

Der Einfluss der Fischerei auf Natur, Umwelt und biologische Vielfalt – eine kritische Bewertung eines aktuellen Diskussionspapiers zur Biodiversitätskrise aus fischereiwissenschaftlicher Sicht

Robert Arlinghaus^{1,2}, Alexander Brinker^{3,4}, Christian Wolter¹

¹ Leibniz-Institut für Gewässer-
ökologie und Binnenfischerei,
Abteilung Biologie und Ökologie
der Fische, Müggelseedamm 310,
12587 Berlin,

² Humboldt-Universität zu Berlin,
Lebenswissenschaftliche Fakultät,
Fachgebiet für Integratives Fische-
reimanagement, Philippstrasse 13,
Haus 67, 10115 Berlin.

³ Fischereiforschungsstelle Baden-
Württemberg, Argenweg 50/1,
88085 Langenargen

⁴ Universität Konstanz, Universitäts-
straße 10, 78464 Konstanz

Korrespondierender Autor

Robert Arlinghaus
arlinghaus@igb-berlin.de

Eingereicht: 01.07.2020
Begutachtet: 15.07.2020
Erhalt Überarbeitung: 25.08.2020
Akzeptiert: 26.08.2020

Zitierhinweis

Arlinghaus, R., Brinker, A., Wolter,
C. (2021): Der Einfluss der Fischerei
auf Natur, Umwelt und biologische
Vielfalt – eine kritische Bewertung
eines aktuellen Diskussionspapiers
zur Biodiversitätskrise aus fischerei-
wissenschaftlicher Sicht. Zeitschrift
für Fischerei 1: Artikel 3: 1-12.
DOI: [10.35006/fischzeit.2020.8](https://doi.org/10.35006/fischzeit.2020.8)

Verantwortlicher Redakteur:

Thomas Meinelt
tm@zeitschrift-fischerei.de

Finanzierung

Gefördert aus Mitteln des BMBF,
des BfN, des BMU, sowie vom Lan-
desverband Sächsischer Angler e.V.,
dem Landesfischereiverband Bayern
e.V., dem Anglerverband Nieder-
sachsen und der FUND-Stiftung.

Interessenkonflikt

Keiner.

Ergänzendes Material

Keines.

Copyright

© Autore(en) 2021, veröffentlicht
unter der creative commons Lizenz
[CC-BY-NC 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/)
www.zeitschrift-fischerei.de

Zusammenfassung

Die Leopoldina Nationale Akademie der Wissenschaften legte im Jahr 2020 eine Analyse zur Biodiversitätskrise in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen vor. Die in diesem normativen Bericht getätigten Aussagen zur Rolle und Bedeutung der Fischerei und Aquakultur beim Rückgang der Biodiversität werden in vorliegendem Beitrag einer kritischen Bewertung unterzogen. Im Ergebnis wird konstatiert, dass das Management der globalen Fischerei in den letzten Jahren eine deutliche Verbesserung erfahren hat und dass die Aquakultur vielfach zu den ressourcenschonendsten Erzeugungsmethoden tierischen Proteins gehört. Beide Fischereizweige, Aquakultur und Fischerei, sind wesentlich für die weltweite Lebensmittelversorgung mit tierischem Protein, auch und insbesondere in den Entwicklungsländern. Heute wird die Mehrzahl der genutzten marinen Fischbestände, die 79 % des globalen Fangertrags liefern, nachhaltig bewirtschaftet. Während die Fischerei einen dominierenden Einfluss auf Biomasse und Größenstruktur von marinen Fischpopulationen ausübt, sind in Binnengewässern hingegen weit überwiegend andere Faktoren als die Fischerei als Haupteinflussfaktor auf die Biodiversität anzusehen. Dementsprechend trägt eine veränderte Managementpraxis der Binnenfischerei kaum zum Stopp der Biodiversitätskrise bei, wohingegen die Senkung der Fischereierblichkeit in übernutzten marinen Fischbeständen Abundanz und Größenstruktur der Fischpopulationen anheben dürfte. Insgesamt hat der Leopoldina-Bericht die Charakterisierung der Fischerei- und Aquakultureffekte und die Möglichkeiten des Fischereimanagements auf die Biodiversität ungenau und zu pessimistisch wiedergegeben.

Schlagworte: Aquakultur, Artenschutz, Biodiversität, Fangfischerei, wissenschaftlicher Diskurs

Abstract

In 2020, the Leopoldina National Academy of Sciences of Germany published a report on the biodiversity crisis in terrestrial and aquatic ecosystems. It is normative in orientation. In this paper, the reported impacts of fisheries and aquaculture on biodiversity are critically reviewed. It is concluded that the management of global marine fisheries has seen substantial improvements over the last decade and that aquaculture belongs to the most efficient and environmentally friendly production method of animal protein. Both fisheries and aquaculture are crucial for maintaining the supply of animal protein, particularly in the developing world. Today, the majority of global fish stocks who are responsible for 79% of global landings are sustainably exploited. While capture fisheries continues to have a structuring effect on the biomass and size structure of marine fish populations, in inland waters non-fishing impacts have had substantially stronger negative impacts on biodiversity than inland fisheries. Therefore, a change of inland fisheries management is unlikely to help halt the biodiversity loss. By contrast, a further reduction in fishing mortality in overexploited marine fish stocks may help the abundance and size structure of fish. Overall, the Leopoldina report has overstated the impacts of fisheries and aquaculture on biodiversity and has painted a too pessimistic outlook.

Keywords: Aquaculture, species protection, biodiversity, capture fisheries, scientific discourse

Fazit für die Praxis

- Die Fischerei verändert vor allem die Biomasse und die Größenstruktur von Fischbeständen, führt aber in den seltensten Fällen zum irreversiblen Verlust von Arten.
- Effektives Fischereimanagement basiert auf drei Säulen: 1) Verfügbarkeit regelmäßiger Bestandszustandsindikatoren, 2) Kontrolle der Fischereiersterblichkeit sowie 3) Kontrolle und Durchsetzung von Bestimmungen.
- Sofern die Selektivität der Fischerei und eine geringe Rückwurfsterblichkeit gewährleistet werden, kann ein Populationszusammenbruch in der Fangfischerei effektiv über längenbasierte Fangbestimmungen vermieden werden.
- Meeresschutzgebiete und damit einhergehende Fischereiverbote sind keine zwingende Voraussetzung für einen nachhaltigen Schutz der Biodiversität.
- Eine nachhaltige Aquakultur ist die einzige praktikable Option, die globale Versorgung mit dem Lebensmittel Fisch für alle bezahlbar zu machen und in der benötigten Menge bereitzustellen.

1. Einführung

Die Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina ist seit 2008 die Nationale Akademie der Wissenschaften in Deutschland. Gemäß ihrem auf ihrer Webseite publizierten Leitbild bearbeitet die Leopoldina „unabhängig von wirtschaftlichen oder politischen Interessen wichtige gesellschaftliche Zukunftsthemen aus wissenschaftlicher Sicht, vermittelt die Ergebnisse der Politik und der Öffentlichkeit und vertritt diese Themen national wie international“. Damit ist die Akademie eine politikberatende wissenschaftliche Einrichtung, deren Stellungnahmen und Empfehlungen regelmäßig eine große gesellschaftliche Strahlkraft entfalten.

In der Reihe „Leopoldina Diskussion“ sind ein Diskussionspapier (DRENCKHAHN et al. 2020a) und ein begleitender Dokumentationsband (DRENCKHAHN et al. 2020b) erschienen. Beide Dokumente beschäftigen sich in unterschiedlichem Detailgrad mit der globalen Biodiversitätskrise und präsentieren allgemeine und spezifische Handlungsempfehlungen, wie Deutschland und die Europäische Union dem Biodiversitätsrückgang entgegenwirken können. Zur Kritik herangezogen wird neben der Kurzfassung (DRENCKHAHN et al. 2020a) der vorab online zur Diskussion gestellte Dokumentationsband (DRENCKHAHN et al. 2020b).

Durch das Format des Diskussionspapiers bietet die Leopoldina Wissenschaftler*innen die Möglichkeit, Denkanstöße zu geben oder Diskurse anzuregen und hierfür auch politische Empfehlungen zu formulieren. Konkret positionieren sich die Autor*innen des Leopoldina-Biodiversitätskrisenpapiers normativ und geben konkrete politische Empfehlungen, durch die der Biodiversitätsrückgang gestoppt werden soll. Damit gehen DRENCKHAHN et al. (2020a, b) deutlich über eine neutral-sachliche Ergebnisdokumentation zum Zustand der Biodiversität hinaus. Dementsprechend wichtig ist es, dass die Zustandsbeschreibungen zur Biodiversität in aquatischen und terrestrischen Ökosystemen möglichst vollständig und fehlerfrei recherchiert sind. Hier setzt vorliegender Kommentar mit Bezug zu Fischerei und Biodiversität unter Wasser an.

Das Leopoldina Papier äußert sich an verschiedenen Stellen zu den Auswirkungen der Fangfischerei und Aquakultur auf die Biodiversität. Obwohl die dargestellten Zusammenhänge durchaus ihren Widerhall in der publizierten Fachliteratur finden, sind einige Fakten unvollständig oder in Teilen

veraltet oder widersprüchlich. Der vorliegende Text äußert daher einige ergänzende Gedanken und aktualisiert ausgewählte Fakten, die zu einer anderen Bewertung der Fischereiwirkungen auf die Biodiversität führen. Unser Beitrag ist als wissenschaftlicher Diskursbeitrag zu verstehen und soll ausgewählte wissenschaftliche Studien würdigen, deren Ergebnisse die Aussagen von DRENCKHAHN et al. (2020a, b) vervollständigen, präzisieren und teilweise richtigstellen.

2. Sind die Ozeane leer gefischt?

Im Diskussionspapier sowie in dem begleitenden umfangreichen Dokumentationsband von DRENCKHAHN et al. (2020a, b) wird konstatiert, dass „nur 32 Prozent aller Fischpopulationen ... einen zufriedenstellenden Zustand [haben], während alle anderen entweder unter der kritischen Biomasse oder über der kritischen Nutzungsrate liegen“. Diese Statistik ist COSTELLO et al. (2016) entnommen und meint, dass aktuell nur 32 % aller untersuchten (marinen) Fischbestände eine Bestandsbiomasse aufweisen, die a) genauso groß oder größer ist als die, die den maximalen Dauerertrag (MSY) hervorbringt (B_{MSY}), und b) gleichzeitig eine fischereiliche Sterblichkeitsrate F herrscht, die geringer ist als die, die den maximalen Dauerertrag hervorbringt (F_{MSY}). Sowohl B_{MSY} als auch F_{MSY} sind etablierte und häufig genutzte Referenzpunkte, die regelmäßig in Analysen des globalen Überfischungszustands verwendet werden (z. B. WORM et al. 2009; HILBORN et al. 2020). Wenn nach DRENCKHAHN et al. (2020a) nur 32 % der fischereilich genutzten Fischpopulationen einen zufriedenstellenden Zustand aufweisen, also nachhaltig befischt sind, bedeutet das im Umkehrschluss, dass 68 % aller untersuchten fischereilich genutzten Fischpopulationen ein überfischter Zustand kennzeichnen muss. Das sind nach DRENCKHAHN et al. (2020a, b) zwei Drittel bzw. die Mehrheit aller marinen Fischpopulationen.

Dieser Einschätzung können wir aus zwei Gründen nicht folgen. Erstens haben in den letzten 15 Jahren umfangreiche Reformen der Fischereipolitik dazu geführt, dass die Fischereiersterblichkeit in vielen marinen Fanggebieten gesunken ist und die aktuelle Biomasse im Durchschnitt über alle erfassten marinen Fischbestände heute über B_{MSY} liegt (HIL-

BORN et al. 2020). Zweitens nutzen COSTELLO et al. (2016) zur Analyse des Überfischungsgrads neben bestandskundlichen Daten auch Fang- bzw. Anlandungsdaten, die die Wahrscheinlichkeit der Überfischung systematisch überschätzen (BRANCH et al. 2011). Schaut man sich die besten verfügbaren bestandskundlichen Daten an, die mehr als die Hälfte des globalen Fischertrags repräsentieren, zeigen HILBORN et al. (2020) in einer aktuellen Studie, dass 47 % aller marinen Fischpopulationen heute in einem nach allen Kriterien nachhaltigen Zustand sind. Das sind 15 Prozentpunkte mehr als DRENCKHAHN et al. (2020a) berichten. Bei weiteren 19 % aller Bestände sind die fischereilichen Sterblichkeiten heute geringer als F_{MSY} , d. h. die Bestandsgrößen werden sich mit großer Wahrscheinlichkeit innerhalb der nächste 10 Jahre wieder erholen (HILBORN et al. 2020). Damit ist absehbar, dass in wenigen Jahren zwei Drittel aller fischereilich genutzten Fischpopulationen nachhaltig befischt sind.

Damit übereinstimmend weist auch der vielzitierte Bericht der FAO (2018) zum globalen Fischereizustand aus, dass etwa ein Drittel aller Bestände weltweit überfischt sind, wohingegen zwei Drittel aller Populationen nachhaltig befischt werden. Der aktuelle FAO (2020) Bericht bestätigt diese Zahlen. Diese rund zwei Drittel nachhaltig genutzte Bestände sind für 79 % der globalen Fangfischereierträge verantwortlich (FAO 2020). Dagegen schreiben DRENCKHAHN et al. (2020b): „Zwei Drittel der globalen Fischbestände sind maximal befischt oder bereits überfischt“. Diese Angaben decken sich weder mit denen der FAO (2018, 2020) noch mit HILBORN et al. (2020).

An anderer Stelle wiederum schreiben DRENCKHAHN et al. (2020b) mit Verweis auf FERNANDES et al. (2017): „Im Jahr 2015 wurden 33 Prozent der Meeresfischbestände überfischt, 60 Prozent wurden maximal an der Obergrenze der Nachhaltigkeit befischt und nur 7 Prozent wurden geringer befischt“. Diese Zahlen entsprechen den Einschätzungen der FAO (2018, 2020), finden sich aber nicht in der zitierten Quelle. FERNANDES et al. (2017) beschäftigen sich nur mit europäischen Beständen und berichten einen Überfischungsgrad von 47 % aller Bestände auf Basis bestandskundlicher Daten. Die Überfischung in Europa (und weltweit) ist regional sehr unterschiedlich verteilt (HILBORN et al. 2020) und insbesondere im Mittelmeer ausgeprägt (FAO 2020; FERNANDES et al. 2017), wohingegen sich die Situation im Atlantik deutlich verbessert hat (FERNANDES & COOK 2013; HILBORN & ARLINGHAUS 2017). Insgesamt ist zu konstatieren, dass DRENCKHAHN et al. (2020a, b) an unterschiedlichen Stellen im Bericht nicht nur unterschiedliche Zahlen präsentieren, sondern den Überfischungsgrad deutlich schlechter darstellen, als er heute ist.

3. 80 Prozent weniger Thunfische im Ozean?

DRENCKHAHN et al. (2020b) schreiben ohne wissenschaftlichen Beleg: „Schätzungen zu den größeren Fischbeständen des offenen Ozeans wie Thunfischartige gehen von einem Rückgang von etwa 80 Prozent aus“. Zunächst

müssten Bezug und Bezugszeitraum für diese Angabe erläutert werden. Sind 80 % aller Bestände gemeint, 80 % aller Individuen oder 80 % der Biomasse einer Art oder aller Thunfischarten und zu welchem Referenzzeitpunkt? Dazu äußern sich die Autorinnen und Autoren leider nicht. Wahrscheinlich ist der Rückgang der Biomasse aller Thunfische um 80 % gegenüber einem unklar bleibenden Referenzzeitraum gemeint. Eine umfassende Metaanalyse der Überfischung von Thunfischen dokumentiert tatsächlich einen erheblichen Biomasserückgang der Thunfischartigen, wenn auch im Mittel „nur“ um 52,2 % im Zeitraum 1954 bis 2006 (JUAN-JORDÁ et al. 2011). Allerdings zeigt diese Mittelwertbetrachtung nicht, dass numerisch gesehen die Mehrzahl der von JUAN-JORDÁ et al. (2011) analysierten Thunfischbestände (57 % bzw. 12 von 19 Populationen) seit Mitte der 2000er Jahre nachhaltig befischt werden. Selbst die von JUAN-JORDÁ et al. (2011) noch als stark überfischt charakterisierten Blauflossenthunfischbestände (*Thunnus thynnus*) sind nach neuesten Bestandsanalysen heute nicht mehr überfischt, und ihre Biomassen erholen sich wieder (SCRS 2019). Auch bei den Blauflossenthunfischen hat offenbar eine Verbesserung des Fischereimanagements Wirkung gezeigt.

4. Systematischer Verlust von großen Raubfischen?

Mit Verweis u. a. auf die viel zitierte Studie von PAULY et al. (1998) zum „Fishing Down Marine Food Webs“ präsentieren DRENCKHAHN et al. (2020b) ein beliebtes Überfischungsnarrativ, nach dem die Fischerei systematisch die besonders profitablen, großen Raubfische aus den Ökosystemen entfernt. Anschließend wird erläutert, dass dieser Verlust zu kaskadenartigen Veränderungen der Nahrungsnetze und zur irreversiblen Umstrukturierung von Ökosystem und -funktion beiträgt. Am Ende der Entwicklung droht die Begünstigung von Quallenpopulationen oder Krebstieren am unteren Ende der Nahrungskette (z. B. UTNE-PALM et al. 2010). Das komplette Umkippen eines Ökosystems in einen alternativen stabilen Zustand beschreiben DRENCKHAHN et al. (2020b) als typische Auswirkung der intensiven Fangfischerei. Exemplarisch wird das Lehrbuchbeispiel der Kabeljaufischerei (*Gadus morhua*) vor Neufundland, Kanada, angeführt.

Zweifellos kann die intensive Fischerei zu einer Veränderung von trophischen Kaskaden führen (FRANK et al. 2005; ALTIERI et al. 2012). Es ist auch unstrittig, dass die Kabeljaufischerei vor Neufundland durch die Überfischung kollabiert ist und sich trotz Moratorium bis heute nicht erholt hat (SAVENKOFF et al. 2007; HUTCHINGS & RANGELEY 2011). Kritikwürdig ist die Implikation, dass solch ein Fischerei-induzierter, abrupter und nachhaltiger Systemwechsel typisch und weit verbreitet ist. Dafür fehlen Belege aus ökologischen Systemen bzw. es liegen diverse Studien vor, die das Gegenteil belegen (NEUBAUER et al. 2013; HILBORN et al. 2014; CAPON et al. 2015; HILLEBRANDT et al. 2020).

PAULY et al. (1998) entwickelten ihre Hypothese des "Fishing Down Marine Food Webs" anhand der Analyse des mittlere-

ren trophischen Niveaus aller Arten in den Weltfangdaten. Da der mittlere trophische Level in den Fängen mit der Zeit sank, musste es zum systematischen Verlust der Räuber an der Spitze der Nahrungskette (und des dementsprechend hohen trophischen Niveaus) gekommen sein. Allerdings sind diese Art Analysen sensitiv gegenüber dem Fang von Fischarten, die eine große Biomasse ausmachen. Detaillierte Analysen durch BRANCH et al. (2010) zeigten, dass in vielen Gebieten der Welt der mittlere trophische Level im Fang zu- anstatt abnimmt, wie es PAULY et al. (1998) in der vielzitierten, primären Publikation in Science postulierten. In der Summe sind die systematische Ausbeutung von Raubfischen und die daraus resultierende Veränderung des Nahrungsnetzes hin zur Dominanz von Quallen und Krebstieren nur in Ausnahmefällen empirisch belegt. So zeigen ESSINGTON et al. (2006), dass es mit Ausnahme des Nordatlantiks keine Belege für das systematische Herunterfischen der Raubfische entlang des Nahrungsnetzes gibt. Im Gegenteil, in den meisten Ozeanen wurden mit der Zeit vermehrt Tiere auf den unteren Stufen der Nahrungskette in die Fischerei aufgenommen. Der Grund ist, dass auch Tiere im unteren Bereich des Nahrungsnetzes profitable Fischereiprodukte darstellen (z. B. Hummer). Dementsprechend zeigen ESSINGTON et al. (2006), dass in vielen Gegenden der Welt eine „Fischerei durch das Nahrungsnetz“ („fishing through the food web“) und nicht etwa eine „Fischerei von oben nach unten entlang des Nahrungsnetzes“ („fishing down the food web“) stattgefunden hat. Anders ausgedrückt: Die Fischerei dezimiert nicht immer zuerst die profitablen Raubfische bis unterhalb der Existenzgrenze, um dann die nächste trophische Ebene abzufischen, bis am Ende mangels Fressfeinden Quallen und Krebse im Ozean akkumulieren. Das „Fishing Down the Food Web“ Narrativ wurde inzwischen mannigfaltig widerlegt.

5. Kann die Fischerei die unteren trophischen Ebenen strukturieren?

Die Frage, welche Wirkungen die scharfe Befischung von Räubern in Nahrungsnetzen hat, kann in vielen marinen Gebieten kaum im Detail studiert werden, weil Experimente schwierig sind und Kontrollen und Replikate fehlen. Ohne Experimente können jedoch Ursache-Wirkungs-Beziehungen nicht zweifelsfrei geklärt werden. Demgegenüber können Fischerei- und Bewirtschaftungsexperimente in besser kontrollierbaren Binnengewässern (vor allem Seen) Antworten darauf geben, welche ökologische Wirkung von der Spitze des Nahrungsnetzes ausgeht, insbesondere, wenn die Fischerei die Raubfische dezimiert. In den 1980er und 1990er Jahren wurde zu dieser Frage eine Vielzahl von sogenannten Biomanipulationsversuchen initiiert, mit dem Ziel, durch die Förderung der Raubfische Fraßdruck auf zooplanktivore Fische auszuüben, um eine trophische Wirkkaskade zu initiieren, die am Ende zur Eindämmung des Phytoplanktons und klarerem Wasser führt. Aktuelle Metaanalysen zeigen, dass die Förderung der Raubfische (bzw. im Umkehrschluss ihre systematische Entfernung)

geringe bis keine nachhaltigen Effekte auf die unteren trophischen Ebenen oder die Wasserqualität hat (BERNES et al. 2015). Offenbar wird in den meisten Ökosystemen die Biomasse der unterschiedlichen, niedrigen trophischen Ebenen vor allem von den Nährstoffen („bottom up“) und nicht von den Räubern („top down“) gesteuert (LYNAM et al. 2017; MATSUZAKI et al. 2018; KOKKONEN et al. 2019; SGUOTTI et al. 2019; BARTRONS et al. 2020). Insgesamt scheint der Einfluss der Raubfische als Regulator der Abundanz und Größenstruktur ihrer Beutefische oder gar des Zoo- oder Phytoplanktons geringer als vielfach angenommen wird (MEHNER 2010; BARTRONS et al. 2020). Dementsprechend sind von der Fischerei ausgelöste trophische Kaskaden über die systematische Dezimierung von Räubern zwar denkbar, schlagen aber in den wenigstens Fällen nachhaltig auf die unteren trophischen Ebenen oder gar die Wasserqualität durch. Selbst wenn starke „top down“ Effekte durch die Fischerei auf die Biomasse oder Größenstruktur von genutzten Fischpopulationen nachweisbar sind, folgt daraus nicht zwangsläufig, dass dadurch die Biodiversität – also die Vielfalt an Genen, Arten und Gemeinschaften – nachhaltig oder gar irreversibel beeinflusst wird.

6. Ökologische Kippunkte und Regimewechsel

Mit Bezug auf das Kabeljau-Beispiel unterstellen DRENCKHAHN et al. (2020b) im Bericht an mehreren Stellen, dass ein einmal überfischter Zustand kaum reversibel ist, selbst wenn die Fischerei eingestellt wird. Rekuriert wird auf die Theorie alternativer stabiler Zustände am Beispiel des Dorsches (FRANK et al. 2005; SAVENKOFF et al. 2007). Zweifellos gibt es in aquatischen Systemen Kippunkte und alternative stabile Zustände (CAPON et al. 2015). Ebenso gibt es die Möglichkeit, dass einmal überfischte Bestände in lokalen Minima verharren, d. h. über lange Zeiträume nur sehr geringe Abundanzen aufweisen, nachdem sogenannte Depensationspunkte überschritten wurden (HUTCHINGS 2014). Allerdings zeigen aktuelle Metaanalysen von scharf befischten Beständen, dass gerade bei Fischen das Verharren bei geringer Biomasse eher selten anzutreffen ist (KEITH & HUTCHINGS 2012; HILBORN et al. 2014). Im Gegenteil, die Mehrheit der überfischten Bestände erholt sich rasch wieder, sofern die Fischereierblichkeit reduziert wird (DUARTE et al. 2020; HUTCHINGS & KUPARINEN 2020). Natürlich können auch Regimewechsel auftreten. Sie entstehen aber in der Regel durch das Zusammenspiel von hohem Fischereidruck und ungünstigen Umweltfaktoren für die Reproduktion und werden nicht durch die Fischerei als alleiniger Faktor ausgelöst (SGUOTTI et al. 2019). In den meisten Fällen scheint der Wirkzusammenhang folgendermaßen zu sein: starke Befischung reduziert die Biomasse und die mittleren Längen im Bestand; verringert sich dann die Sterblichkeit, erholen sich die Biomassen der in der Regel sehr fruchtbaren Fische meist sehr rasch und die mittleren Längen steigen an (HILBORN et al. 2014). Vielfach ist eine Erholung der Biomasse innerhalb von zehn Jahren belegt (NEUBAUER et al. 2013; HILBORN et al. 2014). Selbstverständ-

lich bestätigen Ausnahmen wie beim Neufundlandkabeljau die Regel.

7. Meeresschutzgebiete als prioritäre Politikantwort gegenüber Überfischung?

Völlig zu Recht weisen DRENCKHAHN et al. (2020b) darauf hin, dass Verbesserungen im Fischereimanagement zunächst bedeuten, die Fischereierblichkeit auf ein nachhaltiges Niveau zu reduzieren (d. h. $< F_{MSY}$). Ebenfalls ist DRENCKHAHN et al. (2020b) uneingeschränkt zuzustimmen, dass eine nachhaltige Fangfischerei gesellschaftlich gewünscht ist. Fraglich ist allerdings, ob die von dem Autorenteam bevorzugte Einrichtung umfangreicher Meeres- und anderer Schutzgebiete, in denen die Fischerei generell verboten wird, die einzig richtige Möglichkeit zur Erreichung dieses Ziels in Meeresökosystemen ist. DRENCKHAHN et al. (2020b) gehen so weit zu sagen, dass es eine Grundbedingung für die Planung von Meeresschutzgebieten ist, darin die Entnahme von Tieren (also die Fischerei) komplett zu untersagen.

Diese Empfehlung ist eines der fünf Kriterien für effektive Schutzgebiete von EDGAR et al. (2014). Wichtig zu bemerken ist, dass die Wirksamkeit von Meeresschutzgebieten in der Metaanalyse von EDGAR et al. (2014) ausschließlich an dem Beitrag zur Erholung der Biomasse von Fischen ausgerichtet wird. Natürlich ist die Abundanz oder die Größenstruktur der Artengruppe, die direkt von der Fischerei genutzt wird, am effektivsten durch einen Stopp der Fischereierblichkeit zu schützen. Ob dadurch aber die Biodiversität als Ganzes gefördert werden kann, ist diskussionswürdig.

Ein Schutzgebiet mit Fischereiverbot schützt in erster Linie die Fische vor der Fischerei. Die Fischerei verändert vor allem Biomassen und Größenstrukturen von Fischbeständen, führt in der Regel aber nicht zum Aussterben von Fischarten. Dementsprechend fördert ein solches Meeresschutzgebiet vor allem die Biomasse und Größe von Fischen, nicht aber die Biodiversität als Ganzes über die Fische hinaus (LESTER et al. 2009). Alle anderen, eher überregional wirkenden Einflüsse auf die marine Biodiversität, wie Verschmutzung oder Versauerung werden beispielsweise durch Meeresschutzgebiete mit Fischereiverboten nicht adressiert (HILBORN 2016). Sofern andere Wirkungen als die Fischerei ursächlich für die Biodiversitätskrise im Ozean als Ganzes sind, wird ein Fischereiverbot in einem Meeresschutzgebiet vor allem negative soziale Wirkungen auf den gesamten Fischereisektor und vielfach auch auf die Nahrungsmittelsicherheit haben und dabei Beiträge zum Biodiversitätsschutz über die Fische hinaus in vielen Fällen eher verfehlen (LESTER et al. 2009).

Begründet wird ein Rückgriff auf Meeresschutzgebiete u. a. mit dem ökonomischen Nutzen, den die gesteigerten Fischpopulationen dann für die Fischerei außerhalb von Schutzgebieten bieten. Ob aus dem Ausschluss der Fischerei in Schutzgebieten ein Nutzen für Fischpopulationen und den Fischereiertrag in ungeschützten umgebenden Gebieten erwächst, wird in der Fachliteratur aber sehr kontrovers

diskutiert (HILBORN 2016) und hängt von vielen Details der Fischerei, den Wanderbewegungen der Arten und dem sogenannten Spill-Over von Jung- oder Altfischen ab. Auch kann der Ausschluss der Fischerei in einem Gebiet einen erhöhten Fischereidruck andernorts bewirken, so dass in der Summe die Fischereierblichkeit nicht zwangsläufig sinkt. In diesem Fall verlagern Schutzgebiete die Probleme lediglich, ohne sie zu lösen. Beispielsweise wurde für das Great Barrier Reef nachgewiesen, dass das Unterschutzstellen großer Gebiete keine positiven Spill-Over Effekte zeigte und sich die Gesamtfischereierträge nicht positiv veränderten (FLETCHER et al. 2015).

Grundsätzlich ist die Ausweisung von Meeresschutzgebieten nur eine Maßnahme von vielen, der weitere Alternativen zur Zielerreichung gegenüberstehen. Neben Schutzgebieten als Bewirtschaftungswerkzeug stehen als weitere Maßnahmen z. B. zur Auswahl: Quoten, Stilllegungen, Verfügungsrechte, selektive Fangmethoden, Schonmaße, Schonzeiten, Beschränkungen von bestimmten Fangmethoden, Steuern/Abgaben. Wie eine aktuelle Metaanalyse zeigt (MELNYCHUK et al. 2017), beruht der Erfolg des Fischereimanagements auf der Berücksichtigung grundsätzlicher Prinzipien, unabhängig von einer konkreten Politikoption oder Maßnahme. Wichtig sind drei Dinge: das regelmäßige Monitoring der Bestände, die Umsetzung von Maßnahmen, die den Fischereidruck in akzeptablen, nachhaltigen Höhen halten oder andere negative Wirkungen der Fischerei (wie z. B. Habitatverlust durch bestimmte Schleppnetze) reduzieren, sowie die Kontrolle und Durchsetzung dementsprechender Maßnahmen (MELNYCHUK et al. 2017). In Situationen, wo die Art der Fanggeräte den Fang von Jungfischen minimiert und die Rückwurfsterblichkeit gering ist, kann eine nachhaltige Fischerei auch ohne Vorliegen von Bestandsindikatoren erfolgen, z. B. durch das Steuern der Fanggeräteselektivität (ARLINGHAUS et al. 2018).

8. Zur Süßwasserbiodiversität

Völlig zu Recht wird in DRENCKHAHN et al. (2020b) darauf hingewiesen, dass die wesentlichen Biodiversitätseinflüsse in den Binnengewässern auf Treiber außerhalb der Fischerei zurückgehen. Dementsprechend fokussieren die Handlungsempfehlungen auf Managementlösungen, die vor allem außerhalb der Binnenfischerei ansetzen, wie die Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie, Aufwertung der Lebensräume, Rück- bzw. Umbau der Wasserkraft, Reduktion der Seeneutrophierung, Kleinstgewässerschutz oder Schutz und Wiederherstellung von Flussauen und Beseitigung von Migrationsbarrieren für Fische. Selbstverständlich gehört die nachhaltige Binnen- und Angelfischerei in diesen Maßnahmenkomplex.

Zu ergänzen wäre noch, dass die Revitalisierung von Flussauen nicht nur die Biodiversität fördert, sondern auch nachhaltig dem Hochwasserschutz dient. Auch müssen mehr ressortübergreifende Querschnittsaufgaben definiert werden: So kann beispielsweise die Europäische Wasserrahmenrichtlinie nur dann erfolgreich umgesetzt werden, wenn

deren Umweltziele auch für die Landwirtschaft und Binnenschifffahrt verpflichtend sind.

9. Aquakultur

Der Bericht von DRENCKHAHN et al. (2020b) identifiziert die Aquakultur korrekt als den am schnellsten wachsenden Lebensmittelsektor der Welt, dessen Wachstum sich zwar im Vergleich zu vergangenen Dekaden deutlich abschwächen wird, aber laut FAO (2020) bis 2030 noch durchschnittlich über 2 % pro Jahr betragen soll. Aktuell wird für 2030 ein Anstieg des Anteils der Aquakultur am globalen Speisefischaufkommen von heute 52 % auf knapp 60 % prognostiziert (FAO 2020).

DRENCKHAHN et al. (2020b) merken zu Beginn an, dass die Aquakultur ein nachhaltiges Fischereimanagement nicht ersetzen könne, eine Aussage, der vollkommen zuzustimmen ist, die aber auch in der wissenschaftlichen Debatte nie in Frage gestellt wurde. Die Erträge der globalen Fangfischerei stagnieren seit Jahrzehnten, und ein signifikanter Anstieg über das jetzige Niveau erscheint kaum möglich (FAO 2020), da die natürlichen Bestände biologisch limitiert sind. Ein Anstieg des Fischertrags aus der Fangfischerei ist nur durch verbessertes Fischereimanagement (HILBORN & ARLINGHAUS 2017) oder durch die Fangfischerei in Binnengewässern möglich. Angesichts einer steigenden Weltbevölkerung kommt somit der Aquakultur als zweite Säule neben den Erträgen der Fangfischerei zukünftig eine wichtige Rolle bei der globalen Versorgung der Weltbevölkerung mit Fisch zu. Gerade auch in vielen ärmeren Regionen kann die Aquakultur einen wichtigen Beitrag zur Ernährungssicherheit leisten, auch da sie im Vergleich zur Fangfischerei weniger Fluktuationen unterliegt (BELTON et al. 2018). Somit stellt sie gerade in ärmeren Regionen oft eine wichtige verlässliche Quelle für lebensnotwendige und gesundheitlich relevante Komponenten, wie essentielle ungesättigte Omega-3-Fettsäuren, Vitamine, hochverdauliches Protein und Spurenstoffe wie Jod oder Selen dar (MOZAFFARIAN & RIMM 2006; BÉNÉ et al. 2015; THILSTED et al. 2016).

DRENCKHAHN et al. (2020b) unterstellen in ihren Ausführungen, dass die meisten Aquakulturpraktiken nicht nachhaltig seien. Die Autoren argumentieren, dass der Einsatz von Fischöl und Fischmehl, welches aus pelagischen Kleinfischarten gewonnen werde, Menschen in weniger entwickelten Ländern die Proteingrundlage entziehe und nennen als Beispiel die Situation in Westafrika. Global und insgesamt betrachtet stellt sich die Situation ein wenig komplexer dar: Momentan werden rund ein Viertel bis ein Drittel der globalen Fangmenge zu Fischmehl und Fischöl verarbeitet, wovon wiederum etwa 75 % in der Aquakultur eingesetzt werden (SHEPHERD & JACKSON 2013). In der Gesamtbilanz scheint dies gerechtfertigt, da die Aquakultur als Ganzes ein signifikanter Nettoerzeuger von Fisch ist. Das Verhältnis von im Futter eingesetztem Wildfisch zu erzeugtem Zuchtfisch (FIFO: Fish-in fish-out-Verhältnis) lag laut SHEPHERD & JACKSON (2013) 2010 bei 0,3. Dies bedeutet, dass aus 300 g Wildfisch 1000 g Zuchtfisch erzeugt wird. Obwohl das FI-

FO-Verhältnis als relativ konservative Methode gilt, erreichen hier selbst karnivore Spezies wie Lachs (*Salmo salar*) Werte um 1 oder sogar deutlich darunter (KOK et al. 2020). Aktuellere wissenschaftliche Kalkulationen ergeben noch geringere Werte (YTRESTØYL et al. 2015; AAS et al. 2019). Während die Erzeugung von Fischen in Aquakultur weltweit in den letzten Jahrzehnten exponentiell zugenommen hat, blieb die Menge des global aus Wildfängen produzierten Fischmehls und Fischöls auf annähernd gleichem Niveau (FAO 2020). Der geringere Verbrauch von Wildfisch im Futter wurde dabei durch eine verbesserte Futtermittelverwertung (TACON 2020), die zunehmende Wiederverwertung von Fischabfällen (YTRESTØYL et al. 2015) und einen steigenden Anteil von pflanzlichen Futterrohstoffen erreicht (AAS et al. 2019). Setzt sich dieser Trend weiter fort, was momentan sehr wahrscheinlich ist, so wird der Druck auf die marinen pelagischen Kleinfischarten in naher Zukunft sogar substantiell sinken (COTTRELL et al. 2020), und dies trotz der oben genannten Wachstumsentwicklung der Aquakulturerzeugung. Neue Futtermittelrohstoffe, die teilweise heute schon in größeren Mengen zu Verfügung stehen, z.B. Rohstoffe auf Algenbasis oder Mehle aus Insekten (TIBBETTS 2018; FISHER et al. 2020) beschleunigen diese Entwicklung.

Dennoch müssen auch aktuelle Fehlentwicklungen klar benannt werden, wie es DRENCKHAHN et al. (2020b) am Beispiel Westafrikas richtigerweise aufzeigen. Hier gab es vor allem im letzten Jahrzehnt einen starken Anstieg der Fischmehl- und Fischölproduktion aus regionalen Kleinfischvorkommen, die den Küstenbewohnern eigentlich als wichtige Nahrungsquelle dienten, jedoch heute durch die Konkurrenzsituation knapp oder zu teuer sind, während die resultierende Wertschöpfung nicht der lokalen Aquakultur und damit nicht in die Region zurückgeführt wurde (ISAACS 2016; CORTEN et al. 2017). Dies ist ein Missstand, der schnellstmöglich aufgelöst gehört. Dies ist jedoch ein regionales Problem, das politisch gelöst bzw. geregelt werden muss, und ist kein immanentes grundsätzliches Problem der Aquakultur.

So dramatisch die Auswirkungen der genannten Entwicklung in Westafrika für die Bevölkerung sind, sie eignen sich nicht als repräsentatives Beispiel für die gesamte weltweit agierende Branche. In Südamerika beispielsweise (Chile, Peru), das für das Gros (40-50 %) der weltweiten Fischmehl- und Fischölproduktion steht (FAO 2018), gibt es kaum einen Markt für die dort vorkommenden pelagischen Kleinfischarten. Die peruanische Regierung hat sogar mit aufwändigen Kampagnen versucht, den Konsum von Anchovis in der Bevölkerung zu steigern, was aber an mangelnder Nachfrage scheiterte, hauptsächlich aufgrund der vorherrschenden Ernährungsgewohnheiten (FRÉON et al. 2014).

Wissenschaftlich unbelegt bleibt die Aussage von DRENCKHAHN et al. (2020b), dass die Fischerei der pelagischen Kleinfischarten die marine Nahrungskette störe und die Versorgung vieler mariner Raubfische und Seevögel bedrohe. Unstrittig ist, dass die Fangfischerei auf pelagische Kleinfischarten in die Nahrungskette eingreift, dass sie aber eine Bedrohung für die Futtergrundlage mariner Prädatoren darstellt, scheint eher unwahrscheinlich. HILBORN et al.

(2017) nennen mehrere Faktoren, die dazu geführt haben, dass der Einfluss der Fischerei auf den Bestand mariner Prädatoren in bisherigen Studien oft deutlich überschätzt wurde. Exemplarisch seien hier die extremen natürlichen Schwankungen der Fischgründe auch gänzlich ohne den Einfluss der Fangfischerei erwähnt.

DRENCKHAHN et al. (2020b) weisen darauf hin, dass die jüngsten Bemühungen um nachhaltige Aquakulturpraktiken, wie die oben erläuterte Steigerung pflanzlicher Proteinanteile im Futter, die negativen ökologischen Auswirkungen abmildern können, ohne aber weiter auf die damit einhergehenden Potentiale einzugehen. Im Gegenteil: DRENCKHAHN et al. (2020b) zählen lokale Fehlentwicklungen auf und pauschalisieren so unangemessen, etwa bei den Ausführungen zur Umwandlung von Küstenvegetation wie Mangroven/Seegras zur Herstellung von Meeresfrüchten, zur Nutzung von Futterfischen zur Herstellung von Fischmehl und zum großflächigen Einsatz von Antibiotika. Diese Allgemeinplätze übersehen die hohe regionale Diversität der Produktionsbedingungen und werden der vielschichtigen Branche gerade in Europa nicht gerecht. Generell lassen DRENCKHAHN et al. (2020b) außer Acht, dass sich Aquakulturverfahren global grundlegend unterscheiden und sich dies dementsprechend auch auf die regionalen Umweltbeeinflussungen auswirkt. Eine Einordnung der Aquakultur bezüglich der Auswirkungen des Klimawandels, der gerade im globalen Kontext des Biodiversitätsverlustes eine zentrale Rolle spielt, lässt der Bericht gänzlich vermissen. Doch Haltungsformen und Fischarten, wie sie in der Aquakultur auch in Deutschland und weiten Teilen Europas dominieren, erzeugen ein hochwertiges und sicheres tierisches Lebensmittel, welches im Vergleich zu allen anderen terrestrischen Nutztierarten sehr ressourceneffizient und gleichzeitig klimafreundlich erzeugt werden kann (HILBORN et al. 2018; MACLEOD et al. 2019; PHILIS et al. 2019). Dies gilt aber nicht weltweit und die thematisierten Probleme z. B. bei Mangroven und Seegras sind evident und unbestritten (ILMAN et al. 2016). Die Zielrichtung sollte aber nicht sein, aufgrund real vorhandener Probleme und lokaler Defizite die Aquakultur als Ganzes in Frage zu stellen, sondern weltweit für den Einsatz und die Überwachung sicherer und nachhaltiger Verfahren zu sorgen und diese weiterzuentwickeln: So wurden beispielsweise die direkten Umweltauswirkungen auf angrenzende Ökosysteme durch moderne Futtermittel und Klärtechnik in den letzten Jahrzehnten stark reduziert (SCHUMANN & BRINKER 2020).

Ein ähnliches Bild ergibt sich bei einem differenzierteren Blick auf die von DRENCKHAHN et al. (2020b) erwähnte Problematik des flächendeckenden Antibiotikaeinsatzes in der Aquakultur. DEFOIRDT et al. (2011), die von DRENCKHAHN et al. (2020b) in diesem Zusammenhang zitiert werden, betonen bereits in der Einleitung deutlich, dass es große regionale Unterschiede bei der eingesetzten Wirkstoffmenge gibt und weisen auf die strikten Regulierungen in Europa, Nordamerika und Japan diesbezüglich hin. In Norwegen, dem weltweit größten Erzeuger von Lachs, kann heute dank flächendeckender Immunisierung gegen die verlustreichen Seuchen mittlerweile nahezu vollständig auf Antibiotika verzichtet werden (NORVET 2016) – ganz entgegen den Aussa-

gen im Bericht, die sich in ganz ähnlicher Weise wiederholt in den Massenmedien finden und fern der Realität sind.

Allerdings ist der Selbstversorgungsgrad von Fisch und Meeresfrüchten in entwickelten Ländern wie Deutschland oft gering, weshalb große Mengen importiert werden (BRÄMICK 2018). Damit besteht die Gefahr, dass Produkte aus nicht-nachhaltiger Produktion auf dem inländischen Markt angeboten werden. In vielen Ländern fehlen vergleichbare Umwelt- und Produktionsstandards, wie es sie z. B. in der EU gibt, so dass bei Importware ein deutlich höheres Risiko von Umweltzerstörungen (Mangroven, etc.), flächendeckendem Medikamenteneinsatz oder mangelndem Tierwohl besteht (FROELICH et al. 2020). Grenzwertüberschreitungen von Rückständen eingesetzter Medikamente oder Chemikalien werden vor allem in Importfisch aus dem asiatischen Raum nachgewiesen (HOVE et al. 2010).

Relevante aktuelle Probleme der Aquakultur in Europa sind lokal auftretende Seuchengeschehen, die durch die Effekte des Klimawandels verstärkt werden (REID et al. 2019). Beispiele umfassen Parasiten wie z. B. die Lachslaus, die auch Wildpopulationen gefährden können (COSTELLO 2009), und aus Zuchtanlagen entkommene Tiere, deren Rolle beim Rückgang von Wildbeständen (z. B. beim Lachs) noch nicht abschließend geklärt ist (CASTELLANI et al. 2018). Hier besteht Forschungsbedarf, um diese Probleme zu verstehen und sie in den Griff zu bekommen.

In der Gesamtbilanz bietet die Aquakultur eine ressourcenschonende Möglichkeit, ein hochwertiges tierisches Lebensmittel mit im Vergleich zu Warmblütern vergleichsweise geringem ökologischen Fußabdruck zu erzeugen (HILBORN et al. 2018). Darüber hinaus hat dieser noch relativ „junge“ Sektor großes Potential, den schon jetzt vergleichsweise niedrigen ökologischen Fußabdruck noch weiter zu senken. Die Aquakultur kann somit einen wichtigen nachhaltigen Beitrag für die Welternährung leisten und damit zur Erreichung des globalen nachhaltigen Entwicklungsziels 2 „null Hunger“ (SDG – Sustainable Development Goal 2) beitragen. Dabei gilt, wie im Grunde bei allen Sektoren der Lebensmittelproduktion, geeignete Arten und Standorte sowie energieeffiziente Haltungsformen zu fördern. Außerdem ist nach unserer Einschätzung ein Ausbau der Aquakultur innerhalb Deutschlands und der EU erstrebenswert, da hier einheitlich hohe Arbeits-, Umwelt- und Tierwohlstandards bestehen und die signifikanten ökologischen Kosten von Transport und Kühlkette entfallen. Die einzige Alternative ist ein weitgehender globaler Verzicht auf tierische Lebensmittel, eine stringente Konsequenz, die DRENCKHAHN et al. (2020b) bei ihren Bewertungen und Forderungen unerwähnt lassen.

10. Schlussfolgerungen

Wie die sehr positive Gesamtentwicklung der marinen Fischpopulationen in den letzten 15 Jahren in vielen Gebieten der Erde zeigt, ist das Fischereimanagement global gesehen auf einem besseren Weg als es der Leopoldina-Bericht ausweist. Hingegen implizieren die Darstellungen in DRENCKHAHN et al. (2020a, b), dass die Ökosysteme global durch

Überfischung stark und in manchen Fällen irreversibel geschädigt sind. Auch an der Aquakultur finden DRENCKHAHN et al. (2020a, b) wenig Positives, obgleich es sich bei dieser Produktionsform um eine sehr ressourcenschonende Form der Erzeugung tierischen Proteins handelt. Die Darstellung einer grassierenden Überfischung in der Meeresfischerei durch DRENCKHAHN et al. (2020a, b) strahlt zudem negativ auf sämtliche Fangfischereien aus, inklusive der Angel- und Binnenfischerei, die *de facto* keinen Anteil am Artensterben im Süßwasser haben. Mit Ausnahme der Störe (*Acipenser spp.*), bei denen die Fischerei in der Tat erheblichen Anteil hatte, wurden die hierzulande ausgestorbenen oder stark gefährdeten Süßwasser- oder Wanderfischarten wie Lachse durch nicht-fischereiliche Faktoren, vor allem durch Verlust der Laichgebiete und von Migrationsmöglichkeiten, an den Rand der Ausrottung getrieben oder sogar ausgerottet. Die Fangfischerei ist ein zusätzlicher Einflussfaktor, aber in der Regel nicht für ein Artensterben verantwortlich zu machen. Es ist ein grundsätzliches ökonomisches Prinzip, dass die Fischerei zurückgeht oder sogar eingestellt wird, wenn eine Art selten wird und damit die Fangaufwände massiv steigen. Diese intrinsische Selbstregulation sowie die grundsätzliche Biologie der Fische als sehr fruchtbare Organismen sichert, dass die Fangfischerei alleine in der Regel keine Arten vernichtet. Ganz im Gegensatz dazu stehen Landnutzungsänderungen, im Zuge derer Waldökosysteme z. B. in Ackerland umgewandelt werden und die mit Waldökosystemen assoziierte Biodiversität zwangsläufig lokal aussterben muss. Selbst die vielzitierten, genetischen Auswirkungen einer selektiven Fischerei stellen sich bei näherer Betrachtung als weniger umfassend heraus als vielfach postuliert wird (HUTCHINGS & KUPARINEN 2020). Damit möchten wir nicht zum Ausdruck bringen, dass es keine Probleme in der Fangfischerei oder Aquakultur gibt. Selbstverständlich ist der globale Überfischungsgrad hoch (HILBORN et al. 2020), selbstverständlich stellen Nährstoffeinträge oder ‚Ausbrecher‘ (escapes) aus der Aquakultur Probleme für die Umwelt dar und selbstverständlich können Managementpraktiken wie Fischbesatz die Biodiversität beeinflussen (ARLINGHAUS et al. 2015). Das ist unbestritten. Deswegen ist DRENCKHAHN et al. (2020a, b) uneingeschränkt zuzustimmen, dass die Nachhaltigkeit der Fischerei weiter vorangetrieben werden muss. Wir sind allerdings nicht der Meinung, dass die Fischerei und Aquakultur den wichtigsten Einflussfaktor auf die aquatische Biodiversität stellen und noch viel weniger, dass im Ausschluss der Fischerei eine wirksame Lösung der

globalen Biodiversitätskrise zu finden ist. Außerdem wären die Folgen für die Ernährungssicherung mit tierischem Protein verheerend.

Aus unserer Sicht zeichnet der Leopoldina-Bericht zur Biodiversitätskrise ein zu negatives und vor allem zu pauschales Bild der Auswirkungen der Fangfischerei und Aquakultur auf Natur und Umwelt mit einer zu einseitigen Handlungsoption - Meeresschutzgebiete ohne Nutzung von Fischen. Es darf bezweifelt werden, dass diese Maßnahme die marine Biodiversität als Ganzes wirklich schützt oder vielmehr die Dialektik zwischen Natur und Kultur und den Konflikt zwischen Naturschutz und Naturnutzung schürt. Auch wird in den Berichten von DRENCKHAHN et al. (2020a, b) übersehen, dass Fischer und Angler eine wesentliche Lobby für den Gewässerschutz und insbesondere in Binnengewässern auch aktive Gestalter und Förderer von Biodiversität sind, vorwiegend der Fischartenvielfalt (MATERN et al. 2019). Es wird auch übersehen, dass wesentliche Strukturen und Prozesse im marinen Fischereimanagement, z. B. die Ausgestaltung der Europäischen Fischereipolitik, so verbessert wurden, dass viele Fischpopulationen heute einen nachhaltigen Befischungszustand aufweisen. Insgesamt hat der Leopoldina-Bericht die Charakterisierung der Fischerei- und Aquakultureffekte und die Möglichkeiten des Fischereimanagements ungenau und aus unserer Sicht zu pessimistisch wiedergegeben.

11. Danksagung

Wir danken Sven Matern, Thomas Klefoth, Malwina Schafft, Mark Schumann, drei anonymen Gutachtern sowie Thorsten Reusch für Diskussionsbeiträge und wichtige Hinweise. Die Arbeiten von RA und CW zu den Biodiversitätswirkungen der Fischerei fanden im Rahmen des BAGGERSEE-Projekts (gemeinsam gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) und dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU); www.baggersee-forschung.de), des StörBagger-Projekts (gefördert durch Landesverband Sächsischer Angler e.V., Landesfischereiverband Bayern e.V., Anglerverband Niedersachsen e.V.) sowie des Aquatag-Projekts (gefördert durch BMBF, 033W046A) statt. Außerdem wurden die Arbeiten durch die Stiftung Fischerei, Umwelt und Naturschutz Deutschland (FUND Stiftung) unterstützt.

Literaturverzeichnis

- Aas, T.S., Ytrestøyl, T., Åsgård, T. (2019): Resource utilization of Norwegian salmon farming in 2016 (No. 26/2019). Nofima AS, Tromsø, Norway. <https://nofima.brage.unit.no/nofima-xmlui/handle/11250/2608436>
- Altieri, A.H., Bertness, M.D., Coverdale, T.C., Herrmann, N.C., Angelini, C. (2012): A trophic cascade triggers collapse of a salt-marsh ecosystem with intensive recreational fishing. *Ecology* 93: 1402-1410. doi:10.1890/11-1314.1
- Arlinghaus, R., Cyrus, E.-M., Eschbach, E., Fujitani, M., Hühn, D., Johnston, F., Pagel, T., Riepe, C. (2015): Hand in Hand für eine nachhaltige Angelfischerei: Ergebnisse und Empfehlungen aus fünf Jahren praxisorientierter Forschung zu Fischbesatz und seinen Alternativen.

- Berichte des IGB Heft 28, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Berlin. <https://www.ifishman.de/publikationen/einzelansicht/665-hand-in-hand-fuer-eine-nachhaltige-angelfischerei-ergebnisse-und-empfehlungen-aus-fuenf-jahren-pr/>
- Arlinghaus, R., Alós, J., Beardmore, B., Díaz, Á.M., Hühn, D., Johnston, F., Klefoth, T., Kuparinen, A., Matsumura, S., Pagel, T., Pieterek, T., Riepe, C. (2018): Recreational piking - sustainably managing pike in recreational fisheries. In: Skov, C., Nilsson, P.A. (eds.), *Biology and Ecology of Pike*. CRC Press, Boca Raton, 288-335.
- Bartrons, M., Mehner, T., Argillier, C., Beklioglu, M., Blabolil, P., Hesthagen, T., Holmgren, K., Jeppesen, E., Krause, T., Podgornik, S., Volta, P., Winfield, I.J., Brucet, S. (2020): Energy-based top-down and bottom-up relationships between fish community energy demand or production and phytoplankton across lakes at a continental scale. *Limnology and Oceanography* 65: 892-902. doi:10.1002/lno.11434
- Belton, B., Bush, S.R., Little, D.C. (2018): Not just for the wealthy: Rethinking farmed fish consumption in the Global South. *Global Food Security* 16: 85-92. doi:10.1016/j.gfs.2017.10.005
- Béné, C., Barange, M., Subasinghe, R., Pinstруп-Andersen, P., Merino, G., Hemre, G.-I., Williams, M. (2015): Feeding 9 billion by 2050 – Putting fish back on the menu. *Food Security* 7: 261-274. doi:10.1007/s12571-015-0427-z
- Bernes, C., Carpenter, T., Gardmark, A., Larsson, P., Persson, L., Skov, C., Speed, J.D.M., van Donk, E. (2015): What is the influence of a reduction of planktivorous and benthivorous fish on water quality in temperate eutrophic lakes? A systematic review. *Environmental Evidence* 4: 7. doi:10.1186/s13750-015-0032-9
- Brämick, U. (2018): Jahresbericht zur Deutschen Binnenfischerei und Binnenaquakultur 2016. Institut für Binnenfischerei e.V., Potsdam-Sacrow. https://www.ifb-potsdam.de/Portals/0/Repository/Jahresbericht%20Binnenfischerei_2016_final.pdf
- Branch, T.A., Watson, R., Fulton, E.A., Jennings, S., McGilliard, C.R., Pablico, G.T., Ricard, D., Tracey, S.R. (2010): The trophic fingerprint of marine fisheries. *Nature* 468: 431-435. doi:10.1038/nature09528
- Branch, T.A., Jensen, O.P., Ricard, D., Ye, Y., Hilborn, R. (2011): Contrasting global trends in marine fishery status obtained from catches and from stock assessments. *Conservation Biology* 25: 777-786. doi:10.1111/j.1523-1739.2011.01687.x
- Capon, S.J., Lynch, A.J.J., Bond, N., Chessman, B.C., Davis, J., Davidson, N., Finlayson, M., Gell, P.A., Hohnberg, D., Humphrey, C., Kingsford, R.T., Nielsen, D., Thomson, J.R., Ward, K., Nally, R.M. (2015): Regime shifts, thresholds and multiple stable states in freshwater ecosystems; a critical appraisal of the evidence. *Science of the Total Environment* 534: 122-130. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.02.045
- Castellani, M., Heino, M., Gilbey, J., Araki, H., Svåsand, T., Glover, K.A. (2018): Modeling fitness changes in wild Atlantic salmon populations faced by spawning intrusion of domesticated escapees. *Evolutionary Applications* 11: 1010-1025. doi:10.1111/eva.12615
- Corten, A., Braham, C.-B., Sadegh, A.S. (2017): The development of a fishmeal industry in Mauritania and its impact on the regional stocks of sardinella and other small pelagics in Northwest Africa. *Fisheries Research* 186: 328-336. doi:10.1016/j.fishres.2016.10.009
- Costello, M.J. (2009): How sea lice from salmon farms may cause wild salmonid declines in Europe and North America and be a threat to fishes elsewhere. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 276: 3385-3394. doi:10.1098/rspb.2009.0771
- Costello, C., Ovando, D., Clavelle, T., Strauss, C.K., Hilborn, R., Melnychuk, M.C., Branch, T.A., Gaines, S.D., Szuwalski, C.S., Cabral, R.B., Rader, D.N., Leland, A. (2016): Global fishery prospects under contrasting management regimes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113: 5125-5129. doi:10.1073/pnas.1520420113
- Cottrell, R.S., Blanchard, J.L., Halpern, B.S., Metian, M., Froehlich, H.E. (2020): Global adoption of novel aquaculture feeds could substantially reduce forage fish demand by 2030. *Nature Food* 1: 301-308. doi:10.1038/s43016-020-0078-x
- Defoirdt, T., Sorgeloos, P., Bossier, P. (2011): Alternatives to antibiotics for the control of bacterial disease in aquaculture. *Current Opinion in Microbiology* 14: 251-258. doi:10.1016/j.mib.2011.03.004
- Drenckhahn, D., Arneth, A., Filser, U., Haberl, H., Hansjürgens, B., Herrmann, B., Leuschner, C., Mosbrugger, V., Reusch, T., Schäffer, A., Scherer-Lorenzen, M., Tockner, K. (2020a): Globale Biodiversität in der Krise – Was können Deutschland und die EU dagegen tun? Diskussion Nr. 24, Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina, Halle (Saale). https://www.leopoldina.org/uploads/tx_leopublication/2020_Diskussionspapier_Biodiversitaetskrise_web.pdf
- Drenckhahn, D., Arneth, A., Filser, U., Haberl, H., Hansjürgens, B., Herrmann, B., Leuschner, C., Mosbrugger, V., Reusch, T., Schäffer, A., Scherer-Lorenzen, M., Tockner, K. (2020b): Globale Biodiversität in der Krise - Was können Deutschland und die EU dagegen tun? Online-Dokumentation zu Diskussion Nr. 24, Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina Halle (Saale) Vorabversion (Stand 27.06.2020). https://www.ifishman.de/fileadmin/user_upload/Publikationen/2020/2020_Biodiversitaetskrise_Langfassung_Vorabversion__3_.pdf
- Duarte, C.M., Agusti, S., Barbier, E., Britten, G.E., Castilla, J.C., Gattuso, J.-P., Fulweiler, R.W., Hughes, T.P., Knowlton, N., Lovelock, C.E., Lotze, H.K., Predragovic, M., Poczanska, E., Roberts, C., Worm, B. (2020): Rebuilding marine life. *Nature* 580: 39-51. doi:10.1038/s41586-020-2146-7
- Edgar, G.J., Stuart-Smith, R., Willis, T., Kininmonth, S., Baker, Banks, S., Barrett, N.S., Becerro, M.A., Bernard,

- A.T.F., Berkhout, J., Buxton, C.D., Campbell, S.J., Cooper, A.T., Davey, M., Edgar, S.C., Försterra, G., Galván, D.E., Irigoyen, A.J., Kushner, D.J., Moura, R., Parnell, P.E., Shears, N.T., Soler, G., Strain, E.M.A., Thomson, R.J. (2014): Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature* 506: 216-220. doi:10.1038/nature13022
- Essington, T.E., Beaudreau, A.H., Wiedenmann, J. (2006): Fishing through marine food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103: 3171-3175. doi:10.1073/pnas.0510964103
- FAO (2018): The state of the world fisheries and aquaculture - meeting the sustainable development goals. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome. <http://www.fao.org/documents/card/en/c/19540EN/>
- FAO (2020): The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in action. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome. <http://www.fao.org/documents/card/en/c/ca9229en/>
- Fernandes, P.G., Cook, R.M. (2013): Reversal of fish stock decline in the Northeast Atlantic. *Current Biology* 23: 1432-1437. doi:10.1016/j.cub.2013.06.016
- Fernandes, P.G., Ralph, G., Nieto, A., Vasilakopoulos, P., Mavrelas, C.D., Cook, R.M., Pollom, R.A., Kovačić, M., Pollard, D., Farrell, E.D., Florin, A.-B., Polidoro, B.A., Lawson, J.M., Lorange, P., Uiblein, F., Craig, M., Allen, D.J., Fowler, S.L., Walls, R.H.L., Comeros-Raynal, M.T., Harvey, M. S., Dureuil, M., Biscoito, M., Pollock, C., McCully Phillips, S.R., Ellis, J.R., Papaconstantinou, C., Soldo, A., Keskin, Ç., Knudsen, S.W., Gil de Sola, L., Serena, F., Collette, B. B., Nedreaas, K., Stump, E., Russell, B.C., Garcia, S., Afonso, P., Jung, A.B.J., Alvarez, H., Delgado, J., Dulvy, N.K., Carpenter, K.E. (2017): Coherent assessments of Europe's marine fishes show regional divergence and megafauna loss. *Nature Ecology & Evolution* 1: 0170. doi:10.1038/s41559-017-0170
- Fisher, H.J., Collins, S.A., Hanson, C., Mason, B., Colombo, S.M., Anderson, D.M. (2020): Black soldier fly larvae meal as a protein source in low fish meal diets for Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture* 521: 734978. doi:10.1016/j.aquaculture.2020.734978
- Fletcher, W.J., Kearney, R.E., Wise, B.S., Nash, W.J. (2015): Large-scale expansion of no-take closures within the Great Barrier Reef has not enhanced fisheries production. *Ecological Applications* 25: 1187-1196. doi:10.1890/14-1427.1
- Frank, K.T., Petrie, B., Choi, J.S., Leggett, W.C. (2005): Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science* 308: 1621-1623. doi:10.1126/science.1113075
- Frèon, P., Sueiro, J., Iriarte, F., Miro Evar, O.F., Landa, Y., Mitaine, J.-F., Bouchon, M. (2014): Harvesting for food versus feed: a review of Peruvian fisheries in a global context. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 24: 381-398. doi:10.1007/s11160-013-9336-4
- Froehlich, H. E., Couture, J., Falconer, L., Krause, G., Morris, J. A., Perez, M., Stentiford, G. D., Vehviläinen, H., und Halpern, B. S. (2020): Mind the gap between ICES nations' future seafood consumption and aquaculture production *ICES Journal of Marine Science*. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa066>
- Hilborn, R., Hively, D.J., Jensen, O.P., Branch, T.A. (2014): The dynamics of fish populations at low abundance and prospects for rebuilding and recovery. *ICES Journal of Marine Science* 71: 2141-2151. doi:10.1093/icesjms/fsu035
- Hilborn, R. (2016): Policy: marine biodiversity needs more than protection. *Nature* 535: 224-226. doi:10.1038/535224a
- Hilborn, R., Arlinghaus, R. (2017): Zustand, Entwicklung und Ertragspotenzial bestandskundlich erfasster europäischer Fischbestände im Nordostatlantik. *Fischerei & Fischmarkt in M-V* 3: 42-49. <https://www.ifishman.de/publikationen/einzelansicht/759-zustand-entwicklung-und-ertragspotenzial-bestandskundlich-erfasster-europaeischer-fischbestaende/>
- Hilborn, R., Amoroso, R.O., Bogazzi, E., Jensen, O.P., Parma, A.M., Szuwalski, C., Walters, C.J. (2017): When does fishing forage species affect their predators? *Fisheries Research* 191: 211-221. doi:10.1016/j.fishres.2017.01.008
- Hilborn, R., Banobi, J., Hall, S.J., Pucylowski, T., Walsworth, T.E. (2018): The environmental cost of animal source foods. *Frontiers in Ecology and the Environment* 16: 329-335. doi:10.1002/fee.1822
- Hilborn, R., Amoroso, R.O., Anderson, C.M., Baum, J.K., Branch, T.A., Costello, C., de Moor, C.L., Faraj, A., Hively, D., Jensen, O.P., Kurota, H., Little, R., Mace, P., McClanahan, T., Melnychuk, M.C., Minto, C., Osio, G.C., Parma, A.M., Pons, M., Sugurado, S., Szuwalski, C.S., Wilson, J.R., Ye, Y. (2020): Effective fisheries management is instrumental in improving fish stock status. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 117: 2218-2224. doi:10.1073/pnas.1909726116
- Hillebrand, H., Donohue, I., Harpole, W.S., Hodapp, D., Kucera, K., Lewandowska, A.M., Merder, J., Montoya, J.M., Freund, J.A. (2020): Thresholds for ecological responses to global change do not emerge from empirical data. *Nature Ecology and Evolution*, im Druck <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1256-9>
- Hove, H.T., Lunestad, B.T., Holmelid, B., Haldorsen, A.-K.L. (2010): Monitoring programme for residues of therapeutic agents, illegal substances and other undesirable substances in farmed fish. National Institute of Nutrition and Seafood Research, Bergen, Norway. https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/produksjon_av_mat/fisk_og_sjomat/oppdrettsfisk/aarsrapport_2010_medisinrester_oppdrettsfisk.9366/binary/%C3%85rsrapport%202010%20Medisinrester%20oppdrettsfisk
- Hutchings, J.A., Rangeley, R.W. (2011): Correlates of recovery for Canadian Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Zoology* 89: 386-400. doi:10.1139/z11-022

- Hutchings, J.A. (2014): Renaissance of a caveat: Allee effects in marine fish. *ICES Journal of Marine Science* 71: 2152-2157. doi:10.1093/icesjms/fst179
- Hutchings, J.A., Kuparinen, A. (2020): Implications of fisheries-induced evolution for population recovery: refocusing the science and refining its communication. *Fish and Fisheries* 21: 453-464. doi:10.1111/faf.12424
- Ilman, M., Dargusch, P., Dart, P., Onrizal (2016): A historical analysis of the drivers of loss and degradation of Indonesia's mangroves. *Land Use Policy* 54: 448-459. doi:10.1016/j.landusepol.2016.03.010
- Isaacs, M. (2016): The humble sardine (small pelagics): fish as food or fodder. *Agriculture & Food Security* 5: 27. doi:10.1186/s40066-016-0073-5
- Juan-Jordá, M.J., Mosquera, I., Cooper, A.B., Freire, J., Dulvy, N.R. (2011): Global population trajectories of tunas and their relatives. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108: 20650-20655. doi:10.1073/pnas.1107743108
- Keith, D.M., Hutchings, J.A. (2012): Population dynamics of marine fishes at low abundance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69: 1150-1163. doi:10.1139/f2012-055
- Kok, B., Malcorps, W., Tlustý, M.F., Eltholth, M.M., Auchterlonie, N.A., Little, D.C., Harmsen, R., Newton, R.W., Davies, S.J. (2020): Fish as feed: Using economic allocation to quantify the Fish In : Fish Out ratio of major fed aquaculture species. *Aquaculture* 528: 735474. doi:10.1016/j.aquaculture.2020.735474
- Kokkonen, E., Mitikka, S., Huuskonen, H., Olin, M., Ruuhijärvi, J., Vainikka, A. (2019): Structural equation models suggest that bottom-up processes override top-down processes in boreal pikeperch (*Sander lucioperca*) lakes. *Freshwater Biology* 64: 1054-1063. doi:10.1111/fwb.13285
- Lester, S.E., Halpern, B.S., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B.I., Gaines, S.D., Airamé, S., Warner, R.R. (2009): Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series* 384: 33-46. doi:10.3354/meps08029
- Lynam, C.P., Llope, M., Möllmann, C., Helaouët, P., Bayliss-Brown, G.A., Stenseth, N.C. (2017): Interaction between top-down and bottom-up control in marine food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114: 1952-1957. doi:10.1073/pnas.1621037114
- MacLeod, M., Hasan, M.R., Robb, D.H., Mamun-Ur-Rashid, M. (2019): Quantifying and mitigating greenhouse gas emissions from global aquaculture. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. T626*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. <http://www.fao.org/documents/card/en/ca7130en>
- Matern, S., Emmrich, M., Klefoth, T., Wolter, C., Nikolaus, R., Wegener, N., Arlinghaus, R. (2019): Effect of recreational-fisheries management on fish biodiversity in gravel pit lakes, with contrasts to unmanaged lakes. *Journal of Fish Biology* 94: 865-881. doi:10.1111/jfb.13989
- Matsuzaki, S.S., Suzuki, K., Kadoya, T., Nakagawa, M., Takamura, N. (2018): Bottom-up linkages between primary production, zooplankton, and fish in a shallow, hypereutrophic lake. *Ecology* 99: 2025-2036. doi:10.1002/ecy.2414
- Mehner, T. (2010): No empirical evidence for community-wide top-down control of prey fish density and size by fish predators in lakes. *Limnology and Oceanography* 55: 203-213. doi:10.4319/lo.2010.55.1.0203
- Melnichuk, M.C., Peterson, E., Elliott, M., Hilborn, R. (2017): Fisheries management impacts on target species status. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114: 178-183. doi:10.1073/pnas.1609915114
- Mozaffarian, D., Rimm, E.B. (2006): Fish intake, contaminants, and human health: evaluating the risks and the benefits. *Jama* 296: 1885-1889. doi:10.1001/jama.296.15.1885
- Neubauer P., Jensen O.P., Hutchings J.A., Baum J.K. (2013): Resilience and recovery of overexploited marine populations. *Science* 340: 347-349. doi:10.1126/science.1230441
- NorVeT (2016): Use of Antibiotics in Norwegian Aquaculture (No. 22). The Norwegian Veterinary Institute, Oslo, Norway. <https://www.vetinst.no/rapporter-og-publikasjoner/rapporter/2016/use-of-antibiotics-in-norwegian-aquaculture>
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres Jr., F. (1998): Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860-863. doi:10.1126/science.279.5352.860
- Philis, G., Ziegler, F., Gansel, L.C., Jansen, M.D., Gracey, E.O., Stene, A. (2019): Comparing life cycle assessment (LCA) of salmonid aquaculture production systems: status and perspectives. *Sustainability* 11: 2517. doi:10.3390/su11092517
- Reid, G.K., Gurney-Smith, H.J., Marcogliese, D.J., Knowler, D., Benfey, T., Garber, A.F., Forster, I., Chopin, T., Brewer-Dalton, K., Moccia, R.D., Flaherty, M., Smith, C.T., Silva, S.D. (2019): Climate change and aquaculture: considering biological response and resources. *Aquaculture Environment Interactions* 11: 569-602. doi:10.3354/aei00332
- Savenkoff, C., Castonguay, M., Chabot, D., Hammill, M.O., Bourdages, H., Morissette, L. (2007): Changes in the northern Gulf of St. Lawrence ecosystem estimated by inverse modelling: evidence of a fishery-indices regime shift? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 73: 711-724. doi:10.1016/j.ecss.2007.03.011
- Schumann, M., Brinker, A. (2020): Understanding and managing suspended solids in intensive salmonid aquaculture: a review. *Reviews in Aquaculture*, im Druck <https://doi.org/10.1111/raq.12425>
- SCRS (2019): 9.5. BFT – Atlantic bluefin tuna. In: Report of the Standing Committee on Research and Statistics (SCRS). (Madrid, Spain, 30 September to 4 October 2019) The International Commission for the Conser-

- vation of Atlantic Tuna (ICCAT). Madrid, Spain, 109-131. https://www.iccat.int/Documents/SCRS/Exec-Sum/BFT_ENG.pdf
- Sguotti, C., Otto, S.A., Frelat, R., Langbehn, T.J., Ryberg, M.P., Lindegren, M., Durant, J.M., Stenseth, N.C., Möllmann, C. (2019): Catastrophic dynamics limit Atlantic cod recovery. *Proceedings of the Royal Society B* 286: 20182877. doi:10.1098/rspb.2018.2877
- Shepherd, C.J., Jackson, A.J. (2013): Global fishmeal and fish-oil supply: inputs, outputs and markets. *Journal of Fish Biology* 83: 1046-1066. doi:10.1111/jfb.12224
- Tacon, A.G.J. (2020): Trends in global aquaculture and aquafeed production: 2000–2017. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture* 28: 43-56. doi:10.1080/23308249.2019.1649634
- Thilsted, S.H., Thorne-Lyman, A., Webb, P., Bogard, J.R., Subasinghe, R., Phillips, M.J., Allison, E.H. (2016): Sustaining healthy diets: The role of capture fisheries and aquaculture for improving nutrition in the post-2015 era. *Food Policy* 61: 126-131. doi:10.1016/j.foodpol.2016.02.005
- Tibbetts, S.M. (2018): The potential for 'next-generation', microalgae-based feed ingredients for salmonid aquaculture in context of the blue revolution, In: Jacob-Lopes, E., Zepka, L.Q., Queiroz, M.I. (eds.), *Microalgal Biotechnology*. IntechOpen, London, 151-175.
- Utne-Palm, A.C., Salvanes, A.G.V., Currie, B., Kaartvedt, S., Nilsson, G.E., Braithwaite, V.A., Stecyk, J.A.W., Hundt, M., van der Bank, M., Flynn, B., Sandvik, G.K., Klevjer, T.A., Sweetman, A.K., Brüchert, V., Pittman, K., Peard, K.R., Lunde, I.G., Strandabø, R.A.U., Gibbons, M.J. (2010): Trophic structure and community stability in an overfished ecosystem. *Science* 329: 333-336. doi:10.1126/science.1190708
- Worm, B., Hilborn, R., Baum, J.K., Branch, T.A., Collie, J.S., Costello, C., Fogarty, M.J., Fulton, E.A., Hutchings, J.A., Jennings, S., Jensen, O.P., Lotze, H.K., Mace, P.M., McClanahan, T.R., Minto, C., Palumbi, S.R., Parma, A.M., Ricard, D., Rosenberg, A.A., Watson, R., Zeller, D. (2009): Rebuilding global fisheries. *Science* 325: 578-585. doi:10.1126/science.1173146
- Ytrestøl, T., Aas, T.S., Åsgård, T. (2015): Utilisation of feed resources in production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Norway. *Aquaculture* 448: 365-374. doi:10.1016/j.aquaculture.2015.06.023