

EEKlim - Methodenkonzept für ein Klimalabel in Niedersachsen Konzeptvorschlag

Autor:innen:

Dr. Ulrike Eberle

Marius Rödder

ENDBERICHT im Unterauftrag der Universität Göttingen im Rahmen des Projekts
„Entwicklung und Erprobung eines Klimalabels für Lebensmittel in
Niedersachsen“

Gefördert durch:



**Niedersächsisches Ministerium
für Ernährung, Landwirtschaft
und Verbraucherschutz**

Hamburg, 17. Mai 2024

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Gewünschte Wirkung des Labels	2
3	Ausgestaltung des Labels	2
4	Methodenkonzept	3
4.1	Umweltwirkungskategorien	3
4.2	Wirkungsabschätzungsmethoden	4
4.3	Funktionelle Einheit	6
4.4	Systemgrenzen	6
4.5	Darstellung eines Gesamtscores	7
4.5.1	Normalisierung der Wirkungsabschätzungsergebnisse	7
4.5.2	Gewichtung und Aggregation	7
4.5.3	Einteilung in Kategorien	8
4.6	Bonus und Malus	11
4.7	Datenregeln	12
4.7.1	Konsistenz von Daten	13
4.7.2	Generische Datenquellen und deren Priorisierung	13
4.7.3	Erhebung spezifischer Primärdaten	14
4.7.4	Mix spezifischer Informationen mit generischen Datenquellen	14
4.7.5	Allokationsverfahren	15
4.7.6	Umgang mit fehlenden Daten (Proxys)	15
5	Implementierung	16
5.1	Prüfungen auf Anwendbarkeit und Plausibilität	16
5.2	Labelvergabe, Labelnahme und Zertifizierung	17
5.3	Kosten der Verifizierung	17
6	Weiterer Forschungsbedarf	18
7	Literatur und Quellenverzeichnis	19

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Systemgrenzen für EEKLIM.....	7
Abbildung 2: Ergebnisverteilung der Single Scores der in Agribalyse enthaltenen Produkte.....	9

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Abgebildete Umweltauswirkungen und zugehörige Wirkungsabschätzungsmethoden (sortiert nach Robustheit).....	5
Tabelle 2: Gewichtung der <i>perspektivisch</i> zu inkludierenden Umweltwirkungen für die Berechnung des Gesamt-Scores.....	8
Tabelle 3: Gewichtung der <i>gegenwärtig</i> zu inkludierenden Umweltwirkungen für die Berechnung des Gesamt-Scores.....	8
Tabelle 4: Beispiel für Auswahl eines möglichst ähnlichen Proxys.....	16

1 Einleitung

Ziel des Projektes EEKlim ist es, ein praxistaugliches Umweltlabel für unverarbeitete und verarbeitete Lebensmittel im Lebensmittelhandel zu entwickeln, das sowohl deren Klima- als auch ggf. andere Umweltwirkungen abbildet. Das vorliegende Dokument beschreibt die anzuwendende Methodik für die Kennzeichnung und dient als Referenzdokument für die Nutzer:innen des Labels.

Eine Umweltkennzeichnung von Lebensmitteln muss insbesondere sicherstellen, dass durch sie keine Wettbewerbsverzerrung entsteht und dass sie richtungssicher ist. Für eine valide, vergleichbare und damit faire Umweltkennzeichnung, die Verbraucher:innen einen Mehrwert und Unternehmen ein Instrument zur stetigen Verbesserung ihrer Produktpalette liefert, sind folgende Grundsätze¹ von zentraler Bedeutung:

- **Relevanz:** Alle erhobenen Daten und verwendeten Methoden müssen für das Erreichen des definierten Kennzeichnungsziels relevant sein.
- **Vollständigkeit:** Es müssen sämtliche Material- und Energieflüsse erfasst werden, die für die Abschätzung der relevanten Umweltwirkungen (gemäß Ziel und Untersuchungsrahmen) von Bedeutung sind.
- **Konsistenz:** Bei der Bewertung von Produkten muss die hier dargestellte Methodik streng eingehalten werden, damit die größtmögliche Vergleichbarkeit der Ergebnisse gewährleistet ist.
- **Genauigkeit:** Es müssen alle in einem Praxiskontext zumutbaren Anstrengungen unternommen werden, um die Unsicherheit der Modellierung zu minimieren.
- **Transparenz:** Informationen über die einer Produktbewertung zugrundeliegenden Daten, Annahmen und den daraus folgenden Einschränkungen müssen so dokumentiert und veröffentlicht werden, dass sämtliche Stakeholder die Validität der Informationen möglichst ungehindert beurteilen können.

Im europäischen Kontext hat die EU im Rahmen der *Farm to Fork Strategy* die Einführung eines europaweiten Umweltlabels für Lebensmittel zum Ziel. Zudem verfolgt die geplante *Green Claims Directive* das Ziel, europaweit Label zu konsolidieren und dadurch ihre Glaubwürdigkeit zu erhöhen.

Im Rahmen einer französischen Initiative wurden bereits mehrere Umweltlabel für Lebensmittel entwickelt, darunter der *Eco-Score* und der *Planet Score*. Den französischen Labels liegt die umfangreiche französische Lebensmittel-LCA-Datenbank *Agribalyse* zugrunde, die unter Federführung der französischen Umweltbehörde ADEME entwickelt wurde und von ihr gepflegt wird. *Agribalyse* implementiert wiederum die *Product Environmental Footprint* (PEF) Methode der EU.

Vor diesem Hintergrund ist es mit Hinblick auf die Grundsätze Relevanz und Konsistenz wünschenswert, dass sich die Methodik des EEKlim-Labels an den europäischen Rahmenbedingungen und den französischen Vorarbeiten orientiert. Das gilt insbesondere auch, da *Agribalyse* derzeit die einzige konsistente und umfassende LCA-Datenbank zu Lebensmitteln ist, die frei verfügbar ist. Ihr kommt daher eine zentrale Rolle als Datenquelle für das EEKlim-Label zu.

Die Berechnung der Umweltauswirkungen basiert auf der Methode der Ökobilanz, der die ISO 14040/44 zugrunde liegt.

¹ In Anlehnung an den Product Environmental Footprint (PEF; EC, 2021, Annex I),

2 Gewünschte Wirkung des Labels

Ziel des Labels ist es, die Umweltauswirkungen von Lebensmitteln transparent darzustellen und verständlich zu kommunizieren, um damit eine informierte Kaufentscheidung – eine sogenannte *informed choice* – über die verschiedenen Lebensmittelgruppen hinweg zu ermöglichen. Wenn sich aufgrund der Informationen des Labels mehr und mehr Konsument:innen für umweltverträglichere Lebensmittel und eine insgesamt umweltverträglichere Zusammensetzung ihres Lebensmittelkonsums entscheiden, dann kann das Label einen Beitrag zu einer Reduktion der Umweltauswirkungen von Ernährung leisten.

Sichergestellt werden muss dabei durch die Methode, dass die Lenkungswirkung des Labels richtungssicher ist und nicht intendierte Wirkungen vermieden werden, wenn gleich diese in Einzelfällen derzeit nicht komplett ausgeschlossen werden können. Gleichzeitig ist es erforderlich, pragmatisch vorzugehen, so dass der Aufwand, die Informationen für das Label zu generieren, in einem vertretbaren Rahmen gehalten wird. Zudem sollte das Label möglichst schnell und intuitiv verstanden werden. Erforderlich ist daher auch nach Einführung eines Labels eine wissenschaftliche, evaluierende Begleitung der Wirkung des Labels.

Die gewünschte Wirkung des Labels beinhaltet:

1. Reduktion des Konsums von Produkten, die die Umwelt stark belasten, zugunsten von Produkten, die umweltverträglicher sind.
2. Selektion des unter Umweltsichtspunkten jeweils besten Produktionssystems für ein gegebenes Lebensmittel.
3. Anreize für Landwirtschaft und Lebensmittelindustrie, ihre Produktionsverfahren und Produktangebot nachhaltiger zu gestalten.
4. Vermittlung von Wissen zu den Umweltauswirkungen von Ernährung an alle Stakeholder.

3 Ausgestaltung des Labels

Das Label wird einen aggregierten Gesamtscore ausweisen sowie die Ergebnisse einzeln pro inkludierter Umweltauswirkung. Die Visualisierung ist analog zum Nutri-Score (Santé Publique France, 2023), der als intuitiv wahrgenommen wird (Hawley et al., 2013; Lemken et al., 2021) und bereits auf dem Markt etabliert ist. Der Nutri-Score vergleicht Lebensmittel einer Produktkategorie (Quelle), in EEKlim wird das Label jedoch Vergleiche über Produktgruppen hinweg ermöglichen.

Die Darstellung des Ergebnisses erfolgt in fünf Kategorien von grün (= am umweltverträglichsten) bis rot (am wenigsten umweltverträglich). Die exakte Ausgestaltung des Labels sowie die Aufteilung auf Hintergrundinformationen und Label wird auf Basis der Ergebnisse der Konsumforschung festgelegt. Vor diesem Hintergrund wird das Methodenkonzept entwickelt.

4 Methodenkonzept

Ziel ist es, das Label (und die Methodik) praxistauglich zu gestalten und gleichzeitig alle wesentlichen Umweltauswirkungen für Lebensmittel abzubilden, die durch die Produktion von Nahrungsmitteln in Deutschland und global verursacht werden. Zudem soll die Anschlussfähigkeit an die Diskussionen um das Labelling der Umweltauswirkungen von Lebensmitteln in Europa gewährleistet werden. Vor diesem Hintergrund ist das vorliegende Methodenkonzept entwickelt worden.

4.1 Umweltwirkungskategorien

Die Auswahl der Umweltauswirkungen erfolgt vor dem Hintergrund der Diskussionen in Europa, die den Einbezug von 16 Wirkungskategorien für einen Product Environmental Footprint (PEF) vorschlagen und auf Basis der Ergebnisse einer mehrstufigen Delphi-Studie, in der die relevantesten Umweltauswirkungen von Ernährung ermittelt wurden. Die Studie wurde 2023 im Rahmen des CLIF-Projektes (<https://food-impacts.com/>) mit internationalen Stakeholder:innen aus der Lebensmittelbranche, Nichtregierungsorganisationen und Ökobilanz-Expert:innen durchgeführt. Zudem werden die Ergebnisse der Expert:inneninterviews einbezogen, die im Rahmen von EEKlim im August bis Oktober 2023 geführt wurden.

Grundsätzlich ist die Aussagekraft zu Umweltauswirkungen auch von Lebensmitteln dann am größten, wenn alle verursachten Umweltauswirkungen einbezogen werden. Gleichwohl existiert derzeit auf EU-Ebene kein Vorschlag, bei dem dies der Fall wäre. So fehlen beim Vorschlag, der im Rahmen des PEF Prozesses entwickelt wurde, die Auswirkungen auf Biodiversität (EC, 2017). Diese sind für Lebensmittel jedoch von großer Relevanz (Campbell et al., 2017). Zudem muss berücksichtigt werden, dass der Vorschlag nicht spezifisch für Lebensmittel entwickelt wurde, sondern für alle Konsumgüter. Daher sind auch die dort vorgeschlagenen Gewichtungen der Wirkungskategorien nicht auf Lebensmittel abgestimmt. Dies zeigt sich beispielsweise deutlich in der vorgeschlagenen Gewichtung der Umweltauswirkungen, die aus dem Wasserverbrauch resultieren. In den 16 Wirkungskategorien wird Wasserverbrauch mit 9,7 % in den Gesamtscore eingerechnet (ohne Berücksichtigung der Robustheit) (Sala et al., 2018). Betrachtet man das Konzept der planetaren Belastungsgrenzen und dort die Bedeutung von Landwirtschaft, zeigt sich deutlich, dass dem Wasserverbrauch bei Lebensmitteln eine andere Gewichtung beigemessen werden müsste.

Vor diesem Hintergrund wurde die Delphi-Studie durchgeführt, um zu eruieren, welche Umweltauswirkungen von Stakeholdern und Expert:innen für Lebensmittel als die relevantesten eingeschätzt werden. Die Ergebnisse der Delphi-Studie zeigen, dass die verschiedenen durch Ernährung verursachten Umweltauswirkungen in ihrer Relevanz anders eingeschätzt werden und dass nicht alle in Sala et al. (2018) inkludierten Wirkungskategorien als relevant eingestuft werden.

Dies zeigen auch die Ergebnisse einer aktuell veröffentlichten Übersichtstudie. Diese kam zu der Empfehlung, für die Analyse von Diäten in einer Basisbewertung Klima, den Verbrauch von blauem Wasser, die Biodiversitätsauswirkungen von Landnutzung, Ökotoxizität oder den Verbrauch an Pestiziden und die Nutzung von wildlebenden Fischbeständen einzubeziehen. Für eine umfassendere Bewertung sollen zusätzlich Landnutzung, Bodenqualität und auch der Verbrauch von grünem Wasser einbezogen werden; in einer hochambitionierten Bewertung darüber hinaus noch Stickstoff und Phosphorflüsse, Energieverbrauch und Auswirkungen auf den Meeresboden (Ran et al., 2024).

Vor diesem Hintergrund weicht der hier vorgelegte Vorschlag zur Auswahl der Umweltwirkungskategorien vom Vorschlag auf EU-Ebene ab und basiert auf den Ergebnissen der Delphi-Studie. Er beinhaltet zudem alle Indikatoren, die von Ran et al. (2024) für eine Basisbewertung empfohlen wurden und bezieht darüber hinaus noch Eutrophierung (Stickstoff- und Phosphorflüsse) und Bodenqualität mit ein. Zu beachten ist, dass einige der Indikatoren derzeit noch nicht adäquat in einem Label abgebildet werden können, da entweder die Wirkungsabschätzungsmethoden noch nicht weit genug entwickelt sind (z. B. Bodenqualität, marine Biodiversität) und/oder die benötigten Materialflüsse in den zugrundeliegenden Datenbanken nicht enthalten sind.

Folgende Umweltwirkungskategorien sollten daher in ein Umweltlabel für Lebensmittel einbezogen werden:

- Klimawandel
- Biodiversität (terrestrisch, marin)
- Bodengesundheit
- Wasserverbrauch (knappheitsgewichtet)
- Eutrophierung (terrestrisch, marin, Süßwasser)
- Ökotoxische Wirkungen

4.2 Wirkungsabschätzungsmethoden

Die Auswahl der Wirkungsabschätzungsmethoden für die einbezogenen Umweltwirkungskategorien folgt den Vorschlägen, die im Rahmen von PEF erarbeitet wurden, um hier größtmögliche Konsistenz zu gewährleisten.²

Für die einzubeziehenden Umweltauswirkungen sollen daher die in Tabelle 1 aufgeführten Wirkungsabschätzungsmethoden genutzt werden.

Berücksichtigt werden muss dabei, dass derzeit nicht alle Wirkungsabschätzungsmethoden als gleichermaßen robust eingestuft werden (Tabelle 1). Für Klimawandel, Eutrophierung und Wasserverbrauch wird die Robustheit der Methoden als ausreichend angesehen. Die Robustheit für die Abschätzung ökotoxikologischer Wirkungen ist jedoch noch gering. Für das terrestrische Biodiversitätspotenzial wird derzeit in PEF noch keine Wirkungsabschätzungsmethode vorgeschlagen. Dementsprechend liegt auch keine Abschätzung der Robustheit der Methode vor (vgl. Tabelle 1). Nach Einschätzung der Autor:innen kann sie zwischen 17 und 47 Prozent angenommen werden. Für marine Biodiversität gibt es derzeit noch kaum Wirkungsabschätzungsmethoden, daher kann diese Wirkungskategorie noch nicht einbezogen werden. Des Weiteren wird Bodengesundheit, eine wichtige Kategorie nach Ansicht der befragten Stakeholder, durch die von PEF vorgeschlagene LANCA-Methode derzeit noch nicht vollständig abgebildet, wenn auch die Robustheit der LANCA-Methode selbst als ausreichend eingeschätzt wird seitens der EU. Gleichwohl sind insbesondere die Auswirkungen auf Bodengesundheit ein relevanter Unterschied zwischen verschiedenen Anbausystemen, wie regenerativer Landwirt-

² EC-JRC (2017): Environmental footprint characterisation factors. Available at

<http://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/developerEF.xhtml>

Fazio, S. Biganzioli, F. De Laurentiis, V., Zampori, L., Sala, S. Diaconu, E. (2018): Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods, version 2, from ILCD to EF 3.0, EUR 29600 EN, European Commission, Ispra, ISBN 978-92-79-98584-3, doi:10.2760/002447, PUBSY No. JRC114822

schaft, Bio-Anbau und konventioneller Landwirtschaft, der bislang nicht adäquat abgebildet werden kann.

Tabelle 1: Abgebildete Umweltauswirkungen und zugehörige Wirkungsabschätzungsmethoden (sortiert nach Robustheit)

Umweltauswirkung	Wirkungsabschätzungsmethode	Robustheit ³
Klimawandel	Erderwärmungspotenzial über 100 Jahre (GWP ₁₀₀), IPCC ⁴	87%
Eutrophierung (terrestrisch, marin, Süßwasser)	Accumulated Exceedance (AE) ⁵ EUTREND model (ReCiPe) ⁶	67%
Bodengesundheit (Landnutzung)	Land Use Indicator Value Calculation (LANCA) ⁷	47%
Knappheitsgewichteter Wasserverbrauch	Available WATER REMaining (AWARE) ⁸	47%
Biodiversitätsauswirkungen (terrestrisch) (Landnutzung)	Biodiversitätspotenzial ⁹	-
Ökotoxikologie	UseTox (CTUe) ¹⁰	17%

³ Sala, Serenella, Alesandro Kim Cerutti, und Rana Pant. „Development of a Weighting Approach for the Environmental Footprint“. JRC Technical Reports. EC JRC, 2018. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/945290>.

⁴ IPCC (2013): IPCC Climate Change Fifth Assessment Report: Climate Change 2013. <http://www.ipcc.ch/ipccreports/assessments-reports.htm>

⁵ Posch, M., Seppälä, J., Hettelingh, J.P., Johansson, M., Margni M., Jolliet, O. (2008). The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. *International Journal of Life Cycle Assessment* (13) pp.477–486

Seppälä, J., Posch, M., Johansson, M., Hettelingh, J.P. (2006). Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. *International Journal of Life Cycle Assessment* 11(6): 403-416

⁶ Struijs, J., Beusen, A., van Jaarsveld, H. and Huijbregts, M.A.J. (2009). Aquatic Eutrophication. Chapter 6 in: Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M.A.J., De Schryver, A., Struijs, J., Van Zelm, R. (2009). ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation factors, first edition.

⁷ Beck, T., Bos, U., Wittstock, B., Baitz, M., Fischer, M., Sedlbauer, K. (2010). 'LANCA Land Use Indicator Value Calculation in Life Cycle Assessment – Method Report', Fraunhofer Institute for Building Physics.

Bos U., Horn R., Beck T., Lindner J.P., Fischer M. (2016). LANCA® - Characterisation Factors for Life Cycle Impact Assessment, Version 2.0, 978-3-8396-0953-8, Fraunhofer Verlag, Stuttgart.

⁸ Boulay, Anne-Marie, Jane Bare, Lorenzo Benini, Markus Berger, Michael J. Lathuillière, Alessandro Manzardo, Manuele Margni, u. a. „The WULCA Consensus Characterization Model for Water Scarcity Footprints: Assessing Impacts of Water Consumption Based on Available Water Remaining (AWARE)“. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 23, Nr. 2 (1. Februar 2018): 368–78. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1333-8>.

UNEP (2016) Global guidance for life cycle impact assessment indicators. Volume 1. ISBN: 978-92-807-3630-4. Available at: <http://www.lifecycleinitiative.org/life-cycle-impact-assessment-indicators-and-characterization-factors/>

⁹ Lindner, Jan Paul, Horst Fehrenbach, Lisa Winter, Judith Bloemer, und Eva Knuepffer. „Valuing Biodiversity in Life Cycle Impact Assessment“. *Sustainability* 11, Nr. 20 (12. Oktober 2019): 5628. <https://doi.org/10.3390/su11205628>.

¹⁰ Rosenbaum, R.K., Bachmann, T.M., Gold, L.S., Huijbregts, M.A.J., Jolliet, O., Juraske, R., Köhler, A., Larsen, H.F., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T.E., Payet, J., Schuhmacher, M., van de Meent, D., Hauschild, M.Z. (2008): USEtox - The UNEPSETAC

Daraus ergibt sich die Empfehlung, zunächst mit **Klima** und **Wasser** und **Eutrophierung** (marin, terrestrisch, Süßwasser) zu beginnen und im nächsten Schritt dann **terrestrische Biodiversität** einzubeziehen.

Ein weiterer wichtiger Aspekt, der bei der Auswahl von Umweltauswirkungen berücksichtigt werden sollte, ist die Richtungssicherheit. Hier zeigen andere Ökobilanzstudien von Ernährung (Dräger de Teran, 2021; Dräger de Teran & Suckow, 2021), dass die Auswirkungen durch den Verbrauch von Wasser häufig in eine andere Richtung weisen als beispielsweise die Auswirkungen auf das Klima oder die Biodiversität. Dies bedeutet, dass die Auswirkungen des Wasserverbrauchs auf alle Fälle in das Label einbezogen werden sollten, um die Richtungssicherheit des Gesamtscores zu erhöhen.

4.3 Funktionelle Einheit

Die funktionelle Einheit (FU) ist die Größe, auf die sich die Angabe der Umweltauswirkungen bezieht. Für Lebensmittel werden verschiedene funktionelle Einheiten diskutiert, um neben der Masse auch andere Faktoren wie Nährstoffdichte etc. berücksichtigen zu können. Im Rahmen des Environmental Footprintings der EU wird Masse als Bezugsgröße vorgeschlagen. Die Konsumforschung weist auch auf Masse als geeignete Bezugsgröße hin, da dies von Konsument:innen im Rahmen der Nährwertangaben und beim Nutri-Score bereits erlernt ist.

Die funktionelle Einheit für das EEKlim-Label wird daher auf Produktmasse festgelegt. Dies gilt zunächst auch für Getränke, ggf. muss hier nach Erprobung jedoch eine Anpassung erfolgen aufgrund des hohen Wassergehalts.

Welche Massebezugsgröße genau gewählt wird, wird im Rahmen der Konsumforschung eruiert. In Frage kommen beispielsweise ‚pro 1 kg Produkt‘, ‚pro 100 g Produkt‘ oder ‚pro Masse des Verpackungsinhalts‘.

4.4 Systemgrenzen

Innerhalb der Systemgrenzen für das EEKlim-Label liegen alle Lebenszyklusphasen bis einschließlich dem Einzelhandel (*cradle-to-retail-gate*). Dies umfasst alle anfallenden Transporte und Abfälle. Insbesondere bei den unverarbeiteten Produkten lässt sich über deren Zubereitung nur mutmaßen. Sie ist darum nicht Teil des Scores, könnte jedoch auf Produkten mit eindeutiger Zubereitungsart separat ausgewiesen werden. Auf den übrigen Produkten könnten Tipps zur energiesparenden Zubereitung für die Verbraucher:innen zur Verfügung gestellt werden.

Verpackungen werden im ersten Schritt nicht aufgenommen. Grund hierfür ist, dass die generischen Datensätze, die in der zunächst zugrunde liegenden Datenbank Agribalyse (Kap. 4.7) enthalten sind, nur durchschnittliche Verpackungen abbilden. Da den produzierenden Unternehmen in der Regel spezifische Angaben zur Verpackung vorliegen, kann die Verpackung dann mittelfristig separat modelliert und ausgewiesen werden. Im Rahmen des hier vorliegenden Methodenkonzepts wird Verpackung zunächst im Rahmen eines Bonus-Malus-Systems separat ausgewiesen (Kap. 4.6).

toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment. International Journal of Life Cycle Assessment, 13(7): 532-546, 2008

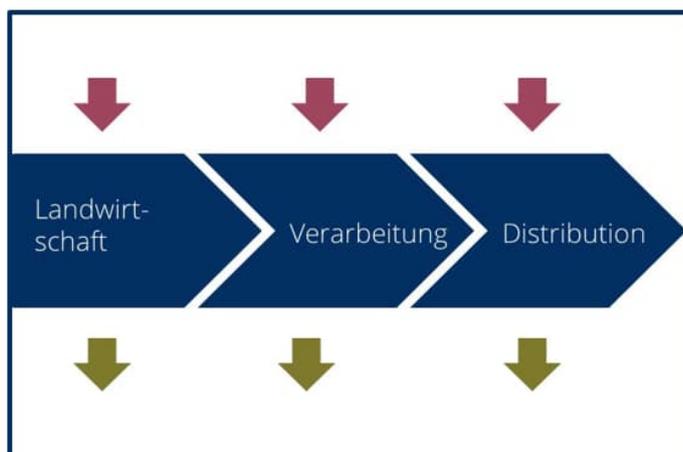


Abbildung 1: Systemgrenzen für EEKLIM

4.5 Darstellung eines Gesamtscores

Da am Point of Sale (POS) beim Lebensmitteleinkauf intuitive Kaufentscheidungen die Regel sind, muss das Label leicht verständlich sein. Daher werden die Ergebnisse der verschiedenen Umweltauswirkungen nach der Normierung zu einem Gesamtscore zusammengefasst.

4.5.1 Normalisierung der Wirkungsabschätzungsergebnisse

Um die Ergebnisse unterschiedlicher Umweltauswirkungen vergleichbar zu machen, erfolgt jeweils eine Normalisierung der Wirkungsabschätzungsergebnisse. Diese ist notwendig, da die Umweltauswirkungen in unterschiedlichen Einheiten quantifiziert werden (etwa CO₂-Äquivalente für Klimawandel oder N-Äquivalente für Eutrophierung). Verwendet werden die Normalisierungsfaktoren des Environmental-Footprint-Ansatzes (EF) der Europäischen Kommission.¹¹

4.5.2 Gewichtung und Aggregation

Um einen Gesamtscore ausweisen zu können, werden die jeweiligen Umweltauswirkungen gewichtet und dann aggregiert.

Der Vorschlag im Rahmen des Environmental Footprinting der EU sieht eine Aggregation nach Relevanz der Umweltauswirkungen vor. In einem weiteren Vorschlag wird auch der Entwicklungsstand der Wirkungsabschätzungsmethoden in das Scoring einbezogen, zudem werden unterschiedliche Intervalle in den Vorschlägen zugrunde gelegt (0,1-1 und 0,5-1).

Da im Rahmen von EEKlim zunächst nicht alle Umweltauswirkungen einbezogen werden und zudem der Gewichtungsvorschlag der EU nicht primär an Lebensmitteln orientiert ist, wurde eine eigene Gewichtung erarbeitet und hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf den Score geprüft. Sie orientiert sich an den Ergebnissen der Delphi-Studie. Die Gewichtung ist in Tabelle 2 dargestellt, Tabelle 3 zeigt die Gewichtungsfaktoren für einen Start mit Klima, Wasser und Eutrophierung. Entgegen dem PEF-Vorgehen

¹¹ Siehe das *EF reference package 3.1* der Europäischen Kommission, verfügbar via <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/developerEF.html>.

werden keine Robustheitsfaktoren in die Gewichtung einbezogen, da der Entwicklungsstand der Wirkungsabschätzungsmethode nur bedingt etwas mit der Bedeutung der jeweiligen Umweltauswirkung zu tun hat.

Tabelle 2: Gewichtung der *perspektivisch* zu inkludierenden Umweltwirkungen für die Berechnung des Gesamt-Scores.

Umweltwirkung	Gewichtung
Klimawandel	22,79 %
Biodiversitätsauswirkungen (terrestrisch)	22,66 %
Bodengesundheit	21,66 %
Knappheitsgewichteter Wasserverbrauch	17,46 %
Eutrophierung (terrestrisch, marin, Süßwasser)	15,43 % (6,05 %; 4,82 %; 4,56 %)

Tabelle 3: Gewichtung der *gegenwärtig* zu inkludierenden Umweltwirkungen für die Berechnung des Gesamt-Scores.

Umweltwirkung	Gewichtung
Klimawandel	40,93 %
Knappheitsgewichteter Wasserverbrauch	31,35 %
Eutrophierung (terrestrisch, marin, Süßwasser)	27,72 % (10,86 %; 8,66 %; 8,19 %)

4.5.3 Einteilung in Kategorien

Die Berechnung des Single-Scores der Produkte ergibt eine rechtsschiefe Verteilung, die sich über einen großen Wertebereich erstreckt (Abbildung 2). Die Umweltauswirkungen liegen also mitunter ausgesprochen weit auseinander und sind so schwer zu kommunizieren. Daher ist aufgrund der einfacheren Kommunizierbarkeit eine Einteilung des Single Scores in Kategorien sinnvoll.

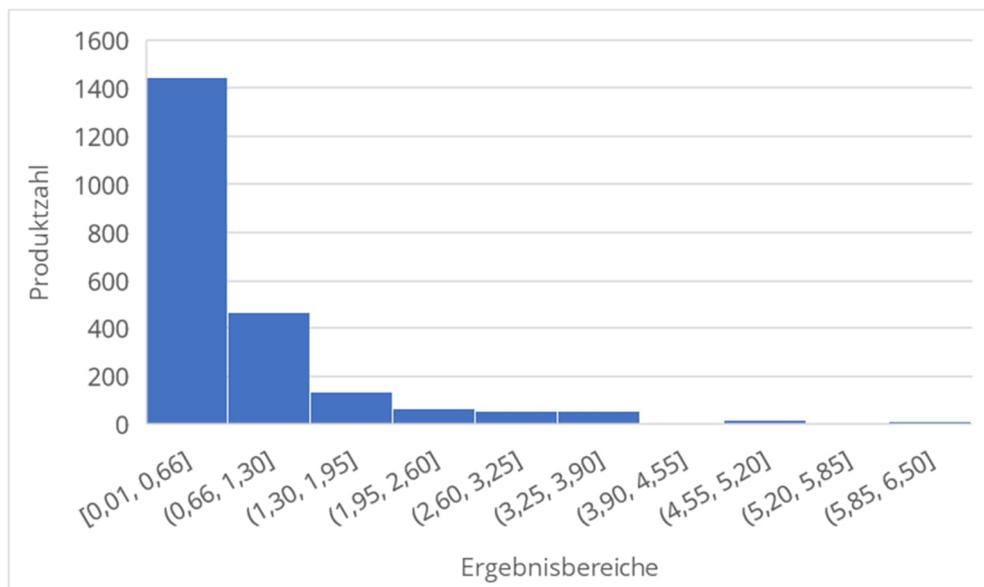


Abbildung 2: Ergebnisverteilung der Single Scores der in Agribalyse enthaltenen Produkte¹²

Zur leichteren Kommunikation der Ergebnisse wurde eine Einteilung in fünf Kategorien (A – E) gewählt, um eine bekannte Skala zugrunde zu legen, die entsprechend mit Ampelfarben hinterlegt werden kann. Die Festlegung der Kategoriegrenzen selbst - welches Produkt wird noch mit A bewertet, welches schon mit B etc. - ist normativ und liegt letztlich im Ermessen des Label-vergebenden Institution und muss gut überlegt werden. Im Folgenden werden zwei Varianten vorgestellt, wie ein Algorithmus festgelegt werden könnte.

Algorithmen zur Festlegung der Kategoriegrenzen

Eine Festlegung der Kategoriegrenzen für die Bewertung von A – E anhand gleichmäßiger Abstände innerhalb des unveränderten Single-Score Wertebereichs (z.B. bis 20, 40, 60 und 80 % des Maximums) würde dazu führen, dass die Mehrzahl der Produkte mit A bewertet würde, während sich insbesondere in den Kategorien C – E kaum Produkte fänden. Die Kategorien würden damit wenig zu einer Differenzierung beitragen und die mögliche Spreizung der Bewertung kaum nutzen. Das Ziel von Food Labelling ist es jedoch gerade, dass die Unterschiede in den Umweltauswirkungen der gelabelten Produkte deutlich werden.

Für die Festlegung sollten daher folgende Aspekte abgewogen werden:

- Verhältnis der (Single-Score-)Ergebnisse verschiedener Produkte zueinander
- Anteil der Produkte einer Kategorie an allen Produkten
- Ergebnisse aus der Verbraucher:innenforschung zur Beeinflussung des Konsumverhaltens durch gute bzw. schlechte Bewertungen

Idealerweise bezieht die Festlegung der Kategoriegrenzen Stakeholder in den Prozess ein.

¹² Die Gewichtung für den Single Score erfolgte gemäß Tabelle 3.

Dies bedeutet, dass der Algorithmus zur Festlegung der Kategoriegrenzen eine Modulierung der Bewertung ermöglichen sollte, damit diese entsprechend den Anforderungen an das Label eingestellt werden kann. Hierbei handelt es sich nicht um eine beliebige Besserstellung einzelner Produkte, da die Rangfolge der Produkte nicht verändert wird. Es werden lediglich die Grenzen der Bewertungskategorien A – E verschoben. Nachfolgend werden zwei Vorschläge für mögliche Algorithmen zur Festlegung von Kategoriegrenzen dargelegt.

Denkbar wäre auch ein Distance-to-Target-Ansatz, der die Umweltauswirkungen eines Lebensmittels in Beziehung zu einem erwünschten Zielwert setzt. Hierzu wird im Folgenden kein Vorschlag unterbreitet, da für die Einteilung normative Setzungen beispielsweise zum wünschenswerten Zielwert für die Umweltwirkungen vorgenommen werden müssten sowie für den Beitrag, den Lebensmittel zur Erreichung des Ziels leisten sollen. Möglich sind solche Ansätze aber ebenfalls für die Einteilung in Kategorien.

Variante A: logarithmische Min-Max-Skalierung

Um die Ergebnisse in die Kategorien A – E einteilen zu können, werden in dieser Variante die Werte logarithmisch transformiert und auf eine Skala von 0 bis 100 normiert. Für die Einteilung in die Kategorien A – E erfolgt die Berechnung der Punktzahl (0-100) über eine logarithmische Min-Max-Skalierung wie folgt:

$$Punktzahl_x = \frac{\log(bx + 1) - \log(b \cdot \min(X) + 1)}{\log(b \cdot \max(X) + 1) - \log(b \cdot \min(X) + 1)} \cdot 100$$

Wobei x ein Single-Score-Ergebnis aus der Gesamtheit der Ergebnisse X ist; b ist ein „Kompressions- oder Stauchungsfaktor“, der die Werteverteilung maßgeblich beeinflusst und als Stellschraube dient. Je größer b ist, desto weniger rechtsschief wird die Verteilung (desto strenger wird die Bewertung). Für feste Lebensmittel gilt $b = 20$. Für Getränke¹³ gilt $b = 5$. Alkoholische Getränke und Mineralwasser werden nicht bewertet.

Die Einteilung erfolgt in 20er-Schritten: Punktzahlen < 20 werden mit A bewertet, Punktzahlen < 40 mit B und so weiter. Nach einer initialen Bestimmung des Maximalwertes sollte der obere Wert fixiert werden.

Variante B: Definition von Schwellen abnehmender Umweltauswirkungen

Um die Ergebnisse in die Kategorien A bis E einteilen zu können, wird in dieser Variante vom Maximalwert ausgehend festgelegt, um welchen Faktor k die Schwelle zur Kategorie D geringer liegt (darüberliegende Ergebnisse werden entsprechend in die Kategorie E sortiert). Analog wird die nächstgeringere Schwelle festgelegt und so weiter:

$$\begin{aligned} Schwelle_D &= k^{-1} \cdot \max(X) \\ Schwelle_C &= k^{-2} \cdot \max(X) = k^{-1} \cdot Schwelle_D \\ Schwelle_B &= k^{-3} \cdot \max(X) = k^{-1} \cdot Schwelle_C \\ Schwelle_A &= k^{-4} \cdot \max(X) = k^{-1} \cdot Schwelle_B \end{aligned}$$

¹³ Milch wird zu den festen Lebensmitteln gezählt. Der Wassergehalt von Lebensmitteln könnte in den Bewertungsalgorithmus aufgenommen werden. Denkbar wäre, dass er sich dann stufenlos auf den Algorithmus auswirkt (und die Bewertung strenger ausfällt, je wasserhaltiger ein Produkt ist).

Für feste Lebensmittel gilt $k = 2,5$. Für Getränke gilt $k = 1,8$. Alkoholische Getränke und Mineralwasser werden nicht bewertet. Nach einer initialen Bestimmung des Maximalwertes sollte der obere Wert fixiert werden.

Diese Variante besitzt gegenüber Variante A den Vorteil, dass sich die Ziehung der Kategoriegrenzen vergleichsweise leicht an Verbraucher:innen kommunizieren lässt.

Umgang mit kontraintuitiven Ergebnissen

Unabhängig von der konkreten Ausgestaltung der Kategoriegrenzen werden im Ergebnis stets Einstufungen auftreten, die unerwartet sind und zunächst wenig intuitiv erscheinen. Hier gilt es zu prüfen, ob das Ergebnis erklärt werden kann, beispielsweise, weil im Prozess wenig bekannte Umweltauswirkungen auftreten (z. B. hohe Eutrophierung bei Süßwasseraquakulturen) oder ob das Ergebnis nicht erklärt werden kann.

Wenn letzteres der Fall ist, muss in der Datengrundlage (Kap. 5.1) geprüft werden, woran dies liegt. Hier sind unterschiedliche Fälle denkbar:

- Der in den Daten abgebildete Durchschnitt gibt die Situation für das Produkt nicht plausibel wieder. In diesem Fall wird empfohlen, spezifische Daten in der Bewertung zugrunde zu legen bzw. die Datenbasis in der Datenbank zu verbessern.
- Die dem generischen Datensatz zugrundeliegenden Daten bilden nicht den Durchschnitt ab, sondern basieren auf einem bis wenigen Fällen. Auch in diesem Fall wird empfohlen, spezifische Daten in der Bewertung zugrunde zu legen bzw. die Datenbasis in der Datenbank zu verbessern.
- Dem Datensatz liegen Annahmen zugrunde, die das Ergebnis stark beeinflussen und ggf. die Situation nicht adäquat abbilden. Dies kann beispielsweise bei Produkten der Fall sein, für die keine Daten vorlagen und die dann aus den Angaben für ein anderes Produkt generiert wurden. Beispielsweise könnte es sein, dass Heidelbeeren wie Johannisbeeren abgebildet werden, aber doch größere Unterschiede in der Erzeugung bestehen als angenommen. In diesem Fall sollten die zugrundeliegenden Annahmen geprüft und ggf. angepasst werden oder spezifische Daten zugrunde gelegt werden.

Dieser Prozess zur Prüfung der einzelnen Datensätze ist zwar aufwändig, aber bei kontraintuitiven Ergebnissen erforderlich. Es muss immer berücksichtigt werden, dass eine generische Datenbank die Erzeugung der Lebensmittel nach festgelegten Regeln aber auf Basis von bestmöglichen Durchschnittswerten abbildet. Vielfach sind Annahmen notwendig, um überhaupt Datensätze aufnehmen zu können.

Bei erklärbaren Ergebnissen sollte hingegen eine ergänzende Kommunikation für die Verbraucher:innen erfolgen, die den Sachverhalt erläutert.

4.6 Bonus und Malus

Da die Ökobilanzierung (noch) nicht alle Umweltauswirkungen zufriedenstellend abbilden kann bzw. manche benötigten Informationen (noch) nicht in generischen Datensätzen abgebildet werden, ist vorgesehen, übergangsweise ein Bonus-Malus-System zu nutzen, um die Bewertung auf diese Weise um diejenigen relevanten Umweltauswirkungen zu ergänzen, die ansonsten nicht abgebildet werden würden.

Noch nicht zufriedenstellend abgebildet werden kann derzeit beispielsweise Bodengesundheit. Dies ist insbesondere bei Bio-Produkten relevant, deren eventueller Systemvorteil dann nicht adäquat gegenüber Produkten aus konventioneller Landwirtschaft dargestellt wird, da eine relevante Umweltauswirkung im Score fehlt.

Datenlücken in Datenbanken bestehen beispielsweise bei Flugtransporten, die einen gewichtigen negativen Einfluss insbesondere auf die Klimabilanz eines Produkts haben oder hinsichtlich der Erzeugung von Produkten aus biologischer Landwirtschaft, die deutlich seltener in generischen Datenbanken vertreten sind.

Des Weiteren werden derzeit Auswirkungen auf die marine Biodiversität nicht abgebildet. Dies ist eine Lücke, die bei marinen Produkten wie Meeresfischen und Meeresfrüchten relevant ist.

Für den Start des EEKlim-Labels mit den Umweltauswirkungen Klima, Wasserverbrauch und Eutrophierung wird ein Malus auf das Klimawandel-Ergebnis aufgeschlagen, sobald ein Produkt per Flugzeug transportiert wurde. Dieser wird anhand der Treibhausgasemissionen pro Tonnenkilometer zum jeweiligen Produkt entsprechend der Transportdistanz hinzuaddiert. Hierzu werden die Treibhausgasemissionen mit dem Radiative Forcing Index (RFI) Faktor von 3,5 multipliziert, um dem Fakt Rechnung zu tragen, dass Treibhausgasemissionen in großer Höhe eine höhere Klimawirkung aufweisen.¹⁴ Beim Einbezug von Biodiversität erhalten Bio-Produkte einen Bonus, sofern der zugrundeliegende generische Datensatz der eines konventionellen Lebensmittels ist. Der Biodiversitätsscore wird in diesem Fall pauschal um 20 Prozent reduziert.

Des Weiteren wird für Meeresprodukte zumindest die Information verpflichtend ergänzt, ob eine Zertifizierung nach Marine Stewardship Council (MSC) vorliegt oder eben nicht, um die fehlende Bewertung der Auswirkungen auf marine Biodiversität ein Stück weit aufzufangen

Zusätzlich zur Ausweisung der Kategorien könnte eine Bewertung des Verpackungsmaterials bzw. -konzepts erfolgen. Denkbar wäre, dass beispielsweise Einweg-Verbundverpackungen, die nicht in Materialrecycling wieder in den Produktkreislauf eingehen können, pauschal mit einem roten Punkt für Verpackungen bewertet werden. Wohingegen Einwegmonomaterialverpackungen, die recycelt werden können, pauschal mit einem orangenen Punkt bewertet werden und Mehrwegverpackungen – unabhängig vom Material – mit einem grünen Punkt. Dies könnte eine zusätzliche Lenkungswirkung in eine politisch gewünschte Richtung entfalten.

4.7 Datenregeln

Um eine Vergleichbarkeit der Angaben zu gewährleisten, müssen Regeln gesetzt werden, die dies ermöglichen. Die Regeln müssen zudem sicherstellen, dass aufgrund der Informationen des Labels keine Wettbewerbsverzerrung stattfindet.

Daher muss eine möglichst hohe Konsistenz der verwendeten Daten erreicht werden. Die Ökobilanz, die die methodische Basis der Quantifizierung der Umweltauswirkungen darstellt, ist zwar ein international standardisiertes Verfahren (gemäß DIN EN ISO 14040/44), lässt jedoch Freiräume bei der Ausgestaltung. Aus diesem Grund gibt es eine Reihe von Regelwerken, die für verschiedene Produkte und verschiedene Zielsetzungen genauere Vorgaben liefern.

¹⁴ https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/dokumente/klimawirksamkeit_des_flugverkehrs.pdf

Im Rahmen des Methodenkonzepts gilt es, sachlich angemessene und zugleich an vorhandene Datenquellen anschlussfähige Datenregeln festzulegen.

Bei der Entwicklung von Datenbanken werden Regeln festgelegt, die die Kompatibilität und Konsistenz der enthaltenen Datensätze bestmöglich sicherstellen sollen. Ein Label ist – auch wenn spezifische Daten genutzt werden – immer auch auf generische Daten angewiesen. Daher ist es sinnvoll und notwendig, dass sich das Methodenkonzept für EEKlim an vorhandene Datenbanken anlehnt. Denn die Verfügbarkeit von LCA-Daten ist eine der größten Herausforderungen für das Umweltlabelling von Lebensmitteln. Gleichzeitig existieren mehrere LCA-Datenbanken, die Lebensmittel (und deren Verarbeitungsprozesse) enthalten (etwa ecoinvent) oder sich sogar auf diese spezialisieren (etwa Agribalyse, World Food LCA Database). Für die Gewährleistung der Konsistenz muss festgelegt werden, wie beim Vorliegen von passenden Datensätzen in mehreren Datenbanken zu verfahren ist, damit spezifische und generische Daten auch kombiniert werden können und über die produktgruppen hinweg eine Vergleichbarkeit gegeben ist. Da derzeit jedoch keine Datenbank für Deutschland für Umweltauswirkungen von Lebensmitteln existiert, wird an dieser Stelle auf die einzige umfassende, frei verfügbare Datenbank für Lebensmittel in Europa zurückgegriffen – die französische Datenbank Agribalyse.

Daher wird, um im europäischen Kontext eine größtmögliche Anschlussfähigkeit an vorhandenen Datenbanken und Regelwerken erreichen, die der französischen Lebensmitteldatenbank Agribalyse in der Version 3.1 (Asselin-Balençon A. et al., 2022) zugrundeliegende Methodik für das EEKlim-Label adaptiert. Für einzelne Produktgruppen und verwendete Hintergrunddaten wird dort auf entsprechende Referenzdokumente verwiesen (Asselin-Balençon A. et al., 2022). Agribalyse basiert wiederum auf dem *Product Environmental Footprint* (PEF; EC, 2021, Annex I) der europäischen Union.

4.7.1 Konsistenz von Daten

Um die Konsistenz von verwendeten Daten für das Label, aber auch die Anschlussfähigkeit im europäischen Raum sicherzustellen, wird eine klare Anwendungsreihenfolge festgelegt.

Um Anschlussfähigkeit sicherzustellen, findet daher das PEF-Regelwerk im Rahmen von EEKlim Anwendung, jedoch hat bei methodischen Abweichungen die Agribalyse-Methodik Vorrang. Dort, wo das EEKlim-Methodenkonzept abweichende Vorgaben macht, haben diese jedoch stets Vorrang vor Agribalyse und PEF. Die Anwendungsreihenfolge lautet somit:

1. Vorgaben dieses Methodenkonzepts
2. Methodik Agribalyse 3.1 (Asselin-Balençon A. et al., 2022)
3. Product Environmental Footprint (EC, 2021)

4.7.2 Generische Datenquellen und deren Priorisierung

Daten zu Agrarprodukten existieren in einer Vielzahl von Datenbanken. Während die Regeln, die zur Erstellung der Datensätze Anwendung finden, innerhalb einer Datenbank in der Regel konsistent sind, ist das zwischen Datenbanken nicht zwangsläufig der Fall. Aus diesem Grund können sich Ergebnisse für ein und dasselbe Produkt zwischen verschiedenen Datenbanken mitunter deutlich unterscheiden. Im Kontext des Labellings ist das problematisch, da die Vergleichbarkeit von Produkten deutlich herabgesetzt oder nicht mehr gegeben wäre, wenn für jede Bewertung andere generische Datenquellen herangezogen würden. Die folgenden Vorgaben zur Abfolge der zu verwendenden Datenbanken (und deren Version) dienen dazu, die Vergleichbarkeit der Bewertung zu gewährleisten.

Anwendung finden die Datensätze folgender Datenbanken in der angegebenen Reihenfolge und der jeweils angegebenen Version:

1. Agribalyse 3.1 (derzeitige Version bzw. in der jeweils neusten)
2. ecoinvent 3.8 (kompatibel mit der in Agribalyse genutzten Version)
3. World Food LCA Database (WFLDB) 3.5 (kompatibel mit der in Agribalyse genutzten Version)
4. Weitere Datenquellen (hier muss darauf geachtet werden, dass die Datensätze so weit wie möglich kompatibel gemacht werden mit den Agribalyse-Regeln)

Die Vorgehensweise 1.-3. deckt sich mit dem Vorgehen, das bei Agribalyse gewählt wurde (Asselin-Balençon A. et al., 2022, Abschn. 2.2). Der 4. Punkt wurde ergänzt, um zu ermöglichen, fehlende Daten zu ergänzen.

Beim Erstellen neuer Datensätze ist darauf zu achten, dass die Hintergrunddatensätze evtl. schon vorhandener, vergleichbarer Produkte ebenfalls adaptiert werden. Nutzt etwa ein vergleichbares Produktsystem einen bestimmten generischen Datensatz für die Bereitstellung eines Düngemittels, so ist dieser ebenfalls zu verwenden, sofern keine spezifischen Daten vorliegen.

4.7.3 Erhebung spezifischer Primärdaten

Die Erhebung spezifischer Primärdaten hat zum Ziel, spezifischere Informationen über ein Produktsystem zu erhalten, als dies auf Basis rein generischer Daten möglich ist. Denn generische Daten bilden im besten Fall den Durchschnitt des betreffenden geographischen Scopes ab. Für Produzent:innen, die besser sind als der Durchschnitt muss daher die Möglichkeit bestehen, dies auch ausweisen zu können, da sie durch ein besseres Abschneiden ihrer Produkte gegenüber den generischen Bewertungen ggf. einen Wettbewerbsvorteil erzielen können.

Bei der Erstellung spezifischer Datensätze ist die Konsistenz mit der in diesem Dokument dargestellten Methodik sicherzustellen.

Werden spezifische LCA-Datensätze für landwirtschaftliche Rohwaren erstellt, so werden für die erfassten Parameter (Inputs, Erträge usw.) fortlaufende Mittelwerte aus drei Jahren gebildet, wobei eine Aktualisierung der Bilanz mindestens jedes 3. Jahr erfolgen muss. Beispiel: Im Jahr 2026 liegen Primärdaten für die Jahre 2017, 2019, 2022 und 2025 vor. Es werden Mittelwerte aus den Daten der drei aktuellen Jahre 2019, 2022 und 2025 gebildet.

Bei allen anderen spezifischen Daten, z. B. zu Transporten, sind auch Daten aus einem Jahr ausreichend.

4.7.4 Mix spezifischer Informationen mit generischen Datenquellen

Bei der Berechnung der Umweltauswirkungen eines Labels auf Basis generischer und spezifischer Daten, können generische und spezifische Daten gemischt werden. Es ist sicherzustellen, dass jeweils die Vorgaben des Methodenkonzepts eingehalten werden.

4.7.5 Allokationsverfahren

Das verwendete Allokationsverfahren¹⁵ hat einen maßgeblichen Einfluss auf die Lasten, die den jeweiligen Koppelprodukten¹⁶ zugeschrieben werden. Einheitliche Allokationsverfahren sind daher nötig, um Vergleiche zwischen Produkten ermöglichen zu können.

Die in Agribalyse verwendeten Allokationsverfahren finden Anwendung, auch, da sie kompatibel mit ecoinvent und der WFLDB sind. In der Praxis bedeutet das zumeist eine ökonomische Allokation. Für Ausnahmen siehe Asselin-Balençon et al. (2022, Abschn. 1.2.3) sowie die jeweils relevanten Agribalyse-Datensätze.

4.7.6 Umgang mit fehlenden Daten (Proxys)

Sofern für die Bewertung eines Agrarprodukts oder eines verarbeiteten Lebensmittels generische Datensätze nicht (vollständig) verfügbar sind, muss ein neues Rezept erstellt bzw. muss ein möglichst ähnliches Produkt (in Bezug auf die Produktionsweise und resultierende Elementarflüsse) ausgewählt werden. Ziel ist, einen möglichst repräsentativen Datensatz für die Bewertung zu erhalten.

Verarbeitete Produkte

Ist ein verarbeitetes Produkt, das bewertet werden soll, in Agribalyse nicht enthalten, so wird mithilfe eines Rezeptes ein neuer Datensatz auf Grundlage generischer Monoprodukte und Verarbeitungsverfahren (z. B. in ACYVIA) erstellt. Insofern spezifische Daten zur Verarbeitung (oder gar der verwendeten Monoprodukte) vorliegen, sind diese bevorzugt zu nutzen.

Monoprodukte

Monoprodukte sind Lebensmittel, die nur aus einer einzigen Zutat bestehen (zumeist unverarbeitet). Ist ein Monoprodukt in den Datenquellen nicht verfügbar und spezifische Daten liegen nicht vor, so ist ein möglichst ähnliches Produkt als „Proxy“ auszuwählen.

Grundsätze für die Auswahl eines Proxys sind:

- Möglichst ähnliches Produktionssystem (ökologischer Landbau, Intensität der Bewirtschaftung, Dauerkultur, Ackerkultur, Weidesystem, Stallhaltung)
- Möglichst ähnlicher Flächenertrag
- Möglichst ähnliche Stoffinputs
- Möglichst ähnliche Emissionen
- Möglichst ähnliche klimatische/geografische Herstellungs- bzw. Erzeugungsbedingungen

Weiterhin gilt der konservative Ansatz: Bei zwei Proxy-Alternativen mit vergleichbarer Passung ist diejenige Alternative zu wählen, die die höheren Umweltwirkungen aufweist.

Die Proxy-Auswahl wird nach obigen Kriterien in qualifizierten Einzelfallentscheidungen getroffen und dokumentiert. Die Angemessenheit der getroffenen Auswahl muss durch eine unabhängige Verifizie-

¹⁵ Verfahrensweise, mit der die Umweltlasten eines Produktsystems auf seine Koppelprodukte (siehe folgende Fußnote) aufgeteilt werden. Gängige Allokationsverfahren sind etwa die physische Allokation (nach Produktmasse) oder monetäre Allokation (nach Marktwert der Produkte).

¹⁶ Koppelprodukte sind zwei oder mehr Produkte, die im gleichen Produktsystem entstehen. Sie entstehen beispielsweise bei der Milchviehhaltung (Milch, Fleisch, Leder) oder auch bei der Produktion von Pflanzenölen (Öl, Presskuchen).

zung geprüft werden, die berechtigt sein muss, einen alternativen Proxy-Datensatz oder – falls kein zufriedenstellender Datensatz verfügbar ist – die Erhebung von zusätzlichen Primärdaten als Zertifizierungsvoraussetzung festzulegen.

Beispiel

Es soll ein in Deutschland angebauter Apfel aus ökologischer Landwirtschaft bilanziert werden. Ein Datensatz ist in der Datenbank nicht vorhanden, es stehen aber zwei mögliche Proxys zur Verfügung: (a) Birne, Bioanbau, Frankreich und (b) Apfel, konventionell, Ägypten. Anhand der genannten Kriterien werden die Proxy-Optionen (a) und (b) hinsichtlich ihrer angenommenen Ähnlichkeit zum gewünschten Produkt bewertet (vgl. Tabelle 4):

Im Beispiel würde das Produktionssystem (a) ähnlicher sein, da es sich um ökologische Landwirtschaft handelt (gekennzeichnet durch ein „+“ bei (a) und ein „-“ bei (b)). Beim Flächenertrag ist weniger eindeutig, welcher Proxy näher liegt (beide „?“), Bei den Stoffinputs liegt wiederum die Vermutung nahe, dass (a) ähnlicher ist („+“ und „-“ wie zuvor). Bei den Emissionen des Produktsystems fällt die Antwort wiederum nicht eindeutig aus (beide „?“). Hinsichtlich der Proxy-Ähnlichkeit von Klima / Geografie zum gewünschten Produkt wird abermals (a) als besserer Proxy gewertet. Insgesamt ergeben sich also drei „+“ für die französische Bio-Birne gegenüber dem ägyptischen konventionellen Apfel. Die Wahl fiel auf die Birne.

Tabelle 4: Beispiel für Auswahl eines möglichst ähnlichen Proxys

Abzubildendes Zielprodukt ohne Datensatz	Gewählter Proxy	Produktionssystem	Flächenertrag	Stoffinputs	Emissionen	Klima / Geografie
Apfel, Biolandbau, Deutschland	(a) Birne, Biolandbau, Frankreich	+	?	+	?	+
	(b) Apfel, konventionell, Ägypten	-	?	- (Pestizide und vmtl. mehr Wasser)	?	-

Legende: + erwartete gute Passung; - voraussichtlich schlechte Passung; ? Passung unklar

5 Implementierung

Vor dem Hintergrund des vorgeschlagenen Methodenkonzepts sind die folgenden Hinweise zur Implementierung wichtig, da sie durch das vorgeschlagene Konzept bedingt sind.

5.1 Prüfungen auf Anwendbarkeit und Plausibilität

Im Einklang mit den Grundsätzen dieses Methodenkonzepts (siehe Abschnitt 1) muss im Rahmen der Auswahl von Datensätzen und derer späteren Validierung (siehe auch den folgenden Abschnitt 5.2) geprüft werden, ob die verwendeten Datensätze das abzubildende Produktsystem bestmöglich abbilden, also ob (a) keine besser geeigneten (generischen) Daten verfügbar sind, und ob (b) verbleibende Ungenauigkeiten und Approximationen einen fairen Vergleich im Rahmen des

Labellingschemas zulassen (**Anwendbarkeit**). Dies erfordert eine Sichtung der Datensätze auf der Ebene der Sachbilanz (Inventar). Mithilfe einer Beitragsanalyse (*contribution analysis*) können die wichtigsten¹⁷ Technosphärenflüsse identifiziert und die räumliche, technologische und zeitliche Passung der bereitstellenden Prozesse verifiziert werden.

Neben der Anwendbarkeit der Datensätze muss außerdem ihre **Plausibilität** gewährleistet werden: Fehler und Unstimmigkeiten lassen sich auch in sorgfältig und aufwändig erstellten Datenbanken nicht gänzlich vermeiden. Diese vor der Veröffentlichung einer Produktbewertung zu identifizieren, gewährleistet die Glaubwürdigkeit des Labels und ist daher entscheidend für seinen Erfolg. Zur Gewährleistung der Plausibilität sollten, sofern vorhanden, Ökobilanzdaten sowie andere wissenschaftliche Daten (insbesondere wissenschaftliche Publikationen, Veröffentlichungen statistischer Ämter oder internationaler Organisationen wie der FAO) vergleichend herangezogen werden. Fehlerquellen finden sich zumeist auf Ebene des Inventars, weshalb es sich anbietet, die Plausibilitätsprüfung mit der Prüfung auf Anwendbarkeit zu kombinieren.

Die Ergebnisse der Prüfungen auf Anwendbarkeit und Plausibilität sind festzuhalten und öffentlich zugänglich zu machen.

5.2 Labelvergabe, Labelnahme und Zertifizierung

Bei der Vergabe des Labels muss sichergestellt werden, dass das Produkt neutral bewertet wird, um Wettbewerbsverzerrungen zu vermeiden und die Glaubwürdigkeit des Labels zu gewährleisten. Es werden drei Parteien unterschieden, die voneinander unabhängig sein müssen: (1) eine Label gebende Institution, die das Label herausgibt; (2) eine Label nehmende Institution, die das Label für ihre Produkte verwendet und (3) eine zertifizierende Institution, die die korrekte Durchführung des Labelingprozesses gewährleistet und bestätigt.

Die Glaubwürdigkeit des Labels setzt voraus, dass die Berechnung des Scores verpflichtend zertifiziert wird. Aufgabe der Zertifizierungsinstanz ist es, zu prüfen, ob die Regeln korrekt angewendet wurden. Dies ist insbesondere bei der Nutzung von Proxys und bei spezifischen Datensätzen wesentlich. Die Zertifizierungsorganisation(en) sollten durch die Label gebende Institution akkreditiert werden.

5.3 Kosten der Verifizierung

Die Verifizierung der Ergebnisse der Umweltscores ist mit Aufwand verbunden, der entsprechend Kosten verursacht. Zugleich ist es ein Faktum, dass die Verifizierung von Umweltscores auf Basis spezifischer Daten aufwendiger ist als die von Umweltscores auf Basis generischer Daten. Gleichwohl ist es erwünscht, dass das Label möglichst spezifisch die Umweltauswirkungen ausweist.

Dies bedeutet, dass es erforderlich ist, dass die Kosten der Verifizierung gleichermaßen auf alle Labelnehmer:innen aufgeteilt werden müssen und die höheren Verifizierungskosten nicht den Unternehmen angelastet werden, die spezifische Daten nutzen. Ansonsten würden negative Anreize für die Ausweisung spezifischer Umweltscores gesetzt.

¹⁷ Abschneidekriterium: diejenigen Prozesse, deren Flüsse kumulativ zumindest 90 % der potenziellen Umweltauswirkungen je Wirkungsabschätzungskategorie (Klimawandel, Wassernutzung, Eutrophierung terrestrisch, Eutrophierung marin, Eutrophierung Süßwasser) ausmachen, müssen auf Anwendbarkeit überprüft werden. In der Praxis ist das zumeist eine überschaubare Anzahl von Prozessen.

6 Weiterer Forschungsbedarf

Das vorliegende Methodenkonzept wurde auf Basis des derzeitigen Wissensstands erarbeitet. Gleichwohl findet derzeit sehr viel Forschung und Entwicklung zu Umweltlabeln von Lebensmitteln statt. Dies bedeutet, dass das Methodenkonzept einerseits als Vorschlag für diese Diskussion verstanden werden soll und andererseits ggf. auf Basis der weiteren Entwicklungen angepasst werden muss.

Forschungs- und Entwicklungsbedarf wird insbesondere in folgenden Themenfeldern gesehen:

- **Funktionelle Einheit:** Die Eignung einer massebasierten funktionellen Einheit bei der Umweltbewertung von Lebensmitteln wird bereits seit längerem diskutiert (z. B. McLaren, 2021). Denn Lebensmittel sollten letztlich besser auf Basis ihres Beitrags zu einer gesundheitsfördernden Ernährung verglichen werden, denn auf Basis ihres Gewichts. Besonders offensichtlich wird dies bei Lebensmitteln, die viel Wasser enthalten. Dies bedeutet, dass hier in Zukunft ggf. Anpassungen notwendig sein werden.
- **Wirkungsabschätzungsmethoden:** Wirkungsabschätzungsmethoden befinden sich in fortlaufender Weiterentwicklung. Auch vergleichsweise weit entwickelte Methoden wie die Auswirkungen aufs Klima werden beständig fortgeschrieben, was sich beispielsweise darin zeigt, dass die sogenannten Charakterisierungsfaktoren der einzelnen Treibhausgase durch das IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) regelmäßig upgedatet werden. Bei anderen Wirkungsabschätzungsmethoden (z. B. Auswirkungen auf terrestrische und marine Biodiversität oder Bodengesundheit) besteht noch deutlich mehr Forschungs- und Entwicklungsbedarf. Auch das sollte in der Weiterentwicklung des Methodenkonzepts adressiert werden.
- **Normierung:** Die Normierung der Ergebnisse in den einzelnen Wirkungskategorien wird ebenfalls sukzessive weiterentwickelt. Ein ‚Distance-to target‘-Ansatz wäre hier beispielsweise sehr wünschenswert. Gleichzeitig ist jedoch darauf zu achten, dass Wirkungsabschätzungsmethode und Ziel hierfür auf dieselben Indikatoren referenzieren müssen. Des Weiteren ist auch darauf zu achten, ob dies nicht auch eine Anpassung der funktionellen Einheit erfordern würde (Einbezug von nährwertbezogenen Angaben), da ein ‚Distance-to target‘-Ansatz in Bezug auf das Produktgewicht schwer realisierbar ist.
- **Datenbanken:** Bestehende Datenbanken werden weiterentwickelt, neue Datenbanken entstehen. Das vorliegende Methodenkonzept fußt sehr stark auf der derzeitigen Realität, die bedeutet, dass keine Datenbank für Deutschland zu Umweltauswirkungen von Lebensmitteln existiert. Falls dies irgendwann der Fall wäre, würde dies ebenfalls erfordern, das Methodenkonzept anzupassen.

Nicht zuletzt müssen auch für die Weiterentwicklung des Methodenkonzepts die regulativen Entwicklungen in der EU beachtet werden (z. B. Empowering Consumers Directive, Green Claims Directive), aber auch die Entwicklungen zu einem europäischen Umwelt- bzw. Nachhaltigkeitslabel für Lebensmittel. Denn letztlich muss es die höchste Priorität an dieser Stelle sein, dass die Regeln für ein Umweltlabel für Lebensmittel in der EU konsistent sind.

7 Literatur und Quellenverzeichnis

- Asselin-Balençon A., Broekema R., Teulon H., Gastaldi G., Houssier J., Moutia A., Rousseau, V., Wermeille A., Colomb V., Cornelus M., Ceccaldi M., Doucet M., & Vasselon H. (2022). AGRIBALYSE 3.1: The French Agricultural and Food LCI Database—Methodology for Food Products. ADEME.
- Campbell, B., Beare, D., Bennett, E., Hall-Spencer, J., Ingram, J., Jaramillo, F., Ortiz, R., Ramankutty, N., Sayer, J., & Shindell, D. (2017). Agriculture production as a major driver of the Earth system exceeding planetary boundaries. *Ecology and Society*, 22(4). <https://doi.org/10.5751/ES-09595-220408>
- Dräger de Teran, T. (2021). So schmeckt Zukunft: Der Kulinarische Kompass für eine gesunde Erde—Wasserverbrauch und Wasserknappheit (Besseresser:innen - planetarisch kulinarisch). WWF Deutschland.
- Dräger de Teran, T., & Suckow, T. (2021). So schmeckt Zukunft: Der Kulinarische Kompass für eine gesunde Erde—Klimaschutz, landwirtschaftliche Fläche und natürliche Lebensräume (Besseresser:innen - planetarisch kulinarisch). WWF Deutschland.
- EC. (2017). PEFCR Guidance document—Guidance for the development of Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs), version 6.3. European Commission.
- EC. (2021). Empfehlung (EU) 2021/2279 der Kommission zur Anwendung der Methoden für die Berechnung des Umweltfußabdrucks zur Messung und Offenlegung der Umwelleistung von Produkten und Organisationen entlang ihres Lebenswegs (2021/2279/EU). Europäische Kommission.
- Hawley, K. L., Roberto, C. A., Bragg, M. A., Liu, P. J., Schwartz, M. B., & Brownell, K. D. (2013). The science on front-of-package food labels. *Public Health Nutrition*, 16(3), 430–439. <https://doi.org/10.1017/S1368980012000754>
- Lemken, D., Zühlsdorf, A., & Spiller, A. (2021). Improving Consumers' Understanding and Use of Carbon Footprint Labels on Food: Proposal for a Climate Score Label. *EuroChoices*, 20(2), 23–29. <https://doi.org/10.1111/1746-692X.12321>
- McLaren, S. (2021). Integration of environment and nutrition in life cycle assessment of food items: Opportunities and challenges. FAO. <https://doi.org/10.4060/cb8054en>
- Ran, Ylva & Cederberg, Christel & Jonell, Malin & Bergman, Kristina & Boer, I.J.M. & Einarsson, Rasmus & Karlsson, Johan & Karlsson Potter, Hanna & Martin, Michael & Metson, Geneviève & Nemecek, Thomas & Nicholas, Kimberly & Strand, Åsa & Tidåker, Pernilla & van der Werf, Hayo & Vanham, Davy & Zanten, Hannah & Veronesi, Francesca & Röös, Elin. (2024). Environmental assessment of diets: overview and guidance on indicator choice. *The Lancet Planetary Health*. 8. e172-e187. 10.1016/S2542-5196(24)00006-8.
- Sala, S., Cerutti, A. K., & Pant, R. (2018). Development of a weighting approach for the environmental footprint (JRC Technical Reports). EC JRC. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/945290>
- Santé Publique France. (2023). Nutri-Score. <https://www.santepubliquefrance.fr/en/nutri-score>