Die ökologischen Aspekte des Elektromobils während des gesamten Lebenszyklus

38

Jana Gerta Backes, Rose Nangah Mankaa und Marzia Traverso

Zahlreiche Länder haben sich zum Ziel gesetzt, den Anteil von Elektrofahrzeugen zu erhöhen – auch dadurch bedingt, dass eine Verringerung des Verbrauchs fossiler Ressourcen und der Umweltauswirkungen vorhergesagt wird, wenn der Wechsel von Verbrennungsmotoren zu alternativen Antriebstechnologien einschließlich Elektrofahrzeugen (Electric Vehicle – EV) gelingt.[1] Übergeordnet hat auch die Europäische Union das Ziel ausgerufen, den Anteil der Fahrzeuge mit Verbrennungsmotoren bis zum Jahr 2030 zu halbieren und bis 2050 gänzlich zu vermeiden.[2] Der Absatz von Elektrofahrzeugen nimmt folglich zu, wobei China und Norwegen die Haupttreiber sind und fortwährend ein enormer Anstieg der Verkäufe prognostiziert wird.[3] Mit steigenden Absatzzahlen bei wachsendem

[1] Vgl. OECD/IEA 2018.

[2] Vgl. EEA 2016.

[3] Vgl. Bloomberg 2021; Vgl. Kazama et al. 2017; Vgl. J.P.Morgan 2018; Vgl. OECD/IEA 2018.

J. G. Backes
Wissenschaftliche Mitarbeiterin, Institut für Nachhaltigkeit im Bauwesen (INAB), RWTH Aachen, Aachen, Deutschland
E-Mail: jana.backes@inab.rwth-aachen.de

R. N. Mankaa
Oberingenieurin, Institut für Nachhaltigkeit im Bauwesen (INAB), RWTH Aachen, Aachen, Deutschland
E-Mail: rose.mankaa@inab.rwth-aachen.de

M. Traverso (✉)
Universitätsprofessorin, Institut für Nachhaltigkeit im Bauwesen (INAB), RWTH Aachen, Aachen, Deutschland
E-Mail: marzia.traverso@inab.rwth-aachen.de

© Der/die Autor(en) 2024

A. Kampker, H. H. Heimes (Hrsg.), *Elektromobilität*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-65812-3_38

Interesse sowie zunehmender Relevanz von Nachhaltigkeitsthemen und -zielen steigt auch die Zahl von Ökobilanzen zu Elektrofahrzeugen,[4] und die Frage zur Nachhaltigkeitsleistung von EV im Vergleich zu konventionellen Verbrennern wird immer wieder diskutiert.

38.1 Ziel und Untersuchungsrahmen

Verschiedene vergleichende Ökobilanz-Studien (LCAs) in diesem Bereich konzentrieren sich nur auf bestimmte Komponenten von batterieelektrischen Fahrzeugen, wie zum Beispiel die Antriebsbatterie und die Leistungselektronik, während einige andere die Umweltauswirkungen des gesamten Fahrzeugs bewerten und einige nur bestimmte Phasen des Lebenszyklus des Fahrzeugs – etwa dessen Nutzung oder Produktion – behandeln.[5] Im Fall des Lebensendes (End of Life – EoL) sollte ernsthaft geprüft werden, ob die Demontage und anschließende Nutzung von Batterien innerhalb der Systemgrenzen liegt oder nicht. Wird davon ausgegangen, dass sowohl Niederspannungs- als auch Hochspannungsbatterien am Lebensende aus dem Fahrzeug entfernt und einer sekundären Nutzung zugeführt werden, fallen diese Prozesse außerhalb der Systemgrenze[6,7,8,9,10,11] und bilden einige Beispiele für Studien, die den gesamten Lebenszyklus eines Fahrzeugs betrachten – einschließlich der Batterie und der übrigen Fahrzeugkomponenten. Darüber hinaus bewerten diese Studien verschiedene Umweltauswirkungen auf der Grundlage detaillierter Bestandsaufnahmen und Modellparameter.

In einer Ökobilanz zu Batterien wird deutlich, dass Lithium-Nickel-Kobalt-Mangan-Oxid (NCM)- und Lithium-Nickel-Kobalt-Aluminium-Oxid (NCA)-Batterien schlechter abschneiden als andere Batterien – wenn eine massebasierte funktionale Einheit (Functional Unit – FU) gewählt wurde.[12] Dies führt zurück zur Relevanz einer ausgewählten, transparenten und deutlich definierten sowie nachvollziehbaren LCA und Wahl von FU und Systemgrenzen. Da diese Batterietypen eine höhere Energiedichte aufweisen, würden Ergebnisse anders ausfallen, wenn eine auf Energie basierende funktionale Einheit gewählt würde. Bei Verwendung einer massebasierten funktionalen Einheit standen Lithium-Eisen-Phosphat (LFP)- und Natrium-Ionen-Batterien vergleichsweise besser da.[13]

[4] Vgl. Dolganova et al. 2020.
[5] Vgl. Del Pero et al. 2018.
[6] Vgl. Genikomsakis et al. 2013.
[7] Vgl. Notter et al. 2010.
[8] Vgl. Hawkins et al. 2012.
[9] Vgl. Bauer et al. 2015.
[10] Vgl. Tagliaferri et al. 2016.
[11] Vgl. Lombardi et al. 2017.
[12] Vgl. Peters und Weil 2016.
[13] Vgl. Peters und Weil 2016.

38.2 Sachbilanz und Datensammlung

Die Durchführung der Sachbilanz (LCI, Kap. 37) ist mit Herausforderungen in Bezug auf Datenverfügbarkeit, Qualität und Transparenz verbunden. Für die Produktionsphase wurden Daten zu Materialien, Massen und Fertigungstechnologien für die spezifischen Monomaterialteile gesammelt – mit Hilfe entsprechender Fragebögen sowie von Literaturstudien, bestehenden Datensätzen, Forschungsberichten und veröffentlichten Informationen zum Fahrzeughersteller.[14] Die Neuheit von Elektrofahrzeugen im Allgemeinen und die damit verbundene geringe Marktgröße führt zu einer Knappheit von Daten, die den Energieverbrauch von E-Mobilen im Gegensatz zu ihren „Internal-Combustion-Engine" (ICE)-Pendants beschreiben. Infolgedessen haben einige Studien folgende Aspekte in die Sachbilanz aufgenommen:

- Standardverbrauchsdaten aus dem Datenblatt eines bestimmten Fahrzeugs (18,7 kWh/100 km)
- Die durchschnittlichen realen Verbräuche (wie in „Ecoinvent": 19,9 kWh/100 km) oder
- im Labor gemessene Verbräuche, die für ein bestimmtes Fahrzeug bei verschiedenen Fahrzyklen und unter Betriebsbedingungen im Labor auftreten (15,7 kWh/100 km).

Andere Untersuchungen wiederum betrachten die Zusammensetzung der tatsächlichen Elektrofahrzeug-Flotte wie beispielsweise die Verbräuche von E-Fahrzeugen, die in einigen EU-Mitgliedstaaten zwischen 17,1 kWh/100 km und 21,5 kWh/100 km variieren.[15] Einige Studien basieren auf vertraulichen Sachbilanzdaten – was eine Nachmodellierung oder einen direkten Vergleich unmöglich macht; andere wiederum modellieren die EoL-Phase nach verschiedenen Ansätzen und Instrumenten, wie etwa nach der Richtlinie 2000/53/EG und ISO 22628:2002 „Road vehicles Recyclability and recoverability: Calculation method".[16,17]

38.3 Wirkungsabschätzung oder „Life Cycle Impact Assessment"

Obwohl alle aktuell publizierten Ökobilanzen von Elektroautos das Treibhauspotenzial beziehungsweise den Treibhauseffekt (in kg CO_2e) bewerten, umfassen einige auch den Abbau von Ressourcen (Mineralien, fossile und erneuerbare Energieträger), das Versauerungspotenzial, den photochemischen Ozonabbau und die Auswirkungen auf die Toxizität. Eine vergleichende Analyse, die sich nur auf das Treibhauspotenzial (CO_2-Fußabdruck) stützt, bringt in den meisten Fällen irreführende Schlussfolgerungen mit

[14] Vgl. Del Pero et al. 2018; Vgl. Rupp et al. 2018.

[15] Vgl. Ensslen et al. 2017; Vgl. Del Duce et al. 2016; Vgl. Gennaro et al. 2015; Vgl. IEA 2016.

[16] Vgl. ISO 22628 2002.

[17] Vgl. Del Pero et al. 2018.

Tab. 38.1 Elektrofahrzeug vs. Verbrenner: Vorhandene Studien und Ergebnisse in Anlehnung an Dolganova et al. (2020) und van Loon et al. (2018). (Vgl. Dolganova et al. 2020; vgl. van Loon et al. 2018)

Abbildungsquelle (unter Abbildung): (Dolganova et al. 2020; van Loon et al. 2018)	
Wirkungskategorien und Umwelteinflüsse	**Elektrofahrzeug (E) vs. Verbrennungsmotor**
Treibhauspotenzial	Niedriger für E
Abbau des stratosphärischen Ozons	Leicht niedriger für E
Humantoxizität	Höher für E
Photochemische Oxidantienbildung	Niedriger für E
Versauerung	Abhängig von Energiequellen
Eutrophierung	Leicht höher für E
Ökotoxizität	Leicht höher für E
Beanspruchung elementarer und fossiler Ressourcen	Niedriger für E
Wasserverbrauch	Höher für E
Feinstaubemissionen	Uneindeutig

sich, da Elektrofahrzeuge im Vergleich zu Verbrennern in anderen Wirkungskategorien auch schlechtere Ergebnisse erzielen (siehe Tab. 38.1).[18] Soll eine Verlagerung der Belastung von einer Wirkungskategorie zur anderen verhindert werden, liegt der größte Spielraum für Verbesserungen bei Elektroautos in der technologischen Entwicklung innovativer Verfahren zur Herstellung von Batterien, die einen hohen Wirkungsgrad, innovative ökoeffiziente Materialien und die Recycling-Fähigkeit der Komponenten bieten.[19]

Das Treibhauspotenzial (Global Warming Potential – GWP) wird häufig auch als „Treibhauseffekt" oder „Klimawandel" angegeben und beschreibt die potenzielle globale Erwärmung durch Emissionen von Treibhausgasen in der Luft. Der Ausstoß von Treibhausgasen bildet den Hauptfaktor für den Indikator, wobei die Emissionen einen erhöhten Strahlungsantrieb verursachen, was unmittelbar zu Temperaturanstiegen in Atmosphäre und Ozeanen führt. Das Treibhauspotenzial wird in CO_2-Äquivalenten angegeben, was die Schätzung der atmosphärischen Lebensdauer einer Chemikalie und des Strahlungsantriebs im Vergleich mit der Referenz CO_2 beschreibt.[20] Die stratosphärische Ozonschicht spielt eine entscheidende Rolle bei der Regulierung der Bedingungen auf der Erde und schützt die Lebewesen vor schädlichen UV-Strahlen. Chemikalien wie etwa Fluorchlorkohlenwasserstoffe können bei Eintritt in die Atmosphäre zu ozonzerstörenden Reaktionen führen. Der Abbau des stratosphärischen Ozons (Ozone Depletion Potential – ODP) ist eine Verhältniszahl für die Ozonveränderung, die durch Emissionen bestimmter Substanzen hervorgerufen wird, verglichen mit der Ozonveränderung, die durch die Emission

[18] Vgl. Dolganova et al. 2020; Vgl. van Loon et al. 2018.

[19] Vgl. Del Pero et al. 2018.

[20] Vgl. Levasseur 2015.

einer Einheit FCKW-11 (Fluorchlorkohlenwasserstoff) bedingt wird.[21] Toxizitätsbezogene Indikatoren – beispielsweise das Humantoxizitätspotenzial und das Ökotoxizitätspotenzial – beschreiben Giftwirkungen auf Menschen und Umwelt.[22] Die Wirkungskategorie der photochemischen Oxidantienbildung wird auch als „Sommersmog" bezeichnet und beschreibt die Entstehung photochemischen, anthropogenen Ozons. Es entsteht als Produkt von Reaktionen in der Atmosphäre zwischen OH-Radikalen, den anthropogenen Luftschadstoffen, Stickstoffoxiden (NOx – Stickoxide) und verschiedenen flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC – Non-methane volatile organic compound).[23] Die Versauerung als Wirkungskategorie (Acidification Potential – AP) beschreibt die Versauerung von terrestrischen und aquatischen Systemen, wofür die Emissionen von säurebildenden Substanzen aus beispielweise Landwirtschaft und Industrie verantwortlich sind. CO_2 ist die Hauptursache für die Versauerung von Meeren, während Stickstoff- und Schwefeleinträge die Ursache für die Versauerung des Süßwassers und des Bodens bilden. Das Versauerungspotenzial selbst wird in SO_2-Äquivalenten (SO_2 – Schwefeldioxid) angegeben.[24] Der anthropogene Anstieg des Stickstoff- und Phosphoreintrags in Ökosystemen (Boden und Wasser) bedingt die Eutrophierung – die Überdüngung –, was auch das Auftreten von Ökosystemveränderungen aufgrund eines Überangebots von Nährstoffen beschreibt. Die Eutrophierung hat beispielsweise Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung (Algenblüten, Sauerstoffmangel) und wird als Eutrophierungspotenzial (Eutrophication Potential) angegeben.[25] Die Beanspruchung elementarer und fossiler Ressourcen als Wirkungskategorie befasst sich mit den Umweltproblemen, die durch Nutzung von Ressourcen wie beispielsweise Metallen, Mineralien und fossiler Energie entstehen.[26] Der Wirkungsindikator des Wasserverbrauchs bedingt Verschmutzung und Konsum. In der Ökobilanz werden im Rahmen dieses Indikators primär der Verbrauch und die Verschmutzung von Süßwasser betrachtet, nicht jedoch die Auswirkungen auf Meer- oder Brackwasser.[27] Feinstaub beschreibt feste Partikel sowie Flüssigkeitstropfen in der Luft. Jene Schadstoffe, die in der Wirkungskategorie „Feinstaubemissionen" betrachtet werden, sind in der Regel Schwebstoffe, die – angegeben in „Particulate Matter" (PM) – beispielsweise in PM10 oder PM2,5 differenziert werden und unter anderem Auswirkung auf die menschliche Gesundheit haben.[28] Dolganova et al. (2020)[29] setzten sich in ihrem Review-Artikel die Feststellung zum Ziel, ob Aspekte der Ressourcennutzung in Ökobilanz-Fallstudien zu Elektrofahrzeugen (EV) angemessen berücksichtigt werden. Insgesamt wurden dafür

[21] Vgl. Lane 2015.

[22] Vgl. Jolliet und Fantke 2015; Vgl. Rosenbaum 2015.

[23] Vgl. Preiss 2015.

[24] Vgl. van Zelm et al. 2015.

[25] Vgl. Henderson 2015.

[26] Vgl. Swart et al. 2015.

[27] Vgl. Pfister 2015.

[28] Vgl. Humbert et al. 2015.

[29] Vgl. Dolganova et al. 2020.

103 Ökobilanzstudien zu Elektrofahrzeugen aus den Jahren 2009 bis 2018 hinsichtlich ihrer Zielsetzung, ihres Umfangs, der berücksichtigten Wirkungskategorien und der Bewertungsmethoden ausgewertet – mit einem Schwerpunkt auf Ressourcenverbrauch und Kritikalität. Als Ergebnis ihres Reviews stellen die Autorinnen und Autoren fest, dass Elektrofahrzeuge in den meisten Studien höhere Werte für den Abbau von Mineralien und Metallen als Fahrzeuge mit Verbrennungsmotor aufweisen. Die explizite Analyse von Ökobilanzen zu Batterien zeigte, dass Lithium, Mangan, Kupfer und Nickel die höchsten Umweltbelastungen verursachen. Deutlich wird außerdem, dass sich nur ein geringer Teil der Veröffentlichungen mit der Kritikalität von Ressourcen beschäftigt.[30] Das Hauptaugenmerk des Automobilsektors liegt nach wie vor auf dem globalen Erderwärmungspotenzial für die Reduzierung der Treibhausgase (kg CO_2e) während des gesamten Lebenszyklus des Fahrzeugs,[31] aber auch andere Wirkungskategorien werden betrachtet – obgleich in deutlich geringerem Umfang.[32] Die Verwirklichung eines Fahrzeugs mit besserer Ökobilanz als sein Vorgängermodell ist nur möglich, wenn sowohl die Nutzungsphase als auch die Herstellungsphase in Betracht gezogen werden. Beispiele zur Erreichung einer besseren Umweltbilanz können etwa die Verwendung von mehr Sekundärrohstoffen wie Metallen und Thermoplasten sein, ebenso wie die Förderung weniger energieintensiver Materialien, aber auch Komponenten, die mit erneuerbarer Energie hergestellt werden, sowie die Verbesserung der Recycling-Fähigkeit der Fahrzeugkomponenten am Ende des Lebenszyklus.[33]

Zwei weitere Studien betrachten explizit einzelne Wirkungskategorien, wobei weitere Aussagen im Vergleich zu denen von Dolganova et al. (2020) und van Loon et al. (2018)[34] zu finden sind: Im Fall von schweren Nutzfahrzeugen zeigen die LCA-Ergebnisse, dass die Differenz in CO_2e/t km negativ ist, was bedeutet, dass das Hybridfahrzeug im Vergleich zum Diesel-Lkw pro Tonne Ladung 4,34 g CO_2e/t km während seiner gesamten Lebensdauer weniger Emissionen freisetzt. Dabei sind die Auswirkungen auf den Klimawandel durch die Herstellung der Komponenten des Hybrid-EV-Antriebsstrangs im Vergleich zur Nutzungsphase sehr gering (0,07 g CO_2e/t km gegenüber 4,4 g CO_2e/t km).[35] Gemäß Del Pero et al. (2018) ist im Vergleich zu konventionellen Fahrzeugen der Einfluss der Herstellung auf den Klimawandel bei Elektroautos mit Blick auf Batterie, Elektromotor sowie Wechselrichter und Kühlsystem höher. Diese Auswirkungen werden in der Nutzungsphase weitgehend kompensiert, was zu einer Reduzierung der Gesamtauswirkungen um 36 % im Vergleich zu konventionellen Fahrzeugen führt.[36] Der Grund dafür ist das Fehlen von Abgasemissionen während des Betriebs sowie die geringere Umweltbelastung

[30] Vgl. Dolganova et al. 2020.

[31] Vgl. Dolganova et al. 2020; Vgl. van Loon et al. 2018; Vgl. Traverso et al. 2015.

[32] Vgl. Dolganova et al. 2020.

[33] Vgl. Traverso et al. 2015.

[34] Vgl. Dolganova et al. 2020; Vgl. van Loon et al. 2018.

[35] Vgl. Rupp et al. 2018.

[36] Vgl. Del Pero et al. 2018.

durch die Stromerzeugung im Vergleich zur Kraftstoffbereitstellung.[37] Das Versauerungspotenzial ist bei Elektrofahrzeugen höher (fast 50 %),[38] was auf die Herstellung von Lithium-Ionen-Batterien und Hochspannungsmotoren zurückzuführen ist, bei denen Aluminium, Kupfer und Nickel verwendet werden. Die hohen Werte des Versauerungspotenzials in der Nutzungsphase sind auf die SO_2-Emissionen zurückzuführen. Die Batterieproduktion bringt zudem äußerst hohe Auswirkungen in der Kategorie „Humantoxizität" mit sich: Sie liegt bei Elektroautos bis zu fünfmal höher als bei Verbrennern. Bei Feinstaub zeigt sich ein ähnlicher Trend wie bei der Humantoxizität: Auch hier ist die Belastung durch Batterie-Elektrofahrzeuge mehr als doppelt so hoch wie durch Verbrennungsfahrzeuge und die Auswirkungen werden bei beiden Antriebstechnologien von der Produktionsphase dominiert. Was die Bildung von Sommersmog betrifft, so sind die Auswirkungen von „Battery Electric Vehicles" (BEVs) etwas höher als die von ICEVs (+26 %). Bei beiden Antriebstechnologien sind hauptsächlich die NOx-Emissionen für die Auswirkungen verantwortlich.[39] Die Auswirkungen der BEV-Nutzungsphase werden stark von der Stromquelle beeinflusst. Wird Strom aus Quellen erneuerbarer Energie verwendet, reduziert sich der Ausstoß von Treibhausgasen erheblich. Das ist von Vorteil, da es zu einem niedrigen „Break-even-Point" führt. Er beschreibt die Fahrleistung, bei der die großen Umweltbelastungen durch die Produktion des Hybridantriebsstrangs im Vergleich zum konventionellen Antrieb kompensiert werden. Die Ergebnisse zeigen, dass die erhöhten CO_2-Emissionen, die aus der Produktion des schweren Hybrid-EV-Antriebsstrangs resultieren, aufgrund der effizienteren Energieumwandlung und der Möglichkeit der Energierückgewinnung bei einer Fahrleistung von etwa 15.800 km (etwa 1,5 Monate) kompensiert werden.[40] Für batteriebetriebene Elektrofahrzeuge zeigt die von Del Petro et al. (2018)[41] vorgenommene Analyse des Break-even-Points, dass der Umweltnutzen in Bezug auf den Klimawandel bei einer geringeren Fahrleistung (etwa 45.000 km) eintritt. Bei den anderen Wirkungskategorien gibt es nur bei der Verwendung von sauberen Energieformen einen Break-even-Point. Dies lässt den Schluss zu, dass der Umweltnutzen nur dann gegeben ist, wenn der vom Auto verbrauchte Strom aus Quellen nicht fossiler Energie stammt. In Gebieten mit einem Stromnetzmix, der durch einen hohen Anteil von Kohlestrom gekennzeichnet ist, könnten Elektrofahrzeuge kontraproduktiv sein, weshalb die Begrenzung der Abgasemissionen konventioneller Autos die wirksamste Strategie zur Verringerung der Auswirkungen sein könnte.[42] Es ist jedoch zu beachten, dass der Anteil erneuerbarer Energie am Strommix in naher Zukunft schrittweise steigen wird, wodurch das Potenzial der Elektromobilität zur Verringerung der globalen Erwärmung und der Er-

[37] Vgl. Del Pero et al. 2018.
[38] Vgl. Del Pero et al. 2018.
[39] Vgl. Del Pero et al. 2018.
[40] Vgl. Rupp et al. 2018.
[41] Vgl. Del Pero et al. 2018.
[42] Vgl. Del Pero et al. 2018.

schöpfung fossiler Brennstoffe erhöht wird.[43] Ein weiterer Aspekt, der bei der Zusammensetzung des Stromnetzes zu berücksichtigen ist, liegt in der Auswirkung des grenzüberschreitenden Stromhandels auf die Kohlenstoffintensität des gelieferten und des für den Verbrauch in den verschiedenen EU-Mitgliedstaaten verfügbaren Stroms: Importe aus einem Land mit einer geringeren Kohlenstoffintensität des Strommixes führen zu einem geringeren Kohlenstoffgehalt des importierenden Landes und umgekehrt.[44]

Die Herausforderung wachsender Materialverbräuche und der Ressourceneffizienz sind Themen, die in den vergangenen Jahren intensiv diskutiert wurden.[45] Der Umstieg von konventionellen Fahrzeugen auf Elektrofahrzeuge in den nächsten Jahren und Jahrzehnten bedeutet eine relevante Veränderung im weltweiten Ressourcenverbrauch. Vor allem bezüglich der Batterieherstellung wird die Nachfrage zu Lithium, Kobalt, seltenen Erden und Graphit voraussichtlich stark ansteigen: bis zum Jahr 2025 um das Siebenfache und bis 2030 um das Elf- bis 13-Fache[46] – was eine große Auswirkung auf Ressourcen und Umwelteinflüsse[47] sowie auf soziale Aspekte hat (siehe Kap. 37). Dabei sind die größten negativen Beiträge auf die Gewinnung und die Verarbeitung von Metallen zurückzuführen.[48]

Hinsichtlich der künftig steigenden Anzahl von Elektrofahrzeugen auf den Straßen ist es wichtig, die Lücke umfassender und konsistenter Bewertungen des damit verbundenen Ressourcenbedarfs zu schließen (Ökobilanzen und lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsbewertungen). Ohne transparente, valide und nachvollziehbare Bewertungen und daraus abgeleitete Maßnahmen zur umweltgerechten Gestaltung sind Elektrofahrzeuge nicht als die ultimative Lösung für eine nachhaltige Mobilität zu definieren.[49]

38.3.1 Sieben Grundsätze zu Ökobilanzen von Elektrofahrzeugen

- Die Ökobilanz im Allgemeinen und explizit diejenige von Elektrofahrzeugen wird durch diverse Parameter bedingt – zum Beispiel Systemgrenzen, funktionale Einheit (FU), Energiebezug und Abbaugebiete. Eine direkte und vergleichende Aussage zur Nachhaltigkeitsleistung von Elektrofahrzeugen im Vergleich zum Verbrenner ist nicht mit einem Parameter alleine zu treffen.
- Die transparente, valide und begründete Auswahl der funktionalen Einheit und Systemgrenzen bedingt vollständig die Ergebnisse der Ökobilanz und auch deren Glaubwürdigkeit.

[43] Vgl. Moro und Lonza 2018.
[44] Vgl. Moro und Lonza 2018.
[45] Vgl. Oberle et al. 2019; Vgl. OECD 2019.
[46] Vgl. Kazama et al. 2017; Vgl. Küpper et al. 2018.
[47] Vgl. Messagie et al. 2015; Vgl. Peters und Weil 2016.
[48] Vgl. Dolganova et al. 2020.
[49] Vgl. Dolganova et al. 2020.

- Für eine vollumfängliche und valide LCA ist eine nachvollziehbare und vor allem transparente sowie begründete Datengrundlage (Sachbilanz) notwendig, die sich jederzeit von Dritten abbilden sowie nachmodellieren und dadurch auch optimieren lässt.
- Der Bezug der Energiequellen hat insbesondere bei Elektrofahrzeugen eine große Wirkung hinsichtlich der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung.
- Ein CO_2-Fußabdruck (in kg CO_2e) ist keine Ökobilanz und führt zu falschen Schlussfolgerungen. Software-Lösungen können die Wirkungsabschätzung vereinfachen und eine vollständige Ökobilanz unterstützen.
- Sensitivitätsanalysen helfen bei der Optimierung und tiefergehenden Analyse, indem beispielsweise Energiequellen oder Materialeinsätze variiert werden und dies die Ergebnisse bedingt.
- Aussagekräftige, vergleichende Ökobilanzen sind nur bei identischer funktionaler Einheit, Systemgrenzen und Wirkungsmethodik möglich.

Literatur

Teil VII: Nachhaltigkeitspotenziale der Elektromobilität

Bauer, C; Hofer, J; Althaus, H.-J; Del Duce, A; Simons, A.:*The environmental performance of current and future passenger vehicles: Life cycle assessment based on a novel scenario analysis framework*. In: Applied Energy, Jg. 157, 2015, S. 871–883

Bloomberg:*Electric Vehicle Outlook 2018. BNEF's Annual Long-Term Forecast of Global Electric Vehicle (EV) Adoption to 2040*. https://about.bnef.com/electric-vehicle-outlook/#toc-download. Abruf 15.09.2021

Del Duce, A; Gauch, M; Althaus, H.-J.:*Electric passenger car transport and passenger car life cycle inventories in ecoinvent version 3*. In: Int J Life Cycle Assess, Jg. 21, 2016, Nr. 9, S. 1314–1326

Del Pero, F; Delogu, M; Pierini, M.:*Life Cycle Assessment in the automotive sector: a comparative case study of Internal Combustion Engine (ICE) and electric car*. In: Procedia Structural Integrity, Jg. 12, 2018, S. 521–537

Dolganova, I; Rödl, A; Bach, V; Kaltschmitt, M; Finkbeiner, M.:*A Review of Life Cycle Assessment Studies of Electric Vehicles with a Focus on Resource Use*. In: Resources, Jg. 9, 2020, Nr. 3, S. 32

EEA:*Electric vehicles in Europe* 2016.

Ensslen, A; Schücking, M; Jochem, P; Steffens, H; Fichtner, W; Wollersheim, O; Stella, K.:*Empirical carbon dioxide emissions of electric vehicles in a French-German commuter fleet test*. In: Journal of Cleaner Production, Jg. 142, 2017, S. 263–278

Genikomsakis, K. N; Ioakimidis, C. S; Murillo, A; Trifonova, A; Simic, D.:*A life cycle assessment of a Li-ion urban electric vehicle battery*. In: EVS27 International Battery, Hybrid and Fuel Cell Electric Vehicle Symposium (Hrsg.): International Battery, Hybrid and Fuel Cell Electric Vehicle Symposium. 2013 World Electric Vehicle Symposium and Exhibition (EVS27), 17.11.2013 –20.11.2013 2013, S. 1–11

Gennaro, M. de; Paffumi, E; Martini, G; Manfredi, U; Vianelli, S; Ortenzi, F; Genovese, A.:*Experimental Test Campaign on a Battery Electric Vehicle: Laboratory Test Results (Part 1)*. In: SAE Int. J. Alt. Power., Jg. 4, 2015, Nr. 1, S. 100–114

Hawkins, T. R; Gausen, O. M; Strømman, A. H.:*Environmental impacts of hybrid and electric vehicles – a review*. In: Int J Life Cycle Assess, Jg. 17, 2012, Nr. 8, S. 997–1014

Henderson, A. D.: *Eutrophication*. In: Huijbregts, M. A; Hauschild, M. Z. (Hrsg.): Life Cycle Impact Assessment (Reihe: Springer eBook Collection Earth and Environmental Science). Dordrecht: Springer, 2015, S. 177–196

Humbert, S; Fantke, P; Jolliet, O.: *Particulate Matter Formation*. In: Huijbregts, M. A; Hauschild, M. Z. (Hrsg.): Life Cycle Impact Assessment (Reihe: Springer eBook Collection Earth and Environmental Science). Dordrecht: Springer, 2015, S. 97–113

IEA:*International Energy Agency. Energy Technology Perspectives 2016: Towards Sustainable Urban Energy Systems* 2016.

ISO 22628: 22628ISO 22628 – Road vehicles – Recyclability and recoverability – Calculation method, 2002

J.P.Morgan:*Driving into 2025: The Future of Electric Vehicles*. https://www.jpmorgan.com/insights/research/electric-vehicles. Abruf 15.09.2021

Jolliet, O; Fantke, P.: *Human Toxicity*. In: Huijbregts, M. A; Hauschild, M. Z. (Hrsg.): Life Cycle Impact Assessment (Reihe: Springer eBook Collection Earth and Environmental Science). Dordrecht: Springer, 2015, S. 75–96

Kazama, T; Suzuki, K; Cho, T; Yoshihashi, S.:*Electric Drive Vehicle Market Outlook toward 2030 and Impact on Relevant Industries*. In: NRI Papers 2017, Nr. 217

Küpper, D; Kuhlmann, K; Wolf, S; Pieper, C; Xu, G; Ahmad, J.: *The Future of Battery Production for Electric Vehicles*. https://www.bcg.com/de-de/publications/2018/future-battery-production-electric-vehicles. Abruf 15.09.2021

Lane, J. L.: *Stratospheric Ozone Depletion*. In: Huijbregts, M. A; Hauschild, M. Z. (Hrsg.): Life Cycle Impact Assessment (Reihe: Springer eBook Collection Earth and Environmental Science). Dordrecht: Springer, 2015, S. 51–73

Levasseur, A.: *Climate Change*. In: Huijbregts, M. A; Hauschild, M. Z. (Hrsg.): Life Cycle Impact Assessment (Reihe: Springer eBook Collection Earth and Environmental Science). Dordrecht: Springer, 2015, S. 39–50

Lombardi, L; Tribioli, L; Cozzolino, R; Bella, G.:*Comparative environmental assessment of conventional, electric, hybrid, and fuel cell powertrains based on LCA*. In: Int J Life Cycle Assess, Jg. 22, 2017, Nr. 12, S. 1989–2006

Messagie, M; Oliveira, L; Rangaraju, S; Forner, J. S; Rivas, M. H.:*Environmental performance of lithium batteries: life cycle analysis*. In: Alejandro A. Franco (Hrsg.): Rechargeable Lithium Batteries: *From Fundamentals to Applications* (Reihe: Woodhead Publishing Series in Energy: Number 81). 1. Aufl. Cambridge, Waltham, Kidlington: Elsevier, Woodhead Publishing, 2015, S. 303–318

Moro, A; Lonza, L.:*Electricity carbon intensity in European Member States: Impacts on GHG emissions of electric vehicles*. In: Transportation research. Part D, Transport and environment, Jg. 64, 2018, S. 5–14

Notter, D. A; Gauch, M; Widmer, R; Wäger, P; Stamp, A; Zah, R; Althaus, H.-J.:*Contribution of Li-ion batteries to the environmental impact of electric vehicles*. In: Environmental science & technology, Jg. 44, 2010, Nr. 17, S. 6550–6556

Oberle, B; Bringezu, S; Hatfield-Dodds, S; Hellweg, S; Schandl, H; Clement, J.: *Global Resources Outlook 2019. Natural Resources for the Future We Want*. New York: United Nations, 2019

OECD:*Global Material Resources Outlook to 2060. Economic Drivers and Environmental Consequences*. https://read.oecd-ilibrary.org/environment/global-material-resources-outlook-to-2060_9789264307452-en#page4. Abruf 15.09.2021

OECD/IEA:*Global EV Outlook 2018. Towards Cross-Modal Electrification.*https://read.oecd-ilibrary.org/energy/global-ev-outlook-2018_9789264302365-en#page2. Abruf 15.09.2021

Peters, J; Weil, M.:*A Critical Assessment of the Resource Depletion Potential of Current and Future Lithium-Ion Batteries*. In: Resources, Jg. 5, 2016, Nr. 4, S. 46

Pfister, S.: *Water Use*. In: Huijbregts, M. A; Hauschild, M. Z. (Hrsg.): Life Cycle Impact Assessment (Reihe: Springer eBook Collection Earth and Environmental Science). Dordrecht: Springer, 2015, S. 223–245

Preiss, P.: *Photochemical Ozone Formation*. In: Huijbregts, M. A; Hauschild, M. Z. (Hrsg.): Life Cycle Impact Assessment (Reihe: Springer eBook Collection Earth and Environmental Science). Dordrecht: Springer, 2015, S. 115–138

Rosenbaum, R. K.: *Ecotoxicity*. In: Huijbregts, M. A; Hauschild, M. Z. (Hrsg.): Life Cycle Impact Assessment (Reihe: Springer eBook Collection Earth and Environmental Science). Dordrecht: Springer, 2015, S. 139–162

Rupp, M; Schulze, S; Kuperjans, I.:*Comparative Life Cycle Analysis of Conventional and Hybrid Heavy-Duty Trucks*. In: WEVJ, Jg. 9, 2018, Nr. 2, S. 33

Swart, P; Alvarenga, R. A. F; Dewulf, J.: *Abiotic Resource Use*. In: Huijbregts, M. A; Hauschild, M. Z. (Hrsg.): Life Cycle Impact Assessment (Reihe: Springer eBook Collection Earth and Environmental Science). Dordrecht: Springer, 2015, S. 247–269

Tagliaferri, C; Evangelisti, S; Acconcia, F; Domenech, T; Ekins, P; Barletta, D; Lettieri, P.:*Life cycle assessment of future electric and hybrid vehicles: A cradle-to-grave systems engineering approach*. In: Chemical Engineering Research and Design, Jg. 112, 2016, S. 298–309

Traverso, M; Kim, P; Brattig, S; Wagner, V.:*Managing Life Cycle Sustainability Aspects in the Automotive Industry*. In: Sonnemann, G; Margni, M. (Hrsg.): Life Cycle Management (Reihe: LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment). Dordrecht: Springer Netherlands, 2015, S. 331–339

van Loon, P; Olsson, L; Klintbom, P.: *LCA Guidelines for electric vehicles*, 2018

van Zelm, R; Roy, P.-O; Hauschild, M. Z; Huijbregts, M. A. J.: *Acidification*. In: Huijbregts, M. A; Hauschild, M. Z. (Hrsg.): Life Cycle Impact Assessment (Reihe: Springer eBook Collection Earth and Environmental Science). Dordrecht: Springer, 2015, S. 163–176

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.

