

2024

Ökobilanz von Kuhmilch und pflanzlichen Drinks - Update 2024



Impressum

Zitiervorschlag	Maresa Bussa;Catarina Rocha;Niels Jungbluth;Christoph Meili (2024) Ökobilanz von Kuhmilch und pflanzlichen Drinks - Update 2024. ESU-services GmbH, Schaffhausen, Schweiz, www.esu-services.ch/de/publications/ ESU-services GmbH Vorstadt 10, CH-8200 Schaffhausen
Auftragnehmer	Tel. 0041 44 940 61 32 jungbluth@esu-services.ch www.esu-services.ch
Stichwörter	Milch; Drinks; Vegan; Ökobilanz; Hafer; Reis; Mandeln
Kurztext	In dieser Studie werden die Umweltbelastungen von pflanzlichen Drinks aus verschiedenen Rohstoffen mit denen von Kuhmilch verglichen. Pro Liter sind diese häufig umweltfreundlicher. In Bezug auf die enthaltenen Nährstoffe schneiden sie teilweise schlechter ab.
Über uns	ESU-services GmbH wurde im Jahre 1998 gegründet. Die Hauptaktivitäten der Firma sind Beratung, Forschung, Review und Ausbildung im Bereich Ökobilanzen. Fairness, Unabhängigkeit und Transparenz sind wesentliche Merkmale unserer Beratungsphilosophie. Wir arbeiten sachbezogen und führen unsere Analysen unvoreingenommen durch. Wir dokumentieren unsere Studien und Arbeiten transparent und nachvollziehbar. Wir bieten eine faire und kompetente Beratung an, die es den Auftraggebern ermöglicht, ihre Umweltpformance zu kontrollieren und kontinuierlich zu verbessern. Zu unseren Kunden zählen verschiedene nationale und internationale Firmen, Verbände und Verwaltungen. In einigen Bereichen wie Entwicklung und Betrieb webbasierter Ökobilanz-Datenbanken oder Umweltauswirkungen von Nahrungsmitteln und Konsummustern konnte unser Team Pionierarbeit leisten.
Urheberrecht	Soweit nicht anders vermerkt bzw. direkt vereinbart sind sämtliche Inhalte in diesem Bericht urheberrechtlich geschützt. Das Kopieren oder Verbreiten des Berichts als Ganzes oder in Auszügen, unverändert oder in veränderter Form ist nicht gestattet und Bedarf der ausdrücklichen Zustimmung von ESU-services GmbH oder des Auftraggebers. Der Bericht wird auf der Website www.esu-services.ch und/oder derjenigen des Auftraggebers zum Download bereitgestellt. Aus dem Inhalt dieses Berichtes hervorgehende Veröffentlichungen, welche Resultate und Schlussfolgerungen daraus nur teilweise und nicht im Sinne des Gesamtberichtes darstellen, sind nicht erlaubt. Insbesondere dürfen solche Veröffentlichungen diesen Bericht nicht als Quelle angeben oder es darf nicht anderweitig eine Verbindung mit diesem Bericht oder dem Auftragnehmer hergestellt werden können. Für Forderungen ausserhalb des oben genannten Rahmens lehnen wir jegliche Verantwortung gegenüber dem Auftraggeber sowie Dritten ab. Es ist nicht gestattet, den Bericht oder Teile davon auf anderen Websites bereitzustellen. In veränderter Form bedarf die Weiterverbreitung der Inhalte der ausdrücklichen Genehmigung durch ESU-services GmbH. Zitate, welche sich auf diesen Bericht oder Aussagen der Autoren beziehen, sollen den Autoren vorgängig zur Verifizierung vorgelegt werden.
Haftungsausschluss	Die Informationen und Schlussfolgerungen in diesem Bericht wurden auf Grundlage von als verlässlich eingeschätzten Quellen erhoben. Die Erstellung erfolgte im Rahmen der vertraglichen Abmachung mit dem Auftraggeber unter Berücksichtigung der Vereinbarung bezüglich eingesetzter Ressourcen. ESU-services GmbH und die Autoren geben keine Garantie bezüglich Eignung, oder Vollständigkeit der im Bericht dargestellten Informationen. ESU-services GmbH und die Autoren lehnen jede rechtliche Haftung für jede Art von direkten, indirekten, zufälligen oder Folge-Schäden oder welche Schäden auch immer, ausdrücklich ab.
Inhaltliche Verantwortung	Für den Inhalt und die Schlussfolgerungen sind ausschliesslich die AutorInnen dieses Berichts verantwortlich.
Version	09.04.24 15:20 https://esuserVICES-my.sharepoint.com/personal/jungbluth_esu-services_ch/Documents/ESU-intern/222 WWF/222 2020 milk drinks/Bericht/bussa-2024-LCA-Milch-Drinks-Update.docx

Inhalt

INHALT	II
1 AUSGANGSLAGE UND FRAGESTELLUNG	1
2 METHODIK FÜR ÖKOBILANZEN	2
2.1 ISO 14040-44 (Produktökobilanzen)	2
2.2 ISO 14072 (Ökobilanz von Unternehmen)	3
2.3 Transparenz und Glaubwürdigkeit	4
3 ZIELDEFINITION	5
3.1 Funktionelle Einheit	5
3.2 Geographische Rahmenbedingungen	5
3.3 Bewertung der Sachbilanzergebnisse	5
3.4 Hinweis bezüglich ISO-Konformität der Studie	5
4 DATENERHEBUNG UND MODELLIERUNG DER SACHBILANZ	6
5 AUSWERTUNG UND INTERPRETATION	4
5.1 Vergleich pro Liter Getränk bis zum Schweizer Supermarkt	4
5.1.1 Gesamtumweltbelastungen (Europäischer Umweltfussabdruck) pro Liter Getränk	4
5.1.2 Beitrag zum Klimawandel pro Liter Getränk	10
5.1.3 Beurteilung der Gesamtumweltbelastungen (Europäischer Umweltfussabdruck) im Bezug zum Nährstoffgehalt	13
5.1.4 Beurteilung von Klimaänderungspotential im Bezug zum Nährstoffgehalt	21
5.2 Vergleich von Kuhmilch und Drinks im Haushalt	28
5.3 Unsicherheitsanalysen	28
6 SCHLUSSFOLGERUNGEN	29
7 LITERATUR	31
A. ANHANG BEWERTUNGSMETHODEN IN ÖKOBILANZEN	38
A.1 Klimaänderungspotential (2021)	38
A.2 Europäischer Umweltfussabdruck (2023)	40
7.1.1 Charakterisierungsmodelle	40
7.1.2 Klimawandel	41
7.1.3 Ozonabbau	41
7.1.4 Ionisierende Strahlung	42
7.1.5 Photochemische Ozonbildung	42
7.1.6 Feinstaub	42
7.1.7 Humantoxizität, nicht Krebs	42
7.1.8 Humantoxizität, Krebs	42
7.1.9 Versauerung	42
7.1.10 Eutrophierung bzw. Überdüngung	43
7.1.11 Ökotoxizität, Süßwasser	43
7.1.12 Landnutzung	43
7.1.13 Wassernutzung	43
7.1.14 Ressourcennutzung, fossil	44
7.1.15 Ressourcennutzung, Mineralien und Metalle	44
7.1.16 Langzeitemissionen	44

7.1.17	Normierung und Gewichtung	44
7.1.18	Referenzwerte und Beispiele	45
B.	ANHANG SACHBILANZDATEN	46
B.1	Hintergrunddatenbank	46
B.2	ESU Ökobilanz Datenbank für Nahrungsmittel (2024)	48

1 Ausgangslage und Fragestellung

ESU-services hat über die letzten 25 Jahre eine umfangreiche Datenbank mit Sachbilanzdaten zur Nahrungsmittelproduktion aufgebaut (ESU-services 2024a). Dafür wurden bereits verschiedene Datensätze zu Kuhmilch-Getränken und pflanzlichen Drinks (Soja-, Reis-, Mandel-, Haferdrinks) aufgenommen und bezüglich verursachter Umweltbelastungen, entlang des Produktlebenszyklus, genauer untersucht.¹

Vor einigen Jahren wurde für den WWF Schweiz eine Ökobilanz zum Vergleich von Kuhmilchprodukten und pflanzlichen Alternativen durchgeführt (Bussa et al. 2020).

In den letzten Wochen des Jahres 2022 wurde vom Branchenverband «Schweizer Milchproduzenten», auch bekannt unter dem Namen Swissmilk, ein Artikel zum Thema «Milch und Pflanzendrinks im Vergleich» veröffentlicht.

Swissmilk vertritt die Interessen der Schweizer Kuhmilchproduzenten und wird zu 1/6 mit Bundesgeldern finanziert. Bei der sogenannten Publireportage handelt es sich um eine kommerzielle Werbeanzeige, die weder journalistischen noch wissenschaftlichen Standards genügt.

Durch den Verweis auf die Studie von ESU-services und die Erstellung eigener Grafiken auf Grundlage dort gezeigter Zahlen entsteht der Eindruck, dass ESU-services an der Erstellung der Publireportage beteiligt war, bzw. die dort gezeigte Interpretation unterstützt.

Dies ist nicht der Fall. Die Veröffentlichung war mit uns nicht abgestimmt. Wir distanzieren uns ausdrücklich von der dort gezeigten Interpretation und verweisen für die korrekte Darstellung auf unseren vollständigen Bericht und Interpretation (Bussa et al. 2020).

Diese Studie wurde deshalb durch ESU-services auch im Hinblick auf die Interpretationen von Swissmilk überarbeitet und aktualisiert.

Eine Kurzbeschreibung des Projektes inklusive Fragestellungen wird in Tab. 1.1 gezeigt.

¹ <https://esu-services.ch/de/projekte/lcafood/getraenke/>

Tab. 1.1 Übersicht zum Projekt

Titel	Ökobilanz von Kuhmilch und pflanzlichen Drinks - Update 2024
Auftraggeber	ESU-services GmbH
Untersuchte Produkte	Vergleich von Kuhmilch mit verschiedenen pflanzlichen Drinks: Vollmilch (3.8% Fett), und UHT & Trinkmilch (2.5% Fett) aus roher Kuhmilch Soja-, Reis-, Mandel-, Hafer-, Dinkel-, Cashew-, und Lupinendrink.
Funktionelle Einheit	1 Liter Getränk ab Supermarkt Als Referenz für Nährwertanalysen wird folgendes berücksichtigt: <ul style="list-style-type: none"> • Proteingehalt von 3 Portionen Kuhmilch á 2 dl (20g Protein) • Kalziumgehalt von 3 Portionen Kuhmilch á 2 dl (0.75 g Kalzium) • NRF9.3 Index von 3 Portionen Kuhmilch á 2 dl (107 Punkte)
Fragestellung	Folgende Fragen werden mit der Studie beantwortet: <ul style="list-style-type: none"> • Ist die Bereitstellung der untersuchten pflanzlichen Getränke allgemein umweltschonender als diejenige der untersuchten Kuhmilchvarianten? • Woher stammen die grössten Umweltbelastungen bei der Produktion und dem Vertrieb der Getränke? • Welche Faktoren spielen bei diesen Beurteilungen eine besonders grosse Rolle?
Bilanzraum	Landwirtschaftliche Produktion, Transport in die Schweiz, Lagerung, Kühlung, Verkauf, inkl. der üblichen Verpackung (Cradle-to-gate)
Software	SimaPro 2023
Datenbanken	ESU-services 2024a, b, c
Umweltbewertung	Europäischer Umweltfussabdruck EF 3.1 (Andreasi Bassi et al. 2023) Carbon Footprint (IPCC 2021) inklusive zusätzlicher Einflüsse von Flugtransporten (Jungbluth & Meili 2019, bzw. Lee et al. 2021)
Standards	ISO 14040 (International Organization for Standardization (ISO) 2006a, b)
Vergleichende Studie	Ja.
Publikation	Ja. Die Studie soll für Medienarbeit und zur Information von Konsumenten eingesetzt werden.
Dokumentation	Schlussbericht (Deutsch)
Kritische Prüfung	Interne Validierung durch Niels Jungbluth

2 Methodik für Ökobilanzen

Für die Erstellung von Ökobilanzen von Produkten, Dienstleistungen und zu Organisationen gibt es mehrere internationale Standards. Die wichtigsten Vorgehensweisen und Aspekte gemäss der ISO-Normen werden in diesem Kapitel vorgestellt. Das genaue Vorgehen dieser Studie wird in den darauffolgenden Kapiteln 3 und 4 dargestellt.

2.1 ISO 14040-44 (Produktökobilanzen)

Die ursprüngliche Ökobilanz bzw. das Life Cycle Assessment (LCA) ist eine Methode zur Abschätzung der mit einem Produkt² verbundenen Umweltauswirkungen. Die Ökobilanz beruht auf einem Lebenszyklus-Ansatz. Damit werden die Umweltauswirkungen eines Produktes von der Rohstoffentnahme über Fertigung und Nutzung bis zur Entsorgung des Produktes und der Produktionsabfälle (von der Wiege bis zur Bahre, «cradle to grave») erfasst und beurteilt.

Eine Ökobilanz lässt sich gemäss ISO 14040 in vier Phasen unterteilen (siehe Fig. 2.1):

1. Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens
2. Sachbilanz

² Der Begriff Produkt schliesst hier Dienstleistungen mit ein.

3. Wirkungsabschätzung
4. Auswertung

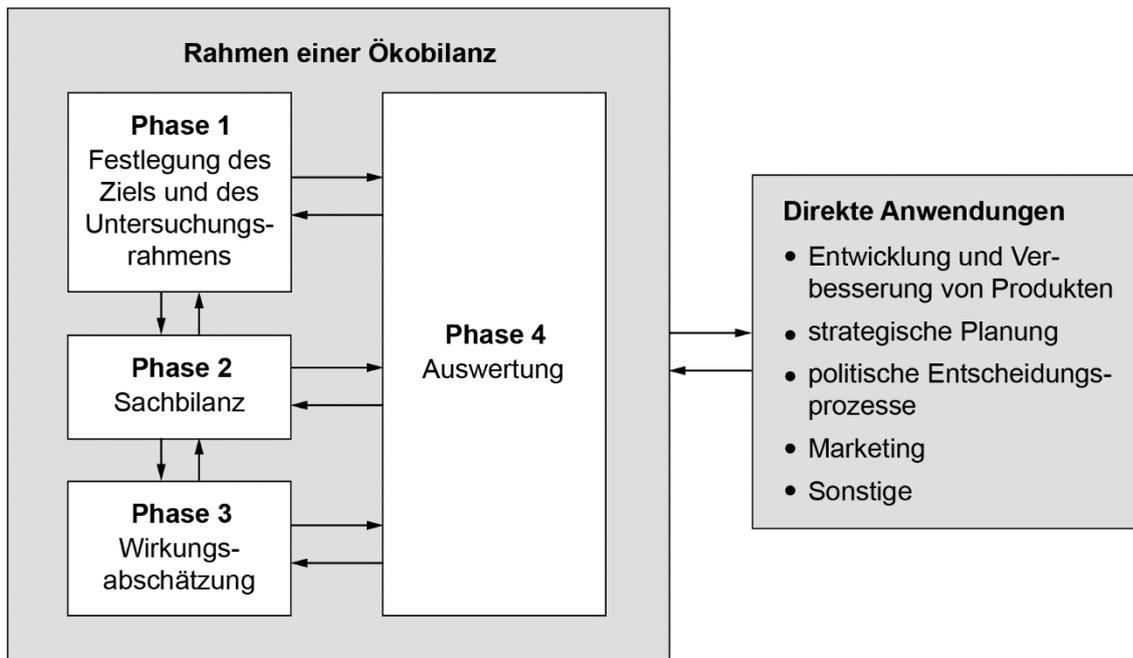


Fig. 2.1 Bestandteile einer Ökobilanz (Life Cycle Assessment, LCA); Bezeichnungen in Deutsch (International Organization for Standardization (ISO) 2006a)

Die *Zieldefinition* (Phase 1) enthält die Beschreibung des Untersuchungsgegenstandes, und die Definition der Bezugsgrösse, der sogenannten funktionellen Einheit. Zudem werden die Umweltaspekte definiert, die bei Wirkungsabschätzung und der Interpretation berücksichtigt werden. Der *Untersuchungsrahmen* wird abgesteckt, indem die Modellierungsweise und die für ein Produkt massgebenden Prozesse bestimmt und beschrieben werden.

In der *Sachbilanz* (= Ökoinventar, Phase 2) werden die Umwelteinwirkungen³ und der Bedarf an Halbfabrikaten, Hilfsstoffen und Energie der am Produktlebenszyklus beteiligten Prozesse erfasst und zusammengestellt. Diese Daten werden in Bezug zum Untersuchungsgegenstand, der funktionellen Einheit gesetzt. Das Ergebnis der Sachbilanz sind die kumulierten Stoff- und Energieflüsse, die durch das Bereitstellen der funktionellen Einheit ausgelöst werden.

Ausgehend von der Sachbilanz wird die *Wirkungsabschätzung* (Phase 3) durchgeführt. Gemäss ISO 14040 wird die Wirkungsabschätzung in verschiedene Teilschritte unterteilt. Die ISO 14044 legt weder spezifische Verfahren fest, noch unterstützt sie die zugrunde liegenden, für die Ordnung der Wirkungskategorien verwendeten Werthaltungen. Die Werthaltungen und Beurteilungen innerhalb der Wirkungsabschätzung liegen in alleiniger Verantwortung des Autors und Auftraggebers der Studie.

In der *Auswertung* (Phase 4) werden die Resultate der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung entsprechend dem festgelegten Ziel und dem Untersuchungsrahmen der Ökobilanz zusammengefasst. Es werden Schlussfolgerungen gezogen und Empfehlungen formuliert.

2.2 ISO 14072 (Ökobilanz von Unternehmen)

Eine Erweiterung der ISO 14040 Norm bildet die ISO 14072 Norm. Diese legt Regeln für sogenannte Organisationsökobilanzen (OLCA) fest. Diese stellen sich etwas anders dar, da viele Umwelteinwirkungen ausserhalb der Organisation entstehen (upstream und downstream Prozesse) können. Die Umwelteinwirkungen beziehen sich bei dieser Art der Bilanzierung nicht auf eine funktionale Einheit,

3 Ressourcennutzung und Schadstoffemissionen.

sondern auf eine so genannte Berechnungseinheit. Dies erlaubt es, verschiedene Prozesse in einer Organisation zusammenzufassen und stellt eine Referenz für die Input und Output Prozesse dar. Diese Art der Ökobilanz lässt sich auf jede Art von Organisation über einen festgelegten Zeitraum anwenden.

Der Ablauf der vier Phasen entspricht im Wesentlichen derjenigen nach ISO 14040.

Die *Zieldefinition* enthält den Verwendungszweck, den Grund, wieso die Ökobilanz durchgeführt wird, das Zielpublikum und ein Statement, dass die Ergebnisse der Studie nicht dazu bestimmt sind, vergleichende, der Öffentlichkeit zugängliche Aussagen zu machen. Zusätzlich wird der *Untersuchungsrahmen* definiert. Dabei sollen alle Inputs und Outputs der Tätigkeit der Organisation beachtet werden. Eine komplette «cradle to grave» Untersuchung beinhaltet auch die «use» und «end of life» Phasen der hergestellten Produkte bzw. Dienstleistungen. Wenn die Organisation darauf keinen Einfluss hat, kann eine «cradle to gate» Untersuchung durchgeführt werden. Diese klammert dann jene beiden Phasen aus.

Eine Organisation kann mehrere Produktionsstätten beinhalten, für die Ökobilanz werden diese zusammengedacht. Eine doppelte Nennung einer Produktionsstätte soll dabei vermieden werden. Eine Aggregation aller OLCAs der Zulieferer führt dabei zu einem falschen Resultat, da auf diese Weise die Inputs und Outputs nicht korrekt alloziert werden. Aus diesem Grund wird im Allgemeinen auch für OLCA eine Produkt-Perspektive eingenommen.

2.3 Transparenz und Glaubwürdigkeit

Die ISO-Normen 14040 «Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen» und 14044 «Umweltmanagement – Ökobilanzanforderungen und Anleitungen» (International Organization for Standardization (ISO) 2006a, b) beschreiben die Vorgehensweise bei der Erarbeitung einer Ökobilanz. Die Normen-Texte beschränken sich in der Regel auf Zielvorgaben und überlassen die Wahl der geeigneten Mittel den Ökobilanz-Praktikern. In einzelnen Fällen werden jedoch konkrete und detaillierte Vorgaben gemacht. Dies ist z.B. bei den Anforderungen an die Berichterstattung oder das Durchführen eines kritischen Prüfverfahrens der Fall.

Es muss hier aber darauf hingewiesen werden, dass die Durchführung von Ökobilanzen nicht nach ISO 14040ff erfolgen *muss*. Es handelt sich um eine Norm die freiwillig eingehalten werden kann und damit mit dem Zusatz «erstellt nach ISO 14040ff» versehen werden darf.

Dieser Zusatz unterstützt die Glaubwürdigkeit der Studie und ermöglicht es die Resultate dieser Studie leichter mit anderen Studien, welche ebenfalls nach dem Standard erstellt wurden, zu vergleichen.

Wird eine Studie mit dem Ziel einer vergleichenden Aussage⁴ veröffentlicht, ist eine kritische Prüfung notwendig, um die ISO-Normen 14040 und 14044 vollständig zu erfüllen. Dieser Vergleich darf nicht allein auf Basis von vollaggregierenden Methoden (wie z.B. die Methode der ökologischen Knappheit, ReCiPe, Eco-indicator 99) erfolgen. In vollaggregierenden Methoden werden die verschiedenen Umwelteinflüsse unterschiedlich gewichtet, z.B. basierend auf politischen Interessen. Die Verfasser der ISO-Standards sehen darin ein erhöhtes Risiko für Fehlinterpretationen.

Gemäss unserer Ansicht ist dies jedoch auch bei der Nutzung von nicht aggregierten Resultaten möglich. Einige Leser könnten z.B. die schwerwiegenden Umwelteinflüsse von 1 kg Phosphat-Äquivalent als ähnlich verehrend ansehen wie 1 kg CO₂-Äquivalent.

Da die meisten Studien nicht dieses Ziel verfolgen, kann ein Disclaimer eingesetzt werden: «Eine vergleichende Aussage im Sinne der ISO-Norm d.h. eine Umweltaussage zur Überlegenheit oder

⁴ Umweltaussage zur Überlegenheit oder Gleichwertigkeit eines Produktes im Vergleich zu einem Konkurrenzprodukt mit dem gleichen Verwendungszweck

Gleichwertigkeit eines Produktes im Vergleich zu einem Konkurrenzprodukt mit dem gleichen Verwendungszweck wird hier nicht angestrebt. Damit entfällt die Notwendigkeit für ein Review oder eine Einschränkung hinsichtlich der Verwendung von vollaggregierenden Indikatoren.»

3 Zieldefinition

Soweit möglich erfolgt die Festlegung der Systemgrenzen in Anlehnung an die ISO 14044 Norm für Ökobilanzen (International Organization for Standardization (ISO) 2006a, vgl. Kapitel 2.1) und an dieecoinvent Methodik (Frischknecht et al. 2007a).

Eine weitere wichtige Grundlage für die Zieldefinition ist der Bericht über die Umweltauswirkungen eiweisshaltiger Produkte (Jungbluth et al. 2016c).

3.1 Funktionelle Einheit

Als Teil der Zielsetzung wird die funktionelle Einheit definiert, für die die Umweltbelastungen untersucht werden. Dazu werden die Vorgaben aus Tab. 1.1 genauer spezifiziert.

Es werden drei funktionelle Einheiten definiert:

- Konsum von 1 Liter Trinkmilch oder pflanzlichem Drink, gekühlt, ab Supermarkt
- Konsum von 20 g Protein⁵ in Kuhmilch oder pflanzlichem Drink, gekühlt, ab Supermarkt
- Konsum von 0.75 g Kalzium⁶ in Kuhmilch oder pflanzlichem Drink, gekühlt, ab Supermarkt.
- Konsum von 107 «NRF 9.3» Punkten in Kuhmilch oder pflanzlichem Drink, gekühlt, ab Supermarkt.

3.2 Geographische Rahmenbedingungen

Produktion der pflanzlichen Rohstoffe und Futtermittel in verschiedenen Ländern. Verkauf und Konsum in der Schweiz.

3.3 Bewertung der Sachbilanzergebnisse

Für die Studie werden die Bewertungsgrössen gemäss Tab. 1.1 verwendet⁷:

- Bewertung verschiedener Arten von Umweltbelastungen in Luft, Wasser und Boden mit der Methode des Europäischen Umweltfussabdrucks (BAFU 2021).
- Global Warming Potential, kurz GWP, welches auch unter den Namen Carbon Footprint bzw. Treibhausgasemissionen bekannt ist (IPCC 2021), für einen Betrachtungszeithorizont von 100 Jahren, inklusive zusätzlicher Einflüsse von Flugtransporten (Jungbluth & Meili 2019), derzeit ein wichtiges Umweltthema.

3.4 Hinweis bezüglich ISO-Konformität der Studie

Die Ökobilanz wird soweit möglich in Anlehnung an die ISO-Normen 14040ff erstellt. Eine Veröffentlichung ist vorgesehen. Ein externes Review wurde nicht durchgeführt.

⁵ Entspricht 3 Portionen Vollmilch à 2 dl bzw. 20% des Tagesproteinbedarfs einer 80kg schweren Person, vgl. <https://www.sge-ssn.ch/media/Proteine-2019.pdf>

⁶ Entspricht 3 Portionen Vollmilch à 2dl bzw. 75% der Tageskonsumempfehlung einer 80kg schweren Person, vgl. <https://www.sge-ssn.ch/media/Calcium-2019.pdf>

⁷ Eine detaillierte Beschreibung der häufig genutzten Bewertungsmethoden für Umweltbelastungen steht auf <https://esu-services.ch/de/address/angebote/> und im Anhang A zur Verfügung.

4 Datenerhebung und Modellierung der Sachbilanz

Die Datenerhebung erfolgt vor allem auf Grundlage von nationalen Importstatistiken, Herstellerangaben und Literaturwerten für folgende Abschnitte des Lebenszyklus:

- Landwirtschaftliche Produktion pro Hektar/pro Vieheinheit (Ertrag, Wasserbedarf, -quelle, Wasserableitung, Düngemittel, Pestizide, Dieserverbrauch, Strombedarf für Bewässerung)
- Import der Rohstoffe, bzw. Futtermittel in die Schweiz (Annahme: 100% per Schiff bzw. Lkw) bis zum Zentrallager (Umschlagorte, Verkehrsmittel, Art der Kühlung), Energiebedarf Zentrallager (Strom, Kühlung) und durchschnittliche Distanz bis zum Verkaufsort
- Durchschnittliche Herkunft der Futtermittel und Rohstoffe (Anteil der häufigsten Lieferländer)
- Verarbeitung und Verpackung
- Distribution zum Verkaufsort: Standardannahmen
- Kühlung bei Transport, Lagerung und im Haushalt: Nur Kuhmilchgetränke (ausgenommen UHT-Milch), als durchschnittliche Zeitspanne werden hierfür 3.5 Tage angenommen

Auf Basis der Herstellerangaben für Zutaten der pflanzlichen Drinks wurden Durchschnittsprodukte gebildet, welche in Tab. 4.1 dargestellt sind. Der Anbau der Rohstoffe, mit Ausnahme der Cashewkerne, sowie die Verarbeitung finden in Europa statt. In dieser Studie wurde lediglich die Verwendung von konventionell angebauten Pflanzen bilanziert. Es wird zudem zwischen nicht angereicherten Naturdrinks und mit Kalzium angereicherten Drinks unterschieden, die in den Ergebnissen separat dargestellt werden. Zum Zeitpunkt der Datenerhebung waren kaum Pflanzendrinks aus Schweizer Produktion auf dem Markt und deshalb wird für die Transporte des fertigen Produktes ein Import aus Europa angenommen.

Die Kuhmilchprodukte sind hingegen schweizerischen Ursprungs. Hier werden lediglich Futtermittel importiert.

Tab. 4.1 Übersicht der in der Studie untersuchten pflanzlichen Drinks

	Sojadrink	Reisdrink	Mandeldrink	Cashewdrink	Haferdrink	Dinkeldrink	Lupinendrink
Rohstoff	Sojabohne	Reis	Mandeln	Cashewkerne	Hafer	Dinkel	Süsslupinsamen
Rohstoffherkunft	Europa/Übersee	Europa	Europa	Übersee	Europa	Europa	Europa
Rohstoffanteil	8.2%	14.1%	4.9%	5.4%	12.3%	13.8%	18.6%
Zusatzstoffe	Kalkalgen	Kalkalgen	Kalkalgen	Kalkalgen	Kalkalgen	Kalkalgen	Kalkalgen
Verarbeitung	Schälen, Einweichen, Vermahlung, Filtration UHT	Nassvermahlung, Verzuckerung, Filtration, Homogenisierung UHT	Schälen, Einweichen, Vermahlung, Filtration, UHT	Rösten, Schälen Einweichen, Vermahlen, Filtration, UHT	Nassvermahlung, Verzuckerung, Filtration, Homogenisierung UHT	Nassvermahlung, Verzuckerung, Filtration, Homogenisierung UHT	Entspelzung, Einweichen, Vermahlen, Homogenisierung UHT
Literatur	Heiss 1996 Berli 2014	Berli 2014	Winans et al. 2020	Jekayinfa & Bamgboye 2006 Winans et al. 2020	Dahllöv & Gustafsson 2008 Berli 2014	Dahllöv & Gustafsson 2008 Berli 2014	Mitchell & Shammet 2008

Tab. 4.2 zeigt die Anteile von Rohmaterialien in den jeweiligen Drinks. Dinkeldrinks enthalten bis zu 17% Dinkel, wohingegen Mandeldrinks teils nur 2.3% Mandeln enthalten. Zudem werden die Unterschiede zwischen den verschiedenen Herstellern deutlich.

Tab. 4.2 Rohmaterialanteile verschiedener Drinks nach Anbietern

	Sojabohnen	Reis	Mandel	Cashewkerne	Hafer	Dinkel	Lupine
Alpro	8%	12.5%	2.3%	3.1%	9.8%	11%	
Alnatura	8%	14%	7%	6.5%	11%		
Karma	9%	14% ^a	8% ^a	6% ^a	11%		
Isola	8%	17%	3-5% ^b		16%	16%	
Oatly					10%		
Natumi	8%	13-14% ^b	4%		12%-16% ^b	17%	
Made with luve							8% ^c
Milli							10%

a Karma verwendet Reismehl, Mandelpaste und Cashewpaste

b Anteil unterscheidet sich zwischen angereichertem und originalem Drink

c Made with luve verwendet Lupineneiweis.

Tab. 4.3 zeigt die verwendeten Zusatzstoffe der verschiedenen Hersteller. Vitamine, in Form von B2, B12 und D2 werden nur von wenigen Herstellern zugefügt und wurden daher in dieser Studie nicht betrachtet. Der Kalziumgehalt wird bei den angereicherten Drinks an den Kalziumgehalt von Kuhmilch angepasst. Dafür werden verschiedene Zusatzstoffe verwendet: Kalziumkarbonat (CaCO_3), Trikalziumphosphat ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$) oder Lithothamnion calcareum, eine Meeresalge die ca. 80% Kalziumkarbonat⁸ enthält. Aufgrund der fehlenden Datensätze für die Kalziumanreicherung, wurde diese über den Preis von Kalziumtabletten und die durchschnittlichen Umweltbelastungen der chemischen Industrie pro CHF abgeschätzt.

Tab. 4.3 Verwendete Zusatzstoffe verschiedener Anbieter pro Liter Getränk

	Sojadrink	Reisdrink	Mandeldrink	Cashewdrink	Haferdrink
Alpro	3 g CaCO_3 2.1 mg B2 3.8 μg B12 7.5 μg D2	3.1 g $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ 3.8 μg B12 7.5 μg D2	3.1 g $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ 2.1 mg B2 3.8 μg B12 7.5 μg D2	3.1 g $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ 2.1 mg B2 3.8 μg B12 7.5 μg D2	3.1 g $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ 2.1 mg B2 3.8 μg B12 7.5 μg D2
Alnatura	4 g Kalkalge	4 g Kalkalge			4 g Kalkalge
Karma		4 g Kalkalge			
Isola	4 g Kalkalge	4 g Kalkalge	2.1 g Kalkalge		
Oatly					2 g CaCO_3 1 g $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ 2.1 mg B2 3.8 μg B12 1.1 μg D2
Natumi	4 g Kalkalge	4 g Kalkalge			4 g Kalkalge

Die Verarbeitungsdaten der Rohmaterialien für die etablierten Drinks stammen aus bereits veröffentlichten Ökobilanzstudien. Diese wurden auf Pflanzendrinks mit vergleichbarer Basis übertragen. So wurden für die Nussdrinks (Mandel, Cashew) die gleichen Verarbeitungsschritte angenommen, ebenso für die Getreidedrinks (Hafer, Dinkel). Für die Herstellung des Lupinendrinks wurden Patentschriften herangezogen.

Verluste durch Verderb wurden für die landwirtschaftliche Produktion, die Verarbeitung und den Handel berücksichtigt. Dafür wurden die von Beretta und Hellweg (2019) ermittelten durchschnittli-

⁸ <https://www.spektrum.de/lexikon/arzneipflanzen-drogen/lithothamnion-calcareum/8786>

chen Verluste in der Lebensmittelkette verschiedener Lebensmittelkategorien verwendet. Hauptursachen für die Verluste sind Aussortierungen aufgrund von Qualitätsanforderungen, suboptimale Lagerungsbedingungen und suboptimale Prozessführungen.

Die Umweltbelastungen der Distribution werden anhand der Produktpreise abgeschätzt. Tab. 4.4 zeigt, dass die meisten Pflanzendrinks einen deutlich höheren Verkaufspreis haben als Kuhmilch. Unter den pflanzlichen Alternativen ist der Sojadrink am günstigsten, jedoch knapp 20% teurer als ein Liter Vollmilch. Am teuersten sind die Nussdrinks (Mandel, Cashew), trotz ihres vergleichsweise geringen Gehaltes an Rohstoff. In Deutschland sind die Preise für Pflanzendrinks ähnlich, dort ist der Unterschied zwischen Kuhmilch und pflanzlicher Alternative jedoch noch grösser.

Tab. 4.4 Preise der untersuchten Produkte in der Schweiz (Coop) und Deutschland (Globus)

	Schweiz	Deutschland
	CHF/Liter	Euro/Liter
Vollmilch	1.60	0.96
Sojadrink	1.90	1.39
Reisdrink	3.15	1.72
Mandeldrink	3.75	2.79
Cashewdrink	3.95	2.87
Haferdrink	2.95	1.99
Dinkeldrink		1.49
Lupinendrink		2.49

Der nutrient rich food Index 9.3 (NRF9.3) bewertet die Nährstoffdichte eines Lebensmittels, indem der Gehalt von bestimmten Nährstoffen mit dem empfohlenen Tageswert verglichen wird. Dabei werden zwischen neun nährstoffreichen und drei limitierenden Nährstoffen unterschieden. Tab. 4.5 listet diese auf.

Tab. 4.5 Nährstoffreiche und limitierende Nährstoffe berücksichtigt für den NRF 9.3 Index

Nährstoffe	
Nährstoffreich	Protein, Ballaststoffe, Vitamin A, Vitamin C, Vitamin E, Kalzium, Eisen, Kalium, Magnesium
Limitierend	zugesetzter Zucker, gesättigte Fettsäuren, Natrium

Der Transport vom Supermarkt nach Hause wurde in dieser Studie nicht berücksichtigt, da dieser für alle Getränke gleich ist.

Die Modellierung der Sachbilanz erfolgt gemäss den im vorhergehenden Schritt erhobenen Daten. Wo keine spezifischen Informationen zur Verfügung gestellt werden, wird mit den bereits verfügbaren aktuellen Daten bzw. vertraulichen Daten der ESU-Datenbank (ESU-services 2024a, b) gerechnet. Weitere Informationen zu den verfügbaren Datenbanken sind in einer Anlage verfügbar.⁹

Die neu erhobenen Daten werden im EcoSpold v1 Format vollständig dokumentiert. Ein ausführlicher Sachbilanzbericht und eine Validierung der Daten sind nicht vorgesehen.

Eine vollständige Transparenz zu allen im Rahmen dieser Pilotstudie genutzten Hintergrunddaten kann im Rahmen des begrenzten Budgets für den Bericht nicht angeboten werden. Alle genutzten Daten sind jedoch elektronisch dokumentiert und im Rahmen des Datenverkaufs von ESU-services verfügbar.

⁹ Eine detaillierte Beschreibung der verfügbaren Datenbanken steht auf <https://esu-services.ch/de/address/angebote/> zur Verfügung.

5 Auswertung und Interpretation

Im Folgenden werden Auswertungen für verschiedene Nutzungsszenarien und Vergleiche durchgeführt. Die Umweltbelastungen der untersuchten Produkte werden hinsichtlich des Beitrages verschiedener Stufen im Lebenszyklus und hinsichtlich wichtiger Belastungskategorien analysiert.

5.1 Vergleich pro Liter Getränk bis zum Schweizer Supermarkt

5.1.1 Gesamtumweltbelastungen (Europäischer Umweltfussabdruck) pro Liter Getränk

In Fig. 5.1 ist die Umweltbelastung der Milchgetränke sowie der nicht angereicherten pflanzlichen Drinks bis zum Kauf im Schweizer Supermarkt dargestellt. Dabei werden neben den Prozessen in der Landwirtschaft und Verarbeitung auch die Transportprozesse, Lagerung, Verpackung und Verderb miteinbezogen. Des Weiteren wird berücksichtigt, dass einige Produkte beim Transport und während der Lagerung gekühlt werden müssen.

Es zeigt sich, dass der Konsum von Kuhmilchprodukten den grössten Umweltfussabdruck verursacht. Die UHT-Milch gleicht die Einsparungen bei der Kühlung während des Transports und der Lagerung durch die erhöhten Umweltbelastungen während der Verarbeitung aus. Ein Liter Trinkmilch verursacht circa 10% geringere Umweltbelastungen als ein Liter Vollmilch, da für dessen Herstellung weniger Rohmilch benötigt wird.

Die pflanzlichen Alternativen weisen alle eine geringere Umweltbelastung auf als die Milchprodukte. Die drei wichtigsten Wirkungskategorien der pflanzenbasierten Getränke sind Klimawandel, Ressourcennutzung (fossil) und Wassernutzung. Die Sojadrinks reduzieren die Umweltbelastung im Vergleich zur Vollmilch um circa 50%. Die Cashew-, Reis-, und Mandeldrinks weisen einen etwa 30% niedrigeren Umweltfussabdruck auf. Auf heimischen Pflanzen basierende nicht angereicherte Drinks zeigen eine Reduzierung von rund 40% im Vergleich zur Vollmilch auf.

Die Senkung der Humantoxizität im Boden der tierischen Milchprodukte ist in der Fütterung mit Gras, Heu und Silage begründet, welche beim Anbau Schwermetalle aus dem Boden aufnehmen.

Fig. 5.2 stellt die Umweltbelastung der Milchgetränke den angereicherten pflanzlichen Drinks ab Supermarkt entgegen. Der Lupinendrink ist in diesem Vergleich neu dazugekommen, weil dieser auf dem Markt nur in der angereicherten Form vorhanden ist. Die Kalziumanreicherung erhöht die Umweltbelastungen der Pflanzendrinks minim (weniger als 1%). Allein beim Sojadrink bewirkt die Anreicherung eine bemerkbare Veränderung der Umweltbelastung um 6%.

In Fig. 5.3 sind die Umweltwirkungen aufgeteilt in Landwirtschaft, Transport, Verarbeitung, Verpackung, Handel, Entsorgung sowie gegebenenfalls Kühlung für die Kuhmilch dargestellt. Bei den meisten Produkten verursacht die Landwirtschaft die grösste Umweltbelastung. Lediglich bei den durchschnittlichen Soja-, Hafer-, und Dinkeldrinks fällt der Transport etwas stärker ins Gewicht. Bei den pflanzlichen Alternativen hängt der Beitrag der Landwirtschaft besonders von den benötigten Rohstoffmengen ab (siehe Tab. 4.1). Transport und gegebenenfalls Kühlung der Kuhmilchgetränke machen weniger als ein Zehntel dessen Gesamtumweltbelastungen aus. Bei den pflanzlichen Drinks sind die Umweltbelastungen durch den Transport deutlich höher und machen im Schnitt über einen Drittel des Fussabdrucks aus. Die meisten der in der Schweiz verfügbaren Produkte werden bisher von Herstellern im europäischen Ausland produziert, woraus längere Transportwege resultieren. Anzumerken ist ferner, dass Futtermitteltransporte für Kuhmilch in dieser Aufteilung der Landwirtschaft zugeordnet wurden.

Die Verarbeitung der Voll- und Trinkmilch macht lediglich 5% ihrer Gesamtbelastungen aus. Bei der UHT-Milch und den Pflanzendrinks, welche in der Regel auch UHT-erhitzt werden, sind die Umweltbelastungen der Verarbeitung deutlich höher und leisten einen nennenswerteren Beitrag zu den Gesamtbelastungen.

Der Beitrag der Tetrapaks (inklusive deren Entsorgung) liegt im Durchschnitt bei circa 10% der Gesamtbelastung eines Getränks. Die Prozesse während des Handels machen bei den pflanzlichen Drinks einen grösseren Anteil aus als bei den Kuhmilchprodukten. Dies liegt darin begründet, dass die Umweltwirkungen des Handels anhand der Verkaufspreise auf die einzelnen Produkte verteilt werden. Die Entsorgung der Produktionsverluste leistet bei allen betrachteten Alternativen nur einen marginalen Beitrag.

Der Vergleich der Kuhmilch mit den angereicherten Pflanzendrinks ist in Fig. 5.4 dargestellt. Die Kalziumanreicherung verursacht nur einen kleinen Beitrag zur Umweltbelastung aus beträgt zwischen 0.1% (Reis) und 4% (Soja). Angereicherte Soja- und Reisdinks haben somit eine um 46% bzw. 35% geringere Umweltbelastung als Vollmilch. Angereicherte Mandel- und Cashewdrinks reduzieren die Umweltbelastungen um etwa 30%. Von den heimischen Alternativen weisen die angereicherten Haferdrinks mit einer Reduktion von circa 45% das beste Ergebnis auf. Angereicherter Dinkel- und Lupinendrink haben im Vergleich zu Vollmilch eine um circa ein Drittel geringere Umweltbelastung.

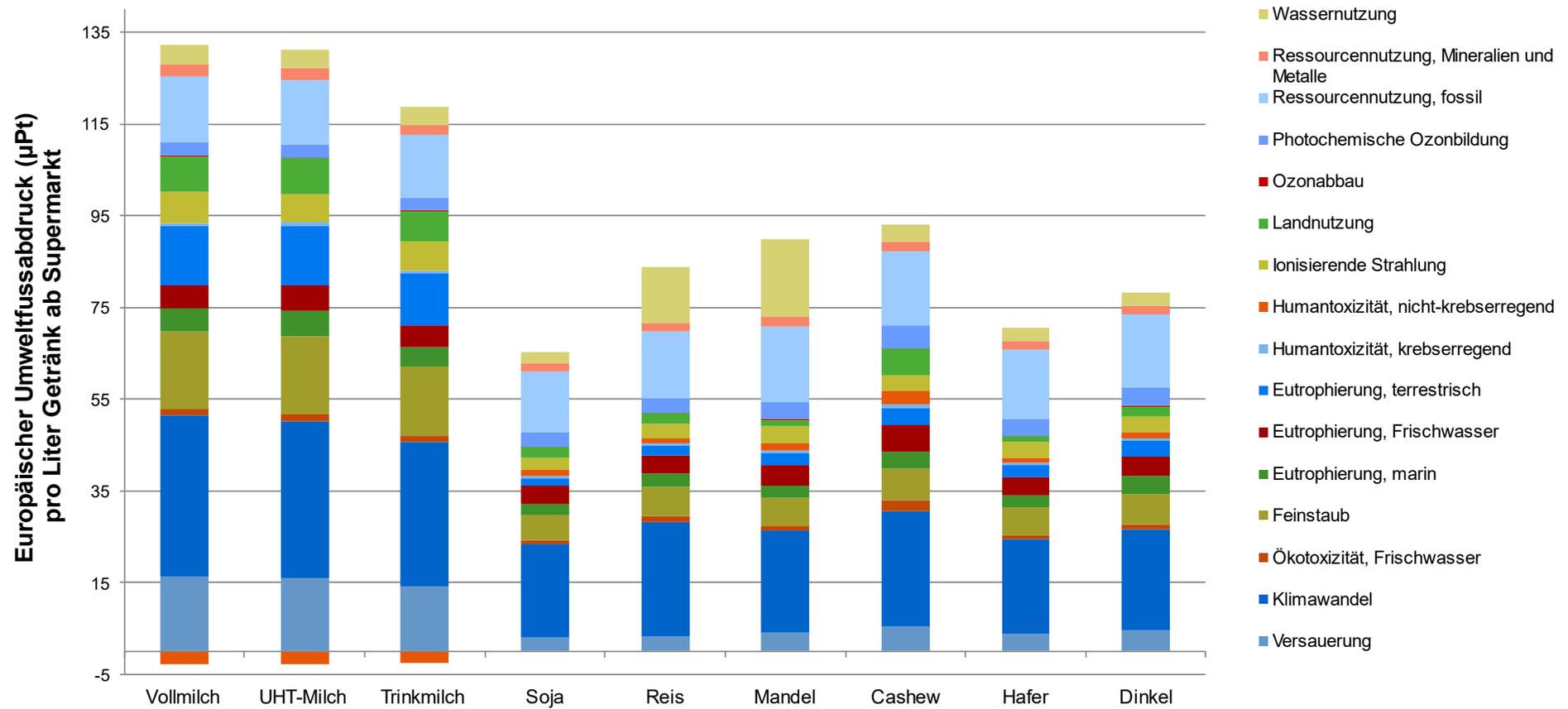


Fig. 5.1 Vergleich von verschiedenen Milchgetränken und **nicht angereicherten** pflanzlichen Alternativen (Europäischer Umweltfußabdruck pro Liter Getränk ab Supermarkt)

Vergleich von verschiedenen Milchgetränken

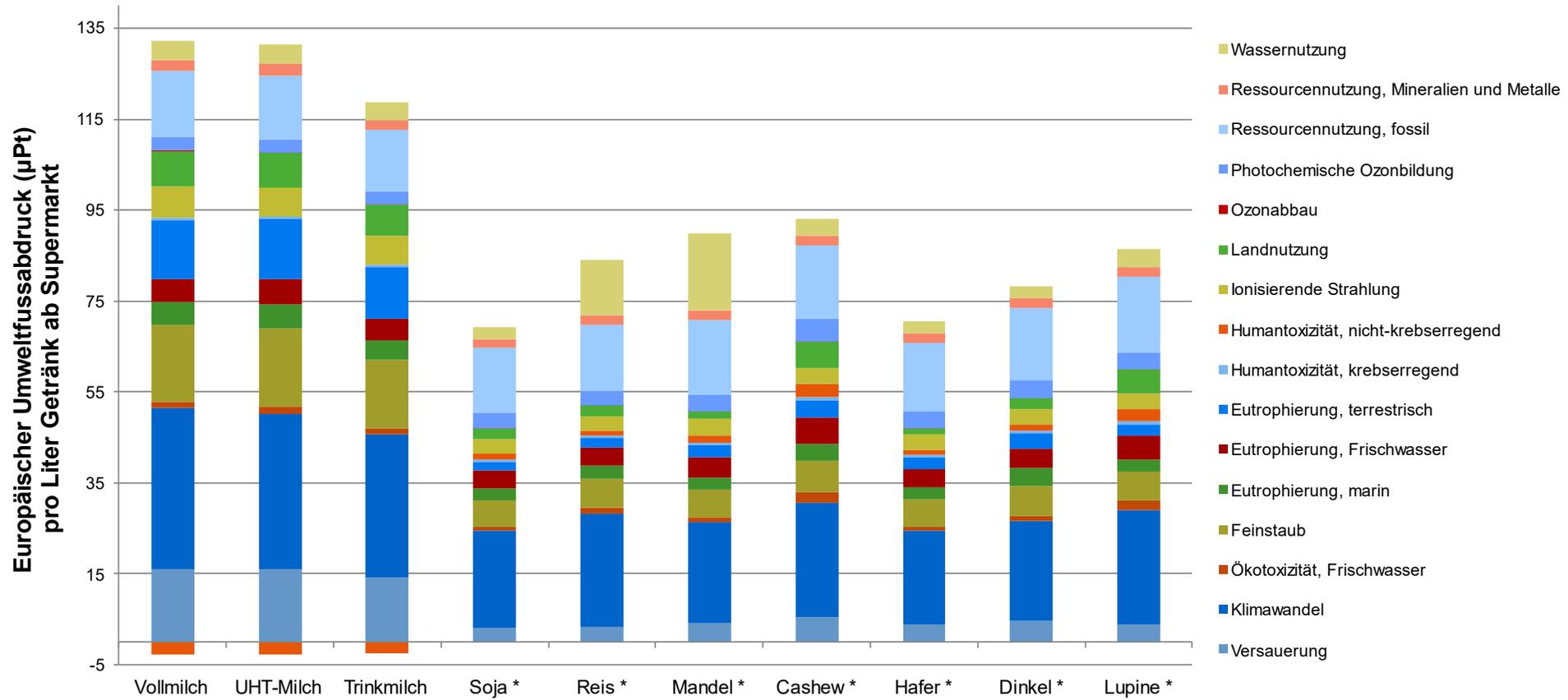


Fig. 5.2 Vergleich von verschiedenen Milchgetränken und **angereicherten** pflanzlichen Alternativen (Europäischer Umweltfußabdruck pro Liter Getränk ab Supermarkt)

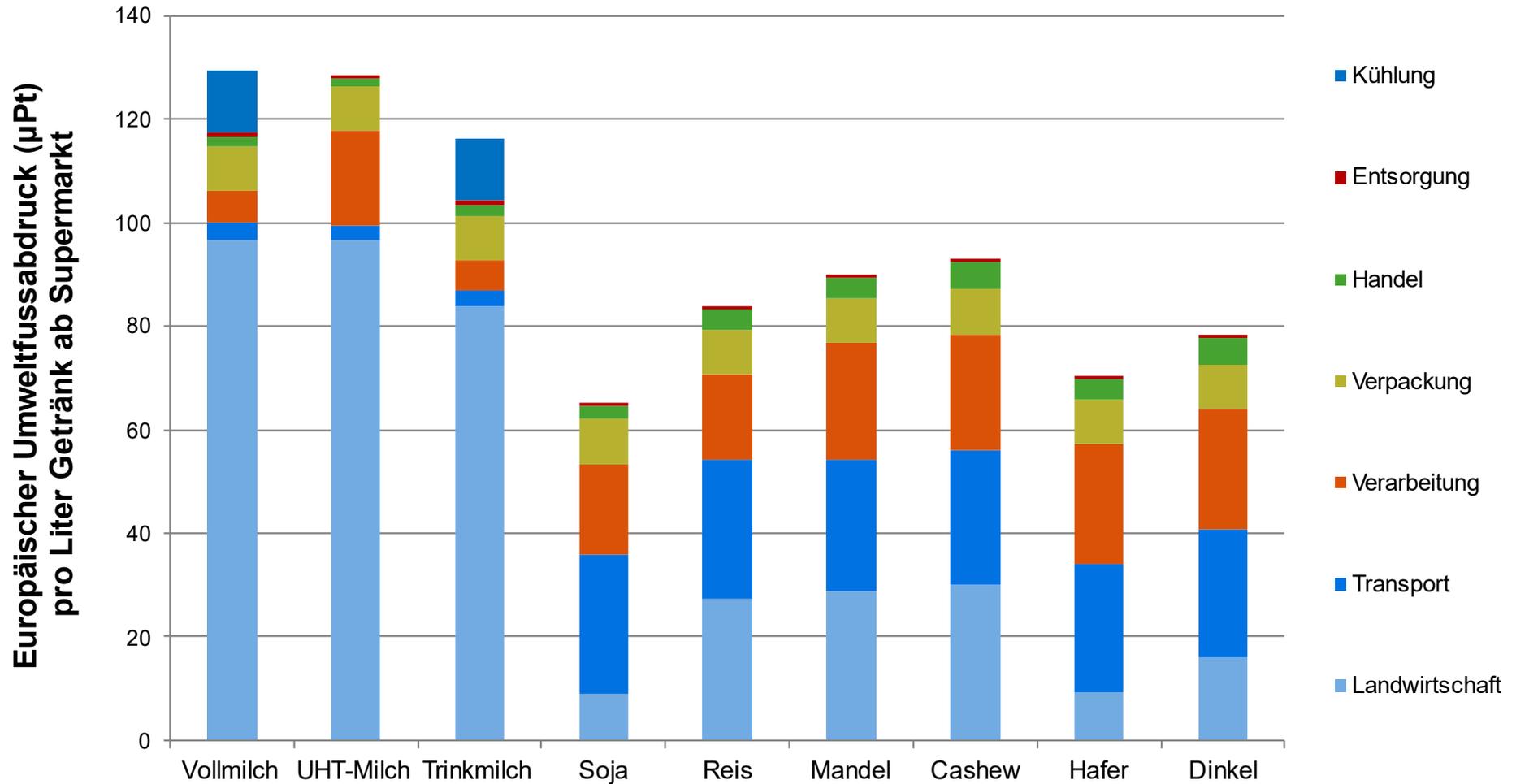


Fig. 5.3 Vergleich und Analyse Verarbeitungsstufen von verschiedenen Milchgetränken und **nicht angereicherten** pflanzlichen Alternativen (Europäischer Umweltfußabdruck pro Liter Getränk ab Supermarkt)

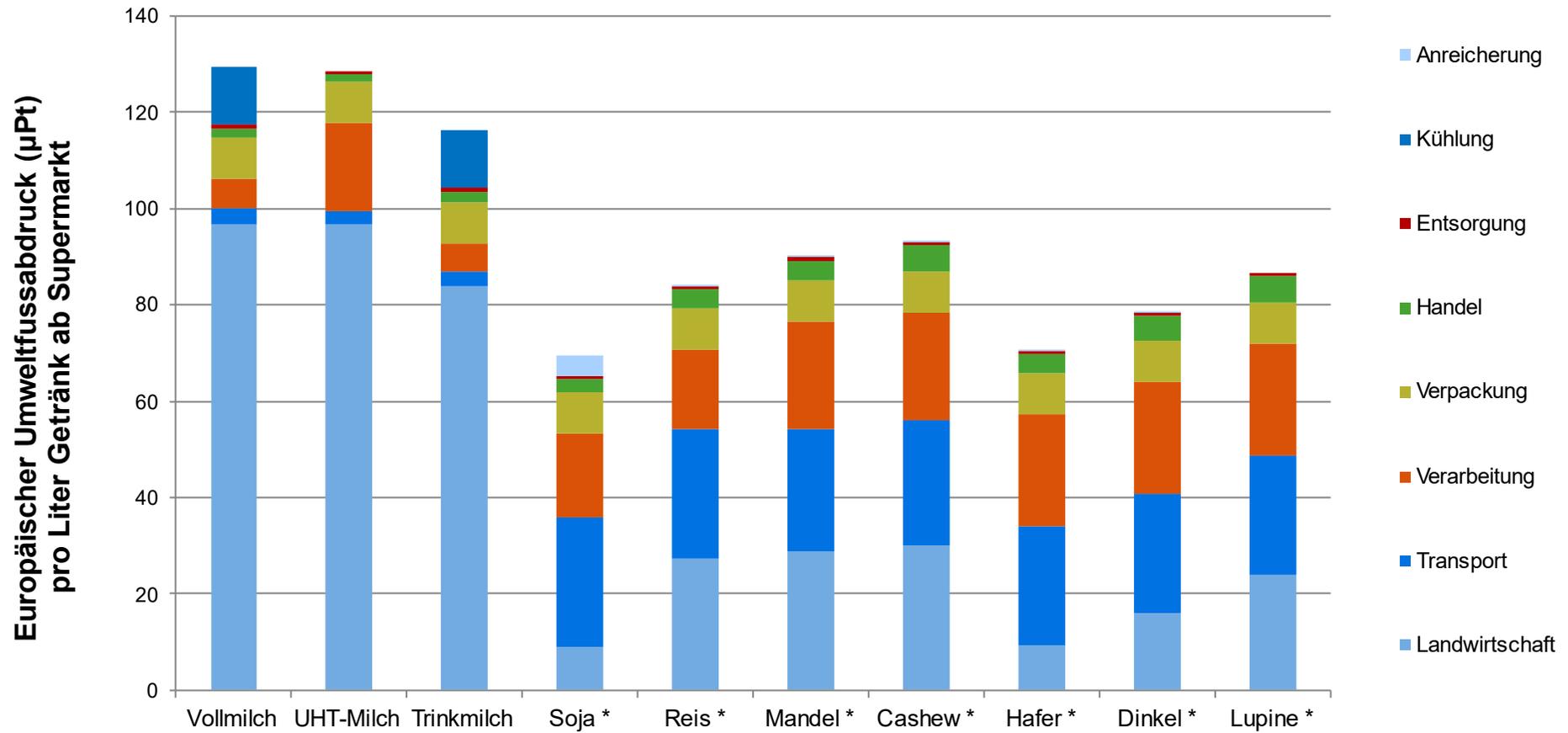


Fig. 5.4 Vergleich und Analyse Verarbeitungsstufen von verschiedenen Milchgetränken und **angereicherten** pflanzlichen Alternativen (Europäischer Umweltfußabdruck pro Liter Getränk ab Supermarkt)

5.1.2 Beitrag zum Klimawandel pro Liter Getränk

Betrachtet man nur den Beitrag zum Klimawandel, haben alle nicht angereicherten pflanzlichen Alternativen einen geringeren Klimafussabdruck als die Kuhmilchgetränke (Fig. 5.5). Auf einen Liter Pflanzendrink ab Supermarkt entfallen zwischen 28% und 42% weniger Treibhausgasemission als auf einen Liter Vollmilch.

Ein Vergleich der CO₂-Äquivalente zwischen den untersuchten Milchgetränken zeigt, dass Vollmilch schlechter abschneidet als die anderen Milchgetränke. Im Vergleich zur UHT-Milch benötigen Vollmilch und Trinkmilch Kühlung, welche circa 7-8% des Beitrags zum Klimawandels ausmachen. Das bessere Ergebnis der Trinkmilch lässt sich auf den geringeren Bedarf an Rohmilch zurückführen. Bei allen drei Milchalternativen wird der Beitrag zum Klimawandel von der Produktion der Rohmilch dominiert. Diese macht über 70% aus. Transport, Verarbeitung, und Verpackung leisten mit jeweils 3-9% einen ähnlich geringen Beitrag zum Klimaänderungspotential. Handel und Entsorgung verursachen 1-2% der Treibhausgasemissionen.

Bei den pflanzlichen Drinks ist das Klimaänderungspotential um mehr als 28% geringer als bei den Milchalternativen. Das geringste Klimaänderungspotential weist der Sojadrink auf, unmittelbar gefolgt vom Haferdrink. Verglichen mit der Voll- und Trinkmilch reduziert sich das Klimaänderungspotential um bis zu 42%. Am schlechtesten von den pflanzlichen Alternativen schneiden die Reis- und Cashewdrinks ab. Diese reduzieren die Treibhausgasemissionen verglichen mit der Vollmilch um knapp ein Drittel.

Anders als bei den Milchvarianten verursachen bei den pflanzlichen Drinks Transport und Verarbeitung einen grösseren Beitrag als die Landwirtschaft. Beide tragen jeweils ungefähr ein Drittel zum Klimaänderungspotential bei. Hinsichtlich der Emissionen aus dem Transport gibt es also noch ein grosses Reduktionspotenzial, wenn die Herstellung in der Schweiz erfolgen könnte und dafür Schweizer Rohstoffe eingesetzt werden. Beim Cashewdrink machet der Transport dann z.B. nur noch 5% aus (zuvor: 35%). Die Klimabelastungen würden also um etwa 30% sinken (~0.3 kg CO₂-eq).

Die Landwirtschaft verursacht weniger als ein Viertel der Treibhausgasemissionen mit Ausnahme des Reises, bei dem die Landwirtschaft etwa 30% der Belastungen verursacht. Ausschlaggebend dafür ist der Strombedarf der Bewässerung. Der Beitrag des Handels beläuft sich im Schnitt auf circa 5%. Wie bei den Gesamtumweltbelastungen trägt die Entsorgung mit etwa 1% nur marginal zum Klimaänderungspotential bei.

Die Ergebnisse für die angereicherten Drinks sind in Fig. 5.6 dargestellt. Der Beitrag der Kalziumanreicherung zum Klimaänderungspotential ist gering und beträgt meistens unter 1%. Einzig beim Sojadrink verursacht die Anreicherung eine wahrnehmbare Änderung. Mit einer Reduktion von circa 42% verglichen mit Vollmilch weist der angereicherte Haferdrink das beste Ergebnis auf, gefolgt vom angereicherten Sojadrink mit ungefähr 39%. Die angereicherten Mandel- und Dinkeldrinks weisen mit etwa 37% bzw. 38% und eine vergleichbares Reduktionspotenzial vor. Mit einer Reduktion von circa 28% bis 30%, zeigen angereicherte Cashew-, Lupine- und Reisdinks zeigen das schlechteste Klimaänderungspotential der untersuchten Pflanzendrinks auf.

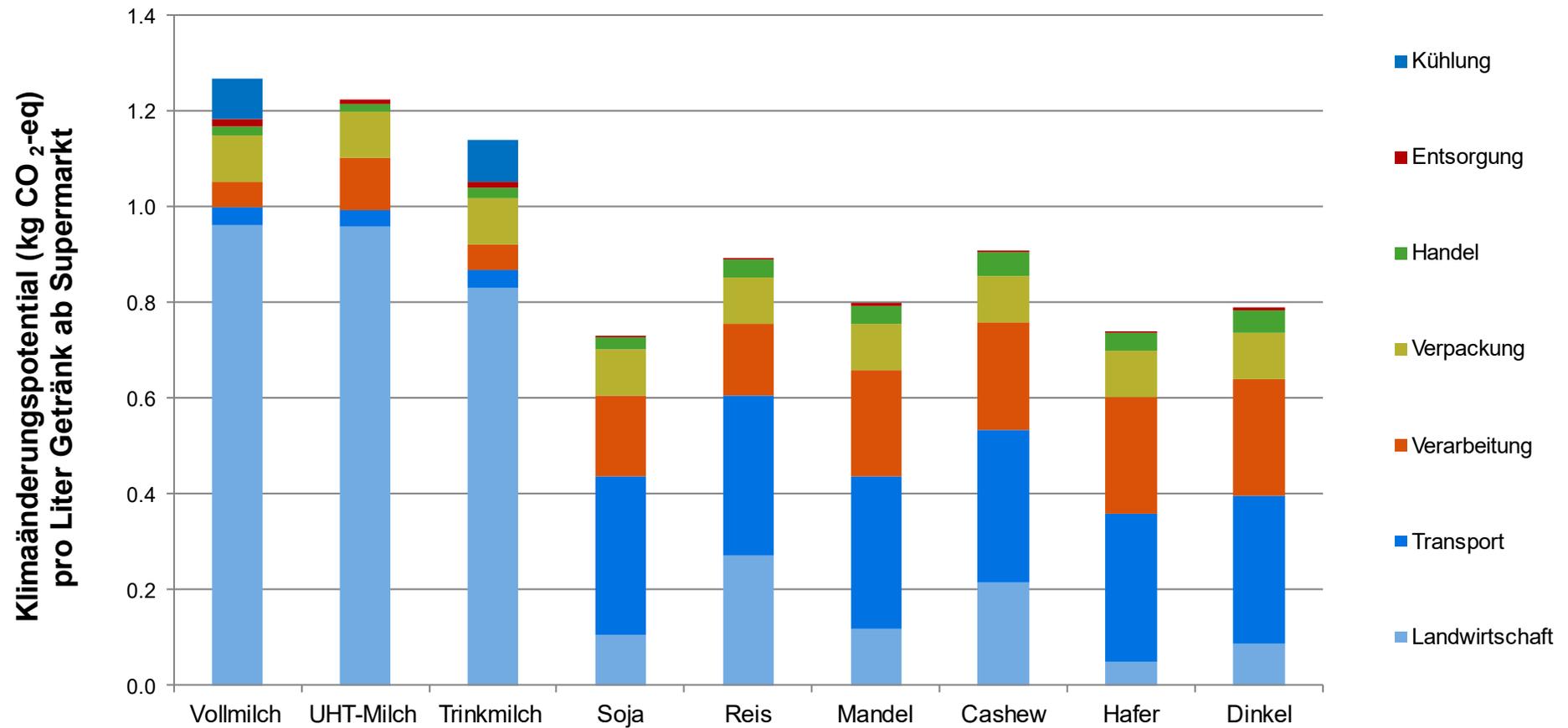


Fig. 5.5 Vergleich und Analyse Verarbeitungsstufen von verschiedenen Milchgetränken und **nicht angereicherten** pflanzlichen Alternativen für den Treibhauseffekt (kg CO₂-eq pro Liter Getränk ab Supermarkt, IPCC 100a, inklusive zusätzlicher Einflüsse von Flugtransporten (Jungbluth & Meili 2019))

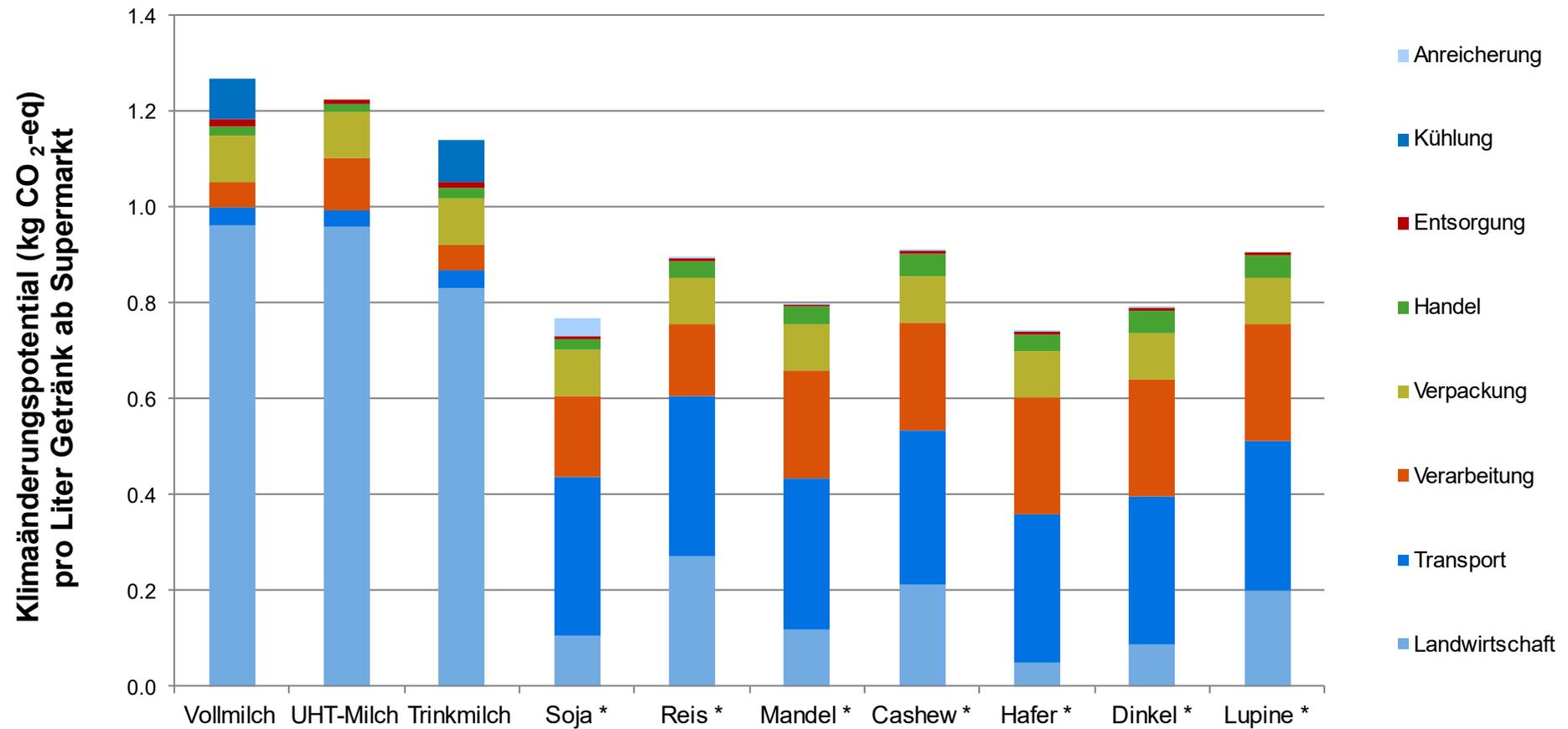


Fig. 5.6 Vergleich und Analyse Verarbeitungsstufen von verschiedenen Milchgetränken und **angereicherten** pflanzlichen Alternativen für den Treibhauseffekt (kg CO₂-eq pro Liter Getränk ab Supermarkt, IPCC 100a, inklusive zusätzlicher Einflüsse von Flugtransporten (Jungbluth & Meili 2019))

5.1.3 Beurteilung der Gesamtumweltbelastungen (Europäischer Umweltfußabdruck) im Bezug zum Nährstoffgehalt

Der Mensch muss verschiedene Nährstoffe, beispielweise Proteine, zu sich nehmen. Die untersuchten Produkte enthalten unterschiedliche Mengen an Nährstoffen. Der Verzehr von Kuhmilch wird von einigen Organisationen vor allem aus Sicht der Kalziumversorgung empfohlen¹⁰. Dabei wird zum Beispiel von der Schweizer Gesellschaft für Ernährung (SGE) zum Verzehr von drei Portionen Milchprodukten pro Tag geraten.¹¹ Andere Organisationen, wie zum Beispiel die Weltgesundheitsorganisation (WHO), sind der Meinung, dass es für eine gesunde Ernährung keine tierischen Nahrungsmittel braucht.^{12,13}

Um die Empfehlungen der erst genannten Organisationen abzubilden, werden im Folgenden die Umweltwirkungen der Milchgetränke und Drinks in Bezug auf ihren Protein- und Kalziumgehalt verglichen. Bezugspunkt sind dabei die Tagesempfehlungen der SGE. Eine Proteinportion entspricht somit 20 g und eine Kalziumportion 750 mg. Lediglich für den Natursoja- und Reisdink wurden Angaben zum Kalziumgehalt gefunden. Daher bezieht sich der Vergleich pro Kalziumprotein nur auf die Milchgetränke und diese zwei nicht angereicherten Drinks.

Der Gehalt der Nährstoffe der verschiedenen Getränke sowie die Menge an benötigtem Drink zu Deckung der Nährstoffportionen ist in Tab. 5.3 zu finden. Aufgrund unterschiedlicher Nährstoffwerte in den angereicherten Pflanzendrinks, werden diese separat in Tab 5.4 aufgelistet.

Tab. 5.3 Durchschnittlicher Protein- und Kalziumgehalt pro 100 ml Milch und nicht angereicherten Pflanzendrinks¹⁴

Nährstoffe		Vollmilch	UHT-Milch	Trinkmilch	Soja	Reis	Mandel	Cashew	Hafer	Dinkel
Protein	g/100ml	3.2	3.2	3.2	3.9	0.4	1.1	1	0.7	0.8
Benötigte Menge Drink	l/20 g Protein	0.625	0.625	0.625	0.513	5	1.818	2	2.857	2.5
Kalzium	mg/100ml	120	120	120	13	5				
Benötigte Menge Drink	l/0.75 g Kalzium	0.625	0.625	0.625	5.8	15				

Tab. 5.4 Durchschnittlicher Protein- und Kalziumgehalt pro 100 ml Milch und angereicherten Pflanzendrinks¹⁴

Nährstoffe		Vollmilch	UHT-Milch	Trinkmilch	Soja	Reis	Mandel	Cashew	Hafer	Dinkel	Lupine
Protein	g/100ml	3.2	3.2	3.2	3.6	0.5	0.2	0.5	0.7	0.5	1
Benötigte Menge Drink	l/20 g Protein	0.625	0.625	0.625	0.556	4	10	4	2.9	4.0	2
Kalzium, angereichert	mg/100ml	120	120	120	120	120	120	120	120	120	120
Benötigte Menge Drink	l/0.75 g Kalzium	0.625	0.625	0.625	0.6	0.625	0.625	0.625	0.625	0.625	0.625

In Fig. 5.7 sind die Umweltbelastungspunkte der untersuchten Getränke pro Proteinportion á 20 g abgebildet. Auf Basis des Proteingehalts schneidet lediglich der Sojadrink besser ab als die Kuhmilchalternativen und reduziert die Umweltbelastungen verglichen mit der Vollmilch um etwa 59%. Die anderen Pflanzendrinks schneiden deutlich schlechter ab. So sind z.B. die Umweltbelastungen des Reisdink pro Proteinportion circa fünfmal höher als die der Kuhmilchvarianten.

Die Ergebnisse der angereicherten Drinks (Fig. 5.8) berücksichtigen die abgeänderten Proteingehalte.

Wie Fig. 5.9 zeigt, verursacht die Deckung von 75% des täglichen Kalziumbedarfs eines durchschnittlichen Erwachsenen mit nicht angereicherten Pflanzendrinks eine fünf- bis fünfzehnmal so

¹⁰ <https://www.swissmilk.ch/de/ernaehrung/osteoporose/>

¹¹ <https://www.sge-ssn.ch/ich-und-du/essen-und-trinken/ausgewogen/schweizer-lebensmittelpyramide/>

¹² <https://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/healthy-diet>

¹³ <https://www.swissveg.ch/kalzium>

¹⁴ <https://naehrwertdaten.ch/de/>

hohe Umweltbelastungen wie Vollmilch. Der Unterschied im Vergleich zu den vorherigen Auswertungen sind vor allem daher begründet, dass für die Deckung dieses Kalziumbedarfs mittels Pflanzendrinks lediglich 0.6 l Kuhmilch, aber z.B. 5.8 l Natursojadrink oder 15 l Reisdink konsumiert werden müssen.

Die Ergebnisse zur Deckung von 75% des täglichen Kalziumbedarfs mit angereicherten Drinks sind in Fig. 5.10 dargestellt. Da der Kalziumgehalt der angereicherten Drinks, dem der Kuhmilch angepasst sind, spiegeln die Umweltbelastungen die Ergebnisse in Kapitel 5.1.1 wider.

Die Gesamtumweltbelastungen hinsichtlich des Nährstoffgehalts gemäss NRF 9.3 Index für Milchgetränke und nicht angereicherten Pflanzendrinks sind in Fig. 5.11 dargestellt. Unter den pflanzlichen Alternativen liefert einzig der Sojadrink eine ähnliche Dichte an Nährstoffen wie Vollmilch bei reduzierten Umweltbelastungen. Der Cashewdrink hat den tiefsten Nährstoffgehalt und schneidet dementsprechend mit einem circa 17-mal höherem Europäischen Umweltfussabdruck am schlechtesten ab.

Die Kalziumanreicherung erhöht den NRF 9.3 Index der Pflanzendrinks. Dies führt zu einer Verringerung der Umweltauswirkungen in Bezug auf den Nährstoffgehalt (Fig. 5.12).

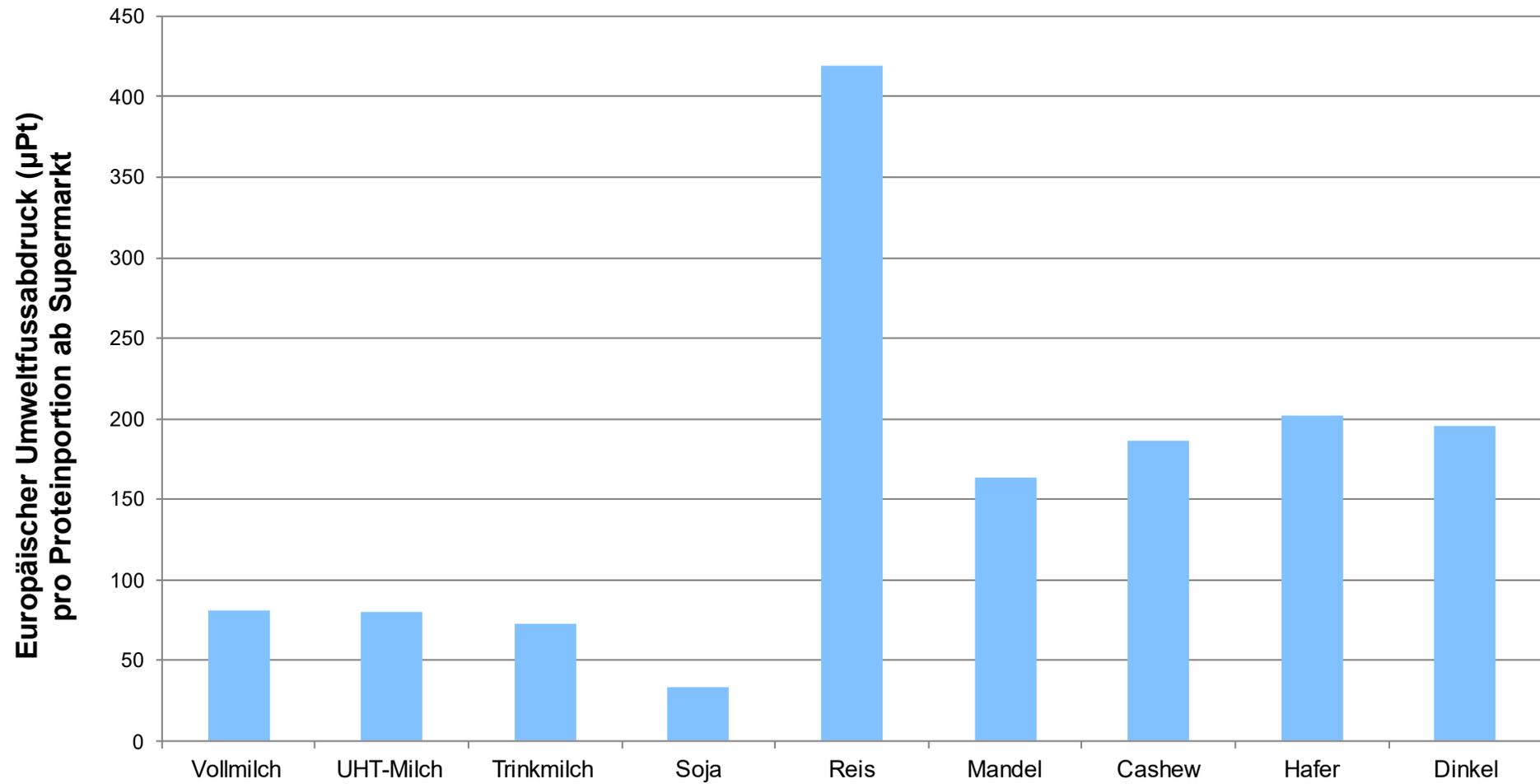


Fig. 5.7 Vergleich von verschiedenen Milchgetränken **und nicht angereicherten** pflanzlichen Alternativen (Europäischer Umweltfußabdruck pro 20 g Protein ab Supermarkt)

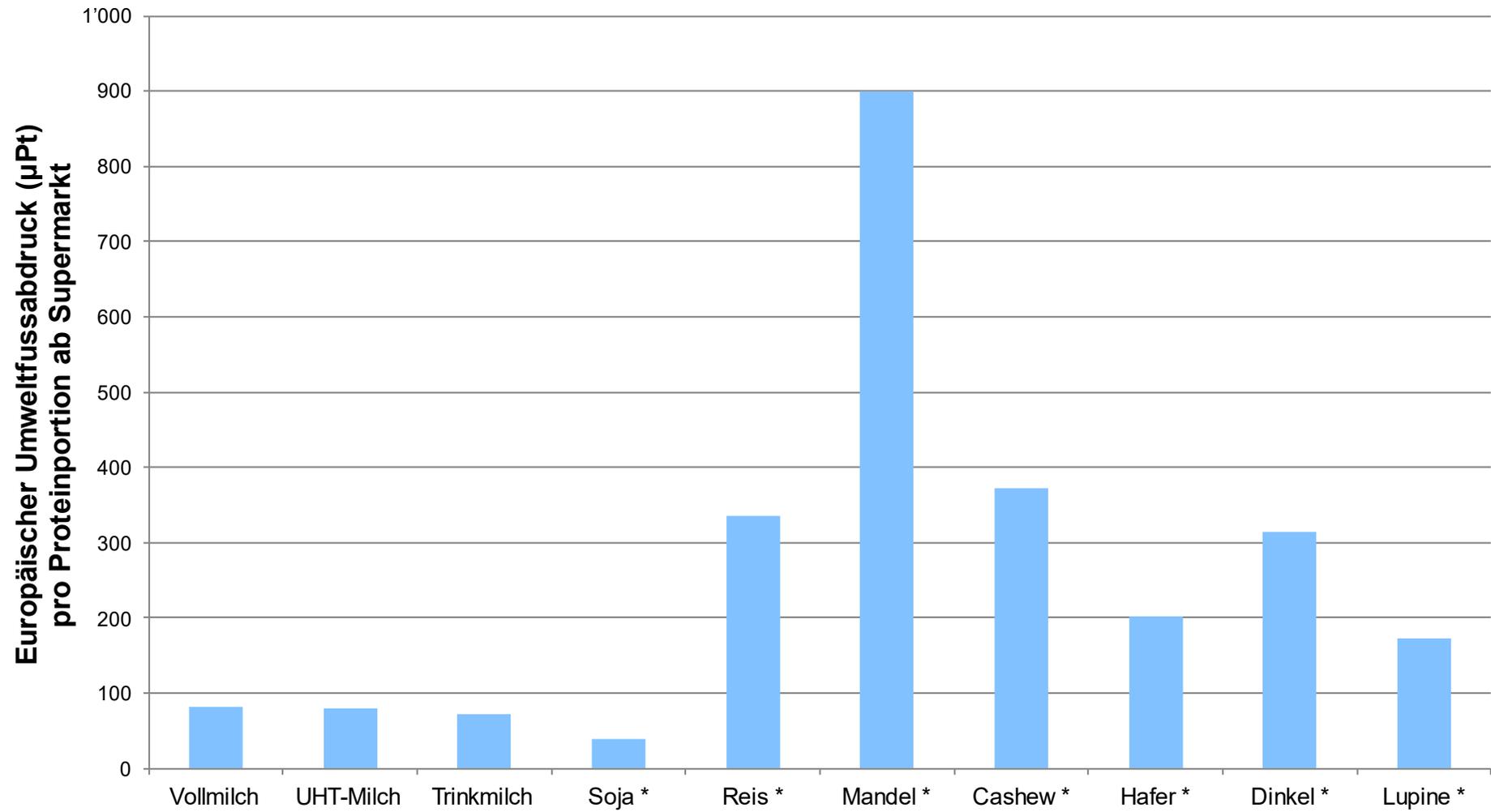


Fig. 5.8 Vergleich von verschiedenen Milchgetränken und **angereicherten** pflanzlichen Alternativen (Europäischer Umweltfußabdruck pro 20 g Protein ab Supermarkt)

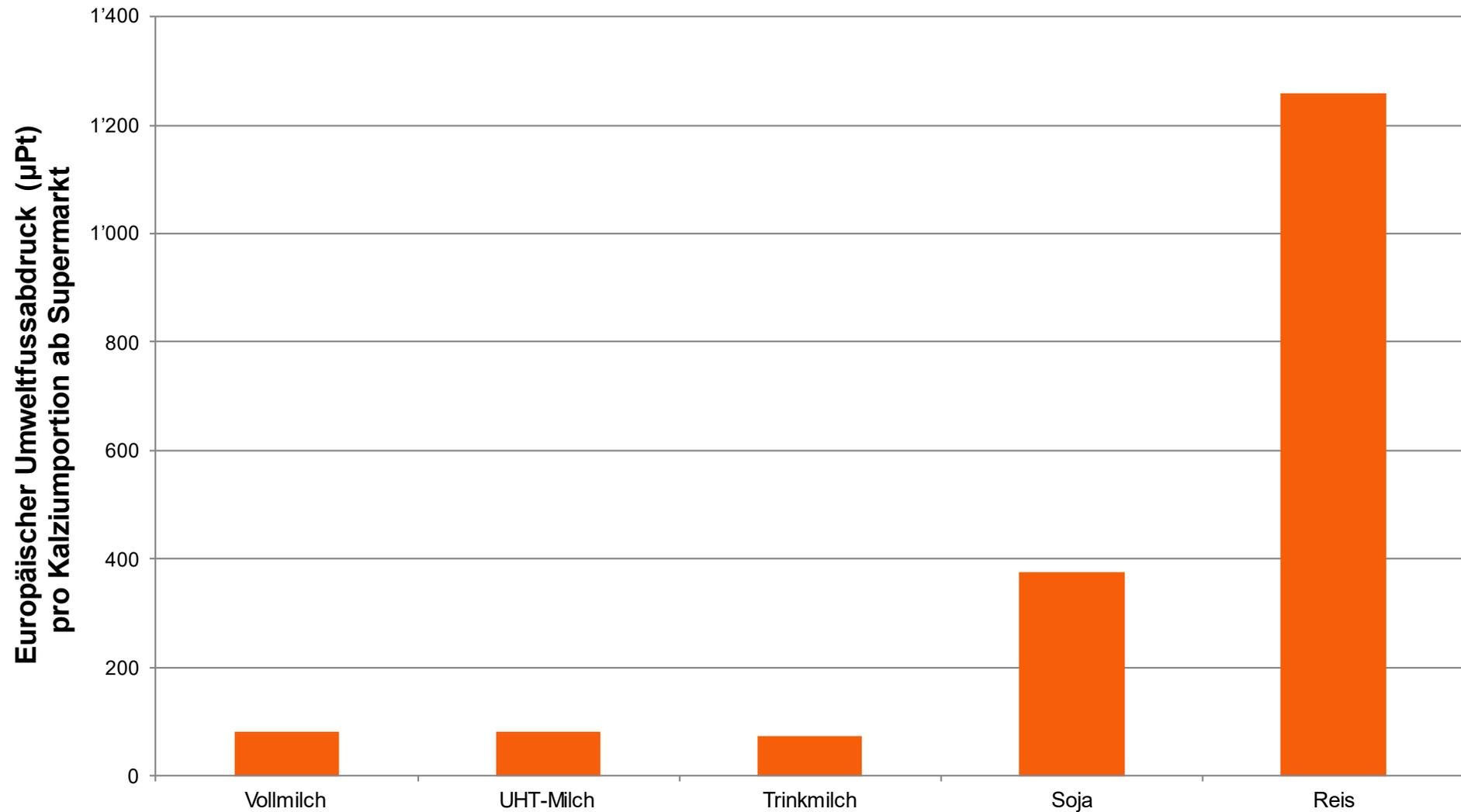


Fig. 5.9 Vergleich von verschiedenen Milchgetränken mit **nicht angereichertem** Soja- und Reisdink (Europäischer Umweltfußabdruck pro 0.75 g Kalzium ab Supermarkt). Für die anderen untersuchten nicht angereicherten pflanzlichen Alternativen wurden keine Angaben zum Kalziumgehalt gefunden.

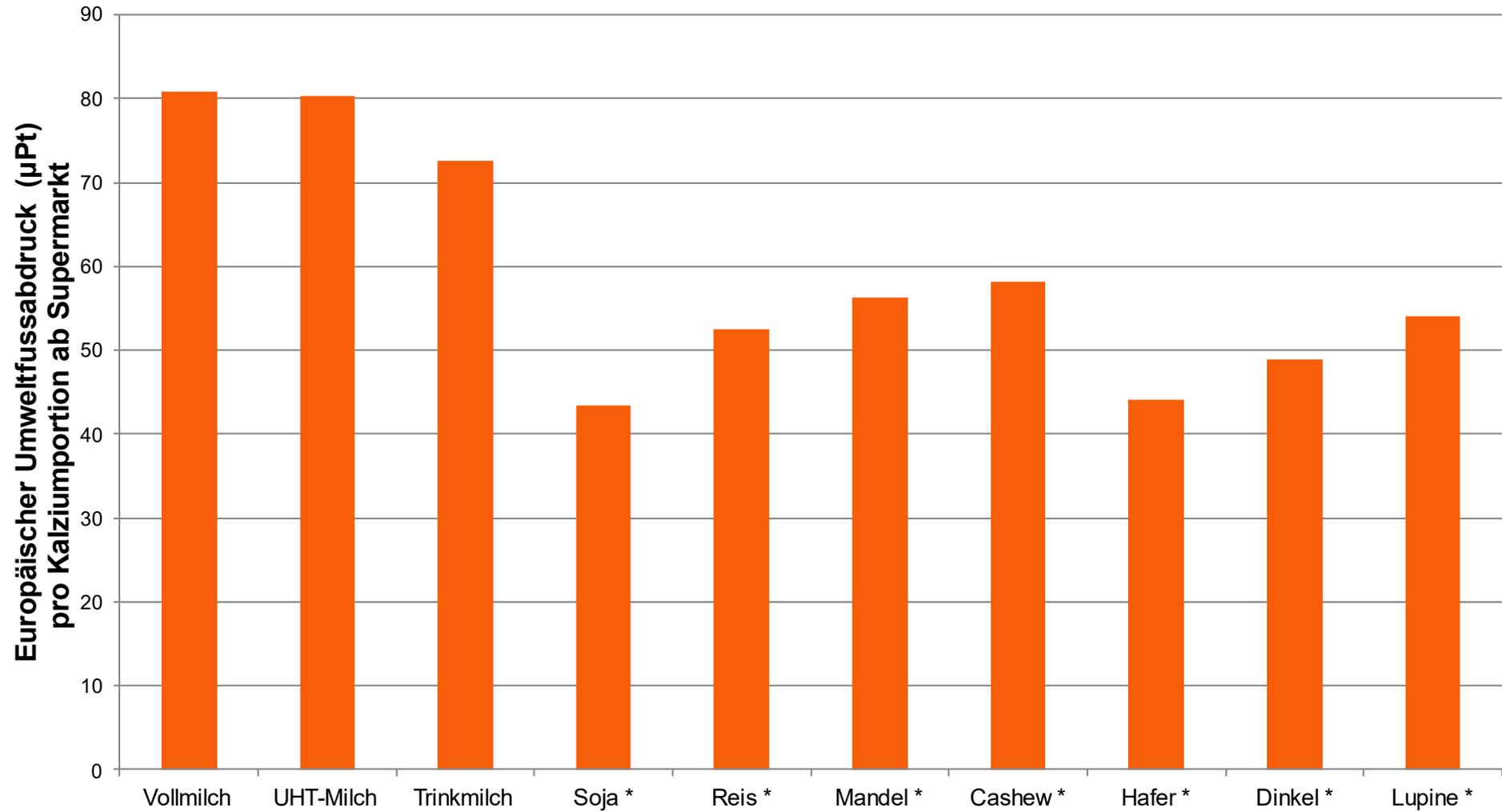


Fig. 5.10 Vergleich von verschiedenen Milchgetränken mit **angereicherten** pflanzlichen Alternativen (Europäischer Umweltfußabdruck pro 0.75 g Kalzium ab Supermarkt)

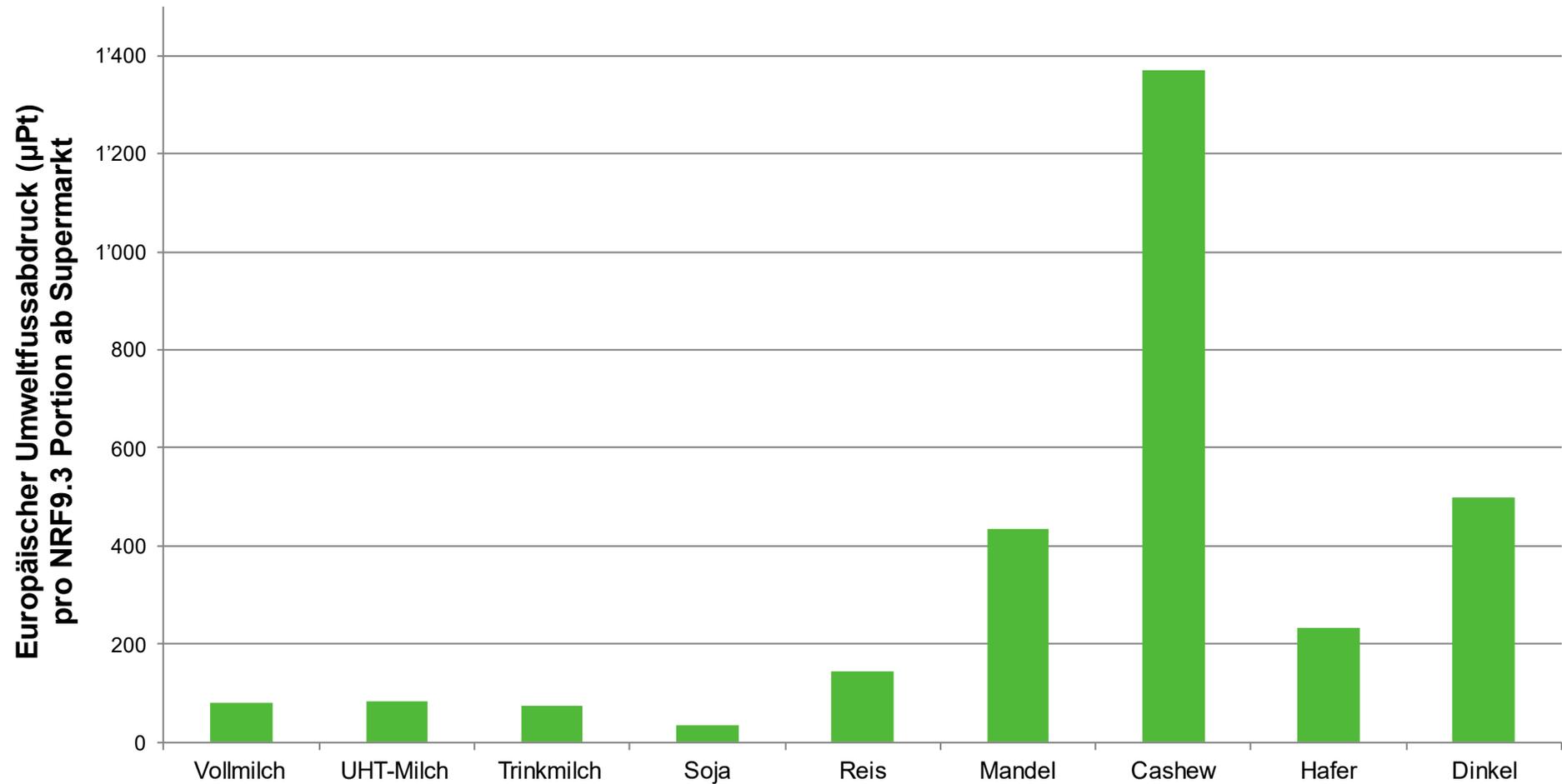


Fig. 5.11 Vergleich von verschiedenen Milchgetränken und **nicht angereicherten** pflanzlichen Alternativen (Europäischer Umweltfußabdruck pro 107 Punkte im NRF 9.3 ab Supermarkt)

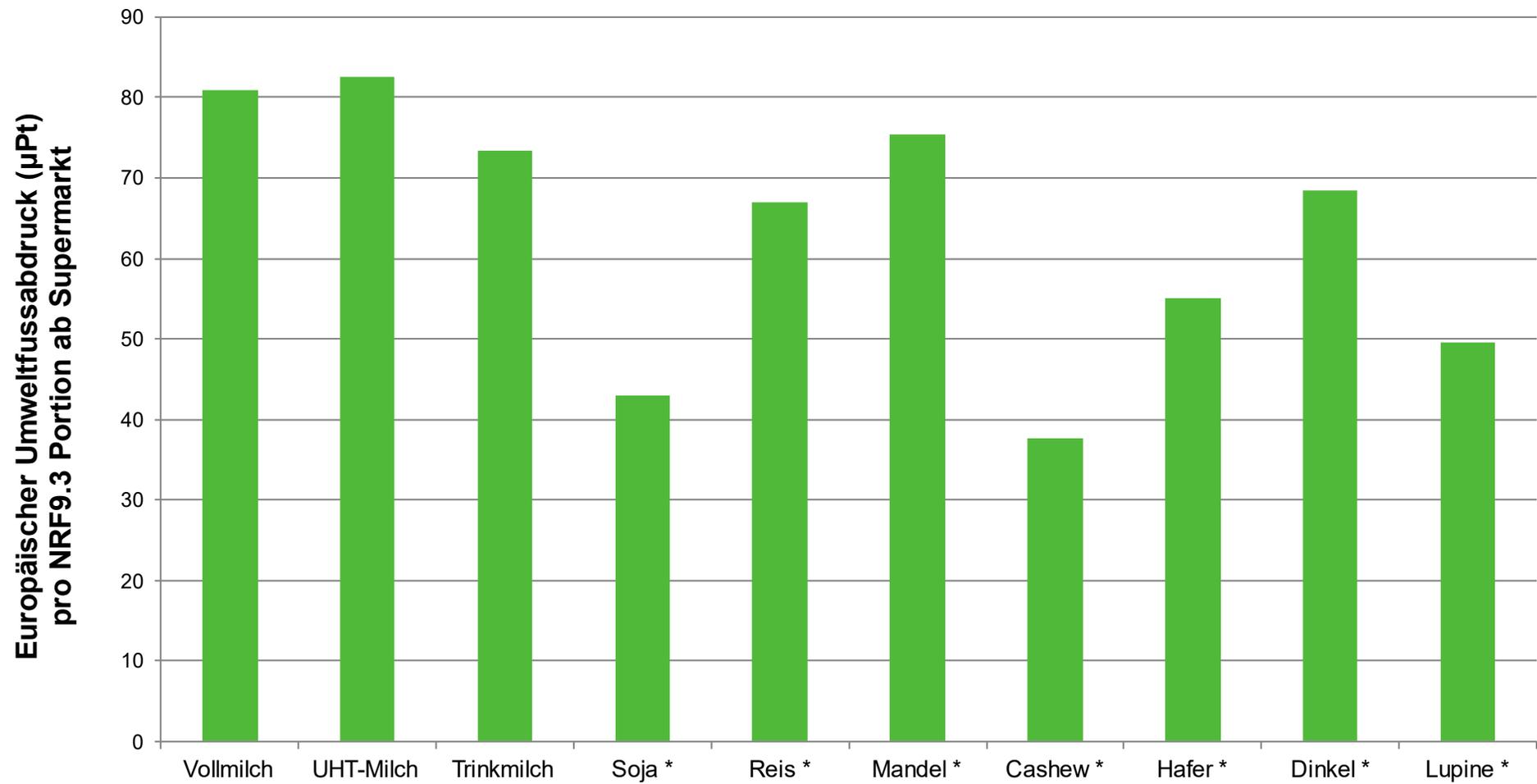


Fig. 5.12 Vergleich von verschiedenen Milchgetränken und **angereicherten** pflanzlichen Alternativen (Europäischer Umweltfußabdruck pro 107 Punkte im NRF 9.3 ab Supermarkt)

5.1.4 Beurteilung von Klimaänderungspotential im Bezug zum Nährstoffgehalt

Fig. 5.13 zeigt das Klimaänderungspotential der untersuchten Getränke pro Proteinportion á 20 g. Die Unterschiede zwischen Kuhmilchgetränken und nicht angereicherten Pflanzendrinks fallen etwas geringer aus als bei den Gesamtumweltbelastungen, sind aber dennoch deutlich. Der Sojadrink reduziert die Umweltbelastungen verglichen mit der Vollmilch um etwa 53%. Die Umweltbelastungen des Mandeldrinks pro Proteinportion sind circa 83% höher als die der Kuhmilchvarianten. Das grösste Klimaänderungspotential hat der Reisdrink. Der Unterschied zur Vollmilch liegt bei einem Faktor von circa 5.6.

Bei den angereicherten Drinks, dargestellt in Fig. 5.14, weist nur der Sojadrink ein geringeres Klimaänderungspotential als die Vollmilch auf. Pro Proteinportion verursacht der angereicherte Sojadrink etwa die Hälfte des Klimaänderungspotentials der Vollmilch. Das Klimaänderungspotential des angereicherten Mandeldrinks liegt dagegen zehnmal über dem der Vollmilch.

Das Klimaänderungspotential der Kuhmilch und der Natursoja- und Reisdinks pro 0.75 g Kalzium ist in Fig. 5.15 dargestellt. Auch hier hat sich der Unterschied im Vergleich zu den Gesamtumweltbelastungen etwas verringert, allerdings schneidet der Natursojadrink um den Faktor von etwa 4.7 und der Reisdrink um das circa 16-fache schlechter ab als die Vollmilch.

Die Ergebnisse zur Deckung von 75% des täglichen Kalziumbedarfs mit angereicherten Drinks sind in Fig. 5.16 dargestellt. Da der Kalziumgehalt der angereicherten Drinks, dem der Kuhmilch angepasst sind, ändert sich die Auswertung aus Kapitel 5.1.2 nicht.

Fig. 5.15 zeigt das Klimaänderungspotential der Milchgetränke und Pflanzendrinks pro 107 Punkte im NRF 9.3 Index, was der Nährstoffdichte von drei Portionen Vollmilch entspricht. Der Sojadrink schneidet am besten ab und reduziert den Beitrag zum Klimawandel ungefähr auf die Hälfte. Die übrigen Drinks weisen eine etwa zwei- bis siebzehnmal höhere Umweltbelastung bezüglich der Vollmilch auf.

Die Ergebnisse der angereicherten Drinks sind in Fig. 5.16 illustriert. Die Milchgetränke weisen die höchsten Klimaänderungspotential auf. Die pflanzlichen Alternativen senken die Umweltbelastung um etwa 10-55% in Bezug auf die Vollmilch. Der Cashewdrink hat dabei den tiefsten Wert.

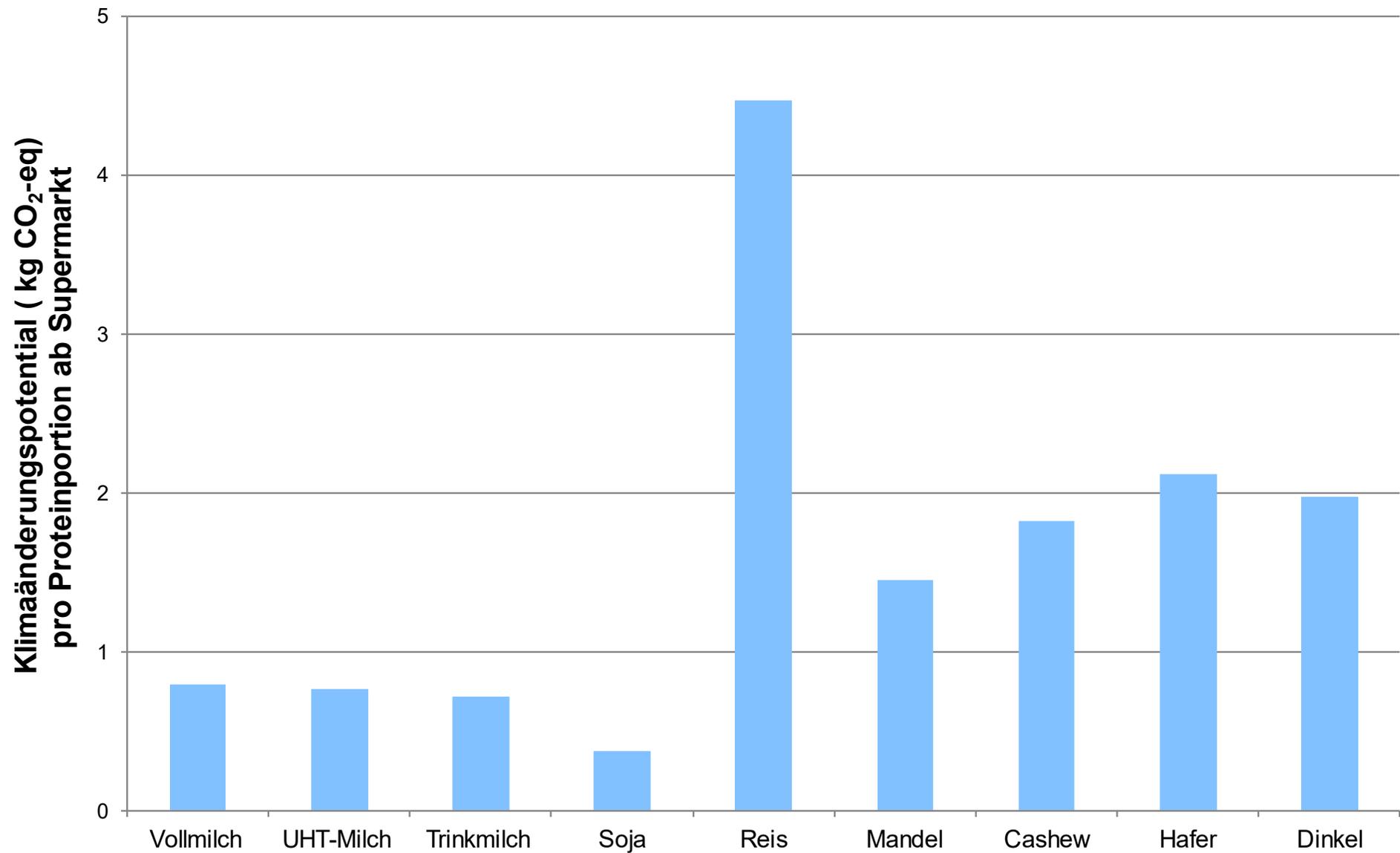


Fig. 5.13 Vergleich von verschiedenen Milchgetränken **und nicht angereicherten** pflanzlichen Alternativen für den Treibhauseffekt (kg CO₂-eq pro 20 g Protein ab Supermarkt, IPCC 100a, inklusive zusätzlicher Einflüsse von Flugtransporten (Jungbluth & Meili 2019))

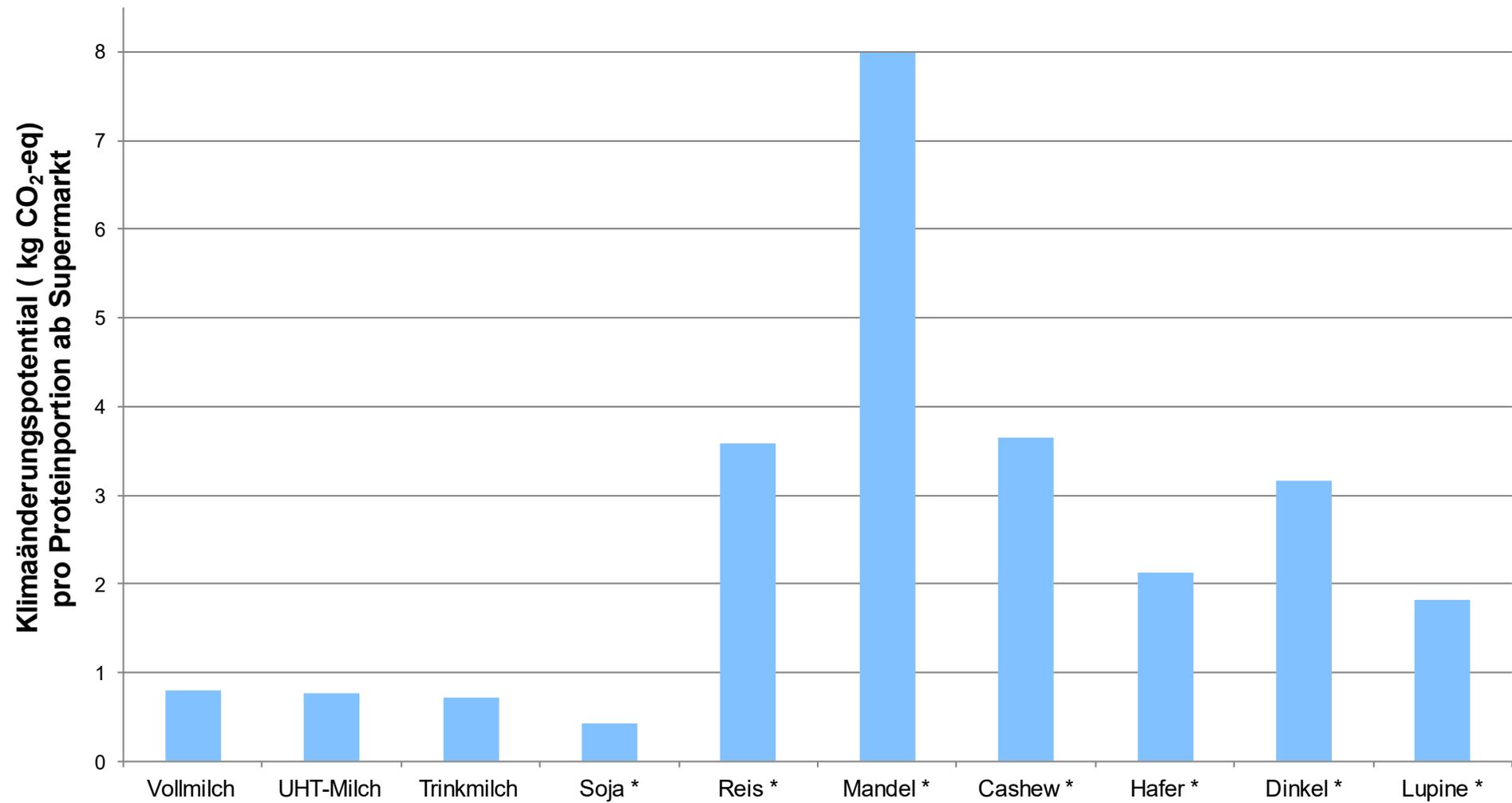


Fig. 5.14 Vergleich von verschiedenen Milchgetränken und **angereicherten** pflanzlichen Alternativen für den Treibhauseffekt (kg CO₂-eq pro 20 g Protein ab Supermarkt, IPCC 100a, inklusive zusätzlicher Einflüsse von Flugtransporten (Jungbluth & Meili 2019))

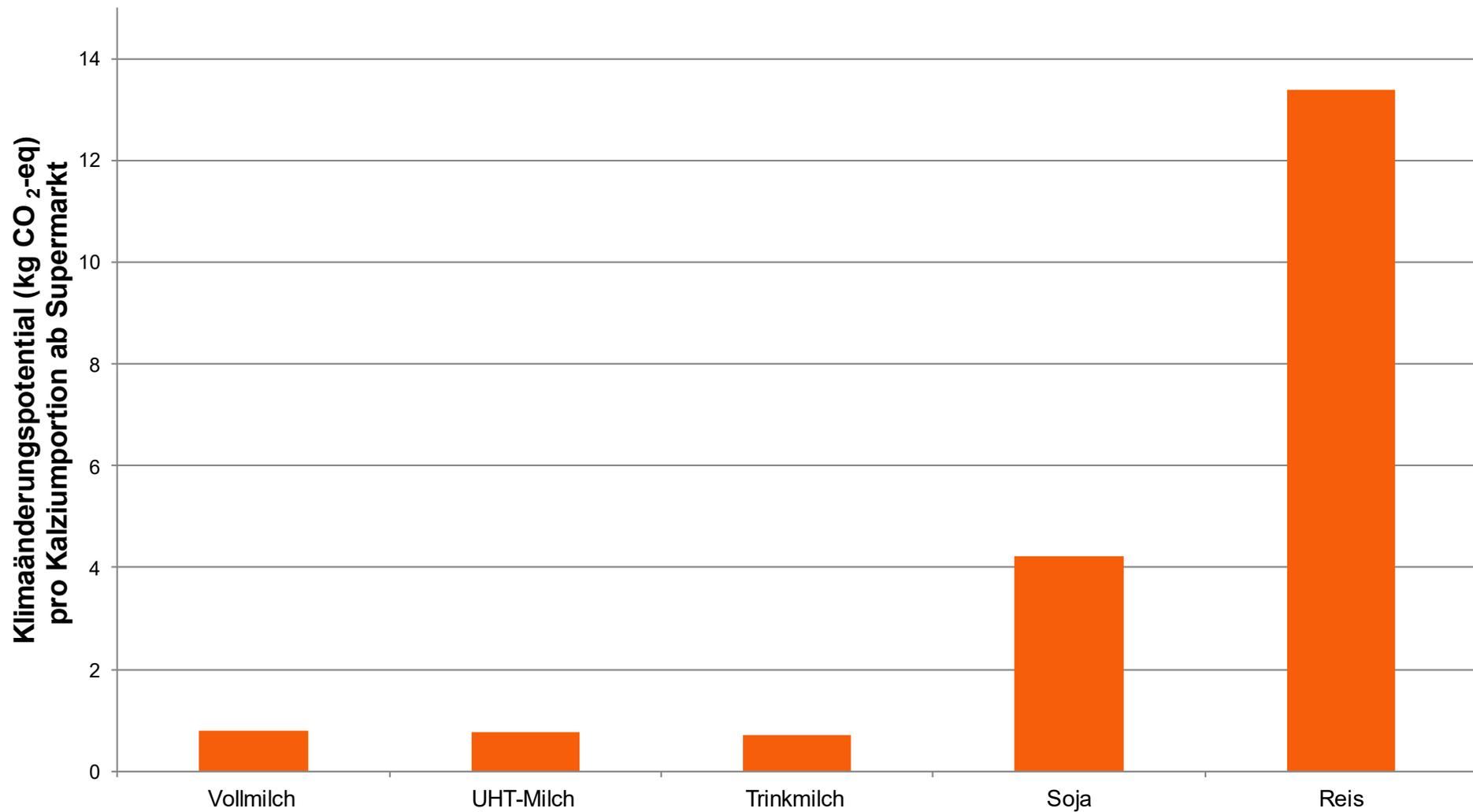


Fig. 5.15 Vergleich von verschiedenen Milchgetränken mit **nicht angereichertem** Soja- und Reisdrink für den Treibhauseffekt (kg CO₂-eq pro 0.75 g Kalzium ab Supermarkt, IPCC 100a, inklusive zusätzlicher Einflüsse von Flugtransporten (Jungbluth & Meili 2019)). Für die anderen untersuchten nicht angereicherten pflanzlichen Alternativen wurden keine Angaben zum Kalziumgehalt gefunden.

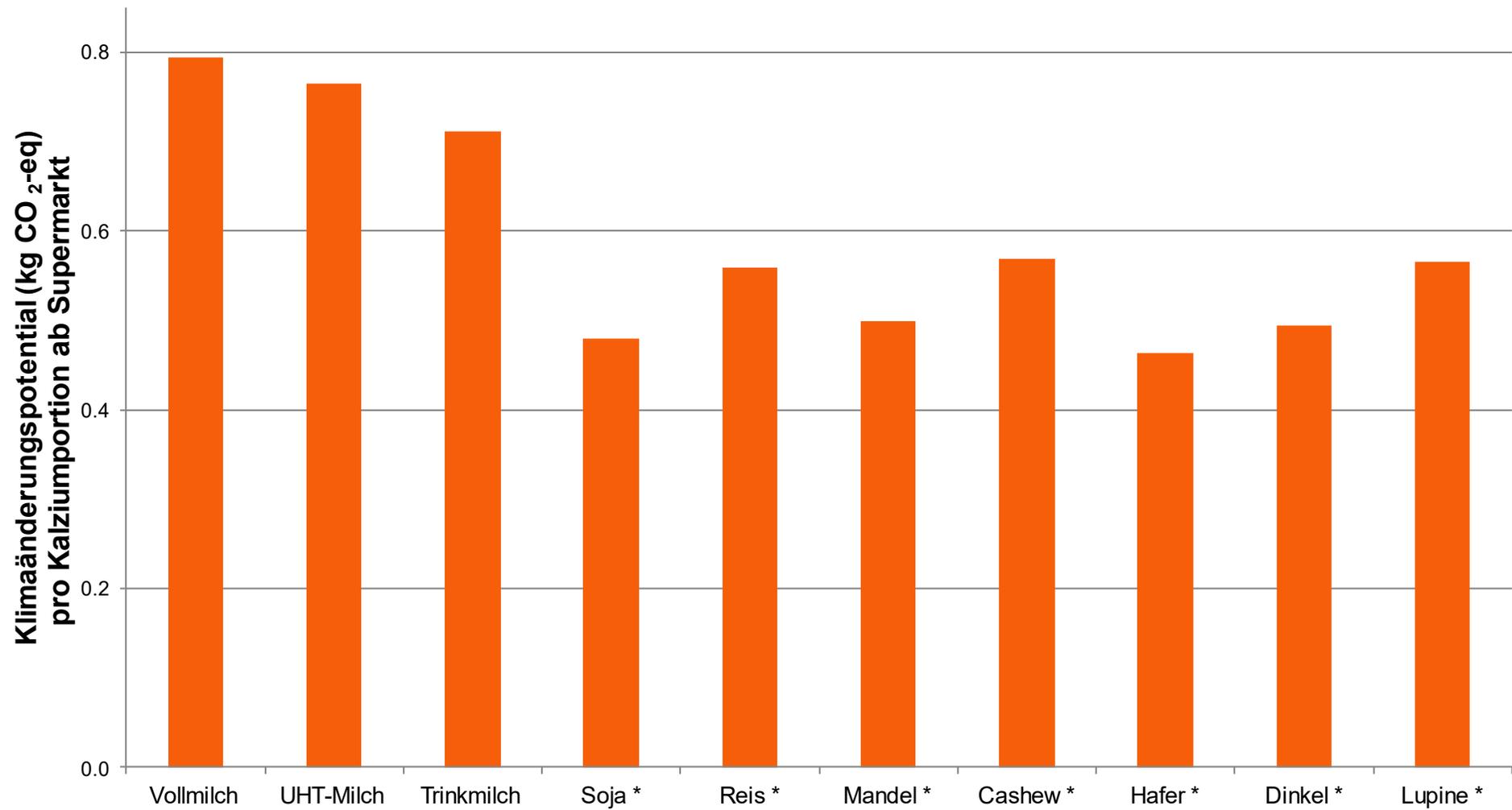


Fig. 5.16 Vergleich von verschiedenen Milchgetränken mit **angereicherten** pflanzlichen Alternativen für den Treibhauseffekt (kg CO₂-eq pro 0.75 g Kalzium ab Supermarkt, IPCC 100a, inklusive zusätzlicher Einflüsse von Flugtransporten (Jungbluth & Meili 2019).

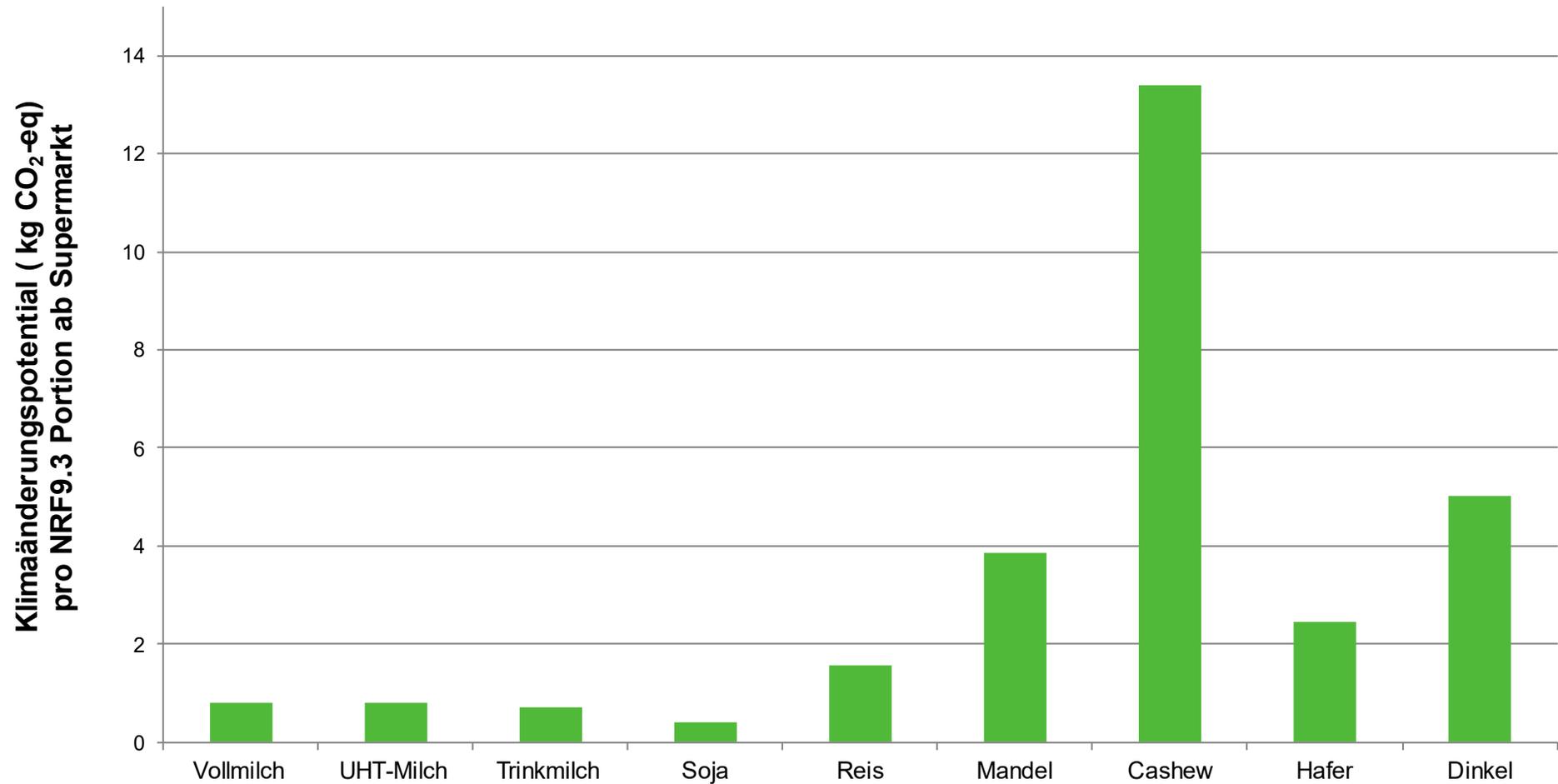


Fig. 5.17 Vergleich von verschiedenen Milchgetränken mit **nicht angereicherten** pflanzlichen Alternativen für den Treibhauseffekt (kg CO₂-eq pro 107 Punkte im NRF9.3 Index ab Supermarkt, IPCC 100a, inklusive zusätzlicher Einflüsse von Flugtransporten (Jungbluth & Meili 2019).

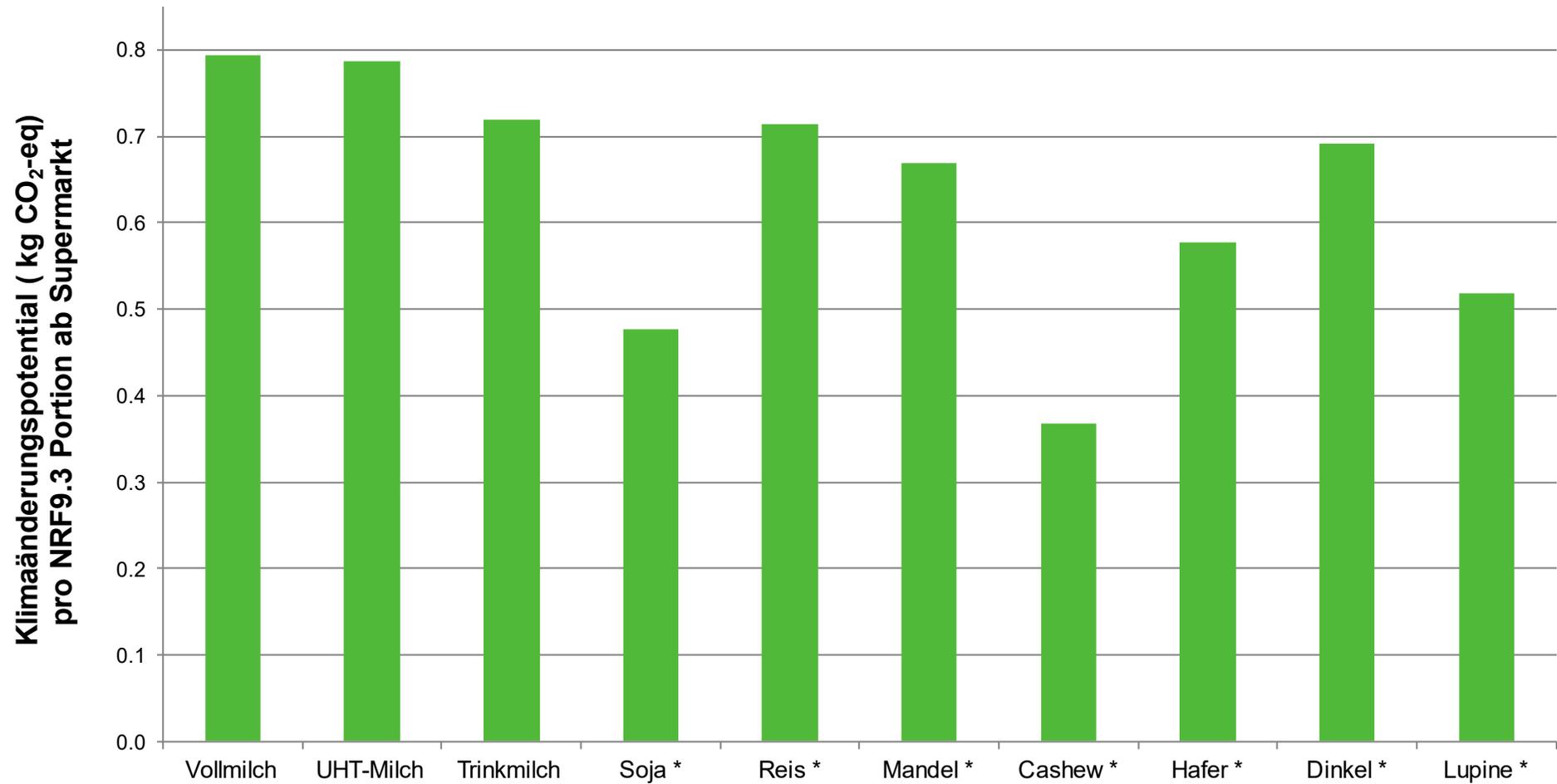


Fig. 5.18 Vergleich von verschiedenen Milchgetränken mit **angereicherten** pflanzlichen Alternativen für den Treibhauseffekt (kg CO₂-eq pro 107 Punkte im NRF9.3 Index ab Supermarkt, IPCC 100a, inklusive zusätzlicher Einflüsse von Flugtransporten (Jungbluth & Meili 2019).

5.2 Vergleich von Kuhmilch und Drinks im Haushalt

Für den Vergleich der verschiedenen Getränke im Haushalt wird zusätzlich die Kühlung der Getränke bis zum Verzehr berücksichtigt. Verluste durch den Verderb im Haushalt werden in dieser Studie nicht berücksichtigt. Die Kühlung im Kühlschrank macht lediglich ca. 4% der Gesamtumweltbelastungen aus, sorgt aber dafür, dass die UHT-Milch unter den getroffenen Annahmen geringfügig besser abschneidet als die Vollmilch. Da die Pflanzendrinks wie die UHT-Milch bis zur Öffnung ungekühlt gelagert werden können, verbessert sich das Reduktionspotential der Pflanzendrinks im Haushalt um durchschnittlich drei Prozentpunkte. In der Realität werden aber auch UHT-Getränke unter Umständen im Kühlschrank aufbewahrt, so dass diese Unterschiede nicht zu hoch gewichtet werden sollten.

5.3 Unsicherheitsanalysen

Für die Studie wurden keine Unsicherheitsanalysen durchgeführt.

¹⁵ Persönliche Mitteilung und Beitrag auf einem Symposium (<https://www.schweizerfleisch.ch/de/werbung-events/weiterbildung/fachsymposium-2010.html>) von Dr. Paolo Colombani, ETH Zurich, SwissFIR Consumer Behavior & Exercise Physiology im November 2010.

¹⁶ Berechnung dazu welche Menge allen Menschen der Erde zur Verfügung stehen könnte auf <https://www.fair-fish.ch/blog/archive/2010/09/12/das-beste-label-nur-einmal-pro-monat-fisch.html>.

¹⁷ <https://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/healthy-diet>

¹⁸ Nur Reduktion des Konsums von Fleisch und tierischen Produkten aber keine vegane Ernährung, Bioprodukte, Verzicht auf eingeflogene Produkte und Genussmittel.

¹⁹ Zusätzliche Einsparungen im Gesundheitswesen durch eine gesündere Ernährung wurden dabei noch nicht mit einbezogen.

6 Schlussfolgerungen

In diesem Kapitel werden die in der Zieldefinition gemäss Tab. 1.1 gestellten Fragen beantwortet und erste Optimierungsmassnahmen vorgeschlagen. Andere Aspekte wie beispielsweise die wahrgenommene Qualität oder Natürlichkeit der Produkte, lassen sich in Ökobilanzen nicht abdecken und werden hier nicht betrachtet.

Ob der Konsum der untersuchten pflanzlichen Drinks umweltschonender ist als diejenige der untersuchten Milchgetränke konnte nicht allgemein beantwortet werden. Die Antwort hängt von der gewählten funktionellen Einheit ab, in diesem Falle vom Bedarf und Verwendungszweck beim Konsum.

Ist der Nährstoffbedarf einer Person bereits anderweitig gedeckt und ist lediglich ein Produkt mit milchähnlichen Eigenschaften gewünscht, dann sind die pflanzlichen Alternativen, aus Umweltsicht sehr empfehlenswert.

Liegt der Fokus des Konsumenten auf der Reduzierung des eigenen Beitrags zum Klimawandel, sind alle untersuchten Pflanzendrinks als Substitut für Kuhmilchgetränke empfehlenswert. In diesem Fall weisen Soja-, Hafer- und Dinkeldrinks die vorteilhaftesten Werte auf, wobei Cashewdrinks und Reisdinks etwas schlechter abschneiden. Diese Untersuchung zeigt, dass auch bei einer vollständigen Umstellung von Kuhmilch auf pflanzliche Drinks, das Reduktionspotential in Bezug zum Gesamtkonsum eher gering ist. Zudem ist eine solche Verhaltensänderung zum Zeitpunkt der Verfassung dieser Studie leider mit deutlichen finanziellen Mehrkosten verbunden und ist daher nicht für alle KonsumentInnen zugänglich.

Die Schweizer Gesellschaft für Ernährung empfiehlt den täglichen Verzehr von drei Milchproduktportionen.²⁰ Dies entspricht einem täglichen Konsum von 600 ml Trinkmilch. Somit werden knapp 20 g Protein und 0.75 g Kalzium aufgenommen. Auf dem NRF9.3 Index entspricht dieser tägliche Verzehr etwa 107 Punkte. Bei den untersuchten Drinks weisen lediglich die Sojadrinks einen vergleichbaren Proteingehalt zur Kuhmilch auf. Die Sojadrinks sind daher eine aus Umweltsicht empfehlenswerte Alternativen zur Kuhmilch als Proteinquelle. Die empfohlene Tageszufuhr an Proteinen beträgt für eine erwachsene Person gemäss SGE 0.8 g Protein pro Kilogramm Körpergewicht²¹. Die von der SGE empfohlene tägliche Milchzufuhr deckt somit etwa ein Drittel des täglichen Proteinbedarfs einer erwachsenen in der Schweiz wohnhaften Person²².

Anders sieht die Rolle der Milch bei der Kalziumzufuhr aus, deren Portion 75% der von der SGE empfohlenen Tagesaufnahme von 1 g Kalzium abdeckt.²³ Bezüglich des Kalziumbedarfs können natürliche, nicht Kalzium-angereicherte Pflanzendrinks die Kuhmilchprodukte nicht substituieren. Eine Abschätzung der Umweltbelastungen dieser Zusatzstoffe konnte grob getätigt werden. Auffällig ist, dass diese Varianten häufig einen deutlich höheren Preis haben als die Varianten ohne Nährstoffzusätze, was auf einen hohen Aufwand in der Produktion hindeutet. Die Umweltbelastung der angereicherten Pflanzendrinks fällt mehrheitlich geringer aus als die der Milchgetränke. Weitere Untersuchungen zu den Umweltbelastungen dieser Zusatzstoffe sind wichtig, um hier eine abschliessende Beurteilung zu ermöglichen. Auch zur Verderblichkeit der untersuchten Drinks im Haushalt ist eine grössere Studie notwendig.

Hinsichtlich der Nährstoffdichte (NRF 9.3 Index) können die nicht angereicherten Pflanzendrinks nicht mit den Werten der Vollmilch mithalten. Angereicherte Sojamilch ist bei verschiedenen Referenzen auch hier eine umweltfreundlichere Alternative als Kuhmilch. Die anderen Drinks verursachen eher höhere Umweltbelastungen, um den Nährstoffgehalt der Vollmilch nahe zu kommen.

²⁰ https://www.sge-ssn.ch/media/sge_pyramid_long_D_20161.pdf

²¹ <https://www.sge-ssn.ch/grundlagen/lebensmittel-und-naehrstoffe/naehrstoffempfehlungen/empfehlungen-blv/>

²² <https://www.laenderdaten.info/durchschnittliche-koerpergroessen.php>

²³ <https://www.sge-ssn.ch/grundlagen/lebensmittel-und-naehrstoffe/naehrstoffempfehlungen/dachreferenzwerte/>

Der Vergleich der Kuhmilchvarianten untereinander zeigt, dass die Trinkmilch geringfügig besser abschneidet als die Vollmilch. Sie enthält aber auch weniger Fett und evtl. andere Nährstoffe. Der Kauf von UHT-Milch ist aus Umweltgesichtspunkten sinnvoll, wenn die Vollmilch nicht zeitnah getrunken wird und dann nach dem Anbruch sofort getrunken und nicht gekühlt wird.

Die grössten Umweltbelastungen der untersuchten Getränke werden durch den Beitrag zum Klimawandel, der Landnutzung, dem Ausstoß von Luftschadstoffen und Staub sowie der Emission von Wasserschadstoffen verursacht. Der treibende Verarbeitungsschritt für die Gesamtumweltbelastungen der untersuchten Produkte ist die Landwirtschaft, das heisst die Produktion der Rohmilch für die Kuhmilchalternativen und der Anbau der Nutzpflanzen für die pflanzlichen Drinks.

Betrachtet man hingegen nur den Beitrag der untersuchten Getränke zum Klimawandel, so spielen bei den pflanzlichen Drinks auch der Transport und die Verarbeitung eine wichtige Rolle. Die Studie zeigt jedoch auch, dass der Anteil der pflanzlichen Zutaten je nach Drink und Hersteller stark variiert. Je geringer der Anteil der pflanzlichen Zutaten, desto besser fällt die Ökobilanz des Getränks pro Liter aus. Dies hat jedoch keinen Einfluss auf die Ökobilanzergebnisse pro Nährstoffportion, da mit einem geringeren Anteil pflanzlicher Zutaten ein geringerer Nährstoffgehalt einhergeht.

Viele der in der Schweiz vertriebenen Pflanzendrinks werden noch aus dem EU-Ausland importiert. Die Belastungen insbesondere durch den Strombedarf bei der Verarbeitung und Transporten für den Import sind deshalb noch relativ hoch. Für in der Schweiz produzierte Pflanzendrinks aus Schweizer Rohstoffen würden diese Belastungen sinken. Die Abschätzungen in dieser Studie sind deshalb eher etwas konservativ. Insbesondere für die Treibhausgasemissionen könnte die Belastungen für Produkte aus der Schweiz deutlich zurückgehen. Diese kommen jetzt auch vermehrt auf den Markt.

7 Literatur

- Andreasi Bassi et al. 2023 Andreasi Bassi S., Biganzoli F., Ferrara N., Amadei A., Valente A., Sala S. and Ardente F. (2023) Updated characterisation and normalisation factors for the Environmental Footprint 3.1 method. ISBN 978-92-76-99069-7, doi:10.2760/798894, JRC130796. EUR 31414 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Annaheim et al. 2019 Annaheim J., Jungbluth N. and Meili C. (2019) Ökobilanz von Haus- und Heimtieren: Überarbeiteter und ergänzter Kurzbericht. Praktikumsarbeit bei der ESU-services GmbH, Schaffhausen, Switzerland, retrieved from: <https://esu-services.ch/de/projekte/haustiere/>.
- Annaheim & Jungbluth 2019 Annaheim J. and Jungbluth N. (2019) Carbon footprint of peat use and destruction in Switzerland in connection to agriculture. Praktikumsarbeit bei der ESU-services GmbH, Schaffhausen, Switzerland, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/ourservices/pcf/>.
- BAFU 2021 BAFU (2021) Ökofaktoren Schweiz 2021 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit: Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Bern, retrieved from: <https://www.bafu.admin.ch/uw-2121-d>.
- Beretta & Hellweg 2019 Beretta C. and Hellweg S. (2019) Lebensmittelverluste in der Schweiz: Umweltbelastung und Vermeidungspotential. ETH Zürich im Auftrag des BAFU, Zürich.
- Berli 2014 Berli C. (2014) Wie ökologisch sind Milch-Ersatzprodukte?
- BFS 2019 BFS (2019) Entwicklung des Nahrungsmittelverbrauches in der Schweiz. Je Kopf und Jahr retrieved from: <https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home/statistiken/landforstwirtschaft/ernaehrung.assetdetail.9448817.html>.
- Boulay et al. 2018 Boulay A.-M., Bare J., Benini L., Berger M., Lathuilière M. J., Manzardo A., Margni M., Motoshita M., Núñez M., Valerie-Pastor A., Ridoutt B., Oki T., Worbe S. and Pfister S. (2018) The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *In: Int J Life Cycle Assess*, **23**(2), pp. 368–378.
- Buchspies et al. 2011 Buchspies B., Tölle S. J. and Jungbluth N. (2011) Life Cycle Assessment of High-Sea Fish and Salmon Aquaculture. Practical training report. ESU-services Ltd., Uster, CH, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/publications/food/>.
- Bussa et al. 2020 Bussa M., Eberhart M., Jungbluth N. and Meili C. (2020) Ökobilanz von Kuhmilch und pflanzlichen Drinks. ESU-services GmbH im Auftrag von WWF Schweiz, Schaffhausen, Schweiz.
- Bussa et al. 2023 Bussa M., Jungbluth N. and Meili C. (2023) Life cycle inventories for long-distance transport and distribution of natural gas. ESU-services Ltd. commissioned byecoinvent, Schaffhausen, CH.
- Büsser & Jungbluth 2008a Büsser S. and Jungbluth N. (2008a) LCA of a Roast Stored in Aluminium Household Foil. ESU-services Ltd. commissioned by European Aluminium Foil Association e.V. (EAFA), Düsseldorf, DE and Uster, CH, retrieved from: https://www.alufoil.org/food-lifecycle-studies?file=files/images_alufoil/sustainability_and_recycling/06-Food_Lifecycle_Studies/03-ESU_-_Roast_-_Household_foil_2008_-_Exec_Sum.pdf&cid=1606.
- Büsser & Jungbluth 2008b Büsser S. and Jungbluth N. (2008b) LCA of Pet Food packed in Aluminium Foil Containers. ESU-services Ltd. commissioned by European Aluminium Foil Association e.V. (EAFA), Düsseldorf, DE and Uster, CH, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/projects/packaging/>.
- Büsser et al. 2008 Büsser S., Steiner R. and Jungbluth N. (2008) LCA of Packed Food Products: the function of flexible packaging: coffee, spinach and butter. ESU-services Ltd. im Auftrag von Flexible Packaging Europe, Düsseldorf, DE and Uster, CH, retrieved from:

- https://www.flexpack-europe.org/files/images_flexpack-europe/Inhaltsbilder/Sustainability/Food%20LCAs/ESU-Spinach_2008-%20ExecSum.pdf.
- Büsser & Jungbluth 2009a Büsser S. and Jungbluth N. (2009a) LCA of Ready-to-Serve Bolognese Lasagne Packed in Aluminium Containers. ESU-services Ltd. commissioned by European Aluminium Foil Association e.V. (EAFA), Düsseldorf, DE and Uster, CH, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/projects/packaging/>.
- Büsser & Jungbluth 2009b Büsser S. and Jungbluth N. (2009b) LCA of Yoghurt Packed in Polystyrene Cup and Aluminium-Based Lidding. ESU-services Ltd. Uster, Switzerland. Commissioned by German Aluminium Association (GDA) in cooperation with European Aluminium Foil Association (EAFA) Düsseldorf, Germany., retrieved from: <https://www.esu-services.ch/projects/packaging/>.
- Büsser & Jungbluth 2009c Büsser S. and Jungbluth N. (2009c) LCA of Chocolate Packed in Aluminium Foil Based Packaging. ESU-services Ltd. Uster, Switzerland. Commissioned by German Aluminium Association (GDA) in cooperation with European Aluminium Foil Association (EAFA) Düsseldorf, Germany., retrieved from: <https://www.esu-services.ch/projects/packaging/>.
- Büsser & Jungbluth 2009d Büsser S. and Jungbluth N. (2009d) The role of flexible packaging in the life cycle of coffee and butter. In: *Int J Life Cycle Assess*, **14**(Supplement 1), pp. 80-91, retrieved from: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-008-0056-2>, DOI: 10.1007/s11367-008-0056-2.
- Büsser & Jungbluth 2009e Büsser S. and Jungbluth N. (2009e) LCA of Herb Butter Packed in Aluminium Tubes. ESU-services Ltd. commissioned by ESU-services Ltd. Uster, Switzerland. Commissioned by German Aluminium Association (GDA) Düsseldorf, Germany., Düsseldorf, DE and Uster, CH, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/projects/packaging/>.
- Classen & Jungbluth 2002 Classen M. and Jungbluth N. (2002) Bewertung der Wassernutzung und Verschmutzung für Konsumgüter: Fallstudien für Orangensaft, Baumwolle, Papier, Leder, Fleisch und Skitourismus. ESU-services im Auftrag des WWF Schweiz, Uster.
- Crenna et al. 2019 Crenna E., Secchi M., Benini L. and Sala S. (2019) Global environmental impacts: data sources and methodological choices for calculating normalization factors for LCA. In: *Int J Life Cycle Assess*, **24**, pp. 1851-1877.
- Dahllöv & Gustafsson 2008 Dahllöv O. and Gustafsson M. (2008) Livscykelanalys av Oatly havredryck.
- De Laurentiis et al. 2019 De Laurentiis V., Secchi M., Bos U., Horn R., Laurent A. and Sala S. (2019) Soil quality index: Exploring options for a comprehensive assessment of land use impacts in LCA. In: *Journal of cleaner production*, **215**, pp. 63-74.
- Doublet & Jungbluth 2013 Doublet G. and Jungbluth N. (2013) Organic and conventional whole milk, yoghurt natural and mozzarella. Confidential life cycle inventory report commissioned by Coop and FiBL. ESU-services Ltd.
- Doublet et al. 2013a Doublet G., Jungbluth N., Flury K., Stucki M. and Schori S. (2013a) Life cycle assessment of Romanian beef and dairy products. SENSE - Harmonised Environmental Sustainability in the European food and drink chain, Seventh Framework Programme: Project no. 288974. Funded by EC. Deliverable D 2.1. ESU-services Ltd., Zürich, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/projects/lcafood/sense/>.
- Doublet et al. 2013b Doublet G., Jungbluth N., Flury K., Stucki M. and Schori S. (2013b) Life cycle assessment of orange juice. SENSE - Harmonised Environmental Sustainability in the European food and drink chain, Seventh Framework Programme: Project no. 288974. Funded by EC. Deliverable D 2.1. ESU-services Ltd., Zürich, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/projects/lcafood/sense/>.

- Eggenberger & Jungbluth 2015a Eggenberger S. and Jungbluth N. (2015a) Die Umweltwirkung des Tomatenanbaus. ESU-services GmbH, Zürich, retrieved from: <https://esu-services.ch/de/publications/foodcase/>.
- Eggenberger & Jungbluth 2015b Eggenberger S. and Jungbluth N. (2015b) Die Umweltauswirkung unterschiedlicher Ernährungsweisen. ESU-services GmbH, Zürich, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/fileadmin/download/eggenberger-2015-poster-food-styles.pdf>.
- Eggenberger et al. 2016 Eggenberger S., Jungbluth N. and Keller R. (2016) Environmental impacts of scenarios for food provision in Switzerland. *In proceedings from: The 10th International Conference on Life Cycle Assessment of Food (LCA Food 2016)*, University College Dublin (UCD), Dublin, Irland, 19th – 21st October 2016, retrieved from: <https://esu-services.ch/fileadmin/download/eggenberger-2016-LCAfood-269-paper-diets.pdf>.
- ESU-services 2024a ESU-services (2024a) ESU World Food LCA Database - LCI for food production and consumption (ed. Jungbluth N., Meili C., Bussa M., Ulrich M., Solin S., Muir K., Malinverno N., Eberhart M., Annaheim J., Keller R., Eggenberger S., König A., Doublet G., Flury K., Büsser S., Stucki M., Schori S., Itten R., Leuenberger M. and Steiner R.). ESU-services Ltd., Schaffhausen, CH, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/data/fooddata/>.
- ESU-services 2024b ESU-services (2024b) The ESU background database based on UVEK-LCI DQRv2:2018. ESU-services Ltd., Schaffhausen, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/data/database/>.
- ESU-services 2024c ESU-services (2024c) Data on demand: EcoSpold life cycle inventory datasets provided by ESU-services. ESU-services Ltd., Schaffhausen, CH, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/data/data-on-demand/>.
- European Aluminium Association 2018 European Aluminium Association (2018) Environmental profile report - Life-Cycle inventory data for aluminium production and transformation processes in Europe. European Aluminium Institution, 1150 Brussels, Belgium.
- European Committee for Standardisation (CEN) 2022 European Committee for Standardisation (CEN) (2022) EN 15804+A2:2020/AC2021 - Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Core rules for the product category of construction products (includes Corrigendum :2021). European Committee for Standardisation (CEN), Brussels, retrieved from: <https://www.en-standard.eu/din-en-15804-sustainability-of-construction-works-environmental-product-declarations-core-rules-for-the-product-category-of-construction-products-includes-corrigendum-2021/>.
- Fantke et al. 2016 Fantke P., Evans J., Hodas N., Apte J., Jantunen M., Jolliet O. and McKone T. E. (2016) Health impacts of fine particulate matter. In: *Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators: Volume 1*. (Ed. Frischknecht R. and Jolliet O.). pp. 76-99. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, Paris.
- Fantke et al. 2017 Fantke P., Bijster M., Guignard C., Hauschild M., Huijbregts M., Jolliet O., Kounina A., Magaud V., Margni M., McKone T. E., Posthuma L., Rosenbaum R. K., van de Meent D. and van Zelm R. (2017) USEtox® 2.0 Documentation (Version 1), retrieved from: <https://usetox.org>.
- Flury & Jungbluth 2012 Flury K. and Jungbluth N. (2012) Greenhouse Gas Emissions and Water Footprint of Ethanol from Maize, Sugarcane, Wheat and Sugar Beet. ESU-services, Uster.
- Flury et al. 2013a Flury K., Doublet G. and Jungbluth N. (2013a) Raw milk and Natura-Beef Organic and conventional production: Confidential life cycle inventory report. ESU-services Ltd. commissioned by FIBL/COOP, Zürich, CH.
- Flury et al. 2013b Flury K., Jungbluth N. and Houlder G. (2013b) Food losses in the life cycle of lasagne Bolognese: ready-to-serve vs. home-made. *In proceedings from: 6th International Conference on Life Cycle Management*, Gothenburg, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/projects/lcafood/waste/>.

- Flury & Jungbluth 2013 Flury K. and Jungbluth N. (2013) Organic and conventional grain milling and bread baking: Confidential life cycle inventory report. ESU-services Ltd. commissioned by FIBL/COOP, Zürich, CH.
- Frischknecht et al. 2000 Frischknecht R., Braunschweig A., Hofstetter P. and Suter P. (2000) Human Health Damages due to Ionising Radiation in Life Cycle Impact Assessment. *In: Review Environmental Impact Assessment*, **20**(2), pp. 159-189.
- Frischknecht et al. 2007a Frischknecht R., Jungbluth N., Althaus H.-J., Doka G., Dones R., Heck T., Hellweg S., Hischer R., Nemecek T., Rebitzer G. and Spielmann M. (2007a) Overview and Methodology. ecoinvent report No. 1, v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, retrieved from: <https://www.ecoinvent.org>.
- Frischknecht et al. 2007b Frischknecht R., Jungbluth N., Althaus H.-J., Bauer C., Doka G., Dones R., Hellweg S., Hischer R., Humbert S., Margni M. and Nemecek T. (2007b) Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. ecoinvent report No. 3, v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/data/ecoinvent/>.
- Heiss 1996 Heiss R. (1996) Lebensmitteltechnologie - biotechnologische, chemische, mechanische und thermische Verfahren der Lebensmittelverarbeitung. Vol. Fuenfte, ueberarb. und erw. Aufl. XXIII, 473 S.: Ill. ; 24 cm. Springer, cop., ISBN 3-540-60111-2, Berlin.
- Horn et al. 2018 Horn R., Maier S., Bos U., Beck T., Lindner J. P. and Fischer M. (2018) LANCA® -Characterisation Factors for Life Cycle Impact Assessment, Version 2.5. Fraunhofer Verlag, ISBN 978-3-8396-0953-8, Stuttgart, retrieved from: <https://www.bookshop.fraunhofer.de/buch/LANCA/244600>.
- International Organization for Standardization (ISO) 2006a International Organization for Standardization (ISO) (2006a) Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. ISO 14040:2006; Amd 1: 2020, Geneva.
- International Organization for Standardization (ISO) 2006b International Organization for Standardization (ISO) (2006b) Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. ISO 14044:2006; Amd: 2017; Amd 2: 2020, Geneva.
- IPCC 2013 IPCC (2013) Climate Change 2013: The Physical Science Basis, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, retrieved from: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>.
- IPCC 2021 IPCC (2021) Climate Change 2021: The Physical Science Basis, Cambridge University Press, United Kingdom and New York, NY, USA, retrieved from: <https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report-working-group-i/>.
- Jekayinfa & Bamgboye 2006 Jekayinfa S. O. and Bamgboye A. I. (2006) Estimating energy requirement in cashew (*Anacardium occidentale* L.) nut processing operations. *In: Energy*, **31**(8-9), pp. 1305-1320, 10.1016/j.energy.2005.07.001.
- Jungbluth 1995 Jungbluth N. (1995) Restricted Life Cycle Assessment for Fossil Cooking Fuels in India. Diploma Thesis. Technische Universität, Berlin, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/address/niels/cv/>.
- Jungbluth 1997 Jungbluth N. (1997) Life-Cycle-Assessment for Stoves and Ovens. UNS-Working Paper No. 16. Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich, retrieved from: <https://www.esu-services.ch>.
- Jungbluth 2000 Jungbluth N. (2000) Umweltfolgen des Nahrungsmittelkonsums: Beurteilung von Produktmerkmalen auf Grundlage einer modularen Ökobilanz. *In: Werkstattreihe Nr. 123*. Öko-Insitut e.V. Verlag, ISBN 3-934490-07-7, Freiburg, D, retrieved from: <https://www.oeko.de/publikation/umweltfolgen-des-nahrungsmittelkonsums/>.
- Jungbluth et al. 2001 Jungbluth N., Frischknecht R. and Faist Emmenegger M. (2001) Database Footprint Calculator Switzerland. ESU-services im Auftrag des WWF Schweiz, Uster.
- Jungbluth & Faist Emmenegger 2005 Jungbluth N. and Faist Emmenegger M. (2005) Ökobilanz Trinkwasser - Mineralwasser. ESU-services GmbH im Auftrag des Schweizerischer Verein des Gas- und Wasserfaches SVGW.

- Jungbluth et al. 2007 Jungbluth N., Steiner R. and Frischknecht R. (2007) Graue Treibhausgas-Emissionen der Schweiz: 1990 bis 2004: Erweiterte und aktualisierte Bilanz. UW-0711. ESU-services, Uster, im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Bern, CH, retrieved from: <https://www.umwelt-schweiz.ch/uw-0711-d>, <https://www.esu-services.ch/projects/graue-emissionen/>.
- Jungbluth et al. 2011 Jungbluth N., Nathani C., Stucki M. and Leuenberger M. (2011) Environmental impacts of Swiss consumption and production: a combination of input-output analysis with life cycle assessment. Environmental studies no. 1111. ESU-services Ltd. & Rütter+Partner, commissioned by the Swiss Federal Office for the Environment (FOEN), Bern, CH, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/projects/iao/> or <https://www.umwelt-schweiz.ch>.
- Jungbluth et al. 2012 Jungbluth N., Itten R. and Stucki M. (2012) Umweltbelastungen des privaten Konsums und Reduktionspotenziale. ESU-services Ltd. im Auftrag des BAFU, Uster, CH, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/projects/lifestyle/>.
- Jungbluth et al. 2012-2018 Jungbluth N., Meili C., Eggenberger S., Keller R., König A., Flury K. and Büsser S. (2012-2018) Umweltbelastungen von Rezeptideen. In: *Tabula*, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/de/projekte/lcafood/rezpte/>.
- Jungbluth et al. 2013a Jungbluth N., Flury K. and Doublet G. (2013a) Umweltsünde Weinbau? Ökobilanz eines Genussmittels. In: *Wädenswiler Weintage 2013*. ZHAW - Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/de/projekte/lcafood/getraenke/>.
- Jungbluth et al. 2013b Jungbluth N., Flury K., Schori S. and Büsser S. (2013b) Umweltbewusste Nahrungsmittelbeschaffung in der Gemeinschaftsgastronomie. ESU-services GmbH im Auftrag der SV Group Schweiz AG, Zürich, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/de/projekte/lcafood/onetwowe/>.
- Jungbluth et al. 2014 Jungbluth N., Keller R., König A. and Doublet G. (2014) ONE TWO WE – Life cycle management in canteens together with suppliers, customers and guests. In *proceedings from: The 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2014)*, ACLCA, San Francisco, USA, 8-10 October 2014, retrieved from: <https://esu-services.ch/fileadmin/download/jungbluth-2014-LCAfood-OneTwoWe.pdf>.
- Jungbluth & König 2014 Jungbluth N. and König A. (2014) Ökobilanz Trinkwasser: Analyse und Vergleich mit Mineralwasser sowie anderen Getränken. ESU-services GmbH im Auftrag des Schweizerischer Verein des Gas- und Wasserfaches SVGW, Zürich, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/de/projekte/lcafood/wasser/>.
- Jungbluth & Eggenberger 2015 Jungbluth N. and Eggenberger S. (2015) Treibhausgasbilanz für Tomaten und Gurken aus Hors-Sol Produktion. ESU-services GmbH für Firma Bosshard Gemüse, Riehen, DE.
- Jungbluth et al. 2015 Jungbluth N., König A. and Keller R. (2015) Ökobilanz Trinkwasser: Analyse und Vergleich mit Mineralwasser sowie anderen Getränken. Schweizerischer Verein des Gas- und Wasserfaches SVGW, Zürich, retrieved from: <https://esu-services.ch/projects/lcafood/tap-water/>.
- Jungbluth et al. 2016a Jungbluth N., Keller R. and Eggenberger S. (2016a) Ökopprofil für Zürcher Quellwasser in Flaschen. ESU-services GmbH im Auftrag von Dr. Urs Grütter, Max Ditting AG, Lokales Wasser 37, Zürich, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/de/projekte/lcafood/wasser/>.
- Jungbluth et al. 2016b Jungbluth N., Keller R., Doublet G., König A. and Eggenberger S. (2016b) Report on life cycle assessment, economic assessment, potential employment effects and exergy-based analysis: Part I - LCA, retrieved from: <https://esu-services.ch/projects/lcafood/susmilk/>.

- Jungbluth et al. 2016c Jungbluth N., Nowack K., Eggenberger S., König A. and Keller R. (2016c) Untersuchungen zur umweltfreundlichen Eiweissversorgung – Pilotstudie. ESU-services GmbH für das Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, CH, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/de/publications/foodcase/>.
- Jungbluth et al. 2016d Jungbluth N., Eggenberger S., Nowack K. and Keller R. (2016d) Life cycle assessment of meals based on vegetarian protein sources. *In proceedings from: The 10th International Conference on Life Cycle Assessment of Food (LCA Food 2016)*, University College Dublin (UCD), Dublin, Irland, 19th – 21st October 2016, retrieved from: <https://esu-services.ch/fileadmin/download/jungbluth-2016-LCAfood-270-paper-vegetable-proteins.pdf>.
- Jungbluth et al. 2016e Jungbluth N., Eggenberger S. and Keller R. (2016e) Ökoprofil von Ernährungsstilen. ESU-services Ltd. im Auftrag von WWF Schweiz, Zürich, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/de/publications/foodcase/>.
- Jungbluth et al. 2018a Jungbluth N., Wenzel P. and Meili C. (2018a) Life cycle inventories of oil heating systems. ESU-services Ltd. commissioned by BFE, BAFU, Erdöl-Vereinigung, Schaffhausen, Switzerland, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/data/public-lci-reports/>.
- Jungbluth et al. 2018b Jungbluth N., Meili C. and Wenzel P. (2018b) Life cycle inventories of oil refinery processing and products. ESU-services Ltd. commissioned by BFE, BAFU, Erdöl-Vereinigung, Schaffhausen, Switzerland, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/data/public-lci-reports/>.
- Jungbluth & Meili 2018 Jungbluth N. and Meili C. (2018) Life cycle inventories of oil products distribution. ESU-services Ltd. commissioned by BFE, BAFU, Erdöl-Vereinigung, Schaffhausen, Switzerland, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/data/public-lci-reports/>.
- Jungbluth & Meili 2019 Jungbluth N. and Meili C. (2019) Recommendations for calculation of the global warming potential of aviation including the radiative forcing index. *In: Int J Life Cycle Assess*, **24**(3), pp. 404-411, DOI: 10.1007/s11367-018-1556-3, retrieved from: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-018-1556-3>, <https://rdcu.be/bbKZk>.
- Keller et al. 2016 Keller R., Jungbluth N. and Eggenberger S. (2016) Milk Processing – Life cycle assessment of a detailed dairy model and recommendations for the allocation to single products (paper). *In proceedings from: The 10th International Conference on Life Cycle Assessment of Food (LCA Food 2016)*, University College Dublin (UCD), Dublin, Irland, 19th – 21st October 2016, retrieved from: <https://esu-services.ch/fileadmin/download/keller-2016-LCAfood-268-paper-dairy.pdf>.
- Lee et al. 2021 Lee D. S., Fahey D. W., Skowron A., Allen M. R., Burkhardt U., Chen Q., Doherty S. J., Freeman S., Forster P. M., Fuglestedt J., Gettelman A., De León R. R., Lim L. L., Lund M. T., Millar R. J., Owen B., Penner J. E., Pitari G., Prather M. J., Sausen R. and Wilcox L. J. (2021) The contribution of global aviation to anthropogenic climate forcing for 2000 to 2018. *In: Atmospheric Environment*, **244**, pp. 117834, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117834>, retrieved from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231020305689>.
- Leuenberger & Jungbluth 2009 Leuenberger M. and Jungbluth N. (2009) Ökoprofil von vegetarischen und fleischhaltigen Grossküchenmahlzeiten. ESU-services GmbH im Auftrag des WWF Schweiz, Uster, CH.
- Meier et al. 2015 Meier M. S., Stoessel F., Jungbluth N., Juraske R., Schader C. and Stolze M. (2015) Environmental impacts of organic and conventional agricultural products - Are the differences captured by life cycle assessment? *In: Journal of Environmental Management*, **2015**(149), pp. 193-208, retrieved from: <https://www.journals.elsevier.com/journal-of-environmental-management/>.

- Meili et al. 2023a Meili C., Jungbluth N. and Bussa M. (2023a) Life cycle inventories of crude oil and natural gas extraction. ESU-services Ltd. commissioned byecoinvent, Schaffhausen, Switzerland, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/data/public-lci-reports/>.
- Meili et al. 2023b Meili C., Jungbluth N. and Bussa M. (2023b) Life cycle inventories of long-distance transport of crude oil. ESU-services Ltd. commissioned byecoinvent, Schaffhausen, Switzerland, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/data/public-lci-reports/>.
- Mitchell & Shammet 2008 Mitchell P. r. and Shammet K. R. (2008) Lupin food product base and processes. California Natural Products, United States.
- PlasticsEurope 2016 PlasticsEurope (2016) High-density Polyethylene (HDPE), Low-density Polyethylene (LDPE), Linear Low-density Polyethylene (LLDPE). PlasticsEurope, Brussels, Belgium.
- Posch et al. 2008 Posch M., Seppälä J., Hettelingh J. P., Johansson M., Margni M. and 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. *In: Int J Life Cycle Assess*(13), pp. 477-486.
- Rosenbaum et al. 2008 Rosenbaum R. K., Bachmann T. M., Gold L. S., Huijbregts A. J., Jolliet O., Juraske R., Koehler A., Larsen H. F., MacLeod M., Margni M., McKone T. E., Payet J., Schuhmacher M., van de Meent D. and Hauschild M. Z. (2008) USEtox - the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle assessment. *In: International Journal of Life Cycle Assessment*, **13**(7), pp. 532-546.
- Sala et al. 2018 Sala S., Cerutti A. K. and Pant R. (2018) Development of a weighting approach for the Environmental Footprint. (ed. JRC). Publications Office of the European Union, ISBN ISBN 978-92-79-68042-7, EUR 28562, doi:10.2760/945290, Luxembourg, retrieved from: <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/development-weighting-approach-environmental-footprint>.
- Saouter et al. 2018 Saouter E., Biganzoli F., Ceriani L., Versteeg D., Crenna E., Zampori L., Sala S. and R. P. (2018) Environmental Footprint : Update of Life Cycle Impact Assessment Methods – Ecotoxicity, freshwater, human toxicity cancer, and noncancer. JRC technical report. EUR 29495 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg ISBN 978-92-79-98182-1, DOI: 10.2760/178544.
- Seppälä et al. 2006 Seppälä J., Posch M., Johansson M. and Hettelingh J. P. (2006) Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. *In: Int J Life Cycle Assess*, **11**(6), pp. 403-416.
- SimaPro 2023 SimaPro (2023) SimaPro 9.5 LCA software package. PRé Sustainability, Amersfoort, NL, retrieved from: <https://esu-services.ch/de/simapro/>.
- Struijs et al. 2009 Struijs J., Beusen A., van Jaarsveld H. and Huijbregts M. A. J. (2009) Aquatic Eutrophication. *In: ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation factors* (Ed. Goedkoop M., Heijungs R., Heijbregts M. A. J., De Schryver A., Struijs J. and Van Zelm R.).
- Stucki et al. 2012 Stucki M., Jungbluth N. and Flury K. (2012) Ökobilanz von Mahlzeiten: Fleisch- & Fischmenüs versus vegetarische Menüs. *In: 6. Ökobilanzplattform Landwirtschaft: Ökologische Bewertung von Fleisch*. ESU-services GmbH, Uster, CH.
- Teixeira 2011 Teixeira R. (2011) Secondary databases on agri-food products Finding the optimum level of detail. *In proceedings from: 44th LCA Discussion Forum, June 21st 2011*, Bluehorse Associates, Lausanne, retrieved from: <https://www.dflca.ch/Downloads/DF44/tabid/89/Default.aspx>.
- UVEK 2018 UVEK (2018) UVEK-LCIDQRv2:2018. Bundesamt für Umwelt BAFU, Switzerland, retrieved from: <https://ecoinvent.org>.

- van Oers et al. 2002 van Oers L., De Koning A., Guinée J. B. and Huppes G. (2002) Abiotic resource depletion in LCA - improving characterization factors for abiotic resource depletion as recommended in the new Dutch LCA Handbook. *In*, pp.
- Van Zelm et al. 2008 Van Zelm R., Huijbregts M. A. J., Den Hollander H. A., Van Jaarsveld H. A., Sauter F. J., Struijs J., Van Wijnen H. J. and Van de Meent D. (2008) European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. *In: Atmos Environ*, **42**, pp. 441-453.
- von Koerber et al. 1999 von Koerber K., Männle T., Leitzmann C., Eisinger M., Watzl B. and Weiss G. (1999) Vollwert-Ernährung: Konzeption einer zeitgemässen Ernährungsweise. 9. Edition. Haug, ISBN 3-7760-1734-1, Heidelberg.
- Winans et al. 2020 Winans K. S., Macadam-Somer I., Kendall A., Geyer R. and Marvinney E. (2020) Life cycle assessment of California unsweetened almond milk. *In: The International Journal of Life Cycle Assessment*, **25**(3), pp. 577-587, 10.1007/s11367-019-01716-5.
- WMO 2014 WMO (2014) Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2014. World Meteorological Organisation, Geneva.

A. Anhang Bewertungsmethoden in Ökobilanzen

A.1 Klimaänderungspotential (2021)

Treibhausgasemissionen führen zu dauerhaften Veränderungen im Klimasystem der Erde. Der Klimawandel führt zu verschiedenen direkten und indirekten Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, auf Infrastrukturen und Umweltschäden, wie z.B.:

- Ungewohnte Temperaturen an bestimmten Orten und zu ungewohnten Zeiten.
- Veränderungen der jährlichen Menge und Verteilung von Niederschlägen und Schneefällen
- Änderungen in Windgeschwindigkeiten
- Gletscherschmelzen, die zum Verschwinden von Permafrostgebieten, höheren Meeresspiegel und Veränderungen im Salzgehalt der Ozeane führen.
- Versauerung der Ozeane durch höhere Kohlensäurekonzentration
- Veränderungen lokaler oder globaler Klimaphänomene wie Golfstrom, Monsunzeit etc.

Es gibt bisher keine ausreichenden wirtschaftlichen, technischen Lösungen, um Klimaschäden rückgängig zu machen. Die Überschreitung von sogenannten Kippunkten (z.B. Abschmelzen polarer Gletscher, Klimaänderung im Regenwald, Veränderung globaler Meeresströmungen, etc.) führt zu einer selbstverstärkenden Verstärkung von Klimaeffekten.

Da eine Lösung für dieses Problem noch nicht in Sicht ist, wird es von vielen Forschern als derzeitig drängendstes globale Umweltproblem angesehen. Ausserdem sind die meisten Folgen, auf Grund der Emission von menschlich verursachten Treibhausgasen in überschaubarer Zeitdauer von hunderten von Jahren irreversibel. Das heisst alle Folgen, die bereits jetzt sichtbar sind, werden viele Generationen von Menschen beeinträchtigen.

Substanzen, welche zur Verstärkung des Treibhauseffekts beitragen, werden mittels ihres „global warming potentials“ (GWP) nach IPCC als Wirkungsparameter bewertet (IPCC 2013/2021). Dabei werden Absorptionskoeffizienten für infrarote Wärmestrahlung, die Verweildauer der Gase in der Atmosphäre und die erwartete Immissionsentwicklung berücksichtigt. Für verschiedene Zeithorizonte (20, 100 oder 500 Jahre) wird dann die potenzielle Wirkung eines Kilogramms eines Treibhausgases im Vergleich zu einem Kilogramm CO₂ bestimmt. Somit können atmosphärische Emissionen in äquivalente Emissionsmengen CO₂ umgerechnet werden.

Wird nichts Genaueres angegeben, so wird standardmässig von einem Zeithorizont von 100 Jahren ausgegangen. Der kürzere Integrationszeitraum von 20 Jahren ist ebenfalls relevant, da dieser die unmittelbare kurzfristige Temperaturveränderungsrate mitbestimmt, welche wiederum die erforderliche Adaptionsfähigkeit für terrestrische Ökosysteme vorgibt. Die Verwendung der längeren Integrationszeiten von 500 Jahren entspricht der Integration über einen sehr langen Zeithorizont und lässt Aussagen über das Potenzial der absoluten Veränderungen zu (Meeresspiegelerhöhung, Veränderung der Durchschnittstemperatur).

Für den Indikator Klimaänderungspotenzial werden in der öffentlichen Diskussion eine Vielzahl zu-meist synonyme Begriffe verwendet, z.B. Treibhausgasemissionen, Carbon Footprint, Klimabilanz, Klimabelastung, Klimafussabdruck, CO₂-Fussabdruck, CO₂-Bilanz, etc. Diese Begriffe sind nicht klar definiert. Relevant für die Unterscheidung ist dabei nicht der für den Indikator verwendete Begriff an sich, sondern die verwendete Version der IPCC-Charakterisierungsfaktoren, der Zeithorizont, die berücksichtigten Klimagase²⁴ und der Einbezug von zusätzlichen Effekten durch den Luftverkehr.

Die aktuellste Version der Charakterisierungsfaktoren wurde 2021 veröffentlicht (IPCC 2013/2021).

In unserem Studien wissen wir ab 2022 in der Regel nicht nur das GWP 100a aus, sondern zeigen wo relevant auch die Auswirkungen im Zeitraum von 20 Jahren. Diese werden in Anbetracht des Näherrückens von Kippunkten und im Hinblick auf kurzfristige Klimaneutralität immer wichtiger.

In der Regel berücksichtigen wir in unseren Studie auch den zusätzlichen Effekt durch die Emissionen von Flugzeugen mit dem sogenannten RFI Faktor (Jungbluth & Meili 2019). Dabei verwenden wir einen RFI von 1.7 bzw. 4 für das GWP bei 100a bzw. 20a (Lee et al. 2021).

Tab. A.7.1 zeigt weitere typische Referenzwerte für diesen Indikator. Dabei wurde mit der Methode IPCC mit den RFI Faktoren gerechnet. Die aktuellen THG-Emissionen pro Person und Jahr liegen in der Schweiz bei knapp 14 Tonnen CO₂-eq.

Tab. A.7.1 Referenzwerte für Produkte und Dienstleistungen, die 1 kg CO₂-eq verursachen

GWP 20a	GWP 100a	1 kg CO ₂ -eq entspricht...
3.316,2	3.839,2	Liter Wasser ab Leitung in der Schweiz
6,9	9,1	Zentimeter Strasse, für ein Jahr genutzt
1,0	1,0	Kilogramm fossiles CO ₂ , direkt emittiert
0,012	0,034	Kilogramm fossiles Methan, direkt emittiert
0,93	1,82	Liter Rohöl gefördert, mit Transport bis zur Raffinerie
2,9%	3,4%	des privaten Tageskonsums einer Person in der Schweiz, 2018
2,8%	3,3%	des Tageskonsums einer Person in der Schweiz
2,0	4,3	km Transport einer Person per Flugzeug
4,3	5,2	km Transport einer Person per Auto (Auslastung 1.6 Personen)
117,7	141,4	km Transport einer Person per Fahrrad
8,9%	11,0%	eines vegetarischen Menüs mit 4 Gängen
4,4%	6,7%	eines fleischhaltigen Menüs mit 3 Gängen
12,3%	19,2%	des täglichen Nahrungsmittelkonsums einer Person in der Schweiz, 2018
26,1	26,1	Plastiktragtaschen (Produktion, Vertrieb und Entsorgung)
0,112	0,112	T-Shirts aus Baumwolle
0,52%	0,52%	der Produktion eines Laptops
42%	55%	des täglichen Konsums für Hobbies/Freizeitaktivitäten in der Schweiz, 2018
79%	101%	des täglichen Konsums für Möbeln und Haushaltsgeräten in der Schweiz, 2018

²⁴ Einige weniger Autoren rechnen auch heute noch nur mit den Kohlendioxid Emissionen ohne Berücksichtigung weiterer Klimagase.

A.2 Europäischer Umweltfußabdruck (2023)

Die Environmental Footprint (EF) Methode wird von der EF Initiative der Europäischen Kommission zur Bewertung von Umweltauswirkungen von Produkten und Organisationen entwickelt und empfohlen. Sie ist damit bereits auf die zukünftige Anwendung für die Information von Konsumierenden hin entwickelt worden. Auch für die B2B Kommunikation im Rahmen von Umweltdeklarationen wird diese Methode und ihre Wirkungskategorien in Europa angewandt (European Committee for Standardisation (CEN) 2022). Die derzeitige Version in SimaPro basiert auf der Environmental Footprint Methode 3.1²⁵. Sie enthält Vorschläge zur Normierung und Gewichtung.

7.1.1 Charakterisierungsmodelle

Die Charakterisierungsmodelle wurden in einer Publikation zusammengefasst (Andreas Bassi et al. 2023). Tab. A.7.2 zeigt eine Beschreibung der berücksichtigten Wirkungskategorien. Ein detaillierter Beschrieb der berücksichtigten Wirkungskategorien folgt in den Unterkapiteln.

²⁵ <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/developerEF.xhtml>

Tab. A.7.2 In der EF-Methode verwendete (midpoint-)Wirkungskategorien (Andreasi Bassi et al. 2023).

Wirkungskategorie	Modell zur Wirkungsanalyse	Indikator Einheit	Quelle
Klimawandel	Strahlungsantrieb als globales Erwärmungspotenzial über einen Zeithorizont von 100 Jahren	kg CO ₂ eq	IPCC 2021 + JRC Anpassungen
Ozonabbau	EDIP-Modell basierend auf den ODPs der World Meteorological Organization (WMO) über einen Zeithorizont von 100 Jahren	kg CFC-11 eq	WMO 2014 + andere Quellen
Ionisierende Strahlung	Modell zur Auswirkung auf die menschliche Gesundheit	kg U ²³⁵ eq	Frisknecht et al. 2000
Photochemische Ozonbildung	LOTOS-EUROS-Modell	kg NMVOC eq	Van Zelm et al. 2008 wie in ReCiPe
Feinstaub	Krankheitsinzidenz-Modell	Inzidenz der Krankheit	Fantke et al. 2016
Humantoxizität, nicht Krebs	USEtox® 2.1	CTUh	Fantke et al. 2017 Rosenbaum et al. 2008 wie in Saouter et al. 2018
Humantoxizität, Krebs	USEtox® 2.1	CTUh	Fantke et al. 2017 Rosenbaum et al. 2008 wie in Saouter et al. 2018
Versauerung	Kumuliertes Überschreitungsmodell	mol H ⁺ eq	Posch et al. 2008 Seppälä et al. 2006
Eutrophierung, Süßwasser	EUTREND-Modell	kg P eq	Struijs et al. 2009 wie in ReCiPe
Eutrophierung, Meer	EUTREND-Modell	kg N eq	Struijs et al. 2009 wie in ReCiPe
Eutrophierung, terrestrisch	Kumuliertes Überschreitungsmodell	mol N eq	Posch et al. 2008 Seppälä et al. 2006
Ökotoxizität, Süßwasser	USEtox® 2.1	CTUe	Fantke et al. 2017 Rosenbaum et al. 2008 wie in Saouter et al. 2018
Landnutzung	Bodenqualitätsindex wie im LANCA-Modell und LANCA CF version 2.5	Punkte	De Laurentiis et al. 2019; Horn et al. 2018
Wassernutzung	AWARE-Modell	m ³ entzogen	Boulay et al. 2018
Ressourcennutzung, Fossil	CML-Modell	MJ eq	van Oers et al. 2002
Ressourcennutzung, Mineralien und Metalle	Ultimate-Reserves-Modell	kg Sb eq	van Oers et al. 2002

7.1.2 Klimawandel

Wirkungsindikator: Klimaänderungspotential über 100 Jahre (kg CO₂-eq). Auf Basis des Baseline-Modell des IPCC 2013 2021 und weitere zusätzliche Faktoren. Berechnet durch die Forschungsstelle der Europäischen Kommission (IPCC 2013 2021 + JRC Anpassungen). Zusätzliche Erläuterungen siehe Kapitel A.1.

7.1.3 Ozonabbau

Das Ozonabbaupotenzial (ODP) berechnet die zerstörerischen Auswirkungen auf die stratosphärische Ozonschicht über einen Zeithorizont von 100 Jahren. Die stratosphärische Ozonschicht reduziert die Menge an UV-Strahlung, die den Boden erreicht und Schäden für Mensch, Tier, Pflanze und Material verursachen kann (WMO 2014).

7.1.4 Ionisierende Strahlung

Wirkungsindikator: Menschliche Expositionseffizienz bezogen auf Uranium-235 (Frischknecht et al. 2000).

7.1.5 Photochemische Ozonbildung

Ozon und andere reaktive Sauerstoffverbindungen werden als sekundäre Schadstoffe in der Troposphäre (nahe der Erdoberfläche) gebildet. Ozon wird durch die Oxidierung der primären Schadstoffe VOC (flüchtige, organische Verbindungen) oder CO (Kohlenstoffmonoxid) in der Anwesenheit von NO_x (Stickoxide) unter Einfluss von Licht gebildet.

Wirkungsindikator: Das Ozonbildungspotential beschreibt den potenziellen Beitrag zur photochemischen Bildung von Ozon in der unteren Atmosphäre.

Die Methode verwendet räumliche Differenzierung und ist nur für Europa gültig. Das räumlich differenzierte LOTOS-EUROS Modell mittelt über 14'000 Rasterzellen bei einer marginalen Erhöhung der Ozonbildung, um die Europäischen Faktoren zu berechnen (Van Zelm et al. 2008).

7.1.6 Feinstaub

Wirkungsindikator: Krankheitsvorfälle pro Kilogramm PM_{2.5} emittiert.

Der Indikator wird mit der mittleren Steigung zwischen dem Arbeitspunkt der „Emission Response Function“ (ERF) und des theoretischen minimalen Risikolevel abgeschätzt. Die Belastungsmodelle basieren auf Archetypen, welche die urbane und ländliche Umwelt, sowie deren Innenbereiche von Gebäuden einbeziehen (Fantke et al. 2016).

7.1.7 Humantoxizität, nicht Krebs

Wirkungsindikator: Vergleichbare Toxizitätseinheit für Menschen (Comparative Toxic Unit for human, CTUh) drückt den erwarteten Anstieg der Sterblichkeit in der Gesamtbevölkerung pro Masseinheit einer emittierten Chemikalie aus (Fälle pro Kilogramm Emission).

Das hierfür verwendete Modell ist das USEtox Konsens-Modell (Multimedia Modell). Keine räumliche Differenzierung nebst Kontinenten und Weltregionen. Spezifische Gruppen von Chemikalien bedürfen weiterer Bearbeitung (Fantke et al. 2017 ; Rosenbaum et al. 2008 [ENREF 39](#)).

7.1.8 Humantoxizität, Krebs

Wirkungsindikator: Vergleichbare Toxizitätseinheit für Menschen (Comparative Toxic Unit for human, CTUh) drückt den erwarteten Anstieg der Sterblichkeit in der Gesamtbevölkerung pro Masseinheit einer emittierten Chemikalie aus (Fälle pro Kilogramm Emission).

Das hierfür verwendete Modell ist das USEtox Konsens-Modell (Multimedia Modell). Keine räumliche Differenzierung nebst Kontinenten und Weltregionen. Spezifische Gruppen von Chemikalien bedürfen weiterer Bearbeitung (Fantke et al. 2017 ; Rosenbaum et al. 2008 [ENREF 39](#)).

7.1.9 Versauerung

Diese Wirkungskategorie beschreibt mögliche Auswirkungen auf Boden und Süßwasser, die durch den Eintrag bestimmter Schadstoffe aus der Luft sauer werden. Wenn Säuren freigesetzt werden, sinkt der pH-Wert und der Säuregehalt steigt, was zum Beispiel zu einem weit verbreiteten Rückgang von Nadelwäldern und toten Fischen in Seen in Skandinavien führen kann.

Wirkungsindikator: Kumulative Überschreitungen. Charakterisiert die Veränderung der kritischen Belastungsüberschreitung in empfindlichen Bereichen von terrestrischen und Frischwasser Ökosystemen, in welchen sich versauernde Substanzen ablagern (Posch et al. 2008; Seppälä et al. 2006).

7.1.10 Eutrophierung bzw. Überdüngung

Ökosysteme werden durch Stoffe beeinflusst, die Stickstoff oder Phosphor enthalten (z.B. Gülle, Dünger). Die Folgen der Nährstoffanreicherung sind eine erhöhte Biomasseproduktion (organische Substanz) und eine verminderte Biodiversität, die sich aus dem vermehrten Wachstum der relativ wenigen Arten ergibt, die in der Lage sind, die erhöhte Menge an Nährstoffen zu nutzen. Beispiele sind Algenblüte in aquatischen Ökosystemen auf Kosten derjenigen Arten, die in einer nährstoffarmen Umgebung gedeihen. Ein beträchtliches Algenwachstum führt zum Verschwinden höherer Pflanzen, und der Abbau abgestorbener Algen führt zu einem Sauerstoffmangel, der die Menge der sauerstoffintensiveren Wassertiere (z.B. Speisefische) beeinträchtigen kann (Posch et al. 2008; Seppälä et al. 2006; Struijs et al. 2009).²⁶

7.1.10.1 Süßwasser

Wirkungsindikator: Phosphoräquivalente: Drückt aus, zu welchem Grad die emittierten Nährstoffe in Kompartiment Frischwasser gelangen (Phosphor wird als limitierender Faktor im Frischwasser betrachtet). Gültig für Europa. Durchschnittliche Charakterisierungsfaktoren von länderabhängigen Charakterisierungsfaktoren (Struijs et al. 2009).

7.1.10.2 Meer

Wirkungsindikator: Stickstoffäquivalentes: Drückt aus, zu welchem Grad die emittierten Nährstoffe ins Meer gelangen. Stickstoff wird als limitierender Faktor im Meer betrachtet (Struijs et al. 2009).

7.1.10.3 Terrestrisch

Wirkungsindikator: Kumulative Überschreitungen. Charakterisiert die Veränderung der kritischen Belastungsüberschreitung in empfindlichen Bereichen von terrestrischen Ökosystemen, in welchen sich eutrophierende Substanzen ablagern (Posch et al. 2008; Seppälä et al. 2006).

7.1.11 Ökotoxizität, Süßwasser

Wirkungsindikator: Vergleichbare Toxizitätseinheit für Ökosysteme (Comparative Toxic Unit for ecosystems, CTUe) drücken eine Abschätzung der potenziell betroffenen Fraktionen von Spezies (potentially affected fraction of species, PAF) integriert über Zeit und Volumen pro Masseinheit einer emittierten Chemikalie aus (PAF m³ year/kg).

Das hierfür verwendete Modell ist das USEtox Konsens-Modell (Multimedia Modell). Keine räumliche Differenzierung nebst Kontinenten und Weltregionen. Spezifische Gruppen von Chemikalien bedürfen weiterer Bearbeitung (Fantke et al. 2017 ; Rosenbaum et al. 2008 [ENREF 39](#)).

7.1.12 Landnutzung

Wirkungsindikator: Bodenqualitätsindex

Charakterisierungsfaktor-Sets wurden von der Gemeinsamen Forschungsstelle der Europäischen Kommission vom LANCA® v 2.5 als Basismodell ausgehend neu berechnet. Von ursprünglich 5 Indikatoren wurden nur 4 in die Aggregation übernommen. Die mechanisch-chemische Filtration wurde aufgrund der hohen Korrelation mit mechanischer Filtration ausgeschlossen (De Laurentiis et al. 2019; Horn et al. 2018)

7.1.13 Wassernutzung

Wirkungsindikator: m³ dem Einzugsgebiet entzogene Wasseräquivalente.

²⁶ https://qpc.adm.slu.se/7_LCA/page_09.htm

Mit der Methode AWARE (Relative Available Water Remaining) wird die zur natürlichen Nutzung verbleibende Wassermenge für verschiedene Einzugsgebiete abgeschätzt, nachdem der Bedarf von Menschen und aquatischen Ökosystemen gedeckt ist (Boulay et al. 2018).

7.1.14 Ressourcennutzung, fossil

Wirkungsindikator: Abiotische Ressourcenaufzehrung von fossilen Energieträgern (ADP fossil); basiert auf unteren Heizwerten.

ADP für Energieträger, basierend auf van Oers et al. 2002 wie umgesetzt in CML, v. 4.8 (2016). Modell für die Entnahme basiert auf use-to-availability Verhältnis. Komplette Substitution unter verschiedenen Energieträgern ist angenommen (van Oers et al. 2002).

7.1.15 Ressourcennutzung, Mineralien und Metalle

Wirkungsindikator: Abiotische Ressourcennutzung von Mineralien und Metallen (ADP ultimate reserve).

ADP für Mineralien und Metalle, basierend auf van Oers et al. 2002 wie umgesetzt in CML, v. 4.8 (2016). Nutzungs-Modell basiert auf use-to-availability Verhältnis. Komplette Substitution unter verschiedenen Mineralien ist angenommen (van Oers et al. 2002).

7.1.16 Langzeitemissionen

Die Belastungen durch Langzeitemissionen werden von ESU in der Regel nicht berücksichtigt. Eine erste Auswertung mit Langzeitemissionen zeigte hohe Langzeitemissionen in der Wirkungskategorie Eutrophierung, Frischwasser durch Phosphate aus Abraumhalden der Kohleförderung. Es ist davon auszugehen, dass hier eine hohe Unsicherheit in der Hintergrunddatenbank vorliegt, welcher im Rahmen einzelner Studien nicht korrigiert werden kann. Auch andere Aspekte sprechen aus unserer Sicht dagegen den Langzeitemissionen ein hohes Gewicht in der Ökobilanz-Bewertung zuzusprechen (vgl. hierzu die ausführliche Diskussion in Frischknecht et al. 2007b).

7.1.17 Normierung und Gewichtung

Die Normierung und Gewichtung für die EF Methode wird in Tab. A.7.3 gezeigt. Sie basiert auf folgenden Quellen:

- Normierung (Crenna et al. 2019)
- Gewichtung gemäss (Sala et al. 2018).

Tab. A.7.3 Normierung und Gewichtung für die EF Methode in SimaPro

Wirkungskategorien	Normalisierung	Gewichtung
Klimawandel	0,0001324	21,1%
Ozonabbau	19,10	6,3%
Ionisierende Strahlung	0,000237	5,0%
Photochemische Ozonbildung	0,02447	4,8%
Feinstaub	1680	9,0%
Humantoxizität, nicht Krebs	7768	1,8%
Humantoxizität, Krebs	57961	2,1%
Versauerung	0,018	6,2%
Eutrophierung, Süßwasser	0,6223	2,8%
Eutrophierung, Meer	0,05116	3,0%
Eutrophierung, terrestrisch	0,005658	3,7%
Ökotoxizität, Süßwasser	0,00001763	1,9%
Landnutzung	0,00000122	7,9%
Wassernutzung	0,00008719	8,5%
Ressourcennutzung, fossil	0,00001538	8,3%
Ressourcennutzung, Mineralien und Metalle	15,72	7,6%

Referenzwerte und

Beispiele

Die aktuellen konsumbedingten Umweltbelastungen pro Person und Jahr liegen in der Schweiz bei etwa 1.5 EF-Punkten. Tab. A.7.4 zeigt weitere typische Referenzwerte für das EF-Punktesystem.

Tab. A.7.4 Referenzwerte für Produkte und Dienstleistungen, die einen Milli-EF Punkt verursachen

EF3.1	Ein Milli-Punkt (Tausendstel Punkt) entspricht
24.206,7	Liter Wasser ab Leitung in der Schweiz
0,9	Zentimeter Strasse, für ein Jahr genutzt
35,9	Kilogramm fossiles CO ₂ , direkt emittiert
1,2	Kilogramm fossiles Methan, direkt emittiert
11,13	Gramm Kupfereintrag in landwirtschaftlich genutztem Boden
10,8	Liter Rohöl gefördert, mit Transport bis zur Raffinerie
0,20	Gramm Pestizidanwendung in der Landwirtschaft
25%	des privaten Tageskonsums einer Person in der Schweiz, 2018
24%	des Tageskonsums einer Person in der Schweiz
100,7	km Transport einer Person per Flugzeug
62,5	km Transport einer Person per Auto (Auslastung 1.6 Personen)
1.536,3	km Transport einer Person per Fahrrad
102%	eines vegetarischen Menüs mit 4 Gängen
63%	eines fleischhaltigen Menüs mit 3 Gängen
136%	des täglichen Nahrungsmittelkonsums einer Person in der Schweiz, 2018
2,1	Plastiktragtaschen (Produktion, Vertrieb und Entsorgung)
0,18	T-Shirts aus Baumwolle
1,2%	der Produktion eines Laptops
335%	des täglichen Konsums für Hobbies/Freizeitaktivitäten in der Schweiz, 2018
595%	des täglichen Konsums für Möbeln und Haushaltsgeräten in der Schweiz, 2018

B. Anhang Sachbilanzdaten

B.1 Hintergrunddatenbank

Die ESU Datenbank (ESU-services 2024b) basiert auf dem UVEK-Ökobilanzdatenbestand 2018 (UVEK 2018) und der Methodik für die ecoinvent Datenbank Version 2.2 (Frischknecht et al. 2007a).

Von ESU-services wurden zusätzliche Hintergrunddaten wie z.B. für die Trinkwasserbereitstellung in einer Reihe von Ländern erhoben und ergänzt (Jungbluth & König 2014). Integriert wurden in diese Datenbank auch aktuelle Daten für Erdölförderung, Erdgasförderung, Ferntransport, Verarbeitung, Distribution und Nutzung von Heizölen (Bussa et al. 2023; Jungbluth et al. 2018a; Jungbluth et al. 2018b; Jungbluth & Meili 2018; Meili et al. 2023a, b). Integriert wurden auch neuere Daten zu Plastik-Rohstoffen (PlasticsEurope 2016) und Aluminium (European Aluminium Association 2018).

Die ESU Datenbank enthält eine Reihe von zusätzlichen und aufdatierte Datensätze (Tab. 7.5). Insgesamt enthält die Datenbank über 5000 Datensätze.

Eine Voraussetzung für die Nutzung dieser Daten ist die Verwendung der SimaPro Software mit einer ecoinvent Lizenz für v2.2. Die Daten können als eigene Bibliothek (Datenbank) importiert werden.

Tab. 7.5 Übersicht über Korrekturen, Updates und Erweiterungen für die ESU Datenbank

Changed: 1151	New: 448	Dataset	ESU database UVEK	Error corrected
1		basalt, at mine/RER	OK	Fehler bei Berechnung der Gesamt-PM-Emissionen, Fehler bei Berechnung des Land Use
3		anaerobic digestion plant, biowaste; anaerobic digestion plant, agriculture und anaerobic digestion plant covered, agriculture	OK	Ersterer wurde mit Daten aus der Biogasanlage Wauwil (axpo) ergänzt. Neue Daten für Landverbrauch, Beton und Stahl, restliche Daten sind gleich wie v2.2. Letzterer wurde mit "uncovered" harmonisiert, da davon ausgegangen wird, dass covered = uncovered & Folie. Zum Teil wurden die Werte neu gerechnet, zum Teil wurden die nachgefragten Materialien harmonisiert.
2		Irrigating/US and /CH	OK	Country specific water flows implmented
	18	Photovoltaics, Rockwool, Flexcell, flumroc	OK	Import LC-inventories
	42	Flooring Daten, Klingler, Umweltchemie	OK	Import LC-inventories, 42, viele DS Namen Änderungen
1		Bailing	OK	Added disposal of silage foil
1		Poultry manure, dried, at regional storehouse/CH U	OK	Added Nitrogen as a biotic resource input
57		wood cogen, furnaces	OK	Replace wood ash to landfarming to municipal incineration. Landfarming is not allowed for these plants
1		electricity, wood, at distillery	Deleted	Unit war kg statt kWh
1		Process-specific burdens, municipal waste incineration/CH U	OK	Update Dioxin Emission gemäss Dinkel 2012 auf 0.0006 ug/kg
1		naphtha, APME mix, at refinery/kg/RER	OK	Links replaced with Naphtha, at refinery/kg/RER U
4		Datasets "heat, 10kW and 100kW non-modulating/CH U"	OK	Outdated technology. Links replaced with "light fuel oil, average/CH U"
5		waste management infrastructure	OK	Replacement of 10kW heatings with 100kW
3		at mine, datasets	OK	Replacement of 10kW heatings with 100kW
6	20	tap water	OK	Replaced and deleted the outdated datasets from v2.2 and KBOB 2016 with new LCI by ESU
1		Epichlorohydrin, from hypochlorination of allyl chloride, at plant/RER U	OK	Water consumption reduced by factor 1000
1		iron ore, 46% Fe, at mine/GLO	OK	Particles reduced by factor 10 according to Email by World Steel, project trade for BAFU
1		hard coal, at mine/IN	OK	Uncertainty bug corrected. Lognormal instead of Normal
57	1	agricultural products updated emission factors	OK	Added impacts of peat and land transformation, corrected land use categories
1		Peat, at mine/NORDEL	OK	Update inventory
1		carbon black	OK	Crude oil input updated crude oil, import mix, at long distance transport/kg/RER U
12	10	rare earth metals update and Ruthenium	OK	Update with 674 Project data with new price allocation and additional by-products
1		electricity mix, DE	OK	Update 2019
1		natural gas mix, DE	OK	Update 2019
7		Natural gas, low pressure/ CH	OK	Input RER instead of CH for all RER datasets. RER DS linked to CH Input
2		tap water, at user CH/RER	OK	link to new nomenclature of data
	1	activated carbon	OK	new dataset
2		solid manure spreading	OK	nitrogen ressource added
1		crude coconut oil PH	OK	electricity mix adapted
	4	electricity PH	OK	imported
	1	operation barge	OK	old data imported
	1	disposal flumroc	OK	imported
	4	electricity, parameterized	OK	imported
1		methanol	OK	gas inputs corrected
	6	passenger car /DE	OK	rough assumption with fuel use
35		data biogas project 320	OK	Updated prices for allocation
1		vegetable oil, from waste cooking oil	OK	glyzerine changed also to waste input
16		operation datasets for transport	OK	import old KBOB datasets
1		zinc, primary, at regional storage	OK	zinc emissions to air, 4.4E-5 according to ecoinvent v3.6, ROW
4	12	electricity mixes, renewable RER and DE	OK	Newly modelled
2		biogas, production mix CH/RER	OK	Update of input mix for 2018
1	36	crude coconut oil, at plant/PH	OK	Import of 36 datasets from WFLDB and replace the old dataset with "Coconut oil, at oil mill (WFLDB 3.1)/GLO" also relinking former links. Delete the original dataset.
1		Lithium carbonate, at plant/GLO	OK	Input natural gas/JP relinked to GLO dataset
	1	aluminium chloride	OK	Modelled with v3 data
6	7	Several plastics data	OK	Import of PlasticsEurope data later than 2012 as system process with own assumptions on waste disposal. Implementation of emission factor for methane harmonized with new oil and gas data.
225	125	Photovoltaics Update 2020 by Treeze	OK	Import of new and replaced LCI data for the PV
6		fuel oil, burned in heating	OK	fuel oil, burned in heating, LHV korrigiert
210	36	crude oil and natural gas	OK	Update of oil and gas chains including additional data for GLO, GB, DE, ES, BE with reference year 2019, delete old LNG at freight ship
1	9	electricity and tap water VN	OK	
65	8	electricity mixes	OK	Update with reference year 2021
10	8	aluminium production	OK	Update with reference year 2018
0	21	tap water DE, water pipes and other materials for water supply	OK	Update with data from DE
0	2	polyoxymethylene, copolymer, at plant	OK	New data
40	0	refinery products, water balance	OK	
2	0	discharge, oil production effluents	OK	
350	75	crude oil and natural gas	OK	Update with reference year 2021, Additional crude oil and natural gas long-distance transports and markets

B.2 ESU Ökobilanz Datenbank für Nahrungsmittel (2024)

Preis: 1900 € für Systemprozesse im SimaPro Format

7500 € für Einheitsprozesse in Kombination mit ESU Datenbank als Bibliothek

Für unsere Projekte im Zusammenhang mit Nahrung und Ernährung arbeiten wir in der Regel mit der ESU Datenbank für Nahrungsmittelproduktion und Konsum (ESU-services 2024a). Im Vergleich zu allen anderen verfügbaren Datenbanken sind folgende Eigenschaften einzigartig:

- Vollständige und konsistente Bilanzierung aller für den Schweizer Markt relevanten Nahrungsmittelprodukte
- Bilanzierung vom Acker bis zum Supermarkt/Grossverbraucher für viele Produkte unter Berücksichtigung der Nahrungsmittelverluste im Lebensweg, der Transporte und Verpackungen
- Wasserbilanzen über den Lebensweg
- Angaben zur Unsicherheit für Monte-Carlo Simulationen sind für alle Einträge verfügbar
- Vollständige Erfassung aller relevanten Umwelteinwirkungen und Berechnung aller gängigen Umweltindikatoren in Ökobilanzen
- Parametrisierung wichtiger Prozesse (z.B. Düngemittlemissionen, Strombedarf bei Lagerung oder Gewächshausheizungen), um Aktualisierungen einfach und schnell vorzunehmen.
- Ausführliche Dokumentation im elektronischen EcoSpold Format und teilweise Berichte auf unserer Homepage.

Die Datenbank basiert auf Grundlagenarbeiten von Niels Jungbluth. Die ersten Bilanzen wurden 1995 erstellt (Jungbluth 1995). Mit der Dissertation von Niels Jungbluth wurden erstmals vollständige Ökobilanzen für den Fleisch- und Gemüsekonsum in der Schweiz erarbeitet (Jungbluth 2000). In den letzten 25 Jahren wurden diese Daten in zahlreichen Projekten unter seiner Leitung kontinuierlich aufdatiert und ergänzt (z.B. Annaheim et al. 2019; Annaheim & Jungbluth 2019; Buchspies et al. 2011; Büsser & Jungbluth 2008a, b; Büsser et al. 2008; Büsser & Jungbluth 2009a, b, c, d, e; Classen & Jungbluth 2002; Doublet & Jungbluth 2013; Doublet et al. 2013a, b; Eggenberger & Jungbluth 2015a, b; Eggenberger et al. 2016; Flury & Jungbluth 2012; Flury et al. 2013a; Flury et al. 2013b; Flury & Jungbluth 2013; Jungbluth 1997; Jungbluth et al. 2001; Jungbluth & Faist Emmenegger 2005; Jungbluth et al. 2007; Jungbluth et al. 2012-2018; Jungbluth et al. 2013a; Jungbluth et al. 2013b; Jungbluth et al. 2014; Jungbluth & König 2014; Jungbluth & Eggenberger 2015; Jungbluth et al. 2015; Jungbluth et al. 2016a; Jungbluth et al. 2016b; Jungbluth et al. 2016c; Jungbluth et al. 2016d; Jungbluth et al. 2016e; Keller et al. 2016; Leuenberger & Jungbluth 2009; Meier et al. 2015; Stucki et al. 2012).

Die ESU-services Datenbank für Nahrungsmittelproduktion und Konsum enthält mehr als 2500 Datensätze mit Bezug zur Ernährung, z.B.:

- Vereinfachte landwirtschaftliche Produktionsprozesse: Anwendung von Düngern und Pflanzenschutzmitteln
- Gemüse: Spinat, Salat, Tomaten, Kohl, Kartoffeln, Spargel, etc.
- Früchte: Äpfel, Orangen, Erdbeeren, Weintrauben, etc.
- Fleischprodukte: Schwein, Kalb, Rind, Lamm, Geflügel, Insekten, Eier
- Fleischersatzprodukte: Tofu, Quorn, Soja Gehacktes, Falafel, Beyond Meat Burger, Planted Chicken, etc.
- Vegane Produkte: Sahne, Drinks, Joghurt
- Fisch: Kabeljau, Hering, Makrele, Lachs
- Molkereiprodukte: Milch, Butter, Joghurt, Käse, Sahne, Milch- und Molkepulver
- Grundnahrungsmittel: Nudeln, Brot, Mehl, Reis
- Getränke: Mineralwasser, Trinkwasser, Säfte, Bier, Wein, Kaffee, Milch, pflanzliche Drinks, etc.

- Süßigkeiten: Schokolade, Speiseeis, Riegel
- Mahlzeiten für Kantinen, Restaurants, Fertiggerichte und Haushalte
- Haushaltsgeräte: Kühlschrank, Kochherde, Mikrowelle, Kaffeemaschine, Sprudlergeräte
- Konsum: Verpackungen, Heimtransporte, Distribution, Kochen, Kühlen
- Heimtiere und Tiernahrung: Pferde, Hunde, Katzen, Kaninchen, Fische, Vögel
- Lagerung, Distribution von Nahrungsmitteln in Supermärkten und Zentrallagern

Die meisten Einheitsprozesse sind als Hintergrunddatenbank mit der ESU-Datenbank verknüpft. Einzelne Datensätze sind mit anderen Datenbanken zu Lebensmitteln verknüpft, die in diesem Bericht beschrieben werden.

Die Daten werden von ESU-services im Rahmen des Angebotes „Data-on-Demand“ (siehe www.esu-services.ch/data/data-on-demand/ mit Excel-Liste) verkauft und heute von über 200 Kunden für ihre Ökobilanzierungen eingesetzt.²⁷ Eine Vielzahl von Daten zum Carbon Footprint aus dieser Datenbank werden zudem von der Firma Carbonostics (Teixeira 2011)²⁸ für ihr Berechnungstool verwendet. Neben der internen Qualitätskontrolle im Rahmen der durchgeführten Studien und Quervergleichen zu anderen Datenbanken wurden Daten aus der ESU-services Datenbank für dieses Tool re-viewt.

Neben den Daten zu Nahrungsmitteln kann auch in anderen Teilbereichen auf die ESU Datenbank zurückgegriffen werden. Speziell zu erwähnen sind z.B. Daten zu Textilien, Konsumgütern oder zu Bioenergie.

²⁷ <https://www.esu-services.ch/network-customers/data-customers/>

²⁸ <https://www.carbonostics.com>