

Ökobilanzen strombasierter synthetischer Kraftstoffe: worauf es ankommt

Stephan Kigle (skigle@ffe.de), Simon Pichlmaier (spichlmaier@ffe.de), Josef Huber (jhuber@ffe.de), Anika Regett (aregett@ffe.de)

Forschungsstelle für Energiewirtschaft e. V., Am Blütenanger 71, 80995 München, www.ffe.de

Zur Erreichung der Klimaziele muss die Defossilisierung des Verkehrssektors vorangetrieben werden. Strombasierte synthetische Kraftstoffe stellen dabei eine Möglichkeit zur Reduktion der CO₂-Emissionen dar. Die Nachhaltigkeit dieser Kraftstoffe hängt jedoch stark von den gesamtökologischen Umweltwirkungen ab, welche sich mit einer Ökobilanz untersuchen lassen. Da noch nicht entschieden ist, welche Kraftstofftechnologie sich in Zukunft durchsetzen wird, stellt sich die Frage: Wie lassen sich die Umweltwirkungen strombasierter synthetischer Kraftstoffe miteinander vergleichen? Ziel dieses Artikels ist es, die Herausforderungen bei der Erstellung einer Ökobilanz strombasierter synthetischer Kraftstoffe im Verkehrssektor aufzuzeigen und einen möglichen Lösungsvorschlag zu skizzieren.

Motivation und Überblick

Laut Klimaschutzbericht 2018 des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) wird Deutschland seine Klimaschutzziele für 2020 – eine Minderung der Treibhausgasemissionen (THG) um 40 % gegenüber 1990 – um acht Prozentpunkte verfehlen [1]. Dabei sind insbesondere die CO₂-Emissionen aus dem Verkehrssektor als kritisch einzustufen. Im Jahr 2016 betragen diese Emissionen insgesamt 212 Mio. t CO₂. Der größte Anteil entfällt dabei auf den Straßenverkehr (81,5 %). Der Flugverkehr ist für 14,9 % der CO₂-Emissionen verantwortlich, Schienenverkehr und die Küsten- und Binnenschifffahrt tragen zusammen 3,6 % bei. Wie in Abbildung 1 dargestellt, entfallen mehr als die Hälfte (54,6 %) aller CO₂-Emissionen auf den fossilen Energieträger Diesel, gefolgt von Benzin mit 27,6 %. Die Verwendung elektrischer Energie als Energieträger im Verkehrssektor verantwortet aktuell nur einen kleinen Anteil von 2,7 % der CO₂-Emissionen im Verkehrssektor. Es ist bemerkenswert, dass diese Zahlen gegenüber 1990 nahezu konstant geblieben sind [2].

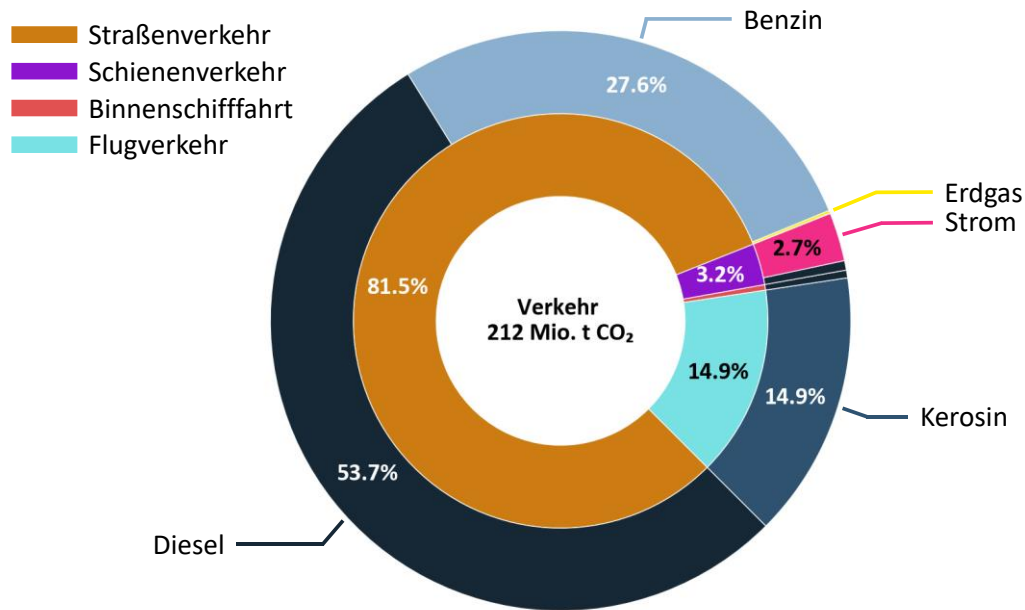


Abbildung 1 CO₂-Emissionen des Verkehrssektors aufgeschlüsselt nach Sektoren und Energieträgern im Jahr 2016 (Allokation nach Standortprinzip)

Um dieser Stagnation entgegenzuwirken, hat das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) unter anderem die Förderinitiative `Energiewende im Verkehr` (EiV) ins Leben gerufen. In dieser Initiative untersuchen 150 Projekte innovative Technologien und Konzepte für die Herstellung und Nutzung von alternativen strombasierten Kraftstoffen. Diese sollen dazu beitragen, THG-Emissionen zu verringern und eine Kopplung der Sektoren Verkehr und Strom voranzutreiben [3]. Dabei gilt es sicherzustellen, dass die neuen Kraftstofftechnologien und die produzierten Kraftstoffe umweltfreundlicher als fossile Energieträger sind. Deshalb wird die Förderinitiative EiV von dem Begleitforschungsprojekt BEniVer (FKZ: 03EiV116C) begleitet. Im Rahmen von BEniVer werden die ökologischen Auswirkungen der unterschiedlichen Kraftstoffpfade über den gesamten Lebenszyklus – von der Erzeugung über die Produktion bis hin zur Anwendung – untersucht. Doch wie lassen sich unterschiedliche Kraftstoffe und Herstellungspfade miteinander vergleichen und welche Umweltwirkungen spielen überhaupt eine Rolle? Welche Stromzusammensetzung soll für zukünftige Jahre gewählt werden? Wird das gebundene CO₂ dem Kraftstoff gutgeschrieben? Gibt es Daten aus dem Realbetrieb – und wenn ja: In welcher Form liegen diese vor?

Die Herausforderungen, die sich aus diesen Fragestellungen ergeben, werden im Folgenden anhand einer Meta-Studie herausgearbeitet und die Notwendigkeit einer einheitlichen Bilanzierung der Umweltwirkungen über Projektgrenzen hinweg erörtert. Schließlich wird diskutiert, wie das Projekt BEniVer diesen Herausforderungen begegnen wird.

Der Status Quo und seine Herausforderungen

In der wissenschaftlichen Diskussion existiert derzeit noch kein Konsens über die Bezeichnung alternativer Kraftstoffe. Deshalb wurden mehrere Synonyme (Power-to-Gas, Power-to-Liquid, Biofuels, Green Fuels, Synthetic Fuels, Renewable Fuels, alternative Fuels, Electrofuels) in eine systematische Literaturrecherche miteinbezogen. Analog zu dieser Vorgehensweise wurde auch eine Liste an Suchbegriffen für den Begriff Ökobilanz (Life Cycle Assessment (LCA), Sustainability Assessment, Multi-Criteria Assessment, Life Cycle

Inventory) erstellt. Diese Vielfalt der in der Literatur kursierenden Synonyme macht es schwer, mit nur einer Suchanfrage alle relevanten Studien zu erfassen. Aus diesem Grund wurde eine kleinteiligere Methodik, die im Folgenden beschrieben wird, gewählt. Als Suchmaschine wurde Google Scholar verwendet.

Die Suchergebnisse jeder Kombination zweier Synonyme aus den zwei Themengebieten (bspw. „Power-to-Gas“ + „LCA“) wurden hinsichtlich aller oben genannten Synonyme anhand des Titels, der Schlagworte und der Kurzfassung durchsucht und alle Publikationen, die einen Treffer aufwiesen, ausgewählt. Die Suche fand am 18. März 2019 statt. Abschlussarbeiten sowie Bücher wurden aus der Suche ausgeschlossen. Ebenso wurden Studien mit Fokus auf der Ökobilanz von Elektrofahrzeugen – ein derzeit sehr kontrovers diskutiertes Thema [4] – nicht berücksichtigt. Die direkte Verwendung von Elektrizität wurde im Sinne dieser Analyse nicht als alternativer Kraftstoff gewertet. Die Suche wurde auf englische Literatur beschränkt, da die meisten Fachzeitschriften in englischer Sprache publizieren.

Abbildung 2 zeigt den historischen Verlauf der Anzahl an Veröffentlichungen bis ins Jahr 2018. Es lässt sich erkennen, dass nach anfänglich geringen Publikationszahlen deren Anzahl im Bereich der LCA biomassebasierter Kraftstoffe in den Jahren 2004 bis 2011 rapide ansteigt und sich seitdem auf einem hohen Niveau hält. LCAs strombasierter synthetischer Kraftstoffe hingegen geraten erst seit 2016 zunehmend in den Fokus.

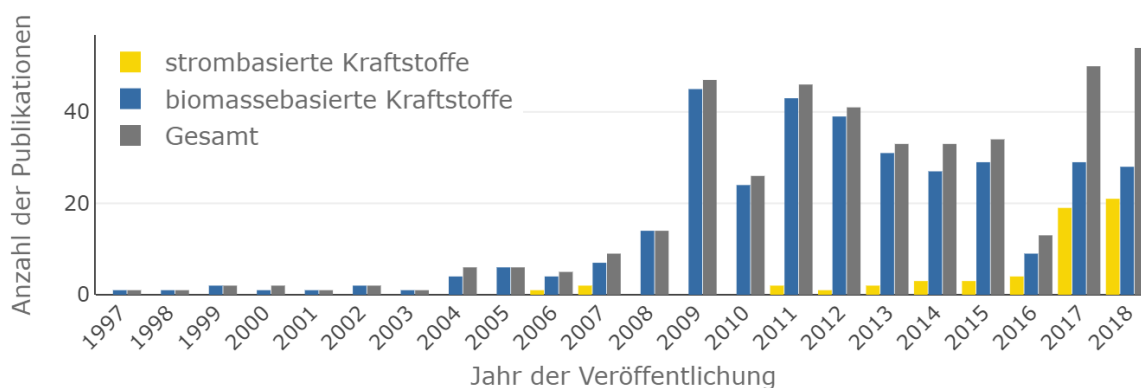


Abbildung 2 Historischer Verlauf der Anzahl an Publikationen im Bereich LCA und alternative Kraftstoffe. Relevante Publikationen, die weder der Gruppe der strom- noch biomassebasierten Kraftstoffe zugeordnet werden konnten, wurden der Gruppe „Andere“ (nicht dargestellt) zugeordnet.

Ziel dieses Artikels ist es, die Herausforderungen bei der Erstellung der LCA strombasierter synthetischer Kraftstoffe im Verkehrssektor aufzuzeigen. Deshalb wurden aus den 61 Publikationen, die sich mit der LCA strombasierter Kraftstoffe befassen, alle 23 Publikationen (siehe Anhang Anhang

Tabelle 1) ausgewählt, die den Fokus explizit auf die Anwendung im Verkehrssektor legen. In den 23 Publikationen werden insgesamt sieben verschiedene strombasierte synthetische Kraftstoffe betrachtet: Wasserstoff (16), Methanol (6), Methan (5), Dimethylether (DME) (3), Ammoniak (3), Fischer-Tropsch (FT)-Kraftstoff (2) und Oxymethylenether (OME) (1).

Im Hinblick auf die bilanzierten Teilprozesse lässt sich feststellen, dass der Detailgrad der einzelnen Publikationen stark variiert. So werden in [18] und [26] lediglich Ergebnisse für die Teilprozesse Kraftstoffherstellung und Nutzung betrachtet. In [16] dagegen werden beispielsweise sechs Teilprozesse von der Stromerzeugung über die Elektrolyse, der CO₂-Gewinnung, Methanisierung, Aufbereitung und schließlich der Nutzung des Kraftstoffs analysiert. In 70 % der Publikationen wird die Elektrolyse als einer

der größten Stromverbraucher bei der Kraftstoffherstellung gesondert ausgewiesen und mehr als die Hälfte der Studien (52 %) führen Ergebnisse für die Energiebereitstellung auf.

Die Ökobilanzen werden in 14 Fällen mit Hilfe von LCA Datenbanken oder Simulationssoftwares erstellt. Am häufigsten wird dabei auf die Datenbanken ecoinvent und GaBi zurückgegriffen. Zur Modellierung finden insbesondere SimaPro und GaBi Verwendung. Sechs Publikationen stützen sich bei ihren Analysen ausschließlich auf Sekundärquellen aus der Literatur. Zwei Studien ([8], [12]) beziehen explizit Daten für Fahrzeuge aus Datenblättern in die Bilanz mit ein und nur eine Studie ([13]) gibt an, Datenblätter für die Bilanz des Elektrolyseurs zu verwenden (siehe Anhang Tabelle 2). Auffallend ist, dass keine der Studien real gemessene Daten aus dem Anlagen- oder Fahrzeugbetrieb in die Bilanz einfließen lässt. Hier ist eindeutig eine Datenlücke erkennbar.

Zusätzlich zu diesen technischen Punkten wurden die Studien hinsichtlich der wichtigsten Aspekte bezüglich des methodischen Vorgehens, die laut der Normen ISO 14040 [28] und ISO 14044 [29] definiert werden sollten, analysiert (siehe Anhang Tabelle 3). Die funktionelle Einheit dient als Referenz- und Vergleichsgröße, um die Umweltwirkung eines Produktes (oder einer Technologie) innerhalb der festgelegten Systemgrenze in Bezug auf seinen Nutzen zu bewerten und vergleichbar zu machen. Die Systemgrenze wiederum definiert den Bilanzraum, für den die Umweltwirkung für verschiedene Wirkungskategorien quantifiziert werden soll. Für jede Wirkungskategorie werden nach einer bestimmten Methode (bspw. ReCiPe, CML2001, etc.) verschiedene Emissionen mit ähnlicher Wirkweise zusammengefasst und diese mittels Umrechnungsfaktoren in einen Wirkungsindikator mit einer normierten Einheit übersetzt. So wird beispielsweise die Wirkungskategorie Klimawandel mithilfe des Wirkungsindikators Treibhauspotenzial in kg CO₂-Äquivalenten (kg CO₂-Äq.) ausgedrückt. Ein weiterer wichtiger Aspekt bei der Bilanzierung eines Prozesses oder Produktsystems ist die Allokation. Hierunter ist die Zuordnung der eingehenden und ausgehenden Stoff- und Energieströme eines Prozesses oder Produktsystems zum untersuchten Produktsystem bzw. der untersuchten Technologie im Falle von „Multi-Output“-Prozessen zu verstehen. [28]

Zusätzlich zu den zuvor genannten Punkten spielt auch die Typologie der Bilanz eine wichtige Rolle, da diese Auswirkung auf die Modellierung und die benötigten Daten hat. So ist zu unterscheiden, ob es sich um eine sogenannte „attributorial“ oder eine „consequential“ LCA handelt. Damit wird entschieden, ob das Ziel der Analyse ist, die Umwelteinwirkungen einem Produkt oder Prozess zuzuordnen („attributorial“) oder aber die Änderung der Umwelteinwirkungen durch die Veränderung der Nachfrage nach einem Produkt bzw. einer Technologie oder dessen bzw. deren Eigenschaften zu bestimmen („consequential“). Während im Falle einer „attributorial“ LCA durchschnittliche Daten zum Einsatz kommen, werden für eine „consequential“ LCA sogenannte marginale Daten benötigt, die die Veränderungen im System beschreiben. Der Zeitrahmen der Bilanz ist klar zu definieren. Bezieht sich die Datenlage auf einen in der Vergangenheit liegenden Zeitpunkt, wird von einer retrospektiven LCA gesprochen, liegt der Zeitpunkt hingegen in der Zukunft, von einer prospektiven LCA. [30]

Prinzipiell lassen sich in den 23 untersuchten Studien drei Bilanzräume mit unterschiedlichen Systemgrenzen unterscheiden: Die Kraftstoffbereitstellung (well-to-tank, cradle-to-gate), die Kraftstoffanwendung (well-to-wheel, well-to-haul) und der gesamte Lebenszyklus (cradle-to-grave). Diese unterscheiden sich hinsichtlich der verwendeten funktionellen Einheit. Werden die Ergebnisse für die Kraftstoffbereitstellung auf den Massen- oder Energiestrom des Energieträgers bezogen, beziehen sich die Ergebnisse für die Kraftstoffanwendung auf die funktionelle Einheit `km` oder die Endenergie (funktionelle Einheit: MJ, GJ). Lediglich [20], [21] sowie [22] nutzen Personenkilometer (Pkm) beziehungsweise Tonnenkilometer (tkm) als funktionelle Einheit, welche neben der gefahrenen Strecke auch die eigentliche Funktion des Personen- bzw. Gütertransports enthält. Insgesamt werden bei den elf well-to-wheel-Analysen

sechs unterschiedliche funktionelle Einheiten genutzt. Diese Vielzahl an unterschiedlichen funktionellen Einheiten – zusammen mit der großen Variation der Detailtiefe und Anzahl untersuchter Teilprozesse – erschwert den Vergleich der Ergebnisse zwischen den Studien erheblich.

Gemein ist allen Studien, dass die Klimawirkung in CO₂-Äq. berechnet wird. Betrachten einzelne Studien ([7], [14], [16], [17], [25]) allerdings nur diese eine Wirkungskategorie, untersuchen andere Studien ([24]) bis zu elf verschiedene Wirkungskategorien. Darunter finden sich Wirkungskategorien aus den Bereichen Atmosphäre (Klimawandel, Ozonabbau), Luft (Feinstaub, photochemische Ozonbildung), Gesundheit (Humantoxizität, Kanzerogenität, ionisierende Strahlung), Umwelt (Eutrophierung, Versauerung, Ökotoxizität) und Ressourcen (Ressourcenverbrauch, Primärenergieverbrauch [31]). Über alle Publikationen hinweg können insgesamt 13 Wirkungskategorien (siehe Anhang Tabelle 4) identifiziert werden. Drei weitere Kategorien (L3: Stickoxidemissionen; L4: Luftverschmutzung sowie G4: Flüchtige organische Verbindungen) werden in einigen Studien ([6], [9], [15], [18]) als Wirkungskategorien verwendet, sind aber den Emissionen auf Sachbilanzebene zuzuordnen. Es ist somit festzustellen, dass auch im Hinblick auf die relevanten Wirkungskategorien, über den Klimawandel hinaus kein Konsens in der Literatur besteht, welche Emissionen bei der Bewertung der Umweltwirkung strombasierter synthetischer Kraftstoffe von Bedeutung sind.

Bezüglich der Allokation treffen die wenigsten Publikationen eine Aussage. Lediglich [5], [11] und [13] machen hierzu eine Angabe. So findet die Allokation der Umweltwirkungen in [5] anhand der Masse bzw. Energie statt. In [13] werden die Umweltwirkungen anhand ökonomischer Faktoren allokiert. Nach ISO 14040 gehört die Definition des Allokationsverfahrens jedoch zur Festlegung des Untersuchungsrahmens einer LCA [28]. Da die Allokationsmethode einen großen Einfluss auf die ökologische Verträglichkeit der Kraftstoffe besitzt [11], gibt es in diesem Punkt dementsprechend Nachholbedarf in der Wissenschaft. Eine ausführliche Diskussion der Allokationsmethode würde somit zu einer größeren Transparenz bei der Ergebnisdeutung einer LCA beitragen.

In Bezug auf die Typologie der LCA lassen sich alle 23 Publikationen dem Typ „attributional“ zuordnen. Weiterhin haben fünf der Publikationen einen prospektiven und 18 einen retrospektiven Charakter. Alle fünf der prospektiven LCAs sind in den Jahren 2017 bis 2019 entstanden. Daraus lässt sich schließen, dass die Abschätzung der zukünftigen ökologischen Auswirkungen von Technologien an Bedeutung gewinnt. Der Fokus liegt dabei insbesondere auf der Entwicklung des Strommixes in zukünftigen Energiesystemen. Wird in [15] unter anderem der EU-Mix im Jahr 2020 betrachtet, analysiert [25] die Stromzusammensetzung in Deutschland für das Jahr 2030. In [19] und [24] wird der LCA die Schweizer bzw. deutsche Stromzusammensetzung für das Jahr 2050 zugrunde gelegt. Eine gesamtsystemische Modellierung des Bereitstellungssektors zur Ableitung von Zukunftsszenarien liefert hier einen wertvollen Beitrag. Ein weiterer Punkt, der einen Vergleich der Ergebnisse unterschiedlicher Studien erschwert und besonders bei prospektiven LCAs eine Rolle spielt, ist die Abschätzung der technologischen Entwicklung und Größe zukünftiger industrieller Anlagen. Wird in einigen Studien lediglich die Stromzusammensetzung angepasst ([15], [19]), werden in anderen Publikationen zusätzlich neue Technologien ([25]) oder Effizienzsteigerungen bei bestehenden Technologien angenommen ([24]).

Den Einfluss der oben genannten methodischen Parameter und Rahmenbedingungen auf das Ergebnis verdeutlicht Abbildung 3. Dazu wurden aus den 23 Studien diejenigen ausgewählt, die sich aufgrund der Wahl des untersuchten Kraftstoffs, der Wirkungskategorie und der verwendeten funktionellen Einheit miteinander vergleichen lassen.

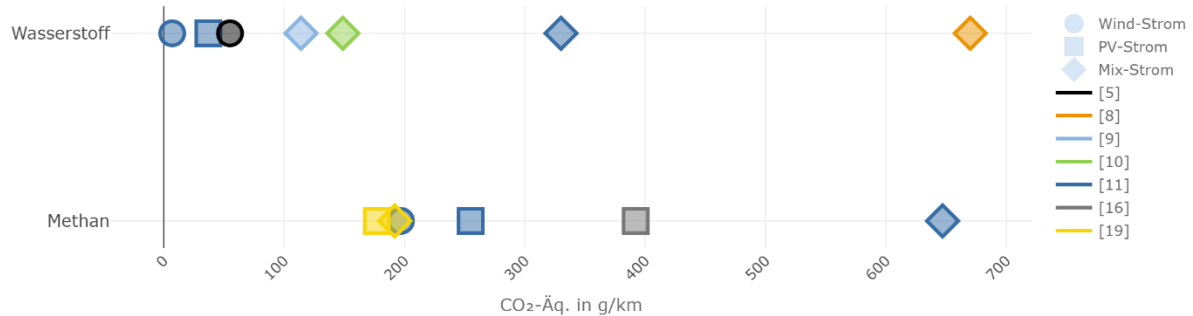


Abbildung 3 Vergleich der Ergebnisse ausgewählter retrospektiver Studien (ähnliche Annahmen für CO₂-Bereitstellung) für die Klimawirksamkeit der strombasierten Kraftstoffe Wasserstoff und Methan in Abhängigkeit der Herkunft des Stroms (funktionelle Einheit: km)

Hinsichtlich der Strombereitstellung ist festzustellen, dass alle Studien, die zwischen der Produktion strombasierter synthetischer Kraftstoffe aus erneuerbaren Energien und dem Strommix unterscheiden, zu dem Ergebnis gelangen, dass der Ausstoß an THG-Emissionen bei Kraftstoffen – basierend auf dem Strommix – um ein Vielfaches höher ist. Dies liegt an dem noch immer hohen Anteil fossiler Brennstoffe im Bereitstellungssektor. Außerdem unterscheiden sich die Ergebnisse, die einen Strommix für die Produktion der Kraftstoffe annehmen, stark. In [8] werden die Emissionen zu 670 g CO₂-Äq. pro km an THG-Emissionen für die Produktion von Wasserstoff mit Strommix bilanziert, wohingegen in [9] lediglich ein Ausstoß von 114 g CO₂-Äq. pro km ausgewiesen wird. Dies ist in erster Linie auf die unterschiedlichen Emissionsfaktoren für Strom an den Produktionsstandorten Australien [8] und Ontario in Kanada [9] zurückzuführen.

Weiterhin geht aus Abbildung 3 hervor, dass sich die Emissionen für den Kraftstoff Methan aus PV-Strom in den Studien stark unterscheiden, obwohl die Emissionen für die Bereitstellung gering sind. Der Unterschied zwischen [11] und [16] lässt sich unter anderem dadurch erklären, dass in [16] die Fahrzeugproduktion, Fahrzeuginstandhaltung und Straßen mit in die Ökobilanz einbezogen wurden. Diese Posten machen rund 100 g CO₂-Äq. pro km aus. Die restliche Differenz ist durch unterschiedliche Annahmen hinsichtlich der Effizienz der Elektrolyseure, der Methanisierung, aber auch der CO₂-Bereitstellung bedingt. Auch in [19] wird die Fahrzeugproduktion in die Bilanz miteinbezogen. Trotzdem sind die Emissionen um rund die Hälfte niedriger als in [16]. Der Grund dafür sind die unterschiedlichen Emissionen während der Betriebsphase des Fahrzeugs. Während in [19] nur 1 g CO₂-Äq. pro km für die Emissionen eines Methan-Fahrzeugs während des Fahrzeugbetriebs angenommen werden, sind es in [16] knapp 150 g CO₂-Äq. pro km. Diese Differenz liegt in der unterschiedlichen Bilanzierungsweise des für die Methanisierung verwendeten CO₂. In [19] entstehen durch die Fixierung von CO₂ während der Herstellung des Methans negative Kohlenstoffdioxidemissionen. Diese gleichen dann die Emissionen während der Kraftstoffnutzung zu großen Teilen aus. Dagegen wird in [16] davon ausgegangen, dass die Gutschrift für die Kohlenstoffabscheidung der fossilen Industrieanlage (Zementwerk, Gaskraftwerk) angerechnet wird. Deren Erzeugnisse – Zement oder Strom – weisen dann eine verbesserte THG-Bilanz auf. Auch hier wird deutlich, welche Auswirkung die Allokation – in diesem Fall des gebundenen CO₂ – auf das Ergebnis der LCA hat.

Worauf es ankommt

Aus den gewonnenen Erkenntnissen lassen sich die folgenden drei wesentlichen Barrieren für die Erstellung vergleichbarer LCAs synthetischer strombasierter Kraftstoffe ableiten: fehlende Daten aus dem Realbetrieb, inkonsistente Rahmenbedingungen und erschwerte Vergleichbarkeit der Ergebnisse durch unterschiedliche methodische Verfahren. Diesen Herausforderungen wird das Projekt BEniVer mit einer modularen [32], flexiblen und integrativen Methodik begegnen. Gestützt wird diese von einem einheitlichen Datenkonzept und methodischen Vorgaben für die Umsetzungsprojekte der Förderinitiative EIV (siehe Abbildung 4).

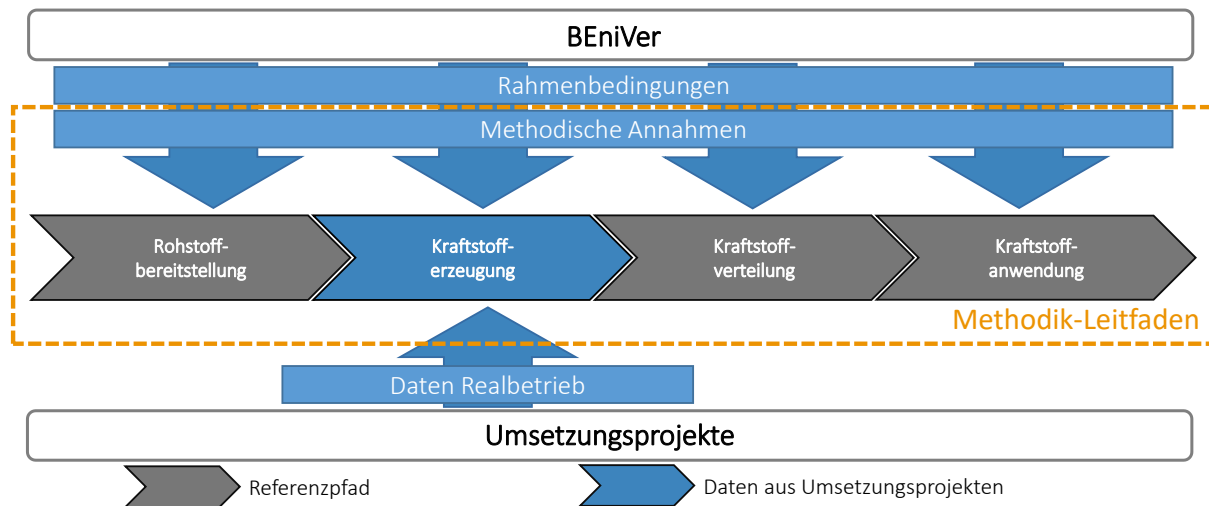


Abbildung 4 Methodischer Rahmen und Datenintegration im Forschungsprojekt BEniVer

Dazu werden in einem ersten Schritt Referenzpfade erarbeitet. Diese bilden den kompletten Lebenszyklus eines Kraftstoffpfades – unterteilt in die Subzyklen Rohstoffbereitstellung, Kraftstoffherzeugung, Kraftstoffverteilung und Kraftstoffanwendung – ab. Daten aus den Umsetzungsprojekten werden anschließend sukzessive in die Bilanz integriert. Dazu ist es notwendig, bereits im Vorfeld im Rahmen eines übergeordneten Datenkonzepts ein standardisiertes Datenerhebungsverfahren zu definieren. Als Rahmenbedingungen werden quantitative Szenarien für Zukunftsbilder nachhaltiger Mobilität und des Energiesystems von der Begleitforschung bereitgestellt. Zusätzlich werden methodische Annahmen in einem Methodik-Leitfaden für alle LCA-Anwender innerhalb der Forschungsinitiative EIV als auch für interessiertes Fachpublikum bis Ende des Jahres 2019 veröffentlicht. Darin werden unter anderem zu bewertende Wirkungskategorien, Systemgrenzen für die einzelnen Subzyklen und Technologien sowie deren funktionelle Einheiten aber auch die Allokationsmethode definiert. Dadurch werden Ergebnisse über Projektgrenzen hinweg miteinander vergleichbar gemacht und eine größere Transparenz bezüglich der Umweltwirkungen unterschiedlicher Kraftstoffpfade erreicht.

Fazit

Die ganzheitliche Bewertung von Lösungsansätzen zur Defossilisierung des Verkehrssektors ist unbedingt notwendig, um objektive Aussagen bezüglich deren Nachhaltigkeit treffen zu können. Eine LCA stellt genau dafür ein geeignetes Werkzeug dar. Speziell zur Bewertung der Umweltwirkungen strombasierter synthetischer Kraftstoffe wird in den letzten Jahren vermehrt auf die LCA-Methodik zurückgegriffen. Das Interesse auf diesem Gebiet – gemessen an den Publikationszahlen – ist in den letzten Jahren kontinuierlich gestiegen. Trotz der Vielzahl an Veröffentlichungen und normierten LCA-Standards gestaltet sich der Vergleich von Ergebnissen zwischen unterschiedlichen Kraftstoffen über verschiedene Studien hinweg schwierig. Dies liegt an fehlenden Daten aus dem Realbetrieb, aber auch an den sehr vielfältig gewählten Rahmenbedingungen. Eine große Rolle spielt hierbei zum Beispiel die CO₂-Intensität des

Bereitstellungssektors. Aber auch unterschiedlich gewählte Systemgrenzen und unterschiedliche funktionelle Einheiten verkomplizieren den Vergleich der Ergebnisse. Schließlich wird die Allokation von Umweltwirkungen – insbesondere für das gebundene CO₂ – in der Fachliteratur unterschiedlich gehandhabt oder gar nicht thematisiert.

Das Forschungsprojekt BEniVer hat den ökologischen Vergleich verschiedener Kraftstoffpfade zum Ziel. Alle Annahmen und Eingangsgrößen werden so weit wie möglich harmonisiert, um transparente und aussagekräftige Ergebnisse zu generieren. Aus diesem Grund wird das Begleitforschungsprojekt einen Methodik-Leitfaden veröffentlichen und durch eine modulare, flexible und integrative Methodik Daten aus den Umsetzungsprojekten in die LCA integrieren.

Quellen

- [1] Klimaschutzbericht 2018 - Zum Aktionsprogramm Klimaschutz 2020 der Bundesregierung. Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU), 2019.
- [2] Pichlmaier, S. et al.: Development of Application-Related Emissions in the Course of the German Energy Transition. In: IEWT 2019 11. Internationale Energiewirtschaftstagung. Wien: TU Wien, 2019.
- [3] Bareiß, T.: Forschungsinitiative „Energiewende im Verkehr“ - 150 Förderprojekte gehen an den Start. In: <https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Pressemitteilungen/2019/20190207-bareiss-forschungsinitiative-energiewende-im-verkehr.html>. (Abruf am 2019-03-07); (Archived by WebCite® at <http://www.webcitation.org/76h8s5BaE>); Berlin: Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi), 2019.
- [4] Regett, A. et al.: Klimabilanz von Elektrofahrzeugen - Ein Plädoyer für mehr Sachlichkeit. München: Forschungsstelle für Energiewirtschaft e.V., 2018.
- [5] Wagner, U. et al.: Energetic life cycle assessment of fuel cell powertrain systems and alternative fuels in Germany. In: *Energy* 31 (2006) 3062-3075. Amsterdam: Elsevier, 2006.
- [6] Granovskii, M. et al.: Energetic life cycle assessment of hydrogen production from renewables. In: *Journal of Power Sources* 167 (2007) 461-471. Amsterdam: Elsevier, 2007.
- [7] Cetinkaya, E. et al.: Life cycle assessment of various hydrogen production methods. In: *International Journal of Hydrogen Energy* 37 (2012) 2071-2080. Amsterdam: Elsevier, 2011.
- [8] Biswas, W. et al.: Environmental life cycle feasibility assessment of hydrogen as an automotive fuel in Western Australia. In: *International Journal of Hydrogen Energy* 38 (2013) 246-254. Amsterdam: Elsevier, 2012.
- [9] Walker, S. et al.: Comparative life cycle assessment of power-to-gas generation of hydrogen with a dynamic emissions factor for fuel cell vehicles. In: *Journal of Energy Storage* 4 (2015) 62-73. Amsterdam: Elsevier, 2015.
- [10] Ashnani, M. et al.: Environmental impact of alternative fuels and vehicle technologies: A Life Cycle Assessment perspective. In: *Procedia Environmental Science* 30 (2015) 205-210. Amsterdam: Elsevier, 2015.

-
- [11] Reiter, G. et al.: Global warming potential of hydrogen and methane production from renewable electricity via power-to-gas technology. In: *International Journal of Life Cycle Assessment* 20 (2015) 477-489. Heidelberg: Springer, 2015.
- [12] Burkhardt, J. et al.: Hydrogen mobility from wind energy – A life cycle assessment focusing on the fuel supply. In: *Applied Energy* 181 (2016) 54-64. Amsterdam: Elsevier, 2016.
- [13] Matzen, M. et al.: Methanol and dimethyl ether from renewable hydrogen and carbon dioxide: Alternative fuels production and life-cycle assessment. In: *Cleaner Production* 139 (2016) 1068-1077. Amsterdam: Elsevier, 2016.
- [14] Ozawa, A. et al.: Assessing Uncertainties of Well-To-Tank Greenhouse Gas Emissions from Hydrogen Supply Chains. In: *Sustainability* 9 (2017) Issue 7. Basel: MDPI, 2017.
- [15] Deutz, S. et al.: Cleaner production of cleaner fuels: wind-to-wheel – environmental assessment of CO₂-based oxymethylene ether as a drop-in fuel. In: *Energy & Environmental Science* 11 (2018) 331-343. Cambridge: Royal Society of Chemistry, 2017.
- [16] Zhang, X. et al.: Life Cycle Assessment of Power-to-Gas: Approaches, system variations and their environmental implications. In: *Applied Energy* 190 (2017) 326-338. Amsterdam: Elsevier, 2017.
- [17] Uusitalo, V. et al.: Potential for greenhouse gas emission reductions using surplus electricity in hydrogen, methane and methanol production via electrolysis. In: *Energy Conversion and Management* 134 (2017) 125-134. Amsterdam: Elsevier, 2017.
- [18] Bongartz, D. et al.: Comparison of light-duty transportation fuels produced from renewable hydrogen and green carbon dioxide. In: *Applied Energy* 231 (2018) 757-767. Amsterdam: Elsevier, 2018.
- [19] Wettstein, S. et al.: *Life Cycle Assessment of Renewable Methane for Transport and Mobility*. Rapperswil: Hochschule für Technik Rapperswil, 2018.
- [20] Bicer, Y. et al.: Clean fuel options with hydrogen for sea transportation: A life cycle approach. In: *International Journal of Hydrogen Energy* 43 (2017) 1179-1193. Amsterdam: Elsevier, 2018.
- [21] Bicer, Y. et al.: Environmental impact categories of hydrogen and ammonia driven transoceanic maritime vehicles: A comparative evaluation. In: *International Journal of Hydrogen Energy* 43 (2017) 4583-4596. Amsterdam: Elsevier, 2018.
- [22] Bicer, Y. et al.: Life cycle assessment of ammonia utilization in city transportation and power generation. In: *Cleaner Production* 170 (2018) 1594-1601. Amsterdam: Elsevier, 2018.
- [23] Biernacki, P. et al.: Environmental impact of the excess electricity conversion into methanol. In: *Cleaner Production* 191 (2018) 87-98. Amsterdam: Elsevier, 2018.
- [24] Koj, J. et al.: Utilisation of excess electricity in different Power-to-Transport chains and their environmental assessment. In: *Transportation Research* 64 (2018) 23-35. Amsterdam: Elsevier, 2018.
- [25] Hombach, L. et al.: Economic and environmental assessment of current (2015) and future (2030) use of E-fuels in light-duty vehicles in Germany. In: *Cleaner Production* 207 (2019) 153-162. Amsterdam: Elsevier, 2019.
-

-
- [26] Fernandez-Dacosta, C. et al.: Potential and challenges of low-carbon energy options: Comparative assessment of alternative fuels for the transport sector. In: Applied Energy 236 (2019) 590-606. Amsterdam: Elsevier, 2019.
 - [27] Alhyari, M. et al.: The Impact of Energy Source on the Life-Cycle Assessment of Power-to-Liquid Fuels. In: Journal of Ecological Engineering 20 (2019) 239-244. Lublin: Polish Society of Ecological Engineering, 2019.
 - [28] DIN 14040 – Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14040:2006. Berlin: DIN Deutsches Institut für Normung e. V. (DIN), 2006
 - [29] DIN 14044 – Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14044:2006. Berlin: DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (DIN), 2006.
 - [30] Sandén, B. et al.: LCA of Emerging Technologies: A Methodological Framework. In: LCM 2005 - Innovation by Life Cycle Management; Barcelona: LCM 2005 - Innovation by Life Cycle Management, 2005.
 - [31] Kumulierter Energieaufwand - Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden - VDI 4600. Düsseldorf: Verein Deutscher Ingenieure (VDI), 2011
 - [32] Pichlmaier, S. et al.: Dynamisation of Life Cycle Assessment Through the Integration of Energy System Modelling to Assess Alternative Fuels. In: Progress in Life Cycle Assessment 2018 2018. Cham: Springer Nature Switzerland AG, 2019.

Anhang

Tabelle 1: Übersicht der berücksichtigten Publikationen

Autor	Titel	Jahr	Referenz
Wagner, Eckl et al.	Energetic life cycle assessment of fuel cell powertrain systems and alternative fuels in Germany	2006	[5]
Granovskii, Dincer et al.	Energetic life cycle assessment of hydrogen production from renewables	2007	[6]
Cetinkaya, Dincer et al.	Life cycle assessment of various hydrogen production methods	2011	[7]
Biswas, Thompson et al.	Environmental life cycle feasibility assessment of hydrogen as an automotive fuel in Western Australia	2012	[8]
Walker, Fowler et al.	Comparative life cycle assessment of power-to-gas generation of hydrogen with a dynamic emissions factor for fuel cell vehicles	2015	[9]
Ashnania, Miremadia et al.	Environmental impact of alternative fuels and vehicle technologies: A life cycle assessment perspective	2015	[10]
Reiter, Lindorfer	Global warming potential of hydrogen and methane production from renewable electricity via power-to-gas technology	2015	[11]
Burkhardt, Patyk et al.	Hydrogen mobility from wind energy – A life cycle assessment focusing on the fuel supply	2016	[12]
Matzen, Demirel	Methanol and dimethyl ether from renewable hydrogen and carbon dioxide: Alternative fuels production and life-cycle assessment	2016	[13]
Ozawa, Inoue et al.	Assessing uncertainties of well-to-tank greenhouse gas emissions from hydrogen supply chains	2017	[14]
Deutz, Bongartz et al.	Cleaner production of cleaner fuels: wind-to-wheel – environmental assessment of CO ₂ -based oxymethylene ether as a drop-in fuel	2017	[15]
Zhang, Bauer et al.	Life cycle assessment of power-to-gas: Approaches, system variations and their environmental implications	2017	[16]
Uusitalo, Väisänen et al.	Potential for greenhouse gas emission reductions using surplus electricity in hydrogen, methane and methanol production via electrolysis	2017	[17]
Bongartz, Doré et al.	Comparison of light-duty transportation fuels produced from renewable hydrogen and green carbon dioxide	2018	[18]
Wettstein, Itten et al.	Life cycle assessment of renewable methane for transport and mobility	2018	[19]
Bicer, Dincer	Clean fuel options with hydrogen for sea transportation: A life cycle approach	2018	[20]
Bicer, Dincer	Environmental impact categories of hydrogen and ammonia driven transoceanic maritime vehicles: A comparative evaluation	2018	[21]
Bicer, Dincer	Life cycle assessment of ammonia utilization in city transportation and power generation	2018	[22]
Biernacki, Röther et al.	Environmental impact of the excess electricity conversion into methanol	2018	[23]
Koj, Wulf et al.	Utilisation of excess electricity in different power-to-transport chains and their environmental assessment	2018	[24]
Hombach, Doré et al.	Economic and environmental assessment of current (2015) and future (2030) use of e-fuels in light-duty vehicles in Germany	2019	[25]
Fernández-Dacosta, Shen et al.	Potential and challenges of low-carbon energy options: Comparative assessment of alternative fuels for the transport sector	2019	[26]
Alhyari, Al-Salaymeh et al.	The impact of energy source on the life-cycle assessment of power-to-liquid fuels	2019	[27]

Tabelle 2: Analyse der Studien hinsichtlich technischer Aspekte

Referenz	Kraftstoffe	Teilprozesse	Datenbasis/Software
[5]	Wasserstoff, Methanol, Rapsmethylester (RME), Diesel, Benzin, Compressed Natural Gas (CNG)	Energiebereitstellung, Umwandlung, Kraftstoffproduktion, Fahrzeugproduktion, Nutzung, Entsorgung	Literatur
[6]	Wasserstoff	Rohstofftransport, Umwandlung, Wasserstoffproduktion, Kraftstoffverteilung, Nutzung	Literatur
[7]	Wasserstoff	Rohstofftransport, Umwandlung, Wasserstoffproduktion	Literatur
[8]	Wasserstoff	Rohstofftransport, Umwandlung, Elektrolyse, Kraftstoffverteilung, Nutzung	Datenblätter (Fahrzeuge), Literatur, SimaPro
[9]	Wasserstoff, Benzin	Kraftstoffproduktion, Fahrzeugproduktion, Betrieb, Instandhaltung, Wartung, End-of-Life	Literatur
[10]	Wasserstoff, Benzin, Diesel, CNG, Biodiesel, Elektrizität	Kraftstoffproduktion, Fahrzeugproduktion, Instandhaltung, Wartung, End-of-Life	Literatur
[11]	Wasserstoff, Methan	Stromerzeugung, Elektrolyse, CO ₂ -Gewinnung, Methanisierung	ecoinvent, GaBi, GEMIS, Literatur
[12]	Wasserstoff	Windkraftanlagenbau, Elektrolyseur-Herstellung, Elektrolyse	Datenblätter (Fahrzeuge), GEMIS, Literatur
[13]	Methanol, DME	Rohstoff- und Energiegewinnung, Umwandlung, Nutzung	ASPEN Plus, Datenblätter (Elektrolyseur), Literatur
[14]	Wasserstoff	Stromerzeugung, Elektrolyse, Speicherung, Transport ggf. Rückumwandlung	IDEA, Literatur
[15]	OME	Stromerzeugung, Elektrolyse, CO ₂ -Gewinnung, OME-Synthese, Nutzung	GaBi, Literatur
[16]	Wasserstoff, Methan	Stromerzeugung, Elektrolyse, CO ₂ -Gewinnung, Methanisierung, Aufbereitung, Nutzung	ecoinvent, Literatur, SimaPro
[17]	Wasserstoff, Methan, Methanol	Stromerzeugung, Elektrolyse, CO ₂ -Gewinnung, Methanisierung, Methanolsynthese	GaBi, Literatur
[18]	Wasserstoff, Methan, Methanol, DME	Kraftstoffproduktion, Nutzung	Literatur
[19]	Methan	Stromerzeugung, Wasserstoffproduktion, Methanisierung	ecoinvent, Literatur, SimaPro
[20]	Wasserstoff, Ammoniak	Hafenbau und -Entsorgung, Betrieb, Kraftstoffproduktion, Schiffsherstellung, Nutzung	ecoinvent, GREET, Literatur
[21]	Wasserstoff, Ammoniak	Hafenbau und -Entsorgung, Betrieb, Kraftstoffproduktion, Schiffsherstellung, Nutzung	GREET, Literatur, SimaPro
[22]	Ammoniak	Energiebereitstellung, Kraftstoffproduktion, Verteilung, Fahrzeugproduktion, Nutzung, Entsorgung	ecoinvent, GREET, Literatur, SimaPro
[23]	Methanol	Energiebereitstellung, Kraftstoffproduktion	GaBi, ASPEN Plus, Literatur
[24]	Wasserstoff, Methan, Elektrizität	Stromproduktion, Kraftstoffproduktion, Fahrzeugproduktion, Nutzung	ecoinvent, GaBi, Literatur
[25]	FT-Diesel	Energiebereitstellung, Elektrolyse, Kraftstoffproduktion, Nutzung	GaBi, Literatur
[26]	Wasserstoff, Methanol, DME	Kraftstoffproduktion, Nutzung	ASPEN Plus, ecoinvent
[27]	FT-Diesel	Stromproduktion, Elektrolyse, CO ₂ -Gewinnung, Kraftstoffproduktion	OpenLCA, ecoinvent, Literatur

Tabelle 3: Analyse der Studien hinsichtlich ausgewählter Aspekte der LCA-Methodik

Referenz	funktionelle Einheit	Systemgrenze	Wirkungskategorien	Typologie
[5]	km	cradle-to-grave	A1, R2	attribitional, retrospektiv
[6]	MJ	well-to-wheel	A1, L4*	attribitional, retrospektiv
[7]	kg H ₂	well-to-tank	A1	attribitional, retrospektiv
[8]	VKT (vehicle kilometer travelled)	well-to-wheel	A1, L2, U1	attribitional, retrospektiv
[9]	200.000 km	cradle-to-grave	A1, G4*, R2	attribitional, retrospektiv
[10]	km	cradle-to-grave	A1, L1, R1	attribitional, retrospektiv
[11]	MJ	well-to-wheel	A1, R2	attribitional, retrospektiv
[12]	kg H ₂	well-to-tank	A1, G1, U1, U2, U3, R2	attribitional, retrospektiv
[13]	MJ	cradle-to-grave	A1, L1, L2, G1, U2	attribitional, retrospektiv
[14]	MJ	well-to-tank	A1	attribitional, retrospektiv
[15]	kg OME, km	cradle-to-grave	A1, L1, L3*, R2	attribitional, prospektiv
[16]	MJ; km	well-to-wheel	A1	attribitional, retrospektiv
[17]	MJ	well-to-wheel	A1	attribitional, retrospektiv
[18]	MJ, km	well-to-wheel	A1, L1, L3*	attribitional, prospektiv
[19]	km	well-to-wheel	A1, T1	attribitional, prospektiv
[20]	tkm	well-to-haul	A1, A2, U2, U3, R1	attribitional, retrospektiv
[21]	tkm	well-to-haul	A1, A2, U2, U3, R1	attribitional, retrospektiv
[22]	pkm	well-to-wheel	A1, A2, U2, R1	attribitional, retrospektiv
[23]	kg Methanol	cradle-to-gate	A1, A2, L2, G1, U1, U2, U3, R1, R2	attribitional, retrospektiv
[24]	10.000 km	well-to-wheel	A1, A2, L1, G1, G2, G3, U1, U2, U3, R1, R2	attribitional, prospektiv
[25]	MJ	well-to-wheel	A1	attribitional, prospektiv
[26]	GJ	well-to-tank	A1, R2	attribitional, retrospektiv
[27]	MJ	well-to-tank	A1, U2, R2	attribitional, retrospektiv

* L3 (Stickoxidemissionen), L4 (Luftverschmutzung) sowie G4 (Flüchtige organische Verbindungen) werden in den Veröffentlichungen als Wirkkategorien behandelt, sind aber den Emissionen auf Sachbilanzebene zuzuordnen.

Tabelle 4: Übersicht der Abkürzungen der Wirkungskategorien

Kürzel	Wirkungskategorie
A1 (A = Atmosphäre)	Klimawandel
A2	Ozonabbau
L1 (L = Luft)	Feinstaub
L2	photochemische Ozonbildung (bodennah)
G1 (G = Gesundheit)	Humantoxizität
G2	Kanzerogenität
G3	ionisierende Strahlung
U1 (U = Umwelt)	Eutrophierung (Gewässer, Meer, Böden)
U2	Versauerung
U3	Ökotoxizität (Gewässer, Meer, Böden, Sedimente)
R1 (R = Ressourcen)	Ressourcenverbrauch (abiotisch/fossil/metallisch)
R2	Primärenergieverbrauch (gesamt/nicht erneuerbar)
T1 (T = Total)	Gewichtete gesamtökologische Umweltwirkung