ist, die Gesamtpopulation maßgeblich zu beeinflussen. Durchgängigkeitsstörungen zwischen See und Laichgewässer oder zwischen Hauptfluss und Nebengewässern schneiden Gewässer ganz oder teilweise vom Lebenszyklus der Laichfische ab. Entsprechende Migrationshindernisse, die z. B. den Seeforellen-Aufstieg aus dem See behindern, sind aus den Mündungsbereichen von Rotach, Goldach, Steinach, Nonnenbach und anderen kleineren Seezuflüssen bekannt. Migrationshindernisse innerhalb der Flusssysteme bestehen an vielen Stellen, an denen Zuflüsse nicht niveaugleich einmünden.

8.1.2 Durchgängigkeitsstörungen im Fließgewässersystem

Die meisten Durchgängigkeitsstörungen innerhalb der Seeforellengewässer entstehen durch Querbauwerke, die zu unterschiedlichen Niveaus von Ober- und Unterwasser führen und von Wanderfischen nicht überwunden werden können. Hierzu gehören:

- Wasserfassungen, Ausleitungen (Wehre);
- Kraftwerksbauten mit Wehren;
- Sohlschwellen (Konsolidierungsbauwerke) und Querbauwerke mit Absturz zur Sicherung der Infrastruktur (z. B. Brücken);
- nicht fischgängige Blocksteinrampen;
- nicht oder unzureichend funktionstüchtige Fischwanderhilfen.

Dazu kommen noch unzureichend dotierte Ausleitungstrecken als Wanderhindernisse.

Die bisherigen Maßnahmen im Einzugsgebiet des Bodensees sind in der Karte der Abb. 8.1 lokalisiert. Eine Übersicht über die maßgeblichen Wanderhindernisse im Lebensraum der Bodensee-Seeforelle gibt die Karte der Koordinationsgruppe WRRL im Bearbeitungsgebiet Alpenrhein-Bodensee (Abb. 8.2).

Flussgebietseinheit Rhein - Bearbeitungsgebiet Alpenrhein/Bodensee - Bericht 2021

Karte 5 - Maßnahmen im Verbreitungsgebiet der Seeforelle

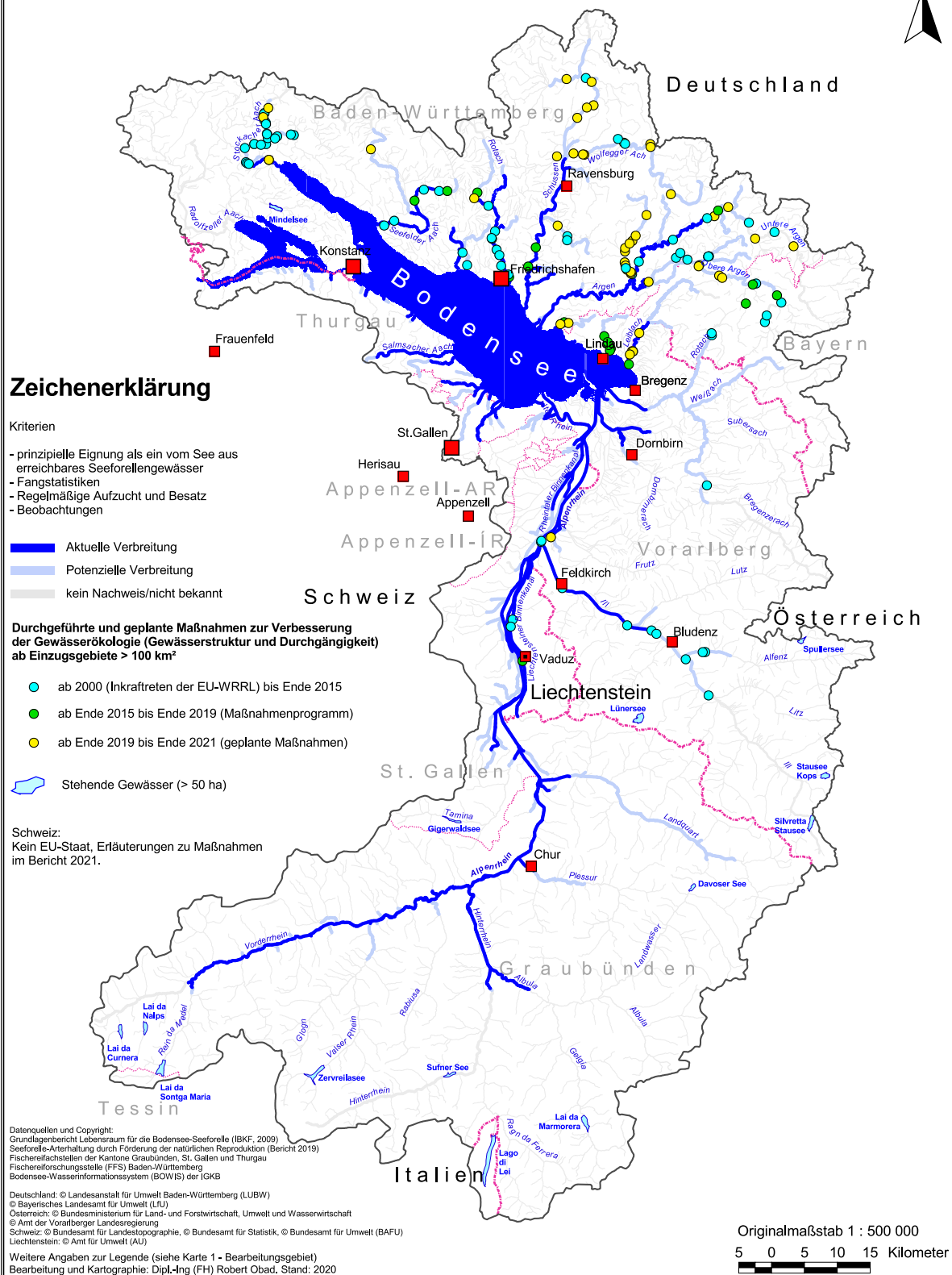


Abb. 8.1: Seit 2000 durchgeführte Maßnahmen zur Verbesserung von Gewässerstruktur und Durchgängigkeit im EZG des Bodensees. Quelle: Koordinationsgruppe WRRL Alpenrhein-Bodensee.

Flussgebietseinheit Rhein - Bearbeitungsgebiet Alpenrhein/Bodensee - Bericht 2021

Karte 2 - Querbauwerke im Lebensraum der Seeforelle

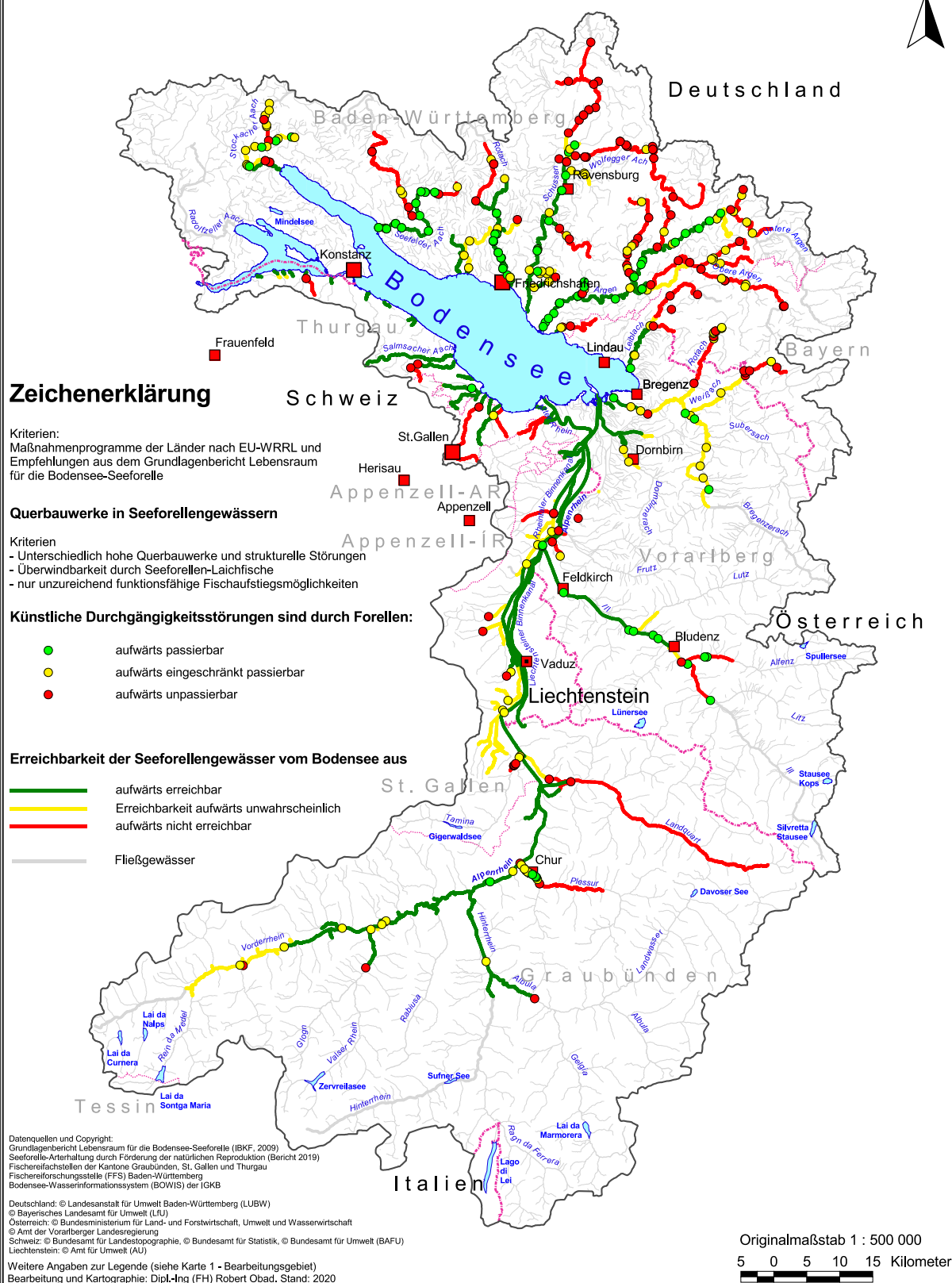


Abb. 8.2: Querbauwerke und Fischdurchgängigkeit der Fließgewässer im Einzugsgebiet des Bodensees. Quelle: Koordinationsgruppe WRRL Alpenrhein-Bodensee.

8.1.3 Defizite an Fischwanderhilfen (FWH)

An einem Teil der Aufstiegshindernisse im Bearbeitungsgebiet wurden bereits im Rahmen der Umsetzung verschiedener Gewässerschutzprogramme und gesetzlicher Auflagen Fischwanderhilfen (FWH) eingerichtet. Bis Ende der 80er-Jahre handelte es sich dabei weitestgehend um Fischaufstiegshilfen (Schlitzpässe, Beckenpässe u. a.), die den Fischaufstieg priorisierten. Bei modernen FWH hat der uneingeschränkte Fischabstieg eine ebenso große Bedeutung und wird in den revidierten Vollzugshilfen der Gewässerschutz- und Fischereigesetze entsprechend thematisiert [z. B. DWA 2005, LUBW 2016, Hefti 2012]. Die Gewährleistung eines freien Fischabstiegs setzt in der Regel eine erhebliche Modifikation der alten FWH voraus; für Fischauf- und Fischabstieg müssen meist unabhängige Anlagen errichtet werden.

Zu den aktuellen Defiziten an Fischwanderhilfen (FWH) zählen:

- Vorübergehend nicht funktionstüchtige, weil verklauste/verstopfte FWH (Wartung);
- Dauerhaft nicht mehr funktionstüchtige oder zerstörte FWH;
- Auffindbarkeit der FWH-Einstiege (Lage, Winkel) ohne wirksame Lockströmung;
- Schlitz-/Beckenpässe mit unzureichender Wasserführung;
- Schlitz-/Beckenpässe, die nicht für alle im Gewässer migrierenden Fischarten passierbar sind (zu steil, zu geringe Beckengröße/Schlitz, zu hohe Energiedissipation für Schwarmfische, fehlendes Sohlsubstrat, fehlende Sohlbindung für Kleinfische ua., Stand der Technik bei Bemessung und Dimensionierung);
- Fischwanderhilfen, die nur den Fischaufstieg, aber nicht den Fischabstieg ermöglichen/begünstigen;

Seit 2018 sind Planungen und erste Arbeiten zur Beseitigung der Durchgängigkeitsstörungen in der Steinach im Gange. In der Bregenzerach sollen die bestehenden Defizite der Fischwanderhilfe am Wehr Kennelbach beseitigt und die Restwassersituation verbessert werden (VKW, mündl. Mitt.). Die auf Seeforellen ausgerichtete Sanierung der Fischwanderhilfen an den drei KW-Stufen im Rheintaler Binnenkanal befinden sich in der Ausführungsplanung (Binder & Rey 2020, in Vernehmlassung).

8.1.4 Defizite beim Fischabstieg und Fischschutz

Bisher existiert im Bodensee-Einzugsgebiet erst eine einzige Fischabstiegsanlage am Kraftwerk Illspitz (Illmündung in den Alpenrhein). Die Abstiegswege für Laichfische enden vielfach in Sackgassen oder vor Kraftwerksrechen. Sowohl dem Fischabstieg als auch dem Fischschutz wurde in der Vergangenheit keine ausreichende Aufmerksamkeit gewidmet. Defizite bestehen vor allem hinsichtlich der lichten Weiten der Rechenanlagen vor den Turbinen von Wasserkraftanlagen.

- Gefahren beim Fischabstieg
 - Zu große Gitterabstände am Schutzrechen vor den Turbinen;
 - Wehrüberläufe mit großen Fallhöhen und zu flachem Unterwasser;
 - Wehrüberläufe mit Gefahrenquellen (Nägel, Beton- und Stahlkanten u. a.)
- Verklausungen von Fischwanderhilfen (Umgehungsgerinnen) und deren oberstromigen Anbindungen.

Der mit der biologischen Durchgängigkeit der Fließgewässersysteme zusammenhängende Handlungsbedarf wird vom revidierten Gewässerschutzgesetz der Schweiz aufgegriffen. Für die Migrationsstörungen, die durch Kraftwerkstufen verursacht wurden, gilt eine Sanierungspflicht bis 2030. In der Europäischen Union gibt die Wasserrahmenrichtlinie die Zielerreichung (Erreichen des guten ökologischen Zustands/ guten ökologischen Potentials) bis 2027 vor.

Die für die Rotach erarbeiteten Vorschläge zur Verbesserung des Fischabstiegs (Rey & Haberbosch 2017) werden derzeit umgesetzt. Dasselbe gilt für den Rheintaler Binnenkanal (Binder & Rey 2020, in Vernehmlassung).

8.1.5 Oberläufe

Die meisten Flussoberläufe und ihre Seitengewässer sind für Seeforellen aktuell noch nicht erreichbar, obwohl gerade diese weniger hochwasseranfällig sind und sich als Laichhabitate besonders gut eignen würden (IBKF 2017). Zusätzlich dazu sind diese Gewässerabschnitte aktuell von der Nutzung durch den Menschen und den Folgen des Klimawandels noch relativ wenig belastet. Die Durchgängigkeit bis hin zu den historischen Verbreitungsgrenzen und somit die Gewährleistung der natürlichen Fortpflanzung in den bisher am wenigsten betroffenen Gewässerabschnitten ist für die zukünftige Bestandssicherung von höchster Priorität. Oft fehlt in den kleineren Gewässern eine Niederwasserrinne, die auch bei winterlichem Niederwasserabfluss ein Erreichen der Laichplätze gewährleisten würde.

8.2 Geschiebedefizite

Geschiebedefizite beschränken Zahl, Größe und Qualität möglicher Seeforellen-Laichplätze. Bereits aus den verschiedenen Studien, bei denen das Laichpotential für die Seeforelle thematisiert und erhoben wurde [IBKF 2014 a&b, IBKF 2017, Rey & Hesselschwerdt 2014, Hesselschwerdt 2017, 2018], ist bekannt, in welchen Bodenseezuflüssen und dort in welchen Abschnitten Geschiebemangel zur Einschränkung des Reproduktionspotenzials führt (z. B. Leiblach).

Ebenfalls als Defizit kann fehlende Geschiebedynamik angesehen werden. Sie wird dann zum Problem, wenn die obersten Interstitialräume des Laichsubstrats kolmatiert (versiegelt, verstopft) und deshalb kein sauerstoffreiches Kieslückensystem für Eier und frisch geschlüpfte Larven vorhanden ist. In solchen Fällen, die v.a. auch in Binnenkanälen auftreten können, kann die künstliche Kieslockerung bzw. Auswaschung von Feinsedimenten als Methode zur Reaktivierung von potentiellen Laichplätzen durchaus zweckmäßig und wirksam sein.

Als Geschiebedefizit müssen auch die Verlagerungen grosser Mengen von Laichsubstrat aus den bisherigen Laichgebieten in den Unterlauf eines SF-Gewässers eingestuft werden. Entsprechende Vorkommnisse haben zumindest in der Steinach (2018) und der Goldach (2018) stattgefunden, zu einer deutlichen Reduzierung der Laichgrubenzahlen geführt (Rey, ANJF, mündl. Mitt.).

8.3 Faktor Kormoran

Kormorane sind reine Fischfresser, in ihrer Beutewahl sind sie Nahrungsoportunisten, d.h., sie fressen die Fische, die in ihrem Jagdgebiet vorkommen und die sie mit dem geringsten Energieaufwand erbeuten können. Zunächst werden dabei Fische zwischen 15 cm und 35 cm Länge bevorzugt gejagt (Gaye-Siessegger 2014, Hellmair & Schotzko 2016, Schelling & Niederer 2018).

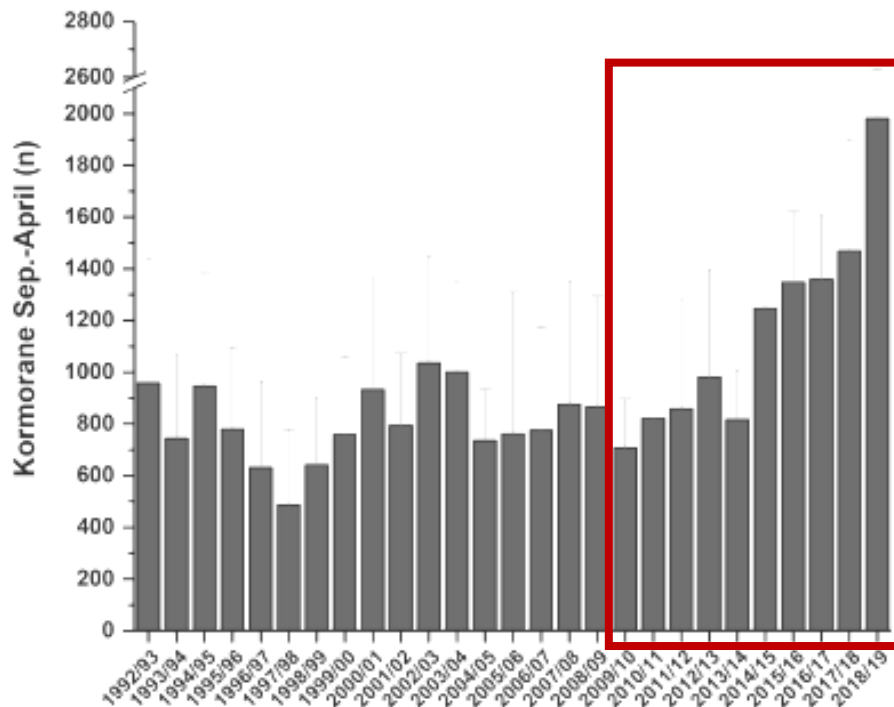


Abb. 8.3: Durchschnittliche Anzahl an Kormoranen am Bodensee in den Monaten September bis April von 1992 bis 2019 (Grafik aus FFS Kormoranbericht 2020, Daten OAB). Der rote Rahmen umfasst die letzte Dekade ab 2010, mit einem sehr starken Anstieg ab 2014.

In Stillgewässern können Kormoranschwärme von mehreren hundert Vögeln auf die Jagd gehen, aber auch Fließgewässer mit Wassertiefen ab ca. 50 cm werden von Gruppen bis zu 50 Vögeln gleichzeitig an einem Ort besucht.

Nachweislich sehr groß ist jedenfalls der Einfluss der Kormorane am Bodensee selbst und in seinem Hinterland (Gaye-Siessegger 2014, Rey & Becker 2017). Aus diesem Grund wird dieser Vogelart als Prädator die größte Aufmerksamkeit geschenkt. Von rund 200.000 Kormorantagen im Jahr 1995 stieg der Prädationsdruck auf über 630.000 Kormorantage im Jahr 2018 an; allein im Bodensee stieg die Fischentnahme durch Kormorane in derselben Zeit von 70 Tonnen/a auf über 250 Tonnen/a (Rey & Becker 2017, ergänzt). Gegenwärtig (2019) wird die Entnahme durch den Kormoranbestand vorsichtig auf über 300 Tonnen geschätzt (Bodensee Obersee und Untersee, IBKF).

Durch den Anstieg der überwinternden Vögel, der Sommertiere und der brütenden Paare in den letzten Jahren (Abb. 8.3, Abb. 8.4) kann man von einem starken Anstieg der Prädation durch Kormorane auf Fische im Bodensee, und letztendlich auch auf Seeforellen für die letzte Dekade sprechen. Allerdings gibt es keine belastbaren Untersuchungen, inwiefern die tatsächlichen Bestandszahlen der Kormorane direkten Einfluss auf einzelne Fischpopulationen im See und seinen Zuflüssen haben. In früheren Untersuchungen an den Binnenkanälen im Alpenrheintal (Thiel, D. u. a. 2014) wurden zumindest höhere Verletzungsraten an Bach- und Regenbogenforellen, vereinzelt auch an größeren Seeforellensmolts beobachtet. Nach eigenen Beobachtungen (Schotzko, Becker, A. & Rey, P. mündl. Mitt.) weisen seit Anfang der 2000er-Jahre in vielen Bodenseezuflüssen bis zu 20 % der mittelgroßen Forellen (meist Regenbogenforellen) eindeutige Schnabelverletzungen auf.

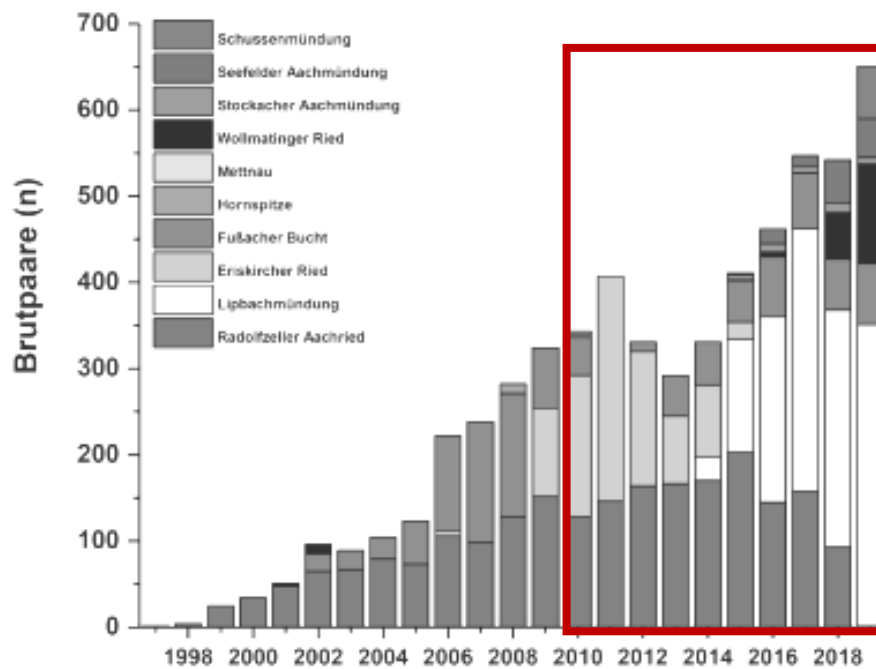


Abb. 8.5: Entwicklung der Anzahl Brutpaare am Bodensee seit 1997 (Grafik aus FFS Kormoranbericht 2020, Daten OAB). Der Rahmen umfasst die letzte Dekade ab 2010, mit einem deutlichen Anstieg der Brutpaare.

Es ist davon auszugehen, dass im östliche Obersee zudem der Prädationsdruck auf die abwandernden Smolts in den mündungsnahen Gewässerabschnitten steigt. Für die Dornbirnerach gilt dieser Zusammenhang bereits als gesichert (Schotzko, mündl. Mitt.). Die meisten Seeforellen-Laichgewässer liegen zudem im Fouragierradius der Bodenseekormorane aus den Brutkolonien in der Fußacher Bucht und an der Lipbachmündung. Die Abwanderung der Smolts liegt im selben Zeitraum wie die Brut- und Aufzuchtphase der Kormorane.

8.4 Beurteilung weiterer Faktoren

Beurteilung der Systemdurchgängigkeit

Wasserwirtschaftliche Maßnahmen zur Verbesserung der Systemdurchgängigkeit wurden seit 2010 in mehreren Seeforellengewässern durchgeführt. Allen voran sind die Sanierung der Fischwanderhindernisse in der unteren Landquart, der Ill und der Bregenzerach zu nennen. Daneben sind nun auch Verbesserungen an den Fischwanderhilfen mehrerer Kraftwerkstufen nach dem Stand der Technik geplant (Bregenzerach, Kennelbach; Rheintaler Binnenkanal, 3 Stufen). In mehrere Stufen der Rotach werden Abstieghilfen eingebaut. Am neu errichteten Kraftwerk Illspitz wurde eine solche umgesetzt.

Unabhängig von bereits umgesetzten Maßnahmen haben sich die Seeforellenbestände rückläufig entwickelt. Den für den Rückgang verantwortlichen Faktoren konnte somit (noch) nicht ausreichend durch die bisherige Vergrößerung des erreichbaren Reproduktionsgebiets entgegengesteuert werden. Die Herstellung der Durchgängigkeit ist (noch) nicht die Lösung, sondern nur die Voraussetzung für eine Verbesserung der Bestandsituation. Entscheidend sind Verfügbarkeit von geeigneten Teillebensräumen für die verschiedenen Entwicklungsstadien – insbesondere Eier, Dottersackbrut, Parrs und Smolts – in den erreichbaren Gewässerabschnitten. Dazu bedarf es der umfassenden Sanierung der hydromorphologischen Belastungen im Sinne der EU-WRRL.

Beurteilung unterschiedlicher Smoltifikationsraten

In drei aktuellen Studien wurde festgestellt, dass sich die Smoltifikationsraten – relative Anteile von smoltifizierten Jungfischen am Forellenbestand in Seeforellengewässern – bei den Forellenjungfischen in den verschiedenen Zuflüssen im Einzugsgebiet des Bodensees deutlich unterscheiden. Niedrige Smoltifikationsraten waren z. B. an der Rotach reproduzierbar (IBKF 2014 a&b, Hesselschwerdt 2021). In Laichgewässern mit hohen Smoltifikationsraten (Steinach, Goldach) wanderten entsprechend viele Smolts ab und es kehrten auch deutlich mehr Laichfische zurück als in Gewässern mit geringeren Smoltifikationsraten (z. B. Rotach). In einem sehr frühen Versuch zur Abwanderung von Seeforellen an der Rotach/Schachenbächle (Schulz 1995) wurde dagegen von hohen Smoltifikationsraten und entsprechend hohen Abwanderungsraten berichtet.

Trotz dieser unterschiedlichen Beobachtungen ist nicht einwandfrei zu belegen, dass sich die Smoltifikationsraten in den Seeforellengewässern zwischen damals und heute verändert haben – es liegen keine aktualisierten diesbezüglichen Untersuchungsdaten vor. Zumindest für Steinach und Goldach liegt aber die Vermutung nahe, dass sich der Anteil an Smolts und letztendlich die Anzahl der abwandernden Fische reduziert hat. Auch wird noch sehr kontrovers diskutiert, wodurch diese Unterschiede zwischen verschiedenen Gewässern entstehen (Genetik, Nahrungsangebot u. a.) und ob sie durch äußere Faktoren, wie z. B. Wassertemperatur oder Besatz beeinflussbar sind.

Beurteilung möglicher Prädation durch fischfressende Vögel

Die Prädation durch Kormorane und Gänsesäger spielt in den meisten Seeforellen-Laichgewässern eine nicht unerhebliche Rolle für den gesamten Fischbestand. Somit sind auch Seeforellen-Jungfische in den Oberläufen (Gänsesäger) und abwandernde Smolts in den Unterläufen (Kormorane) bei wachsenden Bestandszahlen der Prädatoren im Gebiet ohne Zweifel zunehmend gefährdet. Die durch Prädation verursachte Mortalität hängt zudem vom Gewässercharakter (Wassertiefen, Strömungen, Deckungsstrukturen) ab. Die Auswirkungen sind daher in den einzelnen Zuflüssen und Gewässerabschnitten durchaus sehr unterschiedlich und lassen keine überblicksweise Beurteilung zu.

Seeforellenjungfische und -smolts zählen zweifellos auch zum Nahrungsspektrum von Kormoranen und Gänsesägern am und im See. Der Kormoranbestand im Nahbereich des Bodensees ist vor allem aufgrund des unregulierten starken Anwachsens der Brutvogelzahlen am See der beiden genannten Arten in den letzten zehn Jahren erheblich größer geworden. Die Vögel jagen nun in sehr großer Zahl über das ganze Jahr hinweg im Gebiet. Die Anfütterung der Jungen fällt zeitlich zusammen mit der Abwanderung der Seeforellensmolts.

Beurteilung des Faktors Nahrungsangebots in den Reproduktions- und Aufwuchsgewässern

Situation Bodensee (Sub-/Adulte) siehe Ausführungen unter 7.3.

Das Nahrungsangebot im Reproduktionsgewässer kann darüber hinaus dann eine Rolle spielen,

- wenn es zu einer temperaturbedingten Verschiebung der Brüttingsentwicklungszeiten kommt;
- wenn es durch Erhöhungen der sommerlichen Wassertemperaturen zu Veränderungen in der Nahrungsaufnahme der Jungfische oder in der Verfügbarkeit des Nahrungsangebotes kommt, oder
- verminderte Einträge und Belastungen zu einer Reduktion des Nahrungsangebotes im Fließgewässer führen.

8.5 Zusammenfassende Faktorenanalyse

In Tabelle 8.1 und Abbildung 8.5 werden alle in dieser Arbeit berücksichtigten flussgebietsspezifischen Faktoren beschrieben, die einen Einfluss auf Lebensphasen der Seeforellen in den Zuflüssen und letztlich auf den Bestand im Bodensee haben (Erklärung der Faktorklassen in der Legende). Die Stadien werden unterschieden in adulte Tiere („Ad.“), hier insbesondere Fische während der Laichwanderungen und zu Beginn der Laichzeit, die Entwicklung des Laichs („Lai.“) über die Wintermonate bis zur Emergenz im Frühjahr und die Phase der Jungfische in den Zuflüssen bis zur Abwanderung („Juv.“). Die Faktoren des Abflussgeschehen und Wassertemperatur werden auf der Grundlage der Ergebnisse der vorliegenden Studie bewertet. Die weiteren Parameter basieren auf einer Experteneinschätzung der Entwicklungen in den letzten Jahren. Im Versuch einer grafischen Darstellung der Faktorenanalyse (Abb. 8.5) werden die wesentlichen Informationen der Tabelle noch einmal vereinfacht zusammengefasst, um eine abschließende überblicksweise Bewertung der Faktoren Abfluss (inklusive Schwall und Sunk), Temperatur, Systemdurchgängigkeit (Durchgängigkeit, Abstieg, Schutz) und Bewirtschaftung (Besatz, Smoltifikation) für den Gesamtbestand der Bodensee-Seeforelle zu ermöglichen.

Tab. 8.1: Bewertung der Bedeutung bestandsrelevanter Faktoren für die Seeforellenrekrutierung in den einzelnen Bodenseezuflüssen. Ad. = adulte Laichfische; Lai. = Laichsubstrat; Juv. = Brütlinge und Jungfische.

Flussgebiete Bedeutung für Seeforellen Gesamtbestand WesentlichHochSehr hoch			Jährliche Aufsteiger 2010-2017 (geschätzt¹)	Abflussregime			Schwall-Sunk			Wasserentnahmen, Restwasser	Wasser -temperaturen		PKD	Smolt Abwanderung	Besatz	Systemdurchgängigkeit				Fischschutz		Maßnahmen		
				Ad.	Lai.	Juv.	Ad.	Lai.	Juv.		Ad.	Juv.				Juv.	Fischaufstieg		Fischabstieg		Wasserkraftanlagen		Fischschutz, Durchgängigkeit	
																	Einstiegs- hindernis (Mündung)	Restliches Gewässer	Ad.	Juv.	Ad.	Juv.	Durchgef.	Geplant
Rotach	10-50													?							*	**		
Schussen	10-50												?	?							*	**		
Argen	10-50												?	?							*	**		
Oberreitnauer Ach	5-20																							
Leiblach	50-150																				*	**		
Bregenzerach	100 -200																				*	**		
Dornbirnerach/Schwarzach	20-50																					**		
Salmsacher Aach	50-150																				*			
Arboner Aach	20-50																							
Steinach	200-300																				*			
Goldach	150-250																							
Rheintaler Binnenkanal	20-50																				*	**		
Alpenrhein	2																					**		
Vorderrhein	300-500																					**		
Hinterrhein	100-150																							
Ill	100-200																				*			
Liechtensteiner BK	20-50																				*			
Landquart	50-150																					**		

Rahmenbedingungen für die Rekrutierung des Seeforellenbestandes der einzelnen Zuflüsse		
	sehr ungünstig	* Maßnahmen zur Verbesserung der Längsdurchgängigkeit für Fische wurden oder werden bereits durchgeführt.
	ungünstig	** Maßnahmen zur Verbesserung der Längsdurchgängigkeit für Fische befinden sich in Planung oder Vorplanung.
	neutral	
	günstig	
	sehr günstig	¹ Aufsteigerzahlen angepasst nach Tab. 3.2 und Tab. 3.3, und IBKF 2017
	?	² Überwiegend Transitgewässer
	nicht relevant, Gewässer vom Faktor nicht betroffen	

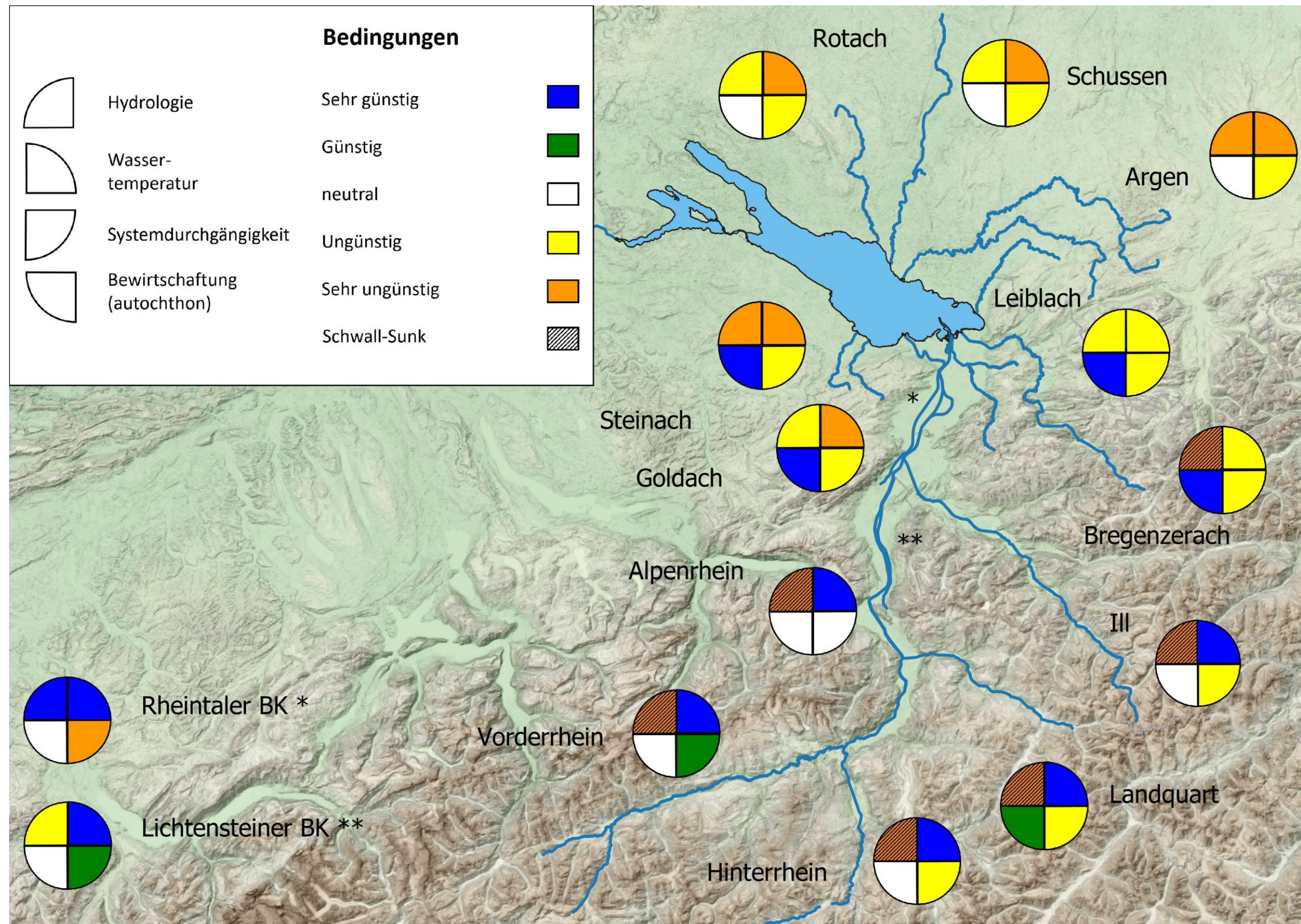


Abb. 8.5 Bewertung der Bedingungen auf die Rekrutierung des Seeforellenbestands der einzelnen Gewässer im Bodensee-Einzugsgebiet. Die wesentlichen Gewässer wurden anhand der in der Studie zusammengetragenen Einschätzungen bewertet (vgl. Tab 4.1 und Tab. 8.1).

9 Quellen

9.1 Zitierte Quellen

Bezugsquellen der hydrologischen Abfluss Datensätze (Stand Mai 2020)

Bayern

<https://www.gkd.bayern.de/de/fluesse/abfluss>

Baden-Württemberg

<https://www.hvz.baden-wuerttemberg.de/>

<https://udo.lubw.baden-wuerttemberg.de/public/> - hydrologische Landespegel

BAFU Daten Lichtenstein und der Kantone Graubünden, Thurgau und St.Gallen

https://www.hydrodaten.admin.ch/de/messstationen_zustand.html

Kanton St. Gallen

<http://hydrodaten.sg.ch/#Abfluss>

Kanton Thurgau

<http://hydrodaten.tg.ch/app/index.html#Abfluss>

Vorarlberg

<https://vowis.vorarlberg.at/abfluss>

Bezugsquellen der Wassertemperatur Datensätze (Stand Mai 2020)

Bayern

<https://www.lfu.bayern.de/umweltdaten/datenbezug/index.htm?cc>

Baden-Württemberg

Bodenseezuflüsse Messreihen:

Fischereiforschungsstelle BW,

Hydra eigene Messungen (Büro am Fluss)

LUBW Datenanfrage

Bodensee: ISF Datenanfrage

BAFU Daten Lichtenstein und der Kantone Graubünden, Thurgau und St.Gallen

https://www.hydrodaten.admin.ch/de/messstationen_zustand.html

Kanton St. Gallen

<http://hydrodaten.sg.ch/#Wassertemperatur>

Kanton Thurgau

<http://hydrodaten.tg.ch/app/index.html#Wassertemperatur>

Vorarlberg

<https://vowis.vorarlberg.at/abfluss>,

Anfrage Ralf Grabher, Land Vorarlberg

Literatur

ALEXANDER TJ., VONLANTHEN P., PÉRIAT G., RAYMOND, JC., DEGIORGI, F., SEEHAUSEN O. (2016). Artenvielfalt und Zusammensetzung der Fischpopulation im Bodensee. Projet Lac, Eawag. Kastanienbaum.

AHMAD, F., DEBES, P.V., PALOMAR, G. & VASEMÄGI, A. (2018): Association mapping reveals candidate loci for resistance and anaemic response to an emerging temperature-driven parasitic disease in a wild salmonid fish. *Molecular ecology* 27(6): 1385–1401.

ARNDT, D. u. a. (2019): Proliferative kidney disease and proliferative darkening syndrome are linked with brown trout (*Salmo trutta fario*) mortalities in the Pre-Alpine Isar river. *Pathogens* 8(4): 177BL I

- BGBI II 99 (2010): Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer.
<https://www.ris.bka.gv.at/eli/bgbl/II/2010/99> (10. September 2020)
- BINDER, F. & REY, P. (2020): Wasserkraftwerke der SAK im Rheintaler Binnenkanal – Wiederherstellung der Fischdurchgängigkeit, Variantenstudium und Planung. Internes Papier in Vernehmlassung.
- BROWN, S., FITZSIMONS, J.D., HONEYFIELD, D.C. & TILIT, D.E. (2005): Implications of thiamine deficiency in Great Lakes salmonines. *Journal of Aquatic Animal Health*
- BUTZ, I. (1985): Wassertemperatur und Gewässer. *Österreichs Fischerei* 38
- CARRARO, LUCA u. a. (2018): Spread of proliferative kidney disease in fish along stream networks: A spatial metacommunity framework. *Freshwater Biology* 63(1): 114–127.
- DEBES, P. V., GROSS, R. & VASEMÄGI, A. (2017): Quantitative genetic variation in, and environmental effects on, pathogen resistance and temperature-dependent disease severity in a wild trout. *The American Naturalist* 190(2): 244–265.
- DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V. (DWA) (2005): Fischschutz und Fischabstiegsanlagen. Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. 2. korrigierte Auflage.
- DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V. (DWA) (2014): Merkblatt DWA-M 509: Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke - Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung.
- DÜBLING, U., GAYE-SIESSEGGGER, J., BLANK, S. & BRINKER, A. (2020): Zuordnung der Fischgemeinschaften und resultierende Temperaturanforderungen gemäß Oberflächengewässerverordnung in Baden-Württemberg. Fischereiforschungsstelle (FFS) Baden-Württemberg.
- ELLIOTT, J.M. 1984. „Growth, size, biomass and production of young migratory trout *Salmo trutta* in a Lake District stream, 1966-83“. *Journal of Animal Ecology* 53: 979–994.
- FRANGEZ, C. EBERSTALLER, J., (2020) Vorabzug: Fischökologisches Monitoring Alpenrhein. Bericht über das Untersuchungsjahr 2019. Mit Beiträgen von REY, P. & HESSELSCHWERDT, J. Studie im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA).
- GAYE-SIESSEGGGER, J. (2017) Der Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) in Baden-Württemberg – Bestand, Auswirkungen auf die Fischfauna sowie Entwicklung im Zuge der Umsetzung der neuen Kormoranverordnung. Abschlussbericht.
- GAYE-SIESSEGGGER, J., BILLMANN, H., BLANK, S. & BRINKER, A. (2017) Bericht zur Vergrämung von Kormoranen im Winter 2016/2017 (korr. Version November 2018). Fischereiforschungsstelle (FFS) Baden-Württemberg.
- GSCHV. (1998): Schweizerische Gewässerschutzverordnung.
<https://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/19983281/202004010000/814.201.pdf>
 (3. Mai 2020).
- GORGOGNONE, BARTOLOMEO, MOHAMED H. KOTOB, GÜNTER UNFER, & MANSOUR EL-MATBOULI. 2016. First Proliferative Kidney Disease outbreak in Austria, linking to the aetiology of Black Trout Syndrome threatening autochthonous trout populations. *Diseases of aquatic organisms* 119(2): 117–128.
- HÉLAND, M. (1999): Social organization and territoriality in brown trout juveniles during ontogeny. 115-143, In: *Biology and Physiology of the Brown and Sea Trout*. (Editoren: J. L. BAGLINIÈRE, J.L., MAISSE, G.)

HELLMAIR M. & W. NIEDERER, (2017): Von A(itel) bis Z(ander): breites Beutespektrum bei Kormoranen am See und im Binnenland. Vorarlberger Fischerei Mai/Juni 2017.

HESSELSCHWERDT, J. (2018): Seeforelle – Arterhaltung durch Förderung der natürlichen Reproduktion. Abklärung von Reproduktionspotenzialen und Defiziten in der Schussen und deren Zuflüsse. Bericht im Auftrag des Regierungspräsidiums Tübingen, 48 S.

HESSELSCHWERDT, J. (2019a): Seeforelle – Arterhaltung durch Förderung der natürlichen Reproduktion. Abklärung von Reproduktionspotenzialen und Defiziten in Argen und Rotach und deren Einzugsgebieten. Bericht im Auftrag des Regierungspräsidiums Tübingen, 85 S.

HESSELSCHWERDT, J. (2019b): Jahresbericht 2018 über die Fischerei am Alpenrhein. Zusammenstellung im Auftrag der Fischereifachstellen St. Gallen, Graubünden, Liechtenstein und Vorarlberg.

HESSELSCHWERDT, J. (2020): Jahresbericht 2019 über die Fischerei am Alpenrhein. Zusammenstellung im Auftrag der Fischereifachstellen St. Gallen, Graubünden, Liechtenstein und Vorarlberg.

HESSELSCHWERDT, J. (2021): Einflussfaktoren auf die Abwanderung von juvenilen Seeforellen aus der Rotach und einem Seitenbach.

JAKOB, A. 2010. Temperaturen in Schweizer Fließgewässern: Langzeitbeobachtung. GWA (Zürich) 90(3): 221–231.

IBKF (HRSG.), AUT.: WERNER, S., P. REY, A. HESSELSCHWERDT, A. BECKER, J. ORTLEPP, W. DÖNNI & M. CAMENZIND (2014a): Seeforelle – Arterhaltung in den Bodenseezuflüssen. Interreg IV-Projektbericht. Im Auftrag der Internationalen Bevollmächtigtenkonferenz für die Bodensee-Fischerei (IBKF), AG Wanderfische: 203 Seiten.

IBKF (HRSG.), AUT.: REY, P., WERNER, S. & HESSELSCHWERDT, J. (2014b): Seeforelle – Arterhaltung in den Bodenseezuflüssen. Interreg IV-Projektbericht. Im Auftrag der Internationalen Bevollmächtigtenkonferenz für die Bodensee-Fischerei (IBKF), AG Wanderfische; Zusammenfassender Kurzbericht.

IBKF ARBEITSGRUPPE WANDERFISCHE (2016): Seeforellenstudie 2016: fischbiologische Untersuchungen – Ergebnisbericht. http://www.ibkf.org/wp-content/uploads/2018/06/Seeforellenstudie_2016_IBKF_AGWanderfische.pdf

IBKF (HRSG.) AUT: REY, P. (2017): Bewirtschaftungskonzept der IBKF für die Bodensee-Seeforelle. Arbeitsgruppe Wanderfische.

IBKF (2017): AG Wanderfische: Auswertung der Maturität von 421 Seeforellenproben 2016 sowie Nahrungsuntersuchungen von Seeforellenmägen; unveröffentlicht.

IBKF, ARBEITSGRUPPE WANDERFISCHE (2019): Rückgang des Seeforellenertrags der Berufsfischerei; Faktorenanalyse im Auftrag der IBKF 2018.

IBKF (HRSG.) AUT: JEHL, R., KONRAD, M., DAPP, C. (2020): Jahresbericht der AG Wanderfische 2019

IBKF & IGKB (HRSG.) AUT: REY, P. (2019): Bodensee-Seeforelle; Geschichte, Schutz und Zukunft einer geheimnisvollen Fischart.

IGKB (Hrsg.); FINK, G., FLEIG, M., LANG, U., MIRBACH, S., SCHICK, R., WAHL, B., WÜEST, A. & K. ZINTZ 2015: KlimBo – Klimawandel am Bodensee. Ein InterregIV-Forschungsprojekt von 2011 bis 2015. IGKB Bericht Nr. 60.

KÜTTEL, S., PETER, A., WÜEST, A. (2002): Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer. Rhône-Thur Publikation Nr 1. EAWAG, Kastanienbaum

KUGLER, M. 2015: Die Kinderstuben der Seeforellen am Bodensee. Aqua Viva 57. Jahrgang, Nr.2. Themenheft Schwerpunkt Bodensee.

- LEWISCH, E. u. a. 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.
- LICEK, E., WEISMAN, T., HOCHWARTNER, O. & HEISTINGER, H. (2017): Was Sie über PKD wissen sollten. *Fischereibiologie & Aquakultur*.
- LUBW (Hrsg.) (Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg) AG Fischschutz und Fischabstieg (2016): Handreichung Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen - fachliche Grundlagen. LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- LUNARDON, A. (2000): Ichthyologische Untersuchung über die Auswirkung von fischfressenden Vögeln auf Fische im Hinterland. Untersuchung im Auftrag der Vorarlberger Naturschau und des Landesfischereizentrums Vorarlberg. 50 Seiten
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässer-Verordnung). http://www.gesetze-im-internet.de/ogewv_2016/ (3. Mai 2020).
- RADTKE, G. (2010): Emergence of brown trout (*Salmo trutta m. lacustris* L.) fry from artificial redds in the Trzebiocha Stream (Northern Poland). *Limnological Papers* 5, 39-48
- REINARTZ, R., BOHL, E. & HERRMANN, M. (2007): Auswirkungen der Gewässererwärmung auf die Physiologie und Ökologie der Süßwasserfische Bayerns
- REISS, J., SPAICH, F. & REY, P. (2019): Ableitung ökologisch notwendiger Mindestabflüsse an vier Gewässern des Bodenseekreises. Vollzugshilfe im Auftrag des Landratsamts Bodenseekreis/ Amt für Wasser- und Bodenschutz.
- REY, P. & HESSELSCHWERDT, J. (2016): Die Seeforelle in der Steinach. Charakterisierung und Bestandsentwicklung der Seeforellenpopulation in der Steinach vor dem Hintergrund der Verlegung der Abwässer der ARA Hofen. Studie im Auftrag des Amtes für Natur, Jagd und Fischerei St. Gallen.
- REY, P. & HABERBOSCH, R. (2017): Fischdurchgängigkeit der Rotach. Schwerpunkt: Fischabstieg an Wasserkraftwerken der Gemarkung Friedrichshafen. Studie im Auftrag des Landratsamts Bodenseekreis.
- REY, P. & BECKER, A. (2017): Der Kormoran am Bodensee. Evaluation des Handlungsbedarfs, Grundlagen und Möglichkeiten für ein koordiniertes Kormoranmanagement. Studie im Auftrag der Internationalen Bevollmächtigtenkonferenz für die Bodenseefischerei (IBKF).
- ROS, A. (2016). PKD in Baden-Württemberg: Erreger, Verbreitung und Klimawandel. AUF AUF - Aquakultur-und Fischereiiinformationen aus Baden-Württemberg: 20–22.
- ROS, A., BASEN, T., SCHNEIDER, E. & SCHMIDT-POSTHAUS, H. (2018): Die Verbreitung einer temperatur-abhängigen Nierenerkrankung (PKD) bei Bachforellen in Baden-Württemberg. AUF AUF - Aquakultur-und Fischereiiinformationen aus Baden-Württemberg (1): 42–45.
- RUBIN, AURÉLIE u. a. (2019). Keeping a wild eye on brown trout (*Salmo trutta*) populations: Correlation between temperature, environmental parameters and proliferative kidney disease. *Frontiers in Veterinary Science* 6: 281.
- RUHLÉ, CH., ACKERMANN, G., BERG, R., KINDLE, T., KISTLER, R., KLEIN, M., KONRAD, M., LÖFFLER, H., MICHEL, M., & B. WAGNER (2005): Die Seeforelle im Bodensee und seinen Zuflüssen: Biologie und Management. *Österreichs Fischerei*, 58/2005, S. 230-262.
- SCHELLING, U. & NIEDERER, W. (2018): Der Kormoran im Naturschutzgebiet Rheindelta. Jahresbericht 2018.

- SCHMIDT-POSTHAUS, H., HIRSCHI, R. & SCHNEIDER, E. (2015): Proliferative kidney disease in brown trout: infection level, pathology and mortality under field conditions. *Diseases of aquatic organisms* 114(2): 139–146.
- SCHULZ, U. (1995): Untersuchungen zur Biologie und zum Wanderverhalten der Bodensee-Seeforelle. Die Abwanderung der Jungfische aus den Zuflüssen. *Mitteilungen zur Fischerei* 55: 73-87, BUWAL, Bern
- SOLOMON, D.J., & LIGHTFOOT, G.W. (2008): The thermal biology of brown trout and Atlantic salmon, Environment Agency Science Report, 48 S.
- SPALINGER, L., DÖNNI, W., HEFTI, D., & VONLANTHEN, P. (2018): Nachhaltiger Fischbesatz in Fließgewässern – Rahmenbedingungen und Grundsätze. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Schweiz.
- THIEL, D. (Red.) (2014): ACKERMANN, G., KUGLER, M., REY, P., RIEDERER, R. & THIEL, D.: Aktionsplan Alpenrheintal. Abschlussbericht zum Aktionsplan Alpenrheintal 2004 – 2011. Verbesserung der Fischbestände und Fangmöglichkeiten in den Binnenkanälen des Rheintals.
- TILIT, D.E., ZAJICEK, J.L., BROWN, S.B., BROWN, L.R., FITZSIMONS, J.D., HONEYFIELD, D.C., HOLEY, M.E. & WRIGHT, G.M. (2005): Thiamine and thiaminase status in forage fish of salmonines from Lake Michigan. *Journal of Aquatic Animal Health*
- WAHLI, T., BERNET, D., STEINER, P.A., & SCHMIDT-POSTHAUS, H. (2007): Geographic distribution of *Tetracapsuloides bryosalmonae* infected fish in Swiss rivers: an update. *Aquatic Sciences* 69: 3–10.
- WALDNER, K., BORGWARDT, F., UNFER, G. & EL-MATBOULI, M. (2018): Die Proliferative Nierenerkrankung der Salmoniden (PKD) - eine wiederkehrende Fischkrankheit. *Wiener Tierärztliche Monatsschrift*: 14.

9.2 Weiterführende Literatur

- AMT FÜR NATUR, JAGD UND FISCHEREI (ANJF) ST. GALLEN (Hrsg.) (2016): REY, P.: Bewirtschaftungskonzept Fischerei Kanton St. Gallen. Schutz der Gewässerlebensräume, Artenschutz und fischereiliche Nutzung.
- BECKER, A. & ORTLEPP, J. (2019): Fischökologisch funktionsfähige Strukturen in Fließgewässern. Methodik zur Herleitung des notwendigen Maßnahmenbedarfs zur Schaffung von funktionsfähigen Lebensräumen für die Fischfauna in den Gewässern Baden-Württembergs. Im Rahmen der Landesstudie Gewässerökologie Baden-Württemberg. Handreichung im Auftrag der Geschäftsstelle Gewässerökologie des Regierungspräsidiums Tübingen. Erste Version. 116 S.
- DEHUS, P. (2005): Anforderungsprofile von Indikator-Fischarten. Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg. In: Mindestabflüsse in Ausleitungsstrecken. (LFU) 2005: Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 97, Anhang 3. Karlsruhe 2005.
- DÖNNI, W., BOLLER, L., ZAUGG, C. (2016): Mindestwassertiefen für See- und Bachforellen – Biologische Grundlagen und Empfehlungen. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Schweiz, 42 S.
- DÖNNI, W. (2017): Erhaltung und Förderung der Wanderfische in der Schweiz. Zielarten, Einzugsgebiete, Aufgaben. Expertenbericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU).
- DÜRLING, U. (2015): Erarbeitung und Pflege von GIS-Grundlagen für fischfaunistisch relevante Fließgewässer in Baden-Württemberg – Erstellung digitaler Fließgewässerkarten „Migrationsbedarf der Fischfauna“ und „Fischschönotische Grundaussprägungen“. Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, 2005; letztmals aktualisiert 2015.

DÜBLING, U. (2006): Fischfaunistische Referenzen für die Fließgewässerbewertung in Baden-Württemberg gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (FischRef BW 1.1), Excel-Anwendung; letztmals aktualisiert 2019.

DÜBLING, U., BAER, J., GAYE-SIESSEGGER, J., SCHUMANN, M., BLANK, S. & BRINKER, A. (2018): Das große Buch der Fische Baden-Württembergs. Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (FFS) beim Landwirtschaftlichen Zentrum für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Milchwirtschaft, Wild und Fischerei Baden-Württemberg (LAZBW).

EBEL, G. 2013: Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen – Handbuch Rechen- und Bypasssysteme. Ingenieurbiologische Grundlagen, Modellierung und Prognose, Bemessung und Gestaltung. Mitteilungen aus dem Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel, Band 4, 2. Auflage, 483 S., Halle (Saale).

EBERSTALLER, J., FRANGEZ, C. & DiTULLIO, F. (2014): Fischökologisches Monitoring Alpenrhein. Bericht über das Untersuchungsjahr 2013. Mit Beiträgen von REY, P. & WERNER, S.. Studie im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA).

FISCHEREIFORSCHUNGSSTELLE (FFS) Baden-Württemberg (2006): Mindestabflüsse in Ausleitungsstrecken: Anforderungsprofile von Indikator-Fischarten. 9. Nase.- Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, Langenargen.

GÜDE, H., REY, P., ORTLEPP, J. (2010), LUBW (Hrsg. & Red.): Die Schussen – Bilanz der Belastung eines Bodenseezuflusses. Entwicklung, gegenwärtiger Zustand und Zukunftsperspektiven für die Schussen aus wasserwirtschaftlicher Sicht. Im Auftrag der LUBW, Langenargen. ISSN 1437-0166, Radolfzell. 105 S.

HABERBOSCH, R. (2016): Funktionskontrolle an der Fischaufstiegsanlage Rotach - Reinachmühle. Auftraggeber: Stadt Friedrichshafen, 37 S. + Anhang.

HAUNSCHMID, R., WOLFRAM G., SPINDLER, T., HONSIG-ERLENBURG, W., WIMMER, H., JAGSCH, A., KAINZ, E., HEHENWARTER, K., WAGNER, B., KONECNY, R., RIEDMÜLLER, R., IBEL G., SASANO B. & SCHOTZKO, N. (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Schriftenreihe des BAW, Band 23, Wien; 104 Seiten.

HEIMERL, S, BECKER., A. & REISS, J. (2015): Ausbaupotenzial der Wasserkraft bis 1.000 kW im baden-württembergischen Einzugsgebiet des Bodensees unter Berücksichtigung ökologischer Bewirtschaftungsziele.

IBKF (HRSG.), AUT.: REY, P., BECKER, A. & J. ORTLEPP (2009): Lebensraum für die Bodensee-Seeforelle – Grundlagenbericht für nationale Maßnahmenprogramme, IBKF, 113 S.

KINDLE, T, AMMANN, E. (1984): Die Fische im Fürstentum Liechtenstein. Naturkundliche Forschung im Fürstentum Liechtenstein; Band 3.

KLUNZINGER, K. B. (1881): Die Fische in Württemberg, faunistisch-biologisch betrachtet, und die Fischereiverhältnisse daselbst. - Jahreshefte des Vereins für vaterländische Naturkunde in Württemberg 37: 172-304.

KLUNZIGER, C.-B. (1892): Bodenseefische, deren Pflege und Fang. Stuttgart.

LFU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (2005): Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern, Leitfaden Teil 1-Grundlagen. Reihe Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 95. Karlsruhe 2005.

LORENZ P. (1898): Fische des Kantons Graubünden. Die Fische des Kantons Graubünden (Schweiz). Jahresbericht der Naturforschenden Gesellschaft Graubünden, Band 41 (1897-1898).

LUBW (2016): Der Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) in Baden-Württemberg. Landesweite Brutbestandserfassung 2015 und 2016. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

LUFT, G. & IHRINGER, J. (2009) LUBW (Hrsg. & Red.): Langzeitverhalten der Bodensee-Wasserstände 1888 bis 2007. Stand 2011. Studie im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. ISBN: 978-3-88251-361-5

REGIERUNGSPRÄSIDIUM TÜBINGEN (Hrsg.) (2014): "Entwurf Aktualisierung 2015 Bewirtschaftungsplan Alpenrhein-Bodensee (Baden-Württemberg) gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) - Stand Dezember 2014." 329 S.

REINARTZ, R. (2007): Auswirkungen der Gewässererwärmung auf die Physiologie und Ökologie der Süßwasserfische Bayerns.- Literaturstudie im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt, Referat 57/ Gewässerökologie

REY, P. & BECKER, A. (2005): Kormorane in der Fußacher Bucht – Bisheriger Kenntnisstand, Auswirkungen auf Fische und Fischerei, Maßnahmenvorschläge. Expertise im Auftrag der Vorarlberger Landesregierung, vertreten durch das Landesfischereizentrum Vorarlberg. 63 Seiten

REY, P. (2015): Die Wasserkraftnutzung im Einzugsgebiet des Bodensees. Aqua Viva 57. Jahrgang, Nr.2. Themenheft Schwerpunkt Bodensee.

RIEDERER, R. (2018): Fischfauna im revitalisierten Rheintaler Binnenkanal RBK bei Rüthi SG. Vergleich des heutigen Fischbestands mit den früheren Zuständen vor der Revitalisierung und vor der Korrektur des Alpenrheins. Bericht zuhanden des Amtes für Jagd und Fischerei St. Gallen sowie des Zweckverbands RBK – Rheintaler Binnenkanalunternehmen.

SASANO B., SCHOTZKO N., HAUNSCHMID R. & A. JAGSCH (2009): Die Fischdatenbank Austria (FDA). Österreichs Fischerei, Jahrgang 62 Heft 1, Seite 12-23.

SCHUBERT, M.C. (2010): Einfluss standorttypischer abiotischer Faktoren auf die Brut ausgewählter rheophiler Fischarten.- Michael Christian Schubert, Dissertation TU München

THEOBALD, G. & BRÜGGER, C. (1874): Naturgeschichtliche Beiträge zur Kenntniss der Umgebungen von Chur.- Naturforschende Gesellschaft Graubündens. Chur, Casanova 1874

TRIEBSKORN, R. (Hrsg.) (2017): Weitergehende Abwasserreinigung: Ein wirksames und bezahlbares Instrument zur Verminderung von Spurenstoffen und Keimen im Wasserkreislauf. Gemeinsamer Schlussbericht der Projekte SchussenAktiv, SchussenAktiv+ und Schussenaktiv-plus+. ISBN 978-3-946552-10-9. Ökconsult GbR Stuttgart.

VON DEM BORNE, M. (1881): Die Fischerei-Verhältnisse des Deutschen Reiches, Oesterreich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs.- Berlin: Moeser, 1881.

10 Detaillierte Analyse der Hydrologie

Die vertiefte Analyse der Hydrologie der Bodenseezuflüsse wird in einem eigenständigen Dokument zur Verfügung gestellt.



Limneos, Büro für Gewässeruntersuchungen,
Dr. Timo Basen, Jahnstr. 20, D-88069 Tettnang



HYDRA Büro Peter Rey, Fürstenbergstr. 25, D-78467 Konstanz
www.hydra-institute.com