

Förderinitiative Aquakultur:
Wissenschaftliche Begleitung und
Nachhaltigkeitsbewertung von
Forschungs- und Entwicklungsvorhaben
im Rahmen der DBU-Förderinitiative
'Nachhaltige Aquakultur'

AZ 29198-34

Projektbeginn: 01.04.2011,
Laufzeit: ursprünglich 2 Jahre,
Nachbewilligung und kostenneutrale Laufzeitverlängerung bis
31.12.2014

Freiburg, 31.03.2015

Autorinnen und Autoren

Martin Möller
Florian Antony
Maurice Marquardt
Katja Moch
Dr. Jenny Teufel

Alle Öko-Institut e.V.

Geschäftsstelle Freiburg

Postfach 17 71
79017 Freiburg

Hausadresse

Merzhauser Straße 173
79100 Freiburg
Telefon +49 761 45295-0

Büro Berlin

Schicklerstraße 5-7
10179 Berlin
Telefon +49 30 405085-0

Büro Darmstadt

Rheinstraße 95
64295 Darmstadt
Telefon +49 6151 8191-0

info@oeko.de
www.oeko.de

| | | | |
|---|---|---|--|
| Projektkennblatt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt | |  | |
| Az | 29198-34 | Referat | Fördersumme 125.000 € |
| Antragstitel | Wissenschaftliche Begleitung und Nachhaltigkeitsbewertung von Forschungs- und Entwicklungsvorhaben im Rahmen der DBU-Förderinitiative „Nachhaltige Aquakultur“ | | |
| Stichworte | Aquakultur, Nachhaltigkeitsbewertung, Ökobilanz, Ökoeffizienz-Analyse, Begleitforschung | | |
| Laufzeit | Projektbeginn | Projektende | Projektphase(n) |
| 2 Jahre | 01.04.2011 | 31.03.2013 | 4 Arbeitspakete |
| Zwischenberichte | Frühjahr 2012 | | |
| Bewilligungsempfänger | Öko-Institut e.V. Postfach 17 71 79017 Freiburg Deutschland | Tel +49 (0) 761 – 4 52 95-56 Fax +49 (0) 761 – 4 52 95-88 | Projektleitung Martin Möller Bearbeiter Martin Möller; Maurice Marquardt; Dr. Jennifer Teufel |
| Kooperationspartner | - | | |
| <p>Zielsetzung und Anlaß des Vorhabens</p> <p>Angesichts stagnierender bzw. in Zukunft vermutlich sinkender Fischfangerträge der marinen Fischerei setzen eine Reihe von Regierungen, Institutionen (zum Beispiel die Weltbank oder der Internationale Währungsfond) und Forschungsgruppen sowie die Fischwirtschaft ihre Hoffnungen darauf, den steigenden Fischbedarf in Zukunft durch einen weiteren Ausbau der Aufzucht von Fischen in Aquakultursystemen zu decken.</p> <p>Vor diesem Hintergrund hat die Deutsche Bundesstiftung Umwelt im Jahr 2009 eine Förderinitiative „Nachhaltige Aquakultur“ ausgeschrieben, die zum Ziel hat, die Entwicklung innovativer Aquakultursysteme zu fördern, die einen Beitrag für mehr Nachhaltigkeit leisten.</p> <p>Das vorliegende Vorhabens unterzieht die im Rahmen der Förderinitiative Aquakultur geförderten Forschungs- und Entwicklungsvorhaben einer prozessbegleitenden Nachhaltigkeitsbewertung. Konkret soll jeweils für die einzelnen Vorhaben in einer lebenswegorientierten Perspektive analysiert und quantifiziert werden, ob, in welchen Umfang und ggf. unter welchen Bedingungen unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten relevante Optimierungspotenziale erschlossen werden können. An Schlüsselstellen mit mehreren möglichen Entwicklungsoptionen kann auf diese Weise sichergestellt werden, dass die zu Projektbeginn formulierten Ziele erreicht werden. Aufgrund dieser forschungsbegleitenden methodischen Vorgehensweise besitzt das vorliegende Vorhaben Pilotcharakter.</p> <p>Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden</p> <p>Die prozessbegleitende Nachhaltigkeitsbewertung der im Rahmen der Förderinitiative Aquakultur geförderten Forschungs- und Entwicklungsvorhaben soll mit Hilfe von bewährten methodischen Instrumenten wie Ökobilanzen und Ökoeffizienz-Analysen vorgenommen werden. Dabei müssen allerdings Anpassungen und Ergänzungen im Methodeninventar vorgenommen werden, um zusätzliche bewertungsrelevante Gesichtspunkte wie beispielsweise tiergesundheitliche oder tierschutzbezogene Aspekte angemessen berücksichtigen zu können. Letztlich sollen durch die integrierte Begleitforschung für die verschiedenen Entwicklungspfade der praxisbezogenen Forschungs- und Entwicklungsarbeiten zeitnah Bewertungen unter nachhaltigkeitsrelevanten Kriterien vorgenommen werden.</p> <p>Das Vorhaben gliedert sich in folgende vier Arbeitspakete:</p> <p>AP 1: Festlegung der Bilanzobjekte: Neue Technologien vs. Referenztechnologien</p> <p>Die neuen Technologien wie auch die betreffenden Referenztechnologien (herkömmliche Technologien oder alternative Neuentwicklungen) werden im Dialog mit den jeweiligen Forschungsnehmern der praxisbezogenen Arbeiten diskutiert und erarbeitet sowie mit der Deutschen Bundesstiftung Umwelt abge-</p> | | | |

stimmt. Darauf aufbauend werden die neuen Technologien und die geeigneten Referenztechnologien unter verschiedenen Nachhaltigkeitskriterien quantitativ erfasst und verglichen.

Im Einzelnen werden in diesem Arbeitspaket zur Beschreibung der neuen Technologien und geeigneter Referenztechnologien anhand der folgenden bilanztechnische Arbeitsschritte durchgeführt:

- Festlegung der Systemgrenzen
- Festlegung der Abschneidekriterien zur Vereinfachung der Betrachtung
- Festlegung der Allokationsregeln, zum Beispiel Umgang mit Neben- und Kuppelprodukten
- Festlegung des technologischen, geographischen und zeitlichen Erfassungsbereichs der Analyse
- Festlegung der funktionellen Einheit als Vergleichsbasis zwischen neuen Technologien und Referenztechnologien
- Festlegung der abzubildenden Nachhaltigkeitsaspekte: in Ökobilanzen und Ökoeffizienz-Analysen eingeführte Wirkungskategorien, Ergänzung um zusätzliche Kategorien

AP2: Datenerhebung und Modellierung der Sachbilanzen

Allgemeinen Daten werden aus Datenbanken oder Statistiken entnommen bzw. abgeleitet. Zur Erhebung der spezifischen Primärdaten wird folgendes Vorgehen angewandt:

- Analyse der Struktur des Lebenswegs und der relevanten Prozessketten auf Basis von Flow-Charts, die von den Forschungsnehmern zur Verfügung gestellt werden, sowie Ausarbeitung von Fragebögen zur Erhebung von Primärdaten; das Datenerfassungskonzept wird bei einem Treffen unter Beteiligung aller Forschungsnehmer vorgestellt und diskutiert werden.
- Erhebung von Primärdaten (z.B. Einsatz von thermischer und elektrischer Energie, Einsatz von Hilfsmitteln, Abfälle entlang der Produktion, etc.) mit Hilfe der vom Öko-Institut e.V. erstellten Fragebögen durch die beteiligten Forschungsnehmer.
- Auswertung, Zusammenfassung und Dokumentation der Daten.

AP3: Wirkungsabschätzung und Auswertung

Wichtige Schwerpunkte sind die Identifizierung der signifikanten Parameter und deren Beurteilung auf der Grundlage einer Vollständigkeits-, Sensitivitäts- und Konsistenzprüfung. Die Ergebnisse dieser Auswertung werden in Form von Schlussfolgerungen und Empfehlungen vorgelegt, wobei insbesondere auf die Tragfähigkeit der Aussagen in Abhängigkeit der methodischen Herangehensweise und der Datengrundlagen eingegangen wird. Im Rahmen dieses Abschnitts soll zusätzlich auch gezielt Expertenwissen z.B. zu Tierschutzaspekten und zu Futtermitteln einbezogen werden.

AP 4: Dokumentation und Kommunikation

Die Studienergebnisse werden in einem Zwischenbericht im Frühjahr 2012, der ausschließlich zur internen Orientierung der Forschungsnehmer dienen soll, und in einem Abschlußbericht dokumentiert. Der Abschlussbericht im Frühjahr 2013 ist für die interessierte (Fach-)Öffentlichkeit vorgesehen. Teil des Abschlussberichts ist eine ca. 20 Seiten umfassende Zusammenfassung, die so erstellt wird, dass sie auch als eigenständiges Dokument für die Kommunikation an Dritte verwendet werden kann. Zusätzlich wird eine wissenschaftliche Veröffentlichung erstellt.

Ergebnisse und Diskussion

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Das Vorhaben enthält ein eigenes Arbeitspaket zur Dokumentation und Kommunikation (AP 4).

Folgende interne Dokumente und Präsentationen sind vorgesehen:

- Vorstellung des Datenerfassungskonzepts bei einem Gesamtmeeting unter Beteiligung aller Forschungsnehmer,
- Zwischenbericht, der ausschließlich zur internen Orientierung der Forschungsnehmer dienen soll.

Der Abschlussbericht ist für die interessierte (Fach-)Öffentlichkeit vorgesehen. Teil des Abschlussberichts ist eine ca. 20 Seiten umfassende Zusammenfassung, die so erstellt wird, dass sie auch als eigenständiges Dokument für die Kommunikation an Dritte verwendet werden kann. Aufgrund des Pilotcharakters der Studie ist vorgesehen, zusätzlich eine wissenschaftliche Veröffentlichung zu erstellen.

Weitere Öffentlichkeitsarbeit wird mit der DBU abgestimmt.

Fazit

Inhaltsverzeichnis

| | |
|---|-----------|
| Abbildungsverzeichnis | 15 |
| Tabellenverzeichnis | 17 |
| Abkürzungsverzeichnis | 22 |
| Zusammenfassung | 24 |
| 1. Hintergrund und Anlass | 25 |
| 2. Zielsetzung | 26 |
| 3. Methodische Grundlagen | 27 |
| 3.1. Festlegung des Untersuchungsrahmens und der Bilanzobjekte | 28 |
| 3.1.1. Systemgrenzen | 28 |
| 3.1.2. Funktionalität und funktionelle Einheit | 30 |
| 3.1.3. Abschneidekriterien | 31 |
| 3.1.4. Allokationsregeln | 31 |
| 3.1.5. Anforderungen an die Datenqualität | 32 |
| 3.1.6. Identifizierung der relevanten Nachhaltigkeitsaspekte | 33 |
| 3.2. Datenerhebung und Modellierung der Sachbilanzen | 33 |
| 3.3. Wirkungsabschätzung und Auswertung | 35 |
| 3.3.1. Kumulierter Energieaufwand (KEA) | 36 |
| 3.3.2. Treibhausgaspotenzial (engl. „Global Warming Potential“, GWP) | 36 |
| 3.3.3. Versauerungspotenzial (engl. „Acidification Potential“, AP) | 36 |
| 3.3.4. Eutrophierungspotenzial (engl. „Eutrophication Potential“, EP) | 37 |
| 3.3.5. Photooxidantien-Bildungspotenzial (engl. „Photochemical Ozone Creation Potential“, POCP) | 37 |
| 4. Überblick zu den bewerteten F&E-Projekten | 38 |
| 5. Technologiebezogene Hintergrundinformationen | 40 |
| 5.1. Kreislauftechnologie | 40 |
| 5.2. Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung | 40 |
| 5.3. Nährstoffelimination | 41 |
| 6. F&E-Projekt I: Elektrochemische Verfahren in der Aquakultur | 42 |
| 6.1. Einführung | 42 |
| 6.2. Beschreibung des Forschungsprojektes | 42 |
| 6.3. Methodische Vorgehensweise | 43 |
| 6.4. Festlegung des Untersuchungsrahmens | 43 |

| | | |
|-------------|--|-----------|
| 6.4.1. | Definition der funktionellen Einheit | 43 |
| 6.4.2. | Festlegung der Systemgrenze | 43 |
| 6.4.3. | Datenerhebung und Anforderungen an die Datenqualität | 45 |
| 6.4.4. | Allokation und Gutschriften | 45 |
| 6.5. | Modellierung der Prozesswasseraufbereitung | 46 |
| 6.5.1. | Wasseraufbereitungskreislauf (für beide Verfahren) | 46 |
| 6.5.2. | Besonderheiten des elektrochemischen Wasseraufbereitungsverfahrens (EVA) | 49 |
| 6.5.3. | Besonderheiten der Wasseraufbereitung durch Ozonierung (Referenz) | 49 |
| 6.6. | Ergebnisse | 50 |
| 6.6.1. | Gesamtergebnis | 50 |
| 6.6.2. | Beitragsanalyse | 50 |
| 6.6.3. | Sensitivitätstest | 52 |
| 6.7. | Betrachtung ökonomischer Aspekte beim Einsatz der verglichenen Verfahren | 53 |
| 6.8. | Fazit und Ausblick | 54 |
| 7. | F&E-Projekt II: Ultraschall-UV-Desinfektionssystem für Kreislaufanlagen in der Aquakultur | 56 |
| 7.1. | Einführung | 56 |
| 7.2. | Beschreibung des Forschungsprojekts | 57 |
| 7.3. | Methodische Vorgehensweise | 57 |
| 7.4. | Festlegung des Untersuchungsrahmen | 58 |
| 7.4.1. | Definition der funktionellen Einheit | 58 |
| 7.4.2. | Festlegung der Systemgrenze | 58 |
| 7.4.3. | Datenerhebung und Anforderungen an die Datenqualität | 59 |
| 7.4.4. | Allokation und Gutschriften | 60 |
| 7.5. | Modellierung | 60 |
| 7.5.1. | Berechnung des Energiebedarfs der drei Behandlungsverfahren | 61 |
| 7.5.2. | Einbezug der Ergebnisse aus den Experimenten des F&E-Projektes | 62 |
| 7.5.3. | Im Zuge der ökobilanziellen Untersuchung berücksichtigte Energiebedarfe | 63 |
| 7.6. | Wirkungsabschätzung | 64 |
| 7.7. | Ergebnisdarstellung | 64 |
| 7.8. | Einschätzung zum potenziellen Zusatznutzen des US/UV-Systems | 65 |
| 7.8.1. | Qualitative Überlegungen zum möglichen Zusatznutzen | 65 |
| 7.8.2. | Semi-Quantitative Abschätzung | 67 |
| 7.9. | Fazit und Ausblick | 68 |

| | | |
|--------------|---|-----------|
| 8. | F&E-Projekt III: Entwicklung einer umwelt- und fischgesundheitsfreundlichen Technologie zur Verringerung der Stickstoff und Mikropartikelfracht in Aquakultur Kreislaufanlagen | 70 |
| 8.1. | Einführung | 70 |
| 8.2. | Beschreibung des Forschungsprojektes | 70 |
| 8.3. | Methodisches Vorgehen | 71 |
| 8.4. | Festlegung des Untersuchungsrahmens | 71 |
| 8.4.1. | Definition der funktionellen Einheit | 71 |
| 8.4.2. | Festlegung der Systemgrenze | 72 |
| 8.4.3. | Datengrundlage | 73 |
| 8.4.4. | Allokation und Gutschriften | 73 |
| 8.5. | Modellierung der beiden Verfahren | 73 |
| 8.5.1. | Modellierung der Referenz-Anlage B (diskontinuierliches Verdünnen) | 74 |
| 8.5.2. | Modellierung der Anlage A mit Membran-Deni-Reaktor (MDR) | 75 |
| 8.6. | Ergebnisdarstellung | 76 |
| 8.6.1. | Gesamtergebnis | 76 |
| 8.6.2. | Beitragsanalyse | 77 |
| 8.6.3. | Sensitivitätsanalyse zum Einfluss der erzielbaren Nitrat-N-Reduktion im MDR | 78 |
| 8.7. | Vergleich des Beitrags beider Verfahren zur Schonung der Ressource Wasser | 80 |
| 8.8. | Aspekte des Tierwohls und der Tiergesundheit | 81 |
| 8.8.1. | Stressbelastung der Fische | 81 |
| 8.8.2. | Mikroflora im Wasser und auf den Fischen | 82 |
| 8.9. | Diskussion möglicher sozio-ökonomischer Aspekte beim Einsatz des MDR | 82 |
| 8.10. | Fazit und Ausblick | 84 |
| 9. | F&E-Projekt IV: Nährstoff-Recycling in landbasierten marinen Kreislaufanlagen durch die integrierte Produktion von Algenbiomasse | 86 |
| 10. | F&E-Projekt V: Biologische Abwasserreinigung in landbasierten marinen Kreislaufanlagen durch integrierte Kultur von Halophyten | 87 |
| 10.1. | Einführung | 87 |
| 10.1.1. | Beschreibung des Forschungsprojektes | 87 |
| 10.1.2. | Methodisches Vorgehen | 88 |
| 10.2. | Festlegung des Untersuchungsrahmens | 89 |
| 10.2.1. | Definition der funktionellen Einheit | 89 |

| | | |
|--------------|--|------------|
| 10.2.2. | Festlegung der Systemgrenze | 90 |
| 10.2.3. | Datengrundlage | 92 |
| 10.2.4. | Allokation und Gutschriften | 92 |
| 10.3. | Modellierung der betrachteten Systeme | 92 |
| 10.3.1. | Modellierung der Kreislaufanlage mit integrierter Halophyten-Produktion | 92 |
| 10.3.2. | Modellierung der Fischzucht im Netzkäfig und der Bereitstellung von künstlichem Stickstoff-Dünger (nach Haber-Bosch-Verfahren) | 95 |
| 10.4. | Ergebnisdarstellung | 98 |
| 10.4.1. | Gesamtergebnis | 98 |
| 10.4.2. | Beitragsanalyse | 99 |
| 10.4.3. | Sensitivitätsanalyse | 100 |
| 10.4.3.1. | Sensitivitätsanalyse 1: Variation der angesetzten Futtermittelverwertungskoeffizienten | 100 |
| 10.4.3.2. | Sensitivitätsanalyse 2: Variation des Primärenergiebedarfs für die Fischzucht in Netzkäfigen | 101 |
| 10.4.3.3. | Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse | 101 |
| 10.5. | Fazit und Ausblick | 102 |
| 11. | F&E-Projekt VI: Hormonfreie Tilapiaproduktion sichert nachhaltige Fischproduktion in Deutschland | 104 |
| 11.1. | Einführung | 104 |
| 11.2. | Beschreibung des Forschungsprojektes | 105 |
| 11.3. | Methodische Vorgehensweise | 105 |
| 11.4. | Qualitative Auswertung zum Einsatz von Methyltestosteron in der Tilapia-Zucht | 106 |
| 11.4.1. | Rechtsslage in Europa zum Einsatz von Wachstumshormonen | 106 |
| 11.4.2. | Methodisches Vorgehen zur Bewertung der Umweltauswirkungen des Methyltestosteron-Einsatzes in der Tilapia-Zucht | 107 |
| 11.4.3. | Ergebnisse | 108 |
| 11.4.4. | Schlussfolgerung zur Einschätzung des Hormoneinsatzes in der Tilapia-Zucht: | 111 |
| 11.5. | Festlegung des Untersuchungsrahmens für die ökobilanzielle Untersuchung | 112 |
| 11.5.1. | Funktionelle Einheit | 112 |
| 11.5.2. | Festlegung der Systemgrenzen | 113 |
| 11.5.3. | Datenerhebung und Anforderungen an die Datenqualität | 114 |
| 11.5.4. | Allokation und Gutschriften | 114 |
| 11.6. | Modellierung | 115 |
| 11.6.1. | Fischfutter | 115 |
| 11.6.2. | Modellierung der hormonfreien Tilapia-Produktion mit Wärmebehandlung | 115 |

| | | |
|--------------|--|------------|
| 11.6.2.1. | Erbrütungseinheit | 116 |
| 11.6.2.2. | Wärmebehandlung | 116 |
| 11.6.2.3. | Fischaufzucht | 117 |
| 11.6.2.4. | Mast | 118 |
| 11.6.2.5. | Schlachtung | 119 |
| 11.6.3. | Modellierung der Tilapia-Zucht unter Hormoneinsatz | 119 |
| 11.6.3.1. | Erbrütungseinheit | 119 |
| 11.6.3.2. | Anfütterungsphase | 119 |
| 11.6.3.3. | Fischaufzucht | 120 |
| 11.6.3.4. | Mast | 121 |
| 11.6.3.5. | Schlachtung | 121 |
| 11.7. | Ergebnisdarstellung | 121 |
| 11.7.1. | Gesamtergebnis | 122 |
| 11.7.2. | Beitragsanalyse | 122 |
| 11.8. | Fazit und Ausblick | 123 |
| 12. | F&E-Projekt VII: Untersuchungen zur Einführung von Felchen (Coregonus lavaretus) als neue Art für die heimische Aquakultur | 125 |
| 13. | F&E-Projekt VIII: Konzeptstudie zur Erzeugung von Trockenfuttermitteln aus konservierten Nebenprodukten der Süßwasserfischverarbeitung und deren Verwertung durch karnivore Wirtschaftsfischarten | 126 |
| 13.1. | Einführung | 126 |
| 13.2. | Beschreibung des Forschungsprojektes | 126 |
| 13.3. | Methodisches Vorgehen | 126 |
| 13.3.1. | Vergleich von Verfahren zur Haltbarmachung von Fischnebenprodukten | 127 |
| 13.3.2. | Szenario-Analyse zur Fischfutterherstellung | 127 |
| 13.4. | Festlegung des Untersuchungsrahmens | 127 |
| 13.4.1. | Funktionelle Einheit | 128 |
| 13.4.2. | Festlegung der Systemgrenze | 128 |
| 13.4.3. | Datenerhebung und Anforderungen an die Datenqualität | 129 |
| 13.5. | Modellierung der Verfahren zur Haltbarmachung von Fischnebenprodukten | 129 |
| 13.5.1. | Biologische Silierung | 129 |
| 13.5.2. | Chemische Silierung | 130 |
| 13.5.3. | Tiefkühlagerung | 131 |
| 13.6. | Wirkungsabschätzung | 132 |

| | | |
|---------------|--|------------|
| 13.7. | Ergebnisse des Vergleichs verschiedener Verfahren zur Haltbarmachung | 133 |
| 13.8. | Zwischenfazit zur entwicklungsbegleitenden Bilanzierung | 134 |
| 13.9. | Szenario-Analyse zur Fischfutterherstellung | 134 |
| 13.10. | Festlegung des Untersuchungsrahmens der Szenario-Analyse zur Fischfutterherstellung | 135 |
| 13.10.1. | Funktionelle Einheit | 135 |
| 13.10.2. | Festlegung der Systemgrenze | 135 |
| 13.10.3. | Datenerhebung und Anforderungen an die Datenqualität | 136 |
| 13.11. | Silierte Fischnebenprodukte als Fischölersatz in der Trockenfischfutterherstellung | 137 |
| 13.12. | Konventionelle Trockenfischfutterherstellung | 138 |
| 13.13. | Ergebnisse der Szenario-Analyse der Herstellung zweier Trockenfutter | 138 |
| 13.13.1. | Gesamtergebnis | 138 |
| 13.13.2. | Beitragsanalyse | 139 |
| 13.13.3. | Berücksichtigung eines Fischölauszugs als möglicher Zusatznutzen des Fischfutters mit Silageanteil | 140 |
| 13.14. | Fazit und Ausblick | 141 |
| 14. | F&E-Projekt IX: Einsatz der Mikroalge <i>Pavlova spec.</i> als alternatives Futtermittel für die Larvenaufzucht in der marinen Aquakultur | 143 |
| 14.1. | Einführung | 143 |
| 14.2. | Beschreibung des Forschungsprojektes | 143 |
| 14.3. | Methodische Vorgehensweise | 144 |
| 14.4. | Festlegung des Untersuchungsrahmens | 144 |
| 14.4.1. | Funktionelle Einheit | 144 |
| 14.4.2. | Festlegung der Systemgrenzen | 145 |
| 14.4.3. | Datenerhebung und Anforderungen an die Datenqualität | 146 |
| 14.4.4. | Allokation und Gutschriften | 147 |
| 14.5. | Modellierung | 147 |
| 14.5.1. | Modellierung der Futtermittelherstellung mit Pavlova-Anteil | 147 |
| 14.5.2. | Modellierung der Futtermittelherstellung mit Nannochloropsis-Anteil | 151 |
| 14.5.3. | Modellierung eines konventionellen Larvenfuttermittels auf Fischmehlbasis | 152 |
| 14.6. | Ergebnisdarstellung | 154 |
| 14.6.1. | Gesamtergebnis | 155 |
| 14.6.2. | Beitragsanalyse | 155 |
| 14.7. | Integration der Ergebnisse aus den Fischlarvenversuchen | 157 |

| | | |
|--------------|--|------------|
| 14.8. | Fazit und Ausblick | 159 |
| 15. | F&E-Projekt X: Fermentation der Ω-3-Fettsäure Docosahexaensäure (DHA) mit heterotrophen Algen zur Anreicherung von Nematoden für die Fütterung von Shrimplarven in der Aquakultur | 161 |
| 15.1. | Einführung | 161 |
| 15.2. | Beschreibung des Forschungsprojektes | 162 |
| 15.3. | Methodische Vorgehensweise | 162 |
| 15.4. | Festlegung des Untersuchungsrahmens | 163 |
| 15.4.1. | Funktionelle Einheit | 163 |
| 15.4.2. | Festlegung der Systemgrenzen | 163 |
| 15.4.3. | Datenerhebung und Anforderungen an die Datenqualität | 164 |
| 15.4.4. | Allokation und Gutschriften | 164 |
| 15.5. | Modellierung | 165 |
| 15.5.1. | Modellierung der Futtermittelherstellung im Projekt FeedDH-A-Shrimp | 165 |
| 15.5.2. | Modellierung eines konventionellen Futtermittelprodukts zur Shrimplarven-Aufzucht als Referenz | 170 |
| 15.5.3. | Vergleich der Futtermittelprodukte anhand des Fütterungsprotokolls | 174 |
| 15.6. | Ergebnisdarstellung | 175 |
| 15.6.1. | Gesamtergebnis | 175 |
| 15.6.2. | Beitragsanalyse | 175 |
| 15.6.3. | Sensitivitätstest zur Modellierung der Lecithin-Herstellung | 179 |
| 15.7. | Fazit und Ausblick | 181 |
| 16. | Diskussion übergeordneter Erkenntnisse aus der Bewertung der einzelnen F&E-Projekte | 184 |
| 16.1. | Methodische Schlussfolgerungen | 184 |
| 16.2. | Einordnung der Ergebnisse | 186 |
| 16.3. | Veröffentlichung der Ergebnisse und Erkenntnisse | 188 |
| 16.4. | Schlussfazit und Ausblick | 188 |
| 17. | Literaturverzeichnis | 190 |
| 18. | Anhang | 197 |
| 18.1. | Dokumentation der Modellierungsannahmen für die Fischfutterherstellung | 197 |
| 18.1.1. | Modellierung der Fischmehlbereitstellung | 198 |
| 18.1.2. | Modellierung der Mehlherstellung | 198 |
| 18.1.3. | Modellierung der Blutmehlherstellung | 199 |

| | | |
|--------------|--|------------|
| 18.2. | Dokumentation zur Berechnung des Energiebedarfs für die Tiefkühlagerung der Mikroalgen-Produkte | 200 |
| 18.3. | Dokumentation der Aufwendungen für die Bereitstellung von Salzwasser aus der Nordsee | 200 |
| 18.4. | Verwendete Datensätze aus der ecoinvent 2.2 – Datenbank | 201 |
| 18.4.1. | Energieträger | 201 |
| 18.4.2. | Rohstoffe | 203 |
| 18.4.3. | Transporte | 205 |
| 18.4.4. | Sonstige | 205 |
| 18.5. | Verwendete Datensätze aus weiteren Quellen | 205 |
| 18.5.1. | Transporte | 205 |
| 18.5.2. | Sonstige | 206 |

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|--------------|--|-----|
| Abbildung 1 | Untersuchungsrahmen einer Ökobilanz | 27 |
| Abbildung 2 | Generische Systemgrenzen einer ökobilanziellen Analyse von Aquakultur-Prozesstechnik | 29 |
| Abbildung 3 | Fragebogen zur Ermittlung spezifischer Daten | 35 |
| Abbildung 4 | Systemgrenze für das F&E-Projekt „EVA“; berücksichtigt werden lediglich die Aufwendungen für die Wasseraufbereitung im Kreislauf | 44 |
| Abbildung 5 | Ergebnisse der Beitragsanalyse für die Wirkungskategorie „Treibhausgaspotenzial“ | 51 |
| Abbildung 6 | Ergebnisse der Beitragsanalyse für die Wirkungskategorie „Kumulierter Energieaufwand“ | 52 |
| Abbildung 7 | Darstellung der Systemgrenze im F&E-Projekt „US/UV“; berücksichtigt werden der Energiebedarf für die Desinfektion des Kreislaufwassers und die sich daraus ergebenden Emissionen | 59 |
| Abbildung 8 | Systemgrenze im F&E-Projekt Verringerung Partikelfracht; links: für Anlage A, mit Membran-Deni-Reaktor (MDR); rechts: für Anlage B ohne MDR | 72 |
| Abbildung 9 | Beiträge einzelner Prozesse zum Treibhausgaspotenzial | 77 |
| Abbildung 10 | Beiträge einzelner Prozesse zum Eutrophierungspotenzial | 78 |
| Abbildung 11 | Gesamtergebnis nach Wirkungskategorien (relative Werte, inkl. Sensitivitätstests) | 79 |
| Abbildung 12 | Darstellung der regionalen Verteilung von Wasserstress im Jahr 2000 auf der Erde; Quelle: WaterGAP | 80 |
| Abbildung 13 | Schematische Darstellung des Prozesswasserkreislaufs im F&E-Projekt Halophyten; Quelle: HTW Saar, Forschungsbereich Aquakultur | 88 |
| Abbildung 14 | Systemgrenzen für die integrierte Produktion sowie die im Rahmen des ökobilanziellen Vergleichs betrachtete entkoppelte Produktion | 91 |
| Abbildung 15 | Konzeptionelles Model für die Nährstoff-Massenbilanz für eine hypothetische Netzkäfig-Aquakultur-Anlage, basierend auf der Zucht von je einer Tonne Fisch. Schema unverändert übernommen aus Islam (2005); Bildunterschrift eigene Übersetzung der Autoren | 97 |
| Abbildung 16 | Graphische Darstellung der Systemgrenze für die ökobilanzielle Betrachtung der Tilapia-Zucht | 114 |
| Abbildung 17 | Darstellung der Systemgrenze der Silierungsverfahren im Rahmen der begleitenden ökobilanziellen Untersuchung im Projekt Fischnebenprodukte | 128 |
| Abbildung 18 | Darstellung der Systemgrenze der Tiefkühlagerung im Rahmen der begleitenden ökobilanziellen Untersuchung im Projekt Fischnebenprodukte | 129 |
| Abbildung 19 | Darstellung der Systemgrenze zum Vergleich eines konventionell hergestellten Trockenfutters und eines Futters mit silierten Fischnebenprodukten | 136 |
| Abbildung 20 | Systemgrenze der ökobilanziellen Untersuchung der Algenprodukte im F&E-Projekt Pavlova | 145 |

| | | |
|--------------|---|-----|
| Abbildung 21 | Systemgrenze der ökobilanziellen Untersuchung des konventionell auf Fischmehlbasis hergestellten Trockenprodukts im F&E-Projekt Pavlova | 146 |
| Abbildung 22 | Systemgrenze im Projekt „FeeDH-A-Shrimp“ | 164 |
| Abbildung 23 | Darstellung der Entwicklungsstadien von Shrimp-Larven bzw. Jungshrimps; Quelle: e-nema | 169 |
| Abbildung 24 | Für die Modellierung der konventionellen Aufzucht von Shrimp-Larven berücksichtigte Prozesse | 171 |
| Abbildung 25 | Beiträge einzelner Prozessschritte zum Treibhausgaspotenzial | 176 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|------------|--|----|
| Tabelle 1 | Übersicht über die funktionellen Einheiten für die bewerteten F&E-Projekte | 30 |
| Tabelle 2 | Übersicht der bei den bewerteten F&E-Projekten berücksichtigten Aspekte | 38 |
| Tabelle 3 | Beaufschlagung der einzelnen Aufbereitungskomponenten; Quelle GMA Büsum | 46 |
| Tabelle 4 | Allgemeine Aufwendungen für den Betrieb des Reinigungskreislaufs | 46 |
| Tabelle 5 | Input- und Output-Flüsse der mechanischen Vorklärung | 47 |
| Tabelle 6 | Input- und Output-Flüsse der an den Pumpensumpf angegliederten Prozesse | 47 |
| Tabelle 7 | Input- und Output-Flüsse der an den Pumpensumpf angegliederten Frischwasseraufbereitung | 48 |
| Tabelle 8 | Input- und Output-Flüsse des an den Pumpensumpf angegliederten Biofilters | 48 |
| Tabelle 9 | Input- und Output-Flüsse des an den Pumpensumpf angegliederten Proteinabschäumers | 48 |
| Tabelle 10 | Input- und Output-Flüsse zur Behandlung des Wassers mit dem EVA-Verfahren | 49 |
| Tabelle 11 | Aufwendungen für den Betrieb des Ozongenerators im Rahmen der Proteinabschäumung | 49 |
| Tabelle 12 | Ergebnisse der Wirkungskategorien für den Vergleich zwischen EVA-Verfahren und Ozonierung | 50 |
| Tabelle 13 | Gesamtergebnisse des Sensitivitätstests zum Strombezug auf Mittelspannungsebene | 53 |
| Tabelle 14 | Im Zuge des Projektes US/UV berücksichtigten Modellpathogene | 60 |
| Tabelle 15 | Im Projekt ermittelte Leistungsparameter der verglichenen Verfahren in Abhängigkeit zu den in Tabelle 14 genannten Behandlungszielen | 61 |
| Tabelle 16 | Auf Basis der Werte zur Leistungsaufnahme umgerechnete Energiebedarfe der Verfahren | 62 |
| Tabelle 17 | Vergleichende Darstellung der betrachteten Varianten und der jeweils berücksichtigten Prozesse | 63 |
| Tabelle 18 | Mit den Behandlungstechniken jeweils verbundenes Treibhausgaspotenzial; bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 Litern Wasser | 64 |
| Tabelle 19 | Dokumentation der getroffenen Annahmen als Grundlage der Überschlagsrechnung | 67 |
| Tabelle 20 | Stoffliche und energetische Inputs der Referenz-Anlage B, bezogen auf die Reduktion von 1 kg Nitrat-N (Quelle: ISWA) | 74 |
| Tabelle 21 | Berechnung der zur bauseitigen Erwärmung von Frischwasser erforderlichen Energie in Anlage B | 75 |
| Tabelle 22 | Stoffliche und energetische Inputs der Anlage A mit MDR, bezogen auf die Reduktion von 1 kg Nitrat-N (Quelle: ISWA) | 75 |

| | | |
|------------|--|-----|
| Tabelle 23 | Berechnung der zur bauseitigen Erwärmung von Frischwasser erforderlichen Energie in Anlage A | 76 |
| Tabelle 24 | Ergebnisse des Vergleichs der Anlage A mit MDR und der Referenz-Anlage B ohne MDR; bezogen auf die Reduktion von 1 kg Nitrat-N | 76 |
| Tabelle 25 | Vergleich von Systemen mit ursprünglich unterschiedlichem Nutzen (Nutzenkorbmethode) | 89 |
| Tabelle 26 | Energetische und stoffliche Inputs und Outputs pro 1000 g Lebendgewichtszuwachs; Quelle: HTW Saar, Forschungsbereich Aquakultur | 94 |
| Tabelle 27 | Energetische und stoffliche Inputs und Outputs pro 1000 g im Hydroponik-System verwertbarem Nitrat-N; Quelle: HTW Saar, Forschungsbereich Aquakultur | 95 |
| Tabelle 28 | Darstellung zum Gesamtergebnis des ökobilanziellen Vergleichs | 98 |
| Tabelle 29 | Beitragsanalyse einzelner Prozessinputs zum Gesamtergebnis in der Wirkungskategorie Treibhausgaspotenzial | 99 |
| Tabelle 30 | Beitragsanalyse einzelner Prozessinputs zum Gesamtergebnis in der Wirkungskategorie Eutrophierungspotenzial | 100 |
| Tabelle 31 | Darstellung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse als relative Werte, (Basisszenario der Integrierten Produktion entspricht 100%) | 101 |
| Tabelle 32 | Recherchestrategie: Datenbanken und Suchwörter zur qualitativen Bewertung von Umweltauswirkungen beim Einsatz von Methyltestosteron in der Aquakultur | 108 |
| Tabelle 33 | Ergebnisse der Recherche zum Einfluss von Methyltestosteron auf Organismen nach LOEC geordnet; LOEC (Lowest Observed Effect Level) = Niedrigste wirksame Dosis | 109 |
| Tabelle 34 | Geschätzte Menge an eingesetztem Methyltestosteron in der Tilapia-Zucht in den Hauptzuchtländern | 111 |
| Tabelle 35 | Inputs für die Herstellung von 1.000 kg Fischfutter (nach El-Sayed 1998) | 115 |
| Tabelle 36 | Input- und Output-Flüsse der Erbrütungseinheit | 116 |
| Tabelle 37 | Input- und Output-Flüsse der Wärmebehandlung | 117 |
| Tabelle 38 | Input- und Output-Flüsse für die Fischeaufzucht von wärmebehandelten Tilapien | 118 |
| Tabelle 39 | Input- und Output-Flüsse für die Mastphase von wärmebehandelten Tilapien | 119 |
| Tabelle 40 | Input- und Output-Flüsse während der Hormonbehandlung | 120 |
| Tabelle 41 | Input- und Output-Flüsse für die Fischeaufzucht von hormonbehandelten Tilapien | 120 |
| Tabelle 42 | Input- und Output-Flüsse für die Mastphase von hormonbehandelten Tilapien | 121 |
| Tabelle 43 | Gesamtergebnis des ökobilanziellen Vergleichs der beiden Verfahren | 122 |
| Tabelle 44 | Beiträge einzelner Prozesse zum Treibhausgaspotenzial | 122 |
| Tabelle 45 | Das Verfahren der biologischen Silierung; bezogen auf 1 kg Fischnebenprodukt als Prozessinput. Quelle: IASP | 130 |

| | | |
|------------|---|-----|
| Tabelle 46 | Das Verfahren der chemischen Silierung bezogen auf 1 kg Fischnebenprodukt als Prozessinput. Quelle: IASP | 131 |
| Tabelle 47 | Inputs der Tiefkühlagerung bezogen auf 1 kg Fischnebenprodukt als Prozessinput. Quelle: IASP | 132 |
| Tabelle 48 | Vergleich der Laborergebnisse für chemische und biologische Silierung sowie der Lagerung der Fischnebenprodukte in einem durchschnittlichen bzw. sehr effizienten Tiefkühl-Raum. Bezugsgröße ist jeweils ein 1 kg Fischnebenprodukt (Input) | 133 |
| Tabelle 49 | Inputs der Futtermittelherstellung mit eine Anteil an silierten Fischnebenprodukten (Bezugsgröße für alle Inputs ist 1.489 kg Fischfutter) | 137 |
| Tabelle 50 | Gesamtergebnis der ökobilanziellen Untersuchungen zur Bereitstellung von einem Kilogramm konventionellem Trockenfischfutter und Fischfutter mit einem Anteil an silierten Fischnebenprodukte | 139 |
| Tabelle 51 | Beitragsanalyse einzelner Prozessinputs zum Gesamtergebnis in der Wirkungskategorie Treibhausgaspotenzial | 140 |
| Tabelle 52 | Stoffliche und materielle Inputs für die Produktion von 1 kg Pavlova-Algen. Quelle: BlueBioTech | 148 |
| Tabelle 53 | Energiebedarf beim „Ernten“ und Lagern von 1 kg Pavlova-Algen. Quelle: BlueBioTech | 148 |
| Tabelle 54 | Aufwendungen für die Anreicherung von 190g Rotatorien (Brachionus) Quelle: GMA | 149 |
| Tabelle 55 | Abschätzung des erforderlichen Transportaufwandes von 1t Artemien-Trocken-Zysten | 150 |
| Tabelle 56 | Aufwendungen für die Bereitstellung und Anreicherung von 307 g Artemien Quelle: GMA | 150 |
| Tabelle 57 | Berücksichtigte Inputflüsse für die Produktion von 1 kg Nannochloropsis-Algen im Photobioreaktor | 151 |
| Tabelle 58 | Energiebedarf beim „Ernten“ und Lagern von 1 kg Nannochloropsis-Algen | 152 |
| Tabelle 59 | Modellierung der materiellen Inputs für das LARVIVA-Multigain-Produkt: abgeleitet auf Basis der verfügbaren ernährungsphysiologischen Angaben in BioMar (2013); Angaben bezogen auf 1 kg Futtermittel | 153 |
| Tabelle 60 | Annahme zu den energetischen Inputs für die Herstellung eines konventionellen Trockenfischfutters (1.000kg) basierend auf Pelletier et al. (2009) | 154 |
| Tabelle 61 | Gesamtergebnis zur Herstellung von drei Anreicherungsprodukten, je 1 kg angereichertes Lebendfutter | 155 |
| Tabelle 62 | Beiträge einzelner Prozesse zum Gesamtergebnis | 156 |
| Tabelle 63 | Experimentell bestimmte Überlebensrate von Kabeljaularven, die mit verschiedenen angereichertem Lebendfutter gefüttert wurden. Quelle: GMA | 157 |
| Tabelle 64 | Vergleich der Ergebnisse für die Pavlova-Gruppe sowie die Referenz-Produkt-Gruppe; bezogen auf die Bereitstellung von jeweils 1.000 Kabeljaularven für die weitere Zucht | 158 |

| | | |
|------------|--|-----|
| Tabelle 65 | Stoffliche und energetische Inputs der Produktion von 1 kg heterotrophen Mikroalgen (Trockengewicht); Quelle: e-nema | 165 |
| Tabelle 66 | Aufwand für die Homogenisierung von 1 kg Mikroalgen (Trockengewicht); Quelle: e-nema | 166 |
| Tabelle 67 | Stoffliche und energetische Inputs der Produktion von 1 kg bakteriophagen Nematoden (Frischgewicht); Quelle: e-nema sowie eigene Annahmen Öko-Institut | 167 |
| Tabelle 68 | Berechnung des Aufwandes für die Anreicherung von 1 kg Nematodenprodukt (Frischgewicht); Quelle: e-nema sowie eigene Berechnung Öko-Institut | 168 |
| Tabelle 69 | Berechnung des Aufwandes für den Adaptionsprozess von 1 kg Nematodenprodukt (Frischgewicht); Quelle: e-nema sowie eigene Berechnung Öko-Institut | 168 |
| Tabelle 70 | Stoffliche und energetische Inputs der Produktion von 1 kg Shrimplarven (PL1; Frischgewicht); Quelle e-nema | 170 |
| Tabelle 71 | Modellierung der materiellen Inputs für das LARVIVA-Multigain-Produkt | 171 |
| Tabelle 72 | Annahme zu den energetischen Inputs für die Herstellung eines konventionellen Trockenfischfutters (1000 kg) basierend auf Pelletier et al. (2009) | 172 |
| Tabelle 73 | Berechnung des Bedarfs an Artemia-Trockencysten für die Aufzucht von Shrimp-Larven | 173 |
| Tabelle 74 | Darstellung der Aufwendungen zur Bereitstellung von Artemien als Futtermittel für die Aufzucht von 1 kg Shrimp-Larven | 173 |
| Tabelle 75 | Fütterungsprotokoll zur vergleichenden Darstellung der Fütterung von Shrimplarven; Quelle: e-nema | 174 |
| Tabelle 76 | Ergebnisse des Vergleichs des Nematoden-Produkts und des Referenz-Futtermittels; bezogen auf die Aufzucht von 1 kg Shrimp-Larven (PL1) | 175 |
| Tabelle 77 | Beiträge einzelner Inputs und Prozesse zum Ergebnis der Shrimplarvenaufzucht | 176 |
| Tabelle 78 | Relativer Anteil der Beiträge aus der Shrimplarven-Aufzucht zum Gesamtergebnis der beiden Futtermittel | 177 |
| Tabelle 79 | Beiträge einzelner Prozessschritte zum kumulierten Energieaufwand (KEA) | 177 |
| Tabelle 80 | Beiträge einzelner Prozessschritte zum Treibhausgaspotenzial (GWP) | 178 |
| Tabelle 81 | Beiträge einzelner Prozessschritte zum Versauerungspotenzial (AP) | 178 |
| Tabelle 82 | Beiträge einzelner Prozessschritte zum Photooxidantien-Bildungspotenzial (POCP) | 178 |
| Tabelle 83 | Beiträge einzelner Prozessschritte zum Eutrophierungspotenzial (EP) | 179 |
| Tabelle 84 | Darstellung der Berechnung des ökonomischen Allokationsfaktors für die Lecithinbereitstellung | 180 |
| Tabelle 85 | Ergebnis des Sensitivitätstests zur Modellierung der Lecithin-Bereitstellung | 180 |
| Tabelle 86 | Ergebnis des Sensitivitätstests zur Modellierung der Lecithin-Bereitstellung; vergleichende Darstellung mit Referenz (Artemia) | 181 |

| | | |
|------------|--|-----|
| Tabelle 87 | Ergebnisse aus der vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung zwischen Neuentwicklung und Referenztechnologie | 187 |
| Tabelle 88 | Inputs der Herstellung eines kommerziellen Trockenfischfutters für die Forellenzucht basierend auf Adelizi (1998). Bezugsgröße für alle Inputs ist 1000 kg Fischfutter | 197 |
| Tabelle 89 | Annahme zu den energetischen Inputs für die Herstellung eines konventionellen Trockenfischfutters (1000 kg) basierend auf Pelletier et al. (2009) | 197 |
| Tabelle 90 | Dokumentation der Inputs zur Fischmehl- und Fischölbereitstellung; hier dargestellt bezüglich eines Prozessoutputs von 1 kg Fischmehl | 198 |
| Tabelle 91 | Stoffliche und energetische Inputs für die Produktion von Weizenmehl; Quelle: Gensch et al. 2012 | 199 |
| Tabelle 92 | Berechnung des Energiebedarfs für die Tiefkühlagerung der Algenprodukte | 200 |
| Tabelle 93 | Dokumentation der Aufwendungen für die Bereitstellung von Salzwasser aus der Nordsee; Quelle GMA | 201 |

Abkürzungsverzeichnis

| | |
|---------------------------------|--|
| AADAP | Aquatic Animal Drug Approval Partnership – Program des U.S. Fish and Wildlife Service |
| AM | Algenmischung |
| AP | Acidification Potential (dt. Versauerungspotenzial) |
| ASC | Aquaculture Stewardship Council |
| AZ | Aktenzeichen |
| BC | Best Case (dt. bester Fall) |
| BVT | Beste Verfügbare Technologie (engl. BAT = Best Available Technology) |
| C ₂ H ₄ e | Ethylen-Äquivalente |
| CO ₂ | Kohlendioxid |
| CO ₂ e | Kohlendioxid-Äquivalente |
| d | Tag |
| DBU | Deutsche Bundestiftung Umwelt |
| DHA | Docosahexaensäure |
| EG | Verordnung der Europäischen Gemeinschaft (Bezeichnung vor dem 30.11.2009) |
| EP | Eutrophication Potential (dt. Eutrophierungspotenzial) |
| EPA | Eicosapentaensäure |
| EU | Europäische Union |
| EVA | Kurztitel des F&E-Projekts Elektrochemische Verfahren in der Aquakultur |
| FAO | Food and Agriculture Organization of the United Nations |
| FCR | Engl. Food Conversion Ratio (dt. Futtermittelverwertungskoeffizient) |
| FE | Funktionelle Einheit |
| FeeDH-A-Shrimp | Kurztitel des F&E-Projekts „Fermentation der Ω-3-Fettsäure Docosahexaensäure (DHA) mit heterotrophen Algen zur Anreicherung von Nematoden für die Fütterung von Shrimp-Larven in der Aquakultur“ |
| F&E | Forschung und Entwicklung |
| g | Gramm |
| GB | Great Britain |
| GMA | Gesellschaft für marine Aquakultur |
| °C | Grad Celsius |
| GWP | Global Warming Potential (dt. Treibhausgaspotenzial) |
| h | Stunde |
| HTW Saar | Hochschule für Technik und Wirtschaft des Saarlandes |
| IASP | Instituts für Agrar- und Stadtökologische Projekte an der Humboldt-Universität Berlin |
| IGB | Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in Berlin |
| ISWA | Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft Stuttgart |
| J | Joule |
| KBE | Kolonie Bildende Einheit (engl.: CFU = Colony-forming unit) |
| KEA | Kumulierter Energieaufwand |
| kWh | Kilowattstunde |
| L | Liter |
| LCI | Life Cycle Inventory (dt. Sachbilanz) |
| LOEC | Lowest Observed Effect Level |
| MDR | Membran-Denitrifikations-Reaktor |

| | |
|---------------------------------|--|
| N | Stickstoff |
| Na ₂ CO ₃ | Natriumcarbonat |
| NaHCO ₃ | Natriumhydrogencarbonat |
| nfUS | Niederfrequenter Ultraschall |
| Nitrat-N | Nitrat-Stickstoff |
| O ₂ | Sauerstoff |
| O ₃ | Ozon |
| P | Phosphat |
| PBR | Photobioreaktor |
| pH-Wert | ein Maß für die Aktivität von Protonen einer wässrigen Lösung (Säuregrad) |
| PNEC | Predicted no effect level (dt. abgeschätzte Nicht-Effekt-Konzentration) |
| PO ₄ e | Phosphat-Äquivalente |
| POCP | Photooxidant Creation Potential (dt. Photooxidantien-Bildungspotenzial) |
| PUFA | Poly unsaturated fatty acid (dt. Mehrfach ungesättigte Fettsäure) |
| PV | Photovoltaik |
| RAS | Recirculating Aquaculture System (dt. geschlossene Kreislauf-Aquakultur-Anlage) |
| REACH | Europäische Chemikalienverordnung |
| RHB | Rohstoffe, Hilfsstoffe und Betriebsstoffe |
| SAK | spektraler Absorptionskoeffizient |
| SO ₂ e | Sulfat-Äquivalente |
| TiHo Hannover | Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover |
| TK-Lagerung | Tiefkühlagerung |
| US/UV | Kurztitel des F&E-Projekts Ultraschall-UV-Desinfektionssystem für Kreislaufanlagen in der Aquakultur |
| UV-Licht | Ultraviolettes Licht |
| WC | Worst case (dt. schlechtester Fall) |

Zusammenfassung

Die Kurzfassung des Berichts wurde entsprechend des Antrags auf Projektförderung als ein separates Dokument ausgearbeitet und ist als Anlage diesem Berichtsdokument beigelegt.

1. Hintergrund und Anlass

Angesichts stagnierender bzw. in Zukunft voraussichtlich sinkender Fischfangerträge der marinen Fischerei setzen die Fischwirtschaft, eine Reihe von Regierungen und Institutionen (zum Beispiel die Weltbank oder der Internationale Währungsfond) sowie Forschungsgruppen ihre Hoffnungen darauf, den steigenden Fischbedarf in Zukunft durch einen weiteren Ausbau der Aufzucht von Fischen in Aquakultursystemen zu decken.

Die weltweite Produktion von Fisch, Schalentieren und Algen in Aquakulturen ist seit den 70er Jahren enorm angestiegen. Aquakultur ist der am schnellsten wachsende Lebensmittelsektor. 2009 stammten laut der FAO 55 Millionen Tonnen Fisch aus Aquakulturen, das war etwas mehr als ein Drittel der insgesamt 145 Millionen Tonnen gefangenen Fisches. Die Wachstumsraten lagen in den zurückliegenden 20 Jahren bei 5-10% p.a.. Angesichts dieser sehr dynamischen Entwicklung stellt Aquakultur eines der Mega-Themen in Hinblick auf die langfristige Sicherstellung einer qualitativ hochwertigen Nahrungsmittelversorgung der Menschheit dar.

Mit diesem Ausbau geht aber auch eine Reihe von Umweltproblemen einher. Dazu gehören die Überdüngung von Gewässern sowie die Belastung von Gewässern mit Schadstoffen (z.B. durch den Einsatz von Antifoulingmitteln oder Antibiotika) und die genetische Gefährdung von Wildfischbeständen durch entweichende Zuchtarten. Ein weiteres Problem besteht auch im erhöhten Fangdruck auf Fischbestände, die für die Herstellung von Fischmehl und -öl als Futtermittel für Aquakulturen gefangen werden. Andererseits ist jedoch zu berücksichtigen, dass Aquakulturanlagen anders als die Wildfischerei keinen Beifang verursachen, was nicht zuletzt aus Tierschutzgesichtspunkten ein großes Problem darstellt. Beispielsweise kann in der Shrimpsfischerei der Beifang bis zu 80 Prozent der Fangmenge betragen.

Vor diesem Hintergrund hat die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) im Jahr 2009 eine Förderinitiative „Nachhaltige Aquakultur“ ausgeschrieben, die zum Ziel hat, die Entwicklung innovativer Aquakultursysteme zu fördern, die einen Beitrag für mehr Nachhaltigkeit leisten. Vorrangiges Ziel dieser Förderinitiative ist es anwendungsrelevante Techniken zu entwickeln, die u.a. die Energie- und Ressourceneffizienz von offenen und geschlossenen Systemen steigern. Neben der Optimierung der Aggregate der Kreislauftechnologie sollen auch optimierte Futtermittelkonzepte sowie Ansätze zur integrierten Produktion (Schließen von Nährstoffkreisläufen bei der Produktion hochwertiger Eiweiße) untersucht und entwickelt werden.

Im Rahmen der Förderinitiative Aquakultur wurde das Öko-Institut e.V. beauftragt, die zehn geförderten Forschungs- und Entwicklungsvorhaben einer prozessbegleitenden Nachhaltigkeitsbewertung zu unterziehen (AZ 29198-34; im Folgenden „Bewertungsprojekt“ genannt). Konkret sollen in diesem Zuge die einzelnen Vorhaben jeweils in einer lebenswegorientierten Perspektive analysiert werden.

2. Zielsetzung

Vor diesem Hintergrund besteht das Ziel der vorliegenden Studie darin, die im Rahmen der Förderinitiative Aquakultur geförderten Forschungs- und Entwicklungsvorhaben (im Folgenden F&E-Projekte bezeichnet) einer prozessbegleitenden Nachhaltigkeitsbewertung zu unterziehen. Konkret soll jeweils für die einzelnen Vorhaben in einer lebenswegorientierten Perspektive analysiert und quantifiziert werden, ob, in welchem Umfang und ggf. unter welchen Bedingungen unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten relevante Optimierungspotenziale erschlossen werden können. Die Bewertung soll dabei konkret mit Hilfe des bewährten methodischen Instruments der Ökobilanzierung vorgenommen werden. Dabei müssen allerdings Anpassungen und Ergänzungen im Methodeninventar vorgenommen werden, um zusätzliche bewertungsrelevante Gesichtspunkte wie beispielsweise tierschutzbezogene Aspekte und ökonomische Gesichtspunkte angemessen berücksichtigen zu können. Letztlich sollen durch die integrierte Begleitforschung für die verschiedenen Entwicklungspfade der praxisbezogenen Forschungs- und Entwicklungsarbeiten zeitnah Bewertungen unter nachhaltigkeitsrelevanten Kriterien vorgenommen werden.

Bei der Darstellung der Ergebnisse wird insbesondere auf die Nachvollziehbarkeit und Transparenz der Berechnungen Wert gelegt. Aus diesem Grund enthält dieser Abschlussbericht eine Dokumentation aller relevanten Annahmen, die im Rahmen der Modellierung der Betrachtungsgegenstände vorgenommen wurde. Zudem umfasst dieser Bericht auch eine elektronische Anlage, welche neben den Fragebögen¹ für Datenerfassung auch alle Ergebnisse der ökologischen Wirkungsabschätzung (vgl. Kapitel 3.3) im Rohdatenformat beinhaltet.

Bestandteil des Abschlussberichts ist auch eine ca. 20 Seiten umfassende Zusammenfassung in einem separaten Dokument, die zum einen dazu dienen soll, in kurzer Zeit einen Überblick über die wichtigsten Ergebnisse und Schlussfolgerungen dieses Bewertungsprojekts zu vermitteln, zum anderen aber auch als eigenständiges Dokument für die Kommunikation der Ergebnisse gegenüber Dritten verwendet werden kann.

¹ In diesem Zusammenhang ist zu beachten, dass die in der elektronischen Anlage befindlichen ausgefüllten Fragebögen z.T. Daten enthalten, die im Zuge der Validierung der Datenbasis durch das Öko-Institut seitens der Forschungsmittelnehmer korrigiert bzw. ergänzt wurden. Auf eine Aktualisierung bzw. Fortschreibung der ausgefüllten Fragebögen wurde verzichtet, da der hier vorliegende Bericht bereits eine Dokumentation aller relevanten Annahmen und Datensätze in der jeweils finalen Fassung enthält.

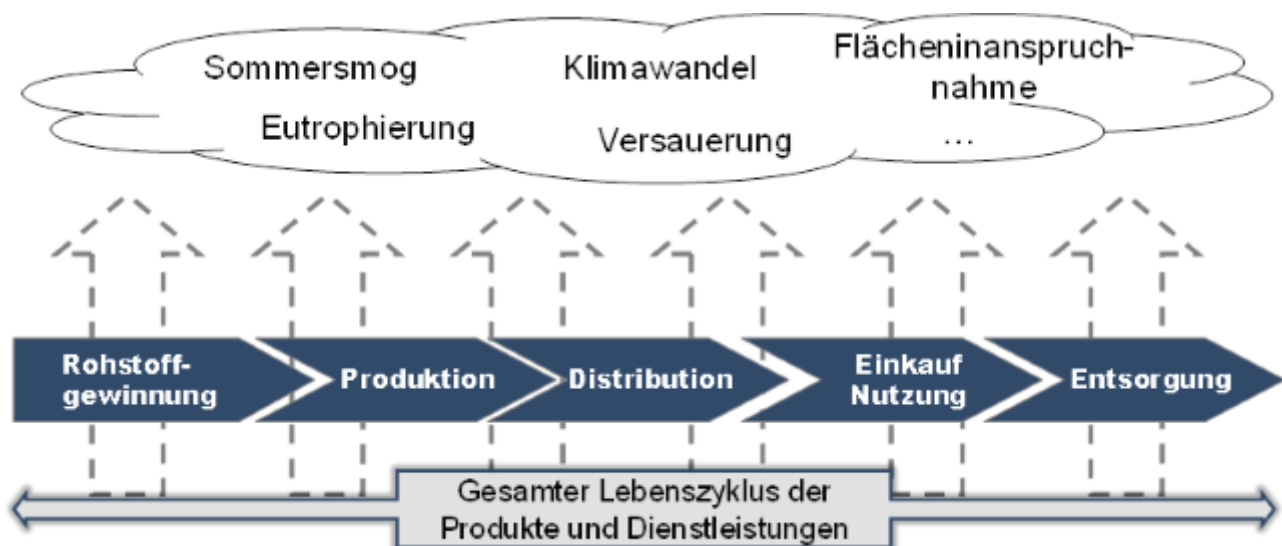
3. Methodische Grundlagen

Grundsätzlich ist es aus methodischer Sicht kaum möglich, eine Nachhaltigkeitsbewertung von neuen, in Entwicklung befindlichen Technologien im Bereich der Aquakultur in einer absoluten Betrachtungsweise durchzuführen. Möglich ist es hingegen, diese neuen Technologien geeigneten **Referenztechnologien** gegenüber zu stellen und damit die *relativen* Vorteile bzw. Nachteile unter verschiedenen Nachhaltigkeitskriterien quantitativ zu erfassen und zu vergleichen. Dazu müssen sowohl die neuen Technologien als auch die betreffenden Referenztechnologien festgelegt und hinsichtlich der Systemgrenzen der Bilanzierung beschrieben werden. Referenztechnologien können dabei entweder herkömmliche, d.h. gegenwärtig am Markt vorherrschende Technologien, aber auch alternative Neuentwicklungen sein.

Im Folgenden werden die methodischen Grundlagen für die durchgeführten vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertungen beschrieben, wobei die einzelnen, aufeinander abfolgenden Arbeitsschritte detailliert dargelegt werden. Die grundsätzliche Vorgehensweise orientiert sich dabei an der allgemeinen Vorgehensweise bei Ökobilanzen gemäß der internationalen Normen DIN EN ISO 14040:2006 sowie DIN EN ISO 14044:2006 (vgl. Kapitel 3.1 - 3.3).

Wie Abbildung 1 entnommen werden kann, berücksichtigt eine Ökobilanz alle potenziellen bilanzierbaren, d.h. modelltechnisch abbildbaren Umweltauswirkungen entlang des gesamten Lebenszyklus eines Produkts bzw. einer Dienstleistung. Dazu gehören beispielweise die potenziellen Beiträge des Untersuchungsgegenstands auf den Klimawandel, aber auch weitere potenzielle Umweltwirkungen wie Versauerung, Eutrophierung und Sommersmog, die im Rahmen der Wirkungsabschätzung (vgl. hierzu Kapitel 3.3) berücksichtigt werden.

Abbildung 1 Untersuchungsrahmen einer Ökobilanz



Quelle: eigene Darstellung

Um bei den einzelnen zu bewertenden F&E-Projekten einen entsprechend der spezifischen Rahmenbedingungen und Funktionalitätsgesichtspunkten umfassenden Vergleich mit der jeweiligen Referenztechnologie zu gewährleisten, wurden neben den ökobilanziellen Analysen – sofern erforderlich – insbesondere auch ökonomische Gesichtspunkte sowie Tierschutzaspekte be-

trachtet. Auf diese Punkte wird im Folgenden insbesondere im Rahmen der Vorgehensweise bei der Festlegung des Untersuchungsrahmens (vgl. Kapitel 3.1.6) eingegangen.

3.1. Festlegung des Untersuchungsrahmens und der Bilanzobjekte

Auf der Basis der zu Beginn dieses Bewertungsprojektes von den einzelnen F&E-Projekten vorliegenden Informationen konnten die Bilanzobjekte noch nicht mit ausreichender Detaillierungstiefe definiert werden; daher mussten zu Beginn einer jeden vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung der Untersuchungsrahmen sowie die zu untersuchenden Bilanzobjekte im Dialog mit den jeweiligen Forschungsmittelnehmern erarbeitet und abgestimmt werden. Im Einzelnen wurden in diesem Arbeitspaket folgende Teilarbeiten zur Beschreibung der neuen Technologien und geeigneter Referenztechnologien anhand der folgenden bilanztechnischen Parameter durchgeführt:

- Festlegung der Systemgrenzen der Untersuchung;
- Definition der Funktionalität und der funktionellen Einheit als Vergleichsbasis zwischen den Technologie-Neuentwicklungen und den jeweiligen Referenztechnologien;
- Festlegung der Abschneidekriterien zur Vereinfachung der Betrachtung;
- Festlegung der Allokationsregeln, zum Beispiel für den Umgang mit Neben- und Kuppelprodukten;
- Festlegung der Anforderungen an die Datenqualität in Hinblick auf den technologischen, geographischen und zeitlichen Erfassungsbereich der Analysen;
- Festlegung der abzubildenden Nachhaltigkeitsaspekte.

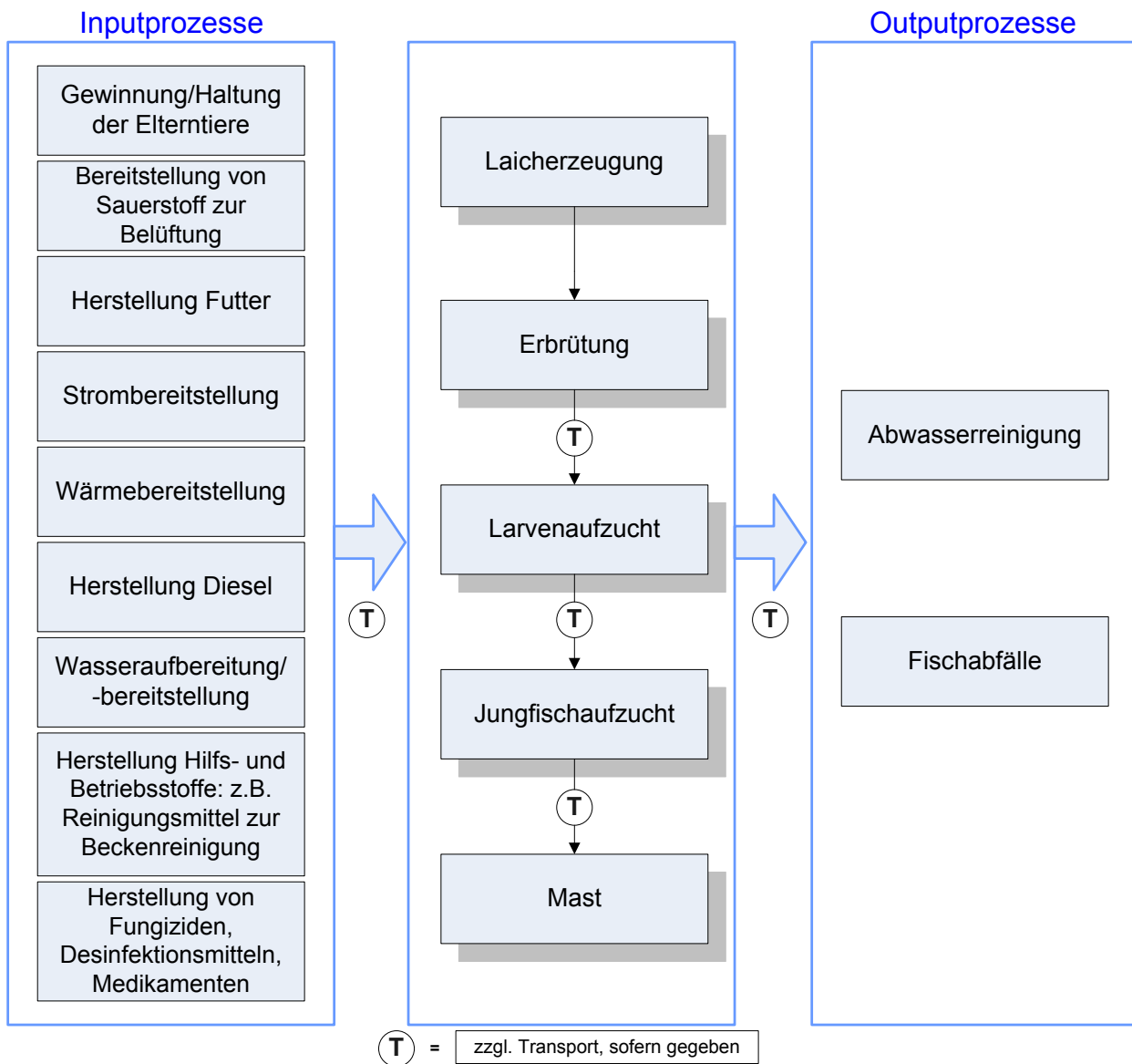
Im Folgenden werden die grundlegenden Rahmenbedingungen bzw. Anforderungskriterien für diese zentralen bilanztechnischen Parameter näher erläutert.

3.1.1. Systemgrenzen

Mit der Festlegung der Systemgrenzen wird allgemein definiert, welche Elemente des jeweiligen Untersuchungsgegenstands Bestandteil der Untersuchung sind und ferner welche (Einzel-) Prozesse in die ökobilanzielle Betrachtung aufgenommen werden sollen. Prozesse wiederum stellen diejenige Ebene der untersuchten Systeme dar, auf der zur Erstellung der ökobilanziellen Untersuchung Daten gesammelt werden.

In Abbildung 2 werden die wesentlichen Kernprozesse einer Zucht von Fischen in Aquakulturen auf generischer Ebene dargestellt. Diese beginnen bei der Laicherzeugung, gefolgt von Erbrütung und Larvenaufzucht sowie Jungfischaufzucht und enden bei der Mast. Für den erfolgreichen Betrieb dieser Kernprozesse müssen im Bereich der Vorketten (in der Abbildung als „Inputprozesse“ dargestellt) die wesentlichen Eingangsgrößen (Inputs) für diese Prozesse bereitgestellt werden. Dazu gehören z.B. die Haltung der Elterntiere, aber auch die Herstellung des benötigten Futters sowie die Bereitstellung von Strom und Wärme. Andererseits müssen auch die bei den Aquakultur-Kernprozessen ggf. anfallenden Abwässer behandelt werden. Diese Behandlung findet in den so genannten „Nachketten“ statt (in der Abbildung als „Outputprozesse“ bezeichnet).

Abbildung 2 Generische Systemgrenzen einer ökobilanziellen Analyse von Aquakultur-Prozesstechnik



Quelle: eigene Darstellung

Es wird darauf hingewiesen, dass die vorherige Abbildung lediglich einen Überblick über die grundsätzlich zu berücksichtigenden Prozesse vermitteln soll, die im Rahmen der Festlegung der Systemgrenzen beachtet werden müssen. Je nach Fragestellung der jeweiligen Analyse können auch nur Ausschnitte aus der abgebildeten Prozesskette betrachtet werden, ggf. sind auch Ergänzungen bzw. ist eine Betrachtung mit einer größeren Detaillierungstiefe erforderlich.

Grundsätzliche Rahmenbedingungen und Hinweise zu dieser fallspezifischen Anpassung können der Klassifizierung der zu bewertenden F&E-Projekte in inhaltlich-thematische Untergruppen (vgl. Kapitel 4) sowie den Dokumentationen zu den einzelnen F&E-Projekten (vgl. Kapitel 6 - 15) entnommen werden.

3.1.2. Funktionalität und funktionelle Einheit

Allgemein dient nach DIN EN ISO 14040:2006 die funktionelle Einheit dazu, einen quantifizierten Bezug zu schaffen, auf den die Input- und Outputflüsse in einer ökobilanziellen Analyse bezogen und auf dessen Basis die Vergleiche zwischen Neuentwicklung und Referenztechnologie durchgeführt werden können.

Dazu müssen für jede zu bewertende Neuentwicklung zunächst die Funktionalität, d.h. der Nutzen bei deren Anwendung sowie ggf. vorhandene Zusatznutzen-Aspekte genau definiert werden. Voraussetzung für einen fairen und belastbaren Vergleich zwischen Neuentwicklung und jeweiliger Referenztechnologie ist die funktionelle Äquivalenz der betrachteten Systeme. Für alle untersuchten Varianten sollten daher die relevanten Nutzen- und Zusatznutzen gleich bzw. vergleichbar sein, Abweichungen müssen entsprechend dokumentiert und bei der Diskussion der Ergebnisse berücksichtigt werden.

Tabelle 1 zeigt einen Überblick der funktionellen Einheiten der im Rahmen der vorliegenden Studie bewerteten F&E-Projekte. Zur Beschreibung der einzelnen F&E-Projekte sowie einer detaillierten Beschreibung der Funktionalitäten und der Herleitung der einzelnen funktionellen Einheiten wird auf die Kapitel 6 - 15 verwiesen.

Tabelle 1 Übersicht über die funktionellen Einheiten für die bewerteten F&E-Projekte

| F&E-Projekt | Kurzbezeichnung | Funktionelle Einheit |
|---|-------------------------------|---|
| Elektrochemische Verfahren in der Aquakultur | EVA | Aufbereitung von 1.000 l Prozesswasser aus der Steinbutt-Aquakultur |
| Ultraschall-UV-Desinfektionssystem für Kreislaufanlagen in der Aquakultur | US/UV | „Single Pass“-Aufbereitung von 1.000 l pathogen-belastetem Wasser |
| Entwicklung einer umweltschonenden Technologie in der Aquakultur zur Entnahme von Stickstoff und Mikropartikeln in Kreislaufanlagen | Verringerung Mikropartikel | Reduktion von 1 kg Nitrat-N aus dem Prozesswasser einer mit Karpfen besetzten Aquakultur-Kreislaufanlage |
| Nährstoff-Recycling in landbasierten marinen Kreislaufanlagen durch die integrierte Produktion von Algenbiomasse | Algenbiomasse | keine Bewertung durchgeführt, siehe Kapitel 9 |
| Biologische Abwasserreinigung in landbasierten marinen Kreislaufanlagen durch integrierte Kultur von Halophyten | Halophyten | Züchtung von Fisch unter Berücksichtigung des über das eingesetzte Futtermittel in das System eingetragenen Stickstoffs in Form von 1 kg Nitrat-N |
| Hormonfreie Tilapiaproduktion sichert nachhaltige Fischproduktion in Deutschland | Hormonfreie Tilapiaproduktion | 1 kg Nettoschlachtkörper, vertriebsfertig |
| Untersuchungen zur Einführung von Felchen (<i>Coregonus lavaretus</i>) als neue Art für die heimische Aquakultur | Felchen | keine Bewertung durchgeführt, siehe Kapitel 12 |

| F&E-Projekt | Kurzbezeichnung | Funktionelle Einheit |
|---|--------------------|---|
| Konzeptstudie zur Erzeugung von Trockenfuttermitteln aus konservierten Nebenprodukten der Süßwasserfischverarbeitung und deren Verwertung durch karnivore Wirtschaftsfischarten | Fischnebenprodukte | 1 kg Fischnebenprodukt als Prozessinput für die Trockenfischfurtherstellung |
| Einsatz der Mikroalge Pavlova spec. als alternatives Futtermittel für die Larvenaufzucht in der marinen Aquakultur | Pavlova | Bereitstellung von 1 kg Futtermittel zur Verfütterung an Kabeljau-Larven |
| Fermentation der Ω -3-Fettsäure Docosahexaensäure (DHA) mit heterotrophen Algen zur Anreicherung von Nematoden für die Fütterung von Shrimp-Larven in der Aquakultur | FeeDH-A-Shrimp | Bereitstellung von 1 kg Shrimps (Frischgewicht) im Postlarvenstadium PL1 |

Quelle: eigene Darstellung

3.1.3. Abschneidekriterien

Prinzipiell wurden aus Gründen der Handhabbarkeit der Bilanzierungen Inputflüsse nicht berücksichtigt, wenn deren Anteil an dem Gesamtergebnis an der Wirkungskategorie kleiner als 1% war. Gleichzeitig wurde sichergestellt, dass der Einfluss der dadurch abgeschnittenen Inputflüsse in der Summe geringer als 5% ausfällt. Der Einfluss dieser generellen Festlegung auf die bilanzierten Ergebnisse wird im Rahmen der Modellierungsannahmen und Ergebnisdarstellung ggf. näher diskutiert.

Grundsätzlich nicht Gegenstand der Modellierung war das so genannte ‚Capital Equipment‘ d.h. Emissionen, die durch die Herstellung und Entsorgung von Anlagen und Gebäuden entlang des Lebensweges der betrachteten Aquakultur-Prozessketten entstehen.

Der Ausschluss der o.a. Punkte wird dadurch gerechtfertigt, dass die betreffenden Prozesse zum einen von geringer Ergebnisrelevanz sind und zum anderen, dass im Vergleich zu den jeweiligen Referenztechnologien keine ergebnisrelevanten Unterschiede zu erwarten sind.

3.1.4. Allokationsregeln

Unter Allokation werden bei der Durchführung von ökobilanziellen Untersuchungen Zuordnungsverfahren verstanden, die dann erforderlich sind, wenn bei den betrachteten Systemen mehrere verwertbare Produkte erzeugt werden bzw. wenn in betrachtete Teilprozesse Stoff- und Energieströme von anderen, nicht betrachteten Systemen einfließen. Grundsätzlich kann zwischen System- und Prozessallokationen unterschieden werden. Prozessallokationen treten bei der Bilanzierung von Aquakultur-Prozessen an zahlreichen Stellen auf, beispielsweise bei der Herstellung von Fischmehl bzw. Fischöl (vgl. Anhang, Kapitel 18.1).

Bei den meisten der aus anderen Studien übernommenen Datensätze, v.a. bei allgemeinen Daten bzw. Literaturdaten, sind bereits Allokationen vorgenommen worden. Diese werden hier nicht explizit aufgeführt, sondern können den betreffenden Quellenangaben bei den verwendeten Datensätzen entnommen werden.

3.1.5. Anforderungen an die Datenqualität

Mit den Anforderungen an Daten und Datenqualität werden in allgemeiner Form die Merkmale der Daten festgelegt, die für die Durchführung der vergleichenden Nachhaltigkeitsanalysen benötigt werden. Nachstehend werden die in dieser Studie zugrunde gelegten Anforderungen zusammenfassend dargestellt:

- **Zeitbezogener Erfassungsbereich.** Bezugsjahr der spezifischen Daten waren je nach Bewertungszeitpunkt der einzelnen F&E-Projekte die Jahre 2012 bis 2014. Die einbezogenen Daten zu Vor- und Nachketten bilden den aktuellen Stand der Technik sowie die derzeitigen energie- und abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen ab, die allgemeinen Daten (zum Beispiel Energievorketten und Transportdaten) spiegeln die Situation für ca. 2005 wider.
- **Geographischer Erfassungsbereich.** Die spezifischen Daten für die neu entwickelten Aquakulturprozesse wurden von den jeweiligen Forschungsmittelnehmern erhoben. Ausnahmslos handelt es sich dabei um Forschungsstandorte in Deutschland. Für die Energie- und Wasserbereitstellung sowie Herstellungs-, Entsorgungs- und Verwertungsprozesse wurden deutsche bzw. mitteleuropäische Daten zugrunde gelegt.
- **Technologischer Erfassungsbereich.** Die erfassten spezifischen Daten einschließlich ihrer Vor- und Nachketten bei den jeweils betrachteten Referenztechnologien spiegeln den aktuellen Stand der Technik sowie die derzeitigen Rahmenbedingungen wider. Die zu bilanzierenden Technologien wurden stets so ausgewählt, dass sie für die jeweilige Neuentwicklung repräsentativ sind und die derzeit vorherrschende Technologie repräsentieren. Die aus Datenbanken verwendeten generischen Daten entsprechen einem mittleren Stand der Technik.²

Bei den im Rahmen dieser Studie zu erhebenden Primärdaten wurde durch verschiedene Methoden sichergestellt, dass die Datenqualität mit der Zielsetzung und dem Untersuchungsrahmen einhergeht. Konkret wurden folgende Schritte unternommen:

- Es wurden ausschließlich Daten für die Modellierung der Sachbilanzdaten verwendet, bei denen die Herkunft sowie die Art der Erhebung und Messung mit so genannten Metadaten hinterlegt werden konnten.
- Alle Primärdaten wurden einer Konsistenzprüfung unterzogen, d.h. es wurde geprüft, ob die Verhältnisse der Input- und Output-Flüsse plausibel sind. Ferner wurde bei identischen oder vergleichbaren Prozessen ein interner Quervergleich zwischen den Angaben der verschiedenen Forschungsmittelnehmer bzw. ein Abgleich mit vorhandenen Literaturangaben vorgenommen. In einigen Fällen konnten so einzelne fehlerhafte Angaben (z.B. Berechnungsfehler bei Ermittlung von stoffstrombezogenen spezifischen Daten bzw. Missverständnisse (z.B. in Hinblick auf die Bezugsgröße bzw. den Bezugsrahmen von spezifischen Daten) identifiziert und behoben werden.

Insgesamt liegen den vergleichenden Nachhaltigkeitsanalysen Daten zugrunde, mit denen die Fragestellung und Zielsetzung dieser Studie in angemessener Qualität verfolgt werden kann. Wo vor dem Hintergrund von Datenlücken Annahmen getroffen werden, sind diese im Bericht an der jeweiligen Stelle dokumentiert und – sofern es sich um ergebnissensitive Annahmen handelte – wurden Sensitivitätsanalysen durchgeführt sowie Szenarien berechnet.

² Darunter ist zu verstehen, dass die aus Datenbanken verwendeten Datensätze so erhoben wurden, dass weder Daten zur bestverfügbaren Technik noch zu veralteten Anlagen erhoben wurden.

3.1.6. Identifizierung der relevanten Nachhaltigkeitsaspekte

Bei allen in diesem Bericht dokumentierten Nachhaltigkeitsanalysen wurde der Vergleich zwischen Neuentwicklung und Referenztechnologie zunächst auf der Ebene der ökologischen Aspekte durchgeführt. Diese Festlegung beruht auf der grundlegenden Annahme, dass die Umweltfreundlichkeit einer Neuentwicklung die Grundvoraussetzung für einen positiven Beitrag in Hinblick auf eine nachhaltige Aquakultur darstellt. Die im Einzelnen im Rahmen dieser ökologischen Betrachtungsweise berücksichtigten Parameter, die so genannten Standard-Umweltwirkungskategorien, werden in Kapitel 3.3 näher erläutert.

In Ergänzung zur ökologischen Dimension wurden im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen auch weitere Aspekte der Nachhaltigkeit berücksichtigt, sofern dies entsprechend der bei den einzelnen F&E-Projekten aufgrund der vorliegenden spezifischen Rahmenbedingungen und Funktionalitätsgesichtspunkte für einen umfassenden Vergleich mit der jeweiligen Referenztechnologie erforderlich war.

In diesem Zusammenhang sind beispielsweise ökonomische Aspekte zu nennen. Diese mussten sich jedoch aufgrund der verfügbaren Daten auf einzelne Kostenarten beschränken, wobei zu den betrachteten Kostenarten³ v.a. Kosten für Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffe während der Nutzenphase gehören. Für eine umfassende Bewertung der zu vergleichenden Verfahren unter Kosten-Nutzen-Aspekten wäre es erforderlich, eine kommerzielle Fischzuchtanlage inklusive der jeweiligen Anschaffungs- und Installationskosten zu betrachten. Da für eine solche Analyse bei keinem der betrachteten F&E-Projekte zum Zeitpunkt der Untersuchung entsprechende belastbare Daten vorlagen, musste sich die Betrachtung ökonomischer Aspekte und damit die Frage nach der Ökoeffizienz der Neuentwicklung auf eine punktuelle Ergänzung der ökologischen Analyse beschränken. Ein typisches Beispiel hierfür war ein ökonomischer Vergleich der Verbrauchsmaterialien, die für den Betrieb eines Ultraschall-UV-Desinfektionssystems für Kreislaufanlagen benötigt werden (vgl. Kapitel 6.7).

Ein weiterer wichtiger Nachhaltigkeitsaspekt von Aquakulturanlagen bezieht sich auf den Tiererschutz bzw. das Tierwohl der in den Anlagen gezüchteten Fische. In diesem Zusammenhang ist insbesondere die Stressbelastung der Tiere ein wichtiger Parameter. Tierschutzaspekte werden jedoch auch durch die Wasserqualität in den Kreislaufanlagen (z.B. Mikroflora im Wasser) sowie den gezielten Einsatz synthetischer Hormone (z.B. die Verwendung von Methyltestosteron in der Tilapia-Zucht) adressiert. Auf die zuvor genannten Gesichtspunkte wird in den Kapiteln 8.8 bzw. 11.4 näher eingegangen.

3.2. Datenerhebung und Modellierung der Sachbilanzen

Zu Beginn der Untersuchung stand eine orientierende Betrachtung (Screening), welche Daten für die Bilanzierung der zu untersuchenden Systeme erforderlich sind. Entsprechend der Zielsetzung der Studie lag der Fokus auf einer Datengrundlage, die möglichst robuste Aussagen hinsichtlich der Unterschiede zwischen Neuentwicklung und jeweiliger Referenztechnologie ermöglicht.

Auf der Grundlage dieses Screenings wurde in einem iterativen Prozess und in enger Abstimmung mit den Forschungsmittelnehmern für jedes zu bewertende F&E-Projekt festgelegt, welche Sachbilanzdaten entsprechend der zuvor festgelegten Systemgrenzen ermittelt werden müssen. Dabei

³ Als Kostenarten wird die in einem Unternehmen vorgenommene Unterteilung der bestehenden Gesamtkosten, die nach bestimmten Kriterien aufgeschlüsselt werden, bezeichnet. In der Praxis wird häufig eine Unterscheidung nach Investitionskosten, Personalkosten, Werkstoffkosten (einschließlich Verbrauchsmaterialien) sowie Kapitalkosten vorgenommen.

wurde unterschieden zwischen spezifischen Daten (zum Beispiel Ausbeute, Erträge, Verbrauch an Hilfs- und Betriebsstoffen) und allgemeinen Daten zu umweltrelevanten Stoff- und Energieströmen (etwa Bezug von elektrischer Energie aus dem Stromnetz).

Während die allgemeinen Daten aus Ökobilanz-Datenbanken (z.B. Ecolinvent), Literaturwerken oder Statistiken entnommen bzw. abgeleitet werden konnten, wurde die Erhebung der spezifischen Primärdaten entsprechend der nachfolgend skizzierten Vorgehensweise durchgeführt:

- **Analyse der Struktur des Lebenswegs und der relevanten Prozessketten.** Die Systemgrenzen für die Datenerfassung wurden auf Basis von Flussdiagrammen zu den Prozessabläufen der Neuentwicklungen festgelegt, die von den Forschungsnehmern zur Verfügung gestellt wurden und für das Öko-Institut als Grundlage für die Ausarbeitung von Fragebögen zur Erhebung von Primärdaten⁴ dienten. Dabei wurde konkret so vorgegangen, dass für die zu bewertenden F&E-Projekte die Datenerhebung durch die jeweiligen Forschungsmittelnehmer selbst und nicht durch das Öko-Institut erfolgte. Um das konkrete Vorgehen zur Datenerhebung möglichst effektiv und effizient zu gestalten, wurde das grundlegende Datenerfassungskonzept vom Öko-Institut im Rahmen eines zweitägigen Auftaktseminars am 08. und 09. Juni 2011 unter Beteiligung der DBU, aller Forschungsmittelnehmer sowie externer Expertinnen und Experten vorgestellt, mit allen Teilnehmerinnen und Teilnehmern diskutiert und verabschiedet. Auf der Basis dieses grundlegenden Datenerfassungskonzepts wurden mit den einzelnen Forschungsmittelnehmern zu Beginn der Datenerfassung für das jeweilige F&E-Projekt ein individuelles Auftaktgespräch geführt, welches entweder als Vor-Ort-Termin oder telefonisch organisiert wurde.
- **Erhebung von Primärdaten.** Die einzelnen Primärdaten (z.B. Einsatz von thermischer und elektrischer Energie, Einsatz von Hilfsmitteln, Abfälle entlang der Produktion, etc.) zur Abbildung einzelner Prozesskettenabschnitte der Aquakulturverfahren wurden schließlich von den Forschungsmittelnehmern mit Hilfe der vom Öko-Institut erstellten Fragebögen (siehe Abbildung 3) zusammengestellt. Zusätzlich zu den eigentlichen Sachbilanzdaten wurden von den Forschungsmittelnehmern innerhalb des Fragebogens auch Angaben zur jeweiligen Datenqualität⁵ der erhobenen Rohdaten dokumentiert. Während der Datenerhebung wurden eventuelle Rückfragen zwischen dem Forschungsmittelnehmer und dem Öko-Institut per Telefon und E-Mail geklärt. Die einzelnen Fragebögen der bewerteten F&E-Projekte befinden sich in der elektronischen Anlage zu diesem Bericht.
- **Validierung der Daten.** Die von den Forschungsmittelnehmern erfassten Sachbilanzdaten wurden vom Öko-Institut auf Vollständigkeit und Plausibilität überprüft. Sofern erforderlich, wurde eine Validierung mit Literaturdaten vorgenommen. Ggf. erforderliche Abstimmungen bzw. Vergewisserungen erfolgten bilateral mit den Forschungsmittelnehmern.

⁴ Im Rahmen der Erhebung der Primärdaten wurden Energieverbrauchsdaten, sowie weitere In- und Output-Daten (z.B. Wasserverbrauch, Einsatz von Hilfsstoffen, anfallende Reststoffe, Abwasserdaten) zu den einzelnen Prozessschritten abgefragt.

⁵ Hierbei wurde z.B. betrachtet, ob es sich bei den Daten um gemessene, berechnete oder abgeschätzte Werte handelt.

Abbildung 3 Fragebogen zur Ermittlung spezifischer Daten

| Datensammlung Aquakultur - 1 Wasseraufbereitung | | | | | |
|--|--------------------|--------------------------------|--------------------|---------------------------|---|
| Anmerkungen: 1) Sollte sich die Bezugsgröße gegenüber der in Blatt "Bezugsgröße" gemachten Angabe unterscheiden, bitten wir Sie, dies an den entsprechenden Stellen anzumerken und genau 2) Wenn sich die Daten nicht einzelnen Prozessabschnitten zuordnen lassen, dann geben Sie bitte Gesamtwerte an und beschreiben genau auf welche zusammengefassten Prozess bezieht. 3) Betriebs-/Hilfsstoffe sind z.B. Reinigungsmittel, Schmieröl etc. Falls Sie diese nicht im Detail erfassen können, geben Sie bitte aggregierte Werte mit klaren Erläuterungen an. | | | | | |
| Energie-Input: Elektrizität | | | | | |
| Nr. | Name des Prozesses | Menge | Einheit (z.B. kWh) | DHI | Anmerkungen: bitte angeben Strom 1) aus Stromnetz oder 2) aus interner Produktion (ggf. nach Erzeugungsart spezifizieren) oder 3) handelt es sich um Öko-Strom? Wenn ja, ist dieser zertifiziert? Von wem wurde er zertifiziert? Bitte spezifizieren. |
| | Beispielprozess | 19 | kWh/t | B-I-m | |
| 1.1 | Wasserpumpen | 23,7 | kWh/t | kWh/t | keine |
| 1.2 | Filteranlagen | 5,6 | kWh/t | kWh/t | |
| 1.3 | | | | | |
| 1.4 | | | | | |
| 1.5 | | | | | |
| | Summe | | | | |
| Material-Input: Betriebsstoffe und/oder Hilfsstoffe (bitte in der Spalte "Name" den Materialname spezifizieren) | | | | | |
| Nr. | Name des Prozesses | Name der Betriebs-/Hilfsstoffe | Menge | Einheit (z.B. kg, Tonnen) | DHI |
| | Beispiel | Beispiel | 0,5 | kg/t | B-I-m |
| 1.1 | Reinigungsmittel | abc | 0,5 | kg/t | B-II-m |
| 1.2 | | | | | |
| 1.3 | | | | | |
| 1.4 | | | | | |
| 1.5 | | | | | |
| Material-Input: Wasserverbrauch | | | | | |

Quelle: eigene Darstellung

Die modelltechnische Abbildung sowohl der allgemeinen als auch der spezifischen Daten sowie die Berechnung der jeweiligen Stoff- und Energieflüsse wurden mit Hilfe der kommerziell verfügbaren Ökobilanzsoftware „Umberto“ (Version 5.6) durchgeführt. Zur Berechnung der Sachbilanz wurden die in den einzelnen F&E-Projekten identifizierten Prozesse zu Bilanznetzen verknüpft und anschließend unter Berücksichtigung der festgelegten funktionellen Einheit berechnet. Dieses Bilanzierungsmodell ermöglicht Ergebnisdarstellungen der Sachbilanzen, die über globale Input/Output-Tabellen hinausgehen: So können die Ergebnisse auch nach Modulen bzw. Teilbilanzen ausgewiesen werden. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden diese tiefer gehenden Auswertungen und Darstellungen der Ergebnisse für diejenigen Teilprozesse bzw. Subnetze vorgenommen, die einen hohen Beitrag zu den jeweiligen Ergebnissen aufwiesen.

3.3. Wirkungsabschätzung und Auswertung

Allgemein werden in der Wirkungsabschätzung die potenziellen Umweltwirkungen auf der Basis der Ergebnisse der Sachbilanz ermittelt. Hierzu werden die Ergebnisse der Sachbilanz mit spezifischen Wirkungskategorien und Wirkungsindikatoren verknüpft, um die hieraus resultierenden potenziellen Wirkungen zu erkennen.

Dabei wurden zunächst die ermittelten Sachbilanzdaten zu Umweltwirkungskategorien zugeordnet (Klassifizierung). In einem zweiten Schritt wurden die Sachbilanzdaten innerhalb der Wirkungskategorien modelliert (Charakterisierung) und anschließend im dritten Schritt die Standard-Umweltwirkungskategorien ermittelt.

Dabei handelt es sich um

- den Verbrauch energetischer Ressourcen (KEA),
- das Treibhausgaspotenzial (GWP),
- das Versauerungspotenzial (AP),
- das Eutrophierungspotenzial (EP) sowie
- das Photooxidantien-Bildungspotenzial (POCP).

Weitere mögliche Wirkungskategorien, wie beispielsweise das Ozonabbaupotenzial sowie die Flächeninanspruchnahme wurden für die in der vorliegenden Studie untersuchten Fragestellungen und Prozesse als nicht relevant eingeschätzt und daher nicht näher betrachtet.

Im Folgenden werden die berücksichtigten Wirkungskategorien näher beschrieben.

3.3.1. Kumulierter Energieaufwand (KEA)

Der kumulierte Energieaufwand (KEA) ist ein Maß für den gesamten Verbrauch an energetischen Ressourcen, die für die Bereitstellung eines Produkts oder einer Dienstleistung benötigt werden. Darüber hinaus wird im KEA auch der Energiegehalt bilanziert, der im Produkt selbst enthalten ist. Der KEA weist alle nicht-erneuerbaren und erneuerbaren energetischen Ressourcen als Primärenergiewerte aus. Zur Berechnung des KEA wird der obere Heizwert der verschiedenen Energieträger angesetzt. Das Ergebnis wird in MJ (Megajoule) oder GJ (Gigajoule) ausgewiesen.

3.3.2. Treibhausgaspotenzial (engl. „Global Warming Potential“, GWP)

Unter dem Treibhauseffekt wird die klimarelevante Veränderung der Atmosphäre durch den anthropogenen Beitrag von Treibhausgasemissionen verstanden, die zu einer Erwärmung der Erde führt. Zur Erfassung des Treibhauspotenzials werden die in der Sachbilanz erfassten Treibhausgase (z.B. CO₂, Methan, Lachgas) mit sogenannten Charakterisierungsfaktoren⁶ multipliziert, die ihre Klimarelevanz in Relation zu CO₂ mit dem Charakterisierungsfaktor 1 abbilden, und die einzelnen Beiträge addiert. Die Charakterisierungsfaktoren (GWP-100) stammen aus der Veröffentlichung des Assessment Reports von IPCC im Jahr 2007 (IPCC 2007). Auf diese Weise wird das Treibhausgaspotenzial in Form von CO₂-Äquivalenten (CO₂e) errechnet, das Ergebnis hat die Einheit kg CO₂e.

3.3.3. Versauerungspotenzial (engl. „Acidification Potential“, AP)

Das Versauerungspotenzial fasst Emissionen zusammen, die Säuren sind, oder zur Versauerung in der Luft, im Wasser oder im Boden beitragen. Die wichtigsten Substanzen, die zu einer Erniedrigung des pH-Wertes von Niederschlagswasser führen und damit ein Versauerungspotenzial besitzen, sind Schwefeldioxid (SO₂), Stickoxide (NO_x) und Ammoniak⁷ (NH₃). Schwefeldioxid dient als Leitindikator für die Quantifizierung des Versauerungspotenzials. Der Gesamtbeitrag wird als Summe der einzelnen Emissionen und ihrem jeweiligen Versauerungspotenzial ermittelt, ausgedrückt als SO₂e-Äquivalente SO₂e. Die Charakterisierungsfaktoren sind der Datenbank CML-IA

⁶ Faktor, der aus einem Charakterisierungsmodell abgeleitet wurde, das für die Umwandlung der zugeordneten Sachbilanzergebnisse in die gemeinsame Einheit des Wirkungsindikators angewendet wird [DIN EN ISO 14044].

⁷ Die versauernde Wirkung von Ammonium beruht darauf, dass es in Böden durch Mikroorganismen zu Nitrat oxidiert wird, wobei Protonen freigesetzt werden (verborgene Säure).

des Institute of Environmental Sciences der Universität Leiden entnommen (CML 2011). Das Versauerungspotenzial wird in kg bzw. g SO₂e angegeben.

3.3.4. Eutrophierungspotenzial (engl. „Eutrophication Potential“, EP)

Die übermäßige Anreicherung von Böden und Gewässern mit Nährstoffen meist in Form von Stickstoff- und Phosphorverbindungen wird als Eutrophierung oder Überdüngung bezeichnet. Die Anreicherung von Nährstoffen kann eine Verschiebung der Artenzusammensetzung und eine erhöhte Biomasseproduktion in aquatischen und terrestrischen Ökosystemen bewirken. Das aquatische und terrestrische Eutrophierungspotenzial von Nährstoffemissionen in Luft, Gewässer und Boden wird mit Hilfe von PO₄-Äquivalenten (PO₄e) zu einer Maßzahl aggregiert. Die Charakterisierungsfaktoren sind der Datenbank CML-IA des Institute of Environmental Sciences der Universität Leiden entnommen (CML 2011). Das Ergebnis wird in kg bzw. g PO₄e ausgewiesen.

3.3.5. Photooxidantien-Bildungspotenzial (engl. „Photochemical Ozone Creation Potential“, POCP)

Die photochemische Bildung von Ozon in bodennahen Luftschichten ist das Resultat der Reaktion von Stickoxiden (NO_x) mit flüchtigen organischen Kohlenwasserstoffen (VOC) unter dem Einfluss von UV-Licht. Dieser Vorgang wird auch als Sommersmog bezeichnet. Dabei wirkt NO_x als Katalysator. Ozon schädigt das menschliche respiratorische System, aber auch Pflanzen. Die Ozonbildung ist nicht linear mit der NO_x-Konzentration korreliert. Zur quantitativen Erfassung des Sommersmogs wird das Photooxidantien-Bildungspotenzial (POCP) definiert. Als Leitindikator wird Ethylen (C₂H₄) verwendet. Die Charakterisierungsfaktoren sind der Datenbank CML-IA des Institute of Environmental Sciences der Universität Leiden entnommen (CML 2011). Die Einheit für die Ergebnisse dieser Wirkungskategorie lautet kg bzw. g C₂H₄e.

Im Rahmen der **Auswertung** werden zunächst die **Gesamtergebnisse** dargestellt, die für die zuvor skizzierten Wirkungskategorien ermittelt werden konnten. Auf dieser Basis wird eine Beurteilung des Ergebnisportfolios auf der Grundlage einer Beitrags-, Sensitivitäts- und Signifikanzanalyse durchgeführt:

- **Beitragsanalyse:** Im Rahmen der Beitragsanalyse wird untersucht, welche Prozesse bzw. Prozessparameter am stärksten zum Gesamtergebnis beitragen. Ziel dieser Betrachtung ist neben einer Plausibilitätsprüfung die Identifizierung derjenigen Parameter, die aufgrund ihrer Relevanz einen Erfolg versprechenden Ausgangspunkt für eine Optimierung der betrachteten Neuentwicklung unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten liefern. Diese Optimierungspotenziale werden im Rahmen der Auswertung näher spezifiziert sowie in Hinblick für die jeweils erforderlichen Voraussetzungen und Erfolgsaussichten diskutiert.
- **Sensitivitätsanalyse:** Im Zuge der Auswertung wird ebenfalls überprüft, wie stark sich die ermittelten Ergebnisse in Abhängigkeit von Annahmen und Randparametern verändern können. Dies geschieht durch Variation der als besonders sensitiv identifizierten Parameter (z.B. in Form einer so genannten „Best Case“- bzw. „Worst Case“-Annahme) und Ermittlung der zugehörigen Ergebnisse für die betrachteten Systeme.
- **Signifikanzanalyse:** Gegenstand der Signifikanzanalyse ist die Frage, wie belastbar die Schlussfolgerungen und Empfehlungen schließlich in Abhängigkeit der Ergebnisse der Beitrags- und der Sensitivitätsanalyse sind. Auf diesen Aspekt wird bei der Dokumentation im Rahmen der Ergebnisdiskussion (vgl. jeweils Unterkapitel „Fazit und Ausblick“, siehe z.B. Kapitel 6.8) näher eingegangen.

4. Überblick zu den bewerteten F&E-Projekten

Die folgende Tabelle enthält eine Übersicht derjenigen Aspekte, die im Rahmen der vorliegenden Studie bei den zu bewertenden F&E-Projekten bezüglich ihrer Relevanz überprüft und anschließend quantitativ bzw. qualitativ ausgewertet wurden. Im Mittelpunkt der quantitativen Analyse stehen die im Rahmen der ökobilanziellen Betrachtung ermittelten und in Kapitel 3.3 bereits beschriebenen Standard-Wirkungskategorien. Tabelle 2 kann entnommen werden, dass (mit Ausnahme des F&E-Projekts „US/UV“⁸) bei allen bewerteten Projekten die Standard-Wirkungskategorien quantitativ ermittelt wurden.

In Ergänzung zu der Ermittlung ökobilanzieller Parameter wurden auch bei allen F&E-Projekten ökonomische Kriterien auf ihre Relevanz für eine vergleichende Nachhaltigkeitsbetrachtung überprüft. Jenseits der ökonomischen Gesichtspunkte wurden bei einzelnen F&E-Projekten auch weitere Nachhaltigkeitsgesichtspunkte berücksichtigt; zu nennen sind hier insbesondere ergänzende qualitative Überlegungen zu Aspekten des Tierwohls beim F&E-Projekt „Verringerung Mikropartikel-fracht“ sowie die qualitative Untersuchung zum Einfluss des Hormoneinsatzes in der Tilapienzucht.

Tabelle 2 Übersicht der bei den bewerteten F&E-Projekten berücksichtigten Aspekte

| Nr. | Kurztitel ⁹ | Quantitative Auswertung ökologischer Aspekte | | | | | Check ökonomischer Aspekte | Weitere / besondere Aspekte |
|-----|-------------------------------|--|-----|------|------|------|----------------------------|---|
| | | KEA | GWP | AP | EP | POCP | | |
| 1 | EVA | Ja | Ja | Ja | Ja | Ja | Ja | Quantifizierung ökonomischer Aspekte beim Einsatz der verglichenen Verfahren |
| 2 | US/UV | Nein | Ja | Nein | Nein | Nein | Ja | - |
| 3 | Verringerung Mikropartikel | Ja | Ja | Ja | Ja | Ja | Ja | ergänzende qualitative Überlegungen zu Aspekten des Tierwohls |
| 4 | Algenbiomasse | keine Bewertung durchgeführt, siehe Kapitel 9 | | | | | | |
| 5 | Halophyten | Ja | Ja | Ja | Ja | Ja | Nein | - |
| 6 | Hormonfreie Tilapiaproduktion | Ja | Ja | Ja | Ja | Ja | Ja | qualitative Untersuchung zum Einfluss des Hormoneinsatzes in der Tilapienzucht |
| 7 | Felchen | keine Bewertung durchgeführt, siehe Kapitel 12 | | | | | | |
| 8 | Fischnebenprodukte | Ja | Ja | Ja | Ja | Ja | Ja | entwicklungsbegleitende Bewertung verschiedener Technologieoptionen für die Konservierung von Fischnebenprodukten |
| 9 | Pavlova | Ja | Ja | Ja | Ja | Ja | Ja | - |
| 10 | FeeDH-A-Shrimp | Ja | Ja | Ja | Ja | Ja | Ja | - |

⁸ Die Begründung für die bei diesem Projekt vorgenommene Vereinfachung befindet sich in Kapitel 7.3.

⁹ Die zugehörigen ausführlichen Titel der F&E-Projekte können Tabelle 1 in Kapitel 3.1.2 entnommen werden.

Des Weiteren wird darauf hingewiesen, dass zusätzlich zu der vergleichenden Bewertung der Neuentwicklung relativ zur jeweils identifizierten Referenztechnologie (die üblicherweise gegen Ende bzw. nach Abschluss des F&E-Arbeiten terminiert wurde) im Falle des F&E-Projektes „Fischnebenprodukte“ auch eine entwicklungsbegleitende Bewertung verschiedener Technologieoptionen für die Konservierung von Fischnebenprodukten durchgeführt wurde.

In Hinblick auf ihre inhaltliche Ausrichtung lassen sich die verschiedenen F&E-Projekte in insgesamt vier thematische Gruppen unterteilen, wobei diese Gruppen jeweils besonders relevante Prozesse der in Kapitel 3.1.1 vorgestellten Aquakultur-Prozesskette adressieren. Im Einzelnen handelt es sich dabei um die folgenden Gruppen und Zuordnungen:

- **Gruppe 1: Wasseraufbereitung / Entkeimung**

- EVA
- US/UV

- **Gruppe 2: Nährstoffelimination**

- Verringerung Mikropartikel
- Algenbiomasse
- Halophyten

- **Gruppe 3: Futtermittelproduktion**

- Fischnebenprodukte
- Pavlova
- FeeDH-A-Shrimp

- **Gruppe 4: Besatzfischgewinnung**

- Hormonfreie Tilapiaproduktion
- Felchen

5. Technologiebezogene Hintergrundinformationen

Bevor in den Kapiteln 6 bis 15 die Ergebnisse der vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertungen für die im Rahmen der vorliegenden Studie betrachteten F&E-Projekte vorgestellt werden, enthalten die folgenden Unterkapitel technologiebezogene Erläuterungen zu zentral wichtigen Prozessen der Aquakultur-Prozesskette, die für mehrere F&E-Projekte von Relevanz sind und daher vorab als Hintergrundinformationen zur Verfügung gestellt werden sollen. Im Einzelnen handelt es sich dabei um die Kreislauftechnologie (Kapitel 5.1), die Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung (Kapitel 5.2) sowie den Prozess der Nährstoffelimination (Kapitel 5.3).

5.1. Kreislauftechnologie

In der Aquakultur werden verschiedene Anlagentypen unterschieden. Neben traditionellen Formen der Teichwirtschaft, dem Netzgehege und sogenannten Durchflussanlagen kommt mit geschlossenen Kreislaufanlagen (engl. „Recirculating Aquaculture Systems“, RAS) einer neuen Fischzuchttechnik eine wachsende Bedeutung zu. Eine Kreislaufanlage umfasst, neben dem eigentlichen Fischhaltebecken, einen Prozesswasseraufbereitungskreislauf mit weiteren Becken und verschiedenen, je auf die Bedürfnisse der Besatzfische angepassten Wasseraufbereitungsprozessen.

In der Theorie wird das Prozesswasser innerhalb eines geschlossenen Aufbereitungskreislaufs geführt. Das macht geschlossene Kreislaufanlagen prinzipiell standortunabhängig von der Verfügbarkeit von Frischwasser. In der Praxis kommen Kreislaufanlagen nach dem aktuellen Stand der Technik noch nicht ohne eine gewisse Wasseraustauschrate aus. Sie bedürfen also nach wie vor einer Frischwasserzufuhr, wobei Wasseraustauschraten von etwa 1% des Gesamtanlagenvolumens den derzeitigen Stand an bester verfügbarer Technologie (BVT) darstellen. Das Prozesswasser in einer Kreislaufanlage wird mehrmals täglich mittels einer Pumpe umgewälzt und passiert dabei in aller Regel mehrere Reinigungsstufen, bevor es wieder zurück in das Fischhaltebecken geführt wird.

Unter den Kreislaufanlagen lassen sich Süß- und Salzwasseranlagen unterscheiden. Für die kommerzielle Anwendung einer Süßwasseraquakultur gibt es bereits erste kommerziell betriebene Anlagen in Deutschland. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt (Anfang 2015) gibt es im Saarland ebenfalls eine kommerziell betriebene Salzwasser-Kreislaufanlage in Deutschland.¹⁰ Weitere kommerziell betriebene landbasierte marine Aquakultursysteme finden sich derzeit bereits in Norwegen.

5.2. Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung

Bei der Reinigung des Abwassers aus Aquakulturanlagen besteht die Herausforderung darin, die Prozesswasseraufbereitung in Form eines geschlossenen Reinigungskreislaufs von der weiteren Behandlung des anfallenden Abwassers abzutrennen, auch wenn beide Prozesse in aller Regel eng miteinander verknüpft sind. Dazu wird das belastete Wasser aus dem Fischhaltebecken zunächst in einen Reinigungskreislauf gepumpt und passiert dort zunächst eine mechanische Reinigungsstufe (auch mechanische Vorklärung genannt). Hierzu wird das Wasser durch mechanische Siebfilter geleitet, welche zunächst größere Partikel aus dem Prozesswasser herausfiltern. Die mechanische Reinigungsstufe besteht häufig aus einem Trommelsiebfilter, kann aber z.B. auch aus einem Wirbelstromgenerator, Zyklon-Abscheider, oder aber anderen mechanischen Siebprozessen bestehen. Die Abwasserreinigung ist in der Regel an eine mechanische Reinigungsstufe gekoppelt (siehe hierzu auch den folgenden Abschnitt). Nach Passage einer mechani-

¹⁰ <http://www.sw-vk.de/gav/fischzucht/>; abgerufen am 25.02.2015.

schen Reinigungsstufe gelangt das Wasser entweder in ein Sammelbecken, an welches sich die weiteren Wasseraufbereitungsschritte anschließen, oder aber die einzelnen Prozessschritte werden nacheinander folgend, d.h. in Reihenschaltung durchlaufen. Im Zuge der biologischen Reinigungsstufe wird schließlich eine Nitrifikation und Denitrifikation durchgeführt, wobei potenziell toxische Stoffwechselprodukte der Besatzfische von nitrifizierenden bzw. denitrifizierenden Bakterien zunächst zu Nitrat und anschließend zu molekularem Stickstoff abgebaut werden. Die Denitrifikation erfolgt unter Sauerstoffausschluss durch anaerobe Bakterienstämme (Zur Bedeutung der Vorgänge im Rahmen der Nitrifikation und Denitrifikation siehe auch die Ausführungen in Kapitel 8.1) Die chemische Reinigungsstufe, deren Hauptziel die Inaktivierung von Keimen (Bakterien, Viren, Pilze, etc.) ist, erfolgt klassischerweise durch Zugabe von Ozon in den Gegenstrom-Wechselfilter der Proteinabschäumung. Neben der Zugabe von Ozon können dieser Reinigungsstufe noch weitere Prozesse, wie zum Beispiel die Behandlung des Wassers mit UV-Licht oder Ultraschall zugeschaltet werden. Abschließend wird das aufbereitete Prozesswasser mit Sauerstoff aufgefrischt, bevor es schließlich zurück ins Fischhaltebecken geleitet wird.

Neben der Prozesswasseraufbereitung ist hier noch die Abwasserbehandlung zu betrachten. In aller Regel fällt das Abwasser durch einen Spülkreislauf im Zuge der mechanischen Klärung an. Gespült wird ebenfalls mit Prozesswasser, der anfallende Schlamm wird daraufhin abgezogen. In kommerziell betriebenen Anlagen wird sich eine weitere Behandlung des Schlammes anschließen. So wird dieser zunächst durch Wasserentzug eingedickt und kann als Energieträger weiter verwendet werden.

5.3. Nährstoffelimination

Bei den F&E-Projekten, bei denen die Nährstoffelimination im Vordergrund steht, besteht eine wesentliche Herausforderung darin, wie sich unerwünschte Stoffeinträge aus geschlossenen Aquakultur-Kreislaufanlagen in die Umwelt vermeiden lassen. Durch konsequentes Stoffstrommanagement sollen effektive Stoff- und Energiekreisläufe aufgebaut werden, die einen solchen Austrag verhindern können. Hierzu setzen die F&E-Projekte bei dem anfallenden Abwasser an. Hierin besteht auch der Hauptunterschied zu den F&E-Projekten, bei denen es in erster Linie um die Behandlung des Prozesswassers geht. Die Bezeichnung des Clusters „Nährstoffelimination“ sollte jedoch nicht fälschlicherweise als die Behandlung bzw. Handhabung eines reinen Output-Problems missverstanden werden. Vielmehr besteht bei diesen Projekten die Zielsetzung darin, die im Abwasser enthaltenen Nährstoffe zu separieren und diese als Wertstoffe für den Fluid-Kreislauf in geschlossenen Aquakulturkreislaufanlagen zurückzugewinnen. Hierzu werden die gewonnenen Nährstoffe im Zuge einer integrierten Produktion zum Aufbau hochwertiger Biomasse in Form von Sekundärorganismen eingesetzt. Als Sekundärorganismen kommen hier sowohl bestimmte Algen als auch die Biomasseproduktion durch grüne Landpflanzen in Betracht. Das zuvor ungenutzte Abwasser wird dabei für den Prozesswasserkreislauf zurückgewonnen. Dies wirkt sich ebenfalls positiv auf die tägliche Wasserbedarfsrate und die damit verbundenen umwelt- und wirtschaftlichkeitsrelevanten Aufwendungen der Aquakultur-Anlagen aus. Die im Zuge der Nährstoffelimination zusätzlich gewonnene Biomasse kann entweder direkt in den trophischen Kreislauf des Systems rückgeführt werden oder alternativ auch als Sekundärprodukt weitervermarktet werden.

6. F&E-Projekt I: Elektrochemische Verfahren in der Aquakultur

6.1. Einführung

Der Inaktivierung von Krankheitserregern (Bakterien, Viren, Pilze, etc.) kommt in der Aquakultur eine wesentliche Aufgabe zu. Dies gilt insbesondere auch für geschlossene Kreislaufanlagen (Bullock et al. 1997). In der Prozesswasseraufbereitung ist hierfür in aller Regel eine chemische Reinigungsstufe verantwortlich. Das klassische Verfahren zur chemischen Desinfektion des Prozesswassers ist die Ozonierung, bei der Ozon (O_3) als Oxidationsmittel eingesetzt wird (Summerfelt 2003). Die Ozonierung erfolgt in aller Regel im Rahmen der Proteinfiltration in so genannten Abschäumern.¹¹ Bei der Ozonierung wird entweder flüssiger Sauerstoff oder aber Sauerstoff aus der Umgebungsluft mittels eines Ozongenerators über den Abschäumer in das Prozesswasser eingetragen (Summerfelt 2003). Dabei wird jedoch meist nur ein Teil des aufwändig produzierten Ozons im Wasser gelöst, während ein nicht unerheblicher Teil ungenutzt in die Umgebungsluft entweicht.

6.2. Beschreibung des Forschungsprojektes

Im Rahmen des F&E-Projektes „Elektrochemische Verfahren in der Aquakultur“ (AZ: 28126-31; Kurztitel „EVA“) wurde untersucht, inwiefern die erforderliche Entkeimung des Kreislaufwassers mittels eines Elektrolyseverfahrens erfolgen kann. Ziel des F&E-Projektes war die erfolgreiche Einführung einer effektiven Alternative zur klassischen Ozonierung. Das Projekt wurde unter der Leitung von Herrn Dr. Jan Schröder an den Forschungseinrichtungen der Gesellschaft für marine Aquakultur in Büsum (GMA Büsum) durchgeführt.

Zur Desinfektion des Kreislaufwassers wurde im F&E-Projekt ein Elektrolyseverfahren eingesetzt, bei dem im Zuge der Elektrolyse an Diamant-Elektroden OH^- -Ionen entstehen. Sie übernehmen die Funktion des Ozons als primäres Oxidationsmittel. In Wasser wirken OH^- -Ionen hoch reaktiv, was zugleich den Vorteil großer Effektivität aber auch den Nachteil einer kürzeren Halbwertszeit mit sich bringt. Untersuchungsgegenstand war das Wasseraufbereitungssystem einer landbasierten marinen Kreislaufanlage. Die Forschungsanlage hatte ein Gesamtvolumen von 40.000 Litern. Als Besatzfisch für die Testläufe wurde der Steinbutt (*Scophthalmus maximus*) betrachtet. Nach Aussage des Projektleiters bei der GMA Büsum stellt der Steinbutt mittlere bis hohe Ansprüche an die Qualität des Kreislaufwassers und damit auch an die Prozesswasseraufbereitung.¹² Wie bereits erwähnt, stellte das betrachtete System eine Forschungsanlage dar, mit welcher die grundsätzliche Machbarkeit der neuen Technik demonstriert werden sollte. Allerdings sei darauf verwiesen, dass nach Aussage der Projektverantwortlichen zum Zeitpunkt der Datenerhebung (Februar 2013) keine kommerziell betriebene geschlossene marine Kreislaufanlage in Deutschland in Betrieb ist. Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurden mehrere Versuchsdurchläufe absolviert. Dabei war die Anlage jeweils über einen Zeitraum von mehreren Tagen (ca. 10 bis 14 Tage) in Betrieb. Ein Dauerbetrieb, wie er unter ökonomischen Gesichtspunkten anzustreben wäre, war nicht Gegenstand des Forschungsvorhabens.

¹¹ häufig auch als Proteinabschäumer (engl.: protein skimmer) bezeichnet.

¹² Dr. J. Schröder, GMA Büsum, persönliche Kommunikation.

6.3. Methodische Vorgehensweise

Die Projektbearbeitung durch das Öko-Institut erfolgte für das F&E-Projekt „EVA“ auf Basis eines ökobilanziellen Ansatzes. Dabei wurden die mit der Aufbereitung des Kreislaufwassers verbundenen potenziellen Umweltwirkungen quantitativ erfasst. Ein direkter Vergleich der Desinfektions- und Wassersäuberungsleistung des EVA-Systems und einer konventionellen Desinfektion und Wassersäuberung durch Ozonierung war Teil der in Kapitel 6.2 beschriebenen Projektbearbeitung durch die GMA Büsum.¹³ Die Ergebnisse aus den Versuchen standen somit für eine vergleichende Betrachtung zur Verfügung. Im Rahmen der ökobilanziellen Analyse wurden die in Kapitel 3.3 beschriebenen Standardwirkungskategorien ausgewertet. Dabei wurden zunächst diejenigen Komponenten beschrieben, die für beide Verfahren zu berücksichtigen sind (Kapitel 6.5.1). Anschließend wurden die spezifischen Prozessparameter und Besonderheiten der beiden Verfahren dargestellt (Kapitel 6.5.2 und 6.5.3).

In Kapitel 6.6. erfolgte eine vergleichende Darstellung der Ergebnisse. Soweit möglich, sollten für das EVA-Verfahren auch Optimierungspotenziale für künftige Entwicklungen aufgezeigt werden. Inwiefern weitere potenzielle Nachhaltigkeitsaspekte, u.a. Kostenaspekte und weitere Nachhaltigkeitsgesichtspunkte berücksichtigt werden müssen, wurde in einem gesonderten Kapitel diskutiert (Kapitel 6.7). Abschließend erfolgte ein Fazit im Sinne einer integrierten Betrachtung sowie ein Ausblick (Kapitel 6.8).

6.4. Festlegung des Untersuchungsrahmens

Die ökobilanzielle Betrachtung wurde gemäß der in Kapitel 3 beschriebenen Methodik durchgeführt. In den folgenden Abschnitten werden die für die Untersuchung festgelegte funktionelle Einheit, die Systemgrenze und die Anforderungen an die Datenqualität dargestellt.

6.4.1. Definition der funktionellen Einheit

Die Funktion des betrachteten Systems ist die Aufbereitung des Prozesswassers aus einer Steinbutt-Aquakultur-Kreislaufanlage und dessen Rückführung ins Fischhaltebecken. Als funktionelle Einheit wurde für diese Studie festgelegt:

Aufbereitung von 1.000 l Prozesswasser aus der Steinbutt-Aquakultur

Unter Bezug auf die gewählte funktionelle Einheit lassen sich das EVA-Verfahren und das klassische Verfahren der Ozonierung bezüglich ihrer Funktion als gleichwertig angesehen und können somit direkt miteinander verglichen werden.

6.4.2. Festlegung der Systemgrenze

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurde die Prozesswasseraufbereitung einer geschlossenen landbasierten marinen Aquakultur-Kreislaufanlage berücksichtigt. Dies schließt die folgenden Prozesse ein:

- allgemeine Aufwendungen zum Betrieb des Reinigungskreislaufs (Pumpe);
- mechanische Klärung des Abwassers (Trommelsiebfilter);
- Behandlung im Biofilter (Nitrifikation);

¹³ Unter Wasseraufbereitung versteht sich in diesem Zusammenhang sowohl die Desinfektion als auch eine Wassersäuberung.

- Behandlung im Gegenstrom-Abschäumer (Proteinabschäumer);
- Desinfektion des benötigten Frischwassers (Firewall);
- Aufbereitung des gereinigten Wassers mit Sauerstoff (Auffrischung).

Für das Szenario Elektrochemische Verfahren in der Aquakultur wurde zusätzlich berücksichtigt:

- das Elektrolyseverfahren (EVA-Verfahren).

Die Aufwendungen für Brut, Jungfischzucht, ein möglicher Wildfang bzw. die Haltung der Elterntiere liegen hingegen außerhalb der Systemgrenze. Dies gilt ebenso für die Fütterung in allen Lebenszyklusphasen (vgl. Abbildung 4). Hierzu wurden im Rahmen des F&E-Projektes keine Daten erhoben. Da sie sich die genannten Prozesse für die beiden zu vergleichenden Systeme nicht unterscheiden, stellt ihre Nicht-Berücksichtigung die Ergebnisse des Vergleichs nicht in Frage.

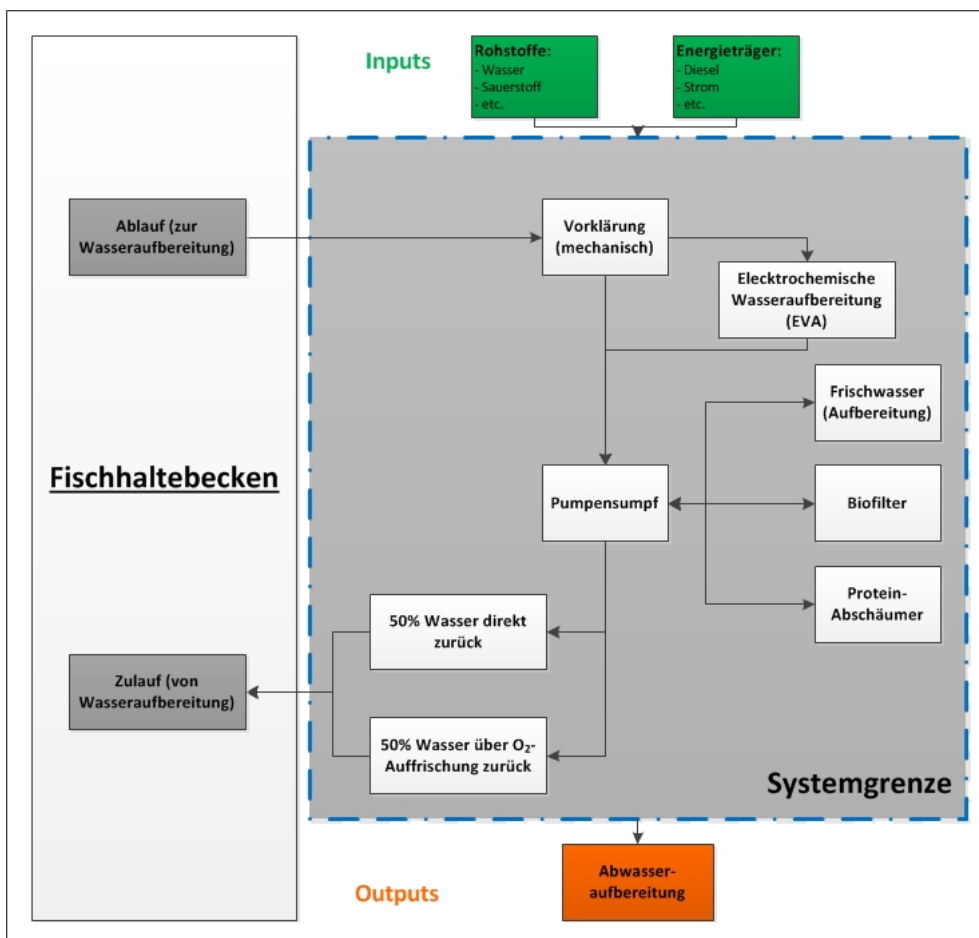


Abbildung 4 Systemgrenze für das F&E-Projekt „EVA“; berücksichtigt werden lediglich die Aufwendungen für die Wasseraufbereitung im Kreislauf

Im Rahmen der Pilotversuche konnte für beide Verfahren auf die Installation einer Denitrifikationseinheit verzichtet werden, da im Verlauf der Testzyklen des Aufbereitungskreislaufs keine entsprechenden Nitrat-Konzentrationen anfielen. Im Zuge einer kommerziellen Steinbutt-Zucht würde nach Aussage der Projektverantwortlichen vermutlich eine entsprechende Reinigungsstufe installiert werden müssen. Dies gilt jedoch für beide hier verglichenen Systeme und es kann daher

davon ausgegangen werden, dass eine Nichtberücksichtigung der Denitrifikation sich nicht nachteilig auf die Vergleichbarkeit der Systeme auswirkt.

Koppelprodukte, wie etwa eine mögliche Weiterbehandlung der Biomasse aus dem Schlammabzug des Trommelsiebfilters, wurden ebenso nicht berücksichtigt. Auch hier gilt jedoch, dass für die beiden verglichenen Systeme diesbezüglich keine Unterschiede zu erwarten sind. In der Pilotanlage wird der anfallende Schlamm lediglich verdünnt und anschließend in die Kanalisation geleitet. Im Zuge der Übertragung der im Rahmen des F&E-Projektes entwickelten Prozesstechnik in eine kommerziell betriebene Anlage ist davon auszugehen, dass die anfallende Biomasse ebenfalls weiterbehandelt werden wird.¹⁴ Der ökonomische Wert des Steinbutt-Filets übersteigt allerdings den Wert einer Verwendung der Biomasse aus dem Schlammabzug bei weitem. Vor diesem Hintergrund würde auch eine Berücksichtigung der Behandlung von Koppelprodukten zu einer ökonomischen Allokation der Umweltauswirkungen auf die Steinbutt-Produktion führen. Da sich ferner die Prozesse zur Behandlung von Koppelprodukten für die beiden zu vergleichenden Systeme nicht unterscheiden, kann davon ausgegangen werden, dass sich die hier gewählte Vernachlässigung der Koppelprodukte nicht wesentlich auf das Ergebnis des Vergleichs auswirkt.

Eine weitere modelltechnische Vereinfachung wurde beim Prozessschritt „Pumpensumpf“ vorgenommen, wo dem Wasser Natriumhydrogencarbonat (NaHCO_3) zugegeben wird. Die Produktion dieser Chemikalie wurde aufgrund von Datenlücken durch die Bereitstellung von Natriumcarbonat (Na_2CO_3) approximiert.¹⁵

6.4.3. Datenerhebung und Anforderungen an die Datenqualität

Für die Bilanzierung der elektrochemischen Prozesswasseraufbereitung liegen von der GMA Büsum erhobene Primärdaten vor. Dasselbe gilt für die Daten zur Bilanzierung der klassischen Ozonierung als Referenztechnologie, die ebenfalls auf Primärdaten der im Projekt untersuchten Pilotanlage basieren. Wie bereits erwähnt, wurde kein Dauerbetrieb untersucht. Die Pilotanlage wird jeweils für mehrere Tage in Betrieb genommen, um die prinzipielle Praktikabilität der Technik zu demonstrieren. Die zur Verfügung stehende Datenbasis erlaubt damit eine zielführende Bearbeitung des angestrebten Vergleichs.

6.4.4. Allokation und Gutschriften

Innerhalb der Systemgrenzen der vorliegenden Studie und den dabei betrachteten Prozessen konnten keine Koppelprodukte identifiziert werden, für die eine Gutschrift vergeben werden muss oder deren Umweltauswirkungen einer Allokation bedurft hätten. Üblicherweise werden in den Datensätzen aus einschlägigen Datenbanken, die zur Modellierung der Vorketten der Prozesse eingesetzt wurden, Allokationen vorgenommen. Diese können jedoch der Dokumentation der entsprechenden Datensätze entnommen werden und sind daher hier nicht gesondert aufgeführt.¹⁶

¹⁴ So kommt hier die energetische Verwertung der Biomasse aus dem Schlammabzug z.B. in einer Biogasanlage oder eine vergleichbare Behandlung in Betracht.

¹⁵ Nach dem so genannten Solvay-Verfahren (auch Ammoniak-Soda-Verfahren) verläuft die Na_2CO_3 -Herstellung über das Zwischenprodukt NaHCO_3 . Allerdings wird NaHCO_3 aufgrund der Reinheitsanforderungen in einer separaten Reaktion aus Na_2CO_3 unter Kühlung und vorsichtiger Trocknung hergestellt. Die Darstellung im Rahmen der Modellierung unterschätzt den Einfluss der Chemikalie daher tendenziell; vgl. hierzu auch: Büchel et al. 1999.

¹⁶ In diesem Fall wurde auf Datensätze aus der LCI-Datenbank ecoinvent 2.2. zurückgegriffen. Die entsprechende Dokumentation stammt aus: ecoinvent Centre 2010; ecoinvent data v2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, abgerufen am 25.02.2015 von: www.ecoinvent.org.

6.5. Modellierung der Prozesswasseraufbereitung

Das Volumen der Pilotanlage beträgt 40.000 l Wasser, welches zweimal pro Stunde umgewälzt wird. Der volle Volumenstrom passiert zunächst die mechanische Klärung. Alle weiteren Wasseraufbereitungsprozesse werden entsprechend der Angaben in Tabelle 3 im Bypass betrieben und mit der jeweiligen Wassermenge beaufschlagt.

Tabelle 3 Beaufschlagung der einzelnen Aufbereitungskomponenten; Quelle GMA Büsum

| Prozess | Beschreibung | Durchfluss [l/h] | Durchfluss [l/FE] |
|---|------------------------------------|------------------|-------------------|
| Antrieb und Kühlung Reinigungskreislauf | Pumpe; Kühlung des Prozesswassers | 80.000 | 1.000 |
| Mechanische Klärung | Trommelsiebfilter | 80.000 | 1.000 |
| Elektrochemische Wasseraufbereitung | Elektrolyseeinheit | 10.000 | 125 |
| An den Pumpensumpf angegliederte Prozesse | Biofilter | 20.000 | 250 |
| | Abschäumer | 10.000 | 125 |
| | Frischwasseraufbereitung (UV/Ozon) | 144 | 1,8 |
| Rückfluss des gereinigten Wassers | via Sauerstoffanreicherung zurück | 40.000 | 500 |
| | direkt zurück | 40.000 | 500 |

Die in Tabelle 3 angeführte Beaufschlagung der einzelnen Aufbereitungsprozesse unterscheidet sich für die beiden zu vergleichenden Systeme im Grundsatz nicht. Sie wurden daher entsprechend der nachfolgenden aufgeführten Input- und Output-Ströme für beide Systeme identisch modelliert.

6.5.1. Wasseraufbereitungskreislauf (für beide Verfahren)

Unter den allgemeinen Aufwendungen des Reinigungskreislaufs werden vorrangig der Betrieb der Pumpe des Reinigungskreislaufs sowie die Kühlung des Kreislaufwassers verstanden. Die materiellen und energetischen Inputs zum Antrieb des Kreislaufs sind in Tabelle 4 zusammengestellt.

Tabelle 4 Allgemeine Aufwendungen für den Betrieb des Reinigungskreislaufs

| | Bezeichnung | Menge | Bezugsgröße |
|------------------------------------|---|--------|-------------|
| Input | Wasser (unrein, aus Fischhaltebecken) | 80.000 | l/h |
| | Antrieb Wasserkreislauf (Pumpe) | 0,09 | kWh/1.000 l |
| | Kühlung des Kreislaufwassers | 0,29 | kWh/1.000 l |
| Betrieb Reinigungskreislauf | | | |
| Output | Wasser (unrein, in Reinigungskreislauf) | 80.000 | l/h |

Die mechanische Vorklärung findet für beide Systeme in einem so genannten Trommelsiebfilter statt. Die Aufwendungen im Zuge der mechanischen Reinigungsstufe befinden sich in Tabelle 5.

Tabelle 5 Input- und Output-Flüsse der mechanischen Vorklärung

| | Bezeichnung | Menge | Bezugsgröße |
|-------------------------------|---|--------------|--------------------|
| Input | Wasser (unrein, in Reinigungskreislauf) | 80.000 | l/h |
| | Antrieb Siebfilter | 0,003 | kWh/1.000 l |
| Mechanische Vorklärung | | | |
| Output | Wasser (mechanisch gereinigt für EVA-Behandlung) | 9.982 | l/h |
| | Wasser (mechanisch gereinigt für Behandlung im Pumpensumpf) | 69.874 | l/h |
| | Abwasser (Spülwasser und Schlammabzug) | 144 | l/h |

Nach der mechanischen Vorklärung gelangt das Wasser in den so genannten Pumpensumpf. Der Pumpensumpf ist ein Wasserbecken, aus dem heraus die weiteren Aufbereitungsprozesse via Pumpen beschickt werden können. In Tabelle 6 bis Tabelle 9 folgt eine Aufstellung der Input- und Output-Flüsse der an den Pumpensumpf angegliederten Prozesse.

Tabelle 6 Input- und Output-Flüsse der an den Pumpensumpf angegliederten Prozesse

| | Bezeichnung | Menge | Bezugsgröße |
|-----------------------------------|--|--------------|--------------------|
| Input | Wasser (mechanisch rein) | 79865 | l/h |
| | Wasser (Frischwasser) | 144 | l/h |
| | Wasser (abgeschäumt) | 10.000 | l/h |
| | Wasser (biofiltriert) | 20.000 | l/h |
| | Natriumhydrogencarbonat | 552 | g/h |
| Pumpensumpf – Gesamtbilanz | | | |
| Output | Wasser (fertig aufbereitet, direkt zurück ins Fischhaltebecken) | 40.000 | l |
| | Wasser (fertig aufbereitet, über O ₂ -Auffrischung zurück ins Fischhaltebecken) | 40.000 | l |
| | Abwasser (Spülwasser und Schlammabzug) | 144 | l |

Tabelle 7 Input- und Output-Flüsse der an den Pumpensumpf angegliederten Frischwasseraufbereitung

| | Bezeichnung | Menge | Bezugsgröße |
|---|---|--------------|--------------------|
| Input | Frischwasser (zur Aufbereitung) | 144 | l/h |
| | Strom (UV-Behandlung) | 0,18 | kWh/1.000 l |
| | Strom (Betrieb Ozon-Generator) | 0,07 | kWh/1.000 l |
| | Strom (Betrieb Gegenstrom-Abschäumer) | 0,33 | kWh/1.000 l |
| | Strom (Betrieb Pumpe für Ringleitung) | 0,09 | kWh/1.000 l |
| | Strom (Betrieb Pumpe für Sandfilter) | 0,20 | kWh/1.000 l |
| | Sauerstoff, flüssig | 0,27 | kg/1.000 l |
| Pumpensumpf – Frischwasseraufbereitung | | | |
| Output | Frischwasser (nach Aufbereitung in den Pumpensumpf) | 144 | l |

Tabelle 8 Input- und Output-Flüsse des an den Pumpensumpf angegliederten Biofilters

| | Bezeichnung | Menge | Bezugsgröße |
|--------------------------------|--|--------------|--------------------|
| Input | Strom (Betrieb Pumpe zum Biofilter) | 0,086 | kWh/1.000 l |
| | Strom (Betrieb des Gebläses) | 0,061 | kWh/1.000 l |
| Pumpensumpf – Biofilter | | | |
| | Bezeichnung | Menge | Einheit |
| Output | Wasser (biofiltriert, zurück in Pumpensumpf) | 1.000 | l |

Tabelle 9 Input- und Output-Flüsse des an den Pumpensumpf angegliederten Proteinabschäumers

| | Bezeichnung | Menge | Bezugsgröße |
|--|---|--------------|--------------------|
| Input | Strom (Betrieb Abschäumer) | 0,045 | kWh/1.000 l |
| | Strom (Pumpe zum Abschäumer) | 0,060 | kWh/1.000 l |
| | Strom (Antrieb des Siebfilters) | 0,003 | kWh/1.000 l |
| Pumpensumpf – Proteinabschäumer | | | |
| | Bezeichnung | Menge | Einheit |
| Output | Wasser (abgeschäumt, zurück in Pumpensumpf) | 1.000 | l |

6.5.2. Besonderheiten des elektrochemischen Wasseraufbereitungsverfahrens (EVA)

Beim Einsatz des Elektrolyseverfahrens zur Prozesswasseraufbereitung, wird ein Teil des mechanisch geklärten Wassers über einen Bypass zur Elektrolyseeinheit und dort über die Diamant-Elektroden geleitet. Die Elektrolyseeinheit wird mit der in Tabelle 10 genannten Wassermenge beaufschlagt. Zum Betrieb der Elektrolyseeinheit ist die Bereitstellung von Strom erforderlich.

Tabelle 10 Input- und Output-Flüsse zur Behandlung des Wassers mit dem EVA-Verfahren

| | Bezeichnung | Menge | Bezugsgröße |
|--|---|-------|-------------|
| Input | Wasser (für EVA Behandlung) | 9.982 | l/h |
| | Strom (Betrieb des EVA-Aggregats) | 0,714 | kWh/h |
| Pumpensumpf – Proteinabschäumer | | | |
| | Bezeichnung | Menge | Einheit |
| Output | Wasser (abgeschäumt, zurück in Pumpensumpf) | 9.982 | l/h |

6.5.3. Besonderheiten der Wasseraufbereitung durch Ozonierung (Referenz)

Bei der klassischen Ozonierung, die im Zuge des vorliegenden Vergleichs als Referenz betrachtet wird, erfolgt die Inaktivierung von Keimen aus dem Prozesswasser im Rahmen des so genannten Gegenstrom-Abschäum-Prozesses. Hierzu wird Ozon, das in einem Ozongenerator mittels stiller Entladung¹⁷ aus flüssigem Sauerstoff gewonnen wird, in den Abschäumer eingetragen. Zusätzlich zu den bereits in Tabelle 9 zur Abschäumung genannten Aufwendungen kommen nun noch die Aufwendungen für den Betrieb des Ozongenerators (siehe Tabelle 11). Dieser Prozess wird bei der EVA-Behandlung des Abwassers abgeschaltet.

Tabelle 11 Aufwendungen für den Betrieb des Ozongenerators im Rahmen der Proteinabschäumung

| Input | Bezeichnung | Menge | Bezugsgröße |
|--|---------------------|-------|-------------|
| Betrieb Ozongenerator | Strom | 0,018 | kWh/1.000 l |
| Sauerstoff flüssig, ab Werk, transportiert | Sauerstoff, flüssig | 0,048 | kg/1.000 l |

¹⁷ Von stiller Entladung spricht man, wenn zwischen zwei Elektroden, bei denen eine durch ein Dielektrikum isoliert, eine Spannung erzeugt, die so stark ist, dass sie die Bindung von Sauerstoffmolekülen aufbricht und Ozon entsteht. (vgl. <http://www.lennotech.de/funktionsprinzip-eines-ozongenerators.htm>, abgerufen am 24.02.2014.).

6.6. Ergebnisse

Im folgenden Kapitel werden die Ergebnisse der ökobilanziellen Betrachtung vergleichend gegenübergestellt. Zunächst werden die Gesamtergebnisse beider verglichenen Verfahren für die untersuchten Wirkungskategorien dargestellt und diskutiert (Kapitel 6.6.1). Im Zuge einer Beitragsanalyse werden anschließend die Anteile wichtiger Einzelprozesse aufgeschlüsselt (Kapitel 6.6.2). Für die Strombereitstellung wurde im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse überprüft, inwiefern sich die Ergebnisse verändern, wenn man anstelle der Niederspannung den Bezug von Strom auf Mittelspannungsebene annimmt (Kapitel 6.6.3).

6.6.1. Gesamtergebnis

Beide verglichenen Systeme haben zum Ziel, die Keimbelastung im Wasser einer geschlossenen Kreislaufanlage zu kontrollieren. Die Ergebnisse der ökobilanziellen Betrachtung zeigen, dass die in Ihrer Wirkung nutzengleichen Systeme, auch aus Umweltsicht als gleichwertig anzusehen sind (Tabelle 12). Insgesamt zeigt sich für alle Umweltwirkungskategorien, dass zwischen dem elektrochemischen Verfahren und der Referenztechnologie im Rahmen der definierten Versuchsparameter keine signifikanten Unterschiede bestehen. Die jeweils ermittelten Werte für das Umweltbelastungspotenzial liegen innerhalb der methodisch bedingten Fehlerintervalle.

Tabelle 12 Ergebnisse der Wirkungskategorien für den Vergleich zwischen EVA-Verfahren und Ozonierung

| Wirkungskategorie | | Ozonierung | EVA | Veränderung (%) |
|-------------------|-----------------------------------|------------|------|-----------------|
| KEA | MJ | 6,08 | 6,11 | +0,5% |
| GWP | kg CO ₂ e | 0,35 | 0,35 | +0,6% |
| AP | g SO ₂ e | 0,49 | 0,49 | -1,1% |
| EP | g PO ₄ e | 0,09 | 0,09 | +0,3% |
| POCP | g C ₂ H ₄ e | 0,04 | 0,04 | -0,3% |

Der Einsatz des im Rahmen des F&E-Projektes entwickelten EVA-Verfahrens erlaubt den Verzicht auf eine Ozonierung im Zuge der Proteinabschäumung. Der mit dem Betrieb des EVA-Aggregats verbundene Mehraufwand wird durch die Abschaltung des Ozongenerators und die damit erzielten Einsparungen ausgeglichen.

6.6.2. Beitragsanalyse

Die Beitragsanalyse ermöglicht eine Einschätzung, welche Teilprozesse das Gesamtergebnis besonders stark beeinflussen. Es werden daher zunächst die Einflüsse der einzelnen Prozesse des Wasseraufbereitungskreislaufs am Beispiel der Wirkungskategorien Treibhausgaspotenzial (Abbildung 5) und kumulierter Energieaufwand (Abbildung 6) dargestellt.

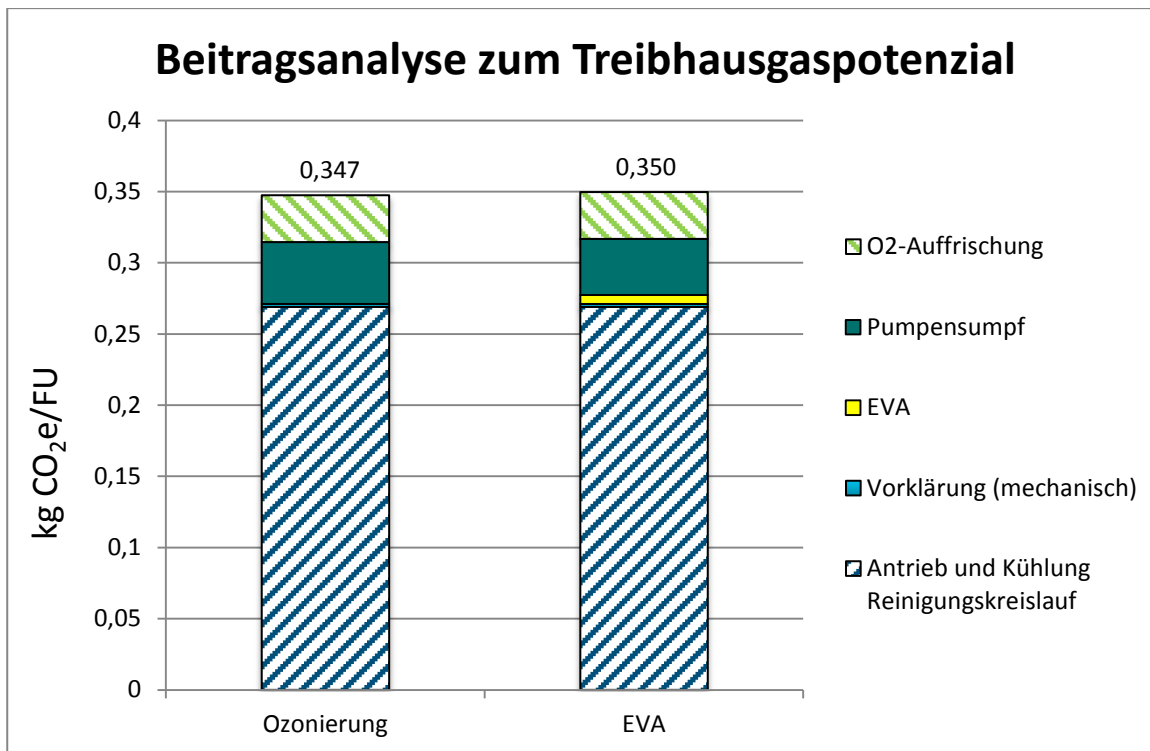


Abbildung 5 Ergebnisse der Beitragsanalyse für die Wirkungskategorie „Treibhausgaspotenzial“

Die Prozesse „Antrieb und Kühlung Reinigungskreislauf“, „Vorklärung (mechanisch)“ und „O₂-Auffrischung“ sind für beide Verfahren identisch. Wie aus Abbildung 5 hervorgeht, tragen die Aufwendungen für Antrieb und Kühlung des Reinigungskreislaufs bei beiden betrachteten Systemen mit jeweils rund 77% am stärksten zum Gesamtergebnis bei. Es folgen die an den Pumpensumpf angegliederten Prozesse mit 13% für die Ozonierung bzw. 11% für das EVA-Verfahren und die O₂-Auffrischung mit 10% (bzw. 9% beim EVA-Verfahren).

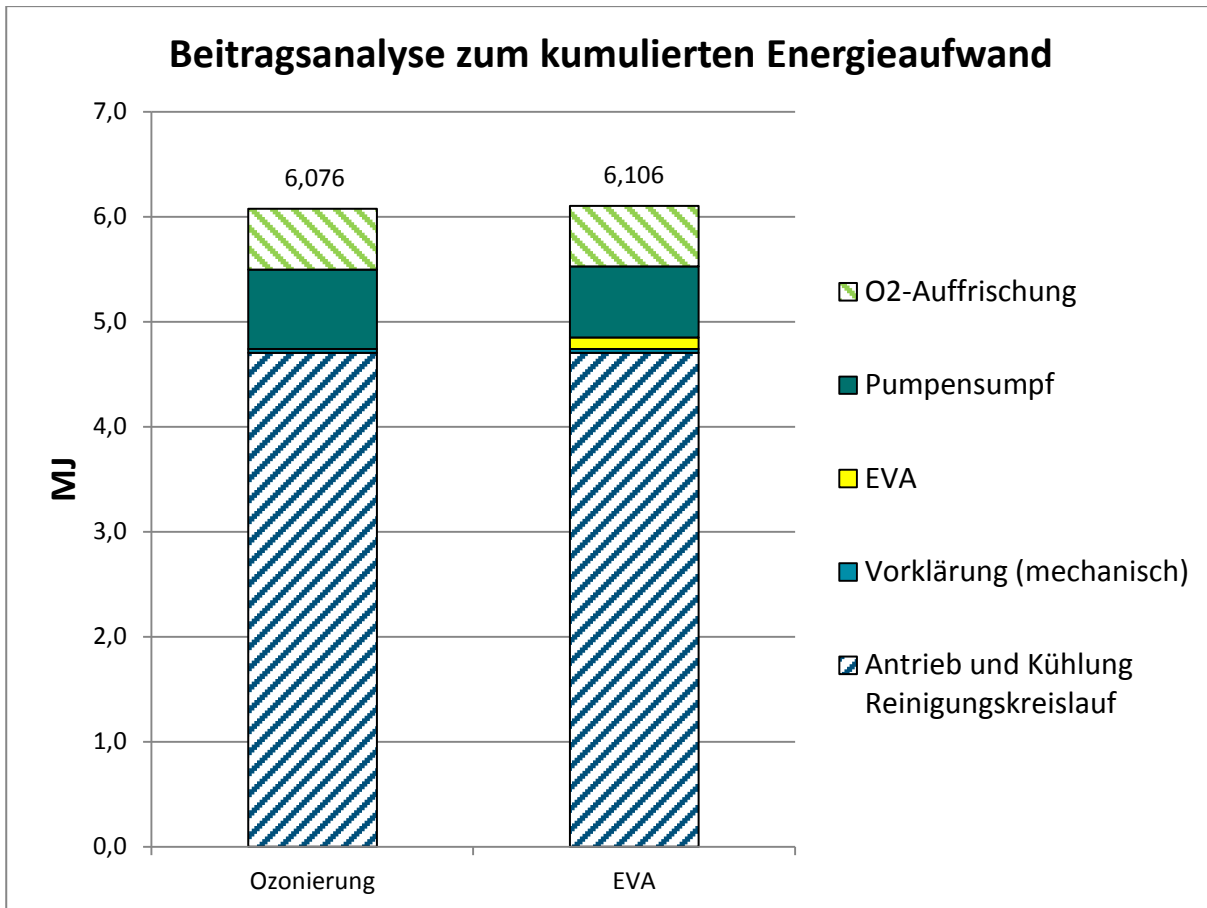


Abbildung 6 Ergebnisse der Beitragsanalyse für die Wirkungskategorie „Kumulierter Energieaufwand“

Auch für die Wirkungskategorie „Kumulierter Energieaufwand“ trägt der Prozess „Antrieb und Kühlung Reinigungskreislauf“ mit jeweils rund 77% am stärksten zum Gesamtergebnis bei (vgl. Abbildung 6). Es folgen die an den Pumpensumpf angegliederten Prozesse sowie die Auffrischung des Prozesswassers mit Sauerstoff. Die mechanische Vorklärung fällt hingegen, wie schon bei der Wirkungskategorie „Treibhausgaspotenzial“, nicht ins Gewicht.

Das Gesamtergebnis wird stark von den verschiedenen stromverbrauchenden Prozessen (v.a. Pumpen, Ozonerzeugung aus Sauerstoff) bestimmt. Für diese Prozesse lassen sich die Ergebnisse in den weiteren Wirkungskategorien gut mit denen in den Kategorien Treibhausgaspotenzial und kumulierter Energieaufwand vergleichen. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird daher auf eine Darstellung der jeweiligen Wirkungskategorien verzichtet.¹⁸

6.6.3. Sensitivitätstest

Vor dem Hintergrund der großen Bedeutung der Strom verbrauchenden Prozesse erfolgt ein Sensitivitätstest bezüglich der Strombereitstellung. Sämtliche Stromverbräuche wurden, basierend auf den im Projekt erhobenen Primärdaten, als Bezug von Niederspannung aus dem deutschen Stromnetz modelliert. Geht man von einer zukünftigen kommerziellen Nutzung aus, könnten die

¹⁸ Eine vollständige Prüfung der weiteren Umweltwirkungskategorien wurde durchgeführt. Die Annahme einer weitgehenden Übereinstimmung der jeweiligen Teilergebnisse konnte darin bestätigt werden. Die vollumfängliche Auswertung aller Wirkungskategorien findet sich in der elektronischen Anlage zu diesem Bericht.

benötigten Strommengen ggf. auch bereits auf der Mittelspannungsebene bezogen werden. Dies könnte Auswirkungen auf das Gesamtergebnis haben, da sich eine Strombereitstellung auf Niederspannungsebene von der Strombereitstellung auf Mittelspannungsebene auch hinsichtlich ihres Umweltbelastungspotenzials unterscheidet. Die Netzverluste sind bei der Mittelspannung etwas geringer als beim Bezug von Niederspannung, was zum Beispiel zu einem günstigeren CO₂e-Emissionsfaktor für den Strombezug auf Mittelspannungsebene führt.

Für eine Kreislaufanlage, die mit der elektrochemischen Wasseraufbereitung ausgerüstet ist, spielt der bezogene Strom eine vergleichsweise größere Rolle als für eine Kreislaufanlage mit klassischer Ozonierung. Dies begründet sich im vorliegenden Fall hauptsächlich durch den Einsatz einer zusätzlichen Pumpe, mit deren Hilfe das Wasser im Bypass zur EVA-Anlage geführt wird. Letztlich resultiert daraus ein leicht höherer Stromverbrauch der EVA-Einheit gegenüber dem Betrieb eines Ozongenerators. Für die Ozonierung hingegen wird als zusätzlicher Input noch flüssiger Sauerstoff benötigt, für dessen Bereitstellung im Zuge der kryogenen Separation von Luft ebenfalls Umweltbelastungspotenziale verbunden sind. Bezogen auf die Niederspannung aus dem Basisszenario halten sich die beiden Faktoren in etwa die Waage. Geht man von einem Bezug von Mittelspannung aus, so ergeben sich insgesamt Vorteile für die elektrochemische Wasseraufbereitung (Tabelle 13).

Tabelle 13 Gesamtergebnisse des Sensitivitätstests zum Strombezug auf Mittelspannungsebene

| Bezugsgröße | EVA | Ozonierung | Differenz | Einheit |
|-----------------------|---------|------------|-----------|----------------------|
| 1.000 l ¹⁹ | 0,321 | 0,325 | <-0,1 | kg CO ₂ e |
| Pro Stunde | 25,7 | 26,0 | -0,3 | kg CO ₂ e |
| Pro Tag | 616,5 | 623,8 | -7,3 | kg CO ₂ e |
| Pro Jahr | 225.045 | 227.701 | -2.655,8 | kg CO ₂ e |

6.7. Betrachtung ökonomischer Aspekte beim Einsatz der verglichenen Verfahren

Mögliche begrenzende Faktoren der Steinbutt-Zucht sind neben der gegebenenfalls begrenzten Nachfrage, eine aufwändige Kontrolle der Fischpathologie sowie die zur Zucht eingesetzte Prozesstechnik. Letztlich wird damit auch die Frage der Produktionskosten über den Einsatz verschiedener Verfahren zur Inaktivierung von Keimen entschieden. Vergleicht man die beiden Verfahren unter Kostengesichtspunkten, so steht dem höheren Stromverbrauch bei der elektrochemischen Wasseraufbereitung, die erforderliche Bereitstellung von flüssigem Sauerstoff bei der Ozonierung gegenüber. Während die Stromkosten gut abschätzbar sind (konservative Annahme: 0,25 €/kWh) liegen zu den Kosten der Bereitstellung von flüssigem Sauerstoff nur Anhaltspunkte vor. So konnte zum Beispiel für eine Füllung von 50 l flüssigem Sauerstoff (entspricht einer Masse von 13,4 kg) ein Preis von 50 € (3,50 €/kg) ermittelt werden.²⁰ Preise für die Bereitstellung von flüssigem Sauerstoff bei Abnahmegrößen im industriellen Maßstab konnten im Rahmen dieses Projekts nicht erhoben werden. Es ist aber davon auszugehen, dass bei einer für eine Aquakultur-Anlage übliche Abnahmemenge der Preis niedriger als der oben genannte Wert liegt. Als Grundlage der Kostenschätzung wurde daher für die Abnahme von flüssigem Sauerstoff in industriellen Mengen ein um

¹⁹ entspricht der funktionellen Einheit

²⁰ <http://www.hausundwerkstatt24.de/Sauerstoff-50-Liter-Gasflasche-nur-Fuellung-Tauschflasche>, abgerufen am 04. Sept. 2014

den Faktor 10 reduzierter Preis von 0,35 €/kg angesetzt. Dies stellt aus Sicht des neu entwickelten EVA-Verfahrens gemäß der gängigen ökobilanziellen Praxis eine konservative Abschätzung dar. Im Rahmen der ökobilanziellen Bewertung wurde ein Bedarf von 0,05 kg flüssigem Sauerstoff pro 1.000 l Kreislaufwasser erhoben, was Kosten von 0,0175 €/FU bedeuten würde. Der Mehrbedarf an Strom für das EVA-Aggregat beträgt 0,01 kWh pro 1.000 l Kreislaufwasser und verursacht demnach Kosten von 0,0025 € was um den Faktor 7 geringeren Kosten des EVA-Verfahrens gegenüber der klassischen Ozonierung entspricht.²¹ Es gibt demnach aus Kostengesichtspunkten Anhaltspunkte für eine Vorteilhaftigkeit des EVA-Verfahrens gegenüber der klassischen Ozonierung. Für eine umfassende Bewertung der verglichenen Verfahren unter Kosten-Nutzen-Aspekten muss eine kommerzielle Fischzuchtanlage inklusive der jeweiligen Anschaffungs- und Installationskosten betrachtet werden. Da eine derartige Anlage zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht existiert, können ökonomische Aspekte hier nicht abschließend diskutiert werden.

6.8. Fazit und Ausblick

Im Rahmen des F&E-Projektes „EVA“ wurde der Einsatz eines Elektrolyseverfahrens zur effektiven Entkeimung des Kreislaufwassers einer Demonstrationsanlage in Pilotversuchen erprobt. Ziel des F&E-Projektes war es daher, eine effektive Alternative zur klassischen Ozonierung bereitzustellen. Zur Desinfektion des Kreislaufwassers wurde im F&E-Projekt ein Elektrolyseverfahren eingesetzt, bei dem im Zuge der Elektrolyse an Diamant-Elektroden Hydroxid-Ionen entstehen. Diese übernehmen die Funktion des Ozons als primäres Oxidationsmittel. In Wasser wirken Hydroxid-Ionen hoch reaktiv, was zwar den Vorteil großer Effektivität, aber auch den Nachteil einer kürzeren Halbwertszeit und damit einer kürzeren Wirkdauer im Vergleich zu Ozon mit sich bringt. Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurden mehrere Versuchsdurchläufe absolviert, wobei die Anlage jeweils über einen Zeitraum von mehreren Tagen (ca. 10 bis 14 Tage) in Betrieb war. Ein Dauerbetrieb, wie er unter ökonomischen Gesichtspunkten anzustreben wäre, war nicht Gegenstand des Forschungsvorhabens.

Im Rahmen der Bewertung des F&E-Vorhabens durch das Öko-Institut wurde die Aufbereitung von 1.000 Litern Prozesswasser aus der Steinbutt-Aquakultur als Vergleichsgröße für die Nachhaltigkeitsbewertung festgelegt. Die ökobilanzielle Untersuchung kam zu dem Ergebnis, dass die in ihrer Wirkung nutzengleichen Systeme auch aus Umweltsicht als gleichwertig anzusehen sind: So bestehen bei allen betrachteten Standard-Wirkungskategorien keine signifikanten Unterschiede zwischen Neuentwicklung und Referenztechnologie. Beispielsweise beträgt für beide Verfahren das Treibhausgaspotenzial 0,35 kg CO₂-Äquivalente pro 1.000 Litern behandeltem Prozesswasser. Das Projektziel, mit dem Elektrolyseverfahren eine effektive Alternative zur klassischen Ozonierung aufzeigen zu können, konnte demzufolge erreicht werden. Aufgrund des fehlenden Dauerbetriebs des EVA-Aggregats können hingegen keine abschließenden Aussagen zur tatsächlichen Standzeit der Diamant-Elektroden getroffen werden, die als Investitions- bzw. Ausrüstungsgut bei der Modellierung nicht berücksichtigt wurden. Zusätzlich zur ökobilanziellen Analyse wurden im Rahmen der Nachhaltigkeitsbewertung auch ökonomische Aspekte betrachtet. Aus ökonomischer Perspektive konnten auf dieser Basis Anhaltspunkte für eine mögliche Vorteilhaftigkeit des EVA-Verfahrens gegenüber der klassischen Ozonierung aufgezeigt werden, wie insbesondere der Vergleich der Kosten für die Bereitstellung von Strom und Sauerstoff gezeigt hat. Die Mehrkosten durch den zusätzlichen Strombedarf des EVA-Aggregats liegen demnach bei etwa 0,3 Cent pro 1.000 Litern behandeltem Prozesswasser und damit um den Faktor 7 unter den Kosten für die Bereitstellung des für die Ozonierung erforderlichen flüssigen Sauerstoffs (1,8 Cent).

²¹ Es ist außerdem zu anmerken, dass bei dieser Berechnung die Stromeinsparung für den „Nicht-Betrieb“ des Ozongenerators noch nicht eingerechnet ist.

Im Hinblick auf eine mögliche Weiterentwicklung der neu entwickelten Prozesstechnik ist zu erwähnen, dass der im Zuge der hier angestellten Untersuchung identifizierte, gegenüber der klassischen Ozonierung höhere Strombedarf des EVA-Systems im Wesentlichen auf den Betrieb einer zusätzlichen Pumpe zurückzuführen ist. Laut Aussage der Verantwortlichen des F&E-Projektes ist es jedoch denkbar, dass das EVA-Aggregat nicht wie bislang in einem eigenen Kreislauf und damit unter Einsatz einer eigenen Pumpe betrieben wird, sondern beispielsweise auch einer Proteinabschäumung vorgeschaltet werden kann. Somit ließe sich auf eine eigene Pumpe für das EVA-Verfahren verzichten und entsprechend Strom einsparen.

Weiterhin kann in Hinblick auf Optimierungspotenziale davon ausgegangen werden, dass bei einer Produktionsanlage die für die Elektrolyse erforderlichen Netzteile über eine höhere spezifische Effizienz als die bei der betrachteten Forschungsanlage verwendeten Bauteile verfügen werden und dadurch eine optimale Einstellung der Leistungsaufnahme an die jeweils vorliegenden Prozessparameter ermöglicht wird.

7. F&E-Projekt II: Ultraschall-UV-Desinfektionssystem für Kreislaufanlagen in der Aquakultur

7.1. Einführung

Die Kreislaufführung des Prozesswassers in geschlossenen Aquakultur-Systemen birgt ein erhöhtes Risiko der Ausbreitung von Infektionskrankheiten. Diese können durch Viren, Bakterien, Pilze oder Parasiten verursacht werden (Summerfelt 2003). Die Behandlung dieser Infektionskrankheiten mit Medikamenten unterliegt strengen Auflagen und viele Medikamente dürfen in der Speisefischzucht nicht eingesetzt werden (Schlotfeld 1998). Weniger restriktiv ist der Medikamenteneinsatz hingegen in der Zierfischzucht, aber auch in der Aquakultur-Praxis in einigen außereuropäischen Produktionsländern. Insbesondere in den letztgenannten Anlagen gilt der massenhafte Eintrag von Medikamenten in die Umwelt als besonders problematisch (maribus 2013). Die Entstehung resistenter Krankheitserreger in Folge eines übermäßigen Antibiotika-Einsatzes ist eine ebenfalls beschriebene Gefahr (Alderman und Hastings 1998). Zur Entkeimung des Wassers in Kreislaufanlagen werden verschiedene technische Verfahren eingesetzt. Eine Behandlung kann zum Beispiel durch Einsatz von Ozon oder aber auch durch Bestrahlung mit ultraviolettem Licht (UV-Licht) erfolgen. Ebenso können beide Verfahren auch in Kombination oder unter Einbezug zusätzlicher geeigneter technischer Verfahren eingesetzt werden. Außerdem ist zu berücksichtigen, dass sich für das Ozonierungsverfahren vergleichsweise hohe Investitionskosten ergeben, die aus der erforderlichen technischen Ausrüstung und aus den höheren Sicherheitsanforderungen für den Umgang mit technischem Sauerstoff resultieren.

Bei der Behandlung von Wasser mit UV-Licht wirkt dieses sehr effektiv hinsichtlich einer Inaktivierung von Keimen (Viren, Bakterien), während es bei größeren Pathogenen (Protozoen, parasitische Würmer) an Grenzen stößt. Die entkeimende Wirkung des UV-Lichts ist von im Wasser enthaltenen Schwebstoffen, Ablagerungen auf der Quarzglas-hülse der UV-Lampe und von der im Wasser gelösten organischen Substanz abhängig, welche durch Absorption die entkeimende Wirkung herabsetzt. In diesem Fall kann der Einsatz von Ultraschall-Wellen sinnvoll sein, die unter anderem größere mikrobielle Strukturen aufbrechen können. Durch den Einsatz von Ultraschall-Wellen kann die desinfizierende Wirkung weiterer Behandlungsschritte gegebenenfalls mit gesteigerter Effektivität erfolgen. Insbesondere der Einsatz von niederfrequentem Ultraschall erwies sich hierzu als zielführend. Die Wellen dieses Frequenzbereichs induzieren Kavitation im Wasser, die starke mechanische, thermische und chemische Effekte verursachen können.²² Auch gegenüber größeren pathogenen Organismen (wie Ciliaten u.a.) erweist sich der niederfrequente Ultraschall als sehr effektiv. Für die Inaktivierung von Bakterien ist der Ultraschall-Einsatz hingegen weniger geeignet.

Eine Kombination der Behandlung mit UV-Licht und niederfrequentem Ultraschall kann vor diesem Hintergrund ein vielversprechender Ansatz sein, um gezielt gegen unterschiedliche Fischpathogene vorzugehen und somit langfristig möglichst optimale Haltungsbedingungen für die Besatzfische sicherzustellen. Eine Kombination von Ultraschall und UV-Licht ist für die Aquakultur bislang noch nicht bekannt. Erste Ansätze aus der Abwasserbehandlung deuten drauf hin, dass der zusätzliche Einsatz von Ultraschall einen sehr positiven Einfluss auf den Dauerbetrieb der entsprechenden Anlagen haben kann. So werden z.B. verschmutzende Ablagerungen auf der UV-Lampe gelöst, die in der Folge abgetragen werden können.

²² Mechanische Effekte sind hier zum Beispiel die Entstehung von Mikrojets bzw. Scherwellen; thermische Effekte sind als die Entstehung von lokalen Temperaturmaxima (hotspots) und chemische Effekte als die Entstehung freier Radikale im Wasser zu verstehen.

7.2. Beschreibung des Forschungsprojekts

Ziel des Projektes „Ultraschall-UV-Desinfektionssystem für Kreislaufanlagen in der Aquakultur“ (AZ: 2 28130-31; Kurztitel „US/UV“) ist es, die Machbarkeit einer Wasseraufbereitung zu demonstrieren, welche unabhängig von Ozon ist und zugleich hohe Wasserqualitäten für einen kontinuierlichen Einsatz in kreislaufgeführten Aquakultur-Anlagen sichert. Das Projekt wurde unter der Leitung von Rainer Jung von der Firma BANDELIN electronic GmbH & Co. KG in Kooperation mit der AquaVet Technologies Ltd. (Israel) und dem Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in Berlin unter Leitung von Herrn Dr. Klaus Knopf durchgeführt.

Im Projekt wurde angestrebt, über ein Zwei-Komponenten-System die desinfizierende Wirkung durch Behandlung mit UV-Licht und die günstigen Eigenschaften von niederfrequentem Ultraschall (US) zu kombinieren. Neben der Identifikation der für beide Prozessschritte jeweils relevanten Prozessparameter sollte weiterhin geprüft werden, inwiefern sich die beiden genannten Aufbereitungskomponenten sinnvoll kombinieren lassen. Eine solche Kombination könnte beispielsweise ein Gegenstrom-Reaktor sein.

Die im US/UV-Projekt entwickelte Technologie stellt eine Neuerung dar, die eine besonders effektive Desinfektion von Kreislaufwasser erlauben soll. Übergeordnetes Ziel des Forschungsvorhabens ist es, den Keimdruck, also die Gefahr des Entstehens von Krankheiten während des Dauerbetriebs einer Kreislaufanlage auf ein für die Fische unbedenkliches Maß zu begrenzen. Das F&E-Projekt hat somit zum Ziel einen Beitrag zu einem dauerhaften Betrieb einer Kreislaufanlage beizutragen. Im Projekt wurden die optimalen Prozessparameter der US/UV-Desinfektion für zwei simulierte Anwendungsfälle ermittelt. Dabei wurde jeweils der spektrale Absorptionskoeffizient (SAK), ein Maß für die Trübung des Wassers definiert.²³ Die für eine bestimmte Inaktivierung von Keimen erforderliche UV-C-Dosis ist abhängig von der Trübung des Wassers. Während mit SAK 22 ein Anwendungsfall mit relativ klarem Fischwasser gewählt wurde, wurde mit SAK 70 ein weiterer Anwendungsfall gewählt, der geeignet ist die Situation in einem Kreislaufsystem mit organisch stark belastetem Wasser zu simulieren. Für beide Anwendungsfälle erfolgten Experimente zur Ermittlung der entsprechend erforderlichen UV-C-Dosis und weiterer für die Entkeimung relevanter Prozessparameter.

7.3. Methodische Vorgehensweise

Die Projektbearbeitung durch das Öko-Institut e.V. sieht für das F&E-Projekt „US/UV“ ein zwei-stufiges Verfahren vor. Zunächst werden im Zuge einer ökobilanziellen Untersuchung die mit der Desinfektion des Kreislaufwassers verbundenen Treibhausgasemissionen quantitativ erfasst. Ein direkter Vergleich der Desinfektionsleistung des US/UV-Systems mit einer ausschließlichen Behandlung jeweils mit Ultraschall-Wellen und UV-C-Licht war Teil der Projektbearbeitung durch das F&E-Projekt. Entsprechend standen für den nachfolgend beschriebenen Vergleich Primärdaten zur Verfügung. Verglichen wurden jeweils:

²³ Der SAK beschreibt die Abschwächung der Strahlung einer bestimmten Wellenlänge durch Absorption. Verantwortlich hierfür sind im Wasser gelöste Stoffe. Dazu kommt eine durch Partikel verursachte Abschwächung durch Streuung. Die Summe beider Mechanismen ist die Abschwächung (engl. „attenuation“). Per Definition wird Trübung durch Partikel verursacht und wird gemäß ISO/DIN mit 860 nm gemessen. Die Abschwächung ist abhängig von der Wellenlänge, daher muss diese angegeben werden. Da im vorliegenden Fall die Abschwächung die UV-C Strahlung bei 254 nm interessiert, wurden der SAK₂₅₄ gemessen. Die Einheit des SAK₂₅₄ ist [1/m]. (Quelle: schriftliche Mitteilung Dr. Knopf im Januar 2014).

- die isolierte Behandlung des Wassers mit niederfrequentem Ultraschall;
- die isolierte Behandlung des Wassers mit UV-C-Licht sowie
- die Behandlung des Wassers durch kombinierte Anwendung beider Verfahren.

Ziel der nachfolgend dargestellten ökobilanziellen Betrachtung ist es, das neu entwickelte Kombinationsverfahren im Zuge einer vergleichenden Betrachtung hinsichtlich der relevanten Umweltauswirkungen einzuordnen. Da dies im Wesentlichen die Berücksichtigung von stromgetriebenen Prozessen bedeutet, wurde aus Gründen der Übersichtlichkeit entschieden, die Ergebnisse auf die Darstellung des Treibhausgaspotenzials zu beschränken. Bei stromgetriebenen Prozessen repräsentiert der Wirkungsindikator Treibhausgaspotenzial die Situation in anderen Standardwirkungskategorien erfahrungsgemäß sehr gut. Falls möglich, sollen weiterhin Optimierungspotenziale aufgezeigt werden (Kapitel 7.4 bis 7.7).

Darüber hinaus wird in einem zweiten Schritt mittels einer qualitativen Analyse diskutiert, inwiefern bei der Bewertung des neu entwickelten Verfahrens weitere Nachhaltigkeitsaspekte in Betracht gezogen werden müssen (Kapitel 7.8). Abschließend erfolgt ein Fazit im Sinne einer integrierten Betrachtung beider Untersuchungsschritte sowie ein Ausblick (Kapitel 7.8.1).

7.4. Festlegung des Untersuchungsrahmen

Die Treibhausgasbilanzierung wurde gemäß der im Kapitel 3 beschriebenen Methodik durchgeführt. In den folgenden Abschnitten werden die für die Untersuchung festgelegte funktionelle Einheit, die Systemgrenze und die Anforderungen an die Datenqualität dargestellt.

7.4.1. Definition der funktionellen Einheit

Als funktionelle Einheit wurde für diese Studie wurde folgende Bezugsgröße festgelegt:

„Single Pass“-Aufbereitung von 1.000 l pathogen-belastetem Wasser

Die zu vergleichenden Systeme stellen verfahrenstechnische Alternativen zur Aufbereitung von pathogen-belastetem Wasser dar. Sie sind daher geeignet, die beschriebene Funktionalität bereit zu stellen. Sie werden vor diesem Hintergrund von ihrer Funktion her als gleichwertig angesehen und können direkt miteinander verglichen werden.

7.4.2. Festlegung der Systemgrenze

Als Systemgrenze der orientierenden Treibhausgasbilanz werden der Wasseraufbereitungskreislauf, bzw. die daran angeschlossenen Teilprozesse einer kreislaufgeführten Aquakultur-Anlage festgelegt. Der Aufwand für den Betrieb von Pumpen zum Antrieb des Aufbereitungskreislaufs wird in dieser Betrachtung nicht berücksichtigt, da die entsprechenden Prozesse nicht Teil des Arbeitsprogramms im F&E-Projekt waren und hierzu folglich auch keine Daten erhoben werden konnten. Es wird jedoch davon ausgegangen, dass sich diese Prozesse für die hier zu vergleichenden Systeme nicht unterscheiden. Ebenfalls nicht berücksichtigt werden die übrigen Prozesse der Fischhaltung bzw. Fischeaufzucht, sowie die damit verbundenen Prozesse wie z.B. die Fütterung, eine mögliche Beheizung des Fischhaltbeckens oder aber eine Auffrischung des Beckenwassers mit Sauerstoff. Auch hier kann davon ausgegangen dass sich die Aufwendungen und die damit verbunden Umweltauswirkungen für die verglichenen Systeme nicht unterscheiden. Darüber hinaus werden entsprechend der in Kapitel 3.1.3 dokumentierten allgemeinen Annahmen keine Investitionsgüter und sonstige Infrastrukturaufwendungen (sog. Capital Equipment) berücksichtigt.

Die zu berücksichtigenden Teilprozesse werden in der Beschreibung zur Modellierung der Verfahren in den Kapiteln 7.5.1 bis 7.5.3 detailliert aufgeführt. Für die drei im Rahmen der orientierenden Treibhausbilanz zu berücksichtigenden Verfahren ergibt sich die in Abbildung 7 graphisch dargestellte Systemgrenze.

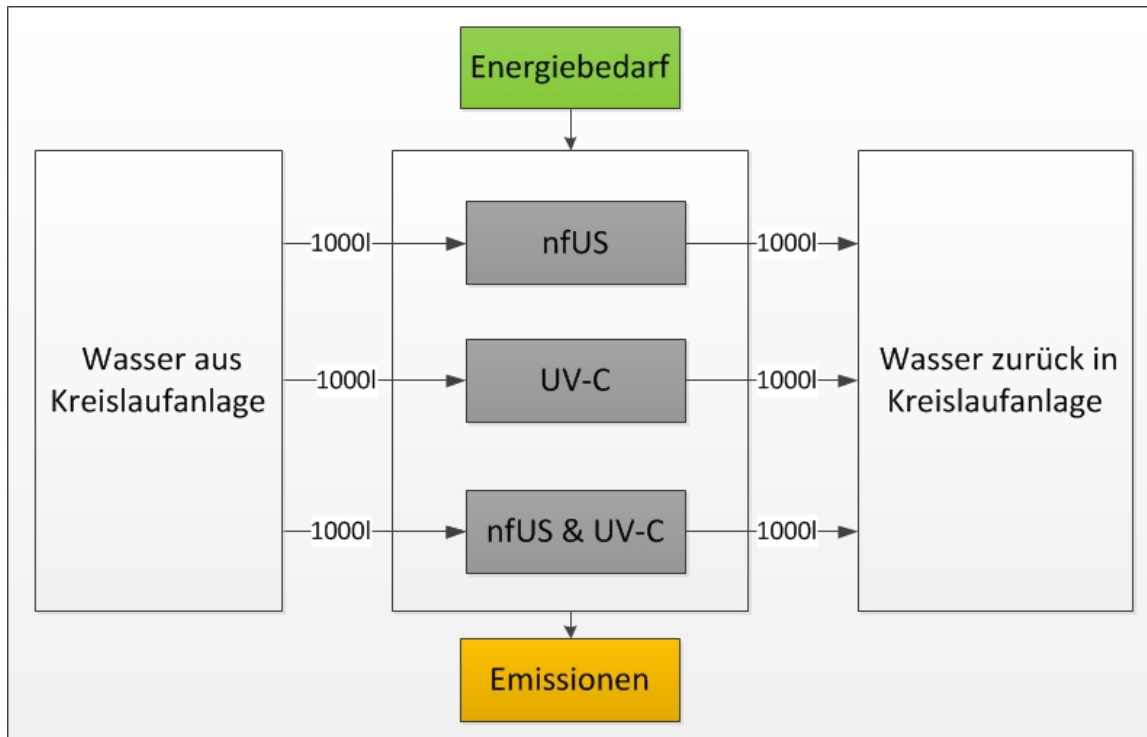


Abbildung 7 Darstellung der Systemgrenze im F&E-Projekt „US/UV“; berücksichtigt werden der Energiebedarf für die Desinfektion des Kreislaufwassers und die sich daraus ergebenden Emissionen

7.4.3. Datenerhebung und Anforderungen an die Datenqualität

Für die orientierende Treibhausgasbilanz der drei Behandlungsverfahren (singulär nfUS, singulär UV-C und des im Projekt entwickelten Kombinationsverfahrens nfUS & UV-C) konnten im Rahmen des Projektes Primärdaten für den Energiebedarf der beiden Einzelprozesse, ebenso wie für den Energiebedarf der kombinierten Behandlung erhoben werden. Die prozessspezifischen Daten wurden hierfür durch das F&E-Projekt, genauer durch das IGB Berlin, erhoben. Für alle drei Systeme wurden dieselben Randbedingungen gewählt und somit die Vergleichbarkeit der Auswertung sichergestellt. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass die zur Verfügung stehende Datenbasis eine zielführende Bearbeitung der Fragestellung erlaubt.

Seitens des F&E-Projektes wurde zudem angemerkt, dass es beim Vergleich der hier vorgestellten Ergebnisse mit anderen Studien jeweils kritisch zu prüfen gilt, ob eine ausreichende Vergleichsgrundlage sichergestellt ist. Für einen solchen Vergleich müsste demnach bekannt sein, welche Organismen mit welcher Effizienz abgetötet wurden und für welche, für die Technologie relevante Wasserqualität die Ergebnisse Gültigkeit besitzen.

7.4.4. Allokation und Gutschriften

Innerhalb der Systemgrenzen dieser Studie und den auf dieser Grundlage berücksichtigten Prozessen konnten keine Koppelprodukte identifiziert werden, für die eine Gutschrift vergeben werden muss oder deren Umweltauswirkungen einer Allokation bedurft hätten. Üblicherweise werden in den Datensätzen aus einschlägigen Datenbanken, die zur Modellierung der Vorketten der Prozesse eingesetzt wurden, Allokationen vorgenommen. Diese können jedoch der Dokumentation der entsprechenden Datensätze entnommen werden und sind daher hier nicht gesondert aufgeführt.²⁴

Es wird zunächst davon ausgegangen, dass alle drei zu vergleichenden Systeme dieselbe Funktion erfüllen. Die Auswirkungen eines möglichen Zusatznutzens der US/UV-Technologie, etwa in Form der Bereitstellung einer im Vergleich besseren Wasserqualität wurden bewusst nicht innerhalb der orientierenden Treibhausgasbilanz erfasst. Sie sind Gegenstand einer ausführlichen Diskussion in Kapitel 7.8.

7.5. Modellierung

Als Grundlage für die Modellierung des Energiebedarfs konnte auf Daten zurückgegriffen werden, die direkt im F&E-Projekt erhoben wurden. Die im Zuge des Projektes berücksichtigten vier Modell-Pathogene sind in Tabelle 14 dargestellt.

Tabelle 14 Im Zuge des Projektes US/UV berücksichtigten Modellpathogene

| Pathogen- gruppe | Stellvertreter | Behandlungsziel | | |
|---------------------|-------------------------------------|--|--|---|
| | | Generations- zeit [d] ²⁵ | Theor. Reduktion nach 12 h Behandlung ²⁶ | Minimale Inakti- vierungsrate für ein- malige Passage des UV/US-Reaktors ²⁷ |
| Bakterien | KBE ²⁸ | --- | --- | 99,9 |
| Ciliaten | <i>Paramecium spec.</i> | 1 | 90% | 20 |
| Crustaceen | <i>Artemia spec.</i> | 21 ²⁹ | 90% | 20 |
| Nematoden | <i>Anguillicoloides crassus</i> | 70 ³⁰ | 90% | 20 |

Für die vier genannten Pathogene wurden die jeweils optimalen Prozess-Spezifikationen in Abhängigkeit des in Tabelle 14 genannten Behandlungsziels, ermittelt. Der Betrieb beider Teilprozesse, also sowohl des Ultraschall- als auch das UV-Moduls, erfordert Strom. Im Zuge der Treib-

²⁴ In diesem Fall wurde auf Datensätze aus der LCI-Datenbank ecoinvent v2.2. zurückgegriffen (ecoinvent Centre 2010).

²⁵ Anmerkung Dr. Knopf: Die Angaben zu den jeweiligen Generationszeiten wurden nicht für die Modellorganismen, sondern für tatsächlich relevante Parasiten aus der Literatur entnommen.

²⁶ Gilt für die einmalige Beaufschlagung des US/UV-Reaktors mit dem gesamten Systemvolumens pro Stunde.

²⁷ Basierend auf einem mathematischen Wachstums-/Reduktions- Modell.

²⁸ KBE = Koloniebildende Einheit (engl.: CFU = Colony-forming unit)

²⁹ Beispiel *Lernaea cyprinacea*

³⁰ Beispiel *Camallanus cotti*

hausgasbilanz wurde für beide Teilprozesse die jeweils optimale Leistungsaufnahme der beiden Module in Abhängigkeit des betreffenden Pathogens bestimmt.

Die Wirkung der Behandlung mit UV-C-Licht ist im Gegensatz zur Wirkung der Behandlung mit niederfrequentem Ultraschall nicht abhängig vom SAK des zu behandelnden Wassers. Wie eingangs bereits beschrieben, wurden die Experimente für Wasser mit zwei unterschiedlichen SAK-Werten durchgeführt. Ziel war es somit, zwei mögliche Anwendungsfälle der Desinfektion simulieren zu können (vgl. Kap. 7.2). Die in den Versuchen ermittelten Prozessparameter sind in Tabelle 15 dargestellt. Seitens des F&E-Projektes wurden die Experimente mit einer Niederdruck UV-C-Lampe durchgeführt. Da grundsätzlich auch der Einsatz von Mitteldruck-Lampen denkbar wäre, wurde seitens des F&E-Projektes ein Literaturwert zur Effizienz von Mitteldrucklampen recherchiert, der sich auf 50% der Effizienz einer Niederdruck-UV-C-Lampe beläuft. Entsprechend wurden vom F&E-Projekt die Verbrauchswerte für eine Mitteldruck-UV-C-Lampe aus den experimentell bestimmten Werten für die Niederdrucklampe berechnet.

Tabelle 15 Im Projekt ermittelte Leistungsparameter der verglichenen Verfahren in Abhängigkeit zu den in Tabelle 14 genannten Behandlungszielen

| | Niederdruck UV-C-Lampe | | Mitteldruck UV-C-Lampe | | Niederfrequenz US-Modul |
|-------------------|---------------------------|-----------------|---------------------------|-----------------|----------------------------|
| | SAK 22 [J/l] | SAK 70 [J/l] | SAK 22 [J/l] | SAK 70 [J/l] | [J/l] |
| Bakterien | 152 | 831 | 305 | 1.663 | - |
| Ciliaten | 462 | 2.519 | 924 | 5.038 | 1.400 |
| Crustaceen | 289 | 1.574 | 577 | 3.149 | 100 |
| Nematoden | 150 | 819 | 300 | 1.637 | 2.500 |

Die Auswertung der Treibhausgasbilanz des US/UV-Systems erfolgt in zwei Szenarien. In einem so genannten „Best-Case-Szenario“ wurde der Strombedarf für die jeweils niedrigsten ermittelten Leistungsaufnahmen der beiden Verfahren ausgewertet, in einem „Worst-Case-Szenario“ analog dazu die jeweils höchsten ermittelten Verbrauchswerte. Für die Betrachtung der im F&E-Projekt entwickelten Kombinationslösung wurden die jeweiligen Einzelwerte summiert.

Dieses Vorgehen soll auch dem Sachverhalt Rechnung tragen, dass die Prozessspezifikation in der Realität voraussichtlich an den jeweilig vorherrschenden Erreger, bzw. den Erreger mit dem größten Gefährdungspotenzial für den Fischbestand angepasst wird.

7.5.1. Berechnung des Energiebedarfs der drei Behandlungsverfahren

In Tabelle 17 werden für die drei im Rahmen der Treibhausgasbilanz zu vergleichenden Verfahren für die Auswertung jeweils herangezogenen Energiebedarfe dargestellt. Als funktionelle Einheit wurde als Bezugsgröße die Behandlung von 1.000 Litern Kreislaufwasser festgelegt (siehe auch Kapitel 7.4.1).

Tabelle 16 Auf Basis der Werte zur Leistungsaufnahme umgerechnete Energiebedarfe der Verfahren

| | Niederdruck UV-C-Lampe | | Mitteldruck UV-C-Lampe | | Niederfrequenz US-Modul |
|-------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
| | SAK 20 [in kWh/1.000 l] | SAK 70 [in kWh/1.000 l] | SAK 22 [in kWh/1.000 l] | SAK 70 [in kWh/1.000 l] | [in kWh/1.000 l] |
| Bakterien | 0,04 | 0,23 | 0,08 | 0,46 | - |
| Ciliaten | 0,13 | 0,70 | 0,26 | 1,40 | 0,39 |
| Crustaceen | 0,08 | 0,44 | 0,16 | 0,87 | 0,03 |
| Nematoden | 0,04 | 0,23 | 0,08 | 0,45 | 0,69 |

Die in Tabelle 16 dargestellten Werte stellen den berechneten Energiebedarf dar, der zur Erreichung des eingangs erwähnten Behandlungsziels jeweils erforderlich ist. Eine alleinige Behandlung des Wassers mit niederfrequentem Ultraschall zeigte laut Angaben des F&E-Projektes keine Auswirkungen auf die im Wasser enthaltenen Bakterien, sodass dieses pathogen-spezifische Behandlungsziel nicht erreicht werden konnte. Darüber hinaus ist festzuhalten, dass alle weiteren Behandlungsziele durch die getesteten Verfahren erreicht werden konnten.

Aufgrund der Nicht-Wirksamkeit der Behandlung mit niederfrequentem Ultraschall gegenüber Bakterien kann jedoch abgeleitet werden, dass eine alleinige Behandlung des Kreislaufwassers mit dem nfUS-Modul für den Einsatz in der kommerziellen Aquakultur nicht in Frage kommt. Im Gegensatz dazu vermag der alleinige Einsatz eines UV-C-Moduls alle formulierten Behandlungsziele zu erreichen.

7.5.2. Einbezug der Ergebnisse aus den Experimenten des F&E-Projektes

Wie aus Tabelle 16 hervorgeht, ist der kombinierte Einsatz von nfUS und UV-C nicht zwingend erforderlich, um den im F&E-Projekt als Ziel definierten Behandlungserfolg zu erzielen (vgl. Tabelle 14). Seitens des F&E-Projekts wurde jedoch untersucht, inwiefern sich eine beide Verfahren kombinierende Behandlung positiv auf das Behandlungsergebnis auswirken kann. Diese Experimente wurden ebenfalls für die beiden definierten Anwendungsfälle bei SAK 22 und SAK 70 ausgewertet.

Für das relativ klare Fischwasser mit SAK 22 konnte seitens des F&E-Projektes festgestellt werden, dass sich der zusätzliche Einsatz von niederfrequentem Ultraschall in Bezug auf eukaryotische Pathogene nicht positiv auf das Behandlungsergebnis ausgewirkt. Dieselbe Feststellung gilt für das Wasser mit SAK 22 auch in Bezug auf die Wirksamkeit gegenüber den getesteten bakteriellen Modell-Pathogenen. Auch hier konnte also eine Verbesserung des Behandlungsergebnisses durch die zusätzliche Behandlung mit nfUS nicht nachgewiesen werden.

Für den zweiten im Rahmen des F&E-Projektes untersuchten Anwendungsfall eines vergleichsweise trüben Wassers mit SAK 70 konnte jedoch gezeigt werden, dass die Kombination der beiden Behandlungsverfahren Vorteile haben kann. Hierbei ist insbesondere die Abhängigkeit des Erfolgs der UV-C-Behandlung von der Strahlungsdurchlässigkeit des Wassers von Bedeutung, auf die bereits eingegangen wurde. Für den Anwendungsfall bei SAK 70 konnte durch das F&E-Projekt gezeigt werden, dass sich der Behandlungserfolg durch den kombinierten Einsatz beider Verfahren steigern ließ.

7.5.3. Im Zuge der ökobilanziellen Untersuchung berücksichtigte Energiebedarfe

Basierend auf den im Zuge des F&E-Projekts erhobenen Daten zum Energiebedarf einerseits, und unter Berücksichtigung der Erkenntnisse zur Wirksamkeit der Verfahren andererseits, wurden für jedes Verfahren und für beide untersuchten Anwendungsfälle jeweils ein bestmöglicher Fall und ein schlechtmöglicher Fall definiert.

In Tabelle 17 werden die je nach dem simulierten Anwendungsfall günstigsten Werte und die jeweils höchsten Energiebedarfswerte nochmals isoliert dargestellt. Als jeweils bester Fall wird demnach eine Situation angenommen, bei der das Verfahren auf dasjenige Pathogen eingestellt wird, bei denen sich die geringsten Energiebedarfe ergeben. Umgekehrt wird für den schlechtesten Fall jeweils angenommen, dass das Verfahren auf dasjenige Pathogen abgestimmt werden muss, für welches sich die höchsten Energiebedarfe ergeben. Die Nummerierung und die Bezeichnungen in der Spalte „Kurztitel“ dienen als Grundlage der Zuordnung bei der Darstellung der Ergebnisse. Gemäß gängiger ökobilanzieller Praxis werden im Folgenden die Abkürzungen BC für Best Case (dt. = bester Fall) und WC für Worst Case (dt. = schlechtester Fall) verwendet.

Tabelle 17 Vergleichende Darstellung der betrachteten Varianten und der jeweils berücksichtigten Prozesse

| Nr. | Kurzbezeichnung | Berücksichtigter Prozess | Menge | Einheit |
|-----|---------------------------------|------------------------------|-------|---------|
| 01 | Niederdruck_SAK 22_BC | Niederdruck-UV-Lampe | 0,04 | kWh |
| 02 | Niederdruck_SAK 22_WC | Niederdruck-UV-Lampe | 0,13 | kWh |
| 03 | Niederdruck_SAK 70_BC | Niederdruck-UV-Lampe | 0,23 | kWh |
| 04 | Niederdruck_SAK 70_WC | Niederdruck-UV-Lampe | 0,70 | kWh |
| 05 | Mitteldruck_SAK 22_BC | Mitteldruck-UV-Lampe | 0,08 | kWh |
| 06 | Mitteldruck_SAK 22_WC | Mitteldruck-UV-Lampe | 0,26 | kWh |
| 07 | Mitteldruck_SAK 70_BC | Mitteldruck-UV-Lampe | 0,45 | kWh |
| 08 | Mitteldruck_SAK 70_WC | Mitteldruck-UV-Lampe | 1,40 | kWh |
| 09 | nfUS_BC | Niederfrequenter Ultraschall | 0,03 | kWh |
| 10 | nfUS_WC | Niederfrequenter Ultraschall | 0,69 | kWh |
| 11 | nfUS & Niederdruck UV_SAK 22_BC | nfUS & Niederdruck UV-Lampe | 0,07 | kWh |
| 12 | nfUS & Niederdruck UV_SAK 22_WC | nfUS & Niederdruck UV-Lampe | 0,82 | kWh |
| 13 | nfUS & Niederdruck UV_SAK 70_BC | nfUS & Niederdruck UV-Lampe | 0,26 | kWh |
| 14 | nfUS & Niederdruck UV_SAK 70_WC | nfUS & Niederdruck UV-Lampe | 1,39 | kWh |

7.6. Wirkungsabschätzung

In der Wirkungsabschätzung werden die potenziellen Umweltwirkungen auf der Basis der Ergebnisse der Sachbilanz ermittelt (vgl. die ausführlichen Erläuterungen in Kapitel 3.3). Konkret werden dabei die Sachbilanzdaten mit spezifischen Wirkungskategorien und Wirkungsindikatoren verknüpft, wobei die hieraus resultierenden potenziellen Wirkungen abgeschätzt werden. Für die Wirkungsabschätzung einer Ökobilanz werden in der Regel verschiedene Umweltwirkungskategorien untersucht (siehe z.B. auch die Bearbeitung der anderen F&E-Projekte innerhalb des vorliegenden Berichts). Im Rahmen des hier angestellten Vergleichs werden jedoch nur die Klima- bzw. treibhausgasrelevanten Emissionen berücksichtigt, dargestellt als CO₂-Äquivalente (bzw. CO₂e).

Der auf Basis der in Kapitel 7.5.1 bzw. in Tabelle 15 dargestellten Leistungsaufnahme ermittelte Stromverbrauch für die Behandlung von 1.000 l Kreislaufwasser wird mit dem spezifischen Emissionsfaktor für das Treibhausgaspotenzial der Stromerzeugung und Stromverteilung in Deutschland multipliziert. Das Treibhausgaspotenzial des Strombedarfs wurde, analog zum Vorgehen in den übrigen F&E-Projekten über den Datensatz „Strom, Niederspannung, ab Netz [DE]“ aus der Datenbank ecoinvent v2.2. berechnet (ecoinvent Centre 2010).

7.7. Ergebnisdarstellung

Die Darstellung des Gesamtergebnisses erfolgt in Tabelle 18 analog der Darstellung der Energiebedarfe in Tabelle 17. Dabei wurde der jeweilige Energiebedarf mit dem Deutschland-spezifischen Emissionsfaktor für die Bereitstellung des Stroms multipliziert. Die Ergebnisse werden für die 14 betrachteten Fälle jeweils in Form von kg CO₂-Äquivalenten (kg CO₂e) ausgewiesen.

Tabelle 18 Mit den Behandlungstechniken jeweils verbundenes Treibhausgaspotenzial; bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 Litern Wasser

| Nr. | Kurzbezeichnung | Menge | Einheit |
|-----|---------------------------------|-------|----------------------|
| 01 | Niederdruck_SAK 22_BC | 0,029 | kg CO ₂ e |
| 02 | Niederdruck_SAK 22_WC | 0,093 | kg CO ₂ e |
| 03 | Niederdruck_SAK 70_BC | 0,165 | kg CO ₂ e |
| 04 | Niederdruck_SAK 70_WC | 0,503 | kg CO ₂ e |
| 05 | Mitteldruck_SAK 22_BC | 0,057 | kg CO ₂ e |
| 06 | Mitteldruck_SAK 22_WC | 0,187 | kg CO ₂ e |
| 07 | Mitteldruck_SAK 70_BC | 0,323 | kg CO ₂ e |
| 08 | Mitteldruck_SAK 70_WC | 1,006 | kg CO ₂ e |
| 09 | nfUS_BC | 0,022 | kg CO ₂ e |
| 10 | nfUS_WC | 0,496 | kg CO ₂ e |
| 11 | nfUS & Niederdruck UV_SAK 22_BC | 0,050 | kg CO ₂ e |
| 12 | nfUS & Niederdruck UV_SAK 22_WC | 0,589 | kg CO ₂ e |
| 13 | nfUS & Niederdruck UV_SAK 70_BC | 0,187 | kg CO ₂ e |
| 14 | nfUS & Niederdruck UV_SAK 70_WC | 0,999 | kg CO ₂ e |

Bei gleichem Erregerdruck und gleichem Behandlungsziel, steigt der erforderliche Behandlungsaufwand für die UV-C-Behandlung, wenn der SAK im Wasser ansteigt. Entsprechend liegen Ergebnisse für das Treibhausgaspotenzial für eine Behandlung von Wasser mit SAK 22 unter den Werten für SAK 70. Grund hierfür ist, dass die Behandlungsintensität mit UV-C-Licht erhöht werden muss, um die trübungsbedingte Abschwächung der UV-Behandlung im Wasser mit höherem SAK zu kompensieren. Für den Best Case beim Anwendungsfall SAK 22 (vgl. Nr. 11 in Tabelle 18) errechnet sich für die kombinierte Behandlung mit nfUS und Niederdruck UV ein um 24 g CO₂e höheres Treibhausgaspotenzial im Vergleich zum Best Case Anwendungsfall von UV allein (vgl. Nr. 1 in Tabelle 18), was einer Erhöhung um einen Faktor von ca. 1,7 entspricht. Bezogen auf den Best Case beim Anwendungsfall SAK 70 ergibt sich für das Kombinationsverfahren ein um 22 g CO₂e größeres Treibhausgaspotenzial, was in diesem Fall noch einem Mehraufwand um Faktor 1,13 gegenüber der alleinigen Behandlung mit UV-Licht entspricht.

Auf die Wirksamkeit des nfUS-Moduls hat die Trübung des Wassers hingegen keinen Einfluss. Hier ergibt sich die Bezeichnung Best Case und Worst Case in beiden Fällen jeweils allein aus der Wirksamkeit gegenüber den jeweils als Behandlungsziel festgelegten Pathogenen.

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zudem zu beachten, dass sich die Worst Case – Annahme für die nfUS-Behandlung auf die sehr energieintensive Behandlung von Nematoden mit dieser Behandlungs-Technik bezieht, die die jeweiligen Ergebnisse stark beeinflusst.

Ebenso wird in Tabelle 18 jeweils deutlich, dass die Ergebnisse stark von der jeweiligen Spezifikation der Behandlungsprozesse abhängen. Der Mehraufwand durch eine kombinierte Anwendung von nfUS und UV-C lässt sich folglich auch in der Treibhausgasbilanz ausweisen. Das US/UV-System kann jedoch möglicherweise, über eine vergleichsweise größere Effektivität durchaus auch zu einer gesteigerten Effizienz im Gesamtsystem führen, wie in Kapitel 7.8 dargestellt wird.

7.8. Einschätzung zum potenziellen Zusatznutzen des US/UV-Systems

7.8.1. Qualitative Überlegungen zum möglichen Zusatznutzen

Bei einem Einsatz des vom F&E-Projekt entwickelten US/UV-Systems können sich Effekte ergeben, die sich in Form eines zusätzlichen Nutzens der Neuentwicklung darstellen lassen. Da diese Effekte, basierend auf den bislang zur Verfügung stehenden Daten nicht oder allenfalls mit vergleichsweise großen Unsicherheiten quantifizieren lassen, wurde darauf verzichtet, diese Aspekte im Rahmen der quantitativen Auswertung der orientierenden Treibhausgasbilanz zu berücksichtigen. Stattdessen folgen hier nun entsprechende Betrachtungen auf qualitativer Ebene.

Kreislaufgeführte Aquakulturanlagen stellen nach wie vor besondere Anforderungen an die Prozessführung und den Produktionsprozess insgesamt. Dies gilt auch und insbesondere, wenn man die derzeit gültige Verordnung der EU zur ökologisch/biologischen Fischzucht in Kreislaufanlagen betrachtet. In der Verordnung [EG] 710/2009 wird gefordert, dass eine ökologische/biologische Aquakultur auf den Einsatz von solchen Anlagen sogar gänzlich verzichten sollte: „Angesichts des Grundsatzes, dass eine ökologische Erzeugung so naturnah wie möglich erfolgen sollte, sollte der Einsatz solcher Systeme für die ökologische/biologische Produktion untersagt werden.“ (EG 710/2009). Insbesondere die künstliche Umgebung und die damit verbundenen eher naturfremden Haltungsbedingungen können vor diesem Hintergrund als Herausforderung betrachtet werden. Die Bereitstellung optimaler Wasserqualitäten kann hier zur Erfüllung essentieller Grundbedingungen beitragen, die langfristig eine Aquakultur-Prozessführung auch in geschlossenen Kreislaufanlagen ermöglichen könnten.

Die Bereitstellung einer möglichst optimalen, jeweils auf die in Frage kommenden Besatzfischarten hin optimierten Wasserqualität zählt zu den gleichermaßen herausfordernden wie unverzichtbaren Bedingungen einer nachhaltigen Aquakultur in kreislaufgeführten Aquakulturanlagen. Falls diese Herausforderung bewältigt werden können, lassen sich daraus vielfältige positive Auswirkungen für die Etablierung einer dauerhaft tragfähigen Aquakultur-Produktion in Kreislaufsystemen ableiten. Dies gilt unter anderem auch, wenn es zukünftig gelingt, neue, gleichermaßen wirtschaftlich wie ernährungsphysiologisch interessante Arten für die Zucht in geschlossenen Kreislauf-Systemen zu erschließen.

Die dadurch perspektivisch mögliche Einführung neuer Arten stellt jedoch nur einen der Vorteile dar. Die erfolgreiche Kontrolle der komplexen Prozessführung in einer kreislaufgeführten Aquakultur-Anlage muss auf eine Optimierung der Haltungsbedingungen für die Besatzfische ausgelegt sein. Eine verbesserte und einfacher zu handhabende Prozessführung ist langfristig eine weitere grundlegende Bedingung für einen wirtschaftlichen Betrieb von Aquakultur-Anlagen. Es ist ferner davon auszugehen, dass optimale Haltungsbedingungen sich nicht nur in einer Steigerung der erzielbaren Zuwachsraten, sondern auch in einer verbesserten Produktqualität niederschlagen werden. Eine nicht ausreichend effektive Prozesswasseraufbereitung birgt somit ein erhöhtes Stressrisiko bei den Besatzfischen, möglicherweise auch ein vermehrtes Auftreten von bestandsbedrohenden Krankheiten, zumindest aber die Gefahr von Wachstumsdepressionen.³¹ Geringere Ausfallzahlen in der Fischzucht, sei es in der Brutphase, der Jungfischauzucht oder aber krankheitsbedingt auch in der Fischmast selbst tragen zur Wirtschaftlichkeit des gesamten Produktionsprozesses bei. Dies gilt analog auch für die mit der Zucht verknüpften vielfältigen Umweltauswirkungen, die sich bezogen auf den Output der Produktion ebenfalls reduzieren, wenn es gelingt, möglichst geringe Sterblichkeitsraten sicherzustellen.

Die Bedeutung der Bereitstellung optimalen Prozesswassers für Aquakultur-Anlagen kann daher kaum unterschätzt werden. Für die im Zuge des Projektes „US/UV“ entwickelte Wasseraufbereitungstechnologie kann sich vor diesem Hintergrund langfristig ein bedeutendes Potenzial entwickeln. In Hinblick auf die Frage, was eine nachhaltige Aquakultur in geschlossenen Kreislaufanlagen ausmacht, kommt dem Gesichtspunkt eines stabilen, dauerhaft funktionierenden Betriebes eine große Bedeutung zu. Dies kann dazu führen, dass sich auf den ersten Blick sehr effiziente Prozessschritte bei nicht ausreichender Sicherstellung der erforderlichen Prozessqualität schnell als wenig effektiv herausstellen. Im Umkehrschluss sollte auch in Betracht gezogen werden, dass sich eine Investition in die Wasserqualität, etwa in Form eines Mehraufwandes bei der Wasseraufbereitung, in mehrfacher Hinsicht als sinnvoll erweisen kann. In diesem Zusammenhang zu erwähnen sind optimierte Wachstumsraten sowie die damit verbundene möglichst optimale Verwertung des eingesetzten Futters.

Die mittel- bis langfristige Aufrechterhaltung und Sicherstellung einer störungsarmen und sicheren Produktion in geschlossenen Kreislaufanlagen stellt gegenwärtig, insbesondere unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten, noch eine große Herausforderung dar. Es ist davon auszugehen, dass sich dies auch auf die Investitionsbereitschaft bzw. die Vergabe von Krediten für die Errichtung von Aquakulturanlagen, bzw. für die Absicherung des laufenden Betriebes durch Versicherungen gegen Produktionsausfälle auswirkt. Die im Zuge des Projektes „US/UV“ gewonnen Erkenntnisse und insbesondere die neu gewonnenen Steuerungsmöglichkeiten zur Sicherstellung der Wasserqualität könnten sich hier langfristig vertrauensbildend und somit letztlich fördernd auswirken.

³¹ Als Wachstumsdepression wird hier ein gegenüber dem Normalfall verringertes Wachstum der Fische verstanden.

7.8.2. Semi-Quantitative Abschätzung

Das im Rahmen des F&E-Projektes entwickelte Verfahren sieht einen zusätzlichen Behandlungsprozess vor, der zunächst einen Mehraufwand bedeutet. Betrachtet man jedoch den gesamten Zuchtzyklus, so kann sich dieser Mehraufwand sowohl aus ökologischer als auch ökonomischer Sicht rechnen. Auf Basis einer vereinfachten Überschlagsrechnung wurde ermittelt, ab welchem Effektivitätsgewinn sich der Mehraufwand durch kombinierten Einsatz von US/UV lohnen kann.

Als Grundlage der Überschlagsrechnung wurde eine hypothetische Lachs-Zucht innerhalb einer Kreislaufanlage angenommen. Hierzu wurden die folgenden Annahmen getroffen:

- Die Fischzucht erfolgt in einer Versuchsanlage im Technikums-Maßstab;
- Das Systemvolumen beträgt 3000 l; dieses wird einmal pro Stunde umgewälzt;
- Die Gesamtdauer eines Zucht-Zyklus beträgt 100 Tage;
- Die kombinierte Behandlung mit nfUS/UV repräsentiert optimale Haltungsbedingungen;
- Die alleinige Behandlung mit UV-Licht stellt suboptimale Haltungsbedingungen dar, wodurch sich eine geringere Überlebensrate ergibt;
- Die theoretische Überlebensrate bei optimalen Haltungsbedingungen beträgt 100%;
- Bei einer Überlebensrate von 100% pro Mast-Zyklus können 500 kg Fisch gezüchtet werden.

Zudem wurden weitere wichtige Prozessparameter abgeschätzt, die in Tabelle 19 wiedergegeben sind.

Tabelle 19 Dokumentation der getroffenen Annahmen als Grundlage der Überschlagsrechnung

| Dokumentation der Annahmen | Menge | Einheit |
|--|--------|----------------------|
| Energieeinsatz ³² pro Kilogramm Lachsfilet (nach Hubold und Klepper 2013) | 31 | kWh |
| Energieeinsatz pro Zyklus | 15.500 | kWh |
| Emissionen von CO ₂ -Äquivalenten ³³ pro Kilogramm Lachsfilet (nach Hubold und Klepper 2013) | 28 | kg CO ₂ e |
| Emissionen von CO ₂ -Äquivalenten pro Zyklus | 14.000 | kg CO ₂ e |
| Leistungsaufnahme für UV-C-Behandlung ³⁴ | 1,3 | kJ/l |
| Leistungsaufnahme für nf-US-Behandlung ³⁵ | 1,9 | kJ/l |
| Berechneter Mehraufwand der kombinierten US/UV- gegenüber der alleinigen UV-Behandlung pro Betriebsstunde der Anlage | 1,58 | kWh |
| Berechneter Mehraufwand der kombinierten US/UV- gegenüber der alleinigen UV-Behandlung pro Zucht-Zyklus | 3.800 | kWh |
| Aus dem berechneten Mehraufwand resultierende CO ₂ -Emissionen | 2.730 | kg CO ₂ e |

³² Berücksichtigt sind demnach der Energieeinsatz für die Fischzucht, die Futtermittelbereitstellung und die Verarbeitung zum verzehrfertigen Filet.

³³ Berücksichtigt wurden ebenfalls die Treibhausgasemissionen aus der Fischzucht, der Futtermittelbereitstellung und der Verarbeitung zum verzehrfertigen Filet. Angesetzt wurde hier der obere von Hubold und Klepper 2013 für Lachsfilet angegebene Emissionswert. Der hier angegebene Wert kann in der Realität deutlich nach oben und unten abweichen. Für eine halbtechnische Versuchsanlage mit einem Produktionsvolumen von 500kg pro Zyklus kann die Angabe von Hubold und Klepper jedoch als angemessene Approximation angesehen werden.

³⁴ Die Angaben zum Energiebedarf sind dem Endbericht des F&E-Projektes entnommen.

³⁵ Die Angaben zum Energiebedarf sind dem Endbericht des F&E-Projektes entnommen.

Basierend auf den in Tabelle 19 dokumentierten Annahmen wird diejenige Überlebensrate ermittelt, für die der Mehraufwand einer kombinierten Anwendung von niederfrequentem Ultraschall und UV-C-Licht durch den zuchtbedingten Mehraufwand infolge einer geringeren Überlebensrate bei den Fischen kompensiert wird. Hierzu wird angenommen, dass die genannten Werte zum Energieeinsatz (15.500 kWh) und zu den CO₂-Äquivalenten (14.000 kg) für die suboptimalen Haltungsbedingungen stehen. Für die optimalen Haltungsbedingungen wird entsprechend der Mehraufwand von 2.730 kg CO₂e (bzw. 3.800 kWh) hinzugerechnet, sodass sich ein Gesamtaufwand von 16.730 kg CO₂e ergibt.

Dividiert man den Mehraufwand von 2.730 kg CO₂e durch den Wert von 28 kg CO₂e /kg Fisch, so ergibt sich ein Wert von 97,5 kg. Dies entspricht der Menge an Fisch, die unter suboptimalen Haltungsbedingungen Emissionen in Höhe von 2.730 kg CO₂e verursachen. Aus 97,5 kg dividiert durch 500 kg errechnet sich zunächst die Sterblichkeitsrate von ca. 20%. Im Umkehrschluss ergibt sich somit, dass bei einer Überlebensrate von 80% unter suboptimalen Haltungsbedingungen, der Aufwand für die zusätzlich erforderliche Fischzucht den Mehraufwand für die Bereitstellung optimaler Haltungsbedingungen durch den kombinierten Einsatz von US/UV ausgleicht.

Aus den dargestellten Überlegungen geht hervor, dass sich der Einsatz der im Rahmen des F&E-Projektes entwickelten Kombinationslösung je nach gegebener spezifischer Situation ökologisch vorteilhaft sein. Für die Berechnung zur ökologischen Rentabilität der Kombinationslösung kann eine erforderliche Steigerung der Prozessausbeute um ca. 20% als Orientierungspunkt dienen. Daraus ergibt sich, dass der Einsatz der im F&E-Projekt entwickelten Kombinationslösung unter bestimmten Bedingungen ökologisch vorteilhaft sein kann.

7.9. Fazit und Ausblick

Im Rahmen des F&E-Projektes „US/UV“ wurde ein Zwei-Komponenten-System entwickelt, welches die desinfizierende Wirkung durch Behandlung mit UV-Licht und die günstigen Eigenschaften von niederfrequentem Ultraschall (US) kombiniert und somit eine ozonunabhängige Wasserentkeimung ermöglicht. Die im US/UV-Projekt entwickelte Technologie stellt eine Neuerung dar, die eine besonders effektive Desinfektion von Kreislaufwasser erlauben soll. Übergeordnetes Ziel war es, den Keimdruck, also die Gefahr des Entstehens von Krankheiten während des Dauerbetriebs einer Kreislaufanlage, auf ein für die Fische unbedenkliches Maß zu begrenzen und damit einen Beitrag zu einem dauerhaften Betrieb einer Kreislaufanlage beizutragen.

Als Vergleichsgröße für die durchgeführte Nachhaltigkeitsanalyse wurde die Aufbereitung von 1.000 Litern mit Krankheitskeimen belastetem Wasser im so genannten „Single Pass“-Verfahren festgelegt. Die Ergebnisse der ökobilanziellen Untersuchung zeigen, dass sich der zusätzliche Betrieb eines Moduls zur Behandlung des Wassers mit niederfrequentem Ultraschall im Vergleich zur alleinigen Behandlung des Wassers mit UV-Licht entsprechend auf den Energiebedarf der Neuentwicklung auswirkt. Das auf Basis von Primärdaten aus dem F&E-Projekt berechnete Treibhausgaspotenzial für die kombinierte Anwendung liegt daher grundsätzlich über dem jeweiligen Referenzszenario, der alleinigen Behandlung des Wassers mit UV-Licht.

Die im F&E-Projekt entwickelte Verfahrenstechnik wird derzeit in ersten Einsatz-Experimenten in großtechnischen Aquakultur-Kreislaufanlagen getestet. Dennoch lagen zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Untersuchung noch keine gesicherten Erkenntnisse über den dauerhaften Einsatz der Technik in kommerziell betriebenen Aquakultur-Anlagen vor.

In Hinblick auf einen möglichen Zusatznutzen des entwickelten US/UV-Systems können sich allerdings positive Effekte bezüglich einer geringeren Sterblichkeit der Besatzfische ergeben, die sich

auch aus ökologischer Sicht positiv auswirken können. Hierzu wurden sowohl qualitative Aspekte betrachtet als auch eine semi-quantitative überschlägige Berechnung durchgeführt. Auf Grundlage dieser Abschätzungen konnte gezeigt werden, dass sich unter bestimmten Voraussetzungen ein ökologischer Vorteil für das US/UV-Verfahren ergeben kann. Dieser liegt vor, falls durch die Neuentwicklung eine ca. 20% höhere Überlebensquote für die gezüchteten Fische erreicht wird. Die hierzu angestellte Überschlagsrechnung sollte allerdings basierend auf den Ergebnissen künftiger Experimente verifiziert werden.

Ein weiterer, potenzieller Vorteil des US/UV-Verfahrens besteht in den möglicherweise positiven Auswirkungen einer effektiveren Wasserentkeimung auf den Wachstumsprozess der Besatzfische. Dadurch könnten sich die Haltungsbedingungen der Besatzfische und damit letztlich die Effizienz des Gesamtprozesses steigern lassen, woraus wiederum ökologische und ökonomische Nutzenaspekte entstehen würden. Allerdings konnten aufgrund der zur Verfügung stehenden Datenbasis keine quantitativen Aussagen getroffen werden.

Um die Umweltleistung der Neuentwicklung zu steigern, wird eine Verfahrensoptimierung vorgeschlagen, die einen kombinierten UV/US-Betrieb nur unter entsprechendem Erregerdruck vorsieht und nach dem Wegfall des erhöhten Erregerdruckes die Aufbereitung auf weniger aufwändige Methoden (wie die alleinige Behandlung mit UV- Licht) beschränkt. Je nach Stand des Ausbaus der Aquakultur-Infrastruktur könnten sich diesbezüglich auch gänzlich neue Anwendungsszenarien wie die zeitlich begrenzte Vermietung bzw. das Leasing oder Sharing-Konzepte als interessante Geschäftsmodelle für die Neuentwicklung erweisen.

8. F&E-Projekt III: Entwicklung einer umwelt- und fischgesundheitsfreundlichen Technologie zur Verringerung der Stickstoff und Mikropartikelfracht in Aquakultur Kreislaufanlagen

8.1. Einführung

Die Senkung des Frischwasserbedarfs ist ein immanentes Ziel der Aquakultur in geschlossenen Kreislaufanlagen. Zugleich können unerwünschte Nährstoffausträge in die Umwelt und Schadstoffemissionen innerhalb geschlossener Kreislaufanlagen kontrolliert werden. Von den Fischen nicht aufgenommenes Futter, aber auch durch die Stoffwechselprodukte des aufgenommenen und verdauten Futters wird innerhalb der Aquakultur-Anlage in Form von Stickstoffverbindungen und Mikropartikeln akkumuliert. Ohne geeignete Maßnahmen zur kontrollierten Reduktion erreicht die Stickstoff- und Mikropartikelfracht in der Anlage fischgesundheitlich bedenkliche Werte.³⁶

Das konventionelle Verfahren zur Kontrolle der Stickstofffracht im Kreislaufwasser ist eine Verdünnung des Kreislaufwassers mit Frischwasser, die kontinuierlich oder diskontinuierlich erfolgen kann. Dabei werden der im Wasser enthaltene Stickstoffverbindungen ausgetragen. Demgegenüber steht mit der Denitrifikation des Wassers eine weitere Option für die Kontrolle der Stickstofffracht in geschlossenen Kreislaufanlagen zur Verfügung. Im F&E-Projekt wurde die Denitrifikation zudem mit einem Verfahren zur Verringerung der Partikelfracht in der Kreislaufanlage kombiniert. Der prozesstechnisch komplexe Prozess der Denitrifikation, die nur unter anoxischen Bedingungen stattfindet, erlaubt prinzipiell, die Umweltbelastung durch den unerwünschten Austrag von Nährstoffen sowie den Bedarf an Frischwasser für die Aquakultur-Anlage zu reduzieren. Insbesondere für Warmwasser-Aquakultur-Anlagen, also Anlagen bei denen das Wasser unter Brennstoffeinsatz erwärmt werden muss, kann dies neben ökologischen auch ökonomische Vorteile für die Betreiberinnen und Betreiber bedeuten.

8.2. Beschreibung des Forschungsprojektes

Im Rahmen des F&E-Projektes „Entwicklung einer umweltschonenden Technologie in der Aquakultur zur Entnahme von Stickstoff und Mikropartikeln in Kreislaufanlagen“ (AZ-28092-23; Kurztitel „Verringerung Mikropartikel“) wurde ein Verfahren zur Senkung des Frischwasserbedarfs in RAS-Anlagen entwickelt und getestet. Um den Wasserkreislauf einer Testanlage weitestgehend zu schließen, wurde ein biologisches Verfahren zur Denitrifikation mit einer Membraneinheit zur Elimination von Feststoffen kombiniert. Beide Prozesse wurden in einem Prozess, dem Membran-Denitrifikations-Reaktor (MDR) gekoppelt. Zusätzlich sollte die bei der Denitrifikation entstehende Biomasse mengenmäßig erfasst und hinsichtlich der Möglichkeiten zur weiteren Nutzung charakterisiert werden.

Im Projekt, welches im Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA) der Universität Stuttgart durchgeführt wurde, standen zunächst Tests verschiedener Trägermaterialien als Aufwuchs-Material für denitrifizierende Bakterien auf dem Programm, die in einem Fließbettreaktor mit nitrathaltigem Wasser beaufschlagt wurden. Über Reibungseffekte an den beweg-

³⁶ Im Rahmen der Nitrifikation steigt die Nitratkonzentration im Kreislaufwasser stetig an, während zugleich der pH-Wert absinkt. Um den pH-Wert konstant zu halten können, müssen Chemikalien zugegeben werden (zum Beispiel NaHCO_3). Den hohen Nitratkonzentrationen kann jedoch ohne geeignete Verfahren zur Denitrifikation nur mit Verdünnung durch Frischwasserzugabe begegnet werden. Hier setzt das Verfahren zur Denitrifikation an, indem das Nitrat zu Stickstoff reduziert wird, welches als Gas entweichen und so aus dem System entfernt werden kann. Außerdem wird die im Zuge der Nitrifikation gebildete Säure neutralisiert, was den Verzicht der Zugabe von Chemikalien zur Kontrolle des pH-Wertes ermöglichen kann.

lich gelagerten Trägern wird kontinuierlich Biomasse abgetragen, die dem System über den Schlammabzug entnommen werden kann. Ziel des Projekts war es, die Wechselwirkung von Denitrifikation und Membranreinigung zu untersuchen, und darüber hinaus das Potenzial zu ermitteln, durch Akkumulation von Phosphat und Nitrat in der entstehenden Biomasse den unerwünschten Nährstoffeintrag in die Umwelt (Eutrophierung) zu begrenzen. Nach erfolgreicher Demonstration der technischen Machbarkeit einer ersten Projektphase wurde das Verfahren in einer Aquakultur-Technikums-Anlage getestet. Ein weiteres Projektziel bestand darin, durch die Denitrifikation, die Lebens- und Haltungsbedingungen der Fische zu verbessern und somit einen Beitrag zu einem verbesserten Gesundheitsmanagement in Aquakultur-Anlagen zu leisten.

8.3. Methodisches Vorgehen

Die Projektbearbeitung durch das Öko-Institut umfasste die Betrachtung verschiedener Nachhaltigkeitsaspekte. Zunächst wurde eine ökobilanzielle Untersuchung durchgeführt. Unter Bezug auf die Entnahme von Stickstoff in Form von Nitrat (Nitrat-N) aus den Versuchsanlagen wurden die mit der Reduktion bzw. Entnahme verbundenen potenziellen Umweltauswirkungen quantitativ erfasst. Ein direkter Vergleich war hier möglich, da der Vergleich Teil der Projektarbeiten des F&E-Projekts war (siehe Beschreibung Kapitel 8.4.2).

Im Rahmen der ökobilanziellen Untersuchung wurden die in Kapitel 3.3 aufgeführten Standard-Wirkungskategorien ausgewertet. Demzufolge wurde zunächst der Untersuchungsrahmen festgelegt (Kapitel 8.4). Die bei der ökobilanziellen Untersuchung berücksichtigten Prozesse werden in Kapitel 8.5. beschrieben. Dabei wurde zunächst der Aufbau der Anlage ohne MDR (im Folgenden als Anlage B bezeichnet) beschrieben (Kapitel 8.5.1). Anschließend wurde der Aufbau der mit MDR versehenen Anlage (im Folgenden als Anlage A bezeichnet) beschrieben (Kapitel 8.5.2).

Kapitel 8.6 enthält eine vergleichende Darstellung der Ergebnisse. Soweit möglich, werden für das MDR-Verfahren auch Optimierungspotenziale für künftige Entwicklungen aufgezeigt. Da im Rahmen der Analyse besonderes Augenmerk auf die Reduzierung des Wasserverbrauchs gelegt wurde, befinden sich die Ergebnisse dieser Untersuchung in einem separaten Kapitel (Kapitel 8.7). Tiergesundheitliche bzw. das Tierwohl betreffende Aspekte werden in Kapitel 8.8 diskutiert. Weitere Nachhaltigkeitsaspekte, u.a. Kostenaspekte werden in Kapitel 8.9 diskutiert. Abschließend wird ein Fazit im Sinne einer Gesamtschau der Einzelbetrachtungen gezogen, sowie ein Ausblick zu künftigen Optimierungsmöglichkeiten gegeben (Kapitel 8.10).

8.4. Festlegung des Untersuchungsrahmens

Die ökobilanzielle Untersuchung wurde gemäß der in Kapitel 3 beschriebenen Methodik durchgeführt. In den folgenden Abschnitten werden die für die Untersuchung festgelegte funktionelle Einheit, die Systemgrenze und die Anforderungen an die Datenqualität dargestellt.

8.4.1. Definition der funktionellen Einheit

Gegenstand der Untersuchung ist die Kontrolle des Nitrat-Gehalts im Kreislaufwasser zweier halbertechnischer Aquakultur-Anlagen, in einem für die Fische gut verträglichen Bereich. Entsprechend wurde als funktionelle Einheit dieser Studie festgelegt:

Reduktion von 1 kg Nitrat-N aus dem Prozesswasser einer mit Karpfen besetzten Aquakultur-Kreislaufanlage

Die vorliegende Studie vergleicht zwei verschiedene Ansätze zur Kontrolle des Nitratgehalts. Unter Bezug auf die gewählte funktionelle Einheit lassen sich somit beide Verfahren von ihrer Funktion her als gleichwertig ansehen. Sie können somit direkt miteinander verglichen werden.

8.4.2. Festlegung der Systemgrenze

Im Rahmen dieser Untersuchung wurde die komplette Prozesswasseraufbereitung einer geschlossenen landbasierten Aquakultur-Kreislaufanlage berücksichtigt. Für die beiden Anlagen im Technikums-Maßstab wurden die im Folgenden genannten Teilschritte der Wasseraufbereitung berücksichtigt:

- Aufrechterhaltung des Wasserkreislaufs (Pumpen);
- Mechanische Klärung des Abwassers (Lamellenabscheider);
- Behandlung im Biofilter (Nitrifikation);
- Aufbereitung des gereinigten Wassers (Entgasung).

Außerdem wurden weitere Aufwendungen wie die Fütterung der Besatzfische berücksichtigt.

Das jeweils erforderliche Frischwasser wurde aus dem öffentlichen Trinkwassernetz bezogen und entsprechend modelliert. Um es für die Erfordernisse der Fische anzupassen, musste das Leitungswasser erwärmt werden. Die Aufwendungen für die Erwärmung des Leitungswassers wurden ebenfalls berücksichtigt (vgl. Abbildung 8).

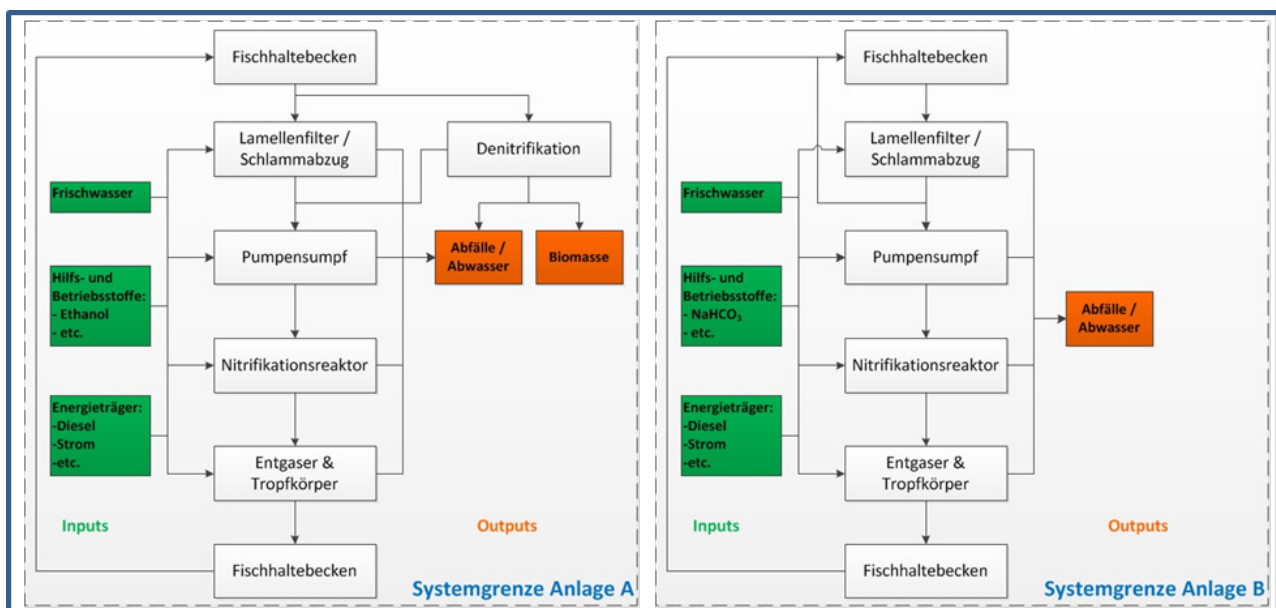


Abbildung 8 Systemgrenze im F&E-Projekt Verringerung Partikelfracht; links: für Anlage A, mit Membran-Deni-Reaktor (MDR); rechts: für Anlage B ohne MDR

Die Aufwendungen für Brut und Jungfischaufzucht, sowie ein möglicher Wildfang der Elterntiere wurden hingegen nicht betrachtet. Hierzu konnten im Zuge der Projektbearbeitung keine Daten erhoben werden. Da sich diese Prozesse für die beiden verglichenen Verfahren nicht unterscheiden, kann davon ausgegangen werden, dass die Nichtberücksichtigung der Prozesse sich nicht auf die Vergleichbarkeit der Systeme bzw. auf das Ergebnis des Vergleichs auswirkt.

Ebenso nicht berücksichtigt wurde im Rahmen dieser Studie die mögliche Weiterbehandlung der Abfälle aus dem Schlammabzug. Für die betrachteten Pilotanlagen werden diese lediglich aus dem System gespült und in die Kanalisation geleitet. Im Zuge der Übertragung der Technik in eine kommerziell betriebene Produktion ist davon auszugehen, dass die Biomasse weiterbehandelt wird (Verwertung in einer Biogasanlage, o.ä.). Der ökonomische Wert der Fische übersteigt jedoch deutlich den Wert, der für eine Nutzung der Biomasse aus dem Schlammabzug zu erwarten wäre. Vor diesem Hintergrund würde auch eine Berücksichtigung des Schlammes als Koppelprodukt zu einer ökonomischen Allokation der Umweltauswirkungen auf die Fisch-Produktion führen. Vor diesem Hintergrund, und aufgrund der Tatsache, dass sich die Prozesse für die beiden zu vergleichenden Systeme nicht unterscheiden, kann davon ausgegangen werden, dass eine Berücksichtigung der Weiterbehandlung möglicher Koppelprodukte sich nicht wesentlich auf das Ergebnis auswirken würde.

8.4.3. Datengrundlage

Die Datenlage für die vergleichende Untersuchung kann als gut bezeichnet werden. Der Vergleich des im F&E-Projekt entwickelten MDR mit dem konventionellen Verfahren der diskontinuierlichen Verdünnung war Teil der Projektbearbeitung. Für beide Verfahren zur Kontrolle des Nitrat-Gehalts im Kreislaufwasser konnten Primärdaten erhoben werden. Diese wurden vom F&E-Projekt direkt in den Einrichtungen des ISWA Stuttgart erhoben. Verbleibende Datenlücken konnten mit qualifizierten Literaturdaten belegt und, wo nötig, durch Experteneinschätzungen seitens des F&E-Projektes ergänzt werden. Für die Modellierung der Vorketten wurde, wie generell im Rahmen des Bewertungsprojektes, auf Datensätze aus der kommerziellen Datenbank ecoinvent (ecoinvent Centre 2010) zurückgegriffen. Der ökobilanziellen Betrachtung liegen somit insgesamt Daten zugrunde, die eine zielführende Beantwortung der Fragestellung erlauben.

8.4.4. Allokation und Gutschriften

Die beiden zu vergleichenden Haltungssysteme sind von Ihrer Funktion her als gleichwertig zu bezeichnen. Eine Allokation auf möglicherweise entstehende Koppelprodukte erfolgte im Rahmen dieser Betrachtung nicht, da davon ausgegangen werden konnte, dass zum gegenwärtigen Zeitpunkt bei keinem der beiden verglichenen Verfahren entsprechende Koppelprodukte zu berücksichtigen sind.

8.5. Modellierung der beiden Verfahren

Beide Haltungssysteme bestehen jeweils aus einem mit Fischen besetzten Becken, einer konventionellen mechanischen und biologischen Wasseraufbereitung mit Schlammabtrennung (Lamellenabscheider), Nitrifikation und aerobem Kohlenstoffabbau, sowie einer Vorrichtung zur Entgasung (Boley et al. 2014). In dieser Ausstattung wurden beide Anlagen zunächst in gleicher Weise betrieben. Dabei wurden die zum Beispiel für die Nitrifikation erforderlichen mikrobiologischen Prozesse ermittelt und eingestellt. Erst nach dieser Einfahrphase wurde die Anlage A um den Membran-Deni-Reaktor (MDR) erweitert. Die weiterhin ohne MDR ausgerüstete Anlage B diente fortan als Referenz (Boley et al. 2014).

8.5.1. Modellierung der Referenz-Anlage B (diskontinuierliches Verdünnen)

Das Systemvolumen der Referenz-Anlage B beträgt 1.850 Liter Süßwasser, welches im Dauerbetrieb kontinuierlich umgewälzt wird. Die Datenerhebung im Projekt erfolgte bereits bezogen auf die als funktionelle Einheit festgelegte Reduktion von 1 kg Nitrat-N. Der über den Proteinanteil des Futters ins System eingetragene Stickstoff verbleibt entweder in Form nicht aufgenommener Nahrungsreste im Wasser oder er wird von den Fischen aufgenommen. Abgesehen von demjenigen N-Anteil, der im Zuge des Wachstums im Fisch festgelegt wird, wird der restliche N-Anteil aus dem aufgenommenen Fischfutter im Zuge des Stoffwechsels umgesetzt und ebenfalls ins Wasser abgegeben. Von hier aus gelangt der Stickstoff zusammen mit weiteren im Wasser gelösten Stoffen bzw. darin enthaltenen Partikeln in die Wasseraufbereitung. Hier wird der Stickstoff zunächst zu Nitrat umgesetzt (Nitrifikation). Bei Erreichen einer definierten Nitrat-Konzentration wird Kreislaufwasser aus dem System ausgeschleust, und durch zuvor erwärmtes Frischwasser ersetzt. Die Masse des von den Fischen abgegebenen und über die Nitrifikation gebildeten Nitrat-N wurde im Projekt über die Steigung der Nitratkonzentration in dem jeweiligen Zeitabschnitt und des Anlagevolumens bestimmt. Dies ist möglich, da laut Angaben des F&E-Projektes der Nitrat-N-Anstieg über die Zeit in einem begrenzten Zeitabschnitt annähernd linear ist. Aus der Differenz der Nitratkonzentration vor und nach der jeweiligen Verdünnungsaktion und unter Berücksichtigung des Volumens der Anlage lässt sich die Gesamtmasse des ausgeschleusten Nitrat-N bestimmen. Über die zwischengeschalteten Wasseruhren der Anlage konnte ermittelt werden, welches zusätzliche Wasservolumen durch die Verdünnungsaktionen benötigt wurde. Letztlich resultieren, als Ergebnis der von Frau Dr. Boley durchgeführten Berechnung, die in Tabelle 20 angegebenen stofflichen und energetischen Inputs. Diese sind bereits auf die funktionelle Einheit, die Reduktion von 1 kg Nitrat-N bezogen.

Tabelle 20 Stoffliche und energetische Inputs der Referenz-Anlage B, bezogen auf die Reduktion von 1 kg Nitrat-N (Quelle: ISWA)

| Prozess | Wert | Einheit | Für Bilanzierung verwendeter Datensatz |
|-----------------------|--------|---------|--|
| Strom, Niederspannung | 3.173 | kWh | Ecoinvent 2.2, Strom, Niederspannung ab Netz, [DE] |
| Futter | 47,1 | kg | Eigene Modellierung, siehe Anhang (Kapitel 18.1) |
| Wasser | 17.100 | l | Ecoinvent 2.2, Trinkwasser, ab Hausanschluss, [RER] |
| NaHCO ₃ | 5,2 | kg | Ecoinvent 2.2, Natriumcarbonat, Pulver ab Werk [RER] |

Um den im Zuge der Nitrifikation absinkenden pH-Wert konstant zu halten, wird dem Wasser in Anlage B Natriumhydrogencarbonat (NaHCO₃) zugegeben. Der Einsatz dieser Chemikalie wurde in einer ersten Näherung als Natriumcarbonat (Na₂CO₃) modelliert.³⁷

Das zur Reduktion des Nitrat-Gehaltes aus dem System entlassene Wasser wird der Kanalisation zugeführt. Das dem System zugegebene Frischwasser wird dem Wasser-Leitungsnetz entnommen. Es wird angenommen, dass es anschließend auf die erforderliche Temperatur von 24°C erwärmt wird. Da für diese Erwärmung des Wassers keine spezifischen Daten erhoben werden konnten, wurde der erforderliche Energiebedarf auf Basis der spezifischen Wärmekapazität des

³⁷ Nach dem so genannten Solvay-Verfahren (auch Ammoniak-Soda-Verfahren) verläuft die Na₂CO₃-Herstellung über das Zwischenprodukt NaHCO₃. Allerdings wird NaHCO₃ aufgrund der Reinheitsanforderungen in einer separaten Reaktion aus Na₂CO₃ unter Kühlung und vorsichtiger Trocknung hergestellt. Die Darstellung im Rahmen der Modellierung unterschätzt den Einfluss der Chemikalie daher tendenziell; vgl. hierzu auch: Büchel et al. 1999.

Wassers und unter Annahme eines Energieträgermixes aus Erdgas (50%) und Erdöl (50%) berechnet (s. Tabelle 21).

Tabelle 21 Berechnung der zur bauseitigen Erwärmung von Frischwasser erforderlichen Energie in Anlage B

| Bezeichnung | Wert | Einheit/ Bezugsgröße |
|--|-------|----------------------|
| Spezifische Wärmekapazität (Wasser) | 4,182 | kJ/(kg*K) |
| Temperatur (Wasser, ab Leitung) | 10 | °C |
| Temperatur (erforderlich im Fischbecken) | 24 | °C |
| Temperaturdifferenz (um die erwärmt werden muss) | 14 | K |
| Energiebedarf (für Warmwasserbereitstellung von 1.000 L) | 58,55 | MJ/1.000 l |
| Annahme eines Wirkungsgrades von 70% auf den Brennstoffeinsatz | 83,64 | MJ/1.000 l |
| Energiebedarf (für die Warmwasserbereitstellung in Anlage B) | 1.430 | MJ |

Die in Tabelle 21 dargestellte Berechnung zum Energiebedarf zur Erwärmung von 1.000 l Frischwasser unterscheidet sich für die beiden zu vergleichenden Systeme nicht. Der Prozess wurde daher für beide Systeme in identischer Weise modelliert und auf 1000 l bezogen. Berücksichtigt man die in Anlage B erforderliche Wassermenge von 17.100 Litern, ergibt sich für die Erwärmung ein Energiebedarf von berechnet 1.430 MJ.

8.5.2. Modellierung der Anlage A mit Membran-Deni-Reaktor (MDR)

Nach der Einfahrphase wurde die Anlage A um den MDR erweitert. Mit diesem sollte zugleich die Entnahme von Mikropartikeln aus dem Wasserkreislauf ermöglicht und die Reduktion des im Wasser gelösten Nitrats erreicht werden. Auch der Frischwasserbedarf der Anlage sollte dadurch deutlich verringert werden. Entsprechend der im F&E-Projekt erhobenen Daten wurden die in Tabelle 22 genannten stofflichen und energetischen Inputs berücksichtigt.

Tabelle 22 Stoffliche und energetische Inputs der Anlage A mit MDR, bezogen auf die Reduktion von 1 kg Nitrat-N (Quelle: ISWA)

| Input | Wert | Einheit | Für Bilanzierung verwendeter Datensatz |
|-----------------------|-------|---------|---|
| Strom, Niederspannung | 4.557 | kWh | Ecoinvent 2.2, Strom, Niederspannung ab Netz, [DE] |
| Futter | 42,8 | kg | Eigene Modellierung, siehe Anhang (Kapitel 18.1) |
| Wasser | 1.900 | l | Ecoinvent 2.2, Trinkwasser, ab Hausanschluss, [RER] |
| Ethanol | 2 | kg | Ecoinvent 2.2, Ethanol, aus Ethylen, ab Werk [RER] |

Der im Zuge der Nitrifikation absinkende pH-Wert wird in der Anlage mit MDR durch den gegenläufigen Effekt der Denitrifikation neutralisiert. Eine zusätzliche Gabe von Natriumhydrogencarbonat (NaHCO₃) ist in Anlage A daher nicht erforderlich. Demgegenüber ist für eine Aufrechterhaltung der Denitrifikation eine Versorgung der daran beteiligten Mikroorganismen mit Ethanol als C-Quelle erforderlich

Tabelle 23 Berechnung der zur bauseitigen Erwärmung von Frischwasser erforderlichen Energie in Anlage A

| Bezeichnung | Wert | Einheit/ Bezugsgröße |
|--|--------------|-------------------------|
| Annahme eines Wirkungsgrades von 70% auf den Brennstoffeinsatz | 83,64 | MJ/1000 l |
| Energiebedarf (für die Warmwasserbereitstellung in Anlage A) | 172 | MJ |

Für die Anlage A mit MDR wurde ein Wasserbedarf von 1.900 Litern Wasser errechnet. Auch hierfür wurde eine Erwärmung des Wassers von 10 auf 24°C entsprechend der Angaben in Tabelle 23 berücksichtigt.

8.6. Ergebnisdarstellung

8.6.1. Gesamtergebnis

Es wurden zwei weitgehend identisch aufgebaute Kreislaufanlagen im Technikums-Maßstab verglichen. Lediglich in der Kontrolle bzw. Reduktion des Nitratgehalts im Kreislaufwasser unterscheiden sich die beiden Anlagen wesentlich. Die Ergebnisse der ökobilanziellen Untersuchung zeigen, dass sich die beiden Systeme hinsichtlich ihres Umweltbelastungspotenzials unterscheiden (Tabelle 24).

Tabelle 24 Ergebnisse des Vergleichs der Anlage A mit MDR und der Referenz-Anlage B ohne MDR; bezogen auf die Reduktion von 1 kg Nitrat-N

| Wirkungskategorie | Anlage A (inkl. MDR) | Anlage B | Differenz absolut | Differenz relativ |
|--|-------------------------|----------|----------------------|----------------------|
| KEA [in GJ] | 57,9 | 42,6 | 15,3 | 136% |
| GWP [in kg CO ₂ e] | 3.300 | 2.430 | 870 | 136% |
| AP [in kg SO ₂ e] | 4,7 | 3,7 | 1 | 127% |
| EP [in kg PO ₄ e] | 0,96 | 1,01 | -0,05 | 95% |
| POCP [in kg C ₂ H ₄ e] | 0,42 | 0,34 | 0,08 | 124% |

Die Anlage A mit MDR liegt in allen betrachteten Umweltwirkungskategorien deutlich über der Anlage B. Vergleicht man die beiden Anlage, so ergibt sich für die Anlage A ein Mehraufwand von 124% für das Potenzial zur Photooxidantienbildung. Für die Wirkungskategorien kumulierter Energieaufwand und Treibhausgaspotenzial ergibt sich ein Mehraufwand von 136% für die Anlage A. Die Aufwendungen für den Betrieb des MDR in Anlage A, und hier insbesondere der Strombedarf für die Pumpen, überwiegen die Aufwendungen für die Bereitstellung und Erwärmung

des Verdünnungswassers und dessen Behandlung in Abwasserreinigung in Anlage B. Die Pumpen der Anlage, hier insbesondere die zusätzliche Rezirkulationspumpe, sind allerdings energetisch nicht optimiert. Der Strombedarf kann daher nicht auf ein großtechnisches System skaliert werden. Eine Ausnahme stellt hier die Wirkungskategorie Eutrophierung dar, die eine abweichende Ergebnisarithmetik zeigt. Beim Eutrophierungspotenzial bestehen zwischen den beiden verglichenen Systemen keine wesentlichen Unterschiede. Dies erklärt sich dadurch, dass neben den allgemeinen Aufwendungen für die Abwasserbehandlung durch die Verdünnung Nitrat in die Umwelt abgegeben wird, das direkt eutrophierend wirksam ist. Zusammengefasst entsprechen diese beiden Effekte weitgehend der eutrophierenden Wirkung des Mehrbedarfs an Strom in Höhe von ca. 1.385 kWh.

8.6.2. Beitragsanalyse

Der Beiträge der einzelnen Prozesse und Prozess-Inputs vertieft die Darstellung der Gesamtergebnisse und löst diese feiner auf. In Abbildung 9 sind die Ergebnisse stellvertretend für die Wirkungskategorie Treibhausgaspotenzial dargestellt. Die Aufwendungen für die Aufrechterhaltung des Wasserkreislaufs und der Wasserqualität dominieren in beiden Fällen das Gesamtergebnis deutlich. Der Zusätzliche Aufwand für den Betrieb des MDR in der Anlage A schlägt sich hier in Form eines Mehraufwandes nieder. Die Bereitstellung und bauseitige Erwärmung des Wassers, sowie auch die Abwasserbehandlung sind hingegen von nachrangiger Bedeutung für das Ergebnis in der Wirkungskategorie Treibhausgaspotenzial. Die relativen Anteile der einzelnen Prozesse am Gesamtergebnis wurden ebenfalls für die weiteren Wirkungskategorien geprüft. Sie lagen mit Ausnahme des Eutrophierungspotenzials in einem vergleichbaren Bereich, sodass hier auf die Darstellung dieser Wirkungskategorien zu Gunsten einer besseren Übersichtlichkeit verzichtet werden konnte.

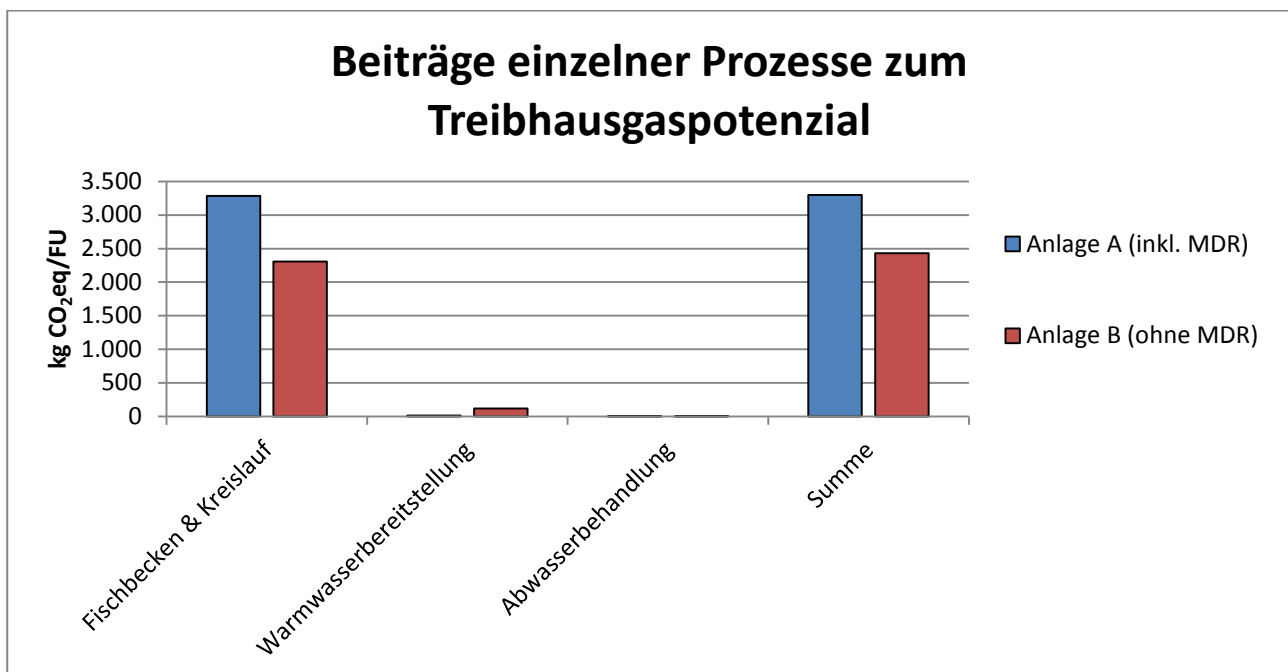


Abbildung 9 Beiträge einzelner Prozesse zum Treibhausgaspotenzial

Betrachtet man die Beiträge der einzelnen Prozesse und Prozess-Inputs zum Ergebnis in der Wirkungskategorie Eutrophierungspotenzial so zeigt sich, dass auch hier der Betrieb des MDR in Anlage A zunächst zu einem Mehraufwand verglichen mit der Referenzanlage B führt (Abbildung 10).

Abweichend zur Arithmetik in den übrigen Wirkungskategorien wirkt sich der sehr viel höhere Wasserbedarf in der Referenzanlage B bezogen auf das Eutrophierungspotenzial ergebnisrelevant aus. Die für die Modellierung berücksichtigte Behandlung des Abwassers in einer kommunalen Kläranlage, sowie die Berücksichtigung des zusätzlichen Stickstoffeintrags ins Abwasser sind hier als Hauptgründe zu benennen.

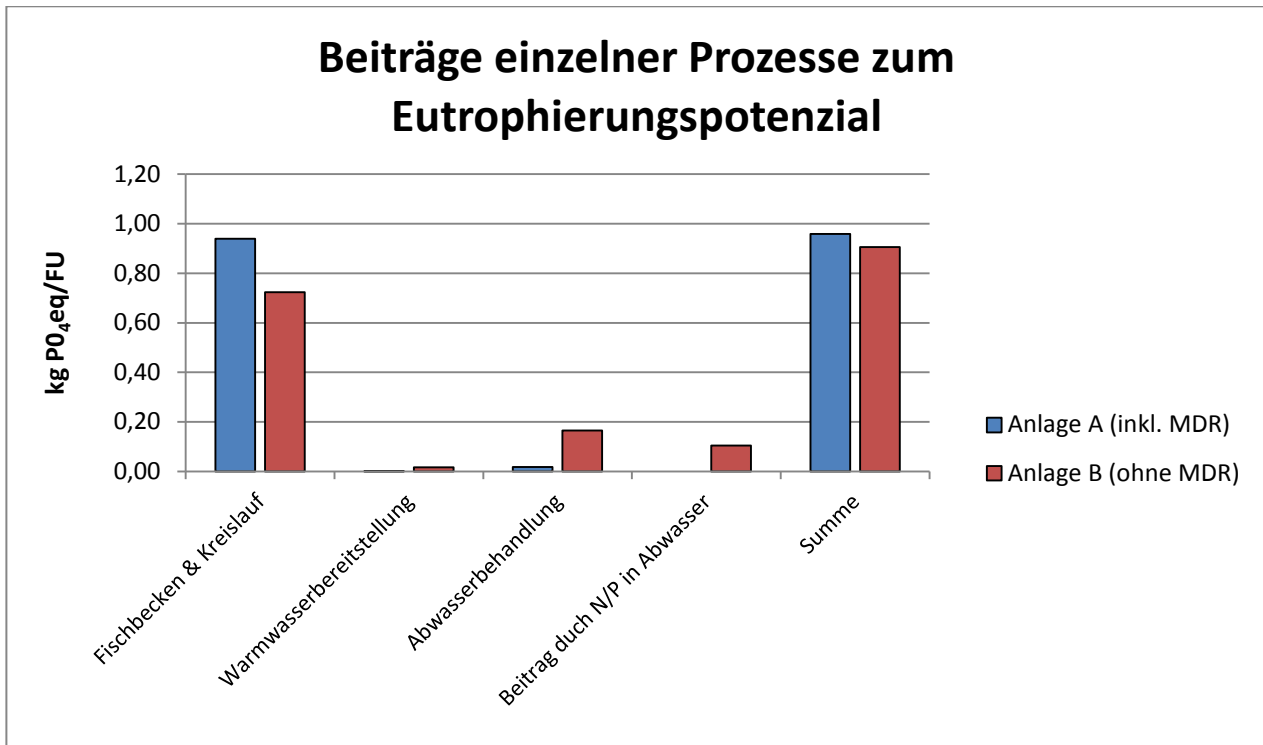


Abbildung 10 Beiträge einzelner Prozesse zum Eutrophierungspotenzial

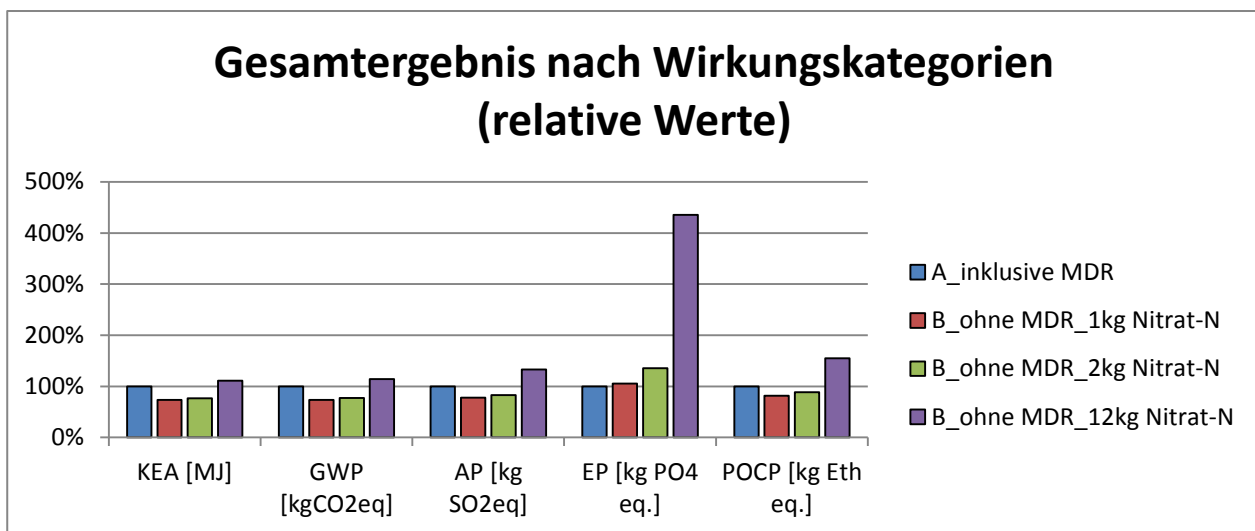
8.6.3. Sensitivitätsanalyse zum Einfluss der erzielbaren Nitrat-N-Reduktion im MDR

Die maximale Leistungsfähigkeit des MDR konnte im Rahmen der Versuche in der Technikumsanlage nicht experimentell getestet werden. Dies lag nach Aussagen des F&E-Projektes vor allem daran, dass die eingesetzten Nitrifikationssäulen die Stickstoffgabe zum System begrenzten. Die Nitrifikation stellt somit für die untersuchte Anlage den limitierenden Faktor dar, der sich auch auf die im Zuge der Projektbearbeitung erhobenen Leistungsparameter des MDR auswirkte. So wurde eine volumenbezogene Denitrifikationsrate von 0,5 mg/(l*h) Nitrat-N gemessen. Im F&E-Projekt wurden Versuche unternommen, die Leistungsfähigkeit des MDR dadurch zu testen, dass dem MDR-Zulaufwasser Nitrat-Lösung hinzu dosiert wurde, ohne dass dadurch ein erhöhter Energiebedarf im MDR resultierte. Somit konnte eine volumenbezogene Denitrifikationsrate von 6 mg/(l*h) erreicht werden, ohne dass die Fische erhöhten Nitrat- oder Nitritkonzentrationen ausgesetzt wurden. Dies entspricht einem um Faktor 12 erhöhten Nitrat-N-Reduktionspotenzial des MDR, bei gleich bleibender Leistungsaufnahme.

Vor diesem Hintergrund kann dem MDR eine bislang nicht genutzte Reserve-Kapazität zugeschrieben werden. Im Zuge einer Sensitivitätsanalyse wurde betrachtet, welche Folgen sich ergeben würden, wenn

- dem System die doppelte Menge an Nitrat-N zugegeben wird (Sensitivität 1: B_ohne MDR_2 kg Nitrat-N);
- dem System die 12-fache Menge an Nitrat-N zugegeben wird (Sensitivität 2: B_ohne MDR_12 kg Nitrat-N).

Für die Anlage A wurde davon ausgegangen dass dies jeweils zu keinen Veränderungen führt. Für die Referenz-Anlage B wurde davon ausgegangen, dass die entsprechende Menge an Nitrat-N auch eine entsprechend größere Menge an Verdünnungswasser, inkl. dessen Erwärmung benötigt. Die Ergebnisse des Sensitivitätstests sind in Abbildung 11 wiedergegeben.



**Abbildung 11 Gesamtergebnis nach Wirkungskategorien
(relative Werte, inkl. Sensitivitätstests)**

Im Rahmen des Sensitivitätstests wurde untersucht, wie sich das Umweltbelastungspotenzial in Anlage B verändert, wenn dieses Haltungssystem mit höheren Stickstoffeinträgen beaufschlagt wird. Die Kontrolle des Nitrat-N-Anteils kann in Anlage B nur über einen erhöhten Wasseraustausch und die damit verbundenen Bereitstellungs- und Entsorgungsaufwendungen sichergestellt werden. Für Sensitivität 1 wurde angenommen, dass in Anlage B anstelle von 1 kg Nitrat-N nun 2 kg Nitrat-N aus dem System geschleust werden müssen. Es wird weiterhin angenommen, dass dies in einem doppelten Wasserbedarf resultiert. Entsprechend steigen die Werte für das Umweltbelastungspotenzial der mit der Bereitstellung des Wassers, dessen bauseitiger Erwärmung und der Abwasserbehandlung verbundenen Prozesse an. Dennoch liegen die Werte für Anlage B auch dann noch unter den Werten, die sich für Anlage A mit MDR ergeben. Dies gilt insbesondere für die beiden energiebestimmten Wirkungsindikatoren KEA und GWP, sowie für das Versauerungspotenzial (AP). Bezüglich des Photooxidantien-Bildungspotenzials (POCP) sind keine wesentlichen Unterschiede zwischen den beiden Systemen festzustellen. Bezüglich des Eutrophierungspotenzials übersteigen die Werte der Anlage B die Ergebnisse für Anlage A bereits bei einer Beaufschlagung des Systems mit zwei Kilogramm Nitrat-N. Dies geht im Wesentlichen auf die doppelte Menge an eutrophierendem Nitrat zurück, das durch die Verdünnung aus dem System in die Kanalisation eingeleitet wird.

Sensitivität 2 berücksichtigt die im Zuge von Auslastungsexperimenten ermittelte, maximale Reduktionskapazität des MDR. Betrachtet man dieses Maximallast-Szenario (B_ohne MDR_12 kg Nitrat-N), so dreht sich das Ergebnis in den Wirkungskategorien POCP und AP. Für den kumulierten Energieaufwand und das Treibhausgaspotenzial liegen die Werte für Anlage B leicht über den Werten für Anlage A. Bedeutende Unterschiede zwischen den Systemen bestehen für diese zwei Wirkungskategorien aber nicht. Erklärung für dieses Ergebnis ist, dass im Maximallast-Szenario davon ausgegangen wird, dass die zwölffache Menge an Wasser bereitgestellt, erwärmt und in der kommunalen Abwasseranlage behandelt werden muss.

Deutlich hingegen ist für das Maximallast-Szenario die Erhöhung des Wertes für das Eutrophierungspotenzial. Hier wirken sich die nun anfallenden 12 kg eutrophierendes Nitrat, die aus Anlage B in die Kanalisation entlassen werden, entscheidend aus.

8.7. Vergleich des Beitrags beider Verfahren zur Schonung der Ressource Wasser

Die Verfügbarkeit von Süßwasser stellt in vielen Regionen der Erde ein zunehmendes Problem für Ökosysteme, Tier- und Pflanzenwelt und letztlich auch den Menschen dar. Die anthropogene Süßwasserbeanspruchung muss daher immer auch vor dem Hintergrund der regional unterschiedlichen Wasserverfügbarkeit diskutiert werden. Im Rahmen der vorliegenden ökobilanziellen Untersuchung, deren Ergebnisse im vorangegangenen Kapitel diskutiert wurden, wurde als geographische Systemgrenze, wie allgemein innerhalb dieser Studie, Deutschland bzw. Europa berücksichtigt. Entgegen der vergleichsweise guten Verfügbarkeit von Frischwasser in diesen Regionen, ist sie in anderen Teilen der Erde eine kritische, wenn nicht gar die kritischste Ressource überhaupt (vgl. Döll 2012 bzw. Abbildung 12).

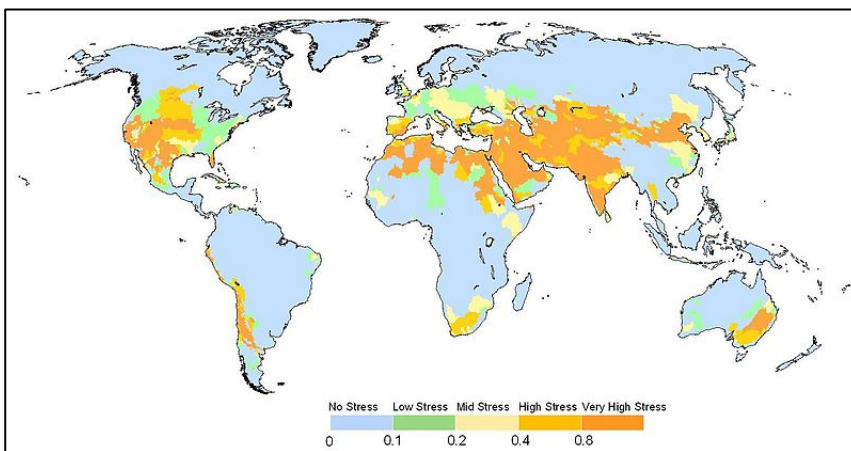


Abbildung 12 Darstellung der regionalen Verteilung von Wasserstress im Jahr 2000 auf der Erde; Quelle: WaterGAP

Die durch den Einsatz des MDR gegenüber der Verdünnung durch Ablassen und Zugeben von Frischwasser zu erzielenden Wassereinsparungen sind erheblich. Schon im Basisszenario liegt der Frischwasserbedarf in der Anlage B um Faktor 9 höher als der Frischwasserbedarf in Anlage A mit MDR. Die limitierenden Rahmenbedingungen der hier betrachteten halbertechnischen Anlage ließen bislang noch keine Auslastung des MDR auf die maximal zu erzielende Nitrifikationsleistung zu. Erste Experimente, bei denen dem System zusätzliches Nitrat zugegeben wurde, deuten aber bereits drauf hin, dass durch den MDR-Einsatz noch erheblich größere Wassereinsparpotenziale

erzielt werden könnten. Dies kann insbesondere in solchen Regionen von großer Bedeutung sein, in denen Wasserknappheit³⁸ herrscht.

In Regionen in denen die Wasserbereitstellung kritisch ist, besteht nicht nur eine erhebliche Nutzenkonkurrenz um die begrenzte Ressource, nicht selten bedarf es eines erheblichen Aufwandes, um das Wasser verfügbar zu machen. So kann es zum Beispiel erforderlich sein, Grundwasser aus immer tieferen Brunnen zu fördern. Für den Betrieb von Brunnen bzw. Wasserhebevorrichtungen wie Pumpen werden wiederum Generatoren eingesetzt. Der erforderliche Aufwand lässt sich in einem solchen Fall auch wieder in ökobilanziellen Kategorien wie Energie- und Brennstoffbedarf abbilden. Bei der Förderung von Grundwasser gilt zudem zu beachten, dass es sich dabei um fossiles Grundwasser handeln kann, und damit um eine nicht erneuerbare Ressource.

In potenziellen künftigen Anwendungsfeldern von Aquakulturanlagen mit MDR könnte die Wassersparsamkeit des Haltungssystems von entscheidender Bedeutung für die Wirtschaftlichkeit und Umweltverträglichkeit sein.

8.8. Aspekte des Tierwohls und der Tiergesundheit

8.8.1. Stressbelastung der Fische

Der Gesundheitszustand und die Stressbelastung der Fische wurden im Rahmen von Untersuchungen und der Entnahme von Wasserproben regelmäßig untersucht. Im Rahmen des Projekts wurde hierzu der Gehalt des Stresshormons Cortisol im Blut der Fische und im Wasser der beiden Haltungssysteme bestimmt. Somit konnten etwaige Auswirkungen des MDR-Einsatzes auf den Stresspegel der Besatzfische erfasst und direkt verglichen werden.

Die von der Arbeitsgruppe „Fischkrankheiten und Fischhaltung“ der Tierärztlichen Hochschule Hannover (TiHo) durchgeführten Untersuchungen konnten zeigen, dass die Fische im Haltungssystem mit MDR signifikant weniger gestresst waren, als die Fische der Kontrollgruppe im Haltungssystem ohne MDR (Boley et al. 2014). Für die letzte Probenentnahme, 126 Tage nach Inbetriebnahme des MDR, konnten die deutlichsten Unterschiede nachgewiesen werden. Hier betrug der Cortisolgehalt im Blutplasma der Fische im Haltungssystem mit MDR im Mittel ca. 80 ng/ml verglichen mit einem Cortisolgehalt von ca. 240 ng/ml bei den Fischen aus dem Haltungssystem ohne MDR. Zu diesem Zeitpunkt lag der Gehalt an Stresshormon im Haltungssystem mit MDR damit um den Faktor 3 niedriger als bei den Besatzfischen des Haltungssystems ohne MDR.

Auch für die Messungen aus dem Kreislaufwasser konnte gezeigt werden, dass die Cortisol-Gehalte im Beckenwasser des Haltungssystems mit MDR deutlich geringer sind. Hier konnten für die Probennahme am Tag 52 nach Inbetriebnahme des MDR um den Faktor 30 geringere Cortisolgehalte gegenüber der Referenzanlage ermittelt werden (Boley et al. 2014). Die Ergebnisse für die Cortisolgehalt-Messung im Beckenwasser korrelieren somit mit den Ergebnissen der Blutuntersuchungen.

³⁸ Als Wasserknappheit oder auch Wasserkritikalität bezeichnet man das Verhältnis aus der jährlichen Wasserentnahme zur jährlichen Wasserverfügbarkeit in einem Wassereinzugsgebiet.

8.8.2. Mikroflora im Wasser und auf den Fischen

Für den dauerhaft stabilen Betrieb einer kreislaufgeführten Aquakultur-Anlage ist auch die sich im System etablierende Mikroflora von wesentlicher Bedeutung, weil so sichergestellt werden kann, dass die erforderlichen mikrobiologischen Prozesse ablaufen können. Zugleich kann die bakterielle Mikroflora dazu beitragen, die unerwünschte Ausbreitung von so genannten Schmutzkeimen bzw. Fischpathogenen einzudämmen. Zur Untersuchung der Etablierung und Ausbildung der Mikroflora in den beiden Haltungssystemen und auf den Kiemen der jeweiligen Besatzfische wurden ebenfalls Proben durch die TiHo Hannover entnommen.

Es konnte unter anderem gezeigt werden, dass der Gehalt an Schmutzkeimen auf den Kiemen der Fische in der Anlage ohne MDR deutlich höher lag, als auf den Kiemen der Fische aus Anlage A mit MDR, bei denen dieser Gehalt sehr gering war (Boley et al. 2014). Auch die Gesamtkeimzahl war im Wasser des Haltungssystem mit MDR, unter Erhalt der bakteriellen Diversität, deutlich geringer (Boley et al. 2014).

Aus der Tierschutzperspektive heraus ist die Bereitstellung möglichst optimaler Haltungsbedingungen für in Aquakultur gezüchtete Fische geboten. Dies gilt insbesondere für eine Aquakultur-Prozessführung in geschlossenen Kreislaufanlagen, in denen eine möglichst naturnahe Aufzucht und Produktion vor besonderen Herausforderungen steht (vgl. die Ausführungen in Kapitel 8.9). Durch die im Projekt durchgeführten tierärztlichen Untersuchungen konnte gezeigt werden, dass der Einsatz von Haltungssystemen mit MDR hier zur Verbesserung der Haltungsbedingungen beitragen kann.

Belastende Umweltsituationen können bei der Haltung von Tieren zu einem verringerten Wachstum führen. Das Wachstum der Fische wurde jedoch im Rahmen des F&E-Projektes nicht untersucht. Laut Aussage von Herrn Prof. Steinhagen (TiHo Hannover) ist aber zu vermuten, dass unter besseren Haltungsbedingungen eine höhere Wachstumsrate bei gleichem Futtereinsatz erzielt werden kann. Zudem weist Prof. Steinhagen darauf hin, dass unter besseren Haltungsbedingungen die Anfälligkeit für Erkrankungen geringer ist und auch keine Belastungen durch etwaig notwendige Behandlungen auftreten.

8.9. Diskussion möglicher sozio-ökonomischer Aspekte beim Einsatz des MDR

Wie in Kapitel 8.8.2 gezeigt werden konnte, hat der Einsatz des MDR zu einer Verbesserung der Mikroflora auf den Fischen und im Prozesswasser des Haltungssystems geführt. Dies kann, nach Aussage der beteiligten Wissenschaftler des F&E-Projekts, als Indiz für eine geringere Anfälligkeit des Haltungssystems gegenüber der Einschleppung und Verbreitung fischpathogener Keime gewertet werden. Es konnte ebenfalls gezeigt werden, dass die Tiere im Haltungssystem mit MDR signifikant weniger gestresst waren (Kapitel 8.8.1). Hieraus können sich ökonomische Effekte ergeben, die sich in Form eines zusätzlichen Nutzens der Neuentwicklung darstellen lassen. Da diese Effekte, basierend auf den bislang erhobenen Daten nicht quantifiziert werden können, folgen hier nun entsprechende Betrachtungen auf qualitativer Ebene.

Kreislaufgeführte Aquakulturanlagen stellen besondere Anforderungen an die Prozessführung und den Produktionsprozess insgesamt. Dies gilt auch und insbesondere, wenn man die derzeit gültige Verordnung der EU zur ökologisch/biologischen Fischzucht in Kreislaufanlagen betrachtet. In der Verordnung [EG] 710/2009 wird gefordert, dass eine ökologisch/biologische Aquakultur auf den Einsatz von solchen Anlagen sogar gänzlich verzichten sollte: „Angesichts des Grundsatzes, dass eine ökologische Erzeugung so naturnah wie möglich erfolgen sollte, sollte der Einsatz solcher Systeme für die ökologische/biologische Produktion untersagt werden.“ (EG 710/2009). Insbe-

sondere die künstliche Umgebung und die damit verbundenen eher naturfremden Haltungsbedingungen können vor diesem Hintergrund als Herausforderung betrachtet werden. Die Bereitstellung optimaler Wasserqualitäten kann hier zur Erfüllung essentieller Grundbedingungen beitragen, die langfristig eine Aquakultur-Prozessführung auch in geschlossenen Kreislaufanlagen ermöglichen könnten.

Die Bereitstellung einer möglichst guten, jeweils auf die jeweiligen Besatzfischarten optimierten Wasserqualität zählt zu den gleichermaßen herausfordernden wie unverzichtbaren Bedingungen einer nachhaltigen Aquakultur-Produktion in kreislaufgeführten Aquakulturanlagen. Durch die Bereitstellung optimaler Wasserqualitäten können sich vielfältige positive Auswirkungen für die Etablierung einer dauerhaft tragfähigen Aquakultur-Produktion in geschlossenen Kreislaufsystemen ergeben. Dies gilt unter anderem auch, wenn es zukünftig gelingt, neue, gleichermaßen wirtschaftlich wie ernährungsphysiologisch interessante Arten für die künftige Aquakultur-Produktion in solchen Systemen zu erschließen.

Die erfolgreiche Kontrolle der komplexen Prozessführung in einem kreislaufgeführten Aquakultur-System, muss auf eine Optimierung der Haltungsbedingungen für die Besatzfische ausgelegt sein. Ein verbessertes Handling der Prozessführung ist langfristig auch eine grundlegende Bedingung für jede Form von wirtschaftlicher Aquakultur-Produktion. Es darf davon ausgegangen werden, dass optimale Haltungsbedingungen sich nicht nur in einer Steigerung der erzielbaren Zuwachsraten, sondern auch in einer verbesserten Produktqualität niederschlagen.

Eine nicht ausreichend effektive Prozesswasseraufbereitung birgt ein erhöhtes Stressrisiko bei den Besatzfischen, möglicherweise auch ein vermehrtes Auftreten von bestandsbedrohenden Krankheiten, zumindest aber die Gefahr von Wachstumsdepressionen.³⁹ Geringere Ausfallzahlen bei der Fischzucht tragen zur Wirtschaftlichkeit des gesamten Produktionsprozesses bei. Dies gilt analog auch für die mit der Zucht verknüpften vielfältigen Umweltauswirkungen, die sich bezogen auf den Ertrag der Produktion ebenfalls reduzieren, wenn es gelingt, möglichst geringe Sterblichkeitsraten sicherzustellen.

Die Bereitstellung optimalen Prozesswassers für die Aquakultur-Produktion stellt eine wichtige Voraussetzung für eine nachhaltige Aquakultur dar. Ein wirtschaftlich erfolgreicher Betrieb innerhalb geschlossener Kreislaufanlagen ist aus heutiger Sicht nur dann denkbar, wenn es gelingt, dauerhaft und bei geringen Verlustraten, sichere und hochwertige Lebensmittel zur Verfügung zu stellen. Für die im Zuge des Projektes „Entwicklung einer umwelt- und fischgesundheitsfreundlichen Technologie zur Verringerung der Stickstoff- und Mikropartikelfracht in Aquakultur-Kreislaufanlagen“ entwickelte Wasseraufbereitungs-Technologie kann vor diesem Hintergrund langfristig ein großes Potenzial vermutet werden. Die Inkaufnahme eines Mehraufwandes, wie etwa dem zusätzlichen Betrieb eines MDR, kann sich so letztendlich in Form der Sicherstellung und Steigerung der Produktion, und damit in mehrfacher Hinsicht bezahlt machen. In diesem Zusammenhang zu erwähnen sind optimierte Wachstumsraten sowie die damit verbundene möglichst optimale Verwertung des eingesetzten Futters.

Die Aufrechterhaltung und Sicherstellung einer störungsarmen und sicheren Produktion in geschlossenen Kreislaufanlagen stellt gegenwärtig, insbesondere unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten, noch eine große Herausforderung dar. Es ist davon auszugehen, dass sich dies auch auf die Investitionsbereitschaft bzw. die Vergabe von Krediten für die Errichtung von Aquakulturanlagen, bzw. für die Absicherung des laufenden Betriebes durch Versicherungen gegen Produktionsausfälle auswirkt. Die im Zuge des Projektes „Entwicklung einer umweltschonenden Technologie in der Aquakultur zur Entnahme von Stickstoff und Mikropartikeln in Kreislaufanlagen“ ge-

³⁹ Als Wachstumsdepression wird hier ein gegenüber dem Normalfall verringertes Wachstum der Fische verstanden.

wonnen Erkenntnisse könnten sich hier langfristig vertrauensbildend und somit letztlich fördernd auswirken. Wenn sich die Wasseraufbereitung durch den zusätzlichen Betrieb eines MDR in Folge der Auswertung weiterer, für eine abschließende Beurteilung dringend erforderlicher Versuche, als aufwändiger, dafür aber effektiver erweist, so kann sie aus den genannten Gründen dennoch einen ökologischen und wirtschaftlichen Mehrwert generieren.

8.10. Fazit und Ausblick

Im Rahmen des F&E-Projektes „Verringerung Mikropartikel“ wurden zwei Wasseraufbereitungsverfahren, die Partikelelimination durch Mikrofiltration und ein Verfahren zur Denitrifikation miteinander kombiniert. Der im Projekt weiterentwickelte Membran-Denitrifikations-Reaktor (MDR) wurde getestet und soweit möglich den Erfordernissen der Besatzfische im Haltungssystem angepasst. Wichtige Unterziele des F&E-Projekts bestanden darin, die Wechselwirkung von Denitrifikation und Membranreinigung zu untersuchen, und darüber hinaus das Potenzial zu ermitteln, durch Akkumulation von Phosphat und Nitrat in der entstehenden Biomasse den unerwünschten Nährstoffeintrag in die Umwelt (Eutrophierung) zu begrenzen. Nach erfolgreicher Demonstration der technischen Machbarkeit einer ersten Projektphase wurde das Verfahren in einer Anlage im Technikumsmaßstab getestet. Weiterhin sollte auch untersucht werden, ob sich durch die Denitrifikation die Lebens- und Haltungsbedingungen der Fische verbessern lassen und dadurch eine Verbesserung des Tierwohls in Aquakultur-Anlagen geleistet werden kann.

Für die durchgeführte Nachhaltigkeitsanalyse der Neuentwicklung wurde als Vergleichsgröße die Reduktion von 1 Kilogramm Nitrat-Stickstoff (Nitrat-N) aus dem Prozesswasser einer mit Karpfen besetzten Kreislaufanlage festgelegt. Die Ergebnisse der ökobilanziellen Untersuchung zeigen, dass sich die Verwendung eines MDR in Form einer potenziell höheren Umweltbelastung im Vergleich zu einem Haltungssystem ohne MDR niederschlägt. Dies gilt jedoch nur dann, wenn bei einem Einsatz der MDR in einer großtechnischen Anlage die Betriebsbedingungen nicht optimiert werden können und insbesondere die Stickstoff-Eliminierungskapazität des Reaktors nicht voll ausgeschöpft werden kann. So liegt zum Beispiel das Treibhausgaspotenzial der Neuentwicklung um ca. 35% über Wert des Referenz-Haltungssystems. Gleiches gilt für den kumulierten Energieaufwand. Für das Versauerungs- und das Photooxidantien-Bildungspotenzial ergibt sich für die Anlage mit MDR eine Mehrbelastung in Höhe von ca. 25% gegenüber der Referenz. Beim Eutrophierungspotenzial wird der durch den Stromverbrauch verursachte Mehraufwand durch den geringeren Eintrag eutrophierender Substanzen in die Umwelt kompensiert, so dass sich die beiden Systeme bei dieser Umweltwirkungskategorie folglich nicht unterscheiden.

Bei der Einordnung dieser Ergebnisse ist jedoch zu beachten, dass die im F&E-Projekt entwickelte Verfahrenstechnik derzeit noch nicht in kommerziellen Aquakultur-Kreislaufanlagen eingesetzt wird, und bei der Auslegung der zur Verfügung stehenden Technikumsanlage Effizienzaspekte insbesondere bei der Pumpentechnik bislang nicht ausreichend berücksichtigt werden konnten. So ist der MDR in der gegenwärtigen Auslegung in der Lage, ein Vielfaches des tatsächlich in das System eingetragenen Nitrat-N aus dem Prozesswasser zu reduzieren. Im Zuge der im Bewertungsprojekt durchgeführten Sensitivitätstests konnte gezeigt werden, dass sich der bei der betrachteten Anlage festgestellte ökologische Nachteil des MDR-Verfahrens mit zunehmender Stickstofffracht verringert. So konnten letztlich diejenigen Nitrat-Frachten bestimmt werden, ab denen sich der Einsatz eines MDR aus ökologischen Gesichtspunkten lohnt. Dieser Wert liegt größenordnungsmäßig bei einer Reduktionskapazität von 12 kg Nitrat-N bezogen auf die betrachtete Vergleichsgröße

In Hinblick auf ökologische Optimierungspotenziale ist ferner davon auszugehen, dass sich der gegenwärtig sehr hohe spezifische Energiebedarf des MDR bei einer Anlage im Produktionsmaßstab durch eine optimale Auslegung des Reaktors auf die zu erwartenden Stickstofffrachten und insbesondere entsprechend angepasste Pumpen deutlich reduzieren lässt.

Im Zuge der durchgeführten tierärztlichen Untersuchungen konnte gezeigt werden, dass das MDR-Verfahren dazu beitragen kann, den Stresspegel der Besatzfische signifikant zu senken. Gleichzeitig konnten Anzeichen für eine positive Auswirkung des MDR-Verfahrens auf die Mikroflora im Haltungssystem gefunden werden. Aus der Grundlage dieser Ergebnisse kann festgehalten werden, dass durch den Einsatz des MDR-Verfahrens unter Tierwohl-Aspekten ein Zusatznutzen für die Besatzfische besteht. Allerdings konnte dieser Zusatznutzen aufgrund der zur Verfügung stehenden Datenbasis nicht in ökologisch bzw. ökonomisch quantifizierbare Größen übersetzt werden.

Ein weiterer, auf Basis der verfügbaren Daten ebenfalls noch nicht abschließend zu bewertender Faktor ist die Auswirkung der effektiveren Prozesswasseraufbereitung auf den Wachstumsprozess und damit die Effizienz des gesamten Prozesses. Sollte es im Zuge weiterer Studien gelingen, bei der Verwendung des MDR-Verfahrens eine signifikant höhere Überlebensrate nachzuweisen, ist nicht auszuschließen, dass sich bei einer Betrachtung über den gesamten Produktionszyklus ökologische wie ökonomische Vorteile für die Neuentwicklung ergeben. Eine quantifizierende Einschätzung ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt jedoch nicht möglich und muss künftigen Untersuchungen vorbehalten bleiben.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass Anhaltspunkte für Stärken und Optimierungspotenziale des im Rahmen des F&E-Projektes entwickelten Verfahrens identifiziert werden konnten. Es wird daher darauf ankommen, diese Entwicklungspotenziale zu erschließen, gleichzeitig den derzeit noch deutlich höheren spezifischen Energieeinsatz des Verfahrens im Vergleich zur Verdünnung des Prozesswassers auf für die Fische unkritische Nitrat-Frachten zu reduzieren.

9. F&E-Projekt IV: Nährstoff-Recycling in landbasierten marinen Kreislaufanlagen durch die integrierte Produktion von Algenbiomasse

Gegenstand des F&E-Projektes mit dem Titel „Nährstoff-Recycling in landbasierten marinen Kreislaufanlagen durch die integrierte Produktion von Algenbiomasse“ (AZ 28173-23; Kurztitel „Algenbiomasse“) war die Integration photoautotropher Verfahren (durch die Kultur von Algen in Photobioreaktoren) in Aquakulturkanalanlagen zur Fischzucht, um im Wasser gelöste Nährstoffe gezielt einem Recycling zurückzuführen. Die gezüchteten Algen sollen auch auf ihre Eignung als Futtermittel geprüft werden. Die Beantragung dieses Vorhabens wurde durch die Hochschule für Technik und Wirtschaft des Saarlandes (HTW Saarland) vorgenommen; als Partner waren IGV (Nutheta), Subitec (Stuttgart) und Erwin Sander Elektroapparatebau (Uetze-Eltze) beteiligt.

Mögliche Vorteile der Neuentwicklung sind die Schließung von Stoffkreisläufen sowie die Entfernung von im Wasser gelösten Nährstoffen, v.a. in Hinblick auf Phosphat- und Stickstoff-Belastung von Aquakulturen (vgl. hierzu auch Kapitel 10.1) durch Algen. Im F&E-Projekt selbst sollen die Stoff- und Energieströme bilanziert werden, nährstoffarmes Restwasser kann der Aquakulturanlage wieder zugeführt werden.

Im Rahmen des hier vorliegenden Bewertungsprojektes wurde in Abstimmung mit der DBU jedoch darauf verzichtet, das F&E-Projekt „Halophyten“ einer vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung zu unterziehen. Hauptgrund hierfür war, dass die Projektförderung seitens der DBU nach Ablauf der ersten Phase (Laborphase) beendet wurde und am Ende dieser Laborphase keine ausreichend belastbaren Daten für eine vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung zur Verfügung standen.

10. F&E-Projekt V: Biologische Abwasserreinigung in landbasierten marinen Kreislaufanlagen durch integrierte Kultur von Halophyten

10.1. Einführung

Bei Aquakultur-Systemen unterscheidet man grundsätzlich zwischen umweltoffenen und gegenüber der Umwelt abgeschlossenen Systemen. Ein Beispiel für ein umweltoffenes System stellt die Fischzucht in Netzkäfig-Anlagen dar. Diese können sowohl im Frischwasser als auch im Seewasser bzw. Brackwasserzonen eingesetzt werden. Ein grundsätzliches Problem der Netzkäfig-Aquakultur als umweltoffenes System ist der Eintrag von Nährstoffen in natürliche Ökosysteme. Hier können landbasierte geschlossene Kreislaufanlagen eine sinnvolle Alternative darstellen. Das Wasser wird in solchen Anlagen weitgehend im geschlossenen Kreislauf geführt. Somit kann der unerwünschte Eintrag eutrophierender Substanzen in die Umwelt deutlich reduziert werden. Für den Betrieb der Kreislaufanlagen ergeben sich allerdings prozesstechnische Herausforderungen. So muss zum Beispiel der Keimdruck durch Krankheitserreger in der Kreislaufanlage auf ein für die Fische unbedenkliches Maß begrenzt werden. Zugleich müssen Abbaustoffe von Stoffwechselprozessen und von den Fischen nicht aufgenommene Futterreste aus dem System entnommen werden. Dies erfolgt durch einen Trommelfilter. In Salzwassersystemen besteht zudem die Möglichkeit, die Wassertrübung und die bakterielle Belastung durch eine ozonverstärkte Abschäumung zu reduzieren. Mit diesen Maßnahmen können jedoch nicht die im Wasser gelösten Reststoffe, insbesondere Nitrat und Phosphat entfernt werden. Die Entnahme gelöster Substanzen erfolgt entweder durch Fällung oder durch Verdünnen des Kreislaufwassers, mit der eine für die Fische verträgliche Reststoff-Konzentration aufrechterhalten wird. Nitrat kann auch über eine mikrobielle Denitrifikation entfernt werden. Durch die Bakterien wird Nitrat in gasförmigen Stickstoff umgewandelt, der aus dem System entweicht. Eine Verdünnung ist dann zwar nicht mehr erforderlich, aber die Bakterien müssen zusätzlich mit organischen Kohlenstoffverbindungen (d.h. Nährstoffen) versorgt werden. Eine Alternative stellt die integrierte Produktion von tierischen und pflanzlichen Lebensmitteln dar. Hier wird nicht nur vermieden, dass es zum unerwünschten Austrag eutrophierender Substanzen kommt. Die zuvor problematisch und aufwändig zu handhabenden Reststoffe Phosphat und Nitrat werden bei der integrierten Produktion als Dünger für die Produktion von Pflanzenbiomasse sinnvoll genutzt. Ein weiterer Effekt der biologischen Entfernung von Phosphat und Stickstoff ist eine Reduktion des Wasserbedarfs der Kreislaufanlage. Handelt es sich wie im Falle des hier betrachteten F&E-Projekts um eine marine Kreislaufanlage, bedeutet dies zugleich auch eine Reduktion des Salzbedarfs für das „Aufsalzen“ von Frischwasser.

Aus Sicht der Pflanzenproduktion kann die Nutzung des im Wasser gelösten Nitrat-N als Nährstoff für das Pflanzenwachstum zudem eine Möglichkeit zur Substitution von künstlichem N-Dünger bedeuten, dessen Herstellung einen energieintensiven Prozess darstellt.

10.1.1. Beschreibung des Forschungsprojektes

Gegenstand des Projektes „Biologische Abwasserreinigung in landbasierten marinen Kreislaufanlagen durch integrierte Kultur von Halophyten“ (AZ 27708-23, Kurztitel „Halophyten“) war es, die zuvor ungenutzten, gelösten Nährstoffe aus dem Prozesswasser zum Aufbau hochwertiger Biomasse einer sinnvollen Nutzung zuzuführen. Um dies möglichst ohne Verluste und ohne Verunreinigung des Prozesswassers zu ermöglichen, wurden die Pflanzen hydroponisch, also mit den Wurzeln direkt im Prozesswasser, kultiviert. Der im Zuge der mechanischen Separation anfallende Schlamm, der zur Düngung von Pflanzen in einem Festbett (künstliche Feuchtgebiete) genutzt

werden könnte, wurde in diesem F&E-Projekt nicht berücksichtigt. Die Ergänzung von Wasser- und Verdunstungsverlusten betrug weniger als 1% des Systemvolumens pro Tag (Orellana et al. 2014), was sich positiv auf die Wirtschaftlichkeit der Kreislaufanlage auswirkt.

Im hydroponischen System werden die im Wasser gelösten Nährstoffe im Rahmen des Pflanzenwachstums aufgenommen, und in Biomasse umgewandelt. Das derart „biologisch aufbereitete“ Wasser kann dem Prozesswasserkreislauf direkt wieder zugeführt werden (Abbildung 13).

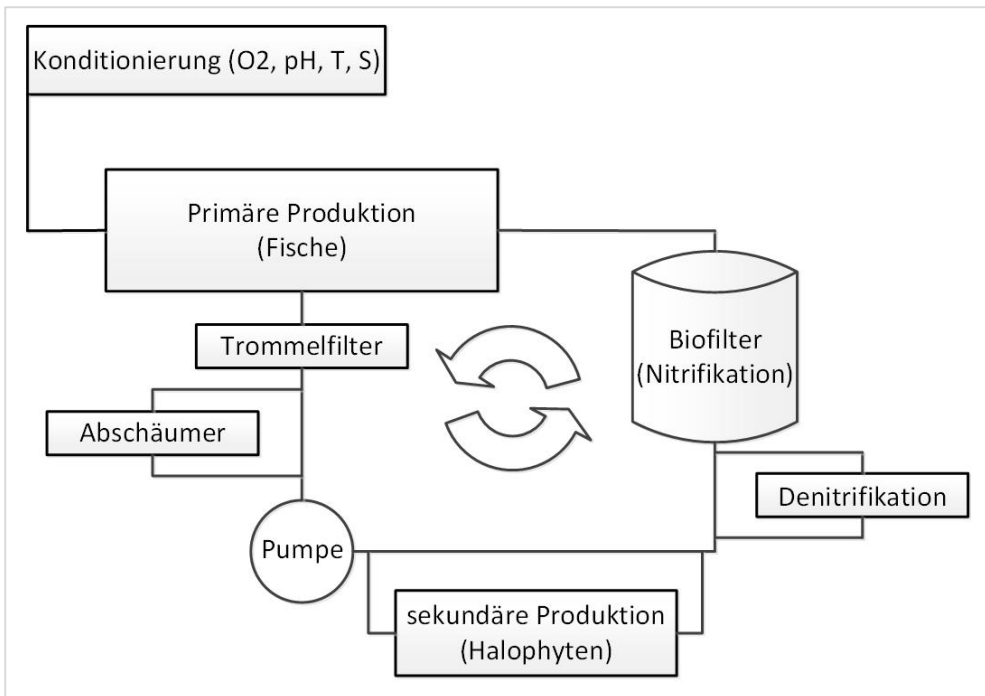


Abbildung 13 Schematische Darstellung des Prozesswasserkreislaufs im F&E-Projekt Halophyten; Quelle: HTW Saar, Forschungsbereich Aquakultur

Durch den Einsatz salztoleranter Pflanzen sind keine aufwändigen Prozesse zur Entsalzung des Wassers erforderlich. Die Halophyten stellen im Kreislaufprozess ein Sekundärprodukt dar, das die Wirtschaftlichkeit des Gesamtsystems erhöhen soll. Entsprechend wurden die zu kultivierenden Pflanzen auch hinsichtlich der zu erwartenden Absatzmöglichkeiten bzw. der zu erzielenden Preise ausgewählt. Auf übergeordneter Ebene besteht das Ziel des Projekts darin, die Nutzung einer Ressource, hier das Fischfutter zu erhöhen, indem aus den Reststoffen weitere Wertstoffe produziert werden.

10.1.2. Methodisches Vorgehen

Im Zuge der Projektbearbeitung durch das Öko-Institut wurde eine vergleichende ökobilanzielle Betrachtung unter besonderer Berücksichtigung des über das Futter in die Haltungssysteme eingebrachten Stickstoffs durchgeführt. Für die Untersuchung wurden die in Kapitel 3.3 aufgeführten Standard-Wirkungskategorien ausgewertet. In Kapitel 10.2 wurden zunächst der festgelegte Untersuchungsrahmen sowie wesentliche Hintergrundinformationen zur ökobilanziellen Untersuchung dokumentiert. Die Beschreibung der berücksichtigten Prozesse und wichtiger Modellierungsannahmen bei der durchgeführten ökobilanziellen Betrachtung erfolgt in Kapitel 10.3. In Kapitel 10.3.1 wird zunächst der Prozessablauf der im Rahmen des F&E-Projektes erprobten integrierten Produktion beschrieben. Daran schließt sich die Darstellung zur Fischzucht im Netzgehege und die

Herstellen künstlichen Stickstoffdüngers im Zuge der großtechnischen Düngemittelproduktion an (vgl. Kapitel 10.3.2).

In Kapitel 10.4 wird eine vergleichende Darstellung der Ergebnisse der ökobilanziellen Betrachtung vorgenommen. Abschließend wird ein Fazit gezogen, sowie ein Ausblick zu künftigen Optimierungsmöglichkeiten gegeben (Kapitel 10.5).

10.2. Festlegung des Untersuchungsrahmens

Die ökobilanzielle Untersuchung wurde gemäß der im Kapitel 3 beschriebenen Methodik durchgeführt. In den folgenden Abschnitten werden die für die Untersuchung festgelegte funktionelle Einheit, die Systemgrenze und die Anforderungen an die Datenqualität dargestellt.

10.2.1. Definition der funktionellen Einheit

Gegenstand der Untersuchung ist die Zucht Salzwasserfischen bei gleichzeitiger Produktion Halophyten, wobei beide Produkte für den menschlichen Verzehr bestimmt sind. Diese erfolgt im Rahmen des F&E-Projektes in Form einer gekoppelten bzw. integrierten Produktion. Als Referenz wurde eine entkoppelte Produktion der beiden Lebensmittel berücksichtigt, bei der der Fisch in Netzkäfig-Gehegen produziert wird. Vor diesem Hintergrund wurde die funktionelle Einheit der ökobilanziellen Untersuchung in dieser Studie wie folgt festgelegt:

*Züchtung von Fisch unter Berücksichtigung des über das eingesetzte Futtermittel
in das System eingetragenen Stickstoffs in Form von 1 kg Nitrat-N*

Die vorliegende Studie vergleicht zwei verschiedene Ansätze zur Fischzucht und berücksichtigt darüber hinaus die Produktion von ebenfalls für den menschlichen Verzehr bestimmten pflanzlichen Lebensmitteln. Aufgrund der wesentlichen Unterschiede bezüglich der Funktionalität der beiden Ansätze musste zur Sicherstellung eines fairen Vergleichs eine Systemerweiterung im Sinne der Nutzenkorbmethode durchgeführt werden. Die Dokumentation des Vorgehens ist in Tabelle 25 hinterlegt.

Tabelle 25 Vergleich von Systemen mit ursprünglich unterschiedlichem Nutzen (Nutzenkorbmethode)

| Basisfunktion | Zusätzliche Funktion(en) | Systemerweiterung zur Herstellung der funktionellen Äquivalenz |
|---|---|--|
| System zur Integrierten Produktion von tierischem und pflanzlichem Lebensmittel im F&E-Projekt | | |
| <ul style="list-style-type: none"> • Bereitstellung eines Kilogramms Fisch (Lebendgewicht) | <ul style="list-style-type: none"> • Nutzung des ins System eingetragenen Stickstoffs als Düngemittel für die Pflanzenproduktion | |
| System zur entkoppelten Produktion von tierischen Lebensmitteln im Netzgehege | | |
| <ul style="list-style-type: none"> • Bereitstellung eines Kilogramms Fisch (Lebendgewicht) | | <ul style="list-style-type: none"> • Bereitstellung der äquivalenten Menge an künstlichem Stickstoffdünger für die Pflanzenproduktion • Berücksichtigung der in die Umwelt abgegebenen eutrophierend wirksamen Substanzen aus dem Netzgehege |

Der Systemerweiterung wurde die Überlegung zu Grunde gelegt, dass in einem entkoppelten Produktionssystem von Fischzucht und Halophyten ein zusätzlicher Bedarf an Stickstoffdünger besteht. Die funktionelle Äquivalenz wird dadurch hergestellt, dass die den Pflanzen in der integrierten Produktion angebotenen Stickstoff-Menge im Falle der entkoppelten Produktion als äquivalente Menge an künstlichen Stickstoff-Dünger bilanziert wird, die großtechnisch mit dem Haber-Bosch-Verfahren hergestellt werden muss.

10.2.2. Festlegung der Systemgrenze

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden die zum Betrieb einer geschlossenen landbasierten marinen Kreislaufanlage erforderlichen Aufwendungen berücksichtigt und mit den Aufwendungen für eine Aquakultur-Anlage im Netzgehege verglichen. Für die Kreislaufanlage wurden die im Folgenden genannten Prozess-Inputs berücksichtigt:

- Aufrechterhaltung der Kreislaufströmung des Wassers;
- Energiebedarf für Wasserklärung, Entkeimung und Wasseraufbereitung;
- Bereitstellung und Verabreichung des erforderlichen Fischfutters durch Fütterungsroboter.

Außerdem wurde die Nutzung des im Wasser gelösten Nitrat-Stickstoffs (Nitrat-N) im Zuge der integrierten Produktion von Halophyten berücksichtigt (vgl. auch Abbildung 13).

Das erforderliche Frischwasser wird aus dem öffentlichen Trinkwassernetz bezogen. Um es für die Erfordernisse der Meerestische anzupassen, muss das Leitungswasser zusätzlich aufgesalzt werden (vgl. Abbildung 14).

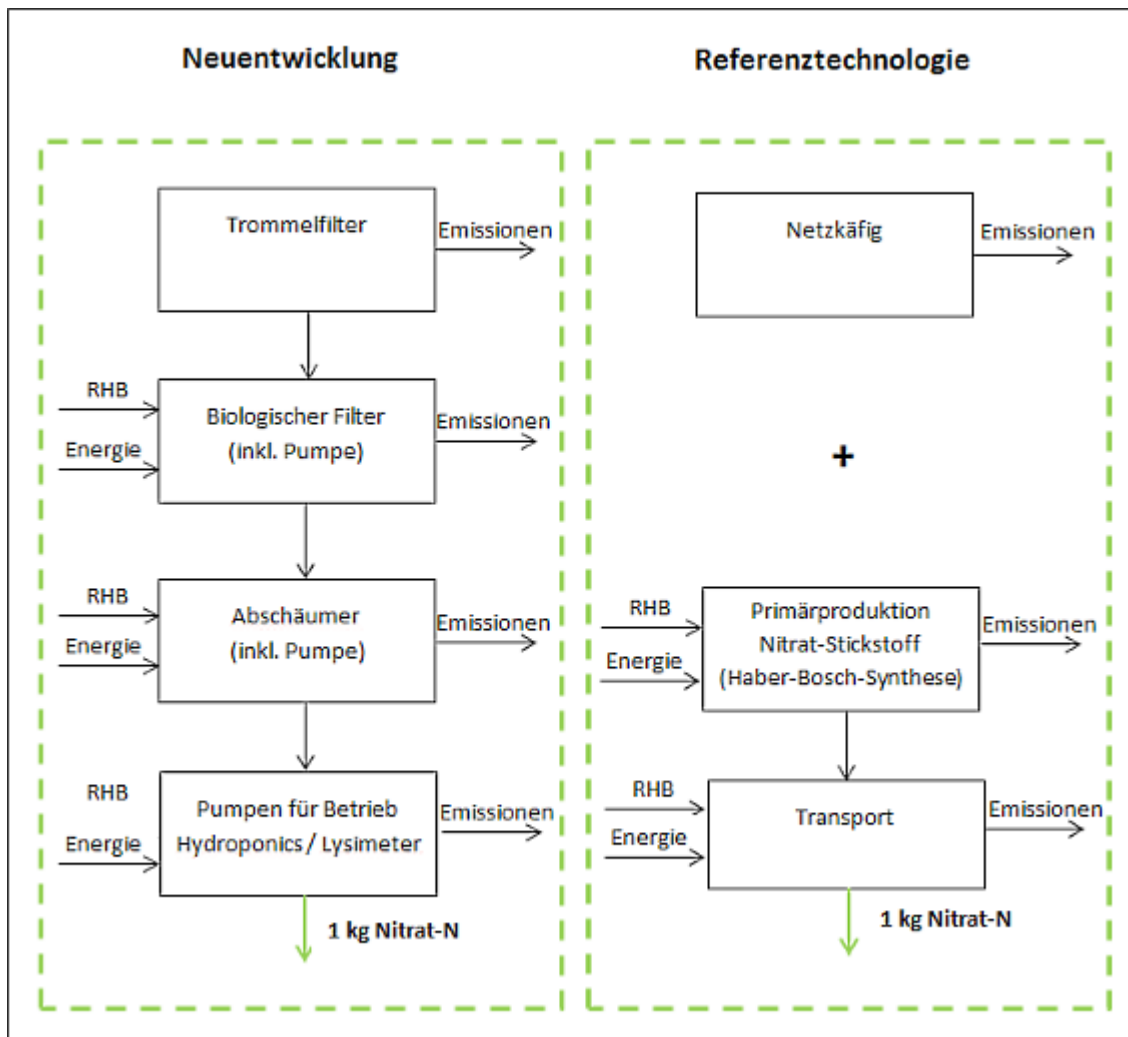


Abbildung 14 Systemgrenzen für die integrierte Produktion sowie die im Rahmen des ökobilanziellen Vergleichs betrachtete entkoppelte Produktion

Die Fische, in diesem Fall Wolfsbarsche, werden innerhalb einer Halle gezüchtet. Das nitrathaltige Wasser wird aus der Halle in Gewächshäuser transportiert, die vor dem Gebäude errichtet wurden und in denen die Produktion der salztoleranten Pflanzen stattfindet. Die Wurzeln der in Hydroponics gezogenen Pflanzen können das im Wasser gelöste Nitrat und Phosphat aufnehmen. Das derart biologisch „denitrifizierte“ Wasser wird anschließend zurück in die Fischhalle transportiert und dem Prozesswasser der Kreislaufanlage wieder zugeführt. Dies bedeutet eine räumliche Trennung von Primärproduktion (Fisch) und Sekundärproduktion (Halophyten) bei gleichzeitig geschlossenem Wasserkreislauf. Die Integration der Halophyten-Produktion stellt somit eine Erweiterung des bestehenden Wasserkreislaufs der Fischzuchtanlage dar. Der Bedarf an Energie sowie an Rohstoffen, Hilfsstoffen und Betriebsstoffen (RHB) wurde auf Gesamtprozessebene erhoben und umfasst damit alle in Abbildung 14 dargestellten Komponenten.

Demgegenüber wurde im Rahmen dieser Untersuchung die Fischzucht im Netzgehege als Referenztechnologie betrachtet. Hier fallen, im Gegensatz zur Kreislaufanlage keine Aufwendungen für die Wasseraufbereitung an. Berücksichtigt werden jedoch der Aufwand für die Bereitstellung und Verabreichung des erforderlichen Futters (vgl. Abbildung 14).

Bei Netzgehege-Anlagen bestehen große Unterschiede bezüglich des aufzuwendenden Primärenergiebedarfs. So können Netzgehege direkt in Flüssen oder Brackwasserzonen angesiedelt sein, was für eine vergleichsweise gute Erreichbarkeit der Anlagen spricht. Wenn Netzgehege jedoch andererseits auch in Meeresbuchten oder noch weiter landabwärts installiert sind, können die Aufwendungen für die Erreichbarkeit, Hege und Ernte durchaus an Einfluss gewinnen. Als konservative Annahme wurde daher ein durchschnittlicher Wert aus der einschlägigen Literatur herangezogen.

10.2.3. Datengrundlage

Die Erhebung der relevanten Daten für die im F&E-Projekt getestete integrierte Produktion in einem Aquaponik-System wurden von den Verantwortlichen in den Einrichtungen der Fischforschungshalle Völklingen durchgeführt. Verbleibende Datenlücken konnten mit qualifizierten Literaturdaten belegt und, wo nötig, durch Experteneinschätzungen seitens des F&E-Projektes ergänzt werden. Dies war insbesondere in Bezug auf die gewählte Referenztechnologie, und hier insbesondere für die Berücksichtigung der Aufwendungen für die Fischzucht im Netzgehege erforderlich, da hierzu keine Primärdaten vorlagen. Für die Modellierung der Vorketten wurde auf Datensätze aus der kommerziellen Datenbank ecoinvent (ecoinvent Centre 2010) zurückgegriffen. Der ökobilanziellen Betrachtung liegen somit insgesamt Daten zugrunde, die eine zielführende Beantwortung der Fragestellung erlauben.

10.2.4. Allokation und Gutschriften

Die beiden zu vergleichenden Haltungs- und Produktionssysteme können bezüglich ihrer Funktionalität zunächst nicht als gleichwertig bezeichnet werden. Aus diesem Grund wurde eine Systemerweiterung nach der unter Kapitel 10.2.1 beschriebenen Nutzenkorbmethode durchgeführt, wodurch eine Allokation auf möglicherweise entstehende Koppelprodukte vermeiden werden kann. Dieses Vorgehen steht im Einklang mit den Ausführungen und Erläuterungen zur Durchführung von Ökobilanzen nach DIN EN ISO 14040:2006 bzw. DIN EN ISO 14044:2006.

10.3. Modellierung der betrachteten Systeme

Beide Haltungs- bzw. Produktionssysteme bestehen aus Einrichtungen zur Zucht von Fischen (Primärproduktion). Bei der Kreislaufanlage mit integrierter Halophyten-Produktion kommen zusätzlich noch die Prozesse zur Produktion pflanzlicher Lebensmittel hinzu. Die Prozessspezifikationen und die der ökobilanziellen Betrachtung zugrunde liegenden Modellierungsannahmen werden in den folgenden beiden Kapiteln dargestellt, wobei zunächst die Modellierung der Kreislaufanlage mit integrierter Halophyten-Produktion (Kapitel 10.3.1) und anschließend die die Modellierung des Referenzsystems, (Fischzucht im Netzkäfig) dargestellt wird. Beim Referenzsystem wird zusätzlich die Bereitstellung von künstlichem Stickstoff-Dünger (Synthese nach dem Haber-Bosch-Verfahren) berücksichtigt (Kapitel 10.3.2).

10.3.1. Modellierung der Kreislaufanlage mit integrierter Halophyten-Produktion

Im Rahmen des F&E-Projektes wurde untersucht, inwiefern das über das Futter in das System eingetragene Nitrat aus einer Fischzuchtanlage als Nährstofflieferant für die Produktion von Halophyten genutzt werden kann. Hierzu wurde eine experimentelle Kreislaufanlage über einen erweiterten Wasserkreislauf mit substratfreien Hydroponik-Systemen in einem Gewächshaus verbunden. Diese Kombination von Fischzucht und Hydroponik wird auch „Aquaponik“ genannt.

Aufgrund des experimentellen Charakters des Versuchsaufbaus ist der Wasserkreislauf aus mehreren Gründen als nicht besonders energieeffizient zu bezeichnen. Zur Sicherstellung einer ausreichenden Kreisströmung im Fischzuchtbecken muss das Wasser zunächst auf eine Höhe von 2,2 m gepumpt werden, damit es genug potenzielle Energie enthält, um in dem rechteckigen Fischzuchtbecken eine Kreisströmung zu erzeugen. Diese wiederum ist erforderlich, um Partikel vom Boden des Fischzucht-Beckens in den mittig gelegenen Ablauf zu befördern. Außerdem muss verhindert werden, dass die Partikel infolge einer zu geringen Strömung in der Zuleitung zum Trommelsiebfilter liegen bleiben. Auch für den erweiterten Wasserkreislauf zum Anschluss der Hydroponik-Systeme werden zur Aufrechterhaltung der Kreislaufströmung Pumpen eingesetzt. Hier kommt noch hinzu, dass das nitrathaltige Wasser über Schlauchleitungen zu den Hydroponik-Systemen transportiert wird, die durch die Bildung von Biofilmen verengt werden. Dies führt zu einer Erhöhung des Strömungswiderstands, der von den Pumpen zusätzlich überwunden werden muss. Demgegenüber kann laut gemäß der Einschätzung der Verantwortlichen des F&E-Projektes in kommerziellen Kreislaufanlagen, von einer deutlich energieeffizienteren Prozessführung ausgegangen werden: Im Hauptkreislauf existieren demnach keine Rohre und auch der Hub des Wasser wird auf ein Minimum reduziert, da die erforderliche Kreisströmung durch eine Schiffsschraube erzeugt werden kann. Auch der Anschluss der Hydroponik-Systeme würde in einer kommerziellen Anlage zur integrierten Produktion vermutlich mit Hilfe einer Schraubenpumpe erfolgen. Diese könnte das Nitrat-haltige Wasser zunächst in ein höheres Becken pumpen, von wo aus es sich dann, der Schwerkraft folgend, auf die hydroponischen Becken verteilt. Da für diesen Fall Daten aus einer großtechnischen Kreislaufanlage plausibel abgeschätzt werden konnten, wurde in Abstimmung mit den Verantwortlichen des F&E-Projektes entschieden, einen möglichst ähnlichen technischen Stand als Vergleichsgrundlage heranzuziehen. Daher wurde auf eine Erhebung der Leistungsparameter der experimentellen Anlage in diesem Fall verzichtet. Für die Aufwendungen zur Fischzucht wurde auf die verfügbaren Abschätzungen aus einer kommerziellen Kreislaufanlage zurückgegriffen. Somit ist ein belastbarer Vergleich der Fischzucht in einer Kreislaufanlage mit der Fischzucht in einem Netzkäfig auf einem adäquaten technischen Niveau möglich.

Neben den energetischen Aufwendungen zur Aufrechterhaltung des Wasserkreislaufs sind auch stoffliche Inputs für die Fischzucht erforderlich. So wird zum Beispiel der Stickstoff über das Fischfutter in das Fischzucht-System eingetragen. Von den Fischen nicht aufgenommenes Futter, aber auch durch die Stoffwechselprodukte des aufgenommenen und verdauten Futters akkumulieren innerhalb der Anlage.

Über den so genannten Futtermittelverwertungskoeffizienten (engl.: „Food Conversion Ratio“, FCR) kann berechnet werden, welcher Stickstoff-Anteil im Zuge des Wachstums in Fischbiomasse umgewandelt wird und welche Menge an Stickstoff als Reststoff in das System eingetragen wird. Zur Berechnung der Stickstoffströme im System konnte auf ein Modell des F&E-Projektes zurückgegriffen werden. Die im Folgenden verwendeten Werte wurden entsprechend dieses Modells auf Basis von Primärdaten zum Futtermiteleininsatz berechnet. Die Angaben wurden zunächst auf den durchschnittlichen Zuwachs an Lebendgewicht pro Fisch und Jahr bezogen und anschließend auf den Zuwachs von 1000 g Lebendgewicht umgerechnet (vgl. Tabelle 26).

Tabelle 26 Energetische und stoffliche Inputs und Outputs pro 1000 g Lebendgewichtszuwachs; Quelle: HTW Saar, Forschungsbereich Aquakultur

| Prozess | Wert | Einheit | Verwendeter Datensatz |
|--|------|---------|---|
| Strom, Niederspannung | 6,25 | kWh | Ecoinvent 2.2, Strom, Niederspannung ab Netz, [DE] |
| Fischfutter | 1954 | g | Eigene Modellierung, siehe Anhang (Kapitel 18.1) |
| darin enthaltener N-Anteil | 140 | g | --- |
| davon in Form von Faeces ausgeschieden | 23 | g | --- |
| davon in gelöster Form ausgeschieden | 86 | g | --- |
| davon durch Wachstum in die körpereigene Biomasse der Fische umgewandelt | 31 | g | --- |
| Wasser | 52 | l | Ecoinvent 2.2, Trinkwasser, ab Hausanschluss, [RER] |
| Kochsalz (NaCl) | 1,0 | kg | Ecoinvent 2.2, Natriumchlorid, Pulver ab Werk [RER] |

Als FCR wurde im Basisszenario ein Faktor von 2 angenommen, was eine konservative Annahme darstellt. Die Ergebnisrelevanz dieser Annahme wird im Zuge der in Kapitel 10.4.3 beschriebenen Sensitivitätstests geprüft.

Wie aus Tabelle 26 hervorgeht, werden 109 Gramm des im Fischfutter enthaltenen Stickstoffs pro Kilogramm Lebendgewichtszuwachs in das Fischhaltungssystem eingetragen. Der im Wasser gelöste Stickstoff liegt laut Aussage der Projektverantwortlichen des F&E-Projektes zu 99% als Nitrat-N vor. Dieser N-Anteil ist für die in Hydroponik-Systemen gezogenen Halophyten als Nährstoff für das Pflanzenwachstum nutzbar.⁴⁰

Die funktionelle Einheit als Bezugsgröße für den hier angestellten Vergleich bezieht sich auf den Eintrag von 1 kg für die Pflanzenproduktion in hydroponischen Systemen nutzbarem Nitrat-N. Die seitens des F&E-Projektes übermittelten Daten in Tabelle 26 wurden dementsprechend umgerechnet (vgl. Tabelle 27).

⁴⁰ Der in Form von Faeces ausgeschiedene N-Anteil (23 g/kg Lebendgewichtszuwachs) wird aus dem Fischhaltungssystem entfernt. Er ist zwar grundsätzlich als N-Dünger für die Landwirtschaft, nicht aber für die Pflanzen-Produktion in hydroponischen Systemen einsetzbar, da sich im Bereich der Pflanzenwurzeln anaerobe Bereiche bilden könnten, die zu Wurzelfäule führen und in einem Produktionsverlust resultieren könnten.

Tabelle 27 **Energetische und stoffliche Inputs und Outputs pro 1000 g im Hydroponik-System verwertbarem Nitrat-N; Quelle: HTW Saar, Forschungsbereich Aquakultur**

| Prozess | Wert | Einheit | Für Bilanzierung verwendeter Datensatz |
|--|-------------|----------------|--|
| Strom, Niederspannung | 72,69 | kWh | Ecoinvent 2.2, Strom, Niederspannung ab Netz, [DE] |
| Fischfutter | 22,73 | kg | Eigene Modellierung, siehe Anhang (Kapitel 18.1) |
| darin enthaltener N-Anteil | 1,63 | kg | --- |
| davon in Form von Faeces ausgeschieden | 0,27 | kg | --- |
| davon in gelöster Form ausgeschieden | 1,00 | kg | --- |
| davon durch Wachstum in die körpereigene Biomasse der Fische umgewandelt | 0,36 | kg | --- |
| Wasser | 605 | l | Ecoinvent 2.2, Trinkwasser, ab Hausanschluss, [RER] |
| Abwasserbehandlung (aus Feststoffabscheidung) | 0,605 | m ³ | Ecoinvent 2.2, Behandlung, Abwasser, in Abwasserreinigung, Gr. Kl. 2 |
| Kochsalz (NaCl) | 12,1 | kg | Ecoinvent 2.2, Natriumchlorid, Pulver ab Werk [RER] |
| Lebendgewichtszuwachs an Fisch-Biomasse | 11,63 | kg | |

Mit dem in das System eingetragene Futter können also 11,63 kg Fisch gezüchtet werden. Entsprechend wird die Fischzucht im Netzkäfig ebenfalls auf diese Menge an Fisch-Biomasse bezogen (vgl. Kapitel 10.3.2).

10.3.2. Modellierung der Fischzucht im Netzkäfig und der Bereitstellung von künstlichem Stickstoff-Dünger (nach Haber-Bosch-Verfahren)

Für die Modellierung der Fischzucht in einer Netzkäfig Aquakultur standen keine Primärdaten aus dem F&E-Projekt zur Verfügung. Es wurde daher basierend auf Literaturdaten und Einschätzungen von Experten die folgenden Annahmen getroffen:

- Die Besatzfische werden im Netzkäfig gehalten;
- Es wird nur die Zielspezies im Netzkäfig gehalten;
- Es gibt keine Aufwendungen für die Wasseraufbereitung, da im umweltoffenen System ein ausreichender Wasseraustausch angenommen werden kann.

Berücksichtigt wird für die Modellierung der Fischzucht im Netzkäfig der Futtermittelbedarf für die Fischmast. Die bereitzustellende und an die Tiere zu verabreichende Futtermenge wurde wie folgt berechnet. Zunächst wurde der bereits im vorangegangenen Kapitel aufgeführte minimale Futtermittelbedarf pro Kilogramm Zuwachs an Fischmasse bzw. Fischlebensgewicht berücksichtigt.

Zusätzlich muss in einem umweltoffenen Fischzucht-System wie dem Netzkäfig davon ausgegangen werden, dass die Futtermittelwertung nicht der Futtermittelverwertung innerhalb einer Kreislaufanlage entspricht. Gründe, die für einen schlechteren Futtermittelverwertungskoeffizienten in Netzkäfig-Aquakultur Anlagen sprechen, sind unter anderem:

- Das im Vergleich zu Kreislaufanlagen ungleichmäßigere Fütterungsregime (auch wenn teilweise und in zunehmendem Ausmaß auch in Netzkäfig-Anlagen automatisierte Fütterungssysteme eingesetzt werden);
- Ein Teil des eingesetzten Futtermittels geht infolge strömungsbedingter Verdriftung für das System verloren; dieses für die Fischzucht verlorene Futter kann zudem zur Beeinträchtigung der Ökosysteme beitragen, welche die umweltoffenen Netzkäfig-Systeme umgeben;
- Eine Flucht von Besatzfischen aus dem Netzkäfig-System in das umgebende natürliche Gewässer kann basierend auf entsprechenden Erfahrungswerten ebenfalls nicht ausgeschlossen werden; bis dahin an die Fische verabreichtes Futtermittel geht somit für die Fischzucht ebenfalls verloren;
- Aufgrund der Tatsache, dass die Haltungsbedingungen nicht immer innerhalb der für das Wachstum der Besatzfische optimalen Bandbreiten (z.B. optimale Wassertemperatur) gehalten werden können, verringert sich der Futtermittelverwertungskoeffizient einer Netzkäfig-Anlage ebenfalls gegenüber dem einer geschlossenen Kreislaufanlage.

Aus den genannten Gründen wird, basierend auf Daten und Angaben von (Islam 2005) ein Futtermittelbedarf von 2,5t Futter pro Tonne im Netzkäfig gezüchteten Fisch angenommen. Der Futtermittelverwertungskoeffizient liegt entsprechend bei 2,5. Aufgrund der potenziellen Ergebnisrelevanz wird die Bedeutung des Futtermittelverwertungskoeffizienten auf das Ergebnis des hier angestellten Vergleichs im Rahmen der Sensitivitätstests geprüft, die in Kapitel 10.4.3 dargestellt sind. Als Grundlage der Umrechnung diene das von (Islam 2005) beschriebene und in Abbildung 15 dargestellte Modell.

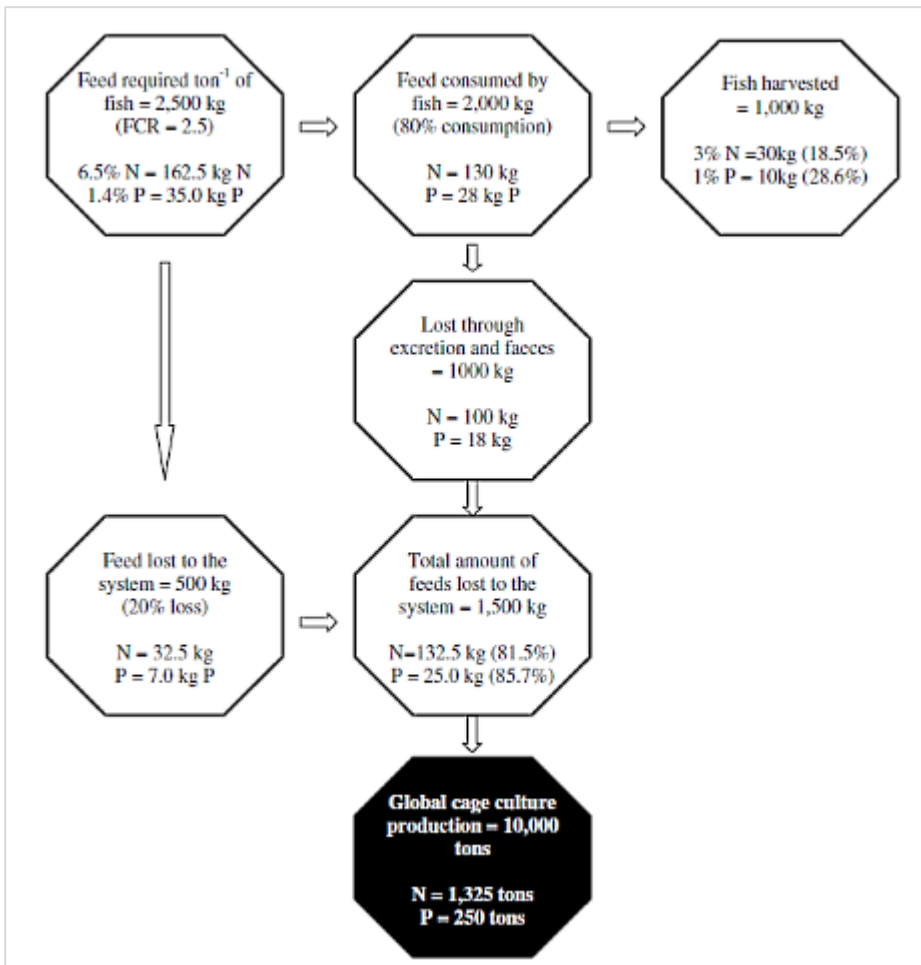


Abbildung 15 Konzeptionelles Model für die Nährstoff-Massenbilanz für eine hypothetische Netzkäfig-Aquakultur-Anlage, basierend auf der Zucht von je einer Tonne Fisch. Schema unverändert übernommen aus Islam (2005); Bildunterschrift eigene Übersetzung der Autoren

Auch für Netzkäfiganlagen ist ein Einsatz von Primärenergieträgern erforderlich. So wird zum Beispiel Diesel zum Betrieb der Fischerboote oder von Fütterungsrobotern benötigt. Der Energiebedarf (Elektrizität und Treibstoffe) hängt dabei erheblich von den zu überwindenden Transportdistanzen und der auf den Netzkäfig-Anlagen eingesetzten Technik ab. (Hubold und Klepper 2013) geben für die Fischzucht in Netzkäfig Anlagen einen Primärenergiebedarf von nahe Null (in Küstengewässern) bis 1,5 kWh/kg Fisch an. Da der angestrebte Vergleich die Bewertung einer typischen Netzkäfig Aquakultur als Referenz vorsieht, wurde gemäß der gängigen ökobilanziellen Praxis ein Mittelwert von 0,75 kWh/kg Fisch als Primärenergiebedarf angenommen. Im Zuge einer Sensitivitätsanalyse wird zudem gezeigt, welche Auswirkung ein Energiebedarf von 1,5 kWh pro kg Fisch auf das Ergebnis des Vergleichs hat. (vgl. Kapitel 10.4.3). Die Bereitstellung des Energiebedarfs wird über den ecoinvent Datensatz „diesel burned in building machine [GLO]“ modelliert, da hier sowohl die Aufwendungen für die Bereitstellung des Kraftstoffs als auch die Emissionen aus seiner Verbrennung berücksichtigt sind.

Auf die Behandlung von Fischkrankheiten kann aufgrund mangelnder Datenlage nicht eingegangen werden. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass im Falle einer erforderlichen Behandlung die Aufwendungen für zu verabreichende Therapeutika im Netzkäfig auf jeden Fall größer sind als im vergleichbaren Fall in einer geschlossenen landbasierten Kreislaufanlage. Die

Nicht-Berücksichtigung von Tiertherapeutika stellt damit eine aus Sicht der integrierten Produktion in Kreislaufanlagen konservative Annahme dar. Diesem Punkt wird auch im Rahmen der zusammenfassenden Diskussion in Kapitel 10.5 Rechnung getragen.

10.4. Ergebnisdarstellung

Nachfolgend werden die Ergebnisse der ökobilanziellen Betrachtung vergleichend dargestellt. Dabei wird zunächst auf das Gesamtergebnis für die einzelnen Wirkungskategorien eingegangen (vgl. Kapitel 10.4.1). Anschließend werden die Beiträge wichtiger Einzelprozesse am Gesamtergebnis detailliert aufgeschlüsselt (siehe Kapitel 10.4.2). Ergänzend wurde die Ergebnisrelevanz wesentlicher Modellierungsannahmen in Zuge von Sensitivitätsanalysen geprüft (Kapitel 10.4.3).

10.4.1. Gesamtergebnis

Die Ergebnisse der ökobilanziellen Betrachtung zeigen, dass sich die beiden im Rahmen dieser Studie verglichenen Fischzucht-Systeme hinsichtlich ihres Umweltbelastungspotenzials unterscheiden (Tabelle 28).

Tabelle 28 Darstellung zum Gesamtergebnis des ökobilanziellen Vergleichs

| Wirkungskategorie | | Netzkäfig + Kunstdünger- Herstellung | Integrierte Produktion | Differenz (absolut) | Ergebnis (relativ) |
|-------------------|-----------------------------------|--|---------------------------|------------------------|-----------------------|
| KEA | MJ | 911 | 1.499 | +588 | 165% |
| GWP | kg CO ₂ e | 49 | 79 | +30 | 161% |
| AP | g SO ₂ e | 308 | 279 | -29 | 91% |
| EP | g PO ₄ e | 579 | 107 | -472 | 18% |
| POCP | g C ₂ H ₄ e | 47 | 40 | -7 | 85% |

Für die beiden Wirkungsindikatoren Kumulierter Energieaufwand (KEA) und Treibhausgaspotenzial (engl.: „Global Warming Potential“, GWP) liegen die Werte für die Fischzucht im Netzkäfig und der großtechnischen Herstellung von künstlichem Stickstoffdünger unter den Werten für die integrierte Produktion von Fischen und Pflanzen. Der aus ökobilanzieller Sicht wesentliche Unterschied ist hier, dass für die Fischzucht im Netzkäfig geringere spezifische energetische Aufwendungen pro kg Fisch berücksichtigt werden. Die Bereitstellung des künstlichen Stickstoffdüngers (z.B. über das Haber-Bosch-Verfahren) bedarf zwar einer erheblichen Energiezufuhr, jedoch liegen insgesamt die Werte für das Treibhausgaspotenzial und den Primärenergiebedarf der integrierten Produktion um ca. Faktor 1,6 (bzw. 60% bis 65%) über den Werten für die Fischzucht im Netzkäfig und der Bereitstellung der äquivalenten Menge an künstlichem Stickstoffdünger.

In Hinblick auf das Versauerungspotenzial (AP) unterscheiden sich die beiden Systeme nicht wesentlich voneinander. Die relative Differenz liegt bei lediglich 9% und damit innerhalb der methodisch bedingten Datenunsicherheiten. In Bezug auf das Versauerungspotenzial können beide Systeme daher als Alternativen mit nahezu identischen Umweltauswirkungen bezeichnet werden.

Eine andere Ergebnisarithmetik zeigt sich für die Wirkungskategorie „Photooxidantien-Bildungspotenzial“ (POCP). Hier kann ein signifikanter ökologischer Vorteil der integrierten Produktion gegenüber der Fischzucht im Netzkäfig und der industriellen Herstellung von künstlichem Stickstoffdünger festgestellt werden. Dabei wirkt sich der gegenüber der Fischzucht im Netzkäfig geringere Bedarf an Futtermittel zugunsten der integrierten Produktion aus (relative Differenz 15%).

Am deutlichsten unterschieden sich die beiden verglichenen Systeme allerdings in Bezug auf das Eutrophierungspotenzial (EP), bei dem die integrierte Produktion erheblich besser abschneidet als das betrachtete Referenzsystem. Das Ergebnis innerhalb dieser Wirkungskategorien begründet sich im Wesentlichen mit dem unerwünschten Austrag des eutrophierend wirksamen Phosphats und Stickstoffs aus dem umweltoffenen Netzkäfig-System. Dieser überwiegt das mit der Bereitstellung des Stroms für die integrierte Produktion verbundene Eutrophierungspotenzial deutlich. Die integrierte Produktion weist insgesamt ein Eutrophierungspotenzial von lediglich 18% des Eutrophierungspotenzials des Referenzsystems auf.

10.4.2. Beitragsanalyse

Anhand der Umweltwirkungskategorien „Treibhausgaspotenzial“ und „Eutrophierungspotenzial“ sollen diejenigen Parameter mit dem jeweils größten Beitrag zum Gesamtergebnis aufgezeigt werden.

Tabelle 29 Beitragsanalyse einzelner Prozessinputs zum Gesamtergebnis in der Wirkungskategorie Treibhausgaspotenzial

| Input | Netzkäfig + Kunstdünger-Herstellung | | Integrierte Produktion | |
|---|-------------------------------------|------------|---------------------------|---------|
| | absolut | relativ | absolut | relativ |
| Fischfutter | 38,3 kg CO ₂ e | 78% | 29,9 kg CO ₂ e | 38% |
| Herstellung Kunstdünger (Ammonium-Nitrat) | 8,2 kg CO ₂ e | 17% | --- | |
| Eutrophierung (N, marin) | 0 kg CO ₂ e | 0% | --- | |
| Eutrophierung (P, marin) | 0 kg CO ₂ e | 0% | --- | |
| Wasser | --- | | 0,1 | <1% |
| Abwasser (aus Feststoffabscheidung) | --- | | 0,1 | <1% |
| Kochsalz | --- | | 1,5 kg CO ₂ e | 2% |
| Energie (Strom, Mittelspannung) | 2,7 kg CO ₂ e | 5% | 47,2 kg CO ₂ e | 60% |
| Summe | 49,1 kg CO ₂ e | 100% | 78,9 kg CO ₂ e | 100% |

Bezogen auf die Umweltwirkungskategorie Treibhausgaspotenzial unterscheiden sich die beiden verglichenen Systeme insbesondere durch den Energiebedarf für die integrierte Produktion, die für 60% der Treibhausgasemissionen verantwortlich ist. Für die Fischzucht in Netzkäfigen wurde ein Primärneregiebedarf von 0,75 kWh / kg Fisch berücksichtigt, der sich in einem Treibhausgaspotenzial von 2,7 kg CO₂e pro (5%) auswirkt.

Das Fischfutter ist für ca. 80% des Treibhausgaspotenzial der Fischzucht im Netzkäfig und der großtechnischen Produktion von Kunstdünger verantwortlich. Die Düngemittelproduktion trägt knapp 17% zum Treibhausgaspotenzial bei.

Tabelle 30 Beitragsanalyse einzelner Prozessinputs zum Gesamtergebnis in der Wirkungskategorie Eutrophierungspotenzial

| Input | Netzkäfig + Kunstdünger-Herstellung | | Integrierte Produktion | |
|---|-------------------------------------|---------|-------------------------|------------|
| | absolut | relativ | absolut | relativ |
| Fischfutter | 113 g PO ₄ e | 20% | 88 g PO ₄ e | 83% |
| Herstellung Kunstdünger (Ammonium-Nitrat) | 10 g PO ₄ e | 2% | --- | |
| Eutrophierung (N, marin) | 162 g PO ₄ e | 28% | --- | |
| Eutrophierung (P, marin) | 290 g PO ₄ e | 50% | --- | |
| Wasser | --- | | 1 g PO ₄ e | <1% |
| Abwasser (aus Feststoffabscheidung) | --- | | 6 g PO ₄ e | 6% |
| Kochsalz | --- | | 1 g PO ₄ e | 1% |
| Energie (Strom, Mittelspannung) | 5 g PO ₄ e | 1% | 11 g PO ₄ e | 11% |
| Summe | 579 g PO ₄ e | 100% | 107 g PO ₄ e | 100% |

Bezogen auf die Umweltwirkungskategorie „Eutrophierungspotenzial“ unterscheiden sich die beiden verglichenen Systeme insbesondere durch den Eintrag von Stickstoff und Phosphat aus dem Futtermittel in das Netzkäfig-System bzw. das den Netzkäfig umgebende marine Ökosystem. Die unerwünschten Nährstoffeinträge (Nitrate, Phosphate) summieren sich bei der Fischzucht im Netzkäfig auf 344 g PO₄e bzw. auf einen Beitrag von insgesamt 78% am Eutrophierungspotenzial. Bei der integrierten Produktion wird das Eutrophierungspotenzial im Wesentlichen anteilig durch die Bereitstellung des eingesetzten Futters (88 g PO₄e bzw. 83%) dominiert, während die Energiebereitstellung zur Aufrechterhaltung des Kreislaufs in der Anlage mit 11% (bzw. 11 g PO₄e) und die Behandlung des Abwassers aus der Feststoffabscheidung einer Kreislaufanlage mit 6% zum Gesamtergebnis beiträgt.

10.4.3. Sensitivitätsanalyse

Im Zuge der Modellierung mussten potenziell ergebnisrelevante Annahmen getroffen oder auf Basis von Literaturdaten abgeleitet werden. Um den Einfluss dieser Annahmen auf das Ergebnis des Vergleichs zu prüfen, wurden die im Folgenden beschriebenen Sensitivitätsanalysen durchgeführt.

10.4.3.1. Sensitivitätsanalyse 1: Variation der angesetzten Futtermittelverwertungskoeffizienten

Der im Basis-Szenario angesetzte Futtermittelkoeffizient für die Fischzucht in Netzkäfigen stammt aus (Islam 2005). Islam hat für seine Stickstoff- und Phosphatbilanz eines hypothetischen umwelt-offenen Netzkäfig-Systems einen Futtermittelverwertungskoeffizienten von 2,5 kg Fischfutter pro kg Fisch Lebendgewicht angenommen. Wie in Kapitel 10.3.2 beschrieben, besteht jedoch eine Reihe

von plausiblen Gründen eine Variation des angesetzten Futtermittelverwertungskoeffizienten für die Netzkäfig-Systeme in Betracht zu ziehen. Dementsprechend wurden zwei Sensitivitätsanalysen durchgeführt. Dabei wurde einmal ein Futtermittelverwertungskoeffizient von 5 kg Fischfutter / kg Fisch Lebendgewicht (Sensitivität 1a) ausgewertet.

Zumindest theoretisch ist es auch denkbar, dass die Futtermittelverwertung im Netzkäfig der Futtermittelverwertung in der Kreislaufanlage entspricht. Daher wurde ebenfalls eine Sensitivitätsanalyse mit einem äquivalenten FCR für beide betrachteten Systeme, also 2 kg Fischfutter/ kg Fisch Lebendgewicht ausgewertet (Sensitivität 1b).

Für die Fischzucht in Kreislaufanlagen lagen Daten zum Futtermittelverwertungskoeffizienten vor. Diese stellen nach Aussage der Projektverantwortlichen einen mittleren Stand der Technik dar. In Anlagen die einen neuen Stand der Technik repräsentieren könnte jedoch von einer verbesserten Verwertung des eingesetzten Futters ausgegangen werden. Auf dieser Basis wurde ein FCR von 1,5 kg /kg Fisch Lebendgewicht für die integrierte Produktion zusätzlich ausgewertet (Sensitivität 1c).

10.4.3.2. Sensitivitätsanalyse 2: Variation des Primärenergiebedarfs für die Fischzucht in Netzkäfigen

Auch für Netzkäfiganlagen ist, wie bereits in Kapitel 10.3.2 erwähnt, ein Einsatz von Primärenergieträgern erforderlich. Um den Bedarf zum Betrieb der Fischerboote oder den Betrieb von Fütterungsrobotern abzudecken, wurde der Energiebedarf (Elektrizität und Treibstoffe) basierend auf den Angaben von (Hubold und Klepper 2013) variiert und in Form zweier Sensitivitätsanalysen ausgewertet.

Als theoretisch günstigster Fall wird davon ausgegangen, dass die Fischzucht im Netzkäfig, mit Ausnahme der Herstellung des Futters, ohne weiteren Primärenergiebedarf erfolgen kann (Sensitivität 2a). Hubold und Klepper geben als oberen Wert für den Primärenergiebedarf 1,5 kWh / kg Fisch an. Dieser Wert wurde in Sensitivität 2b ebenfalls ausgewertet.

10.4.3.3. Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse

Die Ergebnisse der Sensitivitätstest sind in Tabelle 31 dargestellt. Die relativen Werte in der Tabelle ergeben sich jeweils in Bezug auf das Gesamtergebnis des Basisszenarios der integrierten Produktion.

Tabelle 31 Darstellung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse als relative Werte, (Basisszenario der Integrierten Produktion entspricht 100%)

| Szenario / Sensitivität | KEA | GWP | AP | EP | POCP |
|--|------|------|------|------|------|
| Integrierte Produktion (Basisszenario) | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| Netzkäfig (Basisszenario) | 61% | 62% | 111% | 468% | 118% |
| Sensitivität 1a: Netzkäfig_FCR_5 | 113% | 107% | 198% | 918% | 222% |
| Sensitivität 1b: Netzkäfig_FCR_2 | 47% | 49% | 84% | 372% | 90% |
| Sensitivität 1c: Integrierte Produktion_FCR_1,5 | 90% | 91% | 83% | 81% | 80% |
| Sensitivität 2a: Netzkäfig ohne Primärenergie | 58% | 59% | 103% | 463% | 112% |
| Sensitivität 2b: Netzkäfig + Primärenergie 1,5 kWh | 63% | 66% | 118% | 472% | 123% |

Die Ergebnisse des Sensitivität 1 (a-c), bei der jeweils die Annahme zum erreichbaren Futtermittelverwertungskoeffizienten variiert wurde, zeigen deutlich die Abhängigkeit des umweltoffenen Fischzuchtssystem im Netzkäfig vom möglichst optimalen Fütterungsregime. So lässt sich nachweisen, dass im Falle eines FCR von 5 kg Fischfutter pro Kilogramm Fisch-Lebendgewicht die integrierte Produktion auch in den Wirkungskategorien KEA und GWP besser als das Referenzsystem abschneidet. Geht man von einem identischen Futtermittelverwertungskoeffizienten für beide verglichenen Fischzuchtssysteme aus, so manifestiert sich das bereits für die Basisszenarien berechnete Ergebnis, wonach die Fischzucht im Netzkäfig beim KEA und dem GWP Vorteile aufweist (Ergebnisse liegen bei ca. 50%), während die integrierte Produktion in Bezug auf die Eutrophierung und das Photooxidantien-Bildungspotenzial nach wie vor ökologisch vorteilhaft ist.

10.5. Fazit und Ausblick

Im Rahmen des F&E-Projektes „Halophyten“ wurde die Eignung verschiedener salztoleranter Pflanzen für den Einsatz innerhalb einer integrierten Produktion von Fisch und Pflanzenbiomasse untersucht. Grundidee der integrierten Produktion ist es, zuvor ungenutzte Stoffwechselabbauprodukte der Fischzucht als Nährstoffe für die Pflanzenproduktion zu nutzen und so den Eintrag eutrophierender Substanzen in die Umwelt zu verhindern. Im Zuge der durchgeführten Betrachtung wurde mit der Fischzucht im Netzkäfig ein grundsätzlich umweltoffenes Aquakultur-System als Referenzsystem betrachtet. Als Vergleichsgrundlage der Nachhaltigkeitsbewertung wurde jeweils der Eintrag von Nitrat-Stickstoff festgelegt, der über das Fischfutter in die jeweiligen Systeme eingebracht wird. Da der Stickstoff im geschlossenen Kreislauf als Nährstofflieferant und damit als Dünger für das Wachstum der Pflanzen wirkt, weist das Aquaponik-System einen Zusatznutzen auf. Um die Nutzengleichheit beider Systeme als Basis eines fairen Vergleichs sicherzustellen, wurde bei der Fischzucht im Netzkäfig zusätzlich noch die Bereitstellung der äquivalenten Menge an künstlich produziertem Dünger berücksichtigt.

Die Ergebnisse der ökobilanziellen Untersuchung zeigten, dass sich der höhere spezifische Primärenergiebedarf der Fischzucht in einer geschlossenen Kreislaufanlage (v.a. aufgrund der Pumpensysteme) in Form eines höheren Treibhausgaspotenzials niederschlägt. Die integrierte Produktion liegt hier etwa 60% über den Werten, die sich für die Fischzucht im Netzkäfig inklusive der Herstellung des künstlichen Stickstoff-Düngers ergeben. Demgegenüber steht ein umgekehrtes Ergebnis für den unerwünschten Eintrag von Nährstoffen in aquatische Ökosysteme: In Hinblick auf das Eutrophierungspotenzial weist das Aquaponik-System eine im Vergleich zum Referenzsystem rund 80% geringere Umweltbelastung auf. Die ökobilanzielle Untersuchung konnte zudem zeigen, dass bei den zwei Systemen jeweils unterschiedliche Parameter das Ergebnis bestimmen. Während sich beim Netzkäfig die Futtermittelverwertung als besonders ergebnisrelevant erwies, tragen bei der integrierten Produktion die energetischen Aufwendungen in der Anlage einen wesentlichen Teil zum Umweltbelastungspotenzial bei. Entsprechend wurden die Ergebnisse mit Sensitivitätsanalysen abgesichert.

So konnte gezeigt werden, dass bei einer schlechteren Futtermittelverwertung (5 kg Futter / kg Fisch anstelle von 2,5 kg Futter / kg Fisch) im Netzkäfig ein vergleichbarer Primärenergieaufwand und damit auch ein ähnliches Treibhausgaspotenzial wie bei der Aquaponik-Kultur besteht. In den übrigen Wirkungskategorien ergibt sich in diesem Fall ein deutlicher Umweltvorteil für die Neuentwicklung.

Für das Ergebnis der integrierten Produktion ist der für die Prozesstechnik benötigte Strom von entscheidender Bedeutung. Während die ökobilanzielle Analyse mit dem durchschnittlichen

deutschen Strommix bilanziert wurde, stand laut Aussage der Verantwortlichen des F&E-Projekts für die Stromversorgung der Kreislaufanlage eine Photovoltaik-Anlage zur Verfügung, was erhebliche Auswirkungen auf die spezifische Umweltbilanz haben kann. Die Anrechnung eines anlagen-spezifischen Emissionsprofils war in diesem Fall jedoch aus zwei Gründen nicht möglich: Zum einen bezieht die Fischzucht-Anlage über Nacht und bei nicht ausreichender Versorgung durch die PV-Anlage Strom aus dem Stromnetz, zum anderen wird der von der Fischzucht-Anlage nicht genutzte PV-Strom gegen Einspeisevergütung ins Stromnetz eingespeist. Geht man jedoch davon aus, dass der Strommix in Zukunft einen größeren Anteil an erneuerbaren Energieträgern aufweisen wird, könnte sich dies vorteilhaft für die Neuentwicklung auswirken. Eine hierzu erstellte überschlägige Berechnung unter Ansetzung eines Strommix mit 50% Photovoltaik-Anteil konnte zeigen, dass dies das Treibhausgaspotenzial gegenüber der bisherigen Annahme um 30% verringern würde.

Für den Vergleich des umweltoffenen Netzkäfig-Systems mit einer Anlage zur integrierten Produktion können zudem weitere, im Rahmen einer ökobilanziellen Betrachtung jedoch nur schwer zu quantifizierende Aspekte von Bedeutung sein. So stellt zum Beispiel die Flucht von Fischen aus Netzgehegen in die umgebenden Ökosysteme nicht nur einen Zuchtverlust dar, sondern auch einen möglicherweise negativen Einfluss auf die z.T. sensiblen marinen Ökosysteme.

11. F&E-Projekt VI: Hormonfreie Tilapiaproduktion sichert nachhaltige Fischproduktion in Deutschland

11.1. Einführung

Tilapien sind eine Gattung aus der Familie der Buntbarsche, deren Zucht sich über 4000 Jahre bis in das alte Ägypten zurückverfolgen lässt (FAO 2012c). Die Tilapien-Zucht hat in der jüngeren Vergangenheit international stark an Bedeutung gewonnen. Die globalen Erträge erreichten im Jahr 2010 einen Wert von 3,5 Mio. t/a (FAO 2012b). Bezogen auf die gezüchteten Mengen liegen die Tilapien damit, auf Platz zwei der ertragreichsten Aquakultur-Gattungen und damit noch vor der Familie der Lachsfische (*Salmonidae*). Es ist weiterhin davon auszugehen, dass die Tilapien-Zucht zukünftig noch weiter wachsen wird. Schätzungen gehen davon aus, dass die globalen Erträge bis im Jahr 2015 auf ca. 4,5-5 Mio. t/a steigen werden (Josupeit 2010). Historisch gesehen waren Tilapien vor allem in Asien und Afrika bedeutsam für die Fischerzeugung, bevor sie ab etwa den 80er Jahren des letzten Jahrhunderts auch über Asien hinaus in der Aquakultur eingesetzt wurden (Josupeit 2005). Über 70% der weltweiten Tilapia-Zucht findet jedoch nach wie vor in Asien statt (FAO 2012a).

Tilapien zeigen einen ausgeprägten Geschlechtsdimorphismus. Das bedeutet, dass Männchen und Weibchen einen erheblichen Größenunterschied aufweisen. Die für die Aquakultur bedeutenden Tilapien-Arten der Gattung *Oreochromis* gehören zu den Maulbrütern, wobei nur die Weibchen Brutpflege betreiben. In Verbindung mit der frühen Geschlechtsreife der Tiere und dem häufigen Abbläuen der weiblichen Fische bedeuten geschlechtergemischte Populationen hohe Einbußen bei der Erreichung eines marktfähigen Endgewichtes.⁴¹ Außerdem erreichen männliche Tilapien in der Regel ein höheres Schlachtgewicht, was sie im Rahmen einer nach ökonomischen Kriterien ausgerichteten Zucht wertvoller macht. Deshalb besteht in der kommerziellen Tilapia-Zucht⁴² das Interesse nur männliche Tiere für den Verkauf zu halten und heranzuziehen (Josupeit 2005). Das phänotypische Geschlecht⁴³ von Tilapien lässt sich über die Verabreichung von männlichen Sexualhormonen, die über das Futter verabreicht werden können, zu einem bestimmten Zeitpunkt der Frühentwicklung der Tilapia-Brut steuern.⁴⁴ Der Einsatz von hormonell wirksamen Stoffen in der Zucht von für den menschlichen Verzehr bestimmten Speisen ist in der EU verboten (96/22/EG). Insbesondere in Asien, wo große Teile der Weltmarkterträge produziert werden, muss jedoch davon ausgegangen werden, dass in aller Regel Hormone in der Fischeaufzucht eingesetzt werden. Eine ausführliche Darstellung zum Hormoneinsatz und den damit verbundenen Umweltwirkungen befindet sich in Kapitel 11.4.

⁴¹ Das Problem stellt hierbei die „Verbüttung“ des Bestandes, also der überproportionale Anstieg der Individuenzahl einer Fischpopulation bei auffälliger Zwergwüchsigkeit, dar.

⁴² Fische aus extensiver Tilapia-Zucht bringen vergleichsweise geringere Körpergewichte hervor. Fische aus diesen Produktionseinrichtungen werden vor allem auf lokalen bzw. regionalen Märkten gehandelt. Auf den Export nach Nord-Amerika und Europa hin ausgerichtete Tilapia-Zucht hingegen erfolgt in aller Regel in intensiver Produktion; vgl. Josupeit 2005.

⁴³ Die *phänotypische (auch modifikatorische)* Geschlechtsbestimmung, beschreibt die bei einer Reihe von diploiden, haploiden oder haplodiploiden Organismen beobachtete Bestimmung des Geschlechts durch Umweltfaktoren, wie z.B. die Geschlechtsbestimmung durch die Temperatur während der Larvalentwicklung, wie sie unter anderem auch bei vielen anderen Fischarten sowie manchen Reptilien (Schildkröten) zu beobachten ist. (<http://www.spektrum.de/lexikon/biologie-kompakt/geschlechtsbestimmung/4773>; abgerufen am 19.02.2014.

⁴⁴ Bei den Tieren handelt es sich nach der Behandlung um sogenannte funktionelle Milchner, die einen männlichen Phänotyp aufweisen, fertil sind, aber aufgrund des weiblichen Genotyps weibliche Nachkommen produzieren.

Durch die wachsende Nachfrage nach Tilapien als hochwertigem Speisefisch wird die Zucht auch für den europäischen und damit auch für den deutschen Markt interessant. Aufgrund der rechtlichen Rahmenbedingungen bedarf es für die kommerzielle Tilapia-Aquakultur jedoch eines alternativen Ansatzes zur Steuerung des Geschlechterverhältnisses in der Population, die ohne die Zugabe von Hormonen zum Futter auskommt.

11.2. Beschreibung des Forschungsprojektes

Das von der DBU geförderte Projekt „Hormonfreie Tilapiaproduktion sichert nachhaltige Fischproduktion in Deutschland“ (AZ-28177; Kurztitel „Hormonfreie Tilapiaproduktion“) hatte sich zum Ziel gesetzt, die Machbarkeit einer Tilapia-Zucht in Deutschland zu demonstrieren, die ohne die Zugabe von Hormonen auskommt. Das Projekt wurde unter der Leitung von Frau Prof. Dr. Gabriele Hörstgen-Schwark von der Abteilung Aquakultur und Gewässerökologie, Department für Nutztierwissenschaften, an der Georg August Universität Göttingen durchgeführt.

Die im Rahmen des Projektes durchgeführten Mastversuche wurden in den Anlagen der Wermsdorfer Fisch GmbH durchgeführt. Hierfür wurde eine Aquakultur mit Niltilapien (*Oreochromis niloticus*) ausgewählt und ausgewertet. Diese Art ist vergleichsweise robust und weist zudem eine relativ hohe Toleranz gegenüber suboptimalen Wasserqualitäten auf. Sie liefert ein auf dem Weltmarkt gehandeltes und geschätztes Filet, das beim Verbraucher guten Absatz findet. Um die Zucht von Tilapien in Deutschland auch ökonomisch sinnvoll zu machen, wurde im Forschungsprojekt die Aufzucht von hauptsächlich männlichen Populationen angestrebt. Die Steuerung der Geschlechtsentwicklung einer genetisch gemischten Population in eine phänotypisch rein männliche Population wurde dabei durch eine genau definierte Wärmebehandlung der Tilapien erreicht. Nach der Brutphase wurden die Setzlinge für einen Zeitraum von 10 Tagen (vom 10.-20. Lebens-tag) einer Wärmebehandlung ausgesetzt, indem die Wassertemperatur vorübergehend von 28°C auf ca. 36°C erhöht wurde.

11.3. Methodische Vorgehensweise

Die Bearbeitung durch das Öko-Institut erfolgte für das F&E-Projekt „Hormonfreie Tilapiaproduktion“ in einem zweistufigen Verfahren. Zunächst wurde der Einsatz hormonell wirksamer Stoffe in der Tilapia-Zucht (genauer der Einsatz von Methyltestosteron) im Zuge einer ausführlichen Literaturrecherche erfasst (Kapitel 11.4). Methyltestosteron wird in der Tilapia-Zucht eingesetzt, um die Geschlechtsentwicklung der Tiere gezielt hormonell zu steuern. Die potenziellen Umweltwirkungen dieses Hormoneinsatzes wurden einer qualitativen Bewertung unterzogen (siehe auch die Hinweise zum methodischen Vorgehen in Kapitel 11.4.2).

Im zweiten Schritt wurden im Zuge eines ökobilanziellen Ansatzes die mit der Tilapia-Zucht verbundenen hormonunabhängigen Umweltauswirkungen identifiziert und quantitativ erfasst. Für den ökobilanziellen Vergleich wurde zusätzlich die Aufzucht einer Kontrollgruppe mit hormonbehandelten Fischen ausgewertet, die parallel herangezogen wurden. Ziel der vergleichenden Betrachtung war es, gegebenenfalls vorhandene ökologische Vor- oder Nachteile beider Zuchtmethoden darzustellen und nach Möglichkeit Optimierungspotenziale für künftige Weiterentwicklungen aufzuzeigen (Kapitel 11.5-11.7). Abschließend wurden beide Untersuchungsschritte in der Gesamtschau ausgewertet. Außerdem wurde ein Ausblick für weiteren Forschungs- und Entwicklungsbedarf gegeben (Kapitel 11.8).

11.4. Qualitative Auswertung zum Einsatz von Methyltestosteron in der Tilapia-Zucht

In der kommerziellen Tilapia-Zucht besteht das Interesse, nur männliche Tilapien für den Verkauf heranzuziehen (vgl. Kapitel 11.1). Deshalb wird in der Tilapien-Produktion Methyltestosteron zum Zweck einer sexuellen Inversion (Geschlechtsumstellung) der Setzlinge eingesetzt. Ziel ist es, ausschließlich männliche Mastfische zu erhalten. Um dieses Ziel zu erreichen, wird nach Angaben der FAO den pulverförmigen Futtermittelmischungen oder dem Fischmehl Methyltestosteron zugegeben (FAO 2012c). Für die Geschlechtsumstellung werden die Tilapien-Setzlinge über 21 bis 28 Tage lang mit Methyltestosteron-haltigem Futter⁴⁵ gefüttert.

Die in den drei bis vier Wochen benötigte Futtermenge pro Fisch und damit die Menge an eingesetztem Methyltestosteron hängt von der Haltung der Setzlinge ab: Pro Fisch kann bei außereuropäischen Tilapia-Zuchten eine Gesamtmenge zwischen 9,8 bis 101,01 µg Methyltestosteron eingesetzt werden (Green und Teichert-Coddington 2000). Diese Angaben beziehen sich auf außereuropäischen Zuchten. Die hohe Bandbreite an Methyltestosteron pro Fisch hängt von einer Reihe von Faktoren ab, wobei neben der Besatzdichte und Größe der Fische⁴⁶ auch die Wassertemperatur und Futterqualität eine Rolle spielen (Green und Teichert-Coddington 2000).

Anschließend werden die Tilapien bis zu einem Schlachtgewicht von durchschnittlich 450 g mit hormonfreiem Futter gemästet (Green und Teichert-Coddington 2000).

11.4.1. Rechtslage in Europa zum Einsatz von Wachstumshormonen

In der Europäischen Union ist die Verabreichung von Hormonen an Nutztiere, deren Fleisch oder Erzeugnisse für den menschlichen Verzehr bestimmt sind, verboten. Das Verbot bezieht sich auch auf Fische, die in Aquakultur herangezogen werden. Ausnahmen beim Hormonverbot bestehen für bestimmte therapeutische Zwecke oder im Rahmen von tierzüchterischen Behandlungen. Dies ist in der Richtlinie (96/22/EG) des Rates vom 29. April 1996 über das Verbot der Verwendung bestimmter Stoffe mit hormonaler bzw. thyreostatischer Wirkung und von β -Agonisten in der tierischen Erzeugung⁴⁷ geregelt. Das Verbot soll die Gesundheit der Verbraucher schützen und die Qualität von Lebensmitteln erhalten.

Die Richtlinie (96/22/EG)⁴⁸ verbietet die Verabreichung bestimmter Stoffe, unter anderem Stoffe mit androgener (vermännlichender) Wirkung. Methyltestosteron als Derivat des natürlich vorkommenden Sexualhormons Testosteron zählt zu diesen androgenen Stoffen. Neben der Entwicklung und Erhaltung der männlichen Merkmale bei Wirbeltieren, hat (Methyl-)Testosteron auch

⁴⁵ Das Methyltestosteron wird in Alkohol gelöst und mit dem Futtermittel gemischt. Die Konzentration des Methyltestosterons (MT) liegt nach Evaporation des Alkohols bei 60 mg MT/kg Futtermittel (FAO 2012c).

⁴⁶ Die Setzlinge sind zu Beginn der sexuellen Inversion zwischen sieben und zwölf Tage alt, zwischen sieben und elf Millimeter lang und zwischen zehn und 15 mg schwer (Green und Teichert-Coddington 2000).

⁴⁷ Richtlinie 96/22/EG des Rates vom 29. April 1996 über das Verbot der Verwendung bestimmter Stoffe mit hormonaler bzw. thyreostatischer Wirkung und von β -Agonisten in der tierischen Erzeugung und zur Aufhebung der Richtlinien 81/602/EWG, 88/146/EWG und 88/299/EWG, konsolidierte Fassung: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1996L0022:20081218:DE:PDF>; zuletzt abgerufen am 13.01.2014.

Siehe auch Zusammenfassungen der EU-Gesetzgebung:

http://europa.eu/legislation_summaries/food_safety/veterinary_checks_and_food_hygiene/l12032b_de.htm#amendin_gact

⁴⁸ Richtlinie 2003/74/EG zur Änderung der Richtlinie 96/22/EG des Rates über das Verbot der Verwendung bestimmter Stoffe mit hormonaler bzw. thyreostatischer Wirkung und von β -Agonisten in der tierischen Erzeugung: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2003:262:0017:0021:DE:PDF>.

eine anabole Wirkung⁴⁹ (European Commission. Health & Consumer Protection Directorate-General 2002).

Die Ausnahmen nach Richtlinie (96/22/EG) für die Verabreichung androgen wirksamer Stoffe gelten für therapeutische und tierzüchterische Zwecke, sofern die Gabe unter strenger Kontrolle erfolgt. Nach Artikel 1c) tierzüchterische Behandlung ist die Verabreichung an Tiere der Aquakultur an eine Gruppe von Zuchttieren zur sexuellen Inversion auf Verschreibung eines Tierarztes und unter dessen Aufsicht möglich.⁵⁰ Das heißt, dass die Hormone eingesetzt werden dürfen, um das Geschlecht von Tieren umzuwandeln, die für die Zucht verwendet werden, aber nicht bei Tieren, die gemästet und dann verkauft werden sollen (96/22/EG).

Das bedeutet letztlich, dass der Einsatz von Methyltestosteron zur sexuellen Inversion von Tilapien-Setzlingen mit dem Ziel der Vermarktung der größeren phänotypischen Männchen nicht erlaubt ist.

Im Gegensatz hierzu ist ein Hormoneinsatz bei Regenbogen- und Bachforellen möglich, weil hier die durch Methyltestosteron erzeugten phänotypischen Männchen ("neo-males") ausschließlich zur Zucht verwendet werden, nicht aber für den Verzehr bestimmt sind. Werden diese „neo-males“ mit normalen Weibchen gekreuzt, entsteht eine rein weibliche Nachkommenschaft, die dann als Mastfische für den Verzehr gezüchtet werden (Maybank 2008).

Nach der europäischen Rechtsvorschrift ist auch die Einfuhr der mit Methyltestosteron behandelten Tiere bzw. das Fleisch dieser Tiere in die Europäische Union untersagt (96/22/EG). Unklar ist, inwieweit diese gesetzlichen Anforderungen umgesetzt und kontrolliert werden. Dies gilt insbesondere vor dem Hintergrund der wachsenden Marktanteile von Tilapien auf dem deutschen Markt, die durch Einfuhren aus Ländern gedeckt werden, in denen der Einsatz von Methyltestosteron gestattet ist und gängige Praxis darstellt.

11.4.2. Methodisches Vorgehen zur Bewertung der Umweltauswirkungen des Methyltestosteron-Einsatzes in der Tilapia-Zucht

Beim Einsatz von Methyltestosteron in der Tilapia-Zucht werden von verschiedenen Expertengruppen bzw. Stakeholdern folgende Aspekte diskutiert (siehe z.B. (Khalil et al. 2011, Schreck et al. 2005, WWF 2009):

- Gefährdung der Gesundheit der Verbraucherinnen und Verbraucher aufgrund von möglichen Rückständen des Methyltestosterons im Tilapiafleisch;
- Notwendigkeit vorbeugender Arbeitsschutzmaßnahmen, insbesondere von in der Aquakultur beschäftigten Personen bei der Applikation von Methyltestosteron enthaltendem Futtermittel;
- Auswirkungen bzw. Risiken durch das in Wasser und Sediment verbleibende Methyltestosteron auf Organismen, die in dieser Umgebung leben.

⁴⁹ Anabole Wirkung meint hier die Anregung der Proteinsynthese und dem damit verbundenen verstärkten Wachstum von Muskelgewebe.

⁵⁰ Insbesondere in Artikel 5 erfolgt hierzu eine Spezifizierung: „In der Aquakultur können die Setzlinge während der ersten drei Monate zur sexuellen Inversion mit nach den Richtlinien 81/851/EWG und 81/852/EEC zugelassenen Stoffen mit androgener Wirkung behandelt werden. [...] Eine tierzüchterische Behandlung ist jedoch untersagt im Falle von für den Einsatz in der Produktion bestimmten Nutztieren, wozu auch in der Mastphase befindliche ausgediente Zuchttiere gehören.“ (96/22/EG)

Aufgrund der ökologischen Schwerpunktsetzung des vorliegenden Projekts fokussierte die hier durchgeführte Recherche auf die Frage nach den potenziellen Umweltauswirkungen bzw. den potenziellen Umweltrisiken, die mit dem Methyltestosteroneinsatz in der Tilapien-Produktion verbunden sind.

Ziel der Recherche war es, auf qualitativer Ebene mögliche Auswirkungen auf die Umwelt des Hormoneinsatzes von Methyltestosteron in der Aquakultur abzuschätzen. Dafür wurde im Rahmen des Projektes eine Literaturrecherche durchgeführt, um den Wissenstand zu dieser Thematik zu erfassen. Die Recherche erfolgte über wissenschaftliche Datenbanken, Datenbanken einzelner Zeitschriften, Verlagsdatenbanken und über die Internetsuchmaschinen Google Scholar und Scirus. Die benutzten Recherchequellen und Suchwörter sind in Tabelle 32 aufgeführt.

Tabelle 32 Recherchestrategie: Datenbanken und Suchwörter zur qualitativen Bewertung von Umweltauswirkungen beim Einsatz von Methyltestosteron in der Aquakultur

| Recherchequellen | Schlagwörter |
|---|--|
| Wissenschaftliche Datenbanken: <ul style="list-style-type: none"> Nationallizenz-Datenbanken⁵¹ | <ul style="list-style-type: none"> hormone use AND tilapia methyltestosterone AND tilapia methyltestosterone AND environmental contaminant methyltestosterone AND tilapia AND environmental impact methyltestosterone AND aquaculture AND environmental impact aquaculture AND tilapia AND environmental impact tilapia farming AND environmental impact hormones AND stock farming AND environmental impact hormones AND aquaculture AND environmental impact hormone use AND environmental impact hormone use AND environment |
| Freie Online-Datenbanken: <ul style="list-style-type: none"> http://aquaticcommons.org/ | |
| Verlagsdatenbanken: <ul style="list-style-type: none"> Science Direct www.springerlink.com | |
| Internetsuchmaschinen: <ul style="list-style-type: none"> Google Scholar Scirus | |
| Datenbanken der Bundesforschungseinrichtungen⁵² | |

Diese Auswahl an Datenbanken deckte sowohl die Grundlagenforschung als auch die anwendungsorientierte Forschung ab. Es wurden alle Suchwörter bei allen Recherchequellen verwendet. Im Zuge der Recherche wurde eine Reihe von Artikeln gefunden, welche sich auf die Wirkung von Methyltestosteron beziehen und die Wirkung der Umwelteinträge durch Aquakultur diskutieren. Die Ergebnisse werden im Folgenden vorgestellt und erörtert.

11.4.3. Ergebnisse

Nach Shore & Pruden ist noch unzureichend erforscht, ob im Rahmen der Aquakulturzucht eingesetztes Methyltestosteron in die Umwelt gelangt bzw. welche Umweltauswirkungen damit verbunden sind (Shore und Pruden 2009). Generell können Hormone bereits in sehr niedrigen Dosen das endokrine System bei Nicht-Ziel-Organismen beeinflussen (Lee et al. 2007; Shore und

⁵¹ Dadurch waren die folgenden Journals abgedeckt: Animal Health and Production Compendium, Aquaculture Compendium; BIOSIS Previews 1926 – 2004; Blackwell Publishing Journal Backfiles 1879-2005; Nature Archives 1869 – 2009; Zoological Record Archive 1864 – 2007.

⁵² <http://www.mri.bund.de/de/max-rubner-institut/forschung/forschungsprojekte.html>;
<http://www.mri.bund.de/de/veroeffentlichungen/wissenschaftliche-publikationen/publikationsdatenbank.html>;
http://www.ble.de/DE/04_Forschungsfoerderung/Forschungsfoerderung_node.html

Pruden 2009). Der Einfluss von Methyltestosteron auf andere Fischarten und weitere Organismen ist in einer Reihe von Untersuchungen belegt worden. Methyltestosteron beeinflusst auch bei anderen Organismen den Hormonhaushalt und damit die Ausbildung der Geschlechtsmerkmale, die Fruchtbarkeit und das Geschlecht (siehe Tabelle 33). Dies wurde insbesondere bei Fischen untersucht. Nematoden werden von Methyltestosteron nicht beeinflusst (Shore und Pruden 2009).

Die Beeinträchtigung der Fruchtbarkeit oder eine Vermännlichung von Nicht-Ziel-Organismen stellen mögliche negative Umweltauswirkungen des Methyltestosterons dar. Im Rahmen der europäischen Diskussion um Substanzen mit schädlichen Wirkungen auf das Hormonsystem werden Effekte auf das hormonelle System von Organismen und in Folge dessen auf deren Fortpflanzungsfähigkeit als besorgniserregend bewertet, da dies zu einer Gefährdung von Populationen und damit auch zu einer Bedrohung von Arten in ihrem Bestand führen kann.⁵³

Tabelle 33 Ergebnisse der Recherche zum Einfluss von Methyltestosteron auf Organismen nach LOEC geordnet; LOEC (Lowest Observed Effect Level) = Niedrigste wirksame Dosis

| Organismen | LOEC | Effekt | Quelle |
|--|------------------|--|------------------------------|
| Killifisch <i>Fundulus heteroclitus</i> | 1 ng/L | Beeinträchtigung der Estradiol-Produktion in erwachsenen weiblichen Tieren. | Sharpe 2004 |
| Japankärpfling <i>Oryzias latipes</i> (medaka) | 10 ng/L | Teilweise Ausbildung sekundärer männlicher Geschlechtsmerkmale; reduzierte Fruchtbarkeit der weiblichen Fische | Seki et al. 2004 |
| Dickkopfelritze <i>Pimephales promelas</i> | 30 ng/L | Rein männlicher Fischbestand | CMAA 2007 |
| Süßwasserschnecke <i>Marisa cornuarietis</i> | 100 ng/L | Auftreten männlicher Geschlechtsmerkmale bei weiblichen Tieren (Imposex) | Schulte-Oehlmann et al. 2004 |
| Zebrafisch <i>Danio rerio</i> | 26 – 1000 ng/L | Rein männlicher Fischbestand | Örn et al. 2003 |
| Rot-/Tiefenbarsch <i>Sebastes schlegeli</i> | 0,05 µg/g Futter | Maskulinisierung | World Water Congress 2003 |
| Japanwachtel <i>Coturnix coturnix japonica</i> | 50 ppm in Futter | Fortpflanzungsfähigkeit stark beeinträchtigt | Selzsam et al. 2005 |

Generell gelangt Methyltestosteron durch Futter, das nicht restlos von den Setzlingen verzehrt oder nicht metabolisiert wurde, in das Wasser und die Teichumwelt (Schreck et al. 2005). Contreras-Sánchez und Kollegen fanden heraus, dass sich Methyltestosteron innerhalb von einer Minute aus dem präparierten Futtermittel löst und im Wasser nachweisbar ist (Contreras-Sánchez et al. 2001). Auch Methyltestosteron, das durch das Futter aufgenommen wurde, wird teilweise nicht metabolisiert und von den Fischen wieder ausgeschieden (Green und Teichert-Coddington

⁵³ EU COM: How the European Commission addresses challenges posed by endocrine disruptors; http://ec.europa.eu/environment/chemicals/endocrine/index_en.htm (abgerufen am 31.03.2014)

2000). Im Wasser beträgt die Halbwertszeit von Methyltestosteron eine Woche (Shore und Pruden 2009). Auch die Ergebnisse von Fitzpatrick & Schreck zeigen, dass Methyltestosteron nicht sofort abgebaut wird (Fitzpatrick und Schreck 1999). Die Autoren konnten nachweisen, dass Methyltestosteron über eine Woche lang in hohen Konzentrationen im Wasser vorzufinden war, obwohl die Fütterung mit Methyltestosteron-haltigem Futter eingestellt worden war.

Weiterhin konnte beobachtet werden, dass Methyltestosteron im Boden nur langsam abgebaut wird. Ergebnisse von Fitzpatrick & Schreck zeigen, dass Methyltestosteron im Sediment auch drei Wochen nach Beendigung der Fütterung mit Methyltestosteron-haltigem Futter nachweisbar blieb (0,8 und 1,6 µg MT/kg Boden) (Fitzpatrick und Schreck 1999). Auch bei Untersuchungen von Contreras-Sánchez und Kollegen blieben die Methyltestosteron-Werte im Sediment drei Monate nach Abschluss der Fütterung erhöht (1.400 – 3.300 pg MT/g Sediment) (Contreras-Sánchez et al. 2001). Tilapien, die weiterhin in diesen Becken gehalten wurden, vermännlichten zwar nicht, einige Weibchen wiesen allerdings eine veränderte Eierstock-Entwicklung auf (Contreras-Sánchez et al. 2001). Ein weiteres Risiko besteht darin, dass auch Abbauprodukte (Metabolite) von Hormonen physiologisch wirksam sein können (Lee et al. 2007). Ergebnisse von Schreck und Kollegen weisen darauf hin, dass auch bei Methyltestosteron die Möglichkeit besteht, dass Abbauprodukte, die nach UV-Bestrahlung des Wassers entstanden waren, an Tilapien eine Vermännlichung auslösten (Schreck et al. 2005).

In den USA existiert bereits eine gesetzliche Regelung, um Umweltauswirkung durch Methyltestosteron-haltiges Abwasser aus der Tilapien-Produktion zu minimieren. Nach den Vorgaben des „U.S. Fish and Wildlife Service Aquatic Animal Drug Approval Partnership (AADAP) Program“⁵⁴ muss die Einbringung von Methyltestosteron in die Umwelt limitiert werden und das Abwasser aus der Tilapien-Produktion darf eine Methyltestosteron-Konzentrationen von <1µg/L nicht überschreiten (U.S. Fish & Wildlife Service Aquatic Animal Drug Approval Partnership (AADAP) Program 2011).

Neben diesen gesetzlichen Vorgaben wurden für andere Länder lediglich folgende nicht verbindlichen Managementmaßnahmen in der Recherche identifiziert. Diese betreffen Vorschläge, dass Methyltestosteron-haltiges Abwasser eine gewisse Zeit vorgehalten werden soll. Da die Halbwertszeit von Methyltestosteron in Wasser – wie oben beschrieben – über eine Woche beträgt, ist bei beiden Vorgaben von einem beträchtlichen Eintrag des Hormons in die Umwelt auszugehen:

- Der internationale Standard zur Tilapien-Zucht des WWF empfiehlt, dass Wasser, in dem Tilapien mit Methyltestosteron-haltigem Futter gefüttert wurden, vor Entlassen in die Umwelt für mehr als 48 Stunden vorgehalten wird („minimum hold time“, (WWF 2009).⁵⁵
- Ein Forschungsbericht über den gängigen Methyltestosteron-Einsatz in der ägyptischen Tilapien-Zucht empfiehlt, das Wasser aus den Aufzuchtbecken nicht direkt in die Umwelt einzuleiten, sondern mit einem Kies-Sand-Filtern zu filtern oder in einem bewachsenen Teich oder einem eingeschlossenen Feuchtgebiet „mehrere“ Tage vorzuhalten, bevor es in die Umwelt eingeleitet wird (Khalil, et al. 2011). Die Anzahl der Tage wird nicht spezifiziert.

Generell ist eine Behandlung oder Vorhaltung des Abwassers nur bei geschlossenen Haltungssystemen möglich. In den Hauptproduktionsländern (siehe Tabelle 34) werden Tilapien zum Teil in umweltoffenen Systemen (Teichen, Netz-Brutanlagen oder Netzkäfiganlagen in größeren Seen)

⁵⁴ In the U.S.A the U.S. Fish and Wildlife Service Aquatic Animal Drug Approval Partnership (AADAP) Program provides guidance on the use of drugs in aquaculture. Their website contains a list of approved drugs and factsheets, which include details on their purpose, source, method of administration and dosage: <http://www.fws.gov/fisheries/aadap/alpha.htm>.

⁵⁵ Darüber hinaus sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass für die Tilapia-Zucht ein Standard des Aquaculture Stewardship Council vorliegt. Vgl. hierzu die unter www.asc-aqua.org hinterlegten Dokumente: <http://www.asc-aqua.org/index.cfm?act=tekst.item&iid=6&iids=290&lng=1>; abgerufen am 08.07.2014.

gehalten. Eine Haltung in Becken und Fließkanälen ist ebenfalls gängig. Teilweise bestehen Anlagen mit Wasserrückhalte- und Reservebecken, die eine Biofilterfunktion übernehmen. Kreislaufanlagen für Tilapien finden sich lediglich in gemäßigten Breiten (FAO 2012c). Auch die frisch geschlüpften Setzlinge, die mit Methyltestosteron behandelt werden, werden in unterschiedlichen Behandlungseinheiten in zum Teil umweltoffenen Systemen gehalten: Becken mit Kreislauf- oder Durchflusssystemen, in Teichen oder in Netzhaltungen in Becken oder Teichen (Green und Teichert-Coddington 2000). Da keine statistischen Angaben über die Art der Haltungssysteme in den Hauptproduktionsländern existieren, ist es nicht möglich, weltweit den Anteil oder die Art der umweltoffenen Setzlingshaltung in der Tilapia-Zucht zu ermitteln. China ist der weltweit größte Betreiber von Tilapia-Aquakulturanlagen, gefolgt von Ägypten. Philippinen, Thailand und Indonesien sind ebenfalls bedeutende Produktionsländer (FAO 2012c). Es ist davon auszugehen, dass in diesen Ländern Methyltestosteron in der Tilapien-Aufzucht eingesetzt wird. Green & Teichert-Coddington, berechneten die in den USA in der Tilapia-Zucht im Jahre 1998 eingesetzte Menge Methyltestosteron überschlägig (Green und Teichert-Coddington 2000). Sie kamen dabei zu dem Ergebnis, dass für die Produktion von rund 8.300 Tonnen Tilapien im Jahre 1998 ca. 1.400 kg Methyltestosteron eingesetzt wurden (Tabelle 34).⁵⁶ Davon ausgehend wurde die eingesetzte Menge Methyltestosteron in den Hauptproduktionsländern von Tilapien überschlägig berechnet (Tabelle 34).

Tabelle 34 **Geschätzte Menge an eingesetztem Methyltestosteron in der Tilapia-Zucht in den Hauptzuchtländern**

| Land | Umfang der Tilapia-Zucht im Jahre 2009 in Tonnen (FishStatJ 2012) | Geschätzter Einsatz von Methyltestosteron in Tonnen Berechnung nach (Green und Teichert-Coddington 2000) |
|-------------|---|---|
| China | 1.257.978 | 205,97 |
| Ägypten | 390.300 | 63,90 |
| Indonesien | 323.389 | 52,95 |
| Thailand | 209.021 | 34,22 |
| Philippinen | 183.749 | 30,09 |

11.4.4. Schlussfolgerung zur Einschätzung des Hormoneinsatzes in der Tilapia-Zucht:

In den Hauptbetreiberländern von Tilapia-Aquakulturen wird Methyltestosteron zur Zucht von nur männlichen Mastfischen derzeit standardmäßig eingesetzt. Der Anteil umweltöffener Anlagen in diesen Ländern kann auf Basis der verfügbaren Daten leider nicht quantifiziert werden. Deshalb lässt sich auch nur schwer abschätzen, wie viel Methyltestosteron aus diesen Aquakulturanlagen in die Umwelt gelangt und welche Effekte dort jeweils auftreten (Shore und Pruden 2009). Allerdings sind angesichts der geringen Effektkonzentrationen von Methyltestosteron auf Nicht-Zielorganismen einerseits (siehe Tabelle 33) und der hohen Mengen an gezüchteten Tilapien, der Kenntnis über die Existenz umweltöffener Systeme und andererseits des Fehlens gesetzlicher Regelungen direkte Umweltauswirkungen zu erwarten. In den in Südostasien anzutreffenden

⁵⁶ Dabei wurden die Berechnung von Green & Teichert-Coddington zugrunde gelegt, die in ihrer Studie die in den USA in der Tilapia-Zucht im Jahre 1998 eingesetzte Menge Methyltestosteron überschlägig berechneten: Dabei trafen sie folgende Annahmen: Durchschnittsgewichts des fertigen Mastfisches 0,45 kg; über unterschiedliche Überlebensraten in der Produktionseinheit, nachfolgenden Aufzuchteinheiten und während des Transports schätzten sie die Menge der eingesetzten Setzlinge.

umweltoffenen Systemen (z.B. Netzkäfigen in größeren Seen oder kleinen Teichen) wird das Abwasser direkt in andere Oberflächengewässer eingeleitet, wodurch Nicht-Zielorganismen unmittelbar durch Methyltestosteron beeinträchtigt werden, welches sich aus dem Futter löst oder nicht metabolisiert wird. Auch bei geschlossenen Anlagen kann es zu einem Eintrag in die Umwelt kommen, wenn das anfallende Abwasser unbehandelt in Oberflächengewässer eingeleitet oder für eine Bewässerung in der Landwirtschaft genutzt wird. Die bisherigen Vorschläge zur Abwasserbehandlung – Vorhaltezeit des Abwassers von zwei (WWF 2009) oder mehreren Tagen (Khalil et al. 2011) – sind angesichts der Halbwertszeit von Methyltestosteron in Wasser von etwa einer Woche (Fitzpatrick und Schreck 1999); (Shore und Pruden 2009) nicht ausreichend. Auch die gesetzliche Regelung in den USA, die eine Konzentrationen von $<1\mu\text{g}$ Methyltestosteron /L Abwasser vorschreibt (U.S. Fish & Wildlife Service Aquatic Animal Drug Approval Partnership (AADAP) Program 2011), werden angesichts der geringen Effektkonzentrationen auf Nicht-Zielorganismen als noch nicht ausreichend erachtet. Hormone können bereits in sehr niedrigen Dosen das Hormonsystem bei Nicht-Ziel-Organismen beeinflussen (Lee et al. 2007, (Shore und Pruden 2009). Daher ist in der Nachbarschaft von insbesondere umweltoffenen Tilapien-Aquakulturanlagen davon auszugehen, dass die Umwelt-Konzentrationen von Methyltestosteron über der Nicht-Effekt-Konzentration⁵⁷ liegt und deshalb ein negativer Einfluss durch Methyltestosteron auf Nicht-Zielorganismen, speziell bei Fischen und Weichtieren (Mollusken), zu befürchten ist. Hier kann es zur Gefährdung von Populationen und damit letztlich zu einer Gefährdung von Arten kommen. Dieses Risiko ist nicht quantifizierbar, da keine Untersuchungen vor Ort vorliegen. Es kann auch nicht qualitativ abgeschätzt werden, welche Arten konkret bedroht sind. Generell sind aber sämtliche Fischarten und Süßwasserorganismen, die in den entsprechenden Ländern und in den entsprechenden Biotopen ihren Lebensraum haben, sowie terrestrische Bodenorganismen, die mit dem Abwasser oder mit dem Sediment in Kontakt kommen, betroffen.

11.5. Festlegung des Untersuchungsrahmens für die ökobilanzielle Untersuchung

Die ökobilanzielle Untersuchung wurde gemäß der im Kapitel 3 beschriebenen Methodik durchgeführt. In den folgenden Abschnitten werden die für die Untersuchung festgelegte funktionelle Einheit, die Systemgrenze und die Anforderungen an die Datenqualität dargestellt. Im Rahmen der ökobilanziellen Untersuchung werden die zwei in Kapitel 11.2 beschriebenen Verfahren zur Geschlechtssteuerung von Tilapien hinsichtlich der mit Ihnen verbundenen Umweltauswirkungen verglichen. Für beide Verfahren wurde jeweils eine Tilapia-Population parallel aufgezogen und ausgewertet.

11.5.1. Funktionelle Einheit

Als funktionelle Einheit wurde für diese Studie folgende Bezugsgröße festgelegt:

1 kg Nettoschlachtkörper, vertriebsfertig

Im Rahmen des F&E-Projektes wurden beide Tilapia-Populationen bis zur Schlachtreife aufgezogen, geschlachtet und hinsichtlich der relevanten Schlachtparameter (Gesamtmasse, Nettoschlachtkörper, Filetgewicht) ausgewertet. Da die Bestimmung des Filetgewichts auch stark vom jeweils filetierenden Angestellten des Fischereibetriebes abhängt, wurde festgelegt, dass die Auswertung auf Basis des Nettoschlachtkörpers erfolgt. Sowohl die Tilapia-Zucht mit Einsatz einer Wärmebehandlung als auch die Anzucht einer mit hormonellen wirksamen Stoffen behandelten

⁵⁷ Die Konzentration des Stoffes, unterhalb deren für den betroffenen Umweltbereich keine schädlichen Wirkungen zu erwarten sind. Der Vergleich der vorhergesagten Konzentrationen in jedem Umweltkompartiment mit den PNEC-Werten (Predicted No-Effect Concentration – Abgeschätzte Nicht-Effekt-Konzentration) ist Teil der Risikobeschreibung für gefährliche oder besonders besorgniserregende Stoffe unter REACH.

Kontrollgruppe wurden entsprechend ausgewertet. Die Daten liegen für beide Gruppen vor und können für die ökobilanzielle Untersuchung ausgewertet werden. Die beiden Verfahren können vor diesem Hintergrund von ihrer Funktion her als gleichwertig angesehen und unter Bezug auf den Nettoschlachtkörper direkt miteinander verglichen werden.

11.5.2. Festlegung der Systemgrenzen

Für beide Verfahren zur Geschlechtssteuerung bei der Tilapia-Zucht wurden dieselben im Folgenden dargestellten Lebenswegabschnitte berücksichtigt. Für beide Verfahren wurde ein „cradle to gate“ Ansatz gewählt. Die Haltung der Elterntiere wurde im Rahmen des F&E-Projektes nicht erfasst und ist daher nicht Teil der ökobilanziellen Betrachtung.⁵⁸ Ab dem Schlüpfen der Brut werden sämtliche Phasen der Tilapia-Aufzucht erfasst. Für die Prozesse ab der Schlachtung wurden im Rahmen des F&E-Projektes keine Daten erhoben. Die Umweltauswirkungen durch Distribution, Lagerung und Nutzung (Lagerung und Zubereitung beim Endkunden) wurden in dieser Studie nicht berücksichtigt. Da diese Prozesse jedoch für beide verglichenen Verfahren ebenfalls identisch wären, wirkt sich dies nicht nachteilig auf die Vergleichbarkeit aus. Berücksichtigt wurden alle Prozessschritte, die für die Aufzucht der Fische benötigt werden. Im Einzelnen sind dies:

- Brutphase;
- Anfütterung (mit und ohne Wärmebehandlung der Setzlinge);
- Fischeaufzucht;
- Mast sowie
- Schlachtung.

Eine graphische Darstellung der Systemgrenzen der Untersuchung ist in Abbildung 16 gegeben.

⁵⁸ Die Haltung der Elterntiere erfolgt für beide hier verglichenen Verfahren analog und weist keine Unterschiede auf. Es ist zudem davon auszugehen, dass der Prozess der Elterntierhaltung bezogen auf die Umweltauswirkungen der gesamten Zucht von nur nachrangiger Bedeutung ist.

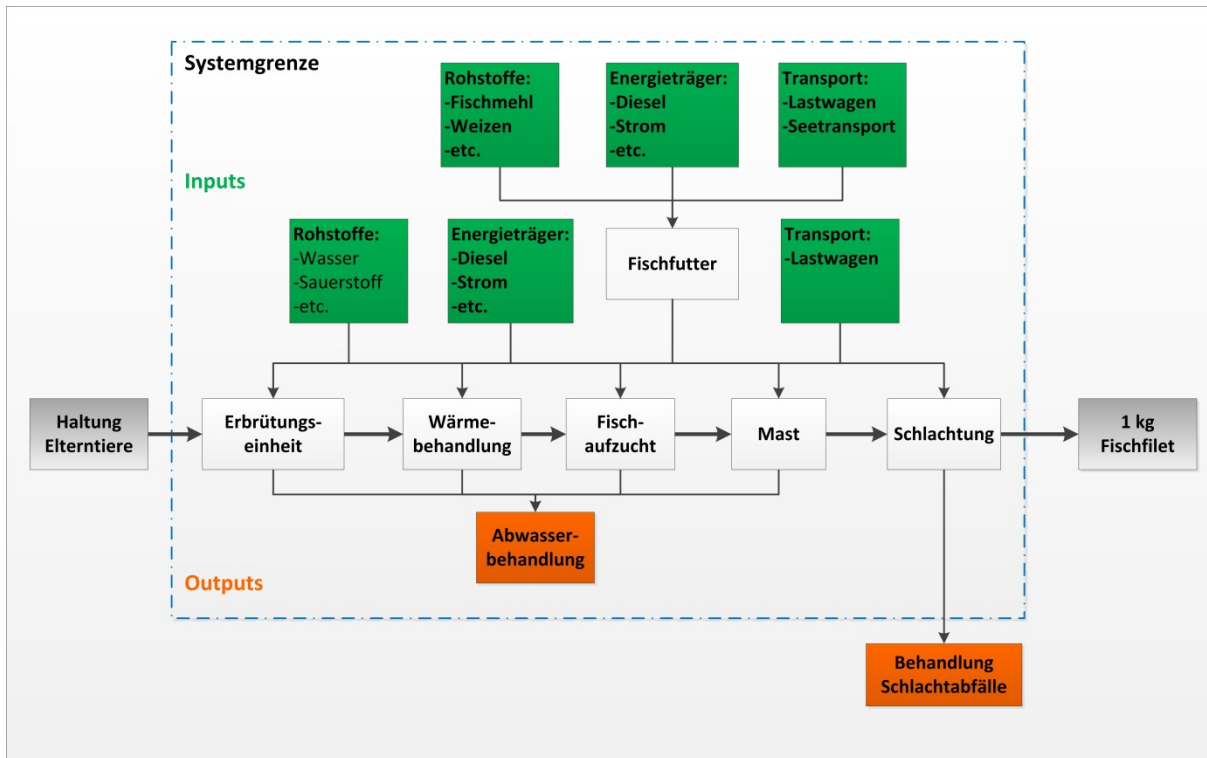


Abbildung 16 Graphische Darstellung der Systemgrenze für die ökobilanzielle Betrachtung der Tilapia-Zucht

11.5.3. Datenerhebung und Anforderungen an die Datenqualität

Für die ökobilanzielle Untersuchung wurden Primärdaten aus der Fischeaufzucht von Tilapia mit Hormon- und Wärmebehandlung von der Universität Göttingen bereitgestellt. Die Daten für die Mastperiode stammen aus einer Fischzucht-Kreislaufanlage in Thierbach, Sachsen-Anhalt.

Die Datenerhebung wurde von den beteiligten Partnern des F&E-Projektes durchgeführt. Die Datenerhebung erfolgte mittels vom Öko-Institut erstellten Fragebögen. Der Rücklauf der Fragebögen und die darin enthaltenen Daten wurden von Seiten des Öko-Instituts auf Konsistenz und Vollständigkeit geprüft. Falls vor dem Hintergrund von Datenlücken Annahmen getroffen werden mussten, wurde dies dokumentiert. Insgesamt liegen der Untersuchung damit Daten zugrunde, mit der die Fragestellung und Zielsetzung in angemessener Qualität verfolgt werden können.

11.5.4. Allokation und Gutschriften

Die Umweltauswirkungen der Tilapia-Zucht wurden zu 100% dem erzeugten Fisch (d.h. dem erzeugten Nettoschlachtkörper) zugeordnet. Die weitere Nutzung von Fischabfällen wurde im Rahmen dieser Studie nicht untersucht, die Fischabfälle daher als „Nebenprodukte ohne Nachkette“ betrachtet. Im Rahmen des F&E-Projektes konnten für die erzeugten Koppelprodukte noch keine eindeutigen Nutzungswege festgelegt werden. Es ist jedoch davon auszugehen, dass im Zuge einer kommerziellen Nutzung auch die Fischabfälle einer weiteren Nutzung, z.B. der Fischfutter- oder Tierfüttererzeugung, zugeführt werden. Für diesen Fall wird angenommen, dass eine Allokation nach dem ökonomischen Wert der Koppelprodukte keinen wesentlichen Einfluss auf die hier dargestellten Ergebnisse hat, da der Wert des Fischfilets den Wert der Fischabfälle bei weitem übersteigt. Die vollständige Zuordnung der Umweltauswirkungen kann vor diesem Hintergrund als zulässige Approximierung angesehen werden.

Der für die Bilanzierung berücksichtigte Energiebedarf umfasst ausschließlich die Beheizung der Fischbecken, die Verwendung der Kreislaufpumpen sowie der Abwasserreinigung. Der Energiebedarf zum Betreiben der Gebäude und Büroräume (z.B. für Licht und Wärme) wurde aus Relevanzgründen vernachlässigt.

11.6. Modellierung

11.6.1. Fischfutter

Die Bilanzierung von Tilapia-Fischfutter basiert auf einer Rezeptur für ein kommerziell erhältliches Produkt aus diesem Bereich (El-Sayed 1998).⁵⁹ Die Daten zum Energiebedarf beruhen auf Daten, die für die industrielle Herstellung von Fischfutter erhoben wurden (Pelletier et al. 2009). Die sich daraus ergebenden stofflichen und energetischen Inputs für die Herstellung von Fischfutter sind in folgender Tabelle zusammengefasst:

Tabelle 35 Inputs für die Herstellung von 1.000 kg Fischfutter (nach El-Sayed 1998)

| | Prozess | Menge | Einheit |
|--------------|-----------------|-------|---------|
| Input | Fischmehl | 350 | kg |
| | Weizenkleie | 450 | kg |
| | Maisstärke | 100 | kg |
| | Alpha-Zellulose | 50 | kg |
| | Sojaöl | 20 | kg |
| | Sardinenöl | 10 | kg |
| | Strom | 469,9 | MJ |
| | Erdgas | 124,3 | MJ |
| | LPG | 74,2 | MJ |
| | Leichtes Heizöl | 52,8 | MJ |
| | Diesel | 4,9 | MJ |
| | Dampf | 176,6 | MJ |

Die oben angeführte Futtermittelmischung wurde für beide nachfolgend ausführlich beschriebene Modellierungen gleichermaßen verwendet und mit der Kurzbezeichnung Tilapia-Futter bezeichnet.

11.6.2. Modellierung der hormonfreien Tilapia-Produktion mit Wärmebehandlung

In diesem Kapitel wird die hormonfreie Tilapia-Produktion anhand der einzelnen Prozesse entlang der Produktionskette dargestellt. Die Haltung der Elterntiere wird, wie bereits erwähnt, nicht berücksichtigt.

⁵⁹ In den Versuchen des F&E-Projektes wurde ein anderes Futtermittel eingesetzt. Laut Aussage der beteiligten Wissenschaftler sind die in Tabelle 4 aufgeführten Anteile an Fischmehl eher sehr hoch bzw. an der oberen Grenze angesetzt. Die für die ökobilanzielle Betrachtung herangezogene Formulierung aus der Literatur stellt in dieser Hinsicht eine konservative Abschätzung bezüglich des eingesetzten Futtermittels dar.

11.6.2.1. Erbrütungseinheit

Nach dem Schlüpfen bleiben die Tilapien zunächst noch für ca. 10 Tage im Maul der Mutter. Etwa ab dem 11. Lebenstag verlässt die Brut das Muttermaul. Einem natürlichem Trieb folgend, schwimmt die Brut daraufhin in flachere Gewässer. Dies kann genutzt werden, indem man in der Erbrütungseinheit eine Brutrinne konstruiert, aus der die Setzlinge automatisch abgefischt werden. Eine Fütterung der Brut ist in dieser ersten Phase nicht erforderlich. Das Abwasser aus der Erbrütungseinheit wird über Lavasteine und Filterwatte geleitet und dann direkt in das Abwasser-Netz eingespeist. Die berücksichtigten Input- und Output-Flüsse sind in Tabelle 36 aufgeführt.

Tabelle 36 Input- und Output-Flüsse der Erbrütungseinheit

| | Bezeichnung | Menge | Bezugsgröße |
|--------------------------|--|--------|-------------|
| Input | Setzlinge (geschlüpft) | 20.000 | Stück |
| | Strom (für Beckenheizung) | 142,11 | kWh |
| | Trinkwasser (ab Hausanschluss) | 720 | l |
| | Trinkwasser (für Reinigung) | 64,3 | l |
| Erbrütungseinheit | | | |
| Output | Setzlinge (ab Erbrütungseinheit) | 12.460 | Stück |
| | Setzlinge (eingegangen) | 7.540 | Stück |
| | Abwasser (Behandlung in Abwasserreinigung) | 784,3 | l |

Die dieser Untersuchung zu Grunde liegende Bruterzeugung wurde in einer Laboranlage durchgeführt. Der Energiebedarf zur Beheizung des Beckenwassers ist daher nicht mit dem Energiebedarf einer kommerziellen Aquakultur-Anlage extrapolierbar. Für eine kommerzielle Anlage kann aufgrund des Einsatzes energieoptimierter Verfahren insbesondere von einem reduzierten Heizstrombedarf für die Beckenheizung ausgegangen werden.⁶⁰ Die beiden hier betrachteten Produktionsverfahren unterscheiden sich hinsichtlich der erforderlichen Maßnahmen zur Bebrütung nicht. Daher ist die Vergleichbarkeit durch die relativ geringere Effizienz der Pilotanlage nicht beeinträchtigt.

11.6.2.2. Wärmebehandlung

Bei der hormonfreien Tilapia-Zucht werden die Setzlinge nach der Brutphase für zehn Tage einer Wärmebehandlung ausgesetzt. Dabei wird die Wassertemperatur von 28°C auf ca. 36°C erhöht. Die berücksichtigten Input- und Output-Flüsse sind in Tabelle 37 dargestellt.

⁶⁰ So kann für eine kommerzielle Anlage von einem Heizstrombedarf von 2-3 kWh pro Kilogramm gezüchtetem Fisch ausgegangen werden.

Tabelle 37 Input- und Output-Flüsse der Wärmebehandlung

| | Bezeichnung | Menge | Bezugsgröße |
|------------------------|--|-------|-------------|
| Input | Setzlinge (ab Erbrütungseinheit) | 5.319 | Stück |
| | Tilapia-Fischfutter | 0,9 | kg |
| | Strom, Mittelspannung, ab Netz (DE) | 601 | kWh |
| | Trinkwasser (ab Hausanschluss) | 305 | l |
| | Trinkwasser (für Reinigung) | 200 | l |
| Wärmebehandlung | | | |
| Output | Setzlinge (ab Wärmebehandlung) | 1 | kg |
| | Abwasser (Behandlung in Abwasserreinigung) | 505 | l |

Die Bezugsgröße für die Modellierung der Wärmebehandlung ist 1 kg Setzlinge. Es wird davon ausgegangen, dass diese am Ende der Wärmebehandlung ein Gewicht von 0,2 g aufweisen. 1 kg Setzlinge ab Wärmebehandlung umfasst demnach eine Individuenzahl von 5.000 Setzlingen. Die Überlebensrate für diese Wärmebehandlung wurde im Rahmen des Projektes ebenfalls bestimmt. Sie beträgt für den Wärmebehandlungsprozess 94%, woraus ein Bedarf von 5.319 Setzlingen zu Beginn der Wärmebehandlung resultiert.

Den hier angeführten energetischen Inputs liegen ebenfalls Leistungsdaten der Laboranlage zu Grunde; sie sollten daher nach Einschätzung der Wissenschaftler des F&E-Projektes nicht auf den Bedarf in einer kommerziell betriebenen Anlage übertragen werden, da hierzu zunächst weitere Experimente erforderlich wären.⁶¹

11.6.2.3. Fischaufzucht

Die Fischaufzucht beginnt direkt nach der Wärmebehandlung. Im Zuge der 112 Tage dauernden Fischaufzucht werden die Setzlinge (ca. 0,2 g) auf ca. 50 g schwere Fingerlinge herangezogen. Die in Tabelle 38 angegebenen Daten zur Fischaufzucht beziehen sich auf 1 kg Fingerlinge nach Fischaufzucht. Entsprechend des Gewichts von 50 g pro Fisch bedeutet dies eine Individuenzahl von 20 Jungfischen pro Kilogramm Jungfisch. Die Überlebensrate dieses Zuchtabschnittes wurde mit 98,5% angegeben, woraus ein Bedarf von 20,3 „Setzlingen (ab Wärmebehandlung)“ resultiert. Bei einem angenommenen Gewicht von 0,2 g pro Setzling zu Beginn der Fischaufzucht, bedeutet dies einen Bedarf von 4,6 g an Setzlingen, um als Ergebnis der Fischaufzucht ein Kilogramm Fingerlinge zu erhalten.

⁶¹ Die erhöhte Wassertemperatur und der zu ihrer Bereitstellung erforderliche erhöhte Energiebedarf sind ein wesentlicher Unterschied im Vergleich zur Steuerung der Geschlechtsentwicklung über den Einsatz von Hormonen. Die relativ ineffiziente Beheizung des Wassers der Pilotanlage wirkt sich hier in Form eines größeren Unterschiedes im Energiebedarf aus. Der im Zuge dieser Untersuchung ermittelte Unterschied fällt damit größer aus, als er für eine kommerziell betriebene Anlage zu erwarten wäre. Die vorliegende Untersuchung stellt daher aus sich der Wärmebehandlung eine konservative Betrachtung dar, da sich der geringere Unterschied in einer kommerziellen Anlage zu Gunsten der Wärmebehandlung auswirken würde.

Tabelle 38 Input- und Output-Flüsse für die Fischaufzucht von wärmebehandelten Tilapien

| | Bezeichnung | Menge | Bezugsgröße |
|--|---|--------|-------------|
| Input | Setzlinge (ab Wärmebehandlung) | 0,0041 | kg |
| | Tilapia-Fischfutter | 0,9 | kg |
| | Nutzwärme (für Beckenheizung) | 121,7 | MJ |
| | Strom, Mittelspannung, ab Netz (DE) | 0,061 | kWh |
| | Natriumcarbonat | 0,08 | kg |
| | Trinkwasser (ab Hausanschluss, inkl. Reinigung) | 0,9 | l |
| Fischaufzucht wärmebehandelter Tilapien | | | |
| Output | Fingerlinge (nach Fischaufzucht) | 1 | kg |
| | Abwasser (Behandlung in Abwasserreinigung) | 0,9 | l |

11.6.2.4. Mast

In der letzten Phase der Fischmast, werden die Fingerlinge innerhalb von 165 Tagen auf das gewünschte Gewicht herangefüttert. Am Ende dieser Mastphase werden die Fische geschlachtet und die Filets für den Verkauf vorbereitet

Um den Bedarf an fossilen Energieträgern und damit nicht zuletzt die Energiekosten für die Mastphase zu reduzieren, wurde für die Warmwasserbereitstellung in der Mastphase eine Solarheizung eingesetzt. Der verbleibende Energiebedarf wurde durch eine Gasheizung gedeckt. Die Wasserreinigung erfolgt direkt im Fischhaltebecken. Die Ammonium-Ausscheidungen werden durch Mikroorganismen verstoffwechselt, die entstehende Biomasse über eine Mikrofiltration ausgedünnt und in regelmäßigen Abständen auf eine benachbarte Biogasanlage gebracht. Das gereinigte Wasser wird kontinuierlich dem Fischbecken zurückgeführt. Nach Abschluss eines Mastzyklus wird das Beckenwasser über eine Mikrofiltration aufbereitet und in gereinigtem Zustand in die Vorflut eingeleitet.

Die relevanten Input- und Output-Flüsse sind in der Tabelle 39 dargestellt. Bezugsgröße für die Modellierung ist 1 kg Fisch nach Mast, mit einem durchschnittlichen Gewicht pro Fisch von 837 g am Ende der Mast. Daraus ergibt sich eine Individuenzahl von 1,195 Fischen pro kg Fisch nach Mast und mit der angegebenen Überlebensrate dieses Zuchtabschnittes von 98% folgt daraus ein Jungfischbedarf von 1,22 Fischen. Bei einem Gewicht von 50 g pro Fisch nach Fischaufzucht bedeutet dies wiederum einen Input von 0,061 kg Jungfisch pro Kilogramm Fisch nach Mast.

Tabelle 39 **Input- und Output-Flüsse für die Mastphase von wärmebehandelten Tilapien**

| | Bezeichnung | Menge | Bezugsgröße |
|---------------------------------------|--|-------|-------------|
| Input | Fingerlinge (ab Fischaufzucht) | 0,061 | kg |
| | Tilapia-Fischfutter | 1,75 | kg |
| | Zucker (aus Zuckerrüben) | 0,134 | kg |
| | Sauerstoff, flüssig, ab Werk | 2,276 | kg |
| | Natriumcarbonat (Pulver) | 0,03 | kg |
| | Strom, Mittelspannung, ab Netz (DE) | 0,061 | kWh |
| | Erdgas (für Beckenheizung) | 2,92 | MJ |
| | Trinkwasser (ab Hausanschluss) | 95,5 | l |
| Mast wärmebehandelter Tilapien | | | |
| Output | Tilapien (Fisch nach Mast) | 1 | kg |
| | Abwasser (Behandlung in Abwasserreinigung) | 95,5 | l |

11.6.2.5. Schlachtung

Für die Modellierung der Schlachtung wurden die Schlachtparameter aus einer Stichprobe herangezogen, die im Zuge des Projektes direkt von den Projektnehmern erhoben wurden. Aus der Mastphase geht ein Fisch mit einem durchschnittlichen Gewicht von 837 g hervor. Nach der Schlachtung der Fische konnte für die wärmebehandelten Tilapien ein Nettoschlachtkörper von 504 g pro Fisch ermittelt werden. Die restlichen 333 g fallen als Fischnebenprodukte an.

11.6.3. Modellierung der Tilapia-Zucht unter Hormoneinsatz

Nachfolgend werden die Prozesse der Tilapia-Zucht beschrieben, bei der die Einstellung des gewünschten Geschlechterverhältnisses in der Population über eine Beimischung von Sexualhormonen ins Fischfutter erreicht wird. Die Haltung der Elterntiere zur Erzeugung der Brut wird, wie auch für die wärmebehandelten Tilapien, nicht berücksichtigt.

11.6.3.1. Erbrütungseinheit

Die Erbrütung der Tilapien unterscheidet sich für die zum Vergleich vorgesehenen Verfahren nicht. Die verwendeten Input- und Output-Flüsse sind daher ebenfalls identisch (vgl. Tabelle 36).

11.6.3.2. Anfütterungsphase

Bei der Tilapia-Aufzucht mit Einsatz von Hormonen zur Steuerung der Geschlechtsentwicklung, wird den Setzlingen ab dem 10. Tag nach der Erbrütung und für die folgenden 30 Tage das Sexualhormon Methyltestosteron zum Futter beigegeben. Die Anfütterungsphase selbst dauert jedoch, wie auch im Szenario Wärmebehandlung, lediglich 14 Tage. Die Zugabe von Hormonpräparaten wird also zu Beginn der Fischaufzucht zunächst noch fortgesetzt. Für eine Bilanzierung der Hormonbereitstellung waren keine Daten verfügbar und es konnten im Rahmen dieses Projektes auch keine Daten hierzu erhoben werden. Ein ausführlicher Exkurs zu den potenziellen Umweltwirkungen, die mit dem Einsatz von Methyltestosteron verbunden sein können, befindet

sich in Kapitel 11.4. Im Unterschied zum Vorgehen beim Verfahren mit Wärmebehandlung wird die Wassertemperatur im Verfahren mit Hormonzugabe zum Futter nicht erhöht. Sie bleibt somit bei durchschnittlich 28°C. Die für die Bilanzierung verwendeten Input- und Output-Flüsse sind in Tabelle 40 dargestellt.

Tabelle 40 Input- und Output-Flüsse während der Hormonbehandlung

| | Bezeichnung | Menge | Bezugsgröße |
|-------------------------|--|-------|-------------|
| Input | Setzlinge (ab Erbrütungseinheit) | 5.319 | Stück |
| | Tilapia-Fischfutter | 0,9 | kg |
| | Strom, Mittelspannung, ab Netz (DE) | 221,1 | kWh |
| | Trinkwasser (ab Hausanschluss) | 304,9 | l |
| | Trinkwasser (für Reinigung) | 200 | l |
| Hormonbehandlung | | | |
| Output | Setzlinge (ab Hormonbehandlung) | 1 | kg |
| | Abwasser (Behandlung in Abwasserreinigung) | 504,9 | l |

11.6.3.3. Fischaufzucht

Die Fischaufzucht entspricht im Wesentlichen der Fischaufzucht für wärmebehandelte Tilapien. Die Setzlinge werden ebenfalls von ca. 0,2 g auf ca. 50 g schwere Fingerlinge herangezogen. Die Dauer der Fischaufzucht beträgt ebenfalls 112 Tage. Die Hormonzugabe wird in den ersten 16 Tagen der Fischaufzucht vorgesetzt. Danach werden keine weiteren Hormone für die Steuerung der Geschlechtsentwicklung mehr benötigt. Die Input- und Output-Flüsse für die Fischaufzucht sind in Tabelle 41 dargestellt.

Tabelle 41 Input- und Output-Flüsse für die Fischaufzucht von hormonbehandelten Tilapien

| | Bezeichnung | Menge | Bezugsgröße |
|---|---|--------|-------------|
| Input | Setzlinge (ab Hormonbehandlung) | 0,0041 | kg |
| | Tilapia-Fischfutter | 0,09 | kg |
| | Nutzwärme (für Beckenheizung) | 121,7 | MJ |
| | Strom, Mittelspannung, ab Netz (DE) | 0,061 | kWh |
| | Natriumcarbonat (Pulver) | 0,08 | kg |
| | Trinkwasser (ab Hausanschluss; inkl. Reinigung) | 0,9 | l |
| Fischaufzucht hormonbehandelter Tilapien | | | |
| Output | Fingerlinge (nach Fischaufzucht) | 1 | kg |
| | Abwasser (Behandlung in Abwasserreinigung) | 0,9 | l |

11.6.3.4. Mast

Die Mastphase entspricht der von wärmebehandelten Tilapien. Lediglich die verwendete Menge an Futtermittel und das ermittelte Schlachtgewicht unterscheiden sich. Dies kann auf das unterschiedliche Wachstum der Fische zurückgeführt werden. Hormonbehandelte Tilapien erreichten im Laufe des Projektes und im Vergleich zu wärmebehandelten Fischen in der gleichen Zeit ein etwas geringeres Gewicht. Die Dauer der Mastphase beträgt in diesem Szenario ebenfalls 165 Tage.

Die Wasserreinigung erfolgt wie auch bei der Mast der wärmebehandelten Tilapien durch Mikroorganismen im Fischbecken. Die mögliche Verwertung der anfallenden Biomasse aus der Wasseraufbereitung in einer Biogasanlage wird nicht berücksichtigt. Alle relevanten Input- und Output-Flüsse sind in Tabelle 42 dargestellt.

Tabelle 42 Input- und Output-Flüsse für die Mastphase von hormonbehandelten Tilapien

| | Bezeichnung | Menge | Bezugsgröße |
|---------------------------------------|--|-------|-------------|
| Input | Fingerlinge (ab Fischaufzucht) | 0,067 | kg |
| | Tilapia-Fischfutter | 1,81 | kg |
| | Zucker (aus Zuckerrüben) | 0,138 | kg |
| | Sauerstoff, flüssig, ab Werk | 2,26 | kg |
| | Natriumcarbonat (Pulver) | 0,03 | kg |
| | Strom, Mittelspannung, ab Netz (DE) | 6,65 | kWh |
| | Erdgas (für Beckenheizung) | 2,92 | MJ |
| | Trinkwasser (ab Hausanschluss) | 95 | l |
| Mast wärmebehandelter Tilapien | | | |
| Output | Tilapien (Fisch nach Mast) | 1 | kg |
| | Abwasser (Behandlung in Abwasserreinigung) | 95 | l |

11.6.3.5. Schlachtung

Für die Modellierung der Schlachtung wurden ebenfalls Schlachtparameter aus einer Stichprobe herangezogen. Aus der Mastphase geht ein hormonbehandelter Fisch mit einem durchschnittlichen Gewicht von 761 g hervor. Nach der Schlachtung der Fische konnte für die ein Nettoschlachtkörper von 458 g pro Fisch ermittelt werden. Die restlichen 303 g fallen als Fischnebenprodukte an.

11.7. Ergebnisdarstellung

Nachfolgend werden die Ergebnisse der ökobilanziellen Betrachtung vergleichend dargestellt. Dabei wird zunächst auf das Gesamtergebnis für die einzelnen Wirkungskategorien eingegangen (vgl. Kapitel 11.7.1). Anschließend werden die Beiträge wichtiger Einzelprozesse am Gesamtergebnis detailliert aufgeschlüsselt (siehe Kapitel 11.7.2).

11.7.1. Gesamtergebnis

Insgesamt zeigt sich, dass das Verfahren der Wärmebehandlung trotz des höheren Energieaufwandes in der Anfütterungsphase in allen betrachteten Wirkungskategorien mit dem hormonellen Verfahren der Geschlechtersteuerung mindestens mithalten kann (vgl. Tabelle 43). Insgesamt schneiden beide Verfahren in allen betrachteten Wirkungskategorien vergleichbar ab. Der Nachteil den die Wärmebehandlung zunächst in Form eines erhöhten Energiebedarfs gegenüber der Hormongabe hat, wird durch die besseren Zuwachsraten während der Fischeaufzucht und insbesondere der Mastphase aufgewogen.

Tabelle 43 Gesamtergebnis des ökobilanziellen Vergleichs der beiden Verfahren

| Wirkungskategorien | | 1 kg Tilapien (wärmebehandelt) | 1 kg Tilapien (hormonbehandelt) | Einsparung absolut | Einsparung relativ |
|--------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|-----------------------|-----------------------|
| Bezeichnung | Einheit | | | | |
| KEA | MJ | 297,3 | 303,3 | -5,541 | -2% |
| GWP | kg CO ₂ e | 15,05 | 15,27 | -0,212 | -1% |
| AP | g SO ₂ e | 45,8 | 46,8 | -0,964 | -2% |
| EP | g PO ₄ e | 13,2 | 13,57 | -0,366 | -3% |
| POCP | g C ₂ H ₄ e | 4,47 | 4,61 | -0,138 | -3% |

Die auf experimentellen Daten beruhenden Ergebnisse zeigen aktuell bereits, dass sich der Mehraufwand für die Wärmebehandlung nicht in Form von Umweltnachteilen niederschlägt. Die wärmebehandelten Tilapien schneiden gegenüber der hormonbehandelten Referenzgruppe bezogen auf die funktionelle Einheit von einem Kilogramm Nettoschlachtkörper insgesamt sogar leicht besser ab.

11.7.2. Beitragsanalyse

Der Beiträge der einzelnen Prozesse und Zucht-Phasen vertieft die Darstellung der Gesamtergebnisse und löst diese feiner auf. In Tabelle 44 sind die Ergebnisse stellvertretend für die Wirkungskategorie Treibhausgaspotenzial dargestellt.

Tabelle 44 Beiträge einzelner Prozesse zum Treibhausgaspotenzial

| Lebensphase | 1 kg Tilapia-NSK (wärmebehandelt) | | 1 kg Tilapia-NSK (hormonbehandelt) | | Differenz (absolut) |
|-------------------|--------------------------------------|--------|---------------------------------------|--------|----------------------------|
| | kg CO ₂ e | % | kg CO ₂ e | % | |
| Erbrütungseinheit | 0,02 kg CO ₂ e | 0,1% | 0,02 kg CO ₂ e | 0,1% | 0,00 kg CO ₂ e |
| Anfütterungsphase | 0,15 kg CO ₂ e | 1,0% | 0,07 kg CO ₂ e | 0,5% | 0,11 kg CO ₂ e |
| Fischeaufzucht | 2,23 kg CO ₂ e | 14,8% | 2,45 kg CO ₂ e | 16,0% | -0,22 kg CO ₂ e |
| Mast | 12,66 kg CO ₂ e | 84,1% | 12,73 kg CO ₂ e | 83,4% | -0,07 kg CO ₂ e |
| Summe | 15,05 kg CO ₂ e | 100,0% | 15,27 kg CO ₂ e | 100,0% | -0,18 kg CO ₂ e |

Der aus ökobilanzieller Sicht wesentliche Unterschied liegt in den beiden unterschiedlichen Verfahren zur Geschlechtssteuerung während der Anfütterungsphase. Wenn man nur diese Phase heranzieht, so wird deutlich, dass sich der zusätzliche Energiebedarf für die Wärmebehandlung im Vergleich zur Verabreichung von hormonell wirksamen Substanzen in einem mehr als doppelt so

hohen Treibhausgaspotenzial niederschlägt. Bezogen auf 1 kg Nettoschlachtkörper spielt die Anfütterungsphase jedoch nur eine untergeordnete Rolle. Hier dominiert die Mastphase das Gesamtergebnis für beide Verfahrenen deutlich. Sie trägt jeweils mehr als 83% zum Gesamtergebnis bei. Weiterhin ist noch die Phase der Fischeaufzucht mit einem Beitrag von 15% bzw. 16% zu nennen. Die gegenüber den hormonbehandelten Fischen etwas besseren Wachstumsparameter der wärmebehandelten Tilapien wirken sich in den Phasen der Fischeaufzucht und der Mast und damit in den für das Gesamtergebnis wichtigsten Phasen der Tilapia-Zucht günstig aus.

Die relativen Anteile der einzelnen Prozesse am Gesamtergebnis wurden ebenfalls für die weiteren Wirkungskategorien geprüft. Sie lagen allesamt in einem vergleichbaren Bereich, sodass hier auf die Darstellung dieser Wirkungskategorien zu Gunsten einer besseren Übersichtlichkeit verzichtet werden konnte.

11.8. Fazit und Ausblick

Das Ziel des F&E-Projekts „Hormonfreie Tilapiaproduktion“ bestand darin, die Machbarkeit einer Tilapia-Zucht in Deutschland zu demonstrieren, bei der auf die Zugabe von Hormonen verzichtet werden kann. Um eine wirtschaftliche Zucht von Tilapien in Deutschland zu ermöglichen, wurde im F&E-Projekt die Aufzucht von hauptsächlich männlichen Populationen angestrebt. Die Steuerung der Geschlechtsentwicklung einer genetisch gemischten Population in eine phänotypisch rein männliche Population wurde dabei durch eine genau definierte Wärmebehandlung der Tilapien erreicht. Durch diese Wärmebehandlung kann auf die – in außereuropäischen Ländern sonst übliche – Hormonbehandlung verzichtet werden, welche die Referenztechnologie in diesem Falle darstellt.

Als Vergleichsgröße für die Nachhaltigkeitsbewertung wurde 1 Kilogramm Schafftkörper (in vertriebsfertigem Zustand) festgelegt. Aus ökobilanzieller Sicht kann als Ergebnis festgehalten werden, dass beide verglichenen Verfahren bezüglich ihrer potenziellen Umweltauswirkungen vergleichbar sind. Dadurch lässt sich zeigen, dass der Mehraufwand für die Wärmebehandlung der Tilapien in der Anfütterungsphase nicht notwendigerweise zu einem Anstieg der Umweltwirkungen des Gesamtprozesses Tilapia-Zucht führen muss, da aufgrund der höheren Schlachtgewichte der wärmebehandelten Fische weniger Tiere als bei der Hormonbehandlung aufgezogen werden müssen. Dies bedeutet letztlich ein höheres Filetgewicht und dadurch einen höheren Ertrag pro Fisch. Die Daten zu den Schlachtparametern beruhen auf den von den Projektnehmern übermittelten Stichproben. Sie sollten in weiteren Studien und im Zuge einer möglichen Kommerzialisierung der hormonfreien Tilapia-Zucht abgesichert und mit den hier vorgestellten Ergebnissen gegengeprüft werden.

Berücksichtigt man ferner, dass sich durch den Verzicht des Hormoneinsatzes zusätzliche, durch ökobilanzielle Analysen kaum erfassbare Nutzenaspekte ergeben, so werden die Vorteile für die Tilapien-Zucht mit Wärmebehandlung klar erkennbar. So ist der Einfluss des üblicherweise verwendeten Methyltestosteron auf andere Fischarten (Nicht-Ziel-Organismen) in mehreren Untersuchungen belegt worden und stellt insbesondere für die Tilapia-Zucht in umweltoffenen Haltungssystemen ein nicht zu vernachlässigendes, wenn zugleich auch nur schwer zu quantifizierendes Risiko dar. Dies gilt insbesondere vor dem Hintergrund, dass der überwiegende Anteil der weltweiten Tilapia-Zucht in umweltoffenen Anlagen erfolgt. Auch innerhalb nahezu geschlossener Kreislaufanlagen bleibt nach heutigem Stand der Technik ein Rest an Wasseraustausch erforderlich. Es ist bekannt, dass hormonelle Stoffe ihre Wirkung auf das endokrine System von Organismen auch noch in sehr geringen Dosierungen entfalten können. Auch hier ist die Quantifizierung des potenziellen Risikos auf Basis der derzeit verfügbaren Studien noch schwierig. In diesem Zusammenhang ist zu berücksichtigen, dass die potenziellen Umweltauswirkungen durch einen

möglichen Hormoneinsatz im Rahmen der vorliegenden ökobilanziellen Analyse aufgrund der verfügbaren Datenbasis nicht quantitativ berücksichtigt werden konnten. Es muss daher davon ausgegangen werden, dass die Fischaufzucht mit Hormoneinsatz insgesamt höhere Umweltauswirkungen aufweist, als dies im Rahmen des hier vorliegenden konservativen Ansatzes dargestellt werden konnte.

Weiterhin fällt auf, dass der Energieaufwand und die Beiträge zu potenziellen Umweltauswirkungen der Tilapia-Zucht für beide betrachteten Verfahren im Vergleich zu anderen Aquakulturen relativ hoch sind. Dies kann zum einen darauf zurückgeführt werden, dass die den Ergebnissen zu Grunde liegenden Daten zum Teil im Labormaßstab erhoben wurden. Es ist daher nicht auszuschließen, dass es bei einer Übertragung der F&E-Ergebnisse auf eine großtechnische Anlage zu signifikanten Effizienzsteigerungen kommen kann. Diese würden für beide Systeme gleichermaßen wirksam werden. Da beide Systeme unter Annahme der gleichen Voraussetzungen untersucht wurden, somit auch die gleichen Effizienzstandards beim Beheizen des Beckenwassers angenommen wurden, kann von einer Robustheit der präsentierten Ergebnisse ausgegangen werden.

In Hinblick auf vorhandene Optimierungspotenziale sollte daher im Zuge von Folgestudien quantifiziert werden, inwieweit sich eine mögliche Effizienzsteigerung bei der Beckenheizung positiv auf den ökobilanziellen Vergleich zwischen Wärme- und Hormonbehandlung niederschlägt. Ein weiterer Ansatzpunkt für die Senkung der potenziellen Umweltauswirkungen der Neuentwicklung wäre eine Beheizung des Fischhaltebeckens durch Solarthermie. Auch der Einsatz von Wärmetauschern oder – sofern ökonomisch realistisch – die Isolation der Fischhaltebecken könnten in dieser Hinsicht interessante Ansatzpunkte darstellen.

12. F&E-Projekt VII: Untersuchungen zur Einführung von Felchen (*Coregonus lavaretus*) als neue Art für die heimische Aquakultur

Das Ziel des F&E-Projektes mit dem Titel „Untersuchungen zur Einführung von Felchen (*Coregonus lavaretus*) als neue Art für die heimische Aquakultur“ (AZ 28134-34; Kurztitel „Felchen“) besteht darin, ein komplettes Verfahren für die Aufzucht von Felchen in Aquakultur zu entwickeln. Dies schließt die Erzeugung und Aufzucht der Brut ebenso mit ein wie die Bereitstellung einer praxistauglichen Anleitung für die Neuentwicklung. Die Beantragung dieses Vorhabens wurde durch die Fischereiforschungsstelle des Landwirtschaftlichen Zentrums Baden-Württemberg (LAZBW) in Langenargen am Bodensee vorgenommen; als Partner war die ebenfalls in Langenargen ansässige Fischbrutanstalt (FBA) beteiligt.

Mögliche Vorteile der Neuentwicklung sind Entwicklung eines alternativen Verfahrens zur Zucht eines begehrten Speisefischs sowie die Bereicherung der Angebotspalette für mitteleuropäische Aquakultur-Fischzüchter. Darüber hinaus ist eine Bereitstellung von Nachzucht für Artenhilfsprogramme zu nennen.

Im Rahmen des hier vorliegenden Bewertungsprojektes wurde in Abstimmung mit der DBU jedoch darauf verzichtet, das „Felchen“-Projekt einer vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung zu unterziehen. Hauptgrund hierfür waren die erheblichen Probleme mit der Sterblichkeit bei der ausgewählten Besatzfischart, mit denen sich die Forschungs- und Entwicklungsarbeiten konfrontiert sahen. Zum Zeitpunkt dieser Entscheidung war davon auszugehen, dass während der Laufzeit des Bewertungsprojektes keine ausreichend belastbaren Daten für eine vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung zur Verfügung gestellt werden können.

13. F&E-Projekt VIII: Konzeptstudie zur Erzeugung von Trockenfuttermitteln aus konservierten Nebenprodukten der Süßwasserfischverarbeitung und deren Verwertung durch karnivore Wirtschaftsfischarten

13.1. Einführung

Der Produktion von Lebensmitteln kommt eine entscheidende Bedeutung bei vielen wesentlichen Fragen einer dauerhaft tragfähigen und damit letztlich nachhaltigen Entwicklung zu. Gegenwärtig landet weltweit etwa ein Drittel der weltweiten Lebensmittelproduktion in der Abfallverwertung (FAO 2011, (ISWA 2012). Neben Produktionsverlusten in Folge von Schädlingsbefall oder aber Abfällen, die aus dem Verbraucherverhalten resultieren, entstehen auch etwa 20% der Abfälle bei der Lebensmittelproduktion selbst (ISWA 2012). Dies gilt nicht zuletzt auch für die Verarbeitung von Fisch und Fischprodukten. So fallen im Zuge der Verarbeitung von Süßwasserfischen für den Lebensmittelsektor, etwa 10 bis 50% der Ausgangsfischbiomasse als fischprotein- und fischölreiche Abfälle als Nebenprodukte der Fischfiletproduktion an.⁶² Die Erkenntnis, dass diese hochwertigen Nebenprodukte für eine Weiterverwendung in anderen Anwendungsbereichen sehr interessant sein können, wächst zunehmend. Dadurch wird die Frage zur Haltbarmachung und Handhabung dieser Nebenprodukte aufgeworfen.

13.2. Beschreibung des Forschungsprojektes

Das Projekt „Konzeptstudie zur Erzeugung von Trockenfuttermitteln aus konservierten Nebenprodukten der Süßwasserfischverarbeitung und deren Verwertung durch karnivore Wirtschaftsfischarten“ (AZ-28114-34; Kurztitel „Fischnebenprodukte“) untersucht die Eignung von Silierungsverfahren zur Konservierung von Fischnebenprodukten. Hierzu werden mehrere Kriterien berücksichtigt, die neben der Handhabbarkeit des Verfahrens auch dessen Kosten und nicht zuletzt auch ökologische Gesichtspunkte einschließen. Weiterhin wird im Rahmen des Forschungsprojektes untersucht, wie die zentrale oder auch dezentrale Weiterverarbeitung von Fischnebenprodukten zur Herstellung von Trockenfuttermitteln für die Fischzucht ermöglicht werden kann. Das Projekt wurde unter der Leitung von Herrn Dr. Rafael Valbuena an den Forschungseinrichtungen des Instituts für Agrar- und Stadtökologische Projekte (IASP) an der Humboldt-Universität Berlin durchgeführt.

Das F&E-Projekt kann in zwei Hauptphasen unterteilt werden. In der ersten Phase wird zunächst ein für die gegebenen Produkthanforderungen geeignetes Verfahren zur Haltbarmachung der Fischnebenprodukte identifiziert. In der zweiten Projektphase wird untersucht, inwiefern die haltbar gemachten Fischnebenprodukte als Formulierungsbestandteil eines Trockenfischfutters für karnivore⁶³ Wirtschaftsfischarten eingesetzt werden können.

13.3. Methodisches Vorgehen

Die Projektbearbeitung durch das Öko-Institut erfolgte für das F&E-Projekt „Fischnebenprodukte“ in zwei Schritten. Analog der Phasen des F&E-Projektes wurde zunächst eine Bewertung von Verfahren zur Haltbarmachung von Fischnebenprodukten vorgenommen. Im zweiten Schritt wurde daraufhin die Herstellung von Fischfutter mit einem Anteil an Fischnebenprodukten untersucht.

⁶² Dies beinhaltet nicht für den menschlichen Verzehr bestimmte Körperteile wie z.B. den Kopf, die Schwanz- und Rückenflossen sowie die inneren Organe. (vgl. hierzu auch Kapitel 11.6.2.5 zur Verarbeitung von Tilapien)

⁶³ Karnivoren = Fleischfresser; abgeleitet von *lat. carnis* ‚Fleisch‘ und *vorare* ‚verschlingen‘, gierig fressen.

13.3.1. Vergleich von Verfahren zur Haltbarmachung von Fischnebenprodukten

Zunächst wird eine Dokumentation und Auswertung zur Untersuchung der verschiedenen Verfahren zur Haltbarmachung von Fischnebenprodukten unter ökologischen Gesichtspunkten vorgenommen (Kapitel 13.4-13.7). Bei den hier verglichenen Verfahren kommen hierbei hauptsächlich stromgetriebene Prozesse (Tiefkühlagerung, Sterilisation etc.) zum Einsatz.⁶⁴ Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurde daher entschieden, die Ergebnisse auf die Darstellung des Treibhausgaspotenzials zu beschränken. Dieses Vorgehen entspricht der gängigen ökobilanziellen Praxis, da der Wirkungsindikator „Treibhausgaspotenzial“ die Situation in anderen Standardwirkungskategorien bei stromgetriebenen Prozessen erfahrungsgemäß sehr gut repräsentiert. Ein direkter Vergleich der untersuchten Verfahren zur Haltbarmachung war Teil der Projektbearbeitung im F&E-Projekt. Entsprechend standen die für einen Vergleich notwendigen Daten zur Verfügung. Ziel war es, das neu entwickelte Verfahren im Zuge einer vergleichenden Betrachtung hinsichtlich der relevanten Umweltauswirkungen einzuordnen. Kapitel 13.8. enthält ein erstes Zwischenfazit.

13.3.2. Szenario-Analyse zur Fischfutterherstellung

Im Rahmen einer Szenario-Analyse zur Fischfutterherstellung wurde die zweite Projektphase bewertet (Kapitel 13.9). Hierzu wurde ebenfalls eine ökobilanzielle Untersuchung angestellt und ausgewertet (Kapitel 13.10-13.13). Soweit möglich, wurden für das im Projekt neu entwickelte Trockenfuttermittel auch Optimierungspotenziale für künftige Weiterentwicklungen aufgezeigt. Abschließend wurde im Sinne einer integrierten Betrachtung untersucht, ob ggf. weitere potenzielle Nachhaltigkeitsaspekte, u.a. Kosten und weitere Nachhaltigkeitsgesichtspunkte berücksichtigt werden müssen (Kapitel 13.14).

13.4. Festlegung des Untersuchungsrahmens

Zur Haltbarmachung der Fischabfälle stehen prinzipiell die nachfolgend genannten gängigen Verfahren zur Verfügung:

- Tiefkühlagerung;
- Chemische Silierung;
- Biologische Silierung;
- Thermische Trocknung.

Mit Ausnahme der thermischen Trocknung wurden diese Verfahren zur Haltbarmachung von Fischnebenprodukten in der ersten Projektphase des F&E-Projektes hinsichtlich ihrer Handhabung verglichen.

Die ökologischen Auswirkungen der drei Methoden wurden auf ökobilanzieller Grundlage gemäß der in Kapitel 3 beschriebenen Methodik ebenfalls in dieser Projektphase des F&E-Projektes verglichen. In den folgenden Abschnitten werden die für die Untersuchung festgelegte funktionelle Einheit, die Systemgrenze und die Anforderungen an die Datenqualität dargestellt. Da die Untersuchung projektbegleitend durchgeführt werden konnte, stehen die Erkenntnisse als Entscheidungshilfe für die Wahl des geeigneten Verfahrens für den zweiten Projektabschnitt, die Herstellung von Trockenfutter mit haltbar gemachtem Fischnebenprodukt als Futterbestandteil, zur Verfügung.

⁶⁴ Ein weiteres Verfahren zur Haltbarmachung von Fischnebenprodukten ist die thermische Trocknung unter Einsatz von Brennstoffen wie Erdgas oder Erdöl wie sie zum Beispiel der Weiterverarbeitung zu Fischmehl vorausgehen würde. Dieses Verfahren war jedoch nicht Teil des hier angestellten Vergleichs.

Darüber hinaus wurden mögliche nachhaltigkeitsrelevante Effekte hinsichtlich eines breiteren Einsatzes der Technik diskutiert. Die Erhebung von Daten, die für eine abschließende Bewertung der möglichen Effekte des Futtermiteinsatzes benötigt werden, ist Gegenstand eines möglichen Folgeprojektes. Gegenwärtig liegen die erforderlichen Daten für eine abschließende Auswertung noch nicht vor. Die Bewertung hinsichtlich der Futtermittelqualität im Vergleich zu einem Referenzfischfutter muss daher im Zuge einer Szenario-Betrachtung durchgeführt werden, wobei die wesentlichen Einflussfaktoren und ihre jeweilige Beeinflussbarkeit berücksichtigt werden.

13.4.1. Funktionelle Einheit

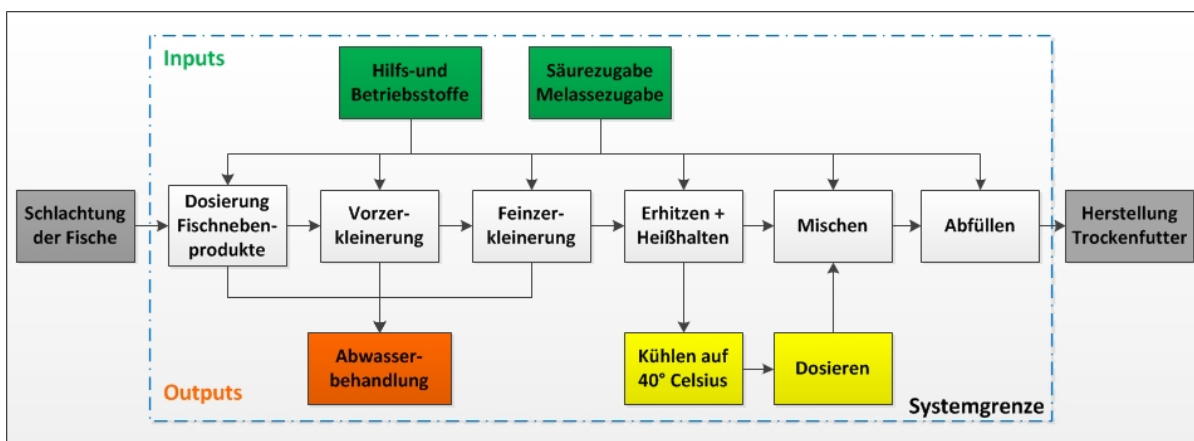
Für einen Vergleich der drei genannten Verfahren zur Haltbarmachung von Fischabfällen bedarf es einer funktionellen Einheit, welche als Bezugsgröße für die jeweiligen Input- und Output-Flüsse dient. Für den hier vorgenommenen Vergleich wurde die funktionelle Einheit wie folgt definiert:

1 kg Fischnebenprodukt als Prozessinput für die Trockenfischfutterherstellung

Unter Bezug auf die gewählte funktionelle Einheit können die drei Verfahren zur Haltbarmachung von Fischnebenprodukten von ihrer Funktion her als gleichwertig angesehen und die verschiedenen Technologien direkt miteinander verglichen werden.

13.4.2. Festlegung der Systemgrenze

Als Systemgrenze wurde die Prozesskette der biologischen und chemischen Silierung bis zum lagerfähigen Produkt festgelegt. Die einzelnen Prozessschritte entsprechen dabei jeweils dem Vorgehen im Rahmen des Projektes und umfassen eine Vor- und Feinzerkleinerung, die Zugabe von weiteren Zusätzen, im Falle der biologischen Silierung eine notwendige Sterilisierung sowie die erforderlichen Misch- und Abfüllprozesse (vgl. Abbildung 17).



Die Prozesse „Kühlen auf 40° Celsius“ und „Dosieren“ (gelb) werden nur für die biologische Silierung benötigt. Dunkelgraue Kästchen stehen für nicht berücksichtigte Prozesse außerhalb der Systemgrenze.

Abbildung 17 Darstellung der Systemgrenze der Silierungsverfahren im Rahmen der begleitenden ökobilanziellen Untersuchung im Projekt Fischnebenprodukte

Neben den Verfahren zur biologischen und chemischen Silierung wurde als dritte Option eine tiefgekühlte Lagerung der Fischnebenprodukte berücksichtigt. Hierbei wiederum wurde die Lagerung in zwei unterschiedlich effizienten Kühlräumen in die Betrachtung einbezogen. Die Formulierung des Fischfutters ist wie für die beiden Silierungsverfahren nicht Bestandteil der Untersuchung (vgl. Abbildung 18).

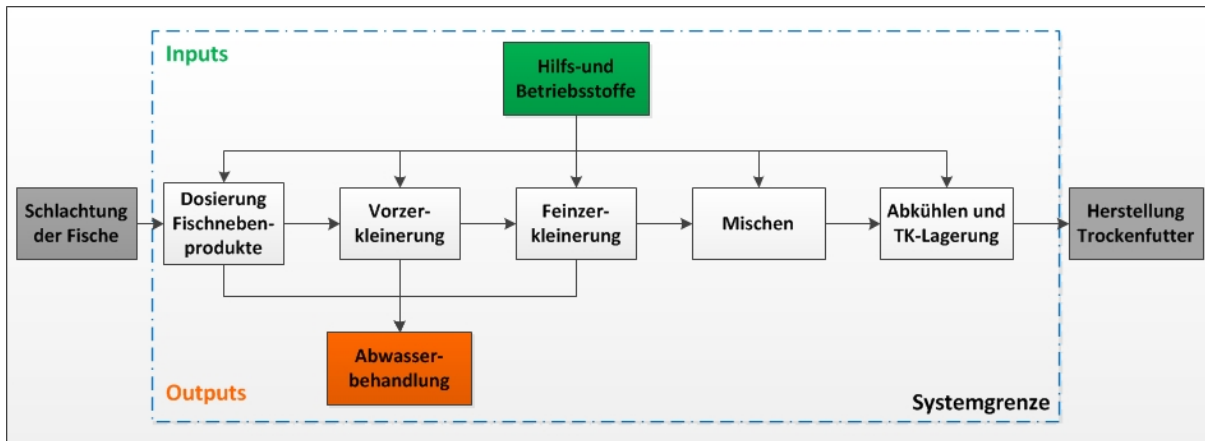


Abbildung 18 Darstellung der Systemgrenze der Tiefkühlagerung im Rahmen der begleitenden ökobilanziellen Untersuchung im Projekt Fischnebenprodukte

13.4.3. Datenerhebung und Anforderungen an die Datenqualität

Für den ökobilanziellen Vergleich der Silierungsmethoden konnten im Rahmen des Projektes Primärdaten erhoben werden. Die prozessspezifischen Daten wurden im Labor durch den Projektnehmer selbst erhoben. Insbesondere die energetischen Input-Daten (im Wesentlichen Strombedarf) können daher von denen einer gewerbsmäßigen bzw. großtechnischen Umsetzung abweichen. Vor dem Hintergrund eines geplanten Einsatzes der neuen Verfahren auch und insbesondere in kleinen und mittelständischen Unternehmen kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die erhobenen Primärdaten in erster Näherung repräsentativ für eine Abschätzung der Effizienz der verschiedenen Silierungsmethoden sind. Für die Modellierung der Tiefkühlagerung der Fischnebenprodukte konnte ebenfalls auf branchenübliche Daten bzw. Informationen der Projektnehmer zurückgegriffen werden. Der Untersuchung liegen somit insgesamt Daten zugrunde, die eine Bearbeitung der Fragestellung hinsichtlich der Zielsetzung in angemessener Qualität erlauben.

13.5. Modellierung der Verfahren zur Haltbarmachung von Fischnebenprodukten

13.5.1. Biologische Silierung

Die Biologische Silierung im Rahmen des Projektes Fischnebenprodukte beinhaltet die in Tabelle 45 angeführten materiellen Inputs und Teilprozesse (vgl. auch Abbildung 17).

Tabelle 45 Das Verfahren der biologischen Silierung; bezogen auf 1 kg Fischnebenprodukt als Prozessinput. Quelle: IASP

| | Prozess | Bezeichnung | Menge | Bezugsgröße |
|------------------------------|------------------------------------|--------------------------------|---------|-------------|
| Input | Vorzerkleinerung | Strombedarf | 0,019 | kWh/kg |
| | | Fischnebenprodukt | 1 | kg/kg |
| | Feinzerkleinerung/ Mischprozess | Strombedarf | 0,018 | kWh/kg |
| | | Melasse-Zugabe ⁶⁵ | 0,176 | kg/kg |
| | Wärmebehandlung ⁶⁶ | Strombedarf | 0,062 | kWh/kg |
| | Mischprozess | Strombedarf | 0,014 | kWh/kg |
| Reinigungsprozess | Wasserbedarf | 30 | L/kg | |
| Biologische Silierung | | | | |
| | Produkte | Bezeichnung | Menge | Bezugsgröße |
| Output | Hauptprodukt | Siliertes Fischnebenprodukt | 974 | g/kg |
| | | Koppelprodukt | Fischöl | 26 |
| | Abfall/Abwasser ⁶⁷ | Abwasser | 30 | kg/kg |

13.5.2. Chemische Silierung

Das chemische Silierungsverfahren umfasst im Wesentlichen dieselben Prozesse. Lediglich für den Teilprozess der Feinzerkleinerung unterscheiden sich die notwendigen Bearbeitungsprozesse für die beiden Verfahren. Für die chemische Silierung wird hier Ameisensäure zugesetzt (vgl. Tabelle 46).

⁶⁵ Seitens des Forschungsprojektes wurde darauf hingewiesen, dass sich bei dem hier angegebenen Melasse-Bedarf (ca. 15%) um vorläufige Werte gehandelt hat. Im weiteren Projektverlauf, und damit nach Durchführung der Berechnung stellte sich ein Melasse-Anteil von ca. 10% Melasse (bezogen auf die Gesamtmasse) als optimal heraus. Die weiter unten dargestellten Ergebnisse stellen damit eine konservative Abschätzung des Silage-Produktes dar.

⁶⁶ Die Wärmebehandlung dient dazu lebende Bakterien abzutöten und somit den nachfolgend zugegebenen Lactobakterien möglichst optimale Wachstumsbedingungen zu gewährleisten. Dies ist keine Sterilisation im eigentlichen Sinn, da Bakterien im Sporenstadium diese Behandlung überleben. Die zugesetzten Lactobakterien schaffen jedoch ein derart saures Milieu, dass diese Sporen sehr ungünstige Wachstumsbedingungen vorfinden und daher weitgehend inaktiviert bleiben.

⁶⁷ Der hier berücksichtigte Wasserbedarf beruht auf Daten und Erfahrungswerten, die im Labormaßstab erhoben wurden. Er ist nach Auskunft der Projektverantwortlichen im industriellen Maßstab nicht praxisrelevant.

Tabelle 46 Das Verfahren der chemischen Silierung bezogen auf 1 kg Fischnebenprodukt als Prozessinput. Quelle: IASP

| | Prozess | Bezeichnung | Menge | Bezugsgröße |
|----------------------------|------------------------------------|-----------------------------|-------|-------------|
| Input | Vorzerkleinerung | Strombedarf | 0,019 | kWh/kg |
| | | Fischnebenprodukt | 1 | kg/kg |
| | Feinzerkleinerung/ Mischprozess | Strombedarf | 0,018 | kWh/kg |
| | | Ameisensäure-Zugabe | 0,036 | kg/kg |
| | Wärmebehandlung ⁴ | Strombedarf | 0,062 | kWh/kg |
| | Mischprozess | Strombedarf | 0,014 | kWh/kg |
| Reinigungsprozess | Wasserbedarf | 30 | l/kg | |
| chemische Silierung | | | | |
| | Produkte | Bezeichnung | Menge | Einheit |
| Output | Hauptprodukt | Siliertes Fischnebenprodukt | 890 | g/kg |
| | Koppelprodukt | Fischöl | 110 | g/kg |
| | Abfall/ Abwasser ⁵ | Abwasser | 30 | kg/kg |

Bei der chemischen Silierung wurde zusätzlich noch untersucht, welchen Effekt der mögliche Verzicht auf den Sterilisationsprozess auf das Gesamtergebnis hat. Im Rahmen der Silierung der Fischnebenprodukte entsteht als Kuppelprodukt Fischöl. Auf Grund mangelnder Datengrundlage wurde entschieden, hierfür keine Gutschrift zu vergeben.⁶⁸

13.5.3. Tiefkühlagerung

Für die Alternative der Tiefkühl- (TK) Lagerung wurde eine Aufbewahrung der Fischnebenprodukte in einem real existierenden Tiefkühlraum bilanziert, so wie er bei einem typischen Fischereibetrieb für die gemeinsame Lagerung von Fischfilets und Fischnebenprodukten verwendet wird. Die Daten und Annahmen hierfür wurden vom IASP zur Verfügung gestellt.⁶⁹ Dabei wurde angenommen, dass der Kühlraum ein Lagervolumen von 53 m³ aufweist. Mit einer durchschnittlichen Lagertemperatur von -25°C weist der Kühlraum einen jährlichen Strombedarf von 80.000 kWh auf, was ca. 1.500 kWh pro Kubikmeter Lagervolumen entspricht. Es wird weiterhin davon ausgegangen, dass derselbe Kühlraum sowohl für die Fischfilets als auch die anfallenden Nebenprodukte genutzt wird. Die Auslastung des Lagers wird mit 50% angenommen. Diese Randbedingungen zur TK-Lagerung dürften die tatsächlich bei klein- und mittelständischen Unternehmen vorherrschenden, vergleichsweise ineffizienten Lagerbedingungen widerspiegeln.

Vor diesem Hintergrund wurde als Sensitivitätsrechnung in Absprache mit den Projektverantwortlichen eine weitere Variante modelliert, bei der von einer vergleichsweise effizienten Tiefkühlagerung ausgegangen wurde. Eine solche Lagerung kann mit einem durchschnittlichen Strom-

⁶⁸ Es ist davon auszugehen, dass die Erzeugung von Fischöl und die daraus resultierende Gutschrift einen positiven Einfluss auf die Gesamtergebnisse der Ökobilanzierung haben. Vgl. hierzu auch die Ausführungen in Kapitel 13.13.3

⁶⁹ Persönliche Auskunft Herr Erdös, IASP

verbrauch von 250 kWh pro Kubikmeter und Jahr angenommen werden.⁷⁰ Für die Auslastung des Kühlvolumens gilt mit 50% dieselbe Annahme wie für die vergleichsweise ineffiziente Lagerung.

Für die Tiefkühlagerung ist ebenfalls die Festlegung einer realistischen Lagerdauer erforderlich. Diese wurde mit einem Zeitraum von 6 Monaten angesetzt. Vereinfachend wurde zudem ein Raumgewicht von 1.000 kg pro Kubikmeter Fischnebenprodukt angenommen.

Um einen fairen Vergleich der verschiedenen Verfahren zur Haltbarmachung von Fischnebenprodukten sicherzustellen, wurde auch für die TK-Lagerung der Aufwand für die mechanische Zerkleinerung der Fischnebenprodukte berücksichtigt (vgl. Abbildung 18). Hierfür wurde analog zu den entsprechenden Prozessen bei der Silierung ein Strombedarf von ca. 0,050 kWh berücksichtigt. Die Inputs für die Modellierung der TK-Lagerung sind in Tabelle 47 dargestellt:

Tabelle 47 Inputs der Tiefkühlagerung bezogen auf 1 kg Fischnebenprodukt als Prozessinput. Quelle: IASP

| | Prozess | Bezeichnung | Menge | Bezugsgröße |
|------------------------|------------------------------------|--|-------------|-------------|
| Input | Vorzerkleinerung | Strombedarf | 0,019 | kWh/kg |
| | | Fischnebenprodukt | 1 | kg/kg |
| | Feinzerkleinerung/ Mischprozess | Strombedarf | 0,018 | kWh/kg |
| | | Mischprozess | Strombedarf | 0,014 |
| Tiefkühlagerung | | | | |
| | Produkte | Bezeichnung | Menge | Einheit |
| Output | Hauptprodukt | Fischnebenprodukt (nach Tiefkühlagerung) | 1 | kg |

13.6. Wirkungsabschätzung

Im Rahmen der Wirkungsabschätzung werden die potenziellen Umweltauswirkungen auf der Basis der Ergebnisse der Sachbilanz ermittelt (vgl. die ausführlichen Erläuterungen in Kapitel 3.3). Im Allgemeinen werden dabei die Sachbilanzdaten mit spezifischen Wirkungskategorien und Wirkungsindikatoren verknüpft, um die daraus resultierenden potenziellen Wirkungen abzuschätzen. Für die Wirkungsabschätzung einer ökobilanziellen Betrachtung werden in der Regel verschiedene Umweltwirkungskategorien (z.B. Treibhaus-, Versauerungs- und Eutrophierungspotenzial, etc.) untersucht.⁷¹ Im Rahmen des hier angestellten Vergleichs werden jedoch nur die klima- bzw. treibhausgasrelevanten Emissionen, dargestellt als CO₂-Äquivalente bzw. CO₂e, berücksichtigt (vgl. Kapitel 3.3). Aufgrund der bei der Silierung abgebildeten Prozesskette und der damit verbundenen Stoff- und Energieströme (hauptsächlich Stromverbrauch) ist davon auszugehen, dass alle relevanten Umweltauswirkungen durch den Indikator der klimarelevanten Emissionen abgebildet werden können und andere Wirkungskategorien für den Vergleich von vergleichsweise geringerer Bedeutung sind. Die Berücksichtigung der energetischen Inputs erlaubt ebenfalls Rückschlüsse bezüglich der zu erwartenden hauptsächlichlichen Kostenfaktoren.

⁷⁰ vgl. hierzu die Angaben in Gensch et al. 2012.

⁷¹ siehe z.B. auch die Bearbeitung zahlreicher Teil-Projekte innerhalb dieses Gesamtberichts.

13.7. Ergebnisse des Vergleichs verschiedener Verfahren zur Haltbarmachung

Die Ergebnisse zeigen, dass bei der chemischen Silierung ohne Wärmebehandlung⁷² geringere Mengen Treibhausgas-Emissionen entstehen als bei der biologischen Silierung und der chemischen Silierung mit Sterilisationsprozess (138 g CO₂e vs. 164 g CO₂e bzw. 190 g CO₂e pro Kilogramm Fischnebenprodukt. Dies ist hauptsächlich auf den erhöhten Stromverbrauch für die Sterilisierung zurückzuführen. In Tabelle 48 werden die Ergebnisse der verschiedenen Verfahrensvarianten gegenübergestellt.

Tabelle 48 Vergleich der Laborergebnisse für chemische und biologische Silierung sowie der Lagerung der Fischnebenprodukte in einem durchschnittlichen bzw. sehr effizienten Tiefkühl-Raum. Bezugsgröße ist jeweils ein 1 kg Fischnebenprodukt (Input)

| | Strom- aufwand | Zusatz- stoffe | Wasser- verbrauch | Silier- produkt | Fischöl | Emissionen |
|--|-------------------|-------------------|----------------------|--------------------|---------|-----------------------|
| | [Wh/kg] | [g] | [L] | [g] | [g] | [g CO ₂ e] |
| chemische Silierung ohne Sterilisierung | 53,4 | 36 | 30 | 886 | 150 | 138 |
| chemische Silierung mit Sterilisierung | 126 | 36 | 30 | 886 | 150 | 190 |
| biologische Silierung mit Sterilisierung | 126 | 176 | 30 | 1146 | 30 | 164 |
| Tiefkühlagerung (6 Monate) in einem realen TK-Raum | 1560 | 0 | 0 | 1000 | 0 | 1100 |
| Tiefkühlagerung (6 Monate) in einem effizienten TK-Raum | 299 | 0 | 0 | 1000 | 0 | 210 |

Für die Bewertung der verschiedenen Methoden ist es daher bedeutsam, ob eine chemische Silierung ohne Sterilisation in Hinblick auf die angestrebte Produktqualität (v.a. hinsichtlich der hygienischen Parameter) durchführbar ist.

Weiterhin ist zu beachten, dass bei der chemischen Silierung als Koppelprodukt mehr Fischöl entsteht, welches stofflich verwertet werden kann, zum Beispiel als Formulierungsbestandteil bei der Herstellung von Fischfutter. Die biologische Silierung hingegen erzeugt pro Kilogramm Fischnebenprodukt eine größere Menge an silierten Fischnebenprodukten. Für den abschließenden Vergleich der betrachteten Verfahrensvarianten ist daher zu untersuchen, welchen „ökologischen Wert“ das Fischöl im Vergleich zu dem Silierungsprodukt hat. Dieser manifestiert sich in der Gutschrift, welche die Produktsysteme jeweils für das entstehende Fischöl erhalten. Angesichts der Inhaltsstoffe von Fischöl (hoher Gehalt an Omega-3-Fettsäuren) ist davon auszugehen, dass dieses (je nach Anwendungszweck) allenfalls durch hochwertige Pflanzenöle wie Rapsöl substituiert werden könnte. Würde man folglich Rapsöl als Gutschrift annehmen (produktionsbedingte Treibhausgasemissionen in Höhe von ca. 2,7 kg CO₂e pro kg Rapsöl (ecoinvent Centre 2010), wird

⁷² Die chemische Silierung wurde in der Basisvariante ohne zusätzliches Erhitzen (Wärmebehandlung) bilanziert. Bei der biologischen Silierung ist der Sterilisationsprozess hingegen unbedingt erforderlich und folglich auch in der Bilanz enthalten.

ersichtlich, dass die chemische Silierung in jedem Fall, d.h. auch bei einer ggf. erforderlichen Sterilisierung, der biologischen Silierung aus Klimaschutz Gesichtspunkten vorzuziehen ist.

Aus Tabelle 48 wird ebenfalls ersichtlich, dass eine Tiefkühl Lagerung über sechs Monate in dem betrachteten, bei einem Fischereibetrieb real existierenden TK-Raum mit 1100 g CO_{2e} pro Kilogramm Fischnebenprodukt deutlich mehr Treibhausgasemissionen verursacht als bei einem vergleichsweise effizienten TK-Raum mit 210 g CO_{2e}. Allerdings liegen auch bei einer effizienten Tiefkühl Lagerung die Ergebnisse noch über den Treibhausgasemissionen der betrachteten Silierungsverfahren.

13.8. Zwischenfazit zur entwicklungsbegleitenden Bilanzierung

Insgesamt kann festgehalten werden, dass auf Basis der vorliegenden Daten und Annahmen die Silierungsverfahren gegenüber der Tiefkühl Lagerung aus ökobilanzieller Sicht im Vorteil sind. Dies ist auch dann der Fall, wenn von einer vergleichsweise effizienten TK-Lagerung ausgegangen wird. Innerhalb der Silierungsverfahren wiederum schneidet von den untersuchten Verfahren die chemische Silierung ohne Sterilisation am besten ab. Sollte der Verzicht auf den Sterilisationsprozess auch im Zuge der großtechnischen Produktion möglich sein, so ist aus Klimaschutz Gesichtspunkten diesem Verfahren der Vorzug zu geben. Diese Einschätzung gilt es zu validieren, falls sich im Zuge der großtechnischen Umsetzung zeigen sollte, dass doch eine Sterilisation im Rahmen der chemischen Silierung berücksichtigt werden muss.

Weiterhin ist für eine Einschätzung zum Vergleich der Verfahren zu berücksichtigen, dass im Zuge einer TK-Lagerung der Fischnebenprodukte, im Gegensatz zu den Silierungsverfahren, keine fertig abtrennbaren Fischöle entstehen. Das tiefgefrorene Fischnebenprodukt enthält jedoch weiterhin Fischöle und stellt folglich bezüglich seiner Inhaltsstoffe ein höherwertiges Produkt dar. Inwiefern dies bei der Weiterverarbeitung in den Fischfutterfabriken tatsächlich einen Vorteil im Sinne eines Zusatznutzens gegenüber dem abgetrennten Fischölprodukt aus den Silierungsverfahren darstellt, kann im Rahmen der vorliegenden Studie auf der zu Grunde liegenden Datenbasis nicht abschließend beurteilt werden. Daher wird, wie bereits erwähnt, auf die Vergabe von Gutschriften an dieser Stelle verzichtet.

Weiterhin ist anzumerken, dass für die Tiefkühl Lagerung die Lagerdauer einen wichtigen Einfluss auf die Emissionen hat. Je länger die Fischnebenprodukte gelagert werden müssen, desto größer der Energiebedarf und die daraus resultierenden Emissionen. Die Abhängigkeit zwischen Lagerdauer und Treibhausgasemissionen kann in erster Näherung als linear angenommen werden, so dass bei einer TK-Lagerung über zwölf Monate die Treibhausgasemissionen in etwa doppelt so hoch ausfallen würden. Weiterhin haben die Auslastung des Lagers und Aufbau der Lagerräume einen wesentlichen Einfluss auf die Energieeffizienz. Eine Diskussion der im Zuge dieser Studie ermittelten Ergebnisse muss dieser Tatsache Rechnung tragen.

13.9. Szenario-Analyse zur Fischfutterherstellung

Letztlich soll im Zuge der Projektbearbeitung die erfolgreiche Verwertung von Fischnebenprodukten als wertvolle Quelle für tierisches Protein in der Formulierung von Trockenfuttermitteln für karnivore Wirtschaftsfischarten erreicht werden. In einem zweiten Projektabschnitt wurden daher die silierten Fischnebenprodukte hinsichtlich Ihrer Eignung zur Weiterverarbeitung als Trockenfuttermittel in der Zucht karnivorer Fischarten untersucht. Die Machbarkeit bzw. Umsetzbarkeit dieses Vorhabens konnte im Rahmen des laufenden F&E-Projektes des IASP bereits nachgewiesen werden. Erste Fütterungsversuche haben gezeigt, dass je nach Besatzfischart die

neu formulierten Futtermittel weitgehend zufriedenstellend angenommen und verstoffwechselt werden.⁷³

Eine quantitative Bewertung der Qualität des neu formulierten Futtermittels im Vergleich zu einem konventionell hergestellten Trockenfischfutter muss zum gegenwärtigen Zeitpunkt hingegen noch mit erheblichen Unsicherheiten modelliert werden. So fanden im Rahmen der bisherigen Projektarbeiten des IASP keine Mastfütterungsversuche statt, die einen Bezug des Gewichtszuwachses der Besatzfische bezogen auf den jeweiligen Futtermiteleinsetzes erlauben würden. Auch bezüglich der genauen Formulierung und des Herstellungsaufwandes eines konventionellen Fischfutters bestehen Datenlücken.⁷⁴ Die nachfolgend dargestellten Überlegungen zur Trockenfischfurtherstellung sind daher entsprechend zu interpretieren.

13.10. Festlegung des Untersuchungsrahmens der Szenario-Analyse zur Fischfutterherstellung

Im Zuge einer orientierenden Analyse wurde das im ersten Projektabschnitt als das am umweltfreundlichsten identifizierte Verfahren für einen Anwendungsfall untersucht. Hierzu wurde die Herstellung eines Futtermittels aus chemisch silierten Fischnebenprodukten mit der Herstellung eines konventionellen Fischfutters verglichen.

13.10.1. Funktionelle Einheit

Für den Vergleich der betrachteten Produktsysteme wird auch im Rahmen dieser ökobilanziellen Untersuchung Analyse eine funktionelle Einheit definiert, welche als Bezugsgröße für die Input- und Output-Flüsse dient. Für den hier beschriebenen Vergleich wurde die funktionelle Einheit wie folgt definiert:

1 kg Trockenfutter für die Verfütterung an karnivore Wirtschaftsfischarten

13.10.2. Festlegung der Systemgrenze

Unter Bezug auf die gewählte funktionelle Einheit wird davon ausgegangen, dass die beiden Trockenfuttermittel als gleichwertig angesehen und somit direkt miteinander verglichen werden können. Es bleibt festzuhalten, dass dies eine Annahme darstellt, für deren Überprüfung es zukünftige Untersuchungen basierend auf Daten aus entsprechenden Mastversuchen bedarf.

Als Systemgrenze wurden die erforderlichen Prozesse der Fischfutterherstellung berücksichtigt. Die umfasst neben einer Einstellung des pH-Wertes und der Mischung der Rezepturbestandteile auch das Pelletieren und Trocknen des Futters (siehe Abbildung 19).

⁷³ Persönliche Kommunikation Dr. Rafael Valbuena.

⁷⁴ Dies ist auch der Tatsache geschuldet, dass derartige Informationen nicht selten wirtschaftliche bzw. wettbewerbsrelevante Interessen der jeweiligen Hersteller berühren und demnach nicht frei verfügbar sind.

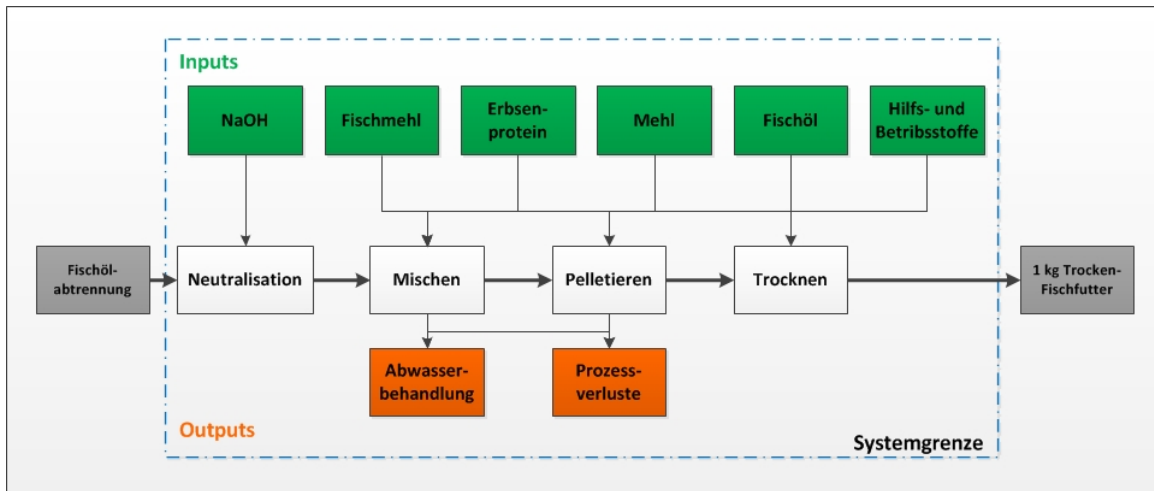


Abbildung 19 Darstellung der Systemgrenze zum Vergleich eines konventionell hergestellten Trockenfutters und eines Futters mit silierten Fischnebenprodukten

13.10.3. Datenerhebung und Anforderungen an die Datenqualität

Im Rahmen der Projektbearbeitung durch das Öko-Institut konnten für die Zusammensetzung des Fischfutters mit einem Anteil an silierten Fischnebenprodukten Primärdaten erhoben werden. Bei der Mischung der Rezeptur wurde von Seiten der Projektnehmer darauf geachtet, dass die wesentlichen Nahrungsbestandteile (Proteingehalt, Fettsäuregehalt, etc.) aus Expertensicht einem gängigen konventionell hergestellten Fischfutter für karnivore Wirtschaftsfischarten entsprechen.⁷⁵

Wie bereits weiter oben erwähnt, wurden im Rahmen des Projektes erste Versuche zur Akzeptanz des Futters bei verschiedenen karnivoren Wirtschaftsfischarten durchgeführt. Es wurden jedoch bislang keine Mastversuche durchgeführt. Daher war ein Bezug auf eine funktionelle Einheit, die den Gewichtszuwachs pro eingesetztem Kilogramm Futter berücksichtigt, nicht möglich. Aufgrund der Tatsache, dass eine Mast nicht Teil des Projektes war, wurde in Abstimmung mit den Projektverantwortlichen als funktionelle Einheit 1 kg Trockenfischfutter festgelegt. Es wird davon ausgegangen, dass sich die beiden verglichenen Fischfutter hinsichtlich des Energieaufwandes für die Pelletierung nicht unterscheiden. Für die Modellierung wird weiterhin angenommen, dass beide Futtermittel für die Fischfütterung gleichwertig sind. Dies bedeutet, dass keine Unterschiede in der Futtermittelaufnahme und daher keine Unterschiede in der benötigten Futtermittelmenge bilanziert wurden.

Eine Weiterbehandlung von Produktionsrückständen bei der Fischfutterherstellung konnte mangels geeigneter Daten ebenfalls nicht berücksichtigt werden. Es wird jedoch davon ausgegangen, dass die entsprechenden Rückstände wieder als Prozessinput eingesetzt werden können. Im Zuge der Fischfutterherstellung werden daher im Rahmen dieser Studie keine Koppelprodukte in einer Form berücksichtigt, die eine Allokation der Umweltwirkungen aus dem Herstellungsprozess erforderlich machen würden.

⁷⁵ Persönliche Kommunikation Dr. Valbuena.

13.11. Silierte Fischnebenprodukte als Fischölersatz in der Trockenfischfutterherstellung

Die Angaben zur Formulierung des Fischfutters konnten im Rahmen des Projektes direkt bei den Projektverantwortlichen erhoben werden. Insgesamt wurden die in Tabelle 49 genannten Inputs berücksichtigt.

Tabelle 49 Inputs der Futtermittelherstellung mit eine Anteil an silierten Fischnebenprodukten (Bezugsgröße für alle Inputs ist 1.489 kg Fischfutter)

| Name/Bezeichnung | Menge | Einheit | Quelle bzw. Datenherkunft |
|--|-------|---------|--|
| Silierte Fischnebenprodukte | 890 | kg | Primärdaten |
| Fischöl (Koppelprodukt bei der Herstellung von silierten Fischnebenprodukten) | 81 | kg | Primärdaten |
| Fischmehl | 701 | kg | Siehe Dokumentation im Anhang |
| Erbseneiweiß | 177 | kg | Ecoinvent 2.2 Eiweißerbse, konventionell, SA, ab Hof; Annahme 33% Eiweißanteil, keine Verarbeitung berücksichtigt. ⁷⁶ |
| Blutmehl | 87 | kg | Abfallprodukt der Geflügelzucht, daher hier nur Transport berücksichtigt |
| Neutralisation | 20 | kg | Ecoinvent 2.2 Natriumhydroxid, 50% in H ₂ O, produktionsmix , ab Werk [RER], |
| Weizenmehl | 168 | kg | Siehe Dokumentation im Anhang |
| Strom | 194,3 | kWh | Ecoinvent 2.2 Strom, Mittelspannung, ab Netz [DE] |
| Wärme | 263,0 | MJ | Ecoinvent 2.2 Nutzwärme, Erdgas, ab Heizkessel atm. nicht-mod. <100kW [RER] |
| Erdgas | 295,6 | MJ | Ecoinvent 2.2 Erdgas, in Heizkessel atm. Brenner nicht-mod. <100kW [RER] |
| Heizöl | 78,6 | MJ | Ecoinvent 2.2 Heizöl EL, in Heizkessel 10kW Brennwert, nicht-modulierend [CH] |
| Diesel | 7,3 | MJ | Ecoinvent 2.2 Diesel, in Dieselaggregat [GLO] |
| Prozessverluste | 615 | kg | Primärdaten |

Quelle für materielle Inputs: IASP; energetische Inputs: (Pelletier et al. 2009)

⁷⁶ Es lagen keine Daten zur Herstellung von Erbseneiweiß aus Eiweißerbse vor, weshalb der Herstellungsprozess nicht berücksichtigt werden konnte. Im F&E-Projekt wurde Erbseneiweiß mit einem Proteingehalt von 75% eingesetzt. Für die Eiweißerbse wurde ein Proteingehalt von 33% angenommen.

Die in Tabelle 49 genannten energetischen Inputs stammen aus einer Literaturquelle zur Herstellung von Futter für die Lachszucht (Pelletier et al. 2009). Im F&E-Projekt wurden keine Primärdaten zu den energetischen Inputs der Fischfutterherstellung erhoben. Daher wurden für beide zu vergleichenden Futtermittel Sekundärdaten für die Modellierung der Herstellung beider Futtermittel zu Grunde gelegt (vgl. auch die Darstellung in Tabelle 60).

13.12. Konventionelle Trockenfischfutterherstellung

Für das konventionelle Trockenfischfutter liegen lediglich Daten zur durchschnittlichen Zusammensetzung eines Futtermittels für die Zucht von Regenbogenforellen aus einer Literaturquelle vor (Adelizi 1998). Für die Herstellung des konventionellen Forellenfischfutters existieren zudem Daten zu den energetischen Inputs bei der Fischfutterherstellung für den Einsatz in der Lachs-Zucht (Pelletier et al. 2009). Beide Datensätze können dem Anhang (Kapitel 18.1) entnommen werden.

Zur korrekten Einordnung der im Folgenden vorgestellten Ergebnisse, ist es wichtig darauf hinzuweisen, dass die im F&E-Projekt entwickelte Formulierung auf Zander als Zielfischart hin optimiert wurde. Die als Vergleichsgrundlage für das konventionelle Trockenfischfutter aus der Literatur entnommene Formulierung bezieht sich auf die Bedürfnisse von Regenbogenforellen. Die beiden Fischarten unterscheiden sich in Bezug auf die ernährungsphysiologischen Anforderungen, die sie an das Futtermittel stellen. Die Zusammensetzung von Futtermitteln für Forellen und Zander unterscheiden sich insbesondere in Bezug auf den erforderlichen Eiweißgehalt. Das im F&E-Projekt entwickelte Zanderfutter weist einen Eiweißanteil von 58% bis 59% auf, wohingegen das Forellenfutter einen ca. 10% geringeren Eiweißanteil aufweist. Im Vorgriff auf die Ergebnisdarstellung sei darauf hingewiesen, dass die Bereitstellung des erforderlichen Eiweißes einen wichtigen Beitrag insbesondere zu den mit der Futtermittelherstellung verbundenen Treibhausgasemissionen liefert. Die Tatsache, dass hier ein Zanderfutter mit einem Forellenfutter verglichen wird. Kann vor diesem Hintergrund als konservativer Ansatz betrachtet werden. Es ist davon auszugehen, dass ein auf die Bedürfnisse von Regenbogenforellen optimiertes Fischfutter mit silierten Fischnebenprodukten aufgrund des geringeren Eiweißbedarfs auch entsprechend geringere Umweltauswirkungen aufweisen würde.⁷⁷

13.13. Ergebnisse der Szenario-Analyse der Herstellung zweier Trockenfutter

Nachfolgend sind die Ergebnisse der ökobilanziellen Betrachtung vergleichend dargestellt. Dabei wird zunächst auf die Gesamtergebnis in den einzelnen Wirkungskategorien eingegangen (vgl. Kapitel 13.13.1). Anschließend werden die Anteile wichtiger Einzelprozesse detaillierter aufgeschlüsselt (siehe Kapitel 13.13.2). Abschließend wird die Berücksichtigung eines Fischölauszugs als möglicher Zusatznutzen des Fischfutters mit Silierungsanteil diskutiert (Kapitel 13.13.3).

13.13.1. Gesamtergebnis

Insgesamt zeigt sich, dass der Einsatz von silierten Fischnebenprodukten als Formulierungsbestandteil in der Fischfutterherstellung basierend auf den dieser Studie zu Grunde liegenden Annahmen, in allen betrachteten Wirkungskategorien mit einem konventionell hergestellten Trockenfischfutter aus ökologischer Sicht mindestens gleichwertig ist. Für die Wirkungskategorien Versauerungspotenzial, Eutrophierungspotenzial und beim Photooxidantien-Bildungspotenzial ergeben sich durch den Einsatz von Fischnebenprodukten gegenüber dem Referenzfischfutter z.T. erhebliche ökologische Einsparpotenziale (vgl. Tabelle 50). Lediglich beim Treibhausgaspotenzial

⁷⁷ Vgl. hierzu auch die entsprechenden Hinweise zum künftigen Optimierungspotenzial in Kapitel 13.14.

schneidet das auf der konventionellen Bereitstellung von Fischöl und Fischmehl basierende Referenzfischfutter geringfügig besser ab.

Tabelle 50 **Gesamtergebnis der ökobilanziellen Untersuchungen zur Bereitstellung von einem Kilogramm konventionellem Trockenfischfutter und Fischfutter mit einem Anteil an silierten Fischnebenprodukte**

| Wirkungskategorie | | Fischfutter mit Silage-Produkt | Referenz-Fischfutter | Differenz absolut | Differenz relativ |
|-------------------|-----------------------------------|--------------------------------|----------------------|-------------------|-------------------|
| Bezeichnung | Einheit | | | | |
| KEA | MJ | 27,2 | 28,2 | -0,960 | -3,4% |
| GWP | kg CO ₂ e | 1,36 | 1,32 | 0,043 | 3,2% |
| AP | g SO ₂ e | 8,0 | 11,0 | -2,976 | -27,0% |
| EP | g PO ₄ e | 2,9 | 3,88 | -0,981 | -25,3% |
| POCP | g C ₂ H ₄ e | 0,64 | 1,50 | -0,865 | -57,5% |

13.13.2. Beitragsanalyse

Anhand der Umweltwirkungskategorie Treibhausgaspotenzial sollen diejenigen Inputs mit dem jeweils größten Beitrag zum Gesamtergebnis aufgezeigt werden. Die Wirkungskategorie Treibhausgaspotenzial steht hierbei stellvertretend für die weiteren Umweltwirkungskategorien, für die die Beiträge zum Gesamtergebnis mehr oder weniger ähnlich verteilt sind. Auf eine Darstellung der Beitragsanalyse zu allen Wirkungskategorien wurde hier zu Gunsten der besseren Übersichtlichkeit verzichtet.

Der Beitrag der energetischen Inputs zum Gesamtergebnis wurde für beide Futtermittel gleichgesetzt. Die unterschiedlichen Ergebnisse basieren also auf den im Folgenden gezeigten materiellen Inputs der beiden Futtermittel.

Den Beitrag einzelner Rezepturbestandteile sowie der energetischen Inputs zum Gesamtergebnis in der Wirkungskategorie Treibhausgaspotenzial zeigt Tabelle 51: Diese verursacht für das Referenzfischfutter 39%, für das Fischfutter mit einem Anteil an silierten Fischnebenprodukten sogar 59% der Treibhausgasemissionen. Hier schlägt sich jedoch auch der für das Zanderfutter im Vergleich zum Forellenfutter erhöhte Bedarf an Fischmehl deutlich nieder. Für das Referenzfischfutter sind weitere 27% auf den Fischölanteil zurückzuführen. Dieses Fischöl kann im Futter mit silierten Fischnebenprodukten ersetzt werden. Das silierte Fischnebenprodukt selbst trägt mit 8% zu den Treibhausgasemissionen bei. Die energetischen Inputs unterschieden sich für die beiden Futtermittel nicht. Sie tragen jeweils 9% zu den Treibhausgasemissionen bei.

Tabelle 51 Beitragsanalyse einzelner Prozessinputs zum Gesamtergebnis in der Wirkungskategorie Treibhausgaspotenzial

| Input | Referenz | | Futter mit siliertem Fischnebenprodukt | |
|----------------------------------|----------------------------|---------|--|---------|
| | absolut | relativ | absolut | relativ |
| Fischmehl | 0,51 kg CO ₂ e | 39% | 0,80 kg CO ₂ e | 59% |
| Fischöl | 0,35 kg CO ₂ e | 27% | --- | |
| Sojaschrot | 0,19 kg CO ₂ e | 14% | --- | |
| Körnermais | 0,14 kg CO ₂ e | 11% | --- | |
| Maisglutenmehl | 0,01 kg CO ₂ e | 1% | --- | |
| Maiskleberfutter | <0,01 kg CO ₂ e | <0,1% | --- | |
| Siliertes Fischnebenprodukt | --- | | 0,11 kg CO ₂ e | 8% |
| Erbseneiweiß | --- | | 0,22 kg CO ₂ e | 16% |
| Öl aus Silierungsprodukt | --- | | 0,01 kg CO ₂ e | 1% |
| Natriumhydroxid | | | 0,01 kg CO ₂ e | 1% |
| Mehl + Blutmehl | | | 0,08 kg CO ₂ e | 6% |
| Summe energetische Inputs | 0,12 kg CO ₂ e | 9% | 0,12 kg CO ₂ e | 9% |
| Summe | 1,32 kg CO ₂ e | 100% | 1,36 kg CO ₂ e | 100% |

Bezogen auf die Umweltwirkungskategorie Treibhausgaspotenzial unterschieden sich die beiden verglichenen Futtermittel in der Summe nur geringfügig. Im Vergleich zur Referenz trägt der erhöhte Fischmehlanteil des Futters mit Silieurngsanteil stärker bei. Dieser Effekt wird durch die Möglichkeit zur Einsparung von Fischöl jedoch weitgehend kompensiert. Je Kilogramm produziertem Trockenfischfutter fallen für das Fischfutter mit siliertem Fischnebenprodukt als Rezepturbestandteil etwa 40 g CO₂e mehr an als für das Referenz-Fischfutter.

13.13.3. Berücksichtigung eines Fischölauszugs als möglicher Zusatznutzen des Fischfutters mit Silageanteil

Im Zuge der Silierung der Fischabfälle fällt mehr Fischöl an, als in der Formulierung des Trockenfischfutters wieder eingesetzt wird. Dies bedeutet, dass pro Kilogramm produziertem Trockenfischfutter mit siliertem Fischnebenprodukt ca. 19,5 g Fischöl als Koppelprodukt gewonnen werden können. Der ökologische Wert des Fischöls kann in erster Näherung ausgedrückt werden, indem man annimmt, dass es die Bereitstellung derselben Menge an Rapsöl substituieren kann. Für die Bereitstellung von 19,5 g Rapsöl fallen etwa 50 g CO₂e an (ecoinvent Centre 2010). Aufgrund mangelnder Datenlage zur genauen Herkunft und möglicherweise notwendigen weiteren Verarbeitungs- und Aufbereitungsschritten, wurde als konservative Abschätzung, dieser zusätzliche Fischölauszug nicht in den angestellten Vergleich einbezogen. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass Fischöl eine knappe Ressource darstellt, bei der die globale Nachfrage das Angebot bereits heute übersteigt. Im Zuge der großtechnischen Produktion wird aller Voraussicht nach auch das Fischöl als Koppelprodukt einer Verwertung zugeführt. Dies wird sich sowohl in ökologischer und nicht zuletzt auch ökonomischer Hinsicht günstig auf das Fischfutter mit Silierungsanteil auswirken.

13.14. Fazit und Ausblick

Im Rahmen des F&E-Projekts „Fischnebenprodukte“ wurde die Eignung von Silierungsverfahren zur Konservierung von Fischnebenprodukten und damit als Alternative zur Tiefkühlagerung untersucht. Ein wesentlicher Bestandteil der Analyse war die Frage, wie eine zentrale bzw. ggf. auch dezentrale Weiterverarbeitung der so behandelten Fischnebenprodukte zur Herstellung von Trockenfuttermitteln für die Fischzucht ermöglicht werden und auf diese Weise zur Substitution von Fischmehl und Fischöl aus Wildfang beitragen kann (Referenztechnologie).

Die vergleichende Nachhaltigkeitsbetrachtung basierte auf einer Vergleichsgröße, die als „1 Kilogramm Fischnebenprodukt als Prozessinput für die Trockenfischfutterherstellung“ definiert wurde. In Hinblick auf das Konservierungsverfahren kann zunächst festgehalten werden, dass auf Basis der vorliegenden Daten und Annahmen die Silierungsverfahren gegenüber der Tiefkühlagerung aus ökobilanzieller Sicht im Vorteil sind. Dies ist auch dann der Fall, wenn von einer vergleichsweise effizienten Tiefkühlagerung ausgegangen wird. Innerhalb der Silierungsverfahren wiederum schneidet von den untersuchten Verfahren die chemische Silierung ohne Sterilisation am besten ab. Weiterhin konnte im Rahmen der ökobilanziellen Analyse nachgewiesen werden, dass der Einsatz von silierten Fischnebenprodukten als Formulierungsbestandteil in der Fischfutterherstellung in allen betrachteten Wirkungskategorien mit einem konventionell hergestellten Trockenfischfutter aus ökologischer Sicht mindestens gleichwertig ist. Für die Wirkungskategorien Versauerungspotenzial, Eutrophierungspotenzial und beim Photooxidationspotenzial ergeben sich durch den Einsatz von Fischnebenprodukten gegenüber dem Referenzfischfutter z.T. erhebliche ökologische Einsparpotenziale (bei Photooxidationspotenzial über 50% Reduktion).

Bezüglich der Ergebnisbeiträge stellte sich die Bereitstellung Fischmehl im Rahmen der Futterherstellung als wichtigster Einzelbeitrag zum Treibhausgaspotenzial heraus. Vor dem Hintergrund, dass die konventionelle Bereitstellung von Fischmehl bei wachsender Nachfrage das Angebot schon heute übersteigt, sollten sich Optimierungsansätze für das neu entwickelte Futter folglich auf eine Reduktion des Fischmehlanteils fokussieren. Der Fischmehlanteil liegt im Futtermittel mit siliertem Fischnebenprodukt derzeit noch über dem Fischmehlanteil im Referenz-Fischfutter. Aus produktionstechnischer Sicht stellt insbesondere der höhere Feuchtigkeitsgehalt des aus siliertem Fischnebenprodukt hergestellten Fischfutters eine Herausforderung dar. Durch die Zugabe verschiedener Komponenten zur Bindung dieser Feuchtigkeit, unter anderem der Erhöhung des Blutmehlanteils, könnte es gelingen, den Fischmehlanteil im Fischfutter mit siliertem Fischnebenprodukt im Zuge weiterer Optimierungszyklen auf einen vergleichbaren Anteil wie beim Referenz-Fischfutter und auf diese Weise auch die zugehörigen Umweltauswirkungen zu reduzieren.

Der hier vorgestellten ökobilanziellen Untersuchungen liegt die Annahme zu Grunde, dass die beiden betrachteten Trockenfuttermittel in der Fischmast je eingesetztem Kilogramm Fischfutter einen vergleichbaren Biomassezuwachs bewirken. Im Zuge der Produktformulierung wurde von Seiten des F&E-Projektes großer Wert darauf gelegt, dass das neu formulierte Fischfutter eine hinsichtlich der Nährstoffe, Proteine und Kohlenhydrate vergleichbare Zusammensetzung wie ein konventionelles Produkt aufweist. Hierfür wurden bereits Akzeptanz- aber noch keine Mastversuche durchgeführt. Eine Validierung der vorliegenden Bilanzierung auf Basis der Ergebnisse dieser Mastversuche wird als sinnvoll erachtet und ausdrücklich empfohlen. Weiterhin ist im Rahmen einer Absicherung der Ergebnisse zu überprüfen, ob die angenommene Nutzengleichheit der beiden Trockenfischfutter zulässig ist. Weitere Untersuchungen auf Basis der Mastversuche sind hier ebenfalls zu empfehlen. Grundlage einer entsprechenden Untersuchung wäre eine mögliche Erweiterung der Vergleichsgröße, die wie folgt vorgenommen werden könnte: „Bereit-

stellung der benötigten Menge Futtermittel, um 1 kg Gewichtszuwachs bei einer karnivoren Wirtschaftsfischart zu erreichen.“

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass bezüglich des Verfahrens der Silierung von Fischnebenprodukten und dessen Einsatz als Futtermittelbestandteil ein durch ökobilanzielle Methoden quantifizierbares Umweltentlastungspotenzial besteht. Über die ökobilanzielle Perspektive hinaus besteht ein weiterer Vorteil der Neuentwicklung darin, dass mittels dieses Verfahrens aufgrund der Substitution von Fischmehl und -öl aus Wildfang ein erheblicher Beitrag zur Schonung der natürlichen maritimen Ressourcen geleistet und zudem die Nutzung von Fischabfällen insbesondere auch in kleineren Verarbeitungsbetrieben wirtschaftlich durchgeführt werden kann. Dies wiederum eröffnet die Möglichkeit eines breitflächigen Einsatzes des Verfahrens.

14. F&E-Projekt IX: Einsatz der Mikroalge *Pavlova spec.* als alternatives Futtermittel für die Larvenaufzucht in der marinen Aquakultur

14.1. Einführung

Die erheblichen Wachstumsraten in der marinen Aquakultur schlagen sich nicht zuletzt in einem wachsenden Bedarf an qualitativ hochwertigen Futtermitteln nieder. Dies gilt insbesondere für die Ernährung mariner Fischlarven, die einen hohen Bedarf an mehrfach ungesättigten Fettsäuren (sog. PUFA⁷⁸) haben. Von besonderer Bedeutung sind dabei die zwei essentiellen Fettsäuren Eicosapentaensäure (EPA) und Docosahexaensäure (DHA) (Sargent et al. 1989; Henderson 1996). Aufgrund der häufig sehr kleinen Maulspalten der Fischbrut, ist die Fütterung mit konventionellen Trockenmischfuttermitteln nicht in allen Fällen möglich. Zur Fütterung dieser Fischlarven werden Rotatorien und Artemien eingesetzt, die von den Fischlarven erkannt und aufgenommen werden können (GARCIA et al. 2008). Ein derzeit noch bestehender Nachteil der Fütterung von Fischlarven mit Artemien und Rotatorien ist, dass deren natürliches Fettsäureprofil nicht für alle Fischlarven optimal ist. Daher werden Artemien und Rotatorien im Zuge des so genannten „Anreicherung“ durch Zugabe von Mikroalgen ernährungsphysiologisch aufgewertet (KVÅLE et al. 2007).

Zur Anreicherung von Artemien und Rotatorien stehen einige marine Mikroalgenarten zur Verfügung, die bereits in größerem Umfang als Futtermittel produziert werden. Nachteil dieser Mikroalgen ist jedoch, dass sie jeweils nur eine der beiden essentiellen Fettsäuren in ausreichendem Maße produzieren (Patil et al. 2007).

Als eine der wenigen bisher untersuchten Arten weißt die Mikroalge *Pavlova spec.* einen Vorteil dahingehend auf, dass sie die beiden essentiellen Fettsäuren (DHA und EPA) in größeren Mengen synthetisieren kann. Zugleich stellt die Pavlova-Alge jedoch besondere Anforderung an die Kulturbedingungen, sodass eine großflächige industrielle Produktion bislang noch nicht realisiert werden konnte. Als wesentliche Gründe hierfür sind die große Empfindlichkeit gegenüber Scherkräften und hohen Temperaturen anzuführen (Ponis et al. 2008).

14.2. Beschreibung des Forschungsprojektes

Ziel des F&E-Projektes „Einsatz der Mikroalge *Pavlova spec.* als alternatives Futtermittel für die Larvenaufzucht in der marinen Aquakultur“ (AZ: 28183; Kurztitel „Pavlova“) war die Entwicklung der für eine industrielle Produktion der Mikroalge Pavlova nötigen Verfahrenstechnik. Darüber hinaus sollten Verfahren für die effiziente Ernte, Lagerung und Weiterverarbeitung der Algen entwickelt und erprobt werden. Das Projekt wurde unter Leitung von Herrn Dr. Sebastian Lippemeier von der Firma BlueBioTech GmbH in Kooperation mit Herrn Dr. Stefan Meyer von der Gesellschaft für Marine Aquakultur (GMA) durchgeführt.

Im Projekt wurden von der BlueBioTech GmbH Photobioreaktoren bzw. einzelne Komponenten derart modifiziert, dass sie in einer Pilotanlage zur Produktion von Pavlova-Algen in einem Gewächshaus eingesetzt werden konnten. Mit diesem Versuchsaufbau wurde der Einfluss wechselnder Umweltparameter auf die Algenproduktion untersucht.⁷⁹

⁷⁸ PUFA = (engl.) poly unsaturated fatty acids

⁷⁹ In diesem Zusammenhang wurden beispielsweise der Einfluss eines schwankenden Licht- bzw. Temperaturangebots ausgewertet.

Pavlova-Algen sind auf Basis der konventionellen Produktionsverfahren gekühlt nur drei bis vier Wochen haltbar, während andere Mikroalgen mitunter über mehrere Monate kühl gelagert werden können. Ein weiteres Ziel des Projektes war es daher, geeignete Verfahren zur Steigerung der Haltbarkeit von Pavlova-Algen zu identifizieren.

Das im F&E-Projekt entwickelte Pavlova-Produkt ist Teil der Formulierung eines neuen Futtermittels, das beim Kooperationspartner GMA in Fütterungsexperimenten auf seine Eignung zur Anreicherung von Rotatorien und Artemien getestet wurde. Die Qualität des Futtermittels bzw. Quantität des Fütterungserfolgs wurde im Rahmen erster Tests anhand gängiger Parameter bestimmt.⁸⁰ Ein langfristiges Ziel des Projektes ist es, die Mikroalge Pavlova auch als Futtermittelbestandteil für juvenile und adulte Fische einsetzen zu können. Erste Versuche hierzu wurden ebenfalls im Rahmen des Projektes durchgeführt.

14.3. Methodische Vorgehensweise

Die Projektbearbeitung durch das Öko-Institut erfolgte für das F&E-Projekt „Pavlova“ im Zuge einer ökobilanziellen Untersuchung. Ziel der im Folgenden dargestellten Betrachtung war es, die mit der Pavlova-Produktion potenziell verbundenen Umweltauswirkungen quantitativ zu erfassen und diese mit der ebenfalls bei der Firma BlueBioTech produzierte Mikroalge *Nannochloropsis* zu vergleichen. Zusätzlich wurden die beiden Algenprodukte mit einem am Markt verfügbaren Anreicherungsprodukt verglichen, für das eine Bereitstellung des erforderlichen Proteingehalts auf Fischmehlbasis angenommen wurde.

Daran anknüpfend erfolgte eine Einordnung der Fütterungserfolge, die mit den verglichenen Futtermitteln im Rahmen von ersten Fütterungsversuchen jeweils erzielt werden konnten. Zusätzlich wurden auch Erkenntnisse zur Eignung des Pavlova-Produktes als Bestandteil des Futters für juvenile und adulte Fische diskutiert.

Ebenso wurde mittels einer qualitativen Analyse untersucht, ob und wenn ja, welche weiteren Nachhaltigkeitsaspekte bei der Bewertung von Futtermitteln für die Aquakultur in Betracht zu ziehen sind. Abschließend erfolgten im Sinne einer integrierten Betrachtung der Untersuchungsschritte ein Fazit sowie ein Ausblick.

14.4. Festlegung des Untersuchungsrahmens

Die ökobilanzielle Untersuchung wurde gemäß der im Kapitel 3 beschriebenen Methodik durchgeführt. In den folgenden Abschnitten werden die für die Untersuchung festgelegte funktionelle Einheit, die Systemgrenze und die Anforderungen an die Datenqualität dargestellt.

14.4.1. Funktionelle Einheit

Als funktionelle Einheit wurde für diese Studie wurde folgende Bezugsgröße festgelegt:

Bereitstellung von 1 kg Futtermittel zur Verfütterung an Kabeljau-Larven

Unter Bezug auf die funktionelle Einheit kann die jeweilige Bereitstellung der drei Futtermittel direkt miteinander verglichen werden.

⁸⁰ Mortalität, Wachstum, Nährstoffzusammensetzung, Ingestionsraten.

Zusätzlich wurde in einem gesonderten Kapitel eine Bewertung des Fütterungserfolgs, der mit den Futtermitteln jeweils zu erzielen ist, durchgeführt (siehe Kapitel 14.7.) In einem abschließenden Kapitel zum Fazit und Ausblick werden die Erkenntnisse aus der ökobilanziellen Betrachtung der Bereitstellung und der Bewertung zum Fütterungserfolg zusammengeführt.

14.4.2. Festlegung der Systemgrenzen

Als Systemgrenze der ökobilanziellen Betrachtung werden alle erforderlichen Prozesse berücksichtigt, die zur Bereitstellung von Lebendfutter für die Fischlarvenaufzucht erforderlich sind. Darüber hinaus werden entsprechend der in Kapitel 3.1.3 dokumentierten allgemeinen Annahmen keine Investitionsgüter und sonstige Infrastrukturaufwendungen (sog. Capital Equipment) berücksichtigt.

Die berücksichtigten Teilprozesse werden in der Beschreibung zur Modellierung der Verfahren in den Kapiteln 14.5.1-14.5.3 detailliert aufgeführt. Für die bei der Firma BlueBioTech hergestellten Algenprodukte ergibt sich die in Abbildung 20 dargestellte Systemgrenze.

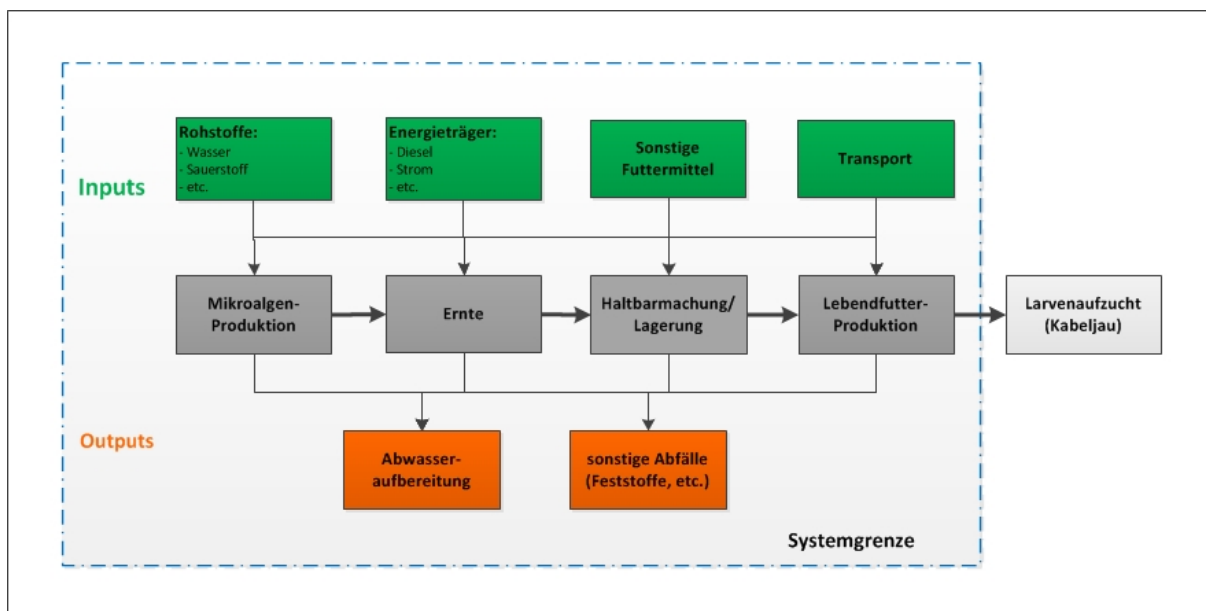


Abbildung 20 Systemgrenze der ökobilanziellen Untersuchung der Algenprodukte im F&E-Projekt Pavlova

Für kommerziell am Markt vertriebene, konventionell hergestellte Trockenprodukt wurden die Bereitstellung der einzelnen Formulierungsbestandteile, der Energiebedarf für die Herstellung, sowie die Aufwendungen für die Anreicherung des Lebendfutters berücksichtigt (vgl. Abbildung 21).

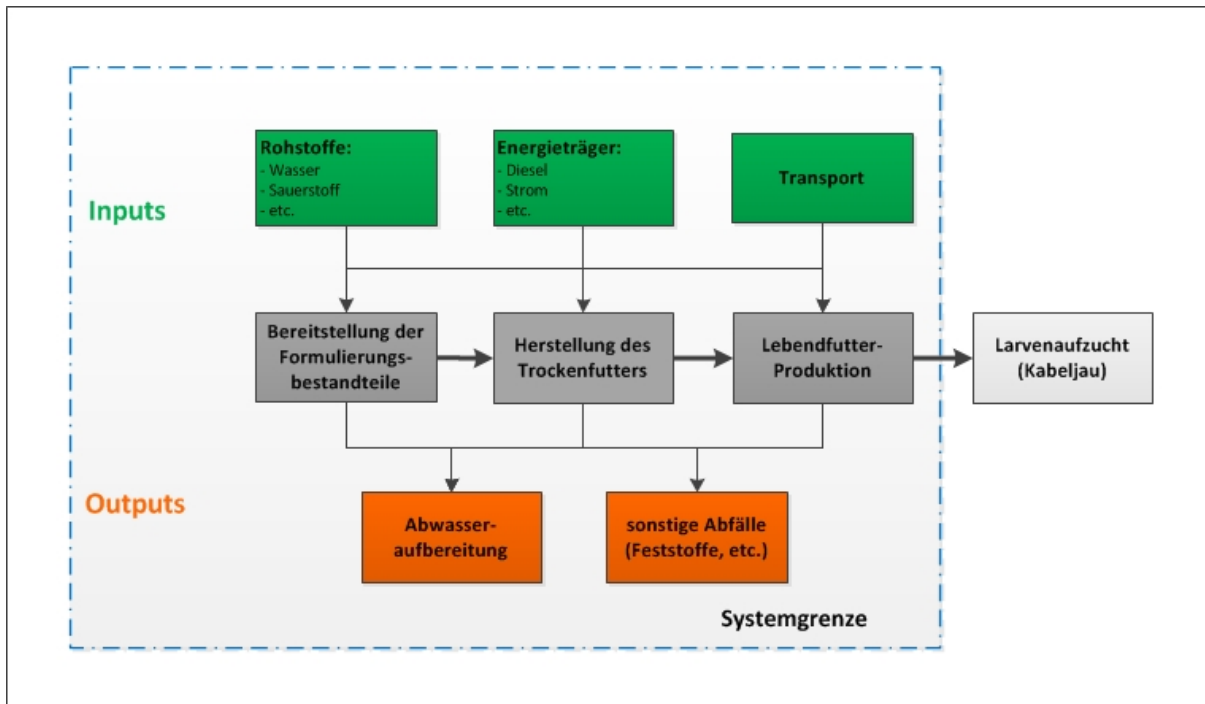


Abbildung 21 Systemgrenze der ökobilanziellen Untersuchung des konventionell auf Fischmehlbasis hergestellten Trockenprodukts im F&E-Projekt Pavlova

14.4.3. Datenerhebung und Anforderungen an die Datenqualität

Für die ökobilanzielle Betrachtung der Algenfuttermittel konnten im Rahmen des Projektes Primärdaten erhoben werden. Die prozessspezifischen Daten wurden durch die durchführenden Organisationen des F&E-Projekts, die Fa. BlueBioTech, bzw. die GMA Büsum erhoben.

Als Referenzsystem für die ökobilanzielle Betrachtung wurde ein gängiges, die Situation am Markt adäquat abbildendes Trockenfutter-Produkt berücksichtigt. Im F&E-Projekt wurde zur Anreicherung das Trockenfutter-Produkt LARVIVA Multigain des Futtermittelherstellers BIOMAR eingesetzt. Primärdaten zur genauen Produktformulierung und insbesondere auch zum Herstellungsaufwand konnten im Rahmen der Projektbearbeitung durch das Öko-Institut auch auf wiederholte Nachfrage beim Futtermittelproduzenten nicht ermittelt werden. Für die ökobilanzielle Betrachtung waren lediglich ernährungsphysiologische Angaben zur Formulierung verfügbar. Basierend auf den verfügbaren Daten wurde die Formulierung eines generischen Trockenfutters auf Basis eines Sekundärdatenmodells angenähert.⁸¹ Der Energiebedarf für die Bereitstellung des kommerziellen Produktes wurde ebenfalls berücksichtigt. Hierzu wurde auf veröffentlichte Literaturdaten zum energetischen Aufwand bei der Herstellung von Trockenfischfutter zurückgegriffen.

Es wird davon ausgegangen, dass die zu vergleichenden Systeme dieselbe Funktion erfüllen. Die Auswirkungen eines möglichen Zusatznutzens in Form eines unterschiedlichen Fütterungserfolges wurden nicht innerhalb der ökobilanziellen Betrachtung erfasst. Sie sind Gegenstand einer aus-

⁸¹ Dabei wurde unter anderem angenommen, dass der Proteingehalt des Trockenfutters durch Zugabe von Fischmehl bereitgestellt wird. Diese Annahme steht im Einklang mit gängigen Experten-Meinungen zum Thema, dennoch konnte im Projektverlauf nicht verifiziert werden, ob das Trockenfutter-Produkt tatsächlich auf Fischmehlbasis hergestellt wird. In den herstellerangaben wird Fischmehl nicht erwähnt. Als Basis für den ökobilanziellen Vergleich wird daher auch nicht das Produkt LARVIVA Multigain selbst herangezogen, sondern es wird ein generisches Produkt auf Basis der ernährungsphysiologischen Herstellerangaben modelliert, die zu LARVIVA Multigain verfügbar waren. Diesem Sachverhalt ist bei der Einordnung und der Kommunikation der Ergebnisse Rechnung zu tragen.

fürlichen Diskussion in Kapitel 14.7. Insgesamt wird festgestellt, dass die zur Verfügung stehenden Daten eine zielführende Bearbeitung der Fragestellung erlauben.

14.4.4. Allokation und Gutschriften

Innerhalb der Systemgrenze dieser Studie und den auf dieser Grundlage berücksichtigten Prozessen wurden Koppelprodukte identifiziert, deren Umweltauswirkungen einer Allokation bedürfen. Im vorliegenden Projekt trifft dies auf die Formulierungsbestandteile Fischmehl und Fischöl zu. Die ausführliche Dokumentation der Fischmehl und Fischölbereitstellung findet sich im Anhang (Kapitel 18.1).

Zur Modellierung der Vorketten werden üblicherweise Datensätze aus einschlägigen Datenbanken verwendet. Bei diesen Datensätzen werden häufig bereits Allokationen berücksichtigt, die jedoch der Dokumentation der entsprechenden Datensätze entnommen werden können. Sie werden daher hier nicht gesondert aufgeführt.⁸²

14.5. Modellierung

14.5.1. Modellierung der Futtermittelherstellung mit Pavlova-Anteil

Die Produktion der Mikroalge Pavlova erfolgt in einem so genannten Photobioreaktor. Die Mikroalgen nutzen dabei das Angebot an natürlichem Licht für Ihren Stoffwechsel. Eine zusätzliche künstliche Beleuchtung der Photobioreaktoren ist nicht zwingend erforderlich und wurde im Rahmen der hier angestellten Betrachtung nicht berücksichtigt.⁸³ Der Betrieb des Photobioreaktors erfordert eine kontinuierliche Umwälzung des Anzuchtmediums mittels einer Pumpe. In Tabelle 52 sind die berücksichtigten stofflichen und materiellen Inputs aufgeführt.

⁸² In diesem Fall wurde auf Datensätze aus der LCI-Datenbank ecoinvent 2.2. zurückgegriffen. Die entsprechende stammt aus: ecoinvent Centre 2010; ecoinvent data v2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, abgerufen am 10.12.2013 von: www.ecoinvent.org.

⁸³ Eine künstliche Beleuchtung ist nach Angaben der Fa. BlueBioTech dann erforderlich, wenn aufgrund von Kundenwünschen auch in den Wintermonaten kurzfristig Pavlova-Algen in größeren Mengen produziert und ausgeliefert werden müssen. Die Produktion von Mikroalgen unter Einsatz von Kunstlicht ist derzeit nicht wirtschaftlich darstellbar. Sie stellt laut Angaben der Fa. BlueBioTech einen Kompromiss dar, der zur langfristigen Kundenbindung beiträgt.

Tabelle 52 Stoffliche und materielle Inputs für die Produktion von 1 kg Pavlova-Algen. Quelle: BlueBioTech

| Inputflüsse | Menge | Einheit | Modellierung/Quelle |
|---------------------------------|-------|---------|---|
| Wasser | 2.000 | kg | ecoinvent V2.2; Trinkwasser ab Hausanschluss [RER] |
| Natriumchlorid | 64 | kg | ecoinvent V2.2; Natriumchlorid, Pulver, ab Werk [RER] |
| Natriumnitrat | 0,9 | kg | ecoinvent V2.2; Darstellung aus 1 kg Natriumhydroxid, 50% in H ₂ O, Produktionsmix, ab Werk [RER] + 1 kg Salpetersäure, 50% in H ₂ O, ab Werk [RER] → 1 kg Natriumnitrat + 1 kg Wasser (nicht berücksichtigt) |
| Dikaliumhydrogenphosphat | 0,09 | kg | ecoinvent V2.2; Darstellung aus 1,176 kg Phosphorsäure, Industriequalität, 85% in H ₂ O, ab Werk [RER] + 2 kg Kaliumchlorid, als K ₂ O, ab Regionallager [RER] → 1 kg Dikaliumhydrogenphosphat + 2 kg Chlorwasserstoff (nicht berücksichtigt)+ 0,176 kg Wasser (nicht berücksichtigt) |
| Strom (Betrieb Photobioreaktor) | 275 | kWh | ecoinvent V2.2; Strom, Niederspannung ab Netz [DE] |
| Strom (Steriltechnik) | 1,37 | kWh | ecoinvent V2.2; Strom, Niederspannung ab Netz [DE] |

Die „Ernte“ der Pavlova-Algen erfolgt mithilfe eines elektrisch betriebenen Separators. Zur Haltbarmachung wurden im Rahmen des Projektes verschiedene Verfahren getestet. Dabei stellte sich die Tiefkühlagerung eines Pavlova-Konzentrates als die vielversprechendste Lösung heraus, das sie unter Praxisbedingungen eine flexible und gleichzeitig komfortable Handhabung ermöglicht.⁸⁴ Es sind für „Ernte“ und Lagerung keine weiteren Inputs zu berücksichtigen (siehe Tabelle 53).

Tabelle 53 Energiebedarf beim „Ernten“ und Lagern von 1 kg Pavlova-Algen. Quelle: BlueBioTech

| Input-Flüsse | Menge | Einheit | Modellierung/Quelle |
|------------------------------|-------|---------|---|
| Strom (Betrieb Separator) | 6,8 | kWh | Strom, Niederspannung ab Netz [DE] |
| Strom (Kühlagerung 4 Wochen) | 0,9 | kWh | Strom, Niederspannung ab Netz [DE]; zur Berechnung des erforderlichen Strombedarfs siehe die Dokumentation im Anhang (Kapitel 18.2) |

Das gefroren gelagerte Pavlova-Produkt wird vor dem Einsatz aufgetaut und während der so genannten „Anreicherungsphase“ eingesetzt. Die Anreicherung erfolgt in eigens dafür bereitgehaltenen Anzuchtanks. Die als Lebendfuttermittel für die Fischlarven gehaltenen Rotatorien und Artemien nehmen das Algenprodukt mitsamt den ernährungsphysiologisch interessanten Inhaltsstoffen auf. Die Aufwendungen für die Bereitstellung und die Anreicherung der Rotatorien ist in Tabelle 54 dargestellt.

⁸⁴ Neben der Tiefkühlagerung wurde auch eine Vorhaltung von Mikroalgen-Frischkultur, ungekühlt gelagertes Konzentrat und einer Lagerung als gefriergetrocknetes Pulver untersucht.

Tabelle 54 Aufwendungen für die Anreicherung von 190g Rotatorien (Brachionus)⁸⁵
Quelle: GMA

| Input-Flüsse | Menge | Einheit | Modellierung/Quelle |
|----------------------------|--------|----------------|--|
| Wasser | 13.950 | kg | Salzwasser (Nordsee), Modellierung der Salzwasserbereitstellung siehe Dokumentation im Anhang (Kapitel 18.3) |
| Strom (Beheizung Becken) | 418,5 | kWh | Strom, Niederspannung ab Netz [DE]; Beheizung mit Heizstäben, 500 W je 100 l Kultur; tägliche Laufzeit 6h (Angabe GMA) |
| Strom (Beleuchtung Becken) | 107,1 | kWh | Strom, Niederspannung ab Netz [DE]; Beleuchtung mit Neonröhren, 32 W je 100 l Kultur; tägliche Laufzeit 24h (Angabe GMA) |
| Pavlova-Produkt | 0,095 | kg | Input basierend auf dem im Fütterungsregime ad libitum eingesetzten 0,15 g DW pro 1 Mio. Tiere; Bei 3 getesteten Anreicherungsprodukten folgt daraus $286,2/3 = 95,4$ g Pavlova-Produkt. |
| Abwasser-Behandlung | 13,950 | m ³ | Behandlung Abwasser, in Abwasserreinigung, Gr. Kl. 2 [CH] |

Insgesamt wurden für die Bereitstellung der Rotatorien fünf Tanks mit einem Volumen von je 150 Liter eingesetzt. Ein gesamter Zyklus dauert inklusive Anreicherung drei Tage. Im Zuge eines fortlaufenden Kultivierungsprozesses sind nach Angaben des F&E-Projektes (GMA) meist jeweils drei Tanks zugleich in Betrieb, sodass der Prozess täglich geerntet werden kann.

Die Modellierung der erforderlichen Aufwendungen erfolgt daher basierend auf der vereinfachenden Annahme, dass drei Tanks mit einem Volumen von je 150 Liter für einen Zeitraum von 31 Tagen in Betrieb sind. Bei den Aufwendungen für die Anreicherung der Rotatorien werden diese selbst nicht berücksichtigt. Die über mehrere Generationen in Laborkulturen vorgehaltenen Rotatorien bedürfen keiner zusätzlichen Vorbehandlung. Ihre Bereitstellung wurde aufgrund des geringen Einflusses dieses Prozesses (Ernte durch schlichtes Abschöpfen, keine thermische Weiterverarbeitung, keine Kühlung) vernachlässigt. Die global als Trocken-Zysten gehandelten Artemien stammen nahezu vollständig aus den großen Salzseen Nordamerikas. Der Aufwand für den Transport der Zysten nach Europa wurde anhand der in Tabelle 55 genannten Annahmen abgeschätzt.

⁸⁵ Der Bezug auf 190g basiert auf den im F&E-Projekt erhobenen Daten. Demnach wurden insgesamt 570 g Rotatorien angereichert. Diese Menge verteilt sich nach Angaben der GMA zu je gleichen Teilen auf die drei Anreicherungsprodukte.

Tabelle 55 Abschätzung des erforderlichen Transportaufwandes von 1t Artemien-Trocken-Zysten

| Input-Flüsse | Distanz | Einheit | Modellierung/Quelle |
|-----------------------------------|---------|---------|---|
| LKW-Transport (Utah - New Jersey) | 3.500 | tkm | ecoinvent V2.2; Transport, Lkw 16-32 t, EURO3 [RER] |
| Schiffstransport | 10.000 | tkm | ecoinvent V2.2; Transport, Frachter Übersee [OCE] |
| LKW-Transport (innerhalb Europas) | 1.000 | tkm | ecoinvent V2.2; Transport, Lkw 16-32 t, EURO3 [RER] |

Die Anreicherung der Artemien erfolgt diskontinuierlich. Sie werden als Trocken-Zysten, also in Form eines physiologisch inaktiven Dauerstadiums, in drei 60-Liter-Tanks gegeben, aus denen innerhalb eines Tages die Artemia-Nauplien⁸⁶ schlüpfen. Sie werden in dieser Zeit mit dem Pavlova-Produkt angereichert und stehen dann für die Verfütterung an die Fischlarven zur Verfügung. Insgesamt wurden im Anreicherungsversuch 920 g Artemia-Trockenmasse (dies entspricht 460,8 Mio. Artemien) angereichert (vgl. Tabelle 56). Die Aufwendungen für die aus der Natur entnommenen, sonst jedoch nicht weiter behandelten Artemien werden, analog dem Vorgehen bei den Rotatorien, nicht berücksichtigt.

Tabelle 56 Aufwendungen für die Bereitstellung und Anreicherung von 307 g Artemien⁸⁷ Quelle: GMA

| Input-Flüsse | Menge | Einheit | Modellierung/Quelle |
|----------------------------|--------|---------|--|
| Wasser | 11.160 | kg | Salzwasser (Nordsee), Modellierung der Salzwasserbereitstellung siehe Dokumentation im Anhang (Kapitel 18.3) Berechnung: 6*60 l/Tag *31 Tage = 11.160 l |
| Strom (Beheizung Becken) | 446,4 | kWh | ecoinvent V2.2; Strom, Niederspannung ab Netz [DE]; Beheizung mit Heizstäben, 500W je 100l Kultur; tägliche Laufzeit 6h (Angabe GMA) |
| Strom (Beleuchtung Becken) | 114,3 | kWh | ecoinvent V2.2; Strom, Niederspannung ab Netz [DE]; Beleuchtung mit Neonröhren, 32W je 100l Kultur; tägliche Laufzeit 24h (Angabe GMA) |
| Pavlova-Produkt | 0.230 | kg | Input basierend auf dem im Fütterungsregime ad libitum eingesetzten 1,5g DW pro 1 Mio. Artemien, Bei 3 getesteten Anreicherungsprodukten folgt daraus 691,2/3 = 230 g Pavlova-Produkt. |
| Abwasser-Behandlung | 11,16 | m³ | ecoinvent V2.2; Behandlung Abwasser, in Abwasserreinigung, Gr. Kl. 2 [CH] |

⁸⁶ Die typische Larve der Krebstiere (Crustacea) wird als Nauplius (Pl. Nauplien) oder Nauplius-Larve bezeichnet.

⁸⁷ Der Bezug auf 307g basiert auf den im F&E-Projekt erhobenen Daten. Demnach wurden insgesamt 921 g Artemien angereichert. Diese Menge verteilt sich nach Angaben der GMA zu je gleichen Teilen auf die drei Anreicherungsprodukte.

Im Anschluss an die Anreicherung des Lebendfutters wird dieses an die Zielfischart, hier Kabeljau-Larven, verfüttert. Die Ergebnisse dieser Fütterungsversuche werden im Zuge einer semi-quantitativen Betrachtung in Kapitel 14.7. diskutiert.

14.5.2. Modellierung der Futtermittelherstellung mit *Nannochloropsis*-Anteil

Die Produktion der Mikroalge *Nannochloropsis* erfolgt ebenfalls im Photobioreaktor. Auch die *Nannochloropsis*-Algen nutzen das Angebot an natürlichem Licht für ihren Stoffwechsel. Eine zusätzliche künstliche Beleuchtung der Photobioreaktoren ist nicht erforderlich.⁸⁸ Für die Aufwendungen zum Betrieb des Photobioreaktors sind ebenfalls die bereits in Tabelle 52 genannten stofflichen und materiellen Inputs für die Modellierung zu berücksichtigen. Basierend auf Messungen und Berechnungen der Fa. BlueBioTech weist die *Nannochloropsis*-Alge ein gegenüber der Pavlova-Alge um den Faktor 2 erhöhtes Wachstum auf. Bei gleichbleibendem Kulturaufwand wird demnach in der gleichen Zeit die doppelte Menge an *Nannochloropsis*-Algen produziert. Entsprechend wurde für die Modellierung der *Nannochloropsis*-Produktion jeweils 50% der Aufwendungen für die Pavlova-Produktion berücksichtigt (Tabelle 57).

Tabelle 57 Berücksichtigte Inputflüsse für die Produktion von 1 kg *Nannochloropsis*-Algen im Photobioreaktor

| Input-Flüsse | Menge | Einheit | Modellierung/Quelle |
|---------------------------------|-------|---------|--|
| Wasser | 1.000 | kg | ecoinvent V2.2; Trinkwasser ab Hausanschluss [RER] |
| Natriumchlorid | 32 | kg | ecoinvent V2.2; Natriumchlorid, Pulver, ab Werk [RER] |
| Natriumnitrat | 0,45 | kg | Darstellung aus ecoinvent V2.2; 1 kg Natriumhydroxid, 50% in H ₂ O, Produktionsmix, ab Werk [RER] + ecoinvent V2.2; 1 kg Salpetersäure, 50% in H ₂ O, ab Werk [RER] → 1 kg Natriumnitrat + 1 kg Wasser (nicht berücksichtigt) |
| Dikaliumhydrogenphosphat | 0,045 | kg | Darstellung aus ecoinvent V2.2; 1,176kg Phosphorsäure, Industriequalität, 85% in H ₂ O, ab Werk [RER] + ecoinvent V2.2; 2 kg Kaliumchlorid, als K ₂ O, ab Regionallager [RER] → 1 kg Dikaliumhydrogenphosphat + 2 kg Chlorwasserstoff (nicht berücksichtigt) + 0,176kg Wasser (nicht berücksichtigt) |
| Strom (Betrieb Photobioreaktor) | 137,5 | kWh | ecoinvent V2.2; Strom, Niederspannung ab Netz [DE] |
| Strom (Steriltechnik) | 0,685 | kWh | ecoinvent V2.2; Strom, Niederspannung ab Netz [DE] |

⁸⁸ Aufgrund der gegenüber den Pavlova-Algen größeren Lagerfähigkeit ist es zudem möglich, ausreichend *Nannochloropsis*-Algen vorzuproduzieren und somit auf eine künstliche Beleuchtung in den Wintermonaten, wie sie möglicherweise bei den Pavlova-Algen unter bestimmten Bedingungen erforderlich werden könnte auf jeden Fall verzichten zu können.

Die Aufwendungen für die Ernte und Kühlung unterscheiden sich für die beiden Algen-Produkte nicht. Demzufolge wurden die gleichen Aufwendungen in der Modellierung berücksichtigt (Tabelle 58).

Tabelle 58 Energiebedarf beim „Ernten“ und Lagern von 1 kg Nannochloropsis-Algen

| Input-Flüsse | Menge | Einheit | Modellierung/Quelle |
|------------------------------|-------|---------|---|
| Strom (Betrieb Separator) | 6,8 | kWh | ecoinvent V2.2; Strom, Niederspannung ab Netz [DE] |
| Strom (Kühlagerung 4 Wochen) | 0,9 | kWh | ecoinvent V2.2; Strom, Niederspannung ab Netz [DE]; zur Berechnung des erforderlichen Strombedarfs siehe die Dokumentation im Anhang (Kapitel 18.2) |

Die Anreicherung Rotatorien und Artemien mit dem Nannochloropsis-Produkt erfolgt analog der Anreicherung mit dem Pavlova-Produkt. Demnach wurden für die Modellierung analog auch die gleichen stofflichen und materiellen Inputs berücksichtigt (vgl. Tabelle 55 und Tabelle 56).

14.5.3. Modellierung eines konventionellen Larvenfuttermittels auf Fischmehlbasis

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt kommen bei der Fischlarvenaufzucht in aller Regel aufwändig formulierte konventionelle Fischfutter auf Fischmehl- bzw. Fischölbasis zum Einsatz. Für die Fütterungsversuche mit Kabeljaularven wurde im F&E-Projekt das kommerziell vertriebene Anreicherungsprodukt „LARVIVA Multigain“ der Firma BioMar eingesetzt. Wie bereits in Kapitel 14.4.3 erwähnt, konnten im Rahmen der Projektbearbeitung durch das Öko-Institut beim Futtermittelproduzenten keine Primärdaten erhoben werden. Basierend auf den verfügbaren Nährwertangaben des Produktes wurde die Bereitstellung eines generischen Larvenfuttermittels als Referenz-Produkt wie in Tabelle 59 beschrieben, modelliert (vgl. auch Biomar 2013).

Tabelle 59 Modellierung der materiellen Inputs für das LARVIVA-Multigain-Produkt: abgeleitet auf Basis der verfügbaren ernährungsphysiologischen Angaben in BioMar (2013); Angaben bezogen auf 1 kg Futtermittel

| Input-Flüsse | Menge | Einheit | Modellierung/Quelle |
|---------------------------------|-------|---------|--|
| Rohprotein | 130 | g | Bereitstellung über das ecoinvent 2.2 Modul „Eiweißerbsen konventionell, Sachsen-Anhalt, ab Hof [DE]“ mit einem Proteinanteil von 25%; daher hier Faktor 1 kg Protein = 4 kg Eiweißerbsen berücksichtigt. ⁸⁹ |
| Rohzellulose | 26 | g | ecoinvent 2.2 Modul „Sulfatzellstoff, Durchschnitt, ab Regionallager [RER]“ |
| Rohfette | 440 | g | Bereitstellung des Rohfettanteils über Fischöl; Modellierung der Fischmehlbereitstellung siehe Anhang (Kapitel 18.1) |
| Spezielle Fettsäuren | 187 | g | Bereitstellung des Anteils an speziellen Fettsäuren ebenfalls über Fischöl; Modellierung der Fischmehlbereitstellung siehe Anhang (Kapitel 18.1) |
| Rohasche | 78 | g | Der Rohascheanteil von Futtermitteln ist als der nach Veraschung der organischen Bestandteile des Futtermittels verbleibende Anteil an anorganischen Bestandteilen (z.B. Mineralstoffe mit Nährstoffcharakter (Mengen- und Spurenelemente), oder aber auch Silikate (Sand und Erde). Der Einfluss des Rohascheanteils wird über das ecoinvent 2.2 Modul „Chemikalien, anorganisch ab Werk [GLO]“ approximiert. |
| Nicht ausgewiesener Bestandteil | 139 | g | Annahme: Dieser Anteil entspricht dem Restwasseranteil; modelliert als ecoinvent 2.2. Modul „Trinkwasser ab Hausanschluss [RER]“ |

Um auch den Herstellungsaufwand des generischen Referenzprodukts abbilden zu können, wurde auf Literaturdaten zum energetischen Aufwand bei der Herstellung von Trockenfischfutter für adulte Fische zurückgegriffen (vgl. Tabelle 60).

⁸⁹ Die übrigen Bestandteile der Erbse, also etwa 1,4% Fett, 41,2% Kohlenhydrate sowie der Wasseranteil wurden in der Modellierung als Koppelprodukte vereinfachend nicht berücksichtigt.

Tabelle 60 Annahme zu den energetischen Inputs für die Herstellung eines konventionellen Trockenfischfutters (1.000kg) basierend auf Pelletier et al. (2009)

| Name/Bezeichnung | Menge | Einheit | Quelle bzw. Datenherkunft |
|------------------|-------|---------|--|
| Strom | 130,5 | kWh | ecoinvent 2.2 Strom, Mittelspannung, ab Netz [DE] |
| Wärme | 176,6 | MJ | ecoinvent 2.2 Nutzwärme, Erdgas, ab Heizkessel atm. nicht-mod. <100kW [RER] |
| Erdgas | 198,5 | MJ | ecoinvent 2.2 Erdgas, in Heizkessel atm. Brenner nicht-mod. <100kW [RER] |
| Heizöl | 52,8 | MJ | ecoinvent 2.2 Heizöl EL, in Heizkessel 10 kW Brennwert, nicht-modulierend [CH] |
| Diesel | 4,9 | MJ | ecoinvent 2.2 Diesel, in Dieselaggregat [GLO] |

Der Modellierung liegt die Überlegung zu Grunde, dass neben den aus energetischer Sicht eher unaufwändigen Schneid- und Mischprozessen vor allem die Reduktion des Wassergehaltes den Gesamtaufwand bei der Trockenfutterherstellung bestimmt. Geht man von einer vergleichbaren Feuchte zu Prozessbeginn aus, so stellt die Berücksichtigung der Daten von Pelletier et al. eine zulässige Approximierung dar.⁹⁰ Zu berücksichtigen bleibt jedoch, dass es sich bei den in Tabelle 60 angegebenen Werten um Daten aus einer kommerziell betriebenen Fischfabrik mit entsprechend optimierten energetischen Prozessen handelt.

Es wird weiterhin davon ausgegangen, dass das generische Referenzprodukt als Trockenfutter über den hier betrachteten Lagerzeitraum von vier Wochen ungekühlt gelagert werden kann. Für die Anreicherung des Lebendfutters wurden insgesamt 326,4 g Trockenfutter-Produkt eingesetzt. Dabei wurden insgesamt 307 g Artemien sowie 190 g Rotatorien angereichert.⁹¹

Die Aufwendungen während der Anreicherung von Rotatorien und Artemien entsprechen denen für die Anreicherung mit den beiden Mikroalgen-Futtermitteln. Sie können Tabelle 54 bis Tabelle 56 entnommen werden.

14.6. Ergebnisdarstellung

Nachfolgend sind die Ergebnisse der ökobilanziellen Betrachtung vergleichend dargestellt. Zunächst werden die Gesamtergebnisse der verglichenen Verfahren für die untersuchten Wirkungskategorien dargestellt und diskutiert (Kapitel 14.6.1). Anschließend werden die Anteile wichtiger Einzelprozesse im Zuge einer Beitragsanalyse detaillierter aufgeschlüsselt (siehe Kapitel 14.6.2).

⁹⁰ Nach Aussage von Dr. Meyer (GMA) ist es denkbar, dass für die Bereitstellung von Anreicherungsprodukten für Larvenfutter ein erhöhter Schneid-, bzw. vor allem Mischaufwand anfallen könnte. Für einen Mehraufwand durch die möglicherweise komplexere Produkt-Formulierung für Larvenfuttermittel waren keine Daten in der einschlägigen Literatur zu finden.

⁹¹ Angabe des Verantwortlichen des F&E-Projekts, Dr. Meyer (GMA).

14.6.1. Gesamtergebnis

Alle drei Produkte haben die Anreicherung von Lebendfutterorganismen für die Anfütterung von Fisch-Larven zum Ziel. Die Ergebnisse der ökobilanziellen Betrachtung zeigen, dass die beiden im Photobioreaktor (PBR) hergestellten Algenprodukte ein höheres Umweltbelastungspotenzial aufweisen als das konventionell hergestellte Referenzprodukt auf Fischmehlbasis. Dieses Ergebnis gilt für alle betrachteten Wirkungskategorien (Tabelle 61). Gegenüber dem industriell optimiert hergestellten Anreicherungsprodukt weisen die im Technikums-Maßstab produzierten Algenprodukte einen höheren spezifischen Energiebedarf auf.

Die Ergebnisse für das Pavlova-Produkt liegen geringfügig über denen des Nannochloropsis-Produkts. Der um Faktor 2 höhere Produktionsaufwand der Pavlova-Produktion im PBR trägt unter den hier berücksichtigten Randbedingungen also nur vergleichsweise wenig zum Gesamtergebnis bei.

Tabelle 61 Gesamtergebnis zur Herstellung von drei Anreicherungsprodukten, je 1 kg angereichertes Lebendfutter

| WK | Pavlova | Nannochloropsis | Referenz-Produkt | Einheit |
|------|---------|-----------------|------------------|------------------------------------|
| KEA | 30.291 | 29.108 | 27.900 | GJ |
| GWP | 1.730 | 1.662 | 1.592 | kg CO ₂ e |
| AP | 2,44 | 2,34 | 2,24 | kg SO ₂ e. |
| EP | 0,91 | 0,89 | 0,87 | kg PO ₄ e |
| POCP | 0,19 | 0,19 | 0,18 | kg C ₂ H ₄ e |

Die Gesamtergebnisse werden von der Anreicherungsphase des Lebendfutters dominiert. Hierbei handelt es sich nach Aussage der Verantwortlichen des F&E-Projektes um einen experimentellen Versuchsaufbau, bei dem noch erhebliches Optimierungspotenzial besteht, sowohl was den Versuchsaufbau als Ganzes als auch die eingesetzte Prozesstechnik angeht. Die Anreicherungsphase wird in der folgenden Beitragsanalyse detailliert aufgeschlüsselt.

14.6.2. Beitragsanalyse

In Tabelle 62 sind die Ergebnisse für die Bereitstellung des jeweiligen Anreicherungsproduktes, der Beitrag der gegebenenfalls erforderlichen Kühlagerung sowie die Anreicherung von Lebendfutter mit den jeweiligen Anreicherungsprodukten dargestellt.

In allen Wirkungskategorien dominiert die Phase der Lebendfutter-Anreicherung das Gesamtergebnis deutlich. Für das Pavlova-Produkt liegen die Beiträge in einem Bereich von 92% beim Treibhausgaspotenzial und bis zu 96% beim Eutrophierungspotenzial. Beim Referenzprodukt dominiert die Lebendfutter-Anreicherung das Ergebnis in allen Kategorien mit einem Beitrag nahe 100%. Dies ist insbesondere auf den Energieaufwand zur Beckenheizung und Beleuchtung in diesem Produktionsschritt zurückzuführen. Der Prozess der Lebendfutter-Anreicherung unterscheidet sich wie für die drei verglichenen Anreicherungsprodukte nicht.

Hierzu ist anzumerken, dass das F&E-Projekt auf die Entwicklung eines neuen Futtermittels ausgerichtet war. Die Optimierung der Lebendfutteranreicherung war demnach auch kein explizites Projektziel und es wurde Verfahrenstechnik im experimentellen Maßstab für die Anreicherung der Lebendfutterorganismen eingesetzt.

Tabelle 62 Beiträge einzelner Prozesse zum Gesamtergebnis

| Wirkungskategorie | Pavlova | Nanno-chloropsis | Referenz-Produkt | Einheit |
|-------------------------------------|----------|------------------|------------------|------------------------------------|
| KEA | | | | |
| Bereitstellung Anreicherungsprodukt | 2,42 | 1,24 | 0,04 | GJ |
| Kühlagerung Anreicherungsprodukt | 0,01 | 0,01 | --- | GJ |
| Lebendfutter-Anreicherung | 27,86 | 27,86 | 27,86 | GJ |
| Summe | 30,3 | 29,1 | 27,9 | GJ |
| GWP | | | | |
| Bereitstellung Anreicherungsprodukt | 139,40 | 71,28 | 2,20 | kg CO ₂ e |
| Kühlagerung Anreicherungsprodukt | 0,42 | 0,42 | --- | kg CO ₂ e |
| Lebendfutter-Anreicherung | 1.589,97 | 1.589,97 | 1.589,97 | kg CO ₂ e |
| Summe | 1.730 | 1.662 | 1.592 | kg CO ₂ e |
| AP | | | | |
| Bereitstellung Anreicherungsprodukt | 0,21 | 0,11 | 0,01 | kg SO ₂ e |
| Kühlagerung Anreicherungsprodukt | <0,01 | <0,01 | --- | kg SO ₂ e |
| Lebendfutter-Anreicherung | 2,23 | 2,23 | 2,23 | kg SO ₂ e |
| Summe | 2,44 | 2,34 | 2,24 | kg SO ₂ e |
| EP | | | | |
| Bereitstellung Anreicherungsprodukt | 0,04 | 0,02 | <0,01 | kg PO ₄ e |
| Kühlagerung Anreicherungsprodukt | <0,01 | <0,01 | --- | kg PO ₄ e |
| Lebendfutter-Anreicherung | 0,87 | 0,87 | 0,87 | kg PO ₄ e |
| Summe | 0,91 | 0,89 | 0,87 | kg PO ₄ e |
| POCP | | | | |
| Bereitstellung Anreicherungsprodukt | 0,02 | 0,01 | 0,00 | kg C ₂ H ₄ e |
| Kühlagerung Anreicherungsprodukt | <0,01 | <0,01 | --- | kg C ₂ H ₄ e |
| Lebendfutter-Anreicherung | 0,18 | 0,18 | 0,18 | kg C ₂ H ₄ e |
| Summe | 0,19 | 0,19 | 0,18 | kg C ₂ H ₄ e |

Die beiden im PBR aus Algen hergestellten Anreicherungsprodukte weisen gegenüber dem als Referenz-Produkt angenommenen Anreicherungsprodukts ein höheres Umweltbelastungspotenzial auf. Der aus ökobilanzieller Sicht wesentliche Unterschied liegt in der Bereitstellung der Formulierungsbestandteile der Anreicherungsprodukte.

Betrachtet man diese Phase isoliert, so zeigt sich, dass der zusätzliche Energiebedarf für den Betrieb des PBR im Vergleich zur Bereitstellung des für den Proteinanteil im Produkt berücksichtigten Fischmehls deutlich überwiegt. Für die Fischmehlbereitung wurden der Aufwand der Anlandung des Fisches und dessen großtechnische Verarbeitung zu Fischmehl berücksichtigt.

Die bis hierhin vorgenommene Betrachtung umfasst die Bereitstellung der Anreicherungsprodukte und die Aufwendungen für die Bereitstellung von Lebendfutterorganismen für die Kabeljau-Larven als Zielfischart. Noch nicht berücksichtigt ist damit eine Bewertung des Fütterungserfolgs, der mit den Futtermitteln jeweils zu erzielen ist. Hierzu wurden im Rahmen des F&E-Projektes bereits entsprechende Versuche durchgeführt. Die Erkenntnisse aus diesen Versuchen, wurden herangezogen, um diesen Aspekt im folgenden Kapitel ebenfalls zu diskutieren.

14.7. Integration der Ergebnisse aus den Fischlarvenversuchen

Die mit den jeweiligen Produkten angereicherten Lebendfutterorganismen wurde im Rahmen des Projekts in einem ersten Fütterungsversuch parallel an drei Gruppen von Kabeljaularven verfüttert. Das Experiment lief insgesamt 42 Tage, wobei die Kabeljaularven ab dem 3. Tag und dann für 31 Tage mit dem jeweiligen Lebendfutter gefüttert wurden. Im Rahmen dieses Experimentes wurde unter anderem auch die spezifische Überlebensrate der Kabeljaularven für jede der drei Gruppen bestimmt (Tabelle 63).

Tabelle 63 Experimentell bestimmte Überlebensrate von Kabeljaularven, die mit verschieden angereichertem Lebendfutter gefüttert wurden. Quelle: GMA

| Gruppenname (nach jeweiligem Anreicherungsprodukt) | Überlebensrate [%;±SD] |
|--|------------------------|
| Nannochloropsis Gruppe | 0,0 ± 0,0 |
| Pavlova-Gruppe | 6,47 ± 2,02 |
| Referenz-Produkt-Gruppe | 19,65 ± 7,51 |

Während in der Nannochloropsis-Gruppe keine Kabeljaularven überlebt haben, liegt die Überlebensrate für die Pavlova-Gruppe bei etwa 6,5%. Von den zu Versuchsbeginn eingesetzten 15.000 Fischlarven haben demnach ca. 970 überlebt. Die grundsätzliche Eignung des Pavlova-Produktes zur Anreicherung von Lebendfutterorganismen für die Fischlarvenzucht konnte somit im Rahmen der Fütterungsversuche gezeigt werden.

Die höchste Überlebensrate wurde mit ca. 19,7% (bzw. 2.950 Larven) für die Referenz-Produkt-Gruppe ermittelt, was vor allem darauf zurückzuführen ist, dass dieses Anreicherungsprodukt das Ergebnis von zahlreichen Fütterungsversuchen und einer komplex auf die Bedürfnisse der Fischlarven abgestimmten Komposition darstellt. Das im Zuge des F&E-Projekts entwickelte Pavlova-Produkt ist bislang hingegen noch keiner vergleichbaren Optimierung unterzogen worden. Vor diesem Hintergrund ist es wahrscheinlich, dass in weiteren Optimierungs-Experimenten die derzeit noch limitierenden Futtermittelbestandteile identifiziert und gezielt zugeben werden können. Die Überlebensrate innerhalb der Pavlova-Gruppe könnte sich daher durch entsprechende Anpassungen in Zukunft noch steigern lassen.

Aus den Auswertungen des Experiments geht ebenfalls hervor, dass auch innerhalb der Nannochloropsis-Gruppe in den ersten drei Wochen nach Versuchsstart eine ausreichende Versorgung der Fischlarven möglich ist. Erst ab der Vierten Woche scheint die Entwicklung der Fischlarven eines Stoffes zu bedürfen, die im Nannochloropsis-Anreicherungsprodukt nicht ausreichend vorhanden ist.

Der Einbezug der Ergebnisse aus dem Fischlarvenversuch in die ökobilanzielle Untersuchung ist in Tabelle 64 dargestellt.

Tabelle 64 Vergleich der Ergebnisse für die Pavlova-Gruppe sowie die Referenz-Produkt-Gruppe; bezogen auf die Bereitstellung von jeweils 1.000 Kabel-jaularven für die weitere Zucht

| Wirkungskategorie | Pavlova | Referenz-Produkt | Differenz (absolut) | Einheit |
|-------------------------------------|-----------|------------------|---------------------|------------------------------------|
| KEA | | | | |
| Bereitstellung Anreicherungsprodukt | 1.239,54 | 6,45 | 1.233,09 | MJ |
| Kühl Lagerung Anreicherungsprodukt | 3,79 | --- | 3,79 | MJ |
| Lebendfutter-Anreicherung | 14.268,57 | 4.694,84 | 9.573,73 | MJ |
| Fischlarvenversuch | 306,64 | 100,97 | 205,68 | MJ |
| Summe | 15.819 | 4802 | 11.016 | MJ |
| GWP | | | | |
| Bereitstellung Anreicherungsprodukt | 71,34 | 0,37 | 70,97 | kg CO ₂ e |
| Kühl Lagerung Anreicherungsprodukt | 0,22 | --- | 0,22 | kg CO ₂ e |
| Lebendfutter-Anreicherung | 814,13 | 267,92 | 546,21 | kg CO ₂ e |
| Fischlarvenversuch | 16,40 | 5,40 | 11,00 | kg CO ₂ e |
| Summe | 902 | 274 | 628 | kg CO ₂ e |
| AP | | | | |
| Bereitstellung Anreicherungsprodukt | 0,11 | <0,01 | 0,10 | kg SO ₂ e |
| Kühl Lagerung Anreicherungsprodukt | <0,01 | --- | <0,01 | kg SO ₂ e |
| Lebendfutter-Anreicherung | 1,15 | 0,38 | 0,77 | kg SO ₂ e |
| Fischlarvenversuch | 0,07 | 0,02 | 0,05 | kg SO ₂ e |
| Summe | 1,33 | 0,40 | 0,93 | kg SO ₂ e |
| EP | | | | |
| Bereitstellung Anreicherungsprodukt | 0,02 | <0,01 | 0,02 | kg PO ₄ e |
| Kühl Lagerung Anreicherungsprodukt | <0,01 | --- | <0,01 | kg PO ₄ e |
| Lebendfutter-Anreicherung | 0,48 | 0,15 | 0,34 | kg PO ₄ e |
| Fischlarvenversuch | 0,19 | 0,06 | 0,13 | kg PO ₄ e |
| Summe | 0,69 | 0,21 | 0,48 | kg PO ₄ e |
| POCP | | | | |
| Bereitstellung Anreicherungsprodukt | 0,01 | <0,01 | 0,01 | kg C ₂ H ₄ e |
| Kühl Lagerung Anreicherungsprodukt | <0,01 | --- | <0,01 | kg C ₂ H ₄ e |
| Lebendfutter-Anreicherung | 0,09 | 0,03 | 0,06 | kg C ₂ H ₄ e |
| Fischlarvenversuch | <0,01 | <0,01 | <0,01 | kg C ₂ H ₄ e |
| Summe | 0,10 | 0,03 | 0,07 | kg C ₂ H ₄ e |

Es wird deutlich, dass sich die höhere Überlebensrate in der Referenz-Produkt-Gruppe im Vergleich zur Pavlova-Gruppe nicht nur in der Phase des Fischlarvenversuchs selbst ausdrückt, sondern über eine entsprechend höheren Bedarf an Prozessinputs für die Pavlova-Gruppe auch auf die vorgelagerten Prozesse wirkt. Dies unterstreicht die Bedeutung und zugleich das Potenzial einer höheren Überlebensrate als Ziel künftiger Optimierungen der algenbasierten Anreicherungsprodukte.

14.8. Fazit und Ausblick

Ziel des F&E-Projektes „Pavlova“ war die Entwicklung der für eine industrielle Produktion der Mikroalge Pavlova geeigneten Verfahrenstechnik. Das im F&E-Projekt hergestellte Pavlova-Produkt ist Teil der Formulierung eines neuen Futtermittels, welches in vergleichenden Fütterungsexperimenten mit einem großtechnisch produzierten Futtermittel auf Fischmehl- und Fischölbasis getestet wurde. Die Qualität der Futtermittel bzw. des Fütterungserfolgs wurde dabei im Rahmen erster Tests anhand gängiger Parameter wie dem Wachstum oder der Mortalität der Fische bestimmt.

Im Rahmen der vergleichenden Nachhaltigkeitsanalyse zeigen die Ergebnisse der ökobilanziellen Untersuchung, dass das im F&E-Projekt produzierte Algenprodukt ein größeres Umweltbelastungspotenzial aufweist als großtechnisch produzierte, konventionelle Futtermittel auf Fischmehlbasis. Bezogen auf die Vergleichsgröße der Betrachtung, die Zucht von 1.000 Kabeljau-Larven, liegt das mit dem Pavlova-Produkt verbundene Treibhausgaspotenzial um ca. Faktor 3 über dem des Referenzprodukts. Hierfür sind im Wesentlichen zwei Faktoren von Bedeutung: Zum einen hat die Herstellung algenbasierter Anreicherungsprodukte derzeit einen höheren spezifischen Energiebedarf, da die Produktion algenbasierter Anreicherungsprodukte derzeit in Anlagen im Technikums-Maßstab erfolgt. Konventionelle Futtermittel auf Fischmehl- und Fischölbasis werden hingegen in weitgehend optimierten, industriellen Produktionsprozessen hergestellt. Eine industrielle Produktion von Mikroalgen der Gattung *Pavlova* ist grundsätzlich möglich, existiert derzeit jedoch noch nicht. Zum anderen führt die Fütterung mit algenbasierten Anreicherungsprodukten derzeit noch zu geringeren Überlebensraten als die konventionellen Futtermittel auf Fischmehl- und Fischölbasis. Diese Futtermittel sind als komplex formulierte Produkte exakt auf die Bedürfnisse der Zielfischart abgestimmt. Essentielle, auch in kleinsten Dosen zugesetzte Bestandteile haben daher einen großen Einfluss auf die Überlebensrate der Fische. Demgegenüber handelt es sich bei dem algenbasierten Anreicherungsprodukt um ein noch optimierungsfähiges Produkt. Es ist durchaus denkbar, dass die Zugabe der gleichen essentiellen Bestandteile auch beim Pavlova-Produkt zu höheren Überlebensraten bei der Fischlarvenaufzucht führt. Gleichwohl ist eine quantitative Einschätzung zu den künftig erreichbaren Überlebensraten auf Basis der vorhandenen Daten derzeit nicht möglich.

Eine weitere Erkenntnis aus der ökobilanziellen Untersuchung war die Bedeutung des Anreicherungsprozesses von Lebendfutter, welcher aus ökologischer Sicht den dominierenden Prozess darstellt und für alle Futtermittel erfolgen muss. Damit konnte ein möglicher Fokus für die gezielte Weiterentwicklung der Prozesstechnik identifiziert werden. Das starke Wachstum der Aquakultur hat global zu einer starken Nachfrage nach Futtermitteln für die Aquakultur geführt, die zum überwiegenden Teil Fischmehl und Fischöl enthalten. Entsprechend den stagnierenden Erträgen aus der Fangfischerei stagnierte auch die globale Fischmehl-Produktion. Es stellt sich daher die Frage, wie bei einem weiteren Wachstum der Aquakultur der Futtermittel- und damit auch der Fischmehl- und Fischöl-Bedarf auch in Zukunft gedeckt werden kann. Eine Steigerung der Fischmehlproduktion durch Ertragssteigerungen der marinen Fangfischerei ist ohne die Inkaufnahme erheblicher ökologischer Risiken nicht denkbar. Die Erschließung hochwertiger Ersatzprodukte aus

alternativen Quellen ist eine dringliche Aufgabe der Futtermittelforschung. Die Optimierung der Produktion der Mikroalge Pavlova, etwa in Form einer Weiterentwicklung der Prozesstechnik, kann vor diesem Hintergrund möglicherweise einen wichtigen Beitrag leisten.

Die wachsende Nachfrage hat in der Vergangenheit bereits zu stark steigenden Weltmarktpreisen für Fischmehl geführt. Letztlich werden sich die für den Betrieb von Aquakultur-Anlagen verantwortlichen Personen beim Einsatz verschiedener Futtermittel an den Kriterien der Qualität und dem zu zahlenden Preis orientieren. Für die Produktion von algenbasierten Ersatzprodukten ist davon auszugehen, dass sich ökologisch wie ökonomisch wirksame Effizienzgewinne, etwa in Form eines reduzierten spezifischen Energiebedarfs, realisieren lassen. Die Erzeugerpreise für algenbasierte Anreicherungsprodukte dürften demnach sinken, während für fischmehl- und fischölbasierte Anreicherungsprodukte von einem anhaltend hohen, wenn nicht sogar steigenden Preisniveau ausgegangen wird. Zusammenfassend kann daher festgehalten werden, dass Anhaltspunkte für Stärken und Optimierungspotenziale algenbasierter Anreicherungsprodukte bestehen, es jedoch darauf ankommen wird, die bestehenden Entwicklungspotenziale konsequent zu erschließen.

15. F&E-Projekt X: Fermentation der Ω -3-Fettsäure Docosahexaensäure (DHA) mit heterotrophen Algen zur Anreicherung von Nematoden für die Fütterung von Shrimplarven in der Aquakultur

15.1. Einführung

Bei der Shrimplarven-Zucht hängen sowohl Wachstum und Überlebensrate, als auch die Wasserqualität in den Aufzuchtbecken erheblich vom eingesetzten Futtermittel ab. Dies gilt sowohl hinsichtlich der Qualität als auch hinsichtlich der eingesetzten Menge an Futtermittel. (FAO 2007). Den mehrfach ungesättigten Fettsäuren (PUFA) kommt hierbei eine entscheidende Rolle zu. Laut Angaben der Welternährungsorganisation FAO sollte es ein wesentliches Ziel sein, Futtermittel einzusetzen, die ein den Shrimplarven ähnliches PUFA-Profil aufweisen (FAO 2007). In der Natur werden PUFA überwiegend von einzelligen marinen Algen synthetisiert und dann in der Nahrungskette weitergereicht. Die Versorgung der Shrimp-Larven mit mehrfach ungesättigten Fettsäuren, insbesondere mit der Docosahexaensäure (DHA) ist von entscheidender Bedeutung bei der Shrimp-Aquakultur (Kontara et al. 1995).

Bisher können nur wenige marine Mikroalgenarten an lediglich ausgewählten Standorten wirtschaftlich rentabel als Futtermittel produziert werden (Ratledege und Hopkins 1995). Ein möglicher Ansatz ist die Produktion von Algen, die ein gewünschtes PUFA-Profil bilden, in so genannten Photobioreaktoren. Dabei werden die Algentanks mit künstlichem Licht bestrahlt. Einen limitierenden Faktor stellt dabei jedoch der Gefäßdurchmesser dar. Die für eine wirtschaftliche Produktion wünschenswerten Durchmesser⁹² führen zu steigenden Beschattungseffekten die sich wiederum in einem geringeren Ertrag an Algenbiomasse niederschlagen (Frank et al. 2010).

Entgegen den auf eine externe Lichtquelle angewiesenen autotrophen Algen, nutzen heterotrophe Mikroalgen zur Aufrechterhaltung ihres Stoffwechsels bereits vorhandene organische Bausteine. Sie benötigen für ihre Stoffwechselaktivität kein Licht, wodurch es möglich ist, heterotrophe Algen lichtunabhängig in Fermentationsbehältern zu produzieren. Das Problem von Beschattungseffekten bei der lichtabhängigen Produktion autotropher Algen besteht daher bei der Produktion heterotropher Algen nicht.

Die Bereitstellung von geeigneten Futtermitteln für die Aufzucht der Shrimp-Larven ist eine Herausforderung. In den ersten Lebenstagen ernähren sich die Larven durch Aufnahme von Mikroalgen. Es folgt ein Stadium, in dem die Shrimp-Larven auf passgenaue Lebendfutter-Organismen angewiesen sind. Passgenau bedeutet in diesem Fall, dass die Futterorganismen sowohl ernährungsphysiologisch als auch hinsichtlich ihrer Größe für die Shrimp-Larven geeignet sein müssen. In der Praxis werden zunächst Larven des Salinenkrebsses (*Artemia*-Nauplien) und später auch *Artemia* und Rädertierchen (*Rotatoria*) selbst als Futterorganismen eingesetzt. Die Vorkhaltung lebender Futterorganismen für die Zucht von Shrimp-Larven ist aufwändig. Außerdem ist auch die Bereitstellung von Futterorganismen mit geeignetem PUFA-Profil eine Herausforderung, da der natürliche PUFA-Gehalt von Artemien und Rotatorien nicht zur optimalen Versorgung der Shrimp-Larven ausreicht (Frank et al. 2010). Dem daraus resultierenden Mangel an essentiellen Nährstoffen wird in der Regel durch die Zugabe von fischölbasierten Emulsionen oder pelletiertem Trockenfutter begegnet (FAO 2007).

⁹² So geht nach dem Gesetz von Hagen-Poiseuille der Radius eines Rohres in der vierten Potenz in den Volumenfluss des Rohres ein. Dies bedeutet, dass der Strömungswiderstand ganz wesentlich vom Radius des Rohres beeinflusst wird.

Der im Rahmen des Projektes FeeDH-A-Shrimp verfolgte Ansatz sieht vor, bakteriophage Nematoden als Lebendfuttermittel einzusetzen. Diese weisen die richtige Größe auf, um in die Kieferspalten der Shrimp-Larven zu passen. Außerdem vermehren sich Nematoden schnell und es stehen bereits technologische Verfahren zur ihrer kommerziellen Massenvermehrung zur Verfügung. Ein weiterer Vorteil von Nematoden als Lebendfutterorganismen ist ihre Fähigkeit zur Anhydrobiose⁹³ und damit zur Überdauerung in einem inaktiven Trockenstadium. Da sie sich durch ein einfaches Verfahren wieder in ihr aktives Stadium überführen lassen, können sie dazu beitragen, die Aufwendungen für die Vorhaltung von Lebend-Futtermitteln zu reduzieren.

15.2. Beschreibung des Forschungsprojektes

Das Projekt „Fermentation der Ω -3-Fettsäure Docosahexaensäure (DHA) mit heterotrophen Algen zur Anreicherung von Nematoden für die Fütterung von Shrimp-Larven in der Aquakultur“ (AZ-28110-34; Kurztitel „FeeDH-A-Shrimp“) hatte zum Ziel, ein für die Fütterung von Larven des so genannten „Black Tiger Shrimp“ (*Penaeus monodon*) geeignetes, mit DHA-angereichertes Nematoden-Produkt zu entwickeln. Das Projekt wurde unter der Leitung von Herrn Prof. Dr. Ralf-Udo Ehlers in den Forschungseinrichtungen der e-nema – Gesellschaft für Biotechnologie und biologischen Pflanzenschutz mbH (e-nema) durchgeführt. Begleitende wissenschaftliche Maßnahmen wurden am Institut für Phytopathologie – Abt. Biotechnologie und biologischer Pflanzenschutz, an der Christian-Albrechts-Universität Kiel vorgenommen.

Im Projekt wurden die hinsichtlich ihres PUFA-Profiles als besonders vielversprechend identifizierten heterotrophen Mikroalgen *Cryptocodinium cohnii* und *Schizochytrium sp.* produziert. Diese weisen einen Anteil von bis zu 20% DHA in ihrer Trockenmasse auf und lassen sich lichtunabhängig in Fermentern produzieren. Die Fermentation erfolgt in einem 2-stufigen FED-Batch-Prozess.⁹⁴

Ein Projektziel war die Entkopplung der Produktion von Futterorganismen und der Bereithaltung von Shrimp-Larven. Damit sollte ein Beitrag zum Abbau bestehender Ineffizienzen in der Shrimp-Zucht geleistet werden.

Zu den Zielen des Forschungsvorhabens gehörten ebenso die Optimierung der Verfahrenstechnik zur Produktion von DHA-angereicherten Nematoden, und die Prüfung des entwickelten Produktes auf seine Eignung als Futtermittel. Langfristig soll damit die Bereitstellung von DHA aus heterotrophen Algen zu einer Alternative zur Bereitstellung von DHA aus Fischöl werden.

15.3. Methodische Vorgehensweise

Die Projektbearbeitung durch das Öko-Institut erfolgte für das F&E-Projekt „FeeDH-A-Shrimp“ im Zuge einer ökobilanziellen Bewertung. Dabei wurden die mit der Shrimp-Futter-Produktion potenziell verbundenen Umweltauswirkungen quantitativ erfasst. Die Bewertung des Umweltentlastungspotenzials wurde im Rahmen einer vergleichenden Betrachtung durchgeführt. Als Vergleichsgrundlage wurde in Abstimmung mit dem F&E-Projekt die konventionelle Bereitstellung von Artemien

⁹³ Anhydrobiose [von griech. anhydros = wasserlos, biösis = Leben], Fähigkeit von Tieren, Pflanzen, Flechten und Pilzen, Phasen nahezu vollständiger Austrocknung zu überdauern und nach Wiederaufnahme von Wasser die ursprünglichen Lebensfunktionen wieder aufzunehmen. Quelle: Artikel Anhydrobiose, Lexikon der Biologie; <http://www.wissenschaft-online.de/abo/lexikon/bio/3580>; abgerufen am 14.01.2014

⁹⁴ Bei der Produktion in einem FED-Batch-Prozess lassen sich zwei Phasen unterscheiden. Zunächst wird eine hohe Zelldichte angestrebt. Hierzu wird die N-Quelle so dosiert, dass sie am Ende verbraucht ist, während die Glucosekonzentration (C-Quelle) stets so hoch gehalten wird, dass die Bakterien ihren Stoffwechsel umsteuern und verstärkt Speicherlipide produzieren. Der gesamte Prozess wird geerntet wenn die Biomasse im Fermenter nicht mehr weiter zunimmt.

unter zusätzlicher Verfütterung eines formulierten Trockenprodukts auf Fischmehl- und Fischölbasis herangezogen.

Ziel der im Folgenden dargestellten Betrachtung war es, das neu entwickelte Futtermittel für Shrimp-Larven hinsichtlich der relevanten Umweltauswirkungen bei der Futtermittelbereitstellung zu bewerten. Soweit möglich, wurden hierbei ebenfalls Ansatzpunkte für künftige Optimierungsansätze aufgezeigt. Der Vergleich der Futtermittel konnte auf Basis des erzielten Fütterungserfolgs bei den Shrimp-Larven, bis zum ersten Postlarvenstadium (PL1⁹⁵) durchgeführt werden.

Darüber hinaus wurde geprüft inwiefern bei der Bewertung des neu entwickelten Futtermittels weitere Nachhaltigkeitsaspekte zu berücksichtigen sind. Im Sinne einer integrierenden Betrachtung der einzelnen Untersuchungsschritte erfolgt abschließend ein Ausblick.

15.4. Festlegung des Untersuchungsrahmens

Die ökobilanzielle Untersuchung wurde gemäß der im Kapitel 3 beschriebenen Methodik durchgeführt. In den folgenden Abschnitten werden die für die Untersuchung festgelegte funktionelle Einheit, die Systemgrenze und die Anforderungen an die Datenqualität dargestellt.

15.4.1. Funktionelle Einheit

Als funktionelle Einheit wurde für diese Studie folgende Bezugsgröße festgelegt:

Bereitstellung von 1 kg Shrimps (Frischgewicht) im Postlarvenstadium PL1

Die zu vergleichenden Systeme können von ihrer Funktion her als gleichwertig angesehen werden. Sie dienen beide der Fütterung von Shrimp-Larven in deren ersten Lebenstagen. Abgesehen von ihrer Bereitstellung läuft der Fütterungsprozess für beide Futtermittel identisch ab, sodass sie direkt miteinander verglichen werden konnten.

15.4.2. Festlegung der Systemgrenzen

Als Systemgrenze der ökobilanziellen Betrachtung werden die zur Bereitstellung von angereicherter Lebendfutter für die Shrimp-Larvenaufzucht erforderlichen Prozesse berücksichtigt. Darüber hinaus werden entsprechend der in Kapitel 3.1.3 dokumentierten allgemeinen Annahmen keine Investitionsgüter und sonstige Infrastrukturaufwendungen (sog. Capital Equipment) berücksichtigt. Für die im Rahmen der ökobilanziellen Betrachtung berücksichtigten Prozesse ergibt sich die in Abbildung 22 dargestellte Systemgrenze.

⁹⁵ PL1 = post larvae stadium 1; Die Shrimplarven erreichen dieses Stadium ca. elf Tage nach dem Schlüpfen der Brut (engl. dph=days post hatch)

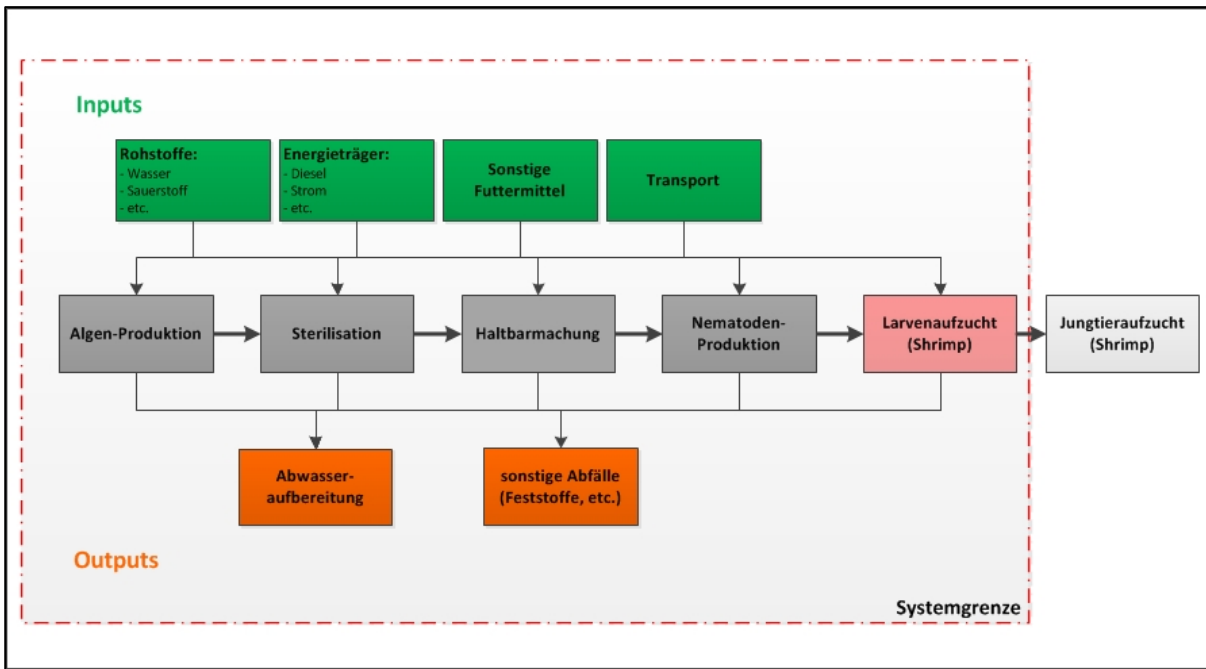


Abbildung 22 Systemgrenze im Projekt „FeeDH-A-Shrimp“

Die berücksichtigten Teilprozesse werden in der Beschreibung zur Modellierung in den Kapiteln 15.5.1 und 15.5.2 detailliert aufgeführt. Für das als Vergleichsgrundlage herangezogene, konventionelle Anreicherungsprodukt wurde anstelle der Nematoden-Produktion die Bereitstellung und Anreicherung von Artemien berücksichtigt. Hierfür waren sowohl Informationen eines kommerziellen Anbieters⁹⁶ sowie auch direkt im Forschungsprojekt erhobene Daten verfügbar. Analog dem Vorgehen bei der Nematoden-Produktion wurde die Bereitstellung der erforderlichen Materialien, ebenso wie die Aufwendungen für die Bereitstellung des Lebendfutters berücksichtigt.

15.4.3. Datenerhebung und Anforderungen an die Datenqualität

Die Datenlage für die vergleichende Untersuchung kann als gut bezeichnet werden. Für beide Verfahren zur Futtermittelbereitstellung konnten Primärdaten erhoben werden. Diese wurden vom F&E-Projekt sowohl direkt in den Einrichtungen der e-nema als auch in einer Shrimp-Larvenzucht in Mexiko erhoben. Verbleibende Datenlücken konnten mit qualifizierten Literaturdaten belegt und, wo nötig, durch Experteneinschätzungen seitens des F&E-Projektes ergänzt werden. Für die Modellierung der Vorketten wurde, wie generell im Rahmen des Bewertungsprojektes, auf Datensätze aus der kommerziellen Datenbank ecoinvent (ecoinvent Centre 2010) zurückgegriffen. Der ökobilanziellen Betrachtung liegen somit insgesamt Daten zugrunde, die eine zielführende Beantwortung der Fragestellung erlauben.

15.4.4. Allokation und Gutschriften

Die beiden zu vergleichenden Systeme sind von ihrer Funktion her als gleichwertig zu bezeichnen. Eine Allokation auf möglicherweise entstehende Koppelprodukte erfolgte im Rahmen dieser Betrachtung nicht, da davon ausgegangen werden konnte, dass zum gegenwärtigen Zeitpunkt bei keinem der beiden verglichenen Verfahren entsprechende Koppelprodukte zu berücksichtigen sind.

⁹⁶ Artemia International LLC, USA

Eine Ausnahme stellt hier die Bereitstellung von Soja-Lecithin als Bestandteil des Nährmediums zur Nematoden-Produktion dar. Gemäß den Ausführungen in Kapitel 15.6.3 wurde hier eine ökonomische Allokation der Bereitstellung von Soja-Öl und Soja-Lecithin aus Soja-Rohöl berücksichtigt.

15.5. Modellierung

15.5.1. Modellierung der Futtermittelherstellung im Projekt FeeDH-A-Shrimp

Für die Modellierung der Futtermittelbereitstellung im Projekt FeeDH-A-Shrimp wurden die folgenden drei Prozesse und die jeweils damit verbundenen Aufwendungen berücksichtigt:

- Produktion heterotropher Mikroalgen mit geeignetem PUFA-Profil, sowie deren prozess-technische Weiterverarbeitung und Haltbarmachung;
- Produktion bakteriophager Nematoden in einem Fermentationsprozess, sowie Überführung der Nematoden in das inaktive, dauerhaft ohne Kühlung lagerfähige Anhydrobiose-Stadium;
- Anzucht von Shrimp-Larven ab dem Schlüpfen der Brut bis zum ersten Post-Larvenstadium sowie deren Fütterung in den ersten Lebenstagen.

Die Produktion heterotropher Mikroalgen dauert zwölf Tage. Sie erfolgt in einem Bioreaktor, der mit einem Anzuchtmedium gefüllt wird. Die Angaben zu den stofflichen und energetischen Inputs je Kilogramm Trockengewicht Algenproduktion finden sich in Tabelle 65.

Tabelle 65 Stoffliche und energetische Inputs der Produktion von 1 kg heterotrophen Mikroalgen (Trockengewicht); Quelle: e-nema

| Input-Flüsse | Menge | Einheit | Modellierung/Quelle |
|-----------------------------------|--------|---------|---|
| Nährmedium_C-Quelle (Ethanol) | 3,125 | kg | ecoinvent 2.2.; Ethanol aus Ethen, ab Werk [RER] |
| Nährmedium_Hefe-Extrakt | 0,156 | kg | ecoinvent 2.2.; Hefepaste, aus Molke, ab Vergärung [CH] |
| Nährmedium_Kochsalz (NaCl) | 0,391 | kg | ecoinvent 2.2.; Natriumchlorid, Pulver, ab Werk [RER] |
| Nährmedium_Wasser | 11,953 | kg | ecoinvent 2.2.; Trinkwasser, ab Hausanschluss [RER] |
| Sauerstoff | --- | --- | nicht berücksichtigt |
| Strombedarf (Rührwerk/Kompressor) | 2,7 | kWh | ecoinvent 2.2.; Strom, Niederspannung, ab Netz [DE] |
| Brennstoffbedarf (Sterilisation) | 9,115 | MJ | ecoinvent 2.2.; Diesel, in Dieselaggregat [GLO]; Annahme zum Heizwert: 35MJ/l |
| Brennstoffbedarf (Fermentation) | 9,115 | MJ | ecoinvent 2.2.; Diesel, in Dieselaggregat [GLO]; Annahme zum Heizwert: 35MJ/l |
| Kühlwasser | 56,3 | kg | ecoinvent 2.2.; Trinkwasser ab Hausanschluss [RER] |
| Abwasserbehandlung | 56,3 | kg | ecoinvent 2.2.; Behandlung, Abwasser, in Abwasserreinigung, Gr.Kl.2 [CH] |

Nach Abschluss des Produktionszyklus wird die Algenbiomasse geerntet. Bevor die Mikroalgen an die Nematoden verfüttert werden können, werden sie in einem Homogenisator behandelt, um somit die Algenzellwände zu zerstören und die enthaltenen PUFA aufzuschließen. Erst nach dieser Behandlung können diese von den Nematoden aufgenommen werden. Der vom F&E-Projekt eingesetzte Homogenisator kann pro Stunde 20 Liter Algenmedium homogenisieren. Im Rahmen der Experimente wurde der Homogenisator mit einer Bakteriendichte von 150 g Trockengewicht pro Liter beschickt, was sich laut den Verantwortlichen als optimal erwies.⁹⁷ Basierend auf den Angaben des F&E-Projektes wurde der Aufwand für die Homogenisierung der Algen nach den Angaben in Tabelle 66 berechnet.

Tabelle 66 Aufwand für die Homogenisierung von 1 kg Mikroalgen (Trockengewicht); Quelle: e-nema

| Input-Flüsse | Menge | Einheit | Modellierung/Quelle |
|-----------------------------------|-------|---------|---|
| Volumen Homogenisator | 20 | l/h | Produktdatenblatt Avestin Emulsiflex C-50 (Avestin Inc. o.J.) |
| Dichte Mikroalgen | 150 | g(dw)/l | Angabe e-nema GmbH |
| Menge Mikroalgen pro Stunde | 3000 | g(dw)/h | Angabe e-nema GmbH |
| Leistungsaufnahme Kompressor | 5 | kW | Produktdatenblatt Avestin Emulsiflex C-50 (Avestin Inc. o.J.) |
| Energiebedarf pro kg Algenprodukt | 0,25 | kWh | Eigene Berechnung Öko-Institut ⁹⁸ |

Parallel zur Produktion und Homogenisierung der Algenbiomasse erfolgt die 15-tägige Nematoden-Produktion. Hierzu wird ebenfalls ein 10.000 Liter fassender Bioreaktor eingesetzt. In Tabelle 67 sind die erforderlichen stofflichen und energetischen Inputs der Nematoden-Produktion dargestellt.

⁹⁷ Persönliche Kommunikation mit Dr. Laurent Seychelles, Februar 2014.

⁹⁸ Eigene Berechnung des Öko-Instituts. Für die Berechnung des Energieaufwandes für die Homogenisierung der Mikroalgen wurde davon ausgegangen, dass der 5 kW-Kompressor bei maximaler Leistungsaufnahme 20 Liter Algenprodukt homogenisieren kann. Vereinfachend wurde angenommen, dass ein Liter Algenprodukt ein Kilogramm wiegt.

Tabelle 67 Stoffliche und energetische Inputs der Produktion von 1 kg bakterio-phagen Nematoden (Frischgewicht); Quelle: e-nema sowie eigene Annahmen Öko-Institut

| Input-Flüsse | Menge | Einheit | Modellierung/Quelle |
|-------------------------|-------|---------|--|
| E-coli (0,3%) | 60,7 | ml | Nicht berücksichtigt, siehe geringe Konzentration |
| Glucose | 40,5 | g | ecoinvent 2.2.; Zucker, aus Zuckerrohr, ab Zuckerherstellung [CH] |
| Hefe-Extrakt | 81,0 | g | ecoinvent 2.2.; Hefepaste, aus Molke, ab Vergärung [CH] |
| Sojamehl (entfettet) | 141,7 | g | ecoinvent 2.2.; Sojaschrot, ab Werk [RER] ⁹⁹ |
| Lecithin | 6.071 | g | ecoinvent 2.2.; Sojaöl, ab Werk [RER] ¹⁰⁰ |
| Rapsöl | 546,4 | g | ecoinvent 2.2.; Rapsöl, ab Ölmühle [RER] |
| NaCl | 101,2 | g | ecoinvent 2.2.; Natriumchlorid, Pulver, ab Werk [RER] |
| KCL | 20,2 | g | ecoinvent 2.2.; Kaliumchlorid, als K20, ab Regionallager [RER] |
| CaCL2 | 10,1 | g | ecoinvent 2.2.; Chemikalien, anorganisch, ab Werk [GLO] |
| MgSO4 x 7 H2O | 20,2 | g | ecoinvent 2.2.; Chemikalien, anorganisch, ab Werk [GLO] |
| KH2PO4 | 68,8 | g | ecoinvent 2.2.; Chemikalien, anorganisch, ab Werk [GLO] |
| K2HPO4 | 34,4 | g | ecoinvent 2.2.; Chemikalien, anorganisch, ab Werk [GLO] |
| Nährmedium_Wasser | 19,1 | kg | ecoinvent 2.2.; Trinkwasser, ab Hausanschluss [RER] |
| Rührwerk und Kompressor | 4,4 | kWh | ecoinvent 2.2.; Strom, Niederspannung, ab Netz [DE] |
| Sterilisation | 9,115 | MJ | ecoinvent 2.2.; Diesel, in Dieselaggregat [GLO]; Heizwert: 35MJ/l |
| Fermentation | 9,115 | MJ | ecoinvent 2.2.; Diesel, in Dieselaggregat [GLO]; Heizwert: 35MJ/l |
| Kühlwasser | 91,1 | kg | ecoinvent 2.2.; Trinkwasser ab Hausanschluss [RER] |
| Abwasserbehandlung | 91,1 | kg | ecoinvent 2.2.; Behandlung, Abwasser, in Abwasserreinigung, Gr.Kl.2 [CH] |

Am Ende des Prozesses werden die Nematoden mit dem parallel produzierten Algenprodukt angereichert. Ziel ist es, dass die Nematoden die ernährungsphysiologisch wertvollen PUFA aufnehmen, die zuvor von den Mikroalgen gebildet worden sind. Für den Anreicherungsprozess wird der Bioreaktor für einen weiteren Tag mit den bereits bekannten energetischen Inputs gefahren (vgl. Tabelle 68).

⁹⁹ Sojaschrot wird aus Sojabohnen durch Zerkleinerung gewonnen. Die Verwendung von unbehandeltem Sojaschrot in Lebensmitteln ist sehr gering. Wenn Sojaschrot in der Tiermast eingesetzt werden soll, so wird es vorher entfettet und erhitzt. Der hohe Gehalt an Sojaöl (20% und mehr) wird durch Pressung und/oder Extraktion mittels Hexan zum größten Teil entfernt. Das verbleibende Sojaextraktionsschrot wird zur Tierfütterung eingesetzt, weil es sehr hohe Proteingehalte aufweist.

¹⁰⁰ Das Rohöl, das als Begleitstoff etwa 2% Lecithin enthält, wird in einem Quellbehälter auf 70 bis 90°C erwärmt und mit 1 bis 4% Wasser intensiv vermischt. Dabei quillt das Lecithin auf, fällt als gallertartige Masse aus und wird mit hochtourigen Spezial-Separatoren vom Rohöl abgetrennt. Diesem Lecithin-Nass-Schlamm – mit etwa 12% Öl, 33% Phospholipiden und 55% Wasser – wird in einem Dünnschichtverdampfer das Wasser entzogen. Es entsteht ein Rohlecithin, das 60 bis 70% polare Lipide und 27 bis 37% Sojaöl enthält. Der Wasseranteil beträgt jetzt nur noch 0,5 bis 1,5%. Vereinfachende Annahme für die Berechnung: für 1 g Lecithin werden 50 g Sojaöl bereitgestellt.

Tabelle 68 Berechnung des Aufwandes für die Anreicherung von 1 kg Nematodenprodukt (Frischgewicht): Quelle: e-nema sowie eigene Berechnung Öko-Institut

| Input-Flüsse | Menge | Einheit | Modellierung/Quelle |
|---|-------|----------------|--|
| Kühlwasser | 6,073 | kg | ecoinvent 2.2.; Trinkwasser ab Hausanschluss [RER] |
| Abwasserbehandlung | 0,006 | m ³ | ecoinvent 2.2.; Behandlung, Abwasser, in Abwasserreinigung, Gr.Kl.2 [CH] |
| Strombedarf (Rührwerk und Kompressor) pro Tag | 144 | kWh | Angabe e-nema GmbH |
| Algenprodukt (ab Fermenter) | 0,202 | kg | eigene Berechnung ¹⁰¹ |
| Nematodenproduktion Gesamt | 494 | kg | e-nema GmbH (Frischgewicht) |
| Strombedarf pro kg Nematodenprodukt | 0,291 | kWh | ecoinvent 2.2.; Strom, Niederspannung, ab Netz [DE] |

Nach erfolgter Anreicherung der Nematoden werden diese in einem als „Adaption“ bezeichneten Prozessschritt für die Trocknung (Dehydratisierung) vorbereitet. Die Adaptionsphase dauert acht Stunden. Sie erfolgt im Bioreaktor und weist folglich die bereits bekannten energetischen und Stofflichen Inputs auf (vgl. Tabelle 69).

Tabelle 69 Berechnung des Aufwandes für den Adaptionsprozess von 1 kg Nematodenprodukt (Frischgewicht): Quelle: e-nema sowie eigene Berechnung Öko-Institut

| Input-Flüsse | Menge | Einheit | Modellierung/Quelle |
|---|-------|---------|---|
| Strombedarf (Rührwerk und Kompressor) pro 8 h | 48 | kWh | Angabe e-nema GmbH |
| Nematodenproduktion Gesamt | 494 | kg | Angabe e-nema GmbH (Frischgewicht) |
| Strombedarf pro kg Nematodenprodukt | 0,097 | kWh | ecoinvent 2.2.; Strom, Niederspannung, ab Netz [DE] |
| Glycerol-Bedarf | 1,52 | kg | Angabe e-nema GmbH + eigene Berechnung |

Eine Dehydratisierung der Nematoden, also die Reduktion des Wassergehalts der Nematoden, schließt den Produktionsprozess ab. Durch die Reduktion des Wassergehalts auf 53% gehen die Nematoden in das inaktive Dauerstadium der Anhydrobiose über, in welchem sie sich ohne besondere Vorkehrungen für längere Zeit halten lassen. Für die Dehydratisierung wurden seitens des F&E-Projektes im Labormaßstab erfolgreich mehrere Verfahren getestet. Welches dieser Verfahren sich letztlich am besten für die kommerzielle Produktion von Nematoden eignet wird derzeit noch untersucht. Ein vielversprechender Ansatz ist die Sprühtrocknung, zu der jedoch noch keine Daten aus dem Projekt vorliegen, die im Rahmen der ökobilanziellen Betrachtung verwendbar wären. Um die Aufwendungen für die Sprühtrocknung dennoch berücksichtigen zu können, wurde der Energiebedarf wie nachfolgend beschrieben approximiert.

¹⁰¹ Basierend auf einer Angabe von e-nema: Demnach erfolgt eine Zugabe von 1% des Gesamtgewichts des Bioreaktors. Dies bedeutet bei einem 10.000-Liter-Bioreaktor eine Zugabe von 100 kg; Bei einer Gesamtproduktion von 494 kg Nematoden bedeutet dies eine Zugabe von 0,202 kg Algenprodukt pro kg Nematoden.

Während der Dehydratisierung wird der Wassergehalt der Nematoden von 97% auf 53% reduziert. Dies entspricht bei einer Ausgangsmasse von 494 kg Nematoden einem Wassergehalt von 480,6 kg. Um den Wassergehalt auf 53% zu reduzieren, sind 218,8 kg Wasser zunächst von Raumtemperatur um 80 K bis auf den Siedepunkt zu erwärmen und dann zu verdampfen. Der Energiebedarf für die Erwärmung des Wassers, wird über die spezifische Wärmekapazität berechnet. Diese beträgt 4,182 KJ/(kg*K) und erfordert einen Energieaufwand von 73,2 MJ. Bei einer Verdampfungsenthalpie von 2,26 MJ/kg Wasser erfordert der Gesamtprozess demnach einen Energieaufwand von 568 MJ. Nimmt man einen Wirkungsgrad auf den Brennstoffeinsatz von 80% an, so benötigt der Gesamtprozess 711 MJ Primärenergie. Als Output entstehen 275,2 kg dehydratisierte Nematoden. Dies bedeutet einen energetischen Aufwand von 2,6 MJ/kg dehydratisierter Nematoden.

Bevor die Nematoden als Futtermittel für die Zucht von Shrimp-Larven eingesetzt werden können, müssen sie etwa 30 Minuten vor der Verfütterung rehydriert werden. Für die Fütterung von 1 kg Shrimps (Frischgewicht; PL1-Shrimp) werden 377 g Nematodenprodukt (Trockengewicht) benötigt. Das Nematodenprodukt wird durch Zugabe von zwei Liter Wasser rehydriert. Durch die Wasserzugabe endet die Anhydrobiose der Nematoden und diese werden aktiviert. Damit stehen sie als Lebendfuttermittel für die Shrimps-Larven zur Verfügung.

Die Shrimp-Larvenaufzucht ist der letzte Prozessschritt, der im Rahmen dieser Untersuchung berücksichtigt werden konnte. Wie aus Abbildung 23 entnommen werden kann, dauert der gesamte Entwicklungsprozess etwa 16 Tage.

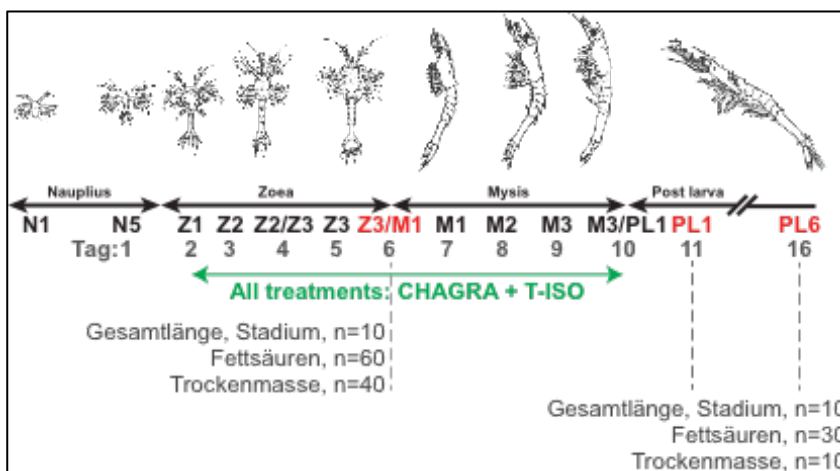


Abbildung 23 Darstellung der Entwicklungsstadien von Shrimp-Larven bzw. Jungshrimps; Quelle: e-nema

Am Ende des 16. Tages haben die Jung-Shrimps das Stadium PL6 bis bzw. PL7 erreicht. Sie können anschließend in die Jungtieraufzucht überführt und dort weiter aufgezogen werden. Im Rahmen dieser Studie wurden die ersten elf Tage des in Abbildung 23 dargestellten Prozesses berücksichtigt. In dieser Zeit entwickeln sich die Shrimp-Larven bis zum so genannten PL1-Stadium. Die Tage 12-16, innerhalb derer die jungen Shrimps weiter heranwachsen, sind nicht mehr Teil der ökobilanziellen Untersuchung.

Für die Zucht von 1 kg PL1-Shrimp-Larven wurden im Rahmen dieser Untersuchung die in Tabelle 70 genannten stofflichen und energetischen Inputs berücksichtigt.

Tabelle 70 Stoffliche und energetische Inputs der Produktion von 1 kg Shrimplarven (PL1; Frischgewicht); Quelle e-nema

| Input-Flüsse | Menge | Einheit | Modellierung/Quelle |
|---------------------------------|-----------|----------------|--|
| Shrimplarven (geschlüpft) | 2.500.000 | Stück | nicht berücksichtigt |
| Strombedarf (Beleuchtung) | 112,2 | kWh | Strom, Niederspannung ab Netz [DE] |
| Strombedarf (Beckenheizung) | 864 | kWh | Strom, Niederspannung ab Netz [DE] |
| Salzwasserbedarf | 28.334 | Liter | Eigene Modellierung; siehe Anhang (Kapitel 18.3) |
| Salzwasser (Desinfektion) | 28.334 | Liter | Eigene Modellierung; siehe Anhang (Kapitel 18.3) |
| Nematodenprodukt (angereichert) | 377 | g | eigene Modellierung; vgl. Tabelle 68 und Tabelle 69 |
| Abwasserbehandlung | 28,334 | m ³ | ecoinvent 2.2.; Behandlung, Abwasser, in Abwasserreinigung, Gr.Kl.2 [CH] |

Für die Shrimplarven-Aufzucht werden zwei Futtermittel zeitweise parallel eingesetzt. Insbesondere in den ersten Tagen nach dem Schlüpfen wird zusätzlich zum Nematodenprodukt auch noch frische Mikroalgenkultur zugegeben (CHAGRA bzw. T-ISO als Zusatzfutter). Die Produktion der Mikroalgenfrischkulturen CHAGRA und T-ISO erfolgt unter sterilen Bedingungen bei einer Temperatur von 20-22°C in Salzwasser. Neben den Aufwendungen für die Steril-Technik wird zusätzlich noch künstliches Licht benötigt. Für die Aufwendungen der Bereitstellung der Mikroalgenfrischkulturen konnten über die genannten Informationen hinaus im Rahmen des Projektes keine Primärdaten erhoben werden. Nach Aussage von Herrn Dr. L. Seychelles (Wissenschaftler bei der e-nema GmbH) unterscheiden sich die beiden verglichenen Verfahren zur Futtermittelbereitstellung nicht hinsichtlich ihres Bedarfs an diesem Zusatzfutter. Die Nicht-Berücksichtigung des Zusatzfutters erfolgt daher analog bei beiden zu vergleichenden Verfahren. Sie wirkt sich demnach nicht nachteilig auf den in der vorliegenden Studie dargestellten Vergleich aus.

15.5.2. Modellierung eines konventionellen Futtermittelprodukts zur Shrimplarven-Aufzucht als Referenz

Grundsätzlich erfolgt die Herstellung eines auf angereicherten Artemien basierenden Futtermittels in einer vergleichbaren Form wie die Herstellung des Nematoden-Produkts. Für die Modellierung wurden die in Abbildung 24 dargestellten Prozesse berücksichtigt. Für die Modellierung wurde der rot hinterlegte Prozess der Shrimp-Brutanlage nicht berücksichtigt.

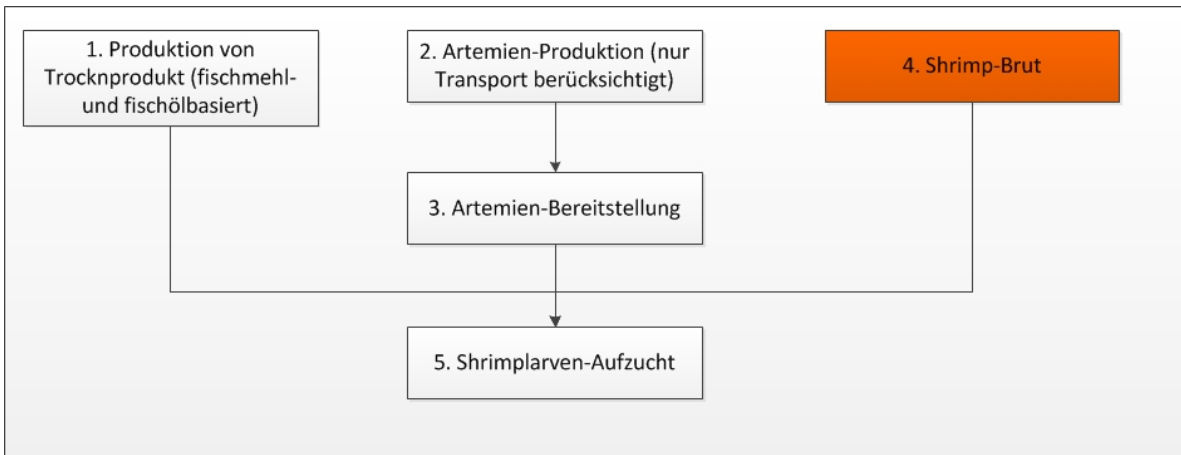


Abbildung 24 Für die Modellierung der konventionellen Aufzucht von Shrimp-Larven berücksichtigte Prozesse

Die Artemien können grundsätzlich ebenfalls mit Mikroalgen angereichert werden, um sie ernährungsphysiologisch aufzuwerten. Allerdings funktioniert dies für die Shrimplarvenzucht nicht oder nicht zufriedenstellend, was daran liegt, dass die Artemien erst ab einer gewissen Größe zur Nahrungsaufnahme bereit sind. Zu diesem Zeitpunkt sind sie jedoch bereits zu groß für die Maulspalte der Shrimp-Larven (anders als zum Beispiel für Kabeljau-Larven). Da das natürliche PUFA-Profil der Artemien nicht ausreicht, wird mit fischmehl- und fischölbasierten Trockenfuttermitteln zugefüttert.

Die Bereitstellung des konventionellen Trockenfutters wurde auf Basis des kommerziell vertriebenen Anreicherungsprodukt „LARVIVA Multigain“ der Firma BioMar approximiert. Im Rahmen der Projektbearbeitung durch das Öko-Institut konnten beim Futtermittelproduzenten keine Primärdaten erhoben werden. Basierend auf den verfügbaren Nährwertangaben des Produktes wurde die Bereitstellung der Formulierung des LARVIVA Multigain-Produktes wie in Tabelle 71 beschrieben, modelliert (vgl. auch (Biomar 2013)).

Tabelle 71 Modellierung der materiellen Inputs für das LARVIVA-Multigain-Produkt

| Input-Flüsse | Menge | Einheit | Modellierung/Quelle |
|----------------------|-------|---------|--|
| Rohprotein | 130 | g | Bereitstellung über das ecoinvent 2.2 Modul „Eiweißerbsen konventionell, Sachsen-Anhalt, ab Hof [DE]“ mit einem Proteinanteil von 25%; daher hier Faktor 1 kg Protein = 4 kg Eiweißerbsen berücksichtigt. ¹⁰² |
| Rohzellulose | 26 | g | ecoinvent 2.2 Modul „Sulfatzellstoff, Durchschnitt, ab Regionallager [RER]“ |
| Rohfette | 440 | g | Bereitstellung des Rohfettanteils über Fischöl; Modellierung der Fischmehlbereitstellung siehe Anhang (Kapitel 18.1) |
| Spezielle Fettsäuren | 187 | g | Bereitstellung des Anteils an speziellen Fettsäuren ebenfalls über Fischöl; Modellierung der Fischmehlbereitstellung siehe Anhang (Kapitel 18.1) |

¹⁰² Die übrigen Bestandteile der Erbse, also etwa 1,4% Fett, 41,2% Kohlenhydrate sowie der Wasseranteil wurden in der Modellierung als Koppelprodukte vereinfachend nicht berücksichtigt.

| Input-Flüsse | Menge | Einheit | Modellierung/Quelle |
|---------------------------------|-------|---------|--|
| Rohasche | 78 | g | Der Rohascheanteil von Futtermitteln ist als der nach Veraschung der organischen Bestandteile des Futtermittels verbleibende Anteil an anorganischen Bestandteilen (z.B. Mineralstoffe mit Nährstoffcharakter (Mengen- und Spurenelemente), oder aber auch Silikate (Sand und Erde). Der Einfluss des Rohascheanteils wird über das ecoinvent 2.2 Modul „Chemikalien, anorganisch ab Werk [GLO]“ approximiert. |
| Nicht ausgewiesener Bestandteil | 139 | g | Annahme: Dieser Anteil entspricht dem Restwasseranteil; modelliert als ecoinvent 2.2. Modul „Trinkwasser ab Hausanschluss [RER]“ |

Abgeleitet auf Basis der Angaben in Biomar (2013)(Biomar 2013); Angaben bezogen auf 1 kg Futtermittel

Um auch den Herstellungsaufwand des LARVIVA-Multigain-Produktes abbilden zu können, wurde auf Literaturdaten zum energetischen Aufwand bei der Herstellung von Trockenfischfutter für adulte Fische zurückgegriffen (vgl. auch Tabelle 60).

Tabelle 72 Annahme zu den energetischen Inputs für die Herstellung eines konventionellen Trockenfischfutters (1000 kg) basierend auf Pelletier et al. (2009)

| Name/Bezeichnung | Menge | Einheit | Quelle bzw. Datenherkunft |
|------------------|-------|---------|---|
| Strom | 130,5 | kWh | ecoinvent 2.2 Strom, Mittelspannung, ab Netz [DE] |
| Wärme | 176,6 | MJ | ecoinvent 2.2 Nutzwärme, Erdgas, ab Heizkessel atm. nicht-mod. <100kW [RER] |
| Erdgas | 198,5 | MJ | ecoinvent 2.2 Erdgas, in Heizkessel atm. Brenner nicht-mod. <100kW [RER] |
| Heizöl | 52,8 | MJ | ecoinvent 2.2 Heizöl EL, in Heizkessel 10kW Brennwert, nicht-modulierend [CH] |
| Diesel | 4,9 | MJ | ecoinvent 2.2 Diesel, in Dieselaggregat [GLO] |

Der Modellierung liegt die Überlegung zu Grunde, dass neben den aus energetischer Sicht eher unaufwändigen Schneid- und Mischprozessen vor allem die Reduktion des Wassergehaltes den Gesamtaufwand bei der Trockenfutterherstellung bestimmt. Geht man von einer vergleichbaren Feuchte zu Prozessbeginn aus, so stellt die Berücksichtigung der Daten von Pelletier et al. 2009 eine zulässige Approximierung dar.¹⁰³ Zu berücksichtigen bleibt jedoch, dass es sich bei den in Tabelle 60 angegebenen Werten um Daten aus einer kommerziell betriebenen Fischfabrik mit entsprechend optimierten energetischen Prozessen handelt. Es wird weiterhin davon ausgegangen, dass LARVIVA Multigain als Trockenfutter über einen Zeitraum von mehreren Wochen ungekühlt gelagert werden kann.

Die zur Bereitstellung der Artemien erforderlichen Prozesse unterscheiden sich von denen zur Nematoden-Produktion. Hierzu wurden seitens des F&E-Projekts Daten zur Verfügung gestellt (vgl. Tabelle 73).

¹⁰³ Es ist denkbar, dass für die Bereitstellung von Anreicherungsprodukten für Larvenfutter ein erhöhter Schneid-, bzw. vor allem Mischaufwand anfallen könnte. Für einen Mehraufwand durch die möglicherweise komplexere Produkt-Formulierung für Larvenfuttermittel waren keine Daten in der einschlägigen Literatur zu finden.

Tabelle 73 Berechnung des Bedarfs an Artemia-Trockencysten für die Aufzucht von Shrimp-Larven

| Angabe zur Berechnung | Menge | Einheit |
|--|----------|------------|
| Anzahl Artemia-Nauplien um ein PL1-Shrimp zu erzeugen | 56 | Stück |
| (Trocken-) Gewicht einer Artemia-Nauplie | 2,69 | µg / Stück |
| Anzahl Artemia Nauplien um 1 kg PL1-Shrimp zu erzeugen | 140 Mio. | Stück |
| (Trocken-) Gewicht Artemia-Nauplien um 1 kg PL1-Shrimp zu erzeugen | 377 | g |
| Gesamtzahl der Artemia-Nauplien die in 1 g Trockencysten bei 100% Schlupfrate enthalten sind | 275.000 | Stück |
| Gesamtzahl der Artemia-Nauplien bei 85% Schlüpferfolg | 233.750 | Stück |
| Benötigte Menge an Trockencysten um 1 kg PL1-Shrimps zu erzeugen | 599 | g |
| Benötigte Menge an Salzwasser (1 Liter pro 1 g Trockencysten) | 599 | l |

Die als Grundlage der Modellierung berücksichtigten Aufwendungen für die Anreicherung von Artemien als Lebendfutterorganismen für die Verfütterung an Shrimp-Larven sind in Tabelle 74 dargestellt.

Tabelle 74 Darstellung der Aufwendungen zur Bereitstellung von Artemien als Futtermittel für die Aufzucht von 1 kg Shrimp-Larven

| Input-Flüsse | Menge | Einheit | Modellierung/Quelle |
|--------------------------------------|-------|----------------|---|
| Bereitstellung Artemia-Trockencysten | 0,599 | kg | Eigene Modellierung basierend auf Angaben e-nema, siehe Tabelle 73 |
| Salzwasserbedarf | 599 | kg | Eigene Modellierung der Salzwasserbereitstellung, siehe Anhang (Kapitel 18.3) |
| Strombedarf für Beckenheizung | 158,4 | kWh | Eigene Berechnung basierend auf Angaben e-nema, ¹⁰⁴ ecoinvent 2.2.; Strom, Niederspannung, ab Netz [DE]] |
| Strombedarf für Beleuchtung | 50,6 | kWh | Eigene Berechnung basierend auf Angaben e-nema ecoinvent 2.2.; Strom, Niederspannung, ab Netz [DE]] |
| Behandlung Abwasser | 0,599 | m ³ | ecoinvent 2.2.; Behandlung, Abwasser, in Abwasserreinigung, Gr.Kl.2 [CH] |

Die Aufzucht der Shrimp-Larven erfolgt unabhängig vom jeweils eingesetzten Futtermittel. Die zur Aufzucht von 1 kg Shrimps im PL1-Stadium erforderlichen Aufwendungen unterscheiden sich daher für die beiden verglichenen verfahren nicht. Sie können Tabelle 70 entnommen werden.

¹⁰⁴ Der Energiebedarf wurde basierend auf Angaben des F&E-Projektes berechnet. Er ergibt sich als Summe aus dem Aufwand für die Beckenheizung und die Beckenbeleuchtung und wurde für die Anreicherung von Artemien wie folgt berechnet: Die Beckenheizung ist eine elektrische Heizung (Heizstab, Leistungsaufnahme 600 W). Der Prozess dauert jeweils 24 h, in denen die Heizung kontinuierlich läuft. Daraus ergibt sich ein Strombedarf von insgesamt 14,4 kWh pro Tag. Der Prozess wird parallel in 6 Becken a 100 Liter gefahren. Je Becken wird eine 32 W Neonröhre betrieben. Für die Beleuchtung errechnet sich der Energiebedarf demnach auf 4,6 kWh. Somit wurden für die Anreicherung von Artemien insgesamt ein Bedarf von 19 kWh pro Tag berücksichtigt. Dieser Prozess muss an insgesamt 11 Tagen wiederholt werden, woraus sich ein Gesamtenergiebedarf von 209 kWh ergibt.

15.5.3. Vergleich der Futtermittelprodukte anhand des Fütterungsprotokolls

Um die Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Fütterung mit den jeweiligen Futtermitteln hervorheben zu können, wurde beim F&E-Projekt ein tagesgenaues Fütterungsprotokoll angefragt, welches auch übermittelt wurde (vgl. Tabelle 75).

Tabelle 75 Fütterungsprotokoll zur vergleichenden Darstellung der Fütterung von Shrimplarven; Quelle: e-nema

| dph ¹⁰⁵ | Larvenstadium | Fütterungstag | Nematoden als Bestandteil des Futters | Referenz (Keine Nematoden im Futter) |
|--------------------|---------------|---------------|---------------------------------------|---|
| 2 | Nauplius 5 | | keine Fütterung | keine Fütterung |
| 3 | Zoea 1 | 1 | Algenmischung (AM) | AM + formuliertes Produkt (z. Bsp. "royal caviar") |
| 4 | Zoea 2 | 2 | AM + Nematoden | AM + formuliertes Produkt |
| 5 | Zoea 3 | 3 | AM + Nematoden | AM + Artemien + formuliertes Produkt |
| 6 | M1 | 4 | AM + Nematoden | AM + Artemien + formuliertes Produkt |
| 7 | M2 | 5 | AM + Nematoden | AM + Artemien + formuliertes Produkt |
| 8 | M3 | 6 | AM + Nematoden | AM + Artemien + formuliertes Produkt |
| 9 | PL1 | 7 | Nematoden | Artemien + formuliertes Produkt |
| 10 | PL2 | 8 | Nematoden | Artemien + formuliertes Produkt |
| 11 | PL3 | 9 | Nematoden | Artemien (Ausschleichen bis PL7) + formuliertes Produkt |
| 12 | PL4 | 10 | Nematoden | Artemien + formuliertes Produkt |
| 13 | PL5 | 11 | Nematoden | Artemien + formuliertes Produkt |
| 14 | PL6 | 12 | Nematoden | Artemien + formuliertes Produkt |
| 15 | PL7 | 13 | Nematoden | Artemien + formuliertes Produkt |

Aus den Angaben in Tabelle 75 geht hervor, dass in beiden Fällen derselbe Mix an Mikroalgenkultur im selben Zeitraum eingesetzt wird. Aufgrund der geringen Körpergröße der Nematoden kann diese bereits am 4. Tag nach dem Schlüpfen der Shrimplarven verfüttert werden. Die etwas größeren Artemien hingegen können erst einen Tag später an die nun schon weiter entwickelten Shrimp-Larven verfüttert werden.

Erkenntnisse aus den im F&E-Projekt durchgeführten Experimenten deuten darauf hin, dass sich der um einen Tag früher mögliche Einsatz von Lebendfutter positiv auf das Wachstum der Shrimplarven auswirkt. Dies wurde im F&E-Projekt anhand der Vermessung der durchschnittlichen Körperlänge der Shrimp-Larven ermittelt. Ein Bezug auf die Körpermasse, also etwa einem beschleunigten Gewichtszuwachs bei den Shrimp-Larven steht derzeit noch aus. Daher konnte der Effekt, im Zuge einer aus Sicht des Nematoden-basierten Futters konservativen Betrachtung, in der ökobilanziellen Untersuchung nicht berücksichtigt werden.

¹⁰⁵ dph = Days post hatch of shrimp larvae,

15.6. Ergebnisdarstellung

15.6.1. Gesamtergebnis

Die beiden verglichenen Anreicherungsprodukte werden eingesetzt, um über die erfolgreiche Anreicherung von Lebendfutterorganismen einen Beitrag zur Optimierung der Shrimp-Larvenzucht und damit zur Shrimp-Zucht insgesamt zu leisten. Die Ergebnisse der ökobilanziellen Betrachtung zeigen, dass sich die beiden Produkte hinsichtlich ihres Umweltbelastungspotenzials unterscheiden (vgl. folgende Tabelle).

Tabelle 76 Ergebnisse des Vergleichs des Nematoden-Produkts und des Referenz-Futtermittels; bezogen auf die Aufzucht von 1 kg Shrimp-Larven (PL1)

| Wirkungskategorie | | Nematoden | Referenz (Artemia) | Differenz (Nematoden vs. Artemia) | Veränderung (%) |
|-------------------|-----------------------------------|-----------|--------------------|-----------------------------------|-----------------|
| KEA | GJ | 12,7 | 15,2 | -2,5 | -19% |
| GWP | kg CO ₂ e | 724 | 866 | -142 | -20% |
| AP | kg SO ₂ e | 1,07 | 1,23 | -0,16 | -15% |
| EP | g PO ₄ e | 490 | 493 | +3 | +1% |
| POCP | g C ₂ H ₄ e | 85 | 98 | -13 | -15% |

Während das im Rahmen des F&E-Projekts entwickelte Nematoden-Produkt beim Kumulierten Energieaufwand (KEA) und dem Treibhausgaspotenzial (GWP) sowie dem Versauerungs- (AP) und dem Photooxidantien-Bildungspotenzial (POCP) jeweils um 15 bis 20% besser abschneidet, bestehen beim Eutrophierungspotenzial (EP) keine signifikanten Unterschiede.

Aus ökobilanzieller Sicht konnten zwei wesentliche Unterschiede bei der Bereitstellung der beiden Futtermittel-Produkte herausgearbeitet werden: Zum einen ist dies die zunächst aufwändigere Produktion von Nematoden in Fermentern gegenüber der vergleichsweise einfachen Gewinnung von Artemien. Diese werden als Nebenprodukte der industriellen Salzgewinnung aus den großen Salzseen Nordamerikas als bereits lagerfähige Trockencysten gewonnen. Hier wurde auch nur der Transport der Trockencysten von Amerika nach Deutschland berücksichtigt. Beide Futtermittel werden schließlich als Lebendfutter an die Shrimp-Larven verfüttert. Hier liegt der zweite wesentliche Unterschied: Während die Nematoden lediglich rehydratisiert werden müssen, erfordert die Bereitstellung von Artemien einen 24-stündigen Vorlauf, bei dem aus den Trockencysten Artemia-Nauplien schlüpfen. Während dieser Zeit benötigen die Artemien warmes Wassers und künstliche Beleuchtung in einem erheblichen Umfang.

15.6.2. Beitragsanalyse

Betrachtet man die Beiträge der einzelnen Prozessschritte, so wird deutlich, dass die Shrimplarvenaufzucht das Gesamtergebnis in allen Wirkungskategorien deutlich dominiert. Stellvertretend ist dies in Abbildung 25 für die Wirkungskategorie Treibhausgaspotenzial gezeigt.¹⁰⁶

¹⁰⁶ Eine Prüfung ergab, dass die Beiträge aus der Shrimplarven-Aufzucht auch in den übrigen Wirkungskategorien das Gesamtergebnis eindeutig dominiert. Die Ergebnisse für die weiteren Wirkungskategorien finden sich im elektronischen Anlage zu diesem Berichtsteil.

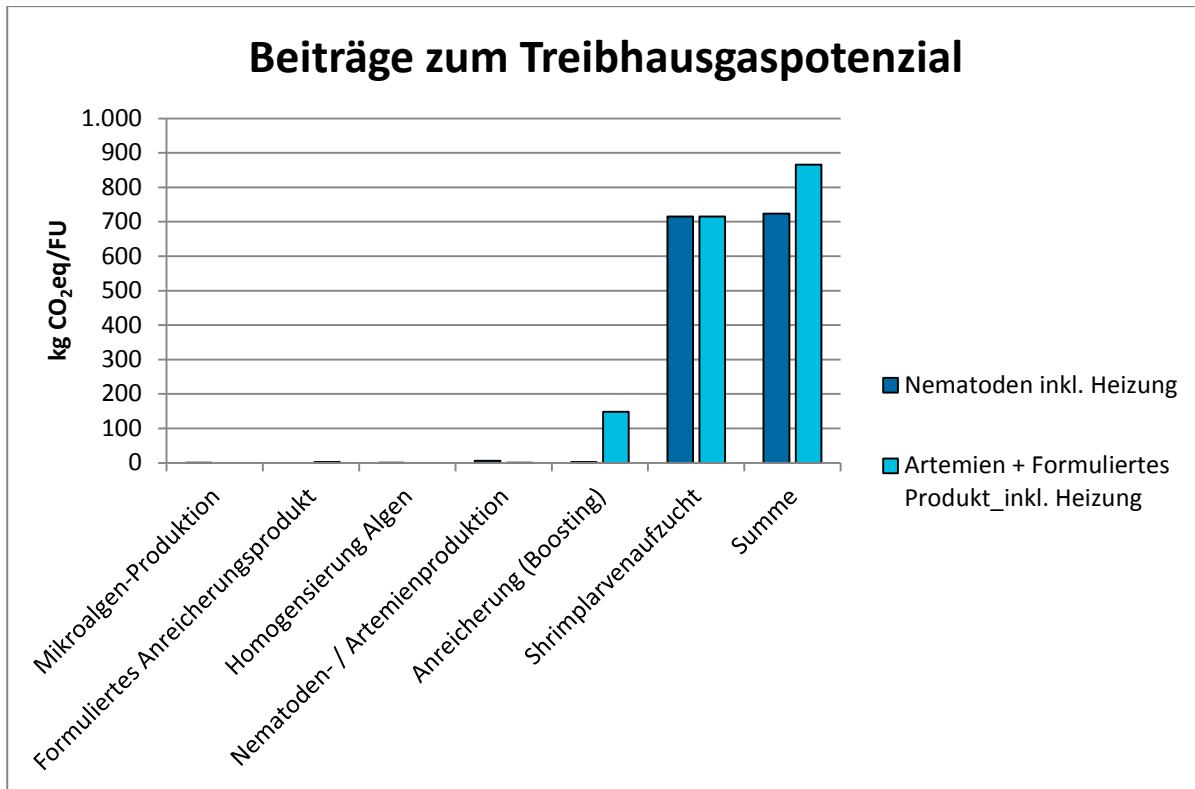


Abbildung 25 Beiträge einzelner Prozessschritte zum Treibhausgaspotenzial

Der das Gesamtergebnis dominierende Prozess Shrimplarvenaufzucht unterscheidet sich für die beiden verglichenen Futtermittelprodukte nicht. Eine Beitragsanalyse in Hinblick auf die wichtigsten input- und prozessbezogenen Einflussgrößen auf die Ergebnisse für die Shrimplarvenaufzucht zeigt Tabelle 77.

Tabelle 77 Beiträge einzelner Inputs und Prozesse zum Ergebnis der Shrimplarvenaufzucht

| Teilbeitrag | KEA [MJ] | GWP [kgCO ₂ e] | AP [kg SO ₂ e] | EP [kg PO ₄ e] | POCP [kg Ethen eq] |
|---|----------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|--------------------|
| Frischwasserbedarf | 373 | 21 | 0,04 | 0,01 | 0,00 |
| Abwasserbehandlung | 73 | 3 | 0,06 | 0,27 | 0,00 |
| Strombedarf (Beckenheizung und Beleuchtung) | 12.087 | 691 | 0,92 | 0,17 | 0,08 |
| Summe | 12.533 | 715 | 1,02 | 0,44 | 0,08 |

Daraus geht hervor, dass der größte Teilbeitrag aus dem Strombedarf für die elektrische Beheizung und die Beleuchtung der Shrimp-Anzuchtbecken resultiert. Tabelle 78 verdeutlicht den großen Anteil der Shrimplarvenaufzucht am jeweiligen Gesamtergebnis für die beiden Futtermittel.

Tabelle 78 Relativer Anteil der Beiträge aus der Shrimplarven-Aufzucht zum Gesamtergebnis der beiden Futtermittel

| | KEA [MJ] | GWP [kgCO ₂ e] | AP [kg SO ₂ e] | EP [kg PO ₄ e] | POCP [kg Ethen eq] |
|--|-------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|-----------------------|
| Summe Shrimplarvenaufzucht | 12.533 | 715 | 1,02 | 0,44 | 0,08 |
| Summe (Nematoden Gesamt) | 12.727 | 724 | 1,07 | 0,49 | 0,08 |
| Summe (Artemien & formuliertes Produkt Gesamt) | 15.169 | 866 | 1,23 | 0,49 | 0,10 |
| Anteil Shrimplarvenaufzucht am Gesamtergebnis Nematoden | 98% | 99% | 95% | 90% | 95% |
| Anteil an Shrimplarvenaufzucht am Gesamtergebnis Artemien + formuliertes Produkt | 83% | 83% | 83% | 91% | 82% |

Die systembedingten Unterschiede der beiden verglichenen Futtermittel liegen außerhalb des Prozesses der Shrimplarvenzucht. Aus Gründen der besseren Darstellung wurde der Beitrag der Shrimplarvenzucht für die Darstellung in Tabelle 79 bis Tabelle 82 nicht ausgewiesen.

Tabelle 79 Beiträge einzelner Prozessschritte zum kumulierten Energieaufwand (KEA)

| KEA (Total) | | Nematoden | Referenz (Artemia) | Veränderung (Nematoden vs. Artemia) | Veränderung (%) |
|-----------------------------------|----|-----------|--------------------|-------------------------------------|-----------------|
| Mikroalgen-Produktion | MJ | 16 | --- | +16 | --- |
| Formuliertes Anreicherungsprodukt | MJ | --- | 35 | -35 | --- |
| Homogenisierung Algen | MJ | <1 | --- | <+1 | --- |
| Nematoden- / Artemienproduktion | MJ | 120 | 3 | 117 | --- |
| Anreicherung (Boosting) | MJ | 58 | 2.597 | -2539 | --- |
| Summe | MJ | 194 | 2635 | -2441 | -93% |

Tabelle 80 Beiträge einzelner Prozessschritte zum Treibhausgaspotenzial (GWP)

| GWP (Total) | | Nematoden | Referenz (Artemia) | Veränderung (Nematoden vs. Artemia) | Veränderung (%) |
|-----------------------------------|----------------------|-----------|--------------------|-------------------------------------|-----------------|
| Mikroalgen-Produktion | kg CO ₂ e | 0,6 | --- | +0,6 | --- |
| Formuliertes Anreicherungsprodukt | kg CO ₂ e | -- | 2,00 | -2 | |
| Homogenisierung Algen | kg CO ₂ e | <0,1 | --- | >+0,1 | |
| Nematoden- / Artemienproduktion | kg CO ₂ e | 6,4 | 0,2 | +6,2 | |
| Anreicherung (Boosting) | kg CO ₂ e | 2,1 | 148,5 | -146,4 | |
| Summe | kg CO ₂ e | 9,0 | 150,7 | -141,7 | -94% |

Tabelle 81 Beiträge einzelner Prozessschritte zum Versauerungspotenzial (AP)

| Versauerungspotenzial (AP) | | Nematoden | Referenz (Artemia) | Veränderung (Nematoden vs. Artemia) | Veränderung (%) |
|-----------------------------------|---------------------|-----------|--------------------|-------------------------------------|-----------------|
| Mikroalgen-Produktion | g SO ₂ e | 2,3 | --- | +2,3 | --- |
| Formuliertes Anreicherungsprodukt | g SO ₂ e | --- | 11,7 | -11,7 | |
| Homogenisierung Algen | g SO ₂ e | <0,1 | --- | <+0,1 | |
| Nematoden- / Artemienproduktion | g SO ₂ e | 36,7 | 2,3 | +34,4 | |
| Anreicherung (Boosting) | g SO ₂ e | 11,2 | 198,2 | -187 | |
| Summe | g SO ₂ e | 50,2 | 212,2 | -162 | -76% |

Tabelle 82 Beiträge einzelner Prozessschritte zum Photooxidantien-Bildungspotenzial (POCP)

| Photooxidantien-Bildungspotenzial (POCP) | | Nematoden | Referenz (Artemia) | Veränderung (Nematoden vs. Artemia) | Veränderung (%) |
|--|-----------|-----------|--------------------|-------------------------------------|-----------------|
| Mikroalgen-Produktion | g Ethen e | 0,6 | --- | +0,6 | --- |
| Formuliertes Anreicherungsprodukt | g Ethen e | --- | 1,2 | -1,2 | |
| Homogenisierung Algen | g Ethen e | <0,1 | --- | < +0,1 | |
| Nematoden- / Artemienproduktion | g Ethen e | 2,9 | 0,2 | +2,7 | |
| Anreicherung (Boosting) | g Ethen e | 1,1 | 16,2 | -15,1 | |
| Summe | g Ethen e | 4,6 | 17,5 | -13 | -74% |

Während sich für die übrigen Wirkungskategorien eine deutliche Vorteilhaftigkeit des Futters auf Nematodenbasis konstatieren lässt, zeigt sich für die Wirkungskategorie des Eutrophierungspotenzials eine andere Ergebnisarithmetik (Tabelle 83). Beide Verfahren unterscheiden sich hier so gut wie nicht, was ganz wesentlich auf den großen Beitrag der Nematodenproduktion zurückzuführen ist.

Tabelle 83 Beiträge einzelner Prozessschritte zum Eutrophierungspotenzial (EP)

| Eutrophierungspotenzial (EP) | | Nematoden | Referenz (Artemia) | Veränderung (Nematoden vs. Artemia) | Veränderung (%) |
|-----------------------------------|--------------------|-----------|--------------------|-------------------------------------|-----------------|
| Mikroalgen-Produktion | g PO _{4e} | 0,4 | --- | +0,4 | --- |
| Formuliertes Anreicherungsprodukt | g PO _{4e} | --- | 3,4 | -3,4 | |
| Homogenisierung Algen | g PO _{4e} | <0,1 | --- | < +0,1 | |
| Nematoden- / Artemienproduktion | g PO _{4e} | 39,2 | 0,3 | +38,9 | |
| Anreicherung (Boosting) | g PO _{4e} | 8,2 | 41,3 | -33,1 | |
| Summe | g PO _{4e} | 47,8 | 45,1 | +2,7 | +6% |

Es erfolgte eine vertiefte Beitragsanalyse innerhalb der Nematodenproduktion, bei der nachgewiesen werden konnte, dass die Modellierung der Lecithin-Herstellung den größten Einfluss hat. Im Basisszenario wurde hier zunächst keine Koppelproduktion von Sojaöl-Lecithin und Sojaöl angenommen. Im Rahmen eines ergänzenden Sensitivitätstests untersucht, wie sich eine Berücksichtigung eines ökonomischen Allokationsfaktors bei der Soja-Lecithin-Bereitstellung auf die Ergebnisse beim Eutrophierungspotenzial auswirkt (vgl. Kapitel 15.6.3).

15.6.3. Sensitivitätstest zur Modellierung der Lecithin-Herstellung

Bei der Modellierung der Lecithin-Herstellung dominieren die Ergebnisse für das Eutrophierungspotenzial beim Shrimplarven-Futter auf Nematodenbasis. Die eingangs getroffene Modellierungsannahme, die Sojabereitstellung in vollem Umfang der Lecithin Herstellung zuzuschlagen, stellt eine aus Sicht des Nematoden-Produktes sehr konservative Annahme dar. In diesem Sensitivitätstest wird eine ökonomische Allokation der Gewinnung von Soja-Lecithin und Sojaöl aus Soja-Rohöl untersucht. Nach Yong Li und Kollegen entsteht Lecithin als Koppelprodukt bei der Nachbearbeitung und Aufbereitung von Sojaöl (Li 2007). Je Tonne eingesetztem Soja-Rohöl entstehen demnach 25 kg Lecithin und 975 kg Sojaöl. Zu Berechnung eines ökonomischen Allokationsfaktors wurden Marktpreise für die beiden Koppelprodukte recherchiert und ein ökonomischer Allokationsfaktor für die Bereitstellung von Lecithin und Sojaöl aus Soja-Rohöl berechnet (vgl. Tabelle 84).

Tabelle 84 Darstellung der Berechnung des ökonomischen Allokationsfaktors für die Lecithinbereitstellung

| Bezeichnung | Menge | Einheit |
|---|--------|---------|
| Soja-Rohöl | 1,00 | kg |
| Soja-Öl | 0,975 | kg |
| Soja-Lecithin | 0,025 | kg |
| Soja-Öl (Preis ¹⁰⁷) | 4,00 | €/kg |
| Soja-Lecithin (Preis ¹⁰⁸) | 50,- | €/kg |
| Verhältnis für Allokation (Sojaöl nach Masse) | 0,975 | / |
| Verhältnis für Allokation (Lecithin nach Masse) | 0,025 | / |
| Preis für Sojaöl aus 1 kg Rohöl | 3,90 | € |
| Preis für Lecithin aus 1 kg Rohöl | 1,25€ | € |
| Gesamtpreis Sojaöl + Lecithin aus 1 kg Soja-Rohöl | 5,15 | € |
| Verhältnis für Allokation (Sojaöl nach Preis) | 0,757 | / |
| Verhältnis für Allokation (Lecithin nach Preis) | 0,243 | / |
| Lecithin-Bedarf für Formulierung Anzuchtmedium | 121,42 | g |
| Soja-Rohöl-Bedarf (ökonomische Allokation) | 29,51 | g |

Die Ergebnisse des Sensitivitätstests zur Modellierung der Lecithin-Herstellung für das Gesamtergebnis beim Eutrophierungspotenzial sind in Tabelle 85 dargestellt.

Tabelle 85 Ergebnis des Sensitivitätstests zur Modellierung der Lecithin-Bereitstellung

| Eutrophierungspotenzial (EP) | | Nematoden | Nematoden (inkl. ökonomische Allokation Lecithinbereitstellung) |
|-----------------------------------|---------------------|-----------|---|
| Mikroalgen-Produktion | g PO ₄ e | 0,4 | 0,4 |
| Formuliertes Anreicherungsprodukt | g PO ₄ e | --- | --- |
| Homogenisierung Algen | g PO ₄ e | <0,1 | <0,1 |
| Nematoden- / Artemienproduktion | g PO ₄ e | 39,2 | 5,4 |
| Anreicherung (Boosting) | g PO ₄ e | 8,2 | 8,2 |
| Summe | g PO ₄ e | 47,8 | 14,0 |

¹⁰⁷ Quelle: http://www.rakuten.de/produkt/kunella-feinkost-gmbh-kunella-reines-sojaoel-500-ml-1062329865.html?portaladv=3&scld=a_rakneu_pla_gp_DE&cid=google_base_pla&utm_source=gpla_DE&utm_medium=pla&utm_campaign=googlebase-pla-2012-02_DE&gclid=CMj5vb-k1MACFSflwgodFhsA-w, abgerufen am 09.09.2014

¹⁰⁸ Quelle: <http://www.amazon.de/Sosa-Pulverisiertes-Sojalecithin-500g/dp/B002X87BZE>; abgerufen am 09.09.2014

Die Berücksichtigung eines ökonomischen Allokationsfaktors bei der Modellierung der Bereitstellung von Lecithin wirkt sich signifikant auf das mit der Nematodenproduktion verbundene Eutrophierungspotenzial aus. Die Beiträge der Nematodenproduktion sinken um 70% von 39,2 g PO₄e pro kg PL1 Shrimps auf einen Wert von 5,4 g PO₄e pro kg PL1 Shrimps.

Tabelle 86 Ergebnis des Sensitivitätstests zur Modellierung der Lecithin-Bereitstellung; vergleichende Darstellung mit Referenz (Artemia)

| Eutrophierungspotenzial (EP) | | Nematoden (inkl. inkl. ökonomische Allokation Lecithin-bereitstellung) | Referenz (Artemia) | Veränderung (Nematoden vs. Artemia) | Veränderung (%) |
|-----------------------------------|---------------------|--|--------------------|-------------------------------------|-----------------|
| Mikroalgen-Produktion | g PO ₄ e | 0,4 | --- | +0,4 | --- |
| Formuliertes Anreicherungsprodukt | g PO ₄ e | --- | 3,4 | -3,4 | |
| Homogenisierung Algen | g PO ₄ e | <0,1 | --- | < +0,1 | |
| Nematoden- / Artemienproduktion | g PO ₄ e | 5,4 | 0,3 | +5, | |
| Anreicherung (Boosting) | g PO ₄ e | 8,2 | 41,3 | -33,1 | |
| Summe | g PO ₄ e | 14 | 45,1 | -31,1 | -69% |

Unter Berücksichtigung eines ökonomischen Allokationsfaktors für die Modellierung der Lecithin-Herstellung ergeben sich für die Ergebnisarithmetik beim Eutrophierungspotenzial signifikante Veränderungen zugunsten des Futtermittels auf Nematodenbasis. Die Ergebnisse der Wirkungskategorie Eutrophierungspotenzial unterscheiden sich nicht mehr signifikant von den Ergebnissen für die Wirkungskategorien Versauerungspotenzial und Photooxidantien-Bildungspotenzial.

15.7. Fazit und Ausblick

Ziele des F&E-Projektes waren die Herstellung und Testung eines neuen Anreicherungsprodukts für Shrimplarven. Die Erkenntnisse aus dem F&E-Projekt können dazu beitragen, hochwertige Anreicherungsprodukte für die Shrimplarven-Zucht bereitzustellen und dabei ohne Fischmehl und Fischöl auskommen zu können. Zusätzlich sollten Potenziale zu dessen weiteren Optimierung identifiziert werden. Darüber hinaus konnte gezeigt werden, dass der Einsatz von Nematoden als Lebendfutterorganismen für Shrimp-Larven, und damit der mögliche Ersatz von Artemien in Kombination mit formulierten Trockenfuttermitteln aus ökologischen Gesichtspunkten bereits heute vorteilhaft ist.

Wie die im Rahmen der vergleichenden Nachhaltigkeitsanalyse durchgeführte ökobilanzielle Untersuchung zeigt, weist das produzierte Nematodenprodukt ein geringeres Umweltbelastungspotenzial als das Referenzprodukt auf. So liegt beispielsweise das Treibhausgaspotenzial um etwa 20% unter dem Wert für die Bereitstellung eines Anreicherungsproduktes auf Basis von Artemien und einem Trockenfutter auf Fischmehlbasis. Gleiches gilt sinngemäß auch für die weiteren betrachteten Wirkungskategorien. Lediglich für die Wirkungskategorie Eutrophierungspotenzial konnten keine signifikanten Unterschiede für die beiden verglichenen Futtermittel festgestellt

werden. Insgesamt kann festgehalten werden, dass der Prozess der Shrimp-Larvenaufzucht einen dominierenden Einfluss auf die Ergebnisse der ökobilanziellen Untersuchung hat. Zur Bedeutung dieses Prozesses tragen wiederum der energetische Aufwand für den Betrieb von Pumpen und der Beheizung des Wassers bei. In der weiteren Steigerung der Energieeffizienz dieses Prozesses liegen demnach auch die größten Potenziale für künftige Optimierungen bei der Shrimp-Larvenzucht. Die im Rahmen des hier dargestellten Systemvergleichs ermittelte Vorteilhaftigkeit des Nematodenprodukts würde auch bei einer solchen energetischen Optimierung bestehen bleiben, wobei dessen systembedingte Vorteile im direkten Vergleich mit der Referenztechnologie noch deutlicher sichtbar werden. Die Erkenntnisse aus der ökobilanziellen Untersuchung, so zum Beispiel der dominierende Einfluss der Aufwendungen für die Shrimp-Larvenaufzucht, können die gezielte Weiterentwicklung der eingesetzten Prozesstechnik ebenso wie die Weiterentwicklung der verglichenen Produkte unterstützen.

Für die weitergehende Interpretation der Ergebnisse sind im Wesentlichen die folgenden Faktoren von Bedeutung:

- Die Herstellung heterotropher Algen in einem 10.000 Liter fassenden Bioreaktor kann als nahezu großtechnische Algenproduktion bezeichnet werden, die bereits weitgehend energetisch optimiert ist;
- Dies gilt auch für die Nematodenproduktion, ebenfalls in einem 10.000 Liter fassenden Bioreaktor. Der moderat höhere spezifische Energiebedarf der Nematodenproduktion im Vergleich zur Bereitstellung von Artemien und der Herstellung konventioneller Futtermittel auf Fischmehl- und Fischölbasis, wird durch Vorteile bei der Handhabung der Nematoden gegenüber den Artemien mehr als nur kompensiert;
- Für das Eutrophierungspotenzial konnten zunächst keine wesentlichen Unterschiede der beiden Futtermittelprodukte identifiziert werden. In diesem Zusammenhang wird jedoch darauf hingewiesen, dass eine für dieses Ergebnis wesentliche Modellierungsannahme, nämlich die Umweltauswirkungen der Sojabereitstellung in vollem Umfang der Lecithin-Herstellung anzurechnen, eine aus Sicht des Nematoden-Produktes äußerst konservative Annahme darstellt. Im Zuge eines Sensitivitätstests konnte gezeigt werden, dass sich unter Berücksichtigung einer ökonomischen Allokation der Gewinnung von Soja-Lecithin und Sojaöl aus Soja-Rohöl, auch für das Eutrophierungspotenzial eine deutliche Vorteilhaftigkeit des Nematodenprodukts ergibt.

Ein weiterer, im Rahmen der ökobilanziellen Betrachtung nicht berücksichtigter Systemvorteil besteht darin, dass durch den Einsatz von Nematoden bereits einen Tag früher mit der Lebendfütterung von Shrimp-Larven begonnen werden kann. Dies wirkt sich nach Erkenntnissen des F&E-Projektes in Form eines schnelleren Längenwachstums der Shrimp-Larven aus. Zum Einfluss dieses Vorteils auf weitere Prozessparameter wie der Sterblichkeit von Shrimp-Larven oder des durchschnittlichen Gewichts lagen zum Zeitpunkt der hier vorliegenden Untersuchung noch keine Daten vor. Die Verifizierung und Quantifizierung der größeren Gewichtszunahme von Shrimp-Larven durch deren Fütterung mit angereicherten Nematoden sollte daher zentrales Ziel künftiger Untersuchungen sein, da ein schnelleres Wachstum der Shrimp-Larven sich über einen deutlichen Effizienzgewinn im dominierenden Prozess der Shrimp-Larvenzucht auch positiv auf den Gesamtvergleich auswirken würde.

Das starke Wachstum der Aquakultur hat global zu einer starken Nachfrage nach Futtermitteln für die in Aquakultur gezüchteten Organismen geführt. Entsprechend der in den letzten Jahren stagnierenden Erträge aus der Fangfischerei stagnierte auch die globale Fischmehl- und Fischölproduktion. Auch bezüglich der Bereitstellung von Artemien als Lebendfuttermittel für die Aquakultur muss davon ausgegangen werden, dass es sich um eine nur begrenzt verfügbare

Ressource handelt. Laut Aussage des F&E-Projektes reichte die natürliche Produktionskapazität in den vergangenen Jahren aus, um die Nachfrage zu bedienen. Ein weiteres Wachstum der Nachfrage würde jedoch die bestehenden Produktionskapazitäten überschreiten. In der jüngeren Vergangenheit hat es auch erste Versuche gegeben, Trockenfuttermittel auf Fischmehl- und Fischölbasis herzustellen, die einen gänzlichen Verzicht auf Artemien ermöglichen sollen. Dies hätte zur Folge, dass die Aufwendungen für die Bereitstellung von Artemien als Lebendfutter eingespart werden können. Geht man jedoch davon aus, dass ein weiteres Wachstum des Aquakultursektors auch zu einem wachsenden Futtermittelbedarf führt, so stellt sich mittelfristig die Frage, wie dieser Bedarf angesichts der stagnierenden Fischmehlproduktion gedeckt werden kann. Eine weitere Steigerung der Fischmehlproduktion durch Ertragssteigerungen der marinen Fangfischerei ist ohne die Inkaufnahme erheblicher ökologischer Risiken wie der Gefährdung natürlicher Bestände nicht denkbar. Vor dem Hintergrund des erforderlichen Schutzes natürlicher Ressourcen in den Weltmeeren kann die Erschließung hochwertiger Ersatzprodukte aus alternativen Quellen als dringliche Aufgabe der Futtermittelforschung angesehen werden. Die weitere Optimierung der Produktion angereicherter Nematoden, etwa in Form einer Weiterentwicklung der Prozesstechnik, kann vor diesem Hintergrund einen wichtigen Beitrag leisten.

Die Stagnation bei der Produktion sowie die wachsende Nachfrage haben in der Vergangenheit bereits zu stark steigenden Weltmarktpreisen für Fischmehl geführt.¹⁰⁹ Letztlich wird sich der Fischwirt bzw. Aquakulturbetreiber beim Einsatz verschiedener Futtermittel an den Kriterien der Qualität und dem zu zahlenden Preis orientieren. Für die Produktion von nematodenbasierten Ersatzprodukten ist davon auszugehen, dass sich ökologisch wie ökonomische wirksame Effizienzgewinne, etwa in Form eines reduzierten spezifischen Energiebedarfs, realisieren lassen.

Ein weiteres Potenzial des Einsatzes von angereicherten Nematoden, das gegebenenfalls zu prüfen wäre, könnte die Übertragung auf weitere Zielfischarten und andere, möglicherweise sogar terrestrische Organismen sein.

¹⁰⁹ So ergab eine Stichprobe aus Angaben der Bremer Börse für 1 Tonne Fischmehl innerhalb eines Jahres einen Anstieg um 420,- € (von 970,- € im März 2012 auf 1390,- € im März 2013 und erreichte damit einen vorübergehenden Höhepunkt. Seitdem gingen die Preise etwa zurück, schwankt aber auf nach wie vor hohem Niveau (1155,- € im März 2014)

16. Diskussion übergeordneter Erkenntnisse aus der Bewertung der einzelnen F&E-Projekte

Auf der Basis der Einzelergebnisse aus den vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertungen der F&E-Projekte werden im Folgenden übergeordnete Erkenntnisse aus diesem Projekt abgeleitet und daraus resultierende Rückschlüsse diskutiert. Konkret handelt es sich dabei um Schlussfolgerungen über die verwendete methodische Vorgehensweise und die Zusammenarbeit mit den Verantwortlichen der betrachteten F&E-Projekte (vgl. Kapitel 16.1), eine Einordnung der erhaltenen Ergebnisse (Kapitel 16.2) sowie Ansatzpunkte für die geeignete Veröffentlichung der Ergebnisse und Erkenntnisse (Kapitel 16.3). Abschließend folgt ein zusammenfassendes Schlussfazit (Kapitel 16.4).

16.1. Methodische Schlussfolgerungen

Das übergeordnete Ziel der vorliegenden Studie bestand darin, die im Rahmen der Förderinitiative Aquakultur geförderten F&E-Projekte einer prozessbegleitenden Nachhaltigkeitsbewertung zu unterziehen. Nach erfolgter Dokumentation und Validierung der Ergebnisse der vorgenommenen Analysen kann festgehalten werden, dass dieses Ziel für die meisten der betrachteten F&E-Projekte erreicht wurde.

Konkret konnten für acht der insgesamt zehn im Rahmen der DBU-Förderinitiative „Nachhaltige Aquakultur“ geförderten Projekte vergleichende Nachhaltigkeitsbewertungen durchgeführt werden. Lediglich für zwei F&E-Projekte, nämlich das „Algenbiomasse“- und das „Felchen“-Projekt war dies aufgrund der zur Verfügung stehenden Datenbasis¹¹⁰ nicht möglich. Bei diesen beiden Projekten wäre es jedoch auch nicht sinnvoll gewesen, eine Bewertung auf einer mittels Annahmen vervollständigten Datenbasis vorzunehmen, da der Umfang der erforderlichen Annahmen und die damit verbundene Unsicherheit zu groß gewesen wären. Die übrigen F&E-Projekte konnten entsprechend der in Kapitel 3 beschriebenen methodischen Vorgehensweise in einer lebenswegorientierten Perspektive analysiert werden. Im Rahmen eines Vergleichs wurde herausgearbeitet, wie die Neuentwicklung im Vergleich zu der jeweils gegenwärtig vorherrschenden Referenztechnologie abschneidet. Die dabei durchgeführten ökobilanziellen Analysen, die z.T. um ökonomische Aspekte und Gesichtspunkte des Tierschutzes ergänzt wurden, haben sich in diesem Zusammenhang als ein gleichermaßen zielführender und praktikabler Ansatz erwiesen. Dieser Ansatz war auch geeignet, um insbesondere auf der Grundlage der durchgeführten Beitrags- und Sensitivitäts- und Signifikanzanalysen relevante Optimierungspotenziale für die Neuentwicklungen zu identifizieren. Die in diesem Zusammenhang erhaltenen Erkenntnisse und Ansatzpunkte wurden mit den Verantwortlichen der einzelnen F&E-Projekte rückgekoppelt, woraus sich eine grundsätzlich positive Rückmeldung bezüglich der Sinnhaftigkeit und Praxistauglichkeit der unterbreiteten Optimierungsvorschläge ergab. In diesem Zusammenhang wurde auch die Validität der verwendeten Datenbasis sowie die Nachvollziehbarkeit und Transparenz der durchgeführten Berechnungen in allen Fällen bestätigt.

Ganz besonders wertgeschätzt wurden die Einschätzungen des Öko-Instituts zu den verschiedenen prozesstechnischen Optionen zur Konservierung von Schlachtabfällen, die im F&E-Projekt „Fischnebenprodukte“ betrachtet wurden. Hier wurde eine Empfehlung für die chemische Silierung ausgesprochen, die aus Nachhaltigkeitsgesichtspunkten einer biologischen Silierung sowie einer Konservierung der betrachteten Fischnebenprodukte mittels Tiefkühlagerung vorzuziehen ist. Dies

¹¹⁰ Für eine genauere Begründung, warum eine Bewertung aufgrund der verfügbaren Datenbasis nicht möglich war, wird auf die Kapitel 9 bzw. 12 verwiesen.

bildete für das F&E-Projekt eine wichtige entwicklungsbezogene „Weichenstellung“ und hatte direkten Einfluss auf die folgenden Arbeiten im Projekt. Vor diesem Hintergrund hätte der Nutzen der durchgeführten vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertungen für die durchgeführten Forschungs- und Entwicklungsarbeiten in den übrigen bewerteten Projekten weiter gesteigert werden können, wenn in größerem Umfang solche Analysen zu konkreten „Weichenstellungen“ durchgeführt worden wären. Obwohl angeboten, wurde dies von den Verantwortlichen in den F&E-Projekten in der Regel nicht gewünscht. Dies kann zum einen daran liegen, dass der Ablauf der F&E-Arbeiten von vorne herein weitgehend festgelegt war. Zum anderen war jedoch auch bei der Ansprache der Verantwortlichen in den F&E-Projekten z.T. spürbar, dass gewisse Vorbehalte gegenüber der Nachhaltigkeitsbewertung der geleisteten Arbeiten durch eine dritte, unabhängige Partei wie das Öko-Institut bestanden und zunächst abgebaut werden mussten. Darüber hinaus ist die für solche zusätzliche Betrachtungen erforderliche Datenerfassung üblicherweise mit einem entsprechenden Arbeitsaufwand verbunden. In diesen Umständen sind vermutlich auch die Gründe zu suchen, warum der Mehrwert einer stärker prozessbegleitenden Nachhaltigkeitsbewertung nicht erkannt bzw. nicht optimal genutzt wurden. Zugespitzt formuliert wurde die Sinnhaftigkeit des Bewertungsprojekts in vielen Fällen erst zu dem Zeitpunkt wahrgenommen, als die Ergebnisse der jeweiligen Untersuchung, insbesondere auch hinsichtlich der Optimierungspotenziale, bereits vorlagen.

Als eine wesentliche Schwierigkeit bei der Durchführung der vergleichenden Nachhaltigkeitsanalysen stellten sich die Verzögerungen heraus, die im Zeitplan der meisten betrachteten F&E-Projekte im Vergleich zu der ursprünglichen Planung aufgetreten sind. Solche Verzögerungen sind bei Forschungs- und Entwicklungsarbeiten mit anspruchsvollen Zielsetzungen nichts Außergewöhnliches, haben jedoch beim Öko-Institut zusätzliche Abstimmungsprozesse mit den Projektverantwortlichen in Hinblick auf die erforderliche Anpassung des Zeitplans nötig gemacht. Dieser Aspekt sowie unerwarteter Zusatzaufwand bei der Begleitung der F&E-Projekte in Hinblick auf die für die Nachhaltigkeitsbewertung erforderlichen Daten haben schließlich dazu geführt, dass eine zweimalige Verlängerung der Laufzeit des Bewertungsprojektes erforderlich wurde.

Aus methodischer Sicht besonders anspruchsvoll erwies sich weiterhin der Vergleich der Neuentwicklungen mit der jeweiligen Referenztechnologie, insbesondere bezüglich des jeweils zu Grunde gelegten Technologie-Reifegrades. So waren für die meisten Neuentwicklungen nur Daten aus Aquakultur-Anlagen im Labor- bzw. Technikumsmaßstab verfügbar, während bei den Referenztechnologien Daten aus z.T. über viele Jahre hinweg optimierten Prozessketten vorlagen. Diese Asymmetrie bezüglich der Datenverfügbarkeit birgt als systemimmanentes Risiko, die Neuentwicklungen in einem ‚unfairen‘ Vergleich den Referenztechnologien gegenüberzustellen. Diesem Risiko kann allerdings durch Annahmen begegnet werden, wie sich die zentralen Prozessparameter (z.B. in Hinblick auf Rohstoffverbrauch und Energiebedarf) bei einer Übertragung der betrachteten Prozesskette vom Labor- bzw. Technikumsmaßstab auf eine Produktionsanlage verändern würden. Dieser Ansatz, oftmals auch ‚Upscaling‘ bezeichnet, ist jedoch nur in begrenztem Umfang möglich, da hierfür Analogieschlüsse und eine fundierte Kenntnis aller relevanten Prozessabläufe erforderlich wären. Hinzu kommt, dass grundsätzlich auch eine Fortschreibung der Prozessparameter für Referenztechnologie erforderlich werden kann. Vor diesem Hintergrund sind die Möglichkeiten, aus einem Upscaling belastbare Annahmen abzuleiten, eher limitiert und die Übergänge zur Spekulation können fließend sein. Daher wurden im Rahmen der vorliegenden Studie vorzugsweise Szenarien betrachtet, die sich der Frage gewidmet haben, welche Veränderungen sich beim jeweiligen Ergebnisportfolio ergeben, wenn bestimmte zentrale Eingangsparameter verändert werden (so genannte Wenn-Dann-Szenarien). In eine ähnliche Richtung gehen Berechnungen, die sich mit der Frage beschäftigen, bei welchem Wert eines zentralen Eingangsparameters die Neuentwicklung und die Referenztechnologie bezüglich einer bestimmten

Wirkungskategorie gleich abschneiden (so genannter ‚Break-Even‘-Punkt). Bei mehreren Vergleichen wurde im Rahmen der vorliegenden Studie gemäß der oben beschriebenen Vorgehensweise verfahren. Beispiele hierfür sind:

- die mindestens erforderliche Steigerung der Überlebensrate beim Einsatz einer kombinierten Behandlung von Kreislaufwasser mit Ultraschall- und UV-Licht (F&E-Projekt „US/UV“, vgl. Kapitel 7.8.2);
- die Ermittlung der durch den Membran-Denitrifikations-Reaktor mindestens zu eliminierenden Menge an Nitrat-Stickstoff (F&E-Projekt „Entfernung Mikropartikelfracht“, vgl. Kapitel 8.6.3) sowie
- die Variation der angesetzten Futtermittelverwertungskoeffizienten bei dem Vergleich zwischen einer integrierten Produktion von Fischen und Halophyten einerseits und einer Aquakultur in Netzkäfigen andererseits (F&E-Projekt „Halophyten“, vgl. Kapitel 10.4.3.1).

Daraus konnten interessante Ergebnisse abgeleitet werden, die für die Weiterentwicklung bzw. Optimierung der Neuentwicklung, aber auch für zukünftige Forschungs- und Entwicklungsarbeiten als Zielsetzung verwendet werden können.

16.2. Einordnung der Ergebnisse

In der folgenden Tabelle werden die wichtigsten Ergebnisse aus den in der vorliegenden Studie durchgeführten vergleichenden Nachhaltigkeitsanalysen zusammengestellt. Dabei wird zunächst auf den Vergleich zwischen Neuentwicklung und Referenztechnologie aus der Perspektive der durchgeführten ökobilanziellen Analysen eingegangen. Wo erforderlich, wird auf vorhandene Unterschiede bei den betrachteten Wirkungskategorien eingegangen. In Ergänzung dazu wird in einer separaten Spalte ein ggf. vorhandener Zusatznutzen der Neuentwicklung ausgewiesen, sofern dieser nicht im Rahmen der ökobilanziellen Analysen ausreichend berücksichtigt werden konnte. Dies ist üblicherweise dann der Fall, wenn dieser Zusatznutzen nicht durch Stoff- und Energieströme erfasst werden kann, die in den betrachteten Standard-Wirkungskategorien Berücksichtigung finden. Gleiches gilt für ökonomische Gesichtspunkte sowie Tierschutzaspekte. Schließlich enthält eine weitere Spalte Informationen zu den Optimierungspotenzialen, die bei einem Up-scaling der Neuentwicklung von dem vorliegenden Labor- bzw. Technikumsmaßstab auf eine Produktionsanlage erzielt werden können (vgl. hierzu auch Kapitel 16.1).

Die Auswertung dieser Übersicht führt zu der Erkenntnis, dass eine isolierte Betrachtung nur auf der Grundlage der Ökobilanz-Standardwirkungskategorien zu einer verkürzten Sichtweise und möglicherweise zu Fehleinschätzungen bei der Bewertung der Nachhaltigkeitsaspekte der Neuentwicklung führen würde. Dies ist zum einen der Tatsache geschuldet, dass sich nicht alle Nutzenaspekte der Neuentwicklung in den Ökobilanz-Standardwirkungskategorien ausdrücken lassen, zum anderen wird auf die in Kapitel 16.1 diskutierte Asymmetrie bei den verfügbaren Daten und die daraus resultierenden Limitierungen hinsichtlich der Vergleichbarkeit zwischen Neuentwicklung und Referenztechnologie hingewiesen. Daraus ergibt sich aber auch, dass ein abschließender Vergleich zwischen den beiden Vergleichsobjekten nicht objektiv nach einem verallgemeinerbaren Algorithmus auf Basis der in Tabelle 87 dargestellten Einzelinformationen getroffen werden kann, sondern nur auf individueller Ebene. In diesem Zusammenhang spielen die Gewichtungen, die jeder Leser / jede Leserin den einzelnen Einzelinformationen beimessen, eine wichtige Rolle. Eine transparente und nachvollziehbare Grundlage hierfür ist mit der Gegenüberstellung der Ergebnisbestandteile jedenfalls geschaffen.

Tabelle 87 Ergebnisse aus der vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung zwischen Neuentwicklung und Referenztechnologie

| Projekt (Kurzbezeichnung) | Ergebnisse der ökobilanziellen Analyse | Zusatznutzen (durch ökobilanzielle Betrachtung nicht abbildbar) | Optimierungspotenziale beim ‚Upscaling‘ der Neuentwicklung |
|---------------------------------------|---|---|---|
| EVA | o | Kosten des Strombedarfs des EVA-Aggregats um Faktor 7 unter den Kosten für flüssigen Sauerstoff (für Ozonierung) | Stromeinsparung beim Einsatz energieeffizienter Netzteile und falls das EVA-Aggregat einer Proteinabschäumung vorgeschaltet werden kann |
| US/UV | -- | Möglicherweise geringere Sterblichkeit und besseres Wachstum der Besatzfische | kombinierter UV/US-Betrieb nur bei entsprechendem Erregerdruck; zeitlich begrenzte Vermietung bzw. Leasing- oder Sharing-Konzepte |
| Verringerung Mikropartikel | - (KEA, GWP, AP, POCP) o (EP) | Senkung des Stresspegels der Besatzfische; positive Auswirkung auf die Mikroflora im Haltungssystem | Verwendung effizienterer Pumpentechnik; optimale Auslegung des Reaktors auf die zu erwartenden Stickstofffrachten |
| Algenbiomasse | keine Bewertung vorgenommen | | |
| Halophyten | ++ (EP) o (AP, POCP) -- (GWP) | Schließung von Stoffkreisläufen und Reduzierung des Verbrauchs knapper Ressourcen (N, P); keine Flucht aus Netzkäfigen | Bereitstellung des benötigten elektrischen Stroms aus erneuerbaren Quellen |
| Hormonfreie Tilapia-Produktion | o | Hormonfreiheit der Zucht und dadurch Vermeidung des Eintrags endokrin wirksamer Substanzen ins Ökosystem | Effizienzsteigerungen bei der Beckenheizung; Beheizung des Fischhaltebeckens durch Solarthermie |
| Felchen | keine Bewertung vorgenommen | | |
| Fischnebenprodukte | ++ (POCP) + (AP, EP) o (KEA, GWP) | Substitution von Fischmehl und -öl aus Wildfang und dadurch Schonung der maritimen Ressourcen; Wirtschaftlichkeit des Verfahrens, insbesondere auch bei kleineren Betrieben | Reduktion des Fischmehlanteils bei der Futterbereitstellung |
| Pavlova | -- | Erschließung hochwertiger Substitute für Fischmehl und Fischöl | Steigerung der Überlebensraten bei der Fischlarvenaufzucht |
| FeeDH-A-Shrimp | + (KEA, GWP, AP, POCP) o (EP) | früherer Beginn der Lebendfütterung der Shrimplarven und dadurch möglicherweise schnelleres Wachstum | Steigerung der Energieeffizienz des Prozesses (Betrieb der Pumpen, Beheizung des Wassers) |

Legende:

++ erheblicher Vorteil (über 50% besser), + geringer Vorteil (bis zu 50% besser), o kein signifikanter Unterschied, - geringer Nachteil (bis zu 50% schlechter), -- erheblicher Nachteil (über 50% schlechter)

Nach Einschätzung des Öko-Instituts können unter Berücksichtigung der Gesamtschau der zur Verfügung stehenden Informationen alle betrachteten F&E-Projekte als sinnvolle Ansatzpunkte für eine nachhaltige Gestaltung der Aquakultur betrachtet werden, wenngleich in einigen Projekten aus Nachhaltigkeitsgesichtspunkten effektivere und / oder effizientere Prozessabläufe möglich erscheinen.

In diesem Zusammenhang wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass ein Vergleich der Projekte untereinander, z.B. im Sinne eines Benchmarkings, nicht möglich ist. Dies ist v.a. auf die unterschiedlich definierten Systemgrenzen und die projektbedingt z.T. erheblichen Unterschiede bei den verwendeten Datengrundlagen zurückzuführen. Ein direkter Vergleich würde daher mit großer Wahrscheinlichkeit zu fehlerhaften Rückschlüssen führen.

16.3. Veröffentlichung der Ergebnisse und Erkenntnisse

Im Anhang zu diesem Abschlussberichts befindet sich in einem separaten Dokument eine ca. 20 Seiten umfassende Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse und Erkenntnisse des Bewertungsprojekts. Diese Kurzfassung des vorliegenden Endberichts ist auch bereits Bestandteil der Veröffentlichungsstrategie; sie soll zum einen dazu dienen, einen Überblick über die wichtigsten Ergebnisse und Schlussfolgerungen dieses Bewertungsprojekts zu vermitteln, kann zum anderen aber auch für die Kommunikation der Ergebnisse gegenüber Dritten verwendet werden.

In Ergänzung zu diesem Dokument plant das Öko-Institut für 2015 eine wissenschaftliche Veröffentlichung, die sich voraussichtlich den übergeordneten methodischen Erkenntnissen widmen wird (vgl. Kapitel 16.1). In diesem Zusammenhang wird angestrebt, auch Verantwortliche der F&E-Projekte als Co-Autoren zu gewinnen. Dier Bereitschaft hierzu wurde von einzelnen Personen bereits signalisiert.

Schließlich ist für 2015 auch ein Beitrag in „eco@work“, dem E-Paper des Öko-Instituts, vorgesehen.

Bei allen geplanten Veröffentlichungen wird die DBU einbezogen und auf Wunsch eine Abstimmung der erstellten Textentwürfe im Detail vorgenommen.

16.4. Schlussfazit und Ausblick

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sich die bei der vorliegenden Studie gewählte Vorgehensweise bewährt hat. Im Rahmen der vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertungen konnten für die verschiedenen Entwicklungspfade der bewerteten Forschungs- und Entwicklungsarbeiten transparente Bewertungen unter ökobilanziellen Gesichtspunkten durchgeführt werden, die punktuell um ökonomische Analysen und die Kriterien des Tierschutzes ergänzt wurden. In diesem Zusammenhang möchten sich die Autorinnen und Autoren dieser Studie bei den Verantwortlichen der bewerteten F&E-Projekte sowie ihren Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern für die konstruktive Zusammenarbeit und die Bereitstellung der benötigten Datenbasis bedanken. Die vom Öko-Institut im Rahmen dieses Bewertungsprojekts erarbeiteten Anregungen und Empfehlungen zur weiteren Optimierung der erzielten F&E-Ergebnisse können in diesem Sinne als Gegenleistung bzw. „Ertrag“ für die bei der Datenerfassung aufgebrauchte Mühewaltung verstanden werden. Ziel dabei war es, diese Anregungen und Empfehlungen so konkret und praxistauglich wie möglich zu formulieren; die weitgehend positiven Rückmeldungen seitens der Verantwortlichen der F&E-Projekte lassen darauf schließen, dass dieses Ziel größtenteils erreicht werden konnte.

Vor diesem Hintergrund sollte bei ähnlich gelagerten Studien zukünftig darauf geachtet werden, die Vorzüge und „Erträge“ einer unabhängigen Bewertung bereits zu Projektbeginn noch stärker herauszuarbeiten und gegenüber den Verantwortlichen der zu bewertenden Projekten zu kommunizieren. Dadurch könnte die Bereitschaft zur Zusammenarbeit weiter gesteigert werden. Darüber hinaus sollte angestrebt werden, durch eine noch stärker entwicklungsbegleitende Ausrichtung der Bewertung Analysen und Empfehlungen in größerem Umfang direkt zu denjenigen Zeitpunkten vorzusehen, bei denen Entscheidungen zu zentralen entwicklungsbezogenen „Weichenstellungen“ (vgl. hierzu auch Kapitel 16.1) getroffen werden. Erfahrungsgemäß bestehen bei solchen Meilensteinen im Entwicklungsprozess besonders gute Möglichkeiten, die vorhandenen Nachhaltigkeitspotenziale einer Neuentwicklung auszuschöpfen und aktiv zu gestalten.

Aus Nachhaltigkeitsgesichtspunkten wird es angesichts der prognostizierten Wachstumsperspektive im Aquakultur-Sektor (vgl. Kapitel 1) grundsätzlich darauf ankommen, die Energie- und Ressourcenproduktivität von Aquakulturen deutlich zu steigern, Futtermittelquellen jenseits von Fischmehl und -öl aus der Wildfischerei zu erschließen und darüber hinaus auch die Schadstoffeinträge in Gewässer zu minimieren.

Wie das vorliegende Bewertungsprojekt gezeigt hat, bestehen hierfür in Europa und v.a. in Deutschland umfangreiche Kompetenzen und F&E-Aktivitäten, die u.a. auf die Optimierung einer energie- und ressourcenschonenden Kreislauftechnologie, optimierte Futtermittelkonzepte sowie Ansätze zur integrierten Produktion (Schließen von Nährstoffkreisläufen bei der Produktion hochwertiger Eiweiße) ausgerichtet sind. Es wird daher darauf ankommen, diese Kompetenzen und Lösungsansätze zu stärken und dabei auf eine noch stärkere Ausrichtung der zukünftigen F&E-Aktivitäten in Hinblick auf Nachhaltigkeitsgesichtspunkte Wert zu legen.

17. Literaturverzeichnis

- 96/22/EG. Richtlinie des Rates. Über das Verbot der Verwendung bestimmter Stoffe mit hormonaler bzw. thyreostatischer Wirkung und von β -Agonisten in der tierischen Erzeugung und zur Aufhebung der Richtlinien 81/602/EWG, 88/146/EWG und 88/299/EWG. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/?uri=OJ:L:1996:125:0003:0009:DE:PDF>, zuletzt geprüft am 13.01.2014.
- DIN EN ISO 14040:2006. Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen, Berlin, Beuth Verlag.
- EG 710/2009. Verordnung der Kommission vom 05. August 2009 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 889/2008 mit Durchführungsvorschriften zur Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates im Hinblick auf Durchführungsvorschriften für die Produktion von Tieren und Meeresalgen in ökologischer/biologischer Aquakultur. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:204:0015:0034:DE:PDF>.
- 81/851/EWG: Richtlinie des Rates vom 28. September 1981 zur Angleichung der Rechtsvorschriften der Mitgliedsstaaten über Tierarzneimittel. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31981L0851:DE:HTML>, zuletzt geprüft am 26.03.2015.
- 81/852/EEC: Council Directive 81/852/EEC on the approximation of the laws of the Member States relating to analytical, pharmaco-toxicological and clinical standards and protocols in respect of the testing of veterinary medicinal products. Online verfügbar unter http://faolex.fao.org/cgi-bin/faolex.exe?rec_id=013979&database=FAOLEX&search_type=link&table=result&lang=eng&format_name=@ERALL, zuletzt geprüft am 26.03.2015.
- Adelizi, P. D. (1998): Evaluation of fish-meal free diets for rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. In: *Aquaculture nutrition* 4 (1998), S. 255–262.
- Alderman, D. J.; Hastings, T. S. (1998): Antibiotic use in aquaculture: development of antibiotic resistance – potential for consumer health risks*. In: *International Journal of Food Science & Technology* 33 (2), S. 139–155. DOI: 10.1046/j.1365-2621.1998.3320139.x.
- Avestin Inc. (o.J.): EmulsiFlex. High Pressure Homogenizers. Product brochure by Avestin Inc. Online verfügbar unter <http://www.faucitano.it/files/catalog/Produkt%20Brochuere2.pdf>, zuletzt geprüft am 25.02.2015.
- Biomar (2013): LARVIVA Multigain. Enrichment Diet for Rotifers and Artemia, LARVIVA Data Sheets. Biomar. Online verfügbar unter http://www.biomar.com/Countries/common%20ceu/Datasheets/Datasheets%20MARINE%20HATCHERY/Marine%20Hatchery%20English/LARVIVA_Multigain_BioMar_Marine_Hatchery_English.pdf?epslanguage=en, zuletzt aktualisiert am 31.01.2014.
- Boley, Angela; Jung-Schroers Verena; Richter Steffen; Steinhagen, Dieter; Adamek Mikolaj; Korshun Ganna (2014): Entwicklung einer umwelt- und fischgesundheitsfreundlichen Technologie zur Verringerung der Stickstoff- und Mikropartikelfracht in Aquakultur-Kreislaufanlagen. -Phase 2- Abschlussbericht. ISWA. Stuttgart.

- Büchel, Karl Heinz; Moretto, Hans-Heinrich; Woditsch, Peter (1999): Industrielle Anorganische Chemie. Weinheim, FRG: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- Bullock, Graham L.; Summerfelt, Steven T.; Noble, Alicia C.; Weber, Amy L.; Durant, Martin D.; Hankins, Joseph A. (1997): Ozonation of a recirculating rainbow trout culture system I. Effects on bacterial gill disease and heterotrophic bacteria 158 (1-2), S. 43–55. DOI: 10.1016/S0044-8486(97)00063-X.
- CMAA (2007): Response of the Minister of Agriculture and Agri-Food to Environmental Petition 203 Filed by a Citizen (C. Holtlander) under the Auditor General Act (Received May 29, 2007): Ecological and human health effects of hormones released into the environment as a result of intensive livestock production in Canada, October 6, 2007. Canadian Ministry Agriculture and Agri-Food. Online verfügbar unter http://www.oag-bvg.gc.ca/internet/English/pet_203_e_28939.html; zuletzt geprüft am 14.01.2014.
- CML (2011): CML-IA is a database that contains characterisation factors for life cycle impact assessment (LCIA). Hg. v. Institute of Environmental Sciences, Leiden University (CML). Online verfügbar unter <http://cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html>, zuletzt geprüft am 26.03.2015.
- Contreras-Sánchez, W. M.; Fitzpatrick, M. S.; Schreck C. B. (2001): Fate of Methyltestosterone in the Pond Environment: Impact of Mt-Contaminated Soil on Tilapia Sex Differentiation. Ninth Work Plan, Effluents and Pollution Research 2C (9ER2C). Final Report. PD/A CRSP Eighteenth Annual Technical Report. Oregon State University. Online verfügbar unter <http://pdacrsp.oregonstate.edu/pubs/technical/17tch/9ER2A.pdf>, zuletzt geprüft am 25.02.2015.
- DIN EN ISO 14044:2006: Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen Berlin, Beuth Verlag.
- Döll, Petra (2012): Water GAP. Water stress in river basins around the year 2000, as described by the ratio of annual water withdrawals to renewable water resources. Computed by the global freshwater model WaterGAP. Online verfügbar unter http://en.wikipedia.org/wiki/WaterGAP#/media/File:Water_Stress_Around_2000_A.D._By_WaterGAP.jpg, zuletzt geprüft am 26.03.2015.
- ecoinvent Centre (Hg.) (2010): ecoinvent data V2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Online verfügbar unter www.ecoinvent.org, zuletzt geprüft am 24.02.2015.
- El-Sayed, A-F M. (1998): Total replacement of fish meal with animal protein sources in Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (L.), feeds. In: *Aquac Research* 29 (4), S. 275–280. DOI: 10.1046/j.1365-2109.1998.00199.x.
- European Commission. Health & Consumer Protection Directorate-General (2002): Opinion of the Scientific Committee on veterinary Measures Relating to Public health on. " Review of previous SCVPH opinions of 30 April 1999 and 3 May 2000 on the potential risks to human health from hormone residues in bovine meat and meat products. Hg. v. European Commission. Health & Consumer Protection Directorate-General. EU - DG Health & Consumer Protection. Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/food/fs/sc/scv/out50_en.pdf, zuletzt geprüft am 25.02.2015.
- FAO (2012c): Cultured Aquatic Species Information Programme. *Oreochromis niloticus*. Hg. v. FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Online verfügbar unter http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Oreochromis_niloticus/en, zuletzt geprüft am 24.02.2015.

- FAO (2012a): Statistical data: International commodity prices. Hg. v. FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Online verfügbar unter <http://www.fao.org/economic/est/statistical-data/est-cpd/en/>, zuletzt geprüft am 24.02.2015.
- FAO (2012b): Yearbook Fishery and Aquaculture Statistics 2010 – World aquaculture production by species. Hg. v. FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Online verfügbar unter ftp://ftp.fao.org/FI/CDrom/CD_yearbook_2010/navigation/index_content_aquaculture_e.htm, zuletzt geprüft am 24.02.2015.
- FAO (2007): Improving *Penaeus monodon* hatchery practices. Fisheries Technical Paper 446. Manual based on experience in India. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome. Online verfügbar unter <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a1152e/a1152e.pdf>, zuletzt geprüft am 25.02.2015.
- FAO (2011): Global Food Losses and Food Waste. Extent, Causes and Prevention. FAO Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome, Düsseldorf. Online verfügbar unter <http://www.fao.org/docrep/014/mb060e/mb060e00.pdf>, zuletzt geprüft am 25.02.2015.
- Fitzpatrick, M.; Schreck, C. (1999): Fate of Methyltestosterone in the Pond Environment (Pond Dynamics/ Aquaculture Collaborative Research Support Program).
- Frank, T.; Ehlers, R. U.; Assheuer T. (2010): Fermentation der Ω -3-Fettsäure Docosahexaensäure (DHA) mit heterotrophen Algen zur Anreicherung von Nematoden für die Fütterung von Shrimplarven in der Aquakultur. Förderantarg an die DBU zur Förderinitiative "Nachhaltige Aquakultur".
- GARCIA, A. S.; PARRISH, C. C.; BROWN, J. A. (2008): A comparison among differently enriched rotifers (*Brachionus plicatilis*) and their effect on Atlantic cod (*Gadus morhua*) larvae early growth, survival and lipid composition. In: *Aquaculture nutrition* 14 (1), S. 14–30. DOI: 10.1111/j.1365-2095.2007.00500.x.
- Gensch, Carl-Otto; Gattermann, Marah; Marquardt, Maurice; Seum Stefan (2012): Vergleich von Tiefkühlkost mit anderen Angebotsformen unter Klimagesichtspunkten. Im Auftrag für das Deutsche Tiefkühlinstitut. Öko-Institut e.V. Freiburg.
- Green, Bartholomew W.; Teichert-Coddington, David R. (2000): Human Food Safety and Environmental Assessment of the Use of 17α -Methyltestosterone to Produce Male Tilapia in the United States. In: *Journal of the World Aquaculture Society* 31 (3), S. 337–357. DOI: 10.1111/j.1749-7345.2000.tb00885.x.
- Henderson, R. J. (1996): Fatty acid metabolism in freshwater fish with particular reference to polyunsaturated fatty acids. In: *Archiv für Tierernaehrung* 49 (1), S. 5–22. DOI: 10.1080/17450399609381859.
- Hubold, Gerd; Klepper, Rainer (2013): Die Bedeutung von Fischerei und Aquakultur für die globale Ernährungssicherung. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig (Thünen Working Paper). Online verfügbar unter <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:gbv:253-201305-dn052037-9>.
- ifeu (2010): Daten- und Rechenmodell: Schadstoffemissionen aus dem motorisierten Verkehr in Deutschland 1960 bis 2030. TREMOD Version 5.1. 2010. ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH.
- IPCC (2007): Climate Change 2007. Synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Online verfügbar unter

http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_synthesis_report.htm, zuletzt geprüft am 24.03.2015.

- Islam, Md. Shahidul (2005): Nitrogen and phosphorus budget in coastal and marine cage aquaculture and impacts of effluent loading on ecosystem: review and analysis towards model development. In: *Marine Pollution Bulletin* 50 (1), S. 48–61. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2004.08.008.
- ISWA (2012): Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in Deutschland. Unter Mitarbeit von M. Kranert, G. Hafner, J. Barabosz, Schuller H., D. Leverenz und Kölbig A. Hg. v. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMEL). Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA) Stuttgart. Stuttgart. Online verfügbar unter http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Ernaehrung/WvL/Studie_Lebensmittelabfaelle_Langfassung.pdf?__blob=publicationFile, zuletzt geprüft am 25.02.2015.
- Josuweit, Helga (2005): World Market of Tilapia. Hg. v. FAO GLOBEFISH. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome (GLOBEFISH Research Programme, Vol. 79). Online verfügbar unter <http://www.globefish.org/upl/Publications/GRP%2079%20Tilapia%20Markets%20MAILING.pdf>, zuletzt geprüft am 25.02.2015.
- Josuweit, Helga (2010): World supply and demand of tilapia. Hg. v. FAO-Globefish. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome. Online verfügbar unter <http://www.globefish.org/upl/Papers/World%20supply%20and%20demand%20of%20tilapia.pdf>, zuletzt geprüft am 25.02.2015.
- Khalil, Wagdy K. B.; Hasheesh Wafaa S.; Marie, Mohamed- Assem S.; Abbas, Hossam H.; Zahran Eman A. (2011): Life Science Journal, 2011;8(3) <http://www.lifesciencesite.com> 329 Assessment the impact of 17 α -methyltestosterone hormone on growth, hormone concentration, molecular and histopathological changes in muscles and testis of Nile tilapia; *Oreochromis niloticus*. In: *Life Science Journal* 8 (3). Online verfügbar unter http://www.lifesciencesite.com/lj/life0803/055_6655life0803_329_342.pdf, zuletzt geprüft am 25.02.2015.
- Kontara, E. K.; Lavens, P.; Sorgeloos, P. (1995): Dietary effects of DHA/EPA on culture performance and fatty acid composition of *Penaeus monodon* Postlarvae. In: Larvi'95 – Fish and Shellfish Larviculture Symposium. European Aquaculture Society. special Publication No. 24. Unter Mitarbeit von P.Lavens, E Jaspers and I. Roelants (EDS). Gent. Online verfügbar unter www.vliz.be/imisdocs/publications/2571.pdf, zuletzt geprüft am 25.01.2015.
- KVÅLE, A.; NORDGREEN, A.; TONHEIM, S. K.; HAMRE, K. (2007): The problem of meeting dietary protein requirements in intensive aquaculture of marine fish larvae, with emphasis on Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus* L.). In: *Aquaculture nutrition* 13 (3), S. 170–185. DOI: 10.1111/j.1365-2095.2007.00464.x.
- Lee, Linda S.; Carmosini, Nadia; Sassman, Stephen A.; Dion, Heather M.; Sepúlveda, Maria S. (2007): Agricultural Contributions of Antimicrobials and Hormones on Soil and Water Quality. In: Bd. 93: Elsevier (Advances in Agronomy), S. 1–68.
- Li, Y. (2007): Life Cycle Assessment of Chemical Processes and Products: North Carolina State University. Online verfügbar unter <https://books.google.de/books?id=xMSbg2NbxfgC>.

- maribus (Hg.) (2013): World Ocean Review. Mit den Meeren Leben. 2 - Die Zukunft der Fische - die Fischerei der Zukunft. Kiel. Online verfügbar unter <http://worldoceanreview.com/herunterladen/>, zuletzt geprüft am 24.02.2015.
- Maybank, M. (2008): Technical factsheet describing the sexual differentiation process in fish. Hg. v. Reprofish Project. Online verfügbar unter http://www.inra.fr/reprofish_eng/espace_scientifique_etudiant/documentation_pedagogique/gestion_des_geniteurs/differentiation_sexuelle_controle_du_sexe, zuletzt geprüft am 16.03.2012.
- Olesen, E. & Nielsen P. H. (2003): Fishmeal and oil production. 2.-0 LCA Consultants. Aalborg Denmark. Online verfügbar unter <http://www.lcafood.dk/processes/industry/fishmealproduction.htm>, zuletzt geprüft am 26.03.2015.
- Orellana, J.; Waller, U.; Wecker, B. (2014): Culture of yellowtail kingfish (*Seriola lalandi*) in a marine recirculating aquaculture system (RAS) with artificial seawater. In: *Aquacultural Engineering* 58, S. 20–28. DOI: 10.1016/j.aquaeng.2013.09.004.
- Örn, Stefan; Holbech, Henrik; Madsen, Trine H.; Norrgren, Leif; Petersen, Gitte I. (2003): Gonad development and vitellogenin production in zebrafish (*Danio rerio*) exposed to ethinylestradiol and methyltestosterone. In: *Aquatic Toxicology* 65 (4), S. 397–411. DOI: 10.1016/S0166-445X(03)00177-2.
- Patil, Vishwanath; Källqvist, Torsten; Olsen, Elisabeth; Vogt, Gjermund; Gislerød, Hans R. (2007): Fatty acid composition of 12 microalgae for possible use in aquaculture feed. In: *Aquacult Int* 15 (1), S. 1–9. DOI: 10.1007/s10499-006-9060-3.
- Pelletier, Nathan; Tyedmers, Peter; Sonesson, Ulf; Scholz, Astrid; Ziegler, Friederike; Flysjo, Anna et al. (2009): Not All Salmon Are Created Equal: Life Cycle Assessment (LCA) of Global Salmon Farming Systems. In: *Environ. Sci. Technol.* 43 (23), S. 8730–8736. DOI: 10.1021/es9010114.
- Ponis, E.; Parisi, G.; Chini Zittelli, G.; Lavista, F.; Robert, R.; Tredici, M. R. (2008): Pavlova lutheri: Production, preservation and use as food for *Crassostrea gigas* larvae. In: *Aquaculture* 282 (1-4), S. 97–103. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2008.06.010.
- Ratlledge, C.; Hopkins, S. (1995): Lipids from microbial resources. In: F.D. Gunstone (Hg.): *Modifying lipids for use in food*. Abington: Woodhead publishing Limited.
- Sargent, J. R.; Henderson, R. J.; Tocher, D. R. (1989): The Lipids. In: *Fish Nutrition*, 2nd edn (Ed. by J.E. Halver), S. 152–218.
- Schlotfeld, K.-J. (1998): Therapienotstand bei Fischen in der Bundesrepublik Deutschland. In: *Fischer & Teichwirt* (2), S. 42–47.
- Schreck, C. B.; Giannico, G. R.; Feist, G. W.; Contreras-Sánchez, W. M.; Pascual-Valencia, L. E.; Hernández-Vidal, U.; Campos-Campos, B. (2005): Elimination of Methyltestosterone from Intensive Masculinization Systems: Use of Ultraviolet Irradiation of Water. Eleventh Work Plan, Water Quality and Availability Research 1 (11WQAR1). Final Report. Oregon State University; Laboratorio de Acuicultura. Online verfügbar unter <http://pdacrsp.oregonstate.edu/pubs/technical/22tch/20-11WQAR1.pdf>, zuletzt geprüft am 25.02.2015.
- Schulte-Oehlmann, U.; Oetken, M.; Bachmann, J.; Oehlmann, J. (2004): Effects of Ethinylestradiol and Methyltestosterone in Prosobranch Snails. In: Klaus Kümmerer (Hg.): *Pharmaceuticals in the Environment*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, S. 233–247.

- Seki, Masanori; Yokota, Hirofumi; Matsubara, Haruki; Maeda, Masanobu; Tadokoro, Hiroshi; Kobayashi, Kunio (2004): FISH FULL LIFE-CYCLE TESTING FOR ANDROGEN METHYLTESTOSTERONE ON MEDAKA (ORYZIAS LATIPES). In: *Environ Toxicol Chem* 23 (3), S. 774. DOI: 10.1897/03-26.
- Selzsam, Britta; Grote, Konstanze; Gericke, Christine; Niemann, Lars; Wittfoht, Werner; Chahoud, Ibrahim (2005): Effects of methyltestosterone on reproduction in the Japanese quail (*Coturnix coturnix japonica*). In: *Environmental research* 99 (3), S. 327–334. DOI: 10.1016/j.envres.2005.04.001.
- Sharpe, R. (2004): Effects of a model androgen (methyl testosterone) and a model anti-androgen (cyproterone acetate) on reproductive endocrine endpoints in a short-term adult mummichog (*Fundulus heteroclitus*) bioassay. In: *Aquatic Toxicology* 67 (3), S. 203–215. DOI: 10.1016/j.aquatox.2004.01.009.
- Shore, Laurence S.; Pruden, Amy (2009): Hormones and pharmaceuticals generated by concentrated animal feeding operations. Transport in water and soil. New York: Springer Verlag (Emerging topics in ecotoxicology, 1).
- Summerfelt, Steven T. (2003): Ozonation and UV irradiation—an introduction and examples of current applications. In: *Aquacultural Engineering* 28 (1-2), S. 21–36. DOI: 10.1016/S0144-8609(02)00069-9.
- Thrane, Mikkel (2006): LCA of Danish Fish Products. New methods and insights (9 pp). In: *Int J Life Cycle Assessment* 11 (1), S. 66–74. DOI: 10.1065/lca2006.01.232.
- U.S. Fish & Wildlife Service Aquatic Animal Drug Approval Partnership (AADAP) Program (2011): Fact Sheet: 17 α -methyltestosterone INAD 11-236. Online verfügbar unter <http://www.fws.gov/fisheries/aadap/alpha.htm>, zuletzt geprüft am 25.02.2015.
- World Water Congress (2003): 3rd World water congress. Selected Proceedings of the 3rd World Water Congress of the International Water Association, held in Melbourne, Australia, 7-12 April 2002. London, UK: IWA (Water science and technology, v.47 no.7-12).
- WWF (2009): International Standards for responsible Tilapia Aquaculture. World Wildlife Fund (WWF). Online verfügbar unter <http://www.worldwildlife.org/what/globalmarkets/aquaculture/WWFBinaryitem14693.pdf>, zuletzt geprüft am 25.02.2015.

18. Anhang

18.1. Dokumentation der Modellierungsannahmen für die Fischfutterherstellung

Tabelle 88 Inputs der Herstellung eines kommerziellen Trockenfischfutters für die Forellenzucht basierend auf Adelizi (1998). Bezugsgröße für alle Inputs ist 1000 kg Fischfutter

| Name/Bezeichnung | Menge | Einheit | Verwendeter Datensatz |
|-----------------------------|--------------|---------|---|
| Fischmehl | 300 | kg | Siehe Dokumentation im Anhang (Kapitel 18.1) |
| Maiskörner | 250 | kg | ecoinvent 2.2 Körnermais, IP, ab Hof [CH] |
| Sojaschrot | 200 | kg | ecoinvent 2.2 Sojaschrot, ab Werk [BR] |
| Maisglutenmehl | 100 | kg | ecoinvent 2.2 Körnermais, IP, ab Hof [CH] mit ökonomischen Allokationsfaktor von 0,08 |
| Maiskleberfutter | 50 | kg | ecoinvent 2.2 Körnermais, IP, ab Hof [CH] mit ökonomischen Allokationsfaktor von 0,08 |
| Fischöl | 80 | kg | Siehe Dokumentation im Anhang |
| Mineral- und Vitaminkomplex | Keine Angabe | --- | Nicht berücksichtigt |

Tabelle 89 Annahme zu den energetischen Inputs für die Herstellung eines konventionellen Trockenfischfutters (1000 kg) basierend auf Pelletier et al. (2009)

| Name/Bezeichnung | Menge | Einheit | Quelle bzw. Datenherkunft |
|------------------|-------|---------|--|
| Strom | 130,5 | kWh | ecoinvent 2.2 Strom, Mittelspannung, ab Netz [DE] |
| Wärme | 176,6 | MJ | ecoinvent 2.2 Nutzwärme, Erdgas, in Heizkessel atm. nicht-mod. <100 kW [RER] |
| Erdgas | 198,5 | MJ | ecoinvent 2.2 Erdgas, in Heizkessel atm. Brenner nicht-mod. <100 kW [RER] |
| Heizöl | 52,8 | MJ | ecoinvent 2.2 Heizöl EL, in Heizkessel 10 kW Brennwert, nicht-modulierend [CH] |
| Diesel | 4,9 | MJ | ecoinvent 2.2 Diesel, in Dieselaggregat [GLO] |

18.1.1. Modellierung der Fischmehlbereitstellung

Die Bereitstellung von Fischmehl bzw. Fischöl wurde basierend auf Angaben aus der Literatur modelliert. Als Grundlage für die Modellierung von Fischmehl diente eine vorliegende Ökobilanz-Studie einer Fabrik in Dänemark, die Fischmehl und Fischöl produziert.¹¹¹ Die Fabrik verwendet als Ausgangsprodukt Sandaale. Für dessen Modellierung wurde der durchschnittliche Dieserverbrauch der dänischen Fischereiflotte für den Fang eines Kilogramms Fisches verwendet.¹¹² Die Inputs der Fischmehl- und Fischölbereitstellung sind in Tabelle 90 dargestellt.

Tabelle 90 Dokumentation der Inputs zur Fischmehl- und Fischölbereitstellung; hier dargestellt bezüglich eines Prozessoutputs von 1 kg Fischmehl

| Bezeichnung | Menge | Einheit | Verwendeter Datensatz |
|-------------------|----------|---------|---|
| Sandaal | 4,66 | kg | Modelliert als Dieserverbrauch der dänischen Fischfangflotte basierend auf (Thrane 2006); 0,14 l Diesel (kg angelandetem Fisch; ecoinvent 2.2 Diesel in Baumaschine [GLO]; Annahme: Heizwert 35 MJ/l Diesel |
| Formaldehyd | 0.004 | kg | ecoinvent 2.2 Formaldehyd, ab Werk [RER] |
| Schwefelsäure | 0,0021 | kg | ecoinvent 2.2 Schwefelsäure, flüssig, ab Werk [RER] |
| Natriumhydroxid | 0,0096 | kg | ecoinvent 2.2 Natriumhydroxid, 50% in H ₂ O, Produktionsmix, ab Werk [RER] |
| Salpetersäure | 0,001404 | kg | ecoinvent 2.2 Salpetersäure, 50% in H ₂ O, ab Werk [RER] |
| Salzsäure | 0,0013 | kg | ecoinvent 2.2 Chlorwasserstoff, 30% in H ₂ O, ab Werk [RER] |
| Strom | 0,19 | kWh | ecoinvent 2.2 Strom, Mittelspannung, ab Netz [DE] |
| Transport | 0,5 | tkm | LKW, 6 Achsen, Standardgut, basierend auf TREMOD (ifeu 2010) |
| Nutzwärme, Erdgas | 6.2 | MJ | ecoinvent 2.2 Nutzwärme, Erdgas, ab Heizkessel atm. nicht-mod. <100kW [RER] |

18.1.2. Modellierung der Mehlerstellung

Für die Herstellung des Mehls wurden die in Tabelle 91 aufgeführten Inputs und Outputs berücksichtigt. Das Weizengetreide stammt zu 73% aus Frankreich und zu 27% aus Deutschland. Für die Vorkette des Weizenanbaus wurden jeweils die Datensätze aus ecoinvent 2.2 getrennt nach den jeweiligen geografischen Bezügen modelliert. Das Weizengetreide und das Weizenmehl werden lose transportiert, sodass eine Verpackung hier irrelevant ist. Die einbezogenen Energiedaten umfassen die Dampferzeugung, die Heizung der Verwaltung, die Zucht sowie die Lagerung. Die Abfälle und das Abwasser wurden ebenfalls erfasst und nach allgemeinen Annahmen bilanziert. Darüber hinaus fallen beim Vermahlen 25% des Getreides als Koppel-Produkt an, das an einen Tierfutterhersteller weiterverkauft wird.

¹¹¹ Quelle: Olesen, E. & Nielsen P. H. 2003 <http://www.lcafood.dk/processes/industry/fishmealproduction.htm>; abgerufen am 25.09.2013.

¹¹² Quelle: Thrane 2006: LCA of Danish Fish Products; online abrufbar: <http://www.aseanfood.info/articles/11016325.pdf>; abgerufen am 25.09.2013.

Tabelle 91 **Stoffliche und energetische Inputs für die Produktion von Weizenmehl;**
Quelle: Gensch et al. 2012

| | Bezeichnung | Menge | Bezugsgröße |
|-----------------------------|----------------------|-------|-------------|
| Input | Strom | 76 | kWh |
| | Wasser | 52 | kg |
| | Heizöl | 3 | l |
| | Weizen | 1.316 | kg |
| Weizenmehlproduktion | | | |
| | Bezeichnung | Menge | Einheit |
| Output | Weizenmehl | 1.000 | kg |
| | Co-Produkt: Getreide | 328 | kg |
| | Abfälle | 2 | Kg |
| | Abwasser | 26 | kg |

Für die Inputs wurde ebenfalls auf die in Kapitel 18.4 aufgeführten Datensätze aus der ecoinvent 2.2-Datenbanken zugegriffen. Bei der Vermahlung der Weizenkörner fällt neben dem Weizenmehl auch 21,2% des Getreides (Masse) als Co-Produkt an. Dieses wird in Form von Kleie-Pellets für die Futterherstellung eingesetzt. Eine Allokation wurde auf Basis des ökonomischen Wertes der Produkte durchgeführt.¹¹³ Nach ökonomischer Allokation, angepasst an die produzierte Menge ist Weizenmehl für 91,07% Emissionen der Weizenmehlherstellung verantwortlich.

18.1.3. Modellierung der Blutmehlherstellung

Es lagen keine spezifischen Daten für die Modellierung von Blutmehl vor. Dasselbe gilt für dessen Bereitstellung. Das verwendete Blut ist ein Abfallprodukt aus der Geflügel-Zucht (Schlachthuhn-Zucht). Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde lediglich der Aufwand für den Transport des Blutes zum Fischfutter-Hersteller berücksichtigt. Als Transportdistanz wurde eine Entfernung von 500km berücksichtigt. Dies entspricht den gängigen Annahmen für einen durchschnittlichen Transport innerhalb Deutschlands. Für eine möglicherweise notwendige Prozessierung des Blutes, wie etwa eine Aufkonzentration / Wasserreduktion konnten keine geeigneten Daten verfügbar gemacht werden. In einem Signifikanztest konnte anhand der Bereitstellungsprozesse von Milchpulver aus Milch jedoch gezeigt werden, dass diese Prozesse keinen signifikanten Einfluss auf das Gesamtergebnis haben.

¹¹³ Ökonomische Allokation auf Basis des Großhandelspreises: herangezogen wurden die Durchschnittswerte der Würzburger Produktenbörse (vom 27.05.2011-07.09.2012); demnach wurden berücksichtigt: Preis für Weizenmehl Typ 505: 384 Euro/t; Preis für lose Weizenkleie: 140 Euro/t, (Quelle: <http://www.proplanta.de/> abgerufen am 25.09.2013) Allokationsverhältnis: 0,9107.

18.2. Dokumentation zur Berechnung des Energiebedarfs für die Tiefkühlagerung der Mikroalgen-Produkte

Die Berechnung des Energiebedarfs für die Tiefkühlagerung der Mikroalgen-Produkte basiert auf Literaturdaten sowie auf eigenen Annahmen zum Lagerraumbedarf. Die in die Berechnung einbezogenen Größen und der Berechnungsweg sind in Tabelle 92 dargestellt.

Tabelle 92 Berechnung des Energiebedarfs für die Tiefkühlagerung der Algenprodukte

| Bezeichnung | Menge |
|-----------------------------|--|
| Kühltruhe (Gerätetyp) | Kühltruhe der Energieeffizienzklasse A+ ¹¹⁴ (Volumen von 300 l Jahresenergiebedarf von 286 kWh |
| Genutztes Kühltagervolumen | 20% (eigene Annahme) |
| Benötigtes Kühltagervolumen | Lagerung in einer typischen Laborglasflasche mit den angenommenen Abmessungen: Grundfläche von 10*10 cm; Höhe 25 cm Daraus folgt ein Kühltagervolumen von 2500 cm ³ |
| Lagerdauer (Durchschnitt) | Nach Absprache mit F&E-Projekt wurde eine durchschnittliche Lagerdauer von 4 Wochen angenommen |
| Berechneter Energiebedarf | Aus 286 kWh/a = 5,5 kWh pro Woche; 5,5 kWh*4 Wochen Lagerdauer = 22 kWh; 20% genutztes Volumen von 300 l Gesamtvolumen = 60 l; Lagerbedarf pro kg 2,5 l; daraus folgt: 24 kg Algen können gleichzeitig gelagert werden: 22 kWh/24kg = 0,9 kWh/kg Algenprodukt. |

18.3. Dokumentation der Aufwendungen für die Bereitstellung von Salzwasser aus der Nordsee

Das Salzwasser wird direkt aus der nur etwa einen Kilometer entfernten Nordsee bezogen. Bevor es in die Fischhaltetanks geleitet wird, erfolgt eine so genannte Firewall-Behandlung. Hierbei soll durch den Einsatz von UV-Licht und Ozon eine ausreichende Desinfektion des Nordseewassers bzw. die Inaktivierung von darin enthaltenen Keimen sichergestellt werden.

Es wurden die in Tabelle 93 aufgeführten Teilprozesse und Aufwendungen berücksichtigt.

¹¹⁴ EcoTopTen Vergleichsprodukt für Stand-TK-Geräte; unter URL: www.ecotopten.de/prod_kuehlen_prod.php, abgerufen am 03.02.2014

Tabelle 93 Dokumentation der Aufwendungen für die Bereitstellung von Salzwasser aus der Nordsee; Quelle GMA

| Bezeichnung | Menge | Bezugsgröße | Verwendeter Datensatz ecoinvent 2.2 |
|---------------------------------------|-------|-------------|--------------------------------------|
| Strom (UV-Behandlung) | 0,18 | kWh / 1000l | Strom, Niederspannung, ab Netz, [DE] |
| Strom (Betrieb Ozon-Generator) | 0,07 | kWh / 1000l | Strom, Niederspannung, ab Netz, [DE] |
| Strom (Betrieb Gegenstrom-Abschäumer) | 0,33 | kWh / 1000l | Strom, Niederspannung, ab Netz, [DE] |
| Strom (Betrieb Pumpe für Ringleitung) | 0,09 | kWh / 1000l | Strom, Niederspannung, ab Netz, [DE] |
| Strom (Betrieb Pumpe für Sandfilter) | 0,20 | kWh / 1000l | Strom, Niederspannung, ab Netz, [DE] |
| Sauerstoff, flüssig | 0,27 | kg / 1000l | Sauerstoff, flüssig, ab Werk [RER] |

18.4. Verwendete Datensätze aus der ecoinvent 2.2 – Datenbank

18.4.1. Energieträger

| DS ID (Index-Nr.) | Prozess | sekundäre Datensätze | zeitl. Bezug | geogr. Bezug | Quelle / Verweis | Verwendung im F&E-Projekt |
|-------------------|--------------------|--|--------------|--------------|------------------|--|
| 1542 | Dieselpreparierung | Diesel, ab Regionallager | 2000 | Schweiz | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia |
| 1355 | Erdgas | Erdgas, in Heizkessel atm. Brenner nicht-mod. <100 kW | 2000 | Europa | Ecoinvent 2.2 | 08_Fischnebenprodukte |
| 1548 | Dieselpreparierung | Diesel, schwefelarm, ab Regionallager | 2000-2005 | Europa | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia |
| 0559 | Dieselpreparierung | Diesel, in Baumaschine | 1996-2001 | Global | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia ; 08_Fischnebenprodukte |
| 1560 | Heizölpreparierung | Heizöl EL, ab Regionallager | 1989-2000 | Europa | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia; 08_Fischnebenprodukte |
| 1598 | Heizölpreparierung | Heizöl EL, in Heizkessel 10kW Brennwert, nicht-modulierend | 1991-2000 | Schweiz | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia; 08_Fischnebenprodukte |
| 1544 | Dieselpreparierung | Diesel, in Dieselaggregat | 1985-2000 | Global | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia; 08_Fischnebenprodukte; 10_FeeDH-A-Shrimp |

| DS ID (Index- Nr.) | Prozess | sekundäre Datensätze | zeitl. Bezug | geogr. Bezug | Quelle / Verweis | Verwendung im F&E-Projekt |
|--------------------------|------------------|--|-----------------|------------------|---------------------|--|
| 0643 | Strom | Strom, Mittelspannung, ab Netz | 1992- 2004 | Deutsch- land | Ecoinvent 2.2 | 01_EVA; 06_Tilapia; 08_Fischneben- produkte; 10_FeeDH-A- Shrimp |
| 0761 | Strom | Strom, Niederspannung, ab Netz | 1992- 2004 | Deutsch- land | Ecoinvent 2.2 | 01_EVA; 02_US/UV; 03_Verringerung Partikelfracht; 05_Halophyten; 08_Fischneben- produkte; 10_FeeDH-A- Shrimp |
| 1344 | Nutzwärme | Nutzwärme, Erdgas, ab Heizkessel atm. nicht-mod. <100 kW | 2000 | Europa | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia; 08_Fisch- nebenprodukte; 10_FeeDH-A- Shrimp |
| 1586 | Nutzwärme | Nutzwärme, Heizöl EL, ab Heizkessel 10 kW, nicht- modulierend | 2000 | Schweiz | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia; 08_Fischneben- produkte; 10_FeeDH-A- Shrimp |
| 1268 | Nutzwärme | Nutzwärme, ab BHKW (1 MW _{el}), mager, Allokation Wärme | 2000 | Schweiz | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia |
| 1575 | Propan/ Butan | Propan/Butan, ab Raffinerie | 1980- 2000 | Schweiz | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia |

18.4.2. Rohstoffe

| DS ID (Index- Nr.) | Prozess | sekundäre Datensätze | zeitl. Bezug | geogr. Bezug | Quelle / Verweis | Anwendungs- bereich |
|--------------------------|---|--|-----------------|------------------|---------------------|--|
| 2288 | Wasser | Trinkwasser, ab Hausanschluss | 2000 | Europa | Ecoinvent 2.2 | 01_EVA; 03_Verringerung Partikelfracht; 05_Halophyten; 06_Tilapia; 08_Fischneben- produkte; 10_FeeDH-A- Shrimp |
| 0410 | Formalde- hyd | Formaldehyd, ab Werk | 1997- 2000 | Europa | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia; 08_Fisch- nebenprodukte |
| 6955 | Erbsen- eiweiß | Eiweißerbbsen, konventionell, Sachsen-Anhalt, ab Hof | 2000- 2004 | Deutsch- land | Ecoinvent 2.2 | 08_Fischneben- produkte; 10_FeeDH-A- Shrimp |
| 6627 | Ethanol | Ethanol, aus Ethylen, ab Werk [RER] | 1986- 2005 | Europa | Ecoinvent 2.2 | 03_Verringerung Partikelfracht; 10_FeeDH-A- Shrimp |
| 0336 | Natrium- hydroxid | Natriumhydroxid, 50% in H ₂ O, Produktionsmix, ab Werk | 2000 | Europa | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia; 08_Fischneben- produkte |
| 0325 | Natrium- carbonat | Natriumcarbonat, Pulver, ab Werk | 1999 | Europa | Ecoinvent 2.2 | 01_EVA; 03_Verringerung Partikelfracht; 06_Tilapia |
| 0329 | Natrium- chlorid | Natriumchlorid, Pulver, ab Werk | 2000 | Europa | Ecoinvent 2.2 | 05_Halophyten; 10_FeeDH-A- Shrimp |
| 0264 | CaCl ₂ | Chemikalien, anorganisch, ab Werk | 2000 | Global | Ecoinvent 2.2 | 10_FeeDH-A- Shrimp |
| 0264 | MgSO ₄ x 7 H ₂ O | Chemikalien, anorganisch, ab Werk | 2000 | Global | Ecoinvent 2.2 | 10_FeeDH-A- Shrimp |
| 0050 | Kalium- chlorid | Kaliumchlorid, als K20, ab Regional- lager | 2000 | Europa | Ecoinvent 2.2 | 10_FeeDH-A- Shrimp |
| 6239 | Nährmedi- um Hefe- Extrakt | Hefepaste, aus Molke, ab Vergärung | 2000- 2004 | Schweiz | Ecoinvent 2.2 | 10_FeeDH-A- Shrimp |
| 0299 | Salpeter- säure | Salpetersäure, 50% in H ₂ O, ab Werk | 1990- 2001 | Europa | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia; 08_Fischneben- produkte |

| DS ID (Index-Nr.) | Prozess | sekundäre Datensätze | zeitl. Bezug | geogr. Bezug | Quelle / Verweis | Anwendungsbereich |
|-------------------|--------------------|--|--------------|--------------|------------------|--|
| 0282 | Salzsäure | Chlorwasserstoff, 30% in H ₂ O, ab Werk | 1997-2000 | Europa | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia; 08_Fischnebenprodukte |
| 0301 | Sauerstoff | Sauerstoff, flüssig, ab Werk | 1997-2001 | Europa | Ecoinvent 2.2 | 01_EVA; 06_Tilapia |
| 0350 | Schwefelsäure | Schwefelsäure, flüssig, ab Werk | 2001 | Europa | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia; 08_Fischnebenprodukte |
| 1735 | Rohzellulose | Sulfatzellstoff, Durchschnitt, ab Regionallager | 2000 | Europa | Ecoinvent 2.2 | 10_FeeDH-A-Shrimp |
| 1854 | Verpackung | Verpackungsfolie, LDPE, ab Werk | 1993-1997 | Europa | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia |
| 0991 | Zellulose | Zellulosefasern, inklusive Einblasen, ab Werk | 1995-2000 | Schweiz | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia |
| 6958 | Weizen | Weizenkörner konventionell, Sachsen-Anhalt, ab Hof | 2000-2004 | Deutschland | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia; 08_Fischnebenprodukte |
| 0214 | Maisstärke | Maisstärke, ab Werk | 2002 | Deutschland | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia |
| 200 | Maisglutemehl | Körnermais IP, ab Hof | 1996-2003 | Schweiz | Ecoinvent 2.2 | 08_Fischnebenprodukte |
| 6575 | Rapsöl | Rapsöl, ab Ölmühle | 1996-2006 | Europa | Ecoinvent 2.2 | 10_FeeDH-A-Shrimp |
| 6665 | Sojaöl | Sojaöl, ab Werk | 1998-2006 | Brasilien | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia; 10_FeeDH-A-Shrimp |
| 6666 | Sojaschrot | Sojaschrot, ab Werk | 1998-2006 | Brasilien | Ecoinvent 2.2 | 08_Fischnebenprodukte; 10_FeeDH-A-Shrimp |
| 6580 | Zuckerverarbeitung | Zucker, aus Zuckerrüben, ab Zuckerherstellung | 1998-2006 | Schweiz | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia |
| 6581 | Glucose | Zucker, aus Zuckerrohr, ab Zuckerherstellung | 1994-2006 | Schweiz | Ecoinvent 2.2 | 10_FeeDH-A-Shrimp |
| 0234 | Zuckerrüben | Zuckerrüben IP, ab Hof | 1996-2003 | Schweiz | Ecoinvent 2.2 | 06_Tilapia |

18.4.3. Transporte

| DS ID (Index-Nr.) | Prozess | sekundäre Datensätze | zeitl. Bezug | geogr. Bezug | Quelle / Verweis | Anwendungsbereich |
|-------------------|---------------|-----------------------------|--------------|--------------|------------------|-----------------------|
| 7304 | LKW-Transport | Transport, LKW 16-32t, EUR4 | 2005 | Europa | Ecoinvent 2.2 | 08_Fischnebenprodukte |
| 7304 | LKW-Transport | Transport, LKW >32t, EUR3 | 2005 | Europa | Ecoinvent 2.2 | 01_EVA |

18.4.4. Sonstige

| DS ID (Index-Nr.) | Prozess | sekundäre Datensätze | zeitl. Bezug | geogr. Bezug | Quelle / Verweis | Anwendungsbereich |
|-------------------|--------------------|---|--------------|--------------|------------------|--|
| 2274 | Abwasserbehandlung | Behandlung, Abwasser, ab Grundstück, in Abwasserreinigung, Gr.Kl. 2 | 1994-2000 | Schweiz | Ecoinvent 2.2 | 01_EVA |
| 2276 | Abwasserbehandlung | Behandlung, Abwasser, in Abwasserreinigung, Gr.Kl. 2 | 1994-2000 | Schweiz | Ecoinvent 2.2 | 05_Halophyten; 06_Tilapia; 08_Fischnebenprodukte; 10_FeeDH-A-Shrimp |

18.5. Verwendete Datensätze aus weiteren Quellen

18.5.1. Transporte

| Prozess | sekundäre Datensätze | zeitl. Bezug | geogr. Bezug | Quelle / Verweis | Anwendungsbereich |
|-------------------------|---------------------------|--------------|---------------|--------------------|--------------------------------------|
| LKW-Transport | LKW_6a_Standard_ttw | 2010 | Europa | Gensch et al. 2012 | 06_Tilapia; 08_Fischnebenprodukte |
| Schüttguttransport | SG_LKW_6a_ttw | 2010 | Europa | Gensch et al. 2012 | 06_Tilapia; 08_Fischnebenprodukte |
| Int. Containertransport | Seeschiff Kühl-Cont AM_EU | 2010 | International | Gensch et al. 2012 | 06_Tilapia; 08_Fischnebenprodukte |

18.5.2. Sonstige

| Prozess | sekundäre Datensätze | zeitl. Bezug | geogr. Bezug | Quelle / Verweis | Anwendungsbereich |
|---|---|--------------|--------------|--------------------------------|-------------------|
| MVA Verbrennung Bio- und Küchenabfälle, organisch | MVA Verbrennung Bio- und Küchenabfälle, organisch | 2010 | Deutschland | Eigene Berechnung Öko-Institut | 06_Tilapia |