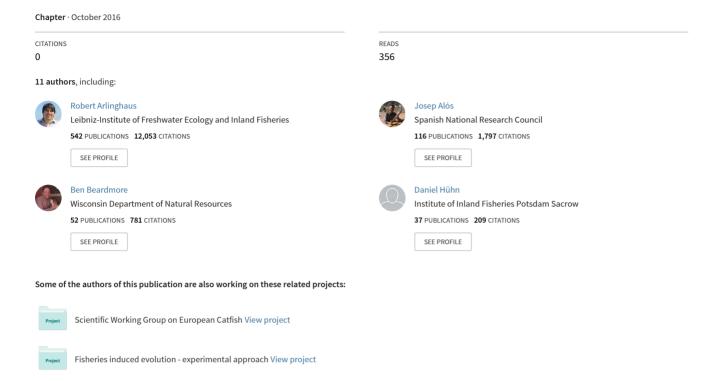
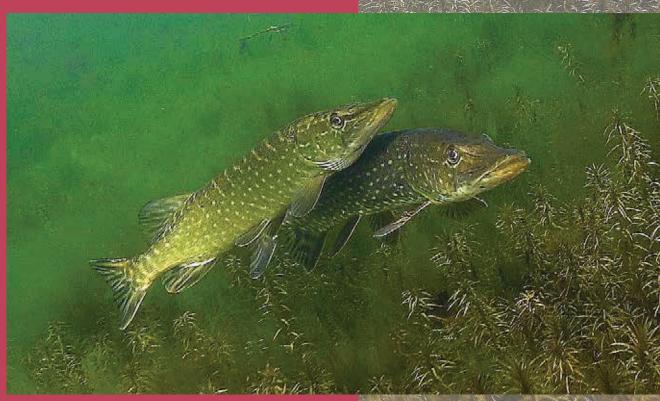
Hechtbestandsmanagement in der Angelfischerei - Möglichkeiten und Grenzen der Hege über Besatz, Habitatmanagement und veränderte Fangund Entnahmebestimmungen



Fisch des Jahres 2016

Der Hecht

(Esox lucius)







Hechtbestandsmanagement in der Angelfischerei - Möglichkeiten und Grenzen der Hege über Besatz, Habitatmanagement und veränderte Fang- und Entnahmebestimmungen

Prof. Dr. Robert Arlinghaus, Dr. Josep Alós, Dr. Ben Beardmore, Ángela M. Díaz, Dr. Erik Eschbach, Robert Hagemann, Daniel Hühn, Dr. Fiona Johnston, Thomas Klefoth, Kay Lübke, Prof. Dr. Shuichi Matsumura

Einleitung

Der Hecht (Esox lucius) gehört zu den wichtigsten Zielfischarten der Angler in Deutschland (Wol-TER et al. 2003, ARLINGHAUS et al. 2008a). In Berlin und Brandenburg ist er sogar der beliebteste Angelfisch (Ensinger 2015). Der Hecht lässt sich vergleichsweise einfach angeln (Weithman & Anderson 1976). Entsprechend empfindlich reagieren Hechtbestände auf Befischung (Mosindy et al. 1987, GODDE & COBLE 1991, PIERCE et al. 1995, Post et al. 2002, Johnston et al. 2013). Schon ein äußerst geringer Angelaufwand von nur 1,24 h/ ha reichte aus, um ca. 50 % der Jahresproduktion eines kleinen, unproduktiven Sees in Ontario zu fangen (Mosindy et al. 1987). Diverse Gründe erklären die hohe Fangbarkeit von Hechtbeständen im Vergleich mit anderen Fischarten (Mogensen et al. 2014). Erstens hat die natürliche Auslese eine hohe Aggressivität bei Hechten hervorgebracht, was zu allem Überfluss mit einer, relativ zu anderen Arten, geringen Lernfähigkeit einhergeht (Co-BLE et al. 1985). Dadurch wird die Fängigkeit von Hechten vor allem mit Kunstködern begünstigt. Zweitens sind Hechte bis zu einer Länge von ca. 55 cm stark an Unterwasserpflanzen und andere Unterstände gebunden (GRIMM 1989; GRIMM & KLINGE 1996). Diese Lebensräume lassen sich von Anglern, z. B. mittels Echoloten oder visuell, leicht identifizieren. Entsprechend wird die gezielte Befischung auch bei geringen Populationsgrößen gefördert (Post et al. 2002). Schließlich ist das Hechtangeln vergleichsweise einfach durchführbar. Das hält insbesondere in kleinen Vereinsgewässern den Angeldruck auf Hecht hoch, auch wenn die Bestände zurückgehen. Obwohl in der Literatur auch von "kollabierenden" Hechtbeständen (d.h.

Reduktionen der Biomasse auf unter 10 % der unbefischten Biomasse oder extrem ausgeprägte Verjüngung) in Reaktion auf anglerische Entnahme berichtet wird (Post et al. 2002), sind solche extremem Zustände selten. Hechte reagieren über diverse Kompensationsmechanismen, z.B. erhöhtes Junghechtaufkommen, reduzierte natürliche Sterblichkeit oder gesteigertes Wachstum (Haugen et al. 2007) auf die Bestandsausdünnung, sodass die Gesamthechtbiomasse selbst bei jährlichen Entnahmeraten bis 50 % unverändert hoch bleiben kann, insbesondere wenn große Laichtiere im Bestand verbleiben, die für die ausreichende Reproduktion selbst bei geringen Laicherabundanzen sorgen (Tiainen et al. 2014).

Neben seiner Bedeutung als Angelfisch, haben Hechte auch Bedeutung als Förderer der Gewässerqualität, vor allem der Sichttiefe, im Rahmen der Biomanipulation (Mehner et al. 2004). Die Grundidee ist, dass ein hoher hechtbedingter Fraßdruck die zooplanktonfressenden Friedfische (vor allem Rotaugen, Rutilus rutilus) dezimiert. Dadurch reduziert sich der Fraßdruck auf die großen Wasserflöhe, die ihrerseits über den Fraß die Algenpopulationen in Schach halten. Allerdings hat eine Vielzahl von Ganzseeexperimenten seit den 1980er Jahren gezeigt, dass die Biomanipulation rein über die Steuerung von Raubfischen nicht nachhaltig abgesichert werden kann (Skov & Nilsson 2007, Bernes Et al. 2015), solange die Gründe für überhohe Algenbiomassen - in der Regel zu hohe Nährstoffeinträge über die Landwirtschaft - nicht abgestellt werden (Mehner et al. 2004).

In diesem Zusammenhang ist mit einem weitverbreiteten Irrglauben aufzuräumen. Als Sichträuber ist der Hecht prädestiniert zur Besiedelung klarer Seen, was sich in der fischereilichen

Seenklassifizierung nach Müller im Hecht-Schlei-See widerspiegelt (Anwand 1986). Allerdings schließt das nicht aus, dass Hechte nicht auch in nährstoffreichen, trüben Gewässer wunderbar gedeihen können. Schälicke et al. (2012) wiesen kürzlich einen positiven Zusammenhang zwischen der Trophie und der Hechtabundanz sowie der Kondition der Hechte in niedersächsischen Baggerseen nach. Auch aus Dänemark wurde berichtet, dass die Hechtabundanz in eutrophierten Flachseen nicht zwangsläufig zurückgeht und dass die Tiere in den trüben Seen besser genährt sind als in nährstoffärmeren Gewässern (JEPPESEN et al. 2010). Dass Hechte in trüben Gewässern exzellent aufkommen können, zeigen auch die überregional bekannt gewordenen Hechtbestände in den nährstoffreichen, trüben Boddengewässern rund um Rügen. Die Trübung an sich ist also nicht begrenzend für die Entwicklung von Hechtbeständen, wohl aber der Verlust von Laich- und vor allem von Einstandsflächen für Jungfische (GRIMM 1989, MINNS et al. 1996). Übrigens können auch Hecht und Zander (Sander lucioperca) sowohl in trüben wie in klaren Gewässern koexistieren, sofern es für die Zander genügend lichtarme, ständig mit Sauerstoff versorgte Freiwasserflächen (z. B. im Tiefenwasser von tiefen, ansonsten klaren Baggerseen) gibt, die es erlauben, dass sich Zander und der ans Ufer gebundene Hecht "aus dem Weg" gehen können.

Ziel vorliegenden Kapitels ist eine Gesamtübersicht der Möglichkeiten und Grenzen der anglerischen Hechtbewirtschaftung unter Rückgriff auf drei verschiedene Maßnahmenkomplexe, an denen die fischereiliche Hege ansetzen kann:

- Maßnahmen, die direkt auf die Förderung von Hechtbestände abzielen (Besatz),
- Maßnahmen, die auf die Gewässerstruktur und die damit verbundene Förderung der Zielart abzielen (Lebensraummanagement) sowie
- Maßnahmen, die auf die Regelung des Angeldrucks abzielen (Entnahmebestimmungen). Nachfolgend werden zu allen drei Hegemaßnahmen Überlegungen angestellt, die auf Ergebnisse der jüngeren Literatur und vor allem auf eigene Studien zurückgehen.

Bewirtschaftung der Hechtbestände direkt über Besatz

Neben den Fangbestimmungen ist der Fischbesatz die häufigste Hegemaßnahme in der Binnenfischerei. Auch hierzulande ist der Hechtbesatz weit verbreitet (BAER et al. 2007, PAGEL und ARLING-HAUS 2015). Das Einsetzen von Hechten zielt darauf ab, rückläufige Hechtbestände und -erträge zu kompensieren oder zur Steigerung von Fängen und Erträgen beizutragen (Arlinghaus et al. 2015). In einer Umfrage unter mehr als 2.000 niedersächsischen Anglern (RIEPE et al. 2015) war die große Mehrheit der Meinung, Hechtbesatz sollte fortgeführt bzw. sogar ausgedehnt werden (Abb. 1). Lediglich etwas über 10 % der befragten Angler waren der Meinung, dass der Hechtbesatz reduziert werden sollte. Auch ging die breite Mehrheit der befragten Angler (84 %) davon aus, dass Besatz erfolgreich zur Bestandssteigerung von beangelten Arten beiträgt (Abb. 1). Speziell zum Hechtbesatz befragt, waren sich immerhin noch über ein Viertel der Angler sicher, dass Hechtbesatz auch in Beständen mit ausreichendem natürlichen Aufkommen zu einer weiteren Bestandserhöhung führt (Abb. 1). Diese Ergebnisse verdeutlichen das Urvertrauen der Angler in das Hegeinstrument Fischbesatz, was zum Festhalten an Besatz als Gewohnheitsübung und Routine in Angelvereinen beiträgt (KLEIN 1996).

In der deutschsprachigen Literatur ist anhand einzelner Beispielgewässer oder theoretischen Überlegungen zufolge wiederholt über die Erfolgsaussicht von Hechtbesatz in natürlich reproduzierende Bestände berichtet worden (z. B. Knösche 1996; Dorow & Lemcke 2004; Schreckenbach 2006; Klein 2011). Zusammenfassend kamen diese Arbeiten sowie experimentelle Teichstudien von GRIMM (1981, 1994) in den Niederlanden zu dem Ergebnis, dass der Besatz mit Junghechten weder den Rückgang der Erträge aufhalten kann, noch zu einer langfristigen Steigerung der Bestände führt und somit fischereilich gesehen wirkungslos ist. Allerdings können belastbare Erkenntnisse zu den Risiken und Nebenwirkungen von Fischbesatz nur durch Ganzseeexperimente unter Praxisbedingungen in natürlichen Gewässern und unter Einbezug nicht besetzter Kontrollgewässer gewonnen werden. Im Rahmen des Besatzfischprojekts (www.besatzfisch.de) wurden entsprechende Besatzexperimente in anglerisch bewirtschafteten Baggerseen durchgeführt (Arlinghaus et al. 2015). Über diese Ergebnisse, die im Rahmen von Experimenten mit Hechtbrut, einsömmerigen Fischen und Laichhechten gewonnen wurden, soll nachfolgend kurz berichtet werden.

Besatzmaßnahmen kommen in unterschiedlichen Formen vor (Cowx 1994, LORENZEN et al. 2012, ARLINGHAUS et al. 2015). Unter Erhaltungsbesatz versteht man das Aussetzen von Fischen zur Erzeugung eines nutzbaren Fischbestandes in einem Gewässer, in dem die Zielart natürlicherweise nicht oder nicht mehr aufkommt (Abb. 2). Unter Ausgleichs- bzw. Kompensationsbesatz versteht man

dagegen das Aussetzen von Fischen in sich natürlich vermehrenden Fischbeständen zur Bestandsstützung bzw. -steigerung. Da Hechte in den meisten Gewässern Deutschlands natürlich aufkommen, wenn auch manchmal (z. B. in Kanälen oder ausgebauten Fließgewässern) auf geringem Niveau, haben viele Besatzmaßnahmen mit Hechten hierzulande den Charakter des Ausgleichsbesatzes. Ein wesentliches Merkmal des Ausgleichsbesatzes ist, dass Wild- und Satzfische um die gleichen Ressourcen konkurrieren (Abb. 2). Es ist zu klären, wer das Rennen für sich entscheidet bzw. ob überhaupt durch Besatz die natürlich heranwachsende Jahrgangsstärke erhöht werden kann (sogenannter additiver Effekt).

Weiterhin unterscheidet man beim Besatz den Wiederansiedlungsbesatz von ausgestorbenen Arten (z. B. Lachs, *Salmo salar*, und Stör, *Acipenser stu-*

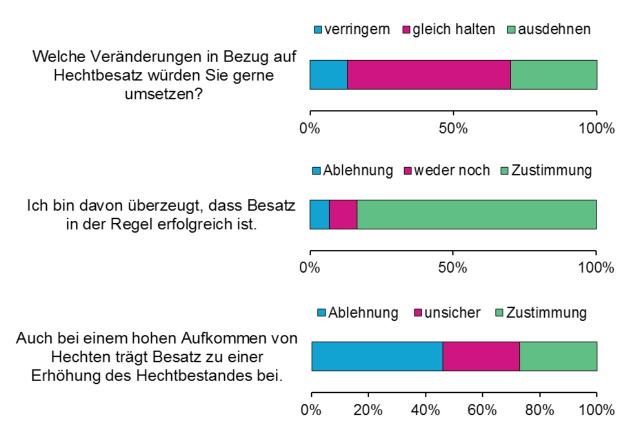
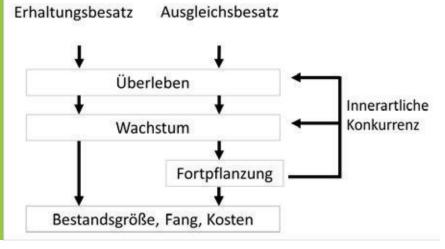


Abb. 1: Relative Antworthäufigkeit (%) von über 2.000 befragten niedersächsischen Vereinsanglern zu Fragen der Fischbestandsbewirtschaftung mittels Besatz.

Abb. 2: Faktoren des Besatzerfolgs unter Bedingungen des Erhaltungs- bzw. Ausgleichsbesatzes (modifiziert nach Murphy & Kelso 1986).



rio), den Einbürgerungsbesatz (Besatz neu entstandener Gewässer, z. B. von Baggerseen) und den Stützungs- und Restaurationsbesatz bei stark bedrohten Fischarten mit lokal sehr geringen Populationsgrößen (z. B. einige Meerforellenbestände) oder nach einem Fischsterben. Auf diese Arten von Fischbesatz wird nachfolgend nicht weiter eingegangen, weil sie beim Hecht eine untergeordnete Rolle spielen.

Die Erfolgsaussicht von Ausgleichsfischbesatz in sich natürlich fortpflanzenden Fischbeständen wird wesentlich durch die dichteabhängige Regulation der juvenilen Sterblichkeit bestimmt (Abb. 2, LORENZEN 2005; LORENZEN et al. 2012). Hechte, insbesondere Jungfische, unterliegen einer ausgeprägten größenabhängigen Dichteregulierung durch Kannibalismus, die eng mit den verfügbaren Einstandsflächen zusammenhängt (GRIMM 1989, 1994, HAUGEN et al. 2007). Dies begründet die Annahme (Hypothese), dass Besatz mit Junghechten in natürlich reproduzierenden Beständen (Ausgleichbesatz) nicht zur Bestands- bzw. Fangsteigerung beiträgt (GRIMM 1994; SCHRECKENBACH 2006). Im Unterschied dazu sollte Hechtbesatz in Gewässer, in denen keine Hechte vorkommen (Erhaltungsbesatz), erfolgreich zum Bestandsaufbau beitragen. Überdies ist zu vermuten, dass die Erfolgsaussicht von Hechtbesatz mit der Größe der besetzten Hechte ansteigt, da größere Fische, im Extremfall entnahmefähige Hechte, weniger anfällig für innerartliche Selbstregulation durch Kannibalismus sind.

Hechtbrutbesatz

In einem ersten Versuch wurden die Erfolgsaussichten von Hechtbrutbesatz in natürlich reproduzierende Bestände unter kontrollierten Teichbedingungen überprüft. Die zentrale Zielstellung des Versuches war es, den potenziellen Beitrag von Hechtbrutbesatz zum Junghechtaufkommen sowie das Überleben und Wachstum von besetzten und natürlich aufgekommenen Junghechten im Vergleich zu untersuchen. Verglichen wurden die Erfolgsaussichten des Ausgleichsbesatzes mit der Situation des Erhaltungsbesatzes. Zur Beantwortung der Fragestellungen wurden drei Versuchsgruppen (je vier Replikate) in Teichen eines großen Angelvereins in Emden (BVO) zusammengestellt: (1) Natürliche Reproduktion (Besatz von Laichhechten, die für ein natürliches Junghechtaufkommen sorgten), (2) Natürliche Reproduktion und zusätzlicher Brutbesatz (typisch für Ausgleichs- bzw. Kompensationsbesatz) und (3) Brutbesatz ohne Naturaufkommen (typisch für Erhaltungsbesatz in ansonsten hechtfreien Gewässern). Alle sonstigen Teichbedingungen waren identisch (vgl. Hühn et al. 2014a). Die Laichhechte zur Erzeugung eines natürlichen Junghechtaufkommens wurden im März in die entsprechenden Teiche besetzt. Gleichzeitig wurden alle Teiche mit einer naturnahen Dichte an Futterfischen besetzt. Der Besatz mit künstlich erbrüteter und markierter Hechtbrut erfolgte Anfang April mit einer Besatzdichte von 6 freischwimmenden Brütlingen je m² (angelehnt an BRY et al. 1991 und Skov et al. 2011). Die zur Erbrütung verwendeten Elterntiere entstammten dem gleichen Bestand wie die Laichhechte, die zuvor zur Naturverlaichung in die Teiche gesetzt wurden. Populationsgenetische Effekte wurden folglich kontrolliert.

Wenige Wochen nach Versuchsbeginn wurde eine Steigerung der Jahrgangsstärke durch den Brutbesatz im Vergleich zu den Kontrollteichen ohne Besatz nachgewiesen (Abb. 3A). Zu diesem Zeitpunkt (Mai) zeigten Analysen der Mageninhalte, dass sich die Hechtlein ausschließlich von Zooplankton und Benthosorganismen ernährt hatten, was eine Regulation über Kannibalismus innerhalb der Kohorte zu diesem Zeitpunkt ausschloss.

Allerdings war die besatzgestützte Bestandssteigerung nicht von langer Dauer. Nach viermonatiger Versuchslaufzeit wurde im Juli im Vergleich zur Kontrollgruppe (ausschließlich natürliche Reproduktion [1]) keine Steigerung des Junghechtaufkommens durch den Besatz mehr nachgewiesen (Abb. 3B). Nahrungsanalysen bestätigten das Auftreten von Kannibalismus. Es ist wahrscheinlich, dass die durch Besatz erzeugten "überschüssigen" (Schreckenbach 2006) Hechte von Artgenossen

oder anderen Räubern gefressen wurden und sich die Jahrgangsstärke auf eine gewässer- bzw. hier teichspezifische Bestandsgröße herunter regulierte.

Das Teichexperiment offenbarte ein weiteres interessantes Ergebnis: In der Konkurrenzsituation mit den natürlich aufgekommenen Junghechten zeigten die besetzten Junghechte trotz gleicher genetischer Herkunft und gleicher Körperlänge zum Besatzzeitpunkt ein geringeres Wachstum (Abb. 4A) und eine erhöhte Sterblichkeit (Нüнм et al. 2014a). Diese Ergebnisse bestätigten frühere Ergebnisse an Salmoniden, die belegen, dass bereits kurze Phasen in einer künstlichen Umwelt zu erheblichen Fitnessnachteilen in der Natur führen (ARAKI et al. 2007, Christie et al. 2012). Gründe umfassen z. B. die Umgehung der sexuellen Selektion durch das Abstreifen sowie der Umstand, dass im Zugerglas fast alle aufgelegten Eier zum Schlupf kommen, auch die neurologisch, kognitiv und verhaltensseitig schlecht an die Natur angepassten. Es ist daher wahrscheinlich, dass viele natürlicherweise geschwächte Hechte in der Aufzucht überleben, die nach dem Aussetzen in die Natur starker na-

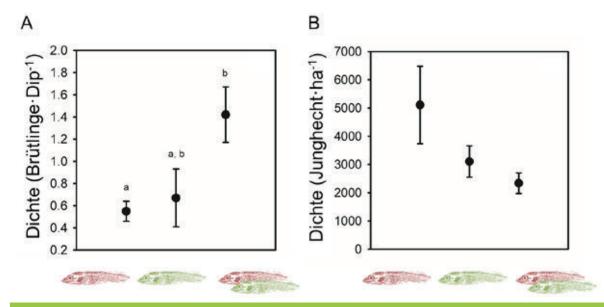


Abb. 3: Hechtbrütlingsdichte (Brütlinge-Dip⁻¹ mit dem Elektrofischereigerät im Mai) wenige Wochen nach Besatz (A) und Junghechtdichte (Hechte-ha⁻¹) im Juli beim Ablassen der Teiche (B). Dargestellt sind Mittelwerte mit Schwankungen (Standardfehler). Rot = Varianten mit Brutbesatz, grün = Varianten mit natürlichem Aufkommen von Junghechten. Im Vergleich zur Variante mit ausschließlichem Besatz ohne Naturverlaichung wurde wenige Wochen nach Besatz in der Variante des Ausgleichsbesatzes eine signifikant höhere Junghechtdichte beobachtet (A; gekennzeichnet durch unterschiedliche Buchstaben). Im Juli fanden sich keine statistisch relevanten Unterschiede mehr zwischen den drei Untersuchungsgruppen (B). Das heißt, der Ausgleichsbesatz führte im Spätsommer zu einer ähnlich hohen Jahrgangsstärke wie die Naturverlaichung bzw. der Hechtbesatz in hechtfreie Teiche.

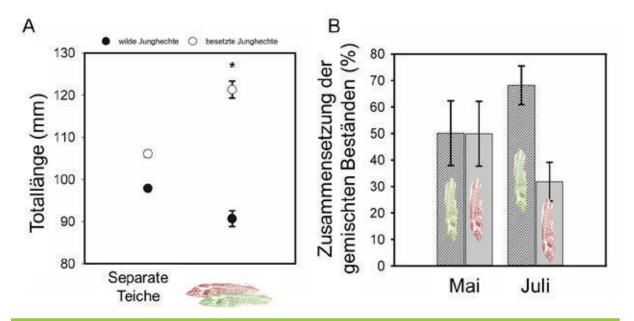
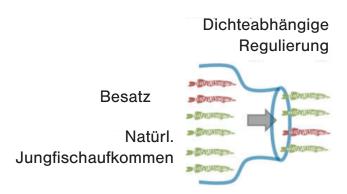


Abb. 4: Mittlere Totallänge der wilden und besetzten Junghechte beim Abfischen der Teiche im Juli (A). Dargestellt sind Mittelwerte mit Schwankungen (Standardabweichungen). Es fanden sich keine Längenunterschiede zwischen wilden und besetzten Hechten, wenn diese in separaten Teichen (= Versuchsgruppe mit ausschließlich natürlichem Nachkommen vs. Besatz ohne natürliche Fortpflanzung) aufwuchsen. In der Konkurrenzsituation (natürliche Nachkommen und Besatz in einem Teich) zeigten die besetzten Junghechte hingegen ein signifikant schlechteres Wachstum, verglichen mit den natürlichen Junghechten. Die Zusammensetzung der Hechtbestände in den Teichen mit natürlichen Nachkommen und zusätzlichem Brutbesatz (B) zeigte, dass sich trotz der geringeren Fitness einige Hechte in den Beständen etabliert hatten. Rot = besetzte Hechtbrut, grün = natürlich aufgekommene Junghechte.

türlicher Sterblichkeit unterliegen, selbst wenn die Satzhechte äußerlich gut genährt und gesund erscheinen und vergleichbar groß sind wie die natürlicherweise geschlüpften Artgenossen. Im Gegensatz dazu überleben von den natürlicherweise abgelegten Eiern zwar nur vergleichsweise wenige Individuen (Hühn et al. 2014a) - diese sind aber perfekt an die Natur angepasst und entsprechend konkurrenzstark. Dass die Fitnessdepression der Satzhechte nur in der Konkurrenzsituation mit Wildfischen auftrat, wurde dadurch belegt, dass die Satzhechte, die in "Einzelhaltung" bzw. Monokultur ohne Konkurrenz mit Wildhechten in Teichen aufwuchsen, ähnlich gutes Wachstum wie die Wildhechte in Monokultur zeigten (Abb. 4A). Trotz der in der Konkurrenzsituation geringeren Fitness etablierten sich in den besetzten Teichen aber auch einige Satzhechte im Bestand (Abb. 4B), ohne jedoch die Jahrgangsstärke gegen ausschließliche Naturverlaichung zu erhöhen. Dieses Ergebnis belegt, dass der Ausgleichsbesatz mit Hechtbrut einen Teil der Wildproduktion ersetzte, ohne dass die Jahrgangsstärke bzw. den Bestand erhöht wurde.

Insgesamt konnte in unserer Studie kein Besatzerfolg durch Hechtbrutbesatz in Bestände mit natürlichem Junghechtaufkommen dokumentiert werden (Нüнn et al. 2014a). Dieses Ergebnis steht in Übereinstimmung mit früheren Überlegungen (Schre-CKENBACH 2006) und empirischen Arbeiten aus den Niederlanden und Dänemark (GRIMM 1994, SKOV & NILSSON 2007, JANSEN et al. 2013). Da sich Hechte in der Regel im Juvenilstadium über sterblichkeitsbedingte Dichteeffekte regulieren, kann geschlussfolgert werden, dass Hechtbrutbesatz keine Bestandssteigerung, höchstens je nach Herkunft der Besatzfische eine qualitative Veränderung der Bestandszusammensetzung bewirkt (Abb. 5). Es stellte sich aber auch heraus, dass der Besatz in Hechtbestände ohne natürliche Reproduktion (Erhaltungsbesatz) zum Aufbau eines Junghechtbestands führte, der in der Höhe mit dem eines natürlichen Bestands vergleichbar war (Abb. 3B). Fischbesatz mit Hechtbrut macht also durchaus Sinn, aber nur in Gewässern, die hechtfrei sind oder von starken Reproduktionsdefiziten betroffen sind (vgl. auch Sutela et al. 2004 zu ähnlichen Ergebnissen in Finnland).

Abb. 5: Dichteabhängige Bestandsregulierung nach Besatz. Nach anfänglicher künstlicher Steigerung der Bestandsdichte durch Besatz wird die Bestandsgröße in Gewässern mit natürlichem Jungfischaufkommen auf eine gewässer- und lebensraumspezifische Bestandsgröße herunterreguliert. Alle Fische, ob Satz- oder Wildfisch müssen durch die habitat- oder ernährungsbedingten Engpässe. Es ist jedoch möglich, dass einige besetzte Fische im Bestand verbleiben, was zur nächsten Laichzeit zu einer Einkreuzung der Satzfischgene in den lokalen Bestand führen kann.



Tab. 1: Gewässergröße, Hechtbestandsgrößen und Besatzdichten in 15 niedersächsischen Untersuchungsgewässern (flache Baggerseen und Teiche, Details in Schällicke et al. 2012). Die Schätzung der Hechtbestände erfolgte für Junghechte (175-399 mm Totallänge) und adulte Hechte (> 400 mm Totallänge) separat mittels einer Fang-Wiederfang-Methode (Schnabel 1938). Dargestellt sind die Hechtdichten je Hektar Gewässerfläche. Die Anzahl der besetzten Hechte und die Änderung des besetzten Jahrgangs durch den Besatz (in %) sind angegeben. Vertrauensintervalle finden sich in Klammern. Die Biomassedaten der Gewässer sind in Abb. 10 dargestellt.

Gewässername	Gewässer- größe (ha)	Junghecht- bestand vor Besatz (Hechte/ha)	Adulter Hecht- bestand vor Besatz (Hechte/ha)	Besatzdichte einsömmri- ger Hechte (Hechte/ha)	Anzahl besetzter ein-söm- meriger Hechte	% Steige- rung des besetzten Jahrgangs
Caroline	5,3	30 (1-41)	1 (1-15)	0	0	-
Langer Winkelsee	1,9	3 (1-43)	3	0	0	-
Vöhrum II	1,7	19	16 (7-90)	0	0	-
Stiegerteich	0,7	47 (26-112)	43 (24-103)	0	0	-
Vöhrum I	2,9	9 (4-51)	10 (6-27)	0	0	-
Handorf III	2,8	11 (7-43)	10 (4-59)	35	97	316
Horstsee	3,6	20 (10-64)	1	35	130	186
Darnsee	8,1	17 (6-230)	6 (3-13)	35	287	208
Kl. Weidekampsee	0,7	1	4	35	23	2412
Vockfeyer See	11,9	58 (26-231)	30 (18-58)	35	417	61
Borgstedensee	4,6	1	1 (1-4)	70	323	16150
Gr. Weidekampsee	3,3	2 (1-7)	2 (1-4)	70	239	3414
Karpfenteich	0,9	65 (45-105)	31 (20-54)	70	68	111
Buschmühlenteich	3,5	71 (29-407)	36 (24-57)	70	245	99
Strohmühlenteich	0,7	48 (27-112)	7 (3-42)	70	46	4600

Besatz einsömmeriger Hechte

Mit zunehmender Körpergröße nimmt bei fast allen Fischen die Überlebensrate nach dem Besatz zu, so auch bei Hechtartigen (LORENZEN 2000). Deshalb

wurde in einer weiteren, praxisnahen Freilandstudie der Besatz mit einsömmerigen Hechten (20 - 30 cm) in 15 kleinen, flachen, anglerisch bewirtschafteten niedersächsischen Baggerseen, die natürlich rekrutierende Hechtbestände aufwiesen, unter-

sucht (Tab. 1). Die Versuchsgewässer zeigten eine für Baggerseen typische, variable Strukturvielfalt (Unterwasserpflanzen, Totholz) und wiesen demzufolge auch unterschiedliche große Hechtbestände auf (Tab. 1).

Zehn Gewässer wurden im Herbst entweder mit 35 oder mit 70 einsömmerigen Hechten pro Hektar besetzt. Zusätzlich zu den besetzten Gewässern wurden fünf Gewässer ohne Hechtbesatz (Kontrollgewässer) in die Untersuchung integriert (Tab. 1). Die Besatzmenge von 35 Hechten pro Hektar entsprach den Hinweisen zur guten fachlichen Praxis (BAER et al. 2007). Die Besatzmenge erhöhte die Jahrgangsstärke je nach Gewässer um viele Hundert oder sogar Tausende Prozent (Tab. 1). Der besetzte Hechtjahrgang wurde über einen Zeitraum von eineinhalb Jahren beobachtet, um mögliche bestandssteigernde Besatzeffekte bis zur Altersklasse 2 kurz vor dem Hineinwachsen in den Angelfang im Vergleich zu unbesetzten Kontrollgewässern und im Vorher-Nachher-Vergleich untersuchen zu können.

Die Ergebnisse waren vergleichbar mit den bereits vorgestellten Brutfischbesatzversuchen. Nach anfänglicher, kurzzeitiger Steigerung des Junghechtbestandes im Frühjahr nach dem Herbstbesatz (Al-

tersklasse 1), sanken die Bestände bereits ein Jahr nach dem Besatz zum Herbst wieder auf ihr Ausgangsniveau ab (Abb. 6A). Auch eineinhalb Jahre nach dem Besatz konnten keine bestandssteigernden Effekte durch den Besatz mit einsömmerigen Hechten bei den nun bereits zweijährigen Hechten festgestellt werden (Abb. 6B).

Langfristig erzielte somit auch der Besatz mit einsömmerigen Junghechten keine Bestandssteigerung. Dieses Ergebnis war unabhängig von der Besatzdichte sowie der Qualität und der Quantität verfügbarer Lebensräume für Junghechte. Vergleichbar zu den Teichversuchen mit Hechtbrut ersetzten die besetzten Junghechte (20-30 cm) aber einen Teil der Tiere, die ohne Besatz natürlich aufgekommen wären (Abb. 6). Ausgleichsbesatz ist also nicht nur fischereilich wirkungslos, sondern sogar kontraproduktiv, weil die natürliche Produktion an Wildhechten reduziert wird. Überdies können sich, je nach Herkunft des Besatzmaterials, gebietsfremde Genotypen in den Hechtbeständen etablieren, die die heimische genetische Vielfalt über Einkreuzungsprozesse reduzieren können (Arlinghaus et al. 2015, siehe weiter unten zu Details).

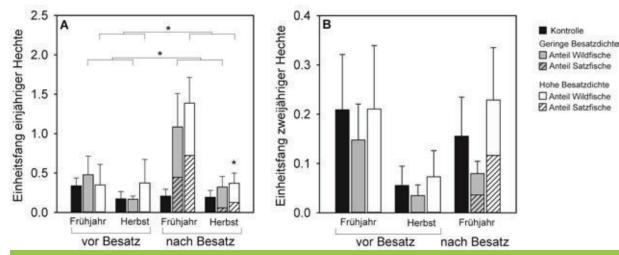


Abb. 6: Vergleich der Einheitsfänge (relatives Maß für die Bestandsgröße erhoben mittels Elektrofischerei) im Jahr vor und nach Besatz von einjährigen (A) und zweijährigen (B) Hechten in niedersächsischen Baggerseen, die von Anglern bewirtschaftet werden. Dargestellt sind Mittelwerte mit Schwankungen (Standardfehler). Deutlich zu sehen ist der Anstieg des Einheitsfangs einjähriger Hechte im Frühjahr nach dem Herbstbesatz. Doch bereits nach einem Jahr hatten sich die Bestandsgrößen wieder auf ein natürliches (unbesetztes) Maß reduziert (A). Im zweiten Jahr nach Besatz war die Bestandssteigerung im Einheitsfang ebenfalls nicht mehr nachzuweisen (B). Die Zusammensetzung der Hechtbestände zeigte, dass sich trotz ausbleibender Bestandssteigerung besetzte Hechte in den Beständen etabliert hatten. Schwarz = Kontrolle, grau = geringe Besatzdichte (35 einsömmerige Hechte pro Hektar), weiß = hohe Besatzdichte (70 einsömmerige Hechte pro Hektar), gestreift = Anteil Satzfische am Gesamtbestand. * = statistisch signifikante Unterschiede.

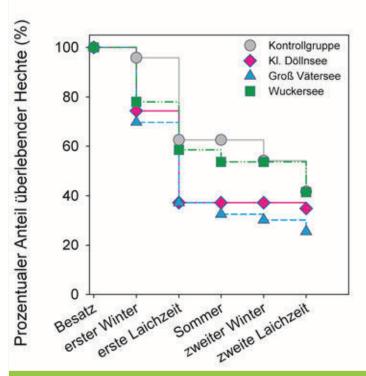


Abb. 7: Überlebende Fische der Kontrollgruppe im Vergleich zu besetzten Hechten aus dem Kleinen Döllnsee, Groß Vätersee und Wuckersee über verschiedene Beobachtungszeiträume nach dem Besatz.

Laichhechtbesatz

Im dritten Hechtbesatzversuch wurden große geschlechtsreife Hechte in einen natürlichen See (Kleiner Döllnsee in Brandenburg) besetzt, um die Sterblichkeit nach dem Besatz sowie den Fortpflanzungserfolg besetzter Hechte gegenüber heimischen Hechten zu untersuchen. Ein Laichhechtbesatz kann z. B. zum raschen Aufbau eines Laicherbestands nach einem Fischsterben nötig sein. Er macht aber nur Sinn, wenn die Fische überleben und an der Reproduktion teilnehmen. Um diese Fragen zu klären, wurden Hechte aus Wildfängen mit einer Länge von 36 bis 70 cm unterschiedlicher Herkunft (Groß Vätersee, Wuckersee) besetzt und mit Hechten aus dem Untersuchungsgewässer, die entweder nach dem Fang sofort in das Ursprungsgewässer zurückgesetzt wurden (Kontrollhechte) oder Besatztransportstress (durch Rumfahren im Fischtransportbehälter) ausgesetzt wurden, verglichen (Arlinghaus et al. 2015). Die beiden Fremdherkünfte ka-

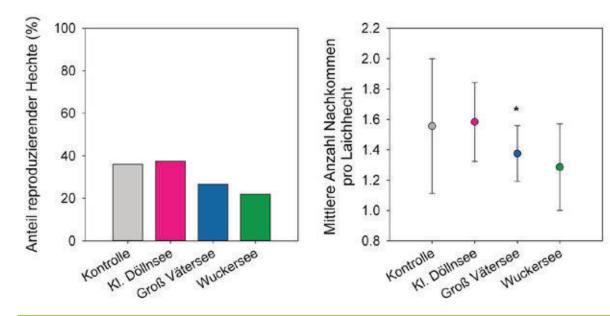


Abb. 8: Prozentuale Anteile reproduzierender und nicht reproduzierender Hechte innerhalb von vier Versuchsgruppen von Laichhechten, die mit Sendern ausgestattet waren. Eine einheimische Gruppe (Kontrolle) wurde einer einheimischen, besetzten (KI. Döllnsee) und zwei gewässerfremden Gruppen (Groß Vätersee und Wuckersee) gegenübergestellt (links). Die rechte Abbildung zeigt die mittlere Anzahl der Nachkommen der erfolgreich reproduzierenden Hechte aus den vier Versuchsgruppen. Dargestellt sind Mittelwerte mit Schwankungen (Standardfehler). * = statistisch signifikant unterschiedlich zur Kontrollgruppe.

men aus ökologisch vergleichbaren Nachbargewässern zum Untersuchungsgewässer und wurden im Herbst besetzt. Alle Hechte wurden vor Besatz mit Ultraschallsendern ausgestattet, um die Sterblichkeit im See direkt zu messen.

Die umfangreiche Untersuchung mittels Telemetrie zeigte, dass Besatzstress im ersten Winter nach dem Herbstbesatz, unabhängig von der Herkunft, zu einer Sterblichkeit von mindestens 10 % führte (Abb. 7). Weitere Verluste wurden in der darauf folgenden Laichzeit beobachtet. Diese Verluste waren jedoch unter allen Versuchsgruppen gleich und konnten weder auf die Herkunft noch auf den Besatzstress zurückgeführt werden.

Neben der Sterblichkeit der geschlechtsreifen Hechte wurde auch ihr Fortpflanzungserfolg untersucht. Dies geschah mittels genetischer Elterntierzuordnung der Junghechte des ersten Jahrgangs nach dem Be-

satz über Mikrosatelliten. Etwa 30 % aller Hechte, die vom Besatz bis zur Laichzeit überlebten, beteiligten sich an der Fortpflanzung (Abb. 8A). Alle reproduzierenden Hechte aus den beiden fremden Gewässern produzierten ausschließlich Hybriden mit den heimischen Individuen. Die Wahrscheinlichkeit des Laichens und die Anzahl der Nachkommen je Laichfisch war bei den Besatzhechten aus beiden Fremdgewässern niedriger als die Reproduktionsleistung der heimischen Hechte (Abb. 8B). Die beiden heimischen Besatzgruppen unterschieden sich nicht, sodass die Herkunft und nicht der Besatzstress an sich die Fortpflanzung beeinträchtigte. Der Fortpflanzungserfolg der fremden Hechte lag insgesamt bei lediglich 56 % des Fortpflanzungserfolgs der heimischen Hechte. Das Ergebnis weist ähnlich wie bei den Brutbesatzstudien in den Teichen auf eine deutliche Fitnessdepression der gebietsfremden Herkünfte hin, trotzdem

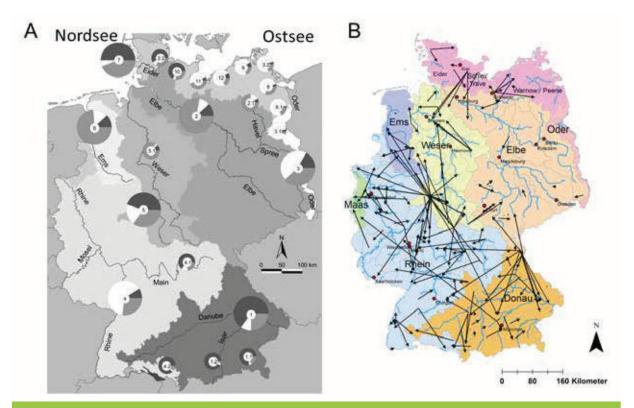


Abb. 9: Die Karte zeigt in A die großen Flusseinzugsgebiete in Deutschland und die genetische Zusammensetzung der Hechtbestände und in B die Transportwege beim Hechtbesatz in der Angelfischerei (aus ARLINGHAUS et al. 2015). Es wird davon ausgegangen, dass der Hecht nach der letzten Eiszeit alle Flussgebiete auf natürlichem Wege wiederbesiedelt hat. Die Tortengrafiken in Diagramm A geben die Anteile der genetischen Linien des Hechts in den einzelnen Flusseinzugsgebieten 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.

die Satzhechte als Laichhechte mit einer äußerst robusten Fischgröße im Sinne des Überlebens nach dem Besatz besetzt worden waren. Die deutlich geringere Reproduktionsfitness besetzter Fische ist bereits zuvor an Salmoniden nachgewiesen worden (ARAKI et al. 2007).

Schlussfolgerungen für den Hechtbesatz

Die vorgestellten Studien bestätigen auf Basis replizierter Freilandexperimente frühere Erkenntnisse aus theoretischen Überlegungen und Fallstudien (GRIMM 1994, Knösche 1996; Schreckenbach 2006; Skov & NILSSON 2007, KLEIN 2011), wonach Hechtjungfischbesatz in natürlich reproduzierenden Beständen fischereilich wirkungslos bleibt und die Bestände in der Regel nicht erhöht. Ausnahmen bestätigen auch hier die Regel; vor allem das Aussetzen maßiger Tiere kann bestands- und fangsteigernd wirken (Johns-TON et al. 2015b). Auch kann Hechtjungfischbesatz in Gewässern mit sehr stark eingeschränktem oder fehlendem natürlichen Hechtaufkommen sehr erfolgreich sein. In Gewässern mit natürlicher Reproduktion führt Hechtbesatz hingegen lediglich zur Schwächung der Wildproduktion und zum Verlust eines Teils der Jungfische, die ohne Besatz natürlich aufgekommen wären. Johnston et al. (2015b) entwickelten auf Basis dieser Ergebnisse Computermodelle unter Einbezug dynamischen Anglerverhaltens, die den Nutzen des Besatzes für Angler (gemessen an der Wertschätzung für Hechtfänge) den Besatzkosten gegenüberstellen. Ein wesentliches Ergebnis war, dass Hechtbesatz in den meisten Fällen negativen Nettonutzen produzierte. Die Kosten des Besatzes überstiegen also den Nutzen für die Angler, weil selbst geringe bestandssteigernde Effekte nicht groß genug ausfielen, um angemessen hohe Nutzen für die Angler zu realisieren. Weit kosteneffizienter war den Modellen zufolge die Bewirtschaftung der Hechte über Fangbestimmungen wie Mindestmaße (JOHNSTON et al. 2015b). Je nach Herkunft der Satzfische werden durch Besatz überdies Hybriden zwischen fremden Hechtpopulationen und nativen Beständen generiert, was je nach Intensität und Frequenz des Besatzes die lokale genetische Vielfalt negativ beeinflussen kann. Im Besatzfischprojekt wurde nachgewiesen, dass die Hechte in Deutschland mindestens auf der Ebene der großen Ströme und Einzugsgebiete genetisch ausdifferenziert sind (Abb. 9A). Besatz, der wie in Deutschland alltäglich Fische zwischen den Einzugsgebieten austauscht (Abb. 9B), kann daher zur Homogenisierung der genetischen Vielfalt beitragen, ohne fischereilich gesehen bestandssteigernde Effekte zu haben. In der Tat zeigen die vorliegenden populationsgenetischen Daten, dass in allen großen Einzugsgebieten (z. B. in Seen im Einzugsgebiet der Oder) entsprechende Hybridisierungen über (wahrscheinlich besatzgestützten) Genfluss bereits stattgefunden haben (Abb. 9A). Zukünftig sollte Hechtbesatz durch die fischereilichen Bewirtschafter genau hinterfragt werden, weil er in den allermeisten Fällen überflüssig ist, gleichzeitig aber hohe ökologische und genetische Risiken trägt. Diese Ergebnisse sind mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht artspezifisch für den Hecht und gelten fischartenübergreifend, insbesondere bei Raubfischen mit ausgeprägter Selbstregulation über Kannibalismus, wie zum Beispiel beim Zander (Sander spp.) (Li et al. 1996) oder der Bachforelle (Salmo trutta) (BAER 2008).

Bewirtschaftung von Hechten über Lebensraummanagement

Da Hechtbesatz häufig erfolglos bleibt, scheidet dieses Managementinstrument zur Steigerung der Bestände und der anglerischen Qualität in vielen Fällen aus. Eine Alternative kann das Lebensraum- bzw. Habitatmanagement bieten. Hechte sind, wie bereits angemerkt, in ihrem Lebenszyklus stark an Unterwasserpflanzen und andere Unterstände (z. B. umgestürzte Bäume, Astwerk unter Wasser) gebunden; das gilt vor allem für Jungfische und auch für Tiere bis ca. 55 cm Totallänge (RAAT 1988, GRIMM 1989, CASSELMAN & Lewis, GRIMM & KLINGE 1996). Entsprechend ist die Rekrutierung von Hechten an das Vorhandensein von Pflanzenbeständen ("Kraut") und andere Einstände gebunden (GRIMM 1989, 1994). Zudem unterliegen insbesondere Jungfische einer ausgeprägten grö-Benabhängigen Dichteregulierung durch Kannibalismus innerhalb und zwischen den Kohorten, deren

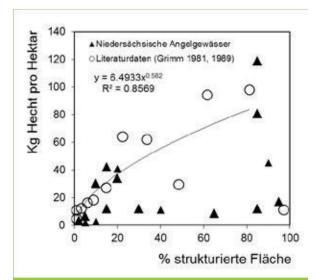
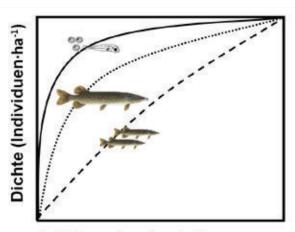


Abb. 10: Zusammenhang zwischen dem Anteil bewachsener Fläche (%) und der Hechtbiomasse in kleinen (< 40 ha) und flachen (< 2 m) unbefischten Seen und Experimentalteichen in den Niederlanden (offene runde Symbole, Daten aus GRIMM 1981, 1989) sowie in befischten und flachen niedersächsischen Baggerseen (geschlossene Dreiecke, eigene Daten aus den Besatzfisch-Experimenten). Die Korrelation durch die offenen Kreise umfasst ausschließlich unbefischte Flachseen an der Tragekapazität (Ausreißer rechts unten nahe der x-Achse wurde vor der Berechnung aus den Daten entfernt).

Grad ebenfalls eng mit den verfügbaren Einstandsflächen als Schutzrefugium zusammenhängt (GRIMM 1989, Schreckenbach 2006, Haugen et al. 2007). Maximale Hechtbiomassen an der Tragekapazität eines Gewässers bis über 100 kg/ha entwickeln sich nur bei sehr starkem Unterwasserpflanzenbewuchs in Flachseen und Teichen mit einer Wassertiefe unter 2 Metern (Abb. 10, GRIMM 1989, 1994). In den meisten natürlichen Gewässern und vor allem in flachen deutschen Baggerseen sind die Hechtbiomassen deutlich darunter angesiedelt und betragen meist weniger als 40 kg/ha (Abb. 10, siehe auch Pierce & Томско 2005 für vergleichbare Daten aus den USA). Nichtsdestotrotz steigen auch in natürlichen Gewässern (Oberflächen bis 765 ha, maximale Tiefen bis 41,1 Meter) die Tragekapazitäten für Hechte (Biomasse je Hektar) vor allem mit dem Anteil des bewachsenen Litorals mit einer Wasserfläche unter 4,5 m an (Pierce & Tomско 2005). Das heißt aber nicht, dass Hechtbestände ausschließlich über die Einstandsflächen reguliert werden. Die Rekrutierung von Hechten wird über die strukturellen Aspekte hinaus vor allem von der Wassertemperatur, der Beutefischverfügbarkeit und der

Abundanz des Laichhechtbestands reguliert (EDELINE et al. 2008, Langenhagen et al. 2011). Eine intensive Fischerei kann die Laicherbiomasse von Hechten reduzieren, sodass sich in befischten Beständen geringere Gleichgewichtsbiomassen einstellen als es den ökologischen Bedingungen nach maximal möglich wäre (s. Abb. 10 und Tab. 1 für Beispiele aus deutschen Baggerseen). Die vielfältigen sonstigen ökologischen Faktoren, die auf Hechte einwirken, können auch dazu führen, dass in befischten Gewässern die Zusammenhänge zwischen Einheitsfläche und Bestandsdichte gänzlich verschwinden, weil sie von anderen ökologischen Faktoren inkl. der fischereilichen Entnahme überlagert werden. Beispielsweise konnten weder Völkl (2010) noch Schälicke et al. (2012) in deutschen Baggerseen Zusammenhänge zwischen dem Strukturreichtum des Litorals und den Einheitsfängen (d. h. den relativen Abundanzen von Hechten) nachweisen, und auch innerhalb eines natürlichen deutschen Gewässers (Kleiner Döllnsee in Brandenburg) wurden von FRIEDRICHS (2014) keine Zusammenhänge zwischen der Strukturdichte in bestimmten Gewässerabschnitten und den relativen Abundanzen der Jung- und Adulthechte festgestellt. FRIEDRICHS (2014) untersuchte allerdings einen See mit ausreichender Struktur an Schilf- und Unterwasserpflanzenbeständen, weswegen die Strukturdichte nicht limitiert war und die Hechtverteilung vor allem



Anteil geeigneten Lebensraums

Abb. 11: Einfluss des Anteils geeigneten Lebensraums für drei Lebensstadien des Hechts auf die Abundanz adulter Hechte (nach MINNS et al. 1996). Insbesondere Rückgänge der Jungfischlebensräume haben erhebliche Einflüsse auf den adulten Hechtbestand.

der Beutefischverteilung und weniger der Strukturdichte folgte. Trotz dieser zum Teil abweichenden Resultate gegenüber den "Lehrbuchstudien" von Grimm (1981, 1989, 1994, Abb. 10) ist es theoretischen Erwägungen zufolge wahrscheinlich, dass Bewirtschafter langfristig die Tragekapazität für Hechte besser über das Management der strukturierten Lebensräume steuern können als z. B. über die Förderung der Futterfische oder gar Besatz der Hechte. Verbesserungen der Lebensräume steigern nicht nur die maximale Rekrutierungshöhe, sondern erhöhen wegen der verbesserten Überlebensraten der Junghechte auch die Steigung der Laicherbestands-Rekrutierungsbeziehung (Abb. 13). Dies ist gleichbedeutend mit einer höheren Produktivität der Bestände, was die Widerstandsfähigkeit der Hechtbestände gegenüber Überfischung erhöht.

Aus den Ausführungen folgt, dass zur Erhöhung der Tragekapazität eines Gewässers für angelbare Hechte neben der Gewährleistung ausreichender Nährstoff- und Beutefischverfügbarkeiten vor allem die Laich- und Einstandsflächen für Jungfische und kleine Adulte bis zu einer Länge von ca. 50 cm verbessert werden müssen (Abb. 11, GRIMM 1994, MINNS et al. 1996). In diesem Zusammenhang ist der gesamte Lebenszyklus des Hechts in den Blick zu nehmen, wenn das Ziel ist, über die Förderung der Junghechte hinaus auch die adulten Bestände zu steigern. Es reicht z. B. nicht aus, über die Schaffung von Hechtlaichwiesen die Reproduktion und die Larvendichte anzukurbeln, wenn nicht gleichzeitig genügend Einstandsflächen für Jungfische zur Verfügung stehen, aus denen dann der Adultfischbestand rekrutiert. So lange einige wenige geeignete Laichplätze im Gewässersystem existieren, können die Eier bis zum Schlupf auf vergleichsweise kleiner Fläche überleben. Die Larven hingegen benötigen mit zunehmender Größe ausreichend Unterstände mittlerer Strukturdichte auf einer großen Fläche mit unterschiedlichen Tiefengradienten, um Kannibalismus und Vogelfraß zu entgehen (Casselman & Lewis 1996). Da die größenabhängige Dichteregulierung durch Kannibalismus vor allem im Jungfischstadium und weniger im Larvenstadium wirksam wird, beherbergen Gewässer mit wenigen Junghechthabitaten grundsätzlich weniger Hechte als flache und stark bewachsene Wasserkörper (Abb.

10, vgl. auch Pierce & Томско 2005). Mit ansteigender Länge suchen Junghechte nicht nur immer tieferes Wasser, sondern zunehmend auch weniger dicht gestaffelte Unterstände als Jagdhabitat auf (Casselman & Lewis 1996, Friedrichs 2014). Dichtes Schilf ist hingegen für größere Jungfische als Jagdhabitat ungeeignet (GRIMM 1994). Viel besser geeignet sind submerse Makrophytenbestände (und hier vor allem Laichkräuter) sowie geeignet strukturiertes Totholz und Astwerk (Pierce 2012), weil die lockeren Holzstrukturen den Fischen auch im Winter nach dem Zusammenbrechen der Wasserpflanzenbestände Schutz bieten. Dem Bewirtschafter stehen nun grundsätzlich zwei Möglichkeiten zur Verfügung, um die Hechtbestände nachhaltig zu steigern: Anbindung oder Schaffung von im Frühjahr flach überspülten, krautreichen Gebieten sowie die Schaffung von nachhaltig wirksamen Unterwasserstrukturen im Litoral von Gewässern, die auch im Winter noch als Schutzrefugium funktionieren. Im Idealfall können beide Maßnahmen kombiniert werden. Insbesondere gilt es, durch das Anbieten von Jungfischhabitaten den Flaschenhals im fortgeschrittenen Juvenilstadium zu umgehen (Abb. 11).

Zur Steigerung der Produktion von Hechtlarven und Jungfischen können die Förderung von bewachsenen Flachwasserzonen innerhalb der Gewässer oder in angebundenen Gewässern sowie angeschlossenen Gräben (Hechtlaichwiesen) empfohlen werden, weil Laichhechte diese Ausweichgewässer äußerst gerne als Fortpflanzungshabitat annehmen (Franklin & Smith 1963, ADELMAN 1969, RAAT 1988, PIERCE 2012, TIBBLIN et al. 2006). Krautreiche Flachwasserbereiche und Hechtwiesen können im Idealfall als wahre "Junghechtfabriken" fungieren (Nilsson et al. 2014). Diese Strukturen entsprechen perfekt der Hechtbiologie, da sich Hechte über lange evolutionäre Zeiträume optimal an die Nutzung der von Frühjahrshochwässern betroffenen Auenlandschaften angepasst haben. Tibblin et al. (2016) belegten kürzlich für adulte Hechte in den schwedischen Ostseegewässern, dass einzelne Tiere jedes Jahr in die gleichen flachen Bäche, in denen sie selbst einmal geboren wurden, wanderten, um dort zu laichen. Die zeitliche Abstimmung der Hechte wurde mit steigendem Alter immer perfekter und passte sich optimal an die lokalen Sauerstoff- und Temperaturbedingungen an, die zwischen den nur wenige Kilometer entfernten Bächen stark variierten (Hinweis für Lokalanpassung der Brackwasserhechte). Hechte zeigten im Unterschied zu Lachs (Salmo salar) oder Meerforelle (Salmo trutta trutta) ein 100 %-iges Homing-Verhalten, d. h. es gab keine Hinweise für Irrläufer. Entsprechend kann davon ausgegangen werden, dass die Schaffung stabiler Flachwasserzonen in angebundenen Gewässern zu einem nachhaltig hohen Laichaufkommen führen sollte, sobald die ersten Hechte diese Gebiete für sich erschlossen haben. Es ist dann denkbar, dass innerhalb einer Hechtpopulation unterschiedliche Individuen langfristig auch unterschiedliche Laichgebiete nutzen werden und sich so innerhalb von Gewässern sogenannte Metapopulationsstrukturen bilden, wie es an großen amerikanischen Seen bereits nachgewiesen wurde (MILLER et al. 2001). Umgekehrt kann es große ökologische Auswirkungen haben, wenn Subpopulationen bestimmter Fließgewässer, z. B. während der Laichwanderung, selektiv befischt werden, weil die Metapopulationsstrukturen der Hechte verändert werden. Die selektive Befischung ausgewählter Subpopulationen hat u. U. Einflüsse auf die Gesamtproduktivität einer ganzen Region, wie es zuvor bereits an Lachsen nachgewiesen wurde (Schindler et al. 2010).

Um die Funktionalität neu geschaffener oder angebundener Hechtlaichgebiete zu gewährleisten, müssen die krautreichen Flachwasserbereiche im zeitigen Frühjahr überspült werden. Entsprechend müssen Wasser- und Fischereimanagement Hand in Hand gehen. Beispielsweise ist es für die Hechtverlaichung kontraproduktiv, wenn flache krautreiche Gräben durch Sperrtore während der Laichzeit für die Hechtwanderung unpassierbar sind, wie das z. B. rund um Rügen der Fall ist. Ebenso problematisch ist es, wenn das Wasserstandsmanagement in Talsperren und Flüssen so eingerichtet ist, dass zum Frühjahr die strukturierten Uferbereiche trocken fallen. Nilsson et al. (2014) empfehlen für die Entwicklung von Hechtwiesen einen Wasserpegel im Überschwemmungsbereich mit überspülten terrestrischen Pflanzen zwischen 0,2 und 0,5 m, wobei das Wasser den Überschwemmungsbereich für mindestens zwei Monate am Stück überfluten sollte. Ob dadurch allerdings tatsächlich die Tragfähigkeit des Gewässers gesteigert wird oder die Hechte nur vermehrt an diesen günstigen Stellen ablaichen, um sich später im Juvenilstadium wieder auf eine identische Jahrgangsstärke herunterzuregulieren, ist mangels kontrollierter Studien mit unmanipulierten Kontrollgewässern bisher nicht abschließend geklärt. Starke Standorteffekte deuten auf eine Vielzahl relevanter Faktoren hin, die auch gut gemeinte Anlage von Laichwiesen schnell funktionslos werden lassen können. So berichten Nilsson et al. (2014) von drei renaturierten Hechtlaichwiesen an der schwedischen Ostseeküste. In einem Fall erhöhte sich der Junghechtbestand nach der Renaturierung um den Faktor 30, während in den anderen beiden Hechtwiesen keine Unterschiede zum Grad der Reproduktion vor der Renaturierung feststellbar waren. Verschiedene Gründe könnten die Standortvarianz erklären, z. B. die Wassertiefe in Bezug zum lokalen Vogelfraß. In einem kleinen Teilabschnitt eines 7.000 ha großen Überschwemmungsgebietes in Nordwest-Frankreich wurde z. B. festgestellt, dass die Wassertiefe positiv mit der Anzahl detektierter Jungfische korrelierte (Cucherousset et al. 2009). Die untersuchten Gewässerabschnitte waren nur maximal 36 cm tief und der Prädationsdruck durch Vögel, vor allem Reiher, entsprechend hoch. Da Hechte auch in tieferen Gewässerbereichen ablaichen, sofern es entsprechende Makrophytenstrukturen gibt (FARRELL et al. 2006), kann konstatiert werden, dass die Morphologie der Laichgebiete in Kombination mit der Art der Makrophyten, dem Timing der Überflutung und anderen standortspezifischen Faktoren (z. B. Vogelfraß) Einfluss auf den Renaturierungserfolg haben dürften (Cucherousset et al. 2007, 2009, Tibblin et al. 2016). Damit aus einer gesteigerten Reproduktion auch ein gesteigerter Jahrgang herauswächst, ist es von zentraler Bedeutung, dass die Anschlusshabitate für Jungfische in ausreichender Zahl und Qualität zur Verfügung stehen. Wie bereits ausgeführt, können hier geringer strukturierte Makrophytenbestände sowie Totholz und Astwerk unterschiedlicher Strukturdichte gute Dienste leisten. In eutrophen, stehenden Flachgewässern zeigten Skov & Berg (1999), dass künstliche Strukturen in Form von Nadelbäumen überproportional stark von Junghechten als Unterstand genutzt wurden, was potenziell deren Sterblichkeit durch Kannibalismus verringerte. Diese künstlichen Strukturen wurden über die Sommermonate sogar besser angenommen als natürliche Uferstrukturen wie Schilf- und Röhrichtbestände, sodass Tothölzer potenziell die Tragfähigkeit in Seen erhöhen können (Skov & Berg 1999). In der Studie von Skov & Berg (1999) blieb allerdings ungeklärt, ob das Einbringen der Nadelbäume auch den Adultbestand förderte. Es ist unwahrscheinlich, dass Nadelbäume auch für die größeren Altersklassen geeignete Lebensräume darstellen. Überdies verrotten Nadelhölzer unter Wasser schnell und verlieren so rasch ihre Funktionalität. Nachhaltiger scheint deswegen die Anlage von Krautbeständen und losem Astwerk im Litoral.

Insgesamt ist die Datenlage zu den systematischen Auswirkungen von Habitataufwertungsmaßnahmen beim Hecht dünn gesät, wenn man von Fallstudien in einzelnen Gewässern absieht. Fallstudien ohne Replikate und Kontrollen können aber nicht zwischen Effekten, die auf die Habitatmanipulation zurückzuführen sind und natürlichen Schwankungen zwischen den Jahren, unterscheiden. Es bleibt daher spekulativ, ob eine gezielte Förderung und Aufwertung sowohl der Laich- als auch der Jungfischlebensräume bei Hechten tatsächlich bestandssteigernd auf die fischbaren adulten Altersklassen wirkt. Allerdings scheint Habitatmanagement die einzige Möglichkeit zu sein, langfristig die Tragekapazität und Produktivität von Hechtbeständen zu fördern - etwas, dass Besatz auf keinen Fall leisten kann.

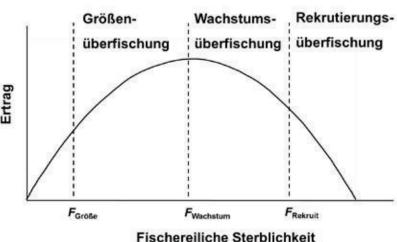
Erste Hinweise lassen zumindest die Hoffnung zu, dass auch kleinräumiges Habitatmanagement des Litorals, das von vielen Angelvereinen selbstständig umgesetzt werden kann, die heimischen Hechtbestände

positiv beeinflusst. So wurden Teilabschnitte der Lippe in Nordrhein-Westfalen ab Mitte der 90er Jahre umfangreich renaturiert und auenähnliche Strukturen neu geschaffen. Im Ergebnis berichtet die Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (Beckers et al. 2004) von im Mittel deutlich erhöhten Hechtvorkommen sowohl im Vergleich zum Ausgangszustand im Renaturierungsgebiet als auch im Vergleich zu einer weiterhin stark degradierten Kontrollstrecke der Lippe. Es ist wahrscheinlich, dass in Deutschland viele weitere vergleichbare Projekte und Beobachtungen von Angelvereinen und anderen Akteuren vorliegen, die keinen Eingang in die Literatur gefunden haben und auf die daher hier nicht verwiesen werden kann. Ein im Juni 2016 im Rahmen der nationalen Biodiversitätsstrategie startendes Verbundprojekt namens "Baggersee" in Zusammenarbeit zwischen IGB, der Technischen Universität Berlin und dem LSFV-Niedersachsen soll in den kommenden sechs Jahren die Möglichkeiten kleinräumiger Lebensraumgestaltung für die Fischbestandsförderung am Beispiel niedersächsischer Baggerseen mittels replizierter Ganzseeexperimente genauer untersuchen.

Bewirtschaftung von Hechten über die Regulierung der Beangelung

Über Besatz und Habitatmanagement hinaus hat der anglerische Bewirtschafter auch die Möglichkeit, die Befischungsintensität der Hechte direkt zu managen. Eine Regulierung der Befischung ist aber nur dann sinnvoll, wenn die Angelfischerei Effekte





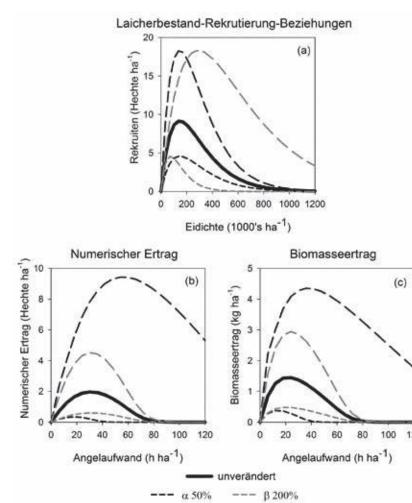
auf die Hechtpopulation hat. Zunächst soll daher eruiert werden, ob durch intensive Beangelung überhaupt eine Überfischung von Hechten denkbar ist oder nicht.

Grundsätzlich können drei Überfischungspunkte unterscheiden werden: Wachstumsüberfischung, Rekrutierungsüberfischung und Größenüberfischung (Abb. 12).

Wachstumsüberfischung

Die Wachstumsüberfischung wird mit Bezug auf den maximal möglichen Biomassedauerertrag (maximum sustainable yield, MSY) definiert. Wachstumsüberfischung ist erreicht, wenn die Population trotz anhaltend hohem Befischungsaufwand geringere Erträge generiert als maximal möglich ist (Abb. 12). Drei populationsdynamische Raten bedingen die Popu-

lationswachstumsrate und damit verbunden das Ertragspotenzial: individueller Zuwachs, Rekrutierung (in der Fischerei definiert als Anzahl der Nachkommen, die in den Fang hineinwachsen) und Überleben (RICKER 1975). Nehmen wir vereinfachend an, dass die befischte Laichhechtdichte (noch) hoch genug ist, um die Rekrutierung (noch) nicht zu begrenzen. Unter diesen Bedingungen tritt Wachstumsüberfischung ein, wenn die Fische bei einem zu jungen Alter entnommen werden, an dem ihr maximales Wachstumspotenzial im Sinne des Biomassezuwachses pro Zeit noch nicht erreicht wurde (daher der Begriff Wachstumsüberfischung). Folgt man dem hechtpopulationsdynamischen Modell von Johnston et al. (2013) und simuliert Hechtbestände unterschiedlicher Produktivität (Abb. 13a), wird deutlich, dass nachhaltige Hechterträge zwischen 0,5 und 5 kg/ha (Abb. 13c) bzw. zwischen 0,5 bis 9 maßigen Hech-



ez 200%

B 50%

Abb. 13: Ertragskurven und numerischer Ertrag von Hechten in Abhängigkeit verschiedener Produktivitäten (simuliert über Variationen in der Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung) und in Abhängigkeit unterschiedlicher Angelaufwände auf Hecht in dem Hechtmodell von Johnston et al. (2013). Die Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung folgt RICKER (1954) und hat die Form $R = \alpha Se^{\beta S}$, wobei α die maximale Überlebensrate nach der Geburt bis zur Rekrutierung R (hier Altersklasse 1) bei geringer Laicherabundanz S ist, β ist die inverse Laicherdichte, die die Rekrutierung maximiert; dieser Parameter beschreibt die Stärke der Dichteregulation, die das Überleben der Nachkommen bestimmt. Eine alternative Beschreibung von β ist die Rate des Rückgangs der Rekruten/Laicher mit der Zunahme der Laicherdichte, was für kannibalistische Arten wie den Hecht typisch ist (EDELINE et al. 2008).

te/ha (Abb. 13b) schwanken. Fischt man intensiver, kann es dem Modell zur Folge zur Wachstumsüberfischung kommen - der realisierte Ertrag ist dann geringer als der maximal mögliche MSY (Abb. 12,13). Werden in der Praxis entsprechende Befischungsdrücke erreicht oder sind die Ergebnisse in Abbildung 13 rein theoretischer Natur ohne Praxisbezug? Angelaufwände auf Hecht erreichen Werte über 300 kumulative Angelstunden je Hektar und Jahr (Kempin-GER & CARLINE 1978). Allerdings zeigten Arlinghaus & Lewin (2015), dass der Angelaufwand an sich kein guter Anzeiger für die Überfischung ist, weil die Befischungseffekte stark davon abhängen, welche Anglertypen für den Angelaufwand verantwortlich sind (JOHNSTON et al. 2015a). Eine alternative Betrachtung zum Überfischungspotenzial bietet die Analyse der Fischereisterblichkeit im Vergleich zu Referenzpunkten für eine nachhaltige Entnahme bzw. fischereiliche Sterblichkeit. Publizierte jährliche Entnahmeraten, μ, nordamerikanischer Hechtbestände schwankten zwischen 0 % bis knapp 46 % pro Jahr (Snow 1978, GOEDDE & COBLE 1981, MOSINDY et al. 1987, ALLEN et al. 1998, Pierce et al. 1995). Allerdings werden in Nordamerika viele Hechte gefangen und zurückgesetzt (Pierce et al. 1995), sodass auf Basis dieser Daten unklar bleibt, wie hoch die hiesigen Entnahmeraten beim Hecht tatsächlich sind und ob diese ausreichen, die Wachstumsüberfischung auszulösen.

Lester et al. (2014) legten kürzlich eine Theorie zur Einschätzung der Wachstumsüberfischung von Süßwasserfischarten unter datenarmen Situationen, was typisch für Hechte ist (Post et al. 2002), vor. Die Autoren zeigten, dass für jeden Bestand eine "sichere fischereiliche Sterblichkeit" F_{sicher} existiert, die mittels einer Formel sehr einfach abgeschätzt werden kann, wenn der Bestand so befischt wird, dass die Tiere vor dem Fang mindestens einmal die Möglichkeit zur Vermehrung hatten. Genau das ist in Deutschland flächendeckend durch das gesetzliche Mindestmaß gegeben. Wenn man dann konservativ davon ausgeht, dass die Hechte keine Rekrutierungskompensation zeigen, kann F_{sicher} folgendermaßen mit der folgenden, sehr einfachen Formel berechnet werden (LESTER et al. 2014):

$$F_{\text{sicher}}/M = 0.75 \ ((h_{\text{F}}/h_{\text{M}}) - 1).$$

In dieser Formel steht $h_{\scriptscriptstyle F}$ für die juvenile individuelle

Wachstumsrate eines befischten Bestands, h_{M} ist die juvenile individuelle Wachstumsrate eines unbefischten Bestands (d. h. bei hoher Dichte), und M ist die natürliche Sterblichkeitsrate (instantaneous natural mortality rate mit der Einheit pro Jahr) im unbefischten Zustand. Die Literatur zur Reproduktionskompensation von Hechten ist uneinheitlich. Während einige Autoren von starken Anstiegen der Reproduktionsleistung nach der Ausdünnung berichten (Knösche 1996, Sharma & Borgstrøm 2008, EDELINE et al. 2008), fanden andere Autoren auf Basis langer Zeitreihen zu Hechten in Windermere (größter natürlicher See Englands) eine monotone Reduktion der Gesamtrekrutierung bei fallenden Laichhechtbiomassen (Langangen et al. 2011). Angesichts dieser Unsicherheit soll in einem ersten Schritt von keiner Rekrutierungskompensation ausgegangen werden. Falls in der Realität eine solche existiert, ist man bei einer Bewirtschaftung auf Grundlage von F_{sicher} immer auf der sicheren Seite, weil die Bestände eine höhere Fischereisterblichkeit als F_{sicher} tolerieren.

In 18 flachen, niedersächsischen Baggerseen mit einer Fläche < 12 Hektar ("typische Angelvereinsgewässer") haben wir über Fang-Wiederfang-Methoden markierter Hechte die fischereiliche Sterblichkeit direkt geschätzt und mit einer Schätzung von Fsicher verglichen. Angler, die Hechte fingen, waren aufgerufen, diese in einem Fangbuch zu notieren. Dafür bekamen sie eine Belohnung von bis zu 25 € je Fisch. Durch unterschiedliche Belohnungshöhen auf äußerlich sichtbaren Fischmarken wurde die Melderate an gefangenen Hechten bestimmt, weil selbstverständlich nicht alle gefangenen Hechte von Anglern gemeldet werden. Die Markenverlustrate wurde in separaten Teichversuchen bestimmt (Hühn et al. 2014b). Die abschließenden Berechnungen zu µ bzw. F folgten den Methoden von Allen & Hightower (2010), um sowohl die jährliche Entnahmerate, µ (% pro Jahr), als auch den entsprechenden fischereilichen Sterblichkeitskoeffizienten F (pro Jahr) zu messen. Den Referenzpunkt zur Abschätzung des Potenzials für Wachstumsüberfischung Fsicher wurde unter Rückgriff auf einen Schätzwert der natürlichen Sterblichkeit in unbefischten Situationen für maßige Hechte > 50 cm mittels Telemetrie in einem uckermärkischen See

ähnlicher Größe und Trophie wie die niedersächsischen Baggerseen bestimmt (M = 0.08 pro Jahr, 95 % Vertrauensintervall 0 - 0,18 pro Jahr, Arlinghaus et al. unveröffentlichte Daten). Die Wachstumskompensation $(h_{\scriptscriptstyle E}/h_{\scriptscriptstyle M})$ wurde auf Basis der Schwankung des Brodie Koeffizienten k im von Bertalanffy Wachstumsmodell über verschiedene Seen als bis zu dreifach eingeschätzt (PAGEL et al. unpublizierte Daten). Das heißt, dass Hechte in stark ausgedünnten Situationen durch die erhöhte Futterverfügbarkeit als Jungfische bis zu dreimal schneller wachsen als im unbefischten Zustand. Unter Annahme der oberen Schranke des Vertrauensintervalls für $M \approx 0.2$ errechnete sich F_{st} _{cher} = 0,3 pro Jahr als Referenzpunkt für nachhaltige Hechtangelei gemäß Lester et al. (2014). Arlinghaus & Lewin (2005) zeigten, dass jährliche Entnahmeraten, μ, < 30 % des gegenwärtigen Bestands beim Hecht zu einer nachhaltigen Entnahme und Befischung unterhalb des MSY führen. Da $F = -\ln(1-\mu)$ ist (ALLEN & HIGHTOWER 2010), entspricht das einer fischereilichen Sterblichkeit von F = 0.35 pro Jahr. Insofern scheint der Referenzpunkt F_{sicher} = 0,3 realistisch konservativ. Interessanterweise ist die "Ein Drittel Entnahmeregel" (entnehme maximal 1/3 des adulten Fischbestands) bereits zuvor in der deutschsprachigen Literatur für die nachhaltige Entnahme von Süßwasserfischen postuliert worden (Barthelmes 1981). Ganz allgemein sollte die fischereiliche Sterblichkeit F aber kleiner als die natürliche Sterblichkeit M ausfallen, um eine nachhaltige Fischerei zu gewährleisten (WALTERS & Martell 2004, Lester et al. 2014), sodass die "Ein Drittel Regel" nicht für alle Gewässer zutreffen wird, weil M von Gewässer zu Gewässer stark schwankt. In neun der 18 untersuchten niedersächsischen Seen konnten durch die Analysen der Fangmeldungen der Angler μ und entsprechend F bestimmt werden, in neun weiteren Seen reichten die Markierungen oder die Wiederfänge nicht aus, um eine solide Abschätzung von F zu realisieren (Tab. 2). Einige der gelungenen Schätzwerte zu F waren vergleichsweise unsicher, aber dennoch aussagekräftig (Abb. 14). Die fischereiliche Sterblichkeit F schwankte zwischen den neun Seen und den beiden Untersuchungsjahren stark zwischen 0 und 0,93 pro Jahr. Ein F von 0,93 ist die höchste Fischereisterblichkeit auf Hecht, die jemals dokumentiert worden ist (vgl. ALLEN et al. 1998). Die derzeitige fischereiliche Sterblichkeit F überstieg Fsicher im Darnsee bei Bramsche in beiden Untersuchungs-

Tab. 2: Jährliche Entnahmeraten, μ, (Mittelwert und Standardabweichung, *SD*) und fischereiliche Sterblichkeit, *F*, für Hechte in neun niedersächsischen Baggerseen, die von Anglern in 2011 und 2012 befischt wurden. *F* wurde unter Beachtung des Verlusts von Marken, markierungs-induzierter Sterblichkeit und der Unsicherheit der Rückmeldung durch Angler über Fangbücher unter Nutzung eines R Codes von Daniel Gwinn (2015) (https://dgwinn.wordpress.com) auf Basis der Methoden von Allen & Hightower (2010) errechnet. Die Konfidenzintervalle der Schätzungen für *F* finden sich in Abb. 14.

	μ ± SD (%, 2011)	μ ± SD (%, 2012)	F (pro Jahr, 2011)	F (pro Jahr, 2012)
Buschmühlenteich (Bu)	0,12 ± 0,06	0,03 ± 0,03	0,13	0,03
Darnsee (Da)	0,41 ± 0,16	0,53 ± 0,16	0,53	0,76
Gr. Mergelgrube (GrMg)	0,00 ± 0,00	0,12 ± 0,13	0,00	0,13
Handorf (Ha)	0,19 ± 0,18	0,24 ± 0,17	0,21	0,28
Karpfenteich (Ka See)	0,09 ± 0,09	0,00 ± 0,00	0,09	0,00
Stiegerteich (Sti)	0,00 ± 0,00	0,29 ± 0,16	0,00	0,34
Vockfeyer See (Vo)	0,24 ± 0,07	0,17 ± 0,05	0,27	0,18
Vörum 1 (Voe1)	0,00 ± 0,00	0,09 ± 0,09	0,00	0,09
Vörum 2 (Voe2)	0,61 ± 0,28	0,00 ± 0,00	0,93	0,00

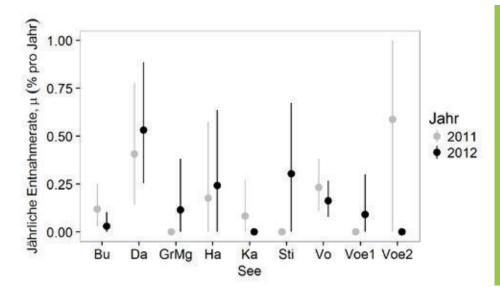


Abb. 14: Vertrauensintervalle der jährlichen Befischungsrate, μ, für beangelte Hechte in neun Seen in Niedersachsen. Die Seeabkürzungen ergeben sich aus Tab. 2

jahren 2011 und 2012 und im Gewässer Vörum 2 bei Peine in 2011 (Tab. 2). Überdies befanden sich zwei Schätzungen von F in der Nähe des Referenzpunkts für die Wachstumsüberfischung (0,27 Vockfeyer See im Jahr 2011 und 0,28 in Handorf im 2012). Anders gesagt: Von den 18 Schätzungen zu F auf Hecht unter praktischen anglerischen Bedingungen in kleinen niedersächsischen Baggerseen über zwei Jahre deuten 16 % (N = 3) der Fälle auf wachstumsüberfischte Bestände hin. Positiv ausgedrückt war die große Mehrheit der Hechtbestände nachhaltig beangelt. Wachstumsüberfischung kann also auch unter hiesigen Bedingungen vorkommen, scheint aber die Ausnahme und nicht die Regel zu sein.

Rekrutierungsüberfischung

Falls die fischereiliche Sterblichkeit anhaltend hoch ist oder sogar steigt, nachdem der MSY erreicht wurde, kann die Rekrutierungsüberfischung einsetzen (Abb. 11). Modellierungen und empirische Arbeiten (Post et al. 2002) haben gezeigt, dass Rekrutierungsüberfischung in der Angelei auf Hecht möglich ist (Abb. 15, siehe Johnston et al. 2010, 2013, 2015a zu Details), vor allem dann, wenn die Fangbestimmungen (zu) liberal und der Angelaufwand unlimitiert hoch sind. Wenn allerdings die Laicher durch ein angemessen hohes Mindestmaß zum Teil geschützt sind, kann die Rekrutierungsüberfischung effektiv verhindert werden (z. B. Mindestmaß ≥ 50 cm, Abb.

15). Hechte sind anfälliger gegenüber der Rekrutierungsüberfischung als andere Arten wie Bachforellen oder Barsche (*Perca fluviatilis*) und ähnlich empfindlich wie Zander (Abb. 15).

Rekrutierungsüberfischung kann beim Hecht deswegen eintreten, weil neben verschiedenen ökologischen Faktoren wie Temperatur oder Beutefischverfügbarkeit wie gesagt auch die absolute Laicherbiomasse auf die Anzahl der aus den Eiern heranwachsenden Hechte Einfluss hat, es also nachgewiesenermaßen bei Hechten eine Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung gibt (Abb. 13, Minns et al. 1996, Edeline et al. 2008, Langangen et al. 2011). Auch ist zu bedenken, dass die fischereiliche und die natürliche Sterblichkeit bei adulten Hechten additiv funktioniert und nicht mehr kompensatorisch, wie das bei Junghechten der Fall ist (ALLEN et al. 1998). Rekrutierungsüberfischung wird mit Bezug auf die Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung an dem Punkt diagnostiziert, ab dem die Laicherbiomasse so gering wird, dass die Rekrutierung eingeschränkt ist (links vom Maximum in Abb. 13). Ein typischer Referenzpunkt für die Rekrutierungsüberfischung in der marinen Fischerei ist ein Laicherbiomassepotenzial von 0,35 (MACE 1994), d. h. die befischte Laicherbiomasse ist nur noch 35 % der Laicherbiomasse im unbefischten Zustand. Da Hechte eine Laicherbestand-Rekrutierungs-Beziehung kennzeichnet, die mit hoher Wahrscheinlichkeit dem Modell von Ricker (1954) folgt (EDELINE et al. 2008), kann es sein, dass die Gefahr einer Rekru-

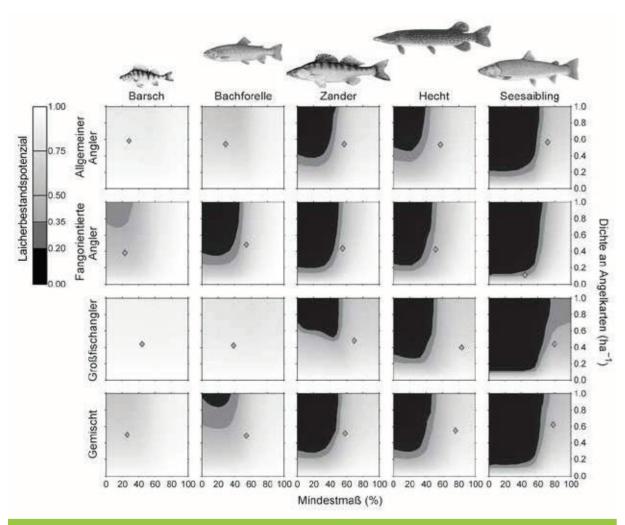


Abb. 15: Laicherbestandspotenzial in Bezug auf Mindestmaße (% der Maximallänge) und Zahl der Angler (Angelkartendichte) für verschiedene Arten und Hechtanglertypen. Rekrutierungsüberfischung wird durch die schwarzen Flächen angezeigt (modifiziert aus JOHNSTON et al. 2013).

tierungsüberfischung verborgen bleibt, da die Hechte auf die Befischung zunächst mit einem Anstieg der Rekrutierung reagieren (Jolley et al. 2008, Sharma & Borstrøm 2008). Erst später fällt die Rekrutierung dann ab (Abb. 13). Die tatsächliche Bedrohungskulisse zur Rekrutierungsüberfischung dürfte aber weit weniger virulent sein als die Wachstums- oder Grö-Benüberfischung (s. unten). Damit die Rekrutierungsüberfischung verhindert wird, muss die Haksterblichkeit für die geschonten Junghechte gering und der Einhaltungsgrad der Fangbestimmungen hoch sein (Abb. 16). Die Überfischungswahrscheinlichkeit ist dann besonders hoch, wenn stark entnahmeorientierte Hechtangler die Anglerpopulation dominieren und wenn die Fangbestimmungen ohne Berücksichtigung der Haksterblichkeit und der Möglichkeit, dass auch

geschützte Größen von einigen Anglern illegalerweise mitgenommen werden, festgesetzt werden (Abb. 16). Wenn allerdings sozial optimale Fangbestimmungen garantiert werden können (über die Kopplung von Mindestmaß und Aufwandskontrolle unter Berücksichtigung der Regelnichteinhaltung und einer gewissen Haksterblichkeit), sind Hechtbestände im Sinne der Rekrutierungsüberfischung auch gegenüber der Nichteinhaltung von Regeln und hoher Hakmortalität weitgehend immun (Abb. 16).

Größenüberfischung

Alle Angler, auch die fangorientierten, bevorzugen den Fang größerer über den Fang kleinerer Hechte (ARLINGHAUS et al. 2014). Allerdings findet man diese

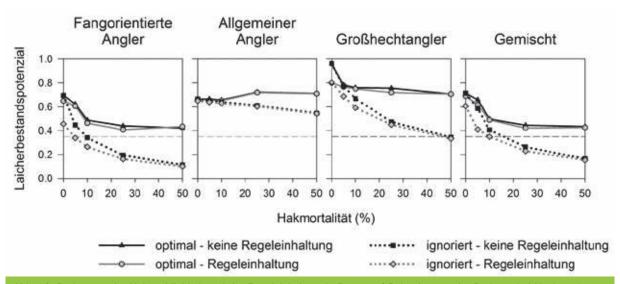


Abb. 16: Bedeutung der Haksterblichkeit und der Regeleinhaltung in Bezug auf Rekrutierungsüberfischung bei Hechten (unterstrichene horizontale Linie). Es werden Situationen unterschieden, bei denen die Fangbestimmungen unter Beachtung der Haksterblichkeit und der Regelnichteinhaltung festgesetzt wurden ("optimal"), und Situationen, bei denen die Fangbestimmungen unter Ignorierung der Präsenz von Haksterblichkeit und Regelnichteinhaltung festgelegt wurden (modifiziert nach JOHNSTON et al. 2015a).

begehrten Fischgrößen in befischten Hechtbeständen nicht oder nur in (sehr) geringer Abundanz, wenn die Hechte intensiv entnommen werden (Abb. 19, OL-SEN & CUNNINGHAM 1989, PIERCE 2010, ARLINGHAUS et al. 2010). Auf Basis von 1089 in Angeltagebüchern des Besatzfischprojekts dokumentierten Angelausflügen niedersächsischer Angler wurde durch die Autoren ein Mittelwert für die Anzahl je Angeltag gefangener kapitaler Hechte > 100 cm von 0,003 bestimmt. Das heißt, ein Angler muss an niedersächsischen Vereinsgewässern im Durchschnitt 333 Tage gezielt auf Hechte angeln, um einen Fisch > 100 cm zu fangen. Da schon sehr geringe Angelaufwände meist zum Komplettverlust großer Tiere über 76 cm im Bestand führen (Pierce 2010), ist davon auszugehen, dass neben den ohnehin geringen natürlichen Abundanzen auch die Fischereidrücke die minimalen Fangraten kapitaler Fische in Niedersachsen erklären.

Stark verjüngte Altersstrukturen und hohe Anteile junger bzw. kleiner Tiere, die stark befischte Hechtbestände kennzeichnen, sind insgesamt ein guter Indikator der "Größenüberfischung" (Goodyear 2015, Abb. 12). Diese ist dadurch geprägt, dass die Hechtbestände im Durchschnitt klein und jung sind und sich nur wenige Tiere oberhalb des Mindestmaßes in den Beständen finden. Obwohl die Verjüngung in gewissen Grenzen die Ertragsfähigkeit steigert (Schä-

PERCLAUS 1960), beeinflusst eine starke Verjüngung die Angelqualität negativ (Pierce 2012, Arlinghaus et al. 2014, Gwinn et al. 2015, Carlson 2016). Größenüberfischung tritt bei Befischungsdrücken unterhalb des MSY auf (Abb. 12). Sowohl aus ökologischer wie auch aus anglerischer Perspektive sind die nachhaltigen fischereilichen Sterblichkeiten entsprechend geringer als die, die zum MSY führen (RADOMSKI et al. 2001). MSY ist vor allem in der Berufsfischerei ein geeigneter Referenzpunkt, wohingegen die Maximierung des numerischen Ertrags (Anzahl der entnommenen Fische, die zwischen Anglern "aufgeteilt" werden können) sowie die Gewährleistung einer positiven Fangwahrscheinlichkeit von großen Fischen für Angler geeignetere Bewirtschaftungsziele darstellen (Gwinn et al. 2015). Überdies sind gemäß Fischereigesetz der Länder in beangelten Beständen möglichst naturnahe Fischbestände mit einer natürlichen Altersstruktur zu erhalten - ein Ziel, das durch eine scharfe Größenüberfischung torpediert wird.

"Am großen Hecht erkennt man den schlechten Fischer" (Schäperclaus 1960). Mit dieser griffigen Aussage soll zum Ausdruck gebracht werden, dass die großen Hechte im Sinne der abschöpfbaren Biomasseproduktion weniger ertragreich sind als kleinere Hechte und daher Bestände mit vielen großen Hechten als "unterfischt" bzw. "schlecht befischt" zu cha-

rakterisieren sind. Dies gilt allerdings nur für Hechtbestände mit Reproduktionsüberschuss (Schäperclaus 1960) und auch nur dann, wenn das Hegeziel die Abschöpfung maximaler Fischbiomassen umfasst, ohne weitergehende Beachtung der ökologischen Rolle des Hechts im Nahrungsnetz oder sozio-ökonomischer Erwägungen. Diese Bedingungen treffen insbesondere auf teichwirtschaftliche Produktionsbedingungen zu, wo die Reproduktion über das Aussetzen von Brütlingen unbegrenzt ist, Effekte des Hechts auf andere Glieder im Nahrungsnetz irrelevant sind und populationsdynamisch lediglich Wachstum und Sterblichkeit die Ertragsbildung bestimmen. Unter diesen Bedingungen maximiert tatsächlich die Bewirtschaftung mit mittelalten Fischen die Erträge. All das trifft aber nur begrenzt oder gar nicht auf natürliche Bedingungen in Seen und Flüssen zu. In der Natur ist es z. B. keinesfalls sicher, dass die Hechtbestände in jedem Jahr einen Reproduktionsüberschuss realisieren, weil es hohe dichteunabhängige Sterblichkeiten im Ei- oder Junghechtstadium gibt, z. B. als Folge unvorhergesehener Wetterbedingungen (HAUGEN et al. 2007). Und wenn zusätzlich die Bewirtschaftungsziele auf die Maximierung des numerischen Ertrags und den Erhalt der Fangaussicht großer Tiere ausgelegt sind, verliert der Schäperclaussche Lehrsatz weiter an Bedeutung, und die Bedeutung des Schutzes der großen, besonders fruchtbaren Hechte gewinnt aus ökologischen und anglerischen Gründen an Relevanz (GWINN et al. 2015). Entsprechend wird an dieser Stelle eine Modifikation des Schäperclausschen Lehrsatzes für die Angelfischerei vorgeschlagen: "Unter natürlichen Bedingungen erkennt man am großen Hecht das gute angelfischereiliche Management".

Große Hechte investieren ihre Überschussenergie tatsächlich nicht in Wachstum, sondern in die Produktion von Eiern (EDELINE et al. 2007). Sie sind daher keinesfalls unproduktiv, sie investieren nur anders. Tatsächlich steigt die Produktivität einzelner Fische mit der Masse^{0,66} an (Lester et al. 2014), große Tiere sind also produktiver als kleine, wenn man die Eiproduktion in die Produktivitätsbetrachtung einschließt. Für die Erneuerung der Bestände kann diese Eiinvestition sehr wichtig sein und als Puffer gegen Bestandsschwankungen wirken (Le Bris et al. 2015). Bei Hechten gibt es einen linear positiven

Zusammenhang zwischen der Masse und der Eizahl (z. B. Pagel 2009, Frauenstein 2012), entsprechend überproportional steigt die Eizahl mit der Fischlänge an. Auch die Laichqualität großer Hechte geht unter natürlichen Bedingungen nicht wie häufig behauptet zurück, sondern bleibt auch bei Fischen im letzten Drittel ihres Lebens unverändert hoch (Arlinghaus et al. 2010, Frauenstein 2012, Kotakorpi et al. 2013). Gleichzeitig ist die Sterberate der größeren Hechte deutlich geringer als die der kleineren (HAUGEN et al. 2007), sodass Laichhechte, die eine bestimmte "sichere" Länge erreicht haben, mehrere Jahre als Garant für die Gewährleistung der Eiablage dienen. Diverse aktuelle Studien belegen, dass vor allem Erstlaicher bei Hechten (und anderen Raubfischen) eine geringere Laichqualität aufweisen als die älteren Mehrfachlaicher (Arlinghaus et al. 2008d, 2010, Frauenstein 2013, Kotakorpi et al. 2013). Studien in Teichen zeigten, dass die Überlebensrate der Nachkommen großer Hechte deutlich höher war als die der Larven von Erstlaichern (Frauenstein 2012). Häufig kolportierte Aussagen von Fischzüchtern (und einigen Behördenvertretern), dass die Eigualität großer Hechte (unter künstlichen Aufzuchtbedingungen) geringer ist als die von mittelalten Laichfischen, haben für die Situationen unter befischten natürlichen Bedingungen nur eine geringe bzw. gar keine Relevanz, da in der Natur völlig andere Selektionsbedingungen herrschen als in der Fischzucht. Unter Zuchtbedingungen in Zugergläsern oder Brutrinnen überleben vor allem die kleinen Eier (z. B. HEATH et al. 2003), entsprechend höher erscheint die Eiqualität der kleinen und mittleren Laicher in künstlichen Erbrütungsversuchen, weil beim Hecht mit der Größe auch die Eigröße ansteigt (LINDROTH 1947, FRAUENSTEIN 2012, Arlinghaus et al. 2010). In der Natur hingegen steigt mit der Fischlänge von Hechten nicht nur die Eigröße, sondern nimmt auch der gonadosomatische Index zu (EDELINE et al. 2007). Alle verfügbaren Studien zur relativen Reproduktionsleistung unterschiedlich langer Hechte unter naturnäheren oder sogar natürlichen Bedingungen belegen entsprechend eine höhere oder mindestens gleich hohe Nachkommensproduktion großer Fische gegenüber kleineren Fischen und eine höhere Reproduktionsleistung gegenüber Erstlaichern (Pagel 2009, Frauenstein 2012). Es sind aber insbesondere die Erstlaicher, die in scharf befischten Beständen mit Mindestmaßen den Laicherbestand bilden. Studien an Zandern haben gezeigt, dass die gleiche Eimenge zu einer im Mittel 3,3-fach erhöhten Rekrutierung dreijähriger Zander führt, wenn sie von einem Laicherbestand mit einer breiten, naturnahen Altersstruktur abgegeben wurde im Vergleich zum Laicherbestand, der überwiegend aus Erstlaichern oder jungen Laichfischen bestand (Arlinghaus et al. 2008d). Insofern sind natürliche Raubfischbestände mit einer breiten Altersstruktur nachgewiesenerma-Ben produktiver als ein stark verjüngter Laichfischbestand. Übrigens hätte die Natur Langlebigkeit und damit verbunden den Aufbau von einer breiten Altersstruktur evolutionsbiologisch nicht hervorgebracht, wenn sie nicht positive Wirkungen auf die individuelle Fitness und zusammengenommen positive Wirkungen auf den Populationserhalt hätte. Bereits Schäperclaus (1960) räumte ein, dass der Indikatorwert des großen Hechts als Anzeiger für schlecht befischte Bestände bei rekrutierungslimitierten Raubfischbeständen nur eingeschränkt zutrifft - eine Einschätzung, die durch die neue Studienlage gestützt wird. Es ist daher verwunderlich, wenn ein aktuelles Praxisbuch für den Gewässerwart diese neuen (und zugleich auch alten) Erkenntnisse zur reproduktiven Bedeutung großer Laichfische negiert und stattdessen wiederholt die für natürliche Gewässer überholte Faustformel "großer Hecht = schlechter Fischer" präsentiert (MATTERN 2015).

Rekrutierungslimitierte Bestände entstehen zunächst durch Beschränkungen im Laich- und Junghechthabitat. Überdies nimmt die Produktion von Nachkommen über alle Laichtiere zusammengenommen in einem scharf befischten Bestand ab, da die insgesamt abgelegte Eianzahl durch die Reduktion des Laichfischbestands zurückgeht (Langenhagen et al. 2011). Unter diesen Bedingungen übernehmen einzelne große, fruchtbare Fische zunehmend eine wesentliche Bedeutung für die Bestandserneuerung. Darüber hinaus haben große Hechte eine bedeutende, wenn auch unterschätzte ökologische Funktion in größenstrukturierten Nahrungsnetzen (Kuparinen et al. 2016): Nimmt die Länge der Top-Räuber durch demografische Verjüngung ab, destabilisiert das nicht nur die Populationsdynamik des Hechts (VAN

KOOTEN et al. 2007), sondern führt auch zur Destabilisierung des Nahrungsnetzes (Kuparinen et al. 2016). Die Wissenschaft ist sich noch uneins, welcher Mechanismus genau die mittlerweile mannigfach dokumentierte Destabilisierung der Populationsdynamik nach scharfer Verjüngung durch Befischung erklärt. Diverse Mechanismen werden diskutiert (HSIEH et al. 2006, Andersen et al. 2008, Ohlberger et al. 2014), unter anderem der sogenannte Kohortenresonanzeffekt (Botsford et al. 2014) sowie der Umstand, dass Bestände aus jüngeren Fischen schneller wachsen und daher Umweltschwankungen über fehlende Puffereffekte stärkere (unmittelbarere) Wirkung entfalten (Anderson et al. 2008, Le Bris et al. 2015). Auch laichen unterschiedliche große Fische häufig (aber nicht immer) zu unterschiedlichen Zeiten und an unterschiedlichen Orten, was ebenfalls zur Pufferfunktion einer breiten Altersstruktur beiträgt. Ungeachtet der exakten Mechanismen findet in den Fischereimanagementwissenschaften derzeit ein Paradigmenwechsel statt, der die unterschätzte Bedeutung des Erhalts großer Fische in befischten Beständen thematisiert. Wie Pierce (2010) an Hechten zeigte, beschränken große Hechte in Seen auch die Bestandsdynamik der heranwachsenden Kohorten über den Kannibalismus nicht. Insofern kann abschließend konstatiert werden, dass große Hechte sowohl aus ökologischen wie aus angelfischereilichen Gründen eine zentrale Bedeutung haben, insbesondere wenn die Bewirtschaftungsziele - wie häufig in der Angelfischerei der Fall - über die Maximierung des Biomasseentnahmepotenzials hinausgehen und auch die Naturnähe der Altersstruktur in die Überlegungen einfließt.

Entnahmebestimmungen beim Hecht

Wie bereits ausgeführt, reagiert die Alters- und Längenstruktur von Hechtbeständen sehr empfindlich, selbst auf geringste Entnahmeraten (PIERCE 2012). Dem Fischereibewirtschafter stehen nun eine Reihe von Möglichkeiten zur Verfügung, den Fischereidruck in gewünschte Richtungen zu lenken. Entnahmebestimmungen können entweder direkt auf den Fischereidruck gerichtet sein (z. B. durch Schonzeiten oder die Ausgabe einer begrenzten

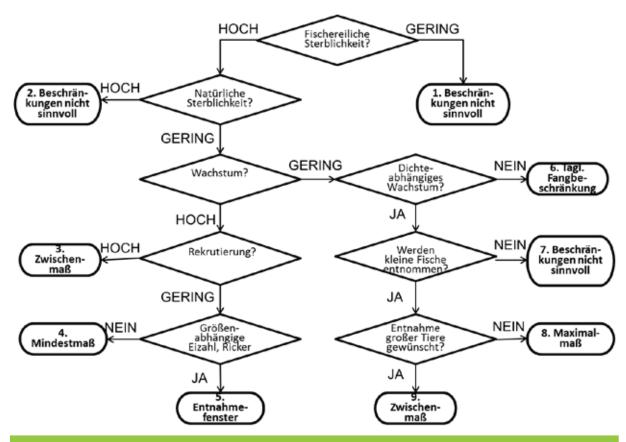


Abb. 17: Entscheidungsbaum zur Bestimmung von Entnahmebestimmungen in der Angelfischerei (modifiziert nach FAO 2012 und ARLINGHAUS et al. 2016).

Zahl von Angelkarten) oder aber die Entnahme direkt verändern (z. B. über Mindestmaße oder tägliche Entnahmebeschränkungen).

Beschränkungen des Fischereidrucks

Diese Arten von Bestimmungen sind unter Anglern meist nicht besonders beliebt. Insbesondere Beschränkungen der ausgegebenen Angelkarten werden von vielen Anglern und den meisten Gewässerwarten und Vereinsvorständen aus sozialen Gründen (verständlicherweise) abgelehnt. Hechtmodelle von Johnston et al. (2010, 2013, 2015a) zeigen jedoch, dass zur Gewährleistung einer hohen Angelqualität in vielen Fällen gewisse Beschränkungen der Beangelungsintensität sinnvoll sein können, weil ansonsten die Durchschnittsgrößen der Hechte stark abnehmen und im Extremfall vornehmlich untermaßige oder gerade maßige Fische im Bestand verbleiben. Entsprechende empi-

rische Ergebnisse liegen aus Ganzseeexperimenten vor (Pierce 2010; Tiainen et al. 2014), die die Modellprognosen stützen, wenn der Angeldruck hoch ist. Alternative Maßnahmen, die indirekter den Angeldruck kontrollieren, sind Schonzeiten oder Schongebiete. Obgleich diese Maßnahmen von vielen Anglern toleriert und teilweise vehement gefordert werden, liegen keine vergleichenden Freilandstudien vor, die den Erfolg dieser Maßnahmen im Sinne des Hechtbestandsschutzes empirisch belegen. Weil Hechte aber in der Regel räumlich umrissene Reviere bilden (Kobler et al. 2008a, b), kann davon ausgegangen werden, dass durch Schutzgebiete zumindest ein Teil der Hechtpopulation angemessenen Schutz erfährt. Allerdings ist auch bekannt, dass Hechte zum Teil großräumige Migrationen und Revieränderungen durchführen, wenn sich die ökologischen Bedingungen (z. B. Hechtdichte, Futterangebot) lokal ändern (HAU-GEN et al. 2006). Eine Ausdünnung von Hechten in ungeschützten Gebieten kann daher für einzelne Hechte Anreiz sein, das Revier aus dem geschützten in das ungeschützte Gebiet zu verlagern, was den Schutzeffekt von Schongebieten reduzieren könnte. Weiterführende Freilandstudien zu den Effekten von Schutzgebieten und Laichschonzeiten sind nötig, um das Bauchgefühl zur Sinnhaftigkeit entsprechender Maßnahmen mit Daten zu füttern.

Beschränkungen der Entnahme

In Deutschland werden traditionell Mindestmaße sowie tägliche Fangbeschränkungen als wesentliche Entnahmebestimmungen beim Hecht (und vielen anderen "Edelfischen") eingesetzt. Allerdings gibt es eine Reihe weiterer Fangbestimmungen, die ebenfalls - je nach Ökologie und Bewirtschaftungsziel - gute Ergebnisse realisieren können, auch wenn sie traditionell in Deutschland keine oder nur geringe Anwendung finden. Arlinghaus et al. (2016) entwickelten einen Entscheidungsbaum, der dem Bewirtschafter (z. B. Gewässerwart eines Angelvereins) helfen kann, geeignete Fangbestimmungen zu identifizieren. Die Anwendung des Entscheidungsbaums (Abb. 17) deutet an, dass Entnahmebestimmungen nur dann eine sinnvolle Variante darstellen, wenn 1) die Fischereisterblichkeit hoch sowie 2) die natürliche Sterblichkeit moderat oder gering ist. Im Folgenden gehen wir davon aus, dass diese beiden Bedingungen in der Regel beim Hecht in hiesigen Gewässern gegeben sind.

Die meisten Entnahmebestimmungen in der Angelfischerei sind größenbasiert und bestimmen Längen, ab denen Fische entnommen werden können. Man unterscheidet die gängigen Mindestmaße sowie die in vielen anderen Ländern regelmäßig eingesetzten Maximalmaße (Pierce 2010), Entnahme- bzw. Küchen- oder Mitnahmefenster (Arlinghaus et al. 2010) und Zwischenschonmaße (protected slot length limit, Pierce 2012). Zwischenschonmaße werden eingesetzt, um langsamwüchsige, verbuttete Populationen gerade im Juvenilstadium auszudünnen (Abb. 17, Carlson 2016). Diese Verbuttung findet man hierzulande beim Hecht extrem selten, sie ist in den USA weiter verbreitet, weswegen Zwischenschonmaße dort häufiger anzutreffen sind als in

Deutschland und Mitteleuropa (PIERCE 2010, CARLSON 2016). Da aber weltweit die wenigsten Angler sehr kleine, unreife Hechte mit nach Hause nehmen (PIERCE & TOMCKO 1998), wirken Zwischenschonmaße meist wie sehr hohe Mindestmaße. Insofern wird die nachfolgende Diskussion aus Platzgründen auf die Vor- und Nachteile von Mindestmaßen, Maximalmaßen und Entnahmefenstern beschränkt (Zusammenfassung in Tab. 3).

Die wesentliche Begründung für Mindestmaße ist, dass die Fische mindestens einmal vor der Entnahme ablaichen und so für den Bestandserhalt sorgen (Abb. 17). In der Tat verhindern angemessen hohe Mindestmaße (z. B. für den Hecht 45 cm oder höher) wie bereits bemerkt die Rekrutierungsüberfischung (Johnston et al. 2013, 2015a). Aus diesem Grunde und weil es unmöglich ist, jedes Binnengewässer in Deutschland jährlich zu monitoren, hat der Gesetzgeber über die Landesfischereiverordnungen flächendeckend über angemessen hohe, aber insgesamt relativ geringe Mindestmaße einen Mindeststandard des Hechtbestandsschutzes implementiert, der effektiv verhindert, dass durch die Angelei die bedrohlichste Form der Überfischung (Rekrutierungsüberfischung) Realität wird. Allerdings resultieren aus Mindestmaßen auch besonderes starke Veränderungen der Alters- und Grö-Benstruktur (Verjüngungseffekt) (z.B. Arlinghaus et al. 2010, Pierce 2010, Tiainen et al. 2014, Abb. 19), die neuesten Studien zufolge destabilisierend auf Fischbestände wirken (Andersen et al. 2008, Bots-FORD et al. 2014). Entsprechende Effekte sind auch bei Süßwasserfischarten wie dem Barsch (Perca fluviatilis) nachgewiesen worden (Ohlberger et al. 2014). Pierce (2010) zeigt auf Basis umfangreicher Feldstudien in den USA, dass mit Mindestmaßen befischte Bestände selten Exemplare länger als 76 cm beherbergten. Modelle (Arlinghaus et al. 2010) und Ganzseeexperimente in Finnland (TIAINEN et al. 2014) bestätigten diese Befunde für Europa (Abb. 19). Sofern der Bewirtschafter nicht nur dem Zusammenbruch von Fischbeständen effektiv entgegenwirken, sondern zusätzlich die Ertragsfähigkeit der Hechte maximieren will, deuten klassische Ertragpro-Rekrut Modelle an, dass die Mindestmaße bei

ca. 2/3 der maximalen Länge der Rogner festgelegt

werden sollten, damit die Tiere genügend Zeit haben, vor der Entnahme Biomasse zu akkumulieren (FROESE 2004). Dies bedeutet, dass bei einer theoretischen Endlänge von 120 cm ein Mindestmaß bei Hechten bei knapp 80 cm einzusetzen wäre, sofern der Biomasseertrag maximiert werden soll. Solche hohe Mindestmaße führen aber zu besonders ausgeprägter Selektion auf Langsamwüchsigkeit, was genetisch bedingt Ertragspotenzial kostet - ein Effekt, der in den traditionellen Ertrag-pro-Rekrut Modellen nicht berücksichtigt ist (Abb. 20, Matsumu-RA et al. 2011). Aus der evolutionären Perspektive sind sehr hohe Mindestmaße daher besonders kontraproduktiv (Tab. 3). Darüber hinaus führen hohe Mindestmaße zu besonders starken Verschiebungen des Geschlechterverhältnisses im Bestand (vgl. Casselman 1975), weil bei Hechten die Rogner deutlich größer werden als die Milchner und die Weibchen bei hohen Mindestmaßen eine hochselektive Sterblichkeit erfahren. Über die ökologischen Konsequenzen entsprechender Geschlechtsfrequenzveränderungen gibt es noch keine Studien.

Die Kritik an der Sinnhaftigkeit von Mindestmaßen ist bereits viele Dekaden alt und wurde hierzulande vor allem vom Tesch (1959) in die Literatur eingeführt. Mindestmaße machen z. B. keinen Sinn bei Arten, die im Juvenilstadium Tendenzen zur Verbuttung zeigen (Tesch 1959). Das ist beim Hecht nicht der Fall. In Deutschland ist hingegen zu beobachten, dass Bewirtschafter und auch einige Behördenvertreter zur Erhöhung der gesetzlichen Mindestmaße über Gewässerordnungen neigen, wenn ein lokaler Bestand besonderen Schutzes bedarf. Alternative Vorgehen wie die Einführung von Maximalmaßen zusätzlich zu Mindestmaßen oder aber die Kontrolle des Angelaufwands werden hingegen weit seltener eingesetzt, ersteres u. a. aus Angst vor einer "Catch & Release" Diskussion (siehe unten), letzteres aus Gründen der mit Angelbeschränkungen einhergehenden sozialen Konflikte (siehe oben). Leider ist die beliebte Erhöhung der gesetzlichen Mindestmaße in lokalen Gewässerordnungen (z. B. Hechtmindestmaß von 60 oder 70 cm) nach vorliegender Befundlage die ungünstigste aller Varianten, weil die Erträge (Abb. 18), die evolutionären Effekte auf die Langsamwüchsigkeit

besonders ausgeprägt sind (was den Ertrag weiter mindert, Abb. 20) und weil die Geschlechterverhältnisse besonders stark verschoben werden. Auch verhindert ein hohes Mindestmaß die Verjüngung nicht (Abb. 19).

Sofern der Bewirtschafter auch große, fruchtbare Laichfische im Bestand erhalten will, um sowohl der Reproduktion als auch dem Angelfang entgegen zu kommen und die unnatürliche Verjüngung etwas abzumildern, sind Maximalmaße eine lohnende Option. Maximalmaße sind der umfangreichen Studie von Pierce (2010) zufolge in der Lage, größere Hechte in nennenswerten, naturnahen Abundanzen im Bestand zu erhalten. Es ist wichtig zu bemerken, dass die Schonung der (sehr) großen Fische keinen Effekt auf die Abundanz der kleineren Altersklassen hatte - offenbar reichte der Kannibalismusdruck der wenigen Altfische in den von Pierce (2010) untersuchten Gewässern (Flächen 28 - 3.250 ha, Sichttiefen 1 - 5,5 m) nicht aus, um die schnellwüchsigen, mittleren Altersklassen nennenswert zu dezimieren. Da die großen Fische natürlicherweise selten sind und verglichen mit jüngeren Altersgruppen in nur sehr geringen Stückzahlen vorkommen, sind diese Ergebnisse wahrscheinlich auf sehr viele andere Gewässer übertragbar (eine Studie in sehr kleinen Gewässern steht aber noch aus). Bedeutsam ist auch die Erkenntnis, dass wegen der höheren spezifischen Stoffwechselrate je g Körpermasse von kleinen gegenüber größeren Hechten die insgesamt konsumierte Beutefischmenge bei gleicher Biomasse höher ist, wenn sich die Biomasse aus mehreren jüngeren Fischen im Vergleich zu einem kapitalen Tier zusammensetzt. Genau aus diesem Grund wird in der Biomanipulationsliteratur empfohlen, die Hechtbiomasse aus mittleren Altersgruppen zusammenzusetzen, da die von diesen Tieren realisierte Beutefischkonsumption höher ist, als wenn die gleiche Biomasse aus großen Tieren bestünde (Wysujack 2001). Maximalmaße sind selbstverständlich keine Option in der Bewirtschaftung, wenn Angler ein hohes Interesse an der Entnahme großer, kapitaler Tiere haben oder wenn sehr dichte Junghechtbestände ausgedünnt werden müssen, um ein angemessenes Wachstum zu erreichen (Abb. 17). Da nur die wenigsten Angler wie bereits bemerkt einen eige-

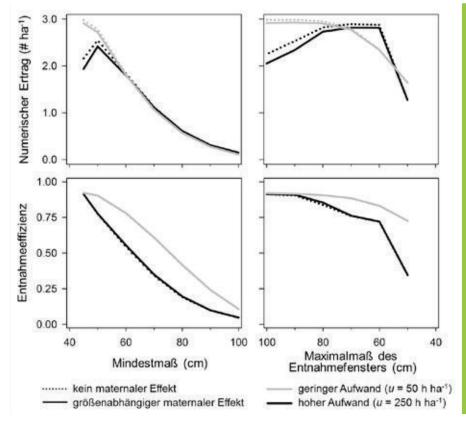


Abb. 18: Einfluss von Mindestmaßen und Entnahmefenstern auf Ertrag und Entnahmeeffizienz (1 = alle toten Fische werden auch entnommen) bei zwei Angelintensitäten, u (modifiziert aus ARLINGHAUS et al. 2010). Die verschiedenen Linien zeigen Simulationen mit und ohne Präsenz größenabhängiger maternaler Effekte (modifiziert nach ARLINGHAUS et al. 2010)

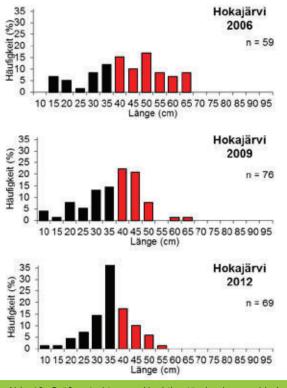
nen Antrieb haben dürften, sehr kleine Junghechte zu entnehmen, wirken Maximalmaße in der Regel wie Entnahmefenster (Kombination aus Mindest- und Maximalmaß). Die Implementierung von Maximalmaßen ist in Deutschland derzeit legal nicht möglich, da die rechtlich bindenden Mindestmaße unterwandert würden. Maximalmaße können hierzulande also nur in Kombination mit einem Mindestmaß genutzt werden, was dem Entnahmefenster entspricht.

Entnahmefenster sind in den letzten Jahren verstärkt in den Fokus gelangt, nachdem verschiedene Modelle die Überlegenheit der Entnahmefenster gegenüber reinen Mindestmaßen belegt haben (Arlinghaus et al. 2010, Gwinn et al. 2015), insbesondere in Bezug auf den numerischen Ertrag beim Hecht, der bei einer Entnahmefenster- und nicht bei einer Mindestmaßbewirtschaftung maximiert wird (Abb. 18, Arlinghaus et al. 2010, Gwinn et al. 2015). Der für Angler angenehme Nebeneffekt des Entnahmefensters ist, dass hierdurch größere Fische in nennenswerten, wenn auch immer noch geringen Anteilen in Beständen erhalten werden, was sowohl in Modellen (Arlinghaus et al. 2010) als auch jüngst

in empirischen Ganzseeexperimenten nachgewiesen worden ist und bei Mindestmaßen nicht auftritt (Abb. 19, Tiainen et al. 2014). Entgegen der Spekulation von Geldhauser (2006) führen Entnahmefenster aber keineswegs zur Akkumulation von Großfischen in unnatürlichen Anteilen (Abb. 19). Der Grund ist, dass alle Fische durch das Fenster wachsen müssen und innerhalb des Fensters eine signifikante fischereiliche Sterblichkeit stattfindet, die selbstverständlich den Fischbestand verjüngt, das aber in geringerem Maße als bei Mindestmaßen der Fall (Abb. 19). Um diese Effekte zu bewirken, müssen die Entnahmefenster je nach fischereilicher Sterblichkeit unterschiedlich breit gewählt werden, damit die Fische eine Chance haben, durch das Fenster zu wachsen (Gwinn et al. 2015). Eine Faustregel besagt, dass die Oberschranke bei etwa Zwei-Dritteln der theoretischen Maximallänge festgesetzt werden sollte, bei extrem hohen Fischereidrücken sollte die Oberschranke auf die Hälfte der Maximallänge reduziert werden (Gwinn et al. 2015).

Entnahmefenster können insbesondere dann als Standardmaßnahme empfohlen werden, wenn die Wachstumsraten der jungen Hechte ausreichend hoch sind, aber die Reproduktion aufgrund der Befischung potenziell gefährdet ist und die Bestände, wie beim Hecht der Fall, einer Bestands-Rekrutierungsbeziehung nach Ricker (1954) folgen. Die Grundidee ist, dass die großen, sehr fruchtbaren, aber numerisch seltenen Tiere als "Eireservoir" fungieren, und der Kannibalismus auf die Nachkommen aufgrund der scharfen Ausdünnung der mittleren Rekruten "im Fenster" durch die insgesamt gegenüber dem unbefischten Zustand stark reduzierte Hechtabundanz minimiert wird (was die Rekrutierung von Nachkommen fördert). Es ist noch einmal wichtig zu bemerken, dass es keine Hinweise dafür gibt, dass die Eigualität der gro-Ben Hechte geringer ist als die der kleineren Tiere (Kotakorpi et al. 2013) oder dass der Erhalt großer Fische die Abundanz der kleineren Hechte reduziert (Pierce 2010). Im Gegenteil: Studien an Teichhechten von Frauenstein (2012) belegen, dass die relative Fitness der Nachkommen großer, kapitaler Hechte unter natürlichen Bedingungen höher ist als die der Erstlaicher. Pagel (2009) zeigten überdies in einer Freilandstudie in einem natürlichen See in Brandenburg, dass der Reproduktionserfolg von den Weibchen, die im Juvenilstadium schneller wachsen, später im Leben höher ist. Auch produzieren schnellwüchsige Weibchen Nachkommen, die zum Herbst eine höhere Totallänge erreichen als langsamwüchsige Rogner (Pagel et al. 2015a). Die schnellwüchsigen Tiere sind aber auch die, die eher an der Angel hängen (Pieterek 2014), und es sind auch die, die durch Entnahmefenster, nicht aber durch Mindestmaße, in den Beständen erhalten werden (Abb. 20, Matsumura et al. 2011).

Es ist wichtig, angesichts kontroverser Diskussion in Angler- und Behördenkreisen zu bemerken, dass der Produktionseffekt durch den Erhalt großer Fische über Entnahmefenster von der Existenz sogenannter größenabhängiger maternaler Effekte



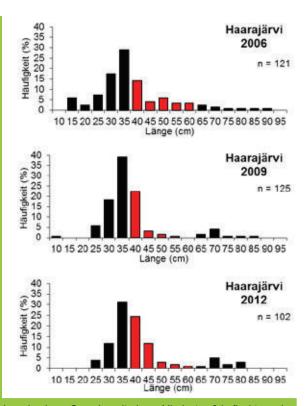


Abb. 19: Größenstruktur von Hechtbeständen in verschiedenen Jahren in einem See, der mit einem Mindestmaß befischt wurde (linke Abbildungen) und einem See, der mit einem Entnahmefenster bewirtschaftet wurde (rechte Abbildungen). Schwarze Längenklassen waren geschont. Rot umfassen die befischten Längenbereiche, die mit einer jährlichen Entnahmerate von 50 % der entnehmbaren Biomasse der ungeschonten Längenbereiche befischt wurden (modifiziert aus TIAINEN et al. 2014, Nachdruck mit freundlicher Genehmigung von Future Missions OY, Finnland). Große Laichtiere über 65 cm fanden sich nur in Beständen mit Entnahmefensterregelung.

unabhängig ist - es reicht alleine der unumstrittene Fruchtbarkeitseffekt für die Überlegenheit der Entnahmefenster im Vergleich zu Mindestmaßregelungen aus (Arlinghaus et al. 2010, Gwinn et al. 2015). Maternale Effekte, die bei Hechten zweifellos existieren (Frauenstein 2012, Kotakorpi et al. 2013, Pagel et al. 2015a), sind neuen Studien zufolge im Vergleich zu anderen ökologischen Faktoren wie Wassertemperatur für die Populationsdynamik von Hechten (und anderen Fischen) von eher nachrangiger Bedeutung (VINDENES et al. 2016). Diese Ergebnisse revidieren die Mechanismen, die als Begründung für die Überlegenheit des Entnahmefensters zuvor ins Feld geführt worden sind (Arlinghaus 2006), ohne die Überlegenheit des Entnahmefensters an sich infrage zu stellen. Modelle von Gwinn et al. (2015) und Arlinghaus et al. (2010) zeigten bereits, dass auch unter der Annahme, dass keine maternalen Effekte existieren, Entnahmefenster bessere Kompromisse zwischen numerischem Ertrag und Schutz großer Fische produzierten als Mindestmaße (Abb. 18). Auch starben bei Entnahmefenstern weniger Fische durch die Haksterblichkeit im Vergleich zu hohen Mindestmaßen, die von einigen Bewirtschaftern lieber implementiert werden, wenn ein lokaler Bestand eines erhöhten Schutzes bedarf (Abb. 18). Entnahmefenster erhöhen insgesamt die Pufferkapazität und Widerstandsfähigkeit von Fischbeständen gegenüber Umwelteinflüssen, wohingegen Mindestmaße vor allem eine schnelle Wiedererholung nach einer Überfischung garantieren (LE Bris et al. 2015). Entnahmefenster führen auch zu einer Selektion auf Schnellwüchsigkeit, während Mindestmaße langsamwüchsige Hechte fördern (Abb. 20): Modelle von Matsumura et al. (2011) belegten, dass mit Mindestmaß bewirtschaftete Hechtbestände in 100 Jahren 20 % ihrer Wachstumskapazität einbüßten, während bei der Entnahmefenstervariante die Fische evolutionär gesehen an Durchschnittslänge gewannen (Abb. 20). Anders ausgedrückt: Mindestmaße reduzieren in evolutionären Zeiträumen das Ertragspotenzial, während Entnahmefenster über die disruptive Selektion (EDELINE et al. 2009) den Ertrag sogar steigern.

Wenn die gesamte vorliegende Befundlage gewürdigt wird (Tab. 3), kann festgestellt werden, dass Entnahmefenster in vielen Fällen günstigere Fangbestimmungen darstellen als Mindestmaße. Überdies ist der Erhalt der großen Fische sowie einer natürlicheren Altersstruktur in mit Entnahmefenstern bewirtschafteten Situationen auch aus ökosystemarer Sicht positiv zu bewerten (Francis et al. 2007). Ein relevantes Argument, das gegen die Entnahmefenster spricht, ist, dass viele Angler ein

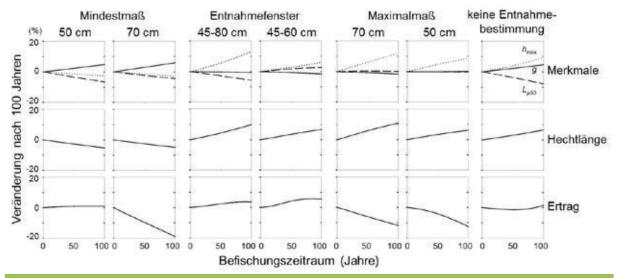


Abb. 20: Auswirkungen der Befischung (bei 100 Hechtangelstunden pro Hektar) auf die Selektionsdrücke von drei adaptiven lebensgeschichtlichen Eigenschaften (erste Zeile, h_{\max} = juvenile Wachstumsragte, L_{p50} = Länge, bei der 50 % des Bestands geschlechtsreif werden und g = Reproduktionsaufwand), die Durchschnittslänge vierjähriger Hechte (zweite Zeile) sowie den Gesamthechtertrag (dritte Zeile) über einen Zeitraum von 100 Jahren bei verschiedenen Fangbestimmungen bzw. in Abwesenheit von Entnahmebestimmungen (modifiziert aus Matsumurra et al. 2011).

Interesse haben, auch die großen Fische mit nach Hause zu nehmen. Die hohe konsumtive Grundhaltung, die die Mehrheit der deutschen Angler kennzeichnet (Ensinger 2015), ist wohl ein gewichtiger Hauptgrund, warum Entnahmefenster in vielen Vereinen bisher nicht umgesetzt worden sind. Darüber hinaus ist das Thema "Entnahmefenster" in Deutschland eng mit dem Reizthema "illegales Catch & Release großer Fische" bzw. "Förderung des Trophäenangelns" (Arlinghaus 2014) verwoben, was einem sachlichen Dialog gerade auf Behördenoder Verbandsebene entgegensteht. In Anbetracht des in Deutschland bindenden vernünftigen Grundes gemäß Tierschutzgesetz stellen Entnahmefenster gegenwärtig vor allem Hegemaßnahmen dar, die von den Gewässerbewirtschaftern im Einklang mit den Hegezielen lokal angewendet werden können, wenn ein Bestand verstärkten Schutz benötigt. Die Entscheidung, ob ein ungeschonter Fisch zurückgesetzt werden kann oder nicht, ist nach Meinung führender Behördenvertreter und Juristen nichts, was einzelne Angler selbstständig entscheiden können (Geldhauser 2006). Entsprechend ist es nach derzeitiger Rechtslage nur eingeschränkt möglich, dass einzelne Angler eigenverantwortlich entscheiden, welchen entnahmefähigen Fisch sie entnehmen und welchen nicht. Diese derzeitige Situation könnte sich künftig ändern, wenn Behörden und Verbände ihre Haltung der moderaten ethischen Bewertung der Bevölkerung zum Thema "selektive Entnahme" anpassen. Repräsentative Befragungen unter mehr als tausend Deutschen haben nämlich gezeigt, dass die Mehrheit der Deutschen einem ökologisch begründeten Zurücksetzen nach eigenen Ermessen des Anglers sowohl von unreifen wie auch von sehr großen Laichfischen positiv gegenübersteht (RIEPE & ARLINGHAUS 2014). Entsprechend wird ein ökologisch begründetes Zurücksetzen großer Fische in Deutschland moralisch akzeptiert (RIEPE & ARLINGHAUS 2014), ganz im Gegensatz zu der abstrakten Angst vor dem "Tierschutz", die häufig bei der Entnahmefensterdiskussion in Deutschland mitschwingt. Was hingegen von der Mehrheit der Deutschen moralisch abgelehnt wird, ist das eigenverantwortliche Zurücksetzen aus rein egozentrischen Erwägungen, z. B. um einem befreundeten Angler einen Rückfang eines großen Tieres zu ermöglichen. Leider ist es zu beobachten, dass einige Angler, vor allem fundamentale Trophäenangler, die gar keine Fische mit nach Hause nehmen, die richtige und wichtige fischereiökologische Sachdiskussion um das Entnahmefenster für rein egozentrische Begründungen zur Förderung des in Deutschland in der Tat nicht mehrheitlich tolerierten totalen Catch & Release aller und vor allem der großen Fische missbrauchen. Dies vergiftet die Gesprächsatmosphäre. Umgekehrt ist es kontraproduktiv, wenn viele Fischereibehörden und Angelverbände die Diskussion um Entnahmefenster pauschal aus Angst vor Missbrauch oder einer öffentlichen Debatte ablehnen, ohne die zweifellos positiven Komponenten dieser Hegemaßnahme wertzuschätzen und ohne Rücksicht auf die tatsächlich moderate Einstellung der Deutschen zu Thema "ökologisch begründetes Zurücksetzen großer, entnahmefähiger Fische". Auch ein Blick in die Schweiz ist lohnenswert, wo ein Land, das sich mindestens so stark dem Tierschutz verschreibt wie Deutschland, es dem einzelnen Angler überlässt zu entscheiden, ob er den einen oder anderen Fisch ausnahmsweise auch mal zurücksetzen kann. Der Diskurs in Deutschland scheint hingegen auf mehreren Ebenen festgefahren. Fest steht: Die Überlegenheit des Entnahmefensters gegenüber dem Mindestmaß ergibt sich vor allem aus ökologischen und ertragsbasierten Überlegungen (Tab. 3), die sozialen Effekte auf bestimmte Anglergruppen (vor allem die, die große Fische bevorzugen) ist ein angenehmer Nebeneffekt, aber nicht die Begründung für die Überlegenheit des Entnahmefensters gegenüber Mindestmaßen bei der Hechtbewirtschaftung. Gegen die Einführung von Entnahmefensters sprechen vor allem soziale Situationen, insbesondere wenn - wie häufig der Fall - die lokalen Angler mehrheitlich die großen Hechte verspeisen statt wiederfangen wollen. Allerdings geht dieses Verhalten auf Kosten der Hechtökologie und destabilisiert die Bestandsentwicklung. Ein Entnahme- bzw. Mitnahmefenster macht selbstverständlich bei nicht reproduzierenden Hechtbeständen oder anderen nichtreproduzierenden ökologisch keinen Sinn und ist daher auf natürlicherweise reproduzierende Arten und Situationen beschränkt. Hier ist das Entnahmefenster dann umso wertvoller.

Sollten Entnahmefenster politisch oder sozial nicht umsetzbar sein, kann zumindest theoretisch über den Einsatz alternativer Anreizsysteme für den Erhalt großer Fische nachgedacht werden. In den USA und Kanada sind z. B. in manchen Gegenden Markensysteme anzutreffen. Damit ist gemeint, dass sich Angler über den Kauf von Marken das Recht erwerben, große, kapitale Fische mitzunehmen. Da die ökologische Bedeutung großer Hechte besonders hoch ist, könnten die Preise der "Entnahmemarken" mit der Größe der Fische gestaffelt werden: Da die ökologische Funktion und Einzigartigkeit des kapitalen Fisches besonders hoch ist, ist auch der Preis für die Entnahme entsprechend hoch. Es ist nicht bekannt, dass solche Verfahren in Deutschland bisher eingesetzt worden sind, und es ist davon auszugehen, dass sie initial auf gro-Be Ablehnung treffen würden. Der Vollständigkeit halber sei aber auch die theoretische Funktionalität des Markensystems erwähnt, das international vielfach erfolgreich angewendet wird. Hierzulande könnte es in Form von Losverfahren oder vergleichbaren Ansätzen in Vereinen umgesetzt werden. Losglückliche Angler könnten ähnlich der in der marinen Berufsfischerei sehr erfolgreich eingesetzten transferierbaren, individuellen Quoten ihre Entnahmerechte meistbietend weiterveräußern. Es entstünde ein interner Markt im Verein um die lokalen Ausnahmefische. Es ist wahrscheinlich, dass sich diejenigen Angler die Entnahmerechte der großen Laichfische sichern, die entweder besonders hohen Nutzen aus der Entnahme des ökologisch besonders wertvollen Fisches ziehen, oder aber hohe Nutzen daraus ziehen, den Fisch im Bestand zu erhalten. Das Resultat wäre eine faire und effiziente Allokation von Kosten und Nutzen und eine insgesamt reduzierte Sterblichkeit der großen Fische, ohne die Entnahme komplett zu verbieten. Aus den gesammelten Erlösen könnten gemeinnützige Aktivitäten des Vereins oder Gewässerkäufe finanziert werden.

Weitere in der Angelei häufig eingesetzte Bestimmungen umfassen tägliche Fangbeschränkungen, die teilweise auch mit der eingeschränkten Ent-

nahme von kapitalen Ausnahmefischen kombiniert werden (zwei Fische pro Tag insgesamt, davon maximal einen über XY cm). Es gibt nur eine wissenschaftliche Studie zur Sinnhaftigkeit und zu den Auswirkungen von täglichen Fangbeschränkungen bei Hechten, und diese Studie erfolgt in Kombination von Entnahmebeschränkung und Mindestmaß (OELE et al. 2016). Tägliche Fangbeschränkungen beschränken wenn überhaupt nur die tägliche Mitnahme von Fischen durch einzelne Angler, nicht aber die Gesamtentnahme, die aber für die Nachhaltigkeit vordringlich relevant ist. Weil die wenigsten Angler die häufig in den Gewässerordnungen verankerten täglichen Fangbeschränkungen von zwei oder drei Hechten erreichen, besteht die Möglichkeit, dass diese Maßnahmen nicht zu gerechteren Verteilungen der entnommenen Fische zwischen den Anglern führen (Seekell 2011, Seekell et al. 2011). In der Tat liegen die durchschnittlichen täglichen Hechtfänge niedersächsischer Angler bei 0,78 Hechten pro Tag (N = 1098 Angelausflüge). Und bei Anglern in Mecklenburg-Vorpommern rangierten die mittleren Fangraten zwischen 0,3 und 0,5 Hechten pro Stunde, je nach Anglertyp (BEARD-MORE et al. 2011), was auf hechtreichere Gebiete hinweist als in Niedersachsen der Fall, wo die Mittelwerte für die täglichen Fänge von Hechten < 0,25 Hechte pro Stunde betrugen (PAGEL et al. 2015b). Mecklenburger Angler fischen im Durchschnitt zwischen 4 und 5 Stunden pro Angeltag, sodass sich mittlere Fänge pro Tag von 1,2 bis 2,5 Hechten ergeben. Diese Werte reichen nicht aus, um bei einer täglichen Entnahmebegrenzung von 2-3 Hechten pro Tag die Entnahme einzelner Angler zu begrenzen. Diese Daten sprechen dafür, dass die gegenwärtig hierzulande anzutreffenden (bereits relativ restriktiven) täglichen Fangbeschränkungen nur geringe Wirkung auf die Gesamthechtentnahme entfalten. Der Effekt von Fangbeschränkungen scheint dann vor allem sozialer Natur zu sein, indem sie die Angler daran erinnern, dass die Bestände limitiert sind (RADOMSKI et al. 2001). Fangbeschränkungen machen daher durchaus Sinn, auch wenn die biologische Effektivität im Sinne der Kontrolle des Gesamtertrags bei den derzeit bereits anzutreffenden Entnahmebeschränkungen in den meisten Gewässern gering sein dürfte. Anders sieht das aus, wenn lokal gar keine Entnahmebeschränkungen existieren, aber auch dann entfalten tägliche Entnahmebeschränkungen erst bei angemessen hohen Mindestmaßen einen positiven Effekt auf die Größenstruktur von Hechtbeständen (OELE et al. 2016). In der Studie von OELE et al. (2016) zeigten Mindestmaße von 66 cm in Kombination von täglichen Entnahmebeschränkungen von 2 Hechten pro Tag keine Effekte auf die Größenstruktur im Vergleich zu Gewässern ohne Mindestmaß und einer täglichen Entnahmbeschränkung von 5 Hechten pro Tag. Erst die Anhebung der Mindestmaße auf über 80 cm in Kombination mit einer maximalen täglichen Entnahme von 1 Hecht pro Tag wirkte sich positiv auf die Verfügbarkeit größerer Fische im Fang aus (OELE et al. 2016).

Effekte des Zurücksetzens von Hechten

Die oben angestellten Überlegungen zu den Fangbeschränkungen machen nur dann Sinn, wenn die Haksterblichkeit der zwangsläufig zurückzusetzenden untermaßigen oder anderweitig geschonten Hechte gering ist (Abb. 16). Das Zurücksetzen von geschonten Fischen ist auch hierzulande ein sehr häufiger Prozess in der Angelei auf Hecht und anderen Fischen (Beardmore et al. 2011). Wenn ein Hecht zurückgesetzt wird, kann dies sowohl letale als auch subletale Effekte hervorrufen (Arlinghaus et al. 2007). Die Sterblichkeit von Hechten nach dem Zurücksetzen beträgt in der Regel < 5 % (Hühn & ARLINGHAUS 2011) und kann bei schonendem Handling komplett vermieden werden (Arlinghaus et al. 2009). In Extremfällen, z. B. bei der Wahl falscher Haken (Schwedenhaken), kann die Haksterblichkeit auch bis zu 33 % betragen (DuBois et al. 1994). In diesem Zusammenhang erhöhen steigende Wassertemperaturen und die Verwendung von Naturködern gegenüber Kunstködern die Sterblichkeit, insbesondere wenn die Naturköder tief verschluckt werden (Arlinghaus et al. 2008b; Hühn & Arlinghaus 2011). Kleine Köder werden von Hechten häufig tiefer aufgenommen als größere Köder, was vermehrt zu Blutungen im Bereich der Kiemen führt und die

Sterblichkeit erhöht (DuBois et al. 1994, Arlinghaus et al. 2008b, Stälhammar et al. 2014). Unabhängig davon überleben die meisten Hechte, auch die schwach blutenden, den Zurücksetzvorgang unbeschadet, wenn sie schonend behandelt werden und die Luftaufenthaltszeit und Wassertemperatur gering sind (Arlinghaus et al. 2008b).

Neben den letalen Effekten können durch den Zurücksetzvorgang auch subletale Stressreaktionen hervorgerufen werden, die Auswirkungen auf die Fitness haben können. Beginnend beim hormonellen System der Tiere umfassen die subletalen Effekte biochemische und metabolische Vorgänge bis hin zu Veränderungen im Verhalten, im Wachstum und der Reproduktion (Schwalme & Mackay 1985a, b, Arlinghaus et al. 2009). Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass sowohl der Drillvorgang als auch die anschließende Luftexposition zum Hakenlösen Stressreaktionen beim Hecht auslösen (Schwalme & Mackay 1985a, b). Insbesondere bei tief gehakten Hechten und unerfahrenen Anglern kann sich die Zeit zum Hakenlösen verlängern (DuBois et al. 1994), was die Fische stark unter Stress setzt. Allerdings wurde anhand von Blutparametern wie Laktat und Glukose als Indikator für den Grad der Stressung festgestellt, dass Hechte nach 60 Sekunden Drillzeit bereits vollständig physiologisch erschöpft sind und zusätzliche Luftexposition diesen Effekt nicht weiter steigert (ARLINGHAUS et al. 2009). Die physiologische Stressantwort der Hechte wird also hauptsächlich durch den Drill und weniger durch anschließende Luftexposition verursacht. Nachdem der Fisch zurückgesetzt wurde, kehren die Energiereserven der Fische, gemessen an Muskel-Laktat und Muskel-ATP, bereits nach wenigen Stunden auf den Ausgangswert eines erholten Fisches zurück und auch hier hat die vorherige Luftexposition zum Hakenlösen einen untergeordneten Einfluss auf die insgesamt rasche physiologische Erholung der Hechte (Arlinghaus et al. 2009). Grundsätzlich sollten Hechte aber, wenn möglich unter Wasser abgehakt werden. Beim Handling ist auf möglichst geringe Verletzungen und eine rasche Hakenlösung mit entsprechendem Gerät zu achten. Nimmt der Angler den Kiemengriff zum Hakenlösen, kann auf die Nutzung einer Rachensperre verzichtet und der untermaßige Fisch binnen Sekunden wieder zurückgesetzt werden.

Nach dem Zurücksetzen kann das Verhalten der Tiere durch hohe Luftexpositionszeiten beeinträchtigt werden, obwohl die Tiere physiologisch gesehen wiedererholt sind. Während eine Luftexposition von ein bis drei Minuten keinen Effekt auf das anschließende Verhalten im Vergleich zu unverzüglich zurückgesetzten Artgenossen hatte, reduzierte länger anhaltende Luftexposition die Schwimmaktivität der Hechte innerhalb der ersten Stunde nach dem Zurücksetzen (Arlinghaus et al. 2009). Dies ist ein Indikator für einen Fisch, der sich vom Fangvorgang erholen musste. Im Vergleich mit dem individuellen Verhalten vor dem Fang war in anderen Studien die Aktivität der Hechte bis zu zwei Tage nach dem Fang signifikant reduziert (KLEFOTH et al. 2008, 2011, BAKTOFT et al. 2013); hohe Temperaturen beim Fang verstärkten diesen Effekt (BAKTOFT et al. 2013). Am ersten Tag nach dem Zurücksetzen kann sich auch die Nahrungsaufnahme verringern (Stålhammar et al. 2012), was in der Summe zu Wachstumseinbußen geangelter und zurückgesetzter Hechte führen kann (KLEFOTH et al. 2011). Die Möglichkeit daraus resultierender Konsequenzen für die Gesamtpopulation sind bisher unbekannt. Insgesamt gesehen sind Hechte vergleichsweise robust in Bezug auf Stressoren im Zusammenhang mit dem Fang und dem Zurücksetzen. Um die ohnehin geringe Sterblichkeit von geschonten Hechten nach dem Zurücksetzen weiter zu reduzieren, sollten Angler die Drillzeit minimieren, geschonte Fische möglichst rasch vom Haken lösen und zurücksetzen und einen Fang geschonter Fische besonders bei hohen Temperaturen vermeiden. Durch die Wahl größerer Köder > 15 cm Länge kann der Fang untermaßiger Fische reduziert und gleichzeitig das tiefe Verschlucken der Haken minimiert werden (Arlinghaus et al. 2008b). Auch die Wahl von großen Naturködern oder Wobblern verringert das tiefe Haken von Hechten gegenüber kleinen Plastikködern und kleinen Köderfischen und reduziert damit das Verletzungsrisiko (Arlinghaus et al. 2008b). Im Falle eines tief geschluckten Köders sollten Folgeverletzungen durch das Hakenlösen in Kombination mit allzu langer Luftexposition durch möglichst kurzes Abschneiden des Vorfachs vor dem Köder verhindert werden. Selbst wenn der Köder dabei im Fisch verbleibt, ist mit einem normalisierten Verhalten dieser Fische binnen eines Tages zu rechnen (Arlinghaus et al. 2008c) und in den meisten Fällen können sich die Hechte eigenständig vom Kunstköder befreien, wobei die Verwendung widerhakenloser Schonhaken diesen Vorgang beschleunigt (Pullen 2013). Um ungewollte Schnurbrüche zu verhindern, sind beim Hechtangeln unbedingt Metallvorfächer oder andere sehr bissfeste Schnüre zu empfehlen (Arlinghaus et al. 2008b).

Über die Hakmortalität hinaus, sind Fangbestimmungen nur dann sinnvoll, wenn Angler sich auch an die Einhaltung der Regeln halten (JOHNSTON et al. 2015a). Ein Mindestmaß an Durchsetzung lokaler Regeln ist nötig, damit sich über soziale Normen flächendeckend Einhaltungen der Fangbestimmungen innerhalb der Angler etablieren. Aus Kanada ist bekannt, dass eine Kontrollrate von 3 % der Angler ausreichend ist, damit sich unter den meisten Anglern regeleinhaltende Normen und Verhaltensweisen durchsetzen (WALKER et al. 2007). Natürlich ist ein Augenmerk in Bezug auf die professionelle Kommunikation beabsichtigter Regeländerungen zu legen (CARLSON 2016).

Schlussfolgerungen und Forschungsbedarf

Unsere Analyse des verfügbaren Wissens zum Hechtmanagement zeigt, dass eine Erhöhung der Tragekapazität von Hechten durch die fischereiliche Hege nur über ein Management des strukturierten Lebensraums denkbar ist, während der Besatz von Hechten in dieser Hinsicht wirkungslos bleibt. Darüber hinaus reagieren Hechte sehr sensibel auf die Befischung und verändern rasch ihre Alters- und Größenstruktur, was für die Sinnhaftigkeit von Entnahmebestimmungen beim Hecht spricht. Da große Hechte eine unterschätzte ökologische Bedeutung im Nahrungsnetz und für die Erneuerung der Hechtbestände haben, ist eine gezielte Regulierung der Befischung über Kontrolle des Fischereiaufwands

Arlinghaus et al. (2010), Pierce (2010) Edeline et al. (2009), Matsumura et al. Arlinghaus et al. (2010), Tiainen et al. Francis et al. (1997), Arlinghaus et al. (2010), Tiainen et al. (2014), Carlson Arlinghaus et al. (2010), Tiainen et al. Arlinghaus et al. (2010), Gwinn et al. Arlinghaus et al. (unveröffentlichte (bei Maximalmaß), Tiainen et al. Daten), Gwinn et al. (2015) Arlinghaus et al. (2010) Arlinghaus et al. (2010) (2014), Carlson (2016) Le Bris et al. (2015) Le Bris et al. (2015) Gwinn et al. (2015) Literaturbeleg (2011) (2016)(2014)(2014)(2015)Disruptive Selektion, fördert Schnellwüchsigkeit, erhält Merkmalsvarianz, undanz großer Fische reduziert wird, Hoch, sofern scharf befischt wird im strukturen bestehen, die "träger" im wachsenden mittleren Altersklassen Geeignet, sofern F nicht zu hoch ist und Geeignet, sofern F nicht zu hoch ist Geeignet, obwohl auch hier die Ab-Langsamer, weil natürlichere Alters-Maximalmaß bei 2/3 der Maximal-Mindestmaß > Länge bei Reifung, und Mindest- und Maximalmaß gestruktur Pufferkapazität garantiert Sehr hoch, weil die breite Altersnicht aber die relative Abundanz Sinne der Wachstumsrate sind Hoch, da die besonders rasch Tab. 3: Überblick über die Wirkung von Mindestmaßen und Entnahmefenstern beim Hecht auf Basis der aktuellen Literatur intensiv entnommen werden eignet gewählt sind Entnahmefenster fördert Ertrag Geeignet Geeignet Fenster Hoch Hoch Gering, starke Schwankungen zwischen Ungeeignet, führt zu starker Verjüngung Hoch, sofern das Mindestmaß hoch ge-Mindestmaß > Länge bei Reifung, um Kümmerwachstum und reduziert Ertrag wüchsigen, jüngeren Fischen bestehen Scharfe direktionale Selektion, fördert Gering, insbesondere bei hohen Min-Rasch, da die Bestände aus schnell-Rekrutierungsüberfischung zu ver-Mindestmaß geeignet gewählt ist einzelnen Jahren Mindestmaß Sehr gering Größenüberfischung ver- | Ungeeignet destmaßen wählt wird Geeignet Mittel Wachstumsüberfischung Erhalt natürlicher Alters-Fang von Ausnahme-Erholung nach Über-Rekrutierungsüberfi-Fischerei-induzierte Numerischer Ertrag schung vermeiden Entnahmeeffizienz Biomasseertrag Pufferkapazität /ermeiden Vorschlag strukturen Evolution Maßstab fischung meiden fischen

und moderne Fangbestimmungen wie Entnahmefenster angeraten. Entnahmefenster sollten im Optimalfall so angelegt werden, dass die Unterschranke dem gesetzlichen Mindestmaß entspricht und das Maximalmaß bei etwa 2/3 der theoretischen Endlänge der lokal vorfindlichen Hechte angesetzt wird (Tab. 3). Bei einer Maximallänge der Rogner von 120 cm entspräche das z. B. einem Entnahmefenster von 45 oder 50 cm - 80 cm. Ein solches Entnahmefenster ist eine Hegemaßnahme, die jeder Fischereipächter im Einklang mit lokalen Hegezielen eigenverantwortlich in den Gewässerordnungen festsetzen kann. Selbstverständlich sollte es eine Hegebegründung geben, die einen verschärften Schutz des Hechtbestands rechtfertigt. Auch sollten Alternativen zu Entnahmefenstern angemessen berücksichtigt werden, inkl. Einschränkungen des Angelaufwands. Konzeptionell und legal ist ein Entnahmefenster identisch zu bewerten wie eigenverantwortlich in Gewässerordnungen eingesetzte sonstige Verschärfungen der gesetzlichen Mindeststandards, wie die Festlegung von Schongebieten, verlängerten Schonzeiten, täglichen Fangbeschränkungen oder erhöhten Mindestmaßen. Interessanterweise werden alle zuletzt genannten Bestimmungen in den meisten Fällen sowohl von Anglern wie auch Behörden, Verbänden und den meisten Vereinen akzeptiert. Wenn aber die Hegealternative "Entnahmefenster" in die Diskussion gelangt, wird heute regelmäßig mit Verweis auf "Förderung des illegalen Catch & Release großer Fische" oder mit Hinweis auf vermeintliche ökologische Schäden, die der Erhalt der großen Hechte mit sich bringen soll, gegen ihre lokale Implementierung argumentiert. Dabei sind Entnahmefenster nichts anderes als eine (unterstützenswerte) Hegemaßnahme, ähnlich wie auch Erhöhungen der Mindestmaße oder die Einsetzung von Schongebieten selbstaufgelegte Befischungseinschränkungen sind. Entnahmefenster sind auch im Einklang mit dem Tierschutzgesetz und dem dort geforderten vernünftigen Grund des Angelns um der eigenen Ernährung willen, weil die Hechte im (angemessen breiten) Mitnahmefenster scharf befischt und entnommen werden. Gegen die flächendeckende Anwendung von (angemessen weiten) Entnahmefenstern bei reproduzierenden Arten spricht also rechtlich wenig, die fehlende Umsetzung scheitert derzeit vor allem am politischen Willen und an unbegründeten, abstrakten Ängsten. Gänzlich ungeeignet ist das Entnahmefenster in Situationen, in denen Angler die großen Hechte mitnehmen und verspeisen wollen (CARLSON 2016). Hier bleibt dem Gewässerbewirtschafter kein anderes Mittel, als die Bewirtschaftung nach dem Mindestmaß beizubehalten, das effektiv gegen Rekrutierungsüberfischung schützt, aber zu starken Verjüngungseffekten führt. Obwohl derzeit noch nicht flächendeckend diskutiert, kann aus einer starken Verjüngung auch ein Verstoß gegen den Hegeauftrag (Erhalts eines naturnahen Fischbestands mit einer naturnahen Altersstruktur) konstruiert werden. Bei der Hege von Hechten weitgehend ungeeignet ist vorliegenden Informationen zufolge der Fischbesatz, es sei denn, der Bewirtschafter hat es mit Gewässern zu tun, in dem der Hecht nicht mehr natürlich aufkommt. In allen anderen Fällen ist das Management der Befischung über Fangbeschränkungen sowie das Management des Lebensraums erfolgversprechender als Fischbesatz. Zur Wirkung von Habitataufwertungen gerade in Standgewässern besteht weiterer Forschungsbedarf. Ebenfalls verstärkt untersucht werden sollte die populationsdynamische Bedeutung veränderter Geschlechtsverhältnisse durch die Befischung. Schließlich besteht ein Mangel an experimentellen Studien zur relativen Wirksamkeit unterschiedlicher Fangbestimmungen bei der Hechtbewirtschaftung (CARLSON 2016).

Danksagung

Die Autoren danken Mikko Olin und Thilo Pagel für die Bereitstellung unpublizierter Information sowie vielen weitere Kolleginnen und Kollegen im In- und Ausland für die Zusammenarbeit in Hechtfragen über viele Jahre. Die hier dokumentierten Ergebnisse entstanden maßgeblich im Rahmen des BMBF-geförderten Besatzfisch-Projekts. Dem Projektträger, vor allem Claudia Müller, sei für die reibungslose Zusammenarbeit sehr herzlich gedankt.

Literaturverzeichnis

- Adelman, I.R. 1969. Survival and growth of northern pike (Esox lucius L.) in relation to water quality. Doktorarbeit, University of Minnesota, USA.
- Ahnelt H.. Univ.Dozent, Department of Theoretical Biology an der Uni Wien, persönliche Mitteilung
- Allen, M.S. & J.E. Hightower. 2010. Fish population dynamics: mortality, growth, and recruitment. pp 43-79. In: W. A. Hubert and M. C. Quist [eds.]. Inland Fisheries Management in North America. American Fisheries Society, Bethesda, Md., USA.
- Allen, M.S., L.E. Miranda & R.E. Brock. 1998. Implications of compensatory and additive mortality to the management of selected sportfish populations. Lakes Reserv. Res. Manage. 3: 67-79.
- Alós, J., Palmer, M. und Arlinghaus, R. (2012): Consistent selection towards low activity phenotypes when catchability depends on encounters among human predators and fish. PLoS ONE 7, 1-9.
- Anderson, C.N.K., C.H. Hsieh, S.A. Sandin, R. Hewitt, A. Hollowed, J. Beddington, R.M. May & G. Sugihara. 2008. Why fishing magnifies fluctuations in fish. Nature 452: 835-839.
- Anwand, K. 1986. Fischereiliche Bewirtschaftung natürlicher Gewässer. In: Steffens, W. (Hrsg.), Binnenfischerei-Produktionsverfahren. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 314-336.
- Araki, H., B. Cooper& M.S. Blouin. 2007. Genetic effects of captive breeding cause a rapid, cumulative fitness decline in the wild. Science 318: 100-103.
- Arlinghaus, R. 2014. Eine kritische Auseinandersetzung mit der Darstellung tierschutzwidriger anglerischer Praktiken ohne Verwertungsabsicht in den Massenmedien. Fischer & Teichwirt 65: 12-17.
- Arlinghaus, R. und Mehner, T. (2004): A management orientated comparative analysis of urban and rural anglers living in a metropolis (Berlin, Deutschland). Environmental Management 33, 331–344.
- Arlinghaus, R. & W.-C. Lewin. 2005.: Dokumentierte und vermutete biologische Auswirkungen einer intensiven Angelfischerei und Ausblick für das Management. In: Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (Hrsg.), Integrierter Gewässerschutz für Binnengewässer: Maßnahmen zum nachhaltigen Umgang mit der Ressource Wasser. Beiträge vom 4. Stechlin-Forum, 28.-30. Oktober 2005 in Rheinsberg-Linow. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Neuglobsow, 55-76.
- Arlinghaus, R., S.J. Cooke, J. Lyman, D. Policansky, A. Schwab, C. Suski, S.G. Sutton & E.B. Thorstad. 2007. Understanding the complexity of catch-and-release in recreational fishing: an integrative synthesis of global knowledge from historical, ethical, social, and biological perspectives. Rev. Fish. Sci. 15: 75-167.
- Arlinghaus, R., M. Bork & E. Fladung. 2008a. Understanding the heterogeneity of recreational anglers across an urban-rural gradient in a metropolitan area (Berlin, Germany), with implications for fisheries management. Fish. Res. 92: 53-62.
- Arlinghaus, R., T. Klefoth, A. Kobler & S.J. Cooke. 2008b. Size-selectivity, capture efficiency, injury, handling time and determinants of initial hooking mortality of angled northern pike (Esox lucius L.): the influence of bait type and size. N. Am. J. Fish. Manage. 28: 123-134.
- Arlinghaus, R., T. Klefoth, A.J. Gingerich, M.R. Donaldson, K.C. Hanson & S.J. Cooke. 2008c. Behaviour and survival of pike, Esox lucius, with a retained lure in the lower jaw. Fish. Manage. Ecol. 15: 459-466.
- Arlinghaus, R., S. Matsumura & P. Venturelli. 2008d. Größenselektive Angelfischerei und ihre möglichen populationsdynamischen Auswirkungen: eine Herausforderung für die fischereiliche Bewirtschaftung? VDSF-Schriftenreihe Fischerei & Naturschutz 10: 83-104.
- Arlinghaus, R., Klefoth, T. und Cooke, S.J. (2008e): The behavioural consequences of releasing northern pike (Esox lucius) without removal of artificial lures. Fisheries Management and Ecology 15, 459-466.
- Arlinghaus, R., T. Klefoth, S.J. Cooke, A. Gingerich & C. Suski. 2009. Physiological and behavioural consequences of catch-and-release angling on northern pike (Esox lucius). Fish. Res. 97: 223-233.

- Arlinghaus, R., S. Matsumura & U. Dieckmann. 2010. The conservation and fishery benefits of protecting large pike (Esox lucius L.) by harvest regulations in recreational fishing. Biol. Conserv. 143: 1444-1459.
- Arlinghaus, R., B. Beardmore, C. Riepe, J. Meyerhoff & T. Pagel. 2014. Species-specific preferences of German recreational anglers for freshwater fishing experiences, with emphasis on the intrinsic utilities of fish stocking and wild fishes. J. Fish Biol. 85: 1843-1867.
- Arlinghaus, R., E.-M. Cyrus, E. Eschbach, M. Fujitani, D. Hühn, F. Johnston, T. Pagel, & C. Riepe. 2015. 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.
- Arlinghaus, R., K. Lorenzen, B.M. Johnson, S.J. Cooke & I.G. Cowx. 2016. Management of freshwater fisheries: addressing habitat, people and fishes.pp 557-579. In: J.F. Craig [ed.]. Freshwater Fisheries Ecology. Wiley Blackwell, Oxford, U.K.
- Arlinghaus, R., Alós, J., Klefoth, T., Laskowski, K.; Monk, C., Nakayama, S. und Schröder, A. (2016b): Consumptive tourism causes timidity, rather than boldness, syndromes: A response to Geffroy et al. Trends in Ecology & Evolution 31, 92-94.
- Askey, P.J., Richards, S.A., Post, J.R. und Parkinson, E.A. (2006): Linking angling catch rates and fish learning under catch-and-release regulations. North American Journal of Fisheries Management 26, 1020–1029.
- Baer, J. 2008. Untersuchungen zur Optimierung des Besatz- und Bestandsmanagements von Bachforellen (Salmo trutta L.), Shaker Verlag, 130 S.
- Baer, J., V. George, S. Hanfland, R. Lemcke, L. Meyer & S. Zahn. 2007. Gute fachliche Praxis fischereilicher Besatzmaßnahmen. Schriften des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V. No. 14.
- Baer, J., Blank, S., Chucholl, Ch., Dußling, U. & Brinker A.. 2014. Die Rote Liste für Baden-Württembergs Fische, Neunaugen und Flußkrebse Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg, Stuttgart, 64 S. Baktoft, H., K. Aarestrup, S. Berg, M. Boel, L. Jacobsen, A. Koed, M.W. Pedersen, J.C. Svendsen & C. Skov. 2013. Effects of angling and manual handling on pike behaviour investigated by high-resolution positional telemetry. Fish. Manage. Ecol. 20: 518-525.
- Barthelmes, D. 1981. Hydrobiologische Grundlagen der Binnenfischerei. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena. Beardmore, B., W. Haider, L.M. Hunt & R. Arlinghaus. 2011. The importance of trip context for determining primary angler motivations: Are more specialized anglers more catch-oriented than previously believed? N. Am. J. Fish. Manage. 31: 861-879.
- Beardmore, B., L.M. Hunt, W. Haider, M. Dorow & R. Arlinghaus. 2015. Effectively managing angler satisfaction in recreational fisheries requires understanding the fish species and the anglers. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 72: 500-513.
- Beckers, B., M. Bunzel-Drüke, L. Hauswirth, H.-J. Geyer & M. Scharf. 2004. Monitoringuntersuchungen nach Maßnahmen zur Renaturierung bzw. Entfesselung der Lippe am Beispiel von Pflanzen (Disselmersch) und Fischen (Klostermersch). NUA-Seminarbericht 9: 88-99.
- Bernes, C., S.R. Carpenter, A. Gardmark, P. Larsson, L. Persson, C. Skov & E. van Donk. 2015. What is the influence on water quality in temperate eutrophic lakes of a reduction of planktivorous and benthivorous fish? A systematic review. Env. Evid. 4: 7.
- Beukema, J.J. (1970): Acquired hook-avoidance in the pike Esox lucius L. fished with artificial and natural baits. Journal of Fish Biology 2, 155–160.
- Bianco, P. G. & Delmastro, G. B.. 2011. Recenti novità tassonomiche riguardanti i pesci d'acqua dolce autoctoni in Italia e descrizione di una nuova specie di luccio. Researches on Wildlife Conservation (IGF publ.), 2 (suppl.): 1–13

- Biro, P.A. und Post, J.R. (2008): Rapid depletion of genotypes with fast growth and bold personality traits from harvested fish populations. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA 105, 2919–2922.
- Botsford, L.W., M.D. Holland, J.C. Field & A. Hastings. 2014. Cohort resonance: a significant component of fluctuations in recruitment, egg production, and catch of fished populations. ICES J. Mar. Sci. 71, 2158-2170.
- Bry, C., M.G. Hollebecq, V. Ginot, G. Israel, & J. Manelphe. 1991. Growth patterns of pike (Esox lucius L.) larvae and juveniles in small ponds under various natural temperature regimes. Aquaculture 97: 155-168.
- Carlson, A.K. 2016. Trophy northern pike: The value of experimentation and public engagement. Rev. Fish. Sci. Aquat. 24: 153-159.
- Casselman, J.M. 1975. Sex ratios of Northern Pike, Esox lucius Linnaeus. Trans. Am. Fish. Soc. 104: 60-63.
- Casselman, J.M. & C.A. Lewis. 1996. Habitat requirements of northern pike (Esox lucius). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 161-174.
- Christie, M.R., M.L. Marine, R.A. French, & M.S. Blouin. 2012. Genetic adaptation to captivity can occur in a single generation. P. Natl. Acad. Sci. USA 109: 238-242.
- Coble, D.W., G.B. Farabee & R.O. Anderson. 1985. Comparative learning ability of selected fishes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 791-796.
- Cowx, I. G. 1994. Stocking strategies. Fisheries Manag. Ecol. 1: 15-30.
- Crane, D.P., Miller, L.M., Diana, J.S., Casselman, J.M., Farrell, J.M., Kapuscinski, K.L., und Nohner, J.K. (2015): Muskellunge and northern pike ecology and management: important issues and research needs. Fisheries 40, 258-267.
- Cucherousset J., J.-M. Paillisson & J.-M. Roussel. 2007. Using PIT-Telemetry to study the fate of hatchery-reared YOY northern pike released into shallow vegetated areas. Fish. Res. 85: 159-164.
- Cucherousset J., J.-M. Paillisson, A. Cuzol & J.-M. Roussel. 2009. Spatial behaviour of young-of-the-year northern pike (Esox lucius) in a temporarily flooded nursery area. Ecol. Freshw. Fish 18: 314-322.
- Decker G., Decker K., Freytag G.E., Günther K., Peters G., Sterba G. (1991) Urania Tierreich, Fische, Lurche, Kriechtiere, Seiten 123 und 124
- Denys, G.P.J., Dettai, A., Persat, H., Hautecœur, M. & Keith, P.. 2014. Morphological and molecular evidence of three species of pikes Esox spp. (Actinopterygii, Esocidae) in France, including the description of a new species. / Évidence morphologique et moléculaire de trois espèces de brochets Esox spp. (Actinopterygii, Esocidae) en France, dont la description d'une nouvelle espèce. Comptes Rendus Biologies 337, no 9, 521-534
- Dorow, M. & R. Lemcke. 2004. Hechtbesatzmaßnahmen und Hechtfang im Peenestrom (Mecklenburg-Vorpommern). Fischerei und Fischmarkt 04: 27-39.
- Dubois, R.B., T.L. Margenau, R.S. Stewart, P.K. Cunningham & P.W. Rasmussen. 1994. Hooking mortality of northern pike angled through ice. N. Am. J. Fish. Manage. 14: 769-775.
- Edeline, E., S.M. Carlson, L.C. Stige, I.J. Winfield, J.M. Fletcher, J.B. James, T.O. Haugen, L.A. Vøllestad & N.C. Stenseth. 2007. Trait changes in a harvested population are driven by a dynamic tug-of-war between natural and harvest selection. Proc. Nat. Acad. Sci. USA 104: 15799-15804.
- Edeline, E., T.B. Ari, L.A. Vøllestad, I.J. Winfield, J.M. Fletcher, J.B. James, & N.C. Stenseth. 2008. Antagonist selection from predators and pathogens alters food-web structure. Proc. Nat. Acad. Sci. USA 105: 19792-19796.
- Edeline, E., A. Le Rouzic, I.J. Winfield, J.M. Fletcher, J.B. James, N.C. Stenseth & L.A. Vøllestad. 2009. Harvest-induced disruptive selection increases variance in fitness-related traits. Proc. R. Soc. B 276: 4163-4171.

- Eklöv, P. 1997. Effects of habitat complexity and prey abundance on the spatial and temporal distributions of perch (Perca fluviatilis) and pike (Esox lucius). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 1520-1531.
- Ensinger, J. 2015. Nordostdeutsche Angler im Vergleich sozioökonomische Charakteristika, Einstellungen, Wahrnehmungen und Verhaltensweisen der Angler in Berlin, Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern. MSc-Thesis, Humboldt-Universität zu Berlin, Berlin, Germany
- Farrell, J.M., J.V. Head & M.A. Mury. 2006. Protected spawning of St Lawrence river northern pike (Esox lucius): simulated effects on survival, growth, and reproduction. Ecol. Fresh. Fish 15: 169-179.
- FAO. 2012. Recreational Fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries 13, FAO, Rome, Italy.
- Francis, R.C., M.A. Hixon, M.E. Clarke, S.A Murawski & S. Ralston. 2007. Ten commandments for ecosystem-based fisheries scientists. Fisheries 32: 217-233.
- Franklin, D.R. & L.L. Smith. 1968. Early life history of the northern pike, Esox lucius, with special reference to the factors influencing the numerial strength of year classes. Trans. Am. Fish. Soc. 92, 91-110.
- Frauenstein, A. 2012. Bedeutung der Körperlänge für die Ei- und Larvengröße sowie der Reproduktionserfolg beim Hecht. Bachelorarbeit, Brandenburgische Technische Universität Cottbus.
- Frerichs, M., VDSF LV Berlin-Brandenburg e.V., Pers Mitteilung
- Freyhof, J.. 2009. Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). Naturschutz und biologische Vielfalt 70 (1), 291-316, Bundesamt für Naturschutz
- Friedrichs, M. 2014. Untersuchungen zur litoralen Fischgemeinschaft im Kleinen Döllnsee unter besonderer Berücksichtigung des Hechtes (Esox lucius L.) und einer Beute. Bachelorarbeit, Freie Universität Berlin. http://besatz-fisch.de/images/stories/Papers/bachelorarbeit%20martin%20friedrichs%20 1.0.pdf
- Froese, R. 2004. Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. Fish Fish. 5: 86-91.
- Geldhauser, F. 2006. Catch and Release kritische Anmerkungen. VDSF Schriftenreihe Fischerei & Naturschutz 8: 33-43.
- Gepp J., Prof. Univ.Dozent, Leiter des Institutes für Naturschutz und Landschaftsökologie in Graz, persönliche Mitteilung
- Gessner C.. 1558. Historiae animalium, Crusius M. (1596) Annales suevici, Sage vom Hecht im Böckinger See
- Goedde, L.E. & D.W. Coble. 1981. Effects of angling on a previously fished and an unfished warmwater fish community in two Wisconsin lakes. Trans. Am. Fish. Soc. 110: 594-603.
- Goodyear, C.P. 2015. Understanding maximum size in the catch: Atlantic blue marlin as an example. Trans. Am. Fish. Soc. 144: 274-282.
- Grimm, M.P. 1981. The composition of northern pike (Esox ucius L.) populations in four shallow waters in the Netherlands, with special reference to factors influencing 0+ pike biomass. Fish. Manage. 12: 61–76.
- Grimm, M.P. 1989. Northern pike (Esox lucius) and aquatic vegetation, tools in the management of fisheries and water quality in shallow waters. Hydrobiol. Bull. 23: 59-65.
- Grimm, M.P. 1994. The influence of aquatic vegetation and population biomass on recruitment of 0+ and 1+ northern pike (Esox lucius). pp. 226-234. In: I.G. Cowx [ed.]. Rehabilitation of freshwater fisheries. Blackwell Science, Oxford, U.K.
- Grimm, M.P. & M. Klinge. 1996. Pike and some aspects of its dependence on vegetation. pp. 125-156. In: Craig, J. F. [ed.]. Pike: biology and exploitation. Chapman & Hall, London, UK.
- Gwinn, D.C., M.S. Allen, F.D. Johnston, P. Brown, C.R. Todd & R. Arlinghaus. 2015. Rethinking length-based fisheries regulations: the value of protecting old and large fish with harvest slot. Fish Fish. 16: 259-281.

- Harvey, B. 2009. A Biological Synopsis of Northern Pike (Esox lucius), Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2885: v+ 31 p.
- Haugen, T.O., I.J. Winfield, L.A. Vøllestad, J.M. Fletcher, J.B. James & N.C. Stenseth. 2006. The ideal free pike: 50 years of fitness-maximizing dispersal in Windermere. Proc. R. Soc. B. 273: 2917-2924.
- Haugen, T.O., I.J. Winfield, L.A. Vøllestad, J.M. Fletcher, J.B. James & N.C. Stenseth. 2007. Density dependence and the density independence in the demography and dispersal of pike over four decades. Ecol. Monog. 77: 483-502.
- Heath, D.D., J.W. Heath, C.A. Bryden, R.M. Johnson & C.W. Fox. 2003. Rapid evolution of egg size in captive salmon. Science 299: 1738-1740.
- Hochleithner, M.. 2015. Hechte Biologie und Aquakultur, AquaTech Publications, Kitzbühl, 168 Seiten
- Hsieh C.H., C.S. Reiss, J.R. Hunter, J.R. Beddington, R.M. May & G. Sugihara. 2006. Fishing elevates variability in the abundance of exploited species. Nature 443: 859-862.
- Hühn, D. & R. Arlinghaus. 2011. Determinants of hooking mortality in freshwater recreational fisheries: a quantitative meta-analysis. Am. Fish. Soc. Symp. 75: 141-170.
- Hühn, D., K. Lübke, C. Skov & R. Arlinghaus. 2014a. 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. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 71: 1508-1519.
- Hühn, D., T. Klefoth, T. Pagel, P. Zajicek & R. Arlinghaus. 2014b. Impacts of external and surgery-based tagging techniques on Small Northern Pike under field conditions. Am. J. Fish. Manage. 34: 322-334.
- Huntingford, F.A., Andrew, G., Mackenzie, S., Morera, D., Coyle, S.M., Pilarczyk, M. und Kadri, S. (2010): Coping strategies in a strongly schooling fish, the common carp Cyprinus carpio. Journal of Fish Biology 76, 1576-1591.
- IfB (Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, 2015: Jahresbericht zur Deutschen Binnenfischerei und Binnenaquakultur 2015, 49 S.
- Jacobsen, L., Baktoft, H., Jepsen, N., Aarestrup, K., Berg, S., und Skov, C. (2014): Effect of boat noise and angling on lake fish behaviour. Journal of Fish Biology 84, 1768-1780.
- Jansen, T., R. Arlinghaus, T.D. Als & C. Skov. 2013. Voluntary angler logbooks reveal long-term changes in a lentic pike, Esox lucius, population. Fish. Manage. Ecol. 20: 125-136.
- Jeppesen E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen & F. Landkildehus. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. Freshw. Biol. 45: 201–218.
- Johnston, F.D., R. Arlinghaus & U. Dieckmann. 2010. Diversity and complexity of angler behaviour drive socially optimal input and output regulations in a bioeconomic recreational-fisheries model. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 67: 1507-1531.
- Johnston, F.D., R. Arlinghaus & U. Dieckmann. 2013. Fish life history, angler behaviour and optimal management of recreational fisheries. Fish Fish. 14: 554-579.
- Johnston, F.D., B. Beardmore & R. Arlinghaus. 2015a. 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. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 72: 37-53.
- Johnston, F., B. Beardmore, C. Riepe, T. Pagel, D. Hühn & R. Arlinghaus. 2015b. Kosten-Nutzen praxisüblicher Besatzmaßnahmen am Beispiel des Hechts, In Arlinghaus, R., E.-M. Cyrus, E. Eschbach, M. Fujitani, D. Hühn, F. Johnston, T. Pagel, C. Riepe. (Hrsg.), Hand in Hand für eine nachhaltige Angelfischerei: Ergebnisse und Empfehlungen aus fünf Jahren praxisorientierter Forschung zu Fischbesatz und seinen Alternativen. Berichte des IGB 28: 95-111.
- Jolley, J.C., D.W. Willis, T.J. DeBates & D.D. Graham. 2008. The effects of mechanically reducing northern pike density on the sport fish community of West Long Lake, Nebraska, USA. Fish. Manage. Ecol. 15: 251-258.

- Kempinger, J.J. & R.F. Carline. 1978. Dynamics of the northern pike population and changes that occurred with a minimum size limit in Escanaba Lake, Wisconsin. Am. Fish. Soc. Spec. Publ. 11: 382-389.
- Klefoth, T., A. Kobler & R. Arlinghaus. 2008. The impact of catch-and-release on short term behaviour and habitat choice of northern pike (Esox lucius L.). Hydrobiologia 601: 99-110.
- Klefoth, T., A. Kobler & R. Arlinghaus. 2011. Behavioural and fitness consequences of direct and indirect non-lethal disturbances in a catch-and-release northern pike (Esox lucius) fishery. Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst. 403: 11.
- Klefoth, T., Pieterek, T. und Arlinghaus, R. (2013): Impacts of domestication on angling vulnerability of common carp (Cyprinus carpio L.): the role of learning, foraging behaviour and food preferences. Fisheries Management and Ecology 20, 174–186.
- Klein, M. 1996. Fischbesatz: Gewohnheitsübung, Hegemaßnahme oder Garant zur Ertragssteigerung? Fischer & Teichwirt 47: 152-156.
- Klein, M. 2011. Zur Sinnhaftigkeit von Hechtbesatz. Fischer & Teichwirt 62: 252-253.
- Knösche, R. 1996. Anmerkungen zur Hechtwirtschaft in Seen. Fischer & Teichwirt 47: 137-142.
- Kobler A., T. Klefoth, C. Wolter, F. Fredrich & R. Arlinghaus. 2008a. Contrasting pike (Esox lucius L.) movement and habitat choice between summer and winter in a small lake. Hydrobiologia 601: 17-27.
- Kobler A., T. Klefoth & R. Arlinghaus. 2008b. Site fidelity and seasonal changes in activity centre size of female pike (Esox lucius) in a small lake. J. Fish Biol. 73: 584-596.
- Kobler, A., Klefoth, T., Mehner, T. und Arlinghaus, R. (2009): Coexistence of behavioural types in an aquatic top predator: a response to resource limitations? Oecologia 161, 837-847.
- Kotakorpi, M., J. Tiainen, M. Olin, H. Lehtonen, K. Nyberg, J. Ruuhijärvi & A. Kuparinen. 2013. Intensive fishing can mediate stronger size-dependent maternal effect in pike (Esox lucius). Hydrobiologia 718: 109–118.
- Kuparinen, A., Klefoth, T. und Arlinghaus, R. (2010): Abiotic and fishing-related correlates of angling catch rates in pike (Esox lucius). Fisheries Research 105, 111–117.
- Kuparinen, A., A. Boit, F.S. Valdovinos, H. Lassaux & N.D. Martinez. 2016. Fishing-induced life-history changes degrade and destabilize harvested ecosystems. Scient. Rep. 6: 22245.
- Langangen, Ø., E. Edeline, J. Ohlberger, I.J. Winfield, J.M. Fletcher, J.B. James, N.C. Stenseth & L.A. Vøllestad. 2011. Six decades of pike and perch population dynamics in Windermere. Fish. Res. 109: 131-139.
- Le Bris, A., A.J. Pershing, C.M. Hernandez, K.E. Mills & G.D. Sherwood. 2015. Modelling the effects of variation in reproductive traits on fish population resilience. ICES J. of Mar. Sci. 72: 2590-2599.
- Lester, N.P., B.J. Shuter, P. Venturelli & D. Nadeau. 2014. Life-history plasticity and sustainable exploitation: a theory of growth compensation applied to walleye management. Ecol. Appl. 24: 38-54.
- Li, J., Y. Cohen, D.H. Schupp & I.R. Adelman. 1996. Effects of walleye stocking on population abundance and fish size. North Am. J. Fish. Manage. 16: 830-839.
- Lindroth, A. 1946. Zur Biologie der Befruchtung und Entwicklung beim Hecht. Mitteilungen der Anstalt der Binnenfischerei in Drottningholm 24: 1-173.
- López, J.A., W.-J. Chen und G. Ortí. 2004. Esociform phylogeny. Copeia (3): 449-464.
- Lorenzen, K. 2000. Allometry of natural mortality as a basis for assessing optimal release size in fish-sto-cking programmes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 2374–2381.
- Lorenzen, K. 2005. Population dynamics and potential of fisheries stock enhancement: practical theory for assessment and policy analysis. Proc. R. Soc. B 360: 171–189.
- Lorenzen, K., M.C.M. Beveridge & M. Mangel. 2012. Cultured fish: integrative biology and management of domestication and interactions with wild fish. Biol. Rev. 87: 639–660.

- Lucentini, L., Puletti, M.E., Ricciolini, C., Gigliarelli, L., Fontaneto, D., Lanfaloni, L., Bilò, F., Natali, M. & Panara, F.. 2011. Molecular and Phenotypic Evidence of a New Species of Genus Esox (Esocidae, Esociformes, Actinopterygii): The Southern Pike, Esox flaviae. PLoS ONE, 6 (12): 1–14.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 110-122.
- Margenau, T.L., Gilbert, S.J., und Hatzenbeler, G.R. (2003): Angler catch and harvest of northern pike in northern Wisconsin lakes. North American Journal of Fisheries Management 23, 307-312.
- Matsumura, S., R. Arlinghaus & U. Dieckmann. 2011. Assessing evolutionary consequences of size-selective recreational fishing on multiple life-history traits, with an application to northern pike (Esox lucius). Evol. Ecol. 25: 711-735.
- Mattern, J. 2015. Praxishandbuch Gewässerwart Hege und Pflege von Gewässern. Kosmos, Stuttgart.
- Matthias, B.G., Allen, M.S., Ahrens, R.N., Beard Jr, T.D. und Kerns, J.A. (2014): Hide and seek: interplay of fish and anglers influences spatial fisheries management. Fisheries 39, 261-269.
- Mehner, T., R. Arlinghaus, S. Berg, H. Dörner, L. Jacobsen, P. Kasprzak, R. Koschel, T. Schulze, C. Skov, C. Wolter & K. Wysujack. 2004. How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. Fish. Manage. Ecol. 11: 261-275.
- Méró, Th. O.. 2014. Diet in Pike (Esox lucius) in northwestern Vojvodina (Serbia), Nat. Croat. 23, no. 1, 27-34
- Miller, L.M., L. Kallemeyn & W. Senanan. 2001. Spwaning-site and natal-site fidelity by northern pike in a large lake: mark-recapture and genetic evidence. Trans. Am. Fish. Soc. 130: 307-316.
- Minns, C.K., R.G. Randall, J.E. Moore & V.W. Cairns. 1996. A model simulating the impact of habitat supply limits on northern pike, Esox lucius, in Hamilton Harbour, Lake Ontario. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 20-34.
- Mogensen, S., J.R. Post & M.G. Sullivan. 2014. Vulnerability to harvest by anglers differs across climate, productivity, and diversity clines. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 71: 416-426.
- Mosindy, T.E., W.T. Momot & P.J. Colby. 1987. Impact of angling on the production and yield of mature walleyes and northern pike in a small boreal lake in Ontario. N. Am. J. Fish. Manage. 7: 493-501.
- Murphy, B.R. & W.E. Kelso. 1986. Strategies for evaluating fresh-water stocking programs: past practices and future needs. In: Stroud, R.H. (ed.), Fisheries Management, Proceedings of a symposium on the role of fish culture in fisheries management at Lake Ozark, Missouri, March 31 April 3, 1985. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 303-313.
- Nilsson, J., O. Engstedt & P. Larsson. 2014. Wetlands for northern pike (Esox lucius L.) recruitment in the Baltic Sea. Hydrobiologia 721: 145-154.
- Oele, D. L., A. L. Rypel, J. Lyons, P. Cunningham & T. Simonson (2016) Do Higher Size and Reduced Bag Limits Improve Northern Pike Size Structure in Wisconsin Lakes?, North American Journal of Fisheries Management, 36:982-994.
- Ohlberger, J., S.J. Thackeray, I.J. Winfield, S.C. Maberly & L.A. Vøllestad. 2014. When phenology matters: age-size truncation alters population response to trophic mismatch. Proc. R. Soc. B 281: 20140938.
- Olson, D.E. & P.K. Cunningham. 1989. Sport-fisheries trends shown by an annual Minnesota fishing contest over a 58-year period. N. Am. J. Fish. Manage. 9: 287-297.
- Pagel, T. & R. Arlinghaus. 2015. Umfang von Fischbesatz in der organisierten Angelfischerei. In Arlinghaus, R., E.-M. Cyrus, E. Eschbach, M. Fujitani, D. Hühn, F. Johnston, T. Pagel, C. Riepe. Hand in Hand für eine nachhaltige Angelfischerei: Ergebnisse und Empfehlungen aus fünf Jahren praxisorientierter Forschung zu Fischbesatz und seinen Alternativen. Berichte des IGB 28: 19-27.
- Pagel, T. .2009. Determinants of individual reproductive success in a natural pike (Esox lucius L.) population: a DNA-based parentage assignment approach. Masterarbeit, Humboldt-Universität zu Berlin. http://www.besatz-fisch.de/adaptfish//Theses/Thesis_MSc_Pagel.pdf

- Pagel, T., D. Bekkevold, S. Pohlmeier, C. Wolter & R. Arlinghaus. 2015a. Thermal and maternal environments shape the value of early hatching in a natural population of a strongly cannibalistic freshwater fish. Oecologia 178: 951-965.
- Pagel. T., D. Hühn & R. Arlinghaus. 2015b. Kann man Besatzerfolge über Fangtagebücher evaluieren? In: Arlinghaus, R., E.-M. Cyrus, E. Eschbach, M. Fujitani, D. Hühn, F. Johnston, T. Pagel, C. Riepe. Hand in Hand für eine nachhaltige Angelfischerei: Ergebnisse und Empfehlungen aus fünf Jahren praxisorientierter Forschung zu Fischbesatz und seinen Alternativen. Berichte des IGB 28: 88-95.
- Petsch H., Piechocki R.. 1992. Urania Tierreich, Säugetiere, Seite 65
- Philipp D.P., Cooke S.J., Claussen J.E., Koppelman J.B., Suski C.D. und Burkett D.P. (2009): Selection for vulnerability of angling in largemouth bass. Transactions of the American Fisheries Society 138, 189–199.
- Philipp, D.P., Claussen, J.E., Koppelman, J.B., Stein, J.A., Cooke, S.J., Suski, C.D., Wahl, D.H., Sutter D.A.H. und Arlinghaus, R. (2015): Fisheries-induced evolution in largemouth bass: linking vulnerability to angling, parental care, and fitness. American Fisheries Society Symposium 82, 223-234.
- Pierce, R.B. 2010. Long-term evaluations of length limit regulations for northern pike in Minnesota. N. Am. J. Fish. Manage. 30: 412-432.
- Pierce, R.B. 2012. Northern pike: ecology, conservation, and management history. University of Minnesota Press, Minneapolis, Minn.
- Pierce, R.B. & C.M. Tomcko. 1998. Angler noncompliance with slot length limits for northern pike in five small Minnesota lakes. N. Amer. J. Fish. Manage. 18: 720-724.
- Pierce, R.B. & C.M. Tomcko. 2005. Density and biomass of native northern pike populations in relation to basin-scale characteristics of north-central Minnesota lakes. Trans. Am. Fish. Soc. 134: 231-241.
- Pierce, R.B., C.M. Tomcko & D.H. Schupp. 1995. Exploitation of northern pike in seven small north-central Minnesota lakes. N. Am. J. Fish. Manage. 15: 601-609.
- Pieterek, T. (2014): Determinanten der anglerischen Fangbarkeit von Hechten (Esox lucius). Masterarbeit. Humboldt-Universität zu Berlin / Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in Berlin.
- Pieterek, T., Klefoth, T., Alós, J. und Arlinghaus, R. (2016): Einfluss verschiedener Faktoren auf die anglerische Fangbarkeit von Hechten (Esox lucius). Broschüre zum Umwelt- und Gewässerseminar des DAFV e.V. 2015 in Fulda-Künzell (im Druck).
- Post, J.R., M. Sullivan, S. Cox, N.P. Lester, C.J. Walters, E.A. Parkinson, A.J. Paul, J. Jackson & B.J. Shuter. 2002. Canada's recreational fisheries: the invisible collapse? Fisheries 27(1): 6-17.
- Pullen, C.E. 2013. The consequences of retained lures on free swimming fish: physiological, behavioural and fitness perspectives. Master Thesis, Carleton University, Ontario, Canada.
- Pullen, C. E. & Kirsten Hayes, Constance M.O'Connor, Robert Arlinghaus, Cory D. Suski, Jonathan D. Midwood, Steven J. Cooke, 2016: Consequences of oral lure retention on the physiology and behavior of adult northern pike (Esox lucius L.)
- Raat, A.J.P. 1988. Synopsis of biological data on the northern pike (Esox lucius Linnaeus, 1758). FAO Fisheries Synopsis 30, Review 2. FAO, Rome, Italy.
- Radomski, P.J., G.C. Grant, P.C. Jacobson & M.F. Cook. 2001. Visions for recreational fishing regulations. Fisheries 26: 7-18.
- Ricker, W E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. B. Fish. Res. Board Can. 191: 1-382.
- Riepe, C. & R. Arlinghaus, R. 2014. Einstellungen der Bevölkerung in Deutschland zum Tierschutz in der Angelfischerei. Berichte des IGB 27: 1-198.

- Riepe, C., A. McFall, A. & R. Arlinghaus. 2015. Bedeutung von Fischbesatz für Vereinsangler in Niedersachsen. In Arlinghaus, R., E.-M. Cyrus, E. Eschbach, M. Fujitani, D. Hühn, F. Johnston, T. Pagel, C. Riepe. Hand in Hand für eine nachhaltige Angelfischerei: Ergebnisse und Empfehlungen aus fünf Jahren praxisorientierter Forschung zu Fischbesatz und seinen Alternativen. Berichte des IGB 28: 56-59.
- Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Referat 93 Fischerei. 2008. Rote Liste der Rundmäuler und Fische.
- Schälicke, S., D. Hühn & R. Arlinghaus. 2012. Strukturierende Faktoren der litoralen Fischartengemeinschaft angelfischereilich bewirtschafteter Baggerseen in Niedersachsen. Forschungsbericht des Besatzfisch Projekts, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin, 73 Seiten.
- Schäperclaus, W. 1960. Fischereiwirtschaftslehre (Seen- und Flusswirtschaft). In: Wundsch, H.H. (Hrsg.), Fischereikunde: Eine Einführung für die Praxis (2. Aufl.). Neumann Verlag, Radebeul und Berlin, 154-194.
- Schindler, D.E., R. Hilborn, B. Chasco, C.P. Boatright, T.P. Quinn, L.A. Rogers & W.S. Webster. 2010. Population diversity and the portfolio effect in an exploited species. Nature 465; 609-612.
- Schnabel, Z.E. 1938. The estimation of total fish population of a lake. Am. Math. Mon. 45: 348-352.
- Schreckenbach, K. 2006. Förderung von Hechten und Zandern. VDSF Schriftenreihe Fischerei und Gewässerschutz 2: 21–28.
- Schwalme, K. & W.C. Mackay. 1985a. The influence of angling-induced exercise on the carbohydrate metabolism of northern pike (Esox lucius L.). J. Comp. Physiol. B 156: 67–75.
- Schwalme, K. & W.C. Mackay. 1985b. The influence of exercise-handling stress on blood lactate, acid-base, and plasma glucose status of northern pike (Esox lucius L.). Can. J. Zool. 63, 1125–1129.
- Seekell, D.A. 2011. Recreational freshwater angler success is not significantly different from a random catch model. N. Am. J. Fish. Manage. 31: 203-208.
- Seekell, D.A., C.J. Brosseau, T.J. Cline, R.J. Winchombe & L.J. Zinn. 2011. Long-term changes in recreational catch inequality in a trout stream. N. Am. J. Fish. Manage. 31: 1110-1115.
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin (Hrsg.). 2013. Fische in Berlin. Bilanz der Artenvielfalt. Fischereiamt Berlin, 95 S.
- Sharma, C.M. & R. Borgstrøm. 2008. Increased population density of pike Esox Lucius a result of selective harvest of large individuals. Ecol. Freshw. Fish 17: 590-596.
- Skov, C. & S. Berg. 1999. Utilization of natural and artificial habitats by YOY pike in a biomanipulated lake. Hydrobiologia 408/409: 115-122.
- Skov, C. & P.A. Nilsson. 2007. Evaluating stocking of YOY pike Esox lucius as a tool in the restoration of shallow lakes. Freshw. Biol. 52: 1834-1845.
- Skov, C., A. Koed, L. Baastrup-Spohr & R. Arlinghaus. 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. N. Am. J. Fish. Manage. 31: 1177-1186.
- Snow, H.E. 1978. Response of northern pike to exploitation in Murphy Flowage, Wisconsin. Am. Fish. Soc. Spec. Publ. 11: 320-327.
- Stålhammar, M., R. Linderfalk, C. Brönmark., R. Arlinghaus & A. Nilsson. 2012. The impact of catch-and-release on the foraging behaviour of pike (Esox lucius) when released alone or into groups. Fish. Res. 125-126: 51-56.
- Stålhammar, M., T. Fränstam, J. Lindström, J. Höjesjö, R. Arlinghaus & P.A. Nilsson. 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. Fish. Res. 157: 165-169.
- Struppe, T.. Deutscher Angelfischerverband e.V., Pers. Mitteilung

- Sutela, T., P. Korhonen, & K. Nyberg. 2004. Stocking success of newly hatched pike evaluated by radio-active strontium (85Sr) marking. J. Fish Biol. 64: 653-664.
- Sutter, D.A.H., Suski, C.D., Philipp, D.P., Klefoth, T., Wahl, D.H., Kersten, P., Cooke, S.J. und Arlinghaus, R. (2012): Recreational fishing selectively captures individuals with the highest fitness potential. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA 109, 20960-20965.
- Tesch, F.W. 1959. Kritische Betrachtungen zum Mindestmaß bei Nutzfischen. Deutsche Fischereizeitung 5: 131-139.
- Tiainen, J., M. Olin & H. Lehtonen. 2014. The effects of size-selective fishing on pike populations. pp 3-6. In: Valkonen, N. [ed.]. Perspectives on sustainable fisheries management case examples from Sweden and Finland. Future Missions Oy, Joensuu, Finland.
- Tibblin, P., A. Forsman, T. Borger & P. Larsson. 2016. Causes and consequences of repeatability, flexibility and individual fine-tuning of migratory timing in pike. J. Anim. Ecol. 85: 136-145.
- Tomcko, C.M. (1997): A review of northern pike Esox lucius hooking mortality. Minnesota Department of Natural Resources, Section of Fisheries.
- van Kooten, T., L. Persson & A.M. de Roos. 2007. Size-dependent mortality induces life-history changes mediated through population dynamical feedbacks. Am. Nat. 170: 258-270.
- Vindenes, Y., Ø. Langangen, I.J. Winfield & L.A. Vøllestad. 2016. Fitness consequences of early life conditions and maternal size effects in a freshwater top predator. J. Anim. Ecol. (in press).
- Vinson, M.R., und Angradi, T.R. (2014): Muskie lunacy: does the lunar cycle influence angler catch of muskellunge (Esox masquinongy)? PloS ONE 9, e98046.
- Völkl, W. 2010. Die Bedeutung und Bewertung von Baggerseen für Fische, Vögel, Amphibien und Libellen: Vereinbarkeit der fischereilichen Nutzung mit den Anforderungen des Naturschutzes. Bezirk Oberfranken, Fachberatung für Fischerei, Bayreuth.
- Walker, J.R., L. Foote & M.G. Sullivan. 2007. Effectiveness of enforcement to deter illegal angling harvest of northern pike in Alberta. N. Am. J. Fish. Manage. 27: 1369-1377.
- Walters, C.J. & S.J.D. Martell. 2004. Fisheries Ecology and Management. Princeton University Press, Princeton.
- Weithman, A.S. & R.O. Anderson. 1976. Angling vulnerability of esocidae. Proceedings of the Annual Conference of the South-Eastern Association of Fisheries and Wildlife Agencies 30: 99-102.
- Wolter, C., R. Arlinghaus, U.A. Grosch & A. Vilcinskas. 2003. Fische und Fischerei in Berlin. VNW Verlag Natur & Wissenschaft, Solingen, 164 pp.
- Wysujack, K. 2002. Bestandsentwicklung und Nahrungsökologie der Raubfische im Feldberger Haussee: Schlussfolgerungen für die Verbindung von Wassergütemanagement und nachhaltiger Fischerei an eutrophen, geschichteten Seen. Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin, 129 pp.

Weitere Quellen:

- Seite "Muskellunge". In: Wikipedia, Die freie Enzyklopädie. Bearbeitungsstand: 7. Juni 2016, 20:17 UTC. URL: https://de.wikipedia.org/w/index.php?title=Muskellunge&oldid=155081510 (Abgerufen: 8. Juni 2016, 18:01 UTC)
- Bissanzeiger.net, 17.11.2015: https://blog.bissanzeiger.net/zielfisch-hecht-was-man-ueber-den-esox-luci-us-wissen-muss
- http://www.fishinginfinland.fi/hecht
- http://www.lebensmittel-warenkunde.de