



Besatzfisch
Sozial-ökologische Nachhaltigkeitsforschung



**Leibniz-Institut für
Gewässerökologie
und Binnenfischerei**

Robert Arlinghaus | Eva-Maria Cyrus | Erik Eschbach | Marie Fujitani
Daniel Hühn | Fiona Johnston | Thilo Pagel | Carsten Riepe

Hand in Hand für eine nachhaltige Angelfischerei

Ergebnisse und Empfehlungen aus fünf Jahren praxisorientierter
Forschung zu Fischbesatz und seinen Alternativen



Berichte des IGB
Heft 28/2015

Impressum

Herausgeber

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

Direktor

Prof. Dr. Klement Tockner

Gestaltung

Unicom Werbeagentur GmbH

Druck

Spreadruck

Lektorat

Dr. phil. Karen Opitz

ISSN 1432-508X

Gedruckt auf 100 % Recycling Papier

© IGB 2015

Robert Arlinghaus | Eva-Maria Cyrus | Erik Eschbach | Marie Fujitani
Daniel Hühn | Fiona Johnston | Thilo Pagel | Carsten Riepe

Hand in Hand für eine nachhaltige Angelfischerei

Ergebnisse und Empfehlungen aus fünf Jahren praxisorientierter
Forschung zu Fischbesatz und seinen Alternativen

Berichte des IGB
Heft 28/2015



Inhalt

Autoren	4
Adressen aller Kapitelautoren	6
Vorwort und Hinweise zur Lektüre	10
Zusammenfassung: Die zehn wichtigsten Erkenntnisse und Empfehlungen	12
Einleitung	13
1. Fischbesatz und Fischbiodiversität in der deutschen Angelfischerei	19
1.1 Umfang von Fischbesatz in der organisierten Angelfischerei.....	19
1.2 Ufergebundene Fischartenvielfalt anglerisch gehegter Baggerseen.....	28
1.3 Genetische Vielfalt von Zander- und Hechtpopulationen in Deutschland.....	32
1.4 Genetische Identitäten von Hechten in anglerisch gehegten Baggerseen.....	38
1.5 Regulierung des Fischbesatzes in der deutschen Angelfischerei.....	40
Fazit.....	54
2. Die sozial-psychologische und sozial-ökologische Seite von Fischbesatz	56
2.1 Bedeutung von Fischbesatz für Vereinsangler in Niedersachsen.....	56
2.2 Was erwarten Vereinsangler in Niedersachsen von Fischbesatz?.....	59
2.3 Einstellungen und Normen von Vorständen und Gewässerwarten deutscher Angelvereine zu Besatz.....	63
2.4 Sozial-psychologische Einflussfaktoren auf Besatzentscheidungen durch Gewässerwarte und Vereinsvorstände.....	66
2.5 Sozial-ökologische Wechselbeziehungen rund um Besatz und theoretische Konsequenzen für natürliche Fischpopulationen.....	69
2.6 Einfluss von fischereirechtlichen und gewässerökologischen Bedingungen auf Besatzzumfänge.....	72
Fazit.....	74
3. Fischereilicher Besitzerfolg in Abhängigkeit von natürlicher Rekrutierung, Satzfischgröße und Besatzmenge	75
3.1 Ist Besatz mit Hechtbrut bzw. -jungfischen in natürlich reproduzierenden Beständen fischereilich gesehen erfolgreich?.....	75
3.2 Ist Besatz mit Laichhechten in natürlich reproduzierenden Beständen fischereilich gesehen erfolgreich?.....	80
3.3 Ist der Besatz mit Karpfen fischereilich gesehen erfolgreich?.....	84
3.4 Kann man Besitzerfolge über Fangtagebücher evaluieren?.....	88
3.5 Kosten-Nutzen praxisüblicher Besatzmaßnahmen am Beispiel von Hecht und Karpfen.....	95
3.6 Zusammenfassung ökologischer Besitzerfolgsfaktoren.....	111
Fazit.....	117

4. Lernen für nachhaltigen Fischbesatz.....	119
4.1 Ökologische Denkweisen von Anglern und Fischereibiologen im Vergleich.....	119
4.2 Pädagogische Wirkung von frontal vermittelten Fortbildungsseminaren über nachhaltigen Fischbesatz.....	122
4.3 Pädagogische Wirkung transdisziplinärer Zusammenarbeit über nachhaltigen Fischbesatz.....	128
4.4 Soziales Lernen zu nachhaltigem Besatz unter Mitgliedern von Angelvereinen.....	134
4.5 Empfehlungen zur Verbesserung transdisziplinären Arbeitens mit Anglern und anderen Interessensgruppen.....	139
Fazit	141
5. Synthese: Empfehlungen für ein nachhaltiges Management in der Angelfischerei	142
5.1 Fischbesatz als sozial-ökologisches Phänomen	142
5.2 Lernfähige Hege und Pflege als Grundprinzip des Angelfischereimanagements	148
5.3 Identifikation grundsätzlich geeigneter Hegestrategien: Besatz, Fangbestimmungen oder Habitatmanagement?.....	151
5.4 Identifikation geeigneter Fischbesatzformen.....	155
5.5 Grundsätze der Fischbesatzplanung	169
Fazit	175
6. Fazit und Hoffnung: Transformation der Fischbesatzpraxis in Deutschland	177
Zitierte Literatur	179
Alle Besatzfisch-Publikationen zum Weiterlesen.....	184
Danksagung	194
Liste der bisher veröffentlichten Berichte des IGB	198

Autoren



Prof. Dr. Robert Arlinghaus (Projektleitung)
Interdisziplinärer Fischereiwissenschaftler

Ersann das Besatzfischprojekt und leitete es fünf Jahre mit Freude. Beschäftigt sich forschungsseitig seit 2000 ausschließlich mit angelfischartigen Fragen. Wurde für diese Arbeiten international mehrfach ausgezeichnet. Mitherausgeber führender wissenschaftlicher Zeitschriften und aktiv in der Öffentlichkeitsarbeit zu angelfischartigen Fragen.



Eva-Maria Cyrus (Projektassistentin, Presse- und Öffentlichkeitsarbeit)
Umweltwissenschaftlerin (Dipl.), PR-Referentin

Verpackungsmeisterin für die wissenschaftlichen Inhalte des Projekts sowie Organisationstalent bei Konferenzen und Workshops. Strikte begeistert am Besatzfisch-Bildungsprogramm mit, wobei sich der Studenschwerpunkt „Bildung für eine nachhaltige Entwicklung“ als vorteilhaft erwies. Interessierte sich bislang eher für Waldökologie. Muss aber eingestehen, dass der Kosmos unserer Binnengewässer faszinierend ist und das Angelhobby vielschichtiger als zuvor angenommen.



Dr. Erik Eschbach (Postdoc)
Molekularbiologe und Umweltwissenschaftler

Wurde zum „Jäger und Sammler“, um Tausende von Fischproben für populationsgenetische Untersuchungen an Hecht und Zander zusammenzutragen. Neben methodischen Entwicklungen, die den hohen Probandendurchsatz überhaupt erst ermöglichten, veröffentlichte er zusammen mit anderen Wissenschaftlern eine interessante Studie zur genetischen Vielfalt des Zanders in den großen Flussgebieten Deutschlands. Eine weitere umfassende Studie, die beleuchtet, warum sich Hechtpopulationen in einigen Gewässern genetisch stärker vermischen als in anderen, wird aktuell von ihm vorbereitet.



Dr. Marie Fujitani (Postdoc)
Doktorin der Umwelt- und Lebenswissenschaften, Biologin (M. Sc.)

Als interdisziplinäre Wissenschaftlerin mit dem Hintergrund Biologie und Umweltökonomie stieß sie im Jahr 2014 zum Projekt. Davor arbeitete sie im internationalen Bereich der marinen Fischerei für verschiedene Nichtregierungsorganisationen und für die US-Regierung. Es war ihr eine große Freude, ihre umweltwissenschaftlichen Erkenntnisse rund um das Thema Süßwasser zu erweitern, und sie hofft sehr, auch ihre Angelfertigkeiten in Binnengewässern noch ausbauen zu können.



Daniel Hühn (Doktorand)
Fischereiwissenschaftler (M. Sc.)

Das Interesse an der Angelfischerei führte ihn zum Studium der Fischereiwissenschaften und Aquakultur. Er war bereits 2009 in die Vorbereitung des Projekts involviert. Interessiert am Management von Fischbeständen sowie an den Mechanismen der Bestandsbildung und -regulierung, beschäftigt er sich seit 2009 mit fischereibiologischer Forschung rund um Fischbesatz.



Dr. Fiona Johnston (Postdoc)
Fischereiwissenschaftlerin

Gehört seit dem Jahr 2012 zum Besatzfischteam. Fragte sich beim Anblick von Anglern schon immer, warum sie genau zu diesem Zeitpunkt an dieser Stelle fischen. Darum liegt der Fokus ihrer Forschung darin, die Wechselwirkungen zwischen Fischpopulationen und Anglern zu untersuchen. Außerdem überprüft sie Nutzen und Kosten von Fischbesatz.



Thilo Pagel (Doktorand)
Fischereiwissenschaftler (M. Sc.)

Seit Anfang 2010 wissenschaftlicher Mitarbeiter im Projekt Besatzfisch. Beschäftigte sich forschungsseitig sowohl mit fischereibiologischen als auch sozio-ökonomischen Untersuchungen zu Fischbesatz und Angelfischerei in Binnengewässern.



Dr. Carsten Riepe (Postdoc)
Sozialwissenschaftler (Dipl.-Psych.)

Hobbyaquarianer. Hat viele Jahre als Projektleiter und Datenanalytiker in der Marktforschung gearbeitet, bevor er den Weg in die sozial-ökologische Forschung fand. Beschäftigt sich seit 2008 mit der sozialwissenschaftlichen Seite der Angelfischerei. Isst gerne Fisch, ohne selber Angler zu sein.

Weitere ehemalige Teammitglieder, die an verschiedenen Teilprojekten mitgewirkt haben und die zu den Ergebnissen, die in diesem Buch dokumentiert sind, beigetragen haben, sind:

Johanna Hilsberg, Andrew McFall, Dr. Maja Schlüter

Adressen aller Kapitelautoren

Josep Alós

Abteilung Biologie und Ökologie der Fische
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

Robert Arlinghaus

Abteilung Biologie und Ökologie der Fische
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

und:

Fachgebiet Integratives Fischereimanagement
Albrecht Daniel Thaer – Institut für
Agrar- und Gartenbauwissenschaften
Lebenswissenschaftliche Fakultät &
Integrative Institute for the Transformation
of Human-Environment Systems (IRI THESys)
Humboldt-Universität zu Berlin
Philippstrasse 13, Haus 7
10115 Berlin

Ben Beardmore

Center for Limnology
University of Wisconsin-Madison
680 North Park
St. Madison, WI 53706
USA

Mara Elena Beck

Abteilung Biologie und Ökologie der Fische
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

Moritz Beck

Fachgebiet Integratives Fischereimanagement
Albrecht-Daniel Thaer – Institut für
Agrar- und Gartenbauwissenschaften
Lebenswissenschaftliche Fakultät
Philippstrasse 13, Haus 7,
10115 Berlin

Dorte Bekkevold

Section for Marine Living Resources
Technical University of Denmark
Vejløsvej 39
8600 Silkeborg
Dänemark

Eva-Maria Cyrus

Abteilung Biologie und Ökologie der Fische
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

Katrin Daedlow

Abteilung Biologie und Ökologie der Fische
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

jetzt:

Fachgebiet Ressourcenökonomie
Albrecht Daniel Thaer – Institut für
Agrar- und Gartenbauwissenschaften
Lebenswissenschaftliche Fakultät
Hannoversche Str. 27, Haus 12
10099 Berlin

Matthias Emmrich

Abteilung Biologie und Ökologie der Fische
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei

Müggelseedamm 310
12587 Berlin

jetzt:

Landessportfischerverband
Niedersachsen e.V.

Bürgermeister-Stümpel-Weg 1
30457 Hannover

Erik Eschbach

Abteilung Biologie und Ökologie der Fische
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei

Müggelseedamm 310
12587 Berlin

Marie Fujitani

Abteilung Biologie und Ökologie der Fische
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei

Müggelseedamm 310
12587 Berlin

Steven Gray

School for the Environment
University of Massachusetts Boston

100 Morrissey Blvd.
Boston, MA 02125-3393
USA

Susanne Haertel-Borer

Department of Fish Ecology and Evolution
Center for Ecology Evolution and
Biogeochemistry

Eawag Swiss Federal Institute of Aquatic
Science and Technology
6047 Kastanienbaum
Schweiz

jetzt:

Abteilung Wasser
Bundesamt für Umwelt BAFU
Papiermühlestrasse 172
3063 Ittigen
Schweiz

Robert Hagemann

Abteilung Biologie und Ökologie der Fische
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei

Müggelseedamm 310
12587 Berlin

und:

Technische Universität München
Mühlenweg 22
85354 Freising

Johanna Hilsberg

Abteilung Biologie und Ökologie der Fische
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei

Müggelseedamm 310
12587 Berlin

Daniel Hühn

Abteilung Biologie und Ökologie der Fische
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei

Müggelseedamm 310
12587 Berlin

Fiona Johnston

Abteilung Biologie und Ökologie der Fische
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

Jochem Kail

Abteilung Biologie und Ökologie der Fische
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

jetzt:

Fakultät für Biologie
Aquatische Ökologie
Universität Duisburg-Essen
Universitätsstraße 5
45141 Essen

Petra Kersten

Abteilung Ökophysiologie und Aquakultur
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

Klaus Kohlmann

Abteilung Ökophysiologie und Aquakultur
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

Wolf-Christian Lewin

Arbeitsbereich Aquakultur, Fischereitechnik
Institut für Binnenfischerei e.V.
Im Königswald 2
14469 Potsdam

Ulf Liebe

Institut für Soziologie
Universität Bern
Fabrikstrasse 8
3012 Bern

Kai Lübke

Abteilung Biologie und Ökologie der Fische
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

und:

Institut für Biowissenschaften
Meeresbiologie
Universität Rostock
Albert-Einstein-Straße 3
18059 Rostock

Thomas Mehner

Abteilung Biologie und Ökologie der Fische
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

Andrew McFall

Abteilung Biologie und Ökologie der Fische
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

Arne Nolte

Abteilung Evolutionsgenetik
Max-Planck-Institut für Evolutionsbiologie
August-Thienemann-Straße 2
24306 Plön

Christoph Randler

Fakultät Biologie
Pädagogische Hochschule Heidelberg
Im Neuenheimer Feld 561
69120 Heidelberg

Carsten Riepe

Abteilung Biologie und Ökologie der Fische
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

Svenja Schälicke

Abteilung Biologie und Ökologie der Fische
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

und:

Fachbereich Biologie, Chemie, Pharmazie
Freie Universität Berlin
Takustr. 3
14195 Berlin

Maja Schlüter

Abteilung Biologie und Ökologie der Fische
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

jetzt:

Stockholm Resilience Centre
Stockholm University
106 91 Stockholm
Sweden

Sandro Schöning

Abteilung Biologie und Ökologie der Fische
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

Christian Skov

National Institute of Aquatic Resources
Section for Freshwater Fisheries Ecology
Technical University of Denmark
Vejlsovej 39
8600 Silkeborg

Thilo Pagel

Abteilung Biologie und Ökologie der Fische
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

Brett van Poorten

UBC Fisheries Centre
University of British Columbia
2202 Main Mall
Vancouver, BC
Kanada, V6T 1Z4

Vorwort und Hinweise zur Lektüre

Vor Ihnen liegt eine Zusammenstellung der wichtigsten Ergebnisse und Empfehlungen des Forschungsprojekts Besatzfisch. Dieses Forschungsvorhaben war nach einer einjährigen Vorphase zur Hauptantragstellung von Januar 2010 bis Dezember 2014 als Nachwuchsforschergruppe unter der Leitung von Prof. Dr. Robert Arlinghaus am IGB und an der Humboldt-Universität zu Berlin angesiedelt. Die Forschergruppe wurde im Programm für „Sozial-ökologische Forschung“ des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert (Förderkennzeichen: 01UU0907). Das Deutsche Zentrum für Luft- und Raumfahrt e.V. (DLR), Fördergebiet „Umwelt, Kultur, Nachhaltigkeit“, fungierte als Projektträger.

Gemeinsam mit 18 Angelvereinen und unterstützt durch zwei Landesanglerverbände in Niedersachsen, wurde in fünf Jahren angelfischereilicher Forschung und Gestaltung viel erreicht. Im vorliegenden Buch finden Sie eine populärwissenschaftliche Zusammenfassung wesentlicher Ergebnisse und Empfehlungen der gemeinsamen Arbeit. Der Fokus liegt auf Aspekten, die für die anglerische Praxis besonders erwähnenswert und interessant sind. Diejenigen Teile, die noch nicht wissenschaftlich publiziert worden sind, werden in diesem Buch etwas ausführlicher gewürdigt.

Die detaillierte Ergebnisdarstellung in dem vorliegenden Buch ist in fünf Kapitel gegliedert, die jeweils mit konkreten Empfehlungen an die Praxis und die Fischereiverwaltung enden. Die Kapitel folgen inhaltslogischen Überlegungen. Zunächst wird in Kapitel 1 ein Überblick zu Umfang, Handhabung und genetischen Risiken von Besatz in der Angelfischerei gegeben. Sodann folgen in Kapitel 2 sozialwissenschaftliche Einsichten darüber, wie Vereine die derzeitige Besatzpraxis gestalten und wie Angler und Vereinsvorstände

sowie Gewässerwarte über Besatz denken. Ein abstrahierendes Computermodell zeigt, wie sich die mit dem Besatz verbundenen sozial-ökologischen Wechselwirkungen in ihrer Vielschichtigkeit auf den Erhalt von natürlichen Fischpopulationen auswirken können. Kapitel 3 thematisiert die fischereibiologischen Grundlagen von Besatz und analysiert Erfolgsfaktoren. In Kapitel 4 werden sodann die umweltpädagogischen Fortbildungserfolge in Bezug auf die Vermittlung von Prinzipien einer guten fachlichen Besatzpraxis präsentiert, die aus zwei verschiedenen Fortbildungsformen (Fortbildungen über Seminare und Kopplung von Theorie und Praxis) erwachsen können. Kapitel 5 leitet schließlich konkrete Empfehlungen für die angelfischereiliche Managementpraxis (Hege und Pflege) ab. Teilweise finden sich in bestimmten Aussagen Überlappungen zwischen den Unterkapiteln. Trotzdem erschien die Strukturierung in fünf Abschnitte sinnvoll, um eine gezielte Lektüre je nach Interessenlage zu erleichtern.

Die Autoren haben sich bemüht, jede relevante Einzelstudie im Projekt Besatzfisch so gerafft wie möglich und ohne viele Fachbegriffe darzustellen. Dem geneigten Leser wird die Lektüre der vertiefenden Einzelpublikationen aus der Fachliteratur empfohlen, die am Ende des Buches zusammengestellt und im Internet (www.besatz-fisch.de) einsehbar sind. Einige der im Buch dargestellten Ergebnisse werden erst in der Zukunft international veröffentlicht. Die dann publizierten Daten können unter Umständen von den in diesem Buch dargestellten Inhalten leicht abweichen. Die belastbare Quelle ist in solchen Fällen die internationale Publikation in Fachzeitschriften. Aus Gründen der Lesbarkeit wird im Folgenden auch auf das umfangreiche Zitieren von Originalquellen verzichtet. Diese finden sich in der aufgeführten Fachliteratur.

Und wem das Ganze zu umfangreich ist: Anstelle einer Zusammenfassung finden sich die zehn Kernbotschaften von Besatzfisch gleich am Anfang der Ausführungen. Dazu liegt auch eine kurzgefasste Broschüre (Artinghaus et al. 2014 c) sowie ein Projektfilm vor, der auf Youtube eingesehen werden kann (www.youtube.com/watch?v=27Ar-A5PLAo).

Zurückblickend war Besatzfisch das interessanteste, aber auch ambitionierteste aller Projekte, die jemals in der Angelfischereiforschungsgruppe am IGB angesiedelt waren. Die Zusammenarbeit mit den Angelvereinen vor Ort wurde vom Team als sehr fruchtbar empfunden. Gerade der inter- und transdisziplinäre Charakter des praxisbezogenen Arbeitens – immer an den Schnittstellen zwischen Natur- und angewandten Sozialwissenschaften – sowie die Integration von Wissenschaft und anglerischer Realität stellten dabei steile Herausforderungen dar, deren Lösung als besonders motivierend empfunden wurden. Allerdings war es unmöglich, über einen Zeitraum von fünf Jahren personelle Veränderungen im Forschungsteam zu verhindern. Einige Teammitglieder haben sich im Projektverlauf neuen Herausforderungen zugewandt, mehrere neue und einige bekannte Gesichter aus vorherigen Projektzusammenhängen (www.besatz-fisch.de/adaptfish) wurden erfolgreich in das Vorhaben integriert. Trotz der damit verbundenen Hürden hat das Team in Zusammenarbeit mit 18 kooperierenden Angelvereinen und zwei Anglerverbänden in Niedersachsen eine erfolgreiche Arbeit vorgelegt, die 2014 von der deutschen UNESCO-Kommission als Vorzeigeprojekt im Bereich „Bildung für Nachhaltigkeit“ ausgezeichnet wurde. Das Besatzfischteam ist insbesondere auch auf seine praktischen Akzente und Ergebnisse stolz. Zusammen mit 18 sehr engagierten Angelvereinen hat das Team 98 gemeinsame Treffen und Workshops abgehalten. Durch das Nachwuchsforscherteam Besatzfisch wurde ferner ein umfangreiches Fortbildungsseminar für nachhaltigen Besatz

(„Ein Crashkurs zu nachhaltigem Besatz in drei Teilen“) entwickelt und wissenschaftlich evaluiert. Nicht zu vergessen sind die umfangreichen Besatzzexperimente, inklusive 108 Vor-Ort-Befischungen und der Führung von Fangtagebüchern, woran über 1.000 Angler in fünf Angelvereinen mit markierten Karpfen und Hechten in über 20 Baggerseen beteiligt waren. Schließlich hat das Team 2011 die Weltangelfischereikonferenz an der Humboldt-Universität und im Jahr 2014 eine internationale Tagung zu nachhaltigem Besatz in Hull, England, ausgerichtet. Über 90 Aufsätze in Fachzeitschriften und eine Monografie zur nachhaltigen Angelfischerei im Auftrag der Welternährungsorganisation der Vereinten Nationen (FAO 2012) sprechen für den wissenschaftlichen Erfolg. Und für die breite Öffentlichkeit war Besatzfisch regelmäßig in den Medien präsent (Print, online, Radio und Fernsehen). Nicht zuletzt hat das Team verschiedene Elternzeiten erlebt, die uns gezeigt haben, dass es im Dasein mehr als nur Wissenschaft gibt.

Das Projekt hat im Team und darüber hinaus die Überzeugung gestärkt, dass Forschung für Nachhaltigkeit unbedingt auch Forschung in der Praxis für die Praxis sein muss. Den Angelvereinen sei für ihr Interesse und ihre Beteiligung sehr herzlich gedankt. Ohne sie wäre das Vorliegende nicht erarbeitet worden. Auch dem Projektträger im Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt, insbesondere Claudia Müller, gebührt höchste Anerkennung für die reibungslose und stets konstruktive Zusammenarbeit. Nicht zuletzt soll den Gutachtern und dem BMBF gedankt werden, die das Projekt Besatzfisch überhaupt erst ermöglicht haben. Eine ausführliche Danksagung findet sich am Ende dieses Buches.

Das Team wünscht Ihnen eine interessante Lektüre. Rückmeldungen und Kritik sind sehr willkommen. Online finden Sie unter www.besatz-fisch.de ein Kontaktformular oder schreiben Sie uns einfach eine Email.

Zusammenfassung: Die zehn wichtigsten Erkenntnisse und Empfehlungen auf einen Blick

1. Angelfischerei und fachgerecht durchgeführter Fischbesatz vereinen Nutzung und Schutz von Fischen und Gewässern.
2. Fischbesatz ist das zentrale Hegeinstrument der deutschen Angelfischerei und wird dies nach Meinung von Entscheidungsträgern in den Angelvereinen auch künftig bleiben.
3. Organisierte Angler bevorzugen Fischbesatz gegenüber Hegealternativen. Dies führt in vielen Angelvereinen zu einer besatzbefürwortenden Grundstimmung, was zum Festhalten an Besatz als Routinehegemaßnahme beiträgt.
4. Besatz nicht natürlich reproduzierender Fischarten in zum Überleben geeigneten Gewässern ist fischereilich gesehen meistens erfolgreich, während der Besatz von Fischen in reproduzierenden Beständen häufig (unbemerkt) misslingt.
5. Erfolgreicher Besatz stellt unter bestimmten Bedingungen ein ökologisches Risiko für den Erhalt der heimischen biologischen Fischvielfalt dar. Zur Minimierung dieser Risiken sollte Besatz stets mit gesundem Satzfishmaterial durchgeführt werden, das dem jeweiligen Gewässer genetisch nahesteht.
6. In Besatzfragen agieren hierzulande die meisten Angelvereine eigenverantwortlich; eine erfolgreiche Kommunikation von Prinzipien einer guten fachlichen Besatzpraxis muss daher lokal ansetzen.
7. Ausgewählte Wissensgrundlagen der guten fachlichen Besatzpraxis lassen sich über frontal vermittelte Fortbildungsseminare an Gewässerwarte und interessierte Angler vermitteln. Umweltpädagogisch besonders effektiv ist aber die Verbindung von Theorie und Praxis im Rahmen gemeinsam durchgeführter Besatzexperimente.
8. Lernfähige Hege und Pflege, die jede durchgeführte Hegemaßnahme hinsichtlich ihrer Erfolge evaluiert, kann als Grundprinzip für die anglerische Hege und speziell für das Besatzmanagement empfohlen werden.
9. Einheitsangelfänge (Fänge pro gefischter Zeit) korrespondieren besser als alle sonstigen Maßzahlen mit der Größe der Fischbestände. Entsprechend sollten Einheitsfänge die traditionelle Fischbestandsstatistik, die auf der Gesamtzahl entnommener Fische basiert, ablösen.
10. Nur wenn die Reproduktion stark eingeschränkt ist oder sogar fehlt, ist Fischbesatz die Hegemethode der Wahl. In allen anderen Fällen ist eine Regulierung der Befischung oder die Revitalisierung der Lebensräume erfolgversprechender. Die Höhe der natürlichen Rekrutierung und die damit verbundene Besatznotwendigkeit sollte regelmäßig überprüft werden.

Einleitung

Bedeutung von Fisch

Natürliche Fischbestände werden seit Jahrtausenden fischereilich intensiv genutzt. Sie stiften uns Menschen viele verschiedene Nutzen, beispielsweise in Form von Nahrung oder im Rahmen der hobbymäßig ausgeübten Angelfischerei. In den Industrienationen sind viele Süßwasserfischarten durch nicht-fischereiliche Einflüsse bedroht, zum Beispiel durch Lebensraumverlust als Folge der Kanalisierung von Flüssen, durch Verschmutzung und Klimawandel sowie durch nicht fachgerecht durchgeführten Besatz und Überfischung. Mit viel Einsatz betreiben daher Gewässerwarte und andere ehrenamtlich wie hauptamtlich agierende Personengruppen innerhalb der Angelvereine und -verbände die Hege und Pflege von Fischpopulationen – und das meist auch sehr erfolgreich. Auch sind es vor allem Fischer und Angler, die in der Politik als Lobbyisten der „Causa Fisch“ auftreten. Ohne ihr Wirken wäre die öffentliche Aufmerksamkeit für Fische noch geringer als sie es jetzt schon ist.

Fische sind über ihren direkten Nutzen für den Menschen hinaus elementarer Bestandteil der genetischen Vielfalt sowie der Vielfalt an Arten- und Lebensgemeinschaften in natürlichen Flüssen und Seen (aquatische Biodiversität). Sie wirken in Ökosystemen sozusagen selbst als „Gewässerwarte“. So beeinflussen Fische beispielsweise die Verteilung von Nährstoffen, kontrollieren über den Fraßdruck andere Glieder im Nahrungsnetz und bestimmen die Sichttiefe. Sie transportieren nützliche – wie zum Teil auch schädliche – Stoffe durch die Gewässer. Süßwasserfische gehören aber weltweit auch zu den am stärksten gefährdeten Wirbeltieren. Etwa die Hälfte aller in Deutschland heimischen Arten ist gefährdet oder vom Aussterben bedroht (Freyhof 2009).

Bedeutung der Angelfischerei

Angler spielen bei Erhalt und Management der Fischbestände in Deutschland eine meist unterschätzte, jedoch zentrale Rolle (Arlinghaus 2006a). Sie sind über ihre Vereine oder Verbände nicht nur zur Nutzung von Süßwasserfischbeständen berechtigt, sondern als Eigentümer oder Pächter von Fischereirechten auch zu deren Hege und Pflege verpflichtet. Drei bis vier Millionen Deutsche angeln zum Vergnügen mindestens einmal im Jahr im In- oder Ausland (Arlinghaus 2004; Riepe & Arlinghaus 2014). Rund 1,5 Mio. Fischereischeininhaber sind offiziell registriert. Angeln hat auch eine bedeutende, meist geringgeschätzte ökonomische Dimension. Der volkswirtschaftliche Umsatz der Angelfischerei beträgt in Deutschland etwa 5,2 Mrd. € jährlich (Arlinghaus 2004). Dem stehen lediglich 10 Mio. € pro Jahr in der kommerziellen Seen- und Flussfischerei gegenüber.

Durch die Beangelung und die Bewirtschaftung gehen Angler mit Fischbeständen und Gewässern enge Verbindungen ein, die man wissenschaftlich als sozial-ökologische Systeme bezeichnet. Sozial-ökologische Systeme haben ein „Eigenleben“, das heißt, sie sind in gewisser Weise selbstorganisiert, sie reagieren über Anpassungsprozesse auf externe Einflüsse, und es gibt die Möglichkeit von rapiden, schwer vorherzusehenden Systemveränderungen, sogenannten Regime Shifts (FAO 2012). Ein Beispiel dafür ist die Implementierung strenger tierschutzrechtlicher Auflagen in der deutschen Angelfischerei seit den 1980er-Jahren. Diese zu verändern, ist heute kaum mehr möglich – das System hat einen neuen Gleichgewichtszustand erreicht, der sich „störrisch“ einer Veränderung und Anpassung widersetzt. Will man perspektivisch verstehen, wie die Angelfischerei

funktioniert, und will man sie professionell entwickeln, müssen Forscher angesichts der engen Verzahnung von sozialem und natürlichem System sowohl naturwissenschaftlich als auch sozialwissenschaftlich denken und handeln. Fragen, die es zu klären gilt, sind: Wie reagieren Angler auf soziale und ökologische Veränderungen der Gewässer? Wie entscheiden Gewässerwarte über Managementmaßnahmen? Unter welchen Bedingungen kommt es zur Veränderung der lokalen und regionalen Bewirtschaftung sowie der fischereigesetzlichen Rahmenbedingungen? Was passiert mit einem Fischbestand, wenn man Fische aussetzt oder das Mindestmaß ändert? Hat Angeln überhaupt negative Auswirkungen auf natürliche Fischbestände? All das sind wichtige Einzelfragen. Um die Angelfischerei besser zu verstehen und das Management zu optimieren, müssen soziale und ökologische Einzelerkenntnisse am Ende zu einem integrierten sozial-ökologischen Gesamtbild zusammengefügt werden. Genau das leistet das vorliegende Buch.

Bedeutung von Fischbesatz

Ihrer gesetzlich fixierten Verantwortung für die Gewässerhege und -pflege stellen sich Angelvereine als wichtige Fischereirechtlich-inhaber, indem sie regelmäßig Fischbesatz als Hegemaßnahme tätigen. Hiermit ist das einmalige oder wiederholte Einsetzen von Fischen in natürliche Gewässer gemeint, für die eine Hegepflicht besteht (Baer et al. 2007). Satzfische sind entweder Wildfische oder Tiere, die in der Fischzucht oder in Teichen vermehrt und aufgezogen wurden. Damit sollen unter anderem natürliche Fortpflanzungsengpässe kompensiert, das fischereiliche Potenzial erhalten oder gesteigert sowie ausgestorbene oder verschollene Fischarten wieder eingebürgert werden.

Fischbesatz kommt heute in verschiedensten Formen und Schattierungen vor. Vereinfacht

gesagt kann man zwischen fischereilich und naturschutzfachlich motivierten Besatzmaßnahmen unterscheiden, aber es gibt auch Zwischenformen (Baer et al. 2007; Lorenzen et al. 2012). Ein Beispiel für eine streng am Artenschutz orientierte Form des Besatzes ist der Besatz von ausgestorbenen Lachsen oder Stören zur Wiederansiedelung (*Wiederansiedelungsbesatz*). Fischereilich motivierte Besatzmaßnahmen nehmen in erster Linie den Nutzen des Besatzes für die Fischerei in den Blick. Ein Beispiel wäre der Besatz von häufig nicht natürlich rekrutierenden Arten, wie Aal, Regenbogenforelle oder Karpfen in überschaubare, stehende Gewässer. Ohne kontinuierlichen Besatz würden diese Arten aus dem Gewässer und der Fischerei verschwinden (*Erhaltungsbesatz*). Aus fischereilichen Erwägungen heraus finden aber auch Einbürgerungen neuer Arten in natürlichen Gewässern mit nicht bedrohten heimischen Arten statt, zum Beispiel, wenn ein neuer Baggersee initial mit fischereilich relevanten Arten besetzt wird (*Einbürgerungsbesatz*). Naturschutzfachliche Überlegungen spielen auch bei dieser Form von Besatz meist keine dominante Rolle, es geht vor allem um die Etablierung einer fischbaren Population, die ohne Besatz nicht existieren würde. Überwiegend naturschutzfachliche Ziele verfolgt dagegen der *Stützungs- und Restaurationsbesatz*, in dessen Rahmen bedrohte Populationen wie einige Meerforellenbestände und andere fischereilich unbedeutende Arten durch Besatz gestützt werden oder Besatz nach katastrophalem Fischsterben durchgeführt wird. Die am weitesten verbreitete Form von Besatz ist aber der sogenannte *Ausgleichs- bzw. Kompensationsbesatz* (Cowx 1994). Hier versucht der Bewirtschafter eine Population, die aufgrund nichtfischereilicher oder fischereilicher Faktoren in ihrer Reproduktion stark eingeschränkt ist, durch Besatz zu stützen (naturschutzfachliches Ziel), um sie dann auch auf höherem Niveau weiter zu nutzen (fischereiliches Ziel). Bei Kompensationsbesatzmaßnahmen spielen also sowohl der Populations-

schutz als auch fischereiliche Erwägungen eine große, fast schon gleichberechtigte Rolle.

Wird die richtige Art für ein geeignetes Gewässer ausgewählt, so sind die fischereilichen Erfolgsaussichten von Erhaltungs- und Einbürgerungsbesatzmaßnahmen hoch. Gleichzeitig sind bei angemessenen Besatzdichten die negativen ökologischen Auswirkungen beider Besatzformen einschätzbar und eingrenzbar. Beispielsweise werden fangreife Regenbogenforellen, die in ein kleines stehendes Gewässer gesetzt werden, meist sehr rasch wieder herausgefangen, so dass es kaum ökologische Fraßeffekte auf andere Nahrungskettenbestandteile geben sollte. Außerdem können genetische Auswirkungen auf die Zielart oder auf andere Arten durch diese Form von Besatzmaßnahmen weitgehend ausgeschlossen werden. Insofern sind die naturschutzfachlichen Konfliktpotenziale bei vielen Erhaltungs- und Einbürgerungsbesatzmaßnahmen gering, sofern Prinzipien guter fachlicher Praxis zur Anwendung kommen (Baer et al. 2007; Lewin et al. 2010). Zugleich gibt es bei den meisten Wiederansiedlungsprojekten kaum Konfliktpotenziale zwischen Fischerei- und Naturschutzinteressen. In der Regel sieht sowohl der Naturschutz als auch die Fischerei einen großen Nutzen in Wiederansiedlungsprojekten von fischereilich relevanten, ausgestorbenen oder verschollenen Arten, wie beispielsweise dem Atlantischen Lachs. Entsprechend hoch ist die Unterstützung für diese Art von Besatz durch fast alle Interessengruppen. Anders sieht das bei Kompensationsbesatzmaßnahmen aus, die von einigen Naturschützern mit Hinweis auf mögliche Einkreuzungsprozesse von gebietsfremden Satzfishen in lokale Restwildbestände besonders kritisch gesehen werden (Weibel & Wolf 2002).

Die Planung und Umsetzung der meisten Fischbesatzmaßnahmen übernehmen Angelvereine und -verbände hierzulande größtenteils in Eigenregie. Die dort organisierten

Angler haben ein starkes Interesse an nachhaltigen und ökonomisch tragfähigen Besatzpraktiken. Sie haben durch immenses politisches – zumeist ehrenamtliches – und praktisches Engagement viele Fischarten erfolgreich vor dem Bestandsrückgang als Folge nichtfischereilicher Einflüsse auf die natürliche Vermehrung bewahrt, unter anderem durch Besatz. Allerdings sind mangels begleitender Studien die Auswirkungen und Erfolge von vielen Besatzmaßnahmen in der Angelfischerei häufig unbekannt. Auch mehren sich die Hinweise, dass bestimmte Formen von Besatz überdenkenswert sind, weil sie sich negativ auf Gewässer und die genetische Ausstattung von Fischen auswirken können.

Die Planung von Fischbesatz erfordert von den Bewirtschaftern in Angelvereinen und -verbänden viel Wissen, Kompetenz, Einsatz und finanzielle Aufwendungen. Die Meinungen zu Besatz sind naturgemäß ambivalent: Einerseits sind zahlreiche Gewässer von teilweise unwiderruflichen menschlichen Lebensraumveränderungen betroffen, so dass in vielen Fällen das Einbringen von Fischen durch Fischbesatz zwecks Bestandsstützung als nachhaltige Bewirtschaftungspraxis angesehen werden muss. Andererseits werden mit bestimmten Besatzmaßnahmen unter Umständen gebietsfremde Gene in natürliche Bestände eingetragen, die je nach Herkunft, Qualität und Auswahl des Besatzmaterials das natürliche Anpassungspotenzial der Wildpopulation durch Kreuzungen von Satz- und Wildfischen nachteilig beeinflussen können (Laikre et al. 2010). Hinzu kommt, dass jede Besatzmaßnahme das Gefahrenpotenzial in sich birgt, neue Krankheitserreger oder Parasiten einzuführen. Auch stellt jeglicher Besatz eine Verstärkung der Konkurrenzsituation zwischen den Individuen und Arten im Besatzgewässer dar, auf die die angestammten Organismen reagieren müssen. Besatz steigert zudem den Fraßdruck im Nahrungsnetz und kann zum Rückgang bestimmter Organismen

beitragen (Eby et al. 2006). All dies kann eine Reihe ökologischer Auswirkungen nach sich ziehen und hat unter Umständen auch wirtschaftliche Konsequenzen für Angelvereine, die Fischbesatz praktizieren. Folgerichtig misst das Landwirtschaftsministerium der Erforschung und Optimierung des Besatzes eine hohe Bedeutung bei (BMELV 2007).

In der Kritik stehen wie bereits erwähnt vor allem die weit verbreiteten Kompensationsbesatzmaßnahmen (Weibel & Wolf 2002). Da eine solche Maßnahme das Einbringen von Fischen in natürlich reproduzierende natürliche Fischbestände vorsieht, besteht die Befürchtung, dass das Aussetzen der „falschen“ Satzische über Einkreuzungsprozesse zu einem Verlust der lokalen genetischen Vielfalt führen kann, ohne eine Bestandssteigerung in fischereilicher oder naturschutzfachlicher Hinsicht zu gewährleisten (Weibel & Wolf 2002; Lorenzen et al. 2012). In der Tat ist die Erfolgsprognose gerade bei Kompensationsbesatz schwierig, weil es meist gute ökologische Gründe (in der Regel habitatbedingte Engpässe) für rückläufige natürliche Populationen gibt, die ein Besatz meist nicht nachhaltig kompensieren kann (Lorenzen 2005; Rogers et al. 2010). Besatz kuriert nur Symptome, keine Ursachen von Bestandsrückgängen. In der Tat ist immer dann, wenn Wildfische mit Satzischen gebietsfremder Herkunft in Kontakt gebracht werden, große Vorsicht geboten, weil einerseits unklar ist, wer die Konkurrenzsituation für sich entscheiden wird, und weil andererseits Vermischungen und Einkreuzungen drohen, die zum Verlust des lokalen Genpools führen können (Baer et al. 2007; Laikre et al. 2010). Da Kompensationsbesatzmaßnahmen gerade auch vor dem Hintergrund einer starken und vielfach aus sozio-ökonomischen Gründen weitgehend unwiderruflichen Veränderung der Gewässer durch den Menschen zu den beliebtesten Begründungen für den Besatz durch Angelvereine und -verbände gehören (von Siemens et al. 2008), ist es wichtig, die fische-

reilichen Erfolgsaussichten sowie mögliche ökologische Einflüsse dieser Besatzformen auf die natürliche Population zu untersuchen. Dies soll nicht als grundsätzliche Hinterfragung der Notwendigkeit und Nützlichkeit von Besatz an sich missverstanden werden. Wie mit Blick auf den Erhaltungs- und Einbürgerungsbesatz bereits angedeutet, gibt es selbstverständlich viele Konstellationen, in denen Besatz erfolgreich ist und als nachhaltige fischereiliche Praxis angesprochen werden kann. Uns geht es vielmehr darum, im Sinne einer guten fachlichen Besatzpraxis gemäß Baer et al. (2007) „die Spreu vom Weizen zu trennen“. Es gilt, die Erfolgsaussichten bestimmter Besatzmaßnahmen vor auszusehen und besondere Vorsicht walten zu lassen, sobald einige Formen von Besatz das Potenzial haben, irreversible genetische und andere ökologische Konsequenzen nach sich zu ziehen, ohne fischereilich gesehen zum Bestandsaufbau und zu den Fängen beizutragen. Im Sinne einer Weiterentwicklung der guten fischereilichen Besatzpraxis gemäß Baer et al. (2007) gilt es, künftig diejenigen Besatzmaßnahmen zu erkennen, die positive fischereiliche oder naturschutzfachliche Resultate zeigen. Außerdem sind die Besatzmaßnahmen zu identifizieren und anschließend zu modifizieren oder einzustellen, die keinen oder nur sehr geringen fischereilichen Nutzen stiften, aber gleichzeitig hohe Risiken für die Biodiversität bergen.

Ein besseres Verständnis der Vor- und Nachteile von Besatz trägt zur Nachhaltigkeit in der Angelfischerei bei. In diesem Zusammenhang kann nachhaltiger Fischbesatz als eine Maßnahme verstanden werden, die nachweisbaren fischereilichen Nutzen stiftet und dabei ökologische Einflüsse auf die Biodiversität und die Gewässer in gesellschaftlich akzeptablen Grenzen hält. Der Nutzen von Besatz besteht vor allem in den ansteigenden Bestandsgrößen oder Fängen bzw. im Erhalt einer bedrohten Population, die ohne Besatz zurückgehen oder sogar aussterben würde.

Projektkontext und -ziele

Der Mangel an objektiven ökologischen und ökonomischen Erfolgsmessungen sowie lückenhafte oder sogar emotional überladene Vorstellungen, die einige Interessengruppen über die „Risiken und Nebenwirkungen“ von Fischbesatz hegen, können gesellschaftliche Konfliktsituationen schüren, die schwer miteinander in Einklang zu bringen sind. Ausdruck dessen sind die gut dokumentierten Kontroversen zwischen nichtfischereilichen Umwelt- und Naturschutzverbänden auf der einen sowie fischereilichen Interessengruppen und fischereilichen Naturschutzverbänden (zum Beispiel Anglerverbände) auf der anderen Seite (Waterstraat 2002; Weibel & Wolf 2002; Baer et al. 2007; von Siemens et al. 2008; Lewin et al. 2010). So haben beide Gruppen beispielsweise völlig gegensätzliche Gutachten zu den Auswirkungen und zum Nutzen von Fischbesatz in Binnengewässern vorgelegt. Darüber hinaus weisen Fischereiwissenschaftler und lokale Angelvereine traditionell nur wenige Berührungspunkte auf, so dass wissenschaftliches und nicht wissenschaftliches Wissen rund um die Bewirtschaftung von Angelgewässern in der Regel nicht koordiniert und integriert wird, weshalb das enorme Praxiswissen kaum Eingang in die Fachliteratur findet. Eine objektive Bewertung des Fischbesatzes aus sozial-ökologischer Perspektive ist daher in vielerlei Hinsicht notwendig: 1) zur Maximierung fischereilichen Nutzens bei gleichzeitiger Minimierung der ökologischen Risiken für Gewässer, 2) zur Erhöhung der Nutzen-Kosten-Verhältnisse für die Fischbesatz tätigen Angelvereine, 3) zur Versachlichung häufig emotional überladener Konflikte zwischen unterschiedlichen Interessengruppen, 4) zur Steigerung der Managementkompetenzen von Angelvereinen und nicht zuletzt 5) zur Förderung der Fischbestände sowie zur Erhöhung der gesellschaftlichen Anerkennung von Angelvereinen und ihrer Hegearbeit. In diesem Zusammenhang kann ein

unabhängiges Forschungsprojekt zum Fischbesatz, in dem angelernte Praxis und Fischereiwissenschaft unter Berücksichtigung lokaler ökologischer, ökonomischer und sozialer Spezifika und Bedingungen zusammenarbeiten, ein wichtiger Katalysator für die Anpassung des gegenwärtigen Besatzsystems sein.

Die übergeordneten Ziele von Besatzfischwaren:

- Die ökologischen, evolutionären, sozialen, kulturellen und ökonomischen Funktionen und Auswirkungen des Fischbesatzes in der Angelfischerei zu analysieren sowie
- für die Angelfischerei praktische Gestaltungsmöglichkeiten zum optimalen Umgang mit Fischbesatz aufzuzeigen.

Die spezifischen Projektziele waren:

- (1) die institutionellen, kulturellen, sozialen und psychologischen Grundlagen von Fischbesatzentscheidungen zu verstehen,
- (2) die traditionelle Fischbesatzpraxis zur Stützung von Fischpopulationen zusammen mit Angelvereinen ökologisch, evolutionsbiologisch und ökonomisch zu evaluieren,
- (3) durch Zusammenarbeit mit Anglern im Rahmen gemeinsam geplanter, durchgeführter und evaluierter Fischbesatzmaßnahmen sowie begleitender Programme neues Wissen für nachhaltigen Fischbesatz zu erarbeiten,
- (4) durch die Verbindung von wissenschaftlichem und nicht wissenschaftlichem Wissen sowie durch die Zusammenarbeit zwischen Wissenschaft und Praxis Gestaltungsmöglichkeiten für eine Durchführung optimierter Fischbesatzmaßnahmen zu entwickeln,
- (5) eine national und international sichtbare, fachübergreifende (interdisziplinäre) und mit Praxisakteuren kooperierende (transdisziplinäre) Arbeitsgruppe für

den Bereich Sozial-ökologie im Fischereimanagement aufzubauen und diesen Forschungsansatz in den Fischereiwissenschaften national und international zu etablieren.

Diese Ziele sollten durch ausgewählte Fallstudien an anglerisch bedeutsamen Arten, wie Hecht und Karpfen, sowie durch modellgestützte Analysen in einem partnerschaftlichen Projekt zwischen Anglern und Fischereiwissenschaftlern am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei in Berlin sowie an der Humboldt-Universität zu Berlin erreicht werden. Vorliegendes Buch gibt über die wesentlichen Ergebnisse und Schlussfolgerungen Auskunft.

Innovation von Besatzfisch

Einige werden sich jetzt fragen, welche bisher unbekanntes Erkenntnisse man zum Thema Fischbesatz gewinnen kann. Ist Fischbesatz nicht schon seit über 100 Jahren ein beliebtes Forschungsfeld? Auch liegen bereits ganz konkrete Hinweise zur guten fachlichen Praxis von Fischbesatz vor (Baer et al. 2007; Lewin et al. 2010). Warum also ein weiteres Projekt zum Fischbesatz?

Zunächst ist anzumerken, dass es in allen Forschungsfeldern stets Neues zu entdecken gibt. Viele der publizierten Hinweise zur guten fachlichen Praxis basieren darüber hinaus auf Einzelbeobachtungen und Fallstudien oder sie folgen dem Bauchgefühl. Zudem mangelt es vor allem an Daten zu den sozialen und ökonomischen Dimensionen von Besatz. In fischereibiologischer Hinsicht fehlen außerdem belastbare wissenschaftliche Experimente unter Praxisbedingungen. Das zielt vor allem auf die Notwendigkeit, Experimente zu wiederholen (Durchführung des gleichen Experiments in mehreren Gewässern oder Vereinen) und nicht besetzte Kontrollgewässer einzubeziehen. Denn nur

durch den Vergleich der Bedingungen (Fänge, Bestandsgrößen) nach Besatz mit den Bedingungen in nicht besetzten Kontrollgewässern können belastbare Aussagen zum Besatzerfolg abgeleitet werden. Besatzfisch hat entsprechende Studien in vielen Gewässern und Vereinen einschließlich der Befragung von Tausenden Anglern und Gewässerwarten durchgeführt, um etwas mehr Licht ins Dunkel zu bringen. Überdies wurden einige zuvor artikulierte Empfehlungen zur guten fachlichen Besatzpraxis (Baer et al. 2007; Lewin et al. 2010; FAO 2012) unter Praxisbedingungen in Angelvereinen getestet, um ihre allgemeine Gültigkeit zu überprüfen.

Die wichtigsten Innovationen von Besatzfisch sind:

- Eine erstmalige, systematische Erhebung der sozialen und ökonomischen Grundlagen sowie des Umfangs von Fischbesatz in der organisierten Angelfischerei. Dies ist eine Ergänzung der bisher vor allem fischereibiologisch geprägten nationalen und internationalen Fischbesatzforschung.
- Die Überprüfung wesentlicher fischereibiologischer und genetischer Überlegungen und Empfehlungen zur guten fachlichen Praxis von Besatz (nach Baer et al. 2007 und Lewin et al. 2010). Dazu wurden an den Modellfischarten Karpfen, Hecht und Zander umfassende Feldstudien unter Praxisbedingungen durchgeführt.
- Eine experimentelle Überprüfung des auf Kooperation zwischen Wissenschaft und Praxis ausgelegten „Hand-in-Hand“-Fortbildungsansatzes von Besatzfisch in Hinblick auf seine umweltpädagogische Wirkung bei Anglern und Gewässerwarten.
- Die Entwicklung ganzheitlicher Planungsgrundlagen für den künftigen Umgang mit Fischbesatz vor dem Hintergrund sinnvoller Hegealternativen.

1. Fischbesatz und Fischbiodiversität in der deutschen Angelfischerei

Im ersten Kapitel werden Projektergebnisse vorgestellt, die drei Themenkomplexe zusammenfassen. Zunächst wird der Umfang von Besatz in der organisierten Angelfischerei abgeschätzt, inklusive Angaben darüber, wie verbreitet einzugsgebietsübergreifende Fischtransfers sind. Die Berücksichtigung dieses Aspektes soll zeigen, dass trotz aller zweifellos positiven fischereilichen Vorteile von Besatz Kompensationsbesatzmaßnahmen auch zur Vermischung geografisch getrennter Populationen und zum Verlust biologischer Vielfalt beitragen können. Um die Potenziale und Risiken von Besatz besser abzuschätzen, werden im vorliegenden Kapitel zudem Studien zum Arteninventar von anglerisch gehegten Gewässern sowie zur genetischen Struktur von Hecht- und Zanderpopulationen in Deutschland vorgestellt. Mithilfe dieser Arbeiten lässt sich einerseits einschätzen, wie nachhaltig im Sinne der Artenvielfalt die gegenwärtige anglerische Bewirtschaftung ist. Andererseits kann das Biodiversitätsreservoir von beliebten und stark gehegten Fischarten am Beispiel der genetischen Vielfalt für ganz Deutschland beurteilt werden. Eine klar differenzierte genetische Struktur fischereilich intensiv gehegter Arten würde das von einzugsgebietsübergreifenden Fischtransfers ausgehende Gefährdungspotenzial verstärken und Schlussfolgerungen über geeignete und ungeeignete Besatzerkünfte zulassen. Schließlich wird im vorliegenden Kapitel ausgeführt, wie Behörden, Verbände und Vereine in Deutschland konkret mit Fischbesatz in administrativer und organisatorischer Hinsicht umgehen. Es wird der Frage nachgegangen, wer die wesentlichen Akteure in der Besatzplanung sind und welche Beziehungsgefüge zwischen Vereinen, Verbänden und Behörden den Umgang mit Besatz bestimmen. Abschließend soll das Kapitel Schlussfolgerungen über den Umfang und die Handhabung

von Fischbesatz in der deutschen Angelfischerei liefern. Darüber hinaus ist die Frage zu klären, ob Angler- und Naturschutzinteressen im Rahmen der fischereilichen Hege grundsätzlich in Einklang zu bringen sind. Konkrete Studienergebnisse zu Erfolgsfaktoren von Besatz und Planungshinweise zur Hege folgen in den Kapiteln 3 und 5.

1.1 Umfang von Fischbesatz in der organisierten Angelfischerei

Pagel, T.; Arlinghaus, R.

Kontext und Forschungsziel

Angler sind über Angelvereine bzw. -verbände nicht nur zur Nutzung von Fischbeständen berechtigt, sondern gemäß landesfischereirechtlicher Bestimmungen als Eigentümer bzw. Pächter von Fischereirechten auch zu deren Hege und Pflege verpflichtet (Managementpflicht). Fischbesatz ist in diesem Zusammenhang eine wichtige Hegemaßnahme. Für Deutschland lagen zu Projektbeginn keine belastbaren Daten zum Gesamtumfang und zur Herkunft der von der organisierten Angelfischerei besetzten Süßwasserfische sowie zum investierten Finanzvolumen von Fischbesatz vor. Dieser Umstand erschwerte eine objektive Bewertung der Bedeutung von Fischbesatz in der Angelfischerei. Ziel der Untersuchung war es, die erste repräsentative Erhebung zum Umfang von Fischbesatz durch hegeberechtigte Angelvereine in Deutschland vorzulegen.

Methoden

Die Umfrage wurde im Jahr 2011 in Zusammenarbeit mit USUMA GmbH durchgeführt,

einem unabhängigen Institut für Markt- und Sozialforschung mit Sitz in Berlin. Die Befragungsmaterialien und Fragebögen wurden von Besatzfisch entwickelt. Alle Angaben zu den durch die Vereine getätigten Besatzmaßnahmen wurden rückwirkend für das Geschäftsjahr 2010 erfasst. Die Basis der deutschlandweiten Umfrage bildete eine bereinigte Bruttostichprobe von 6.488 selbst recherchierten Angelvereinsadressen. Damit wurde ein Großteil (75,8 %) der 8.584 in Verbänden organisierten deutschen Angelvereine durch die Befragung erfasst. Die zugrunde gelegte Gesamtanzahl der in Deutschland organisierten Vereine basierte auf Angaben der Dach- und Landesverbände.

Die Rekrutierung der Vereine für eine umfangreiche schriftliche Befragung erfolgte über ein telefonisches Kurzinterview. Insgesamt erfüllten 1.993 zufällig ausgewählte Vereine das Teilnahmekriterium, die Hege der Gewässer in Eigenregie durchzuführen oder darüber auskunftsfähig zu sein. Adressiert war die sich anschließende 20-seitige schriftliche Befragung an den jeweiligen Gewässerwart bzw. an den ersten Vorsitzenden, wenn dieser anstelle des Gewässerwarts über die Bewirtschaftung der Gewässer Auskunft geben wollte. Der Rücklauf aus der schriftlichen Befragung betrug nach einer zweimaligen Erinnerung (schriftlich und telefonisch) 61,4 % (N = 1.222 Vereine). Aufgrund der hohen Rücklaufquote kann von einer annähernd repräsentativen Erhebung ausgegangen werden. Dies wurde durch eine telefonische Nachbefragung von N = 300 Vereinen bestätigt, die den schriftlichen Fragebogen zwar erhalten, aber nicht zurückgeschickt hatten (sogenannte Non-Response-Befragung). Es fanden sich keine statistisch relevanten Unterschiede zwischen den antwortenden und den nicht antwortenden Vereinen hinsichtlich wichtiger Vereinsmerkmale (z. B. Mitgliederzahl, Gewässerzahl, Durchführung von Fischbesatz im Jahr 2010, Rangfolge der am

häufigsten besetzten Arten). Bei der sich anschließenden Hochrechnung der Besatzumfänge für Gesamtdeutschland wurden nur Angaben der Vereine berücksichtigt, die in einem der beiden Dachverbände organisiert waren (N = 1.049), da nur für diese Vereine die Höhe der Grundgesamtheit (Vereinsanzahl) als wichtige Basis der Hochrechnung bekannt war. Des Weiteren wurde über das telefonische Rekrutierungsverfahren der Anteil der hegetreibenden Vereine unter allen organisierten Angelvereinen innerhalb der Stichprobe ermittelt. Dieser Anteil wurde dann als Grundlage für die Hochrechnung auf die Grundgesamtheit „organisierte und hegetreibende Angelvereine“ in Deutschland genutzt (N = 7.438). Die durchschnittlichen Besatzmengen je Verein wurden zunächst getrennt für alle Bundesländer errechnet und entsprechend der jeweiligen prozentualen Verteilungen der Angelvereine innerhalb der Bundesländer gewichtet (Methoden, siehe Kapitel 3 in Pollock et al. 1994). Diese Art der Berechnung war in der ländergeschichteten Stichprobenerhebung begründet. Anschließend wurde die mittlere Besatzmenge über alle Bundesländer ermittelt und mit der Gesamtzahl der organisierten und hegetreibenden Vereine in Deutschland (N = 7.438) ausmultipliziert (das heißt extrapoliert).

Ergebnisse

95,8 % aller organisierten Angelvereine in Deutschland gaben an, im Jahr 2010 Besatzmaßnahmen in mindestens einem ihrer Vereinsgewässer durchgeführt zu haben. Entsprechend gab auch die große Mehrheit (83,4 %) der in einem der beiden großen Dachverbände (Deutscher Anglerverband, DAV, oder Verband der deutschen Sportfischer, VDSF) organisierten Angelvereine an, dass der Verein oder der Hegeberechtigte (zum Beispiel der Anglerverband) 2010 Besatz in den Vereinsgewässern durchgeführt hatte. Bezogen auf die besetzte

Gesamtbiomasse war unter den in Anglerverbänden organisierten Vereinen der Besatz mit Karpfen in stehenden Gewässern sowie der Besatz mit Bachforellen und Karpfen in Fließgewässern besonders verbreitet (Abbildung 1). In Bezug auf die Anzahl der ausgesetzten Individuen war der Besatz mit anspruchslosen Weißfischen („Massenfischen“) in Standgewässern und mit Bach- und Meerforellen in Fließgewässern unter den Angelvereinen besonders beliebt (Abbildung 1). Auch Raubfische wie Hechte und Zander oder fakultativ fischfressende Arten wie Regenbogenforellen und Aale wurden regelmäßig in die Gewässer ausgesetzt. Die besetzten Fischgrößen beim Hecht waren geringer als die der eingesetzten Zander (Abbildung 1). Im Jahr 2010 besetzten die

Angelvereine insgesamt 35 verschiedene Fischarten. Einige Arten waren nicht eindeutig definiert und wurden in Sammelkategorien zusammengefasst (Tabelle 1). Auch gefährdete Arten (z. B. Karausche, Huchen, Äsche, Lachs) sowie Kleinfischarten, die als Fangobjekt nur eine geringe Bedeutung haben (z. B. Moderlieschen, Gründling), wurden von Angelvereinen in die Vereinsgewässer eingebracht. Ihr prozentualer Anteil, bezogen auf die besetzte Gesamtbiomasse bzw. -stückzahl, war jedoch mit Ausnahme des Atlantischen Lachses (bei der Stückzahl) vergleichsweise gering (Tabelle 1). In sehr geringen Anteilen kamen auch biogeografisch gesehen nichtheimische Fischarten wie Graskarpfen oder Bachsaibling im Besatz der Angelvereine vor (Tabelle 1).

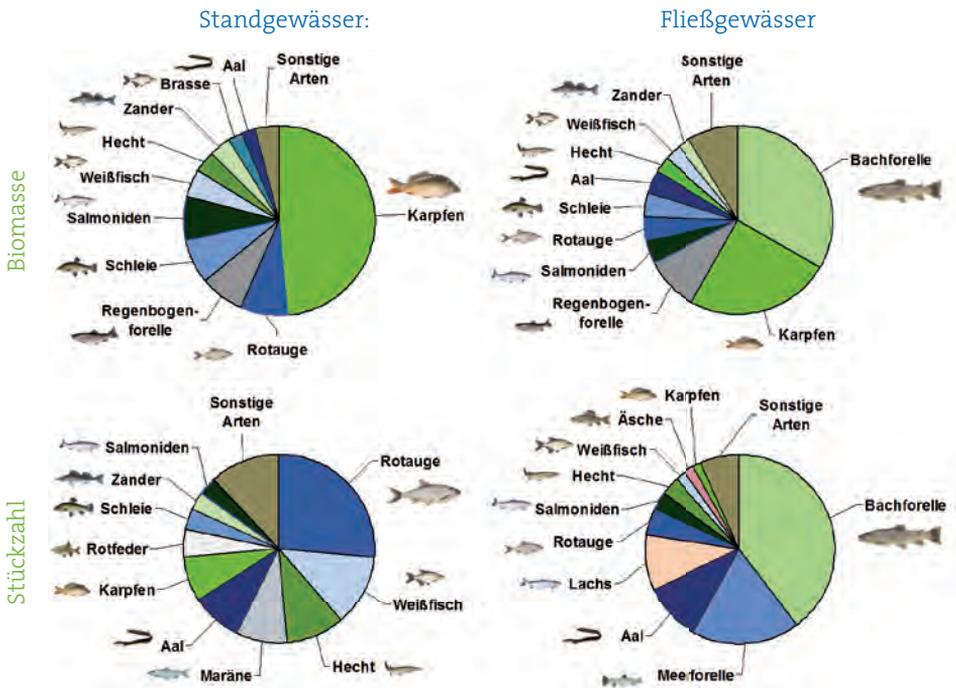


Abbildung 1: Relativer Anteil der zehn am häufigsten besetzten Fischarten, bezogen auf die besetzte Biomasse (kg) und Stückzahl, in Stand- und Fließgewässern (inkl. Kanälen) für alle organisierten und hegeberechtigten Angelvereine zusammengefasst. Alle weiteren Arten, die nicht zu den „Top Ten“ gehörten, wurden unter der Kategorie „sonstige Arten“ zusammengefasst. Andere Sammelkategorien wie „Salmoniden“ umfassten die Fälle, in denen die Angaben zu ungenau waren, um sie auf das Niveau der Art herunterzubrechen (z. B. „Forelle“).

Table 1: Übersicht zu den prozentualen Anteilen der in Deutschland durch organisierte Vereine besetzten Fischarten in Bezug auf die besetzte Biomasse (kg) und Stückzahl. Darüber hinaus ist der Gefährdungsgrad laut Roter Liste der BRD angegeben (nach Freyhof 2009).

Familie	Art (Artkürzel)		Rote Liste ¹	Standgewässer		Fließgewässer	
				% Biomasse	% Stückzahl	% Biomasse	% Stückzahl
Acipenseridae	Stör (St)	Angaben zur Art ungenau	-	0,03	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Anguillidae	Aal (Aa)	<i>Anguilla anguilla</i>	-	2,23	8,58	3,92	10,20
Balitoridae	Schmerle (Sc)	<i>Barbatula barbatula</i>	*	-	-	0,01	0,04
Coregonidae	Schnäpel (Sä)	Angaben zur Art ungenau	3	-	-	< 0,01	0,04
	Maräne (Mä)	Angaben zur Art ungenau	-	0,04	8,68	-	-
Cottidae	Mühlkoppe (Mk)	<i>Cottus gobio</i>	*	-	-	< 0,01	< 0,01
Cyprinidae	Aland (Al)	<i>Leuciscus idus</i>	*	0,02	< 0,01	0,01	0,05
	Barbe (Ba)	<i>Barbus barbus</i>	*	0,04	0,05	0,44	0,15
	Bitterling (Bi)	<i>Rhodeus amarus</i>	*	< 0,01	0,04	0,01	0,09
	Brasse, Blei (Br)	<i>Abramis brama</i>	*	2,41	0,77	0,94	0,20
	Döbel (Dö)	<i>Leuciscus cephalus</i>	*	< 0,01	< 0,01	-	-
	Elritze (Er)	<i>Phoxinus phoxinus</i>	*	< 0,01	0,01	0,01	0,11
	Giebel (Gi)	<i>Carassius gobio</i>	*	0,09	0,09	-	-
	Graskarpfen (Gk)	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	♦	0,42	0,06	< 0,01	< 0,01
	Gründling (Gr)	<i>Gobio gobio</i>	*	0,04	0,60	0,61	0,11
	Karusche (Kr)	<i>Carassius carassius</i>	2	0,21	0,32	0,06	0,06
	Karpfen (Ka)	<i>Cyprinus carpio</i>	*	48,66	7,90	24,73	1,45
	Moderlieschen (MI)	<i>Leucaspis delineatus</i>	V	0,03	2,35	0,01	0,06
	Nase (Na)	<i>Chondrostoma nasus</i>	V	-	-	0,31	0,52
	Rotauge, Plötze (Ra)	<i>Rutilus rutilus</i>	*	7,87	26,27	4,09	4,44
	Rotfeder (Rd)	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	*	0,90	4,58	1,92	1,30
	Ukelei, Laube (Uk)	<i>Alburnus alburnus</i>	*	0,08	1,91	0,05	0,13
	Weißfisch allg. (Wf)	Angaben zur Art ungenau	-	4,76	12,36	2,78	1,97

Familie	Art (Artkürzel)		Rote Liste ¹	Standgewässer		Fließgewässer	
				% Biomasse	% Stückzahl	% Biomasse	% Stückzahl
Gadidae	Quappe (Qa)	<i>Lota lota</i>	V	0,04	0,47	0,32	0,62
Percidae	Flussbarsch (Bs)	<i>Perca fluviatilis</i>	*	0,32	0,67	0,58	0,36
	Zander (Za)	<i>Sander lucioperca</i>	*	3,62	3,09	1,99	0,50
Salmonidae	Atlantischer Lachs (La)	<i>Salmo salar</i>	1	< 0,01	0,09	0,99	9,21
	Bachforelle (Bf)	<i>Salmo trutta</i> , residente Form	*	1,35	2,37	33,31	39,67
	Bachsaibling (Bs)	<i>Salvelinus fontinalis</i>	◆	0,05	0,02	0,53	0,12
	Huchen (Hu)	<i>Hucho hucho</i>	2	-	-	0,08	0,02
	Meerforelle (Mf)	<i>Salmo trutta</i> , Wanderform	*	-	-	0,89	18,29
	Regenbogenforelle (Rf)	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	◆	7,70	1,60	9,41	1,12
	Seeforelle (Sf)	<i>Salmo trutta</i> , Seeform	*	0,05	0,08	< 0,01	0,13
	Seesaibling (Sa)	<i>Salvelinus alpinus</i>	*	0,09	0,19	-	-
	Salmoniden allg. (Sl)	Angaben zur Art ungenau	-	7,36	3,03	4,09	3,51
	Saibling allg. (Si)	Angaben zur Art ungenau	-	0,31	0,13	0,09	0,02
Siluridae	Wels (We)	<i>Silurus glanis</i>	*	0,02	0,01	0,05	< 0,01
Thymallidae	Äsche (Äs)	<i>Thymallus thymallus</i>	2	0,09	0,02	0,79	1,64

1Legende:

* = ungefährdet, 0 = ausgestorben oder verschollen, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste, ◆ = biogeografisch (aber nicht unbedingt rechtlich) betrachtet nichtheimische Art

Im Durchschnitt setzte jeder organisierte, hegetreibende Angelverein im Jahr 2010 etwa 500 kg bzw. 10.300 Fische je Verein in die von ihm bewirtschafteten Gewässer ein (Tabelle 2). Dies entsprach einer Gesamtbiomasse von 3.691 Tonnen und einer Gesamtstückzahl von etwa 77 Mio. Fischen, die 2010 in der BRD von der organisierten

Anglerschaft in die Gewässer ausgesetzt wurden. Besonders hoch waren die mittleren Besatzmengen je Verein im Jahr 2010 in den Bundesländern Bayern, Thüringen, Hamburg und Niedersachsen (> 800 kg pro Verein und Jahr, Tabelle 2), wobei Hamburger Angelvereine vor allem sehr kleine Fische der Arten Rotaugen, Hecht und Bachforelle aussetzten.

Je Angelverein wurden 2010 im Mittel ca. 3.400€ pro Jahr in Besatz investiert. Das entsprach im Schnitt gut einem Fünftel des Vereinsbudgets. Die Gesamtausgaben für Fischbesatz durch die in Verbänden organisierten, hegetreibenden Angelvereine bezifferten sich 2010 auf insgesamt rund 25 Mio.€. Das ist die absolute Minimalschätzung der Finanzinvestition für Besatz in Deutschland, da die Besatzmaßnahmen von Behörden, sonstigen privaten Fischereiberechtigten, nicht organisierten Angelvereinen, Anglerverbänden und kommerziellen Put-and-

Take-Betrieben aus methodischen Gründen unberücksichtigt geblieben sind. Die tatsächlichen Besatzmengen übersteigen die hier dokumentierten Werte daher mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit.

Es muss auch erwähnt werden, dass die genannten Hochrechnungen in vier aus der ehemaligen DDR hervorgegangenen Bundesländern (Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Ostberlin und Sachsen) mit einer hohen Unsicherheit verbunden sind. Dies hängt mit verschiedenen Faktoren

Table 2: Überblick zur Anzahl der hegetreibenden und organisierten Vereine, zur mittleren besetzten Biomasse (kg pro Verein und Jahr), zur mittleren Anzahl der besetzten Fische (Stück pro Verein und Jahr) sowie zur besetzten Gesamtbiomasse bzw. -anzahl, getrennt nach Bundesland (Stand 2010). Zusätzlich wurden die drei wichtigsten Arten, in Bezug auf die besetzte Gesamtbiomasse und -stückzahl je Bundesland, aufgeführt (Abkürzungen siehe Tabelle 1).

Bundesland	Hegetreibende Vereine (N)	Mittl. Besatz (kg pro Verein und Jahr)	Mittl. Besatz (St. pro Verein und Jahr)	Gesamtbiomasse (kg)	Arten	Gesamtanzahl (St.)	Arten
Schleswig-Holstein	309	362,1	42.903	111.875,0	Ka, Wf, Se	13.256.882	Mf, La, Bf
Hamburg	67	853,2	65.020	57.162,2	Ka, Sl, Se	4.356.337	Ra, He, Bf
Bremen	22	641,2	4.520	14.105,3	Wf, Ka, Se	99.437	Ka, Se, Wf
Niedersachsen	457	813,8	19.674	371.886,6	Ka, Se, Ra	8.990.908	Aa, Mf, Ra
Nordrhein-Westfalen	1.076	323,4	10.472	347.961,6	Bf, Ra, Ka	11.267.892	Bf, Ra, Wf
Sachsen-Anhalt	95	588,4	3.753	55.895,2	Ka, Za, Br	356.552	Wf, Aa, Se
Thüringen	316	990,0	13.619	312.846,5	Ka, Bf, Rf	4.303.541	Bf, Wf, Ka
Hessen	536	327,4	8.212	175.461,2	Re, Ka, Bf	4.401.746	Aa, Bf, Rf
Rheinland-Pfalz	437	345,4	5.461	150.942,7	Ra, Ka, Br	2.386.412	Ra, Bf, Wf
Saarland	252	355,3	4.275	89.531,6	Ra, Ka, Sl	1.077.370	Ra, Rd, Wf
Baden-Württemberg	818	369,3	9.057	302.126,0	Ka, Re, Bf	7.408.923	Bf, He, Ra
Bayern	821	1301,1	13.076	1.068.233,9	Ka, Bf, Se	10.735.754	Ra, Bf, Mä
Mecklenburg-Vorp.	514	208,1	1.292	106.987,3	Ka, He, Se	663.863	Aa, Ra, Ka
Brandenburg	1.129	409,8	5.169	462.652,8	Ka, Rf, Bf	5.835.332	Aa, Ka, Qa
Sachsen	502	118,1	3.325	59.273,4	Ka, Wf, Aa	1.669.098	Mä, Bf, Ka
Berlin	87	51,7	243	4.500,9	Ka, Se, Za	21.165	Aa, Se, Ka
Gesamt	7.438	496,3	10.330	3.691.442,2		76.831.211	

zusammen, vor allem mit dem Umstand, dass die Bewirtschaftung und der Besatz der Gewässer in der Regel über die Kreis- oder die Regional- und Landesverbände erfolgt. Das heißt, die lokalen Vereine, die im Projekt Besatzfisch befragt wurden, konnten nicht immer über die tatsächlich in ihren Vereinsgewässern ausgesetzten Fische Auskunft

geben. Auf eine dezidierte Befragung von Kreisanglerverbänden wurde in den genannten Ländern verzichtet, da im Verlauf der Studie in mindestens einem großen Bundesland von der Geschäftsstelle des Landesanglerverbandes ein Aufruf an die Kreisanglerverbände ergangen war, sich nicht an der Befragung zu beteiligen.

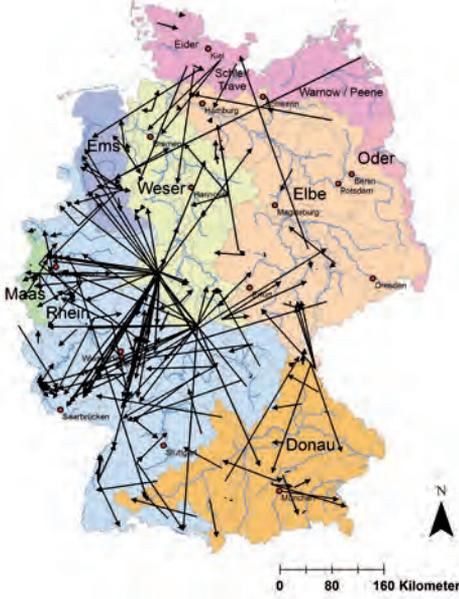
Table 3: Relativer Anteil der im gleichen Flusseinzugsgebiet bzw. Teileinzugsgebiet durch Angelvereine erworbenen Fische für ausgewählte einheimische Fischarten.

Familie	Art		Untersuchte Fälle (N)	Flusseinzugsgebiet (identisch)		Teileinzugsgebiet (identisch)	
				Anzahl	%	Anzahl	%
Cyprinidae	Barbe	<i>Barbus barbus</i>	14	9	64,3	6	42,9
	Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	18	14	77,8	11	61,1
	Kleine Cypriniden ¹	siehe Anmerkung unten	63	27	42,9	19	30,2
	Massenfische ²	siehe Anmerkung unten	219	130	59,4	74	33,8
	Schleie	<i>Tinca tinca</i>	250	163	65,2	105	42,0
Esocidae	Hecht	<i>Esox lucius</i>	188	128	68,1	86	45,7
Gadidae	Quappe	<i>Lota lota</i>	22	14	63,6	7	31,8
Percidae	Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	36	21	58,3	14	38,9
	Zander	<i>Sander lucioperca</i>	250	157	62,8	98	39,2
Salmonidae	Atlantischer Lachs	<i>Salmo salar</i>	9	6	66,7	3	33,3
	Bachforelle	<i>Salmo trutta</i> , residente Form	258	182	70,5	130	50,4
	Huchen	<i>Hucho hucho</i>	3	3	100,0	1	33,3
	Meerforelle	<i>Salmo trutta</i> , Wanderform	15	10	66,7	6	40,0
	Seeforelle	<i>Salmo trutta</i> , Seeform	5	5	100,0	2	40,0
	Seesaibling	<i>Salvelinus alpinus</i>	4	4	100,0	1	25,0
Thymallidae	Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	52	35	67,3	19	36,5

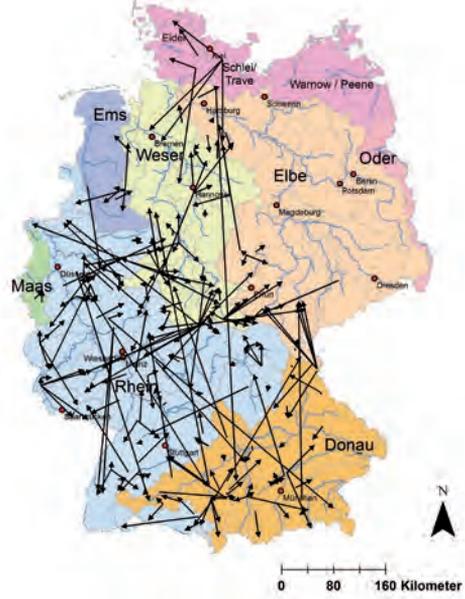
¹ Unter dem Sammelbegriff „kleine Cypriniden“ wurden die Arten Bitterling (*Rhodeus amarus*), Elritze (*Phoxinus phoxinus*), Giebel (*Carassius gobio*), Gründling (*Gobio gobio*), Karausche (*Carassius carassius*) und Moderlieschen (*Leucaspius delineatus*) zusammengefasst.

² Unter dem Sammelbegriff „Massenfische“ wurden die Cypriniden der Arten Brasse (*Abramis brama*), Rotauge (*Rutilus rutilus*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) und Ukelei (*Alburnus alburnus*) zusammengefasst.

Massenfische und kleine Cypriniden



Bachforelle



Zander



Hecht

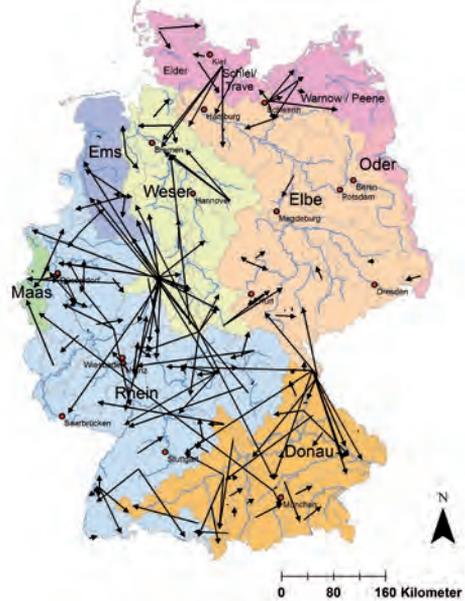


Abbildung 2: Grafische Darstellung der Fischtransportwege (Pfeile) für die Arten bzw. Artengruppen Massenfische und kleine Cypriniden (siehe Tabelle 3), Bachforelle, Zander und Hecht (Stand 2010). Dargestellt sind die großen Flusseinzugsgebiete sowie die Teileinzugsgebiete. Fehlende Fischtransfers im Osten begründen sich in der fehlenden Auskunftsfähigkeit der befragten Angelvereine, weil in den meisten Fällen Kreis- oder Landesverbände den Besatz tätigen.

Herkunft der Satzfische

Zusätzlich zur Anzahl und Größe wurde auch die Herkunft (Satzfischlieferanten) der besetzten Fische erfragt. Insgesamt haben N = 613 Vereine (50,2 % aller antwortenden Vereine) Angaben zu ihren Satzfischlieferanten gemacht. Einige dieser Angaben wurden nicht weiter ausgewertet, da die genaue Herkunft des Besatzmaterials nicht ermittelt werden konnte. Für die sonstigen Vereine wurde mittels einer GIS-Analyse (Geoinformationssystem) für ausgewählte heimische Fischarten überprüft, ob die Vereine ihre Besatzfische im gleichen Flusseinzugsgebiet bzw. im gleichen Teileinzugsgebiet erworben haben. Deutlich ist in der Tabelle 3 zu erkennen, dass bei der Mehrheit der aufgeführten einheimischen Arten über die Hälfte des Besatzmaterials aus dem gleichen Flusseinzugsgebiet stammte. Anders ausgedrückt: Ein nicht unerheblicher Teil (30 % bis 50 %) der durch die antwortenden Vereine besetzten Fische stammte von Fischzuchten oder Satzfischhändlern aus fernen Flusseinzugsgebieten. Da über die genetische Identität der Laichfischbestände bzw. der gehandelten Satzfische nichts bekannt ist, kann nicht mit Sicherheit gesagt werden, wie hoch der Anteil der einzugsgebietsübergreifenden Fischtransfers wirklich ist. Die vorliegenden Daten (Tabelle 3) deuten aber an, dass er nicht marginal ist. Dieser Umstand wird besonders bei der grafischen Darstellung der Fischtransportwege für einige ausgewählte heimische Arten deutlich (Abbildung 2). Für die Fischarten Hecht und Zander zeigen neue Erkenntnisse aus dem Projekt (Kapitel 1.3), dass sich diese intensiv gehegten Arten genetisch über die großen Ströme (und angrenzende Gewässer) ausdifferenziert haben. Für andere Fischarten (z. B. Bachforelle, Äsche) ist die Bedeutung der lokalen und regionalen genetischen sowie ökologischen Anpassung bereits aus anderen Studien bekannt

(z. B. Lerceteau-Köhler et al. 2013). Daraus kann abgeleitet werden, dass sich auch viele weitere Süßwasserfischarten, die von Anglern besetzt werden, genetisch über die Einzugsgebiete und Gewässer ausdifferenziert haben. Erfolgreicher Fischbesatz über Einzugsgebietsgrenzen hinweg kann daher zum Verlust der genetischen Vielfalt innerhalb und zwischen den Arten beitragen, sofern sich gebietsfremde Satzfische (Abbildung 2) mit lokalen Wildfischen kreuzen. Wenn dann die Wildfischpopulation zum Beispiel als Folge des Gewässerausbaus bereits geschwächt ist und der Besatz mit gebietsfremden Fischen unter Einsatz hoher Fischzahlen kontinuierlich wiederholt wird, ist auch eine Auslöschung des lokalen Genpools über Hybridisierung denkbar und in einigen Fällen auch nachgewiesen worden (vgl. Zusammenstellung im Anhang in van Poorten et al. 2011).

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Fischbesatz stellt das zentrale Hegeinstrument für die organisierte Anglerschaft dar.
- Der Satzfishhandel profitiert in nicht unerheblichem Maße wirtschaftlich vom Fischbesatz und führt zur engen Verzahnung von Fangfischerei und Aquakultur.
- Einzugsgebietsübergreifende Fischtransfers sind bei vielen intensiv gehegten Fischen an der Tagesordnung; künftiger Besatz sollte stärker innerhalb der Einzugsgebiete stattfinden, um die Risiken eines Besatzes für den lokalen Genpool zu minimieren.
- Die Entwicklung und Bereitstellung eines ökogenetischen Satzfishsiegels, das über die Verfügbarkeit lokaler, genetisch angepasster heimischer Satzfisher Auskünfte gibt (für alle Arten mit Ausnahme des Karpfens und des Aals), wäre wünschenswert, um die Transparenz auf dem Satzfishmarkt zu verbessern.

1.2 Ufergebundene Fischarten- vielfalt anglerisch gehegter Baggerseen

Hühn, D.; Schälicke, S.; Emmrich, M.;
Lewin, W.-C.; Pagel, T.; Arlinghaus, R.

Kontext und Forschungsziel

Jeder Angelverein ist im Rahmen der gesetzlichen Hege angehalten, durch Fang und entsprechende Managementmaßnahmen einen Fischbestand in naturnaher Vielfalt zu erhalten, der der Größe und Beschaffenheit des Gewässers angepasst ist. Das gilt mit Ausnahme Schleswig-Holsteins auch für künstlich geschaffene Gewässer. Die Umsetzung der Hegepflicht ist Aufgabe des Fischereirechtsinhabers. Alle über die fischereigesetzlichen Mindeststandards (z. B. Mindestmaße) hinausgehenden Hegemaßnahmen wie Besatz sind an dem oben genannten allgemeinen Hegeziel auszurichten. Mangels Studien war bisher unklar, wie das fischökologische Leitbild einer naturnahen Fischartengemeinschaft für Baggerseen und Teiche aussehen könnte. Ziel der Studie war es herauszufinden, inwieweit künstlich geschaffene Abgrabungsgewässer, wie zum Beispiel anglerisch bewirtschaftete Baggerseen und Teiche, Le-

bensräume bieten, die zur Ausbildung spezifischer Fischartengemeinschaften beitragen. Als Referenzgemeinschaften wurden die Verhältnisse in eiszeitlich entstandenen kleinen Naturseen herangezogen. Darüber hinaus sollte der historische Einfluss, den Besatz auf eine Etablierung nichtheimischer Arten in künstlichen Gewässern hatte, abgeschätzt werden, weil mehrfach (zum Beispiel Weibel & Wolf 2002) die Befürchtung geäußert wurde, dass intensiver Besatz durch Angelvereine zur Herausbildung und Förderung künstlicher Fischgemeinschaften beiträgt, die nicht dem Hegeziel entsprechen.

Methoden

Zwischen 2001 und 2011 wurden die Fischartengemeinschaften der Uferregionen (Litoral) von 19 anglerisch bewirtschafteten Baggerseen in Niedersachsen und 18 natürlichen Seen in Brandenburg mittels Elektrofischerei quantifiziert. Künstliche Gewässer und Naturgewässer wurden sodann hinsichtlich Fischbestandsstruktur und Artenvielfalt sowie des Vorkommens gefährdeter Kleinfischarten und nichtheimischer Fischarten verglichen. Dazu wurde der mittlere Einheitsfang (Anzahl von Fischen pro Dip mit der Fanganode des Elektrofischereigerätes) als Kenngröße zum

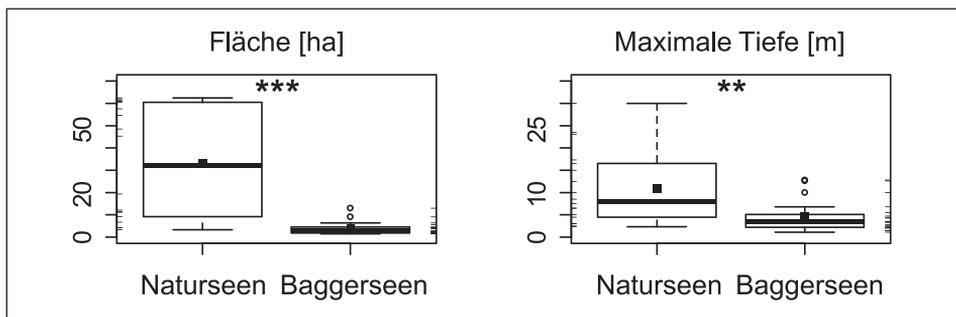


Abbildung 3: Vergleich gewässermorphologischer Kenngrößen (Fläche [ha] und maximale Tiefe [m]) der untersuchten Natur- und Baggerseen. Kästen repräsentieren die Hälfte aller Beobachtungswerte, Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. ** = statistisch hoch signifikant unterschiedlich, *** = statistisch höchst signifikant unterschiedlich.

Vergleich herangezogen. Zusätzlich wurden bestandsbeeinflussende limnologische Kenngrößen, wie Nährstoffsituation, Gewässermorphologie und die ufernahe Lebensraumkomplexität (abgeschätzt anhand des Vorkommens von Wasserpflanzen und Totholz) aufgenommen und zwischen künstlichen und natürlichen Gewässern verglichen. Weitere Details zur Erhebungsmethodik finden sich in Schälicke et al. (2012) und Emmrich et al. (2014).

Ergebnisse

Die untersuchten Baggerseen und Naturseen unterschieden sich zum Teil deutlich in der Gewässermorphologie. So waren die Naturseen im Durchschnitt tiefer und am Ufer stärker strukturiert als die flachen Abtragungsgewässer (Abbildung 3). Auch waren die flachen Baggerseen im Mittel trüber als die Naturseen, allerdings unterschieden sich die Gewässertypen nicht im Nährstoffgehalt (Abbildung 4). Trotz dieser Unterschiede konnten in den beiden Gewässertypen eine vergleichbare Artenvielfalt und identische Anzahlen von Kleinfischarten, darunter auch gefährdete Arten wie Bitterling, Schlammpeitzger und Karausche, nachgewiesen werden. Im Durchschnitt beherbergten die Ufer der künstlichen Baggerseen sieben Fischarten, die der flachen Naturseen acht (Tabelle

4). Weißfische wie Rotaugen, Rotfedern, Schleien, Barsche, Aale und Hechte kamen in ca. 70 % aller untersuchten Baggerseen und Naturgewässer vor und waren besonders weit verbreitet. Nicht nur die Fischartenzahl, sondern auch der jeweilige Grad der Fischvielfalt (gemessen am sogenannten Shannon-Diversitätsindex) waren bei Natur- und Baggerseen identisch (Abbildung 5). Nichtheimische oder gebietsfremde Arten wurden nur vereinzelt in der Uferregion der untersuchten Baggerseen angetroffen (vor allem asiatische Karpfen und Regenbogenforellen, Tabelle 4). Die insgesamt geringen Unterschiede in der Fischartengemeinschaft sowohl in Hinblick auf Artenzahl als auch bezüglich der Fischmenge (Einheitsfang mittels Elektrofischerei) wurden vor allem durch ein gewässerspezifisch unterschiedlich starkes Vorkommen der dominanten Arten Barsch, Rotaugen und Rotfeder hervorgerufen (Tabelle 4).

In der Gesamtschau bieten flache Baggerseen geeignete Lebensräume für die Ausbildung einer vielfältigen Fischartengemeinschaft, in denen auch gefährdete Kleinfischarten Refugien finden. Nach der Initialbesiedelung (die häufig auf Einbürgerungsbesatz basiert) entwickeln sich in Baggerseen offenbar weitgehend unabhängig von laufenden Besatzmaßnahmen

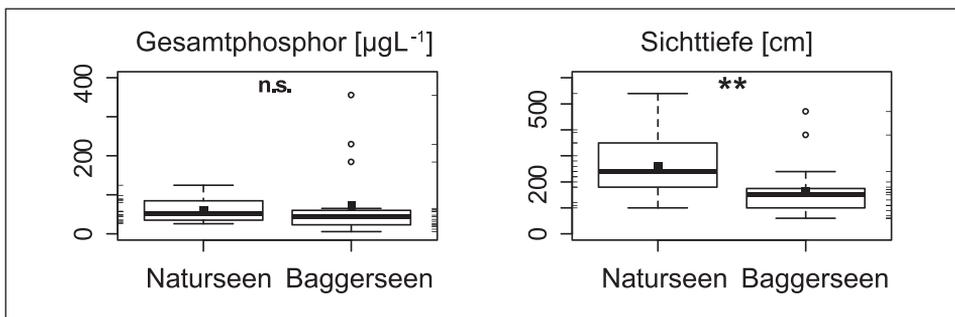


Abbildung 4: Vergleich der Gesamtphosphorkonzentration und der Sichttiefe (Secchi-Tiefe) der untersuchten Natur- und Baggerseen. Kästen repräsentieren die Hälfte aller Beobachtungswerte, Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. n.s. = statistisch nicht signifikant unterschiedlich, ** = statistisch hoch signifikant unterschiedlich.

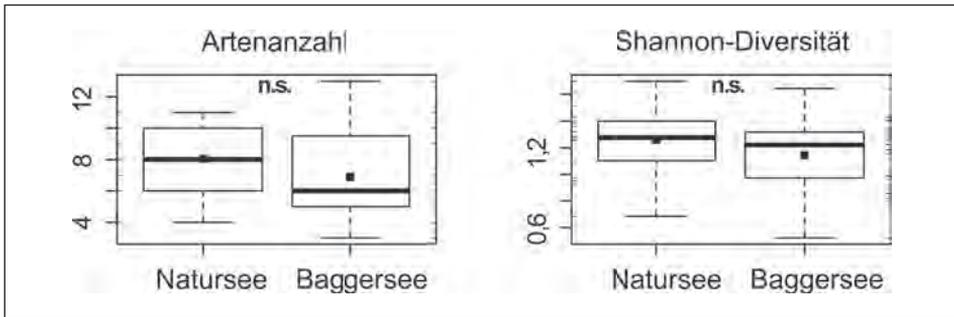


Abbildung 5: Vergleich der Anzahl nachgewiesener Fischarten sowie der Artenvielfalt (Shannon-Diversität) der Natur- und Baggerseen. Kästen repräsentieren die Hälfte aller Beobachtungswerte, Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. n.s. = statistisch nicht signifikant unterschiedlich.

auf natürlichem Wege Fischgemeinschaften, die denen von flachen Naturseen entsprechen, solange die Uferzonen ein Mindestmaß an struktureller Komplexität aufweisen (Totholz, Wasserpflanzen, Bäume). Das bestätigt eine historisch gewachsene und von Besatzfisch bestätigte Erkenntnis (vgl. Kapitel 3), wonach das Gewässer mitsamt seiner Ökologie die Fischgemeinschaft prägt und nicht etwa der Besatz (Baer et al. 2007). Allerdings ist der Indikatorwert der Fische als Anzeiger für den Gewässerzustand in Standgewässern im Unterschiede zu Fließgewässern vergleichsweise gering (Mehner et al. 2004a; Ritterbusch et al. 2014). Anders ausgedrückt: Die Fischgemeinschaften von Seen sind sich häufig trotz unterschiedlicher ökologischen Grundbedingungen (z. B. in Bezug auf Nährstoffzustand und Struktur) häufig überraschend ähnlich. Es ist insofern nicht verwunderlich, dass die nachgewiesenen Strukturunterschiede zwischen Naturseen und Baggerseen nicht zu fundamentalen Unterschieden in den Fischlebensgemeinschaften geführt haben. Einschränkend ist zu sagen, dass die untersuchten Baggerseen allesamt klein (< 12 ha) und flach (< 14 m) waren. Die Ergebnisse könnten in tiefen Abtragungsgewässern deutlich von den hier dargestellten Ergebnissen abweichen. Auch wurde das Freiwasser nicht

repräsentativ beprobt, um Fischverluste durch die Stellnetzfischerei zu vermeiden. Insofern sind zum Beispiel Aussagen zum Zander in Baggerseen unmöglich. Weitere Studien mit Multimaschennetzen in tiefen Baggerseen sind angeraten.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Von Angelvereinen gehegte Gewässer sind nicht durch künstliche Fischartengemeinschaften geprägt. Angelfischereiliche Nutzung und naturschutzfachliche Hege (inklusive fachgerecht durchgeführter Besatz) schließen sich keineswegs aus.
- Die Fischartenvielfalt natürlicher Flachseen kann als Referenzzustand und Leitbild für die zu entwickelnde oder zu erhaltende Fischartenvielfalt flacher Baggerseen dienen.
- Als typische Fischartengemeinschaft im Uferbereich von Baggerseen (und damit als Hegeziel) lässt sich die in Tabelle 4 dargestellte Häufigkeitsverteilung ansehen, die je nach Gewässerzustand gewisse Modifikationen erfahren kann (z. B. etwas stärkerer Plötzen- und Weißfischanteil in nährstoffreichen, trüben Baggerseen, stärkerer Barschanteil in wasserpflanzenreichen, klaren Gewässern).

Tabelle 4: Relative Häufigkeit und Frequenz (Anteil der untersuchten Gewässer, in denen die Fischart nachgewiesen wurde) der 22 nachgewiesenen Arten (N = 17182 Fische) der litoralen Fischartengemeinschaft von Baggerseen (N = 19) und Naturseen (N = 18). Fettgedruckte Fischarten dominierten die Fänge. Gefährdungskategorie der Roten Liste BRD nach Freyhof (2009).

Artname (wissenschaftlicher Name)	Gefähr- dungskate- gorien	Naturseen		Baggerseen		
		Rote Liste BRD ¹	Relative Häufigkeit (%)	Frequenz (%)	Relative Häufigkeit (%)	Frequenz (%)
Barsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	*		33,7	94,4	24,5	100,0
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	*		26,7	100,0	16,4	68,4
Rotauge (<i>Rutilus rutilus</i>)	*		19,7	94,4	27,9	84,2
Güster (<i>Blicca bjoerkna</i>)	*		6,6	66,7	0,8	10,5
Ukelei (<i>Alburnus alburnus</i>)	*		6,0	38,9	<0,1	5,3
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	*		2,8	72,2	5,0	78,9
Aal (<i>Anguilla anguilla</i>)	♦		1,7	77,8	3,4	89,5
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	*		1,5	100,0	1,7	68,4
Brasse (<i>Abramis brama</i>)	*		0,5	50,0	2,0	36,8
Steinbeißer (<i>Cobitis taenia</i>)	*		0,3	38,9	<0,1	5,3
Cyprinidenhybride			0,2	38,9	0	0
Karassche (<i>Carassius carassius</i>)	2		<0,1	22,2	1,6	15,8
Kaulbarsch (<i>Gymnocephalus cernua</i>)	*		<0,1	22,2	0,1	10,5
Bitterling (<i>Rhodeus amarus</i>)	*		<0,1	5,6	10,9	21,1
Quappe (<i>Lota lota</i>)	V		<0,1	5,6	0	0
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	*		<0,1	5,6	<0,1	5,3
Moderlieschen (<i>Leucaspis delineatus</i>)	V		<0,1	5,6	5,5	31,6
Dreistachler (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	*		<0,1	5,6	0	0
Karpfen (<i>Cyprinus carpio</i>)	*		0	0	0,1	31,6
Regenbogenforelle (<i>Onchorhynchus mykiss</i>)	♦		0	0	<0,1	5,3
Schlammpeitzger (<i>Misgurnus fossilis</i>)	2		0	0	<0,1	5,3
Schmerle (<i>Barbatula barbatula</i>)	*		0	0	<0,1	5,3
Zander (<i>Sander lucioperca</i>)	*		0	0	<0,1	10,5

Legende: * = ungefährdet, 0 = ausgestorben oder verschollen, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste, ♦ = biogeografisch (aber nicht unbedingt rechtlich) betrachtet nichtheimische Art

1.3 Genetische Vielfalt von Zander- und Hechtpopulationen in Deutschland

Eschbach, E.; Nolte, A. W.; Kohlmann, K.; Kail, J.; Alós, J.; Kersten, P.; Schöning, S.; Arlinghaus, R.

Kontext und Forschungsziel

Neben der Artenvielfalt sind die genetische Vielfalt innerhalb einer Art zwischen verschiedenen, geografisch getrennten Populationen wichtige Komponenten der biologischen Vielfalt (Biodiversität), die durch unsachgemäßen Besatz verändert werden können. Besatzeffekte auf die Biodiversität sind beispielsweise denkbar als Folge von Einkreuzungen biogeografisch isolierter Populationen heimischer Arten, die durch einzugsgebietsübergreifenden Besatz (Kapitel 1.1) in Kontakt gebracht werden (Laikre et al. 2010).

Die genetische Vielfalt innerhalb und zwischen Arten bzw. Populationen ist von großer Bedeutung, um deren Anpassungsfähigkeit an Umweltveränderungen (z. B. Klimaerwärmung, neue Krankheiten) zu gewährleisten und die regional über viele Gewässer aggregierte Ertragsfähigkeit einer befischten Art zu erhalten (Schindler et al. 2010). Um eine Analogie mit dem Finanzsektor zu wählen: Kein Investmentbanker würde sein ganzes Geld in einige wenige Aktiengesellschaften oder Fonds investieren – eine diverse Anlagestrategie garantiert meist stabilere Renditen und ist nachhaltiger. Das Diversitätsprinzip gilt in gleicher Weise für die Natur: Diverse Populationen und eine hohe Biodiversität garantieren stabilere Fischerträge (Schindler et al. 2010).

Ein Beispiel möge die Bedeutung des Erhalts von vielfältigen Fischpopulationen innerhalb einer Art mit all ihren spezifischen

Eigenheiten illustrieren. Über Selektionsmechanismen passen sich Fischpopulationen ökologisch und über mehrere Generationen auch genetisch an lokale Gewässerbedingungen an. Dadurch entwickelt sich zum Beispiel auf dem Artniveau eine populationspezifische optimale Laichtemperatur. Bei Salmoniden wie Bachforellen oder Äschen gibt es beispielsweise genetisch unterscheidbare Populationen, die zum Laichen in ganz bestimmte Zuflüsse großer Binnenseen einwandern. Diese Seen zeichnen sich durch spezifische ökologische Bedingungen und Temperaturgradienten aus, an die die lokalen Populationen besonders gut angepasst sind. Wenn es durch den Klimawandel zu einer systematischen Erwärmung einiger dieser Gewässer kommt, ist es für das Fortbestehen der Art von zentraler Bedeutung, dass die Besiedelung des sich erwärmenden Gewässers durch wärmeadaptierte Teilpopulationen aus anderen, auf natürlichem Wege verbundenen Gewässern erfolgen kann. Gleiche Szenarien existieren für den Erhalt der Anpassungsfähigkeit einer Art an neue Keime und Krankheitserreger.

Da die Bewahrung der biologischen Vielfalt innerhalb einer Art von großer Bedeutung ist, verlangt das UN-Biodiversitätsabkommen von allen Unterzeichnerstaaten, so auch von Deutschland, dass die Biodiversität auf allen Ebenen (Population, Art, Gemeinschaft, Gewässerökosystem) durch angemessene Bewirtschaftung zu erhalten ist. Man kann aber nur die Populationen erhalten, die als genetisch ausdifferenziert bekannt sind. Gerade auf dem Gebiet der Populationsgenetik heimischer Fische herrscht in Deutschland ein gravierender Erkenntnismangel, weswegen Baer et al. (2007) weiterführende Studien zur Aufklärung der genetischen Vielfalt bei heimischen Süßwasserfischarten angeregt haben.

Das Ziel vorliegender Untersuchung war eine Aufklärung der genetischen Vielfalt

der Raubfischarten Hecht und Zander in Deutschland. Beides sind beliebte Zielfischarten in der Fischerei und werden folglich von Angelvereinen regelmäßig besetzt (Kapitel 1.1). Hecht und Zander haben sich hierzulande nach der letzten Eiszeit auf natürlichem Wege unterschiedlich weit ausgebreitet. Während der Zander, evolutionsgeschichtlich aus Südosteuropa (pontokaspischer Raum) kommend, nur bis zur Elbe und zur Donau vorstieß, besiedelte der Hecht nach dem Rückgang der Gletscher in Nordeuropa alle großen Flusseinzugsgebiete Deutschlands; neueste genetische Studien zeigen überdies, dass die nordamerikanischen Hechte (*Esox lucius*) eng mit den europäischen Hechten (*E. lucius*) verwandt sind. Daher ist es sehr wahrscheinlich, dass es in historischer Zeit über schwach salzhaltige Meeresgebiete zum Austausch zwischen einzelnen Refugien gekommen ist (Skog et al. 2014). In Deutschland wurde der Zander erst im späten 19. Jahrhundert durch den Menschen in die Flusssysteme westlich der Elbe und nördlich der Donau eingeführt. Er ist dort biogeografisch (aber nicht rechtlich) als gebietsfremde Art anzusprechen, die vom Menschen über Besatz eingeführt oder deren Verbreitung über künstliche Wasserwege gefördert wurde.

Methoden

Es wurde untersucht, ob und gegebenenfalls wie viele unterschiedliche genetische Linien bei Hecht und Zander derzeit in den Einzugsgebieten unserer großen Flüsse vorzufinden sind. Ferner wurde ermittelt, wie stark sich diese über biogeografische Einzugsgebietsgrenzen hinweg vermischt haben, beispielsweise durch Besatz oder durch eine natürliche Verbreitung über Kanäle. Diese Vermischung birgt das Risiko eines Verlustes der genetischen Vielfalt zwischen Populationen innerhalb der Art. Dazu haben freundlicherweise viele Angler, Berufsfischer, Fischereibehörden und Forschungsinstitute

aus allen großen Flusseinzugsgebieten Proben gesammelt und dem Projekt zur genetischen Analyse bereitgestellt. Auf diesem Wege konnten von mehreren Tausend Zandern und Hechten aus allen großen Flusseinzugsgebieten in Deutschland genetische Fingerabdrücke erstellt werden. Um die große Probenmenge zu bewältigen, wurden im Projekt zunächst praktikable Methoden zur DNA-Extraktion entwickelt (Eschbach 2012) sowie Wege gesucht, geeignete Mikrosatelliten in der DNA als genetische Marker auszuwählen (Eschbach & Schöning 2013). Anschließend wurden genetische Populationsunterschiede und gegebenenfalls genetische Vermischungen (Introgression) über Einzugsgebietsgrenzen hinweg untersucht.

Ergebnisse

Trotz der unterschiedlichen Besiedelungsgeschichte wurden sowohl beim Zander (Eschbach et al. 2014) als auch beim Hecht im deutschen Binnenland drei genetische Linien ermittelt, die ein eingeschränkter Genfluss untereinander charakterisierte (Abbildung 6). Die drei Linien entsprachen geografischen Großräumen und ihren angeschlossenen Meeresgebieten: das Odereinzugsgebiet mit der Ostsee, das Donaueinzugsgebiet mit dem Schwarzen Meer und die Einzugsgebiete aller Flüsse, die in die Nordsee münden. Für den Zander ist letzteres die Elbe, während für den Hecht noch Rhein, Ems und Weser als ursprüngliche Ausbreitungsgebiete im Nordseeraum gelten.

Beim Zander wurde eine starke genetische Durchmischung aller drei genetischen Linien in all denjenigen Flussgebieten festgestellt, in die er durch den Menschen seit dem 19. Jahrhundert (und ggf. schon früher) eingeführt wurde (Rhein, Ems, Weser). In den Ursprungsgebieten (Elbe, Oder, Donau) hingegen behaupteten sich trotz Besatz und vorhandener Kanalverbindungen bis heute überwiegend die einheimischen

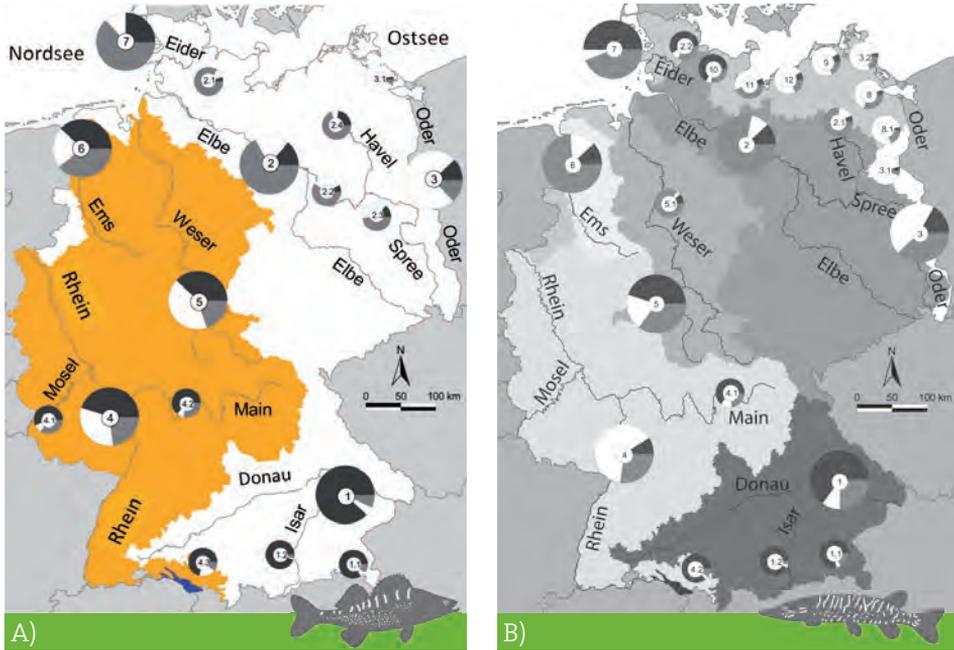


Abbildung 6: Die Karten zeigen die großen Flusssysteme in Deutschland und die genetische Zusammensetzung der heimischen Zander- und Hechtpopulationen. In (A) sind diejenigen Gebiete farblich hervorgehoben, in die der Zander im 19. Jahrhundert durch den Menschen eingeführt wurde (aus Eschbach et al. 2014). Beim Hecht wird davon ausgegangen, dass er nach der letzten Eiszeit alle Flussgebiete auf natürlichem Wege wiederbesiedelt hat (B). – Die Tortengrafiken geben die Anteile der genetischen Linien beider Fischarten in den einzelnen Flussgebieten wieder: weiß = Oder / Ostsee, hellgrau = Elbe / Nordsee, dunkelgrau = Donau / Schwarzes Meer. Große Torten (mit Zahl ohne Nachkommastelle) stellen die genetische Vermischung in den Flüssen dar, während kleine Torten (mit Zahl und Nachkommastelle) die Situation in den angeschlossenen Seen repräsentieren: 1 = Donau, 2 = Elbe, 3 = Oder, 4 = Rhein, 5 = Weser, 6 = Ems, 7 = Eider, 8 = Ucker, 9 = Peene, 10 = Schwentine (Großer Plöner See), 11 = Trave (Großer Ratzeburger See), 12 = Barthe.

Zanderpopulationen, obwohl auch hier eine gewisse Einkreuzung gebietsfremder Populationen nachweisbar war (Abbildung 6 A).

Wenn also neuer Lebensraum besiedelt werden konnte, haben sich die aufeinandertreffenden genetischen Linien des Zanders offensichtlich bereitwillig gemischt. Dies war wahrscheinlich deshalb möglich – und auch vorteilhaft –, weil die Einkreuzung und Vermischung zu einer erhöhten genetischen Diversität führte, was eine schnelle Anpassung und Eroberung der neuen Gebiete begünstigt haben könnte. Gebietsfremde Zander, die in den ursprünglichen Ausbreitungsgebieten besetzt worden waren oder über Kanalverbindungen

dorthin wanderten, hatten es hingegen offenbar schwer; sie wurden größtenteils von den bereits vorhandenen Populationen auskonkurriert und konnten sich daher nicht so erfolgreich etablieren. Das bedeutet im Umkehrschluss, dass der Besatz von Gewässern mit standort- bzw. gebietsfremden Zandern weitgehend wirkungslos gewesen sein muss, wenn dort bereits einheimische Zander vorkamen, die sich über lange Zeiträume an die lokalen ökologischen Bedingungen angepasst hatten und zahlenmäßig dominant sind (sogenanntes High Density Blocking, das heißt, die lokal angepassten Bestände sind weitgehend immun gegenüber den Neankömmlingen und verhindern über Konkurrenz, Fraßdruck

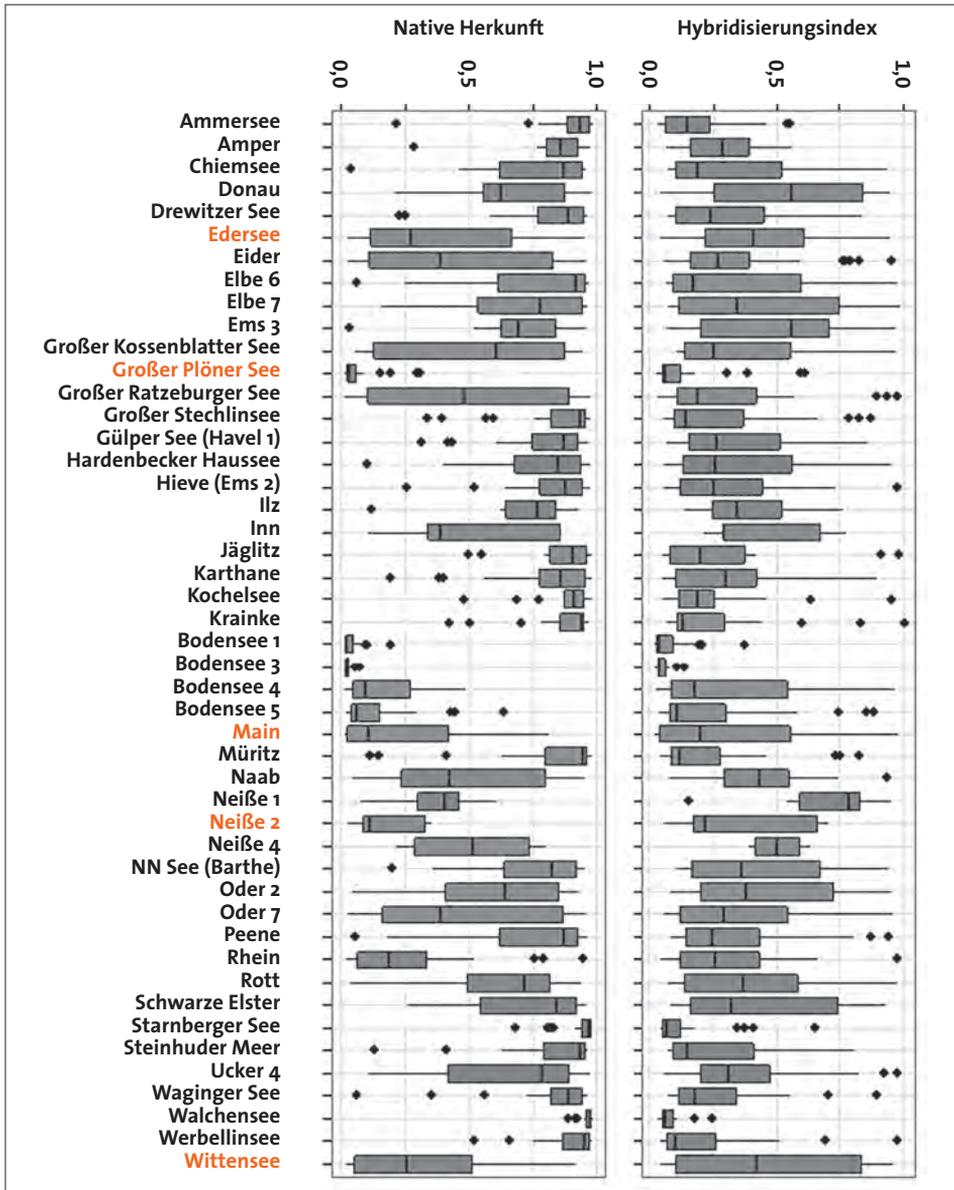


Abbildung 7: Prozentuale Anteile von standortgemäßen Genen (native Herkunft) und prozentuales Ausmaß der Hybridisierung (Hybridisierungsindex) der untersuchten Hechtpopulationen. Bei der nativen Herkunft (Spalte 1) bedeutet eine Ausdehnung der grauen Box nach rechts hin zu 1,0 (= 100 % native Herkunft), dass die Hechte überwiegend die standortgemäßen Gene tragen, während eine Ausdehnung nach links hin zu 0,0 (= 0 % native Herkunft) auf zunehmenden Fremdgenanteil verweist. Dies zeigt sich beispielsweise in extremer Form in den Hechtpopulationen der rot markierten Gewässer, wie des Großen Plöner Sees (Kompletttaustausch der standortgemäßen Gene durch fremde Gene). Der Hybridisierungsindex (Spalte 2) zeigt den Grad der genetischen Durchmischung an. Er erreicht den Wert 1,0 (= 100 % Hybridisierung), wenn ein Hecht gleich große Anteile von standortgemäßen und fremden Genen aufweist. Eine Hechtpopulation aus der Neiße (Neiße 1) zeigt z. B. einen extrem hohen Hybridisierungsgrad. Hechte aus dem Großen Plöner See sind dagegen genetisch rein, allerdings bezüglich standortuntypischer Gene.

und Lokalanpassung eine Etablierung). Trotzdem fanden sich beim Zander alle drei Linien in praktisch allen Einzugsgebieten mit jeweils unterschiedlichen Anteilen wieder (Abbildung 6). Dies belegt, dass – wenn auch auf geringerem Niveau – auch in den ursprünglichen Verbreitungsgebieten Einkreuzungsprozesse stattgefunden haben. Das wiederum bedeutet, dass Zanderbesatz sowie die Verbindung von Einzugsgebieten über Kanäle fast überall in Deutschland einen nachweisbaren genetischen Effekt hinterlassen haben.

Aus anderen Studien war bekannt, dass Hechte, genetisch gesehen, deutlich weniger variabel sind als andere Fischarten. Das ist zum Teil durch die für einen Spitzenräuber typischen geringen Populationsgrößen erklärbar, was zu geringen effektiven Populationsgrößen führt (geringere Anzahl von Tieren, die an der Reproduktion teilnehmen). Überraschenderweise fanden sich in den vorliegenden Untersuchungen aber auch beim Hecht drei klar unterscheidbare genetische Linien (Abbildung 6 B), und ähnlich wie beim Zander wurde auch beim Hecht eine Durchmischung (Hybridisierung) als Folge von Besatz oder Migration über Kanäle und Wasserstraßen nachgewiesen (Abbildung 7). In einigen Gewässern, wie zum Beispiel dem Großen Plöner See, kam es sogar zum Kompletttausch der heimischen Hechte und zur Etablierung von Donauhechten, wahrscheinlich als Folge von Besatz mit gebietsfremdem Satzfishmaterial (ähnliche Ergebnisse wurden kürzlich auch von Bekkevold et al. [2013] für dänische Hechtpopulationen vorgelegt). Die Vermischung der Hechte ist in den einzelnen Gewässern unterschiedlich stark ausgeprägt und scheint von ihrer Qualität als Hechtlebensraum abhängig zu sein (Abbildung 8): Mit jeder Stufe der Verschlechterung des ökologischen Zustands ab dem guten Zustand (gemäß Eingruppierung nach EU-Wasserrahmenrichtlinie) stieg die Hybridisierung der Hechte um 6 %

an (Abbildung 8). Wie ist dieses Ergebnis zu erklären?

Der Hecht ist auf Vegetation als Laich- und Jungfischhabitat angewiesen. Verschwindet die Unterwasservegetation, zum Beispiel als Folge von Eutrophierung (Überdüngung) der Gewässer oder aufgrund der Kanalisierung von Flüssen (Verlust regelmäßig überfluteter Auen), werden die Lebensräume des Hechtes gestört. Die Veränderung der Lebensräume mag nun einerseits dazu führen, dass sich gebietsfremde Hechte in Gegenwart von geschwächten einheimischen Hechtpopulationen besser etablieren können. Andererseits könnte die Hybridisierung aber auch, wie beim Zander, die genetischen Voraussetzungen geschaffen haben, die eine rasche Anpassung an die neuen Umweltbedingungen ermöglichten. Die stärkere Hybridisierung von Hechtpopulationen in Flüssen im Vergleich zu Seen (Abbildung 8) könnte in der Vielzahl der Kanäle begründet liegen, die viele Flüsse über ihre Einzugsgebiete hinweg verbinden und eine verstärkte Zuwanderung und Durchmischung von genetisch unterschiedlichen Hechten

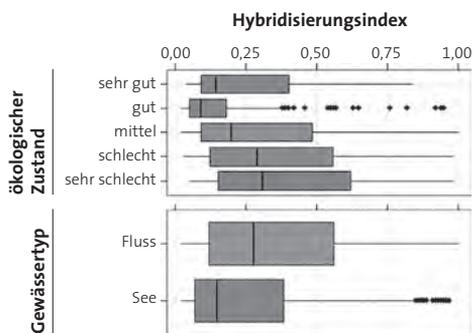


Abbildung 8: Die Hybridisierung von angestammten und gebietsfremden Hechten (dargestellt als Hybridisierungsindex, siehe Erläuterungen in Abbildung 7) nimmt mit zunehmender Verschlechterung ihres Lebensraums zu (ökologischer Zustand nach den einheitlichen Kriterien der EU-Wasserrahmenrichtlinie). Darüber hinaus ist die genetische Vermischung in Flusspopulationen stärker ausgeprägt als in Seepopulationen.

überhaupt erst ermöglichen. Auch wurden Fließgewässer im Vergleich zu Standgewässern gewässermorphologisch besonders stark verändert, was die Etablierung gebietsfremder Populationen begünstigt haben könnte (Abbildung 8).

Schlussfolgerungen für die Praxis

- In Deutschland haben sich trotz jahrzehntelangen Besatzes und trotz des Baus eines flächendeckenden Wasserstraßennetzes, das verschiedene Einzugsgebiete verbindet, bei Hecht und Zander in den heimischen Einzugsgebieten drei genetische Linien erhalten. Das ist als erster Hinweis darauf zu werten, dass Besatz mit gebietsfremden Hechten oder Zandern in etablierten, selbst reproduzierenden Populationen häufig wirkungslos ist (vgl. auch Kapitel 3).
 - Baer et al. (2007) zählten den Zander im Rahmen des Konzepts der „genetischen Managementeinheiten“ (GME) zur „evolutionären Gesamtgruppe“. Die Gruppe ist dadurch definiert, dass sich die hiesigen Populationen in verschiedenen Einzugsgebieten genetisch nicht unterscheiden und es folglich weitgehend bedeutungslos ist, woher die Satzfische stammen. Dies ist mit den vorliegenden Befunden nicht in Einklang zu bringen. Beim Zander konnten drei genetische Linien identifiziert werden, die sich in ihrer Mikrosatelliten-DNA unterscheiden. Zusätzlich ließen sich zwei evolutionäre Linien (Donau-Gruppe und Elbe-Oder-Gruppe) aufgrund von Unterschieden in der mitochondrialen DNA identifizieren (zu Details vgl. Eschbach et al. 2014), die durch künftigen Besatz möglichst nicht mehr in Kontakt gebracht werden sollten.
 - Der Hecht wurde von Baer et al. (2007) zur „evolutionären Großraumgruppe“ gerechnet. Diese Arten sind über die großen Ströme genetisch ausdifferenziert.
- Diese Einordnung wird durch die vorliegende Studie unterstützt. Ob es sich dabei um echte evolutionäre Linien handelt, kann zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht gesagt werden, da keine Daten zur mitochondrialen DNA des Hechtes erhoben wurden. Im Sinne eines Vorsorgeansatzes ist aber auch beim Hecht die Existenz von drei evolutionären Linien anzunehmen, die durch Besatz, wenn möglich, nicht weiter vermischt werden sollten.
- Unterschiedliche genetische Linien sollten, wenn produktionstechnisch möglich, stets getrennt gehegt werden (Baer et al. 2007). Wird nach Abwägung aller für die genetische Vielfalt bestehenden Risiken auf Besatz zurückgegriffen, so sollte das Besatzmaterial möglichst immer aus den entsprechenden Einzugsgebieten oder sogar aus dem Besatzgewässer gewonnen werden (siehe auch Kapitel 5).
 - Die Vermischung unterschiedlicher genetischer Linien, insbesondere wenn sie flächendeckend stattfindet, ist gleichbedeutend mit einer Abnahme der genetischen Vielfalt innerhalb der Art als Ganzes. Da diese Vielfalt höchstwahrscheinlich mit der Fähigkeit gekoppelt ist, sich an veränderte Umweltbedingungen anzupassen, sollte eine genetische Homogenisierung nach Möglichkeit vermieden werden. Sie wird aber, wie beispielhaft für den Hecht gezeigt, durch abnehmende ökologische Qualitäten der Gewässer auch ohne Besatzeinflüsse auf „natürlichem Wege“ gefördert. Ein Schlüsselfaktor für den Erhalt der gewässereigenen genetischen Vielfalt ist neben der Anpassung von Besatzstrategien folglich auch die Erhaltung (oder die Rückgewinnung) von Lebensräumen mit hoher ökologischer Qualität für die Zielarten. Interessen von Natur- und Artenschutz und Fischerei sollten hier Hand in Hand gehen.

1.4 Genetische Identitäten von Hechten in anglerisch gehaltenen Baggerseen

Eschbach, E.; Kohlmann, K.; Beck, M.E.; Schöning, S.; Arlinghaus, R.

Kontext und Forschungsziel

Baggerseen und andere künstliche Gewässer werden von Anglern regelmäßig mit Fischen besetzt. Vor allem der Initialbesatz zum Auf-

bau des Fischbestands ist typisch. Je nach Auswahl des Besatzmaterials können künstliche Gewässer zu Quellen für „gebietsfremde Gene“ werden, die sich über Ködereimer (Johnson et al. 2009), durch Zu- und Abläufe oder durch periodische Überflutungen in benachbarte Fließgewässer verbreiten und dort mit standorttypischen Populationen hybridisieren können. Untersuchungsziel war die vergleichende Analyse der genetischen Identität von Hechtpopulationen in anglerisch bewirtschafteten Baggerseen und ihren zugehörigen Flusseinzugsgebieten. Die

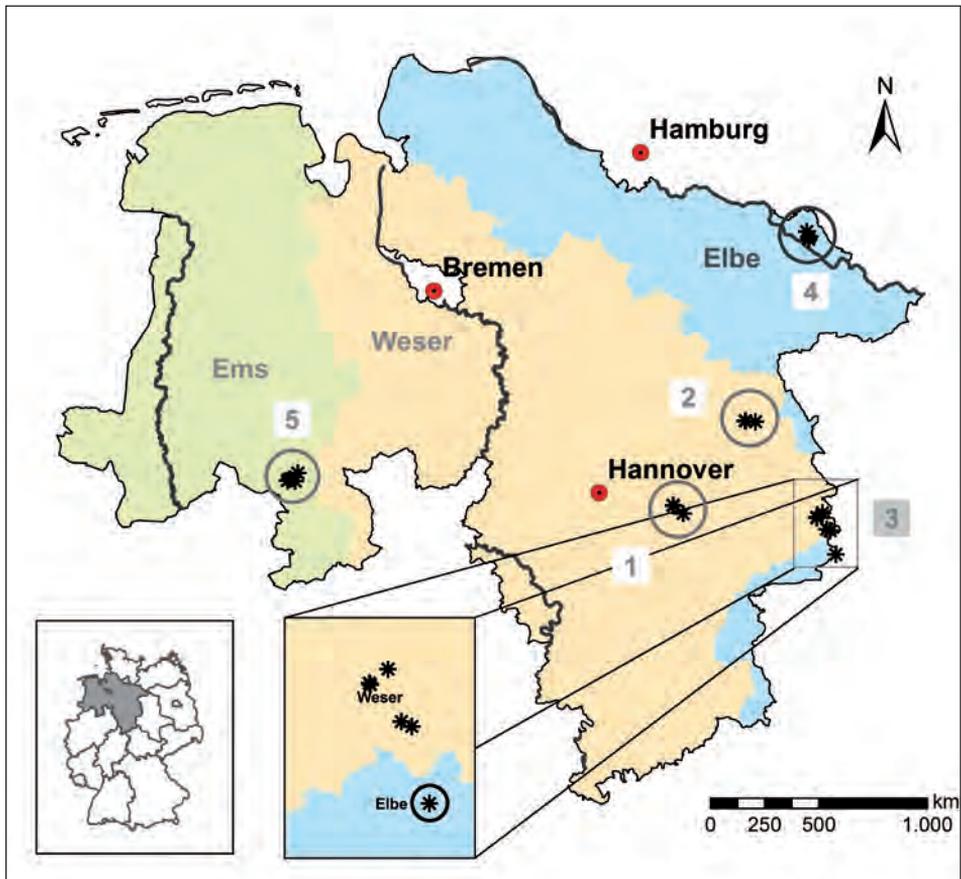


Abbildung 9: Lage der Angelvereinsgewässer innerhalb der Flusseinzugsgebiete von Ems (grün eingefärbt), Weser (beige eingefärbt) und Elbe (blau eingefärbt). Die Sternsymbole kennzeichnen die Lage der Gewässer. Die Zahlen kennzeichnen die einzelnen Angelvereine: 1 = FV Peine, 2 = VFG Schönewörde, 3 = SFV Helmstedt, 4 = ASV Stapel, 5 = SFV Bramsche. In der Regel liegen die Gewässer eines Vereins innerhalb eines Flusseinzugsgebietes. Eine Ausnahme bildet der SFV Helmstedt: Ein Gewässer, die „Caroline“, befindet sich nicht im Weser-, sondern im Elbeinzugsgebiet.

untersuchten Seen der niedersächsischen Angelvereine befanden sich innerhalb der Flusseinzugsgebiete von Ems, Weser und Elbe (Abbildung 9).

Deutschlands grafisch in einem Baumdiagramm zur Darstellung von genetischer Ähnlichkeit bzw. Distanz wiedergegeben (Abbildung 10).

Methoden

Genetisch gehören zwar alle untersuchten Hechte zur Nordseegruppe (Kapitel 1.3), doch mithilfe hochauflösender genetischer Marker (Mikrosatelliten aus Eschbach & Schöning 2013) ließen sich die Populationen gut voneinander unterscheiden. Genetische Distanzen wurden berechnet und zusammen mit denen von Hechtpopulationen aus anderen großen Flussgebieten

Ergebnisse

In den meisten Fällen bildeten die Hechtpopulationen aus den Baggerseen in jedem Angelverein jeweils eine eigenständige, geschlossene Gruppe und zeigten überwiegend standorttypische genetische Signaturen, wie sie auch in nahegelegenen Flüssen des jeweiligen Flusseinzugsgebietes gefunden wurden (Abbildung 10). In zwei Fällen gab es allerdings Abweichungen, die

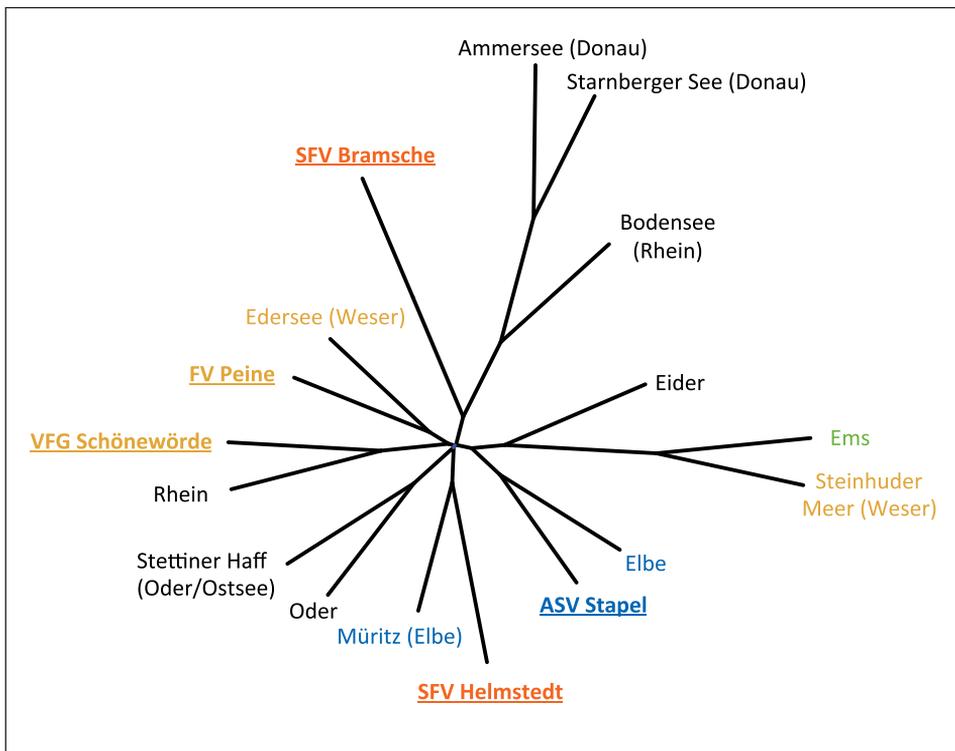


Abbildung 10: Die Hechtpopulationen in den Gewässern der Angelvereine zeigten sich genetisch verschieden und bildeten separate Gruppen: Je weiter die einzelnen Zweige voneinander entfernt sind, desto unterschiedlicher sind die Hechte in genetischer Hinsicht. Die Hechte in den Vereinsgewässern sind in der Regel mit den Hechten der zugehörigen Flusseinzugsgebiete näher verwandt als mit Hechten anderer Flusseinzugsgebiete. Ausnahmen stellen die Hechtpopulationen des SFV Helmstedt und des SFV Bramsche dar. Farbcodierung für die Flusseinzugsgebiete: grün = Ems, beige = Weser, blau = Elbe, orange = genetische Veränderung.

möglicherweise auf Besatz zurückzuführen sind. Die Hechte in den Gewässern des Vereins 5 (SFV Bramsche), die im Einzugsgebiet der Ems liegen, waren näher mit Hechten in der Weser verwandt, und viele Hechte des Vereins 3 (SFV Helmstedt), dessen Gewässer überwiegend (aber nicht ausschließlich, Abbildung 9) im Einzugsgebiet der Weser liegen, zeigten elbtypische Signaturen (Abbildung 10). Diese Signaturen gehen beim Bramscher Angelsportverein mit hoher Wahrscheinlichkeit auf Besatz zurück, im Falle des Helmstedter Vereins kann auch eine natürliche Besiedelung aus dem Elbeeinzugsgebiet nicht ausgeschlossen werden, da die beprobten Vereinsgewässer am Übergang zwischen Weser- und Elbeeinzugsgebiet gelegen sind und teilweise auch in das Elbegebiet hineinreichen (Abbildung 9).

Diese Ergebnisse belegen einerseits, dass sich nach Besatz in Baggerseen unter bestimmten Bedingungen Populationen gebietsfremder genetischer Herkunft etablieren können, die über eine mögliche Weiterverbreitung (z. B. nach Überflutungsereignissen) für nahe gelegene Fließgewässer zu Quellen standortuntypischer Genotypen werden können. Andererseits zeigen die Ergebnisse, dass unter bestimmten Voraussetzungen, wie zum Beispiel nach Erstbesatz in zuvor hechtfreien Gewässern oder bei nicht ausreichender natürlicher Reproduktion, Hechtbesatz mit Fremdherkünften fischereilich erfolgreich sein kann, sofern er in den künstlichen Gewässern zur Etablierung von sich selbst tragenden Populationen beiträgt.

Der Vergleich mit Hechtpopulationen aus anderen großen Flusseinzugsgebieten (Donau, Oder, Rhein, Eider) zeigte ferner, dass es auch in natürlichen Gewässern zu genetischen Veränderungen gekommen ist, möglicherweise als Folge von Besatz. So sind die Hechtpopulationen des Steinhuder Meeres, das zum Wesereinzugsgebiet gehört,

eindeutig durch die Hechtgenetik der Ems geprägt.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Hechte in Baggerseen von geografisch nahe gelegenen Angelvereinen zeigen differenzierbare genetische Signaturen, die sich weitgehend an den nächstgelegenen Flusseinzugsgebieten orientieren.
- Durch Besatz etablieren sich in manchen Baggerseen aber auch Hechte mit gebietsfremdem genetischem Material, das als Quelle gebietsfremder Genotypen potenziell die nächstgelegenen Flüsse erreichen und hier zu Hybridisierungen beitragen kann. Auch wenn beim Hecht die genetischen Unterschiede zwischen den Flusseinzugsgebieten Ems, Weser und Elbe klein sind, ist es aus evolutionsbiologischer Sicht sinnvoll, auch den zukünftigen Besatz von Baggerseen, sofern dieser aufgrund nicht ausreichender Reproduktionsleistung der Hechte notwendig ist, mit Nachkommen von Fischen aus dem jeweiligen Flusseinzugsgebiet vorzunehmen.

1.5 Regulierung des Fischbesatzes in der deutschen Angel-fischerei

Hilsberg, J.; Schlüter, M.; Riepe, C.; Arlinghaus, R.

Kontext und Forschungsziel

Der Erhalt der heimischen Biodiversität auf der Ebene der Arten, Populationen und Ökosysteme ist sowohl auf nationaler wie auch auf internationaler Ebene ein wichtiges gesellschaftliches Ziel. Fischbesatz kann zum Biodiversitätserhalt beitragen (z. B. durch Etablierung verschollener oder ausgestorbener Fischarten). Unsachgemäßer Fischbesatz

kann allerdings auch zum unwiderruflichen Verlust der biologischen Vielfalt beitragen (z. B. durch das Verbringen gebietsfremder Populationen und die entsprechenden Einkreuzungsprozesse). Vor Studienbeginn war ungeklärt, wie die Fischereiverwaltung zur Gewährleistung des staatlichen Ziels des Biodiversitätsschutzes im Kontext von Besatz beiträgt. Ziel der Untersuchung war es, die institutionelle Ausgestaltung – kurz Regulierung – des Biodiversitätsschutzes in der Fischbesatzpraxis der verschiedenen Bundesländer vergleichend zu evaluieren. Untersucht wurden sowohl gesetzliche Grundlagen als auch verwaltungstechnische und sonstige Abläufe in Fischereibehörden sowie Anglerverbänden und Angelvereinen als Hauptfischereirechtsinhaber in Deutschland.

Methoden

Zunächst wurden die Fischereigesetze der Länder in Bezug auf Vorgaben zum Besatz analysiert. Obgleich sowohl Baer et al. (2007) als auch Lewin et al. (2010) zuvor vergleichende Betrachtungen der Landesfischereigesetze zum Themenkomplex Besatz vorgelegt haben, wurden die Analysen aufgrund möglicher Novellierungen der Gesetzestexte wiederholt. Insbesondere in den letzten Jahren hat man dem Erhalt der genetischen Vielfalt innerhalb und zwischen Populationen eine verstärkte Aufmerksamkeit geschenkt, was sich unter Umständen in entsprechenden Anpassungen der gesetzlichen Normen für den Besatz geäußert haben könnte. Nach der theoretischen Gesetzesanalyse wurden mittels qualitativer Telefonbefragung (20 bis 35 Min. in neun Bundesländern) bzw. schriftlicher Befragung (sechs Bundesländer) Vertreter der Landesfischereibehörden zur tatsächlichen Umsetzung der formalen Vorgaben zum Biodiversitätsschutz im Kontext der Binnenfischerei befragt. Bis auf das Land Baden-Württemberg beteiligten sich alle Bundesländer dankenswerterweise an der

Untersuchung. Schließlich wurde anhand von Kurzinterviews (5 Min.) mit Anglerverbandsvertretern in allen Bundesländern (37 Verbände insgesamt) sowie mithilfe der bereits angesprochenen deutschlandweiten Angelvereinsbefragung (Kapitel 1.1) untersucht, wie die regional und lokal agierenden hegetreibenden Verbände und Vereine die formalen Vorgaben zum Besatz tatsächlich umsetzen.

Ergebnisse

Verfügungsrechte an wild lebenden Fischen: Gemäß § 958–960 Bürgerliches Gesetzbuch (BGB) sind Wildtiere (z. B. wild lebende Fische in Flüssen, Seen, Talsperren und Baggerseen) grundsätzlich herrenlos („*res nullius*“), das heißt, sie werden erst durch Aneignung zum Eigentum von Privatpersonen. Das ist insofern von Bedeutung, weil dadurch ökologische und umweltschutzorientierte Vorstellungen, Normen und Ideale der Gesellschaft (z. B. das gesellschaftliche Ziel eines Erhalts der heimischen Artenvielfalt) auch auf wild lebende Fische anwendbar bleiben. Gemäß BGB existiert auf jedem Gewässer im Binnenland (mindestens) ein Fischereirecht, welches über Kauf, Erbe oder Pacht auf natürliche oder juristische Personen übertragen wird. Der Eigentümer eines Gewässers hat automatisch auch das Fischereirecht inne. Weil „Eigentum verpflichtet“, ist mit dem Fischereirecht auch die Pflicht zur fischereilichen Hege und Pflege verbunden, die sogenannte Hegepflicht (Baer et al. 2007). Diese Hegepflicht und die nach Bundesnaturschutzrecht vorgeschriebene „gute fachliche Praxis“ (siehe unten, Lewin et al. 2010) werden über die Landesfischereigesetze definiert und umgesetzt. Die Hegepflicht umfasst die Pflicht zum Aufbau und zur Erhaltung eines artenreichen, natürlichen (natürliche Gewässer) oder naturnahen (künstliche Gewässer) heimischen Fischbestandes, der der Größe und der Beschaffenheit des Gewässers

angemessenen ist (was den Schutz der Bestände und den Schutz der Lebensräume der Fische einschließt). Bis auf wenige Ausnahmen (Schleswig-Holstein) gilt die Hegepflicht sowohl für natürliche als auch für künstliche Gewässer.

Entwickelt und überwacht werden die Fischereigesetze auf Landesebene von Fischereibehörden, die je nach Bundesland unterschiedlich in das praktische Fischereimanagement aufseiten der Fischereirechtsinhaber eingebunden sind. Die Landesfischereirechte bestimmen vor allem auch, was gegenwärtig unter guter fischereilicher Praxis in Besitz- und anderen Hegefragen zu verstehen ist. Darunter sind die akzeptierten Managementvorgehen in der Hege zu fassen, deren Einhaltung dem Fischereirechtsinhaber garantiert, dass die fischereiliche Nutzung nicht als naturschutzfachlicher Eingriff in die Natur aufgefasst wird (zu Details siehe unten).

Der Inhaber des Fischereirechts, der sogenannte Fischereiberechtigte oder auch Fischereirechtsinhaber, hat das Recht, die Fischbestände zu nutzen, aber auch die Verpflichtung, sie nachhaltig zu bewirtschaften. In diesem Zusammenhang greifen Fischereirechtsinhaber (zum Beispiel Angelvereine) regelmäßig auf Fischbesatz als Hegemaßnahme zurück. Es besteht aber keine gesetzliche Pflicht zum Besatz. In einigen Fällen älterer Pachtverträge finden sich allerdings bis heute „quasigesetzliche“ Vorgaben zum Besatz, das heißt, es existiert hier de facto eine Besatzverpflichtung, unabhängig vom Zustand des Fischbestands. Die gute fachliche Besatzpraxis sieht hingegen vor, dass Besatz nur dann anzuwenden ist, wenn der Fischbestand nachweislich vom Hegeziel eines gewässertypischen Fischbestands abweicht (Baer et al. 2007).

Über die tatsächliche Ausgestaltung des Besatzes in Bezug auf Umfang, Art, Satz-

fischgröße, -herkunft und -menge befinden in der Regel die Entscheidungsträger in Angelvereinen oder -verbänden unter Berücksichtigung der formalgesetzlichen Grundlagen aus dem Natur-, Fischerei- und gegebenenfalls aus dem Tierschutzrecht. Einzelne Angler dürfen als Mitglieder von Angelvereinen oder Tageskarteninhaber – im Unterschied zum Angelverein selbst – keinen eigenständigen Besatz durchführen.

Besatzvorgaben im Bundesnaturschutzrecht: Das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) ist ein Rahmengesetz. Obwohl an einigen Stellen im BNatSchG auf die Fischerei eingegangen wird, konkretisieren die Landesfischereigesetze die fischereilichen Vorgaben im Detail. Ziel des BNatSchG ist unter anderem die Sicherung der natürlichen biologischen Vielfalt (§ 1 BNatSchG). Diese wird definiert als „die Vielfalt der Tier- und Pflanzenarten einschließlich der innerartlichen [genetischen, morphologischen usw.] Vielfalt sowie die Vielfalt an Formen von Lebensgemeinschaften und Biotopen“ (§ 7 BNatSchG). Gemäß dem „Eingriffsparragrafen“ im BNatSchG ist die fischereiliche Nutzung der biologischen Vielfalt nur dann nicht als Eingriff in die Natur zu bewerten, wenn die Fischerei und ihre Hege der guten fachlichen Praxis entspricht (§ 5 BNatSchG). Die Prinzipien der guten fachlichen Praxis beschreiben wiederum die entsprechenden Fachgesetze, im Bereich der Fischerei sind das die Landesfischereigesetze. (Nichtsdestotrotz hat auch der Naturschutz Konkretisierungen der guten fachlichen Praxis in der Fischerei vorgelegt [Lewin et al. 2010], was von einigen Vertretern der Fischerei bis zum heutigen Tage als Affront aufgefasst wird.) Für Besatzfragen gibt es überdies akzeptierte Leitfäden für die gute fachliche Besatzpraxis, die die Fischereiverwaltung in Zusammenarbeit mit ausgewählten Fischereiwissenschaftlern länderübergreifend erarbeitet hat (Baer et al. 2007).

Gemäß BNatSchG ist das Ausbringen nicht-heimischer Tierarten grundsätzlich zu unterlassen (§ 5 BNatSchG). Das gilt entsprechend auch für Fische. Eine heimische Art ist im BNatSchG sehr „großzügig“ (Baer et al. 2007) definiert als „wild lebende Tier- oder Pflanzenart, die ihr Verbreitungsgebiet oder regelmäßiges Wanderungsgebiet ganz oder teilweise a) im Inland hat oder in geschichtlicher Zeit hatte oder b) auf natürliche Weise in das Inland ausdehnt; bzw. eine wild lebende Tier- oder Pflanzenart, wenn sich verwilderte oder durch menschlichen Einfluss eingebürgerte Tiere oder Pflanzen der betreffenden Art im Inland in freier Natur und ohne menschliche Hilfe über mehrere Generationen als Population erhalten“ (§ 7 BNatSchG). Nach dieser Definition sind alle fischereilich relevanten Arten, auch Karpfen und Regenbogenforellen, in Deutschland heimische Fischarten (Baer et al. 2007), selbst wenn die Rekrutierung beider Arten ohne menschliche Einflussnahme in natürlichen Gewässern zumeist nur sporadisch erfolgt. Bei geplanten Besatzmaßnahmen ist darüber hinaus entscheidend, ob die fraglichen Fischarten zwar als heimisch, trotzdem aber als gebietsfremd einzustufen sind. Das Ausbringen einer gebietsfremden Art – definiert als „eine wild lebende Tier- oder Pflanzenart, wenn sie in dem betreffenden Gebiet in freier Natur nicht oder seit mehr als 100 Jahren nicht mehr vorkommt“ (§ 7 BNatSchG) – ist stets durch die zuständige Behörde (in Deutschland in den meisten Fällen die Fischereibehörde, Baer et al. 2007) zu genehmigen (§ 40 BNatSchG). Der Begriff „Gebiet“ orientiert sich ausschließlich an naturschutzfachlichen Kriterien (Baer et al. 2007). Da sich überdies der Begriff Art auch auf Unterarten und Teilpopulation bezieht (§ 10 BNatSchG), können auch Teilpopulationen einer heimischen Art, die als Ganzes nicht gebietsfremd ist, in einem bestimmten Gebiet (oder sogar in einem Gewässer) gebietsfremd sein (Baer

et al. 2007). Das ist vor allem auch für das Verbringen gebietsfremder Satzfisherkünfte über Einzugsgebietsgrenzen hinweg relevant. Durch die Vorgaben zum Umgang mit gebietsfremden Tieren soll durch das BNatSchG gewährleistet werden, dass die innerartliche Vielfalt – beispielsweise in genetischer Hinsicht – erhalten bleibt (Fischer-Hüftle et al. 2003). Der Unterschied im Bewertungsmaßstab von heimischen bzw. gebietsfremden Arten besteht zusätzlich in dem Zeithorizont von rückwirkend 100 Jahren. Entsprechend sind die asiatischen Pflanzenfresser (Marmor-, Silber- und Graskarpfen), die in Deutschland erst seit ca. 60 Jahren vorkommen, generell als gebietsfremd zu klassifizieren (Baer et al. 2007).

In Schutzgebieten (Natura 2000, Biosphärenreservate) können über die beschriebenen Normen hinausgehende Regeln den Besatz durch Angelvereine und Berufsfischer einschränken (Baer et al. 2007).

Rechtliche Besatzvorgaben im Landesfischereirecht

Das BNatSchG ist wie erwähnt nur ein Rahmengesetz. Die konkrete Umsetzung von Regelungen der Besatzpraxis obliegt den Landesfischereigesetzen. In der BRD existieren 16 verschiedene Fischereirechtsakte und entsprechende Durchführungsverordnungen, die sich inhaltlich ähneln, aber keineswegs deckungsgleich sind. Die Gesetzesakte, die ständig fortgeschrieben und novelliert werden, unterscheiden sich nach vorliegenden Rechercheergebnissen auch in Bezug auf die Regulierung von Fischbesatzmaßnahmen (vgl. die ausführliche Tabelle auf www.besatz-fisch.de, die im Folgenden zusammengefasst wird).

Besatzverbote für nichtheimische Arten und gebietsfremde Populationen: Da das BNatSchG bei der Definition einer

heimischen Art keine bestimmten Vorgaben macht, haben einige Länder konkrete Jahreszahlen benannt, die eine eindeutige Eingruppierung in heimisch versus nicht-heimisch ermöglichen. Beispielsweise sind im Land Berlin alle Fischarten, die nach 1900 vorkamen, unabhängig von ihrer biogeografischen Herkunft heimisch. In vielen Fällen taucht das Wort „heimisch“ aber ohne weitere Definition im Fischereigesetz auf. Viele Bundesländer haben darüber hinaus fischereiwirtschaftlich relevante, aber biogeografisch nichtheimische Arten (z. B. Regenbogenforellen oder Bachsaiblinge) über Ausnahmeregelungen den einheimischen Arten in Besatzfragen gleichgestellt. Und während Baer et al. (2007) noch konstatieren, dass der Begriff „gebietsfremd“ in keinem Landesfischereitext auftaucht, findet er sich heute bereits in zwei Landesfischereigesetzen (Schleswig-Holstein und Bayern). Obwohl die explizite Nennung der Begriffe „gebietsfremde Arten oder Populationen“ immer noch selten ist, ergibt sich inhaltlich aus den Aussagen der meisten Fischereigesetze zum Besatz bestimmter Herkünfte und Populationen, dass der Besatz gebietsfremder Populationen heimischer Fische gemeint ist. Zum Beispiel findet sich im thüringischen Fischereigesetz in § 8 der Fischereiordnung eine Soll-Bestimmung, wonach der Besatz – wenn möglich – mit Fischen „aus Beständen oder Nachzuchten des gleichen Fließgewässersystems erfolgen“ soll.

Wie bereits früher beschrieben (Baer et al. 2007), unterscheiden sich die Vorgaben der Landesfischereigesetze zum Teil erheblich in Bezug auf die Formulierung spezifischer Besatzverbote für nichtheimische Arten und gebietsfremde Populationen. Hier können drei Abstufungen der Regulierungsstärke unterschieden werden: Eine „strenge Regulierung“ findet sich gegenwärtig in einem Bundesland (Thüringen). Hier ist der Besatz nichtheimischer

Fischarten explizit verboten, und es findet sich eine Soll-Bestimmung, nach der (wenn möglich) keine gebietsfremden Populationen zu besetzen sind. Darüber hinaus ist in Thüringen eine Verpflichtung zum Monitoring des Besatzes durch die Fischereiberechtigten vorgesehen. Vierzehn Bundesländer charakterisiert eine „mittelstrenge Regulierung“ des Besatzes. Entsprechend ist der Besatz biogeografisch nichtheimischer Fischarten nicht grundsätzlich und explizit verboten, da beispielsweise bestimmte fischereilich relevante Fischarten oder der Besatz bestimmter Gewässertypen von einem grundsätzlichen Verbot ausgeschlossen sind. Darüber hinaus ist in diesen Bundesländern die Pflicht zum Monitoring der Fischbestände vor und nach Besatz nur eingeschränkt oder gar nicht gefordert. In keinem dieser Länder ist der Besatz gebietsfremder Populationen explizit verboten, aber es wird regelmäßig empfohlen oder sogar gefordert (z. B. in Bayern), beim Besatz gebietseigene bzw. dem Besatzgewässer ökologisch (aber nicht notwendigerweise genetisch!) möglichst nahestehende Populationen zu verwenden. Die „niedrigste Regulierungsschwelle“ für Besatz ist in Mecklenburg-Vorpommern anzutreffen. In diesem Bundesland gibt es im Landesfischereigesetz keinerlei explizite Verbote oder sonstige Aussagen zum Aussetzen nichtheimischer Arten oder gebietsfremder Populationen.

Genehmigungspflichten zum Fischbesatz laut Fischereigesetz: In den meisten Bundesländern ergibt sich die Genehmigungspflicht von Besatzmaßnahmen indirekt aus Hegeplanverpflichtungen. In einigen Ländern müssen Besatzmaßnahmen jedoch generell oder unter bestimmten Voraussetzungen auch unabhängig von Hegeplänen bei den zuständigen Behörden angezeigt werden (z. B. in Baden-Württemberg, Berlin, Niedersachsen und Rheinland-Pfalz). In vier Bundesländern (Berlin, Brandenburg,

Sachsen und Thüringen) ist die behördliche Genehmigungspflicht von Besatz als „streng“ einzustufen. Hier müssen theoretisch alle Besatzmaßnahmen genehmigt werden. Die Genehmigungsvorbehalte gegenüber Besatz fallen in zehn weiteren Bundesländern in eine „mittelstrenge Kategorie“. In den dortigen Gesetzestexten wird die Genehmigungspflicht auf bestimmte Fischarten oder auf bestimmte Gewässertypen eingeschränkt. Vollständig fehlen solche Vorbehalte in Bayern und Mecklenburg-Vorpommern, die entsprechend „niedrige“ Genehmigungsvorbehalte zum Besatz kennzeichnen.

Überwachung und Sanktionierung von Besatz laut Fischereigesetz: Die Inhaltsanalyse der Gesetzestexte zeigte, dass nur wenige Bundesländer Vorgaben zur Überwachung und statistischen Erfassung von Besatzmaßnahmen machen. Nur in Baden-Württemberg, Brandenburg, Bremen, Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein und Thüringen müssen Besatzmaßnahmen ganz oder teilweise statistisch erfasst werden. In Bremen bezieht sich die Aufzeichnungspflicht jedoch nur auf bestimmte Fischarten. Eine Sanktionierung von Verstößen gegen formale besatzbezogene Vorgaben ist mit Ausnahme Mecklenburg-Vorpommerns in allen Bundesländern vorgesehen. Dabei handelt es sich bei nicht sachgerechtem Besatz meistens um eine Ordnungswidrigkeit, die mit einer eher geringen Geldbuße bis maximal 5.000 € geahndet werden kann. In den Ländern Berlin und Brandenburg kann eine besatzbezogene Ordnungswidrigkeit mit bis zu 50.000 € bedeutend höher ausfallen. In einigen wenigen Bundesländern (Brandenburg, Thüringen, Schleswig-Holstein, Sachsen und Sachsen-Anhalt) ist zusätzlich eine Ersatzvornahme durch die Behörde möglich, und in Bremen besteht formal die Option, den Wiederfang unrechtmäßig besetzter Fische anzuordnen.

Umgang mit Besatz in der behördlichen Verwaltungspraxis

Tatsächlicher Umgang mit Genehmigungspflichten zum Fischbesatz in der Verwaltungspraxis: In nur zwei Bundesländern (Sachsen und Berlin) sind in der tatsächlichen Verwaltungspraxis, unabhängig von den theoretisch geltenden gesetzlichen Vorgaben, nahezu alle Fischbesatzmaßnahmen genehmigungspflichtig (Tabelle 4). Hier entspricht die behördliche Praxis exakt den gesetzlichen Vorgaben im Fischereigesetz. Im Gegensatz dazu wird die Genehmigungspflicht von Besatzmaßnahmen in der brandenburgischen Verwaltungspraxis nur eingeschränkt wahrgenommen, in Thüringen ist sie nicht existent, obgleich in beiden Bundesländern fischereigesetzlich eine Genehmigungspflicht für alle Besatzmaßnahmen besteht. Neben Thüringen findet auch in fünf weiteren Bundesländern (Bremen, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz und Sachsen-Anhalt) keine praktische Umsetzung einer wie auch immer gearteten Genehmigungspflicht bei Fischbesatzmaßnahmen statt. In Mecklenburg-Vorpommern entspricht diese Praxis den formalen Vorgaben, während in den anderen vier Bundesländern formal eine zumindest eingeschränkte Genehmigungspflicht besteht. In Bayern gibt es in der praktischen Umsetzung eine Genehmigungspflicht für Besatzmaßnahmen, die im Rahmen von Artenschutzprogrammen durchgeführt werden.

Tatsächliche Überwachung und Sanktionierung von Besatzmaßnahmen in der Verwaltungspraxis: In Bezug auf die Durchsetzung der formellen Regeln zum Besatz, zum Beispiel hinsichtlich des Aussetzens nichtheimischer Arten oder gebietsfremder Populationen, besteht in allen Bundesländern eine sehr ähnliche Situation (Tabelle 5): Besatzmaßnahmen, die Fischereirechtsinhaber planen und umsetzen, werden entweder

Table 5: Umsetzung der formalen Vorgaben zum Biodiversitätsschutz in der behördlichen Verwaltungspraxis der einzelnen Bundesländer

Bundesland	Behördliche Genehmigungspflicht von Besatzmaßnahmen	Behördliche Kontrollen von Besatzmaßnahmen	Sanktionierung	
			Art der Sanktionen	Häufigkeit der Sanktionierung
Baden-Württemberg	Abgeleitet aus Interviews mit Landesanglerverbänden zur Entscheidungsfindung bei Fischbesatz, bestehen Hinweise, dass die behördliche Genehmigungspflicht regional unterschiedlich gehandhabt wird; teilweise besteht Genehmigungspflicht von Besatzmaßnahmen, teilweise nicht.	Keine Aussage möglich	Keine Aussage möglich	Keine Aussage möglich
Bayern	Hegeplanverpflichtung im Rahmen von Artenhilfsprogrammen, sonst keine Hegeplanverpflichtung, jedoch enge Zusammenarbeit der Fischereiberechtigten mit den jeweiligen Fischereifachberatern in den Bezirken	Teilweise	Bußgeldverfahren	Nicht bekannt
Berlin	Vereine müssen Fischbesatz vor Durchführung der Maßnahmen anzeigen, Behörde muss Besatzplan bestätigen	Nein	Bußgeldverfahren	Kommt eher nicht vor
Hamburg	Genehmigungspflicht nur bei staatlich geförderten Besatzmaßnahmen	Nein	Bußgeldverfahren, Aussetzen des Förderkostenzuschusses bei geförderten Besatzmaßnahmen	Kein Bußgeldverfahren bekannt; mehrmals aufgetreten ist das Aussetzen des Förderkostenzuschusses bei geförderten Besatzmaßnahmen
Hessen	Nur bei behördlich geförderten Fischbesatzmaßnahmen (System wird jedoch derzeit umgestellt und soll in Zukunft strenger reguliert werden)	Nein, nur im Zusammenhang von behördlich geförderten Fischbesatzmaßnahmen	Bußgeldverfahren	Einzelfälle
Mecklenburg-Vorpommern	Nein	Nein	Bußgeldverfahren (bezieht sich jedoch nicht auf besatzbezogene Vergehen)	Jährlich zwischen 1.500 und 2.000 Verfahren, aber nicht mit Bezug auf Besatz

Bundesland	Behördliche Genehmigungspflicht von Besatzmaßnahmen	Behördliche Kontrollen von Besatzmaßnahmen	Sanktionierung	
			Art der Sanktionen	Häufigkeit der Sanktionierung
Nordrhein-Westfalen	Es gibt eine Hegeplanverpflichtung, über die auch Besatz genehmigt wird, nur für zwei „Pro Naturraum“-Beispielgewässer	Nein	Bußgeldverfahren	Von der Unteren Fischereibehörde werden laut Auskunft des Befragten (Obere Fischereibehörde) viele Ordnungswidrigkeiten ignoriert bzw. nicht als Problem betrachtet und nicht formal angezeigt
Rheinland-Pfalz	Nein	Nein	Bußgeldverfahren	Schätzungsweise äußerst geringe Fallzahlen
Saarland	Besatz in Fließgewässern muss bei Behörde beantragt werden.	Nein	Bußgeldverfahren	Eher nicht vorgekommen
Sachsen	Im Zusammenhang mit der Genehmigung von Gewässerpachtverträgen, die die Aufstellung von Hegeplänen inklusive geplanter Besatzmaßnahmen beinhalten, werden Besatzmaßnahmen behördlich genehmigt. Für alle Gewässer, bis auf wenige Ausnahmen, müssen diese Hegepläne angefertigt werden.	Punktuell, über Fischereiaufsicht	Prüfung, ob Straftat oder Ordnungswidrigkeit; Abgabe an Staatsanwaltschaft, wenn Straftat, bei Ordnungswidrigkeit Durchführung eines Bußgeldverfahrens durch Fischereibehörde	Unregelmäßig bis selten, ca. einmal im Jahr und seltener
Schleswig-Holstein	Hegeplanverpflichtung für offene Binnengewässer und Seen > 50 ha, Fließgewässer, Küstengewässer sowie im Zusammenhang mit geförderten Besatzmaßnahmen	Stichpunktartig durch Fischereiaufsicht	Bußgeldverfahren	Keine nennenswerte Anzahl
Thüringen	Hegepläne müssen erstellt werden und auch Besatzpläne enthalten. Eine Genehmigungspflicht gibt es nicht mehr. Die Zuständigkeit der Aufsicht liegt bei der Unteren Fischereibehörde.	In Einzelfällen durch Untere Fischereibehörde	Bußgeldverfahren, Bußgeld bis zu 2.500 €	Selten

gar nicht überwacht und kontrolliert oder nur „punktuell“ bzw. „in Einzelfällen“. Die typische Form der Sanktionierung verbotener Besatzmaßnahmen ist bundesweit die Durchführung eines Bußgeldverfahrens, was in der Praxis jedoch selten bis gar nicht vorkommt. In den Interviews mit Behördenvertretern wurden verschiedene Gründe für die geringe Anzahl an Sanktionierungen genannt. Zum einen wurde das Ausmaß der Gesetzesverstöße durch Fischereiberechtigte insgesamt als gering eingeschätzt, zum anderen wurden die geringe Kontrolldichte und die schwierige Feststellbarkeit als weitere Gründe angeführt. Es wurde aber auch darauf hingewiesen, dass es durchaus sanktionierungswürdige Fälle gebe, die behördlicherseits aber häufig nicht weiter verfolgt werden könnten, unter anderem weil es an Personal oder anderen Ressourcen (Zeit) mangle.

Tatsächlicher Umgang mit Besatz aus Sicht der Anglerverbände: Zusammengefasst existieren hierzulande aus Sicht der 37 befragten Landesanglerverbände drei prototypische Entscheidungsfindungswege zum Besatz (Tabelle 6): 1) dezentrale Besatzentscheidung über lokale Angelvereine, die in Verbänden organisiert sind (vorfindlich vor allem in den westlichen Anglerverbänden), 2) zentrale Besatzentscheidung durch regional selbstständig agierende Landesverbände (vorfindlich vor allem in den östlichen Anglerverbänden) sowie 3) eine Mischform („Ko-Management“), in der Besatzentscheidungen von mehreren Akteuren auf unterschiedlichen Ebenen getroffen werden, beispielsweise in Kooperation zwischen dem jeweiligen Landesverband und den assoziierten Angelvereinen oder auch regional in Kooperationen verschiedener Angelvereine (was sowohl im Osten als auch im Westen vorkommt). Die Formen des Ko-Managements unterscheiden sich dabei erheblich. In zwei Landes-

verbänden liegt das Entscheidungsrecht in Besatzfragen formal dezentral bei den Vereinen, die Besatzentscheidungen werden jedoch stark durch den Landesverband mitbestimmt. In einem weiteren Landesverband liegt das Entscheidungsrecht formal zentral beim Landesverband, die dezentralen Vereine haben jedoch viele Möglichkeiten, sich an der Entscheidung über die Fischbesatzmaßnahmen in ihren Vereinsgewässern zu beteiligen. In einer weiteren Form des Ko-Managements liegt die Entscheidung über die Fischbesatzmaßnahmen wiederum formal dezentral bei den Vereinen, diese sind jedoch verpflichtet, Kooperationen mit weiteren regionalen Vereinen zu bilden, mit denen sie die Fischbesatzmaßnahmen einer Region gemeinsam zu koordinieren haben.

Tatsächlicher Umgang mit Besatz aus Sicht der Angelvereine: Die in Kapitel 1.1 angesprochene bundesweite Angelvereinsbefragung lieferte abschließend einige Erkenntnisse über den tatsächlichen Umgang mit Besatz aus Sicht der befragten 1.222 Angelfischervereine (Abbildung 11).

Die gängige Praxis bei Fischbesatz in deutschen Angelvereinen aus Sicht der befragten Angler entsprach im Großen und Ganzen der bereits beschriebenen Verwaltungspraxis. Zwei Drittel oder mehr (bis zu 86 %) aller Angelvereine gaben dementsprechend an, für keines der von ihnen bewirtschafteten Gewässer Hegepläne oder Besatzpläne bei Behörden oder Verbänden vorzulegen, das heißt, sie agierten in Besatzfragen überwiegend in Eigenregie (Abbildung 11). Der größere externe Einfluss auf die Besatzentscheidungen erfolgte über Besatzvorgaben in Pachtverträgen: 44 % aller befragten Vereine gaben an, dass für einige oder sogar für alle der von ihnen gehegten Gewässer in den Pachtverträgen Pflichtbesatz vorgesehen sei (Abbildung 11).

Table 6: Typische Ebene der Entscheidungsfindung bei Fischbesatzmaßnahmen in den Landesverbänden der einzelnen Bundesländer.

Bundesland	Verband	Ebene der Entscheidung über Fischbesatz
Baden-Württemberg	VDSF – Südwürttemberg- Hohenzollern e. V.	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
	VDSF – LFV Baden e. V.	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
	VDSF – Badischer Sportverband	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Fischbesatz wird auf Basis von Hegeplänen durchgeführt, die vom Regierungspräsidium Karlsruhe genehmigt werden müssen
	VDSF – Verband für Fischerei und Gewässerschutz in B-W e. V.	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig, Besatz muss im Rahmen der Standardpachtverträge von Fischereibehörde genehmigt werden
	DAV – LV Baden-Württemberg	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
Bayern	VDSF – LFV Bayern e. V.	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
	DAV – Angler- und Gewässerschutzbund Bayern e. V.	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
Berlin	VDSF LV Berlin Brandenburg	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
	DAV – LV Berlin e. V.	„Zentrale Entscheidungsfindung“: Verband entscheidet zentral
Brandenburg	VDSF LV Berlin Brandenburg	<i>Siehe VDSF LV Berlin Brandenburg</i>
	DAV – Landesanglerverband BB e. V.	„Ko-Management“: Fischereiliche Bewirtschaftung geschieht zentral in Zusammenarbeit mit Kreisverbänden. Vereine können Wünsche bezüglich Bewirtschaftung und Besatz formulieren, sie geben dann eine Meldung an den jeweiligen Kreisverband.
Bremen	VDSF – LFV Bremen e. V. Fachverband für Castingsport, Fischerei und Gewässerschutz	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
	DAV – Angler Union Bremen	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
Hamburg	VDSF – Angelsport-Verband Hamburg e. V.	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
	DAV – Hanseatischer Anglerverband	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
Hessen	DAV – Landesanglerverband Hessen	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
	Verband Hessischer Fischer	„Ko-Management“: Mehrere Vereine mit zusammenhängenden Gewässereinheiten bilden eine Hegegemeinschaft. Hegepläne werden durch Fischereibiologen und auf Vorstandssitzungen der verschiedenen Vereine einer Hegegemeinschaft erstellt.

Bundesland	Verband	Ebene der Entscheidung über Fischbesatz
Mecklenburg-Vorpommern	VDSF – Landesanglerverband Mecklenburg-Vorpommern e. V.	„Zentrale Entscheidungsfindung“: Gewässer der Vereine werden zentral durch regionale Kreisverbände bewirtschaftet
	DAV – Mecklenburg-Vorpommern	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
Niedersachsen	DAV – LAV Niedersachsen	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
	VDSF – LSFV Niedersachsen e. V.	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
	VDSF – LFV Weser-Ems e. V.	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
Nordrhein-Westfalen	VDSF – LFV Westfalen-Lippe e. V.	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
	VDSF – LFV Westfalen und Lippe e. V.	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
	DAV – Angler- und Gewässerschutzbund Nordrhein-Westfalen	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Gewässer > 0,5 ha: Zuständig für die Gewässerbewirtschaftung ist die Untere Fischereibehörde mit dem Fischereiberater; Gewässer < 0,5 ha: Vereine bewirtschaften selbstständig
	VDSF – Rheinischer FV von 1880 e. V.	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
Rheinland-Pfalz	VDSF – Landesfischereiverband Rheinland Pfalz e.V.	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
	DAV – LV Rheinland-Pfalz	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
Saarland	VDSF – FV Saar KöR	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
	DAV – Landesanglerverband Saarland	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
Sachsen	DAV – Landesverband Sächsischer Angler	„Zentrale Entscheidungsfindung“: Die Landesverbände entscheiden über Besatzmaßnahmen. Teilweise, aber selten besitzen Vereine eigene Gewässer, die sie selbstständig bewirtschaften.
	VDSF – Interessengemeinschaft Fließgewässerschutz Sachsen e. V. LV Süd- und Ost Sachsen	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Der Verband umfasst einen Verein, der die Gewässer selbstständig bewirtschaftet
Sachsen-Anhalt	VDSF – Landesanglerverband Sachsen-Anhalt e. V.	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
	DAV – Landesanglerverband Sachsen-Anhalt e. V.	„Ko-Management“: Verband macht Vorgaben zu Besatz, Arbeitsmaterialien, Bewirtschaftungskatalog, erstellt Bewirtschaftungspläne und übernimmt Gewässerwarteausbildung. Bewirtschaftung liegt formal und praktisch bei Vereinen.
Schleswig-Holstein	LSFV Schleswig-Holstein e. V.	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
	DAV – Schleswig-Holstein	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig

Bundesland	Verband	Ebene der Entscheidung über Fischbesatz
Thüringen	VDSF – Thüringer LAFV e. V. (TLAV) – Verband der Fischwaid zum Schutz der Gewässer und Natur e. V.	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
	DAV – Verband für Angeln und Naturschutz Thüringen	„Dezentrale Entscheidungsfindung“: Vereine bewirtschaften selbstständig
	DAV – Angelfischereiverband Nordthüringen	„Ko-Management“: Besatz wird grundsätzlich durch Verein entschieden (besitzen das Entscheidungsrecht), teilweise aber auch durch Verband mitbestimmt

Im bundesweiten Durchschnitt waren je Verein drei unterschiedliche Personengruppen an der Entwicklung von Fischbesatzplänen für das Hauptvereinsgewässer beteiligt. In den dezentral verwalteten Bundesländern (d. h. vor allem in den alten Bundesländern) waren dies in erster Linie (50 % bis zu mehr als 90 % der Vereine) die Gewässerwarte bzw. -beauftragten, die Vereinsvorsitzenden sowie andere Vorstandsmitglieder. Daneben spielten auch aktive Vereinsmitglieder in einem großen Teil der Vereine (zwischen 18 % und 53 %) eine Rolle bei der Besatzplanung. Mitarbeiter der Anglerverbände wurden in diesen Ländern nur

sporadisch einbezogen, noch seltener die Mitarbeiter von Fischereibehörden. In den zentralistisch verwalteten Ländern (Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen) waren dagegen die Mitarbeiter der Anglerverbände vielfach an der Entwicklung von Besatzplänen beteiligt (in 56 % bis 66 % der befragten Vereine), während der Einfluss der bereits erwähnten vereinsinternen Funktionsträger dort zwar auch vorhanden war, aber nicht so dominant in Erscheinung trat wie in den dezentral verwalteten Ländern. Der größte Einfluss auf die inhaltliche Ausgestaltung der durchzuführenden Besatzmaßnahmen wurde in

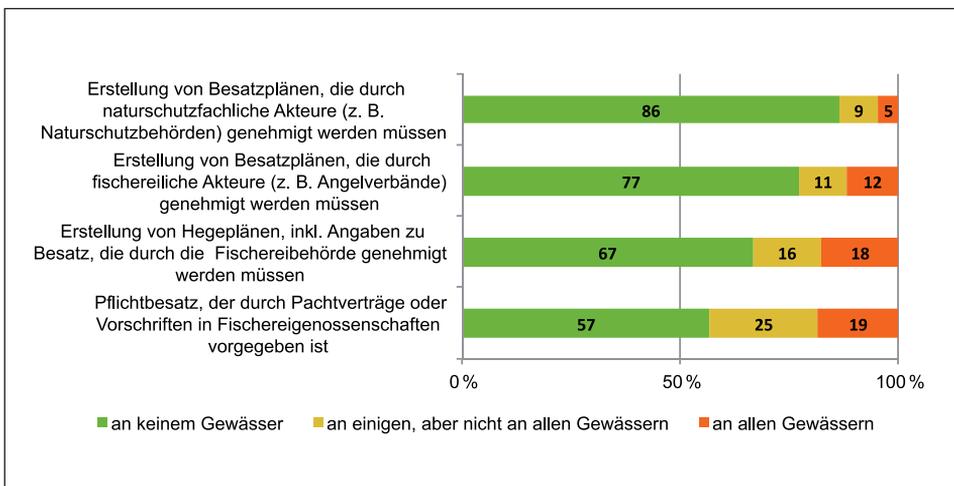


Abbildung 11: Relative Antworthäufigkeiten (%) von Anglervereinsvertretern auf die Frage: „An wie vielen Ihrer Vereinsgewässer müssen Sie vor Durchführung von Fischbesatz die genannten Planungs- und Genehmigungsschritte befolgen?“ N = 1.222 antwortende Anglervereine in der bundesweiten Befragung.

den dezentral verwalteten Bundesländern folglich vor allem den Vereinsvorständen oder den Gewässerwarten zugeschrieben; Fischereibehörden und Anglerverbände spielten auch hier nur eine untergeordnete Rolle. In den zentralistisch verwalteten Ländern schwächte sich der wahrgenommene Einfluss, den vereinsinterne Funktionsträger auf die inhaltliche Besatzplanung ausübten, ab. Stattdessen wurden die Anglerverbände als die dominierende Einflussquelle genannt (von 55 % bis 67 % der Vereine). Die abschließenden Entscheidungen über die durchzuführenden Fischbesatzmaßnahmen in den Hauptvereinsgewässern trafen bundesweit in der Mehrheit der Vereine (52 %) die Vorstände in ihrer Gesamtheit, in gut einem Fünftel der Fälle (22 %) die Gewässerwarte bzw. die Hegeverantwortlichen und in je 9 % der Vereine die Vereinsvorsitzenden oder die Mitgliederversammlungen. Insgesamt kann konstatiert werden, dass in der Praxis die große Mehrheit der Vereine in Deutschland ihren Besatz in Eigenregie und weitgehend unabhängig von Verbänden oder Behörden plant und umsetzt.

Eine große Mehrheit der Vereinsvertreter gab an, über die behördlichen Vorschriften zum Fischbesatz und über die entsprechenden Aussagen im BNatSchG informiert zu sein (Abbildung 12). Auch war die Mehrheit der Meinung, dass es die derzeitigen Rechtsgrundlagen ermöglichten, die genetische Vielfalt bei Fischen zu erhalten. Nur etwa ein Drittel der Vereinsvertreter war mit den internationalen Richtlinien zum Umgang mit Besatz nach der UN-Biodiversitätskonvention vertraut. Ein weiteres Drittel war der Meinung, dass sich die verschiedenen Vorschriften zum Fischbesatz bezüglich des Erhalts der genetischen Vielfalt bei Fischen widersprechen (Abbildung 12). Letztgenanntes Ergebnis verweist auf eine für die Besatzpraxis relevante Informationsunsicherheit innerhalb der deutschen Angelvereine hinsichtlich der Bedeutung genetischer Biodiversität.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Die landesfischereigesetzlichen Rahmenbedingungen, die sich direkt oder indirekt auf den Fischbesatz auswirken,

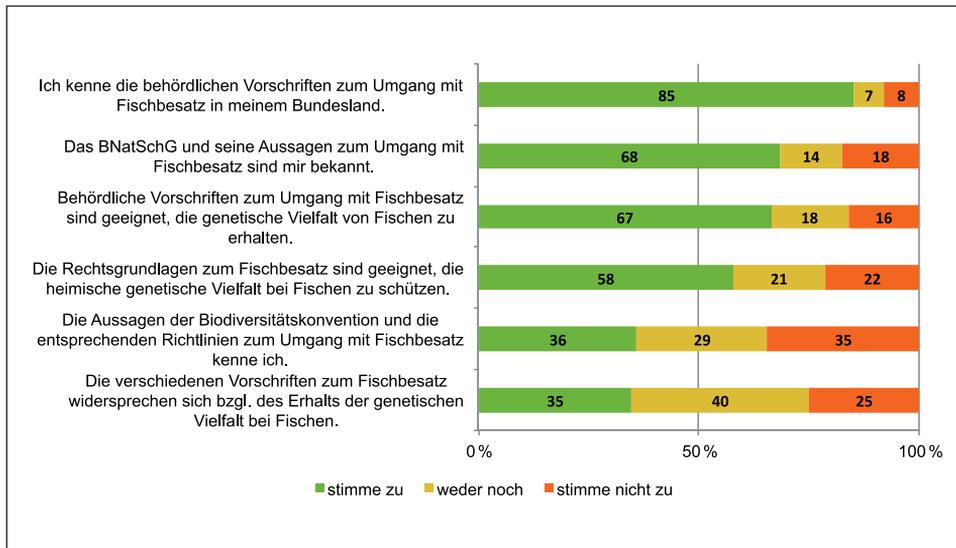


Abbildung 12: Übersicht zu dem von Vertretern von Angelvereinen in Deutschland subjektiv eingeschätzten Kenntnisstand zur Rechtslage bei Besatz. N = 1.222 antwortende Angelvereine in der bundesweiten Befragung.

sind grundsätzlich in der Lage, zum Schutz der heimischen Artenvielfalt und der genetischen Biodiversität bei Fischen beizutragen. Es besteht hierzulande im Grunde ein flächendeckendes Verbot des Aussetzens nichtheimischer Arten. Außerdem ist die Empfehlung eines Rückgriffs auf gebietseigene Populationen heimischer Arten zur Bestandsstützung vor allem auf der Ebene von Behörden und Verbänden mittlerweile gute fachliche Praxis (siehe auch Baer et al. 2007).

- Es existiert aber eine Diskrepanz zwischen naturschutz- und fischereigesetzlichen Vorgaben und dem tatsächlichen administrativen Vorgehen beim Besatz durch viele in Eigenregie agierende Angelvereine. Obwohl zahlreiche Bundesländer konkrete Planungs- und Genehmigungsverfahren zum Besatz vorsehen, ist die behördliche Überwachung von Besatzmaßnahmen in der Praxis derzeit als gering einzuschätzen. Das liegt zum einen in der ungenügenden Personalausstattung und im allgemeinen Ressourcenmangel begründet. Andererseits könnte das Vorgehen auch Ausdruck eines vergleichsweise gering ausgeprägten Problembewusstseins für die Risiken unangemessener Besatzmaßnahmen mit gebietsfremden Besatzfischerkünften heimischer Fische sein. Zudem artikulierten einige Behördenvertreter die Überzeugung, dass Angelvereine die Hegepraxis in den meisten Fällen ordnungsgemäß umsetzen. Diese zeigten sich jedoch insbesondere bei Fragen des Zusammenhangs zwischen Besatz und dem Erhalt genetischer Vielfalt vergleichsweise unsicher. Obwohl dieses Themenfeld auch unter Wissenschaftlern weiterhin kontrovers diskutiert wird, scheint eine verstärkte Information und Aufklärung zu den Risiken unsachgemäßen Besatzes für die genetische Vielfalt, insbesondere unter Angelvereinen und Fischzüchtern, angebracht.

- In Übereinstimmung mit Sandström (2010, 2011) lassen sich verschiedene Unsicherheiten in Bezug auf die tatsächlichen ökologischen Probleme, die aus unsachgemäßem Fischbesatz entstehen können, feststellen und als eine wesentliche Ursache dafür benennen, dass Behörden und Fischereiberechtigte vergleichsweise unkritisch mit Fischbesatz in der deutschen Angelfischerei umgehen. Diese gesetzliche Unsicherheit ergibt sich zum einen dadurch, dass gesetzliche Vorgaben zum Biodiversitätsschutz auf verschiedenen Ebenen (Bund, Bundesländer) existieren, die zum Teil nicht eindeutig oder sogar widersprüchlich sind. So ist es beispielsweise unklar, ob unter gebietsfremden Tieren im Sinne des BNatSchG Arten oder auch Teilpopulationen zu verstehen sind. Zudem unterscheiden sich die Besatzvorgaben der verschiedenen Bundesländer zum Teil deutlich. Aber auch innerhalb eines Bundeslandes können die gesetzlichen Vorgaben zum Besatz differieren, zum Beispiel abhängig von Gewässertypen oder Fischarten. Darüber hinaus finden sich in den einzelnen Bundesländern verschiedene Akteure, die an Fischbesatzentscheidungen beteiligt sind, und es existieren unterschiedlich ausdifferenzierte Netzwerke und Kooperationskonstellationen. Auch ist sich die Wissenschaft über die tatsächliche Problematik gegenwärtiger Besatzpraktiken weiter uneins, und für einige Arten fehlen Grundlageninformationen, wie beispielsweise zum Grad populationsgenetischer Ausdifferenzierung über die verschiedenen Einzugs- und Teileinzugsgebiete. Die enorme wissenschaftliche Unsicherheit angesichts des komplexen Problemfelds Besatz trägt zum gegenwärtigen divers ausgestalteten Fischbesatzsystem bei und schürt Konflikte zwischen unterschiedlichen Interessengruppen in Bezug auf die Angemessenheit, Notwendigkeit und das ökologische und genetische

Risiko von Besatz. Gerade die Kenntnisse über Existenz und Relevanz von genetisch ausdifferenzierten Fischbeständen sind im gegenwärtigen Angelfischereisystem als vergleichsweise gering einzuschätzen. Insofern besteht hier auch der größte Kommunikations- und Weiterbildungsbedarf. Beispielsweise kann positiv kommuniziert werden, dass der Besitzerfolg in fischereilicher Sicht höher ist, wenn lokal angepasste Fische verwendet werden. Ein entsprechendes Vorgehen würde auch die populationsgenetischen Bedenken rund um den Besatz minimieren.

- Das Ausmaß der behördlichen Kontrolle von Besatzmaßnahmen und die Durchsetzung der Vorgaben sind insgesamt deutschlandweit als gering einzuschätzen. Eventuell nötige Veränderungen der gegenwärtigen Besatzpraxis (z. B. in Bezug auf die Wahl von Satzfisherherkünften und die grundsätzliche Hinterfragung der Besatznotwendigkeit im Einzelfall) liegen weitestgehend im Verantwortungsbereich der lokalen angelfischereilichen Akteure als Fische-reiberechtigte.
- Um gegebenenfalls gesellschaftlich gewünschte Transformationen der angelfischereilichen Besatzpraxis zu unterstützen, könnte über die strategische Entwicklung von beratungsorientierten Schnittstellen zwischen Behörden, Verbänden, Wissenschaftlern und Vereinen, möglicherweise finanziert durch angelfischereiliche Abgaben, verstärkt nachgedacht werden.

Fazit

Folgendes Fazit kann aus den in Kapitel 1 vorgelegten Erkenntnissen gezogen werden:

- Angelfischereilich beliebte und stark gehegte Süßwasserfische zeigen genetische Differenzierungen auf der Ebene

der großen Flusseinzugsgebiete. Auch künstlich geschaffene Gewässersysteme beherbergen nach nur wenigen Generationen angepasste Fischbestände, die sich genetisch von den Fischbeständen anderer Gewässer unterscheiden. Fischbestände in Baggerseen und morphologisch vergleichbaren Naturgewässern unterscheiden sich aber nur unwesentlich. Angelfischerei und Naturschutz sind daher weitgehend problemlos in Einklang zu bringen.

- Eine gesellschaftlich gewünschte Umgestaltung der auch vorfindlichen nicht nachhaltigen Besatzpraktiken muss vor allem bei den Angelvereinen selbst ansetzen. Es ist angeraten, die Vereine über eine Kooperation mit Wissenschaftlern, wie sie in Besatzfisch vorgelebt wurde, in Forschungs- und Entwicklungsprojekte einzubinden. Außerdem sollte in Besatz- und anderen Hegefragen eine verstärkte Zusammenarbeit von Behörden, Verbänden, Vereinen und Wissenschaft angestrebt werden, um hier die Kompetenzen seitens der Angelvereine weiter zu verbessern.
- Fischbesatz ist unter Angelvereinen und -verbänden als Hegemaßnahme weit verbreitet. Viele dieser Maßnahmen sind fischereilich angeraten und nachhaltig. Allerdings findet regelmäßig auch ein besatzgestützter Fischtransfer von Individuen heimischer Arten über Einzugsgebietsgrenzen hinweg statt. Diese Art von Besatzmaßnahmen ist aus Gründen des Biodiversitätsschutzes problematisch. Der Austausch von Fischen über Einzugsgebietsgrenzen hinweg ist insgesamt nachhaltiger zu gestalten, und die Vermeidung von größeren Fischtransfers könnte daher in Zukunft ein wesentliches Ziel der Anpassung des in der Angelfischerei betriebenen Fischbesatzmanagements sein. Alle Besatzmaßnahmen sind auf die dringend notwendigen zu beschränken, und Alternativen zu Besatz

(vor allem veränderte Fangbestimmungen und lebensraumaufwertende Maßnahmen) sind auf ihre verstärkte Umsetzbarkeit zu prüfen (Kapitel 5).

- Die derzeitigen formalen Vorgaben zum Fischbesatz sind prinzipiell in der Lage, nachhaltigen Fischbesatz zu fördern – die bestehenden Regeln und Normen müssen lediglich sorgsam umgesetzt werden. In der Praxis finden wir zurzeit aber ein weitgehend sich selbst lokal und regional organisierendes Besatzensystem vor, das in vielen Fällen funktional und nachhaltig ist, aber auch wie bereits angemerkt einige relevante Risiken für den Erhalt der Fischbiodiversität birgt. Die nachweisbare genetische Struktur bei Hecht und Zander belegt, dass viele Fischbesatzmaßnahmen scheitern und es nicht zu einer Etablierung der Fremd-

populationen kommt. Insofern ist die tatsächliche Bedrohung der Biodiversität durch Besatz wahrscheinlich geringer als es die theoretische Analyse vermuten lässt. Auch finden sich hierzulande nahezu keine Beispiele für invasive Fischarten, die auf Fischbesatz zurückgehen (Wolter & Röhr 2010). Allerdings besteht mangels Überwachung und Sanktionierung das Grundproblem, dass lokale Fischereiberechtigte aus Unwissenheit oder mangels Dokumentation seitens der Satzfishlieferanten regelmäßig auf ungeeignete, gebietsfremde Besatzerkünfte zurückgreifen. Hinzu kommt neben der enormen Gefahr einer illegalen Verbringung von Fischen durch private Angler auch eine überholte Besatzpflicht in Pachtgewässern.

2. Die sozial-psychologische und sozial-ökologische Seite von Fischbesatz

Entscheidungen zum Fischbesatz sind in komplexe soziale, ökologische, ökonomische, administrative und psychologische Wirkungsgefüge eingebunden. Viele Angler erwarten von den Gewässerwarten, dass regelmäßig besetzt wird. Gewässerwarte und Vorstände von Angelvereinen haben ihrerseits häufig ganz konkrete Vorstellungen über den ordnungsgemäßen Umgang mit Fischbesatz. Darüber hinaus gibt es enge Wechselbeziehungen zwischen natürlichen Bestandsschwankungen, Anglererwartungen, Fängen und Entscheidungen zum Besatz, die in ihrem Zusammenspiel kaum verstanden sind. In Kapitel 2 werden Besatzfisch-Studien vorgestellt, die den Menschen in den Blick nehmen. Wie denken Angler über Fischbesatz und Hege? Welche Vorstellungen haben Vorstände und Gewässerwarte? Empfinden Entscheidungsträger in Vereinen seitens der Mitglieder einen sozialen Druck, Besatz durchführen zu müssen? Welche persönlichen Rollenverständnisse haben Gewässerwarte in Bezug auf Besatz? Und wie wirken natürliche Bestandsschwankungen, Erwartungen der Angler und Entscheidungen für oder wider Besatz zusammen? Kapitel 2 sucht Antworten auf diese und weitere Fragen.

2.1 Bedeutung von Fischbesatz für Vereinsangler in Niedersachsen

Riepe, C.; McFall, A.; Arlinghaus, R.

Kontext und Forschungsziel

Fischereiliches Management in Angelvereinen dient unter anderem auch einer Erhöhung der Angelqualität und einer Erfüllung von Erwartungen, Wünschen und Bedürf-

nissen der im Verein organisierten Angler. Entscheidungsträger in Angelvereinen stehen stets vor dem Problem, die Meinung der Vereinsangler aus Gesprächen oder eigenen Erfahrungen ableiten zu müssen. Sozialwissenschaftliche Forschungsmethoden sind in der Lage, in die „Seele“ der Angler zu schauen und objektive Daten zu den Erwartungen und Einstellungen der Angler zu ermitteln. Ziel der Studie war es, die Überzeugungen, Einstellungen, Normen, Verhaltensgewohnheiten und Verhaltensabsichten niedersächsischer Angler zum Thema Fischbesatz und zur Hege allgemein zu erkunden.

Methoden

Unter den Mitgliedern von 17 niedersächsischen Angelvereinen, die aktiv am Projekt Besatzfisch teilnahmen, wurden wiederholt schriftliche Befragungen zu den Themenkomplexen „Hege, Bewirtschaftung und Besatz“ durchgeführt. In den kleineren Vereinen mit bis zu 400 Mitgliedern wurden alle Mitglieder zur Teilnahme eingeladen, bei größeren Vereinen mit über 400 Mitgliedern wurden je Verein 400 Mitglieder zufällig ausgewählt. Die hier berichteten Ergebnisse stammen aus der allerersten Befragung, die 2011 noch vor jeder Einbindung der Angler in die Aktivitäten des Projekts Besatzfisch durchgeführt wurde (siehe sogenannte Vorerhebung in Kapitel 4). Die Teilnehmerzahl betrug 2.466 (Rücklaufquote = 43 %). Davon waren 97 % Männer. Der Altersdurchschnitt aller Befragten lag bei 49 Jahren. Die Befragten waren im Durchschnitt seit 19,5 Jahren Mitglied in ihrem derzeitigen Verein und hatten im Jahr vor der Befragung (d. h. 2010) nach eigener Einschätzung an durchschnittlich 31 Tagen geangelt. Obwohl diese Zahl sehr wahrscheinlich eine Überschätzung der Realität darstellt (Arlinghaus 2004), legt sie doch nahe, dass

Tabelle 7: Relative Antworthäufigkeitsverteilungen (%) für die Zustimmung zu vorgegebenen Aussagen, die sich auf die Einstellung zu Fischbesatz beziehen oder durch die persönliche bzw. soziale Normen bezüglich Besatz zum Ausdruck kommen.

	Stimme überhaupt nicht / eher nicht zu	Weder noch	Stimme eher / voll und ganz zu
Einstellung zu Fischbesatz			
Ich bin davon überzeugt, dass Besatz in der Regel erfolgreich ist.	6,7	9,8	83,6
Es gibt mir ein gutes Gefühl, wenn Besatz durchgeführt wird.	6,4	12,5	81,0
Persönliche Norm			
Wir Angler sind dafür verantwortlich, durch Besatz zur Hege und Pflege der Fischbestände beizutragen.	4,0	5,2	90,9
Wir Angler haben die moralische Verpflichtung, durch Fischbesatz zu einer nachhaltigen Bewirtschaftung der Fischbestände beizutragen.	7,5	12,2	80,3
Ich fühle mich persönlich dazu verpflichtet, Besatzmaßnahmen zu unterstützen.	10,1	20,5	69,3
Soziale Norm			
Viele meiner Angelfreunde erwarten, dass in den Angelgewässern Fischbesatz durchgeführt wird.	4,9	13,4	81,7
Viele meiner Angelfreunde unterstützen regelmäßige Besatzmaßnahmen in den Vereinsgewässern.	9,4	19,8	70,8

die antwortenden Angler eher zu den aktiven Mitgliedern des Vereins zählten.

Ergebnisse

Die antwortenden Angler waren Fischbesatz gegenüber sehr positiv eingestellt: Etwa vier von fünf Befragten hatten bei der Durchführung von Besatz ein gutes Gefühl (81 %) und waren zudem davon überzeugt, dass Besatz in der Regel erfolgreich ist (84 %, Tabelle 7). Die Angler wiesen eine stark ausgeprägte persönliche Norm bezüglich Fischbesatz auf, indem sie sich verpflichtet fühlten, Besatzmaßnahmen zu unterstützen und so zur Hege und Pflege der Fischbestände beizutragen (zwischen 69 % und 91 % Zustimmung, Tabelle 7). Auch schätzten die befragten Angler die Einstellung ihrer Mitangler im Verein ähnlich ein (soziale Norm zugunsten von Besatz, Tabelle 7).

Die Frage nach gewünschten Veränderungen in der vereinsinternen Besatzpraxis ergab, dass 44 % der Befragungsteilnehmer den Besatz mit kleineren Fischen und 43 % die Besatzmenge insgesamt ausdehnen würden, aber nur ein gutes Viertel (28 %) der Befragten wollte den Besatz mit großen, fangfähigen Fische ausdehnen (vorgegebene Antwortmöglichkeiten, Abbildung 13). Nur jeweils eine Minderheit der Befragten (max. 26 %) würde irgendeine der vorgegebenen Besatzpraktiken reduzieren wollen. Stattdessen würde die relative Mehrheit hinsichtlich aller Aspekte die bisherige Praxis gerne beibehalten (Abbildung 13). Die Angler wünschten sich also Kontinuität oder eine Intensivierung von Besatz als Hegemaßnahme, mit einer Vorliebe für kleine Satzfische. Mit Blick auf den Stand des fischereibiologischen Wissens über Besatz deutet sich hier ein Konfliktpotenzial an,

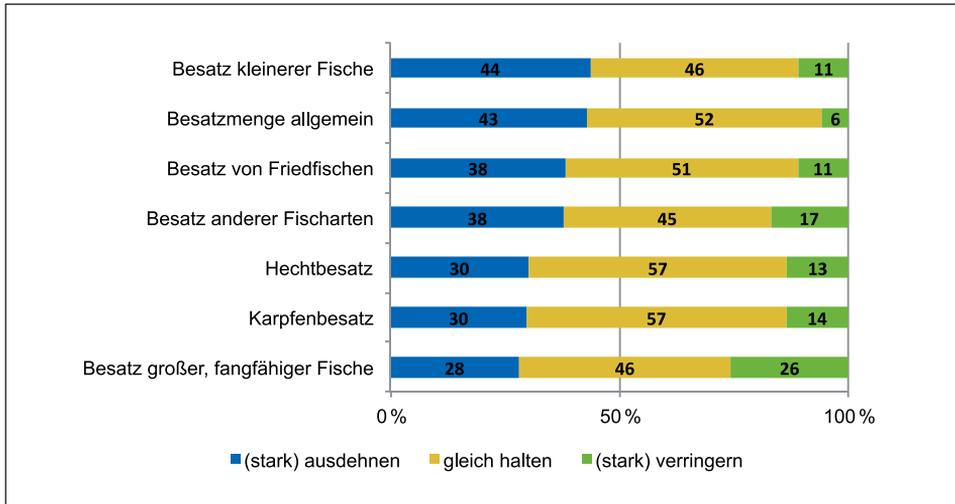


Abbildung 13: Relative Häufigkeitsverteilungen (%) der Antworten auf die Frage: „Welche Veränderungen in Bezug auf Fischbesatz in Ihren Vereinsgewässern würden Sie gerne umsetzen, wenn es nach Ihren Wünschen ginge?“

da – wie in den Kapiteln 3 und 5 noch im Detail zu erläutern ist – der Besatz sehr junger Fische in natürlich reproduzierende Bestände in vielen Fällen wirkungslos bleibt. Alternativen zum Besatz, wie Fangschonbestimmungen oder Gewässeraufwertungen bzw. der Besatz robuster, großer Fische, sind in vielen Fällen erfolgversprechender als der Besatz mit sehr jungen Fischen oder mit Fischbrut (vgl. Hühn et al. 2014 zu einem Beispiel beim Hecht).

Fast die Hälfte der befragten Vereinsangler (47 %) bemängelte, dass ihre eigenen Vorstellungen von einer sinnvollen Gewässerbewirtschaftung nicht in die Besatzplanung ihres Vereins einfließen, und drei Viertel waren der Meinung, dass sie keinen großen Einfluss auf die Besatzplanung hätten. Entsprechend äußerten fast zwei Drittel der Angler (64 %) den Wunsch nach mehr Beteiligung an der vereinsinternen Diskussion und an der Planung von Besatzentscheidungen.

Besatz unreflektiert durchzuführen, war nicht der Wunsch der antwortenden Vereinsangler in Niedersachsen. Stattdessen erhofften sie sich ein flexibles, sogenanntes adaptives

Management, das heißt ein fischereiliches Management, das aus früher durchgeführten Besatzmaßnahmen lernt und sie stets an neue Bedingungen anpasst (90 % Zustimmung). Dieser Wunsch entsprach der Forschungs- und Hegephilosophie, die Besatzfisch den beteiligten Angelvereinen vermitteln wollte (vgl. Kapitel 4 und 5).

Die Angler zeigten sich auch prinzipiell offen für Alternativen zum Fischbesatz. Danach gefragt, inwieweit andere Hegemaßnahmen im Vergleich zu Besatzmaßnahmen einen geringeren oder größeren Beitrag zum Erhalt von Fischbeständen leisteten, gaben knapp zwei Drittel der Befragten an, dass die Förderung von Laichmöglichkeiten (63 %) und die Einrichtung von Laichschongebieten (62 %) einen größeren Beitrag für die Fischbestände leisteten als Besatz (vorgegebene Antwortmöglichkeiten, Abbildung 14). Auch der Schutz von Laichfischen durch Festlegung eines „Küchenfensters“ für die Entnahme (d. h. Mindestmaß zusammen mit Höchstmaß, auch Entnahmefenster genannt, Gwinn et al., im Druck) erschien noch knapp der Hälfte der Befragten (48 %) als dem Besatz überlegen. Im Unterschied zur Förderung der natürlichen

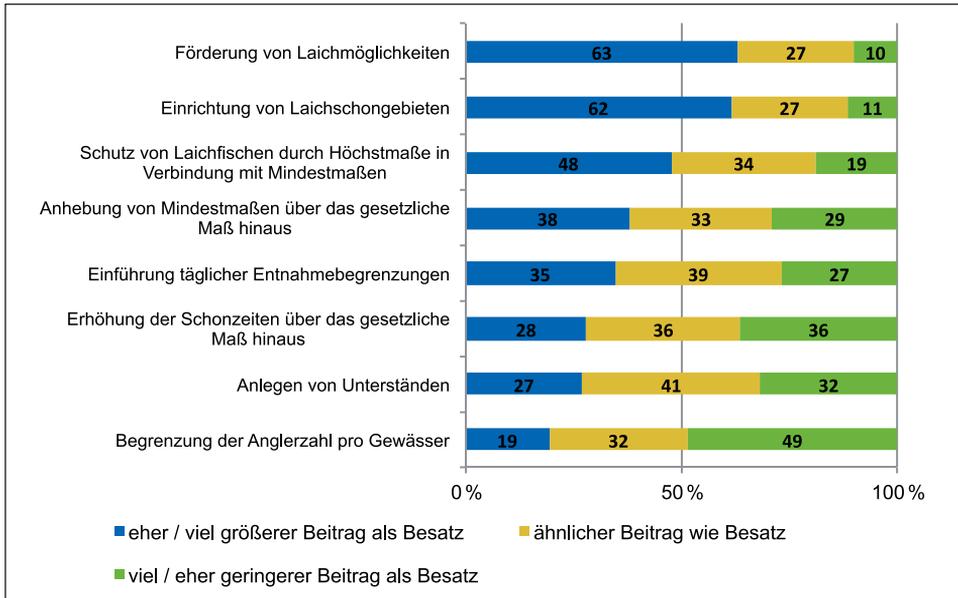


Abbildung 14: Relative Häufigkeitsverteilungen (%) der Antworten auf die Frage: „Welchen Beitrag zum Erhalt von Fischbeständen leisten die aufgeführten Hegemaßnahmen im Vergleich zu Fischbesatzmaßnahmen?“

Vermehrung wurden andere Maßnahmen (z. B. Begrenzung der Anglerzahl pro Gewässer, Anlegen von Unterständen) als weniger effizient als der Besatz angesehen (Abbildung 14). Die Ergebnisse deuten an, dass Angler durchaus Alternativen zum Fischbesatz akzeptieren würden, sofern sie die Maßnahmen als konfliktarm umsetzbar einschätzen.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- In der niedersächsischen Anglerschaft ist eine positive Haltung gegenüber Fischbesatz weit verbreitet, was einen starken sozialen Druck auf die vereinsinternen Entscheidungsträger (Vorstände, Gewässerwarte) zur Durchführung von Besatz ausüben dürfte.
- Bestehende Besatzpraktiken sollten aus Anglersicht beibehalten oder eher noch weiter ausgedehnt werden. Als Alternative zu Besatz würden die Angler eine Förderung der natürlichen Vermehrung oder die Einrichtung von Entnahmefens-tern ebenfalls positiv aufnehmen.

- Die Vereinsmitglieder wünschen sich, stärker als bisher üblich in die Vorbereitung von Besatzentscheidungen eingebunden zu werden.
- Mangels Rücklauf blieb die Sichtweise eines hohen Anteils von Nichtantwortenden unberücksichtigt. Es ist gut möglich, dass die Einstellungen und Vorlieben der nicht antwortenden von denen der antwortenden Angler abweichen.

2.2 Was erwarten Vereinsangler in Niedersachsen von Fischbesatz?

Riepe, C.; Beardmore, B.; Pagel, T.; Meyerhoff, J.; Arlinghaus, R.

Kontext und Forschungsziel

Frühere Studien haben gezeigt, dass die Zufriedenheit der Angler maßgeblich von erfolgreichen Fängen abhängig ist (Arlinghaus

2006b). Zugleich ist mehrfach – so auch im Projekt Besatzfisch (Kapitel 2.1) – festgestellt worden, dass viele Angler eine positive Einstellung zum Fischbesatz haben (siehe auch von Lindern & Mosler 2014). Diese Einstellung kann entweder eine prinzipielle Vorliebe für Besatz ausdrücken oder daraus resultieren, dass aus Anglersicht Besatz die eigentlichen Objekte der Begierde – die Fischfänge – erhalten oder steigern hilft (von Lindern 2010). Ziel der Studie war es zu klären, ob Angler Fischbesatz an sich oder die wahrgenommenen Konsequenzen von Fischbesatz in Form von gesteigerten Fischfängen wertschätzen.

Methode

Befragt wurden diejenigen Angler aus den am Projekt teilnehmenden Vereinen, die den Fragebogen der Vorbefragung ausgefüllt hatten (Kapitel 2.1). Dabei wurden den Anglern im Rahmen eines Gedankenexperiments (Discrete Choice Experiment) mehrfach hintereinander Beschreibungen

von Angelerlebnissen vorgegeben, die sie an verschiedenen Gewässern eines fiktiven Angelvereins haben könnten. Zur Beschreibung der verschiedenen Angelqualitäten wurden insgesamt acht gewässer- bzw. fischereibezogene Merkmale verwendet (z. B. Fangmenge, Größe der Fische, Zahl anderer Angler in Sichtweite), unter anderem zwei besatzbezogene Merkmale (Häufigkeit des Besatzes, Zusammensetzung des Fangs als relativer Anteil von Wild- und Satzfishen). Die Aufgabe der Angler bestand darin, entsprechend ihrer Vorliebe zehn Tage, an denen sie angeln gehen könnten, auf die beschriebenen Angelerlebnisse zu verteilen (Abbildung 15). Die Auswertung des Gedankenexperiments erfolgte für die meisten Merkmale zielartspezifisch (also getrennt für Karpfen, Zander, Hecht usw.). Dabei wurde je Zielart ermittelt, welche Merkmale in welchem Umfang von den Anglern bevorzugt wurden. Weitere methodische Details finden sich in Arlinghaus et al. (2014b).

Wie würden Sie 10 Tage, an denen Sie an Ihrem neuen Wohnort angeln gehen könnten, auf diese 5 Möglichkeiten verteilen?

Gewässer des örtlichen Angelvereins (je ca. 10 ha)				
Jährlicher Mitgliedsbeitrag: 90,-- €				
	Angelerlebnis an Vereinsgewässer A	Angelerlebnis an Vereinsgewässer B	Angelerlebnis an Vereinsgewässer C	
Zielfischart	Hecht	Karpfen	Zander	Möglichkeit D
Mindestmaß	55 cm	50 cm	65 cm	Woanders angeln (nicht im örtlichen Angelverein)
durchschnittliche Länge im Fang	47 cm	36 cm	69 cm	
Entnahmebegrenzung pro Tag	2 Fische pro Tag	4 Fische pro Tag	4 Fische pro Tag	Gar nicht angeln (anstatt zu angeln etwas anderes machen)
Fangmenge	1 Fisch in 20 Angeltagen	2 Fische pro Angeltag	2 Fische pro Angeltag	
Aussicht auf Fang kapitaler Fische	keine Fische über 100 cm Länge vorhanden	über 90 cm: 1 Fisch in 25 Angeltagen	über 80 cm: 1 Fisch in 200 Angeltagen	
Häufigkeit des Fischbesatzes	alle 2 Jahre	jährlich	alle 2 Jahre	
Zusammensetzung des Fangs	(fast) nur Wildfische	überwiegend Satzfishen	überwiegend Wildfische	
Anzahl Angler in Sichtweite	4	8	25	
Anzahl Tage: ▶	<input style="width: 40px; height: 20px;" type="text"/>			

|-----Summe aller Tage muss 10 ergeben!-----|

Abbildung 15: Beispiel einer vorgegebenen, an die individuell bevorzugten Zielfischarten angepassten Beschreibung möglicher Angelerlebnisse, die die befragten Angler bewerten mussten.

Ergebnisse

Es wurden Angaben von 1.335 Anglern ausgewertet, die zusammen 7.809 Wahlaufgaben bearbeitet hatten. Dabei zeigte sich, dass die Angler erwartungsgemäß das Angeln an einem der Gewässer des (fiktiven) Vereins bevorzugten, gefolgt vom Angeln an einem Gewässer außerhalb des Vereins. Die schlechteste Möglichkeit stellte für sie der Verzicht auf das Angeln dar. Die Höhe des Mitgliedsbeitrags für den fiktiven Verein hatte, wie ebenfalls nicht anders zu erwarten war, einen negativen Einfluss auf den subjektiv empfundenen Nutzen bzw. die Qualität des Angelns: je teurer das Angeln, desto unzufriedener der Angler.

Die artspezifische Analyse des Einflusses der übrigen Merkmale auf die wahrgenommene Angelqualität zeigte zunächst, dass die durchschnittliche Anglerzufriedenheit mit zunehmender Häufigkeit des vorgenommenen Besatzes und auch mit einem größer werdenden Anteil von Wildfischen (statt Satzfischen) im Fang zunahm, allerdings waren diese Effekte bei keiner Fischart statistisch gesehen relevant (Abbildung 16). Auch

die beiden Fangbestimmungen (Mindestmaß, Entnahmebegrenzung pro Tag) hatten überraschenderweise bei keiner Fischart einen (statistisch gesehen signifikanten) Einfluss auf die Verteilung der zehn Tage durch die Angler. Anders ausgedrückt: Solange die Fänge, Fischlängen und die Anzahl anderer Angler am Gewässer akzeptabel waren, spielten weder die Besatzintensität, die Herkunft der Fische im Fang noch die Fangbestimmungen eine Rolle für die Zufriedenheit oder Unzufriedenheit eines Angler mit seinem Angelerlebnis. Unabhängig von der beangelten Fischart wurden grundsätzlich solche Angelerlebnisse bevorzugt, bei denen der Angler möglichst alleine am Gewässer sein konnte. Weiterhin übten bei allen untersuchten Arten zumindest einige der fangbezogenen Merkmale (durchschnittliche Länge im Fang, Fangmenge, Aussicht auf den Fang kapitaler Fische) einen statistisch gesehen signifikanten Einfluss auf die Angelqualität bzw. Anglerzufriedenheit aus. Es wurden tendenziell also solche Angelausflüge bevorzugt, bei denen möglichst große und möglichst viele Fische gefangen wurden oder die eine möglichst große Aussicht auf den Fang kapitaler Fische versprachen. Wichtig

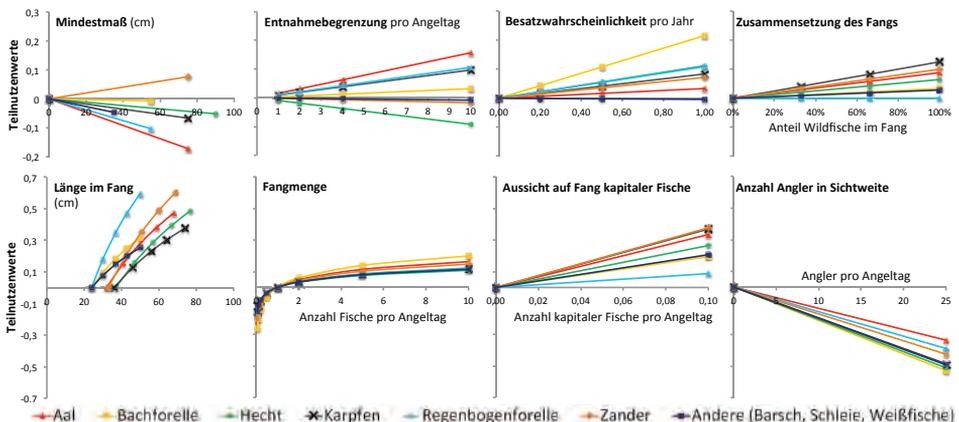


Abbildung 16: Einfluss verschiedener Merkmale des Angelerlebnisses auf dessen Qualität bzw. auf die Anglerzufriedenheit (bezeichnet als Teilnutzenwerte). Dargestellt sind sieben verschiedene Fischarten. Die Merkmale in der ersten Zeile waren nicht signifikant, die Merkmale in der zweiten Zeile schon (aus Arlinghaus et al. 2014b).

zu bemerken ist, dass es einen Sättigungseffekt bei der Fangmenge gab (Abbildung 16), das heißt, ab einer bestimmten Fangrate (ca. zwei Fische pro Angeltag) trugen höhere tägliche Fangmengen nicht mehr zur weiteren Steigerung der Anglerzufriedenheit bei. Hingegen konnten die Fische für die meisten antwortenden Angler nicht groß genug sein. Hier gab es keinen Sättigungseffekt (Abbildung 16).

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Die fangerfolgsbezogenen Merkmale eines Angelausflugs sind wesentlich wichtiger für die Anglerzufriedenheit als die fischereilichen Managementinstrumente (Regularien, Fischbesatz und seine Folgen für die Fangzusammensetzung). Den Anglern ist primär wichtig, dass sie Fangerfolge haben, weniger, auf welche Weise diese gewährleistet werden können. Angler sind Besatz gegenüber offensichtlich positiv eingestellt, weil sie sich davon eine Steigerung ihrer Fänge versprechen. Eine veränderte Kommunikationsstrategie und eine Veranschaulichung, dass Besatz nicht immer die gewünschten Fangerfolge hervorbringt (Kapitel 3), könnte die soziale Norm „pro Besatz“ in Angelvereinen deutlich abschwächen.
- Bei allen Fischarten existiert hinsichtlich der Fangrate ab zwei gefangenen Fischen pro Tag ein Sättigungseffekt hinsichtlich der Anglerzufriedenheit, während die Zufriedenheit, die sich mit zunehmender Fischgröße im Fang einstellt, keine Obergrenze hatte. Es macht also Sinn, zur Förderung der Angelqualität neben der Fangrate auch die Größe der Fische im Auge zu behalten. Zum Erhalt großer Fische im Fang (nicht jedoch in der Entnahme) sind Entnahmefenster und eine Begrenzung der Angler und der fischereilichen Sterblichkeit an den Gewässern angeraten (Gwinn et al., im Druck). Besatz ist dagegen vor allem eine Maßnahme zur Aufrechterhaltung von Fangraten und hat nur geringe Effekte auf die Fischgröße im Fang. Da aber durch Besatz angestiegene Fangraten sehr rasch auch mehr Angler anziehen, sind die positiven fischereilichen Effekte von Besatz ohne Kontrolle des Angelaufwands (z. B. über eine Begrenzung der ausgegebenen Angelkarten oder der Angelzeit pro Jahr) meist nur kurzfristig bzw. vorübergehend.
- Neben einem vernachlässigbaren Interesse an häufigen Besatzmaßnahmen zeigen die niedersächsischen Vereinsangler auch keine statistisch aussagekräftige Vorliebe für den Fang von Wild- bzw. Satzfishen (wohl aber eine tendenzielle Bevorzugung von Wildfishen). Insofern dürfte eine Fokussierung auf den Besatz lokaler Herkünfte auf keinen großen Widerstand stoßen, solange ausreichend hohe Fischfänge gewährleistet sind. Es ist nicht auszuschließen, dass andere Anglerpopulationen in anderen Bundesländern (z. B. Forellenangler, die Wild- und Satzforellen von außen erkennen können) anders über diese Aspekte denken und im Fang natürlich aufkommende Fische gegenüber Satzfishen bevorzugen (Olaussen & Liu 2011).
- Einschränkend muss festgestellt werden, dass die Ergebnisse nur unter Vorbehalt verallgemeinert werden können, denn die Angelvereine, aus denen die befragten Angler stammten, wurden nicht zufällig ausgewählt. Dennoch dürften die Ergebnisse für eine große Zahl der in Vereinen organisierten niedersächsischen Angler Gültigkeit haben, nicht unbedingt aber für nicht organisierte Angler, die sich früheren Studien zufolge in ihren angelbezogenen Einstellungen und Vorlieben systematisch von organisierten Anglern unterscheiden (Freudenberg & Arlinghaus 2008).

2.3 Einstellungen und Normen von Vorständen und Gewässerwarten deutscher Angelvereine zu Besatz

Riepe, C.; Hilsberg, J.; Pagel, T.; Liebe, U.; Arlinghaus, R.

Kontext und Forschungsziel

Fischbesatzentscheidungen werden höchstwahrscheinlich stark von den Einstellungen und Erfahrungen der Entscheidungsträger in Angelvereinen beeinflusst. Ziel der Studie war es, die Überzeugungen, Einstellungen, Normen, Verhaltensgewohnheiten und Verhaltensabsichten von Entscheidungsträgern deutscher Angelvereine zum Thema Fischbesatz und zur Hege allgemein zu untersuchen.

Methode

Aus der Grundgesamtheit aller bundesdeutschen Angelvereine wurde eine Zufallsstichprobe von Vereinen gezogen und ein Fragebogen an diejenigen vereinsinternen Entscheidungsträger geschickt, die für Hege- und Pflegemaßnahmen einschließlich Fischbesatz zuständig waren (Vorstände, Gewässerwarte, vgl. Kapitel 1.1). Die Entwicklung des Fragebogens und die Datenanalysen erfolgten im Projekt Besatzfisch, die Datenerhebung wurde durch ein professionelles Meinungsforschungsinstitut (USUMA GmbH, Berlin) im Jahr 2011 durchgeführt.

Ergebnisse

Es nahmen 1.222 Vereine an der Befragung teil (Rücklaufquote = 61 %). Die Bearbeiter der Fragebögen waren im Mittel 55 Jahre alt und fast alle männlich. Es wurde festgestellt, dass Fischbesatz eine weit verbreitete Praxis unter den bundesdeutschen Angelvereinen ist. So hatten 96 % aller organisierten

und nicht organisierten Vereine im Jahr vor der Befragung (2010) Fische in ihre Gewässer besetzt (vgl. auch Kapitel 1 zu weiteren Ergebnissen). 73 % taten dies nicht nur an ausgewählten, sondern an allen Vereinsgewässern. Die Schaffung von Schon- oder Laichgebieten sowie das Anlegen von Laichplätzen mit dem Ziel der Förderung einer natürlichen Vermehrung wurden im Jahr 2010 von 75 % bzw. von 62 % der Vereine als weitere Managementmaßnahme eingesetzt. Das passt zur Ansicht einer Mehrheit der befragten Vereinsverantwortlichen, der zufolge Besatz mit einer Fischart überflüssig wird, sobald sich diese Art in einem Gewässer natürlich fortpflanzt (vorgegebene Antwortmöglichkeit, 56 % Zustimmung). Im Vergleich zu Besatz wurden Lebensraumverbesserungen, zum Beispiel durch das Anlegen von Laich- und Jungfischgebieten, von 69 % der Befragungsteilnehmer als eher effektiv bis sehr effektiv angesehen, und auch eine Verschärfung der Entnahmebeschränkungen (durch Verringerung der täglich erlaubten Fischentnahme) wurde noch von der Hälfte (52 %) der Befragten als in diesem Sinne effektiv betrachtet.

Direkt nach den Gründen für die Durchführung von Besatzmaßnahmen in ihren Vereinsgewässern befragt, führten die Entscheidungsträger ein breites Spektrum von ökonomischen, biologischen, anglerischen und naturschutzfachlichen Motiven an (vorgegebene Aussagen, Tabelle 8). Drei inhaltlich sehr verschiedene Gründe wurden jeweils von drei Viertel der Befragten (74 % bis 76 %) als zutreffend benannt: Besatz als Kompensation für die Fischentnahme durch Angler, als Kompensation eines Bestandsrückgangs durch nichtfischereiliche Einflüsse und als Maßnahme zur Wiederansiedelung ausgestorbener oder gefährdeter Fischarten (Tabelle 8). Diese Ergebnisse bestätigten, dass Kompensations- und Wiederansiedelungsbesatzmaßnahmen in Deutschland wichtige Formen des Besatzes durch Angel-

Table 8: Relative Antworthäufigkeitsverteilungen (%) für die Zustimmung zu vorgegebenen Aussagen, die sich auf die Gründe für eine Durchführung von Fischbesatzmaßnahmen in den Vereinsgewässern beziehen.

Fischbesatzmaßnahmen werden/wurden in den Vereinsgewässern durchgeführt, um ...	Trifft überhaupt nicht / eher nicht zu	Weder noch	Trifft eher / voll und ganz zu
die Entnahme beliebter Fischarten durch Angler auszugleichen;	17,2	6,3	76,4
die Fischbestände vor dem Rückgang durch nichtfischereiliche Einflüsse zu bewahren;	14,1	11,8	74,1
ausgestorbene oder stark gefährdete Fischarten wieder anzusiedeln;	17,8	8,1	74,0
die Entnahme von Fischen durch natürliche Räuber auszugleichen;	19,8	12,3	67,8
die Attraktivität der Gewässer für Angler zu erhöhen;	20,6	16,9	62,4
einen sich selbst erhaltenden Fischbestand zu etablieren und danach auf Fischbesatz zu verzichten.	31,6	16,4	52,0

vereine darstellen. Weiterhin wurden Fische von ca. zwei Drittel der Vereine besetzt, um den Druck durch natürliche Fressfeinde auszugleichen (68 % Zustimmung) und um die Attraktivität der Gewässer für Angler zu steigern (62 % Zustimmung, Tabelle 8). Außerdem nannte gut die Hälfte der Befragten (52 %) als Grund für Besatzmaßnahmen die Etablierung eines sich selbst erhaltenden Fischbestands mit dem Ziel, anschließend auf Besatz zu verzichten. Die Frage nach der wahrgenommenen Einflussstärke von möglichen (vorgegebenen) Faktoren auf die Entscheidungen über den 2010 durchgeführten Besatz zeigte, dass sich zwei Drittel der Entscheider in Angelvereinen stark vom Erfolg ähnlicher Besatzmaßnahmen in den Vorjahren beeinflusst sahen. Der hohe Stellenwert, der diesen bereits bewährten Maßnahmen zugewiesen wird, deutet auf eine entsprechende Tradition in den meisten Vereinen hin und lässt auf Fischbesatz als stabiles Verhaltensmuster schließen (siehe auch Klein 1996). Dazu passt, dass die Antworten auf vorgegebene Aussagen, die zur Erhebung der sozialen Normen dienten, einen nicht unerheblichen vereinsinternen Druck auf die Entscheidungsträger vermuten lassen: Dass die Vereinsmitglieder von den Befragten

die Durchführung von Fischbesatz erwarten oder sogar einfordern, empfanden 83 % bzw. 63 % von ihnen als zutreffend. Auch die persönliche Norm der Befragten deutete auf eine hohe Akzeptanz von Fischbesatz unter den Entscheidungsträgern hin. In hohem Maße (88 % Zustimmung, Tabelle 9) unterstützten sie einen Besatz, der aus ihrer Sicht die Zufriedenheit der Vereinsmitglieder steigerte (81 %). Sie fanden auch, dass es zu ihrer Position gehöre, sich für Besatz einzusetzen, und fühlten sich moralisch verpflichtet, mit dieser Maßnahme zur Hege der Fischbestände beizutragen (78 % bzw. 71 % Zustimmung, Tabelle 9).

Die Befragten zeigten weiterhin eine hohe Ausprägung ihrer Selbstwirksamkeitserwartung. So stimmten 69 % der Aussage zu, dass sie einen großen Einfluss auf die Umsetzung von Besatzmaßnahmen in den Vereinsgewässern hätten, und 81 % der Gewässerwarte fanden, dass ihre Vorschläge für Besatzmaßnahmen bei vereinsinternen Entscheidungen berücksichtigt würden.

Eine Einschätzung der vereinsinternen Umsetzbarkeit von Managementmaßnahmen, die von vielen verschiedenen Faktoren

Table 9: Relative Antworthäufigkeitsverteilungen (%) für die Zustimmung zu vorgegebenen Aussagen, die sich auf die persönliche Norm hinsichtlich Fischbesatz beziehen.

	Trifft überhaupt nicht / eher nicht zu	Weder noch	Trifft eher / voll und ganz zu
Ich unterstütze Fischbesatz für die Bewirtschaftung der Vereinsgewässer sehr.	3,9	8,0	88,1
Die Durchführung von Fischbesatzmaßnahmen steigert die Zufriedenheit der Vereinsmitglieder.	6,9	12,6	80,6
Es gehört zu meiner Position, mich für Fischbesatz in den Vereinsgewässern einzusetzen.	7,4	14,3	78,3
Ich habe die moralische Verpflichtung, durch Besatz zur Hege der Fischbestände in den Vereinsgewässern beizutragen.	12,4	16,5	71,1

abhängen dürfte, zeigte, dass neben einer Erhöhung der Mindestmaße die Steigerung von Fischbesatzmaßnahmen als ein recht einfach umsetzbares Mittel angesehen wurde (von 73 % bzw. 66 % als „einfach umsetzbar“ beurteilt, vorgegebene Liste mit Antwortmöglichkeiten, Abbildung 17). Die Durchführung von Lebensraumverbesserungen wurde nur von 47 % der Teilnehmer als einfach umsetzbar betrachtet, obwohl Habitatverbesserungen zur Optimierung

der natürlichen Fortpflanzungsbedingungen auf eine recht hohe Akzeptanz stießen (siehe oben). Der Verzicht auf Fischbesatz wurde dagegen mit Abstand als die am schwersten umsetzbare Maßnahme angesehen, 35 % der Befragten hielten ihn sogar für gar nicht umsetzbar (Abbildung 17). Auch dies dürfte Ausdruck stark ausgebildeter Verhaltensgewohnheiten sein und auf einen hohen sozialen Druck zugunsten von Besatz hinweisen.

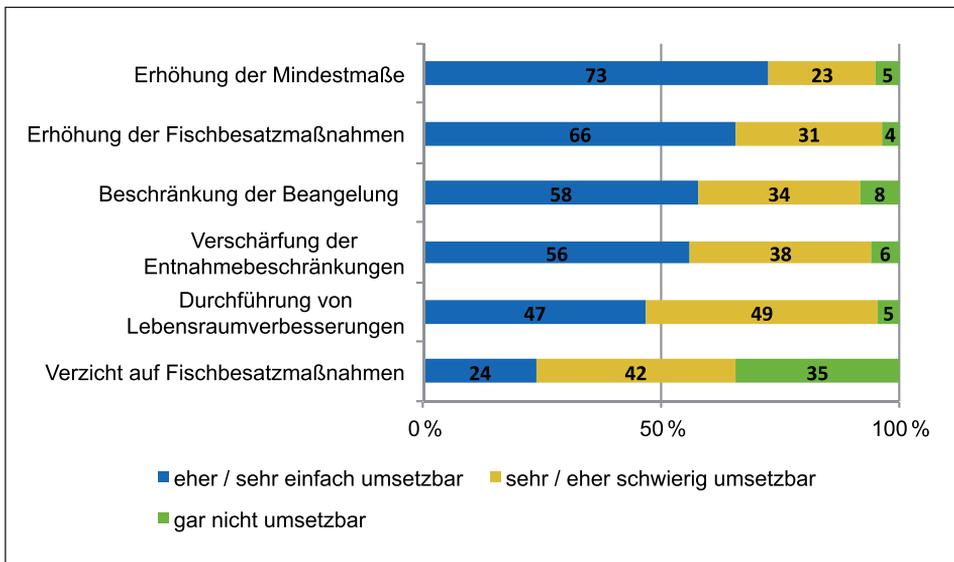


Abbildung 17: Relative Häufigkeitsverteilungen (%) in der Einschätzung einer Umsetzbarkeit von Hegemaßnahmen an den Vereinsgewässern (Listenvorgabe).

Auch für die Zukunft zeichnete sich Stabilität im Besatzverhalten ab. Auf die Frage, wie wahrscheinlich die Einstellung der Fischbesatzmaßnahmen in ihrem Verein in den nächsten fünf Jahren sei, antworteten 6 % der befragten Entscheidungsträger, dass sie es für wahrscheinlich hielten, während gut drei Viertel von ihnen (77 %) dies für unwahrscheinlich erachteten. Eine zukünftige Erhöhung der Besatzmaßnahmen wurde dagegen von immerhin 21 % für wahrscheinlich gehalten und nur von 42 % als unwahrscheinlich eingestuft. Völliger Verzicht auf Besatz scheint damit praktisch ausgeschlossen.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Entscheidungsträger bundesdeutscher Angelvereine zeigen eine positive Grundhaltung zu Fischbesatz, die sich in relativ stabilem Besatzverhalten ausdrückt.
- Innerhalb der Vereine ist von einer gegenseitigen Beeinflussung der Werthaltungen, Überzeugungen und Einstellungen der Entscheidungsträger sowie der Mitglieder auszugehen, die sich unter anderem in normativem Druck auf die Entscheidungsträger äußert, die Hege vor allem über Besatz zu realisieren.
- Die Gewässerwarte und Vorstände vieler Vereine sind aber aufgeschlossen gegenüber alternativen Managementmaßnahmen, die geeignet sind, die natürliche Fortpflanzung zu fördern, zum Beispiel durch die Schaffung von Schongebieten und Laichplätzen. Ziel ist ein sich selbst erhaltender Fischbestand, der Besatzmaßnahmen überflüssig macht. Um diese Maßnahmen verstärkt zur Anwendung zu bringen, sind bei der Renaturierung von Fließgewässern vor allem die hinsichtlich der Umsetzbarkeit wahrgenommenen oder auch die tatsächlichen Barrieren abzubauen, zum Beispiel durch strategische Partnerschaften von Behörden, Landbesitzern, Angelvereinen, Wissenschaftlern und Naturschützern.

In diesem Zusammenhang sind auch die von einigen Behörden und Verbänden aufgebauten Drohkulissen, nach denen Entnahmefenster zum Schutz der begehrten großen Fische tierschutzrechtlich illegal seien, kontraproduktiv, was neben anderen Faktoren auch zum Festhalten an Besatz als Hegemaßnahme beiträgt (vgl. Kapitel 5.1).

2.4 Sozial-psychologische Einflussfaktoren auf Besatzentscheidungen durch Gewässerwarte und Vereinsvorstände

Riepe, C.; Liebe, U.; Arlinghaus, R.

Kontext und Forschungsziel

Wie in den Kapiteln 2.1 bis 2.3 gezeigt, ist Fischbesatz eine in deutschen Angelvereinen oft praktizierte und vereinsintern auch erwünschte Hegemaßnahme. Zugleich zeigen die biologischen Projektergebnisse (Kapitel 3), dass Besatz nicht unter allen Bedingungen fischereilichen Erfolg verspricht. Zur Unterstützung einer möglicherweise vereinsintern oder behördlicherseits gewünschten Veränderung des von Angelvereinen praktizierten Fischbesatzes wäre es daher hilfreich zu wissen, von welchen sozial-psychologischen Faktoren die Bereitschaft von Vorständen und Gewässerwarten deutscher Angelvereine abhängen, künftige Besatzmaßnahmen zu reduzieren. Auf dieser Wissensbasis könnten effektive Maßnahmen zur Veränderung des Besatzentscheidungsverhaltens sowie neue Kommunikationsstrategien entwickelt werden.

Methode

Mithilfe multivariater statistischer Verfahren wurden die Angaben von Entscheidungsträgern deutscher Angelvereine aus

der in Kapiteln 2.1 und 2.3 beschriebenen Zufallsstichprobe analysiert. Im Zentrum stand dabei die Wahrscheinlichkeit einer zukünftigen Verringerung der Besatzmaßnahmen in den Vereinsgewässern. Dabei wurden nur Angaben von solchen Befragten in die Auswertung einbezogen, die sich selbst als für die vereinsinterne Besatzplanung maßgeblich zuständig bezeichneten (n = 562). Das waren zumeist die Gewässerwarte. Zunächst wurden diejenigen Einzelantworten statistisch zusammengefasst, die inhaltlich ähnliche sozial-psychologische Aspekte betrafen. Beispielsweise wurden die Aussagen „Die Vereinsmitglieder erwarten von mir, dass in den Vereinsgewässern Fischbesatz durchgeführt wird“ und „Die Angler unseres Vereins verlangen von mir, dass in die Vereinsgewässer Besatz eingebracht wird“ zusammengefasst, da sich beide auf den vom Entscheidungsträger vereinsintern empfundenen sozialen Druck (soziale Norm) zur Durchführung von Besatz beziehen. Anschließend wurde, basierend auf dem Verfahren der multiplen Regression, der Einfluss untersucht, den vier dieser übergeordneten sozial-psychologischen Faktoren auf die von den Entscheidungsträgern mitgeteilte Absicht ausübten, den Fischbesatz im Verein in den nächsten fünf Jahren zu reduzieren,

kurzzeitig auszusetzen oder gänzlich einzustellen. Neben der sozialen Norm wurden drei weitere Einflussfaktoren auf eine mögliche Verminderung des Besatzes herangezogen: die vereinsinterne Meinungsvielfalt zum Thema Besatz, die Einschätzung der vereinsinternen Umsetzbarkeit eines Verzichts auf Fischbesatzmaßnahmen sowie die wahrgenommene Verhaltenskontrolle der Besatzentscheider (das heißt die Einschätzung darüber, inwieweit die Durchführung von Besatzmaßnahmen der eigenen Handlungskontrolle unterliegt). Die Einbindung dieser erklärenden Variablen folgte sozial-psychologischen Handlungstheorien, wie beispielsweise der Theorie des geplanten Verhaltens (Ajzen 1991).

Ergebnisse

Nur ein verhältnismäßig geringer Anteil der Befragten hielt eine Besatzverminderung in den nächsten fünf Jahren für wahrscheinlich. Beispielsweise meinte nur etwa ein Fünftel, dass das kurzzeitige Aussetzen von Besatz – zwecks Abschätzung seiner Notwendigkeit – in den nächsten fünf Jahren wahrscheinlich oder sehr wahrscheinlich war (Abbildung 18). Das bedeutet umgekehrt aber nicht, dass eine Reduktion aufseiten der übrigen

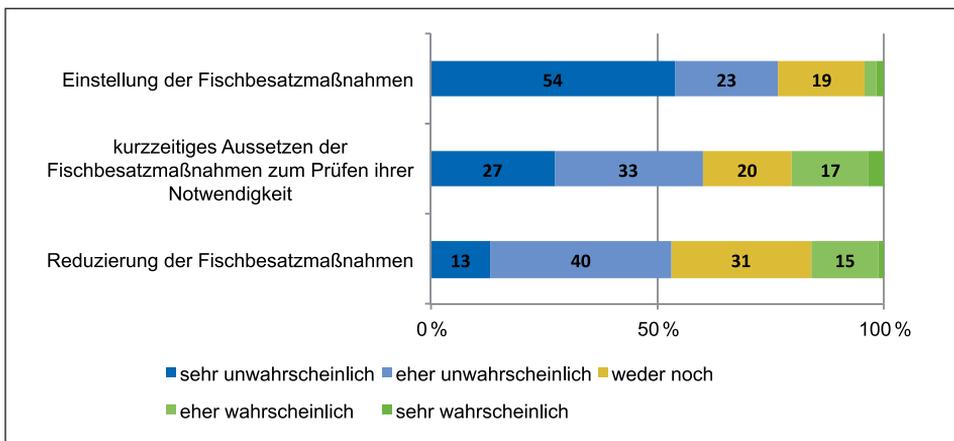


Abbildung 18: Relative Häufigkeitsverteilungen (%) einer Einschätzung der Wahrscheinlichkeit, den Fischbesatz im Verein in den nächsten fünf Jahren zu reduzieren, kurzzeitig auszusetzen oder gänzlich einzustellen (Basis n = 562 Vereine).

Vereine kategorisch ausgeschlossen wurde, man hielt eine Besatzverminderung dort nur für unwahrscheinlicher. Eine psychologische Analyse der Wahrscheinlichkeitsschätzungen ist daher gut beraten, das gesamte Antwortspektrum auszuschöpfen.

Die Ergebnisse der sich anschließenden Regressionsanalyse zeigten, dass alle vier sozial-psychologischen Faktoren ähnlich stark auf die Einschätzung einer möglichen Besatzverminderung in den nächsten fünf Jahren einwirkten (abzulesen an den standardisierten β -Werten in Abbildung 19). Mit diesen Faktoren ließ sich etwa ein Sechstel (16 %) der unterschiedlichen Einschätzungen zu einer Besatzreduktion erklären. Das bedeutet im Umkehrschluss aber auch, dass der Großteil der Unterschiede (also 84 %) zwischen den Befragten bezüglich der von ihnen eingeschätzten Wahrscheinlichkeit

einer Besatzverminderung in den nächsten fünf Jahren durch andere als die hier untersuchten sozial-psychologischen Faktoren gesteuert wurde. Beispielsweise gibt es für viele Angelgewässer in Pachtverträgen Besatzverpflichtungen, die jeder Form einer eventuell gewünschten Besatzeinstellung, unabhängig von der Ausprägung der vier sozial-psychologischen Merkmale, entgegenstehen würden (was zur sogenannten unerklärten Varianz von 84 % in vorliegender Studie beigetragen haben wird).

Die Vorzeichen der β -Werte in Abbildung 19 machen deutlich, dass die Wahrscheinlichkeit einer Besatzreduzierung in den nächsten fünf Jahren umso höher eingeschätzt wird, je leichter eine solche Maßnahme aus Sicht der befragten Entscheidungsträger umzusetzen wäre und je heterogener die Meinungslage bezüglich Besatz im Verein ist – das heißt je

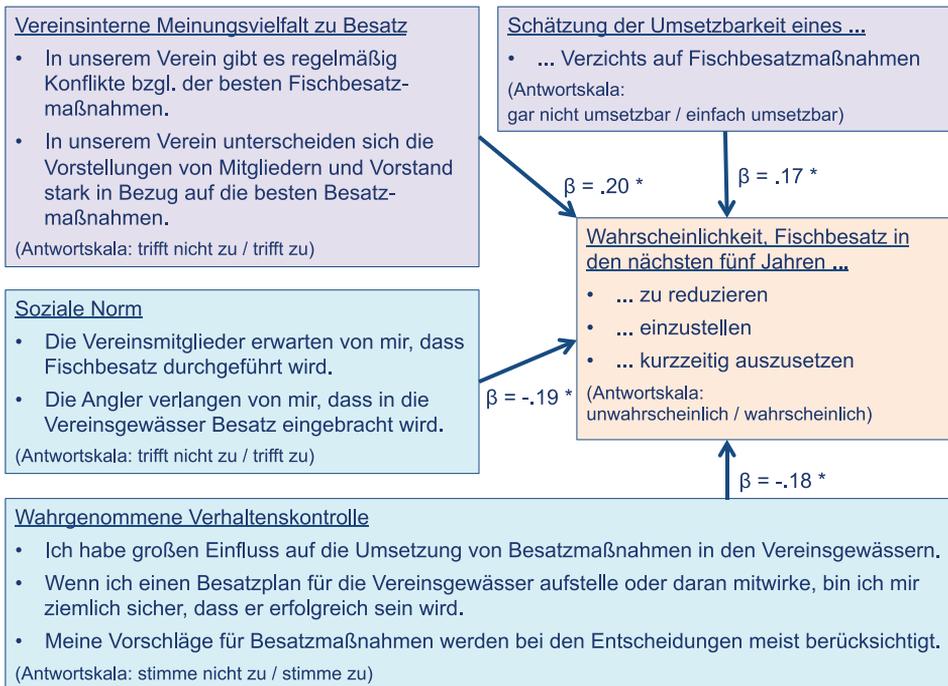


Abbildung 19: Modellierung der Stärke des Einflusses verschiedener sozial-psychologischer Faktoren auf die Einschätzung der Wahrscheinlichkeit einer Reduzierung, eines kurzzeitigen Aussetzens oder einer gänzlichen Einstellung von Fischbesatzmaßnahmen durch Angelvereine in den nächsten fünf Jahren (Basis n = 562 Vereine, * = statistisch signifikant).

kontroverser Besatz diskutiert wird. Andererseits erscheint den Entscheidungsträgern (Gewässerwarten oder Vorständen) eine Besatzreduzierung umso unwahrscheinlicher, je stärker sie einen durch die Vereinsmitglieder ausgeübten sozialen Druck zur Durchführung von Besatz wahrnehmen (soziale Norm) und je mehr Kontrolle die Entscheider über die Umsetzung von Besatzmaßnahmen haben (wahrgenommene Verhaltenskontrolle, Abbildung 19). Letzteres wird plausibel, wenn man bedenkt, dass die Entscheidungsträger in deutschen Angelvereinen tendenziell besatzfreundlich eingestellt sind. Viele Gewässerwarte haben eine besatzunterstützende persönliche Norm entwickelt, die ihrer wahrgenommenen Rolle als Heger und Pfleger entspricht (Kapitel 2.3). Je stärker sie also selber die Besatzmaßnahmen glauben beeinflussen zu können, desto eher vermuten die Befragten, dass Besatz als Hegemaßnahme im Verein aufrechterhalten und nicht reduziert werden wird.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Die Ergebnisse legen nahe, dass eine praktisch umsetzbare Beeinflussung der Entscheidungsträger mit dem Ziel eines kritischeren Umgangs mit Fischbesatz und einer daraus häufig folgenden Reduktion von Besatzmaßnahmen am ehesten erfolgen kann, indem die vereinsinterne Meinungsvielfalt erhöht und die soziale Norm zur Durchführung von Besatz seitens der Vereinsmitglieder reduziert wird. Wie von Besatzfisch gezeigt, könnten dazu beispielsweise belastbare Informationen über die Bedingungen, unter denen Besatz wirkungslos ist, an Vereine und deren Mitglieder weitergegeben werden. Diese Informationen könnten den Glauben an Besatz als hegerisches Allheilmittel abschwächen und in der Folge auch zur Veränderung von Besatzmaßnahmen beitragen. Das wäre dann besonders wahrscheinlich, wenn es vereinsintern zu

besatzkritischen Diskussionen käme.

- Eine weitere Möglichkeit, Besatz zu reduzieren, besteht in der Etablierung eines mehrheitlichen Beschlussverfahrens, das die Entscheidung für oder gegen Besatz auf mehrere Schultern verteilt. Entsprechende Entscheidungsprozesse können in der Regel nur vereinsintern verändert werden. Alternativ könnten Behörden und gegebenenfalls Verbände über Genehmigungsverfahren stärker in die vereinsinternen Prozesse eingebunden werden, um die faktische Verhaltenskontrolle der vereinsinternen Entscheidungsträger zu reduzieren.
- Allerdings zeigen die Ergebnisse, dass sich die von Entscheidungsträgern gehegte Absicht, den Besatz zu verringern, aus einer rein sozial-psychologischen Perspektive nur teilweise erklären lässt. Offenbar wirken soziale und vereinsinterne Kontexte, gesetzliche Vorgaben und ökonomische Zwänge stärker auf die Besatzentscheidungen ein als die psychologischen Merkmale der Entscheidenden. In Kapitel 5 wird der Versuch einer Synthese dieser multiplen Faktoren unternommen.

2.5 Sozial-ökologische Wechselbeziehungen rund um Besatz und theoretische Konsequenzen für natürliche Fischpopulationen

Arlinghaus, R.; van Poorten, B.; Daedlow, K.; Haertel-Borer, S.

Kontext und Forschungsziel

Wie in den vorangehenden Kapiteln gezeigt, haben sowohl Angler als auch Gewässerbewirtschaftler in Angelvereinen ausgeprägte Normen zugunsten von Besatz entwickelt. Es wurde ferner dargelegt, dass es unter

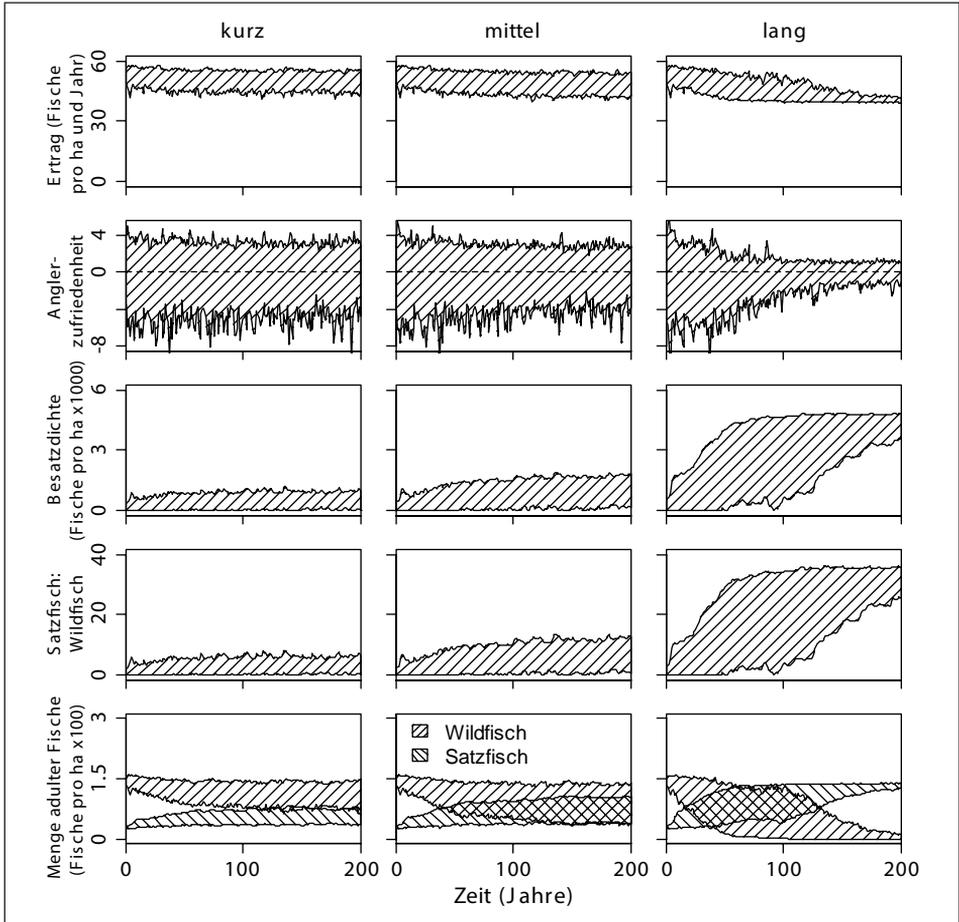


Abbildung 20: Evolution von Fischbesatz als Maßnahme in einem gekoppelten sozial-ökologischen Angelfischereisystem bei drei unterschiedlichen Erinnerungsgraden der Angler an die Fänge der Vergangenheit. Der rechte Fall ist der realistische, der angemessen lange Erinnerungsleistungen an frühere Fänge darstellt. Unter diesen Bedingungen steigt der Besatz mit Satzfishen an, der langfristig nach etwa 160 Jahren zum Verlust bzw. Niedergang der Wildpopulation führt. Da die meisten hiesigen Besatzmaßnahmen jünger als dieser Zeitraum sind, findet der Austausch von Wild- durch Satzfisher vielleicht erst künftig statt und ist deshalb empirisch noch gar nicht messbar (aus van Poorten et al. 2011).

Anglern keine prinzipielle Vorliebe für Besatz gibt, sondern dass die positive Einstellung zu Besatz aus dessen wahrgenommenem Beitrag zur Verbesserung des Fangs resultiert. Angler erinnern sich an vergangene Fangerfolge, wenn sie gegenwärtige bewerten. Unvorhergesehene ökologische Effekte führen dazu, dass fast alle natürlich reproduzierende Arten in ihren Bestandshöhen von Jahr zu Jahr schwanken. Als Folge schwanken auch die Anglerfänge. Untersuchungsziel war es,

mit einem Computermodell zu überprüfen, ob einfache Mechanismen und sozial-ökologische Rückkopplungsprozesse (Rückerinnerung an vergangene Fänge bei der Ableitung gegenwärtiger Fangerwartungen, fangabhängige Anglerzufriedenheit, Forderung von Besatz bei Fangunzufriedenheit durch Angler sowie natürlicherweise schwankende Fischbestände) ausreichen, um in Angeler einen Besatz als Traditionsmaßnahme „evolvierten“ zu lassen.

Methoden

Ein sozial-ökologisches Fischbesatzmodell wurde auf Papier entwickelt und mittels Computersimulation analysiert. Das Modell beinhaltet das biologische Submodell einer besatzgestützten Fischpopulation, die von Anglern nachhaltig befischt wird (30 % jährliche Entnahmerate). Das soziale Submodell basierte auf fangabhängiger Anglerzufriedenheit, wobei die Zufriedenheit als Differenz zwischen Fangerwartung und tatsächlichen Fängen dargestellt wurde: Sind die Angler unzufrieden, fordern sie von den Gewässerbewirtschaftern Besatz, worauf diese – als Reaktion auf die soziale Norm – Besatz vornehmen. Sind die Angler zufrieden, wird der Besatz entsprechend reduziert. Besetzt wird mit Jungfischen in einer natürlich reproduzierenden Fischpopulation, die unvorhersehbaren natürlichen Bestandschwankungen unterliegt. Details des Modells finden sich in van Poorten et al. (2011).

Ergebnisse

Die Modellergebnisse zeigen, dass sich kontinuierlich durchgeführter Besatz als Managementantwort seitens der Angelvereine etabliert, sobald Angler sich an vergangene Fangerlebnisse erinnern und soziale Normen existieren, die von der Anglerzufriedenheit abhängen und zur Durchführung von Fischbesatz in einer – bei natürlichen Fischbeständen zwangsläufig – schwankenden ökologischen Umwelt führen (Abbildung 20). Nur wenn Angler sich nicht an vergangene Fänge erinnern, unterbleibt die Entwicklung kontinuierlichen Besatzes. Ein kompletter Erinnerungsverlust an vergangene Fänge bei der Bewertung gegenwärtiger Fangerwartungen ist aber sehr unwahrscheinlich. Mit anderen Worten: Das Modell sagt voraus, dass sich in selbst organisierten Angelfischereisystemen unter normalen Bedingungen Fischbesatz als Traditionsmittel der Bewirtschaftung entwickeln sollte. Dieses theoretische

Ergebnis entspricht exakt den in Kapitel 1 festgestellten empirischen Befunden, nach denen die meisten Angelvereine in Deutschland regelmäßig auf Besatz zurückgreifen. Der Rückgriff auf Besatz stellt einerseits eine wichtige Investition in Fischbestände dar, kann aber andererseits – je nach Auswahl des Besatzmaterials – langfristig zum Verlust der genetischen Integrität einer Wildpopulation führen. Das ist aber nur dann wahrscheinlich, wenn gut an das Besatzgewässer angepasste, aber gebietsfremde Populationen als Satzfishmaterial verwendet werden und die natürliche Vermehrungsfähigkeit der Wildfischpopulation (und damit ihre Pufferfähigkeit), beispielsweise durch Habitatengpässe, eingeschränkt ist.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Das Modell zeigt, dass soziale Normen „pro Besatz“ unter Anglern sowie eine fangabhängige Anglerzufriedenheit unter den Bedingungen schwankender Fischbestandsgrößen ausreichen, um die empirische Befundlage eines regelmäßigen Rückgriffs auf Besatz durch Angelvereine zu erklären.
- Stetiger Besatz kann zum Verlust der Wildfische beitragen, insbesondere wenn deren Bestand aufgrund von nichtfischereilich begründeten Habitatengpässen bereits geschwächt ist.
- Rückgriff auf Besatz ist die stabile und erwartbare Reaktion einer selbstorganisierten Angelfischerei in privaten Fischereirechtssystemen.
- Veränderte Reaktionen von anglerischen Bewirtschaftern sind nur dann zu erwarten, wenn fischereibiologische Ergebnisse die mangelnde Erfolgsaussicht von Besatz überzeugend dokumentieren und wenn sich in der organisierten Anglerschaft die entsprechende Einsicht durchsetzt, dass Besatz zur Bestandssteigerung nur unter ganz bestimmten Umständen sinnvoll ist.

- Positiv formuliert führt die Übertragung von Fischereirechten an Angler zu einer hohen Motivation, die Bestände über Besatz langfristig zu erhalten, das heißt also darin zu investieren. Dieses Potenzial kann die öffentliche Hand nutzen, da der Einsatz von Anglern in der „Causa Fisch“ für die staatlichen Stellen kostenneutral ist.

von Angelvereinen mitbestimmen. Auch wurde in Kapitel 2.4 bereits angedeutet, dass über die reine „Gewässerwartepsyche“ hinaus eine Vielzahl weiterer Faktoren das Besatzverhalten von Vereinen beeinflussen kann. Ziel dieser Studie war es, den Einfluss unterschiedlicher Gewässervariablen (z. B. Art und Größe des Gewässers) und verschiedener Verfügungsrechte auf die Besatzumfänge deutscher Angelvereine zu untersuchen.

2.6 Einfluss von fischereirechtlichen und gewässerökologischen Bedingungen auf Besatzumfänge

Pagel, T.; Arlinghaus, R.

Kontext und Forschungsziel

Gemäß dem in Kapitel 2.5 dargestellten sozial-ökologischen Besatzmodell ist Besatz als Standardhegemaßnahme in vielen Gewässern zu erwarten. Allerdings sollten die Gewässergrundlagen (z. B. künstliche versus natürliche Gewässer mit ausreichenden Laichbedingungen und Jungfischlebensräumen) sowie die fischereirechtlichen Voraussetzungen (z. B. die Art der Fischereirechte) die tatsächlichen Besatzumfänge

Methoden

Als Grundlage dienten Daten aus der bereits mehrfach angesprochenen deutschlandweiten Befragung unter ca. 2.000 zufällig ausgewählten Angelvereinen, von denen rund 61 % auswertbare Fragebögen zurückgesandt haben (vgl. Kapitel 1.1 und 2.3). In der Umfrage wurden sowohl die fischartenspezifischen Besatzmengen (Biomasse/Stückzahl pro Hektar) als auch die Besatzkosten für das Hauptvereinsgewässer erfragt. Mit Hauptvereinsgewässer war das Vereinsgewässer gemeint, das die meisten Mitglieder als das beliebteste Angelrevier im Verein ansahen und in dem regelmäßig Fischbesatz durchgeführt wird oder in der Vergangenheit schon einmal durchgeführt wurde.

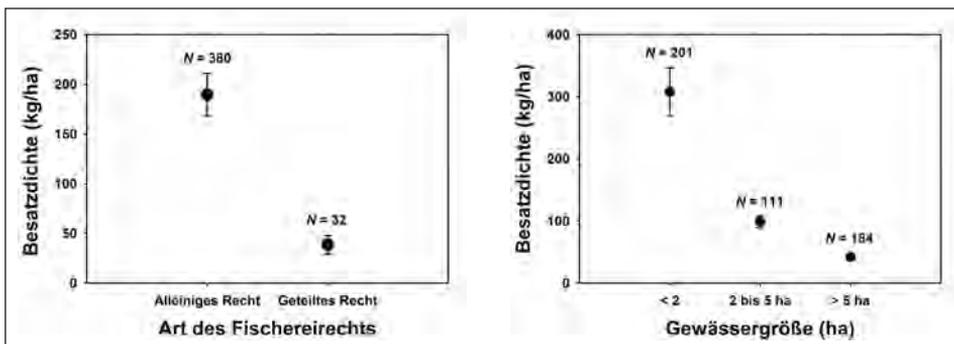


Abbildung 21: Durchschnittliche Besatzdichte (kg/ha) in Abhängigkeit von Fischereirecht und Gewässergröße für Standgewässer, die von deutschen Angelvereinen bewirtschaftet wurden. N = Zahl der Angelvereine. Dargestellt sind auch die Schwankungen rund um die Mittelwerte.

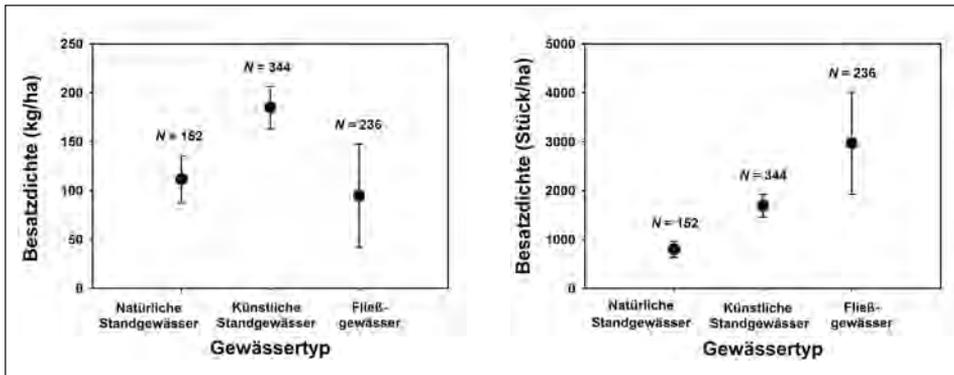


Abbildung 22: Durchschnittliche Besatzdichte (in kg/ha und Fische/ha) in Abhängigkeit vom Gewässertyp, in den der Besatz von deutschen Angelvereinen eingebracht wurde. N = Zahl der Angelvereine. Dargestellt sind auch die Schwankungen rund um die Mittelwerte.

Ergebnisse

Die Besatzintensität (kg/ha) hing eng mit den vorherrschenden fischereirechtlichen Rahmenbedingungen und der Gewässergröße zusammen. Im Jahr 2010 gab es in Vereinsgewässern deutlich höhere Besatzmengen, die dem alleinigen Fischereirecht des Vereins unterlagen (Abbildung 21, links). Hingegen wurden Gewässer, die durch mehrere Parteien bewirtschaftet wurden, weniger intensiv besetzt. Ferner war festzustellen, dass besonders die kleinen, überschaubaren Gewässer (mit einer Gesamtfläche von weniger als zwei Hektar) besonders intensiv mit Fischen besetzt wurden (Abbildung 21, rechts) und dass die Fischbesatzintensität mit zunehmender Größe der Gewässer abnahm.

Im Jahr 2010 wurden künstliche Standgewässer intensiver besetzt als natürliche Standgewässer sowie Fließgewässer und Kanäle (Abbildung 22, links). Dies traf jedoch nur für die besetzte Biomasse (kg/ha) zu. In Bezug auf die besetzte Stückzahl je Hektar Gewässerfläche wurden Fließgewässer intensiver besetzt als Standgewässer (Abbildung 22, rechts). Dies hing mit der allgemein geringeren Größe der Fische zusammen, die durch Angler in Fließgewässern besetzt wurden.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Angelvereine besetzen ihre Gewässer nicht gleichmäßig intensiv. Der Besatz ist besonders ausgeprägt in kleinen, künstlichen Standgewässern. Das sind auch diejenigen Gewässertypen, die häufig besonders auf Besatz angewiesen sind, weil natürliche Laichmöglichkeiten fehlen oder eingeschränkt vorhanden sind. Das ökologische Risiko dieser Besatzmaßnahmen ist im Vergleich zum Besatz von Naturgewässern als geringer einzuschätzen, die Erfolgsaussicht ist bei der Wahl der geeigneten Fischarten und Besatzdichten hingegen recht hoch.
- Die empirischen Daten belegen, dass die Übertragung von Fischereirechten auf Angelvereine eine erhöhte Besatzintensität nach sich zieht. Dies lässt sich einerseits auf die in Kapitel 2.5 dargestellten sozial-ökologischen Mechanismen zurückführen, vor allem auf die bestehenden sozialen Normen zugunsten von Besatz, andererseits ist es ökonomisch nachvollziehbar, weil die alleinige Bewirtschaftung dazu motiviert, Investitionen in Ressourcen für die eigene Nachnutzung zu tätigen, beispielsweise in Form von Besatz. Man muss also davon ausgehen, dass die Privatisierung von

Fischereirechten auch aus ökonomischen Erwägungen heraus den verstärkten Rückgriff auf Besatz seitens der Vereine begünstigt.

Fazit

Folgendes Fazit kann aus den in Kapitel 2 vorgelegten Erkenntnissen gezogen werden:

- Angler und Entscheider in Angelvereinen stehen Besatz sehr positiv gegenüber.
- Angler bevorzugen Besatz, weil sie die Maßnahme als geeignet erachten, die Fänge zu erhalten oder zu steigern.
- Die Anglerzufriedenheit ist vor allem von der Fischgröße und weniger von den Fangraten abhängig. Ab einem Fang von ein bis zwei Fischen pro Tag steigt bei den meisten Arten die Anglerzufriedenheit nicht mehr an, wohingegen für eine Mehrheit von ihnen die Fische im Fang nie groß genug sein können. Eine geeignete Managementstrategie für fast alle Arten ist daher die Gewährleistung großer Fische und ausreichender Fangmengen, was in der Regel nur über die Kontrolle des Aufwands und über die Implementierung geeigneter Fangbestimmungen (z. B. Entnahmefenster) und nicht über Besatz alleine möglich ist.
- Fangabhängige Anglerzufriedenheiten, soziale Normen pro Besatz und natürliche Bestandsfluktuationen sind ausreichend zur Erklärung der Dominanz von Besatz im selbstorganisierten Angelfischereisystem. Darüber hinaus

wirkt eine Reihe administrativer und ökonomischer Faktoren auf die Besatzentscheidungen ein. Wir haben es mit einem komplexen Wirkungsgefüge zu tun, das nur sehr schwer und nur kontextabhängig verändert werden kann. Besonders wichtig scheint eine verstärkte Kommunikation der Erfolgsaussicht von Besatz zu sein, um den Glauben an die Funktionalität von Besatz – im Einklang mit der fische-reibiologischen Realität – etwas zu reduzieren (Kapitel 3).

- Besonders intensiv werden kleine künstliche Standgewässer besetzt, die im alleinigen Eigentum von Angelvereinen sind. Im Sinne einer ökologischen Schadensabwägung gegenüber den Nutzen von Besatz ist intensiver Besatz in diesen Gewässertypen weit weniger problematisch als zum Beispiel in natürlichen Fließgewässern. Besatz sollte verstärkt strategisch genutzt werden, indem ausgewählte (künstliche) Gewässer intensiv zur Gewährleistung rascher Fangerfolge besetzt werden und diese sodann einen großen Teil des Angelaufkommens „anziehen“. Dadurch könnte die anglerische Nutzung und die Besatzintensität in naturnäheren Gebieten reduziert werden, so dass Win-win-Situationen für Angler, Vereine und für den Natur- und Artenschutz entstehen. Obgleich viele Vereine intuitiv genau nach diesen Maßstäben verfahren (z. B. in Bezug auf den Frühjahrsbesatz mit Regebogenforellen in Baggerseen), könnte das Prinzip noch häufiger Eingang in die Praxis finden und von Behörden unterstützt werden.

3. Fischereilicher Besatzerfolg in Abhängigkeit von natürlicher Rekrutierung, Satzfishgröße und Besatzmenge

Kapitel 3 stellt Ergebnisse von Besatzerperimenten mit Hechten und Karpfen in anglisch gehegten Baggerseen vor. Dabei wird der übergeordneten Frage nachgegangen, unter welchen (ökologischen) Bedingungen Besatz zur Bestandssteigerung beiträgt (additive Effekte). Untersucht wurde zum einen Besatz bei fehlender natürlicher Vermehrung, was für Erhaltungsbesatz spräche, sowie zum anderen der Erfolg von Ausgleichsbesatzmaßnahmen mit Brütlingen und Setzlingen, die in natürlich reproduzierende Populationen eingesetzt wurden. Schließlich wurde in Bezug auf die Wirksamkeit unterschiedlicher Satzfishgrößen überprüft, ob sich Laichfische nach Besatz im Bestand etablieren und über die Reproduktion zur nachfolgenden Generation beitragen. Abschließend wurden Möglichkeiten des Monitorings von Besatzmaßnahmen durch eine Verwendung von Angeltagebüchern eruiert.

3.1 Ist Besatz mit Hechtbrut bzw. -jungfischen in natürlich reproduzierenden Beständen fischereilich gesehen erfolgreich?

Hühn, D.; Lübke, K.; Skov, C.; Pagel, T.; Arlinghaus, R.

Kontext und Forschungsziel

Ein bestandssteigernder Einfluss von Besatz mit Fischbrut oder Jungfischen in sich natürlich vermehrenden Beständen ist meist sehr schwer zu gewährleisten, da Satzfish in Konkurrenz zu Wildfischen treten. Theoretischen Modellen zufolge ist das Besetzen von

Alters- bzw. Größenklassen, die so jung bzw. klein sind, dass sie hohe dichteabhängige Sterblichkeiten nach Besatz erfahren, ohne Effekt auf Jahrgangsstärke und Fänge nach Besatz (Lorenzen 2005; Rogers et al. 2010). Auch bergen Kompensationsbesatzmaßnahmen stets das Risiko der Verdrängung natürlich aufkommender Tiere durch besetzte Artgenossen, ohne notwendigerweise einen messbaren Effekt auf die Jahrgangsstärke und den anschließenden Fang zu haben (Li et al. 1996). Vermutlich trägt der Besatz mit Brut und Jungfischen in natürlich reproduzierenden Beständen nur unter ganz bestimmten Bedingungen zu einer Steigerung der Jahrgangsstärke bei. Positive Besatzerfolge in fischereilicher Hinsicht (Fangsteigerung) sind umso wahrscheinlicher, je größer die Satzfish sind, da hierbei die Phase starker natürlicher Sterblichkeitsregulation umgangen wird (Lorenzen 2000, Lorenzen et al. 2012). Andernfalls wird sich sehr wahrscheinlich die gewässerspezifische Tragkapazität an Nachkommen einstellen, völlig unabhängig vom Besatz. Leider mangelt es an belastbaren Freilandexperimenten zu diesem Themenkomplex. Ziel der Studien von Besatzfish war eine Überprüfung des potenziell bestandssteigernden Effekts von Besatz mit Brut und einsömmerigen Fischen am Beispiel des Hechtes als Vertreter einer fischereilich relevanten Fischart, die sich in vielen Gewässern natürlich reproduziert und die häufig von Vereinen besetzt wird (Kompensationsbesatz, Kapitel 1.1).

Methoden

Zur Beantwortung der Fragestellung wurden zwei Experimente durchgeführt. 1) In einem Teichexperiment (Abbildung 23) wurden

zunächst die Veränderung der Bestandsgröße sowie das Überleben und das Wachstum von Hechtbrütlingen nach Besatz in Situationen mit und ohne natürlicher Reproduktion verglichen (Lübke 2013; Hühn et al. 2014). Die Teiche wurden Anfang April mit markierter schwimm- und fressfähiger Hechtbrut besetzt (6 Brütlinge/m²). Der Versuch endete Anfang Juli. 2) In einer begleitenden Freilandstudie wurde der Einfluss vom Herbstbesatz mit einsömmerigen Hechten (20 bis 30 cm) in 18 beangelten niedersächsischen Baggerseen, in denen sich die Hechte natürlich fortpflanzten, untersucht. Die Gewässer zeigten unterschiedliche Strukturvielfalt (Totholz, Wasserpflanzen) und wurden mit 35 bzw. 70 einsömmerigen Hechten pro Hektar besetzt. Die Besatzmenge von 35 einsömmerigen Hechten pro Hektar entsprach den praktischen Hinweisen zur guten fachlichen Praxis (Baer et al. 2007). Kontrollen

mit „Nullbesatz“ wurden ebenfalls in die Untersuchung einbezogen. In einem Vorher-Nachher-Vergleichsansatz (Vorher-Nachher-Kontrolle-Interventionsstudie) wurde der besetzte Hechtjahrgang mittels Elektrofischerei über eineinhalb Jahre im Gewässer verfolgt, um mögliche bestandssteigernde Effekte von Besatz zu untersuchen. Vor dem Besatz fand eine Quantifizierung des Ist-Zustands in allen Gewässern statt, um so die Effekte von Besatz im Vergleich zu unbesetzten Kontrollgewässern im zeitlichen Verlauf optimal evaluieren zu können.

Ergebnisse

Kurz nach dem Brutbesatz in Teichen wurde eine deutliche Erhöhung der Bestandsdichte unter den Junghechten nachgewiesen. Zu diesem Zeitpunkt zeigten Mageninhaltsanalysen, dass sich die Hechte ausschließlich

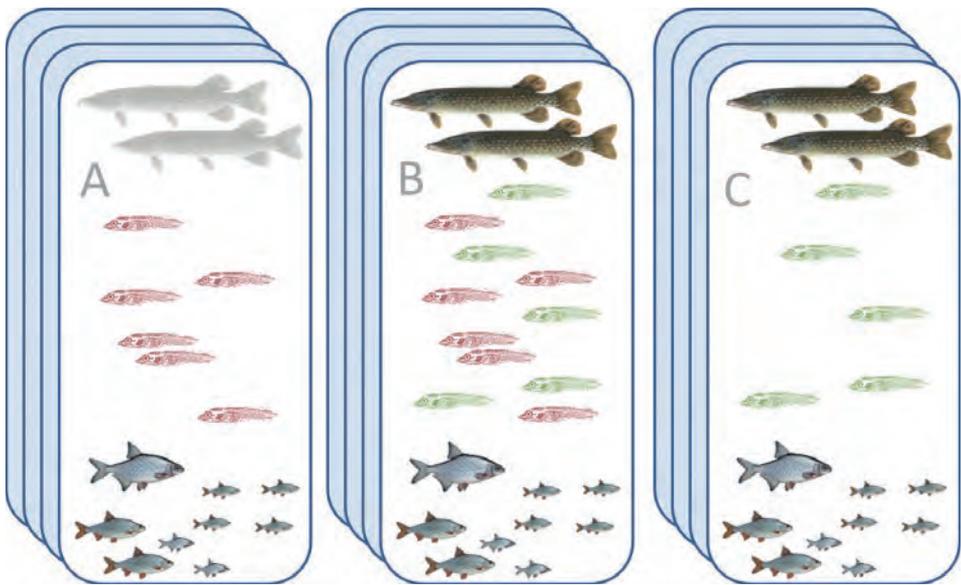


Abbildung 23: Versuchsaufbau zum Brutbesatz in Teichen. Simulation von Hechtbrutbesatz (6 Brütlinge pro m², rot) in Bestände ohne natürliche Reproduktion (Variante A), in natürlich reproduzierende Bestände (Variante B) und in Teiche mit besetzten Laichhechten zur Simulation eines natürlicherweise reproduzierenden Bestands ohne Besatz (Variante C). Grün sind natürliche Nachkommen, rot sind besetzte Brütlinge. Alle Teiche wurden mit Weißfischen als Futter besetzt. In (A) wurden abgelaichte Hechte nach der Reproduktion eingesetzt, um den Fraßdruck durch große Hechte in allen Teichen gleich zu halten. Zum Einsatz kamen vier Teiche je Variante. Weitere methodische Details finden sich in Hühn et al. (2014) und Lübke (2013).

von Zooplankton ernährt hatten. Zum Zeitpunkt des Ablassens der Teiche im Juli wurde jedoch keine besatzbegründete Bestandserhöhung mehr festgestellt (Abbildung 24). Nahrungsanalysen bestätigten das Auftreten von Kannibalismus, daher ist es wahrscheinlich, dass „überschüssige“ Hechte von Artgenossen oder anderen Räubern (Reihern, Kormoranen) gefressen worden waren und sich die Jahrgangsstärke über Fraßdruck auf die teichspezifische Tragkapazität einregulierte hatte. In der Konkurrenzsituation war das Wachstum der besetzten Hechte deutlich geringer als das der natürlich aufgetretenen Tiere (Abbildung 25), was den Kannibalismus der besetzten Brütlinge geschürt haben könnte. Trotz gleicher genetischer Herkunft zeigten die künstlich erbrüteten Hechte in der Konkurrenzsituation insgesamt eine deutlich höhere Sterblichkeit, verglichen mit ihren natürlich aufgetretenen Artgenossen. Dies belegt die Fitnessnachteile der Satzhechte, möglicherweise eine Folge von unnatürlichen Bedingungen während der kurzen Phase in der Fischzucht. Allerdings etablierten sich in den gemischten Beständen durchaus auch einige besetzte

Brütlinge, ohne dadurch zu einer Bestandssteigerung beizutragen.

Aus den Ergebnissen wurde die Folgerung abgeleitet, dass Brutbesatz mit Hechten in natürlich reproduzierenden Beständen fischereilich völlig wirkungslos ist, aber trotzdem einige der natürlicherweise gewachsenen, einsömmerigen Hechte verdrängt werden. Besatz mit Hechtbrut in Teiche ohne natürliche Reproduktion führt hingegen zu einer naturnahen Junghechtbestandsgröße (Abbildung 24). Diese Jungfische waren auch ähnlich gut gewachsen wie die wilden Hechte (Abbildung 25). Besatz mit Hechtbrut kann sich also durchaus lohnen, allerdings muss das richtige, das heißt ein weitgehend oder völlig hechtfreies Gewässer besetzt werden. In allen anderen Fällen ist Brutbesatz mit Hechten wirkungslos.

Der ausbleibende Besatzerfolg im Sinne einer Bestandssteigerung nach Hechtbesatz in natürlich reproduzierende Bestände konnte in der Freilandstudie mit einsömmerigen Junghechten in Baggerseen bestätigt werden. Im ersten Jahr nach Besatz wurde eine

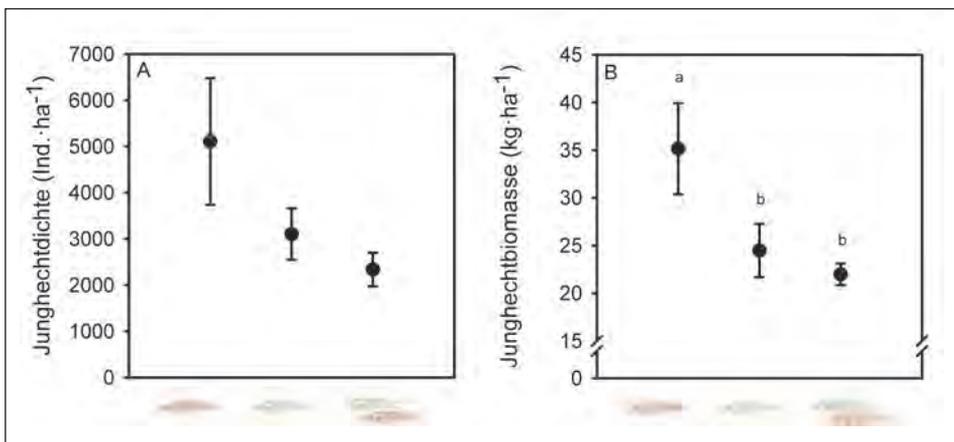


Abbildung 24: Junghechtdichte (A) und -biomasse (B) im Juli beim Ablassen der Teiche. Dargestellt sind Mittelwerte mit Schwankungen (Standardfehler). Rot = Varianten mit Brutbesatz, grün = Varianten mit natürlichem Aufkommen von Junghechten. Es fanden sich in Bezug auf die Häufigkeit (Abundanz) keine statistisch relevanten Dichteunterschiede zwischen den drei Untersuchungsgruppen (A). Die Junghechtbiomasse in den Teichen mit ausschließlichen Besatz war allerdings signifikant größer als die der beiden Varianten mit natürlichem Jungfischauftreten (B).

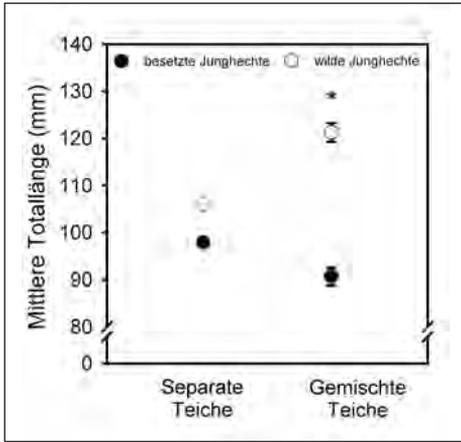


Abbildung 25: Mittlere Totallänge der wilden und besetzten Junghechte beim Abfischen der Teiche im Juli. Dargestellt sind Mittelwerte mit Schwankungen (Standardfehler). Es fanden sich keine Längenunterschiede zwischen wilden und besetzten Hechten, wenn diese in separaten Teichen aufwuchsen (= Versuchsgruppe mit ausschließlich natürlichen Nachkommen vs. Besatz ohne natürliche Nachkommen). In der Konkurrenzsituation (natürliche Nachkommen und Besatz in einem Teich) zeigte die besetzten Junghechte aber ein signifikant schlechteres Wachstum, verglichen mit den natürlichen Junghechten.

signifikante Bestandssteigerung durch Besatz in beiden Besatzdichtevarianten nachgewiesen (Altersklasse 1, Abbildung 26 A, vor allem im Frühjahr nach dem Herbstbesatz). Jedoch zeigte sich bereits ein Jahr nach Besatz in der einjährigen Kohorte, dass die Bestandsgröße gerade in den Gewässern mit einer hohen Besatzdichte relativ zur Kontrollgruppe statistisch nachweisbar abgenommen und sich auf dem gleichen Niveau eingependelt hatte. Große Bestände adulter Hechte in den Besatzgewässern wirkten sich negativ auf den (kurzfristigen) Besatzerfolg aus. Die anfängliche Steigerung des Jahrgangs der einjährigen Hechte im ersten Jahr nach Besatz war im zweiten Jahr in der zweijährigen Kohorte in den meisten Gewässern nicht mehr nachweisbar. Die Bestandsgrößen zwischen Kontrollgewässern und Besatzgewässern unterschieden sich in der Altersklasse 2 im Durchschnitt nicht mehr (Abbildung 26 B). Die Ergebnisse waren unabhängig von der Wasserpflanzenbesiedelung und der Verfügbarkeit von Totholz im Ufer der Gewässer. Lediglich Gewässer mit sehr hohen Beutefischdichten und geringen

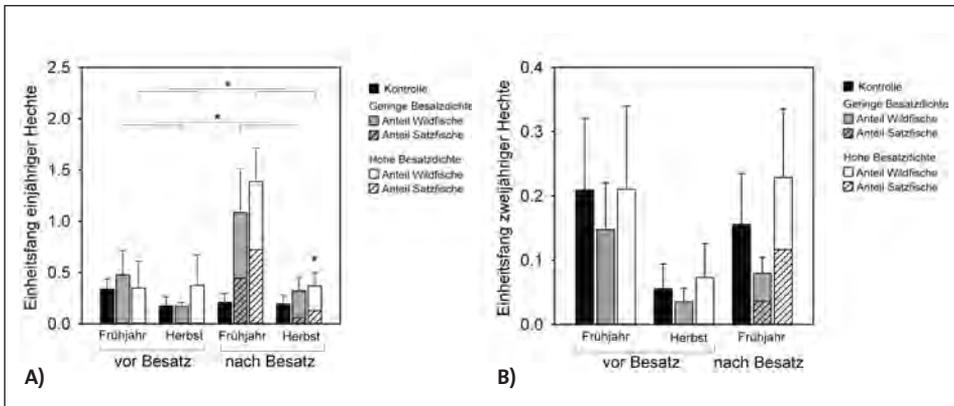


Abbildung 26: Vergleich der Einheitsfänge (relatives Maß für die Bestandsgröße) im Jahr vor und nach Besatz von einjährigen (A) und zweijährigen (B) Hechten. Dargestellt sind Mittelwerte mit Schwankungen (Standardfehler). Deutlich zu sehen ist der Anstieg des Einheitsfangs einjähriger Hechte im Frühjahr nach Besatz. Doch bereits im Herbst nach Besatz haben sich die Bestandsgrößen wieder auf ein natürliches (unbesetztes) Maß reduziert (A). Im zweiten Jahr nach Besatz ist diese Bestandssteigerung im Einheitsfang nicht mehr nachzuweisen (B). Geringe Besatzdichte = 35 einsömmerige Hechte pro Hektar, hohe Besatzdichte = 70 einsömmerige Hechte pro Hektar, * = statistisch signifikante Unterschiede.

Beständen adulter Hechte zeigten nach Besatz eine Tendenz zur Bestandssteigerung der zweijährigen Alterskohorte, das allerdings auch nur bei einer sehr hohen Besatzmenge von 70 Hechten pro Hektar.

Besatz- und Wildfische des gleichen Jahrgangs zeigten in den Baggerseen, ähnlich wie in den Teichversuchen, unterschiedliche Sterblichkeiten. Die besetzten Hechte starben rascher als ihre wilden Artgenossen, obwohl sie zum Besatzzeitpunkt größer waren. Da die Besatzechte aus Teichen kamen, waren sie zwar mit der Naturnahrung vertraut, aber möglicherweise war die Unterstands- und Nahrungssuche im neuen Besatzgewässer trotzdem eingeschränkt. Insgesamt führte also auch der Besatz mit einsömmerigen Hechten zu keiner langfristigen Steigerung der Jahrgangsstärke. Allerdings fanden sich auch im zweiten Jahr nach dem Besatz einige der besetzten Hechte in den Beständen (Abbildung 26). Ähnlich wie im Teichversuch mit der Hechtbrut belegte dies eine teilweise Verdrängung natürlicher durch besetzte Hechte.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Jungfischbesatz mit Hechten in natürlich reproduzierenden Beständen führt zu keiner Steigerung der Jahrgangsstärke und ist fischereilich daher ohne Wirkung.
- Das Umgehen der sexuellen Selektion (Thériault et al. 2011) sowie der Aufenthalt in der Fischzucht führen zu Fitnessnachteilen und verringern die Konkurrenzfähigkeit von Satzfishen gegenüber Wildfishen (Araki et al. 2007), was sich bei Hechtbrut in erhöhten Sterblichkeiten und reduziertem Wachstum nach Besatz äußert.
- Besatz verdrängt einen Teil der Wildproduktion von Junghechten (Abbildung 26) und hat daher – je nach Auswahl des Besatzmaterials – das Potenzial, die natürliche genetische Vielfalt negativ

zu verändern, sofern sich die Satzhechte erfolgreich fortpflanzen. Weil er keinen fischereilichen Nutzen stiftet, aber ein genetisches Risiko birgt, ist Hechtbesatz in natürlich reproduzierenden Beständen überdenkenswert.

- Hechtbesatz ist sehr erfolgreich und fischereilich angeraten, wenn in dem Besatzgewässer keine natürliche Reproduktion stattfindet.
- Es ist sehr wahrscheinlich, dass die Ergebnisse zum Jungfischbesatz beim Hecht auf andere Raubfischarten wie Zander (Li et al. 1996) oder Bachforelle (Baer 2008) übertragbar sind. Die Selbstregulationsmechanismen über Kannibalismus sind vor allem bei Raubfishen ausgeprägt. Allerdings könnte auch die Konkurrenz um Nahrung in natürlich reproduzierenden Beständen, zum Beispiel bei Friedfishen, zu vergleichbaren Besatzeffekten führen, wie hier für Hechte belegt.
- Die Erfolgsaussicht von Kompensationsmaßnahmen mit Brut oder Jungfishen ist auf Basis vorliegender Ergebnisse für viele reproduzierende Fischarten als gering einzuschätzen. Möglicherweise ist unter diesen Bedingungen der Besatzerfolg im Sinne der Bestands- und Fangsteigerung höher, wenn natürlich aufgezogene, fangfähige Fische statt Jungfishen besetzt werden, weil größere, natürlich aufgezogene Satzfishen oder besetzte Wildfänge meist eine höhere Überlebensrate nach Besatz zeigen als kleinere (Lorenzen 2006). Während die dichteabhängige Populationsregulation bei Brut- und Jungfishen vor allem über die Sterblichkeit funktioniert, ist die dominierende Form der dichteabhängigen Populationsregulation bei adulten Fishen die Wachstumsregulation (Lorenzen 2005). Anders ausgedrückt: Die Jungfischbestände regulieren sich nach Besatz über dichteabhängige Sterblichkeit rasch von alleine auf die gewässerspezifische Tragkapazität,

während die besetzten Laichfische, sofern sie natürlich aufgezogen sind oder Wildfische sind, meist nach Besatz sehr gut überleben und nur eine eingeschränkte dichteabhängige Regulation über das Wachstum stattfindet (Lorenzen 2005, 2006). Zwar reproduzieren vor allem domestizierte, größere Satzfsiche nach Besatz aufgrund von Fitnessnachteilen gegenüber den Wildfischen nicht zwangsläufig (Araki et al. 2007), aber sie wachsen in den fangbaren Bestand hinein und erlauben so eine fischereiliche Nutzung auf höherem Niveau als es ohne Besatz der Fall wäre (siehe z. B. Forellenbeispiel in Baer 2008). Aus diesem Grunde sind in sich natürlich reproduzierenden Fischbeständen additive Effekte von Besatz – vor allem nach dem Besatz von robusten großen Fischgrößen, die keiner nennenswerten dichtabhängigen Sterblichkeitsregulation mehr unterliegen –, zu erwarten (vgl. auch Kapitel 3.2), während der Brut- und Jungfischbesatz meist und mangels Monitoring häufig unbemerkt misslingt (Lorenzen 2005). Eine Anhebung der Reproduktion ist bei starker juveniler Dichteregulation und selbstreproduzierenden Populationen selbst bei Besatz von robusten Fischgrößen in den seltensten Fällen zu erwarten,

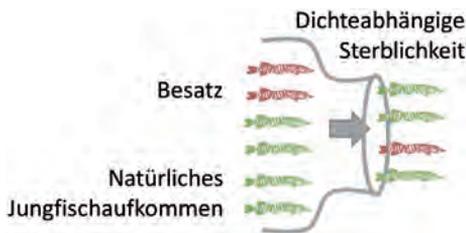


Abbildung 27: Dichteabhängige Bestandsregulierung nach Besatz. Nach der künstlichen Steigerung der Bestandsdichte reguliert sich die Bestandsgröße in Gewässern mit natürlichem Jungfischauftreten auf eine gewässer- und lebensraumspezifische Bestandsgröße zurück. Es können aber einige besetzte Fische im Bestand verbleiben, die sich mit den Wildfischen paaren und zur Hybridisierung führen können.

es sei denn, der Laicherbestand ist durch Überfischung, Fischsterben oder Kormoranfraß massiv eingebrochen. In diesem Ausnahmefall kann durch Laichfischbesatz der Laicherbestand und damit auch die Reproduktionsleistung des Bestands kurzfristig aufgebaut werden.

3.2 Ist Besatz mit Laichhechten in natürlich reproduzierenden Beständen fischereilich gesehen erfolgreich?

Hühn, D.; Eschbach, E.; Hagemann, R.; Mehner, T.; Bekkevold, D.; Arlinghaus, R.

Kontext und Forschungsziel

Die Sterblichkeit nach Besatz sollte bei großen Satzfishen besonders gering sein (Lorenzen 2000, 2006). Insofern sollte es beim Besatz großer Fische im Unterschied zu Jungfischbesatz (Kapitel 3.1) in fast allen Situationen zu einer Bestandssteigerung kommen. Wie bereits angemerkt, steigert sich dadurch aber nicht unbedingt die Reproduktionsleistung des Bestands. Eine offene Frage war daher, ob große Satzfishen in den Laicherbestand aufgehen, also über erfolgreiche Vermehrung zur nachfolgenden Generation beitragen. Bei domestizierten, künstlich aufgezogenen Satzfishen, wie zum Beispiel Forellen, ist die Reproduktionsleistung nach Besatz sehr gering (Araki et al. 2007). Der reproduktionsfähigkeitsreduzierende Domestikationseffekt tritt bei Salmoniden schon innerhalb einer Aufzuchtphase in der Fischzucht von Brut- zum Laichfisch auf (Christie et al. 2012, 2014). Ob ähnliche Bedingungen auch beim Besatz von Laichfischen aus Wildfängen zutreffen, war bisher für Nichtsalmoniden unbekannt. Ziel der Untersuchung war es herauszufinden, wie gut sich gebietsfremde Laichhechte in einem Naturgewässer etablieren und ob sie

im Vergleich zu den einheimischen Hechten ähnliche Überlebensraten und Reproduktionserfolge zeigen.

Methoden

In ein Versuchsgewässer des IGB (Kleiner Döllnsee: ca. 25 ha, 8 m maximale Tiefe, schwach eutroph, hoher natürlicher Hechtbestand) wurden im Oktober 2011 84 mit akustischen Peilsendern ausgestattete Laichhechte (Milchner und Rogner gemischt) aus zwei benachbarten Seen, dem Groß Vätersee (N = 43) und dem Wuckersee (N = 41), besetzt. Auch eine Stichprobe heimischer Hechte (N = 43) aus dem Kleinen Döllnsee wurde im Oktober experimentell besetzt, das heißt, die Fische wurden – wie die beiden fremden Herkünfte auch – mit akustischen Sendern ausgestattet, transportiert, in Teichen zwischengehärtet, abgefischt und wieder in das Versuchsgewässer eingesetzt (Gruppe „Kleiner Döllnsee“ in Tabelle 10). Als natürliche Kontrolle diente eine Gruppe von Hechten aus dem Versuchsgewässer (N = 33), welche ebenfalls mit Sendern ausgestattet, aber unmittelbar nach der Operation im Frühjahr 2011 wieder in das Ursprungsgewässer zurückgesetzt wurden. Diese Hechte wurden im Mai (N = 25) bzw. September (N = 8), vor dem Besatz der drei anderen Gruppen, gefangen und besondert. Im Frühjahr wurden darüber hinaus 80 Hechte aus dem Freiwasser mit der Angel gefangen und entnommen, um „Platz zu schaffen“ für die neuen Besatzehechte im Herbst. Durch dieses Vorgehen wurde die adulte Hechtpopulation konstant gehalten. Insgesamt lebten von den im Frühjahr besonderten Kontrollhechten des Kleinen Döllnsees zum Zeitpunkt des Besatzes mit den anderen drei Herkünften im Oktober noch N = 24 Tiere. Das Überleben der N = 8 im September besonderten Kontrollfische, die nicht dem Besatzstress ausgesetzt wurden, diente als Kontrolle für die unmittelbare Operationssterblichkeit. Die Totallänge der Hechte im Versuch variierte zwischen 36–70 cm

und betrug im Mittel 48 cm. Bei dieser Länge waren sowohl Männchen als auch Weibchen geschlechtsreif.

Mithilfe der implantierten Sender wurden an 20 fest installierten Hydrophonen telemetrische Daten aufgenommen, mit denen sich unter anderem die Überlebensrate der Besatzehechte bestimmen ließ. Zum Nachweis der Fortpflanzung wurden nach der ersten Laichzeit im Frühjahr über sechs Monate Hechte der Altersklasse 0 mittels Elektrofischung gefangen. Anhand von genetischen Fingerabdrücken wurden die Elterntiere dieser Junghechte ermittelt und auf diese Weise der Beitrag der vier Versuchsgruppen zur Reproduktion festgestellt.

Ergebnisse

Eine Sterblichkeit infolge der Implantation von Sendern wurde bei acht Kontrollfischen im ersten Winter nach Besatz nicht beobachtet. In dieser Winterungsphase betrug die Sterblichkeit der drei besetzten Hechtherkünfte (Gruppen „Kleiner Döllnsee Besatz“, „Groß Vätersee“, „Wuckersee“) 22 % bis 30 %, was die Sterblichkeit der residenten Kontrollgruppe aus dem Kleinen Döllnsee um mehr als das Fünffache überstieg und einen deutlichen Einfluss des Besatzstresses auf die Sterblichkeit anzeigte (Tabelle 10, Abbildung 28). Statistische Analysen zeigten, dass Besatzstress im ersten Winter zusätzliche Verluste von mindestens 10 % verursachte, und zwar unabhängig davon, ob es sich um fremde oder heimische Hechte handelte (Tabelle 10).

Größere Verluste innerhalb der Laichhechte von bis zu 50 % traten während der ersten Laichzeit nach Besatz auf. In diesem Zeitraum gab es zwischen den vier Untersuchungsgruppen keine statistischen Unterschiede bezüglich der Sterblichkeit mehr. In den weiteren Beobachtungszeiträumen nach der ersten Laichzeit traten, unabhängig von der

Herkunft, keine bedeutenden Verluste mehr auf. Insofern konnte nachgewiesen werden, dass die gesamte Jahressterblichkeit bei adulten Hechten während der Laichzeit auftritt. Die Überlebenswahrscheinlichkeit der Hechte war im Versuch unabhängig von der Körperlänge zum Zeitpunkt des Besatzes.

Für 18 % der 300 nach der Laichzeit gesammelten Junghechte wurden Eltern innerhalb der vier Besatzgruppen ermittelt. Für die beiden Fremdherkünfte fanden sich mit zwei Ausnahmen unter allen erfolgreichen Nachkommen Hybriden mit Döllenseehechten. Von den Hechten, die den Herbstbesatz bis

Table 10: Verluste innerhalb der vier Versuchsgruppen in unterschiedlichen Beobachtungszeiträumen. Die Sterblichkeit wurde immer für den zu betrachtenden Zeitraum ermittelt. Eine Aufsummierung der Verluste kann der Abbildung 28 entnommen werden. KI = Konfidenz- bzw. Vertrauensintervall der Mittelwertschätzung. Schließen die KI den Wert 0 ein, besteht kein abgesicherter Effekt. Signifikante Effekte sind fett hervorgehoben.

Besatzgruppen	Beobachtungszeiträume nach Besatz				
	Erster Winter	Erste Laichzeit	Sommer	Zweiter Winter	Zweite Laichzeit
Kontrolle					
Anzahl zu Beginn des Zeitraums	24	23	15	15	13
Anzahl toter Hechte zum Ende des Zeitraums	1	8	0	2	3
Sterblichkeit ± 95 % KI (in %)	4,2 ± 8,2	34,8 ± 19,9	0,0	13,3 ± 17,6	23,1 ± 23,4
Kleiner Döllensee					
Anzahl zu Beginn des Zeitraums	43	32	16	16	16
Anzahl toter Hechte zum Ende des Zeitraums	11	16	0	0	0
Sterblichkeit ± 95 % KI (in %)	25,6 ± 13,3	50,0 ± 17,7	0,0	0,0	0,0
um Kontrollen korrigierte Sterblichkeit ± 95 % KI (in %)	21,4 ± 15,6	15,2 ± 26,6	0,0	0,0 + 17,6	0,0 + 23,4
Groß Vätersee					
Anzahl zu Beginn des Zeitraums	43	30	16	14	13
Anzahl toter Hechte zum Ende des Zeitraums	13	14	2	1	1
Sterblichkeit ± 95 % KI (in %)	30,2 ± 14,0	46,7 ± 18,2	12,5 ± 16,5	7,1 ± 13,8	7,7 ± 14,8
um Kontrollen korrigierte Sterblichkeit ± 95 % KI (in %)	26,1 ± 16,2	11,9 ± 27,0	12,5 ± 16,5	0,0 + 22,3	0,0 + 27,7
Wuckersee					
Anzahl zu Beginn des Zeitraums	41	32	24	22	22
Anzahl toter Hechte zum Ende des Zeitraums	9	8	2	0	3
Sterblichkeit ± 95 % KI (in %)	22,0 ± 12,9	25,0 ± 15,3	8,3 ± 11,3	0,0	13,6 ± 14,6
um Kontrollen korrigierte Sterblichkeit ± 95 % KI (in %)	17,8 ± 15,3	0,0 + 25,1	8,3 ± 11,3	0,0 + 17,6	0,0 + 27,6

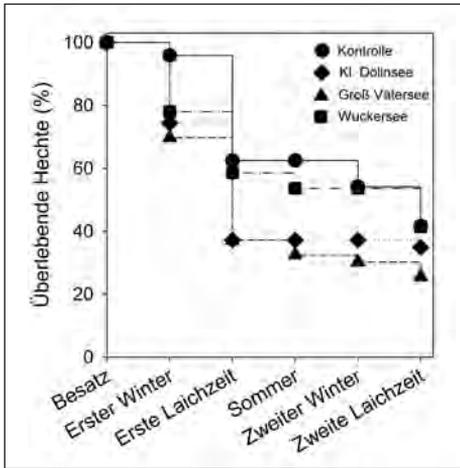


Abbildung 28: Überlebende Fische der Kontrollgruppe im Vergleich zu besetzten Hechte aus dem Kleinen Döllnsee, Groß Vätersee und Wuckersee über verschiedene Beobachtungszeiträume nach dem Besatz.

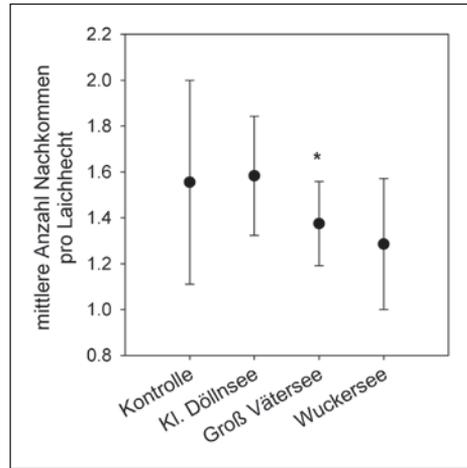


Abbildung 30: Mittlere Anzahl von Nachkommen der erfolgreich reproduzierenden Hechte aus den vier Versuchsgruppen. Dargestellt sind Mittelwerte mit Schwankungen (Standardfehler). * = statistisch signifikant unterschiedlich zur Kontrollgruppe.

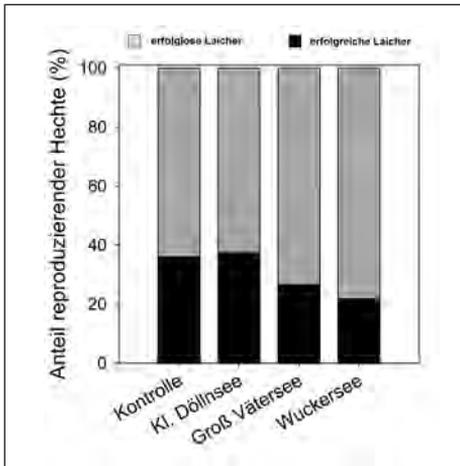


Abbildung 29: Prozentualer Anteile reproduzierender und nicht reproduzierender Hechte innerhalb der vier Versuchsgruppen. Eine einheimische Gruppe (Kontrolle) wurde hier einer einheimischen, besetzten Gruppe (Kl. Döllnsee) und zwei gewässerfremden Gruppen (Groß Vätersee und Wuckersee) gegenübergestellt.

zur Laichzeit überlebten, hatten aber nur ca. 30 % mindestens einen lebensfähigen Nachkommen hervorgebracht (Abbildung 29). Der Nachweis mindestens eines Nachkommens wurde als Beleg für eine erfolgreiche

Fortpflanzung gewertet. Die gebietsfremden Hechte aus dem Groß Vätersee und dem Wuckersee zeigten eine statistisch nicht signifikante, aber geringere Fortpflanzungswahrscheinlichkeit im Vergleich zu den beiden Gruppen der einheimischen Hechte aus dem Kleinen Döllnsee (Tabelle 10, Abbildung 29). Auch war die mittlere Anzahl der Nachkommen pro erfolgreich reproduzierendem Laichhecht bei Elterntieren aus dem Groß Vätersee signifikant geringer als bei den Kleiner-Döllnsee-Hechten (Abbildung 30), und im Trend war auch der Pro-Kopf-Reproduktionserfolg der Elterntiere aus dem Wuckersee geringer als der der Hechte aus dem Kleinen Döllnsee. Bezogen auf alle Laichfische, ob erfolgreich oder nicht, betrug der mittlere relative Reproduktionserfolg der Fremdherkünfte 56 % des mittleren Reproduktionserfolgs der Döllnseehechte, was angesichts des kleinen Stichprobenumfangs als deutlicher Fitnessnachteil der Satzfish fremder Herkunft interpretiert wird. Die beiden Gruppen der einheimischen Hechte aus dem Kleinen Döllnsee unterschieden sich weder in der Wahrscheinlichkeit, erfolgreich

zu reproduzieren, noch in der mittleren Anzahl der pro Kopf gezeugten Nachkommen voneinander. Die Körperlänge der Hechte, nicht aber das Geschlecht, hatte einen positiven Einfluss auf die Anzahl der nachgewiesenen Nachkommen – größere Hechte produzierten auch mehr Nachkommen.

Insgesamt zeigt diese Studie, dass 1) Besatzstress alleine nicht zu einer substantiell verringerten Fortpflanzungsleistung führt und dass 2) eine fremde Herkunft der Besatzechte mit einer reduzierten Fortpflanzungsleistung einhergeht. Auch hat Besatzstress Einbußen im Überleben zur Folge, die bei Laichhechten mit mindestens 10 % beziffert werden können.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Ausgewachsene Hechte erleiden einen biologisch relevanten Besatzstress, der ihre Leistungsfähigkeit nach Besatz in Bezug auf das Überleben beeinträchtigt. Dieser Effekt ist von der Herkunft unabhängig.
- Sofern die besetzten großen Hechte den Besatzstress überleben, ist die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Fortpflanzung hoch. Der individuelle Beitrag zum Erhalt des Bestandes ist bei gebietsfremden Hechten im Vergleich zu den einheimischen Hechten in der ersten Laichperiode nach Besatz aber geringer.
- Allgemein gilt, dass die Überlebensrate von großen, natürlich aufgezogenen Satzfishen oder Wildfishen höher ist als die von kleinen. Allerdings ist Besatz, zumindest beim Hecht, generell nur dann angeraten, wenn es zu Fortpflanzungsengpässen kommt. In diesem Fall ist der Besatz von Hechtbrut erfolgreich, so dass im Grunde keine Notwendigkeit zum gezielten Besatz mit Laichfishen oder entnahmefähigen Fishen besteht. Sollte in Ausnahmefällen der Besatz von großen Fishen nötig sein, zum Beispiel

weil Fische aus Abfischungen anderer Vereinsgewässer zur Verfügung stehen oder es zu einem großen Fischsterben gekommen ist, wirkt nach den vorliegenden Ergebnissen zum Hecht Laichfishbesatz auch in natürlich reproduzierenden Beständen bestandssteigernd (siehe auch Lorenzen 2005 für andere Arten). In diesen Fällen sollte möglichst auf Satzfishen aus lokalen Beständen zurückgegriffen werden, um die genetische Reinhaltung der Population im Besatzgewässer zu gewährleisten, da sich die Laichhechte nach Kompensation des Besatzstresses mit heimischen Hechten kreuzen und es so zur Hybridbildung und Introgression der Fremdgene kommt. Es findet also durchaus eine Einmischung von Genen statt. Über die langfristige Fitness dieser Hybride kann zum gegenwärtigen Zeitpunkt zum Hecht nichts ausgesagt werden.

3.3 Ist der Besatz mit Karpfen fischereilich gesehen erfolgreich?

Pagel, T.; Beck, M.; Hühn, D.; Arlinghaus, R.

Kontext und Forschungsziel

Der Karpfen gehört hinsichtlich seiner Biomasse zu den am intensivsten besetzten Arten in Deutschland (Kapitel 1.1). Besatz mit Karpfen ist in vielen Fällen fischereilich angeraten, da sich diese Art in den meisten Gewässern nicht natürlich fortpflanzt und ohne Besatz sowohl aus dem Gewässer als auch aus den Angelfängen verschwinden würde. Aufgrund vielfältiger ökologischer Risiken (z. B. Eintrübung der Gewässer, Schädigung von höheren Unterwasserpflanzen, Konkurrenz mit anderen bodentierfressenden Fischarten), die mit dem Überbesatz von

Karpfen oder anderen im Sediment wühlenden Fischarten (z. B. Brassen) ab einer Biomasse von ca. 150 kg/ha einhergehen, wird der Karpfenbesatz gerade in Naturschutzkreisen kontrovers diskutiert (Knösche 2002). In der Tat sollte der Karpfenbesatz wegen des Fehlens von natürlich aufgetretenen Konkurrenten im Unterschied zum Besatz mit reproduzierenden Fischarten (z. B. dem Hecht) fischereilich sehr erfolgreich sein. Ziel vorliegender Studie war die Analyse der Angelfänge nach dem Einbringen von K_3 (dreisömmerige Karpfen) in unterschiedlicher Besatzdichte. Wichtige Fragen, die es zu klären galt, waren: Ist Karpfenbesatz tatsächlich so wirkungsvoll wie immer angenommen wird? Wie schnell tauchen die Karpfen in den Fängen der Angler auf? Können in Fangbüchern festgehaltene Angelfänge als Monitoringinstrument für den Besatzerfolg von Karpfen dienen? Gibt es Hinweise für eine Verschlechterung der Gewässerqualität bei einer hohen Karpfenbesatzdichte in anglerisch geegneten Baggerseen?

Methoden

Insgesamt wurden 19 Vereinsgewässer unter 12 ha von fünf in Besatzfisch involvierten Angelvereinen im Herbst 2011 (vom 26.10. bis zum 03.11.2011) mit mehr als 2.200 Karpfen (K_3 , mittlere Totallänge: 40 cm) in unterschiedlichen, praxisüblichen Dichten besetzt (5 bis 180 kg/ha). Die Evaluierung der Besatzeexperimente wurde über die organisierten Vereinsangler mittels individualisierter Fangtagebücher vorgenommen. Zu diesem Zweck wurden alle besetzten Karpfen mit für Angler sichtbaren äußeren Markierungen (Floy Marken) versehen. Zur Bewertung der Besatzeexperimente wurden zunächst die mittleren Einheitsfänge der Vereinsangler (gemessen in gefangenen Karpfen je gezielter Karpfenangelstunde) aus dem Frühjahr 2011 (vor Besatz) mit den Einheitsfängen aus dem Frühjahr 2012 (nach Besatz) verglichen (Vorher-Nachher-Kontrolle-Intervention Design).

Als zeitliche Kontrolle wurden fünf weitere, im Zeitraum nicht besetzte Vereinsgewässer („Nullbesatz“) ähnlicher Größe einbezogen. Die aus den Angelfangmeldungen ermittelten Einheitsfänge an Karpfen mit einer Totallänge zwischen 30 cm und 60 cm wurden auch für die fünf unbesetzten Kontrollgewässer berechnet. Bei der finalen Auswertung wurden nur Vereinsgewässer berücksichtigt, in denen mindestens drei Vereinsangler im Frühjahr der Jahre 2011 und 2012 gezielt auf die Fischart Karpfen geangelt hatten. Entsprechend wurden sieben der 19 besetzten Gewässer aus der Analyse ausgeschlossen, da hier der gezielte Aufwand auf Karpfen vor oder nach den Besatzmaßnahmen zu gering war (zufällig waren das Gewässer mit einer hohen Besatzdichte über 100 kg/ha). Des Weiteren wurden in fast allen Gewässern, die mit Karpfen besetzt worden waren, die Sichttiefe (cm) und der Gesamtposphorgehalt ($\mu\text{g/l}$) vor und nach den Besatzmaßnahmen bestimmt (Messungen im Frühjahr und Herbst 2011 und 2012).

Zur methodisch exakten Bestimmung der fischereilichen Fang- bzw. Entnahmerate wurden in zwei separaten Versuchen in Teichen und Netzgehegen sowohl die Verlustrate bei den Markierungen (drei kleine Teiche mit je 160 Karpfen über einen Zeitraum von 180 Tagen) als auch die kurzfristige Sterblichkeit der markierten Karpfen unmittelbar nach dem Besatz in den Baggerseen bestimmt (je Verein ein Netzgehege für 48 Stunden). Des Weiteren wurden die externen Markierungen in zwei Vereinen mit unterschiedlich hohen geldwerten Belohnungen versehen. Unter der Annahme, dass die höchsten Belohnungen von 100 € zu einer 100%-igen Antwortquote gefangener Karpfen führen sollten, sollten mit diesen Daten die tatsächlichen Antwortquoten für gefangene Karpfen berechnet werden, mit denen die Angaben aus den Fangtagebüchern korrigiert wurden. Dieses Vorgehen war nötig, weil in der Regel weniger Fische gemeldet werden als tatsächlich gefangen wurden.

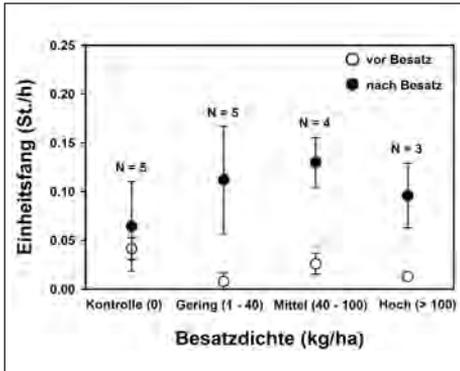


Abbildung 31: Mittlere Einheitsfänge (Karpfen je Rutenstunde) vor und nach den Besatzmaßnahmen in Abhängigkeit von der Besatzdichte (kg Karpfen je Hektar in Klassen dargestellt). Zum Vergleich der Einheitsfänge wurden nur Angelausflüge im Frühjahr der Jahre 2011 und 2012 berücksichtigt (Zeitraum: 1. April bis 30. Juni). Alle Angaben beziehen sich auf Karpfen mit einer Totallänge zwischen 30 cm und 60 cm. Aufgrund eines Ausreißers in der höchsten Besatzgruppe ist kein linearer Anstieg zu erkennen, wie er über alle Gewässer nach Besatz aber anzutreffen war (vgl. Abbildung 32 c). Dargestellt sind auch die Schwankungen rund um die Mittelwerte.

Ergebnisse

In allen Gewässern stieg mit der Besatzdichte auch der mittlere Einheitsfang von Karpfen (in Fischen pro Rutenstunde gezielten Karpfenangelns) nach Besatz im Vergleich zu den Bedingungen vor Besatz an, wohingegen die Einheitsfänge in den unbesetzten Kontrollseen nahezu unverändert blieben (Abbildung 31). Besonders interessant war die Tatsache, dass auch geringe Besatzdichten die Bestände bzw. die daraus resultierende Angelqualität deutlich steigerten (zum Teil um mehr als 500 %). Des Weiteren wurde festgestellt, dass sich nicht nur die Einheitsfänge der Angler in den besetzten Gewässern erhöhten, sondern auch der Angelaufwand. Vor den Besatzmaßnahmen wurde im Frühjahr über einen Zeitraum von drei Monaten in den später besetzten Gewässern im Mittel 67,8 Rutenstunden je Hektar Gewässerfläche gezielt auf die Fischart Karpfen geangelt (bzw. 5,0 Angelausflüge

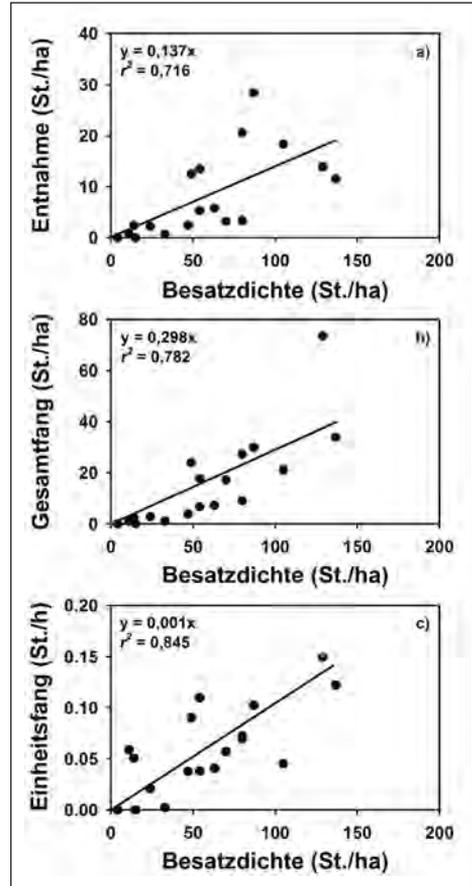


Abbildung 32: Zusammenhang zwischen Besatzdichte der Karpfen und der in den Angeltagebüchern berichteten Gesamtentnahme sowie dem Gesamtfang und Einheitsfang der Angler. Zur Auswertung wurden nur Angaben nach den Besatzmaßnahmen berücksichtigt (Herbst 2011 bis Ende 2012). Des Weiteren wurden nur Erstfänge in die Analyse einbezogen (einige Karpfen wurden mehrfach gefangen, weil sie nach dem Fang zurückgesetzt wurden, z. B. weil sie untermaßig waren).

je Hektar). Hingegen stieg der Angelaufwand im Frühjahr nach den Besatzmaßnahmen auf durchschnittlich 91,6 Rutenstunden je Hektar Gewässerfläche an (bzw. 11,9 Angelausflüge je Hektar). In den fünf Kontrollgewässern war dieser Anstieg des Angelaufwands nicht festzustellen. Hier wurde sogar ein Rückgang beobachtet. Der Karpfenbesatz steigerte also die Attraktivität der Gewässer für Karpfenangler.

Betrachtet man nur die Bedingungen nach Besatz über den gesamten Besatzgradienten, so stiegen die Gesamtfangmenge sowie der Einheitsfang linear mit der Besatzdichte an (Abbildung 32). Gemäß Angaben in den Angeltagebücher wurde nach dem Besatz im Herbst 2011 bis Ende des Jahres 2012 im Durchschnitt während 25,1 Angelausflügen je Hektar Gewässer gezielt auf Karpfen geangelt (Spannbreite: 1,3 bis 62,0 Angelausflüge je Hektar). Der durchschnittliche zeitliche Aufwand in Rutenstunden gezielten Karpfenangelns je Gewässerfläche betrug für den zuvor genannten Zeitraum 183 Rutenstunden je Hektar (Spannbreite: 6 bis 338 Rutenstunden je Hektar). Da nur ein Teil der Angler das Angeltagebuch führte, war der tatsächliche Angelaufwand nach Besatz mit Sicherheit höher als hier dokumentiert. Gleichzeitig konnte festgestellt werden, dass die Einheitsfänge der Angler im Frühjahr nach Besatz am höchsten waren und dann im Jahresverlauf deutlich abnahmen (siehe Beispiel Borgstedesee, Abbildung 33).

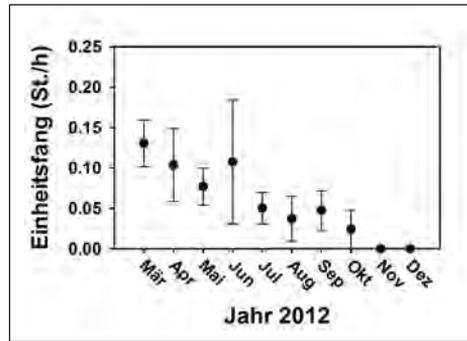


Abbildung 33: Verlauf des Einheitsfangs der Angler nach Besatz (im Jahr 2012) in einem der untersuchten Vereinsgewässer (Borgstedesee). Die Karpfen wurden Ende 2011 besetzt. Dargestellt sind auch die Schwankungen rund um die Mittelwerte.

Insgesamt wurden 490 (22,2 %) der 2.204 markierten Karpfen bis Ende des Jahres 2012 durch die Angler gemeldet (ohne Doppelfänge). Davon wurden 335 Fische entnommen (68 % aller Fänge bzw. 15 % der besetzten Fische). Die kurzfristige Sterblichkeit der markierten Fische betrug in den Netzkäfigen vor Besatz 0 % (über einen Zeitraum von 48 h) und die Höhe der Markierungsverluste wurde auf 4,5 % (95 %-Vertrauensintervall: $\pm 2,8$ %) geschätzt (Zeitraum von 180 Tagen). Die geschätzte Rücklaufquote der Fischmarken betrug 100 % (Rückmeldequote der Standardmarke ohne Geld dividiert durch die Rückmeldequote von Marken mit hohem Geldbetrag von 100 €). Mit diesen Werten belief sich die mittlere jährliche Entnahmerate für alle Vereinsgewässer, die mit Karpfen besetzt wurden, auf etwa 15,5 % des Besatzes (nur tatsächlich entnommene Fische). Wären alle gefangenen Karpfen entnommen worden, läge die mittlere jährliche

theoretische Entnahmerate aller Vereinsgewässer bei 24,4 %, also bei fast einem Viertel der besetzten Karpfen. Da jedoch eine hundertprozentige Rücklaufquote der Standardmarkierungen als unrealistisch einzustufen ist, muss diese Entnahmerate als eine Minimalschätzung angesehen werden. Ein Grund für die unrealistische Rückmeldequote könnte darin begründet sein, dass Angler, die bereit waren, ein Angeltagebuch zu führen, alle Karpfen unabhängig von dem Geldwert auf der Marke notierten. Insofern hat das Angeltagebuch offenbar das Rückmeldeverhalten von Marken mit unterschiedlichen Geldwerten so beeinflusst, dass unglaubliche Ergebnisse und eine Unterschätzung der Entnahmerate entstanden. Rechnet man die mittleren Fangraten an Karpfen gemäß Angaben im Angeltagebuch mit der aktiven Vereinsmitgliedschaft als alternative Berechnungsmethode der Gesamtfänge hoch, errechnete sich ein Mittelwert für die theoretische jährliche Entnahmerate von 46,6 % aller besetzten Karpfen. Da dieses Verfahren davon ausging, dass die Fangbuchangler in Bezug auf die Fangraten repräsentativ für die gesamten aktiven Mitglieder des Vereins waren, muss diese Schätzung als Maximalschätzung betrachtet werden, weil davon auszugehen ist, dass

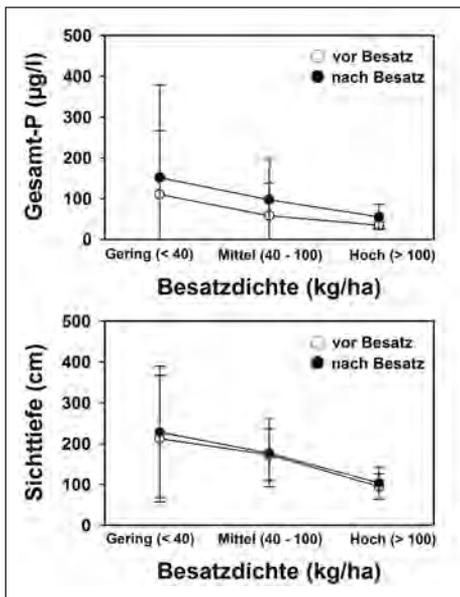


Abbildung 34: Mittlerer Gesamtposphorgehalt ($\mu\text{g/l}$) und mittlere Sichttiefe (cm) in Abhängigkeit von der Besatzdichte (kg/ha) vor und nach den Besatzmaßnahmen mit Karpfen in den Jahren 2011 und 2012. Dargestellt sind die jahresspezifischen Mittelwerte aus Frühjahr und Herbst sowie die Schwankungen rund um die Mittelwerte.

aktive und besonders engagierte Angler, die wahrscheinlich im Durchschnitt mehr fangen als weniger aktive, unter den Angeltagebuchführenden überrepräsentiert waren. Man kann aber zusammengefasst davon ausgehen, dass im Mittel nach einem Jahr zwischen einem Viertel und der Hälfte aller Karpfen durch die Angler zurückgefangen worden waren. Die tatsächlichen Fang- und Entnahmeraten schwankten von Verein zu Verein und Gewässer zu Gewässer beträchtlich zwischen 0 und 85 %.

Auswirkungen des Karpfenbesatzes auf die Gewässerqualität

In 17 untersuchten Vereinsgewässern konnte mit zunehmender Besatzdichte (kg/ha) an Karpfen im Mittel keine Verschlechterung der Gewässerqualität in Bezug auf den Gesamtposphorgehalt ($\mu\text{g/l}$) und die Sichttiefe (cm)

festgestellt werden (Abbildung 34). Mangels Begleitmonitoring der Kondition anderer Friedfischarten wie Schleien oder Brassen kann über die Beeinträchtigung dieser Bestände durch die Nahrungskonkurrenz mit den besetzten Karpfen keine Aussage getätigt werden. Aufgrund des raschen Rückfangs vieler Karpfen und insgesamt moderater Besatzdichte sind die entstandenen Effekte auf andere Friedfischarten aber wahrscheinlich gering (Knösche 2002).

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Karpfenbesatz ist im Unterschied zum Besatz mit Hechten aus fischereilicher Sicht sehr erfolgreich.
- Bereits geringe Besatzdichten können die Bestände bzw. die daraus resultierende Angelqualität deutlich steigern. Nach einem Angeljahr sind im Mittel noch etwa die Hälfte aller besetzten Karpfen im Gewässer.
- Nachbesatz kann durch Monitoring der Angelfänge geplant werden. Grundlage sollten Einheitsangelfänge sein, die die Fänge in Bezug auf die aufgewendeten Angelzeit setzen (Fang pro Angeltag oder Rutenstunde). Der Besatz mit Karpfen sollte in einer angemessenen Dichte erfolgen, um den Bestand in Biomassedichten unter 150 kg/ha zu halten. Das verhindert negative Einflüsse auf die Wasserqualität (Knösche 2002).

3.4 Kann man Besatzerfolge über Fangtagebücher evaluieren?

Pagel, T.; Hühn, D.; Arlinghaus, R.

Kontext und Forschungsziel

Zur Einschätzung der Notwendigkeit von Besatz ist es unter anderem wichtig, die Entwicklungen der Fischbestände im Blick

zu behalten. Insbesondere muss geklärt werden, ob sich die Bestände selbst tragen, das heißt eine natürliche Vermehrung stattfindet. Dies kann am einfachsten über das Auftreten von Jungfischen, die nicht besetzt worden sind, abgeleitet werden. Außerdem ist es wichtig festzustellen, ob die Bestände in den Gewässern rückläufig sind (das heißt eine objektive Hege-notwendigkeit besteht) und ob sich die Bestände aufgrund von Besatz oder anderen Hege-maßnahmen verändert haben (das heißt, es ist zu fragen, wie erfolgreich die Hegemaßnahmen waren). In vielen Angelvereinen werden für die Beantwortung dieser und anderer Fragen Fangstatistiken als Instrument des Monitorings eingesetzt. Meist wird über die Fangstatistik jedoch nur der gewässerspezifische Gesamtausfang pro Jahr (Gesamtentnahme) erhoben.

Ausfangstatistiken sind wahrscheinlich nur bedingt geeignet, die Fischbestände in den Gewässern zuverlässig abzubilden, da sie 1) selten vollständig von allen Mitgliedern des Vereins abgegeben werden, 2) meist nur bestimmte Anglertypen ihre Fänge melden (oder eben nicht), 3) meist nur entnahmefähige (maßige) Fische bei der Auswertung berücksichtigt werden, während die untermaßigen, kleinen Fische, die die Reproduktion anzeigen, nicht gemeldet werden, und 4) die gefischte Zeit, die von den Vereinsmitgliedern für die gemeldeten Fänge aufgewendet wurde, oft nicht in die Aus- und Bewertung eingeht. Besonders die Berücksichtigung dieser aufgewendeten Zeit ist wichtig, um den Einheitsfang (zum Beispiel gefangene Fische je Angelausflug oder Rutenstunde) als wahrscheinlich zuverlässigeren Index der Bestandhöhe berechnen zu können. Einheitsfänge sollten im Unterschied zu absoluten Maßzahlen wie Gesamtfänge oder -entnahmen eng mit der Fischdichte im Gewässer zusammenhängen, so dass abnehmende Einheitsfänge auch tatsächlich abnehmende Fischbestände anzeigen.

Zur Stützung obiger Aussage kann die maßgebliche Fangformel herangezogen werden:

$$\text{Fang} = \text{Fängigkeitskoeffizient} \times \text{Fangaufwand} \times \text{Fischhäufigkeit}$$

Daraus folgt:

$$\text{Fang}/\text{Fangaufwand} = \text{Einheitsfang} = \text{Fängigkeitskoeffizient} \times \text{Fischhäufigkeit}$$

Da der Fängigkeitskoeffizient (gefangener Anteil der Fischpopulation pro Aufwandseinheit, zum Beispiel pro Rutenstunde) in der Regel eine Konstante ist, folgt, dass der Einheitsfang direkt proportional zur Fischmenge sein sollte. Wenn das zutrifft, so gilt: Steigen die Bestände, so steigt der Einheitsfang; sinken die Bestände, so sinkt auch der Einheitsfang. Im Gegensatz dazu können abnehmende absolute Fischentnahmen durch abnehmende Fischereiintensitäten (geringer Angeldruck), durch eine Überfischung (zu hoher Angeldruck) oder aber durch eine reduzierte Rückmeldemenge an Fangkarten begründet sein. Einheitsfänge sind hingegen relativ immun gegenüber Veränderungen der Fischereiintensitäten, weil sie als mittlere Einheitsfänge über die jeweiligen Einheitsfänge einzelner Angler des Vereins berechnet werden und daher keine absoluten Größen (Summe aller gefangenen Fische im Jahr) darstellen. Geht man davon aus, dass die Zahl der zurückgegebenen Fangkarten nicht deshalb abnimmt, weil bestimmte Anglertypen (zum Beispiel erfolgreiche Angler) aus der Fangmeldung aussteigen, so sind Zeitreihen von Einheitsfängen auch immun gegen systematische Verzerrungen in den Rückmeldungen. Das heißt, Einheitsfänge sind auch dann aussagekräftig, wenn nur ein Teil der Vereinsmitglieder die Fangkarten zurückgegeben hat, solange mehr oder weniger die gleichen (erfolgreichen oder nicht erfolgreichen) Angler im Zeitverlauf ihre Fangkarten zurückgeben. Im Gegensatz

oder Angelausflug, gemittelt über alle Fangtagebuchangler eines Vereins). Anschließend wurde das Ergebnis mit einer gewässerspezifischen wissenschaftlichen Schätzung der Häufigkeit von Fischen verglichen (zum Beispiel Hechte, erhoben über Fang-Wiederfang-Methoden mittels Elektrofischerei und Stellnetzen). Gleichzeitig wurde dieser Zusammenhang summarisch auch für alle entnommenen sowie für alle gefangenen Fische gewässerspezifisch dargestellt (je Hektar Gewässerfläche), um einen direkten Vergleich zwischen der Aussagekraft von absoluten Entnahmen (bzw. Fängen) und von Einheitsfängen als Indikatoren der Fischhäufigkeit (Dichte bzw. Abundanz) zu gewährleisten. Als Maße für die tatsächliche Fischhäufigkeit wurden beim Hecht Fang-Wiederfang-Methoden, beim Karpfen die eingebrachten Besatzmengen und bei Aal, Hecht und Weißfischen die Einheitsfänge der Elektrofischerei im Uferbereich herangezogen. Als Indikator für die Güte des Zusammenhangs wurde das Bestimmtheitsmaß (r^2) einer linearen Regressionsfunktion herangezogen, das einen Wert zwischen 0 und 1 annehmen kann. Grundsätzlich gilt: Je größer der Wert, desto stärker der Zusammenhang bzw. desto besser korrespondiert das erhobene anglerische Maß mit der Fischbestandsgröße in den Gewässern.

Ergebnisse

Hecht: Beim Hecht wurden nur die Vereinsgewässer berücksichtigt ($N = 14$), für die die Bestandshöhe von Hechten über 45 cm mittels Fang-Wiederfang-Methoden belastbar berechnet werden konnte. Auch wurden diejenigen Gewässer von der Analyse ausgeschlossen, bei denen die Anzahl der Angler, die gemäß Angelbuch gezielt in den Gewässern auf Hecht geangelt hatten, zu gering für eine Auswertung war (unter vier Angler je See). Trotz dieser Einschränkungen wurde deutlich, dass die ausschließliche Berücksichtigung der absolut entnommenen

Hechte zwar statistisch gesehen signifikant war, aber nur ungenügend die tatsächliche Bestandsgröße widerspiegelte ($r^2 = 0,401$, Abbildung 36a). Die Gesamtentnahme kann als alleiniges Maß für die Einschätzung der Bestandsgröße daher sehr schnell zu Fehlinterpretationen führen.

Etwas stärker und ebenso signifikant ist der Zusammenhang, wenn man alle von den Anglern laut Tagebuch gefangenen Hechte bei der Bewertung der Populationsgröße berücksichtigt, also auch die Hechte, die von den Mitgliedern wieder zurückgesetzt wurden (Gesamtfang $r^2 = 0,479$, Abbildung 36b). Dieser Zusammenhang zwischen Fang und tatsächlicher Bestandsgröße verstärkt sich unter Berücksichtigung der gefischten Zeit (im Mittel gefangene Hechte je Rutenstunde, Einheitsangelfang) noch weiter ($r^2 = 0,667$, Abbildung 36c). Der Einheitsangelfang ist also von allen Maßen am besten geeignet, eine Einschätzung der Bestandsgröße von Hechten zu ermöglichen. Die Regression war erneut signifikant.

Die in Abbildung 36 dargestellten Formeln bzw. Kurven (bei grafischem Ablesen) erlauben dem Anwender nun eine Abschätzung der im Gewässer aktuell vorfindlichen Hechtmenge: Wenn Angler im Mittel beispielsweise 0,2 Hechte je gezielter Hechtrutenstunde fangen, befinden sich aktuell unter der Annahme eines Gleichgewichtszustands ca. 10 Hechte von 45 cm Länge und größer im Gewässer.

Als zweites Maß für die Einschätzung der Hechtbestände wurden Einheitsfänge mittels Elektrofischerei entlang des Ufers herangezogen. Diese sind in Abbildung 36 in den rechten Grafiken als NPUE (Anzahl der Hechte pro befischter Uferlänge von 50 m) dargestellt. Auch hier zeigte sich der oben beschriebene Zusammenhang: Einheitsfänge von Anglern (Abbildung 36f) korrelieren stärker mit der durch Elektrofischerei

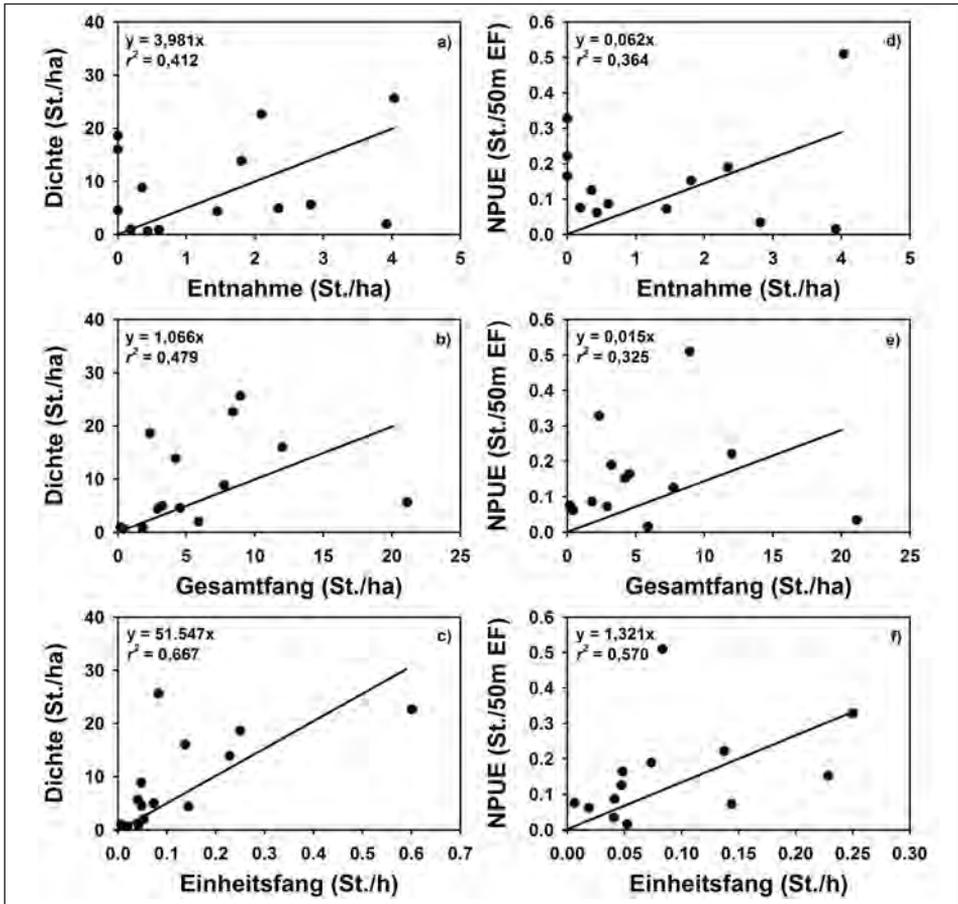


Abbildung 36: Dichte (bzw. Abundanz) von Hechten in Abhängigkeit von Gesamtentnahme, Gesamtfang und Einheitsfang der Angler. Die Hechtdichten (links) wurden mit der Fang-Wiederfang-Methode ermittelt. Die Hechtabundanz (rechts) wurde mittels einer standardisierten Elektrofischerei (EF) im Litoral der Gewässer erhoben (NPUE = Anzahl prof befischter Uferlänge von 50 m). Alle Angaben beziehen sich auf Hechte mit einer Totallänge größer als 45 cm. Zur Auswertung wurden nur Angaben der Angler aus dem Jahr 2011 berücksichtigt, also dem Jahr, in dem auch die Abundanzschätzungen erfolgten.

ermittelten Hechthäufigkeit je 50 m Uferlänge als absolute Angaben zu Gesamtfängen und Gesamtentnahmen. Mit anderen Worten: Aus Einheitsfängen von Anglern kann man relativ gut ablesen, wie viele Hechte in den Ufern eingestellt sind. In kleinen Seen kann man daher auf die Elektrofischerei als Monitoringinstrument verzichten, sofern es gute Einheitsfangdaten von Anglern gibt. Hat der Verein nun eine Zeitreihe von Einheitsfängen zur Verfügung, kann daraus abgelesen werden, ob die Bestandsgrößen

zu- oder abnehmend sind. Im Unterschied zur absoluten Ausgangstatistik kann aus einer Zeitreihe an Einheitsfängen allerdings nicht abgelesen werden, ob der biologisch maximal nachhaltige Ertrag überschritten worden ist, weil Einheitsfänge monoton mit den Bestandshöhen steigen bzw. sinken.

Aal und Weißfisch: Zur Analyse des Zusammenhangs zwischen der Dichte (bzw. Abundanz) von Aalen und Weißfischen im Uferbereich stehender Gewässer und den

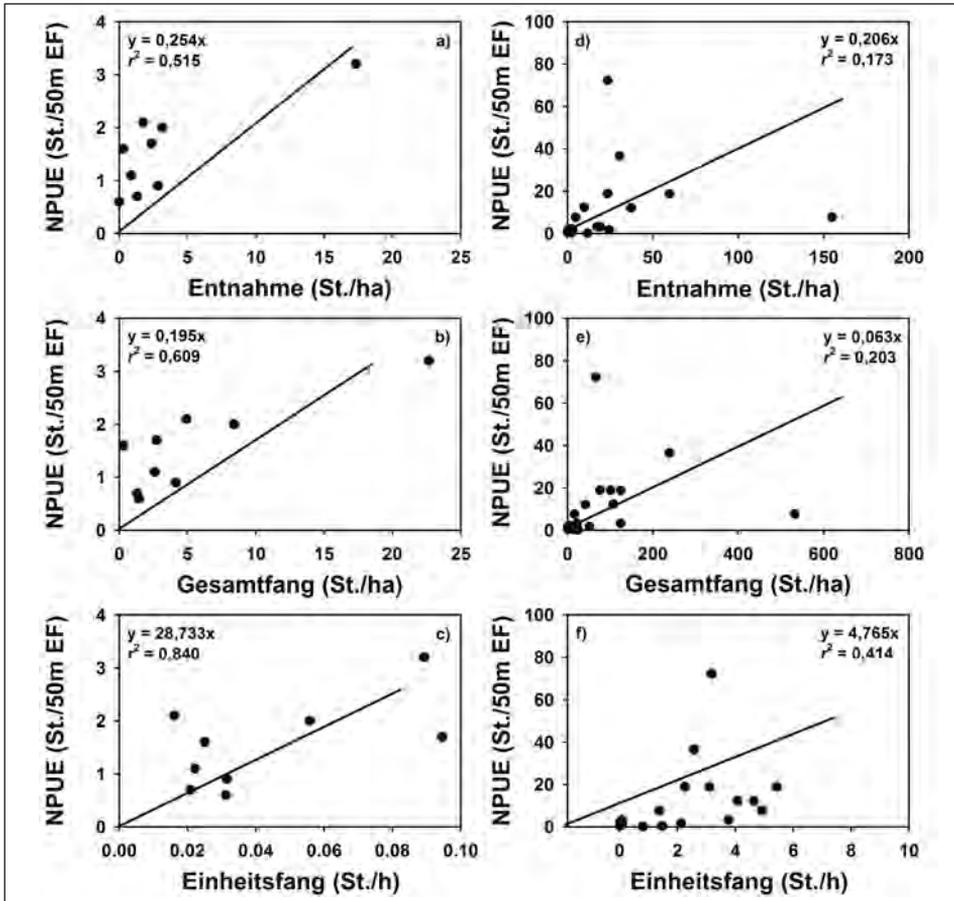


Abbildung 37: Dichte (bzw. Abundanz) (in Stück je 50 m Elektrofischerei im Ufer) von Aal (a,b,c) und Weißfisch (d,e,f) in Abhängigkeit von Gesamtentnahme, Gesamtfang und Einheitsfang der Angler. Zur Auswertung wurden alle Gewässer berücksichtigt, an denen mindestens vier Angler im Jahr 2011 gezielt auf diese Arten geangelt hatten.

Maßzahlen der Angelfänge wurden alle untersuchten Vereinsgewässer berücksichtigt, bei denen mindestens vier Angler im Jahr 2011 gezielt in den Gewässern auf diese Arten geangelt hatten (Aal: N = 9, Weißfisch: N = 13). Als Maß der Abundanz dienten Elektrofischereieinheitsfänge je 50 m Uferlinie. Bei der Fischart Aal ist zu erkennen (Abbildung 37, links), dass die Anzahl der absolut entnommenen (Abbildung 37a) sowie die Anzahl der absolut von den Anglern gefangenen Aale (Abbildung 37b) nur unzureichend die tatsächliche Bestandsgröße widerspiegeln. Es gab zwischen der relativen Aalabundanz und der Anglerentnahme

sowie dem Gesamtfang der Angler zwar einen positiven Zusammenhang (r^2 lag zwischen 0,515 und 0,609), jedoch war dieser deutlich schwächer ausgeprägt als der Zusammenhang zwischen dem Einheitsfang der Angler (im Mittel gefangene Aale je Rutenstunde) und dem Elektrofischereieinheitsfang als Maß für die relative Abundanz ($r^2 = 0,840$; Abbildung 37c). Die Berücksichtigung der gefischten Zeit lässt also auch bei der Fischart Aal eine deutlich genauere Einschätzung der Aalpopulationsgröße im Gewässer zu, als das bei Gesamtfangmaßen der Fall ist. Bei den Weißfischen war dieses Muster ebenfalls zu erkennen (Abbildung 37,

rechts), sobald alle Weißfische unabhängig von ihrer Größe in das Elektrofischereieinheitsmaß eingingen. Auch hier gab es den stärksten Zusammenhang zwischen der relativen Weißfischabundanz und dem ermittelten Einheitsfang der Angler (Abbildung 37f). Am schlechtesten schnitt auf der Ebene der Weißfischabundanz aller Größenklassen die Gesamtentnahme der Angler als Maß der Weißfischdichte ab (Abbildung 37d). Im Gegensatz zu den anderen Fischarten waren die Zusammenhänge zwischen allen anglerischen Maßzahlen bei den Weißfischen jedoch relativ gering (maximales $r^2 = 0,414$). Ein Grund für dieses Ergebnis ist, dass sich die kleinen Weißfische schlechter mit der Angeln fangen lassen. Insofern kann aus den anglerischen Maßzahlen weniger gut auf den gesamten Weißfischbestand geschlossen werden, als das bei Aal und Hecht der Fall ist.

Karpfen: Es wurden insgesamt 18 Vereinsgewässer berücksichtigt, die über genügend Anglerdaten verfügten und ausreichende Variationen in den Besatzdichten als Maß der Karpfenhäufigkeit aufwiesen. Wie bereits in Kapitel 3.3 ausgeführt, zeigte sich beim Karpfen, dass es sowohl zwischen der Besatzdichte und der Gesamtentnahme als auch zwischen der Besatzdichte und dem Gesamtfang einen sehr engen Zusammenhang gab (Abbildung 32a,b). Dieser Zusammenhang wurde noch einmal verstärkt, wenn man die gefischte Zeit berücksichtigte und den Einheitsfang der Angler berechnete (Abbildung 32c). Das heißt: Auch beim Karpfen war der Einheitsfang der Angler der beste Anzeiger für die Karpfenbestandshöhe, aber im Unterschied zu den anderen Arten waren auch die absoluten Ausfangmaße eng mit der Besatzdichte korreliert. Vor diesem Hintergrund entspricht ein mittlerer Einheitsfang von ca. 0,1 Karpfen je gezielter Karpfenangelstunde (entspricht 1 Karpfen je 10 Stunden) einer aktuellen Bestandsgröße von ca. 88 Karpfen pro Hektar.

An dieser Stelle ist eine Nebenbemerkung angebracht: Aus Einheitsfängen sind auch Einsichten über die relative Fängigkeit unterschiedlicher Fischarten abzuleiten. Wenn man beispielsweise die Karpfeneinheitsfänge mit dem Hechtbeispiel oben vergleicht, wird deutlich, wie schlecht der Karpfen im Vergleich zum Hecht mit der Angel fangbar ist. Fängt man beispielsweise bei einer Bestandsgröße von 10 Hechten pro Hektar im Durchschnitt alle fünf gezielte Hechtangelstunden einen maßigen Hecht, benötigt es zehn Karpfenstunden für einen Karpfen – bei einer Bestandshöhe von fast 90 Fischen pro Hektar.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Angelfänge je gefischter Zeit sind sehr gute Anzeiger für die Fischbestandsgrößen. Das trifft für alle beliebten Fischarten zu. An sich über die Zeit (Jahre) verändernden Einheitsangelfängen können Veränderungen der Fischbestände ziemlich genau abgelesen werden. Die gefischte Zeit sollte daher zukünftig verstärkt in den Fangmeldesystemen von Angelvereinen mithoben werden.
- Zusätzlich ist wichtig, dass nicht nur die entnommenen, sondern alle gefangenen Tiere erhoben und gemeldet werden. Erst eine Bestimmung des mittleren Einheitsfangs – auch von jungen Fischen – erlaubt es, die Reproduktionsleistung des Fischbestands abzuleiten.
- Bei Berücksichtigung der gefischten Zeit stellen Angeltagebücher eine kostengünstige und sehr einfach durchführbare Alternative zu wissenschaftlich geleiteten Bestandsuntersuchungen dar. Sofern Einheitsfänge als Maße der Bestände ermittelt werden, ist keine Vollerhebung der Angelkarten mehr nötig, weil die Zeitreihe der mittleren Einheitsfänge aussagekräftige Muster zur Veränderung der relativen Bestandshöhe und der Größenklassenzusammensetzung liefert, unabhängig davon, ob alle Angler eines

Vereins zur Fangstatistik beitragen. Das Verfahren erlaubt es zwar nicht, absolute Entnahmen zu schätzen oder konkrete Überfischungspunkte festzustellen, bildet aber – vor allem in natürlich reproduzierenden Beständen – relative Bestandsveränderungen belastbar ab. Angelvereine können also auf Angeltagebücher und auf die Analyse von Einheitsfängen zurückgreifen, um Fischbestandsentwicklungen und Besatzerfolge sowie auch die Erfolge anderer Maßnahmen durch Vorher-Nachher-Vergleiche zu ermitteln.

- Angeltagebücher ohne gefischte Zeit sind als Monitoringinstrument weniger nutzbringend, da aus den Daten nicht fehlerfrei auf die Fischbestandsentwicklung geschlossen werden kann. Lediglich bei nicht reproduzierenden Arten kann abgelesen werden, ob ein Besatz überhaupt in den Fängen auftaucht. Entsprechend konnte beim Karpfen eine sehr gute Aussagekraft der absoluten Maßzahlen nachgewiesen werden. Für alle anderen Arten waren sowohl die auf Hektar normierten Gesamtentnahmen als auch die Gesamtfangdaten nur mittelmäßig (Aale, Hechte) oder sehr schwach (Weißfische) aussagekräftig für die zugrunde liegenden Fischhäufigkeiten im Gewässer.

3.5 Kosten-Nutzen praxisüblicher Besatzmaßnahmen am Beispiel von Hecht und Karpfen

Johnston, F.; Beardmore, B.; Riepe, C.; Pagel, T.; Hühn, D.; Arlinghaus, R.

Kontext und Forschungsziel

Fischbesatz und Entnahmebestimmungen sind Hegemaßnahmen, die in der Angelfischerei regelmäßig zum Einsatz kommen.

Allerdings werden sie hinsichtlich ihrer Wirkungen auf Fischbestände sowie Angelqualität nur selten systematisch evaluiert. Es ist daher weitgehend ungeklärt, unter welchen Bedingungen Fischbesatz oder Entnahmebestimmungen wie Mindestmaße in der Lage sind, beliebte Managementziele wie gesteigerte Fischbestände oder verbesserte Angelqualität zu erreichen.

Theoretischen Überlegungen und praktischen Erfahrungen zufolge sollte der Nutzen, den Besatz für Bestände und Angler stiftet, von der Besatzstrategie (Wahl der Satzfishgröße und ausgesetzte Satzfishmenge pro Hektar) abhängen (Lorenzen 2005). Die Kosten für den Erwerb des Besatzmaterials variieren in Abhängigkeit von der Besatzstrategie stark, beispielsweise sind größere Satzfish teurer als kleine. Vor diesem Hintergrund wichtig zu klären ist, ob die Besatzkosten einer bestimmten Besatzstrategie die möglicherweise entstehenden Nutzen (z. B. Bestandserhöhung, zufriedenerer Angler) aufwiegen, ob der Besatz also kosteneffizient ist. Ökonomische Studien zu diesem Themengebiet fehlten bisher, insbesondere auch im Vergleich zu „günstigen“ Maßnahmenalternativen wie Mindestmaßen.

Die Bewertung von Besatzerfolgen wird durch den Umstand erschwert, dass die Zufriedenheit der Angler keineswegs nur von ihren Fängen abhängt. Viele weitere Faktoren bestimmen, ob Angelerlebnisse als zufriedenstellend oder unbefriedigend wahrgenommen werden. Hierzu zählen zum Beispiel die konkrete Ausgestaltung der Entnahmebestimmungen vor Ort, die Zahl der anderen Angler an den Gewässern und die Qualität des Naturerlebnisses (Abbildung 38, siehe auch Abbildung 16 in Kapitel 2.2). Genau zu bestimmen und zu berücksichtigen, was den Nutzen von Besatz genau ausmacht, ist nicht trivial, weil Besatz zum Beispiel auch Angler anziehen kann, so dass sich nach dem Besatz eine erhöhte Nutzung des Gewässers einstellen kann und die

damit einhergehende Zufriedenheitsreduktion seitens der Angler die eventuell gesteigerten Fänge überkompensieren könnte (vgl. Kapitel 2.2). Nur durch eine integrierende Modellierung, die die exakten Verhaltensmuster und Verhaltenseinflussfaktoren von Anglern sowie die fischbiologischen Grundlagen von Besatz gleichzeitig berücksichtigt, kann bestimmt werden, unter welchen Bedingungen Besatz kosteneffizient ist und daher eine echte Alternative zur Bewirtschaftung der Angelfischerei über Mindestmaße und andere Regularien darstellt. Ziel vorliegender Studie war es, am Beispiel der Arten Hecht und Karpfen entsprechende bioökonomische Modelle zu entwickeln, um auf dieser Basis den relativen Wert zu bestimmen, den ein Besatz in unterschiedlicher Dichte und mit verschiedenen Satzfishgrößen im Vergleich zur Veränderung von Mindestmaßen hat. Als ökonomisches Kriterium wurde der sogenannte Nettonutzen (Nutzen minus Kosten der Bewirtschaftungsmaßnahme) für ein von unterschiedlich vielen Anglern beangelltes hypothetisches Gewässer eines

Angelvereins herangezogen. Die von Besatzfisch in biologischer und sozialer Hinsicht ermittelten Funktionen und Zusammenhänge flossen in das Modell ein (z.B. das Wahlmodell zum Anglerverhalten aus Kapitel 2.2). Das bioökonomische Modell abstrahiert daher die empirisch gewonnenen Erkenntnisse und erlaubt die szenarienhafte Durchführung von Kosten-Nutzen-Analysen zur Bewertung unterschiedlicher Besatzstrategien im Vergleich zu Mindestmaßveränderungen.

Methoden

Zur Beantwortung der Forschungsfrage wurde ein bioökonomisches Modell entwickelt, das die langfristige Fischbestandsentwicklung nach Beangelung und Besatz (neues befischtes Gleichgewicht) unter Berücksichtigung der Verhaltensantwort der Angler auf veränderte Bestandsgrößen und soziale Faktoren (Zahl anderer Angler am Gewässer) bestimmte. Das im Modell angenommene Anglerverhalten entsprach den in Kapitel 2.2 vorgestellten Ergebnissen zum Verhalten



Abbildung 38: Die Zufriedenheit eines Anglers mit seinem Angelerlebnis hängt von einer Vielzahl fang- und fangunabhängiger Faktoren ab. Die Anglerzufriedenheit bezeichnet man auch als Anglernutzen. Im Modell wurden die in Kapitel 2.2 dargestellten Nutzenfunktionen verwendet.

niedersächsischer Vereinsangler, die auf Hecht bzw. Karpfen als Zielfische angeln. Mit dem Modell wurden unterschiedliche Szenarien bestimmter Satzfishgröße – Besatz von Brut, Setzlingen oder zwei Jahre alten Laichfischen bzw. entnahmefähigen Fischen – in unterschiedlicher Dichte sowohl für Hechte als auch für Karpfen berechnet und evaluiert. Die Besatzeffekte wurden mit der Wirkung von Mindestmaßerhöhungen verglichen, und zwar im Hinblick auf Fischbestandsentwicklung, Fangrate, Anglerzufriedenheit und Nettonutzen. Die Anglerzufriedenheit wurde als Zahlungsbereitschaft (Veränderung der Angelqualität im neuen Szenario im Vergleich zum Status quo ohne Besatz und ohne Mindestmaße) ausgedrückt und zur besseren Vergleichbarkeit mit den Kosten in Euro ausgedrückt. Dieses Maß stand für die mittlere Zufriedenheit eines Anglers bei einem bestimmten Szenario. Aggregiert über alle Angler des Vereins, die das Gewässer im Modell nutzten, entsprach es dem insgesamt generierten Nutzen der Maßnahme. Nutzen abzüglich etwaiger Hegekosten wurde als

Nettonutzen (= Maß der Kosteneffizienz) ausgedrückt. Tatsächliche Kosten entstanden nur beim Besatz, da die Mindestmaße keine direkten monetären Kosten verursachten (möglicherweise aber Unzufriedenheit bei den Anglern, die wie gesagt ebenfalls monetär als Kosten ausgedrückt wurden).

Die Kosten-Nutzen-Analysen wurden für Hechte und Karpfen getrennt durchgeführt, dabei wurden praxisübliche Bedingungen modelliert. Die durchschnittliche Anglerdichte an Vereinsgewässern betrug Besatzfisch-Umfragen in ganz Deutschland zufolge etwa fünf Angler pro Hektar. In den fünf teilnehmenden Angelvereinen variierte die Anglerdichte zwischen 1 und 10 Anglern pro Hektar. Entsprechend wurden in der Modellierung drei Szenarien für geringe (1), mittlere (5) und hohe (10) Anglerdichten (in Angler pro Hektar und Jahr) unterschieden. Gleichzeitig waren realitätsnahe Besatzdichten als Szenarien vorgegeben. Um eine Vergleichbarkeit der drei Satzfishgrößen zu garantieren, wurden die für den Besatz

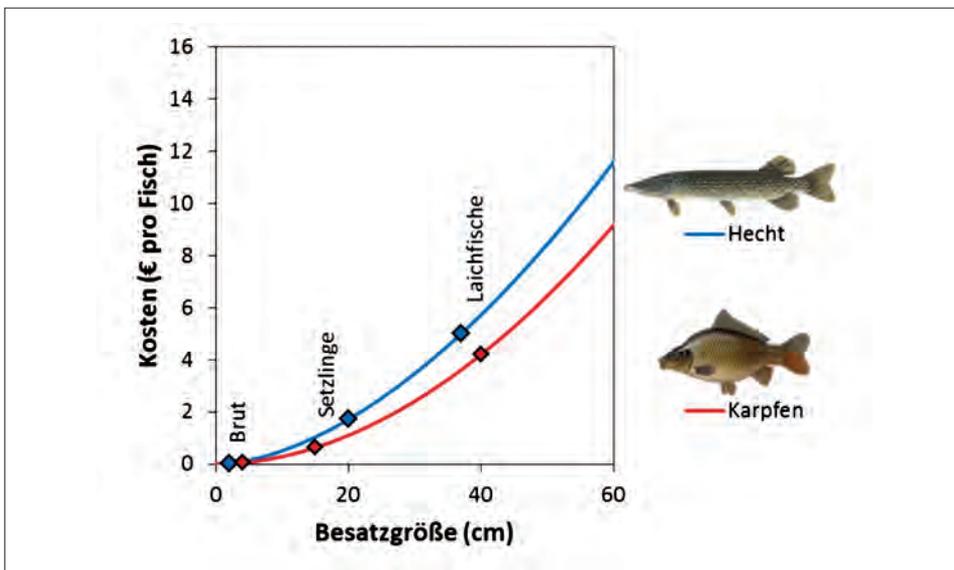


Abbildung 39: Besatzkosten in Abhängigkeit von der Besatzgröße bei Hecht und Karpfen. Die „Laichfischvariante“ entspricht beim Karpfen einem entnahmefähigen Fisch, weil es in deutschen Gewässern kaum zur erfolgreichen Rekrutierung kommt. Die Punkte symbolisieren die im bioökonomischen Modell berücksichtigten Fischlängen bei Hecht und Karpfen.

benötigten Geldmengen pro Szenario standardisiert und als konstante Geldsumme dargestellt, die entweder in Brut, Setzlinge oder in adulte/entnahmefähige Fische investiert wurde. Entsprechend unterschieden sich die Besatzzahlen je nach Fischgröße. Im Durchschnitt wurden von Angelvereinen, die Hechte besetzen, deutschlandweit ca. 50 €/ha für Hechtbesatz investiert (Variation 3–150 €/ha, 5%iges und 95%iges Perzentil der Ausgabenverteilung). Entsprechende Werte für Karpfenbesatz tätige Angelvereine betragen im Durchschnitt 210 €/ha (Variation 7–710 €/ha, 5%iges und 95%iges Perzentil der Ausgabenverteilung). Die im Modell eingesetzten Geldmengen orientierten sich an diesen empirischen Zahlen. Die Besatzkosten wurden hierbei art- und längenspezifisch ebenfalls nach empirischen Besatzfisch-Umfrageergebnissen berücksichtigt (Abbildung 39).

Die Modelle für den Hecht wurden zunächst – optimistisch gedacht – mit Satzfishen durchgeführt, die eine ähnliche Überlebensrate wie natürlich aufkommende Satzfishen kennzeichnete (gleiche Fitness). In einem weiteren Szenario wurden die empirisch in den Kapiteln 3.1–3.3 gemessenen Fitnessunterschiede zwischen Satz- und Wildhechten berücksichtigt (konservative Perspektive).

Ergebnisse

Karpfen

Der Karpfenbesatz war in der Regel fischerlich gesehen erfolgreich, weil dadurch ein nutzbarer Bestand aufgebaut wurde (graue/schwarze Linien, Abbildung 40), der ohne Besatz nicht existiert hätte (rote Linie, Abbildung 40). Simuliert wurde eine auf Besatz basierende, nicht reproduzierende Karpfenpopulation. Unter diesen Bedingungen erhöhte der Besatz mit Karpfensetzlingen die Bestände stärker als der Besatz mit Karpfenbrut oder entnahmefähigen Fischen. Im Falle der Brütlinge lag dies darin begründet, dass diese Größenklasse eine höhere dichte- und

größenabhängige Sterblichkeit erfuhr als die der größeren Satzfishen. Der geringere bestandssteigernde Effekt (Alter 1 und älter zusammengenommen) des Besetzens großer, entnahmefähiger Karpfen erklärte sich aus der geringeren Besatzmenge (bei gleichen Besatzzahlen) sowie der sofortigen Rückfangbarkeit durch die Angler. Allerdings waren die durch Besatz generierten Fangraten bei Besatz mit großen, entnahmefähigen Fischen höher als beim Besatz mit Setzlingen und Karpfenbrut (Abbildung 40).

Karpfenbesatz jedweder Ausprägung und Form erhöhte dem Modell zufolge die Anglerzufriedenheit (Abbildung 40). Allerdings war die Anglerzufriedenheit weitgehend unabhängig davon, welche konkrete Besatzstrategie in Bezug auf die Besatzgröße angewendet wurde (Abbildung 40). Tendenziell führten aber höhere Besatzdichten zu zufriedeneren Anglern (Abbildung 40). Zugleich sank die Anglerzufriedenheit bei sehr hohen Mindestmaßen. Besatz mit Karpfen war in der Regel kosteneffizient, wenn die Besatzmenge (Besatzkosten) vergleichsweise gering war (z. B. 5 €/ha), was durch einen positiven Nettonutzen bei mittlerem und hohem Angleraufkommen indiziert wurde. Insgesamt war der Nettonutzen von Karpfenbesatz deutlich höher, wenn die lokale Anglerpopulation groß war, weil die erhöhte Angelnutzung die Besatzkosten leichter kompensierte (Abbildung 40, rechte Spalte). Bei geringer Angelnutzung führte die hohe Besatzdichte von Karpfen zu einem negativen Nettonutzen, das heißt, unter diesen Bedingungen war eine hohe Investition in Karpfenbesatz ökonomisch gesehen nicht angebracht (Abbildung 40). In keinem Falle führten Mindestmaße zu positiven Effekten auf die Anglerzufriedenheit, so dass für den Karpfen auf die Nutzung von Mindestmaßen als Hegemaßnahme verzichtet werden kann (der Grund liegt bei dieser nicht reproduzierenden Fischart vor allem in der fehlenden Schutzfunktion von Mindestmaßen

Bildergalerie

1. Bedeutung Angler und Fischbesatz



Angler nutzen Gewässer nicht nur, sondern hegen und pflegen diese auch.



Im Jahr 2010 setzten deutsche Angelvereine etwa 77 Millionen Fische (rund 3.690 Tonnen) in Binnengewässer aus.



Die meisten niedersächsischen Vereinsangler wünschen sich Fangfolge. Weniger wichtig scheint aber, durch welche Maßnahmen diese gewährleistet werden. Angler haben also nicht per se eine Vorliebe für Besatz.

2. Transdisziplinäre Forschung im Projekt Besatzfisch

Gemeinsam mit 5 Angelvereinen durchlief Besatzfisch den Zyklus einer lernfähigen Hege und Pflege. Hier ein paar Impressionen zu den einzelnen Phasen.

Phase 1: Status Quo Analyse



Mit Hilfe eines Elektrofischereigerätes erhebt der Fischereiwissenschaftler Daniel Hühn die Fischbestände. Dabei werden die Tiere von der Anode angezogen und für kurze Zeit betäubt. Nachdem sie gezählt, gemessen und gewogen wurden, können sie unbescholten weiterschwimmen.



Angler helfen beim Wiegen und Messen der Fische.



Per Fragebogen werden die Einstellungen von Anglern zu Besatz erhoben. Auch beantworten die beteiligten Vereine regelmäßig Fragebögen zur Überprüfung des Bildungsprogramms von Besatzfisch.

Phase 4: Erfolgskontrolle/ Monitoring



Nach Besatz werden mehrere Kontrollbefischungen vorgenommen.

Auch in dieser Phase sind die Angler bei den Controllerhebungen eingebunden.



Angler führen Tagebücher, in denen sie ihre Fänge notieren.



Reflexion und Weitervermittlung der Ergebnisse

Die Ergebnisse werden bei einer Abschlussveranstaltung präsentiert. Eingeladen sind alle Kooperationsvereine sowie weitere Vertreter aus Fischerei, Wissenschaft, Naturschutz und Politik. Eine vereinsinterne Reflexion der Ergebnisse hat zuvor in einzelnen Workshops stattgefunden.



Science Slam



Vorträge



Poster Session



Broschüre



Film-Premiere



rund 150 Teilnehmende

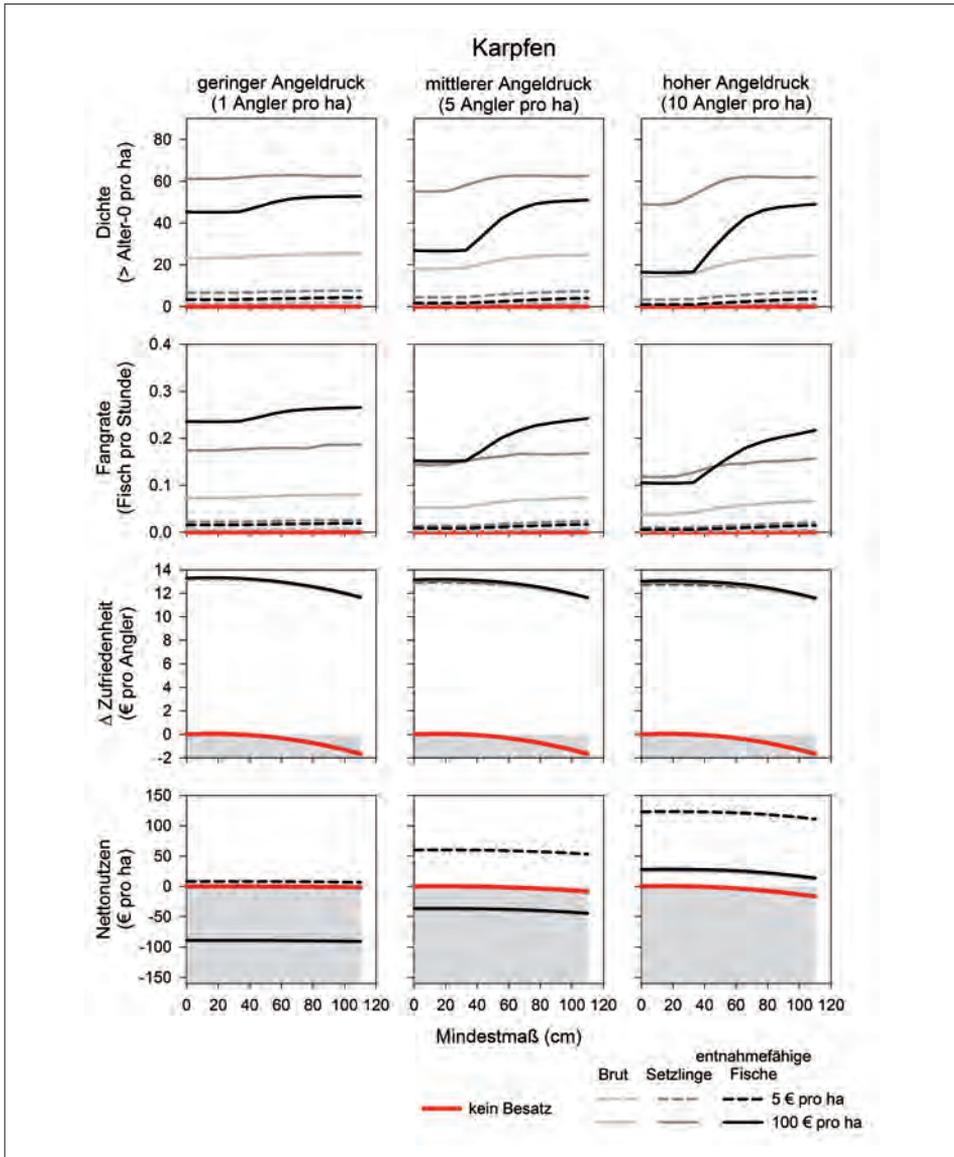


Abbildung 40: Effekte des Besatzes von Karpfenbrut (4 cm), Karpfensetzlingen (15 cm) und entnahmefähigen Karpfen (zweijährige Tiere, 40 cm) bei einer geringen und bei einer hohen Besatzdichte sowie von Mindestmaßen in Bezug auf Karpfenbestandsgröße, Angelfangrate, Veränderung der Anglerzufriedenheit (gemessen als Zahlungsbereitschaft) und Nettonutzen im Vergleich zu entsprechenden Mindestmaßen. Grau dargestellt sind Situationen, in denen die Anglerzufriedenheit geringer war als das Vergleichsszenario (kein Besatz und fehlende Mindestmaße) bzw. es keinen positiven Nettonutzen durch die Besatzmaßnahmen gab. Die modellierten Fischereiintensitäten bei der ausschließlich durch Besatz gestützten Karpfenpopulation bewegten sich von 0 bis 20, 0 bis 90 und 0 bis 175 Jahresangelstunden pro Hektar (entspricht mittlerem geringem Angeldruck = 1 Angelkarte pro Hektar, moderatem Angeldruck = 5 Angelkarten pro Hektar, hohem Angeldruck = 10 Angelkarten pro Hektar). Das Szenario geringer Besatzdichte umfasste 100 (Brut), 8 (Setzlinge) und 1,2 (entnahmefähige) Fische pro Hektar bei standardisierten Besatzkosten von 5 €/ha; die hohe Besatzdichte betrug 2.000 (Brut), 160 (Setzlinge) und 24 (entnahmefähige Fische) Karpfen ha⁻¹ bei standardisierten Besatzkosten von 100 €/ha.

von Laichfischen). Stattdessen sind aus ökonomischer Sicht (Nettonutzenperspektive) in fast allen Fällen Besatzmaßnahmen mit Karpfen positiver zu bewerten als die Karpfenhege über Mindestmaße.

Hecht

Die Erfolgsaussicht von Hechtbesatz war dem Modell zufolge stark von dem Zustand der natürlichen Population abhängig. In einer gesunden, sich selbst tragenden Hechtpopulation, wenn zum Beispiel nur wenige Angler die Hechte mit einem hohen Mindestmaß beangelten, hatte der Besatz mit kleinen Hechtbrütlingen von ca. 1,5 cm keine bestandssteigernden Effekte (Abbildung 41). Dieses Modellergebnis entsprach den empirischen Befunden in den von Besatzfisch durchgeführten Teichexperimenten (Kapitel 3). Besatz von Setzlingen (ca. 20 cm) und Laichfischen (35–40 cm) führte auch in einer sich selbst tragenden Hechtpopulation zu einer Bestandssteigerung, und dieser additive Effekt nahm mit der Besatzdichte von Setzlingen und adulten Hechten zu. Die empirischen Befunde zeigten ebenfalls einen bestandssteigernden Effekt des Besetzens einsömmeriger Hechte in der einjährigen (aber nicht in der zweijährigen) Kohorte, und auch der Laichfischbesatz im Kleinen Döllnsee war bestandssteigernd, obgleich die Wintersterblichkeit der besetzten Laichhechte etwas höher lag als die der natürlichen Laichfische (vgl. Kapitel 3). Im Modell waren der bestandssteigernde Effekt sowie die Steigerung der Fangrate (CPUE) beim Besetzen robuster, großer Laichhechte besonders ausgeprägt, insbesondere bei hohen Mindestmaßen und einer hohen Besatzdichte (Abbildung 41). Insgesamt waren die aus dem Besatz hervorgehenden Fangraten beim Besetzen von Hechtsetzlingen geringer als beim Besatz von robusten Laichfischen, was unter anderem an der höheren Fängigkeit der großen Laichfische lag. Darüber hinaus führte das Besetzen der Setzlinge dazu, dass die gefangenen Hechte im Mittel

kleiner wurden, als wenn der Besatz aus Laichfischen bestand (ohne Abbildung). Dies begründete sich in der gesteigerten Konkurrenz um Futter sowie in der höheren Besatzzahl von kleinen im Vergleich zu größeren Hechten. Sofern wir es mit einem sich selbst erhaltenden Bestand zu tun hatten, waren die bestandssteigernden Effekte des Hechtbesatzes dem Modell zufolge aber nicht in der Lage, den Anglern einen größeren Zusatznutzen im Sinne einer gesteigerten Angelqualität zu beschern, als das bei einer reinen Bewirtschaftung über Mindestmaße der Fall gewesen wäre. So wurde beispielsweise der höchste Nettonutzen bei hoher Anglerdichte und einem Mindestmaß von ca. 60 cm ohne Besatz erreicht (Abbildung 41). Anders ausgedrückt: Die Modifikation von Mindestmaßen ist die aus Anglersicht bessere Managementoption, wenn man es mit einem gesunden Hechtbestand zu tun hat, der nicht überfischt ist. Geringe Besatzdichten an Laichfischen waren in der Lage, positive Nutzen-Kosten-Verhältnisse bei einem selbst reproduzierenden, nicht überfischten Hechtbestand hervorzubringen, aber auch dann war der Nettonutzen geringer als bei einer Bewirtschaftung über mittlere bis hohe Mindestmaße ohne Besatz (Abbildung 41).

War die Hechtpopulation aber unter starkem Angeldruck und nicht selbsterhaltend, beispielsweise als Folge eines Angleraufkommens von 5 bis 10 Angelkarten pro Hektar oder weil geeignete Mindestmaße zur Abfederung der Beangelung fehlten bzw. weil die natürliche Reproduktion eingeschränkt war, so erwies sich das Besetzen aller Altersstadien von Hechten dem Modell zufolge als bestands-, fang- und zufriedenheitssteigernd im Vergleich zum Szenario ohne Besatz (Abbildung 41). In Bezug auf die Anglerzufriedenheit war erneut das Besetzen von Laichfischen besonders erfolgreich, obgleich diese Situationen einer Put-and-Take-Fischerei ähnelte und als Folge die Bestandshöhen bei Laichfischbesatz weniger anstiegen, als

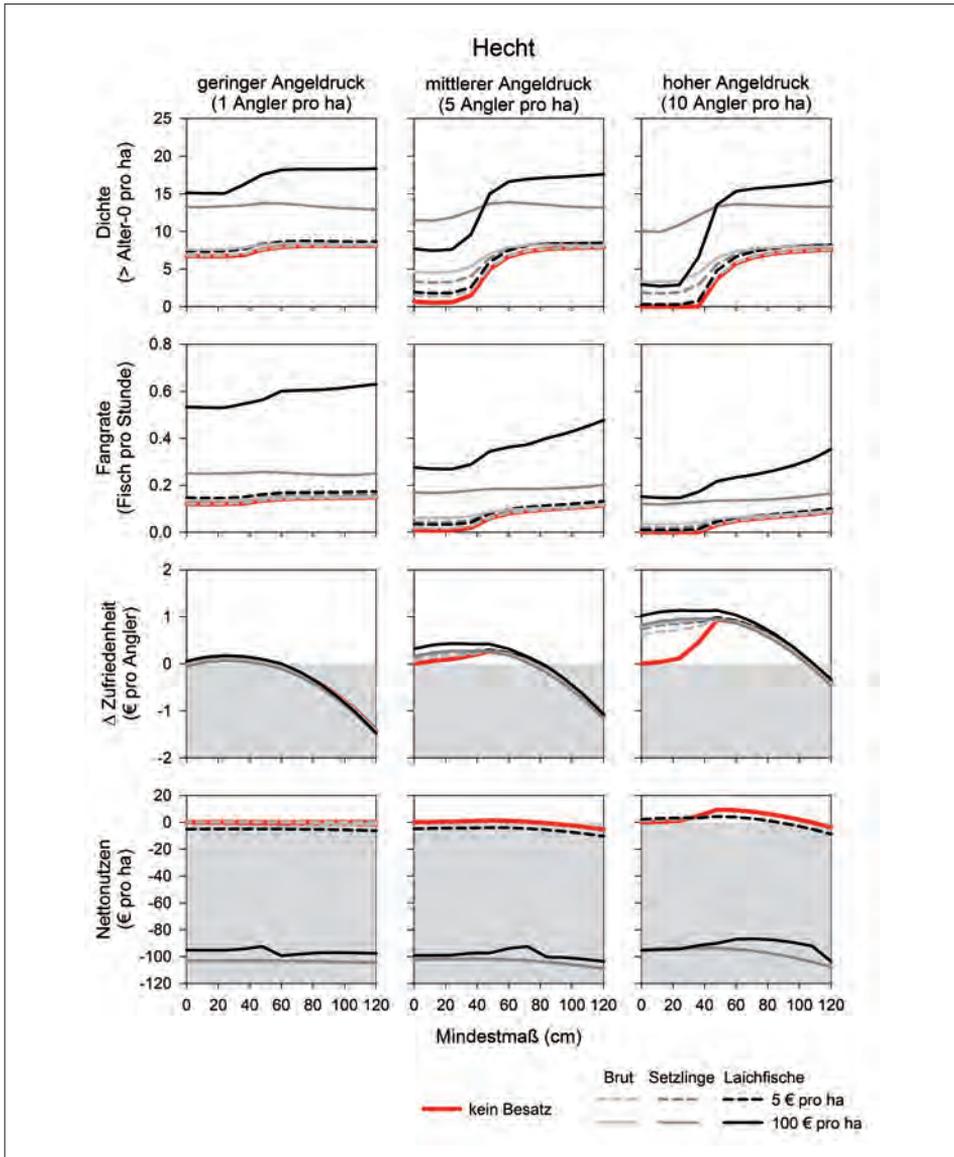


Abbildung 41: Effekte des Besatzes von Hechtbrut (1,5 cm), Hechtsetzlingen (20 cm) und Laichfischen (zweijährige, 35–40 cm) in einer geringen und hohen Besatzdichte sowie von Mindestmaßen in Bezug auf Hechtbestandsgröße, Angelfangrate, Veränderung der Anglerzufriedenheit (gemessen als Zahlungsbereitschaft) und Nettonutzen im Vergleich zu entsprechenden Mindestmaßen. Grau dargestellt sind Situationen, in denen die Anglerzufriedenheit geringer war als im Vergleichsszenario (kein Besatz und fehlende Mindestmaße) bzw. es keinen positiven Nettonutzen durch die Besatzmaßnahmen gab. Die Fischereintensitäten bewegten sich von 8 bis 17, 40 bis 77 und 75 bis 148 Jahresangelstunden pro Hektar (entspricht geringem mittlerem Angeldruck = 1 Angelkarte pro Hektar, moderatem Angeldruck = 5 Angelkarten pro Hektar, hohem Angeldruck = 10 Angelkarten pro Hektar). Das Szenario geringer Besatzdichte umfasste 165 (Brut), 3 (Setzlinge) und 1 (Laichfische) Hechte pro Hektar bei standardisierten Besatzkosten von 5 €/ha; die hohe Besatzdichte betrug 3.300 (Brut), 60 (Setzlinge) und 20 (Laichfische) Fische ha⁻¹ bei standardisierten Besatzkosten von 100 €/ha.

dies beim Besetzen von Setzlingen der Fall war. Brutbesatz war in jeder Hinsicht am wenigsten effektiv. Die größte Veränderung der durchschnittlichen Angelqualität (Anglerzufriedenheit) im Vergleich zum nicht besetzten und vollständig unregulierten Zustand brachten die höchsten Besatzdichten von Setzlingen und Laichfischen bei geringen bis moderat ausgeprägten Mindestmaßen für alle Szenarien mit mittlerem oder hohem Fischereidruck (Abbildung 41).

Insgesamt steigerte sich durch Hechtbesatz die Anglerzufriedenheit aber nur geringfügig. In der Folge war der Nettonutzen, den Besatzen stiften sollte, ungeachtet einer Bestandsstei-

gerung nur dann positiv, wenn der Angelaufwand sehr hoch und die Besatzdichten (von Laichfischen) gering waren (weil andernfalls die Kosten den Nutzen überstiegen, Abbildung 41). Allerdings wurde der positive Nettonutzen von Besatz im Vergleich zur reinen Mindestmaßbewirtschaftung nur bei einer stark rückläufigen Hechtpopulation (Abbildung 41) erreicht, was zum Beispiel dann der Fall war, wenn das Angelaufkommen mit 10 Angelkarten pro Hektar (entsprach ca. 80–140 Jahresangelstunden auf Hecht pro Hektar) sehr hoch war und gleichzeitig ein Bestandschutz wegen zu geringer Mindestmaße (< 40 cm) fehlte. Der Nettonutzen von Hechtbesatz war stets am geringsten beim Besatz

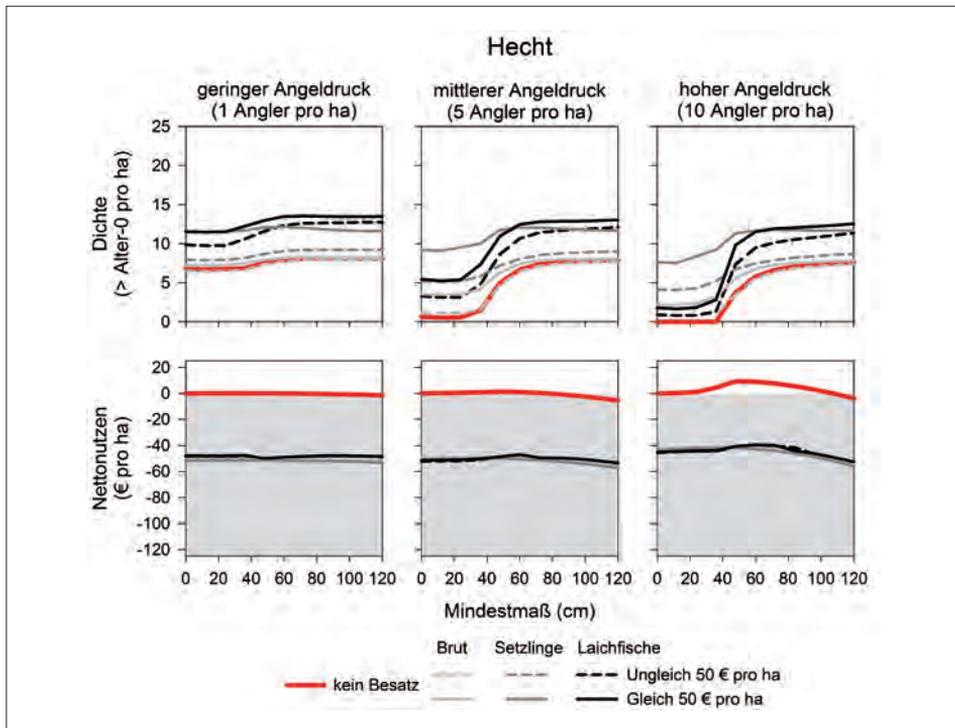


Abbildung 42: Auswirkungen des Besetzens von Hechten mit einer reduzierten Fitness in Übereinstimmung mit empirischen Befunden (Kapitel 3, Szenario „ungleich“). Angenommen wurde eine relative Überlebensrate von 50 % bei besetzten Setzlingen und 90 % bei besetzten Laichfischen sowie ein relativer Reproduktionserfolg von 56 %. Besetzt wurden im Mittel 50 €/ha in Übereinstimmung mit empirischen Befunden für den Hechtbesatz durch deutsche Angelvereine. Die resultierenden Besatzdichten betragen 1.600 Brütlinge (2 cm) pro Hektar, 30 Setzlinge (20 cm) pro Hektar bzw. 10 Laichfische (35–40 cm) pro Hektar. Zum Vergleich ist auch das „gleiche“ Szenario dargestellt, in dem die Überlebensrate von Satz- und Wildhechten identisch angenommen wurde (vgl. Abbildung 41).

von Brut und steigerte sich beim Besatz von Laichfischen (Abbildung 41). Entsprechend kann geschlussfolgert werden, dass Hechtbesatz – wenn überhaupt – nur bei einer geringen Menge an Laichfischen kosteneffizient ist. In den meisten Fällen ist beim Hecht eine Manipulation der Mindestmaße weit effektiver als ein Rückgriff auf Besatz, es sei denn, man findet keine oder nur eine äußerst geringe natürliche Reproduktion vor.

Die gerade beschriebenen Ergebnisse basieren auf der optimistischen Annahme einer identischen Überlebens- und Reproduktionsrate von Satzhechten im Vergleich zu Wildhechten. Ergebnisse in Kapitel 3 haben aber gezeigt, dass diese Annahme nicht der Realität entspricht und Satzhechte eine reduzierte Fitness haben. Beispielsweise zeigten Hechtsetzlinge eine 50%ige Überlebensrate, verglichen mit natürlich aufgekomenen, einsömmerigen Hechten. Auch wurde gezeigt, dass die Überlebensrate von besetzten Laichfischen um ca. 10 % geringer war als die von Wildlaichhechten, und der relative Reproduktionserfolg besetzter Hechte betrug 56 % des entsprechenden Wertes bei Wildhechten. Integrierte man diese empirischen Befunde in das Hechtmodell, verschlechterte sich die Prognose zur bestandssteigernden Wirkung eines Besatzes mit Hechtsetzlingen und Laichhechten substantziell (Abbildung 42). Die bestandssteigernden Effekte von Setzlingen verminderten sich besonders stark. Entsprechend reduzierte sich der Nettonutzen von Hechtbesatz weiter ins Negative und wurde noch unwirtschaftlicher als zuvor dargestellt (Abbildung 42).

Vergleich der Kosteneffizienz von Karpfen- und Hechtbesatz

Hat ein Verein nur eine begrenzte Geldsumme zur Verfügung, stellt sich die Fragen nach dem kosteneffizientesten Einsatz. Zu diesem Zweck wurden in den Karpfen- und Hechtmodellen vergleichbare Geldsummen als Besatzinvestitionen verwendet (5 €/ha

und 100 €/ha, Abbildung 40 und 41). Bei den Hechtzenarien wurde eine natürlich reproduzierende Population angenommen, beim Karpfen nicht. Da sich die Anglerzufriedenheit immer als Zufriedenheitsveränderung in Bezug auf den nicht besetzten Zustand errechnete, war es nicht verwunderlich, dass im Mittel nur eine Zufriedenheitssteigerung von 1 € pro Angler zu realisieren war, wenn eine Bestandssteigerung der Hechtpopulation als Folge von Setzlings- oder Laichfischbesatz im optimistischen Falle gleicher Fitness von Satz- und Wildhechten angenommen wurde (Abbildung 41). Der entsprechende Werte im Karpfenbeispiel betrug hingegen ca. 13 € (Abbildung 42). Das heißt, die gleiche Besatzinvestitionssumme führte im Karpfenbeispiel zu einer substantziell höheren Anglerzufriedenheit im Vergleich zum Nichtbesatzszenario (bei gleichen Mindestmaßen). Entsprechend war der aggregierte Nettonutzen der gleichen Besatzinvestitionssumme bei Karpfenbesatz in der Regel substantziell höher als beim Hechtbesatz. Auch bei geringen Mindestmaßen und hohem Angeldruck – Bedingungen, unter denen der Nettonutzen von (geringem) Laichhechtbesatz besonders positiv war (Abbildung 41) – konnte im Vergleich zum Hechtbesatz durch die Investition der Besatzsumme in Karpfenbesatz ein bedeutend höherer Nettonutzen realisiert werden. Es kann daher geschlussfolgert werden, dass unter Bedingungen begrenzter Vereinsbudgets limitierte Gelder besser in Karpfen- als in Hechtbesatz zu investieren sind. Aber auch in diesen Fällen ist beim Karpfen eine geringe Besatzdichte ökonomisch rentabler als eine hohe Besatzdichte (Abbildungen 40, 43). Die Analyse der tatsächlichen Besatzinvestitionen deutscher Angelvereine in Hecht- und Karpfenbesatz zeigte, dass durchschnittliche und überdurchschnittliche Besatzinvestitionen keinen positiven Nettonutzen stifteten (Abbildung 43). Folglich ist die heutige Besatzpraxis vieler Angelvereine bei Karpfen und Hecht im Durchschnitt ökonomisch ineffizient (Abbildung 43).

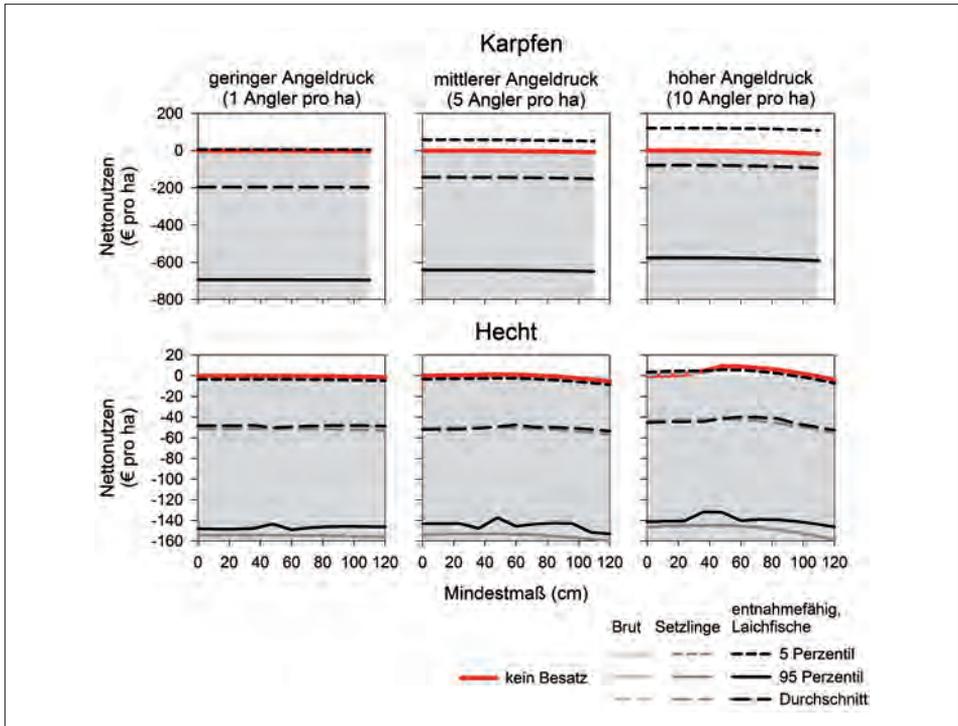


Abbildung 43: Nettonutzen des Besatzes von Karpfen und Hecht (in drei Besatzgrößen) in Dichten, die die Extrema der in Deutschland empirisch vorgefundenen Besatzinvestitionen sowie deren Mittelwerte repräsentieren. Besatzinvestitionen für Karpfen variierten von 7 €/ha (5%iges Perzentil) bis 710 €/ha (95%iges Perzentil) bei einem Mittelwert von 210 €/ha. Diese Geldsummen entsprachen einem Besatz von 130, 14.000 oder 4.150 Brütlingen (4 cm) pro Hektar, 10, 1.100 oder 325 Setzlingen (15 cm) pro Hektar und 1,5, 166 und 49 entnahmefähigen Fischen (40 cm) pro Hektar. Beim Hecht variierten die Besatzinvestitionen von 3 €/ha (5%iges Perzentil) bis 154 €/ha (95%iges Perzentil) bei einem Mittelwert von 50 €/ha. Die entsprechenden Besatzzahlen waren 110, 4.900 oder 1.600 Brütlinge (2 cm) pro Hektar, 2, 90 oder 30 Setzlinge (20 cm) pro Hektar sowie 0,7, 30 oder 10 Laichfische (35–40 cm) pro Hektar.

Mindestmaß oder Besatz – was anzustreben ist, hängt vom Bewertungsmaßstab ab

Abschließend wurde das Modell genutzt, um die optimalen Ausprägungen der unterschiedlichen Hegemaßnahmen (Mindestmaße und Besatz von drei Satzfishgrößen in unterschiedlicher Dichte) für vier Bewertungsmaßstäbe des Hegeerfolgs abzuleiten. Erneut wurden die Simulationen an empirisch beobachtbare Bedingungen angepasst, zum Beispiel in Bezug auf die Varianz in monetären Besatzinvestitionen. Errechnet wurden vier Kriterien des Hege- bzw. Besatzerfolgs, die unterschiedliche Interessengruppen, Bewirtschafter und Angler häufig

zugrunde legen: Fischdichte, Fangrate, Anglerzufriedenheit, Nettonutzen – in Abhängigkeit von drei anglerischen Intensitäten für die beiden Modellarten Hecht und Karpfen.

Es war festzustellen, dass beim rein biologischen Hegeziel einer Maximierung der Bestandssteigerung von Fischen der Altersklasse 1 und älter (was gleichbedeutend ist mit einer Maximierung der Fangrate) die Mindestmaße optimalerweise eine mittelhohe, der Besatz mit Jungfischen (Brut oder Setzlinge) aber eine maximale Ausprägung haben sollte (Abbildung 44). Das gilt sowohl für Hechte als auch für Karpfen.

Bewirtschafter, die maximale Bestände und Fangraten produzieren wollen, sind daher gut beraten, auf hohe Besatztintensitäten bei Jungfischen sowie auf mittlere Mindestmaße zu fokussieren. Wenn als Besatzmaterial allerdings nur Laichfische zur Verfügung stehen, verändert sich die optimale Gestaltung der Mindestmaße hin zur maximalen Ausprägung (110 cm beim Karpfen und 120 cm beim Hecht), was einem totalen Catch-and-Release-Szenario (minimale Fischereierblichkeit) entspricht. Die Besatztinvestition sollte auch bei Laichfischbesatz maximal ausfallen. Auch dieses Ergebnis gilt für beide Arten gleichermaßen (Abbildung 44).

Wenn jedoch die Anglerzufriedenheit und der Nettonutzen maximiert werden sollen (sozio-ökonomisches Hegeziel), sind beim Karpfen ein geringes Mindestmaß und geringe Besatztintensitäten optimal. Beim Hecht werden beide Hegeziele durch mittelhohe Mindestmaße und hinsichtlich des Nettonutzens durch einen Verzicht auf Besatz jedweder Form und Ausprägung erreicht.

Diese hegezielabhängigen Schlussfolgerungen verdeutlichen, wie unterschiedliche Vorstellungen bezüglich der Hege zur Ableitung völlig unterschiedlicher Maßnahmenkomplexe beitragen können. Ein ökonomisch denkender Bewirtschafter wird Besatz nur sehr sparsam vornehmen und bei einigen Arten (Hecht, ggf. andere Raubfische) sogar völlig darauf verzichten (Abbildung 44), während ein ausschließlich auf maximale Fangraten oder Bestandshöhen fokussierter Bewirtschafter (oder Angler) einen sehr hohen Nutzen im Besatz (vor allem großer Satzfishen) und in sehr restriktiven Entnahmebestimmungen (bis hin zum Catch-and-Release aller Fische) sehen wird (Abbildung 44). Diese Ergebnisse zeigen, dass viele Konflikte rund um den Besatz reine Zielkonflikte sind, begründet in unterschiedlichen Hegeabsichten. So sind beispielsweise bei einer maximalen Schonung die höchsten

Dichten und die höchsten Fangraten für den Hecht durch ein totales Catch-and-Release (100 % des Mindestmaßes) zu erwarten, wohingegen Mindestmaße in mittleren Ausprägungen die höchste durchschnittliche Anglerzufriedenheit und auch den größten Nettonutzen stiften können (Abbildung 44). Auf der Ebene des Angelvereins ist also ein mittelhohes Mindestmaß ein guter Kompromiss, der viele Angler zufriedenstellt, wohingegen Anglergruppen, die eine hohe Zufriedenheit aus hohen Fangraten ziehen und die kein Interesse an der Entnahme haben (spezialisierte Hechtangler), besonders von sehr hohen Mindestmaßen profitieren würden. In ähnlicher Weise zeigt Abbildung 44, dass maximale Besatzmengen vor allem von Laichfischen beim Hecht maximale Dichten, Fangraten und eine maximale mittlere Anglerzufriedenheit hervorbringen. Zugleich aber führt eine Bewertung von Besatzmaßnahmen aus der Perspektive des Nettonutzens zu der Schlussfolgerung, solche Maßnahmen besser einzustellen. Vergleichbare Zielkonflikte in Bezug auf die „Optimalität“ von Mindestmaßen versus Besatz sind bei den Karpfenszenarien ablesbar (Abbildung 44). Während mittlere bis hohe Mindestmaße über die reduzierte Entnahme hohe Dichten und Fangraten nach Besatz gewährleisten, sind – weitgehend unabhängig von der Satzfishgröße – geringe Besatzdichten und geringe bis mittlere Mindestmaße besser, wenn der Nettonutzen optimiert werden soll.

Aus den Ergebnissen kann abgeleitet werden, dass diametral unterschiedliche Aussagen zur Besatztnotwendigkeit auf unterschiedlichen Bewertungsmaßstäben und -kriterien basieren: Aus der Perspektive einer Bestandserhöhung ist Besatz mit angemessen großen Fischen häufig angeraten, aus der Perspektive des ökonomischen Nutzens hingegen nur dann, wenn die natürliche Rekrutierung gering ausfällt oder fehlt, die Angelnutzung aber hoch ist.

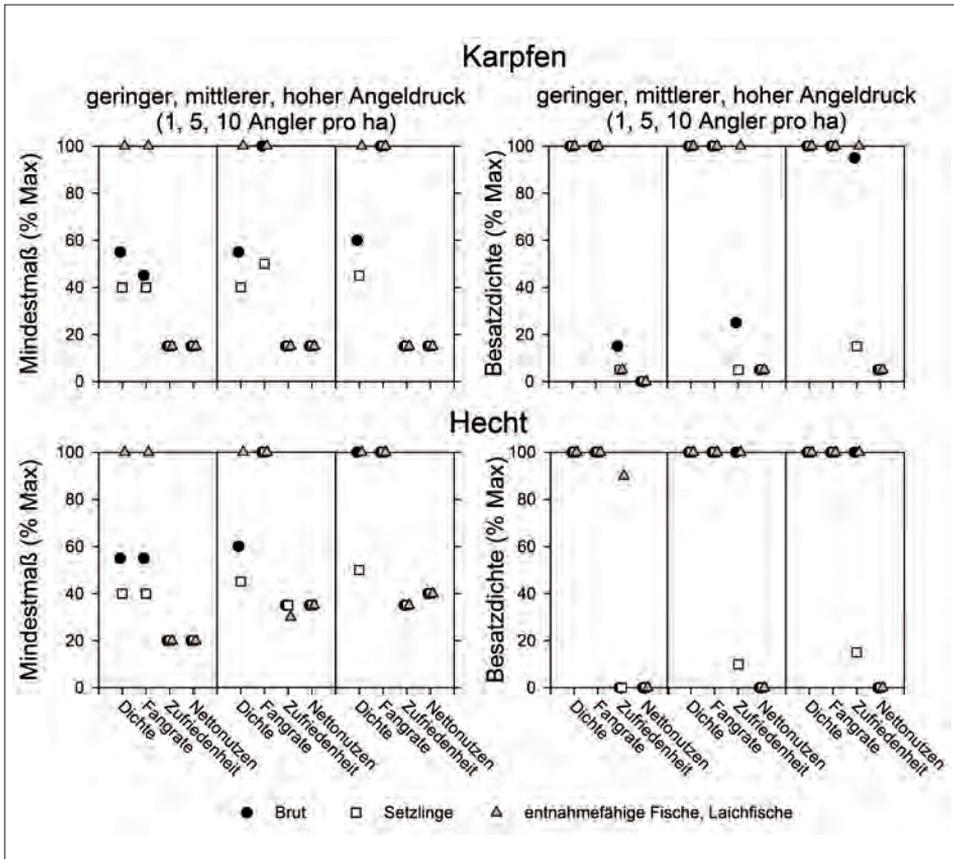


Abbildung 44: Vergleich der optimalen Mindestmaßbestimmungen (dargestellt als Prozent der maximalen Fischlänge, d. h., 100 % entsprechen einem totalen Catch-and-Release aller Fische) und der optimalen Besatzdichten und -größen bei Hechten und Karpfen für drei anglerische Intensitäten und für vier Bewertungsmaßstäbe (Kriterien des Besatzerfolgs: Dichte von Fischen im Alter 1 und älter, Fangrate pro Stunde, durchschnittliche Anglerzufriedenheitsveränderung im Vergleich zum Status quo ohne Besatz und ohne Mindestmaß in Euro sowie Nettotonnen in Euro pro Hektar). Zu interpretieren sind die Punkte so, dass die Kombination aus Besatzstrategie und Mindestmaß für jedes angegebene Kriterium bei jeder anglerischen Intensität optimal ist. Maximale Mindestmaße betragen beim Hecht 120 cm und beim Karpfen 110 cm. Maximale Besatzmengen betragen beim Karpfen 14.000 (Brut), 1.100 (Setzlinge) und 166 (entnahmefähige) Fische pro Hektar. Entsprechende Werte und Satzfishgrößen für den Hecht betragen 4.900 (Brut), 90 (Setzlinge) und 30 (Laichfische) Hechte pro Hektar. Diese Werte orientieren sich an empirischen Befunden zum Besatz durch Angelvereine in Deutschland.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Sofern sich befischte Fischpopulationen selbst tragen, zeigen die vorgelegten Modellergebnisse, dass Besatz aus ökonomischen Gründen nicht empfehlenswert ist und nur geringe Steigerungen der Anglerzufriedenheit nach sich ziehen kann. Gleichzeitig kann nach sorgsamer

Wahl der Satzfishgröße aus Besatz in natürlich reproduzierenden Beständen immer auch eine (in vielen Fällen geringfügige) Erhöhung der Bestandsgröße erwachsen, die vielleicht naturschutzfachlich erwünscht ist. Aus ökonomischer und fischereilicher Perspektive ist aber zu empfehlen, dass Bewirtschafter bei natürlich reproduzierenden, nachhaltig

befischten Beständen auf Mindestmaße, Entnahmefenster oder andere Maßnahmen zur Kontrolle des Fischereiaufwands zurückgreifen, um Angelqualität und Nettonutzen zu erhöhen, ohne die Kosten von Besatz tragen zu müssen. Allerdings streben viele Angler nach der Entnahme von Fischen, so dass zu hohe Mindestmaße in der Regel keine sozialverträgliche Option darstellen.

- Wenn bei natürlich reproduzierenden Arten die fischereiliche Sterblichkeit so hoch ist, dass die Bestände nicht stabil und auf hohem Niveau reproduzieren, führt Besatz in vielen Fällen zu einer Bestandssteigerung. In diesen Situationen und vor dem Hintergrund von populären Zielen wie Bestands- und Anglerzufriedenheitssteigerung ist in der Regel der Besatz von gut konditionierten, naturnah aufgezogenen Setzlingen oder sogar von Laichfischen ökonomisch gesehen effektiv. Allerdings ist Laichfischbesatz auch besonders teuer. Daraus folgt, dass aus einer ökonomischen Perspektive das Besetzen mit einer nur geringen Besatzdichte von großen Fischen häufig besonders kosteneffizient ist. Allerdings müssen genügend viele Angler in den Genuss der Bestands- und Fangratensteigerung kommen, um die hohen Kosten dieser Maßnahme auch zu rechtfertigen.
- Wenn Fischpopulationen natürlicherweise nicht rekrutieren, wie es zum Beispiel beim Karpfen der Fall ist, ist die Frage der Satzfishgröße von untergeordneter Bedeutung und Besatz meist das Mittel der Wahl. Falls Vereine ein limitiertes Budget haben, ist der Besatz von Karpfen kosteneffektiver als der Besatz von Hechten.
- Viele Konflikte rund um den Besatz erklären sich aus Zielkonflikten, weil unterschiedliche Parteien unterschiedliche Kriterien zur Bewertung des „Besatzerfolgs“ heranziehen (z. B. Dichteerhöhung versus Nettonutzen). Wird eine Bestandserhöhung angestrebt (fischereibiologisches

Hegeziel), so ist Besatz mit angemessen großen Fischen häufig angeraten; wenn jedoch möglichst ökonomisch bewirtschaftet werden soll (sozio-ökonomisches Hegeziel), empfiehlt sich Besatz nur in den Fällen, in denen bei hoher Angelnutzung die natürliche Rekrutierung gering ist oder fehlt.

3.6 Zusammenfassung ökologischer Besatzerfolgskriterien

Arlinghaus, R.; Hühn, D.

Die Gewährleistung des fischereilichen Erfolgs von Besatz – definiert als eine Steigerung der Fischbestandsgröße und der Fänge gegenüber der Situation ohne Besatz – hängt von einem komplexen Wirkungsgefüge diverser Faktoren ab, die nur zum Teil verstanden werden. Die von Besatzfisch durchgeführten Experimente und Modelle sowie die begleitende Literaturevaluation erlauben es, die wichtigsten erfolgsbestimmenden ökologischen Faktoren von Besatz zu vier hierarchisch angeordneten Komplexen zu verdichten (Abbildung 45).

1. Natürliches Aufkommen

Die von Besatzfisch durchgeführten Experimente und eine Vielzahl weiterer Studien und Modelle (z. B. Lorenzen 2005; Rogers et al. 2010) belegen, dass in den meisten Fällen ein Brut- oder Jungfischbesatz in natürlich reproduzierenden Beständen fischereilich gesehen wirkungslos ist und zu keiner nachhaltigen Bestandserhöhung und auch zu keiner Steigerung der Reproduktionsrate 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



Abbildung 45: 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.

Tragekapazität an Nachkommen („Rekruten“), die sodann in den fischbaren Bestand hineinwachsen. Insofern steigert bei **ausreichendem natürlichem Aufkommen** Jungfischbesatz die Jahrgangsstärke meist nur kurzfristig oder überhaupt nicht, weil Futter, Standplätze und Unterstände in jedem Gewässer begrenzt sind und die Wildfische die Konkurrenzsituation meist für sich entscheiden. Möchte der Bewirtschafter in einem auf hohem Niveau natürlich reproduzierenden Bestand trotzdem die Fänge für Angler erhöhen (Steigerungsbesatz), sollte nach gegenwärtigem Wissensstand vor allem auf den Besatz mit größeren Satzfishen, unter Umständen sogar mit entnahmefähigen Fischen, zurückgegriffen werden. Diese Maßnahme verspricht zwar kurzfristige Fangsteigerungen, wird aber in vielen Fällen die künftige Rekrutierung ebenfalls nicht nennenswert beeinflussen, weil 1) die Fische rasch zurückgefangen werden, 2) stark domestizierte große Satzfishen eine geringe natürliche Vermehrungsleistung zeigen und 3) Besatz die Tragekapazität von Gewässern für Laich und

Jungfische nicht behebt, so dass steigende Laichfischbestände, die möglicherweise aus Besatz großer Fische erwachsen, nicht zu gesteigerten Nachkommenszahlen in der nächsten Fortpflanzungsperiode führen wird.

In vielen Gewässern unserer Kulturlandschaft existieren aber kurzfristig nicht veränderliche Reproduktionsengpässe, 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, wie zum Beispiel die Experimente an Hechten in strukturarmen Baggerseen gezeigt haben: 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 und daher die häufig kleinen, empfindlichen Satzfsche beim Überleben den gleichen Schwierigkeiten ausgesetzt sind wie ihre natürlicherweise aufkommenden Artgenossen. Besonders erfolversprechend sind immer 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 Wachsen und Überleben geeignet ist. Das beste Beispiel im Besatzfischprojekt war der Karpfenbesatz, aber auch Hechtbrut in ansonsten hechtfreien Gewässern kann einen höchst erfolgreichen Besatz bilden.

Trotz fehlender Bestandssteigerung führt fast jede Form von Besatz zu einer teilweisen Verdrängung der natürlicherweise rekrutierenden Jungfische durch die besetzten Fische. Je nach Auswahl des Besatzmaterials kann es zu einem Verlust der lokal angepassten genetischen Vielfalt bzw. sogar zu einer Veränderung des lokalen Genpools beitragen, wenn eine große Anzahl von Satzfschen in eine Konkurrenz mit vergleichsweise wenigen natürlichen Jungfischen gezwungen wird.

Natürlich ist immer vor einer Pauschalisierung zu warnen, so dass die gerade dargestellten Zusammenhänge nicht in jedem Gewässer zutreffen müssen. Zwei Ausnahmesituationen seien hier angemerkt. Erstens kann es durch scharfe Befischung, Fischsterben oder starkem Kormoranfraß zu einem Rekrutierungsdefizit durch geringe Laichfischanzahlen kommen. In diesem Fall kann Besatz mit Jungfischen, die zum Laichfisch heranwachsen, auch die Reproduktionsleistung des Bestands steigern. Zweitens gibt es viele stark gestörte Gewässer, die extreme geringe Jungfischauftreten kennzeichnet,

zum Beispiel bei bedrohten Meerforellenbeständen. In diesen Situationen besteht die Gefahr der Auslöschung der Gesamtpopulationen durch zufällige Umweltereignisse, weil nur sehr geringe Jungfischanzahlen im Gewässer natürlicherweise aufkommen. Besatz auch mit Fischbrut oder Jungfischen ist im Rahmen von Stützungs- bzw. Restaurationsbesatzmaßnahmen dann die Gewähr, dass genügende Jungfischanzahlen im Bestand verbleiben und die nächste Generation stützen (Beispiel bedrohte Meerforellenpopulationen in stark ausgebauten Fließgewässern). In den meisten Fällen wird aber unter Bedingungen eingeschränkter oder hoher natürlicher Reproduktion der Besatz größerer, gut angepasster Satzfsche einen höheren Beitrag zur Populationssteigerung liefern als der Besatz von Fischbrut und sehr jungen, kleinen Jungfischen. Daraus folgt der erste Leitsatz für nachhaltigen Besatz:

1. Besatz ist dann besonders erfolversprechend, 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 naturschutzfachlich, je nach Auswahl und Herkunft des Besatzmaterials, problematisch.

2. Ökogenetische Anpassung

Der zweite wesentliche Einflussfaktor auf den Besatzerfolg ist die ökologische und genetische Anpassung der Satzfsche an die neue Umwelt (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. 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. 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, da die Zuchtumwelt die Anpassungsfähigkeit der Tiere an das Überleben in der Natur reduziert. Darüber hinaus ist es ja gerade Kennzeichen der Fischzucht, dass als Folge der Umgehung natürlicher Auslese die meisten Larven aus den aufgelegten Eiern erwachsen, auch die, die in der Natur nie das Jungfischstadium erreichen würden. Beispielsweise selektieren die spezifischen Bedingungen in Fischzuchten für kleine Eier und kleine Larven, die in Fischzuchten höhere Überlebensraten kennzeichnet als große Eier, die in der Natur meist bevorteilt sind. Anders ausgedrückt: Es entstehen in Fischzuchten viele Fische, die in der Natur ausselektiert worden wären. Diese Tiere sind nicht in der Lage, mit den Bedingungen in der Natur nach Besatz optimal umzugehen. Zur Maximierung des Überlebensrate nach Besatz sind daher naturnah erbrütete Eier sowie natürlich aufgezogene Satzfische beim Besatz gegenüber „Beckenfischen“ grundsätzlich zu bevorzugen. Das ist vor allem dann der Fall, wenn von den Satzfishen ein längerfristiges Überleben und gegebenenfalls eine Reproduktion im

Adultstadium erwartet wird. Teichfische oder Wildfänge sind daher in vielen Fällen den in Becken und Tanks aufgezogenen Fischen vorzuziehen. Auch sind Jungtiere, die kürzer unter künstlichen Bedingungen gehalten wurden, wahrscheinlich weniger domestiziert als adulte Tiere, die zeitlebens in den Becken der Fischzucht gehältert wurden. Entsprechend zeigen jüngere Fische, die weniger lang künstlichen Situationen ausgesetzt worden sind, nach Besatz höhere Überlebensraten als zu lange in Becken gehaltene, ältere Tiere, wie dies beispielsweise neueste Studien am Aal gezeigt haben (Simon 2013). Neue Studien an Salmoniden sowie unsere eigenen Arbeiten an Hechtbrut belegen allerdings, dass schon kürzeste Zeiten in künstlichen Beckenumwelten bei hohen Besatzdichten zu Verhaltensanomalien führen, die zu erheblichen Sterblichkeiten nach dem Besatz beitragen. 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 aus einem Satzfish einen echten Wildfish machen können. Trotzdem haben einige Studien an Salmoniden, die in künstlicher Umwelt gehalten wurden, belegt, dass ein ökologisches Training vor Besatz – das Halten in geringer Dichte und eine Diversifizierung der Haltungsumwelt – durchaus überlebenssteigernd wirken kann. Beim Besatz sind solche „trainierten“ Satzfish daher denen aus vollständig künstlichen Haltungsumwelten vorzuziehen.

Je nach Besatzziel kann aber auch das Domestizieren eine geeignete Methode zur Zielerreichung darstellen, zumindest beim Besatz mit fangreifen Fischen, die keine lange Aufenthaltszeit im Besatzgewässer erwartet und die rasch wieder im Fanggerät auftauchen sollen. In diesen Fällen kann auch eine zeitlebens in Rundbecken gehaltene Bach- oder Regenbogenforelle ein hervorragender Satzfish sein, nur sollte man von diesen

Fischen keinen relevanten Beitrag für die nächste Generation erwarten. Der relative Reproduktionserfolg von künstlich gehaltenen Fischen ist 20 % bis 40 % geringer als der eines Wildfisches, zumindest bei Salmoniden (Christie et al. 2014). Daraus leitet sich der zweite Leitsatz für nachhaltigen Besatz ab:

2. 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 Training dieser Welt kann die natürliche Selektion ersetzen. Satzfishische sollten daher wann immer möglich vor Besatz natürlichen Selektionsprozessen unterworfen werden, damit sie natürlichen Gefahren effektiv begegnen können.

besonders gering domestiziert sind, sehr geeignete Satzfishischegrößen. Mit dem Aufenthalt in Zuchtbecken, steigt die Domestizierung, was den ansonsten gültigen Zusammenhang von Fischlänge und Überlebensrate umdrehen kann. Simon & Dörner (2014) zeigten am Beispiel von Aalen, dass größere Farmaale eine geringere Überlebensrate haben als bedeutend kleinere Glasaale. Bei domestizierten Forellen fanden sich ähnliche Zusammenhänge (Baer 2008). Trotzdem kann manchmal auch der Besatz großer domestizierter Fische angeraten sein, zum Beispiel in stark verbauten Flüssen oder wenn ein rasches, kurzfristiges Angelerlebnis produziert werden soll bzw. um die Interaktion von Satzfishische- und Restwildfishischebeständen 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 substantiell erhöhten Sterblichkeit. Aus diesem Grunde gilt als Grundsatz:

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

3. Satzfishischegröße und -dichte

Neueste Studien sowie eigene Arbeiten führen zu der grundsätzlichen Erkenntnis, dass bei ansonsten ähnlich gehaltenen Fischen die Überlebensrate nach Besatz mit der Satzfishischegröße ansteigt. Gleichzeitig steigen auch die Produktionskosten des Satzfishisches mit der Größe an, so dass aus Sicht einer Kosten-Nutzen-Erwägung meist eine mittlere Satzfishischegröße und eine geringe bis mittlere Besatzdichte am kosteneffizientesten ist. Das trifft nicht auf Bedingungen fehlender natürlicher Rekrutierung mit Engpässen in den Laichgebieten zu – hier sind Brütlinge, die

Die richtige Satzfishischegröße 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 Satzfishisch sein, vor allem dann, 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 bereits erwähnt – die natürlich aufgezogenen Satzfishische 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 liefern, wie das Besatzbeispiel der Bruthechte in den Teichversuchen gezeigt hat. Ein Überbesatz mit Fischbrut oder Jungfischen ist wegen der dichteabhängigen Sterblichkeitsregulation übrigens praktisch ausgeschlossen, wohingegen die robusten großen Tiere recht leicht überzubesetzen sind. Ein entstandener Überbesatz an entnahmefähigen Fischen ist an geringen Zuwachsraten ablesbar, was vergleichsweise leicht wieder durch Ausfang der nun besonders leicht fangbaren Tiere (Hunger) korrigierbar ist. 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, vor allem den ökonomischen. Die Besatzdichte wirkt vor allem über die futterabhängige Dichteregulation: Wenn die Besatzdichte zu hoch ist und die Satzfishche grundsätzlich im Gewässer überleben, steigert sich die Nahrungskonkurrenz, was bei jungen Tieren zu dichteabhängiger Sterblichkeit (und zur Selbstregulation) und bei adulten Tieren zu geringem Wachstum und leichter Fangbarkeit führt. Insofern reguliert sich eine (zu hohe) Besatzdichte von Brut- und Jungfischen rasch von selbst, während sie beim Überbesatz großer, robuster Tiere zur Wachstumsdepression und hoher Fängigkeit führt. Diese ist allerdings leicht erkennbar und ebenso rasch zu korrigieren. Von konkreten Empfehlungen in Bezug auf die optimale Besatzdichte wird an dieser Stelle

bewusst Abstand genommen. Wie es das in Kapitel 5 im Detail zu erläuternde Prinzip der lernfähigen Hege und Pflege verlangt, sind die „besten“ Besatzgrößen und -zahlen über Versuch und Irrtum gewässerspezifisch herauszufinden. Der geneigte Leser findet einige artabhängige Besatzvorschläge in der deutschen Fachliteratur (z. B. Baer et al. 2007). Da aber für die meisten der hier und andernorts kursierenden Besatzzahlen (auch für die in Baer et al. 2007) 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.

4. Handling, Transport und Akklimatisation vor Besatz

Der Besatz Durchführende kann alles richtig gemacht haben. Das Gewässer ist perfekt geeignet (geringe Reproduktion, die durch Besatz angekurbelt werden kann) und genetisch und ökologisch angepasste Wildfische oder Teichfische bzw. an Naturfutter und Unterstände gewöhnte Beckenfische in der geeigneten Größe sind vorhanden. Doch dann entsteht den Satzfishchen 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. 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 Satzfishche 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 zu nichte machen kann, indem Fraßverluste die sofortige Sterblichkeit stark erhöhen.

Selbst robuste Hechtgrößen zeigen nach dem Transportstress eine gesteigerte Sterblichkeit. 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, um es den Fischen zu ermöglichen, 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 zur Minimierung von Stressfaktoren. Es gilt, den Transportweg kurz, das Handling fischschonend (Gummikescher) 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 letzte Grundsatz nachhaltigen Besatzes ab:

4. Die Satzfishce sollten minimalen Stress vor und während des Besatzes erfahren, eine sorgsame Akklimatisation an das Besatzgewässer zahlt sich in der Regel in höheren Überlebensraten aus.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Besatz ist besonders erfolversprechend im Sinne einer fischereilichen Bestandserhöhung, die sich in erhöhten Fängen widerspiegelt, wenn die natürliche Reproduktion der Zielart fehlt oder stark eingeschränkt ist. Sofern die Zielart nennenswert reproduziert, ist Besatz mit Brut- und Jungfischen fischereilich häufig wirkungslos und naturschutzfachlich je nach Auswahl des Besatzmaterials problematisch.
- Satzfishce sollten so groß wie ökologisch zur Umgehung von kritischen Engpässen nötig, aber so klein wie möglich sein.
- Für ein langfristiges Überleben im Besatzgewässer ist eine ökologische Anpassung an Fraßdruck und Nahrungsorganismen sowie eine genetische Anpassung an die lokalen Gewässerbedingungen von immenser Bedeutung. Lokale Herkünfte, im Idealfall Wildfänge oder Nachkommen von Laichfischen aus dem Besatzgewässer, sind meist überlebens- und reproduktionsfähiger als domestizierte Besatzfishce oder Fische aus gebietsfremden Regionen. Ein Training kann zu einem relevanten Anpassungserfolg selbst bei domestizierten Fischen führen, ersetzt aber keinesfalls die Naturselektion.
- Die Satzfishce sollten minimalen Stress vor und während des Besatzes erfahren, eine sorgsame Akklimatisation an das Besatzgewässer zahlt sich in der Regel in höheren Überlebensraten aus.

Fazit

Folgendes Fazit kann aus den in Kapitel 3 vorgelegten Erkenntnissen gezogen werden:

- Das Monitoring von Fängen (nicht nur von Entnahmen) sowie die Protokollierung der gefischten Zeit ist notwendig,

damit aus Fangkarten über die mittleren Einheitsfänge Rückschlüsse auf die Fischbestandsentwicklungen gezogen werden können. Mittels anglerischer Einheitsfänge lassen sich Besatzerfolge und Besatztotwendigkeiten gut abschätzen. Die Nutzung entsprechender Verfahren ist Angelvereinen zu empfehlen.

- **Erhaltungsbesatz:** Fischbesatz in nicht reproduzierenden Beständen ist in der Regel erfolgreich und führt zur Etablierung eines befischbaren Bestands, der ansonsten nicht existieren würde. Das trifft sowohl für Hecht und Karpfen als auch für viele weitere Arten zu. Wenn die Konkurrenz mit Wildfischen fehlt, kann auch Brutbesatz hervorragende Ergebnisse liefern.
- **Kompensationsbesatz:** Fischbesatz in reproduzierenden Beständen schlägt häufig unbemerkt fehl. Auch bleibt je nach Auswahl des Satzmaterials immer ein Restrisiko für die genetische Integrität des Gewässers. Fischereilich ist unter diesen Bedingungen der Besatz möglichst robuster, großer Satzfishche besonders erfolgversprechend, weil diese Fische nicht mehr der ausgeprägten Regulation über dichteabhängige juvenile Sterblichkeit ausgesetzt sind. Diese Art von Besatzmaßnahmen sollte stets nur mit lokalen Beständen durchgeführt werden, sofern es naturschutzfachliche Bedenken gibt. Sollten rein fischereiliche Ziele

vorherrschen, können alternativ domestizierte Satzfishche Verwendung finden, die eine hohe Fangbarkeit und eine geringe Reproduktionsleistung kennzeichnet.

Wegen des raschen Rückfangs minimiert dies die ökologischen und reproduktionsbasierten Interaktionen mit dem restlichen Wildfischbestand und damit die naturschutzfachlichen Bedenken.

Allerdings kann diese Art von Besatz auch als tierschutzrechtlich problematisches „Put-and-Take“ interpretiert werden und wird in Deutschland daher häufig kritisch gesehen, vielleicht zu Unrecht.

- Große Satzfishche haben eine grundsätzlich bessere Überlebensrate als kleinere Fische, sofern die Tiere natürlich aufgezogen wurden. In vielen Fällen, sowohl bei reproduzierenden als auch bei nicht reproduzierenden Fischen, kann das moderate Einsetzen größerer, robusterer Fische aufgrund des Überlebensvorteils kosteneffizienter als das Einsetzen von kleinen Tieren sein. Das trifft nicht zu, wenn im Gewässer keine natürliche Vermehrung stattfindet oder das Angleraufkommen gering ist. In diesen Fällen ist Brutbesatz oder das Setzen von Jungfishchen meist kosteneffizienter als der Besatz großer Fische. Bei reproduzierenden Arten ist die Kosteneffizienz von Besatz insgesamt meist geringer als die Bewirtschaftung über Fangbestimmungen.

4 Lernen für nachhaltigen Fischbesatz

Kapitel 1 und 2 haben gezeigt, dass hierzulande der Umgang mit Besatz vor allem in den Händen von Angelvereinen liegt. Neue wissenschaftliche Erkenntnisse zu Besatz sowie Planungsgrundlagen zur Umsetzung der Hege müssen daher in erster Linie auf lokaler Ebene an Angelvereine und ihre Entscheidungsträger (Gewässerwarte und Vorstände) vermittelt werden. Doch wie gestaltet man die Kommunikation zu einem derart vielschichtigen Thema in optimaler Weise? Welche Informationen kommen im Rahmen der klassischen Fortbildung tatsächlich bei den künftigen Gewässerwarten an? Werden Inhalte verstanden und erinnert? Wie effektiv sind Gewässerwartefortbildungen mit Frontalunterricht im Vergleich zu neuen Formen der transdisziplinären Zusammenarbeit, in deren Rahmen Forscher und Anwender, wie im Besatzfischprojekt vorgelebt, gemeinsame Besatzeexperimente auf einer soliden theoretischen Grundlage planen, umsetzen und evaluieren?

Kapitel 4 stellt neue Studienergebnisse zur pädagogischen Wirkung von Weiterbildungsmaßnahmen für nachhaltigen Besatz vor, die zeigen, ob und gegebenenfalls wie effektiv hier neue fischereibiologische Erkenntnisse zu Besatz (Kapitel 3) an Entscheidungsträger und Mitglieder von Angelvereinen kommuniziert werden können. Dazu wurde die klassische Fortbildung über frontal präsentierte Power-Point-Vorträge mit Formen der transdisziplinären Zusammenarbeit verglichen. Die in Kapitel 3 vorgestellten Besatzeexperimente wurden in enger Kooperation mit fünf Angelvereinen durchgeführt, nachdem man zuvor einen Frontalunterricht zum nachhaltigen Besatz abgehalten hatte. In sechs weiteren Vereinen wurden viereinhalbstündige theoretische

Fortbildungsseminare zu nachhaltigem Besatz ohne weiterführende Praxiseinbindung durchgeführt. Sechs weitere Vereine wurden in Prinzipien einer nachhaltigen Hege von Raubfischen ohne Rückgriff auf Besatz fortgebildet; diese Vereine hatten auch eine Funktion als Vergleichsgruppe zur Evaluation der umweltpädagogischen Wirkung der Besatzeexperimente bzw. der transdisziplinären Kooperation im Rahmen von praktischen Besatzeexperimenten.

Bevor die pädagogischen Effekte der Fortbildungen präsentiert werden, sollen am Beispiel der Populationsökologie des Hechtes zunächst grundsätzliche Unterschiede aufgezeigt werden, die sich in der Wahrnehmung ökologischer Wirkzusammenhänge zwischen Anglern und Forschern zeigen. Das Verständnis darüber, wie ähnlich oder unähnlich Angler und Forscher über den gleichen ökologischen Sachverhalt denken, verschafft wesentliche Einsichten darüber, wie gegebenenfalls vorhandene Kommunikationsbarrieren abgebaut werden könnten.

4.1 Ökologische Denkweisen von Anglern und Fischereibiologen im Vergleich

Gray, S.; Hilsberg, J.; McFall, A.; Arlinghaus, R.

Kontext und Forschungsziel

Viele Konflikte im Fischereimanagement lassen sich dadurch erklären, dass akademisch ausgebildete Fischereibiologen andere Vorstellungen und Wahrnehmungen über ökologische Prozesse und geeignete Manage-

mentmaßnahmen entwickeln als Angler und angelnde Entscheidungsträger in Vereinen. Natürlich gibt es unter den Anglern auch viele akademisch ausgebildete Personengruppen. Zudem werden die Mitglieder von Angelvereinen durch die Gewässerwarte- und Anglerausbildung regelmäßig mit akademischem Wissen konfrontiert. Dadurch wird die ökologische Wahrnehmung, die Fischereiwissenschaftler und Angler zu vielen relevanten Themengebieten wie Besatz haben, möglicherweise harmonisiert. Forschungsziel war es, die Denkweisen und Vorstellungen zur Hechtökologie und zur Hege von Hechten zwischen Anglern, Vorständen, Gewässerwarten und fischerei-

biologisch ausgebildeten Wissenschaftlern zu vergleichen. Der Hecht fungierte als Beispielart.

Methoden

Den Rahmen bildeten ca. drei- bis vierstündige moderierte Workshops zur Hege und Pflege von Angelgewässern, die von Besatzfisch in allen 17 eingebundenen Angelvereinen auf identische Weise durchgeführt wurden. Mithilfe grafischer Strukturlegetechniken wurden hier in einem ca. einstündigen Workshop die Vorstellungen der Teilnehmer zu ökologischen Wirkzusammenhängen in der Fischpopulationsdynamik des Hechtes

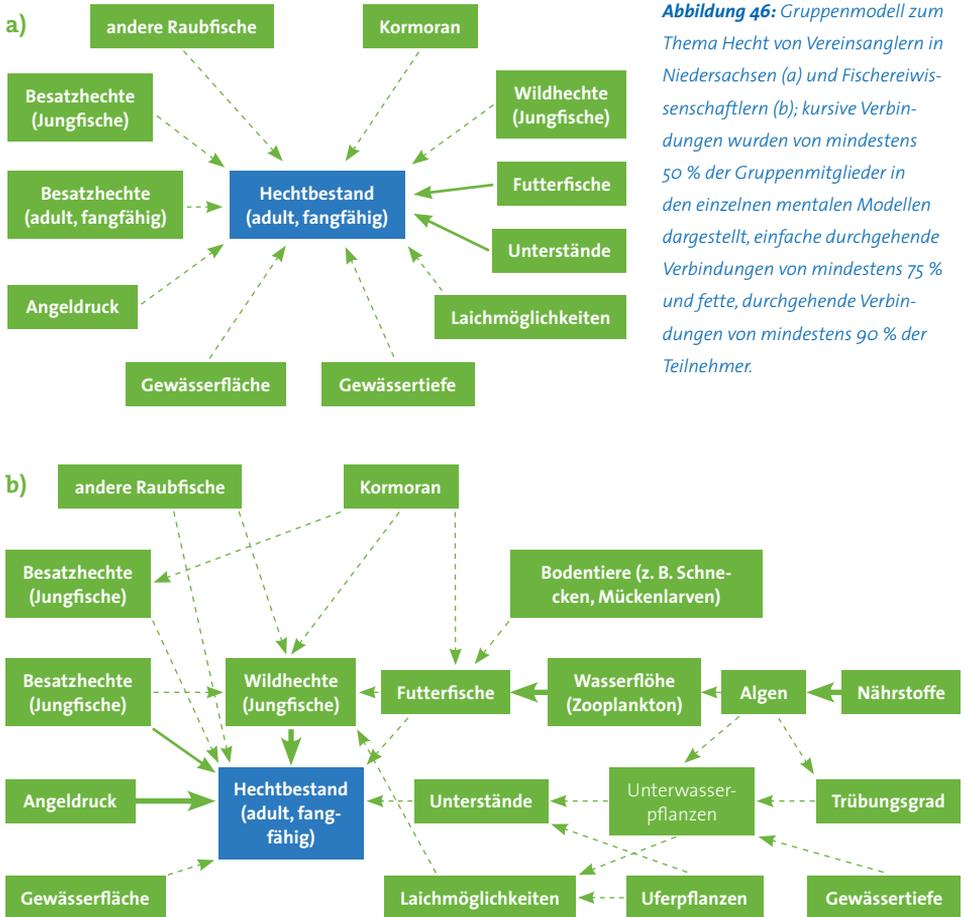


Abbildung 46: Gruppenmodell zum Thema Hecht von Vereinsanglern in Niedersachsen (a) und Fischereiwissenschaftlern (b); kursive Verbindungen wurden von mindestens 50 % der Gruppenmitglieder in den einzelnen mentalen Modellen dargestellt, einfache durchgehende Verbindungen von mindestens 75 % und fette, durchgehende Verbindungen von mindestens 90 % der Teilnehmer.

erhoben (Abbildung 46). Jeder Teilnehmer (N = 266 insgesamt) fertigte dazu eine Darstellung der wichtigsten ökologischen Faktoren an, die seiner Meinung nach einen Einfluss auf den maßigen Hechtbestand ausüben. Das fertige Ergebnis wurde abfotografiert und anschließend analysiert. Jede Abbildung kann als mentales Modell der Hechtpopulationsbiologie aufgefasst werden. Mentale Modelle veranschaulichen subjektive Theorien über einen bestimmten Wirkzusammenhang, im vorliegenden Falle die Populationsdynamik bei der Modellfischart Hecht. Mittels Methoden der Fuzzy-Logik wurden mit den einzelnen mentalen Modellen der Angler, Gewässerwarte, Vorstände und Fischereiwissenschaftler (N = 17) Struktur- und Funktionsanalysen durchgeführt, um anschließend statistisch und qualitativ einen Vergleich anzustellen (zu methodischen Details, siehe Gray et al., im Druck).

Ergebnisse

Struktur der mentalen Vorstellungen zum Thema Hecht: Eine Veranschaulichung des jeweiligen Wissens über ökologische Faktoren, die einen maßigen Hechtbestand beeinflussen, zeigte in struktureller Hinsicht Unterschiede zwischen den Anglern und den fischereibiologischen Personengruppen auf. Unter Anglern, Gewässerwarten und Vorständen fanden sich vergleichsweise ähnliche Vorstellungen über die Dynamik von Hechtpopulationen. Die Ansichten zu den ökologischen Faktoren, die Hechtbestände regulieren, waren bei der Gruppe der Fischereibiologen hingegen umfangreicher und stärker integrativ vernetzt als bei den drei Vereinsanglergruppen (Abbildung 46). Auch war die Bedeutung bestimmter ökologischer Faktoren – wie Verfügbarkeit von Laichmöglichkeiten, Unterständen, Wasserpflanzen, Uferpflanzen und das Vorhandensein von Angeldruck – bei den Fischereiwissenschaftlern stärker ausgeprägt als bei den drei Anglergruppen. Im Hinblick auf inhaltlichen Unterschiede wurde im

aggregierten Mehrheitsmodell deutlich, dass die Anglergruppen die Relevanz, die die beiden Faktoren „Versteckmöglichkeiten“ und „Futterfische“ für einen angelbaren Hechtbestand besitzen, am höchsten bewerteten, während die Gruppe der Fischereiwissenschaftler den Einflussfaktoren „Angeldruck“, „Vorkommen junger Wildhechte“ und „Besatz adulter Fische“ die höchste Relevanz für die Größe eines angelbaren Hechtbestands beimaßen. Zudem wurde im Gruppenmodell der Wissenschaftler das komplexe System biotischer und abiotischer Faktoren, die auf die Hechtbestände einwirken, als umfangreicher vernetzt dargestellt, während diese Systembestandteile (z. B. ein komplettes Nahrungsnetz) in den aggregierten Anglergruppenmodellen zum Hecht fehlten (Abbildung 46).

Wahrgenommene funktionale Wirkzusammenhänge in der Hechtbiologie: Mit den aggregierten Gruppenmodellen der vier Personengruppen wurden abschließend funktionale Analysen durchgeführt, um die Wahrnehmung des „durchschnittlichen Akteurs“ bezüglich der Auswirkungen zu analysieren, die sieben verschiedene Managementszenarien auf die Hechtbestände haben könnten. Dabei handelte es sich um folgende Maßnahmen: das Einbringen adulter bzw. juveniler Hechte, die Förderung von Laichmöglichkeiten, die Schaffung von Unterständen, die Steigerung der Uferpflanzenverfügbarkeit bzw. der Wasserpflanzenverfügbarkeit sowie die Reduktion des Angeldrucks. Es zeigten sich deutliche Unterschiede im Hinblick auf die wahrgenommenen Konsequenzen dieser Hegemethoden unter den vier Gruppen. Während die Zunahme von Unterständen sowohl nach Vorstellung der drei Anglergruppen als auch in den Augen der Fischereiwissenschaftler einen Anstieg des adulten Hechtbestands nach sich ziehen sollte, schrieben nur die Fischereiwissenschaftler einer Vermehrung der Unterwasserpflanzen das Potenzial zu,

die Verfügbarkeit von Laichmöglichkeiten und Unterständen sowie den Junghechtbestands direkt zu verändern. Ein Rückgang des Angeldrucks würde nach Meinung aller Gruppen, Angler und Fischereiwissenschaftler gleichermaßen, zu einem Anstieg des angelbaren, maßigen Hechtbestands führen – allerdings nahmen die Fischereiexperten diesen Anstieg ausgeprägter wahr als die Angler. Ein Anstieg des Besatzes adulter Hechte würde nach Wahrnehmung sämtlicher Gruppen zu einem Anstieg des adulten Hechtbestands führen, der dann einen Rückgang des Junghechtbestands nach sich ziehen sollte. Die Fischereiwissenschaftler nahmen diesen Wirkzusammenhang stärker wahr als die drei Anglergruppen. Separate Analysen mit weiteren Umfragedaten zeigten überdies, dass die allgemeine Einstellung zu Besatz bei den Anglergruppen deutlich positiver ausgeprägt war als bei den Fischereiwissenschaftlern. Unsere Analysen offenbarten bei Anglern und Fachwissenschaftlern in der Summe viele Ähnlichkeiten, aber auch relevante Unterschiede in der Wahrnehmung ökologischer Wirkzusammenhänge beim Thema Hecht. Auch unterschieden sich Angler und Fischereiwissenschaftler in der Wahrnehmung von Hegeansätzen, die als geeignet eingeschätzt wurden, die Bestände und damit die Angelqualität zu steigern.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Angler und Fischereibiologen unterscheiden sich nicht nur strukturell, sondern auch funktional in ihren Vorstellungen zur Hechtökologie, wohingegen Gewässerwarte, Vorstände und sich aktiv an Workshops beteiligende Angler ähnliche Gedankengänge kennzeichnen.
- Die Unterschiede, die sich in den ökologischen Ansichten von Anwendern, Praktikern und Forschern finden, könnten Kommunikationsprobleme zwischen diesen Gruppen zum Teil erklären, da sie

auf eine unterschiedliche „Weltsicht“ zurückgehen.

- Wegen des in anderen Studien dokumentierten Zusammenhangs zwischen dem mentalen Modell und den Einstellungen bzw. dem Verhalten von Anglern (von Lindern 2010) lässt sich aus den Ergebnissen zu teilweise stark voneinander abweichenden Vorstellungen bezüglich ökologischer Zusammenhänge in der Hechtbiologie schlussfolgern, dass die Gruppe der Fischereiwissenschaftler in der konkreten Hegepraxis vielfach anders handeln würde als die der Angler. So würden die Fischereibiologen wahrscheinlich beim Hecht einen stärkeren Fokus auf das Habitatmanagement sowie das Management des Befischungsdrucks legen und weniger häufig auf Besatz zurückgreifen als das viele Angler tun würden.
- Da die mentalen Modelle zum Thema Hecht starke Unterschiede zwischen Anglern und Fischereiwissenschaftlern aufweisen, könnten gemeinsame Experimente, wie sie im Besatzfischprojekt getestet wurden, zu einer Veränderung bzw. Angleichung des populationsökologischen Wissens beitragen.

4.2 Pädagogische Wirkung von frontal vermittelten Fortbildungsseminaren über nachhaltigen Fischbesatz

Fujitani, M.; McFall, A.; Randler, C.; Arlinghaus, R.

Kontext und Forschungsziel

Die Umweltbildung hat es sich zur Aufgabe gemacht, das Verhalten der Öffentlichkeit in Bezug auf den Umgang mit der Natur und mit Naturressourcen zu verändern, sofern die Verhaltensänderung zur Nachhaltigkeit

beiträgt. Entsprechende Bildungsinitiativen zielen häufig darauf ab, den Bürgerinnen und Bürgern ein Verständnis davon zu vermitteln, wie die natürliche Umwelt funktioniert, und zugleich ein Bewusstsein dafür zu schaffen, welche menschengemachten Umweltprobleme die Menschen oder die Natur mitsamt der in ihr verorteten biologischen Vielfalt unmittelbar und mittelbar betreffen. Es ist beabsichtigt, jeden Einzelnen in die Lage zu versetzen, persönlich etwas gegen die aktuellen Umweltprobleme zu unternehmen. Bildung und Öffentlichkeitsarbeit können nachhaltiges Verhalten fördern, dabei bleibt aber weiterhin unklar, welche Methoden der Umweltbildung am besten zur Wissenssteigerung und zur Förderung proökologischer Handlungen seitens der Allgemeinheit beitragen können. In der Angelfischerei werden Fortbildungsseminare zu Themenkomplexen aus dem Bereich Umwelt und Hege üblicherweise von einem oder mehreren Dozenten in klassischer Frontal-lehre durchgeführt. Auf diese Weise bildet

man viele Angler in Anglerprüfungen und die meisten Gewässerwarte in Gewässerwarteschulungen fort. Die vorliegende Studie hat es sich zum Ziel gesetzt, den Lernerfolg eines klassischen Fortbildungsseminars zu nachhaltigem Fischbesatz zu untersuchen, wobei die in Kapitel 3 vorgestellten biologischen Ergebnisse und der Forschungsstand zum Thema Besatz in die Seminare integriert wurden.

In der Umweltbildung existieren zahlreiche Theorien. So besagt das „Informationsdefizitmodell“, dass neues ökologisches Wissen die bisherigen defizitären Kenntnisse ablösen und das Verhalten des Lernenden unmittelbar verändern kann (Burgess et al. 1998, Abbildung 47). Dieses traditionelle Modell der Umweltbildung ist inzwischen überholt, weil die Vermittlung neuen, umweltbezogenen Wissens in vielen Studien keine Verhaltensänderungen bewirkte (Kollmuss & Agyeman 2002). Ausgereiftere Modelle menschlichen Verhaltens wie das sogenannte „kognitive Hierarchiemodell“

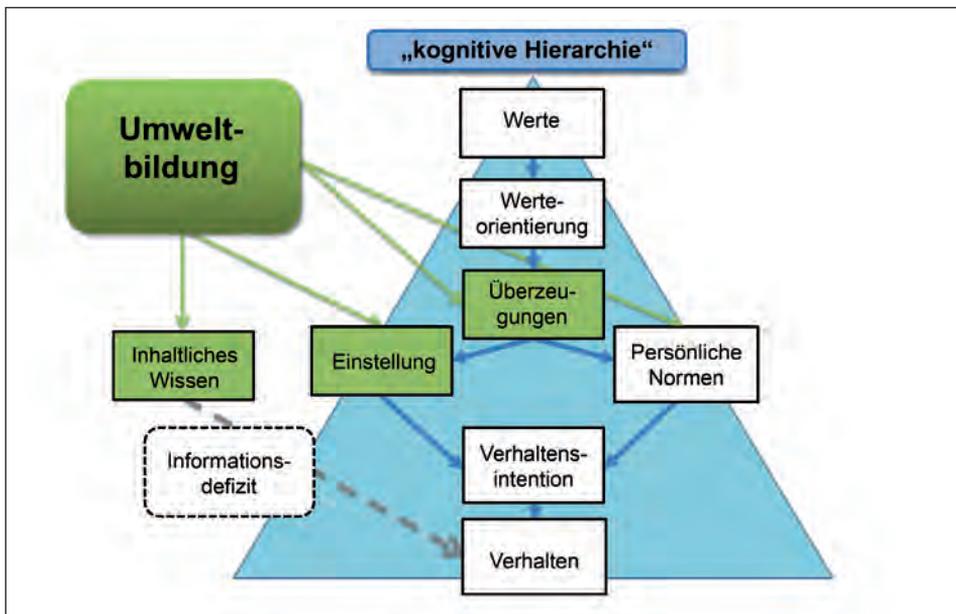


Abbildung 47: Überblick, wie Umweltbildung das Verhalten beeinflusst. Dargestellt sind zwei Arten von Theorien, die im Text eingehender beschrieben werden.

(Abbildung 47) berücksichtigen neben dem eigentlichen Faktenwissen viele weitere, kognitive und gefühlsbasierte Einflussfaktoren auf das menschliche Verhalten, so zum Beispiel Einstellungen, Überzeugungen, soziale Normen, Emotionen und Werte (Manfredo 2008). Gemäß diesem sozial-psychologischen Modell der Verhaltenstheorie beeinflussen Werte, die tief in der Kultur verankert sind, die Überzeugungen, Einstellungen und Normen in hierarchisch angeordneten Abstufungen. Bestimmte Einstellungen und Normen wiederum führen zur Absicht, bestimmte Handlungen auszuführen (z. B. die Absicht eines Gewässerwartes, im nächsten Jahr Fische zu besetzen), und ziehen letztendlich das entsprechende Verhalten nach sich. Das ökologische oder sonstige Faktenwissen ist in diesem ausgereiften Modell nur einer von vielen Faktoren, die das menschliche Verhalten bedingen. Ein erfolgreiches Umweltbildungsprogramm auf Grundlage des kognitiven Hierarchiemodells soll nicht nur ökologisches Wissen vermitteln, sondern auch versuchen, die Einstellungen, Überzeugungen und möglicherweise sogar die Normen der Lernenden in Bezug auf den Lerngegenstand (im vorliegenden Falle den Besatz) zu verändern. Ob Seminare zu nachhaltigem Besatz in Frontallehre in der Lage sind, diese Ziele zu erreichen, war Gegenstand der vorliegenden Studie.

Methoden

Das Umweltbildungsprogramm war integraler Bestandteil der in Kapitel 3 beschriebenen Fischbesatzexperimente. Alle am Projekt beteiligten 17 Angelvereine aus Niedersachsen nahmen an der Studie teil. Dabei wurde die pädagogische Wirkung eines Fortbildungsseminars zu nachhaltigem Besatz („Besatzseminar“) mit dem Wissensstand von Vereinen verglichen, die ebenfalls an einem Seminar, allerdings zu einem besatzfremden fische-reibiologischen Thema (Bewirtschaftung von Raubfischen mittels Entnahmefenstern),

teilnahmen (Abbildung 48). Im Rahmen des Studiendesigns bestand der Zweck des Raubfischhegeseminars darin, die möglichen Effekte eines Seminarbesuchs sowie die zeitlichen Lerneffekte, unabhängig vom Inhalt der Fortbildung, zu kontrollieren. Vorstände, Gewässerwarte und interessierte Angler von sechs der 17 Vereine wurden zufällig zur Teilnahme am „Raubfischhegeseminar“ ausgewählt. Mitglieder der anderen elf Vereine nahmen am „Besatzseminar“ teil. Im Rahmen einer schriftlichen Vorerhebung, die alle Workshopteilnehmer vor Beginn der Seminare zugesendet bekamen, wurden alle relevanten Dimensionen des hierarchisch-kognitiven Verhaltensmodells (Einstellungen, Überzeugungen, Normen und Wissen, vgl. Abbildung 47) über diverse Einzelaussagen (Items) erhoben (Tabelle 11). Dies diente der Messung des Umweltwissens sowie der Umweltkognitionen vor der Fortbildungsintervention. Die Mitglieder aller Angelvereine wurden während eines Vortrags auf der Jahreshauptversammlung zur Teilnahme eingeladen.

Bei den „Raubfischhegevereinen“ wurde ein eineinhalbstündiges, via Power Point präsentiertes Seminar zu allgemeinen Themen der Fischpopulationsdynamik und zur Wirkung von Fangbeschränkungen im Raubfischmanagement abgehalten. Die „Besatzseminarvereine“ wurden im Rahmen eines viereinhalbstündigen Seminars in drei Teilen (mit zwei Pausen) fortgebildet. Dieses Seminar umfasste im ersten Teil die auch im Raubfischseminar enthaltenen Grundlagen der Fischbestandskunde. In den Teilen 2 und 3 wurden darüber hinaus viele relevante Details zum Thema Fischbesatz vermittelt. Es wurden Beispiele erfolgreicher und misslungener Besatzmaßnahmen, ökologische Hintergründe sowie Umweltrisiken von Fischbesatz thematisiert. Außerdem vermittelte das Besatzseminar Grundlagen der Besatzplanung, -umsetzung und -erfolgskontrolle unter Bezugnahme auf Prinzipien des adaptiven Managements (von Besatzfisch als

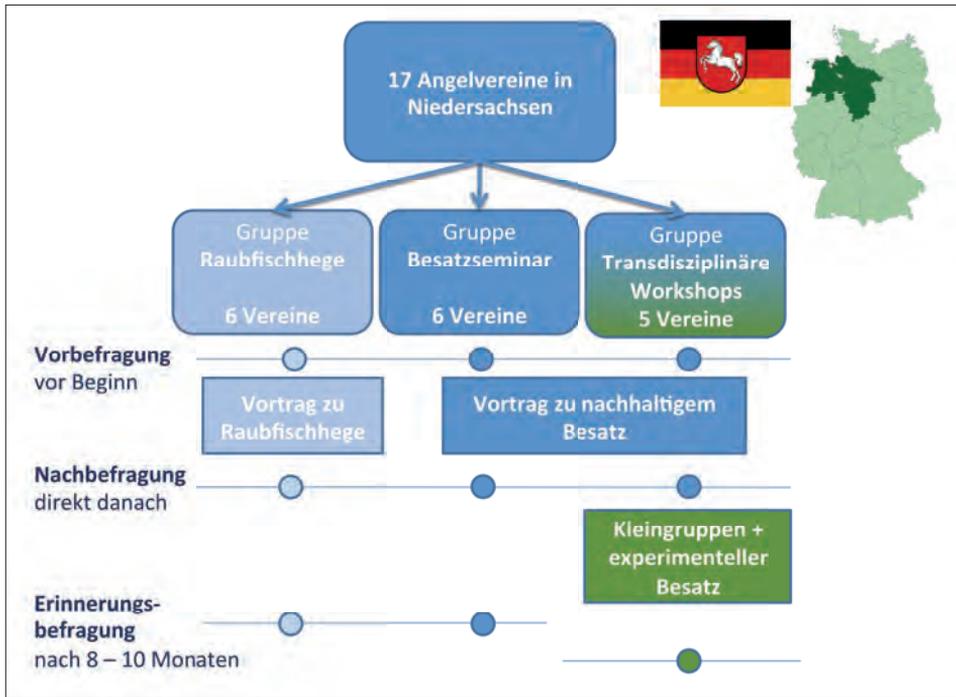


Abbildung 48: Design der Lernintervention im Besatzfischprojekt.

„lernfähige Hege und Pflege“ bezeichnet). Das adaptive Hegeprinzip der „lernfähigen Hege und Pflege“ (Kapitel 5) betonte die Notwendigkeit, Besatz und andere Maßnahmen innerhalb von komplexen Ökosystemen stets als ein Experiment aufzufassen, das hinsichtlich seines Erfolgs zu überprüfen ist und in einem zyklischen Prozess zur Anpassung früherer Ziele und Maßnahmen führen soll.

Auf www.besatz-fisch.de sind die Vortragsfolien des Besatzseminars sowie Videos zur Seminare durchführung eingestellt, die über Inhalt und Präsentationsform genaue Auskunft geben. Alle Seminare wurden vom gleichen Dozenten (Robert Arlinghaus) durchgeführt, so dass Lehrereffekte kontrolliert wurden.

Sofort im Anschluss an das Seminar wurde eine unmittelbare Erfolgskontrolle des Lernfortschritts vorgenommen (Abbildung 48). 86 Gewässerwarte, Vorstände und Angler der Raubfischhegevereine und 115 Personen der

Besatzseminarvereine absolvierten die Seminare und füllten sowohl die Vorerhebung als auch die Nachbefragung aus, die exakt die gleichen Befragungsinhalte wie in der Vorerhebung (nur in einer Kurzform) aufwies. Die statistische Analyse berücksichtigte die Veränderungen in den Antworten der Teilnehmer des Raubfischhegeseminars über die Zeit im Vergleich zu den entsprechenden Antworten der Teilnehmer des Besatzseminars. Zehn Monate nach den Seminaren erfolgte eine Erinnerungsumfrage, um zu beurteilen, ob etwaige Änderungen erinnert wurden. Die Analyse der Erinnerungsumfragen verglich lediglich sechs Raubfischhegevereine und sechs Besatzseminarvereine miteinander. Weitere fünf Vereine wurden nach dem Besatzseminar in das transdisziplinäre Praxisprogramm integriert und waren auf diese Weise in die praktischen Besatzeexperimente des Projekts (Kapitel 3) eingebunden (Abbildung 48). Wie effektiv diese transdisziplinäre Zusammenarbeit in umweltbildender Hinsicht war, wird

im nächsten Kapitel 4.3 vorgestellt. 69 Personen der Raubfischhegevereine und 43 Personen der Besatzseminarvereine beantworteten alle drei Befragungen.

Ergebnisse

Es fanden sich keine unmittelbaren Seminareffekte und folglich auch keine Erinnerungseffekte in Bezug auf die Einstellungen, Überzeugungen und Normen zum Thema Fischbesatz als Hegemaßnahme (Tabelle 11). Anders ausgedrückt: Die Teilnahme an

einer viereinhalbstündigen Fortbildungsveranstaltung revidierte nicht die bereits vor Seminarbeginn ausgeprägten Einstellung, Überzeugungen und Normen der Teilnehmer in puncto Besatz. Allerdings veränderten sich viele Wissensgrundlagen zu den ökologischen Aspekten von Fischbesatz. Konkret verstärkte die Teilnahme am Besatzseminar die Einsicht darüber, dass Besatz nicht immer erfolgreich ist, dass es Vorteile hat, wenn genetisch oder ökologisch an die lokalen Gewässerbedingungen angepasste Fische besetzt werden und dass größere Satzfishche,

Tabelle 11: Inhalte, die im Rahmen der pädagogischen Interventionsevaluation zu nachhaltigem Besatz abgefragt wurden, aufgeschlüsselt nach Inhalten zur Messung des unmittelbaren Seminareffekts und des überdauernden Effekts gemäß Erinnerungsbefragung 10 Monate nach Programmende im Vergleich zu Kontrollen. Grün zeigt signifikante Effekte im Vergleich zur Kontrolle an.

Dimension	Inhalt	Seminareffekt	Überdauernder Effekt (10 Monate)
Einstellung	Befürworten Sie Fischbesatz?		
Norm	Fühlen Sie sich zum Besetzen verpflichtet?		
Überzeugungen (Berücksichtigung von Alternativen)	Funktionieren andere Managementmethoden genauso gut oder besser als Besatz?		
Überzeugung (Funktionalität von Besatz)	Steigert Besatz den Fangerfolg?		
Additive Effekte von Besatz	Wissen, dass es manchmal keine bestandssteigernden Effekte durch Besatz gibt	✓	✓
Potenzielle negative Auswirkungen von Besatz	Wissen über potenzielle negative Auswirkungen von Besatz	✓	✓
Vorteile lokaler Anpassung	Wissen, dass lokal angepasste Fische besser überleben als genetisch entfernte Fische	✓	
Genetische Risiken von Besatz	Wissen über Risiken für lokal angepasste Populationen durch das Einbringen fremder Gene aus gebietsfremden Populationen	✓	
Wirksame Satzfishgröße	Wissen, dass größere Fische meist eine höhere Überlebensrate haben als kleinere	✓	✓
Adaptives Management (Lernfähige Hege und Pflege)	Wissen über die Bedeutung, Hege als Experiment zu begreifen, und über die Bedeutung der Erfolgskontrolle vergangener Maßnahmen	✓	
Erfolgskontrolle von Besatz	Wissen über effektive Mittel, um Besatzerfolge einzuschätzen	✓	

die naturnah aufgezogen wurden, in der Regel besser überleben als kleinere (Tabelle 11). Auch wuchs unmittelbar im Anschluss an das Seminar die Erkenntnis, dass Besatz ökologische und genetische Risiken birgt und dass es eines adaptiven Managements und einer Erfolgskontrolle bedarf, um Besatzmaßnahmen optimal zu gestalten. Diese Ergebnisse bestätigten, dass das im Projekt entwickelte Fortbildungsseminar in Bezug auf die sofortige Vermittlung ökologischen Wissens eine große Wirkung entfaltet hatte.

Allerdings überdauerten nicht alle Wissensbereiche die folgenden zehn Monate, das heißt, die teilnehmenden Angler vergaßen in dieser Zeit Teilbereiche des vermittelten Wissens wieder (Tabelle 11). So wurden Planungsgrundlagen von Besatz und das Prinzip des adaptiven Managements („lernfähige Hege und Pflege“) im Verlauf von zehn Monaten nicht behalten. Außerdem verlor sich in diesem Zeitraum das ökologische Wissen zu Rolle und Bedeutung von genetischer Anpassung sowie zu den genetischen Risiken von Fischbesatz. Die Angler erinnerten sich zehn Monate nach dem Seminar vor allem noch an die Bedingungen, unter denen Besatz zu additiven, bestandssteigernden Effekten führen kann und daran, dass größere Fische besser überleben als kleinere; außerdem erinnerten sie sich daran, dass Besatz auch Risiken für die Ökosysteme und die Artenvielfalt birgt.

Es war auffällig, dass sich alle Themenbereiche, die auch zehn Monate nach dem Besatzseminar in Erinnerung geblieben waren, mit konkretem Wissen zur Optimierung des Besatzerfolgs befassten. Diese verinnerlichten Wissenskomponenten waren durch vergleichsweise einfache Ursache-Wirkungs-Mechanismen charakterisiert (z. B. dass Überbesatz ökologische Auswirkungen auf Gewässer haben kann und dass große Fische besser überleben als kleine). Komplexe Konzepte und solche, die wissenschaftlich und

juristisch durchaus noch umstritten sind – wie die Bedeutung der Biodiversität für die Ökosysteme und der Wert der genetischen Lokalanpassung für den Besatzerfolg –, wurden nach zehn Monaten hingegen nicht mehr erinnert. Vor diesem Hintergrund war das Besatzseminar vor allem geeignet, Entscheidungsträger und andere Angler mit Informationen zu versorgen, die ihnen helfen könnten, ihre gegenwärtigen Besatzmaßnahmen im Sinne des Besatzerfolgs zu optimieren. Da das Besatzseminar aber keinen nachhaltigen Einfluss auf besatzbefürwortende bzw. -ablehnende Einstellungen, Normen und Überzeugungen hatte, führte es bei den Teilnehmern auch nicht zu einer grundsätzlichen Infragestellung von Besatz oder zu einer Fokussierung auf alternative Maßnahmen (z. B. Habitatmanagement oder veränderte Fangbestimmungen).

Aus der Sozial-Psychologie ist bekannt, dass vor allem verhaltensorientierte Einstellungen und Normen die tatsächlichen Handlungen von Menschen beeinflussen, während konkrete Wissenskomponenten eine vergleichsweise geringe Auswirkung auf ihr Verhalten haben. Ähnliche Ergebnisse wurden von Besatzfisch vorgelegt. In Kapitel 2 wurde gezeigt, dass das Besatzverhalten von Gewässerwarten und Vorständen stark von der eigenen persönlichen und der im Verein herrschenden besatzfreundlichen sozialen Norm abhing. Da die Seminare aber vor allem das ökologische Wissen rund um einen optimierten Besatz veränderten und keinen Wandel in den besatzorientierten Einstellungen und Normen hervorrufen konnten, ist der verhaltensverändernde Effekt der Besatzseminare im Sinne einer grundsätzlichen Infragestellung künftiger Besatzmaßnahmen innerhalb der Vereine wahrscheinlich gering. Auch hat das Besatzseminar zu keinem grundsätzlichen Wechsel im Hegekonzept geführt (z. B. Abkehr von Besatz und Hinwendung zu Alternativen). Allerdings war das Besatzseminar auch nicht auf einen

solchen radikalen Konzeptwechsel ausgelegt, weil nicht vermittelt werden sollte, dass Besatz grundsätzlich problematisch ist. Ganz im Gegenteil: Besatz ist durchaus in vielen Fällen eine nachhaltige Hegepraxis. In der Fortbildung sollte lediglich die Einsicht vermittelt werden, dass Besatz kein Allheilmittel ist. Tatsächlich verinnerlichten die Seminarteilnehmer, dass der Besatzerfolg nicht in jedem Falle garantiert werden kann und dass Besatzmaßnahmen viel Potenzial für negative ökologische Folgen bergen. Insofern kann durch die Anwesenheit von Vorständen, Gewässerwarten und anderen Besatzenscheidern bei vergleichbar durchgeführten Seminaren zu nachhaltigem Besatz durchaus eine Verhaltensänderung bezüglich der Wahl des Satzfishmaterials und ein insgesamt sorgsamerer Umgang mit Besatz angeregt werden.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Klassische, frontal vermittelte Fortbildungsseminare können den Glauben von Gewässerwarten und Anglern an die Notwendigkeit und die Erfolgsaussichten von Fischbesatz aufweichen und zu einem Umdenken beitragen. Diese Formen der Umweltbildung scheinen aber nicht in der Lage, Einstellungen, Überzeugungen und Normen zu Besatz nachhaltig zu verändern oder gar zu einem Wechsel in den Hegekonzepten beizutragen.
- Fortbildungen zur fischereilichen Hege, die als Frontalunterricht konzipiert werden, sind geeignet, auch komplexe ökologische Ursache-Wirkungs-Mechanismen effektiv an die lernenden Gewässerwarte, Vorstände und sonstigen interessierten Angler zu vermitteln. Im Sinne der Erweiterung ökologischen Wissens können gut gestaltete Seminare daher nachhaltig zur Kompetenzentwicklung in der Hege beitragen.
- Die Vermittlung prozeduralen Wissens über die Gestaltung adaptiver Hege

gelingt innerhalb von frontal unterrichteten Seminaren jedoch nicht; es fehlt wahrscheinlich die eigene Erfahrung, um diese komplexen Kompetenzen als habituelles Verhalten zu verankern.

4.3 Pädagogische Wirkung transdisziplinärer Zusammenarbeit über nachhaltigen Fischbesatz

Fujitani, M.; McFall, A.; Randler, C.; Arlinghaus, R.

Kontext und Forschungsziel

Kapitel 4.2 hat die pädagogische Wirkung von Frontalvorträgen aufgezeigt, die bei der Vermittlung von Wissen über nachhaltigen Besatz eingesetzt werden. Neben Seminaren bzw. Vorträgen gibt es in der Umweltbildung eine Reihe weiterer Techniken. Im Besatzfischprojekt wurden fünf Angelvereine partizipativ in die Planung, Durchführung und Auswertung von Fischbesatzexperimenten (Kapitel 3) eingebunden, nachdem sie in den oben dargestellten Seminaren (Kapitel 4.2) theoretisch zu nachhaltigem Besatz fortgebildet worden waren. Die vorliegende Studie hatte das Ziel, die pädagogische Wirkung der transdisziplinären Kooperation mit derjenigen einer frontalen Wissensvermittlung zu vergleichen. Um die gesellschaftliche Bedeutung dieser Fragestellung zu illustrieren, soll hier etwas weiter ausgeholt werden.

Die entscheidenden Nachhaltigkeitsprobleme unserer Zeit betreffen eng gekoppelte Systeme, in denen Mensch und Natur in einer Wechselbeziehung zueinander stehen. In diesen sogenannten sozial-ökologischen Systemen finden stets schwer prognostizierbare Rückkopplungen statt, die sich durch das gesamte System fortsetzen, sobald sich eine einzige Komponente verändert. Wenn

zum Beispiel die Menge der in einer Kiesgrube ausgesetzten maßigen Regenbogenforellen erhöht wird, hat das unmittelbare Konsequenzen für den Angelaufwand, der in der Regel ansteigt. Gleichzeitig können die Forellen Fraßdruck auf Kaulquappen und andere Organismen ausüben und sie werden von fischereifremden Gruppen – eventuell sogar von einigen Anglern – als gebietsfremde Art betrachtet, die eigentlich gar nicht hätte besetzt werden sollen. Das wiederum kann Naturschützer auf den Plan rufen, die ihrerseits dem Angelverein öffentlich vorwerfen, eine nicht nachhaltige Managementmaßnahme durchgeführt zu haben. Vielleicht melden sich in den Medien auch Tierschützer, die den Regenbogenforellenbesatz als illegales „Put-and-Take“ stigmatisieren und eine Kampagne gegen den lokalen Angelverein anstrengen. Das wiederum kann innerhalb des Vereins Konflikte zwischen Anglern und Gewässerwarten schüren, weil einige Vereinsmitglieder das Bedürfnis haben, jedes Jahr in den Genuss von Forellenbesatz zu kommen, und nun befürchten, dass Tier- und Naturschutz dem beliebten Besatz ein Ende bereiten. Aber verursacht der Besatz mit Regenbogenforellen wirklich ein ökologisches Problem? Und ist das Aussetzen großer Fische wirklich tierschutzrechtlich bedenklich? Es ist gar nicht so einfach, auf diese Fragen eine unmittelbar überzeugende Antwort zu geben. Hinsichtlich stark gekoppelter sozial-ökologischer Systeme gibt es häufig enorme Wissenslücken. Die Untersuchung und die Gestaltung solcher Systeme erfordert daher Methoden und Ansätze, die verschiedene Disziplinen integrieren und sie zu einem neuen Ganzen zusammenführen (zum Beispiel Biologie und angewandte Sozialwissenschaften). Um hierbei Synergien zu schaffen, müssen Forscher, Bewirtschaftler und Interessengruppen bei der Beantwortung von komplexen Fragen, die häufig auch eine gesellschaftliche Dimension haben, intensiv zusammenarbeiten. Fischbesatz ist ein exzellentes Beispiel für

eine gesellschaftliche Problemlage mit komplexen Wechselbeziehungen in einem eng gekoppelten sozial-ökologischen System. Besatz ist eine menschliche Handlung (hier ausgeführt von Anglern), er beeinflusst seinerseits die Gewässer und übt im Gegenzug wiederum Einfluss auf das Verhalten von Menschen aus. Zugleich steht er im Zentrum enormer Konflikte und Spannungen. Deshalb ist Fischbesatz das hervorragende Beispiel eines Problems, das sich ohne die transdisziplinäre Kooperation zwischen Forschung und Anwendung (in diesem Falle Angelvereine und -verbände) nicht lösen lässt.

Transdisziplinäre Forschung meint einen Forschungs- und Entwicklungsansatz, der Nachhaltigkeitsprobleme aus der Perspektive von Anwendung und Praxis angeht, ohne wissenschaftliche Methoden und Denkansätze aus dem Blick zu verlieren. In die transdisziplinäre Forschung werden viele wissenschaftliche Disziplinen einbezogen. Wissenschaftler und Praktiker erarbeiten zusammen Lösungen für das betreffende Nachhaltigkeitsproblem (Scholz et al. 2000). Transdisziplinäre Kooperation hat daher auch eine umweltbildende Komponente, da Forscher mit der Zivilgesellschaft kooperieren, beide ihr Wissen teilen und zusammen an einem gemeinsamen Ziel arbeiten (Scholz et al. 2006). Während dieses Prozesses lernen Wissenschaftler von der Praxis (z. B. durch lokale Praktiken und Erfolgsgeschichten), während die beteiligte Öffentlichkeit (hier die Angler) durch konstruktivistisches Lernen neue Erkenntnisse für die eigene Arbeit (Hege und Pflege) gewinnt (Brooks & Brooks 1993). Konstruktivistisches Lernen bedeutet, dass im Unterschied zu passiv erlebten Vorlesungen eigene Experimente umgesetzt werden (hier Besatzzexperimente). Durch das selbstständige Testen der wissenschaftlichen Theorie wird „am eigenen Leibe“ erfahren, welche Resultate zu erzielen sind („Haben wir nach Besatz mehr Fische im Bestand?“). Dieses „Learning by

Doing“ in Verbindung mit einem inklusiven transdisziplinären Beteiligungsprozess – wie vom Besatzfischprojekt in fünf Vereinen umgesetzt – erlaubt es den Beteiligten, ihre eigene Sicht auf die Welt aufzubauen (zu konstruieren), indem sie der vorhandenen eigenen Sachkenntnis neue Informationen hinzufügen. In der vorliegenden Studie wurde untersucht, ob und gegebenenfalls wie transdisziplinäre Zusammenarbeit zu nachhaltigem Besatz in Angelvereinen das ökologische Wissen über Fischbesatz sowie Normen, Einstellungen und Überzeugungen zu diesem Thema beeinflusst hat.

Methoden

Das prinzipielle Untersuchungsdesign wurde bereits in Kapitel 4.2 vorgestellt. Insgesamt 17 Angelvereine aus Niedersachsen beteiligten sich an dem Programm. Sechs Vereine wurden nach dem Zufallsprinzip den Raubfischhegeseminaren ohne Besatzzinhalte zugeordnet. Diese Vereine nahmen an drei Workshops teil, darunter einem Fortbildungsseminar zur Raubfischbewirtschaftung (zweites Treffen). Sechs Vereine nahmen ebenfalls an drei Workshops teil, am zweiten Termin wurde das in Kapitel 4.2 beschriebene Fischbesatzseminar abgehalten (Besatzseminarvereine). Fünf weitere Vereine wurden ebenfalls mit dem theoretischen Fischbesatzseminar konfrontiert. Nach der theoretischen Fortbildung wurden alle Teilnehmer über einen Zeitraum von fast zwei Jahren in einen partizipativen Prozess zur Planung, Umsetzung und Evaluierung von Besatzeperimenten mit Karpfen und Hechten in den Vereinsgewässern eingebunden. Insgesamt fanden in diesen transdisziplinären Vereinen fünf Workshops statt. In Abhängigkeit von der Gewässeranzahl gab es darüber hinaus in jedem Verein zwischen 24 und 35 Befischungen vor Ort (insgesamt 114). Zusätzlich erhielt jedes Vereinsmitglied ein Fangtagebuch, in das gegebenenfalls rückgefangene markierte Karpfen oder Hechte eingetragen

werden sollten. Die Besatzeperimente mit einsömmerigen Hechten und Karpfen sind in Kapitel 3 dargestellt. Sie waren so ausgelegt, dass wesentliche inhaltliche Komponenten der Besatzfischseminare praktisch erprobt wurden (insbesondere die Überprüfung des relativen Besatzerfolgs von reproduzierenden und nicht reproduzierenden Fischarten). Das Untersuchungsdesign erlaubte es, die relative pädagogische Wirkung des Besatze-seminars mit derjenigen der transdisziplinären Zusammenarbeit zu vergleichen, wobei die Veränderungen innerhalb und zwischen diesen beiden Gruppen stets im Vergleich zum zeitlichen Verlauf der Antworten der Raubfischhegegruppe als Besatze-seminarkontrolle analysiert wurden. Erhoben wurden alle bereits in Tabelle 11 vorgestellten sozial-psychologischen Dimensionen rund um Besatz. Das Design ist in Abbildung 48 dargestellt.

Während der verschiedenen transdisziplinären Workshops arbeiteten das Besatzfischteam sowie eine Moderatorin mit einer kleinen Gruppe von Vereinsanglern aus den fünf beteiligten Vereinen zusammen, um die Experimente in den Vereinsseen zu entwerfen und umzusetzen. Die Forscher lieferten Informationen zu Größe und Zusammensetzung der jeweiligen Fischartengemeinschaften vor Besatz und zur Seenmorphologie und -ökologie. In jedem Verein wurden mindestens drei Seen in die Untersuchung einbezogen. Die Angler entwarfen in den gemeinsamen Workshops gemeinsam mit den Forschern Versuchsanordnungen, um den Erfolg von Hecht- und Karpfenbesatz methodisch sauber abzuleiten. In ihrer Gesamtheit bildeten die von den fünf Vereinen individuell entworfenen Versuche in den entsprechenden Vereinsgewässern ein breit angelegtes Experiment zur Analyse des fischereilichen Besatzerfolgs bei Hecht und Karpfen in mindestens 18 niedersächsischen Baggerseen. Das gesamte Design folgte einem Vorher-Nachher-Interventionsdesign mit unbesetzten Kontrollgewässern, so dass

die Workshopteilnehmer in die Prinzipien wissenschaftlicher Versuchsaufbauten eingeführt wurden. Dies sollte die Teilnehmer dazu befähigen, künftig ihre eigenen „Ausprobierexperimente“ zu Besatz oder anderen Maßnahmen im Sinne eines adaptiven Managements umzusetzen (lernfähige Hege und Pflege, Kapitel 5). In mehreren Folgeworkshops stellten die Wissenschaftler vorläufige

Ergebnisse der gemeinsamen Besatzeexperimente vor, die im Rahmen der Workshops in offener Gesprächsatmosphäre kritisch diskutiert und bewertet wurden. Die Angler nahmen auch selbst an der Datenerhebung teil, um zu erfassen, wie sich in den Besatzeexperimenten der Angelfang pro fischereilicher Aufwandseinheit (Einheitsfang, Kapitel 3) verändert hatte. In einem abschließenden

Tabelle 12: Dimensionen der Umweltbildung, die zehn (Besatzseminar) bzw. acht Monate (transdisziplinäre Zusammenarbeit zu nachhaltigem Besatz) nach Programmende im Vergleich zu den Raubfischhegevereinen noch statistisch nachweisbar gesteigert waren (d. h. nicht vergessen wurden). Grün zeigt signifikante Effekte im Vergleich zur Kontrolle an.

Dimension	Inhalt	Pädagogische Wirkung von Besatzfischseminaren (Steigerung nach zehn Monaten)	Pädagogische Wirkung transdisziplinärer Zusammenarbeit zu nachhaltigem Besatz (Steigerung nach acht Monaten)
Einstellung	Befürworten Sie Fischbesatz?		
Norm	Fühlen Sie sich zum Besetzen verpflichtet?		
Überzeugungen (Berücksichtigung von Alternativen)	Funktionieren andere Managementmethoden genauso gut oder besser als Besatz?		✓
Überzeugung (Funktionalität von Besatz)	Steigert Besatz den Fangerfolg?		
Additive Effekte von Besatz	Wissen, dass es manchmal keine bestandssteigernden Effekte von Besatz gibt	✓	✓
Potenzielle negative Auswirkungen von Besatz	Wissen über potenzielle negative Auswirkungen von Besatz	✓	✓
Vorteile lokaler Anpassung	Wissen, dass lokal angepasste Fische besser überleben als genetisch entfernte Fische		✓
Genetische Risiken von Besatz	Wissen über Risiken für lokal angepasste Populationen durch das Einbringen fremder Gene aus gebietsfremden Populationen		
Wirksame Satzfishgröße	Wissen, dass größere Fische meist eine höhere Überlebensrate haben als kleinere	✓	✓
Adaptives Management (lernfähige Hege und Pflege)	Wissen über die Vorteile, Hege als Experiment zu begreifen, und über die Bedeutung der Erfolgskontrolle vergangener Maßnahmen		✓
Erfolgskontrolle von Besatz	Wissen über effektive Mittel, um Besatzerfolge einzuschätzen		✓

Treffen wurde allen Workshopteilnehmern eine Zusammenfassung sämtlicher Besatzergebnisse präsentiert. Acht bis zehn Monate nach dem Abschlusstreffen erhielten alle Vereine per Post eine Erinnerungsumfrage, um zu erfassen, ob und wie gut die vermittelten Konzepte im Gedächtnis geblieben waren (Tabelle 12). Erst nach Abschluss der Erinnerungsbefragung folgte auch in den anderen zwölf Vereinen eine Vorstellung der Gesamtergebnisse des Projekts.

45 Teilnehmer der transdisziplinären Workshops beantworteten sowohl die Vorerhebung vor dem Start des Programms als auch die sich an die Besatzergebnisse unmittelbar anschließende Befragung sowie die Erinnerungsumfrage acht Monate nach

Programmende (vgl. auch Kapitel 4.2). Diese Stichprobe transdisziplinärer Personen wurde mit 69 Personen aus dem Raubfischhegeseминаr und mit den 43 Besatzergebnisteilnehmern verglichen, die ebenfalls alle drei Umfragen ausgefüllt hatten.

Ergebnisse

Ein Vergleich mit den Lerneffekten unter den Seminarteilnehmern zeigte, dass bei den transdisziplinär eingebundenen Gewässerwarten, Vorständen und Anglern mehr Wissensbereiche auch acht Monate nach dem Ende des Programms in Erinnerung blieben (Tabelle 12). Während die Seminargruppe, die an keinen praktischen Besatzergebnissen oder begleitenden Planungs- und Evaluierungworkshops teilgenommen hatte, ihr Wissen gegenüber der Raubfischhegegruppe in den bereits oben (Kapitel 4.2) ausgeführten drei Themenbereichen erweiterte, behielten die transdisziplinären Angler sechs Themen in Erinnerung (Tabelle 12). Die transdisziplinär eingebundenen Angler steigerten ihr Wissen in den gleichen drei Dimensionen wie die Seminargruppe und bildeten darüber hinaus Kompetenzen in drei weiteren Gebieten aus, die durch das Seminar nicht verändert werden konnten. Abbildung 49 visualisiert zwei typische Beispiele: Im ersten Beispiel – Wissen über den Wert lokal angepasster Satzfishche – bewirkte das Besatzergebnisseminar eine unmittelbare Erweiterung der Kenntnisse über diesen Themenbereich bei beiden teilnehmenden Anglergruppen (Besatzergebnisseminargruppe und transdisziplinäre Gruppe), während die Raubfischhegegruppe (grau) einen geringeren Lerneffekt erzielte. Allerdings vergaßen die Besatzergebnisteilnehmer einen Großteil des erworbenen ökologischen Wissens in den folgenden zehn Monaten, während die transdisziplinären Angler, die nach dem Besatzergebnisseminar in die praktischen Experimente eingebunden gewesen waren, ihre Kenntnisse über den Wert der Lokalanpassung auch in den nächsten acht Monate behielten.

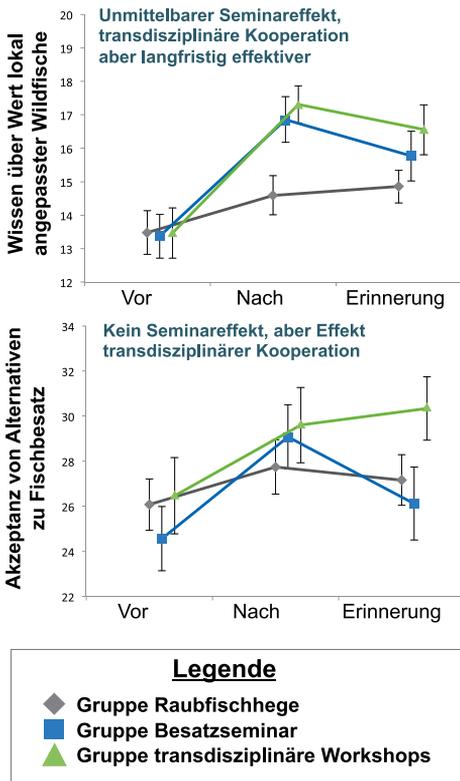


Abbildung 49: Vergleich von Seminar- und Erinnerungseffekten in der Raubfischhegegruppe, Besatzergebnisseminargruppe und transdisziplinären Workshopgruppe.

Das zweite Beispiel in Abbildung 49 veranschaulicht das Thema „Alternativen zum Fischbesatz“. In diesem Fall zeigte das Besatzseminar im Vergleich zum Raubfischseminar keinen gesteigerten Lerneffekt. Allerdings stieg die Akzeptanz der Alternativen während der folgenden acht Monate in der Gruppe der transdisziplinär eingebundenen Anglern auf Werte an, die sich stark von denen der Raubfischgruppe unterschieden. Die transdisziplinären Angler waren demnach diejenigen, die nach Programmende Alternativen zu Besatz (z. B. Habitatmanagement) stärker berücksichtigten als zu Beginn des Umweltbildungsprogramms.

Im Unterschied zur Besatzseminargruppe verinnerlichten die transdisziplinären Workshopangler auch Erkenntnisse über die Vorteile lokal angepasster Bestände und entwickelten Kompetenzen zur Durchführung von Erfolgskontrollen und zum adaptiven Management („lernfähige Hege und Pflege“, Tabelle 12). Die Betonung der Wichtigkeit von Erfolgskontrollen sowie adaptiven, auf das Lernen ausgerichteten Managementprozessen bildete eine entscheidende Komponente des transdisziplinären Fortbildungsprogramms. Zudem waren die Workshopteilnehmer in die praktischen Evaluationen der Besatzeperimente mittels Elektrofischerei (Hechte) bzw. Angeltagebuch (Karpfen) intensiv eingebunden. Es ist daher nachvollziehbar, dass diese wesentlichen Programmkomponenten im Vergleich zur rein theoretischen Fortbildung signifikant stärker erinnert wurden. Die transdisziplinären Workshops führten also nicht nur zu erweitertem ökologischen Wissen hinsichtlich wesentlicher Aspekte des Besatzmanagements, sondern berührten auch Ebenen der zentralen kognitiven Hierarchie (Überzeugungen), die für eine Verhaltensänderung von großer Bedeutung ist (Abbildung 47, Kapitel 4.2).

Das vorgelegte Experiment zur Umweltbildung zeigt, dass die transdisziplinäre Koope-

ration nicht nur einen effektiveren Wissensaustausch über komplexe biologische Fragen erlaubt als ein frontal gestaltetes Seminar, sondern auch ausgewählte Überzeugungen in einer Weise beeinflussen kann, die eher zu Verhaltensänderungen führt (hier Veränderungen im Umgang mit Besatz). Allerdings vermochte die transdisziplinäre Kooperation im Besatzfischprojekt keine Veränderung der besatzorientierten Einstellungen und Normen zu bewirken. Die Besatzeperimente vermittelten Beispiele sowohl erfolgreicher als auch weniger erfolgreicher Besatzmaßnahmen. Insofern gab es keinen Grund, die Einstellung zugunsten von Besatz grundsätzlich zu hinterfragen. Dies war auch nicht das Ziel des Programms, da Besatz durchaus seinen Platz im Angelfischereimanagement besitzt und behalten wird. Folglich ist nicht zu erwarten, dass Angler die Besatzmaßnahmen – quasi als Resultat des Programms – einstellen. Allerdings kann damit gerechnet werden, dass die beteiligten Angler ihre Besatzmaßnahmen überdenken und optimieren, damit die guten Maßnahmen beibehalten und die weniger effektiven eingestellt oder verändert werden. Eine Fortbildung in Gestalt reiner Besatzseminare ohne praktische Komponenten vermag diese differenzierte Reaktion sehr viel seltener anzuregen, obwohl auch aus Seminaren Verhaltensänderungen in Bezug auf Besatz erwachsen können.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Eine Kooperation zwischen Wissenschaft und anglerischer Praxis ist besser als jede andere Form der Umweltbildung geeignet, den Kenntnisstand hinsichtlich komplexer Themen der Fischereibiologie und des Biodiversitätsmanagements zu beeinflussen.
- Transdisziplinäre Kooperation, in deren Rahmen theoretisches und praktisches Wissen vermittelt wird, kann im Unterschied zur Fortbildung in Seminaren oder Vorträgen auch zu einem Konzeptwechsel bezüglich der Hege beitragen, wobei

Prinzipien der lernfähigen Hege und Pflege auf Basis von Erfolgskontrollen eine größere Rolle spielen als bisher.

- Verbänden und anderen Fortbildungsinstitutionen kann empfohlen werden, stärker als bisher auf kooperative Projekte zurückzugreifen, die das gemeinsame Lernen am Objekt in den Mittelpunkt stellen, denn solche Projekte sind in der Lage, Wissen und Überzeugungen von Anglern zum Thema Besatz nachhaltig zu verändern. Verbände und Behörden sind gut beraten, Fachpersonal zu rekrutieren, das in der Lage ist, sowohl biologisch zu arbeiten als auch pädagogisch hochwertige Workshops und Seminare abzuhalten, die für die Vereine einen wichtigen Kompetenzzuwachs in Fragen der Hege gewährleisten, die durch eine Frontallehre – und sei sie noch so gut vorgetragen und visualisiert – nur schwer oder nicht erreicht werden kann.

4.4 Soziales Lernen zu nachhaltigem Besatz unter Mitgliedern von Angelvereinen

Fujitani, M.; McFall, A.; Randler, C.; Arlinghaus, R.

Kontext und Forschungsziel

Viele Umweltbildungsmaßnahmen haben „soziales Lernen“ zum Ziel (Keen et al. 2005). Darunter versteht man eine Wissensvermittlung, die von Einzelpersonen ausgeht und auf dem Weg sozialer Interaktion ohne externe Steuerung eine größere Gruppe von Menschen erreicht (Reed et al. 2010). Dem sozialen Lernen geht immer ein Lernfortschritt auf der individuellen Ebene voraus, zum Beispiel die in den Kapiteln 4.2 und 4.3 bei vielen Kleingruppenmitgliedern dokumentierten Veränderungen in den Perspektiven und Kenntnisständen zum Thema

Fischbesatz. Daran schließt sich im Idealfall die Weitergabe und Verarbeitung der veränderten Kenntnisse durch eine größere Gruppe von Anglern des Vereins an, die nicht den Kleingruppen angehörten und passiver im Projekt eingebunden waren. Weil im Besatzfischprojekt das Wissen unter den Kleingruppenmitgliedern deutlich erweitert worden war, sollte die vorliegende Studie prüfen, ob im Projektverlauf entsprechende Aspekte durch soziales Lernen auch in der breiteren Vereinsmitgliedschaft etabliert wurden. Dazu bedurfte es wie gesagt der sozialen Interaktion zwischen Kleingruppenmitgliedern und sonstigen Vereinsmitgliedern, da nur unter diesen Bedingungen soziales Lernen möglich ist (Reed et al. 2010). Sollte es nachweisbar sein, dass der soziale Austausch im Resultat einen Wandel der besatzbezogenen sozialen Normen sowie die Etablierung einer kritischeren Haltung gegenüber Besatz bewirkt hat, so wäre es wahrscheinlich, dass Entscheidungsträger im Angelverein ihre künftige Besatzpolitik dem neuen sozialen Vereinsklima anpassen oder davon beeinflusst werden (vgl. Kapitel 2.4).

Methoden

Das Besatzfisch-Forschungsteam involvierte vor allem die Kleingruppen- (bzw. Workshop) mitglieder intensiv in seine Weiterbildungsmaßnahmen. So nahmen beispielsweise 217 Personen an den Besatzfischseminaren teil. Darüber hinaus führten in fünf partizipativen Vereinen über 1.000 sonstige Vereinsmitglieder ein Fangtagebuch und waren durch ihre Meldung von Fängen aktiv am Besatzfischprojekt beteiligt. Darüber hinaus beteiligte sich das Forscherteam nicht an der aktiven Kommunikation von Zwischen- oder Endergebnissen unter den passiv eingebundenen Mitgliedern der beteiligten Angelvereine. Die gesamte Wissensdiffusion, die, von den Teilnehmern der Seminare und der transdisziplinären Workshops ausgehend, gegebenenfalls die sonstigen Vereinsmitglieder erreichte,

hätte daher über Prozesse sozialen Lernens vollzogen werden müssen. Es sollte nicht aktiv in diese Prozesse eingegriffen werden, um zu untersuchen, ob in der Praxis eine „spontane“ Verbreitung des besatzökologischen Wissens von Vorständen, Gewässerwarten und interessierten Anglern unter den sonstigen Vereinsmitgliedern stattfindet bzw. stattfinden kann.

Um zu prüfen, ob tatsächlich soziales Lernen rund um nachhaltigen Besitz angeregt wurde, wurden je Verein maximal 400 Vereinsmitglieder vor dem Start des Besatzfischprogramms sowie zehn Monate nach Programmende befragt. Die Befragungen waren Bestandteil der in Kapitel 2 und in den Kapiteln 4.2 bis 4.3 bereits dargestellten Umfragen. Aus allen 17 niedersächsischen Angelvereinen, die am Besatzfischprojekt teilnahmen, wurden 2.540 sonstige Angelvereinsmitglieder (Kleingruppenmitglieder ausgeschlossen) in mindestens eine der beiden Umfragen einbezogen.

Zunächst wurde nach Belegen für soziales Lernen gefahndet, das von Einzelpersonen ausgeht und eine größere Gruppe erreicht. Dann wurden dieselben Wissens-, Überzeugungs- und Einstellungsbereiche analysiert, die bereits in Kapitel 4.2 und 4.3 vorgestellt wurden (z. B. persönliche Normen, Überzeugungen und Wissen rund um Besitz). Diese Aspekte wurden zwischen den sonstigen Mitgliedern der „Raubfischhegevereine“, der „Besatzseminarvereine“, und der „transdisziplinären Zusammenarbeitsvereine“ verglichen, die nicht an den Seminaren oder Workshops teilgenommen hatten. Insbesondere wurden unter 1.428 sonstigen Vereinsmitgliedern, die an beiden Umfragen beteiligt waren, die Veränderungen der Wissensgrundlagen zwischen der „Vorerhebung“ und der „Erinnerungsumfrage“ untersucht. Darunter waren 588 „Raubfischhegevereinsmitglieder“, 465 „Besatzseminarvereinsmitglieder“ und 375 „transdisziplinäre

Workshopvereinsmitglieder“. Die Methoden folgten den bereits zuvor dargestellten statistischen Verfahren.

Als Nächstes wurde ein möglicher Mechanismus des sozialen Lernens untersucht: die Tendenz der Vereinsangler, relevante Themen mit anderen Vereinsmitgliedern zu besprechen. Die untersuchten Themenbereiche, zu denen die Bereitschaft zum zwischenmenschlichen Austausch erfragt wurde, umfassten Gewässerökologie, Zustand von Fischbeständen in den Vereinsgewässern, Besitz, alternative Managementoptionen zu Besitz, Kommunikation über gute Angelstellen und die Diskussion rund um das Besatzfischprojekt allgemein. Die sechs Themenbereiche wurden zur Analyse in dem Index „Tendenz zur Diskussion hege-relevanter Themen“ zusammengefasst. Zunächst wurde innerhalb der Kleingruppenmitglieder untersucht, ob sich infolge der Besatzseminarteilnahme oder der Teilnahme an dem transdisziplinären Programm im Vergleich zu den Raubfischhegevereinen die wahrgenommene Bereitschaft verändert hatte, mit anderen Anglern des Vereins über Themen des Fischereimanagements zu sprechen. Anschließend wurden diese Effekte auch bezüglich der Wahrnehmung der 1.428 befragten sonstigen Vereinsmitglieder evaluiert.

In einem letzten Schritt wurde untersucht, ob sich als Resultat der Wissensvermittlungsformen „Besatzseminar“ oder „transdisziplinäre Zusammenarbeit“ unter den Kleingruppenmitgliedern sowie unter den sonstigen Mitgliedern – vermittelt durch soziale Lernprozesse – die soziale Normen bezüglich Besitz stärker verändert hatten, als das im gleichen Zeitraum in den Raubfischhegevereinen der Fall gewesen war. Soziale Normen wurden deswegen in den Fokus gerückt, weil sie besonders hohen Einfluss auf die Besitzentscheidungen durch Gewässerwarte ausüben (Kapitel 2.4).

Ergebnisse

Bei Vereinen, in denen mit einer kleineren Gruppe von Vorstandsmitgliedern, Gewässerwarten und interessierten Anglern ein viereinhalbstündiges Seminar zu nachhaltigem Besatz abgehalten worden war, ließ sich statistisch nachweisen, dass auf dem Weg des sozialen Lernens zwei Wissensdimensionen zum Thema Besatz unter den nicht teilnehmenden sonstigen Vereinsmitgliedern verändert wurden. So erweiterte sich innerhalb dieser Gruppe der angehenden Nichtseminarteilnehmer das Wissen über potenzielle negative Auswirkungen von Besatz sowie über Methoden zur Erfolgskontrolle von Besatzmaßnahmen (Tabelle 13). Keine Veränderungen waren in Bezug auf Einstellungen, Normen und Überzeugungen in Bezug auf Besatz nachweisbar. Im Gegensatz zu dem signifikanten Wissensanstieg, den die Vereinskollegen der Besatzseminarteilnehmer zu verzeichnen hatten, waren bei den sonstigen Anglern der Vereine, die in den Genuss der transdisziplinären Zusammenarbeit gekommen waren, überraschenderweise keine Wissensveränderungen festzustellen. Insgesamt können die Ergebnisse mit etwas Vorsicht als Indiz für ein schwach ausgeprägtes soziales Lernen interpretiert werden, das allerdings – und zur Überraschung des Forschungsteams – bei der als einmaliger Frontalunterricht durchgeführten Fortbildung stärker ausgeprägt war als bei der transdisziplinären Interaktion zwischen Forschungsteam und Vereinen. Allerdings änderten sich die sozialen Normen zu Besatz unter den Vereinsmitgliedern beider Seminargruppen nicht. Insgesamt fanden sich auch keine Hinweise darauf, dass sich die Austauschintensität zu Hegefragen innerhalb der Vereine infolge der transdisziplinären Zusammenarbeit bzw. der Seminare intensiviert hätte. Sowohl die sonstigen Vereinsmitglieder als auch die Kleingruppenmitglieder gaben an, nach dem Fortbildungsprogramm den Austausch

in Fachfragen genauso häufig gepflegt zu haben wie vor Beginn von Besatzfisch.

Trotz aller Einschränkungen muss zumindest im Besatzseminar eine Wissens- oder Wahrnehmungsdiffusion zu den Themen „negative Einflüsse von Besatz“ und „Monitoring von Besatzerfolgen“ stattgefunden haben, da die Unterschiede zu stark waren, um sie mit Zufallseffekten erklären zu können. Möglicherweise hat alleine der Umstand, dass im Verein ein Seminar zum Thema Besatz abgehalten wurde, dazu geführt, potenzielle Probleme von Besatz eher wahrzunehmen und im Verein mit Kollegen zu diskutieren. Eine entsprechende Veränderung des Wissensstands wurde in den transdisziplinären Vereinen womöglich dadurch verhindert, dass die Mitglieder im Resultat der Besatzeexperimente mit Hecht und Karpfen keine offensichtlich negativen Einflüsse auf die Gewässer beobachten konnten. Darüber hinaus war eine der beiden Besatzmaßnahmen (Karpfen) ein voller Erfolg, so dass keine Signale ausgesendet wurden, Besatz grundsätzlich in Frage zu stellen. Auch lagen der Erhebung über den Karpfenbesatzerfolg die Angelfänge vieler beteiligter Angler zugrunde, ohne dass den Anglern in den transdisziplinären Vereinen wirklich bewusst war, dass die finale Auswertung auf Anglereinheitsfängen und nicht etwa auf absoluten Fängen – dem eher traditionellen Ansatz – basierte. Einheitsfänge waren vielen Anglern als Konzept neu, so dass dieses unter Umständen überraschende, aber vergleichsweise einfach zu kommunizierende Konzept eventuell stärker in den Köpfen der Besatzseminarteilnehmer verankert wurde und sich von dort unter den Vereinsmitgliedern verbreitete. Die starke Betonung neuer Monitoringmethoden in den einmalig gehaltenen Seminaren – vor allem auch des Monitorings über Anglereinheitsfänge – könnte sich demzufolge stärker in den Besatzseminarvereinen etabliert haben, wohingegen diese Message unter

Tabelle 13: Soziale Lerneffekte bei Mitgliedern, in deren Vereinen über Kleingruppen Seminare zu nachhaltigem Besatz bzw. eine transdisziplinäre Zusammenarbeit zu Besatz stattfanden. Die Ergebnisse basieren immer auf Effekten im Vergleich zu den zeitlichen Veränderungen bei sonstigen Mitgliedern von Vereinen, die an Raubfischhegeseminaren teilnahmen. Grün zeigt signifikante Effekte im Vergleich zu Kontrollen.

Dimension	Inhalt	Pädagogische Wirkung unter sonstigen Mitgliedern der Besatzseminarvereine	Pädagogische Wirkung unter sonstigen Mitgliedern von Vereinen mit transdisziplinärer Zusammenarbeit
Einstellung	Befürworten Sie Fischbesatz?		
Norm	Fühlen Sie sich zum Besetzen verpflichtet?		
Überzeugungen (Berücksichtigung von Alternativen)	Funktionieren andere Managementmethoden genauso gut oder besser als Besatz?		
Überzeugung (Funktionalität von Besatz)	Steigert Besatz den Fangerfolg?		
Additive Effekte von Besatz	Wissen, dass es manchmal keine bestandssteigenden Effekte von Besatz gibt		
Potenzielle negative Auswirkungen von Besatz	Wissen über potenzielle negative Auswirkungen von Besatz	✓	
Vorteile lokaler Anpassung	Wissen, dass lokal angepasste Fische besser überleben als genetisch entfernte Fische		
Genetische Risiken von Besatz	Wissen über Risiken für lokal angepasste Populationen durch das Einbringen fremder Gene aus gebietsfremden Populationen		
Wirksame Satzfishgröße	Wissen, dass größere Fische meist eine höhere Überlebensrate haben als kleinere		
Adaptives Management (lernfähige Hege und Pflege)	Wissen über die Vorteile, Hege als Experiment zu begreifen, und über die Bedeutung der Erfolgskontrolle vergangener Maßnahmen		
Erfolgskontrolle von Besatz	Wissen über effektive Mittel, um Besatzerfolge einzuschätzen	✓	

Anglern in den transdisziplinär eingebundenen Vereinen durch die projektbegleitende Fangbücherhebung etwas verwässert wurde. Möglicherweise erklären diese Spezifika den Umstand, dass soziales Lernen in zwei Dimensionen (potenzielle negative Aspekte von Besatz und Monitoringmethoden von

Besatzmaßnahmen) nur in dem eher theoretisch ausgerichteten Besatzseminar stattgefunden hat.

Veränderungen in den sozialen Normen zugunsten von Besatz wurden in keiner Gruppe nachgewiesen. Allerdings ist einschränkend

zu sagen, dass der vorliegende Versuch auch nicht darauf ausgelegt war, die sozialen Normen pro Besatz fundamental umzukehren. Stattdessen lag der Fokus der Fortbildung darauf, „gute“ von „schlechten“ Besatzmaßnahmen zu trennen und einen kritischen Umgang mit Besatz anzuregen. Es ist aus der Sozial-Psychologie bereits bekannt, dass Normen, Werte und Einstellungen besonders resistent gegenüber Veränderung sind (Heberlein 2012). Insofern waren die Ergebnisse nicht überraschend.

Insgesamt kann in Bezug auf das nicht angeleitete soziale Lernen in Angelvereinen konstatiert werden, dass viele Veränderungen im ökologischen Wissen einer kleineren teilnehmenden Gruppen nicht innerhalb weniger Monate auf den „weiteren Verein“ übergehen. Dies ist erstaunlich, weil Angelvereine grundsätzlich die Voraussetzungen für soziales Lernen besitzen. Insbesondere die Besatzfischexperimente erfüllten die erste Voraussetzung sozialen Lernens: Einzelpersonen, die an dem viereinhalbstündigen Besatze Seminar teilgenommen hatten, zeigten eine Veränderung in Teilbereichen ihres ökologischen Denkens und Verständnisses. Außerdem erinnerten Einzelpersonen, die auch am anschließenden transdisziplinären Programm und an der Planung von Besatzeexperimenten mit Hecht und Karpfen teilgenommen hatten, mehr als doppelt so viele ökologische Wissensbereiche im Vergleich zu Personen, die nur am Besatze Seminar teilgenommen hatten. Das zweite Kriterium für soziales Lernen – die Weitergabe von Informationen durch Einzelpersonen an eine größere Gruppe von Anglern im Verein – wurde hingegen nur in zwei ökologischen Wissensbereichen und nur unter Vereinsmitgliedern der Besatze Seminarvereine dokumentiert. Das letzte Kriterium für effektives soziales Lernen – der Umstand, dass die Veränderungen in der größeren Gruppe durch eine gesteigerte soziale Interaktion verursacht wurden –

konnte in der vorliegenden Studie nicht nachgewiesen werden. Allerdings wurde nur die Selbstwahrnehmung der Quantität des sozialen Austausches zu Hege- und Besatze Themen erhoben. Das heißt nicht, dass auch die Qualität des Austausches unverändert geblieben ist. Im Besatze Fischprojekt wurde nicht direkt erhoben und gemessen, wie und in welcher Form sich die Teilnehmer der Besatze Fischseminare mit den sonstigen Vereinsmitgliedern austauschten, so dass nicht abschließend geklärt werden kann, aufgrund welcher Mechanismen ein soziales Lernen stattgefunden hatte.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Es kann geschlussfolgert werden, dass Fortbildungen, die eine kleine Auswahl von Vereinsmitgliedern über einen Zeitraum von acht bis zehn Monaten absolviert, nur geringe umweltpädagogische Effekte auf die nicht teilnehmenden Angler des Vereins haben. Wenn das soziale Lernen effizienter werden soll, ist künftig stärker Sorge dafür zu tragen, dass die Wissensdiffusion innerhalb der Vereine durch eine Involvierung sämtlicher Mitglieder angeregt und professionell begleitet wird. Vor allem ist die klassische Rollenverteilung aufzuweichen, die zwischen den in Gewässerfragen ausgebildeten Vereinsexperten und den sonstigen Vereinsmitgliedern herrscht, damit sich diese Mitglieder sowie die Vorstände und Gewässerwarte nicht immer wieder auf ihre jeweiligen Rollen und Aufgaben zurückziehen. Sonst entwickelt sich einerseits (sonstige Angler) kein Interesse an Hegefragen oder es verstärkt sich andererseits (Vorstände, Gewässerwarte) die Meinung, der durchschnittliche Vereinsangler hätte keine ausreichende Expertise oder kein Interesse, um die ökologischen Grundlagen der Hege im Detail zu verstehen (anekdotisches Wissen aus Vorortgesprä-

chen). Im Besatzfischprojekt fanden sich immer wieder Beispiele für das aktive Zurückhalten neuer Informationen aufseiten einiger Vorstandsmitglieder und Gewässerwarte. Dieses Verhalten zielte zum einen darauf ab, die eigene Rolle als informierter Experte zu stärken. Bisweilen sollten wohl auch mögliche Reaktionen seitens der Angler bewusst kontrolliert und gelenkt werden (indem man z. B. nicht in jedem Falle offen kommuniziert, wo und wie viel besetzt wird, weil einige Vorstände und Gewässerwarte vermuten, dass die Anglerreaktionen unerwünschte Folgen, zum Beispiel ein zu rascher Rückfang des Besatzes, haben könnten). Eine aktive Kommunikation ist allerdings die Voraussetzung für soziales Lernen. Die vorliegenden Erkenntnisse zeigen, dass ohne eine gesteigerte Kommunikation und Vernetzung von Vereinsführung und sonstigen Vereinsmitgliedern transdisziplinäre Kooperationen oder andere Arten der Fortbildung nur minimale Effekte auf die erweiterte Mitgliedschaft im Verein haben werden, so dass es ohne eine grundlegende Veränderung des Austausches zwischen „Experten“ und „Anglern“ kaum möglich scheint, auf diesen Wegen die stark ausgeprägten sozialen Normen pro Besatz unter den Mitgliedern von Angelvereinen substantziell zu verändern.

4.5 Empfehlungen zur Verbesserung transdisziplinären Arbeitens mit Anglern und anderen Interessengruppen

Wie in Kapitel 4.2 bis 4.4 ausgeführt, hat die transdisziplinäre Zusammenarbeit, die Nachwuchsforscher und praktizierende Angler in Workshops sowie in gemeinsam geplanten und umgesetzten Besatzeexperimenten geleistet haben, gut funktioniert.

Im Rahmen dieser Zusammenarbeit wurde wissenschaftliches und außerwissenschaftliches Wissen erfolgreich ausgetauscht und in praktischen Experimenten umgesetzt. Das hat bei den beteiligten Akteuren zu einem messbaren Lernerfolg auf mehreren Ebenen geführt. Besonders hervorzuheben ist hier die praxisnahe Forschung, deren Ergebnisse unmittelbar zu den Angelvereinen als deren Anwender zurückgeflossen sind. Als Ergebnis eines vierjährigen transdisziplinären Prozesses sollen daher abschließend einige zentrale Empfehlungen zur künftigen Gestaltung inter- und transdisziplinärer Projekte in der Fischerei und darüber hinaus zusammengefasst werden (vgl. auch Arlinghaus et al. 2014a):

Bearbeitung eines für die Praxis relevanten Problemfelds der Nachhaltigkeit

Besatz ist für viele Angelvereine von enormer Relevanz. Um eine Kooperation mit Forschern zu entwickeln, ist es wichtig, dass ein zentrales Problemfeld der Nachhaltigkeit bearbeitet wird, das auch für die Praktiker von Relevanz ist. Andernfalls sinkt die Bereitschaft zur Teilnahme beträchtlich.

Im Besatzfischprojekt wurden die Vereine mit Besatz als Themenfeld konfrontiert und gefragt, ob sie vor dem Hintergrund dieser Rahmenbedingungen am Projekt teilnehmen wollen. Mit anderen Worten: Der Bedarf an der Erforschung des Besatzes wurde nicht direkt von der Praxis an die Forscher herangetragen. Die Zusammenarbeit im Projekt hätte noch weiter verbessert werden können, wenn die Vereine mit ihren eigenen drängenden Problemfeldern an die Wissenschaft herantreten wären und die Initiative nicht – wie es beim Besatzfisch der Fall war – von den Forschern ausgegangen wäre. Dies hätte vor allem die Verbindlichkeit gesteigert, denn im Verlauf des Projekts war tatsächlich zu beobachten, dass einige Vereine mit der Zeit ihr Interesse verloren und die Beteiligung an den Workshops abnahm.

Einbringung akzeptierter Wissenschaftler, funktionierender Netzwerke und neutraler Moderation

Für die Gewährleistung der transdisziplinären Zusammenarbeit ist es von zentraler Bedeutung, dass Personen involviert sind, die von den Praktikern akzeptiert werden. Der Rückgriff auf neutrale Moderatoren ist für den Verlauf der Workshops besonders wichtig, gerade auch in konfliktreichen Situationen.

Gemeinsame Problemdefinition und gemeinsame Forschungsoutputs im Team

Für die Gewährleistung einer reibungslosen Arbeit im Forschungsteam ist es wichtig, dass man genügend Zeit zur Bearbeitung der Projekte erhält, weil der Aufwand, den die Kommunikation mit der Praxis birgt, nicht zu unterschätzen ist. Auch ist es von zentraler Bedeutung, dass unterschiedliche Teammitglieder gemeinsame Forschungsfragen bearbeiten, damit eine echte interdisziplinäre Zusammenarbeit entsteht, die über den gesamten Projektverlauf hinweg stabil bleibt. Auf die Personalrekrutierung muss ein besonderes Augenmerk gerichtet werden, da nur wenige Nachwuchswissenschaftler willens sind, über einen Zeitraum von vier oder mehr Jahren streng interdisziplinär an der Schnittstelle zur Praxis zu arbeiten. Es ist günstig, wenn die Stelle der Gruppenleitung über die Projektlaufzeit hinaus stabil finanziert wird, damit ihr Inhaber bereit ist, seine Zeit nicht ausschließlich in wissenschaftliche Arbeiten – so beispielsweise auch in die Kommunikation und die Durchführung von Workshops – zu investieren. Die Gruppenleitung muss darüber hinaus in verschiedenen Disziplinen belesen sein, um als Wissensintegrator und Stabilisator des Teams zu wirken.

Förderung von Austausch und gemeinsamem Lernen

Ein Schlüsselziel transdisziplinären Arbeitens ist das gemeinsame Lernen und Forschen am Problemfeld – hier Fischbesatz. Das Besatzfischteam hat die Erfahrung gemacht, dass

viele der beteiligten Vereine in den Forschern Experten sahen, die das Wissen zur Lösung der Probleme bereits mitbringen. Es ist künftig darauf zu achten, dass entsprechende Erwartungshaltungen abgebaut werden, damit stärker wechselseitig und nicht nur eingleisig vom Wissenschaftler zum Anwender gelernt wird. Auch hat sich gezeigt, dass ohne gezielte Impulse seitens der Forscher kein nennenswerter Wissenstransfer von den Workshops in die breite Anglerschaft angeregt wurde. Künftige Projekte sollten mehr Wert darauf legen, dass die sonstigen Vereinsmitglieder besser ins Projekt integriert werden und der Austausch wissenschaftlichen Wissens regelmäßig erfolgt.

Nachhaltigkeit von Projektergebnissen

Transdisziplinäres Arbeiten ist sehr zeitaufwendig. Häufig ist die Projektlaufzeit dann viel zu schnell vorüber. Es ist daher wichtig, frühzeitig eine effiziente Diffusion der Projektergebnisse in die Breite zu gewährleisten. Andernfalls verbleiben die Ergebnisse möglicherweise im Projektteam, weil nicht davon ausgegangen werden kann, dass die beteiligten Vereine ihrerseits gezielt geeignete Multiplikatoren entwickeln und fördern. Gegebenenfalls sind die Verbände noch stärker als im Falle von Besatzfisch in den Projektverlauf einzubinden.

Bedeutung transdisziplinären Arbeitens

Trotz aller Verbesserungsvorschläge kann abschließend festgestellt werden, dass viele Nachhaltigkeitsprobleme – gerade in der Fischerei – nur durch transdisziplinäre Arbeit zu lösen sind. Nach den in Besatzfisch gesammelten Erfahrungen schließen sich gute Wissenschaft und praxisnahe Forschung nicht aus, auch wenn es bisweilen schwierig war, über die Projektlaufzeit immer ein stabiles Nachwuchsteam aufrechtzuerhalten. Wenn konkrete Nachhaltigkeitsprobleme zu bewältigen sind, ist der Wert transdisziplinärer Projekte in gesellschaftlicher Hinsicht jedoch als besonders hoch einzuschätzen.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Transdisziplinäre Projekte gelingen vor allem dann, wenn sich Forscher und Praktiker aufeinander einlassen, um auf Augenhöhe gemeinsam an praxisrelevanten Problembereichen der Nachhaltigkeit zu forschen und zu arbeiten.
- Es gibt kaum Alternativen zur Transdisziplinarität, wenn in der Praxis verschiedene Kompetenzen gleichzeitig entwickelt werden sollen und wenn ein rascher Eingang der Forschungsergebnisse in das Handlungswissen angestrebt wird.
- Transdisziplinäre Projekte sind aufwendig und erfordern einen hohen Einsatz an Personal und sonstigen Ressourcen, somit also auch ein gut ausgebildetes, interdisziplinär zusammengesetztes Team. Außerdem werden an die Führungskräfte, die sich die entsprechenden Kompetenzen angeeignen müssen, hohe zeitliche Anforderungen gestellt. Leiterinnen oder Leiter von transdisziplinären Nachwuchsgruppen sollten in der interdisziplinären Forschung bereits erfahren sein.
- ohne eigenes praktisches Erleben jedoch kaum zu erwarten.
- Transdisziplinäre Zusammenarbeit zwischen Forschung und Angelpraxis, in deren Rahmen Theorie und praktische Experimente zusammengeführt werden, ist in der Lage, beim Lernenden sowohl ein komplexes ökologisches Wissen als auch entsprechende Handlungskompetenzen zu entwickeln.
- Verbänden und Behörden kann empfohlen werden, verstärkt auf eine transdisziplinäre Kooperation zu setzen, wenn Vereine und Angler Kompetenzen aufbauen sollen, die sie in die Lage versetzen, eine auf Erfolgskontrolle basierende, lernfähige Hege und Pflege strukturiert umzusetzen.
- In transdisziplinären Projekten ist auf eine sorgfältige Problemdefinition und auf eine stets professionelle Einbindung der Praxispartner zu achten, damit eine motivierte Zusammenarbeit über lange Zeiträume hinweg gelingen kann. Dies zahlt sich in jedem Falle in gemeinsamen Lernfortschritten aus.

Fazit

Folgendes Fazit kann aus den vorgelegten Erkenntnissen in Kapitel 4 gezogen werden.

- Angler und Fischereiwissenschaftler unterscheiden sich in bestimmten Denk- und Wahrnehmungsweisen. Solche Unterschiede sind zu akzeptieren und die Kommunikation ist entsprechend zu modifizieren.
- Klassische, auf Vorträgen basierende Fortbildungsveranstaltungen können bei den teilnehmenden Gewässerwarten und Anglern bestimmte ökologische Wissenskompetenzen steigern. Ein Konzeptwechsel und Kompetenzzuwachs in verhaltensbasierten Kerngebieten ist

5. Synthese: Empfehlungen für ein nachhaltiges Management in der Angelfischerei

Arlinghaus, R.

Kapitel 5 beinhaltet die Synthese des erarbeiteten sozial- und naturwissenschaftlichen Wissens zu Fischbesatz und anderen Hege-maßnahmen in der Angelfischerei. Neben den konkreten Besatzfischergebnissen (Kapitel 1 bis 4, siehe auch Zusammenstellung weiterer Besatzfischliteratur im Anhang) fließt hier auch der Stand der wissenschaftlichen Literatur ein. Dabei soll der Versuch unternommen werden, die vor allem für die Hege (bzw. das Management) von Angelgewässern relevanten Erkenntnisse zu verdichten. Eine über das Nachfolgende hinausgehende, detaillierte Ausführung zu modernen Grundsätzen des Managements in der Angelfischerei findet sich in FAO (2012).

5.1 Fischbesatz als sozial-ökologisches Phänomen

„Fischbesatz [ist] sowohl zum Erhalt gefährdeter Arten als auch zur nachhaltigen fischereilichen Nutzung zwingend erforderlich.“

(Roese in von Siemens et al. 2008)

„Besatzmaßnahmen zur Kompensation von Rekrutierungsdefiziten oder zur Steigerung der fischereilichen Erträge sind grundsätzlich unzulässig und als Eingriff in die Natur und Landschaft ... zu werten.“

(Weibel & Wolf 2002)

Obige Zitate fassen die gegensätzlichen Positionen rund um Fischbesatz treffend zusammen. Die „Wahrheit“ variiert je nach Blickwinkel und Wertesystem des Betrachters enorm und liegt wahrscheinlich wie üblich in der Mitte. Recherchen und Ergebnisse

von Besatzfisch haben gezeigt, dass bei gestörten Ökosystemen Besatzmaßnahmen in vielen Fällen tatsächlich angeraten sind, um die fischereiliche Nutzung zu erhalten und gefährdete Arten und Populationen zu stützen und zu erhalten. In manchen Fällen trägt Besatz aber auch zum Verlust heimischer Fischbiodiversität und zur Verbreitung von Parasiten und Krankheiten bei. Bestimmte Auswirkungen von Besatz können irreparabel sein, wenn zum Beispiel eine lokale Bachforellen- oder Maränenform durch Einkreuzungsprozesse mit gebietsfremden Populationen stark verändert wird oder sogar ausstirbt. Hinsichtlich der Risiken und Nebenwirkungen von Besatz ist aber dringend vor Pauschalisierung und Verallgemeinerung zu warnen. Das Besatzfischprojekt hat gezeigt, wie vielschichtig, verwoben und komplex das Phänomen Fischbesatz ist. Einfache Lösungen sind nicht in Sicht, von allzu plakativen Aussagen und Empfehlungen zum Komplex „nachhaltiger Besatz“ sollte man Abstand nehmen und auf gewässerspezifische Lösungen setzen. Fast zu jedem vermeintlich negativen Phänomen von Besatz gibt es auch „Gegenstudien“, d. h. Erkenntnisse und Belege, die das Gegenteil zeigen. Grund dafür sind die Gewässerspezifika, die die Verallgemeinerbarkeit von Empfehlungen einschränken.

Die hohe Komplexität des Themas Fischbesatz ist vor allem auf komplexe ökologische Prozesse zurückzuführen, deren Komplexität durch heterogene Angler und teils große sozio-ökonomische Unterschiede zwischen Vereinen und Regionen noch zunehmen. Für den Ökologen ist es kalter Kaffee, dass natürliche Ökosysteme in ihrer Entwicklung schwer prognostizierbar sind. Auch wurde

im Projekt Besatzfisch festgestellt, dass die Erfolgsprognose über Fischbesatz meist unsicher ist und dass man dieser Unsicherheit am besten mit dem Prinzip des adaptiven Managements (siehe Kapitel 5.2) von lokalen Gewässern mit all ihren Eigenheiten begegnet.

Die nicht einfach abzubauenen Unsicherheit in fischereiökologischen Fragen sowie die gewässerspezifischen Rahmenbedingungen sind auch Gründe dafür, dass sich rund um Fischbesatz viele Konflikte, Missverständnisse und Behauptungen ranken. Die Besonderheit des Besatzfischprojekts bestand darin, dass neben der ökologischen Dimension auch die vielschichten psychologischen, sozialen, ökonomischen, rechtlichen und administrativen Aspekte und Faktoren rund um Besatz untersucht wurden. Die sozio-ökonomische Einbettung von Besatz macht die Analyse und Prognose der Notwendigkeit und des Erfolgs dieser Maßnahme besonders schwer, weil ihre sozialen, ökonomischen und administrativen Momente in enger Wechselwirkung zu den ökologischen und aquakulturbasierten Dimensionen (z. B. Satzfishqualität) stehen (siehe auch Lorenzen et al. 2010). Es ist eine wesentliche Einsicht von Besatzfisch, dass eine Reihe wichtiger sozial-ökologischer Wechselbeziehungen ein Festhalten an Besatz als Hegemaßnahme fördern und über Rückkopplungen stabilisieren kann (van Poorten et al. 2011). Anders ausgedrückt: Der gegenwärtig in Deutschland intensiv durchgeführte Besatz als Routinehegemaßnahme ist aufgrund verschiedener sozialer und ökologischer Rückkopplungen widerstandsfähig gegenüber Veränderungen, das heißt, die Hegepraxis des Besetzens zeigt gegenwärtig ein enormes Beharrungsvermögen und nur geringe Veränderungstendenzen, unter anderem weil der Misserfolg vieler Maßnahmen in fischereilicher Hinsicht mangels Begleitmonitoring den Besatzdurchführenden verborgen bleibt. Im sozial-ökologischen

Fachjargon spricht man von einem resilienten, stabilen Systemzustand. Einige der wesentlichen im Projekt dokumentierten Prozesse, die das gegenwärtige Festhalten an Besatz erklären, lassen sich wie folgt zusammenfassen (Abbildung 50):

Historische Pfadabhängigkeit

Fischbesatz wurde seit dem 19. Jahrhundert als Lösung für zurückgehende Fischbestände propagiert. Bis in die heutige Zeit ist Besatz als wesentliche Hegemaßnahme Bestandteil der universitären Lehre und der Gewässerwarteausbildung; sein Einsatz wird nach wie vor von Fischereiverbänden (von Siemens et al. 2008) und vielen anderen Fachleuten empfohlen. Erst seit den 1970er-Jahren und verstärkt seit den 1990ern sind die Hinweise auf negative Auswirkungen, die Besatz möglicherweise auf die aquatischen Ökosysteme haben kann, verstärkt in der Fachpresse und später auch in der Fischereiverwaltung (Baer et al. 2007) artikuliert worden. Eine öffentliche Auseinandersetzung zwischen Naturschutz und Binnenfischerei ist in Deutschland aber erst in den frühen 2000er-Jahren publik geworden (z. B. Waterstraat 2002; Weibel & Wolf 2002). Es ist angesichts der Pfadabhängigkeit gesellschaftlicher Normen und Praktiken daher nicht verwunderlich, dass viele Schlüsselspieler im Fischereisystem wie auch zahlreiche Angler und Bewirtschafter Besatz bis heute als eine fast schon überlebensnotwendige Hegemaßnahme betrachten, die vehement gegenüber Kritik „von außen“ verteidigt wird, manchmal zu Unrecht.

Wissenschaftliche Unsicherheit beim Thema Besatz

Neues Wissen rund um Besatz akkumuliert wegen der Schwierigkeit, im Freiland belastbare Experimente mit entsprechenden Kontrollen und Vorher-Nachher-Experimentalanätzen durchzuführen, nur äußerst

zäh. Auch werden die meisten Besatzmaßnahmen nicht hinsichtlich ihres Erfolgs evaluiert (Waterstraat 2002; Baer et al. 2007). Mittlerweile existieren mannigfaltige Studien, die diverse negative ökologische Auswirkungen auf die Ökosysteme und die Biodiversität thematisieren (Eby et al. 2006;

Laikre et al. 2010). Aufgrund der variablen Gewässerbedingungen finden sich gleichzeitig aber auch stets wissenschaftliche Untersuchungen, die das Gegenteil – also fehlende negative Besatzeinflüsse – belegen. Beispielsweise enthält die vorliegende Literatur in Bezug auf die Frage der

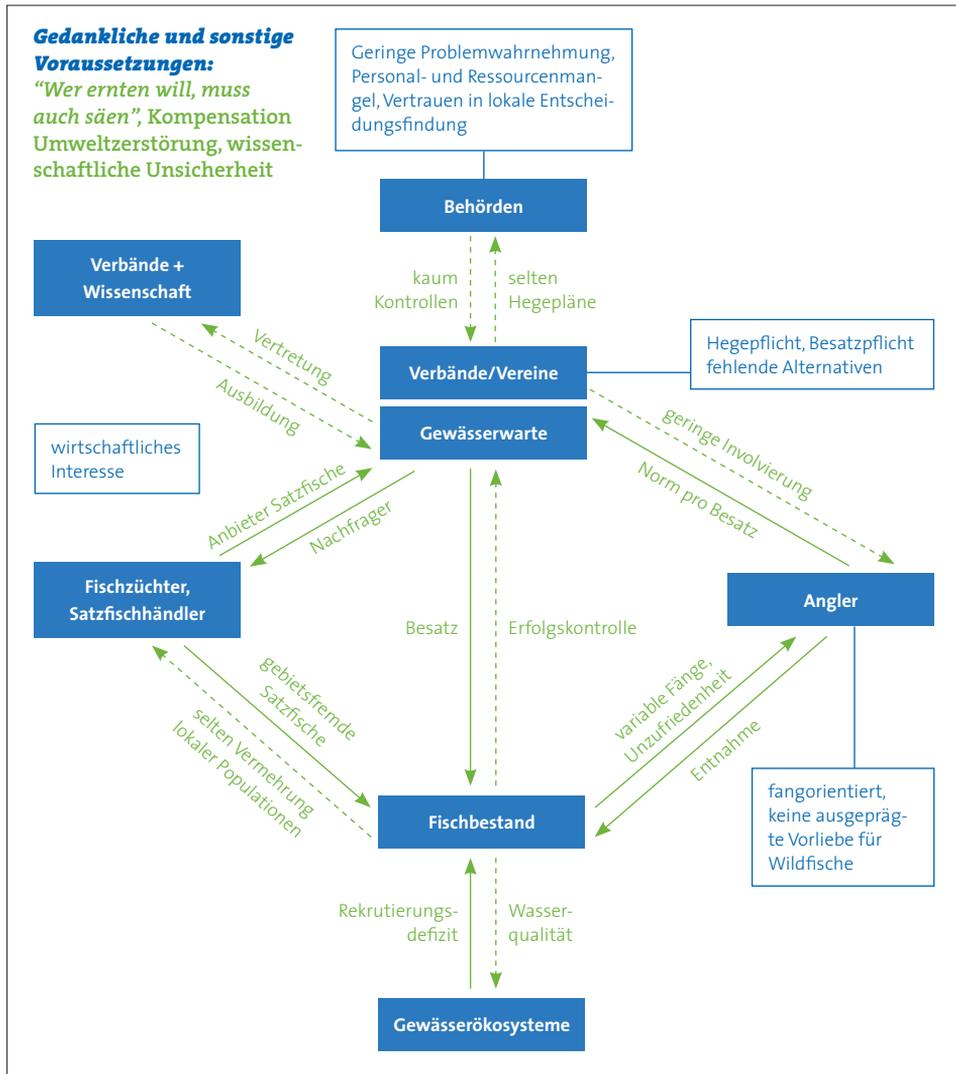


Abbildung 50: Zusammenfassung wesentlicher sozial-ökologischer Wechselbeziehungen, die die gegenwärtige Besatzpraxis in der deutschen Angelfischerei fördern. Durchgezogene Pfeile deuten gut ausgebildete und gestrichelte Pfeile schwach oder nicht ausgebildete Rückkopplungen an. Die Boxen neben den wesentlichen Akteuren deuten prototypische Haltungen und Vorlieben an, die das Verhalten steuern bzw. erklären. Dargestellt ist eine starke Vereinfachung eines komplexen sozial-ökologischen Systems.

Introgression von Fremdgenen in natürliche Populationen die gesamte Bandbreite an Erkenntnissen (van Poorten et al. 2011). Obgleich aufgrund der starken Varianz der Gewässerbedingungen divergierende Studienergebnisse zu erwarten sind, vermittelt die Fachliteratur den Eindruck einer noch nicht abgeschlossenen wissenschaftlichen Durchdringung des Problembereichs sowie eines fehlenden Konsenses. Überdies tendieren Praktiker dazu, den eigenen lokalen Erfahrungen mehr Glauben zu schenken als abstrakten Studienergebnissen, die zwar „in den USA, aber nicht in Deutschland zu treffen“. Zweifel, die unter Behördenvertretern sowie Verbands- und Vereinsakteuren bezüglich der wissenschaftlichen Erkenntnisse zu den Risiken und Potenzialen von Besatz gehegt werden, zementieren das Festhalten am Status quo und fördern nicht anpassungsfähige, unflexible und routinisierte Besatzsysteme (Sandström 2010, 2011). Hinzu kommt, dass Bewirtschafter ihre Besatzfische aus tierschutzrechtlichen Gründen in vielen deutschen Bundesländern nicht markieren dürfen. Damit wird ein entscheidender Ansatzpunkt für Veränderung aufgrund von Erfahrungswissen ausgehebelt, was mangels Überprüfbarkeit von Besatzmisserfolgen das Festhalten am „business as usual“ begünstigt.

Natürliche Bestandsschwankungen in vom Menschen zum Teil stark gestörten Gewässern und das Problem fehlenden Monitorings

Die Natur ist nie statisch. Deshalb wird es immer hohe und geringe Jahrgangsstärken und daraus folgend hohe und geringe Fänge geben. Natürliche Schwankungen der Bestandshöhen werden von einigen Bewirtschaftern allerdings auch als Rechtfertigung ihrer Besatzmaßnahmen angeführt, weil Besatz vermeintlich helfen kann, Bestandsschwankungen zu puffern. Darüber hinaus sind fast alle Gewässer in Deutschland von

nicht fischereilichen Einflüssen betroffen, die teils massiv und manchmal auch irreparabel zum Fischrückgang beigetragen haben (z. B. Uferverbau, Kanalisierung, Verschmutzung). Darauf basierende natürliche Reproduktionsengpässe durch Besatz ausgleichen zu müssen, liefert die Begründung für viele gegenwärtige Besatzmaßnahmen in der Angelfischerei (von Siemens et al. 2008). In der Tat können irreversible Fortpflanzungengpässe Besatz notwendig machen. Ohne ein Monitoring bleibt allerdings flächendeckend unklar, ob die vielfältigen Besatzmaßnahmen der Angelvereine tatsächlich zur Bestandsstützung beitragen. So hat beispielsweise der Hechtbesatz von Besatzfisch gezeigt, dass das Aussetzen einsömmeriger Hechte – unabhängig vom Gewässerzustand – ohne Wirkung auf den Bestand war. Es ist sehr wahrscheinlich, dass diese Erkenntnis auf viele andere Fischarten und Gewässer ebenfalls zutrifft. Mangels Monitoring bleibt es nichtsdestotrotz verlockend, wiederholt auf eine stark gestörte natürliche Reproduktion zu verweisen und damit flächendeckenden Besatz als Ausgleichsmaßnahme zu rechtfertigen – sicher ist sicher sozusagen.

Sozial-psychologische Rückkopplungen

Angler und Bewirtschafter sind auch nur Menschen. Insofern findet sich in Angelvereinen eine ganze Reihe natürlicher sozial-psychologischer Prozesse, die das Vertrauen in Besatz und damit seine Durchführung fördern. Beispielsweise sehnen sich viele Angler nach ausreichenden Fängen. Da die große Mehrheit der durch Angelvereine ausgesetzten Fische nicht markiert ist und mit Blick auf die oben angesprochene Umweltzerstörung, die vermeintlich die natürliche Reproduktion verhindert, nehmen viele Angler an, dass sich der für sie wichtige Fang aus dem Besatz rekrutiere. Eine große Zahl von Vereinsanglern hat folglich die soziale Norm entwickelt, dass der Bewirtschafter einen

Teil der Mitgliedsbeiträge in Besatz investieren sollte, um auf diesem Wege zum Erhalt von Beständen und Fängen beizutragen und die Mitgliederzufriedenheit zu steigern. Das hat auch mit mangelnden Alternativen zu tun. Es ist nicht einfach, größere Renaturierungsprojekte eigenständig durchzuführen, da liegt es nahe, die Mitgliedsbeiträge in Besatz zu investieren, um wenigstens so einen Beitrag in die gefährdeten Fischpopulationen zu realisieren. Den Projektergebnissen zufolge übt diese soziale Norm pro Besatz zum Teil einen starken Handlungsdruck auf die Gewässerwarte und Vorstände der Vereine aus. Hinzu kommt, dass die Bewirtschafter selbst bisweilen sehr starke persönliche Normen und Moralvorstellungen zugunsten von Besatz entwickelt haben, wonach sie zum Beispiel als Heger und Pfleger auf diese Weise ihren Beitrag zum Natur- und Artenschutz leisten müssen. Entsprechendes sieht auch das Fischereigesetz und die traditionelle Hegepflicht vor. Diese beiden Normen sowie die Rolle der Gewässerwarte als ausführende Akteure der Wünsche und Erwartungen ihrer Vereinsmitglieder führen gemeinsam schnell zu Situationen, in denen Besatz als Hegemaßnahme den Charakter einer Tradition erhält, deren Einstellung oder Veränderung nur schwerlich umsetzbar ist.

Ökonomische Anreize

Ferner gibt es hohe ökonomische Anreize, als privater Fischereirechtsinhaber das Wohl der Vereinsmitglieder zu fördern und mittels Besatz in die eigenen Ressourcen zu investieren. Entsprechend werden vor allem kleine, künstliche Standgewässer besonders intensiv besetzt. Positiv gesehen schaffen private Verfügungsrechte einen Anreiz, mit der Steigerung der eigenen Ressourcen auch etwas für Natur und Umwelt zu tun. Negative gesehen entwickeln private Verfügungsrechte ohne weitergehende Einflussnahme durch Behörden und Experten – wie in Deutschland meistens der Fall – ein Besatzsystem,

das allein schon aus ökonomischen Gründen wiederkehrend und regelmäßig auf Besatz als Hegemaßnahme zurückgreift. Diese Entwicklung wird durch privatwirtschaftlich organisierte Fischzuchtbetriebe weiter verstärkt, die ihrerseits ein ökonomisches Interesse am Verkauf möglichst vieler Satzische zu möglichst hohen Preisen haben. Da es beim Besatz keine Kennzeichnungspflicht gibt, erklärt sich aus der starken Nachfrage ein intransparentes Besatssystem, das flächendeckend gebietsfremde Populationen heimischer Fische zwischen den verschiedenen Einzugsgebieten austauscht.

Administrative Besatzverpflichtungen, fehlende Alternativen und politische Signale

Für viele Gewässer enthalten die Pachtverträge darüber hinaus Besatzverpflichtungen. Dies ist unter anderem Ausdruck der oben angesprochenen historischen Pfadabhängigkeiten sowie der ökonomischen Anreize der Fischereiverpächter. Hinzu kommt, dass zahlreiche Gewässerwarte vor dem Problem stehen, dass alternative Managementmaßnahmen, wie die Renaturierung der Gewässer, nicht oder nur sehr umständlich umzusetzen sind, unter anderem aus Kostengründen und wegen der umfangreichen Planfeststellungsverfahren bei größeren Projekten. Überdies sind veränderte Entnahmebestimmungen als weitere Alternative zum Besatz bei den Mitgliedern meist nicht konfliktlos durchzusetzen. Einige relevante Managementalternativen, wie die der Entnahmefenster, werden darüber hinaus von manchen Behörden aus (vielleicht unbegründeter) Angst vor dem Tierschutz aktiv verhindert, weil darin fälschlicherweise ein illegales Catch-and-Release entnahmefähiger Fische vermutet wird. In der Summe führt die Verpflichtung zu Besatz sowie das Fehlen relevanter, einfach umsetzbarer Alternativen dazu, dass Fischbesatz als Routinemaßnahme gefördert wird. Darüber hinaus

ist Besatz eine willkommene Gelegenheit, Öffentlichkeitsarbeit zu betreiben, mit dem Vereine ihren Einsatz für die Natur demonstrieren können. Regelmäßig steigen Politiker auf den Zug auf, gerne auch kurz vor anstehenden Wahlen: Das Bild der Kommunal- oder Landespolitiker, die sperrig in Wathosen stehend den Besatz bedrohter Arten unterstützen, gehört zum Standardrepertoire der Wahlwerbung. Was diese Posse schlicht zeigt, ist, dass Besatz politisch in vielen Kreisen opportunistisch ist – womit das Hinterfragen von Besatz verzögert oder auch aktiv verhindert wird.

Schwach ausgebildete Netzwerke zwischen Behörden, Forschung und Anwendung sowie geringe Durchsetzung und Überwachung von Gesetzen

Schließlich ist zu konstatieren, dass das gegenwärtige Besatzsystem der BRD selbstorganisiert über lokale Vereine und andere Bewirtschafteter funktioniert. Es gibt nur wenig Kontakt zu fischereibiologisch ausgebildeten Personen in Verbänden, Fachberatungen, Behörden oder Forschungsorganisationen. Auch die Schnittstellen zwischen Wissenschaft, Verbänden und Fischereiverwaltung sind in Deutschland schwach ausgeprägt. Gründe sind einerseits der Föderalismus und andererseits die geringe Forschungskapazität, gekoppelt mit dem privaten Fischereirechtssystem, die zusammengenommen dem lokal Agierenden enorme Gestaltungsfreiheiten geben. Letzteres fördert grundsätzlich umweltorientiertes Verhalten in und an den Gewässern, das viele Vereine vorbildlich umsetzen. Allerdings etablieren sich damit auch unkontrolliert Fehlentwicklungen, so dass die Selbstorganisation von Besatz vielleicht etwas stärker als heute üblich „gesteuert“ werden könnte. Derzeit finden kaum Kontrollen von Besatzplänen seitens der Behörden statt. Die fehlende Durchsetzung von Gesetzen hat seinen Ursprung meist im Personal- und Ressourcenmangel, der nur

durch eine substanzielle Erhöhung der Etats für Fischereibehörden und für die Fischereiverwaltung behoben werden könnte. Derzeit ist es nicht möglich, mit dem momentanen Personalbestand in Behörden und Verbänden ein flächendeckendes Monitoring und eine effektive Überprüfung der vielfältigen Besatzaktivitäten von Angelvereinen zu erreichen.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Besatz kennzeichnet verschiedene nicht lineare sozial-ökologische Wechselbeziehungen; die Reduktion von Besatz auf ein naturwissenschaftliches Problemfeld ist nicht möglich und sinnvoll.
- Viele der gegenwärtig vorfindlichen sozialen, ökologischen, rechtlichen und administrativen Grundlagen fördern ein Festhalten an Besatz als Routinemaßnahme.
- Die Investition von Angelvereinen und -verbänden in Besatz ist grundsätzlich positiv zu sehen, weil sie in einer Kulturlandschaft zum Erhalt zurückgehender Fischbestände beitragen und enorme positive Motivation und Anstrengungen in der „Fischsache“ attestieren. Für die Zukunft gilt es, durch nachhaltige Hege in Bezug auf Besatz die „Spreu vom Weizen“ zu trennen, das heißt die notwendigen Besatzmaßnahmen zu identifizieren und diese zu optimieren, um die nicht notwendigen und für die Biodiversität besonders risikobehafteten Maßnahmen einzustellen und durch Alternativen zu ersetzen.
- Es ist fraglich, ob das gegenwärtige angelfischereiliche System einen möglicherweise gesellschaftlich gewünschten Wandel im Umgang mit Besatz selbstorganisiert gestalten kann. Wenn die Gesellschaft oder wenn Behörden Interesse an einem Wandel und an einer Anpassung der gegenwärtigen Besatzpraxis haben, sind substanzielle Investitionen

notwendig: nicht nur im Bereich der Administration, sondern auch in der Beratung und in der Vernetzung von Verbänden, Wissenschaftlern und Praktikern sowie im Monitoring, gegebenenfalls finanziert durch die Angler selbst. Auch ein Satzfishsiegel ist dringend nötig, um die Transparenz auf dem Satzfishmarkt zu erhöhen. Die Verbesserung der Kompetenzen lokal agierender Vereine könnte in transdisziplinären Projekten angeregt werden. Schließlich könnte seitens der Behörden auch über eine verschärfte Durchsetzung existierender Gesetze nachgedacht werden.

5.2 Lernfähige Hege und Pflege als Grundprinzip des Angelfishereimanagements

Angesichts der Komplexität und Unvorhersehbarkeit bestandsbildender Prozesse sowie der unterschiedlichen sozialen und ökonomischen Konstellationen, die verschiedene Angelvereine prägen, gibt es keine allgemeingültige Richtlinie für erfolgreiches Fischereimanagement. 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 konkrete Hegeempfehlungen vorzusehen. Dementsprechend ist auch das Fischereigesetz der Länder strukturiert – die wesentlichen Entscheidungen verbleiben beim Fischereiberechtigten vor Ort, 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 eine Kunst, die vom Geschick und vom Wissen des lokal Agierenden abhängt. Fischereimanagement kann daher

nur gelingen, wenn der Bewirtschafter stetig Neues ausprobiert und nachvollziehbar auf den Erfolg hin überprüft, so dass sich über „Auslese“ bzw. „Versuch und Irrtum“ die an die lokalen Gegebenheiten optimal angepassten Ergebnisse und Maßnahmen herausbilden.

Das Grundprinzip eines nachhaltigen Managements von Angelgewässern, das im Besatzfishprojekt erprobt und im Rahmen der Fortbildung an die beteiligten Angelvereine vermittelt wurde, ist vor diesem Hintergrund auf Flexibilität, Anpassung und Lernen ausgerichtet. Der entsprechende Fachbegriff lautet „*adaptive Management*“ (Walters 1986). Um diesen etwas sperrigen Terminus ins „Anglerdeutsch“ zu übersetzen, hat das Projekt den Begriff der **lernfähigen Hege und Pflege** geprägt. 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 51):

- *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 überprüfbareren Zielen, Identifikation von möglichen Maßnahmen, Risikoabwägung und Ableitung eines besonders erfolgversprechenden Hegeverfahrens
- *Umsetzungsplanung*: Festlegung der Maßnahme(n) und ihre Umsetzung
- *Erfolgskontrolle*: Durchführung eines Monitorings, das den Erfolg der Hegemaßnahme mit den eingangs gesteckten Zielen (strategische Planung) vergleicht.

Diese vier Phasen lassen sich, wie in Abbildung 52 dargestellt, noch feiner aufgliedern. Unterschieden wird die strukturierte,

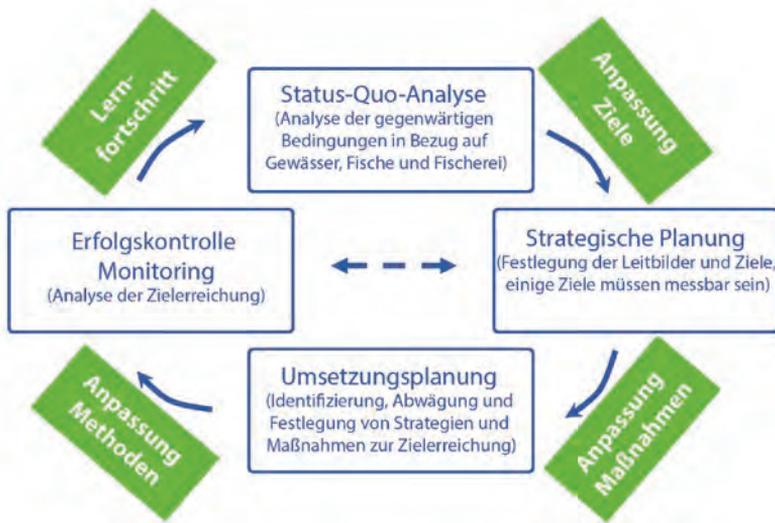


Abbildung 51: Grobdarstellung der vier wesentlichen Phasen der lernfähigen Hege und Pflege. Grün zeigt die möglichen Anpassungen im zweiten Schritt nach Durchlaufen des ersten Zyklus (blau).



Abbildung 52: Feindarstellung der einzelnen Schritte der lernfähigen Hege- und Pflege. Grün zeigt die strukturierte Entscheidungsfindung, während weiß die Erfolgskontrolle (hat meine Maßnahme geklappt?) und die Lernmöglichkeiten (was kann ich künftig besser/anders machen?) andeutet.

wohlüberlegte Entscheidungsfindung sowie eine Phase der Überprüfung und des Lernens, was dann zu einer künftigen Anpassung von Status quo, Zielen, Maßnahmen usw. führen kann (Abbildungen 51 und 52). Obwohl viele Vereine intuitiv ein identisches oder vergleichbares Vorgehen für ihre Hege gewählt

haben, könnten diejenigen, die das zyklische, strukturierte Verfahren bisher noch nicht einsetzen, in Zukunft darauf zurückgreifen.

Entscheidende Aspekte des Prinzips der lernfähigen Hege und Pflege ist eine Zustandsanalyse 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). Die Zustandsanalyse 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 setzen. 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.

An diese ersten beiden Phasen – Zustandsanalyse und Zielformulierung (Abbildungen 51, 52) – schließen sich eine möglichst detaillierte Analyse sowie die Abwägung aller möglichen Managementmaßnahmen, die der Zielerreichung dienen können, an. Auch diese Abwägung muss nicht unbedingt quantitativen Maßzahlen oder gar Modellen folgen, sondern kann durchaus qualitatives Erfahrungswissen des Angelvereins einschließen. Man sollte sich klar darüber werden, was die Bewertungskriterien des Maßnahmen Erfolgs sein könnten bzw. sollen (Fänge der Angler, Etablierung einer Art und Nachweis in Fängen, Sichttiefe des Wassers, Zufriedenheit der Angler?), und man sollte „vor dem geistigen Auge“ die möglichen Vor- und Nachteile sowie die Erfolgsprognosen für die verschiedenen zur Verfügung stehenden Managementmaßnahmen durchspielen. Hier können

frühere Erfahrungen und natürlich auch Computermodelle ins Spiel kommen. In jedem Falle sollte das Nachdenken über die möglichen Szenarien sowie ihre Vor- und Nachteile auf einer breiten Basis beruhen, indem verschiedene Meinungen und Personen einbezogen werden, 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, 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 risikofrei) zu erhöhen sind. Vielleicht sollte man beide Optionen einfach einmal ausprobieren, sofern man mehrere Gewässer im Verein bewirtschaftet. In der Abwägungspase der Risiken, Nutzen und Schäden ist in jedem Falle final zu entscheiden, welche Hegemaßnahmen zur Zielerreichung eingesetzt werden sollen, um sie dann umzusetzen und ihre Erfolge über Monitoring gegenüber den Ausgangszielen zu evaluieren (z. B. über Angelbücher unter Erhebung von Fängen und Angelzeit = Einheitsfangmaße, Kapitel 3) (Abbildung 52) Die Erfolgskontrolle dient der Überprüfung des Maßnahmen Erfolgs (haben sich meine Fänge tatsächlich erhöht?), das Ergebnis führt erkenntnis- bzw. lernbasiert zur Anpassung künftiger Ziele, Maßnahmen und Evaluationsmethoden (daher der Begriff der lernfähigen Hege und Pflege).

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Komplexe Gewässerökosysteme erlauben keine kochrezeptartigen Empfehlungen zur Hege und Pflege.

Zu unterschiedlich sind Gewässer und Vereine, als dass es sinnvoll wäre, optimale Hegemaßnahmen auf dem Papier festzuhalten.

- Als geeignetes Prinzip dient im Fischereimanagement der Grundsatz der lernfähigen Hege und Pflege (adaptives Management). Das Vorgehen basiert auf dem Ansatz „Versuch macht klug“, der dazu ermuntert, prinzipiell als zielführend identifizierte Hegemaßnahmen auch tatsächlich in der Praxis auszuprobieren, Erfolge zu evaluieren und aus den Ergebnissen in einem zyklischen Prozess für die Zukunft zu lernen.
- Hegemaßnahmen sind nie als statisch anzusehen, stattdessen sollen sie ständig an die variablen sozialen und ökologischen Grundbedingungen angepasst werden.
- Hegemaßnahmen sollten immer ökologische risikoarm gestaltet werden und keine irreparablen ökologischen Veränderungen (zum Beispiel Verlust lokalen Genpools) produzieren (FAO 2012).

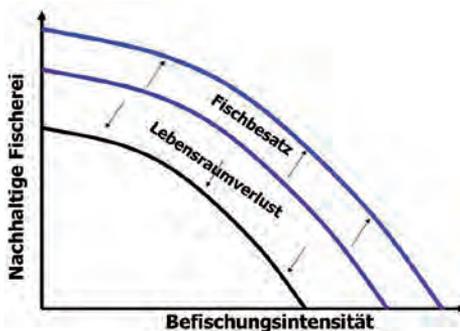


Abbildung 53: Darstellung von drei Managementstrategien und ihren theoretischen Einflüssen auf die Nachhaltigkeit der Fische und der Fischerei. Das Management der Befischung sowie die Verbesserung der Lebensräume steigern die Nachhaltigkeit mehr als unterschiedliche Besatzstrategien. Natürlich gibt es auch Ausnahmen (z. B. Besatz einer nicht reproduzierenden Fischart in Baggerseen, die ohne Besatz fischereilich nicht nutzbar wäre oder Wiederansiedlungsbesatz einer ausgestorbenen Art).

5.3 Identifikation grundsätzlich geeigneter Hegestrategien: Besatz, Fangbestimmungen oder Habitatmanagement?

Der Gewässerwart kann zur Erreichung seiner Hegeziele, wie beispielsweise das Ziel des Erhalts einer bedrohten Art (naturschutzfachliches Ziel) oder das Ziel der Erhöhung der anglerischen Qualität der Gewässer durch Steigerung von Fangraten oder Fischgrößen (fischereiliches Ziel), zwischen drei grundsätzlichen Managementmaßnahmenkomplexen unterscheiden, die natürlich auch in Kombination eingesetzt werden können (Abbildung 53): Fischbesatz, Management der Befischungintensität (z. B. über Entnahmebestimmungen) sowie Lebensraummanagement (auch als Habitatmanagement bezeichnet). Alle drei Maßnahmenbündel können die Nachhaltigkeit der Fischerei erhöhen und auch helfen, naturschutzfachliche Ziele zu erreichen. In von Menschen stark überformten Gewässern sind das Habitatmanagement sowie das Management der Befischung im Sinne der Nachhaltigkeit meist erfolgversprechender als der Fischbesatz (Abbildung 53). Ausnahmen stellen der Wiederansiedlungsbesatz von ausgestorbenen/verschollenen Arten sowie der meist fischereilich motivierte Erhaltungsbesatz mit nicht reproduzierenden Fischarten dar, denn ohne Besatz wären die Existenz der Art und somit die Fischerei auf die Art gefährdet. Allerdings muss Wiederansiedlungsbesatz fast immer auch von Habitatmanagementmaßnahmen flankiert werden (z. B. Durchgängigkeit schaffen bei Wiederansiedlung von Lachs und Stör), da in gestörten Systemen nur so langfristig die Art etabliert werden kann.

Abbildung 54 zeigt entscheidende Aspekte, die sich der Gewässerwart vor Augen führen kann, um eine erste grundsätzliche Entscheidung zu fällen, welche Managementstrategie – unabhängig von ih-

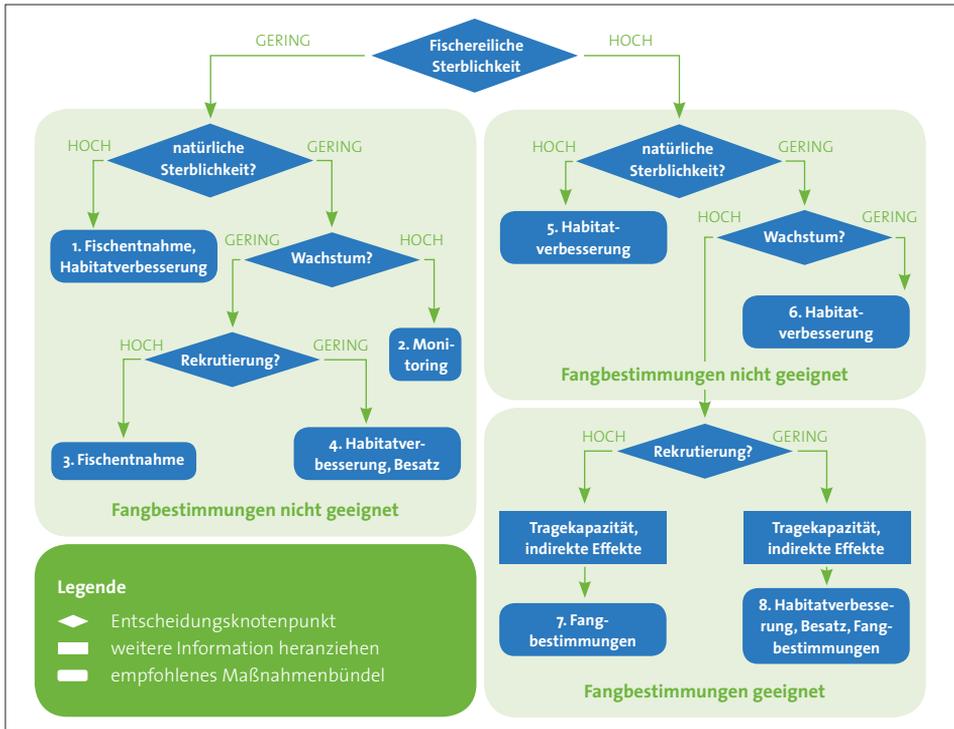


Abbildung 54: Allgemeiner Entscheidungsbaum zur Identifikation des grundsätzlichen Managementvorgehens in der angelerischen Hege: Fangbestimmungen, Habitatverbesserung oder verschiedene Formen von Besatz (modifiziert aus FAO 2012)

rer konkreten Ausformung – zielführend ist. Eine Grundfrage, die geklärt werden muss, lautet: Was ist grundsätzlich geeigneter, um unter bestimmten Bedingungen meine Ziele als Gewässerwart zu erreichen – Besatz, eine Schonmaßnahme oder Habitatmanagement? Eine dem Entscheidungsbaum in Abbildung 54 zugrunde liegende Annahme ist, dass übliche Hegeziele eine Erhöhung der Bestandsgröße bzw. der Durchschnittsgröße der Fische im Bestand sind, die ohne wesentliche Beeinträchtigung von Nichtzielarten zu erreichen sind. Die in Abbildung 54 vorgeschlagenen grundsätzlichen Herangehensweisen sollten stets als prinzipiell geeignete Optionen zur Hegezielerreichung verstanden werden, wobei deren konkreter Zuschnitt erst an den Gewässern vor Ort über das Prinzip von „Versuch und Irrtum“ entwickelt werden kann. Das Schema in Ab-

bildung 54 erlaubt es aber nicht, exakt zu sagen, wie viele Fische welcher Länge pro Hektar zu besetzen sind oder welcher Anteil der Uferzone zu renaturieren ist. Diese konkrete Ausgestaltung der prinzipiell geeigneten Maßnahmen ist Sache der lernfähigen Hege und Pflege, das heißt, der optimale Weg muss durch einen Versuch ermittelt werden.

Welche Maßnahmen sind unter welchen Voraussetzungen nun konkret geeignet, positiv zur Erreichung der Hegeziele beizutragen? Der Entscheidungsbaum in Abbildung 54: zeigt auf, dass Entnahmebestimmungen wie Mindestmaße oder tägliche Fangbeschränkungen meist nicht nötig sind, wenn die fischereiliche Sterblichkeit bzw. der Fischereidruck gering ist (vgl. Nummer 1–4 in Abbildung 54). Unter Umständen ist sogar eine Steigerung der fischereilichen Entnah-

me angeraten, um den Bestand auszudünnen und dichteabhängige Einflüsse auf das Wachstum (im Extremfall sogar Verbutterung) sowie die natürliche Sterblichkeit einzudämmen. Das ist vor allem dann der Fall, wenn die Rekrutierung (das natürliche Aufkommen) sehr hoch ist und die Jungfische ohne die Entnahme in starke Nahrungskonkurrenz geraten würden (1,3).

Wenn die Fischereiersterblichkeit und die natürliche Sterblichkeit hingegen hoch sind (5), aber das Wachstums der Fische gering (6), stellen Verbesserungen der Lebensraumqualität wahrscheinlich geeignetere Maßnahmen dar als das Management der Fischerei über Fangbestimmungen, 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 von Refugien das Wachstum anzuregen und die natürliche wie fischereiliche Sterblichkeit zu reduzieren (z. B. mit künstlichen Riffen oder 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 (7,8). Unter diesen Bedingungen sollte aus der Reduktion der Fischereiersterblichkeit eine Steigerung der Durchschnittsgröße und der Bestandshöhe resultieren. Als mögliche Fangbestimmungen stehen tägliche oder jährliche Entnahmebegrenzungen, Mindestmaße, Entnahmefenster, Maximalmaße, Kauf von Entnahmemarken und Ähnliches zur Verfügung. Tabelle 14 gibt Hinweise, welche Schonmaßnahme unter bestimmten populationsökologischen Rahmenbedingungen am erfolgversprechendsten ist (siehe auch FAO 2012). Auch Begrenzungen der Befischungintensität 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, das im Sinne der lernfähigen Hege und Pflege ausprobiert werden sollte. Natürlich dürfen die gesetzlichen Mindeststandards, zum Beispiel bei den Mindestmaßen, nicht unterlaufen werden, aber jeder Verein kann diese Mindeststandards immer dann legal verschärfen, wenn sie gemäß Landesfischereigesetz dem Hegeziel in dem Gewässer dienen (in der Regel Erhalt und Förderung eines natürlichen Fischbestands in naturnaher Artenvielfalt). In diesem Sinne kann jeder Bewirtschafter 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).

Wie die bisherigen Ausführungen zeigten, sind in vielen Fällen Entnahmebestimmungen oder Maßnahmen zur Lebensraumaufwertung 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 (4,8). Es ist wichtig zu bemerken, dass Besatz in natürlich reproduzierenden Beständen auch bei geringer Rekrutierung nur eine von mehreren möglichen Hegestrategien ist (4,8). Manchmal ist Besatz auch bei eingeschränktem natürlichem Aufkommen der Zielart nicht die Methode der Wahl. So könnten die Populationen der Zielfischarten beispielsweise besser 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 (Gwin et al., im Druck) angeregt werden. Besatz ist vor allem dann das beste Mittel, wenn die entsprechende Fischart in dem betreffenden

Tabelle 14: Fünf häufig in der Angelfischerei angewendete Fang- bzw. Entnahmebestimmungen. Dargestellt sind die Ziele und populationsbiologischen Voraussetzungen, unter denen jede der fünf Maßnahmen am erfolversprechendsten umgesetzt werden kann (modifiziert aus FAO 2012)

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 Equalität – 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 Fischereierblichkeit, 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

Gewässer heimisch ist, aber aufgrund von kurz- und mittelfristig unveränderlichen Engpässen bei den zur Verfügung stehenden Laichplätzen bzw. Jungfischlebensräumen nicht oder nur ungenügend reproduziert und demzufolge auf natürlichem Wege keine ausreichenden Fischzahlen aufkommen, um eine gezielte Beangelung im Gewässer oder Gewässerabschnitt zu gewährleisten. Natürlich ist Besatz auch immer die Methode der Wahl, wenn eine ausgestorbene Fischart wieder angesiedelt werden soll (naturschutzfachliches Ziel) oder es wiederholt zu Fischsterben ohne Möglichkeit der raschen Wiederbesiedelung kommt.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Dem Hegenden stehen grundsätzlich drei verschiedene Managementstrategien zur Verfügung: Habitatmanagement, Management der Befischungintensität und Fischbesatz.
- In vielen Fällen, gerade in anthropogen überformten Gewässern, ist das Zurückgreifen auf Habitatmanagement erfolgversprechender als Besatz.
- Unter den Bedingungen scharfer Befischung sind Fangbestimmungen meist

geeignete 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.

5.4 Identifikation geeigneter Fischbesatzformen

Besatz ist nicht gleich Besatz. In der Diskussion um das Für und Wider von Besatz ist es wichtig, 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 hinsichtlich des Erhalts der Biodiversität unterscheiden (Tabelle 15). Diese lassen sich weiter unterteilen in Besatzmaßnahmen mit natürlich nicht rekrutierenden Arten und Besatz mit Arten, die im Besatzgewässer natürlicherweise vorkommen:

Tabelle 15: Arten von Fischbesatzmaßnahmen und ihre grundsätzlichen Charakterisierungen (modifiziert aus Arlinghaus et al., im Druck, unter Rückgriff auf Cowx 1994 und Lorenzen et al. 2012).

	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 Satz-fische 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 Satz-fischen): Selektion auf hohe Fangbarkeit und Unterschiedlichkeit von Wild- und Satz-fischen	Erhalt der genetischen Vielfalt der natürlichen Population	Erhalt der genetischen Vielfalt der natürlichen Population, maximale effektive Populationsgröße

	Erhaltungsbesatz	Einbürgerungsbesatz	Wiederansiedelungsbesatz	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

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 geschossenen 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 Satzfsische oder sogar Brut eingesetzt werden, die 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 neu geschaffenen Baggersee) oder nach einem Fischsterben mit dem Ziel, den Besatz nach erfolgter Etablierung einzustellen. Sofern gebietsfremde Arten besetzt werden sollen, sind in der Regel 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. Zum Einsatz sollen genetisch und ökologisch dem Gebiet möglichst nahestehend Fische kommen. Je nach Art, Verfügbarkeit und Überlebenswahrscheinlichkeit kann auf Jungfische oder Laichfische zurückgegriffen werden.

- **Wiederansiedelungsbesatz:** Wiedereinbürgerung ausgestorbener heimischer Fischarten (z. B. Lachs, Stör). Diese Art von Besatz hat vornehmlich naturschutzfachliche Ziele und ist durch geringe Konfliktpotenziale zwischen Naturschutz- und Fischereiinteressen gekennzeichnet. Es ist das Ziel des Wiederansiedelungsbesatzes, 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 Satzfsische eingesetzt, die sich über natürliche Selektion an das Besatzgewässer anpassen sollen. Bei einigen Salmoniden kann bei geeigneten Kiesbänken auch der Einsatz von Eibrutboxen erfolge, 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 derzeit 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, weil die künstliche Erhöhung der Bestände einer Art immer auch zu Lasten einer anderen Art oder Organismengruppe geht. Zur Bewertung des naturschutzfachlichen Konfliktpotenzials ist es 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. Gegebenfalls können die Satzfsische markiert werden, so dass

sie selektiv entnommen werden können (z. B. durch Fettflossenmarkierung von besetzten Wandersalmoniden, wie in den USA in bestimmten Programmen praktiziert). Steigerungsbesatz gelingt nur bei Besatz mit Größen und Lebensstadien, die die natürlichen Engpässe umgangen haben und die konkurrenzstark gegenüber den Wildfischen und anderen Arten sind (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). Sollen die Satzfische nach Besatz lange in den besetzten Gewässersystem überleben (zum Beispiel anadrome Wandersalmoniden), so müssen sie natürlich aufgezogen und genetisch möglichst identisch mit der Wildpopulation sein, um realistische Überlebenschancen über längere Zeiträume zu haben. Der Steigerungsbesatz gut angepasster, kleiner Satzfische kann nur dann gelingen, wenn die natürlichen Rekrutierungsengpässe im Larven- oder frühen Jungfischstadium liegen. Bei großen Satzfishen könnte Steigerungsbesatz unter Umständen auch mit domestizierten Satzfishen 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 Prädatoren zum Opfer, so dass die Fänge nicht notwendigerweise gesteigert werden. Eine natürliche Reproduktion von züchterisch stark domestizierten Satzfishen ist kaum zu erwarten (Araki et al. 2007; Christie et al. 2012, 2014), kann aber trotzdem bei hohen Besatzzahlen die Wildfischbestände über Hybridisierung 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 zum Ausgleich von Rekrutierungsdefiziten, die zum Beispiel aufgrund von anthropogenen Gewässerveränderungen 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 ist gleichzeitig die, deren Erfolg am schwierigsten abzusichern ist. Um solche Ausgleichsbesatzmaßnahmen vom Steigerungsbesatz abzugrenzen, ist der Zustand der Wildpopulation relevant, den beim Ausgleichsbesatz stets eingeschränkte natürliche Rekrutierung kennzeichnet. Bei der Begründung des Kompensationsbesatzes spielen meist naturschutzfachliche und fischereiliche Interessen gleichermaßen eine Rolle, so dass man es in der Regel mit einer schwer zu greifenden Mischbesatzform zu tun haben. Je nach Auswahl des Besatzmaterials und der Intensität des Besatzes existiert ein mittleres bis hohes naturschutzfachliches Konfliktpotenzial, das aber manchmal nicht als solches erkannt wird, weil es das Ziel des Kompensationsbesatzes ist, eine zurückgehende natürliche Population zu stützen. Es kann aber einerseits zur Hybridisierung von Satz- und Wildfischen kommen. Andererseits kann es wegen der von den numerisch dominanten Satzfishen manchmal ausgelösten Futter- und Einstandskonkurrenz auch zu Verdrängungs- und Fraßeffekten auf die Mitglieder der bereits geschwächten natürlichen Population kommen. Angesichts der Rekrutierungs- und Habitatengpässe im Besatzgewässer ist eine Bestandssteigerung über eine Anregung der Verlaichung und Reproduktion gegenüber dem unbesetzten Zustand trotz praktisch

vielfach geäußelter Begründungen für den Besatz häufig nicht zu garantieren, weil 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 und überrascht daher vielleicht den einen oder anderen. Andererseits liegen die Engpässe häufig im Jungfischlebensraum, so dass eine Bestandssteigerung nur durch den Besatz größerer Tiere, die die in der Regel längenabhängigen Engpässe umgangen haben, wahrscheinlich ist. Satzfische für Kompensationsmaßnahmen sollten idealerweise natürlich aufgezogen und an die lokalen Bedingungen so weit angepasst sein, dass sie mit den Bedingungen im Besatzgewässer langfristig klarkommen und hoffentlich in Ausnahmefällen auch zur Reproduktion beitragen und dann keine gebietsfremden Gene in die Population eintragen. 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, die ohne Rückgewinnung funktionaler Laich- und Jungfischlebensräume kaum aufzulösen sind. Je naturnäher aufgezogen der Satz-fisch, desto wahrscheinlicher ist, dass der Fisch ähnlich gut bzw. schlecht wie ein

natürlicher Fisch gleicher Größe überlebt, aber desto eher finden nach Besatz auch Kreuzungsprozesse mit Wildfischen statt, was die zahlenmäßig häufig unterlegene Wildfischpopulation negativ beeinflussen kann, ohne jedoch die Rekturierung im gestörten System zwangsläufig zu erhöhen. Da meist keine lokalen Satz-fischherkünfte verfügbar sind, besteht bei einem erfolgreichen Kompensationsbesatz daher stets die Gefahr, dass die geschwächte lokale Population auf dem Wege der Introgression durch die zahlenmäßig dominierenden Satz-fische stark verändert wird oder sogar ausstirbt. Die Interaktionen zwischen Wild- und Satz-fischpopulation könnten eingeschränkt oder sogar gänzlich verhindert werden, wenn in stark befischten Beständen gut fangbare, domestizierte, teilweise auch große Satz-fische ausgesetzt würden (im Extremfall entnahmefähige Tiere), die den Fang mit hoher Wahrscheinlichkeit steigern und dadurch schnell rückgefangen werden, aber die sich in ihrem Verhalten und ihrer Ökologie so stark von den Restbeständen der natürlichen Population unterscheiden, dass eine Vermischung über die Fortpflanzung unwahrscheinlich ist. Das Ziel, Einflüsse auf die Wildpopulation zu reduzieren, könnte auch über die Nutzung von triploiden, sterilen Fischen weiter optimiert werden, aber hier verschwimmen die Grenzen zum Steigerungsbesatz, weil vom Aussetzen domestizierter, entnahmefähiger Fische, die im Extremfall sogar triploid sind, keine nachhaltige Bestandsaufwertung über die Reproduktion zu erwarten ist. Allerdings ist das Aussetzen triploider Fische 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 und so zumindest eine genetische Nähe von Satz- und Wildfischen zu gewährleisten. Allerdings wird in der Fischzucht die 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). In Verbindung mit den künstlichen Haltungsumwelten, die zum Überleben auch schlecht an die Natur angepasster Satzfishen in der Fischzucht führt, kann daher verallgemeinert werden, dass selbst die natürlich aufgezogenen Satzfishen auch bei gleicher Länge keine vergleichbare Fitness wie die Wildfische haben werden. Bei hohen Besatzdichten unvermeidbare Kreuzungen zwischen Satz- und Wildfischen können dann zu Fitnessnachteilen der Nachkommen beitragen, wie eine Reihe von Studien an Salmoniden gezeigt hat (Christie et al. 2014).

- Stützungs- und Restaurationsbesatz: Besatz von (fischereilich meist nicht relevanten oder nicht genutzten), bedrohten Arten aus Artenschutzgründen in Gewässern, in denen sie auf geringem Niveau natürlicherweise noch vorkommen, oder nach Fischsterben. Dies 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 Satzfishen zu den Restpopulationen des Besatzgewässers kann dann mangels Transparenz der Herkunft von Fischen im Satzfishmarkt häufig nicht garantiert werden, weshalb es sehr wahrscheinlich ist, dass über Besatz geografisch getrennte Linien miteinander in Kontakt kommen, was dann zur Hybridisierung mit unvorhersehbaren Folgen für die Biodiversität führen kann. Zum Stützungs- und Restaurationsbesatz zählen auch Besatzmaßnahmen nach Fischsterben, wenn kurzfristig keine Neubesiedlung auf natürlichem Wege erfolgen kann sowie der Besatz von stark bedrohten Salmoniden (z. B. Meerforellen), die zwar noch natürlich laichen, aber auf einem bestandsbedrohlich geringem Niveau. In manchen Fällen kann aus Naturschutzsicht nicht auf gewässereigene Satzfishen zurückgegriffen werden, z. B. wenn die Laichfische kurz vor der Zusammenbruch stehen. In diesen Fällen ist ein intelligentes genetisches Satzfishmanagement mit verwandten Beständen nötig, um die genetische Vielfalt trotz Besatz zu erhalten.

Neben diesen sechs Besatzformen gibt es eine Reihe von speziellen Besatzmaßnahmen wie Biomanipulation (Mehner et al. 2004b), Futterfishbesatz oder das Aussetzen einzelner sehr kapitaler Fische (Baer et al. 2007), auf die hier aus Platzgründen nicht weiter eingegangen wird. Stattdessen soll in Abbildung 55 ein Entscheidungsbaum vorgestellt werden, der es erlaubt einzugrenzen, welche der oben vorgestellten Hauptbesatzformen unter bestimmten Konstellationen ange-raten ist. 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.

Wie bereits dargestellt, ist Besatz nicht in jeder Hegesituation angeraten. Der detaillierte Entscheidungsbaum in Abbildung 55 ermöglicht es dem Entscheidungsträger, die Situationen zu identifizieren, in denen die jeweils aufgeführten Formen von Besatz (vgl. Tabelle 15) anderen Maßnahmen vorzuziehen sind. Außerdem erlaubt er festzustellen, wann Alternativen zu Besatz erfolversprechender sind. Abbildung 55 ist eine Weiterentwicklung von Abbildung 54 und soll die verschiedenen Maßnahmenbündel voneinander abgrenzen. Entscheidungsträger (Gewässerwarte, Vorstände) werden über Entscheidungsknoten durch die wesentlichen entscheidungsleitenden Fragenkomplexe geführt. Indem sie die hier formulierten Fragen nacheinander beantworten, gelangen sie schließlich zum Vorschlag einer entsprechenden Hegelösung,

die dann im Rahmen der lernfähigen Hege und Pflege auszuprobieren sind. In wenigen Fällen werden verschiedene Maßnahmen als Lösungsmöglichkeiten vorgeschlagen; in diesen Fällen sind diverse Bewirtschaftungsoptionen denkbar. Die wesentlichen Entscheidungspunkte in Abbildung 55 werden im Folgenden vorgestellt.

Zustandsanalyse und Zielformulierung

Die Zustandsanalyse der anglerischen, fischereilichen, rechtlichen und gewässerkundlichen Grundlagen ist die wesentliche Voraussetzung für eine Problemidentifikation und die entsprechende Zielformulierung. 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

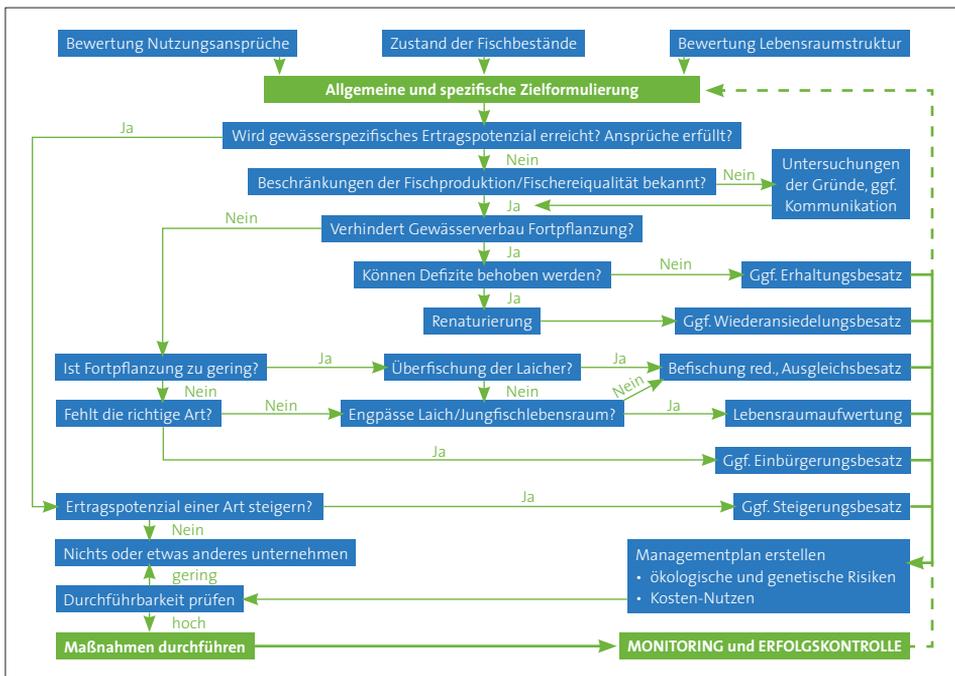


Abbildung 55: Allgemeiner Entscheidungsbaum zur Identifikation des grundsätzlichen Managementvorgehens in der anglerischen Hege: Fangbestimmungen, Habitatverbesserung oder verschiedene Formen von Besatz (modifiziert aus FAO 2012)

Grundlagen zu analysieren. In diesem Zusammenhang eignen sich Zeitreihen gut geführter Fangbücher als Maß für die Bestandsentwicklung der Zielarten (idealerweise mit dokumentierten Einheitsfängen), außerdem sollten die Größenstruktur und die Reproduktionsleistung der Zielfischbestände (findet natürliche Reproduktion im Gewässer statt oder nicht? Finden sich nicht besetzte Jungfische?) sowie die im Verein vorfindlichen Bedürfnisse und Erwartungen der Angler 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 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
- Zielkonflikte

Das Ergebnis der Status-quo-Analyse erlaubt es dem Verein, präzise Ziele für die Hege der Vereinsgewässer festzulegen, die sich – wenn möglich – in einem realistischen Zeitraum (3-5 Jahre) überprüfen lassen. Im Idealfall werden die Mitglieder in die Zielformulierung eingebunden. In jedem Falle sind biologisch nicht erreichbare Erwartungshaltungen oder vollkommen unrealistische Wünsche (z. B. die Etablierung von nichtheimischen Forellenbarschen) 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 nur mit dem vernünftigen Grund der Fischentnahme tierschutzrechtlich rechtfertigen (Riepe & Arlinghaus 2014), was nicht bedeutet, dass eine Befischung der Bestände das maximal mögliche Maß – im Sinne des biologisch maximal nachhaltigen Dauerertrags (MSY) – erreichen muss. Eine gewisse Fischentnahme muss aber stattfinden, um die Angelfischerei 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 und das mit vergleichsweise einfachen Schätzverfahren bestimmt werden kann, beispielsweise nach Brämick & Lemcke (2003) auf produktionsbiologischen Grundlagen (Nährstoffgehalt, Gewässermorphologie) 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 (von Bertalanffy Wachstumssparameter) 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 derzeitige Maß hinaus gesteigert werden soll, sind keine weiteren Maßnahmen nötig.

Soll das Ertragspotenzial allerdings gesteigert werden, kann **Steigerungsbesatz** angeraten sein (Abbildung 55). Beispiel sind die sogenannte Ranching-Bewirtschaftung der Meerforellen in den Küstengebieten und der Aalbesatz in Fließgewässern.

In vielen Fällen wird das Ertragspotenzial eines Gewässer 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 morphologisch beeinträchtigten Gewässern wird der Grund aber meist in Reproduktionsdefiziten oder in einer Überfischung der Laicher (Rekrutierungsüberfischung) 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 und gegebenenfalls ist ein **Wiederansiedelungsbesatz** für ausgestorbene fischereilich relevante Arten vorzusehen.

Wenn die Defizite im Lebensraum aber nicht kurz- oder mittelfristig behoben werden können, ist **Erhaltungsbesatz** angeraten: Die Zielart pflanzt sich nicht oder nicht mehr im Gewässer fort, ist aber fischereilich relevant und muss dann durch Besatz gestützt werden. Das beste Beispiel sind Karpfen-, Aal- oder Regebogenforellenbesatz 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, wie die fischereilich höchst erfolgreichen Besatzexperimente mit Hechtbrut und Karpfen im Besatzfischprojekt gezeigt haben. 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 verzehrt. Dann sind größere, natürlich aufgezogene oder sogar im Freiland gefangene Satzfishen einzusetzen, die resistenter und robuster sind. In bestimmten Fällen sind auch domestizierte Fische sehr gute Satzfishen im Rahmen von Erhaltungsbesatzmaßnahmen, weil sie sehr schnell im Fang auftauchen und so die Anglerzufriedenheit erhöhen können (z.B. Regenbogenforellen in stehenden Gewässern).

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 bescheidenem Niveau vorkommt. Nun gilt es, den Grund für den Rekrutierungsmangel herauszufinden. Verschiedene Möglichkeiten sind denkbar:

Überfischung der Laichfische: Ist die Reproduktion begrenzt, weil ein Mangel an Laichfischen bzw. genauer gesagt an Mangeln an abgegebenen Eiern besteht (sogenannte Rekrutierungsüberfischung), so ist dieser Mangel über die Reduktion der fischereilichen Entnahme und die Schonung der Laichfische abzustellen. Um diesen Laichfischmangel zu diagnostizieren, kann der Bewirtschafter im Idealfall auf gut geführte Fangstatistiken, die neben der Entnahme auch Fänge, Größe der Fische und die Angelzeit dokumentieren, zurückgreifen. Rekrutierungsüberfischung wird sensibel über die Fischgröße im Fang und über abnehmende Fangraten angezeigt. Vor allem mit der Zeit stetig abnehmende Durchschnittsgrößen und viele kleine, unreife und untermaßige Fische im Fang deuten auf einen Mangel an Laichfischen aufgrund zu scharfer Befischung oder zu hohem Kormoranfraß hin. Als Faustregel gilt: Eine nachhaltige Befischung ist bei einer Entnahme von etwa 30 % des unbefischten Bestands erreicht. Eine stärkere Entnahme wird früher oder später die Laichfischbestände negativ beeinflussen. Diese Situation wird gerade bei den zahlenmäßig selteneren Raubfischen vergleichsweise schnell erreicht. 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 Fortpflanzung 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.

Ganz allgemein lässt sich ein Laichfischmangel über angepasste Entnahmebestimmungen sowie eine Reduktion des Fischereidrucks managen. Besatz schafft dann bei gleichbleibenden Fischereiaufwänden keine Abhilfe, weil sich die Fischbestände in einem befisheten 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). Sollte eine Begrenzung des Fischereidrucks aus sozialen Gründen nicht umsetzbar sein, schlägt nun die Stunde des Einsatzes von Entnahmefenstern. Sie sind eigenen Studien zufolge in der Angelfischerei den traditionellen Mindestmaßen in vielerlei Hinsicht überlegen (Arlinghaus et al. 2010; Gwinn et al., im Druck). Ebenso wie die Mindestmaße schonen Entnahmefenster die untermaßigen, unreifen und erstmalig geschlechtsreif werdenen Fische sowie zusätzlich die besonders fruchtbaren Grossfische oberhalb eines individuell für jedes Gewässer festzulegenden Maximalmaßes. Dieses sollte hoch 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 Tabelle 16. 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.

Tabelle 16: Optimale Entnahmefenster zur Gewährleistung von zwei gegensätzlichen Bewirtschaftungszielen bei zwei unterschiedlichen, hypothetischen Fischarten. Je stärker der Befischungsdruk, 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 Catch-and-Release-Angelei an. Die optimale Untergrenze des Fensters liegt stets bei der Länge, bei der die Fische laichreif werden (Mindestmaßäquivalent) (abgeleitet aus Gwinn et al. im Druck).

	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 Fischereidruk	Hoher Fischereidruk	Mittlerer Fischereidruk	Hoher Fischereidruk
Optimales Entnahmefenster für hohen Ertrag (Anzahl Fische pro Jahr, in mm)	400 – 800, Mindestmaß knapp oberhalb der Reifungslänge, Maximalmaß des Fensters 66 % 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

der Hälfte der Maximallänge sehr positiv auf den numerischen Ertrag sowie die Alterspyramide unter stark befischten Bedingungen aus (Gwinn et al., im Druck). Das gilt unabhängig von der Fischbiologie für alle Arten. Entsprechend wären zum Beispiel bei einem Hechtbestand mit Maximallängen von 120 cm (1.200 mm, Tabelle 16) und einem moderaten Fischereidruk Entnahmefenster zwischen 40/45 cm und 80 cm optimal im Sinne der Ertragsmaximierung bei gleichzeitigem Schutz des Laichfischbestands. Bei sehr hohem Fischereidruk und der 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. Ist das Bewirtschaftungsziel die Realisierung hoher Fänge von großen, kapitalen Fischen, muss die Entnahme durch sehr restriktive Entnahmefenster begrenzt werden. Hier riskiert der Bewirtschaftler aber

stets, mit dem Tierschutzrecht in Konflikt zu geraten, da in Deutschland das Angeln nur zum Nahrungserwerb oder zur Hege legitimiert ist. Das Entnahmefenster muss also stets breit genug ausfallen, aber niemals zu eng gesetzt werden.

Die Begründung für eine Betonung der Entnahmefenster ist folgende: Die großen, aber nicht zu alten Laichfische kennzeichnet eine hohe Fruchtbarkeit und meist auch eine sehr gute Laichqualität, 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. Wenn der Laicherbestand zahlenmäßig reduziert wird, die laichenden Tiere aber eine besonders hohe Fruchtbarkeit kennzeichnet, bleibt der Bestand produktiv und erlaubt das Heranwachsen vieler mittelgroßer, ent-

nehmbarer Tiere. Entnahmefenster fördern im Unterschied zu höheren Mindestmaßen den zahlenmäßigen Ertrag von sogenannten Küchenfischen. Darüber hinaus verlüdern bei Entnahmefenstern weniger Tiere 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.

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 gegenüber Kormoranfraß) oder – bei geringem Fische-reidruck – auch durch **Kompensations- bzw. Ausgleichsbesatz** von größeren, kormoranresistenten Laichfischen begegnen. Letzteres ist vor allem dann angeraten, wenn der Befischungsdruck nach dem Besatz erwartbar zurückgehen wird (Abbildung 54), ansonsten wird der Besatz sehr rasch wieder aus dem Gewässer gefangen werden und es ist kein Aufbau des Laichfischbestands zu erwarten.

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 55). Das Management kritischer Lebensräume kann flankiert werden von **Kompensations- bzw. Ausgleichsbesatz** mit naturnah aufgezogenen Satzfishen, die so groß sein müssen, dass natürliche Engpässe, die zum gegenwärtigen Reproduktionsdefizit beitragen, umgangen werden. Im Extremfall sind große Satzfishen 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 Pauschalisierungen zur richtigen Besatzfischgröße zu warnen, zum Beispiel Brütlinge seien Jungfischen immer überlegen, adulte Satzfishen sollten niemals besetzt werden oder stark züchterisch veränderte, sogenannte domestizierte Fische sind grundsätzlich schlechte Satzfishen. 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. Eine Begründung ist, dass es gerade die kleinen Tiere sind, die sich besonders gut an die Bedingungen in dem Besatzgewässer anpassen können. In vielen Gewässern haben solche Maßnahmen aber keinen Erfolg, weil die jungen Satzfishstadien einer größenabhängig besonders hohen natürlichen Sterblichkeit unterworfen sind. Und obwohl sich Brütlinge oder junge Satzfishen durchaus über Selektion in der Regel besser ökologisch an das Besatzgewässer anpassen als große Satzfishen, die zu allem Übel manchmal zeitlebens in Becken oder Anlagen großgezogen worden sind und daher stark domestiziert sind, heißt das noch lange nicht, dass aus (zu) kleinen Brütlingen oder Jungfischen auch tatsächlich bestandssteigernde Effekte erwachsen. Diese sind immer dann unwahrscheinlich, wenn es wie bereits mehrfach gesagt im Gewässer wichtige Engpässe in Jungfischstadien gibt, durch

die die jungen Satzische ebenso wie die Wildfische hindurch müssen. Auch kann eine hohe Besatzmenge von Brütlingen die natürliche Sterblichkeit der natürlichen Konkurrenten massiv steigern, so dass in der Summe die Anzahl an Tieren in den Bestand hineinwächst, die auch ohne Besatz zu erwarten gewesen wäre. Dieses Szenario wurde von Besatzfisch zum Beispiel in den Hechtbrutversuchen dokumentiert. Unter solchen Bedingungen sollte auf Kompensationsbesatz mit robusten Fischgrößen zurückgegriffen werden.

Möglicherweise ist die Fortpflanzung der Zielart im Gewässer prinzipiell auf hohem Niveau möglich, 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, Abbildung 55). Wie bereits betont, sind diese Maßnahmen stets sehr sorgsam in Abstimmung mit den Fischereibehörden umzusetzen, um Einflüsse auf die Biodiversität und Konflikte mit dem Fischereigesetz (Kapitel 1.5) zu vermeiden.

Nach der Identifikation von prinzipiell geeigneten Besatzstrategien oder von Alternativen folgt gemäß Abbildung 55 stets eine detaillierte Maßnahmenplanung, die im folgenden Kapitel 5.5 mit Blick auf Besatz genauer erläutert wird. Im Rahmen der Umsetzungsplanung werden Nutzen und mögliche Schäden, ökologische und genetische Risiken für die aquatische Biodiversität 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 lernfähigen Hege stets

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

Schlussfolgerungen für die Praxis

- 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 erfolversprechend und angeraten, ist aber immer nur ein Methode zur Bekämpfung von Symptomen, die die Ursachen der Fischermut niemals abstellen kann (mit wenigen Ausnahmen des Erhaltungsbesatzes von fangreifen Fischen wie Regenbogenforellen in Standgewässern). In vielen Fällen stellen aber Alternativen zu Besatz die geeigneteren Hegemaßnahmen dar. Bei scharfer Befischung kann auf Entnahmefenster 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 Bewirtschaftung mit sterilen Satzfishen, die selektiv entnommen werden, und die Unterschützstellung der Wildfische. Ähnliche Szenarien der selektiven Satzfishbefischung findet bei Steigerungsbesatzmaßnahmen in den USA bereits großflächige Anwendung.

- Folgende Hinweise können zur Wahl der geeigneten Satzfishgröße gegeben werden.
 - Findet keine Reproduktion statt (Erhaltungsbesatz, Einbürgerungsbesatz): Besatz sollte optimalerweise mit Größen stattfinden, die so klein wie zum Überleben nötig und ökologisch so gut angepasst wie möglich sind („Put-Grow-and-Take“-Angelei). Häufig sind Brütlinge ausreichend.
 - Findet Reproduktion auf geringem Niveau statt, weil es habitatbedingte Rekrutierungsdefizite gibt (Kompensationsbesatz): Besatz sollte optimalerweise auf Fische zurückgreifen, die so groß wie zur Umgehung der Flaschenhalse nötig sind. Wenn die Fische die Naturproduktion ausschöpfen und vielleicht auch zum Laichfischbestand beitragen sollen, sollten die Satzfish natürlich aufgezogen oder Wildfische aus genetisch vergleichbaren Beständen sein. Falls mit domestizierten Satzfishen 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.
 - Findet sich eine ausreichende Reproduktion und ein hohes Jungfischaufkommen, ist Besatz nicht zielführend. Sollen die Bestände der fangbaren Fischgrößen trotzdem gesteigert 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, weswegen der Einsatz großer, im Extremfall entnahmefähiger Satzfish sorgsam zu planen ist.

5.5 Grundsätze der Fischbesatzplanung

Konkretere Planungsschritte für nachhaltigen Besatz können angegangen werden, sofern nach Durchlaufen des Entscheidungsbaums in Abbildung 55 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, da die meisten der von den Autoren bereits identifizierten Prinzipien im Besatzfishprojekt am Beispiel von Hecht und Karpfen eine empirische Untermauerung erhalten haben (zu weiteren artspezifischen Hinweisen, siehe Box 1). Die Besatzplanung greift einige der bereits in Abbildung 55 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 56). Wichtige Fragen sind: Handelt es sich bei der Zielart um eine heimische Art? Können ökologische Einflüsse auf Nichtzielarten ausgeschlossen oder minimiert werden?

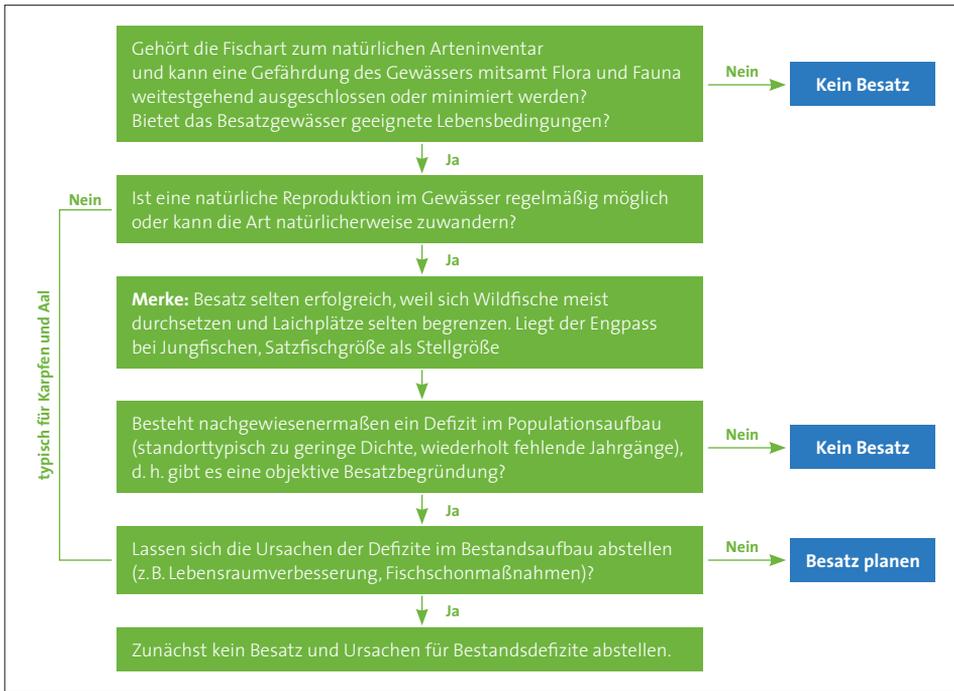


Abbildung 56: Prüfung der Voraussetzungen, ob Besatz angeraten ist (modifiziert nach Baer et al. 2007).

Sind die Bedingungen für erfolgreichen Besatz gegeben (geringe oder fehlende Rekrutierung der Zielart)? Besteht tatsächlich eine Besatznotwendigkeit (Defizite im Bestandsaufbau)? 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 57). Der wichtigste Punkt ist dabei die dargestellte Hierarchie der Satzfisherherkunftswahl, die auf die Wahl von lokalen Besatzerherkünften zur Minimierung genetischer, ökologischer und gesundheitlicher Risiken Wert legt. Häufig stehen Hegetreibende in einem weitgehend unkontrollierten Satzfishmarkt vor dem Problem einer fehlenden Kennzeichnung von Satzfisherherkünften. Hier sind dringend Standards zur Gewährleistung von lokalen Satzfisherherkünften zu schaffen, zum Beispiel über Satzfishlabels oder aber durch strategische

Kooperationen, gegebenenfalls auf Grundlage längerfristiger, mit Abnahmegarantien versehener Verträge zwischen Fischzüchtern und Anglern, um die Vermehrung und Bereitstellung von lokalen Beständen zu sichern. Angler sollten bereit sein, für entsprechende Fische höhere Preise zu zahlen, vor allem wenn die Berufsfischer hohe Aufwände auf sich nehmen, 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 muss auch der Transport und das Aussetzen auf eine gute Anpassung ausgerichtet sein und so fischschonend wie möglich erfolgen.

Die lernfähige Hege und Pflege wäre kaum lernfähig, wenn nicht ein großer Wert auf die Erfolgskontrolle nach dem Besatz gelegt werden würde. Abbildung 58 zeigt den Hegetreibenden einige Möglichkeiten



Abbildung 57: Besatzplanungsschritte (modifiziert nach Baer et al. 2007).

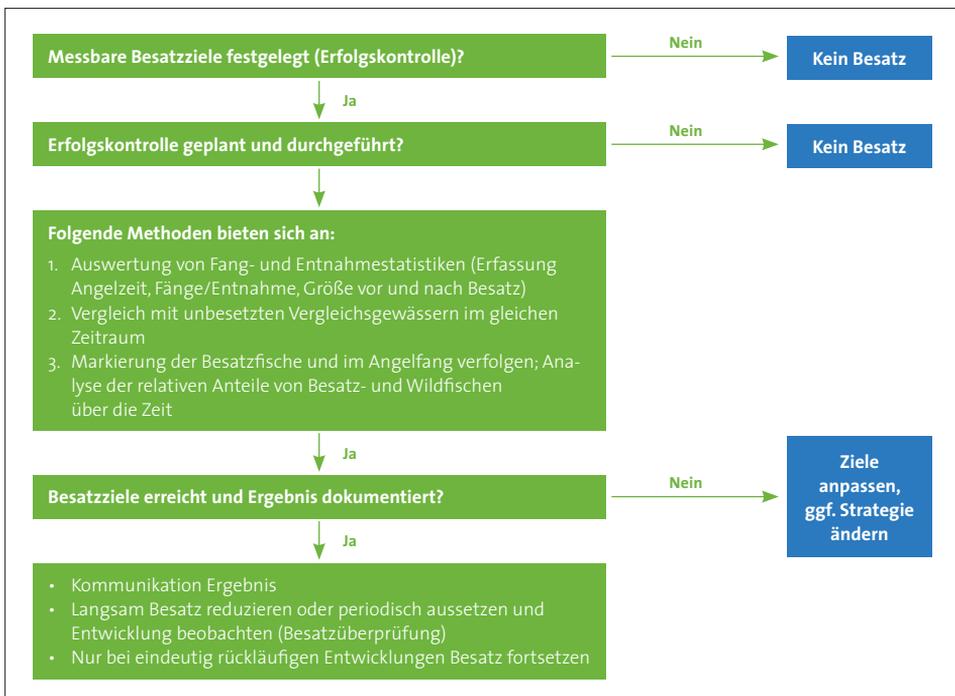


Abbildung 58: Erfolgskontrollschritte bei Besatz (modifiziert nach Baer et al. 2007).

Einige fischartenspezifische Gedanken zum Besatz

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

Äsche: Siehe Bachforellen. Leider gibt es nur wenige lokale Satzäschenherkünfte.

Bachforellen und andere heimische Salmoniden: Im Grunde der ideale Kandidat für Kompensationsbesatz und im Falle der Meerforellen auch für Steigerungs- oder Stützungsbesatz, weil viele Forellengewässer anthropogen überformt sind und Rekrutierungsdefizite bestehen. In natürlichen Beständen ist Besatz aber meist wirkungslos, in rekrutierungslimitierten Beständen zumindest zur Fangsteigerung erfolgversprechend, 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 Überlebenschance im Freiland sinkt). Diese sollten aber stets größer sein als die Stadien, die natürlicherweise begrenzt werden, und sollten möglichst aus lokalen Herkünften stammen, um die negativen genetischen Effekte der Hybridisierung von Satz- und Wildfisch zu kontrollieren. 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 Triploiden und die selektive Entnahme nur von Satzfischen, 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).

Hecht: Funktioniert nur bei fehlendem oder eingeschränktem Naturaufkommen, dann geht auch Brut. 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 hier ein additiver Effekt ist oder ob Naturproduktion verdrängt wird, ist noch nicht ausdiskutiert.

Regenbogenforelle: An ihr scheiden sich die Geister. Im Put-and-Take-Business eine Gelddruckmaschine. Wird äußert 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 gegebenenfalls überdenkenswert.

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

Zander: Ein 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. 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: Additiver Effekt von Besatz wenige Wochen nach Besatz möglich, aber meist nur von kurzer Dauer. Einige Arten reagieren extrem empfindlich auf Transportstress. 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 im starkem Kormoranfraß begründet. Besatz ist dann nicht nachhaltig abzusichern. Wenn besetzt wird, funktionieren größere, robustere Wildfische wahrscheinlich am besten, die im Herbst oder Winter besetzt werden; diese Empfehlung ist aber durch keine Studie abgesichert.

Box 1

auf, mit einfachen Mitteln den Erfolg und die Notwendigkeit von Besatz abschätzen zu können, 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, ein belastbares Bild über den Erfolg der Maßnahme gezeichnet werden. Wichtig ist es, der Evaluierung genügend Zeit zu geben, bis der Besatz (vor allem bei Jungfischen) in den Fang hineinwachsen kann. Das kann durchaus mehrere Jahre in Anspruch nehmen je nach Satzfishgröße und Produktivität des besetzten Gewässers. Es ist müßig zu betonen, dass alle Einheitsfangbetrachtungen auf Basis von auf die Angelzeit bezogenen Fängen geschehen müssen.

Eine weitere elegante Möglichkeit, um zu prüfen, ob gegebenenfalls künftig auf Besatz verzichtet werden kann, ist das Aussetzen der Maßnahmen mit anschließender Kontrolle der Fangentwicklung über eine gewisse Periode. In vielen Fällen wird so gezeigt werden können, dass Besatz überflüssig ist und der Fang auch durch natürliches Aufkommen gewährleistet werden kann (vgl. die exzellenten Bachforellenstudien von Baer 2008). Übrigens gelten diese Erfolgskontrollprinzipien auch, wenn der Grundsatz der lernfähigen Hege angewendet wird, um Erfolge von Maßnahmen des Habitatmanagements oder von Fangbestimmungsänderungen zu überprüfen.

Eine Kernbotschaft von Besatzfisch ist, dass Fischereimanagement immer auch eine starke soziale und ökonomische Komponente enthält. Anglerinteressen fließen idealerweise in die Zielformulierung 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, die fast nie gänzlich miteinander in Einklang zu bringen sind. 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 nach einer dezidierten, ehrlichen 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,

die in allen Kombinationen einsetzbar sind, solange das prinzipielle Hegeziel gemäß Fischereirecht realisiert wird (also der Erhalt eines der Größe und der Struktur des Gewässers angepassten, naturnahen Fischbestands).

Aus ihrer 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 zu kommunizieren. Unseren Studien zufolge ist der Kommunikationsstrom von Vorständen und Gewässerwarten hin zu den Anglern in vielen Vereinen verbesserungswürdig. Auch hat es das Besatzfischteam trotz enormer Präsenz in den Vereinen nicht geschafft, substantziell 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 soziale Norm zugunsten von Besatz, die unter vielen Anglern und in den meisten Vereinen besteht, abbauen. Erst aus der Erkenntnis, dass 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 schließt der Planungsleitfaden zum nachhaltigen Besatz in Abbildung 58 mit der Aufforderung, die im Rahmen der lernfähigen Hege und Pflege geleistete Dokumentation und Kommunikation von Erfolgen und Misserfolgen zu nutzen, um so zu einem nachhaltigeren Angelfischereimanagement

zu gelangen und gegebenenfalls dazu beizutragen, dass bestimmte Angelvereinsmitglieder eine Veränderung oder sogar die Einstellung von Besatz akzeptieren. Denn eines hat das Besatzfischprojekt deutlich gezeigt: Besatz ist ein sozial-ökologisches Phänomen, das nicht ausschließlich fischereibiologisch durchdrungen werden kann, sondern eng mit sozialen und ökonomischen Dimensionen verwoben ist. Mögen die hier niedergeschriebenen Erkenntnisse ihren Beitrag zu einem verbesserten Angelfischereimanagement leisten.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Jeder Besatz ist sehr sorgsam zu planen und gegenüber Alternativen abzuwägen.
- Grundsätzlich sollte nur mit heimischen, gesunden Fischarten und Fischen besetzt werden.
- Aus naturschutzfachlicher Sicht sollte beim Besatzmaterial für alle heimischen Arten auf Herkünfte zurückgegriffen werden, die dem Gewässer genetisch möglichst nahestehen, es sei denn, das Besatzziel ist die kurzfristige Erhöhung der Fänge durch stark domestizierte, gut fangbare Fische. Aber auch in diesem Falle sind die naturschutzfachlichen Bedenken im Grunde nicht gegeben, weil sich stark domestizierte Satzische selten mit Wildfischen paaren werden und kurz nach dem Besatz gefangen werden oder eingehen.
- Jeder Fischbesatz birgt nennenswerte ökologische und gesundheitliche Risiken, die gegenüber möglichen Erfolgen sorgsam abgewogen werden sollten.
- Vor der Durchführung von Besatz sind soziale Reaktionen der Anglerschaft und anderer Betroffener zu berücksichtigen und in die Entscheidungsgrundlage mit einzubeziehen.
- Jeder Besatz ist durch eine Erfolgskontrolle im Sinne der lernfähigen Hege und Pflege zu überprüfen.

Fazit

Folgendes Fazit kann abschließend aus der Synthese in Kapitel 5 gezogen werden.

- Die Durchführung von Besatz als Routinemaßnahme ist unter privaten Fischereirechten aufgrund komplexer sozial-ökologischer Wechselbeziehungen zu erwarten. Neben der ökologischen Variabilität und der Unvorhersehbarkeit der Bestandsentwicklungen wirken vor allem ökonomische Anreize und soziale Normen seitens der Vereinsmitglieder auf die Besatzentscheidungen ein und verstärken diese zu einem habituellen, routinisierten Verhalten. Darüber hinaus fehlen vielen Angelvereinen die Umsetzungskompetenz und manchmal auch der Glaube, dass Alternativen zu Besatz wie umfangreiche Habitatrevitalisierungen zeitnah umsetzbar sind. Auch sind einige dieser Alternativen, wie Habitatmanagement, tatsächlich alleine nur schwer umsetzbar, was den Rückgriff auf Besatz mit erklärt. Besatz wird auch künftig eine wesentliche Hegemaßnahme bleiben, die wegen der zweifellos möglichen Einflüsse auf die aquatische Biodiversität im Fokus naturschutzfachlicher Kritik bleiben wird.
- Zusammenfassend lauten wichtige Empfehlungen zur Durchführung von fachgerechtem Besatz:
 - Jeder Besatz ist sehr sorgsam zu planen und sein Einsatz gegenüber Alternativen abzuwägen.
 - 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, 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 nun 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. Die **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 Satzfischen. Wie eine Besatzfisch-Studie bei Hechten zeigte, erleiden selbst ausgewachsene Laichtiere einen biologisch relevanten Besatzstress, der ihre Leistungsfähigkeit in Bezug auf Überleben und Fortpflanzung beeinträchtigt. Dieser Effekt ist von der Herkunft der Satzfische weitgehend unabhängig und kann durch die Belastungen beim Transport und durch das Erleben eines unbekanntes Gewässers erklärt werden.
- 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 beim 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 domestizierte Fische, die als große, vielleicht sogar entnahmefähige Fische in ausgewählten Situationen besetzt werden, fischereiliche Ziele in Bezug auf die Steigerung der Fänge erreichen helfen. Gleichsam reduzieren sich Bedenken, dass diese Fische über die Reproduktion die Wildbestände negativ beeinflussen, weil kaum von einer erfolgreichen Vermehrung ausgegangen werden kann.
- 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 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, aber kein Training der Welt kann die Naturselektion ersetzen und aus einem Satzfisch einen perfekt angepassten Wildfisch machen. In nahezu allen Fällen ist die natürliche Sterblichkeit von Satzfishen höher als die von Wildfishen, wie auch Besatzfisch-Experimente beim Hecht gezeigt haben.
- Satzfische sollten minimalen Stress vor und während des Besatzes erfahren haben; eine sorgsame Akklimatisation an das Besatzgewässer zahlt sich in der Regel in höheren Überlebensraten aus.
- Es müssen stets gesunde Besatzfische 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. Fazit und Hoffnung: Transformation der Fischbesatzpraxis in Deutschland

Viele der gegenwärtig bestehenden sozialen, ökologischen, rechtlichen und administrativen Grundlagen fördern in Deutschland ein Festhalten an Besatz als Routinemaßnahme. Die damit verbundene Investition von Angelvereinen und -verbänden in natürliche Fischbestände über Besatz ist grundsätzlich positiv zu bewerten, weil die Aktivitäten zum Erhalt zurückgehender Fischbestände in einer Kulturlandschaft beitragen. Für die Zukunft gilt es, durch eine flächendeckende Umsetzung der guten fachlichen Praxis in Bezug auf Besatz (vgl. national Baer et al. 2007; Lewin et al. 2010; international Lorenzen et al. 2010, 2012; FAO 2012) die „Spreu vom Weizen“ zu trennen. Entsprechend sollten künftig die fischereilich oder naturschutzfachlich notwendigen Besatzmaßnahmen identifiziert und optimiert werden. Gleichsam sind unnötige, für die Biodiversität besonders risikobehaftete Besatzmaßnahmen einzustellen und durch Alternativen zu ersetzen. Hier liegt noch viel Arbeit vor uns, was darin begründet ist, dass viele der Konzepte zum genetischen Bestandsmanagement erst in den letzten Jahren populär geworden und noch nicht bis in alle Vereine durchgedrungen sind. Eine verstärkte Netzwerkbildung zwischen allen Beteiligten im Angelfischereisektor und eine verbesserte Beratung der Angelvereine in Hegefragen durch Experten und Verbände sind nötig.

Unsachgemäßer Besatz, beispielsweise zu hohe Besatzdichten, Aussetzen kranker Fische, oder das Vermischen gebietsfremder Populationen über Einzugsgebietsgrenzen hinweg, kann vielfältige unerwünschte ökologische, gesundheitliche und vor allem genetische Folgen für Fischpopulationen und ganze Gewässer nach sich ziehen, die zum Teil unveränderlich sind (Holmlund

& Hammer 2004; Eby et al. 2006; Laikre et al. 2010; Lorenzen et al. 2012). Besatz ist wegen der genannten Risiken immer sehr sorgsam zu planen – und sein Einsatz stets gegenüber alternativen Hegemaßnahmen (Veränderung des Angeldrucks, veränderte Fangbestimmungen, Habitatmanagement) abzuwägen. In vielen Fällen kann auf Besatz verzichtet werden, was nicht zuletzt auch die Vereinskasse entlastet.

Fischbesatz ist eine wesentliche Hegemaßnahme in der Angelfischerei und wird das auch angesichts der vielen gestörten Gewässerökosysteme mittel- bis langfristig bleiben. Besatz ist gerade bei nichtreproduzierenden Fischarten von hoher fischereilicher und sozio-ökonomischer Bedeutung. Vor allem bei anglerisch beliebten Arten wie Karpfen oder Aal trägt Fischbesatz zum Erhalt der Art und der Fischereiausübung bei. Diese Art von Erhaltungsbesatz ist als nachhaltig zu bezeichnen und entspricht bei sorgsamer Wahl der Besatzmengen der guten fachlichen Praxis. Besatz ist auch bei Arten, die aufgrund von Gewässerverbau und -ausbau in der Reproduktion gestört sind, grundsätzlich angeraten. Letztgenannte Praxis des sogenannten Ausgleichs- bzw. Kompensationsbesatzes führt in der Regel zum Erhalt einer fischereilich nutzbaren Fischpopulation, kann aber je nach Auswahl des Satzfishmaterials auch zum Verlust der Restwildbestände durch Hybridisierung oder Fraß- und Konkurrenzeffekte beitragen, ohne dass Besatz einen bestandssteigenden Effekt hat. Um mittelfristig selbsterhaltende Bestände zu schaffen, sollte diese Besatzform vorsichtig und unter Umständen auch mit relativ großen oder sogar domestizierten Satzfishen eingesetzt werden und möglichst Hand in Hand gehen mit einer Verbesserung

der Laich- und Jungfischlebensräume, um mittelfristig auf Besatz verzichten zu können und die Wildpopulation zu stützen. Entsprechende Planungsgrundlagen wurden im Besatzfischprojekt entwickelt, die die bereits existierenden Broschüren und Handreichungen (Baer et al. 2007; Lewin et al. 2010; Lorenzen et al. 2010; FAO 2012) ergänzen oder präzisieren.

Abschließend werden einige wesentliche Veränderungen der gegenwärtigen Fischbesatzpraxis vorgeschlagen, um die Praxis auf mehr Nachhaltigkeit auszurichten.

1. Innerhalb der Angelvereine

- a. Abkehr von Besatz als Allheilmittel und Hinwendung zu Alternativen wie Renaturierungsprojekten und Management der Befischungsdensität
- b. Rückgriff auf Besatz vor allem dann, wenn die Zielart belegbar auf geringem Niveau oder gar nicht natürlich reproduziert
- c. Rückgriff auf lokale, genetisch angepasste Satzfishbestände, sofern möglich
- d. Etablierung eines Besatzerfolgsmonitorings
- e. Verstärkte Kommunikation von Ergebnissen innerhalb der Mitglieder und darüber hinaus

2. Innerhalb der Verbände

- a. Verbesserung der Aus- und Fortbildung in Besatzfragen
- b. Aufstockung des Personalbestands zur Beratung der Vereine
- c. Vernetzung mit anderen Akteuren und Forschungsinstituten

3. Innerhalb der Behörden

- a. Etablierung von Beratungsstellen und Vernetzung mit Praxisakteuren und der Wissenschaft

- b. Durchsetzung von Genehmigungsvorhalten und verstärkte Kontrolle und Sanktionierung von Besatzverstößen, vor allem in Bezug auf die Transfers von Fischen über Einzugsgebietsgrenzen hinweg
- c. Etablierung von Kennzeichnungspflichten für Satzfishbestände
- d. Vereinfachte Markierungsmöglichkeiten für Besatz tätige Angelvereine
- e. Lockerung der Vorgaben in Bezug auf die Nutzung steriler und großer Laichfische
- f. Ermöglichung von Alternativen zu Besatz wie die Nutzung von Entnahmefenstern

4. Innerhalb der Wissenschaft

- a. Verstärkte Zusammenarbeit mit der Praxis
- b. Begleitung von Praxisversuchen und verstärkte beratende Rolle in Zusammenarbeit mit Behörden und Verbänden oder über eigens eingerichtete (und finanzierte) Bindestellen zwischen Forschung und Anwendung
- c. Verstärkte populärwissenschaftliche Kommunikation und Nutzung neuer Medien
- d. Etablierung einer deutschsprachigen Fachzeitschrift im Internet und eines regelmäßigen Symposiums für praxisrelevante Forschungsergebnisse

Hat Ihnen unser Projektbericht gefallen? Sind Fragen offen geblieben? Wir freuen uns über Kritik und Anregungen. Kontaktieren Sie uns!

Ein Kontaktformular finden Sie unter:

www.besatz-fisch.de

Zitierte Literatur

- Ajzen, I. (1991). The theory of planned behavior. *Organization Behavior and Human Decision Making Processes*, 50: 179-211.
- 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). Angelfischerei in Deutschland: eine soziale und ökonomische Analyse. *Berichte des IGB*, 18.
- Arlinghaus, R. (2006a). *Der unterschätzte Angler: Zukunftsperspektiven für die Angelfischerei in Deutschland*. Stuttgart, Kosmos.
- Arlinghaus, R. (2006b). On the apparently striking disconnect between motivation and satisfaction in recreational fishing: the case of catch orientation of German anglers. *North American Journal of Fisheries Management*, 26: 592–605.
- Arlinghaus, R., Hunt, L. M., Post, J. R., Allen, M. S. (2014a). Not fish not meat: some guidance on how to study fisheries from an interdisciplinary perspective. In Taylor, W. W., Lynch, A. J., Léonard, N. J. (eds). *Future of Fisheries: Perspectives for Emerging Professionals*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 223–230.
- Arlinghaus, R., Beardmore, B., Riepe, C., Meyerhoff, J., Pagel, T. (2014b). 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., Pagel, T., Riepe, C. (2014c). Hand in Hand für nachhaltigen Fischbesatz. Zehn Besatzfisch-Kernbotschaften aus fünf Jahren angelfischereilicher Forschung. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei.
- Arlinghaus, R., Lorenzen, K., Johnson, B. M., Cooke, S. J., Cowx, I. G. (im Druck). Managing freshwater fisheries: addressing habitat, people and fish. In: Craig, J. (ed.), *Freshwater Fisheries Ecology*. Blackwell Science.
- Baer, J. (2008). *Untersuchungen zur Optimierung des Besatz- und Bestandsmanagements von Bachforellen (Salmo trutta L.)*. Aachen, Shaker Verlag.
- 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., 14.
- Bekkevold, D., Jacobsen, L., Hemmer-Hansen, J., Berg, S., Skov, C. (im Druck). From regionally predictable to locally complex population structure in a freshwater top predator: river systems are not always the unit of connectivity in northern pike *Esox lucius*. *Ecology of Freshwater Fish*.
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2007). *Agrobiodiversität erhalten, Potenziale der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft erschließen und nachhaltig nutzen: Eine Strategie des BMELV für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt für die Ernährung, Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft*. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Bonn.
- Brämick, U., Lemcke, R. (2003). Regional application of a fish yield estimation procedure to lakes in north-east Germany. *Limnologia*, 33: 205-213.

- Brooks, J. G., Brooks, M. G. (1993). In search of understanding: the case for constructivist classrooms. Association for Supervision and Curriculum Development, Alexandria, VA, USA, Association for Supervision and Curriculum Development.
- Burgess, J., Harrison, C. M., Filius, P. (1998). Environmental communication and the cultural politics of environmental citizenship. *Environment and Planning, A* 30:1445–1460.
- 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.
- 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*, 109: 238–242.
- Cowx, I.G. (1994). Stocking strategies. *Fisheries Management and Ecology*, 1: 15–30.
- Eby, L. A., Roach, W. J., Crowder, L. B., Stanford, J. A. (2006). Effects of stocking-up freshwater food webs. *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 576–584.
- Emmrich, M., Schällicke, 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. *Limnologia*, 46: 84–93.
- Eschbach, E. (2012). Ascertaining optimal protocols for DNA extraction of different qualities of pike (*Esox lucius*) tissue samples – a comparison of commonly used solid phase extraction methods. *Environmental Biotechnology*, 8: 7–14.
- Eschbach, E., Schöning, S. (2013). Identification of high-resolution microsatellites without a *priori* knowledge of genotypes using a simple scoring approach. *Methods in Ecology and Evolution*, 4: 1076–1082.
- Eschbach, E., Nolte, A., Kersten, P., Kohlmann, K., Kail, J., Arlinghaus, R. (2014). Population differentiation of zander (*Sander lucioperca*) across native and newly colonized ranges suggests increasing admixture in the course of an invasion. *Evolutionary Applications*, 7: 555–568.
- FAO (2012). Recreational fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries No. 13. Rome.
- Fischer-Hüftle, P., Herter, W., Kratsch, D., Schumacher, A., Schuhmacher, J. (2003). Bundesnaturschutzgesetz – Kommentar. Stuttgart, Verlag W. Kohlhammer.
- Freudenberg, P., Arlinghaus, R. (2008). Differences between organized and nonorganized anglers in an urban environment (Berlin, Germany) and the social capital of angler organizations. *American Fisheries Society Symposium*, 67:113–132.
- Freyhof, J. (2009). Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (*Cyclostomata* & Pisces). *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 70: 291–316.
- Gray, S., Hilsberg, J., McFall, A., Arlinghaus, R. (im Druck). The influence of specialization and target species on the structure and function of angler mental models about fish population ecology. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism*.
- Gwinn, D. C., Allen, M. S., Johnston, F. D., Brown, P., Todd, C., Arlinghaus, R. (im Druck). Rethinking length-based fisheries regulations: the value of protecting old and large fish with harvest slot. *Fish and Fisheries*.
- Heberlein, T. A. (2012). Navigating environmental attitudes. New York, Oxford University Press.
- 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.

- Holmlund, C.M., Hammer, M. (2004). Effects of fish stocking on ecosystem services: an overview and case study using the Stockholm Archipelago. *Environmental Management*, 33: 799-820.
- Johnson, B. M., Arlinghaus, R., Martinez, P. (2009). Are we doing all we can to stem the tide of illegal fish stocking? *Fisheries*, 34: 389-394.
- Keen, M., Brown, V. A., Dyball, R. (2005). *Social learning in environmental management: towards a sustainable future*. London, UK, Earthscan.
- Knösche, R. (2002). Karpfenbesatz in freien Gewässern – pro und contra. *Fischer & Teichwirt*, 53: 376–378.
- Kollmuss, A., Agyeman, J. (2002). Mind the gap: why do people act environmentally and what are the barriers to pro-environmental behavior? *Environmental Education Research*, 8: 239–260.
- Laikre, L., Schwartz, M. K., Waples, R. S., Ryman, N., and The GeM Working Group (2010). Compromising genetic diversity in the wild: unmonitored large-scale release of plants and animals. *Trends in Ecology and Evolution*, 25: 520–529.
- 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.
- 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.
- 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.
- Lindern, E. von (2010). *Changing mental models to promote pro-environmental ecosystem management: Recreational fishermen and their fish stocking practices in Swiss running waters*. Zürich, Dissertation
- Lindern, E. von, Mosler H.-J. (2014). Insights into fisheries management practices: using the theory of planned behavior to explain fish stocking among a sample of Swiss anglers. *PLoS ONE*, 9: e115360.
- Lorenzen, K. (2000). Allometry of natural mortality as a basis for assessing optimal release size in fish-stocking programmes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57: 2374–2381.
- 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. (2006). Population management in fisheries enhancement: gaining key information from release experiments through use of a size-dependent mortality model. *Fisheries Research*, 80: 19–27.
- 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.
- Lübke, K. (2013). *Der Beitrag von Hechtbrutbesatz zum natürlichen Aufkommen von Hechten (Esox lucius Linnaeus, 1758): Ein Experiment unter Teichbedingungen*. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) Berlin & Universität Rostock.

- Manfredo, M. J. (2008). *Who cares about wildlife?* New York, USA, Springer New York.
- Mehner, T., Diekmann, M., Garcia, X.-F., Brämick, U., Lemcke, R. (2004a). Ökologische Bewertung von Seen anhand der Fischfauna. *Berichte des IGB*, 21.
- Mehner, T., Arlinghaus, R., Berg, S., Dörner, H., Jacobsen, L., Kasprzak, P., Koschel, R., Schulze, T., Skov, C., Wolter, C., Wysujack, K. (2004b). 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.
- Olaussen, J. O., Liu, Y. (2011). On the willingness-to-pay for recreational fishing – escaped farmed versus wild Atlantic salmon. *Aquaculture Economics and Management*, 15: 245–261.
- Pahl-Wostl, C., Craps, M., Dewulf, A., Mostert, E., Tabara, D., Taillieu, T. (2007). Social learning and water resources management. *Ecology and Society*, 12: 5.
- Pollock, K. H., Jones, C. M., Brown, T. L. (1994). *Angler survey methods and their applications in fisheries management*. American Fisheries Society Special Publications, 25, Bethesda, Maryland.
- Reed, M. S., Evely, A. C., Cundill, G., Fazey, I., Glass, J., Laing, A., Newig, J., Parrish, B., Prell, C., Raymond, C., Stringer, L. C. (2010). What is social learning? *Ecology and Society*, 15: 11.
- Riepe, C., Arlinghaus, R. (2014). Einstellungen der Bevölkerung in Deutschland zum Tierschutz in der Angelfischerei. *Berichte des IGB*, 27.
- Ritterbusch, D., Brämick, U., Mehner, T. (2014). A typology for fish-based assessment of the ecological status of lowland lakes with description of the reference fish communities. *Limnologica*, 49:18–25.
- 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.
- Sandström, A. (2010). Institutional and substantial uncertainty – explaining the lack of adaptability in fish stocking policy. *Marine Policy*, 34: 1357–1365.
- Sandström, A. (2011). Navigating a complex policy system – explaining local divergences in Swedish fish stocking policy. *Marine Policy*, 35: 419–425.
- Schälicke, S., Hühn, D., Arlinghaus, R. (2012). Strukturierende Faktoren der litoralen Fischartengemeinschaft angelfischereilich bewirtschafteter Baggerseen in Niedersachsen. Forschungsbericht des Besatzfisch Projekts am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei.
- Schindler, D. E., Hilborn, R., Chasco, B., Boatright, C. P., Quinn, T. P., Rogers, L. A., Webster, M. S. (2010). Population diversity and the portfolio effect in an exploited species. *Nature*, 465: 609–612.
- Scholz, R. W., Mieg, H. A., Oswald, J. E. (2000). Transdisciplinarity in groundwater management – towards mutual learning of science and society. *Water, Air, and Soil Pollution*, 123: 477–487.
- Scholz, R. W., Lang, D. J., Wiek, A., Walter, A. I., Stauffacher, M. (2006). Transdisciplinary case studies as a means of sustainability learning: historical framework and theory. *International Journal of Sustainability in Higher Education*, 7: 226–251.
- Siemens, M. von, Hanfland, S., Braun, M. (2008). *Fischbesatz in angelfischereilich genutzten Gewässern*. München, Landesfischereiverband Bayern e. V.

- 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, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät.
- 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.
- Skog, A., Vollestad, L. A., Stenseth, N. C., Kasumyan, A., Jakobsen, K. S. (2014). Circumpolar phylogeography of the northern pike (*Esox lucius*) and its relationship to the Amur pike (*E. reichertii*). *Frontiers in Zoology*, 11: 67.
- Specziár, A., Turcsányi, B. (2014). Effect of stocking strategy on distribution and recapture rate of common carp *Cyprinus carpio* L., in a large and shallow temperate lake: implications for recreational put-and-take fisheries management. *Journal of Applied Ichthyology*, 30: 887-894.
- 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.
- van Poorten, B. T., Arlinghaus, R., Daedlow, K., Haertel-Borer, S. S. (2011). Social-ecological interactions, management panaceas, and the future of wild fish populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108: 12554–12559.
- Walters, C. J. (1986). *Adaptive Management of renewable resources*. New York, NY: Mc Graw Hill.
- Waterstraat, A. (2002). Fischbesatz in natürlichen Gewässern Deutschlands. *Natur und Landschaft*, 77: 446–454.
- Weibel, U., Wolf, J. E. (2002). Nachhaltige Fischerei – Genetische und andere Auswirkungen von Besatzmaßnahmen. *Natur und Landschaft*, 77: 437–445.
- Wolter, C., Röhr, F. (2010). Distribution history of non-native freshwater fish species in Germany: How invasive are they? *Journal of Applied Ichthyology*, 26: 19–27.

Alle Besatzfisch-Publikationen zum Weiterlesen

Monografien

- Arlinghaus, R., Potts, W., Cooke, S. J., Cowx, I. G. (eds). 2013. Towards resilient recreational fisheries – Proceedings of the 6th World Recreational Fishing Conference, 1-4 August 2011, Humboldt Universität zu Berlin. *Fisheries Management and Ecology*, 20: 91–287.
- Arlinghaus, R., Cyrus, E.-M., Eschbach, E., Fujitani, M., Hühn, D., Johnston, F., Pagel, T., Riepe, C. (2014). Hand in Hand für nachhaltigen Fischbesatz. Zehn Besatzfisch-Kernbotschaften aus fünf Jahren angelfischereilicher Forschung. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei.
- Beard, D. T., Arlinghaus, R., Sutton, S. G. (eds). 2011. *The angler in the environment: social, economic, biological and ethical dimensions*. Bethesda, Maryland, American Fisheries Society.
- FAO (2012). *Recreational fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries No. 13*. Rome.
- Parkkila, K., Arlinghaus, R., Artell, J., Gentner, B., Haider, W., Aas, Ø., Barton, D., Roth, E., Sipponen, M. (2010). Methodologies for assessing socio-economic benefits of European inland recreational fisheries. EIFAC Occasional Paper No. 46. Ankara, FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations).
- Riepe, C., Arlinghaus, R. (2014). Einstellungen der Bevölkerung in Deutschland zum Tierschutz in der Angelfischerei. *Berichte des IGB*, 27.
- Schälicke, S., Hühn, D., Arlinghaus, R. (2012). Strukturierende Faktoren der litoralen Fischartengemeinschaft angelfischereilich bewirtschafteter Baggerseen in Niedersachsen. Forschungsbericht des Besatzfisch Projekts am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei.

Begutachtete Aufsätze

- 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.
- Alós, J., Arlinghaus, R. (2013). Impacts of partial marine protected areas on coastal fish communities exploited by recreational angling. *Fisheries Research*, 137: 88–96.
- Alós, J., Palmer, M., Arlinghaus, R. (2012). Consistent selection towards low activity phenotypes when catchability depends on encounters among human predators and fish. *Plos One*, 7: 1–9. doi:10.1371/journal.pone.0048030.
- Alós, J., Palmer, M., Catalan, I. A., Alonso-Fernández, A., Basterretxea, G., Jordi, A., Buttay, L., Morales-Nin, B., Arlinghaus, R. (2014). Selective exploitation of spatially structured coastal fish populations by recreational anglers may lead to evolutionary downsizing of adults. *Marine Ecology Progress Series*, 503: 219–233.
- Alós, J., Palmer, M., Linde-Medina, M., Arlinghaus, R. (2014). Consistent size-independent harvest selection on fish body shape in two recreationally exploited marine species. *Ecology and Evolution*, 4: 2154–2164.

- Alós, J., Palmer, M., Trías, P., Díaz-Gil, C., Arlinghaus, R. (2015). Recreational angling intensity correlates with alteration of vulnerability to fishing in a carnivorous coastal fish species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72: 217-225.
- Arlinghaus, R. (2014). Are current research evaluation metrics causing a tragedy of the scientific commons and the extinction of university-based fisheries programs? *Fisheries*, 39: 212-215.
- Arlinghaus, R. (2014). Managing people. In Sass, G. G., Allen, M. S. (eds), *Foundations of Fisheries Science*. Bethesda, Maryland, American Fisheries Society, 281-292.
- Arlinghaus R., Krause, J. (2013). Wisdom of the crowd and natural resource management. *Trends in Ecology and Evolution*, 28: 9-11.
- Arlinghaus, R., Schwab, A. (2011). Five ethical challenges to recreational fishing: what they are and what they mean. *American Fisheries Society Symposium*, 75: 219-234.
- Arlinghaus, R., Cooke, S. J., Cowx, I. G. (2010). Providing context to the global code of practice for recreational fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, 17: 146-156.
- Arlinghaus, R., Dieckmann, U., Matsumura, S. (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., Cooke, S. J., Potts, W. (2013). Towards resilient recreational fisheries on a global scale through improved understanding of fish and fisher behaviour. *Fisheries Management and Ecology*, 20: 91-98.
- Arlinghaus, R., Tillner, R., Bork, M. (2015). Explaining participation rates in recreational fishing across industrialised countries. *Fisheries Management and Ecology*, 22: 45-55.
- Arlinghaus, R., Beard, T. D., Cooke, S. J., Cowx, I. G. (2012). Benefits and risks of adopting the global code of practice for recreational fisheries. *Fisheries*, 37: 166-172.
- 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., Hunt, L. M., Post, J. R., Allen, M. S. (2014). Not fish not meat: some guidance on how to study fisheries from an interdisciplinary perspective. In Taylor, W. W., Lynch, A. J., Léonard, N. J. (eds). *Future of Fisheries: Perspectives for Emerging Professionals*. Bethesda, Maryland, American Fisheries Society, 223-230.
- Arlinghaus, R., Schwab, A., Riepe, C., Teel, T. (2012). A primer on anti-angling philosophy and its relevance for recreational fisheries in urbanized societies. *Fisheries*, 37: 153-164.
- Beard, D., Arlinghaus, R., Cooke, S. J., McIntyre, P. B., De Silva, S., Bartley, D., Cowx, I. G. (2011). Ecosystem approach to inland fisheries: research needs and implementation strategies. *Biology Letters*, 7: 481-483.
- Beardmore, B., Dorow, M., Haider, W., Arlinghaus, R. (2011). The elasticity of fishing effort response and harvest outcomes to altered regulatory policies in eel (*Anguilla anguilla*) recreational angling. *Fisheries Research*, 110: 136-148.
- 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.

- Beardmore, B., Haider, W., Hunt, L. M., Arlinghaus, R. (2013). Evaluating the ability of specialization indicators to explain fishing preferences. *Leisure Sciences*, 35: 273–292.
- Beardmore, B., Hunt, L. M., Haider, W., Dorow, M., Arlinghaus, R. (im Druck). Effectively managing angler satisfaction in recreational fisheries requires understanding the fish species and the anglers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.
- Biggs, R., Schlüter, M., Biggs, D., Bohensky, E. L., Burnsiver, S., Cundill, G., Dakos, V., Tim, M., Daw, T. M., Evans, L. E., Kotschy, K., Leitch, A. M., Meek, C., Quinlan, A., Raudsepp-Hearne, C., Robards, M. D., Schoon, M. L., Schultz, L., West, P. C. (2012). Toward principles for enhancing the resilience of ecosystem services. *The Annual Review of Environment and Resources*, 37:421–48.
- Binder, T. R., Nannini, M. A., Wahl, D. H., Arlinghaus, R., Klefoth, T., Philipp, D. P., Cooke, S. J. (2012). Largemouth bass selected for differential vulnerability to angling exhibit similar routine locomotory activity in experimental ponds. *Transactions of the American Fisheries Society*, 141: 1252–1259.
- Cooke, S. J., Arlinghaus, R., Bartley, D. M., Beard, T. D., Cowx, I. G., Essington, T. E., Jensen, O. P., Lynch, A., Taylor, W. W., Watson, R. (2014). Where the waters meet: sharing ideas and experiences between inland and marine realms to promote sustainable fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71: 1593–1601.
- Cooke, S. J., Raby, G. D., Donaldson, M. R., Hinch, S. G., O’Conner, C. M., Arlinghaus, R., Danylchuck, A. J., Hanson, K. C., Clark, T. D., Patterson, D. A. (2013). Review. The physiological consequences of catch-and-release angling: perspectives on experimental design, interpretation, extrapolation and relevance to stakeholders. *Fisheries Management and Ecology*, 20: 268–287.
- Cooke, S. J., Suski, C. D., Arlinghaus, R., Danylchuck, A. J. (2013). Voluntary institutions and behaviours as alternatives to formal regulations in recreational fisheries management. *Fish and Fisheries*, 14: 439–457.
- Cowx, I. G., Arlinghaus, R., Cooke, S. J. (2010). Harmonizing recreational fisheries and conservation objectives for aquatic biodiversity in inland waters. *Journal of Fish Biology*, 76: 2194–2215.
- Daedlow, K., Beard, T. D., Arlinghaus, R. (2011). A property rights-based view on management of inland recreational fisheries: contrasting common and publicfishing right regimes in Germany and the United States. *American Fisheries Society Symposium*, 75: 13–38.
- Daedlow, K., Beckmann, V., Arlinghaus, R. (2011). Assessing an adaptive cycle in a social system under external pressure to change: the importance of intergroup relations in recreational fisheries governance. *Ecology and Society*, 16: 3. <http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss2/art3/>.
- Daedlow, K., Beckmann, V., Schlüter, M., Arlinghaus, R. (2013). Explaining institutional persistence, adaptation, and transformation in East German recreational-fisheries governance after the German reunification in 1990. *Ecological Economics*, 96: 36–50.
- Dedual, M., Sague Pla, O., Arlinghaus, R., Clarke, A., Ferter, K., Geertz Hansen, P., Gerdeaux, D., Hames, F., Kennelly, S. J., Kleiven, A. R., Meraner, A., Ueberschär, B. (2013). Communication between scientists, fishery managers and recreational fishers: lessons learned from a comparative analysis of international case studies. *Fisheries Management and Ecology*, 20: 234–246.
- 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., Arlinghaus, R. (2012). The relationship between personal commitment to angling and the opinions and attitudes of German anglers towards the conservation and management of the European eel *Anguilla anguilla*. *North American Journal of Fisheries Management*, 32: 466–479.
- 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.
- Emmrich, M., Schällicke, 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. *Limnologia*, 46: 84–93.
- Eschbach, E. (2012). Ascertaining optimal protocols for DNA extraction of different qualities of pike (*Esox lucius*) tissue samples – a comparison of commonly used solid phase extraction methods. *Environmental Biotechnology*, 8: 7–14.
- Eschbach, E., Schöning, S. (2013). Identification of high-resolution microsatellites without a priori knowledge of genotypes using a simple scoring approach. *Methods in Ecology and Evolution*, 4: 1076–1082.
- Eschbach, E., Nolte, A. W., Kohlmann, K., Kersten, P., Kail, J., Arlinghaus, R. (2014). Population differentiation of zander (*Sander lucioperca*) across native and newly colonized ranges suggests increasing admixture in the course of an invasion. *Evolutionary Applications*, 7: 555–568.
- Fenichel, E.-P., Gentner, B., Arlinghaus, R. (2013). Normative considerations for recreational fishery management: a bioeconomic framework for linking positive science and normative fisheries policy decisions. *Fisheries Management and Ecology*, 20: 223–233.
- Ferter, K., Weltersbach, M. S., Strehlow, H. V., Vølstad, J. H., Alós, J., Arlinghaus, R., Armstrong, M., Dorow, M., de Graaf, M., van der Hammen, T., Hyder, K., Levre, H., Paulrud, A., Radtke, K., Rocklin, D., Sparrevohn, C. R., Veiga, P. (2013). Unexpectedly high catch-and-release rates in European marine recreational fisheries: implications for science and management. *ICES Journal of Marine Science*, 70: 1319–1329.
- Freudenberg, P., Arlinghaus, R. (2010). Benefits and constraints of outdoor recreation for people with physical disabilities: Inferences from recreational fishing. *Leisure Sciences*, 32: 55–71.
- Gray, S., Hilsberg, J., McFall, A., Arlinghaus, R. (im Druck). The influence of specialization and target species on the structure and function of angler mental models about fish population ecology. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism*.
- Gwinn, D. C., Allen, M. S., Johnston, F. D., Brown, P., Todd, C., Arlinghaus, R. (im Druck). Rethinking length-based fisheries regulations: the value of protecting old and large fish with harvest slot. *Fish and Fisheries*.
- Hasler, C. T., Colotelo, A. H., Rapp, T., Jamieson, E., Bellehumeur, K., Arlinghaus, R., Cooke, S. J. (2011). Opinions of fisheries researchers, managers and anglers towards recreational fishing issues: a comparative exploratory analysis for North America. *American Fisheries Society Symposium*, 75: 51–74.
- Heermann, L., Emmrich, M., Heynen, M., Dorow, M., König, U., Borcharding, 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.

- Heino, M., Baulier, L., Boukal, D. S., Ernande, B., Johnston, F. D., Mollet, F. M., Pardoe, H., Therkildsen, N. O., Uusi-Heikkilä, S., Vainikka, A., Arlinghaus, R., Dankel, D. J., Dunlop, E., Eikeset, A. M., Enberg, K., Engelhard, G. H., Jørgensen, C., Laugen, A. T., Matsumura, S., Nussle, S., Urbach, D., Whitlock, R., Rijnsdorp, A. D., Dieckmann, A. (2013). Can fisheries-induced evolution shift reference points for fisheries management? *ICES Journal of Marine Science*, 70: 707–721.
- Hinkel, J., Bots, P. W. G., Schlüter, M. (2014). Enhancing the Ostrom social-ecological system framework through formalization. *Ecology and Society*, 19: 51.
- Hinkel, J., Cox, M. E., Schlüter, M., Binder, C. R., Falk, T. (2015). A diagnostic procedure for applying the social-ecological systems framework in diverse cases. *Ecology and Society*, 20: 32.
- 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., Klefoth, T., Pagel, T., Zajicek, P., Arlinghaus, R. (2014). Impacts of external and surgery-based tagging techniques on small northern pike under field conditions. *North American Journal of Fisheries Management*, 34: 322–334.
- 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*) fry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71: 1508–1519.
- Hunt, L. M., Arlinghaus, R., Lester, N., Kushneriuk, R. (2011). The effects of regional angling effort, angler behavior, and harvesting efficiency on landscape patterns of overfishing. *Ecological Applications*, 21: 2555–2575.
- Hunt, L. M., Sutton, S. G., Arlinghaus, R. (2013). Illustrating the critical role of human dimensions research for understanding and managing recreational fisheries within a social-ecological system framework. *Fisheries Management and Ecology*, 20: 111–124.
- Jansen, T., Arlinghaus, R., Als, T. D., Skov, C. (2013). Voluntary angler logbooks reveal long-term changes in a lentic pike, *Esox lucius*, population. *Fisheries Management and Ecology*, 20: 125–136.
- Johnson, B. M., Arlinghaus, R., Martinez, P. (2009). Are we doing all we can to stem the tide of illegal fish stocking? *Fisheries*, 34: 389–394.
- 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.
- Johnston, F. D., Arlinghaus, R., Steffoxd, J., Post, J. R. (2011). Decline in angler use despite increased catch rates: Anglers' response to the implementation of a total catch-and-release regulation. *Fisheries Research*, 110: 189–197.

- Klefoth, T., Kobler, A., Arlinghaus, R. (2011). Behavioural and fitness consequences of direct and indirect non-lethal disturbances in a catch-and-release northern pike (*Esox lucius*) fishery. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 403: 11.
- Klefoth, T., Pieterek, T., Arlinghaus, R. (2013). Impacts of domestication on angling vulnerability of common carp, *Cyprinus carpio*: the role of learning, foraging behaviour and food preferences. *Fisheries Management and Ecology*, 20: 174–186.
- Klefoth, T., Skov, C., Aarestrup, K., Arlinghaus, R. (2013). Reliability of non-lethal assessment methods of body composition and energetic status exemplified by applications to eel (*Anguilla anguilla*) and carp (*Cyprinus carpio*). *Fisheries Research*, 146: 18–26.
- Klefoth, T., Skov, C., Krause, J., Arlinghaus, R. (2012). The role of ecological context and predation risk-stimuli in revealing the true picture about the genetic basis of boldness evolution in fish. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 66: 547–559.
- Krause, J., Krause, S., Arlinghaus, R., Psorakis, I., Roberts, S., Rutz, C. (2013). Reality mining of animal social systems. *Trends in Ecology & Evolution*, 28: 441–451.
- Kuparinen, A., Klefoth, T., Arlinghaus, R. (2010). Abiotic and fishing-related correlates of angling catch rates in pike (*Esox lucius*). *Fisheries Research*, 105: 111–117.
- Laugen, A. T., Engelhard, G. H., Whitlock, R., Arlinghaus, R., Dankel, D. J., Dunlop, E. S., Eikeset, A. M., Enberg, K., Jørgensen, C., Matsumura, S., Nussle, S., Urbach, D., Baulier, L., Boukal, D. S., Ernande, B., Johnston, F. D., Mollet, F., Pardoe, H., Therkildsen, N. O., Uusi-Heikkilä, S., Vainikka, A., Heino, M., Rijnsdorp, A. D., Dieckmann, U. (2014). Evolutionary impact assessment: accounting for evolutionary consequences of fishing in an ecosystem approach to fisheries management. *Fish and Fisheries*, 15: 65–96.
- Matsumura, S., Arlinghaus, R., Dieckmann, U. (2010). Foraging on spatially distributed resources with sub-optimal movement, imperfect information, and travelling costs: departures from the ideal free distribution. *Oikos*, 119: 1469–1483.
- 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.
- Matsumura, S., Arlinghaus, R., Dieckmann, U. (2012). Standardizing selection strengths to study selection in the wild: a critical comparison and suggestions for the future. *BioScience*, 62: 1039–1054.
- O'Connor, C. M., Gilmour, K. M., Arlinghaus, R., Hasler, C. T., Philipp, D. P., Cooke, S. J. (2010). Seasonal carryover effects following the administration of cortisol to a wild teleost fish. *Physiological and Biochemical Zoology*, 83: 950–957.
- O'Connor, C. M., Gilmour, K. M., Arlinghaus, R., Matsumura, S., Suski, C. D., Philipp, D. P., Cooke, S. J. (2011). The consequences of short-term cortisol elevation on individual physiology and growth rate in wild largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68: 693–705.
- 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.
- Redpath, T. D., Cooke, S. J., Suski, C. D., Arlinghaus, R., Couture, P., Wahl, D. H., Philipp, D. P. (2010). The metabolic and biochemical basis of vulnerability to recreational angling after three generations of angling-induced selection in a teleost fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67: 1983–1992.
- Riepe, C., Arlinghaus, R. (2014). Explaining anti-angling sentiments in the general population of Germany: an application of the cognitive hierarchy model. *Human Dimensions of Wildlife*, 19: 371–390.
- 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.
- Schäfer, R. B., Cooke, S. J., Arlinghaus, R., Bonada, N., Brischoux, F., Casper, A. F., Catford, J. A., Rolland, V. (2011). Perspectives from early career researchers on the publication process in ecology – a response to Stutzner & Resh (2010). *Freshwater Biology*, 56: 2405–2412.
- Schlüter, M., Hinkel, J., Bots, P. W. G., Arlinghaus, R. (2014). Application of the SES framework for model-based analysis of the dynamics of social-ecological systems. *Ecology and Society*, 19: 36.
- Schlüter, M., McAllister, R. R. J., Arlinghaus, R., Bunnefeld, N., Eisenack, K., Hölker, F., Milner-Gulland, E. J., Müller, B., Nicholson, E., Quaas, M., Stöven, M. (2012). New horizons for managing the environment: a review of coupled social-ecological systems modeling. *Natural Resource Modeling*, 1: 219–279.
- Schröder, A., van Leeuwen, A., Cameron, T. C. (2014). When less is more: positive population-level effects of mortality. *Trends in Ecology & Evolution*, 29: 614–624.
- Skov, C., Koed, A., Baastrup-Spohr, L., Arlinghaus, R. (2011). Dispersal, growth, and diet of stocked and wild northern pike fry in a shallow natural lake, with implications for the management of stocking programs. *North American Journal of Fisheries Management*, 31: 1177–1186.
- Stålhammar, M., Fränstam, T., Lindström, J., Höjesjö, J., Arlinghaus, R., Nilsson, P. A. (2014). Effects of lure type, fish size and water temperature on hooking location and bleeding in northern pike (*Esox lucius*) angled in the Baltic Sea. *Fisheries Research*, 157: 165–169.
- Stålhammar, M., Linderfalk, R., Brönmark, C., Arlinghaus, R., Nilsson, P. A. (2012). The impact of catch-and-release on the foraging behaviour of pike (*Esox lucius*) when released alone or into groups. *Fisheries Research*, 125–126: 51–56.
- Sutter, D. A. H., Suski, C. D., David, P., Philipp, D. P., Klefoth, T., Wahl, D. H., Kersten, P., Cooke, S. J., Arlinghaus, R. (2012). Recreational fishing selectively captures individuals with the highest fitness potential. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109: 20960–20965.
- Tavoni, A., Schlüter, M., Levin, S. (2012). The survival of the conformist: Social pressure and renewable resource management. *Journal of Theoretical Biology*, 299: 152–161.
- Teel, T. L., Manfredo, M. J., Jensen, F. S., Buijs, A. E., Fischer, A., Riepe, C., Arlinghaus, R., Jacobs, M. H. (2010). Understanding the cognitive basis for human – wildlife relationships as a key to successful protected-area management. *International Journal of Sociology*, 3: 104–123.

- Uusi-Heikkilä, S., Böckenhoff, L., Wolter, C., Robert Arlinghaus, R. (2012). Differential allocation by female zebrafish (*Danio rerio*) to different-sized males – an example in a fish species lacking parental care. *Plos One*, 7: 1–7. doi: 10.1371/journal.pone.0048317.
- Uusi-Heikkilä, S., Kuparinen, A., Wolter, C., Meinelt, T., Arlinghaus, R. (2012). Paternal body size affects reproductive success in laboratory-held zebrafish (*Danio rerio*). *Environmental Biology of Fishes*, 93: 461–474.
- van Poorten, B. T., Arlinghaus, R., Daedlow, K., Haertel-Borer, S. S. (2011). Social-ecological interactions, management panaceas, and the future of wild fish populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108: 12554–12559.
- Villegas-Ríos, D., Alós, J., Palmer, M., Lowerre-Barbieri, S. K., Bañón, R., Alonso-Fernández, A., Fran Saborido-Rey, F. (2014). Life-history and activity shape catchability in a sedentary fish. *Marine Ecology Progress Series*, 515: 239–250.
- Whiteley, A. R., Bhat, A., Martins, E. P., Mayden, R. L., Arunachalam, M., Uusi-Heikkilä, S., Ahmed, A. T. A., Shrestha, J., Clark, M., Stemple, D., Bernatchez, L. (2011). Population genomics of wild and laboratory zebrafish (*Danio rerio*). *Molecular Ecology*, 20: 4259–4276.
- Zajicek, P., Klefoth, T., Mehner, T., Arlinghaus, R. (2013). Erfassung und Visualisierung der Gewässerstruktur (Tiefe und Unterwasserpflanzen) in Bezug zur Habitatwahl von Hechten (*Esox lucius*) in einem natürlichen See. *Gis.Science. Die Zeitschrift für Geoinformatik*, 4: 137–147.

Populärwissenschaftliche Publikationen

Den 62-minütigen Projektfilm „Hand in Hand für nachhaltigen Fischbesatz“ findet sich unter www.youtube.com/watch?v=27Ar-A5PLA0

- Arlinghaus, R., Dorow, M. (2009). Quo vadis Angelfischerei auf Aal. Jahresforschungsbericht, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, 26.
- Arlinghaus, R. (2010). Besatzfisch – Hand in Hand für eine nachhaltige Angelfischerei. Jahresforschungsbericht, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, 10–11.
- Arlinghaus, R. (2010). Der „Anglerknigge“ – erster globaler Verhaltens- und Bewirtschaftungskodex für die Hobbyfischerei. Jahresforschungsbericht, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, 40.
- Arlinghaus, R. (2012). Der Hecht im Küchenfenster. *Fisch und Fang*, 3: 112–116.
- Arlinghaus, R. (2012). Welse und Karpfen sind sehr robust. *Fisch und Fang*, 2: 24–27 (mit 20-minütigem DVD-Material „Nachgehakt bei Dr. Robert Arlinghaus“).
- Arlinghaus, R. (2013). Bärendienste. *Allgemeine Fischerei Zeitung Fischwaid*, 5: 4–7.
- Arlinghaus, R. (2013). Ein Abgesang aufs Mindestmaß? Rute und Rolle, 9: 60–61.
- Arlinghaus, R. (2013). Empfinden Fische Schmerz? Rute und Rolle, 10: 18–19.
- Arlinghaus, R. (2013). Fürsorgliche Fischväter hängen häufig am Haken. Jahresforschungsbericht, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, 32.

- Arlinghaus, R. (2013). Internationale Handlungsempfehlungen für eine nachhaltige Angelfischerei veröffentlicht. Jahresforschungsbericht, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, 35.
- Arlinghaus, R. (2013). Zu sexy für diese Welt. Jahresforschungsbericht Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, 25.
- Arlinghaus, R. (2013). Bärendienste. Offener Brief zur NDR-Dokumentation „Hobby mit Widerhaken“ und zum begleitenden Zeit-Artikel „Ein Foto mit dem Dicken“ von Carsten Rau und Team. Rute und Rolle, 11: 18–20.
- Arlinghaus, R. (2013). Was Brutpflege mit Unfangbarkeit zu tun hat. Rute und Rolle, 12: 76–77.
- Arlinghaus, R. (2013). Was hat Angeln mit Charles Darwin zu tun? Rute und Rolle, 11: 76–77.
- Arlinghaus, R. (2014). Anglerglück. Rute und Rolle, 5: 56–57.
- Arlinghaus, R. (2014). Angler sind wie Fußballfans. Rute und Rolle, 3: 74–75.
- Arlinghaus, R. (2014). Aussagekräftige Anglerstudien. Rute und Rolle, 9: 52–53.
- Arlinghaus, R. (2014). Eine Frage der Zeit. Rute und Rolle, 4: 70–71.
- Arlinghaus, R. (2014). Eine Frage des Charakters. Rute und Rolle, 2: 76–77.
- Arlinghaus, R. (2014). Eine kritische Auseinandersetzung mit kürzlich publizierten Darstellungen des tierschutzwidrigen Angelns ohne Verwertungsabsicht in den Massenmedien. Fischer und Teichwirt, 65: 12–17.
- Arlinghaus, R. (2014). Entnahmefenster: legal oder illegal? Rute und Rolle, 7: 48–49.
- Arlinghaus, R. (2014). Können Hechte & Co lernen? Rute und Rolle, 1: 74–75.
- Arlinghaus, R. (2014). Stellungnahme zu „Angeln und Tierschutz: Der Grund muss eben ‚vernünftig‘ sein!“. Fischer und Teichwirt, 65: 202.
- Arlinghaus, R. (2014). Vom Angler zum Tierquäler – die Sicht der Gesellschaft. Rute und Rolle, 10: 56–57.
- Arlinghaus, R., Meinelt, T. (2010). Angeln im Küchenfenster oder warum große Hechte doch schützenswert sind. Fischer & Angler in Sachsen, Herbst 2010: 128.
- Arlinghaus, R., Neumann, N. (2010). Der „Anglerknigge“. Verbundjournal, 81: 22.
- Arlinghaus, R., Neumann, N. (2010). Vom Faulpelz zum Draufgänger. Verbundjournal, 81: 23.
- Arlinghaus, R., Johnston, F. (2011). Anglerverhalten und optimales Fischereimanagement. Jahresforschungsbericht, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, 36.
- Arlinghaus, R., Cyrus, E.-M., Wiemer, G. (2010). Besatzfisch – Hand in Hand für eine nachhaltige Angelfischerei. Verbundjournal, 84: 18.
- Arlinghaus, R., Kobler, A., Klefoth, T. (2010). Lauer-Räubern auf der Spur. Fisch und Fang, 51: 104–107.
- Arlinghaus, R., Cyrus, E.-M., Rapp, T., Hallermann, J. (2012). Die Sache mit dem Sack. Rute und Rolle, 11: 58–60.
- Arlinghaus, R., Cyrus, E.-M. (2013). Empfinden Fische Schmerzen? Fischer und Teichwirt, 64: 369.
- Arlinghaus, R., Cyrus, E.-M. (2013). Empfinden Fische Schmerzen? Forum Flusskrebse, 20: 16–20.

- Arlinghaus, R., Klefoth, T., Cyrus, E.-M., Doering-Arjes, P. (2013). Leben nach dem Fang. *Fisch und Fang*, 2: 112–115.
- Arlinghaus, R., Cyrus, E.-M., Eschbach, E., Fujitani, M., Hühn, D., Johnston, F., Pagel, T., Riepe, C. (2014). Hand in Hand für nachhaltigen Fischbesatz. Zehn Besatzfisch-Kernbotschaften aus fünf Jahren angelfischereilicher Forschung. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei.
- Beck, M. E., Cyrus, E.-M., Arlinghaus, R. (2013). Internationale Handlungsempfehlungen für eine nachhaltige Angelfischerei. *Blinker*, 3: 112.
- Cyrus, E.-M., Arlinghaus, R., Klefoth, T. (2012). Auch Karpfen haben eine Persönlichkeit – zeigen das aber nur in gefährlichen Situationen. *Fischer und Teichwirt*, 63: 325.
- Cyrus, E.-M., Hühn, D., Arlinghaus, R. (2014). Das Einsetzen von Kannibalen lohnt sich nicht. *Verbundjournal*, 99: 19.
- Cyrus, E.-M., Riepe, C., Arlinghaus, R. (2014). Sind Hobbyangler Tierquäler? *Fischer und Teichwirt*, 65: 372–373.
- Fladung, E., Arlinghaus, R. (2009). Angler am Haken der Wissenschaft. Teil 1 Demographie. *Der Märkische Angler*, 1: 10–11.
- Fladung, E., Arlinghaus, R. (2009). Angler am Haken der Wissenschaft. Teil 2 Angelaktivitäten und -vorlieben. *Der Märkische Angler*, 2: 14–15.
- Fladung, E., Arlinghaus, R. (2009). Angler am Haken der Wissenschaft. Teil 3 Motivation und Zufriedenheit. *Der Märkische Angler*, 4: 18–19.
- Fladung, E., Arlinghaus, R. (2010). Angler am Haken der Wissenschaft. Teil 4 Probleme und Managementvorstellungen. *Der Märkische Angler*, 2: 22–23
- Fladung, E., Arlinghaus, R. (2010). Angler am Haken der Wissenschaft. Teil 5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen für die Praxis. *Der Märkische Angler*, 3: 28–29.
- Klefoth, T., Arlinghaus, R. (2011). 3-D-Telemetry am Kleinen Döllnsee. *Fischverhalten und Fitness. Jahresforschungsbericht*, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, 24–25.
- Klefoth, T., Arlinghaus, R. (2013). Hakvermeidung von Schuppen- und Spiegelkarpfen wissenschaftlich untersucht. *Carp Connect*, 56: 34–38.
- Neumann, N., Arlinghaus, R. (2009). Aale angeln. *Verbundjournal*, 77: 17.
- Riepe, C., Arlinghaus, R. (2014). Einstellungen der Bevölkerung in Deutschland zum Tierschutz in der Angelfischerei. *Berichte des IGB*, 27.
- Schälicke, S., Hühn, D., Arlinghaus, R. (2012). Strukturierende Faktoren der litoralen Fischartengemeinschaft angelfischereilich bewirtschafteter Baggerseen in Niedersachsen. *Forschungsbericht des Besatzfisch Projekts am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei*.

Danksagung

Besatzfisch verdankt seinen Erfolg einer Vielzahl von Partnern, Unterstützern, Kollegen und Freunden. Wir bedanken uns ganz herzlich bei:

Unseren Praxispartnern, vor allem den Vorständen, Kleingruppenmitgliedern und Befischungsunterstützern in den Vereinen

- Angelsportverein Alfeld / Leine e. V.
- Angelsportverein Dörpen e. V.
- Angelsportverein „Gut Fang“ Stapel e. V.
- ASV Müden-Diekhorst e. V.
- Butjadinger Fischereiverein v. 1935 e. V.
- Fischereiverein „Altes Amt Stickhausen“ e. V.
- Fischereiverein Essen i. O. e. V.
- Fischereiverein Scheps e. V.
- Fischereiverein Wennigsen/Deister e. V.
- Fischereiverein Wüstring e. V.
- SAV Dannenberg/Elbe e. V.
- SFV Helmstedt u. Umgebung e. V.
- SFV Ottersberg e. V.
- Sportfischereiverein „Früh Auf“ Bramsche e. V.
- Stader Anglerverein e. V.
- VFG Schönewörde und Umgebung e. V.
- FV Peine- Ilse u. Umgebung e. V.
- Bezirksfischereiverband für Ostfriesland e. V.

Den beteiligten Anglerverbänden und den das Projekt unterstützenden Behörden und Forschungsinstituten

- Deutscher Angelfischerverband e. V.
- Landessportfischerverband Niedersachsen e. V.
- Sportfischerverband im Landessportfischerverband Weser-Ems e. V.
- Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, Fachdezernat Binnenfischerei – Fischereikundlicher Dienst (für die freundliche Genehmigung der Elektrofischungen, speziell Herrn Dr. Arzbach)
- Niedersächsisches Landesamt für Ver-

braucherschutz und Lebensmittelsicherheit, Dezernat Tierschutzdienst (für die freundliche Genehmigung der Fischmarkierungen, Aktenzeichen: 33.9-42502-04-11/0392, speziell Frau Ahlborn)

- Landkreis Osnabrück, Fachdienst / Umwelt – Naturschutz und Wald (für die freundliche Erteilung der Ausnahme-genehmigung für die Untersuchungen im Naturschutzgebiet „Darnsee“, NSG WE 003, speziell Frau Richter)
- Institut für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow

Den Wissenschaftlern, die zu verschiedenen Zeiten und in unterschiedlichen Funktionen an der Antragstellung oder im Projekt mitgewirkt haben

- Prof. Dr. Micheal Allen
- Dr. Josep Alós
- Dr. Ben Beardmore
- Dr. Matthias Emmrich
- Prof. Dr. Steven Gray
- Dr. Daniel Gwinn
- Dr. Susanne Haertel-Borer
- Prof. Dr. Wolfgang Haider
- Johanna Hilsberg
- Johannes Radinger
- Prof. Dr. Brett Johnson
- Dr. Jochem Kail
- Wolfgang Kalweit
- Thomas Klefoth
- Dr. Klaus Kohlmann
- Alexandra Komorek
- Jens Krause
- Stefan Krause
- Dr. Christian Lewin
- Andrew McFall
- PD Dr. Thomas Mehner
- Dr. Jürgen Meyerhoff
- Dr. Arne Nolte
- Prof. Dr. John Post
- Dr. Maja Schlüter
- Dr. Stephanie L. Shaw
- Dr. Christian Skov
- Dr. Brett van Poorten
- Dr. Christian Wolter

Der Vertretungsprojektassistentin und besten studentischen Hilfskraft aller Zeiten

- Mara Elena Beck

Allen, die das Projekt im Rahmen einer studentischen Abschlussarbeit, eines Praktikums, Freiwilligendienstes oder als studentische Hilfskraft bereichert haben

- Moritz Beck
- Nick Bremer
- John Brieger
- Katharina Buschmann
- Bernard Chéret
- María Eugenia García Martínez
- Paul Fellmann
- Andrea Frauenstein
- Martin Friedrichs
- Robert Ulrich Hagemann
- Kai Lübke
- Angela Madiazan
- Margarita Mokrizkij
- Jonathan Nickl
- Tonio Pieterek
- Stefan Pohlmeier
- Pia Katharina Porstner
- Svenja Schällicke
- Lukas Stück
- Jakob Weinrautner

Den ca. 2.000 Angelvereinen, die an unserer Umfrage teilgenommen haben, allen Workshopteilnehmern, Fangbuchanglern und Fischzählern sowie allen Fischereiferenten und Mitarbeitern der Landesfischereibehörden, die an unserer Befragung teilgenommen haben. Vielen Dank für Ihr Vertrauen und Ihre Auskunftsbereitschaft.

Sonstigen Schlüsselspielern

- Dr. Siegfried Gabler
- USUMA GmbH

Den Profi-Moderatoren

- Dr. Ilke Borowski-Maaser
- Claudia Grambow
- Dr. Jörg Krywkow
- Marisa Saladin

Dem Filmteam

- Stefan und Peter Simank

Dem wissenschaftlichen Beirat

- Prof. Dr. Ian Cowx
- Dr. Andrew Fayram
- Philipp Freudenberg
- Prof. Dr. Wolfgang Haider
- Prof. Dr. Brett Johnson
- Dr. Klaus Kohlmann
- Prof. Dr. Ulf Liebe
- Prof. Dr. Kai Lorenzen
- Dr. Jürgen Meyerhoff
- Dr. Arne Nolte
- Prof. Dr. Christoph Randler
- Dr. Jens Salva
- Dr. Christian Skov

Den stets hilfsbereiten Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern vom Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, der Humboldt-Universität zu Berlin und dem Forschungsverbund Berlin e. V.

- Christian Baal
- Dr. Jörn Gessner
- Jan Hallermann
- Kristin Scharnweber
- Thomas Wanke

Im Feld:

- Christian Schomaker
- Alexander Türck

Im Labor:

- Petra Kersten
- Yvonne Klaar
- Sandro Schöning
- Jasmin Spamer
- Asja Vogt

In der Verwaltung:

- Annegret Buttgerit
- Andrea Dusan
- Nadine Herrfurth
- Susanne Joop
- Jenny Liedtke
- Leonore Oßwald

Den zahlreichen Sammlern genetischer Proben bei Hecht, Zander u. a.

- Dr. Hans-Hermann Arzbach
- Dr. Jan Baer
- Robert Balkow
- Christoph Barden
- Martin Bartelt
- Christian Bartmann
- Ludwig Bartmann
- Rudi Bening
- Martin Josef Boehm
- Dr. Jost Borcherding
- Anika Börst
- Dr. Uwe Brämick
- Hans Heinrich Brauer
- Horst Brenneis
- Prof. Dr. Heiko Brunken
- Georgia Buchmaier
- Dr. habil. Piotr Debowski
- Frank Dittmar
- Malte Dorow
- Herbert Drössler
- Reemt Endjer
- Rudolf Endjer
- Hans Ernst
- Markus Faller
- Jörg Flemming
- Robert Frenzel
- Dr. Gert Füllner
- Svenja Gertzen
- Steffen Göckemeyer
- Magdalena Gonciarz
- Berthold Grabenhorst
- Richard Grabs
- Wilhelm Grube
- Albrecht Hahn
- Thomas Hartmann
- Matthias Hein
- Rudi Hell
- Mattias Hempel
- Rainer Hennings
- Jörg von der Heyde
- Volkmar Hinz
- Josef Hoch
- Günter Hoff-Schramm
- Lene Jacobsen
- Rüdiger Jobmann
- Thomas Klefoth
- Dr. Manfred Klein
- Manfred Kneidl
- Robert Kneidl
- Andreas Knoblauch
- Per Koch-Schmidt
- Helmuht Köpke
- Dr. Horst Koßmann
- Dr. Christian Köthke
- Renate Kubelank
- Dr. Götz Kuhn
- Harald Lasner
- Rüdiger Lasner
- Prof. Hannu Lehtonen
- Thomas Lex
- Franz Mahrt
- Henrik Mahrt
- Ulrich Matthes
- Ronald Menzel
- Lutz Meyer
- Marco Milardi
- Eva-Christine Mosch
- Anton Muckenthaler
- Werner Müller
- Dr. Andreas Müller-Belecke
- Dr. Arne Nolte
- Ulrich Paetsch
- Eckhard Panz
- Ulf-Dieter Paul
- Klaus Pinkert
- Gernot Quaschny
- Stefan Riebel
- Johann Rieger

- Michael Rohleder
- Andreas Rohn
- Harald Ross
- Dr. Jens Salva
- Werner Schäfer
- Dr. Andreas Scharbert
- Karlheinz Schlereth
- Dr. Ulrich Schliewen
- Manfred Schmitt
- André Schneider
- Detlef Schneider
- Peter Schneider
- Christian Schröder
- Lutz Schröder
- Wolfgang Schröder
- Dr. Cornelia Schütz
- Franz Schwab
- Dr. Julia Schwaiger
- Sabine Schwarten
- Dr. Wolfgang Silkenat
- Willi Stein
- Per-Willem Stoef
- Peter Stohr
- Johann Strobl
- Nikola Theißen
- Dr. Ralf Thiel
- Ulrich Thiel
- Detlef Thiele
- Horst Trettin
- Fabian Völker
- Dr. Arno Waterstraat
- Felix Weihrauch
- Heinz Weißling
- Manfred Westphal
- Dr. Helmut Winkler
- Volker Wolf
- Olaf Zahl
- Helmut Zahn
- Steffen Zahn

Und natürlich dem Geldgeber, ohne den das Ganze nicht möglich gewesen wäre

Bundesministerium für Bildung und Forschung, insbesondere **Claudia Müller** im Projektträger beim Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt, für die sehr gute administrative Betreuung sowie dem Gutachtergremium

Und last but not least: dem **Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei**, vor allem Prof. Dr. Klement Tockner, und der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin, speziell dem Dekanat

Danke, Ina, für Deine Geduld bei all den zeitintensiven Feldarbeiten und Workshops, fürs Korrekturlesen des Antrags und für „Hottie“ (Henry) und Karla!

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 DiatomologInnen 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 sozialökonomische 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.
2006. 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
wiedervernässten Mooren des Peenetales in Mecklenburg-Vorpommern.
2008. 190 S.
-
- Heft 27** **Riepe, C. & Arlinghaus, R.**
Einstellungen der Bevölkerung in Deutschland zum Tierschutz in der
Angelfischerei.
2014. 196 S.

