

Robert Arlinghaus
unter Mitarbeit von Raimund Müller, Tobias Rapp & Christian Wolter

Nachhaltiges Management von Angelgewässern: Ein Praxisleitfaden

Berichte des IGB
Heft 30/2017



***„Fischereimanagement ist wie das Leben –
eine Kunst, keine Wissenschaft.“***

Für Henry, Karla und Ina



Besatzfisch
Sozial-ökologische Nachhaltigkeitsforschung



**Leibniz-Institut für
Gewässerökologie
und Binnenfischerei**

Robert Arlinghaus

unter Mitarbeit von Raimund Müller, Tobias Rapp & Christian Wolter

Nachhaltiges Management von Angelgewässern: Ein Praxisleitfaden

Berichte des IGB

Heft 30/2017

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung



FONA
Sozial-ökologische
Forschung
BMBF



Impressum

Herausgeber

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)
im Forschungsverbund Berlin e. V.
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

Direktor

Prof. Dr. Mark Gessner (a.i.)

Gestaltung

Unicom Werbeagentur GmbH

Druck

Heenemann Druck

Lektorat

Astrid Fischer

Illustrationen Comics

Zeichnungen: Milan Schultz
Konzept: Eva-Maria Cyrus, Robert Arlinghaus

ISBN 978-3-00-057231-9

Zitiervorschläge

Ganzes Buch: Arlinghaus, R. (2017). Nachhaltiges Management von Angelgewässern: Ein Praxisleitfaden. Berichte des IGB, Band 30, 231 S.

Kapitel im Buch: Müller, R., Arlinghaus, R. (2017). Gesetzliche Grundlagen der anglerischen Hege und Pflege. Berichte des IGB, Band 30, 134–162.

Förderhinweis

Erstellung und Druck dieses Buches wurden maßgeblich gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen des Projekts Besatzfisch 2.0 (Förderkennzeichen 01UU1501). Die Erstellung des Kapitels 6 wurde finanziell unterstützt durch das BMBF sowie das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) im Rahmen des Bundesprogramms Biologische Vielfalt (Projekt Baggersee). Das BMBF fördert Baggersee als Forschung für Nachhaltige Entwicklungen (FONA); www.fona.de (Förderkennzeichen 01LC1320A).

Gedruckt auf 100 % Recycling Papier

© IGB 2017

**Sozial-ökologische Forschung -
Wissenschaft, bei der Mensch und Natur gewinnen!**



Gemeinsam für mehr Nachhaltigkeit.

Bei der Sozial-ökologischen Forschung arbeiten Wissenschaftler verschiedener Fachrichtungen, Praktiker und weitere Experten Hand in Hand zu ökologischen Problemfeldern. Um wirklich tragfähige Lösungen zu entwickeln, werden möglichst viele Sichtweisen und Interessen in den Blick genommen, statt diese gegeneinander auszubooten.

Inhalt

Autoren	6
Vorwort	8
10 Kernbotschaften für ein nachhaltiges Management von Angelgewässern	10
1 Fischereibiologische Grundlagen der Ertragsbildung	37
1.1 Grundlagen der Fischpopulationsdynamik.....	37
1.2 Die fischereiliche Ertragsbildung	48
1.3 Konsequenzen für die Hege, vor allem über Besatz	53
2 Lernfähige Hege und Pflege – das Grundprinzip eines nachhaltigen Angelgewässermanagements	55
2.1 Allgemeines Vorgehen.....	55
2.2 Der Einheitsfang als praxisnahes Hilfsmittel zur Erfolgskontrolle	60
3 Identifikation grundsätzlich geeigneter Hegeansätze: Fischbesatz, Entnahmebestimmungen oder Lebensraummanagement	69
3.1 Allgemeine Einführung.....	69
3.2 Fischbesatzformen	72
3.3 Entscheidungsbaum	79
4 Planung und Einsatz von Schonbestimmungen	87
4.1 Sinnhaftigkeit von Schonbestimmungen	87
4.2 Entscheidungsbaum	91
5 Planung und Einsatz von Fischbesatz	102
5.1 Ökologische Faktoren erfolgreicher Besatzmaßnahmen.....	102
5.2 Fischbesatzplanung	109
6 Habitat verbessernde Maßnahmen	115
6.1 Allgemeine Vorbemerkungen	115
6.2 Rahmenbedingungen	118
6.3 Vorgehensweise bei der Maßnahmenauswahl	119
6.4 Habitat-Maßnahmen für Fische in Fließgewässern.....	123
6.5 Habitat-Maßnahmen für Fische in Seen und Talsperren	130

7 Gesetzliche Grundlage der angelfischereilichen Hege und Pflege	134
7.1 Grundbegriffe im Fischereirecht	134
7.1.1 Fischereirechtsformen	136
7.1.2 Fischereiausübungsrecht	136
7.1.3 Fischereierlaubnis	137
7.2 Allgemeine rechtliche Vorgaben für die Hege	138
7.2.1 Hegepflicht als private Planungsaufgabe	138
7.2.2 Hegeziele aus dem Fischereirecht	139
7.2.3 Lokalitätsprinzip der Hege	140
7.2.4 Soziale und ökonomische Hegeziele gemäß Fischereirecht	142
7.2.5 Gute fachliche Hegepraxis gemäß Bundesnaturschutzgesetz	143
7.3 Schonzeitverlängerung, Mindestmaßerhöhung, Entnahmefenster	145
7.3.1 Landesfischereirechtliche Regelungen	145
7.3.2 Tierschutzgesetz	149
7.4 Durchführung von Fischbesatz	153
7.4.1 Besatzrecht und -pflicht	153
7.4.2 Spezielle gesetzliche Vorgaben zum Besatz	154
7.4.3 Tierschutzrechtliche Problematik „Put and Take“-Besatz	155
7.5 Durchführung Habitat verbessernder Maßnahmen	156
7.5.1 Wasserrecht	156
7.5.2 Naturschutzrecht	160
7.5.3 Finanzielle Fördermöglichkeiten	161
8 Einführung in die Besatzfisch-Hegeplanungssoftware	163
8.1 Allgemeine Einführung	163
8.2 Anwendbarkeit des Modells in der Hegeplanung	167
8.3 Vorstellung der Benutzeroberfläche	168
8.3.1 Standardmodus	168
8.3.2 Expertenmodus	175
8.4 Anwendungsbeispiele	184
8.4.1 Standardmodus	185
8.4.2 Expertenmodus	198
Danksagung	206
Literaturverzeichnis	207
Sachregister	218
Liste der bisher veröffentlichten Berichte des IGB	228

Autoren



Prof. Dr. **Robert Arlinghaus** studierte Fischwirtschaft und Gewässerbewirtschaftung an der Humboldt-Universität zu Berlin (HU) und schloss das Studium 2000 als Diplom-Agrar-Ingenieur mit einer mehrfach ausgezeichneten Diplomarbeit unter der Betreuung von Dr. Christian Wolter ab. Er promovierte 2003 zu sozialwissenschaftlichen Aspekten der Angelfischerei am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) und wurde 2006 auf eine Juniorprofessur für Binnenfischereimanagement an die HU berufen. Seit 2013 ist er Professor für Integratives Fischereimanagement an der HU in gemeinsamer Berufung mit dem IGB. Er beschäftigt sich seit über 15 Jahren mit der interdisziplinären Erforschung der sozialen, wirtschaftlichen und ökologischen Dimensionen der Angelfischerei. Die vielfältigen Forschungserkenntnisse wurden in mehr als 350 Publikationen, darunter mehrere Bücher (u.a. *Der unterschätzte Angler*, Kosmos), veröffentlicht. Er ist Autor des internationalen Leitfadens für eine nachhaltige Angelfischerei, den er federführend für die Welternährungsorganisation der Vereinten Nationen verfasst hat. Robert Arlinghaus wurde für seine Forschungsarbeiten und seine populärwissenschaftliche Vermittlungsarbeit mehrfach national und international ausgezeichnet, zuletzt mit dem Cultura Preis 2016 der Alfred-Töpfer-Stiftung (Kontakt: arlinghaus@igb-berlin.de, www.ifishman.de, Twitter: @RArlinghausFish, Facebook: @ifishman.science). In seiner Freizeit angelt er gerne.



Ass. jur. **Raimund Müller** ist Dozent für Allgemeines Verwaltungsrecht und Strafrecht an der Fachhochschule für öffentliche Verwaltung (FHöV) in Nordrhein-Westfalen (NRW). Nach dem 2. juristischen Staatsexamen war er für mehrere Jahre als Verwaltungsjurist in verschiedenen Behörden der Länder NRW und Brandenburg tätig. Seit 1993 ist er hauptamtlich an der FHöV NRW und hat in dieser Funktion zahlreiche juristische Abschlussarbeiten begleitet. Überdies leistet er Vorlesungsveranstaltungen im Bereich Subventions-/Zuwendungsrecht, Sponsoring und Kulturrecht. Neben der seit frühester Jugend entbrannten Leidenschaft für das Angeln engagiert sich Raimund Müller in vielfältigen Kunst- und Kulturprojekten. Ebenfalls ist er aktiv in der Ornithologie und Botanik. In privater Funktion hat er an diversen Renaturierungsprojekten von Gewässern zur Harmonisierung von Naturnutzung und -schutz mitgewirkt (Kontakt: raimund.mueller@fhoev.nrw.de).



Dr. **Tobias Rapp** wurde 1981 in Waiblingen (Baden-Württemberg) geboren. Er studierte Agrarwissenschaften sowie Fischerei & Aquakultur an der Humboldt-Universität zu Berlin. Seine Abschlussarbeiten verfasste er unter Anleitung von Prof. Dr. Robert Arlinghaus zu angelfischereilichen Themen. Tobias Rapp promovierte anschließend in „Wildlife and Fisheries Sciences“ an der South Dakota State University in den USA, wo sein Hauptaugenmerk auf die Ernährung und die Habitatansprüche juveniler Fische und Fischlarven gerichtet war. Nach seiner Zeit in den USA arbeitete Tobias Rapp im Besatzfisch 2.0 Projekt, in dessen Rahmen die hier zusammengefassten Erkenntnisse entstanden. Er ist Autor einer Reihe wissenschaftlicher Veröffentlichungen zu Themen wie Auswirkungen von Konservierungsstoffen in Angelfuttern auf Fische oder die Wirkung des Fangen-und-Zurücksetzens auf Karpfen. In der Freizeit ist Tobias Rapp passionierter Angler (Kontakt: tobias_r@gmx.de).



Dr. **Christian Wolter** wurde als Diplom-Fischereingenieur an der Berliner Humboldt-Universität ausgebildet und arbeitet heute als Fischökologe am IGB. Er leitet dort die „Flussfisch“-Gruppe und ist Sprecher des Forschungsschwerpunktes „Human-Aquatic Ecosystem Interactions“. Seine Forschungsinteressen umfassen strukturierende Faktoren der Fischgemeinschaften in großen Flüssen, urbanen Gewässern und Wasserstraßen, das prozess-basierte Verständnis von Fischgemeinschaft-Dynamiken, fischbasierte Gewässerbewertung, Fließgewässer-Revitalisierung, aber auch die umwelthistorische Entwicklung von Fischbeständen und Gewässerlandschaften. Christian Wolter ist Autor von rund 150 Fachveröffentlichungen und Monographien (z. B. Fische & Fischerei in Berlin). Er lehrt Fischartenschutz an der Berliner Humboldt-Universität und engagiert sich in der Betreuung von Studierenden und Promovierenden. Christian Wolter ist Herausgeber des renommierten Fachjournals Journal of Applied Ichthyology und sitzt beratend in führenden nationalen Gremien der Fischerei. Außerdem ist er ehrenamtlich Gewässerwart für den Deutschen Anglerverband Landesverband Berlin (DAV).

Vorwort

Das vorliegende Buch fasst wesentliche Grundlagen des angelfischereilichen Managements („Hege“) und der Managementplanung vor dem Hintergrund aktueller wissenschaftlicher Erkenntnisse zum Thema zusammen. Das Buch entstand aus einem um einige Kapitel erweiterten Vorlesungs- bzw. Seminarskript, das die Inhalte einer im Herbst 2016 an sechs Orten in Deutschland durchgeführten Veranstaltungsreihe zu Prinzipien der nachhaltigen Hege und Pflege in der Angelfischerei zusammenfasste. Die Seminare wurden entwickelt und durchgeführt von Prof. Dr. Robert Arlinghaus, Dr. Tobias Rapp, Daniel Hühn, Eva-Maria Cyrus und Andreas Mühlbradt vom Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in Berlin. Die Seminare und die daraus entstandene vorliegende Buchpublikation wurden überwiegend durch das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung 2016 geförderte Projekt Besatzfisch 2.0 (Förderkennzeichen 01UU1501) finanziert.

Die wesentlichen wissenschaftlichen Erkenntnisse, die im vorliegenden Buch zusammengefasst wurden, entstanden im Rahmen der Adaptfish- (2006 – 2010, www.besatz-fisch.de/adaptfish) und Besatzfisch-Projekte (2010 – 2015, www.besatz-fisch.de), die von Prof. Dr. Robert Arlinghaus & Dr. Christian Wolter (Adaptfish) bzw. von Prof. Dr. Robert Arlinghaus (Besatzfisch) koordiniert wurden und von der Leibniz-Gemeinschaft im Rahmen des Pakts für Innovation und Forschung (Adaptfish) bzw. vom BMBF (Besatzfisch) gefördert wurden. In diesem Rahmen sind alleine durch die Arbeitsgruppe „Angelfischerei“ am IGB weit über 150 wissenschaftliche Publikationen zu allen Aspekten des Angelfischereimanagements erschienen. Es war an der Zeit, diese Ergeb-

nisse für die Praxis in einem Buch zusammenzufassen.

In diesem Buch wurde der Versuch unternommen, die wesentlichen Empfehlungen in Bezug auf das Management von Angeltgewässern so populärwissenschaftlich wie möglich auf Basis des aktuellen Wissensstands darzustellen. Die Schrift entstand aus der Wahrnehmung eines hohen Bedarfs an einer aktuellen deutschsprachigen Zusammenstellung wesentlicher Prinzipien und Herangehensweisen bei der Hege und der Bewirtschaftung von anglerisch genutzten Fischbeständen. Entsprechend sind Zielgruppen des Buches Gewässerwarte, Angelvereinsvorstände, Fischereibiologen, interessierte Angler, Naturschützer, Studierende und Fachkollegen.

Im Titel des Buches taucht der Begriff des angelfischereilichen Managements und nicht der in der Angelpraxis und im Fischereirecht geläufigere Begriff der fischereilichen Hege & Pflege auf. Damit soll zum Ausdruck gebracht werden, dass die Hege der Angeltgewässer heute weit über die nach Ertragsgesichtspunkten optimierte Bewirtschaftung eines Gewässers hinausgeht. Auch integriert der Begriff „Management“ soziale, psychologische und informierende Aspekte – etwas, das weder im traditionellen Begriff der Hege noch in der Begrifflichkeit der Bewirtschaftung vollumfänglich mitgedacht wird. Trotzdem tauchen aus Gründen der Lesbarkeit in diesem Buch auch die Begriffe „Hege“ und „Bewirtschaftung“ auf – sie sind dann als Synonyme zum Begriff Management zu verstehen.

Aus Gründen der Lesbarkeit wird in diesem Buch bei Personenbezeichnungen durch-

gänglich die maskuline Form verwendet (Angler statt Anglerin). In jedem Falle sind andere Geschlechter, insbesondere Frauen, gedanklich mitgemeint. Auch wird auf das (zu) ausführliche Zitieren der Primärliteratur verzichtet. Lediglich besonders wichtige oder kontroverse Statements werden mit Literaturbelegen versehen. Das Buch ersetzt nicht die Notwendigkeit der Lektüre der zitierten hegerischen Fachliteratur für Spezialthemen (z. B. Fischbesatz in Baer et al. 2007, Arlinghaus et al. 2015) und der Primärliteratur zur Wirksamkeit bestimmter Hegemaßnahmen wie Entnahmefenster (Gwinn et al. 2015). Die Literaturzitate werden am Ende zusammengeführt. Auch findet sich ein Sachregister. Dieses Buch ist auch als E-Buch (bzw. PDF im Internet) erschienen. Das macht die elektronische Suche nach Stichworten einfach.

Das Buch ist in acht Kapitel gegliedert. Nach der Zusammenfassung der wesentlichen Aussagen in zehn Kernbotschaften (die mit hoffentlich humorvollen Comics unterlegt sind), legt Kapitel 1 die Grundlagen der Fischpopulationsdynamik. Dieses Verständnis ist wichtig für die Planung der Hege über Schonmaßnahmen und Fischbesatz, die im Detail in Kapitel 4 und 5 dargestellt werden. Kapitel 2 präsentiert das wesentliche Konzept der lernfähigen Hege und Pflege (adaptives Management) und führt einfache Möglichkeiten des Fischpopulationsmonitorings über Fangstatistiken ein. Kapitel 3 erlaubt dem Anwender, prinzipiell geeignete Hegevorgehen zu bestimmen, deren Ausprägung in Kapitel 4 zu Schonbestimmungen, in Kapitel 5 zur Planung und Durchführung von Besatz und in Kapitel 6 zu Habitat verbessernden Maßnahmen im Detail gewürdigt werden. Den rechtlichen Kontext unter Einbeziehung der allgemeinen sowie der fischeispezifischen Gesetzgebung liefert Kapitel 7. Das achte und letzte Kapitel widmet sich der Vorstellung einer Hegeplanungssoftware, die die Wirkungsweise von Schonbestimmungen und Fischbesatz modelliert.

Dementsprechend kann die kostenlos im Internet verfügbare Software (www.besatz-fisch.de, www.ifishman.de) genutzt werden, um die in Kapitel 4–6 getätigten Aussagen auf Grundlage von Simulationen nachzuvollziehen. Um die Nutzung der Software zu verstehen, sei dem Anwender dringend die eingehende Lektüre von Kapitel 8 empfohlen.

Auf www.besatz-fisch.de sowie www.ifishman.de findet man überdies Dokumentationen, Erklärfilme, Publikationen und Vorträge sowie begleitende Videodokumentationen und die Power Point Folien der Besatzfischseminare, die die Grundlage vorliegenden Buches darstellen oder bestimmte Themen vertiefen. Zusammen mit den Power Point Folien kann das vorliegende Buch als Nachschlagewerk und Grundlage von Gewässerswarteschulungen dienen.

Das Buch ist in wesentlichen Teilen von Robert Arlinghaus verfasst worden. Federführender Autor des Kapitels 6 ist Christian Wolter. Raimund Müller verfasste maßgeblich Kapitel 7 und Tobias Rapp und Robert Arlinghaus Kapitel 8. Alle Autoren trugen zu Korrekturen bei.

Das Buch wäre ohne die Unterstützung durch Eva-Maria Cyrus, Andreas Mühlbradt sowie Daniel Hühn, Thilo Pagel, Fiona Johnston und Ben Beardmore nicht möglich gewesen. All diesen Personen sei an dieser Stelle für ihre Beiträge sehr herzlich gedankt.

Viel Spaß mit der Lektüre des Buches und viel Geschick bei der künftigen Hege und Pflege der Angelgewässer. Rückmeldungen zur Verständlichkeit oder Verbesserungsvorschläge sind sehr willkommen (Kontakt über www.besatz-fisch.de oder www.ifishman.de).

Im Winter 2016

Prof. Dr. Robert Arlinghaus

10 Kernbotschaften für ein nachhaltiges Management von Angelgewässern

1

Angeln und Naturschutz sind vereinbar

In Vereinen und Verbänden organisierte Angler sind Deutschlands wichtigste Heger und Pfleger (Manager) der Fischbestände. Eine fachgerechte Hege und eine nachhaltige fischereiliche Gewässernutzung sind im Einklang mit dem Natur- und Fischartenschutz.



Angler sind Gewässerschützer.
In Vereinen und Verbänden organisierte Angler sind Deutschlands wichtigste Bewirtschafter der Fischbestände. Eine fachgerechte Hege und eine nachhaltige fischereiliche Gewässernutzung stehen im Einklang mit dem Natur- und Fischartenschutz.

2

Fischbesatz ist kein Allheilmittel

Fischbesatz ist in vielen Fällen fischereilich wirkungslos und gleichzeitig mit Risiken für den Erhalt der biologischen Vielfalt verbunden. Nur wenn die natürliche Reproduktion stark eingeschränkt ist oder sogar fehlt, ist Fischbesatz die Hegemethode der Wahl. Bei ausgestorbenen Fischarten gibt es kaum Alternativen zu Besatz, insbesondere wenn die natürliche Wiederbesiedlung unmöglich ist.



Fischbesatz

Warnhinweis: Kein Allheilmittel!

Anwendungsgebiete:

Symptombekämpfung von Fischbestandsrückgängen, z. B.

- wenn die natürliche Reproduktion fehlt oder stark eingeschränkt ist.
- nach Fischsterben.
- wenn der Wunsch nach Wiederansiedlung ausgestorbener Arten vorherrscht.



Risiken und Nebenwirkung:

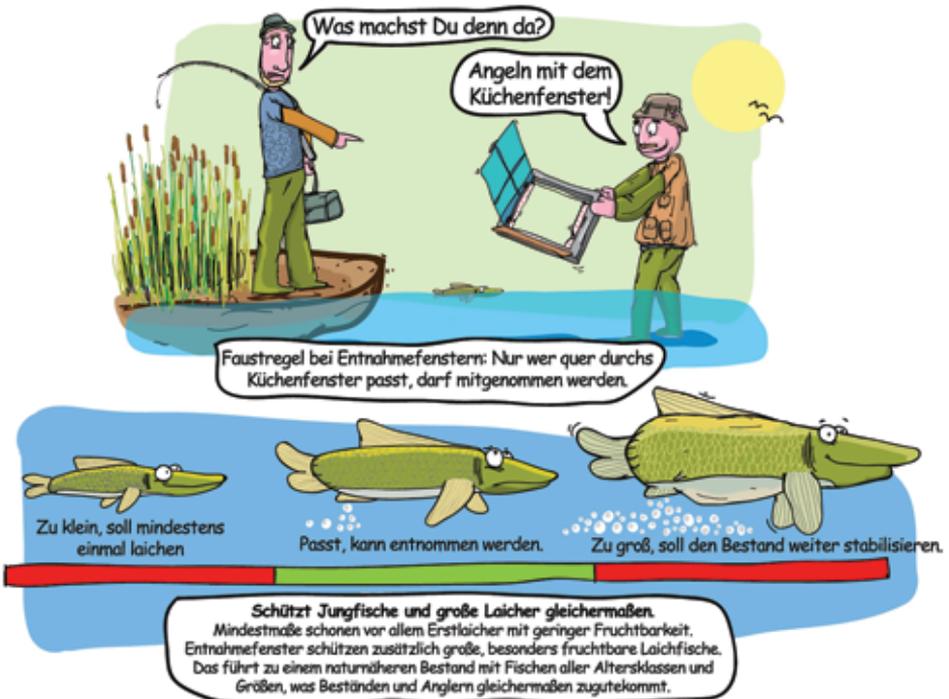
Folgende ökologische Probleme können auftauchen, dies gilt vor allem in reproduzierenden Beständen:

- hohe Kosten bei eventueller fischereilicher Wirkungslosigkeit, besonders bei Brut- und Jungfischbesatz.
- Bestandsschwächung, wenn nicht angepasste Fische den künftigen Laichfischbestand stellen.
- Einschleppen von Krankheitserregern und Parasiten.
- Verlust biologischer Vielfalt durch Einkreuzung gebietsfremder Gene.

3

Schützt die großen Fische

Große Fische haben eine große ökologische und soziale Bedeutung: Sie verfügen über eine hohe Fruchtbarkeit und wirken bestandsstabilisierend. Zudem sind sie Zielobjekte vieler Angler. Besonders die großen Laichfische sind durch geeignete Maßnahmen (z. B. durch Entnahmefenster oder eine insgesamt moderate Fischereierblichkeit) in befischten, natürlich reproduzierenden Beständen so gut wie möglich zu erhalten.

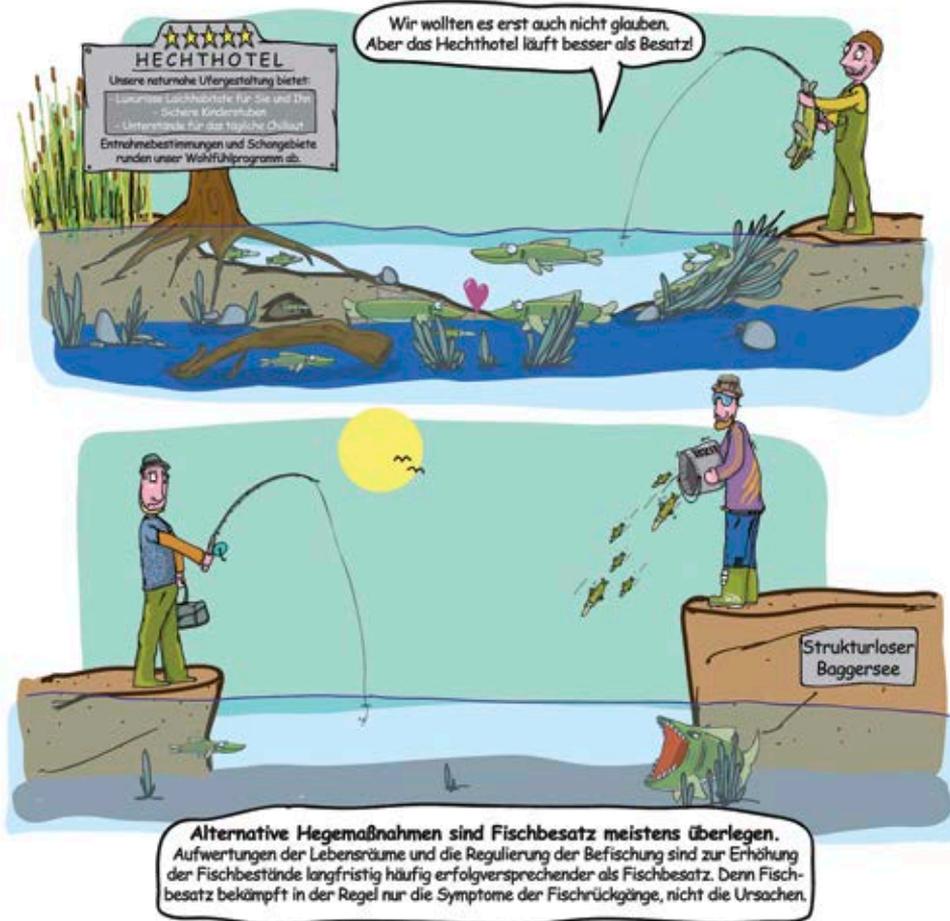


4

Lebensraumverbesserungen und Regulierung der Befischung vor Fischbesatz

Aufwertungen der Lebensräume und die Regulierung der Befischung sind zur Erhöhung der Fischbestände häufig langfristig erfolgversprechender als Fischbesatz.

Denn Fischbesatz bekämpft in der Regel nur die Symptome der Fischbestandsrückgänge, nicht die Ursachen.



5

Satzfische sollten möglichst aus dem gleichen Einzugsgebiet stammen

Satzfische sollten dem Gewässer ökologisch und genetisch nahe stehen und idealerweise aus diesem gewonnen werden. Ansonsten kann es durch die Vermischung von an unterschiedliche Gewässer angepassten Populationen regional zum Verlust genetischer Vielfalt und sogar zur Abnahme der Produktivität des besatzgestützten Bestands kommen.



6

Satzfische sollten so groß wie nötig und so klein wie möglich sein

Besatz von Fischbrut oder Jungfischen ist nicht zwangsläufig die beste Fischbesatzform. Gerade wenn Überlebensengpässe im Brut- oder Jungfischstadium existieren, ist der Besatz mit natürlich aufgezogenen, gesunden, größeren Fischen fischereilich angeraten. Allerdings gilt: Je länger Fische in Fischzuchten gehalten werden, desto geringer ist die Überlebenswahrscheinlichkeit in der Natur und desto rascher ist der Wiederfang durch Angler. Darum: Besetze so groß wie nötig und so klein wie möglich.



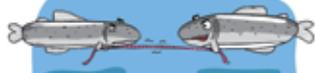
Stell Dir vor, die Bachforellenmamas haben erfolgreich abgelaicht und es ist Zeit für den Schlupf...

1. Geburt
Für eine kurze Zeit ist alles schön...



2. Größer werden
Doch der Kampf ums Überleben lässt nicht lange auf sich warten.

Konkurrenz um Futter



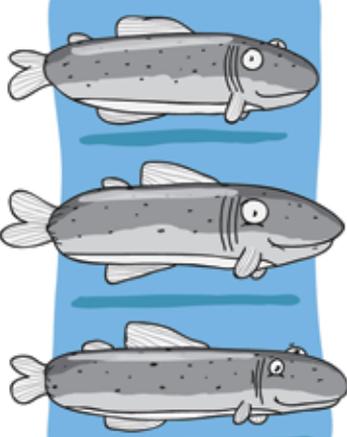
Konkurrenz um Unterstände



Kannibalismus



3. Groß sein
Nach diesem Hauen und Stechen haben sich nur wenige Starke durchgesetzt.



Und nun überleg mal was passiert, wenn wir zu diesem Bestand noch junge Bachforellen dazu setzen...

1. Besatz & Geburt
Es gibt noch mehr Jungfische als sonst, nämlich die Wildfische und die Satzfläche.



2. Größer werden
Konkurrenz und Kannibalismus werden noch größer

Konkurrenz um Futter



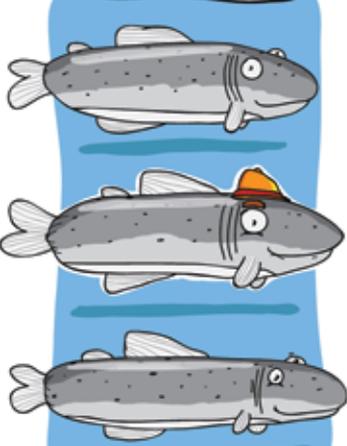
Konkurrenz um Unterstände

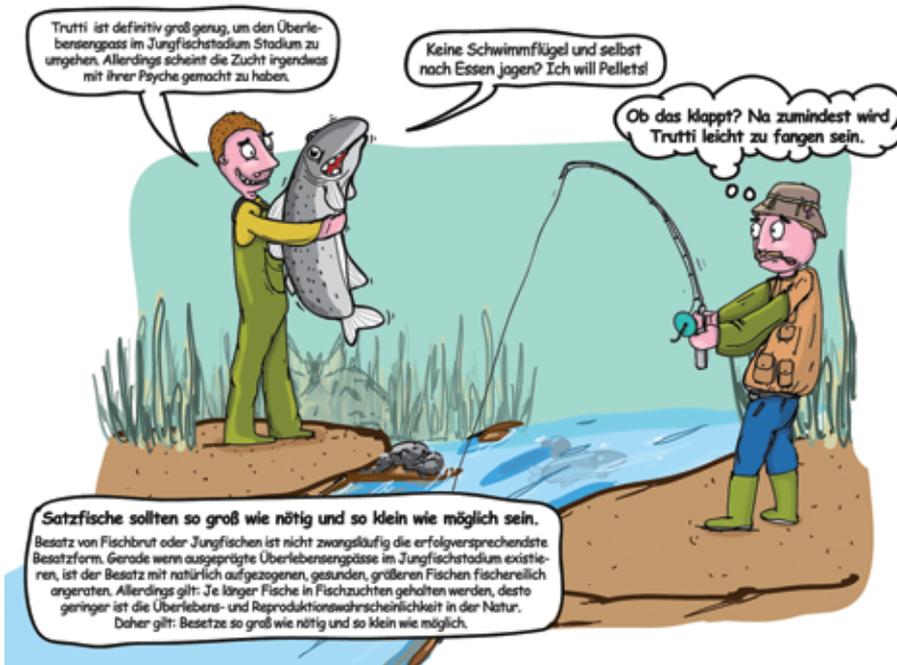


Kannibalismus



3. Groß sein
Der Bestand ist nicht größer, aber besteht aus Wild- und Besatzfischen. Das bringt dem Angler nix, kann aber die biologische Vielfalt gefährden.





7

Eine aussagekräftige Fangstatistik erhebt Fänge und Fangaufwand

Ein sehr gutes Maß zur Einschätzung der Fischbestandsentwicklung ist die Erfassung des sogenannten Einheitsfangs. Im Gegensatz zu traditionellen Entnahmestatistiken werden hierbei die Fänge pro Fangaufwand (d. h. der gefischten Zeit) erhoben und nicht nur die Gesamtzahl entnommener, maßiger Fische. Dies ermöglicht aussagekräftige Rückschlüsse auf die Größe der Fischbestände und Fischbestandsentwicklungen. Natürlich müssen auch untermaßige Fische erfasst werden, um Informationen über die natürliche Reproduktion oder das Überleben von Jungfischbesatz zu erhalten.



8

Behalte das Anglerwohl und gleichzeitig die Fisch- bestandsentwicklung im Blick

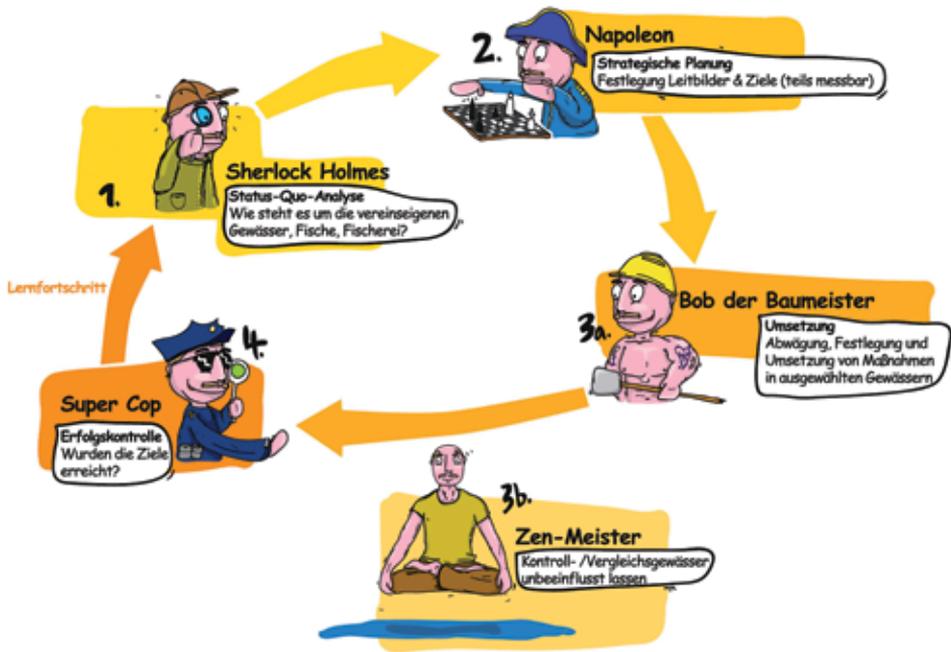
Jede angelfischereiliche Hegemaßnahme führt in der Anglerschaft zu Reaktionen (z. B. ein erhöhter Angelaufwand nach Besatz). Auch sind die Interessen und Ziele unterschiedlicher Anglertypen häufig sehr verschieden. Eine vorausschauende Managementplanung berücksichtigt die Interessen und Reaktionen verschiedener Anglertypen, um Wege zu finden, Anglerwohl und Fischbestandserhalt in Einklang zu bringen.



9

Hege nach dem Prinzip: Versuch macht klug

Für das anglerische Management und speziell das Fischbesatzmanagement empfiehlt sich das Grundprinzip der lernfähigen Hege. Dabei wird der Erfolg jeder Hegemaßnahme in verschiedenen Schritten überprüft. Dazu gehört, das natürliche Aufkommen der Zielfischarten regelmäßig zu erfassen und daraus auf die Besatznotwendigkeit zu schließen.



10

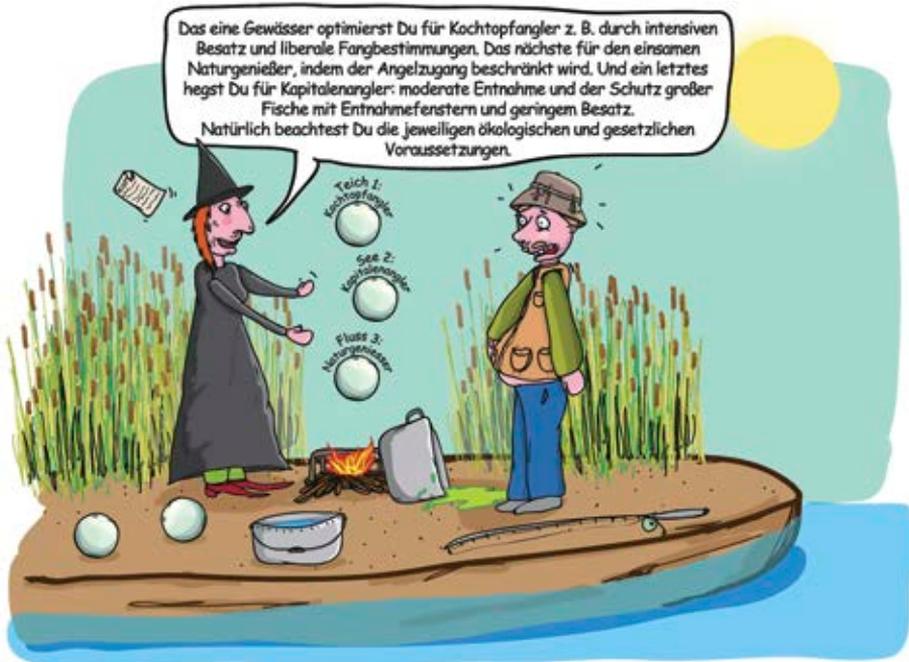
Wage Vielfalt statt Einheit

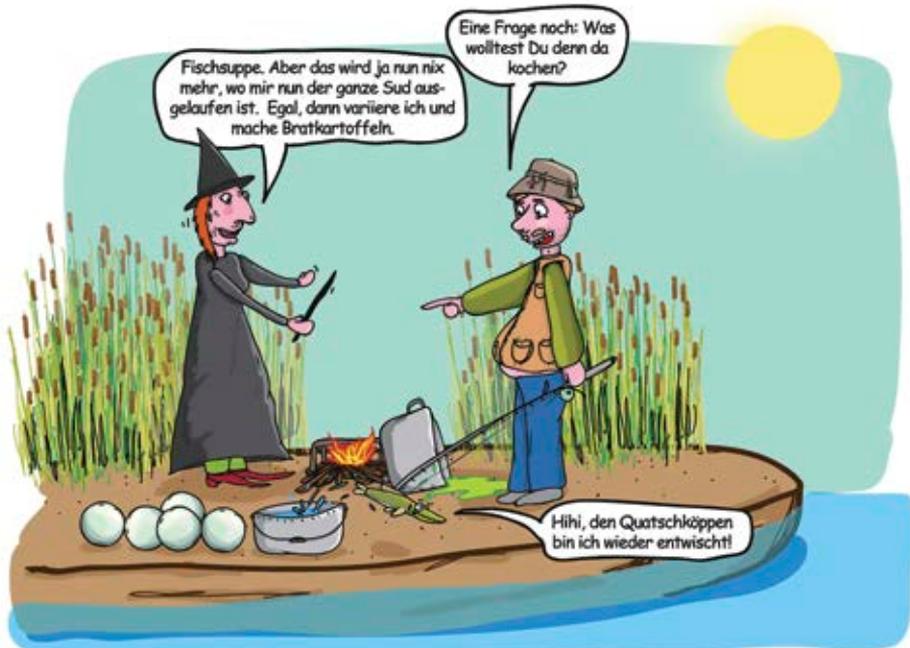
Die Eigenschaften von Gewässern sowie die Erwartungen und Ziele verschiedener Anglertypen sind sehr unterschiedlich. Einzelne Hegemaßnahmen, die über ganze Regionen in allen Gewässern gelten, führen daher meist zu suboptimalen Ergebnissen. Stattdessen sind fischereiliche Hegemaßnahmen an unterschiedliche ökologische Gegebenheiten und soziale Bedingungen variabel anzupassen und regelmäßig auf den Prüfstand zu stellen. Auch die biologische Vielfalt und die Alters- und Größenklassenvielfalt von Beständen ist unbedingt zu erhalten.













Wage Vielfalt statt Einheit.

Die Eigenschaften von Gewässern und die Erwartungen verschiedener Anglertypen sind sehr unterschiedlich. Allgemeingültige Hegeregeln greifen darum zu kurz. Angelvereine passen ihre fischereiliche Hegemaßnahmen besser an unterschiedliche ökologische und soziale Gegebenheiten an und stellen diese regelmäßig auf den Prüfstand.

1 Fischereibiologische Grundlagen der Ertragsbildung

Robert Arlinghaus

Im ersten Kapitel werden die fischereibiologischen Grundlagen der Regulation von Fischpopulationen sowie die Bildung des abschöpfbaren Fischertrags vorgestellt. Die Kenntnis einiger Details ist für die Einschätzung der Wirkungsweise von Fischschonbestimmungen und Besatz von großer Bedeutung.

1.1 Grundlagen der Fischpopulationsdynamik

Jede Fischpopulation natürlicher Gewässer setzt sich aus verschiedenen Altersklassen (Kohorten bzw. Jahrgängen) zusammen, die insgesamt den Fischbestand (in Stückzahl bzw. Biomasse) bilden. Aus jedem sich natürlich reproduzierenden Fischbestand kann über die Angelfischerei ein bestimmter Biomasse- oder Stückzahlertrag jährlich entnommen werden (die sogenannte Überschussproduktion), ohne dass die genutzte Population zusammenbricht (Barthelmes 1981). Wie funktioniert nun aber die fischereiliche Ertragsbildung bzw. die Überschussproduktion, die über den Ertrag abgeschöpft werden kann? Und wie ist der Fischbestand einer Art in der Lage, die fischereiliche Sterblichkeit auszugleichen? Zur Beantwortung dieser Fragen ist es sinnvoll, sich die drei wesentlichen Prozesse anzuschauen, die die Populationserneuerung und den Zuwachs von Biomasse auf der Ebene der Population einer Zielart bestimmen. Diese drei Prozesse sind:

- individuelles Wachstum,
- Rekrutierung,
- natürliche und fischereiliche Sterblichkeit.

Will man Effekte bestimmter Hegemaßnahmen, der Befischung oder von Änderungen der Lebensräume auf einzelne Fischbestände verstehen, müssen stets die Veränderungen der Wachstums-, Reproduktions- und Sterblichkeitsraten zusammengenommen angeschaut werden. Der Schlüssel zum Verständnis der Populationsdynamik von Fischen ist die Dichteabhängigkeit aller drei Prozesse. Das heißt, die Menge an Fischen in einem gewissen Jahr bestimmt die entsprechenden Raten (Wachstum, Rekrutierung, Sterblichkeit) in einer dynamischen (d. h. über die Jahre variablen) Weise. Die Dichteabhängigkeit ist entscheidend für das Verständnis der kompensatorischen Reaktionsfähigkeit von Fischpopulationen, insbesondere deren Reaktion auf fischereiliche Biomasseentnahme und damit verbundene Ausdünnung des Bestands durch rasche Biomasseneubildung zur Wiederauffüllung der verlorenen Biomasse. Dies geht einher mit gesteigertem Wachstum, erhöhter Reproduktion und reduzierter natürlicher Sterblichkeit. Entsprechend erklärt die Dichteabhängigkeit bei der Populationsregulation auch die Reaktion von Fischbeständen auf vom Menschen ausgelöste Dichteerhöhungen, wie bei intensivem Besatz der Fall: Wird zu viel besetzt, reduziert sich das Wachstum der Fische im Bestand und erhöht sich die Sterblichkeit.

Wachstumsrate

Fische wachsen im Jungfischstadium mehr oder weniger linear mit dem Alter, weil die gesamte Überschussenergie in das Körperwachstum investiert wird (Abbildung 1). Die individuelle Wachstumsrate nimmt nach dem Eintritt in die Geschlechtsreife ab, weil der Fisch dann Energie für die Reproduktion aufwendet, die nicht mehr für das Körperlängenwachstum zur Verfügung steht. Allerdings

wachsen die meisten Fische im Unterschied zum Menschen ihr Leben lang auch in die Länge; der Längenzuwachs bei alten Fischen ist aber meist sehr gering und kann bei Futternapheit auch stagnieren (Abbildung 1).

Mit der Länge nimmt die Masse eines Fisches exponentiell zu (Länge ist bei den meisten Arten proportional zur Masse³). Stellt man nun das Wachstum von Fischen nicht als Beziehung von Alter und Länge, sondern als Beziehung von Alter und Körpermasse dar, so sieht man, dass mittelalte Fische den höchsten Körpermassezuwachs pro Jahr haben (Abbildung 1). Daraus darf aber nicht geschlossen werden, dass alte Fische unproduktiv sind. Im Gegenteil: Die Gesamtproduktion (Biomasseproduktion pro Zeit) schließt auch die Produktion von Eiern und Milch mit ein, die in Abbildung 1 nicht separat dargestellt ist. Wenn man diesen Teil der Bioproduktion ebenfalls berücksichtigt, sinkt die Produktivität von Fischen nicht mit der Länge bzw. dem Alter, sondern sie steigt an (und zwar proportional nach der Beziehung Masse^{0,66}, Lester et al. 2004). Alte Fische sind also insgesamt produktiver als junge Fische, wohingegen der Körpermassezuwachs pro Jahr – also die Produktion von „abschöpfbaren Fischfilets“ – bei jungen bzw. mittelalten Fischen am größten ist. Froese et al. (2016) geben als Faustzahl für die maximale Ertragsfähigkeit eines Fisches im Sinne der

abschöpfbaren Biomasse (in Fischfiletheiten gewissermaßen) eine Länge von ca. 2/3 der Maximallänge an, dementsprechend (hoch) sollten Mindestmaße ausfallen, wenn sie die Ertragsmaximierung unterstützen sollen. Die Maximierung der Ertragsfähigkeit ist vor allem unter berufsfischereilichen Bedingungen ein wichtiges Hegeziel. In der Angelfischerei sind hingegen auch andere Hegeziele von Bedeutung, wie z. B. der Erhalt möglichst großer Fische im Fang oder der Erhalt einer naturnahen Altersstruktur (Hilborn 2007, Arlinghaus et al. 2014). Dementsprechend ist eine Ausrichtung der Hege ausschließlich auf die Förderung der besonders schnell wachsenden mittelalten Jahrgänge nicht zwangsläufig optimal in der anglerischen Hege (siehe dazu später mehr).

Eine Besonderheit des Wachstums von Fischen liegt in ihrer Abhängigkeit von der Futtermittelverfügbarkeit (sogenanntes dichteabhängiges Wachstum). Nimmt die Menge an Konkurrenten der eigenen Art zu, verringert sich die Verfügbarkeit von Nahrung für jedes Tier und damit sinkt auch die individuelle Zuwachsrate (Abbildung 2). Das dichteabhängige Wachstum ist für die Einschätzung von Fischbesatzeffekten bzw. für die Erklärung, wie Fischbestände die Ausdünnung durch die Fischerei ausgleichen (kompensieren), von besonderer großer Bedeutung (siehe dazu weiter unten und Kapitel 5). Werden beispielsweise zu viele Fische ausgesetzt, reduzieren sich Längenwachstum und Kondition, so dass die Fruchtbarkeit sinkt und die Sterblichkeit ansteigt, was in der Folge die Bestandsgröße (wieder) auf das Ursprungsmaß herunterregulieren kann.

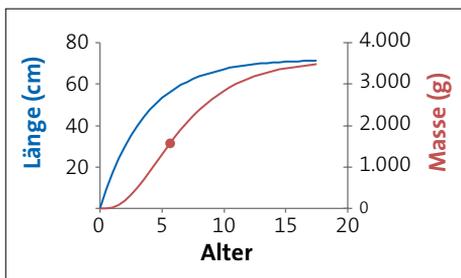


Abbildung 1: Allgemeine Beziehung zwischen Alter und Körperlänge (linke Y-Achse) bzw. -masse (rechte Y-Achse) bei Fischen. Bei mittelalten Fischen ist der Biomassezuwachs am größten (roter Punkt).

Rekrutierung

In der Fischereibiologie wird mit dem (fast schon militärisch klingendem) Begriff des „Rekruits“ ein Fisch bezeichnet, der in den Fang hereingewachsen ist. Beispielsweise werden die meisten Hechte unabhängig von

den herrschenden Mindestmaßen erst mit 30 oder 40 cm Totallänge im Fang auftauchen, weil die Fische erst dann groß genug sind, um sich mit den üblichen Kunstködern haken zu lassen. Dementsprechend wäre ein Rekrut beim Hecht ein Fisch mit etwa 30–40 cm Totallänge. Die Rekrutierung von Fischen wird (bei den meisten, aber längst nicht bei allen) Arten (Andersen et al. Im Druck) wesentlich im ersten Lebensjahr bzw. im Jungfischstadium bestimmt. Die Höhe des Jungfischaufkommens hängt von einem komplexen Gefüge abiotischer und biotischer Faktoren ab. Sie ist daher meist sehr schwer vorherzusagen, weil viele Zufallsprozesse (z. B. Temperatureinbrüche im Frühjahr oder Abflussgeschehen) die Reproduktion beeinflussen, unabhängig davon, wie viele Eier der Laichfischbestand abgegeben hat, und auch (weitgehend) unabhängig davon, wie viele Laichfische am Laichgeschehen beteiligt waren. Zusätzlich hängt die Höhe der Rekrutierung bei vielen Arten auch von der Gesamtzahl abgegebener Eier, d. h. von der Größe des Laicherbestands und seiner altersmäßigen Zusammensetzung, ab (Abbildung 3) (z. B. Stige et al. 2017 beim Dorsch oder Langangen et al. 2011 beim Hecht). Der Zusammenhang zwischen dem Laicherbestand und den sich aus den abgegebenen Eiern entwickelnden Jungfischen – die sogenannte Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung – ist insbesondere bei geringen Laicherbiomassen (und damit verbundenen insgesamt geringen abgegebenen Eizahlen) vergleichsweise eng ausgeprägt (Abbildung 3, rechts). Bei sehr geringen Laichbiomassen bedeuten mehr (und größere) Laichfische, mehr Eier und entsprechend auch mehr Nachkommen. Der Zusammenhang zwischen Laicherbestandshöhe und Rekrutierung an Jungfischen schwächt sich mit steigenden Laicherbiomassen allerdings aufgrund dichteabhängiger Prozesse ab. Dies erzeugt dann den Anschein, dass das Jungfischaufkommen ausschließlich von Zufallsprozessen, nicht aber von der Höhe des Laichfischbestands abhängig ist. Gleichzeitig

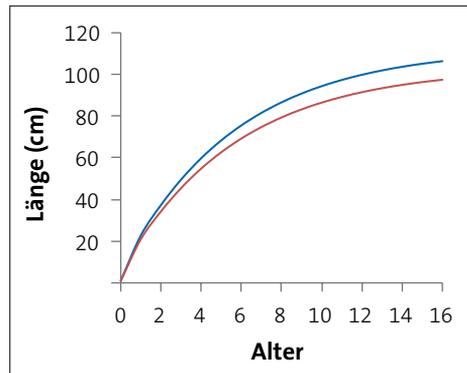


Abbildung 2: Stilisiertes Längenwachstum von Hechten bei hoher (rot) und geringer (blau) Konkurrenz um Nahrung. Die Dichteabhängigkeit des Wachstums kann zu noch größeren Unterschieden im Längenwachstum führen als in der Abbildung dargestellt wird.

wirken aber dichteabhängige Regulationsprozesse vor allem der juvenilen Sterblichkeit: Weil große Laichfischbestände auch eine höhere Eiabgabe realisieren, muss bei abnehmenden Laicherbeständen die Sterblichkeit der Jungfische systematisch zurückgehen – andernfalls könnte (bei angemessen hohen Laicherbiomassen) die Gesamtrekrutierung nicht stabil bleiben. Dies ist ein klarer Beleg der für Fische typischen Dichteabhängigkeit der juvenilen Sterblichkeit (Walters & Martell 2004): Je dichter ein Bestand, desto höher ist die Sterblichkeit im Larven- und Jungfischstadium durch Futterkonkurrenz und Fraßdruck. Die Sterblichkeit orientiert sich stets an der Tragekapazität des Gewässers und bringt entsprechend viele Jungtiere hervor, die ein Gewässer ernähren kann. Gibt es wenige Eier im Bestand, überleben viele Larven, gibt es viele Eier im Bestand, überleben wenige – meistens und im Durchschnitt jedenfalls. Und genau da wird es kompliziert, weil der vorausschauende Hegetreibende natürlich auch unvorhergesehene Dinge miteinkalkulieren muss. Da geht man als Entscheidungsträger lieber auf Nummer Sicher und erhält möglichst viele Laichfische im Bestand. Und auch die Größe der Laichfische spielt eine Rolle, dazu später mehr.

Wie viele Jungfische in einem Gewässer aufkommen und in den Fang hineinwachsen, hängt eng mit der Anzahl und Qualität der Jungfischlebensräume und auch mit dem Futterangebot zusammen. Selbstverständlich ist auch die Anzahl und Qualität der Laichplätze wichtig, bei vielen Arten liegt der wesentliche Engpass für die Gesamtproduktion an abschöpfbaren Rekruten aber im Jugendfischstadium, nicht im Laichhabitat (Minns et al. 1996), Ausnahmen finden sich vor allem bei kieslaichenden Fischen in stark verbauten Gewässern. In der Regel regulieren sich alle Fischbestände spätestens im Jungfischstadium auf eine dem Gewässer entsprechende Fischmenge (die Tragkapazität) herunter; das ist ein Resultat der bereits angesprochenen dichteabhängigen Sterblichkeit im Jungfischstadium. Wäre dies nicht so, wären alle Gewässer angesichts der besonders hohen Fruchtbarkeit vieler Fischarten überfüllt. Die entsprechende Beziehung zwischen Laicherbestand und Rekrutenanzahl folgt beim Vorliegen eines Maximums an Rekruten der sogenannten Beverton-Holt-Beziehung (Abbildung 3, links, Beverton & Holt 1957). Die meisten Fische, z. B. Cypriniden, folgen diesem Zusammenhang. Bei kannibalistischen Raubfischarten und bei einigen Salmoniden (wegen der Zerstörung von Laichbetten, wenn viele Laicher auf die begrenzten Laichplätze wandern) sinkt die Zahl der Nachkommen unabhängig vom Zustand der Lebensräume bei sehr hohen Laicherabundanzen wieder (Abbildung 3, links und rechts). Man spricht von der sogenannten Ricker-Beziehung (Ricker 1954), die z. B. bei Zandern, Lachsen und Hechten (Edeline et al. 2008) nachgewiesen worden ist. Beide genannten Zusammenhänge zwischen Laicherbestand und Rekrutierung folgen dichteabhängigen Prozessen: Ändert sich die Menge an Laichfischen (und Eiern und Larven), ändert sich auch die Rekrutierung durch die Veränderung des Überlebens im ersten Lebensjahr. Bei geringen Laicherbiomassen und entsprechend geringen Ei-

zahlen ist die Überlebensrate der schlüpfenden Brut in der Regel hoch, werden viele Eier abgelegt, ist die Überlebensrate gering.

Die Existenz einer Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung lässt sich zweifelsfrei nur über Daten zur Bestandhöhe und anschließenden Rekrutierungshöhe nachweisen (Walters & Martell 2004). Häufig werden mindestens 15 oder 20 Jahre an Daten verlangt, außerdem muss der Bestand in dieser Zeit ausreichend geschwankt haben, damit man die in Abbildung 3 gezeigten Zusammenhänge nachweisen kann. Weil kaum ein Angelverein entsprechende Daten haben wird, ist es sinnvoll, stets genügend Laichfische im Bestand zu erhalten, um eine stabile Reproduktion zu gewährleisten, die zufällige Umwelt Ereignisse abpuffern kann (im Fachchinesisch spricht man von der Umgehung der demographischen Stochastizität). Wenn man mindestens 35 % der Laicherbiomasse eines unbefischten Bestands im genutzten Bestand erhält, wird die sogenannte Rekrutierungsüberfischung effektiv verhindert (Allen et al. 2013).

Über die Dichte der Laichfische und Nachkommen hinaus wirken auf Eier und Larven eine Vielzahl dichteunabhängiger Einflüsse wie z. B. das von Zufallsprozessen gesteuerte Zusammentreffen von Schlupfzeitpunkt und Futterangebot an Zooplankton. Entsprechend gering ist die Überlebensrate der meisten Larven, meist überleben weniger als 0,01 % aller abgelegten Eier, unabhängig von der Zahl der Eier (bzw. der Laicher). Anders ausgedrückt: Selbst wenn die Fruchtbarkeit der meisten Fische sehr hoch ist, kann mit Sicherheit davon ausgegangen werden, dass nur die wenigsten Nachkommen selbst geschlechtsreif werden, (fast) egal, wie viele Eier ein Bestand abgegeben hat. Auch dies spricht dafür, dass man lieber auf Nummer Sicher geht und immer genügend Laichfische im Bestand erhält. Die manchmal geäußerten Hinweise, dass schon ge-

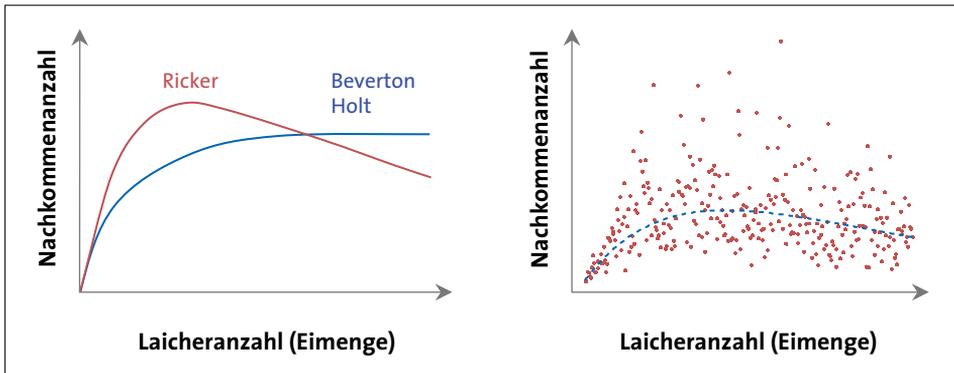


Abbildung 3: Stylisierte Zusammenhänge zwischen der Laicheranzahl und der Nachkommenanzahl (Zahl der Rekruten) (links) und stochastische Realität der Rekrutierung in den meisten Gewässern (rechts). Die Zufallsereignisse bei der Rekrutierung führen dazu, dass bei mittleren und hohen Laicheranzahlen der Zusammenhang mit der Nachkommenanzahl nicht mehr augenscheinlich wird. Sinkt die Laicheranzahl aber auf sehr geringe Werte, zieht das in der Regel auch Einbußen für die Nachkommenanzahl nach sich, die fischereibiologisch nicht gewünscht sind. Rekrutierungsüberfischung verhindert man effektiv dadurch, dass mindestens 35 % der Laicherbiomasse eines unbefischten Bestands im genutzten Bestand verbleiben. Das ist in der Regel in dem Bereich, in dem kein augenscheinlicher Zusammenhang zwischen Laicherbiomasse und Rekrutierung mehr existiert (entlang der maximalen mittleren Rekrutierung linke Abb. bzw. im stochastischen Bereich rechte Abb.).

ringste Laicheranzahlen (im Extremfall ein Laichfischpaar) ja bei den meisten Arten so fruchtbar sind, dass damit ein Gewässer rasch mit Nachkommen bestückt werden können, stimmen zwar theoretisch, aber nicht notwendigerweise in der Praxis, eben weil es dichteunabhängige Sterblichkeiten gibt, die dazu führen, dass in der Regel nur sehr wenige Nachkommen wirklich überleben. Beispielsweise produzieren die meisten Hechtrogner im Freiland gar keine Nachkommen (auch wenn gelaicht wird) und selbst bei den erfolgreich reproduzierenden Tieren wurden in Freilandstudien im Mittel nur 1 oder 2 Junghechte im Herbst pro Rogner und Laichsaison festgestellt (Pagel 2009, Arlinghaus et al. 2015), obwohl jedes Weibchen tausende Eier gelegt hat.

Neue Studien zeigen, dass es für die Stabilität der Rekrutierung tatsächlich wichtig ist, dass der Laicherbestand ausreichend hoch bleibt (Stig et al. 2017). Darüber hinaus muss er sich auch aus möglichst vielen Längen- und Altersklassen und nicht nur aus jungen

Erstlaichern kleiner als das Mindestmaß zusammensetzen (z. B. Hsieh et al. 2006, 2010, Botsford et al. 2014, Stig et al. 2017). Beispielsweise ist die Zahl der Rekruten beim Zander dreifach höher, wenn die gleiche Eimenge von einem breiten Altersklassenbestand abgegeben wird, im Vergleich zur Situation, wenn die gleiche Eimenge nur von jungen Erstlaichern abgelaidet wird (Arlinghaus et al. 2008). Über die zugrundeliegenden Mechanismen besteht in der Literatur noch Uneinigkeit (Hsieh et al. 2006, Anderson et al. 2008, Botsford et al. 2014). Aber es ist inzwischen unstrittig, dass stark verjüngte Bestände destabilisieren (z. B. Anderson et al. 2008; Ohlberger et al. 2014) und auch die Gesamtzahl der Rekruten zurückgehen. Diese Ergebnisse betonen die für natürlich reproduzierende Bestände wichtige und meist unterschätzte ökologische Bedeutung (auch) großer Laichtiere und einer insgesamt breiten Altersstruktur im Laichfischbestand (Arlinghaus 2006, Hsieh et al. 2006, Hixon et al. 2014, Stig et al. 2017), weswegen auf diesen Komplex etwas näher eingegangen werden soll.

Bedeutung der Laicherbestandszusammensetzung nach Größe für Rekrutierung

„Am großen (alten) Fisch erkennt man den schlechten Fischer“ (Schiemanz, zitiert nach Schäperclaus 1960). Mit dieser griffigen Aussage soll zum Ausdruck gebracht werden, dass die großen Fische im Sinne der abschöpfbaren Biomasseproduktion weniger ertragreich sind als kleinere Fische (Abbildung 1). Daher sind Bestände mit vielen großen Fischen als „unterfischt“ bzw. „schlecht befischt“ zu charakterisieren. Dies gilt allerdings nur für Fische mit Reproduktionsüberschuss (Schäperclaus 1960) und auch nur dann, wenn das Hegeziel die Abschöpfung maximaler Fischbiomassen umfasst, ohne weitergehende Beachtung der ökologischen Rolle verschiedener Größen und Arten im Nahrungsnetz oder sozio-ökonomischer Erwägungen (z. B. Erwartungen von Anglern an die Präsenz bestimmter Fischlängen in Beständen). Diese Bedingungen treffen insbesondere auf teichwirtschaftliche Produktionsbedingungen zu, wo die Reproduktion durch das Aussetzen von Satzfishen unbegrenzt ist, Effekte der Zielart auf andere Glieder im Nahrungsnetz irrelevant sind und populationsdynamisch lediglich Wachstum und Sterblichkeit die Ertragsbildung bestimmen, die maximiert werden soll. Unter diesen Bedingungen maximiert tatsächlich die Bewirtschaftung mit mittelalten Fischen die Erträge.

All das trifft aber nur begrenzt oder gar nicht auf natürliche Bedingungen in Seen und Flüssen und auf die Angelfischerei zu. In der Natur ist es z. B. keinesfalls sicher, dass die Fischbestände in jedem Jahr einen Reproduktionsüberschuss realisieren, weil es wie bereits ausgeführt hohe dichteunabhängige Sterblichkeiten im Ei- oder Jungfischstadium gibt (z. B. als Folge außergewöhnlicher Wetterbedingungen). Und wenn zusätzlich, wie in der Angelfischerei üblich, die Hegeziele auf die Maximierung des numerischen

Ertrags (Zahl der Fische) und den Erhalt der Fangaussicht großer, kapitaler Tiere ausgelegt sind (Arlinghaus et al. 2010), so verliert der Schiemenze Lehrsatz weiter an Bedeutung. Dagegen gewinnt der Schutz der großen, besonders fruchtbaren Tiere aus ökologischen und anglerischen Gründen an Relevanz (Arlinghaus et al. 2010, Hixon et al. 2014, Gwinn et al. 2015). Entsprechend wird an dieser Stelle eine Modifikation des altersbasierten, fischereilichen Lehrsatzes für die Angelfischerei vorgeschlagen: **„Unter natürlich reproduzierenden Bedingungen erkennt man am großen Fisch die gute angelfischereiliche Hege“**. Diese doch starke Abkehr von der traditionellen Lehrbuchmeinung verlangt einige Erläuterungen.

Große Fische investieren ihre Überschussenergie, wie bereits erläutert, nicht in Wachstum, sondern in die Produktion von Eiern. Sie sind daher keinesfalls unproduktiv, sie investieren nur anders in künftige Generationen. Für die Erneuerung der Bestände kann diese Eiinvestition sehr wichtig sein und als Puffer gegen Bestandsschwankungen wirken (Shelton et al. 2012, Gwinn et al. 2015, Le Bris et al. 2015, Stig et al. 2017). Bei den meisten Fischen gibt es einen linear positiven Zusammenhang zwischen der Masse und der Eizahl. Dementsprechend überproportional (genauer exponentiell!) steigt die Eizahl mit der Fischlänge an, weil die Körpermasse mit dem Exponenten von etwa 3 mit der Fischlänge ansteigt. Auch die Laichqualität großer Fische geht unter natürlichen Bedingungen nicht wie häufig behauptet zurück, sondern bleibt auch bei Fischen im letzten Drittel ihres Lebens unverändert hoch oder steigt sogar mit der Länge an (z. B. Arlinghaus et al. 2010, Hsieh et al. 2010, Frauenstein 2012, Kotakorpi et al. 2013). Große Fische haben also nicht nur überproportional mehr Eier, sondern produzieren auch in vielen Fällen höhere Laichqualitäten (Hixon et al. 2014). In einem unbefischten Bestand ist der Beitrag eines Einzelfisches für die Gesamtrekrutierung

irrelevant. Wenn ein Bestand aber fischereilich ausgedünnt ist und die Laichfische knapp werden, steigt die Bedeutung eines einzelnen Grossfisches für die Bestandserneuerung (Gwinn et al. 2015). Überdies gibt es eine Reihe weiterer positiver ökologischer Effekte der Grossfische in Beständen, z. B. ihre Bedeutung als Leittiere mit hoher Erfahrung in scharmbildenden Arten (Hixon et al. 2014).

Manchmal wird mit Verweis auf die Situation beim Menschen oder anderen Säugetieren eingewendet, dass große, vor allem sehr alte Fische keine guten Laichtiere mehr sein könnten und deswegen aus den Beständen entfernt gehören. Diese Perspektive verkennt die unterschiedlichen evolutionsgeschichtlichen Spezifika und Anpassungen, die Fische und Menschen kennzeichnen und die die Übertragung von biologischen Charakteristiken von Menschen/Säugetieren auf Fische stark eingrenzen. Beispielsweise wachsen Fische im Unterschied zum Menschen ein Leben lang. Fische haben auch keine Menopause, und sie müssen, um ihre Gene weiterzugeben, bestimmte Strategien entwickeln, die sich stark von der menschlichen Reproduktionsbiologie unterscheiden. Dazu gehört das rasche Wachsen als Jungfisch und die dann lebenslange Produktion von vielen Tausend Eiern ab dem Erreichen einer gegenüber Raubdruck sicheren Länge. Nur so wird die eigene Fitness über die erfolgreiche Weitergabe eigener Gene gesichert. Denn in der Natur sterben die bei weitem meisten Eier einzelner Rogner, nur ein klitzekleiner Bruchteil (im Durchschnitt über jeden Laichvorgang weniger als ein Jungtier um genau zu sein) kommt durch und wird selbst geschlechtsreif. Insofern ist es das biologische Ziel jedes Rogners, in der Natur möglichst viele Fortpflanzungschancen zu haben, da in jedes einzelne Ei nur sehr wenig Energie investiert wird. Dann ist es natürlich und zu erwarten, dass Fische im Unterschied zu Menschen ein ganzes Leben lang in die nachfolgende Generationen (und damit

auch in die eigene Genweitergabe = Fitness) investieren – da wäre es kontraproduktiv, wenn mitten im Leben die Eianzahl oder gar nicht Laichqualität einbrechen würde!

Das Gegenteil der Intuition ist also der Fall – große (und damit auch alte) Fische produzieren nicht nur überproportional viele Eier, sondern je nach Ernährungsgrundlage auch Eier von guter oder sehr guter Qualität. Natürlich gibt es auch bei Fischen Alterungsprozesse und den Alterstod, aber das betrifft nur die sehr seltenen Methusalemfische, die in befischten Beständen übrigens so gut wie nicht vorkommen. Gleichzeitig ist die Sterberate der größeren Fische deutlich geringer als die der kleineren (siehe unten). Deshalb dienen Laichfische, die eine bestimmte gegenüber Fraßdruck sichere Länge erreicht haben, unter natürlichen Bedingungen mehrere Jahre (im letzten Drittel ihres Lebens) als Garant für die Gewährleistung der Eiablage. Diese Fische scharf zu befischen, kann ökologische Konsequenzen haben, wie eine Reihe von Modellen und empirischen Studien eindrucksvoll gezeigt haben (Arlinghaus et al. 2010, Shelton et al. 2012, Gwinn et al. 2015, Stig et al. 2017).

Neben der Eimenge ist auch die Eiqualität von Bedeutung für die Reproduktion (Shelton et al. 2012). Diverse aktuelle Studien belegen, dass vor allem Erstlaicher bei Fischen eine geringere Laichqualität aufweisen als die älteren Mehrfachlaicher (Arlinghaus 2006). Studien in Teichen zeigten z. B., dass die Überlebensrate der Nachkommen großer Hechte und Zander deutlich höher war als die der Larven von Erstlaichern (Venturelli et al. 2010, Arlinghaus et al. 2010, Frauenstein 2012). Häufig kolportierte Aussagen von Fischzüchtern (und einigen Behördenvertretern und Fischzuchtwissenschaftlern), dass die Eiqualität großer Fische unter künstlichen Aufzuchtbedingungen und bei künstlichen Erbrütungsversuchen geringer ausfiel als die von mittelalten Laichfischen, haben für die Situationen unter

befischten natürlichen Bedingungen keine Relevanz. Es ist in der Tat so, dass in der Fischzucht mittelalte Fische die besten Laicher sind. Diese lassen sich in der Haltung auch langfristig gut ernähren und handhaben, was bei der künstlichen Befruchtung vorteilhaft ist. Das heisst aber nicht, dass das auch in der Natur so sein muss. In der Natur herrschen völlig andere Selektionsbedingungen als in der Fischzucht, die in der Regel größere Nachkommen und Elterntiere bevorzugen (Pagel 2009, Hixon et al. 2014). Unter Zuchtbedingungen in Zugerläsern oder Brutrinnen überleben hingegen vor allem die kleinen Eier, sie haben unter diesen künstlichen Bedingungen einfach Selektionsvorteile (z. B. Heath et al. 2003). Entsprechend höher erscheint die Ei- und Rognerqualität der kleinen und mittleren Laicher in künstlichen Erbrütungsversuchen, weil bei den meisten Fischen mit der Größe auch die Eigröße ansteigt (Hsieh et al. 2010, Frauenstein 2012, Arlinghaus et al. 2010). In der Natur hingegen nimmt mit der Fischlänge nicht nur die Eigröße, sondern vor allem auch der Anteil der Geschlechtsprodukte an der Fischmasse (gonadosomatische Index), d. h. die relative Fruchtbarkeit, zu (Edeline et al. 2007, Hixon et al. 2014). Alle verfügbaren Studien zur relativen Reproduktionsleistung unterschiedlich langer Tiere unter naturnäheren oder sogar natürlichen Bedingungen belegen folglich eine höhere oder mindestens gleich hohe Nachkommensproduktion großer Fische gegenüber kleineren Fischen und eine höhere Reproduktionsleistung gegenüber Erstlaichern sowohl bei marinen wie auch bei Süßwasserarten (z. B. Pagel 2009, Arlinghaus 2006, Hsieh et al. 2010, Venturelli et al. 2010, Frauenstein 2012, Bravington et al. 2016, Stig et al. 2017). Diese erhöhte Nachkommensproduktion der größeren Laicher ergibt sich bereits aus der mit der Länge exponentiell erhöhten Fruchtbarkeit (Eianzahl), möglicherweise bestehende längenabhängige Vorteile in der Laichqualität (sog. maternale Effekte, Arlinghaus 2006) und gesteigerte relative Fruchtbarkeiten mit der Länge kommen als

Mechanismen zusätzlich zum absoluten Fruchtbarkeitseffekt hinzu. Welche konkrete Bedeutung die reinen längenabhängigen maternalen Effekte auf die Laichqualität für die Populationsdynamik und Ertrag haben ist in der Fachliteratur kontrovers diskutiert (vgl. z. B. Arlinghaus et al. 2010, Shelton et al. 2012, Caldach-Verdiell et al. 2014, Vindenes et al. 2016). Wichtig zu verstehen und zu akzeptieren ist aber, dass der unstrittige längenabhängige Fruchtbarkeitseffekt bereits ausreicht, um die verstärkte Schonung der großen Tiere gerade bei hoher fischereilicher Intensität zu rechtfertigen (Arlinghaus et al. 2010). Anders ausgedrückt: große Tiere fungieren als Eireservoir und das alleine kann die Reproduktionsleistung des Bestands gerade bei einem Laichfischmangel hochhalten – ob große Tiere zusätzlich ggf. noch bessere Eier und Larven produzieren, ist von zweitrangiger Bedeutung.

Wir können feststellen: Laichqualitätsargumente großer Tiere spielen (entgegen früheren Aussagen, Arlinghaus 2006) für die Ableitung einer Schutzempfehlung dieser Größenklassen nur eine untergeordnete Rolle spielen. Als Argument reichen der völlig unstrittige Fruchtbarkeitsvorteil großer Tiere und andere mit der Rognerlänge zusammenhängende Mechanismen (z. B. in Raum und Zeit stärker gestreute Gesamteimenge in Abhängigkeit der Altersstruktur des Laichfischbestands) aus, um die (empirisch nachweisbare) erhöhte Reproduktionsleistung eines naturnäheren Laichtierbestands zu erklären (Arlinghaus et al. 2008, 2010, Shelton et al. 2012, Botsford et al. 2014, Gwinn et al. 2015). Hinzu kommen klare Belege, dass stark verjüngte Bestände aus bisher nicht vollends geklärten Gründen stärker zwischen den Jahren schwanken, also destabilisieren (Hsieh et al. 2010, Botsford et al. 2014, Ohlberger et al. 2014). Übrigens hätte die Natur Langlebigkeit und damit verbunden den Aufbau einer breiten Altersstruktur nicht über Jahrtausende hervorgebracht, wenn es nicht positive Wir-

kungen auf die individuelle Fitness und auf den Populationserhalt insgesamt hätte.

Bereits Schäperclaus (1960) räumte ein, dass der Indikatorwert des „großen Fisches“ als Anzeiger für schlecht befischte Bestände bei rekrutierungslimitierten Beständen nur eingeschränkt zutrifft – eine Einschätzung, die durch die neue Studienlage gestützt wird. Es ist daher problematisch, wenn ein aktuelles Praxisbuch für den Gewässerwart diese neuen (und zugleich auch alten) Erkenntnisse zur reproduktiven Bedeutung großer Laichfische negiert und stattdessen wiederholt die für natürliche Gewässer überholte Faustformel „großer Fisch = schlechter Fischer“ präsentiert (Mattern 2015). Stattdessen sollte eine nachhaltige anglerische Hege dadurch gekennzeichnet sein, dass die Verjüngung von Beständen möglichst moderat erfolgt und ein möglichst naturnaher Altersklassenaufbau erhalten bleibt. Dieser ist u. a. durch die Präsenz großer Tiere als Laichfische charakterisiert. Die gilt zunächst für natürlich reproduzierende Arten. Aber auch bei sich nicht von selbst erhaltenen Populationen kann eine Hege mit wenigen großen Fischen sozial und ökologisch sinnvoll sein, insbesondere bei Karpfen (vgl. Arlinghaus et al. 2017).

Überleben

In der Fischbiologie ist, wie bereits bemerkt, die Überlebensrate von Fischen vor allem im Jungfischstadium von der Dichte abhängig. Gibt es große Konkurrenz, sterben auch viele Fische, sinkt die Konkurrenz, überleben mehr. Darüber hinaus sind alle Fischbestände größenstrukturiert. Nach dem Motto „Groß frisst Klein“ ist die Sterberate größenabhängig: Sie nimmt mit der Fischlänge exponentiell ab (Abbildung 4). Entsprechend wirkt sich eine veränderte Dichte vor allem auf die Überlebensrate der Jungfische aus – erstens, weil Jungfische kleiner sind und daher grundsätzlich stärkerem Raubdruck unterliegen, und zweitens, weil das dichteabhängige Wachs-

tum bei erhöhter Dichte dazu führt, dass die Fische (noch) kleiner bleiben und entsprechend länger der größenabhängigen Sterblichkeit unterliegen (Abbildung 4). Ein Resultat der größen- bzw. altersabhängig unterschiedlichen Sterblichkeit ist, dass es in allen natürlichen Fischbeständen vergleichsweise viele Jungfische, aber nur wenige Adultfische gibt (was zur berühmten Alterspyramide führt). Die Abundanz (Fischmenge) nimmt also mit dem Alter bzw. der damit einhergehenden Länge exponentiell ab (Abbildung 5). Auch eine Veränderung von Fangbestimmungen kann an diesen Effekten auf die Altersstruktur wenig ändern. Befischt man einen Bestand, so wird er verjüngen, zwangsläufig, weil die Fische nicht mehr die Chance haben, alt zu werden. Schont man dann z. B. große Fische mit einem Maximalmaß zusätzlich zur Schonung der Jungfische über ein Mindestmaß, dann wird man auch dann die normale Alterspyramide nicht umdrehen können. Auch unter diesen Bedingungen werden es vor allem Jungfische sein, die der Bestand trägt, gefolgt von einer geringen Anzahl mittelgroßer Fische und einigen, wenigen kapitalen Fischen. Allerdings kann es sein, dass bei Entnahmefenstern zumindest einige Großtiere im Bestand erhalten bleiben, die bei scharfer Befischung mit einem Mindestmaß gänzlich aus dem Bestand verschwinden würden (Gwinn et al. 2015). Insofern trägt die Schonung von großen Fischen zumindest teilweise zum Erhalt einer naturnäheren Größen- und Altersstruktur bei (Tiainen et al. 2017).

Bei den meisten Fischen ist die fischereiliche Sterblichkeit additiv (entnimmt man mehr Fische, erfolgt diese Entnahme zusätzlich zur natürlichen Sterblichkeit „oben drauf“). Bei Jungfischen wirkt die fischereiliche Sterblichkeit allerdings kompensatorisch (werden mehr Fische entnommen, sinkt die natürliche Sterblichkeit) (Allen et al. 1998). Fischt man also erwachsene Tiere, dann sterben insgesamt mehr Fische im Bestand. Fischt man aber Jungtiere, dann bleibt die Gesamtsterb-

lichkeit häufig konstant (ein weiterer Beleg für die stark ausgeprägte juvenile Sterblichkeitsregulation). In Bezug auf Besatz entsteht ein gegenläufiger Prozess: Besetze ich Jungfische zu stark, wird sich die Bestandsgröße (Biomasse) kaum ändern, weil die juvenile Sterblichkeit ansteigen wird. Besetze ich aber erwachsene Fische zu stark, dann kommt es zu dichteabhängiger Wachstumsdepression, ohne dass die Rekruten notwendigerweise verstärkt sterben. In diesem Fällen kann der Gesamtbestand durch Besatz sogar ansteigen (auf Kosten der Bestände anderer Fischarten, denen der besatzgestützte Bestand die Nahrung streitig macht), weil die kompensatorische Sterblichkeitsregulation

auf natürlichem Wege bei adulten Fischen schwächer oder gar nicht ausgeprägt ist (Lorenzen 2005). Höchstens werden die schlecht genährten Satzfische einfach fangbar sein und eine Regulation aus Ausgangsniveau auf diesem Wege erfolgen. Das (der rasche Rückfang) ist unter Umständen fischereilich sogar ein Ziel beim Besatz größerer Tiere.

Populationsdynamik

Die Entwicklung der Gesamtpopulation einer Art über die Zeit und in Reaktion auf Einflussfaktoren wie Fischerei wird durch das Zusammenspiel der drei vorgestellten Prozessraten (Wachstum, Reproduktion, Sterblichkeit) gesteuert. Entsprechend wichtig ist es, Bestandsveränderungen stets als Ergebnis aller drei Prozesse zu betrachten. Oder anders ausgedrückt: Es ist wenig sinnvoll und häufig sogar falsch, sich über Bestandsentwicklungen nur auf der Grundlage ausgewählter Prozesse (z. B. Reproduktion oder „Laichqualität“ einzelner Glieder eines Bestands) Gedanken zu machen, da sich der Gesamtbestand immer in Reaktion auf Rekrutierung, Sterblichkeit und Wachstum zusammengenommen verändern wird. Beispielsweise ist es unsinnig zu glauben, dass das Einbringen neuer Jungfische über Besatz

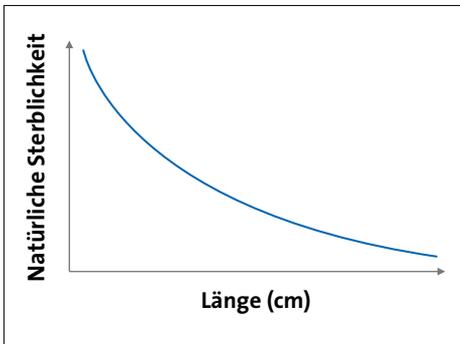


Abbildung 4: Typische Beziehung zwischen der Länge bzw. dem Alter und der Sterblichkeitsrate bei Fischen.

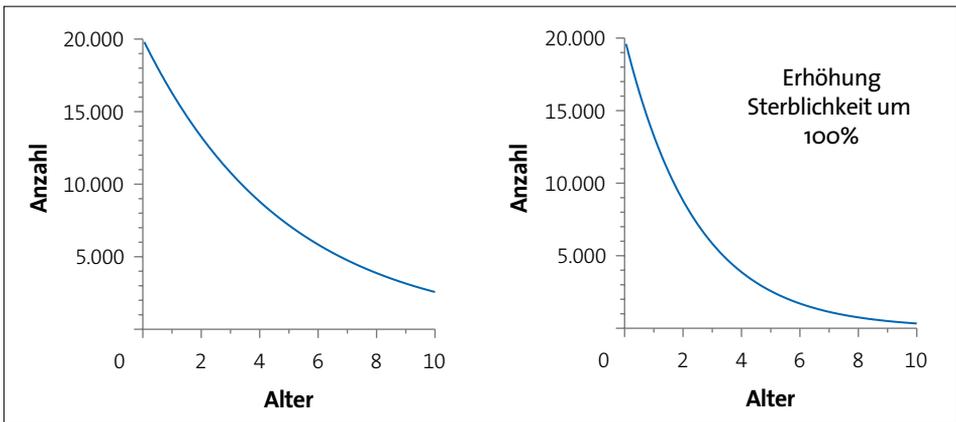


Abbildung 5: Abnahme der Fischhäufigkeit mit dem Alter in Abhängigkeit einer bestimmten, konstant angenommenen natürlichen Sterblichkeitsrate innerhalb einer Art. Rechts die Situation nach einer Erhöhung der Sterblichkeit um 100 %, z. B. durch Befischung.

(Versuch der erhöhten Rekrutierung) den Bestand auf jeden Fall steigern wird, da der Besatz nicht nur die Rekrutierung direkt ändert (bzw. zu ändern versucht), sondern auch die Dichte und damit Wachstum und Sterblichkeit beeinflusst werden. Außerdem spielt für die Frage kompensatorischer oder additiver Sterblichkeit die Größe der Satzfische eine Rolle. Nehmen wir das Beispiel eines natürlich reproduzierenden Fischbestands, in dem mit Brütlingen besetzt wird. In einem solchen Falle würden die populationsdynamischen Überlegungen zum Ergebnis führen, dass diese Art von Besatz die Gesamtbestandsgröße der Zielart sehr wahrscheinlich nicht ändern wird, weil zwar durch Besatz mehr potenzielle Rekruten im Bestand sind, diese aber über die längenabhängige Sterblichkeitsregulation bis zum Maximum an Rekruten herunterreguliert werden dürften. Ganz anders ist das beim Besatz großer, im

Extremfall fangreifer Rekruten. Diese dürften die Bestandshöhe der Zielart steigern, aber eventuell tritt bei einem Überbesatz Kümmerwachstum ein, den man über erhöhte Rückfänge sehr schnell „mitbekommen“ dürfte. Auch werden die künstlich erhöhten Bestandsgrößen mit Sicherheit Effekte auf andere Arten im Gewässer haben, denn irgendwo muss die Nahrung ja her kommen.

Bisher haben wir vor allem Populationsprozesse und -entwicklungen innerhalb einer Art betrachtet. Das ist für den Bewirtschafter ja auch zunächst die logische Betrachtungsebene – die der zu fördernden Zielart. Selbstverständlich entstehen aber alle zuvor besprochenen Prozesse wie z. B. die längenabhängige Sterblichkeit durch Zusammenhänge wie Fraß oder Futterkonkurrenz innerhalb und zwischen den Arten. Alle Populationen aller Arten werden jeweils durch

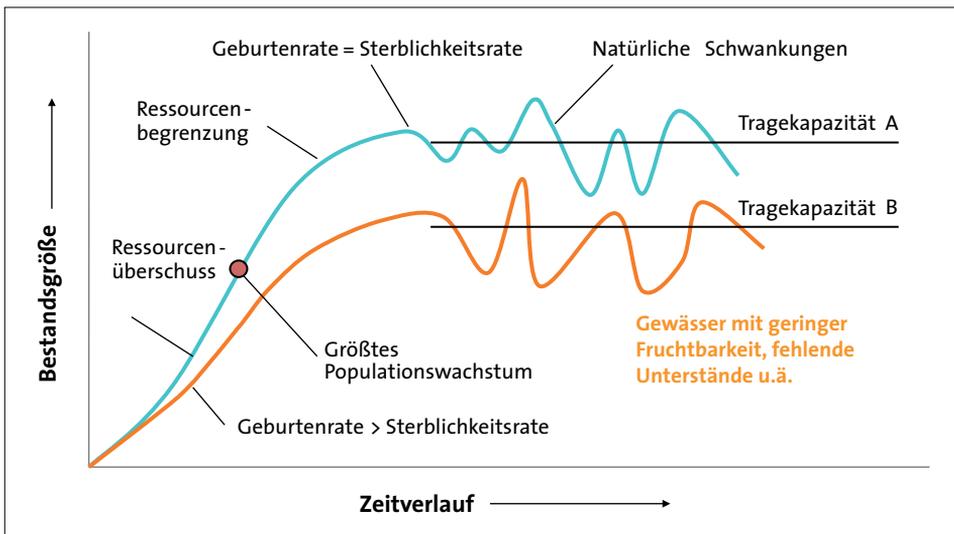


Abbildung 6: Darstellung der Entwicklung eines Fischbestands einer Art nach der Initialbesiedelung eines Gewässers oder in Reaktion auf Bestandsausdünnung (was dem Wegbewegen von der Tragekapazität entlang der Kurve entspricht). Zunächst wächst der Bestand exponentiell, weil ein Ressourcenüberschuss vorfindlich ist. Nach dem Umkehrpunkt des größten Populationswachstums entsteht Ressourcenmangel. Am Ende pendelt sich die Population auf einem bestimmten Level ein – die sogenannte Tragekapazität. Jedes Gewässer hat je nach verfügbarer Nahrung usw. eine eigene Tragekapazität, die der Fischbestand in der Regel auch jährlich erreicht, wenn er nicht befischt wird. Natürliche Schwankungen um die Tragekapazität entstehen durch Zufallsprozesse wie Wettergeschehen. Man spricht vom Erreichen eines Gleichgewichts, das aber ein Stück weit dynamisch ist.

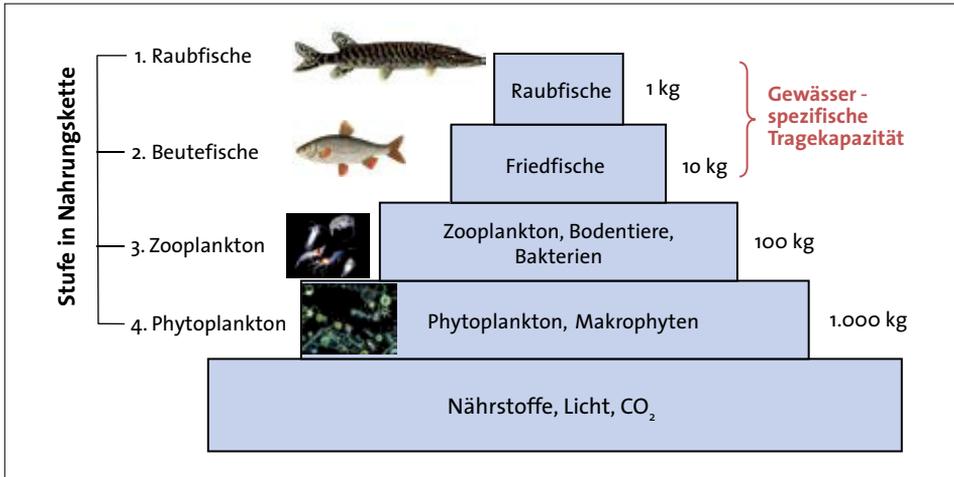


Abbildung 7: Typische Biomassepyramide in Gewässern. Die Energie wird von einer Ernährungsstufe zur nächsten nur mit einer Effizienz von rund 10 % übertragen.

Reproduktion, Wachstum und Sterblichkeit reguliert und natürlich haben Veränderungen einer Art auch Konsequenzen für andere Arten, sofern die andere Art die gleiche Nahrung frisst, das gleiche Habitat nutzt oder ein Räuber der Zielart ist. Im Normalfall wird ein See nach einer gewissen Zeit einen Fischbestand innerhalb einer Art und über die ökologischen Beziehungen schlussendlich auch über alle Arten zusammengenommen ausbilden, der der verfügbaren Nahrung, den Unterständen und dem Raubdruck entspricht. Man spricht von dem Erreichen der gewässerspezifischen Tragkapazität in einem (dynamischen) Gleichgewicht (Abbildung 6). Fördere ich eine Art über das natürliche Maß hinaus (z. B. durch den starken Besatz großer, robuster Fische), dann wird das je nach Art und Ernährungsstrategie Auswirkungen auf andere Arten und Glieder im Nahrungsnetz haben. Diese müssen bei der Wahl von Hegemethoden immer mitgedacht werden. Als Bewirtschafter wird man nie die Natur austricksen können, d. h. die Gesamtmenge an produzierter Biomasse je trophischer Ebene über alle Arten wird vom Gewässer vorgegeben sein und weitgehend unveränderlich sein, es sei denn ich führe im Management neue Energie zu (z. B. durch

Düngung). In diesem Zusammenhang unterliegt die in einem Gewässer verfügbare Energie (durch die Primärproduktion und damit durch limitierende Nährstoffe wie Phosphor begrenzt) großen Verlusten (90 %) von einer Nahrungskettenstufe zu einer anderen. Daher ist es normal, dass in einem Gewässer stets weniger Raubfische als Friedfische vorkommen (Abbildung 7) genauso wie es normal und erwartbar ist, dass kleinere Fische häufig in höheren Anzahlen vorkommen als die Größeren.

1.2 Die fischereiliche Ertragsbildung

Wie reagieren Fische einer Art nun auf die Entnahme, d. h. die Bestandsausdünnung? Oder anders gefragt: Wie funktioniert die fischereiliche Ertragsbildung angesichts der zuvor beschriebenen Kompensationspotenziale von Fischen in Bezug auf Reproduktion, Sterblichkeit und Wachstum? Hierzu ist es wichtig, sich zunächst erneut zu vergegenwärtigen, dass Fische verschiedene Kompensationsmechanismen haben, um „Störungen“ (wie z. B. die Entnahme von Biomasse über die Fischerei) auszugleichen. Der wesentliche Begriff ist

die Dichteabhängigkeit von Wachstum, Rekrutierung und Sterblichkeit. Ein Fischbestand einer Zielart wird auf die Ausdünnung in der Regel mit folgenden Anpassungen reagieren:

- erhöhtes Wachstum der überlebenden Fische durch die verbesserte Nahrungsgrundlage und früherer Eintritt in die Geschlechtsreife;
- erhöhtes Überleben durch das bessere Wachstum und die reduzierte Konkurrenz, vor allem stark erhöhtes Überleben der Jungfische;
- gleichbleibende oder sogar (bei kannibalistischen Arten) erhöhte Rekrutierung.

All diese Prozesse begünstigen die Biomasseneubildung nach der Entnahme (Abbildung 6): Die Biomasseneubildung nach einer Bestandsausdünnung durch Befischung entspricht dem „Wegschieben“ der Population von der Tragkapazität nach links entlang der Kurve in Abbildung 6, was zu einem „Zurückfallen“ entlang der Kurve im nächsten Jahr (= Biomasseneubildung) führt. Diese Neubildung von Biomasse wird über den Ertrag zum Teil wieder abgeschöpft. Lastet auf einem Gewässer über mehrere Jahre ein bestimmter Fischereidruck, wird sich der Fischbestand durch die stete Abschöpfung der Biomasseneubildung in einem neuen befischten Gleichgewicht unterhalb der Tragkapazität einpendeln (irgendwo entlang der Kurve in Abbildung 6). Jedes Jahr greifen erneut Kompensationsmechanismen zur Wiederauffüllung des Bestands nach der Ausdünnung, die zu einer Biomasseneubildung maximal bis zur möglichen Tragkapazität führen könnten (d. h. der Fischbestand strebt wieder rechts die Kurve entlang in Abbildung 6). Diese Biomasseneubildung wird in einem befischten Gleichgewicht Jahr für Jahr über den Ertrag (Fischernte) abgeschöpft. Folglich pendelt sich Populationsgröße auf einer Größe unterhalb der Tragkapazität ein (Barthelmes 1981). Das ist das befischte Gleichgewicht.

Die Folge davon ist, dass der Fischbestand – in gewissen Grenzen – seinen eigenen Überschuss an Biomasse produziert, der jedes Jahr als Ertrag abgeschöpft werden kann. Anders ausgedrückt: Der Fischbestand strebt jährlich danach, die vorhandenen Ressourcen (Futter, Energie, Habitate etc.) optimal auszunutzen und sich nach der Ausdünnung wieder „aufzufüllen“, was durch dichteabhängige kompensatorische Mechanismen wie reduzierte Sterblichkeit von Jungfischen und rasches Wachstum überhaupt erst ermöglicht wird. Wenn ein (genutzter) Fischbestand ausgedünnt ist, wird er also danach streben, die verloren gegangene Biomasse (und entsprechend die Abundanz) über die Aufnahme der freigewordenen Energie aufzufüllen. Diese wird in einer befischten Situation aber erneut abgeschöpft, so dass der Fischbestand zwar Biomasse gebildet hat, aber am Ende der Befischungsperiode wieder genauso groß ist wie vorher (der Bestand strebt nach oben entlang der Kurve in Abbildung 6, aber die Biomasseneubildung wird sofort wieder über den Ertrag entnommen). Daraus folgt, dass mit steigender Befischungsintensität (steigender Grad der Bestandsausdünnung) der Fischertrag zunächst ansteigt, um im (befischten) Gleichgewicht bei mittleren Bestandsgrößen ein Maximum zu erreichen (dies entspricht dem blauen Punkt in Abbildung 6). Dieser Punkt ist im Zustand des (befischten) Gleichgewichts (also nachdem mehrere Jahre der gleiche Befischungsdruck auf der Population gelastet hat) als maximaler Dauerertrag (Maximum Sustainable Yield, MSY) bekannt (Abbildung 8). Fischt man über diesen Punkt hinaus mit höherer Intensität (rechts vom Maximum in Abbildung 8), setzt zunächst die Wachstumsüberfischung (Fische werden zu jung gefischt) und dann die Rekrutierungsüberfischung (Rückgang der Population durch Mangel an Laichfischen) ein. Damit verringert sich der Ertrag, die Bestandsgröße sinkt weiter und der Bestand bricht am Ende zusammen (Abbildung 8).

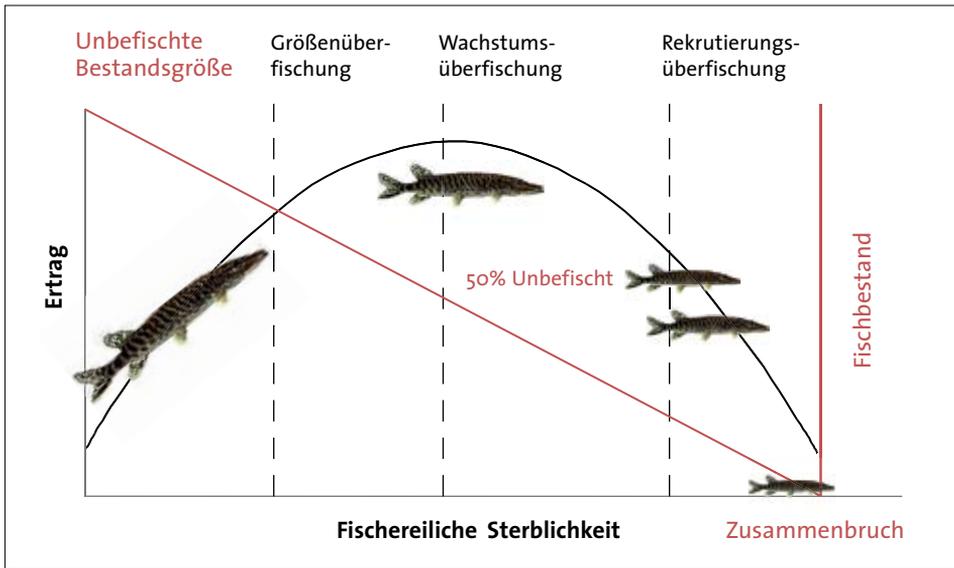


Abbildung 8: Schematische Darstellung der Reaktion von natürlich reproduzierenden Fischbeständen auf zunehmende Befischung. Der maximal nachhaltige Dauerertrag (maximum sustainable yield, MSY) wird meist bei mittleren Fischereiintensitäten und mittleren Bestandsbiomassen erreicht (entspricht dem Umkehrpunkt des maximalen Populationswachstums in Abbildung 6). Die Wachstumsüberfischung setzt bereits direkt am Umkehrpunkt rechts vom MSY ein. An diesem Punkt sind die Fische im Durchschnitt weniger häufig, kleiner und jünger als im unbefischten Zustand. Da die Fangraten direkt proportional zur Bestandsgröße sind, sind Einheitsfänge (Fänge pro Zeit) im unbefischten Zustand maximal und sinken mit zunehmender fischereilicher Sterblichkeit und abnehmenden Bestandsgrößen. Die Größenüberfischung setzt links der Wachstumsüberfischung ein, weil selbst geringer Fischereidruck dazu führt, dass die großen Tiere als erstes aus den Beständen verschwinden.

Wichtig ist in diesem Zusammenhang die Erkenntnis, dass ein befischter Bestand nach einigen Jahren Fischereidruck stets einen neuen Gleichgewichtszustand erreichen wird. Dieser entspricht dem Befischungsdruk und ist durch eine im Vergleich zum unbefischten Bestand reduzierte befischte Bestandsbiomasse gekennzeichnet. Eine unvermeidbare Konsequenz der Befischung ist also, dass der genutzte Bestand im Durchschnitt über das Befischungsjahr geringer sein wird als der unbefischte Zustand (Abbildung 8). Gleichsam werden die verbleibenden Fische im genutzten Zustand jünger und kleiner sein (Abbildung 8), weil die erhöhte fischereiliche Sterblichkeit dazu führt, dass die Tiere nicht mehr die Chance haben, sehr alt zu werden (die Alterspyramide aus Abbildung 5 rechts verschiebt sich

hin zu jungen Tieren). Dementsprechend ergibt sich folgende Beziehung: Der maximale Dauerertrag wird in der Regel bei Bestandsbiomassen erreicht, die im Gleichgewicht in etwa halb so groß sind wie der unbefischte Zustand. Die Fänge von Anglern pro Zeit (der sogenannte Einheitsfang, Kapitel 2) ist – meist – direkt proportional zur Menge an Fischen im Gewässer (Arlinghaus et al. 2016a). Daher sinken die Einheitsfänge bzw. Fangraten mit dem Anstieg der Befischung und dem Rückgang der Bestände proportional und monoton (Abbildung 8). Daraus folgt:

- Wer maximale Fangraten im Gewässer produzieren will, darf keine Fische entnehmen.
- Wer maximale Biomassen abschöpfen will, muss mit stark verjüngten Fischbe-

ständen, geringen stehenden Biomassen und um ca. die Hälfte gegenüber dem unbefischter Zustand reduzierten täglichen Fangraten leben (Abbildung 8).

Ein ausgedünnter Bestand ist also maximal produktiv im Sinne der Ernte von Biomasse. Ein unbefischter Bestand offeriert hingegen die höchsten Fangraten je Zeit. In der Regel

werden die meisten Vereine hier einen Kompromiss anstreben wollen zwischen einer moderaten Entnahme der natürlichen Ertragsfähigkeit und einer guten Angelqualität mit angemessen hohen „Fischkontakten“ für jeden einzelnen Angler des Vereins. Entsprechend ist die ideale Fischereierblichkeit in der Angelei meist (deutlich) geringer als die, die die Erträge maximiert (Arlinghaus 2006, Hilborn 2007, Arlinghaus et al. 2016c), weil dadurch die durchschnittlichen Bestandsgrößen nicht so stark abfallen und der Bestand nicht so stark verjüngt.

Einzelne Fischbestände variieren nun je nach Gewässerbedingungen (Futter, Zahl der Einstände, Temperatur) in ihrer Produktivität und damit in der Ertragsfähigkeit (Abbildung 6). Konzeptionell bedeutet dies, dass die Steigung und die maximale Rekrutierungsmenge der Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung zwischen Gewässern variieren

Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehungen

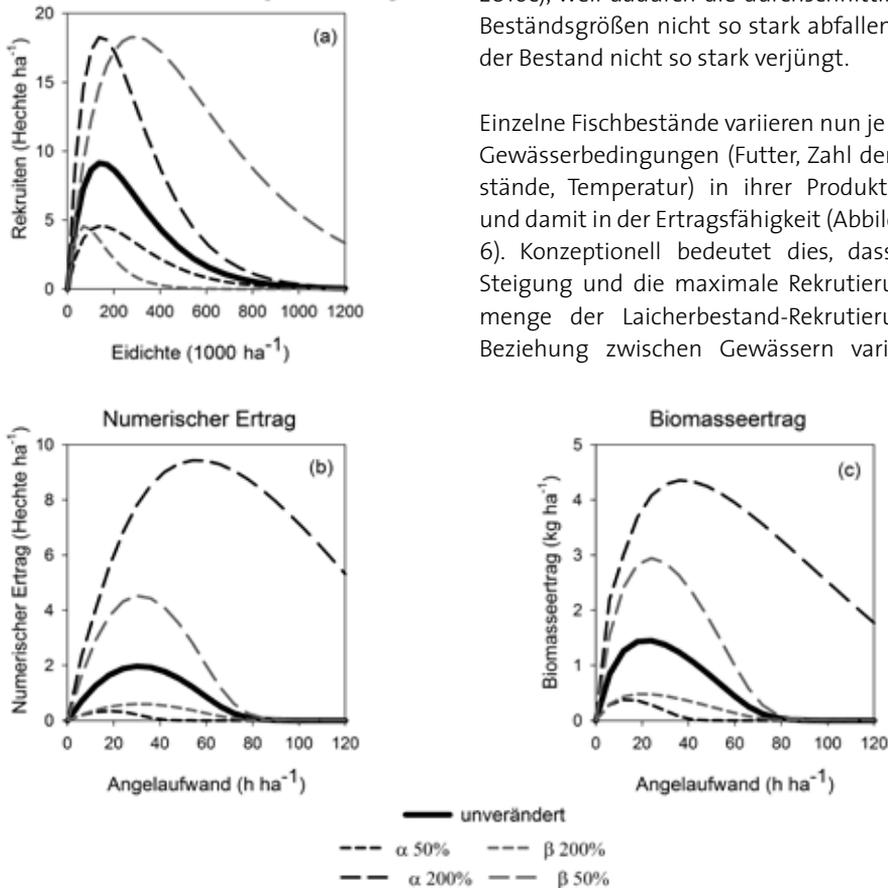


Abbildung 9: Ertragskurven und numerischer Ertrag von Hechten in Abhängigkeit verschiedener Produktivitäten (dargestellt über Variationen in der Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung) und in Abhängigkeit unterschiedlicher Angelaufwände auf Hecht in dem Modell von Johnston et al. (2013). Die Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung folgt Ricker (1954) und hat die Form $R = \alpha Se^{\beta S}$, wobei α die maximale Überlebensrate nach der Geburt bis zur Rekrutierung R (hier Altersklasse 1) bei geringer Laicherabundanz S ist, β ist die Rate des Rückgangs der Rekruten/Laicher mit der Zunahme der Laicherdichte, was für kannibalistische Arten wie den Hecht typisch ist. Die Erhöhung von α und die Reduktion von β erhöhen die Rekrutierung. Die Erhöhung von α führt dazu, dass die maximale Rekrutierung schneller erfolgt (über eine Veränderung der Steigung nahe dem Ursprung), während die Reduktion von β keine nennenswerten Effekte auf die Steigung hat.

kann. In Abbildung 9 ist eine solche Variation der Produktivität von Fischbeständen dargestellt. Von besonderer Bedeutung für die Ertragsbildung ist die Variation in der Steigung der Kurve nahe dem Ursprung. Diese führt zu unterschiedlichen Mengen an Rekruten, die

ein ausgedünnter Bestand je Laichtier produziert, und bestimmt damit auch die Schnelligkeit der Erholung nach einer Ausdünnung.

Aus dieser Variation der Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung erwachsen un-

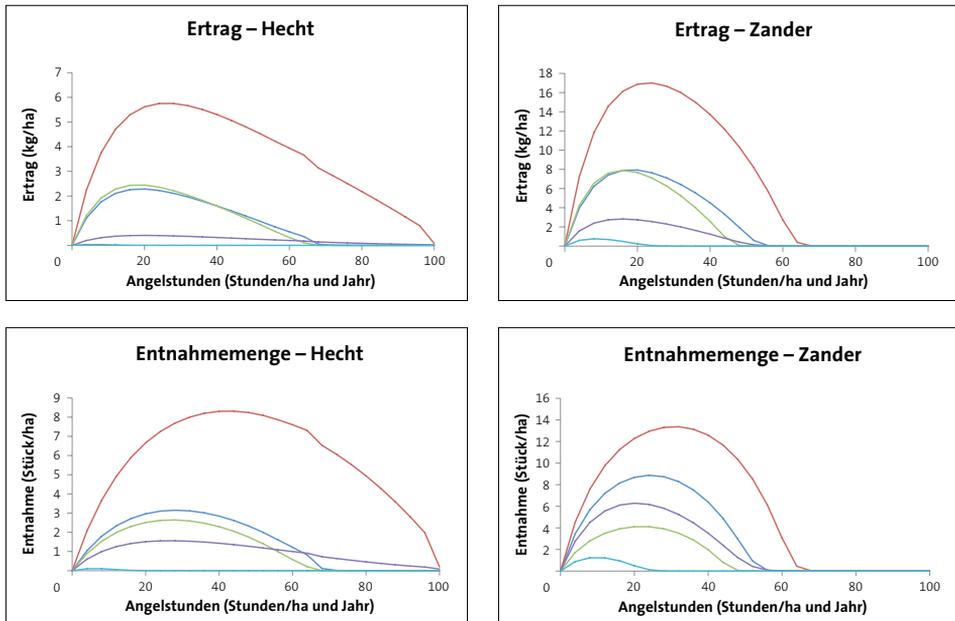


Abbildung 10: Darstellungen unterschiedlicher Erträge (kg/ha) und Entnahmen (Stück/ha) in Abhängigkeit des Angelaufwandes bei verschiedenen Laicher-Rekrutierungsbeziehungen bei Hecht und Zander (vgl. Abbildung 9).

Tabelle 1: Ertragspotenziale wichtiger Angelfischarten nach Praxiserfahrungen und Computermodellen.

Art	Realistisch	Max.	Prognose und Rolle von Besatz
Aal	3–6 kg/ha	25 kg/ha	hohe Erträge unwahrscheinlich, da nur durch starken Besatz in stehenden Gewässern mit ausreichender Benthosbiomasse, Aal rückläufig und Besatz teuer
Hecht	2–4 kg/ha (1–8 Fische/ha)	10 kg/ha	kaum langfristig durch Besatz steigerbar, Tragekapazität wird von Unterstandsverfügbarkeit begrenzt
Zander	4–5 kg/ha (1–14 Fische/ha)	10–15 kg/ha	wird nur in nahrungsreichen, trüben großen (> 50 ha) Gewässern mit großem Anteil an Freiwasser erreicht, Besatz in Gewässern unter 20 ha meist ohne Erfolg, nach einer ersten Etablierung natürlicherweise große Bestandsschwankungen („Zandermüdigkeit“) von Jahr zu Jahr
Karpfen	5–10 kg/ha	> 100 kg/ha	Ertrag hängt von Besatz ab, Bestandsbiomassen < 50–200 kg/ha unproblematisch für Wasserqualität
Schleie	2–2,5 kg/ha	60 kg/ha	hohe Erträge nur in verkrauteten Gewässern möglich, wird im Ertrag negativ von Karpfen beeinflusst

terschiedliche Ertragsmöglichkeiten, wie in Abbildung 10 am Beispiel von Hecht und Zander dargestellt ist. Typischerweise bei heimischen Fischen erwartbare Erträge (in oder Stückzahl je ha) sind auch in Tabelle 1 zusammenfasst. Man sieht, dass bei den Raubfischen Erträge von nur einigen wenigen Tieren je Hektar und Jahr maximal und nachhaltig möglich sind, die auch durch Besatz nicht weiter gesteigert werden können. Ebenfalls ersichtlich ist, dass in der Regel Maximalerträge bei vergleichsweise geringen Angeldrücken von 20 bis 40 Jahresanglerstunden je Hektar (ausgedrückt in über alle Angler summierten Angelstunden pro Hektar und Jahr) entstehen (Abbildung 10). Höhere Erträge als bei den Raubfischen sind bei Karpfen, Schleie und Aal zu erwarten (Tabelle 1), wenn es keine Selbstregulation durch Konkurrenz mit natürlich aufgetretenen Konkurrenten gibt und die Bestände stark besetzt werden.

1.3 Konsequenzen für die Hege, vor allem über Besatz

Aus den bisherigen Ausführungen kann abgeleitet werden, dass alle wesentlichen Hegemaßnahmen – Veränderung der fischereilichen Sterblichkeit über Fangbestimmungen, Verbesserung der Lebensräume und Besatz – Einflüsse auf die drei wesentlichen Prozesse Reproduktion, Wachstum und Sterblichkeit haben werden.

Reduktionen der fischereilichen Sterblichkeiten über Entnahmebestimmungen wirken vor allem auf die Aufrechterhaltung der Laichfischbestände und die Altersstruktur der Laichfische, weil in der Regel nur rekrutierte Adultfische von Anglern gefangen und entnommen werden. In der Folge kann sich die Reproduktion verbessern. Auch beeinflusst der Grad der dichteabhängigen Wachstumsleistung und der Grad der natürlichen Sterblichkeit die Wahl der Fangbestim-

mungen (vgl. Kapitel 4). Wenn z. B. Jungfische wie bei Barschen unter starker Verbutterung leiden, ist deren Ausdünnung über die Aufhebung von Mindestmaßen angeraten.

Maßnahmen zur Aufwertung der Lebensräume können die Rekrutierung direkt erhöhen oder die Sterblichkeit reduzieren. Natürlich kann sich auch das Wachstum verbessern, wenn die lebensraumaufwertende Maßnahme auch die Nahrungsgrundlagen verbessert. Da man gegen eine hohe natürliche Reproduktionsleistung im Grunde nicht „anbesetzen“ kann (s. nachstehend), ist es angeraten, über das Lebensraummanagement vor allem die natürliche Rekrutierung zu verbessern (was konzeptionell einem Anstieg der Steigung der Laicherbestands-Rekrutierungs-Beziehung und des Ertrags entspricht, Abbildung 9).

Die in der Praxis weitverbreitete Hegemaßnahme Fischbesatz ist nichts anderes als der Versuch, die natürliche Rekrutierung zu steigern. Entweder versucht man, die Anzahl der Jungfische zu steigern, um die Zahl der Rekruten, die in den Fang hineinwachsen, zu erhöhen, oder man ändert beim Besatz großer, entnahmefähiger Fische die Rekrutierung direkt. Die obigen Prozesse – Wachstum, Rekrutierung und längenabhängige Sterblichkeit – werden aber alle von Besatz beeinflusst, weil das Besetzen zur Änderung der Dichte führt (Lorenzen 2005). Es lohnt sich daher, sich einmal genauer bestimmte populationskundliche Aspekte zusammenfassend vor Augen zu führen, die beim Besatz natürlich reproduzierender Bestände relevant werden und seinen Erfolg maßgeblich steuern (auf Details gehen folgende Kapitel ein):

- Die Überlebensrate von Fischen ist größenabhängig, das heißt, die Überlebensrate großer Fische ist stets höher als die Überlebensrate kleiner Fische.
- Überbesatz steigert die Konkurrenz und reduziert das Wachstum, was wiederum die Sterblichkeit steigert.

- Jedes Gewässer hat eine Obergrenze an natürlichen Rekruten und diese Grenze wird vor allem im Jungfischstadium bestimmt. Daher kann eine Steigerung der natürlichen Rekrutenzahl in der Regel nur mit dem Besatz von Rekruten, nicht aber mit dem Besatz von Jungfischen erreicht werden.
- Fischbesatz steigert vor allem kurzfristig die Konkurrenz um Futter und Einstände. Entsprechend sollten – ein erfolgreicher Besatz überlebensfähiger Fische vorausgesetzt – die natürlichen Bestände durch Einbußen des Wachstums reagieren. Glücklicherweise wird meist in einen befischten Bestand unterhalb der Tragkapazität besetzt, so dass vor allem für eingesetzte Jungfische häufig genügend Nahrung vorhanden ist. Falls aber große Mengen an Rekruten (große Fische) besetzt werden, sollten sich bei Überbesatz Wachstumsdepressionen manifestieren, die mit guter Fängigkeit einhergehen (Fische sind hungrig, Lorenzen 2005). Der Grund ist, dass adulte Tiere im Unterschied zu Jungfischen keiner starken dichteabhängigen Sterblichkeitsregulation mehr unterliegen (Lorenzen 2005). Dementsprechend wirkt zu großer Fischbesatz adulter Tiere vor allem auf das Wachstum und nicht die Sterblichkeit.
- Anders zeigt sich die Situation bei einem „Überbesatz“ von Jungfischen. Theoretisch könnte auch das Wachstum reduziert werden, wenn zu viele Jungfische besetzt werden, was jedoch von geringer Relevanz ist (Lorenzen 2005). Der wesentliche Regulationsmechanismus besteht bei Jungfischen dagegen in der dichteabhängigen Sterblichkeit (früher Überlebensengpass) (Abbildung 11). Da das Überleben stark größen- und dichteabhängig ist, wird Jungfischbesatz in natürlich reproduzierenden Beständen nur in den seltensten Fällen zu einer Steigerung der Rekrutierung beitragen (Lorenzen 2005). Stattdessen werden

Jungsatzfische in Konkurrenz zu natürlich aufgekomenen Fischen und in die dichteabhängige Sterblichkeitsregulation getrieben. Werden zu viele Fische besetzt, steigt die Sterblichkeit und am Ende des „Tunnels“ wachsen trotzdem nicht mehr Fische in den Bestand, als es ohne Besatz der Fall wäre (Abbildung 11). Das wirft die Frage auf, ob Jungfischbesatzmaßnahmen überhaupt sinnvoll sein können.

- Doch das Gesagte gilt natürlich nur für natürlich rekrutierende Bestände. Findet gar keine Rekrutierung statt, weil es unveränderliche Engpässe im Laichhabitat oder frühen Larven- oder Jungfischstadium gibt, ist Jungfischbesatz sehr erfolgreich gestaltbar und führt zum Aufbau eines Bestands, der ansonsten nicht existieren würde (Hühn et al. 2014). Es muss jedoch stets mit Größen oder Stadien besetzt werden, die größer sind als die, die natürlicherweise im Aufkommen begrenzt sind. Und der Besatz von Jungfischen ist immer auf Situationen von habitatbedingten Rekrutierungsdefiziten zu beschränken, weil er ansonsten im Sinne der Bestandssteigerung wirkungslos ist (Baer et al. 2007).

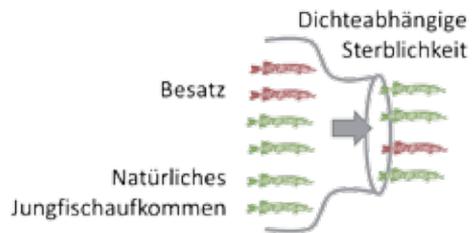


Abbildung 11: Dichteabhängige Bestandsregulierung nach Besatz. Nach anfänglicher künstlicher Steigerung der Bestandsdichte durch Besatz wird die Bestandsgröße in Gewässern mit natürlichem Jungfischauftreten auf eine gewässer- und lebensraumspezifische Bestandsgröße herunterreguliert. Alle Fische, ob Satz- oder Wildfisch, müssen durch die habitat- oder ernährungsbedingten Engpässe. Es ist jedoch möglich, dass einige besetzte Fische im Bestand verbleiben, was zur nächsten Laichzeit zu einer Einkreuzung der Satzfishgene in den lokalen Bestand führen kann.

2 Lernfähige Hege und Pflege – das Grundprinzip eines nachhaltigen Angelgewässermanagements

Robert Arlinghaus

Ein vorausschauendes Management von Angelgewässern zielt auf die Optimierung gewässerspezifischer Vorgehen in der Hege und eine solide Erfolgskontrolle ab. Was sich hinter diesen Prinzipien versteckt, wird in diesem Kapitel vorgestellt.

2.1 Allgemeines Vorgehen

Angesichts der Komplexität und Unvorhersehbarkeit bestandsbildender Prozesse sowie der unterschiedlichen sozialen und ökonomischen Konstellationen, die verschiedene Angelvereine prägen, gibt es im Grunde keine allgemeingültige Empfehlung für erfolgreiches Fischereimanagement in Bezug auf die ganz konkrete Ausgestaltung von Hegemaßnahmen. Denn die Komplexität natürlicher Prozesse, zahlreiche vereinspezifische Varianten in Bezug auf Ziele und soziale wie ökologische Bedingungen in unterschiedlichen Gewässern sowie eine stete Veränderung externer ökologischer Faktoren (z. B. des Klimas) machen es unmöglich, für jeden Anwendungsfall ganz konkrete Hegeempfehlungen (z. B. besetzte X Setzlinge der Art Y pro Hektar) vorzusehen und kochbuchartig aufzuschreiben. Dementsprechend ist auch das Fischereigesetz der Länder strukturiert – die wesentlichen Entscheidungen und Entscheidungskompetenzen verbleiben beim Fischereiberechtigten vor Ort (Kapitel 7), weil es unmöglich ist, vom Bürotisch aus optimale Hegemaßnahmen für jede lokale Situation zu definieren. Auch wenn sich viele Gewässerwarte sehr konkrete Handlungsempfehlungen wünschen, bleibt Fischereimanagement

am Ende eine Kunst, die vom Geschick und vom Wissen des lokal Agierenden abhängt. Fischereimanagement kann langfristig nur gelingen, wenn der Bewirtschafter stetig Neues ausprobiert und nachvollziehbar auf den Erfolg hin überprüft. Damit bilden sich im Sinne eines adaptiven Managements (FAO 2012) über „Selektion“ bzw. „Versuch und Irrtum“ die an die lokalen Gegebenheiten optimal angepassten Ergebnisse und Maßnahmen heraus. Selbstverständlich müssen die zu überprüfenden Hegemaßnahmen prinzipiell mit übergeordneten gesetzlichen Grundlagen (z. B. Vorgaben aus dem Fischerei- und Tierschutzrecht) im Einklang stehen (Kapitel 7). Um prinzipiell geeignete Hegevorgehen zu identifizieren, bieten sich das Entlanghangeln an Entscheidungsbäumen und die Anwendung von Prinzipien des adaptiven Umweltmanagements an. Dieses Prinzip wird hier als lernfähige Hege und Pflege bezeichnet und nachfolgend kurz vorgestellt.

Das Grundprinzip eines nachhaltigen, flexiblen und gewässerspezifischen Managements von Angelgewässern wurde im Besatzfisch-Projekt erprobt und im Rahmen der Fortbildung an die beteiligten Angelvereine vermittelt. Es ist auf Flexibilität, Anpassung von Maßnahmen und stetes Lernen ausgerichtet. Der entsprechende Fachbegriff lautet „adaptives Management“ (Walters 1986, FAO 2012), im nachfolgenden als **lernfähige Hege und Pflege** bezeichnet. Darunter wird ein abgestufter, stets auf das Prinzip „Versuch macht klug“ ausgerichteter Planungs- und Managementprozess verstanden, der sich in vier grobe Schritte unterteilen lässt (Abbildung 12):

- *Status quo Analyse*: Analyse der gegenwärtigen Bedingungen in Bezug auf die Gewässer, Fischbestände, Anglerwünsche und -zufriedenheiten, rechtlichen Grundlagen und Ansprüche sonstiger Interessengruppen;
- *Strategische Planung*: Entwicklung von Leitbildern und überprüfbaren (d. h. messbaren) Zielen, Identifikation von möglichen Maßnahmen, Risikoabwägung der verschiedenen Maßnahmen und Ableitung eines besonders erfolgversprechenden Hegevorgehens, das umgesetzt werden soll;
- *Umsetzungsplanung*: Festlegung der konkreten Maßnahme(n) und ihre Umsetzung;
- *Erfolgskontrolle*: Durchführung eines Monitorings, das den Erfolg der Hegemaßnahme mit den eingangs gesteckten, messbaren Zielen (gemäß strategische Planung) vergleicht.

Diese vier Phasen lassen sich, wie in Abbildung 13 dargestellt, noch feiner aufgliedern und sollten Grundlage eines Hegeplans sein. Unterschieden werden zwei Ebenen: 1) die strukturierte, wohlüberlegte Entscheidungsfindung, die zum Schluss kommt, welche konkrete Maßnahme (Besatz, Änderung der Fangbestimmung oder Verbesserung des Lebensraums) mit hoher Wahrscheinlichkeit zielführend ist und deswegen umgesetzt werden soll, sowie 2) die Phase der Überprüfung und des Lernens, was im Ergebnis der Überprüfung von Zielen und Ergebnissen zu einer künftigen Anpassung von Status quo, Zielen, Maßnahmen usw. führen kann und soll (= lernfähige Hege und Pflege, Abbildung 12 und Abbildung 13). Viele Vereine haben intuitiv ein identisches oder vergleichbares Vorgehen für ihre Hege gewählt. Diejenigen, die das zyklische, strukturierte Verfahren bisher allerdings noch nicht einsetzen, könnten in Zukunft darauf zurückgreifen.

Entscheidende Aspekte des Prinzips der lernfähigen Hege und Pflege sind eine **Zustands-**

analyse der gegenwärtigen Gewässer- und Angelbedingungen sowie darauf aufbauend eine **Zielformulierung** mit möglichst quantifizierbaren Indikatoren für die Zielerreichung (z. B. Steigerung des Einheitsfangs von einem halben auf einen Fisch pro Tag im Durchschnitt über alle Angler in den nächsten fünf Jahren, Erläuterungen zum Einheitsfang siehe unter 2.2). Die Ziele müssen ihre Entsprechung in der klaren Benennung von **Bewertungskriterien** (Fänge der Angler, Etablierung einer Art und Nachweis in Fängen, Sichttiefe des Wassers, Zufriedenheit der Angler usw.) zur Messung der Zielerreichung haben. Beispielsweise könnte ein Ziel sein, durch die Hege die Angelqualität zu verbessern. Eine Maßzahl wäre die mittlere Anglerzufriedenheit, die ihrerseits über Einheitsfänge oder aber über die Messung der Anglerzufriedenheit selbst erhoben werden könnte. Lokale Bedingungen und die Verfügbarkeit tradierter Monitoringvorgehen (z. B. die Art und Weise der lokalen Fangstatistik) bestimmen die geeigneten Bewertungskriterien und verfügbaren Daten mit (Abbildung 13).

Die Zustandsanalyse, Zielformulierung und Ableitung von Bewertungskriterien ist nicht immer auf „harte“ Daten angewiesen. Auch Erfahrungswissen, Gespräche mit Anglern usw. können in die Zustandsanalyse einfließen. Wichtig ist, dass sowohl die Gewässer als auch die anglerischen Bedingungen sorgsam geprüft werden, um darauf aufbauend allgemeine Ziele (z. B. Nachhaltigkeit) und spezifische Ziele (quantifizier- bzw. prinzipiell evaluierbar) zu benennen. Die Zielformulierung ist extrem wichtig und sollte unter Einbindung mindestens des erweiterten Vorstandskreises, besser noch der übrigen Vereinsmitglieder und wenn möglich auch unter Beteiligung Externer (unter anderem auch von Konfliktparteien) erfolgen. Denn die Ziele bestimmen entscheidend, welche Maßnahmen zu ihrer Erreichung überhaupt in Frage kommen und nach welchen Kriterien der Erfolg gemessen wird.

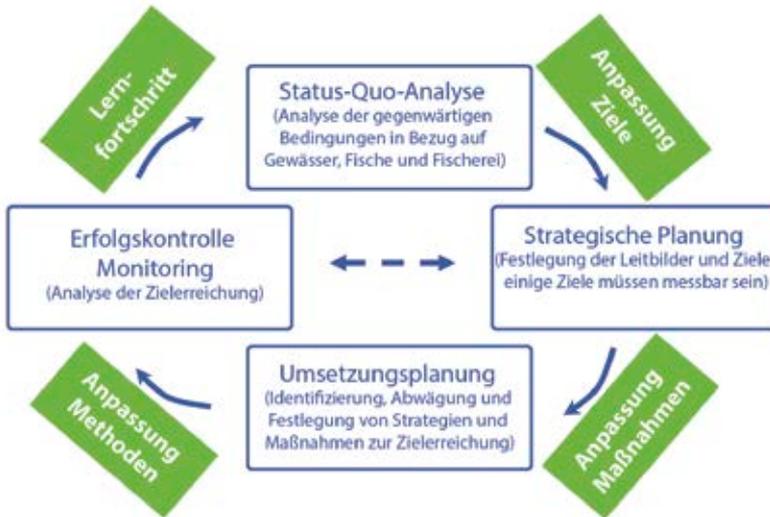


Abbildung 12.: Grobdarstellung der vier wesentlichen Phasen der lernfähigen Hege und Pflege. Grün zeigt die möglichen Anpassungen im zweiten Schritt nach Durchlaufen des ersten Zyklus (blau).



Abbildung 13: Feindarstellung der einzelnen Schritte der lernfähigen Hege und Pflege. Grün zeigt die strukturierte Entscheidungsfindung, während Weiß die Erfolgskontrolle (hat meine Maßnahme geklappt?) und die Lern- und Anpassungsmöglichkeiten (was kann ich künftig besser/anders machen?) andeutet.

An diese ersten drei Phasen – Zustandsanalyse, Zielformulierung und Bewertungskriterien (Abbildung 12 und Abbildung 13) – schließen sich eine möglichst detaillierte Analyse möglicher Managementvorgehen, die der Zielerreichung dienen können (Besatz, Fangbestimmungen, Schonbestimmungen, Veränderung des Lebensraums),

sowie ihrer Vor- und Nachteile an. In diesem Schritt müssen **Prognosen über Maßnahmenerfolge, Abwägungen des Für und Wider (ökologisch, sozial, wirtschaftlich, inkl. Risiken) sowie ein Entscheidung für ein Vorgehen** getroffen werden (Abbildung 13). Man sollte sich vor dem Hintergrund der zuvor definierten Bewertungskriterien des

Maßnahmenerfolgs möglichst detailliert „vor dem geistigen Auge“ die möglichen Vor- und Nachteile sowie die Erfolgsprognosen und Risiken für die verschiedenen zur Verfügung stehenden Managementmaßnahmen und die Sicherheit des verfügbaren Wissens zu bestimmten Maßnahmen (wie sicher ist es, dass Besatz bzw. eine Entnahmebestimmung etwas bringen wird?) durchspielen und dokumentieren. Hier können frühere Erfahrungen und natürlich auch Computermodelle (siehe auch Hegeplanungssoftware, Kapitel 8) zur Unterstützung von erwarteten Ergebnissen (z. B. führt Besatz zur Steigerung der Angelfänge oder wirken Schonbestimmungen besser?) ins Spiel kommen. Auch diese Abwägung muss nicht unbedingt quantitativen Maßzahlen oder gar Modellen (z. B. Hegeplanungssoftware von Besatzfisch) folgen, sondern kann durchaus das qualitative Erfahrungswissen des Angelvereins einschließen. In jedem Falle sollte das Nachdenken über die möglichen Szenarien sowie ihre Vor- und Nachteile auf einer breiten Basis ruhen: Es gilt verschiedene Meinungen und Personen einzubeziehen, die alle ihre Erfahrungen in den Diskurs einbringen können. Beispielsweise könnten zur Erreichung des Ziels, die Fänge der Angler zu steigern, Besatz oder die Erhöhung der Schonmaßnahmen als Optionen zur Auswahl stehen. Besatz kostet Geld und birgt ökologische Risiken; Schonmaßnahmen, wie eine Erhöhung der Mindestmaße, sind meist nicht sehr beliebt bei Anglern, können aber bestimmte Größenklassen von Fischen sehr effektiv schonen. Es ist vielleicht gar nicht so einfach zu beantworten, mit welcher Maßnahme die Fänge am ehesten und ökologisch risikoarm (oder sogar frei) zu erhöhen sind. Vielleicht sollte man beide Optionen einfach einmal ausprobieren, sofern man mehrere Gewässer im Verein bewirtschaftet.

In der Abwägungsphase der Risiken, Nutzen und Schäden ist sodann final zu entscheiden, welche Hegemaßnahmen zur Zieler-

reichung eingesetzt werden sollen. Diese werden dann umgesetzt (**Durchführung**) und ihre Erfolge mittels Monitoring (**Erfolgskontrolle**) gegenüber den Ausgangszielen (**Ableich mit Zielen**) evaluiert (z. B. über Angelbücher unter Erhebung von Fängen und Angelzeit = Einheitsfangmaße, Abbildung 13). Die Erfolgskontrolle dient der Überprüfung des Maßnahmenerfolgs (haben sich meine Fänge tatsächlich erhöht?). Insbesondere die Maßnahmen, über deren Erfolgsaussicht im Verein die größte Unsicherheit herrscht, die aber große Erfolge versprechen, sollten tatsächlich experimentell ausprobiert werden. Das Ergebnis führt erkenntnis- bzw. lernbasiert zur **Anpassung** künftiger Ziele, Maßnahmen und Evaluationsmethoden (daher der Begriff der lernfähigen Hege und Pflege).

In diesem Zusammenhang ist auf eine wichtige wissenschaftliche Feinheit hinzuweisen. Um nach dem Prinzip der lernfähigen Hege und Pflege zu lernen, müssen zum einen die Hegemaßnahmen clever auf verschiedene Gewässer verteilt werden und zum anderen müssen stets Vorher-Nachher-Daten oder -Erfahrungen gesammelt werden. Der sauberste Fall ist, dass in einigen Gewässern Maßnahmen, deren Erfolg der Verein überprüfen will, umgesetzt werden, während gleichzeitig in ökologisch und sozial vergleichbaren Gewässern die entsprechenden Maßnahmen *nicht* zur Anwendung gelangen. So erhält man Maßnahmen- sowie Kontroll- bzw. Vergleichsgewässer. Die Erfolgskontrolle basiert dann auf Daten und Fakten, die vor und nach der Maßnahmenumsetzung in Maßnahmengewässern und Kontrollgewässern erhoben werden. Der Einbezug von Kontrollgewässern dient der Kontrolle saisonal und jahresbezogen unterschiedlicher Fischbestandsentwicklungen oder Anglerdrücke. Stehen Kontrollgewässer nicht zur Verfügung, ist alternativ ein Vorher-Nachher-Ansatz nur in dem (bzw. den) Maßnahmengewässer(n) nötig.

Das Problem dieses Eingewässer-Ansatzes besteht darin, dass sich die Wetterbedingungen zwischen den Jahren deutlich unterscheiden können, so dass Änderungen von Fängen usw. in Folgejahren nach einer Maßnahmenumsetzung sowohl auf die Maßnahme selbst als auch auf saisonale Effekte zurückgehen können. Es ist logisch, dass die Maßnahmenbewertung teilweise erst mehrere Jahre verzögert möglich sein wird, weil Jungfische erst in den Fang hineinwachsen müssen und weil nach einer Veränderung der Fangbestimmungen oder des Besatzes erst der Gesamtbestand auf die neue Situation reagieren und einen neuen Gleichgewichtszustand erreichen muss. Im letztgenannten Fall sind Zeiträume von 5–15 Jahren nicht ungewöhnlich. Mindestens sollte man bei biologischen Zielen eine Generation abwarten, weil nur dann der Fischbestand einen neuen (befischten) Gleichgewichtszustand erreicht haben wird.

Ganz allgemein dient die lernfähige Hege und Pflege dazu, die für ein Gewässer und einen Verein optimalen Fischschonbestimmungen und sonstigen Vorgehen zu identifizieren. Das bedeutet, dass sich die optimalen Bestimmungen von Gewässer zu Gewässer und von Verein zu Verein unterscheiden werden, zu unterschiedlich sind die Gewässerausstattungen und die Häufigkeiten und Ansprüche unterschiedlicher Anglertypen und Vereine (ein Fliegenfischerverein wird anders denken und handeln als ein Hechtanglerclub). Man wird mit einer Einheitsfangregelung und einem Einheitsbesatz unmöglich die Ansprüche aller harmonisieren können, und manche Maßnahmen, die vielleicht sozial sehr starke Resonanz erfahren würden, sind ökologisch und naturschutzfachlich gesehen undenkbar. Der kluge Hegetreibende agiert daher nach dem Prinzip „Versuch macht klug“ und „Vielfalt statt Einfach“, indem die Hegevorgehen im Einklang mit den Gesetzen strategisch über die Gewässer variiert werden, um möglichst

alle Ansprüche im Rahmen zufriedenstellen zu können. Und das kann z. B. bedeuten, dass ausgewählte kleine Standgewässer intensiv im Frühjahr mit Regenbogenforellen besetzt werden, um konsumtive Ansprüche zu befriedigen, während andere Gewässer des gleichen Vereins naturnah entwickelt werden, wo sich die Fliegenfischerspezialisten oder die Naturgenießer besonders wohl fühlen. Die lernfähige Hege und Pflege denkt daher das Prinzip des „Vielfältigkeitsmanagements“ mit.

Letzteres ist ähnlich wie bei einem Investmentbanker. Auch der wird kaum sein ganzes Geld in einen einzigen Aktienfond investieren. Zu risikoreich wäre es, alles zu verlieren. Ähnliches Prinzip gilt für das Fischereimanagement. Vielfältige, variable Hegevorgehen und der Erhalt der biologischen und sonstigen Vielfalt (z. B. Altersklassenvielfalt) produzieren mit hoher Wahrscheinlichkeit höhere und vor allem stabilere Dividenden. Wie genau nun diese variablen Maßnahmen ausgestaltet sein müssen, kann nur über lernfähige Hege und Pflege lokal über Versuch und Irrtum herausgefunden werden.

Das hier propagierte Vielfältigkeitsprinzip geht übrigens davon aus, dass die landesweiten Fischereigesetze immer nur Mindeststandards darstellen, die von den lokalen Hegetriebenden verschärft werden können, je nach lokalen Bedingungen und Ansprüchen. Rechtlich erfährt dieses Konzept eine breite Unterstützung, wie in Kapitel 7 ausgeführt wird.

Schlussfolgerungen und abschließende Hinweise

- Komplexe Gewässerökosysteme erlauben keine kochrezeptartigen Empfehlungen zur Hege und Pflege (bzw. zum Management). Zu unterschiedlich sind Gewässer, Vereine und Angler, als dass es

sinnvoll wäre, optimale Hegemaßnahmen auf dem Papier festzuschreiben.

- Als geeignetes Prinzip dient im Fischereimanagement der Grundsatz der lernfähigen Hege und Pflege (adaptives Management). Das Vorgehen basiert auf dem Ansatz „Versuch macht klug“. Dieser ermuntert dazu, prinzipiell als zielführend identifizierte Hegemaßnahmen auch tatsächlich in der Praxis in den Vereinsgewässern auszuprobieren, Erfolge zu evaluieren und aus den Ergebnissen in einem zyklischen Prozess für die Zukunft zu lernen.
- Hegemaßnahmen sind nie als statisch anzusehen, stattdessen sollten sie ständig an die variablen sozialen und ökologischen Grundbedingungen angepasst werden.
- Hegemaßnahmen sollten immer ökologisch und sozial risikoarm gestaltet werden und keine irreparablen ökologischen Veränderungen produzieren.
- Optimale Hegemaßnahmen sind variabel und unterscheiden sich von Gewässer zu Gewässer und von Verein zu Verein. Eine vielfältige Hege geht über Einheitshege.

2.2 Der Einheitsfang als praxisnahes Hilfsmittel zur Erfolgskontrolle

Eine zentrale Stellung zur Einschätzung von Hegeentscheidungen (z. B. Fischbesatz oder künftige Entnahmebeschränkungen) sowie zur *Status Quo* Analyse nimmt die Entwicklung der Fischbestände und Fänge ein. Diese Kriterien werden in der Regel auch zur Erfolgskontrolle bei der lernfähigen Hege und Pflege eingesetzt (Abbildung 12 und Abbildung 13). Zur Evaluierung der Fischbestandsentwicklung bzw. der Fänge sind entnahmebasierte Fangstatistiken in vielen Angelvereinen die Standardmethode. Jedoch leidet die Zuverlässigkeit dieser Statistiken unter anderem darunter, dass

nur entnommene Fische eingetragen werden und während der Schonzeit gefangene Fische, untermaßige Fische, die die natürliche Vermehrung anzeigen, oder aus anderen Gründen zurückgesetzte Fische nicht erfasst werden. Darüber hinaus werden Fangkarten selten vollständig von allen Anglern abgegeben. Auch ist bekannt, dass nur bestimmte Anglertypen, die nicht repräsentativ für alle Angler im Verein stehen, ihre Entnahmen über die Fangstatistik melden (Dorow & Arlinghaus 2011). Schließlich werden in traditionellen Fangstatistiken wichtige Maßzahlen des Fischereiaufwandes, wie die gefischte Zeit in Tagen oder Stunden oder die Anzahl der gezielt auf eine Fischart eingesetzten Ruten, nicht erhoben. Das ist insofern problematisch, da der Fangaufwand neben dem Fang ein wichtiges Maß zur Abschätzung der Fischbestandsentwicklung über sogenannte Einheitsfänge (Fänge pro Fischereiaufwand) darstellt. Auch zeigt der Fangaufwand die Attraktivität eines Gewässers an, und die Kenntnis der Nutzungsintensität von Gewässern kann auch Konflikte mit dem Naturschutz helfen zu lösen.

Ohne Berücksichtigung des für den Fang verantwortlichen Fischereiaufwandes können abnehmende Gesamtentnahmemengen (Erträge) durch abnehmende Fischereintensitäten (geringerer Befischungsdruck), verändertes Anglerverhalten (z. B. steigende Zurücksetzraten entnahmefähiger Fische), durch eine Überfischung (d. h. zu hoher Angeldruck und zu hohe fischereiliche Sterblichkeit, Abbildung 8 und Abbildung 14) oder aber durch eine reduzierte Rückgabe an Fangkarten begründet sein. Die eigentliche Ursache der sich ändernden Erträge ist auf Basis von absoluten Entnahmen (oder Fängen) also nicht eindeutig zu klären. Daher kann aus Rückgängen in den Gesamterträgen (oder Gesamtfängen) nicht zwangsläufig auf zurückgehende Fischbestandsgrößen geschlossen werden.

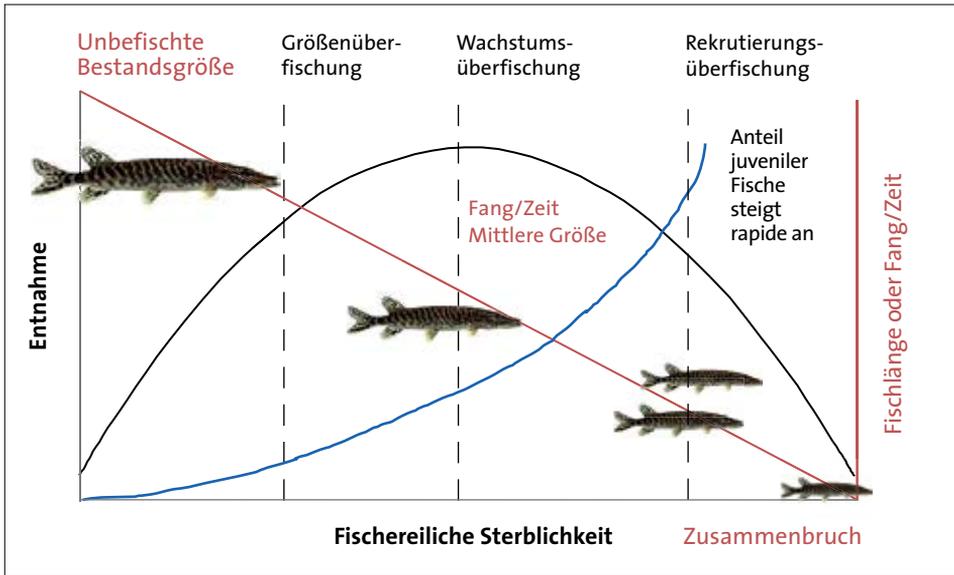


Abbildung 14: Schematische Darstellung der Reaktion von natürlich reproduzierenden Fischbeständen auf zunehmende Befischung (die mit einem zunehmenden Angelaufwand zusammenhängt). Der maximal nachhaltige Dauerertrag (maximal sustainable yield, MSY) wird meist bei mittleren Fischereintensitäten und mittleren Bestandsbiomassen erreicht. Von besonderer Bedeutung ist die unterschiedliche Reaktion der Gesamterträge (die ein Maximum kennzeichnet) und der Einheitsfänge. Rückgehende Bestände bei zunehmender fishereilicher Sterblichkeit werden durch rückgehende Einheitsfänge angezeigt, die monoton (!) sinken. Daher ist der Einheitsfang ungeeignet, um einen konkreten Überfischungskippunkt wie z. B. die Wachstumsüberfischung rechts vom maximalen Ertrag anzuzeigen. Mit zunehmender Befischung sinken die Bestandsgrößen im befischten Gleichgewicht, die mittleren Längen in Bestand und Fang sowie die Fangraten, während der Anteil unreifer Jungfische in den Fängen mit der Befischungsintensität stark ansteigt. Anhand der zeitlichen Analyse dieser verschiedenen Indikatoren kann hingegen sehr genau abgeleitet werden, ob die Bestände mit der Zeit zu- oder abnehmen.

Durch die zusätzliche Erfassung des Fangaufwandes lässt sich die Aussagekraft von Fangstatistiken zur Fischbestandsentwicklung allerdings mit einfachen Mitteln deutlich verbessern. Ein Beispiel für eine solche Fangstatistik findet sich in Abbildung 15. Auch andere Umsetzungen, die nicht auf Tagebücher angewiesen sind, sind denkbar. Hierzu zählt z. B. die Aufnahme der insgesamt von einem Angler an einem Gewässer gefischten Tage mitsamt der Fänge und der Entnahme (sowie der Fischgrößen) an den Gewässern. Ein solches Verfahren ist z. B. im sächsischen Anglerverband implementiert.

Durch Kenntnis von Fang und Fangaufwand lässt sich der Einheitsfang berechnen, der unter Wissenschaftlern ein akzeptiertes Maß

der (relativen) Fischhäufigkeit (Abundanz) ist (Arlinghaus et al. 2016a). Der Einheitsfang ist die Anzahl der gefangenen Fische pro Fangaufwand (z. B. Anzahl gefangener Fische pro Aufwandseinheit, z. B. pro Rutenstunde oder Angeltag, siehe Berechnung in Box 1). Der Einheitsfang ist keine absolute Größe, im Gegensatz zur absoluten Entnahme, die die Summe der im Jahr gefangenen Fische in Stückzahl oder Biomasse darstellt. Das wiederum heißt, Einheitsfänge erweisen sich auch dann als aussagekräftig, wenn nur ein Teil der Angler die Fangkarten zurückgegeben hat. Dies gilt unter der Bedingung, dass zwischen den Jahren immer die gleichen (erfolgreichen oder nicht so erfolgreichen) Angler an der Fangstatistik teilnehmen. Im Unterschied dazu ist die Bewertung des ab-

Bitte für jeden Ausflug ein separates Datenblatt benutzen!

Gewässername, Datum und Ausflugsdauer		
1. Gewässername	Hausee	
2. Nächster Ort	Musterhausen	
3. Datum (TTMMJJ)	12.06.11	
4. Uhrzeit	Beginn: 15:30	Ende: 21:45

Zielarten und Ruten		
5. Wie viele Stunden haben Sie bei diesem Angelausflug insgesamt auf eine der aufgeführten Fischarten gezielt geangelt? Bitte geben Sie auch an, mit wie vielen Ruten Sie auf jede dieser Fischarten in der angegebenen Zeit geangelt haben.		
Fischart	Geangelte Stunden	Anzahl der Ruten
Aal		
Bachforelle		
Barsch	2 Stk.	2
Hecht	4 Stk. 15 Min	2
Karpfen		
Regenbogenforelle		
Schleie		
Weißfische		
Wels		
Zander		

Fangergebnis			
6. Wie viele Fische haben Sie bei diesem Angelausflug gefangen?			
Fischart (z.B. Hecht)	Totallänge (Angaben in cm)	Markierung (Nummer notieren)	Entnommen (Bitte ankreuzen)
Hecht	66,5 cm	W 0348	X Ja <input type="checkbox"/> Nein
Barsch	32 cm		<input type="checkbox"/> Ja X Nein
			<input type="checkbox"/> Ja <input type="checkbox"/> Nein
			<input type="checkbox"/> Ja <input type="checkbox"/> Nein
			<input type="checkbox"/> Ja <input type="checkbox"/> Nein
			<input type="checkbox"/> Ja <input type="checkbox"/> Nein
			<input type="checkbox"/> Ja <input type="checkbox"/> Nein
			<input type="checkbox"/> Ja <input type="checkbox"/> Nein
			<input type="checkbox"/> Ja <input type="checkbox"/> Nein
			<input type="checkbox"/> Ja <input type="checkbox"/> Nein
			<input type="checkbox"/> Ja <input type="checkbox"/> Nein
Massenfische (kleiner 30 cm)	Anzahl Fische (Gefangen)	Anzahl Fische (Entnommen)	Geschätzte Länge
Weißfische			
Barschartige	11	0	13 cm

Zufriedenheit	
7. Wie zufrieden waren Sie mit dem heutigen Fangergebnis?	
1	2 3 4 5 6 7 8 9 10
(sehr unzufrieden)	(sehr zufrieden)

Abbildung 15: Beispiel einer Fangstatistik zur Erhebung des fischartenspezifischen Angelaufwandes sowie der Gesamtfänge und der Entnahme.

soluten Fanges bzw. des Ertrags auf die Rückmeldung der Angelkarten durch möglichst alle Angler des Vereins angewiesen. Das kann in den seltensten Fällen garantiert werden, so dass Gewässerwarte auf Hochrechnungen oder Schätzungen zurückgreifen müssen. Allerdings schwanken die Fangraten zwischen einzelnen Anglern je nach Intensität des Angelns und anglerischem Können enorm (Heermann et al. 2013). Daher stellt ein aus der Fangstatistik ermittelter mittlerer absoluter Fang je Angler nicht zwangsläufig einen geeigneten Mittelwert zur Hochrechnung der Fänge aller Angler im Verein dar (Dorow & Arlinghaus 2011). Dagegen ist die Bewertung der zeitlichen Entwicklung der Einheitsfänge vergleichsweise robust gegenüber Veränderungen der Fischereintensitäten zwischen verschiedenen Jahren. Dies begründet sich damit, dass die Einheitsfänge in einem Gewässer als Mittelwerte über die jeweiligen Einheitsfänge einzelner

Angler berechnet werden, und die Mittelwerte daher vom absoluten Angelaufwand einzelner Angler unabhängig sind. Wichtig ist, dass jedes Jahr die gleichen (möglicherweise auch nichtrepräsentativen) Anglertypen an der Fangstatistik teilnehmen, so dass die Analyse der zeitlichen Entwicklung der Einheitsfänge tatsächlich steigende oder fallende Bestandsgrößen anzeigt. Unter dieser Bedingung stellt der Einheitsfang eine zuverlässigere Maßzahl zur Abschätzung der Bestandshöhe dar als die Gesamtentnahme oder der Gesamtfang. Hierbei gilt: Steigen die Bestände, so steigt der Einheitsfang; sinken die Bestände, so sinkt auch der Einheitsfang (Abbildung 14), eine mathematische Begründung findet sich in Box 1.

Ein Beispiel möge die Überlegenheit des Einheitsfangs gegenüber der Ausfangstatistik als Indikator für die Bestandshöhe verdeutlichen. Im Rahmen des Besatzfisch-Projekts

wurden über Angeltagebücher entsprechende Daten in niedersächsischen Angelvereinen gesammelt (Arlinghaus et al. 2015), die hier und an anderer Stelle (Arlinghaus et al. 2016a) zusammengefasst werden. Die Güte des Zusammenhangs zwischen den Maßzahlen Gesamtfang, Gesamtentnahme und Einheitsfang und tatsächlichen Bestandsdichten bzw. Abundanzen (Häufigkeiten) finden sich nachfolgend exemplarisch für Hecht (Abbildung 16) und Karpfen (Abbildung 17) dargestellt. Als Indikator für die Güte des Zusammenhangs zwischen

Bestandsdichte bzw. Abundanz und Maßzahl wurde das Bestimmtheitsmaß (r^2) einer linearen Regressionsfunktion ohne Achsenabschnitt herangezogen, das einen Wert zwischen 0 und 1 annehmen kann. Grundsätzlich gilt: Je größer der Wert, desto stärker der Zusammenhang bzw. desto besser korrespondierte das erhobene anglerische Maß mit der Fischbestandsgröße in den Gewässern. Bei den Regressionen wurde auf den Achsenabschnitt verzichtet, da eine Bestandsgröße von 0 Fischen mit einem Fang von 0 Fischen korrespondieren sollte.

Box 1:

In der Fischerei gilt die klassische Fangformel:

Fang (C) = Fängigkeitskoeffizient (q) × Fangaufwand (E) × Fischhäufigkeit (N).

Daraus folgt:

Fang/Fangaufwand (CPUE) = Einheitsfang = Fängigkeitskoeffizient (q) × Fischhäufigkeit (N). Die Abkürzungen beziehen sich auf die englischen Standardtermini: Fang = Catch = C, CPUE = Catch per Unit Effort = Einheitsfang.

Der **Fängigkeitskoeffizient** q ist der je Hektar gefangene Anteil der Fischpopulation pro Aufwandseinheit, zum Beispiel pro Rutenstunde oder Angeltag. Die Grundannahme ist, dass die Fängigkeit einer Art mit einem bestimmten Fanggerät zwar zwischen einzelnen Tagen variiert, aber zwischen unterschiedlichen Jahren im Mittel stabil ist. q sollte daher in der Regel eine vom Fanggerät abhängige Konstante darstellen. Unter dieser Annahme (zu Ausnahmen, siehe Arlinghaus et al. 2016a) folgt, dass der Einheitsfang direkt proportional zur Fischmenge ist (CPUE ~N): Sinken die Bestandsgrößen N, sinkt der Einheitsfang. Im Unterschied dazu ist der Gesamtfang C (bzw. die Gesamtentnahme) sowohl von q als auch vom Aufwand E und von der Bestandsgröße N abhängig. Sinkende Fänge C können auf sinkende Bestände N oder auf sinkende Fischereiintensitäten E zurückgehen.

Hecht

Die ausschließliche Berücksichtigung der absolut entnommenen Hechte (Hechterträge in Stückzahl) war zwar statistisch gesehen signifikant, spiegelte aber nur mit großer Unsicherheit die tatsächliche Bestandsgröße wieder ($r^2 = 0,401$, Abbildung 16a). Das heißt, nur 40 % der Schwankung in der Bestandsgröße zwischen einzelnen Seen korrespondierte

mit den Unterschieden der Hechterträge. Die Gesamtentnahme kann daher als alleiniges Maß für die Einschätzung der Bestandsgröße beim Hecht sehr schnell zu Fehlinterpretationen führen. Etwas stärker und ebenso signifikant war der Zusammenhang, wenn man alle von den Anglern laut Fangbuch gefangenen Hechte berücksichtigte, also auch die Hechte, die von den Mitgliedern wieder zurückgesetzt wurden (Gesamtfang, Abbil-

derung 16b, $r^2 = 0,479$). Der Zusammenhang zwischen Fang und tatsächlicher Bestandsgröße verstärkte sich unter Berücksichtigung der gefischten Zeit (Einheitsfang, im Mittel über alle Angler gefangene Hechte je Rutens- stunde) deutlich ($r^2 = 0,667$, Abbildung 16c, Regression signifikant). Der Einheitsangel- fang war also von allen Maßen am besten

geeignet, eine Einschätzung der Bestands- gröÙe von Hechten in einzelnen Seen zu geben. Fast zwei Drittel der Schwankungen der tatsächlichen Bestandsdichte zwischen unterschiedlichen Gewässern wurde durch Schwankungen der mittleren Einheitsfänge über alle gezielt auf Hecht angelnden Angler zwischen den Seen erklärt.

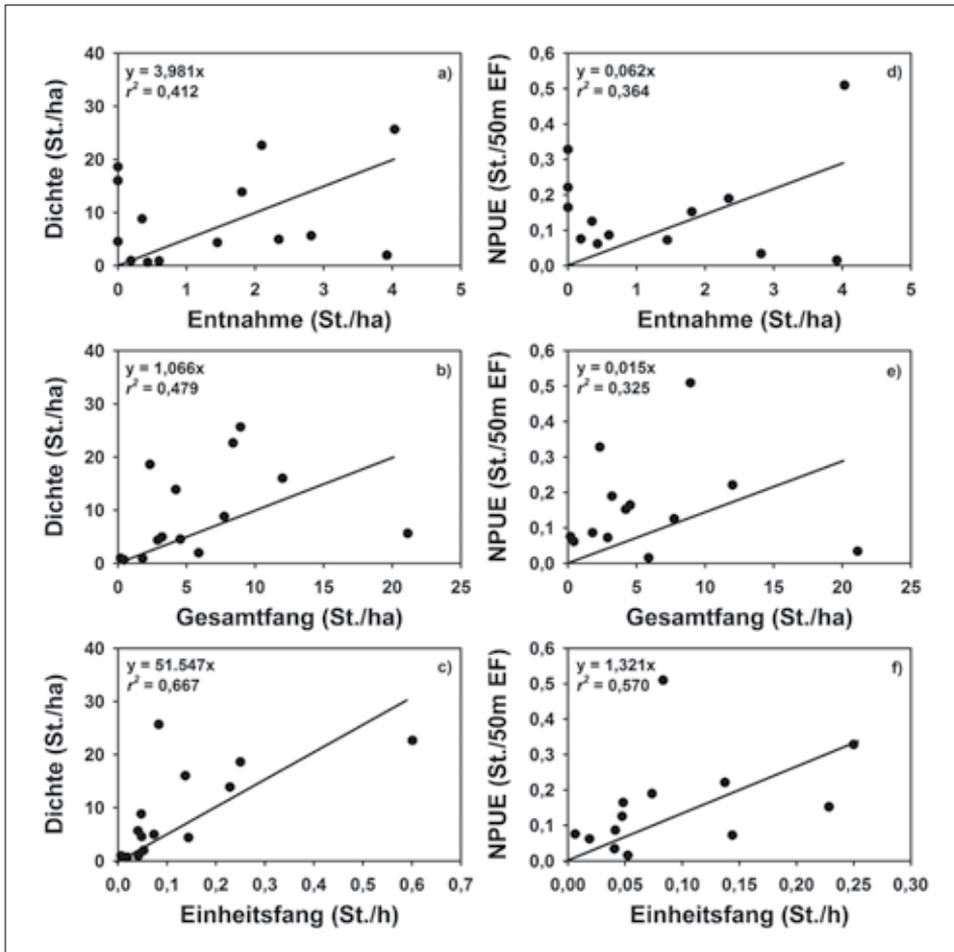


Abbildung 16: Dichte (bzw. Abundanz) von Hechten in Abhängigkeit von Gesamtentnahme, Gesamtfang und Einheitsfang der Angler. Die Hechtdichten (links) wurden mit der Fang-Wiederfang-Methode ermittelt. Die Hechtabundanz (rechts) wurde mittels einer standardisierten Elektrofischerei im flachen Uferbereich der Gewässer erhoben (NPUE = Anzahl pro befischter Uferlänge von 50 m). Alle Angaben beziehen sich auf Hechte mit einer Totallänge größer als 45 cm. In der Abbildung f fehlt der in der Abbildung c dargestellte sehr hohe Einheitsanglerfang von ca. 0,6 Hechten pro Rutens- stunde, weil in diesem Gewässer aufgrund der hohen Leitfähigkeit kein Maß der Hechtabundanz mittels Elektrofischerei möglich war, die aber in f auf Basis von Fang-Wiederfang-Daten dargestellt ist. Dementsprechend konnte der hohe Einheitsfangwert in f nicht dargestellt werden.

Als zweites Maß für die Einschätzung der relativen Abundanz der Hechtbestände wurden Einheitsfänge mittels Elektrofischerei als NPUE (Anzahl der Hechte pro befischter Uferlänge von 50 m) entlang des Ufers ermittelt (Abbildung 16d–f). Auch hier zeigte sich der oben beschriebene Zusammenhang: Mittlere Einheitsfänge von Anglern (Abbildung 16) stimmten stärker mit der durch Elektrofischerei ermittelten Hecht Häufigkeit je 50 m Uferlänge überein als absolute Daten zu Gesamthechtfängen und -erträgen. Mit anderen Worten: Aus mittleren Angeleinheitsfängen kann man relativ gut ablesen, wie viele Hechte sich aktuell in einer Uferzone befinden. In kleinen Seen kann man daher auf die Elektrofischerei als Monitoringinstrument verzichten, sofern es gute Einheitsfangdaten von Anglern gibt. Hat der Verein über eine gewisse Zeit die Einheitsfängen für ein oder mehrere Gewässer erhoben, so kann daraus abgelesen werden, ob die Bestandsgrößen mit der Zeit zu- oder abnehmen und ob in See A mehr Hechte auftreten als in See B. Abnehmende Trends im Einheitsfang deuten auf abnehmende Hechtbestände hin.

Karpfen

Beim Karpfen wurde die Güte der Anpassung von Gesamtentnahme, Gesamtfang und Einheitsfang als Maßzahlen bei bekannten Besatzdichten von K_3 ermittelt. Es wurden nur Fänge dreijähriger Karpfen ausgewertet, weil die Abundanz der Gewässer für ältere Karpfen unbekannt war. Es zeigte sich, dass es beim Karpfen sowohl zwischen der Besatzdichte und der Gesamtentnahme als auch zwischen der Besatzdichte und dem Gesamtfang sehr enge Zusammenhänge gab ($r^2 > 0,71$, Abbildung 17a,b). Der Zusammenhang verstärkte sich aber weiter, wenn man die gefischte Zeit berücksichtigte und den mittleren Karpfeinheitsfang der Angler berechnete ($r^2 > 0,84$, Abbildung 17c). Das heißt: Auch beim Karpfen war der mittlere

Einheitsfang der Angler der beste Anzeiger für die Karpfenbestandshöhe, aber im Unterschied zum Hecht (bzw. den anderen Arten, siehe unten) hingen auch die absoluten Ausfangmaße sowie der absolute Ertrag eng mit der Besatzdichte zusammen.

Weitere Artbeispiele (Aal, Weißfische), die vorliegende Aussagen zu Hechten und Karpfen stützen, finden sich in einer weiterführenden Publikation (Arlinghaus et al. 2016a).

Fangstatistiken ohne gefischte Zeit sind mit Ausnahme des Karpfens und anderer ausschließlich auf Besatz basierende Fischarten (z. B. Aal in stehenden Gewässern, Arlinghaus et al. 2016a) als Monitoringinstrument in der Angelfischerei weniger nutzbringend. Aus diesen Daten kann nicht fehlerfrei auf die Fischbestandsentwicklung und -größe geschlossen werden. Es wurde insbesondere festgestellt, dass sowohl die je Hektar normierten Gesamtentnahmen als auch die Gesamtfangdaten nur mittelmäßig (Hechte) oder schwach (Weißfische, vgl. Arlinghaus et al. 2016a) aussagekräftig für die zugrunde liegenden Fischhäufigkeiten im Gewässer waren. Einheitsfänge waren hingegen sehr gut geeignet, unterschiedlich hohe Bestände von Hechten, Karpfen, Aalen und Weißfischen anzuzeigen (Arlinghaus et al. 2016a).

Allerdings konnte beim Karpfen (und mit Einschränkungen auch beim Aal) eine gute Aussagekraft der absoluten Maßzahlen nachgewiesen werden. Für beide Arten gilt, dass sie in den meisten geschlossenen Standgewässern nicht nennenswert natürlich aufkommen und daher die Rekrutierung auf Besatz zurückgeht. Das trifft entsprechend für Regenbogenforellen in Standgewässern oder andere Arten, die ausschließlich besatzgestützt sind, zu. Aus dem höheren Indikatorwert der Gesamtfänge beim Karpfen (und mit Abstrichen auch beim Aal) kann eine wichtige Schlussfolgerung für das Management des Fischbesatzes in der Angelfischerei

gezogen werden: Bei nicht reproduzierenden Arten, deren Rekrutierung ausschließlich oder überwiegend besatzgestützt ist (z. B. Karpfen oder Aal in geschlossenen Seen), kann aus absoluten Ausfängen abgelesen werden, ob ein Besatz in den Fängen auftaucht und ob ggf. ein Nachbesatz nötig ist (wie möglicherweise nach hohen Ausfängen der Fall).

Diese Anwendbarkeit absoluter Entnahmen als Bestandsanzeiger gilt allerdings ausschließlich für nicht natürlich reproduzierende Arten.

An dieser Stelle ist auf ein in der Praxis häufig anzutreffendes Phänomen bei der hegeischen Bewertung von Ausfängen gemäß Fangstatistik hinzuweisen, das richtiggestellt werden muss. Viele Angelvereine besetzen Fische nach, für die ein hoher Ausfang (bzw. Ertrag) gemäß Fangstatistik dokumentiert wurde (vgl. Beispiel oben zu Karpfen). Dieser „buchhalterische“ Ansatz der Besatznotwendigkeit ist aber wie bereits angedeutet ausschließlich auf nicht natürlich reproduzierende Arten anwendbar, weil in diesen Fällen hohe Ausfänge tatsächlich auf zurückgehende Bestände in Folgejahren schließen lassen. Bei reproduzierenden Arten deuten hohe Ausfänge hingegen auf produktive Bestände hin, da die Ertragsbildung über die Prozesse Wachstum, natürliche Reproduktion sowie natürliche Sterblichkeit und nicht ausschließlich über Besatz reguliert wird (Kapitel 1). Jeder reproduzierende Bestand passt die interne Bestandsdynamik und die daraus hervorgehende Ertragsbildung an den Fischereidruck an. Hält der Fischereidruck über mehrere Jahre an, entwickelt sich ein sogenanntes befischtes Gleichgewicht (Kapitel 1, Abbildung 6, Abbildung 8). Entsprechend wird sich die Ertragsbildung in langfristig stabilen Ertragszahlen manifestieren, die dem herrschenden Fischereidruck entsprechen. Folglich zeigen hohe Erträge

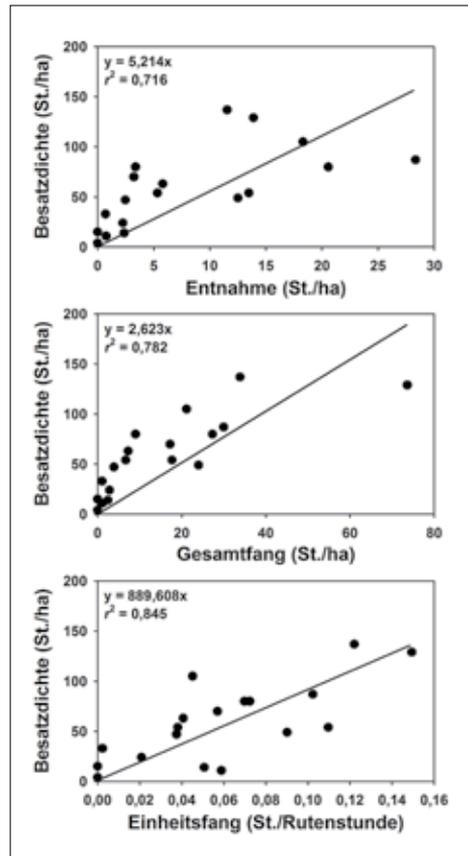


Abbildung 17: Zusammenhang zwischen der in den Angeltagebüchern berichteten Gesamtentnahme sowie dem Gesamtfang und Einheitsfang der Angler und der Besatzdichte dreijähriger Karpfen. Zur Auswertung wurden nur Angaben nach den experimentellen Besatzmaßnahmen berücksichtigt (Herbst 2011 bis Ende 2012) unter Annahme keiner natürlichen Sterblichkeit nach Besatz. Des Weiteren wurden nur Erstfänge in die Analyse einbezogen (einige Karpfen wurden mehrfach gefangen, weil sie nach dem Fang zurückgesetzt wurden).

(hohe Ausfänge) bei reproduzierenden Beständen (z. B. Hechte oder Weißfische) stabil hohe Bestände an (Abbildung 14), in die gerade *nicht* besetzt werden sollte. Der „buchhalterische“ Ansatz der Planung von Besatz nach den absoluten Ausfängen ist daher unbedingt auf nichtreproduzierende Arten wie Karpfen oder Aale und Regenbogenforelle in geschlossenen Seen zu beschränken.

An dieser Stelle ist eine Nebenbemerkung angebracht: Aus Einheitsfängen lassen sich auch Einsichten über die relative Fängigkeit unterschiedlicher Fischarten ableiten. Wenn man beispielsweise die Karpfeinheitsfänge (Abbildung 17) mit den Daten zum Hecht (Abbildung 16) vergleicht, wird deutlich, dass der Karpfen relativ schlecht mit der Angel fangbar ist. Fängt man beispielsweise bei einer Bestandsgröße von zehn Hechten pro Hektar im Durchschnitt alle fünf gezielte Hechtangelstunden einen maßigen Hecht, benötigt es zehn Karpfenstunden für einen K3-Karpfen – bei einer Bestandshöhe von fast 90 Fischen pro Hektar.

Schlussfolgerungen und abschließende Hinweise

- Modifizierte Fangbücher, die Aussagen über Einheitsangelfänge erlauben, sind sehr gut geeignet, als Monitoringinstrument zur Maßnahmen Erfolgskontrolle bei der lernfähigen Hege und Pflege eingesetzt zu werden. Fast alle Angelvereine haben ein Fangmeldesystem bereits etabliert, das jedoch derzeit überwiegend auf die Erhebung der absoluten Ausfänge ausgerichtet ist. Durch eine geringfügige Anpassung der traditionellen, weitverbreiteten Fangstatistik kann neben Fängen und Entnahmen auch die gefischte Zeit bzw. der Fischereiaufwand je Gewässer erhoben werden. Die immensen Vorteile der Einheitsfänge als Maßzahl der Fischbestandsentwicklung wären also ohne größeren Aufwand nutzbar. Die entsprechenden Fangbücher können im Detailgrad variieren zwischen echten Angeltagebüchern und Systemen, wo der Nutzer je Gewässer auch die Zahl der Ausflüge und die ungefähre mittlere Angeldauer notiert. In jedem Fall sind nicht nur entnommene Fische, sondern Fänge insgesamt zu erfassen.
- Fänge je gefischter Zeit sind sehr gute Anzeiger für die Fischbestandsgrößen zwischen unterschiedlichen Gewässern. Entsprechend können aus Vergleichen von Einheitsangelfängen, die über längere Zeit erhoben wurden, innerhalb und zwischen einzelnen Gewässern Veränderungen der Fischbestände über die Zeit abgelesen werden (langfristige Perspektive). Ein weiteres, kurzfristigeres Anwendungsfeld der Einheitsfänge ist der Vergleich der Fischbestandsentwicklung vor und nach der Einführung einer neuen Hegemaßnahme (z. B. Durchführung von Besatz). Da sich zwischen einzelnen Jahren auch die Umweltbedingungen ändern, sind diese Daten idealerweise zusätzlich mit den Einheitsfängen in unbeeinflussten Kontrollgewässern, in denen die Hegemaßnahmen nicht verändert werden, zu vergleichen.
- Wie die angeführten Beispiele verdeutlichen, eignen sich Fangstatistiken ohne gefischte Zeit weniger gut als Monitoringinstrument, und zumal auch nur bei Fischarten, die sich im Gewässer nicht stabil natürlich vermehren (Beispiel Karpfen). Wahrscheinlich gilt entsprechendes für Regenbogenforellen in Standgewässern oder andere Arten, die ausschließlich besatzgestützt vorkommen. Bei reproduzierenden Arten wie dem Hecht gilt das nicht. Hier sind unbedingt Einheitsfänge zu erheben, weil absolute Entnahmen die Bestandshöhen nur sehr unsicher abbilden.
- Einheitsangelfänge sind Indikatoren der Bestandstrends. Bewirtschafter, die zusätzlich auch an den Erträgen interessiert sind, könnten die mittleren Einheitsfänge mit dem Gesamtangelaufwand oder der Gesamtanglerzahl hochrechnen, um ein Maß für den Gesamtfang zu ermitteln. Entsprechendes gilt für die Gesamtentnahme. Diese ist vor allem bei nichtrekrutierenden Arten ein geeignetes Maß der zu erwartenden Bestandshöhe, wenn man vom Besatz die Entnahmen (sowie einen Anteil natürlich sterben-

der Fische) abzieht. Hohe Entnahmen sind also bei nichtrekrutierenden Arten auch gleichbedeutend mit einer hohen fischereilichen Sterblichkeit. Selbiges gilt aber *nicht* für reproduzierende Arten. Hier deutet eine hohe absolute Entnahme auf einen produktiven Bestand hin (Abbildung 14), der sich von selbst trägt. Der klassische „buchhalterische“ Ansatz in der anglerischen Bewirtschaftung (man setzt viel nach, wenn auch die Entnahme hoch ist) gilt ausschließlich für nichtreproduzierende Arten, nicht aber für reproduzierende. Welche Art in einem Gewässer reproduziert und welche nicht, lässt sich wiederum aus der Fangstatistik ableiten, wenn man nicht nur Entnahmen, sondern auch *alle* Fänge (inkl. Nullfangtage und vor allem untermaßige Fische) erhebt.

3 Identifikation grundsätzlich geeigneter Hegeansätze: Fischbesatz, Entnahmebestimmungen oder Lebensraummanagement

Robert Arlinghaus

In diesem Kapitel werden auf Grundlage eines Entscheidungsbaums Hinweise zur Identifizierung grundsätzlicher geeigneter Hege- bzw. Besatzformen gegeben. Detaillierte Hinweise zur Ausgestaltung von Schonmaßnahmen und von lebensraumaufwertenden Maßnahmen sowie zu Besatz allgemein folgenden in Kapitel 4-6.

3.1 Allgemeine Einführung

Der Gewässerwart kann zur Erreichung seiner Hegeziele – wie beispielsweise das Ziel der Erhöhung der anglerischen Qualität der Gewässer durch Steigerung von Fangraten oder Fischgrößen (fishereiliches Ziel) oder das Ziel des Erhalts einer bedrohten Art (naturschutzfachliches Ziel) – zwischen drei grundsätzlichen Hegemaßnahmenkomplexen unterscheiden, die natürlich auch in Kombination eingesetzt werden können (Abbildung 18): Fischbesatz, Regulierung der Befischungintensität (z. B. über Entnahmebestimmungen) sowie Lebensraummanagement (auch als Habitatmanagement bezeichnet, damit sind Maßnahmen zur Aufwertung der Lebensräume oder Renaturierungsmaßnahmen gemeint) (Arlinghaus et al. 2016b). Alle drei Maßnahmenbündel können die Nachhaltigkeit der Fischerei erhöhen. In von Menschen stark überformten Gewässern sind das Habitatmanagement sowie die Regulierung der Befischung im Sinne der Nachhaltigkeit meist erfolgversprechender als der Fischbesatz (Abbildung 18). Ausnahmen stellen der Wiederansied-

lungsbesatz von ausgestorbenen/verschollenen Arten sowie der meist fishereilich motivierte Erhaltungsbesatz mit nicht reproduzierenden Fischarten dar, denn ohne Besatz wären die Existenz der Art und somit die Fischerei auf die Art gefährdet oder unmöglich. Allerdings muss Wiederansiedlungsbesatz in jedem Falle von Habitatmanagementmaßnahmen flankiert werden (z. B. Durchgängigkeit schaffen bei Wiederansiedlung von Lachs und Stör), da in gestörten Systemen nur so langfristig auf Besatz nach einer Etablierung eines sich selbst haltenden Bestands verzichtet werden kann (zu Details verschiedener Besatzformen, siehe Kapitel 3.2).

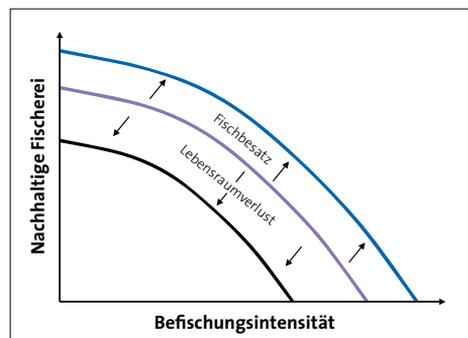


Abbildung 18: Darstellung von drei Managementstrategien und ihren theoretischen Einflüssen auf die Nachhaltigkeit der Fische und der Fischerei. Das Management der Befischungintensität sowie die Verbesserung der Lebensräume steigern die Nachhaltigkeit meist mehr als unterschiedliche Besatzstrategien. Natürlich gibt es auch Ausnahmen (z. B. Besatz einer nicht reproduzierenden Fischart in Baggerseen, die ohne Besatz fishereilich nicht nutzbar wäre, oder Wiederansiedlungsbesatz einer ausgestorbenen Art).

Abbildung 19 zeigt entscheidende Aspekte, die sich der Gewässerwart vor Augen führen kann, um eine erste grundsätzliche Entscheidung zur Wahl der Hegemaßnahme – unabhängig von ihrer konkreten Ausformung – zu fällen (FAO 2012). Eine Grundfrage, die beispielsweise geklärt werden muss, lautet: Was ist grundsätzlich geeigneter, um unter bestimmten Bedingungen meine Ziele als Gewässerwart zu erreichen – Besatz, eine Schonmaßnahme oder Habitatmanagement? Dem Entscheidungsbaum in Abbildung 19 liegt die Annahme zugrunde, dass eine Erhöhung der Bestandsgröße bzw. der Durchschnittsgröße der Fische im Bestand übliche Hegeziele darstellen. Vorausgesetzt wird weiterhin, dass diese innerhalb der ökologischen Tragkapazität des Gewässers und ohne Beeinträchtigung von Nichtzielarten zu erreichen sind. Die vorgeschlagenen grundsätzlichen Herangehensweisen sollten stets als prinzipiell geeignete Optionen zur Hegezielerreichung verstanden werden. Deren konkreter Zuschnitt kann erst an den Gewässern vor Ort über das Prinzip von „Versuch und Irrtum“ entwickelt werden (Kapitel 2).

Welche Maßnahmen sind nun unter welchen Voraussetzungen konkret geeignet, positiv zur Erreichung der Hegeziele beizutragen? Der Entscheidungsbaum zeigt auf, dass Entnahmebestimmungen wie Mindestmaße oder tägliche Entnahmebeschränkungen meist nicht nötig sind, wenn die fischereiliche Sterblichkeit bzw. der Fischereidruck gering ausfällt (Abbildung 19, Nummern 1 bis 4). Unter Umständen ist sogar eine Steigerung der fischereilichen Entnahme angeraten, um den Bestand auszudünnen und dichteabhängige Einflüsse auf das Wachstum (im Extremfall sogar „Verbüttung“) sowie die natürliche Sterblichkeit einzudämmen. Das ist vor allem dann der Fall, wenn das natürliche Aufkommen (Rekrutierung) sehr hoch ist und die Jungfische ohne die Entnahme in starke Nahrungskonkurrenz geraten würden (Abbildung 19, Nummern 1 und 3). Beispiele

für diese Situationen finden sich in manchen Gewässern bei Barschen oder Weißfischen.

Wenn die Fischereiersterblichkeit und die natürliche Sterblichkeit allerdings hoch sind (Abbildung 19, Nummer 5), aber das Wachstum der Fische gering (Abbildung 19, Nummer 6), stellen Verbesserungen der Lebensraumqualität wahrscheinlich geeignetere Maßnahmen dar als die Hege über Fangbestimmungen. Davon ist auszugehen, weil die Schonung von bestimmten Größenklassen über Fangbestimmungen die Wachstumsdepressionen und die hohe natürliche Sterblichkeit nur verstärken würde. Stattdessen scheint es erfolgversprechender, durch die Schaffung bestimmter Habitats und Refugien das Wachstum anzuregen und die natürliche wie fischereiliche Sterblichkeit zu reduzieren (z. B. mit künstlich oder neu eingebrachten Unterständen, in die sich die Fische zurückziehen können). Wenn allerdings die Fischereiersterblichkeit und das Wachstum hoch sind und die natürliche Sterblichkeit gleichzeitig gering, so sind Entnahmebestimmungen wahrscheinlich das Hegemittel erster Wahl (Abbildung 19, Nummern 7 und 8). Unter diesen Bedingungen sollte aus der Reduktion der Fischereiersterblichkeit eine Steigerung der Durchschnittsgröße und der Bestandshöhe resultieren. Als mögliche Fangbestimmungen stehen tägliche, wöchentliche oder jährliche Entnahmebegrenzungen, Mindestmaße, Entnahmefenster, Maximalmaße, Kauf von Entnahmemarken, Schonzeiten und Ähnliches zur Verfügung (Kapitel 4). Auch Begrenzungen der Befischungsdichte durch eine Beschränkung der Angelkarten oder des Angelaufwands allgemein (z. B. über die Unterschutzstellung von bestimmten Gewässergebieten oder die Eingrenzung der Befischungszeiträume) gehören zum Repertoire der Fangbestimmungen, das im Sinne der lernfähigen Hege und Pflege ausprobiert werden sollte (Detaillausführungen in Kapitel 4). Natürlich dürfen die gesetzlichen Mindeststandards, zum Beispiel hinsichtlich

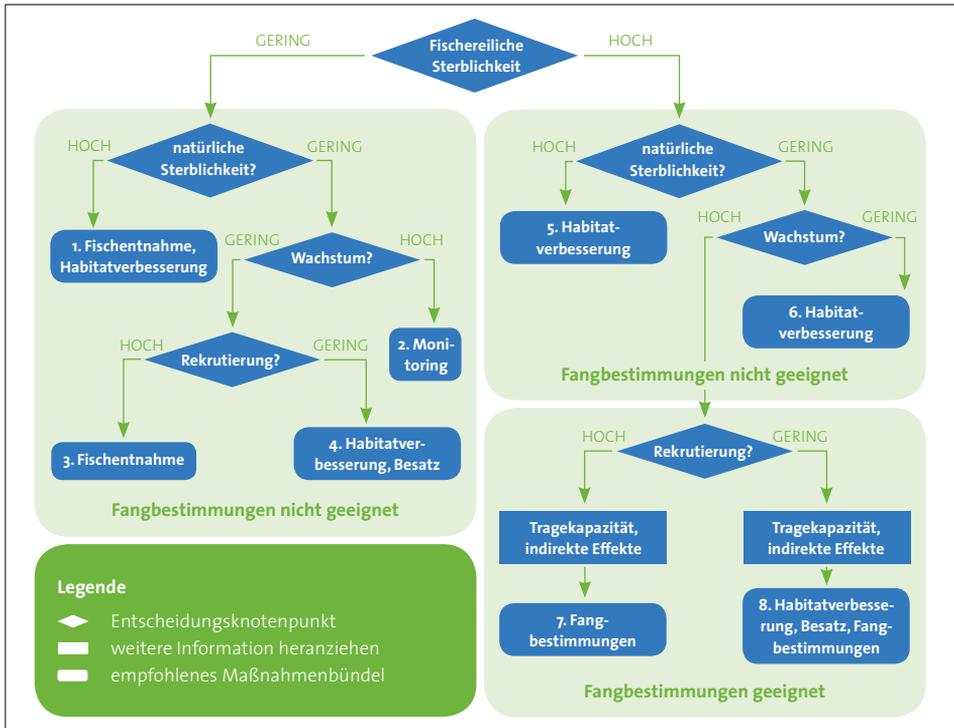


Abbildung 19: Allgemeiner Entscheidungsbaum zur Identifikation des grundsätzlichen Managementvorgehens in der angelerischen Hege: Fangbestimmungen, Habitatverbesserung oder verschiedene Formen von Besatz (modifiziert aus FAO 2012 und Arlinghaus et al. 2015).

der Mindestmaße bei ausgewählten Arten, nicht unterlaufen werden. Aber jeder Verein kann diese Mindeststandards immer dann legal verschärfen, wenn dies gemäß Landesfischereigesetz dem Hegeziel in dem Gewässer dient (in der Regel Erhalt und Förderung eines natürlichen Fischbestands in naturnaher Artenvielfalt) (Kapitel 7). In diesem Sinne kann jeder Hegetreibende übrigens auch völlig legal Entnahmefenster festlegen, die neben den unreifen kleinen Tieren auch die großen Laichfische mittels eines zusätzlich zum Mindestmaß festzulegenden Maximalmaßes schonen (z. B. beim Hecht 45–75 cm oder 80 cm, Kapitel 4) (vergleiche Kapitel 7 zu rechtlichen Details).

Wie die bisherigen Ausführungen zeigen, sind in vielen Fällen Entnahmebestimmungen oder Maßnahmen zur Lebensraumauf-

wertung für die Hege erfolgversprechender als Fischbesatz. Besatz sollte vor allem dann in Erwägung gezogen werden, wenn die natürliche Rekrutierung gering ist oder sogar fehlt und die Rekrutierungsengpässe auch nicht kurzfristig durch Renaturierung behoben werden können (Abbildung 19, Nummern 4 und 8). Unbedingt angemerkt werden muss, dass Besatz in natürlich reproduzierenden Beständen auch bei geringer Rekrutierung nur eine von mehreren möglichen Hegestrategien darstellt (Abbildung 19, Nummern 4 und 8). Manchmal ist Besatz auch bei eingeschränktem natürlichem Aufkommen der Zielart nicht die Methode der Wahl. So könnten die Populationen der Zielfischarten beispielsweise besser angeregt werden durch eine Aufwertung des Lebensraums und die damit verbundene Förderung der natürlichen Rekrutierung oder – bei

hohem fischereilichen Druck – durch eine verstärkte Schonung der Laichtiere über restriktive Fangbestimmungen wie Entnahmefenster (Arlinghaus et al. 2010, Gwinn et al. 2015). Auch kann die zu besetzende Art eventuell als Satzfish nicht zur Verfügung stehen oder eine schlechte Satzfishqualität haben (Kapitel 5). Besatz ist vor allem dann das beste Mittel, wenn die entsprechende Fischart in dem betreffenden Gewässer heimisch ist, aber aufgrund von kurz- und mittelfristig unveränderlichen Engpässen bei den zur Verfügung stehenden Laichplätzen bzw. Jungfischlebensräumen nicht oder nur ungenügend reproduziert. Es kommen demzufolge auf natürlichem Wege keine ausreichenden Fischzahlen auf, um eine gezielte Beangelung im Gewässer oder Gewässerabschnitt zu gewährleisten. Natürlich stellt Besatz auch immer die Methode der Wahl dar, wenn eine ausgestorbene Fischart wieder angesiedelt werden soll (naturschutzfachliches Ziel) oder es wiederholt zu Fischsterben ohne Möglichkeit der raschen Wiederbesiedlung kommt (zu Details, siehe Kapitel 5).

Schlussfolgerungen und abschließende Hinweise

- Dem Hegenden stehen grundsätzlich drei verschiedene Managementstrategien zur Verfügung: Habitatmanagement, Management der Befischungintensität und Fischbesatz.
- In vielen Fällen, gerade in vom Menschen stark veränderten Gewässern, ist das Zurückgreifen auf Habitatmanagement erfolgversprechender als Besatz.
- Unter den Bedingungen scharfer Befischung sind Fangbestimmungen meist geeigneterer Hegemaßnahmen als Habitatmanagement und Besatz.
- Besatz ist vor allem dann angeraten, wenn die natürliche Rekrutierung gering ist und nicht durch eine Aufwertung des Habitats oder durch einen verringerten Befischungsdruck angeregt werden kann.

3.2 Fischbesatzformen

An dieser Stelle sind Begriffsklärungen zum Besatz und einige erste Hinweise zum Besatz angeraten. Vor allem gilt es Klarheit über die zur Debatte stehenden Besatzformen zu gewinnen, da die naturschutzfachlichen Konfliktpotenziale hier variieren können. Es lassen sich sechs grundlegende Besatzformen benennen, die sich in Hinblick auf Anwendungsgebiet, Zielstellung (fischereilich oder naturschutzfachlich) und gesellschaftliche sowie naturschutzfachliche Konfliktpotenziale (Erhalt der Artenvielfalt) unterscheiden (Tabelle 2). Diese lassen sich weiter unterteilen in Besatzmaßnahmen mit natürlich nicht rekrutierenden Arten und Besatz mit Arten, die im Besatzgewässer natürlicherweise vorkommen:

Nicht natürlich rekrutierende Fischarten

- **Erhaltungsbesatz:** Besatz heimischer Fischarten in Gewässer, in denen sie nicht oder nicht mehr erfolgreich rekrutieren und ohne Besatz verschwinden würden. Erhaltungsbesatz ist typisch für Karpfen, Aal und Regenbogenforelle in geschlossenen Seen. Fischereiliche Ziele stehen im Vordergrund. Erhaltungsbesatz birgt geringe bis mittlere naturschutzfachliche Konfliktpotenziale, die vor allem dann zu Tage treten, wenn zu hohe Besatzdichten entstehen (z. B. beim Karpfen) oder bedrohte Wanderfischarten (z. B. Aal) bzw. gebietsfremde Arten (z. B. Regenbogenforelle) ausgesetzt werden. Häufig können kleine Satzfisiche eingesetzt werden. Die dabei entstehende Fischerei hat den Charakter einer „Put-Grow-and-Take“-Angelei ohne Anspruch an eine natürliche Vermehrung.
- **Einbürgerungsbesatz:** Einbürgerung einer heimischen Fischart in ein bisher nicht besiedeltes Gewässer (z. B. Zander in einen neu geschaffenen Baggersee) oder nach einem kompletten Fischsterben aller Fische der Zielart mit dem Ziel,

den Besatz nach erfolgter Etablierung einzustellen. Sofern gebietsfremde Arten besetzt werden sollen, sind Genehmigungen durch die Fischereibehörden einzuholen. In der Regel werden Einbürgerungsbesatzmaßnahmen aus fischereilicher Sicht durchgeführt. Je nach Auswahl der Besatzart hat diese Maßnahme ein mittleres bis hohes naturschutzfachliches Konfliktpotenzial und sollte idealerweise in enger Abstimmung mit Fachexperten und Fischereibehörden erfolgen. Es sollten dem Gebiet möglichst genetisch und ökologisch nahestehende Fische besetzt werden. Je nach Art, Verfügbarkeit und Überlebenswahrscheinlichkeit kann auf Jungfische oder Laichfische zurückgegriffen werden.

- **Wiederansiedlungsbesatz:** Wiedereinbürgerung ausgestorbener heimischer Fischarten (z. B. Lachs, Stör). Diese Art von Besatz hat vornehmlich naturschutzfachliche Ziele und ist durch geringe Konfliktpotenziale zwischen Naturschutz- und Fischereinteressen gekennzeichnet. Es ist das Ziel des Wiederansiedlungsbesatzes, durch begleitende Verbesserung der Lebensräume den Besatz mittelfristig obsolet werden zu lassen, sobald sich der Bestand über Reproduktion selbst trägt. In der Regel werden möglichst junge Fische besetzt, die sich über natürliche Selektion an das Besatzgewässer anpassen sollen. Bei einigen Salmoniden kann bei geeigneten Kiesbänken auch der Einsatz von Eibrutboxen erfolgen, um die natürliche Selektion möglichst früh ansetzen zu lassen.

Natürlich rekrutierende Fischarten

- **Steigerungsbesatz:** Besatz von Fischen heimischer Arten in gesunde, reproduzierende Bestände, um die natürliche Produktion über das derzeitige vorfindliche Maß hinaus zu steigern (z. B. Meerforellen- oder Aalbesatz in Flüssen). Diese Besatzform kennzeichnet eine stark

ausgeprägte fischereiliche Motivation und in der Regel – je nach Zielart und Auswahl des Besatzmaterials – ein mittleres naturschutzfachliches Konfliktpotenzial: Die künstliche Erhöhung der Bestände einer Art geht immer auch zu Lasten einer anderen Art oder Organismengruppe. Es ist daher wichtig einzuschätzen, inwieweit durch den Steigerungsbesatz Futterkonkurrenz und Fraßdruck auf andere Organismengruppen ausgelöst werden kann. Außerdem ist zu klären, ob durch den Besatz auch die Befischung der Wildpopulation ansteigt. In den USA werden Satzfisher (z. B. Pazifische Lachse) häufig markiert, so dass sie und nicht etwa die Wildfische selektiv entnommen werden können. Steigerungsbesatz gelingt nur bei Besatz mit gewissen Fischgrößen und Lebensstadien: Die natürlichen Engpässe müssen bereits umgangen und eine Konkurrenzstärke gegenüber den Wildfischen und anderen Arten ausgeprägt sein (beispielsweise mit Smolts bei Wandersalmoniden, wenn es im Fluss bzw. Bach einen Mangel an Jungfischeinständen gibt, in marinen Gebieten aber noch freie Futterressourcen verfügbar sind, Amoroso et al. 2017). Sollen die Satzfisher nach Besatz lange in dem besetzten Gewässersystem überleben (zum Beispiel anadrome Wandersalmoniden), so müssen sie natürlich aufgezogen und genetisch möglichst identisch mit der Wildpopulation sein. Der Steigerungsbesatz gut angepasster, kleiner Satzfisher kann nur dann gelingen, wenn die natürlichen Rekrutierungsempässe im Larven- oder frühen Jungfischstadium liegen. Bei großen Satzfishern könnte Steigerungsbesatz unter Umständen auch mit domestizierten oder wo erlaubt mit sterilen Satzfishern durchgeführt werden, sofern diese Tiere grundsätzliche Überlebensstrategien erlernt haben und sofern ein vergleichsweise rascher Rückfang angestrebt wird. Andernfalls fallen große, domestizierte

Satzfische sehr schnell natürlichen Räubern zum Opfer, so dass die Fänge nicht notwendigerweise gesteigert werden. Eine hohe natürliche Reproduktion von züchterisch stark domestizierten Satzfishen ist kaum zu erwarten (z. B. Araki et al. 2007). Dennoch können sie bei hohen Besatzzahlen die Wildfischbestände über genetische Vermischung während der Laichzeit beeinträchtigen. Ein Rückgriff auf gewässereigene Nachkommen ist daher in den meisten Fällen naturschutzfachlich angeraten.

- **Kompensations- bzw. Ausgleichsbesatz:** Besatz von fischereilich oder naturschutzfachlich relevanten Arten (z. B. Bachforelle) in natürlicherweise auf geringem Niveau reproduzierende Bestände; dient dem Ausgleich von Rekrutierungsdefiziten, die zum Beispiel aufgrund von anthropogenen Gewässeränderungen entstanden sind und kurz- und mittelfristig nicht behoben werden können. Diese Art von Besatz ist in der hiesigen Angelfischerei vielleicht am häufigsten anzutreffen (von Siemens et al. 2008) und gleichzeitig ist deren Erfolg am schwierigsten abzusichern. Der Übergang vom Kompensations- zum Steigerungsbesatz ist aus fischereilicher Sicht fließend, weil in beiden Fällen die existierenden Bestände erhöht werden sollen. Entsprechend unterscheiden Lorenzen et al. (2012) und Arlinghaus et al. (2016a) den Steigerungs- und den Kompensationsbesatz nicht, sofern jeweils fischereiliche Ziele leitend sind. Um Ausgleichsbesatzmaßnahmen vom Steigerungsbesatz abzugrenzen, ist auch der Zustand der Wildpopulation relevant. Diesen kennzeichnet beim Ausgleichsbesatz stets eine (ggf. stark) eingeschränkte natürliche Rekrutierung. Bei der Begründung des Ausgleichs- bzw. Kompensationsbesatzes spielen meist naturschutzfachliche und fischereiliche Interessen gleichermaßen eine Rolle. Daher hat man es in der Regel mit einer schwer

zu greifenden Mischbesatzform zu tun. Wenn Ausgleichsbesatz naturschutzfachliche Ziele verfolgt, ist der Begriff „Stützungsbesatz“ vielleicht geeigneter (s. nächste Besatzform). Je nach Auswahl des Besatzmaterials und der Intensität des Besatzes existiert ein mittleres bis hohes naturschutzfachliches Konfliktpotenzial. Dieses wird aber manchmal nicht als solches erkannt, weil das Ziel des Kompensationsbesatzes ja gerade darin besteht, eine zurückgehende natürliche Population zu stützen. Einerseits kann es aber zur Kreuzung von Satz- und Wildfischen kommen (Lorenzen et al. 2012). Wegen der von den zahlenmäßig dominanten Satzfishen manchmal ausgelösten Futter- und Einstandskonkurrenz können andererseits auch Verdrängungs- und Fraßeffekte auf die bereits geschwächte natürliche Population auftreten. Angesichts der Rekrutierungs- und Habitat-empässe im Besatzgewässer ist nicht zu garantieren, dass sich der Bestand über eine Anregung der Verlaichung und Reproduktion erhöht, auch wenn dies vielfach als Begründungen für den Besatz angeführt wird. Der Grund hierfür ist, dass die Nachkommen aller erfolgreich aus dem Besatz herangewachsenen Laichtiere in der Folgegeneration durch die gleichen Engpässe getrieben werden, die zum Rekrutierungsdefizit geführt haben. Es ist zur Erhöhung der fischereilichen Erfolgswahrscheinlichkeit daher bei Kompensationsbesatz meist angeraten, relativ große Satzfische zu verwenden, die die im Larven- oder Jungfischstadium bestehenden Engpässe bereits überwunden haben. Diese Empfehlung widerspricht vielen Besatzpraxisratgebern (Baer et al. 2007) und überrascht deswegen vielleicht. Satz-fische für Kompensationsmaßnahmen sollten idealerweise natürlich aufgezogen und an die lokalen Bedingungen so weit angepasst sein, dass sie mit den Bedingungen im Besatzgewässer lang-

fristig zurechtkommen. Dann tragen sie möglicherweise in Ausnahmefällen auch zur Reproduktion bei und bringen keine gebietsfremden Gene in die Population ein. Ohne begleitende Aufwertung der Lebensräume wird Kompensationsbesatz aber nur in Ausnahmefällen zum Anstieg der natürlichen Rekrutierung beitragen, so dass diese Maßnahme rasch den Charakter einer „Put-Grow-and-Take“-Fischerei ohne Rückwirkung auf die Rekrutierung bekommt. Bei vielen Kompensationsbesatzmaßnahmen existieren daher Zielkonflikte zwischen Fischerei- und Naturschutzinteressen. Diese sind ohne die Rückgewinnung funktionaler Laich- und Jungfischlebensräume kaum aufzulösen. Je naturnäher der Satzfish aufgezogen wurde, desto wahrscheinlicher ist, dass der Fisch ähnlich gut bzw. schlecht wie ein natürlicher Fisch gleicher Größe überlebt. Allerdings finden dann auch nach Besatz mit höherer Wahrscheinlichkeit Kreuzungsprozesse mit Wildfischen statt. Dies kann die zahlenmäßig häufig unterlegene Wildfischpopulation negativ beeinflussen, ohne jedoch die Rekrutierung im gestörten System zwangsläufig zu erhöhen. Da meist keine lokalen Satzfishherkünfte verfügbar sind, besteht bei einem erfolgreichen Kompensationsbesatz daher stets die Gefahr, dass die geschwächte lokale Population genetisch durch die zahlenmäßig dominierenden Satzfish stark verändert wird oder sogar ausstirbt. Auch ist nachgewiesen worden, dass die natürliche Produktivität besatzgestützter Populationen sinkt, je höher der Anteil der Satzfish am künftigen Laicherbestand ist (Chilcote et al. 2011, Young 2013). Die Interaktionen zwischen Wild- und Satzfishpopulation könnten eingeschränkt oder sogar gänzlich verhindert werden, wenn in stark befischten Beständen gut fangbare, domestizierte, teilweise auch große Satzfish ausgesetzt würden (im Extremfall entnahmefähige Tiere). Diese

würden den Fang mit hoher Wahrscheinlichkeit steigern und schnell rückgefangen werden. Sie unterschieden sich aber in ihrem Verhalten und ihrer Ökologie so stark von den Restbeständen der natürlichen Population, dass eine Vermischung über die Fortpflanzung unwahrscheinlich wäre. Das Ziel, Einflüsse auf die Wildpopulation zu reduzieren, könnte auch über die Nutzung von sterilen Fischen optimiert werden. Jedoch verschwimmen hier die Grenzen zum Steigerungsbesatz, weil vom Aussetzen domestizierter, entnahmefähiger Fische, die im Extremfall sogar triploid (d. h. steril) sind, keine nachhaltige Bestandsaufwertung über die Reproduktion ausgeht. Das Aussetzen triploider Fische ist allerdings in Deutschland derzeit verboten und bleibt daher eine rein theoretische Möglichkeit. Das Aussetzen großer, im Extremfall entnahmefähiger Fische im Rahmen des Kompensationsbesatzes kann überdies als Put-and-Take missverstanden und tierschutzrechtlich verfolgt werden. Naturschutz-, Fischerei- und Tierschutzziele sind daher beim Kompensationsbesatz nur schwer in Einklang zu bringen. Die einzige auf den ersten Blick offensichtliche Lösung besteht darin, stets nur Nachkommen von Wildfischen als Satzfishmaterial zu verwenden. Dies gewährleistet zumindest eine genetische Nähe von Satz- und Wildfischen. Allerdings wird in der Fischzucht die natürliche Partnerwahl (sexuelle Selektion) umgangen, was ein wesentlicher Grund für eine geringe natürliche Fitness von Satzfishen in Konkurrenz mit Wildfischen der gleichen Art ist (Thériault et al. 2011). Die künstlichen Haltungsumwelten führen verallgemeinert dazu, dass selbst die natürlich aufgezogenen Satzfish bei gleicher Länge keine mit den Wildfischen vergleichbare Fitness haben. Bei hohen Besatzdichten unvermeidbare Kreuzungen zwischen Satz- und Wildfischen können zudem zu Fitnessnachteilen der

Nachkommen beitragen, wie eine Reihe von Studien an Salmoniden gezeigt hat (Araki et al. 2007, Christie et al. 2012, 2014, Clarke et al. 2016).

- Stützungs- und Restaurationsbesatz:**
 Besatz von fischereilich nicht relevanten bedrohten Arten aus Artenschutzgründen in Gewässern, in denen sie auf geringem Niveau natürlicherweise noch vorkommen, oder von fischereilich relevanten Arten nach Fischsterben, wenn die Zielart nicht komplett aus dem System ausgelöst worden ist. Ersteres umfasst vor allem den von Angelvereinen mit naturschutzfachlicher Ausrichtung und Begründung gut gemeinten Besatz von Kleinfischarten. Diese Art von Besatzmaßnahmen ist naturschutzfachlich häufig problematisch und sollte daher nur in enger Abstimmung mit Fachexperten durchgeführt werden (Baer et al. 2007). Insbesondere gefährdete Arten wie Bitterlinge, Steinbeißer und andere Kleinfische bilden nämlich häufig auf engen Räumen, teils innerhalb von Gewässern, genetisch unterscheidbare Linien und Teilpopulationen aus (Baer et al. 2007). Die genetische Nähe der Satzfische zu den Restpopulationen des Besatzgewässers kann dann mangels

Transparenz der Herkunft von Fischen im Satzfishmarkt häufig nicht garantiert werden. Deshalb ist es sehr wahrscheinlich, dass über Besatz geografisch getrennte Linien miteinander in Kontakt kommen. Dies kann dann zur Kreuzung (Hybridisierung) mit unvorhersehbaren Folgen für die Artenvielfalt führen.

Neben diesen sechs Besatzformen (Tabelle 2) gibt es eine Reihe von speziellen Besatzmaßnahmen wie Biomanipulation (Veränderung des Nahrungsnetzes) (Mehner et al. 2004), Futterfischbesatz oder das Aussetzen einzelner kapitaler Fische (Baer et al. 2007), auf die hier aus Platzgründen nicht weiter eingegangen wird. Stattdessen soll in Abbildung 20 ein Entscheidungsbaum vorgestellt werden, der es erlaubt einzugrenzen, welche der oben vorgestellten Hauptbesatzformen unter bestimmten Konstellationen angeraten ist (Arlinghaus et al. 2015, 2016a). Da wir es hier mit fischereilicher Hege zu tun haben, ist der Entscheidungsbaum an fischereilichen Zielen ausgerichtet. Insofern wird auf fischereilich nicht genutzte Arten, die im Rahmen des Stützungs- und Restaurationsbesatzes vorkommen und ausschließlich aus Artenschutzgründen ausgesetzt werden, nicht weiter eingegangen.

Tabelle 2: Arten von Fischbesatzmaßnahmen und ihre grundsätzlichen Charakterisierungen (modifiziert aus Lorenzen et al. 2012, Arlinghaus et al. 2015, 2016b).

	Erhaltungsbesatz	Einbürgerungsbesatz	Wiederansiedelungsbesatz	Steigerungsbesatz	Kompensationsbesatz	Restaurations- und Stützungsbesatz
Managementziel	Erhalt oder Steigerung von Fängen	Ansiedelung von Fischen in Gewässern, in denen die Arten noch nicht oder nicht mehr (Fischsterben) vorkommen, zum Aufbau einer fischereilichen Nutzung	Wiederaufbau heimischer Populationen nach dem Aussterben im historischen Verbreitungsgebiet	Steigerung von Fängen über das unbesetzte Maß hinaus	Steigerung der Populationsgröße bei Reproduktionsengpässen	Erhalt lokaler Populationen gefährdeter Arten und von kleinen Populationen sowie von Populationen nach Fischsterben, wenn die natürliche Besiedelung nicht zeitnah erfolgen kann

	Erhaltungsbesatz	Einbürgerungsbesatz	Wiederansiedelungsbesatz	Steigerungsbesatz	Kompensationsbesatz	Restaurations- und Stützungsbesatz
Hauptausrichtung	Fischereilich	Fischereilich	Naturschutzfachlich	Fischereilich	Naturschutzfachlich und fischereilich	Naturschutzfachlich, selten fischereilich als Nachnutzung
Beispiele	Karpfen, Aal, Regenbogenforelle in geschlossenen Gewässern	Zander oder Maränen in neu geschaffenen Gewässern, alle Arten nach Fischsterben	Lachs, Stör, Meerforelle	Meerforelle, Aale in Flüssen, auch Karpfen, falls sie auf geringem Niveau natürlich rekrutieren, Felchen/-Maränen	Die meisten Arten, regelmäßig bei Bachforelle, Äsche oder Aalen in Flüssen, Felchen/Maränen/Schnäpel	Kleinfischarten wie Bitterlinge, Moderlieschen, Schlammpeitzger, alle Arten nach Fischsterben, bedrohte aber noch nicht ausgestorbene Wandersalmoniden

Produktionssysteme für Satzfische

Art der Domestikation	Domestiziert	So natürlich wie möglich, Wildfische	So natürlich wie möglich, Wildfische	So natürlich wie möglich, Wildfische oder domestiziert	So natürlich wie möglich, Wildfische oder domestiziert	So natürlich wie möglich, Wildfische
Typische Satzfishgröße	So groß wie nötig bis hin zu entnahmefähig	So groß wie nötig bis hin zu Laichfischen	So klein/jung wie möglich	So groß wie nötig bis hin zu entnahmefähig	So klein wie möglich (naturschutzfachlich), so groß wie nötig (fischereilich)	So klein wie möglich
Intervention während der Aufzucht	Konditionierung auf natürliche Umwelt und raschen Wiederfang, in manchen Ländern Sterilität	Konditionierung auf natürliche Umwelt	Konditionierung auf natürliche Umwelt	Konditionierung auf natürliche Umwelt, in integrierten Programmen, in denen Satzfische selektiv gefangen werden, auch Selektion auf raschen Wiederfang, manchmal Sterilität	Meist Konditionierung auf natürliche Umwelt oder Selektion auf raschen Wiederfang	Konditionierung auf natürliche Umwelt
Genetische Aspekte	Selektion auf hohe Fangbarkeit	Hohe genetische Vielfalt, damit Anpassung an neues Gewässer gelingt	Hohe genetische Vielfalt oder Nutzung von Beständen aus ökologisch ähnlichen Lebensräumen	Integrierte Programme: siehe Kompensations- und Stützungsbesatz; getrennte Programme (selektive Entnahme von Satzfishen): Selektion auf hohe Fangbarkeit und Unterschiedlichkeit von Wild- und Satzfishen	Erhalt der genetischen Vielfalt der natürlichen Population	Erhalt der genetischen Vielfalt der natürlichen Population, maximale effektive Populationsgröße

3 | IDENTIFIKATION GRUNDSÄTZLICH GEEIGNETER HEGEANSÄTZE:
FISCHBESATZ, ENTNAHMEBESTIMMUNGEN ODER LEBENSRAUMMANAGEMENT

	Erhaltungsbesatz	Einbürgerungsbesatz	Wiederansiedlungsbesatz	Steigerungsbesatz	Kompensationsbesatz	Restaurations- und Stützungsbesatz
Gewässercharakteristik						
Besatzcharakteristik	Hohe Besatzdichte (kontinuierlich)	Mittlere Besatzdichte (bis zur Etablierung, dann Einstellen von Besatz)	Mittlere bis hohe Besatzdichte (bis zum Selbsterhalt der Population)	Besatzdichte	Mittlere Besatzdichte	Geringe Besatzdichte
Fischereidruck	Hoch	Mittel bis hoch	Gering	Integriertes Programm: mittel, separate Programme: hoch	Gering bis mittel	Gering oder fehlend
Biologische Merkmale						
Herkunft der Satzfische	Heimisch oder gebietsfremd	Heimisch oder gebietsfremd	Heimisch	Heimisch	Heimisch	Heimisch
Natürliche Population	Fehlend	Fehlend, sporadische Fischsterben	Fehlend (ausgestorben)	Vorhanden (gesund, ggf. im Rückgang befindlich)	Vorhanden, aber in der Rekrutierung stark bis sehr stark eingeschränkt	Vorhanden, aber geringe Populationsgrößen, im starken Rückgang befindlich, regelmäßige Fischsterben
Biologische Wechselwirkungen	Interspezifisch ökologisch	Interspezifisch ökologisch	Interspezifisch ökologisch	Intraspezifisch ökologisch und genetisch, interspezifisch ökologisch	Intraspezifisch ökologisch und genetisch	Intraspezifisch ökologisch und genetisch
Naturschutzfachliches Konfliktpotenzial	Bei angemessener Besatzdichte theoretisch gering, praktisch mittel, weil regelmäßig eingesetzte Arten wie Karpfen und Regenbogenforelle von einigen Naturschutzvertretern abgelehnt werden	Mittel, wenn Genehmigungspflicht umgangen wird und gebietsfremde Fische ausgesetzt werden	Gering oder fehlend	Gering, wenn die interspezifischen Interaktionen minimiert werden	Mittel bis hoch, weil regelmäßig ungeeignete, gebietsfremde Herkünfte verwendet werden und ein Fokus auf naturnah aufgezogene Tiere gelegt wird (hohe Interaktionsstärke mit Wildfischen) – kann durch Domestizierung reduziert werden	Theoretisch gering, aber meist mittel, weil regelmäßig ungeeignete Herkünfte und gebietsfremde Genotypen bei Kleinfischarten verwendet werden

3.3 Entscheidungsbaum

Zur Identifikation, unter welchen Gegebenheiten bestimmte Fischbesatzformen oder alternative Hegemaßnahmen wie Habitat-aufwertung oder eine Kontrolle der Fischentnahme geeignet sind, bietet der detaillierte Entscheidungsbaum in Abbildung 20 eine Entscheidungshilfe. Entscheidungsträger werden über Entscheidungsknoten durch die wesentlichen entscheidungsleitenden Fragenkomplexe geführt. Indem man die formulierten Fragen nacheinander beantwortet, gelangt man schließlich zum Vorschlag einer entsprechenden Hegelösung, die dann im Rahmen der lernfähigen Hege und Pflege auszuprobieren ist. In wenigen Fällen werden verschiedene Maßnahmen als Lösungsmöglichkeiten vorgeschlagen; in diesen Fällen sind diverse Managementoptionen denkbar. Die wesentlichen Entscheidungsfragen und -punkte werden im Folgenden vorgestellt.

Zustandsanalyse und Zielformulierung

Die Zustandsanalyse der anglerischen, fischereilichen, rechtlichen und gewässerkundlichen Grundlagen bildet wie bereits in Kapitel 2 ausgeführt die wesentliche Voraussetzung für eine Problemidentifikation und die entsprechende Zielformulierung im Rahmen der lernfähigen Pflege. Der Gewässerwart ist gut beraten, neben den produktionsbiologischen und gewässerkundlichen Grundlagen (z. B. Nährstoffgehalt, Ertragspotenzial, historisches Arteninventar) weitere Informationen zu Fischbeständen, anglerischen Vorstellungen und Erwartungen und administrativ-rechtlichen Grundlagen zu analysieren. In diesem Zusammenhang können die Daten aus längerfristig gut geführten Fangbüchern die Bestandsentwicklung der Zielarten zuverlässig aufzeigen (idealerweise mit dokumentierten Einheitsfängen, siehe dazu Kapitel 2.2). Außerdem sollten die Größenstruktur und die Reproduktions-

leistung der Zielfischbestände (findet natürliche Reproduktion im Gewässer statt oder nicht?) berücksichtigt werden. Dabei werden qualitative wie quantitative Informationen einbezogen. Häufig können Erfahrungen und Beobachtungen, die engagierte Angler und der Vorstand einbringen, genauso wertvolle Einsichten liefern wie ein gut geführtes Fangbuch oder eine Bestandserhebung mittels Multimaschenstellnetz sowie Elektrofischerei in Zusammenarbeit mit externen oder verbandseigenen Biologen. Als minimale Basis sollten jedem Verein (bzw. dem Gewässerwart) folgende Informationen zur Verfügung stehen:

- nährstoff- und gewässermorphologischer Zustand aller Gewässer,
- naturschutzfachliche, wasserrechtliche und fischereirechtliche Besonderheiten und mögliche Begrenzungen,
- Arteninventar, relative Häufigkeiten verschiedener Arten,
- Bestandsgröße im Zeitverlauf, zum Beispiel ermittelt über Einheitsfänge,
- Informationen über den Grad der Naturverlaichung und des Naturaufkommens durch die Analyse untermaßiger, kleiner Fische entweder im Angelfang oder in sonstigen Fanggeräten oder nach Beobachtungen,
- Erwartungen und Zufriedenheit der Vereinsangler, relative Verteilung unterschiedlicher Anglertypen und ihrer Hauptbedürfnisse,
- Nutzungsansprüche und Erwartungen an die Vereinsgewässer vonseiten anderer Interessengruppen (z. B. Naturschutzakteure),
- Zielkonflikte.

Das Ergebnis der Status quo Analyse erlaubt es dem Verein bzw. Gewässerwart, konkrete Ziele für die Hege der Vereinsgewässer festzulegen. Diese sollten sich – wenn möglich – in einem realistischen Zeitraum (3–5 Jahre) auch quantitativ überprüfen lassen. Im

Idealfall werden die Mitglieder in die Zielformulierung eingebunden. In jedem Falle sind biologisch nicht erreichbare Erwartungshaltungen (100 Meterhechte je Hektar) oder vollkommen unrealistische Wünsche (z. B. die Etablierung von nichtheimischen Arten) zu identifizieren und deren Nichtberücksichtigung zu begründen, damit die Mitglieder informiert werden und künftige Maßnahmen eher unterstützen.

Wird das Ertragspotenzial für die Zielart erreicht?

In Deutschland lässt sich die Angelfischerei (derzeit) nur mit dem vernünftigen Grund der Fischentnahme tierschutzrechtlich rechtfertigen (siehe Kapitel 7). Dies bedeutet nicht, dass eine Befischung der Bestände das maximal mögliche Maß – im Sinne des biologisch maximal nachhaltigen Ertrags (MSY) – erreichen muss (siehe dazu Kapitel 1). Eine gewisse Fischentnahme muss aber stets stattfinden, um die Angelfischerei tierschutz- und fischereirechtlich zu legitimieren. Dies ist meistens auch der Fall, es sei denn, es bestehen gesundheitliche Bedenken, die Fänge zu verzehren. Jedes Gewässer weist ein Ertragspotenzial auf, das seiner Größe und seinem Nährstoffzustand entspricht. Es kann mit vergleichsweise einfachen Schätzverfahren bestimmt werden, beispielsweise auf produktionsbiologischen Grundlagen (Nährstoffgehalt, Gewässer-morphologie) (nach Brämick & Lemcke 2003) oder über Praxiserfahrungen (erreichte Zielfischerträge in der Vergangenheit oder in vergleichbaren Gewässern). Auch gibt es Möglichkeiten, die ungefähr erwartbaren Erträge für bestimmte Zielarten aus der Kenntnis der Wachstumsgeschwindigkeit und der natürlichen Sterblichkeit adulter Fische im unbefischten Zustand abzuschätzen (Lester et al. 2014). Sofern das Ertragspotenzial mehr oder weniger ausgeschöpft wird, keine Nutzungskonflikte im Verein vorherrschen und das Ertragspotenzial nicht über das der-

zeitige Maß hinaus gesteigert werden soll, sind keine weiteren Maßnahmen nötig.

Soll das Ertragspotenzial allerdings gesteigert werden, kann **Steigerungsbetrag** angeraten sein. Beispiele sind die sogenannte Ranching-Bewirtschaftung der Meerforellen in den Küstengebieten und der Aalbesatz in Fließgewässern.

In vielen Fällen wird das Ertragspotenzial eines Gewässers aber nicht erreicht. Folglich fällt der Fischertrag der Zielart (viel) geringer aus als maximal möglich. Es muss ausgeschlossen werden, dass das Ertragspotenzial nur deshalb unausgeschöpft bleibt, weil zu wenig gefischt wird. Gerade in strukturell beeinträchtigten Gewässern wird der Grund aber meist in Reproduktionsdefiziten zu suchen sein. Zu wenige Fische führen in der Regel zu Nutzungskonflikten im Verein. In diesen Fällen sind – sofern nicht schon geschehen – die Beschränkungen der Fischproduktion bzw. der Fischereiqualität zu untersuchen. Die wichtigste Frage, die es auf Basis aller verfügbaren Informationen (qualitativ wie quantitativ) zu klären gilt, ist:

Verhindert Gewässerausbau und verbau die Fortpflanzung der Zielart(en)? Das heißt, fehlt ein natürliches Aufkommen der Zielart?

Falls die Antwort lautet:

Ja, der Gewässerausbau verhindert die Fortpflanzung der Zielart(en) vollständig, es findet keine Reproduktion und keine Rekrutierung statt,

so ist zu klären, ob das Fehlen der Rekrutierung durch Renaturierung, Schaffung von Unterständen und Laichplätzen oder andere Formen des **Habitatmanagements** behoben werden kann. Sollte dies in Zusammenarbeit mit Anliegern, Landbesitzern, Kommunen

etc. möglich und finanzierbar sein, so sind die Lebensräume unbedingt prioritär wiederherzustellen. Gegebenenfalls ist dann ein **Wiederansiedlungsbesatz** für ausgestorbene fischereilich relevante Arten vorzusehen. Aus Platzgründen werden die vielfältigen Lebensraumverbesserungsmaßnahmen hier nicht weiter ausgeführt – der Leser findet Hinweise in Kapitel 6. Es sei aber jetzt schon hervorgehoben, dass viele kleinräumige Habitataufwertungsmaßnahmen weniger Erfolg haben als vielfach angenommen wird. Das Gebiet der Effektivität von Habitataufwertungen wird derzeit in Fließgewässern und Stillgewässern intensiv beforscht.

Wenn die Defizite im Lebensraum aber nicht kurz- oder mittelfristig behoben werden können, ist **Erhaltungsbesatz** angeraten: Pflanzt sich die Zielart nicht oder nicht mehr im Gewässer fort, ist aber fischereilich relevant, so muss sie durch Besatz gestützt werden. Das beste Beispiel sind Karpfen-, Aal- oder Regenbogenforellenbesatz in geschlossenen Standgewässern. Übrigens ist das Fehlen eines nennenswerten natürlichen Aufkommens in Gewässern, die für die Zielart grundsätzlich zum Leben und Wachsen geeignet sind, eine ideale Voraussetzung für erfolgreichen Fischbesatz. Dies haben die fischereilich höchst erfolgreichen Besatzerexperimente mit Hechtbrut und Karpfen im Besatzfisch-Projekt (Arlinghaus et al. 2015) gezeigt. In diesen Fällen kann auch mit Brütlingen oder sehr jungen Satzfishen erfolgreich gearbeitet werden, es sei denn, die jungen Tiere werden über starke Strömungen aus dem Fließgewässer geschwemmt oder von starken Kormoranbeständen gefressen. Dann sind größere, natürlich aufgezogene oder sogar im Freiland gefangene Satzfische einzusetzen, die resistenter und robuster sind. In bestimmten Fällen erweisen sich auch domestizierte Zuchtfische als sehr gute Satzfische im Rahmen von Erhaltungsbesatzmaßnahmen, weil sie sehr schnell im Fang auftauchen und so die Anglerzufrie-

denheit erhöhen können (z. B. Regenbogenforellen in stehenden Gewässern), ohne relevante ökologische Schäden zu produzieren. Sicherlich ist auch dieser Hinweis in gewissen Kreisen kontrovers.

Lautet hingegen die Antwort auf die Frage zur Reproduktion:

Nein, der Gewässerausbau bzw. -zustand verhindert die Fortpflanzung nicht vollständig, eine gewisse Rekrutierung findet statt,

so ist das ein Zeichen dafür, dass es zwar eine zu geringe Fortpflanzung gibt, die die fischereiliche Produktion begrenzt, die Zielart periodisch aber auf geringem Niveau vorkommt. Nun gilt es, den Grund für den Rekrutierungsmangel herauszufinden. Verschiedene Möglichkeiten sind denkbar:

Überfischung der Laichfische: Die Reproduktion kann begrenzt sein, weil ein Mangel an Laichfischen bzw. genauer gesagt ein Mangel an abgegebenen Eiern besteht (so genannte Rekrutierungsüberfischung, Kapitel 1). In dem Fall ist dieser Mangel über die **Reduktion der fischereilichen Entnahme** und die Schonung der Laichfische abzustellen (Kapitel 4). Um diesen Laichfischmangel zu diagnostizieren, kann der Hegetreibende im Idealfall auf gut geführte Fangstatistiken, die neben der Entnahme auch Fänge, Größe der Fische und die Angelzeit dokumentieren, zurückgreifen (siehe hierzu auch Kapitel 2.2 zum Thema Einheitsfang). Rekrutierungsüberfischung wird sensibel über die Fischgröße im Fang und über abnehmende Fangraten angezeigt. Vor allem mit der Zeit stetig abnehmende Durchschnittsgrößen, schwankende Rekrutierungshöhen und die starke Dominanz kleiner, unreifer und untermaßiger Fische im Fang deuten auf einen Mangel an Laichfischen aufgrund zu scharfer Befischung hin. Als Faustregel gilt:

Eine nachhaltige Befischung ist bei einer Entnahme von etwa 30 % des unbefischten Bestands pro Jahr erreicht (Barthelmes 1981). Eine stärkere Entnahme wird früher oder später die Laichfischbestände negativ beeinflussen. Diese Situation tritt gerade bei den zahlenmäßig selteneren Raubfischen vergleichsweise schnell ein. Wenn zum Beispiel ein Gewässer eine unbefischte Bestandsgröße von zehn maßigen Hechten pro Hektar beherbergt, wäre eine Jahresentnahme von ca. drei maßigen Hechten je Hektar nachhaltig. Viele Vereinsgewässer sind klein und scharf befischt, so dass es schnell zur Überfischung kommen kann. Dies führt in der Regel nicht zum Zusammenbruch der Bestände, kann aber die Anzahl der Eier, die Größenstruktur und damit die Fortpflanzungshöhe und -stabilität entscheidend beeinflussen. Weil eine Befischung zuerst die großen Tiere trifft, findet sich in vielen Gewässern gerade ein Mangel an besonders fruchtbaren großen Laichfischen. Diese müssen daher unter solchen Bedingungen besonders geschont werden, z. B. über Entnahmefenster oder eine allgemeine Reduktion der Fischereierblichkeit (siehe Kapitel 4).

Ganz allgemein lässt sich ein Laichfischmangel über angepasste **Entnahmebestimmungen** sowie eine **Reduktion des Fischereidrucks** beheben. Besatz schafft dann bei gleichbleibenden Fischereiaufwänden keine Abhilfe, weil sich die Fischbestände in einem befischten Gleichgewicht unterhalb der Tragkapazität befinden und ein zusätzlicher Besatz nur kurzfristige Fangeffekte zeigen wird (sofern die Satzfische groß genug sind, andernfalls findet lediglich eine Verdrängung der Wildproduktion statt, siehe Kapitel 5). Sollte eine Begrenzung des Fischereidrucks aus sozialen Gründen nicht umsetzbar sein, sind **Entnahmefenster** ein Mittel der Wahl. Sie sind eigenen Studien zufolge in der Angelfischerei den traditionellen Mindestmaßen in vielerlei Hinsicht überlegen (Arlinghaus et al. 2010, Gwinn et

al. 2015). Ebenso wie die Mindestmaße schonen Entnahmefenster die untermaßigen, unreifen und erstmalig geschlechtsreif werdenden Fische sowie zusätzlich die besonders fruchtbaren Großfische oberhalb eines individuell für jedes Gewässer festzulegenden Maximalmaßes (Kapitel 4). Das Entnahmefenster sollte breit genug sein, um die Fischentnahme (vernünftiger Grund!) weiter zu ermöglichen, aber klein genug, um den fruchtbaren Laichfischen sowie den kleinen Erst- oder Zweitlaichern die ungestörte Vermehrung zu ermöglichen. Beispiele für eine optimale Gestaltung von Entnahmefenstern bei zwei ganz unterschiedlichen Fischarten mit unterschiedlicher Biologie finden sich in Kapitel 4. Während die Untergrenzen der Entnahmefenster den üblichen Mindestmaßen entsprechen sollten, wirken sich bei moderatem Fischereidruck Obergrenzen (Maximalmaße) von ca. zwei Drittel der Maximallänge bzw. bei starkem Fischereidruck Obergrenzen von ca. der Hälfte der Maximallänge sehr positiv auf den numerischen Ertrag sowie die Alterspyramide aus (Gwinn et al. 2015, Tianinen et al. 2017). Das gilt unabhängig von der Fischbiologie für alle Arten. Dementsprechend wären zum Beispiel bei einem Hechtbestand mit Maximallängen von 120 cm und einem moderaten Fischereidruck Entnahmefenster zwischen 40/45 cm und 80 cm optimal im Sinne der (numerischen) Ertragsmaximierung (Zahl der Fische im Ertrag pro ha) bei gleichzeitigem Schutz des Laichfischbestands. Bei sehr hohem Fischereidruck und einer beginnenden Rekrutierungsüberfischung würde sich das Fenster auf 40/45 cm bis 60 cm verengen, um so die fruchtbaren Großtiere für den Erhalt des Laicherbestands noch besser zu schonen. Besteht das Hegeziel in der Realisierung hoher Fänge von großen, kapitalen Fischen, muss die Entnahme durch sehr restriktive Entnahmefenster begrenzt werden. Hier riskiert der Hegetreibende aber stets, mit dem Tierschutzrecht in Konflikt zu geraten, da in Deutschland das Angeln nur zum Nah-

rungerwerb oder zur Hege legitimiert ist. Das Entnahmefenster muss also stets breit genug ausfallen, dann sind auch Konflikte mit dem Tierschutz nicht zu erwarten. Die Gesellschaft ist dieser Maßnahme gegenüber sehr positiv eingestellt (Riepe & Arlinghaus 2014).

Die Begründung für eine Betonung der Entnahmefenster ist folgende: Die großen Laichfische kennzeichnet eine hohe Fruchtbarkeit und meist auch eine sehr gute Laichqualität (siehe Kapitel 1.1), weswegen ihre Schonung bei scharfer Befischung für die Erneuerung des Bestands an Bedeutung gewinnt. Bei kannibalistischen Arten gibt es negative Rückkopplungen von hohen Laichfischanzahlen auf die Anzahl der Nachkommen, gerade in mittelgroßen und großen Gewässern über 20 ha (Edeline et al. 2008). Wenn der Laicherbestand durch Entnahme im Fenster zahlenmäßig reduziert wird, die nun laichenden Grosstiere aber eine besonders hohe Fruchtbarkeit kennzeichnen, bleibt der Bestand im Sinne der Nachkommensproduktion produktiv und erlaubt gleichzeitig das Heranwachsen vieler mittelgroßer, entnehmbarer Tiere. Der Grund ist die Reduktion der Kannibalismusrate der Junghechte und mittelgroßen, entnahmefähigen Rekruten durch die wegen der geringen Häufigkeit der großen, fruchtbaren Tiere insgesamt reduzierte Gesamtkonsumtion von Beutfischen. Dies begründet sich dadurch, dass größere Fische geringere spezifische Stoffwechselraten gegenüber kleineren Artgenossen zeigen; entsprechend verkonsumiert die gleiche Biomasse großer Raubfische weniger Nahrung als die gleiche Biomasse kleinerer Artgenossen). Indem die großen Hechte geschont werden, erhält man die Nachkommensproduktion, reduziert aber den Kannibalismus (bzw. ändert die Gesamtmenge an mittelgroßen Hechte nicht, Pierce 2010), so dass die Jungfische in großen Anzahlen in das entnehmbare Fenster hereinwachsen. Entnahmefenster fördern

im Unterschied zu höheren Mindestmaßen den zahlenmäßigen Ertrag von sogenannten Küchenfischen. Darüber hinaus verenden bei Entnahmefenstern weniger Tiere ungenutzt als bei hohen Mindestmaßen, weil die häufigen mittelgroßen Fische stets im Ertrag landen und nicht zurückgesetzt werden, wie das bei hohen Mindestmaßen der Fall wäre. Entnahmefenster sind daher auch aus ethischer Sicht hohen Mindestmaßen überlegen (Details Kapitel 4).

Natürliche Gründe des Laichfischmangels: Neben der Befischung kann Laichfischmangel auch aus natürlichen ökologischen Gründen entstehen, zum Beispiel wenn der Kormoranfraß zu hoch ist. Diesem Mangel kann man nicht nur durch die Regulierung der Fischentnahme durch Angler, sondern – je nach lokalen Gewässerbedingungen – auch durch Lebensraummanagement (z. B. durch Schaffung von Refugien gegen Kormoranfraß) begegnen. Bei geringem Fischereidruck kann darauf auch mit **Kompensations- bzw. Ausgleichsbesatz** von größeren, kormoranresistenten Laichfischen reagiert werden. Letzteres ist vor allem dann angeraten, wenn der Befischungsdruck nach dem Besatz erwartbar zurückgehen wird (Abbildung 19), andernfalls wird der Besatz sehr rasch wieder aus dem Gewässer gefangen werden und es ist kein Aufbau des Laichfischbestands zu erwarten.

Mangel an Laich- und Jungfischlebensräumen: Ist die Rekrutierung aber begrenzt, weil – wie häufig in der Kulturlandschaft der Fall – wichtige Laich- und vor allem Jungfischlebensräume verschwunden sind, so ist die **Aufwertung der Lebensräume** und nicht das Management der Befischungsintensität die Methode der Wahl (Abbildung 20). Das Management kritischer Lebensräume kann flankiert werden von **Kompensations- bzw. Ausgleichsbesatz** mit naturnah aufgezogenen Satzfishen, die groß genug sein müssen, dass natürliche Engpässe, die zum ge-

genwärtigen Rekrutierungsdefizit beitragen, umgangen werden. Im Extremfall sind große Satzfishche einzubringen, die nicht mehr auf Jungfischrefugien angewiesen sind. Diese Art von Ausgleichsbesatz sollte man nur so lange fortführen, bis die Lebensräume in ihrer Funktionalität wiederhergestellt sind und die Bestände sich von alleine auf annehmbarem Niveau tragen. Der Erfolg des gerade angesprochenen Kompensationsbesatzes ist aber wie gesagt nur dann gewährleistet, wenn Fischstadien besetzt werden, die größer sind als das Stadium, das im Gewässer dem Habitatdefizit zum Opfer fällt.

Es ist insgesamt unbedingt vor Pauschalierungen zur **richtigen Besatzfischgröße** zu warnen, zum Beispiel: Brütlinge seien Jungfischen immer überlegen, adulte Satzfishche sollten niemals besetzt werden oder stark züchterisch veränderte, sogenannte domestizierte Fische sind grundsätzlich schlechte Satzfishche. Es kann Umstände geben, wo all diese Maßnahmen besonders positive Effekte stiften. Zum Beispiel wird der Besatz großer Fische fast immer die höchsten bestandssteigernden Effekte haben. Leider finden sich gerade auch in praktischen Handbüchern zum Besatz viele pauschale Hinweise, wonach man zum Beispiel möglichst nur Brütlinge oder Jungfische setzen sollte. Begründet wird dies damit, dass es gerade die kleinen Tiere sind, die sich besonders gut an die Bedingungen in dem Besatzgewässer anpassen können. Tatsächlich passen sich Brütlinge oder junge Satzfishche über Selektion in der Regel besser ökologisch an das Besatzgewässer an als große Satzfishche, die zu allem Übel manchmal zeitlebens in Becken oder Anlagen großgezogen worden sind und daher stark domestiziert sind. Das heißt aber noch lange nicht, dass kleine Brütlinge oder Jungfische auch tatsächlich bestandssteigernde Effekte haben. Diese sind immer dann unwahrscheinlich, wenn es wie bereits mehrfach beschrieben im Gewässer wichtige Engpässe in Jungfisch-

stadien gibt, durch die die jungen Satzfishche ebenso wie die Wildfische hindurch müssen. Auch kann eine hohe Besatzmenge von Brütlingen die natürliche Sterblichkeit der natürlichen Konkurrenten massiv steigern. In der Summe wächst dann die Anzahl an Tieren in den Bestand hinein, die auch ohne Besatz zu erwarten gewesen wäre. Dieses Szenario wurde im Besatzfisch-Projekt zum Beispiel für die Hechtbrutversuche dokumentiert (Arlinghaus et al. 2015). Unter solchen Bedingungen sollte auf Kompensationsbesatz mit robusten Fischgrößen zurückgegriffen werden.

Möglicherweise ist die Fortpflanzung der Zielart im Gewässer prinzipiell auf hohem Niveau möglich und trotzdem kann das Ertragspotenzial für die Zielart nicht ausgeschöpft werden, weil die (heimische) Art noch nicht im Gewässer etabliert ist. In diesem Fall ist **Einbürgerungsbesatz** angeraten (z. B. Zander aus der Region in zuvor zanderfreien Baggerseen). Wie bereits betont, sind diese Maßnahmen stets sehr sorgsam in Abstimmung mit den Fischereibehörden umzusetzen, um Einflüsse auf die Artenvielfalt und Konflikte mit dem Fischerei- und Naturschutzgesetz zu vermeiden.

Nach der Identifikation von prinzipiell geeigneten Besatzstrategien oder von Alternativen folgt gemäß Abbildung 20 stets eine detaillierte **Maßnahmen- bzw. Hegeplanung** (zur Besatzplanung, siehe Kapitel 5). Im Rahmen der Umsetzungsplanung werden Nutzen und mögliche Schäden, ökologische und genetische Risiken für die aquatische Artenvielfalt sowie die Reaktion der lokalen Angler und anderer Interessengruppen bezüglich verschiedener Managementalternativen gegeneinander abgewogen. Auch sind die juristische und praktische Durchführbarkeit sowie die monetären Kosten und die allgemeine Umsetzbarkeit zu berücksichtigen. An die Durchführung der Maßnahme schließt sich im Sinne der lern-

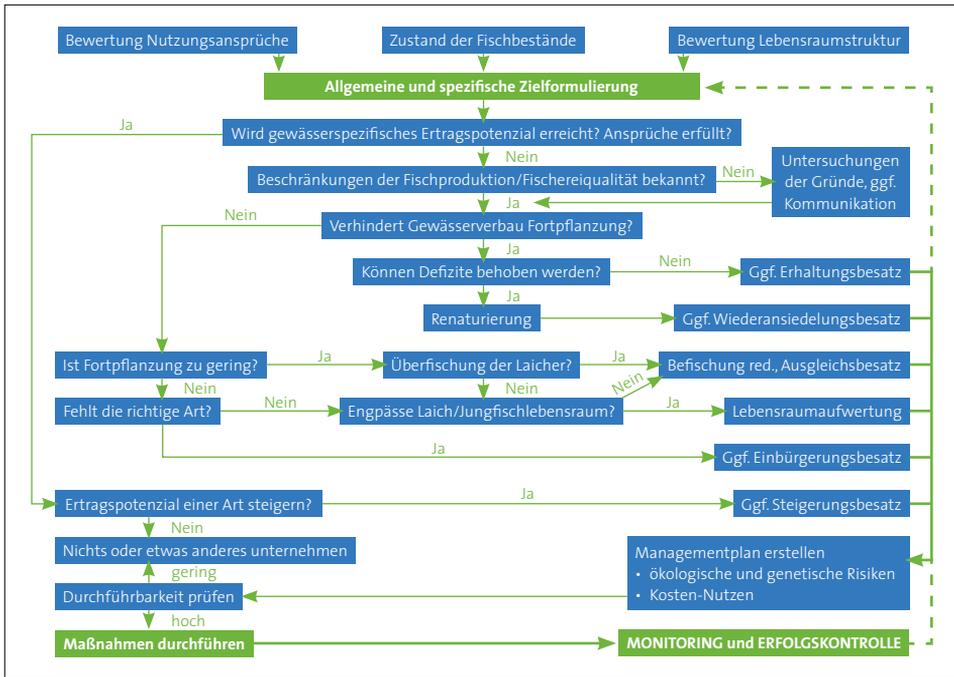


Abbildung 20: Entscheidungsbaum zur Identifikation von geeigneten Besatzstrategien bzw. von Alternativen zu Besatz (Arlinghaus et al. 2015).

fähigen Hege stets eine **Erfolgskontrolle** an (Kapitel 2), die in vielen Fällen mittels modifizierter Fangbücher (Erhebung von Fängen zusätzlich zur Entnahme und Angelzeit) erfolgen kann.

Schlussfolgerungen und abschließende Hinweise

- Besatz ist nicht gleich Besatz. Man unterscheidet sechs verschiedene Fischbesatzformen, auf die jeweils in Abhängigkeit vom Zustand des Gewässers bzw. vom Hegeziel zurückgegriffen werden kann. Eine Diskussion über Besatz muss immer auch vor dem Hintergrund der konkreten Besatzform und ihrer Charakteristiken erfolgen, weil es sonst schnell zu Missverständnissen kommen kann.
- Fischbesatz ist vor allem unter Bedingungen fehlender natürlicher Rekrutierung fischereilich erfolgversprechend und angeraten. In vielen Fällen stellen aber

Alternativen zu Besatz die geeigneteren Hegemaßnahmen dar. Bei scharfer Befischung kann auf Fang- und Entnahmebestimmungen wie reduzierte Tagesentnahmemengen, reduzierte Angelkartenzahlen, erhöhte Mindestmaße oder Entnahmefenster (Kapitel 4) zurückgegriffen werden.

- Der fischereiliche Erfolg von Besatz in natürlich reproduzierenden Beständen ist nur schwer zu garantieren, weil sich viele Bestände auf das gewässerspezifische Niveau regulieren. Viele Kompensationsmaßnahmen bei in der Reproduktion gestörten Beständen erhalten so den Charakter einer „Put-Grow-and-Take“-Fischerei.
- In Situationen, wo Zielarten natürlich reproduzieren, kann Besatz je nach Intensität und Auswahl des Besatzmaterials negative Auswirkungen auf die Restwildpopulation haben. Diese negativen Effekte sind gegenüber möglichen positiven

Effekten auf den Fischertrag abzuwägen. Ein mögliches Szenario für die Zukunft ist die Hege mit sterilen Satzfishen, die selektiv entnommen werden, und die Unterschutzstellung der Wildfische. Ähnliche Szenarien der selektiven Satzfishbefischung finden bei Steigerungsbesatzmaßnahmen im Ausland bereits großflächige Anwendung.

- Folgende Hinweise können zur Wahl der geeigneten Satzfishgröße gegeben werden:
 - Wenn keine Reproduktion stattfindet (Erhaltungsbesatz, Einbürgerungsbesatz): Besatz sollte optimalerweise mit Größen stattfinden, die so klein wie zum Überleben nötig und ökologisch so angepasst wie möglich sind („Put-Grow-and-Take“-Angelei). Häufig sind Brütlinge ausreichend.
 - Wenn Reproduktion auf geringem Niveau stattfindet, weil es habitatbedingte Rekrutierungsdefizite gibt (Kompensationsbesatz): Besatz sollte optimalerweise auf Fische zurückgreifen, die so groß sind wie zur Umgehung der Engpässe nötig. Wenn die Fische die Naturproduktion ausschöpfen und vielleicht auch zum Laichfishbestand beitragen sollen, erfordert dies natürlich aufgezogene Satzfish oder sogar Wildfische aus genetisch vergleichbaren Beständen. Falls mit domestizierten Satzfish besetzt wird, weil keine anderen Satzfish zur Verfügung stehen oder um bestimmte fischereiliche Rückfangziele zu erreichen, findet wahrscheinlich kein Beitrag zur nächsten Generation statt und die möglicherweise negativen Interaktionen mit Wildfischen können minimiert werden.
 - Wenn eine ausreichende Reproduktion und ein hohes Jungfishaufkommen vorliegen, ist Besatz nicht zielführend. Sollen die Bestände der fangbaren Fishgrößen trotzdem ge-

steigert werden (Steigerungsbesatz), dann ist der Besatz großer Fische angeraten. Diese lassen sich aber leicht überbesetzen und führen dann zu hohen Konkurrenz- oder Fraßeffekten auf andere Arten im Besatzgewässer. Deswegen ist der Einsatz großer, im Extremfall entnahmefähiger Satzfish sorgsam zu planen.

4 Planung und Einsatz von Schonbestimmungen

Robert Arlinghaus

In Kapitel 3 wurden im Entscheidungsbaum zur Identifikation grundsätzlicher Hegevorgehen auch Schonbestimmungen angesprochen. Das folgende Kapitel präzisiert die Sinnhaftigkeit verschiedener Schonbestimmungen und stellt einen konkreten Entscheidungsbaum zur Wahl unterschiedlicher Maßnahmen vor.

4.1 Sinnhaftigkeit von Schonbestimmungen

Schonmaßnahmen wie Mindestmaße oder Schonzeiten haben traditionell eine große Bedeutung im Fischereimanagement. Sie werden in Fischereigesetzen und vor allem -verordnungen fixiert und können freiwillig von Fischereirechtsinhabern über Gewässerordnungen erweitert werden, sofern die Veränderungen dem Hegeziel dienen (Kapitel 7). Viele Entnahmebestimmungen haben soziale Begründungen (z. B. um den Gesamtfang gerechter zu verteilen), dienen der Verhinderung von Überfischung (Rekrutierungsüberfischung), der Aufrechterhaltung einer gewünschten Bestandsstruktur, dem Sicherstellen der Vermehrung und des Fischwohls (z. B. durch einen schnellen Tötungsvorgang) oder der Manipulation der aquatischen Artengemeinschaft (z. B. Räuber-Beute-Beziehungen). Vielfach sollen durch Fangbestimmungen die Größenstrukturen in den Angelfängen verbessert werden. Die meisten Entnahmebestimmungen und sonstige weit verbreitete Schonmaßnahmen wie Schonzeiten, Schongebiete, Fangquoten oder längenbasierte Schonmaße (Mindestmaße usw.) werden hauptsächlich für fischereilich wichtige Fischarten („Edelfische“) festgesetzt; sie basieren überwie-

gend auf praktischen Erfahrungswerten und Kenntnissen zu Reifungslänge und Laichgebieten. Ähnlich wie bei Besatz (Kapitel 5) und beim Habitatmanagement (Kapitel 6) gehen aber die wenigsten konkreten Schonbestimmungen auf Ergebnisse replizierter wissenschaftlicher Studien zurück, die systematisch die Effekte unterschiedlicher Schonmaßkonfigurationen in verschiedenen Gewässern unter Einschluss von nicht manipulierten Kontrollgewässern untersucht haben. Da aber die meisten Schonmaßnahmen seit Jahrzehnten im Angelfischereimanagement eingesetzt werden, ist ihre Veränderung oder gar Infragestellung alleine schon deswegen schwierig, weil sich die Menschen an ihre Präsenz gewöhnt haben. Und beliebte Gewohnheiten ändert man nicht einfach so. Das trifft vor allem auf Mindestmaße zu, deren Sinnhaftigkeit schon Tesch (1959) heftig in Frage stellte.

Insbesondere reproduzierende Fischbestände profitieren von einer regulierten fischereilichen Sterblichkeit (Abbildung 21). Man unterscheidet einerseits Schonbestimmungen, die der Begrenzung des Fischereidrucks dienen, zum Beispiel durch Zugangsbeschränkungen (z. B. Schongebiete, Schonzeiten, Zugang zu Angelgewässern) oder Fanggerätebeschränkungen (z. B. Verbot bestimmter Haken oder von Booten, Input-Regularien). Und andererseits unterscheidet man solche, die die Entnahme direkt beschränken, sog. Output-Regularien, z. B. jährliche, wöchentliche oder tägliche Entnahmemengen, Mindestmaße oder das Verbot der Entnahme bestimmter Fischarten (Tabelle 3).

Zugangsbasierte Schonbestimmungen dienen dazu, den Befischungsdruck direkt zu

Table 3: Überblick über Aufwands- (Input) und Entnahmebestimmungen (Output) in der der Angelfischerei

Art der Bestimmung	Erläuterung
Input-Kontrolle	
Lizenzen und Gebühren	Notwendigkeit des Kaufs von Angelkarten für unterschiedliche Zielgruppen (Kinder, Rentner, auswärtige Angler)
Geräterestriktionen	Art und Zahl der Haken, Hakenart, Verbote von Booten, künstliche vs. natürliche Köder
Restriktionen der Methode	Trolling, Nutzung von Motoren, Übernachtung, Futterverbote, Nutzung natürlicher Köder in Fliegenfischerstrecken
Schonzeiten	Versuch, ein ungestörtes Abfischen zu ermöglichen und die Fische nicht zu stressen
Schongebiete	Schutz von Laichgebieten, Rückzugsgebieten oder periodischen Ansammlungen von Laichtieren
Angelplatzzugang	Slipmöglichkeiten, Angelstellen, Stege, Zufahrtswege
Aufwandsbeschränkung	Restriktionen der Angelkarten und -zeiten, Zahl von Ruten oder Ködern
Output-Kontrolle	
Längenbasierte Entnahmebestimmungen	Mindestmaß, Maximalmaß, Entnahmefenster, Zwischenschonmaß
Entnahmebeschränkungen (täglich, wöchentlich, jährlich, Quoten)	Begrenzung der Zahl der entnehmbaren Fische, ggf. kombiniert mit der Auflage von Entnahmemarken für bestimmte Fischgrößen
Verkauf von Fischen	Verbot der Veräußerung
Sonstige Entnahmeregeln	Artenbezogene Verbote der Entnahme, z. B. gefährdete Arten oder Verbot der Mitnahme von Wildlachsen (aber Erlaubnis Zuchtlachse, die markiert besetzt wurden, zu entnehmen)
Entnahmeaufforderung, Entnahmegebot	Dezimierung unerwünschter Arten oder Größen
Art des Tötens	Auflagen zum sofortigen Töten entnahmefähiger Fische

kontrollieren. Hingegen sind Geräterestriktionen häufig darauf angelegt, den Angelaufwand indirekt zu verringern oder den Erfolg der Angler ohne direkte Beschränkung des Angelaufwands zu mindern. Entnahmebasierte Fangbestimmungen dienen dazu, direkt die fischereiliche Sterblichkeit zu mindern oder aber gewünschte Änderungen in der Fischbestandsstruktur zu erreichen (z. B. Ausdünnung zur Steigerung des Wachstums oder Schonung großer, begehrter Ausnahmetiere, Tabelle 4). Alle Schonbestimmungen beeinflussen die Entnahme- und Erwar-

tungsraten der Angler und damit auch ihr Verhalten (Johnston et al. 2010, 2013, 2015).

Beschränkungen des Fangaufwands (Input)

Bestimmungen, die den Fischereiaufwand direkt begrenzen, sind unter Anglern besonders unbeliebt. Insbesondere Beschränkungen der ausgegebenen Angelkarten werden von vielen Anglern und den meisten Gewässerwarten und Vereinsvorständen aus sozialen Gründen (verständlicherweise) abgelehnt.

Table 4: Fünf häufig in der Angelfischerei angewendete Entnahmebestimmungen. Dargestellt sind die Voraussetzungen, Ziele und populationsbiologischen Bedingungen, unter denen jede der fünf Maßnahmen am erfolgversprechendsten umgesetzt werden kann (modifiziert aus FAO 2012). Zu einer grafischen Darstellung, siehe Abbildung 21.

Art der Fangbestimmung	Fische, die zurückgesetzt werden müssen	Managementziele	Populationsbiologische Voraussetzungen
Mindestmaß	Fische, die kleiner als das Maß sind	Rekrutierung gewährleisten; erstmalig reif werdende, adulte Tiere für mindestens einmalige Fortpflanzung und Fang schonen	Geringe Rekrutierung, schnelles Wachstum, geringe natürliche Sterblichkeit; Schonung besetzter Jungfische, Standardmaßnahme in Deutschland, aber überdenkenswert
Maximalmaß	Fische, die größer als das Maß sind	Konkurrenz zwischen kleinen Fischen durch Ausdünnung reduzieren, sehr große Laichfische im Bestand erhalten; Erhalt der Fangmöglichkeit von großen Ausnahmefischen	Ausreichend hohe Rekrutierung, geringes Wachstum, mittlere natürliche Sterblichkeit – wird in Deutschland bisher selten eingesetzt
Entnahmefenster	Fische größer oder kleiner als das Fenster (Kombination aus Mindest- und Maximalmaß)	Junge adulte Tiere schonen; Ertrag und Fangrate erhalten oder steigern; große Laichfische schonen; Erhalt naturnäherer Altersklassenpyramide, Erhalt der Möglichkeit des Fangs von großen Ausnahmefischen	Geringe Rekrutierung, schnelles Wachstum, geringe natürliche Sterblichkeit; besonders geeignet bei scharfer Befischung und starker Verjüngung des Laichfischbestands (drohende Rekrutierungsüberfischung) sowie bei größenabhängigen maternalen Effekten für die Eiqualität – Bedeutung steigt, derzeit noch selten in Deutschland eingesetzt
Zwischenschonmaß	Fische im Fenster	Ausdünnen und Futterkonkurrenz reduzieren; Förderung der Entnahme großer Speisefische	Hohe Rekrutierung, geringes Wachstum, hohe natürliche Sterblichkeit (vor allem bei Juvenilen) – in Deutschland gegenwärtig kaum eingesetzt
Entnahmeverbot (totales Catch-and-Release)	Alle Fische	Erhöhung der Fangraten und Fischgrößen im Fang, Erhalt natürlicher Fischbestände, bei ausgesprochenen Verzehrsverboten	Bei geringem Interesse am Verzehr von Fischen, hohe fischereiliche Sterblichkeit, hohe Schadstoffbelastung – wird bisher kaum in Deutschland eingesetzt
Tägliche (wöchentliche, jährliche) Entnahmebeschränkungen	Alle Fische, die über die Entnahmebeschränkung hinausgehen	Reduktion der Fischereiersterblichkeit, gerechtere Verteilung zwischen Anglern, psychologische Erinnerung an Begrenztheit der Ressource	Wenn viele Angler regelmäßig die Fangbegrenzung erreichen, geringe Rekrutierung, hohe fischereiliche Entnahme – in der Praxis häufig angewandt, aber vor allem soziale Funktion
Entnahmemarken und „1 größer XY cm“	Alle Fische, für die keine Marken gekauft wurden	Reduktion der Sterblichkeit bei besonders gefährdeten Arten oder Fischgrößen, Anreiz zur Wertschätzung großer Fische	Sehr hohe fischereiliche Sterblichkeit, Rekrutierungsüberfischung – wird in Deutschland derzeit kaum eingesetzt

Einschränkungen der individuellen Wahlfreiheit in Bezug auf den Ort und die Zeit des Angelns sind mit Ausnahmen von extra ausgewiesenen Ruhezeiten und Schonzeiten insbesondere innerhalb von Vereinen selten,

während beschränkte Zugänge zu Vereinsgewässern für vereinsfremde Angler gerade in Westdeutschland verbreitet sind. In Baden-Württemberg ist sogar das Nachangeln verboten, was ein ziemlich harscher Eingriff in

den Angelaufwand darstellt und regelmäßig zu Konflikten führt. Der Zugang zum Angeln ist besonders freizügig in Nordostdeutschland (Ensinger et al. 2016). Modelle von Johnston et al. (2010, 2013, 2015) zeigen, dass zur Gewährleistung einer hohen Angelqualität in vielen Fällen gewisse Beschränkungen der Beangelungsintensität sinnvoll sein können, weil bei offenen Zugängen für alle Angler und bei insgesamt unbegrenztem lokalen Angeldruck (jeder Angler kann theoretisch unbegrenzt pro Jahr ein bestimmtes Gewässer zum Angeln aufsuchen) ansonsten die Durchschnittsgrößen der Fische stark abnehmen und im Extremfall vornehmlich untermaßige oder gerade maßige Fische im Bestand verbleiben. Selbstverständlich hängt das gerade Gesagte vom maximalen regionalen Angeldruck in Bezug auf die verfügbare Gewässerfläche ab, was in Deutschland stark von Bundesland zu Bundesland schwankt. Man kann davon ausgehen, dass die lokalen Befischungsdrücke in NRW deutlich größer sein werden als z. B. in Brandenburg.

Alternative Input-Maßnahmen, die indirekter den Angeldruck kontrollieren, sind Schonzeiten oder Schongebiete. Diese Maßnahmen sind weitverbreitet und dienen dazu, den Fischen ein ungestörtes Ablachen zu gewährleisten. Obgleich diese Maßnahmen von vielen Anglern toleriert und teilweise vehement gefordert werden, liegen keine vergleichenden Freilandstudien vor, die den Erfolg dieser Maßnahmen im Sinne einer Steigerung der Fischbestände empirisch über den Vergleich von Gewässern mit Schonzeiten und ohne Schonzeiten belegen. Allerdings wurde mehrfach nachgewiesen, dass die Reproduktionsqualität von Fischen leidet, wenn sie kurz vor dem Laichen gestresst und gestört werden (z. B. über das Fangen-und-Zurücksetzen, Arlinghaus et al. 2007, Hühn & Arlinghaus 2011, Richard et al. 2013). Daher leuchtet es intuitiv ein, die für die Bestandserneuerung wesentliche Fortpflanzungsphase über Schonzeiten und ggf. Schongebiete zu schonen.

Beschränkungen der Entnahme (Output)

Entnahmebasierte Schonbestimmungen (Output-Regularien) sind in Deutschland und international in der Angelfischerei weitverbreitet. Häufig werden zum Schutz der sogenannten „Edelfische“ Mindestmaße sowie vereinsseitig tägliche Entnahmebeschränkungen in Kombination eingesetzt. Die gesetzlichen Mindestmaße dienen in diesem Zusammenhang einer Mindestschonung von ausreichenden Laichfischbeständen. Sie werden in der Regel so festgelegt, dass die Tiere mindestens einmal vor dem Fang laichen können und es nicht zur Rekrutierungsüberfischung (Laicherbestände < 35 % der unbefischten Laicherbiomasse, Kapitel 1) kommt. Mindestmaße könnten auch zur Maximierung des Ertragspotenzials genutzt werden, müssten dann aber deutlich höher angesetzt werden als heute in der Praxis der Fall. Das würde eine Reihe von Problemen in evolutionärer Hinsicht nach sich ziehen, weswegen als Alternative zu erhöhten Mindestmaßen Entnahmefenster zu bevorzugen sind (siehe zu Details nachstehend).

Neben Mindestmaßen gibt es eine Reihe weiterer längenbasierter Entnahmebestimmungen, die ebenfalls – je nach Ökologie und Bewirtschaftungsziel – gute Ergebnisse realisieren können. Sie finden allerdings traditionell in Deutschland keine oder nur geringe Anwendung (Tabelle 4, Abbildung 21). Tägliche Entnahmebeschränkungen sind in diesem Zusammenhang zwar weitverbreitet, aber häufig weniger wirksam als von vielen angenommen. Die wenigsten Angler fangen die maximal erlaubte Fischmenge pro Tag oder die Angler kommen nach Erreichen des Tagesentnahmelimits einfach an einem anderen Tag erneut zum Gewässer, so dass die Gesamtsterblichkeit, die auf einem Bestand lastet, durch tägliche Entnahmebestimmungen nicht zwangsläufig reduziert wird. Das ist insbesondere bei hohen täglichen Entnahmebestimmungen und bei wenig abundan-

ten Raubfischarten der Fall. Deswegen haben viele Vereine gerade bei Raubfischen recht restriktive Beschränkungen von nur einem oder zwei Edelfischen pro Tag eingesetzt. Ob diese Maßnahmen ihre Effekte haben, ist wissenschaftlich ungeklärt, aber es ist wahrscheinlich, dass neben dem täglichen Entnahmelimit auch weitere Schonmaßnahmen nötig sind (Oele et al. 2016). In vielen Fällen sind aufwandsbasierte Beschränkungen, die den Fischereidruck direkt limitieren, sowie Längschonmaße eher geeignet, die fischereiliche Sterblichkeit merklich zu reduzieren, als tägliche Fangbeschränkungen. Ähnlich wie in der marinen Fischerei könnten auch Jahresquoten (jeder Angler darf nur eine bestimmte Entnahme pro Jahr und Gewässer realisieren) gute Ergebnisse liefern, sofern die Angler sich an die Entnahmelimits halten. Drakonische Strafen bei Nichtregleinhaltung und die sich daraus ergebende Selbstkontrolle kann in diesem Zusammenhang erfolgreich zur Regleinhaltung beitragen.

Aus wissenschaftlicher Sicht ist problematisch, dass die Fischhege in vielen Binnenfischereien meist auf einer Kombination mehrerer Schon- und Entnahmebestimmungen basiert. Dadurch ist es schwierig, die relativen Beiträge einzelner Maßnahmen für den Fischbestandserhalt zu identifizieren. Managementversuche zur Evaluierung der Wirkung von Fangbestimmungen sind selten (siehe aber Tianien et al. 2017), so dass meist nur Beobachtungsdaten vorliegen, die aber nur selten belastbar sind (siehe Pierce 2010 für eine bedeutende Ausnahme am Beispiel von Hechten).

In vielen Fällen dienen Fangbestimmungen dazu, die fischereiliche Sterblichkeit zu reduzieren, doch gibt es auch Sonderfälle. So können Fangbestimmungen auch genutzt werden, um die Entnahme unerwünschter Fischarten (Massenfische, Grundeln, hohe Welsbestände) zu erhöhen. In diesen Fällen werden Fangbestimmungen liberalisiert, das

heißt, es wird aus Naturschutzgründen eine bewusste Überfischung dieser Art versucht. Konflikte mit bestimmten Anglergruppen, die diese stark befischten Arten gerne fangen, sind dann vorprogrammiert. Eine weitere Rolle von Fangbestimmungen, gerade von täglichen Entnahmebegrenzungen, ist rein sozialer Natur – sie erinnern Angler an die Begrenztheit der Ressource und sie ermöglichen den Gesetzgeber, bestimmte Regel an das festgelegte Mindestmaß zu koppeln (z. B. Mindestlängen, ab der nicht mehr besetzt werden sollte aus „Angst“ vor der Förderung einer Put-and-Take-Angelei, vgl. Kapitel 7).

4.2 Entscheidungsbaum

Die meisten Schonbestimmungen in der Angelfischerei sind längenbasiert, unter anderem weil es sozial problematisch ist, den Angeldruck direkt zu managen (Nebenbemerkung: Einige Bundesländer sehen durchaus Begrenzungen der über Pachtverträge maximal erlaubten Angelkarten vor; die zugrundeliegenden Berechnungsmethoden sind allerdings entweder kryptisch oder sie basieren auf unzulässigen Durchschnittswerten über zu erwartende Entnahmen von Anglern). Man unterscheidet die gängigen Mindestmaße sowie die in vielen anderen Ländern regelmäßig eingesetzten Maximalmaße, Entnahme- bzw. Küchen- oder Mitnahmefenster sowie Zwischenschonmaße (Abbildung 21). Arlinghaus et al. (2016a) entwickelten einen Entscheidungsbaum, der dem Bewirtschafter helfen kann, geeignete Entnahmebestimmungen vor allem zum Schutz der Bestände und zur Verbesserung der Größenstruktur zu identifizieren (Abbildung 21).

Die Anwendung des Entscheidungsbaums deutet zunächst wie bereits in Kapitel 3 ausgeführt an, dass Entnahmebestimmungen nur dann eine sinnvolle Variante darstellen, wenn 1) die Fischereisterblichkeit hoch sowie 2) die natürliche Sterblichkeit moderat oder gering

ist. Wenn die fischereiliche Sterblichkeit hingegen gering oder die natürliche Sterblichkeit (sehr) hoch ist (so dass kaum Fische in die Fischerei rekrutieren), bringen entnahmebasierte Fangbeschränkungen keinen fischereilichen Nutzen (Abbildung 21, Nummer 1 und 2). Wenn allerdings der Angeldruck hoch ist, die Fische schnell wachsen und eine geringe natürliche Sterblichkeit aufweisen, sind längenbasierte Entnahmebeschränkungen sehr wirksam, um die Bestände und Fänge zu steigern. Dies gilt gerade für rekrutierungslimitierte Bestände (Abbildung 21, Nummern 3, 4, 5). Im Falle geringen Wachstums können längenbasierte Entnahmebestimmungen ebenfalls nützlich sein: Dichteabhängige Wachstumsdepressionen (Verbuttung) werden so durch die Entnahme überproportional vorkommender Größenklassen reduziert (Abbildung 21, Nummern 8, 9). Hier sind Mindestmaße aber gänzlich ungeeignet, weil sie die Verbuttung der Jungfische schüren (Tesch 1959). In diesem Zusammenhang könnten

verstärkt Zwischenschonmaße eingesetzt werden (Abbildung 21, Nummer 9), um langsamwüchsige, verbuttete Populationen gerade im Jungfischstadium auszudünnen (Andersen et al. Im Druck, Abbildung 21). Da aber die wenigsten Angler bereit sind, sehr kleine, unreife Fische mit nach Hause zu nehmen, wirken Zwischenschonmaße meist wie sehr hohe Mindestmaße. Auch sind sie in Deutschland bisher selten anzutreffen und bei mit gesetzlichen Mindestmaßen bewirtschafteten Edelfischen sogar gesetzlich unterbunden. Insofern wird die nachfolgende Diskussion auf die Vor- und Nachteile von Mindestmaßen, Maximalmaßen und Entnahmefenstern beschränkt (Zusammenfassung der Wirksamkeit in Tabelle 5).

Mindestmaße

Die wesentliche Begründung für Mindestmaße liegt darin, dass die Fische mindestens einmal vor der Entnahme ablaichen und so

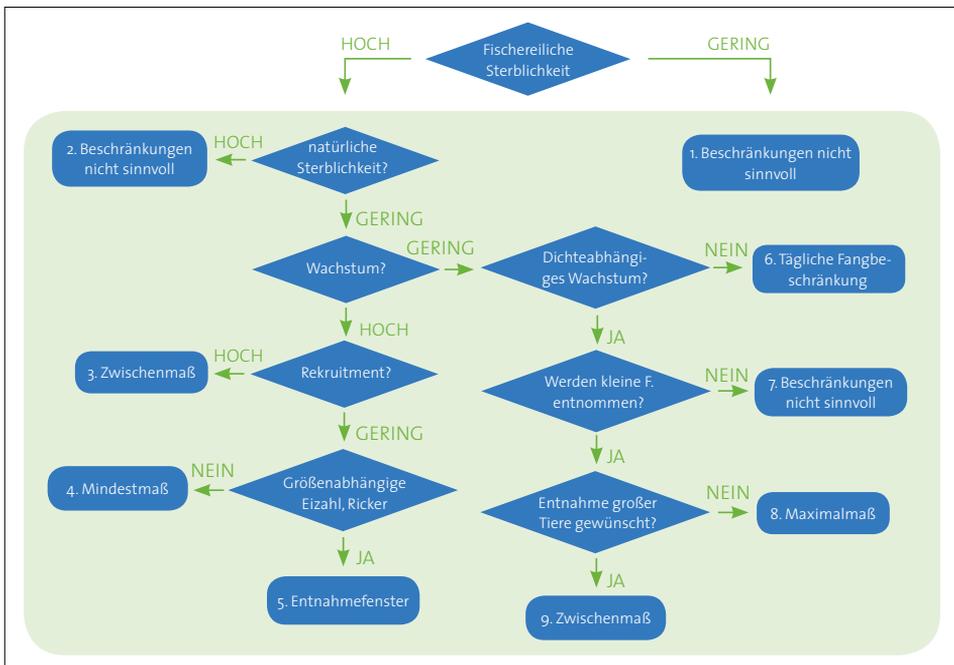


Abbildung 21: Entscheidungsbaum zur Festlegung von geeigneten Entnahmebestimmungen in der Angelfischerei (modifiziert nach Arlinghaus et al. 2016b).

Table 5: Überblick über die Wirkung von Mindestmaßen und Entnahmefenstern, beispielhaft auf Basis der aktuellen Literatur beim Hecht (Arlinghaus et al. 2016c). F = fischereiliche Sterblichkeit.

Maßstab	Mindestmaß	Entnahmefenster	Literaturbeleg
Rekrutierungsüberfischung vermeiden	Geeignet	Geeignet	Arlinghaus et al. (2010), Tiainen et al. (2014, 2017)
Wachstumsüberfischung vermeiden	Geeignet, sofern F nicht zu hoch ist und Mindestmaß geeignet gewählt ist	Geeignet, sofern F nicht zu hoch ist und Mindest- und Maximalmaß geeignet gewählt sind	Arlinghaus et al. (2010)
Größenüberfischung vermeiden	Bei hohem F ungeeignet	Geeignet	Arlinghaus et al. (2010), Pierce (2010) (bei Maximalmaß), Tiainen et al. (2014, 2017)
Fischerei-induzierte Evolution	Fördert Kümmerwachstum und reduziert Ertrag	Fördert Schnellwüchsigkeit, erhält Merkmalsvarianz, fördert Ertrag	Edeline et al. (2009), Matsumura et al. (2011)
Erhalt natürlicher Altersstrukturen	Ungeeignet, führt zu starker Verjüngung und Veränderung der relativen Häufigkeit der Längen- und Altersklassen	Geeignet, obwohl auch hier die Häufigkeit großer Fische reduziert wird, aber die relative Längen und Altersklassen Häufigkeiten werden weniger verändert	Francis et al. (1997), Arlinghaus et al. (2010), Tiainen et al. (2014, 2017), Carlson (2016)
Erholung nach Überfischung	Rasch, da die Bestände aus schnellwüchsigen, jüngeren Fischen bestehen	Langsamer, weil natürlichere Altersstrukturen bestehen, und die großen Tiere träger im Sinne der Wachstumsrate sind	Le Bris et al. (2015)
Pufferkapazität	Gering, starke Schwankungen zwischen einzelnen Jahren	Sehr hoch, weil die breite Altersstruktur Pufferkapazität garantiert	Le Bris et al. (2015)
Numerischer Ertrag	Mittel	Hoch	Arlinghaus et al. (2010), Gwinn et al. (2015)
Biomasseertrag	Hoch, sofern das Mindestmaß hoch gewählt wird	Mittel, sofern im Fenster scharf befischt wird	Arlinghaus et al. (unveröffentlichte Daten), Gwinn et al. (2015)
Fang von Ausnahmefischen	Sehr gering	Hoch	Arlinghaus et al. (2010), Tiainen et al. (2014, 2017), Carlson (2016)
Entnahmeeffizienz	Gering, insbesondere bei hohen Mindestmaßen, weil dann viele Fische verlüdern	Hoch, da die besonders rasch wachsenden mittleren Altersklassen intensiv entnommen werden	Arlinghaus et al. (2010)
Vorschlag für die Praxis	Bei moderatem F , Mindestmaß $>$ Länge bei Reifung, um Rekrutierungsüberfischung zu verhindern	Bei moderatem F , Mindestmaß $>$ Länge bei Reifung, Maximalmaß bei $2/3$ der Maximallänge L_{inf}	Gwinn et al. (2015)

für den Bestandserhalt sorgen. Aus diesem Grunde und weil es unmöglich ist, jedes Binnengewässer in Deutschland jährlich zu monitoren, hat der Gesetzgeber in den Landesfischereiverordnungen flächendeckend über angemessen hohe, aber insgesamt relativ geringe Mindestmaße einen Mindeststandard des Fischpopulationsschutzes festgelegt. Dieser verhindert effektiv, dass durch die Angelei die bedrohlichste Form der Überfischung (Rekrutierungsüberfischung) eintritt (Tabelle 5, Johnston et al. 2013, 2015). Interessanterweise finden sich auch Mindestmaße für Arten, die entweder selten (Karpfen, Regenbogenforellen) oder gar nicht (Aal) in Binnengewässern rekrutieren. Folglich spielen offenbar auch nichtbiologische Gründe bei der gesetzlichen Vorgabe von Mindestmaßen eine Rolle (bei Aalen wäre ein Maximalmaß deutlich sinnvoller und sowohl Karpfen als auch Regenbogenforellen benötigen im Grunde gar keine Schonung). Mindestmaße werden optimalerweise bei Beständen eingesetzt, die eine geringe natürliche Sterblichkeit, ein gutes Wachstum und eine Rekrutierungslimitierung aufweisen (Abbildung 21, Nummer 4). Allerdings resultieren aus Mindestmaßen auch besonders starke Veränderungen der Alters- und Größenstruktur (Verjüngungseffekt) (Arlinghaus et al. 2010, Pierce 2010, Tiainen et al. 2014, 2017, Tabelle 5). Diese wirken neuesten Studien zufolge destabilisierend auf Fischbestände (Andersen et al. 2008, Botsford et al. 2014).

Sofern der Bewirtschafter nicht nur dem Zusammenbruch von Fischbeständen effektiv entgegenwirken, sondern zusätzlich die Ertragsfähigkeit maximieren will, deuten klassische Ertrag-pro-Rekrut-Modelle an, dass die Mindestmaße bei ca. 2/3 der maximalen Länge der Rogner festgelegt werden sollten (Froese 2004). Damit haben die Tiere genügend Zeit, vor der Entnahme Biomasse aufzubauen (Froese 2004). Dies bedeutet zum Beispiel für den Hecht, dass bei einer theoretischen Endlänge von 120 cm ein

Mindestmaß von knapp 80 cm einzusetzen wäre, sofern der Biomasseertrag maximiert werden soll. Solch hohen Mindestmaße finden sich in den wenigsten deutschen Gewässern. Sie führen auch zu einer besonders ausgeprägten Auslese auf Langsamwüchsigkeit, was langfristig Ertragspotenzial kostet (Matsumura et al. 2011) – ein Effekt, den traditionelle Ertrag-pro-Rekrut-Modelle wie die von Froese (2004) und Froese et al. (2016) nicht berücksichtigen. Aus der evolutionären Perspektive sind sehr hohe Mindestmaße daher besonders kontraproduktiv zu bewerten (Tabelle 5). Darüber hinaus können hohe Mindestmaße bei Arten, die ausgeprägte Wachstumsunterschiede zwischen den Geschlechtern aufweisen, zu besonders starken Verschiebungen des Geschlechterverhältnisses im Bestand führen (vgl. Casselman 1975). Ein Beispiel hierfür wären Hechte und Zander, bei denen die Rogner deutlich größer werden als die Milchner und daher die Weibchen durch hohe Mindestmaße eine hochselektive Sterblichkeit erfahren. Über die ökologischen Konsequenzen der starken Veränderung von Geschlechterverhältnissen gibt es noch keine Studien.

Die Kritik an der Sinnhaftigkeit von Mindestmaßen ist bereits viele Dekaden alt und wurde hierzulande vor allem von Tesch (1959) in die Literatur eingeführt. Mindestmaße erweisen sich z. B. nicht als sinnvoll bei Arten, die im Jungfischstadium Tendenzen zur Verbuttung zeigen (Tesch 1959, Abbildung 21). In Deutschland ist hingegen zu beobachten, dass Bewirtschafter und auch einige Behördenvertreter zur Erhöhung der gesetzlichen Mindestmaße im Rahmen von Gewässerordnungen neigen, wenn ein lokaler Bestand besonderen Schutzes bedarf. Leider handelt es sich bei der beliebten Erhöhung der gesetzlichen Mindestmaße in lokalen Gewässerordnungen (z. B. Hechtmindestmaß von 60 oder 70 cm) nach derzeitiger Befundlage um die ungünstigste aller Varianten (Tabelle 5). Das Problem der

starken Verjüngung und der „Häufung“ von Fischen direkt unter dem Mindestmaß bleibt überdies bestehen (Tabelle 5).

Maximalmaße

Sofern der Bewirtschafter auch große, fruchtbare Laichfische im Bestand erhalten will, um sowohl der Reproduktion als auch dem Angelfang entgegenzukommen und die unnatürliche Verjüngung etwas abzumildern (Arlinghaus et al. 2008), sind Maximalmaße eine lohnende Option (Pierce 2010). Maximalmaße sind geeignet, um große Fische in naturnahen Häufigkeiten im Bestand zu erhalten. Sie werden insbesondere dann empfohlen, wenn die jüngeren Altersklassen bei geringer natürlicher Sterblichkeit eine relevante dichteabhängige Wachstumsdepression zeigen, die eine Ausdünnung rechtfertigt (Abbildung 21, Nummer 8). Es wird befürchtet, dass vor allem bei Raubfischen die Schonung der Alttiere zu einem relevanten Kannibalismusdruck auf Jungfische führt. Nach einer aktuellen Studie an Hechten hat die Schonung von großen Fischen aber keinen Effekt auf die Häufigkeit der kleineren Altersklassen. Offenbar reichte der Kannibalismusdruck der wenigen Altfische in den untersuchten Gewässern (Flächen von 28–3.250 ha, Sichttiefen 1,0–5,5 m) nicht aus, um die schnellerwüchsigen, mittleren Altersklassen nennenswert zu dezimieren (Pierce 2010). Da die großen Fische natürlicherweise selten sind und verglichen mit jüngeren Altersgruppen in nur sehr geringen Stückzahlen vorkommen, sind diese Ergebnisse wahrscheinlich auf sehr viele andere Gewässer übertragbar (eine Studie in sehr kleinen Gewässern steht aber noch aus). Bedeutsam ist auch die Erkenntnis, dass die insgesamt konsumierte Nahrungsmenge bei gleicher Biomasse höher ist, wenn sich die Biomasse aus mehreren jüngeren Fischen im Vergleich zu einem kapitalen Tier zusammensetzt. Dies liegt an der höheren spezifischen Stoffwechselrate (Sauerstoffverbrauch pro g) von

kleinen gegenüber größeren Fischen. Maximalmaße stellen selbstverständlich keine Option in der Bewirtschaftung dar, wenn Angler ein hohes Interesse an der Entnahme großer, kapitaler Tiere haben (Abbildung 21). Die Anwendung von Maximalmaßen ist in Deutschland derzeit legal nicht möglich, da die rechtlich bindenden Mindestmaße unterwandert würden. Maximalmaße können hierzulande also nur in Kombination mit einem (gesetzlichen) Mindestmaß als Unterschranke genutzt werden, was dem Entnahmefenster entspricht.

Entnahmefenster

Entnahmefenster sind in den letzten Jahren verstärkt in den Fokus gelangt, nachdem verschiedene Modelle (Arlinghaus et al. 2010, Gwinn et al. 2015) und Freilandstudien (an Hechten, Tiainen et al. 2017) die Überlegenheit der Entnahmefenster gegenüber reinen Mindestmaßen belegt haben. Sie werden insbesondere zur Stabilisierung der Populationsdynamik bei Raubfischarten, die sich nach Ricker rekrutieren (siehe Kapitel 1.1), eingesetzt, wenn die Rekrutierung allgemein limitiert, das Wachstum der Fische hoch und die natürliche Sterblichkeit gering ist (Abbildung 21, Nummer 5). Der für Angler angenehme Nebeneffekt des Entnahmefensters besteht darin, dass hierdurch größere Fische in nennenswerten, wenn auch immer noch geringen Anteilen in Beständen erhalten werden. Dies konnte sowohl in Modellen (Arlinghaus et al. 2010) als auch jüngst in empirischen Ganzseeexperimenten nachgewiesen werden und tritt bei Mindestmaßen nicht auf (Tiainen et al. 2014, 2017). Entgegen der Spekulation von Geldhauser (2006) führen Entnahmefenster keineswegs zu einer Anhäufung von Großfischen in unnatürlichen Anteilen. Der Grund ist, dass alle Fische durch das Fenster wachsen müssen und innerhalb des Fensters eine signifikante fischereiliche Sterblichkeit stattfindet. Diese verjüngt selbstverständ-

lich den Fischbestand, jedoch in geringerem Maße, als dies bei Mindestmaßen der Fall ist (Arlinghaus et al. 2010, Tianinen et al. 2017). Um diese Effekte zu bewirken, müssen die Entnahmefenster je nach fischereilicher Sterblichkeit unterschiedlich breit gewählt werden, damit die Fische eine Chance haben, durch das Fenster zu wachsen (Gwinn et al. 2015). Eine Faustregel besagt, dass die Obergrenze bei etwa zwei Dritteln der theoretischen Maximallänge festgesetzt werden sollte; bei extrem hohen Fischereidrücken sollte die Obergrenze auf die Hälfte der Maximallänge reduziert werden (Tabelle 6, Gwinn et al. 2015, siehe auch Kapitel 3.3).

Entnahmefenster können insbesondere dann als Standardmaßnahme empfohlen werden, wenn die Wachstumsraten junger Fische ausreichend hoch liegen, aber die Reproduktion aufgrund der Befischung potenziell gefährdet ist und die Bestände einer

Bestands-Rekrutierungs-Beziehung nach Ricker (1954) folgen (Abbildung 21, Nummer 5). Die Grundidee ist zum einen, dass die großen, sehr fruchtbaren, aber numerisch seltenen Tiere als Eireservoir fungieren. Zum anderen wird bei Raubfischen der Kannibalismus auf die Nachkommen minimiert, da die mittleren Rekruten „im Fenster“ durch die insgesamt gegenüber dem unbefischten Zustand stark reduzierte Fischabundanz scharf ausgedünnt sind, was die Rekrutierung von Nachkommen fördert.

Entnahmefenster erhöhen insgesamt die Pufferkapazität und Widerstandsfähigkeit von Fischbeständen gegenüber Umwelteinflüssen. Dagegen garantieren Mindestmaße vor allem eine schnelle Wiederholung nach einer Überfischung (Le Bris et al. 2015). Entnahmefenster führen auch zu einer Selektion auf Schnellwüchsigkeit, während Mindestmaße langsamwüchsig

Tabelle 6: Optimale Entnahmefenster zur Gewährleistung von zwei gegensätzlichen Bewirtschaftungszielen bei zwei unterschiedlichen, hypothetischen Fischarten. Je stärker der Befischungsdruck, desto restriktiver muss das Obermaß des Entnahmefensters nach unten reguliert werden. Soll der Fang kapitaler Fische maximiert werden, wird das Entnahmefenster extrem restriktiv und nähert sich einer totalen Fangen-und-Zurücksetzen-Angelei an. Die optimale Untergrenze des Fensters liegt stets bei der Länge, bei der die Fische laichreif werden (Mindestmaßäquivalent) (abgeleitet aus Gwinn et al. 2015).

	Großwüchsige Arten (Großsalmoniden, Hecht, Zander)		Kleinwüchsige Arten (Barsch, Weißfische, Bachforelle)	
Maximal erreichbare Länge (mm) / Länge bei Eintritt in die Geschlechtsreife (mm)	1200 / 400	1200 / 400	600 / 200	600 / 200
	Mittlerer Fischereidruck	Hoher Fischereidruck	Mittlerer Fischereidruck	Hoher Fischereidruck
Optimales Entnahmefenster für hohen Ertrag (Anzahl Fische pro Jahr, in mm)	400 – 800, Mindestmaß knapp oberhalb der Reifungslänge, Maximalmaß des Fensters 66 % der Maximallänge	400 – 600, Mindestmaß knapp oberhalb der Reifungslänge, Maximalmaß des Fensters 50 % der Maximallänge	200 – 390, Mindestmaß knapp oberhalb der Reifungslänge, Maximalmaß des Fensters 66 % der Maximallänge	200 – 280, Mindestmaß knapp oberhalb der Reifungslänge, Maximalmaß des Fensters 50 % der Maximallänge
Optimales Entnahmefenster für Maximierung der Zahl kapitaler Fische im Fang (nicht in der Entnahme, mm)	400 – 470	400 – 440	200 – 250	200 – 240

Hechte fördern. Modelle von Matsumura et al. (2011) belegten, dass mit Mindestmaß bewirtschaftete Hechtbestände in 100 Jahren 20 % ihrer Wachstumskapazität einbüßten. Gleichzeitig gewannen bei der Entnahmefenstervariante die Fische über 2-3 Generationen gesehen an Durchschnittslänge. Anders ausgedrückt: Mindestmaße reduzieren in evolutionären, also großen Zeiträumen das Ertragspotenzial, während Entnahmefenster über die Bevorteilung auch der großen Tiere (Edeline et al. 2009) den Ertrag sogar steigern.

Unter Würdigung der gesamten vorliegenden Befundlage (Tabelle 5) kann festgestellt werden, dass Entnahmefenster in vielen Fällen günstigere Fangbestimmungen darstellen als Mindestmaße. Sie können also Vereinen zur Einführung empfohlen werden. Überdies ist der Erhalt der großen Fische sowie einer natürlicheren Altersstruktur in mit Entnahmefenstern bewirtschafteten Situationen auch in Hinsicht auf das Ökosystem positiv zu bewerten (Francis et al. 2007). Ein relevantes Argument gegen Entnahmefenster lautet, dass viele Angler ein Interesse haben, auch die großen Fische mit nach Hause zu nehmen. Die hohe konsumtive Grundhaltung der meisten deutschen Angler (Ensing et al. 2016) ist wohl ein gewichtiger Hauptgrund, warum Entnahmefenster in vielen Vereinen bisher nicht umgesetzt worden sind. Darüber hinaus ist das Thema „Entnahmefenster“ in Deutschland eng mit dem Reizthema „illegales Catch-and-Release großer Fische“ bzw. „Förderung des Trophäenangelns“ (Arlinghaus 2014) verwoben (Kapitel 7). Das steht einem sachlichen Dialog gerade auf Behörden- oder Verbandsebene massiv und auch unnötig (vgl. Kapitel 7) entgegen.

Das deutsche Tierschutzgesetz bindet die Fischerei an das Vorliegen eines vernünftigen Grundes. Insofern stellen Entnahmefenster gegenwärtig vor allem Hegemaßnahmen dar, die von den Gewässerbewirtschaftern

im Einklang mit den Hegezielen lokal angewendet werden können, wenn ein Bestand verstärkten Schutz benötigt. Ob ein ungeschonter Fisch zurückgesetzt werden kann oder nicht, ist nach Meinung einiger Behördenvertreter und Juristen keine Entscheidung, die einzelne Angler selbstständig treffen können (Geldhauser 2006). Entsprechend besteht nach derzeitiger Rechtslage im Unterschied zur Schweiz nur eingeschränkt die Möglichkeit, dass einzelne Angler eigenverantwortlich entscheiden, welchen entnahmefähigen Fisch sie entnehmen und welchen nicht. Diese derzeitige Situation könnte sich künftig ändern, wenn Behörden und Verbände ihre Haltung der moderaten ethischen Bewertung der Bevölkerung zum Thema „selektive Entnahme“ anpassen. Repräsentative Befragungen unter mehr als tausend Deutschen haben nämlich gezeigt, dass die Mehrheit einem ökologisch begründeten Zurücksetzen nach eigenem Ermessen des Anglers sowohl von unreifen als auch von sehr großen Laichfischen positiv gegenübersteht (Riepe & Arlinghaus 2014). Ein ökologisch begründetes Zurücksetzen großer Fische wird in Deutschland also moralisch akzeptiert (Riepe & Arlinghaus 2014), ganz im Gegensatz zu der abstrakten Angst vor dem „Tierschutz“, die häufig bei der Entnahmefensterdiskussion in Deutschland mitschwingt. Was hingegen von der Mehrheit der Deutschen moralisch abgelehnt wird, ist das eigenverantwortliche Zurücksetzen aus rein egozentrischen Erwägungen (z. B. um einem befreundeten Angler einen Rückfang eines großen Tieres zu ermöglichen). Angesichts dieser gesellschaftlichen Stimmung ist es für die Diskussion zum Entnahmefenster nicht förderlich, wenn Einige die Legalisierung der vollständigen Entscheidungsfreiheit beim Zurücksetzen geangelter Fische fordern. Umgekehrt ist es kontraproduktiv, wenn einige Fischereibehörden und Anglerverbände die Diskussion um Entnahmefenster pauschal aus Angst vor Missbrauch oder einer öffentlichen De-

batte ablehnen. Sie berücksichtigen dabei nicht die zweifellos positiven Komponenten dieser Hegemaßnahme und die tatsächlich moderate Einstellung der Deutschen zum Thema „ökologisch begründetes Zurücksetzen großer, entnahmefähiger Fische“. Auch ein Blick in die Schweiz ist lohnenswert. Das Land, das sich mindestens so stark dem Tierschutz verschreibt wie Deutschland, überlässt die Entscheidung dem einzelnen Angler, ob er den einen oder anderen Fisch ausnahmsweise auch mal zurücksetzt. Der Diskurs in Deutschland scheint hingegen auf mehreren Ebenen blockiert.

Fest steht: Die Überlegenheit des Entnahmefensters gegenüber dem Mindestmaß ergibt sich vor allem aus ökologischen und ertragsbasierten Überlegungen. Die sozialen Effekte auf bestimmte Anglergruppen (vor allem die, die große Fische bevorzugen) ist ein angenehmer Nebeneffekt, aber nicht die Begründung für die Überlegenheit des Entnahmefensters gegenüber Mindestmaßen. Gegen die Einführung von Entnahmefenstern sprechen vor allem soziale Situationen, insbesondere wenn – wie häufig der Fall – die lokalen Angler mehrheitlich große Fische entnehmen wollen. Allerdings geht dieses Verhalten auf Kosten der Fischökologie und destabilisiert die Bestandsentwicklung. Ein Entnahme- bzw. Mitnahmefenster macht selbstverständlich bei nicht reproduzierenden Fischbeständen ökologisch keinen Sinn. Es ist daher auf natürlicherweise reproduzierende Arten und natürliche Situationen beschränkt. Hier erweist sich das Entnahmefenster jedoch als ausgesprochen wertvoll.

Konzeptionell und legal ist ein Entnahmefenster identisch zu bewerten wie eigenverantwortlich in Gewässerordnungen eingesetzte sonstige Verschärfungen der gesetzlichen Mindeststandards (Kapitel 7). Dazu zählen z. B. die Festlegung von Schongebieten, verlängerten Schonzeiten, täglichen Fangbeschränkungen oder erhöhten

Mindestmaßen. Interessanterweise werden alle zuletzt genannten Bestimmungen in den meisten Fällen sowohl von Anglern wie auch Behörden, Verbänden und den meisten Vereinen akzeptiert. Wenn aber die Hegealternative Entnahmefenster in die Diskussion gelangt, wird heute regelmäßig gegen ihre lokale Einführung argumentiert. Hierfür wird auf die „Förderung des illegalen Catch-and-Release großer Fische“ oder auf vermeintliche ökologische Schäden verwiesen, die der Erhalt der großen Fische (vor allem Raubfische) mit sich bringen soll. Dabei sind Entnahmefenster nichts anderes als eine (unterstützenswerte) Hegemaßnahme, die die Fischereierblichkeit reduziert, ähnlich wie auch Erhöhungen der Mindestmaße oder die Einsetzung von Schongebieten selbstauferlegte Befischungseinschränkungen mit sterblichkeitsreduzierenden Effekten darstellen. Es leuchtet nicht ein, warum Angelvereine, die sich für eine selbstauferlegte Reduktion der Sterblichkeit einsetzen, entsprechende Regularien nicht anwenden sollten. Entnahmefenster befinden sich übrigens vollständig im Einklang mit dem Tierschutzgesetz und dem dort geforderten vernünftigen Grund des Angelns um der eigenen Ernährung willen. Denn die Fische werden im (angemessen breiten) Mitnahmefenster und mit einer dem gesetzlichen Mindestmaß entsprechenden Unterschranke scharf befischt und entnommen. Gegen die flächendeckende Anwendung von (angemessen weiten) Entnahmefenstern bei reproduzierenden Arten spricht also rechtlich nichts (vgl. Kapitel 7); die fehlende Umsetzung scheitert derzeit vor allem am politischen Willen und an vielleicht unbegründeten, abstrakten Ängsten.

Entnahmemarken

Sollten Entnahmefenster politisch oder sozial nicht umsetzbar sein, kann zumindest theoretisch über den Einsatz alternativer Anreizsysteme für den Erhalt großer Fische

nachgedacht werden. In den USA, Kanada und in Australien (Jackson et al. 2016) sind z. B. in manchen Gegenden Markensysteme anzutreffen. Damit ist gemeint, dass sich Angler über den Kauf von Marken das Recht erwerben, bestimmte Fischgrößen mitzunehmen. Da die ökologische Bedeutung großer Hechte und anderer kapitaler Fische besonders hoch ist (Arlinghaus 2006), könnten die Preise der „Entnahmemarken“ mit der Größe der Fische gestaffelt werden. Der Preis für die Entnahme großer Fische sollte entsprechend hoch ausfallen. Es ist nicht bekannt, dass solche Verfahren in Deutschland bisher eingesetzt worden sind, und es ist davon auszugehen, dass sie initial auf große Ablehnung stoßen würden. Überdies werden größere Aufwände beim Management des Markenverkaufs nötig. Der Vollständigkeit halber sei aber auf die hervorragende Funktionalität des Markensystems hingewiesen.

Hierzulande könnte es die Vereine oder andere Bewirtschafter (z. B. Fluss- und Seenfischer) in Form von Losverfahren oder direkten Verkäufen von Entnahmerechten an einzelnen Fischen umsetzen. Ein Angler, der einen Fisch zur Entnahme fängt, müsste am Wasser seine Marke an dem Fisch anbringen und den Fang bzw. die Entnahme dem Verein melden (z. B. über eine App oder ein in ein Briefkasten am Gewässer einzuwerfendes Logbuch, letzteres würde auch bewirken, dass über die Gesamtentnahme besser Buch geführt werden kann). Angler in Besitz von Entnahmemarken könnten ihre Entnahmerechte auch an andere weiterveräußern, ähnlich der in der marinen Berufsfischerei sehr erfolgreich eingesetzten transferierbaren, individuellen Quoten. Es entstünde ein interner Markt im Verein oder am Gewässer, z. B. um das Recht an der Entnahme von großen Ausnahmefischen. Wahrscheinlich würden sich diejenigen Angler die Entnahmerechte der großen Laichfische sichern, die entweder besonders hohen Nutzen aus der

Entnahme ziehen oder daraus, den Fisch im Bestand zu erhalten. Das Resultat wäre eine faire und effiziente Zuordnung von Kosten und Nutzen und eine insgesamt reduzierte Sterblichkeit der großen Fische, ohne die Entnahme komplett zu verbieten. Aus den gesammelten Erlösen könnten gemeinnützige Aktivitäten des Vereins, Gewässerkäufe oder Besatzmaßnahmen finanziert werden. Auch wäre die Reduktion der allgemeinen Angelkartenpreise möglich, so dass nur diejenigen relevante Lizenzkosten haben, die bestimmte Fischgrößen quantitativ entnehmen.

Entnahmemarken gerade für große Ausnahmefische lassen sich auch mit jeder Form von Mindestmaßen oder Entnahmefenstern koppeln. Beispielsweise konnte eine Entnahmebestimmung vorsehen, dass Angler sowohl das Recht haben, Fische im Entnahmefenster zu fangen und zusätzlich bis zu ein Grossfisch entnehmbar ist, für den allerdings der in der Entnahmemarke vorgesehene (hohe) Zusatzpreis fällig wird.

Tägliche, wöchentliche oder jährliche Entnahmebeschränkungen

Weitere in der Angelei häufig eingesetzte entnahmebasierte Fangbestimmungen umfassen tägliche Fangbeschränkungen und andere Quoten, die teilweise auch mit der eingeschränkten Entnahme von kapitalen Ausnahmefischen kombiniert werden (zwei Fische pro Tag insgesamt, davon maximal einer über XY cm). Tägliche oder andere absolute Entnahmebeschränkungen werden bei hoher Fischereisterblichkeit und geringer natürlicher Sterblichkeit relevant, wenn das Wachstum von Fischen nicht über die Ausdünnung bestimmter Kohorten (Längenklassen) angekurbelt werden kann (Abbildung 21). Tägliche Fangbeschränkungen beschränken jedoch nur die tägliche Mitnahme von Fischen durch einzelne Angler, aber nicht notwendigerweise die gesamte

Fischereisterblichkeit über alle Angler im Verein (die ja wiederholt an die Gewässer gehen können). Die Gesamtentnahme wird nur über individuelle Jahresquoten (je Angler können XY Fische pro Jahr entnommen werden) geregelt. Die wenigsten Angler erreichen die häufig in den Gewässerordnungen verankerten täglichen Fangbeschränkungen von zwei bis drei Fischen pro Tag. Daher besteht die Möglichkeit, dass diese Maßnahmen nicht zu gerechteren Verteilungen der entnommenen Fische zwischen den Anglern führen (Seekell 2011, Seekell et al. 2011).

In der Tat liegen zum Beispiel die durchschnittlichen täglichen Hechtfänge niedersächsischer Angler bei 0,78 Hechten pro Tag ($N = 1098$ Angelausflüge). Bei Anglern in Mecklenburg-Vorpommern rangierten die mittleren Fangraten zwischen 0,3 und 0,5 Hechten pro Stunde, je nach Anglertyp (Beardmore et al. 2011), was auf hechtreichere Gebiete hinweist als in Niedersachsen ($< 0,25$ Hechte pro Stunde) (unveröffentlichte Daten von Pagel et al.). Mecklenburger Angler fischen im Durchschnitt zwischen vier und fünf Stunden pro Angeltag, so dass sich mittlere Fänge von 1,2 bis 2,5 Hechten pro Tag ergeben. Folglich können tägliche Entnahmebegrenzungen von zwei bis drei Hechten die Entnahme einzelner Angler nicht weiter begrenzen. Diese Daten dürften in ähnlicher Weise auch für andere wenig abundante Fischarten gelten. Das spricht dafür, dass die gegenwärtig hierzulande anzutreffenden täglichen Fangbeschränkungen (wahrscheinlich) nur geringe Wirkung auf die Gesamtfischentnahme entfalten.

Der Effekt derzeitiger weitverbreiteter täglicher Fangbeschränkungen ist vor allem sozialer Natur, indem sie die Angler daran erinnern, dass die Bestände limitiert sind (Radomski et al. 2001). Tägliche Fangbeschränkungen machen daher durchaus Sinn, auch wenn die biologische Effektivität im Sinne der Kontrolle des Gesamtertrags bei

den derzeit bereits anzutreffenden geringen täglichen Entnahmebeschränkungen in den meisten Gewässern gering sein dürfte. Anders sieht das aus, wenn lokal noch keine Entnahmebeschränkungen existieren und man es mit Fischarten mit hohen Fangraten von mehreren Fischen pro Tag zu tun hat (Weißfische). Ähnlich wie Mindestmaße werden Entnahmebeschränkungen häufig auch in Kombination mit längenbasierten Mindestmaßen eingesetzt, um die Populationen zu schützen, über die der Bewirtschaftler keine besonderen demographischen Kenntnisse besitzt (Abbildung 21).

Schlussfolgerungen und abschließende Hinweise

- Beschränkungen des Angelaufwands steigern die Bestände meist effektiver als die Beschränkungen der Entnahme, das geht auf Kosten der sozialen Akzeptanz entsprechender Bestimmungen.
- Schon- und besonders Entnahmebestimmungen (Output-Regularien) sind vor allem bei hohem Angleraufkommen und geringer oder moderater natürlicher Sterblichkeit angeraten.
- Beangelte Fische reagieren sehr sensibel in der Größenstruktur auf die Befischung und werden insbesondere unter Mindestmaßbestimmungen stark verjüngt; ein verjüngter Bestand hat eine geringere Stabilität als ein befischter Bestand mit naturnäherem Altersklassenaufbau.
- Die Wirksamkeit unterschiedlicher längenbasierter Entnahmebestimmungen variiert je nach demographischen Bedingungen in Bezug auf Wachstum, Rekrutierung und Sterblichkeit. Bei rekrutierungslimitierten, schnell wachsenden Beständen mit geringer natürlicher Sterblichkeit sind Entnahmefenster die bevorzugte Schonmaßnahme. Entnahmefenster sollten im Optimalfall so angelegt werden, dass die Unterschranke dem gesetzlichen Mindestmaß ent-

spricht und das Maximalmaß bei etwa $\frac{2}{3}$ der theoretischen Endlänge der lokal vorfindlichen Fische einer Art angesetzt wird (Tabelle 6). Ein solches Entnahmefenster ist eine Hegemaßnahme, die jeder Fischereipächter im Einklang mit lokalen Hegezielen eigenverantwortlich in den Gewässerordnungen festsetzen kann. Selbstverständlich sollte es eine Hegebegründung geben, die einen verschärften Schutz des Fischbestands rechtfertigt. Auch sollten Alternativen zu Entnahmefenstern angemessen berücksichtigt werden, inklusive möglicher Einschränkungen des Angelaufwands.

- Über Mindestmaße lässt sich ähnlich wie bei Entnahmefenstern effektiv die Rekrutierungsüberfischung verhindern. Allerdings reduziert dies gleichzeitig die Größen- und Altersstruktur, wenn die Entnahme hoch ist. Obwohl derzeit noch nicht flächendeckend diskutiert, kann aus einer starken Verjüngung auch ein Verstoß gegen den Hegeauftrag (Erhalt eines naturnahen Fischbestands mit einer naturnahen Altersstruktur) konstruiert werden. Veränderungen der gesetzlichen Mindestmaße sind Sache der Fischereibehörden, von einer sehr starken Erhöhung von Mindestmaßen in lokalen Vereinsgewässern sollte mit Blick auf die bessere Alternative der Entnahmefenster abgesehen werden.
- In der Regel bietet es sich an, verschiedene Entnahmebeschränkungen und Regulierungen zu kombinieren, wie (geringe) tägliche Fangbeschränkungen, längenbasierte Entnahmebeschränkungen sowie Schonzeiten und Schongebiete. Zwar liegen zu diesen kombinierten Wirksamkeiten nur wenige (Oele et al. 2016) oder keine Studien vor. Jedoch leuchtet es intuitiv ein, dass der Mindesthalt der Laichfische über längenbasierte Mindestmaße sowie die Schonung der sensiblen Laichperiode für den Erhalt von Beständen wichtig sein dürfte.
- Alle längenbasierten Schonmaßnahmen verlangen das Zurücksetzen von ungewollten Beifängen; entsprechend sorgsam sollte der Zurücksetzvorgang vonstattengehen, damit die Überlebenschancen der Fische hoch ist. Die meisten heimischen flach gehakten Fische überleben das Fangen-und-Zurücksetzen ohne Probleme (Arlinghaus et al. 2007). Von langen Fotosessions und Hälterung sollte aber abgesehen werden, da das die Fische unnötig unter Stress setzt (Rapp et al. 2012, 2014).

5 Planung und Einsatz von Fischbesatz

Robert Arlinghaus

Kapitel 5 greift die in Kapitel 3 vorgestellten Entscheidungsbäume auf, indem es die unterschiedlichen prinzipiell geeigneten Fischbesatzformen und ihre Erfolgsaussichten präzisiert und Grundlagen für die Fischbesatzplanung legt. Weitere Hinweise zu Besatz finden sich in Kapitel 3.2

5.1 Ökologische Faktoren erfolgreicher Besatzmaßnahmen

Der fischereiliche Erfolg von Besatz kann definiert werden als eine Steigerung der Fischbestandsgröße und der Fänge gegenüber der Situation ohne Besatz. Er hängt von einem komplexen Wirkungsgefüge diverser Faktoren ab, der für einige Arten (vor allem Salmoniden) gut und für andere Arten (z. B. Weißfische) nur zum Teil verstanden ist. Die im Rahmen des Projekts Besatzfisch durchgeführten Experimente und Modelle sowie die begleitende Literaturevaluation erlauben es aber, die wichtigsten erfolgsbestimmenden ökologischen Faktoren von Besatz zu vier hierarchisch angeordneten Komplexen zu verdichten (Abbildung 22).

Natürliches Aufkommen

Die vom Projekt Besatzfisch durchgeführten Experimente und eine Vielzahl weiterer Studien und Modelle (z. B. Lorenzen 2005, Baer 2008, Rogers et al. 2010, Camp et al. 2016) belegen, dass in den meisten Fällen ein Brut- oder Jungfischbesatz in natürlich reproduzierenden Beständen fischereilich gesehen wirkungslos ist und zu keiner nachhaltigen Bestandserhöhung beiträgt. Der Grund ist, dass diese jungen Lebensstadien in den meisten Gewässern durch dichteabhängige

Sterblichkeitsprozesse im Jungfischstadium reguliert werden. In der Regel erreicht der Fischbestand – unabhängig von Besatz – in jedem Jahr die gewässerspezifische Tragkapazität an Nachkommen. Diese wachsen sodann in den fischbaren Bestand hinein („Rekruten“, vgl. Kapitel 1). Insofern steigert bei ausreichendem natürlichem Aufkommen Jungfischbesatz die Jahrgangsstärke meist nur kurzfristig oder überhaupt nicht. Denn Futter, Standplätze und Unterstände sind in jedem Gewässer begrenzt und die Wildfische entscheiden die Konkurrenzsituation meist für sich. Möchte der Bewirtschafter in einem auf moderatem oder hohem Niveau natürlich reproduzierenden Bestand trotzdem die Fänge für Angler erhöhen (Steigerungsbesatz, vgl. Kapitel 3), dann sollte er nach gegenwärtigem Wissensstand vor allem auf den Besatz mit größeren Satzfishen, unter Umständen sogar mit entnahmefähigen Fischen, zurückgreifen. Diese Maßnahme verspricht zwar kurzfristige Fangsteigerungen, wird aber in vielen Fällen die künftige Rekrutierung nicht nennenswert beeinflussen. Davon ist auszugehen, weil die Fische rasch zurückgefangen werden, stark domestizierte große Satzfishen eine geringe natürliche Vermehrungsleistung zeigen und alle in der nächsten Generation abgegebenen Eier erneut durch die natürlichen Engpässe getrieben werden.

In vielen Gewässern unserer Kulturlandschaft existieren kurzfristig nicht veränderliche Reproduktionsengpässe, z. B. weil der Gewässeraus- und verbau wichtige Laich- und Jungfischhabitate zerstört hat. Selbst unter den Bedingungen eingeschränkter natürlicher Reproduktion ist die Aussicht auf eine nennenswerte Bestandssteigerung durch den Besatz von Brut- oder Jungfischen gering. Dies haben zum Beispiel die Expe-



Abbildung 22: Die vier wichtigen Einflussfaktorenkomplexe, die die Aussicht auf einen fischereilichen Besatzerfolg entscheidend mitbestimmen. Die Anordnung von oben nach unten veranschaulicht eine Bedeutungshierarchie: Der wichtigste Faktor steht oben, der zweitwichtigste an zweiter Stelle usw.

rimente des Besatzfisch-Projekts an Hechten in strukturarmen Baggerseen gezeigt (Arlinghaus et al. 2015): Zwar beherbergten strukturarme Baggerseen weniger Hechte als die strukturreichen Vergleichsgewässer. Trotzdem steigerte der Besatz einsömmeriger Hechte die Bestände zweijähriger Fische weder in dem „guten“ noch in dem „schlechten“ Hechtgewässer. Anders ausgedrückt: Der Gewässerzustand bestimmt maßgeblich die Bestandshöhe; ein Besatz mit Jungfischen steigert die Jahrgangsstärke für gewöhnlich nur kurzfristig, weil die Rekrutierungsengpässe in den meisten Gewässern das Jungfischstadium betreffen. Daher sind die häufig kleinen, empfindlichen Satzfische beim Überleben den gleichen Schwierigkeiten ausgesetzt wie ihre natürlicherweise aufkommenden Artgenossen. Baer (2008) zeigte auf, dass ähnliche Prozesse auch für Bachforellen in Fließgewässer zutreffen.

Besonders erfolgversprechend aus fischereilicher Sicht sind Besatzmaßnahmen in Beständen, die natürlicherweise kaum oder gar nicht reproduzieren. Hier fehlt die Konkurrenz mit natürlichen Artgenossen und der Besatz kann sich meist gut etablieren, wenn das Gewässer ansonsten zum Wach-

sen und Überleben geeignet ist. Das beste Beispiel im Besatzfisch-Projekt war der Karpfenbesatz, aber auch Hechtbrut in ansonsten hechtfreien Gewässern kann einen höchst erfolgreichen Besatz bilden (Hühn et al. 2014, Arlinghaus et al. 2015).

Trotz fehlender Bestandssteigerung führt fast jede Form von Besatz zu einer teilweisen Verdrängung der natürlicherweise rekrutierenden Jungfische durch die besetzten Fische. Auch Futterkonkurrenten werden bei erfolgreichen Besatz in Mitleidenschaft gezogen. Wenn eine große Anzahl von Satzfishen in eine Konkurrenz mit vergleichsweise wenigen natürlichen Jungfischen gezwungen wird, so kann dies je nach Auswahl des Besatzmaterials bei einer anschließenden Vermehrung sogar zu einem Verlust der lokal angepassten genetischen Vielfalt bzw. sogar zu einer Veränderung des lokalen Genpools über genetische Einkreuzung beitragen.

Natürlich ist immer vor einer Pauschalisierung zu warnen, so dass die gerade dargestellten Zusammenhänge nicht in jedem Gewässer zutreffen müssen. In den meisten Fällen wird aber unter Bedingungen eingeschränkter oder hoher natürlicher Reproduktion der Besatz größerer, gut angepasster Satzfishen einen höheren Beitrag zur Populationssteigerung liefern als der Besatz von Fischbrut und sehr jungen, kleinen Jungfischen (Lorenzen 2005). Daraus folgt der erste Leitsatz für nachhaltigen Besatz:

Besatz ist dann besonders erfolgversprechend, wenn die natürliche Reproduktion der Zielart fehlt oder stark eingeschränkt ist. Sofern die Zielart aber nennenswert reproduziert, ist Besatz mit Brut- und Jungfischen meist fischereilich wirkungslos und natur-schutzfachlich, je nach Auswahl und Herkunft des Besatzmaterials, problematisch.

Ökogenetische Anpassung

Der zweite wesentliche Einflussfaktor auf den Besatzerfolg ist die ökologische und genetische Anpassung der Satzfische an die neue Umwelt (die sogenannte ökogenetische Anpassung). Damit ist die Fähigkeit gemeint, verhaltensseitig auf die gewässerspezifisch vorhandenen Räuber und alle sonstigen lokalen ökologischen Faktoren (Nahrung, Sauerstoff, Temperatur) zu reagieren, um die ersten Tage nach Besatz erfolgreich zu überstehen und in den Bestand hineinzuwachsen. Eine genetische Anpassung an das Besatzgewässer ist gerade auch bei Wandersalmoniden und genetisch stark ausdifferenzierten Fischarten wie Bachforellen nötig, um nach dem Wachsen und Überleben auch eine erfolgreiche Reproduktion zu garantieren (Araki et al. 2007). Viele Populationen von Forellen und Äschen sind in genetischer Hinsicht perfekt an die lokalen Temperaturverhältnisse und die sonstigen ökologischen Bedingungen angepasst. Ein Besatz gebietsfremder Populationen scheitert schon aus Gründen der genetischen Anpassung.

Aber auch die ökologische Anpassung darf keinesfalls außer Acht gelassen werden. Denn selbst Fische lokaler Herkunft, die die Gene für die Lokalanpassung in sich tragen, überleben im Vergleich zu Wildtieren nach Besatz weit schlechter, wenn die Zuchtfische während des Schlupfes und der Anfütterung unnatürlich hohen Dichten und sehr künstlichen Bedingungen ausgesetzt worden sind. Die Zuchtumwelt reduziert die Anpassungsfähigkeit der Tiere an das Überleben in der Natur stark (Araki et al. 2007, Brockmark & Johnsson 2010, Thériault et al. 2011, Christie et al. 2012, 2014, Hühn et al. 2014, Larsen et al. 2015). Daher sind naturnah oder natürlich aufgezogene Satzfische, die bestenfalls durch natürliche Verlaichung entstanden sind (natürliche Partnerwahl!), beim Besatz grundsätzlich zu bevorzugen gegenüber

„Beckenfischen“ und künstlich abgestreiften Satzfischen. Das ist vor allem dann der Fall, wenn von den Satzfischen ein längerfristiges Überleben und gegebenenfalls eine Reproduktion im Adultstadium erwartet wird. Teichfische mit natürlicher Partnerwahl oder Wildfänge sind in vielen Fällen den in Becken und Tanks aufgezogenen Fischen vorzuziehen. Auch sind Jungtiere, die kürzer unter künstlichen Bedingungen gehalten wurden, weniger domestiziert als adulte Tiere, die zeitlebens in den Becken der Fischzucht gehalten wurden. Entsprechend zeigen jüngere Fische nach Besatz höhere Überlebensraten als zu lange in Becken gehaltene, ältere Tiere. Dies ist beispielsweise am Aal nachgewiesen worden (Simon 2013). Neue Studien an Salmoniden sowie Arbeiten des Besatzfisch-Projekts an Hechtbrut (Hühn et al. 2014) belegen überdies, dass schon kürzeste Zeiten in künstlichen Beckenumwelten bei hohen Besatzdichten zu Verhaltensanomalien führen. Diese tragen zu erheblichen Sterblichkeiten nach dem Besatz bei. Alle verfügbaren Studien deuten auf den Umstand hin, dass nichts die natürliche Selektion ersetzen kann und dass keine Spezialbehandlung und kein dem Besatz vorausgehendes Training an Naturnahrung sowie Unterstände usw. aus einem Satzfish einen echten Wildfish machen kann. Trotzdem haben einige Studien an künstlich gehaltenen Salmoniden belegt, dass ein ökologisches Training vor Besatz – das Halten in geringer Dichte und eine Diversifizierung der Haltungsumwelt – durchaus überlebenssteigernd wirken kann (Näslund & Johnsson 2016). Beim Besatz sind solche „trainierten“ Satzfish daher denen aus vollständig künstlichen Haltungsumwelten vorzuziehen.

Je nach Besatzziel kann auch das Domestizieren eine geeignete Methode zur Zielerreichung darstellen. Dies gilt zumindest beim Besatz mit fangreifen Fischen, die keine lange Aufenthaltszeit im Besatzgewässer

erwartet und die rasch wieder im Fanggerät auftauchen sollen (Regenbogenforellenbesatz in Seen). In diesen Fällen kann auch eine zeitlebens in Rundbecken gehaltene Bach- oder Regenbogenforelle ein hervorragender Satzfish sein. Allerdings sollte man von diesen Fischen keinen relevanten Beitrag für die nächste Generation erwarten. Der relative Reproduktionserfolg von künstlich gehaltenen Fischen ist 20–40 % geringer als der eines Wildfisches (Araki et al. 2007, Thériault et al. 2011, Christie et al. 2014, Arlinghaus et al. 2015). Daraus leitet sich der zweite Leitsatz für nachhaltigen Besatz ab:

Für ein langfristiges Überleben im Besatzgewässer ist eine ökologische Anpassung an Fraßdruck und Nahrungsorganismen sowie eine genetische Anpassung an die lokalen Gewässerbedingungen von unschätzbare Bedeutung. Lokale Herkünfte, im Idealfall Wildfänge oder Nachkommen von Laichfischen aus dem Besatzgewässer, sind meist überlebens- und reproduktionsfähiger als domestizierte Besatzfische oder Fische aus gebietsfremden Regionen. Training kann einen relevanten Anpassungserfolg selbst bei domestizierten Fischen erzielen, aber kein wie auch immer geartetes Training kann die natürliche Selektion ersetzen. Satzfish sollten daher, wann immer möglich, vor Besatz natürlichen Selektionsprozessen und einer natürlichen Partnerwahl unterworfen werden, damit sie natürlichen Gefahren effektiv begegnen können.

Satzfishgröße und -dichte

Neueste Studien sowie Arbeiten im Besatzfish-Projekt führen zu der grundsätzlichen Erkenntnis, dass bei ansonsten ähnlich gehaltenen Fischen die Überlebensrate nach Besatz mit der Satzfishgröße ansteigt. Gleichzeitig steigen auch die Produktionskosten des Satzfishes mit der Größe an.

Daher ist meist eine mittlere Satzfishgröße und eine geringe bis mittlere Besatzdichte am kosteneffizientesten. Das trifft nicht auf Bedingungen fehlender natürlicher Rekrutierung mit Engpässen in den Laichgebieten zu – hier sind Brütlinge, die besonders gering domestiziert sind, sehr geeignete Satzfishgrößen. Mit dem Aufenthalt in Zuchtbecken steigt die Domestizierung, was den ansonsten gültigen Zusammenhang von Fischlänge und Überlebensrate umkehren kann. Simon & Dörner (2014) zeigten am Beispiel von Aalen, dass größere Farmaale eine geringere Überlebensrate haben als bedeutend kleinere Glasaale. Bei domestizierten Forellen (Baer 2008) sowie Hechten (Szczepkowski et al. 2012) fanden sich ähnliche Zusammenhänge. Trotzdem kann wie bereits ausgeführt manchmal auch der Besatz großer domestizierter Fische angeraten sein. Zum Beispiel gilt dies in stark verbauten Flüssen oder wenn ein rasches, kurzfristiges Angelerlebnis produziert werden soll bzw. um die Interaktion von Satzfish- und Restwildfishbeständen zu minimieren (Lorenzen et al. 2012). In den meisten Fällen haben Jungfische aber den Vorteil der geringeren Domestizierung (sofern die Art ansonsten zeitlebens in Becken großgezogen wird), sie haben aber den großen Nachteil einer substanziell erhöhten Sterblichkeit. Aus diesem Grunde gilt als dritter Leitsatz für nachhaltigen Besatz:

Satzfish sollten so groß wie ökologisch zur Umgehung von kritischen Engpässen nötig, aber so klein wie möglich sein.

Was die richtige Satzfishgröße angeht, wurde bereits in Kapitel 3.3 vor unzulässigen Pauschalisierungen gewarnt. Sie hängt nicht zuletzt von den Besatzzielen, den Aufzuchtbedingungen und den ökologischen Engpässen im Besatzgewässer ab. Wie bereits angedeutet, kann ein domestizierter, großer,

maßiger Fisch unter bestimmten Bedingungen ein exzellenter Satzfish sein. Dies trifft vor allem dann zu, wenn der Besatz rasch wieder in den Fängen auftauchen soll und wenn die ökologische Interaktion von Satz- und Wildpopulation (z. B. während der Reproduktion) minimiert werden soll. Auch in natürlich reproduzierenden Beständen sollten – wie ebenfalls bereits erwähnt – die natürlich aufgezogenen Satzfische oder die besetzten Wild- oder Teichfische vergleichsweise groß sein, um die natürlichen, von der Größe abhängigen ökologischen Engpässe im Larven- und Jungfischstadium umschiffen zu können. Andernfalls droht, dass die fischereiliche Wirkung von Besatz von der dichte- und größenabhängigen Sterblichkeit aufgehoben wird. Zugleich kann Brutbesatz in Situationen fehlender Reproduktion aber exzellente Ergebnisse zeitigen. Dies hat das Besatzbeispiel der Bruthelme in den Teichversuchen gezeigt (Hühn et al. 2014). Ein Überbesatz mit Fischbrut oder Jungfischen ist wegen der dichteabhängigen Sterblichkeitsregulation übrigens praktisch ausgeschlossen. Dagegen sind die robusten großen Tiere recht leicht überzubesetzen. Ein entstandener

Überbesatz an entnahmefähigen Fischen ist an geringen Zuwachsraten ablesbar. Dies ist jedoch vergleichsweise leicht durch Ausfang der nun besonders leicht fangbaren Tiere (Hunger) zu korrigieren. Auch Kormorane und andere Fischräuber freuen sich über (hungrige) Fische, die viele Risiken eingehen und sich seltener verstecken.

Neben der Besatzgröße ist vor allem auch die Besatzdichte ein wichtiger Einflussfaktor auf den Besatzerfolg, insbesondere den ökonomischen. Die Besatzdichte wirkt vor allem über die futterabhängige Dichteregulation: Wenn die Besatzdichte zu hoch ist und die Satzfische grundsätzlich im Gewässer überleben, steigert sich die Nahrungskonkurrenz. Das führt bei jungen Tieren zu dichteabhängiger Sterblichkeit (und zur Selbstregulation) und bei adulten Tieren zu geringem Wachstum und leichter Fangbarkeit. Insofern reguliert sich eine (zu hohe) Besatzdichte von Brut- und Jungfischen rasch von selbst, während es beim Überbesatz großer, robuster Tiere zu Wachstumsdepression und hoher Fängigkeit kommt (vgl. auch Kapitel 1). Dies ist allerdings leicht erkennbar und

Box 2: Einige fischartenspezifische Gedanken zum Besatz

Aal: Funktioniert fischereilich gesehen eigentlich immer – als Steigerungs- oder Erhaltungsbesatz – und besonders gut mit Glasaalen, weil die Farmaale durch die langen Aufenthaltszeiten in künstlichen Becken deutlich schlechter wachsen und überleben als Glasaale (Simon & Dörner 2014).

Äsche: Siehe Bachforellen. Achtung – es gibt nur wenige lokale Satzäschenherkünfte, so dass immer das Problem der genetischen Vermischung besteht, wenn in natürlich reproduzierende Bestände besetzt wird.

Bachforellen und andere heimische Salmoniden: Im Grunde der ideale Kandidat für Kompensations- und Stützungsbesatz und im Falle der Meerforellen auch für Steigerungsbesatz, weil viele Forellengewässer anthropogen überformt sind und Rekrutierungsdefizite bestehen. In natürlichen Beständen ist Besatz aber meist wirkungslos, in rekrutierungslimitierten Beständen zumindest zur kurzfristigen Fangsteigerung erfolversprechend, unter anderem auch nach Besatz großer, domestizierter Forellen (Baer 2008). Es sollten aber in der Regel möglichst junge, naturnah aufgezogene Tiere verwendet werden (weil mit dem Grad der Domestizierung die Überlebenschancen im Freiland sinken). Diese sollten stets größer sein als die Stadien, die natürlicherweise begrenzt

werden, und sollten möglichst aus lokalen Herkünften stammen, um die negativen genetischen Effekte der Kreuzung von Satz- und Wildfischen zu kontrollieren (Lerceteau-Köhler et al. 2013). Bachforellen zeigen eine starke Anpassung an lokale Bedingungen, so dass auf die Besatzerkünfte und die Aufzuchtbedingungen besonders hoher Wert gelegt werden muss. Eine theoretische Möglichkeit ist das Besetzen von sterilen Triploiden und die selektive Entnahme nur von (markierten) Satzfishen (Fettflossenschnitt), was die Wildbestände schonen könnte.

Karpfen: Ein wunderbarer Satzfish für Erhaltungsbesatz. Robust im Handling, klappt so gut wie immer. Achtung bei Frühjahrsbesatz und Aufpassen mit dem Einschleppen von Koi-Herpesvirus. Häufig ist Herbstbesatz fischschonender, allerdings können nach einer ungarischen Studie die Wiederfangraten im Herbst geringer ausfallen als zu anderen Jahreszeiten (Specziár & Turcsányi 2014). Je größer das Gewässer, desto länger dauert der Rückfang der Karpfen (Boukal et al. 2012).

Hecht: Funktioniert nur bei fehlendem oder eingeschränktem Naturaufkommen, dann geht auch Brut (Hühn et al. 2014). Ansonsten – Geld sparen und für was anderes ausgeben.

Maränen/Felchen: Fehlt die Reproduktion, funktioniert Besatz mit Maränenbrut fischereilich gesehen hervorragend, andernfalls häufig wirkungslos, vor allem bei fremden Herkünften. Wird genetisch rein besetzt, finden sich zumindest im Bodensee hohe Anteile in den Fängen wieder. Ob es sich hier um einen bestandssteigernden (additiven) Effekt handelt oder ob wie beim Hecht (Hühn et al. 2014) lediglich Naturproduktion verdrängt wird, ist noch nicht ausdiskutiert.

Regenbogenforelle: An ihr scheiden sich die Geister. Im Put-and-Take-Business eine Gelddruckmaschine. Wird äußerst gerne von Angelvereinen als entnahmefähiger Fisch in kleine Standgewässer oder ausgebaute Fließgewässer besetzt, wo es keine nennenswerten Bachforellenbestände gibt. Klappt meistens im Sinne kurzfristiger Steigerung der Fänge (und der Anglerzufriedenheit), hat dann auch geringe ökologische Einflüsse. Besatz in gesunde Bachforellengewässer ist wegen der dann entstehenden Nahrungskonkurrenz problematisch und überdenkenswert.

Schleie: Siehe Karpfen. Im Erhaltungsbesatz hervorragend, ansonsten bei natürlich reproduzierenden Beständen wie Weißfische einzuschätzen.

Zander: Ein sehr heikles Feld. Einbürgerungen können mit Laichfischen klappen. Ansonsten schwer zu garantierender Besitzerfolg, weil die Fische sehr stressanfällig sind, ein ausgedehntes Freiwasser nötig ist und der Zander wie der Hecht zu Kannibalismus neigt und sich in sich selbst reproduzierenden Beständen selbst reguliert (Li et al. 1996). Große Wildfische als Besatzfische scheinen allen anderen Satzfishgrößen überlegen zu sein. Aufpassen – Kreislaufanlagen liefern über Teichanlagen äußerlich hervorragend aussehende Anlagenfische, die aber sehr geringe Überlebenschancen im Freiland haben. Wildfänge sind stets als Besatzmaterial zu bevorzugen.

Weißfische: Bestandssteigernder Effekt von Besatz wenige Wochen nach Besatz möglich, aber meist nur von kurzer Dauer. Einige Arten wie Rotaugen reagieren extrem empfindlich auf Transportstress, gerade bei warmen Wasser. In der Regel ist in den meisten Gewässern kein Besatz nötig, weil Weißfische keine spezialisierten Ansprüche an Laichgründe haben. Gehen Weißfische zurück, hat das meist Nährstoffgründe oder ist durch starken Kormoranfraß verursacht. Besatz ist dann nicht nachhaltig abzusichern. Wenn besetzt wird, funktionieren größere, robustere Wildfische, die im Herbst oder Winter besetzt werden, wahrscheinlich am besten; diese Empfehlung ist aber durch keine Studie abgesichert.

ebenso rasch zu korrigieren. Von konkreten Empfehlungen in Bezug auf die optimale Besatzdichte wird an dieser Stelle bewusst Abstand genommen. Das ist unbedingt lokal auszuprobieren und hängt stark von gewässerspezifischen Voraussetzungen ab. Die in Kapitel 8 beschriebene Hegeplanungssoftware kann hier erste Hinweise auf Erfolg und Misserfolg versprechende Maßnahmen liefern.

Wie es das in Kapitel 2 im Detail erläuterte Prinzip der lernfähigen Hege und Pflege verlangt, sind die „besten“ Besatzgrößen und -zahlen über Versuch und Irrtum gewässerspezifisch herauszufinden. Der geeignete Leser findet einige artabhängige Besatzvorschläge in der deutschen Fachliteratur (z. B. Tesch & Wehrmann 1982, Zeiske & Plomann 1982, Knösche et al. 1998, Baer et al. 2007, Mattern 2015). Da aber für die meisten der hier und andernorts kursierenden Besatzzahlen (auch für die in Baer et al. 2007 und Mattern 2015) keine belastbaren, begutachteten Studien existieren, obliegt es dem Hegenden, seine eigenen Erkenntnisse zu den optimalen Besatzzahlen und zur optimalen Besatzgröße durch Versuch und Irrtum zu sammeln. Es wird aber dringend davor gewarnt, sich stoisch an Handbüchern mit Besatzzahlen zu orientieren. Diese Aspekte sind weit weniger gut untersucht, als man gemeinhin glaubt, und zu verschieden sind die unterschiedlichen Gewässer. In Box 2 werden einige Gedanken zu fischartenspezifischen Teilaspekten geäußert.

Handling, Transport und Akklimatisati- on vor Besatz

Der Besatz Durchführende kann alles richtig gemacht haben. Das Gewässer ist perfekt geeignet (geringe natürliche Rekrutierung, die durch Besatz angekurbelt werden kann) und genetisch und ökologisch perfekt angepasste Wildfische oder Teichfische bzw. an Naturfutter und Unterstände gewöhnte

Beckenfische in der geeigneten Größe sind vorhanden. Doch dann entsteht den Satzfi-
schen beim Transport aus Unachtsamkeit Temperatur- und Sauerstoffstress, das Handling beim Verlanden und Keschern ist „grob“ und die Fische werden ohne Akklimatisation in das Besatzgewässer ausgesetzt. Es droht dann ein Totalausfall. Viele glauben zum Beispiel, dass die Fische nach dem Transport rasch ins Gewässer zu setzen sind. Das Gegenteil ist der Fall: Häufig lohnt es sich, die Satzfi-
sche vor Besatz langsam an die Bedingungen in der neuen Umwelt zu gewöhnen, beispielsweise durch eine Zwischenhälterung in Netzgehegen im zu besetzenden Gewässer. Es ist sehr wahrscheinlich, dass das rasche Einsetzen nach einem mit Sicherheit stressenden Transport den Besatzerfolg reduzieren oder sogar zunichtemachen kann, indem hohe Fraßverluste die sofortige Sterblichkeit stark erhöhen. Selbst robuste Hechtl-
laichfische zeigen nach dem Transportstress eine gesteigerte Sterblichkeit von bis zu 10 % (Arlinghaus et al. 2015) – wie sieht es dann erst bei kleinen, sensiblen Fischgrößen aus? Viele Studien belegen, dass selbst einfache Anpassungen an die Bedingungen des Besatzgewässers die Überlebensrate nach Besatz stark erhöhen können (z. B. zwei Tage vor dem Besatz Hälterung in Netzgehegen innerhalb der Besatzgewässer). Wichtig zu wissen ist, dass die ersten Tage nach Besatz im Grunde über den Besatzerfolg entscheiden. Der Hegetreibende muss also alles dafür tun, den Stress auf die Besatzfische vor und während des Transports zu minimieren und die Akklimatisationszeit zu maximieren. Den Fischen gibt das die Möglichkeit, Fraßfeinden auszuweichen und sich an das Besatzgewässer zu gewöhnen. Das kann je nach Art auch bedeuten, dass man die Fische zum Schutz vor Räubern sorgsam im Gewässer verteilt oder in der Nacht aussetzt. Gerade in der Phase vom Abfischen bis zum Besatz bestehen überdies vielfältige Möglichkeiten, mit denen Stressfaktoren minimiert werden können und müssen. Es

gilt, den Transportweg kurz, das Handling fischschonend (Gummikescher), die Temperaturschwankungen gering und die Akklimatisation an das Besatzgewässer und die dortigen Temperatur- und Futterbedingungen sorgsam zu gestalten. Auch der Besatzzeitpunkt ist wichtig. Weil die Temperaturen im Frühjahr unvorhersehbar sind und viele Teichfische schlecht konditioniert aus der Winterung kommen, ist für viele Arten – entgegen der üblichen Praxis – ein Herbstbesatz zu bevorzugen. Frühjahrsbesatz führt hingegen häufig zu unnötigem Stress, der hohe Fischverluste und Krankheitsausbrüche begünstigt. Daraus leitet sich der vierte Grundsatz nachhaltigen Besatzes ab:

Die Satzfishche sollten vor und während des Besatzes minimalen Stress erfahren; eine sorgsame Akklimatisation an das Besatzgewässer zahlt sich in der Regel durch höhere Überlebensraten aus.

5.2 Fischbesatzplanung

Konkretere Planungsschritte für nachhaltigen Besatz können angegangen werden, sofern nach Durchlaufen des Entscheidungsbaums in Abbildung 20 eine der aufgeführten Besatzformen als relevante Hegeoption identifiziert wurde. Auch auf die Gefahr einer Wiederholung hin soll hier betont werden: Besatz ist meist nicht die Methode der ersten Wahl und sollte in vielen Fällen erst nach Auslotung der Möglichkeiten für Habitatmanagement oder verschärfte Fangbestimmungen angegangen werden. Wenn aber die Wahl auf Besatz fällt, ist der Planungsleitfaden von Baer et al. (2007), der an dieser Stelle modifiziert wiedergegeben wird, zu empfehlen. Die meisten der von den Autoren bereits identifizierten Prinzipien haben im Besatzfisch-Projekt am Beispiel von Hecht und Karpfen eine empirische Un-

termauerung erhalten. Die Besatzplanung greift einige der bereits in Abbildung 20 eingeführten Elemente wieder auf (z. B. Zielformulierung) und konkretisiert sie in Bezug auf Besatz.

Zunächst gilt es, die Angemessenheit von Besatz im Sinne einer Abwägungs- und Risikoanalyse zu prüfen (Abbildung 23). Wichtige Fragen sind:

- 1) Handelt es sich bei der Zielart um eine heimische Art?
- 2) Können ökologische Einflüsse auf Nichtzielarten ausgeschlossen oder minimiert werden?
- 3) Sind die Bedingungen für erfolgreichen Besatz gegeben (geringe oder fehlende Rekrutierung der Zielart)?
- 4) Besteht tatsächlich eine Besatznotwendigkeit (Defizite im Bestandsaufbau)?
- 5) Können diese Defizite nicht durch andere Maßnahmen als Besatz behoben werden?

Führen all diese Fragen zur Entscheidung für Besatz, schließt sich die Besatzplanung an (Abbildung 24). Der wichtigste Punkt ist dabei die dargestellte Hierarchie der Satzfishherkunftswahl, die auf die Wahl von lokalen Besatzherkünften zur Minimierung genetischer, ökologischer und gesundheitlicher Risiken Wert legt. Häufig stehen Hegetreibende in einem weitgehend unkontrollierten Satzfishmarkt vor dem Problem einer fehlenden Kennzeichnung von Satzfishherkünften. Hier sind dringend Standards zur Gewährleistung von lokalen Satzfishherkünften zu schaffen. Dies könnte zum Beispiel über Satzfishlabels geschehen oder aber durch strategische Kooperationen, gegebenenfalls auf Grundlage längerfristiger, mit Abnahmegarantien versehener Verträge zwischen Fischzüchtern und Anglern. Angler sollten bereit sein, für entsprechende Fische höhere Preise zu zahlen, vor allem wenn die Berufsfischer hohe Aufwände auf sich neh-

men, um die lokalen Bestände zu vermehren (wie z. B. bei der BVO in Emden der Fall), ihre Fische in geringer Dichte zu halten und vor dem Aussetzen an die natürlichen Bedingungen anzupassen oder gar zu trainieren. Selbstredend müssen auch der Transport und das Aussetzen auf eine gute Anpassung ausgerichtet sein und so fischschonend wie möglich erfolgen.

Die lernfähige Hege und Pflege (Kapitel 2) wäre kaum lernfähig, wenn nicht ein großer Wert auf die Erfolgskontrolle nach dem Besatz gelegt werden würde. Abbildung 25 zeigt den Hegetreibenden einige Möglichkeiten auf, mit einfachen Mitteln den Erfolg und die Notwendigkeit von Besatz abzuschätzen, zum Beispiel durch eine periodische Durchführung von Besatz und die Überprüfung der Fangerfolge (Baer 2008). In den meisten Fällen dürfen Fische in Deutschland nicht ohne Tierversuchsantrag markiert werden, was der praktischen Überprüfung von Besatzerfolgen einige Grenzen setzt. Verbände und fischereikundliche Dienste könnten hier in Kooperationen mit Forschungseinrichtungen Pilotprojekte umsetzen, um der Öffentlichkeit den Wert von Markierungen zu zeigen. Aber auch ohne Markierungen kann durch den Vergleich der Einheitsangelfänge vor und nach Besatz, die idealerweise begleitend auch in unbesetzten Vergleichsgewässern von ähnlicher Struktur erhoben werden (Kapitel 2), der Erfolg belastbar eingeschätzt werden. Der Evaluierung sollte unbedingt genügend Zeit geben werden, bis der Besatz (vor allem bei Jungfischen) in den Fang hineinwachsen kann. Es ist müßig zu betonen, dass alle Einheitsfangbetrachtungen auf Basis von auf die Angelzeit bezogenen Fängen geschehen müssen (vgl. Kapitel 2 und Arlinghaus et al. 2016a).

Eine weitere elegante Möglichkeit, um zu prüfen, ob gegebenenfalls künftig auf Besatz verzichtet werden kann, bietet das Aussetzen der Maßnahmen mit anschließender

Kontrolle der Fangentwicklung über eine gewisse Periode. In vielen Fällen wird so gezeigt werden können, dass Besatz überflüssig und der Fang auch durch natürliches Aufkommen zu gewährleisten ist (vgl. die exzellenten Bachforellenstudien von Baer 2008). Übrigens gelten diese Erfolgskontrollprinzipien im Rahmen der lernfähigen Hege auch, um Erfolge von Maßnahmen des Habitatmanagements oder von Fangbestimmungsänderungen zu überprüfen.

Eine Kernbotschaft des Besatzfisch-Projekts lautet, dass Fischereimanagement immer auch eine starke soziale und ökonomische Komponente enthält. Anglerinteressen fließen idealerweise in die Zielformulierung mit ein, und die Reaktion der Angler auf Besatz (z. B. eine veränderte Befischungintensität) sollte Teil der Schaden-Nutzen-Abwägung von Besatz im Vergleich zu anderen Maßnahmen sein. Zwar legitimiert sich die Angelfischerei durch ihren Beitrag zur Selbstversorgung mit Fischen, aber praktisch finden sich seitens der Vereinsmitglieder vielfältige, zumeist konkurrierende Ansprüche bezüglich der Entwicklung der Gewässer. Diese sind fast nie gänzlich miteinander in Einklang zu bringen. Hier ist der Hegetreibende gut beraten, seine Gewässer vielfältig zu bewirtschaften, so dass unterschiedliche Ansprüche an verschiedenen Gewässern befriedigt werden können. Sollen im Verein die Hechtbestände gefördert werden? Und was ist mit Zandern? Aber wie verträgt sich das mit dem periodischen Regenbogenforellenbesatz, den viele Angler ebenfalls wünschen? Kann das Karpfenangeln mit den Ansprüchen der Weißfischangelei unter Bedingungen abnehmender Nährstoffeinträge in Einklang gebracht werden? Vielfach bestimmt die Gewässerstruktur die sich entwickelnde Lebensgemeinschaft, die durch Besatz nicht nennenswert verändert werden kann (Emmrich et al. 2014). Wenn man dieses wesentliche Prinzip verinnerlicht, erledigen sich viele Wünsche durch eine dezidierte,

ehrliche Zustands- und Gewässeranalyse von selbst. Dennoch haben Gewässerwarte einen enormen Spielraum und können daher Gewässer auch zielartengerecht oder sogar in Bezug auf die Art der Fänge manipulieren (Bewirtschaftung in einer Form, die eher hohe Fangraten kleiner Fische oder geringe Fangraten größerer Fische hervorbringt). Dazu stehen Maßnahmen wie Besatz oder Fangbeschränkungen (Mindestmaße, Entnahmefenster, Begehungsverbote, Geräteverbote usw.) zur Verfügung. Diese sind in allen Kombinationen einsetzbar (Kapitel 4), solange das prinzipielle Hegeziel gemäß Fischereirecht realisiert wird (also der Erhalt eines der Größe und der Struktur des Gewässers angepassten, naturnahen Fischbestands, Kapitel 7).

Aus der Verantwortung und aus dem Gestaltungsspielraum in der Hege erwachsen aber auch Verpflichtungen. Vor allem ergibt sich eine Notwendigkeit, über die Erfolge und

Misserfolge sowie Möglichkeiten und Grenzen von durchgeführten Hegemaßnahmen nach innen und nach außen zu kommunizieren. Den Besatzfisch-Studien zufolge ist der Kommunikationsstrom von Vorständen und Gewässerwarten hin zu den Anglern in vielen Vereinen verbesserungswürdig. Auch hat es das Besatzfisch-Team trotz enormer Präsenz in den Vereinen nicht geschafft, substantiell zu den Vereinsmitgliedern durchzudringen. Viele Angler, die Interesse an der Hege haben und entsprechende Veränderungsvorschläge auch kommunizieren wollen, wünschen sich einen intensivierten Austausch. Sie wollen informiert und in die Entscheidungen des Vereins eingebunden werden. Wenn man künftig Erfolge und Misserfolge von Besatz und anderen Maßnahmen realistisch und zeitnah an die Mitglieder kommunizieren würde, könnte das nicht zuletzt auch die stark ausgeprägte und in den Vereinen weit verbreitete soziale Norm zugunsten von Besatz abbauen. Erst aus der Erkenntnis, dass

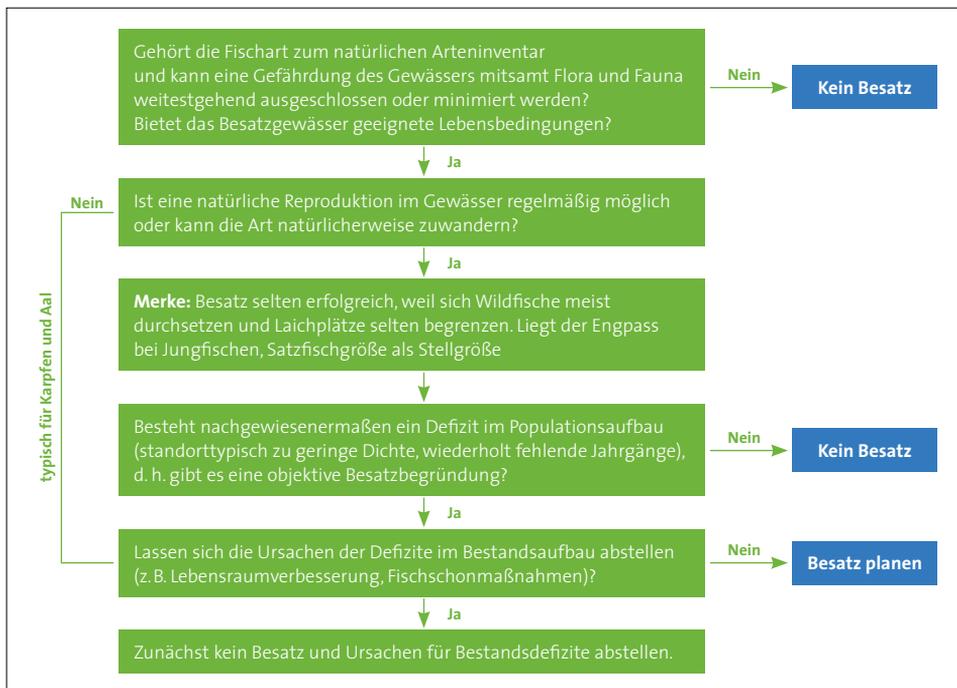


Abbildung 23: Prüfung der Voraussetzungen, ob Besatz angeraten ist (modifiziert nach Baer et al. 2007).



Abbildung 24: Besatzplanungsschritte (modifiziert nach Baer et al. 2007).

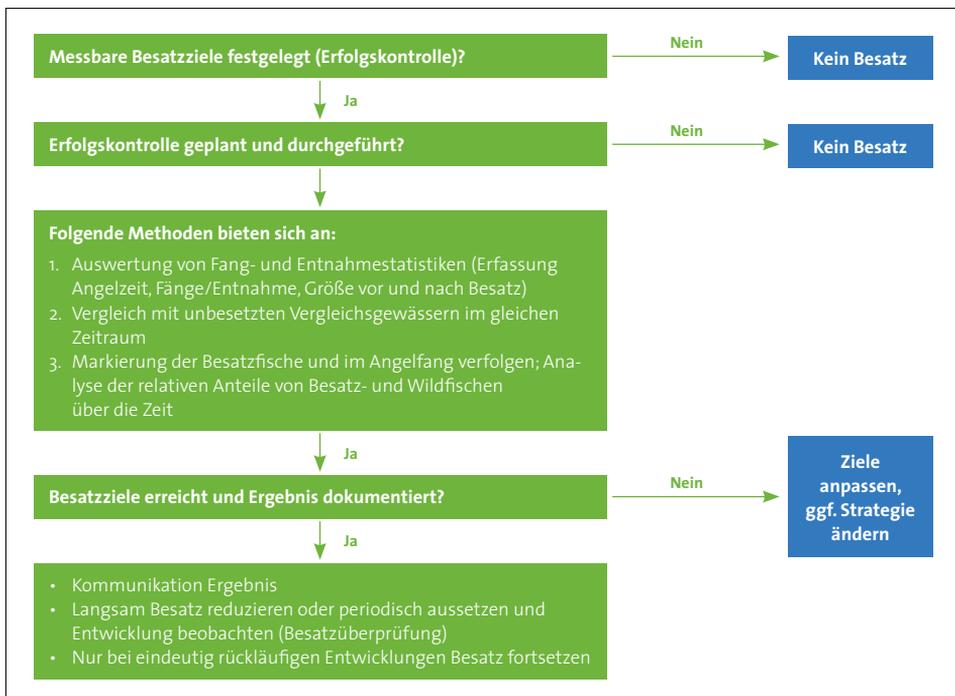


Abbildung 25: Erfolgskontrollschritte bei Besatz (modifiziert nach Baer et al. 2007).

bestimmte traditionelle Maßnahmen nicht funktionieren, und mit dem Wissen, unter welchen Voraussetzungen andere Ergebnisse möglich sind, kann ein Fortschritt in der Akzeptanz alternativer Hegemaßnahmen erwachsen. Aus diesem Grunde schlägt der Planungsleitfaden zum nachhaltigen Besatz in Abbildung 25 vor, Erfolge und Misserfolge im Rahmen der lernfähigen Hege und Pflege zu dokumentieren und zu kommunizieren. Diese transparenten Ergebnisse können daraufhin genutzt werden, um zu einem nachhaltigeren Angelfischereimanagement zu gelangen. Sie können gegebenenfalls auch dazu beitragen, dass bestimmte Angelvereinsmitglieder eine Veränderung oder sogar die Einstellung von Besatz akzeptieren. Denn eines hat das Besatzfisch-Projekt deutlich gezeigt: Besatz ist ein sozial-ökologisches Phänomen; es folgt nicht ausschließlich fischereibiologischen Begründungen, sondern ist eng mit sozialen und ökonomischen Dimensionen verwoben.

Schlussfolgerungen und abschließende Hinweise

- Vor jedem Besatz ist die Besatznotwendigkeit zu klären (Existiert ein objektives Defizit im Fischbestandsaufbau, das nicht durch andere Maßnahmen ausgeglichen werden kann?), um danach mindestens ein überprüfbares Besatzziel zu definieren.
- Vor jedem Besatz ist zu klären, ob behördliche Genehmigungen einzuholen sind.
- Grundsätzlich sollte nur mit heimischen, gesunden sowie genetisch und ökologisch angepassten Fischen besetzt werden.
- Aus naturschutzfachlicher Sicht sollte beim Besatzmaterial mit wenigen Ausnahmen (Karpfen, Aal) stets auf Herkünfte zurückgegriffen werden, die dem Gewässer genetisch möglichst nahestehen. Zur Minimierung von genetischen

Einflüssen bietet sich die Anwendung des Konzepts der „genetischen Management-Einheiten“ nach Baer et al. (2007) an. Dieses Konzept wird auf Basis der mittlerweile vorliegenden Ergebnisse folgendermaßen fortgeschrieben:

- a) Die **evolutionäre Gesamtgruppe** besteht aus Arten, die über Deutschland keine evolutionären Linien ausgeprägt haben und damit keine Anforderungen an die regionale Herkunft des Besatzmaterials stellen: Aal, Karpfen.
 - b) Die **evolutionäre Großraumgruppe** umfasst Arten, die über Deutschland mehrere genetische Linien ausgeprägt haben, in der Regel auf der Ebene der großen Ströme. Besatz sollte daher, wann immer möglich, mit Nachkommen aus dem gleichen Einzugsgebiet erfolgen: Hecht, Lachs, Zander, Weißfische, Schleie usw., wahrscheinlich auch Quappe und Wels.
 - c) **Evolutionäre Kleinraumgruppe** meint Arten, die verschiedene genetische Linien teils auf engstem Raum innerhalb von Gewässern oder über benachbarte Seen/Flüsse ausgeprägt haben, sowie Arten, für die ein großer Datenmangel herrscht (Vorsorgeansatz): viele Salmoniden, wie Äsche und Bachforelle (diese Arten sind bei Baer et al. [2007] in der Großraumgruppe), sowie Maränen/Felchen, Gropfen, Steinbeißer, Bitterlinge und viele weitere Kleinfischarten. Bedrohte Kleinfische sollten nur in Zusammenarbeit mit Experten des Natur- und Artenschutzes besetzt werden.
- Satzfische sollten so groß wie nötig, aber so klein wie möglich sein. Große Satzfische machen unter ökologischen Gesichtspunkten dann Sinn, wenn kritische Engpässe im Larven- oder Jungfischstadium umgangen werden müssen. Brut- und Jungfische sind vor allem dann als Besatzmaterial geeignet, wenn es Engpässe in den Laich- und in den frühen

Larvenlebensräumen gibt oder wenn die natürliche Fortpflanzung gänzlich fehlt. Große Besatzfische führen hingegen in den meisten Situationen zu bestandssteigernden Effekten, unabhängig davon, wo genau im Lebenszyklus der natürliche Engpass des Besatzgewässers liegt. Ein langfristiges Überleben garantiert aber auch hier nur das naturnahe Aufziehen von Satzfishen.

- Selbst ausgewachsene Laichtiere einen biologisch relevanten Besatzstress, der ihre Leistungsfähigkeit in Bezug auf Überleben und Fortpflanzung beeinträchtigt (Arlinghaus et al. 2015). Dieser Effekt ist von der Herkunft der Satzfishen weitgehend unabhängig und kann durch die Belastungen beim Transport und durch das Erleben eines unbekanntes Gewässers erklärt werden. Der Stress beim Transport ist auf das minimalste Maß zu reduzieren.
- Je länger Fische in Fischzuchten gehalten werden, desto geringer ist das Überleben im Freiland. Aber auch für domestizierte Fische gilt häufig (aber beileibe nicht immer, siehe Simon & Dörner 2014 zum Vergleich großer Farm- und kleiner Glasaal), dass die Überlebensrate von kleinen Fischen geringer ist als die von großen. Gleichzeitig steigt mit der Domestizierung auch die Fängigkeit. Insofern können selbst große oder sogar entnahmefähige domestizierte Fische, die in ausgewählten Situationen besetzt werden, fischereilichen Zielen in Bezug auf die Steigerung der Fänge dienen. Gleichsam reduzieren sich Bedenken, dass diese Fische über die Reproduktion die Wildbestände negativ beeinflussen, weil kaum eine erfolgreiche Vermehrung zu erwarten ist.
- Für ein langfristiges Überleben im Besatzgewässer sind eine ökologische Anpassung an Fraßdruck und Nahrungsorganismen sowie eine genetische Anpassung an die lokalen Gewässerbedingungen von großer, häufig unterschätzter Bedeutung. Lokale Herkünfte (im Idealfall Wildfänge oder Nachkommen von Laichfischen aus dem Besatzgewässer), die in Teichen mit natürlicher Partnerwahl und Vermehrung großgezogen wurden, sind meist überlebensfähiger und reproduktionsfähiger als domestizierte Besatzfische (also Fische, die in Fischzuchten geboren und angefüttert wurden) oder Fische aus gebietsfremden Regionen. Durch Training kann ein relevanter Anpassungserfolg selbst bei domestizierten Fischen erreicht werden. Allerdings kann keine Art von Training die Naturselektion ersetzen und aus einem Satzfishen einen perfekt angepassten Wildfish machen. In nahezu allen Fällen ist die natürliche Sterblichkeit von Satzfishen höher als die von Wildfishen, wie auch Besatzfish-Experimente beim Hecht gezeigt haben.
- Satzfishen sollten minimalen Stress vor und während des Besatzes erfahren; eine sorgsame Akklimatisation an das Besatzgewässer zahlt sich in der Regel durch höhere Überlebensraten aus.
- Es müssen stets gesunde Besatzfishen ausgesetzt werden.
- Jeder Besatz ist durch eine Erfolgskontrolle im Sinne der lernfähigen Hege und Pflege zu überprüfen. Ist keine Erfolgskontrolle vorgesehen, sollte von Besatz Abstand genommen werden (Baer et al. 2007).

6 Habitat verbessernde Maßnahmen

Christian Wolter & Robert Arlinghaus

Diese Art von Maßnahmen zielt auf den physikalischen Lebensraum bzw. die Struktur der Gewässer ab. Dabei wird hier und in anderen Arbeiten zum Angelfischereimanagement (z. B. FAO 2012, Arlinghaus et al. 2016b) grundsätzlich angenommen, dass eine Aufwertung und Förderung geeigneter Habitats und Gewässerstrukturen den Fischbestand und die Fischartenvielfalt nachhaltig heben, weil dadurch die Tragkapazität des Gewässers an sich sowie das für die Jahrgangsstärke wesentliche Überleben im Jungfischstadium gesteigert werden können (vgl. Kapitel 1). Es wird ferner angenommen, dass beim Vorhandensein intakter Lebensräume und damit verbundener ausreichender natürlicher Fortpflanzung der Zielart ein Fischbesatz obsolet wird (vgl. Kapitel 5). Die Analyse der Lebensräume und die Wiederherstellung einmal zerstörter Strukturen wird somit zu einem wesentlichen Element auch des Fischbesatz- und Hegemanagements, wie die Entscheidungsbäume in Kapitel 3, 4 und 5 demonstrieren (vgl. Abbildung 19, Abbildung 20, Abbildung 23).

Kapitel 6 beschreibt die Grundzüge des Habitatmanagements unter der Annahme, dass die gerade zitierten Entscheidungsbäume zum Entschluss geführt haben, dass das Habitatmanagement eine geeignete Herangehensweise an die Hege bieten könnte. Vor diesem Hintergrund werden ausgewählte Lebensraum-Managementmaßnahmen für Fließgewässer und Seen präsentiert (Tabelle 7). Einleitende Betrachtungen zur Rolle des Habitatmanagements bei der Status Quo Analyse der Gewässerzustände und bei der Defizitanalyse im Startpunkt der lernfähigen Hege und Pflege finden sich in Kapitel 2.1 und Kapitel 3.3.

6.1 Allgemeine Vorbemerkungen

Viele Fischarten sind im Verlauf ihres Lebens auf verschiedene Gewässerstrukturen und Teillebensräume zur Eiablage und -entwicklung, als Brutaufwuchsgebiet, Unterstand, saisonales Rückzugsareal oder auch Nahrungsrefugium angewiesen (Abbildung 26). Aus diesem Grund vollziehen alle Arten auch mehr oder weniger häufige und ausgedehnte Wanderungen innerhalb und zwischen verschiedenen Teillebensräumen bzw. Gewässerabschnitten. Oberstes Gebot sollte es daher sein, vorhandene, fischökologisch wertvolle Habitats zu schützen und zu erhalten. **Das Lebensraummanagement fängt also beim Lebensraumschutz an.** Beispielsweise wäre es für die Fischbestände und Gewässer suboptimal, wenn periodisch durchgeführte Uferpflegemaßnahmen an Seen zum kompletten Verlust von Totholzstrukturen (umgestürzte Bäume usw.) führen. Genauso zerstören Kanalisierung und Aufstau von Fließgewässern fischökologisch sensible Lebensräume, was sich nachhaltig in einem Rückgang beliebter Flussfischarten manifestieren wird. Hier ist die Angelfischerei aufgerufen, wann immer möglich gegenüber dem Wasserbau als „Lobbyist“ in der Fische Sache aufzutreten und sich z. B. bei runden Tischen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zu beteiligen, damit die noch vorhandenen Lebensräume z. B. durch die kleine Wasserkraft nicht noch weiter in Mitleidenschaft gezogen und statt dessen großflächige Renaturierungsprojekte angegangen werden. Ist der Lebensraum erst einmal großflächig gestört, werden auch kleinräumige Gewässerstrukturmaßnahmen z. B. durch Einbringen von Kies oder Totholz nur geringe fischökologische Wirksamkeit zeigen.

Als Gewässerstrukturen werden in diesem Kapitel sämtliche räumliche und materielle

Table 7: Beispiele für Habitatmanagement-Maßnahmen, von denen Fischbestände und die Gewässer profitieren können (verändert nach Arlinghaus et al. 2016b)

Maßnahme	Erläuterung und Beispiele
Wiederherstellung der Durchgängigkeit	Bau von Fischwanderhilfen oder Entfernen von Dämmen zur Beseitigung von Barrieren zu Gunsten der Fischwanderungen und zur Wiederherstellung einer Metapopulationsdynamik
Nährstoffreduzierung	Eindämmung punktueller und diffuser Nährstoffeinträge in das Gewässer (Phosphor und Stickstoff), z.B. durch die Anlage von Uferandstreifen
Reduktion von Feinsedimenteinträgen	Verminderung des Eintrags mineralischer Feinsubstrate in das Gewässer, z. B. durch die Anlage von Uferandstreifen
Belüftung	Erhöhung der Konzentration des gelösten Sauerstoffs mit physikalischen Mitteln zur Verhinderung von Absterbevorgängen und unerwünschten chemischen Abläufen
Manipulation von Strömung und Wasserstand	Nachahmung natürlicher Wasserstands- und Strömungsschwankungen in regulierten Gewässern; Absenkungen in Staugewässern können die Vermehrung unerwünschter Arten verringern; saisonale Impulsströmungen können eingesetzt werden, um die Flussaufwärts-Migration von Fischen zu stimulieren.
Wiederherstellung von Feucht- und Mündungsgebieten	Feuchtbiotope haben viele wichtige Funktionen für Ökosysteme, wie etwa Wasserreinigung oder Fischproduktion; wiederhergestellte/angelegte Feuchtgebiete bieten Möglichkeiten für Habitatschaffung und Ausgleichsflächen.
Wiederherstellung von Ufern und Uferzonen	Fische profitieren von großen Holzteilen in ufernahen Bereichen von Flüssen und Seen; Fernhalten von Vieh, um Uferbereiche zu schützen und Ufererosion zu reduzieren; Vegetation anpflanzen
Verbesserung von Laichhabitaten	Einbringen von Laichsubstrat, Bau von Laichkanälen
Ergänzende Strukturen	Einbringen von Strukturelementen, an denen sich die Fische gern sammeln, die aber möglicherweise keine Verbesserung der Produktivität des Ökosystems bewirken (z.B. Totholz und künstliche Riffe)

Differenzierungen des Gewässerbettes und seines Umfeldes verstanden, soweit sie für die ökologischen Funktionen des Gewässers und damit verbundenen Lebensräume (z. B. Auen in Fließgewässern) von Bedeutung sind.

In *Seen* sind wesentliche Lebensraumfaktoren: der Grad der Nährstoffeinträge, die Maximal- und Durchschnittstiefe, die damit verbundene Ausdehnung der Temperaturschichtung, die Uferentwicklung, submerse (untergetauchte) und emerse

(aufgetauchte) Schwimmblatt- und Ufervegetation sowie das Einzugsgebiet im Verhältnis zur Seegröße und zum Seevolumen. Nahrungsnetz und Lebensgemeinschaft der Seen sind in erster Linie trophie-, d. h. nährstoffgesteuert (Dieckmann et al. 2004, Lewin et al. 2014), was dem Management der Gewässerstrukturen gewisse Grenzen im Sinne der Effektivität für die beliebten Angelfischarten setzt. Das heißt nicht, dass uferaufwertende Maßnahmen nicht auch in Seen erfolgreich gestaltet werden können. Allerdings wird die Menge an Fischen

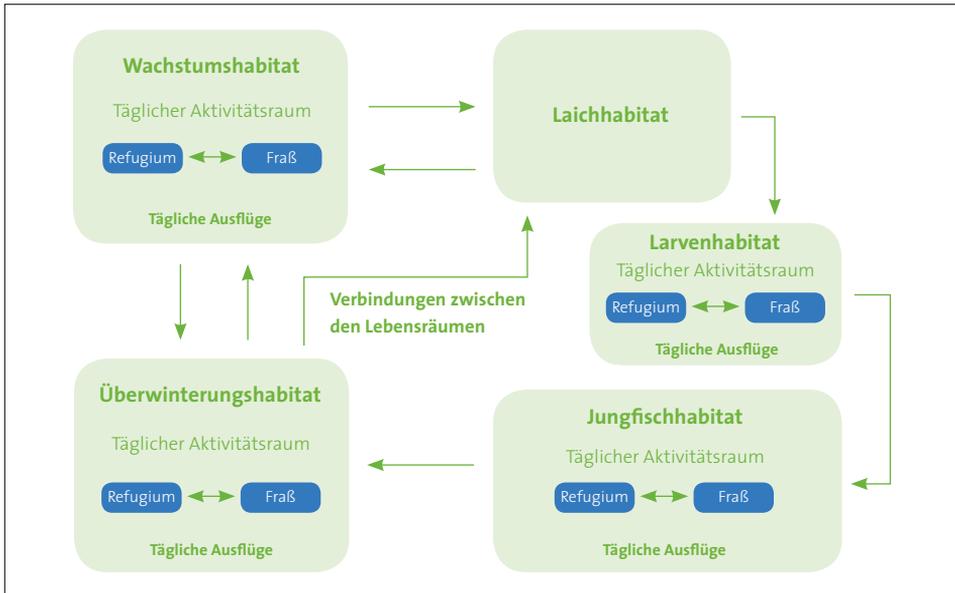


Abbildung 26: Überblick über die verschiedenen Lebensräume (Habitats) von Fischen.

in der Regel von Nährstoffeffekten und der Temperatur- und Sauerstoffverfügbarkeit gesteuert, insbesondere wenn die Seen ein Mindestvorkommen an fischökologisch relevanten Uferstrukturen bieten (Schälicke et al. 2012, Lewin et al. 2014).

Anders in *Fließgewässern*: Hier bestimmt vor allem die Dynamik des fließenden Wassers vielfältige Prozesse der Gewässerstrukturierung, wie Erosion, Sedimenttransport, -sortierung und -ablagerung sowie die daraus entstehenden Habitats, wie Kolke, Bänke, Korngrößenverteilungen, Ablagerungen und Vegetationsausprägungen. In Fließgewässern folgen die Lebensgemeinschaften daher primär den häufig von Zufallsprozessen wie Abflussgeschehen getriebenen Gewässerstrukturen und weniger der im Gewässer stattfindenden Primärproduktion. Dementsprechend können großflächig gestaltete Aufwertungsmaßnahmen in Fließgewässern relevante fischökologische Effekte zeigen. Wegen der Bedeutung der Struktur für die Biologie von Fließgewässern hat sich hier ein siebenstufiges Verfahren zur Bewer-

tung der ökologischen Qualität etabliert, die sogenannte Gewässerstrukturgüte-Kartierung. Diese bewertet insgesamt 28 Einzelvariablen zur Laufentwicklung, Sohlen- und Uferstruktur, zum Längs- und Querprofil sowie zum Gewässerumfeld von Flüssen. In den Bundesländern liegen zahlreiche Kartieranleitungen für die Erfassung von Habitats und Gewässerstrukturen in Flüssen vor (Thiele et al. 2010), wobei die sehr ausführliche und reich bebilderte Anleitung aus Nordrhein-Westfalen (MUNLV NRW 2010) besonders zu empfehlen ist.

Grundsätzlich erscheinen Struktur- und Habitat-verbessernde Maßnahmen in Fließgewässern erfolgreicher anwendbar als in Seen, da hier der Zusammenhang zwischen Gewässerstruktur und Fischgemeinschaft unmittelbarer gegeben und universeller ist als in Seen. Einem erhöhten Nährstoffgehalt des Wassers (Eutrophierung) kann durch Strukturverbessernde Maßnahmen nur indirekt entgegengewirkt werden, z. B. durch die Anlage von Uferstrandstreifen und Ufergehölzen. Diese reduzieren bereits ab

einer Breite von 10 m sehr effizient den Eintrag von Nährstoffen und Feinsedimenten, allerdings haben viele lokale Wirkungen ihre Ursachen weiter entfernt im Einzugsgebiet. Natürlich können Struktur verbessernde Maßnahmen nur dann wirksam werden und sind auch nur dann zu empfehlen, wenn die chemische Wasserqualität keinen limitierenden Faktor darstellt. Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität sind nicht Gegenstand des vorliegenden Kapitels, weil sie meist außerhalb des Zugriffs durch die Gewässerwarte liegen.

6.2 Rahmenbedingungen

Wasserqualität, Gewässerstruktur und Fischbestand unterliegen überwiegend Einflüssen und Beeinträchtigungen durch Nutzungsberechtigte und Nutzungen außerhalb des Fischerei-Sektors. Hier sind vor allem die Wasserkraft, Schifffahrt, Landwirtschaft und der Hochwasserschutz genannt. Die von diesen Nutzungen ausgehenden, teilweise dramatischen Einflüsse auf die Gewässerhabitate sind durch die eigentliche fischereiliche Hege bis auf die unbedingt nötige Beteiligung in wasserbaulichen und naturschutzfachlichen Verfahren in der Regel weder beeinfluss- noch steuerbar. Im engeren Sinn wird dadurch gerade in stark vom Menschen gestörten Systemen ein nachhaltiges Binnenfischereimanagement verhindert, weil die Entscheidungskompetenzen und Verantwortungsbereiche der Akteure nicht alle potenziellen Einflüsseebenen umfassen (Costanza et al. 1998, Arlinghaus 2004). Beeinträchtigungen des Fischbestandes, die auf defizitäre Gewässerbedingungen (z. B. Blockaden der Wanderung) zurückgehen, sind nur dann dauerhaft bzw. nachhaltig zu mildern, wenn die mit dem Management beauftragten Akteure auch juristisch dazu in der Lage sind (Entscheidungskompetenz) und entsprechend großräumig (Einflüsseebene, z. B. Einzugsgebiet) agieren können. Dies

ist bei den Vorständen und Gewässerwarten in den meisten Angelgewässern aber nicht der Fall und gerade großflächige Renaturierungsmaßnahmen (z. B. Revitalisierung der Habitatvielfalt und -komplexität oder großflächige Wiederherstellung natürlicher Uferstrukturen) liegen in der Regel nicht in der Zuständigkeit und der Kompetenz der angelfischereilichen Entscheidungsträger. In Fließgewässern erfolgt darüber hinaus eine von der anglerischen Hege unabhängige Gewässerunterhaltung zur Aufrechterhaltung von Vorflutleistungen der Gewässer und zum Hochwasserschutz. Trotz dieser Einschränkungen gibt es genügend Beispiele, wo Kooperationen verschiedener Angelfischer als Anlieger an einem Fließgewässer oder aber die Anglerverbände sehr erfolgreich großflächige Renaturierungsprojekte initiiert oder sogar getragen haben. Leider mangelt es häufig an einer guten begleitenden Projektevaluation durch Vorher-Nachher-Kontroll-Interventionsansätze.

Eine weitere administrative Hürde beschränkt den Rückgriff auf Lebensraum aufwertende Maßnahmen durch viele Angelvereine: Wenn geplante Habitat verbessernde Maßnahmen zu größeren Eingriffen in das Gewässer führen, sind diese mindestens genehmigungspflichtig nach Wasserhaushaltsgesetz (WHG) (vgl. zu Details Kapitel 7), häufig mit Nachweis der Neutralität gegenüber Hochwassergefahren. Sie können aber auch Umwelt- und andere Verträglichkeitsprüfungen nach sich ziehen, bis hin zu Planfeststellungsverfahren. Diese Genehmigungsverfahren sind durch Fischer und kleine Angelvereine in der Regel nicht zu leisten. Es wird deshalb als Alternative empfohlen, stets mit offenen Augen die Entwicklungen an den Gewässer zu verfolgen und immer gesprächsbereit zu sein, um beispielsweise die regelmäßig erforderlichen Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen im Rahmen anderer Bau- und Infrastrukturvorhaben für die gezielte Verbesserung aquatischer Lebens-

räume zu nutzen. Dies setzt eine Erfassung der strukturellen Defizite eines Gewässers voraus sowie erste Überlegungen zu möglichen Entwicklungszielen, zu eventuell zu beseitigenden Habitatengpässen und -defiziten sowie zu Gewässern und Flächen, wo Habitatverbesserungen umgesetzt werden können. Die Verfügbarkeit von Flächen bestimmt direkt Art und Umfang der Habitatverbessernden Maßnahmen und damit auch deren fischökologischen und fischereilichen Erfolg.

Die Erfahrung zeigt aber auch, dass sich im Dialog mit allen Beteiligten (Landbesitzer, Kommunen, Wasserbau, Naturschutz usw.) viele, vor allem kleinere Habitatmanagementmaßnahmen auch ohne aufwendige Genehmigungsverfahren umsetzen lassen. Deutliche Habitataufwertungen sind auch allein durch eine angepasste Gewässerunterhaltung möglich (Fleischhacker & Kern 2003, UBA o. J., Buisson et al. 2008, LfU BY 2012, WVT 2012). Sehr gute Beispiele und einen Strategieleitfaden für den partizipativen Dialog geben Nikowitz & Ernst (2011).

6.3 Vorgehensweise bei der Maßnahmenauswahl

Für den Planungsprozess bei der Revitalisierung von Gewässern, insbesondere von Fließgewässern, existieren zahlreiche mehr oder weniger umfangreiche und detaillierte, zum Teil sehr komplexe Verfahrensanleitungen, Handlungsleitfäden und Handbücher. Für jeden einzelnen Planungsschritt sind vielfältige Handreichungen verfügbar (z. B. unter <http://wiki.reformrivers.eu>), weshalb an dieser Stelle nicht vertiefend darauf eingegangen wird. Unabhängig vom Detaillierungsgrad sollte die Maßnahmenauswahl dem Prinzip der lernfähigen Hege und Pflege (Kapitel 2, Abbildung 12, Abbildung 13) entsprechend vier grundsätzlichen Planungsschritten folgen:

- 1) Charakterisierung des Gewässers und Defizitanalyse (Status Quo Analyse),
- 2) Erarbeiten des konkreten Revitalisierungsziels (Strategische Planung) sowie als Bestandteil der Umsetzungsplanung
- 3) Identifizierung potenzieller Verbesserungsmaßnahmen und
- 4) konkrete Umsetzungsplanung.

Selbstredend schließt sich dann die Maßnahmenevaluation und Erfolgskontrolle an (Abbildung 12), ggf. im Vergleich zu weiteren durchgeführten Alternativen (wie Fischbesatz). Die Erfolgskontrolle besteht aus der Aufnahme oder dem Monitoring der erzielten Veränderungen bzw. Verbesserungen und dem Vergleich mit den Revitalisierungs- bzw. allgemein den Hegezielen. Je nach Evaluierungsergebnis können sich Nachjustierungen und Modifikationen der Maßnahmen bis hin zu Ergänzungs- und Neuplanungen anschließen. Obgleich Entscheidungsbäume an anderer Stelle dieses Buches bereits die Situationen dargestellt haben, an denen die Bewirtschaftung über das Management des Habitats statt über Besatz oder die Fangbestimmungen angeregt ist (z. B. bei nachgewiesenen habitatbedingten Rekrutierungsdefiziten, Abbildung 20, Abbildung 23), und obgleich die Gewässeranalyse primärer Bestandteil der Status Quo Analyse jeder Form der lernfähigen Hege ist (Kapitel 2), werden an dieser Stelle einige Spezifika beim Management des Lebensraum dargestellt, die sich an keiner anderen Stelle des Buches finden.

1) Charakterisierung des Gewässers und Defizitanalyse

Die Gewässercharakterisierung umfasst die Beschreibung des Ist-Zustands (Status Quo Analyse), d. h. des Seen- bzw. Fließgewässertyps und der Ausprägung der Gewässertyp-spezifischen Habitatmerkmale. Sie ist die Grundvoraussetzung jeglicher Form des angelernten Managements und ist der

Grundpfeiler der Auswahl geeigneter Bewirtschaftungsstrategien (inkl. Besatz und Wahl von Fangbestimmungen, vgl. Kapitel 2-5). Der Gewässertyp bestimmt im Wesentlichen die unter natürlichen Bedingungen zu erwartende Lebensgemeinschaft. Die zu wählenden Habitat verbessernden Maßnahmen (Schritt 3) sollten mit dem jeweiligen Gewässertyp und möglichen übergeordneten Leitbildern (Schritt 2) konform sein. Eigene Leitbilder oder Entwicklungsziele für den ökologischen Gewässerzustand werden im Rahmen des fischereilichen Managements von Gewässern in der Regel nicht entwickelt. Statt dessen orientiert man sich an naturräumlichen Gegebenheiten, z. B. den Fließgewässerregionen oder den fischereilichen Seentypen (Hecht-Schlei-See usw., vgl. Baer et al. 2007, Mattern 2015). Baggerseen können sich an entsprechenden Naturgewässern orientieren (Emmrich et al. 2014).

Für die Beurteilung der Ausprägung typspezifischer Gewässerstrukturen bieten sich in Flüssen die Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung an, da diese auch Indikatoren für das Wirken hydromorphologischer Prozesse berücksichtigt. Die Revitalisierung hydromorphologischer Prozesse ist eine Grundvoraussetzung für den nachhaltigen, effektiven Bestand der daraus resultierenden Gewässerstrukturen. Einzugsgebietsgrenzen, Wasserqualitätsdaten und Hochwassergrenzen können bei hydrologischen und Umweltinformationsdiensten der Länder erfragt werden. Sofern die Gewässer nicht berichtspflichtig nach Wasserrahmenrichtlinie sind (Seen < 50 ha und Fließgewässer < 10 km²), kann die Datenlage hier allerdings lückenhaft sein oder vollkommen fehlen. Uferentwicklung (Länge der Uferlinie im Verhältnis zu einem kreisrunden See gleicher Fläche) sowie Landnutzungen im Einzugsgebiet und mögliche Belastungen, z. B. durch Infrastruktur, Industriekomplexe, Ortslagen oder Wehranlagen, lassen sich mit Hilfe von Luftbildern ermitteln. Der Grad der Uferver-

bauungen ist vor Ort zu erfassen. Seine Bewertung erfolgt im Vergleich mit der vom Menschen weniger beeinflussten, naturnäheren Ausprägung des jeweiligen Gewässertyps. In Seen wird die strukturelle Beeinträchtigung in der Regel als relativer Anteil verbauter Uferlinie eingeschätzt (z. B. Rey et al. 2009, Brämick et al. 2011). Überdies gibt es spezifische Verfahren zur Einschätzung der Uferstruktur nach der Wasserrahmenrichtlinie (Ostendorp & Ostendorp 2014).

Die sich anschließende habitatbedingte Defizitanalyse klärt die Frage, welche zu erwartenden Gewässerstrukturen (Kolke, Kiesbereiche, Wasserpflanzen, Ufervegetation) fehlen bzw. welche örtlichen Beeinträchtigungen wirksam sind. Auch für diesen Planungsschritt sind standardisierte Abläufe in Gebrauch, die sich hinter dem kryptischen Kürzel DPSIR verbergen (Englisch: Driver-Pressure-Status-Impact-Response). Bestimmte Nutzungen (Driver) ziehen charakteristische Belastungen (Pressure) nach sich. So gilt beispielsweise die landwirtschaftliche Nutzung als Hauptquelle diffuser Nährstoffbelastungen der Gewässer, insbesondere in Seen (EEA 2012). In Fließgewässern zieht die Binnenschiffahrtsnutzung gleich eine ganze Reihe von Belastungen nach sich: Stauregulierungen, umfangreiche Fließgewässermodifizierungen, künstliche Uferbefestigungen sowie schiffsinduzierte Strömungen und Wellenschlag (Söhngen et al. 2008). Die Belastungen führen zu einem Gewässerzustand (Status), der das Gewässersystem und seine Lebensgemeinschaften beeinträchtigen kann (Impact). Ein klassisches Beispiel ist in Seen der Umschlag des Gewässerzustands von einem Wasserpflanzen-dominierten Klarwassersee zu einem algen-dominierten trüben Gewässer bei oft vollständigem Verlust der Unterwasser-Pflanzengesellschaft infolge von Nährstoffeinträgen (Eutrophierung). In Fließgewässern sind die Beeinträchtigungen in der Regel vielschichtiger als in Seen. Einer-

seits sind mehr hydrologische und morphologische Prozesse betroffen und andererseits können in Fließgewässernetzwerken lokale Beeinträchtigungen ihre Ursache in weiter stromauf liegenden Flussabschnitten bzw. auf der Einzugsgebietsebene haben (Kail & Wolter 2013, Wolter et al. 2016). So können beispielsweise Feinsedimentbelastungen eines Flussabschnitts ihren Ursprung in entfernten Oberläufen haben, oder das Fehlen einer Fischart kann durch eine Wanderbarriere im Unterlauf begründet sein. Weit verbreitete lokale Beeinträchtigungen der Uferstruktur und der ufergebundenen Lebensgemeinschaften entstehen auch durch die allgegenwärtigen Uferverbauungen, wie Uferwände, Kai- und Steganlagen (Brämick et al. 2011). Das gilt auch für Seen (Lewin et al. 2014, Czarnecka 2016).

Das Ziel der Defizitanalyse besteht darin, die essentiellen Habitatstrukturen für die interessierenden Fischarten zu identifizieren, die nur im Minimum vorliegen oder sogar gänzlich fehlen und so die Reproduktion, Häufigkeit und Biomasse der jeweiligen Art sowie deren Ertragspotenzial (vgl. Entscheidungsbaum Abbildung 20) einschränken. Für Fische finden wir hier den stärksten Zusammenhang zum Laichsubstrat – wird es gänzlich zerstört, dann verschwindet auch die Art. Aber auch die Verfügbarkeit von Schutzstrukturen und Flachwasserbereichen für Jungfische stellen wichtige Kriterien dar (Arlinghaus et al. 2002, Wolter et al. 2004, 2013, Wolter 2010), insbesondere auch in Seen, wenn die Reproduktion ansonsten angemessen hoch ist, da vor allem die Jungfischsterblichkeit die Bestandsgröße der erwachsenen Tiere bestimmt (Minns et al. 1996).

Werden im Verlauf der Zustandsermittlung auch Defizite der Wasserqualität offenbar (wie beispielsweise chemische Belastungen, eine anthropogene Temperaturerhöhung in sommerkühlen Gewässern oder anhaltende Sauerstoffdefizite im Tiefenwasser), dann

endet der Planungsprozess von revitalisierenden Maßnahmen an dieser Stelle, bis die Wasserqualität verbessert wurde und nicht mehr limitierend wirkt. Grundsätzlich gilt: Solange eine unzureichende Wasserqualität die angestrebte Ausprägung der Fischgemeinschaft beeinträchtigt, so lange bleiben auf die Struktur ausgerichtete Habitatverbessernde Maßnahmen als solche in der Regel unwirksam. Natürlich ist dann auch der Besatzerfolg sehr fraglich, es sei denn, man strebt rasche Rückfänge von großen entnahmefähigen Fischen (Stichwort Regenbogenforellenbesatz in Baggerseen) an.

2) Erarbeiten von Revitalisierungszielen in Bezug auf den Lebensraum

Auch wenn es sehr banal klingt. Auf Basis der Zustandsbewertung (Schritt 1) ist die Erarbeitung spezifischer, messbarer, umsetzbarer, realistischer und zeitnaher Ziele der Grundstein des Erfolges Habitatverbessernder Maßnahmen. Erst die konkrete Zielstellung ermöglicht es, die Umsetzungsplanung und letztlich auch die Erfolgskontrolle ziel führend umzusetzen.

Spezifische Ziele im Rahmen des angelfischereilichen Managements von Gewässern könnten beispielsweise die Schaffung bislang fehlender Habitatstrukturen in einer bestimmten Ausprägung und die Ausweitung von Laichplätzen auf einem bestimmten Areal sein, um den Bestand einer Fischart zu fördern. Aber auch die Hebung der Artenvielfalt und der Biodiversität generell sind denkbar und als messbare Ziele operationalisierbar. Beispielsweise kann die Wiederansiedlung einer Art nur funktionieren, wenn das Gewässer (wieder) angemessene Lebensbedingungen bietet – der Nachweis erfolgreicher Reproduktion ist dann ein wesentliches Renaturierungsziel. Dazu gehört natürlich auch die Möglichkeit der Aufstellung von Fangsteigerungszielen als langfristiger Erfolgsmaßstab. Als messbare

Ziele sollten in Kooperation aller Beteiligten vorab begründete Erwartungen formuliert und Erwartungswerte entwickelt werden, z. B. für die angestrebte räumliche Ausdehnung der neu zu schaffenden Habitatstrukturen, für die Zunahme der Jungfischdichte oder der Anzahl kapitaler Fische u. a. m. Diese quantitativen Ziele dienen der späteren Erfolgskontrolle. Umsetzbar und realistisch bedeutet an dieser Stelle mehr, als dass die Maßnahmen baulich und kostenseitig machbar sind. Hier sind vor allem auch die zuvor genannten Entscheidungskompetenzen und -ebenen wichtig sowie weitere Nutzungen. Wenn erforderliche Maßnahmen räumlich und juristisch nicht in der Verantwortlichkeit des fischereilichen Managements liegen oder bestehende andere Nutzungen substanziell beeinträchtigen, ist deren Umsetzung mindestens ungewiss bis unrealistisch oder erfordert die Kooperation und Einbindung anderer Akteure bis hin zu Planfeststellungsverfahren (vgl. Kapitel 7).

An dieser Stelle wird die Förderung eines gewässertypischen, fischereilich nutzbaren Fischbestandes durch Habitat verbessernde Maßnahmen als Alternative zu Fischbesatz und Fangbeschränkungen als Entwicklungsziel des fischereilichen Gewässermanagements betrachtet. Unabhängig davon sind wie bereits angemerkt einzelne Schritte, wie Gewässercharakterisierung und Defizitanalyse, auch für eine erfolgreiche Besatzplanung wichtig.

3) Identifizierung potenzieller Verbesserungsmaßnahmen

Dieser dritte logische Arbeitsschritt identifiziert die Palette der Möglichkeiten, wie den festgestellten Defiziten oder Habitatengpässen begegnet werden kann (das R wie Response im DPSIR-Verfahren). Die zur Auswahl stehenden Maßnahmen erscheinen auf den ersten Blick recht vielfältig (z. B. Buisson et al. 2008, Breitenstein & Kirchho-

fer 2010, Zeh 2010, Stowasser 2011, Hacker & Johannsen 2012, Eberstaller-Fleischanderl & Eberstaller 2014, Forseth & Harby 2014). Allein der standardisierte Maßnahmenkatalog der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) enthält 78 insbesondere für Fließgewässer relevante Maßnahmenkategorien, die wiederum verschiedene Einzelmaßnahmen umfassen. Daneben liegen zahlreiche Handbücher, Praxisleitfäden und Steckbriefe zur Revitalisierung und Entwicklung von Gewässern vor mit zum Teil sehr detaillierten Beschreibungen und Skizzen für einzelne Maßnahmen und deren Anwendungsbereich (z. B. Breitenstein & Kirchhofer 2010, Stowasser 2011). An dieser Stelle ist es wichtig, die Maßnahmen herauszufiltern, die die festgestellten Habitatdefizite wahrscheinlich effektiv mindern können. Eine interaktive Plattform zur Auswahl geeigneter Revitalisierungsmaßnahmen, je nach Entwicklungsziel, festgestellter Beeinträchtigung oder Artengruppe, bietet <http://wiki.reformrivers.eu>. Bei den Fischen treten die Habitatdefizite in erster Linie als fehlende Laichsubstrate und Schutzstrukturen sowie geringe Habitatvielfalt und Habitatkomplexität auf. Häufig sind auch Zu- und Abwanderungsmöglichkeiten eingeschränkt. Die Literatur zu Fließgewässern ist deutlich umfangreicher als die zu Seen.

Grundsätzlich ist bei der Auswahl Habitat verbessernder Maßnahmen auf funktionale Zusammenhänge im Gewässersystem zu achten. Insbesondere stellt sich die Frage, welche natürlichen Prozesse zur Herausbildung der Ziel-Habitatstrukturen führen und inwieweit diese Prozesse noch wirksam sind. In Seen ist es in der Regel die mit der Alterung verbundene sogenannte Sukzession, die zu einer langsamen Verlandung und damit Veränderung von Habitatstrukturen führt. In Flüssen betrifft dies die durch die Kraft des fließenden Wassers getriebenen hydromorphologischen Prozesse. Maßnahmen werden nur dann erfolgreich sein,

wenn die Prozesse noch wirksam sind oder im Rahmen der Maßnahmenumsetzung wieder revitalisiert werden. Dagegen zeigt die Anlage von Habitatstrukturen nur kurzzeitige Wirkung, wenn in den betreffenden Gewässerabschnitten die zu ihrer Erhaltung erforderlichen hydromorphologischen Prozesse nicht (mehr) wirken. Negativbeispiele sind immer wieder im Rückstaubereich von Wehren angelegte Kieslaichplätze und Kiesbänke, die dort bereits nach wenigen Jahren verschlammen und funktionslos werden.

Die Auswahl der potentiell wirksamen Maßnahmen wird weiter eingeschränkt durch die Flächeninanspruchnahme. Vielfach steht dem Hegetreibenden nur das Gewässer selbst, nicht jedoch umliegende Flächen zur Verfügung. Dies reduziert die in Frage kommenden Maßnahmen auf solche, die innerhalb des Wasserkörpers umsetzbar sind. Pottgiesser et al. (2008) geben eine Faustformel zum Raumentwicklungspotenzial an schiffbaren Gewässern: Ist ein Gewässer maximal doppelt so breit wie die darin ausgewiesene Fahrrinne für Binnenschiffe, so besteht nur ein geringes aquatisches Raumentwicklungspotenzial. Es bieten sich also nur wenige Möglichkeiten für Habitatverbessernde Maßnahmen im Gewässer bzw. es können nur Maßnahmen angewendet werden, die einen geringen Platzbedarf haben. Ist dagegen das Gewässer mindestens vier Mal so breit wie die Fahrrinne, so ist das aquatische Raumentwicklungspotenzial groß (Pottgiesser et al. 2008).

Weitere Einschränkungen für die Auswahl bestimmter Maßnahmen können sich aus äußeren Rahmenbedingungen ergeben, wie Hochwasserschutz, Schutzgüter, vorhandene Infrastruktur, konkurrierende Nutzungen und Rechte sowie Eigentumsverhältnisse. Diese Rahmenbedingungen bestimmen neben dem Revitalisierungsziel die konkrete Maßnahmenauswahl und Umsetzungsplanung.

4) Konkrete Umsetzungsplanung

Im Rahmen der konkreten Umsetzungsplanung sind alle potenziell Betroffenen zu beteiligen. In diesem Prozess werden letzten Endes die Art der Maßnahmen, ihre exakte Lage im Gewässer, Größe, Art der Ausführung, bauliche Umsetzung und Kosten bestimmt. Natürlich werden auch Entscheidungen zu den Kriterien der Erfolgskontrolle und zur Art der Erfolgskontrolle (Monitoringmethoden) gefällt. Auch auf Ebene der einzelnen Maßnahmen sind einige formale Planungsschritte erforderlich, wie Zielsetzung, Projektformulierung, Sicherung der Finanzierung, Umsetzung sowie anschließend Erfolgskontrolle und Projektevaluierung. Zahlreiche Publikationen und auch <http://wiki.reformrivers.eu> bieten Entscheidungsbäume und Ablaufschemata für die Umsetzungsplanung, wie z. B. DWA (2016) für Maßnahmen an schiffbaren Gewässern.

6.4 Habitat-Maßnahmen für Fische in Fließgewässern

Auf die Vielzahl möglicher Revitalisierungsmaßnahmen und die umfangreiche nationale und internationale Literatur, insbesondere die Vielzahl der Praxisleitfäden und Handbücher zu diesem Thema an Fließgewässern wurde bereits verwiesen. Deshalb werden nachfolgend nur die relevanten Gruppen von Maßnahmen anhand einiger häufig und auch erfolgreich eingesetzter Maßnahmen beispielhaft erläutert.

Durchgängigkeit für Fische

Alle Fischarten vollführen mehr oder weniger ausgedehnte, z. T. obligatorische Wanderungen, weshalb die Durchwanderbarkeit der Gewässer eine wesentliche Voraussetzung für intakte Fischgemeinschaften ist. Wanderhindernisse wurden seit langem als

Haupteinflussfaktor in Fließgewässer-Ökosystemen identifiziert. Dort haben sie zum Verschwinden der Wanderfischarten und zum Rückgang zahlreicher typischer Flussfischarten geführt (z. B. Limburg & Waldman 2009, Dugan et al. 2010). In deutschen Fließgewässern wurden über 200.000 Wehre und Querbauwerke erfasst (Fehér et al. 2012). Das erklärt, weshalb die Wiederherstellung der Durchgängigkeit bundesweit zu den am meisten geplanten und umgesetzten Maßnahmen zählt, in der Regel durch die Anlage von Fischwanderhilfen (Kail & Wolter 2011).

Das Problem der Anlage funktionstüchtiger Fischwanderhilfen (FWH) bzw. Fischaufstiegsanlagen (FAA) ist wissenschaftlich-technisch gelöst. Für alle erdenklichen Anforderungen und räumlichen oder baulichen Voraussetzungen stehen verschiedene Typen von FWH zur Verfügung, vom Fischaufzug bis hin zum naturnahen Umgehungsgerinne (Abbildung 27). Allerdings nimmt mit zunehmender Höhendifferenz zwischen Ober- und Unterwasser die Zahl der geeigneten Lösungen ab und sie werden vor allem technisch anspruchsvoller und aufwändiger in der Unterhaltung.

Grundsätzlich bestimmen Auffindbarkeit und Passierbarkeit die Funktionalität einer FWH. Die Auffindbarkeit wird durch die Lage zum Hindernis, die Anbindung an die Gewässersohle und eine für Fische wahrnehmbare Leitströmung bestimmt. Die Passierbarkeit hängt von der Länge der FAA, der Dimensionierung von Einstiegen, Öffnungen und Becken, den Höhenunterschieden zwischen Elementen der FAA, den maximalen Fließgeschwindigkeiten an Engstellen und im Wanderkorridor, der Energieverteilung in der FAA, dem Vorhandensein von Ruhezeiten und nicht zuletzt von einer dem Gewässertyp entsprechenden Dotation (Wassermenge in der FAA) ab. Sehr umfangreiche Hinweise zu Bau und Gestaltung von FWH sowie ihrer Positionierung und Dimensionierung

in Abhängigkeit vom Fließgewässertyp, von der Fließgewässer- bzw. Fischregion und den Zielfischarten geben z. B. MUNLV NRW (2005) und DWA (2014). Daneben sind zahlreiche weitere deutschsprachige Leitfäden, Handbücher und Gestaltungsempfehlungen für FWH verfügbar, wie z. B. LfU BW (2005), LUBW (2006a, 2006b), B AG-FAH (2011), MLFUW (2012) und Seifert (2012).

Grundsätzlich sind FWH insbesondere dann erfolgreich, wenn den Fischen aufgrund von Hindernissen die Wiederbesiedlung einer Gewässerstrecke oder das Erreichen essentieller Lebensräume und Strukturen nicht möglich ist, diese Habitate und Strukturen aber in ausreichender Qualität vorhanden sind. Dagegen wird die Anlage von FWH kaum Erfolge zeigen, wenn die Habitatausstattung im Ziel- und Herkunftsgebiet der Fische sehr ähnlich ist und die Arten beiderseits des Wanderhindernisses bereits vorkommen. Letzteres ist darauf zurückzuführen, dass FWH ähnlich wie Besatz nur ein Symptom – die fehlende Durchgängigkeit für Fische – mildern. Sie können aber nicht die grundlegende Veränderung eines Flussabschnitts durch den Rückstaubereich und die damit verbundene Beeinträchtigung hydromorphologischer Prozesse, wie Sedi-menttransport, und den Verlust von Habitaten für Flussfische beheben. Im Idealfall werden sowohl Wanderhindernisse/Wehre zurückgebaut als auch hydromorphologische Prozesse revitalisiert.

Aus Gründen des Landeswasserhaushalts und des Hochwasserschutzes ist der Rückbau von Wehren häufig nicht möglich. Deshalb bleiben in vielen Flüssen die Rückstaubereiche oberhalb von Wehren erhalten. Dies hat auch Auswirkungen auf die Anwendung weiterer Habitat verbessernder Maßnahmen in Flüssen, wie z. B. die Anlage von Kiesbänken. In den strömungsberuhigten Rückstaubereichen verschlammten diese sehr schnell und werden für kieslaichende Fische



Abbildung 27: Drei Beispiele von Fischwanderhilfen: rauhe Rampe (links oben, © Christian Wolter), Schlitzpass (rechts oben, © Christian Wolter) und Raugerinne Beckenpass (unten, © Christian Wolter).

unbrauchbar. In den gefällearmen Tieflandflüssen sind die Wirkungen des Rückstaus besonders ausgedehnt – oft über viele Kilometer. Deshalb stellen hier die für Flussfische zum Ablaichen essentiellen Kiesstrukturen häufig den limitierenden Faktor dar. Folglich sollten in Tieflandflüssen bevorzugt Bauweisen gewählt werden, die neben der Gewährleistung der Durchgängigkeit auch noch Lebensraum und Habitatstrukturen bieten, wie z. B. Raue Rampen, Raugerinne-Beckenpässe oder Umgehungsgerinne. Die genannten Bauweisen ermöglichen es, zusätzlich Grobkies als Laichsubstrat für kieslaichende Fischarten anzubieten. Aufgrund des vorhandenen Gefälles zwischen Ober- und Unterwasser sind ausreichend Strömung und Schleppkraft gewährleistet, um die Substratoberfläche zumindest im Wanderkorridor von Feinsubstraten frei und damit als Laichsubstrat funktionell zu erhalten. Wie Untersuchungen an fünf rauen Rampen in der Dosse (Land Brandenburg) zeigten, sind die so eingebrachten Laichsubstrate ohne weitere Pflegemaßnahmen auch zwölf Jahre nach Fertigstellung noch voll funktionsfähig und als Laichplatz für Bachforellen, Bachneunaugen und Elritzen geeignet (Goeller 2013, Goeller & Wolter 2015).

Uferaufwertung

Vegetationsreiche Uferstrandstreifen vermindern den Eintrag von Nährstoffen und Feinsedimenten aus dem Umland. Sie fördern damit indirekt natürlich auch die Fischgemeinschaft, aber auch andere auf Gewässer angewiesene Organismengruppen. Gehölzstreifen entlang des Gewässers sorgen für Beschattung und mindern hohe Wassertemperaturen im Sommer. Uferbewuchs, überhängende krautige Vegetation, Büsche und Wurzeln bieten Unterstände für Fische und Deckungsstrukturen. Darüber hinaus sind sie auch Quelle für Nährtiere, z. B. ins Wasser gefallene Insekten. Uferhölzchen – sie sind eher eine Flachwasser-Uferzone

als eine Uferstrandstreifen-Vegetation – sind besonders wertvolle Uferstrukturen. Sie bilden vor allem in langsam fließenden (und Standgewässern) nicht nur Schutz- und Nahrungsrefugien, sondern darüber hinaus auch Laichsubstrat und Brutaufwuchsgebiete für zahlreiche Fischarten.

Wenn Gewässer durch diffuse Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft, Feinsedimente oder übermäßige Aufwärmung des Wassers im Sommer belastet sind, kann die Anlage von Uferstrandstreifen und Ufergehölzen Abhilfe schaffen. Fehlen flache, strukturierte Litoralbereiche, so können zusätzlich Röhrichtanpflanzungen sowie die Anlage neuer Ausbuchtungen und Flachuferbereiche in Kombination mit Röhricht und Uferstrandstreifenbewuchs der Aufwertung dienen.

Bei der Auswahl der Gehölze und des Pflanzenmaterials bzw. Saatgutes ist unbedingt darauf zu achten, einheimisches, gebietsstypisches Material zu verwenden. Das Ausbringen gebietsfremder Arten ist zu unterlassen.

Daneben muss die Hydrologie des Standortes beachtet werden. An trockenen Standorten, z. B. auf einer Böschung, können alle typischen Pflanzen der Hartholzauwe verwendet werden. An wechselfeuchten und regelmäßig überfluteten Standorten sollten insbesondere Weiden und andere Vertreter der Weichholzauwe ausgebracht werden, im Bereich der Wasserlinie auch Röhrichtpflanzungen. Umfangreiche Übersichten zu geeignetem Pflanzmaterial für die verschiedenen Anwendungen und Standorte geben Zeh (2010), Stowasser (2011) sowie Hacker & Johannsen (2012).

Sofern die Ufer keinen Belastungen durch Hochwasser sowie wind- oder schiffsinduzierte Wellen unterliegen, können die Pflanzungen oder Aussaaten ohne weitere Vorkehrungen vorgenommen werden (Abbildung 28). Bei Gehölzen kann ein Schutz

vor Verbiss erforderlich sein. Weiden lassen sich einfach und kostengünstig durch Steckhölzer einbringen. Röhrichte werden am Ufer gepflanzt. Der Röhrichtgürtel breitet sich dann von allein in die Flachwasserzone aus. Untergetauchte, „echte“ Wasserpflanzen siedeln sich von alleine an und sollten nicht gepflanzt werden.

An hydraulisch belasteten Ufern sind die Pflanzungen grundsätzlich zu sichern, insbesondere in der Anwachsphase. Dies geschieht durch besondere Einbauverfahren, wie z. B. Weidenspreitlagen (Abbildung 28), Faschinen oder auch Pflanzmatten. Für Beschreibungen und Ausführungsdetails wird auf DWA (2016) verwiesen. Darin sind verschiedene Einbauverfahren sehr detailliert und mit Ausführungsskizzen sowie Steckbriefen beschrieben.

Wenn im Umland Flächen zur Verfügung stehen, sind weitere Maßnahmen der Uferaufwertung möglich, wie das Abflachen von Böschungen, die Anlage neuer Ausweitungen und Buchten bzw. die Schaffung von Flachwasserbereichen (das gilt auch in Seen, siehe unten). Diese Bereiche können dann noch durch weitere Maßnahmen zur Aufwertung im Gewässer strukturiert werden. Neue Buchten sollten aus Gründen der Stabilität mindestens eine Böschungsneigung von 1:10 aufweisen, besser flacher. In Fließgewässern kann ein Schutz vor hydraulischen Belastungen erforderlich sein. Die Anlage von Aufweitungen und Buchten ist in der Regel genehmigungspflichtig.

Habitat-Aufwertungen im Gewässer

Habitat verbessernde Maßnahmen im Fließgewässer sind die am häufigsten angewendete Form, weil in der Regel keine Uferflächen für Maßnahmen zur Verfügung stehen bzw. die häufig begrenzten Mittel nur kleinräumige Maßnahmen zulassen. Darüber hinaus können die Maßnahmen sehr spezi-

fische Engpässe der Habitate eines Gewässers mildern, wie z. B. das Fehlen bestimmter Schutzstrukturen, strömungsberuhigter Bereiche oder Laichsubstrate. Art und Einbau der verschiedenen Maßnahmen sind sehr variantenreich. Insbesondere für Fließgewässer liegen hier schon vielfältige Erfahrungen und Fallbeispiele vor (z. B. LfW 2003, DBVU 2005, Pottgiesser et al. 2008, Breitenstein & Kirchofer 2010, MUNLV NRW 2010, Eberstaller-Fleischanderl & Eberstaller 2014, Forseth & Harby 2014). Nachfolgend werden nur einige ausgewählte Techniken kurz erläutert.

Einbau von Strömungslenkern, kurzen Buhnen

Dies stellt eine Habitataufwertungsmaßnahme für begradigte, strukturarme Fließgewässer dar. Sie hat das Ziel, die Strömung aus ihrem begradigten Verlauf auszulenken, einen pendelnden Stromstrich und Seiterosion am Ufer zu erzeugen und so die Strömungsvielfalt zu heben (Abbildung 28). Die Einengung des Gewässerquerschnitts führt zusätzlich zu einer lokalen Erhöhung der Fließgeschwindigkeit und Schleppkraft des Wassers und damit auch zu einer Substratsortierung. Die Strömungslenker werden üblicherweise aus Stein geschüttet oder aus Holzpalisaden gestaltet. Totholz in Form ganzer Stämme erfüllt dieselbe Funktion. Beispiele für den Einbau geben u. a. MUNLV NRW (2010) und Eberstaller-Fleischanderl & Eberstaller (2014). Gegebenenfalls sind am gegenüberliegenden Ufer Befestigungen zu entfernen, um eine Ufererosion und das Pendeln des Strömungsverlaufs zu ermöglichen.

Ziel ist es, einen naturnäheren Strömungsverlauf zu erzeugen, mit variablen Fließgeschwindigkeiten, die sowohl schwimmstarken als auch schwimmschwachen Fischen geeignete Refugien bieten. Darüber hinaus erzeugt die variable Strömung auch morphologische Veränderungen des Gewässers, hin zu einer naturnäheren höheren Breiten- und Tiefenvariabilität.



Abbildung 28: Überblick über Tothholzeinbringung in Seen (oben) (© Robert Arlinghaus), Einbau von Strömungslenker und Weidenspreitlagen in Fließgewässern (mitte, © Christian Wolter) und Schaffung einer Flachwasserzone in Seen, die zum Beispiel Koi-Karpfen Laichhabitat und Schutz bieten (unten) (© Robert Arlinghaus).

In schnell strömenden und hydraulisch stark belasteten Gewässern, z. B. in Wasserstraßen, werden Kurzbuhnen und Parallelwerke eingebracht, um strömungsberuhigte Refugien für schwimmschwache Fische zu schaffen. Beispiele liefern u. a. Pottgiesser et al. (2008) und DWA (2016).

Vor dem Einbau müssen mögliche Hochwassergefährdungen und Betroffenheiten und

damit die Zulässigkeit von Ufererosion beurteilt werden. Bei großräumiger Anwendung der Maßnahme kann ein Genehmigungsverfahren erforderlich sein (Kapitel 7).

Bach im Bach

Ein Spezialfall der Strömungslenkung ist der Bach im Bach, der vor allem in strömungsarmen, mit Feinsediment und organischen Ablagerungen belasteten kleinen Fließge-

wässern zur Anwendung kommt. Ziel ist es auch hier, innerhalb des vorhandenen Profils einen variablen Stromschlauch mit höheren Fließgeschwindigkeiten zu schaffen, der als Lebensraum für typische Flussfischarten dienen kann.

Gerade bei niedrigen Abflüssen führen die überweiten Profile meliorierter Gräben dazu, dass Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten sehr gering und als Habitat für Fische ungeeignet sind. Dem wird durch die Gestaltung einer Niedrigwasserrinne im vorhandenen Profil entgegengewirkt. Die Breite richtet sich nach den zu erwartenden Abflüssen. Sie sollte nicht zu breit sein, um bei niedrigen Abflüssen eine Wassertiefe von wenigstens 20 cm und eine ausreichende Strömung zum Ausspülen der organischen und Feinsedimentablagerungen – ein Ziel der Maßnahme – zu erreichen. Gefertigt wird die geschwungene Niedrigwasserrinne aus Flechtzäunen oder Weidenfaschinen. Fallbeispiele finden sich auf der Webseite des Sportfischerverbands im Landesfischereiverband Weser-Ems e. V. (<http://www.lfv-weser-ems.de/ziele/oekologie/>), wo sehr gute Erfahrungen mit der Anwendung dieser Maßnahme vorliegen.

Anlage von Kiesbänken

Grobkiesiges Laichsubstrat ist für Forellenartige und andere typische Flussfischarten essentiell. Verdichtung und organische Ablagerungen haben vielfach zum Verschwinden von Kieslaichplätzen und damit zum Rückgang von Flussfischen geführt. Das Fehlen geeigneter Kieslaichplätze ist in vielen Flüssen die Hauptursache dafür, dass sich die Bestände typischer Flussfische nicht oder nur langsam erholen.

Das Einbringen von Kiesbänken stellt in der Regel keinerlei Schwierigkeit dar. Allerdings bedarf es aufgrund der Masse des Materials einer guten Zuwegung für Baufahrzeuge und Technik. Kiesbänke können auch

so eingebracht werden, dass sie den Fließquerschnitt gezielt verengen und so zu Strömungslenkern werden.

Wie bereits erwähnt sollten Kiesbänke nicht in Rückstaubereichen von Flüssen eingebaut werden, da sie hier in kurzer Zeit ebenfalls verschlammen und für Fische unwirksam werden. Dies ist die Hauptursache für das Scheitern der Revitalisierungsmaßnahme „Kieslaichplatz einrichten“, nämlich dass die für den Erhalt erforderlichen hydromorphologischen Prozesse fehlen. Grobe Sohlsubstrate entstehen in Flussabschnitten mit höheren Fließgeschwindigkeiten und Schleppkräften, die groß genug sind, feinere Substrate zu transportieren und so das Lückensystem der Kiese offenzuhalten. Fehlt dieser Prozess, lagern sich feinkörnige und organische Materialien ab, verschließen das Kies-Lückensystem und machen es als Laichplatz für Fische und Lebensraum für Makrozoobenthos (Wirbellose) unbrauchbar.

Grundsätzlich gilt deshalb, dass für die erfolgreiche Anlage von Kiesbänken als Laichsubstrat für Fische zuerst der für deren Erhalt erforderliche Prozess des Feinsediment-Transportes revitalisiert werden muss, z. B. durch die Gewährleistung größerer Durchflüsse. Alternativ kann mit der Maßnahme in Flussabschnitten ausgewichen werden, wo die Prozesse noch wirken. In Tiefengewässern können dies auch sehr lokal die Fischwanderhilfen in Form rauer Rampen sein.

Totholz einbringen

Holz ist neben Steinen ein weiteres natürliches lagestabiles Substrat unserer Fließgewässer, welches bis heute vielfach im Rahmen der Gewässerunterhaltung aus den Flüssen entfernt wird. Damit gehen wichtige Strukturen verloren, die zur Diversifizierung des Lebensraumes, der Strömungsvielfalt, Breiten- und Tiefenvarianz sowie Substratortierung beitragen.

Auch in Standgewässern bietet Totholz Unterstände für Fische und Siedlungssubstrat für wirbellose Kleintiere. Hier ist der Einbau in der Regel problemlos, da keine weiteren Befestigungen erforderlich sind. Im einfachsten Fall werden Uferbäume so gefällt, dass sie ins Wasser fallen, wo sie dann als Totholzstruktur belassen werden (Abbildung 28). Astmaterial und Hölzer geringeren Durchmessers können als Gebinde eingebracht werden. Anfangs ist es erforderlich, die Gebinde zu beschweren, bis sich das Holz mit Wasser vollgesogen hat und nicht mehr auftreibt. Als Beschwerung eignen sich Steine oder Sandsäcke. Befestigungsmaterialien und Leinen sollten aus verrottbarem Material sein.

In Fließgewässern ist Totholz grundsätzlich zu verankern, um unkontrolliertes Aufschwimmen und Abtreiben zu vermeiden. Totholzanschwemmungen können insbesondere bei Verklausungen (Ansammlung und Einengen des Fließquerschnitts), an Brücken und Engstellen zu einer ernsthaften Hochwassergefahr werden und zum Sicherheitsrisiko für Infrastruktur am Gewässer.

Verankerungen können durch teilweises Eingraben der Stämme oder Totholzstrukturen in der Uferböschung erfolgen, aber auch durch Pfähle und Seilverspannungen. Umfangreiche Anleitungen zum sicheren und erfolgversprechenden Einbringen von Totholz bieten Gerhard & Reich (2001) sowie von Siemens et al. (2005). Grundsätzlich sollte versucht werden, möglichst komplexe Totholzstrukturen anzulegen, die dann auch vielfältige Mikrohabitate für Fische bieten.

Für all die genannten Maßnahmen gilt, dass die Erfolgsaussicht von Gewässer zu Gewässer stark variiert. Ähnlich wie bei Besatz oder Fangbestimmungen findet man auch in Bezug auf die Umsetzung von Habitataufwertungsmaßnahmen Hunderte, wenn nicht Tausende Einzelbeobachtungen und Fallstudien an einzelnen Gewässern. Es

ist nicht einfach, aus diesen Einzelstudien belastbar abzuleiten, durch welche Art von Maßnahme, an welchem Gewässer, in welcher Ausdehnung tatsächlich nachhaltige Erhöhungen (statt nur Umverteilungen von beräumten in strukturierte Gebiete) der Fischbestände erwartet werden können. Daher ist jede Form der Habitataufwertung wie alle sonstigen Hegemaßnahmen auch unbedingt einer Erfolgskontrolle zu unterziehen, die auch wirklich aussagekräftig ist. Dafür sind mindestens Vorher-Nachher Erhebungen erforderlich, besser jedoch Vorher-Nachher-Kontroll-Interventions-Designs im Rahmen der lernfähigen Hege und Pflege.

6.5 Habitat-Maßnahmen für Fische in Seen und Talsperren

Der möglicherweise stärkste Einfluss auf die Fischerei in Seen und Stauseen entsteht durch Faktoren im Zusammenhang mit der Wasserqualität (insbesondere Nährstoffeinträge durch die Landwirtschaft) und in Talsperren durch Änderungen des Wasserstandes, und weniger durch physikalische Habitatveränderungen wie in Flüssen. Die Qualität des Wassers wird durch Nährstoffe und Verunreinigungen aller Art, wie Abwärme, Abfallstoffe, Metallverbindungen, chemische Substanzen u.a.m. aus urbanen, industriellen und landwirtschaftlichen Quellen beeinflusst. Diese können direkt auf Fische wirken, z. B. toxisch sein oder indirekt – hauptsächlich durch Eutrophierung – durch Veränderung der Umweltbedingungen und somit Eignung des Habitats für Fische. Beispielsweise wirkt sich eine leichte bis moderate Eutrophierung durch eine erhöhte Produktivität vorteilhaft auf die Fischerei aus (Hanson & Leggett 1982). Wird die Nährstofffracht jedoch zu groß und ein poly- bis hypertropher Gewässerzustand erreicht, limitiert exzessives Algen- und Pflanzenwachstum Lichttiefe und Sauerstoffproduktion, was zu einer verringerten Fischproduktion und

Fischdiversität führt. Die Versauerung von Seen hat den entgegengesetzten Effekt, weil das resultierende Endstadium ein nahezu toter See ist, in dem keine Zersetzungsprozesse mehr stattfinden. Am spürbarsten ist diese Art der Verschmutzung in Nordeuropa und Kanada, wo eine große Anzahl von Seen betroffen ist. Wie bereits mehrfach genannt, kann einer unzureichenden Wasserqualität mit Habitat verbessernden Maßnahmen nicht begegnet werden. Hier ist zuallererst die Ursache der schlechten Wasserqualität abzustellen, z.B. eine Abwassereinleitung zu schließen.

In Seen und Stauseen, die zur Wasserversorgung und Stromgewinnung genutzt werden, treten zudem unnatürliche, teilweise erhebliche Wasserstandsschwankungen auf. Gerade die schnellen, oft einen Meter und mehr umfassenden Wasserstandsabsenkungen bei der Stromerzeugung im Schwallbetrieb wirken sich nachteilig auf die Entwicklung der Fischbestände/Fischerei in Stauseen aus. Die Uferzonen mit ihren Bewohnern einschließlich des abgelegten Fischlaichs fallen trocken, Fische, insbesondere Jungfische stranden, und Eier und Larven sterben ab, was die Rekrutierung zukünftig fischbarer Bestände dieser Arten verringert. Auch hier ist in erster Linie die Wiederherstellung eines umweltverträglicheren Abflussregimes erforderlich. Dieses ökologische Abflussmanagement kann durch ein Management der Strukturen und Rückzugsbereiche in den produktiven Uferzonen von Seen ergänzt werden (Winfield 2004).

Habitataufwertungsmaßnahmen in stehenden Gewässern

Aufwertungen der Ufer von Standgewässern sind bei weitem nicht so gut erforscht und entwickelt wie Habitataufwertungsmaßnahmen in Fließgewässern, sollen aber der Vollständigkeit halber kurz miterwähnt werden. Mögliche Techniken sind Wasserstandsmanagement, Uferzonenentwicklung, z. B.

Wiederherstellung der Ufervegetation, und Schaffung von künstlichen oder quasi-natürlichen Laichgründen und Rückzugsgebieten (Unterstände am Ufer, z. B. Totholz).

Beim Wasserstandsmanagement geht es im Wesentlichen um die Kontrolle von unvorhergesehenen Wasserstandsschwankungen zum Schutz der Fortpflanzungshabitate von in Ufernähe laichenden Arten. Diese Art der Bewirtschaftung verlangt ein enges Zusammenarbeiten mit Stromerzeugern, die die Wasserstände in Talsperren managen. Beispielsweise kann es sinnvoll sein, mit den Talsperrenbetreibern Möglichkeiten auszuloten, inwieweit die Uferzonen während der sensiblen Reproduktionszeit im Frühjahr untergetaucht bleiben können oder ob temporär auch gezielte Überschwemmungen der flachen, mit Pflanzen besetzten terrestrischen Bereiche möglich sind.

Zur Schaffung von Unterständen können in Seen auch das Einbringen sogenannter künstlicher Riffe, zum Beispiel aus alten Holzteilen, und das Nachpflanzen von Vegetation geeignete Maßnahmen sein, z. B. in kleinen Stillgewässern (Hickley et al. 2004). So haben zum Beispiel Untersuchungen in Wisconsin (USA) gezeigt, dass die Komplexität von Uferstrukturen, insbesondere durch Totholz, für die Fischbestände bestimmter Arten (z. B. Barsche) in Seen wichtig ist, wobei das Entfernen dieser Strukturen die Fischpopulationen signifikant schädigen kann (Sass et al. 2006). In Staugewässern, die oft frei von Uferhabitaten sind, kann das Einbringen von immergrünen Tannen oder anderen Holzteilen (auch von Spaltstämmen) in ähnlicher Weise Schutz für Jungfische bieten und auch den Reproduktionserfolg bestimmter Arten steigern (Abbildung 28). Häufig wird das Totholz in vielen kleineren Seen im Rahmen der Pflege von Anglern entfernt, um eine „saubere“ Uferlinie zu erhalten oder Angelplätze zu schaffen, was kontraproduktiv sein kann und vermieden werden sollte.

Das Einbringen von Strukturen im offenen Wasser, wie etwa von künstlichen Riffen, wird auch in Süßgewässern praktiziert (Bolding et al. 2004), jedoch weit weniger häufig als in marinen Systemen. Generell ist der Verwendung von natürlichen Materialien (Stein und Holz) der Vorzug zu geben gegenüber Gummi oder sonstigen künstlichen Materialien. In der Regel bieten künstliche Riffe Aufwuchssubstrat für Fischnährtiere und Schutzstrukturen, in denen sich die Fische sammeln und verstecken. Ob dabei eine Erhöhung der Produktivität für Fische erfolgt, ist in vielen Fällen zweifelhaft. Komplexe Strukturen können auch einen wirkungsvollen Schutz vor Räubern, z. B. Kormoranen bieten und dadurch das Aufkommen und das Überleben steigern.

Smokorowski & Pratt (2007) kamen in ihrer Metaanalyse zu dem Ergebnis, dass der Erfolg von Habitatverbesserungsmaßnahmen im Uferbereich von Seen sehr uneinheitlich ausfällt. Reduktionen von Makrophyten zeigten stärkere Effekte als Anhebungen der Strukturvielfalt. Allerdings gibt es nur eine Handvoll Studien zu dem Themenkomplex, weswegen die Effekte von Habitataufwertung in Seen in einem neuen Projekt (www.baggersee-forschung.de) intensiv studiert werden.

Im Allgemeinen sind die Wirkungsmöglichkeiten für physikalische Umgestaltungen in Seen und Stauseen begrenzt, weil sich Nährstoffgehalt, Temperatur und allgemeine morphologische Grundgegebenheiten stärker auf die Struktur der Fischbestände in Standgewässern auswirken, als die physikalische Struktur des Uferbereichs (Mehner et al. 2005, Brucet et al. 2013). Dementsprechend ist die Zugabe von Nährstoffen z. B. bei Teichen eine gut entwickelte Möglichkeit, die Erträge von Fischen zu steigern. Dagegen ist eine Zugabe von Nährstoffe in freie Gewässer heute keine Managementalternative. Im Gegenteil, zahlreiche Maßnahmen zielen auf die Reduktion von Nährstoff- und Feinsedimenteinträgen.

Verschmutzungskontrolle

Direkte Interventionen in stark belastete Gewässer können zu dramatischen Verbesserungen der Seezustände führen, zum Beispiel durch Belüftung und Umschichtung/ Umpumpen (Ashley 1985) und Kalkung (Clair & Hindar 2005). Diese Maßnahmen sind allerdings genehmigungspflichtig nach Wasserhaushaltsgesetz und können auch nur als kurzfristige Übergangslösung dienen. Anzustreben ist immer die Beseitigung der Verschmutzungsursachen. Natürliche Reinigungsprozesse können oftmals langfristige Lösungen im Rahmen einer Verschmutzungskontrollstrategie bieten, wie etwa durch Schaffung von Pufferzonen im Uferbereich (Osborne & Kovacic 1993), die bei der Filterung der Schadstoffeinträge in Seen bzw. Minderung der Auswirkungen helfen, insbesondere im Zusammenhang mit den Landnutzungspraktiken. Manche Schadstoffe können durch das „Ernten“ von Pflanzen und Tieren abgeschöpft werden, nachdem diese die Stoffe absorbiert oder in ihr Gewebe eingelagert haben.

Insgesamt sind die Möglichkeiten der Einflussnahmen auf Seen für angelfischereiliche Bewirtschafter gering. Die wesentlichen Eintragspfade – Nährstoffeinträge und Verschmutzung – sind in der Regel nicht ohne externe Partner regelbar. Die wenigen Möglichkeiten der seeinternen Strukturschaffung bieten jedoch Potenzial, das dringend besser untersucht werden muss. Es ist wahrscheinlich, dass wir es hier mit Schwellenwertbasierten Zusammenhängen zwischen der Struktur und der Fischgemeinschaftsreaktion zu tun haben und dass vor allem litorale Fischarten wie Hechte von Uferaufwertungen profitieren (Lewin et al. 2014). Der Anwender ist immer gut beraten zu überprüfen, welche rechtlichen Voraussetzungen betroffen sind, bevor großflächig naturräumliche Änderungen der Seeufer avisiert werden. Bei Kiesabgrabungsgewässern ist bereits in der Abgrabungsphase auf die Anlegung von Flachwasserbereichen zu achten.

Schlussfolgerungen und abschließende Hinweise

- Analog zu anderen Managementmaßnahmen sind auch beim Habitatmanagement vorab klare Ziele für verschiedene Zielarten festzulegen.
- Es ist eine Ist-Zustandsanalyse durchzuführen und es sind die primären Wirkzusammenhänge zu identifizieren sowie Habitattengpässe und -defizite, d. h. die konkreten Substrate oder Gewässerstrukturen, die der Zielerreichung entgegenstehen und die Zielarten limitieren. Diese Ist-Zustandsanalyse muss auch weitere Nutzer und potentielle Betroffenheiten einschließen, die Rahmenbedingungen und Einschränkungen für Habitat verbessernde Maßnahmen bilden, wie z. B. Hochwasserschutz, Schifffahrtsnutzung, aber auch Eigentumsverhältnisse an den Gewässern.
- Darüber hinaus sind die Prozesse zu identifizieren, die unter natürlichen Verhältnissen zu Ausprägung der aktuell defizitären Habitate führen
- Im nächsten Schritt ist zu klären, ob nicht eine unzureichende Wasserqualität der Anwendung Habitat verbessernder Maßnahmen entgegensteht. Merke: So lange übergeordnete Faktoren, wie z. B. Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet, unzureichende Wasserqualität oder auch ein fehlendes Wasserdargebot die Fische beeinträchtigen, bleiben Habitat und Struktur verbessernde Maßnahmen wirkungslos.
- Nach der Auswahl geeigneter Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen, die mit hoher Wahrscheinlichkeit zur Zielerreichung beitragen, ist das aquatische und terrestrische Raumentwicklungspotential zu ermitteln, d. h. welche Flächen stehen im Wasser und am Ufer zur Umsetzung zur Verfügung. Danach richtet sich die Größe der Maßnahme.
- Je nach Art und Umfang der Maßnahme können verschiedene Betroffenheiten (Anlieger, Hochwasserschutz) vorliegen und Genehmigungsverfahren erforderlich sein, bis hin zur Planfeststellung. Dies ist von den Vereinen in der Regel nicht zu leisten und erfordert Kooperationen.
- Eine Reihe von Habitat verbessernden Maßnahmen, wie z. B. die Förderung der Ufervegetation und das Einbringen von Totholz, können an den Vereinsgewässern, insbesondere an Standgewässern auch in Eigenregie erfolgen
- Darüber hinaus empfiehlt es sich für die Vereine, an ihren Gewässern Defizitanalysen durchzuführen, Leitbilder und Entwicklungsziele für Habitat verbessernde Maßnahmen zu entwickeln, bis hin zu einer groben Umsetzungsplanung, um diese dann im Rahmen von Ausgleichsmaßnahmen für Infrastrukturprojekte zu realisieren. Nicht selten werden beim Ausbau von Verkehrs- oder Gewerbeinfrastruktur Ausgleichsflächen für die Kompensation ökologischer Beeinträchtigungen gesucht, im Rahmen dessen dann eine Maßnahmenumsetzung erfolgen könnte. Diesbezügliche Gesprächsbereitschaft hätte zudem den Vorteil, dass der Verein weder das Genehmigungsverfahren betreiben, noch die Maßnahme finanzieren müsste.

7 Gesetzliche Grundlage der angelfischereilichen Hege und Pflege

Raimund Müller & Robert Arlinghaus

Das vorgestellte angelfischereiliche Hegekonzept basiert auf umfangreichen fachwissenschaftlichen Untersuchungen und Überlegungen. Es weicht durch die Fokussierung auf alternative Entnahmebestimmungen wie Entnahmefenster von klassischen Bewirtschaftungsansätzen (zuletzt dokumentiert in Mattern 2015) ab. Mit dem vorgestellten Hegekonzept verbindet sich somit die übergeordnete Frage, ob es sich auf der Grundlage bestehenden Rechtes (in Gänze oder Teilen) als umsetzbar erweist oder nicht.

Aus der Sicht der Gewässerwarte, Vereine und einzelner Angler kristallisieren sich einfache Fragen heraus, deren Beantwortung schon deshalb erstaunlich kompliziert ist, weil die jeweiligen Landesfischereigesetzgeber Regularien verabschiedet haben, deren Mechanismen sich z. T. erheblich unterscheiden. Wesentliche im vorliegenden Rechtskapitel zu klärende Fragen umfassen:

1. Darf ein Verein die fischereigesetzlichen Mindeststandards in Bezug auf Mindestmaße, Entnahmefenster, Schonzeiten usw. lokal über Gewässerordnungen verschärfen?
2. Ist das Zurücksetzen entnahmefähiger Fische verboten oder nicht?
3. Mit welchen Maßgaben ist der Fischbesatz fischereigesetzlich legitimiert?
4. In welchen Fällen ist Besatz als Bestandteil des bestehenden Nutzungsrechtes von Angelgewässern genehmigungsfrei und wann bedarf es einer Genehmigung durch die zuständige Fischereibehörde?
5. Und schließlich: Sind Maßnahmen zur Lebensraumrevitalisierung ohne weiteres lokal umsetzbar und wenn nicht,

welche Planungs- und Genehmigungsschritte sind nötig?

Um diese und andere Fragen zu klären, wird zunächst eine rechtliche Einordnung des Fischereirechts vorgenommen, bevor konkret geprüft wird, ob der Hegetreibende Schonmaßnahmen verschärfen, Entnahmefenster statt Mindestmaße einsetzen oder Besatz oder Lebensraum aufwertende Maßnahmen durchführen darf. Da in der deutschsprachigen Literatur vor allem zur fischereirechtmäßigen Einordnung von Besatz umfangreiche Abhandlungen erschienen sind (Baer et al. 2007, von Siemens et al. 2008, Lewin et al. 2010, Arlinghaus et al. 2015), wird in diesem Kapitel vor allem auf die Frage der Rechtmäßigkeit lokaler Anhebungen von Fangbestimmungen sowie auf die Frage der Habitatverbesserung abgehoben. Was die allgemeinen rechtlichen Rahmenbedingungen, insbesondere auch die Überschneidung mit Bundes- und Europarecht betrifft, wird auf das entsprechende Kapitel in Baer et al. (2007) verwiesen. Ebenfalls informativ in Bezug auf Fischbesatz ist der rechtliche Überblick in von Siemens et al. (2008).

7.1 Grundbegriffe im Fischereirecht

Der Begriff Fischereirecht bezeichnet im vorliegenden Zusammenhang zunächst die (objektive) Gesamtheit der Rechtsnormen, die die Fischerei betreffen (Fischereirecht im objektiven Sinn) (Stöckel 2011). Hierzu gehören die Fischereigesetze der Länder sowie die hierauf beruhenden Rechtsverordnungen.

Keinen Rechtsnormcharakter hingegen besitzen zum Vollzug fischereirechtlicher Bestimmungen erlassenen Verwaltungsvor-

schriften (VV), die als sogenannte Normen interpretierende Regularien lediglich für den Rechtsanwender (d. h. die einzelnen Fischereibehörden) verbindlich sind, nicht aber für den Adressaten einer behördlichen Entscheidung (d. h. z. B. einen Angelverein), es sei denn, sie dienen der Ausfüllung von Beurteilungs- bzw. Ermessensspielräumen. In diesen Fällen wirken sie als Folge des Artikels 3 Grundgesetz (GG) im Sinne einer einheitlichen Handhabung gleich gelagerter Fälle nur zugunsten, nicht aber zulasten des Bürgers (oder von juristischen Personen). Von praktischer Relevanz kann dies dann sein, wenn es um die Beurteilung der Rechtmäßigkeit solcher Entscheidungen durch die jeweils zuständige Gerichtsbarkeit geht. Die Gerichte sind an das Gesetz (formell und/oder materiell) gebunden, nicht aber an Verwaltungsvorschriften.

Erst Recht keinen Rechtsnormcharakter besitzen ministerielle Erlasse. Solche Erlasse sind verwaltungsintern verbindlich, nicht aber für den außenstehenden Dritten, der sie lediglich als Informationsquelle verwenden kann, um in Erfahrung zu bringen, wie die Behörde einzelne Fallprobleme (derzeit) handhabt.

Das objektive Fischereirecht besteht aus Gesetzen und Rechtsverordnungen (VO), die die Fischerei betreffen. Keine für jedermann verbindliche Gesetzesqualität besitzen Verwaltungsvorschriften zur Ausführung des Fischereirechts oder aber ministerielle Erlasse.

Das (eigentliche) Fischereirecht ist in Deutschland sodann Ländersache. Die entsprechenden Landesregelungen sind Bestandteil des Öffentlichen Rechtes (ÖR) und innerhalb des ÖR ihrer Rechtsnatur nach dem (besonderen) Ordnungsrecht zuzuordnen. Das Ordnungsrecht allgemein dient der Gefahrenabwehr bzw. Gefahrenvermei-

dung und ist, was die Instrumente betrifft, gekennzeichnet durch Eingriffsbefugnisse, Erlaubnisvorbehalte, Genehmigungsvorbehalte, Verbotsregelungen, Sanktionsvorschriften (z. B. Ordnungswidrigkeiten) etc.

Planungsrecht mit exekutiver (behördlicher) Planungsverantwortung sind die Fischereigesetze nicht.

Unter dem Begriff Fischereirecht versteht man aber auch eine (subjektive) Rechtsposition einer natürlichen oder juristischen Person wie ein Angelverein. Deren genauer Inhalt wird von den Landesfischereigesetzen übereinstimmend definiert als die Befugnis, in einem Gewässer (u. a.) Fische zu hegen, zu fangen und sich anzueignen. Diese Befugnis wird ergänzt um die Pflicht, einen der Größe und Beschaffenheit des Gewässers entsprechenden artenreichen heimischen Fischbestand in natürlicher oder naturnaher Artenvielfalt durch Fang und Hege zu erhalten und zu fördern (= Hegeziel). Schlagwortartig ausgedrückt ist das Fischereirecht also eine Kombination aus Befugnis und Pflicht – aus dem Recht zur Aneignung von Fischen folgt die Hegepflicht. Dieses subjektive Recht hat seine Grundlage in vielfältigen Regelungen des Bürgerlichen Gesetzbuches (BGB), ist also Bestandteil des Privatrechts.

In welcher Variante auch immer fällt das Fischereirecht zunächst einmal (mindestens) als sogenanntes eigentumsgleiches Recht in den Schutzbereich des Art. 14 GG, nach dessen Absatz (Abs.) 1 Inhalt und Schranken des Eigentums durch die Gesetze bestimmt werden. Ebenso soll der Gebrauch des Eigentums zugleich dem Wohle der Allgemeinheit dienen (Art 14 Abs. 2 GG). Hieraus folgt, dass der Gesetzgeber einen umfassenden Gestaltungsspielraum im Hinblick auf Inhalt und Ausübung des subjektiven Fischereirechtes besitzt.

7.1.1 Fischereirechtsformen

Die Landesfischereigesetze unterscheiden zwei Formen des subjektiven Fischereirechts: das Eigentümerfischereirecht und das selbständige Fischereirecht.

Das Eigentümerfischereirecht ist zwingend an das Grundstückseigentum gebunden und wird deshalb als unselbständiges Fischereirecht bezeichnet. In diesem Sinne regelt beispielhaft § 4 Landesfischereigesetz NRW:

„Das Fischereirecht steht vorbehaltlich des § 5 dem Eigentümer des Gewässergrundstücks zu; es ist untrennbar mit dem Eigentum am Gewässergrundstück verbunden.“

Wichtig im obigen Gesetzeszitat ist zunächst einmal die Formulierung „untrennbar“. Schlussfolgerung ist, dass das Eigentümerfischereirecht im Sinne eines Wechsels der Rechtsinhaberschaft eben nicht isoliert vom Eigentum an Dritte abgetreten werden kann. Lediglich die Ausübung des Rechts steht zur Disposition des Rechtsinhabers im Sinne einer Weitergabe (Näheres siehe Fischereiausübungsberechtigung).

Umso komplizierter ist es aber, herauszufinden, wer überhaupt Eigentümer eines Gewässers oder Gewässerabschnitts und damit Inhaber des Fischereirechts ist. Grund hierfür sind zunächst einmal die Wassergesetze der einzelnen Bundesländer, die zum Teil einen ganz wesentlichen Teil der Gewässer zu öffentlichem Eigentum gemacht haben, so dass der Staat Inhaber des Fischereirechtes ist.

Überdies werden die Fischereirechte in den einzelnen Fischereigesetzen vielfach „zwangskollektiviert“, indem Fischereibezirke gebildet werden, die in der Verantwortung von Fischereigenossenschaften liegen (können), indem den Behörden im Einzelfall die Möglichkeit eröffnet ist, einzelne Fischereirechte aus hegerischen Gründen zusam-

menzuführen etc. Wegen dieser Komplexität bedarf der Abschluss eines Fischereipachtvertrages einer gewissen Mühewaltung, um herauszufinden, wer überhaupt der richtige Vertragspartner ist. Ein einzelner Grundstückseigentümer ist dies vielfach nicht. In der Regel, aber nicht immer, können Fischereibehörden über die Fischereirechtsgegebenheit vor Ort informieren.

Die zweite Form des Fischereirechts ist das selbständige Fischereirecht. Hierunter versteht man ein Fischereirecht, das unabhängig vom Eigentum besteht. Rechtlich klassifiziert wird es als ein das Gewässergrundstück belastendes dingliches Recht. Inhaltlich ist dieses selbständige Recht in seiner unbeschränkten Grundvariante identisch mit dem Eigentümerfischereirecht. Es impliziert also neben dem Recht zur Fischerei auch die Pflicht zur Hege (modern ausgedrückt Management bzw. traditionell ausgedrückt Bewirtschaftung). Sonderregelungen finden sich in den Fischereigesetzen zum beschränkten selbständigen Fischereirecht (Artenbeschränkung), zur Küchenfischerei (Deckung des täglichen Bedarfs) sowie zur Koppelfischerei (mehrere Rechte an einem Gewässer bzw. Gewässerabschnitt).

Allgemein kann man sagen, dass die Landesfischereigesetze diese selbständigen Fischereirechte unter dem Gesichtspunkt der Besitzstandswahrung mit zum Teil unterschiedlicher Regelungsdichte abarbeiten (keine neuen Rechte, Vererbbarkeit, beschränkte Verkehrsfähigkeit, Erlöschen etc.). In der Tendenz geht es erkennbar darum, das Fischereirecht auf die Form des unselbständigen Eigentümerfischereirechtes zu konzentrieren.

7.1.2 Fischereiausübungsrecht

Ob und unter welchen Voraussetzungen das Fischereirecht in Anspruch genommen werden kann, ist sodann eine Frage der sogenannten Fischereiausübungsberechtigung

(FAB). Die FAB ist zunächst einmal an den Besitz des Fischereischeins geknüpft, siehe z. B. § 31 LFischG NRW. Was die Berufsfischerei betrifft, gibt es in einigen Bundesländern (z. B. Schleswig-Holstein, Brandenburg) andere und weitergehende Qualifikationsvoraussetzungen.

Vor diesem Hintergrund sind zwei Varianten denkbar:

Zunächst einmal kann der Fischereirechtsinhaber sein Recht selbst in Anspruch nehmen, indem er selbst die Fischerei betreibt und nicht auf sein Recht durch Übertragung auf Dritte verzichtet (Eigenfischerei, ggf. unter Ausgabe von Angelkarten).

Die zweite Möglichkeit besteht darin, dass der Rechtsinhaber sein Recht vollständig im Wege eines Fischereipachtvertrages auf einen Dritten (z. B. einen Angelverein) überträgt. Folglich übernimmt der Dritte alle Rechte und Pflichten, die das Fischereirecht kennzeichnen. Er ist dementsprechend neben der Befugnis zur Ausübung auch zur Hege verpflichtet. Ebenso folgt hieraus, dass der Fischereirechtsinhaber aus allen Rechten und Pflichten auch und gerade gegenüber staatlichen Institutionen (Fischereibehörden) entlassen ist.

Der Abschluss letztgenannter Fischereipachtverträge ist mindestens anzeigepflichtig und in der Regel auf 12 Jahre beschränkt. In einigen Bundesländern muss die Fischereibehörde einen solchen Vertrag genehmigen.

Seiner Rechtsnatur nach ist der Fischereipachtvertrag sogenannte Rechtspacht, also keine Grundstücks-pacht nach Maßgabe der §§ 581 ff. BGB. Von Bedeutung kann dies bei Hegemaßnahmen sein, bei denen es um Veränderungen des Lebensraums (Habitats) geht (näheres siehe Kapitel 6), da diese Maßnahmen erstens grundstücksbezogen sind, zweitens das Wasserrecht be-

treffen, also eben nicht nur Gegenstand des Fischerei(ausübungs)rechtes sind.

Dem Pächter obliegt die Möglichkeit der Unterverpachtung unter der Voraussetzung, dass der Inhaber des Fischereirechts hiermit einverstanden ist. Im Übrigen gelten die gleichen Bestimmungen, die auch für den Pachtvertrag maßgeblich sind (Anzeigepflicht, Genehmigung). Die Unterverpachtung zieht nach sich, dass der Unterpächter Fischereiausübungsberechtigter mit allen Rechten und Pflichten wird.

Nicht erforderlich sind Fischereipachtverträge (FPV) mit ihren besonderen Maßgaben (Laufzeit, Schriftlichkeit, Anzeige, Genehmigung) bei sog. Privatgewässern, vgl. § 1 Abs. 4 Landesfischereigesetz NRW, also solchen Gewässern, die entweder im unmittelbaren Haus-, Wohn- und Hofbereich liegen, oder aber nicht größer als 0,5 ha sind. In diesen Fällen werden üblicherweise mündliche oder schriftliche Vereinbarungen getroffen, die sich sowohl auf die Nutzung des Landes, wie auch auf die Ausübung der Fischerei beziehen.

7.1.3 Fischereierlaubnis

Die Fischereiausübungsberechtigten können (und zum Teil müssen sie es auch) sogenannte Fischereierlaubnisverträge abschließen, d. h. Angelkarten ausgeben (Fischereierlaubnis). Hierbei handelt es sich um einen Vertrag zwischen einem Angler und dem Rechtsinhaber (z. B. Angelverein), der den Angler berechtigt, mit beschränkten Fanggeräten dem Fischfang nachzugehen. Sehr wesentlich ist die Erkenntnis, dass sich die Fischereierlaubnis (Angelkarte) sich auf die Ausübung der Fischerei (mit der Handangel) beschränkt; sie schließt also das Hegerecht und die Hegepflicht aus. Die Rechtsposition des praktizierenden Anglers ist also: Angeln ja – Hege (wie auch Fischbesatz) nein (von Siemens et al. 2008).

Schon allein hieraus folgt, dass der Angler selbst nicht legitimiert ist, hegerische Entscheidungen im Einzelfall zu treffen, wie z. B. das Zurücksetzen eines außerhalb der Schonzeit gefangenen maßigen Fisches aus hegerischen Gründen oder das Einsetzen bzw. Einbürgern einer im Gewässer noch nicht befindlichen Fischart. Die Unterscheidung dieser zwei Ebenen – Fischereiausübungsberechtigter und Fischereierlaubnisinhaber – erweist sich durchgehend als maßgeblicher Ansatz für die rechtliche Bewertung des vorliegenden angelfischereilichen Managementkonzepts.

Das vorliegende Hegekonzept und damit das gesamte Buch richten sich vordringlich an den Fischereiausübungsberechtigten (Hegepflichtigen). Seine Umsetzung liefert (auf übergeordneter Ebene) die auf ein konkretes Gewässer bezogenen Rahmenbedingungen, innerhalb derer der Fischereierlaubnisinhaber (Angler) seinem Hobby nachgehen kann.

7.2 Allgemeine rechtliche Vorgaben für die Hege

7.2.1 Hegepflicht als private Planungsaufgabe

Der Begriff Hege beschreibt einen Prozess, der der Erreichung bestimmter Handlungsziele dient und Wege zu ihrer Verwirklichung beschreibt. Mit anderen Worten: Es handelt sich um eine planerische Tätigkeit. Wesentliches Merkmal einer solchen Tätigkeit ist, dass dem Planungsträger ein Gestaltungsspielraum eingeräumt ist, der nicht zur Disposition Dritter steht.

Im Fischereirecht ist die Planungsaufgabe „Hege“ bundeseinheitlich dem Fischereiausübungsberechtigten zugewiesen, und zwar unabhängig davon, ob das jeweilige Landes-

recht Hegepläne vorschreibt, als Option vorsieht oder aber gänzlich auf das Instrumentarium des Hegeplanes verzichtet.

Dies hat Konsequenzen für das Verhältnis Fischereiausübungsberechtigter – Fischereibehörde. Die Fischereibehörde ist zur Exekution des jeweiligen Landesfischereigesetzes berufen. Dieses Fischereigesetz ist Ordnungs- und nicht Planungsrecht. Folglich beschränkt sich die Aufgabe der Behörde auf die Rechtsaufsicht, sie kontrolliert also die Planung im Hinblick auf Verstöße gegen geltendes Recht, nimmt aber selbst keine planerische Aufgabe wahr. Das heißt, sie hat den Gestaltungsspielraum des Planers so lange zu respektieren, wie dieser gesetzeskonform ist. Ob sie ebenso geplant hätte, ist folglich unerheblich.

In der Sache passt das hier vorgestellte Konzept der gewässer- und vereinspezifischen lernfähigen Hege und Pflege (Kapitel 2 und folgende) exakt in den Rahmen, den ein Hege- bzw. Managementplan auch im Sinne seiner Überprüfbarkeit und Plausibilität erfüllen muss. Jedem Verein bzw. jedem Fischereiausübungsberechtigten ist es also auf dieser Grundlage rechtlich erlaubt, seine Hegeinstrumente den ökologischen und sozialen Realitäten im Verein anzupassen, sofern sie prinzipiell den allgemeinen ordnungsrechtlichen Rechtsnormen (z. B. keine Unterschreitung des gesetzlichen Mindestmaßes als Mindeststandard) folgen, auch wenn die zuständige Fischereibehörde ein anderes Konzept empfiehlt oder vorschlägt.

Die Fischereibehörden haben im Hinblick auf die Hege (nur) eine eingeschränkte Deutungshoheit. Ihre Aufgabe liegt in der Rechtskontrolle/ Beratung und nicht in der hegerischen Planung. Diese ist in allen Bundesländern Sache des Fischereiausübungsberechtigten.

7.2.2 Hegeziele aus dem Fischereirecht

In der Sache mit den Regelungen der übrigen Fischereigesetze identisch formuliert § 1 BayFiG das allgemeine Hegeziel, das für die Angelfischerei bindend ist, folgendermaßen:

„Ziel der Hege ist die Erhaltung und Förderung eines der Größe, Beschaffenheit und Ertragsfähigkeit des Gewässers angepassten artenreichen und gesunden Fischbestandes sowie die Pflege und Sicherung standortgerechter Lebensgemeinschaften.“

Dass der Gesetzgeber im spezifischen und auf die Fischerei fokussierten Regelungsbereich des jeweiligen Fischereigesetzes (vgl. den Regelungsvorbehalt des § 37 Abs. 2 BNatG) zuallererst auf den Erhalt und die Förderung des Fischbestands als Ganzes über alle Arten abstellt, ist wenig verwunderlich. Umso wichtiger ist es, dass die Pflege von standortgerechten Lebensgemeinschaften (Biozönosen) in Bayern von Anfang an miteinbezogen wird, d. h. das Fischereirecht ist im Ergebnis nichts anderes als angewandtes Naturschutzrecht in einem konkreten Segment der Naturnutzung an Gewässern. Dass im Unterschied hierzu die morphologische Struktur oder die chemische Qualität der Gewässer keine Erwähnung finden, ist schlicht und ergreifend Folge der Tatsache, dass diese Punkte spezialgesetzlich in den jeweiligen Wassergesetzen geregelt sind.

Das Ziel der angelfischereilichen Hege als Bestandteil der Fischerei ist zunächst die Ausrichtung an den oben (mehr oder weniger scharf) vorgegebenen biologischen Erhaltungs- und Entwicklungszielen.

Die gesetzgeberisch hierzu formulierten Hegezielfestlegungen variieren zwar von Bundesland zu Bundesland im Wortlaut. Man

findet aber durchweg qualitative Zielvorgaben in Bezug auf den zu erhaltenen oder zu fördernden Fischbestand, die in Summe ein Gesamtverständnis darüber ergeben, was für jedes Bundesland als gesetzeskonforme Grundlage und Zielvorgabe der Hege genommen werden kann. So gibt es in der Regel überall die Pflicht, „einen der Größe und Beschaffenheit des Gewässers entsprechenden artenreichen heimischen Fischbestand zu erhalten“ (§ 3 LFschG NRW). In Bayern ist der Fischbestand zudem auch „gesund“ zu erhalten (s. Zitat oben). In Hessen ist der Erhalt eines Fischbestands mit einer „naturnahen Vielfalt“ (§2 LFschG Hessen) bindend, wobei dieser Begriff die Anwendung des Hegeziels auch auf natürliche oder stark genutzte Fischbestände erlaubt, die niemals natürlich oder gar unberührt sein können (vgl. Kapitel 1).

Das Ziel der naturnahen Vielfalt geht konzeptionell im Übrigen über die Artenebene hinaus und umfasst die Norm des Erhalts anderer Vielfältigkeitsaspekte bei Fischbeständen, z. B. der Längen- und Altersstruktur, der genetischen Vielfalt sowie der Metapopulationsstrukturen (Variation in Fischbeständen nach Form, Farbe und genetischer Ausstattung zwischen einzelnen Gewässern oder Teilen von Gewässern, z. B. unterschiedlichen Zuläufen).

Dass über die Artenvielfalt hinausgehende Vielfältigkeitsaspekte im Sinne der Einschätzung eines Gesamtbildes zum Fischbestandszustand eine Rolle spielen, kann man zum Beispiel am Fischzustandsbericht 2012 des Bayerischen Landesamtes für Landwirtschaft ablesen, bei dessen zugrunde liegenden wissenschaftlichen Untersuchungen auch die Längenhäufigkeitsverteilung untersucht und bewertet wurde. Gerade in Bezug zur Längenstruktur wiesen die untersuchten Fischbestände in Bayern teilweise auffällige Missverhältnisse auf. Die Längen- bzw. Altersfrequenz erlaubt die Ein-

schätzung der Reproduktionsleistung sowie von fischereilichen Verjüngungseffekten. Auch kann aus der Längenfrequenz hohe Sterblichkeit in bestimmten Lebensstadien abgelesen werden, z. B. als Folge von Kormoranfraß oder nach Turbinendurchgängen. Entsprechend bedeutsam ist neben der Artenvielfalt auch die Längenverteilung (die mit der Altersstruktur korreliert) in ökologischen Erfassungsverfahren der Fischbestände in Fließgewässern (fiBS-Verfahren, <http://www.lazbw.de/pb/,Lde/668444>) und in Seen gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie (z. B. *DeLFI* für Seen, Ritterbusch & Brämick 2015).

Im Hinblick auf die Einschätzung der Gesundheit eines Bestandes und dessen Reproduktionsfähigkeit und -potenzial sowie in Bezug auf die Einschätzung einer Besatznotwendigkeit ist es also in der Tat entscheidend, welche Bestandsstruktur eben dieser Bestand aufweist. Der Anteil an Jungfischen und adulten Individuen (Alters- bzw. Längensklassenaufbau) ist ein entscheidender Gradmesser dafür, ob ein Bestand als gesund eingeschätzt werden kann oder nicht. Vereinfacht ausgedrückt kommt es (bei reproduzierenden Beständen) auf die richtige Verteilung zwischen Klein und Groß an. Geht es in der Hege um die Herstellung eines gesunden Bestandes, zielt sie also nicht nur auf die Gewährung der erstmaligen Laichmöglichkeit, sondern ebenso auf den Erhalt großer und alter Fische (Arlinghaus 2006). Dies gilt insbesondere deshalb, weil diese sogenannten kapitalen Fische wissenschaftlich nachweisbar eine besondere Bedeutung für die Reproduktion haben (vgl. Kapitel 1 und 4). Vor diesem Hintergrund als dem Hegeziel nicht entsprechend sind z. B. Hinweise von Mattern (2015) zu werten, wonach diese großen Tiere in der Regel die schlechte Bewirtschaftung anzeigen. In beangelteten Gewässern ist genau das Gegenteil der Fall (Arlinghaus et al. 2016c).

Scharfe Verjüngung und der Verlust großer Fische sowie der Verlust der lokalen genetischen Identitäten widersprechen den fischereilichen Hegezielen. Je nach Zustand eines konkreten Gewässers kann es allein unter fischereifachlichen Gesichtspunkten geradezu geboten sein, auch die großen Fische durch bestimmte Maßnahmen wie Entnahmefenster oder Zurücksetzrechte zu schützen, um über die sich dann einzustellende naturnahe Alterspyramide einen genutzten Fischbestand als gesund einschätzen zu können. Ebenfalls verbietet es sich, gebietsfremde Populationen heimischer Arten flächendeckend auszusetzen, da dies zum Verlust regionale genetischer Vielfalt führen kann (Arlinghaus et al. 2015).

7.2.3 Lokalitätsprinzip der Hege

Gegenstand der Hege ist das konkrete, vom Fischereiausübungsberechtigten bewirtschaftete Gewässer bzw. ein Gewässerabschnitt (Lokalitätsprinzip). Die Frage ist also, nach welchen (zunächst ökologischen) Kriterien dieses konkrete Gewässer im Sinne einer fundierten Grundlage für hegerische Maßnahmen bewertet wird. Hierbei ist zwischen stehenden und fließenden Gewässern zu unterscheiden.

Bei fließenden Gewässern erfolgt eine Konkretisierung im Grundsatz (lediglich) nach regionalen Kriterien. Es ist also zu bestimmen, ob der Gewässerabschnitt Bestandteil der Forellen-, Äschen-, Barben-, Brassen- oder Kaulbarsch-Flunder-Region ist. Im Übrigen gehören zu den Fließgewässern Altarme sowie Überschwemmungs- und Retentionsflächen, sofern diese nicht ausnahmsweise gegen den Fischwechsel zum Hauptgewässer abgesperrt sind. Besonderheiten ergeben sich dann, wenn außerordentliche örtliche Bedingungen einen Gewässerabschnitt so verändern, dass dieser zu einem anderen Lebensraumtypus wird,

der der an sich typischen Fischregion nicht mehr entspricht. Zu diesen örtlichen Bedingungen gehören insbesondere künstliche Veränderungen (Verstauungen etc.), die einem Gewässerabschnitt den Charakter eines Stillgewässers oder einer anderen der oben aufgezählten Regionen geben können (z. B. Wechsel eines Abschnitts von ehemals einer Äschen- zu einer Brassenregion). Nach Maßgabe des Lokalitätsprinzips bezieht sich dann die Hege (und das Hegeziel) auf diesen konkreten Gewässerabschnitt mit seinen für ihn (nun) gewässertypischen Bedingungen. Das ist von wesentlicher Bedeutung, weil man ansonsten dem fischereilichen Bewirtschafter immer dann einen Verstoß gegen das Hegeziel attestieren könnte, wenn er es nicht schafft, die Fischbestandsverhältnisse vom gegenwärtigen auf den historischen Zustand (z. B. von der Brassen- wieder zur Äschenregion) zu orientieren. Genau das wird aber in der Regel durch den Hegetreibenden nicht möglich sein, weil in den meisten Fällen Gewässerverbau und Unterhaltung für massive und häufig unveränderliche gewässerstrukturelle Veränderungen verantwortlich sind, deren Veränderung nicht mehr in der Kontrolle des Hegetreibenden liegt.

Stehende Gewässer hingegen sind in sich geschlossene Systeme, die keinen Zu- und Abfluss besitzen. Folglich bezieht sich die Hege exakt auf dieses Gewässer und nicht (auch) auf den in der Nachbarschaft befindlichen See. Die Landesfischereigesetze definieren im Übrigen – zum Teil – bestimmte Gewässer als stehend (Stauseen, Kanäle), obwohl sie einen Durchfluss haben oder aber mit einem fließenden Gewässer verbunden sind. Das Lokalitätsprinzip bezieht sich bei abgeschlossenen Gewässern immer auf das Gewässer selbst. Bei Kanälen hingegen existieren die gleichen Eingrenzungsprobleme wie oben bei Flüssen beschrieben mit der Schwierigkeit, dass es in Kanälen keine Fischzonierung geben kann.

Um die Hege auszurichten, bietet sich die Entwicklung von fischereilichen Leitbildern an. In der älteren Fischereiliteratur finden sich fischereiliche Klassifizierungsschemata (z. B. Hecht-Schlei-See, Zusammenstellung in Mattern 2015), die sich in dieser Form mit standardisierten Stellnetzbefischungen nicht haben replizieren lassen (vgl. Dieckmann et al. 2004). Bei stehenden Gewässern ist im Unterschied zu Fließgewässern eine robuste Leitbildentwicklung auf Basis von Fischgemeinschaften bisher nur auf großen geografischen Gradienten gelungen (z. B. Unterscheidung von Salmoniden geprägten Alpenseen im Unterschied zu Cypriniden-dominierten Flachseen) (Dieckmann et al. 2004), für andere Gewässertypen (z. B. Baggerseen) steht die Leitbildentwicklung noch aus (www.baggersee-forschung.de), aber es mehren sich die Hinweise, dass bei Baggerseen eine Ausrichtung an natürlichen Seen möglich ist (Emmrich et al. 2014).

Das Lokalitätsprinzip führt zur Grundaussage, dass Hege grundsätzlich gewässerspezifische Hege ist. Optimal kann diese Hege nicht gelingen, wenn sie landesweit und unabhängig von den lokalen Bedingungen zu gleichen Ergebnissen im Hinblick auf die konkreten Hegemaßnahmen führen würde. Hege hat statt dessen die Aufgabe, die auf übergeordneter Ebene verbindlich festgelegten (Umwelt)Standards auf die Besonderheiten des konkreten Gewässers zuzuschneiden. Dies gelingt nur dann, wenn die einschlägigen landesfischereirechtlichen Regelungen nicht als starres und unverrückbares Korsett verstanden werden, sondern flexibel und auf den Einzelfall gehandhabt werden können.

7.2.4 Soziale und ökonomische Hegeziele gemäß Fischereirecht

Kodifiziert und konkretisiert ist die Nachhaltigkeit als Leitprinzip in § 1 Abs. 3 BayFiG:

„Jede Fischereiausübung hat, unbeschadet der Abs. 1 und 2, dem Leitbild der Nachhaltigkeit zu entsprechen. Diesem Leitbild entspricht die ausgewogene Berücksichtigung des Schutzes von Natur und Landschaft sowie des gesellschaftlichen Gewichts und der wirtschaftlichen Bedeutung, die der Fischerei in allen Ausübungsformen zukommen. Zur nachhaltigen Fischereiausübung gehört die Einhaltung der Regeln der guten fachlichen Praxis einschließlich der Anforderungen des § 5 Abs. 6 des Bundesnaturschutzgesetzes.“

Unabhängig davon, dass die rechtliche Bedeutung des Nachhaltigkeitskriteriums bis heute juristisch umstritten und unklar ist (Arlinghaus et al. 2001), ist Nachhaltigkeit so etwas wie die DNA der fischereirechtlichen Hege. § 1 Abs. 3 BayFiG basiert in seinen Kriterien einerseits auf dem die Nachhaltigkeit beschreibenden, zwar umstrittenen, aber bis heute verwandten sogenannten Drei-Säulen-Modell (Ökologie – Soziales – Ökonomie, vgl. Arlinghaus et al. 2001, 2002). Gleichzeitig wird aber betont, dass diese drei Säulen ausgewogen, also nicht notwendigerweise gleichberechtigt berücksichtigt werden müssen. Nachhaltigkeit bedeutet also die Erreichung ökologischer, sozialer und wirtschaftlicher Ziele im Verbund, entsprechend ist eine um den Begriff der Nachhaltigkeit ergänzte Hege immer auch über die Ökologie und die Verhinderung der Überfischung hinausgehend. Somit ist klargestellt, dass sich die Freizeit- bzw. Angelfischerei im Sinne einer Nutzung natürlicher Ressourcen nicht nur in der reinen Nahrungsbeschaffung erschöpft, sondern ebenso als sozialer und wirtschaftlicher Faktor bedeutsam ist (Arlinghaus 2006). Entsprechend ist im Sinne einer nachhaltigen Angelfischerei das rein ökologische Hegeziel (s. oben)

stets um soziale und ökonomische Aspekte zu erweitern. Denn die Angelfischerei kann auch aufgrund ihres Charakters als Kulturgut und wegen ihres Beitrags zur Umweltbildung sowie als volkswirtschaftlicher Faktor wertgeschätzt werden (Arlinghaus 2006).

Wichtig ist im Übrigen, dass der Angler eine legitime, über Art. 2 GG geschützte und über die Fischereigesetze konkretisierte Freizeitgestaltung praktiziert, die auf dem Hintergrund der sozialen Komponente der Nachhaltigkeit auch etwas zu tun hat mit Entspannung, Erholung, naturnaher Erfahrung, Selbstbestimmung, Herausforderung, Bildung und schlicht Freude an der Ausübung des Hobbies in der Natur (Arlinghaus 2006). Schlussfolgerung ist, dass der Rückgriff auf den Grundsatz der Nachhaltigkeit als Leitbild der fischereilichen Hege in seiner Umsetzung und Konkretisierung eindeutig (und deutlich) über den Beitrag der Angelfischerei zur persönlichen Nahrungsbeschaffung und zur Abschöpfung einer natürlich heranwachsenden Ertragsfähigkeit eines Gewässers hinausgeht. Allein und schon hieraus lässt sich ableiten, dass das Angeln und die Hege nicht nur auf einem durch Verbote (z. B. Begehungs- oder Zurücksetzverbote) geprägten Minimalniveau möglich sein muss, sondern in einer für den Angler attraktiven Weise zu gestalten ist, solange ökologische Ziele erreicht werden. Entsprechend ist die Hege und die Gewässerbewirtschaftung auch darauf abzustellen, dass soziale (Angelzufriedenheit, sozialer Ausgleich, gerechte Verteilung von abschöpfbaren Fischen) und ökonomische Ziele (z. B. Angelkartenverkauf in bestimmten Gewässern) erreicht werden und gleichzeitig „einen der Größe und Beschaffenheit des Gewässers angepasster, artenreicher Fischbestand in naturnaher Vielfalt“ erhalten bleibt. Anders ausgedrückt: Ökologische Ziele und das Naturkapital von Fischen bilden das Fundament, auf dessen Grundlage eine gewässer- und angeltypspezifische Bewirtschaftung optimale Naturerlebnisse für die Angler her-

vorbringt. Exakt dieser – auch rechtlich – begründbaren Perspektive der Hege entspricht das vorliegende Konzept.

Des Weiteren ist ergänzend darauf hinzuweisen, dass die moderne Auslegung der Nachhaltigkeit heute nicht mehr ausschließlich ertragsmaximierend nach dem (der Forstwirtschaft entsprungenen) Konzept des maximal möglichen Dauerertrags (Maximum Sustainable Yield, MSY) definiert wird (Arlinghaus et al. 2001). Das trifft insbesondere auch auf die nachhaltige Angelfischerei zu, wie die Welternährungsorganisation der Vereinten Nationen (FAO 2002) in Rom in den Richtlinien für eine verantwortungsbewusste Angelfischerei im Detail ausgeführt hat. Die Angelfischerei ist eben keine gewerbliche Fischerei, in der es ausschließlich um die Erschließung von Nahrungsmitteln geht.

Abschließend noch ein Gedanke: Angler sind in der Realität (und nicht am Schreibtisch) wesentliche, im Grunde sogar unverzichtbare Akteure im Kontext Ökologie, Natur- und Gewässerschutz (Arlinghaus 2006). Solange die Gesellschaft ein Interesse daran hat, dass sich eine Zivilakteursgruppe eigenverantwortlich und mit eigenen Mitteln um Fischbestände kümmert und in dieser Funktion sowohl die Monitoringaufgabe, als auch intensive Kinder- und Jugendarbeit im Ehrenamt betreibt, muss das Angeln attraktiv sein und bleiben. Ansonsten wird man wesentliche Akteure im Bereich gelebten Gewässerschutzes verlieren, die nur sehr schwer und mit für die öffentliche Hand deutlich erhöhten Kosten substituiert werden können. Das schließt zwar nicht aus, dass auch einige Gewässer von der anglerischen Nutzung ausgenommen sein dürfen, um z. B. spezifischen Naturschutzgütern entsprechende Rückzugsräume zu bieten. Es ändert aber nichts daran, dass aktive Teilhabe und optimierte Nutzung weitaus eher dem Nachhaltigkeitsgedanken entsprechen als großflächige Angelverbote ohne sachliche Notwendigkeit.

Das vorliegende Konzept entspricht dem Leitbild der Nachhaltigkeit und der nachhaltigen Nutzung erneuerbarer fischereilicher Ressourcen in besonderer Weise. Dies gilt insbesondere auch deshalb, weil der einzelne Angler als integrierter Bestandteil in der Umsetzung (Akteur) und nicht nur als Adressat normativer Regelungen betrachtet wird. Außerdem betont das Konzept über die Ökologie und den Artenschutz hinausgehende soziale und ökonomische Nutzenkomponenten, die eine moderne Hege als Ziele im Blick haben muss.

7.2.5 Gute fachliche Hegepraxis gemäß Bundesnaturschutzgesetz

Auch die Gute fachliche Praxis (GfP) ist im Sinne eines sog. unbestimmten Rechtsbegriffs Gegenstand der landesrechtlichen Regelungen zum Fischereirecht, siehe § 1 Abs. 3 BayFiG im vorherigen Unterkapitel und bestimmt somit Hegeziele mit. Ihren Ausgangspunkt hat die GfP im Bundesnaturschutzrecht (BNatSchG). Sie findet in allen Bereichen Anwendung, in denen es um die Nutzung natürlicher Ressourcen geht (u. a. Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft). Grundlegend bestimmt § 14 Abs. 2 BNatSchG, dass die land-, forst- und fischereiwirtschaftliche Bodennutzung nicht als Eingriff in die Natur anzusehen ist, soweit dabei die Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege berücksichtigt werden. Entspricht die land-, forst- und fischereiwirtschaftliche Bodennutzung den in § 5 Abs. 2 bis 4 dieses Gesetzes genannten Anforderungen sowie den sich aus § 17 Abs. 2 des Bundes-Bodenschutzgesetzes und dem Recht der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft ergebenden Anforderungen an die gute fachliche Praxis, widerspricht sie in der Regel nicht den Zielen des Naturschutzes und der Landschaftspflege und ist dann kein Eingriff in die Natur.

Da die GfP wesentliches Element der naturschutzrechtlichen Bewertung welcher Nutzungs- Bewirtschaftungsart auch immer ist, ist die im Fischereirecht genannte GFP zwingend eine naturschutzfachliche GFP im Sinne des BNatG. Im Hinblick auf diesen Ansatz ist zu den wesentlichen Strukturprinzipien des vorliegenden Hegekonzeptes folgendes zu bemerken:

Wenn § 5 Abs.4 BNatSchG regelt, dass die Fischerei durch die Nutzung die Uferzonen als Lebensräume für heimische Tiere- und Pflanzen erhalten und fördern muss und der Besatz mit nichtheimischen Organsimen verboten ist, kann hieraus mindestens die Legitimation, wenn nicht sogar die Notwendigkeit abgeleitet werden, im Rahmen der Hege lebensraumverbessernde Maßnahmen verstärkt in das Repertoire der fischereilichen Hegemaßnahmen (Kapitel 6) aufzunehmen (Lewin et al. 2010). So fokussiert die vom Bundesamt für Naturschutz in Auftrag gegebene Studie zur GfP in der Binnenfischerei folgerichtig auf den Habitatschutz und die Strukturanhebung in Uferzonen statt auf Besatz (Lewin et al. 2010). Im Übrigen werden diverse Kriterien für die GfP aufgestellt (wie Abkehr von Besatz als Allheilmittel, verstärkte Schonung großer Fische über Entnahmefenster usw., vgl. Kriterienkatalog zur GfP in Lewin et al. 2010), die wesentliche Komponenten vorliegenden Hegekonzeptes sind. Die seitens ausgewählter Vertreter der Fischerei hiergegen geäußerte Kritik an Lewin et al. (2010, vgl. Hinweise von Berg in Breckling 2012), ist in der Sache hingegen nicht nachvollziehbar.

Das hier vorgestellte Konzept, das in den wesentlichen Punkten mit Lewin et al. (2010) übereinstimmt, entspricht im Ergebnis mit seinem Ansatz aus Lebensraumvitalisierung und möglichst zurückhaltender Einwirkung auf den Fischbestand selbst (Besatz als *ultima ratio*) in besonderer Weise den die GfP prägenden Vorgaben des Naturschutzes. Dies gilt insbesondere auch für die Einfüh-

rung fachlich begründeter, in der Sache sinnvoller Entnahmefenster, wie sie hier vorgeschlagen werden, da diese Entnahmefenster die Reproduktionsmöglichkeiten und -fähigkeiten eines Fischbestandes nachweisbar verbessern, also die Notwendigkeit eines Besatzes reduzieren.

Da die GfP aber rechtlich im Sinne eines unbestimmten Rechtsbegriffs zur Voraussetzung der Hege nach Maßgabe der jeweiligen landesfischereilichen Gesetze erhoben wurde, stellt sich jenseits der oben beschriebenen inhaltlichen Ausrichtung die Frage, mit welchen ggfs. gerichtlich überprüfbareren Kriterien die GfP überhaupt handhabbar gemacht werden kann. Hierzu bieten sich folgende Ansätze an:

Formell entspricht eine Maßnahme der GfP, wenn sie (vgl. <https://schleswig-holstein.nabu.de/politik-und-umwelt/landnutzung/landwirtschaft/fakten-hintergruende/17789.html>):

- in der Wissenschaft als Basisstrategie allgemein anerkannt ist,
- sich auf der Umsetzungsebene (Praxis) hinreichend bewährt hat,
- von der amtlichen Beratung empfohlen wird und
- sachkundigen Anwendern bekannt ist.

Für den Fischereiausübungsberechtigten bedeutet dies zunächst einmal, dass er sich auf jeden Fall gesetzeskonform verhält, wenn er seine Hege an der in seinem Bundesland empfohlenen Strategie zur GfP ausrichtet. Was aber gilt, wenn er ein Hegekonzept umsetzen will, zu dem es im Bundesland keine Strategie zur GfP in der Fischerei gibt? Dann kann sich der Hegetreibende zunächst an bundeslandsübergreifenden Strategien zur GfP in der Fischerei (Lewin et al. 2010, Arlinghaus et al. 2015, vorliegende Publikation) orientieren. Möglicherweise setzt der Hegetreibende dann Maßnahmen um (z. B. Im-

plementierung von Entnahmefenstern), die von der Fischereibehörde in einem Bundesland nicht vollumfänglich als GfP anerkannt werden. Ist die zuständige Fischereibehörde allein wegen der fehlenden Identität mit den andernorts gemachten Empfehlungen zur GfP legitimiert, die vorgesehene Maßnahme(n) zu beanstanden?

Hiergegen spricht folgendes:

Ihrem Wesen nach ist die GfP ein Steuerungsansatz im Sinne der regulierten Selbstregulierung (Brandt & Smeddinck 2005), d. h. es geht also nicht um Normierung (starre gesetzliche Vorgabe), sondern um Standardisierung. Hieraus folgt, dass die GfP kein starrer und nur nach formalen Kriterien umsetzbarer Handlungsrahmen sein kann, sondern dynamisch verstanden werden muss. Sie ist also auf der Basis neuer (vor allem wissenschaftlicher) Erkenntnisse und Notwendigkeiten ständig fortzuentwickeln (BMELV 2000). Diesem Ansatz entspricht das hier vorgestellte Konzept der selbstlernenden Hege in besonderer Weise. Sodann stellt die GfP im Naturschutzrecht lediglich einen Mindestschutzstandard dar.

Erhöhten Schutz bildet der Maßstab des Stands der Technik (Bundesumweltamt 2014). Er bezeichnet den auf den einschlägigen wissenschaftlichen Erkenntnissen beruhenden Entwicklungsstand fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen, Bau- oder Betriebsweisen, deren Funktionstüchtigkeit erprobt und erwiesen ist. Mit anderen Worten bezieht sich der Stand der Technik auf den aktuellen Stand der Wissenschaft, dessen Praxistauglichkeit gegeben ist. Das wiederum bedeutet: Entspricht ein Vorhaben oder eine Hegemaßnahme dem Stand der Technik, erfüllt es erst recht die Anforderungen, die die GfP setzt, soweit diese – wie im Fischereirecht – zu einem für die Beurteilung der Hege maßgeblichen Kriterium im Sinne eines unbestimmten Rechtsbegriffs gemacht wurde.

Vorliegendes Hegekonzept entspricht ganz überwiegend (bis auf die Elemente, die in der Praxis noch nicht vollständig überprüft wurden, wie Wirkungsweise einiger Habitatmanagementmaßnahmen in Seen, Kapitel 6), dem Stand der Technik. Das heisst, die in den Landesfischereirechten formulierte Vorgabe der GfP wird definitiv erfüllt, auch wenn z. B. Entnahmefenster oder andere kontrovers diskutierte Hegebestimmungen umgesetzt werden (vgl. auch Lewin et al. 2010). Hieran ändert der in der Klammer beschriebene weitere Forschungsbedarf an bestimmten Teilaspekten nichts.

Die GfP steht der Umsetzung des vorliegenden Hegekonzeptes nicht entgegen, da dieses Konzept dem aktuellen wissenschaftlichen Erkenntnisstand entspricht und nachweislich umsetzbar ist. Entsprechend ist vorliegendes Konzept als Stand der Technik anzusehen.

7.3 Schonzeitverlängerung, Mindestmaßerhöhung, Entnahmefenster

Zunächst ist zu klären, ob der Fischereiausübungsberechtigte gesetzliche Mindeststandards bei den Fang- und Entnahmebestimmungen verschärfen kann. Damit verwoben ist die (rechtlich unbegründete) Angst vieler Fischereiausübungsberechtigten vor der Förderung eines (vermeintlich?) illegalen Catch-and-Release fischereigesetzlich maßiger (sog. entnahmefähiger) Fische.

7.3.1 Landesfischereirechtliche Regelungen

Sämtliche Fischereigesetze enthalten in ihren zu den Fischereigesetzen erlassenen Rechtsverordnungen umfangliche Bestimmungen zu Schonzeiten und Mindestma-

ßen von Fischen. Deren offenkundig primärer Zweck besteht in der Sicherung der natürlichen Reproduktionsfähigkeit und dem Fischpopulationsschutz. Ergänzt werden diese Bestimmungen mit von Bundesland zu Bundesland z.T. unterschiedlicher Regelungsdichte um Vorschriften zu

- Entnahmeverboten bei geschützten Arten,
- Rücksetzverboten bei ungeschonten Tieren,
- Rücksetzpflichten.

Die Regelungen zu Fangbeschränkungen nach Maß und Zeit definieren zunächst einmal lediglich die (fischereirechtliche) Entnahmefähigkeit von Fischen (sog. entnahmefähige Fische), sagen also für sich nichts darüber aus, ob der entnahmefähige Fisch zwingend entnommen werden muss (Entnahmegebot, Rücksetzverbot) oder aber (ohne einen Konflikt mit dem Gesetz) zurückgesetzt werden kann. Sowie der Gesetzgeber eine grundsätzliche Pflicht zum Zurücksetzen nicht entnahmefähiger (d. h. gesetzlich geschonter) Fische geregelt hat, bedürfte es also einer ausdrücklichen Regelung, dass entnahmefähige Fische (möglicherweise) ausnahmslos zu entnehmen sind. Bei genauer Betrachtung lässt sich eine solche Norm in keinem der deutschen Fischereigesetze (völlig zu Recht) nachweisen. Genauso wenig schließen die vorzufindenden Regelungen die Hegepflicht sowie die Befugnis des Fischereiausübungsberechtigten aus, die gesetzlichen Mindeststandards zu den Fangbestimmungen im Sinne der Erreichung der Hegeziele durch eine Erhöhung z. B. von Mindestmaßen verschärfen zu dürfen. Eine Verschärfung der Mindestmaße oder die Einführung von Entnahmefenstern erhöht allerdings zwangsläufig den Anteil zurückzusetzender Fische, was je nach Wahl der längenbasierten Entnahmeschranken auch gesetzlich entnahmefähige, „maßige“ Fische treffen wird, die legal zurückzusetzen

sind. Ansonsten riskiert der Angler einen Verstoss gegen das Vereinsrecht und die lokalen Gewässerordnungen sowie einen Ausschluss aus dem Verein.

Zurück zum Fischereirecht Im Einzelnen:

Die fischereirechtlichen Vorschriften der meisten Bundesländer (z. B. Berlin, Rheinland-Pfalz, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen) enthalten keinerlei Aussage im Umgang mit das Mindestmaß überschreitenden, außerhalb der Schonzeit gefangenen Fischen (entnahmefähige Fische). Im Gegenteil wird sogar behördlichenseits in manchen Bundesländern ausdrücklich darauf verwiesen, dass der Angler die für sein Gewässer ggf. bestehenden, verschärfenden Schutzbestimmungen nach Maß und Zeit zu beachten habe. In diesen Ländern ist die lokale, für bestimmte Gewässer geltende Einführung gegenüber dem Fischereirecht erhöhter Schonmaße bzw. sogenannter Entnahmefenster aus hegerischen Gründen in Gewässerverordnungen durch den Fischereiausübungsberechtigten (Angelverein, Berufsfischer) im Ergebnis rechtlich völlig unproblematisch. Hierbei ist lediglich darauf zu achten, dass eine solche Festsetzung im Rahmen eines (im Zweifel genehmigungsbedürftigen) Hegeplanes und allgemein mit hegerischer Begründung durch den Beitrag zum Hegekernziel (= Erhalt eines gesunden, natürlichen oder naturnahen Fischbestands) erfolgen muss. Im Grunde genommen macht der Fischereiausübungsberechtigte also mit seiner Entscheidung zu individuellen, auf sein Gewässer bezogenen verschärfenden Fangregelungen zu Zeit und Maß (einschließlich Entnahmefenster) nichts anderes, als die ohnehin offene Frage des Entnehmens oder Verwertens für den einzelnen Angler, der sein Gewässer befischt, verbindlich dahingehend zu regeln, dass er bestimmte Fische, die nach Fischereirecht entnahmefähig sind, aber in der Regelungsbereich seiner Hegevorgaben fallen, zurück-

zusetzen hat (individuelles Rücksetzgebot bzw. Entnahmeverbot).

Zu einem anderen Ergebnis kommt man auch dann nicht, wenn man Bundesländer betrachtet, in denen es unter dem Thema Tierschutz spezifischere Regeln zum Umgang des Anglers mit dem Fisch gibt:

Soweit in Hessen (§ 10 Abs. 3 HVO), im Saarland (§10 Landesfischereiordnung) oder in Schleswig-Holstein (§ 39 LFischG –SH) das Fischen mit der Handangel, das von (Vornheim) auf das Zurücksetzen von gefangenen Fischen ausgerichtet ist (in den genannten Rechtsakten etwas unglücklicherweise als Catch-and-Release definiert, bessere wäre der Zusatz totales Catch-and-Release ohne Verzehrabsicht), verboten wird, regeln die zitierten Bestimmungen ausschließlich eine bestimmte Form des Fischens, d. h. schon ihrem Wortlaut kann ein unter Bezugnahme auf die gesetzlich festgelegten Schonmaße und Schonzeiten festgelegtes Rücksetzverbot bzw. Entnahmegebot entnahmefähiger Fische in keiner Weise entnommen werden. Völlig unbenommen ist auch, dass der Fischereiausübungsberechtigte auch in diesen Bundesländern lokal die Entnahmebeschränkungen gegenüber dem Fischereirecht verschärfen darf, sofern es dem Hegeziel dient. Verboten ist in diesen Normen also ausschließlich das Angeln, das vollständig entkoppelt ist von jeder Absicht, den Fisch nach dem Fang in Gänze oder in Teilen zu verwerten (sprich zu essen). Entsprechende Regelungen tangieren also ausschließlich das individuelle Angelverhalten, nicht aber die Hege.

Nicht umsonst hat das Land Hessen in der aktuellen HVO davon abgesehen, das im Entwurf für diese Verordnung vorgesehene Rücksetzverbot (§ 10 Abs.3 Entwurf HVO 2016) nicht umzusetzen. Eine solche Regelung wäre im Hinblick gerade auch auf die übergeordneten Ziele der Hege geradezu kontraproduktiv gewesen und hätte sich von

der bisher zu Recht angenommenen Vorstellung des sog. verantwortungsvollen Anglers endgültig verabschiedet. Das heisst, dem einzelnen Angler ist es (auch in Hessen) nach wie vor unbenommen, einen einzelnen Fisch, für den er keine Verzehrabsicht oder –verwendung hat, aus vernünftigem Grunde zurückzusetzen. Er muss es sogar, wenn für sein Gewässer eine aus hegerischen Gründen festgelegte besondere Schutzbestimmung im Sinne eines Entnahmefensters oder einer sonstigen gegenüber dem Fischereigesetz verschärften Fangbestimmung besteht.

Im Übrigen ist der Tatbestand des sog. Catch-and-Release Verbotes schon dann erfüllt, wenn der einzelne Angler am Gewässer sitzt, ohne einen Fisch an den Haken bekommen zu haben, er aber die Absicht besitzt, die möglicherweise anzulandenden Fische in jedem Fall zurückzusetzen zu wollen (falls man ihm diese Absicht überhaupt wird nachweisen können). In Deutschland tierschutz- und zum Teil fischereirechtlich verboten ist also eine bestimmte Angelmethode bzw. im Kern die unehrenhafte (unvernünftige) Haltung des Anglers. Dieser Tatbestand ist noch lange nicht gegeben, wenn der Angler einen (entnahmefähigen) Fisch tatsächlich zurücksetzt, da er grundsätzlich eine Verwertungsbereitschaft besitzen haben kann, aber sich im Einzelfall aus nachvollziehbaren, vernünftigen und vor allem ökologischen Gründen entschieden hat, diesen konkreten Fisch zurückzusetzen, z. B. weil der Fisch nicht verzehrfähig war oder versehentlich ein besonders großes Tier mit vielen Eiern kurz vor der Laichzeit angelandet wurde (Näheres siehe Unterkapitel zum Tierschutzgesetz). Nicht verboten ist entsprechend die hegerische Entscheidung, z. B. die Einführung von Entnahmefenstern – individuelles Angelverhalten (in Bezug auf das Zurücksetzen) und Hege (das das Zurücksetzen bindend gestalten kann) sind rechtlich gesehen zwei völlig unterschiedliche Schuhe.

Das bedeutet: Im Ergebnis kann man auch den hessischen, saarländischen und schleswig-holsteinischen sowie allen anderen hiesigen fischereigesetzlichen Vorschriften eindeutig und klar formuliertes Rücksetzverbot entnahmefähiger Fische bzw. ein Mitnahmegebot gerade nicht entnehmen. Beziehen sich die Regelungen also nur auf die Untersagung einer bestimmten Form des Angelns (ohne vernünftigen Grund, siehe Unterkapitel Tierschutzgesetz), liegt ihr eigentlicher Grund darin, eine ordnungsrechtliche Sanktionierung für nichtwaidgerechtes Angeln möglich zu machen, obwohl die Frage nach dem Schmerzempfinden von Fischen in der Wissenschaft ungeklärt (Rose et al. 2014) ist, die Anwendung der §§ 17,18 Abs. 2 TSG also als weitere Sanktionsoption insgesamt mehr als problematisch erscheint (Jendrusch & Arlinghaus 2005).

In einzelnen Bundesländern geregelte sog. Catch-and-Release Verbote stehen der Festlegung von individuellen Schonzeit/ Schonmaßregelungen, insbesondere auch über Entnahmefenster, auf hegerischer Ebene nicht entgegen.

Zum gleichen Ergebnis gelangt man erst recht bei Vorschriften im Typus des § 11 Abs. 8 AVBayFIG. Wenn der Ordnungsgeber in Abs. 8 S. 2 ein Rücksetzverbot lediglich für (nichtheimische) invasive Fischarten vorschreibt, bedeutet dies, dass ein solches Rücksetzverbot für sog. einheimische Fischarten gerade nicht besteht. Der Sinn der bayerischen Regelung besteht erkennbar vielmehr darin, festzulegen, unter welchen Voraussetzungen ein Zurücksetzen möglich und gesetzeskonform ist, nämlich dann, wenn das Zurücksetzen vom Fischereiausübungsberechtigten über veränderte lokale Schonmaßnahmen in Gewässerordnungen oder Fischereierlaubnisscheinen geregelt wird und das Zurücksetzen zum Hegeziel

beiträgt. Im Grunde hat diese Norm also primär eine klarstellende Funktion insoweit, als das Zurücksetzen eines entnahmefähigen Fisches als hegerische Entscheidung des einzelnen Anglers nicht zulässig ist. Dies gilt im Grunde auch deutschlandweit. Hege ist immer Sache des Fischereiausübungsberechtigten, d. h. Entnahmefenster oder Erhöhungen von Mindestmaßen werden vom Fischereipächter, nicht von einzelnen Anglern festgelegt. Daraus folgt aber gerade nicht, dass z. B. das Zurücksetzen entnahmefähiger Fische prinzipiell und immer verboten ist, ganz im Gegenteil.

Betrachtet man das Thema zuletzt ergänzend unter eher sachlichen und praktischen Gesichtspunkten, kommt hinzu, dass der Angler im Regelfall schlicht und einfach keinen Einfluss darauf hat, welcher Fisch an den Haken geht und welcher nicht (Beifang). Das bedeutet, selektives Fischen mit dem Ergebnis der Anlandung ausschließlich entnahmefähiger und für den Angler sinnvoll verwertbarer Fische ist gar nicht möglich. Landet der Angler einen gemäß Gesetz als entnahmefähig definierten Fisch, den er aber z. B. aufgrund seiner Größe gar nicht vernünftig verwerten kann, wäre es geradezu widersinnig, von ihm zu fordern, diesen Fisch töten zu müssen, obwohl er ohne weiteres mit höchster Überlebenswahrscheinlichkeit (Arlinghaus et al. 2007, Hühn & Arlinghaus 2011) zurückgesetzt werden könnte. Das Töten selbst ist gemäß TSG (siehe nachstehend) nur zulässig, wenn es hierfür einen vernünftigen, also sachlich vertretbaren und nachvollziehbaren Grund gibt. Ist dieser vernünftige Grund nicht gegeben, ist ein Zurücksetzen nicht nur im offenkundigen Interesse des betroffenen Fisches, sondern auch rechtlich die einzig vertretbare, weil sinnvolle Alternative. Hierzu ergänzend noch ein Wort zur praktischen Umsetzung bzw. Kontrolle: Die kontrollierenden Institutionen können nur feststellen, dass ein entnahmefähiger Fisch entnommen und getötet wur-

de. Der vernünftige Grund aber liegt nicht im Töten selbst, sondern in der Verwertung. Das aber wird garantiert nicht kontrolliert.

In keinem Bundesland finden sich in den jeweiligen Fischereigesetzen bzw. in der hierzu erlassenen Verordnungen ausdrücklich geregelte gesetzliche Rücksetzverbote/Entnahmegebote zu („maßigen“) Fischen. Daraus folgt, dass das vorliegende Konzept mit seinen Vorschlägen zur Verschärfung gesetzlicher Mindeststandards zu Schonzeit und Schonmaß einschließlich Entnahmefenster im Wege hegerischer Entscheidungen vollständig und gesetzeskonform umgesetzt werden kann. Der Angler muss stets mit einem vernünftigen Grund angeln und kann dann auch begründet und im Einzelfall entnahmefähige Fische zurücksetzen (z. B. ungewollter Beifang). Der Hegetreibende kann immer mit Blick auf die Erfüllung des Hegeziels Schonbestimmungen verschärfen und so den Anteil zurückzusetzender Fische lokal regeln/verändern über die Gewässerordnungen.

Die Notwendigkeit einer Genehmigung für veränderte Schonmaßnahmen besteht dann, wenn der einzelne Fischereiausübungsberechtigte die gesetzlichen Mindeststandards unterschreiten will, vgl. z.B. § 4 Abs.3 LFischVO NRW. Im vorliegenden Fall geht es aber um die Verschärfung von Schutzbestimmungen. Damit entfällt mangels Eingriffs die Erforderlichkeit staatlicher Genehmigung. Die zuständigen Fischereibehörden können lediglich ordnungsrechtliche Maßnahmen ergreifen, wenn sie der Auffassung sind, die vom Fischereiausübungsberechtigten festgelegten individuellen Schutzregelungen seien nicht hinreichend sachlich-fachlich fundiert. Etwas anderes gilt (mittelbar) nur dann, wenn diese Regelungen innerhalb eines nach Landesrecht zwingend vorgeschriebenen und genehmigungsbedürftigen Hegeplanes erfolgen.

7.3.2 Tierschutzgesetz

Insbesondere gegen die Festlegung von Entnahmefenstern auf hegerischer Ebene wird regelmäßig eingewandt, derartige auch dem Schutz sog. kapitaler Fische dienende Regulierungen dienen an erster Stelle der Legalisierung des (totalen) Catch-and-Release Fischens ohne vernünftigen Grund, das in einigen Fischereigesetzen bei fehlender grundsätzlicher Verzehrsabsicht ausdrücklich verboten sei (s. o.), dessen Gesetzeswidrigkeit sich aber ebenso unmittelbar aus dem Tierschutzgesetz herleiten lasse. In der Sache überzeugen diese Argumente nicht.

Zunächst regelt das TSG lediglich das Angeln ohne vernünftigen Grund. Konkret heisst es: „Niemand darf einem Tier ohne vernünftigen Grund Schmerzen, Leiden oder Schäden zufügen“ (§1 TSG). Insofern regelt das TSG ausschließlich den unvernünftigen Vorsatz bzw. die nicht akzeptierte Intention des Anglers – verboten ist entsprechend das Angeln ohne Verzehrsabsicht, weil der Fischverzehr ein akzeptierter vernünftiger Grund für das Angeln ist (Arlinghaus 2014). (Vor diesem Hintergrund regelt Hessen, S-H und das Saarland im Fischereirecht mit Bezug auf das Verbot des Catch-and-Release ohne vernünftigen Grund lediglich das, was sich sowieso schon aus dem Tierschutzrecht ergibt, s.o.). Davon unberührt ist die sich aus dem Fischereirecht begründende Hegeverpflichtung durch den Fischereiausübungsberechtigten in Bezug auf seine Befugnis, Mindestmaße zu erhöhen oder Entnahmefenster einzurichten.

Auch vor dem Hintergrund des Art 20a GG (Tierschutz als Staatsziel) hat das Bundesverfassungsgericht mit Beschluss vom 13.12.2006 –BvR 2084/05 (vgl. http://www.bundesverfassungsgericht.de/SharedDocs/Entscheidungen/DE/2006/12/rk20061213_1bvr208405.html) ausdrücklich betont, dass der verfassungsändernde

Gesetzgeber mit der Einfügung dieses Artikels vornehmlich den ethisch begründeten Schutz des Tieres als eigene Lebewesen (vgl. dazu BVerfGE 104, 337) hat stärken wollen. Das war und ist jeher Gegenstand des Tierschutzgesetzes. Die Verankerung des Tierschutzes im Grundgesetz kann daher allenfalls Einfluss auf die Art und Weise der Fischereiausübung durch den Angler haben, nicht aber die Legitimität der mit dem Fischereirecht verfolgten Ziele einer dem Gemeinwohl verpflichteten Hege in Frage stellen. Anders ausgedrückt: Hegerische Verantwortung/ Entscheidung (z. B. Einführung von Entnahmefenstern) und die Ausübung der Fischerei durch den einzelnen Angler sind tierrechtlich zwei völlig unterschiedliche Ebenen. Individuelle Hegebestimmungen setzen für ein konkretes Gewässer die Rahmenbedingungen, innerhalb derer der Angler sein Hobby legaliter, insbesondere auch mit dem Tierschutzgesetz vereinbar, praktizieren kann und soll. Wenn ein Angler ohne vernünftigen Grund angelt, d. h. z. B. ohne Verzehrabsicht kapitalen Fischen nachstellt und sie nach dem Fang alle wieder zurücksetzt, dann ist das zuallererst sein ganz persönliches Problem, für das er tier- und z. T. auch fischereirechtlich belangt werden kann. Aus diesem individuellen Anglerverhalten folgt keineswegs, dass die vor Ort geltende Fangbestimmung (z. B. ein Entnahmefenster, das das Zurücksetzen sowohl kleiner als auch kapitaler Fische fordert), die vom Fischereiausübungsberechtigten installiert und verantwortet wird, tierschutzrechtlich problematisch ist. Ganz im Gegenteil. Setzt der Angler den großen Fisch nicht zurück, kommt er mit der lokalen Gewässerordnung in Konflikt – er muss den kapitalen, lokal geschützten Fisch zurücksetzen und das ist auch tierschutzrechtlich legal, weil das Tierschutzrecht keinen Zugriff auf Hegeentscheidungen zulässt, sondern nur das individuelle Anglerverhalten sanktionieren kann.

Das heißt wiederum, dass das, was auf hegerischer Ebene nach den für die Hege maßgeblichen rechtlichen Kriterien sachlich und fachlich begründet sinnvoll ist (z. B. Erhöhung von Mindestmaßen, Ausweitung von Schonzeiten oder Einführung eines Entnahmefensters über Gewässerordnungen durch Vereine), nicht durch ein ggf. nicht gesetzeskonformes Verhalten des *einzelnen* Anglers (z. B. Angeln ohne vernünftigen Grund gemäß § 1 TSG) grundsätzlich in Frage gestellt werden kann. Eine solche Argumentation wäre genauso unschlüssig wie der Einwand, eine aus Gründen der Sicherheit und Leichtigkeit des Straßenverkehrs eingerichtete Geschwindigkeitsbegrenzung (erhöhtes Mindestmaß, Einrichtung eines Entnahmefensters) sei vor Ort deswegen unzulässig, weil sie das prinzipielle Überschreiten der zulässigen Geschwindigkeit durch den einzelnen Autofahrer befördere (d. h. z. B. das Angeln ohne vernünftigen Grund auf kapitale Tiere durch einzelne Angler).

Allein schon aus systematischen Gründen ist der Vorbehalt gegenüber Entnahmefenstern oder gegenüber den gesetzlichen Mindeststandards erhöhten Mindestmaßen unter Hinweis auf § 1 TSG unschlüssig. Erhöhungen des gesetzlichen Mindeststandards, auch die Implementierung von Entnahmefenstern, können also weder fischereirechtswidrig (s.o.), erst recht nicht tierschutzwidrig sein, weil sie niemals die Motivation und Intention des einzelnen Fischereiberechtigten regeln, sondern ausschließlich hegerisch motiviert sind. Da aber Motivation und Intention des Anglers ausschließlicher Anknüpfungspunkt für die Beurteilung des vernünftigen Grundes für die Angelei sind, haben veränderte Schutzstandards, insbesondere auch Entnahmefenster, mit dem TSG weder unmittelbar, noch mittelbar etwas zu tun.

Exkurs §§ 1,17, 18 TSG vor dem Hintergrund des vernünftigen Grundes

Gerade Verstöße gegen das Tierschutzrecht können enorme Konsequenzen für den Einzelnen haben, da diese dem Strafgesetz unterliegen. Es lohnt daher ein kleiner Exkurs, um aktuelle gerichtliche Entwicklungen zu berücksichtigen.

Entscheidender Anknüpfungspunkt für § 1 sowie die Strafbarkeitsparagrafen §§ 17,18 TSG ist der sogenannte vernünftige Grund. Kein Tier darf ohne vernünftigen Grund getötet werden. Auch darf keinem Tiere ohne vernünftigen Grund Tier Schmerzen, Leiden oder Schäden (unvernünftiges Haken reicht also, die Schmerzzufügung ist irrelevant) zugefügt werden.

Der vernünftige Grund ist rechtlich nicht definiert, vielmehr handelt es sich um einen unbestimmten Rechtsbegriff, der folglich der Konkretisierung durch die Verwaltung und Rechtsprechung im Einklang mit gesellschaftlichen Entwicklungen bedarf, da es dem Gesetzgeber aufgrund der vielfältigen (und sehr dynamischen) Vorgänge der Lebenswirklichkeit nicht möglich war und ist, diese anders umfassend und abschließend darzustellen. Anders ausgedrückt: Was als moralisch einwandfrei und vernünftig angesehen ist, ist Interpretationssache und wandelt sich daher mit dem Zeitgeist. Was heute noch vernünftig war, kann morgen schon als unvernünftig wahrgenommen werden und umgekehrt.

Vernünftig ist ein Grund, wenn er als triftig, einsichtig und von einem schutzwürdigen Interesse getragen anzuerkennen ist und wenn er unter den konkreten Umständen schwerer wiegt als das Interesse des Tiers an seiner Unversehrtheit und an seinem Wohlbefinden, wobei sich die am Verhältnismäßigkeitsgrundsatz orientierte Abwägung aus dem Leitgedanken der Verantwortung des Menschen für das Tier als Mitgeschöpf des

§ 1 S. 1 TSG ergibt. Ausgangspunkt für die Beurteilung, ob ein solcher vernünftiger Grund vorliegt, ist der persönliche Beweggrund des Handelnden. Das hiermit verfolgte Interesse muss sowohl sozial akzeptiert sein, als auch den Vorstellungen der billig und gerecht Denkenden entsprechen, also derjenigen, die sich mit der Sachlage auseinandergesetzt haben. Vernünftig ist nach aktueller Rechtsprechung das Angeln immer zum Selbstverzehr und zur Hege (Arlinghaus 2014). Das schließt andere vernünftige Gründe (z. B. Angeln aus volkswirtschaftlichen Gründen oder zur Erholung geistiger Kräfte) nicht aus, was im Einzelfall gerichtlich geklärt werden muss.

Liegt ein solches höheres, vernünftiges Interesse vor, muss – soweit der Fall nicht bereits durch den Gesetzgeber geregelt wurde – eine am Verhältnismäßigkeitsgrundsatz orientierte Güter- und Interessenabwägung zwischen der belastenden Handlung und dem Handlungszweck im Einzelfall stattfinden. Die Handlung muss also geeignet sein, den Handlungszweck zu erreichen und es darf keine weniger beeinträchtigende Maßnahme bei gleicher Wirksamkeit in Betracht kommen. Im Rahmen der Prüfung der Angemessenheit ist schließlich das anthropozentrische (auf den Menschen gerichtete) Vernunftsinteresse mit dem Interesse an einem möglichst weitreichenden Tierschutz abzuwägen (vgl. Wissenschaftliche Dienste des Bundestages, Ausarbeitung WD 5 – 3000-059/ 2012).

Soweit die allgemein anerkannte, in der Tat ziemlich komplizierte Theorie, die im Zweifel darüber entscheidet, ob sich jemand (im vorliegenden Kontext der einzelne Angler) strafbar gemacht hat oder nicht.

Nun etwas konkreter:

Mit überzeugenden Gründen hat das Landgericht Münster mit Beschluss vom 07.03.2016 – 2 Kls 540 JS 290/ 15 – 7/15 (<https://>

openjur.de/u/878023.html) erhebliche Zweifel an der Verfassungsmäßigkeit des Strafbarkeitsparagrafen § 17 TSG geäußert, wenn dessen Einschlägigkeit mit geänderten gesellschaftlichen Wertvorstellungen als Abwägungskriterium im Rahmen der Ermittlung der Vernünftigkeit begründet wird. In einem solchen Fall sei es Aufgabe des Gesetzgebers, geänderte Rahmenbedingungen in Form von Gesetzen für verbindlich zu erklären.

Was die Angelfischerei betrifft, ist es so, dass die Fischereigesetze und nicht etwa die Rechtsprechung alleine den Rahmen zulässiger und nicht zulässiger Fischerei definieren sollte. Das heißt, die Fischereigesetze allein sollten die Grundlage für die Ermittlung des vernünftigen Grundes im Sinne des TSG sein. Die Fischereigesetze aber enthalten bis auf die Ächtung des Angelns, das von Anfang an ohne jede Verwertungsabsicht betrieben wird, keine ausdrücklichen Entnahmegebote oder Rücksetzverbote, und es fehlen auch sonstige Hinweise darüber, was als vernünftige Gründe gelten könnte und was nicht. Das heißt, es bleibt rechtlich dem jeweiligen Angler überlassen, den einzelnen Fisch zu verwerten oder ihn wieder in die Freiheit zu entlassen, sofern er prinzipiell mit einem vernünftigen Grund ausgestattet zum Angeln gefahren ist. Seine grundsätzliche Verwertungsbereitschaft stellt das (selektive) Zurücksetzen in keiner Weise in Frage. Entsprechend stünde nach dieser Rechtsauffassung die sogenannte selektive Entnahme ausgewählter, entnahmefähiger Fische nach eigenem Ermessen des Anglers in keinerlei Widerspruch zur Waidgerechtigkeit. Das Angeln erschöpft sich eben nicht nur in der ausschließlichen Nahrungsbeschaffung mit einem Zwang zur Entnahme und Tötens. Aus unserer Sicht ist die ausschließliche Akzeptierung der vernünftigen Gründe „Fischverzehr“ und „Hege“ beim Angeln überholt. Statt dessen kann auch der volkswirtschaftliche, soziale sowie der erzieherische Nutzen das Angeln als vernünftig legitimieren.

In diesem Sinne ist jedes waidgerecht betriebene Angeln ein vernünftiger Grund, der nicht zur Disposition gewisser Gesellschaftsgruppierungen steht. Da das Angeln aber jenseits aller (ermüdenden) Schmerz- und Leidensdiskussionen bei Fischen (Rose et al. 2014) notwendigerweise mit einer Einwirkung („Schaden“) auf das einzelne Tier verbunden ist (nicht zuletzt durch die Hakwunde), kann diese Einwirkung per se nicht im Fokus des Strafrechtes stehen, da die Fischerei legal und gesetzlich geregelt ist. Das bedeutetet auch, dass der Zeit intensive Drill eines kapitalen Fisches schon deshalb nicht strafrechtsrelevant sein kann, weil ein solcher Drill aus technischen Gründen unvermeidbar und dem Angeln geradezu immanent, also waidgerecht ist.

Unvernünftig kann also ein Verhalten des Anglers nur dann sein, wenn im konkreten Einzelfall besondere Umstände hinzukommen, die mit waidgerechtem Fischen nichts mehr zu tun haben. Solche Umstände können sein:

- das unnötig lange Halten des Fisches außerhalb des Wassers, um die üblichen, der Selbstdarstellung dienenden Fotodokumentationen zu machen (gegen ein rasches Erinnerungsfotos mit nassen Händen kann hingegen nichts sprechen)
- das Freisetzen eines angelandeten Fisches, nachdem er im Setzkescher oder beim Wels viele Stunden angeleint rein aus Vergnügungsgründen für eine Fotodokumentation gehalten wurde
- das überflüssige Verlängern eines Drills aus reinem Spaß
- das nicht umgehende Töten eines angelandeten, zur Verwertung bestimmten Fisches
- das Töten eines lebensfähigen Fisches mit anschließender Entsorgung
- und je nach Zeitgeist und Interpretation das Angeln ohne jede Verwertungsab-

sicht (was s.o. teilweise bereits in den Fischereigesetzen geregelt oder sich aus dem TSG ergibt)

Das ganze hat mit der leidigen Debatte rund um Catch-and-Release nur wenig zu tun. Das wohl überlegte und begründete selektive Zurücksetzen eines überlebensfähigen Fisches im Einzelfall wird ganz überwiegend als positive Entscheidung wahrgenommen, auch durch die nichtangelnde Gesellschaft, wenn es ökologisch mit einem Beitrag zum Fischbestandserhalt begründet wird (Riepe & Arlinghaus 2014). Tatsächlich ist die gesellschaftliche Bewertung auch von „Catch-and-Release“ aller Fische entgegen aller anderslautenden Behauptungen keinesfalls so, dass der überwiegende Teil der Bevölkerung dies als negativ beurteilt (Riepe & Arlinghaus 2014). Offensichtlich bewertet die Bevölkerung das Überleben eines Fisches nach dem Fang als ethisch wertvoller als den Tod. Allerdings richtet sich die ethische Wertung am Ende nach der Intention des Anglers (Riepe & Arlinghaus 2014): Was abgelehnt wird, ist eine rein egozentrische Begründung des Zurücksetzens, z. B. um einem Mitangler den raschen Wiederfang zu ermöglichen oder weil man grundsätzlich gar keinen Fisch mag (Riepe & Arlinghaus 2014).

Vor diesem Hintergrund ist es nicht verwunderlich, dass trotz vielfacher Strafanzeigen die Verfahren gegen die betroffenen Angler gegen eine Reihe tierschutzrechtlich diskutierter Praktiken (u.a. Zurücksetzen von Fischen, Wettangeln) von der Staatsanwaltschaft im Regelfall eingestellt werden, weil die Justizbehörden keine Anhaltspunkte dafür ermitteln konnten, dass die oben beschriebenen besonderen Umstände vorliegen.

Waidgerechtes Angeln ist grundsätzlich ein vernünftiger Grund. Was Waidgerechtigkeit ist, ergibt sich an allererster Stelle aus den Fischereigesetzen. Unvernünftigkeit im Sinne

des TSG kann erst dann angenommen werden, wenn im Einzelfall besondere Umstände hinzukommen, die mit waidgerechtem Angeln nichts mehr zu tun haben. Das Zurücksetzen eines entnahmefähigen Fisches nach eigenem Ermessen durch einen Angler ist für sich kein tragfähiger Anknüpfungspunkt für die Annahme der Unvernünftigkeit. Stets im Einklang mit dem TSG sind hegerische Entscheidungen wie die Einführung von Entnahmefenstern, sofern die Maßnahmen weiterhin eine regulierte Entnahme von Fischen durch Angler gewährleisten (was ganz überwiegend der Fall ist, auch bei – angemessen breiten – Entnahmefenstern).

7.4 Durchführung von Fischbesatz

7.4.1 Besatzrecht und -pflicht

Die Landesfischereigesetze regeln übereinstimmend eine Pflicht zur Hege. Hierbei ist der Besatz ein legitimes Instrumentarium der Hege. Unstreitig hat der Fischereiausübungsberechtigte also ein Besatzrecht (von Siemens et al. 2008).

Unklar ist jedoch, ob auch eine Besatzpflicht besteht. Wenig überzeugend ist es, wenn allein aus der Hegepflicht eine Besatzpflicht gefolgert wird. Hätte der Gesetzgeber dies beabsichtigt, hätte es einer unmissverständlichen und klaren Formulierung bedurft. Dies wäre aber in jedem Fall unlogisch, weil wie vorliegendes Konzept und andere Studien (Lewin et al. 2010) zeigen, der Besatz nur eine von mehreren Möglichkeiten darstellt, der Pflicht zur Hege nachzukommen. Eine Besatzverpflichtung kann also – wenn überhaupt – nur über Umwege entstehen. Wenn verpflichtend vorgeschriebene oder aber freiwillige Hegepläne Besatzmaßnahmen beinhalten, der Fischereiausübungsberechtigte sich aber weigert, seine festgeschrie-

benen Hegeziele umzusetzen, dann kann die Fischereibehörde zumindest in Schleswig-Holstein die erforderlichen Maßnahmen im Wege der Ersatzvornahme durchführen (siehe § 21 Abs. 4 LFischG S-H).

Allerdings entstehen in manchen Bundesländern (z. B. NRW) auf privatrechtlicher Ebene häufig Besatzverpflichtungen des Fischereipächters gegenüber dem Verpächter, da der in diesem Bundesland zu verwendende Musterpachtvertrag exakt dies regelt. Diese Ebene entzieht sich aber dem behördlichen Zugriff, weil eingreifende Ordnungsverfügungen nur öffentlich-rechtliche Verpflichtungen zum Gegenstand haben können. Eine Besatzverpflichtung ist fischereibiologisch und hegerisch aber in jedem Fall problematisch, weil der Fischbesatz wie in vorliegendem Konzept ausgeführt nur unter ganz bestimmten Bedingungen sinnvoll ist, insbesondere bei nicht reproduzierenden Arten oder bei starken Reproduktionsdefiziten, die nicht durch andere Maßnahmen aufgelöst werden können.

Fischbesatz ist mit den gesetzlich erlaubten Arten eine legitime Hegemaßnahme. Aus der Verpflichtung zur Hege allein folgt eine Besatzpflicht aber nicht.

7.4.2 Spezielle gesetzliche Vorgaben zum Besatz

Will der Fischereiausübungsberechtigte eine Besatzmaßnahme durchführen, gelten hierfür eine Vielzahl von Regeln, die insbesondere in den jeweiligen landesfischereigesetzlichen Vorschriften, aber auch im Bundesnaturschutzgesetz mit Bezug auf einheimische vs. gebietsfremde Arten vorzufinden sind. Ein umfassende Zusammenstellung über Besatzvorgaben, -verbote, -einschränkungen und Regulierungen zu bestimmten Attributen von Besatz (z. B. Satzfishgrößen und

–herkünften) findet sich in Arlinghaus et al. (2015). Der geneigte Leser möge bitte diese Quelle konsultieren, um sich über die spezifischen landesrechtlichen Besonderheiten rund um Besatz zu informieren. Beispielsweise wird in den meisten Fischereigesetzen über Positivlisten festgelegt, welche Arten besetzt werden können und welche nicht (Arlinghaus et al. 2015). Auch verbietet das Bundesnaturschutzgesetz grundsätzlich das Aussetzen nichtheimischer Fischarten (Achtung: sowohl Karpfen als auch Regenbogenforelle gelten hierzulande als heimische Fischarten). Wichtiger ist die Aussage im Bundesnaturschutzgesetz, dass Bewirtschafter vor dem Aussetzen sogenannter gebietsfremder Fische (zur Definition, siehe Arlinghaus et al. 2015) grundsätzlich eine Genehmigung der Fischereibehörde einholen müssen. Gebietsfremde Fische können auch heimische Fische sein, die sich in einem bestimmten Gebiet nicht oder seit 100 Jahren nicht mehr vermehren. Ob dieser Genehmigungsvorbehalt auch auf genetisch unterscheidbare Teilpopulationen einer heimischen Art angewendet werden könnte, ist juristisch noch nicht geprüft (Arlinghaus et al. 2015), würde das gegenwärtige Besatzverhalten, das von einem Regen Austausch von Fischmaterial über Einzugsgebietsgrenzen gekennzeichnet ist (Arlinghaus et al. 2015), in den Grundfesten erschüttern. Informative Überblicke zum Thema Besatz und Recht liefern über vorliegendes Buch hinaus u. a. die Leitlinien zum Fischbesatz in Nordrhein-Westfalen (MUNLV NRW 2003, S. 9–15), der Band „Gute fachliche Praxis fischereilicher Besatzmaßnahmen“ (Baer et al. 2007, S. 17 ff.) sowie der bereits angesprochene Besatzfisch-Forschungsbericht (Arlinghaus et al. 2015).

Deutlich Abstand zu nehmen ist von pauschalisierten Angaben zu idealerweise zu besetzenden Volumina und Größen, wie es z. B. in Mattern (2015) zusammengestellt ist. Vorliegendes Konzept beinhaltet statt dessen, dass die Besatznotwendigkeit so-

wie Besatzdetails (Mengen, Größenklassen) stets zu hinterfragen und adaptiv für jedes Gewässer im Rahmen der lernfähigen Hege und Pflege „auszuprobieren“ sind. Die Fische sollen aber grundsätzlich genetisch und ökologisch dem Satzfishgewässer nahe stehen oder idealerweise aus ihnen gewonnen werden, um die genetische Reinheit der Bestände zu erreichen (Kapitel 5). Die Satzfishgrößen sollten so klein wie möglich, aber so groß wie nötig sein. Entsprechende Hinweise finden sich heute in den meisten Fischereigesetzen, aber in der Regel als Soll-Bestimmung. Diese und andere Empfehlungen (vgl. Kapitel 5 zu Details) entsprechen sowohl dem Stand des Wissens als auch den meisten Bestimmungen (auch den Soll-Bestimmungen) der meisten Fischereirechte. Inhaltlich, also aus fachwissenschaftlicher Sicht, stellt das Forschungsprojekt Besatzfish den aktuellen Stand der Wissenschaft dar (Arlinghaus et al. 2015). Es bewegt sich selbstredend nicht nur im Rahmen der gesetzlichen Vorgaben, sondern entspricht ebenso den Empfehlungen des Bundesamtes für Naturschutz (siehe die bereits zitierte Publikation zur GfP von Lewin et al. 2010).

7.4.3 Tierschutzrechtliche Problematik „Put and Take“-Besatz

Der Besatz mit großen und entnahmefähigen Fischen, häufig pauschal mit dem Begriff „Put-and-Take“ beschrieben, könnte insoweit problematisch sein, als gegen ihn eingesetzt werden kann, man hätte die Fische gleich töten und verzehren können, statt sie über Besatz und Rückfang erneut zu stressen. Das Angeln des nur zum Angeln ausgesetzten Fisches wäre dann ggf. unvernünftig, selbst wenn das Angeln dem Eigenverzehr von Fischen dienen sollte. Tatsächlich finden sich in manchen Landesfischereigesetzen konkrete Hinweise, dass wenn möglich nur Jungfische und keinesfalls entnahmefähige (große) Fische besetzt werden sollten (z. B. Niedersachsen).

In der Praxis ist der Besatz größerer Fische in von Anglern bewirtschafteten Oberflächengewässern an der Tagesordnung, nicht zuletzt deswegen, weil der Kormoranfraß sowie andere ökologische Gründe die Effektivität von Jungfishbesatz gerade in reproduzierenden Beständen reduzieren (vgl. Kapitel 5). Ein Spezialfall sind kommerzielle Angelteiche, wo es ausschließlich um das schnelle Rückfangen von zumeist Regenbogenforellen geht. Auf letztgenannte Situation wird hier nicht weiter eingegangen (zu Details Pietrock & Brämick 2014), wohl wissend, dass der Frühjahrsregenbogenforellenbesatz unmittelbar entnahmefähiger Fische auch in kleinen Baggerseen und Talsperren unter Angelvereinen gängige Praxis ist. Diese Art von Besatz generiert enorm hohe sozialen und ökonomischen Nutzen (sowohl bei Angelteichbetreibern als auch unter Anglern) bei vergleichsweise geringen ökologischen und Fischwohlkosten und sollte deswegen tierschutzrechtlich unproblematisch sein, sofern die sozio-ökonomischen Nutzen in der Güterabwägung berücksichtigt werden. Insbesondere ist anzumerken, dass der Einfluss auf das Fischwohl bei einem individuell geringen Besatz von großen Fischen deutlich geringer ausfällt als beim zahlenmäßig höheren Besatz von Jungfischen. Alleine aus dieser Erwägung heraus ist tierschutzrechtlich wenig gegen den Einsatz von größeren Fischen zu sagen, da sich diese nachweislich besonders gut im neuen Gewässer etablieren, weil sie nach Besatz eine geringere Sterblichkeit erfahren als das bei Jungfischen der Fall ist (Kapitel 5).

Fraglich ist überdies, ob die o.g. (tierschutzrechtlich motivierte) Argumentation mit dem vorliegenden Hege- bzw. Besatzkonzept überhaupt etwas zu tun hat. Dies ist zunächst einmal schon deshalb abzulehnen, weil der Besatz mit fangfähigen Fischen im Rahmen der hier vorgestellten Hege in natürlichen Oberflächengewässern den Aspekt des (unmittelbaren) Wiederfangs nicht vordringlich tangiert, sondern zuallererst der

Revitalisierung und des Erhalts des Bestandes und der Optimierung der Reproduktionsfähigkeit dient. Im Klartext: Größere, im Extremfall gesetzlich entnahmefähige Fische werden als hegerische Maßnahme in Seen, Flüsse oder Teich im Regelfall nicht eingesetzt, um sie umgehend wieder heraus zu fangen. Im Gegenteil sollen sie im Gewässer verbleiben, um ihren in der Tat wichtigen Anteil für die Reproduktion zu leisten. Dass sie dann auch gefangen werden, ist rechtlich gesehen von zweitrangiger Bedeutung. Und wenn überdies auch soziale und ökologische Hegegründe akzeptiert werden (s.o.), ist auch der Regenbogenforellenbesatz im Baggersee tierschutzrechtlich unproblematisch. Hinzu kommt, dass wie schon angemerkt in vielen Fällen der Besatz mit kleineren Fischstadien unter bestimmten Bedingungen (z. B. Rekrutierungsengpässe im Jungfischstadium, hoher Kormoranbefall) fischereiökologisch sinnlos wäre oder aber große Fischwohlkosten verursachen würde (wegen der hohen Anfälligkeit gegenüber Stress nach Besatz bei Jungfischen). Das wiederum verdeutlicht einmal mehr, dass die größeren, robusten Fische über Schonmaßnahmen/ Entnahmefenster in besonderer Weise zu schützen sind, um dadurch auch die Besatznotwendigkeit dieser Fischgrößen zu reduzieren.

Tierschutzrechtliche Argumente gegen das Einsetzen von größeren, im Extremfall entnahmefähigen Fische bestehen mit Sicherheit nicht, wenn der Besatz dem Aufbau und der Förderung der natürlichen Vermehrung dient. Auch werden zahlenspezifisch weniger Fische gestresst, wenn wenige größere Individuen besetzt werden, so dass es keine tierschutzrechtliche Argumente gegen das Einsetzen von entnahmefähigen Fischen in von Anglern bewirtschafteten Gewässern geben dürfte. Fischereibiologisch sind solche Maßnahmen in vielen Fällen angeraten.

7.5 Durchführung Habitatverbessernder Maßnahmen

Kapitel 6 des vorliegenden Buches beschäftigt sich mit dem sog. Habitatverbessernden Maßnahmen (Lebensraummanagement), untersucht die insoweit bestehenden Handlungsoptionen und schlägt eine Vielzahl von Einzelmaßnahmen (als Alternative zum Besatz vor) vor, die einerseits das Gewässer selbst, andererseits auch die Ufervegetation des Gewässers betreffen.

Fischereirechtlich basiert dieser Ansatz darauf, dass die Landesfischereigesetze den Schutz auch des Lebensumfeldes von Fischen zum Gegenstand haben (s.o.). Konsequenz dieses Ansatzes ist jedoch, dass die Zulässigkeit der hier gemachten Vorschläge auch unter anderen rechtlichen Gesichtspunkten bewertet werden muss, da es sich insoweit einerseits um landbezogene (Landschaftsschutz, Eigentum), andererseits um Wasserbezogene (Wasserkörper einschließlich Wasserbett bis zur Uferlinie) Maßnahmen handelt. Diese Sachgegenstände sind jeweils spezialgesetzlich geregelt.

7.5.1 Wasserrecht

Da die vorgeschlagenen Maßnahmen sich z.T. (Einrichtung von Flachwasserzonen, Einbringung von Totholz, Veränderung des Fließverhaltens etc.) auf den Wasserkörper (einschließlich Gewässerbett bis zur Uferlinie) selbst, seine Funktionsfähigkeit und seinen Zustand beziehen, kommt es zwangsläufig zur Frage, ob und unter welchen Voraussetzungen solche Maßnahmen nach Wasserrecht zulässig sind. Im Verhältnis zum Fischereirecht ist das Wasserrecht Spezialgesetz. Das bedeutet einerseits, dass die Fischereiausübung, insbesondere auch die Hege, soweit diese einen Sachverhalt betrifft, der auch dem Wasserrecht zuzuordnen ist, durch eben dieses Wasserrecht eingeschränkt wird. Zum anderen bedeutet es

aber auch, dass der reine Besitz mit Wasserrecht nichts zu tun hat, sondern ausschließlich nach Maßgabe der jeweiligen Landesfischereigesetze zu beurteilen ist (s.o.).

Das Wasserrecht selbst ist – mit dem Ausgangspunkt EG Wasserrahmenrichtlinie 2000/ 60/ EG (WRRL) – kodifiziert im Wasserhaushaltsgesetz Bund (WHG), den Wassergesetzen der einzelnen Bundesländer und den jeweils hierzu erlassenen Ausführungsverordnungen.

Grundlegend regelt § 1 WHG die Ziele des Wasserrechtes wie folgt:

“Zweck dieses Gesetzes ist es, durch eine nachhaltige Gewässerbewirtschaftung die Gewässer als Bestandteil des Naturhaushalts, als Lebensgrundlage des Menschen, als Lebensraum für Tiere und Pflanzen sowie als nutzbares Gut zu schützen“.

Schon hieraus kann man erkennen, dass das Wasserrecht im Sinne der vorgegebenen und umzusetzenden EU Richtlinien in starkem Maße „ökologisiert“, also naturschutzfachlich geprägt ist. Das Naturschutzrecht selbst dient – in z.T. sehr unterschiedlicher Weise – ebenfalls dem Schutz aquatischer Ökosysteme. Das bedeutet, in der Sache und in den Zielen besteht eine weitgehende Verschneidung zwischen Wasser- und Naturschutzrecht. Diese Verzahnung ist aber auch im Hinblick auf die Fischereigesetze der Länder festzustellen, indem z.B. § 1 Bay-FiG auch den Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften zum Gegenstand der Hege erklärt hat (s.o.).

Im Ergebnis kann also gefolgert werden, dass die in Kapitel 6 vorgeschlagenen Maßnahmen zum Lebensraummanagement in der Sache, also inhaltlich, grundsätzlich sowohl den Zielen des Wasserrechtes wie auch des Naturschutzrechtes entsprechen. Insofern kann man im Hinblick auf die Natur-

schutzfachlichkeit von einer gemeinsamen Klammer sprechen (Lewin et al. 2010).

Diese weitgehende sachliche Identität macht es jedoch nicht entbehrlich, die im Einzelfall ins Auge gefasste Maßnahme auch unter wasserrechtlichen Gesichtspunkten zu prüfen, da es in diesem Kontext auch um die Sicherung des Wasserhaushaltes sowie um den Schutz des Wassers als nutzbares Gut (also bei weitem nicht nur um die fischereiliche Nutzung) geht.

Folgende Grundelemente sind wichtig:

Gewässereigentum

Wer Eigentümer eines Gewässers/ Gewässerbettes ist, lässt sich schon deshalb nicht einheitlich beantworten, weil das jeweilige Landeswasserrecht das Privateigentum überlagert und relativiert. Im baden-württembergischen Wasserrecht wurde das Privateigentum fast komplett durch eine öffentlich-rechtliche Eigentumsordnung verdrängt (mit Ausnahme sog. Privatseen). Dieser Verdrängung entspricht die in § 4 LFischG B-W geregelte Bestimmung der Fischereirechtsinhaber.

Nach allen anderen Bundes- und Landeswassergesetzen gelten Gewässer als öffentliche Sachen, die nach der Theorie vom „modifizierten Privateigentum“ teilweise öffentlichem, teilweise privatem Recht unterliegen.

So bestimmt § 3 LWG NRW lediglich für Gewässer der ersten Ordnung öffentliches Eigentum zugunsten des Landes (vorbehaltlich der Bundeswasserstraßen), wohingegen das private (Mit) Eigentum bei Gewässern 2. und 3. Ordnung grundsätzlich unangetastet bleibt, allerdings überlagert durch die öffentlich – rechtliche Pflicht zum Unterhalt des Gewässers nach Wasserrecht (siehe unten), die aber im Zweifel in Händen eines anderen Rechtsträgers ist (siehe auch dazu unten).

Träger der Unterhaltslast im Verhältnis zur Fischereiberechtigung

Das Wasserrecht regelt sodann, wer unterhaltsberechtigigt und -pflichtig ist (sog. Unterhaltslast). Ausgangspunkt ist hierbei, dass die Landeswassergesetze übereinstimmend Gewässer in drei Ordnungen einteilen, vgl. als Beispiel § 2 LWG NRW. Hieran anknüpfend bestimmt § 68 LWG (auszugsweise) die Träger der Unterhaltslast wie folgt:

Pflicht zur Gewässerunterhaltung (zu § 40 des Wasserhaushaltsgesetzes)

- (1) Die Unterhaltung der fließenden Gewässer obliegt 1. bei Gewässern erster Ordnung dem Eigentümer, soweit dieser eine öffentlich-rechtliche juristische Person ist, ansonsten dem Land, 2. bei Gewässern zweiter Ordnung und bei sonstigen Gewässern den Gemeinden, die mit ihrem Gebiet Anlieger sind (Anliegergemeinden).
- (2) Die Unterhaltung der stehenden Gewässer obliegt den Eigentümern oder, wenn sich diese nicht ermitteln lassen, den Anliegern.
- (3) Soweit Wasserverbände nach Gesetz oder Satzung die Gewässerunterhaltung zur Aufgabe haben, obliegt ihnen die Gewässerunterhaltung; insoweit treten sie an die Stelle der Gemeinden oder der nach Absatz 2 Verpflichteten.

Ergänzend bestimmt § 40 WHG, dass die öffentlich rechtliche Verpflichtung der Unterhaltslast nur mit Zustimmung der zuständigen Behörde auf Dritte übertragen werden kann.

Aus diesen Vorschriften ist also zwingend abzuleiten, dass derjenige Fischereiausübungsberechtigte, der seine Berechtigung vom Eigentümer des Fischereirechtes auf der Grundlage eines Fischereipachtvertrages ableitet, keinesfalls Träger der wasserrechtlichen Unterhaltslast sein kann, da in

dem der Berechtigung zugrunde liegenden Fischereipachtvertrag lediglich die (private) Fischereiausübung, nicht aber die (öffentlich rechtliche) wasserrechtliche Unterhaltslast übertragen wurde. Das heisst, im möglicherweise erforderlichen Genehmigungsverfahren zur Frage der Zulässigkeit Habitat bezogener Maßnahmen der Hege ist der Unterhaltspflichtige, nicht aber der Fischereiausübungsberechtigte notwendiger Teilnehmer/Antragsteller.

Dies verdeutlichend § 38 WG Baden-Württemberg, indem der Gesetzgeber eine Duldungspflicht für den Fischereiberechtigten bzw. Fischereiausübungsberechtigten fest schreibt (ohne Anspruch auf Entschädigung).

Im praktischen Ergebnis kann man feststellen, dass in NRW (für die anderen Bundesländer siehe dort) fließende Gewässer, die fischereilich nutzbar sind, fast ausschließlich, was die Unterhaltslast betrifft, in öffentlicher Hand liegen. Im Zweifel sind dieses Kommunen, Wasserverbände u.ä. Anders sieht dies nur bei stehenden Gewässern (Teiche, Seen) aus, bei denen Eigentümer Träger der Unterhaltslast sein können, nicht aber zwingend sein müssen.

Im Hinblick auf das konkrete Gewässer ist es im Sinne der Hege im Zweifel unumgänglich ist, die Frage der Unterhaltslast über die zuständigen Wasserbehörden (in NRW Kreise, kreisfreie Städte) zu klären. Lediglich bei eindeutigen Fällen, ein solcher ist nur bei einem stehenden Gewässer denkbar, kann ohne Nachfrage bei der Behörde festgestellt werden, dass ein Eigentümer bzw. eine Eigentümergemeinschaft Träger der Wasserlast sein muss, zum Beispiel dann, wenn einem Fischereiausübungsberechtigten die ausschließliche Ausübung des Fischereirechtes an einem See übertragen wurde.

Hat sich ein Fischereiausübungsberechtigter sein Gewässer nicht nur über einen Fische-

reipachtvertrag gesichert, sondern das Seegrundstück auch als Land angepachtet, kann er dieses Land ebenso vertragsgemäß nutzen und gestalten. Das bedeutet, dass solche Maßnahmen des Habitatmanagements, die im Rahmen des Wasserrechtes als Nutzung zu klassifizieren sind, also keiner Genehmigung der Wasserbehörde bedürfen, gleichzeitig vertragsgemäßer Gebrauch des Grundstücks auf der Grundlage des Landpachtvertrages sind. Also besteht dann keine Notwendigkeit der Abstimmung mit dem Eigentümer, so er Träger der Unterhaltslast ist (siehe oben).

Gewässerunterhalt vs. Gewässerausbau

Die deutschen Wassergesetze unterscheiden zwischen genehmigungsfreiem Unterhalt und genehmigungsbedürftigem Gewässerausbau, ggfs. verbunden mit einem (umfangreichen und kostspieligen) Planfeststellungsverfahren.

Zentrale Frage ist hierbei, wo die Trennlinie zwischen genehmigungsfreien Maßnahmen im Rahmen der Unterhaltslast und genehmigungspflichtigen Maßnahmen des Gewässerausbau liegt. Eine solche Trennlinie klar und eindeutig zu ziehen, ist indessen schon deshalb fast unmöglich, weil gestaltende Maßnahmen geringen Umfangs zur Unterhaltung gerechnet werden und erst bei Überschreitung der sog. Wesentlichkeitsgrenze ein Gewässerausbau angenommen wird. Hinzu kommt, dass nach § 28 WHG die Gewässerunterhaltung neben der Pflege des Gewässers im Sinne einer Bestandswahrung auch auf die Entwicklung des Gewässers abzielt. Das bedeutet, dass der genehmigungsfreie Unterhalt nicht statisch (Gewässerpflege, Bewahrung des Status Quo, Verschlechterungsverbot) angesehen, sondern als beschränkt dynamisch (Gewässerentwicklung, Verbesserung) verstanden wird.

In diesem Sinne kann die Einrichtung von Flachwasserzonen (insbesondere bei ste-

henden Gewässern) als Maßnahme der Gewässerentwicklung unter der genannten Erheblichkeitsschwelle liegen, obwohl sie eine Veränderung des Gewässerzuschnitts zur Folge hat. Sie wäre also genehmigungsfrei. Andererseits aber kann z.B. die Einbringung von Totholz für sich betrachtet keine Umgestaltungsmaßnahme sein, aber in der Folge könnte eine hydromorphologische Veränderung (gerade in Fließgewässern) eintreten, die eine veränderte Fließrichtung des Gewässers oder eine veränderte Fließgeschwindigkeit etc. zur Folge haben, so dass Totholzeinbringung in der Konsequenz eine wesentliche Veränderung darstellen kann, die u.U. der Genehmigungspflicht und der Planfeststellung unterliegen kann.

Wie bereits ausgeführt worden ist, ist nicht immer einfach festzustellen, wann Veränderungen der Lebensräume an und um die Gewässer einer Genehmigung durch die zuständige Behörde verlangen und wann nicht. In Rheinland Pfalz äußert sich ein Dokument zur Wasserbewirtschaftung, das durchaus auch als auf andere Bundesländer übertragbar gehandhabt werden kann, wie folgt (https://www.gfg-fortbildung.de/web/images/stories/gfg_pdfs_ver/R_P/GE_aktuell/2011/11_gea_neustadt_v1_freudenberger.pdf):

Hiernach fallen unter die genehmigungsfreie Entwicklung des Gewässers im Sinne der Unterhaltung:

- Wiederherstellung des vorhandenen Zustands eines Gewässers und seiner Ufer in Bezug auf einen funktionierenden Wasserhaushalt und Sicherung unterhalb der Grenze zum Gewässerausbau.
- alle Maßnahmen einer funktionsadäquaten Gewässergestaltung bis unterhalb der Schwelle zur wesentlichen Umgestaltung.
- Wiederherstellung von Gewässern, die sich in naturfernen Zuständen befinden, als ökologisch funktionsfähige Gewässer.

- naturnahe Unterhaltungsweisen, die den Abfluss des Wassers in einer Weise steuern, dass sich in einem natürlichen Prozess ein guter ökologischer Zustand einstellen kann.
- Umweltgerechte Bepflanzung, soweit diese keine wesentlichen Auswirkungen auf das Gewässerbild oder dessen ökologischen Zustand erwarten lassen.

Fälle eines genehmigungspflichtigen Ausbaus hingegen werden wie folgt beschrieben:

- Veränderung des Gesamtprofils oder Bewirkung eines anderen Gepräges des Gewässers bestimmt sich nach den Gegebenheiten im Einzelfall. Beispiele sind:
 - Verlegen eines Gewässers
 - Vertiefen eines oberirdischen Gewässers
 - Entschlammung eines Sees mit der Folge der Vertiefung
 - Begradigung von Flüssen
 - Verbreitern von Gewässern, etwa Bächen
 - wesentliches Verändern eines Bachlaufs
 - Schaffen oder Beseitigen von Inseln
 - Schaffen eines Gewässerbetts für aus Quellen wild abfließendes Wasser
 - Bau von Talsperren
 - Erweiterung eines Bachs durch Teichanlagen

Die Wesentlichkeit der Umgestaltung bemisst sich an der Änderung des Zustands des Gewässers einschließlich seiner Ufer auf Dauer in einer für den Wasserhaushalt (Wasserstand, Wasserabfluss, Selbstreinigungsvermögen), für die Schifffahrt, für die Fischerei oder in sonstiger Hinsicht (z. B. Naturhaushalt, äußeres Bild der Landschaft) bedeutsamen Weise.

Gleicht man diese Beispiele mit den in Kapitel 6 vorgeschlagenen Maßnahmen ab, stellen sich diese durchgehend als das Ge-

wässer entwickelnde Maßnahmen im Rahmen des Gewässerunterhaltes dar. Selbst für die Schaffung von Flachwasserzonen gilt dies, weil der Umfang dieser Maßnahmen auf der Ebene der Hege in der Praxis wohl kaum zu einer wesentlichen Veränderung des Gewässerbildes und seiner Größe führt. Im Gegenteil stellt sich heraus, dass die hier angedachte Habitatverbesserung geradezu zugeschnitten ist auf den Ansatz des WHG, nämlich den Aufbau naturnaher Lebensbedingungen schon auf der Ebene des Gewässerunterhaltes. Dennoch ist in jedem Falle das Gespräch mit der Wasserbehörde im Einzelfall nötig, um abschließend zu klären, ob vorliegende Rechtsauffassung mit den lokalen Gegebenheiten korrespondiert.

7.5.2 Naturschutzrecht

Insbesondere bei der (Um)Gestaltung des Uferbewuchses oder der Ufer selbst können und werden sich ergänzend naturschutzrechtliche Fragen stellen. So bestimmt § 30 Landesnaturschutzgesetz NRW (Eingriffe in Natur und Landschaft) u.a.:

Als Eingriffe gelten insbesondere

- 2. Aufschüttungen und Abgrabungen ab 2 Metern Höhe oder Tiefe auf einer Grundfläche von mehr als 400 Quadratmetern,*
- 5. die Herstellung oder wesentliche Umgestaltung von Gewässern oder ihrer Ufer, sofern das Vorhaben nicht einer ökologischen Verbesserung zur Erreichung der Ziele nach § 27 des Wasserhaushaltsgesetzes vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 320 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist, dient, sowie die Beseitigung von Gewässern,*
- 6. die Zerstörung oder sonstige erhebliche oder nachhaltige Beeinträchtigung der nach dem Bundesnaturschutzgesetz oder nach diesem Gesetz oder auf Grund des Bundesnaturschutzgesetzes oder dieses Gesetzes geschützten Flächen und Objekte,*

7. die Beseitigung von Hecken, Feld- und Ufergehölzen, Baumreihen und Baumgruppen, soweit sie prägende Bestandteile der Landschaft sind, des Weiteren die Beseitigung von Kleingewässern mit einer Fläche von mehr als 100 Quadratmetern.

Andererseits liegt ein Eingriff nach Abs. 2 in der Regel u.a. nicht vor bei :

2. Unterhaltungsmaßnahmen auf Grund rechtlicher Verpflichtungen; bei der Gewässerunterhaltung gilt dies nur, sofern sie der ökologischen Verbesserung zur Erreichung der Ziele nach § 27 des Wasserhaushaltsgesetzes dient,

3. die Beseitigung von durch Sukzession oder Pflege entstandenen Biotopen oder Veränderungen des Landschaftsbilds auf Flächen, die in der Vergangenheit rechtmäßig baulich oder für verkehrliche Zwecke genutzt waren, bei Aufnahme einer neuen oder Wiederaufnahme der ehemaligen Nutzung (Natur auf Zeit)

Bei den hier zur Rede stehenden Maßnahmen handelt es sich also durchweg um solche, die als wasserrechtliche Unterhaltungsmaßnahmen der ökologischen Verbesserung dienen, also den Zielen des § 27 Wasserhaushaltsgesetz entsprechen. Sie stellen also in der Regel keinen Eingriff dar, der einer Genehmigung der Naturschutzbehörde bedürfte. Im Übrigen ist darauf hinzuweisen, dass in einem Beratungsverfahren mit der Wasserbehörde die Naturschutzbehörde zu beteiligen ist, so dass ausstehende Fragen vor Ort mit den Behörden allumfassend geklärt werden können. Es bietet sich also an, vor der Umsetzung entsprechender Habitatverbessernde Maßnahmen sowohl mit den Wasser- als auch den Naturschutzbehörden Kontakt aufzunehmen und die Durchführbarkeit und Genehmigung zu besprechen.

7.5.3 Finanzielle Fördermöglichkeiten

Maßnahmen zur Renaturierung von Gewässern werden unter anderem von den Län-

dern durch Gewährung von Zuwendungen auf der Basis entsprechender Förderprogramme/ -richtlinien finanziell unterstützt. Sie beziehen sich im Schwerpunkt auf Fließgewässer. Zuwendungsempfänger sind hierbei die Träger der Unterhaltslast. Das heißt, die Förderprogramme sind (praktisch ausschließlich) an öffentliche Institutionen adressiert. Ebenso sind die Förderprogramme eher auf fließende Gewässer zugeschnitten, da es dem Staat vor allem um die Erreichung der Zielvorgaben der WRRL geht.

Selbstverständlich können sich insbesondere Angelvereine an solchen Projekten beteiligen und haben dies auch in sehr engagierter Form in vielen Fällen insbesondere durch umfangreichen Personaleinsatz oder die Einbringung von Sachmitteln getan (was auch insoweit interessant ist, als dieser Einsatz als berücksichtigungsfähiger geldwerter Aufwand für die Aufbringung des Eigenanteils berücksichtigungsfähig ist).

Unabhängig davon ist die Kontaktierung nicht nur der zuständigen Wasserbehörde zwecks Klärung von Genehmigungsnotwendigkeiten, sondern ebenso die Kontaktierung der Kommune bei Planung einer Habitatmaßnahme immer anzuraten, weil einzelne Kommunen regelmäßig Gelder für lokale Naturschutzprojekte zur Verfügung stellen.

Die Wassergesetze der einzelnen Länder sind im Hinblick auf Fragen des Eigentums, zur Frage der Träger der Unterhaltslast derartig unterschiedlich konfiguriert, dass Fischereiausübungsberechtigten, die Maßnahmen zur Verbesserung des Habitats umsetzen wollen, dringend zu empfehlen ist, die nach jeweiligem Landesrecht zuständige Wasserbehörde zu konsultieren. Welche Behörde dies ist, kann sehr einfach über das jeweilige Gesetz festgestellt werden.

Hinzu kommt, dass zusätzlich auch der jeweilige Eigentümer des Wassergrundstücks

oder der am Ufer des Gewässers befindlichen Liegenschaft befragt werden muss, da sich Veränderungen des Uferbewuchses auch auf an das Gewässergrundstück anschließende Grundstücke erstrecken können. Hilfreich insoweit ist ein Blick ins Liegenschaftskataster.

Von Habitat aufwertenden Maßnahmen profitieren in der Regel ganze Lebensgemeinschaften über die Fische hinaus. In der Sache können sie nicht in Konflikt geraten mit Wasserrecht und Naturschutzrecht. Sie sind als Entwicklungsmaßnahmen im Rahmen des Gewässerunterhaltes (meist) genehmigungsfrei. Maßnahmen zur Renaturierung von Gewässern oder zur Revitalisierung werden entsprechend von den Ländern durch Gewährung von Zuwendungen auf der Basis entsprechender Förderprogramme/ -richtlinien finanziell unterstützt. Die Kontaktierung der Wasserbehörden, in der Folge auch der Naturschutzbehörden, wird gleichwohl stets empfohlen, nicht nur aus Gründen der Rechtssicherheit, sondern auch zur Klärung der Frage, ob im Hinblick auf die Kosten finanzielle Beteiligungsmöglichkeiten bestehen.

gute hegerische Begründung und ein Beitrag zum Hegeziel vorliegen.

- Hegetreibende können die meisten Besatzentscheidungen selbstständig treffen. Besatz sollte immer sorgfältig gegenüber Alternativen abgewogen werden und vor allem bei einem nachgewiesenen Rekrutierungsdefizit zum Einsatz kommen.
- Es gibt rechtlich kaum Einwände auch gegen das Einsetzen größerer Satzfrische, wenn es ökologisch angeraten ist.
- Die Durchführung Habitatverbessernder Maßnahmen ist in der Regel ebenso möglich, verlangt aber eine bürokratische Klärung im Einzelfall im Benehmen mit Wasser- und Naturschutzbehörden. Einfache Lebensraum aufwertende Maßnahmen sind meist genehmigungsfrei, insbesondere in stehenden Gewässern.

Schlussfolgerungen und abschließende Hinweise

- Das vorliegende Hegekonzept ist ganz überwiegend mit dem herrschenden Fischerei-, Tierschutz-, Naturschutz-, und Wasserrecht in Einklang zu bringen.
- Hegetreibende sind insbesondere befugt, im Rahmen der Hegepflicht Veränderungen von gesetzlichen Mindeststandards bei Fischschnonbestimmungen, Schnonzzeiten, Schnonmaßen usw. sowie Besatz durchzuführen.
- Einführung von Innovationen wie Entnahmefenstern riskieren nicht, mit dem Tierschutzgesetz oder dem Fischereigesetz in Konflikt zu geraten, solange eine

8 Einführung in die Besatzfisch-Hegeplanungssoftware

Tobias Rapp & Robert Arlinghaus

Abschließend soll eine Software vorgestellt werden, die als Planungsmittel zur Abwägung der Vor- und Nachteile verschiedener Hegevorgehen im Rahmen der lernfähigen Hege und Pflege (Kapitel 2) eingesetzt werden kann. Insbesondere dient die Software, die auf Deutsch und auch auf Englisch verfügbar ist, der Analyse der wahrscheinlichen sozialen, ökologischen und wirtschaftlichen Auswirkungen von Besatz und unterschiedlicher Schonbestimmungen. Die Software kann unter folgenden Links umsonst heruntergeladen und lokal auf dem PC installiert werden:

- <http://www.ifishman.de/praktikerinfo/software-hegeplanung/>
- <http://besatz-fisch.de/content/view/92/89/lang,german/>

8.1 Allgemeine Einführung

Die Grundlage der Hegeplanungssoftware bildet ein bio-ökonomisches Simulationsmodell auf Basis von Johnston et al. (2015), das auf Besatz erweitert wurde und an anderer Stelle im Detail nachzulesen ist (Johnston et al., unpubliziertes Manuskript, Download auf www.besatz-fisch.de als Teil des Softwarepakets, Abbildung 31). Das Modell ist ein Einzelarten- und Einzelgewässer- bzw. Einzelgewässerabschnittmodell. Der in diesem Gewässer (bzw. Gewässerabschnitt bei Flüssen) wachsende Fischbestand wird von Anglern genutzt, die dynamisch in ihrem Aufwand auf sich ändernde Gewässer- und Fangbedingungen reagieren (Abbildung 29, Abbildung 31). Die maximale Angleranzahl wird vom Anwender der Software vorgegeben; je nach Gewässer- und Fischereizustand angeln im Modell ein Teil

der Angler (je besser die Fangqualität, desto mehr wird geangelt). Aus der im Modell ablaufenden Wechselbeziehung zwischen Angelaufwand und Veränderung des Fischbestandes entstehen dynamische Veränderungen von Fischbestand, Größenstruktur und Fangaussicht. Diese erreichen im Modell nach einigen Jahren einen neuen Gleichgewichtszustand und ändern sich dann nicht mehr. Bewertet wird am Ende dieser neue Gleichgewichtszustand.

Das Fischpopulationsmodell ist größen- und altersstrukturiert; es integriert mehrere dichteabhängige Prozesse (Wachstum, Rekrutierung, vgl. Kapitel 1) und die größenabhängige Sterblichkeit (Abbildung 4 in Kapitel 1). Durch die Modifikation der Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung (Abbildung 9 in Kapitel 1) können Simulationen auch für verschiedene Gewässerzustände (gute bis schlechte Laichbedingungen) bzw. unterschiedliche Grade der Sterblichkeit von Jungfischen (z. B. als Folge unterschiedlicher Kormoranandrücke) dargestellt werden. Auch können unterschiedliche individuelle Wachstumsraten der zu modellierenden Bestände variabel eingestellt werden, die z. B. aus Unterschieden in dem Nährstoffgehalt zwischen einzelnen Gewässern erwachsen können. Die Angler reagieren im Angelaufwand dynamisch auf Änderungen der Gewässer- und Fischereiqualität. Das Anglerverhalten wird von mehreren Faktoren (Zahl der Angler, Fangaussicht, Art der Fangbeschränkung usw.) bestimmt (Abbildung 30); die entsprechenden Parameter sind an niedersächsischen Vereinsanglern empirisch erhoben worden (Arlinghaus et al. 2014). Entsprechend wird realistisches Anglerverhalten im Sinne der Aufwandsdynamik simuliert. Die Parameter zur Fischpopulationsdynamik entsprechen der maßgeblichen Literatur und inte-

grieren Besatzfisch-Studien an deutschen Gewässern. Repräsentiert werden mehrere Fischarten, die sich entweder natürlich fortpflanzen (z. B. Hecht, Zander, Brassen) oder

nicht natürlich rekrutieren (z. B. Regenbogenforelle, Karpfen, Aal in stehenden Gewässern). Die Wachtums- und Sterbeprozesse entsprechen dem Stand des Wissens und akzeptierten Zusammenhängen (z. B. exponentieller Abfall der Sterblichkeit mit zunehmender Fischlänge, da die Fische zunehmend „raubfischfest“ werden, Abbildung 4). Interaktionen zwischen den Arten finden nicht explizit statt (Einzelartenmodell). Es werden verschiedene Fischarten einzeln simuliert, die von verschiedenen Anglertypen genutzt werden. Der Anwender kann bei den Anglern entweder einen „Durchschnittsanglertypen“ voreinstellen oder aber bis zu drei unterschiedliche Anglertypen einzeln oder als Mischung auswählen (Angelspezialist bis Generalist).



Abbildung 29: Allgemeines Prinzip der Wechselbeziehung zwischen Fischbestand und Angleraufwand im Modell. Angler reagieren auf Änderungen der Gewässerbedingungen durch Änderungen der Zufriedenheit, die als Folge veränderte Fangaufwände hervorbringt, bis das Modell in das befischte Gleichgewicht übergeht. Bewertet wird dann die Angelqualität anhand der dann herrschenden mittleren Anglerzufriedenheit.

Die unterschiedlichen Anglertypen haben unterschiedliche Vorlieben und Präferenzen (Abbildung 30). Entsprechend unterschiedlich reagieren sie auf herrschende Fangbestim-



Abbildung 30: Merkmale der Gewässer und der Fänge, die auf Anglernutzen und -zufriedenheit Einfluss ausüben und als Folge den Angelaufwand mitbestimmen (das führt zu dynamischem Angelverhalten in Abhängigkeit der Merkmalsausprägung). Die relative Bedeutung der einzelnen Attribute für die Entscheidung, angeln zu gehen, variiert je nach Anglertyp. Ein Spezialist wird der Fischlänge mehr Bedeutung beimessen als ein Generalist. Im Modell sind für jede Fischart im Expertenmodus drei Anglertypen auswählbar (Spezialist, fangorientierter Angler, Gelegenheitsangler).

mungen oder auf durch die Hege (z. B. Besatz) im Modell ausgelöste Veränderungen der Fangaussicht und entsprechend unterschiedlich zufriedenen sind die Angler im befischten Gleichgewicht (Abbildung 31). Insofern bildet das Modell vergleichsweise realistische Bedingungen an den Gewässern ab, da unterschiedliche Anglertypen unterschiedliche Ziele und Angelarten kennzeichnen.

Das Anglerverhalten wird von einer sogenannten „multikriteriellen Nutzenfunktion“ gesteuert. Mit anderen Worten: Ein ganzes Bündel von (fang- und nichtfangabhängigen) Faktoren (Abbildung 30) bestimmt den erwarteten Nutzen, die Zufriedenheit und als Folge die Wahrscheinlichkeit, angeln zu gehen. Details finden sich in Arlinghaus et al. (2014). Der Vorteil des Rückgriffs auf eine ökonomisch geschätzte Nutzenfunktion zur Beschreibung der Anglervorlieben (Arlinghaus et al. 2014) liegt einerseits darin, dass von Anglertyp zu Anglertyp variierende Erwartungen adäquat abgebildet werden. Andererseits kann der sich nach vielen Jahren einstellende Gleichgewichtszustand mit der Nutzenfunktion auch sozial und

ökonomisch im Sinne des Hegeerfolgs über die dann eingetretene Anglerzufriedenheit bewertet werden (Abbildung 31). Es ist also möglich, die Qualität des Angelerlebnisses als Reaktion auf Veränderungen von Besatz oder Entnahmebeschränkungen quantitativ in Anglerzufriedenheitseinheiten zu bewerten. Die ansonsten schwierig zu vergleichende „Anglerzufriedenheit“ kann durch die zum Einsatz gekommene Messmethodik auch in Euro dargestellt werden, um sie den Hegekosten gegenüberzustellen (Abbildung 31). Durch diese Innovation erlaubt das gekoppelte sozial-ökologische bzw. bio-ökonomische Modell die Simulation der Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen (Besatz, Schonbestimmungen) auf Merkmale des Fischbestands (Fischdichte, Länge der Fische), der Fänge (Fangrate, Aussicht auf den Fang großer, kapitaler Fische) und insgesamt auf die Anglerzufriedenheit. Diese wird neben den Fängen wie gesagt auch von der Zahl der Angler (überfüllte Gewässer), den herrschenden Schonbestimmungen (kann ich Fische mitnehmen oder nicht?) usw. beeinflusst. Nicht zuletzt ermöglicht das Modell auch Kosten-

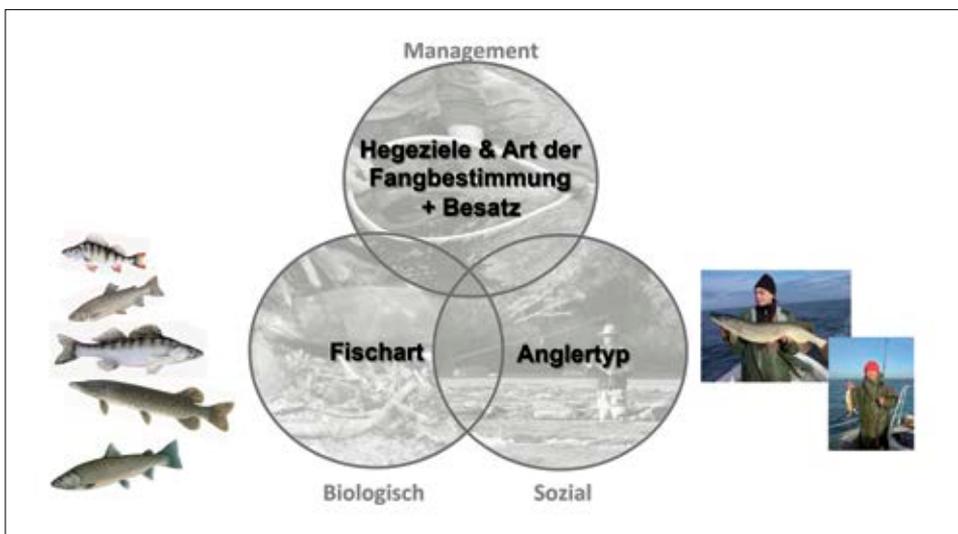


Abbildung 31: Grundsätzlicher Zusammenhang zwischen biologischen, sozialen und bewerteten (Management-)Komponenten im bio-ökonomischen Modell.

Nutzen-Analyse. Es können also Hegemaßnahmen, die Geld kosten (Besatz), auf ihre ökonomische Effizienz im Sinne des Beitrags zur Anglerzufriedenheit im Verhältnis zum Geldeinsatz geprüft werden (Abbildung 32).

Bedeutsam ist auch, dass im Modell alle relevanten fischereilichen Sterblichkeiten integriert sind, so z. B. die Haksterblichkeit nach dem Zurücksetzen bei hohen Mindestmaßen. Man kann theoretisch auch Regelverstöße simulieren (Johnston et al. 2015), was aber in vorliegender Anwendung nicht geschieht. Es wird außerdem vereinfachend angenommen, dass alle Anglertypen sich nur in den Vorlieben, nicht aber in ihren Angelfertigkeiten unterscheiden.

Der grundsätzliche Ablauf der Simulation ist der folgende (Abbildung 32):

- Der Anwender definiert die Fischart, das Angleraufkommen und die Hegemaßnahmen, die auf ihre Effizienz geprüft werden sollen.

- Für jede Ausprägung der Hegemaßnahmen (Besatzmenge A der Fischgröße B oder Mindestmaß Ausprägung A, B, C usw.) wird bei einem vorgegebenen maximalen Angeldruck und bei einer vorgegebenen Verteilung der Anglertypen simuliert, wie sich in jedem Zeitschritt die zuvor unbefischte Fischpopulation in Reaktion auf die Entnahme verändert.
- In jedem Zeitschritt ändert sich die Häufigkeit und damit die Fangerwartung, die Größe der Fische usw. Das hat im nächsten Zeitschritt Konsequenzen für den Fangaufwand und damit für die Attraktivität des Gewässers für Angler.
- Je nach erwartetem Nutzen angeln im nächsten Zeitschritt mehr oder weniger Angler, was wiederum auch die soziale Attraktivität des Gewässers beeinflusst. Entsprechend ändert sich wieder der Angeldruck und folglich die fischereiliche Sterblichkeit sowie damit verbunden die Merkmalsausprägung der Fischpopulation (Dichte, Größenstruktur usw.). Geschützte Fische (z. B. bei der Simu-

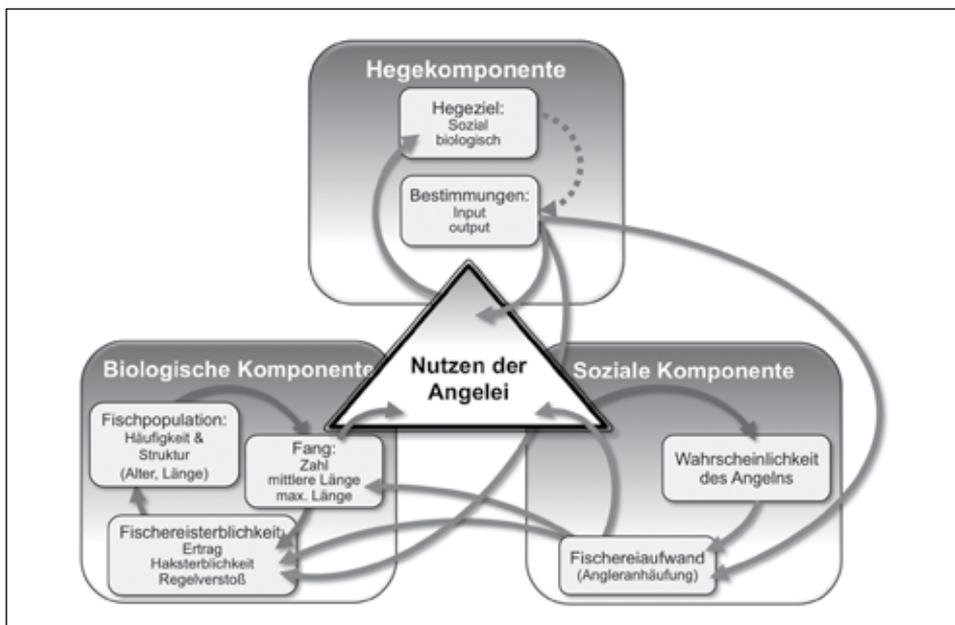


Abbildung 32: Ablauf der Wechselbeziehungen im Modell.

lation großer Mindestmaße) werden zurückgesetzt und erfahren eine gewisse Haksterblichkeit im Einklang mit Literaturhinweisen (z. B. Hühn & Arlinghaus 2011).

- Das Vorgehen wird wiederholt, bis sich die Fisch- und Anglerpopulation in einem neuen (befischten) Gleichgewicht befindet. Das dauert in der Regel 10 bis 20 Jahre.
- Dieser Gleichgewichtszustand wird abschließend sozio-ökonomisch und ökologisch evaluiert. Dazu stehen dem Anwender eine Reihe von Metriken und Variablen zur Verfügung (Fischdichte, Größe der Fische, Fangwahrscheinlichkeit großer Fische, Anglerzufriedenheit, Nettonutzen usw.). Diese Variablen entsprechen Hegezielen und variieren zwischen rein naturschutzfachlichen Zielen (Fischhäufigkeit) und rein sozialen (zufriedene Angler) oder ökonomischen Zielen (Nettonutzen = Nutzen – Kosten der Maßnahme).

8.2 Anwendbarkeit in der Hegeplanung

Der Anwender muss sich sehr gut über die Stärken und Schwächen des Modells im Klaren sein. Wofür ist das Modell geeignet und welche Aussagen sind nicht möglich oder mit großer Vorsicht zu genießen?

- Das Modell dient dazu, langfristig (in sagen wir 10-15 Jahren) erwartbare Wirkungen unterschiedlicher Hegevorgehen **im Vergleich zueinander** darzustellen. Langfristig meint einen Zeitraum nach Änderung einer Hegemaßnahmen, der mindestens der Generationszeit der befischten Art entspricht. Man kann also sehen, ob z. B. ein Besatz der Größe A bei Menge B andere Wirkungen (auf Dichte, Fänge, Anglerzufriedenheit usw.) hat als eine Bewirtschaftung mit Schonmaß-
- nahmen wie Mindestmaßen, Entnahmefenstern oder täglichen Entnahmebeschränkungen.
- Das Modell erlaubt in erster Linie **qualitative** Aussagen zur Wirksamkeit (Maßnahme A erhöht Fänge mehr oder weniger als Maßnahme B) verschiedener Hegebestimmungen bzw. Hegemaßnahmen, insbesondere zur relativen Wirksamkeit von verschiedenen Entnahmebeschränkungen zueinander bzw. von Fischbesatz unterschiedlicher Konfiguration im Vergleich zu Entnahmebestimmungen.
- Das Modell erlaubt **systematische Effekte** bestimmter wesentlicher biologischer und sozialer Prozesse abzubilden, z. B. systematische Effekte der Veränderung der Laichqualität, systematische Unterschiede in der relativen Fitness von Satz- und Wildfischen und die systematischen Effekte der Veränderung der Anglerzusammensetzung im Sinne der vorherrschenden Anglertypen.
- Das Modell kann dazu genutzt werden, die relative Wirksamkeit von Hegemaßnahmen **nach unterschiedlichen Zielen und damit verbundenen Kriterien** (ökologisch, naturschutzfachlich und sozio-ökonomisch) abzubilden (Abbildung 52).
- Das Modell ist ganz allgemein ein **hypothesengenerierendes Instrument**, das in der lernfähigen Hege und Pflege vor allem beim Schritt „Maßnahmenplanung“ eingesetzt wird (siehe Kapitel 1.2, Abbildung 52). Das Modell erlaubt es, wahrscheinlich (!) erfolgversprechende Maßnahmen im Vorfeld zu identifizieren, die dann ggf. in der Praxis überprüft werden. Das Modell dient auch dazu, gänzlich ungeeignete Vorgehensweisen zu bestimmen, die bei der künftigen Entscheidung für oder wider bestimmte Hegestrategien keine Rolle mehr spielen (sollten).

Nichtanwendbarkeit des Modells

- Das Modell ist nicht geeignet, konkrete Aussagen zu kurzfristigen Populations- oder Angeleffekten abzuleiten, die morgen oder im nächsten Jahr an einem Gewässer als Resultat der Hege zu erwarten sind.
- Das Modell ist nicht geeignet, **quantitative** Prognosen zu realisieren, im Sinne von „Bei einem Mindestmaß von 65 cm sollten in meinem See 45,3 Hechte pro Hektar zu erwarten sein“. Die quantitativen Prognosen sind allesamt nicht belastbar, weil das Modell nicht alle lokalen Besonderheiten bei der Variablen- und Parameterauswahl berücksichtigen kann. Das Modell ist ausschließlich auf **qualitative** Vergleiche zwischen unterschiedlichen Hegemaßnahmen zu begrenzen (z. B. im Vergleich zu steigenden Mindestmaßen führt steigender Besatz zu höherer Anglerzufriedenheit). Diese qualitativen Aussagen sind dann aber vergleichsweise robust.
- Das Modell kann das Experiment in einem Gewässer nicht ersetzen, es kann Experimente vor informieren und motivieren (= Hypothesen- und Erwartungengenerierendes Verfahren).

Da es sich vor allem um qualitative Aussagen handelt, die das Modell und die darauf basierende Software liefert, soll von Anfang an verhindert werden, dass der Anwender sich bestimmte ganz konkrete Konfigurationen von Hegebestimmungen (Mindestmaße der Ausprägung XY cm) oder Besatzgrößen oder -mengen anschaut. Daher wird in der Umsetzung der Software Wert darauf gelegt, dass das Modell in allen Fällen ganze Bereiche an Hegemaßnahmen simuliert, die fast immer in direktem Vergleich zueinander grafisch präsentiert werden (Besatz unterschiedlicher Menge im Vergleich zu einem Bereich an variablen Mindestmaßen). So wird der Anwender „gezwungen“, sich

qualitative Phänomene über eine breiten Ausprägung der jeweiligen Hegemethode anzusehen. Unter dieser Voraussetzung ist die Anwendbarkeit und Aussagekraft des Modells als belastbar einzuschätzen.

8.3 Vorstellung der Benutzeroberfläche

Die Hegeplanungssoftware simuliert die relative Wirksamkeit von Fischbesatzmaßnahmen unterschiedlicher Ausprägung in Bezug auf Satzfishgröße und Besatzmenge im Vergleich zu verschiedenen Entnahmebeschränkungen (Mindestmaße, Entnahmefenster oder tägliche Entnahmebeschränkungen). Hierfür stehen zwei Benutzeroberflächenmodi zur Verfügung: ein Standardmodus (Kapitel 8.3.1) und ein Expertenmodus (Kapitel 8.3.2).

8.3.1 Standardmodus

Der Standardmodus ist für diejenigen Anwender vorgesehen, die ganz allgemein für verschiedene Fischarten und Angleraufkommen (von Durchschnittsanglern) Kenntnisse über die relative Wirksamkeit verschiedener Hegemaßnahmen in Bezug auf verschiedene Hegezielvariablen (Dichte von Fischen, Fangmengen, Kosten-Nutzen-Verhältnisse usw.) erhalten wollen. Der Standardmodus benötigt keine detaillierten Kenntnisse oder Entscheidungen seitens des Anwenders über die lokal herrschenden anglerischen oder fischereilichen Bedingungen. Der Anwender wählt lediglich die Fischart und einen spezifischen, maximalen Anglerdruck in Angler pro Hektar sowie die ihn interessierende Art der Analyse und die darzustellenden Hegezielvariablen aus. Daraufhin können artspezifische Simulationen zu den Wirkungen der verschiedenen Hegeverfahren angestellt werden.

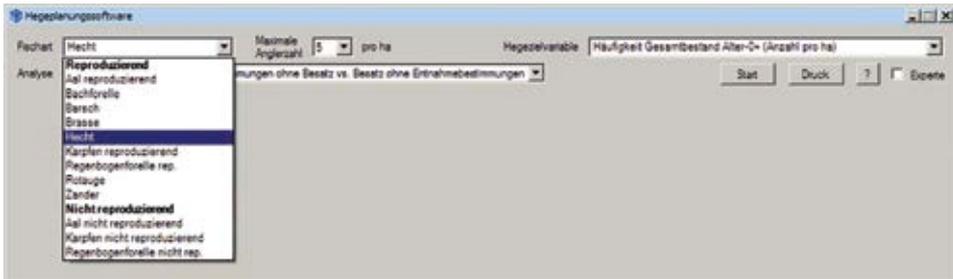


Abbildung 33: Darstellung der Benutzeroberfläche des Standardmodus und der Schaltfläche für die Auswahl der Zielfischart.



Abbildung 34: Darstellung der Benutzeroberfläche des Standardmodus und Schaltfläche für die Auswahl der maximalen Anglerzahl pro Hektar.

Auswahl der zu simulierenden Fischart

Die Hegeplanungssoftware ermöglicht Simulationen für verschiedene Fischarten: Aal, Bachforelle, Barsch, Brasse, Hecht, Karpfen, Regenbogenforelle, Rotauge und Zander (Abbildung 33). Im Modell wird für alle Arten eine natürliche Reproduktion im gehegten Gewässer angenommen. Zusätzlich gibt es für die Arten Aal, Karpfen und Regenbogenforelle die Möglichkeit, einen sich nicht natürlich im gehegten Gewässer reproduzierenden Bestand zu simulieren.

Auswahl des maximalen Angleraufkommens am Gewässer bzw. Gewässerabschnitt

Der Nutzer der Software hat die Möglichkeit, im Standardmodus aus vier voreingestellten Angeldrücken auszuwählen. Diese Angeldrücke bestimmen die maximale Angleranzahl je Hektar. Die Angler haben Vorlieben und angeln wie der Durchschnittsangler niedersächsischer Angelvereine (Arlinghaus et al. 2014). Je nach Zustand und Qualität der Fischerei wird ein geringerer Anteil als der maximal vorgegebene am Ge-

wässer angeln. Zur Auswahl stehen maximal 1, 5, 10 und 20 Angler pro Hektar (Abbildung 34). Diese Angleraufkommen stellen die für Deutschland typischerweise nachgewiesenen Angleraufkommen je Hektar in Angelvereinsgewässern dar; meistens liegen die durchschnittlichen Angleraufkommen je Hektar bei bis zu zehn Anglern (vgl. Senger 2015). Bei der Auswahl des Angeldrucks ist zu berücksichtigen, dass im Modell eine Vorannahme zugrunde liegt: Ein Angler angelt pro Angeltag im Mittel drei Stunden und pro Jahr maximal 20 Tage à drei Stunden. Im befisheten Gleichgewicht werden meist nur 30 – 50 % des maximal möglichen Angeldruck realisiert werden (statt z. B. 5 Angler je Hektar multipliziert mit 20 Tagen und 3 Angeltunden pro Tag = 300 Jahresanglerstunden je Hektar maximal möglich, ist die tatsächliche Angelzeit z. B. bei einer Realisierung von nur 50 % des maximal möglichen nur 150 Angelstunden je Hektar, wie viel tatsächlich geangelt wird, hängt von der lokalen Angelqualität und damit auch von der Wirksamkeit der Schonbestimmungen bzw. von Besatz ab).

Auswahl der Hegezielvariablen

Die Hegeplanungssoftware bietet die Möglichkeit, die Effekte von Fischbesatz und Entnahmebeschränkungen auf insgesamt zwölf verschiedene Hegezielvariablen darzustellen (Abbildung 35). Die unterschiedlichen Zielvariablen repräsentieren dahinterliegende Hegeziele und machen diese messbar. Beispielsweise repräsentiert die Menge an Fischen im Bestand, die als Resultat einer Hegemaßnahme entsteht, ein ökologisches oder naturschutzfachliches Ziel. Hingegen stellen die vom Bestand produzierten Fangraten der Angler ein soziales Ziel dar. Der Anwender kann auswählen zwischen ökologischen/naturschutzfachlichen Hegezielvariablen (die die Entwicklung des Fischbestands abbilden), sozialen Zielen (die die Fangqualität und Anglerzufriedenheit abbilden) sowie ökonomischen Zielen (die den kosteneffizienten Einsatz von Vereinsmitteln und die Nettotonnen der Hegemaßnahmen abbilden). Mithilfe der verschiedenen Hegezielvariablen kann der Anwender auch Zielkonflikte studieren. Beispielsweise ist es möglich, dass eine bestimmte Hegemaßnahme (z. B. intensiver Besatz von großen Fischen) zwar hohe bestandssteigernde Effekte hat, gleichzeitig aber zu solch hohen Kosten führt, dass die Nettotonnen für den Verein negativ werden. Alle Hegezielvariablen stellen die Situationen im *befischten Gleichgewicht* dar, das heißt, sie repräsentieren langfristig (mindestens

zehn Jahre nach Maßnahmenumsetzung) im Durchschnitt erwartbare Resultate.

Ökologische/naturschutzfachliche Variablen

- Die Variable **Häufigkeit Gesamtbestand Alter-0+ (Anzahl pro ha)** gibt die zahlenmäßige (numerische) Häufigkeit aller Fische der Zielart im Gewässer pro Hektar an (Altersklasse-0 und älter).
- Die Variable **Häufigkeit Laichfischbestand Alter-2+ (bis 7+) (Anzahl pro ha)** gibt die zahlenmäßige (numerische) Häufigkeit aller laichreifen bzw. adulten Fische der Zielart je Hektar im Gewässer an. Das Alter der laichreifen Fische variiert je nach Zielart zwischen Alter 2 und älter (durch das „+“ symbolisiert) und Alter 7 und älter (+) (Tabelle 8). Bei nichtreproduzierenden Arten ist der Begriff „laichreif“ etwas irreführend und meint hier den Bestand erwachsener (adulter), fangreifer Fische.
- Die Variable **Biomasse Gesamtbestand Alter-0+ (kg pro ha)** gibt die Biomasse aller Fische der Zielart in kg je Hektar im Gewässer an. Das Alter der laichreifen Fische variiert je nach Zielart zwischen Alter 2 und älter (+) und Alter 7 und älter (+) (Tabelle 7).
- Die Variable **Biomasse Laichfischbestand Alter-2+ (bis 7+) (kg pro ha)** gibt die Biomasse aller laichreifen Fische der Zielart im Gewässer in kg je Hektar an. Das Alter der laichreifen Fische variiert je nach Zielart zwischen Alter 2 und älter (+) und Alter 7 und älter (+) (Tabelle 7).



Abbildung 35: Darstellung der Benutzeroberfläche des Standardmodus und Schaltfläche für die Auswahl der Hegezielvariablen.

Table 8: Ungefähres Alter der Fische bei Erreichen der Laich- bzw. der Fangreife. Das im Modell tatsächlich geltende Alter bei Eintritt in die Geschlechtsreife ist abhängig von den herrschenden Wachstumsbedingungen (vor allem Dichte an Konkurrenten) und der erreichten Fischlänge; es variiert entsprechend zwischen einzelnen Modellläufen. Die Laichreife hat im Modell keine biologische Konsequenz bei Arten, die im Modell als nichtreproduzierend angenommen werden (Aal, Karpfen, Regenbogenforelle). Hier ist die Laichreife als Fangreife („maßig“ bzw. entnahmefähig) aufzufassen. Das Maß dient vor allem der Definition von Unterschranken des Mindestmaßes bei reproduzierenden Beständen sowie zur Visualisierung und längenbasierten Einschätzung ausgewählter Ergebnisse. Zusätzlich wird die Reifungslänge im Vergleich zum im Modell bei einigen Einstellungen angenommenen kleinsten Mindestmaß dargestellt; der Anwender kann im Modell die Mindestmaße variabel modellieren, auch kleinere als das hier angegebene untere Mindestmaß, das nur für bestimmte Modellszenarien gilt.

Fischart	Alter	Länge bei Eintritt in die Geschlechtsreife (cm)	Unteres Mindestmaß
Aal	7	66 bis 75 cm	42 cm
Bachforelle	3	26 bis 28 cm	38 cm
Barsch	4	18 bis 20 cm	23 cm
Brasse	5	23 bis 26 cm	34 cm
Hecht	2	37 bis 41 cm	50 cm
Karpfen	2	28 bis 52 cm	46 cm
Regenbogenforelle	3	33 bis 42 cm	40 cm
Rotauge	3	14 bis 19 cm	21 cm
Zander	3	37 bis 41 cm	43 cm

Soziale Variablen

- Die Variable **Numerischer Gesamtertrag (Anzahl pro ha und Jahr)** gibt die Anzahl der gefangenen und von den Anglern des Vereins aus dem Zielgewässer entnommenen Fische pro Hektar und Jahr an.
- Die Variable **Biomasse Gesamtertrag (kg pro ha und Jahr)** gibt die Biomasse aller über das Jahr gefangenen und von den Anglern des Vereins aus dem Zielgewässer entnommenen Fische der Zielart an.
- Die Variable **Mittlere stündliche Fangrate (Anzahl pro Angelstunde)** gibt die mittlere stündliche Fangrate der Zielart je Angler an.
- Die Variable **Mittlere tägliche Fangrate (Anzahl pro Angeltag)** gibt die tägliche Fangrate der Zielart an (unter der Annahme, dass ein Angeltag drei Stunden dauert).
- Die Variable **Wahrscheinlichkeit des Fangs kapitaler Fische (pro Angeltag)**

- gibt die Wahrscheinlichkeit für den Fang eines kapitalen Fisches der Zielart je Angeltag (von drei Stunden Länge) an. Die Definition der Größe eines kapitalen Fisches im Modell findet sich in Tabelle 9.
- Die Variable **Mittlere Anglerzufriedenheit (Euro pro ha)** stellt ein in Euro bewertetes Maß der Qualität des Angelerlebnisses dar. Die Bewertung der Angelqualität folgt mehreren Merkmalen wie Fangrate, Größe der gefangenen Fische, herrschende Fangbestimmungen und Menge an Anglern im Gewässer. Die Berechnung folgt einem sogenannten ökonomischen Wahlmodell, das erlaubt, die nur schwer zwischen einzelnen Anglern vergleichbare Einheit „Anglernutzen“ oder „Anglerzufriedenheit“ in Wert zu setzen und in Euro darzustellen. Diese Inwertsetzung erfolgt durch den Abgleich des vom Angeln generierten Nutzens mit dem Nutzenverlust, den Angler erfahren, wenn sie

z. B. weite Anreisewege haben oder hohe Angelkartenpreise zahlen müssen. Details zu den Berechnungsgrundlagen finden sich in Johnston et al. (2010, 2015), für ein Beispiel aus der Aalangelei siehe Dorow et al. (2010) und Beardmore et al. (2011).

Ökonomische Variablen

- Die Variable **Kosten je rekrutiertem Laichfisch Alter 2+ (bis 7+) (Euro pro Fisch)** errechnet sich aus den Kosten des Fischbesatzes (Entnahmebeschränkungen haben keine monetären Kosten) in Bezug auf die Anzahl der Fische, die die Laichreife bzw. die Fangreife erreichen (Kosten pro rekrutierter Laichfisch = Kosten Besatz / Anzahl rekrutierter Laichfische). Das Alter der laichreifen bzw. bei nichtreproduzierenden Fischen der fangreifen, adulten Fische variiert je nach Art zwischen 2+ und 7+ (Tabelle 8).
- Die Variable **Nettonutzen (= gesamte Anglerzufriedenheit – Hegekosten, in Euro pro ha)** ergibt sich aus der Summe der Anglerzufriedenheit über alle im Gleichgewicht tatsächlich angelnden Angler minus der Hegekosten (für den Fischbesatz).

Analysebeispiele für die relative Wirksamkeit verschiedener Hegemaßnahmen

Die Hegeplanungssoftware verfügt über insgesamt sieben Analysemöglichkeiten (Abbildung 36). Jede Analysemöglichkeit wird für die zuvor ausgewählten Hegezielvariablen durchgerechnet und anschließend grafisch

aufbereitet. Die Hegemaßnahmen werden in ihrer Intensität (z. B. Besatzfischmenge oder Ausprägung von Mindestmaß oder Entnahmefenster) systematisch variiert, um so die gesamte Bandbreite an Ausprägungen der jeweiligen Hegemaßnahme und ihre Wirkungen bewerten zu können. Es wird davon ausgegangen, dass einmal ausgewählte Hegemethoden jährlich eingesetzt werden. Wird also Besatz simuliert, dann wird die ausgewählte Besatzmenge und Satzfishgröße jedes Jahr wiederkehrend in die Gewässer eingebracht. Im Expertenmodus lässt sich diese Annahme für Besatz ändern.

Analyse 0: Vergleich Entnahmebeschränkungen ohne Besatz vs. Besatz ohne Entnahmebeschränkungen

Analyse 0 bietet die Möglichkeit, für die jeweils ausgewählte Fischart die Effekte des Fischbesatzes mit Brut, Setzlingen und Laichfischen bzw. die Wirkung der Entnahmebeschränkungen Mindestmaß, Entnahmefenster und tägliche Entnahmebeschränkung auf die ausgewählte Hegezielvariable *isoliert voneinander* darzustellen (z. B. Effekte von Besatz in Beständen, die kein Mindestmaß kennzeichnet, oder Auswirkungen von Mindestmaßen oder anderen Schonmaßnahmen für Arten, die nicht besetzt werden). Bei nichtreproduzierenden Arten (Aal, Karpfen, Regenbogenforellen) werden für die Simulationen zu den Entnahmebeschränkungen ohne Besatz entsprechend keine Grafiken generiert, weil bei diesen Arten ohne Besatz keine Bestände vorkommen.



Abbildung 36: Darstellung der Benutzeroberfläche des Standardmodus und Schaltfläche für die Auswahl der Wirksamkeitsanalysen.

Analyse 1: Mindestmaß, 3 Besatzmengen jeweils für Brut/ Setzlinge/Laichfische

Analyse 1 bietet die Möglichkeit, die Effekte von Mindestmaßen *in Kombination mit* zwei definierten Besatzmengen sowie „Nullbesatz“ jeweils für drei Satzfishgrößen (Brut, Setzlinge und Laichfische) auf die gewünschte Hegezielvariable zu ermitteln.

Analyse 2: Entnahmefenster, 3 Besatzmengen jeweils für Brut/ Setzlinge/Laichfische

Analyse 2 bietet die Möglichkeit, die Effekte von Entnahmefenstern *in Kombination mit* zwei definierten Besatzmengen sowie „Nullbesatz“ jeweils für drei Satzfishgrößen (Brut, Setzlinge und Laichfische) auf die gewünschte Hegezielvariable zu ermitteln. Die Unterschranke des Entnahmefensters ist vorgegeben und beträgt 42 % der Maximallänge der Fischart (Tabelle 11), damit alle Fische sicher vor der Entnahme gelaicht haben (Froese 2014). Das Obermaß des Entnah-

mefensters wird variiert und ist grafisch auf der x-Achse angegeben.

Analyse 3: Tägliche Entnahmebegrenzung, 3 Besatzmengen jeweils für Brut/ Setzlinge/Laichfische

Analyse 3 bietet die Möglichkeit, die Effekte von täglicher Entnahmebegrenzung *in Kombination mit* zwei definierten Besatzmengen sowie „Nullbesatz“ jeweils für drei Satzfishgrößen (Brut, Setzlinge und Laichfische) auf die gewünschte Hegezielvariable zu ermitteln. Die täglichen Entnahmebeschränkungen variieren von 0 bis 10 Fischen der Zielart pro Tag und Angler.

Analyse 4: Besatz von Brut/ Setzlingen/Laichfischen, 3 Varianten Mindestmaße

Analyse 4 bietet die Möglichkeit, die Effekte von Fischbesatz mit Brut, Setzlingen und Laichfischen *in Kombination mit* jeweils drei Mindestmaßen (42 %, 50 % und 67 % der theoretisch erreichbaren Maximallän-

Tabelle 9: *Im Modell definierte theoretische Maximallängen und Länge kapitaler Fische aus Anglersicht. Die theoretische Maximallänge ist als Länge definiert, die die Fische ohne Entnahme bei geringer Nahrungskonkurrenz erreichen. In einem befischten Bestand ist es möglich, dass bei hoher fischereilicher Sterblichkeit keine Maximallängen erreicht werden, weil die Fische vorher entnommen werden. Im Modell ist die Maximallänge auch abhängig von der Dichte und damit der Futterkonkurrenz (dichtebabhängiges Wachstum).*

Fischart	Theoretische Maximallänge (cm)	Definition Länge (cm) kapitaler Fische
Aal	100 cm	80 cm
Bachforelle	69 cm	60 cm
Barsch	48 cm	40 cm
Brasse	82 cm	60 cm
Hecht	120 cm	100 cm
Karpfen	110 cm	80 cm
Regenbogenforelle	95 cm	60 cm
Rotauge	39 cm	35 cm
Zander	103 cm	80 cm

ge, Tabelle 10) sowie einer Komplettschönung (sehr hohes Mindestmaß, was zu vollständigem Fangen-und-Zurücksetzen führt) auf die gewünschte Hegezielvariable zu ermitteln.

Analyse 5: Besatz von Brut/ Setzlingen/Laichfischen, 3 Varianten Entnahmefenster

Analyse 5 bietet die Möglichkeit, die Effekte von Fischbesatz mit Brut, Setzlingen und Laichfischen in Kombination mit jeweils drei Entnahmefenstern (42 bis 50 %, 42 bis 67 % und 42 bis 83 % der Maximallänge, Tabelle 11) sowie eines geringen Mindestmaßes (42 % der Maximallänge, Tabelle 8) auf die gewünschte Hegezielvariable zu ermitteln.

Analyse 6: Besatz von Brut/ Setzlingen/Laichfischen, 3 Varianten tägliche Entnahmebegrenzung

Analyse 6 bietet die Möglichkeit, die Effekte von Fischbesatz mit Brut, Setzlingen und Laichfischen in Kombination mit drei täglichen Entnahmebegrenzung (1, 3 und 10 Fische pro Tag) sowie „Nullentnahme“ (0 Fische pro Tag) auf die gewünschte Hegezielvariable zu ermitteln.

Analyse 7: Mindestmaß und Entnahmefenster, 3 Varianten tägliche Entnahmebegrenzung

Analyse 7 bietet die Möglichkeit, die Effekte von Mindestmaßen und Entnahmefenstern in Kombination mit drei definierten Entnahmebegrenzungen sowie „Nullentnahme“ auf die gewünschte Hegezielvariable zu ermitteln. Die Unterschranke des Entnahmefensters ist vorgegeben und beträgt 42 % der Maximallänge der Fischart, damit alle Fische sicher vor der Entnahme gelaicht haben (Froese 2014). Das Obermaß des Entnahmefensters wird variiert und ist grafisch auf der x-Achse angegeben.

Nachdem die Auswahl getroffen ist, laufen die Simulationen (Abbildung 37) und es werden Grafiken dargestellt (Abbildung 38). Der Anwender kann mit dem Mauszeiger alternative Hegezielvariablen auf Knopfdruck realisieren.

Speichern und Drucken

Die Analyseergebnisse können als PDF-Datei gespeichert und anschließend gedruckt werden. Hierfür muss die Auswahl taste „Druck“ angesteuert werden (Abbildung 39). Es öffnet sich ein Fenster, in dem der Anwender ein

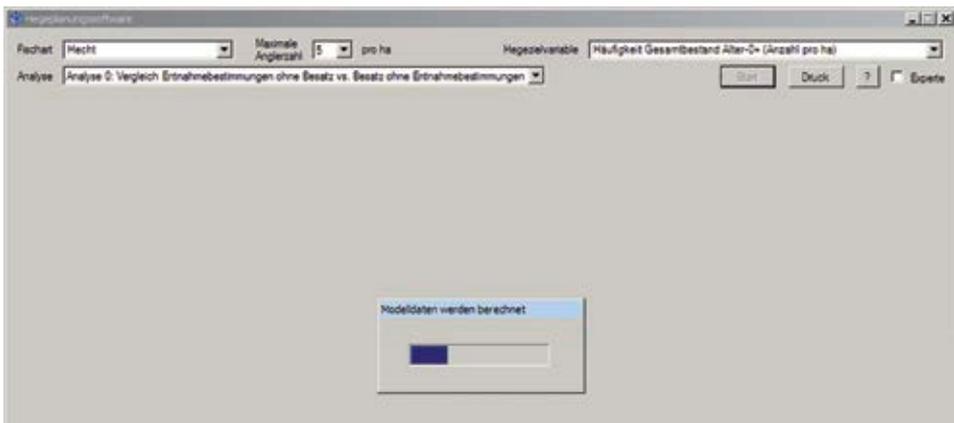


Abbildung 37: Darstellung der Oberfläche während der Berechnung der Modelldaten. Die Modelle laufen in der Regel in wenigen Sekunden durch.

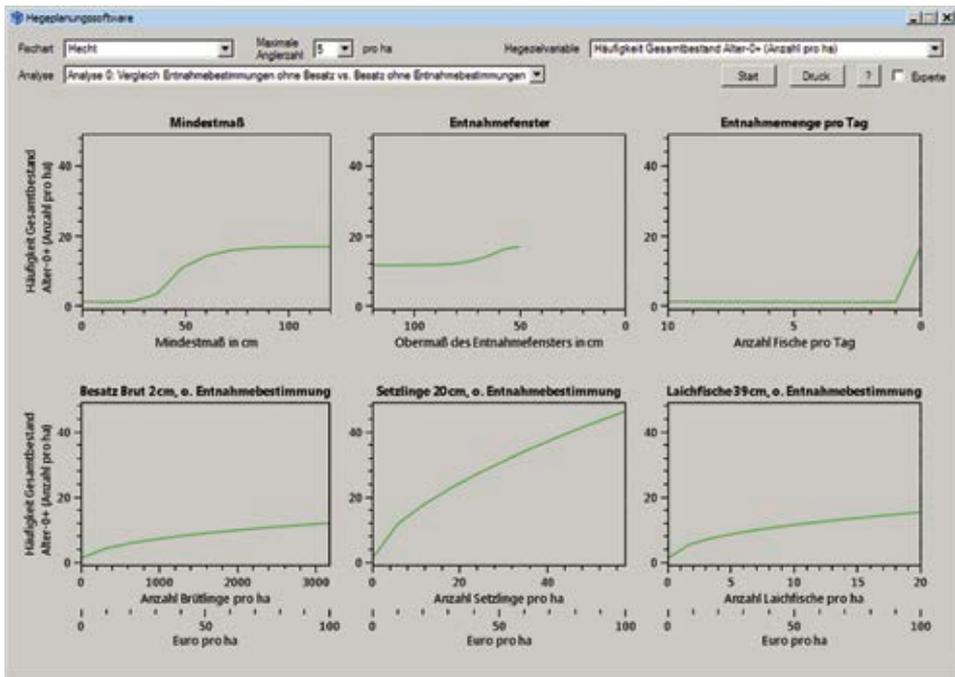


Abbildung 38: Darstellung ausgewählter Grafen nach Beendigung der Modellberechnung sowie das Aufklappen der Schaltfläche der Hegezielvariablen bei Ansteuerung und Betätigung des Mauszeigers. Der Nutzer kann nach dem Modelllauf alle Hegezielvariablen nacheinander visualisieren, die entsprechenden Abbildungen werden je nach Auswahl upgedatet.

Verzeichnis auswählen oder erstellen und die Datei unter einem Dateinamen der Wahl speichern kann (Abbildung 40). Die Datei kann nun aus dem gewählten Verzeichnis geöffnet und wie gewohnt gedruckt werden. Wenn der Anwender zwei verschiedene Simulationen vergleichen will, muss die Software entweder mehrfach geöffnet und nebeneinander auf dem Bildschirm angeordnet werden oder es müssen Simulationsergebnisse gedruckt und dann verglichen werden.

8.3.2 Expertenmodus

Der Expertenmodus entspricht dem Standardmodus bei der Auswahl der Fischart, der Hegezielvariablen und den Analyse-möglichkeiten zur Wirksamkeitsanalyse. Zusätzlich bietet er aber die Möglichkeit, den herrschenden Anglerdruck (über die konkrete Abfrage zur Anglerzahl und Ge-

wässerfläche) und die vermutete oder bekannte Verteilung von drei Anglertypen an dem Gewässer frei zu wählen. Außerdem kann der Nutzer die Qualität des Laich- und Jungfischhabitats, die Tragkapazität des Gewässers und die Fischwachstumsrate variieren. Letztgenannte Einstellmöglichkeiten erlauben die Simulation konkreter lokaler Bedingungen in Bezug auf den Zustand der zu hegenden Gewässer. Schließlich besteht die Möglichkeit, aus einer von vier Fitnesskategorien für die Satz-fische auszuwählen, um die häufig nachweisbaren Leistungsunterschiede zwischen Satz- und Wildfischen repräsentieren zu können, und der Anwender kann die Häufigkeit des Besatzes (jährlich, alle zwei Jahre usw.) einstellen. Standardmäßig wird die einmal ausgewählte Managementmaßnahme jedes Jahr durchgeführt (z. B. es wird jedes Jahr besetzt).

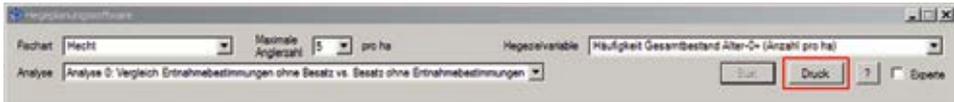


Abbildung 39: Darstellung der Benutzeroberfläche und der Auswahl taste für das Speichern und Drucken der Analyseergebnisse.

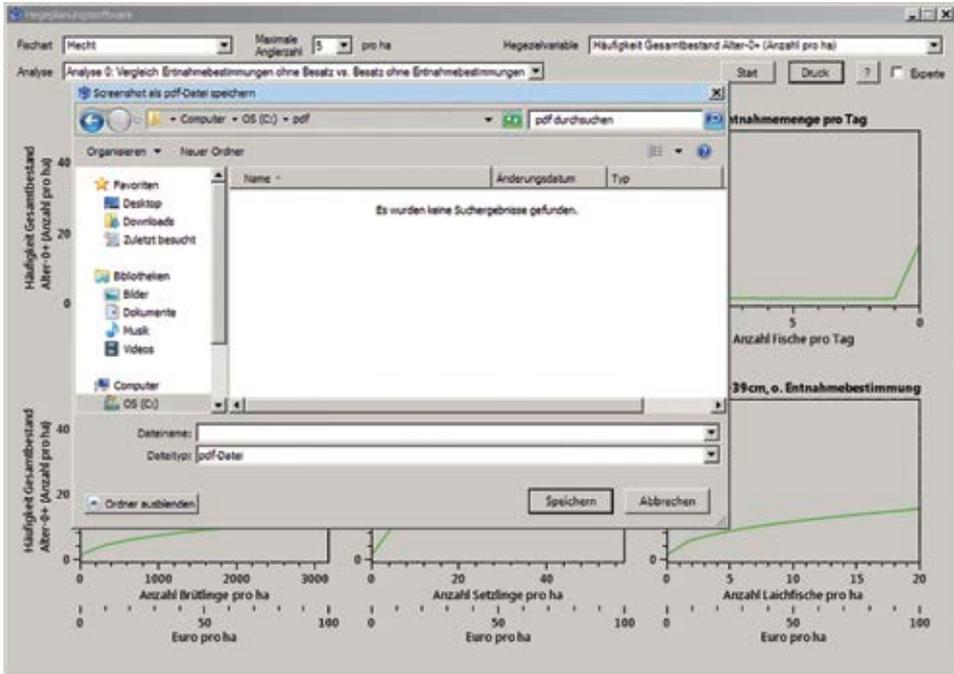


Abbildung 40: Darstellung der Benutzeroberfläche zur Verzeichnis- und Dateinamenauswahl der Analyseergebnisse.

In diesem Kapitel wird ausschließlich auf die Zusatzfunktionen des Expertenmodus eingegangen. Generelle Funktionen der Hegeplanungssoftware, die auch im Standardmodus verfügbar sind, finden sich in Kapitel 8.3.1.

Maximale Anglerzahl

Der Nutzer hat im Expertenmodus die Möglichkeit, den Angeldruck frei zu bestimmen, jedoch ist die maximale Anglerzahl auf (höchst unrealistische) 100 Angler pro Hektar begrenzt (Abbildung 41). Der Nutzer kann so vor Ort herrschende Angleraufkommen genauer bestimmen, als das im Standardmodus möglich ist. Wie auch im Standardmodus beträgt die Dauer eines An-

geltages drei Stunden und ein Angler angelt 20 Tage im Jahr.

Zusammensetzung der Anglerpopulation

Die Anglerpopulation kann entweder *einheitlich* aus Durchschnittsanglern bestehen (das sind Angler, deren Vorlieben und Verhaltensweisen einem empirisch gemessenen Durchschnittsvereinsangler in Niedersachsen entsprechen; vgl. Arlinghaus et al. 2014, 2015) oder *einheitlich* (d. h. zu 100 %) aus einem von drei auswählbaren Anglertypen (Angelspezialist, Gelegenheitsangler oder fangorientierter Angler). Diese Auswahl lässt sich unter dem Menüpunkt Anglerpopulation und dem Unterpunkt „einheitlich“

Table 10: Im Modell definierte Mindestmaße bei Simulationen für verschiedene Ausprägungen der Mindestmaße (vor allem Analyse 4 und Analyse 5). Das geringste Mindestmaß orientiert sich an der Länge (und indirekt auch am Alter) bei Eintritt in die Geschlechtsreife und garantiert in der Regel das mindestens einmalige Abblachen bei Mindestmaß oder Entnahmefenster-Regelungen (Tabelle 8). Es entspricht im Modell der Unterschranke des Entnahmefensters (Tabelle 11). In der Praxis finden sich häufig Mindestmaße, die höher sind als das geringste Mindestmaß, um sicher zu gehen oder um lokale Besonderheiten des Wachstums und der Reifung widerzuspiegeln. In Analyse 0 kann der Nutzer sich die Wirkung einer sehr breiten Spanne von Mindestmaßen ansehen.

Fischart	Geringes Mindestmaß (42 % der theoretischen Maximallänge)	Mittleres Mindestmaß (50 % der theoretischen Maximallänge)	Hohes Mindestmaß (67 % der theoretischen Maximallänge)
Aal	42 cm	50 cm	67 cm
Bachforelle	29 cm	34 cm	46 cm
Barsch	20 cm	24 cm	32 cm
Brasse	34 cm	41 cm	55 cm
Hecht	50 cm	60 cm	80 cm
Karpfen	46 cm	55 cm	73 cm
Regenbogenforelle	40 cm	48 cm	63 cm
Rotauge	16 cm	20 cm	26 cm
Zander	43 cm	52 cm	69 cm

einstellen (Abbildung 42). Darüber hinaus kann der Nutzer unter dem Unterpunkt „gemischt“ eine Anglerpopulation definieren, die sich aus verschiedenen Anglertypen zusammensetzt, z. B. weil die lokale Anglerpopulation bekanntermaßen aus bestimmten Anglertypen besteht. Entsprechend sind die jeweiligen Prozentsätze von Angelspezialisten, Gelegenheitsanglern und fangorientierten Anglern für die entsprechende Zielart einzustellen (Abbildung 43). Die Vorlieben der einzelnen Anglergruppen und damit ihr Verhalten unterscheiden sich je nach Zielfischart; die entsprechenden Parameter wurden an niedersächsischen Anglern quantitativ erhoben und kalibriert (Tabelle 12). Wird eine Anglerpopulation aus mehr als einem Anglertyp gemischt definiert, finden sich unter den Hegezielvariablen Angaben zur mittleren Anglerzufriedenheit für jeden der drei Anglertypen separat aufgeführt (Abbildung 44).

Einige Anmerkungen seien noch zu den Anglertypen hinzugefügt. Die Existenz verschiedener Anglertypen innerhalb einer Anglerpopulation ist wohl allen Lesern bekannt. Unterschiedliche Anglertypen charakterisieren unterschiedliche Ansprüche an die Angelgewässer (Dorow et al. 2010). Dies betrifft z. B. die Erwartung der Fangmenge und der Größe der gefangenen Fische sowie die Akzeptanz von die Entnahme beschränkenden Bestimmungen oder des Überfüllungsgrades des Gewässers mit Angelkollegen. Die drei Anglertypen, die im Modell einstellbar sind, folgen grob gesprochen der Anglerspezialisierungstheorie (Johnston et al. 2010). Entsprechend unterscheidet man Anglerspezialisten, fangorientierte Angler und Angelgeneralisten. Je nach Fischart werden unterschiedliche Anglertypen in Abhängigkeit des Spezialisierungsgrads von unterschiedlichen Erwartungen charakterisiert, die entsprechend zu unterschiedlichem Verhalten führen. In den



Abbildung 41: Darstellung der Benutzeroberfläche im Expertenmodus und Eingabefelder für die maximale Anglerzahl und die Gewässergröße.



Abbildung 42: Darstellung der Benutzeroberfläche und Schaltfläche für die Auswahl der Anglertypen.

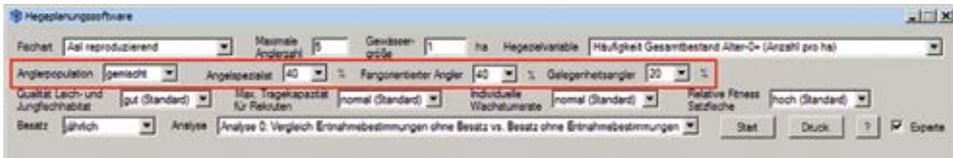


Abbildung 43: Darstellung der Benutzeroberfläche und Schaltflächen für die Definition der Zusammensetzung der Anglerpopulation nach Typen.

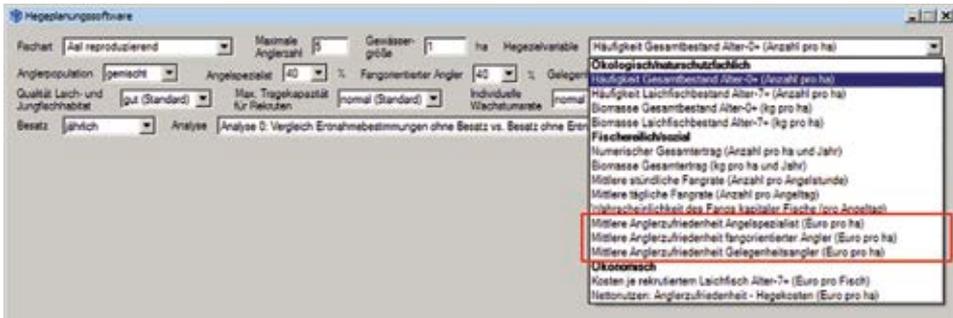


Abbildung 44: Darstellung der Benutzeroberfläche und Schaltflächen für die Auswahl der Hegezielvariable „anglertypspezifische Anglerzufriedenheit“.

meisten Fällen tendieren Angelspezialisten dazu, stärker als andere Angler von der Verfügbarkeit großer, kapitaler Fische zu profitieren. Tendenziell sind Angelspezialisten auch aufgeschlossener gegenüber restriktiveren Entnahmebestimmungen. Fangorientierte Angler sehnen sich nach hohen Fang- und Entnahmemengen, sie lehnen in der Regel restriktive Fangbeschränkungen ab und bevorzugen Besatz. Der Gelegenheitsangler hat weniger ausgeprägte Vorlieben in Bezug auf

die Fänge und angelt in der Regel weniger intensiv als die anderen Anglertypen.

Je nach Zielart weichen die gerade ausgeführten Beschreibungen mehr oder weniger ab. Beispielsweise ist ein hochspezialisierter Aalangler nicht zwangsläufig an großen Aalen interessiert, sondern stärker an einer hohen Entnahmemenge (räucherfähiger) mittlerer Fische (Dorow et al. 2010). Die in Tabelle 12 dargestellten drei Anglertypen basieren auf tat-

Tabelle 11: Im Modell definierte Breiten des Entnahmefensters bei der Simulation verschiedener Ausprägungen des Entnahmefensters in Analyse 5. Die Unterschranke entspricht stets 42 % der Maximallänge der Fische (Tabelle 8).

Fischart	Entnahmefenster 42 bis 50 % der Maximallänge	Entnahmefenster 42 bis 67 % der Maximallänge	Entnahmefenster 42 bis 83 % der Maximallänge
Aal	42 bis 50 cm	42 bis 67 cm	42 bis 83 cm
Bachforelle	29 bis 34 cm	29 bis 46 cm	29 bis 58 cm
Barsch	20 bis 24 cm	20 bis 32 cm	20 bis 40 cm
Brasse	34 bis 41 cm	34 bis 55 cm	34 bis 68 cm
Hecht	50 bis 60 cm	50 bis 80 cm	50 bis 100 cm
Karpfen	46 bis 55 cm	46 bis 73 cm	46 bis 92 cm
Regenbogenforelle	40 bis 48 cm	40 bis 63 cm	40 bis 79 cm
Rotauge	16 bis 20 cm	16 bis 26 cm	16 bis 32 cm
Zander	43 bis 52 cm	43 bis 69 cm	43 bis 86 cm

sächlich gemessenen Vorlieben niedersächsischer Angler. Es wurde versucht, mit einem einfachen Label die drei verschiedenen Anglertypen für die verschiedenen Arten zu bezeichnen. Im Modell sind die tatsächlichen Vorlieben aber durchaus komplexer umgesetzt als in Tabelle 12 skizziert. Auch wurde festgestellt, dass die untersuchten niedersächsischen Angler in der Mehrheit eine recht starke Entnahmeorientierung kennzeichnet. Deshalb kommt der reine „Angelspezialist“, der sich nur dem Fang von kapitalen Fischen auf Basis der vollständigen Catch-and-Release-Angelei Interesse am Fischverzehr verschreibt, im Modell nicht vor. Statt dessen werden die Mehrheitsverhältnisse so realitätsnah wie möglich in drei Anglertypen zusammengefasst, aus denen der Anwender seine Anglerpopulation vor Ort zusammensetzen kann.

Qualität Laich- und Jungfischhabitat

Damit der Anwender Simulationen für verschiedene ökologische Gewässerbedingungen durchführen und indirekt auch die Wirksamkeit lebensraumaufwertender Maßnahmen im Vergleich zu Fischbesatz bewerten kann, sind Simulationen für vier Abstufungen der Qualität des Laich- und Jungfischhabitats möglich (Kategorien: sehr gut, gut, schlecht, sehr schlecht, Abbildung 45). „Gut“ ist hierbei die Standardeinstellung und entspricht der im Standardmodus verwendeten Kategorie. Die Habitatqualität für Jungfische beeinflusst die Überlebensrate nach der Geburt bis zur Rekrutierung in den Fang. Ganz konkret erlaubt die Simulation die Veränderung der *Steigung* der Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung

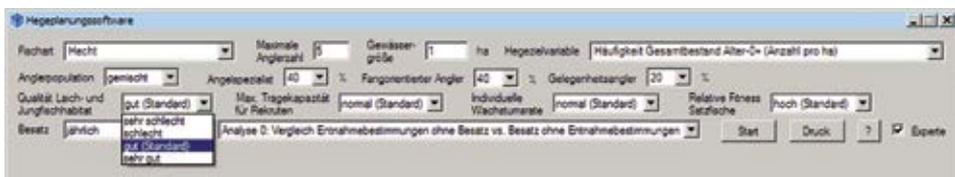


Abbildung 45: Darstellung der Benutzeroberfläche und Schaltfläche für die Auswahl der Qualität des Laich- und Jungfischhabitats.

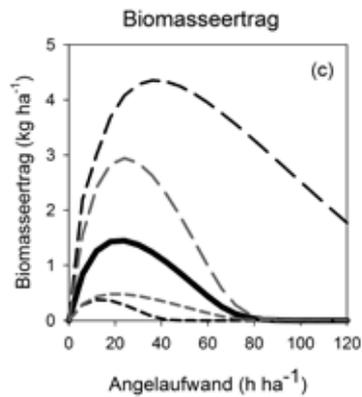
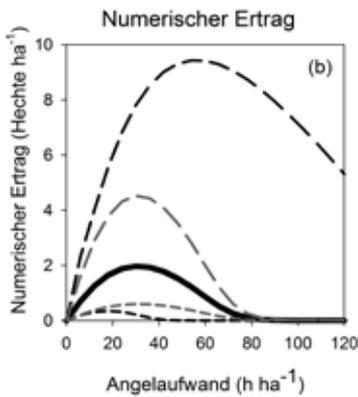
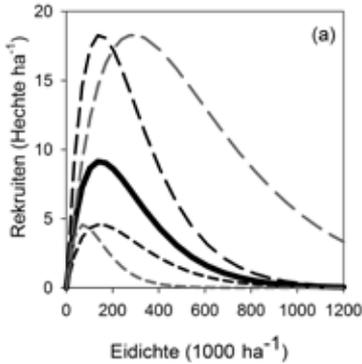
Tabelle 12: Kurzcharakterisierung der einzelnen Anglertypen im Modell.

Fischart	Angelspezialist	Fangorientierter Angler	Gelegenheitsangler
Aal	Starke Fang- und Entnahmorientierung, reagiert sehr stark auf sich verändernde Fangaussichten und Beschränkungen der Entnahme über Bestimmungen.	Aalangler, der relativ indifferent auf Veränderungen der Fangbestimmungen reagiert.	Reagiert stark auf hohe Mindestmaße und hört dann auf zu Angeln.
Bachforelle	Kapitalenjäger, mag keine überfüllten Gewässer.	Sehnt sich nach ruhigen, aber fanghäufigen Erlebnissen, mag keine täglichen Fangbeschränkungen, dafür aber Besatz.	Reagiert vor allem auf Erhöhungen der Mindestmaße mit Ablehnung.
Barsch	Fangorientierter Angler, gerne auch Kapitale, weniger Ablehnung gegenüber Regularien als die anderen drei Anglertypen.	Stark fangorientiert, aber nicht unbedingt an kapitalen Fischen interessiert. Hat mit einer hohen Präsenz von anderen Anglern weniger Probleme als die beiden anderen Anglertypen.	Mag keine hohen Mindestmaße und keine überfüllten Gewässer.
Brasse	Fangorientierter Angler, gerne auch Kapitale, weniger Ablehnung gegenüber Regularien als die anderen drei Anglertypen.	Stark fangorientiert, aber nicht unbedingt an kapitalen Fischen interessiert. Hat mit einer hohen Präsenz von anderen Anglern weniger Probleme als die beiden anderen Anglertypen.	Mag keine hohen Mindestmaße und keine überfüllten Gewässer.
Hecht	Sehnt sich nach kapitalen Fischen, ist aber auch sensitiv gegenüber Erhöhungen der Mindestmaße, weil er die großen Tiere durchaus auch mal verspeist.	Reagiert sensibel auf Veränderungen der Fänge (auch Fischgröße), Beschränkungen und Überfüllung.	Reagiert weniger auf Veränderungen der Fänge, aber stark auf tägliche Entnahmebeschränkungen und Überfüllung.
Karpfen	Kapitalenjäger, starke Reaktion auf Veränderung der Durchschnittsgröße, ist aber kein typischer Trophäenangler, der in der Anglerschaft die Minderheit darstellt.	Keine ausgeprägte Vorliebe zum Karpfen, reagiert aber stärker auf Veränderungen der Fangaussichten als die anderen beiden Anglertypen.	Karpfen ist keine Zielfischart, reagiert auf Besatzveränderungen mit Reduktion der Beangelung.
Regenbogenforelle	Interesse an großen und möglichst vielen Fischen im Fang.	Reagiert stärker auf Veränderungen der Größe und Überfüllung als die anderen beiden Anglertypen.	Reagiert sensibel auf Änderungen der Fangraten und reagiert stark auf erhöhte Mindestmaße.
Rotauge	Fangorientierter Angler, gerne auch Kapitale, weniger Ablehnung gegenüber Regularien als die anderen drei Anglertypen.	Stark fangorientiert, aber nicht unbedingt an kapitalen Fischen interessiert. Hat mit einer hohen Präsenz von anderen Anglern weniger Probleme als die beiden anderen Anglertypen.	Mag keine hohen Mindestmaße und keine überfüllten Gewässer.
Zander	Reagiert sensibel auf Überfüllung und Veränderung aller Fangmerkmale (Fangmenge und Größe).	Reagiert vor allem auf Erhöhungen der Mindestmaße und Veränderungen der Fangrate, weniger auf die Änderung der Fischgröße.	Kein gesteigertes Interesse am Zander, wenn aber darauf geangelt wird, ist die Größe durchaus wichtig.

(was dem Parameter α in der Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung entspricht, siehe Kapitel 1 und Abbildung 46a). Wenn die Steigung nahe dem Ursprung erhöht wird (das entspricht einem *erhöhten* α und bedeutet gegenüber der Standardeinstellung eine Veränderung von „gut“ auf „sehr gut“), so wird der Bestand produktiver und

es werden mehr Rekruten bei der gleichen Laicherbiomasse im Gewässer hervorgebracht (Abbildung 46a). Eine Steigerung von α entspricht konzeptionell der Schaffung und Aufwertung von Laich- und Jungfischlebensräumen. Flacht hingegen die Kurve nahe dem Ursprung ab (geringere Steigung mit verringertem α , entspricht der Einstellung „schlecht“ oder „sehr schlecht“ im Vergleich zu „gut“ als Standardeinstellung), so verringert sich die Produktivität des Bestands. Konzeptionell bedeutet dies eine Verschlechterung der natürlichen Verlaichungs- und Aufwuchsbedingungen, z. B. aufgrund des Gewässeraus- und -verbaus. Im Modell werden die vier Einstellungsstufen folgendermaßen repräsentiert: Ausgehend von der Standardeinstellung „gut“ (Faktor 1) bedeutet eine Verbesserung der Qualität des Laich- und Jungfischhabitats auf „sehr gut“ eine Steigerung der

Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehungen



— unverändert
 - - - α 50% ···· β 200%
 - · - α 200% - - - β 50%

Abbildung 46: Ertragskurven und numerischer Ertrag von Hechten in Abhängigkeit verschiedener Produktivitäten (dargestellt über Variationen in der Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung) und in Abhängigkeit unterschiedlicher Angelaufwände auf Hecht in dem Modell von Johnston et al. (2013). Die Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung folgt Ricker (1954) und hat die Form $R = \alpha S e^{-\beta S}$, wobei α die maximale Überlebensrate nach der Geburt bis zur Rekrutierung R (hier Altersklasse 1) bei geringer Laicherabundanz S ist, β ist die Rate des Rückgangs der Rekruten/Laicher mit der Zunahme der Laicherdichte, was für kannibalistische Arten wie den Hecht typisch ist. Die Erhöhung von α und die Reduktion von β erhöhen die Rekrutierung. Die Erhöhung von α führt dazu, dass die maximale Rekrutierung schneller erfolgt (über eine Veränderung der Steigung nahe dem Ursprung), während die Reduktion von β keine nennenswerten Effekte auf die Steigung hat.

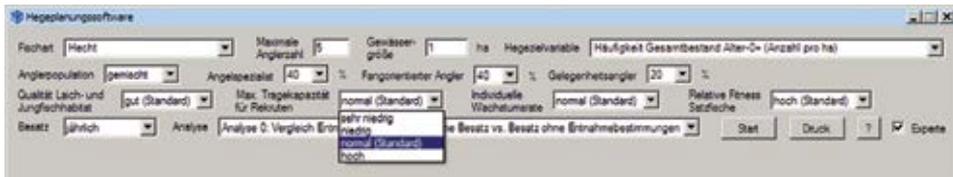


Abbildung 47: Darstellung der Benutzeroberfläche und Schaltfläche für die Auswahl der Tragekapazität.

Rekrutierung um den Faktor 2 (100%ige Verbesserung der Jungfischproduktivität). Dagegen wird die Habitatqualität bei der Einstellung „schlecht“ auf den Faktor 0,75 abgewertet (25%ige Verschlechterung der Jungfischproduktivität) und bei der Einstellung „sehr schlecht“ auf den Faktor 0,5 (50%ige Verschlechterung der Jungfischproduktivität gegenüber der Standardeinstellung, vgl. Wirkung in Abbildung 46a). Auch bei einer „sehr schlechten“ Qualität der Brut- und Jungfischlebensräume findet noch auf bescheidenem Niveau eine natürliche Verlaichung und ein natürliches Aufkommen von Fischen statt.

Tragekapazität

Für die Tragekapazität, d. h. die maximale Menge an heranwachsenden Fischen, die das Gewässer ernähren kann, stehen dem Nutzer wieder vier Kategorien (hoch, normal, niedrig, sehr niedrig) zur Auswahl (Abbildung 47). „Normal“ ist Standardeinstellung und entspricht der im Standardmodus verwendeten Kategorie. Die Tragekapazität stellt die Rate des Rückgangs der Rekruten je Laichtier mit zunehmender Laicherdichte in der Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung dar (was im Modell durch den Parameter β der Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung gesteuert wird, siehe Kapitel 1 und Abbildung 46a). Konzeptionell bedeutet dies, dass die Dichteabhängigkeit der Rekrutierung und damit auch die maximale Höhe der Rekrutierung durch den Parameter β vorbestimmt wird. Jedoch ist die Steigung der Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung nahe dem Ursprung (höhere Produk-

tivität des Bestands, schnelleres Erreichen des Maximums) weitgehend unabhängig von β (Abbildung 43a). Zum Vergleich: Sowohl die Steigung der Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung als auch die maximale Rekrutierung hängen von α ab. Wenn man den Grad der Dichteabhängigkeit *verringert* (reduziertes β), so erhöht sich die maximale Rekrutierung und damit die Tragekapazität. Erhöht sich beispielsweise die Tragekapazität durch die Reduzierung von β (d. h. Abnahme der Dichteabhängigkeit) von „normal“ auf „hoch“, dann bedeutet dies, dass das Gewässer maximal mehr Fische ernähren kann (daher der Begriff Tragekapazität). Dementsprechend reduziert sich die maximale Menge an natürlich aufkommenden Fischen von „normal“ auf „niedrig“ oder „sehr niedrig“ durch die Erhöhung von β (d. h. Zunahme der Dichteabhängigkeit, Abbildung 46a). Eine Veränderung der Tragekapazität wird durch Änderungen der Jungfischlebensräume sowie durch Veränderung der Nährstoffgehalte ausgelöst. Ausgehend von der Standardeinstellung „normal“ (Faktor 1) bedeutet im Modell eine Erhöhung der Tragekapazität auf „hoch“ eine Erhöhung auf den Faktor 2. Dagegen wird die Tragekapazität bei der Einstellung „niedrig“ auf den Faktor 0,75 verringert und bei der Einstellung „sehr niedrig“ auf den Faktor 0,5.

Individuelle Wachstumsrate

Für die individuelle Wachstumsrate der Zielart kann der Nutzer erneut aus vier Kategorien (hoch, normal, niedrig, sehr niedrig) auswählen (Abbildung 48, Abbildung 49). Damit



Abbildung 48: Darstellung der Benutzeroberfläche und Schaltfläche für die Auswahl der individuellen Wachstumsrate.

sollen natürlicherweise vorherrschende Unterschiede im Nahrungsaufkommen zwischen Gewässern abgebildet werden. Normal ist im Modell die Standardeinstellung, was auch der im Standardmodus verwendeten Wachstumsgeschwindigkeit entspricht. Ändert man die Wachstumsrate von normal auf hoch, wachsen die Fische besser (z. B. weil es sich um ein nährstoffreiches Gewässer handelt). Ausgehend von der Standardeinstellung „normal“ (Faktor 1) bedeutet eine Veränderung der individuellen Wachstumsrate auf „hoch“ eine Erhöhung auf den Faktor 1,2. Demgegenüber wird die individuelle Wachstumsrate bei der Einstellung „niedrig“ auf den Faktor 0,8 verringert und bei der Einstellung „sehr niedrig“ auf den Faktor 0,6 (Abbildung 49). Es ist wichtig zu bemerken, dass es sich bei der individuellen Wachstumsrate im Modell um die maximal mögliche Wachstumsgeschwindigkeit der Jungfische unter optimalen Bedingungen ohne Futterarmut handelt. Diese Wachstumsrate der Jungfische bestimmt dann auch die Wachstumsrate der Adulten und die maximal erreichbare Fischlänge im Adultstadium (Lester et al. 2004). Bei hohen Dichten und entsprechender Futterkonkurrenz verringert sich die Wachstumsgeschwindigkeit im Modell für alle vier Kategorien gleichermaßen (dichteabhängiges Wachstum). Bei Futterarmut (hohe Dichte an Konkurrenten) wächst also sowohl ein Bestand mit „sehr niedriger“ Wachstumsrate als auch ein Bestand mit „hoher“ Wachstumsrate weniger schnell als unter guten Futterbedingungen (geringe Dichte an Konkurrenten) (Abbildung 2, Kapitel 1). Anders ausgedrückt heißt das: Die individuelle Wachstumsrate, die in vier Kate-

gorien einstellbar ist, bestimmt die gewässerabhängig unterschiedliche grundsätzliche Wachstumsrate, während alle Bestände in allen Gewässern im Modell dichteabhängigen Wachstumsprozessen unterliegen (vgl. Kapitel 1).

Relative Fitness der Satzfische

Da Satzfische meist eine erhöhte Sterblichkeit und eine reduzierte Reproduktionsfähigkeit gegenüber Wildfischen kennzeichnet (Lorenzen et al. 2012), kann der Anwender auch Reduktionen der relativen Fitness der Satzfische in Bezug auf Überleben und Larvenproduktion vornehmen. Die relative Fitness der Satzfische kann der Nutzer mittels vier Kategorien (hoch, normal, niedrig, sehr niedrig) einstufen (Abbildung 50). „Hoch“ ist die Standardeinstellung, die auch dem Standardmodus zugrunde liegt. Die Leistungsfä-

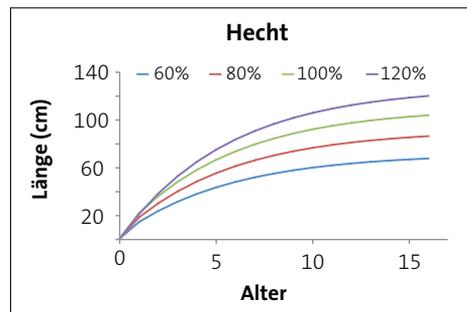


Abbildung 49: Darstellung der Variationsmöglichkeiten der Wachstumsrate am Beispiel des Hechts. Die Kurven entsprechen den Einstellmöglichkeiten in Abbildung 48. Die Variation der Wachstumskurven ergeben sich aus Unterschieden in der Wachstumsrate der Jungfische (Steigung nahe dem Ursprung) und ihren Konsequenzen für das Wachstum nach dem Eintritt in die Geschlechtsreife.

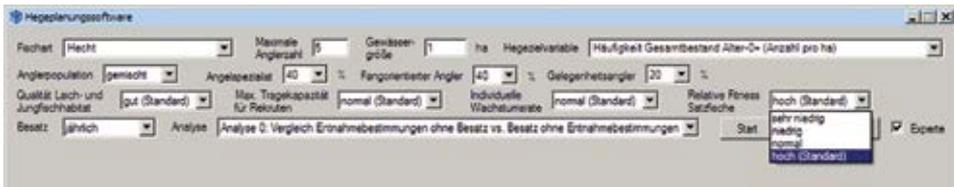


Abbildung 50: Darstellung der Benutzeroberfläche und Schaltfläche für die Auswahl der relativen Fitness der Satzfläche.

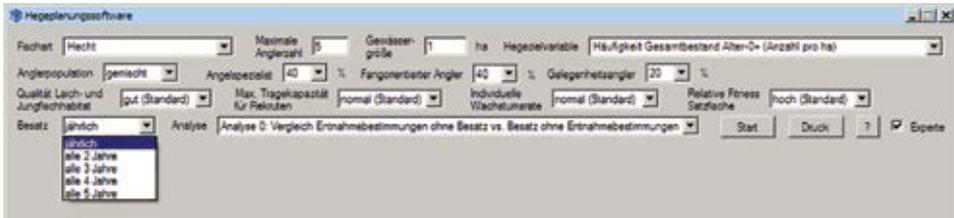


Abbildung 51: Darstellung der Benutzeroberfläche und Schaltfläche für die Auswahl der Häufigkeit des Fischbesatzes.

higkeit (Überleben und Reproduktion) von Satzfischen ist dann identisch zu der von Wildfischen (Faktor 1). Die natürliche Fitness von Satzfischen reduziert sich im Vergleich zu den Wildfischen, wenn die Satzfische aus geografisch entfernten Regionen kommen oder beim Abstreichen die natürliche Partnerwahl umgangen wird. Auch reduziert sich die Fitness der Satzfische dadurch, dass in der Fischzucht völlig andere Selektionsbedingungen anzutreffen sind. Auch die Haltungsbedingungen und die Aufzucht-dauer in Fischzuchten haben Einfluss auf die Leistungsfähigkeit im Freiland. Eigene Studien an Laichhechten, die besetzt wurden, haben z. B. gezeigt, dass Satzhechte eine um die Hälfte reduzierte Reproduktionsleistung haben (Arlinghaus et al. 2015). Vergleichbare Daten liegen insbesondere auch zu Salmoniden vor (Araki et al. 2007, Christie et al. 2014). Es ist daher ratsam, die relative Fitness der Satzfische standardmäßig auf „normal“, „niedrig“ oder „sehr niedrig“ und nicht auf „hoch“ einzustellen, insbesondere bei reproduzierenden Arten. Ausgehend von der Standardeinstellung „hoch“ (Faktor 1) bedeutet eine Änderung der relativen Fitness auf „normal“ eine Verringerung auf den Faktor 0,9, bei der Einstellung „niedrig“ auf den Faktor 0,75 und bei der Einstellung „sehr niedrig“

auf den Faktor 0,5. Diese Faktoren betreffen im Modell alle Arten von Überlebensraten (Brut, Jungfische, Adulti) sowie die von den Fischen geleistete Reproduktionsrate.

Häufigkeit des Fischbesatzes

Der Anwender hat abschließend die Möglichkeit, die Häufigkeit des Fischbesatzes zu bestimmen. Zur Auswahl stehen der jährliche Besatz der Zielart sowie der Besatz in jedem zweiten, dritten, vierten oder fünften Jahr (Abbildung 51). Standardmäßig findet einmal ausgewählter Besatz jedes Jahr statt. Das ist auch die Einstellung im Standardmodus. Hier kann der Anwender die Frequenz an die Verhältnisse im Verein anpassen.

8.4 Anwendungsbeispiele

Abschließend werden ausgewählte Analyse-möglichkeiten der Hegeplanungssoftware für die Zielarten Hecht (beispielhaft für eine natürlich reproduzierende Fischart) und Karpfen (beispielhaft für eine nicht natürlich reproduzierende Fischart) jeweils für den Standard- und Expertenmodus dargestellt. Aufgrund der Vielzahl an Analyse-möglichkeiten, die die Hegeplanungssoftware bietet,

wird an dieser Stelle nur ein kleiner Ausschnitt an Anwendungsmöglichkeiten aufgezeigt. Die Beispiele sind darauf angelegt, die relative Wirksamkeit unterschiedlicher Hegeverfahren basierend auf Fischbesatz und Schonbestimmungen für zwei extreme Beispiellarten zu analysieren, um den Anwendungsbereich des Modells zu illustrieren. Zur Unterstützung der Aussagekraft der getätigten Simulationen werden die Ergebnisse kurz bewertet.

Frei nach dem Motto, dass alle Modelle falsch sind, aber einige nützlich, wird nochmals darauf hingewiesen, dass die Modellanwendbarkeit auf relative, qualitative Aussagen zur langfristigen (!) Wirksamkeit der Maßnahmen begrenzt ist und dass es unmöglich ist, ganz konkrete quantitative Prognosen für ganz konkrete Gewässerbedingungen im nächsten Jahr abzuleiten. Das Modell kann insbesondere helfen, die Umsetzungsplanung aus Abbildung 12 (Kapitel 2, Abb. 52) und konkret die Schritte „Erwartung/Prognose Ergebnisse“, „Abwägung für und wider“ bestimmter Maßnahmen und „Entscheidung für Vorgehen“ der lernfähigen Hege und Pflege zu durchlaufen (Abbildung 13). Dem Anwender liefert das Modell also die Möglichkeit, die in der Hege prinzipiell einsetzbaren Maßnahmen einzugrenzen und Prognosen für erwartete Ergebnisse zu ermitteln, die sodann in der Praxis überprüft werden sollten (möglichst durch Vorher-Nachher-Kontroll-Intervention, indem Wirkungen in Maßnahmengewässern mit Wirkungen in unbeeinflussten Vergleichsgewässern verglichen werden). Um die Hegeplanungssoftware situationsgerecht für die Hege der Gewässer und der Zielfischarten zu nutzen, wird dem Anwender nahegelegt, sich in einem ersten Schritt Hegeziele zu setzen (Abbildung 13, vgl. auch Kapitel 3-6). Je nach gewählter Hegezielvariable (naturschutzfachlich/ökologisch, sozial oder ökonomisch) können und werden sich geeignete Hegemaßnahmen bei einer Er-

folgsbewertung deutlich unterscheiden, wie die folgenden Beispiele illustrieren.

8.4.1 Standardmodus

Hecht

Im ersten Beispiel soll für den Hecht die generelle Eignung von verschiedenen Entnahmebestimmungen im Vergleich zu Besatzmaßnahmen mit unterschiedlichen Fischgrößen und Besatzmengen für eine ökologisch/naturschutzfachliche Variable, verschiedene fischereilich/soziale Variablen und eine ökonomische Variable simuliert werden. Wie zuvor angedeutet, variiert die Bewertung, ob eine Hegemaßnahme als erfolgreich angesehen wird oder nicht, stark je nach Hegeziel. Übrigens sind abweichende Bewertungsmaßstäbe (die in den Hegezielen quantitativ abgebildet werden) der Hauptgrund, warum unterschiedliche Personen oder Interessengruppen häufig dieselbe Maßnahme unterschiedlich bewerten. Es ist daher wichtig sich zu vergegenwärtigen, wie vielfältig einzelne Hegemaßnahmen auf unterschiedliche Hegezielvariablen (Zielfunktionen bzw. Bewertungsmaßstäbe) wirken.

Vor diesem Hintergrund dient diese Software als Werkzeug zur Umsetzung der lernfähigen Hege und Pflege (Kapitel 2, vgl. auch Abbildung 52). Der Nutzer muss sich konkrete Gedanken über seine Hegeziele machen und darüber, nach welchen Kriterien die Zielerreichung bewertet werden soll. Beispielsweise kann es ein fischereiliches Hegeziel sein, die Fänge der Angler zu erhöhen. Den Erfolg veränderter Hegemaßnahmen möchte man anhand der Bewertungskriterien „Fänge pro Stunde“, „numerischer Ertrag pro ha“ und „Fangwahrscheinlichkeit des Fanges kapitaler Fische“ einschätzen. Diese Bewertungskriterien entsprechen in der Software den verschiedenen Hegezielvariablen. Entsprechende Entscheidungen zu Zielen und Kriterien muss der Durchfüh-



Abbildung 52: Darstellung des Ablaufs der lernfähigen Hege und Pflege. In Rot werden drei relevante Schritte aufgezeigt, die mit der Wahl von Zielen, damit verbundenen Hegezielvariablen (Bewertungskriterien) und Simulationsergebnissen (Erwartung, Prognose, Ergebnisse) zur Wirkung unterschiedlicher Hegemaßnahmen.

rende der lernfähigen Hege und Pflege also zunächst treffen und über die Software einstellen (das entspricht den roten Schritten 1 und 2 in Abbildung 52).

Nach der Festlegung von Zielen und Bewertungskriterien zur Zielerreichung steht die Ableitung von Erwartungen zur relativen Wirksamkeit von Maßnahmen an (Hypothesen). Die Grundprognose (3. Schritt in Abbildung 52) zur relativen Effektivität von Fischbesatz beim Hecht auf die naturschutzfachliche Zielvariable „Bestandserhöhung“ ergibt sich aus den empirischen Studien von Besatzfisch: Hechtbrutbesatz steigert nur dann die Bestände, wenn keine natürliche Rekrutierung erfolgt (Hühn et al. 2014). Junghechtbesatz einsömmeriger Hechte sollte kurzfristig die Bestände steigern, ohne aber den Adultfischbestand (und die Anglerfänge als soziale Variable) substantiell zu erhöhen (Arlinghaus et al. 2015). Das Einsetzen laichreifer Hechte sollte hingegen den Adultfischbestand (ökologisches Ziel) und damit verbunden die Fänge (soziales Ziel) steigern (Arlinghaus et al. 2015). Da die relativen Effekte von Besatz auf die Bestände gering sind, Besatz aber teuer ist, lautet die letzte Annah-

me, dass aus ökonomischer Sicht der Hechtbesatz ineffizient („Geldverschwendung“) ist.

Um diese Prognosen zu prüfen, wird im Standardmodus die Fischart Hecht ausgewählt. Beispielhaft dient ein maximales Angleraufkommen von fünf Anglern pro Hektar. Als ökologisch/naturschutzfachliche Hegezielvariable dient im Beispiel die Anzahl von Laichfischen pro Hektar (Häufigkeit), die zwei Jahre und älter sind (Abbildung 53). Im ökologisch/naturschutzfachlichen Szenario wird eine hohe Anzahl von Laichfischen als Resultat der Hege angestrebt. Nun kann die relative Wirksamkeit verschiedener Entnahmebestimmungen und verschiedener Besatzmaßnahmen hinsichtlich ihrer generellen Eignung zum Erreichen des Hegeziels simuliert werden. Hierfür kommt Analyse 0 zum Einsatz (Abbildung 53).

Die obere Reihe an Abbildungen stellt die Simulationsergebnisse für die drei Entnahmebestimmungen (Mindestmaß, Entnahmefenster und tägliche Entnahmebegrenzung) dar, während die untere Reihe die Simulationsergebnisse für den Besatz mit Brut, Setzlingen und Laichfischen wiedergibt. Zu

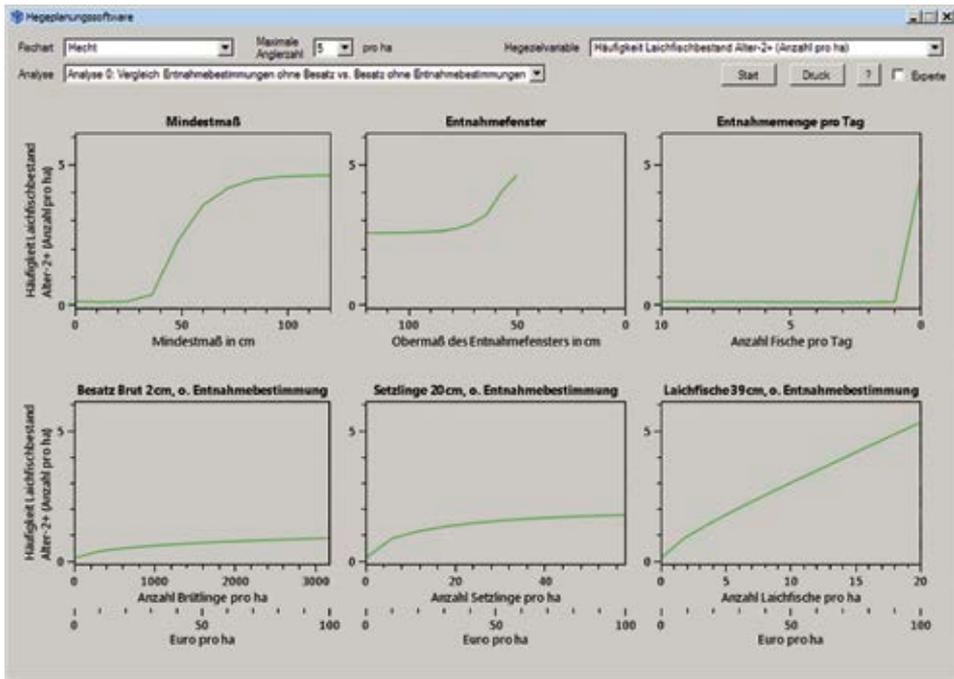


Abbildung 53: Simulationsergebnisse für die Effekte der Entnahmebeschränkungen Mindestmaß, Entnahmefenster und tägliche Entnahmebegrenzung sowie Besatz unterschiedlicher Intensität mit Hechtbrut, Hechtsetzlingen und Hechtlaichfischen auf die Häufigkeit von Laichfischen (Anzahl pro ha).

beachten sind die relativen Wirkungen der Hegemaßnahmen und die Trends über den gesamten Bereich der Managementmethoden. Wo genau (z. B. bei welchem exakten Mindestmaß) ein Maximum oder ein Minimum auftritt, ist hingegen (weitgehend) irrelevant, da – nochmal zur Erinnerung – das Modell **keine konkreten zahlenmäßigen Prognosen** zulässt. Es ist also unmöglich abzuleiten, dass in jedem Hechtbestand aller Vereine in Deutschland ein Mindestmaß von ca. 70 cm (Abbildung 53) die Abundanz an Laichfischen maximiert. Je nach herrschenden ökologischen Bedingungen kann dieser Wert kleiner oder größer als der in Abbildung 53 dargestellte ausfallen. Ebenso ohne Aussagekraft ist die konkrete Höhe der prognostizierten Häufigkeit der Laichfische (z. B. fünf Laichhechte pro Hektar), weil diese absolute Quantität von den im Modell zugrunde gelegten Parametern der Hechtbiologie abhängig ist, die sich stark von Ge-

wässer zu Gewässer unterscheiden können (vgl. Kapitel 1, vor allem die Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung und damit verbundene Prognosen der absoluten Hechtbestandshöhe und der Erträge). Diese Varianz verändert zwar die quantitativen Prognosen, jedoch nicht die qualitativen Ergebnisse (z. B. Mindestmaß ist Besatz überlegen oder mit steigenden Mindestmaßen passiert XY). Also kann mit dem Modell mit großer Sicherheit ausgesagt werden, dass langfristig nach ca. 10 bis 20 Jahren ansteigende Mindestmaße die Laichfischanzahl maximieren und dass selbst intensiver Besatz mit Laichhechten von 100 Euro pro Hektar die Laichfischanzahl, die bei mittleren bis hohen Mindestmaßen zu erwarten sind, nicht übertreffen kann (Abbildung 53). Möglicherweise würde ein noch stärkerer Besatz mit Laichhechten die Bestandshöhe weiter steigern, im Modell wird aber nur ein maximaler Geldeinsatz von 100 Euro pro Hektar angenommen.

Die detaillierte Betrachtung der Vorhersage für die Hegemaßnahme **Mindestmaße** macht deutlich, dass die Abundanz der Laichfische im mittleren Bereich der Mindestmaße stark ansteigt und dann ein Plateau erreicht, ab dem die Anzahl der Laichfische nicht weiter erhöht werden kann. Dies zeigt, dass bei dem eingestellten Angeldruck von maximal fünf Anglern pro Hektar bei mittleren Mindestmaßen die (befischte) Tragkapazität des Gewässers für Laichfische erreicht ist (Abbildung 53).

Beim **Entnahmefenster** führt eine Erhöhung der Obergrenze (d. h. Liberalisierung der Entnahme) erwartungsgemäß zu einer sinkenden Häufigkeit der Laichfische (bei ganz offenen Fenstern wirkt ein Entnahmefenster wie ein sehr geringes Mindestmaß), bevor sich diese auf einem im Vergleich zu mittleren bis hohen Mindestmaßen niedrigerem Niveau einpendelt. Wichtig zu bemerken ist, dass in der Hegezielvariablen Häufigkeit der Laichfische keine Größenunterscheidung im Laichfischbestand vorgenommen wird; es wird also nicht abgebildet, wie stark die jeweiligen Größenklassen im Laichfischbestand vertreten sind und es wird auch nicht abgebildet, wie der Laichfischbestand von seiner Altersstruktur zusammengesetzt ist. Beim Schutz der Häufigkeit (sehr großer Laichtiere ist ein Entnahmefenster in der Regel dem Mindestmaß überlegen (Gwinn et al. 2015). Denn Entnahmefenster schonen vor allem wenig häufige Großfische (sowie die unreifen Tiere unterhalb der Unterschranke = Mindestmaß des Entnahmefensters). Dagegen führen sie zu scharfer Befischung der häufigen, mittelalten Fische im „Küchenfenster“. Entsprechende Details werden in der Software nicht abgebildet, da nur der Gesamtlaihfischbestand dargestellt wird. Auch zu berücksichtigen ist, dass die Unterschranke des Entnahmefensters sehr gering angelegt ist (bei einem Drittel der Maximallänge, Tabelle 11). Würde man die Unterschranke erhöhen, werden sich

auch die Ergebnisse ändern. In einer künftigen Version der Software soll diese Möglichkeit integriert werden.

Bereits bei einer **täglichen Entnahmebegrenzung** von einem Hecht pro Tag ermittelt die Software einen starken Rückgang der Laichfischhäufigkeit (Abbildung 53). Dies ist darin begründet, dass die Analyse 0 keine Kombination von Schonmaßnahmen zulässt. Der mit der täglichen Entnahmebegrenzung befischte Hechtbestand erfährt also keinen Schutz durch die zusätzliche Anwendung von Mindestmaßen oder Entnahmefenstern, was zu einer raschen Rekrutierungsüberfischung und dem Zusammenbruch des Hechtbestands bei einer isolierten Bewirtschaftung über tägliche Entnahmebeschränkungen führt.

Betrachtet man nun die untere Reihe der Abbildung 53, so stellt man fest, dass einerseits der **Besatz** mit Hechtbrut und Junghechten (Setzlingen) egal in welcher Intensität (zur besseren Vergleichbarkeit zwischen den Satzfishgrößen in Euro pro Hektar standardisiert, ebenso angegeben sind die entsprechenden Individuenzahlen) zu einer Erhöhung der Laichfischbestände führt. Andererseits fällt jedoch die Häufigkeit deutlich niedriger aus, als dies durch die Hege über Entnahmebegrenzungen wie Mindestmaße oder Entnahmefenster der Fall wäre. Der Besatz mit Laichfischen hingegen führt mit steigenden Besatzzahlen zu einer Erhöhung der Laichhechthäufigkeit, die höhere Maximalwerte erreicht, als dies über Mindestmaße oder Entnahmefenster möglich wäre.

Ein rein naturschutzfachlich orientiertes Hechtmanagement würde die Kontrolle der Fischereierblichkeit über Mindestmaße oder Entnahmefenster als favorisiertes Hegeverfahren identifizieren und bei Besatz vor allem auf den Besatz von Laichfischen zurückgreifen.

Um das Ziel einer hohen Laichhechthäufigkeit zu erreichen, eignen sich im vorliegenden Fall drei Maßnahmen: mittlere Mindestmaße, ein konservatives Entnahmefenster oder der (starke) Besatz mit Laichhechten.

Ausgehend von diesem Beispiel wird nun das Hegeziel auf ein *soziales Hegeziel* geändert, während alle anderen Einstellungen zunächst beibehalten werden.

Als erste *soziale Hegezielvariable* dient im Beispiel der numerische Gesamtertrag, d. h. die Anzahl der entnommenen Hechte pro Hektar und Jahr. Dieser ist bei Besatz mit Brut, Setzlingen und Laichfischen höher als bei der Einführung von Entnahmebestimmungen (Abbildung 54). Bei Besatz mit Brut und Setzlingen nimmt der Anstieg des numerischen Gesamtertrags mit steigenden Besatzzahlen ab, was auf eine erhöhte dichte-

teabhängige Sterblichkeit hinweist. Hingegen steigt der numerische Gesamtertrag bei Besatz mit Laichhechten auch bei hohen Besatzdichten weiter an, da die natürliche Sterblichkeit bei Laichfischen gering ist. Dies führt zu einer Fischerei, die den Charakter einer Put-and-Take-Hechtfischerei hat.

Auch innerhalb der Entnahmebestimmungen lassen sich Unterschiede im numerischen Gesamtertrag feststellen, selbst wenn diese relativ gering ausfallen. So führen Entnahmefenster über einen weiten Bereich der Obergrenze zu einem etwas höheren numerischen Gesamtertrag als bei einer Mindestmaßbewirtschaftung, während der numerischen Gesamtertrags bei geringen Mindestmaßen ein Maximum zeigt (Abbildung 54). Die Entnahmebegrenzung als alleinige Entnahmebestimmung führt unter dem gegebenen Angeldruck von fünf Anglern pro Hektar zu einem deutlich geringe-

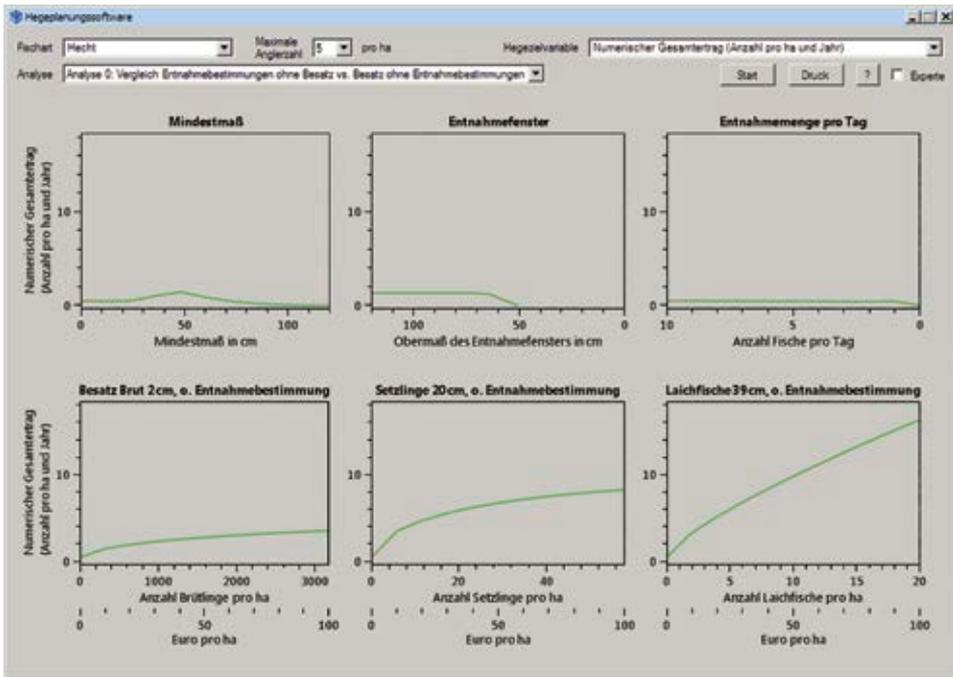


Abbildung 54: Simulationsergebnisse für die Effekte der Entnahmebeschränkungen Mindestmaß, Entnahmefenster und tägliche Entnahmebegrenzung sowie Besatz mit Brut, Setzlingen und Laichfischen auf den numerischen Gesamtertrag von Hechten (Anzahl pro ha und Jahr) bei einem Angeldruck von 5 Anglern pro ha.

ren numerischen Gesamtertrag als andere Hegemaßnahmen.

Sehen wir uns nun die Wahrscheinlichkeit des Fanges kapitaler Fische über 100 cm Totallänge pro Angelstunde an. Welche Maßnahme ist hier besonders erfolgversprechend (Abbildung 55)?

Es zeigt sich, dass unter den voreingestellten Rahmenbedingungen (hoher Angeldruck von 5 Anglern pro ha) die Wahrscheinlichkeit für den Fang kapitaler Fische insgesamt gering ist, weil die wenigsten Tiere es schaffen, sehr groß zu werden, es sei denn, die Schonmaßnahmen führen zu einer totalen Catch-and-Release-Fischerei (z. B. Mindestmaß > 100 cm, sehr enges Entnahmefenster von 40–50 cm oder eine tägliche Fangbegrenzung < 1 Fisch pro Tag, Abbildung 55). Insbesondere Besatz hat auf die Fangwahrscheinlichkeit von kapitalen Ausnahmefischen

überhaupt keinen Effekt. Von allen Maßnahmen wirken vor allem moderate Entnahmefenster fangsteigernd in Bezug auf große, kapitale Fische (z. B. Entnahmefenster von 40–75 cm), vor allem im Vergleich zu Mindestmaßen, die erst bei einer Komplettschonung der Hechte durch höchste Mindestmaße in Bezug auf die Zahl der Kapitalen im Fang wirksam werden.

Ein Grund, warum die verschiedenen Schonmaße solch geringe Wirkung auf den Fang kapitaler Hechte haben, liegt darin, dass der Grundangeldruck mit fünf Anglern pro Hektar bereits sehr hoch ist. Der Bewirtschafter kann die fischereiliche Sterblichkeit natürlich auch durch die Limitierung der Anglerzahl reduzieren. Der dementsprechende Effekt ist sichtbar, wenn man die maximale Anglerzahl von fünf auf einen Angler pro Hektar reduziert und das Modell erneut berechnen lässt (Abbildung 56). Hier sieht man deutlich,

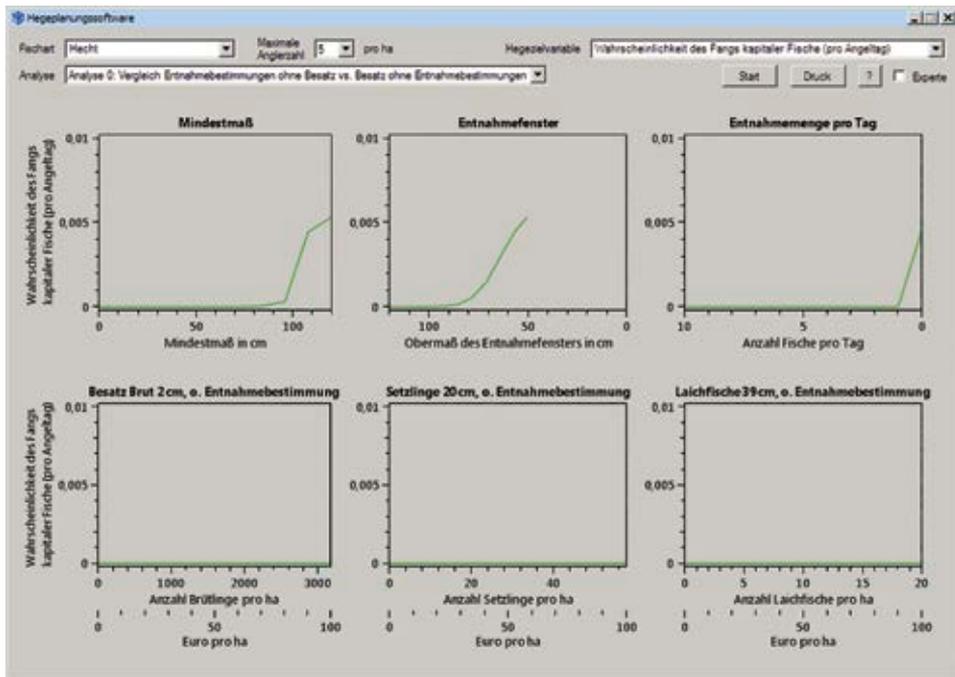


Abbildung 55: Simulationsergebnisse für die Effekte der Entnahmeschränkungen Mindestmaß, Entnahmefenster und tägliche Entnahmegrenzung sowie Besatz mit Brut, Setzlingen und Laichfischen auf die Wahrscheinlichkeit des Fanges kapitaler Hechte über 100 cm Totallänge bei einem Angeldruck von 5 Angler pro ha.

dass vor allem mittlere Obergrenzen des Entnahmefensters gute Wirkungen auf die Fangwahrscheinlichkeit kapitaler Fische entfalten. Dementsprechend steigern Entnahmefenster auch die Anteile großer Laichtiere im Bestand, was wie gesagt nicht separat ausgewiesen wird im Modell.

Aus fischereilicher Sicht sind in Bezug auf den numerischen Ertrag und die Fangwahrscheinlichkeit kapitaler Fische Entnahmefenster bessere Schonbestimmungen als Mindestmaße. In Bezug auf den numerischen Ertrag wirken auch Besatzmaßnahmen mit größeren Fischen ertragssteigernd. Tatsächlich wird der größte numerische Ertrag wenig überraschend beim Besatz sehr großer Laichhechte erreicht. Im Vergleich dazu sind isoliert eingesetzte tägliche Fangbeschränkungen wirkungslos.

Als nächste soziale Hegezielvariable rückt die Anglerzufriedenheit in den Fokus. Hierfür wird die Hegezielvariable „Mittlere Anglerzufriedenheit (in Euro pro Angler)“ gewählt (Abbildung 57). Zur Erinnerung: Die Anglerzufriedenheit bewertet alle am Gewässer herrschenden Angelbedingungen über die Anglerzufriedenheit im Gleichgewicht, also Fangaussichten (Fangrate, Fang großer Fische), Überfüllungsgrad sowie herrschende Fangbestimmungen (ein stark entnahmeorientierter Angler wird sehr strenge Fangbestimmungen ablehnen und entsprechend unzufrieden sein). Die Darstellung in Euroeinheiten heißt nicht, dass irgendwie Lizenzgebühren oder Ähnliches erhoben werden. Stattdessen ist die Berechnung der Anglerzufriedenheit in Euro ein Vorgehen, um später Nettonutzenanalysen anstellen zu können (die Gegenüberstellung von tatsächlichen Kosten der Hege in Bezug auf die erreichte Anglerzufriedenheit, siehe Kapitel 8.1).

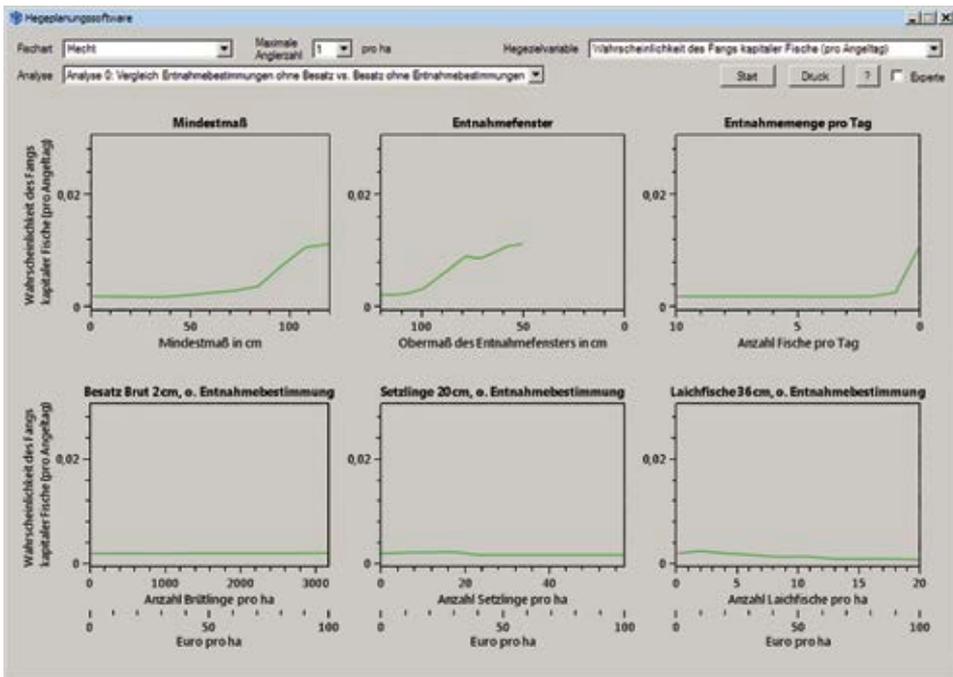


Abbildung 56: Simulationsergebnisse für die Effekte der Entnahmeschränkungen Mindestmaß, Entnahmefenster und tägliche Entnahmebegrenzungen sowie Besatz mit Brut, Setzlingen und Laichfischen auf die Wahrscheinlichkeit des Fangs kapitaler Hechte > 100 cm bei einem Anglerdruck von 1 Angler pro ha.

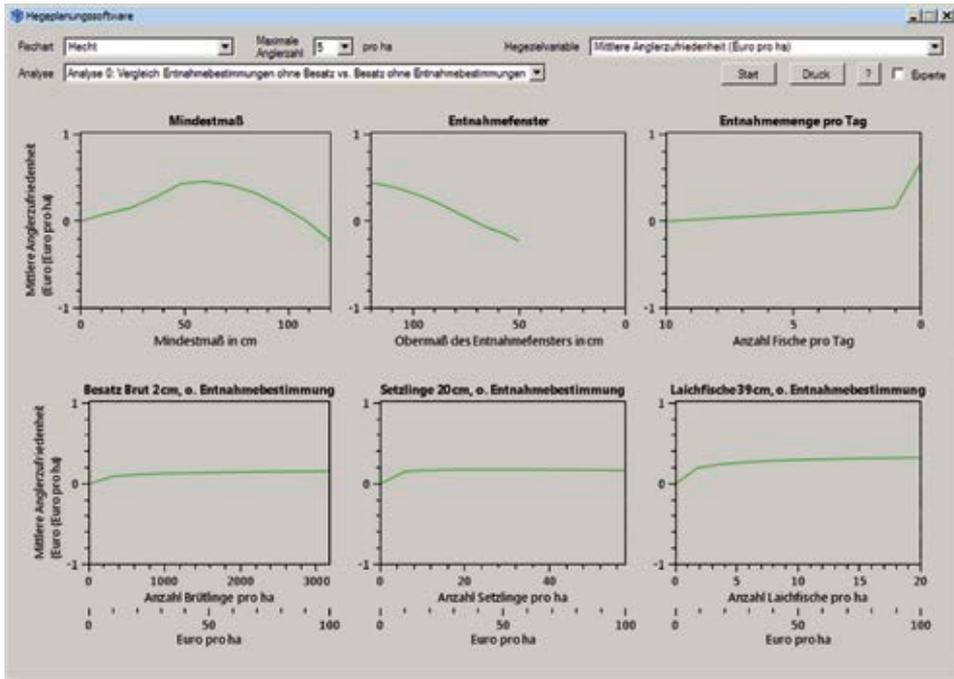


Abbildung 57: Simulationsergebnisse zur Ermittlung der mittleren Anglerzufriedenheit (Euro pro ha) bei Mindestmaß, Entnahmefenster und täglicher Entnahmebegrenzung sowie Besatz mit Brut, Setzlingen und Laichfischen beim Hecht.

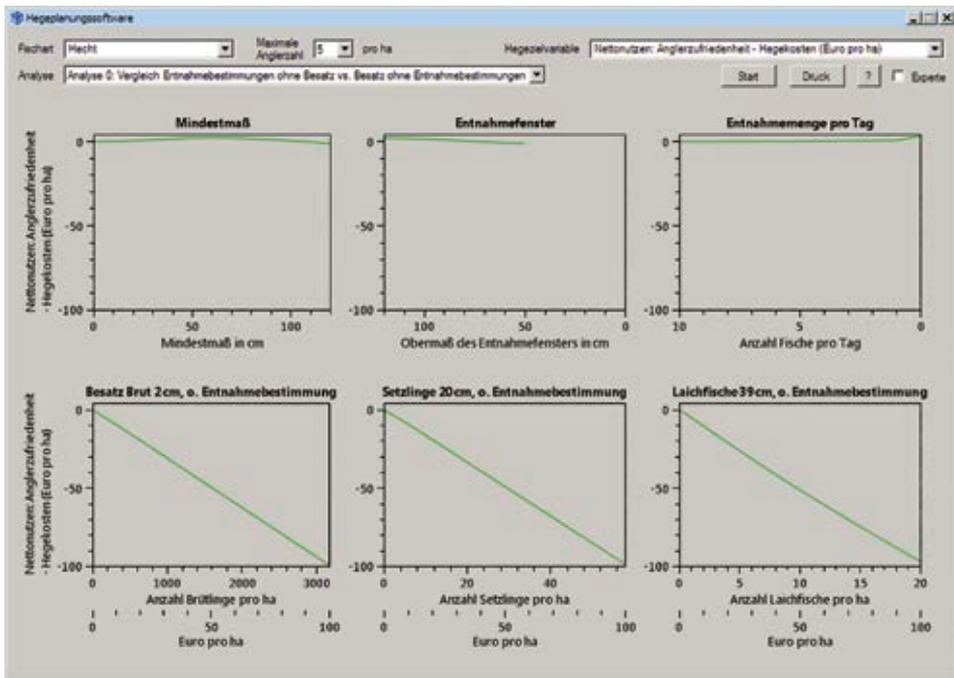


Abbildung 58: Simulationsergebnisse zur Ermittlung des Nettonutzens (Euro pro ha) bei Mindestmaß, Entnahmefenster und täglicher Entnahmebegrenzung sowie Besatz mit Brut, Setzlingen und Laichfischen beim Hecht.

Die höchste mittlere Anglerzufriedenheit wird bei einem mittleren Mindestmaß, einer hohen Obergrenze des Entnahmefensters (d. h. Liberalisierung der Entnahme) oder einer sehr restriktiven Entnahmebegrenzung von < 1 Hecht pro Angeltag erzielt (z. B. umsetzbar über eine jährliche Entnahmebegrenzung, Abbildung 57). Hingegen ist die Anglerzufriedenheit bei Besatz mit Brut, Setzlingen und auch mit Laichhechten geringer als bei dem Management über angemessen gewählte längenbasierte Schonbestimmungen.

Hechtbesatz macht Angler nicht glücklicher als eine Hege über moderate Schonbestimmungen, die einen Kompromiss zwischen Schutz und Nutzung (Entnahme) erlauben. Entnahmefenster und Mindestmaße können – richtig gewählt – ähnlich zufriedene Angler hervorbringen.

Nun wird als letzte Hegezielvariable beim Hechtbeispiel eine ökonomische Hegezielvariable gewählt und der Nettonutzen [Anglerzufriedenheit – Hegekosten (Euro

pro ha)] betrachtet (Abbildung 58). Da die Einführung von Entnahmebestimmungen nicht mit monetären Kosten verbunden ist, fällt der Nettonutzen über weite Längenbereiche (Mindestmaß und Entnahmefenster) oder Entnahmebegrenzungen neutral oder positiv aus. Für Besatz mit Brut, Setzlingen und Laichfischen hingegen sinkt der Nettonutzen mit steigenden Besatzzahlen, was sich aus der geringen Anglerzufriedenheit und den hohen Besatzkosten erklärt. In einer rein auf ökonomische Gesichtspunkte ausgerichteten Hege ist der Besatz mit Hechten also nicht ratsam und Entnahmebestimmungen als Hegeinstrumente vorzuziehen.

Abschlussbewertung

Die oben erläuterten Simulationen führen zu Ergebnissen (3. Schritt in Abbildung 52), die nun in die nächsten beiden Schritte der lernfähigen Hege und Pflege münden: die Abwägung von Für und Wider und die finale Entscheidung für ein Vorgehen (Abbildung 59). Wir haben es also mit einer Abschlussbewertung im Rahmen der Umsetzungsplanung (vgl. Kapitel 2) zu tun.



Abbildung 59: Darstellung der Schritte fünf und sechs der lernfähigen Hege und Pflege (in Rot), die die Abschlussbewertung der durchgeführten Simulationen und die Entscheidung für ein Vorgehen umfassen.

In den dargestellten Szenarien wurde deutlich, dass die favorisierte Hegemaßnahme von den Hegezielen und den damit verbundenen Bewertungsmaßstäben abhängig ist. So eignete sich z. B. der Besatz mit Laichfischen im ersten Szenario zum Erreichen des ökologischen Hegeziels einer hohen Häufigkeit von Laichfischen. Im zweiten Szenario eignete er sich zum Erreichen eines hohen numerischen Ertrags, wohingegen der Besatz mit Laichfischen zum Erreichen anderer sozialer und ökonomischer Hegeziele nur bedingt geeignet oder ungeeignet war. Mittlere und hohe Mindestmaße wurden als beste Maßnahmen im ökologischen Szenario identifiziert, wohingegen Entnahmefenster etwas bessere fischereiliche (Fänge) und ähnliche soziale Ergebnisse produzierten wie Mindestmaße. Tägliche Entnahmebeschränkungen wurden isoliert von anderen Maßnahmen als wenig erfolgversprechend identifiziert. Als weitere Möglichkeit der Hege zeigte sich die Limitierung der Anglerzahl aussichtsreich für die Fangwahrscheinlichkeit kapitaler Fische. Aus den Analysen geht hervor, dass bei der Bewirtschaftung des Hechts unter rekrutierenden Bedingungen Schonmaße und die Kontrolle des Aufwands deutlich günstigere Hegevorgehen darstellen sollten als Fischbesatz. Im Rahmen der Hege und Pflege sollte daher besonders Wert darauf gelegt werden, 1) in praktischen Versuchen in den Vereinsgewässern die relative Wirksamkeit von Mindestmaßen und Entnahmefenstern mit und ohne tägliche Fangbeschränkungen sowie 2) die relative Wirksamkeit von Aufwandsbeschränkungen im Vergleich zur Hege über Schonmaße ohne Aufwandslimitierungen zu untersuchen. Ausgehend von diesen Überlegungen erfolgt nun die Entscheidung, welches Hegevorgehen umgesetzt wird (Abbildung 59). Daran schließt sich natürlich die Erfolgskontrolle an.

Die hier am Beispiel des Hechts formulierten Aussagen treffen mit hoher Wahrscheinlichkeit auch auf andere reproduzierende Arten

wie Zander, Bachforelle oder Weißfische (Plötze, Blei) zu. Der Anwender kann diese Aussage durch entsprechende Simulationen überprüfen. Wer sich für die Wirkung kombinierter Hegemaßnahmen interessiert, kann auf die Analysen 1 bis 7 zurückgreifen.

Karpfen

Im zweiten Beispiel soll anhand von Karpfen zuerst die Effektivität und Wirtschaftlichkeit des Besatzes einer im Zielgewässer nicht natürlich rekrutierenden Art betrachtet werden (Anmerkung: Es gibt immer mehr Belege für natürliches Aufkommen von Karpfen auch in heimischen Gewässern, allerdings ist das Aufkommen sporadisch und nicht flächendeckend; im Modell wird angenommen, dass der Karpfen nicht natürlich aufkommt). Erneut erfolgt ein Vergleich verschiedener Hegezielvariablen. Für die Betrachtung der Effektivität und Wirtschaftlichkeit wird wie beim Hecht zunächst Analyse 0 und ein mittlerer Angeldruck von 5 Anglern pro ha gewählt. Als Hegezielvariable wird zunächst die Häufigkeit der Laichfische [Häufigkeit Laichfischbestand Alter-2+ (Anzahl pro ha)] simuliert und anschließend die Kosten pro Rekrut berechnet [Kosten pro rekrutiertem Laichfisch Alter-2+ (Euro pro Fisch)]. Es sei angemerkt, dass der Begriff „Laichfische“ bei nicht rekrutierenden Arten etwas irreführend ist und als entnahmefähige Fische interpretiert werden sollte, da in Deutschland auch für Karpfen meistens Mindestmaße gelten, die zu einer Unterscheidung zwischen nicht entnahmefähigen (Jung-)Fischen und entnahmefähigen (Adult-)Fischen führen.

Wie bereits in Kapitel 8.3 erwähnt, werden für nicht natürlich im Gewässer reproduzierende Fischarten wie den Karpfen bei „Nullbesatz“ und einer ausschließlichen Hege über Mindestmaße und andere Schonbestimmungen keine Abbildungen generiert (Abbildung 60 und Abbildung 61, obere Reihe), da es ohne (jährlichen) Besatz langfristig keinen

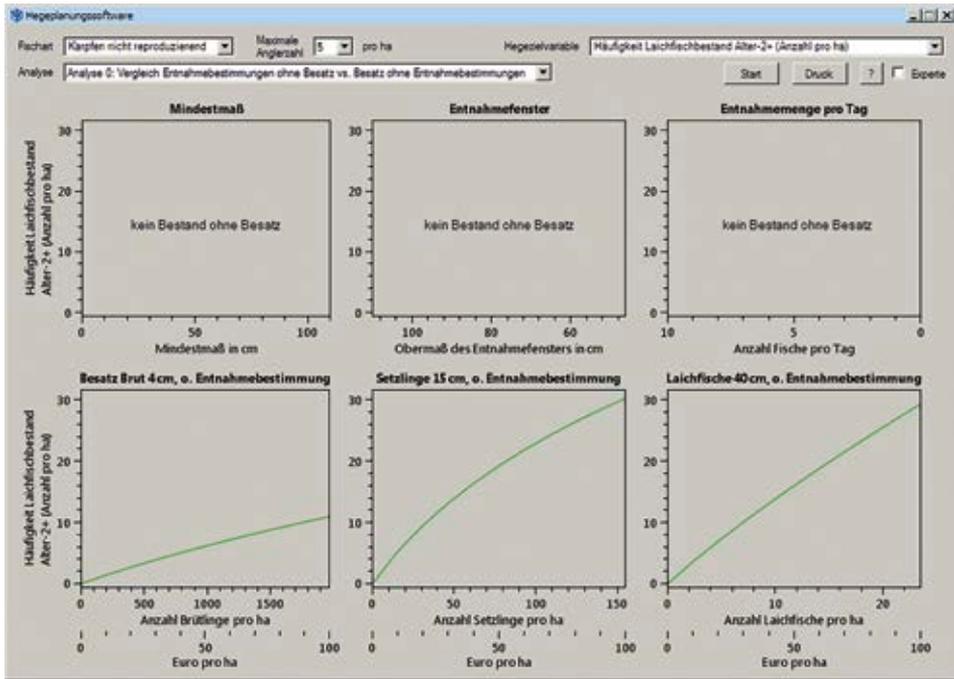


Abbildung 6a: Häufigkeit adulter, entnehmfähiger (Laich-)Karpfen (Anzahl pro ha) beim Besatz mit Brut, Setzlingen und Laichfischen.

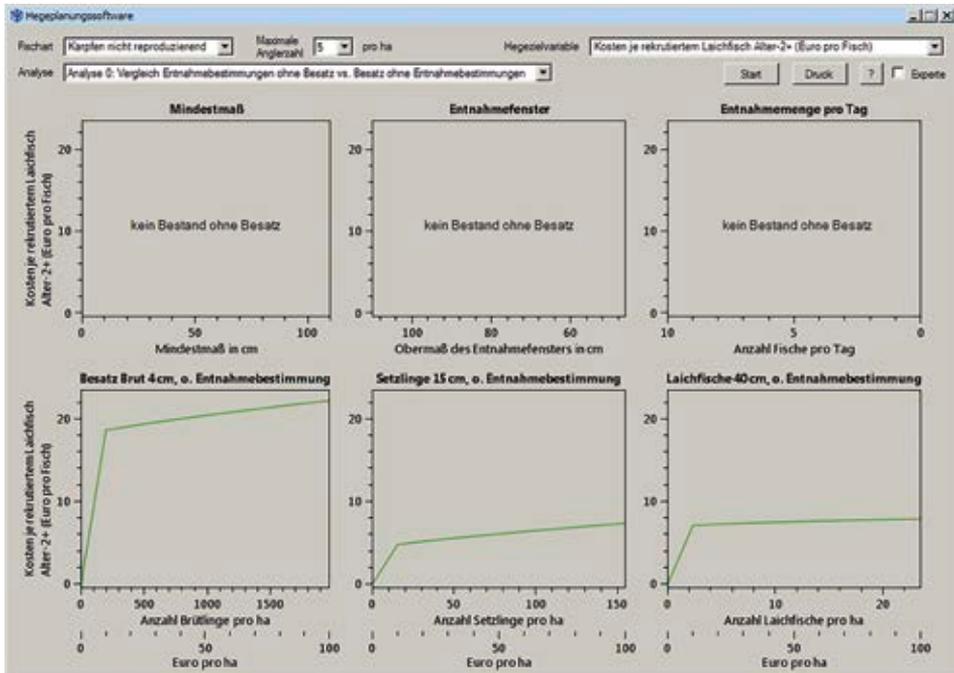


Abbildung 6b: Kosten pro rekrutiertem adulten Karpfen beim Besatz mit Brut, Setzlingen und Laichfischen.

Bestand dieser Fischarten im Gewässer gibt. Daher bestehen keine Alternativen zum Besatz, sollen diese Arten aus fischereilichen Gründen im Gewässer erhalten werden.

Zusammengefasst wirkt Besatz in diesem Beispiel folgendermaßen: Bei gleichen Besatzkosten je Hektar kann eine höhere Anzahl an Brütlingen besetzt werden verglichen mit Setzlingen oder adulten Fischen (Abbildung 60, untere Reihe). Aufgrund der hohen größenabhängigen natürlichen Sterblichkeit von Brut (über Fraßverluste durch Raubdruck von Räubern wie Hechten) verbleibt jedoch nur ein kleiner Teil der als Brut besetzten Karpfen im Bestand. Entsprechend steigert Karpfenbrutbesatz den Bestand entnahmefähiger „Laich“karpfen weniger, als das beim Besatz größerer Lebensstadien der Fall ist (Abbildung 60, untere Reihe). Bei gleichem Kostenansatz führt Besatz mit Setzlingen und adulten Fischen zu ähnlich hohen Häufigkeiten von adulten Karpfen (Abbildung 60). Dieses Ergebnis spiegelt sich auch in den Kosten pro Rekrut wieder (Abbildung 61). Durch die hohe Sterblichkeit während des Hereinwachsens in den Bestand sind die Kosten pro rekrutiertem adulten, entnahmefähigen Fisch bei Besatz von Karpfenbrut deutlich höher als bei Besatz mit Setzlingen (ca. 15 cm) oder adulten Fischen (ca. 40 cm). Im Vergleich dazu sind die Kosten je Rekrut für Besatz mit Setzlingen und adulten Fischen in diesem Beispiel ähnlich. Bemerkenswert ist, dass die vorliegende Simulation eine in der Praxis weitverbreitete Fehlannahme revidiert: Der Besatz von Jungfischen, vor allem von Fischbrut, ist in der Regel weniger kosteneffizient in Bezug auf die daraus erwachsenen adulten Bestände als der Besatz größerer Fische. Intuitiv handeln viele Angelvereine bereits nach diesem Prinzip, in der Praxis kommen verstärkt auch größere Satzische und nicht etwa Fischbrut zur Anwendung.

An dieser Stelle wird dem Anwender der Software nahegelegt, bei der finalen Entschei-

dung über die optimale Karpfengröße bei Besatz lokale Gegebenheiten in die Besatzentscheidungen mit einfließen zu lassen, die von der Hegeplanungssoftware nicht berücksichtigt werden können. So kann beispielsweise starkes Kormoranauftreten zu einer Sterblichkeit von Setzlingen führen, die höher ist, als in der größenabhängigen Sterblichkeit im Modell vorgesehen. Das würde dafür sprechen, kormoranresistenten größeren Satzkarpfen den Vorzug zu geben, selbst wenn das Modell ähnliche Ergebnisse beim Besatz mit Setzlingen von ca. 15 cm Tottlänge und adulten Karpfen von ca. 40 cm Tottlänge verspricht. Die Hegeplanungssoftware kann hier zwar Leitlinien aufzeigen, die lokale Gewässerkenntnis und die damit verbundene Bewertung der Modellszenarien aber nicht ersetzen.

Betrachtet man nun den Nettonutzen [Anglerzufriedenheit – Hegekosten (Euro pro ha)], so wird deutlich, dass dieser bei geringem Karpfenbesatz maximiert wird (Abbildung 62). Hohe Karpfenbesatzmengen resultieren hingegen in einem negativen Nettonutzen.

Schauen wir uns nun eine *soziale Hegezielvariable* an. Dazu wählen wir beispielhaft die Analyse 2 (Entnahmefenster, drei Besatzmengen jeweils für Brut, Setzlinge und Laichfische). Als Hegezielvariable wird die Wahrscheinlichkeit für den Fang kapitaler Karpfen pro Angelstunde simuliert (Abbildung 63).

Die Wahrscheinlichkeit des Fanges eines kapitalen Karpfens über 80 cm steigt mit der Besatzmenge an, vor allem beim Brut- und Setzlingsbesatz (Abbildung 63). Mit der Liberalisierung der Entnahme (steigende Obermaße für die Entnahmefenster) reduziert sich die Zahl kapitaler Fische im Bestand deutlich durch Überfischung. Sehr hohe Laichkarpfenmengen bei eingeschränkter Entnahme (enges Fangfenster) reduzieren ebenfalls die Zahl kapitaler Karpfen im Bestand über Wachstumsdepressionseffekte

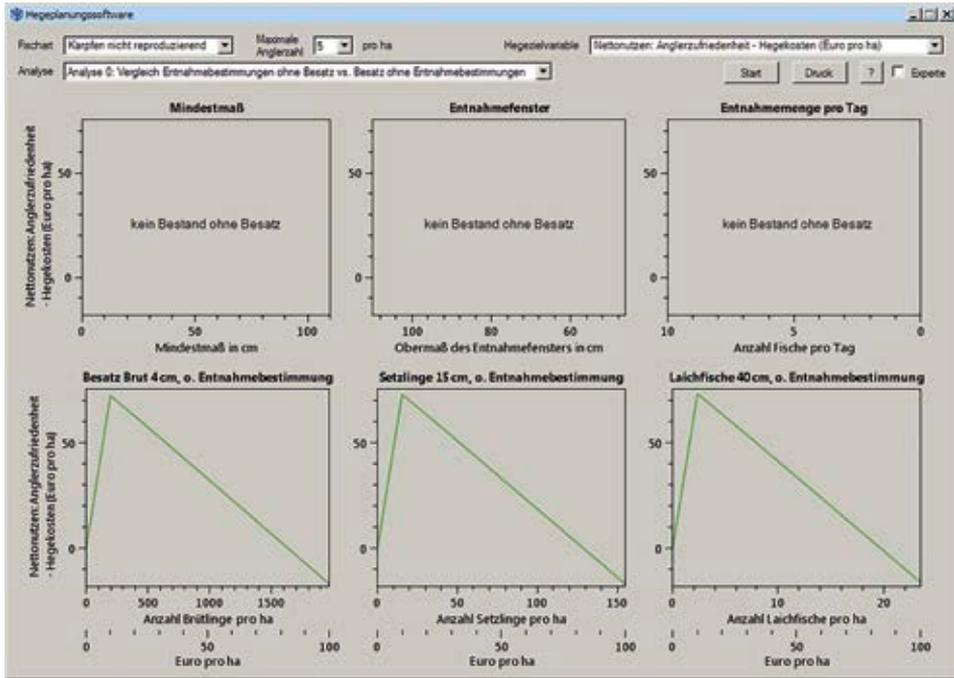


Abbildung 62: Nettonutzen für den Besatz mit Brut, Setzlingen und Laichfischen beim Karpfen.

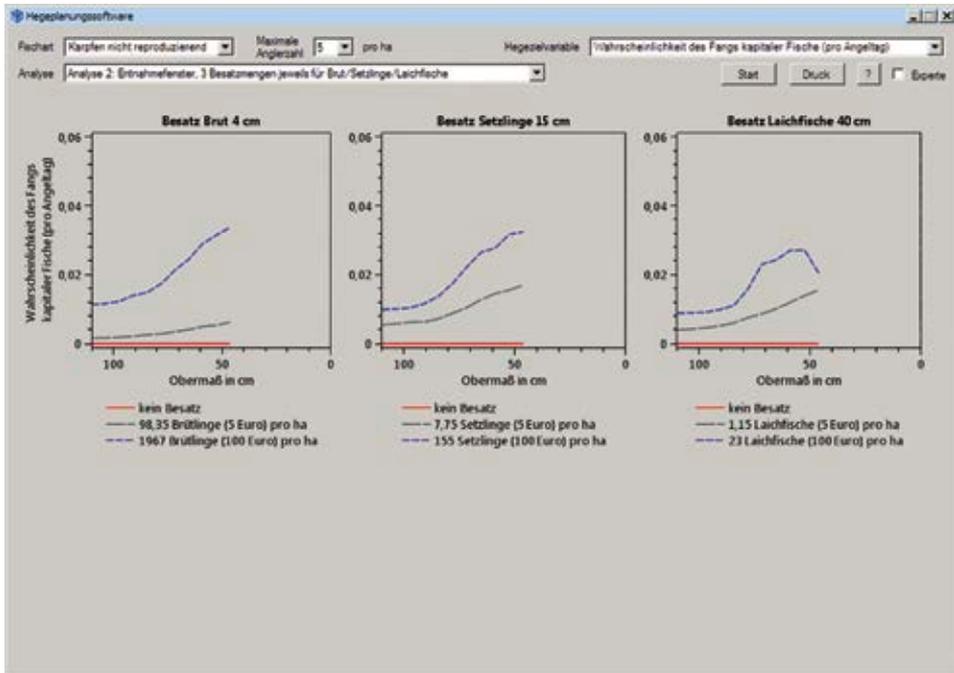


Abbildung 63: Wahrscheinlichkeit des Fangs kapitaler Karpfen bei zwei verschiedenen Besatzdichten sowie „Nullbesatz“.

durch die limitierte Nahrung. Die zunächst steigende Wahrscheinlichkeit für den Fang eines kapitalen Fisches bei reduziertem Obermaß liegt an der stärkeren Schonung der großen Fische. Wenn allerdings überhaupt keine Entnahme erfolgt, führt die hohe Dichte an Fischen zu Nahrungsknappheit. Dadurch ist das Wachstum beschränkt und die Zahl kapitaler Tiere auch bei hohen Laichfischbesatzmengen reduziert sich wieder. Hier haben wir es mit einem Beispiel von Überbesatz bei ansonsten – durch das sehr enge Entnahmefenster – geringer fischereilicher Sterblichkeit zu tun.

Abschlussbewertung

Der Besatz mit Karpfen ist aus fischereilicher Sicht alternativlos und insbesondere bei größeren Karpfen kosteneffizient. Zu hohe Besatzmengen führen schnell zu negativen Nettonutzen und sollten dementsprechend aus ökonomischer Sicht vermieden werden. Hohe Besatzmengen gekoppelt mit Schonbestimmungen steigern die Wahrscheinlichkeit des Fangs kapitaler Fische. Jedoch muss Überbesatz vermieden werden, um das Wachstumspotenzial zu erhalten.

8.4.2 Expertenmodus

Hecht

Schließlich sollen anhand des Expertenmodus einige weitere Beispiele zur Anwendbarkeit der Hegeplanungssoftware vorgestellt werden. Der Expertenmodus bietet dem Anwender insbesondere die Möglichkeit, sowohl alternative Zustände der Gewässer im Sinne der Qualität der Jungfischlebensräume und der Tragekapazität als auch konkrete Angleraufkommen und Zusammensetzungen der Anglerschaft im lokalen Verein zu berücksichtigen. Im folgenden Szenario soll 1) ein Gewässer mit schlechter und 2) sehr guter Qualität des Laich- und Jungfischhabitats hinsichtlich der Erfolgsaussichten von Besatz

unter drei verschiedenen Mindestmaßen verglichen werden. Dies demonstriert im Detail auch die weiterführenden Kombinationsmöglichkeiten der Analysen 1 bis 7. Konkret stellt sich die Frage, ob die relative Wirksamkeit von Besatz mit abnehmender Laich- und Jungfischqualität steigt. Obwohl das theoretisch zu erwarten ist, zeigen empirische Daten des Besatzfisch-Projekts nur geringe Effekte der Habitatqualität auf die Wirksamkeit von Junghechtbesatz, es sei denn, es findet gar keine natürliche Verlaichung statt (Arlinghaus et al. 2015). Es soll im Folgenden geprüft werden, ob das Modell dieses empirische Ergebnis abbildet. Es wird beispielhaft Analyse 4 gewählt und als Hegezielvariable die Häufigkeit Laichfischbestand Alter-2+ (Anzahl pro ha) vorgegeben. Simuliert wird weiter eine einheitlich zusammengesetzte Anglerpopulation, die aus sogenannten Durchschnittsanglern besteht. Der Angeldruck ist erneut maximal 5 Anglern pro ha (der Anwender kann hier aber auch ganz konkrete Anglerzahlen und Gewässergrößen vorsehen, die den lokalen Bedingungen entsprechen).

In Abbildung 64, die auf Simulationen mit sehr guter Qualität der Laich- und Jungfischhabitats basieren, wurde bei hohen Mindestmaßen ohne Besatz ein maximaler Laichhechtbestand von ca. acht Hechten pro Hektar prognostiziert. In einem Gewässer mit schlechter Qualität des Laich- und Jungfischhabitats und hohen Mindestmaßen (z. B. 80 cm) wird hingegen maximal ein Bestand von vier Hechten pro Hektar erreicht (Abbildung 65). Da auf dem Gewässer immer noch maximal fünf Durchschnittsangler pro Hektar angeln, ist bei einem niedrigen Mindestmaß von 50 cm der natürliche Bestand an Laichhechten im befischten Zustand noch viel geringer und beträgt maximal zwei Hechte pro Hektar (Abbildung 61). Dies zeigt die Wirkung der Variable „Qualität des Laich- und Jungfischhabitats“ (Grad der natürlichen Sterblichkeit der Jungfische, siehe Kapitel 8.3) eindrucksvoll auf. Entsprechend steigt

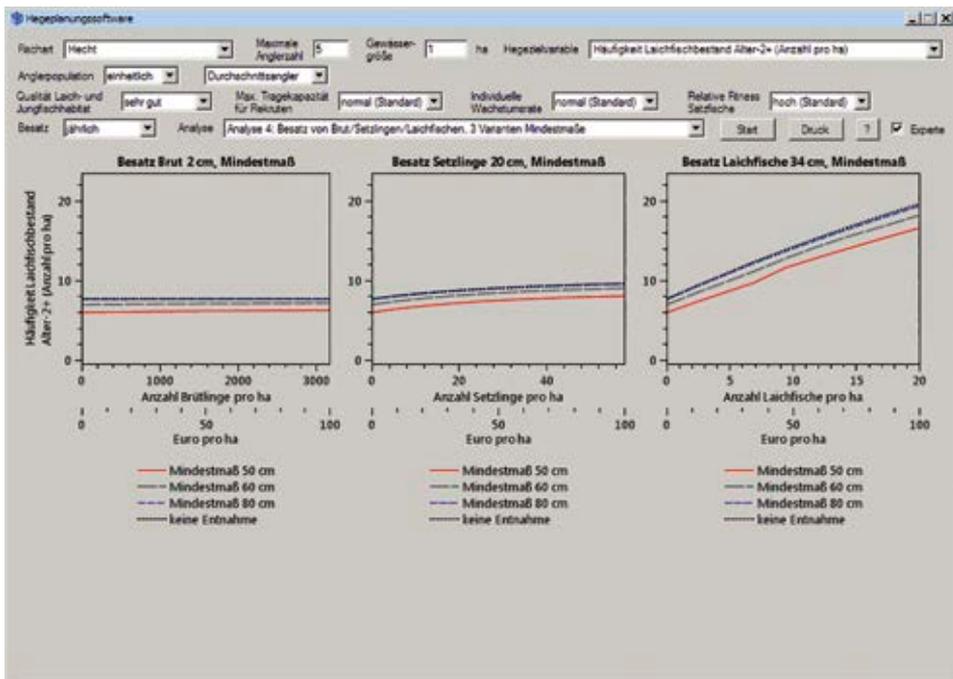


Abbildung 64: Simulationsergebnisse zur Ermittlung der Häufigkeit von Laichfischen (Anzahl pro ha) des Hechts bei sehr guter Qualität des Laich- und Jungfischhabitats in Abhängigkeit verschiedener Besatzintensitäten von Brut, Setzlingen und Laichfischen in Kombination mit drei verschiedenen Mindestmaßen sowie einer Komplettschonung des Bestands.

bei Besatz mit Brut und Setzlingen zunächst die Häufigkeit der Laichhechte, aber das auch nur vergleichsweise schwach (Abbildung 65). Insbesondere führen in einem schlechten Hechtgewässern in Bezug auf die Jungfischlebensräume bereits geringe Besatzdichten zu einem Erreichen der (gegenüber dem natürlichen Zustand eingeschränkten) Tragekapazität. Das heißt, selbst hohe Besatzdichten mit Brut und Setzlingen steigern aufgrund fehlender Ressourcen die Laichhechthäufigkeit nicht weiter (Abbildung 65, linke Abbildungen), und man erreicht in den schlechten Hechtgewässern in keinem Falle weder durch Besatz mit Junghechten noch durch Anhebungen der Mindestmaße die in guten Hechtgewässern erwartbaren Laichhechthäufigkeiten von bis zu acht Laichhechten je Hektar (vgl. Abbildung 64 mit Abbildung 65). Diese Ergebnisse des Modells sind qualitativ identisch mit denen in den praktischen Besatzexperimenten des Besatzfisch-Projekts

(Arlinghaus et al. 2015). Der Besatz mit Laichhechten steigert in Kombination mit Mindestmaßen auch in den schlechten Hechtgewässern die Laichhechthäufigkeit stärker, da diese bereits die Flaschenhalse im Jungfischstadium durchlebt haben (Abbildung 65). Der Anstieg der Laichhechthäufigkeit ist aber kein Effekt, der auf gesteigerte Reproduktion hinweist. Hingegen stellen die besetzten Laichfische entsprechend unmittelbar einen gesteigerten Bestand, der abfischbar ist. Dieses Szenario entspricht im Grunde einer Put-and-Take-Fischerei auf Hecht, wie bereits zuvor für sehr gute Laichqualitäten ausgeführt.

Zum Vergleich: Bei sehr guter Qualität des Laich- und Jungfischhabitats (Abbildung 64) ist der natürliche Bestand an Laichhechten auf einem deutlich höheren Niveau (ca. 8-9 Hechte pro ha, wenn keine Entnahme erfolgt) als in einem Gewässer mit schlechter Laich- und Jungfischhabitatqualität (ca. 1

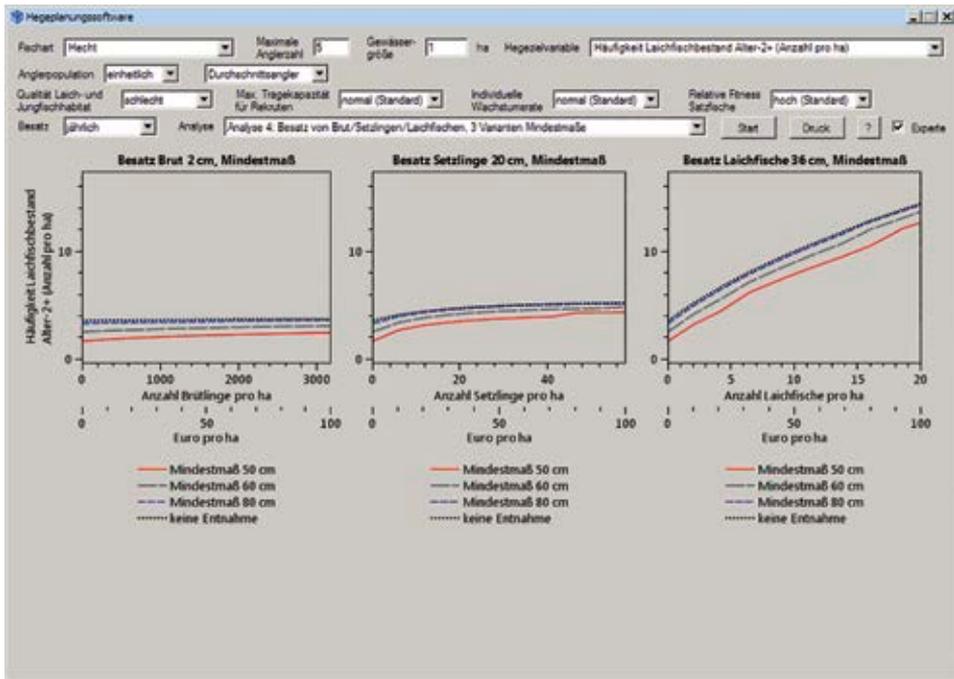


Abbildung 65: Simulationsergebnisse zur Ermittlung der Abundanz von Laichfischen (Anzahl pro ha) des Hechts bei schlechter Qualität des Laich- und Jungfischhabitats in Abhängigkeit verschiedener Besatztensitäten von Brut, Setzlingen und Laichfischen in Kombination mit drei verschiedenen Mindestmaßen sowie einer Komplettschonung des Bestands.

Hecht pro ha) (Abbildung 65). Von besonderer Bedeutung ist nun der qualitative Vergleich der relativen Effekte des Brut- und Junghechtbesatzes in Gewässern mit sehr guter und mit schlechter Habitatqualität: In schlechten Lebensräumen steigert Junghechtbesatz die Bestände adulter Fische nicht oder nur marginal und die relative Wirksamkeit von Mindestmaßerhöhungen sind deutlich höher. Lediglich der Besatz mit Laichhechten ist sowohl bei guten als auch bei schlechten Lebensraumbedingungen geeignet, den Adultfischbestand signifikant zu erhöhen. Absolut ist der Steigerungseffekt bei einer sehr guten Habitatqualität deutlich größer (von 9 auf fast 20 Laichhechte pro Hektar ohne Entnahme, Abbildung 64) als bei einer schlechten (von 1 auf nur 12 Laichhechte pro Hektar ohne Entnahme, Abbildung 65). Relativ gesehen fällt der Steigerungseffekt durch Laichhechtbesatz bei einer schlechten Habitatqualität

aber deutlich höher (12fache Erhöhung) aus, verglichen mit der Situation bei einer sehr guten Habitatqualität (ca. 2fache Erhöhung). Insgesamt würde in diesem Beispiel aber eine Aufwertung des Laich- und Jungfischhabitats (z. B. durch Schaffung von Einständen) zu ähnlichen Bestandserhöhungen führen (von 1 auf 9 Hechte pro ha, ohne Entnahme) wie ein hochintensiver Laichhechtbesatz in schlechten Habitaten (von 1 auf 12 Hechte pro ha). Zudem würden dem Verein dabei nicht jedes Jahr Besatzkosten entstehen, um diese Bestandshöhen langfristig absichern zu können. Ökonomisch gesehen sind die Nettonutzen des Besatzes von Hechten stets negativ, sowohl bei sehr guter (Abbildung 66) als auch bei schlechter Habitatqualität (Abbildung 67). Erhöhte Mindestmaße erhöhen sowohl bei schlechter als auch bei sehr guter Laich- und Jungfischhabitatqualität die Häufigkeit der Laichhechte, jedoch verringert sich

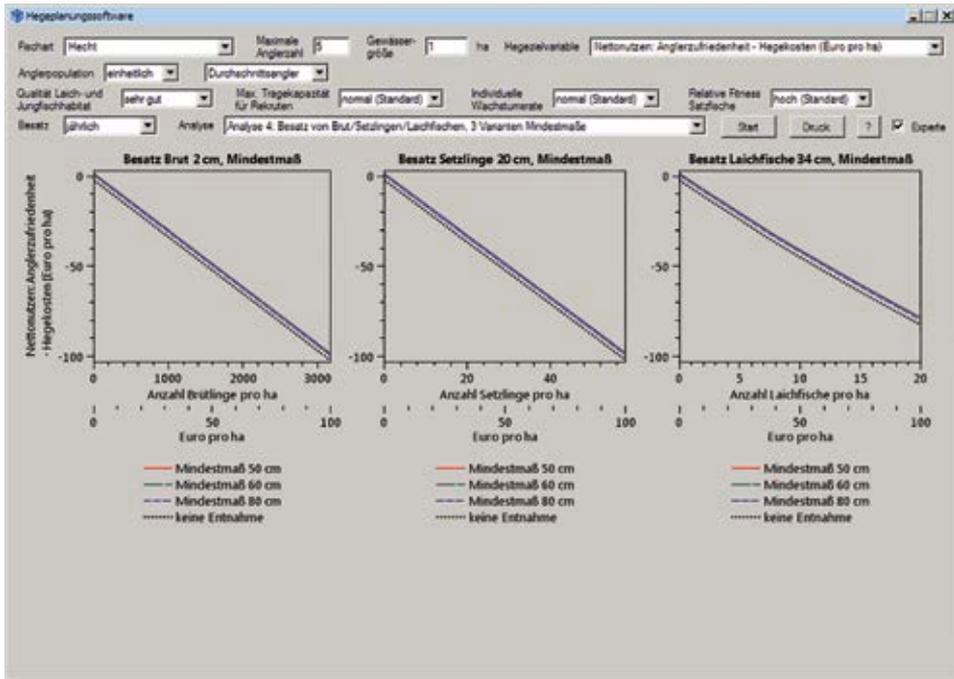


Abbildung 66: Nettonutzen des Besatzes von Hechten bei sehr guter Habitatqualität.

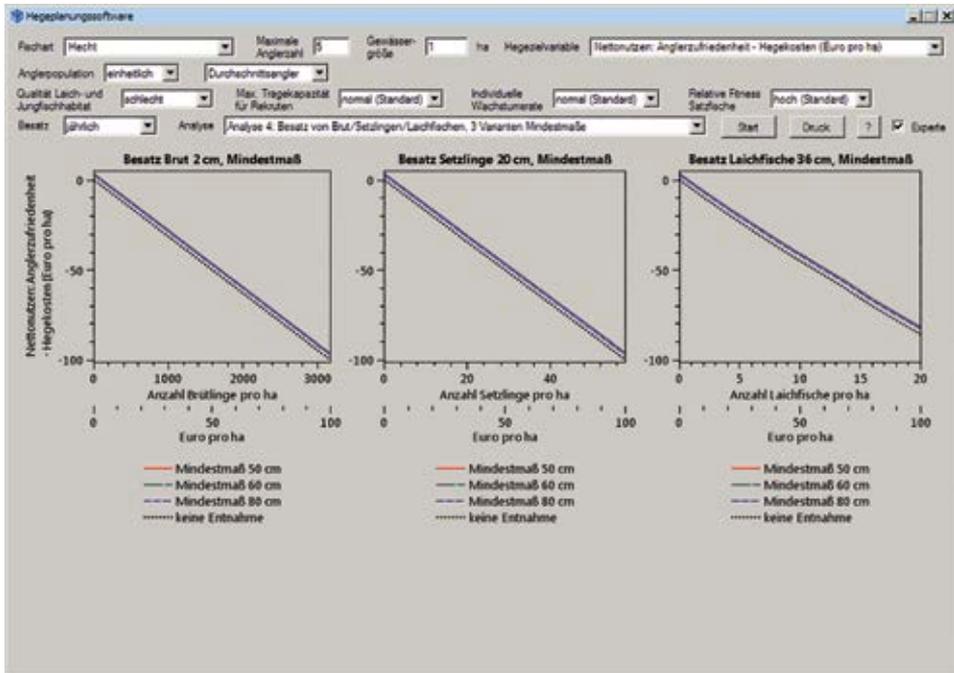


Abbildung 67: Nettonutzen des Besatzes von Hechten bei schlechter Habitatqualität.

die relative Zunahme der Häufigkeiten mit steigenden Mindestmaßen und abnehmender Laichqualität.

In einem weiteren Beispiel sollen die Unterschiede in den Wirkungen von Besatz bei Hechten mit hoher und sehr niedriger relativer Fitness der Satzfsische simuliert werden. Hierfür wird Analyse 1 (Mindestmaß, 3 Besatzmengen jeweils für Brut, Setzlinge und Laichfische) verwendet und als Hegezielvariable dient wiederum die Häufigkeit der Laichhechte im Alter von zwei Jahren oder älter. Für alle anderen Einstellungen werden die Standardeinstellungen verwendet.

Der Besatz von fitten Setzlingen und Laichfischen führt dem Modell zufolge zu einem Anstieg der Laichhechthäufigkeit, insbesondere bei hohen Laichfischdichten (Abbildung 69). Der Besatz einer hohen Anzahl von Brut und Setzlingen mit sehr niedriger relativer

Fitness führt hingegen zu einer Häufigkeit an Laichhechten, die geringer ist als bei einer ausschließlichen Hege über Mindestmaße (Abbildung 68). Bei geringer Fitness bewirkt nur der Besatz einer hohen Anzahl von Laichhechten eine Steigerung der Häufigkeit von Laichhechten (Abbildung 68). Die Wirkung von Mindestmaßen auf die Häufigkeit von Laichfischen ist qualitativ ähnlich, ungeachtet der relativen Fitness der Satzfsische. Ab einem Mindestmaß von 70 cm kommt es in diesem Beispiel zu keiner weiteren Bestandssteigerung, das heißt, die (befischte) Tragekapazität des Gewässers ist erreicht.

Der Besatz von Fischen mit geringer Fitness, zum Beispiel Satzfsische gebietsfremder Populationen, kann selbst geringe Bestandssteigerungen durch Besatz verhindern oder überdies zu einem Rückgang der Hechtabundanz insgesamt führen. Dies tritt ein, sobald

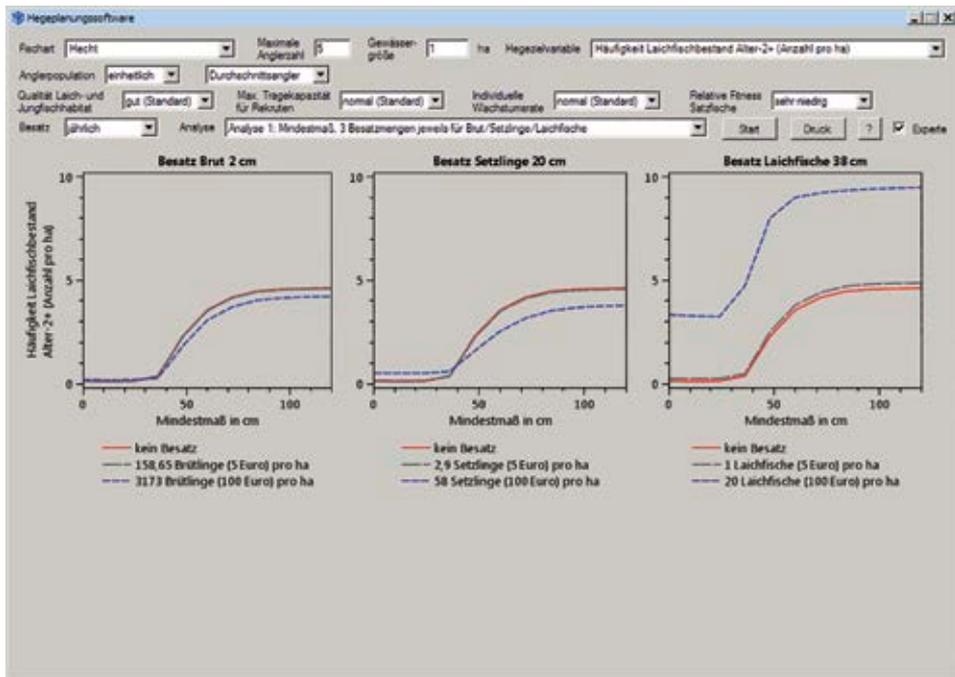


Abbildung 68: Simulationsergebnisse zur Ermittlung der Häufigkeit von Laichfischen (Anzahl pro ha) des Hechts bei sehr niedriger Fitness in Abhängigkeit verschiedener Mindestmaße von Brut, Setzlingen und Laichfischen in Kombination mit 2 verschiedenen Besatzdichten sowie „Nullbesatz“.

sich die unfitten Fische im Besatzgewässer natürlich fortpflanzen, das aber zu einem geringeren Grade tun als die Wildfische. Da im Grunde alle Satzische im Vergleich zu Wildfischen eine geringere Fitness haben, sollte der Anwender stets bei allen Satzischsimulationen eine geringe Fitness der Satzische einstellen, gerade in natürlich reproduzierenden Beständen. Andernfalls wird die Erfolgsaussicht von Besatz überschätzt.

Karpfen

Zu guter Letzt soll am Beispiel des Karpfens im Expertenmodus dargestellt werden, wie unterschiedliche Hegevorgehen auf unterschiedliche Anglertypen wirken können. Für den Karpfen soll dazu die mittlere Anglerzufriedenheit einer gemischten Anglerpopulation in Abhängigkeit von Mindestmaßen und drei verschiedenen Besatzdichten (inkl.

Nullbesatz) modelliert werden. Hierfür wird Analyse 1 genutzt. Die simulierte Anglerpopulation besteht zu 20 % aus Angelspezialisten, zu 30 % aus fangorientierten Karpfenanglern und zu 50 % aus Gelegenheitskarpfenanglern. Alle anderen Einstellungen bleiben bei der Standardvorgabe. Als Hegezielvariable wird nacheinander die mittlere Anglerzufriedenheit Angelspezialist (Euro pro Angler), die mittlere Anglerzufriedenheit fangorientierter Angler (Euro pro Angler) und die mittlere Anglerzufriedenheit Gelegenheitsangler (Euro pro Angler) dargestellt.

Aufgrund der fehlenden natürlichen Reproduktion von Karpfen beträgt die mittlere Anglerzufriedenheit bei „Nullbesatz“ für alle Anglertypen 0 Euro, weil es ohne einen Karpfenbestand auch keine positive Anglerzufriedenheit geben kann (Abbildung 70, Abbildung 71, Abbildung 72). Die mittlere Anglerzufriedenheit steigt bei jedem Ang-

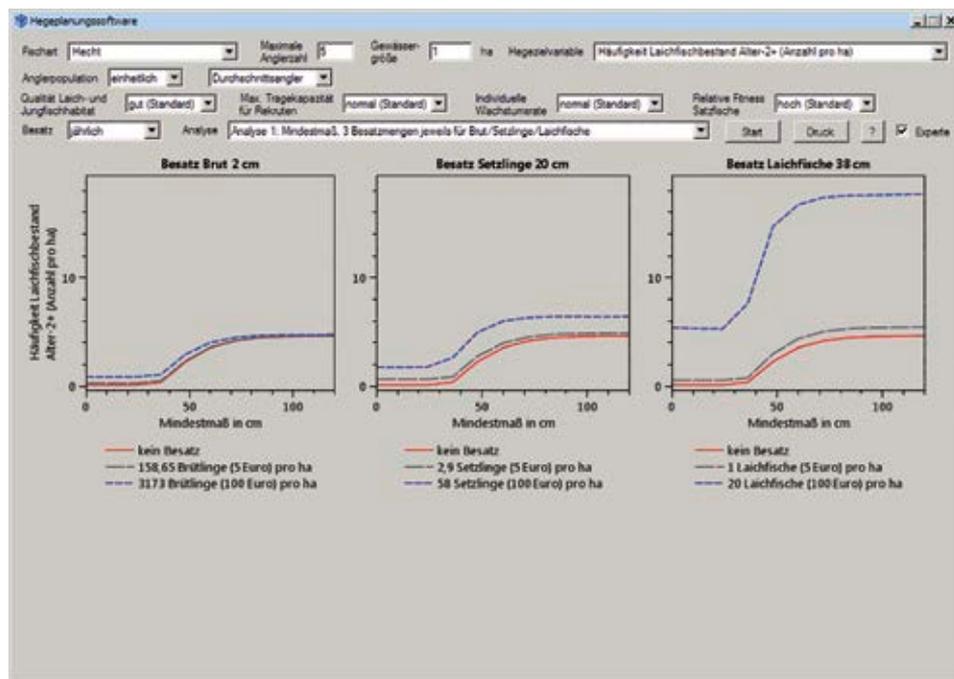


Abbildung 69: Simulationsergebnisse zur Ermittlung der Häufigkeit von Laichfischen (Anzahl pro ha) des Hechts bei hoher Fitness in Abhängigkeit verschiedener Mindestmaße von Brut, Setzlingen und Laichfischen in Kombination mit 2 verschiedenen Besatzdichten sowie „Nullbesatz“.

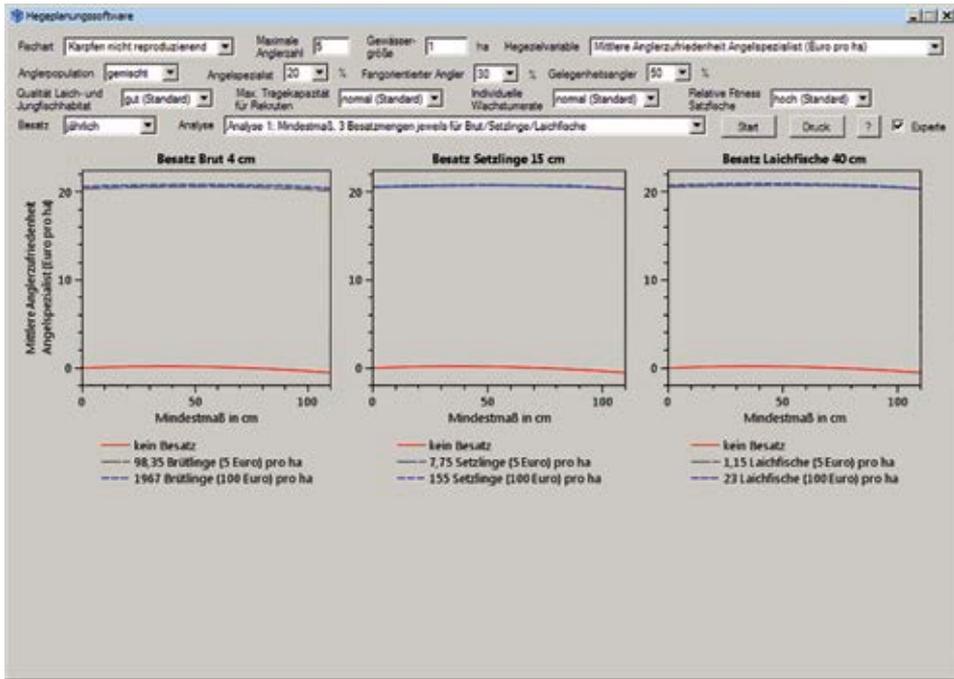


Abbildung 70: Simulationsergebnisse zur Ermittlung der mittleren Anglerzufriedenheit für Angelspezialisten (Euro pro ha) in Abhängigkeit des Mindestmaßes und 2 verschiedener Besatzdichten sowie Nullbesatz bei Karpfen.

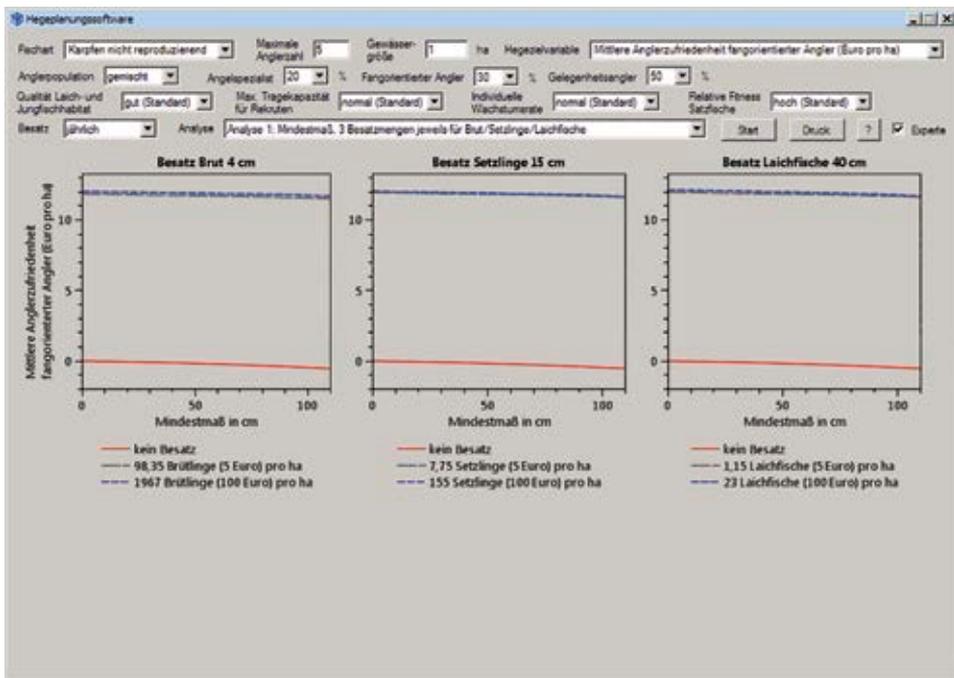


Abbildung 71: Simulationsergebnisse zur Ermittlung der mittleren Anglerzufriedenheit für fangorientierte Karpfenangler (Euro pro ha) in Abhängigkeit des Mindestmaßes und 2 verschiedener Besatzdichten sowie Nullbesatz.

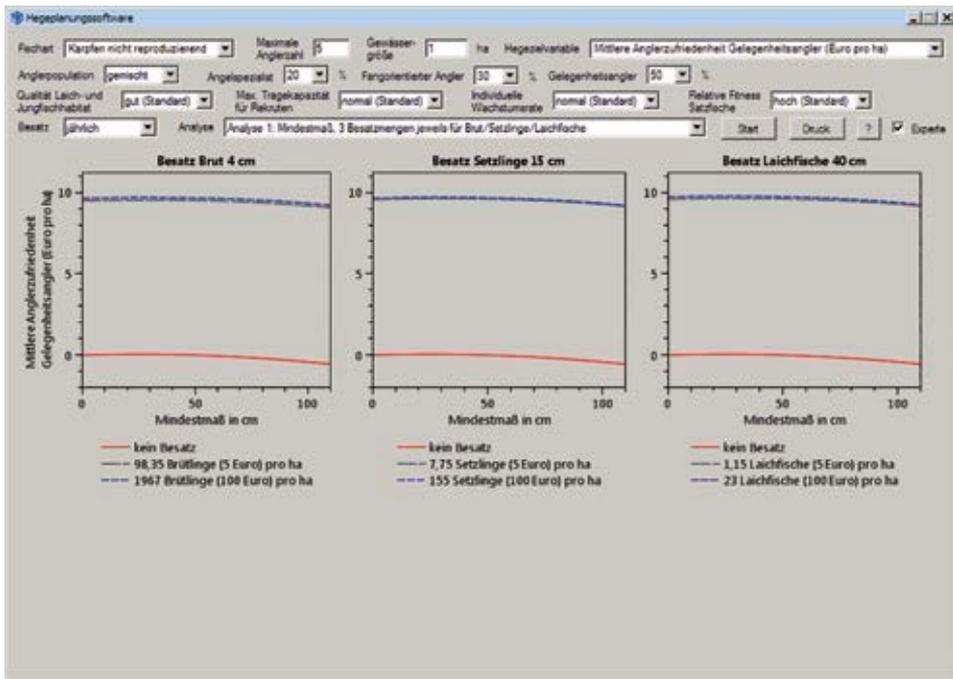


Abbildung 72: Simulationsergebnisse zur Ermittlung der mittleren Anglerzufriedenheit für Gelegenheitskarpfenangler (Euro pro ha) in Abhängigkeit des Mindestmaßes und 2 verschiedener Besatzdichten sowie Nullbesatz.

lertyp durch Besatz an, weil alle Angler durch Karpfenbesatz bessergestellt sind als ohne Besatz. Die Menge eingesetzter Karpfen hat fast keinen Einfluss auf die Anglerzufriedenheit – es zählt, dass überhaupt Karpfen ausgesetzt werden, nicht wie viele genau. Die Ausprägung der Mindestmaße hat auch nur geringe Effekte auf die Anglerzufriedenheit, sie nimmt aber mit steigendem Schonungsgrad (und reduzierter Möglichkeit der Mitnahme von Karpfen) tendenziell ab. Besonders deutlich zeigt sich allerdings der unterschiedliche „Belohnungsgrad“, den das Angeln unterschiedlichen Anglertypen stiftet. Vor allem unterscheidet sich die mittlere absolute Anglerzufriedenheit stark von Anglertyp zu Anglertyp; sie nimmt vom Angelspezialisten (Abbildung 70) über den fangorientierten Angler (Abbildung 71) bis zum Gelegenheitsangler (Abbildung 72) deutlich in absoluten Einheiten ab. Angelspezialisten, die den Fang größerer Fische bevorzugen, profitieren also vom Aufbau eines Karpfen-

bestandes besonders, gefolgt von den fangorientierten Anglern. An letzter Stelle steht der Gelegenheitsangler, der zwar auch von Karpfenbesatz profitiert, aber nicht so stark wie die anderen beiden Anglertypen.

Karpfenbesatz ist alternativlos und macht alle Angler glücklicher, insbesondere profitieren die Karpfenspezialisten und die stark entnahmeorientierten Karpfenangler.

Mit diesem Beispiel möchten wir die Vorstellung der Hegeplanungssoftware abschließen und dazu ermuntern, sie für die lernfähige Hege und Pflege rege einzusetzen. Die Software bietet eine hohe Flexibilität in den Wirksamkeitsanalysen. Es ist möglich, dass künftige Versionen leichte Anpassungen erfahren werden, daher lohnt sich der regelmäßige Blick auf www.ifishman.de, wo die entsprechenden Updates zur Verfügung stehen.

Danksagung

Die Autoren danken den folgenden Personen für substantielle Beiträge zu den Inhalten dieses Buches, der Hegeplanungssoftware und bei der redaktionellen Abfassung: Andreas Mühlbradt, Eva-Maria Cyrus, Fiona Johnston, Ben Beardmore, Thilo Pagel und Daniel Hühn. Die Schrift entstand maßgeblich im Rahmen des Umsetzungsprojekts „Vermittlung und Umsetzung von Prinzipien guter fischereilicher Praxis zur Unterstützung einer auf Nachhaltigkeit orientierten Transformation des Angelfischereimanagements unter besonderer Berücksichtigung des Fischbesatzes (Kurztitel Besatzfisch 2.0)“, gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Programm für Sozial-ökologische Forschung (SÖF, Forschung für Nachhaltigkeit, www.fona.de, Förderkennzeichen 01UU1501). Die Erstellung des Kapitels 6 wurde finanziell unterstützt durch das BMBF sowie das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) im Rahmen des Bundesprogramms Biologische Vielfalt (Projekt Baggersee). Das BMBF fördert Baggersee als Forschung für Nachhaltige Entwicklungen (FONA); www.fona.de (Förderkennzeichen 01LC1320A). Frau Claudia Müller und Herrn Gerhard Michling vom Projektträger DLR sowie Frau Annegret Buttgerit vom Forschungsverbund Berlin e. V. gebühren hohe Anerkennung und großer Dank für die stets konstruktive fachliche und administrative Zusammenarbeit.

Literaturverzeichnis

- AG-FAH (2011). Grundlagen für einen österreichischen Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAHs). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Allen, M.S., Miranda, L.E., Brock, R.E. (1998). Implications of compensatory and additive mortality to the management of selected sportfish populations. *Lakes & Reservoir Management*, 3: 67–79.
- Allen, M.S., Ahrens, M., Hansen, M.J., Arlinghaus, R. (2013). Dynamic angling effort influences the value of minimum-length limits to prevent recruitment overfishing. *Fisheries Management and Ecology*, 20: 247–257.
- Amoroso, R.O., Tillotson, M.D., Hilborn, R. (2017). Measuring the net biological impact of fisheries enhancement: pike salmon hatcheries can increase yield, but with apparent costs to wild populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 74: 1233–1242.
- Andersen, K., Jacobsen, N.S., Jansen, T., Beyer, J.E. (im Druck). When in life does density dependence occur in fish populations? *Fish and Fisheries*, im Druck.
- Anderson, C.N.K., Hsieh, C.H., Sandin, S.A., Hewitt, R., Hollowed, A., Beddington, J., May, R.M., Sugihara, G. (2008). Why fishing magnifies fluctuations in fish. *Nature*, 452: 835–839.
- Araki, H., Cooper, B., Blouin, M.S. (2007). Genetic effects of captive breeding cause a rapid, cumulative fitness decline in the wild. *Science*, 318: 100–103.
- Arlinghaus, R. (2004). A human dimensions approach towards sustainable recreational fisheries management. Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät.
- Arlinghaus, R. (2006). Der unterschätzte Angler: Zukunftsperspektiven für die Angelfischerei in Deutschland. Kosmos, Stuttgart.
- Arlinghaus, R. (2014). Eine kritische Auseinandersetzung mit der Darstellung tierschutzwidriger anglerischer Praktiken ohne Verwertungsabsicht in den Massenmedien. *Fischer & Teichwirt*, 65: 12–17.
- Arlinghaus, R., Mehner, T., Wolter, C. (2001). Die Debatte um Nachhaltigkeit – Notwendigkeit und Chance für die deutsche Binnenfischerei. *Fischer & Teichwirt*, 52: 262–265.
- Arlinghaus, R., Engelhardt, C., Sukhodolov, A. & Wolter, C. (2002). Fish recruitment in a canal with intensive navigation: implications for ecosystem management. *Journal of Fish Biology*, 61: 1386–1402.
- Arlinghaus, R., Cooke, S.J., Lyman, J., Policansky, D., Schwab, A., Suski, C., Sutton, S.G., Thorstad, E.B. (2007). Understanding the complexity of catch-and-release in recreational fishing: an integrative synthesis of global knowledge from historical, ethical, social, and biological perspectives. *Reviews in Fisheries Science*, 15: 75–167.
- Arlinghaus, R., Matsumura, S., Venturelli, P. (2008). Größenselektive Angelfischerei und ihre möglichen populationsdynamischen Auswirkungen: Eine Herausforderung für die fischereiliche Bewirtschaftung? *VDSF-Schriftenreihe Fischerei & Naturschutz*, 10: 83–104.
- Arlinghaus, R., Matsumura, S., Dieckmann, U. (2010). The conservation and fishery benefits of protecting large pike (*Esox lucius* L.) by harvest regulations in recreational fishing. *Biological Conservation*, 143: 1444–1459.
- Arlinghaus, R., Beardmore, B., Riepe, C., Meyerhoff, J., Pagel, T. (2014). Species-specific preferences of German recreational anglers for freshwater fishing experiences, with emphasis on the intrinsic utilities of fish stocking and wild fishes. *Journal of Fish Biology*, 85: 1843–1867.

- Arlinghaus, R., Cyrus, E.M., Eschbach, E., Fujitani, M., Hühn, D., Johnston, F.D., Pagel, T., Riepe, C. (2015). Hand in Hand für eine nachhaltige Angelfischerei: Ergebnisse und Empfehlungen aus fünf Jahren praxisorientierter Forschung zu Fischbesatz und seinen Alternativen. Berichte des IGB, 28.
- Arlinghaus, R., Pagel, T., Hühn, T., Rapp, T. (2016a). Einheitsfanganalysen als praxisnahes Hilfsmittel zur Abschätzung der Fischbestandsentwicklung in Binnengewässern. Fischerei & Fischmarkt in Mecklenburg-Vorpommern, 2: 30–41.
- Arlinghaus, R., Lorenzen, K., Johnson B.M., Cooke, S.J., Cowx, I.G. (2016b). Management of freshwater fisheries: addressing habitat, people and fishes. pp 557–579. In: J.F. Craig [ed.]. Freshwater Fisheries Ecology. Wiley Blackwell, Oxford, U.K.
- Arlinghaus, R., Alós, J., Beardmore, B., Díaz, A.M., Eschbach, E., Hagemann, R., Hühn, D., Johnston, F., Klefoth, T., Lübke, K., Matsumura, S. (2016c). Hechtbestandsmanagement in der Angelfischerei – Möglichkeiten und Grenzen der Hege über Besatz, Habitatmanagement und veränderte Fang- und Entnahmebestimmungen. Der Hecht – Fisch des Jahres, DAFV, Berlin, pp. 19–53.
- Arlinghaus, R., Hühn, D., Pagel, T., Beck, M., Rapp, T., Wolter, C. (2017). Fischereilicher Nutzen und gewässerökologische Auswirkungen des Besatzes mit Karpfen (*Cyprinus carpio*) in stehenden Gewässern: Ergebnisse und Schlussfolgerungen aktueller Ganzseeexperimente und Meta-Analysen. Fischerei & Fischmarkt in Mecklenburg-Vorpommern, 1: 36–46.
- Baer, J. (2008). Untersuchungen zur Optimierung des Besatz- und Bestandsmanagements von Bachforellen (*Salmo trutta* L.), Shaker Verlag, Aachen.
- Baer, J., George, V., Hanfland, S., Lemcke, R., Meyer, L., Zahn, S. (2007). Gute fachliche Praxis fischereilicher Besatzmaßnahmen. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e. V., Heft 14.
- Barthelmes, D. (1981). Hydrobiologische Grundlagen der Binnenfischerei. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (2012). Fischzustandsbericht 2012. Freising-Weißenstephan. <http://www.lfl.bayern.de/publikationen/informationen/064029/index.php>
- Beardmore, B., Haider, W., Hunt, L.M., Arlinghaus, R. (2011). The importance of trip context for determining primary angler motivations: are more specialized anglers more catch-oriented than previously believed? North American Journal of Fisheries Management, 31: 861–879.
- Beverton, R.J.H., Holt, S.J. (1957). On the dynamics of exploited populations. Chapman & Hall, Fish and Fisheries Series 11, London.
- BMELV (2010). Gute fachliche Praxis im Pflanzenschutz – Grundsätze für die Durchführung. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hrsg.), Bonn.
- BMLFUW (2012). Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (Hrsg.), Wien.
- Bolding, B., Bonar, S., Divens, M. (2004) Use of artificial structure to enhance angler benefits in lakes, ponds, and reservoirs: a literature review. Reviews in Fisheries Science, 12: 75–96.
- Botsford, L.W., Holland, M.D., Field, J.C., Hastings, A. (2014). Cohort resonance: a significant component of fluctuations in recruitment, egg production, and catch of fished populations. ICES Journal of Marine Science, 71: 2158–2170.
- Boukal, D.S., Jankovský, M., Kubecka, J., Heino, M. (2012). Stock–catch analysis of carp recreational fisheries in Czech reservoirs: insights into fish survival, water body productivity and impact of extreme events. Fisheries Research, 119–120: 23–32

- Bravington, M.V., Grewe, P.M., Davies, C.R. (2016). Absolute abundance of southern bluefin tuna estimated by close-kin mark-recapture. *Nature Communications*, 7: 13162
- Brämick, U., Lemcke, R. (2003). Regional application of a fish yield estimation procedure to lakes in north-east Germany. *Limnologica*, 33: 205–213.
- Brämick, U., Lewin, W.-C., Menzel, R., Meyerhoff, J., Schonert, B., Wolter, C. (2011). Grundlagen zur Ermittlung des fischereilichen und ökologischen Schadens durch wasserbauliche Anlagen im Land Brandenburg. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, 27: 1–69.
- Brandt, E. & Smeddinck, U. (Hrsg.) (2005). Gute fachliche Praxis – Zur Standardisierung von Verhalten. Berliner Wissenschafts-Verlag, Berlin.
- Breckling, P. (2012). Deutscher Fischereiverband e.V. Jahresbericht 2012, Hamburg.
- Breitenstein, M. & Kirchhofer, A. (2010). Förderung der litho-rheophilen Fischarten der Schweiz – Factsheets zu Biologie und Förderungsmaßnahmen. Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Bern.
- Brockmark, S. & Johnsson, J.I. (2010). Reduced rearing density increases social dominance, postrelease growth, and survival in brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67: 288–295.
- Brucet, S., Pédrón, S., Mehner, T., Lauridsen, T.L., Argillier, C., Winfield, I.J., Volta, P., Emmrich, M., Hesthagen, T., Holmgren, K., Benejam, L., Kelly, F. Krause, T., Palm, A., Rask, M., Jeppesen, E. (2013). Fish diversity in European lakes: geographical factors dominate over anthropogenic pressures. *Freshwater Biology*, 58: 1779–1793.
- Buisson, R. S. K., Wade, P. M., Cathcart, R. L., Hemmings, S. M., Manning, C. J., Mayer, L. (2008). The drainage channel biodiversity manual: integrating wildlife and flood risk management. Association of Drainage Authorities and Natural England, Peterborough.
- Bundesumweltamt (2014). Rechtliche und andere Instrumente für vermehrten Umweltschutz in der Landwirtschaft. Umweltbundesamt, Texte 42/2014.
- Calduch-Verdiell, N., MacKenzie, B.R., Vaupel, J.W., Andersen, K.H. (2014). A life history evaluation of the impact of maternal effects on recruitment and fisheries reference points. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71: 1113–1120.
- Camp, E.V., Larkin, S.L., Ahrens, R.N.M., Lorenzen, K. (2016). Trade-offs between socioeconomic and conservation management objectives in stock enhancement of marine recreational fisheries. *Fisheries Research*, 186: 446–459.
- Carlson, A.K. (2016). Trophy northern pike: the value of experimentation and public engagement. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 24: 153–159.
- Casselman, J.M. (1975). Sex ratios of northern pike, *Esox lucius* Linnaeus. *Transactions of the American Fisheries Society*, 104: 60–63.
- Chilcote, M.W., Goodson, K.W., Falcu, M.R. (2011). Reduced recruitment performance in natural populations of anadromous salmonids associated with hatchery-reared fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68: 511–522.
- Christie, M.R., Marine, M.L., French, R.A., Blouin, M.S. (2012). Genetic adaptation to captivity can occur in a single generation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States*, 109: 238–242.
- Christie, M.R., Ford, M.J., Blouin, M.S. (2014). On the reproductive success of early-generation hatchery fish in the wild. *Evolutionary Applications*, 7: 883–896.

- Dieckmann, M., Brämick, U., Lemcke, R., Mehner, T. (2004). Habitat-specific fishing revealed distinct indicator species in German lowland lake fish communities. *Journal of Applied Ecology*, 42: 901–909.
- Clark, C.N., Fraser, D.J., Purchase, C.F. (2016). Lifelong and carry-over effects of early captive exposure in a recovery program for Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Animal Conservation*, 19: 350–359.
- Costanza, R., Andrade, F., Antunes, P., van den Belt, M., Boersma, D., Boesch, D.F., Catarino, F., Hanna, S., Limburg, K., Low, B., Molitor, M., Pereira, J.G., Rayner, S., Santos, R., Wilson, J., Young, M. (1998). Principles for sustainable governance of the oceans. *Science*, 281: 198–199.
- Czarnecka, M. (2016) Coarse woody debris in temperate littoral zones: implications for biodiversity, food webs and lake management. *Hydrobiologia*, 767: 13–25.
- DBVU (2005). Renaturierungs- und Unterhaltsarbeiten an Gewässern – Praxishilfe. Departement Bau, Verkehr und Umwelt (DBVU), Abteilung Landschaft und Gewässer, Kanton Aargau.
- Dorow, M., Arlinghaus, R. (2011). A telephone-diary-mail approach to survey recreational fisheries on large geographical scales, with a note on annual landings estimates by anglers in northern Germany. *American Fisheries Society Symposium*, 75: 319–344.
- Dorow, M., Beardmore, B., Haider, W., Arlinghaus, R. (2010). Winners and losers of conservation policies for European eel, *Anguilla anguilla*: an economic welfare analysis for differently specialised eel anglers. *Fisheries Management and Ecology*, 17: 106–125.
- Dugan, P.J., Barlow, C., Agostinho, A.A., Baran, E., Cada, G.F., Chen, D., Cowx, I.G., Ferguson, J.W., Jutagate, T., Mallen-Cooper, M., Marmulla, G., Nestler, J., Petrere, M., Welcomme, R.L., Winemiller, K. O. (2010). Fish migration, dams, and loss of ecosystem services in the Mekong Basin. *Ambio* 39: 344–348.
- DWA (2014). Merkblatt DWA-M 509. Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke – Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) (Hrsg.), Hennef.
- DWA (2016). Merkblatt DWA-M 519. Technisch-biologische Ufersicherungen an großen und schiffbaren Binnengewässern. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) (Hrsg.), Hennef.
- Eberstaller-Fleischanderl, D. & Eberstaller, J. (2014). Flussbau und Ökologie. Flussbauliche Maßnahmen zur Erreichung des gewässerökologischen Zielzustandes. Wien & St. Pölten: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft & Amt der NÖ Landesregierung.
- Edeline, E., Carlson, S.M., Stige, L.C., Winfield, I.J., Fletcher, J.M., James, J.B., Haugen, T.O., Vøllestad, L.A., Stenseth, N.C. (2007). Trait changes in a harvested population are driven by a dynamic tug-of-war between natural and harvest selection. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States*, 104: 15799–15804.
- Edeline, E., Ari, T.B., Vøllestad, L.A., Winfield, I.J., Fletcher, J.M., James, J.B., Stenseth, N.C. (2008). Antagonist selection from predators and pathogens alters food-web structure. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States*, 105: 19792–19796.
- Edeline, E., Le Rouzic, A., Winfield, I.J., Fletcher, J.M., James, J.B., Stenseth, N.C., Vøllestad, L.A. (2009). Harvest-induced disruptive selection increases variance in fitness-related traits. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 276: 4163–4171.
- EEA (2012). European waters – assessment of status and pressures. European Environmental Agency (EEA), Copenhagen, EEA Report No 8/2012.

- Emmrich, M., Schälicke, S., Hühn, D., Lewin, C., Arlinghaus, R., (2014). No differences between littoral fish community structure of small natural and gravel pit lakes in the northern German lowlands. *Limnologica*, 46: 84–93.
- Ensinger, J., Brämick, U., Fladung, E., Dorow, M., Arlinghaus, R. (2016). Charakterisierung und Perspektiven der Angelfischerei in Nordostdeutschland Potsdam–Sacrow. *Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Band 44*.
- FAO (2012). *Recreational Fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries 13*, FAO, Rome, Italy.
- Fehér, J., Gáspár, J., Szurdiné-Veres, K., Kiss, A., Kristensen, P., Peterlin, M., Globevnik, L., Kirn, T., Semerádová, S., Künitzer, A., Stein, U., Austnes, K., Spiteri, C., Prins, T., Laukkonen, E., Heiskanen, A.-S. (2012). Hydromorphological alterations and pressures in European rivers, lakes, transitional and coastal waters. Thematic assessment for EEA Water 2012 Report. ETC/ICM Technical Report 2/2012, European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine Waters, Prague.
- Fleischhacker, T. & Kern, K. (2003). Erreichbare Ziele in der Gewässerentwicklung. Ein Beispielkatalog für die gewässerunterhaltungspflichtigen Kreise, Städte und Verbandsgemeinden. Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, Mainz.
- Forseth, T. & Harby, A. (Eds.) (2014). *Handbook for environmental design in regulated salmon rivers* (Vol. 53). Trondheim: Norwegian Institute for Nature Research.
- Francis, R.C., Hixon, M.A., Clarke, M.E., Murawski, S.A., Ralston, S. (2007). Ten commandments for ecosystem-based fisheries scientists. *Fisheries*, 32: 217–233.
- Frauenstein, A. (2012). Bedeutung der Körperlänge für die Ei- und Larvengröße sowie der Reproduktionserfolg beim Hecht. Bachelorarbeit, Brandenburgische Technische Universität Cottbus.
- Froese, R. (2004). Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. *Fish and Fisheries*, 5: 86–91.
- Froese, R., Winker, H., Gascuel, D., Sumaila, U.R., Pauly, D. (2016). Minimizing the impact of fishing. *Fish and Fisheries*, 17: 785–802.
- Geldhauser, F. (2006). Catch and Release – kritische Anmerkungen. *VDSF Schriftenreihe Fischerei & Naturschutz*, 8: 33–43.
- Gerhard, M. & Reich, M. (2001). *Totholz in Fließgewässern. Empfehlungen zur Gewässerentwicklung. Gemeinnützige Fortbildungsgesellschaft für Wasserwirtschaft und Landschaftsentwicklung* (Hrsg.), Mainz.
- Goeller, B. (2013). Performance and long-term ability of bottom ramps to mitigate habitat bottlenecks in lowland rivers. Masterarbeit, Humboldt-Universität Berlin.
- Goeller, B. & Wolter, C. (2015). Long-term performance of bottom ramps to mitigate gravel habitat bottlenecks in a channelized lowland river. *Restoration Ecology* 23: 595–606.
- Gwinn, D.C., Allen, M.S., Johnston, F.D., Brown, P., Todd, C.R., Arlinghaus, R. (2015). Rethinking length-based fisheries regulations: the value of protecting old and large fish with harvest slot. *Fish and Fisheries*, 16: 259–281.
- Hacker, E. & Johannsen, R. (2012). *Ingenieurbiologie*. UTB Verlag, Stuttgart.
- Hansen, J.M., Leggett, W.C. (1982). Empirical prediction of fish biomass and yield. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39: 257–263.
- Heath, D.D., Heath, J.W., Bryden, C.A., Johnson, R.M., Fox, C.W. (2003). Rapid evolution of egg size in captive salmon. *Science*, 299: 1738–1740.

- Heermann, L., Emmrich, M., Heynen, M., Dorow, M., König, U., Borcherdig, J., Arlinghaus, R. (2013). Explaining recreational angling catch rates of Eurasian perch, *Perca fluviatilis*: the role of natural and fishing-related environmental factors. *Fisheries Management and Ecology*, 20: 187–200.
- Hickely, P., Arlinghaus, R., Tyner, R., Aprahamian, M., Parry, K., Carter, M. (2004). Rehabilitation of urban lake fisheries for angling by managing habitat: general overview and case studies from England and Wales. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 4: 365–378.
- Hilborn, R. (2007). Defining success in fisheries and conflicts in objectives. *Marine Policy*, 13: 153–158.
- Hixon, M.A., Johnson, D.W., Sogard, S.M. (2014). BOFFFFs: on the importance of conserving old-growth age structure in fishery populations. *ICES Journal of Marine Science*, 71: 2171–2185.
- Hsieh C.H., Reiss, C.S., Hunter, J.R., Beddington, J.R., May, R.M., Sugihara, G. (2006). Fishing elevates variability in the abundance of exploited species. *Nature*, 443: 859–862.
- Hsieh, C.H., Yamauchi, A., Nakazawa, T., Wang, W.F. (2010). Fishing effects on age and spatial structures undermine population stability of fishes. *Aquatic Sciences*, 72: 165–178.
- Hühn, D., Arlinghaus, R. (2011). Determinants of hooking mortality in freshwater recreational fisheries: a quantitative meta-analysis. *American Fisheries Society Symposium*, 75: 141–170.
- Hühn, D., Lübke, K., Skov, C., Arlinghaus, R. (2014). Natural recruitment, density-dependent juvenile survival, and the potential for additive effects of stock enhancement: an experimental evaluation of stocking northern pike (*Esox lucius* L.) fry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71: 1508–1519.
- Kail, J. & Wolter, C. (2011). Analysis and evaluation of large-scale river restoration planning in Germany to better link river research and management. *River Research and Applications*, 27: 985–999.
- Kail, J. & Wolter, C. (2013). Pressures at larger spatial scales strongly influence the ecological status of heavily modified river water bodies in Germany. *Science of the Total Environment*, 454–455: 40–50.
- Jackson, G., Ryan, K.L., Green, T.J., Pollock, K.H., Lyle, J.M. (2016). Assessing the effectiveness of harvest tags in the management of a small-scale, iconic marine recreational fishery in Western Australia. *ICES Journal of Marine Science*, 73: 2666–2676.
- Jendrusch, K., Arlinghaus, R. (2005). Catch & Release – eine juristische Untersuchung. *Agrar- und Umweltrecht*, 35: 48–51.
- Johnston, F.D., Arlinghaus, R., Dieckmann, U. (2010). Diversity and complexity of angler behaviour drive socially optimal input and output regulations in a bioeconomic recreational-fisheries model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67: 1507–1531.
- Johnston, F.D., Arlinghaus, R., Dieckmann, U. (2013). Fish life history, angler behaviour and optimal management of recreational fisheries. *Fish and Fisheries*, 14: 554–579.
- Johnston, F.D., Beardmore, B., Arlinghaus, R. (2015). Optimal management of recreational fisheries in the presence of hooking mortality and noncompliance-predictions from a bioeconomic model incorporating a mechanistic model of angler behavior. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72: 37–53.
- Knösche, R., Zahn, S., Fladung, E., Ebel, H. (1998). Ordnungsgemäße fischereiliche Bewirtschaftung natürlicher Gewässer unter besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse im norddeutschen Tiefland. *Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Brandenburg, Potsdam.*
- Kotakorpi, M., Tiainen, J., Olin, M., Lehtonen, H., Nyberg, K., Ruuhijärvi, J., Kuparinen, A. (2013). Intensive fishing can mediate stronger size-dependent maternal effect in pike (*Esox lucius*). *Hydrobiologia*, 718: 109–118.

- Langangen, Ø., Edeline, E., Ohlberger, J., Winfield, I.J., Fletcher, J.M., James, J.B., Stenseth N.C., Vøllestad, L.A. (2011). Six decades of pike and perch population dynamics in Windermere. *Fisheries Research*, 109: 131-139.
- Larsen, M.H., Johnsson, J.I., Näslund, J., Thomassen, S.T., Aerestrup, K. (2016). Reduced rearing density increases postrelease migration success of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73: 804–810.
- Le Bris, A., Pershing, A.J., Hernandez, C.M., Mills, K.E., Sherwood, G.D. (2015). Modelling the effects of variation in reproductive traits on fish population resilience. *ICES Journal of Marine Science*, 72: 2590–2599.
- Lerceteau-Köhler, E., Schliewen, U., Kopun, T., Weiss, S. (2013). Genetic variation in brown trout *Salmo trutta* across the Danube, Rhine, and Elbe headwaters: a failure of the phylogeographic paradigm? *BMC Evolutionary Biology*, 13: 176. doi:10.1186/1471-2148-13-176.
- Lester, N.P., Shuter, B.J., Abrams, P.A. (2004). Interpreting the von Bertalanffy model of somatic growth in fishes: the cost of reproduction. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 271: 1625–1631.
- Lester, N.P., Shuter, B.J., Venturelli, P., Nadeau, D. (2014). Life-history plasticity and sustainable exploitation: a theory of growth compensation applied to walleye management. *Ecological Applications*, 24: 38–54.
- Lewin, W.-C., Bischoff, A., Mehner, T. (2010). Die „Gute fachliche Praxis“ in der Binnenfischerei: Ergebnisse des F+E-Vorhabens „Naturschutzfachliche Konkretisierung einer guten fachlichen Praxis in der Binnenfischerei“. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz.
- Lewin, W.-C., Mehner, T., Ritterbusch, D., Brämick, U. (2014). The influence of anthropogenic shoreline changes on the littoral abundance of fish species in German lowland lakes varying in depth as determined by boosted regression trees. *Hydrobiologia*, 724: 293-306.
- LfU BW (2005). Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern. Leitfaden Teil 1 – Grundlagen. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU BW) (Hrsg.), Karlsruhe.
- LfU BY (2012). Unterhaltung kleiner Gewässer. Partner, Finanzierung & Praxistipps. Beispiele aus Bayern. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU BY) (Hrsg.), Augsburg.
- LfW (2003). Wirksame und kostengünstige Maßnahmen zur Gewässerentwicklung. Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (LfW) (Hrsg.), Mainz.
- Li, J., Cohen, Y., Schupp, D. H., Adelman, I. R. (1996). Effects of walleye stocking on population abundance and fish size. *North American Journal of Fisheries Management*, 16: 830–839.
- Limburg, K. E. & Waldman, J. R. (2009). Dramatic declines in North Atlantic diadromous fishes. *BioScience*, 59: 955–965.
- Lorenzen, K. (2005). Population dynamics and potential of fisheries stock enhancement: practical theory for assessment and policy analysis. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 360: 171–189.
- Lorenzen, K., Beveridge, M.C.M., Mangel, M. (2012). Cultured fish: integrative biology and management of domestication and interactions with wild fish. *Biological Reviews*, 87: 639–660.
- LUBW (2006a). Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern. Leitfaden Teil 2 – Umgehungsgewässer und fischpassierbare Querbauwerke. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) (Hrsg.), Karlsruhe.
- LUBW (2006b). Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern. Leitfaden Teil 3 – Hochwasserrückhaltebecken und Talsperren. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) (Hrsg.), Karlsruhe.

- Matsumura, S., Arlinghaus, R., Dieckmann, U. (2011). Assessing evolutionary consequences of size-selective recreational fishing on multiple life-history traits, with an application to northern pike (*Esox lucius*). *Evolutionary Ecology*, 25: 711–735.
- Mattern, J. (2015). *Praxishandbuch Gewässerwart – Hege und Pflege von Gewässern*. Kosmos, Stuttgart.
- Mehner, T., Arlinghaus, R., Berg, S., Dörner, H., Jacobsen, L., Kasprzak, P., Koschel, R., Schulze, T., Skov, C., Wolter, C., Wysujack, K. (2004). How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. *Fisheries Management and Ecology*, 11: 261–275.
- Mehner, T., Dieckmann, M., Brämick, U., Lemcke, R. (2005). Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. *Freshwater Biology*, 50: 70–85.
- Minns, C.K., Randall, R.G., Moore, J.E., Cairns, V.W. (1996). A model simulating the impact of habitat supply limits on northern pike, *Esox lucius*, in Hamilton Harbour, Lake Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 20–34.
- MUNLV NRW (2003). *Leitlinie zum Fischbesatz in Nordrhein-Westfalen -Bestandsbewertung – Besatz – Erfolgskontrolle*. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) und Fischereiverband Nordrhein-Westfalen e. V.
- MUNLV NRW (2005). *Handbuch Querbauwerke*. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV NRW) (Hrsg.), Düsseldorf.
- MUNLV NRW (2010). *Handbuch zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern*. Bd. 2, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV NRW) (Hrsg.), Düsseldorf.
- Näslund, J., Johnsson, J.I. (2016). Environmental enrichment for fish in captive environments: effects of physical structures and substrates. *Fish and Fisheries*, 17: 1–30.
- Nikowitz, T. & Ernst, V. (2011). *Leitfaden für Flussraumbetreuung in Österreich*. Management von integralen Projekten im Spannungsfeld zwischen Gewässernutzung, Schutz vor Naturgefahren, Ökologie und Erholung. Lebensministerium Österreich & WWF Österreich (Hrsg.), Wien.
- Ohlberger, J., Thackeray, S.J., Winfield, I.J., Maberly, S.C., Vøllestad, L.A. (2014). When phenology matters: age-size truncation alters population response. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 281: 20140938.
- Oele, D.L., A.L. Rypel, J. Lyons, P. Cunningham and T. Simonson (2016). Do higher size and reduced bag limits improve northern pike size structure in Wisconsin Lakes? *North American Journal of Fisheries Management*, 36: 982–994.
- Ostendorp, W., Ostendorp, J. (2014). *Hydromorphologie der Seen*. – Band 2: Erfassung und Klassifikation der hydromorphologischen Veränderungen von Seen nach dem HMS-Verfahren (Anwenderhandbuch). – Fachbeiträge des LUGV, Heft 141, 236 S., hg. vom Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) Brandenburg, Potsdam.
- Page, T. (2009). *Determinants of individual reproductive success in a natural pike (Esox lucius L.) population: a DNA-based parent-age assignment approach*. Masterarbeit, Humboldt-Universität zu Berlin. Download unter http://www.adaptfish.rem.sfu.ca/Theses/Thesis_MSc_Page.pdf
- Pierce, R.B. (2010). Long-term evaluations of length limit regulations for northern pike in Minnesota. *North American Journal of Fisheries Management*, 30: 412–432.

- Pietroock, M., Brämick, U. (2014) Fischereirechts- und tierschutzrechtskonformer Betrieb von Angeltischen in Schleswig-Holstein. Institut für Binnenfischerei e.V. in Potsdam-Sacrow.
- Pottgiesser, T., Kail, J., Halle, M., Mischke, U., Müller, A., Seuter, S., van de Weyer, K., Wolter, C. (2008). Morphologische und biologische Entwicklungspotenziale der Landes- und Bundeswasserstraßen im Elbegebiet. Endbericht PEWA II – Das gute ökologische Potenzial: Methodische Herleitung und Beschreibung. Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz, Berlin.
- Radomski, P.J., Grant, G.C., Jacobson, P.C., Cook, M.F. (2001). Visions for recreational fishing regulations. *Fisheries*, 26: 7–18.
- Rapp, T., Hallermann, J., Cooke, S.J., Hetz, S.K., Wuertz, S., Arlinghaus, R. (2012). Physiological and behavioural consequences of capture and retention in carp sacks on common carp (*Cyprinus carpio* L.), with implications for catch-and-release recreational fishing. *Fisheries Research*, 125–126: 57–68.
- Rapp, T., Hallermann, J., Cooke, S.J., Hetz, S.K., Wuertz, S., Arlinghaus, R. (2014). Consequences of air exposure on the physiology and behavior of caught-and-released common carp in the laboratory and under natural conditions. *North American Journal of Fisheries Management*, 34: 2, 232–246.
- Rey P., Teiber, P., Huber, M. (2009). Renaturierungsleitfaden Bodenseeufer. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee – IGKB (Hrsg.), Bregenz.
- Richard, A., Dionne, M., Wang, J., Bernatchez, L. (2013). Does catch and release affect the mating system and individual reproductive success of wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.)? *Molecular Ecology*, 22: 187–200.
- Ricker, W.E. (1954). Stock and recruitment. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 11: 559–623.
- Riepe, C., Arlinghaus, R. (2014). Einstellungen der Bevölkerung in Deutschland zum Tierschutz in der Angelfischerei. *Berichte des IGB*, 27: 1–198.
- Ritterbusch, D., Brämick, U. (2015). Verfahrensvorschlag zur Bewertung des ökologischen Zustands von Seen anhand der Fische. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V Band 41., Potsdam-Sacrow.
- Rogers, M., Allen, M.S., Brown, P., Hunt, T., Fulton, W., Ingram, B.A. (2010). A simulation model to explore the relative value of stock enhancement versus harvest regulations for fishery sustainability. *Ecological Modelling*, 221: 919–926.
- Rose, J.D., Arlinghaus, R., Cooke, S.J., Diggles, B.K., Sawynok, W., Stevens, E.D., Wynne, C.D.L (2014). Can fish really feel pain? *Fish and Fisheries*, 15: 97-133.
- Sass, G.G., Kitchell, J.F., Carpenter, S.R., Hrabik, T.R., Marburg, A.E., Turner M.G. (2006). Fish community and food web responses to a whole-lake removal of coarse woody habitat. *Fisheries*, 31: 321–330.
- Schällicke, S., Hühn, D., Arlinghaus, R. (2012). Strukturierende Faktoren der litoralen Fischartengemeinschaft angelfischereilich bewirtschafteter Baggerseen in Niedersachsen. Forschungsbericht des Besatzfisch Projekts, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin, 73 Seiten (www.besatz-fisch.de).
- Schäperclaus, W. (1960). Fischereiwirtschaftslehre (Seen- und Flusswirtschaft). In: Wundsch, H.H. (Hrsg.), *Fischereikunde: Eine Einführung für die Praxis* (2. Aufl.). Neumann Verlag, Radebeul und Berlin, 154–194.
- Seekell, D.A. (2011). Recreational freshwater angler success is not significantly different from a random catch model. *North American Journal of Fisheries Management*, 31: 203–208.
- Seekell, D.A., Brosseau, C.J., Cline, T.J., Winchombe, R.J., Zinn, L.J. (2011). Long-term changes in recreational catch inequality in a trout stream *North American Journal of Fisheries Management*, 31: 1110–1115.

- Seifert, K. (2012). Fischaufstiegsanlagen in Bayern. Praxishandbuch. Hinweise und Empfehlungen zu Planung, Bau und Betrieb. Landesfischereiverband Bayern e. V. und Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.), München und Augsburg.
- Shelton, A.O., Munch, S.B., Keith, D., Mangel, M. (2012). Maternal age, fecundity, egg quality, and recruitment: linking stock structure to recruitment using an age-structured Ricker model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69: 1631-1641.
- Simon, J. (2013). Vergleichende Untersuchungen des Wachstums, der Kondition und der Überlebensrate von Glasaalen und vorgestreckten Aalen in kleinen Seen nach Besatz. Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin.
- Simon, J., Dörner, H. (2014). Survival and growth of European eels stocked as glass- and farm-sourced eels in five lakes in the first years after stocking. *Ecology of Freshwater Fish*, 23: 40–48.
- Smokorowski, K.E., Pratt, T.C. (2007). Effect of a change in physical structure and cover on fish and fish habitat in freshwater ecosystems – a review and meta-analysis. *Environmental Reviews*, 15: 15-41.
- Söhngen, B., Koop, J., Knight, S., Rythönen, J., Beckwith, P., Ferrari, N., Iribarren, J., Kevin, T., Wolter, C., Maynard, S. (2008). Considerations to reduce environmental impacts of vessels. Report of PIANC WG 99, PIANC Report, 99: 1–90.
- Stige, L.C., Yaragina, N., Langangen, Ø, Bogstad, B., Stenseth, N.Ch., Otterson, G. (2017). Effect of a fish stock's demographic structure on offspring survival and sensitivity to climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114: 1347-1352.
- Stöckel, H. (2011). Jagdrecht, Fischereirecht. Bundesjagdgesetz mit Verordnungen und Länderrecht, Binnenfischereirecht, Fischereischeinrecht, Seefischereirecht. Kommentar. 4. Auflage, Verlag C. H. Beck, München.
- Stowasser, A. (2011). Potenziale und Optimierungsmöglichkeiten bei der Auswahl und Anwendung ingenieurbioologischer Bauweisen im Wasserbau. Schriftenreihe Institut für Umweltplanung, Leibniz-Universität Hannover, Band 5.
- Szczepkowski, M., Zakes, Z., Kapusta, A., Szczepkowska, B., Hopko, M., Jarmolowicz, S., Kowalska, A., Kozłowski, M., Partyka, K., Piotrowska, I., Wunderlich, K. (2012). Growth and survival in earthen ponds of different sizes of juvenile pike reared in recirculating aquaculture systems. *Archive of Polish Fisheries*, 20: 267-274.
- Tesch, F.W. (1959). Kritische Betrachtungen zum Mindestmaß bei Nutzfischen. *Deutsche Fischereizeitung*, 5: 131–139.
- Tesch, F.W., Wehrmann, L. (1982). Die Pflege der Fischbestände und -gewässer: Eine Anleitung für die Praxis. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- Thériault, V., Moyer, G.R., Jackson, L.S., Blouin, M.S., Banks, M.A. (2011). Reduced reproductive success of hatchery coho salmon in the wild: insights into most likely mechanisms. *Molecular Ecology*, 20: 1860–1869.
- Thiele, V., Degen, B., Kasper, D. (2010). Erarbeitung einer Methodik zur Fließgewässerstrukturgütekartierung in Mecklenburg-Vorpommern. Endbericht im Auftrag des Landesamts für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow.
- Tiainen, J., Olin, M., Lehtonen, H. (2014). The effects of size-selective fishing on pike populations. pp 3–6. In: Valkonen, N. [ed.]. Perspectives on sustainable fisheries management – case examples from Sweden and Finland. Future Missions Oy, Joensuu, Finland.

- Tiainen, T., Olin, M., Lehtonen, H., Nyberg, K., Ruuhijärvi, J. (2017). The capability of harvestable slot-length limit regulation in conserving large and old northern pike (*Esox lucius*). *Boreal Environmental Research*, 22 (Special Issue 1): 169-186.
- UBA (o.J.). *Kleine Fließgewässer Pflegen und Entwickeln – Neue Wege bei der Gewässerunterhaltung*. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau.
- Venturelli P.A., Murphy, C.A., Shuter, B.J., Johnston, T.A., deGroot, P.Jv.C., Boag, P.T., Casselman, J.M., Montgomerie, R., Wiegand, M.D., Leggett, W.C. (2010). Maternal influences on population dynamics: evidence from an exploited freshwater fish. *Ecology*, 91: 2003–2012.
- Vindenes, Y., Langangen, Ø., Winfield, I.J., Vøllestad L.A. (2016). Fitness consequences of early life conditions and maternal size effects in a freshwater top predator. *Journal of Animal Ecology*, 85: 692–704.
- von Siemens, M., Hanfland, S., Binder, W., Herrmann, M., Rehkla, W. (2005). *Totholz bringt Leben in Flüsse und Bäche*. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft und Landesfischereiverband Bayern (Hrsg.), München.
- von Siemens, M., Hanfland, S., Braun, M. (2008). *Fischbesatz in angelfischereilich genutzten Gewässern*. Landesfischereiverband Bayern e.V., München.
- Walters, C.J. (1986). *Adaptive management of renewable resources*. Macmillan, New York.
- Walters, C.J. & Martell, S.J.D. (2004). *Fisheries ecology and management*. Princeton University Press, Princeton.
- Weibel, U., Wolf, J. E. (2002). Nachhaltige Fischerei – genetische und andere Auswirkungen von Besatzmaßnahmen. *Natur und Landschaft*, 77: 437–445.
- Winfield, I.J. (2004) Fish in the littoral zone: ecology, threats and management. *Limnologica*, 34: 124-131.
- Wolter, C. (2010). Functional vs scenic restoration – challenges to improve fish and fisheries in urban waters. *Fisheries Management and Ecology*, 17: 176–185.
- Wolter, C., Arlinghaus, R., Sukhodolov, A., Engelhardt, C. (2004). A model of navigation-induced currents in inland waterways and implications for juvenile fish displacement. *Environmental Management*, 34: 656–668.
- Wolter, C., Buijse, A. D., Parasiewicz, P. (2016). Temporal and spatial patterns of fish response to hydromorphological processes. *River Research and Applications*, 32: 190–201.
- Wolter, C., Lorenz, S., Scheunig, S., Lehmann, N., Schomaker, C., Nastase, A., García de Jalón, D., Marzin, A., Lorenz, A., Kraková, M., Brabec, K., Noble, R. (2013). Review on ecological response to hydromorphological degradation and restoration. Project Report REFORM D1.3 (<http://www.reformrivers.eu/deliverables/d1-3>).
- WVT (2012). *Gewässerunterhaltung in Sachsen-Anhalt. Teil A: Rechtlich-fachlicher Rahmen*. Wasserverbandstag e. V., Bremen, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt (WVT), Hannover.
- Young, K.A. (2013). The balancing act of captive breeding programmes: salmon stocking and angler catch statistics. *Fisheries Management and Ecology*, 20: 434–444.
- Zeh, H. (2010). *Ingenieurbiologische Bauweisen im naturnahen Wasserbau – Praxishilfe*. Umwelt-Wissen Nr. 1004. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Zeiske, W., Plomann, J. (1982). *Fisch- und Gewässerkunde*. Sportverlag Berlin, Leipzig.

Sachregister

A

Aal

52, 53, 65, 66, 72, 73, 77, 80, 81, 94, 104, 105, 106, 111, 113, 164, 169, 171, 172, 173, 177, 178, 179, 180, 216

Abschöpfung

42, 49, 142

Abwägung

57, 58, 110, 151, 163, 185, 186, 193

adaptives Management

9, 55, 60, 217

Adultfische

45, 53, 186, 200

Akklimatisation

108, 109, 114

Alter

37, 38, 45, 46, 170, 171, 172, 177, 194, 198, 202

Altersklasse

37, 41, 45, 51, 59, 93, 95, 100, 170, 181

Altersstruktur

38, 41, 44, 45, 53, 93, 97, 101, 139, 140, 188

Am großen Fisch ...

42

Angelaufwand

26, 51, 52, 61, 62, 67, 70, 88, 90, 100, 101, 163, 164, 181

Angelgewässer

4, 8, 9, 10, 55, 87, 118, 134, 177

Angelkarte

62, 70, 88, 91, 137

Angeln

6, 10, 62, 82, 89, 90, 98, 137, 142, 143, 147, 148, 149, 150, 151, 152, 153, 155, 163, 164, 165, 166, 169, 171, 180, 198, 205

Angelqualität

51, 56, 90, 164, 169, 171

Angelstunde

53, 169, 171, 190, 196

Angeltag

61, 63, 100, 169, 171, 176, 193

Angeltagebuch

63, 66, 67

Angelteich

155, 215

Angelverein

40, 55, 58, 60, 63, 66, 67, 76, 98, 107, 118, 135, 137, 146, 155, 161, 169, 196

Anglernutzen

164, 171

Anglertypen

26, 30, 59, 60, 62, 79, 100, 164, 165, 166, 167, 175, 176, 177, 178, 179, 180, 203, 205

Anglerverband

7, 61, 97, 118

Anglerwohl

26

Anglerzahl

169, 175, 176, 178, 190, 194, 198

Anglerzufriedenheit

56, 81, 107, 164, 165, 166, 167, 168, 170, 171, 172, 177, 178, 191, 192, 193, 196, 203, 204, 205

Arteninventar

79, 111

Äsche

77, 104, 106, 113, 140, 141

Aufwandsdynamik

163

Aufzucht

77

Auswirkung

7, 48, 85, 124, 132, 160, 163, 165, 172, 207, 208, 217

B

Bachforelle

74, 77, 96, 103, 104, 106, 107, 113, 126, 169, 171, 173, 177, 179, 180, 194, 208

Bach im Bach

128

Baggersee

69, 72, 84, 103, 120, 121, 132, 141, 155, 156, 206, 215

Barsch

53, 70, 96, 131, 169, 171, 173, 177, 179, 180

befischt

14, 42, 43, 44, 45, 47, 49, 50, 54, 59, 61, 64, 65, 66, 75, 82, 91, 93, 98, 100, 146, 164, 165, 167, 169, 170, 173, 188, 198, 202

Befischung

16, 37, 45, 46, 49, 50, 61, 69, 72, 73, 80, 81, 82, 83, 85, 89, 96, 100, 188

Besatz

4, 5, 9, 12, 20, 26, 37, 46, 47, 48, 52, 53, 54, 56, 57, 58, 59, 65, 66, 67, 69, 70, 71, 72, 73, 74, 75, 76, 78, 81, 82, 83, 84, 85, 86, 87, 102, 103, 104, 105, 106, 107, 108, 109, 110, 111, 112, 113, 114, 119, 120, 124, 130, 134, 144, 153, 154, 155, 156, 157, 162, 163, 165, 166, 167, 168, 169, 170, 172, 173, 174, 175, 178, 180, 184, 186, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 193, 194, 195, 196, 197, 198, 199, 200, 201, 202, 203, 205, 208, 214, 216

Besatzmaterial

73, 74, 85, 103, 107, 112, 113

Besatzmenge

84, 166, 168, 172, 173, 185, 196, 198, 202

Bestandsbiomasse

50, 52, 61

Beutefisch

83

Beverton-Holt

40

Bewertungskriterien

56, 57, 185, 186

Bewirtschaftung

8, 42, 68, 80, 95, 111, 119, 131, 136, 140, 142, 167, 188, 194, 207, 212

Bewirtschaftungsmaßnahme

165

Biodiversität

121

Biomasse

37, 38, 46, 48, 49, 50, 51, 61, 83, 94, 95, 121, 170, 171

Bioproduktion

38

Brutaufwuchsgebiet

115, 126

Bundesnaturschutzgesetz

5, 142, 143, 154, 160

C**Catch-and-Release**

89, 97, 98, 145, 147, 148, 149, 153, 179, 190, 207, 211, 212, 215

Cypriniden

40, 141

D**Defizitanalyse**

115, 119, 120, 121, 122, 133

Dichte

40, 45, 47, 53, 64, 104, 110, 111, 166, 167, 168, 171, 173, 183, 198

dichteabhängig

38, 39, 40, 45, 46, 49, 54, 70, 92, 95, 102, 106, 163, 173, 183, 189

Dichteabhängigkeit

37, 39, 49, 182

dichteunabhängig

40, 41, 42

Domestizierung

78, 105, 106, 114

Dorsch

39

Durchgängigkeit

69, 116, 123, 124, 126, 213

E**Eier**

38, 39, 40, 41, 42, 43, 44, 81, 82, 102, 131, 147

Eimenge

41, 43

Einbürgerungsbesatz

72, 76, 84, 85, 86

Einheitsfang

4, 24, 50, 56, 60, 61, 62, 63, 64, 65, 66, 67, 79, 81

Einzugsgebiet

18, 112, 113, 116, 118, 120, 133, 228

Eiqualität

43, 89

Eizahl

39, 40, 42, 92

Entnahme

45, 48, 49, 51, 52, 60, 61, 62, 66, 67, 68, 70, 77, 81, 82, 83, 85, 87, 88, 89, 90, 91, 92, 94, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 101, 107, 112, 152, 153, 166, 173, 174, 177, 180, 188, 193, 196, 198, 199, 200

Entnahmebestimmung

4, 53, 58, 69, 70, 71, 82, 85, 87, 88, 89, 90, 91, 92, 99, 100, 134, 145, 167, 178, 185, 186, 189, 193, 208

entnahmefähig

53, 60, 75, 77, 83, 86, 88, 97, 98, 102, 106, 107, 114, 121, 134, 145, 146, 147, 148, 149, 152, 153, 155, 156, 171, 194, 195, 196

Entnahmefenster

5, 9, 14, 45, 70, 71, 72, 82, 83, 85, 88, 89, 90, 92, 93, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 101, 111, 134, 140, 144, 145, 146, 147, 148, 149, 150, 153, 156, 162, 167, 168, 172, 173, 174, 177, 179, 186, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 193, 194, 196, 198

Entnahmegebot

88, 146, 147, 149, 152

Entnahmemarke

70, 88, 89, 98, 99

Entnahmestatistik

24, 112

Entscheidungsbaum

4, 55, 69, 70, 71, 76, 79, 85, 87, 91, 92, 102, 109, 115, 119, 121, 123

Erfolgskontrolle

4, 55, 56, 57, 58, 60, 85, 110, 112, 114, 119, 121, 122, 123, 130, 194, 214

Erhaltungsbesatz

69, 72, 76, 81, 85, 86, 106, 107

Erlass

135

Ertrag

37, 42, 44, 49, 51, 52, 53, 60, 61, 62, 65, 66, 67, 80, 82, 83, 89, 93, 94, 96, 97, 132, 181, 185, 187, 191, 194

Ertragsbildung

4, 37, 42, 48, 52, 66

Ertragspotenzial

52, 79, 80, 84, 85, 90, 94, 97, 121

Erwartung

30, 42, 79, 122, 165, 168, 177, 185, 186, 193

Evolution

93, 211

evolutionäre Gesamtgruppe

113

evolutionäre Großraumgruppe

113

evolutionäre Kleinraumgruppe

113

F**fachgerecht**

10

Fangbarkeit

77, 106

Fangbestimmung

45, 53, 56, 57, 59, 70, 71, 72, 87, 88, 89, 91, 97, 99, 109, 119, 120, 130, 134, 146, 147, 150, 164, 171, 180, 191

Fangen-und-Zurücksetzen

7, 90, 96, 101, 174

Fangerfolg

110

Fangmenge

168, 177, 180

Fangrate

50, 51, 61, 62, 69, 81, 89, 100, 111, 165, 170, 171, 180, 191

Fangstatistik

9, 24, 56, 60, 61, 62, 65, 66, 67, 68, 81

Feinsediment

118, 126, 128, 129

Felchen

77, 107, 113

Fischart

12, 40, 46, 60, 65, 67, 69, 72, 73, 82, 87, 91, 96, 100, 104, 111, 115, 121, 123, 126, 132, 138, 148, 154, 164, 166, 168, 169, 171, 172, 173, 174, 175, 177, 179, 180, 184, 186, 194, 196, 209

Fischartenschutz

7, 10

Fischbesatz

4, 5, 9, 12, 16, 53, 54, 60, 65, 69, 71, 72, 81, 85, 102, 115, 119, 122, 134, 137, 153, 154, 167, 170, 172, 173, 174, 179, 184, 185, 186, 194, 206, 208, 214, 217, 231

Fischbesatzform

4, 20, 72, 79, 85, 102

Fischbestand

7, 8, 10, 16, 24, 37, 38, 40, 42, 45, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 56, 59, 60, 61, 67, 71, 79, 82, 85, 87, 89, 90, 94, 96, 98, 101, 102, 111, 115, 116, 118, 122, 130, 131, 132, 135, 139, 140, 142, 143, 144, 146, 163, 164, 165, 170, 216

Fischereiausübungsberechtigung

5, 136

Fischereibehörde

73, 84, 97, 101, 134, 135, 136, 137, 138, 145, 149, 154

Fischereidruck

49, 50, 66, 70, 78, 82, 83, 87, 91, 96

Fischereierlaubnis

5, 137

fischereilich

4, 8, 10, 12, 20, 30, 37, 42, 43, 44, 45, 46, 48, 50, 53, 60, 61, 68, 69, 70, 71, 72, 73, 74, 76, 77, 79, 81, 85, 86, 87, 88, 89, 91, 92, 93, 95, 96, 102, 103, 106, 107, 114, 118, 119, 120, 122, 140, 141, 142, 143, 144, 154, 157, 158, 166, 168, 173, 185, 190, 191, 194, 196, 198, 206, 207, 208, 209, 212

fischereiliche Sterblichkeit /**Fischereisterblichkeit**

14, 37, 45, 50, 51, 60, 70, 82, 88, 89, 91, 92, 93, 95, 98, 99, 100, 166, 188, 190, 221

Fischereimanagement

6, 55, 59, 60, 87, 110

Fischereirecht

5, 8, 111, 134, 135, 136, 137, 138, 139, 142, 143, 144, 145, 146, 147, 149, 150, 155, 156, 158, 215, 216

Fischertrag

37, 49, 80, 86

Fischlänge

42, 44, 45, 105, 164, 171, 183

Fischlarven

7

Fischpopulation

37, 63, 131, 166

Fischwanderhilfen

116, 124, 125, 129

Fischzucht

20, 44, 75, 104, 114, 184

Fitness

43, 45, 75, 167, 183, 184, 202, 203, 217

Fließgewässer

4, 7, 80, 81, 103, 107, 115, 116, 117, 118, 119, 120, 122, 123, 124, 127, 128, 129, 130, 131, 140, 141, 159, 161, 211, 213, 214, 217, 228

Forellen

104, 105, 106, 140

Forschung

8, 206, 208, 231

Freizeit

6, 7

Friedfisch

48

Fruchtbarkeit

14, 38, 40, 44, 83

Futter

49, 51, 54, 74, 102

G**gebietsfremd**

72, 73, 75, 78, 104, 105, 114, 126, 140, 154, 202

genetische Vielfalt

18, 77, 103, 139, 140

Geschlechtsreife

37, 49, 96, 171, 177, 183

Gewässerausbau

80, 81, 159

Gewässerbedingungen

51, 83, 105, 114, 118, 164, 179, 185

Gewässerökosystem

59

Gewässerpflege

159

Gewässerschutz

143

Gewässerunterhaltung

118, 119, 129, 158, 159, 161, 217

Gewässerwart

7, 8, 45, 55, 62, 69, 70, 79, 88, 111, 118, 134, 214

Gleichgewicht

47, 48, 49, 50, 61, 66, 82, 164, 165, 167, 169, 170, 172, 191

Größenüberfischung

50, 93

großer Fisch

14, 38, 42, 43, 44, 45, 48, 53, 54, 75, 82, 84, 86, 89, 93, 95, 97, 98, 99, 105, 114, 121, 140, 144, 150, 155, 165, 167, 170, 178, 190, 191, 198

Gute fachliche Praxis

142, 143, 154, 208, 209, 213

H**Habitat**

4, 5, 9, 48, 49, 70, 71, 72, 115, 117, 118, 119, 120, 121, 122, 123, 124, 127, 129, 130, 131, 133, 134, 137, 156, 158, 161, 162, 208, 210, 211, 212, 214, 215, 216

Habitatmanagement

69, 70, 72, 80, 87, 109, 110, 115, 116, 133, 159, 208

Habitatqualität

179, 182, 198, 200, 201

Haken

87, 88, 147, 148, 151

Haksterblichkeit

166, 167

Handling

107, 108, 109

Hecht

38, 39, 40, 43, 51, 52, 53, 63, 64, 65, 66, 67, 71, 82, 83, 91, 93, 94, 95, 96, 97, 99, 100, 103, 105, 107, 109, 113, 114, 120, 132, 141, 164, 168, 169, 171, 173, 177, 179, 180, 181, 183, 184, 185, 186, 188, 189, 190, 191, 192, 193, 194, 196, 198, 199, 200, 201, 202, 203, 208, 211

Hege

4, 5, 8, 9, 10, 28, 38, 42, 45, 53, 55, 56, 57, 58, 59, 60, 67, 69, 70, 71, 76, 79, 83, 85, 86, 108, 110, 111, 113, 114, 115, 118, 119, 130, 134, 135, 136, 137, 138, 139, 140, 141, 142, 143, 144, 145, 147, 148, 150, 151, 152, 153, 154, 155, 156, 157, 158, 160, 163, 165, 167, 168, 185, 186, 188, 191, 193, 194, 202, 205, 208, 214

Hegemethode

12, 48, 168, 172

Hegepflicht

5, 135, 137, 138, 146, 153, 162

Hegeplanungssoftware

5, 9, 58, 108, 163, 168, 169, 170, 172, 176, 184, 185, 196, 198, 205, 206

Hege und Pflege

4, 5, 8, 9, 55, 56, 57, 58, 59, 60, 67, 70, 79, 108, 110, 113, 114, 115, 119, 130, 134, 138, 155, 163, 167, 185, 186, 193, 194, 205, 214

Hegeziele

5, 38, 42, 69, 70, 97, 101, 119, 139, 140, 142, 143, 146, 149, 154, 167, 170, 185, 186, 194

heimisch

53, 72, 73, 76, 78, 84, 101, 106, 109, 113, 135, 139, 140, 144, 154, 194

Hybridisierung

76

I**Information**

24, 71, 79, 80

Input

87, 88, 90, 212

J**Jahrgang**

37, 38, 111

Jungfisch

20, 39, 40, 43, 45, 46, 49, 53, 54, 59, 61, 70, 73, 83, 84, 89, 92, 95, 102, 103, 105, 106, 110, 111, 113, 121, 131, 140, 155, 156, 163, 179, 183, 184, 196, 198

K**Kanal**

141

Kanalisation

115

kapitaler Fisch

45, 76, 82, 96, 99, 122, 140, 149, 150, 152, 165, 171, 173, 178, 179, 180, 185, 190, 191, 194, 196, 198

Karpfen

7, 45, 52, 53, 63, 65, 66, 67, 72, 77, 78, 81, 94, 103, 107, 109, 111, 113, 128, 154, 164, 169, 171, 172, 173, 177, 179, 180, 184, 194, 195, 196, 197, 198, 203, 204, 205, 208

Kiesbank

73, 123, 124, 129

Kleinfisch

76, 113

Kohorte

37, 99

Kommunikation

85, 112

Kompensation

133

Kompensationsbesatz

74, 75, 76, 77, 83, 84, 86

Konflikt

60, 82, 83, 84, 90, 91, 146, 150, 162

Kormoran

106, 132

Kosten

46, 84, 85, 98, 99, 100, 112, 123, 143, 162, 165, 167, 168, 170, 172, 191, 193, 194, 195, 196

Kosten-Nutzen-Analysen

165

Krankheitsausbrüche

109

Kreuzung

74, 75, 76, 107

Küchenfenster

188

L**Lachs**

40, 69, 73, 77, 113

Laichen

90

Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung

39, 40, 51, 52, 163, 179, 181, 182, 187

Laicherbiomasse

39, 40, 41, 90, 181

Laichfisch

14, 39, 40, 43, 45, 49, 53, 71, 73, 77, 81, 82, 83, 89, 95, 97, 99, 101, 105, 107, 112, 114, 172, 173, 174, 186, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 193, 194, 195, 196, 197, 199, 200, 202, 203

Laichhabitat

40, 54, 116, 117, 128

Laichqualität

42, 43, 44, 46, 83, 167, 199, 202

Laichreife

171, 172

Laichzeit

54, 74, 147

Landesfischereiordnung

147

Landesfischereirecht

145

Landwirtschaft

118, 126, 130, 139, 208, 209, 212, 214

Längenklasse

99

Lebensgemeinschaft

110, 116, 117, 120, 121, 139, 157, 162

Lebensraum

16, 37, 40, 53, 56, 57, 69, 71, 73, 75, 77, 81, 83, 84, 115, 116, 117, 118, 119, 121, 124, 126, 129, 134, 137, 144, 157, 159, 162, 200

Lebensraummanagement

4, 53, 69, 83, 115, 156

Lebensraumqualität

70

Lebensraumschutz

115

Lebensraumstruktur

85

Lebensraumverbesserung

16, 111

Lernfähige Hege und Pflege

4, 9, 55, 56, 57, 58, 59, 60, 67, 70, 79, 108, 110, 113, 114, 115, 119, 130, 138, 155, 163, 167, 185, 186, 193, 205

littoral

210, 211, 213, 217

Lokalitätsprinzip

5, 140, 141

M**Management**

4, 8, 9, 10, 28, 48, 55, 59, 60, 65, 69, 72, 83, 99, 113, 116, 118, 119, 120, 121, 122, 131, 136, 165, 193, 207, 208, 210, 212, 213, 214, 215, 217

Maräne

77, 107, 113

Masse

38, 42, 129

maßiger Fisch

24, 90, 106, 138, 145, 146, 149

Maßnahme

4, 5, 9, 14, 53, 55, 56, 57, 58, 59, 69, 70, 71, 73, 75, 79, 80, 83, 84, 85, 87, 89, 90, 91, 100, 102, 108, 109, 110, 111, 113, 115, 116, 117, 118, 119, 120, 121, 122, 123, 124, 127, 128, 129, 130, 131, 132, 133, 134, 137, 140, 144, 145, 149, 151, 153, 154, 156, 157, 158, 159, 160, 161, 162, 167, 179, 185, 186, 189, 190, 194, 210, 213, 229

maximaler Dauerertrag

49, 50, 143

Maximalmaß

45, 70, 71, 82, 88, 89, 91, 92, 93, 94, 95, 96, 101

Meerforelle

73, 77, 80, 106

Mindestmaß

38, 39, 41, 45, 53, 58, 70, 71, 82, 83, 85, 87, 88, 89, 90, 91, 92, 93, 94, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 101, 111, 134, 138, 145, 146, 148, 149, 150, 166, 167, 168, 171, 172, 173, 174, 177, 180, 186, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 193, 194, 198, 199, 200, 202, 203, 204, 205, 216

Modell

5, 43, 51, 58, 90, 94, 95, 97, 102, 142, 163, 164, 165, 166, 167, 168, 169, 171, 173, 174, 177, 179, 180, 181, 182, 183, 184, 185, 187, 190, 191, 194, 196, 198, 199, 202

Monitoring

56, 58, 71, 85, 119

MSY

49, 50, 61, 80, 143

N**Nachhaltigkeit**

56, 69, 142, 143, 206, 207

Nährstoff

48, 118, 126, 130, 132

Nährstoffeintrag

110, 116, 120, 126, 130, 132, 133

Nahrungsnetz

42, 48, 76, 116

natürliches Aufkommen

28, 53, 54, 65, 70, 71, 80, 81, 102, 110, 182, 194

natürliche Sterblichkeit

37, 45, 53, 66, 67, 70, 80, 84, 89, 91, 92, 94, 95, 99, 100, 114, 189, 196, 198

Naturschutz

10, 60, 73, 75, 119, 143, 144, 155, 162, 206, 207, 211, 213, 214, 216

naturschutzfachlich

59, 69, 72, 73, 74, 76, 77, 78, 79, 103, 113, 118, 144, 157, 167, 170, 185, 186, 188, 213

Nettonutzen

167, 170, 172, 192, 193, 196, 197, 198, 200, 201

Nutzen

58, 84, 85, 92, 99, 110, 152, 155, 165, 166, 167, 168, 171, 208

O**Öffentlichkeit**

110

ökogenetisch

104

ökologische Bedeutung

14, 41, 99

ökonomisch

5, 55, 106, 110, 113, 142, 143, 155, 165, 166, 167, 170, 171, 172, 185, 186, 193, 194, 198, 200, 229

Output

87, 88, 90, 100, 212

P**Planung**

4, 9, 56, 66, 87, 102, 119, 138, 161, 216

Populationsdynamik

37, 44, 46, 95

Populationsgröße

49, 76, 77, 78

Put-and-Take

5, 75, 91, 107, 155, 189, 199

R**Raubdruck**

43, 45, 48, 196

Raubfisch

48, 53, 82, 83, 91, 95, 96, 98

Regelinhaltung

91

Regenbogenforelle

59, 65, 66, 67, 72, 77, 78, 81, 94, 105, 107, 110, 121, 154, 155, 156, 164, 169, 171, 172, 173, 177, 179, 180

Regulierung

16, 69, 83, 101, 149, 154

Rekrutierung

37, 38, 39, 40, 41, 42, 46, 47, 49, 51, 52, 53, 54, 65, 66, 70, 71, 72, 74, 75, 78, 80, 81, 83, 85, 89, 95, 96, 100, 102, 105, 108, 109, 131, 163, 179, 181, 182, 186, 187

Rekrutierungsüberfischung

40, 41, 49, 81, 82, 87, 89, 90, 93, 94, 101, 188

Release

89, 97, 98, 145, 147, 148, 149, 153, 179, 190, 211, 212, 215

Renaturierung

71, 80, 85, 161, 162

Reproduktion

12, 24, 37, 39, 40, 42, 43, 46, 48, 53, 66, 73, 74, 75, 79, 80, 81, 85, 86, 95, 96, 102, 103, 104, 106, 107, 111, 114, 121, 140, 156, 169, 184, 199, 203

Restaurationsbesatz

76

Restriktion

88

Revitalisierung

7, 118, 119, 120, 122, 156, 162

Ricker

40, 51, 92, 95, 96, 181, 215, 216

Rückfang

46, 47, 73, 97, 107, 121, 155

Rücksetzverbot

146, 147, 148, 149, 152

Ruhezone

89, 124

S**Salmoniden**

40, 73, 76, 102, 104, 106, 113, 141, 184

Satzfisch

18, 20, 42, 46, 47, 72, 73, 74, 75, 76, 77, 78, 81, 82, 83, 84, 86, 102, 103, 104, 105, 106, 107, 108, 109, 113, 114, 162, 175, 183, 184, 196, 202, 203

Satzfischgröße

77, 86, 105, 107, 111, 154, 155, 168, 172, 173, 188

Schleie

52, 53, 107, 113

Schlitzpass

125

Schmerzen

149, 151

Schongebiet

87, 88, 90, 98, 101

Schonmaßnahme

9, 58, 69, 70, 87, 91, 100, 101, 134, 148, 149, 167, 172, 188, 190

Schonung

44, 45, 70, 72, 81, 83, 88, 89, 94, 95, 101, 144, 198

Schutz

42, 82, 88, 90, 91, 94, 97, 101, 108, 126, 127, 128, 131, 132, 142, 145, 149, 150, 156, 157, 188, 193, 214

See

4, 42, 48, 63, 64, 65, 66, 72, 105, 113, 115, 116, 117, 119, 120, 121, 122, 127, 128, 130, 131, 132, 140, 141, 145, 156, 158, 160, 168, 214, 215, 216, 229, 230

Software

9, 163, 168, 169, 175, 185, 186, 188, 196, 205

sozial

5, 6, 8, 14, 30, 45, 55, 57, 58, 59, 60, 82, 87, 88, 89, 91, 98, 100, 110, 111, 113, 138, 142, 143, 151, 152, 155, 156, 163, 165, 166, 167, 170, 171, 185, 186, 189, 191, 194, 196, 229

Stabilität

41, 100, 127

Status quo

56, 60, 79, 115, 119, 159

Steigerungsbesatz

73, 74, 75, 76, 80, 85, 86, 102, 106

Sterblichkeit

37, 38, 39, 40, 41, 42, 45, 46, 47, 48, 49, 50, 53, 54, 60, 61, 66, 68, 70, 71, 80, 84, 87, 88, 89, 91, 92, 93, 94, 95, 96, 98, 99, 100, 104, 105, 106, 108, 114, 140, 155, 163, 164, 166, 173, 183, 189, 190, 196, 198

Stoffwechselrate

83, 95

strafbar

151

Strafbarkeitsparagrafen

151, 152

Strategische Planung

56, 119

Strömungsenker

127, 128, 129

Struktur

110, 111, 115, 116, 117, 118, 121, 124, 129, 131, 132, 133, 139

Strukturschaffung

132

Stützungsbesatz

74, 76, 77, 106

T**tägliche Entnahmebeschränkung**

70, 90, 91, 99, 100, 167, 168, 172, 173, 174, 186, 188, 194

Talsperre

4, 130, 131, 155, 160, 213

Teich

43, 114, 132, 156, 158

Tierschutzgesetz

5, 97, 98, 147, 148, 149, 150, 162

Totholz

115, 116, 127, 129, 130, 131, 133, 156, 159, 211, 217

Tragekapazität

39, 40, 47, 48, 49, 52, 54, 70, 71, 82, 102, 115, 175, 182, 188, 198, 199, 202

Transport

108, 110, 112, 114, 129

Trophäenangler

180

U**Überfischung**

60, 81, 82, 85, 87, 91, 93, 94, 96, 142, 196

Überschussproduktion

37

Uferzone

65, 116, 126, 131, 144

Umsetzungsplanung

56, 84, 119, 121, 123, 133, 185, 193

Umweltmanagement

55

unbefischt

40, 41, 42, 50, 51, 80, 82, 90, 96, 166

untermaßig

24, 60, 68, 79, 81, 82, 90

Unterstand

47, 48, 70, 80, 102, 104, 108, 115, 126, 130, 131

V**Vereinsmitglied**

56, 110, 111

Verjüngung

45, 89, 93, 95, 101, 140

vernünftiger Grund

80, 82, 97, 98, 147, 148, 149, 150, 151, 152, 153

Verordnung

147, 149, 160, 216

Versuch macht klug

28, 55, 59, 60

Vielfalt

12, 18, 30, 59, 77, 103, 139, 140, 142, 206

Vorstand

79, 111, 118

W**Wachstum**

37, 38, 39, 42, 45, 46, 47, 48, 49, 53, 54, 66, 70, 71, 88, 89, 92, 94, 95, 99, 100, 106, 163, 173, 177, 183, 198, 216

Wachstumsrate

37, 93, 96, 163, 182, 183

Wachstumsüberfischung

49, 50, 61, 93

Waidgerechtigkeit

152, 153

Wasserhaushaltsgesetz

118, 132, 157, 158, 160, 161

Wasserkraft

115, 118

Wasserwirtschaft

207, 208, 210, 211, 213, 217

Weißfisch

65, 66, 70, 96, 100, 102, 107, 113, 194

Wels

113, 152

Wiederansiedlungsbesatz

69, 73, 81

Wiederbesiedlung

12, 72, 124

Wildfisch

54, 73, 74, 75, 77, 78, 84, 86, 102, 104, 105, 107, 108, 111, 112, 114, 167, 175, 183, 184, 203

Wirksamkeit

9, 92, 100, 101, 115, 151, 167, 168, 169, 172, 179, 185, 186, 194, 198, 200

Wissenschaft

144, 145, 148, 155

Z**Zander**

40, 41, 43, 52, 53, 72, 77, 84, 94, 96, 107, 110, 113, 164, 169, 171, 173, 177, 179, 180, 194

Zielformulierung

56, 57, 79, 80, 85, 109, 110

Zielkonflikt

75, 79, 170

Zurücksetzen

7, 90, 96, 97, 98, 101, 134, 138, 146, 147, 148, 150, 152, 153, 166, 174

Zusammenbruch

82, 94, 188

Zustandsanalyse

56, 57, 79, 133

Zwischenschonmaß

88, 89, 91, 92

Liste der bisher veröffentlichten Berichte des IGB

Hrsg.: IGB, Berlin.

ISSN 1432-508X

-
- Heft 1** **Behrendt, H. & Opitz, D.**
Ableitung einer Klassifikation für Gewässergüte von planktondominierten Fließgewässern und Flusseen im Berliner Raum und güteklassenbezogene Zielvorgaben zur Nährstoffreduzierung im Berliner Gewässersystem.
1996. 91 S.
-
- Heft 2** **Gelbrecht, J. et al.**
Stoffeinträge in Oberflächengewässer und Stoffumsetzungsprozesse in Fließgewässern im Einzugsgebiet der Unteren Spree als Grundlage für Sanierungskonzepte.
1996. 148 S. (vergriffen)
-
- Heft 3** **Prochnow, D. et al.**
Schweb- und Schadstoffe der unteren Spree 1994 – 1996, Modellierung und Simulation des dynamischen Verhaltens von Schwebstoffen in eutrophen Fließgewässern.
1997. 127 S.
-
- Heft 4** **Jahresforschungsbericht 1996.**
1997. 289 S.
-
- Heft 5** **Jahresforschungsbericht 1997.**
1998. 166 S.
-
- Heft 6** **Sonderheft I**
Proceedings of the Workshop on Order Theoretical Tools in Environmental Sciences, held on November, 16th, 1998 in Berlin.
1998. 117 S.
-
- Heft 7** **Sonderheft II**
Zusammenfassungen der Beiträge des 13. Treffens deutschsprachiger DiatomologenInnen mit internationaler Beteiligung vom 25. bis 28. März 1999.
1999. 208 S.: mit CD.
-
- Heft 8** **Jahresforschungsbericht 1998.**
1999. 208 S.: mit CD.

Heft 9 **Ausgewählte Forschungsergebnisse aus dem IGB zum Themenkreis „Einfluss von Einzugsgebietscharakteristika auf die Wasserbeschaffenheit von Oberflächengewässern in Brandenburg.**

1999. 170 S.

Heft 10 **Annual Report 1999.**

2000. 234 S.

Heft 11 **Pusch, M. et al.**

Ökologisch begründetes Bewirtschaftungskonzept für die Spree unter dem Aspekt der bergbaubedingten Durchflussreduktion.

2001. 244 S.

Heft 12 **Sonderheft III**

Casper, P., et al.
Stechlinsee-Bibliographie.

2001. 85 S.

Heft 13 **Annual Report.**

2001. 238 S.

Heft 14 **Pudenz, S. et al.**

Proceedings of the Workshop on Order Theoretical Tools in Environmental Science and Decision Systems, held on November 6th-7th 2001 in Berlin.

2001. 224 S.

Heft 15 **Annual Report 2001.**

2002. Internet: www.igb-berlin.de.
[Erschienen nur als CD-ROM.]

Heft 16 **Schauser, I. et al.**

Seeinterne Maßnahmen zur Beeinflussung des Phosphor-Haushaltes eutrophierter Seen. Leitfaden zur Auswahl eines geeigneten Verfahrens.

2003. 106 S.: mit CD-ROM.

Heft 17 **Annual Report 2002.**

2003. 127 S.

Heft 18 **Arlinghaus, R.**

Angelfischerei in Deutschland – eine soziale und ökonomische Analyse.

2004. 160 S.

-
- Heft 19 Pusch, M. et al.**
Die Elbe – Gewässerökologische Bedeutung von Flussbettstrukturen
The River Elbe – ecological importance of channel morphology
2004. 304 S.
-
- Heft 20 Annual Report 2003.**
Jahresforschungsbericht 2003.
2004. 206 S.
-
- Heft 21 Mehner, T. et al.**
Entwicklung einer leitbildorientierten Methode zur Bewertung des ökologischen
Zustands von Seen anhand der Fischfauna.
2004. 202 S.
-
- Heft 22 Annual Report 2004.**
Jahresforschungsbericht 2004.
2005. 214 S.
-
- Heft 23 Annual Report 2005.**
Jahresforschungsbericht 2005.
2006. 215 S.
-
- Heft 24 Annual Report 2006.**
Jahresforschungsbericht 2006.
2007. 186 S.
-
- Heft 25 Umlauf, L. & Kirillin, G. (Eds.)**
Proceedings of the 11th Workshop on Physical Processes in Natural Waters:
Warnemünde, Germany, 3 – 6 September, 2007.
2007. 197 S.
-
- Heft 26 Gelbrecht, J. et al.**
Phosphor- und Kohlenstoff-Dynamik und Vegetationsentwicklung in wiederver-
nässten Mooren des Peenetales in Mecklenburg Vorpommern.
2008. 190 S.
-
- Heft 27 Riepe, C. & Arlinghaus, R.**
Einstellungen der Bevölkerung in Deutschland zum Tierschutz in der Angelfi-
scherei.
2014. 196 S.

Heft 28 **Arlinghaus, R. et al.**

Hand in Hand für eine nachhaltige Angelfischerei. Ergebnisse und Empfehlungen aus fünf Jahren praxisorientierter Forschung zu Fischbesatz und seinen Alternativen.

2015. 200 S.

Heft 29 **Köfler-Tockner, B. et al.**

Auf den historischen Spuren des IGB. Ein Jahrhundert Forschung an Gewässern.

2016. 120 S.

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung



BAGGERSEE

Bedeutung, Aufwertung,
gute angelfischereifachliche Praxis



Bundesministerium
für Umwelt, Naturschutz,
Bau und Reaktorsicherheit



SOZIAL-ÖKOLOGISCHE
FISCHEREIFORSCHUNG



Bundesamt
für Naturschutz



Angelvereine können durch die Wahl von Fang- und Entnahmebestimmungen, durch das Aussetzen von Fischen sowie durch Lebensraum verbessernde Maßnahmen die Gewässer, die Fischgemeinschaften und die fischereilichen Bedingungen steuern und gestalten. Dieses Buch erläutert die Bedingungen, die für oder gegen den Einsatz bestimmter Hegeverfahren sprechen. Eine neue Hegeplanungssoftware unterstützt die Entscheidung. Das Buch richtet sich an alle, die sich für das Management der Angelgewässer interessieren. Pflichtlektüre für den Gewässerwart!

ISBN 978-3-00-057231-9