

Batteriestandort auf Klimakurs

Perspektiven einer klimaneutralen Batterieproduktion für Elektromobilität
in Deutschland

STUDIE



Impressum

Batteriestandort auf Klimakurs

Perspektiven einer klimaneutralen Batterieproduktion
für Elektromobilität in Deutschland

HERAUSGEBER

Agora Verkehrswende

Anna-Louisa-Karsch-Str. 2 | 10178 Berlin
T +49 (0)30 700 14 35-000
F +49 (0)30 700 14 35-129
www.agora-verkehrswende.de
info@agora-verkehrswende.de

PROJEKTLEITUNG

Kerstin Meyer
Projektleiterin Fahrzeuge und Antriebe,
Agora Verkehrswende
kerstin.meyer@agora-verkehrswende.de

DURCHFÜHRUNG

Projektkoordination

Fraunhofer Institut für System- und Innovations-
forschung ISI
Breslauer Strasse 48, 76139 Karlsruhe, Germany
tim.hettesheimer@isi.fraunhofer.de

Autor:innen

Hettesheimer, Tim; Wietschel, Martin; Neef, Christoph;
Stijepic, Denis; Moll, Cornelius; Thielmann, Axel; Tercero
Espinoza, Luis; Joachimsthaler, Charlotte

Lektorat: Eva Berié

Satz: Juliane Franz, Agora Verkehrswende

Titelbild: iStock.com/MF3d

DANKSAGUNG

Im Rahmen des Projekts wurden Expertengespräche geführt sowie im November 2020 ein Workshop mit Beteiligten aus Wirtschaft, Wissenschaft, Ministerien und nachgeordneten Behörden durchgeführt. Der Workshop fungierte als Diskussions- und Informationsplattform möglicher Verbesserungsoptionen in den unterschiedlichen Bereichen der Wertschöpfungskette. Die Ergebnisse und Schlussfolgerungen des Workshops sind in den vorliegenden Endbericht eingeflossen. Wir möchten uns auch an dieser Stelle nochmals herzlich bei den Teilnehmerinnen und Teilnehmern für Ihre Teilnahme sowie die fachliche Expertise und die konstruktiven Diskussionen bedanken. Die Schlussfolgerungen und Ergebnisse dieser Veröffentlichung spiegeln jedoch nicht notwendigerweise die Meinungen der einzelnen Teilnehmerinnen und Teilnehmer wider. Die Verantwortung für die Ergebnisse liegt ausschließlich bei Agora Verkehrswende und beim Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung ISI.

Bitte zitieren als:

Agora Verkehrswende (2021): *Batteriestandort auf Klimakurs. Perspektiven einer klimaneutralen Batterieproduktion für Elektromobilität in Deutschland.*

Version: 1.0

Veröffentlichung: Juli 2021

59-2021-DE

Vorwort

Liebe Leserin, lieber Leser,

die Elektromobilität hat sich im zurückliegenden Jahr in atemberaubendem Tempo entwickelt. Dabei erweist sich die Batterie- und Zellfertigung zunehmend als Schlüsselindustrie in Bezug auf die Stabilität der Wertschöpfungsketten. Sowohl die Nachfrage als auch die Produktionskapazitäten für Batteriezellen werden sich bis 2030 weltweit verzehnfachen – voraussichtlich sogar noch stärker zunehmen.

Der neue Industriezweig verspricht Arbeitsplätze und Wertschöpfung, Innovation und Wettbewerbsfähigkeit. Umso wichtiger ist es, einen maßgeblichen Teil der Investitionen in die Batterieproduktion möglichst in Deutschland anzusiedeln. Die Bundesregierung fördert dafür Forschung und Entwicklung sowie den Aufbau von Produktionsanlagen. Die deutsche Automobilindustrie hat im Zuge des Strukturwandels wachsendes Interesse daran, auch in der Batterie- und Zellfertigung eine führende Rolle einzunehmen.

Der Einstieg in die Batterieproduktion ist aber kein ökonomischer Selbstzweck. Er ist auch verbunden mit dem politischen Ziel Deutschlands und der EU, spätestens bis zur Mitte des Jahrhunderts ein klimaneutrales Leben zu ermöglichen. Im Zuge des Green Deal hat die Europäische Kommission das Ziel formuliert, nur „die umweltfreundlichsten, leistungsfähigsten und sichersten Batterien“ auf dem EU-Markt zuzulassen und die gesamte Wertschöpfungskette für Batterien in Europa zu etablieren. Mit den Verhandlungen über die europäische Batterieverordnung wurde begonnen, den Rechtsrahmen für die praxisnahe Umsetzung dieser Strategie zu setzen.

In früheren Studien haben wir die Klimabilanz von Elektroautos genauer untersucht. Die Zellfertigung hat sich dabei neben den CO₂-Emissionen aus der Erzeugung des Ladestroms als ein entscheidender Faktor herausgestellt, wenn es darum geht, den „ökologischen Rucksack“ der Elektromobilität zu reduzieren. Die Fahrzeugbatterie allein ist für 30 bis 60 Prozent der gesamten Treibhausgasemissionen bei der Herstellung von Elektrofahrzeugen verantwortlich. Wenn Klimaneutralität das Ziel ist, muss auch die Batterieproduktion diesem Ziel gerecht werden. Deswegen wollten wir in der vorliegenden Studie wissen: Wie lässt sich die Batterie über alle Prozessstufen hinweg klimaneutral herstellen? Wo

zeichnen sich die effizientesten Ansatzpunkte ab? Und wie kann die Entwicklung in diese Richtung angestoßen werden?

So schnell die Elektromobilität aktuell Fahrt aufgenommen hat, so schwierig ist es, eine Bestandsaufnahme zu machen. Es sind immer noch nur wenige Daten verfügbar, und die, die verfügbar sind, können schon bald überholt sein. Gerade wegen dieser Unübersichtlichkeit ist es zwingend erforderlich, die Daten zu sammeln und entlang der gesamten Wertschöpfungskette Transparenz zu schaffen. Damit kann unsere Studie eine Orientierung für die weitere Diskussion bieten und Hinweise darauf geben, wo die größten Potenziale und Herausforderungen liegen.

An einer übergeordneten Frage führt auch bei der Analyse der Batterieproduktion kein Weg vorbei: Wie wird die Klimabilanz eines Produkts berechnet? Dabei gibt es verschiedene Wege, wie man den Strombezug einrechnen kann – entweder als durchschnittlichen Strommix oder mit Bezug auf die lokalen und spezifischen Gegebenheiten eines Produktionsstandorts. Anerkannte wissenschaftliche Praxis ist, dass eine Untersuchung mit dem durchschnittlichen Strommix die beste Art ist, Klimabilanzen – beispielsweise für verschiedene Antriebsarten – systematisch miteinander zu vergleichen. Doch die Diskussion darüber, was wann wie und unter welchen Umständen als grüner Strom gelten darf und mit welchem CO₂-Emissionsfaktor gerechnet werden sollte, geht weiter und wird uns in den kommenden Jahren noch in vielen Bereichen beschäftigen.

Reichlich Stoff also für eine Debatte, die schnell Tempo aufnehmen muss, wenn Deutschland sowohl industriell als auch klimapolitisch mit klimaneutralen Batterien punkten will. Wir wünschen eine angenehme Lektüre und freuen uns auf den weiteren Austausch.

Christian Hochfeld

Direktor

für das Team von Agora Verkehrswende

Schlussfolgerungen von Agora Verkehrswende

- 1** Deutschland wird in der nächsten Dekade europaweit zum wichtigsten Standort für die Batteriezellproduktion. Das Ziel der Klimaneutralität kann dabei zu einem Wettbewerbsvorteil werden. Die bereits bestehenden und geplanten Zellfabriken werden im Jahr 2030 eine jährliche Produktionskapazität von etwa 280 Gigawattstunden erreichen. Auch nach 2030 werden die Kapazitäten voraussichtlich weiter zunehmen. Deutschland verfügt bereits heute in großen Teilen der Wertschöpfungskette von Fahrzeugbatterien über wertvolle Kompetenzen – von der Zellproduktion bis zum Recycling. Umwelt- und klimafreundlich hergestellte Batterien werden zu einem Wettbewerbsvorteil in einer auf Klimaneutralität ausgerichteten Welt – auch für den Export.
- 2** Der Energieverbrauch in der Batteriezellproduktion kann mit bereits bekannten Technologien und Verfahren zukünftig um bis zu 50 Prozent gesenkt werden. Durch neue Produktionsverfahren und Effizienztechnologien können der Energieverbrauch und somit auch die Emission von Treibhausgasen deutlich gemindert werden. Um diese Ansätze zur Marktreife zu führen, braucht es einen verbindlichen Rechtsrahmen, den die EU-Batterieverordnung liefern kann. Wichtig sind dabei eine standardisierte Treibhausgaskennzeichnung, die Transparenz schafft und die Vermarktung von grünen Batterien erleichtert, sowie CO₂-Schwellenwerte, die Investitionen in Effizienztechnologien anreizen.
- 3** Für die weitergehende Verbesserung der Klimabilanz der Batterie ist vor allem der Bezug von Strom aus erneuerbaren Energien wichtig. Allein durch die Zellproduktion in Deutschland entsteht schon heute ein Vorteil gegenüber der Zellproduktion in China, da die Treibhausgasemissionen des dortigen Strommix rund 40 Prozent höher sind. Mit dem weiteren Ausbau der erneuerbaren Energien in Deutschland werden die CO₂-Emissionen bei der Herstellung von Batteriezellen kontinuierlich sinken. Für die über den durchschnittlichen Strommix hinausgehende gezielte Anrechnung von Strom aus erneuerbaren Energien variieren die Anforderungen sehr stark. Die Verbesserung der Klimabilanz ist abhängig davon, welchen Anforderungen der Strombezug für die Batteriezellproduktion genügt.
- 4** Um den Bedarf an Primärrohstoffen für Batterien möglichst rasch zu dämpfen, müssen bereits heute die Rahmenbedingungen für das Recycling gesetzt werden. Weil Investitionen in Recyclinganlagen einen hohen Finanzierungsbedarf und einen langen Planungs- vorlauf haben, sind zwei Ansätze notwendig: zum einen die Einrichtung eines langfristigen Rechtsrahmes durch materialspezifische Recyclingquoten in der EU-Batterieverordnung; zum anderen das kurzfristig umsetzbare Recycling der in Fahrzeugbatterien eingesetzten Rohstoffe aus anderen Quellen. Potenziell können durch Recycling auch weitere Treibhausgasemissionen bei der Gewinnung der Batterierohstoffe eingespart werden.
- 5** Zu einer verantwortungsvollen Batteriezellproduktion gehören auch verbindliche ökologische und soziale Standards für die Lieferketten. Die im Entwurf der EU-Batterieverordnung vorgeschlagenen, rechtlich verbindlichen Sorgfaltspflichten weisen dafür den Weg in die richtige Richtung. Die Regelung sollte sich über verschiedene Batterierohstoffe (insbesondere Nickel, Kobalt, Lithium und Grafit) und Prozesse erstrecken und sowohl die Umwelt- als auch die Sozialdimensionen berücksichtigen.

Inhalt

Vorwort	3
Zentrale Ergebnisse	5
Abbildungs- und Tabellenverzeichnis	7
1 Hintergrund und Zielsetzung der Studie	9
2 Aktuelle Entwicklungen und Herausforderungen bei der Batterieherstellung	11
2.1 Entwicklung des Marktes und der Produktionskapazitäten	11
2.2 Zellchemien und -formate	15
2.3 Die Wettbewerbsposition Deutschlands	19
3 Ansatzpunkte für eine klimaneutrale Batterieherstellung	23
3.1 Wertschöpfungskette einer Batteriezelle	23
3.2 Bewertung des Herstellungsprozesses in der Literatur	27
3.3 Batterieherstellung: Ansatzpunkte zur Verbesserung	31
3.4 Strommix: Ansatzpunkte zur Verbesserung	47
3.5 Exkurs: Feststoffbatterien	51
4 Bewertung und Einordnung der Ansatzpunkte	53
4.1 Rohstoffförderung	53
4.2 Materialien und Komponentenherstellung	54
4.3 Zellproduktion	55
4.4 Recycling	58
4.5 Strommix	59
5 Gesamtfazit	61
Abkürzungsverzeichnis	65
Literaturverzeichnis	66

Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

Abbildung 1: Systemgrenze der Studie	10
Abbildung 2: Globale Nachfrage und Produktion von Zellen für Lithium-Ionen-Batterien	12
Abbildung 3: Angekündigte Zellproduktionskapazitäten in der EU	13
Abbildung 4: Szenarien minimaler und maximaler Batteriekapazitäten reell erwarteter Produktion und Nachfrage nach Batterien in Deutschland	14
Abbildung 5: Schematische Darstellung des Aufbaus einer Lithium-Ionen-Batterie-Zelle	16
Abbildung 6: Zunehmend höherer Anteil von Fahrzeugbatterien mit höherem Nickel- und geringerem Kobaltgehalt	17
Abbildung 7: Zellformate von Lithium-Ionen-Batterien in 147 Elektrofahrzeug-Modellen 2017 bis 2021	18
Abbildung 8: Marktanteile einzelner Länder der für die Lithium-Ionen-Batterien relevanten globalen Rohstoffproduktion (2018) und Komponentenherstellung (2019)	20
Abbildung 9: Wertschöpfungskette der Batterie über den gesamten Lebenszyklus	24
Abbildung 10: Prozentualer Energieverbrauch der Zellfertigung in der Literatur	30
Abbildung 11: Schematische Darstellung der anteiligen Verteilung der Treibhausgasemissionen einer Fahrzeugbatterie	31
Abbildung 12: Gesamtbilanz der Treibhausgasemissionen der Batterieherstellung	48
Abbildung 13: Schematische Darstellung des potentiellen Energiespareffekts zweier Verbesserungsoptionen auf den Energieverbrauch während der Zellproduktion	57
Tabelle 1: Batteriehersteller und Kathodenmaterial der meistverkauften elektrischen Modelle in Deutschland 2019	16
Tabelle 2: Gegenüberstellung der Komponenten von konventionellen Lithium-Ionen-Batterien und von Feststoffbatterien	52

1 | Hintergrund und Zielsetzung der Studie

Die Auswirkungen des Klimawandels werden zunehmend sichtbar und spürbar, weshalb der Klimaschutz in jüngster Vergangenheit auf politischer Ebene beschleunigt wird. Ein zentraler Baustein dieser politischen Bestrebungen, wie auch des Klimaschutzprogramms 2030 auf nationaler oder des „European Green Deal“ auf europäischer Ebene, stellt dabei die Reduktion der CO₂-Emissionen im Verkehrssektor dar (vgl. Europäische Kommission 2019). Der Transportsektor ist für rund 25 Prozent der Treibhausgasemissionen in Europa verantwortlich und ist der einzige Sektor, in dem die Treibhausgasemissionen in den letzten Jahren unter anderem aufgrund der wachsenden Nachfrage nach Mobilität angestiegen sind. Vor diesem Hintergrund wird insbesondere in alternativen Antriebskonzepten ein Stellhebel zur drastischen Reduktion dieser Emissionen gesehen. Vor allem in den vergangenen Jahren wurden daher auch mehrere Studien durchgeführt, um die Ökobilanz von solchen Antriebskonzepten zu untersuchen. Dabei wurde insbesondere die Klimabilanz von batterieelektrischen Antrieben sehr kontrovers diskutiert. Elektrofahrzeuge verursachen bei der Herstellung in der Regel mehr Treibhausgasemissionen als konventionelle Fahrzeuge. Je nach Energiequelle und Energieeffizienz der Produktion und Batteriegröße können hierbei sogar mitunter mehr als doppelt so hohe Emissionen anfallen (vgl. beispielsweise Agora Verkehrswende 2019a, 2019b) als bei der Herstellung von Benzin- oder Dieselfahrzeugen.¹ In der Nutzungsphase wiederum können sie dagegen einsparen, sodass die Gesamtbilanz grosso modo positiv ist. Eine Reihe an Studien hat sich intensiv mit dieser Thematik beschäftigt (vgl. ICCT 2018; Regett et al. 2018; Agora Verkehrswende 2019a, 2019b; Wietschel et al. 2019; Europäische Kommission 2020a; Fraunhofer ISI et al. 2019). Abgesehen von der Schaffung eines weitestgehenden Konsenses in Forschung und Industrie bezüglich der Klimabilanz von batteriebetriebenen Fahrzeugen, lieferten diese Studien ebenfalls essentielle Informationen über die wichtigsten Stellhebel, um die Klimabilanz von Elektrofahrzeugen zu verbessern beziehungsweise den sogenannten ökologischen Rucksack bei der Herstellung von Elektrofahrzeugen zu verringern. Dabei steht mit einem Anteil von ca. 30 bis 60 Prozent an den gesamten Treibhausgasemissi-

onen insbesondere die Batterieherstellung im Fokus der Betrachtung.² Während dabei die Emissionen der benötigten Ausgangsmaterialien und Komponenten den größeren Anteil ausmachen dürften, wird auch dem Anteil der Batteriezellproduktion selbst eine gewichtige Rolle eingeräumt. Die Annahmen reichen hierbei, je nach den gesetzten Rahmenbedingungen, von ca. 20 Prozent bis hin zu fast 50 Prozent der Gesamtemissionen für die Batterieherstellung (vgl. Romare und Dahllöf 2017; Pettinger und Dong 2017; Peters und Weil 2018; Emilsson und Dahllöf 2019; Agora Verkehrswende 2019a, Dai et al. 2019, Yuan et al. 2017).³

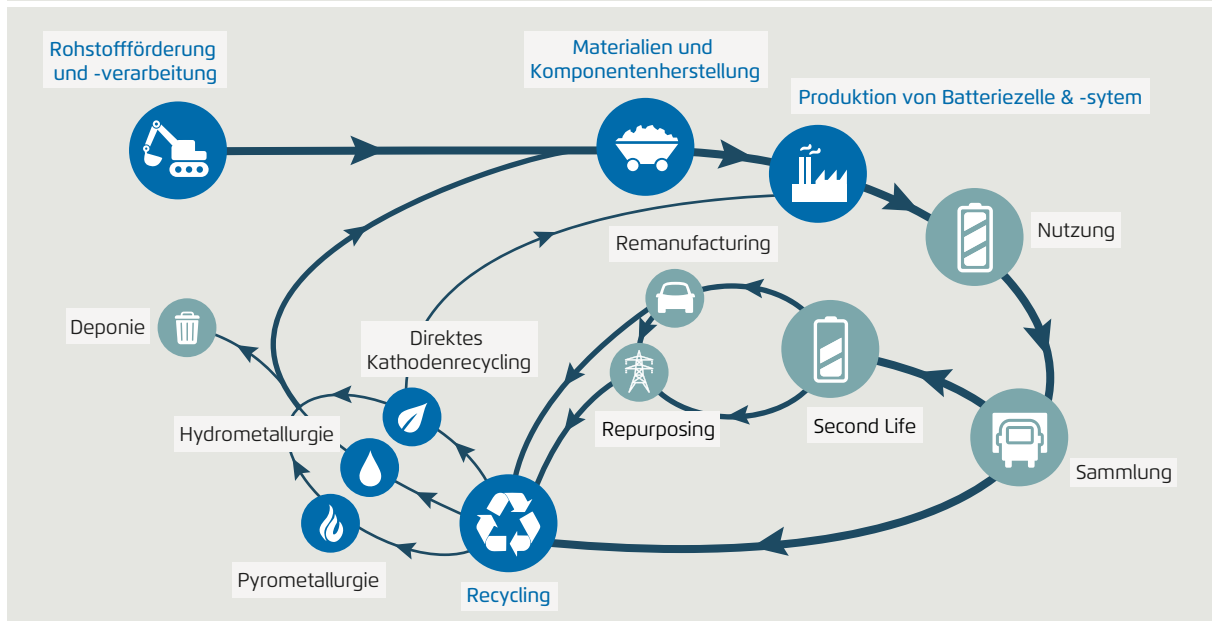
Vor diesem Hintergrund ist es das Ziel dieser Studie, den Herstellungsprozess der Traktionsbatterie sowie mögliche Ansatzpunkte und Maßnahmen für den Weg hin zu einer möglichst klimaneutralen Batterieproduktion näher zu untersuchen. Hierzu wird ein systemischer Ansatz verfolgt, der auch die vorgelagerte Wertschöpfungskette zur Materialbereitstellung mitberücksichtigt. Ebenso wird das Recycling der Batterie in die Betrachtung einbezogen, während eine Zweitnutzung, die ebenfalls das Potenzial hat, die Klimabilanz der Batterie zu verbessern, nicht Gegenstand der Studie ist. Ziel ist es, Verbesserungsoptionen in den jeweiligen Wertschöpfungsstufen zu identifizieren und anschließend für ausgewählte, vielversprechende Maßnahmen deren Potenzial zur Verbesserung der Klimabilanz in Bezug auf die CO₂-Emissionen einzuordnen. Der Fokus liegt dabei jedoch nicht allein auf den ökologischen Auswirkungen einer Verbesserungsoption, zusätzlich werden auch wirtschaftliche und soziale Implikationen berücksichtigt.

1 Zwischenzeitlich dürften diese Differenz jedoch aufgrund der in dieser Studie geschilderten Effekte (zum Beispiel Strommix, Energiedichte...) ebenfalls deutlich gesunken sein.

2 Die Batterieherstellung umfasst die Phasen der Rohstoffförderung und -verarbeitung, Materialien- und Komponentenherstellung sowie die der Produktion von Batteriezelle & -system (vgl. Abbildung 1).
3 Für eine detaillierte Diskussion siehe Kapitel 3.2.

Systemgrenze der Studie

Abbildung 1



Agora Verkehrswende und Fraunhofer ISI 2021, eigene Darstellung

Eine Arbeit zum Herstellungsprozess der Fahrzeugbatterie sieht sich bislang mit zwei besonderen Herausforderungen konfrontiert. Erstens gibt es wenig transparente und verfügbare Primärdaten über die Emissionen der einzelnen Produktionsschritte, insbesondere für eine großskalige Produktion, und zweitens wandeln sich sowohl die Prozesse als auch der Forschungsstand in diesem Themenfeld schnell, während die veröffentlichte Literatur gewissermaßen einen zeitversetzten Stand abbildet. Die hier genannten und erarbeiteten Werte können deswegen stets nur eine Momentaufnahme sein. Es ist nicht ausgeschlossen, dass sie bereits zum Zeitpunkt der Veröffentlichung dieser Studie niedriger sind, als hier diskutiert.

Nichtsdestotrotz stellt sich die Studie der Herausforderung und versucht, auch auf Basis einer relativ dünnen Datenlage zu tragfähigen Schlüssen zu kommen, die in eine vielversprechende Richtung weisen für die weiteren Einsparpotenziale für Energie und Treibhausgase in der Wertschöpfungskette der Fahrzeugbatterie. Das Ziel kann somit weniger darin bestehen, konkrete und repräsentative Einspareffekte zu berechnen oder zu quantifizieren (auch wenn versucht wird, eine ungefähre Einordnung

vorzunehmen), sondern vielmehr alle Aspekte entlang der gesamten Wertschöpfungskette integriert zu betrachten und deren potenziellen Beitrag für eine klimaneutrale Batterieproduktion zu diskutieren.

Aktuell erfolgen insbesondere auf europäischer Ebene viele regulatorische Aktivitäten mit dem Ziel, die ökologischen Auswirkungen der Batterieproduktion zu verbessern, wobei insbesondere der EU-Vorschlag für eine Batterieverordnung hervorzuheben ist (vgl. European Commission URL). Aus diesem Grund wird in einer abschließenden Betrachtung eruiert, ob und inwiefern die zuvor betrachteten Optionen im Rahmen dieser Aktivitäten zielführend berücksichtigt werden beziehungsweise berücksichtigt werden sollten.

2 | Aktuelle Entwicklungen und Herausforderungen bei der Batterieherstellung

2.1 Entwicklung des Marktes und der Produktionskapazitäten

Nach dem – wenn auch im Vergleich zu Fahrzeugen mit Verbrennungsmotoren deutlich geringeren – Einbruch der Produktion von Elektrofahrzeugen. Im ersten Halbjahr 2020 aufgrund der Corona-Pandemie und des globalen Lockdowns, zeigte sich im zweiten Halbjahr 2020 eine Erholung und sogar ein deutlicher Zuwachs der Elektroautoproduktion. Hochrechnungen (basierend auf Marklines Automotive Industry Portal URL) und Angaben von Marktanalysten⁴ weisen darauf hin, dass die globale Produktion und der globale Absatz von batterieelektrischen Fahrzeugen (BEV) und Plug-in-Hybriden (PHEV) im Jahr 2020 bei über 3,2 Mio. im Vergleich zu über 2,2 Mio. im Jahr 2019 lag und sich somit um etwa 43 Prozent steigerte. In Deutschland wurden 2020 jeweils fast 200.000 BEV und PHEV (gesamt 400.000 Elektroautos) verkauft. Das Jahr 2020 wird daher als das Jahr des Durchbruchs der Elektromobilität in die breite Marktdiffusion gesehen.

Die weltweite Nachfrage nach Lithium-Ionen-Batterien (LIB) für Elektroautos dürfte somit im Jahr 2020 auf 130 bis 160 GWh (gegenüber 2019 rd. 90 GWh) gestiegen sein und auch weiterhin ein jährliches Wachstum von 30 bis über 40 Prozent aufweisen. Insgesamt dürfte die globale LIB-Nachfrage von 200 GWh in 2019 auf über 250 GWh in 2020 ansteigen, wobei neben Elektroautos weitere E-Fahrzeuge (E-Busse, E-Lkw, Schiffe, Flugzeuge, Züge, Fahrzeuge für die Mikro-Mobilität etc.), stationäre Speicher (ESS) sowie portable Geräte für Konsum-, Computer- und Kommunikationsanwendungen (3C) zu den Anwendungen für LIB zählen. Damit sind also heute bereits über 50 Prozent der LIB-Nachfrage nur Elektroautos (BEV und PHEV) zuzuschreiben. In 2020 dürfte die Nachfrage nach LIB für weitere E-Fahrzeuge jenseits der Pkw bei etwa 45 GWh liegen, im Bereich der stationären Anwendungen bei etwa 15 GWh. Im Bereich der portablen Anwendungen wird eine Nachfrage von 60 bis 65 GWh erwartet (vgl. Thielmann). Unsicherheiten ergeben sich je nach Quelle und Marktstudie sowie unterschiedlichen ermittelten produktspezifischen verkauften Stückzahlen und durchschnittlichen Batteriegrößen.

Der LIB-Markt hat sich in den letzten Jahren (bis Anfang 2020) mit durchschnittlich 25 Prozent jährlichem Wachstum entwickelt.

Die größte Nachfrage und Dynamik ergibt sich aber durch elektromobile Anwendungen. Aus der Sicht der Zellnachfrageentwicklung ist der LIB-Markt für rein batterieelektrische Fahrzeuge der mit Abstand wichtigste. Bei Nutzfahrzeugen (zum Beispiel Transportern, Bussen) und mobilen Arbeitsmaschinen (zum Beispiel Gabelstaplern) ist ab 2020 eine ähnliche Dynamik und damit die Erschließung eines ebenso attraktiven Wachstumsmarkts für LIB wie im Elektro-Pkw-Bereich zu erwarten. Die Spannbreite der in Nutzfahrzeugen verbauten Batterien kann zwischen 50 kWh bis über 500 kWh liegen. Obwohl die Stückzahlen im Vergleich zu Pkw nur ein Drittel betragen, könnte dieser Markt durch weitere leichte Nutzfahrzeuge (LCV) sowie Lkw, Busse etc. mit deutlich höherer Kapazität der Batterien langfristig in einer ähnlichen Größenordnung wie der Markt für Pkw-Batterien liegen.

Sowohl die Nachfrage als auch die Produktionskapazitäten werden sich von 2020 bis 2030 wahrscheinlich verzehnfachen (oder sogar noch mehr). Dieses Jahrzehnt markiert den Übergang der Elektromobilität in eine breite Diffusion. Der Anteil von E-Pkw an den globalen Pkw-Verkäufen wird je nach Marktstudie ab 2030 auf 25 bis 75 Prozent geschätzt. Dies hat entsprechend große Auswirkungen auf die globale Nachfrage nach und die Kapazität von Lithium-Ionen-Batterien, die ab 2025 über 1.000 GWh und ab 2030 bis zu 6.000 GWh weltweit erreichen dürften.

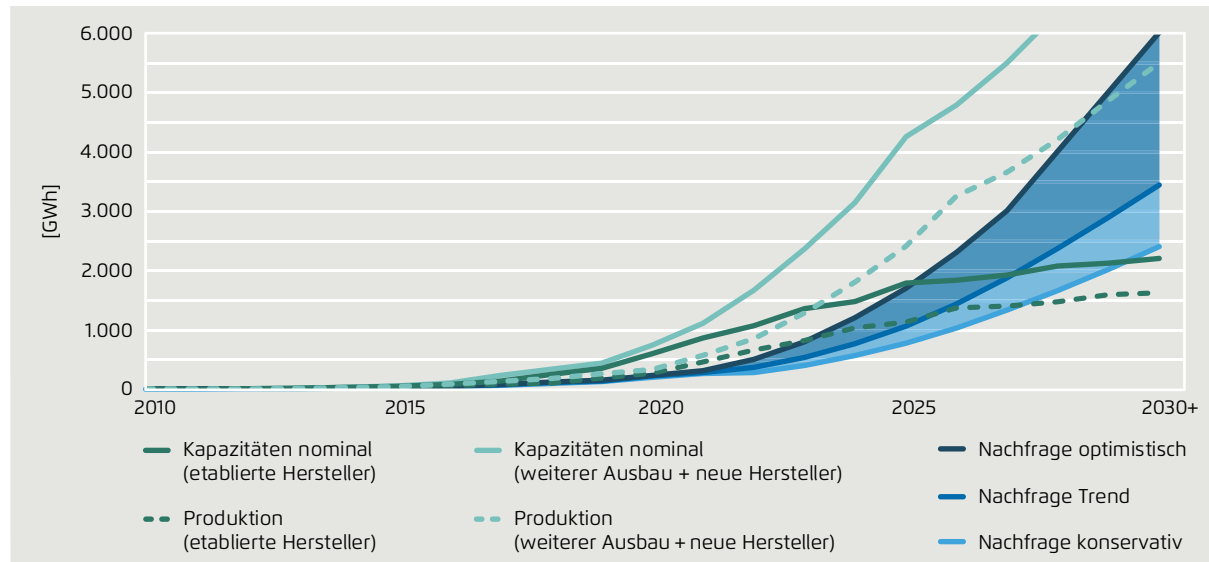
Die installierten globalen LIB-Produktionskapazitäten für Elektromobilität sowie industrielle und stationäre Anwendungen liegen auf Basis diverser Studien, Pressemitteilungen und Angaben von Zellherstellern bis Ende 2020 bei 360 bis 730 GWh.⁵ In den nächsten Jahren wird ein Zubau von jährlich durchschnittlich 100 bis 300 GWh erwartet, ab 2025 liegt dieser voraussichtlich noch höher.

5 Recherchen und Datenbank des Fraunhofer ISI Stand 11/2020: Betrachtet werden Produktionskapazitäten für großformatige Pouch- und prismatische Zellen sowie zylindrische Zellen für den Einsatz in E-Fahrzeugen. Nicht berücksichtigt sind kleinformige Pouch- und prismatische sowie zylindrische Zellen für 3C-Anwendungen.

4 Vgl. EV-volumes (URL); Elektroauto News (URL).

Globale Nachfrage und Produktion von Zellen für Lithium-Ionen-Batterien

Abbildung 2



Agora Verkehrswende und Fraunhofer ISI 2021, eigene Berechnungen auf Basis der Datenbank des Fraunhofer ISI Stand (04/2021) und der VDMA Roadmap Batterie-Produktionsmittel 2030 (Update 2020)
Hinweis: Die Linien für „Produktion“ berücksichtigen den Auslastungsgrad und Ausschuss.

Angesichts dieser in den kommenden Jahren erwarteten extremen (beziehungsweise exponentiellen) Entwicklung kann das Erfassen der angekündigten Zellproduktionskapazitäten nur eine Momentaufnahme sein. Die in der Datenbank des Fraunhofer ISI (Stand 04/2021) erfassten und in dem Update 2020 der VDMA-Roadmap Batterie-Produktionsmittel 2030 dargestellten Ankündigungen belaufen sich bis 2030+ mittlerweile auf über 8 TWh (siehe Abbildung 2: Globale Nachfrage und Produktion von LIB-Zellen).⁶ Die Ankündigungen nur der etablierten Zellhersteller belaufen sich dabei auf rd. 2,2 TWh, inklu-

sive neuer sich am Markt positionierender Akteure sind dies etwa 3,3 TWh (nicht in der Abbildung dargestellt). Unter den 8 TWh sind Ankündigungen von Tesla mit 3 TWh sowie CATL mit 1,2 TWh enthalten, welche jedoch aktuell noch nicht mit konkreten Standorten in Verbindung gebracht werden können.

In den Daten ist berücksichtigt, dass der Ausbau von Zellproduktionskapazitäten stufenweise erfolgt, dass die Kapazitätsauslastung einer Fabrik nie 100 Prozent beträgt, sondern zum Beispiel bei einem Auslastungsgrad von dauerhaft über 85 Prozent Kapazitätserweiterungen erfolgen. Auch eine Ausschussrate von 10 Prozent wurde berücksichtigt, sodass mit den gestrichelten grünen (etablierte Hersteller) und türkisen Linien (Ankündigungen auch neuer Hersteller und optionale Erweiterungen aller Hersteller) die reell erwarteten Produktionskapazitäten dargestellt sind (grüne und türkise durchgehende Linien stellen die nominellen Kapazitäten dar).

In den letzten Jahren haben gerade chinesische Zellhersteller sogar bereits bei Auslastungen unter 50 Prozent weitere Ausbaustufen angekündigt, um entsprechende Kapazitäten bei steigender Nachfrage

6 Vergleich globale Nachfrage für elektromobile, industrielle und stationäre Anwendungen (ab 2020 Prognose, unter der LIB-Nachfrage nicht berücksichtigt sind kleinformatige Pouch-, prismatische und zylindrische Zellen kleiner als Größe 18650) mit den vorhandenen und bekannten geplanten Produktionskapazitäten sowie veröffentlichten optionalen Ausbauplänen unterschiedlicher Hersteller und neuer Marktakteure. Eine realistische Einschätzung, inwieweit die Produktionskapazitäten die Nachfrage decken können, ergibt sich durch die Einbeziehung von Erfahrungswerten bezüglich Auslastungsgrad und Ausbeute von Fabriken (gestrichelte Kurven). Quelle: Berechnungen des Fraunhofer ISI auf Basis Michaelis et al. 2018.

vorhalten zu können. Etablierte asiatische Hersteller wie Panasonic, LG Chem, SDI, CATL hatten dabei eine hohe (maximale) Auslastung zu verzeichnen. Es bleibt aber bislang und auch künftig unsicher, ob die angekündigten Kapazitäten bereits in einem Jahr oder erst im Folgejahr beziehungsweise den Folgejahren zur Verfügung stehen.

Die Nachfrageentwicklung ist gegenüber den Produktionskapazitäten in der Abbildung 2: Globale Nachfrage und Produktion von LIB-Zellen blau dargestellt, jeweils in einem konservativen, einem Trend- und einem optimistischen Szenario. Verlaufen die türkisen beziehungsweise grünen Linien oberhalb der blauen Flächen, ergeben sich rechnerisch Überkapazitäten, verlaufen sie darunter, fehlen Produktionskapazitäten.

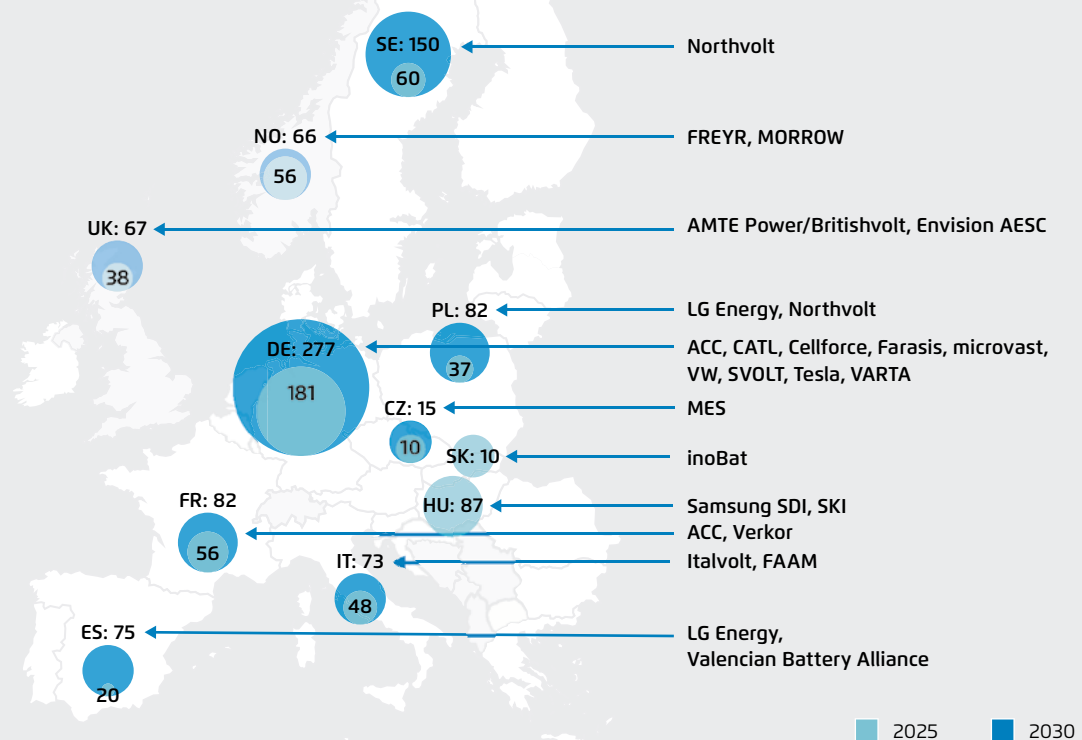
Die in den kommenden Jahren massiv ansteigende Nachfrage zeigt, dass bereits in den nächsten 2 bis 5 Jahren der angekündigte optionale Ausbau von Produktionskapazitäten durch etablierte Zellhersteller benötigt wird. Neue, weitere Zellhersteller befinden sich dann in den Jahren um 2025 im Hochlauf und Wettbewerb mit etablierten Zellherstellern.

Nach 2025 gehen Nachfrage ebenso wie Ankündigungen in den Terrawatt-Bereich über. Die Pläne von Tesla, mit dem neuen zylindrischen 4680-Format in die eigene Zellproduktion einzusteigen, reichen dabei bis zu 3 Terawatt (TWh) bis 2030 und sollen mit kleineren flexibleren Zellproduktionen erreicht werden. Sie verdoppeln damit die bislang global angekündigten 3 TWh. Offenbar

Angekündigte Zellproduktionskapazitäten in der EU (in GWh, Stand 01/2021)

Abbildung 3

Ankündigungen in der EU
in 2030 etwa 850 GWh



Agora Verkehrswende und Fraunhofer ISI 2021, eigene Berechnungen auf Basis der Datenbank des Fraunhofer ISI (Stand 01/2021) und dem Update 2020 der VDMA-Roadmap.

rechnet Elon Musk mit einem Batteriemarkt, welcher jenseits 2030 den 10-TWh-Bereich erreichen dürfte. Bereits in den letzten Jahren (2017–2019) hatte Tesla mit dem Verkauf der E-Pkw ca. 30 Prozent Nachfrage bei den in E-Autos eingesetzten Batteriezellen erreicht. Unter der Annahme, dass Tesla diese Nachfrage auch in den kommenden 10 Jahren hält, wären die geplanten 3 TWh als realistische Extrapolation einzustufen. Den heute weiteren angekündigten Produktionskapazitäten von 3 TWh neben Tesla dürften dann bis 2030+ (also für die Jahre ab 2030) weitere Ankündigungen bis zu 4 TWh durch asiatische und gegebenenfalls dann auch europäische und weitere Hersteller folgen. So hat beispielsweise bereits CATL den Ausbau seiner Zellproduktionskapazitäten in den kommenden Jahren auf 1,2 TWh angekündigt. Dies zeigt die enorme Dynamik, denn bei den wachsenden Märkten wollen alle Player ihre Marktanteile halten oder vergrößern. Mit Blick auf die produzierten Zellformate dürften neben großformatigen Pouch-Zellen sowie prismatischen Zellen damit auch Rundzellen weiterhin einen der heutigen Verteilung ähnlichen Anteil ausmachen.

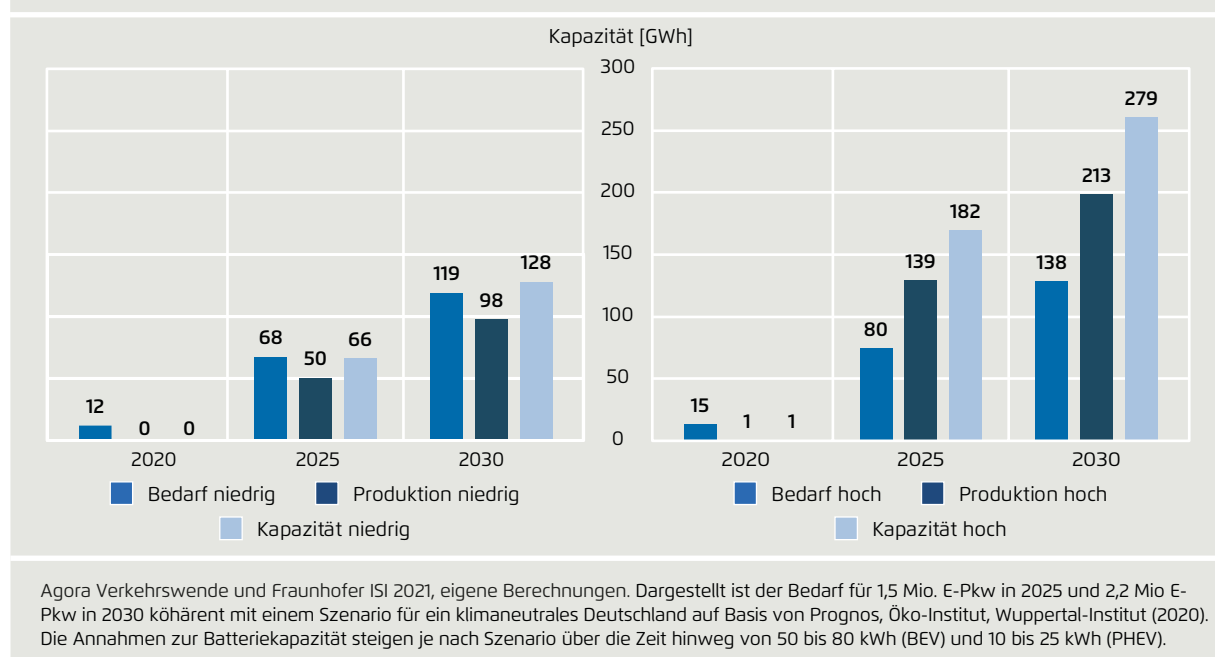
Mit der nun global schnell wachsenden Nachfrage werden an Standorten weltweit Produktionskapazitäten von

200 und mehr Gigafactories entstehen – und dies in den kommenden 10 und mehr Jahren. Die Fragen nach einer grünen, energieeffizienten Produktion, eines grünen Energiemixes auf Basis regenerativer Energien etc. werden somit gerade in den kommenden Jahren nicht nur relevanter, sondern zu einem entscheidenden Bewertungsparameter werden.

Eine Betrachtung der in Europa angekündigten Zellproduktionskapazitäten unterstreicht die genannte Relevanz des Energiemixes, da nach Produktionsstätten in Ungarn und Polen nun vor allem in Deutschland, Frankreich, Spanien sowie in Schweden und Norwegen geplant sind. Neben der Frage nach der Umweltfreundlichkeit der Batterieproduktion sind jedoch für die Standortentscheidung von Zellherstellern noch weitere Faktoren relevant: die Entfernung zu Erstausrüstern (OEM) sowie lokal verfügbaren Fachexperten (Humankapital) und die Lohnkosten. Die in der Abbildung 3 gezeigten Ankündigungen für Europa (geplante Fabriken unter dem GWh-Bereich nicht berücksichtigt) belaufen sich mittlerweile bis in den TWh-Bereich.

Szenarien minimaler und maximaler Batteriekapazitäten reell erwarteter Produktion und Nachfrage nach Batterien in Deutschland (Stand 01/2021)

Abbildung 4



Bei einer Betrachtung ausschließlich des Standorts Deutschland zeigt sich, dass die Ankündigungen (hellblaue Balken) der Zellfabriken in den kommenden Jahren bei etwa 125 bis 275 GWh liegen (die untere Grenze zeigt hier das Trendszenario und nicht das konservative Szenario). Zudem berechnen wir die reell erwartete Produktion unter Berücksichtigung von Ausschussraten (~10 Prozent) und einer Auslastung von 85 Prozent (dunkelblaue Balken). Die Nachfrage nach Batterien in Deutschland bezieht sich für 2020 auf die 400.000 verkauften Elektroautos. Für 2025 und 2030 wurde die für ein klimaneutrales Deutschland benötigte Nachfrage beziehungsweise Produktion von BEV und PHEV zugrunde gelegt (siehe Prognos, Öko-Institut, Wuppertal-Institut 2020). Zur Umrechnung der Nachfrage nach Elektroautos in Batteriekapazitäten wurde für BEV 50 bis maximal 80 kWh je Fahrzeug zwischen 2020 und 2030 angenommen und für PHEV 10 bis maximal 25 kWh (in den Szenarien „Produktion Minimum“ und „Kapazität Minimum“ kleinere Batteriegrößen).

Während 2020 demnach noch Fahrzeugbatterien nach Deutschland importiert werden mussten, wird um 2025 voraussichtlich zumindest im Maximum-Szenario der heimische Bedarf durch eigene Produktion gedeckt werden können. Bis 2030 können dann zusätzlich Fahrzeugbatterien zu europäischen OEM außerhalb Deutschlands exportiert werden. Es sollte an dieser Stelle jedoch klar sein, dass eine rein isolierte Betrachtung auf den Standort Deutschland kaum möglich ist, da sowohl der für eine Klimaneutralität nötige Anteil von Elektrofahrzeugen als auch die Zellproduktion mindestens in einem europäischen, wenn nicht globalen Kontext zu betrachten sind (inklusive der Im- und Exporte von Batterien und Elektrofahrzeugen).

2.2 Zellchemien und -formate

Seit ihrer Kommerzialisierung durch Sony Co. im Jahr 1991 haben sich wiederaufladbare Lithium-Ionen-Batterien zum dominierenden Batterietyp in vielen Anwendungsbereichen entwickelt. Ihr Erfolg ist dabei unter anderem auf die bessere Umweltverträglichkeit im Vergleich zu anderen Batterietypen wie Nickel-Cadmium (NiCd) oder die höhere Energiedichte wie zum Beispiel im Vergleich zu Nickel-Metallhydrid (NiMH)

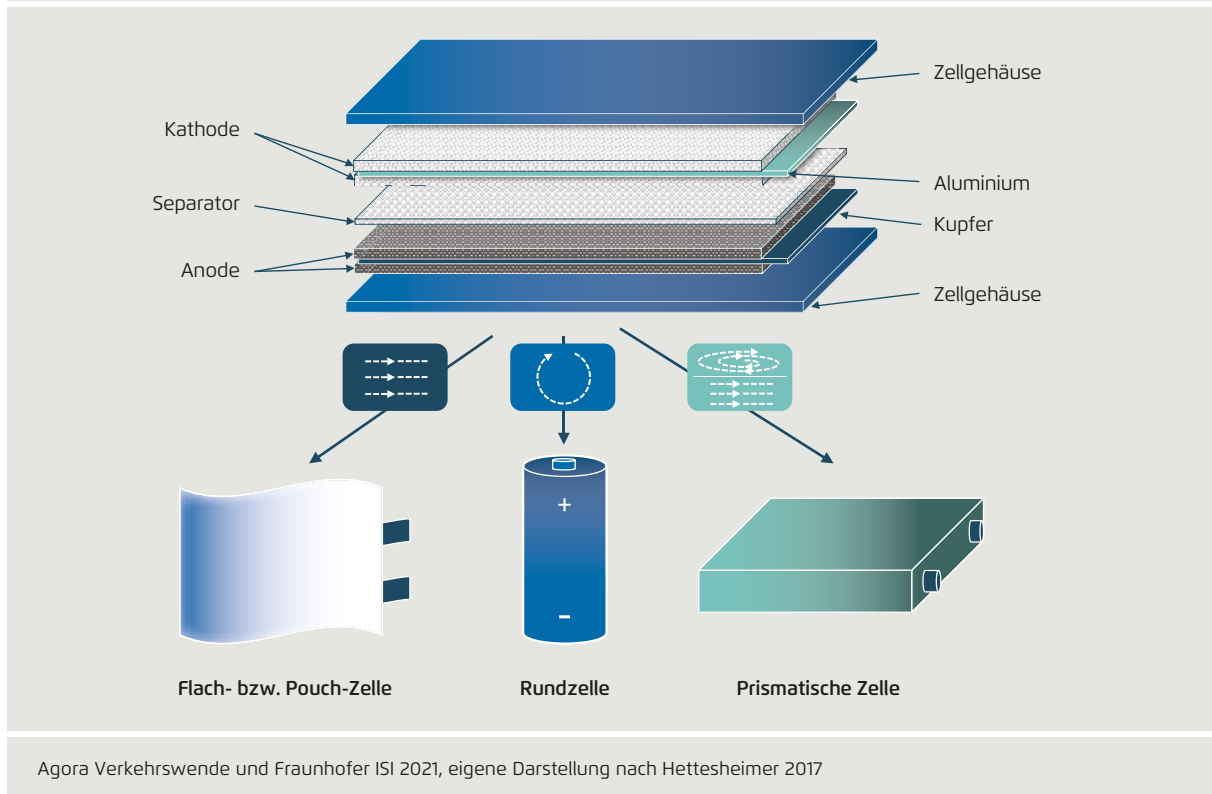
zurückzuführen (vgl. Li et al. 2018). Bei der LIB handelt es sich jedoch nicht um eine konkrete Batterie(zelle), sondern sie kann je nach verwendetem Kathodenmaterial oder der Zellform verschiedene Ausprägungen annehmen.

Abbildung 5 zeigt den schematischen Aufbau einer Batteriezelle sowie mögliche gängige Zellgeometrien. Eine LIB-Zelle besteht in der Regel aus zwei elektrisch leitfähigen Schichten, einer Aluminiumelektrode und einer Kupferelektrode. Auf der Kupferelektrode befindet sich die negativ geladene Anode, während sich auf der Aluminiumelektrode die positiv geladene Kathode befindet. Die Zellen sind mit einem Elektrolyten gefüllt, welcher den Transport der Lithium-Ionen und somit die Energiespeicherung ermöglicht. Zur Verhinderung eines Kurzschlusses werden Anode und Kathode durch einen Separator sowie eine dünne Grenzschicht, die Solid Electrolyt Interphase (SEI), getrennt. Verschiedene Zelltechnologien unterscheiden sich einerseits durch ihre Zellchemie, die chemisch aktiven Substanzen der Elektrode (Aktivmaterial), und andererseits durch die Zellgeometrie, die Bauform der Zelle. Variationen münden in unterschiedlichen Eigenschaften der Batterie (vgl. Hettesheimer 2017).

Die frühen Kathoden bestanden aus Lithiumkobaltoxid (LiCoO_2 , kurz: LCO), wie es 1997 für den Nissan Altra verwendet wurde (vgl. Li et al. 2018). Um unter anderem den Preis zu senken, wurde mitunter Kobalt durch Eisenphosphat (LiFePO_4 , kurz: LFP) oder Mangan (LiMn_2O_4 , kurz: LMO) ersetzt (vgl. Julien et al. 2016). Batterien für Personenkraftwagen benötigen dagegen eine hohe volumetrische Energiedichte, um die Erwartungen der Kunden an eine ausreichende Reichweite zu erfüllen. Daher wird heute in Batterien für Elektrofahrzeuge (EV-Batterien) üblicherweise eine Mischung aus Kobalt und anderen Metallen verwendet. Eine solche Mischung kann aus Nickel, Kobalt und Aluminium (LiNiCoAlO_2 , kurz: NCA) oder Nickel, Mangan und Kobalt (LiNiMnCo , kurz: NMC) bestehen. NCA- und NMC-basierte LIBs dominieren heute den EV-Markt und werden von einer Vielzahl von Automobilherstellern eingesetzt. In letzter Zeit ist jedoch auch eine zunehmende anwendungsorientierte Auswahl der Zellchemien zu beobachten, die sich nach dem angestrebten Fahrzeugsegment richtet.

Schematische Darstellung des Aufbaus einer Lithium-Ionen-Batterie-Zelle

Abbildung 5



Batteriehersteller und Kathodenmaterial der meistverkauften elektrischen Modelle in Deutschland 2019

Tabelle 1

Anzahl der Verkäufe	Batteriehersteller	EV-Unternehmen und -Modell	Kathodenmaterial
9.431	LG Chem	Renault Zoe	NMC622
9.117	SDI	BMW i3	NMC622
9.013	Panasonic	Tesla-Modell 3	NCA
6.898	SDI	VW eGolf	NMC532

Kraftfahrt-Bundesamt 2020 und B3 Corporation 2019. Vor 2019 beinhaltete der BMW i3 eine NMC 532.

Tabelle 1 zeigt eine Liste der meistverkauften Pkw-Elektrofahrzeugmodelle in Deutschland im Jahr 2019 mit ihren jeweiligen LIB-Kathodentypen.

Kathoden auf NMC-Basis bestehen aus einem Lithium-oxid gemischt mit Nickel, Mangan und Kobalt. Während Nickel und Kobalt unter anderem die elektronische Leitfähigkeit garantieren, erhöht Mangan die strukturelle Stabilität und reduziert darüber hinaus die Kosten (vgl. Oh et al. 2019). Um die Leistung der NMC-Kathoden weiter zu steigern und die Abhängigkeit von Kobalt (aufgrund des Versorgungsrisikos sowie hoher und schwankender Marktpreise) zu verringern, werden die Nickelgehalte allmählich erhöht. Ausgehend von einer gleichmäßigen Verteilung von Nickel, Mangan und Kobalt ($\text{LiNi}_{0,33}\text{Mn}_{0,33}\text{Co}_{0,33}$, allgemein als NMC111 bezeichnet) änderte sich die Zusammensetzung auf 50 und 60 Prozent Nickelanteil (NMC532 und NMC622); heute werden bereits erste Elektrofahrzeuge mit Batterien mit 80 Prozent Nickelanteil (NMC811) verkauft und auch gänzlich kobaltfreie Zellchemien mit hohem Ni-Anteil (NMx) entwickelt.

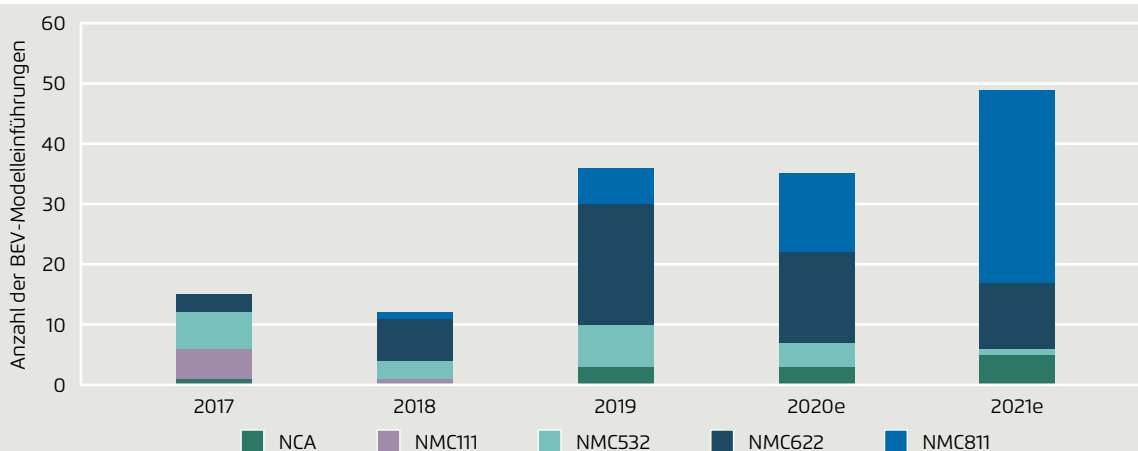
Die Verschiebung hin zu Kathoden mit höherem Nickelgehalt ist in Abbildung 6 dargestellt. Die Analyse von 147 Markteinführungen neuer Modelle von Pkw-EVs

von 2017 bis 2021 zeigt einen klaren Trend zu höheren Nickelgehalten in NMC-basierten Batteriekathoden. Von den untersuchten EV-Modellen war der südkoreanische Batteriehersteller LG Chem der erste Zellenlieferant, der 2017 die NMC622-Kathode einführte, und CATL (China) und SKI (Südkorea) waren die ersten, die 2019 mit der Lieferung von NMC811-LIBs begannen.

Im Wesentlichen wird unter drei Zellgeometrien beziehungsweise Zellformaten unterschieden: Flach- beziehungsweise Pouch-Zellen, kleinformatigen zylindrischen Zellen, die auch als Rundzellen bezeichnet werden, und großformatigen prismatischen Zellen (vgl. Hettseimer 2017). Zylindrische Zellen werden überwiegend in Elektrofahrzeugen von Tesla verwendet und haben niedrige Produktionskosten. Das Design erfordert ein stabiles Metallgehäuse, und aufgrund der geringen Größe jeder einzelnen Zelle werden zigtausend Zellen benötigt, um die Kapazität zum Betrieb eines Elektrofahrzeugs zu erreichen. Wie beim zylindrischen Design haben prismatische Zellen ebenfalls ein robustes Gehäuse, sind aber rechteckig geformt und können daher effizient mit minimalem Platzverlust angeordnet werden. Die große Oberfläche sorgt für gute thermische Dissipationseigenschaften. Pouch-Zellen zeichnen sich durch ihr leichtes Gehäuse (Pouch), zum Beispiel einem polymerbeschich-

Zunehmend höherer Anteil von Fahrzeugbatterien mit höherem Nickel- und geringerem Kobaltgehalt

Abbildung 6



Hinweis: Dargestellt ist die Kathodenchemie der LIBs von 147 Pkw-BEV-Modellen, die 2017 bis 2021 auf den Markt kommen (tatsächlich und angekündigt im Jahr 2019).

Agora Verkehrswende und Fraunhofer ISI 2021, eigene Darstellung basierend auf B3 Corporation 2019

teten Aluminium und hervorstehenden metallischen Laschen, aus. Die große Oberfläche ermöglicht eine sehr gute Wärmeableitung und das flache Design eine effiziente Stapelung. Die geringe mechanische Stabilität muss dabei jedoch durch ein stabiles Design auf Modulebene kompensiert werden (vgl. Hettesheimer 2017).

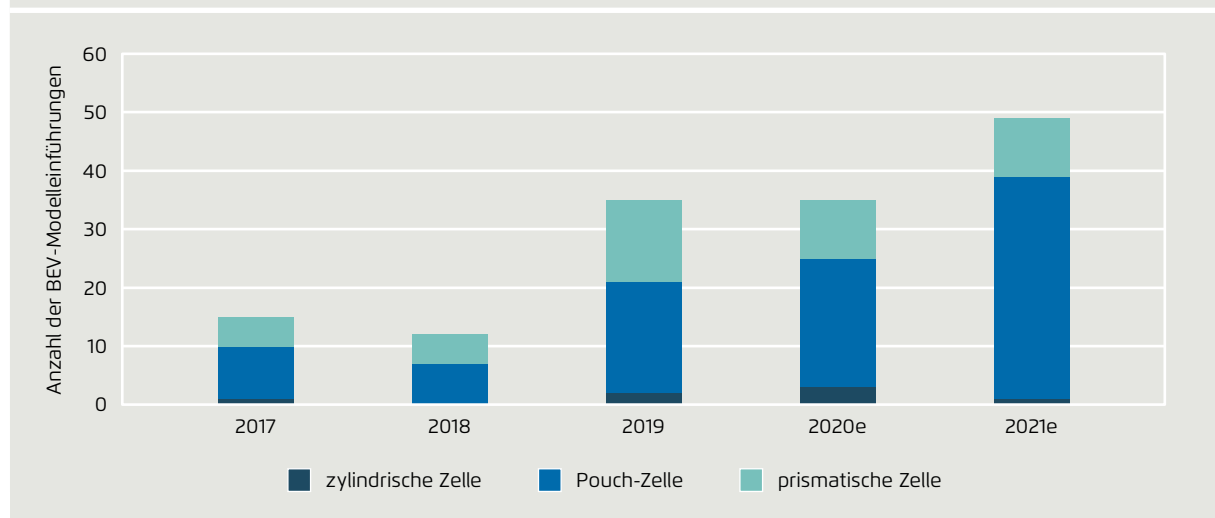
Abbildung 7 zeigt die Zellformate, die in den gleichen 147 Elektrofahrzeugen aus Abbildung 6 verwendet wurden. Zylindrische Zellformen überwiegen (getrieben durch Tesla und Panasonic) bei NCA-Batterien, während bei NMC-Batterien Pouch-Zellen oder prismatische Zellen verwendet werden, wobei in den kommenden Jahren ein Anstieg der Pouch-Zellen erwartet wird. Von den untersuchten Elektrofahrzeugen waren die Zellhersteller LG Chem und AESC die ersten, die 2017 das Pouch-Design für ihre NMC-LIBs verwendeten, während andere Anbieter wie Samsung SDI und CATL weiterhin überwiegend die prismatische Form bevorzugen. Die Wahl eines Zellformates hat dabei unter anderem aufgrund teilweise unterschiedlicher Materialien und -mengen sowie abweichender Produktionsprozesse einen direkten Einfluss auf die Energiedichte, die mechanische und thermische Stabilität der Zelle sowie auch auf die Kosten. Viele dieser Vor- und Nachteile werden jedoch auf

Modulebene wieder egalisiert, weshalb nach wie vor alle Zellformate Verwendung finden (Hettesheimer 2017).

Zusammenfassend lässt sich somit festhalten, dass seit der Kommerzialisierung der LIBs im Jahr 1991 die Technologie kontinuierlich Verbesserungen hinsichtlich der Leistungsdichte, der Sicherheit und der Kosten erfahren hat. Den Stand der Technik für Elektrofahrzeuge stellen derzeit überwiegend Batterien wie NMC622 oder NCA dar, während der Nickelgehalt weiter steigen dürfte und in den kommenden Jahren voraussichtlich NMC811-Batterien den dominierenden Batterietyp darstellen dürften.

Zellformate von Lithium-Ionen-Batterien in 147 Elektrofahrzeug-Modellen
2017 bis 2021 (tatsächlich und angekündigt)

Abbildung 7



Agora Verkehrswende und Fraunhofer ISI 2021, eigene Darstellung basierend auf B3 Corporation 2019

2.3 Die Wettbewerbsposition Deutschlands

Die Wettbewerbsposition Deutschlands in der Batterie-zellproduktion lässt sich anhand mehrerer Bereiche beschreiben: Auf Basis relevanter Forschungs- und Entwicklungsaktivitäten, anhand der Wertschöpfungs-anteile in den vorgelagerten Wertschöpfungsschritten der Batteriezellproduktion sowie mittels relevanter nationaler Akteure und Netzwerke.

Der Anteil deutscher Organisationen an internationalen wissenschaftlichen Fachpublikationen gibt Aufschluss über die Position Deutschlands in der Grundlagenforschung hinsichtlich der LIB-Technologie. Es ist allerdings darauf hinzuweisen, dass sich sowohl Forschungs- als auch Entwicklungsaktivitäten in diesem Bereich sehr dynamisch entwickeln und dass neuere Aktivitäten folglich nicht in den Betrachtungszeitraum der folgenden Analysen fallen. Bei einem Betrachtungszeitraum von fünf Jahren (2013–2017) liegt nach Analysen von Thielmann et al. 2018 der Anteil Deutschlands an den weltweiten Publikationen im Bereich der LIB-Technologie bei etwa 6 Prozent und damit gleichauf mit Japan. Südkoreas Anteil liegt bei etwa 10 Prozent, der der USA bei 20 Prozent. Mit deutlichem Abstand liegt China mit fast 50 Prozent an der Spitze. Die Wettbewerbsposition Deutschlands in der Grundlagenforschung ist daher als mäßig zu bewerten, wobei hier lediglich eine Aussage über die Quantität, nicht über die Qualität der Publikationen getroffen werden kann (wobei es sich um Publikationen in internationalen Journals mit Peer-Review handelt). Positiv hervorzuheben ist aber zunächst die hohe Wachstumsdynamik. Die Publikationen haben innerhalb des Betrachtungszeitraums in Deutschland im Durchschnitt jährlich um mehr als 10 Prozent zugenommen, was abgesehen von China (15 Prozent) einen Spitzenwert darstellt. Weiterhin ist eine Vergrößerung der Forschungslandschaft festzustellen, was sowohl universitäre Lehrstühle und Institute (zum Beispiel Münster, Braunschweig, Berlin, München, Ulm, Karlsruhe und Aachen), als auch Forschungseinrichtungen (zum Beispiel Fraunhofer, Forschungszentrum Jülich, Zentrum für Sonnenenergie- und Wasserstoff-Forschung Baden-Württemberg) betrifft.

Anwendungsnahe Forschung sowie Industrieforschung lassen sich indikativ mittels der Analyse von Patentan-

meldungen beschreiben, wenngleich die Patentstrategien der Unternehmen sehr unterschiedlich ausfallen.⁷ Zudem verlief die Entwicklung der Patentanmeldungen in den einzelnen Ländern sehr unterschiedlich. Der Anteil der Patentanmeldungen deutscher Organisationen an den globalen Anmeldungen bei einem Betrachtungszeitraum von fünf Jahren (2013 bis 2017) liegt gemäß Thielmann et al. 2018 mit über 10 Prozent im internationalen Mittelfeld der führenden Anmelde Länder. China, Südkorea und die USA weisen ähnliche Werte auf, Japan liegt mit 40 Prozent deutlich an der Spitze. Die anwendungsnahe Forschung ist also als sehr gut zu bewerten. Die Dynamik des deutschen Patentanteils ist allerdings stark rückläufig (durchschnittlich 10 Prozent Rückgang jährlich), wohingegen dieser in China mit fast 30 Prozent jährlich wächst. Als positiv sind hier die verschiedenen Forschungsproduktionslinien unterschiedlicher Dimensionierungen, welche in den letzten Jahren errichtet wurden oder in Planung sind (zum Beispiel Fraunhofer Forschungsfertigung Batterie zelle Münster, ZSW Forschungsplattform für die industrielle Fertigung von Lithium-Ionen-Zellen in Ulm, Battery LabFactory Braunschweig der TU Braunschweig) zu bewerten. Diese können helfen, die Forschungsergebnisse in die Praxis zu tragen und die Innovationen bei Zellmaterialien, -komponenten und -designs im industrienahen Maßstab zu erproben, zu verbessern und in die großindustrielle Serienproduktion zu überführen.

Um die Wettbewerbsposition in Bezug auf relevante Wertschöpfungsschritte bei der Batteriezellproduktion zu bewerten, wurden die Marktanteile verschiedener Länder bei der Rohstoffproduktion und der Herstellung relevanter Komponenten untersucht (vgl. Abbildung 8).⁸ Hierbei wurden die aus Kostensicht relevantesten Roh-

7 Gerade große Unternehmen melden häufig sehr viele Patente an, um im Fall von Rechtsstreitigkeiten eine große Verhandlungsmasse zu besitzen. Kleinere Unternehmen melden mitunter wenig Patente an, aus Angst, Know-how offen zu legen und die Patente im Fall von Patentverletzungen durch große Unternehmen in Rechtsstreitigkeiten aus finanzieller Sicht ohnehin nicht bestehen zu können und damit Know-how-Verlust zu erleiden.

8 Bei der Rohstoffproduktion wurden die Herkunftsländer der Minenproduktion natürlicher Rohstoffe betrachtet, bei der Komponentenherstellung erfolgt eine Zuordnung der Marktanteile zu den Ländern, an denen der Firmensitz der herstellenden Unternehmen angesiedelt ist.

stoffe wie Lithium, Nickel, Kobalt und Grafit sowie Separatoren, Elektrolyte, Anode und Kathode als wichtigste Komponenten betrachtet.

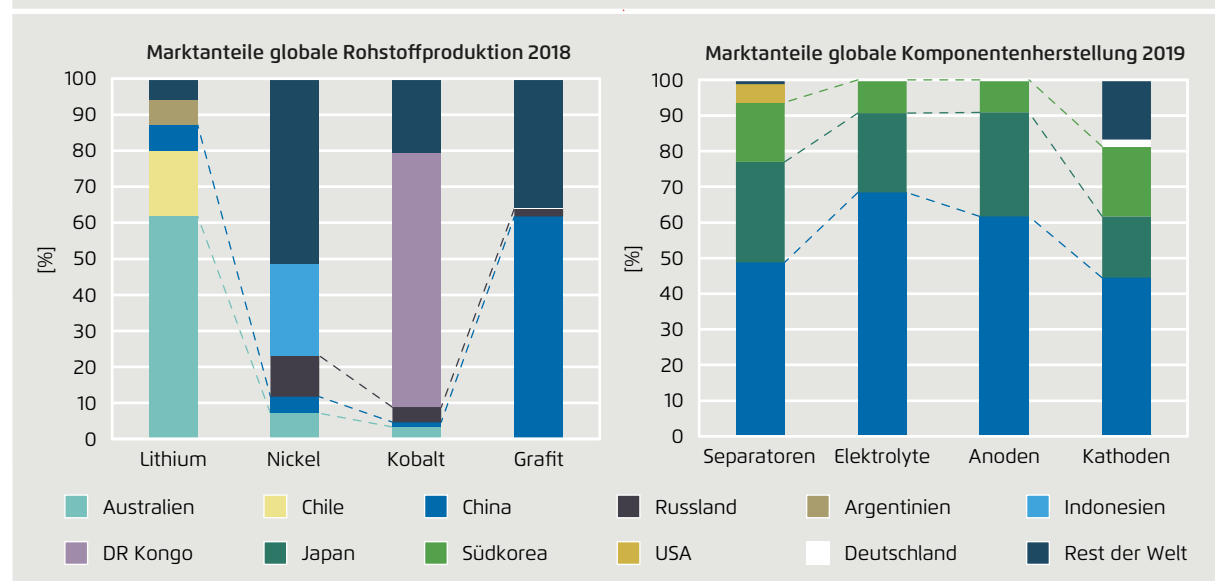
In der globalen Komponentenherstellung besitzen deutsche Unternehmen nur in der Kathodenherstellung nennenswerte Marktanteile von knapp 2 Prozent. Die Herstellungsmenge von 9.400 t in 2019 ist jedoch vollständig dem deutsch-japanischen Joint Venture von BASF und Toda Kogyo BASF TODA Battery Materials LLC (vgl. BASF TODA Battery Materials LLC URL) zuzuschreiben. Insgesamt zeigt sich bei der Komponentenherstellung eine starke Konzentration der Marktanteile auf chinesische Unternehmen. Bei allen Komponenten betragen diese deutlich mehr als 40 Prozent, wodurch chinesische Unternehmen mit deutlichem Abstand Weltmarktführer sind. Japan als zweitwichtigster globaler Player kann Marktanteile von 15 Prozent bei Kathodenmaterialien und von knapp 30 Prozent bei Anodenmaterialien aufweisen. An dritter Stelle sind südkoreanische Unternehmen zu nennen, welche Marktanteile zwischen 10 und 20 Prozent bei allen Komponenten besitzen. Die Wettbewerbsposition deutscher Unternehmen in der Komponentenherstellung ist folglich sehr schwach ausgeprägt.

In der globalen Rohstoffproduktion besitzt Deutschland mit Ausnahme von Grafit keine Marktanteile. Doch auch bei natürlichem Grafit ist die Rohstoffproduktion mit 800 t sehr gering und entspricht weniger als 0,1 Prozent der globalen Rohstoffproduktion. Zu nennen ist hier die Graphit Kropfmühl GmbH (vgl. Graphit Kropfmühl GmbH URL) als einziger Akteur in Deutschland.⁹ Bei anderen Rohstoffen, mit Ausnahme von Nickel, sind die Marktanteile an der globalen Produktion stark konzentriert. Australien ist mit einem Marktanteil von mehr als 60 Prozent führend in der Lithiumproduktion, die Demokratische Republik (DR) Kongo mit über 70 Prozent führend in der Kobaltproduktion und China mit über 60 Prozent führend in der Grafitproduktion. In der Nickelproduktion besitzt Indonesien mit über 25 Prozent den höchsten globalen Marktanteil, gefolgt von Russland mit über 10 Prozent. Die übrigen Marktanteile sind bei allen Rohstoffen stark über verschiedene Länder verteilt. In Summe spielt Deutschland bei der globalen Rohstoff-

9 Es ist an dieser Stelle zu betonen, dass natürliche Vorkommen der Rohstoffe betrachtet wurden, wobei Grafit zum Beispiel von der deutschen SGL Carbon auch synthetisch hergestellt wird.

Marktanteile einzelner Länder der für die Lithium-Ionen-Batterien relevanten globalen Rohstoffproduktion (2018) und Komponentenherstellung (2019)

Abbildung 8



Agora Verkehrswende und Fraunhofer ISI 2021, eigene Darstellung mit Daten von USGS 2020a und B3 Corporation 2020

produktion für Lithium-Ionen-Batterien quasi keine Rolle. Zwar sind in den vorliegenden Analysen gewisse Verschiebungen in der globalen Rohstoffproduktion gegenüber der vom Öko-Institut (2017) für Agora Verkehrswende durchgeführten Studie zu erkennen. An den generellen Aussagen und vor allem der Wettbewerbsposition Deutschlands ändert sich jedoch nichts.

Zwar sind die Marktanteile deutscher Unternehmen an der globalen Rohstoffproduktion und Komponentenherstellung und damit ihre globale Wettbewerbsposition schwach ausgeprägt. Dennoch sind in allen Bereichen der Batteriewertschöpfungskette deutsche Unternehmen mit ausgeprägten Kompetenzen vertreten (vgl. KLiB Kompetenznetzwerk Lithium Ionen Batterien URL). Die wichtigsten Akteure der Forschungslandschaft und der Forschungsproduktionslinien wurden bereits benannt. Bei Rohstoffen sind außerdem die BASF und die deutsche Tochter des belgischen Konzerns UMICORE zu nennen. Beide Unternehmen sind auch in der Kathodenherstellung vertreten. Custom Cells, Evonik, SGL Carbon sowie die deutsche Tochter von Johnson Matthey besitzen Kompetenzen in der Anodenherstellung, Freudenberg und Evonik in der Separatorherstellung. Darüber hinaus sind Wacker Chemie und E-Lyte in der Elektrolytherstellung aktiv. Auch im Bereich der Batteriezellproduktion gibt es zum Beispiel mit Custom Cells, LIACON und Varta ebenfalls Kompetenzträger in Deutschland. Ebenso sind im Bereich der Produktions- und Automatisierungstechnologien umfassende Kompetenzen vorhanden (vgl. VDMA Batterieproduktion URL). Als größte Player sind Siemens, Thyssenkrupp, Manz, Kuka, Bosch und Continental zu nennen. Auch darf die hohe Bedeutung von Abnehmern von Batteriezellen nicht außer Acht gelassen werden. Hervorzuheben sind hierbei vor allem die deutschen Automobilhersteller als grundsätzlich wichtige Akteure der Wertschöpfungskette sowie Nachfrager von Batteriezellen. Abschließend sind Accurec, Duesenfeld und Redux mit Kompetenzen im Bereich Recycling zu nennen.

Der Strukturwandel in der Automobilindustrie hin zur Elektromobilität wird in den kommenden Jahren zu Arbeitsplatzverlusten in der Entwicklung und Produktion von Verbrennungsmotoren führen. Daher gilt es, Kompetenzen und damit auch Arbeitsplätze im Zukunftsfeld der Elektromobilität aufzubauen, was für die Batteriezeile als Kernkomponente der Elektromobili-

tät im Besonderen gilt. Es kann weiterhin durchaus mit Risiken und Wettbewerbsnachteilen für die deutsche Automobilindustrie verbunden sein, keine inländische Batteriewertschöpfungskette beziehungsweise vor allem keine Zellproduktion vorweisen zu können. Denn möglicherweise werden innovative Zellen in nationalen Kooperationen von Zellherstellern und Automobilherstellern entwickelt und eingesetzt, wodurch deutsche Automobilhersteller zunächst von Innovationen ausgeschlossen wären. Nicht zuletzt vor dem Hintergrund des stark wachsenden Marktpotenzials von Batteriezellen auch außerhalb der Automobilindustrie (vgl. Kapitel 2.1) sollten Kompetenzen im Zukunftsfeld Batterie weiter auf- und ausgebaut werden, damit aktuelle und künftige Wertschöpfungspotenziale erschlossen werden können.

Insgesamt lässt sich festhalten, dass die aktuellen Marktanteile Deutschlands hinsichtlich der Rohstoffproduktion und der Komponentenherstellung sehr gering sind. Es bestehen aber entlang der gesamten Batteriewertschöpfungskette nennenswerte Kompetenzen und großes Know-how in Deutschland. Zudem steigt die globale Nachfrage nach LIB aktuell stark an. Vorhandenes Know-how gilt es folglich zu nutzen und in Produktionskapazitäten für Batteriezellkomponenten und Batteriezellen umzusetzen, damit Deutschland künftig, auch vor dem Hintergrund der stark wachsenden Nachfrage, auf globaler Ebene eine bedeutendere Rolle spielen kann. Denn aktuell dominieren noch überwiegend asiatische Unternehmen die Batteriezellproduktion.

3 | Ansatzpunkte für eine klimaneutrale Batterieherstellung

In diesem Kapitel wird zunächst der Wertschöpfungsprozess bei der Herstellung einer LIB vom Rohstoffabbau bis zur Zellproduktion beschrieben (Kapitel 3.1). Sodann gibt Kapitel 3.2 einen Überblick über die aktuelle Diskussion in der Literatur zum Thema der Treibhausgasemissionen im Kontext der Batteriezellherstellung. Das daran anschließende Kapitel 3.3 beleuchtet die einzelnen Wertschöpfungsstufen nochmals in Bezug auf potenzielle Verbesserungsoptionen zur Reduktion der Treibhausgasemissionen. Die Art des verwendeten Strommixes kann dabei auf allen Wertschöpfungsstufen einen Einfluss haben und wird separat in Kapitel 3.4 behandelt. Den Abschluss von Kapitel 3 bildet ein Exkurs zum Thema Feststoffbatterien, um auch zukünftigen Zelltechnologien eine gewisse Rechnung zu tragen.

3.1 Wertschöpfungskette einer Batteriezele

Um den Herstellungsprozess einer Batteriezele aus ökologischer Sicht adäquat analysieren und bewerten zu können, ist eine Betrachtung der vor- und nachgelagerten Wertschöpfungsschritte essenziell. Einzelne Schritte werden anschließend in Kapitel 3.2 aufgegriffen und vertieft. Die Wertschöpfungskette einer Batteriezele umfasst die Rohstoffproduktion, die Herstellung der Ausgangsmaterialien und -komponenten, die eigentliche Batteriezellproduktion, die Batteriemodul- und -packmontage, die Nutzung der Batterie sowie abschließend die Sammlung, Rückführung und das Recycling der Batterie (Abbildung 9).

Rohstoffproduktion

In einem ersten Schritt erfolgen der Abbau beziehungsweise die Gewinnung der für die Batteriezellproduktion notwendigen Primärrohstoffe. Neben den bereits genannten Rohstoffen Lithium, Nickel, Kobalt und Grafit (vgl. auch Öko-Institut 2017) sind dies vor allem Eisen, Aluminium, Kupfer, Zink, Titan, Mangan, Phosphor, Fluor oder Silizium (vgl. Blagoeva et al. 2020).

Diese überwiegend metallischen Rohstoffe werden in Minen im Tagebau sowie unter Tage abgebaut. Lithium wird in Australien beispielsweise im Tagebau abgebaut, wohingegen es in Südamerika aus meist unterirdi-

schen Salzseen, sogenannten Salaren, gewonnen wird. Das lithiumhaltige Salzwasser wird an die Oberfläche gepumpt und in großen Becken verdunstet. Kobalt, welches vor allem in der DR Kongo gewonnen wird, wird überwiegend im Großbergbau (über Tage und unter Tage) abgebaut. Etwa ein Fünftel des Abbaus in der DR Kongo erfolgt jedoch in artisanalem Bergbau. Bergarbeiter bauen Kobalt im Kleinstbergbau mit einfachen Werkzeugen, häufig auf eigenes Risiko und illegal, ab. Nickel und Grafit werden, je nach Abbauort, über Tage und unter Tage abgebaut. Die Vorkommen einzelner Rohstoffe sind dabei oft sehr stark auf einzelne Länder konzentriert (vgl. Kapitel 2.3). Über alle Rohstoffe hinweg ergibt sich aber eine stark multinational verteilte Rohstoffproduktion, wobei diese fast ausschließlich außerhalb Europas beheimatet ist (vgl. USGS 2020a). Eine grobe Vorverarbeitung der Primärrohstoffe beziehungsweise Erze, vor allem ihre Zerkleinerung, erfolgt meist vor Ort in der Nähe der Abbaugelände beziehungsweise Minen. Dann werden die Primärrohstoffe gereinigt und aufbereitet (Raffination). Da es sich bei den meisten benötigten Primärrohstoffen um Metalle handelt, kommen neben verschiedenen metallurgischen Verfahren (Feuerraffination, elektrolytische Raffination), die teilweise sehr energieintensiv sind, auch chemische Verfahren zum Einsatz. Die Ausgangsstoffe für die Aktivmaterialien (Kathode, Anode, Elektrolyt) werden in der Regel zu feinen Pulvern beziehungsweise Salzen mit sehr hohem Reinheitsgrad verarbeitet, da Verunreinigungen der Aktivmaterialien die spätere Zellperformance (zum Beispiel hinsichtlich der Kapazität und Lebensdauer) negativ beeinflussen können (vgl. Blagoeva et al. 2020).

Material- und Komponentenherstellung¹⁰

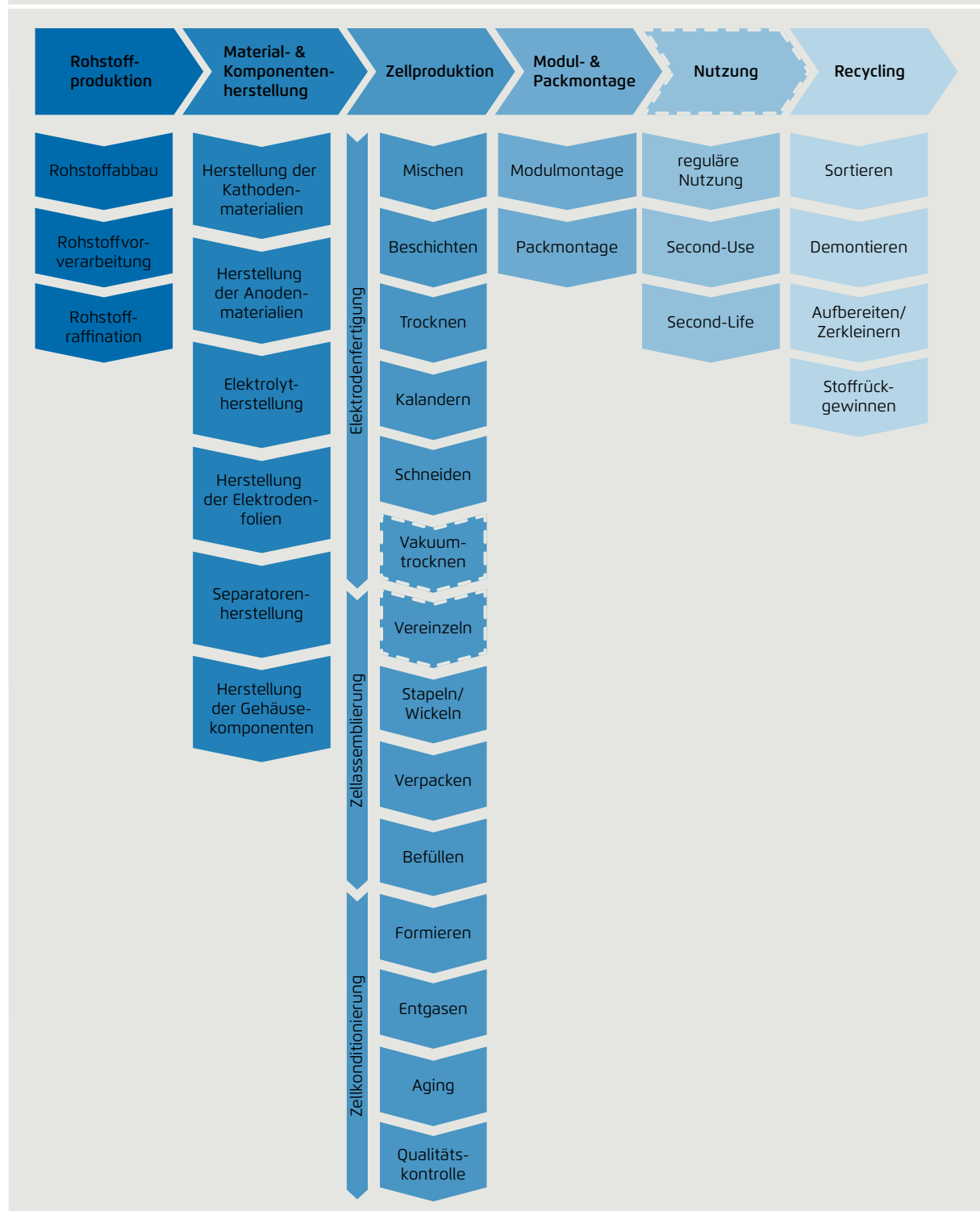
Bei der Material- und Komponentenherstellung sind Aktivmaterialien (Kathode, Anode) und inaktive Materialien (Komponenten wie Elektrodenfolie, Separator und Zellgehäuse) zu unterscheiden.

Für die Kathodenmaterialien wird zunächst der sogenannte Präkursor, ein Stoffgemisch beispielsweise aus Nickel, Mangan und Kobalt, hergestellt. Hierfür werden die in Lösung vorliegenden Ausgangsstoffe (Nickel,

¹⁰ In diesem Abschnitt wird, sofern nicht anders angegeben, auf Heimes et al. (2019) zurückgegriffen.

Wertschöpfungskette der Batterie über den gesamten Lebenszyklus

Abbildung 9



Agora Verkehrswende und Fraunhofer ISI 2021, eigene Darstellung in Anlehnung an Hettesheimer 2017; Kwade et al. 2018; Heimes et al. 2018a; Heimes et al. 2018c; Blagoeva et al. 2019

Mangan- und Kobaltsulfat) zusammengeführt, gerührt und gefällt (Copräzipitation) (vgl. Heimes et al. 2019). Das entstehende heterogene NMC-Stoffgemisch (NMC-Präkursor) wird filtriert, gewaschen und getrocknet sowie anschließend mit Lithium-Hydroxid oder Lithium-Carbonat trocken gemischt. Beim darauffolgenden Kalzinieren wird das Li-NMC-Gemisch in einem Ofen bei 800 bis 1000 °C erhitzt, um die gewünschte Struktur zu erhalten. Nach einem Mahlvorgang werden die NMC-Partikel teilweise beschichtet. Für das Anodenmaterial wird entweder sogenanntes Soft Carbon (Koks und Pech) in einem Ofen mittels Strom bei hohen Temperaturen grafitisiert (vgl. Heimes et al. 2019) oder auf im Bergbau gewonnenes Grafit zurückgegriffen.

Die Herstellung von Flüssigelektrolyten geschieht durch die Aufreinigung und Vermischung von Lösemitteln wie Ethylencarbonat (EC), Ethylmethylcarbonat (EMC) oder Dimethylcarbonat (DMC) mit Lithiumsalz, meistens Lithiumhexafluorophosphat (LiPF₆) (vgl. Kwade et al. 2018). Gegebenenfalls werden Additive wie zum Beispiel Vinylencarbonat (VC) zur Verbesserung der Langzeitstabilität zugesetzt.

Inaktive Materialien werden auf sehr unterschiedliche Art und Weise hergestellt. Als Elektrodenfolien kommen dünne Aluminium- (Kathode, 12–20 µm) und Kupferfolien (Anode, 6–10 µm) zum Einsatz (vgl. Kwade et al. 2018). Deren Herstellung erfolgt im Walzverfahren, wobei eine gleichmäßige Dicke und hohe Festigkeit entscheidend für eine gute Zellperformance sind. Die mikroporösen Separatoren bestehen aus ein- oder mehrschichtigen Polymerschichten, die teilweise für eine höhere Widerstandsfähigkeit keramisch beschichtet werden (vgl. Kwade et al. 2018). In Abhängigkeit vom Separatortyp gibt es zahlreiche verschiedenen Herstellungsverfahren, wobei grundsätzlich Nass- und Trockenprozesse unterschieden werden. Nassprozesse auf Basis von Polyethylen sind am weitesten verbreitet und erzeugen mittels Extrusion unter hohem Druck und Temperatur eine Schmelze, die auf Walzen zum dünnen Castfilm erkaltet, welcher wiederum sowohl in Längs- als auch in Querrichtung verstreckt wird. Daraufhin werden die Lösemittel ausgewaschen und die Membran zunächst getrocknet, thermofixiert, geschnitten und nach einer Qualitätskontrolle aufgewickelt. Demgegenüber wird im Trockenprozess die Schmelze durch Blasfolienextrusion zu einem Schlauch geblasen, der geschnitten wird, um

dann mehrere Lagen unter Druck und Temperatur zu laminieren. Die Lagen werden längsgereckt und nach einer Qualitätskontrolle aufgewickelt. Die Gehäusekomponenten werden in Abhängigkeit vom Zelltyp über verschiedene Verfahren der Materialbearbeitung (Tiefziehen, Stanzen, Kaltumformen etc.) hergestellt. Hier sind vor allem Zellgehäuse und Zelldeckel zu nennen. Eine Sonderrolle nimmt die Pouch-Zelle ein, welche kein rein metallisches Gehäuse besitzt, sondern von einer Kunststoff-Aluminium-Verbundfolie umschlossen wird. Diese wird per Tiefziehen bearbeitet (vgl. Heimes et al. 2019).

Die Elektrodenfertigung zählt zwar grundsätzlich zur Komponentenherstellung, in der Regel werden aber Elektroden und Zellen unter einem Dach hergestellt, um Verunreinigungen und Veränderungen der Elektroden-eigenschaften durch Umwelteinflüsse zu verhindern (vgl. Blagoeva et al. 2020). Daher wird sie im Folgenden bei der Zellproduktion beschrieben.

Batteriezellproduktion

Die Batteriezellproduktion kann in Elektrodenfertigung, Zellassemblierung und Zellfinishing eingeteilt werden (vgl. Kwade et al. 2018).

Zur Elektrodenfertigung werden zunächst die Aktivmaterialien, zum Beispiel NMC oder Grafit gegebenenfalls mit Additiven wie Leitruß sowie Lösungs- und Bindemitteln zu einer Paste, dem sogenannten Slurry verbunden (vgl. Heimes et al. 2018a). Grundsätzlich lassen sich hierbei Mischen (Trockenmischung) und Dispergieren (Nassmischung) unterscheiden. Beim anschließenden Beschichten wird der Slurry in einer dünnen und möglichst gleichmäßigen Schicht auf die Elektrodenfolien aufgetragen. Direkt im Anschluss erfolgt in einem kontinuierlichen Prozess das Trocknen in 30 bis 50 m langen Konvektionsöfen, wobei Lösungsmittel verdampft und der Feuchtegrad des Slurry reduziert werden (vgl. Hettesheimer 2017). Aufgrund seiner negativen Umweltwirkungen wird das Lösungsmittel N-Methyl-2-Pyrrolidon (NMP) in der Regel zurückgewonnen oder thermisch verwertet. Die getrockneten Elektroden werden in der Regel auf Rollen zu sogenannten Coils (aufgewickelter Metallband) aufgewickelt. Um die Trocknerlänge sowie den Energieverbrauch zu reduzieren, kommen immer häufiger ergänzend Infrarottrockner oder weitere Verfahren zum Einsatz (vgl. Heimes et al. 2018a). Daran anschließend werden die Elektroden-Coils in einem Kalander (rotie-

rendes und gegebenenfalls beheiztes Walzenpaar) verdichtet, um Eigenschaften wie zum Beispiel Porosität oder Leitfähigkeit zu verbessern (vgl. Kwade et al. 2018). Die verdichtete Elektrodenfolie wird anschließend aufgewickelt (Rolle-zu-Rolle-Prozess) (vgl. Heimes et al. 2018a). Nach dem Kalandern erfolgt das Schneiden. Hierbei wird die abgewickelte Elektrodenfolie mittels Rollmesser oder Laser in Längsrichtung in etwa 100 bis 300 mm breite Elektrodenbänder geschnitten, gegebenenfalls erfolgt je nach Anlagen- und Zelltyp auch ein Schnitvorgang in Querrichtung zu einzelnen Sheets. Bei einem weiteren optionalen Trockenvorgang werden die Elektroden in einem Vakuumofen zur weiteren Reduktion der Restfeuchte nachgetrocknet, da die Restfeuchte einen großen Einfluss auf die spätere Zellperformance hat (vgl. Kwade et al. 2018). Die bis hierhin beschriebenen Fertigungsschritte sind weitestgehend identisch für die verschiedenen Zellformate, jedoch ergeben sich für die folgenden Fertigungsschritte formatspezifische Unterschiede.

Die folgende Zellassemblierung findet üblicherweise unter Trocken- und Reinraumbedingungen statt. Bei der Assemblierung von Pouch-Zellen werden die Elektrodenfolien ebenso wie der Separator zu Sheets vereinzelt und sequenziell übereinandergestapelt (Anode, Separator, Kathode, Separator etc.) (vgl. Heimes et al. 2018a). Alternativ können bei der Pouch-Zelle das Separatorband Z-förmig gefaltet und die Elektroden sheets seitlich eingeschoben werden. Bei prismatischen Zellen und Rundzellen werden die Elektrodenbänder mit dem Separatorband zu einer sogenannten Jelly-Roll gewickelt. Daran anschließend werden die Zellelemente mittels Ultraschall- oder Laserschweißprozessen kontaktiert und die gestapelte beziehungsweise gewickelte Elementarzelle in einem Gehäuse (prismatische Zelle, Rundzelle) beziehungsweise in Folie (Pouch-Zelle) verpackt und das Gehäuse beziehungsweise die Folie verschweißt (vgl. Heimes et al. 2018a). Dann wird unter Vakuum durch eine kleine, dafür vorgesehene Öffnung der Elektrolyt eingefüllt. Prismatische Zellen und Rundzellen werden teilversiegelt und einem Pre-Aging unterzogen, um die spätere Deformation durch Gasbildung zu vermeiden. Pouch-Zellen hingegen werden vollständig versiegelt und sich bildende Gase können in eine dafür vorgesehene Gastasche entweichen.

Das Zellfinishing beginnt mit der Formierung. Hierbei wird durch zyklisches Be- und Entladen die elektrochemische Reaktion angestoßen, die zur Einlagerung der Lithium-Ionen in das Graphit und zur Bildung der Solid Electrolyte Interphase (SEI) führt (vgl. Hettesheimer 2017). Die Formierung wird in Formationsregalen mit genau definierten Strom- und Spannungsverläufen durchgeführt. Dieser Prozessschritt ist energieintensiv. Vor allem bei Pouch-Zellen können sich während der Formierung Gase entwickeln, welche sich in der oben beschriebenen Gastasche sammeln. In einer Vakuumkammer wird diese Gastasche angestochen, das Gas abgesaugt und die Zelle final versiegelt (vgl. Heimes et al. 2018a). Während des Aging, welches der Qualitätssicherung dient, reifen die Zellen bei unterschiedlichen Temperaturen in Reiferegalen oder -türmen über einen Zeitraum von bis zu 3 Wochen (vgl. Kwade et al. 2018). Es werden kontinuierlich Zelleigenschaften und Zellperformance überwacht (vgl. Heimes et al. 2018a). Bei der abschließenden Qualitätskontrolle werden die Zellen individuell getestet und entsprechend ihrer Leistungsdaten sortiert.

Batteriemodul- und -packmontage

Die fertigen Zellen werden in der Batteriemodul- und -packmontage zunächst zu Modulen zusammengeschaltet und dann zu einem Batteriesystem zusammengesetzt.

In der Batteriemodulmontage werden die Zellen zunächst durch mechanische Arretierung etwa mittels Federverspannung im Modul verankert sowie gegebenenfalls miteinander verklebt. Dann erfolgt zumeist mittels Laser- oder Ultraschallschweißen die Kontaktierung. Weiterhin werden elektronische Komponenten wie Spannungsmesser und Temperatursensoren zur Überwachung des Moduls ergänzt sowie Wärmeleiter angebracht und das Modul verschlossen und einer Qualitätsprüfung unterzogen (vgl. Heimes et al. 2018c).

Mehrere Module werden in der Batteriepackmontage zu einem Batteriepack zusammengesetzt. Dabei werden die Module im Batteriegehäuse verankert und in Reihe oder parallel miteinander zusammengeschaltet sowie kontaktiert (vgl. Kwade et al. 2018). Dann werden ein Batteriemanagementsystem (BMS) und gegebenenfalls ein Kühlsystem montiert, die erforderliche Verkabelung angebracht und das fertige Batteriesystem verschlossen und getestet.

Nutzung

Die Batteriepacks werden unter anderem in verschiedenen stationären und mobilen Anwendungen eingesetzt. In Abhängigkeit von Nutzungsdauer und Nutzungsprofil (Lade- und Entladekurve, Lade- und Entladehäufigkeit) altern die Batteriezellen unterschiedlich schnell. Es verringert sich zum Beispiel ihre maximale Kapazität und Leistungsfähigkeit durch irreversible chemische Reaktionen in den Zellen (vgl. Moll et al. 2019). Für Anwendungen wie Elektrofahrzeuge kann ein Batteriepack bis zu ca. 70 bis 80 Prozent seiner ursprünglichen Kapazität wirtschaftlich genutzt werden, eine Zweitnutzung (Repurposing) beispielsweise in einer stationären Anwendung (Heimspeicher, Netzspeicher) ist jedoch gegebenenfalls ebenfalls noch möglich (vgl. Heimes et al. 2018c). Dadurch kann die Nutzungsdauer des Batteriepacks verlängert werden. In der Regel werden hierbei noch funktionsfähige Module mit einem neuen Batteriemanagementsystem (BMS) in ein der Anwendung entsprechendes Gehäuse eingebaut. Weiterhin ist eine Wiederaufarbeitung (Remanufacturing) der Batterie denkbar. Dabei wird das Batteriepack vollständig bis auf Zellebene zerlegt, die Zellen werden einzeln getestet und funktionsfähige Zellen zu einem neuen Batteriepack zusammengefügt (vgl. Moll et al. 2019). Nach einer gewissen Nutzungsdauer sind die Zellen jedoch aus technischer Sicht nicht mehr sinnvoll nutzbar und werden dem Recycling zugeführt.

Recycling

Für das Batterierecycling existieren verschiedene Prozessrouten. Allen gemeinsam ist jedoch, dass die Batteriepacks zunächst an zentralen Stellen gesammelt und zu den Recyclinganlagen gebracht werden müssen. Für den Transport müssen aufgrund der Brandgefahr alter Batteriezellen spezielle Sicherheitsvorkehrungen getroffen werden (Kampker et al. 2018). In den Recyclinganlagen werden die Batteriepacks zunächst nach Typ (Zellchemie, Zellformat, Anwendung) sortiert und anschließend demontiert, um Peripheriegeräte zu entfernen. Die Batteriezellen werden anschließend mechanisch aufbereitet, indem eine Zerkleinerung unter Schutzgas erfolgt, oder durch starkes Erhitzen pyrolytisch zersetzt (vgl. Heimes et al. 2018c). Dadurch können die Zellen chemisch deaktiviert werden. Anschließend können Rohmaterialien durch hydrometallurgische Prozesse (nasschemisch, bei niedrigen Temperaturen) oder pyrometallurgische Prozesse (Einsatz von Schmelzaggregaten bei hohen Temperaturen) rückgewonnen werden (vgl. Kampker et al. 2018).

3.2 Bewertung des Herstellungsprozesses in der Literatur

Die Herstellung einer LIB ist ein komplexer Prozess, der sich über viele Wertschöpfungsstufen und Regionen erstreckt. Wie eingangs geschildert, kommen in den am weitesten verbreiteten Zellchemien im Automobilbereich NMC und NCA, unter anderem das Element Kobalt sowie andere Metalle wie Lithium, Nickel, Kupfer und Aluminium vor. Da die Rohstoffe nach dem Abbau nicht direkt als Batteriematerialien verwendet werden können, erfolgt eine Veredlung beziehungsweise Raffination der Materialien. Hierbei wird das Lithium entweder zu Lithiumcarbonat oder zu Lithiumhydroxid, und Nickel, Mangan sowie Kobalt zu Sulfaten oder anderen Salzen weiterverarbeitet. Anschließend werden aus den Batteriematerialien unter Verwendung weiterer Komponenten im Rahmen eines energieintensiven Produktionsprozesses Batteriezellen und -systeme hergestellt.

Nachdem in den vergangenen Jahren die Klimabilanz von Elektrofahrzeugen in einer Vielzahl von Studien untersucht wurde, rückt nun auch verstärkt die Fahrzeugbatterie und deren Herstellung in den Fokus der Betrachtung. Zwar ist deren Anteil bezogen auf den Gesamtlebenszyklus im Vergleich zu den bei der Nutzung entstehenden Emissionen vergleichsweise gering und beträgt je nach Studie und Rahmenbedingungen zwischen 7 und 27 Prozent, doch bezogen auf die Fahrzeugherstellung ist dies durchaus relevant (vgl. Agora Verkehrswende 2019a, Wietschel et al. 2019). Betrachtet man lediglich die Fahrzeugherstellung, so liegt der Anteil der Batterieherstellung an den gesamten Treibhausgasemissionen sogar zwischen 30 bis fast 60 Prozent. Dabei entfallen in etwa 20 bis 50 Prozent der Emissionen auf die Batteriezellproduktion und der Rest der Emissionen auf den Abbau und die Bereitstellung der benötigten Materialien (vgl. Romare und Dahllöf 2017; Pettinger und Dong 2017; Regett et al. 2018; Peters und Weil 2018; Dai et al. 2019; Yuan et al. 2017).¹¹

Dem Abbau der Rohstoffe wird in der Literatur ein vergleichsweise geringer Anteil an den Gesamtemissionen der Batterie zugeordnet. Die dabei angenommenen Emissionen unterscheiden sich jedoch relativ stark

11 Die Werte ergeben sich in Abhängigkeit des betrachteten Fahrzeugs sowie der Art und Größe der Batterie.

voneinander, je nach verwendeter LCA-Datenbank. Zusätzlich unterscheiden sich die Studien auch deshalb, weil sie zwischen Sekundär- und Primärmetall variieren. Dabei geht nicht immer klar hervor, welcher Anteil der einzelnen Typen in den Berechnungen verwendet wurde. Darüber hinaus weichen auch die Batteriedesigns voneinander ab. Die Datenverfügbarkeit und -transparenz ist mitunter sehr gering (vgl. Romare und Dahllöf 2017). So schilderten Emilsson und Dahllöf, dass die einzige aus einem Minenbetrieb gemeldete Energie der Dieselverbrauch war, der bei einem Erz mit einem Kobaltgehalt von 0,32 Prozent in etwa 163 kWh/Tonne betrug, während ein anderes Bergwerk einzig Strom bei einem Energieverbrauch von 61,7 kWh/Tonne abgebautes Erz (mit einem Kobaltgehalt von 0,51 Prozent) angab (vgl. Emilsson und Dahllöf 2019).

Unabhängig von der Unterschiedlichkeit der Studien wird jedoch die Herstellung der Aktivmaterialien, insbesondere der Kathodenmaterialien, in hohem Maße als treibhausgasemittierend eingeordnet, gefolgt von der Anode (vgl. Romare und Dahllöf 2017; Dai et al. 2019). Die Emissionen aus dem Abbau und der Aufbereitung der Materialien werden dabei oftmals zusammengefasst. Laut Studien nimmt die Herstellung der Aktivmaterialien in etwa 40 Prozent des Treibhausgaspotenzials der Batterieproduktion ein. Jedoch variiert dieser Wert je nach Studie und Rahmenbedingungen (vgl. Amarakoon et al. 2013; Ambrose und Kendall 2016; Cerdas et al. 2018; Dai et al. 2019; Faria et al. 2014; Hao et al. 2017; Majeau-Bettez et al. 2011; Philippot et al. 2019). Gemäß Philippot et al. 2019 verursacht die Kathode in etwa 25 Prozent der produktionsbezogenen Emissionen der Batterie und die Anode weitere 5 Prozent. Cerdas et al. 2018 beziffern den Beitrag für die Herstellung einer NMC111-Kathode mit etwa 30 Prozent und die Anodenherstellung mit ungefähr 4 Prozent. Das Ergebnis aus Dai et al. 2019 liegt mit 40 Prozent zur Kathodenherstellung und ungefähr 7 Prozent der Anodenproduktion etwas höher und auch die Ergebnisse einer Metanalyse von Peters et al. 2018 weisen eine ähnliche Größenordnung auf.

Für die während der Batterieherstellung entstehenden Treibhausgasemissionen findet sich in der Literatur eine sehr große Spannweite an Annahmen von 38 kg CO_{2äq}/kWh bis zu 338 kg CO_{2äq}/kWh (vgl. Ellingsen et al. 2014; Notter et al. 2010; Zackrisson et al. 2010; Majeau-Bettez et al. 2011; USEPA 2013). Auf Basis

neuerer und transparenter Studien dürften die Treibhausgasemissionen eher zwischen 61 und 106 kg CO_{2äq}/kWh Batteriekapazität liegen (vgl. Emilsson und Dahllöf 2019).¹² Bei dem Vergleich zwischen Emilsson und Dahllöf 2019 und Romare und Dahllöf 2017, die eine Metaauswertung von Studien vorgenommen haben, ist zum einen der starke Rückgang der angenommenen CO₂-Emissionen auffällig, zum anderen die immer noch sehr große Spannweite an Ergebnissen. Für den starken Rückgang der Treibhausgasemissionen dürften mehrere Faktoren verantwortlich sein: So nahm beispielsweise die Energieeffizienz bei der Produktion stetig zu, insbesondere im Vergleich zu älteren Studien (vgl. Dai et al. 2019). Außerdem kam es zu Verbesserungen auf Materialebene, sodass zum Beispiel die Anode wässrig prozessiert wurde und nicht mehr unter Verwendung des Lösemittels NMP, wie es beispielsweise noch bei Ellingsen et al. 2014 angenommen wurde. Einen der größten Effekte dürfte jedoch die Berücksichtigung des standortabhängigen Anteils regenerativer Energien bei der Batteriezellproduktion haben. In der Literatur wird der Anteil der Prozessenergie für die Batteriezellproduktion mit zirka 20 bis 50 Prozent der Gesamtemissionen beziffert (vgl. Agora Verkehrswende 2019a; Kelly et al. 2020; Philippot et al. 2019; Regett et al. 2018; Yuan et al. 2017; Dai et al. 2019). Eine Reduktion der fossilen Anteile im Energiemix hat somit einen direkten und signifikanten Einfluss auf die Gesamtbilanz der Batterie (vgl. Kelly et al. 2020).

Die Bandbreite der Ergebnisse wird zudem durch weitere Faktoren in Zusammenhang mit dem unterstellten Design der Batteriezelle beeinflusst. Wie zuvor geschildert gibt es bei LIB eine große Vielfalt zum Beispiel hinsichtlich der verwendeten Zellchemie oder des Zellformates (vgl. Kapitel 2.2). Sie unterscheiden sich daher auch in deren Zusammensetzung und der daraus resultierenden Energiedichte mitunter stark voneinander. So liegen beispielsweise die materialbedingten Treibhausgasemissionen bei einer Zelle mit einem Verhältnis von NMC111 höher als im Falle einer NMC811, die einen geringeren Kobaltgehalt aufweist. Während dieser materialinduzierte Effekt jedoch vergleichsweise gering ausfällt, macht sich der Unterschied recht deut-

12 Der Wert der Treibhausgasemissionen ist dabei sehr stark von den jeweiligen Rahmenbedingungen in der Studie abhängig (wie zum Beispiel Zellchemie, Produktionsvolumen, Strommix...).

lich bei einer Betrachtung unter Berücksichtigung der spezifischen Energiedichte bemerkbar, die bei letzterem Verhältnis mehr als 25 Prozent höher liegt. Dadurch wird entsprechend weniger Material je kWh Batteriekapazität benötigt, wodurch die Emissionen pro kWh niedriger sind, als bei einer vergleichbaren NMC111 Batterie (vgl. zum Beispiel Emilsson und Dahllöf 2019).

Weiterhin spielt es eine entscheidende Rolle, welche Produktionskapazitäten als Annahme unterstellt werden. Der spezifische Energiebedarf für die Herstellung einer Batteriezelle in einer Pilotanlage unterscheidet sich nennenswert von dem in einer großskaligen industriellen Produktion (vgl. Dai et al. 2019). In diesem Zusammenhang beziffert beispielsweise Yuan et al. 2017 im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse das Reduktionspotenzial des Energieverbrauchs bei einer Batteriezellproduktion im Industriemaßstab auf etwa 72 Prozent.

Wie bereits in der Einleitung dieser Studie erwähnt, gibt es relevante Unsicherheiten bei den Daten. Fortführend ergeben sich Differenzen aufgrund des methodischen Vorgehens oder der Datenbasis. Wie Peters und Weil in ihrer Literaturrecherche gezeigt haben, gibt es nur wenige Studien, die auf unterschiedlichen Primärdaten aufbauen (vgl. Peters und Weil 2018). Aufgrund der schlechten Datenlage werden daher oftmals ältere beziehungsweise veraltete Studien und die darin enthaltenen Annahmen zum damaligen Stand der Produkt- und Produktionstechnik inklusive der schlechten Datenlage mitberücksichtigt. Generell lassen sich die Studien nach der Art der Datenerfassung für die Batterieproduktion in Top-down- und Bottom-up-Studien unterteilen. Die Top-down-Studien beginnen mit Produktionsdaten, zum Beispiel einer Anlage, und ordnen den Energieverbrauch den Prozessen auf der Grundlage von Informationen über den Prozess zu. Der Bottom-up-Ansatz hingegen besteht darin, Daten für jeden einzelnen Prozess und Anlage zu sammeln und anschließend zu aggregieren. Es wird dabei angenommen, dass die Top-down-Daten vollständiger sind, da sie beispielsweise auch den Energieverbrauch von Hilfsprozessen im Zusammenhang mit der Herstellung miteinschließen. Daher liegen die Werte auch häufig vergleichsweise höher. Der Bottom-up-Ansatz liefert dagegen einen höheren Detaillierungsgrad, jedoch mit dem Risiko, dass die erhobenen Daten gegebenenfalls unvollständig sind und die Energieverbräuche und die gesamten Treibhausgasemissionen entsprechend nied-

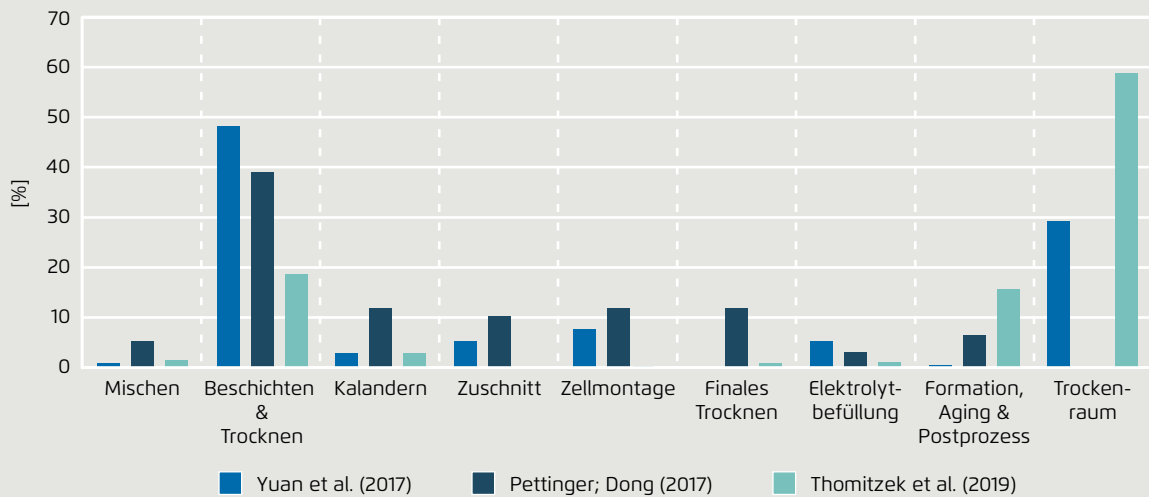
riger eingeschätzt werden (vgl. Peters und Weil 2018; Agora Verkehrswende 2019a). Folglich ist bei letzterem Ansatz insbesondere die Transparenz und Nachvollziehbarkeit der betrachteten Prozesse von großer Bedeutung. Vor dem Hintergrund dieser Studie mit dem Ziel, im Bereich der Batteriezellfertigung Hotspots und mögliche Verbesserungspotenziale zu identifizieren und zu bewerten, ist daher insbesondere solche Literatur von Interesse, in der die Prozessschritte und deren Energiebedarfe separat betrachtet werden.

Zur Identifikation solcher Hotspots wurden hierfür Studien mit einem Fokus auf ökologische Analysen der Batterieherstellung ausgewertet. Hierbei lag der Schwerpunkt auf solchen Studien, die auch tatsächlich Primärdaten erhoben haben. Erschwerend wirkte sich dabei aus, dass nur wenige Studien Primärdaten als Informationsgrundlage genutzt haben und oftmals nicht angegeben wurde, wie hoch der Durchsatz des unterstellten Referenzsystems war oder für welches Zelldesign das Literaturergebnis gilt und wo die Systemgrenzen der Betrachtung liegen. Letztlich zeigte sich, dass in vier Studien Daten aus Primärquellen verwendet wurden, wobei lediglich in zwei Studien die Primärdaten aus einer großvolumigen Produktion stammten: Dai et al. 2019 und Pettinger und Dong 2017. Zwei weitere Studien stützten sich auf Primärdaten aus Pilotanlagen oder kleinskaligen Produktionsanlagen: Thomitzek et al. 2019¹³ und Yuan et al. 2017. In Pettinger und Dong 2017, Thomitzek et al. 2019 und Yuan et al. 2017 wurde zusätzlich der Energiebedarf der Zellproduktion auf einzelne Prozessschritte aufgeschlüsselt, wodurch Aufschluss über Hotspotprozesse gegeben wurde. Abbildung 10 zeigt jeweils den prozentualen Energieverbrauch als Ergebnis der drei Studien. Aufgrund der uneinheitlichen Zusammenfassung der Prozessschritte, der Reihenfolge und Notwendigkeit von Einzelschritten wird der Produktionsprozess mithilfe der Zusammenfassung einzelner Produktionsschritte vereinheitlicht, um eine Vergleichbarkeit zu erreichen. Daher ist zu berücksichtigen, dass die Vergleichbarkeit eingeschränkt ist, die Zusammenfassung der Prozessschritte ermöglicht es jedoch, Rückschlüsse über energetische Hotspots bei der Batteriezellproduktion zu ziehen.

13 Die Daten aus Thomitzek et al. 2019 stützen sich nicht auf einen industriellen Betrieb, sondern auf Ergebnisse aus dem Betrieb einer Forschungseinrichtung.

Prozentualer Energieverbrauch der Zellproduktion in der Literatur

Abbildung 10



Agora Verkehrswende und Fraunhofer ISI 2021, eigene Darstellung nach Yuan et al. 2017; Pettinger und Dong 2017; Thomitzek et al. 2019

Der eingeschränkte Vergleich zeigt, dass in den Studien mehr als die Hälfte des Energiebedarfes bei der Batterie-zellproduktion auf thermische Prozesse zurückzuführen ist: die Trocknung der Elektroden, die NMP-Aufbereitung sowie die Trocken- und Reinraumkonditionierung. Bei Yuan et al. 2017 werden 29 Prozent, bei Thomitzek et al. 2019 sogar rund 59 Prozent¹⁴ des Energiebedarfes der Zellproduktion für die Rein- und Trockenraumkonditionierung aufgewendet. Dieser Energiebedarf wird in der Literatur zum Großteil durch Erdgas zur Dampferzeugung gedeckt und nur zu geringen Anteilen durch Strom (vgl. Kelly et al. 2020). In Pettinger und Dong 2017 wird die Konditionierung nicht separat aufgeführt. Jedoch geht aus der Studie hervor, dass fast 39 Prozent auf die Trocknung und NMP-Aufbereitung der Elektroden fallen, während es bei Yuan et al. 2017 47 Prozent und bei Thomitzek et al. 2019 rund 19 Prozent sind.

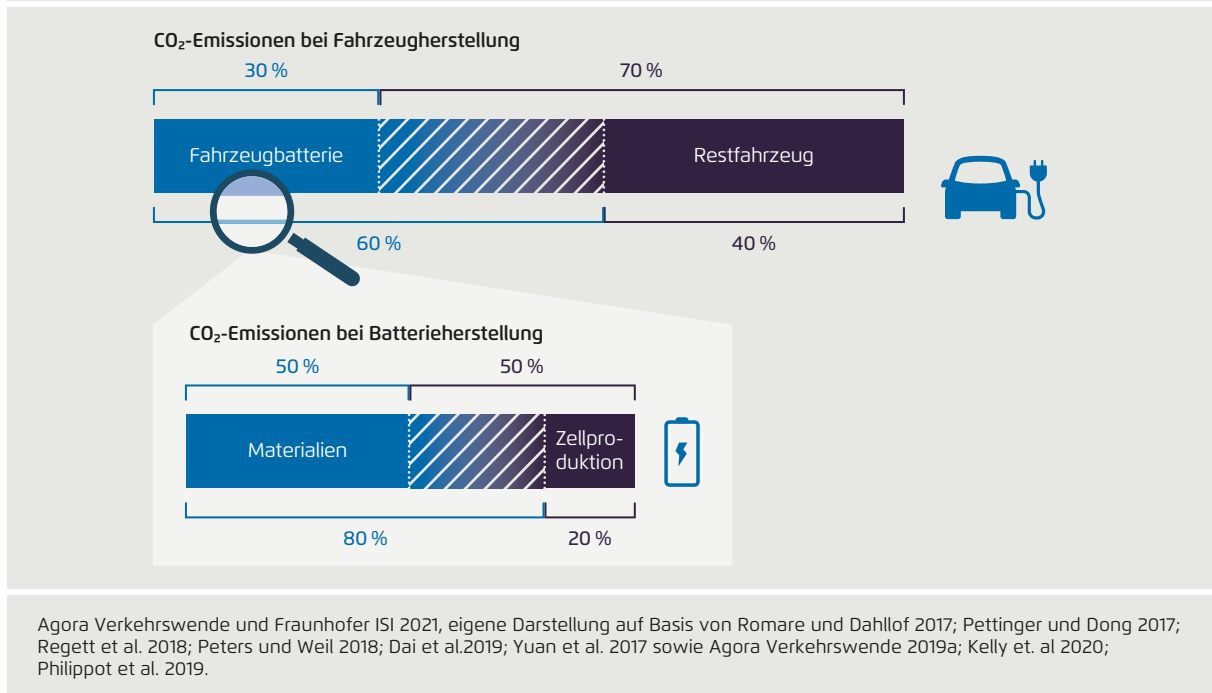
Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Batterie einen relevanten Anteil an der gesamten Klimabilanz eines Elektrofahrzeugs hat. Entsprechend unterschiedlicher Annahmen in den Studien weichen die Ergebnisse

hierzu voneinander ab. In Summe zeigt sich jedoch, dass die Batterieherstellung in etwa zwischen 30 bis beinahe 60 Prozent der Emissionen bei der gesamten Fahrzeugherstellung ausmacht. Dabei entfallen bei der Batterie-zellherstellung in etwa 50 bis 80 Prozent der Emissionen auf die Bereitstellung der verwendeten Materialien und Komponenten. Insbesondere der Kathode kommt dabei mit ca. 25 bis 40 Prozent eine relevante Rolle zu. Die produktionsbedingten Emissionen bei der eigentlichen Batteriezellproduktion liegen entsprechend bei 20 bis 50 Prozent. Die Bewertung und Einordnung bestehender Analysen zur Auswirkung der Batteriezellproduktion ist jedoch relativ schwierig. Das liegt zum einen oftmals an der mangelnden Transparenz bezüglich der unterstellten Produktionsinfrastruktur oder der gefertigten Batterie-zelle und zum anderen an der mangelnden Verfügbarkeit von aktuellen Primärdaten im industriellen Maßstab. Nichtsdestotrotz lassen sich ausgehend von den verfügbaren Studien insbesondere die Trocknungsprozesse (inkl. der Rückgewinnung des Lösungsmittels NMP) sowie der Betrieb des Reinraums als energetische Hot-spots identifizieren.

14 Da es sich hierbei um eine Forschungsfertigung mit entsprechendem Durchsatz handelt, fällt der prozentuale Anteil des Trockenraumes auch vergleichsweise hoch aus.

Schematische Darstellung der anteiligen Verteilung der Treibhausgasemissionen einer Fahrzeugbatterie

Abbildung 11



3.3 Batterieherstellung: Ansatzpunkte zur Verbesserung

3.3.1 Rohstoffförderung und -verarbeitung

Batterierohstoffe, darunter Kobalt, Nickel, Lithium, Grafit, Aluminium, Kupfer, Mangan und Phosphor, werden aus verschiedenen Quellen (unter anderem aus Erzen und Solen) gewonnen und unter Anwendung verschiedener Extraktions- und Raffinationsprozesse zu den Stoffen beziehungsweise Chemikalien verarbeitet, die als sogenannte Batteriegrundstoffe („Präkursor“) oder allgemeiner als Raffinadeprodukte in die Batterieproduktion eingehen (vgl. Rames et al. 2019). Die zur Produktion von Batteriegrundstoffen nutzbaren und genutzten Rohstoffquellen je Rohstoff sind vielfältig und ungleichmäßig über die Welt verteilt.¹⁵ So wird zum Beispiel Nickel hauptsächlich aus Sulfid-, Limonit- und

Sapolitherzen gewonnen; Indonesien, Philippinen und Russland gehörten zu den Hauptförderländern im Jahr 2019 (vgl. Schmidt et al. 2016; USGS 2020b). Die Hauptquellen für Lithium sind Pegmatit-Erze aus Australien und Salare (lithiumhaltigen Solen) aus Südamerika (vgl. Sun et al. 2017; Drobe et al. 2020). Kobalt wird hauptsächlich als Beiprodukt aus Nickel- und Kupfererzen gewonnen; Hauptförderland ist die DR Kongo, in der ca. 70 Prozent der weltweiten Kobaltförderung erfolgt (vgl. USGS 2020c). Die derzeit und zukünftig verwendeten Batterien sind potenzielle (Sekundär-)Rohstoffquellen dank der Möglichkeiten des Batterierecyclings (vgl. Mayyas et al. 2018), das zumindest hypothetisch einen signifikanten Beitrag der europäischen Länder und insbesondere Deutschlands zur Batterierohstoffversorgung in sich birgt (vgl. Abschnitt 3.3.4).

¹⁵ Ein Überblick über die weltweite Verteilung der Ressourcen/Lagerstätten einiger zentraler Batterierohstoffe findet sich bei Mancini et al. 2020. Detaillierte Überblicke für einzelne Batterierohstoffe finden sich bei DERA 2020.

In der Rohstoffverarbeitung (Extraktion/Raffination) werden hydro- und pyrometallurgische Prozesse sowie weitere Verarbeitungstechniken eingesetzt, die aufgrund ihrer Vielfältigkeit und Komplexität hier nicht im Detail beschrieben werden können. Rohstoffverarbeitungsprozesse weisen oft eine hohe Energieintensität auf, sind in ihrer Umsetzbarkeit abhängig von der verfügbaren Rohstoffquelle sowie dem zu erzielenden Endprodukt und finden entlang international fragmentierter Wertschöpfungsketten statt.

Da neben den Treibhausgasemissionen oft weitere umweltbezogene und soziale Auswirkungen ein wichtiges Thema im Zusammenhang mit der Rohstoffproduktion sind, ist die folgende Diskussion des Batterierohstoffbereichs dementsprechend ausgeweitet. Vom prozesstechnischen Standpunkt lassen sich die (direkten) potenziellen Maßnahmen/Ansatzpunkte zur Reduktion der Treibhausgasemissionen (und der sonstigen Umwelteffekte) in der Rohstoffförderung und -verarbeitung in drei Hauptkategorien unterteilen: Rohstoff-/Materialsubstitution, Substitution der Rohstoffquellen/-verarbeitungsprozesse und Maßnahmen im Rahmen der bestehenden Förderungs-/Verarbeitungsprozesse (Investitionen in Produktionsressourcen). Diese werden unten kurz erläutert, doch angesichts der Größe, Komplexität und des hohen Internationalitätsgrades des Batterierohstoffbereichs sowie des breiten Spektrums an relevanten Umwelt- und Sozialauswirkungen bietet sich ein Fokus auf indirekte, breit angelegte Maßnahmen (vor allem Due Diligence in Bezug auf Umwelt- und Sozialaspekte) und recyclingfördernde Maßnahmen an. Diese werden in der folgenden (rohstoffbezogenen) Diskussion schwerpunktmäßig betrachtet. Darüber hinaus gibt es weitere Maßnahmen wie internationale Politikzusammenarbeit inklusive der Entwicklungszusammenarbeit, die jedoch hier nicht weiter thematisiert werden.

Rohstoffsubstitution (Materialsubstitution)

Die Förderungs- und Verarbeitungsprozesse einzelner Rohstoffe unterscheiden sich auch im Hinblick auf Treibhausgasemissionen signifikant voneinander. So werden einige Batterierohstoffe, zum Beispiel Lithium und Kupfer, deutlich treibhausgassparsamer hergestellt als andere Batterierohstoffe, zum Beispiel Kobalt und Nickel (vgl. Dunn et al. 2015; Dai et al. 2019; Farjana et al. 2019; Rames et al. 2019; Reuter et al. 2019). Des Weiteren sind diese Rohstoffe in der Batterieproduktion zum Teil substituier-

bar (dies gilt zum Beispiel für Kobalt und Nickel), sodass die Rohstoffsubstitution eine potenzielle Maßnahme zur Treibhausgasreduktion darstellt (ökologischer Nutzen). Die Rohstoffsubstitution und Änderungen der Zellchemien sind direkt miteinander verknüpft (vgl. NMC, LCO und LFP-Typen), weswegen dieses Thema im Abschnitt über Materialien und Komponenten diskutiert wird.

Substitution der Rohstoffquellen und der Verarbeitungsprozesse (inklusive Recycling)

Wie zuvor diskutiert, werden einzelne Rohstoffe aus verschiedenen Quellen gewonnen, deren Verfügbarkeit geografisch stark variiert. Da sich die Rohstoffquellen anhand ihrer chemischen und physikalischen Eigenschaften voneinander unterscheiden, ist die Wahl des Verarbeitungsprozesses (das heißt des Extraktions- und Raffinationsprozesses) von der Wahl der Rohstoffquelle abhängig. Die derzeit verfügbaren/verwendeten Batterierohstoffverarbeitungsprozesse unterscheiden sich zum Teil erheblich voneinander, unter anderem im Hinblick auf den Energieverbrauch und die Treibhausgasemissionen. Somit ließe sich aus der Quell-/Prozesssubstitution ein ökologischer Nutzen gewinnen.

Dieser Zusammenhang zwischen Rohstoffquelle/Land, Verarbeitungsprozess und Treibhausgasemissionen lässt sich eindrücklich anhand des Lithiumbeispiels verdeutlichen.¹⁶ So sind die Treibhausgasemissionen bei der Gewinnung von Lithium aus Salaren in Südamerika deutlich niedriger als die Treibhausgasemissionen bei der Lithiumgewinnung aus Pegmatit in Australien, bei der die üblichen, energieintensiven Erzverarbeitungsprozesse (zum Beispiel das Kalzinieren) eingesetzt werden müssen (vgl. Dunn et al. 2015; Drobe et al. 2020; Roskill 2020). Insbesondere ist die durchschnittliche Treibhausgasemissionsintensität der Gewinnung aus Pegmatit etwa drei Mal höher als die der Gewinnung aus Salaren (vgl. Roskill 2020). Somit würde eine Substitution der australischen Lithiumproduktion aus Pegmatit durch die südamerikanische Lithiumproduktion aus Sole cete-

16 Für weitere Beispiele, die aufzeigen, wie Treibhausgasemissionen und sonstige Umweltwirkungen der Batterierohstoffproduktion von der Rohstoffquelle beziehungsweise dem Verarbeitungsprozess abhängen, siehe zum Beispiel Khoo et al. 2017, Ekman Nilsson et al. 2017, Dai et al. 2018, Emilsson und Dahllöf 2019, Dolega et al. 2020, Roskill 2020 sowie Vasters und Franken 2020.

ris paribus zu einer Reduktion der Treibhausgasemissionen führen. Analog ließen sich auch die durch Transport verursachten Emissionen reduzieren, wenn zum Beispiel eine in Deutschland stattfindende Batterieproduktion auf das in Deutschland verfügbare Lithium zugreifen würde (vgl. Beste 2020). Der Transport kann je nach Produktionsorganisation einen signifikanten Anteil an den Treibhausgasemissionen der Rohstoffproduktion haben (vgl. zum Beispiel Roskill 2020 und Ekman Nilsson et al. 2017). Allgemein sind die Rohstoffproduktionsstrukturen global verteilt. Extraktion, Raffination und Endproduktion finden zum Teil auf verschiedenen Kontinenten statt (vgl. zum Beispiel Rames et al. 2019).

Diese Beispiele verdeutlichen, dass durch Substitution der Rohstoffquellen, Produktionslokationen- und Verarbeitungsprozesse Treibhausgasemissionen eingespart werden könnten. Dieser Idee stehen jedoch zahlreiche Argumente entgegen, die zum Teil weit über reine Wirtschaftlichkeits- und technische Umsetzbarkeitsüberlegungen hinausgehen. Stichpunktartig aufgezählt gehören zu diesen Argumenten die ungleichmäßige globale Verteilung der Rohstoffressourcen, die teilweise Abhängigkeit der Wahl der Rohstoffquelle und des Verarbeitungsprozesses von dem zu produzierenden Endprodukt,¹⁷ die potenziellen zukünftigen Batterierohstoffversorgungsengpässe beziehungsweise -anbietermärkte (vgl. Abschnitt 3.3.4), die starke Globalität/Rigidität der Rohstoffproduktion¹⁸

und viele andere, die allesamt die Umsetzbarkeit und die Langfristigkeit („anhaltende Maßnahmen“) der Treibhausgasemissionsreduktion mittels Quell-/Prozesssubstitution infrage stellen. Gleichzeitig sprechen diese Argumente zum Teil für eine Ausweitung des Batterierohstoffrecyclings, die auch als eine Substitution von Rohstoffquellen/-verarbeitungsprozessen verstanden werden kann und im Abschnitt 3.3.4 diskutiert wird. Neben dieser Überschneidung mit Recycling existieren noch weitere Schnittstellen/Kreuzeffekte der Rohstoffquell-/Verarbeitungsprozesssubstitution zu den anderen hier diskutierten Maßnahmen. Insbesondere führt die Quell-/Bezugslandsubstitution potenziell zu Änderungen des Energiemixes sowie der sonstigen umweltbezogenen und sozialen Effekte der Batterierohstoffproduktion, da sich diese über die Länder hinweg unterscheiden.

Maßnahmen im Rahmen der bestehenden Förderungs- und Verarbeitungsprozesse

Treibhausgasemissionen und negative Umweltauswirkungen allgemein lassen sich auch ohne Substitution der genutzten Förderungs- und Verarbeitungsprozesse reduzieren, vor allem durch Investitionen im Bereich der genutzten Produktionsressourcen, zu denen Kapital (Maschinen und Anlagen), Humankapital (beziehungsweise Know-how), Energie und andere gehören. Hierzu zählen zum Beispiel Investitionen in die Abwärmeverwertung, Erneuerung oder Aufrüstung von elektrischen Anlagen (zum Beispiel Elektromotoren) und neue Schmelzöfen, die die Energieeffizienz der Rohstoffproduktionsprozesse verbessern (vgl. ECI 2014). Die Potenziale der Produktionsressourcenverbesserung zeigen sich insbesondere im (prekären) Kleinbergbau (Artisanal and Small-Scale Mining – ASM), bei dem die Nutzung inferiorer Produktionsressourcen und unter anderem die mangelnde Schulung der Mitarbeiter zu signifikanten negativen Umwelt- und Gesundheitswirkungen führt (vgl. BGR 2019; Becker et al. 2020; Dehoust et al. 2020; Mancini et al. 2020).

handelsstrukturen und haben sich (historisch gesehen) als rigide gezeigt. Sie erklären, wieso die (reichsten) Industrieländer heute nur geringe Beschäftigungszahlen im Primär- und Sekundärsektor aufweisen und die meisten Güter/Vorleistungen aus diesen Bereichen importieren. So war zum Beispiel in Deutschland im Jahr 2015 nur 0,13 Prozent der Erwerbstätigen im Bereich „Bergbau und Gewinnung von Steinen und Erden“ tätig (Destatis 2019).

17 Ein gutes Beispiel für die chemisch, physikalisch, technisch und wirtschaftlich bedingte Abhängigkeit der Wahl der Rohstoffquelle und des Verarbeitungsprozesses von dem Endprodukt bietet Nickel. Die Batterieproduktion erfordert hochwertiges (Klasse-I-)Nickel, das heute im Wesentlichen aus Sulfid- und Limoniterzen gewonnen wird. Im Gegensatz dazu wird das aus Saprolitherz gewonnene Nickel hauptsächlich für die Stahlproduktion genutzt (Schmidt et al. 2016).

18 Die globalen Rohstoffproduktionsstrukturen sind über lange Perioden gewachsen und wurden/werden durch starke, weltweit wirkende geologische, ökonomische, politische und gesellschaftliche Kräfte/Gegebenheiten geformt, hinter denen Globalisierungsprozesse, geo-/entwicklungs-politische Strategien, komparative Kostenvorteile, Skalenerträge und viele andere Determinanten der internationalen Arbeitsteilung beziehungsweise der internationalen Spezialisierungsmuster stehen. Die Auswirkungen dieser Determinanten zeigen sich zum Beispiel in den Unterschieden zwischen den Entwicklungs-, Transitions- und Industrieländern bezüglich der Produktions- und Außen-

Vermeidung sonstiger umweltbezogener und sozialer Negativeffekte

Im Rohstoffbereich werden neben den Treibhausgasemissionen auch weitere umweltbezogene und soziale Auswirkungen diskutiert. Zu den umweltbezogenen Effekten der Rohstoffgewinnung zählen unter anderem die Auswirkungen auf Land und Gewässer (Nutzung, Erschöpfung, Kontaminierung, Eutrophierung, Versauerung), Luft, Biodiversität/Gesundheit/Toxizität sowie Klimawandel/Ozonschicht (vgl. Becker et al. 2020, Buchert und Sutter 2016a, 2016b sowie OECD 2019a). Die Diskussion der sozialen Auswirkungen bezieht sich meistens auf Gewalt beziehungsweise Konflikte, Kinder- und Zwangsarbeit, Diskriminierung, allgemeine Arbeitsbedingungen (unter anderem Löhne, Arbeitszeiten und Sicherheit am Arbeitsplatz), Korruption, Rechtsstaatlichkeit, allgemeine Menschenrechte und vieles mehr (vgl. zum Beispiel Mancini et al. 2020). Insgesamt handelt es sich also bei der Bekämpfung der umweltbezogenen und sozialen Negativeffekte um ein multidimensionales Problem.

Zur Erfassung dieser sozialen und umweltbezogenen Effekte werden Fallstudien, aber auch allgemeine, länder- und rohstoffbezogene Indikatoren verwendet. Im Bereich der Fallstudien lassen sich die oft diskutierte Kinderarbeit und allgemeine Konfliktsituation in der DR Kongo (Kobaltgewinnung), Auswirkungen der Lithiumgewinnung auf Wasserversorgung/-qualität sowie (potenzielle) Umweltauswirkungen der Kobaltgewinnung aus marinen Manganknollen und -krusten als spezifische Beispiele für negative soziale und umweltbezogene Effekte im Rohstoffbereich nennen (vgl. Wanger 2011; Gjerde et al. 2016; MIDAS Consortium o. J.; Faber et al. 2017; Miller et al. 2018; Becker et al. 2020; Dolega et al. 2020; Drobe et al. 2020; Mancini et al. 2020; Thielmann et al. 2020; Toro et al. 2020), doch reflektieren diese Beispiele nur einen kleinen Teil der sozialen und umweltbezogenen Probleme, die sich aus Fallstudien erarbeiten lassen.¹⁹ Im Bereich der umweltbezogenen und sozialen Länder- und Rohstoffindikatoren, die eher grob beziehungsweise aggregiert die rohstoff- oder landesbezogene Umwelt- und Sozialsituation wiedergeben, werden zum Beispiel die Worldwide Governance

Indicators (WGI), der Environmental Performance Index (EPI) sowie verschiedene Datenbanken, zum Beispiel die Product Social Impact Life Cycle Assessment Database (PSILCA), genutzt (vgl. Mancini et al. 2020; World Bank o. J.; Wendling et al. 2020; PSILCA o. J.).²⁰ Bei den zentralen Batterierohstoffen zeigt sich anhand der sozialen und umweltbezogenen Indikatoren ein sehr differenziertes Bild. So weisen nach Mancini et al. 2020 nur wenige Batterierohstoffteilebereiche ein niedriges Umwelt- und Sozialrisiko auf: Dazu gehören die Kobaltproduktion in Finnland und die Nickelproduktion in Kanada; die Nickel-, Kobalt-, Lithium- und Manganproduktion in Australien weist zwar gute Sozialindikatoren auf, doch ist sie auch mit einem mittleren bis hohen Umweltrisiko verbunden. Die Kobaltgewinnung in der DR Kongo weist in fast allen Bereichen ein hohes bis sehr hohes Umwelt- und Sozialrisiko auf, doch ist zum Beispiel nach den Ergebnissen von Mancini et al. 2020 Kinderarbeit kein rein kongolesisches beziehungsweise kobaltbezogenes Problem, sondern betrifft auch Bolivien (Lithium), Gabun (Mangan) sowie Mosambik und Tansania (Naturgraphit).

Da die spezifischen Umwelt- und Sozialrisiken oft eng mit spezifischen Rohstoffen, Rohstoffquellen, Verarbeitungsprozessen und der Güte der genutzten Produktionsressourcen verbunden sind, lassen sie sich auch mittels der oben diskutierten drei Maßnahmenklassen bekämpfen (Rohstoff-/Materialsubstitution, Quell-/Prozesssubstitution, Investitionen im Bereich der Produktionsressourcen). Wie oben ebenfalls ausgeführt sind diese Maßnahmenklassen jedoch kaum direkt von den EU-Mitgliedstaaten umsetzbar, da unter anderem die Batterierohstoffförderung und -raffination größtenteils außerhalb der EU stattfinden. Zudem ist das Umwelt-Sozialgesamtproblem, wie wir oben gesehen haben, hochdimensional, sodass die Vermeidung eines Umweltbeziehungsweise Sozialproblems mittels Quell-/Landessubstitution oft mit der Verstärkung eines anderen

19 Einen detaillierteren Einblick in die zahlreichen weiteren Beispiele, die aus Fallstudien erarbeitet wurden, bieten Becker et al. 2020 und Mancini et al. 2020.

20 Für einen Überblick der länder- und rohstoffbezogenen Umwelt- und Sozialindikatorwerte siehe zum Beispiel Rames et al. 2019, Becker et al. 2020, Dehoust et al. 2020 sowie Mancini et al. 2020.

verbunden sein kann.²¹ Somit können simple Maßnahmen wie die Nutzung alternativer Rohstoffquellen (zum Beispiel Materialsubstitution oder Bezug aus anderen Ländern), die im Fall der Rohstoffkriterialitätsfrage sinnvoll sein können, nicht ohne weiteres zur Lösung des umweltbezogenen und sozialen Gesamtproblems herangezogen werden. Viel eher scheint ein das Gesamtsystem berücksichtigender Ansatz notwendig, der über länder- und rohstoffbezogene Indikatoren sowie breit angelegte indirekte Maßnahmen wie Festlegung, Vereinheitlichung und Durchsetzung internationaler Standards, Erhöhung des relevanten Informationsstands beziehungsweise Schaffung von Transparenz (Informationspflichten, Siegel, Zertifikate) und (verpflichtende oder freiwillige) Due-Diligence-Regularien²² funktioniert (vgl. zum Beispiel Öko-Institut 2017, Rames et al. 2019, Dehoust et al. 2020, Elkind et al. 2020, sowie Europäische Kommission 2020b, 2020c). Solch ein das Gesamtsystem berücksichtigender Ansatz kann auch nach einer Gesamtanalyse der Sozial- und Umweltwirkungen im Batterierohstoffbereich in einer Liste der für weitere Regulierungsmaßnahmen zu priorisierenden Batterierohstoffe (mit hohen negativen Sozial- und Umweltwirkungen) kulminieren, so wie von Dehoust et al. 2020 für die Umweltwirkungen empfohlen. So führen zum Beispiel Rames et al. 2019 ein

Short-Listing durch und wählen Nickel, Kobalt, Lithium und Grafit als die zu priorisierenden Stoffe.

Bezüglich der (zukünftigen) Umsetzbarkeit beziehungsweise der voraussichtlichen (ökologischen und sozialen) Wirkung solcher Due-Diligence-Regularien im Batterierohstoffbereich lassen sich zwei Seiten von Argumenten bilden. Zum einen können (große) Unternehmen zum Teil einen relativ großen Einfluss auf ihre Zuliefererketten ausüben. Schon alleine die Schaffung von Transparenz bezüglich der mit Endprodukten verbundenen Negativeffekte ist sinnvoll, da so zum Beispiel Einflussmöglichkeiten für die (umwelt- und sozialbewussten) Konsumentinnen und Konsumenten geschaffen werden (vgl. Elkind et al. 2020). Insgesamt scheint also über die Wege der Due Diligence ein ökologischer und sozialer Nutzen erreichbar (vgl. Rames et al. 2019; Europäische Kommission 2020b, 2020c). Zum anderen werden jedoch diese Einflussmöglichkeiten beziehungsweise der Grad der Umsetzbarkeit bei geringer Anzahl der Rohstoffanbieter (fehlende Alternativen), hohen Rohstoffpreisen, Angebotsknappheit und allgemein Anbietermärkten signifikant verringert. Im Fall der Batterierohstoffe können sich in naher Zukunft solche Situationen einstellen. So entwickelt sich zum Beispiel die E-Mobilität nach aktuellen Szenarien zum Haupttreiber der Nachfrage nach einigen Batterierohstoffen, und die starken Wachstumsraten könnten in den nächsten sechs bis zehn Jahren zu Angebotsknappheit beziehungsweise zu Anbietermärkten führen. Dies gilt eher für Nickel und Kobalt, doch auch bei anderen Batterierohstoffen (insbesondere Lithium) können sich in einigen Jahrzehnten die mit der hohen Ausbeutung verbundenen Probleme (insbesondere die Abnahme der durchschnittlichen Qualität des noch verfügbaren Erzes beziehungsweise Erz-Degradation) einstellen (vgl. Ambrose und Kendall 2020).

Die hier diskutierten indirekten Maßnahmen haben Schnittstellen beziehungsweise Kreuzeffekte zu weiteren Maßnahmen und Effekten. Grundsätzlich kann Due Diligence auch den Energiemix, das Recycling sowie den Ausschluss bestimmter Rohstoffquellen, Verarbeitungsprozesse oder -formen betreffen. So ist nicht davon auszugehen, dass alle zukünftig aufgebauten Recyclingmöglichkeiten innerhalb der EU und somit im direkten EU-Einflussbereich liegen. Hier kann also über Due-Diligence-Regulierung versucht werden, dass bei Bezug von außereuropäischen Batterie-Sekundärrohstoffen oder bei Export von Recyclingmaterialien

21 In unserem Lithiumbeispiel ließe sich zum Beispiel der Trade-off zwischen den hohen Treibhausgasemissionen der Lithiumproduktion in Australien und den mit der Lithiumproduktion verbundenen Wasserknappheitsproblemen in Südamerika nennen. Allgemein können sich solche Trade-offs über Märkte etablieren: Maßnahmen, die zur Verknappung des Angebots durch zum Beispiel Ächtung gewisser Abbauformen dienen, können zu Ausweichreaktionen oder Aufkommen alternativer Abbauformen führen (die oft nicht reguliert sind, zum Beispiel informelle Märkte und ASM).

22 Due Diligence beziehungsweise unternehmerische Sorgfaltspflicht im Batterierohstoffbereich wird hier in Anlehnung an OECD 2019b in drei Hauptteile unterteilt: (1.) Erkennung der tatsächlichen Umstände bei der Batterierohstoffextraktion und -raffination inklusive der dazugehörenden Transport- und Handelsaktivitäten; (2.) Einschätzung der mit diesen Prozessen/Aktivitäten verbundenen Umwelt- und Sozialrisiken; (3.) Vermeidung beziehungsweise Eindämmung der erkannten Risiken. Diese „Pflichten“ können im Rahmen der Regulierung grundsätzlich als freiwillig (Empfehlung zur freiwilligen Selbsteinhaltung) oder verpflichtend auferlegt werden (Rames et al. 2019; Europäische Kommission 2020b, 2020c).

gewisse soziale und umweltbezogene Standards in den Herkunfts- beziehungsweise Zielländern eingehalten werden. Due-Diligence-Regularien können auch indirekt dazu führen, dass gewisse Rohstoffquellen, Verarbeitungsprozesse und -praktiken vermieden werden, wenn Unternehmen bei der Verfolgung der Umwelt- und Sozialstandards eigenständig Strategien entwickeln, um die Standards in ihren Zulieferketten zu erfüllen (zum Beispiel die Zulieferer wechseln oder sie dazu bringen, notwendige Verbesserungen zu vollziehen).

Zusammenfassend lässt sich für den Rohstoffbereich neben der Recyclingförderung (die weiter unten diskutiert wird) mit Bezug auf die oben im Detail aufgeschlüsselten Umwelt- und Sozialbereiche (Boden, Gewässer, Luft, Biodiversität, Klima, Gewalt/Konflikte, Kinder- und Zwangsarbeit, Diskriminierung, allgemeine Arbeitsbedingungen, Korruption, Rechtsstaatlichkeit etc.) eine breite Due Diligence empfohlen. Der Erfolg dieser Maßnahmen hängt insbesondere von der Macht der Unternehmen ab, Einfluss auf ihre vorlaufenden Wertschöpfungskettenglieder auszuüben. Diese ist, wie oben diskutiert, bei Anbietermärkten (zum Teil) eingeschränkt. Allerdings können Due-Diligence-Maßnahmen von deutschen beziehungsweise europäischen Unternehmen initiiert und durchgeführt werden und selbst bei Teilerfolgen positive Auswirkungen haben.

3.3.2 Materialien und Komponentenherstellung

Unter den Komponenten einer Batteriezelle machen das Übergangsmetallbasierte Kathoden- und das grafitbasierte Anodenmaterial, die Kupfer- und Aluminiumstromableiter sowie das Zellgehäuse die größten Gewichtsanteile aus. Die Herstellung der einzelnen Komponenten wird durch vielfältige Verfahren umgesetzt. So können dünnste Cu- und Al-Folien mittels nasschemischer Abscheidungsprozesse hergestellt werden. Die Herstellung von Kathoden- und Anodenmaterialien bedarf hingegen des Einsatzes von Hochtemperaturschritten und Festkörpersynthese.

Wie oben beschrieben, fallen aufgrund ihres hohen Masseanteils besonders die Aktivmaterialien (zum Beispiel Lithium-Nickel-Mangan-Kobalt-Oxide oder Grafit) bei der Betrachtung der Treibhausgasemissionen ins Gewicht. Weitere Materialien wie Binder, Separatoren und Elektrolyte verursachen ebenfalls signifikante, wenn

auch nicht gleichermaßen hohe Treibhausgasemissionen und werden hier nicht weiter diskutiert.

Im Fall der gängigsten Kathodenmaterialien entfallen aktuell etwa 60 bis 70 Prozent der finalen Materialkosten auf Ressourcenabbau, Aufbereitung und Transport und spiegeln sich somit auch in den Einkaufspreisen der Ausgangsstoffe in der Batteriequalität für die Materialsynthese wider. Die reinen Rohstoff- oder Metallkosten, die z.B. als Börsenprodukte gehandelt werden, machen sogar nur etwa 50 Prozent der finalen Materialkosten aus (Roskill 2020). Der somit hohe Anteil der Prozesskosten von derzeit 50 Prozent, sowohl bei der Herstellung der qualitativ hochwertigen Ausgangsstoffe für die Synthese als auch bei der Synthese der Kathodenmaterialien selbst, verdeutlicht neben den Faktoren Lohn- und Investitionskosten damit den hohen Energie- und Stoffaufwand der Verfahren.

Im Folgenden werden diejenigen Stellhebel adressiert, welche den größten Einfluss auf die Treibhausgasemissionen von Aktivmaterialien für Li-Ionen-Batterien besitzen. Zum einen betreffen die Stellhebel mögliche Substitutionen der Materialien selbst. Die Nutzung anderer Aktivmaterialien hat zugleich Auswirkungen auf vor- und nachgelagerte Prozesse, da andere Rohstoffe verwendet werden und schließlich auch zu recyceln sind. Zum anderen wird die Substitution der Herstellungsprozesse diskutiert. Verfahrensänderungen können dabei helfen, den Energieeinsatz und schließlich den THG-Fußabdruck zu verbessern.

Die ersten beiden Maßnahmen adressieren die Wahl der Aktivmaterialien für die Anode und die Kathode. Die weiteren zwei Maßnahmen adressieren die Ausgestaltung des Herstellungsprozesses für Kathodenaktivmaterialien.

Nutzung effizient und umweltfreundlich hergestellter Grafite

Grafite sind Stand der Technik bei den Anodenmaterialien und werden voraussichtlich auch weiterhin in der Kombination mit Siliziumpartikeln das Anodenmaterial der Wahl für Lithium-Ionen-Batterien darstellen.

Die Nutzung natürlicher Grafite erfordert den Abbau, die Reinigung und die mechanische Verrundung der Grafitpartikel in Zermahlungsprozessen. Prinzipiell können natürliche Grafite zu sehr geringen Kosten und mit

überschaubarem Energieaufwand aufbereitet werden. Der THG-Fußabdruck wird demgegenüber besonders durch den Abbau, den Einsatz von Chemikalien bei der Reinigung und den Materialtransport erhöht (vgl. Dolega et al. 2020). Alternativ oder in Kombination zum Einsatz von Säuren bei der Reinigung existieren thermische Reinigungsverfahren ($T > 2000\text{ °C}$), welche jedoch einen hohen Energieeinsatz erfordern.

Der Abbau natürlicher Grafite findet heute überwiegend in China statt. Die Eigenschaften der resultierenden Grafitpartikel hängen sehr stark von den jeweiligen Vorkommen ab. Entsprechend schwanken die Prozessausbeuten von Partikeln der gewünschten Batteriequalität und führen teils zu hohen Restmaterialmengen.

Die Herstellung synthetischer Grafite aus Kohlenstoffstrukturen bietet demgegenüber eine höhere Freiheit bei der Einstellung der Materialparameter, erfordert weniger aufwendige Reinigungsschritte und erlaubt die Herstellung sehr hoher Qualitäten. Im Vergleich zu natürlichen Grafiten ist die Abhängigkeit der Produktparameter von den Ausgangsstoffen deutlich niedriger. Der Vorgang der Grafitisierung der Kohlenstoffstrukturen erfolgt jedoch bei höchsten Temperaturen von 3000 °C oder mehr über mehrere Stunden, was nach Dunn et al. 2015 zu einem Energieaufwand von etwa 6 kWh/kg führt.

In den letzten Jahren konnte insbesondere bei chinesischen Zellherstellern ein Trend hin zur Nutzung synthetischer Grafite beobachtet werden. Im Automobilbereich dominieren diese Materialien aufgrund ihrer qualitativ hohen Eigenschaften gar den Nutzungsanteil in Traktionsbatterien. In anderen Märkten werden natürliche Grafite weiterhin großindustriell eingesetzt. Die Bewertung verschiedener Grafitvarianten muss also immer vor dem Hintergrund der Anwendungsanforderungen erfolgen. Prinzipiell ist jedoch sowohl die Nutzbarkeit von synthetischem als auch von natürlichem Grafit in Automobilanwendungen gegeben.

Die Bewertung der ökologischen Vor- und Nachteile der verschiedenen Grafitvarianten ist eng an die Gegebenheiten in den jeweiligen Produktionsländern geknüpft. Natürliche Grafitvorkommen sind in Europa nicht in ausreichender Größe vorhanden, um die hohe Nachfrage für Lithium-Ionen-Batterien aus dem Automobilbereich decken zu können. Die ökologische Optimierung des

Herstellungsprozesses wäre somit durch eine mögliche Regulierung nur für einen kleinen Teil der genutzten Materialmenge möglich. Unter entsprechenden Abbaubedingungen stellen natürliche Grafite aus hochwertigen Vorkommen jedoch eine treibhausgasgünstige Materialvariante dar.

Die Herstellung synthetischer Grafite gestaltet sich unter dem heute zur Verfügung stehenden Strommix in China, aber auch in vielen Regionen Europas, nach wie vor als treibhausgasemissionsintensiv. Die Verwendung von Strom bei der Grafitierung bietet jedoch ein hohes Potenzial zur zukünftigen Minimierung der Emissionen durch den Einsatz erneuerbarer Energien. Dieses Potenzial ließe sich bei der Aufbereitung natürlicher Grafite nicht für alle notwendigen Prozessschritte heben.

Somit mag natürliches Grafit heute und je nach Lagerstädte und Abbaumethode gegebenenfalls noch die günstigere und – bezogen auf die Treibhausgase – die effizientere Wahl sein. Es bleibt die Feststellung, dass synthetisches Grafit ein insgesamt höheres Potenzial hat, den Energie- und CO_2 -Aufwand zu reduzieren. Hinsichtlich der Recyclingfähigkeit von Grafiten aus gebrauchten Batterien sind heute noch viele Forschungsherausforderungen zu bewältigen. Perspektivisch ist jedoch eine Beimischung des Recyclats zu den Rohstoffen der Herstellungsrezepte für synthetisches Grafit denkbar.

Etwaige regulierende Maßnahmen sollten auf Grundlage der gesamten Prozesskette der Grafitherstellung ansetzen und beispielsweise über Vorgaben zum Treibhausgas-Fußabdruck und weniger über Vorgaben zu Ausgangsmaterialien und Prozessen wirken.

Nutzung von Hochenergiematerialien

Die Nutzung von Kathoden- und Anodenmaterialien mit hoher spezifischer Kapazität wirkt direkt auf die verfügbare Energie auf Zellebene und damit auf die gewichtsbezogene Effizienz aller Zellmaterialien. Kathodenseitig werden in diesem Zusammenhang aktuell besonders nickelreiche Materialien (NMC und NCA mit einem Nickelanteil größer 80 Prozent) diskutiert (vgl. Andre et al. 2015). Neben der Veränderung des Nickelanteils bietet auch die Auswahl einkristalliner Materialpartikel die Möglichkeit zur Steigerung der Energiedichte von Batteriezellen (vgl. Wang et al. 2020).

Im Vergleich zu bisherigen Materialien (zum Beispiel NMC111 bis 622) erfordern jedoch beide Ansätze einen erhöhten Aufwand bei der Materialsynthese, etwa aufgrund der Steigerung der Temperatur bei Sinterungsschritten oder der Notwendigkeit zusätzlicher Prozessschritte. Laut Dai et al. 2018a steigt zum Beispiel beim Übergang von NMC622 zu NMC811 der Energiebedarf bei der Materialherstellung um 10 bis 15 Prozent und liegt damit in derselben Größenordnung wie der Kapazitätszuwachs von 15 Prozent. Der Kapazitätszuwachs des Kathodenmaterials wirkt sich jedoch auch günstig auf den Materialbedarf der passiven Zellkomponenten aus. So kann bei gleichbleibendem Materialeinsatz die speicherfähige Energie einer gegebenen Zelle erhöht werden. Relativ zu dieser Energie ergeben sich somit klare Einsparungen beim Übergang von NMC622 zu NMC811.

Zur Steigerung der Kapazität der Anode werden vermehrt Komposite aus Graphit und Silizium- oder Siliziumoxidpartikeln eingesetzt. Die theoretisch nutzbare spezifische Kapazität von Silizium übersteigt die von Graphit sogar um das Zehnfache, was jedoch praktisch nicht umsetzbar ist. Die mechanischen und elektrochemischen Schwierigkeiten der Siliziumnutzung limitieren dessen Anteil in den Kompositen heute auf weniger als 10 Prozent. Zukünftig soll dieser Anteil jedoch steigen. Bislang existieren wenig Daten, die eine Einschätzung des THG-Fußabdrucks bei der Siliziumherstellung (zum Beispiel SiOx stabilisiertes Si, nano-Si) für Lithium-Ionen-Batterien ermöglichen. Metallurgisches Silizium stellt den Ausgangspunkt für viele Siliziummaterialien dar und erfordert einen Energieaufwand von 10 bis 20 kWh/kg bei der Herstellung (vgl. Pizzini 2010; Maldonado 2020). Demgegenüber erlaubt der Blick auf die Verfahren in der Fotovoltaikbranche die Bemessung des Herstellungsaufwands für Materialien höchster Qualität. Gemäß Louwen et al. 2015 und Wild-Scholten 2013 beträgt der Energieaufwand bei der Herstellung von Siliziumbarren in Solarqualität bis zu 100 kWh/kg. Die Qualitätsanforderungen von Fotovoltaikanwendungen an Reinheit und Kristallinität der Materialien dürften die von Batterieanwendungen jedoch deutlich übertreffen, weshalb der genannte Energieaufwand ein oberes Maximum darstellen dürfte. Im Vergleich zu Graphit besteht somit ein höherer gravimetrischer Energiebedarf bei der Herstellung. Durch die deutlich höhere Speicherfähigkeit von Silizium im Vergleich zu Graphit relativiert sich dieser

jedoch, sodass der Energiebedarf relativ zur Speicherkapazität der Materialien in der gleichen Größenordnung liegen dürfte. Für eine quantitative Beurteilung der Treibhausgasemissionen der Si-Nutzung fehlen noch belastbare Daten. Auf Gesamtzelebene wirken – ähnlich zu den Kathodenmaterialien hoher Kapazität – positive Effekte durch die Einsparung von Passivmaterialien.

Eine Steuerung der Materialverwendung durch Regulierungsmaßnahmen über zum Beispiel die Energiedichte, wie dies aufgrund des Subventionsschemas für Elektrofahrzeuge in China implementiert wurde, könnte sich in Europa als komplex herausstellen. Aus Nachfragesicht ist die Nutzung von Hochenergiematerialien jedoch für viele OEM ohnehin bereits gesetzt, da sie einen wichtigen Hebel bei der Steigerung der elektrischen Reichweite und damit der Attraktivität von Elektrofahrzeugen gegenüber Verbrennern darstellt.

Optimierung des Energieträgermixes für die Hochtemperatursynthese von Materialien

Die Herstellung der Schichtoxid- (LiMO_2 , $\text{M}=\text{Al}, \text{Mn}, \text{Fe}, \text{Co}, \text{Ni}$ wie z. B. NMC, NCA) oder Eisenphosphatkathodenmaterialien (LiFePO_4) erfolgt üblicherweise über ein mehrstufiges Verfahren, angefangen bei der nasschemischen Ausfällung von Edukten, gefolgt von mehreren Misch-, Mahl-, Kalzinierungs- und Sinterungsschritten (vgl. Emilsson und Dahllöf 2019; Dunn et al. 2015; Dai et al. 2018a). Als Ausgangsstoffe dieses Prozesses kommen dabei meist Übergangsmetallsulfate, Lithiumhydroxid oder -carbonat, Lösungsmittel und Basen zum Einsatz. Während der erste nasschemische Schritt und die anschließende Aufbereitung bei mäßigen Temperaturen erfolgen und gegebenenfalls mit der Abwärme anderer Prozesse betrieben werden können, erfordern die Kalzinierung und Sinterung den Einsatz von Ofentemperaturen bis über 900 °C. Je nach Material (zum Beispiel Nickelanteil in NMC) und Zielmorphologie (zum Beispiel polykristallin oder Einkristall) können die Sinterungsschritte einige Stunden andauern und müssen wiederholt werden. Dai et al. 2018a beziffert den energetischen Aufwand der NMC-Herstellung auf 4 (Co-reich) bis 8 (Ni-reich) kWh/kg. Die meiste Energie wird für das Hochfahren der Öfen benötigt. Das Halten der Temperatur ist weniger energieaufwendig.

In etablierten Prozessen wird bei der Herstellung überwiegend auf Strom für die Ofenbeheizung zurückgegriffen. Je nach Zusammensetzung des Energiemixes bei der Stromerzeugung kann durch den Umstieg auf eine Erdgasbefeuerung der Öfen Primärenergie eingespart werden. Im Extremvergleich zur Kohleverstromung (mit ca. 35 Prozent Wirkungsgrad) könnten bei effizientem Ofendesign (mit beispielsweise 65 Prozent Wirkungsgrad) bei 850 °C Betriebstemperatur (vgl. Wünning und Milani 2012) durch die Nutzung von Erdgas als Wärmequelle knapp 90 Prozent der CO₂-Emissionen eingespart werden – im Vergleich zum aktuellen deutschen Energiemix immerhin noch etwa 10 Prozent. Nachteile eines möglichen Umstiegs auf Gasöfen liegen in den Investitionen und einem höheren Aufwand bei der Prozesssteuerung.

Die prinzipielle Möglichkeit der Nutzung verschiedener Energieträger für die Syntheseprozesse erlaubt eine dem jeweiligen Energiemix angemessene Kosten- und Treibhausgasoptimierung der Materialherstellung. Dies gilt insbesondere für Hersteller in China, welche hochgradig Energie aus Kohleverstromung einsetzen und durch einen Energieträgerwechsel signifikante Treibhausgasemissionen einsparen könnten. Für Standorte in Deutschland und in vielen Teilen Europas kann die Verwendung von Gas für die Ofenbeheizung jedoch nicht per se empfohlen werden. Gegebene Treibhausgasvorteile werden bei weiterem Sinken der Treibhausgasemissionen im deutschen Strommix verschwinden beziehungsweise sogar zu Nachteilen werden.

Maßnahmen könnten über die Formulierung maximaler THG-Budgets für Materialien ansetzen. Als ebenso wichtig ist jedoch einzuschätzen, dass in Zukunft die ökologischsten Energieträger auch die günstigsten sein sollten, um ökologische durch ökonomische Anreize zu unterstützen.

Niedrigtemperatursynthese

In der Forschung werden seit einigen Jahren Niedrigtemperaturverfahren wie die Hydrothermalsynthese für die Herstellung von Kathodenmaterialien untersucht (vgl. Byrappa und Adschiri 2007; Neef et al. 2013). Diese nasschemischen Verfahren besitzen den Vorteil eines schnellen Massentransports der Edukte durch deren Lösung in einem Lösungsmittel und dem damit verbundenen schnellen Kristallwachstum der Kathodenmateri-

alpartikel, selbst bei vergleichsweise niedrigen Temperaturen von etwa 200 °C. Zudem bieten die Verfahren die Möglichkeit, direkten Einfluss auf die Form und Größe der Partikel zu nehmen, was gegebenenfalls mechanische Zermahlungsschritte einspart, oder gezielt einkristalline oder polykristalline Materialien herzustellen. Zur Verbesserung der Materialqualität muss dem Hydrothermalschritt meist noch ein Sinterungsschritt bei erhöhten Temperaturen nachgestellt werden. Dieser kann jedoch im Vergleich zur konventionellen Hochtemperatursynthese (siehe oben) meist mit niedrigeren Temperaturen erfolgen.

Entsprechende Verfahren wurden sowohl für LiFePO₄ als auch für einige der Schichtoxide LiMO₂ untersucht und dargestellt. Vereinzelt existieren bereits Herstellungsanlagen im Pilotlinienmaßstab (vgl. Lester 2016). Eine genaue Bestimmung des Energiebedarfs für hydrothermal hergestellte Materialien ist nicht möglich, da ein industrieller Prozess bislang nicht existiert und Konzepte, etwa zur Nutzung der Restwärme im Prozessmedium Wasser, nicht untersucht sind. Wahrscheinlich ist jedoch, dass durch diese Synthesvariante die Dauer und Anzahl der beschriebenen Hochtemperaturschritte (siehe vorherige Maßnahme) deutlich reduziert werden könnten (vgl. Wang et al. 2016) und das Verfahren somit bei einem der Haupttreiber für die Treibhausgasemissionen in der Kathodenmaterialherstellung ansetzt.

Die Nachteile des Verfahrens bestehen in der bislang nicht vollständig erzielten Marktreife sowie signifikanten Investitionen in eine völlig neue Prozessinfrastruktur. Aufgrund der Synthese unter hohem Druck könnten Batchverfahren notwendig sein, welche gegenüber konventionellen kontinuierlichen Verfahren höhere Kosten erzeugen. Hinsichtlich der Verwendung von Hochenergiematerialien (siehe oben) stellen sich besonders für nickelreiche Materialien Fragen nach der prinzipiellen Anwendbarkeit der Hydrothermalsynthese, da diese Materialien eine schlechte Stabilität in wässriger Umgebung aufweisen.

Die fehlende Erprobung der beschriebenen Verfahren in industriellem Maßstab lässt zum aktuellen Stand keine Bewertung als Maßnahme zu. Aufgrund der fundamentalen Unterschiede bei der Kristallisierung und der damit verbundenen niedrigen Prozesstemperatur kann das Verfahren dennoch als interessantes Forschungs-

thema eingeschätzt werden und sollte weiter beobachtet werden. Eine Regulierung, welche die Nutzung neuer und unerprobter Verfahren direkt erfordert, ist prinzipiell nicht zu empfehlen. Verfahrens unabhängige Rahmenbedingungen wie zum Beispiel die stärkere Bepreisung von CO₂-Emissionen, können jedoch die Kommerzialisierung von treibhausgas effizienten Niedrigtemperaturverfahren begünstigen, auch wenn sich die Materialsynthese durch diese Prozesse zunächst als teurer herausstellt.

3.3.3 Ansatzpunkte im Bereich der Zellproduktion

Der Energieverbrauch während der Batteriezellproduktion ist einer der größten potenziellen Emittenten von Treibhausgasemissionen. Zur Verringerung der Emissionen ergeben sich im Bereich der Produktion unterschiedliche Verbesserungsansätze: von der reinen Prozessoptimierung, bei der bestehende Prozesse weiter inkrementell optimiert werden, bis hin zu Prozessinnovation und -substitution. Dabei zielt jeder der Ansätze auf die Reduktion des Energiebedarfs in der Zellproduktion sowie in einzelnen Fällen auch auf die Senkung des Ausschusses und somit des benötigten Rohstoffeinsatzes ab. Im Rahmen dieser Studie wird der Fokus auf die Reduktion des Energiebedarfs gelegt. Die Einsparungen durch eine Verringerung des Materialbedarfs im Sinne der Ressourceneffizienz werden hier ergänzend aufgeführt, können jedoch im weiteren Verlauf der Studie nicht explizit betrachtet werden, da diese von relativ vielen Faktoren abhängig und zudem sehr unternehmensspezifisch sind. Im Nachfolgenden werden mögliche energetische Verbesserungsoptionen kurz erläutert sowie eine erste Einordnung des zu erwartenden THG-Einsparpotenzials vorgenommen.

Prozessoptimierung

Ziel einer Optimierung von Prozesstechnologien oder Prozessen ist eine effiziente, robuste, reproduzierbare Prozessgestaltung sowie deren Stabilisierung. Ansätze der Prozessoptimierung bauen in der Regel auf der Good beziehungsweise Best Practice auf. In diesem Zusammenhang stellt zum Beispiel die genaue und stabile Einstellung mechanisch arbeitender Technologien ein wichtiges Element dar, um den Energiebedarf, den Ausschuss und die Treibhausgasemissionen durch erhöhte Präzision bei der Fertigung zu senken. Eine solche Prozessgestaltung ist für Technologien mit einer überwiegend mechanischen Funktionsweise von großer Bedeutung,

um Anforderungen an die Genauigkeit zu erfüllen. Hierzu gehörten beispielsweise das Beschichten, das Kalandern, Schneiden, Wickeln und insbesondere das Stapeln der Zellen (vgl. Michaelis et al. 2018).

Neben einer nach empirischen Daten adaptierten und optimierten Einstellung der mechanischen Technologien kann auch insbesondere eine Anpassung der Lasertechnologie für Zuschnitte den Ausschuss reduzieren. Ein Laserschnitt besitzt zwar die Vorteile einer hohen Schnittqualität und nahezu unbegrenzter Flexibilität hinsichtlich der Schnittform (vgl. Heimes et al. 2018a), jedoch ebenso die Gefahr unerwünschter metallurgischer Prozesse aufgrund des damit einhergehenden Wärmeintrags (vgl. Hettesheimer 2017). Der Ursprung kann in der suboptimalen Einstellung der Schneidgeschwindigkeit, der Fokusslage und/oder der Stärke der Laserquelle liegen (vgl. Berkmanns und Faerber 2017). Die richtige Einstellung der Laserparameter erzielt demnach eine Reduzierung des Ausschusses, indem genannte Fehler beziehungsweise Effekte nicht mehr oder in geringerem Umfang auftreten. Der geringe prozentuale Energieverbrauch des Zuschnitts der Elektroden (vgl. Pettinger und Dong 2017) lässt im Vergleich zu anderen Verbesserungsoptionen jedoch nur eine geringe Reduktion der ökologischen Belastung zu.

Prozessoptimierungen können weiterhin mithilfe von ergänzender Technologie zur Verbesserung der Prozess- und Qualitätskontrolle umgesetzt werden. Bei konventionellen Mischtechnologien wird die nötige Mischdauer als Stellhebel für Effizienz erachtet (vgl. Michaelis et al. 2018). Inline-Rheologiemessungen²³ und integrierte Reinigungssysteme stellen eine Maßnahme dar, die eine bedarfsorientierte Prozessführung gemäß dynamischer Produktparameter gewährleistet (vgl. Michaelis et al. 2018). Die Rheologie-Messung erlaubt die Bestimmung von Zuständen der Mischung und eine damit einhergehende Reaktion bei Abweichungen der gewünschten Parameter (vgl. Baumert 2012). So kann beispielsweise eine mögliche Verunreinigung des Slurry festgestellt werden, die zur Aktivierung einer integrierten Reinigung führt.

23 Rheologie: „Die Rheologie, als Wissenschaft des Fließverhaltens, basiert auf der Grundlage isothermischer Gleichungen, die die Verformungen flüssiger und fester Stoffe unter dem Einfluss externer Belastungen beschreiben.“ (Markgraf und Horn 2014)

Zur effizienten Elektrolytbefüllung ist die Steigerung der Befüllgeschwindigkeit bei gleichbleibender Qualität essenziell. Dabei besteht die Herausforderung in der verlässlichen Messung des Füllfortschritts, um den Prozess zielgerecht auf diesen abzustimmen (vgl. Michaelis et al. 2018). Hierfür können Ultraschallkameras und EIS-Messungen²⁴ zum Einsatz kommen.

Letztlich stellt auch das frühzeitige Erkennen von Fehlern und die Nachvollziehbarkeit durch eine stetige und durchgängige Qualitätsprüfung einen wesentlichen Stellhebel zur Optimierung des Produktionsprozesses dar. Die Nachverfolgbarkeit von Fehlern und Daten ist in der Praxis aktuell noch sehr beschränkt. Inline-Messungen und Track-und-Trace-Systeme sind eine Möglichkeit, um die Reaktionsfähigkeit bei Fehlern und Abweichungen durch eine integrierte und stetige Kontrolle zu gewährleisten. So können bestehende Systeme zum Beispiel durch Inspektionssysteme ergänzt werden, welche Materialfehler und Verunreinigungen feststellen und Material-, Beschichtungsbreiten sowie -positionen messen. Ebenso gelten zusätzliche Ultraschalltester (Bondtester), optische Mess- und Röntgentechnik sowie Leckagetests als qualitätssteigernd und tragen somit zu einer energie- und umweltschonenden Produktion bei (vgl. Michaelis et al. 2018). Neben den genannten Optimierungsmöglichkeiten bestehen noch weitere Ansatzpunkte, die jedoch an dieser Stelle nicht in aller Gänze aufgeführt werden können. Auf übergeordneter Ebene bieten beispielsweise die Möglichkeiten von Industrie 4.0 und der Digitalisierung weitere Ansatzpunkte um die Batteriezellproduktion nachhaltiger zu gestalten.²⁵

Prozessinnovation und -substitution

Wird die Prozessstruktur signifikant verändert oder gänzlich ersetzt, wird dies als Prozessinnovation beziehungsweise -substitution bezeichnet. Nachfolgend werden einige der relevantesten Verbesserungsoptionen in diesem Bereich näher erläutert.

Kontinuierliche Misch- und Extrusionsverfahren ermöglichen die Verarbeitung von hohen Feststoffanteilen (von mehr als 50 Prozent) und eignen sich somit nicht zuletzt auch für eine lösemittelreduzierte oder -freie Produktion (Michaelis et al. 2021). Während der Slurry traditionell eher im klassischen Batchverfahren hergestellt wird, bieten kontinuierliche Mischverfahren wie die Extrusion eine Alternative zu konventionellen diskontinuierlich betriebenen Mischtechnologien. Dabei soll die Nutzung eines Extruders einen höheren Durchsatz durch eine Reduzierung der Mischzeit ermöglichen. Inline-Qualitätskontrollen und eine lösemittelarme Herstellung des Slurry werden dabei erleichtert. Eine stabile, reproduzierbare und schnelle Slurryherstellung mit verlässlichem Monitoring verspricht einerseits einen geringeren Ausschuss, wodurch die Verschwendung und in diesem Zuge unnötige Umweltbelastung der Rohstoffproduktion und Zellproduktion vermieden werden kann und andererseits ein bedarfsgerechter Energieverbrauch erfolgt (vgl. Michaelis et al. 2018; PEM der RWTH Aachen URL).

Der Einsatz eines alternativen Lösemittels, wie zum Beispiel Wasser, ist eine Option, um die trocknungsbedingten Energieverbräuche zu senken und die ökologische Belastung durch die Vorkette des Lösemittels zu vermeiden (vgl. Dai et al. 2019). Lösemittel besitzen unterschiedliche Siedepunkte (Siedepunkt bei Normaldruck: Wasser 100 °C, NMP: 202 °C) und erfordern somit unterschiedliche Mengen an Energie zur Erwärmung und Verdampfung (vgl. Pettinger und Dong 2017). Aufgrund der Toxizität von NMP und der Notwendigkeit zur Rückgewinnung des Lösungsmittels gilt der Einsatz eines wasserbasierten Lösemittels als energie- und umweltschonende Alternative. Dabei ist jedoch auch zu beachten, dass aufgrund der in etwa vierfach höheren Verdampfungsenthalpie von Wasser im Vergleich zu NMP nach wie vor noch viel Energie zur Trocknung benötigt wird (vgl. Wood et al. 2018). Nichtsdestotrotz wird in der Literatur von einem hohen energetischen Einsparpotenzial ausgegangen, wobei eine pauschale Angabe nicht gegeben werden kann, da die konkreten Einsparungen von den spezifischen Rahmenbedingungen der Analysen abhängen. So gehen Ahmed et al. 2016 in ihrer Studie von einem Energiebedarf von ~ 420 kWh aus, um das NMP für ein 10-kWh-LIB-Pack zu verdampfen und zurückzugewinnen. Die wässrige Prozessierung von Aktivmaterialien bei der Zellherstellung bietet somit Einsparpotenzial bei den Treibhausgasemissionen.

24 EIS-Messung: Mithilfe der elektrochemischen Impedanzspektroskopie wird die Impedanz, der Wechselstromwiderstand elektrochemischer Systeme als Funktion der Frequenz einer Wechselspannung ermittelt, um die Sedimentation von Partikeln in leitfähigen Suspensionen zu überwachen (vgl. Doppelhammer et al. 2021).

25 vgl. hierzu z. B. die Aktivitäten von BATTERY 2030+ (Edström et al. o.D.).

Verschiedene bestehende (unter anderem LiFePO_4 und Graphit) und zukünftige Materialien besitzen eine intrinsische Kompatibilität zu Wasser als Prozessmedium (vgl. Nomura et al. 2018). Gerade die nickelreichen Materialien sind, wie bereits im Abschnitt 3.3.2 erwähnt, im Kontakt mit Wasser nicht stabil (vgl. Li et al. 2020). Mithilfe von Partikelbeschichtungen aus organischen oder anorganischen Materialien kann jedoch eine Oberflächenstabilität erreicht werden, welche die Wasserprozessierung erlaubt. Die Aufbringung von zum Beispiel Titanoxid- oder Aluminiumoxidbeschichtungen erfordert zusätzliche nasschemische sowie zusätzliche Hochtemperaturschritte (bei ca. 450°C), welche somit den Treibhausgas-Fußabdruck in der der Zellproduktion vorgelagerten Materialherstellung erhöhen (vgl. Liu et al. 2019; Tanabe et al. 2017). Bezogen auf die Treibhausgasemissionen der gesamten Zellproduktion überwiegen jedoch die Vorteile durch die Substitution von organischen Lösungsmitteln in der Elektrodenherstellung mit Wasser. Pettinger und Dong (2017) sehen bei einem Vergleich zwischen einer wasserbasierten und NMP-basierten Elektrodenfertigung eine Differenz von etwa 20 Prozent des Energiebedarfs beim Prozess des Beschichtens und Trocknens. Eine Serienreife könnte bereits bis 2025 erreicht sein (vgl. Thielmann et al. 2017). Aus wirtschaftlicher Perspektive ist diese Verbesserungsoption ebenfalls positiv zu bewerten. Auf Materialseite entfällt die Notwendigkeit zum Einsatz des relativ teuren Lösungsmittels NMP (auch wenn dieses zu mehr als 99 Prozent zurückgewonnen werden kann) sowie die Anlage zu dessen Rückgewinnung. Die Investitionen in eine solche Anlage werden zum Beispiel bei Nelson et al. 2019 in ähnlicher Höhe angegeben wie für die Kathoden- oder Anodenbeschichtung. Hinzu kommen noch die relevanten Einsparungen an Energiekosten. Die Reduktion des Feuchtegehalts des Slurry resultiert zudem im weiteren Herstellungsprozess in einem geringeren Energieaufwand für die Trocknung der Zellen. Ebenso sinken jegliche Energiebedarfe, die anteilig in die Verarbeitung des Lösemittels fließen würden. Mehr als 50 Prozent des Slurry können dabei aus Lösemittel bestehen (vgl. Yuan et al. 2017). Folglich ist die Lösemittelmenge ein ausschlaggebender Faktor für die Energieverbräuche des Mischens, Beschichtens und Trocknungsprozesses. Eine Reduktion des Feuchtegehalts des Slurry könnte zu einer kürzeren Trocknungszeit und einer verkürzten Länge beziehungsweise zu geringeren Volumina der Trocknungsanlage führen. Im Zuge des hohen Energieverbrauchs zur Rückgewinnung des Löse-

mittels (vgl. Ahmed et al. 2016) wird ein hohes Einsparpotenzial durch die Reduktion des Feuchtegehalts und speziell des Lösemittels erwartet.

Die vorherige Verbesserungsoption verdeutlicht, dass mit Blick auf nachfolgende thermische Prozesse ein möglichst geringerer Anteil an Feuchtigkeit in der Beschichtungsmasse anzustreben ist. Folgt man diesem Gedanken der stetigen Erhöhung des Feststoffanteils, resultiert dies im Ansatz der Trockenbeschichtung. Hierbei werden die Funktionsmaterialien nicht in Form eines Slurry, sondern in fester Form, zum Beispiel pulverförmig, auf die Elektroden aufgetragen. Die Effekte sind dabei aus dem vorherigen Ansatz übertragbar, wirken sich in diesem Fall jedoch stärker auf den Energieverbrauch und das verursachte Treibhausgaspotenzial aus. Der Prozess der Trockenbeschichtung hat einen direkten Einfluss auf das Trocknen nach der Beschichtung, die NMP-Aufbereitung und die Vakuumtrocknung (vgl. Fraunhofer IPA 2014). Eine Reduktion des Feuchtegehalts des Slurry führt wiederum zu einem geringeren Energieaufwand für die Trocknung der Zellen. Ebenso sinken jegliche Energiebedarfe, die anteilig in die Verarbeitung und Rückgewinnung des Lösemittels fließen. Somit können der Energiebedarf für das Trocknen, die NMP-Rückgewinnung und auch für das Vakuumtrocknen reduziert beziehungsweise ganz eingespart werden. In der Literatur sind diesen drei Prozessschritten mitunter bis zu 50 Prozent des Gesamtenergiebedarfs bei der Zellproduktion zugeordnet (vgl. zum Beispiel Pettinger und Dong 2017; Yuan et al. 2017). Die Energieeinsparungen liegen somit nochmals höher als für das wässrige Prozessieren, da zusätzlich noch der Energiebedarf für die Trocknung erheblich reduziert werden kann. Für den Prozessschritt des Beschichtens und Trocknens dürften die Energieeinsparpotenziale entsprechend Expertenmeinungen daher bei bis zu 70 Prozent liegen. Von technischer Seite aus betrachtet handelt es sich bei dem Trockenbeschichten nicht um ein konkretes Verfahren, sondern um einen Überbegriff für unterschiedliche Prozessansätze, wie zum Beispiel das direkte Kalandrieren oder die Pulverbeschichtung. Die jeweiligen Ansätze unterscheiden sich dabei bezüglich ihres technischen Reifegrades. Bisher befindet sich jedoch noch keines der Verfahren in Serienreife. Insbesondere die Überführung vom Labor- beziehungsweise Pilotmaßstab in die Serienfertigung gestaltet sich als sehr anspruchsvoll. Auch wenn es bereits erste Ankündigungen für einen Einsatz

in industriellem Maßstab (wie zum Beispiel von Tesla) vor 2025 gibt, dürfte der Ansatz in der Breite vermutlich erst danach zum Einsatz kommen. Dabei können sich neben produktionsbedingten Herausforderungen auch Patentstrategien/-situation hemmend auf eine breite Markteinführung auswirken. Neben dem ökologischen ist auch das wirtschaftliche Potenzial sehr hoch. Kostenintensive Investitionen in die Trocknung und die NMP-Rückgewinnung entfallen gänzlich. Der Aufwand beziehungsweise die notwendigen Investitionen für das Feintrocknen beziehungsweise Vakuumtrocknen können reduziert werden. Zudem ergeben sich auch hier wiederum erhebliche Einsparungen aufseiten der Energiekosten. Hinzu kommen noch weitere Einsparungen bei Personal oder Betriebsflächen.

Die Trocken- und Reinraumkonditionierung stellt, wie in Kapitel 3.2 gezeigt wurde, den zweiten großen energetischen Hotspot in der Zellproduktion dar. Die Produktion einer LIB-Zelle stellt mitunter hohe Ansprüche an die Reinheit der Produktionsumgebung, um Kontaminationen zu umgehen, sowie an die vorherrschende Luftfeuchtigkeit. Die konkreten Anforderungen an Reinraumklasse und Taupunkt unterscheiden sich dabei je nach Produktionsschritt und sind insbesondere während der Zellausbaubau, die dem Vakuumtrocknen nachgeschaltet ist, besonders hoch. Es muss dabei vermieden werden, dass Materialien mit der Luftfeuchtigkeit reagieren und sich dadurch die Zellperformance verschlechtert. Der notwendige Energiebedarf wird hierbei insbesondere durch die Größe des Trockenraumes, den Taupunkt und die Luftfeuchtigkeit, die durch Mitarbeiter eingebracht wird, bestimmt. Die gezielte Abkapselung von Prozessen mittels dezentraler Micro-/Mini-Environments anstatt zentraler Trocken- und Reinraumkonditionierung wird daher als eine vielversprechende Option angesehen, um den Energiebedarf zu reduzieren (vgl. Emilsson und Dahllöf 2019). Hierdurch kann die Konditionierung auf jene Prozessräume beschränkt werden, die tatsächlich konditioniert werden müssen. Zudem werden Mitarbeiter als potenzielle Feuchtequelle ausgeschlossen. Insbesondere das Aufrechterhalten von niedrigen Taupunkten wie -60 °C und weniger sind aus technischer Sicht sehr aufwendig und mit einem hohen Energiebedarf verbunden (vgl. Ahmed et al. 2016; Michaelis et al. 2021). Durch die Verwendung von Mini-Environments könnte basierend auf Experteneinschätzungen der Energieverbrauch des Trocken-

raumes (in Abhängigkeit von Größe und Taupunkt) um 40 bis 60 Prozent reduziert werden. Den Ansatz der Micro-/Mini-Environments gibt es bereits seit einigen Jahren und solche Einhausungen kommen auch bereits zum Einsatz. Für eine industrielle Großserienfertigung und für die Verwendung bei geringen Taupunkten stellt das Ein- und Ausschleusen der Produkte jedoch noch eine zentrale Herausforderung dar. Zudem wird durch die Einkapselung der Maschinen ein schneller Zugriff und deren Wartung erschwert. Mit Blick auf die wirtschaftlichen Implikationen dieser Verbesserungsoption lässt sich festhalten, dass der Trockenraum für bis zu 20 Prozent der Investitionen und bis zu 40 Prozent der anfallenden Energiekosten einer Produktionslinie verantwortlich ist (Michaelis et al. 2021). Während die Investitionen für Einhausung durch entsprechende Mini-Environments voraussichtlich keine Einsparungen mit sich bringen, dürften die Energiekosten jedoch deutlich geringer ausfallen.

Neben einer Reduktion des Energiebedarfs zum Betrieb der Prozesse können auch die eigentlichen Energieverluste während der Prozesse gegebenenfalls wiedergenutzt werden. Bei der Formation werden die Batteriezellen zyklisch auf- und entladen, um die elektrochemische Reaktion anzustoßen, die zur Einlagerung der Lithium-Ionen in das Graphit und zur Bildung der Solid Elektrolyt Interphase (SEI) führt. In dafür vorgesehenen Formationsregalen werden die LIB-Zellen dann unter Veränderung definierter Formationsparameter über einen Zeitraum von bis zu 24 Stunden mehrfach auf- und entladen. Parameter des Formierens – wie Strom- und Spannungsverläufe oder Ruhephasen – variieren dabei je nach Zellhersteller und haben einen maßgebenden Einfluss auf die Zellperformance (vgl. Wood et al. 2015; Heimes et al. 2018a; Michaelis et al. 2021). Während des Entladens entstehen entsprechende Energieverluste, die mittels Rekuperation während der Formation zum Aufladen mindestens einer anderen Batteriezelle in derselben Formationsanlage verwendet werden können (vgl. Wood et al. 2015; Michaelis et al. 2021). Während die Rekuperation überwiegend als Stand der Technik betrachtet werden kann, entsteht aufgrund der hohen Anschlussleistungen bei der Formation Abwärme. Die Abwärme der Formation und die der vorgelagerten thermischen Prozesse bietet dabei ein weiteres Potenzial, um den Energieverbrauch bei der Produktion zu senken. Die Energieintensivität der Zellproduktion ist insbesondere bei den thermischen Trocknungsprozessen

sehr hoch (vgl. Dai et al. 2019; Yuan et al. 2017). Sowohl der Trockenraum als auch die Konvektionstrocknung funktionieren über das Umluftprinzip durch Einströmung vorgewärmter Luft (vgl. Geike 2014; Ahmed et al. 2016). Solche Trocknungsprozesse gelten als Beispielprozesse der industriellen Abwärmeproduktion (Brückner 2016). Abwärme von exothermen Prozessen der Zellherstellung kann beispielsweise zur Niedertemperaturbeheizung oder für das Vorheizen genutzt werden (vgl. Emilsson und Dahllöf 2019). Hierzu gehört zum Beispiel das temperierte Mischen, das Trocknen der Elektroden, das temperierte Benetzen des Elektrolyten und der Trockenraum (vgl. Heimes et al. 2018a; Thomitzek et al. 2019). Mit beiden genannten Ansätzen lassen sich die Energieverluste verringern, wodurch der Energiebedarf und damit verbundene Treibhausgasemissionen bei der Zellproduktion gesenkt werden können. Obwohl der Ansatz ein nennenswertes energetisches Einsparpotenzial verspricht, ist eine prozessübergreifende Abwärmenutzung bislang nicht die Regel.

3.3.4 Recycling von Batterien und Batterierohstoffen

Vereinfacht gesagt dient Recycling der Gewinnung von (Sekundär-)Rohstoffen aus zwei Quellen: den in Produktionsprozessen anfallenden Materialabfällen und den Endprodukten, die am Ende ihrer Lebens-/Nutzungsdauer entsorgt und dem Recyclingkreislauf zugeführt werden. Wichtige Parameter des Recyclingsystems sind erstens die Lebensdauer der Produkte, die bestimmt, wie schnell die in den Produkten enthaltenen Stoffe wieder als Rohstoffe genutzt werden können, zweitens die Qualität des Sammelsystems, die bestimmt, in welchem Umfang und in welcher Qualität die potenziell recycelbaren Materialien dem Recycling zugeführt werden, und drittens die (Effizienz der) Recyclingtechnologie, von der abhängt, welche Stoffe in welchem Umfang und unter welchen Trade-offs wiedergewonnen werden können.²⁶

Im Kontext der vorliegenden Studie ist es sinnvoll, zwischen Batterierecycling und Batterierohstoffrecycling zu unterscheiden. Unter Batterierecycling verstehen

wir das Recycling der Batterien, die aus E-Mobilitätsanwendungen stammen. Batterierohstoffrecycling bezeichnet hier das allgemeine Recycling der Rohstoffe, die in Batterien eine Anwendung finden. Das heißt, dass das Batterierohstoffrecycling nicht nur das Recycling der Batterien, sondern auch das Recycling aller anderen Produkte umfasst, die typische Batterierohstoffe (Kobalt, Nickel, Lithium etc.) enthalten.

Verschiedene Studien zeigen den (potenziellen) *ökologischen Nutzen* und insbesondere die THG-Einsparpotenziale des Batterierecyclings und des allgemeinen Batterierohstoffrecyclings im Vergleich zur Primärrohstoffgewinnung auf, doch ist Recycling allgemein mit vielen Trade-offs, Einschränkungen und Herausforderungen verbunden, die die Umsetzbarkeit vor allem unter der Nebenbedingung der Treibhausgasemissionsreduzierung beeinträchtigen (Dunn et al. 2015; Buchert und Sutter 2016a, 2016b; Dai et al. 2017; Romare und Dahllöf 2017; Ekman Nilsson et al. 2017; Gaines et al. 2018; Hall und Lutsey 2018; Ambrose und Kendall 2020; Ciez und Whitacre 2019; OECD 2019a; Pinegar und Smith 2019; Reuter et al. 2019; Steward et al. 2019; Thielmann et al. 2020). Zu diesen gehören die Trade-offs zwischen Materialausbeute und (unter anderem energetischem) Recyclingaufwand, Trade-offs zwischen der Ausbeute verschiedener Rohstoffe, Abhängigkeit der ökologischen Effekte von der Beschaffenheit/Qualität des Recyclingmaterials, mangelnde Recyclinganreize/Wirtschaftlichkeit bei einigen Stoffen (aufgrund relativ niedriger Primärrohstoffpreise), variierende Qualität beziehungsweise mangelnde Transparenz/Verlässlichkeit bezüglich der Qualität der recycelten Stoffe und vieles mehr.

Batterie(rohstoff-)recycling hat signifikante *Schnittstellen/Kreuzeffekte* mit den im Abschnitt 3.3.1 diskutierten Maßnahmen im Primärrohstoffgewinnungs- und -verarbeitungsbereich. Zum einen kann Recycling als Rohstoffquell- und -verarbeitungssubstitution verstanden werden. Insbesondere kann es im signifikanten Umfang innerhalb der EU stattfinden, sodass auch eine „Ländersubstitution“ stattfinden kann bei Substitution ausländischer Rohstoffe durch Rohstoffe aus inländischem Recycling. Dieser Effekt ist für die Diskussion der Rohstoffversorgungssicherheit beziehungsweise -kritikalität relevant (Tercero Espinoza 2020; Talens Peiró et al. 2018; Blengini et al. 2020). Zum anderen kann Recycling in die gleiche Richtung wie die Due-Diligence-Bestre-

26 Daneben gibt es viele weitere „Parameter“ des Recyclingsystems (Tercero Espinoza und Soulier 2018; Tercero Espinoza et al. 2020), die unter anderem im Rahmen der Circular-Economy-Ansätze diskutiert werden, so zum Beispiel Produktdesign und Re-Use (Tercero Espinoza 2020).

bungen bezüglich umweltbezogener und sozialer Effekte wirken, sofern es innerhalb der Länder stattfindet, die hohe Standards diesbezüglich aufweisen. Alternativ können Due-Diligence-Regelungen dazu dienen, das (zukünftige) Batterierecycling außerhalb der EU im Hinblick auf Umwelt- und Sozialstandards zu beeinflussen.

Im Folgenden werden spezielle Aspekte des Batterierecyclings und Batterierohstoffrecyclings separat diskutiert.

Recycling der Batterien aus E-Mobilitätsanwendungen

Der ökologische Nutzen des Batterierecyclings und insbesondere die THG-Einsparungspotenziale unterscheiden sich auch nach Recyclingverfahren und Rohstoff. So ist das direkte Recycling der Aktivmaterialien bezüglich Treibhausgasemissionsvermeidung besonders vorteilhaft im Vergleich zu pyrometallurgischen und hydrometallurgischen Verfahren (sowohl für die Primärgewinnung als auch für das Recycling). Allerdings erlauben nur pyro- und hydrometallurgische Verfahren ein rohstoffliches Recycling, das eine Anpassung an die neuen Batterietechnologien, die auf neuen Materialzusammensetzungen basieren, ermöglicht. Des Weiteren unterscheiden sich die Recyclingverfahren auch bezüglich anderer umweltrelevanter Aspekte, wie Materialausbeute und SO_x -Emissionen (Dunn et al. 2015; Buchert und Sutter 2016a, 2016b; Gaines et al. 2018; Ciez und Whitacre 2019; Emilsson und Dahllöf 2019; Harper et al. 2019; Melin 2019; Pinegar und Smith 2019). Buchert und Sutter 2016a, 2016b zeigen, dass die Ökobilanzen von Batterierecyclingprozessen, bei denen neben Nickel, Kobalt und Mangan unter anderem auch Lithium wiedergewonnen wird, in Bezug auf Treibhausgasemissionen (insgesamt) positiv sind. Gleichzeitig gibt es auch Hinweise darauf, dass die Lithiumgewinnung aus Altbatterien keine eindeutigen Vorteile bringt (Ambrose und Kendall 2020).

Die Wirkung des Batterierecyclings im Hinblick auf Treibhausgasemissionen (oder allgemein der *ökologische Nutzen*) wird sich mit großer Verzögerung einstellen, da sich die E-Mobilität erst in den folgenden Jahren/Dekaden verbreiten wird, die Lebensdauer der Fahrzeuge/Batterien den Rückfluss des (Recycling-)Materials in die Zukunft hinausschiebt und die Nachfrage nach Batterierohstoffen für die E-Mobilität schnell wächst (Gaines et al. 2018). Hier stehen also stoffstromdynamische Effekte einem sofortigen und signifikanten Beitrag des Recyclings von

alten E-Mobilitätsbatterien zur Rohstoffversorgung entgegen. Insgesamt kann davon ausgegangen werden, dass aufgrund dieser Charakteristika Recycling erst in ca. 30 Jahren einen signifikanten Beitrag zur Rohstoffversorgung in der E-Mobilität leisten wird (Öko-Institut 2017; Alves Dias et al. 2018; Gaines et al. 2018; Buchert et al. 2019; Thielmann et al. 2020). So schätzen zum Beispiel Buchert et al. 2019, dass dann bei einer ambitionierten Entwicklung des (LIB-)Recyclingsystems an die 40 Prozent des Bedarfs an Nickel, Kobalt und Lithium für E-Mobilität aus dem Batterierecycling gedeckt werden könnten.

Bezüglich der technologischen Umsetzbarkeit lässt sich feststellen, dass Technologien/Pilotprojekte (im industriellen Maßstab) für das Recycling von Batterien aus E-Mobilitätsanwendungen bereits existieren, wobei unter anderem Nickel, Kobalt und Lithium wiedergewonnen werden können (Steward et al. 2019; Thielmann et al. 2020).²⁷ Gleichzeitig ist das Batterierecycling mit vielen Herausforderungen behaftet, die sich vor allem in der frühen beziehungsweise jetzt anstehenden Phase der Etablierung des Recyclings auswirken und die Umsetzung erschweren: Zum einen ist für die Wirtschaftlichkeit des Recyclings die Existenz von entsprechender Infrastruktur, insbesondere Sammelsystemen (zum Beispiel Pfandsystemen), entscheidend, da ein großer Teil der Kosten des Recyclings bei diesen vorlaufenden Aktivitäten anfallen. Zum anderen entstehen mit dem Aufkommen von E-Mobilität Zusatzkosten für die Trennung/Zerlegung/Demontage der Batterien/Fahrzeuge, die die Wirtschaftlichkeit der Behandlung solcher Fahrzeuge behindern können, zum Beispiel Kosten für (Um-)Schulung der Mitarbeiter in der Demontage, Zusatzaufwand für Behandlung von zwei Batterietechnologien (Bleibatterien und LIB), Mangel an breiten Abnehmerstrukturen für alte LIB, Herausforderungen bezüglich Lagerung, Transport und Logistik wegen der Brandgefahr von LIB etc. (Gaines et al. 2018; Kampker et al. 2018; Thielmann et al. 2020; Mayyas et al. 2018).

27 Für eine Diskussion der verschiedenen Batterierecyclingverfahren (unter anderem der pyrometallurgischen, hydrometallurgischen und direkten Verfahren) hinsichtlich ihrer Umsetzbarkeit, Anwendbarkeit, allgemeinen Vor- und Nachteile sowie der in ihrem Rahmen wiedergewinnbaren Stoffe siehe Romare und Dahllöf 2017, Gaines et al. 2018, Mayyas et al. 2018, Zheng et al. 2018, Harper et al. 2019, Pinegar und Smith 2019, Steward et al. 2019, Velázquez-Martínez et al. 2019 und Werner et al. 2020.

Insgesamt scheinen angesichts dieser Herausforderungen also weitere Maßnahmen im Bereich des Recyclings von aus E-Mobilitätsanwendungen stammenden Batterien mit Hinblick auf Aufbau/Ausbau/Anpassung von Regularien, Infrastrukturen (unter anderem Sammelsystemen) und die Weiterentwicklung der Recyclingtechnologien mit dem Ziel der Erhöhung der Anzahl und Menge der recycelten Rohstoffe sowie der verstärkten THG-Einsparung erforderlich (vgl. Öko-Institut 2017, Gaines et al. 2018, Mayyas et al. 2018, Steward et al. 2019, Reuter et al. 2019, Kwade et al. 2020 sowie Circular Economy Initiative Deutschland 2020). Aus regulatorischer Sicht (der EU) ist auch die Behandlung von Altfahrzeugen im informellen Sektor (zum Beispiel die illegale Fahrzeugzerlegung durch nicht zugelassene Recycler) relevant. Hier besteht Handlungsbedarf, da diese Form der Behandlung mit negativen Umwelteffekten verbunden sein kann (Kitazume et al. 2020).

Batterierohstoffrecycling (Allgemeines Recycling der Batterierohstoffe)

Angesichts der langen Verzögerungen bis zum Eintreten der Effekte des Batterierecyclings sowie der unten erläuterten potenziellen negativen Effekte der schnellen und langfristigen E-Mobilitätsverbreitung auf das Rohstoffversorgungssystem erscheint eine allgemeine Förderung des Recyclings von typischen Batterierohstoffen (Kobalt, Nickel, Lithium etc.) aus anderen Anwendungen sinnvoll. Aktuelle Indikatorwerte des Batterierohstoffrecyclings sind heterogen. Während ca. 20 Prozent des europäischen Kobalt- und Nickelbedarfes durch Recycling von Produktions- und Altschrotten gedeckt wird, trägt das Recycling von Mangan weniger als 10 Prozent bei. Für Lithium und Graphit liegt dieser Wert bei null (Blengini et al. 2020). Bei Letzteren sind die Schwächen eher bei dem eigentlichen Recycling und weniger bei der Sammlung der zu recycelnden Materialien vorzufinden (Torres de Matos et al. 2020; Liu et al. 2013).²⁸

Insgesamt ergibt sich der ökologische und soziale Nutzen des allgemeinen Batterierohstoffrecyclings im Zusammenhang mit der E-Mobilität aus zwei Entwicklungen. Zum einen stellt das schnelle Wachstum der Batterierohstoffnachfrage, das in den kommenden Jahren größtenteils durch die schnelle Verbreitung der E-Mobilität angetrieben werden wird (Thielmann et al. 2020), eine

Herausforderung für die Batterierohstoffversorgung dar, da Rohstoffproduktionsstrukturen aufgrund technischer und wirtschaftlicher Friktionen mittelfristig zum Teil relativ starr sind. Dadurch besteht die Gefahr, dass auf Rohstoffquellen und -verarbeitungsprozesse zurückgegriffen wird, die vom Standpunkt der Vermeidung negativer sozialer/umweltbezogener Effekte (und darunter der Treibhausgasemissionen), aber auch vom Standpunkt der Versorgungssicherheit inferior sind. In anderen Worten: Es besteht die Gefahr der Zunahme der Nutzung von „Konfliktrohstoffen“, Rohstoffen aus (prekären) Kleinbergbau (Artisanal and Small-Scale Mining, ASM) oder Rohstoffquellen, deren Ausbeutung mit relativ hohen Treibhausgasemissionen verbunden ist. Zum Beispiel ist starkes E-Mobilitätswachstum ohne eine signifikante Zunahme des Kobaltbezugs aus der DR Kongo schwer vorstellbar (Al Barazi 2019). Neben den konfliktbedingten Problemen ist in der DR Kongo auch der (prekäre) Kleinbergbau (ASM) angesiedelt, der potenziell zur Abfederung der kurz-/mittelfristigen Dynamiken der Kobaltnachfrage dienen kann, da er auf diese relativ flexibel reagieren kann (BGR 2019; Home 2019; Mancini et al. 2020). Zudem hat in den letzten Jahren der Anteil des treibhausgassparsamen, aus Sole gewonnenen Lithiums an der Gesamtlithiumförderung aufgrund der insgesamt schnell steigenden Lithiumnachfrage abgenommen (Drobe et al. 2020), und auch zukünftig werden solche Effekte erwartet (Ambrose und Kendall 2020).²⁹ Hier erscheint also eine Abschwächung der Rohstoffknappheit durch ein gesteigertes Rohstoffangebot aus umweltfreundlichem Recycling sinnvoll (siehe die oben diskutierten Maßnahmen). Zum anderen können sich die negativen Effekte des Nachfragewachstums auch langfristig (und insbesondere auch ohne schnelles Wachstum) etablieren, da steigende Nachfrage langfristig zu einer abnehmenden Durchschnittsqualität des bekannten und verfügbaren/abbaubaren Erzes (Erz-Degradation) und damit zu negativen Umwelteffekten (zum Beispiel aufgrund des höheren Energieaufwands für die Rohstoffextraktion; vgl. Ambrose und Kendall 2020 sowie Henckens und Worrell 2020) sowie nachteiligen sozialen Auswirkungen führen kann (wenn sich zum Beispiel durch Verknappung der Ressourcen die Anzahl der Anbieter/Rohstoffquellen verkleinert und somit weniger Druck über Due Diligence seitens der Abnehmer ausgeübt werden kann).

28 Einen detaillierten Überblick über das Recycling der zentralen Batterierohstoffe in der EU bieten Torres de Matos et al. 2020.

29 Die E-Mobilitätsverbreitung kann aber auch positive Effekte auslösen (Öko-Institut 2017).

Bezüglich der Umsetzbarkeit des Batterierohstoffrecyclings ergibt sich ein gespaltenes Bild. Einige Batterierohstoffe werden schon heute in großen Mengen wirtschaftlich recycelt. Dies gilt für Kupfer, Aluminium, Nickel und Kobalt; andere Batterierohstoffe (darunter Lithium und Grafit) werden wiederum kaum recycelt (Alves Dias et al. 2018; Henckens und Worrell 2020; Torres de Matos et al. 2020; Natarajan und Aravindan 2020; UNCTAD 2020; Vasters und Franken 2020). Wie zuvor diskutiert sind hierfür nicht nur die zum Teil relativ niedrigen Preise für diese Primärrohstoffe verantwortlich, sondern auch zahlreiche andere Faktoren, darunter die mangelnde Qualität der gewonnenen Sekundärrohstoffe. So ist zum Beispiel das aus Batterierecycling gewonnene Lithium nicht ohne weiteres wieder in der Batterieproduktion einsetzbar. Hierfür sind unter anderem die hohen Reinheitsanforderungen an die Rohstoffe in der Batterieproduktion verantwortlich (Olivetti et al. 2017; UNCTAD 2020). Daneben unterscheiden sich die Recyclingquoten auch über die Anwendungsbereiche der Batterierohstoffe hinweg. So wird zum Beispiel Nickel im Anwendungsbereich „rostfreier Stahl“ in hohen Mengen recycelt (CRU 2020), wobei das Nickel im rostfreien Stahl verbleibt und nicht für andere Anwendungen zur Verfügung steht. Anders verhält es sich im Batteriebereich, obwohl hierfür Recyclingtechnologien verfügbar sind, wie zuvor diskutiert. Ähnliches gilt für Kobalt (Harper et al. 2012; UNCTAD 2020). Allgemein ist in einigen Anwendungsbereichen (so zum Beispiel beim Einsatz von Lithium in Schmiermitteln) davon auszugehen, dass auch zukünftig aufgrund von dissipativen Prozessen keine signifikanten Recyclingquoten erreicht werden. Unter den verschiedenen Anwendungsbereichen der Batterierohstoffe sind Batterien hervorzuheben, bei denen heute das Haupteinsatzgebiet in Nichtmobilitätsanwendungen (wie Data Storage) liegt und die global gesehen größtenteils nicht recycelt werden (Heelan et al. 2016; Mayyas et al. 2018; Church und Wuennenberg 2019). Dadurch entstehen nicht nur Umweltgefahren (soweit diese Batterien auf Deponien enden; vgl. Pinegar und Smith 2019), sondern auch eine Verschwendung des Rohstoffpotenzials, das durch die oben bei der Diskussion des Batterierecyclings aus Mobilitätsanwendungen genannten Maßnahmen entschlüsselt werden könnte.

Allgemein ist für eine Erhöhung des Batterierohstoffangebots und die Vermeidung der mit Anbietermärkten verbundenen Negativeffekte nicht entscheidend, dass die

recyclten Rohstoffe in Batterien wieder eingesetzt werden, sondern dass sie in überhaupt einem Anwendungsbereich des betrachteten Batterierohstoffs wirtschaftlich eingesetzt werden. Denn auch so werden die Angebotsknappheit und die mit ihr verbundenen, oben erläuterten, mittel- und langfristigen Negativeffekte abgemildert beziehungsweise hinausgezögert. Dies gilt insbesondere, weil der Rohstoffeinsatz in Batterien mit vielen anderen Einsatzgebieten um dieselben Rohstoffquellen, Verarbeitungsprozesskapazitäten und Raffinadeprodukte konkurriert, sodass immer Kreuzeffekte aus E-Mobilitätsentwicklungen auf andere Einsatzgebiete und Rückwirkungen zu erwarten sind. Das heißt, dass hier bei jedem Rohstoff die Gesamtmarktanalyse (Berücksichtigung des gesamten Anwendungsgebiets) notwendig ist (im Gegensatz zu einer reinen Batteriemarktanalyse, das heißt einer Analyse nur eines Anwendungsgebiets).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass bereits jetzt Technologien für das umweltfreundliche (insbesondere relativ THG-sparsame) Recycling von Batterien im industriellen Pilotmaßstab existieren, mit denen unter anderem Nickel, Kobalt und Lithium in hohem Ausmaß wiedergewonnen werden können. Aufgrund stoffstromdynamischer Effekte, die unter anderem in der langen Lebensdauer der Batterien begründet sind, wird das Recycling von Batterien aus E-Mobilitätsanwendungen erst in Jahrzehnten einen signifikanten Beitrag zur Rohstoffversorgung in der E-Mobilität leisten können. Das vermehrte Recycling von typischen Batterierohstoffen aus Nicht-E-Mobilitätsbereichen kann jedoch heute schon einen Beitrag leisten.

3.4 Strommix: Ansatzpunkte zur Verbesserung

Der Einsatz von erneuerbarem Strom (EE-Strom) beziehungsweise eine Reduzierung der Treibhausgasemissionen des Strombezugs bei der Batterieherstellung hat einen relevanten Einfluss auf die Treibhausgasemissionen. In Abbildung 12 ist die Gesamtbilanz der Treibhausgasemissionen einer Batterieherstellung dargestellt. Nach Daten aus Emilsson und Dahllöf 2019 betragen die Treibhausgasemissionen aus der Gewinnung und Herstellung der eingehenden Materialien durchschnittlich $61 \text{ kg CO}_{2\text{äq}}/\text{kWh}$ Batteriekapazität. Der Energieeinsatz zur Zell- und Systemproduktion verursacht je nach

eingesetztem Energieträger deutlich unterschiedliche $\text{CO}_{2\text{aq}}$ -Emissionen. Setzt man nur erneuerbaren Strom ein, dann betragen die Treibhausgasemissionen Null (ohne Berücksichtigung der sogenannten grauen Emissionen durch Errichtung der Anlagen). Bei Verwendung von Strom aus einem stark von Kohlekraftwerken dominierten Energiesystem, so wie es derzeit in China der Fall ist, wachsen sie bis auf 45 kg $\text{CO}_{2\text{aq}}$ /kWh. Allerdings wird anstelle von Strom auch aus wirtschaftlichen Gründen Erdgas beispielsweise für Trocknungsprozesse eingesetzt. Dadurch werden im Vergleich zu einem stark von Kohle dominierten Stromsystem die Treibhausgasemissionen deutlich gesenkt.

Wenn man nur die Zellproduktion betrachtet, so kommt man auf der Basis der Analyse von verschiedenen Studien (vgl. Amarakoon et al. 2013; Ambrose und Kendall 2016; Dai et al. 2019; Davidsson Kurland 2019; Pettinger und Dong 2017; Yuan et al. 2017) auf einen Energiebedarf von ca. 50 bis 80 kWh/kWh Batteriekapazität, wobei die Streuung in den Studien groß ist. Laut Dai et al. 2019 setzt sich der Energiebedarf aus 82,4 Prozent Gas zur Dampferzeugung und 17,6 Prozent Elektrizität zusammen.³⁰ In geführten Experteninterviews wurde die Meinung geäußert, dass der Erdgasbedarf in der Regel ausschließlich in die Trocken- und Reinraumkonditionierung fließe und die dabei eingesetzten Energieträger in ihrem Verhältnis variieren.

Deutschland hatte im Jahr 2019 im Strommix für den Strominlandsverbrauch Treibhausgasemissionen von 427 g/kWh. Für Erdgas kann man einen Emissionsfaktor

von 201 g/kWh ansetzen (vgl. UBA 2019b). Beides sind Werte ohne Vorkettenemissionen und graue Emissionen, die bei der Herstellung der Anlagen anfallen. Daraus ergibt sich bei Verwendung von Erdgas gegenüber dem heutigen Strommix eine Halbierung der Treibhausgasemissionen. Allerdings sollte man berücksichtigen, dass bei Einhaltung der gesetzten politischen Ziele zur Treibhausgasminimierung in Deutschland die Treibhausgasemissionen im Strommix im Jahre 2030 auch nur noch bei durchschnittlich ca. 200 g/kWh liegen dürften. Danach müssen sie dann noch weiter sinken, wenn man die politischen Ziele der Treibhausgasneutralität erreichen will. Weiterhin liegen die Treibhausgasemissionen bei Erdgas unter Berücksichtigung der Vorkette bei rund 280 g/kWh (vgl. UBA 2019b); das heißt, dass der Erdgas-einsatz gegenüber dem Stromeinsatz bei der Trocknung und Reinraumkonditionierung nur in einer Übergangszeit zu einer Treibhausgasminimierung beiträgt, wenn die Energiewende wie geplant voranschreitet.

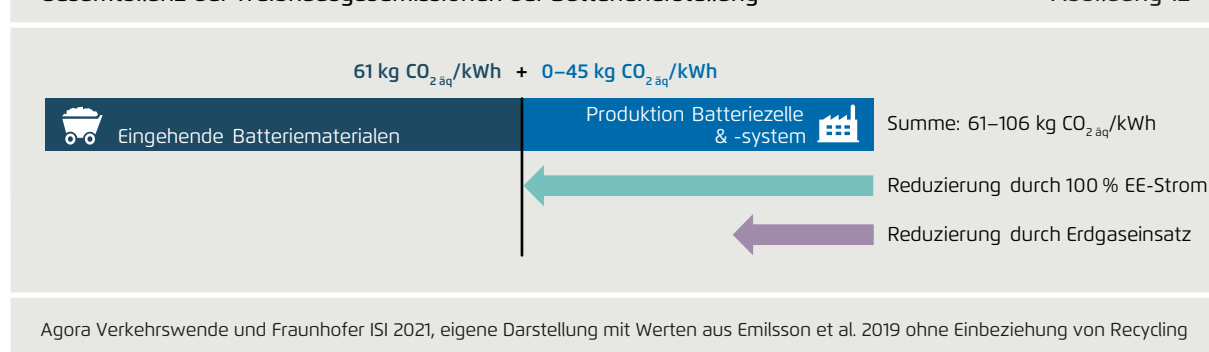
Die Treibhausgasemissionen in China liegen ohne Vorkette derzeit bei rund 600 g/kWh (vgl. Pettinger und Dong 2017; Climate Transparency 2019); das heißt, verglichen mit dem deutschen Strommix sind die Emissionen im chinesischen Strommix rund 40 Prozent höher. Hierdurch ergibt sich bei der Zellherstellung in Deutschland ein Treibhausgaseinsparpotenzial von 9 bis 12 kg/kWh Batteriekapazität gegenüber China. Dabei wird unterstellt, dass der jeweilige Strommix zugrunde gelegt und zu 100 Prozent Strom als Energieträger verwendet wird. Geht man von den 17,6 Prozent Stromanteil aus, so ergibt sich noch ein Einsparpotenzial von ca. 1,5 bis 2 kg/kWh.

Wie oben dargestellt, ergibt sich darüber hinaus eine hohe Treibhausgaseinsparung, wenn man ausschließlich erneu-

30 Dabei kann dieser Mix je nach Produktionsstätte verschieden sein, und auch eine rein strombasierte Produktion ist möglich.

Gesamtbilanz der Treibhausgasemissionen der Batterieherstellung

Abbildung 12



erbaren Strom zur Zellproduktion in Deutschland verwendet, denn die Emissionen dieses Stroms wären ohne Vorketten rechnerisch Null. Allerdings stellt sich dabei die Frage, ob und wenn ja unter welchen Bedingungen Strom als Nullemissionsstrom angerechnet werden kann. Bei der Frage der Anrechenbarkeit von Strom als Nullemissionsstrom ist der Begriff der Zusätzlichkeit zentral. Unter Zusätzlichkeit von erneuerbarem Strom wird verstanden, dass diese Kapazitäten „zusätzlich“ sind zu der Menge an erneuerbarem Strom, der aufgrund von bereits vereinbarten Ausbauzielen ohnehin in das Netz kommt. Die Diskussion über die Zusätzlichkeit wird derzeit auf zwei Ebenen geführt: der nationalen Ebene und der Produzentenebene. Auf beide wird im Folgenden kurz eingegangen.

Zusätzlichkeit von erneuerbarem Strom auf nationaler Ebene bedeutet, dass dieser über den bestehenden nationalen Ausbauzielen für erneuerbare Energien liegen sollte. Dadurch entsteht auf der Ebene des gesamten Stromsystems ein Zubau an Anlagen für Strom aus erneuerbaren Energien, der über das hinausgeht, was im Rahmen der EEG-Förderung und der deutschen Ausbauziele für Wind- und Solarenergie an Erzeugungskapazitäten vorgesehen ist. Anknüpfungspunkte zu dem Thema gibt es auch im Kontext der EU-Erneuerbare-Energien-Richtlinie (RED II, 2018/2001), deren Ziel die Erhöhung des Anteils der erneuerbaren Energien in den Sektoren Strom, Wärme und Transport bis zum Jahr 2030 ist. Dort wird in Art. 27 (3) formuliert, dass der erwartete Anstieg der Elektrizitätsnachfrage im Verkehrssektor über das derzeitige Basisszenario hinaus durch zusätzliche Erzeugungskapazitäten für erneuerbare Energie gedeckt werden soll.

Die zweite Ebene ist die sogenannte Produzentenebene. Aktuell kann man hierfür den international anerkannten, freiwilligen Standard des „GHG Protocol Corporate Accounting and Reporting Standard“ heranziehen. Dieser wird auch im Rahmen der CSR-Richtlinie [RL 2014/95/EU] für große Unternehmen sowie in der Regel ebenfalls von Nachhaltigkeits-Ratingagenturen anerkannt.³¹

31 Vgl. World Business Council for Sustainable Development, World Resources Institute (o.D.): A Corporate Accounting and Reporting Standard REVISED EDITION, URL: <https://ghgprotocol.org/corporate-standard> (letzter Zugriff: 05.05.2021). Die sogenannte CSR-Richtlinie ist die Richtlinie 2014/95/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 zur Änderung der Richtlinie

Dabei kann entweder der nationale Strommix herangezogen werden (ortsbasierter Ansatz) oder jede Form von Ökostromprodukt (marktbasierter Ansatz). Ökostromprodukte dürfen hier mit Nullemissionen angerechnet werden. Allerdings gibt es verschiedene Formen von Ökostromprodukten, und der Begriff Ökostrom ist in Deutschland nicht einheitlich definiert. Im Folgenden werden verschiedene denkbare Fälle dargestellt.

1. Fall: **Der Bezug von Herkunftsnachweisen (HKN):** Dies sind Zertifikatsnachweise ohne jede Art der physischen Kopplung an eine Stromlieferung. Sie basieren auf der Umsetzung der Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates. Die HKN können von Firmen gekauft werden.³² Zu den Anforderungen an HKN zählt keine Doppelanrechnung der EE-Stromerzeugung sowie eine externe Begutachtung. Allerdings ist in der Regel der ökologische Nutzen oft schwach. Die in Deutschland zum Einsatz kommenden Herkunftsnachweise stammen vor allem aus norwegischer Wasserkraft – der Anteil von Herkunftsnachweisen aus Neuanlagen für erneuerbare Energien ist gering. Somit ergibt sich ein geringer Klimanutzen, weil keine zusätzlichen EE-Anlagen gebaut werden. Die durch HKN entstehenden zusätzlichen Kosten für den Strombezug sind sehr gering, da die HKN-Preise durch-

2013/34/EU im Hinblick auf die Angabe nichtfinanzieller und die Diversität betreffender Informationen durch bestimmte große Unternehmen und Gruppen, URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=O-J:L:2014:330:FULL&from=DE> (letzter Zugriff: 05.05.2021). Corporate Social Responsibility (CSR) oder Unternehmerische Gesellschaftsverantwortung umschreibt den freiwilligen Beitrag der Wirtschaft zu einer nachhaltigen Entwicklung, der über die gesetzlichen Forderungen hinausgeht. Ab dem Geschäftsjahr 2017 sind große kapitalmarktorientierte Unternehmen, haftungsbeschränkte Personengesellschaften und große Genossenschaften in der EU mit durchschnittlich mehr als 500 Mitarbeiter*innen sowie Unternehmen von öffentlichem Interesse gesetzlich verpflichtet, über nichtfinanzielle Ergebnisse ihrer Geschäftstätigkeit zu berichten (vgl. UBA 2019a).

32 Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG (Text von Bedeutung für den EWR), URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009L0028&from=DE> (letzter Zugriff: 05.05.2021).

schnittlich sehr niedrig sind (Deutschland: Maximum 0,2 ct/kWh, aktuell: 0,075 bis 0,085 ct/kWh (vgl. UBA 2019a).

2. Fall: **Ein Ökostromliefervertrag:** Ökostrom ist in Deutschland kein geschützter rechtlicher Begriff. Anbieter von Ökostromverträgen lassen sich allerdings die Angebote von verschiedenen Institutionen zertifizieren. Die verwendeten Zertifizierungskriterien sind jedoch sehr unterschiedlich. Ökostromverträge können so zum Beispiel auf Herkunftsnachweisen basieren. Es gibt aber auch Angebote, die höhere Ansprüche an eine ökologische Zusätzlichkeit stellen, zum Beispiel, dass nur neue Erneuerbare-Energien-Anlagen, die ansonsten nicht staatlich gefördert werden oder die einen geografischen Bezug zum Abnahmeort haben, zur Ökostromproduktion zählen. Dies muss für jedes Ökostromangebot im Einzelnen überprüft werden, wofür entweder die bestehenden Labels oder auch Verbraucherschutzorganisationen infrage kommen. Auch die Initiierung eines offiziellen Ökostromsiegels von staatlicher Seite wäre eine Option (vgl. UBA 2019a). Die entstehenden zusätzlichen Kosten variieren zwischen den verschiedenen Angeboten deutlich. Die Spannweite der Aufpreise je kWh Strom liegt derzeit zwischen 0,1 und 4 ct/kWh (brutto), wobei mehrheitlich Aufpreise kleiner oder gleich 0,5 ct/kWh verlangt werden (vgl. UBA 2019a).

3. Fall: **Ein physischer Stromabnahmevertrag** für erneuerbare Energien (Power Purchase Agreement/PPA). Dies ist eine Art eines Ökostromliefervertrages, der durch bestimmte Zusatzanforderung charakterisiert ist. Die Anbindung der erneuerbaren Energien erfolgt hierbei über eine Stromnetzanbindung. Weiterhin muss die Stromlieferung im Allgemeinen aus einer konkreten Erneuerbare-Energien-Anlage beziehungsweise einem Erneuerbare-Energien-Anlagenpark erfolgen. Eine zeitliche und geografische Korrelation zwischen Strombezug und Erzeugung wird dabei ebenfalls vorgesehen. Die Zusätzlichkeit entsteht darüber, dass neue Erneuerbare-Energien-Anlagen außerhalb der EEG-Vergütung gefordert werden oder aber die Vermarktung von Strom aus ehemals EEG-vergüteten-Anlagen, deren sinnvoller Weiterbetrieb durch Stromlieferverträge gesichert werden kann. Da allerdings in der Regel der Strombezug aus diesen Verträgen nicht ausreicht, um die gesamte Stromnachfrage eines Nachfragers zu bedienen beziehungsweise es zu einem zeitlichen Auseinanderfallen zwischen Teilen des Angebots und der Nachfrage kommen kann, muss die fehlende Strommenge durch einen komplementären Strombezug

ergänzt werden. Unter komplementärem Strombezug versteht man den Zukauf von Strommengen aus dem regulären Stromnetz. Für diesen Teil der Ausgleichsenergie ist der Strommix klimabilanziell anzusetzen. PPA-Preise sind oft niedriger als konventionelle Strompreise. Durch den komplementären Strombezug sind die Strombezugskosten in der Summe allerdings häufig teurer (ca. 1,0 bis 1,5 ct/kWh über dem konventionellen Strompreis) (vgl. UBA 2019a). Aufgrund des überschaubaren Anteiles der Stromkosten an den Herstellkosten einer Zellfabrik sind die Mehrkosten für den Strombezug nicht sehr hoch.

4. Fall: **Eine direkte, netzentkoppelte Anbindung von Erneuerbaren-Energien-Anlagen** an die Zellherstellung. Hiermit ist der Nachweis für einen hundertprozentigen erneuerbaren Anteil des Strombezugs der Batteriefabrik erbracht. Zusätzlich ist sie auch, sofern die EE-Anlage zeitgleich mit oder nach dem Bau der Batteriefabrik errichtet wurde. Netzentkoppelt bedeutet, dass die Anlage nicht an das Stromnetz angeschlossen ist. Es erfolgt somit kein zusätzlicher Strombezug aus dem Netz. Allerdings ist die Wirtschaftlichkeit wohl eher als kritisch anzusehen, da die Volllaststunden der EE-Anlagen deutlich niedriger liegen als die einer Batteriefabrik, die in einer 2- bis 3-Stundenschicht arbeitet. Auch der Einsatz von Stromspeichern, um Stromangebot und -nachfrage aufeinander abzustimmen, ist derzeit ebenfalls kaum wirtschaftlich.

Somit ergibt sich auf der Produzentenebene eine Spannweite von denkbaren Fällen, in denen mit unterschiedlicher Sicherheit davon ausgegangen werden kann, dass der angerechnete Strom tatsächlich zu mehr Klimaschutz führt. Im Falle der Herkunftsnachweise ist der Strom de facto keinesfalls Nullemissionsstrom, da durch diese Nachweise keine neuen Anlagen entstehen. Im Fall der neuen, netzentkoppelten EE-Anlage wäre der Strom auf jeden Fall Nullemissionsstrom, da kein zusätzlicher Strom aus dem Netz zum Einsatz käme. Bei den anderen skizzierten Fällen liegt die Höhe der Treibhausgasemission des Stroms dazwischen.

Mittlerweile gibt es verschiedene Vorschläge, um den Begriff Zusätzlichkeit auch auf Produzentenebene zu operationalisieren. Die Anforderungen für eine solche Operationalisierung sollten hoch sein, unter anderem mit (i) zeitlicher und geographischer Korrelation zwischen dem Strombezug und der EE-Stromerzeugung und (ii) Zusätzlichkeit durch neue EE-Anlagen außerhalb der

EEG-Vergütung oder anderer nationaler EE-Ziele oder die Vermarktung von Strom aus ehemals EEG-vergüteten-Anlagen, deren sinnvoller Weiterbetrieb durch Stromlieferverträge gesichert wird.

Die Diskussion über die nationale Ebene und die Produzentenebene ist komplex und noch nicht zu Ende geführt. Es existieren hier einige grundsätzliche Fragen. Unter strengen Ansprüchen sind sowohl eine Zusätzlichkeit auf nationaler Ebene als auch auf Produzentenebene mit jeweils ambitionierten ökologischen Ansprüchen zu fordern. Legt man ein sehr ambitioniertes Szenario für die Dekarbonisierung des Stromsektors zugrunde, so kann es eine Zusätzlichkeit über die bisherigen Ausbaupfade hinaus eigentlich gar nicht geben, da der Klimaschutz es erforderlich macht, die erneuerbaren Energien in vollem Umfang auszubauen. Dies muss schnellstmöglich umgesetzt werden. Eine separate Anrechnung von erneuerbarem Strom auf eine Zellproduktion kann es bei dieser Argumentation nicht geben.

Allerdings lässt sich auch argumentieren, dass durch freiwilliges Handeln auf Unternehmensebene, welches zu einer Förderung von erneuerbaren Energien außerhalb der staatlich geförderten Maßnahmen führt, ein unternehmerischer finanzieller Beitrag zum Klimaschutz erfolgt. Unternehmerische Eigenverantwortung und verursachungsgerechtes Finanzieren des Verbrauchs von erneuerbarem Strom können damit gefördert werden.

3.5 Exkurs: Feststoffbatterien

Die bisherige Diskussion stützt sich auf den aktuellen Stand der Batterietechnologien. Jedoch verläuft die Entwicklung der Batterietechnologien sehr dynamisch: An neuen Technologien wird geforscht oder sie stehen bereits in den Startlöchern. Es gibt nicht die eine zukünftige Batterietechnologie, sondern es werden viele unterschiedliche Ansätze verfolgt, deren Eignung stets hinsichtlich des beabsichtigten Anwendungsfalls betrachtet werden sollte. Aus diesem Grund ist eine umfassende Abhandlung an dieser Stelle nicht möglich. Aktuell werden jedoch die Feststoffbatterien intensiv diskutiert, weshalb diese hier im Rahmen eines Exkurses kurz beleuchtet werden sollen.

Der Begriff Feststoffbatterie („All Solid State Battery“ – ASSB) ist ein Sammelbegriff für Batterien, die im Gegen-

satz zu herkömmlichen Lithium-Ionen-Batterien einen festen und keinen flüssigen Elektrolyten haben. Dieser sorgt bei der ASSB für eine räumliche und elektrische Trennung von Kathode und Anode und dient somit auch als Separator (vgl. Scrosati und Garche 2010; Schnell et al. 2019). Die größten Versprechen der Nutzbarmachung von Feststoffbatterien bestehen in einer potenziell hohen Sicherheit aufgrund des Verzichts auf brennbare Materialien sowie in einer potenziell hohen Energiedichte der Batteriezellen. Letztere ist weniger Resultat der Verwendung fester Elektrolyte, sondern Folge des potenziellen Einsatzes von metallischen Li-Anoden. ASSB befinden sich heute noch weitestgehend im Bereich der Forschung und Entwicklung. Als Feststoffelektrolyte werden oxid-, sulfid- und phosphatbasierte Keramiken diskutiert. Ein zweiter Ansatz besteht in der Nutzbarmachung von leitfähigen Polymer-Salz-Komplexen (vgl. Heimes et al. 2018b; Takada 2013; Placke et al. 2017). In der Tabelle 2 sind die Besonderheiten der Komponenten einer ASSB einer gängigen LIB gegenübergestellt.

Der Aufbau von ASSB ist auch in der Herstellung zu berücksichtigen. Abweichungen zu dem Herstellungsprozess einer gängigen LIB ergeben sich insbesondere in der Phase der Elektrodenfertigung, Elektrolytbefüllung (diese entfällt) und Formierung (vgl. Heimes et al. 2018b; Schnell et al. 2019; Troy et al. 2016; Konwitschny et al. 2019; Singer et al. 2020). Die Ausgestaltung eines industriellen Prozesses ist stark materialabhängig und heute noch unklar. Gegenüber Verfahren für die Produktion konventioneller LIB müssen Compoundierungsverfahren für die Mischung aus Kathodenaktivmaterialien und Festelektrolyte eingesetzt werden, die höchstwahrscheinlich von heutigen Mischverfahren abweichen und eine thermische Behandlung bei höheren Temperaturen vorsehen könnten. Im Fall keramischer Elektrolyte erfordert das Aufbringen der Elektrolytschicht auf der Kathode einen zweiten Beschichtungsschritt. Polymer-elektrolyte könnten hingegen mittels konventioneller Rolle-zu-Rolle-Verfahren aufgebracht werden. Für die Herstellung von Li-Metall-Anoden existieren heute noch keine industriellen Prozesse. Denkbar ist die Abscheidung einer Li-Schicht aus der Gasphase oder über galvanische Prozesse. Je nach mechanischer Flexibilität der entstehenden Schichten könnte bei der Zellausbaufertigung möglicherweise ein Wickeln der Elektroden nicht möglich sein, insbesondere bei sehr spröden Keramiken.

Gegenüberstellung der Komponenten von konventionellen Lithium-Ionen-Batterien und von Feststoffbatterien

Tabelle 2

Komponente	Konventionelle Lithium-Ionen-Batterie	Feststoffbatterie
Kathode	Ähnliche Kathodenaktivmaterialien. Die (elektro-)chemische Kompatibilität ist für viele Festelektrolyt-Kathodenmaterial-Kombinationen nicht gegeben und erfordert gegebenenfalls Schutzbeschichtungen.	
Anode	Grafit oder Grafit/Silizium-Komposite	Grafit oder Grafit/Silizium-Komposite Lithium-Metall
Separator	Thermoplast, wie z.B. Polyethylen oder Polypropylen	Elektrolyt fungiert als Separator
Elektrolyt	Organische Lösungsmittel mit einem Leitsalz, z.B. Hexafluorophosphat und Additive	Keramisch: Oxidbasiert, Phosphatbasiert, Sulfidbasiert Polymer: z.B. Polyethylenoxid/Li-Salz-Komplex Hybrid: Mischformen aus Polymermatrix und keramischen Partikeln
Zellverpackung	Alle gängigen	Vermutlich keine Wickelzellen bei brüchigen Keramikelektrolyten

vgl. Heimes et al. 2018b; Takada 2013; Placke et al. 2017; Braun 2019

Die genannten Unterschiede in Material und Produktionsprozess lassen abweichende Umweltwirkungen der Zellproduktion von ASSB erwarten. Im Vergleich zu gängigen Lithium-Ionen-Batterien liegen Feststoffbatterien, insbesondere bezüglich detaillierter ökologischer Betrachtungen des Produktionsprozesses, in der Forschung bislang noch weniger im Fokus. Eine der wenigen Studien, die Festkörperzellen zum Gegenstand ihrer Forschung gemacht haben, um einen ökologischen Vergleich zu ermöglichen, stammt von Lastoskie und Dai 2015. Diese potenziellen Einsparungen resultieren jedoch daraus, dass im Fall der ASSB eine Trockenbeschichtung der Kathode und des Elektrolyts unterstellt wird, im Fall der LIB dagegen ein konventioneller, nasser Prozess angenommen wird. Wie in Abschnitt 3.3.3 beschrieben, ist jedoch auch für Lithium-Ionen-Batterien eine Trockenbeschichtung möglich. Der so zu erzielende Vorteil von Feststoffbatterien würde sich nicht gleichermaßen realisieren, wenn Trockenbeschichtung standardmäßig bei der LIB-Herstellung eingesetzt würde.

Eine detailliertere Analyse der produktionsbezogenen Umweltwirkungen von ASSB wird in der Studie von Troy et al. 2016 vorgestellt. Der kumulierte Energiebedarf der Fertigung einer Festkörper-Pouch-Zelle wird hierbei im industriellen Maßstab mit über 9 kWh pro

kWh Speicherkapazität beziffert, während sich das Treibhausgaspotenzial auf 1045 kg CO_{2,äq}/kWh beläuft. Ein fehlender Vergleich zu den Umweltwirkungen einer gängigen LIB mit flüssigem Elektrolyten führt zu Unsicherheiten einer Interpretation des vergleichbar hohen Treibhausgaspotenzials. In der Studie resultiert die hohe Umweltbelastung insbesondere aus der Wahl eines Li₇La₃Zr₂O₁₂-Keramikelektrolyten, welcher in Hochtemperaturreaktionen hergestellt wird und verarbeitet werden muss. Die Elektrolytproduktion macht dabei mehr als 80 Prozent des Stromverbrauches sowie der CO₂-Emissionen der Produktion der ASSB-Zelle aus.

Eine abschließende Bewertung ist somit aufgrund der in der Forschung untersuchten Fülle an Materialkombinationen, Prozessalternativen und Zelldesigns heute noch nicht möglich. Insbesondere die Herstellung und weitere Prozessierung von Keramiken könnte jedoch zu einem höheren Energiebedarf in der Material- und Zellherstellung führen. Ähnlich zu den Effekten, welche durch die Nutzung von Hochenergiematerialien für die Kathode und die Anode erwartet werden, sind jedoch Verbesserungen der THG-Bilanz auf Gesamtzelebene möglich, falls durch die Nutzbarmachung von ASSB signifikant höhere Energiedichten erzielbar sind und damit der Anteil passiver Komponenten reduziert werden kann.

4 | Bewertung und Einordnung der Ansatzpunkte

4.1 Rohstoffförderung

Die Batterierohstoffförderung ist durch eine hohe Komplexität, einen hohen Internationalitätsgrad und zahlreiche, über Treibhausgasemissionen hinausgehende Risiken für Umwelt- und Sozialwirkungen geprägt. Deswegen bietet sich im Batterierohstoffbereich neben der Recyclingförderung (siehe Kapitel 4.4) vor allem eine breit angelegte, verpflichtende Due-Diligence-Regulierung an, die über verschiedene Produktionsrouten und Ländergrenzen hinweg auf die Risiken der Rohstoffförderung mit Bezug auf die zentralen Umwelt- und Sozialdimensionen eingeht. Zu diesen Dimensionen gehören Boden, Gewässer, Luft, Biodiversität, Klima, Gewalt/Konflikte, Kinder- und Zwangsarbeit, Diskriminierung, allgemeine Arbeitsbedingungen, Korruption, Rechtsstaatlichkeit und allgemeine Menschenrechte (siehe Abschnitt 3.3.1 für eine detaillierte Auflistung). Dabei wird Due Diligence beziehungsweise die unternehmerische Sorgfaltspflicht im Batterierohstoffbereich in drei Hauptkomponenten unterteilt: (1.) Identifizierung der tatsächlichen Umstände bei der Batterierohstoffextraktion und -raffination inklusive der dazugehörigen Transport- und Handelsaktivitäten; (2.) Einschätzung der mit diesen Prozessen/Aktivitäten verbundenen Umwelt- und Sozialrisiken; (3.) Vermeidung beziehungsweise Eindämmung der erkannten Risiken (OECD 2019b). Informationspflichten bezüglich des Ausmaßes der Umwelt- und Sozialrisiken sowie der getroffenen Maßnahmen zu deren Eindämmung und Vermeidung erscheinen hier sinnvoll (Rames et al. 2019; Elkind et al. 2020).

Die zahlreichen Dimensionen des Umwelt- und Sozialbereichs stellen eine Herausforderung dar. Damit eine praktische Umsetzung erleichtert wird, kann auch eine Priorisierung der Rohstoffe, die auf Basis einer Gesamtbetrachtung der Sozial- und Umwelteffekte im Batterierohstoffbereich erfolgt, sinnvoll sein (vgl. Dehoust et al. 2020). Wissenschaftlich gesehen geht es dabei darum, eine Präferenz- oder Werteordnung über die verschiedenen Dimensionen der Umwelt- und Sozialeffekte zu legen, sodass entschieden werden kann, welche Trade-offs zwischen diesen Dimensionen akzeptabel sind. In aggregierten Umwelt- und Sozialindizes (wie dem EPI) wird bereits eine Wertung der einzelnen Umwelt- und

Sozialdimensionen vorgenommen, sodass diese eine Möglichkeit bieten, mit der Hochdimensionalität des Umwelt- und Sozialproblems im Rohstoffbereich umzugehen. Insbesondere lässt sich mithilfe dieser Indizes ein Short-Listing der Batterierohstoffe durchführen mit dem Resultat, dass Nickel, Kobalt, Lithium und Graphit bei den umwelt- und sozialbezogenen Regulierungsanstrengungen zu priorisieren sind (Rames et al. 2019). Gleichzeitig ist eine Ergänzung dieser aggregierten Vorgehensweise mittels Analyse von lokalen Fallstudien/Spezialfällen sinnvoll (vgl. zum Beispiel Becker et al. 2020), da diese einen Mikroeinblick in die aktuellen sozialen und umweltbezogenen Probleme bieten und Hotspots aufzeigen können, die bei der aggregierten Indikatoranalyse verloren gehen können. Kinderarbeit, die nicht nur in der DR Kongo ein Problem darstellt, wird hierbei oft genannt.

Für die hier diskutierten indirekten Maßnahmen existieren bereits zahlreiche Grundlagen, insbesondere Datengrundlagen, Standards und Initiativen für eine (Weiterentwicklung der) Regulierung, die hinsichtlich Transparenz und Due Diligence genutzt werden können (Rames et al. 2019; Elkind et al. 2020), so zum Beispiel

- Indizes und Datenbanken für Sozial- und Umwelteffekte, zum Beispiel WGI, EPI und PSILCA
- OECD-Leitfaden für die Erfüllung der Sorgfaltspflicht zur Förderung verantwortungsvoller Lieferketten für Minerale aus Konflikt- und Hochrisikogebieten (OECD 2019b)
- OECD-Leitfaden für die Erfüllung der Sorgfaltspflicht für verantwortungsvolles unternehmerisches Handeln (OECD 2018)
- Cobalt Industry Responsible Assessment Framework (Cobalt Institute 2020)
- Entwicklungen für einen Batteriepass innerhalb der Global Battery Alliance (World Economic Forum 2020)
- ISO Standards (ISO o. J.) und ILO-Übereinkommen (ILO 2020)

Der aktuelle Regulierungsvorschlag der Europäischen Kommission für das Europäische Parlament und den Europäischen Rat hinsichtlich Batterien und Altbatterien (Europäische Kommission 2020d)³³ empfiehlt unter anderem Informationspflichten und Due Diligence und geht somit in die hier vorgeschlagene Richtung. Wie oben erläutert ist eine weitgefasste Due Diligence notwendig, die sich über verschiedene Batterierohstoffe und Prozesse erstreckt und alle (zentralen) Umwelt- und Sozialdimensionen berücksichtigt. Sonst drohen unerwünschte Trade-offs. Die im EU-Regulierungsvorschlag empfohlene Due Diligence bezieht sich auf die oben erwähnte Short-List der aus sozialer und umweltbezogener Sicht zu priorisierenden Batterierohstoffe (Nickel, Kobalt, Lithium und Grafit) und auf ein breites Feld von Umwelt- und Sozialdimensionen (Europäische Kommission 2020e). Dies ist positiv zu beurteilen.

4.2 Materialien und Komponentenherstellung

Im Bereich der Aktivmaterialien für Lithium-Ionen-Batterien wurden sowohl verschiedene Prozessalternativen für die Herstellung als auch Materialalternativen selbst diskutiert. Die Wahl der Aktivmaterialien kann jedoch nicht unabhängig von vorgelagerten Schritten wie der Rohstoffgewinnung und Präkursorherstellung sowie auch von Anforderungen auf Produktebene, also der Batteriezellebene, betrachtet werden. Aus Sicht der Anwender, zum Beispiel der OEM, werden die Materialien nach Gesichtspunkten der Kosten und Leistungsfähigkeit ausgewählt. Überlegungen des Treibhausgas-Fußabdrucks spielen bislang insofern eine Rolle, als dass sich Energieaufwände bei der Herstellung in der Höhe der Kosten niederschlagen. In vielen Aspekten wirkt sich damit der Preisdruck auch auf die Reduktion der Treibhausgasemissionen in der Materialherstellung aus, zum Beispiel beim Übergang von kobaltreichen zu kobaltarmen und nickelreicheren Materialien. Als wesentlicher Stellhebel hat sich dabei die Energiedichte der Materialien erwiesen. Die Betrachtung von Materialien der neuesten und nächsten Generation zeigt jedoch, dass eine weitere Erhöhung der Energiedichte in Zukunft nicht

mehr notwendigerweise mit einer Verringerung der Kosten und des Treibhausgas-Fußabdrucks einhergeht. Die Aufwände bei der Herstellung nickelreichster Kathodenmaterialien sind vergleichsweise hoch. Genauso erfordert die Herstellung siliziumhaltiger Anodenmaterialien hohe Energiemengen. Diese anwendungsgetriebenen Materialtrends zielen insbesondere auf die Erhöhung der Reichweite von Elektrofahrzeugen ab. Derartige technologische Innovationen, die die Attraktivität von Elektrofahrzeugen steigern, können sich aufgrund ihres Einflusses auf die Geschwindigkeit der Marktdurchdringung von Elektromobilität auch über die Batteriezellproduktion hinausgehend auf die Treibhausgasemissionen unserer Gesellschaft auswirken und sind somit positiv zu beurteilen.

Isoliert und vom Standpunkt der Materialebene aus betrachtet ist durch die genannten Innovationen jedoch eher mit größeren Treibhausgasemissionen zu rechnen. Eine klare, treibhausgasbezogene Empfehlung für oder gegen die Nutzung der neuesten Hochenergiematerialien lässt sich damit nicht ablesen. Entsprechende Maßnahmenvorschläge, die darauf abzielen, nur bestimmte Materialien zuzulassen, erscheinen nicht sinnvoll, da sie eine Einschränkung der Technologiefreiheit ohne evidenten Vorteil bei den Treibhausgasemissionen bedeuten würden.

Stehen unterschiedliche Materialien zur Verfügung, welche auf Anwendungsebene die gleichen oder vergleichbare Leistungsfähigkeiten erlauben, so kann jedoch durchaus die Empfehlung zur Nutzung des ökologisch günstigsten Materials gegeben werden. Aktuell werden beispielsweise in Fahrzeugen mittlerer Reichweite unterschiedlichste Zellchemien eingesetzt, was deren Redundanz verdeutlicht, so lange die Energiedichte nur von nachrangiger Bedeutung ist. Dies betrifft sowohl die Wahl des Kathoden- als auch die des Anodenmaterials.

Während Vorgaben für die Materialauswahl aus der Zell- oder Anwendungsperspektive resultieren, ergeben sich die Treibhausgasemissionen der Materialien selbst aus der Ausgestaltung ihrer Herstellungsprozesse. Dazu wurden die gängigen Verfahren für Aktivmaterialien diskutiert. Die höchsten Treibhausgasemissionen ergeben sich aus der Notwendigkeit, die Materialien auf hohe Temperaturen von 700 bis 900 °C für Kathoden und bis zu 3000 °C für Anoden zu erhitzen. Disruptive Verfahren wie die Hydrothermalsynthese, welche zu einer signifikanten Reduktion der Prozesstemperaturen führen

33 Siehe Rames et al. 2019 sowie Elkind et al. 2020 für eine detaillierte Diskussion und weitere (die ganze Welt umfassenden) Beispiele.

könnten, befinden sich noch im Bereich der Forschung. Einen signifikanten Hebel bei der Herstellung stellt somit nur die Wahl des Energieträgers für die Materialerhitzung dar. Während Strom die größten Potenziale besitzt, mit steigendem Anteil erneuerbarer Energien eine wirklich grüne Synthese zu ermöglichen, sind viele Produktionsstandorte aufgrund des heute verfügbaren Strommixes noch weit von diesem Ziel entfernt. Als Maßnahme für die Reduktion der Treibhausgasemissionen wurde die Nutzung von Erdgas zur Erzeugung von Reaktionstemperaturen unterhalb von 1000 °C und damit für viele Kathodenmaterialien vorgeschlagen. Dies gilt jedoch nur für Regionen mit hohem Anteil von Kohleverstromung am Strommix und verspricht für deutsche Standorte keine nennenswerten Reduktionen. Die Maßnahme ist außerdem lediglich als Übergangslösung zu verstehen, da sie nach wie vor die Nutzung fossiler Energieträger vorsieht.

Insgesamt ergeben sich aus der Betrachtung von Materialien und Materialherstellung keine zwingenden Empfehlungen für eine Regulierung oder für politische Maßnahmen. Wie auch in anderen Schritten der Herstellungskette von Lithium-Ionen-Batterien resultiert der Großteil der Treibhausgasemissionen aus dem Bedarf an thermischer Energie. Ein wesentlicher Stellhebel sind die Energiekosten, welche langfristig zur Wahl des günstigsten Energieträgers führen werden. Die Bepreisung der Energieträger gemäß ihrer ökologischen Kosten und Treibhausgasemissionen sollte somit auch ohne Maßnahmen, welche die Ebene der Technologiewahl betreffen, zu einer Regulierung und Optimierung der Materialherstellung auf einen niedrigen THG-Fußabdruck hinführen.

4.3 Zellproduktion

Die Produktion der Batteriezelle trägt in hohem Maße zur Gesamtklimabilanz der Batterie bei. In der Literatur finden sich jedoch nur wenige Studien, die eine Energieverteilung auf Basis von Primärdaten auf Prozessebene wiedergeben (insbesondere für eine Serienfertigung). Nichtsdestotrotz lassen sich aus diesen Studien, gestützt durch Expertenmeinungen, die energieintensiven thermischen Prozesse während der Batteriezellproduktion als Haupttreiber für potentielle Treibhausgasemissionen identifizieren. Dies betrifft in besonderem Maße das Trocknen der Elektroden nach dem Beschichten, das

Feintrocknen beziehungsweise Vakuumtrocknen vor der Zellaassemblierung und den Betrieb des Trockenraumes, die in Summe bis zu 80 Prozent des Energiebedarfs ausmachen können (vgl. Kapitel 3.2).

Aus diesem Grund wurden diese energetischen Hotspots im Rahmen dieser Studie näher betrachtet und dahingehend untersucht, welche Verbesserungsoptionen bestehen, um potentielle Treibhausgasemissionen zu reduzieren. Hierbei zeigten sich zwei generelle Ansätze, denen in diesem Kontext eine hohe Relevanz zukommt: Zum einen ist es nach wie vor wichtig, bestehende Prozesse kontinuierlich weiter zu verbessern, zu kontrollieren und besser zu verstehen. Ziel dieser Good Practices ist eine stetige Prozessoptimierung der bestehenden Produktion. Zum anderen ergeben sich Verbesserungsoptionen durch Prozessinnovationen im Bereich der Produkt- und Produktionsforschung. Mit Blick auf den hohen energetischen Beitrag durch die Trocknungsprozesse und den Betrieb des Trockenraumes wurden in diesem Kontext insbesondere die Verwendung eines wasserbasierten Lösemittels, das Trockenbeschichten der Elektrode sowie die Verwendung von Mini-Environments als Ergänzung zum Trockenraum näher betrachtet.

Die Verwendung von wasserbasierten Lösungsmitteln für die Anoden- wie auch die Kathodenbeschichtung ermöglicht es, auf einen zusätzlichen Prozessschritt zur Rückgewinnung des Lösemittels NMP zu verzichten und die Trocknertemperatur abzusenken. Dieses Verfahren wird intensiv erforscht. Resultierende Energieeinsparungen werden in der Literatur mit ca. 20 Prozent angegeben. Hierbei ist zu beachten, dass zudem die Herstellung des NMP in der Vorkette wegfällt. Dagegen können jedoch gegebenenfalls weitere Schritte in der Vorkette bei der Materialherstellung anfallen, um die wässrige Prozessierung zu ermöglichen, wodurch dort gegebenenfalls höhere Emissionen entstehen können. Aus wirtschaftlicher Sicht ist diese Verbesserungsoption jedoch positiv zu beurteilen, da sowohl Investitionen als auch Energiekosten eingespart werden können.

Ein potenziell noch höheres Energieeinsparpotenzial bietet die Trockenbeschichtung, die ganz ohne den Einsatz eines Lösemittels auskommt. Das Auftragen des Aktivmaterials erfolgt dabei nicht in Form eines flüssigen Slurry, sondern in fester Form, zum Beispiel durch Pulverbeschichtung. Da hierfür kein Lösungsmittel

benötigt wird, ist auch keine Rückgewinnung erforderlich und zudem wird der dem Beschichteten nachgelagerte Trockenprozess obsolet. Die Energieeinsparungen sind somit nochmals deutlich höher als im Fall der wässrigen Prozessierung und werden für den Prozessschritt des Beschichtens und Trocknens auf bis zu -70 Prozent geschätzt. Von technischer Seite aus werden unterschiedliche Ansätze des Trockenbeschichtens verfolgt und es gibt zudem bereits ambitionierte Ankündigungen zu deren Einsatz (im Automobilbereich) vor dem Jahr 2025. Nichtsdestotrotz ist die Überführung der Verfahren in den industriellen Maßstab extrem herausfordernd. Das Einsparpotenzial bei den Investitionen für die gesamte Zellfertigungsanlage sind durch den Wegfall einer potenziellen NMP-Aufbereitung und des Trockners beachtlich; ebenso das Einsparpotenzial aufgrund der reduzierten Energiekosten für deren Betrieb.

Der Trockenraum stellt neben den thermischen Trockenprozessen den größten energetischen Hotspot dar. Die Zellproduktion stellt hohe Anforderungen bezüglich der Reinheit der Produktionsumgebung. Zudem reagieren bestimmte Aktivmaterialien und der Elektrolyt mit der Luftfeuchtigkeit weshalb insbesondere während der Zellassemblierung ein niedriger Taupunkt notwendig ist. Weiterhin wird durch die Atemluft der Mitarbeiter in den Trockenräumen Feuchtigkeit eingetragen, die ebenfalls abgeführt werden muss. Der Energiebedarf skaliert dabei mit der Größe des Trockenraumes, dem Taupunkt und der Anzahl der sich darin befindlichen Mitarbeiter. Die Verwendung von Mini- (oder Micro)-Environments, bei denen lediglich der Prozess beziehungsweise die relevante Produktionsanlage entsprechend dem geforderten Taupunkt eingehaust wird, ermöglicht es, den Energiebedarf im Vergleich zu konventionellen Trockenräumen zu senken. Das Einsparungspotenzial könnte hierbei 40 bis 60 Prozent betragen. Solche Mini-Environments werden auch bereits verwendet, für eine reibungslose Serienproduktion muss jedoch auch das problemfreie Ein- und Ausschleusen der Produkte ermöglicht werden. Aus finanzieller Sicht dürften die Investitionen für die jeweiligen Mini-Environments in Summe höher liegen als für einen konventionellen Trockenraum. Durch Einsparungen aufseiten der Energiekosten dürften diese Mehrausgaben jedoch mehr als kompensiert werden.

Auch wenn diese technologischen Verbesserungsoptionen derzeit noch keine Marktreife erreicht haben, ist deren mittelfristiger Einsatz in der Großserienfertigung absehbar. Um das daraus resultierende zukünftige Reduktionspotenzial in etwa einordnen zu können, wird für eine vereinfachende Betrachtung eine ähnliche prozentuale Energieverteilung wie bei Yuan et al. 2017³⁴ unterstellt. Durch den Einsatz einer Trockenbeschichtung und der Verwendung von Mini-Environments könnte, unter Berücksichtigung der oben genannten Einsparpotenziale, der Energiebedarf für die Batteriezellproduktion um bis zu als 50 Prozent reduziert werden.

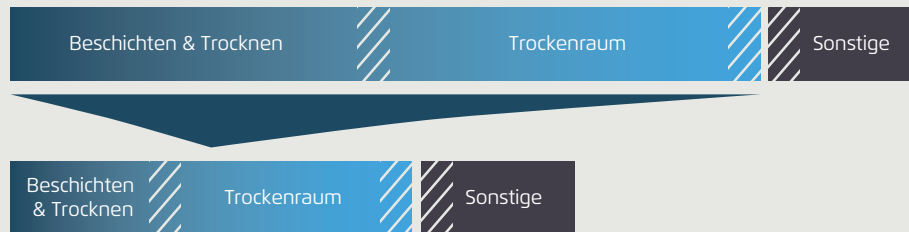
Wie stark sich diese Reduktion des Energiebedarfs auf die Treibhausgas-Emissionen bei der Zellproduktion auswirkt, wird abgesehen von dem absoluten Energiebedarf in hohem Maße davon bestimmt, welcher Energieträger für die Prozesse verwendet wird. Derzeit kommt bei den thermischen Prozessen oftmals Gas zum Einsatz, wobei die Prozesse auch alternativ mit Strom betrieben werden können. Bei einem Wechsel von Gas oder Strom aus kohlelastigem Strommix hin zu Strom aus regenerativer Erzeugung würde sich somit nochmals ein höheres THG-Reduktionspotenzial ergeben.

Mit Blick auf aktuelle regulatorische Aktivitäten, die einen relevanten Einfluss auf den Produktionsprozess haben, dürfte hier an erster Stelle der aktuelle Vorschlag für die Batterieverordnung zu nennen sein, der unter anderem zum Ziel hat, den CO₂-Fußabdruck der Batterie zu senken. Hierbei ist vorgesehen, dass ab 2024 eine Deklaration über den CO₂-Fußabdruck erfolgen muss. Ab 2026 müssen Batterien mit einer Kennzeichnung ihrer Kohlenstoffintensität versehen sein, und ab Mitte 2027 müssen zudem maximale Schwellenwerte für die Kohlenstoffbilanz eingehalten werden. So würde, sofern dies nicht bereits vorhanden ist, in den Unternehmen

34 Es handelt es sich um eine Fertigungsstätte im Pilotmaßstab und nicht im Industriemaßstab. Die Veröffentlichung von Pettinger und Dong würde zwar eher einem industriellen Maßstab gerecht werden, liefert jedoch keine Auskunft über die genaue Aufteilung der Energiebedarfe des Trockenraumes (vgl. Kapitel 3.2). Es handelt sich somit hierbei um eine exemplarische Einordnung um die ungefähren Potentiale zu verdeutlichen, die prozentuale Verteilung der Energiebedarfe bei einer großindustriellen Fertigung dürfte somit nochmals von den hier angeführten Werten abweichen.

Schematische Darstellung des potentiellen Energiespareffekts
zweier Verbesserungsoptionen auf den Energieverbrauch während der Zellproduktion

Abbildung 13



Agora Verkehrswende und Fraunhofer ISI 2021, eigene beispielhafte Berechnung mit Daten aus Yuan et al. 2017

zuerst ein Bewusstsein für den eigenen Energiebedarf und die entsprechenden Hotspots geschaffen, um anschließend auf dieser Basis den eigenen CO₂-Fußabdruck zu reduzieren. Dies würde die Energieeffizienz in der Produktion im Ganzen und den Einsatz von Trockenbeschichtung und Mini-Environments sowie die Verwendung von regenerativ erzeugtem Strom voraussichtlich anreizen. Das angedachte sequenzielle Vorgehen erscheint dabei mit Blick auf die Erfahrungen im Rahmen dieser Studie als nachvollziehbar und zielführend. Die Literaturrecherche hat gezeigt, dass bisher nur vereinzelt Informationen zum CO₂-Fußabdruck bei der Zellproduktion vorliegen und diese lediglich Aussagekraft für eine bestimmte Zelle unter einem bestimmten Produktionsprozess haben. Es ist daher zwingend notwendig, erstmal eine umfassende, transparente und nachvollziehbare Datenbasis für verschiedene Zellen und Produktionsprozesse zu schaffen, auf deren Basis man später belastbare Schwellenwerte definieren kann. Dies betrifft insbesondere auch neue Zelltechnologien wie zum Beispiel Feststoffzellen, über deren Aufbau und Produktion noch wenige Informationen zum CO₂-Fußabdruck vorliegen. Dass eine Deklaration erst ab dem Jahr 2024 verbindlich erfolgen soll, ist in Anbetracht dessen, dass hierzu gänzlich neue Methoden und Datenbanken aufgesetzt werden müssen, nachvollziehbar. Nichtsdestotrotz handelt es sich dabei um einen Prozess, der sich über mehrere Jahre erstreckt. Wie in Kapitel 2.1 gezeigt wurde, wird die Nachfrage nach Batterien gerade in den kommenden Jahren nochmals stark zunehmen. Vor diesem Hintergrund wäre es erstrebenswert und zu prüfen, ob dieser Prozess nicht weiter beschleunigt werden kann (unter Berücksichtigung der techno-ökonomischen Rah-

menbedingungen). Dies würde es zudem ermöglichen, den Prozess frühzeitig wissenschaftlich zu begleiten.

Dass verbindliche Schwellenwerte erst im Jahr 2027 vorgesehen sind, ist mit Blick auf die Ergebnisse dieser Studie ebenfalls nachvollziehbar. Die Produktionsforschung zur Zellproduktion ist sehr dynamisch und schreitet stetig voran. Viele der Verbesserungsoptionen befinden sich noch nicht in der Marktreife. Andere Optionen wie zum Beispiel der verwendete Strommix oder die Entscheidung, ob Prozesse mittels Strom oder Gas betrieben werden, können jedoch bereits heute gefällt werden. Neben ökologischen Implikationen ergeben sich aus diesen Entscheidungen auch techno-ökonomische Auswirkungen (zum Beispiel Fabrik- und Linienlayout, Betriebskosten. etc.). In den kommenden Jahren werden viele Zellfabriken neu errichtet werden müssen, um die globale Nachfrage zu bedienen, und die darin verbaute Infrastruktur sowie Maschinen und Anlagen werden entsprechend über viele Jahre in Betrieb sein. Daher ist es auch wünschenswert, den Prozess so schnell und effizient wie nur möglich zu gestalten, um den Unternehmen möglichst früh Klarheit und Investitionssicherheit hinsichtlich zukünftiger Schwellenwerte zu bieten.

Weiterhin ist es zu begrüßen, dass für die Berechnung des CO₂-Fußabdrucks der gesamte Lebenszyklus betrachtet wird. Wie in Kapitel 3 beschrieben, gibt es verschiedene Kreuzeffekte entlang der Wertschöpfungskette. So kann beispielsweise durch eine Verbesserungsoption in einer Stufe der Wertschöpfungskette eine Reduktion der Treibhausgasemissionen erreicht werden, deren Einsparungen jedoch durch höhere Emissionen in der vor- oder

nachgelagerten Wertschöpfungskette konterkariert werden. Mithilfe einer ganzheitlichen Betrachtung kann sichergestellt werden, dass solche Effekte auch berücksichtigt werden.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass neue Produktions- und auch Produkttechnologien mit hohem energetischen Reduktionspotenzial entwickelt werden und mittelfristig zum Einsatz kommen dürften. Wenn die bestehenden technologischen Hindernisse überwunden werden, könnten diese die Klimabilanz der Batterieherstellung maßgeblich verbessern. Hierbei spielt auch insbesondere die verwendete Art des Energieträgers eine entscheidende Rolle.

4.4 Recycling

Angesichts der potenziellen Treibhausgasemissionseinsparungen und der weiteren ökologischen sowie sozialen Nutzen des Recyclings ist eine Förderung in diesem Bereich derzeit sinnvoll. Weltweit wird ein Großteil der Lithium-Ionen-Batterien nicht recycelt. Derzeit sind einige Indikatorwerte des Batterierohstoffrecyclings (darunter Recyclingquoten) innerhalb der EU relativ schwach, und der EU-Recyclingsektor ist im Batterierohstoffbereich teilweise noch in der Entwicklung begriffen. Dies wird besonders deutlich bei Lithium und Graphit sowie der Rohstoffgewinnung aus Endprodukten/Altschrott. Batterierecycling ist technisch möglich. Es existieren Technologien und Pilotanlagen (im industriellen Maßstab) für das Batterierecycling. Viel eher liegen die Hindernisse für das Recycling von Batterien in den langen Lebenszeiten sowie anderen ökonomischen (zum Beispiel Kosten im Vergleich zu der Primärrohstoffgewinnung), infrastrukturellen (zum Beispiel fehlende Sammelsysteme) und technischen (zum Beispiel mit Brandgefahr verbundene Herausforderungen bezüglich Lagerung und Transport) Faktoren.

Das Recycling der Batterien aus E-Mobilitätsanwendungen wird aufgrund der typischen stoffstromdynamischen Effekte, die sich unter anderem aus der langen Lebensdauer der Batterien ergeben, erst in einigen Jahrzehnten einen signifikanten Beitrag zur Batterierohstoffversorgung leisten können. Zukünftig können sich im Batterierohstoffbereich verschiedene Effekte aufgrund der steigenden Nachfrage nach Batterieroh-

stoffen (darunter kurzfristig Angebotsknappheit, mittelfristig Anbietermärkte und langfristig Erz-Degradation) einstellen. Eine allgemeine Förderung des Recyclings von LIB sowie des (umweltfreundlichen) Recyclings in allen anderen Anwendungsbereichen der Batterierohstoffe (und insbesondere eine Förderung des Nickel- und Kobaltrecyclings in ihren vielfältigen Anwendungsbereichen außerhalb des LIB-Bereichs) erscheint sinnvoll, da sie helfen kann, die oben genannten Negativeffekte des schnellen Wachstums der Batterierohstoffnachfrage durch ein gesteigertes Sekundärrohstoffangebot bei vorteilhaften Ökobilanzen (auch im Treibhausgasemissionsbereich) abzumildern.

Insgesamt scheint also eine breite Förderung des Recyclings sinnvoll, die neben Batterien auch andere Anwendungsgebiete der Batterierohstoffe (außerhalb des Anwendungsgebiets Batterien) einbezieht (allgemeines Recycling von Nickel, Kobalt etc., das heißt allgemeines Batterierohstoffrecycling). Die Ansatzpunkte zur Umsetzung dieser Förderung sind zahlreich. Generell sind folgende Ansatzpunkte möglich:

- Anpassung von Regularien (zum Beispiel der EU-Batterieverordnung): Recyclingziele und empfohlene oder verpflichtende Mindestrecycling(input-)quoten
- Einrichtung beziehungsweise Ausweitung von recyclingrelevanten Infrastrukturen (Sammelsysteme, Recyclinganlagen etc.) weltweit
- Weiterentwicklung der Recyclingtechnologien mit dem Ziel der Erhöhung der Anzahl und Menge der recycelten Rohstoffe sowie der verstärkten Treibhausgas-Einsparungen
- Verbesserung des Informationsaustausches und der Kooperation zwischen den beteiligten Akteuren.³⁵

Sowohl das Recycling von E-Mobilitätsbatterien als auch das allgemeine Batterierohstoffrecycling sind mit vielen Trade-offs, Einschränkungen und Herausforderungen verbunden, besonders wenn die Nebenbedingung der Treibhausgasemissionsreduzierung in Betracht gezogen wird. Bei dem Batterierecycling hängen Treibhausgasemissionen, Ausbeute und Einsetzbarkeit der wiedergewonnenen Stoffe in Batterien von dem gewählten

35 Weitere Details bieten zum Beispiel Öko-Institut 2017, Church und Wuennenberg 2019, Kwade et al. 2020, Elkind et al. 2020, Europäische Kommission 2020b, 2020c, 2020d.

Recyclingverfahren und den wiederzugewinnenden Rohstoffen ab, sodass allgemeine Aussagen schwer zu treffen sind. Die derzeitigen technologischen und wirtschaftlichen Recyclingrahmenbedingungen bevorzugen Nickel und Kobalt, nicht jedoch Lithium oder Grafit, doch existieren Pilotanlagen zur Wiedergewinnung von Lithium (im Industriemaßstab). Allgemein sind für die ökologische Vorteilhaftigkeit des Recyclings von E-Mobilitätsbatterien eher zukünftige Recyclingtechnologien und insofern auch heutige Forschungs- und Entwicklungsanstrengungen entscheidend, da das E-Mobilitäts-Batterierecycling erst in Zukunft an Signifikanz gewinnen wird.

Innerhalb der EU wird die Regulierung der Verwertung von LIB aus Altfahrzeugen bislang durch die Richtlinien 2000/53/EC und 2006/66/EC geregelt (Thielmann et al. 2020). Der aktuelle Regulierungsvorschlag für das Europäische Parlament und den Europäischen Rat hinsichtlich Batterien und Altbatterien (Europäische Kommission 2020d) überarbeitet die geltenden Regelungen zu LIB aus Altfahrzeugen. Er wird durch die Resultate unserer Studie gestützt. Eine Priorität für das Recycling von Nickel und Kobalt ergibt sich nicht nur aus technischen und wirtschaftlichen Überlegungen. Diese Stoffe werden unter hohen Umwelt- oder Sozialrisiken produziert, die auch Treibhausgasemissionen miteinschließen. Ein Recycling innerhalb der EU (oder in außereuropäischen Ländern mit entsprechenden Standards) kann zu einer Vermeidung dieser Risiken beitragen. Der EU-Regulierungsvorschlag legt Mindestrecyclingquoten und elektromobilitätsbezogene Sekundärrohstoffmindestinputquoten fest, die sich nicht nur auf Nickel und Kobalt, sondern auch auf Lithium beziehen. Daneben werden in dem Vorschlag Treibhausgasemissionen auch direkt über einen CO₂-Fußabdruck für Batterien adressiert.

4.5 Strommix

Wie in Kapitel 3.4 herausgearbeitet wurde, führt die Verwendung von ausschließlich erneuerbarem Strom (EE) zu einer relevanten Absenkung der Treibhausgasemissionen bei der Zellherstellung. Die Ausführungen in Kapitel 3.4 haben allerdings aufgezeigt, dass hier noch weitere Diskussionen zu führen sind. Dies betrifft das Thema der Zusätzlichkeit und die Frage, ob und wenn ja unter welchen Bedingungen es diese geben kann. Weiterhin ist offen, ob und wenn ja unter welchen Bedingungen die Anrechnung von EE-Strom auf Ziele und Berichtspflichten sinnvoll ist. Die Diskussion ist derzeit im Gange und der Ausgang noch offen. Deshalb können diesem Kapitel nur weitere Anregungen für die Diskussion gegeben werden können.

Die Diskussion um Zusätzlichkeit ist differenziert auf nationaler Ebene – der Zubau von neuen EE-Anlagen über die nationalen erneuerbaren Zielkorridore hinaus – und der Produzentenebene zu führen (siehe die Ausführungen in Kapitel 3.4). Wenn es eine Anerkennung auf Produzentenebene geben sollte, so sollten hierfür im Sinne des Klimaschutzes strenge Anforderungen gestellt werden. Dies sind insbesondere der Zubau von neuen EE-Anlagen über die EEG-Mengenkorridore hinaus beispielsweise mittels sogenannter Power Purchasing Agreements (PPAs) oder die Vermarktung von Strom aus ehemals EEG-vergüteten Anlagen, deren sinnvoller Weiterbetrieb durch Stromlieferverträge gesichert werden kann.

Als Anregung für Anrechnungsregeln könnten die Vorgaben aus der RED II (EU-Richtlinie 2018/2001 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen) herangezogen werden, die allerdings derzeit noch nicht final ausgestaltet sind. Für den Fall, dass die verwendete Elektrizität im Verkehrssektor aus dem Netz bezogen wird, soll die EU-Kommission im Rahmen der RED II durch delegierte Rechtsakte ein zuverlässiges Unionsverfahren für die Anrechenbarkeit dieses Stroms entwickeln. Mit dem Verfahren soll sichergestellt werden, dass die Stromproduktionseinheit, mit der der Produzent einen bilateralen Vertrag über den Bezug von erneuerbarem Strom geschlossen hat, zeitlich und geografisch mit der Stromverwendung korreliert. Dies ist nicht der Fall, wenn der Strom in einer Zeit bezogen wird in der die unter Vertrag genommene Einheit zur Erzeugung erneuerbarer Elektrizität gar keinen Strom

erzeugt. In einem weiteren Beispiel sollte Strom bei einem Engpass des Elektrizitätsnetzes nur dann uneingeschränkt als erneuerbar angerechnet werden können, wenn sich sowohl die Stromerzeugungs- als auch die Kraftstoffproduktionsanlage auf der gleichen Seite des Engpasses befinden. Außerdem sollte es ein Element der Zusätzlichkeit geben. Das heißt, der Investor trägt zusätzlich zur Nutzung erneuerbarer Quellen oder zu deren Finanzierung bei.

Die Umsetzung von Stromlieferverträgen (PPAs) gelingt bisher insbesondere großen finanzstarken Unternehmen, für die Strom eine relevante Größe in der Geschäftstätigkeit ist und die einen im Tagesverlauf gleichbleibenden Bedarf an elektrischer Energie aufweisen (vgl. UBA 2019a). Dies gilt für die Batteriezellherstellung. Belegen können die Unternehmen dies in ihrer Nachhaltigkeitsberichtserstattung. Sie können hierdurch eventuell einen Wettbewerbsvorteil erzielen. Der Einsatz von EE-Strom gegenüber dem Strommix über PPA verteuert die Herstellkosten der Zellproduktion kaum (unter 1 Prozent) und dürfte daher auch bei den Herstellern auf Akzeptanz stoßen können. Umso mehr sollten Unternehmen darauf achten, wenn sie solche PPAs in Anspruch nehmen, dass diese die bestmöglichen Kriterien für Zusätzlichkeit erfüllen.

Laut Entwurf der Batterieverordnung (Europäische Kommission 2020d) der EU-Kommission müssen Unternehmen künftig eine obligatorische Deklaration zum CO₂-Fußabdruck der Batterieherstellung abgeben. Die genauen Berichtsregeln für diese Angaben werden in Zukunft noch auszugestalten sein. Diese Regeln sollten mindestens sicherstellen, dass (i) eine zeitliche und geografische Korrelation zwischen Strombezug-Fabrik und EE-Stromerzeugung vorliegt und (ii) Zusätzlichkeit durch neue EE-Anlagen außerhalb der EEG-Vergütung oder anderer nationaler EE-Ziele oder die Vermarktung von Strom aus ehemals EEG-vergüteten Anlagen, deren sinnvoller Weiterbetrieb durch Stromlieferverträge gesichert wird, gewährt ist. Eine einfache Anrechnung von Herkunftsnachweisen würde diesen Ansprüchen nicht genügen.

5 | Gesamtfazit

Um eine klimafreundliche Batterieproduktion und -kreislaufwirtschaft zu realisieren ergeben sich aus den zuvor untersuchten potenziellen Verbesserungsoptionen entlang der Wertschöpfungskette die nachfolgenden Handlungsoptionen:

Primärrohstoffversorgung (Bergbau) und Sekundärrohstoffversorgung (Recycling)

- Kurz- bis mittelfristig wird die Versorgung der E-Mobilität mit Batterierohstoffen mehrheitlich bis ausschließlich aus Primärquellen gedeckt werden müssen. Das Recycling von Batterien kann dabei langfristig durchaus einen Beitrag leisten und den Primärrohstoffbedarf deutlich senken. Im Jahr 2030 dürften Rohstoffe für Elektrofahrzeuge noch zu einem Großteil aus Primärquellen stammen. Hebeleffekte wären mit dem Hochlauf (Skalierung) des Recyclings zu erwarten. Dabei dürften Wirtschaftlichkeit und Energieeinsatz zunehmend optimiert werden. Dies dürfte aber mit rund 10 Jahren Verzögerung in den Zeitraum 2030 bis 2040 fallen. Damit diese Potenziale in Zukunft gehoben werden können, ist es notwendig, bereits jetzt Regularien und Konzepte für die Logistik und Organisation für das Recycling zu etablieren, selbst wenn Batterien derzeit noch nicht in großen Mengen in das Recycling gelangen.
- Die für die Li-Ionen-Batterie relevante Primärrohstoffförderung findet derzeit vor allem im außereuropäischen Ausland statt. Möglichkeiten der Einflussnahme sind deshalb aus deutscher und europäischer Sicht vor allem auf indirekte Maßnahmen wie die der Setzung von Standards, der Transparenz/Informationsbereitstellung und der Due Diligence begrenzt. Die Maßnahmen müssen für viele Rohstoffe und Verfahrensprozesse in den Förderländern wirksam sein und möglichst Trade-offs zwischen den verschiedenen ökologischen und sozialen Dimensionen vermeiden.
- Im Regulierungsbereich scheint eine verpflichtende Due Diligence mit einem Bezug zu dem gesamten Spektrum an Umwelt- und Sozialaspekten der Rohstoffförderung am vielversprechendsten. Der aktuelle Regulierungsvorschlag der Europäischen Kommission für das Europäische Parlament und den Europäischen Rat hinsichtlich Batterien und Altbatterien schlägt diesen Weg ein.
- Das Batterierohstoffrecycling hat das Potenzial zur Treibhausgasemissionsreduktion und kann auch andere ökologische, soziale und versorgungsstrategische Vorteile mit sich bringen.
- Für ein effektives Recycling müssen sowohl technologische als auch organisatorische Voraussetzungen geschaffen werden. Ansätze dafür sind bereits vorhanden. Insbesondere sind Technologien für das Recycling von Batterien aus Altelektrofahrzeugen verfügbar und weitere Forschungs- und Entwicklungsarbeiten laufen. Für die notwendigen privaten Investitionen in den Recyclingbereich sind neben infrastrukturellen, logistischen und organisatorischen Voraussetzungen auch stabile gesetzliche Rahmenbedingungen notwendig.
- Es sollte nicht nur das Recycling von Li-Ionen-Batterien aus Elektroautos gefördert werden, sondern auch das Recycling von Batterierohstoffen in anderen Anwendungen.

Materialien und Materialherstellung

- Die Herstellung von Aktiv- und Passivmaterialien trägt signifikant zum THG-Fußabdruck von Batterien bei und kann, die Rohstoffgewinnung eingeschlossen, etwa 50 bis 80 Prozent der mit der Batterieherstellung verbundenen Emissionen ausmachen. Auch die Leistungseigenschaften von Batteriezellen wie Energiedichte und Lebensdauer werden unmittelbar durch die genutzten Materialien bestimmt. Deren Auswahl ist somit stark von den Anwendungsanforderungen bestimmt und kann nicht unabhängig von diesen erfolgen.
- Der energiespezifische Treibhausgas-Fußabdruck pro kWh verschiedener neuester Hochenergiematerialien ist vergleichbar groß. Eine spezifische Regulierung oder Vorgabe bestimmter Materialien, welche aus Materialherstellungssicht günstiger erscheinen, ist nicht sinnvoll, da dies unerwünschte technologische Einschränkungen bis auf die Anwendungsebene zur Folge haben könnte und die Auswirkungen auf den lebenszyklusbezogenen Treibhausgas-Fußabdruck der gesamten Batterieanwendung im Einzelfall unklar sind.
- Die Berücksichtigung der Materialherstellung in der Treibhausgas-Bilanzierung von Li-Ionen-Batterien auf Zell- oder Systemebene, wie sie im jüngsten Vorschlag der EU-Kommission vorgesehen ist, ist dennoch zu begrüßen. Ein derartiges Steuerungsin-

strument erlaubt Technologiefreiheit bei der konkreten Auswahl einzelner Materialien, begünstigt aber gleichzeitig die auf Batteriezell- oder Systemebene treibhausgas-effizientesten Materialkombinationen.

Batteriezellproduktion

- Aussagen in der Literatur zu Energiebedarfen einzelner Prozesse und Einsparpotenzialen durch Prozessinnovationen sind rar und stets fallbezogen, sodass hier nur eine bedingte Verallgemeinerung möglich ist. Obwohl deshalb keine allgemeingültigen und empirisch belastbaren Aussagen getroffen werden können, lassen sich auf Basis der Literatur und bestätigt durch Expertenmeinungen durchaus gleiche Tendenzen bezüglich der Rolle der Batteriezellproduktion und etwaiger energetischer Hotspots erkennen. Die Batteriezellproduktion ist, je nach Rahmenbedingung der Studien, für 20 bis 50 Prozent der Treibhausgasemissionen während der gesamten Batterieherstellung verantwortlich. Dies ist insbesondere auf die energieintensiven Trockenprozesse sowie den Betrieb des Trockenraumes zurückzuführen, die zusammen bis zu 80 Prozent der Gesamtenergie zur Batteriezellproduktion ausmachen können. Aus technologischer Sicht gibt es jedoch Prozessinnovationen (wie zum Beispiel das Trockenbeschichten oder die Verwendung von Mini-Environments, die gezielte Einkapselung von einzelnen Prozessen), die zwar noch keine Marktreife besitzen, jedoch mittelfristig das Potenzial haben, den Energiebedarf und somit die produktionsbedingten Emissionen stark zu reduzieren. So könnte, bei einer vereinfachten Betrachtung, durch den Einsatz einer Trockenbeschichtung in Kombination mit Mini-Environments, zukünftig der gesamte Energiebedarf um etwa 50 Prozent reduziert werden. Die konkreten $\text{CO}_{2\text{aq}}$ -Einsparungen hängen dabei jedoch stark von dem Anteil an Strom und Erdgas in der Fertigung sowie dem verwendeten Strommix ab.
- Bei einer Bewertung der Klimabilanz von Batteriezellen ist es zwingend notwendig, den gesamten Lebenszyklus einzubeziehen, da es starke Korrelationen zwischen einzelnen Schritten in der Wertschöpfungskette gibt. So führt beispielsweise eine wässrige Prozessierung der Elektrodenmaterialien zu einer Reduktion des Energieverbrauchs bei der Zellproduktion, aufgrund der Vorbereitung der Materialien jedoch zu einem gesteigerten Bedarf in der vorgelagerten Wertschöpfungskette.

- Die Datenlage in Bezug auf den Energiebedarf während der Zellproduktion ist relativ schlecht und es mangelt an Primärdaten insbesondere für eine industrielle Fertigung. Vor diesem Hintergrund ist das stufenweise Vorgehen (das ab 2024 eine Deklaration des CO_2 -Fußabdruck von Batterien vorsieht und ab 2027 eventuell CO_2 -Schwellenwerte), wie es in dem Vorschlag über die EU-Batterieverordnung angedacht ist, prinzipiell zu begrüßen. Es wäre jedoch zu prüfen, ob diese Informationen nicht bereits schon vor 2024 bereitgestellt werden sollten. Dadurch würde beispielsweise auch eine breite wissenschaftliche Begleitung des Prozesses und eine Diskussion der Thematik erleichtert.

Energiebezug

- Neben dem Thema der Energieeinsparung kommt auch dem Thema des Energiebezugs eine relevante Rolle zu. Im Wesentlichen werden als Energieträger Erdgas oder Strom eingesetzt. Bei der heutigen $\text{CO}_{2\text{aq}}$ -Intensität der deutschen Stromerzeugung trägt die Verwendung von Erdgas statt Strom, zum Beispiel für die energierelevanten Trocknungsprozesse, deutlich zur $\text{CO}_{2\text{aq}}$ -Emissionssenkung bei (ca. 25 Prozent der Emissionen bei der Batterieherstellung). Der Erdgaseinsatz dürfte derzeit auch in der Regel wirtschaftlicher sein. Schreitet die Energiewende nach den politischen Zielvorgaben voran, wird sich der CO_2 -Vorteil von Erdgas allerdings künftig weiter reduzieren und Strom ab ca. 2030 hinsichtlich der CO_2 -Bilanz gleichauf mit Erdgas liegen.
- Ein weiterer Hebel zur deutlichen Senkung der Treibhausgasemissionen ist die Verwendung von erneuerbarem Strom, wodurch die Treibhausgasemissionen in einer Gesamtbilanz für die Batterieherstellung um bis fast zur Hälfte gesenkt werden könnten. Dieser sollte jedoch das Kriterium der Zusätzlichkeit erfüllen. Dies kann am eindeutigsten über ein allgemeines Anheben der EE-Ausbauziele und einen Zubau von EE auf Systemebene, aber auch über den direkten Strombezug aus EE-Anlagen, nicht über das Netz, erfolgen. Aus wirtschaftlichen Gründen und wegen der zeitlichen Unterschiede beim Anfall von Stromerzeugung und Stromnachfrage kommt dies eher als ergänzende Maßnahme infrage. Es ist auch möglich, EE-Strom netzgekoppelt zu liefern. Die Anforderungen an eine solche Lieferung sollten hoch sein, unter anderem mit (i) zeitlicher und geografischer Korrelation zwischen

der Strombezug-Fabrik und EE-Stromerzeugung und (ii) Zusätzlichkeit durch neue EE-Anlagen außerhalb der EEG-Vergütung oder anderer nationaler EE-Ziele oder die Vermarktung von Strom aus ehemals EEG-vergüteten Anlagen, deren sinnvoller Weiterbetrieb durch Stromlieferverträge gesichert wird. Die zusätzlichen Kosten bei Festlegung solcher Anforderungen an den Strombezug aus erneuerbaren Energien erscheinen vertretbar zu sein (die Herstellkosten einer Batteriezelle steigen damit um weniger als 1 Prozent). Einfache Herkunftsnachweise werden diesen Anforderungen nicht gerecht. Allerdings ist die politische Diskussion über die Zusätzlichkeit und die Anforderungskriterien von erneuerbarem Strombezug derzeit noch im Gange und kann deshalb noch nicht abschließend beantwortet werden.

Gesamtfazit: Die Betrachtung über die ganze Wertschöpfungskette der Batterieherstellung zeigt, dass sich die Treibhausgasemissionen in den kommenden Jahren an verschiedenen Stellen deutlich reduzieren lassen. Insbesondere ergibt sich aufseiten der Batteriezellproduktion mittelfristig ein hohes, durch technische Innovationen erreichbares Energieeinsparpotenzial. Wie hoch die daraus resultierenden Treibhausgaseinsparungen letztlich jedoch sein werden, hängt auch deutlich von den verwendeten Energieträgern und dem Strommix ab. Um aufseiten der Rohstoff- und Materialgewinnung die Emissionen reduzieren zu können, kommt der Verwendung von Sekundärrohstoffen und -materialien ein hoher Stellenwert zu.

Die Zellproduktion ist heute in etwa für 20 bis 50 Prozent der gesamten CO₂-Emissionen bei der Batterieherstellung verantwortlich. Die Erhöhung des Anteils grüner Erzeuger im Strommix würde sich darüber hinaus positiv auf die gesamte Herstellungskette für LIB auswirken und insbesondere auch die Treibhausgasemissionen aller der Zellproduktion vorgelagerten Wertschöpfungsschritte und des nachgelagerten Recyclings reduzieren. Auch ohne eine stetige Zunahme an grünem Strom wären durch Prozessinnovationen, aufgrund des verringerten Energiebedarfs, bis 2030+ eine Halbierung der Treibhausgasemissionen bei der Zellproduktion möglich. Zudem führt der zunehmend grüne Energiemix zu einer kontinuierlichen Reduktion der Treibhausgasemissionen.

Vor diesem Hintergrund sind die Aktivitäten der Europäischen Kommission in Bezug auf eine Batterieverordnung prinzipiell zu begrüßen, um einen einheitlichen Rahmen für die Reduktion der CO₂-Emissionen bei der Batterieherstellung zu schaffen und darüber hinaus diese durch Due Diligence ebenfalls sozial nachhaltiger zu gestalten. Die dort genannten Aktivitäten decken sich weitestgehend mit den Erkenntnissen aus dieser Studie, auch wenn vor dem Hintergrund der Dringlichkeit und marktbedingten Verzögerungen eine schnellere Umsetzung mancher Punkte zu begrüßen wäre.

Abkürzungsverzeichnis

3C	Konsum-, Computer- und Kommunikationsanwendungen	Mio.	Millionen
Al	Aluminium	Mn	Mangan
Al-Folien	Aluminium-Folien	MWh	Megawattstunde
ASM	Artisanal and Small-Scale Mining	NCA	Lithium-Nickel-Cobalt-Aluminium-Oxid, LiNiCoAlO_2
ASSB	All Solid State Battery (Feststoffbatterie)	Ni	Nickel
BEV	Battery Electric Vehicle (Batterie-elektrisches Fahrzeug)	NiCd	Nickel-Cadmium
BMS	Battery Management System (Batteriemanagementsystem)	NiMH	Nickel-Metallhydrid
Co	Kobalt	NMC	Allgemeine Bezeichnung für Lithium-Nickel-Mangan-Cobalt-Oxide, LiNiMnCo
CO₂	Kohlenstoffdioxid	NMC111	Spezifisches Lithium-Nickel-Mangan-Cobalt-Oxid, $\text{LiNi}_{0,33}\text{Mn}_{0,33}\text{Co}_{0,33}$
CO_{2aq}	CO ₂ -Äquivalente	NMC532	Spezifisches Lithium-Nickel-Mangan-Cobalt-Oxid, $\text{LiNi}_{0,5}\text{Mn}_{0,3}\text{Co}_{0,2}\text{O}_2$
CSR	Corporate Social Responsibility (Unternehmerische Gesellschaftsverantwortung)	NMC622	Spezifisches Lithium-Nickel-Mangan-Cobalt-Oxid, $\text{LiNi}_{0,6}\text{Mn}_{0,2}\text{Co}_{0,2}\text{O}_2$
ct	Cent	NMC811	Spezifisches Lithium-Nickel-Mangan-Cobalt-Oxid, $\text{LiNi}_{0,8}\text{Mn}_{0,1}\text{Co}_{0,1}\text{O}_2$
Cu-Folien	Kupfer-Folien	NMP	N-Methyl-2-Pyrrolidon
DMC	Dimethylcarbonat	OEM	Original Equipment Manufacturer (Erstausrüster)
EC	Ethylencarbonat	PHEV	Plug-in Hybrid Electric Vehicle (Plug-In-Hybrid)
EE	erneuerbare Energien	Pkw	Personenkraftwagen
EECS	European Energy Certificate System	PPA	Power Purchase Agreement (Stromliefervertrag zwischen Anlagenbetreiber und größerem Abnehmer)
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz	PSILCA	Product Social Impact Life Cycle Assessment Database
EMC	Ethylmethylcarbonat	RED	Erneuerbare-Energien-Richtlinie
E-Mobilität	Elektromobilität	SEI	Solid Electrolyt Interphase
EPI	Environmental Performance Index	Si	Silizium
ESS	stationäre Speicher	SO_x	Allgemeine Bezeichnung für Schwefeloxide
EV	Electric Vehicle	THG	Treibhausgas
Fe	Eisen	TWh	Terawattstunde
g	Gramm	VC	Vinylencarbonat
GoO	Guarantee of Origin	WGI	Worldwide Governance Indicators
GWh	Gigawattstunde		
HKN	Herkunftsregister		
ISO	Internationale Organisation für Normung		
kg	Kilogramm		
kWh	Kilowattstunde		
LCA	Life Cycle Analysis (Lebenszyklusanalyse)		
LCO	Lithiumkobaltoxid		
LCV	leichte Nutzfahrzeuge		
LFP	Lithium-Eisen-Phosphat, LiFePO_4		
Li	Lithium		
LIB	Lithium-Ionen-Batterien		
Lkw	Lastkraftwagen		
LMO	Lithium-Mangan-Oxid, LiMn_2O_4		

Literaturverzeichnis

Agora Verkehrswende (2019a): Klimabilanz von Elektroautos. Einflussfaktoren und Verbesserungspotenzial. Agora Verkehrswende. Berlin. Online verfügbar unter https://www.agora-verkehrswende.de/fileadmin/Projekte/2018/Klimabilanz_von_Elektroautos/Agora-Verkehrswende_22_Klimabilanz-von-Elektroautos_WEB.pdf, zuletzt geprüft am 10.11.2020.

Agora Verkehrswende (2019b): Klimabilanz von strombasierten Antrieben und Kraftstoffen. Agora Verkehrswende. Berlin. Online verfügbar unter https://www.agora-verkehrswende.de/fileadmin/Projekte/2019/Klimabilanz_Batteriefahrzeugen/32_Klimabilanz_strombasierten_Antrieben_Kraftstoffen_WEB.pdf, zuletzt geprüft am 10.11.2020.

Ahmed, Shabbir; Nelson, Paul A.; Gallagher, Kevin G.; Dees, Dennis W. (2016): Energy impact of cathode drying and solvent recovery during lithium-ion battery manufacturing. In: Journal of Power Sources 322, S. 169–178. DOI: 10.1016/j.jpowsour.2016.04.102.

Al Barazi, Siyamend (2019): Verfügbarkeit von Batterierohstoffen. Monitoring für eine sichere Rohstoffversorgung. GDCh Wissenschaftsforum Chemie. Aachen. Online verfügbar unter https://www.gdch.de/fileadmin/downloads/Netzwerk_und_Strukturen/Fachgruppen/Chemie_und_Energie/2019-09-17_Verfuegbarkeit_von_Batterierohstoffen_SAL.pdf, zuletzt geprüft am 22.08.2020.

Alves Dias, Patrícia; Blagoeva, Darina; Pavel, Claudiu C.; Arvanitidis, Nikolaos (2018): Cobalt: demand-supply balances in the transition to electric mobility. Luxembourg: Publications Office of the European Union (JRC Science for Policy Report, JRC112285).

Amarakoon, Shanika; Smith, Jay; Segal, Brian (2013): Application of Life-Cycle Assessment to Nanoscale Technology: Lithium-ion Batteries for Electric Vehicles. EPA. Online verfügbar unter https://archive.epa.gov/epa/sites/production/files/2014-01/documents/lithium_batteries_lca.pdf, zuletzt geprüft am 30.03.2020.

Ambrose, Hanjiro; Kendall, Alissa (2016): Effects of battery chemistry and performance on the life cycle greenhouse gas intensity of electric mobility. In: Transportation Research Part D: Transport and Environment 47 (9), S. 182–194. DOI: 10.1016/j.trd.2016.05.009.

Ambrose, Hanjiro; Kendall, Alissa (2020): Understanding the future of lithium: Part 2, temporally and spatially resolved life-cycle assessment modeling. In: Journal of Industrial Ecology 24 (1), S. 90–100. DOI: 10.1111/jiec.12942.

Andre, Dave; Kim, Sung-Jin; Lamp, Peter; Lux, Simon Franz; Maglia, Filippo; Paschos, Odysseas; Stiaszny, Barbara (2015): Future generations of cathode materials: an automotive industry perspective. In: Journal of Materials Chemistry A, 3 (13), S. 6709–6732. DOI: 10.1039/c5ta00361j.

B3 Corporation (2019): Takeshita, Hideo. LIB-equipped Vehicle Market Bulletin (19Q4) and Long-term LIB Market Forecast (19Q4).

B3 Corporation (2020): Takeshita, Hideo. LIB Materials Market Bulletin (20Q1).

BASF TODA Battery Materials LLC (URL): Online verfügbar unter <https://www.basf.com/jp/en/who-we-are/microsites/basf-toda-battery-materials.html>, zuletzt geprüft am 10.11.2020.

Bauer, Christian (2010): Ökobilanz von Lithium-Ionen Batterien – Analyse der Herstellung von Energiespeichern für den Einsatz in Batteriefahrzeugen, Studie im Auftrag von Volkswagen AG. Paul Scherrer Institut, Labor für Energiesystem-Analysen. Villigen, Schweiz.

Baumert, Christian (2012): Rheometrische Mischprozessführung. Intensiv-Konus-Mischer mit integriertem Rheometer zur Herstellung von Hochleistungsbeton mit definierten rheologischen Eigenschaften. Technische Universität Darmstadt. Darmstadt. Online verfügbar unter https://tuprints.ulb.tu-darmstadt.de/3123/4/Endversion_an_Bibliothek_11102012.pdf, zuletzt geprüft am 03.11.2020.

Becker, Fiona; Scholl, Christine; Rüttinger, Lukas; Ackern, Pia van; Rechlin, Aissa; Priester, Michael et al. (2020): Comparative analysis of case studies for mining sites worldwide. OekoRess II Working Report on environmental hazards and impacts, governance challenges and indicators. Hg. v. Umweltbundesamt (Texte, 81/2020). Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2020-06-17_texte_81-2020_oekoressii-analysiscasestudies.pdf, zuletzt geprüft am 10.11.2020.

Berkmanns, Joachim; Faerber, Mark (2017): Laserstrahlschneiden. Online verfügbar unter <https://docplayer.org/67808904-Laserstrahlschneiden-joachim-berkmanns-cleveland-usa-mark-faerber-unterschleissheim-deutschland.html>, zuletzt geprüft am 03.11.2020.

Beste, Dieter (2020): Lithium aus Deutschland. Springer-Professional (Rohstoffe, Im Fokus, Onlineartikel). Online verfügbar unter <https://www.springerprofessional.de/rohstoffe/batterie/lithium-aus-deutschland/18181340>, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

BGR (2019): Mapping of the Artisanal Copper-Cobalt Mining Sector in the Provinces of Haut-Katanga and Lualaba in the Democratic Republic of the Congo. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Online verfügbar unter https://www.bgr.bund.de/EN/Themen/Min_rohstoffe/Downloads/studie_BGR_kupfer_kobalt_kongo_2019_en.pdf;jsessionid=1C3B67FBB4767AE-A2062795C9C20D9F7.2_cid284?__blob=publicationFile&v=3, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Blagoeva, Darina; Pavel, Claudiu; Wittmer, Dominic; Huisman, Jacob; Pasimeni, Francesco (2019): Materials dependencies for dual-use technologies relevant for Europe's defence sector. Luxembourg: Publications Office of the European Union (EUR, 29850).

Blagoeva, Darina; Pavel, Claudiu; Wittmer, Dominic; Huisman, Jacob; Pasimeni, Francesco (2020): Materials dependencies for dual-use technologies relevant to Europe's defence sector. Background report. Luxembourg: Publications Office of the European Union (EUR, 29889).

Blengini, Gian Andrea; Latunussa, Cynthia E.L.; Eynard, Umberto et al. (2020): European Commission, Study

on the EU's list of Critical Raw Materials. Final Report. Europäische Kommission, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Braun, Philipp (2019): Elektrische Charakterisierung und Modellierung von Festkörperbatterien. KIT Scientific Publishing (Schriften des Instituts für Angewandte Materialien - Werkstoffe der Elektrotechnik, Karlsruher Institut für Technologie, Band 37).

Brückner, Sarah (2016): Industrielle Abwärme in Deutschland. Bestimmung von gesichertem Aufkommen und technischer bzw. wirtschaftlicher Nutzbarkeit. Technische Universität München. Online verfügbar unter <https://mediatum.ub.tum.de/doc/1310042/1310042.pdf>, zuletzt geprüft am 27.07.2020.

Buchert, Matthias; Dolega, Peter; Degreif, Stefanie (2019): Gigafactories für Lithium-Ionen-Zellen – Rohstoffbedarfe für die globale Elektromobilität bis 2050. Kurzstudie erstellt im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes Fab4Lib – Erforschung von Maßnahmen zur Steigerung der Material- und Prozesseffizienz in der Lithium-Ionen-Batteriezellproduktion über die gesamte Wertschöpfungskette. Öko-Institut e.V. Online verfügbar unter <https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/Fab4Lib-Rohstoffe-Elektromobilitaet.pdf>, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Buchert, Matthias; Sutter, Jürgen (2016a): Aktualisierte Ökobilanzen zum Recyclingverfahren EcoBatRec für Lithium-Ionen-Batterien. Hg. v. Öko-Institut e.V. Online verfügbar unter <https://www.erneuerbar-mobil.de/sites/default/files/2017-01/EcoBatRec-LCA-Update%202016.pdf>, zuletzt geprüft am 12.05.2021.

Buchert, Matthias; Sutter, Jürgen (2016b): Aktualisierte Ökobilanzen zum Recyclingverfahren LithoRec II für Lithium-Ionen-Batterien. Hg. v. Öko-Institut e.V. Online verfügbar unter <https://www.erneuerbar-mobil.de/sites/default/files/2017-01/LithoRec%20II-LCA-Update%202016.pdf>, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

Byrappa, Kullaiiah; Adschiri, Tadafumi (2007): Hydrothermal technology for nanotechnology. In: Progress in Crystal Growth and Characterization of Materials 53 (2), S. 117–166. DOI: 10.1016/j.pcrysgrow.2007.04.001.

Church, Clare; Wuennenberg, Larin (2019): Sustainability and Second Life: The case for cobalt and lithium recycling. Hg. v. International Institute for Sustainable. Online verfügbar unter <https://www.iisd.org/system/files/publications/sustainability-second-life-cobalt-lithium-recycling.pdf>, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

Cerdas, Felipe; Titscher, Paul; Bogner, Nicolas; Schmich, Richard; Winter, Martin; Kwade, Arno; Herrmann, Christoph (2018): Exploring the Effect of Increased Energy Density on the Environmental Impacts of Traction Batteries: A Comparison of Energy Optimized Lithium-Ion and Lithium-Sulfur Batteries for Mobility Applications. In: *Energies* 11 (1), S. 150–170. DOI: 10.3390/en11010150.

Ciez, Rebecca E.; Whitacre, J. F. (2019): Examining different recycling processes for lithium-ion batteries. In: *Nature Sustainability* 2 (2), S. 148–156. DOI: 10.1038/s41893-019-0222-5.

Circular Economy Initiative Deutschland (Hg.) (2020): Ressourcenschonende Batteriekreisläufe. Mit Circular Economy die Elektromobilität antreiben. Kurzfassung und Handlungsempfehlungen, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Climate Transparency (2019): Brown to green: The G20 transition towards a net-zero emissions economy. China. Online verfügbar unter <https://www.climate-transparency.org/g20-climate-performance/g20report2019>, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Cobalt Institute (2020): CIRAF - Cobalt Responsible Sourcing and Production. Online verfügbar unter <https://responsiblecobalt.org/ciraf/>, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

CRU (2020): Nickel Market Outlook. CRU International Ltd. 2020, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Dai, Qiang; Kelly, Jarod C.; Dunn, Jennifer; Benavides, Pahola Thathiana (2018a): Update of Bill-of-materials and Cathode Materials Production for Lithium-ion Batteries in the GREET Model. Energy Systems Division, Argonne National Laboratory.

Dai, Qiang; Kelly, Jarod C.; Elgowainy, Amgad (2018b): Cobalt Life Cycle Analysis Update for the GREET Model. Systems Assessment Group, Energy Systems Division, Argonne National Laboratory, zuletzt geprüft am 16.12.2020.

Dai, Qiang; Dunn, Jennifer.; Kelly, J. C.; Elgowainy, Amgad (2017): Update of Life Cycle Analysis of Lithium-ion Batteries in the GREET Model. Systems Assessment Group, Energy Systems Division, Argonne National Laboratory, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Dai, Qiang; Kelly, Jarod C.; Gaines, Linda; Wang, Michael (2019): Life Cycle Analysis of Lithium-Ion Batteries for Automotive Applications. In: *Batteries* 5 (2), S. 48–55. DOI: 10.3390/batteries5020048.

Davidsson Kurland, Simon (2019): Energy use for GWh-scale lithium-ion battery production. In: *Environmental Research Communications* 2 (1), S. 12001–12007. DOI: 10.1088/2515-7620/ab5e1e.

Dehoust, Günter; Manhart, Andreas; Dolega, Peter; Vogt, Regine; Auberger, Andreas; Kämper, Claudia; Priester, Michael; Rechlin, Aissa; Scholl, Christine (2020): Environmental Criticality of Raw Materials. An assessment of environmental hazard potentials of raw materials from mining and recommendations for an ecological raw materials policy. Hg. v. Umweltbundesamt (Texte 80/2020). Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2020-06-17_texte_80-2020_oekores-sii_environmentalcriticality-report_.pdf, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

Deng, Yelin; Li, Jianyang; Li, Tonghui; Gao, Xianfeng; Yuan, Chris (2017): Life cycle assessment of lithium sulfur battery for electric vehicles. In: *Journal of Power Sources* 343, S. 284–295. DOI: 10.1016/j.jpowsour.2017.01.036.

DERA (2020): DERA Rohstoffinformationen. Hg. v. Deutsche Rohstoffagentur in der BGR. Online verfügbar unter https://www.deutsche-rohstoffagentur.de/DERA/DE/Publikationen/Schriftenreihe/schriftenreihe_inhalt.html, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

Destatis (2019): Statistisches Jahrbuch 2019. Statistisches Bundesamt (Destatis), zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Dolega, Peter; Buchert, Matthias; Betz, Johannes (2020): Ökologische und sozio-ökonomische Herausforderungen in Batterie-Lieferketten: Graphit und Lithium. Kurzstudie erstellt im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes Fab4Lib - Forschung zu Maßnahmen zur Steigerung der Material- und Prozesseffizienz bei der Herstellung von Lithium-Ionen-Batteriezellen entlang der gesamten Wertschöpfungskette (FKZ 03XP0142E). Öko-Institut e. V. Online verfügbar unter <https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/Graphit-Lithium-Oeko-Soz-Herausforderungen.pdf>, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Doppelhammer, Nikolaus; Pellens, Nick; Kirschhock, Christine E.A.; Jakoby, Bernhard; Reichel, Erwin K. (2021): Using Moving Electrode Impedance Spectroscopy to Monitor Particle Sedimentation. In: IEEE Sensors Journal, 21 (8), S. 9636–9641. DOI: 10.1109/JSEN.2020.3004510.

Drobe, Malte; Schmidt, Michael; Franken, Gudrun (2020): Lithium - Informationen zur Nachhaltigkeit. Hg. v. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Online verfügbar unter https://www.bgr.bund.de/DE/Gemeinsames/Produkte/Downloads/Informationen_Nachhaltigkeit/lithium.pdf?__blob=publicationFile&v=3, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

Dunn, J. B.; Gaines, L.; Barnes, M.; Wang, M.; Sullivan, J. (2014): Material and Energy Flows in the Materials Production, Assembly, and End-of-Life Stages of the Automotive Lithium-Ion Battery Life Cycle. Argonne National Laboratory.

Dunn, J. B.; Gaines, L.; Kelly, J. C.; James, C.; Gallagher, K. G. (2015): The significance of Li-ion batteries in electric vehicle life-cycle energy and emissions and recycling's role in its reduction. In: Energy & Environmental Science 8 (1), S. 158–168. DOI: 10.1039/C4EE03029J.

ECI (2014): Copper's Contribution to a Low-Carbon Future – A Plan to Decarbonise Europe by 25 Percent. European Copper Institute. Online verfügbar unter

<http://copperalliance.eu/resources/coppers-contribution-low-carbon-future/>, zuletzt geprüft am 10.05.2021.

Edström Kristina, Dominko, Robert, Fichtner, Maximilian; Otuszewski, Thomas; Perraud, Simon; Punckt, Christian; Tarascon, Jean-Marie; Vegge, Tejs; Winter, Martin (o.D.): BATTERY 2030+, Inventing The Sustainable Batteries Of The Future, Research Needs and Future Activities. Online verfügbar unter: https://battery2030.eu/digitalAssets/861/c_861008-l_1-k_roadmap-27-march.pdf, zuletzt geprüft am 12.05.2021.

Ekman Nilsson, Anna; Macias Aragonés, Marta; Arroyo Torralvo, Fatima; Dunon, Vincent; Angel, Hanna; Konnitsas, Konstantinos; Willquist, Karin (2017): A Review of the Carbon Footprint of Cu and Zn Production from Primary and Secondary Sources. In: Minerals 7 (9), S. 168–180. DOI: 10.3390/min7090168.

Elektroauto News (URL): Online verfügbar unter: <https://www.elektroauto-news.net/2021/2020-rekord-absatz-elektroautos-plug-in-hybriden-in-deutschland>, zuletzt geprüft am 19.04.2021.

Elkind, Ethan N.; Heller, Patrick R. P.; Lamm, Ted (2020): Sustainable Drive Sustainable Supply. Priorities to Improve the Electric Vehicle Battery Supply Chain. Center for Law, Energy & the Environment (UC Berkeley School of Law); Natural Resource Governance Institute. Online verfügbar unter <https://resourcegovernance.org/sites/default/files/documents/sustainable-drive-sustainable-supply-priorities-to-improve-the-electric-vehicle-battery-supply-chain.pdf>, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Ellingsen, Linda Ager-Wick; Majeau-Bettez, Guillaume; Singh, Bhawna; Srivastava, Akhilesh Kumar; Valøen, Lars Ole; Strømman, Anders Hammer (2014): Life Cycle Assessment of a Lithium-Ion Battery Vehicle Pack. In: Journal of Industrial Ecology 18 (1), S. 113–124. DOI: 10.1111/jiec.12072.

Emilsson, Erik; Dahllöf, Lisbeth (2019): Lithium-Ion Vehicle Battery Production. Status 2019 on Energy Use, CO₂ Emissions, Use of Metals, Products Environmental Footprint, and Recycling. IVL Swedish Environ-

mental Research Institute Ltd. (Report number C 444). Online verfügbar unter <https://www.ivl.se/download/18.14d7b12e16e3c5c36271070/1574923989017/C444.pdf>, zuletzt geprüft am 16.12.2020.

Europäische Kommission (2019): Ein europäischer Grüner Deal. Erster klimaneutraler Kontinent werden. Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal_de, zuletzt geprüft am 10.12.2020.

Europäische Kommission (2020a): Determining the environmental impacts of conventional and alternatively fuelled vehicles through LCA. Final Report for the European Commission, DG Climate Action. Brussels. Online verfügbar unter <https://op.europa.eu/de/publication-detail/-/publication/1f494180-bc0e-11ea-811c-01aa75ed71a1>, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Europäische Kommission (2020b): Impact Assessment Report Accompanying the document Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council concerning batteries and waste batteries, repealing Directive 2006/66/EC and amending Regulation (EU) 2019/1020. Part 1/3 (Commission Staff Working Document). Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=SWD:2020:335:FIN>, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Europäische Kommission (2020d): Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council concerning batteries and waste batteries, repealing Directive 2006/66/EC and amending Regulation (EU) No 2019/1020. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52020PC0798>, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Europäische Kommission (2020e): ANNEXES to the Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council concerning batteries and waste batteries, repealing Directive 2006/66/EC and amending Regulation (EU) No 2019/1020, zuletzt geprüft am 18.12.2020.

European Commission (URL): Batteries & Accumulators. Online verfügbar unter <https://ec.europa.eu/environment/waste/batteries/>, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

EV-volumes (URL): Online verfügbar unter: <https://www.ev-volumes.com/>, zuletzt geprüft am 19.04.2021.

Faber, Benjamin; Benjamin, Krause; Sánchez de la Sierra, Raúl (2017): Artisanal Mining, Livelihoods, and Child Labor in the Cobalt Supply Chain of the Democratic Republic of Congo. Center for Effective Global Action (CEGA), zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Faria, Ricardo; Marques, Pedro; Garcia, Rita; Moura, Pedro; Freire, Fausto; Delgado, Joaquim; Almeida, Aníbal T. de (2014): Primary and Secondary Use of Electric Mobility Batteries from a Life Cycle Perspective. In: Journal of Power Sources 262, S. 169–177. DOI: 10.1016/j.jpowsour.2014.03.092. Online verfügbar unter <https://estudogeral.sib.uc.pt/bitstream/10316/27930/1/Primary%20and%20secondary%20use%20of%20electric%20mobility%20batteries%20from%20a%20life%20cycle%20perspective.pdf>, zuletzt geprüft am 12.10.2020

Farjana, Shahjadi Hisan; Huda, Nazmul; Parvez Mahmud, M. A. (2019): Life cycle assessment of cobalt extraction process. In: Journal of Sustainable Mining 18 (3), S. 150–161. DOI: 10.1016/j.jsm.2019.03.002.

Fraunhofer IPA (2014): Jahresbericht 2014. Online verfügbar unter <https://docplayer.org/113491723-Fraunhofer-institut-fuer-produktionstechnik-und-automatisierung-ipa-jahresbericht.html>, zuletzt geprüft am 11.08.2020.

Fraunhofer ISI; VITO; Viegand Maagøe (2019): Ecodesign preparatory Study for Batteries. European Commission. Online verfügbar unter <https://ecodesignbatteries.eu/documents>, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Gaines, Linda; Richa, Kirti; Spangenberg, Jeffrey (2018): Key issues for Li-ion battery recycling. In: MRS Energy & Sustainability, 5, S. 167. DOI: 10.1557/mre.2018.13.

Geike, Rainer (2014): Trocknung. Experimentelle Untersuchung verschiedener Trocknungsverfahren. Beuth Hochschule für Technik Berlin, Labor für Thermische Verfahrenstechnik. Online verfügbar unter https://labor.beuth-hochschule.de/fileadmin/labor/tvt/Umdrucke/2014_Trocknung-Schlempe.pdf, zuletzt geprüft am 27.07.2020.

Gjerde, Kristina M.; Weaver, Phil; Billett, Dave et al. (2016): Implications of MIDAS results for policy makers: Recommendations for future regulations. Managing Impacts of Deep Sea Resource Exploitation (MIDAS) project. Online verfügbar unter https://www.eu-midas.net/sites/default/files/downloads/MIDAS_recommendations_for_policy_lowres.pdf, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Graphit Kropfmühl GmbH (URL): Online verfügbar unter <https://www.gk-graphite.com/de/home/>, zuletzt geprüft am 10.11.2020.

Hall, Dale; Lutsey, Nic (2018): Effects of battery manufacturing on electric vehicle life-cycle greenhouse gas emissions. The International Council on Clean Transportation (ICCT Briefing). Online verfügbar unter https://theicct.org/sites/default/files/publications/EV-life-cycle-GHG_ICCT-Briefing_09022018_vF.pdf, zuletzt geprüft 10.11.2020.

Hao, Han; Mu, Zhexuan; Jiang, Shuhua; Liu, Zongwei; Zhao, Fuquan (2017): GHG Emissions from the Production of Lithium-Ion Batteries for Electric Vehicles in China. In: Sustainability 9 (4), S. 504. DOI: 10.3390/su9040504.

Harper, E. M.; Kavlak, G.; Graedel, T. E. (2012): Tracking the metal of the goblins: cobalt's cycle of use. In: Environmental Science & Technology 46 (2), S. 1079–1086. DOI: 10.1021/es201874e.

Harper, Gavin; Sommerville, Roberto; Kendrick, Emma; Driscoll, Laura; Slater, Peter; Stolkin, Rustam et al. (2019): Recycling lithium-ion batteries from electric vehicles. In: Nature 575 (7781), S. 75–86. DOI: 10.1038/s41586-019-1682-5.

Heelan, Joseph; Gratz, Eric; Zheng, Zhangfeng; Wang, Qiang; Chen, Mengyuan; Apelian, Diran; Wang, Yan (2016): Current and Prospective Li-Ion Battery Recycling and Recovery Processes. In: JOM 68 (10), S. 2632–2638. DOI: 10.1007/s11837-016-1994-y.

Heimes, Heiner Hans; Kampker, Achim; Lienemann, Christoph; Locke, Marc; Offermanns, Christian; Michaelis, Sarah; Rahimzei, Ehsan (2018a): Produktionsprozess

einer Lithium-Ionen-Batteriezelle. 3. Auflage, [revidierte Ausgabe]. Aachen, Frankfurt am Main: PEM der RWTH Aachen; VDMA.

Heimes, Heiner Hans; Kampker, Achim; Hemdt, Ansgar vom; Schön, Christoph; Michaelis, Sarah; Rahimzei, Ehsan (2018b): Produktion einer All-Solid-State-Batteriezelle. 1. Auflage. Aachen, Frankfurt am Main: PEM der RWTH Aachen; VDMA.

Heimes, Heiner Hans; Kampker, Achim; Wessel, Saskia; Kehler, Mario; Michaelis, Sarah; Rahimzei, Ehsan (2018c): Montageprozess eines Batteriemoduls und -packs. 3. Auflage, [revidierte Ausgabe]. Aachen, Frankfurt am Main: PEM der RWTH Aachen; VDMA. Online verfügbar unter: https://www.pem.rwth-aachen.de/global/show_document.asp?id=aaaaaaaaabcgupj, zuletzt geprüft am 07.05.2021.

Heimes, Heiner Hans; Kampker, Achim; Hemdt, Ansgar vom; Kreisköther, Kim D.; Michaelis, Sarah; Rahimzei, Ehsan; Vom Hemdt, Ansgar (2019): Komponentenherstellung einer Lithium-Ionen Batteriezelle. 1. Auflage. Aachen, Frankfurt am Main: PEM der RWTH Aachen; VDMA.

Henckens, M.L.C.M.; Worrell, E. (2020): Reviewing the availability of copper and nickel for future generations. The balance between production growth, sustainability and recycling rates. In: Journal of Cleaner Production 264, S. 121460. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.121460.

Hettesheimer, Tim (2017): Strategische Produktionsplanung in jungen Märkten. Ein systemdynamischer Ansatz zur Konzeption und dynamischen Bewertung von Produktionsstrategien am Beispiel der Lithium-Ionen-Traktionsbatterie. Dissertation. Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung; Fraunhofer Verlag, Stuttgart.

Home, Andy (2019): Why the cobalt market needs Congo's 'illegal' miners. Reuters. Online verfügbar unter <https://www.reuters.com/article/us-congo-cobalt-at-home/why-the-cobalt-market-needs-congos-illegal-miners-andy-home-idUSKCN1U71VS>, zuletzt geprüft am 02.12.2021.

ICCT (2018): Effects of battery manufacturing on electric vehicle life-cycle greenhouse gas emissions. Online verfügbar unter https://theicct.org/sites/default/files/publications/EV-life-cycle-GHG_ICCT-Briefing_09022018_vF.pdf, zuletzt geprüft am 10.11.2020.

ILO (2020): Conventions and Recommendations. International Labour Organization. Zuletzt aktualisiert am 02.12.2020. Online verfügbar unter <https://www.ilo.org/global/standards/introduction-to-international-labour-standards/conventions-and-recommendations/lang--en/index.htm>, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

ISO (o. J.): Standards. Online verfügbar unter <https://www.iso.org/standards.html>, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Julien, Christian; Mauger, Alain; Vijh, Ashok; Zaghbi, Karim (2016): Lithium Batteries. Science and Technology. Springer International Publishing.

Kampker, Achim; Vallée, Dirk; Schnettler, Armin (Hg.) (2018): Elektromobilität. Grundlagen einer Zukunftstechnologie. 2. Auflage. Berlin: Springer Vieweg. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-662-53137-2>. Zuletzt geprüft am 12.05.2021.

Kelly, Jarod C.; Dai, Qiang; Wang, Michael (2020): Globally regional life cycle analysis of automotive lithium-ion nickel manganese cobalt batteries. In: Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 25 (3), S. 371–396. DOI: 10.1007/s11027-019-09869-2.

Khoo, Janelle Zhiyun; Haque, Nawshad; Woodbridge, Geoff; McDonald, Robbie; Bhattacharya, Sankar (2017): A life cycle assessment of a new laterite processing technology. In: Journal of Cleaner Production 142 (4), S. 1765–1777. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.11.111.

Kitazume, Christian; Kohlmeyer, Regina; Oehme, Ines (2020): Effectively tackling the issue of millions of vehicles with unknown whereabouts. European priority measure: establishing leakage-proof vehicle registration systems. Umweltbundesamt (SCIENTIFIC OPINION PAPER). Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/sciopap_uba_elv_measures_to_combat_illegal_dismantling_2020_06_29.pdf, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

KLiB Kompetenznetzwerk Lithium Ionen Batterien (URL): Mitglieder. Online verfügbar unter <https://www.klib-org.de/ueber-klib/mitglieder/>, zuletzt geprüft am 10.11.2020.

Konwitschny, Fabian; Schnell, Joscha; Reinhart, Gunther (2019): Handling Cell Components in the Production of Multi-Layered Large Format All-Solid-State Batteries with Lithium Anode. In: Procedia CIRP 81, S. 1236–1241. DOI: 10.1016/j.procir.2019.03.300.

Kraftfahrt-Bundesamt (2020): Fahrzeugzulassungen – Pressemitteilung Nr. 01/2020 – Fahrzeugzulassungen im Dezember 2019 – Jahresbilanz – korrigierte Fassung. Online verfügbar unter https://www.kba.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2016_2020/2020/Fahrzeugzulassungen/pm01_2020_n_12_19_pm_komplett.html, zuletzt geprüft am 03.03.2020.

Kwade, A.; Hagelüken, C.; Kohl, H.; et al. (2020): Ressourcenschonende Batteriekreisläufe – Mit Circular Economy die Elektromobilität antreiben. Hg. v. Circular Economy Initiative Deutschland, Online verfügbar unter <https://www.acatech.de/publikation/ressourcenschonende-batteriekreislaeufe/> zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Kwade, Arno; Haselrieder, Wolfgang; Leithoff, Ruben; Modlinger, Armin; Dietrich, Franz; Droeder, Klaus (2018): Current status and challenges for automotive battery production technologies. In: Nature Energy, Volume 3, S. 290–300. DOI: 10.1038/s41560-018-0130-3.

Lastoskie, Christian M.; Dai, Qiang (2015): Comparative life cycle assessment of laminated and vacuum vapor-deposited thin film solid-state batteries. In: Journal of Cleaner Production 91, S. 158–169. DOI: 10.1016/j.jclepro.2014.12.003.

Lester, Edward (2016): Final project report – SHYMAN Sustainable Hydrothermal Manufacturing of Nanomaterials. Online verfügbar unter <https://cordis.europa.eu/docs/results/280/280983/final1-final-public-report-for-shyman-publishable.pdf>, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

Li, Jianlin; Lu, Yingqi; Yang, Tairan; Ge, Dayang; Wood, David L.; Li, Zheng (2020): Water-Based Electrode Manufacturing and Direct Recycling of Lithium-Ion Battery Electrodes – A Green and Sustainable Manufacturing System. In: *iScience* 23 (5), S. 101081. DOI: 10.1016/j.isci.2020.101081.

Li, Matthew; Lu, Jun; Chen, Zhongwei; Amine, Khalil (2018): 30 Years of Lithium-Ion Batteries. In: *Advanced Materials*, 30 (33), e1800561. DOI: 10.1002/adma.201800561.

Liu, Gang; Bangs, Colton E.; Müller, Daniel B. (2013): Stock dynamics and emission pathways of the global aluminium cycle. In: *Nature Climate Change* 3 (4), S. 338–342. DOI: 10.1038/nclimate1698.

Liu, Yubin; Tanabe, Toyokazu; Irii, Yuta; Maki, Fumihiko; Tsuda, Takashi; Gunji, Takao et al. (2019): Optimization of synthesis condition of water-resistant and thin titanium oxide layer-coated Ni-rich layered cathode materials and their cathode performance. In: *Journal of Applied Electrochemistry* 49 (1), S. 99–110. DOI: 10.1007/s10800-018-1272-5.

Louwen, A.; Sark, W.G.J.H.M. van; Schropp, R.E.I.; Turkenburg, W. C.; Faaij, A.P.C. (2015): Life-cycle greenhouse gas emissions and energy payback time of current and prospective silicon heterojunction solar cell designs. In: *Progress in Photovoltaics* 23 (10), S. 1406–1428. DOI: 10.1002/pip.2540.

Majeau-Bettez, Guillaume; Hawkins, Troy R.; Strømman, Anders Hammer (2011): Life cycle environmental assessment of lithium-ion and nickel metal hydride batteries for plug-in hybrid and battery electric vehicles. In: *Environmental Science & Technology* 45 (10), S. 4548–4554. DOI: 10.1021/es103607c.

Maldonado, Stephen (2020): The Importance of New “Sand-to-Silicon” Processes for the Rapid Future Increase of Photovoltaics. In: *ACS Energy Letters* 5 (11), S. 3628–3632. DOI: 10.1021/acsenenergylett.0c02100.

Mancini, L.; Eslava, N. A.; Traverso, M.; Mathieux, F. (2020): Responsible and sustainable sourcing of battery raw materials. Insights from hotspot analysis, company

disclosures and field research. Hg. v. Publications Office of the European Union (JRC Technical Report, EUR 30174 EN).

Markgraf, Wiebke; Horn, Rainer (2014): Rheologie. In: Hans-Peter Blume, Karl Stahr, Walter Fischer, Georg Guggenberger, Rainer Horn, Hans-Georg Frede und Peter Felix-Henningsen (Hg.): *Handbuch der Bodenkunde*, Bd. 23: Wiley-VCH, Weinheim Berlin, S. 1–26.

Marklines Automotive Industry Portal (URL): Online verfügbar unter https://www.marklines.com/portal_top_en.html, zuletzt geprüft am 10.11.2020.

Mayyas, Ahmad; Steward, Darlene; Mann, Margaret (2018): The Case for Recycling: Overview and challenges in the Material Supply Chain for Automotive Li-Ion Batteries. In: *Sustainable Materials and Technologies* 19, e00087. DOI: 10.1016/j.susmat.2018.e00087.

Melin, Hans Eric (2019): Analysis of the climate impact of lithium-ion batteries and how to measure it. Commissioned by Transport & Environment. Circular Energy Storage. Online verfügbar unter https://www.transportenvironment.org/sites/te/files/publications/2019_11_Analysis_CO2_footprint_lithium-ion_batteries.pdf, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Michaelis, Sarah; Rhimzei, Ehsan; Kampker, Achim; Heimes, Heiner; Offermanns, Christian; Kehrner, Mario; Thielmann, Axel; Hettesheimer, Tim; Neef, Christoph; Kwade, Arno; Haselrieder, Wolfgang; Rahlfs, Sina, Uerlich Roland; Bognar, Nicolas (2018): Roadmap Batterie-Produktionsmittel 2030. Update 2018. 3. Aufl. VDMA Batterieproduktion; PEM der RWTH Aachen; Fraunhofer ISI; Battery LabFactory; Braunschweig (BLB); TU Braunschweig. Frankfurt am Main.

Michaelis, Sarah; Rhimzei, Ehsan; Kampker, Achim; Heimes, Heiner; Offermanns, Christian; Locke, Marc; Löbbberding, Hendrik; Wennemar, Sarah; Thielmann, Axel; Hettesheimer, Tim; Neef, Christoph; Kwade, Arno; Haselrieder, Wolfgang; Blömeke, Steffen; Doose, Stefan; Drachenfels, Nicolas von; Drees, Robin; Fröhlich, Arian; Gottschalk, Laura; Hoffmann, Louisa et al. (2021): Roadmap. Batterie-Produktionsmittel 2030 – Update 2020. VDMA Batterieproduktion; PEM der

RWTH Aachen; Fraunhofer ISI; Battery LabFactory; Braunschweig (BLB); TU Braunschweig. Frankfurt am Main. Online verfügbar unter https://battprod.vdma.org/documents/7411591/59580810/VDMA%20Batterieproduktion_Roadmap_2020_final_1610705214701.pdf/71d468a2-6981-41ab-b20b-b5d8c001fa9a, zuletzt geprüft am 02.02.2021.

MIDAS Consortium (o. J.): The MIDAS project: Research Highlights. Managing Impacts of Deep Sea Resource Exploitation (MIDAS) project. Online verfügbar unter <https://www.eu-midas.net/>, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Miller, Kathryn A.; Thompson, Kirsten F.; Johnston, Paul; Santillo, David (2018): An Overview of Seabed Mining Including the Current State of Development, Environmental Impacts, and Knowledge Gaps. In: *Frontiers in Marine Science* 4. DOI: 10.3389/fmars.2017.00418.

Moll, Cornelius; Durand, Antoine; Rohde, Clemens (2019): Preparatory Study on Ecodesign and Energy Labelling of Batteries under FWC ENER/C3/2015-619-Lot 1. Task 3 Report. Users - for Ecodesign and Energy Labelling. Fraunhofer ISI; VITO; Viegand Maagøe. Online verfügbar unter http://ecodesignbatteries.eu/sites/ecodesignbatteries.eu/files/attachments/ED_Battery_study_Task3_V44_final.pdf, zuletzt geprüft am 07.05.2021.

Natarajan, Subramanian; Aravindan, Vanchiappan (2020): An Urgent Call to Spent LIB Recycling: Whys and Wherefores for Graphite Recovery. In: *Advanced Energy Materials* 10 (37), 8. DOI: 10.1002/aenm.202002238.

Neef, Christoph; Jähne, Carsten; Meyer, Hans-Peter; Klingeler, Rüdiger (2013): Morphology and Agglomeration Control of LiMnPO₄ Micro- and Nanocrystals. In: *Langmuir: the ACS Journal of Surfaces and Colloids* 29 (25), S. 8054–8060. DOI: 10.1021/la3046498.

Nelson, Paul A.; Ahmed, Shabbir; Gallagher, Kevin G.; Dees, Dennis W. (2019): Modeling the Performance and Cost of Lithium-Ion Batteries for Electric-Drive Vehicles, Third Edition. Argonne National Laboratory. DOI: 10.2172/1503280 ?

Nomura, Fumihiro; Liu, Yubin; Tanabe, Toyokazu; Gunji, Takao; Tsuda, Takashi; Ugawa, Shinsaku et al. (2018): Elucidation of key factors of water-resistance of Li-rich solid-solution layered oxide cathode materials applicable to a water-based cathode preparation process for Li-ion battery. In: *Electrochimica Acta* 283, S. 478–487. DOI: 10.1016/j.electacta.2018.06.183.

Notter, Dominic A.; Gauch, Marcel; Widmer, Rolf; Wäger, Patrick; Stamp, Anna; Zah, Rainer; Althaus, Hans-Jörg (2010): Contribution of Li-Ion batteries to the Environmental Impact of Electric Vehicles. In: *Environmental Science & Technology* 44 (17), S. 6550–6556. DOI: 10.1021/es903729a.

OECD (2018): OECD-Leitfaden für die Erfüllung der Sorgfaltspflicht für verantwortungsvolles unternehmerisches Handeln. Übersetzung durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie. Online verfügbar unter <https://mneguidelines.oecd.org/OECD-leitfaden-fur-die-erfullung-der-sorgfaltspflicht-fur-verantwortungsvolles-unternehmerisches-handeln.pdf>, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

OECD (2019a): Global Material Resources Outlook to 2060. Economic Drivers and Environmental Consequences: OECD Publishing, Paris, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

OECD (2019b): OECD-Leitfaden für die Erfüllung der Sorgfaltspflicht zur Förderung verantwortungsvoller Lieferketten für Minerale aus Konflikt- und Hochrisikogebieten. Dritte Ausgabe: OECD Publishing, Paris, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Oh, Jimin; Kim, Jumi; Lee, Yong Min; Shin, Dong Ok; Kim, Ju Young; Lee, Young-Gi; Kim, Kwang Man (2019): High-rate cycling performance and surface analysis of LiNi_{1-x}Cox/2Mnx/2O₂ (x=2/3, 0.4, 0.2) cathode materials. In: *Materials Chemistry and Physics* 222, S. 1–10. DOI: 10.1016/j.matchemphys.2018.09.076.

Öko-Institut (2017): Strategien für die nachhaltige Rohstoffversorgung der Elektromobilität. Synthesepapier zum Rohstoffbedarf für Batterien und Brennstoffzellen. Studie im Auftrag von Agora Verkehrswende. Online verfügbar unter <https://www.agora-verkehrswende.de/>

veroeffentlichungen/strategien-fuer-die-nachhaltige-rohstoffversorgung-der-elektromobilitaet/, zuletzt geprüft am 09.11.2020.

Olivetti, Elsa A.; Ceder, Gerbrand; Gaustad, Gabrielle G.; Fu, Xinkai (2017): Lithium-Ion Battery Supply Chain Considerations: Analysis of Potential Bottlenecks in Critical Metals. In: *Joule* 1 (2), S. 229–243. DOI: 10.1016/j.joule.2017.08.019.

PEM der RWTH Aachen (URL): ExLaLib. Steigerung der Energie- und Materialeffizienz durch den Einsatz der Extrusions- und Lasertrocknungstechnologie im Fertigungsprozess von Elektroden für Lithium-Ionen-Batteriezellen. Online verfügbar unter <https://www.pem.rwth-aachen.de/cms/PEM/Forschung/Projekte/-kvim/ExLaLib>, zuletzt geprüft am 02.11.2020.

Peters, Jens F.; Weil, Marcel (2018): Providing a common base for life cycle assessments of Li-Ion batteries. In: *Journal of Cleaner Production* 171, S. 704–713. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.10.016.

Pettinger, Karl-Heinz; Dong, Winny (2017): When Does the Operation of a Battery Become Environmentally Positive? In: *Journal of the Electrochemical Society* 164 (1), A6274–A6277. DOI: 10.1149/2.0401701jes.

Philippot, Maeva; Alvarez, Garbiñe; Ayerbe, Elixabete; Mierlo, Joeri van; Messagie, Maarten (2019): Eco-Efficiency of a Lithium-Ion Battery for Electric Vehicles: Influence of Manufacturing Country and Commodity Prices on GHG Emissions and Costs. In: *Batteries* 5 (1), S. 23. DOI: 10.3390/batteries5010023.

Pinegar, Haruka; Smith, York R. (2019): Recycling of End-of-Life Lithium Ion Batteries, Part I: Commercial Processes. In: *Journal of Sustainable Metallurgy* 5 (3), S. 402–416. DOI: 10.1007/s40831-019-00235-9.

Pizzini, Sergio (2010): Towards solar grade silicon: Challenges and benefits for low cost photovoltaics. In: *Solar Energy Materials and Solar Cells* 94 (9), S. 1528–1533. DOI: 10.1016/j.solmat.2010.01.016.

Placke, Tobias; Kloepsch, Richard; Dühnen, Simon; Winter, Martin (2017): Lithium ion, lithium metal, and alternative rechargeable battery technologies: the odyssey for high energy density. In: *Journal of Solid State Electrochemistry* 21 (7), S. 1939–1964. DOI: 10.1007/s10008-017-3610-7.

Prognos, Öko-Institut, Wuppertal-Institut (2020): Klimaneutrales Deutschland. Langfassung im Auftrag von Agora Energiewende, Agora Verkehrswende und Stiftung Klimaneutralität. Online verfügbar unter <https://www.agora-verkehrswende.de/veroeffentlichungen/klimaneutrales-deutschland-langfassung/>, zuletzt geprüft am 12.05.2021.

PSILCA (o. J.): PSILCA. Understanding social impacts. Online verfügbar unter <https://psilca.net/>, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Rames, M.; Madsen, K.; Stijepic, D.; Pfaff, M. (2019): Follow-up feasibility study on sustainable batteries under FWC ENER/C3/2015–619–Lot 1. TASK 4 Report. Sustainable sourcing. Online verfügbar unter <https://ecodesign-batteries.eu/>, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

Regett, Anika; Mauch, Wolfgang; Wagner, Ulrich (2018): Carbon footprint of electric vehicles – a plea for more objectivity. Online verfügbar unter https://www.ffe.de/attachments/article/856/Carbon_footprint_EV_FfE.pdf, zuletzt geprüft am 21.04.2020.

Reuter, Benjamin; Hendrich, Aline; Hengstler, Jasmin; Kupferschmid, Stefan; Schwenk, Markus (2019): Rohstoffe für innovative Fahrzeugtechnologien. Herausforderungen und Lösungsansätze. Hg. v. e-mobil BW GmbH – Landesagentur für neue Mobilitätslösungen und Automotive Baden-Württemberg. Online verfügbar unter https://www.e-mobilbw.de/fileadmin/media/e-mobilbw/Publikationen/Studien/Material-Studie_e-mobilBW.pdf, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

Romare, Mia; Dahllöf, Lisbeth (2017): The Life Cycle Energy Consumption and Greenhouse Gas Emissions from Lithium-Ion Batteries. A Study with Focus on Current Technology and Batteries for light-duty vehicles. Swedish Environmental Research Institute. Stockholm. Online verfügbar unter <http://www.ener->

gimyndigheten.se/globalassets/forskning--innovation/transporter/c243-the-life-cycle-energy-consumption-and-co2-emissions-from-lithium-ion-batteries-.pdf, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Roskill (2020): Lithium's growing CO₂ footprint. An analysis of energy consumption and emissions intensity from global lithium supply (Roskill White Paper Forward Thinking), zuletzt geprüft am 08.11.2020.

Schmidt, Tobias; Buchert, Matthias; Schebek, Liselotte (2016): Investigation of the primary production routes of nickel and cobalt products used for Li-ion batteries. In: Resources, Conservation and Recycling 112, S. 107–122. DOI: 10.1016/j.resconrec.2016.04.017.

Schnell, Joscha; Günther, Till; Knoche, Thomas; Vieider, Christoph; Köhler, Larissa; Just, Alexander et al. (2018): All-solid-state lithium-ion and lithium metal batteries – paving the way to large-scale production. In: Journal of Power Sources 382, S. 160–175. DOI: 10.1016/j.jpowsour.2018.02.062.

Schnell, Joscha; Tietz, Frank; Singer, Célestine; Hofer, Andreas; Billot, Nicolas; Reinhart, Gunther (2019): Prospects of production technologies and manufacturing costs of oxide-based all-solid-state lithium batteries. In: Energy & Environmental Science 12 (6), S. 1818–1833. DOI: 10.1039/C8EE02692K.

Scrosati, Bruno; Garche, Jürgen (2010): Lithium batteries: Status, prospects and future. In: Journal of Power Sources 195 (9), S. 2419–2430. DOI: 10.1016/j.jpowsour.2009.11.048.

Singer, Célestine; Schnell, Joscha; Reinhart, Gunther (2020): Scalable Processing Routes for the Production of All-Solid-State Batteries – Modeling Interdependencies of Product and Process. In: Energy Technology 414, S. 2000665. DOI: 10.1002/ente.202000665.

Steward, Darlene; Mayyas, Ahmad; Mann, Margaret (2019): Economics and Challenges of Li-Ion Battery Recycling from End-of-Life Vehicles. In: Procedia Manufacturing 33, S. 272–279. DOI: 10.1016/j.promfg.2019.04.033.

Sun, Xin; Hao, Han; Zhao, Fuquan; Liu, Zongwei (2017): Tracing global lithium flow: A trade-linked material flow analysis. In: Resources, Conservation and Recycling 124, S. 50–61. DOI: 10.1016/j.resconrec.2017.04.012.

Takada, Kazunori (2013): Progress and Prospective of Solid-State Lithium Batteries. In: Acta Materialia 61 (3), S. 759–770. DOI: 10.1016/j.actamat.2012.10.034.

Talens Peiró, Laura; Nuss, Philip; Mathieux, Fabrice; Blengini, Gian Andrea (2018): Towards Recycling Indicators based on EU flows and Raw Materials System Analysis data. Supporting the EU-28 Raw Materials and Circular Economy policies through RMIS. Publications Office of the European Union, Luxembourg (EUR 29435 EN), zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Tanabe, Toyokazu; Gunji, Takao; Honma, Youhei; Miyamoto, Koki; Tsuda, Takashi; Mochizuki, Yasumasa et al. (2017): Preparation of Water-Resistant Surface Coated High-Voltage LiNi_{0.5}Mn_{1.5}O₄ Cathode and Its Cathode Performance to Apply a Water-Based Hybrid Polymer Binder to Li-Ion Batteries. In: Electrochimica Acta 224, S. 429–438. DOI: 10.1016/j.electacta.2016.12.064.

Tercero Espinoza, Luis A. (2020): Relationships between Circular Economy and Critical Raw Materials. In: Holm, Olaf; Thomé-Kozmiensky, Elisabeth; Goldmann, Daniel; Friedrich, Bernd (Hg.): Recycling und Sekundärrohstoffe, Bd. 13, S. 54–61. Online verfügbar unter https://www.vivis.de/wp-content/uploads/RuR13/2020_RuR_054-061_Tercero.pdf, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

Tercero Espinoza, Luis A.; Soulier, Marcel (2018): Defining regional recycling indicators for metals. In: Resources, Conservation and Recycling 129, S. 120–128. DOI: 10.1016/j.resconrec.2017.10.022.

Tercero Espinoza, Luis A.; Leon Rostek; Antonia Loibl; Denis Stijepic (2020): The promise and limits of Urban Mining. Potentials, Trade-Offs and Supporting Factors for the Recovery of Raw Materials from the Anthroposphere. Hg. v. Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung ISI. Karlsruhe.

Thielmann, Axel: The Emerging Battery Markets Beyond xEV. AABC 2018/2019/2020. Fraunhofer ISI.

Thielmann, Axel; Wietschel, Martin; Funke, Simon; Grimm, Anna; Hettesheimer, Tim; Langkau, Sabine et al. (2020): Batterien für Elektroautos: Faktencheck und Handlungsbedarf. Sind Batterien für Elektroautos der Schlüssel für eine nachhaltige Mobilität der Zukunft? Hg. v. Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung ISI. Karlsruhe. Online verfügbar unter <https://www.isi.fraunhofer.de/content/dam/isi/dokumente/cct/2020/Faktencheck-Batterien-fuer-E-Autos.pdf>, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

Thielmann, Axel; Neef, Christoph; Fenske, Chiara; Wietschel, Martin (2018): Energiespeicher-Monitoring 2018. Leitmarkt- und Leitanbieterstudie: Lithium-Ionen-Batterien für die Elektromobilität. Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung ISI. Karlsruhe. Online verfügbar unter https://www.isi.fraunhofer.de/content/dam/isi/dokumente/cct/lib/Energiespeicher-Monitoring_2018.pdf, zuletzt geprüft am 27.12.2019.

Thielmann, Axel; Neef, Christoph; Hettesheimer, Tim; Döscher, Henning; Wietschel, Martin; Tübke, Jens (2017): Energiespeicher-Roadmap (Update 2017). Hochenergie-Batterien 2030+ und Perspektiven zukünftiger Batterietechnologien. Hg. v. Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung ISI. Online verfügbar unter <https://www.isi.fraunhofer.de/content/dam/isi/dokumente/cct/lib/Energiespeicher-Roadmap-Dezember-2017.pdf>, zuletzt geprüft am 10.12.2020.

Thomitzek, Matthias; Cerdas, Felipe; Thiede, Sebastian; Herrmann, Christoph (2019): Cradle-to-Gate Analysis of the Embodied Energy in Lithium Ion Batteries. In: Procedia CIRP 80, S. 304–309. DOI: 10.1016/j.procir.2019.01.099.

Toro, Norman; Jeldres, Ricardo I.; Órdenes, Javier A.; Robles, Pedro; Navarra, Alessandro (2020): Manganese Nodules in Chile, an Alternative for the Production of Co and Mn in the Future. A Review. In: Minerals 10 (8), S. 674–693. DOI: 10.3390/min10080674.

Torres de Matos, Cristina; Ciacci, Luca; Godoy León, Maria Fernanda; Lundhaug, Maren; Dewulf, Jo; Müller, Daniel B. et al. (2020): Material System Analysis of five battery-related raw materials: Cobalt, Lithium, Manganese, Natural Graphite, Nickel. Hg. v. Publications Office of the European Union, Luxembourg (EUR 30103 EN).

Troy, Stefanie; Schreiber, Andrea; Reppert, Thorsten; Gehrke, Hans-Gregor; Finsterbusch, Martin; Uhlenbruck, Sven; Stenzel, Peter (2016): Life Cycle Assessment and resource analysis of all-solid-state batteries. In: Applied Energy 169, S. 757–767. DOI: 10.1016/j.apenergy.2016.02.064.

UBA (2019a): Marktanalyse Ökostrom II. Marktanalyse Ökostrom und HKN, Weiterentwicklung des Herkunftsnachweissystems und der Stromkennzeichnung. Abschlussbericht. Dessau-Roßlau.

UBA (2019b): Wie klimafreundlich ist LNG? Kurzstudie zur Bewertung der Vorkettenemissionen bei Nutzung von verflüssigtem Erdgas (LNG). Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung ISI; DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT).

UNCTAD (2020): Commodities at a Glance: Special issue on strategic battery raw materials. United Nations Conference on Trade and Development (UNCTAD/DITC/COM/2019/5).

USEPA (2013): Application of life-cycle assessment to nanoscale technology: Lithium-ion batteries for electric vehicles. Nanotechnology. National Service Center for Environmental. Washington.

USGS (2020a): Mineral Commodity Summaries, U.S. Geological Survey, National Minerals Information Center. Online verfügbar unter <https://pubs.usgs.gov/periodicals/mcs2020/mcs2020.pdf>, zuletzt geprüft am 19.01.2020.

USGS (2020b): Cobalt Data Sheet – Mineral Commodity Summaries 2020. U.S. Geological Survey, National Minerals Information Center, zuletzt geprüft am 16.12.2020.

USGS (2020c): Nickel Data Sheet – Mineral Commodity Summaries 2020. U.S. Geological Survey, National Minerals Information Center, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

Vasters, Jürgen; Franken, Gudrun (2020): Aluminium – Informationen zur Nachhaltigkeit. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Online verfügbar unter https://www.deutsche-rohstoffagentur.de/DE/Gemeinsames/Produkte/Downloads/Informationen_Nachhaltigkeit/aluminium.pdf?__blob=publicationFile&v=2, zuletzt geprüft am 16.12.2020.

VDMA Batterieproduktion (URL): Über uns. Online verfügbar unter <https://battprod.vdma.org/ueber-uns>, zuletzt geprüft am 10.11.2020.

Velázquez-Martínez, Omar; Valio, Johanna; Santasalo-Aarnio, Annukka; Reuter, Markus; Serna-Guerrero, Rodrigo (2019): A Critical Review of Lithium-Ion Battery Recycling Processes from a Circular Economy Perspective. In: *Batteries* 5 (4), S. 68–101. DOI: 10.3390/batteries5040068.

Wang, Lei; Wu, Borong; Mu, Daobin; Liu, Xiaojiang; Peng, Yiyuan; Xu, Hongliang et al. (2016): Single-crystal LiNi_{0.6}Co_{0.2}Mn_{0.2}O₂ as high performance cathode materials for Li-ion batteries. In: *Journal of Alloys and Compounds* 674, S. 360–367. DOI: 10.1016/j.jallcom.2016.03.061.

Wang, Ting; Ren, Kelian; He, Miao; Dong, Wenhao; Xiao, Wei; Pan, Hongyu et al. (2020): Synthesis and Manipulation of Single-Crystalline Lithium Nickel Manganese Cobalt Oxide Cathodes: A Review of Growth Mechanism. In: *Frontiers in Chemistry* 8, DOI: 10.3389/fchem.2020.00747.

Wanger, Thomas Cherico (2011): The Lithium future – resources, recycling, and the environment. In: *Conservation Letters* 4 (3), S. 202–206. DOI: 10.1111/j.1755-263X.2011.00166.x.

Wendling, Z. A.; Emerson, J. W.; Sherbinin, A. de; Esty, D. C. et al. (2020): 2020 Environmental Performance Index. Yale Center for Environmental Law & Policy. Zuletzt aktualisiert am 17.12.2020. Online verfügbar unter <https://envirocenter.yale.edu/2020-environmental-performance-index>, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Werner, Denis; Peuker, Urs Alexander; Mütze, Thomas (2020): Recycling Chain for Spent Lithium-Ion Batteries. In: *Metals* 10 (3), S. 316–335. DOI: 10.3390/met10030316.

Wietschel, Martin; Kühnbach, Matthias; Rüdiger, David (2019): Die aktuelle Treibhausgasemissionsbilanz von Elektrofahrzeugen in Deutschland. Working Paper Sustainability and Innovation. No. S 02/2019. Hg. v. Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung ISI. Karlsruhe. Online verfügbar unter https://www.isi.fraunhofer.de/content/dam/isi/dokumente/sustainability-innovation/2019/WP02-2019_Treibhausgasemissionsbilanz_von_Fahrzeugen.pdf, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Wild-Scholten, Mariska de (2013): Energy payback time and carbon footprint of commercial photovoltaic systems. In: *Solar Energy Materials and Solar Cells* 119, S. 296–305. DOI: 10.1016/j.solmat.2013.08.037.

Wood, David L.; Li, Jianlin; Daniel, Claus (2015): Prospects for reducing the processing cost of lithium ion batteries. In: *Journal of Power Sources* 275, S. 234–242. DOI: 10.1016/j.jpowsour.2014.11.019.

Wood, David L.; Quass, Jeffrey D.; Li, Jianlin; Ahmed, Shabbir; Ventola, David; Daniel, Claus (2018): Technical and economic analysis of solvent-based lithium-ion electrode drying with water and NMP. In: *Drying Technology* 36 (2), S. 234–244. DOI: 10.1080/07373937.2017.1319855.

World Bank (o. J.): Worldwide Governance Indicators. Online verfügbar unter <http://info.worldbank.org/governance/wgi/>, zuletzt geprüft am 02.12.2020.

World Economic Forum (2020): Global Battery Alliance. Online verfügbar unter <https://www.weforum.org/global-battery-alliance/home>, zuletzt geprüft am 17.12.2020.

Wünning, Joachim G.; Milani, Ambrogio (2012): Handbook of Burner Technologies for Industrial Furnaces. Fundamentals – Burner Technologies – Applications. Essen: Oldenbourg Industrieverlag

Yuan, Chris; Deng, Yelin; Li, Tonghui; Yang, Fan (2017):

Manufacturing energy analysis of lithium ion battery pack for electric vehicles. In: CIRP Annals 66 (1), S. 53–56. DOI: 10.1016/j.cirp.2017.04.109.

Zackrisson, Mats; Avellán, Lars; Orlenius, Jessica (2010):

Life cycle assessment of lithium-ion batteries for plug-in hybrid electric vehicles – Critical issues. In: Journal of Cleaner Production 18 (15), S. 1519–1529. DOI: 10.1016/j.jclepro.2010.06.004.

Zheng, Xiaohong; Zhu, Zewen; Lin, Xiao; Zhang, Yi; He, Yi; Cao, Hongbin; Sun, Zhi (2018): A Mini-Review on Metal Recycling from Spent Lithium Ion Batteries. In: Engineering 4 (3), S. 361–370. DOI: 10.1016/j.eng.2018.05.018.

Agora Verkehrswende hat zum Ziel, gemeinsam mit Akteuren aus Politik, Wirtschaft, Wissenschaft und Zivilgesellschaft die Grundlagen dafür zu schaffen, dass der Verkehrssektor in Deutschland bis 2050 dekarbonisiert werden kann. Hierfür erarbeiten wir Klimaschutzstrategien und unterstützen deren Umsetzung.

Agora Verkehrswende

Anna-Louisa-Karsch-Str. 2 | 10178 Berlin
T +49 (0)30 700 14 35-000
F +49 (0)30 700 14 35-129
www.agora-verkehrswende.de
info@agora-verkehrswende.de

