

1 **Perspektiven**

2 **Der Einfluss der Fischerei auf Natur, Umwelt und biologische Vielfalt – kritische Würdigung**
3 **eines aktuellen Diskussionspapiers zur Biodiversitätskrise**

4

5 Einfluss der Fischerei auf die Biodiversität

6

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

8 ¹Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung für Biologie und
9 Ökologie der Fische, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, arlinghaus@igb-berlin.de

10 ²Humboldt-Universität zu Berlin, Lebenswissenschaftliche Fakultät, Fachgebiet für
11 Integratives Fischereimanagement, Philippstrasse 13, Haus 67, 10115 Berlin.

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

13 ⁴Universität Konstanz, Universitätsstraße 10, 78464 Konstanz

14

15 **Zusammenfassung**

16 Die Leopoldina Nationale Akademie der Wissenschaften legte im Jahr 2020 eine Analyse zur
17 Biodiversitätskrise in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen vor. Die in diesem
18 normativen Bericht getätigten Aussagen zur Rolle und Bedeutung der Fischerei und
19 Aquakultur beim Rückgang der Biodiversität werden in vorliegendem Beitrag einer kritischen
20 Würdigung unterzogen. Im Ergebnis wird konstatiert, dass das Management der globalen
21 Fischerei in den letzten Jahren eine deutliche Verbesserung erfahren hat und dass die
22 Aquakultur vielfach zu den ressourcenschonendsten Erzeugungsmethoden tierischen
23 Proteins gehört. Beide Fischereizweige, Aquakultur und Fischerei, sind wesentlich für die
24 weltweite Lebensmittelversorgung mit tierischem Protein, auch und insbesondere in den

25 Entwicklungsländern. Heute wird die Mehrzahl der genutzten marinen Fischbestände, die
26 79% des globalen Fangertrags liefern, nachhaltig bewirtschaftet. Während die Fischerei
27 einen dominierenden Einfluss auf Biomasse und Größenstruktur von marinen Fischen
28 ausübt, sind in Binnengewässern hingegen weit überwiegend andere Faktoren als die
29 Fischerei als Haupteinflussfaktor auf die Biodiversität anzusehen. Dementsprechend trägt
30 eine veränderte Managementpraxis der Binnenfischerei kaum zum Stopp der
31 Biodiversitätskrise bei.

32 **Fazit für die Praxis**

- 33 • Die Fischerei verändert vor allem die Biomasse und die Größenstruktur von
34 Fischbeständen, führt aber in den seltensten Fällen zum irreversiblen Verlust von
35 Arten.
- 36 • Effektives Fischereimanagement basiert vielfach auf drei Säulen: 1) Verfügbarkeit
37 regelmäßiger Bestandszustandsindikatoren, 2) Kontrolle der Fischereierblichkeit
38 sowie 3) Kontrolle und Durchsetzung von Bestimmungen.
- 39 • Sofern die Selektivität der Fischerei und eine geringe Rückwurfsterblichkeit
40 gewährleistet werden, kann ein Populationszusammenbruch in der Fangfischerei
41 effektiv über längenbasierte Fangbestimmungen vermieden werden.
- 42 • Meeresschutzgebiete und damit einhergehende Fischereiverbote sind keine
43 zwingende Voraussetzung für einen nachhaltigen Schutz der Biodiversität.

44 **Einführung**

45 Die Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina ist seit 2008 die Nationale Akademie
46 der Wissenschaften in Deutschland. Gemäß ihrem Leitbild bearbeitet die Leopoldina
47 „unabhängig von wirtschaftlichen oder politischen Interessen wichtige gesellschaftliche
48 Zukunftsthemen aus wissenschaftlicher Sicht, vermittelt die Ergebnisse der Politik und der

49 Öffentlichkeit und vertritt diese Themen national wie international“. Damit ist die Akademie
50 eine politikberatende wissenschaftliche Einrichtung, deren Stellungnahmen und
51 Empfehlungen regelmäßig eine große gesellschaftliche Strahlkraft entfalten.

52 In der Reihe „Leopoldina Diskussion“ sind jüngst ein Diskussionspapier (Drenckhahn et al.
53 2020a) und ein begleitender Dokumentationsband (Drenckhahn et al. 2020b) erschienen.
54 Beide Dokumente beschäftigen sich in unterschiedlichem Detailgrad mit der globalen
55 Biodiversitätskrise und präsentieren allgemeine und spezifische Handlungsempfehlungen,
56 wie Deutschland und die Europäische Union dem Biodiversitätsrückgang entgegenwirken
57 können.

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

68 Das Leopoldina Papier äußert sich an verschiedenen Stellen zu den Auswirkungen der
69 Fangfischerei und Aquakultur auf die Biodiversität. Obwohl die dargestellten
70 Zusammenhänge durchaus ihren Widerhall in der publizierten Fachliteratur finden, sind
71 einige Fakten unvollständig oder in Teilen widersprüchlich. Der vorliegende Text äußert
72 daher einige ergänzende Gedanken. Unser Beitrag ist dezidiert als wissenschaftlicher

73 Diskursbeitrag zu verstehen und soll ausgewählte wissenschaftliche Studien würdigen, deren
74 Ergebnisse die Aussagen von Drenckhahn et al. (2020a, b) vervollständigen und präzisieren.

75

76 **Sind die Ozeane leer gefischt?**

77 Im Diskussionspapier sowie in dem begleitenden umfangreichen Dokumentationsband von
78 Drenckhahn et al. (2020a, b) wird konstatiert, dass „nur 32 Prozent aller Fischpopulationen ...
79 einen zufriedenstellenden Zustand [haben], während alle anderen entweder unter der
80 kritischen Biomasse oder über der kritischen Nutzungsrate liegen“. Diese Statistik ist Costello
81 et al. (2016) entnommen und meint, dass aktuell nur 32% aller untersuchten (marinen)
82 Fischbestände eine Bestandsbiomasse aufweisen, die a) genauso groß oder größer ist als die,
83 die den maximalen Dauerertrag (MSY) hervorbringt (B_{MSY}), und b) gleichzeitig eine
84 fischereiliche Sterblichkeitsrate F herrscht, die geringer ist als die, die den maximalen
85 Dauerertrag hervorbringt (F_{MSY}). Sowohl B_{MSY} als auch F_{MSY} sind beliebte Referenzpunkte, die
86 regelmäßig in Analysen des globalen Überfischungszustands verwendet werden (z. B. Worm
87 et al. 2009; Hilborn et al. 2020). Wenn nach Drenckhahn et al. (2020a) nur 32% der
88 Weltfischpopulationen einen zufriedenstellenden Zustand aufweisen, also nachhaltig
89 befischt sind, bedeutet das im Umkehrschluss, dass 68% aller untersuchten
90 Weltfischbestände ein überfischter Zustand kennzeichnen muss. Das sind nach Drenckhahn
91 et al. (2020a, b) zwei Drittel bzw. die Mehrheit aller marinen Fischpopulationen.

92 Dieser Einschätzung können wir aus zwei Gründen nicht folgen. Erstens, haben in den letzten
93 15 Jahren umfangreiche Reformen der Fischereipolitik dazu geführt, dass die
94 Fischereisterblichkeit in vielen marinen Fanggebieten gesunken ist und die aktuelle Biomasse
95 im Durchschnitt über alle erfassten marinen Fischbestände heute über B_{MSY} liegt (Hilborn et
96 al. 2020). Zweitens nutzen Costello et al. (2016) zur Analyse des Überfischungsgrads neben

97 bestandskundlichen Daten auch Fang- bzw. Anlandungsdaten, die die Wahrscheinlichkeit der
98 Überfischung systematisch überschätzen (Branch et al. 2011). Schaut man sich die besten
99 verfügbaren bestandskundlichen Daten an, die mehr als die Hälfte des globalen Fischertrags
100 repräsentieren, zeigen Hilborn et al. (2020) in einer aktuellen Studie, dass 47% aller marinen
101 Fischpopulationen heute in einem nach allen Kriterien nachhaltigen Zustand sind. Das sind
102 15 Prozentpunkte mehr als Drenckhahn et al. (2020a) berichten. Bei weiteren 19% aller
103 Bestände sind die fischereilichen Sterblichkeiten heute geringer als F_{MSY} , d. h. die
104 Bestandsgrößen werden sich mit großer Wahrscheinlichkeit innerhalb der nächste 10 Jahre
105 wieder erholen (Hilborn et al. 2020). Damit ist absehbar, dass in wenigen Jahren zwei Drittel
106 aller Weltfischpopulationen nachhaltig befischt sind.

107 Damit übereinstimmend weist auch der vielzitierte Bericht der FAO (2018) zum globalen
108 Fischereizustand aus, dass etwa ein Drittel aller Bestände weltweit überfischt sind,
109 wohingegen zwei Drittel aller Populationen nachhaltig befischt werden. Der aktuelle FAO
110 (2020) Bericht bestätigt diese Zahlen. Diese rund zwei Drittel nachhaltig genutzte Bestände
111 sind übrigens für 79% der globalen Fangfischereierträge verantwortlich (FAO 2020). Das
112 heißt also, dass heute ganz überwiegend nachhaltig gefischte Fische auf den Tellern der
113 Verbraucher landen. Dagegen schreiben Drenckhahn et al. (2020b): „Zwei Drittel der
114 globalen Fischbestände sind maximal befischt oder bereits überfischt“. Diese Angaben
115 decken sich weder mit denen der FAO (2018, 2020) noch mit Hilborn et al. (2020).

116 An anderer Stelle wiederum schreiben Drenckhahn et al. (2020b) mit Verweis auf Fernandes
117 et al. (2017): „Im Jahr 2015 wurden 33 Prozent der Meeresfischbestände überfischt, 60
118 Prozent wurden maximal an der Obergrenze der Nachhaltigkeit befischt und nur 7 Prozent
119 wurden geringer befischt“. Diese Zahlen entsprechen den Einschätzungen der FAO (2018,
120 2020), finden sich aber nicht in der zitierten Quelle. Fernandes et al. (2017) beschäftigen sich

121 nur mit europäischen Beständen und berichten einen Überfischungsgrad von 47% aller
122 Bestände auf Basis bestandskundlicher Daten. Die Überfischung in Europa (und weltweit) ist
123 regional sehr unterschiedlich verteilt (Hilbon et al. 2020) und insbesondere im Mittelmeer
124 ausgeprägt (FAO 2012; Fernandes et al. 2017), wohingegen sich die Situation im Atlantik
125 deutlich verbessert hat (Fernandes & Cook 2013; Hilborn & Arlinghaus 2017). Insgesamt ist
126 zu konstatieren, dass Drenckhahn et al. (2020a, b) an unterschiedlichen Stellen im Bericht
127 nicht nur unterschiedliche Zahlen präsentieren, sondern den Überfischungsgrad deutlich
128 schlechter darstellen, als er heute ist.

129

130 **80% weniger Thunfische im Ozean?**

131 Drenckhahn et al. (2020b) schreiben ohne wissenschaftlichen Beleg: „Schätzungen zu den
132 größeren Fischbeständen des offenen Ozeans wie Thunfischartige gehen von einem
133 Rückgang von etwa 80 Prozent aus“. Zunächst müssten Bezug und Bezugszeitraum für diese
134 Angabe erläutert werden. Sind 80% aller Bestände gemeint, 80% aller Individuen oder 80%
135 der Biomasse einer Art oder aller Thunfischarten und zu welchem Referenzzeitpunkt? Dazu
136 äußern sich die Autorinnen und Autoren leider nicht. Wahrscheinlich ist der Rückgang der
137 Biomasse aller Thunfische um 80%, gegenüber einem unklar bleibenden Referenzzeitraum
138 gemeint. Eine umfassende Metaanalyse der Überfischung von Thunfischen dokumentiert
139 tatsächlich einen erheblichen Biomasserückgang der Thunfischartigen, wenn auch im Mittel
140 „nur“ um 52.2% im Zeitraum 1954 bis 2006 (Juan-Jordá et al. 2011). Allerdings zeigt diese
141 Mittelwertbetrachtung nicht, dass numerisch gesehen die Mehrzahl der von Juan-Jordá et al.
142 (2011) analysierten Thunfischbestände (57% bzw. 12 von 19 Populationen) seit Mitte der
143 2000er Jahre nachhaltig befischt werden. Selbst die von Juan-Jordá et al. (2011) noch als
144 stark überfischt charakterisierten Blauflossenthunfischbestände (*Thunnus thynnus*) sind nach

145 neuesten Bestandsanalysen heute nicht mehr überfischt, und ihre Biomassen erholen sich
146 wieder (SCRS 2019). Auch bei den Blauflossenthunfischen hat offenbar eine starke
147 Verbesserung des Fischereimanagements Wirkung gezeigt.

148

149 **Systematischer Verlust von großen Raubfischen?**

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

161 Zweifellos kann die intensive Fischerei, auch das Angeln, zu einer Veränderung von
162 trophischen Kaskaden führen (Frank et al. 2005; Altieri et al. 2012). Es ist auch unstrittig,
163 dass die Kabeljaufischerei vor Neufundland durch die Überfischung kollabiert ist und sich
164 trotz Moratorium bis heute nicht erholt hat (Savenkoff et al. 2007; Hutchings & Rangeley
165 2011). Kritikwürdig ist die Implikation, dass solch ein Fischerei-induzierter Systemwechsel
166 typisch und weit verbreitet ist. Dafür fehlen Belege bzw. es liegen Studien vor, die das
167 Gegenteil belegen.

168 So zeigen Essington et al. (2006), dass es mit Ausnahme des Nordatlantiks keine Belege für
169 das systematische Herunterfischen der Raubfische entlang des Nahrungsnetzes gibt. Im
170 Gegenteil, in den meisten Ozeanen wurden mit der Zeit vermehrt Tiere auf den unteren
171 Stufen der Nahrungskette in die Fischerei aufgenommen. Der Grund ist, dass auch Tiere im
172 unteren Bereich des Nahrungsnetzes profitable Fischereiprodukte darstellen (z. B. Hummer).
173 Dementsprechend zeigen Essington et al. (2006), dass in vielen Gegenden der Welt eine
174 „Fischerei durch das Nahrungsnetz“ („fishing through the food web“) und nicht etwa eine
175 „Fischerei von oben nach unten entlang des Nahrungsnetzes“ („fishing down the food web“)
176 stattgefunden hat. Anders ausgedrückt: Die Fischerei dezimiert nicht immer zuerst die
177 profitablen Raubfische bis unterhalb der Existenzgrenze, um dann die nächste trophische
178 Ebene abzufischen, bis am Ende Quallen im Ozean akkumulieren, weil es nicht mehr
179 genügend Fische als Fressfeinde gibt.

180 Pauly et al. (1998) entwickelten die Hypothese des „Fishing Down Marine Food Webs“
181 anhand der Analyse des mittleren trophischen Niveaus aller Arten in Weltfangdaten. Da der
182 mittlere trophische Level in den Fängen mit der Zeit sank, musste es zum systematischen
183 Verlust der Räuber an der Spitze der Nahrungskette (und einem entsprechen hohen
184 trophischen Niveau) gekommen sein. Allerdings sind diese Art Analysen sensitiv gegenüber
185 dem Fang von Fischarten, die eine große Biomasse ausmachen. Schaut man sich die Daten
186 genauer an und führt Sensitivitätsanalysen zum Einschluss oder Ausschluss einzelner
187 Bestände in den Fangdaten durch, zeigen Branch et al. (2010), dass in vielen Gebieten der
188 Welt der mittlere trophische Level im Fang zunimmt anstatt abzunehmen, wie es Pauly et al.
189 (1998) in der vielzitierten, primären Publikation in Science postulierten. In der Summe ist die
190 systematische Ausbeutung von Raubfischen und die daraus resultierende Veränderung des

191 Nahrungsnetzes hin zur Dominanz von Quallen und Krebstieren nur in Ausnahmefällen
192 empirisch belegt.

193

194 **Kann die Fischerei die unteren trophischen Ebenen strukturieren?**

195 Die Frage, welche Wirkungen die scharfe Befischung von Räubern in Nahrungsnetzen hat,
196 kann in vielen marinen Gebieten kaum im Detail studiert werden, weil Experimente
197 schwierig sind und Kontrollen und Replikate fehlen. Ohne Experimente können jedoch
198 Ursache-Wirkungs-Beziehungen nicht zweifelsfrei geklärt werden. Demgegenüber können
199 Fischerei- und Bewirtschaftungsexperimente in besser kontrollierbaren Binnengewässern
200 (vor allem Seen) Antworten darauf geben, welche ökologische Wirkung von der Spitze des
201 Nahrungsnetzes ausgeht, insbesondere, wenn die Fischerei die Raubfische dezimiert. In den
202 1980er und 1990er Jahren wurde zu dieser Frage eine Vielzahl von sogenannten
203 Biomanipulationsversuchen initiiert, mit dem Ziel, durch die Förderung der Raubfische
204 Fraßdruck auf zooplanktivore Fische auszuüben, um eine trophische Wirkkaskade zu
205 initiieren, die am Ende zur Eindämmung des Phytoplanktons und klarerem Wasser führt.
206 Aktuelle Metaanalysen zeigen, dass die Förderung der Raubfische (bzw. im Umkehrschluss
207 ihre systematische Entfernung) geringe bis keine nachhaltigen Effekte auf die unteren
208 trophischen Ebenen oder die Wasserqualität hat (Bernes et al. 2015). Offenbar wird in den
209 meisten Ökosystemen die Biomasse der unterschiedlichen, niedrigen trophischen Ebenen
210 vor allem von den Nährstoffen („bottom up“) und nicht von den Räubern („top down“)
211 gesteuert (Bartrons et al. 2020). Selbst in Situationen, wo „top down“ Effekte über die
212 Fischerei nachweisbar sind, bleiben starke Signale, dass die unteren Stufen der
213 Nahrungskette ganz maßgeblich von der verfügbaren Energie oder der Temperatur „bottom
214 up“ gesteuert werden (Lynam et al. 2017; Matsuzaki et al. 2018; Kokkonen et al. 2019;

215 Sguotti et al. 2019). Insgesamt scheint der Einfluss der Raubfische als Regulatoren der
216 Abundanz und Größenstruktur ihrer Beutefische oder gar des Zoo- oder Phytoplanktons
217 geringer als vielfach angenommen wird (Mehner 2010). Dementsprechend sind von der
218 Fischerei ausgelöste trophische Kaskaden über die systematische Dezimierung von Räubern
219 zwar denkbar, schlagen aber in den wenigstens Fällen nachhaltig auf die unteren
220 trophischen Ebenen oder gar die Wasserqualität durch.

221

222 **Ökologische Kippunkte und Regimewechsel**

223 Mit Bezug auf das Kabeljau-Beispiel unterstellen Drenckhahn et al. (2020b) im Bericht an
224 mehreren Stellen, dass ein einmal überfischter Zustand kaum reversibel ist, selbst wenn die
225 Fischerei eingestellt wird. Rekuriert wird auf die Theorie alternativer stabiler Zustände am
226 Beispiel des Dorsches (Frank et al. 2005; Savenkoff et al. 2007). Zweifellos gibt es in
227 aquatischen Systemen Kippunkte und alternative stabile Zustände (Capon et al. 2015).
228 Ebenso gibt es die Möglichkeit, dass einmal überfischte Bestände in lokalen Minima
229 verharren, d.h. über lange Zeiträume nur sehr geringe Abundanzen aufweisen, nachdem
230 sogenannte Depensationspunkte überschritten wurden (Hutchings 2014). Allerdings zeigen
231 aktuelle Metaanalysen von scharf befischten Beständen, dass gerade bei Fischen das
232 Verharren bei geringer Biomasse eher selten anzutreffen ist (Keith & Hutchings 2012;
233 Hilborn et al. 2014). Im Gegenteil, die Mehrheit der überfischten Bestände erholt sich rasch
234 wieder, sofern die Fischereierblichkeit reduziert wird (Duarte et al. 2020; Hutchings &
235 Kuparinen 2020).

236 Natürlich können auch Regimewechsel auftreten. Sie entstehen aber in der Regel durch das
237 Zusammenspiel von hohem Fischereidruck und ungünstigen Umweltfaktoren für die
238 Reproduktion und werden nicht durch die Fischerei als alleiniger Faktor ausgelöst (Sguotti et

239 al. 2019). In den meisten Fällen scheint der Wirkzusammenhang folgendermaßen zu sein:
240 starke Befischung reduziert die Biomasse und die mittleren Längen im Bestand; verringert
241 sich dann die Sterblichkeit, erholen sich die Biomassen der in der Regel sehr fruchtbaren
242 Fische meist sehr rasch und die mittleren Längen steigen an (Hilborn et al. 2014). Vielfach ist
243 eine Erholung der Biomasse innerhalb von 10 Jahren belegt (Neubauer et al. 2013; Hilborn et
244 al. 2014). Selbstverständlich bestätigen Ausnahmen wie beim Neufundlandkabeljau die
245 Regel.

246

247 **Meeresschutzgebiete als prioritäre Politikantwort gegenüber Überfischung?**

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

257 Diese Empfehlung ist eines der fünf Kriterien für effektive Schutzgebiete von Edgar et al.
258 (2014). Wichtig zu bemerken ist, dass die Wirksamkeit von Meeresschutzgebieten in der
259 Metaanalyse von Edgar et al. (2014) ausschließlich an dem Beitrag zur Erholung der
260 Biomasse von Fischen ausgerichtet wird. Natürlich ist die Abundanz oder die Größenstruktur
261 der Artengruppe, die direkt von der Fischerei genutzt wird, am effektivsten durch einen

262 Stopp der Fischereierblichkeit zu schützen. Ob dadurch aber die Biodiversität als Ganzes
263 gefördert werden kann, ist diskussionswürdig.

264 Ein Schutzgebiet mit Fischereiverbot schützt in erster Linie die Fische vor der Fischerei. Die
265 Fischerei verändert vor allem Biomassen und Größenstrukturen von Fischbeständen, führt in
266 der Regel aber nicht zum Aussterben von Fischarten. Dementsprechend fördert ein solches
267 Meeresschutzgebiet vor allem die Biomasse und Größe von Fischen, nicht aber die
268 Biodiversität als Ganzes über die Fische hinaus (Lester et al. 2009). Alle anderen, eher
269 überregional wirkenden Einflüsse auf die marine Biodiversität, wie Verschmutzung oder
270 Versauerung werden beispielsweise durch Meeresschutzgebiete mit Fischereiverboten nicht
271 adressiert (Hilborn 2016). Sofern andere Wirkungen als die Fischerei ursächlich für die
272 Biodiversitätskrise im Ozean als Ganzes sind, wird ein Fischereiverbot in einem
273 Meeresschutzgebiet vor allem negative soziale Wirkungen auf Fischer und Angler haben und
274 positive Biodiversitätsziele über die Fische hinaus in vielen Fällen eher verfehlen. Denn
275 gesteigerte Fischbiomassen werden z. B. den Fraßdruck auf andere Komponenten der
276 Biodiversität wie Invertebraten erhöhen, so dass Wirbellose oder das Phytoplankton nicht
277 unbedingt von Schutzgebieten ohne Fischerei profitieren (Lester et al. 2009).

278 Begründet wird ein Rückgriff auf Meeresschutzgebiete u.a. mit dem ökonomischen Nutzen,
279 den die gesteigerten Fischpopulationen dann für die Fischerei außerhalb von Schutzgebieten
280 bieten. Ob aus dem Ausschluss der Fischerei in Schutzgebieten ein Nutzen für
281 Fischpopulationen und den Fischereiertrag in ungeschützten umgebenden Gebieten
282 erwächst, wird in der Fachliteratur aber sehr kontrovers diskutiert (Hilborn 2016) und hängt
283 von vielen Details der Fischerei, den Wanderbewegungen der Arten und dem sogenannten
284 Spill-Over von Jung- oder Altfischen ab. Auch kann der Ausschluss der Fischerei in einem
285 Gebiet einen erhöhten Fischereidruck andernorts bewirken, so dass in der Summe die

286 Fischereierblichkeit nicht zwangsläufig sinkt. In diesem Fall verlagern Schutzgebiete die
287 Probleme lediglich, ohne sie zu lösen. Beispielsweise wurde für das Great Barrier Reef
288 nachgewiesen, dass das Unterschutzstellen großer Gebiete keine positiven Spill-Over Effekte
289 zeigte und sich die Gesamtfischereierträge nicht positiv veränderten (Fletcher et al. 2015).

290 Grundsätzlich ist die Ausweisung von Meeresschutzgebieten nur eine Maßnahme von vielen,
291 der weitere Alternativen zur Zielerreichung gegenüberstehen. Neben Schutzgebieten als
292 Bewirtschaftungswerkzeug stehen als weitere Maßnahmen z. B. zur Auswahl: Quoten,
293 Stilllegungen, Verfügungsrechte, selektive Fangmethoden, längenbasierte Schonmaße,
294 Schonzeiten, Beschränkungen von bestimmten Fangmethoden, Steuern/Abgaben und viele
295 mehr. Wie aktuelle Metaanalysen zeigen, beruht der Erfolg des Fischereimanagements auf
296 der Berücksichtigung grundsätzlicher Prinzipien, unabhängig von einer konkreten
297 Politikoption oder Maßnahme. Wichtig sind drei Dinge: das regelmäßige Monitoring der
298 Bestände, die Umsetzung von Maßnahmen, die den Fischereidruck in akzeptablen,
299 nachhaltigen Höhen halten oder andere negative Wirkungen der Fischerei (wie z.B.
300 Habitatverlust durch bestimmte Schleppnetze) reduzieren, sowie die Kontrolle und
301 Durchsetzung dementsprechender Maßnahmen (Melnychuk et al. 2017). In Situationen, wo
302 die Art der Fanggeräte den Fang von Jungfischen minimiert und die Rückwurfsterblichkeit
303 gering ist, kann eine nachhaltige Fischerei auch ohne Vorliegen von Bestandsindikatoren
304 erfolgen. Das zeigt das Beispiel der hiesigen Binnen- und Angelfischerei, die ganz
305 überwiegend ohne bestandskundliche Verfahren mit Schonzeiten und längenbasierten
306 Schonbestimmungen reguliert wird und wo sich kaum Belege für überfischte Bestände
307 finden (Arlinghaus et al. 2018).

308

309 **Zur Süßwasserbiodiversität**

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

318 Zu ergänzen wäre noch, dass die Revitalisierung von Flussauen nicht nur die Biodiversität
319 fördert, sondern auch nachhaltig dem Hochwasserschutz dient. Auch müssen mehr Ressort-
320 übergreifende Querschnittsaufgaben definiert werden: So kann beispielsweise die
321 Europäische Wasserrahmenrichtlinie nur dann erfolgreich umgesetzt werden, wenn deren
322 Umweltziele auch für die Landwirtschaft und Binnenschifffahrt verpflichtend sind.

323

324 **Aquakultur**

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

330 Drenckhahn et al. (2020b) merken zu Beginn an, dass die Aquakultur ein nachhaltiges
331 Fischereimanagement nicht ersetzen könne, eine Aussage, der vollkommen zuzustimmen
332 ist, die aber auch in der wissenschaftlichen Debatte nie in Frage gestellt wurde. Die Erträge
333 der globalen Fangfischerei stagnieren seit Jahrzehnten, und ein signifikanter Anstieg über

334 das jetzige Niveau erscheint kaum möglich (FAO 2020), da die natürlichen Bestände
335 biologisch limitiert sind. Ein Anstieg des Fischertrags aus der Fangfischerei ist nur durch
336 verbessertes Fischereimanagement (Hilborn & Arlinghaus 2017) oder durch die Fangfischerei
337 in Binnengewässern möglich. Angesichts einer steigenden Weltbevölkerung kommt somit
338 der Aquakultur als zweite Säule neben den Erträgen der Fangfischerei zukünftig eine
339 wichtige Rolle bei der globalen Versorgung der Weltbevölkerung mit Fisch zu. Gerade auch
340 in vielen ärmeren Regionen kann die Aquakultur einen wichtigen Beitrag zur
341 Ernährungssicherheit leisten, auch da sie im Vergleich zur Fangfischerei weniger
342 Fluktuationen unterliegt (Belton et al. 2018). Zudem ist zu beachten, dass
343 Aquakulturerzeugnisse genauso wie die Fische aus der Fangfischerei nicht nur aufgrund ihres
344 kalorischen Brennwertes wertvolle Lebensmittel sind, sondern sowohl für den Konsumenten
345 in Industrieländern aber insbesondere in ärmeren Regionen oft lebensnotwendige und
346 gesundheitlich relevante Komponenten wie essentielle ungesättigte omega-3-Fettsäuren,
347 Vitamine, hochverdauliches Protein und Spurenstoffe wie Jod oder Selen liefern
348 (Mozaffarian & Rimm 2006; Béné et al. 2015; Thilsted et al. 2016).

349 Drenckhahn et al. (2020b) unterstellen in ihren Ausführungen, dass die meisten
350 Aquakulturpraktiken nicht nachhaltig seien. Die Autoren argumentieren, dass der Einsatz
351 von Fischöl und Fischmehl, welches aus pelagischen Kleinfischarten gewonnen werde,
352 Menschen in weniger entwickelten Ländern die Proteingrundlage entziehe und nennt als
353 Beispiel die Situation in Westafrika. Global und insgesamt betrachtet stellt sich die Situation
354 ein wenig komplexer dar: Momentan werden rund ein Viertel bis ein Drittel der globalen
355 Fangmenge zu Fischmehl und Fischöl verarbeitet, wovon wiederum etwa 75 % in der
356 Aquakultur eingesetzt werden (Shepherd & Jackson 2013). In der Gesamtbilanz scheint dies
357 gerechtfertigt, da die Aquakultur als Ganzes ein signifikanter Nettoerzeuger von Fisch ist.

358 Das Verhältnis von im Futter eingesetztem Wildfisch zu erzeugtem Zuchtfisch (FIFO: Fish-in
359 fish-out-Verhältnis) lag laut Shepherd & Jackson (2013) 2010 bei 0,3, bereits 2015 nach
360 Berechnungen der IFFO bei einem Wert von 0,22. Dies bedeutet, dass aus 220 g Wildfisch
361 1000 g Zuchtfisch erzeugt wird (IFFO 2017). Bei der IFFO handelt es sich um den Verband der
362 marinen Rohstoffindustrie, die ihre Kalkulationen aber nachvollziehbar offenlegen. Obwohl
363 das FIFO-Verhältnis als relativ konservative Methode gilt, erreichen hier selbst karnivore
364 Spezies wie Lachs (*Salmo salar*) Werte um 1 oder sogar deutlich darunter (Kok et al. 2020).
365 Aktuellere wissenschaftliche Kalkulationen ergeben noch geringere Werte (Ytrestøyl et al.
366 2015; Aas et al. 2019). Während die Erzeugung von Fischen in Aquakultur weltweit in den in
367 den letzten Jahrzehnten exponentiell zugenommen hat, blieb die Menge des global aus
368 Wildfängen produzierten Fischmehls und Fischöls auf annähernd gleichem Niveau (FAO
369 2020). Der geringere Verbrauch von Wildfisch im Futter wurde dabei durch eine verbesserte
370 Futtermittelverwertung (Tacon 2020), die zunehmende Wiederverwertung von Fischabfällen
371 (Ytrestøyl et al. 2015) und einen steigenden Anteil von pflanzlichen Futtermitteln erreicht
372 (Aas et al. 2019). Setzt sich dieser Trend weiter fort, was momentan sehr wahrscheinlich ist,
373 so wird der Druck auf die marinen pelagischen Kleinfischarten in naher Zukunft sogar
374 substantiell sinken (Cottrell et al. 2020), und dies trotz der oben genannten
375 Wachstumsentwicklung der Aquakulturerzeugung. Neue Futtermittelrohstoffe, die teilweise
376 heute schon in größeren Mengen zu Verfügung stehen, z.B. Rohstoffe auf Algenbasis oder
377 Mehle aus Insekten (Tibbetts 2018; Fisher et al. 2020) beschleunigen diese Entwicklung.
378 Dennoch müssen auch aktuelle Fehlentwicklungen klar benannt werden, wie es Drenckhahn
379 et al. (2020b) am Beispiel Westafrikas richtigerweise aufzeigen. Hier gab es vor allem im
380 letzten Jahrzehnt einen starken Anstieg der Fischmehl- und Fischölproduktion aus regionalen
381 Kleinfischvorkommen, die den Küstenbewohnern eigentlich als wichtige Nahrungsquelle

382 dienten, jedoch heute durch die Konkurrenzsituation knapp oder zu teuer sind, während die
383 resultierende Wertschöpfung nicht der lokalen Aquakultur und damit nicht in die Region
384 zurückgeführt wurde (Isaacs 2016; Corten et al. 2017). Dies ist ein Missstand, der
385 schnellstmöglich aufgelöst gehört. Dies ist jedoch ein regionales Problem, das politisch gelöst
386 bzw. geregelt werden muss, und ist kein immanentes grundsätzliches Problem der
387 Aquakultur.

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

396 Wissenschaftlich unbelegt bleibt die Aussage von Drenckhahn et al. (2020b), dass die
397 Fischerei der pelagischen Kleinfischarten die marine Nahrungskette störe und die
398 Versorgung vieler mariner Raubfische und Seevögel bedrohe. Unstrittig ist, dass die
399 Fangfischerei auf pelagische Kleinfischarten in die Nahrungskette eingreift, dass sie aber eine
400 Bedrohung für die Futtergrundlage mariner Prädatoren darstellt, scheint eher
401 unwahrscheinlich. Hilborn et al. (2017) nennen mehrere Faktoren, die dazu geführt haben,
402 dass der Einfluss der Fischerei auf den Bestand mariner Prädatoren in bisherigen Studien oft
403 deutlich überschätzt wurde. Exemplarisch seien hier die extremen natürlichen
404 Schwankungen der Fischgründe auch gänzlich ohne den Einfluss der Fangfischerei erwähnt.

405 Drenckhahn et al. (2020b) weisen darauf hin, dass die jüngsten Bemühungen um nachhaltige
406 Aquakulturpraktiken, wie die oben erläuterte Steigerung pflanzlicher Proteinanteile im
407 Futter, die negativen ökologischen Auswirkungen abmildern können, ohne aber weiter auf
408 die damit einhergehenden Potentiale einzugehen. Im Gegenteil, es folgt eine beliebige
409 Aufzählung von lokalen Fehlentwicklungen und Pauschalisierungen, die der vielschichtigen
410 Branche nicht gerecht werden. Generell lassen Drenckhahn et al. (2020b) außer Acht, dass
411 sich Aquakulturverfahren global grundlegend unterscheiden und sich dies dementsprechend
412 auch auf die regionalen Umweltbeeinflussungen auswirkt. Eine Einordnung der Aquakultur
413 bezüglich der Auswirkungen des Klimawandels, der gerade im globalen Kontext des
414 Biodiversitätsverlustes eine zentrale Rolle spielt, lässt der Bericht gänzlich vermissen. Doch
415 Haltungsformen und Fischarten, wie sie in der Aquakultur auch in Deutschland und weiten
416 Teilen Europas dominieren, erzeugen ein hochwertiges und sicheres tierisches Lebensmittel,
417 welches im Vergleich zu allen anderen terrestrischen Nutztierarten sehr ressourceneffizient
418 und gleichzeitig klimafreundlich erzeugt werden kann (Hilborn et al. 2018; MacLeod et al.
419 2019; Philis et al. 2019). Dies gilt aber nicht weltweit und die thematisierten Probleme z. B.
420 bei Mangroven und Seegras sind evident und unbestritten (Ilman et al. 2016). Die
421 Zielrichtung sollte aber nicht sein, aufgrund real vorhandener Probleme und lokaler Defizite
422 die Aquakultur als Ganzes in Frage zu stellen, sondern weltweit für den Einsatz und die
423 Überwachung sicherer und nachhaltiger Verfahren zu sorgen und diese weiterzuentwickeln:
424 So wurden beispielsweise die direkten Umweltauswirkungen auf angrenzende Ökosysteme
425 durch moderne Futtermittel und Klärtechnik in den letzten Jahrzehnten stark reduziert
426 (Schumann & Brinker 2020).

427 Ein ähnliches Bild ergibt sich bei einem differenzierteren Blick auf die von Drenckhahn et al.
428 (2020b) erwähnte Problematik des flächendeckenden Antibiotikaeinsatzes in der Aquakultur.

429 Defoirdt et. al (2011), die von Drenckhahn et al. (2020b) in diesem Zusammenhang zitiert
430 werden, betonen bereits in der Einleitung deutlich, dass es große regionale Unterschiede bei
431 der eingesetzten Wirkstoffmenge gibt und weisen auf die strikten Regulierungen in Europa,
432 Nordamerika und Japan diesbezüglich hin. In Norwegen, dem weltweit größten Erzeuger von
433 Lachs, kann heute dank flächendeckender Impfungen gegen die verlustreichen Seuchen
434 mittlerweile nahezu vollständig auf Antibiotika verzichtet werden (NorVeT 2016) – ganz
435 entgegen den Aussagen im Bericht, die sich in ganz ähnlicher Weise wiederholt in den
436 Massenmedien finden und fern der Realität sind.

437 Allerdings ist der Selbstversorgungsgrad von Fisch und Meeresfrüchten in entwickelten
438 Ländern wie Deutschland oft gering, weshalb große Mengen importiert werden (Brämick
439 2018). Damit besteht die Gefahr, dass Produkte aus nicht-nachhaltiger Produktion auf dem
440 inländischen Markt angeboten werden. In vielen Ländern fehlen vergleichbare Umwelt- und
441 Produktionsstandards, wie es sie z. B. in der EU gibt, so dass bei Importware ein deutlich
442 höheres Risiko von Umweltzerstörungen (Mangroven, etc.), flächendeckendem
443 Medikamenteneinsatz oder mangelndem Tierwohl besteht. Grenzwertüberschreitungen von
444 Rückständen eingesetzter Medikamenten oder Chemikalien werden vor allem in Importfisch
445 aus dem asiatischen Raum nachgewiesen (Hove et al. 2010).

446 Relevante aktuelle Probleme der Aquakultur in Europa sind lokal auftretende
447 Seuchengeschehen, die durch die Effekte des Klimawandels verstärkt werden (Reid et al.
448 2019). Beispiele umfassen Parasiten wie z.B. die Lachslaus, die auch Wildpopulationen
449 gefährden können (Costello 2009), und aus Zuchtanlagen entkommene Tiere, deren Rolle
450 beim Rückgang von Wildbeständen (z.B. beim Lachs) noch nicht abschließend geklärt ist
451 (Castellani et al. 2018). Hier besteht Forschungsbedarf, um diese Probleme zu verstehen und
452 sie in den Griff zu bekommen.

453 In der Gesamtbilanz bietet die Aquakultur eine ressourcenschonende Möglichkeit, ein
454 hochwertiges tierisches Lebensmittel mit vergleichsweise geringem ökologischen
455 Fußabdruck zu erzeugen. Darüber hinaus hat dieser noch relativ „junge“ Sektor großes
456 Potential, den schon jetzt vergleichsweise niedrigen ökologischen Fußabdruck noch weiter
457 zu senken. Die Aquakultur kann somit einen wichtigen nachhaltigen Beitrag für die
458 Welternährung leisten und damit zur Erreichung des globalen nachhaltigen Entwicklungsziels
459 2 „null Hunger“ (SDG – Sustainable Development Goal 2). Dabei gilt, wie im Grunde bei allen
460 Sektoren der Lebensmittelproduktion, geeignete Arten und Standorte sowie
461 energieeffiziente Haltungsformen zu fördern. Außerdem ist nach unserer Einschätzung ein
462 Ausbau der Aquakultur innerhalb Deutschlands und der EU erstrebenswert, da hier
463 einheitlich hohe Arbeits- und Umweltstandards bestehen und die signifikanten ökologischen
464 Kosten von Transport und Kühlkette entfallen. Die einzige Alternative ist ein weitgehender
465 globaler Verzicht auf tierische Lebensmittel, eine stringente Konsequenz, die Drenckhahn et
466 al. (2020b) bei ihren Bewertungen und Forderungen unerwähnt lassen.

467

468 **Schlussfolgerungen**

469 Wie die sehr positive Gesamtentwicklung der marinen Fischpopulationen in den letzten 15
470 Jahren in vielen Gebieten der Erde zeigt, ist das Fischereimanagement global gesehen auf
471 einem besseren Weg als es der Leopoldina-Bericht ausweist. Hingegen implizieren die
472 Darstellungen in Drenckhahn et al. (2020a, b), dass die Ökosysteme global durch
473 Überfischung stark und in manchen Fällen irreversibel geschädigt sind. Auch an der
474 Aquakultur finden Drenckhahn et al. (2020a, b) wenig Positives, obgleich es sich bei dieser
475 Produktionsform um eine sehr ressourcenschonende Form der Erzeugung tierischen Proteins
476 handelt. Die Darstellung einer grassierenden Überfischung in der Meeresfischerei durch

477 Drenckhahn et al. (2020a, b) strahlt zudem negativ auf sämtliche Fangfischereien aus,
478 inklusive der Angel- und Binnenfischerei, die *de facto* keinen Anteil am Artensterben im
479 Süßwasser haben. Mit Ausnahme der Störe (*Acipenser* spp.), bei denen die Fischerei
480 erheblichen Anteil hatte, wurden die hierzulande ausgestorbenen oder stark gefährdeten
481 Süßwasser- oder Wanderfischarten wie Lachse durch nicht-fischereiliche Faktoren, vor allem
482 durch Verlust der Laichgebiete und von Migrationsmöglichkeiten, an den Rand der
483 Ausrottung getrieben oder sogar ausgerottet. Die Fangfischerei ist ein zusätzlicher
484 Einflussfaktor, aber in der Regel nicht für ein Artensterben verantwortlich zu machen. Es ist
485 ein grundsätzliches ökonomisches Prinzip, dass die Fischerei zurückgeht oder sogar
486 eingestellt wird, wenn eine Art selten wird und damit die Fangaufwände massiv steigen –
487 diese intrinsische Selbstregulation sowie die grundsätzliche Biologie der Fische als sehr
488 fruchtbare Organismen sichert, dass die Fangfischerei alleine in der Regel keine Arten
489 vernichtet. Ganz im Gegensatz dazu stehen Landnutzungsänderungen, im Zuge derer
490 Waldökosysteme z. B. in Ackerland umgewandelt werden und die mit Waldökosystemen
491 assoziierte Biodiversität zwangsläufig lokal aussterben muss. Selbst die vielzitierten,
492 genetischen Auswirkungen einer selektiven Fischerei stellen sich bei näherer Betrachtung als
493 weniger umfassend heraus als vielfach postuliert wird (Hutchings & Kuparinen 2020). Damit
494 möchten wir nicht zum Ausdruck bringen, dass es keine Probleme in der Fangfischerei oder
495 Aquakultur gibt. Selbstverständlich ist der globale Überfischungsgrad hoch (Hilborn et al.
496 2020), selbstverständlich stellen Nährstoffeinträge oder ‚Ausbrecher‘ (*escapees*) aus der
497 Aquakultur Probleme für die Umwelt dar und selbstverständlich können
498 Managementpraktiken wie Fischbesatz die Biodiversität beeinflussen (Arlinghaus et al.
499 2015). Das ist unbestritten. Deswegen ist Drenckhahn et al. (2020a, b) uneingeschränkt
500 zuzustimmen, dass die Nachhaltigkeit der Fischerei weiter vorangetrieben werden muss. Wir

501 sind allerdings nicht der Meinung, dass die Fischerei und Aquakultur den wichtigsten
502 Einflussfaktor auf die aquatische Biodiversität stellen und noch viel weniger, dass im
503 Ausschluss der Fischerei eine global gesehen wirksame Lösung der globalen
504 Biodiversitätskrise zu finden ist.

505 Aus unserer Sicht zeichnet der Leopoldina-Bericht zur Biodiversitätskrise ein zu negatives
506 und vor allem zu pauschales Bild der Auswirkungen der Fangfischerei und Aquakultur auf
507 Natur und Umwelt mit einer zu einseitigen Handlungsoption - Meeresschutzgebiete ohne
508 Nutzung von Fischen. Es darf bezweifelt werden, dass diese Maßnahme die marine
509 Biodiversität als Ganzes wirklich schützt oder vielmehr die Dialektik zwischen Natur und
510 Kultur und den Konflikt zwischen Naturschutz und Naturnutzung schürt. Auch wird in den
511 Berichten von Drenckhahn et al. (2020a, b) übersehen, dass Fischer und Angler eine
512 wesentliche Lobby für den Gewässerschutz und insbesondere in Binnengewässern auch
513 aktive Gestalter und Förderer von Biodiversität sind, vorwiegend der Fischartenvielfalt
514 (Matern et al. 2019). Insgesamt hat der Leopoldina-Bericht die Charakterisierung der
515 Fischereieffekte und die Möglichkeiten des Fischereimanagements ungenau und insgesamt
516 aus unserer Sicht zu pessimistisch wiedergegeben.

517

518 **Danksagung**

519 Wir danken Sven Matern, Thomas Klefoth, Malwina Schafft, Mark Schumann sowie Thorsten
520 Reusch für Diskussionsbeiträge. Die Arbeiten von RA und CW zu den Biodiversitätswirkungen
521 der Fischerei fanden im Rahmen des BAGGERSEE-Projekts (gemeinsam gefördert vom
522 Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) und dem Bundesamt für Naturschutz
523 (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
524 (BMU); www.baggersee-forschung.de), des StörBagger-Projekts (gefördert durch

525 Landesverband Sächsischer Angler e.V., Landesfischereiverband Bayern e.V., Anglerverband
526 Niedersachsen e.V.) sowie des Aquatag-Projekts (gefördert durch BMBF, 033W046A) statt.
527 Außerdem wurden die Arbeiten durch die Stiftung Fischerei, Umwelt und Naturschutz
528 Deutschland (FUND Stiftung) unterstützt.

529

530 **Literaturverzeichnis**

531 Aas, T.S., Ytrestøyl, T., Åsgård, T. (2019): Resource utilization of Norwegian salmon farming in
532 2016 (No. 26/2019). Nofima AS, Tromsø, Norway. [https://nofima.brage.unit.no/nofima-](https://nofima.brage.unit.no/nofima-xmlui/handle/11250/2608436)
533 [xmlui/handle/11250/2608436](https://nofima.brage.unit.no/nofima-xmlui/handle/11250/2608436)

534 Altieri, A.H., Bertness, M.D., Coverdale, T.C., Herrmann, N.C., Angelini, C. (2012): A trophic
535 cascade triggers collapse of a salt-marsh ecosystem with intensive recreational fishing.
536 Ecology 93: 1402-1410. doi:10.1890/11-1314.1

537 Arlinghaus, R., Alós, J., Beardmore, B., Díaz, Á.M., Hühn, D., Johnston, F., Klefoth, T.,
538 Kuparinen, A., Matsumura, S., Pagel, T., Pieterek, T., Riepe, C. (2018): Recreational piking -
539 sustainably managing pike in recreational fisheries. In: Skov, C., Nilsson, P.A. (eds.), Biology
540 and Ecology of Pike. CRC Press, Boca Raton, 288-335.

541 Arlinghaus, R., Cyrus, E.-M., Eschbach, E., Fujitani, M., Hühn, D., Johnston, F., Pagel, T., Riepe,
542 C. (2015): Hand in Hand für eine nachhaltige Angelfischerei: Ergebnisse und Empfehlungen
543 aus fünf Jahren praxisorientierter Forschung zu Fischbesatz und seinen Alternativen.
544 Berichte des IGB Heft 28, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB),
545 Berlin. [https://www.ifishman.de/publikationen/einzelansicht/665-hand-in-hand-fuer-eine-](https://www.ifishman.de/publikationen/einzelansicht/665-hand-in-hand-fuer-eine-nachhaltige-angelfischerei-ergebnisse-und-empfehlungen-aus-fuenf-jahren-pr/)
546 [nachhaltige-angelfischerei-ergebnisse-und-empfehlungen-aus-fuenf-jahren-pr/](https://www.ifishman.de/publikationen/einzelansicht/665-hand-in-hand-fuer-eine-nachhaltige-angelfischerei-ergebnisse-und-empfehlungen-aus-fuenf-jahren-pr/)

547 Bartrons, M., Mehner, T., Argillier, C., Beklioglu, M., Blabolil, P. Hesthagen, T., Holmgren, K.,
548 Jeppesen, E., Krause, T. Podgornik, S., Volta, P., Winfield, I.J., Brucet, S. (2020): Energy-based
549 top-down and bottom-up relationships between fish community energy demand or
550 production and phytoplankton across lakes at a continental scale. *Limnology and*
551 *Oceanography* 65: 892-902. doi:10.1002/lno.11434

552 Belton, B., Bush, S.R., Little, D.C. (2018): Not just for the wealthy: Rethinking farmed fish
553 consumption in the Global South. *Global Food Security* 16: 85-92.
554 doi:10.1016/j.gfs.2017.10.005

555 Béné, C., Barange, M., Subasinghe, R., Pinstруп-Andersen, P., Merino, G., Hemre, G.-I.,
556 Williams, M. (2015): Feeding 9 billion by 2050 – Putting fish back on the menu. *Food Security*
557 7: 261-274. doi:10.1007/s12571-015-0427-z

558 Bernes, C., Carpenter, T., Gardmark, A., Larsson, P., Persson, L., Skov, C., Speed, J.D.M., van
559 Donk, E. (2015): What is the influence of a reduction of planktivorous and benthivorous fish
560 on water quality in temperate eutrophic lakes? A systematic review. *Environmental Evidence*
561 4: 7. doi:10.1186/s13750-015-0032-9

562 Brämick, U. (2018): Jahresbericht zur Deutschen Binnenfischerei und Binnenaquakultur
563 2016. Institut für Binnenfischerei e.V., Potsdam-Sacrow.
564 [http://www.vdff-fischerei.de/fileadmin/daten/pdf-](http://www.vdff-fischerei.de/fileadmin/daten/pdf-Dokumente/Stellenangebote/Jahresbericht_Binnenfischerei_2016_final.pdf)
565 [Dokumente/Stellenangebote/Jahresbericht Binnenfischerei 2016 final.pdf](http://www.vdff-fischerei.de/fileadmin/daten/pdf-Dokumente/Stellenangebote/Jahresbericht_Binnenfischerei_2016_final.pdf)

566 Branch, T.A., Jensen, O.P., Ricard, D., Ye, Y., Hilborn, R. (2011): Contrasting global trends in
567 marine fishery status obtained from catches and from stock assessments. *Conservation*
568 *Biology* 25: 777-786. doi:10.1111/j.1523-1739.2011.01687.x

569 Branch, T.A., Watson, R., Fulton, E.A., Jennings, S., McGilliard, C.R., Pablico, G.T., Ricard, D.,
570 Tracey, S.R. (2010): The trophic fingerprint of marine fisheries. *Nature* 468: 431-435.
571 doi:10.1038/nature09528

572 Capon, S.J., Lynch, A.J.J., Bond, N., Chessman, B.C., Davis, J., Davidson, N., Finlayson, M., Gell,
573 P.A., Hohnberg, D., Humphrey, C., Kingsford, R.T., Nielsen, D., Thomson, J.R., Ward, K., Nally,
574 R.M. (2015): Regime shifts, thresholds and multiple stable states in freshwater ecosystems; a
575 critical appraisal of the evidence. *Science of the Total Environment* 534: 122-130.
576 doi:10.1016/j.scitotenv.2015.02.045

577 Castellani, M., Heino, M., Gilbey, J., Araki, H., Svåsand, T., Glover, K.A. (2018): Modeling
578 fitness changes in wild Atlantic salmon populations faced by spawning intrusion of
579 domesticated escapees. *Evolutionary Applications* 11: 1010-1025. doi:10.1111/eva.12615

580 Corten, A., Braham, C.-B., Sadegh, A.S. (2017): The development of a fishmeal industry in
581 Mauritania and its impact on the regional stocks of sardinella and other small pelagics in
582 Northwest Africa. *Fisheries Research* 186: 328-336. doi:10.1016/j.fishres.2016.10.009

583 Costello, M.J. (2009): How sea lice from salmon farms may cause wild salmonid declines in
584 Europe and North America and be a threat to fishes elsewhere. *Proceedings of the Royal*
585 *Society of London B: Biological Sciences* 276: 3385-3394. doi:10.1098/rspb.2009.0771

586 Costello, C., Ovando, D., Clavelle, T., Strauss, C.K., Hilborn, R., Melnychuk, M.C., Branch, T.A.,
587 Gaines, S.D., Szuwalski, C.S., Cabral, R.B., Rader, D.N., Leland, A. (2016): Global fishery
588 prospects under contrasting management regimes. *Proceedings of the National Academy of*
589 *Sciences of the United States of America* 113: 5125-5129. doi:10.1073/pnas.1520420113

590 Cottrell, R.S., Blanchard, J.L., Halpern, B.S., Metian, M., Froehlich, H.E. (2020): Global
591 adoption of novel aquaculture feeds could substantially reduce forage fish demand by 2030.
592 Nature Food 1: 301-308. doi:10.1038/s43016-020-0078-x

593 Defoirdt, T., Sorgeloos, P., Bossier, P. (2011): Alternatives to antibiotics for the control of
594 bacterial disease in aquaculture. Current Opinion in Microbiology 14: 251-
595 258. doi:10.1016/j.mib.2011.03.004

596 Drenckhahn, D., Arneth, A., Filser, U., Haberl, H., Hansjürgens, B., Herrmann, B., Leuschner,
597 C., Mosbrugger, V., Reusch, T., Schäffer, A., Scherer-Lorenzen, M., Tockner, K. (2020a):
598 Globale Biodiversität in der Krise – Was können Deutschland und die EU dagegen tun?
599 Diskussion Nr. 24, Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina, Halle (Saale).
600 [https://www.leopoldina.org/uploads/tx_leopublication/2020_Diskussionspapier Biodiversit](https://www.leopoldina.org/uploads/tx_leopublication/2020_Diskussionspapier_Biodiversitaetskrise_web.pdf)
601 [aetskrise_web.pdf](https://www.leopoldina.org/uploads/tx_leopublication/2020_Diskussionspapier_Biodiversitaetskrise_web.pdf)

602 Drenckhahn, D., Arneth, A., Filser, U., Haberl, H., Hansjürgens, B., Herrmann, B., Leuschner,
603 C., Mosbrugger, V., Reusch, T., Schäffer, A., Scherer-Lorenzen, M., Tockner, K. (2020b):
604 Globale Biodiversität in der Krise - Was können Deutschland und die EU dagegen tun?
605 Online-Dokumentation zu Diskussion Nr. 24, Nationale Akademie der Wissenschaften
606 Leopoldina Halle (Saale) Vorabversion (Stand 27.06.2020).
607 [https://www.leopoldina.org/uploads/tx_leopublication/2020 Biodiversitaetskrise Langfass](https://www.leopoldina.org/uploads/tx_leopublication/2020_Biodiversitaetskrise_Langfassung_Vorabversion.pdf)
608 [ung_Vorabversion.pdf](https://www.leopoldina.org/uploads/tx_leopublication/2020_Biodiversitaetskrise_Langfassung_Vorabversion.pdf)

609 Duarte, C.M., Agusti, S., Barbier, E., Britten, G.E., Castilla, J.C., Gattuso, J.-P., Fulweiler, R.W.,
610 Hughes, T.P., Knowlton, N., Lovelock, C.E., Lotze, H.K., Predragovic, M., Poczanska, E.,

611 Roberts, C., Worm, B. (2020): Rebuilding marine life. Nature 580: 39-51.
612 doi:10.1038/s41586-020-2146-7

613 Edgar, G.J., Stuart-Smith, R., Willis, T., Kininmonth, S., Baker, Banks, S., Barrett, N.S., Becerro,
614 M.A., Bernard, A.T.F., Berkhout, J., Buxton, C.D., Campbell, S.J., Cooper, A.T., Davey, M.,
615 Edgar, S.C., Försterra, G., Galván, D.E., Irigoyen, A.J., Kushner, D.J., Moura, R., Parnell, P.E.,
616 Shears, N.T., Soler, G., Strain, E.M.A., Thomson, R.J. (2014): Global conservation outcomes
617 depend on marine protected areas with five key features. Nature 506: 216-220.
618 doi:10.1038/nature13022

619 Essington, T.E., Beaudreau, A.H., Wiedenmann, J. (2006): Fishing through marine food webs.
620 Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 103: 3171-
621 3175. doi:10.1073/pnas.0510964103

622 FAO (2018): The state of the world fisheries and aquaculture - meeting the sustainable
623 development goals. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome.
624 <http://www.fao.org/documents/card/en/c/I9540EN/>

625 FAO (2020): The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in action.
626 Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome.
627 <http://www.fao.org/documents/card/en/c/ca9229en/>

628 Fernandes, P.G., Cook, R.M. (2013): Reversal of fish stock decline in the Northeast Atlantic.
629 Current Biology 23: 1432-1437. doi:10.1016/j.cub.2013.06.016

630 Fernandes, P.G., Ralph, G., Nieto, A., Vasilakopoulos, P., Maravelias, C.D., Cook, R.M.,
631 Pollom, R.A., Kovačić, M., Pollard, D., Farrell, E.D., Florin, A.-B., Polidoro, B.A., Lawson, J.M.,
632 Lorange, P., Uiblein, F., Craig, M., Allen, D.J., Fowler, S.L., Walls, R.H.L., Comeros-Raynal,

633 M.T., Harvey, M. S., Dureuil, M., Biscoito, M., Pollock, C., McCully Phillips, S.R., Ellis, J.R.,
634 Papaconstantinou, C., Soldo, A., Keskin, Ç., Knudsen, S.W., Gil de Sola, L., Serena, F., Collette,
635 B. B., Nedreaas, K., Stump, E., Russell, B.C., Garcia, S., Afonso, P., Jung, A.B.J., Alvarez, H.,
636 Delgado, J., Dulvy, N.K., Carpenter, K.E. (2017): Coherent assessments of Europe's marine
637 fishes show regional divergence and megafauna loss. *Nature Ecology & Evolution* 1: 0170.
638 doi:10.1038/s41559-017-0170

639 Fisher, H.J., Collins, S.A., Hanson, C., Mason, B., Colombo, S.M., Anderson, D.M. (2020): Black
640 soldier fly larvae meal as a protein source in low fish meal diets for Atlantic salmon (*Salmo*
641 *salar*). *Aquaculture* 521: 734978. doi:10.1016/j.aquaculture.2020.734978

642 Fletcher, W.J., Kearney, R.E., Wise, B.S., Nash, W.J. (2015): Large-scale expansion of no-take
643 closures within the Great Barrier Reef has not enhanced fisheries production. *Ecological*
644 *Applications* 25: 1187-1196. doi:10.1890/14-1427.1

645 Frank, K.T., Petrie, B., Choi, J.S., Leggett, W.C. (2005): Trophic cascades in a formerly cod-
646 dominated ecosystem. *Science* 308: 1621-1623. doi:10.1126/science.1113075

647 Frèon, P., Sueiro, J., Iriarte, F., Miro Evar, O.F., Landa, Y., Mittaine, J.-F., Bouchon, M. (2014):
648 Harvesting for food versus feed: a review of Peruvian fisheries in a global context. *Reviews in*
649 *Fish Biology and Fisheries* 24: 381-398. doi:10.1007/s11160-013-9336-4

650 Hilborn, R. (2016): Policy: marine biodiversity needs more than protection. *Nature* 535: 224-
651 226. doi:10.1038/535224a

652 Hilborn, R., Amoroso, R.O., Anderson, C.M., Baum, J.K., Branch, T.A., Costello, C., de Moor,

653 C.L., Faraj, A., Hively, D., Jensen, O.P., Kurota, H., Little, R., Mace, P., McClanahan, T.,
654 Melnychuk, M.C., Minto, C., Osio, G.C., Parma, A.M., Pons, M., Sugurado, S., Szuwalski, C.S.,
655 Wilson, J.R., Ye, Y. (2020): Effective fisheries management is instrumental in improving fish
656 stock status. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of
657 America 117: 2218-2224. doi:10.1073/pnas.1909726116

658 Hilborn, R., Amoroso, R.O., Bogazzi, E., Jensen, O.P., Parma, A.M., Szuwalski, C., Walters, C.J.
659 (2017): When does fishing forage species affect their predators? Fisheries Research 191:
660 211-221. doi:10.1016/j.fishres.2017.01.008

661 Hilborn, R., Arlinghaus, R. (2017): Zustand, Entwicklung und Ertragspotenzial
662 bestandskundlich erfasster europäischer Fischbestände im Nordostatlantik. Fischerei &
663 Fischmarkt in M-V 3: 42-49. [https://www.ifishman.de/publikationen/einzelansicht/759-
664 zustand-entwicklung-und-ertragspotenzial-bestandskundlich-erfasster-europaeischer-
665 fischbestaende/](https://www.ifishman.de/publikationen/einzelansicht/759-zustand-entwicklung-und-ertragspotenzial-bestandskundlich-erfasster-europaeischer-fischbestaende/)

666 Hilborn, R., Banobi, J., Hall, S.J., Pucylowski, T., Walsworth, T.E. (2018): The environmental
667 cost of animal source foods. Frontiers in Ecology and the Environment 16: 329-
668 335. doi:10.1002/fee.1822

669 Hilborn, R., Hively, D.J., Jensen, O.P., Branch, T.A. (2014): The dynamics of fish populations at
670 low abundance and prospects for rebuilding and recovery. ICES Journal of Marine Science
671 71: 2141-2151. doi:10.1093/icesjms/fsu035

672 Hove, H.T., Lunestad, B.T., Holmelid, B., Haldorsen, A.-K.L. (2010): Monitoring programme
673 for residues of therapeutic agents, illegal substances and other undesirable substances in
674 farmed fish. National Institute of Nutrition and Seafood Research, Bergen, Norway.

675 [https://www.google.de/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwiD-
dv26qHqAhWmzYUKHbuLAAAQFjABegQIAhAB&url=https%3A%2F%2Fwww.mattilsynet.no%
2Fmat_og_vann%2Fproduksjon_av_mat%2Ffisk_og_sjomat%2Foppdrettsfisk%2Faarsrapport
_2010_medisinrester_oppdrettsfisk.9366%2Fbinary%2F%25C3%2585rsrapport%25202010%
2520Medisinrester%2520oppdrettsfisk&usg=AOvVaw2TzX9qeQJqYcT6MdR5VXSX](https://www.google.de/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwiD-
676 dv26qHqAhWmzYUKHbuLAAAQFjABegQIAhAB&url=https%3A%2F%2Fwww.mattilsynet.no%
677 2Fmat_og_vann%2Fproduksjon_av_mat%2Ffisk_og_sjomat%2Foppdrettsfisk%2Faarsrapport
678 _2010_medisinrester_oppdrettsfisk.9366%2Fbinary%2F%25C3%2585rsrapport%25202010%
679 2520Medisinrester%2520oppdrettsfisk&usg=AOvVaw2TzX9qeQJqYcT6MdR5VXSX)

680 Hutchings, J.A. (2014): Renaissance of a caveat: Allee effects in marine fish. ICES Journal of
681 Marine Science 71, 2152-2157. doi:10.1093/icesjms/fst179

682 Hutchings, J.A., Kuparinen, A. (2020): Implications of fisheries-induced evolution for
683 population recovery: refocusing the science and refining its communication. Fish and
684 Fisheries 21: 453-464. doi:10.1111/faf.12424

685 Hutchings, J.A., Rangeley, R.W. (2011): Correlates of recovery for Canadian Atlantic cod
686 (*Gadus morhua*). Canadian Journal of Zoology 89: 386-400. doi:10.1139/z11-022

687 IFFO (2017): Fish In: Fish Out (FIFO) Ratios for the Conversion of Wild Feed to Farmed Fish,
688 Including Salmon. The Marine Ingredients Organisation, London. [https://www.iffonet/fish-
fish-out-fifo-ratios-conversion-wild-feed](https://www.iffonet/fish-
689 fish-out-fifo-ratios-conversion-wild-feed)

690 Ilman, M., Dargusch, P., Dart, P., Onrizal (2016): A historical analysis of the drivers of loss and
691 degradation of Indonesia's mangroves. Land Use Policy 54: 448-
692 459. doi:10.1016/j.landusepol.2016.03.010

693 Isaacs, M. (2016): The humble sardine (small pelagics): fish as food or fodder. Agriculture &
694 Food Security 5: 27. doi:10.1186/s40066-016-0073-5

695 Juan-Jordá, M.J., Mosquera, I., Cooper, A.B., Freire, J., Dulvy, N.R. (2011): Global population
696 trajectories of tunas and their relatives. *Proceedings of the National Academy of Sciences of*
697 *the United States of America* 108: 20650-20655. doi:10.1073/pnas.1107743108

698 Keith, D.M., Hutchings, J.A. (2012): Population dynamics of marine fishes at low
699 abundance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69: 1150-1163.
700 doi:10.1139/f2012-055

701 Kok, B., Malcorps, W., Tlustý, M.F., Eltholth, M.M., Auchterlonie, N.A., Little, D.C., Harmsen,
702 R., Newton, R.W., Davies, S.J. (2020): Fish as feed: Using economic allocation to quantify the
703 Fish In : Fish Out ratio of major fed aquaculture species. *Aquaculture* 528:
704 735474. doi:10.1016/j.aquaculture.2020.735474

705 Kokkonen, E., Mitikka, S., Huuskonen, H., Olin, M., Ruuhijärvi, J., Vainikka, A. (2019):
706 Structural equation models suggest that bottom-up processes override top-down processes
707 in boreal pikeperch (*Sander lucioperca*) lakes. *Freshwater Biology* 64: 1054-1063.
708 doi:10.1111/fwb.13285

709 Lester, S.E., Halpern, B.S., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B.I., Gaines, S.D.,
710 Aíramé, S., Warner, R.R. (2009): Biological effects within no-take marine reserves: a global
711 synthesis. *Marine Ecology Progress Series* 384: 33-46. doi:10.3354/meps08029

712 Lynam, C.P., Llope, M., Möllmann, C., Helaouët, P., Bayliss-Brown, G.A., Stenseth, N.C.
713 (2017): Interaction between top-down and bottom-up control in marine food webs.
714 *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114: 1952-
715 1957. doi:10.1073/pnas.1621037114

716 MacLeod, M., Hasan, M.R., Robb, D.H., Mamun-Ur-Rashid, M. (2019): Quantifying and
717 mitigating greenhouse gas emissions from global aquaculture. FAO Fisheries and
718 Aquaculture Technical Paper No. T626. Food and Agriculture Organization of the United
719 Nations, Rome. <http://www.fao.org/documents/card/en/c/ca7130en>

720 Matern, S., Emmrich, M., Klefoth, T., Wolter, C., Nikolaus, R., Wegener, N., Arlinghaus, R.
721 (2019): Effect of recreational-fisheries management on fish biodiversity in gravel pit lakes,
722 with contrasts to unmanaged lakes. *Journal of Fish Biology* 94: 865-881.
723 doi:10.1111/jfb.13989

724 Matsuzaki, S.S., Suziki, K., Kadoya, T., Nakagawa, M., Takamura, N. (2018): Bottom-up
725 linkages between primary production, zooplankton, and fish in a shallow, hypereutrophic
726 lake. *Ecology* 99: 2025-2036. doi:10.1002/ecy.2414

727 Mehner, T. (2010): No empirical evidence for community-wide top-down control of prey fish
728 density and size by fish predators in lakes. *Limnology and Oceanography* 55: 203-213.
729 doi:10.4319/lo.2010.55.1.0203

730 Melnychuk, M.C., Peterson, E., Elliott, M., Hilborn, R. (2017): Fisheries management impacts
731 on target species status. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United*
732 *States of America* 114: 178-183. doi:10.1073/pnas.1609915114

733 Mozaffarian, D., Rimm, E.B. (2006): Fish intake, contaminants, and human health: evaluating
734 the risks and the benefits. *Jama* 296: 1885-1889. doi:10.1001/jama.296.15.1885

735 Neubauer P., Jensen O.P., Hutchings J.A., Baum J.K. (2013): Resilience and recovery of
736 overexploited marine populations. *Science* 340: 347-349. doi:10.1126/science.1230441

737 NorVeT (2016): Use of Antibiotics in Norwegian Aquaculture (No. 22). The Norwegian
738 Veterinary Institute, Oslo, Norway. [https://www.vetinst.no/rapporter-og-](https://www.vetinst.no/rapporter-og-publikasjoner/rapporter/2016/use-of-antibiotics-in-norwegian-aquaculture)
739 [publikasjoner/rapporter/2016/use-of-antibiotics-in-norwegian-aquaculture](https://www.vetinst.no/rapporter/2016/use-of-antibiotics-in-norwegian-aquaculture)

740 Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres Jr., F. (1998): Fishing down marine
741 food webs. *Science* 279: 860-863. doi:10.1126/science.279.5352.860

742 Philis, G., Ziegler, F., Gansel, L.C., Jansen, M.D., Gracey, E.O., Stene, A. (2019): Comparing life
743 cycle assessment (LCA) of salmonid aquaculture production systems: status and
744 perspectives. *Sustainability* 11: 2517. doi:10.3390/su11092517

745 Reid, G.K., Gurney-Smith, H.J., Marcogliese, D.J., Knowler, D., Benfey, T., Garber, A.F.,
746 Forster, I., Chopin, T., Brewer-Dalton, K., Moccia, R.D., Flaherty, M., Smith, C.T., Silva, S.D.
747 (2019): Climate change and aquaculture: considering biological response and resources.
748 *Aquaculture Environment Interactions* 11: 569-602. doi:10.3354/aei00332

749 Savenkoff, C., Castonguay, M., Chabot, D., Hammill, M.O., Bourdages, H., Morissette, L.
750 (2007): Changes in the northern Gulf of St. Lawrence ecosystem estimated by inverse
751 modelling: evidence of a fishery-indices regime shift? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*
752 73: 711-724. doi:10.1016/j.ecss.2007.03.011

753 Schumann, M., Brinker, A. (2020): Understanding and managing suspended solids in
754 intensive salmonid aquaculture: a review. *Reviews in Aquaculture*, im Druck
755 <https://doi.org/10.1111/raq.12425>

756 SCRS (2019): 9.5. BFT – Atlantic bluefin tuna. In: Report of the Standing Committee on
757 Research and Statistics (SCRS). (Madrid, Spain, 30 September to 4 October 2019) The

758 International Commission for the Conservation of Atlantic Tuna (ICCAT). Madrid, Spain, 109-
759 131. https://www.iccat.int/Documents/SCRS/ExecSum/BFT_ENG.pdf

760 Sguotti, C., Otto, S.A., Frelat, R., Langbehn, T.J., Ryberg, M.P., Lindegren, M., Durant, J.M.,
761 Stenseth, N.C., Möllmann, C. (2019): Catastrophic dynamics limit Atlantic cod recovery.
762 *Proceedings of the Royal Society B* 286: 20182877. doi:10.1098/rspb.2018.2877

763 Shepherd, C.J., Jackson, A.J. (2013): Global fishmeal and fish-oil supply: inputs, outputs and
764 markets. *Journal of Fish Biology* 83: 1046-1066. doi:10.1111/jfb.12224

765 Tacon, A.G.J. (2020): Trends in global aquaculture and aquafeed production: 2000–2017.
766 *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture* 28: 43-56. doi:10.1080/23308249.2019.1649634

767 Thilsted, S.H., Thorne-Lyman, A., Webb, P., Bogard, J.R., Subasinghe, R., Phillips, M.J., Allison,
768 E.H. (2016): Sustaining healthy diets: The role of capture fisheries and aquaculture for
769 improving nutrition in the post-2015 era. *Food Policy* 61: 126-
770 131. doi:10.1016/j.foodpol.2016.02.005

771 Tibbetts, S.M. (2018): The potential for ‘next-generation’, microalgae-based feed ingredients
772 for salmonid aquaculture in context of the blue revolution, In: Jacob-Lopes, E., Zepka, L.Q.,
773 Queiroz, M.I. (eds.), *Microalgal Biotechnology*. IntechOpen, London, 151-175.

774 Utne-Palm, A.C., Salvanes, A.G.V., Currie, B., Kaartvedt, S., Nilsson, G.E., Braithwaite, V.,A.,
775 Stecyk, J.A.W., Hundt, M., van der Bank, M., Flynn, B., Sandvik, G.K., Klevjer, T.A., Sweetman,
776 A.K., Brüchert, V., Pittman, K., Peard, K.R., Lunde, I.G., Strandabø, R.A.U., Gibbons, M.J.
777 (2010): Trophic structure and community stability in an overfished ecosystem. *Science* 329:
778 333-336. doi:10.1126/science.1190708

779 Worm, B., Hilborn, R., Baum, J.K., Branch, T.A., Collie, J.S., Costello, C., Fogarty, M.J., Fulton,
780 E.A., Hutchings, J.A., Jennings, S., Jensen, O.P., Lotze, H.K., Mace, P.M., McClanahan, T.R.,
781 Minto, C., Palumbi, S.R., Parma, A.M., Ricard, D., Rosenberg, A.A., Watson, R., Zeller, D.
782 (2009): Rebuilding global fisheries. *Science* 325: 578-585. doi:10.1126/science.1173146

783 Ytrestøyl, T., Aas, T.S., Åsgård, T. (2015): Utilisation of feed resources in production of
784 Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Norway. *Aquaculture* 448: 365-
785 374. doi:10.1016/j.aquaculture.2015.06.023