Drei Säulen der Nachhaltigkeit und Bewertungsansätze

37

Jana Gerta Backes, Rose Nangah Mankaa und Marzia Traverso

Die lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsbewertung – das „Life Cycle Sustainability Assessment“ (LCSA) – ermöglicht die Bewertung sowohl positiver als auch negativer Auswirkungen von Produkten, beispielsweise Elektro-Autos, und Dienstleistungen über deren Lebenszyklus vom Ressourcenabbau bis hin zum „End of Life“. Die LCSA-Methode ergänzt die eindimensionale Ökobilanz oder ökologische Nachhaltigkeitsbewertung (Life Cycle Assessment – LCA) um die ökonomische Dimension der Lebenszykluskostenrechnung (Life Cycle Costing – LCC) und die Sozialbilanz (Social Life Cycle Assessment – S-LCA). Der Ansatz, anhand Ökologie, Ökonomie und Sozialem alle drei Ebenen der Nachhaltigkeit miteinander zu kombinieren, geht auf die „Produktlinienanalyse“ des deutschen Öko-Instituts zurück.[1] Daraus abgeleitet wurde der weithin akzeptierte „Triple-Bottom-Line“ (TBL)-Ansatz,[2] den Kloepffer und Finkbeiner in den Jahren 2008 bis

[1] Vgl. Öko-Institut e.V. 2021.

[2] Vgl. Elkington 1997.

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_37

2011 in eine erste Definition für „Life Cycle Sustainability Assessment“ übersetzt haben.[3] Das LCSA-Rahmenwerk, das seit 2008/2010 genutzt wird und das auf dem dreidimensionalen Nachhaltigkeitskonzept basiert, wird durch die folgende formale Gl. (37.1) beschrieben:

$$LCSA = LCA + LCC + S\text{-}LCA \tag{37.1}$$

LCSA = Life Cycle Sustainability Assessment
LCA = Life Cycle Assessment
LCC = Life Cycle Costing
S-LCA = Social Life Cycle Assessment

Das „Life Cycle Assessment“ bietet einen strukturierten Ansatz zur Bewertung von Prozessen und Systemen und zur Quantifizierung der potenziellen Umweltemissionen und -auswirkungen.[4] Von 1994 bis 2006 hat die Internationale Organisation für Normung (ISO) die Ökobilanz harmonisiert und standardisiert, was zu den heutigen aktualisierten Normen ISO 14040 (2006) und ISO 14044 (2018) führte.[5]

Das „Life Cycle Costing“ zählt als ökonomische Säule des LCSA zur Gruppe der Nachhaltigkeitsmethoden, die sich auf die mit der Produktion und dem Konsum von Gütern und Dienstleistungen verbundenen Ströme konzentrieren.[6] Das LCC folgt der Systematik der ISO 14040/44 und erfasst sämtliche Kosten, die während des gesamten Lebenszyklus anfallen. Eine eigene Norm oder Standardisierung gibt es für das LCC nicht, im Bausektor folgt es jedoch der ISO 15686-5. Da die Kosten häufig von verschiedenen Akteuren getragen werden, muss mit widersprüchlichen Ergebnissen gerechnet werden. Im Gegensatz zum LCA gibt es beim LCC keine vergleichbare Phase der Wirkungsabschätzung, da jegliche Inventardaten eine einzige Maßeinheit umfassen: die Währung.[7]

Das „Social Life Cycle Assessment“ ist das jüngste der drei vorgestellten Nachhaltigkeitsbewertungsmethoden. Bisher existiert keine Standardisierung des S-LCA, allerdings gab es in den vergangenen Jahren viel Entwicklungsarbeit in diesem Bereich – was zur aktuellen Entwicklung der künftigen ISO Norm 14075 führte. Das S-LCA ist als ergänzender Bewertungsansatz zu LCA und LCC zu betrachten, um positive und negative soziale Auswirkungen eines Produkts entlang seines Lebenszyklus zu bewerten.[8] Die Definition und Auswahl von Stakeholdern im S-LCA ist ein relevanter Aspekt, da die Ergebnisse stark von ihnen beeinflusst werden (beispielsweise Arbeitende, lokale Gemeinschaft oder Kinder). Zudem ist das S-LCA von den lokalen Gegebenheiten und dem Unter-

[3] Vgl. Finkbeiner et al. 2008.
[4] Vgl. ISO 14040 2006.
[5] Vgl. ISO 14040 2006; Vgl. ISO14044 2018.
[6] Vgl. Hunkeler et al. 2008.
[7] Vgl. Swarr et al. 2011.
[8] Vgl. ISO 14040 2006.

nehmensverhalten abhängig, weniger von Produktionsprozessen selbst.[9] Im Folgenden wird mit Hilfe einer „Case Study" auf die S-LCA-Bewertungsmethodik eingegangen.

Das LCSA aggregiert die Ergebnisse der drei Nachhaltigkeitssäulen auf Basis von harmonisierten Systemgrenzen[10] – etwa vom Ressourcen-Abbau bis zur Nutzungsphase („Cradle-to-use") oder bis zum Lebensende („Cradle-to-End-of-Life") – und einer einheitlichen funktionalen Einheit[11] (beispielsweise 10 kWh Batteriekapazität). Die sogenannte funktionale Einheit (Functional Unit – FU) dient der Vergleichbarkeit von Alternativen und der Definition von Mindestleistungskriterien, etwa in Bezug auf mechanische Sicherheit, Zuverlässigkeit, Dauerhaftigkeit oder Gebrauchstauglichkeit.[12] In der LCSA-Auswertungsphase gibt es keine Gewichtung zwischen den drei Säulen LCA, LCC, S-LCA: Die drei Bewertungen sind gleichwertig, und die schlechtere „Leistung" einer Säule lässt sich nicht durch eine bessere einer anderen Säule kompensieren.[13] Der Vorteil von LCSA liegt in der Transparenz und der Identifikation möglicher Zielkonflikte zwischen den Säulen.[14] Eine große, von Forschung und Praxis noch zu lösende Herausforderung ergibt sich aus der Vielfalt von Wechselwirkungen und Abhängigkeiten zwischen den drei Dimensionen und ihren Parametern, die in teilweise fallbezogenen Einzelkonzepten betrachtet werden müssen.

37.1 Ökologische Dimension: „Life Cycle Assessment"

Im Rahmen der Ökobilanz werden Energie- und Stoffströme (als Input) und damit verbundene Abfallströme und Emissionen (als Output) nach verschiedenen Kriterien bewertet. LCA gilt allgemein als anerkanntes, robustes Bewertungsinstrument mit einer hohen Anwendungstiefe. Von den Bewertungsmethoden innerhalb des LCSA gilt die LCA als die am weitesten entwickelte.[15] Die Ursprünge des LCA gehen auf eine US-amerikanische Modellstudie zur Quantifizierung der Umweltauswirkungen verschiedener Getränkebehälter im Jahr 1970 und eines LCA für Verpackungsmaterialien zurück. Im Jahr 1995 einigte man sich im Rahmen der internationalen Normungsorganisation auf einen Standardrahmen für produktbezogene LCA, woraus bis 2006 die ISO 14040/14044 entstand, die heute die vier Schritte der LCA beinhaltet (vgl. Abb. 37.1).[16]

In der ersten Phase, der Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen, werden alle notwendigen Annahmen für die Ökobilanz-Fallstudie getroffen: die funktionale Einheit,

[9] Vgl. Traverso et al. 2018; Vgl. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative 2020.

[10] Vgl. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative 2011.

[11] Vgl. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative 2011.

[12] Vgl. ISO14044 2018.

[13] Vgl. Finkbeiner et al. 2010; Vgl. Kloepffer 2008.

[14] Vgl. Neugebauer et al. 2015.

[15] Vgl. Traverso et al. 2012.

[16] Vgl. ISO 14040 2006; Vgl. ISO14044 2018.

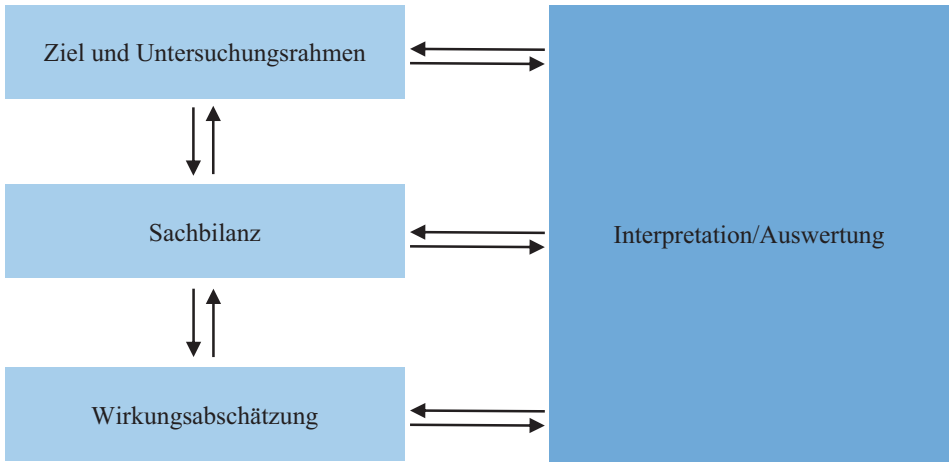

Abb. 37.1 Vier Schritte der Ökobilanz in Anlehnung an ISO 14040/44. (Vgl. ISO 14040 2006)

die Systemgrenzen, die verwendeten Datenbanken und die Software einschließlich der Art der Daten (Primär- oder Sekundärdaten), ihre Erhebung, Fragen der Datenqualität und angewendete Abschneidekriterien.

In der Sachbilanz (Life Cycle Inventory – LCI) als die zweite Phase werden alle Input- und Output-Flüsse von Energie und Materialien erfasst. Um alle relevanten und bewerteten Prozesseinheiten zu visualisieren, lässt sich ein Flussdiagramm verwenden. Die LCI-Daten können aus Literatur, aus (unternehmens-)internen Daten oder aus offiziellen und kommerziellen Datenbanken entnommen werden. Mehrere Datenbanken – beispielsweise „Ecoinvent" – oder verschiedene Software-Lösungen wie „GaBi", „SimaPro", „Umberto" oder „OpenLCA" – vereinfachen die Beschaffung und Verarbeitung der Daten und beschleunigen die Wirkungsabschätzung enorm.

Die Wirkungsabschätzung (Life Cycle Impact Assessment – LCIA) als die dritte Phase der Ökobilanz beinhaltet zwei obligatorische Stufen: die Klassifizierung und die Charakterisierung. Für die Klassifizierung werden alle Emissionen – zum Beispiel CO_2-Ausstöße in Luft, Wasser, Boden – sogenannten Wirkungsabschätzungskategorien (Wirkungskategorie-Midpoint) – etwa dem Treibhauspotenzial – zugeordnet, auf die sie einwirken können (vgl. Abb. 37.2). Für die Charakterisierung wird jede Auswirkung durch Charakterisierungsfaktoren definiert. Es gibt eine Reihe von konkurrierenden, in sich geschlossenen Katalogen von Wirkungskategorien und Indikatoren. Die bekanntesten LCIA-Methoden sind „CML", „Eco-indicator99", „ILCD", „IMPACT2002+", „ReCiPe" und „TRACI 2.1". Die CML-Methode beinhaltet sogenannte problemorientierte Mittelwertindikatoren (Midpoint Indicator, vgl. Abb. 37.2) entlang der Wirkungskategorien, wie zum Beispiel Treibhauspotenzial (Global Warming Potential – GWP), Versauerungspotenzial (Acidification Potential – AP), Eutrophierungspotenzial (Eutro-

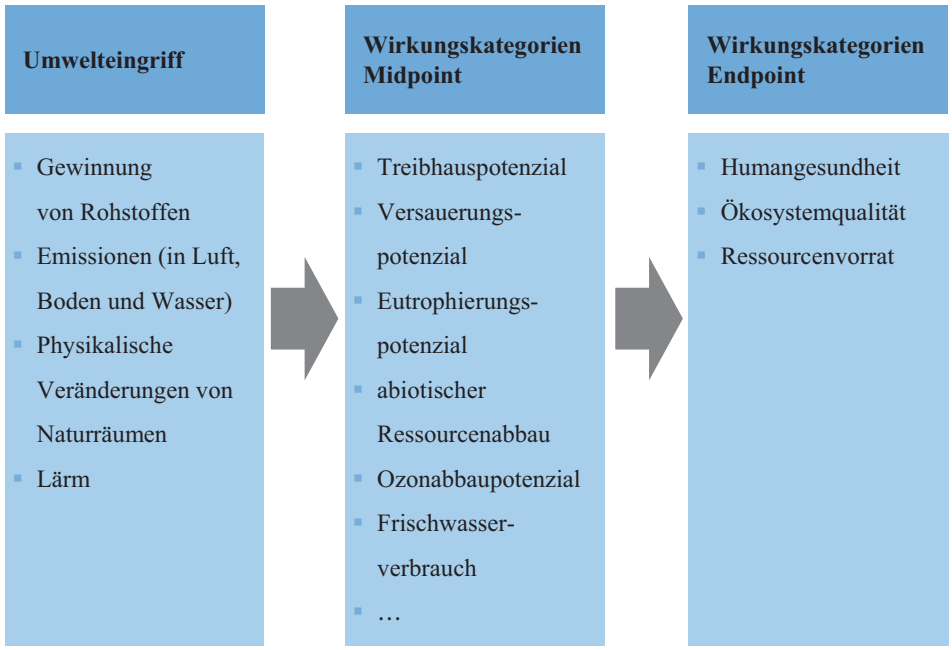

Abb. 37.2 Von der Emission (Umwelteingriff) zur Wirkungskategorie

phication Potential – EP) oder abiotischer Ressourcenabbau (Abiotic Depletion Potential – ADP).[17] Schadensorientierte Ansätze zur LCIA, wie zum Beispiel „Eco-indicator99", verwenden sogenannte Endpunktindikatoren (Endpoint Indicator, vgl. Abb. 37.2), etwa Humangesundheit/menschliche Gesundheit (Human Health), Ökosystemqualität (Ecosystem Quality) und Ressourcenvorrat/Ressourcen (Resource Depletion). Ansätze wie „ReCiPe" oder „IMPACT2002+" wiederum verknüpfen Midpoint-Indikatoren mit Endpoint-Indikatoren. Der heute gängigste Midpoint-Indikator (Wirkungsindikator) ist das GWP, gemessen in kg CO_2-Äquivalenten (kg CO_2e). In zahlreichen Ökobilanz-Studien werden die detaillierten Midpoint-Indikatoren berichtet und auf den Zusammenschluss zu Endpoint-Indikatoren wird verzichtet. Diese Endpoint-Indikatoren dienen primär zum besseren und vereinfachten Verständnis für Nicht-LCA-Experten. In der Interpretationsphase können Unsicherheitsanalysen (sogenannte Sensitivitätsanalysen, „Sensitivity Analyses") mit entsprechender Schlussfolgerung der Ergebnisse vorgenommen werden.

Obwohl das LCA von der ISO standardisiert ist, bietet dieser Rahmen dem Anwender und Analysten ein hohes Maß an Freiheit bei der Festlegung von Annahmen (zum Beispiel Systemgrenzen, funktionale Einheit, Datenbezug) und der Auswahl von Wirkungskategorien, Methoden und Datenbanken[18] – was zu großen Herausforderungen führen kann.

[17] Vgl. Sphera 2020.

[18] Vgl. Weidema 2014.

Dies ist der Grund dafür, dass die LCA-Ergebnisse zweier Produkte, wenn sie unabhängig voneinander erstellt wurden, nicht unbedingt miteinander vergleichbar sind. Das wichtigste Element für die Validität der LCA-Studie ist ihre Transparenz und die Reproduzierbarkeit ihrer Durchführung. Praxisnahe Beispiele zu Ökobilanzen in der Elektromobilität werden in Kap. 38 dargestellt.

37.2 Ökonomische Dimension: „Life Cycle Costing"

Die Lebenszykluskostenrechnung dient der systematischen Erfassung und Bewertung der ökonomischen Dimension der Nachhaltigkeit. Es werden die Auswirkungen, Kosten und Erlöse über den gesamten Lebenszyklus aggregiert und diskontiert – von der Herstellung über die Nutzung und Wartung bis zur Entsorgung. Das LCC unterscheidet sich von der traditionellen, in der Wirtschaft bekannten Kostenrechnung dadurch, dass die Kosten und Erlöse eines Kostenträgers über mehrere Kalenderperioden und nicht nur über eine Kostenperiode verfolgt werden.[19]

Im Allgemeinen folgt das LCC den vier Schritten der LCA-Normen ISO 14040/44.[20] Die Definition von Ziel und Umfang ist analog zum LCA. Bemerkenswert ist, dass beide Bewertungen (LCA und LCC) sich auf eine einheitliche Definition des Produktsystems konzentrieren und dass es keine vergleichbare Wirkungsabschätzung durch die Maßeinheit der Währung gibt. Eine Charakterisierung der Bestandsdaten ist daher nicht notwendig (vgl. Abb. 37.2). Ein herausfordernder Aspekt des LCC ist die vorgeschlagene Erfassung aller Kosten, die während des gesamten Lebenszyklus entstehen, denn es existieren unterschiedliche Auffassungen darüber, was dabei einzubeziehen ist: ob nur Kosten, aber keine Erträge, ob nur Kosten, die direkt von einem oder mehreren Akteuren getragen werden und anderes mehr.[21] Hunkeler et al. (2008)[22] unterscheiden zwischen drei Typen des LCC:

- Konventionelles LCC (Typ I)
- Ökologisches LCC (Typ II)
- Gesellschaftliches LCC (Typ III)

Das konventionelle LCC (Typ I) summiert die direkten Kosten (und Erlöse) auf. Typ I wird üblicherweise aus Hersteller- oder Kundensicht zur Planung und zum Vergleich von Investitionsalternativen angewendet. Sowohl Typ II als auch Typ III erfassen zusätzlich externe Effekte auf Basis unterschiedlicher Systemgrenzen. Die ökologische LCC (Typ II) beinhaltet externe Effekte mit Umweltrelevanz (beispielweise für Treibhausgasemissionen). Diese Effekte werden entweder als externe Kosten erfasst und integriert oder mit Hilfe einer parallel erstellten LCA bewertet. Die komplexeste Form, das gesellschaft-

[19] Vgl. Hunkeler et al. 2008; Vgl. Swarr et al. 2011.

[20] Vgl. ISO 14040 2006.

[21] Vgl. Hunkeler et al. 2008; Vgl. Swarr et al. 2011.

[22] Vgl. Hunkeler et al. 2008.

liche LCC (Typ III), enthält zusätzlich alle sozialen externen Kosten, etwa negative Elektrofahrzeug-Nutzerkosten durch Verkehrsbehinderungen und Umleitungen im Straßenbau. Typ III integriert sämtliche positiven und negativen Folgen für die gesamte Gesellschaft. Typ II und III können mit der Ökobilanz (LCA) und der Sozialbilanz (S-LCA) abgestimmt werden, um Doppelzählungseffekte (Double Counting) zu vermeiden. Typ II und Typ III lassen sich auch eigenständig verwenden, um externe Effekte zu monetarisieren.[23]

37.3 Soziale Dimension: „Social Life Cycle Assessment"

Das „Social Life Cycle Assessment" bildet eine Methodik zur Bewertung positiver und negativer sozialer Auswirkungen von Produkten und Dienstleistungen entlang ihres jeweiligen Lebenszyklus. Soziale Auswirkungen entstehen vor allem durch Verhaltensweisen von Organisationen beziehungsweise Unternehmen, die am Produktlebenszyklus beteiligt sind, und können sich auf das menschliche Wohlbefinden auswirken. Im Gegensatz zu anderen sozialen Bewertungstechniken ermöglicht das S-LCA eine breite und umfangreiche Betrachtungsweise.[24] So impliziert es einen Bestandteil der lebenszyklusbasierten Nachhaltigkeitsbewertung (Life Cycle Sustainability Assessment – LCSA) und kann sowohl alleine als auch in Kombination mit einem LCA und/oder einem LCC realisiert werden.[25]

Das S-LCA hat seinen Ursprung in der Ökobilanz und wurde anfangs als soziale Ergänzung zum LCA konzipiert.[26] 2009 wurde daraufhin vom „United Nations Environment Programme" (UNEP) als dem Umweltprogramm der Vereinten Nationen sowie von der „Society of Environmental Toxicology and Chemistry" (SETAC) der erste Leitfaden für die Umsetzung von S-LCA für Produkte veröffentlicht.[27] Es bildet zusammen mit den im Jahr 2013 publizierten Methodenblättern[28] eine wichtige Grundlage für die Erstellung eines S-LCA und führte zu einer verstärkten Anwendung sowie zu einer deutlichen Zunahme von Publikationen. Im Gegensatz zum LCA und LCC befindet sich das S-LCA noch deutlicher in der Entwicklung, allerdings hat sich die Praxis in den vergangenen zehn Jahren stark weiterentwickelt, so dass eine Überarbeitung der Leitlinie (2009) erforderlich war. Infolgedessen wurde vor Kurzem (2020) ein neuer optimierter Leitfaden seitens des UNEP veröffentlicht. Dieser beinhaltet Ergänzungen im Bereich des methodischen Fortschritts sowie praktische Erfahrungen. Insofern stellt die überarbeitete Version ein

[23] Vgl. Hunkeler et al. 2008.

[24] Vgl. Tonioloa et al. 2020.

[25] Vgl. Finkbeiner et al. 2010; Vgl. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative 2009; Vgl. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative 2011; Vgl. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative 2020.

[26] Vgl. Garrido 2017.

[27] Vgl. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative 2009.

[28] Vgl. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative 2013.

ausgereiftes Rahmenwerk mit ausführlichen Anleitungen zur Verfügung und bietet zusätzlich eine Methode zur Bewertung der Auswirkungen von Organisationen entlang ihres Lebenszyklus (Social Organization LCA – SO-LCA).[29] Das S-LCA muss die gleichen funktionalen Einheiten und äquivalenten Systemgrenzen berücksichtigen wie die beiden anderen Bewertungsmethoden LCA und LCC.[30] In dieser Hinsicht lehnt sich das S-LCA eng an das LCA an und folgt seinen vier Schritten (vgl. Abb. 37.1).

Zwischen S-LCA und LCA existieren wichtige methodische Unterschiede. Zunächst müssen relevante Stakeholder (Kategorien) (vgl. Abb. 37.3) definiert und ausgewählt werden. Die Gesamtergebnisse der S-LCA sind stark von dieser Auswahl abhängig. Im ersten Schritt des S-LCA (Ziel und Untersuchungsrahmen, vgl. Abb. 37.1) erfolgt die Identifikation der wichtigsten Stakeholder-Kategorien, die bewertet werden. Zweitens sind die resultierenden positiven und negativen Auswirkungen stark von den lokalen (geografischen) Bedingungen und dem Organisationsverhalten im Unternehmen mitbestimmt, nicht alleine von den Produktionsprozessen. Die sozialen Auswirkungen zweier technologisch identischer Produktionsprozesse auf verschiedene Länder oder Regionen können dadurch sehr unterschiedlich sein – zum Beispiel bei der Herstellung von Autoteilen in Deutschland gegenüber derjenigen in Mexiko und in China, wo jeweils andere Arbeitsbedingungen mit Blick auf Stundenanzahl, Entlohnung und anderes mehr vorzufinden

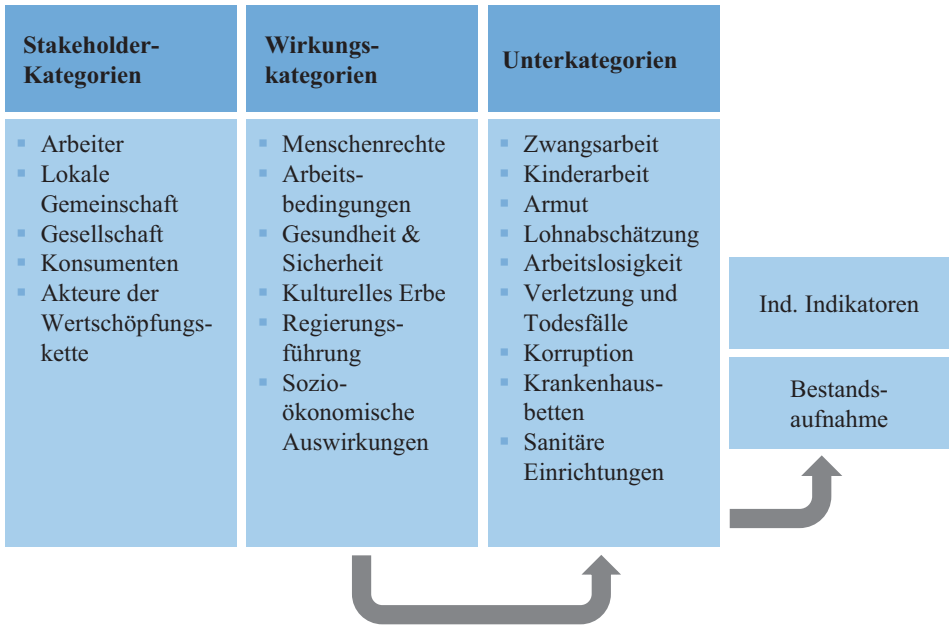

Abb. 37.3 S-LCA: Stakeholder-Kategorien und Beispiele für Wirkungs- und Unterkategorien

[29] Vgl. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative 2020.

[30] Vgl. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative 2009; Vgl. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative 2011.

sind. Während der LCIA-Phase im dritten Schritt werden Auswirkungskategorien oder Unterkategorien durch passende Schutzbereiche definiert (vgl. Abb. 37.3).

Anders als bei einer ökologischen Betrachtungsweise, sind aus einem sozialen Blickwinkel vor allem die Standorte der Lebenswegabschnitte von Bedeutung. Dafür ist es wichtig, die Prozessketten zu modellieren und ein Produktsystem aufzubauen. Nachfolgend ist ein Beispiel an einem Case-Study-Ausschnitt zu einer Sozialbilanz von Lithium-Ionen-Batterien gegeben:

37.4 Beispiel-Case-Study soziale Nachhaltigkeit in der Elektromobilität – Fokus: Soziale-Hotspot-Analyse von Lithium-Ionen-Batterien

Trotz der vielen Umweltvorteile, die mit der Nutzungsphase von Lithium-Ionen-Batterien verbunden sind, gibt es erhebliche negative Folgen im Zusammenhang mit ihrem Produktionsprozess. Verschiedene ökologische und soziale Auswirkungen sind mit den Lieferketten sämtlicher in der Lithium-Ionen-Batterie verwendeter Rohstoffe verbunden.[31]

Ausgehend von der eigens umgesetzten Hotspot-Analyse, die mit Hilfe der „Social Hotspot Database" (SHDB)[32] gemäß den Leitlinien für die Soziale Lebenszyklusbewertung von Produkten und Organisationen[33] vorgenommen wurde, gab es eine Bewertung der sozialen Risiken von Lithium-Nickel-Mangan-Cobalt-Oxid-Batteriematerialien (Li-NMC) für die Bergbau- und Raffinierungsphasen der mit Lithium-Ionen-Batterien verbundenen Rohstoffe.

Die „Social Hotspot Database" der Non-Profit-Organisation „New Earth" ist die erste Datenbank, die Ressourcen zur Durchführung einer S-LCA bietet.[34] Sie gibt Daten von mehr als 191 Ländern und 57 Sektoren in Form von Risikopotenzialen an – passend zu den UNEP-Unterkategorien.[35] Die Kategorien reichen von „niedrig" und „mittel" über „hoch" bis hin zu „sehr hoch". Für manche Länder liegt indes kein Hinweis auf ein Risiko vor oder es sind keine relevanten Daten vorhanden. Die mehr als 200 Quellen der SHDB reichen von der „World Health Organisation" (WHO) über die Internationale Arbeitsorganisation und die Weltbank. Mittels dieser Sachbilanzdaten können Länder miteinander verglichen und die potenziellen Hotspots identifiziert werden. Zu diesem Zweck bietet die SHDB auch die Möglichkeit, die Risiken mit Hilfe von Arbeitsstunden zu gewichten und dadurch miteinander vergleichbarer zu machen. So lässt sich ein Bezug zur Rolle im Lebenszyklus herstellen und das Risikoniveau bewerten.[36]

[31] Vgl. Thies et al. 2019.

[32] Vgl. SHDB 2019.

[33] Vgl. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative 2020.

[34] Vgl. SHDB 2019.

[35] Vgl. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative 2009; Vgl. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative 2020.

[36] Vgl. Benoît Norris 2014.

Unter Berücksichtigung der Stakeholder-Kategorien „Arbeitnehmer“ und „Gesellschaft“ (vgl. Abb. 37.3) und unter Verwendung der generisch absteigenden Referenzskala (sehr geringes bis sehr hohes Risiko) wurden die verschiedenen sozialen Risikoindikatoren (vgl. Abb. 37.3) auf Länderebene für spezifische Auswirkungskategorien abgeleitet. Ergebnisse dieser internen Studie gestalten sich wie folgt: Die gewichteten durchschnittlichen Risikowerte aller Indikatoren (berechnet, indem die Summe der Produkte der Länderbeiträge zum Indikatorrisikowert ermittelt wird) für Kobalt weisen im Abbau und in der Veredelung hohe und sehr hohe Risikowerte auf, mit Ausnahme des Indikators „Risiko, dass der Durchschnittslohn im Sektor unter dem Mindestlohn des Landes liegt, nach Sektor“. Beim Abbau von Kobalt hält die Demokratische Republik Kongo (DRK) einen Anteil von mehr als 60 % am Weltmarkt,[37] während China etwa 75 % raffinierten Kobalts beiträgt.[38] Im Fall des Kongo ist der handwerkliche Kleinbergbau (Artisanal Small-Scale Mining – ASM) eine weitverbreitete Form der Produktion, die in der Regel verschiedene Risiken in Bezug auf die Arbeitsbedingungen, die Exposition gegenüber toxischen Stoffen,[39] die illegale Präsenz von Streitkräften an handwerklichen Standorten, die schlimmsten Formen der Kinderarbeit und ein hohes Maß von Korruption[40] birgt. Die hohen sozialen Risiken – etwa Kinderarbeit, Zwangsarbeit oder Korruption[41] –, denen diese Länder ausgesetzt sind, sollten minimiert werden, um die sozialen Risiken von Kobalt in der Lieferkette insgesamt zu verringern.

Lithium-Ionen-Batterien verfügen über eine hohe spezifische Kapazität und eine große Anzahl von Lade- und Entladezyklen.[42] Im Gegensatz zur Lieferkette von Kobalt sind bei Lithium nur wenige S-LCA-Indikatoren wie „Nicht tödliche arbeitsbedingte Verletzungen, nach Sektor“ und „Streikrecht“ in der Bergbauphase mit hohen sozialen Risiken behaftet, während das Gesamtrisiko von „Kinderarbeit, nach Sektor“ oder „Tarifverhandlungsrechte“ vor allem in der Raffinationsphase ein hohes Risikoniveau aufweisen. Indonesien (38,6 %) und die Philippinen (20,3 %) sind die Hauptlieferanten abgebauten Nickels,[43] während Indonesien (23,6 %) und Russland (17,2 %) die wichtigsten Produzenten raffinierten Nickels darstellen.[44] Der Indikator, der für den Nickelabbau ein niedriges Risikoniveau aufweist, ist das „Risiko, dass der Durchschnittslohn im Sektor unter dem Mindestlohn des Landes“ liegt, während alle anderen Indikatoren höhere soziale Risiken mit sich bringen. Im Nickelraffinerie-Sektor weisen jedoch Indikatoren wie „tödliche und nicht tödliche Verletzungen“, „Vereinigungsfreiheit“, „Tarifverhandlungsrechte“, „Streikrecht“, „Gesamtrisiko eines hohen Konflikts“ und „geschätzte Prävalenz“ nur ein hohes

[37] Vgl. U.S. Geological Survey 2021.

[38] Vgl. Brown et al. 2021.

[39] Vgl. Banza Lubaba Nkulu et al. 2018.

[40] Vgl. Mancini et al. 2020.

[41] Vgl. SHDB 2019.

[42] Vgl. Kennedy et al. 2000

[43] Vgl. U.S. Geological Survey 2021.

[44] Vgl. Brown et al. 2021.

(nicht ein sehr hohes) Risikoniveau auf. Der Grund für den Rückgang der sehr hohen Risiken im Nickelraffinerie-Sektor ist auf den Beitrag Norwegens, Finnlands, Japans und Australiens zur Nickelraffination zurückzuführen (niedriges Risikoniveau).[45]

Der Hauptanteil des geförderten Mangans stammt indes mit etwa 35 % der weltweiten Minenproduktion aus Südafrika.[46] Das soziale Risiko ist bei fast allen Indikatoren sehr hoch, hoch oder mittel – mit Ausnahme des Risikos, dass der „Durchschnittslohn des Sektors unter dem Mindestlohn des Landes" liegt. Das raffinierte Mangansulfat für Lithium-Ionen-Batterien wird hauptsächlich in China hergestellt, weshalb das globale soziale Risiko von raffiniertem Mangan auch dem Risikoniveau von China entspricht. Der Indikator „tödliche und nicht tödliche Verletzungen, nach Sektor" weist sowohl in der Bergbau- als auch in der Veredelungsphase von Mangan ein sehr hohes Risikoniveau auf. Seit den Anfängen der Lithium-Ionen-Batterien hat unterdessen Graphit aufgrund seiner konkurrenzlosen Kombination aus niedrigen Kosten, Verfügbarkeit, hoher Energiekapazität, Leistungsdichte und extrem langer Lebensdauer die Anodenmaterialien dominiert.[47] China ist die wichtigste Quelle abgebauten und veredelten Graphits für die Batterieindustrie.[48] Der weltweite Anteil liegt dort bei mehr als 75 %.[49] Alle Indikatoren mit Ausnahme des „Risikos, dass der Durchschnittslohn im Sektor unter dem Mindestlohn des Landes" liegt, und des „Index der geschlechtsspezifischen Ungleichheit (GII)" weisen auf hohe und sehr hohe soziale Risiken in den Raffineriestandorten hin. Beim Graphitabbau weisen Indikatoren wie die „Bevölkerung, die unter der Einkommensarmutsgrenze lebt", die „nationale Armutsgrenze (in %) im Land", das „Risiko, dass der sektorale Durchschnittslohn unter dem landesweiten Mindestlohn liegt" und der „Index der geschlechtsspezifischen Ungleichheit (GII)" ein geringes Risiko auf, während das Risiko der „gesamten Kinderarbeit, aufgeschlüsselt nach Sektoren", und die „geschätzte Prävalenz (Opfer pro 1000 Einwohner)" ein mittleres soziales Risiko darstellen.

Diese exemplarische „Case Study" hat ergeben, dass die Nachfrage nach Kobalt aus verantwortungsvollen Quellen rapide ansteigen wird, wenn – wie von der Europäischen Kommission vorgeschlagen – die Sorgfaltspflicht für batteriebezogene Mineralien und insbesondere die Kobaltlieferkette für Batterien, die in naher Zukunft auf den EU-Märkten verkauft werden, verbindlich vorgeschrieben wird. Dies stellt eine große Chance für den handwerklichen Bergbau und den Kleinbergbau dar, weil die Rohstoffe und ihre Legierungen in einer Vielzahl von Anwendungen eingesetzt werden, die zur Aufrechterhaltung eines angemessenen Lebensstandards erforderlich sind.

Zur Deckung des künftigen Metallbedarfs wird weiterhin ein Mix aus Primärrohstoffen aus dem Bergbau und recycelten Materialien erforderlich sein, wobei fortschrittliche Strategien und Technologien zu einer verbesserten Recycling-Leistung und Ressourcennutzung

[45] Vgl. SHDB 2019.

[46] Vgl. U.S. Geological Survey 2021.

[47] Vgl. Zhang et al. 2021.

[48] Vgl. U.S. Geological Survey 2021.

[49] Vgl. Brown et al. 2021.

beitragen. Wie in den vorangegangenen Abschnitten dargelegt, werden jedoch einige dieser Metalle oder Mineralien als kritische Rohstoffe eingestuft, und die meisten von ihnen sind mit großen sozialen Bedenken verbunden. Diese sozialen Risiken werden hauptsächlich auf den handwerklichen Kleinbergbau zurückgeführt, was viele nachgelagerte Unternehmen dazu veranlasst hat, jenen ASM in ihrer Lieferkette auszuschließen. Wie von der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (Organisation for Economic Co-operation and Development – OECD) und dem Weltwirtschaftsforum (World Economic Forum – WEF) hervorgehoben, ist ASM jedoch von großer Bedeutung für die sozioökonomische Entwicklung von Bergbauländern, und es besteht die Notwendigkeit, ihre Formalisierung zu unterstützen und sich für die Gestaltung von Sorgfaltspflichtregelungen zu engagieren, die das Risiko des „Whitewashing", die Bedeutung des Einkommens und die Geschlechterperspektive berücksichtigen.

Literatur

Teil VII: Nachhaltigkeitspotenziale der Elektromobilität

Banza Lubaba Nkulu, C; Casas, L; Haufroid, V; Putter, T. de; Saenen, N. D; Kayembe-Kitenge, T; Musa Obadia, P; Kyanika Wa Mukoma, D; Lunda Ilunga, J.-M; Nawrot, T. S; Luboya Numbi, O; Smolders, E; Nemery, B.:*Sustainability of artisanal mining of cobalt in DR Congo*. In: Nature sustainability, Jg. 1, 2018, Nr. 9, S. 495–504

Benoît Norris, C.:*Data for social LCA*. In: Int J Life Cycle Assess, Jg. 19, 2014, Nr. 2, S. 261–265

Brown, T. J; Idoine, N. E; Wrighton, C. E; Raycraft, E. R; Hobbs, S. F; Shaw, R. A; Everett, P; Deady, E. A; Kresse, C.: *WORLD MINERAL PRODUCTION 2015.19*. Keyworth, Nottingham, 2021

Elkington, J. (Hrsg.):*CANNIBALS WITH FORKS. The Triple Bottom Line of 21st Century Business,* Oxford, UK: Capstone, 1997

Finkbeiner, M; Schau, E. M; Lehmann, A; Traverso, M.:*Towards Life Cycle Sustainability Assessment*. In: Sustainability, Jg. 2, 2010, Nr. 10, S. 3309–3322

Garrido, S. R.:*Social Life-Cycle Assessment: An Introduction*. In: Martin A. Abraham (Hrsg.): Encyclopedia of Sustainable Technologies Elsevier, 2017

Hunkeler, D; Lichtenvort, K; Rebitzer, G. (Hrsg.):*Environmental life cycle costing,* Pensacola, USA, Brussels, Belgium: SETAC, 2008

ISO 14040: 14040:2006-10Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag GmbH, 2006

ISO14044: 14044:2018-05Umweltmanagement – Ökobilaz – Anforderung und Anleitung. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag GmbH, 2018

Kennedy, B; Patterson, D; Camilleri, S.:*Use of lithium-ion batteries in electric vehicles*. In: Journal of Power Sources, Jg. 2000, Nr. 90, S. 156–162

Kloepffer, W.:*Life cycle sustainability assessment of products*. In: Int J Life Cycle Assess, Jg. 13, 2008, Nr. 2, S. 89–95

Mancini, L; Eslava, N. A; Traverso, M; Mathieux, F.: *Responsible and sustainable sourcing of battery raw materials. Insights from hotspot analysis, company disclosures and field research*. Ispra, Italy, 2020

Neugebauer, S; Martinez-Blanco, J; Scheumann, R; Finkbeiner, M.:*Enhancing the practical implementation of life cycle sustainability assessment – proposal of a Tiered approach*. In: Journal of Cleaner Production, Jg. 102, 2015, S. 165–176

Öko-Institut e.V.: *Nachhaltige Produktentwicklung mit Ökobilanzen und Product Carbon Footprints*. https://www.oeko.de/forschung-beratung/themen/konsum-und-unternehmen/produktentwicklung-mit-oekobilanzen/. Abruf 22.03.2021

SHDB: *Social Hotspot Database*. http://www.socialhotspot.org/. Abruf 09.09.2020

Sphera:*Description of the CML 2001 Method*. www.gabi-software.com/support/gabi/gabi-lcia-documentation/cml-2001/%0D. Abruf 11.08.2020

Swarr, T. E; Hunkeler, D; Klöpffer, W; Pesonen, H.-L; Ciroth, A; Brent, A. C; Pagan, R.:*Environmental life-cycle costing: a code of practice*. In: Int J Life Cycle Assess, Jg. 16, 2011, Nr. 5, S. 389–391

Thies, C; Kieckhäfer, K; Spengler, T. S; Sodhi, M. S.:*Assessment of social sustainability hotspots in the supply chain of lithium-ion batteries*. In: Procedia CIRP, Jg. 80, 2019, S. 292–297

Tonioloa, S; Tosatoa, R. C; Gambaroa, F.:*Life cycle thinking tools: Life cycle assessment, life cycle costing and social life cycle assessment*. In: Jingzheng Ren, S. T. (Hrsg.): Life Cycle Sustainability Assessment for Decision-Making Elsevier, 2020, S. 39–56

Traverso, M; Asdrubali, F; Francia, A; Finkbeiner, M.:*Towards life cycle sustainability assessment: an implementation to photovoltaic modules*. In: Int J Life Cycle Assess, Jg. 17, 2012, Nr. 8, S. 1068–1079

Traverso, M; Bell, L; Saling, P; Fontes, J.:*Towards social life cycle assessment: a quantitative product social impact assessment*. In: Int J Life Cycle Assess, Jg. 23, 2018, Nr. 3, S. 597–606

U.S. Geological Survey: *Cobalt*, 01/2021

U.S. Geological Survey: *Graphite (Natural)*, 01/2021

U.S. Geological Survey: *Manganese*, 01/2021

U.S. Geological Survey: *Nickel*, 01/2021

UNEP/SETAC Life Cycle Initiative: *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products*, 2009

UNEP/SETAC Life Cycle Initiative: *Towards a Life Cycle Sustainability Assessment. Making informed choices on products*, 2011

UNEP/SETAC Life Cycle Initiative: *The Methodological Sheets for Subcategories in Social Life Cycle Assessment (S-LCA)*, 2013

UNEP/SETAC Life Cycle Initiative: *Guidelines for Social Life cycle Assessment of Products and Organizations*, 2020

Weidema, B.:*Has ISO 14040/44 Failed Its Role as a Standard for Life Cycle Assessment?* In: Journal of Industrial Ecology, Jg. 18, 2014, Nr. 3, S. 324–326

Zhang, H; Yang, Y; Ren, D; Wang, L; He, X.:*Graphite as anode materials: Fundamental mechanism, recent progress and advances*. In: Energy Storage Materials, Jg. 36, 2021, S. 147–170

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.

