

Eine Ökobilanz von Lachs, Forelle und Karpfen in der Gegenüberstellung mit Fleisch sowie pflanzenbasierten Fleischersatzprodukten

Dokument	Informationsbroschüre auf Basis einer am ifeu durchgeführten Masterarbeit
Autoren	Simon Früh, Andreas Detzel

1. Einleitung

Hintergrund

Fisch leistet mit einem Anteil von ca. 11 % des konsumierten tierischen Proteins und gut 6 % der Gesamtproteinaufnahme einen hohen Beitrag zur menschlichen Proteinversorgung in der EU (FAO, 2017). Positive ernährungsphysiologische Eigenschaften von Fisch, die u.a. auch in den Medien beworben werden, lassen einen Anstieg des Fischkonsums erwarten (Salin et al., 2018). So ist der Aquakultursektor unter anderem durch die beständig steigende Nachfrage nach Speisefisch der global am schnellsten wachsende Lebensmittelsektor (Philis et al., 2019). Während 1970 etwa 2 Mio. Tonnen Fisch in Aquakulturen produziert wurden, waren es im Jahr 2018 bereits etwa 82 Mio. Tonnen. Damit stammten im Jahr 2018 46 % der globalen Fischproduktion aus Aquakulturen. Bis 2030 wird ein Anstieg auf 53 % prognostiziert (FAO, 2020). Gleichzeitig hat der Anteil der überfischten Fischbestände seit 1980 drastisch zugenommen (FAO, 2018). Für eine Bedienung der wachsenden Fischnachfrage ist daher eine weitere, jedoch möglichst nachhaltige Entwicklung des Aquakultursektor unerlässlich (Bhari & Visvanathan, 2018).

Um ein besseres Verständnis der Umweltwirkungen der Fischzucht in Aquakulturen zu erhalten, erfolgte im Rahmen einer Masterarbeit eine ökobilanzielle Betrachtung der drei Fischarten Lachs, Forelle und Karpfen in definierten Aquakultursystemen. Die Ergebnisse wurden zudem tierischen Produkten aus der agrarischen Nutztierhaltung und einem Soja basierten Fleischersatzprodukt gegenübergestellt.

Vor der Darstellung der Ökobilanzergebnisse wird in den beiden folgenden Abschnitten eine Übersicht zum Fischkonsum in der EU gegeben sowie dessen Relevanz im Kontext des EU Proteinkonsums gegeben.

Fischkonsum in der EU

Die Fischproduktion der EU lag 2017 bei etwa 6,6 Mio. Tonnen, wovon knapp 1,4 Mio. Tonnen aus Aquakulturen stammten (EUMOFA, 2019). In Bezug auf Fisch ist die EU ein Nettoimporteur. Bei weitem der wichtigste Lieferant für die EU ist Norwegen. Der sichtbare Verbrauch an Fischerei- und Aquakulturerzeugnissen, der die Summe aus Produktions- und Importmenge abzüglich der Exporte darstellt, setzte sich im Jahr 2017 aus 9,2 Mio. Tonnen Fischereierzeugnissen und 3,25 Mio. Tonnen Aquakulturerzeugnissen zusammen. Etwa zwei Drittel der Aquakulturprodukte werden importiert (EUMOFA, 2019).

Mit Bezug auf die hier ökobilanzierten Fischarten stellt sich die Konsumsituation wie folgt dar:

- Der in Europa am meisten konsumierte Zuchtfisch ist **Lachs** mit einem Pro-Kopf-Konsum von 2,24 kg im Jahr 2017. Er wird größtenteils aus Norwegen importiert.
- Mit 0,42 kg jährlichem Pro-Kopf-Konsum ist die **Forelle** der am zweithäufigsten konsumierte Zuchtfisch (EUMOFA, 2019, 2020a). Bei den Forellen überwiegt in der EU der Eigenversorgungsgrad mit 91 % (EUMOFA, 2019). Forellen machen etwa 57 % der in der EU gezüchteten Fische aus und stellen somit den wichtigsten Zuchtfisch der EU dar. Sie werden meist in intensiv bewirtschafteten Aquakulturen gezüchtet (European Commission. Directorate General for Maritime Affairs and Fisheries., 2019).
- Der Konsum von **Karpfen** spielt eine untergeordnete Rolle, ist jedoch hinsichtlich der Produktionsmenge der zweitwichtigste Zuchtfisch in der EU. Etwa 30 % der in der EU gezüchteten Fische sind Karpfen, die im Vergleich zu der europäischen Forellenzucht in extensiver bewirtschafteten Aquakulturen gezüchtet werden (European Commission. Directorate General for Maritime Affairs and Fisheries., 2019). In Europa ist der Karpfen die wichtigste der in Polykulturen gehalten Fischarten (Karnai et al., 2018).

Die nachfolgende Abbildung 1 zeigt, auf welche Fischarten sich der Konsum von Zuchtfischen in der EU insgesamt aufteilt.

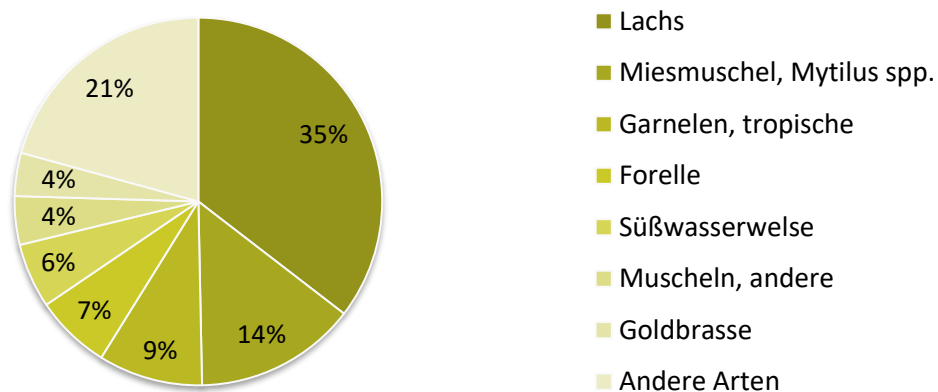


Abbildung 1: Konsum gezüchteter Arten in der EU im Jahr 2017

Quelle: Eigene Darstellung nach Daten von EUMOFA (2020a)

Die Europäischen Kommission veröffentlichte im Jahr 2013 strategische Leitlinien für eine nachhaltige Entwicklung der Aquakultur in der EU. Die aquakulturelle Gesamtproduktion von Fischen ist jedoch trotz politischer Fördermaßnahmen im letzten Jahrzehnt nur um 3 % gestiegen. Das Jahr 2018 verzeichnet im Vergleich zum Vorjahr sogar einen Rückgang um 4 %. Das geringe Wachstum ist durch Interessenkonflikte bezüglich der Raumplanung und Genehmigungsfragen verursacht. Ökonomisch konnte in der EU, hauptsäch-

lich durch die gesteigerte Produktion hochwertiger Arten und Preissteigerungen, dennoch eine realwertbezogene Umsatzsteigerung von 36 % generiert werden. Ursache dafür ist eine höhere Produktion von hochwertigen Arten wie Lachs, Wolfsbarsch und Roter Thun sowie des u.a. Nachfrage getriebenen Preisanstieg einiger wichtiger Arten wie Lachs, Wolfsbarsch, Goldbrasse, Auster und Venusmuschel (EUMOFA, 2020b).

Überblick zur Proteinversorgung in der EU

In der EU ist der Pro-Kopf-Konsum tierischer Proteine im Vergleich zu vielen anderen Regionen der Erde hoch (Westhoek et al., 2014). In der EU werden ca. 58 % des Proteinkonsums über tierische Lebensmittel (22 kg Protein pro Person und Jahr) und ca. 42 % über pflanzliche Proteine (16 kg Protein pro Person und Jahr) (European Environment Agency, 2018; Detzel et al., 2021) gedeckt. Abbildung 2 zeigt die Beiträge verschiedener tierischer Lebensmittel zur menschlichen Proteinaufnahme.

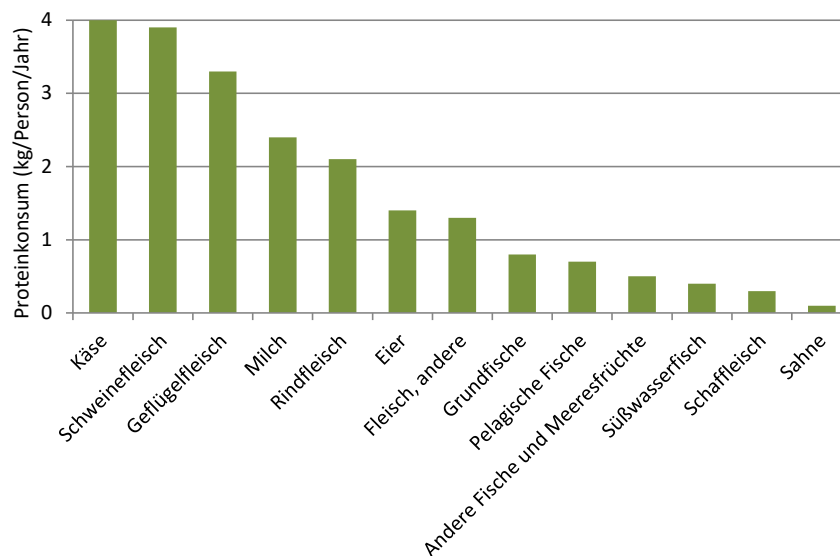


Abbildung 2: Konsumanteile tierischen Proteins pro Kopf und Jahr (2013)

Quelle: Eigene Darstellung nach Daten der European Environmental Agency (2018) und FAOSTAT (2020)

Die EU hat bei der Fleischversorgung eine Selbstversorgungsrate von 116 % und ist Nettoexporteur von Fleischprodukten (Europäische Kommission, 2020).

Etwa 93% der in der EU genutzten pflanzlichen Proteine werden in der Tierhaltung verfüttert. Ein Großteil des pflanzlichen Proteins wird dabei über Soja bereitgestellt, wovon wiederum etwa 95 % importiert werden. Der Selbstversorgungsgrad anderer pflanzlicher Proteinquellen ist in der EU höher und liegt für Raps bei 79 % und für Sonnenblumen bei 42 % (Europäische Kommission, 2018).

Trotz der 2013 beschlossenen Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) und der damit verbundenen Möglichkeit zur Förderung des EU-Leguminosenanbaus durch die Mitgliedsstaaten ist der Anteil der landwirtschaftliche Nutzfläche in der EU im Jahr 2018 mit ca. 1 % für den Sojaanbau und ca. 2 % für den Anbau weiterer Leguminosen weiterhin sehr niedrig. Im Gegensatz dazu werden 53 % der Fläche für den Anbau von Getreide und 44 % für den Anbau anderer Kulturpflanzen (inklusive Brachland) genutzt (Kruppa, 2020; Detzel et al., 2020).

In der EU ist ein Rückgang des Rindfleischkonsums zu erkennen. Zugleich stabilisiert sich der Schweinefleischkonsum und der Konsum von Geflügelfleisch nimmt zu (Varela-Ortega et al. 2016). Ein landwirtschaftlicher Ausblick der Europäischen Kommission (2015) prognostiziert ein Fortschreiten dieser Trends. Parallel entwickelt sich ein Markt für pflanzenbasierte Fleisch- und Molkereiersatzprodukte. Dieser hatte in den Jahren 2013–2017 ein durchschnittliches Wachstum von 14 % (Europäische Kommission, 2018).

Wenn man berücksichtigt, dass der globale Proteinbedarf bis 2050 bis zu 50% ansteigen kann und Proteinunterernährung bis heute in manchen Entwicklungsländern ein Problem darstellt, ist der bewusste Umgang und die effiziente Verwertung von Proteinen essenziell (vgl. Henchion et al., 2017). Auch im Hinblick auf die Proteinselbstversorgung in Europa, die sowohl hinsichtlich der europäischen Lebensmittelsicherung als auch im Sinne des Umweltschutzes (Stichwort: Regionalität) erstrebenswert ist, spielt die effiziente Verwertung von Proteinen eine wichtige Rolle. Die Verwertungsraten von Futter und Protein bei Nutztieren kann zudem auch in der Ökobilanz einen relevanten Einflussfaktor darstellen. So führt eine bessere Futterverwertung von Nutztieren bei gleicher Futterzusammensetzung direkt zu einer Verminderung der potenziellen Umweltlasten in der Ökobilanz.

Die Effizienz, mit der Zuchttiere Tierfutter zu Fleisch oder anderen tierischen Produkten umwandeln, unterscheidet sich nach Tierart und Produktionsmethode (Fry et al., 2018). Diese Effizienz lässt sich hinsichtlich der Proteinverwertung mit Hilfe der sogenannten Proteinretentionsrate einordnen. Sie bildet das Verhältnis zwischen dem Protein im Tierfutter und dem Protein im produzierten Nahrungsmittel ab. Abbildung 3 gibt eine Übersicht der Proteinretentionsrate verschiedener tierischer Lebensmittel hinsichtlich des essbaren Produktes.

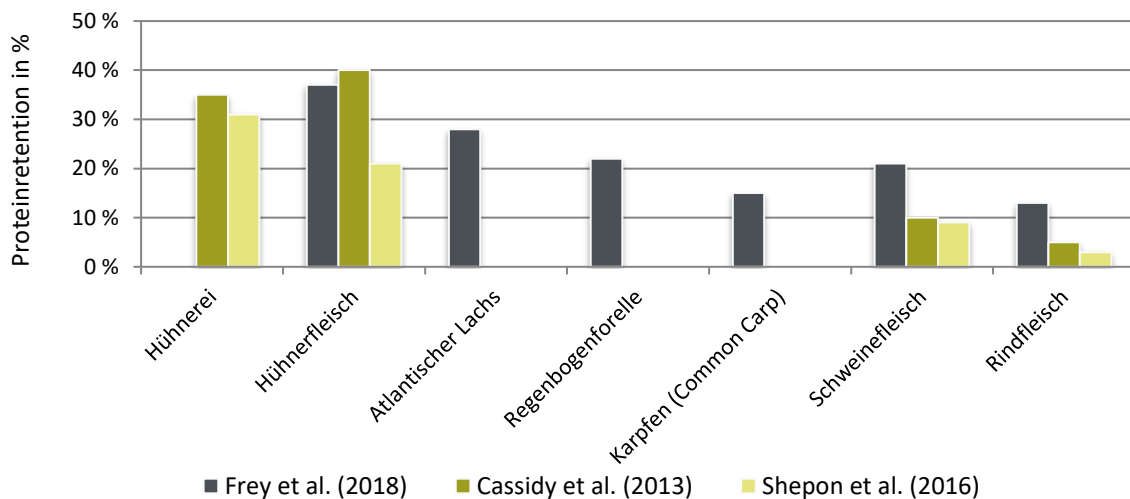


Abbildung 3: Proteinretention verschiedener tierischer Lebensmittel in Prozent

Quelle: Eigene Darstellung nach Werten von Fry et al. (2018), Shepon et al. (2016), Cassidy et al. (2013)

Die höchsten Proteinretentionsraten zeigen Hühnerei, Hühnerfleisch und atlantischer Lachs. Die geringste Proteinretentionsrate weist das Rindfleisch auf. Trotz der effizienteren Futterverwertung bei den Zuchtfischen, also einem geringeren Futtereinsatz für die gleiche Gewichtszunahme, sind die Proteinretentionsraten mit denen terrestrischer Tierprodukte vergleichbar (Fry et al., 2018).

2. Ökobilanz

Vorgehen

Die ökobilanzielle Betrachtung wurde als Cradle-to-Gate Bilanz durchgeführt (vgl. Systemgrenze in Abbildung 4): Den Anfang der Betrachtung bildet dabei die Produktion der Futterbestandteile (Landwirtschaft, Fischfang). Nach der Verarbeitung der Futtermittelbestandteile, der Herstellung des Futters, der Fischzucht und der Fischverarbeitung endet der Herstellungsprozess der essbaren Produkte bzw. Fischfilets.

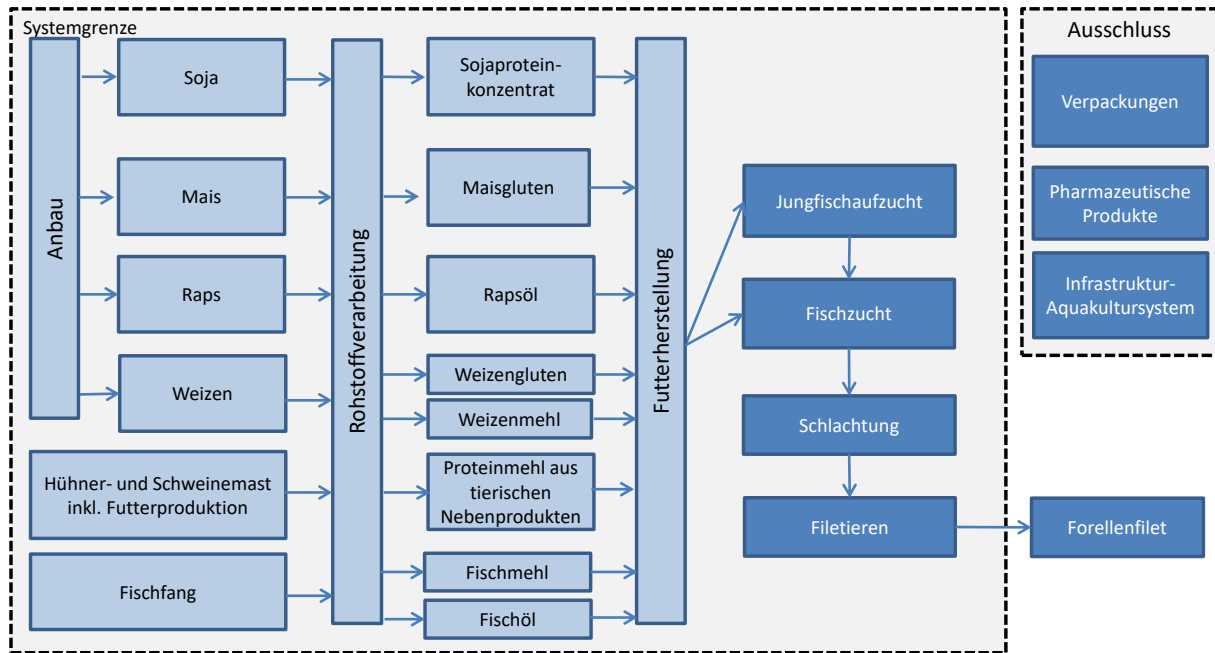


Abbildung 4: Fließbild: Systemgrenzen des untersuchten Forellensystems (Cradle-to-Gate)

Quelle: Eigene Darstellung

Verpackungen und Transporte außerhalb des Produktionsprozesses (z.B. zum Einzelhandel) sind in dieser Analyse nicht berücksichtigt. Auch die Infrastruktur der Aquakultursysteme, der Fischerboote sowie die eingesetzten pharmazeutischen Produkte sind aus der ökobilanziellen Berechnung in allen Szenarien ausgeschlossen.

Als funktionelle Einheit wurden 100 g Produkt (Fischfilet – frisch) festgelegt. Zudem werden ausgewählte Ergebnisse mit Bezug auf 30 g Proteingehalt dargestellt.

Untersucht wurde die intensive Lachszucht in Netzgehegen (Norwegen) sowie die in Europa gängige Methode der intensiven Forellenzucht in Durchflussanlagen. Dem wurde eine kursorische Darstellung einer semi-intensiven Karpfenzucht in Teichanlagen gegenübergestellt, die eine im Vergleich zu den anderen Zuchtssystemen deutlich extensivere Zuchtform darstellt. Folgende Szenarien wurden untersucht:

- **Lachs Basis (Diesel)**

Basisszenario mit durchschnittlicher Futtermittelverwertung; Salmlingproduktion in Kreislaufanlagen; Energiebereitstellung auf der Lachsfarm: Dieselgeneratoren.

Repräsentiert näherungsweise die Randbedingungen einer typischen großindustriellen norwegischen Aquakultur.

- **Lachs Basis (Elektrifiziert)**

Repräsentiert näherungsweise die Randbedingungen einer modernen großindustriellen norwegischen Aquakultur mit direktem Netzstromanschluss vom Festland.

- **Lachs Effizienz**

Effizienzzenario mit optimierter Futtermittelverwertung; Salmlingproduktion in Durchfluss- und Kreislaufanlagen (50/50); geringer Energieaufwand im Zuchtbetrieb

Repräsentiert näherungsweise eine optimierte/hocheffiziente großindustrielle norwegische Aquakultur

- **Forelle Basis**

Repräsentiert eine mittelständische, konventionelle Forellenzucht in Deutschland bei verhältnismäßig geringer Besatzdichte

- **Forelle Effizienz**
Repräsentiert eine mittelständische, konventionelle Forellenzucht in Deutschland bei verhältnismäßig geringer Besatzdichte; Stromversorgung durch betriebsinterne Wasserkraftanlage
- **Karpfen**
Semi-intensive Karpfenzucht; Ernährung überwiegend auf Basis von Naturnahrung und geringe Zufütterung von Weizenschrot

Repräsentiert eine semi-intensive Karpfenzucht in Deutschland mit geringem Ressourcenaufwand.

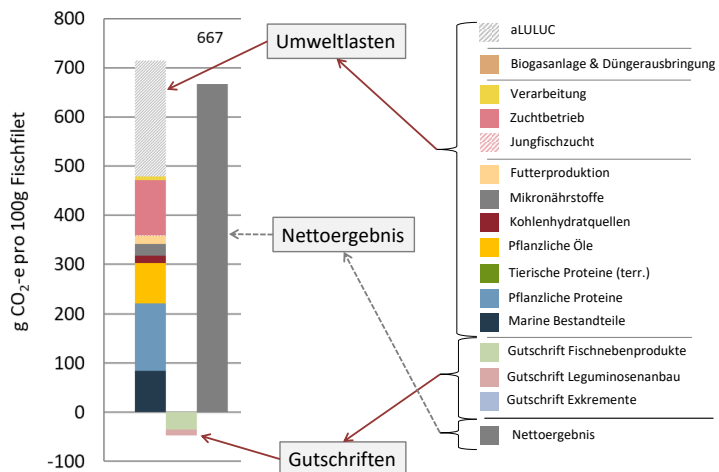
Vergleichende Ergebnisse der Fischarten und Aquakultursysteme

Abbildung 6 und 7 zeigen die Vergleichsergebnisse sowie die Beiträge einzelner Lebenswegabschnitte bzw. spezifischer Treiber der Wirkungskategorien Klimawandel und aquatische Eutrophierung in Sektoralgrafiken (vgl. Abb. 5). Die Sektoralgrafiken beziehen sich auf die funktionelle Einheit, die als 100 g Fischfilet definiert ist. Für jedes Szenario werden drei Balken im Diagramm abgebildet. Der linke Balken der Szenarien stellt die anteiligen Umweltwirkungen der Produktionsschritte im positiven Bereich der Ordinate dar (Umweltlasten). Der mittlere Balken stellt die Gutschriften der untersuchten Systeme dar. Diese werden im negativen Bereich der Ordinate dargestellt. Der rechte Balken stellt das Nettoergebnis der Szenarien dar, welches sich aus der Differenz der Umweltlasten (linker Balken) und der Gutschrift (mittlerer Balken), errechnet.

Abbildung 5: Erklärung der Sektoralgrafiken am Beispiel der Wirkungskategorie Klimawandel

Quelle: Eigene Darstellung

Zur Erklärung der Legende gibt Tabelle 1 eine Übersicht über die Futtermittelkategorien und deren Bestandteile. Die Futtermittelzusammensetzungen der betrachteten Zuchtfische sind allerdings nicht identisch, sodass nicht alle Futtermittel der unterschiedlichen Kategorien in jedem Fischfutter enthalten sind.



Futtermittelkategorie	Bestandteile
Marine Bestandteile	Fischmehl Fischöl
Pflanzliche Proteine	Sojaproteinkonzentrat Sojamehl Weizengluten Maisgluten Ackerbohnen Sonnenblumenkernmehl Erbsenprotein Sonnenblumenkernprotein
Pflanzliche Öle	Rapsöl Leinöl
Kohlenhydrate	Weizen Weizenschrot Erbsenstärke
Tierische Proteine (terr.)	Proteinmehl (Huhn und Schwein)
Mikronährstoffe	Generische Mikronährstoffzusammensetzung

Tabelle 1: Übersicht der dargestellten Futtermittelkategorien sowie deren Bestandteile

Quelle: Eigene Darstellung

Der in der Legende grau schraffierte „aLULUC“ stellt die attributive Landnutzung und Landnutzungsänderung dar. Durch den Anbau der Futtermittelbestandteile kommt es zu attributiven Landnutzungen (aLU) und attributiven Landnutzungsänderungen (aLUC). Zusammengenommen werden diese als aLULUC abgekürzt. Diese führen zu Treibhausgasemissionen, die nach der von Fehrenbach et al. (2020) entwickelten Methode berechnet wurden. Die Methode ermöglicht die Zuweisung von flächenbezogenen CO₂-Äquivalenten auf den Anbau von Kulturpflanzen. Die durch die Landnutzung und die Landnutzungsänderung veränderten Kohlenstoffinventare im Boden werden durch die Emissionsfaktoren abgebildet. Je nach Anbau land unterscheiden sich diese Faktoren, da z.B. die Landnutzungsänderung in verschiedenen Ländern variiert. Zudem wird unterschieden, ob eine Kultur ein- oder mehrjährig ist, da mehrjährige Kulturen neue Kohlenstoffvorräte bilden (Fehrenbach et al., 2020). Zur Berechnung der aLULUC-Lasten (CO₂-e) wurde für jede Kulturpflanze das Hauptanbauland ermittelt. Anhand dieser Grundlage wurden mithilfe der länderspezifischen aLULUC-Faktoren die aLULUC-Lasten berechnet.

Die Berechnung der potenziellen Umweltwirkungen erfolgte mit der unter ifeu (2022) dokumentierten Methode zur Wirkungsabschätzung. Die Umweltprofile der tierischen und pflanzlichen Vergleichsprodukte wurden im Rahmen des EU Projektes PROTEIN2FOOD ermittelt (Detzel et al. 2018).

Beobachtungen bzgl. den Ergebnissen der Wirkungskategorie Klimawandel (s. Abb. 6):

- Die Herstellung der Futtermittelbestandteile sowie die durch den Anbau pflanzlicher Rohstoffe verursachte Landnutzung und Landnutzungsänderung liefern die höchsten Beiträge zum CO₂-Fußabdruck der Fischproduktion in Aquakulturen.
- In der Lachszeit führte insbesondere der hohe Einsatz von Soja (aus Brasilien) zu hohen aLULUC-Emissionen. Zudem stellte sich in den Basisszenarien der hohe Dieserverbrauch im Zuchtbetrieb als wesentlicher Einflussfaktor heraus. Eine Elektrifizierung der Lachsfarmen kann die Emissionen im Zuchtbetrieb deutlich vermindern. Der minimale Ressourceneinsatz im Zuchtbetrieb des Lachs-Effizienzzenarios führt zu deutlich geringeren Umweltwirkungen.
- Die Forellenzucht führt durch die Zusammensetzung des betrachteten Fischfutters (geringerer Sojaanteil; dafür Einsatz von Proteinmehlen terrestrischer Tiere) zu geringeren Umweltlasten als die Lachszucht.
- Die Zusammensetzung des Futters stellt einen ausschlaggebenden Faktor in der intensiven Fischzucht heraus. So führt das bilanzierte Lachsfutter u.a. durch einen hohen Futteranteil von hochverarbeitetem Sojaproteinkonzentrat zu höheren Treibhausgasemissionen pro kg Futter als das bilanzierte Forellenfutter, dessen ökologische Vorteile u.a. durch die Verwendung von Tiermehl aus Reststoffen der Schweine- und Hühnerfleischproduktion entstehen.
- Der kursorisch betrachtete Karpfen aus semi-intensiver Zucht ernährt sich primär von Naturnahrung aus dem See und schneidet durch den insgesamt sehr geringen Ressourceneinsatz vergleichsweise gut ab.

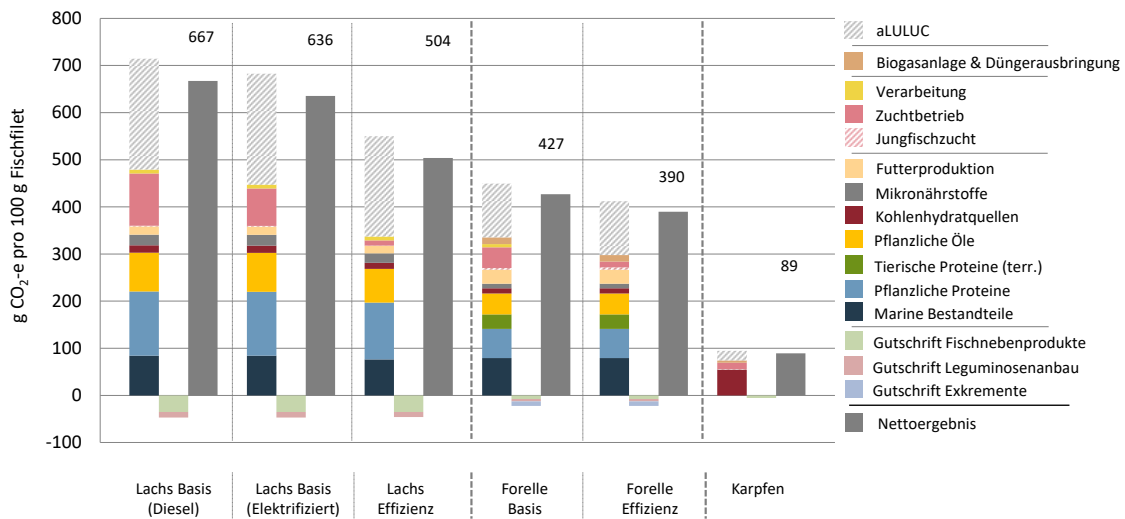


Abbildung 6: Potenzielle Umweltwirkungen der untersuchten Aquakulturszenarien in der Wirkungskategorie Klimawandel

Quelle: Eigene Darstellung nach eigener Berechnung

Beobachtungen bzgl. den Ergebnissen der Wirkungskategorie Aquatische Eutrophierung (s. Abb. 7):

- Die aquatische Eutrophierung wurde in der Lachs- und Forellenzucht primär durch den Nährstoffeintrag im Zuchtbetrieb bzw. die ausgeschiedenen Exkremete und nicht gefressene Futterbestandteile verursacht.
- Die Forellenzucht führte durch das Abschöpfen von Exkrementen und dessen Ausbringung als Dünger zu geringerer aquatischer Eutrophierung.
- Die Zucht der Karpfen führt lediglich durch den Futteranbau zu aquatischer Eutrophierung. Beim Zuchtbetrieb kommt es zu keinem zusätzlichen Nährstoffeintrag in die Gewässer (vgl. Knösche et al., 2000).

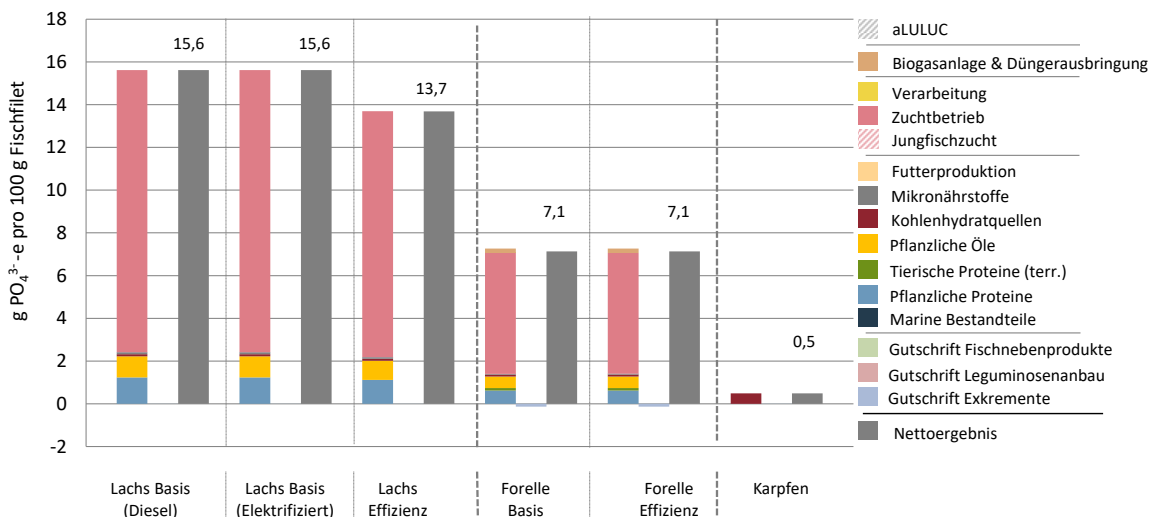


Abbildung 7: Potenzielle Umweltwirkungen der untersuchten Aquakulturszenarien in der Wirkungskategorie aquatische Eutrophierung

Quelle: Eigene Darstellung nach eigener Berechnung

Abbildung 8 zeigt eine Übersicht prozentualer Verhältnisse der Nettoergebnisse der bilanzierten Aquakulturszenarien.

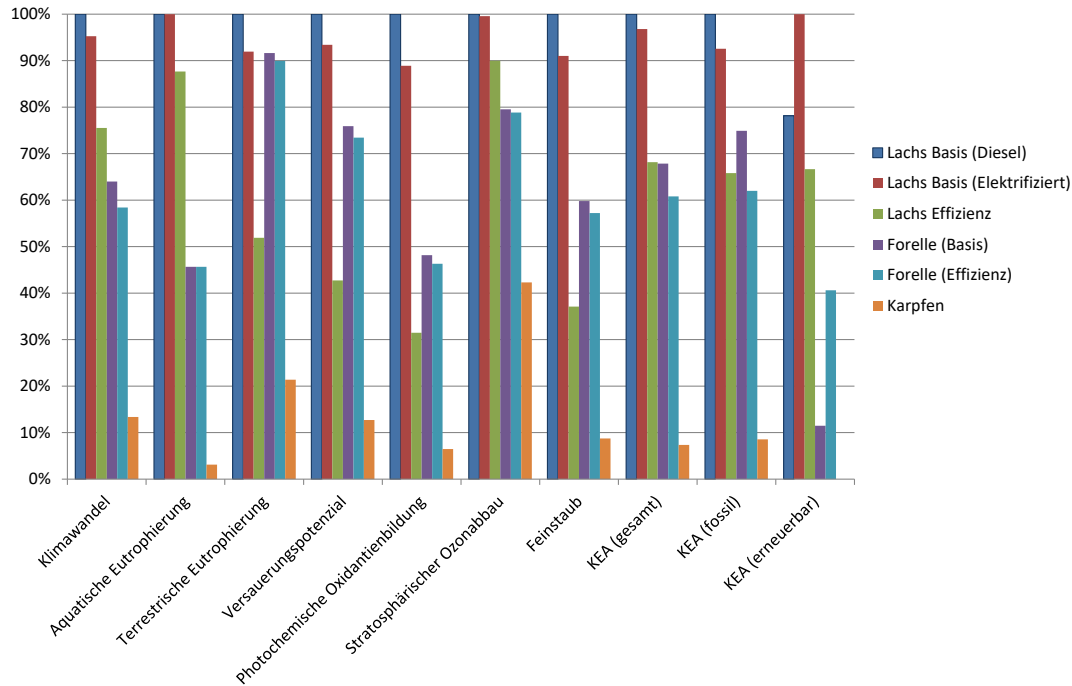


Abbildung 8: Übersicht der Ökobilanzergebnisse (prozentual – netto) der Aquakulturprodukte

Quelle: Eigene Darstellung

Beobachtungen bzgl. der gesamtökologischen Betrachtung (s. Abb. 8):

- Die intensive Lachszucht führte in den Basisszenarien durchgängig zu den höchsten Umweltlasten im Ergebnisvergleich.
- Hauptverursacher der Treibhausgasemissionen war in allen Szenarien die Futtermittelherstellung.
- In den Lachs-Basisszenarien führte neben der Futtermittelproduktion auch die mit dem Zuchtprozess verbundene Schifffahrt zu erheblichen Emissionen. Da die Schiffe neben der Versorgung der Fischfarmen auch für Behandlungen der Fische gegen Parasiten (Lachslaus) eingesetzt werden, spiegeln die hohen Schifffahrtsemissionen u.a. indirekt die Problematik der Parasiten wieder.
- Die Forellenzucht führte überwiegend zu geringeren Emissionen als die Lachszucht. Eine andere Futtermittelzusammensetzung, eine bessere Futtermittelverwertung sowie die im Szenario Forelle Effizienz nachhaltige Energiebereitstellung des Zuchtbetriebes durch ein Wasserkraftwerk sind die ausschlaggebenden Faktoren für diese Ergebnisse.
- Die cursorisch gegenübergestellte Karpfenzucht führte in allen Kategorien zu den geringsten Umweltlasten, da sich die Fische in der betrachteten Zucht überwiegend von Naturnahrung ernähren und nur geringe Mengen an Weizenschrot zugefüttert werden. Zudem zeichnet sich die Zucht durch einen insgesamt geringen Ressourceneinsatz aus.
- Die in der Abbildung nicht aufgezeigte aquatische Flächennutzung ist bei der Karpfenzucht um ein Vielfaches höher. Sie weist etwa $10\text{m}^2/\text{kg}$ Fisch auf (ohne Berücksichtigung der Jungfischzucht), während für die intensive Lachs- und Forellenzucht lediglich $0,13\text{--}0,35\text{ m}^2/\text{kg}$ Fisch genutzt werden. Die aquatische Flächenverfügbarkeit stellt damit einen limitierenden Faktor für den Ausbau extensiver und semi-intensiver Fischzuchten dar.

Vergleich der Aquakultur-Fischprodukte zu konventionellen Tierprodukten sowie Soja

Für den Vergleich wurden auf der einen Seite die drei wichtigsten Fleischlieferanten Hähnchen, Schwein und Rind einbezogen sowie auf der anderen Seite Hühnerei als weitere wichtige tierische Proteinquelle und Soja als derzeit wichtigste pflanzliche Proteinquelle für die Herstellung von vegetarischen Fleischersatzprodukten (im vorliegenden Fall: Sojaburger auf Basis von Tofu und Okara) herangezogen. Bei den Fleischprodukten wurden verschiedene Verarbeitungsstufen bilanziert: Hähnchenbrust als Frischfleisch, Leberwurst aus Schweineschlachtprodukten und ein Rindfleischburger. Bei den ersten beiden sind in den folgenden Abbildungen Doppelbalken dargestellt. Sie repräsentieren jeweils ein Szenario mit konventioneller Intensivtierhaltung versus ebenfalls konventioneller, aber weniger auf Hochleistungsertrag ausgerichteter Tierhaltung.

Der Vergleich wird hier auf die Indikatoren Klimawandel und Aquatische Eutrophierung beschränkt.

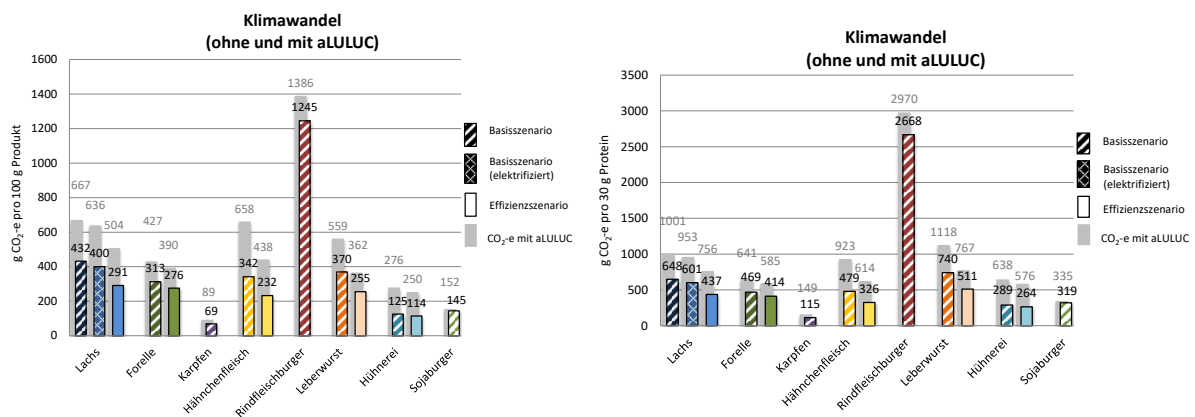


Abbildung 9-10: Massen- und Proteinbezogener Vergleich der Aquakultursysteme mit tierischen und pflanzlichen Produkten in der Wirkungskategorie Klimawandel (ohne und mit aLULUC)

Quelle: Eigene Darstellung

Beobachtungen bzgl. des Vergleichs in der Wirkungskategorie Klimawandel:

- Für Lachs und Forelle ermitteln sich je nach Szenario Treibhausgasemissionen die im Bereich der Bandbreite von Hähnchenfleisch und Leberwurst, jedoch deutlich niedriger als beim Rindfleischburger liegen.
- Der extensiv gehaltene Karpfen hat im Vergleich zu allen anderen betrachteten Produkten die geringsten Klimawirkungen, gefolgt von Hühnerei und Sojaburger, die in etwa vergleichbare CO₂-Fußabdrücke aufweisen. Berücksichtigt man beim Hühnerei die Klimagas-Emissionen aus Landnutzungsänderung verschlechtert sich die Bilanz für Hühnerei jedoch deutlich.

Zum Thema Landnutzungsänderung:

Der aLULUC hatte insbesondere auf die Produkte Lachs, Hähnchenfleisch, Leberwurst und Hühnerei durch hohe Sojaanteile brasilianischer Herkunft im Futter einen großen Einfluss auf die emittierten Treibhausgase.

Zum Thema Soja:

Die von der Herstellung des Soja-Burgers verursachten Treibhausgasemissionen sind niedriger als die der Lachs- und Forellenproduktion sowie der Produktion von Hähnchenfleisch, Rindfleischburger und Leberwurst. Der aLULUC wirkt sich vor allem bei dem im Tierfutter eingesetzten Soja aus, da dieses aus Übersee stammt und i.d.R. Klimagasemissionen in Verbindung mit Regenwaldabholzung bzw. sonstigen Landnutzungsänderungen verursacht. Beim Soja-Burger wird hier betrachtete Modell angenommen, dass das Soja in Europa zu großen Teilen aus Europa stammt und auf schon zuvor agrarischen genutzten Flächen angebaut wird. Die Treibhausgasemissionen der Soja-Burger-Herstellung stammen daher zu über 80% aus der Verarbeitung und nur zu etwa 15% aus der landwirtschaftlichen Produktion der Sojabohnen.

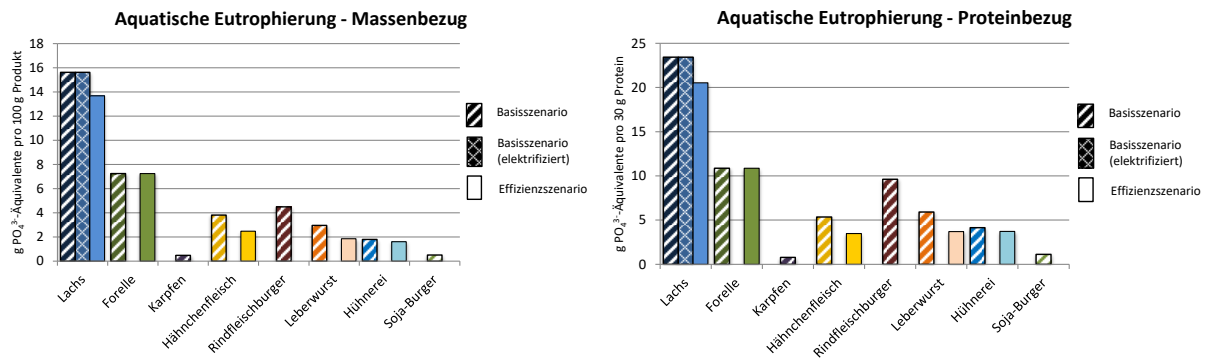


Abbildung 11-12: Massen- und Proteinbezogener Vergleich der Aquakultursysteme mit tierischen Produkten in der Wirkungskategorie aquatische Eutrophierung

Quelle: Eigene Darstellung

- Die aquatische Eutrophierung fiel bei der intensiven Fischzucht am höchsten aus. Der Rindfleischburger führte zu den höchsten Werten der aquatischen Eutrophierung terrestrischer Tierprodukte.
- Der Soja-Burger verursacht abgesehen vom Karpfen eine niedrigere potenzielle aquatische Eutrophierung als die betrachteten tierischen Produkte.
- Die nicht in den Grafiken aufgeführte terrestrische Flächennutzung war beim Rindfleischburger durch den hohen Futtereinsatz am höchsten.

3. Fazit und Ausblick

Die umweltbezogenen Unterschiede zwischen den betrachteten Aquakultursystemen sind zu großen Teilen auf die Ernährung der Fische und in zweiter Linie auf den Energieeinsatz bzw. die verwendete Energiequelle im Farmbetrieb zurückzuführen. Dies ist auch der Grund, warum die extensive im Wesentlichen auf natürlichen Nahrungsquellen beruhende Karpfenzucht ökologisch am vorteilhaftesten ist, auch gegenüber der Forellenzucht. Demgegenüber hat die industrialisierte Intensivlachszeit, die am Beispiel der gängigen norwegischen Lachszeit betrachtet wurde, den höchsten Klimafußabdruck und auch insgesamt das nachteiligste Umweltprofil der drei betrachteten Fischarten.

Es bieten sich jedoch eine Reihe von Optimierungspotenzialen mit einem positiven Effekt auf die Umweltwirkungen intensiver Aquakulturen. Im Einzelnen betrifft dies:

- Optimierung der Futterzusammensetzung und -bereitstellung durch
 - Reduktion von oder Verzicht auf Futtermittel, deren Erzeugung potentiell mit starken negativen Landnutzungsänderungen einhergeht, wie z.B. Soja aus Südamerika oder den USA
 - Die Verwendung pflanzlicher Futtermittel, die aus dem zuvor genannten Grund aber auch zur Förderung regionaler Lieferketten möglichst aus Europa bezogen werden
 - Verwertung von Reststoffen bzw. Nebenprodukten aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung bzw. der nachgeschalteten Verarbeitungsstufen
- Optimierung des Energieeinsatzes im Zuchtbetrieb (z.B. Elektrifizierung von Lachsfarmen)
- Optimierung der Fischgesundheit durch erweiterte Prävention und Krankheitsbekämpfung. Dies verbessert zudem indirekt auch die Futtermittelnutzung und senkt den Energieeinsatz sowie die negativen Auswirkungen auf außenstehende Ökosysteme

- Landgestützte Zuchtssysteme (mögliche positive Auswirkungen auf aquatische Eutrophierung durch geschlossene Wasserkreisläufe, verminderter Krankheitsdruck durch bessere Kontrolle des Parasiteneintrags, keine Hybridisierung durch Paarung entkommener Zuchtfische mit Wildfischen)
- Einsatz erneuerbarer Energien, z.B. durch auf den Vorort-Verbrauch ausgelegte In-Situ Anlagen sowie einer möglichen energetischen Nutzung der anfallenden Bioabfälle

In der hier bilanzierten semi-intensiven Karpfenzucht sind einige der dargelegten Optimierungsansätze bereits implizit erfüllt. So wirkt sich die Karpfenzucht nicht auf marine Ökosysteme aus und führt durch die Aufnahme von Naturnahrung und dem ausschließlichen Anbau ergänzender Futtermittel in Europa zu besseren Ergebnissen in der Ökobilanz. Extensive und semi-intensive Karpfenzuchten können z.B. durch Ökosystemdienstleistungen sogar einen positiven ökologischen Beitrag leisten.

Aus ökologischer Perspektive gilt es daher, den Konsum von Karpfen (aus extensiver oder semi-intensiver Zucht) zu fördern. Allerdings ist die Ausweitung der Fischproduktion in solchen Systemen nur eingeschränkt möglich, da passende Gewässer nur begrenzt zur Verfügung stehen, eine Ausweitung nicht ohne weiteres möglich ist und insgesamt der Fischertrag pro Gewässervolumeneinheit im Vergleich zu den Intensivverfahren relativ gering ist.

Bezüglich einer (global) sich anbahnenden Ausweitung der intensiven Fischzucht besteht der dringende Bedarf, deren ökologische Folgewirkungen stetig weiter zu reduzieren. Insbesondere das Futter, aber auch eine Vielzahl weiterer Faktoren wie der verbesserte Schutz vor Krankheiten der Fische und der verstärkte Einsatz erneuerbarer Energien in allen Produktionsschritten haben das Potenzial, mit der Fischproduktion verbundene Umweltwirkungen zu reduzieren.

Wie stellt sich nun die Fischzucht ökologisch im Vergleich zu terrestrischen Tierprodukten dar? Hinsichtlich der in der vorliegenden Studie betrachteten Wirkungskategorien Klimawandel und aquatische Eutrophierung zeigt sich der Karpfen auch im Vergleich zu einem Fleischersatzprodukt aus Soja noch als leicht vorteilhaft. Und zusammen mit dem Hühnerei – sofern dies aus einer Legehennenhaltung stammt, in der die Fütterung mit EU heimischen Proteinquellen erfolgt – sind diese drei Produkte im Gesamtvergleich diejenigen mit den geringsten Umweltwirkungen.

Bei den Fisch- und Fleischprodukten aus der Intensivbewirtschaftung zeigen die Klimafußabdrücke überlappende Bandbreiten, so dass sich hier keine klaren in die ein oder andere Richtung weisende Gesamtunterschiede feststellen lassen. Lediglich das Rindfleischprodukt hat deutlich höhere Klimawirkungspotenziale. Dies liegt unter anderem an der vergleichsweise geringen Proteinretention (siehe Erläuterung im Text weiter vorne) sowie an den für Wiederkäuer typischen Methanemissionen. Hier sollte aber auch beachtet werden, dass die Haltungsform der Rinder einen wesentlichen Einfluss auf die Art der konsumierten Proteine der Rinder hat. So entfällt bei Weiderindern ein größerer Anteil an Protein- und Kraftfutter aus Anbaubiomasse, da die Nährstoffe aus den Weidepflanzen kommen, die ja vom Menschen nicht verdaut werden können und damit auch wenig „Eiweißkonkurrenz“ mit menschlicher Nahrung besteht.

Abschließend lässt sich sagen, dass die Zusammensetzung der vom Menschen konsumierten, proteinreichen Nahrungsmittel einen wesentlichen Einfluss auf die Umwelt haben kann. So führt der direkte menschliche Konsum pflanzlicher Lebensmittel i.d.R. zu einer höheren Effizienz des Protein- und Kalorientransfers (Foley et al., 2011; Gephart et al., 2016). Daher kann eine Veränderung der Ernährungsform hin zu geringerem Konsum von Fleisch und Fisch aus der großindustriellen Tierhaltung in Verbindung mit einer Steigerung des landwirtschaftlichen Anbaus von Eiweißpflanzen für den menschlichen Direktkonsum einen wichtigen Beitrag zur Verringerung der ernährungsbedingten Umweltwirkungen zu verringern und zur Verbesserung die EU-interne Protein-Selbstversorgung leisten.

Danksagung

An dieser Stelle möchten wir uns herzlich bei Herrn Prof. Dr. Jürgen Braun der Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen für die Betreuung der Masterarbeit und die wertvolle Unterstützung bedanken. Ebenfalls geht unser Dank an Herrn Henrik Rameil. Herr Rameil stellte uns Daten für den Betrieb der Forellenzucht zur Verfügung und ermöglichte uns zudem einen guten Einblick in die Praxis.

Literaturverzeichnis

Bhari B., Visvanathan C. (2018). Socio-Economic and Environmental Assessment. In *Sustainable Aquaculture*. Springer International Publishing AG.

Cassidy, Emily S, Paul C West, James S Gerber, und Jonathan A Foley (2013). „Redefining Agricultural Yields: From Tonnes to People Nourished per Hectare“. *Environmental Research Letters* 8, Nr. 3. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/3/034015>.

Detzel A., Krüger M., Busch M., Drescher A., Wriessnegger C.L., Köppen S. (2018). Deliverable 5.3 – Part I Report on the Life Cycle Assessment Results. PROTEIN2FOOD project report.

Detzel A., Krüger M., Busch M., Varela C., Blanco I., Manners R., Blas A. (2020). Deliverable 4.3 Part II Report on socio-economic assessment of new protein food production: The larger context. PROTEIN2FOOD project report.

Detzel A., Krüger M., Busch M., Blanco I., Varela C., Manners R, Bez J., und Zannini E. (2021). „Life Cycle Assessment of Animal-based Foods and Plant-based Protein-rich Alternatives: An Environmental Perspective“. *J Sci Food Agric*. <https://doi.org/10.1002/jsfa.11417>

EUMOFA. (2019). *Der EU-Fishmarkt: Ausgabe 2019*. European Commission. Directorate General for Maritime Affairs and Fisheries. <https://data.europa.eu/doi/10.2771/330684>

EUMOFA. (2020a). *Versorgungsbilanz*. <https://www.eumofa.eu/de/supply-balance>

EUMOFA. (2020b). *DER EU-FISCHMARKT - Ausgabe 2020*. Europäische Kommission.

Europäische Kommission. (2018). *Bericht der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament über die Entwicklung von Pflanzenproteinen in der Europäischen Union*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:52018DC0757&from=EN>

Europäische Kommission. (2020). *EU balance sheets, production and yield by EU country (EU-27)*. https://ec.europa.eu/info/food-farming-fisheries/farming/facts-and-figures/markets/outlook/short-term_de

European Commission. (2015). *EU Agricultural Outlook 2015-2025*. file:///C:/Users/Simon%20Frueh/MA/Proteinversorgung/agricultural-outlook-executive-summary_en.pdf

European Commission. Directorate General for Maritime Affairs and Fisheries. (2019). *EU aquaculture: An economic analysis*. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2771/753851>

European Environment Agency. (2018). *Food consumption – animal based protein*. <https://www.eea.europa.eu/airs/2018/resource-efficiency-and-low-carbon-economy/food-consumption-animal-based>

FAO. (2017). *Fishery and aquaculture statistics*. http://www.fao.org/fishery/static/Year-book/YB2017_USBcard/booklet/CA5495T_web.pdf

FAO. (2018). *The state of world fisheries and aquaculture Meeting the sustainable development goals*.

FAO. (2020). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in action*. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>

FAOSTAT. (2020). *Food Supply—Livestock and Fish Primary Equivalent*. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/CL>

Fehrenbach H., Keller H., Abdalla N., Rettenmaier N. (2020). *Attributive Landnutzung (aLU) und attributive Landnutzungsänderung (aLUC)—Eine neue Methode zur Berücksichtigung von Landnutzung und Landnutzungsänderung in Ökobilanzen, Version 2.1 des ifeu paper 03/2018*. ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg, Heidelberg. <https://www.ifeu.de/ifeu-papers>

Foley J. A., Ramankutty N., Brauman K. A., Cassidy E. S., Gerber J. S., Johnston M., Mueller N. D., O’Connell C., Ray D. K., West P. C., Balzer C., Bennett E. M., Carpenter S. R., Hill J., Monfreda C., Polasky S., Rockström J., Sheehan J., Siebert S., ... Zaks D. P. M. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478(7369), 337–342. <https://doi.org/10.1038/nature10452>

Fry J. P., Mailloux N. A., Love D. C., Milli M. C., Cao L. (2018). Feed conversion efficiency in aquaculture: Do we measure it correctly? *Environmental Research Letters*, 13(2), 024017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaa273>

Gephart J. A., Davis K. F., Emery K. A., Leach A. M., Galloway J. N., Pace M. L. (2016). The environmental cost of subsistence: Optimizing diets to minimize footprints. *Science of The Total Environment*, 553, 120–127. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.050>

Henchion M., Hayes M., Mullen A., Fenelon M., Tiwari B. (2017). Future Protein Supply and Demand: Strategies and Factors Influencing a Sustainable Equilibrium. *Foods*, 6(7), 53. <https://doi.org/10.3390/foods6070053>

ifeu (2022). Wirkungsabschätzung. URL: <https://www.ifeu.de/methoden/wirkungsabschaetzung/>

Karnai L., Szűcs I., Karnai L. (2018). *OUTLOOKS AND PERSPECTIVES OF THE COMMON CARP PRODUCTION*. <https://doi.org/10.22004/AG.ECON.293551>

Knösche R., Schreckenbach K., Pfeifer M., Weissenbach H. (2000). Balances of phosphorus and nitrogen in carp ponds. *Fisheries Management and Ecology*, 7, 15–22.

Kruppa B. (2020). *Donaussoja_resiliente-Eiweißversorgung_may27-2020_version_german.pdf*. Verein Donau Soja. https://www.sojafoerderring.de/wp-content/uploads/2020/06/Donaussoja_resiliente-Eiwei%C3%9Fversorgung_may27-2020_version_german.pdf

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(9), 2517. <https://doi.org/10.3390/su11092517>

Salin K. R., Arun V. V., Mohanakumaran N., Tidwell J. H. (2018). Sustainable Aquafeed. In *Sustainable Aquaculture*. Springer International Publishing AG.

Shepon A, G Eshel, E Noor und R Milo (2016). „Energy and Protein Feed-to-Food Conversion Efficiencies in the US and Potential Food Security Gains from Dietary Changes“. *Environmental Research Letters* 11, Nr. 10. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/10/105002>.

Varela-Ortega C., Manners R, Blanco I., Esteve P., Martínez M. (2016) Deliverable 4.1 Report on market trends of rich-protein foods at European and global levels. PROTEIN2FOOD project report.

Westhoek H., Lesschen J. P., Rood T., Wagner S., De Marco A., Murphy-Bokern D., Leip A., van Grinsven H., Sutton M. A., Oenema O. (2014). Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe’s meat and dairy intake. *Global Environmental Change*, 26, 196–205. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.02.004>