

Forschungsbericht 2025-05

**Fahrzeugtechnologieszzenarien
unter Berücksichtigung der
ökologischen Bewertung
zukünftiger Werkstoff- und
Antriebstechnologien**

Simone Ehrenberger

Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt
Institut für Fahrzeugkonzepte
Stuttgart



DLR

Deutsches Zentrum
für Luft- und Raumfahrt

Forschungsbericht 2025-05

Fahrzeugtechnologieszzenarien unter Berücksichtigung der ökologischen Bewertung zukünftiger Werkstoff- und Antriebstechnologien

Simone Ehrenberger

Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt
Institut für Fahrzeugkonzepte
Stuttgart

215 Seiten
64 Bilder
21 Tabellen
167 Literaturstellen



Deutsches Zentrum
DLR für Luft- und Raumfahrt



Herausgeber:

Deutsches Zentrum
für Luft- und Raumfahrt e. V.
Wissenschaftliche Information
Linder Höhe
D-51147 Köln

ISSN 1434-8454
ISRN DLR-FB-2025-05
Erscheinungsjahr 2025
DOI: [10.57676/zr72-8690](https://doi.org/10.57676/zr72-8690)

D 93 (Dissertation der Universität Stuttgart)

Erklärung des Herausgebers

Als Manuskript gedruckt.

Abdruck oder sonstige Verwendung nur nach Absprache mit dem DLR gestattet.

Fahrzeugtechnologie, Ökobilanz, Stoffstrommodelle, Lebenszyklus, Fahrzeugmarktszenarien, Kaufentscheidung

Simone EHRENBERGER
DLR, Institut für Fahrzeugkonzepte, Stuttgart

Fahrzeugtechnologieszzenarien unter Berücksichtigung der ökologischen Bewertung zukünftiger Werkstoff- und Antriebstechnologien
Universität Stuttgart (Dissertation)

Im Kontext der globalen Klimakrise und der Notwendigkeit nachhaltiger Mobilität rücken Fahrzeugtechnologieszzenarien in den Fokus, die eine ökologische Bewertung zukünftiger Werkstoff- und Antriebstechnologien ermöglichen. Im Rahmen dieser Dissertation wurden die Stoff- und Energiebilanzen verschiedener Pkw-Antriebstechnologien untersucht und für Szenarien bis 2040 wichtige ökologische Indikatoren bestimmt. Ziel war es, die Technologien im Hinblick auf ihren ökologischen Gesamtnutzen zu untersuchen und den potenziellen Einfluss verschiedener Umweltkriterien auf Kaufentscheidung und Marktentwicklung der Pkw-Neufahrzeuge in Deutschland zu bestimmen. Hierfür wurde die Betrachtung der Einzeltechnologien mit einem Fahrzeugmarkt-Szenariomodell für Deutschland gekoppelt.

Im ersten Schritt werden alternative und konventionelle Fahrzeuge anhand von Stoffstrommodellen miteinander verglichen. Im zweiten Schritt werden mithilfe von Simulationen aus dem Fahrzeugmarkt-Szenariomodell VECTOR21 Rückschlüsse auf Auswirkungen verschiedener Bewertungssystemgrenzen auf die Neufahrzeugflotten in Deutschland analysiert. Über die reine ökobilanzielle Bewertung der Fahrzeuge hinaus wurde in dieser Arbeit der Auswahlprozess bei der Kaufentscheidung der Pkw-Nutzer abhängig von ökologischen Indikatoren abgebildet. Es werden dabei nicht nur zusätzliche Umweltparameter, sondern auch die Herstellung der Fahrzeuge und ihre Entsorgung mit in die berücksichtigten Kennzahlen einbezogen und somit als wichtiger Bestandteil der Kaufentscheidung zugrunde gelegt.

Die ökologische Bewertung zeigt deutlich niedrigere Treibhausgasemissionen bei Betrachtung des gesamten Lebenswegs von Hybriden und batterieelektrischen Pkws. Dieser Vorteil steigt bis 2040 kontinuierlich an. Jedoch gilt dies nicht für alle Wirkungskategorien. Das Versauerungspotenzial oder der Verbrauch metallischer Ressourcen bspw. sind nachteilig für die elektrifizierten Antriebe. Die Modellierung des Neufahrzeugmarkts mit VECTOR21 zeigt eine deutliche Bewegung hin zu elektrifizierten Antrieben. Die Einführung von umweltbezogenen Entscheidungskriterien beschleunigt den Markthochlauf von batterieelektrischen Fahrzeugen, wenn zusätzlich zu Treibhausgasemissionen Indikatoren für die Luftqualität berücksichtigt werden. Andererseits sind die Emissionen in der Fahrzeugherstellung für elektrische Pkws höher, sodass die Berücksichtigung dieser höheren Emissionen bei der Kaufentscheidung den Markthochlauf dämpfen kann.

Der entwickelte Modellansatz und die Ergebnisse dieser Dissertation ermöglichen es, Abhängigkeiten zwischen der Technologieentwicklung auf dem Pkw-Markt und dem ökologischen Nutzen der Technologien zu untersuchen sowie potenzielle Einflüsse verschiedener Umweltkennzahlen auf den Kaufentscheidungsprozess zu beziffern. Die Arbeit leistet somit einen Beitrag zur Identifizierung ökologisch günstiger Pkw-Entwicklungspfade und geeigneter Maßnahmen zur Verringerung von Umweltbelastungen aus dem Pkw-Sektor.

Vehicle technology, life cycle assessment (LCA), material flow models, life cycle, vehicle market scenarios, purchasing decisions

(Published in German)

Simone EHRENBERGER

German Aerospace Center (DLR), Institute of Vehicle Concepts, Stuttgart

Vehicle technology scenarios taking into account the ecological assessment of future material and drive-train technologies

University of Stuttgart (PhD thesis)

In the context of the global climate crisis and the need for sustainable mobility, vehicle technology scenarios that enable an ecological assessment of future material and powertrain technologies are stepping into focus. In this research work, the material and energy balances of various passenger car powertrain technologies were investigated and important ecological indicators were determined for scenarios up to 2040. The aim was to examine various vehicle technologies in terms of their overall ecological benefit and to determine the potential influence of several environmental criteria on purchase decisions and the market development of new passenger cars in Germany. For this purpose, the analysis of the individual technologies is coupled with a vehicle market scenario model for Germany.

In the first step, alternative and conventional vehicles are compared using material flow models. In the second step, simulations from the VECTOR21 vehicle market scenario model are used to analyze the effects of different system boundaries for assessment on the new vehicle fleets. Beyond the life cycle assessment of the vehicles, the selection process and purchase decision by passenger car customers was extended and ecological indicators were integrated. Not only additional environmental parameters, but also the production of the vehicles and their disposal are included in the indicators taken into account.

The ecological assessment shows significantly lower greenhouse gas emissions when considering the entire life cycle of hybrid and battery electric passenger cars. This advantage increases continuously until 2040. However, this does not apply to all environmental impact categories: the acidification potential or the consumption of metallic resources, for example, are disadvantageous for the electrified vehicles. Modeling of the new vehicle market with VECTOR21 shows a clear movement toward electrified vehicles. The introduction of environmental decision criteria accelerates the market ramp-up of battery electric vehicles when air quality indicators are considered in addition to greenhouse gas emissions. On the other hand, vehicle manufacturing emissions are higher for electric passenger cars, so considering these higher emissions in the purchase decision may restrain the market ramp-up. The developed modeling approach and the results of this work offer the possibility to investigate dependencies between technology developments in the passenger car market and the environmental benefits of the technologies, as well as to quantify potential influences of different environmental indicators on the purchase decision process. The work thus contributes to the identification of ecologically favorable passenger car development paths for Germany and suitable measures to reduce environmental impacts from the passenger car sector.

Fahrzeugtechnologieszzenarien unter Berücksichtigung der ökologischen Bewertung zukünftiger Werkstoff- und Antriebstechnologien

**Vehicle technology scenarios taking into account the ecological assessment of
future material and drive-train technologies**

Von der Fakultät Konstruktions-, Produktions- und Fahrzeugtechnik der
Universität Stuttgart zur Erlangung der Würde eines Doktors der
Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.) genehmigte Abhandlung

Vorgelegt von

Dipl.-Geoökol. Simone I. Ehrenberger

aus Naila, Deutschland

Hauptberichter:	Prof. Dr.-Ing. Horst E. Friedrich
Mitberichterin:	Prof. Dr. rer. soc. Meike Jipp
Mitberichter:	Prof. Dr.-Ing. Tjark Siefkes
Tag der mündlichen Prüfung:	17. Juni 2024

Institut für Fahrzeugtechnik, Universität Stuttgart

Angefertigt am Institut für Fahrzeugkonzepte,
Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR) e.V. Stuttgart

D93 (Dissertation Universität Stuttgart)

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Tätigkeit als wissenschaftliche Mitarbeiterin am Institut für Fahrzeugkonzepte des Deutschen Zentrums für Luft- und Raumfahrt in Stuttgart. Sie wäre ohne die Unterstützung und das Engagement vieler Personen unvollständig geblieben. Dem ehemaligen Direktor des DLR Instituts für Fahrzeugkonzepte, Herrn Prof. Dr. Horst E. Friedrich, danke ich für die Möglichkeit zur Promotion, die sehr guten Rahmenbedingungen am Institut und das entgegengebrachte Vertrauen. Ebenso danke ich Dr. Stephan Schmid für die fachliche Betreuung, den wertvollen Input und die konstruktive Kritik während der Entstehung dieser Arbeit.

An meine Kollegen der Abteilung Fahrzeugsysteme und Technologiebewertung geht ebenfalls ein herzliches Dankeschön. Ihre aufgeschlossene Einstellung und die anregenden Diskussionen haben zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen.

Des Weiteren möchte ich meiner Familie für ihre Geduld und ihr Verständnis danken. Sie haben mich stets ermutigt weiterzumachen und ohne ihre Unterstützung wäre diese Arbeit nicht möglich gewesen.

Stuttgart, Juni 2024

Simone Ehrenberger

Kurzfassung

Im Kontext der globalen Klimakrise und der Notwendigkeit nachhaltiger Mobilität rücken Fahrzeugtechnologieszzenarien in den Fokus, die eine ökologische Bewertung zukünftiger Werkstoff- und Antriebstechnologien ermöglichen. Im Rahmen dieser Dissertation wurden die Stoff- und Energiebilanzen verschiedener Pkw-Antriebstechnologien untersucht und für Szenarien bis 2040 wichtige ökologische Indikatoren bestimmt. Ziel war es, die Technologien im Hinblick auf ihren ökologischen Gesamtnutzen zu untersuchen und den potenziellen Einfluss verschiedener Umweltkriterien auf Kaufentscheidung und Marktentwicklung der Pkw-Neufahrzeuge in Deutschland zu bestimmen. Hierfür wurde die Betrachtung der Einzeltechnologien mit einem Fahrzeugmarkt-Szenariomodell für Deutschland gekoppelt.

Im ersten Schritt werden alternative und konventionelle Fahrzeuge anhand von Stoffstrommodellen miteinander verglichen. Im zweiten Schritt werden mithilfe von Simulationen aus dem Fahrzeugmarkt-Szenariomodell VECTOR21 Rückschlüsse auf Auswirkungen verschiedener Bewertungssystemgrenzen auf die Neufahrzeugflotten in Deutschland analysiert. Über die reine ökobilanzielle Bewertung der Fahrzeuge hinaus wurde in dieser Arbeit der Auswahlprozess bei der Kaufentscheidung der Pkw-Nutzer abhängig von ökologischen Indikatoren abgebildet. Es werden dabei nicht nur zusätzliche Umweltparameter, sondern auch die Herstellung der Fahrzeuge und ihre Entsorgung mit in die berücksichtigten Kennzahlen einbezogen und somit als wichtiger Bestandteil der Kaufentscheidung zugrunde gelegt.

Die ökologische Bewertung zeigt deutlich niedrigere Treibhausgasemissionen bei Betrachtung des gesamten Lebenswegs von Hybriden und batterieelektrischen Pkws. Dieser Vorteil steigt bis 2040 kontinuierlich an. Jedoch gilt dies nicht für alle Wirkungskategorien. Das Versauerungspotenzial oder der Verbrauch metallischer Ressourcen bspw. sind nachteilig für die elektrifizierten Antriebe. Die Modellierung des Neufahrzeugmarkts mit VECTOR21 zeigt eine deutliche Bewegung hin zu elektrifizierten Antrieben. Die Einführung von umweltbezogenen Entscheidungskriterien beschleunigt den Markthochlauf von batterieelektrischen Fahrzeugen, wenn zusätzlich zu

Treibhausgasemissionen Indikatoren für die Luftqualität berücksichtigt werden. Andererseits sind die Emissionen in der Fahrzeugherstellung für elektrische Pkws höher, sodass die Berücksichtigung dieser höheren Emissionen bei der Kaufentscheidung den Markthochlauf dämpfen kann.

Der entwickelte Modellansatz und die Ergebnisse dieser Dissertation ermöglichen es, Abhängigkeiten zwischen der Technologieentwicklung auf dem Pkw-Markt und dem ökologischen Nutzen der Technologien zu untersuchen sowie potenzielle Einflüsse verschiedener Umweltkennzahlen auf den Kaufentscheidungsprozess zu beziffern. Die Arbeit leistet somit einen Beitrag zur Identifizierung ökologisch günstiger Pkw-Entwicklungspfade und geeigneter Maßnahmen zur Verringerung von Umweltbelastungen aus dem Pkw-Sektor.

Abstract

In the context of the global climate crisis and the need for sustainable mobility, vehicle technology scenarios that enable an ecological assessment of future material and powertrain technologies are stepping into focus. In this research work, the material and energy balances of various passenger car powertrain technologies were investigated and important ecological indicators were determined for scenarios up to 2040. The aim was to examine various vehicle technologies in terms of their overall ecological benefit and to determine the potential influence of several environmental criteria on purchase decisions and the market development of new passenger cars in Germany. For this purpose, the analysis of the individual technologies is coupled with a vehicle market scenario model for Germany.

In the first step, alternative and conventional vehicles are compared using material flow models. In the second step, simulations from the VECTOR21 vehicle market scenario model are used to analyze the effects of different system boundaries for assessment on the new vehicle fleets. Beyond the life cycle assessment of the vehicles, the selection process and purchase decision by passenger car customers was extended and ecological indicators were integrated. Not only additional environmental parameters, but also the production of the vehicles and their disposal are included in the indicators taken into account.

The ecological assessment shows significantly lower greenhouse gas emissions when considering the entire life cycle of hybrid and battery electric passenger cars. This advantage increases continuously until 2040. However, this does not apply to all environmental impact categories: the acidification potential or the consumption of metallic resources, for example, are disadvantageous for the electrified vehicles. Modeling of the new vehicle market with VECTOR21 shows a clear movement toward electrified vehicles. The introduction of environmental decision criteria accelerates the market ramp-up of battery electric vehicles when air quality indicators are considered in addition to greenhouse gas emissions. On the other hand, vehicle manufacturing emissions are higher for electric passenger cars, so considering these higher emissions in the purchase decision may restrain the market ramp-up.

The developed modeling approach and the results of this work offer the possibility to investigate dependencies between technology developments in the passenger car market and the environmental benefits of the technologies, as well as to quantify potential influences of different environmental indicators on the purchase decision process. The work thus contributes to the identification of ecologically favorable passenger car development paths for Germany and suitable measures to reduce environmental impacts from the passenger car sector.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung	v
Abstract	vii
Tabellenverzeichnis	xi
Abbildungsverzeichnis	xii
Abkürzungsverzeichnis	xv
1 Thematischer Kontext und Motivation	1
1.1 Emissionen des Straßenverkehrs in Deutschland	1
1.2 Stand der Forschung.....	3
1.3 Zielsetzung.....	6
1.4 Vorgehensweise.....	7
2 Technische und methodische Grundlagen der Arbeit	10
2.1 Pkw-Markt und Fahrzeugtechnologien.....	10
2.2 Die Ökobilanzierung	19
2.2.1 Methodische Grundlagen	19
2.2.2 Anwendung der Ökobilanz-Methode für die Pkw-Bewertung	24
2.3 Das VECTOR21-Modell	29
2.3.1 Modellierung des Neufahrzeugmarkts mit dem Total-Cost-of-Ownership-Ansatz....	29
2.3.2 Abbildung der Kaufentscheidung mit dem Ansatz der Nutzenbewertung	33
3 Neuartige Integration von Stoffströmen verschiedener Fahrzeugtypen in ein Fahrzeugtechnik-Szenariomodell	36
3.1 Übersicht über den methodischen Ansatz der Arbeit	36
3.2 Flexibilisierung der Stoffstrommodellierung für verschiedene Fahrzeugtechnologien	39
3.3 Einsatz verschiedener Umweltkennzahlen in VECTOR21	42
3.4 Kombination von V21 und Stoffstrommodell.....	47
4 Stoffstrommodellierung der Produktion und des End-of-Life für die betrachteten Fahrzeuge	49
4.1 Untersuchungsrahmen des Stoffstrom- und Ökobilanzmodells für Pkws	49
4.2 Modellierung der betrachteten Fahrzeugantriebe	56
4.2.1 Bauteile und Werkstoffverteilung der Fahrzeuge.....	56
4.2.2 Werkstoffe und Bearbeitungsverfahren	59
4.2.3 Strommix in Deutschland für Fahrzeugherstellung und Betrieb	63
4.2.4 Transportprozesse für die Fahrzeugproduktion	64
4.3 Charakteristika der modellierten Fahrzeuge	64
4.3.1 Konventioneller Antriebsstrang.....	64
4.3.2 Elektrischer Antriebsstrang.....	65
4.3.3 Brennstoffzellen	67
4.3.4 Rest des Fahrzeugs.....	69
4.4 Ende der Lebensdauer – Recycling.....	70

4.4.1	End-of-Life	70
4.4.2	Definition der Verwertungsprozesse für verschiedene Bauteile.....	71
4.4.3	Entwicklung von Materialkreisläufen am Beispiel der Li-Ionen Batterien.....	72
5	Modellierung von Fahrzeugnutzung und Emissionsfaktoren aus Messkampagnen	77
5.1	Emissionsfaktoren des Fahrzeugbetriebs	77
5.2	Analyse von PHEV-Emissionen	81
5.2.1	Datenerhebung	81
5.2.2	Auswertung	84
5.2.3	Korrelationsanalyse der PHEV-Emissionen	87
6	Ergebnisse der Ökobilanzierung und Fahrzeugmarkt-Szenarienrechnungen	96
6.1	Vergleich verschiedener Fahrzeugkonzepte anhand ökologischer Kenngrößen	96
6.1.1	Analyse verschiedener Fahrzeugbauteile	96
6.1.2	Analyse des Treibhausgas- und Versauerungspotenzials für den gesamten Lebensweg	107
6.1.3	Auswertung weiterer Wirkungskategorien	115
6.1.4	Sensitivitätsanalyse.....	118
6.2	Flottenzusammensetzung nach veränderten Kaufentscheidungen.....	123
6.2.1	Ergebnisse der TCO-Modellierung mit VECTOR21	123
6.2.2	Ergebnisse der Modellierung mit dem Nutzenansatz in VECTOR21	129
6.3	Batterien für Recycling	136
7	Diskussion und Schlussfolgerungen	140
8	Zusammenfassung und Ausblick	147
8.1	Methodik und Modellansatz der Arbeit.....	147
8.2	Zentrale Ergebnisse	151
8.3	Wissenschaftlicher Mehrwert	152
8.4	Limitationen und weiterer Forschungsbedarf.....	155
9	Literatur	157
10	Anhang	178
Anhang A.....		178
Anhang B.....		179
Anhang C.....		183
Anhang D.....		190

Tabellenverzeichnis

<i>Tabelle 4-1: Fahrzeuge mit verfügbaren Informationen zu Stücklisten und Werkstoffen</i>	<i>57</i>
<i>Tabelle 4-2: Durchschnittliches Gewicht der Komponenten des Verbrennungs-Antriebsstrangs in [kg].....</i>	<i>65</i>
<i>Tabelle 4-3: Durchschnittliches Gewicht der Komponenten des elektrischen Antriebsstrangs in [kg].....</i>	<i>65</i>
<i>Tabelle 4-4: Durchschnittliches Gewicht der Komponenten des Lithium-Ionen-Batteriesystems in [kg].....</i>	<i>66</i>
<i>Tabelle 4-5: Durchschnittliches Gewicht der im Fahrzeug enthaltenen Flüssigkeiten [kg]</i>	<i>69</i>
<i>Tabelle 5-1: Technische Spezifikationen der untersuchten Fahrzeuge.....</i>	<i>83</i>
<i>Tabelle 5-2: Korrelationskoeffizient der Partikelanzahl mit anderen Parametern.....</i>	<i>89</i>
<i>Tabelle 6-1: LCIA-Ergebnisse für den ICE-Antriebsstrang im M-Segment</i>	<i>98</i>
<i>Tabelle 6-2: LCIA-Ergebnisse für den elektrischen Antriebsstrang im M-Segment.....</i>	<i>101</i>
<i>Tabelle 6-3: LCIA-Ergebnisse für das LIB-System</i>	<i>102</i>
<i>Tabelle 6-4: Korrelationskoeffizient der Partikelanzahl mit anderen Parametern.....</i>	<i>103</i>
<i>Tabelle 6-5: LCIA-Ergebnisse in kg für die Lithium-Ionen-Batteriezelle.....</i>	<i>104</i>
<i>Tabelle 6-6: LCIA-Ergebnisse für die Komponentengruppen der sonstigen Fahrzeugbauteile..</i>	<i>105</i>
<i>Tabelle B-1: Masse der Komponentengruppen je nach Antriebstyp und Segment.....</i>	<i>180</i>
<i>Tabelle B-2: Detaillierte Daten zum Strommix Deutschland 2010 bis 2050.....</i>	<i>181</i>
<i>Tabelle C-1: Emissionsfaktoren je nach Antriebstyp und Segment in 2015.....</i>	<i>183</i>
<i>Tabelle C-2: Emissionsfaktoren je nach Antriebstyp und Segment in 2030.....</i>	<i>186</i>
<i>Tabelle C-3: Emissionsfaktoren je nach Antriebstyp und Segment in 2040.....</i>	<i>188</i>
<i>Tabelle D-1: Ergebnisse verschiedener Wirkungskategorien das Jahr 2015.....</i>	<i>190</i>
<i>Tabelle D-2: Ergebnisse verschiedener Wirkungskategorien das Jahr 2030.....</i>	<i>193</i>
<i>Tabelle D-3: Ergebnisse verschiedener Wirkungskategorien das Jahr 2040.....</i>	<i>196</i>

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1: Treibhausgasemissionen des Verkehrs in Deutschland von 1990 bis 2030.....	3
Abbildung 1-2: Vorgehensweise und Schwerpunkte der Arbeit.....	9
Abbildung 2-1: Neuwagen in Deutschland – Anteile verschiedener Antriebe und Anzahl PEV 2010 bis 2019	10
Abbildung 2-2: Arten von Fahrzeugen in Abhängigkeit vom Grad der Elektrifizierung.....	11
Abbildung 2-3: Bestandteile einer Ökobilanz nach ISO 14040.....	20
Abbildung 2-4: Modellstruktur von VECTOR21	31
Abbildung 2-5: Variation des Auswahlprozesses in VECTOR21	33
Abbildung 3-1: Verbindung der Analyse von Material- und Energieflüssen mit dem VECTOR21- Modell.....	38
Abbildung 3-2: Schematische Übersicht über Modellierung von Materialflüssen für Fahrzeugszenarien	39
Abbildung 3-3: Eingabemaske für die Umberto-Stoffstrommodelle	42
Abbildung 3-4: Erweiterung der Kriterien für die Nutzenfunktion um eine Umweltgröße.....	46
Abbildung 3-5: Ablaufschema der Modellrechnungen	48
Abbildung 4-1: Übersicht über Modellierung von Materialflüssen für Fahrzeugszenarien	49
Abbildung 4-2: Beispiel der obersten Ebene eine Stoffstromnetzes für PHEVs.....	52
Abbildung 4-3: Stoffstrommodell für Lithium-Ionen-Batterien bestehend aus Modulkomponenten (oben) und Zellenkomponenten (unten).....	53
Abbildung 4-4: Zusammensetzung repräsentativer Pkws unterteilt nach Antrieb und Fahrzeuggröße.....	58
Abbildung 4-5: Zusammensetzung des Antriebs repräsentativer Pkws unterteilt nach Antrieb und Fahrzeuggröße.....	58
Abbildung 4-6: Zusammensetzung von Fahrwerk, Karosserie und dem restlichen Fahrzeug repräsentativer Pkws unterteilt nach Antrieb und Fahrzeuggröße.....	59
Abbildung 4-7: Strommix Deutschland 2010 bis 2050	63
Abbildung 4-8: Spezifische Energiedichte von Lithium-Ionen-Batterien bis 2040	75
Abbildung 5-1: Messaufbau für die Erhebung von Emissionsdaten	84
Abbildung 5-2: Schematischer Ablauf der Berechnung von Emissionsfaktoren.....	85
Abbildung 5-3: Heatmap-Übersicht der Messdaten verschiedener Tests von PHEV 2 (hohe Korrelation rot, niedrige Korrelation weiß).....	88
Abbildung 5-4: Streudiagramm verschiedener Tests von PHEV 2	90
Abbildung 5-5: Mittlere Korrelationskoeffizienten zwischen Emissionen und drei Fahrparametern im CD, CS und Hybrid-Modus.....	91
Abbildung 5-6: Vergleich der Emissionsfaktoren verschiedener PHEV.....	93
Abbildung 5-7: Korrelation zwischen elektrischem Anteil und den CO ₂ -Emissionen.....	94
Abbildung 5-8: Korrelation zwischen elektrischem Anteil und den Partikelemissionen	94

<i>Abbildung 6-1: Anteile verschiedener Komponentengruppen des Antriebsstrangs eines M-PHEV an ausgewählten Wirkungskategorien.....</i>	<i>97</i>
<i>Abbildung 6-2: Anteile der Fahrzeugherstellung anhand der einzelnen Bauteilgruppen für verschiedene Wirkungskategorien.....</i>	<i>107</i>
<i>Abbildung 6-3: GWP über den Lebensweg verschiedener Antriebsarten des M-Segments für das Jahr 2015.....</i>	<i>108</i>
<i>Abbildung 6-4: TAP über den Lebensweg verschiedener Antriebsarten des M-Segments für das Jahr 2015.....</i>	<i>109</i>
<i>Abbildung 6-5: GWP über den Lebensweg verschiedener Antriebsarten des M-Segments für das Jahr 2015.....</i>	<i>110</i>
<i>Abbildung 6-6: GWP verschiedener Fahrzeugtypen für 2015, 2030 und 2040.....</i>	<i>112</i>
<i>Abbildung 6-7: TAP verschiedener Fahrzeugtypen für 2015, 2030 und 2040.....</i>	<i>113</i>
<i>Abbildung 6-8: Entwicklung der Treibhausgasemissionen von konventionellen Pkws (G und D) und BEVs über eine Lebensdauer von 15 Jahren und einer Fahrleistung von 200.000 km.....</i>	<i>114</i>
<i>Abbildung 6-9: Entwicklung des TAP-Indikators von konventionellen Pkw (G und D) und BEVs über eine Lebensdauer von 15 Jahren und einer Fahrleistung von 200.000 km.....</i>	<i>115</i>
<i>Abbildung 6-10: Vergleich der Antriebstypen im M-Segment anhand verschiedener Wirkungskategorien in 2015.....</i>	<i>117</i>
<i>Abbildung 6-11: Vergleich der Antriebstypen im M-Segment anhand verschiedener Wirkungskategorien in 2015.....</i>	<i>117</i>
<i>Abbildung 6-12: Änderungen des GWP und TAP bei Änderung der Energievorkettenemissionen bei G- und BEV-Fahrzeugen.....</i>	<i>119</i>
<i>Abbildung 6-13: Ergebnisse ausgewählter Wirkungskategorien bei Änderungen der Energievorkettenemissionen.....</i>	<i>120</i>
<i>Abbildung 6-14: Ergebnisse für das GWP bei Änderung der angenommenen Laufleistung (G, G-HEV, PHEV, FCEV: 200.000 km, D: 300.000 km, BEV 160.000 km).....</i>	<i>121</i>
<i>Abbildung 6-15: GWP bei angenommenem einmaligen Austausch der Traktionsbatterie.....</i>	<i>122</i>
<i>Abbildung 6-16: TAP bei angenommenem einmaligen Austausch der Traktionsbatterie.....</i>	<i>123</i>
<i>Abbildung 6-17: Neufahrzeugmarkt in Deutschland für das Basisszenario im VECTOR21-TCO-Modell.....</i>	<i>124</i>
<i>Abbildung 6-18: Neufahrzeugmarkt unter Einbeziehung der Treibhausgasemissionen der Fahrzeugproduktion.....</i>	<i>125</i>
<i>Abbildung 6-19: Neufahrzeugmarkt unter Einbeziehung der GWP- und TAP-Potenziale der Fahrzeugnutzung.....</i>	<i>126</i>
<i>Abbildung 6-20: GWP der Fahrzeugproduktion aller Neufahrzeuge in zwei TCO-Szenarien ...</i>	<i>127</i>
<i>Abbildung 6-21: Treibhausgasemissionen aus dem jährlichen Betrieb (TTW) der Neufahrzeuge in zwei TCO-Szenarien.....</i>	<i>128</i>
<i>Abbildung 6-22: Cradle-to-grave MDP der Neufahrzeuge in zwei TCO-Szenarien.....</i>	<i>129</i>
<i>Abbildung 6-23: Neufahrzeugmarkt in Deutschland für das Basisszenario in VECTOR21 mit dem nutzenbasierten Ansatz.....</i>	<i>130</i>

<i>Abbildung 6-24: Neufahrzeugmarkt unter Einbeziehung der GWP auf Well-to-wheel -Basis in VECTOR21 mit dem nutzenbasierten Ansatz</i>	<i>131</i>
<i>Abbildung 6-25: Neufahrzeugmarkt unter Einbeziehung des GWP auf cradle-to-grave Basis in VECTOR21 mit dem nutzenbasierten Ansatz</i>	<i>132</i>
<i>Abbildung 6-26: Neufahrzeugmarkt unter Einbeziehung der GWP- und TAP-Potenziale der Fahrzeugnutzung in VECTOR21 mit dem nutzenbasierten Ansatz.....</i>	<i>133</i>
<i>Abbildung 6-27: GWP der Fahrzeugproduktion (oben) und Treibhausgasemissionen aus dem jährlichen Betrieb (TTW, unten) aller Neufahrzeuge in zwei VECTOR21 Szenarien.....</i>	<i>135</i>
<i>Abbildung 6-28: Cradle-to-grave MDP der Neufahrzeuge in zwei VECTOR21 Szenarien.....</i>	<i>135</i>
<i>Abbildung 6-29: Überlebenskurven nach Fahrzeugsegmenten</i>	<i>137</i>
<i>Abbildung 6-30: Vergleich der potenziellen jährlichen Rücklaufmenge Li-Ionen Batterie und der kumulierten Werte Rücklaufmenge im CTG Szenario des nutzenbasierten VECTOR21-Modells.....</i>	<i>138</i>
<i>Abbildung 6-31: Vergleich der potenziellen jährlichen Rücklaufmenge Li-Ionen Batterie und der kumulierten Werte Rücklaufmenge im GWP+TAP Szenario des nutzenbasierten VECTOR21-Modells.....</i>	<i>138</i>
<i>Abbildung 7-1: Durchschnittliche Anteile des LIB-Systems und des elektrischen Antriebsstrangs an verschiedenen Wirkungskategorien.....</i>	<i>141</i>
<i>Abbildung A-1: Schematische Darstellung der Kundenmodellierung in VECTOR21 (TCO-Modell)</i>	<i>178</i>
<i>Abbildung A-2: Schema des nutzenbasierten VECTOR21-Modells.....</i>	<i>178</i>
<i>Abbildung B-1: Kunststoffe in der Werkstoffzusammensetzung der Pkws.....</i>	<i>179</i>
<i>Abbildung B-2: Alternativer Strommix für die Sensitivitätsanalyse.....</i>	<i>179</i>

Abkürzungsverzeichnis

BEV	Batterieelektrisches Fahrzeug
BMS	Batteriemanagementsystem
BOM	Bill of Materials (Materialliste)
BoP	Balance of Plant
CD	Charge depletion (Fahrmodus bei PHEVs)
CED	Kumulierter Energiebedarf (cumulated energy demand)
CFK	Kohlefaserverstärkter Kunststoff
CO	Kohlenmonoxid
CO ₂	Kohlendioxid
CO _{2eq}	CO ₂ -Äquivalente
CS	Charge sustaining (Fahrmodus bei PHEVs)
CTG	Cradle to Grave
D	Dieselfahrzeug
D-HEV	Diesel-Hybridfahrzeug
ECU	Elektronisches Steuergerät
EoL	End-of-life
EU	Europäische Union
FCEV	Brennstoffzellenfahrzeug (fuel cell electric vehicle)
FDP	Abbaupotenzial fossiler Rohstoffe (fossil depletion potential)
FEP	Süßwassereutrophierung (freshwater eutrophication)
FSM	Fremderregte Synchronmaschine
FTIR	Fourier-Transform-Infrarotspektroskopie
(G-)PHEV	Plug-in elektrisches Hybridfahrzeug
G	Benzinfahrzeug (gasoline)
G-HEV	Benzin-Hybridfahrzeug
GWP	Treibhauspotenzial (global warming potential)
HBEFA	Handbuch Emissionsfaktoren
HC	Kohlenwasserstoffe (hydro carbons)
HEV	Hybridfahrzeug

HTP	Potenzial für Humantoxizität (human toxicity potential)
HV	Hochspannung (high voltage)
ICE	Verbrennungsmotor (internal combustion engine)
KBA	Kraftfahrtbundesamt
Kfz	Kraftfahrzeug
KSG	Bundes-Klimaschutzgesetz
LCA	Ökobilanz (life cycle assessment)
LCIA	Wirkungsabschätzung (life cycle impact assessment)
LFP	Lithium-Eisenphosphat-Batterie
LIB	Lithium-Ionen-Batterie
LOD	Nachweisgrenze (limit of detection)
MDP	Metallabbaupotenzial (metal depletion potential)
MEA	Membran-Elektroden-Einheit
MEP	Meereseutrophierungspotenzial
METP	Meerestoxizitätspotenzial
NEFZ	Neuer Europäischer Fahrzyklus
NE	Nicht-Eisen(-Metalle)
NiMH	Nickel-Metallhydrid-Batterie
NMC	Nickel-Manga-Cobalt-Batterie
NMVOC	Nicht-Methan flüchtige organische Verbindungen (non methane volatile organic compounds)
NO _x	Stickoxide
ODP	Ozonabbaupotenzial (ozone depletion potential)
OEM	Original Equipment Manufacturer; in dieser Arbeit: Pkw-Hersteller
PA	Polyamid
PE	Polyethylen
PEV	Plug-in Fahrzeuge
PEM	Protonen-Austausch-Membran-Brennstoffzelle (proton exchange membrane)
Pkw	Personenkraftwagen
PMFP	Feinstaubbildungspotenzial

PN	Partikelanzahl (particle number)
POFP	Potential zur Bildung photochemischer Oxidantien (photochemical oxidants formation potential)
PP	Polypropylen
PSM	Permanenterregte Synchronmaschine
PU	Polyurethan
RCO	Relevant Cost of Ownership
RoV	Rest of Vehicle
SLI	Starting-lighting-ignition (Starterbatterie)
SMR	Dampf-Methan-Reformer (steam methane reformer)
SO ₂	Schwefeldioxid
SO _{2eq}	SO ₂ -Äquivalente
SOA	Sekundäre organische Aerosolkomponenten
SOC	Ladestand der Traktionsbatterie (state of charge)
TAP	Terrestrisches Versauerungspotenzial (terrestrial acidification potential)
TCO	Total Cost of Ownership
THC	Gesamtsumme der Kohlenwasserstoffe (total hydrocarbons)
THG	Treibhausgase
V21	VECTOR21
VOC	Flüchtige organische Verbindungen (volatile organic compounds)
WDP	Wasserverbrauchspotenzial (water depletion potential)
WLTC	Worldwide harmonized light-duty vehicles test cycle
WLTP	Worldwide harmonized light-duty vehicles test procedure
WTP	Willingness-to-Pay
WTT	Well to Tank
WTW	Well to Wheel

1 Thematischer Kontext und Motivation

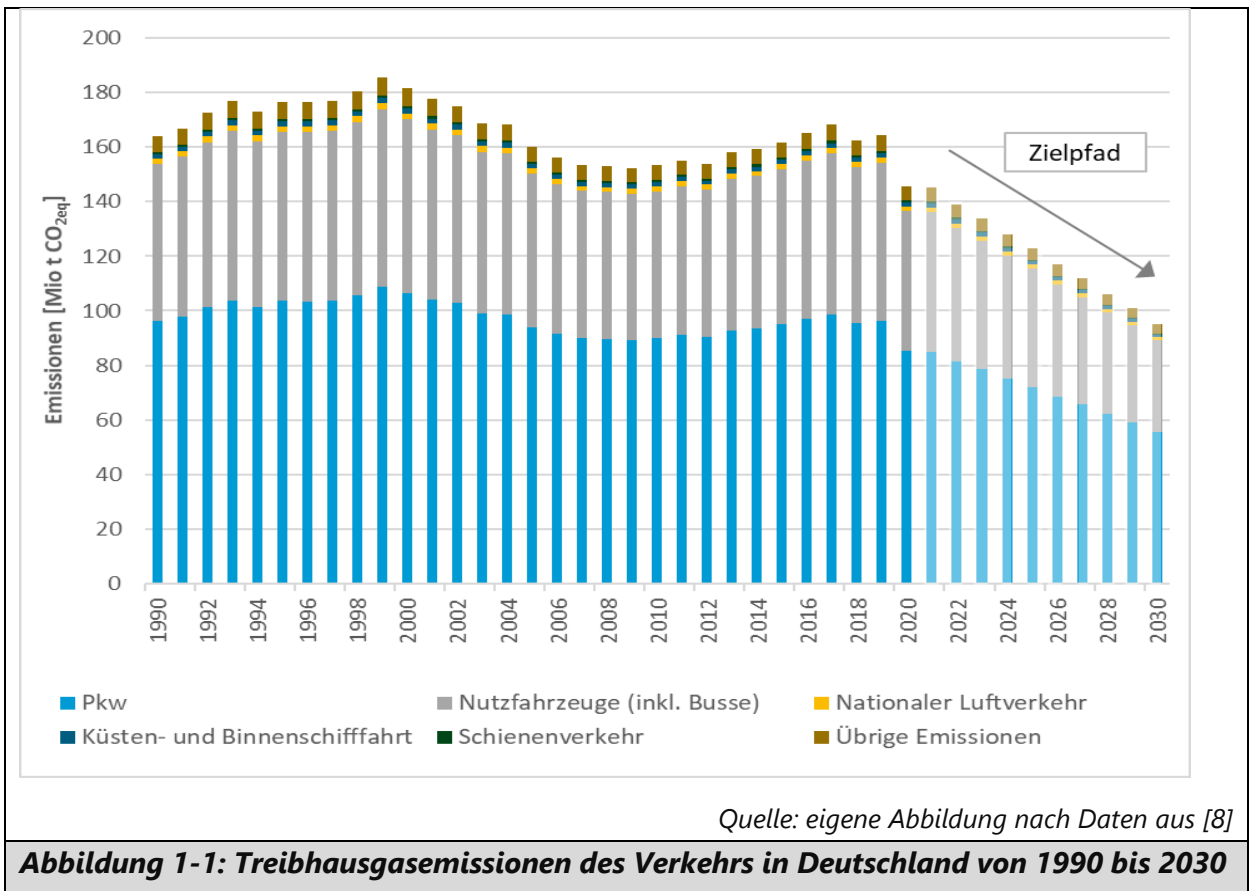
1.1 Emissionen des Straßenverkehrs in Deutschland

Der Straßenverkehr in Deutschland ist für über 90 % der CO₂-Emissionen des Verkehrs verantwortlich, was ungefähr 20 % des gesamten nationalen CO₂-Ausstoßes entspricht [1]. Der größte Anteil mit über 60 % resultiert aus dem Pkw-Verkehr ([1], Abbildung 1-1). Angesichts der prognostizierten Klimaerwärmung und einer potenziellen zukünftigen Ressourcenknappheit gibt es verschiedene politische Ansätze, den Pkw-Markt nachhaltiger zu gestalten. Dazu zählen die finanziellen Anreize zur Förderung der Elektromobilität [2] ebenso wie die zuletzt 2019 verschärften EU-weiten Vorgaben zu den durchschnittlichen CO₂-Emissionen aus dem Fahrzeugbetrieb der Pkw-Flotten der einzelnen Hersteller [3]. Angesichts der Tatsache, dass die Emissionen des Verkehrs und der Pkws zwischen 1990 und 2019 auf annähernd gleichem Niveau verblieben sind, sollen diese Maßnahmen helfen, das im Bundes-Klimaschutzgesetz (KSG) festgelegte Ziel einer Minderung um 40 % für den Transportsektor zu erreichen (Abbildung 1-1). Neben dem Umgang mit der Klimaerwärmung ist in den vergangenen Jahren, nicht zuletzt verstärkt durch krisenbedingte Probleme bei den Lieferketten, die Gewährleistung der Ressourcensicherheit ein Thema, das politische Antworten erfordert. Für den Verkehr gehen die Bestrebungen über die Reduktion des Verbrauchs energetischer Rohstoffe hinaus und werden insbesondere in den Vorgaben zur Verwertung von Gesamtfahrzeugen [4] und von Traktionsbatterien [5] in Form von Recyclingzielen adressiert.

Es stehen verschiedene Technologien zu Verfügung oder sind in der Entwicklung, um Pkws in Zukunft CO₂- und ressourceneffizienter zu gestalten. Dazu zählt bspw., neben der zunehmenden Elektrifizierung des Antriebsstrangs, auch der Einsatz neuer Werkstoffe zur Gewichtsreduzierung. Obwohl diese technologischen Maßnahmen bereits in den vergangenen Jahren zu einer Effizienzverbesserung der einzelnen Fahrzeuge geführt haben, hat die Zunahme des Pkw-Verkehrs in Deutschland diese Verbesserungen hinsichtlich der Gesamtemissionen an Kohlendioxid aufgehoben [6]. Die Schadstoffemissionen des Pkw-Verkehrs sind hingegen im gleichen Zeitraum deutlich

gesunken (ebd.). Die Nutzung von Strom zum Betrieb von Fahrzeugen mit Elektroantrieb führt jedoch zu einer Verlagerung von Emissionen vom Verkehr in den Energiesektor, solange der Strom nicht vollständig aus erneuerbaren Energien gewonnen wird. Ähnlich verhält es sich mit der Verwendung von Leichtbauwerkstoffen, die in der Regel mit einer energieintensiveren Herstellung im Vergleich zu Stahl einhergehen [7]. Um die Wirksamkeit alternativer Technologien zu beurteilen, ist es daher notwendig, den gesamten Lebensweg der Pkws zu betrachten, da nur so mögliche Zielkonflikte und Verschiebungen von Umweltbelastungen in andere Sektoren beobachtet werden können. Das bedeutet, dass über den Fahrzeugbetrieb hinaus sowohl die Herstellung der Fahrzeuge und der Kraftstoffe als auch die Verwertung von Altfahrzeugen in die Bilanzierung von Emissionen und Ressourcenverbräuchen einbezogen werden müssen.

Um die Umsetzbarkeit der bestehenden CO₂-Ziele und der Reduktion des primären Ressourcenverbrauchs zu bewerten, ist eine Analyse der Emissionen in verschiedenen Fahrzeugmarkt-Szenarien notwendig. Dadurch können verschiedene politische Maßnahmen und ihre Auswirkungen auf die Marktdurchdringung verschiedener Antriebskonzepte analysiert werden. In Verbindung mit Daten zu den Emissionen in Betrieb, Herstellung und End-of-life lassen sich daraus die Gesamtemissionen und Ressourcenverbräuche aus dem Pkw-Markt in Deutschland ableiten. Umgekehrt stellt sich zudem die Frage, ob die Trends zu Emissionsminderung auch den Kauf der Pkws beeinflussen können. Hierzu müssen in entsprechenden Marktmodellen Informationen zu verschiedenen Emissionen verfügbar sein, was in bisherigen Modellen nicht umgesetzt ist.



1.2 Stand der Forschung

Der Einsatz neuer Fahrzeugtechnologien mit dem Ziel, die Pkws effizienter zu machen und Emissionen sowie Ressourcenverbräuche zu erzielen, gewinnt seit einigen Jahren an Bedeutung. Insbesondere der Energieverbrauch des Fahrzeugbetriebs und infolgedessen die Betriebsemissionen sollen durch Veränderungen des Antriebs und durch Leichtbaumaßnahmen reduziert werden. Sowohl die seit 2019 bekannten CO₂-Flottenziele bis 2030 [3], die gestiegenen Anforderungen an die Einhaltung der geltenden Emissionsgrenzwerte für bestimmte Schadstoffe [9] als auch die Furcht vor einer möglichen Ressourcenknappheit haben einen verstärkten Innovationsdruck im Pkw-Markt zur Folge.

Für die Höhe und Bewertung der Emissionen von konventionellen und neuen Pkw-Technologien in Deutschland und in andere Weltregionen gibt es diverse Analysen (z. B. [10, 11], vgl. Kapitel 2.2.2). Die Schwerpunkte liegen dabei auf der Bewertung verschiedener Antriebstypen sowie dem Einfluss verschiedener Energievorketten bei der Fahrzeugnutzung. Werden die Fahrzeuge in Deutschland betrieben, so zeigen

batterieelektrische Fahrzeuge bereits heute Vorteile bei weiterhin hohem Einfluss der Batterieherstellung auf die Gesamtemissionen und Ressourcenverbräuche. Die Bewertung verschiedener (Leichtbau-)Werkstoffe wird ebenfalls adressiert, wenn auch in geringerem Ausmaß. Je nach Technologie kann es bei verschiedenen Werkstoffen und alternativen Antriebskonzepten zu einer Verschiebung von Emissionen von der Nutzungsphase hin zur Herstellung und unter Umständen auch zur Entsorgungs- und Recyclingphase oder in eine andere geografische Region kommen. Beispiele hierfür sind die hohen Emissionen bei der Magnesiumherstellung bei gleichzeitiger Reduktion von CO₂-Emissionen in der Nutzungsphase oder die Verlagerung von Emissionen in die Strom- bzw. Batterieproduktion bei der Nutzung von lokal emissionsfreien Elektrofahrzeugen. Obwohl das Phänomen bekannt ist, zielen die aktuellen Regulierungen zur Emissionsminderung auf einzelne Lebensphasen eines Pkws ab, lassen jedoch den gesamten Lebensweg außer Acht. Deswegen wird der Nutzen verschiedener Technologien auf Komponenten- oder Fahrzeugebene betrachtet, ohne dass eine Verminderung der Gesamtemissionen über den Lebenszyklus zwingend notwendig ist. Dementsprechend konzentrieren sich die bestehenden Studien auf die Betrachtung von Komponenten von Einzelfahrzeugen.

Es stellt sich jedoch die Frage nach der ökologischen Wirksamkeit politischer Maßnahmen bezogen auf die gesamte potenzielle Fahrzeugflotte in Deutschland und bezogen auf die zeitliche Entwicklung der mit den neuen Technologien verbundenen Stoff- und Energieflüsse. Ein ökologischer Vergleich von alternativen Fahrzeugkonzepten ist durch diese Einschränkungen hinsichtlich strategischer Aussagen für den Gesamt-Pkw-Markt nur bedingt aussagekräftig.

Der Aspekt der zeitlichen Entwicklung von Emissionen wird zumeist mithilfe von Szenarien für ausgewählte Zieljahre behandelt. Ein neueres Tool namens Calculator des Paul-Scherrer-Instituts (2020) ermöglicht zudem die Anpassung von Hintergrundemissionen der Ökobilanzdatenbank ecoinvent. Es ist ebenfalls szenariobasiert und stellt zeit- und energieszenario-differenzierte Hintergrundinventare für die Zukunft, basierend auf den Ergebnissen des Integrated Assessment Model REMIND zur Verfügung. Im Vordergrund steht ebenfalls eine Parametrisierung der

Vordergrund- (d. h. die Fahrzeuge) und Hintergrundmodelle (d. h. die Kraftstoffversorgung, die Batteriechemie etc.). Fahrzeugtechnologieentwicklungen oder neue Prozesse für die Werkstoffherstellung sind jedoch nicht verfügbar. Ebenso können die bestehenden Ökobilanztools nicht die Erhebung neuer Daten zum Schließen von Datenlücken ersetzen. Vielmehr stehen generische Datensätze aus Ökobilanzdatenbanken zur Verfügung, die für eine Analyse von Fahrzeugtechnologien um spezifische Daten ergänzt werden müssen. Diese können entweder selbst erhoben werden oder aus anderen Datenquellen stammen. Für die Modellierung der Emissionen von Plug-in-Hybriden in der Nutzungsphase z. B. existieren keine Daten in Ökobilanzdatenbanken. Daher werden in dieser Arbeit Emissionen aus eigenen Messungen verwendet, die mit Informationen aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA, [12]) ergänzt werden.

Für die Entwicklung von gesamten Fahrzeugmärkten und die Marktdurchdringung von Fahrzeugtechnologien (vornehmlich Antriebstechnologien) existieren andersartige Modelle, die entweder auf einfachen Diffusionsmodellen, Konsumentenentscheidungsmodellen oder auf Agentenmodellen basieren [13, 14]. Die Modelltypen können auch miteinander kombiniert werden, um die Schwächen der jeweiligen Modellansätze abzufedern. Bestehende Modelle für den deutschen Fahrzeugmarkt sind bspw. das Modell OPTUM des Öko-Instituts und des Instituts für sozial-ökologische Forschung (ISOE), das Modell ALADIN des Fraunhofer Instituts für System- und Innovationsforschung (ISI), das Modell TREMOD des Heidelberger ifeu Instituts sowie das in der vorliegenden Arbeit verwendete Modell VECTOR21. Die Zielrichtung der Modelle ist sehr unterschiedlich und reicht von einer genauen Prognose des Fahrzeugabsatzes hin zu einer genauen Untersuchung der Wirkungen politischer Maßnahmen in definierten Szenarien [13]. Die meisten Modelle sind hybride Modelle basierend auf Kostenmodellierungen [13]. Eine Verknüpfung dieser Modelle mit Stoffstrom- oder Ökobilanzmodellen von Fahrzeugen gibt es bisher nicht.

1.3 Zielsetzung

Im Rahmen dieser Dissertation sollen zukünftige Fahrzeugtechnologien anhand ihrer Stoff- und Energiebilanzen hinsichtlich wichtiger ökologischer Faktoren untersucht werden. Ziel ist es, mögliche Zielkonflikte zu identifizieren und die Wirksamkeit einzelner Technologien und Fahrzeugkonzepte im Hinblick auf ihren ökologischen Gesamtnutzen zu untersuchen.

Anhand verschiedener Technologieszenarien, die mithilfe des Tools VECTOR21 erarbeitet werden, soll eine ökologisch günstige Kombination von Technologien gefunden werden. Anlehnend an die Methode der Ökobilanzierung wird ein ganzheitlicher Ansatz bei der Betrachtung der Produktlebenszyklen verfolgt. D. h., dass nicht nur Materialverbräuche und Emissionen, die direkt aus der Produktion oder dem Betrieb von Fahrzeugen stammen, betrachtet, sondern auch die gesamten Vorkettenprozesse berücksichtigt werden. Hierzu gehört z. B. der Aufwand für die Bereitstellung von Energie und Betriebsmitteln. Zudem werden die Prozesse von der Wiege bis zur Bahre, also von der Rohstoffgewinnung bis zur Entsorgung, im Modell abgebildet. Im ersten Schritt werden alternative und konventionelle Fahrzeuge anhand von Stoffstrommodellen miteinander verglichen. Im zweiten Schritt wird, im Unterschied zu klassischen Ökobilanzen, nicht nur ein Bauteil- oder Fahrzeugvergleich vorgenommen, sondern mithilfe von Simulationen aus dem Fahrzeug-Szenariomodell VECTOR21 die Gesamtfahrzeugbestände in Deutschland berücksichtigt. Das Modell bildet anhand definierter Rahmenbedingungen die Marktanteile verschiedener Fahrzeugtechnologien und Kraftstoffe für den Neufahrzeugmarkt in Deutschland bis 2050 ab. Die Kombination mit Ergebnissen aus der Ökobilanz erlaubt Rückschlüsse auf die Auswirkungen des Einsatzes neuer Werkstoffe und Technologien in ganzen Fahrzeugflotten. Die Gesamtmenge eines verwendeten Materials hat z. B. Auswirkungen auf die Verfügbarkeit der Rohstoffe, die zu seiner Herstellung benötigt werden, und kann seine Verwertungsstrategie beeinflussen.

Im Folgenden werden die Problemstellung und der Stand der Forschung zu diesem Thema diskutiert. Darauf aufbauend werden der vorgeschlagene Lösungsweg und die methodische Vorgehensweise ausführlich dargestellt. Abschließend werden die

Vorgehensweise und die einzelnen Arbeitsschritte, die zur Erreichung des Untersuchungsziels notwendig sind, dargelegt.

Wissenschaftlicher Mehrwert

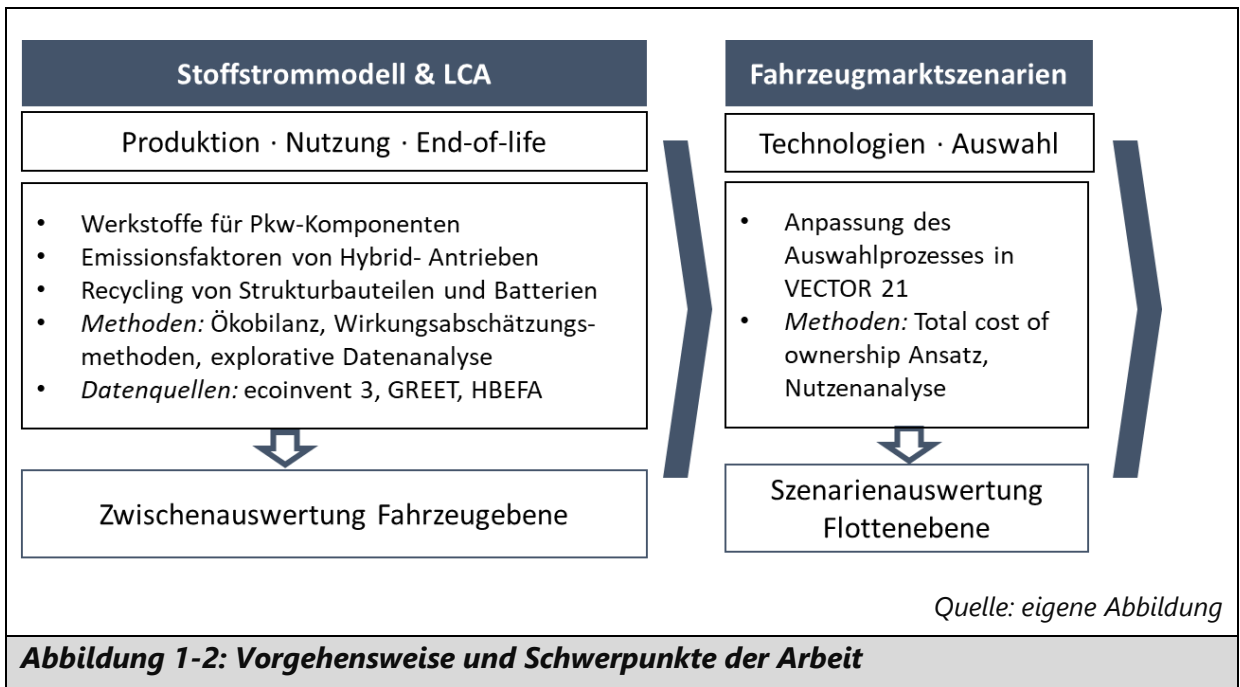
Die Kopplung eines Fahrzeugszenario-Modells mit einem Stoffstrommodell wurde bisher noch nicht realisiert. Ebenso stellen die detaillierte Analyse der zeitlichen Entwicklung von Emissionen und Ressourcenbedarf sowie die Verwendung neuer Datenquellen und die zeitliche Differenzierung der Fahrzeugemissionen nach Antrieben in der Nutzungsphase einen Neuigkeitswert dar. Im Prinzip werden drei bisher im Wesentlichen getrennt betrachtete Forschungsthemen „Umweltwirkungen der Fahrzeugproduktion“, „Nutzen und Risiken der Elektromobilität“ und „Emissionsfaktoren verschiedener Pkw-Typen“ in einem Modell vereint. Die Ergebnisse dieser Dissertation ermöglichen es, Abhängigkeiten zwischen der Technologieentwicklung auf dem Pkw-Markt und dem ökologischen Nutzen der Technologien zu untersuchen sowie potenzielle Einflüsse verschiedener Umweltkennzahlen auf den Kaufentscheidungsprozess zu beziffern. Die Arbeit leistet somit einen wichtigen Beitrag zur Identifizierung ökologisch günstiger Pkw-Entwicklungspfade, die die Umweltbelastungen aus dem Pkw-Sektor verringern.

1.4 Vorgehensweise

Die Arbeit strukturiert sich in zwei Themenblöcke (Abbildung 1-2). Zuerst wird der bewertende Teil in einem Stoffstrommodell mit der Methode der Ökobilanzierung behandelt. Die mögliche Verlagerung von Emissionen aus dem Fahrzeugbetrieb in vorgelagerte Prozessschritte wird in einer detaillierten Untersuchung ausgewählter Technologien, wie z. B. verschiedener Werkstoffe oder Batterien, mittels eines Vergleichs alternativer und konventioneller Fahrzeugkonzepte analysiert und quantifiziert (Kapitel 3). Anhand einer zeitlichen Auflösung für den Einsatz verschiedener Technologien und sich ändernder Vorketten (z. B. bei der Energieversorgung) können Änderungen in den Stoff- und Energieflüssen für die betrachteten Pkws in Deutschland quantifiziert und potenzielle Umweltwirkungen bewertet werden. Neben den klimarelevanten Emissionen werden weitere Wirkungskategorien betrachtet (Kapitel 4). Am Lebensende des Fahrzeugs sind die Rückgewinnung von Rohstoffen und eine

Verbesserung der Umsetzung von Stoffkreisläufen ein zentrales Thema zur Verbesserung der Ressourceneffizienz im Pkw-Lebenszyklus. Zum einen müssen technische und ökonomische Voraussetzungen für eine Rückgewinnung von Materialien geschaffen werden. Zum anderen können zeitlich gehäufte Auftritte eines Materialbedarfs zu Engpässen führen, was insbesondere bei Werkstoffen für die Elektromobilität der Fall sein kann. Daher wird der Einfluss des Recyclings untersucht und mögliche Rückgewinnungsmengen am Beispiel der Li-Ionen Batterien aufgezeigt (Kapitel 4.4, Kapitel 6.4). Des Weiteren werden Emissionsfaktoren des Fahrzeugbetriebs am Beispiel von Plug-in-Hybriden untersucht. Diese Fahrzeuge weisen eine hohe Variabilität möglicher Emissionen in Abhängigkeit der äußeren Bedingungen, Fahrprofile und Fahrmodi auf (Kapitel 5). Die vorgestellte Fragestellung wird anhand eines Stoffstrommodells, das verschiedene Fahrzeugtypen anhand ihrer enthaltenen Antriebs- und Strukturbauteile detailliert abbildet, abgedeckt. Dieses Stoffstrommodell beinhaltet die Vorkettenprozesse für die Fahrzeugherstellung, den Betrieb und die Entsorgung bzw. das Recycling von Altfahrzeugen. Die zeitliche Veränderung von Prozessen sowie Material- und Energieflüssen wird durch die Modellierung verschiedener Prozessvarianten für verschiedene Technologien realisiert (Abbildung 1-2).

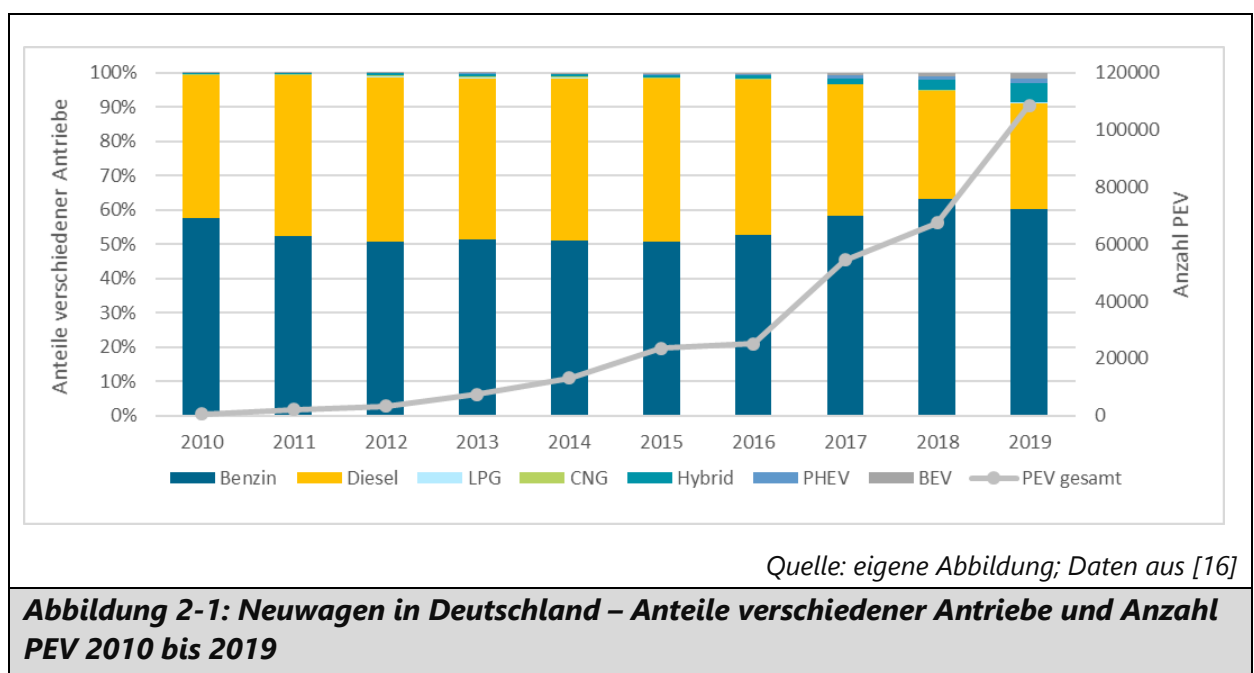
Im zweiten Schritt (Abbildung 1-2) werden die Ergebnisse der ökologischen Bewertung mit den Fahrzeugmarktszenarien für Deutschland verknüpft (Kapitel 6). Damit lassen sich Szenarien unter Berücksichtigung verschiedener Emissionskennzahlen analysieren.



2 Technische und methodische Grundlagen der Arbeit

2.1 Pkw-Markt und Fahrzeugtechnologien

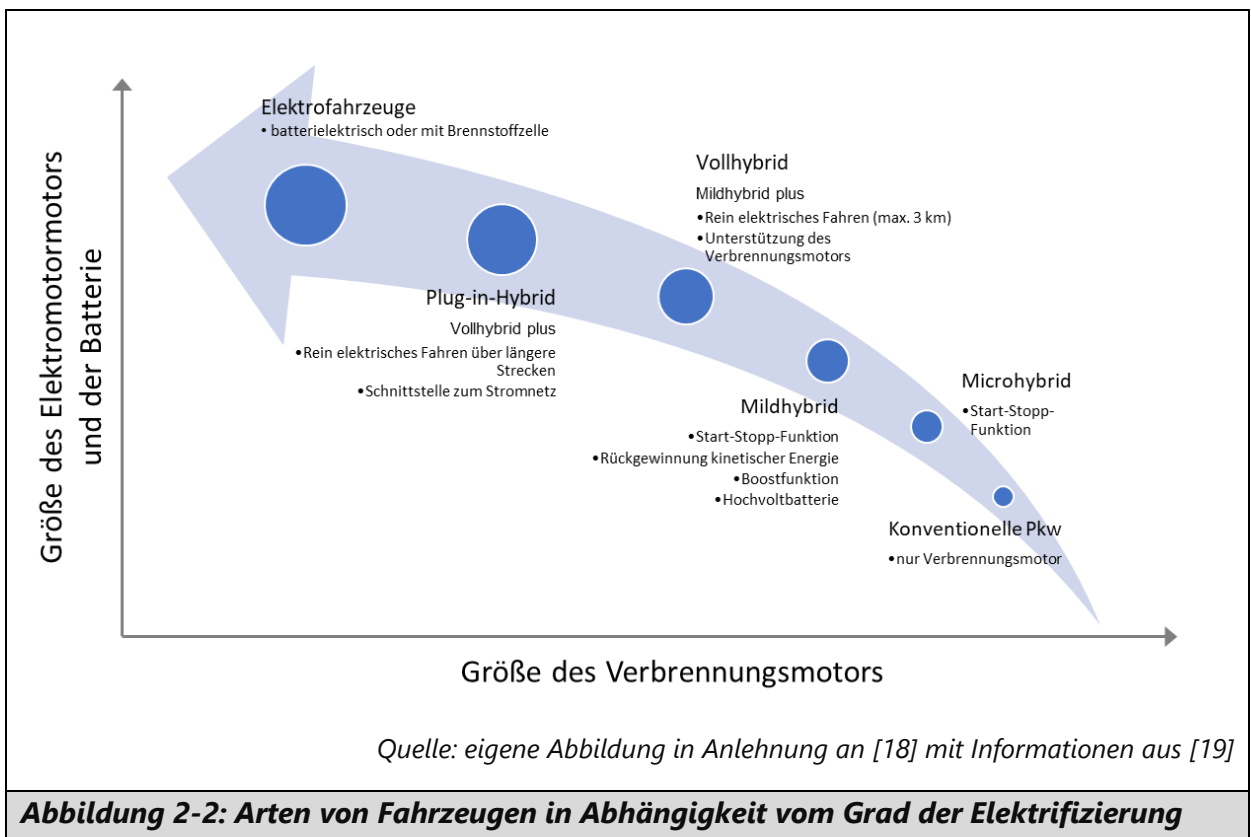
Die Transformation des Fahrzeugmarkts hin zu ressourcen- und klimaschonenderen Fahrzeugen ist in den vergangenen zwanzig Jahren verstärkt in den Fokus politischer Zielsetzungen gelangt. Dabei haben sich in den vergangenen fünf Jahren die Bestrebungen, die Pkw-Flotte nachhaltig zu elektrifizieren sowohl auf nationaler als auch auf europäischer Ebene verstärkt. Dementsprechend ist die Zahl verkaufter Elektrofahrzeuge, die extern mit Strom geladen werden können (Plug-in-Fahrzeuge – PEV), in Deutschland von etwas mehr als 500 im Jahr 2010 auf über 108.000 im Jahr 2019 angestiegen (Abbildung 2-1).¹ Bezogen auf die Gesamtzahl an Neuwagen in Deutschland war der Anteil an nicht-konventionellen Benzin- und Dieselfahrzeugen bis 2019 jedoch relativ gering und belief sich in 2019 auf 3 % für PEV und 5 % für sonstige Hybridfahrzeuge (Abbildung 2-1). Für das Jahr 2021 sind die Neuzulassungszahlen aufgrund des eingeführten „Umweltbonus“, der den Kaufpreis für Elektrofahrzeuge um bis zu 9.000 Euro reduziert, auf 680.000 angestiegen [15] und haben sich somit innerhalb von zwei Jahren versechsfacht.



¹ Die Jahre 2020 und 2021 sind aufgrund von verändertem Mobilitäts- und Kaufverhalten während der Pandemie sowie verlangsamter Lieferketten nicht repräsentativ für die langfristige Entwicklung des Neufahrzeugmarkts.

Um die Wirksamkeit verschiedener Einflussfaktoren, wie z. B. CO₂-Flottengrenzwerte oder die Preisentwicklung von Fahrzeugbauteilen auf den Neufahrzeugmarkt und insbesondere den möglichen Anteile elektrifizierter Antriebe beurteilen zu können, wurden verschiedene Modelle für den deutschen Pkw-Markt entwickelt [11, 13, 17]. Da der Pkw-Markt dahingehend beeinflusst wird, Energie und CO₂-Emissionen einzusparen, betrachten die Modelle Veränderungen am Markt hinsichtlich verschiedener Antriebstechnologien. Diese werden in den analysierten Modellansätzen und in dieser Arbeit anhand der Kraftstoffart und des Grads der Elektrifizierung vereinfachend unterschieden in Pkws mit (vgl. Abbildung 2-2):

- Ottomotor und Benzin als Kraftstoff (G)
- Dieselmotor und Diesel als Kraftstoff (D)
- Hybridantrieb ohne externe Lademöglichkeit (G-HEV oder D-HEV)
- Plug-in-Hybridantrieb (PHEV)
- Reinem batterie-elektrischem Antrieb (BEV)
- Brennstoffzellenantrieb (FCEV)



Antriebe

Verbrennungsmotoren werden seit über hundert Jahren verwendet und wurden als bevorzugtes Antriebskonzept kontinuierlich weiterentwickelt. In der Regel handelt es sich um Hubkolbenmotoren, die sich unter anderem nach Art der Zündung und Lastregelung zwischen Otto- und Dieselmotoren unterscheiden lassen. Ottomotoren werden dabei fremdgezündet und über die Menge des Kraftstoff-Luftgemischs bezüglich ihrer Last geregelt (Quantitätsregelung). Demgegenüber entzündet sich das Luft-Kraftstoffgemisch beim Dieselmotor durch die Kompression selbst und die Last wird über die Menge an eingesetztem Kraftstoff geregelt (Qualitätsregelung). Für die Selbstzündung sind höhere Verdichtungsverhältnisse notwendig, was zu einem höheren thermischen Wirkungsgrad des Dieselmotors im Vergleich zum Ottomotor führt [19]. Die Funktionsweisen und Variationen sind ausführlich in der Literatur beschrieben [19–21]. Neben Diesel und Benzin könnten Verbrennungsmotoren auch mit anderen Kraftstoffen betrieben werden. Im Falle von Erdgasfahrzeugen wurden in den letzten Jahren verschiedene bi-valente Modelle auf den Markt gebracht, die jedoch weiterhin ein Nischenprodukt bleiben. Diese Fahrzeuge basieren weitestgehend auf benzinbetriebenen Pkws, die mit zusätzlicher Tanktechnik ausgestattet sind, die Befüllungsdrücken von 200 bis 250 bar standhalten muss. Dies betrifft bspw. Einlassventile, bei denen bei CNG-Fahrzeugen verschleißfestere Legierungen verbaut werden müssen [22].

Die politische Strategie zur Dekarbonisierung des Pkw-Markts konzentriert sich weitgehend auf die Einführung reiner Elektro- und Hybridfahrzeuge. Als „Hybridfahrzeug“ wird ein Fahrzeug bezeichnet, in dem mindestens zwei Energieumwandler und zwei Energiespeichersysteme vorhanden sind, um das Fahrzeug anzutreiben [19]. Um eine breite Akzeptanz alternativer Antriebstypen zu erzielen, müssen neben vergleichbaren Kosten auch weitere vom konventionellen Antriebsstrang gesetzte Parameter erfüllt werden. Anforderungen, die technisch gelöst werden müssen, sind unter anderem die Kaltstartfähigkeit bei winterlichen Außentemperaturen, die Reichweite einer Tankfüllung, die Dauer des Tankvorgangs, das Beschleunigungsvermögen, das nutzbare Innenraumvolumen, die Zuverlässigkeit etc.

Hybrid-Elektrofahrzeuge (HEVs) können in drei grundlegende Antriebsstrangarchitekturen unterteilt werden: seriell, parallel und leistungsverzweigte Hybride. Bei seriellen Hybridfahrzeugen erfolgt der Radantrieb immer elektrisch. Ein ausschließlich verbrennungsmotorischer Betrieb ist nicht möglich, da keine mechanische Verbindung zwischen Verbrennungsmotor und Rädern besteht. Die notwendige Energie wird vom Verbrennungsmotor in Verbindung mit einem Generator an Bord erzeugt. Der elektrische Energiespeicher als -puffer ermöglicht die zeitliche Entkopplung des Verbrennungsmotors vom Antrieb. Die gesamte vom Verbrennungsmotor erzeugte Leistung durchläuft die elektrische Wirkungsgradkette (Elektrische Maschine (Generator) – Leistungselektronik – Elektrischer Energiespeicher – Leistungselektronik – Elektrische Maschine (Motor)). Die als Antriebsmotor dienende elektrische Maschine muss die gesamte Antriebsleistung erbringen. Beim Einsatz eines Antriebsmotors mit großem Drehzahlbereich kann auf ein mechanisches Getriebe verzichtet werden.

Beim parallelen Hybridantrieb sind sowohl der Verbrennungsmotor als auch die elektrische Maschine mit den Rädern des Fahrzeugs verbunden. Der Antrieb erfolgt elektromotorisch, verbrennungsmotorisch oder durch beide Aggregate gleichzeitig. Aufgrund der Addition der Leistung sind eine kleine elektrische installierte Maschine und ein kleinerer Verbrennungsmotor möglich. Dieses Konzept ermöglicht zudem, dass der Verbrennungsmotor stets in einem optimalen Betriebsmodus arbeitet, indem er wenig Kraftstoff verbraucht und nur wenig Kohlendioxid, Stickoxide und Ruß ausstößt [23]. Ein leistungsverzweigtes Getriebe verteilt die Kraft einer Welle auf mehrere Wellen. Am häufigsten werden hierfür Differentialgetriebe verwendet, bei denen die Leistung der Gelenkwelle auf zwei Seitenwellen aufgeteilt wird. Zudem können die Kräfte von zwei Wellen zu einer Welle kombiniert werden. Ein leistungsverzweigtes Hybridfahrzeug hat die gleichen Funktionen wie ein Parallelhybrid, weist jedoch eine optimierte Anpassung der Last und Drehzahl des Verbrennungsmotors sowie daraus resultierende höhere Gesamtwirkungsgrade und geringere Kraftstoffverbräuche auf. Allerdings erhöht sich die Komplexität des Systems aufgrund der Notwendigkeit eines Verzweigungsgetriebes und der zwei elektrischen Maschinen, was zu höheren Kosten führt.

Eine Klassifizierung der heutigen Fahrzeuge auf dem Markt kann über die technische Ausgestaltung hinaus auf der Grundlage der Größe des Verbrennungsmotors und der des Grads der Elektrifizierung durchgeführt werden [18] (Abbildung 2-2). Für die Modellierung des Pkw-Markts werden konventionelle Pkws mit Micro- und Mildhybriden zusammen betrachtet. Das ist insofern sinnvoll, als dass Microhybride ausschließlich mit Verbrennungsmotor betrieben werden und die technischen und somit preislichen Unterschiede zu konventionellen Fahrzeugen gering sind. Bei den Mildhybriden hat der Elektromotor nur eine unterstützende Funktion, allerdings ist eine Hochvoltbatterie integriert. Im Vergleich zu den höher elektrifizierten Fahrzeugen ist diese jedoch kleiner dimensioniert, sodass die Mildhybride nicht als eigener Fahrzeug- bzw. Antriebstyp dienen, sondern als effizienzfördernde Weiterentwicklung der konventionellen Fahrzeuge behandelt werden.

Im Gegensatz dazu fahren Vollhybride zumindest über kurze Strecken vollelektrisch, was neben einer größeren Traktionsbatterie unter anderem einen erhöhten Kühlbedarf für Batterie und Leistungselektronik mit entsprechenden technischen Anpassungen erfordert [19]. Plug-in-Hybride (PHEV) ermöglichen längere elektrisch zurückgelegte Fahrstrecken von bis zu 100 km [24] mit entsprechend größere Traktionsbatterie und können im Unterschied zu allen anderen Hybriden am Stromnetz geladen werden. Kombiniert werden kann diese Eigenschaft mit parallelen, seriellen und leistungsverzweigten Hybriden. In der Regel werden PHEVs als parallele oder leistungsverzweigte Hybride ausgeführt, sodass diese auch verbrennungsmotorisch fahren können [23]. Plug-in-Hybrid-Fahrzeuge profitieren sowohl von den Merkmalen herkömmlicher HEVs als auch von denen von reinen Elektrofahrzeugen, da sie eine große Batterie haben, die beim Anschluss an eine Stromquelle wieder aufgeladen werden kann. Jedoch führt dieses Antriebskonzept zu einem hohen Gesamtfahrzeuggewicht und erheblichen Kosten. Ein Vorteil ist, dass PHEVs die Vorbehalte der Kunden bezüglich elektrischer Ladezeit und der elektrischen Reichweite dämpfen können.

Rein batteriebetriebene Elektrofahrzeuge verzichten vollständig auf einen Verbrennungsmotor. Ihr Antriebsstrang besteht aus einer Batterie mit entsprechendem Batteriemanagement, einer oder mehreren elektrischen Maschinen mit elektronischer

Steuerung und Kühlung sowie gegebenenfalls einem Getriebe. Die Motoren lassen sich nach Art der verwendeten Magnete unterscheiden. Sind Permanentmagneten verbaut, werden die Motoren als permanenterregte Synchronmaschine (PSM) bezeichnet. Davon zu unterscheiden ist die fremderregte Synchronmaschine (FSM), die das Magnetfeld durch stromdurchflossene Spulen erzeugt. Aufgrund des guten Leistungsgewichts werden als Antriebsmotoren hauptsächlich PSM eingesetzt [25]. Bei elektromotorischen Antrieben können verschiedene Anordnungen der Antriebskomponenten verwirklicht werden. Z. B. kann auf das Schaltgetriebe verzichtet und der Elektromotor mit fester Übersetzung direkt am Differenzial betrieben werden. Beim Aufbau eines Allradantriebs ist weder Verteiler- noch Achsgetriebe notwendig. Durch die dezentrale Anordnung der Antriebsmotoren in den Rädern lässt sich eine ausgeglichene Radlastverteilung einfach realisieren. Ein wesentlicher Unterschied zu konventionellen und Hybridfahrzeugen besteht darin, dass die Energiedichte der Batterie geringer ist als von Benzin, Diesel oder Erdgas, wodurch hohe Ansprüche an die Energieeffizienz und das Thermomanagement der Fahrzeuge entstehen [19]. Die Leistungselektronik in Elektrofahrzeugen steuert die schwankenden Lastströme zwischen dem Motor, der Batterie oder dem Brennstoffzellen-System. Ein Bestandteil der Leistungselektronik ist der Wechselrichter, der zwischen Batterien, welche Gleichspannung liefern, und dem Antriebsmotor, der Wechselspannung benötigt, positioniert ist. BEVs sind zur Rekuperation der Bremsenergie fähig, da der Wechselrichter bidirektional ausgelegt ist. Die Verbindung der Hochvolt-Batterie zum 14 V-Bordnetz besorgt ein DC/DC-Wandler [26]. Des Weiteren muss die Leistungselektronik über ein Kühlsystem verfügen, um die freigesetzte Wärmeenergie kontrolliert abführen zu können. Zwar ist die insgesamt aufzubringende Kühlleistung geringer, durch die fehlende Abwärme sind die Anforderungen an das Heizen des Fahrzeugs andererseits höher. Daher werden zahlreiche passive Maßnahmen wie verbesserte Isolierungen oder veränderte Strahlungseigenschaften der Fensterscheiben umgesetzt [19]. Zudem können die Fahrzeuge während des Ladevorgangs thermisch vorkonditioniert werden, ohne dass dies zulasten der Reichweite geht.

Ebenso rein elektrisch betrieben werden Brennstoffzellenfahrzeuge (FCEV). Die Brennstoffzelle arbeitet ohne bewegte Teile, was einen geringen Wartungsaufwand und

eine hohe Zuverlässigkeit bedeutet. Sie erreicht außerdem hohe Wirkungsgrade [27]. Ein weiterer Vorteil ist, dass es sich um ein Energiewandlungssystem handelt, welches aus chemisch-gebundener Energie elektrische Energie erzeugt. Dies kann die Brennstoffzelle solange tun, wie sie mit Brennstoff versorgt wird. Im Gegensatz dazu ist die Kapazität einer Batterie immer begrenzt. Das bedeutet, wenn die gesamte gespeicherte Energie einer Batterie entnommen wurde, folgt zuerst ein zeitraubender Ladevorgang. Bei der Nutzung der Fahrzeuge ist dies ein entscheidender Nachteil der Batterie. Demgegenüber können FCEV vergleichsweise zügig (ca. 2-3 min) wieder vollgetankt werden. Neben der Brennstoffzelle besteht der Antriebsstrang außerdem noch aus dem Elektromotor, der Batterie, dem Wasserstofftank und der Leistungselektronik. Die eingesetzten Elektromotoren unterscheiden sich nicht von denen in anderen elektrischen Antriebssträngen. Die Kapazität der Batterie im Brennstoffzellen-Antriebsstrang ist deutlich geringer als in batterieelektrischen Fahrzeugen. Die Leistungselektronik ist dagegen vergleichbar mit der von batterieelektrischen Fahrzeugen. Das Herzstück des Brennstoffzellen-Antriebsstrangs ist der sogenannte Stack, eine in Serie geschaltete Elektrolyt-Elektroden-Anordnung, die mit ihren Peripherie-Komponenten, auch Balance of Plant (BoP) genannt, das Brennstoffzellen-System bildet [19, 27].

Es sind einige grundlegend verschiedene Brennstoffzellen-Typen verfügbar, die sich nach verwendeten Materialien, Kraftstoffen und der Betriebstemperatur unterscheiden lassen. Für mobile Anwendungen eignen sich Membran-Brennstoffzellen. In diesen ist der flüssige Elektrolyt, im Gegensatz zu anderen Brennstoffzellentypen, in einer porösen Membran gebunden. Durch den Elektrolyten findet der interne Ladungsfluss zwischen Anoden- und Kathodenseite statt. Da die Membranen aus organischen, thermisch-empfindlichen Verbindungen bestehen, sind all diese Brennstoffzellen auf Temperaturen unter 200°C festgelegt [27, 28].

Der bedeutendste Vertreter unter den Membran-Brennstoffzellen ist die Protonen-Austausch-Membran-Brennstoffzelle (Proton Exchange Membrane; PEM). Sie wird typischerweise bei Temperaturen von 60 bis 200 °C betrieben. Da die realen Betriebstemperaturen bei etwa 70 bis 90 °C liegen, spricht man von der Niedertemperatur-PEM. Die Membran besteht aus perfluorierten und sulfonierten

Polymeren (z. B. Polytetrafluorethylen). In den Hydrathüllen der SO_3 -Gruppen der Sulfonsäure-Reste sind die Protonen (H^+) mobil und übernehmen somit den internen Ladungstransport. Als Alternative zur Niedertemperatur-PEM, könnte auf längere Sicht möglicherweise die Hochtemperatur-PEM eingesetzt werden. Im Unterschied zur Niedertemperatur-PEM besteht die Membran der Hochtemperatur-PEM aus einem temperaturstabilen Kunststoff, meist Polybenzimidazol mit fest gebundener Phosphorsäure als Elektrolyt [29]. Vorteil dieser Brennstoffzelle ist neben der höheren Temperaturverträglichkeit, die vollkommen wasserfreie Membran. Die zugeführte Luft muss nicht - wie bei der Niedertemperatur-PEM - durch einen Befeuchter angefeuchtet werden. Ein Bauteil kann deshalb entfallen und die Komplexität des Systems nimmt ab. Aufgrund des höheren Temperaturniveaus der Hochtemperatur-PEM kann die entstehende Wärme mithilfe von kleineren Wärmetauschern an die Umwelt abgegeben werden. Dies ist für automobiler Systeme ein valides Argument, denn sowohl die Masse als auch das Volumen eines Antriebsstrangs sollte so gering wie möglich gehalten werden. Den Vorteilen der Hochtemperatur-PEM stehen jedoch einige Nachteile, wie vor allem der größere Temperaturgradient gegenüber, welcher auf die Materialien im Stack wirkt. Schließlich können im Stack -30 °C (Parken im Winter) bis zu $+180\text{ °C}$ (bei Volllast) im häufigen Wechsel auftreten. Ein weiterer Nachteil der Hochtemperatur-PEM ist ihre deutlich längere Startphase durch das nötige Aufheizen auf Betriebstemperatur. Die Hochtemperatur-PEM darf ausschließlich über 100 °C betrieben werden, um das Kondensieren des Produktwassers im Inneren zu verhindern und das Auswaschen der Phosphorsäure aus der Membran zu verhindern [27]. Dies bedeutet einen zusätzlichen Energieaufwand bei jedem Kaltstart, der aus der Batterie gedeckt werden müsste. Bei niedrigen Temperaturen verfügen Batterien jedoch über eine verminderte Leistungsfähigkeit. Diese Eigenschaften stehen dem Einsatz in Fahrzeugen entgegen. Unabhängig von der Fahrzeugtechnologie sind Brennstoffzellen unter anderem aufgrund fehlender Infrastruktur (sehr wenige Tankstellen) derzeit anderen Antriebstypen gegenüber im Nachteil.

Batterien

Die Speicherung der Energie in Hybrid- und batterie-elektrischen Fahrzeugen ist herausfordernd, da die Kapazität von Batterien bei gleichem Bauraum wesentlich geringer ist als die Energiedichte von flüssigen Kraftstoffen. Daher müssen Batterien für mobile Anwendungen wie im Pkw neben den hohen Sicherheits- und Stabilitätsanforderungen entsprechende Anforderungen an Energiekapazität und Leistung erfüllen. Ein entscheidender Parameter für die Charakterisierung der Batterietechnologien ist die spezifische Energiedichte, die direkt mit dem Molekulargewicht der inneren Spannungsladungen korreliert. Die Energie, die eine Zelle bereitstellt, ist direkt proportional zur Spannung des inneren Batteriekreislaufs und hängt somit von der Anzahl der Kationen ab. Und je leichter die Kationen sind, desto höher ist die spezifische Energiedichte der Batterie. Daher stellen die zweitleichtesten existierenden Ionen, die Lithium-Ionen, eine geeignete Option hinsichtlich der erzielbaren Energiedichten dar. Zudem sollte das Kathodenmaterial eine möglichst hohe Aufnahmekapazität für die Lithium-Ionen haben. In dieser Hinsicht erweist sich die Kombination aus Lithium und Kobalt bisher als am geeignetsten für den Einsatz als Kathode in Traktionsbatterien. Die üblicherweise eingesetzte Materialkombination für die Elektroden der Batterien ist Nickel, Mangan und Kobalt (NMC). Demgegenüber sind derzeit Lithium-Eisenphosphat (LFP)-Batterien eine weitere Alternative. Zwar verfügen diese Batterien über eine geringere Batteriekapazität, jedoch ist das Material in großen Mengen und zu einem geringeren Preis verfügbar. Neben diesen am weitesten verbreiteten Zelltypen sind weitere Batterietechnologien verfügbar oder befinden sich in der Entwicklung.

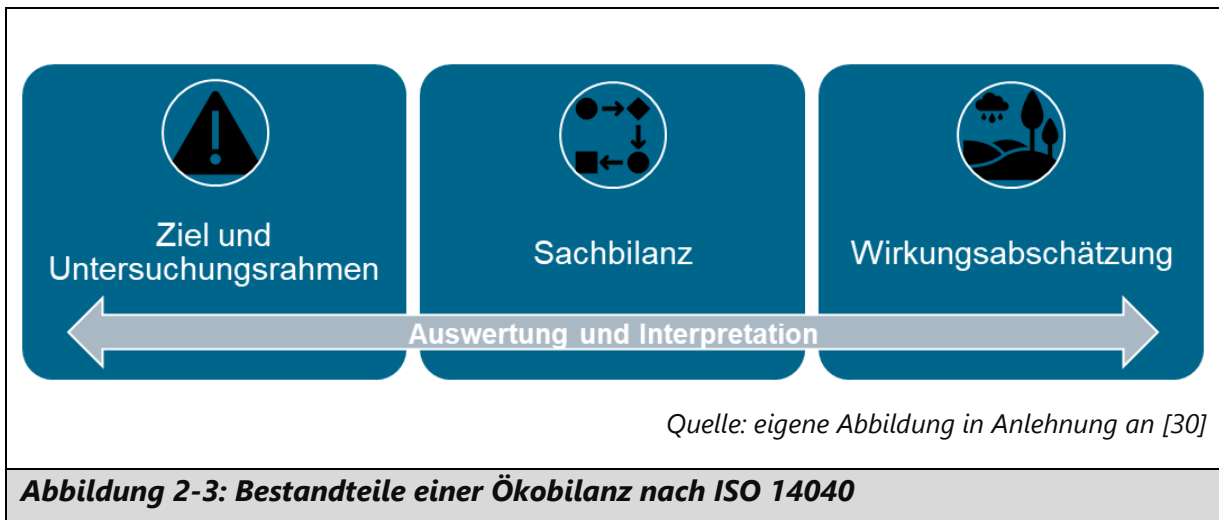
Um die Bedeutung dieser Emissionen bezüglich Ressourcenverbrauch und Emissionen einzuordnen, werden die verschiedenen Antriebstypen in einem Stoffstrommodell abgebildet und analysiert. Hierzu wird die Methode der Ökobilanzierung (englisch *life cycle assessment* (LCA)) verwendet, die im Folgenden beschrieben wird.

2.2 Die Ökobilanzierung

2.2.1 Methodische Grundlagen

Angesichts eines steigenden Bedarfs an Analysen zu Umweltauswirkungen von Produktionsprozessen ist bereits 1997 von der Internationalen Organisation für Standardisierung (ISO) eine Norm zur Erstellung von Ökobilanzen herausgegeben worden. Diese Norm wurde in europäische und deutsche Richtlinien übernommen und zuletzt 2018 überarbeitet [30]. Dieser Norm zufolge ist eine Ökobilanz eine „Zusammenstellung und Beurteilung der Input- und Outputflüsse und der potentiellen Umweltwirkungen eines Produktsystems im Verlauf seines Lebenswegs“ [30]. Dem zugrunde liegt eine systemtheoretische Betrachtungsweise, die entlang des Lebenswegs eines Produktes die Ressourcen- und Energieentnahmen aus der Umwelt sowie Emissionen jeglicher Form in die Umwelt untersucht.

In einem ersten Schritt werden der Untersuchungsrahmen und das Ziel der Untersuchung festgelegt (Abbildung 2-3). Dies kann bspw. die detaillierte Analyse eines Produktlebenszyklus oder die Verbesserung von Produktionsprozessen umfassen [30, 31]. Zudem werden der geografische und der zeitliche Rahmen definiert. Ein zentraler Punkt an dieser Stelle ist die Festlegung einer funktionellen Einheit, auf die sich die Ökobilanzierung bezieht. Ergänzend dazu sind Prozessketten, Datenerhebungsverfahren und die Art der Wirkungsabschätzung zu beschreiben [30]. Ein kritischer Aspekt innerhalb der Prozessketten betrifft die anzuwendenden Allokationsverfahren. Ein Allokationsproblem tritt auf, wenn in einem Prozess mehrere Produkte entstehen und die anfallenden Stoff- und Energieströme (einschließlich der Emissionen) den einzelnen Produkten zugeordnet werden sollen. Eine Aufteilung der Stoff- und Energieströme kann bspw. anhand der produzierten Mengen, des Energiegehalts oder ihrer Preise erfolgen. Diese Zuteilung kann vermieden werden, indem entweder der Detaillierungsgrad des Modells erhöht oder der Bilanzraum erweitert werden [32]. Die Erweiterung des Bilanzraumes kann bspw. durch Gutschriften für die Verwendung von Kuppelprodukten erfolgen.



Im nächsten Schritt wird eine Sachbilanz erstellt. Diese beinhaltet die Datensammlung und die Berechnungsverfahren zur Ermittlung von Elementarflüssen, die in das betrachtete Produktsystem eintreten oder es verlassen [30]. Hinsichtlich der Sammlung von Daten ist es wichtig, auf Nachvollziehbarkeit und Homogenität zu achten. Einzelne Prozesse werden als Black-Box betrachtet und die zugehörigen Input- und Outputflüsse mittels mathematischer Zusammenhänge ermittelt. Die Daten der einzelnen Teilprozesse für den gesamten betrachteten Lebensweg werden dann vernetzt, sodass eine Bilanzierung der Elementarflüsse in Form von Stoff- und Energieflüssen vorgenommen werden kann [32].

Nach Erstellung der Sachbilanz wird eine Bewertung der ermittelten Daten hinsichtlich ihrer potenziellen Umweltwirkungen durchgeführt. Für diese Wirkungsabschätzung existieren verschiedene Methoden und Konzepte. Je nach Ziel und Untersuchungsrahmen werden verschiedene Auswertungen hinsichtlich der zur Verfügung stehenden Umweltindikatoren vorgenommen, einschließlich der Identifizierung von Einflussfaktoren im Produktsystem und der Durchführung von Sensitivitätsanalysen [32]. Die Ergebnisse der Ökobilanz werden abschließend einer kritischen Prüfung unterzogen und können dann in Form von Schlussfolgerungen und Empfehlungen in verschiedenen Bereichen angewendet werden.

Stoffstromanalyse und Sachbilanz

Die Modellierung komplexer Systeme zur Erstellung der Sachbilanz kann mithilfe von sogenannten Petri-Netzen realisiert werden, wie es auch in der in dieser Arbeit verwendeten Ökobilanzsoftware Umberto^{©2} umgesetzt ist. Im Prinzip berechnen Stoffstromnetze die Materialströme im betrachteten Produktsystem und ergänzen diese durch Hinzunahme von Anfangs- und Endbeständen. In einem Stoffstromnetz sind Transitionen und Stellen durch sogenannte Kanten miteinander verbunden. In den Transitionen finden Stoff- und Energieumwandlungen statt. Diese Transformationen werden durch (nicht-)lineare mathematische Funktionen zwischen den einzelnen Strömen abgebildet. Materialien treten durch Input-Stellen in das System ein bzw. verlassen es durch Output-Stellen. In der in dieser Arbeit verwendete Software Umberto[©] definiert der Nutzer Prozesse, also Produktionsschritte oder Transporte. Diese sind durch Stellen verknüpft, die auch als Lager für Produkte, Stoffe oder Energie dienen können. In den Kanten können Produkt-, Stoff- oder Energiemengen festgelegt werden. Davon ausgehend werden iterativ sämtliche Materialströme und -bestände des Stoffstrommodells berechnet.

Wirkungsabschätzung

Die aus der Sachbilanz ermittelten Daten können mit unterschiedlichen Methoden hinsichtlich ihrer ökologischen Auswirkungen bewertet werden. Dabei werden lediglich potenzielle Umweltwirkungen betrachtet, da tatsächlich eintretende Umweltwirkungen durch weitere Faktoren, wie z. B. Ort der Emissionen, Zeit, lokale Temperaturbedingungen, bestimmt werden. Diese können in einer Ökobilanz nicht berücksichtigt werden. Um die in der Sachbilanz zusammengefassten Stoff- und Energieflüsse hinsichtlich ihrer Umweltrelevanz zu untersuchen, werden diese zahlreichen Parameter in Wirkungskategorien gruppiert und gewichtet.

² Version Umberto 10, <https://www.ifu.com/umberto/lca-software>

Die prinzipielle Vorgehensweise, die den verschiedenen Konzepten zugrunde liegt, ist in der ISO-Norm 14044 beschrieben [31]. Die Bestandteile einer Wirkungsabschätzung sind demzufolge:

- die Auswahl von Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodellen
- die Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den Wirkungskategorien (Klassifizierung)
- die Berechnung der Wirkungsindikatorergebnisse als quantifizierender Schritt (Charakterisierung)

Aus der Durchführung dieser Schritte ergeben sich die Ergebnisse für einzelne Umweltwirkungsindikatoren. Danach folgen optional eine Normierung der Ergebnisse, ihre Ordnung, Gewichtung oder eine Analyse der Datenqualität [31]. Während bei der Ermittlung der Wirkungsindikatoren den entsprechenden Berechnungs- und Zuordnungsverfahren im Allgemeinen naturwissenschaftliche Überlegungen zugrunde liegen, kann bei den optionalen, wie z. B. der Gewichtung von Wirkungskategorien, eine gewisse Subjektivität nicht vermieden werden [33]. Der Schritt nach Klassifizierung und Charakterisierung besteht aus einem optionalen Element und führt zum sogenannten Wirkungsendpunkt.

Verschiedene Forschungsgruppen haben bereits etablierte Methoden zur Wirkungsabschätzung erarbeitet, in denen Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und die Methode der Charakterisierung enthalten sind. Es kann unterschieden werden nach Methoden, die bis zum Charakterisierungsschritt zur Ermittlung der Wirkungsindikatoren vorstoßen und solchen, die sämtliche Schritte bis zum Wirkungsendpunkt, z. B. durch Gewichtung verschiedener Wirkungskategorien, beinhalten [33]. Entscheidend für eine gesamtheitliche Betrachtung ist, dass die Wirkungsabschätzung verschiedene Wirkungsendpunkte adressiert. Neben den Auswirkungen auf den Klimawandel, für deren Quantifizierung die Treibhausgasemissionen innerhalb des Untersuchungsrahmens anhand ihrer Treibhauswirksamkeit in CO₂-Äquivalente (CO_{2eq}) ausgedrückt werden, stehen unter

anderem Methoden zur Abschätzung von Eutrophierungs-, Versauerungs- und Toxizitätspotenzialen zur Verfügung. Neben den potenziellen Einflüssen auf den Klimawandel, bei denen die CO₂-Emissionen die Hauptrolle spielen, wirken die Emissionen des Fahrzeuglebenswegs auf diverse weitere Kategorien.

Neben den Wirkungsabschätzungsmethoden, die sich auf die Emissionen der betrachteten Prozesse beziehen, wurden Methoden entwickelt, die die Inputgrößen, also den Ressourcen- und Energiebedarf, bewerten. Im Kontext der Pkw-Herstellung sind zahlreiche abiotische Ressourcen relevant. Hierzu zählen Seltene Erden, Lithium, Kobalt und Platin. Seltene Erden wie Neodym, Dysprosium und Praseodym werden bspw. für die Herstellung von hochfesten Magneten benötigt, die für die Motoren von Elektro- und Hybridfahrzeugen verwendet werden. Lithium ist Bestandteil der Traktionsbatterien, während Kobalt für die Herstellung der Elektroden in diesen Batterien eingesetzt wird. Platin wird in Katalysatoren von Verbrennungsantrieben und in Brennstoffzellen verwendet.

Die Verfügbarkeit und die Kosten dieser strategischen Rohstoffe können sich z. B. auf die Entwicklung und Einführung neuer Technologien in der Automobilindustrie auswirken. Ein Mangel an diesen Werkstoffen oder ein Anstieg der Preise kann zu Produktionsverzögerungen sowie höheren Kosten für die Hersteller und ebenso für die Kunden führen. Daher ist es wichtig, die Verwendung solcher Werkstoffe zu quantifizieren und Strategien zu entwickeln, die ihre Verfügbarkeit langfristig sichern.

In diesem Zusammenhang ist die Verwendung von Sekundärwerkstoffen vorteilhaft, wobei im Fall des Pkw-Markts ein zeitlicher Versatz berücksichtigt werden muss, da die Pkws eine durchschnittliche Lebensdauer von 9,6 Jahren in Deutschland haben (im Jahr 2020 [34]). Problematisch ist hierbei, dass eine höhere Werkstoffvielfalt, z. B. bei Legierungen, tendenziell zu geringeren Materialaufkommen einzelner Werkstoffe führt, was im ungünstigsten Fall wenig Anreize für Recycling zur Folge hat. Darüber hinaus führt eine zunehmende Anzahl von Legierungen zu erhöhtem Aufwand der Materialtrennung und zu erhöhter Verunreinigung von sekundären Werkstoffen, auch bei schon etablierten Stoffen wie Stahl oder Aluminium. Solche Fragestellungen lassen sich nicht anhand der

Untersuchung einzelner Fahrzeuge betrachten, sondern erfordern die Analyse der gesamten Fahrzeugflotte.

2.2.2 Anwendung der Ökobilanz-Methode für die Pkw-Bewertung

In der Vergangenheit wurden verschiedene Studien zum Materialeinsatz für Pkws durchgeführt sowie methodische Ansätze bei der Stoffstrommodellierung und Ökobilanzierung weiterentwickelt. Im Folgenden werden die wichtigsten Erkenntnisse aus den Untersuchungen zu Ökobilanzen von Leichtbaumaterialien für Fahrzeuge sowie von Elektrofahrzeugen dargestellt. Darüber hinaus werden Beispiele zu Flottenanalysen und dynamischen Analysen vorgestellt. Diese Arbeiten sollen im Rahmen dieser Dissertation als Grundlage für eine Weiterentwicklung des VECTOR21-Modells genutzt werden.

Die Studien der vergangenen Jahre, in denen Fahrzeugbauteile verschiedener Werkstoffe miteinander verglichen worden sind, beziehen sich hauptsächlich auf Leichtbauwerkstoffe wie Aluminium, Magnesium oder kohlenfaserverstärkte Kunststoffe (CFK) [35–41]. Im Allgemeinen zeigt sich, dass die Verwendung von Leichtbauwerkstoffen zu höheren Ressourcenverbräuchen und Emissionen in der Bauteilherstellungsphase führen. Hauptaugenmerk wird in der Literatur auf CO₂- bzw. Treibhausgasemissionen gelegt. Daher können bei Bauteilvergleichen Break-even-Punkte berechnet werden, bei denen die höheren Anfangsemissionen in der Fahrzeugnutzungsphase durch die Emissionsminderung infolge von gewichtsinduzierten Kraftstoffeinsparungen wieder wett gemacht werden. Was bei Pkws mit Verbrennungsfahrzeugen ein großer Anreiz für Leichtbau ist, kann allerdings nicht in gleicher Weise auf Fahrzeuge mit elektrischem Antriebsstrang übertragen werden. Die Energieeinsparpotenziale von batterieelektrischen Pkws und Plug-in-Hybriden sind wesentlich geringer, da ein beträchtlicher Anteil an Energie durch rekuperatives Bremsen zurückgewonnen wird und der Antriebsstrang insgesamt energieeffizienter ist [42].

In den vergangenen Jahren sind Elektrofahrzeuge verschiedener Ausprägung Gegenstand diverser Ökobilanzen geworden. Im Mittelpunkt stehen hierbei die Anbindung an den Strommarkt und die Chancen, die Fahrzeuge mit Strom aus erneuerbaren Energien zu versorgen. Die Ergebnisse zeigen, dass Fahrzeuge, die bis ca.

2018 mit konventionell erzeugtem Strom betrieben wurden, keine eindeutigen ökologischen Vorteile gegenüber heutigen Fahrzeugen hatten bzw. dies nicht eindeutig festgestellt werden konnte [43–45]. Mit einer voranschreitenden Energiewende und einer damit einhergehenden Dekarbonisierung des Energiesystems hat sich dies jedoch zum Vorteil von Elektrofahrzeugen umgekehrt [10]. Ein wichtiger Aspekt dieser Analysen ist, dass sich im Zuge der Elektrifizierung der Fahrzeuge Emissionen aus dem Fahrzeugbetrieb in die Energiebereitstellung verlagern.

Im Gesamtlebensweg eines Pkw kommt der Nutzungsphase eine entscheidende Rolle zu, da hier je nach Nutzungsdauer und den dabei zurückgelegten Kilometern große Energiemengen benötigt werden. Hinsichtlich der Treibhausgasemissionen leistet die Erzeugung von Kraftstoffen und deren Verbrennung im Motor bzw. die Bereitstellung von Strom und Wasserstoff für elektrische Antriebsstränge den größten Beitrag. Darüber hinaus stellen die bei Verbrennungsmotoren im Fahrzeugbetrieb entstehenden Schadstoffemissionen ein weiteres Problem dar, welches die Luftqualität insbesondere in Städten beeinträchtigt. Für konventionelle Verbrennungsmotoren stehen hier bereits Informationen und Inventare zur Verfügung (HBEFA, Copert). Hier bestehen allerdings große Diskrepanzen zwischen den Emissionen im Typprüfzyklus (=Euro-Normen) und den Emissionen im realen Fahrbetrieb. Weiterhin bestehen für alternative Fahrzeugkonzepte oder alternative Kraftstoffe noch Wissenslücken. Zum Stand der Forschung bezüglich Emissionsfaktoren von Pkws und anderen Straßenfahrzeuge existiert eine beträchtliche Anzahl an Fachartikeln sowohl zu Real-world Messungen als auch zur Modellierung verschiedener Luftschadstoffe. Einen Überblick hierzu bieten die Review-Artikel von Ropkins et al. (2009) [46], Smit et al. (2010) [47], Franco et al. (2013) [48] und Fallah Shorshani et al. (2015) [49]. In der Regel werden Emissionsfaktoren anhand von realen Messdaten ermittelt, wobei die Messungen unter kontrollierten Laborbedingungen oder Real-world Bedingungen durchgeführt werden können. Für die realen Emissionsdaten aus dem Verkehr lassen sich hinsichtlich der Modellierung von Pkw-Emissionen zwei Hauptaspekte identifizieren, die für eine ökologische Bewertung relevant sind: Datenlücken für bestimmte Schadstoffgruppen und Abweichungen von im Typprüfzyklus gemessenen Emissionen von Real-world Emissionen. Um zu genaueren

Emissionsfaktoren zu gelangen, wurden verschiedene Real-world Testzyklen entwickelt (z. B. Artemis, WLTP). Diese liefern in der Regel verlässlichere Daten, da im Vergleich zu dem bis 2017 gültigen Standardzyklus NEFZ (Neuer Europäischer Fahrzyklus) eine größere Bandbreite an Motorbetriebspunkten abgefahren wird [48]. Ein weiterer Ansatz wird in Ntziachristos et al. (2014) [50] dargestellt. Die Autoren haben ein einfaches lineares Modell erstellt, das für Benzin- und Dieselfahrzeuge anhand der angegebenen Kraftstoffverbrauchsnormwerte, der Fahrzeugmasse und der Motorgröße die tatsächlichen Kraftstoffverbräuche als Einzelwert unabhängig vom tatsächlichen Betriebszustand angibt. Damit könnte ein Korrekturfaktor für bekannte Normwerte erstellt werden. Duarte et al. (2014) [51] haben einen ähnlichen Ansatz verfolgt. Anhand von realen Fahrtmessungen sind hier Korrekturfaktoren für Benzin-, Diesel- und Hybridfahrzeuge ermittelt worden, die den tatsächlichen Kraftstoffverbrauch als Funktion des spezifischen Fahrzeugenergiebedarfs nach Frey et al. (2007) [52] widerspiegeln. Aus den realen durchschnittlichen Kraftstoffverbräuchen, die mit beiden Ansätzen abgeschätzt werden können, lassen sich wiederum die CO₂-Emissionen und unter bestimmten Annahmen auch die SO₂-Emissionen berechnen. Andere Emissionen sind jedoch nicht kraftstoffverbrauchsabhängig und können mit dieser Methodik nicht abgeschätzt werden. Darüber hinaus besteht weiterhin das Problem, dass es für HEVs und PHEVs zu wenige Daten gibt, um eine solche Korrelation für verschiedene Fahrzeugtypen aufzustellen.

Vereinzelte In-use-Verbrauchsmessungen haben für HEVs und PHEVs hohe Abweichungen zu den Normverbräuchen ergeben. Es ist anzunehmen, dass die Berechnung des Normverbrauchs von Hybridfahrzeugen nach der ECE Norm R101 das reale Fahrverhalten noch weniger abbildet als dies bei konventionellen Fahrzeugen der Fall ist. Nach ECE R101 wird der Testzyklus einmal mit geladener Batterie und einmal mit entladener Batterie durchfahren. PHEVs mit einer Batteriegröße für eine Reichweite über 11 km (NEFZ-Länge) haben in diesem Abschnitt somit einen Wert von 0 g CO₂/km (Emissionen aus der Stromproduktion werden nicht berücksichtigt). Welchen Einfluss unterschiedliche Annahmen über den State-of-Charge der Batterie und dem Fahrmodus bei PHEVs haben, ist in der Literatur an verschiedener Stelle [53–55] dargestellt. Je nach

Fahrzeug können die Normverbräuche die im Realbetrieb gemessenen Emissionen und Kraftstoffverbräuche für Hybridfahrzeuge deutlich unterschreiten. Auch ist zu erwarten, dass gemittelte Werte aus einem Fahrzyklus erheblich von den tatsächlichen Betriebsemissionen bei stark hybridisierten Fahrzeugen abweichen, da diese – je nach Fahrzeugtyp – unterschiedliche typische Nutzungen aufweisen. Dieses Problem besteht zwar auch bei konventionellen Fahrzeugen, kann sich aber bei Hybridfahrzeugen noch verstärken. Für CNG-Fahrzeuge konnten in Yao et al. (2014) [56] bspw. je nach Schadstoff Abweichungen von bis zu 100 % bei realen Stadtfahrzyklen im Vergleich zu typischen Autobahnfahrten festgestellt werden.

Zum Lebensende eines Fahrzeugs gibt es verschiedene Angaben, die übereinstimmend die absoluten Umweltwirkungen im Vergleich zu Fahrzeugproduktion und Nutzung als weniger bedeutend einstufen (z. B. [7, 57]). Die Recyclingproblematik einiger Werkstoffe wie CFK und Magnesium wird ebenfalls in der Literatur [58, 59] untersucht. Das Einbeziehen verschiedener Verwertungsoptionen kann je nach Setzen der Systemgrenzen die Gesamtbilanz an Umweltwirkungen beeinflussen [58]. Die Betrachtungen der Treibhausgasemissionen über den gesamten Produktlebensweg berücksichtigen zwar die End-of-Life-Phase, bewerten jedoch nicht unterschiedliche Wiederverwertungspotenziale und Materialströme im Sinne einer Kreislaufwirtschaft. Projekte zu neuen methodischen Ansätzen zur Bewertung von Ressourceneffizienz sowie zur möglichen Rückgewinnung von strategischen Metallen aus Straßenfahrzeugen haben Ergebnisse zu Materialmengen und -potenzialen aufgezeigt, jedoch auch bedeutende Datenlücken identifiziert [60–62]. Neben der Produktionstechnologie und der Entsorgungsmöglichkeit spielen zudem die erzielbaren Gewichtseinsparungen und die angenommenen Kraftstoff-einsparkoeffizienten eine entscheidende Rolle.

Bezüglich der Gesamtbilanzierung von Pkws lässt sich feststellen, dass es für einzelne Fahrzeuge und generische, nach Antriebsart unterschiedene Fahrzeuge eine Vielzahl an Untersuchungen gibt. Zum Teil wird eine Unterscheidung von Fahrzeugen hinsichtlich Größe, Antriebskonzept und Werkstoffen gemacht (z. B. eLCAR-Modell von IFEU). Jedoch werden bei den ökobilanziellen Untersuchungen in der Regel (zukünftige) Ist-Zustände auf Einzelfahrzeugbasis betrachtet. Ein Beispiel hierfür ist das in den letzten Jahren

entwickelte Tool „Carculator“³. Hierbei handelt es sich um ein Online-Tool zur Berechnung der CO₂-Emissionen von Pkws über den gesamten Lebenszyklus. Das Tool wurde von der Forschungsgruppe „Sustainable Transport Energy Pathways“ an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich entwickelt. Es betrachtet verschiedene Fahrzeugtechnologien und ermöglicht dem Nutzer eigene Szenarien über wählbare Faktoren wie z. B. die Art des Kraftstoffs, die Fahrleistung und die Lebensdauer des Fahrzeugs. Ein Vorteil des Tools ist es, dass über eine Anbindung an die ecoinvent-Datenbank eine einfachere Änderung der Energiequellen der Vorkettenprozesse möglich ist, was die Bildung von Szenarien für die Zukunft vereinfacht. Ein Nachteil ist jedoch, dass für die Fahrzeugherstellung die Prozesse der bestehenden Datenbank herangezogen werden, die nicht Pkw-spezifisch sind, und die Abbildung selbstdefinierter Herstellungsprozesse nicht möglich ist.

Wenige Autoren betrachten Fahrzeugflotten und ihre Entwicklung über die Zeit [11]. Die Verbindung einer detaillierten Unterscheidung verschiedener Fahrzeugtechnologien und der zeitlichen Betrachtung von potenziellen Emissionen wurde bisher noch nicht verwirklicht.

Besonders für Fragestellungen bezüglich möglicher Kreisläufe von Werkstoffen und der Verfügbarkeit von knappen Ressourcen spielen die zeitliche Dynamik und die Größe von Fahrzeugflotten eine entscheidende Rolle. Darüber hinaus hat auch die zeitliche Verteilung von Emissionen und Ressourcenverbräuchen Einfluss auf die Bewertung hinsichtlich potenzieller Umweltauswirkungen. Field et al. [63] zeigen, dass eine flottenbezogene Analyse unter Umständen die Kompensationszeit von Emissionen der Nutzungsphase länger einschätzt als dies aus der Hochrechnung produktbezogener Bilanzen zur erwarten wäre. Für diese Art von Betrachtungen existiert eine Reihe von Einflussfaktoren, wie z. B. die jährliche Fahrleistung oder die Fahrweise, die nicht Gegenstand von Untersuchungen der Fahrzeuge selbst sind und die in der Regel als Durchschnittswerte vorgegeben werden. Durch die Betrachtung ganzer

³ <https://calculator.psi.ch/>

Neufahrzeugflotten lassen sich Aussagen über Gesamteinsparpotenziale z. B. durch die Verwendung bestimmte Werkstoffe machen.

Für die Analysen zur Entwicklung der Fahrzeugflotte in Deutschland ist das Modell VECTOR21 entwickelt worden, das die Marktanteile verschiedener Fahrzeugtechnologien und Kraftstoffe bis 2050 abbildet [64, 65]. Zur Analyse der Bedingungen, unter denen sich bestimmte Fahrzeugtechnologien durchsetzen können, werden die Verhaltensweisen verschiedener Kundengruppen nachgebildet. Zudem werden mit dem Fahrzeugbetrieb verbundene CO₂-Emissionen berechnet. Gesellschaftliche und politische Rahmenbedingungen werden anhand verschiedener Parameter, wie z. B. CO₂-Flottenzielen und Entwicklung von Rohstoffpreisen, nachgezeichnet. Eine Verbindung von Berechnungen zur Flottenentwicklung und zur zukünftigen Entwicklung von Fahrzeugtechnologien mit zeitabhängigen Betrachtungen zu Ressourcenverbrauch und Emissionen unter Berücksichtigung der gesamten Fahrzeuglebenszyklen existiert bisher nicht und wird in dieser Dissertation erarbeitet. Ebenso fehlt umgekehrt die Möglichkeit, die Auswirkungen von veränderten Kriterien bei der Kaufentscheidung, die bspw. die Emissionen der Fahrzeugproduktion oder Nicht-CO₂-Emissionen einbeziehen, in diesem Modell zu untersuchen.

2.3 Das VECTOR21-Modell

2.3.1 Modellierung des Neufahrzeugmarkts mit dem Total-Cost-of-Ownership-Ansatz

Die Marktrelevanz von Fahrzeugtypen, die sich z. B. nach Größe, Antriebskonzept und verwendetem Kraftstoff unterscheiden, wird von verschiedenen Einflussfaktoren bestimmt. Hierzu gehören bspw. die Preisentwicklung von bestimmten Fahrzeugtechnologien, aber auch Kraft- und Rohstoffe, Verkaufspreise und Energieverbräuche der Fahrzeuge und nicht zuletzt Förder- und Besteuerungssysteme vonseiten des Staats. Das Modell VECTOR21 ermöglicht eine Berücksichtigung solcher relevanter Einflussfaktoren und berechnet Szenarienvläufe der zukünftigen Marktdurchdringung von verschiedenen Fahrzeugtypen, die sich in erster Linie durch ihre

Antriebsart unterscheiden. Eine ausführliche Beschreibung der Funktionsweise des Modells ist in [64] und [66] zu finden.

Ausgangsbasis für die Rechnungen mit VECTOR21 ist eine Datenbank mit Informationen sowohl zu fahrzeugspezifischen Eigenschaften, wie z. B. Energieverbrauch und Gesamtkosten, als auch zu wirtschaftlichen und gesetzlichen Rahmenbedingungen, wie z. B. Energiepreisen und Steuern. Kosten für neu entstehende Technologien sind mit Lernkurven hinterlegt, die zukünftigen Technologieentwicklungen und ansteigenden Stückzahlen Rechnung tragen. Aus diesen Daten ergeben sich für jeden Fahrzeugtyp dynamische Anschaffungskosten. Grundsätzlich werden drei Fahrzeuggrößen unterschieden (klein, mittel, groß), denen die standardisierte Einteilung des Kraftfahrtbundesamts (KBA) nach Segmenten zugeordnet wird. Die jährliche Fahrleistung ergibt sich aus statistischen Daten der Studie „Mobilität in Deutschland“ (DLR and Infas 2010) und wird in 1.000-km-Schritten je nach Fahrzeuggröße in 60 Gruppen mit einer spezifischen Verteilung hinterlegt (Abbildung A-1 in Anhang A, mittleres Bild). Diese definierten Fahrzeugtypen stehen in jedem Jahr einer festgelegten Anzahl an Neufahrzeugkunden zur Verfügung (Abbildung 2-4). Diese Kunden sind in fünf Käufergruppen eingeteilt, die sich anhand bestimmter Merkmale, wie z. B. Innovationsfreudigkeit und Zahlungsbereitschaft, unterscheiden (Abbildung A-1 in Anhang A). In Kombination mit den oben beschriebenen Fahrzeuggrößen und Jahresfahrleistungen sind 900 verschiedene Kaufentscheidungen möglich. Das Ergebnis der Berechnung ist die Marktzusammensetzung der zukünftigen Neufahrzeugflotte.

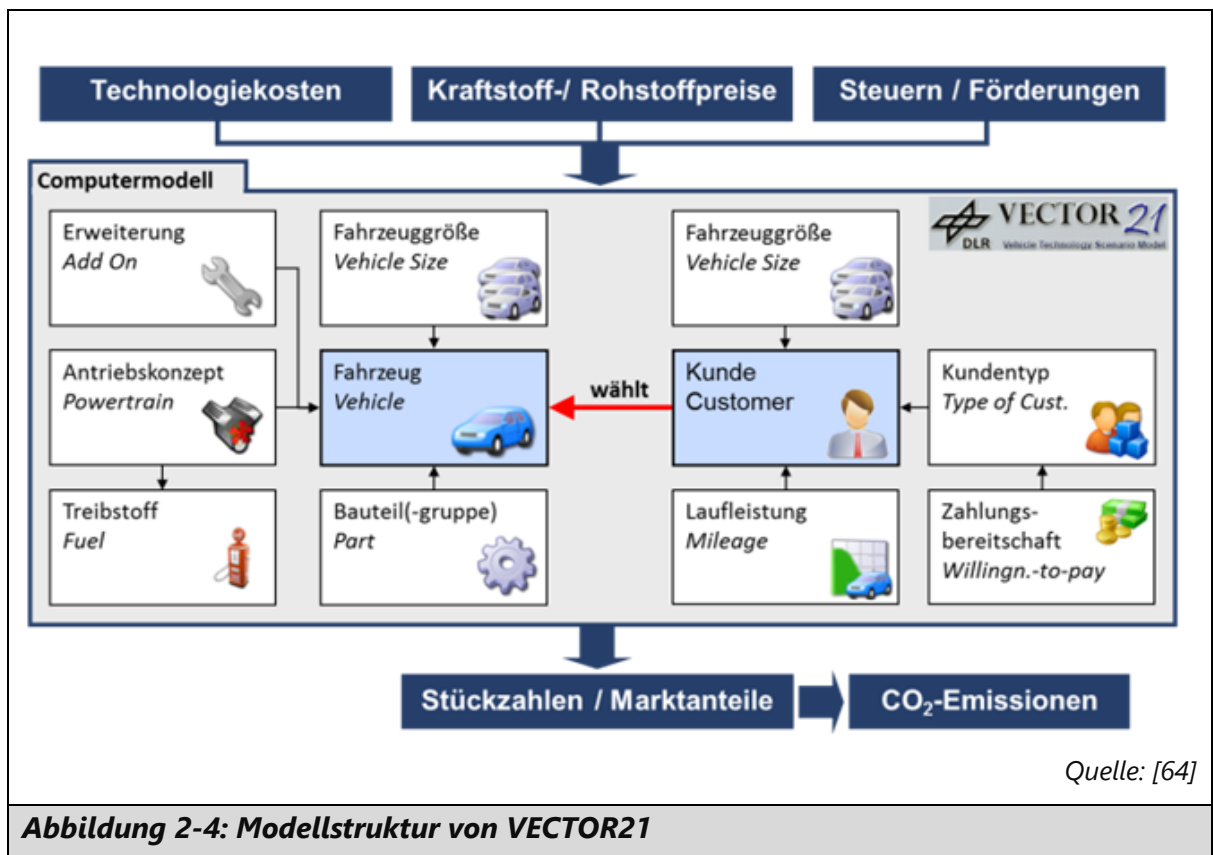


Abbildung 2-4: Modellstruktur von VECTOR21

Eine Anpassung des Volumens des Gesamtfahrzeugmarkts wird im Modell nicht vorgenommen, d. h., dass zwar Verschiebungen innerhalb des Pkw-Markts beobachtet werden, jedoch keine Konkurrenz zu anderen Verkehrsmitteln abgebildet werden kann. Für den in dieser Arbeit durchgeführten Vergleich von verschiedenen Pkw-Typen ist Letzteres nicht relevant, sodass das Modell eine geeignete Grundlage für die angestrebte Untersuchung von Materialflüssen aus der Pkw-Herstellung und die daraus resultierenden ökologischen Auswirkungen ist.

Hauptentscheidungskriterium sind hierbei die Anschaffungs- und Betriebskosten der Fahrzeuge, zusammengefasst als sogenannte Total Cost of Ownership (TCO). In der bisherigen Logik des Fahrzeugszenariomodells VECTOR21 werden darüber hinaus die Well-to-wheel (WTW) CO₂-Emissionen der Kraftstoffe sowie die CO₂-Emissionen des Fahrzeugbetriebs als Entscheidungskriterium für die Fahrzeugauswahl herangezogen. Die alleinige Fokussierung auf die Reduktion der CO₂- und Treibhausgasemissionen greift jedoch zu kurz, da die Gefahr besteht, dass dadurch andere Umweltprobleme verstärkt werden. So führt z. B. die Entsorgung von Abfällen in einer Deponie zu geringen

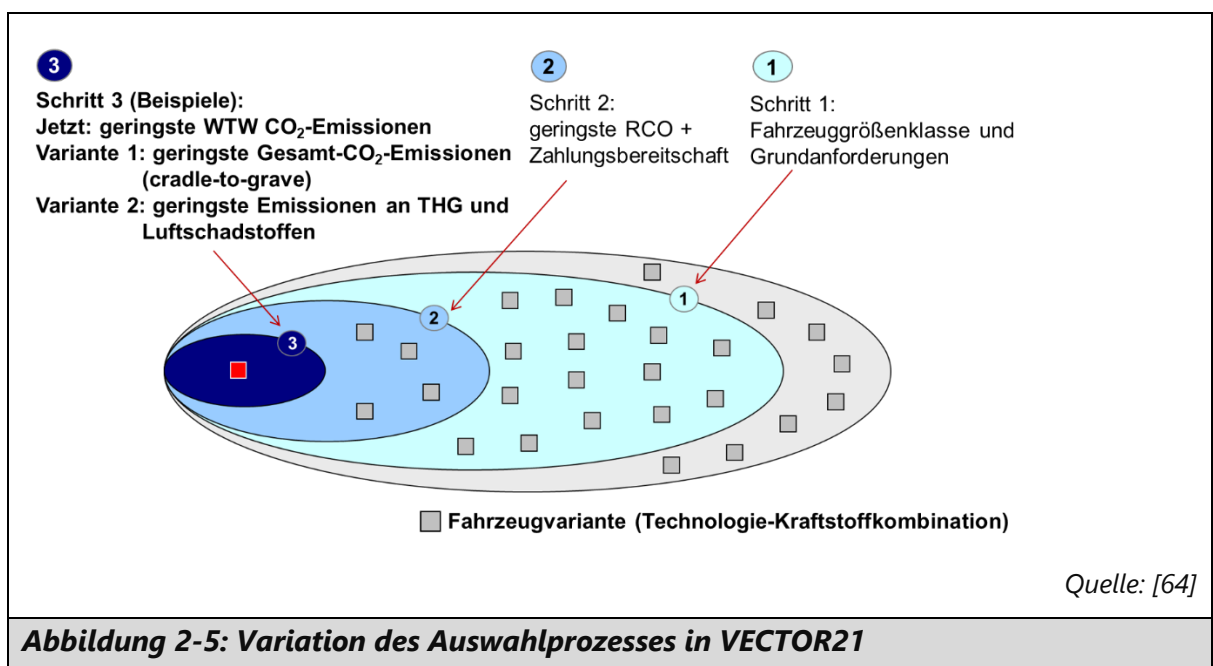
Treibhausgasemissionen, aber zu einem hohen Verbrauch an Rohstoffen, die der weiteren Nutzung entzogen werden. Auch beim Betrieb von Verbrennungsmotoren existiert ein Zielkonflikt zwischen der Steigerung der Effizienz, was mit einer Verringerung der CO₂-Emissionen einhergeht, und der Reduzierung von Schadstoffemissionen. Ein weiteres Beispiel wäre die Veränderung der Landnutzung durch die verstärkte Verwendung von Biokraftstoffen aus landwirtschaftlichen Produkten, die in vielen Fällen zu niedrigeren CO₂-Emissionen im Vergleich zu konventionellen Kraftstoffen führen.

Ein weiterer Nachteil des bisherigen Ansatzes ist, dass durch die WTW-Systemgrenzen mögliche Verschiebungen von Emissionen oder Ressourcenverbräuchen in die Fahrzeugvorkette oder in nachfolgende Prozesse nicht erfasst werden. Die Verwendung von Leichtbauwerkstoffen z. B. kann zu Einsparungen von Energie und Emissionen im Fahrzeugbetrieb führen, geht jedoch oft mit höheren Emissionen in der Herstellungsphase einher.

Ein Ansatzpunkt in der vorliegenden Arbeit ist daher, die Entscheidung für die im Modell abgebildeten Käufergruppen dahingehend zu modifizieren, dass die Informationen, die über die Fahrzeuge zur Verfügung stehen, nicht nur die WTW-CO₂-Emissionen umfasst, sondern die gesamten Treibhausgasemissionen über den Fahrzeuglebensweg. In einem weiteren Schritt werden außerdem weitere umweltrelevante Emissionen in Form einer entsprechenden Kennzahl in den Entscheidungsalgorithmus eingefügt.

Eine entscheidende Annahme des Modells ist, dass die Kaufentscheidung einer Kundengruppe aus rationalen Gesichtspunkten erfolgt. Aus den oben beschriebenen statistischen Grunddaten bezüglich bevorzugter Fahrzeuggröße, Infrastrukturanforderungen und durchschnittlicher Jahresfahrleistung lassen sich bei den jeweiligen Kundengruppen bestimmte Fahrzeugtypen von vornherein ausschließen (Schritt 1 in Abbildung 2-5). Entscheidungsrelevant in der Modelllogik sind die Gesamtnutzungskosten während einer Haltedauer von vier Jahren durch den Erstkunden eines Neufahrzeugs. Es wird vorausgesetzt, dass sich eine Kundengruppe für einen Fahrzeugtyp entscheidet, dessen Gesamtnutzungskosten am niedrigsten sind (Schritt 2 in Abbildung 2-5). Kundengruppen, die eine mehr oder weniger hohe

Innovationsbereitschaft aufweisen, werden mit einer entsprechenden Zahlungsbereitschaft für „innovative“ Fahrzeugtypen belegt. Im VECTOR21-Modell bezieht sich diese Zahlungsbereitschaft auf eingesparte CO₂-Emissionen. Hier sind bereits Well-to-wheel Emissionen berücksichtigt, d. h. auch lokal emissionsfreie Fahrzeuge erhalten die Emissionen ihrer Energiebereitstellung angerechnet. Im letzten Schritt der Kaufentscheidung entscheidet sich eine Kundengruppe schließlich für den Fahrzeugtyp, der innerhalb der als wirtschaftlich betrachteten Fahrzeuge die niedrigsten Emissionen aufweist (Schritt 3 in Abbildung 2-5).



2.3.2 Abbildung der Kaufentscheidung mit dem Ansatz der Nutzenbewertung

Eine Weiterentwicklung dieses Modellansatzes wurde von Redelbach (2016) [65] umgesetzt. Bei dieser Arbeit wurde der kostenbasierte TCO-Modellansatz mit Methoden der Nutzenbewertung aus diskreten Entscheidungsmodellen erweitert (Abbildung A-2 in Anhang A). Schwerpunkt war weiterhin die Unterscheidung verschiedener Pkw-Antriebsarchitekturen mit der Unterscheidung der Fahrzeuge in die Segmente klein, mittel und groß. Die Kriterien, nach denen Kunden Autos kaufen, sind bestimmt durch finanzielle Überlegungen, persönliche Rahmenbedingungen und individuelle Präferenzen. Neben den Herstellungskosten wurden in [65] CO₂-Ausstoß, das Beschleunigungsverhalten sowie die Reichweite als zusätzliche Entscheidungskriterien für

die Kaufentscheidung identifiziert. Um die unterschiedlich gewichteten Entscheidungspräferenzen verschiedener Käufergruppen abzubilden, wurde eine statistische Verteilung der Nutzercharakteristika in der Bevölkerung auf Basis repräsentativer Studien ausgewertet und im Modell integriert. Letztlich werden anhand einer Häufigkeitsverteilung der Einfluss sozioökonomischer Faktoren und individuelle Präferenzen wie Fahrleistung, Wegstrecken, Geschwindigkeit und Zahlungsbereitschaft der Pkw-Käufer berücksichtigt.

Die Kaufentscheidung wird mit einer linearen Nutzenfunktion modelliert, in der die genannten Fahrzeugeigenschaften und Kostenparameter sowie die CO₂-Emissionen als ökologische Bewertungsgröße Eingang finden. Als erster Schritt werden alle im Modell zur Auswahl stehenden Antriebskonzepte für das Betrachtungsjahr j in Relation zu einem konventionellen Benzinfahrzeug bewertet (2-1) [65]:

$$x_{i,j}^{[A,S]} = 100 \pm \left(\frac{a_{i,j}^{[A,S]} - a_{i,j}^{[Ref]}}{a_{i,j}^{[Ref]}} \right) * 100 \quad (2-1)$$

mit

$x^{[A,S]}$... Bewertungszahl des Fahrzeugs mit Antrieb A im Segment S

$a^{[A,S]}$... Attributwert des Fahrzeugs mit Antrieb A im Segment S

$a^{[Ref]}$... Attributwert des Referenzfahrzeugs

i ... Kriterium i (z. B. Kosten, Reichweite....)

j ... Jahr j

In einem zweiten Schritt wird nun anhand der Gewichtung der Entscheidungskriterien je nach Nutzergruppe das Fahrzeug mit dem höchsten Nutzen ermittelt (2-2) [65]:

$$U_{n,i}^{[A]} = \sum_{k=0}^n \beta_{k,n} * x_{k,n,i}^{[A]} + \varepsilon_{n,i}^{[A]} \quad (2-2)$$

mit

$U_{n,i}$... Nutzenbewertung der Entscheidungsalternative i für Nutzer n

$\beta_{k,n}$... Gewichtung des Kriterium k durch Nutzer n

$x_{k,n,i}$... Attributausprägung der Alternative i für Kriterium k und Nutzer n

$\varepsilon_{n,i}$... stochastische Nutzenkomponente

Neben der Weiterentwicklung des Kaufentscheidungsalgorithmus wurden die verschiedenen Antriebstypen der Pkws mit Effizienztechnologien verknüpft. Daraus lassen sich in Abhängigkeit von den gewählten Rahmenbedingungen eines Szenarios Kostenkurven der einzelnen Technologien entwickeln woraus sich unter anderem die entsprechenden Energiebedarfe und kostenoptimale Batteriegrößen für Hybridfahrzeuge berechnen lassen. Der nutzenbasierte Ansatz in VECTOR21 ermöglicht im Gegensatz zum vorher beschriebenen TCO-Ansatz ein Einbeziehen nicht-monetärer Kriterien bei der Kaufentscheidung und eine Diversifizierung der Pkw-Käufer hinsichtlich persönlicher Einstellungen und Zahlungsbereitschaften. Allerdings erhöhen sich die Anforderungen an die Datenverfügbarkeit, was ein Übertragen des Modellansatzes auf andere Länder und Regionen erschwert.

3 Neuartige Integration von Stoffströmen verschiedener Fahrzeugtypen in ein Fahrzeugtechnik-Szenariomodell

3.1 Übersicht über den methodischen Ansatz der Arbeit

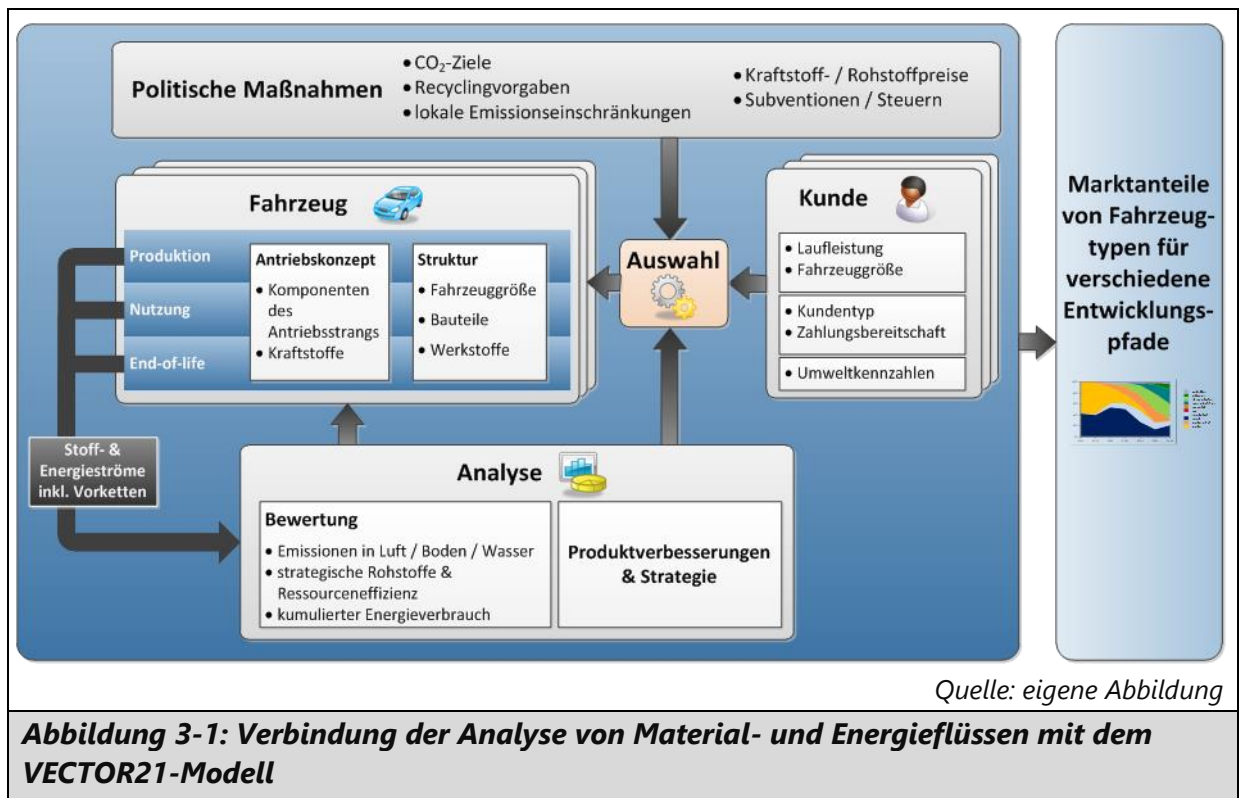
Zur Untersuchung der oben erläuterten Problemstellung wird auf verschiedene methodische Ansätze zurückgegriffen. Für die Analyse der Materialströme, die aus den Lebenszyklen der Fahrzeuge entstehen, werden Methoden der Stoffstromanalyse angewendet. Diese finden auch Anwendung in der Ökobilanzierung, die eine weitere Grundlage für das Vorgehen in dieser Arbeit darstellt. Insbesondere bei der Bewertung der aus den Szenarien hervorgehenden Material- und Energieflüsse wird auf methodische Ansätze, die in den vergangenen zwei Jahrzehnten für die Ermittlung potenzieller Umweltauswirkungen entwickelt worden sind, zurückgegriffen. Im Folgenden werden zunächst die Analyse der Stoffströme sowie Methoden zur Untersuchung potenzieller Umweltwirkungen, die sich aus den ermittelten Stoffströmen ergeben, erläutert. Darauf aufbauend wird die Ausweitung der Untersuchung auf die Fahrzeugflotten-Szenarien dargestellt.

Der Begriff der Stoffstromanalyse wird in der Literatur nicht einheitlich verwendet. Zum Teil wird die Stoffstromanalyse als Teil der Ökobilanz verstanden. Aber auch die umgekehrte Sichtweise, dass die Ökobilanz einen Teil der Stoffstromanalyse darstellt, ist verbreitet. Prinzipiell können mithilfe von Stoffstromnetzen nicht nur ökologische Auswirkungen von Produktsystemen betrachtet werden, sondern auch ökonomische Fragestellungen. In dieser Arbeit soll jedoch die Erfassung von Material- und Energieflüssen als Grundlage von Umweltwirkungsbetrachtungen im Mittelpunkt stehen. Ein Produktsystem umfasst auch die Vorketten der benötigten Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffe im Sinne einer Betrachtung von der Wiege bis zur Bahre. Die Modellierung von Stoffstromnetzen kann mithilfe von Graphen erfolgen, an deren Knoten Prozesse zur Umwandlung von Stoffströmen oder Lagerhaltung stattfinden. In den Kanten werden die resultierenden Stoffmengen abgebildet. Umgesetzt werden kann dies z. B. anhand der Petri-Netz-Theorie, wie es in der Software Umberto[©] der Fall ist.

Die Entscheidung, welche Prozesse in der Stoffstromanalyse modelliert werden sollen, ergibt sich in erster Linie aus den benötigten Bauteilen und Werkstoffen für die betrachteten Fahrzeuge. Grundlage bilden hierbei die im VECTOR21-Modell abgebildeten Fahrzeugtypen. Für bauteilbezogene Betrachtungen ist es sinnvoll, auf für Deutschland oder Europa repräsentative (Vorketten-)Prozesse zurückzugreifen. In der Ökobilanzierung wird diesbezüglich von einem „attributional approach“ gesprochen. Die bilanzierten Stoffströme beziehen sich hierbei auf durchschnittliche Prozessparameter, die eine Beschreibung des Ist-Zustands oder des vorhergesagten zukünftigen Ist-Zustands darstellen. Da in dieser Arbeit jedoch Flottenbetrachtungen für Deutschland angestellt und die Auswirkungen sich zeitlich ändernder Bedingungen untersucht werden sollen, ist für diese Arbeit eine Untersuchung der Stoffströme im Sinne eines „consequential approaches“ ebenso relevant. Hierbei werden Stoffströme identifiziert, die sich aufgrund einer bestimmten Entscheidung, wie z. B. dem Markteintritt einer bestimmten Fahrzeugtechnologie, ändern. Im Unterschied zum „attributional approach“ sind hierbei Prozesse oder Anlagen, welche die zusätzliche erforderliche Bereitstellung von Ressourcen oder Produkten nicht leisten können, nicht Teil des betrachteten Systems. Dieser Ansatz zielt darauf ab, Entscheidungen auf Produktebene hinsichtlich ihrer makroökonomischen Folgen zu analysieren. Dadurch kann z. B. die Entwicklung von Produktvolumina oder Kapazitätsengpässen bei strategischen Rohstoffen betrachtet werden. Die Stoffstrommodellierung erfolgt in der Arbeit anhand von selbst erarbeiteten Prozessketten, die mit Daten aus existierenden Ökobilanzdatenbanken (z. B. ecoinvent) ergänzt werden.

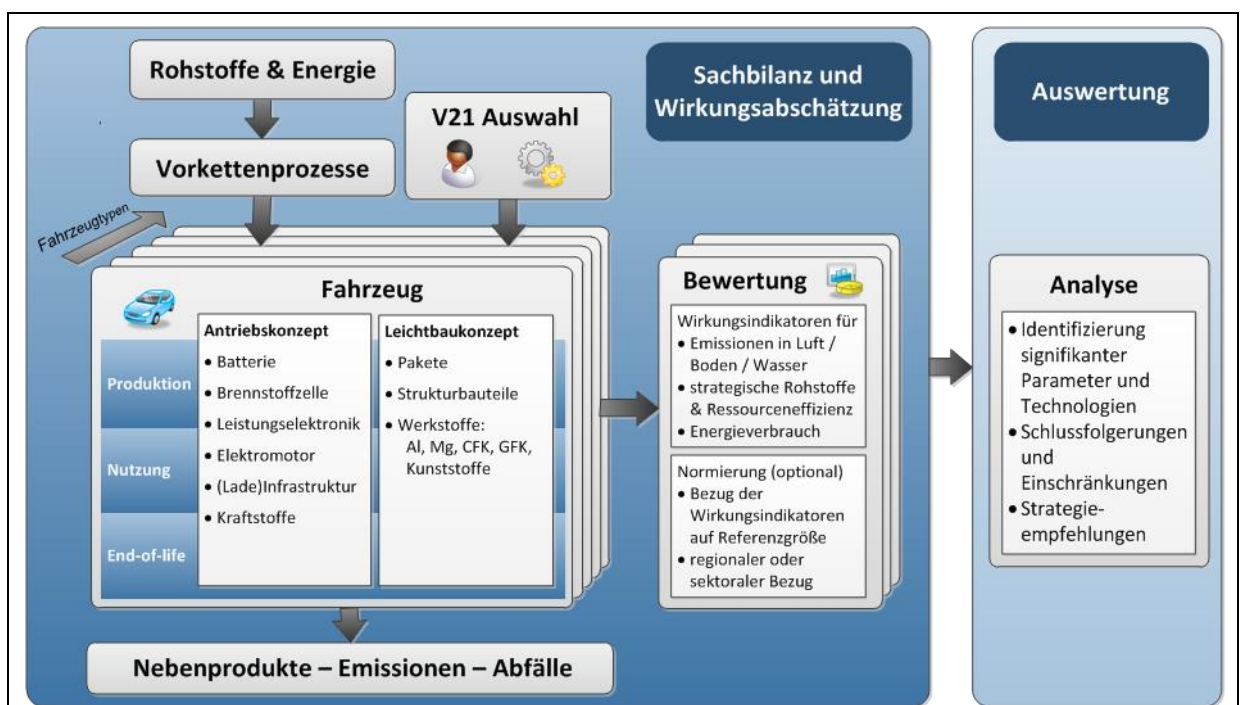
Für die Bewertung der aus der Stoffstromanalyse resultierenden Material- und Energiemengen nach ökologischen Kriterien wird auf im Rahmen der Ökobilanz entwickelte Wirkungsabschätzungsmethoden sowie Ansätze zur Bewertung der Ressourceneffizienz zurückgegriffen. Die Ergebnisse der Bewertung werden hinsichtlich signifikanter Modellparameter und -prozesse sowie möglicher Empfehlungen für die Umsetzung eines ökologischen Pfads für zukünftige Fahrzeugkonzepte analysiert.

Im Unterschied zur üblichen Vorgehensweise bei der Ökobilanzierung von Produkten wird in dieser Arbeit der zeitliche Verlauf der Produktsysteme mit betrachtet. Bei den Flottenszenarien werden also über den in VECTOR21 simulierten Zeitraum für ein Fahrzeug zunächst die Aufwände für die Herstellung anfallen, danach wird während der Nutzungsphase des Fahrzeugs in erster Linie der Kraftstoffverbrauch inklusive der Vorketten bilanziert und zu einem bestimmten Zeitpunkt wird das Fahrzeug entsorgt. Diese zeitlich dynamische Betrachtung spielt insbesondere für Fragestellungen der Rohstoffverfügbarkeit und der Kreislaufführung von energieintensiven Werkstoffen eine Rolle. In dieser Arbeit werden mögliche Materialrückflüsse am Beispiel der Lithium-Ionen-Traktionsbatterien adressiert. Darüber hinaus wird die Bewertung der Material- und Energieflüsse in den Auswahlprozess des VECTOR21-Modells eingebunden (Abbildung 3-1). Dies geschieht z. B. durch die Berücksichtigung der CO₂-Emissionen des gesamten Lebenszyklus im Ablauf des Kundenentscheidungsprozesses anstelle der reinen Betriebsemissionen wie es bisher im VECTOR21-Modell der Fall ist.



Durch eine Kopplung des Stoffstrommodells mit dem Fahrzeugszenariomodell VECTOR21 können verschiedene Fahrzeugszenarien bezüglich ihrer Umweltwirkungen

ausgewertet und interpretiert werden. Das VECTOR21-Modell berechnet anhand möglicher Fahrzeugtechnologien und definierter Kundengruppen die zukünftige Zusammensetzung des Neuwagenmarkts und des Pkw-Bestands in Deutschland. In der bisherigen Logik des Modells werden die Well-to-wheel (WTW)-CO₂-Emissionen der Kraftstoffe sowie die CO₂-Emissionen des Fahrzeugbetriebs als Entscheidungskriterium für die Fahrzeugauswahl herangezogen (s. Kapitel 2.3). Die alleinige Fokussierung auf die Reduktion der CO₂-Emissionen reicht nicht aus, da die Gefahr besteht, dass dadurch andere Umweltprobleme verkannt werden.



Quelle: eigene Abbildung

Abbildung 3-2: Schematische Übersicht über Modellierung von Materialflüssen für Fahrzeugszenarien

3.2 Flexibilisierung der Stoffstrommodellierung für verschiedene Fahrzeugtechnologien

Die Modellierung von Stoff- und Energieflüssen zur Durchführung einer Ökobilanz ist in der Regel auf die Feststellung des Ist-Zustands ausgelegt. Bestehende Ökobilanzdatenbanken stellen zuverlässige und überprüfte Daten zu verschiedenen Prozessen bereit. Das ermöglicht breit gefächerte Verwendungsmöglichkeiten, bringt

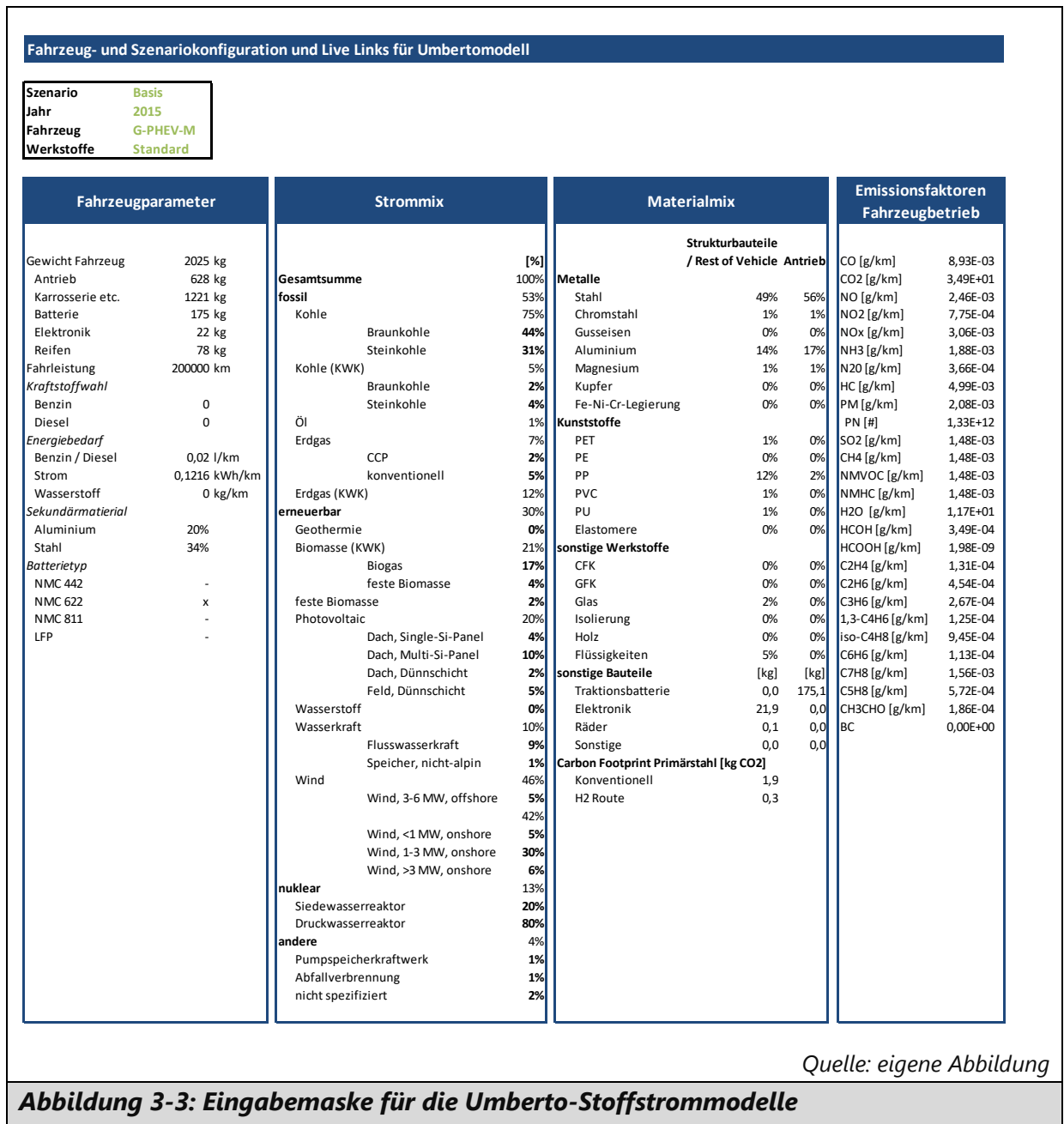
jedoch mit sich, dass die Prozesse nicht auf die Wertschöpfungsketten der Automobilindustrie oder die Nutzung oder Entsorgung von Fahrzeugen ausgelegt sind. Dennoch stellen die über die Jahre gewachsenen Datenbanken eine gute Grundlage für weitergehende Analysen der Emissionen aus dem Lebenszyklus eines Pkws dar.

Aufbauend auf bestehenden Daten wurden in dieser Arbeit drei wesentliche Aspekte aufgegriffen und in der Berechnung der Stoff- und Energieflüsse im Pkw-Lebenszyklus verbessert:

1. Die Materialzusammensetzung der Pkws wurde anhand real existierender Pkw-Modelle abgebildet. D. h., dass sowohl die Werkstoffe, deren Gewichtsanteile bei verschiedenen Baugruppen als auch die Gewichtsverteilung bei den verschiedenen Antriebstypen berücksichtigt werden. Die Modellierung der einzelnen Werkstoffvorketten ermöglicht eine Anpassung von Vorketten und ggf. Herstellungspfaden für zukünftige Fahrzeuge. Dies betrifft bspw. die Herstellung von Stahl, die künftig über die Wasserstoffroute mit deutlich reduziertem CO₂-Fußabdruck erfolgen kann. Ein weiterer wichtiger Faktor ist der Anteil an Sekundärmaterial, das für die Herstellung der Pkw-Bauteile verwendet wird. Da es ein erklärtes politisches Ziel in Europa ist, die Kreislaufwirtschaft zu verstärken und bspw. den Anteil an sekundären Rohstoffen in der Batterieproduktion zu erhöhen, kann mit dem erstellten Stoffstrommodell der Anteil an sekundären Werkstoffen entsprechend eingestellt werden.
2. Ein Großteil der Emissionen in die Luft wird in der Herstellung der Fahrzeuge sowie ihrer Entsorgung durch die benötigte Energie verursacht. Ein Teil dieser Emissionen lässt sich durch einen höheren Anteil an emissionsarmen Stromerzeugungsverfahren einsparen. Im Modell wird dies abgebildet mit einer Zusammensetzung der Stromherstellung, die sich über die Jahre ändert. Gleichzeitig wurden die Herstellungsprozesse der metallischen Werkstoffe und der Traktionsbatterien so modelliert, dass die Vorketten der direkt im Herstellungsprozess und der Metallverarbeitung eingesetzten Energie direkt entsprechend dem modellierten Jahr angepasst wird.

3. Pkws mit Verbrennungsmotoren emittieren einen Großteil ihrer CO₂- und Schadstoffemissionen während der Nutzungsphase durch die Verbrennung von Kraftstoffen. Aufgrund der Vielzahl verschiedener Antriebstypen und Fahrzeugcharakteristika kommt in einer standardisierten Ökobilanzdatenbank eine eingeschränkte Anzahl an verfügbaren Pkw-Typen vor. In dem vorliegenden Modell wurden daher die Emissionsfakten antriebs- und fahrzeuggrößenspezifisch ermittelt und mit dem Umberto-Stoffstrommodell verknüpft. Die Emissionsfaktoren für Plug-in-Hybride wurden aufgrund der Vielzahl an möglichen Betriebsmodi und Kombinationen von elektrischem und verbrennerischem Fahren einer genaueren Analyse unterzogen und Emissionsfaktoren daraus abgeleitet.

Die Anbindung dieser Einflussfaktoren an das Stoffstrommodell erfolgt mittels einer Schnittstelle, die verschiedene Fahrzeugparameter, den Strom- und Materialmix sowie die Emissionsfaktoren der Kraftstoffverbrennung in Abhängigkeit von Antrieb und Jahr bereitstellt (Abbildung 3-3). Für den Strommix und die Auswahl der Werkstoffe können zudem verschiedene Hintergrundscenarien ausgewählt werden, die progressivere Entwicklungen abbilden.



3.3 Einsatz verschiedener Umweltkennzahlen in VECTOR21

Über die reine Bewertung der Fahrzeuge hinaus soll in dieser Arbeit auch der Auswahlprozess der Kaufentscheidung verändert werden. Im Prinzip soll damit die Einführung eines Emissionslabels abgebildet werden. Damit soll der Frage nachgegangen werden, welchen Einfluss die Information der Kunden über verschiedene Emissionen und Umweltwirkungen über die reinen CO₂-Werte hinaus haben kann. Darüber hinaus sollen nicht nur zusätzliche Parameter, sondern auch die Herstellung der Fahrzeuge und ihre Entsorgung in die Kennzahlen einbezogen und Teil der Kaufentscheidung werden. Hier

stehen zwei Thesen im Vordergrund. Zum einen wird davon ausgegangen, dass die Information über Nicht-CO₂-Emissionen des gesamten Fahrzeuglebenszyklus zu veränderten Marktentwicklungen führen kann im Vergleich zum alleinigen Bezug auf CO₂-Emissionen. Zum anderen werden explizit reale Emissionen und nicht Normwerte oder maximal erlaubte Werte angegeben, was ebenfalls erheblichen Einfluss auf die Durchsetzung verschiedener Technologien haben kann. Abweichend von den heutigen Herstellerangaben würde dies eine Bereitstellung an Daten aus anderen Quellen bedeuten, da die Realwerte je nach Technologie deutlich von den erwarteten Werten abweichen. Ein Beispiel hierfür sind die NO_x-Emissionen von Dieselfahrzeugen, die trotz stetig sinkender Grenzwerte und verbesserter Minderungstechnologien weit über den erlaubten Werten liegen können [67].

Wie unter Schritt 3 in Abbildung 2-5 aufgeführt, werden die verschiedenen Varianten des Auswahlprozesses sukzessive in separaten Rechendurchläufen angewendet und miteinander verglichen. Die einzelnen Varianten sind:

1. Kaufentscheidung für den Fahrzeugtyp mit den geringsten Well-to-wheel (Fahrzeugnutzung und Kraftstoffvorketten)-Treibhausgasemissionen
2. Kaufentscheidung für den Fahrzeugtyp mit den geringsten Treibhausgasemissionen über den gesamten Lebensweg inklusive Herstellung und Entsorgung
3. Kaufentscheidung für den Fahrzeugtyp mit den geringsten lokalen Umweltwirkungen in Kombination mit Auswirkungen auf den Klimawandel

Die Ergebnisse dieser Variantenrechnungen dienen nicht nur dazu, die Markteingangswege verschiedener Antriebstypen durch verschiedene Kaufpräferenzen zu untersuchen. Möglich ist hierdurch auch, Rückschlüsse zu ziehen, welche Informationen potenziellen Kunden zur Verfügung gestellt werden sollten, um die Einführung bestimmter Technologien oder Fahrzeugtypen in den Markt zu beschleunigen.

Bei der modelltechnischen Umsetzung in VECTOR21 muss unterschieden werden nach dem TCO-Modell und dem nutzenbasierten Modell. Umweltaspekte spielen auf

verschiedenen Ebenen in beiden VECTOR21-Modellvarianten eine Rolle. Erstens werden in den Rahmenbedingungen CO₂-Ziele als gesetzliche Vorgaben definiert. Diese wirken auf das Modell insofern ein, als dass Strafzahlungen, die bei Überschreitung der CO₂-Grenzen fällig werden, in den Fahrzeugpreis einkalkuliert werden. Zwar werden aktuell diese Grenzwerte auf EU-Ebene in Form von Gesamtflottenzielen gesetzt, es wird jedoch in der Modellierung angenommen, dass sich dies unmittelbar in den Kaufpreisen der einzelnen Fahrzeugsegmente und Antriebstypen widerspiegelt. Verschiedene Unternehmensstrategien zur Anpassung der gesamten Fahrzeugflotte an die CO₂-Ziele können nicht berücksichtigt werden. Zweitens spiegeln sich die CO₂-Emissionen eines Fahrzeugs im Betrieb in der deutschen Gesetzgebung wieder. Die Kfz-Steuer, die jeder Nutzer zahlen muss, steigt mit höheren CO₂-Emissionen und spezifischen Schadstoffemissionen. Die CO₂-Anteile der Steuer sind in der Berechnung der relevanten Kosten für den Nutzer (relevant cost of ownership – RCO) in VECTOR21 berücksichtigt. Drittens wählt der Kunde im letzten Schritt des VECTOR21-Auswahlprozesses das Fahrzeug mit den geringsten Well-to-wheel bzw. Tank-to-wheel-Emissionen (WTW und TTW) aus.

Bei dem in Kapitel 2.3.1 beschriebenen Modellansatz basierend auf der Total-Cost-of-Ownership (TCO) können in der Kaufentscheidung zwei verschiedene Indikatoren zusätzlich zu den bereits einbezogenen Well-to-wheel CO₂-Emissionen berücksichtigt werden. Zum einen werden diese Emissionen auf die Cradle-to-Grave (CTG) CO₂-Emissionen ausgeweitet. In einer zweiten Modellberechnung wird stellvertretend für weitere Umweltindikatoren das Versauerungspotenzial (TAP), das Luftschadstoffe wie NO_x- und SO₂-Emissionen umfasst, als Entscheidungsparameter eingeführt. Die Berechnung erfolgt dabei nach dem gleichen Prinzip wie in den ursprünglichen Modellen. Die Kaufentscheidung im VECTOR21-TCO-Modell [64] orientiert sich im letzten Entscheidungsschritt an dem Fahrzeug mit dem niedrigsten Emissionswert E und der Willingess-to-Pay (WTP) der einzelnen Fahrzeugnutzer n :

$$A_n = \sum_{i=0}^n p_i * \frac{E_{i, calc} - E_{i, min}}{E_{i, max} - E_{i, min}} \quad (3-1)$$

mit

A_n ... niedrigste TCO für Nutzer n

p_i ... Willingness-to-pay für niedrige Emissionen (z. B. CO_{2eq}) im Jahr i

$E_{i, calc}$... Emissionsintensität der einzelnen Fahrzeugtypen im Jahr i

$E_{i, min}$... minimale Emissionsintensität aller Fahrzeugtypen im Jahr i

$E_{i, max}$... maximale Emissionsintensität aller Fahrzeugtypen im Jahr i

Im Fall des Modellansatzes, der auf der Nutzenfunktion basiert, wurde der Nutzenberechnung pro Fahrzeug im Rahmen dieser Arbeit ein weiteres Entscheidungskriterium hinzugefügt (Abbildung 3-4). Wie in der in Kapitel 2.3.2 beschriebenen linearen Nutzenfunktion aus Redelbach (2016) [65] ersichtlich, setzt sich der Gesamtnutzen aus der Summe der Teilnutzenbeträge zusammen. Diese Teilnutzenbeträge werden einzeln für die jeweiligen Entscheidungskriterien berechnet, sodass ein geringer Teilnutzen eines Kriterium durch einen höheren Wert in einem anderen kompensiert werden kann [65].

Neben den Ausprägungen der fahrzeugseitigen Kriterien ist für die Lösung der Nutzenfunktion die nutzerseitige Zahlungsbereitschaft für das jeweilige Kriterium k von wesentlicher Bedeutung. Nach Redelbach (2016) [65] lässt sich die Nutzenfunktion als Produkt aus der Zahlungsbereitschaft der Kunden und dem Koeffizienten des Entscheidungskriterium eines Fahrzeugtyp zum Referenzfahrzeug ausdrücken.⁴ Entscheidend ist hierbei, dass für die Nutzenfunktion nur die Reihenfolge der präferierten Fahrzeugalternativen entscheidend ist und nicht das absolute Nutzenniveau [65, 68]. Folglich kann die Nutzenfunktion mit weiteren Kriterien erweitert werden. Die in [65] verwendeten Kriterien lassen sich einteilen nach Fahrzeugeigenschaften (Reichweite und

⁴ siehe Redelbach (2016) [65], S. 91

Beschleunigung), Kosten (Betriebskosten und Anschaffungskosten) sowie den CO₂-Emissionen als Umweltgröße (Abbildung 3-4).

Die Formel zur Nutzenbewertung⁵ der einzelnen Fahrzeugtypen aus Redelbach (2016) [65] wird entsprechend erweitert. Wichtig an dieser Stelle ist, dass die Größen in Formel (3-2) variabel in Abhängigkeit von Jahr *j* sind:

$$U_{n,j}^{[A]} = \beta_{Cost,n,j} \times \left(\beta_{AK,n,j} * x_{AK,n,j}^{[A]} + [1 - \beta_{AK,n,j}] * x_{BK,n,j}^{[A]} \right) + \beta_{ENV,n,j} \times \left(\beta_{CO2,n,j} * x_{CO2,n,j}^{[A]} + \beta_{NOx,n,j} * x_{NOx,n,j}^{[A]} \right) + \varepsilon_{n,j}^{[A]} \times \beta_{Func,n,j} \times \left(\beta_{Dis,n,j} * x_{Dis,n,j}^{[A]} + [1 - \beta_{Dis,n,j}] * x_{Acc,n,j}^{[A]} \right) + \varepsilon_{n,j}^{[A]} \quad (3-2)$$

mit

$U_{i,n}$... Nutzenbewertung der Entscheidungsalternative *i* für Nutzer *n*

$\beta_{k,n}$... Gewichtung des Kriterium *k* durch Nutzer *n* wobei *Cost* die Kostenkriterien, *Env* die Umweltgrößen und *Func* die technischen Fahrzeugeigenschaften abbildet

$X_{k,i,m}$... Attributausprägung der Alternative *i* für Kriterium *k* und Nutzer *n*

ε ... stochastische Nutzenkomponente

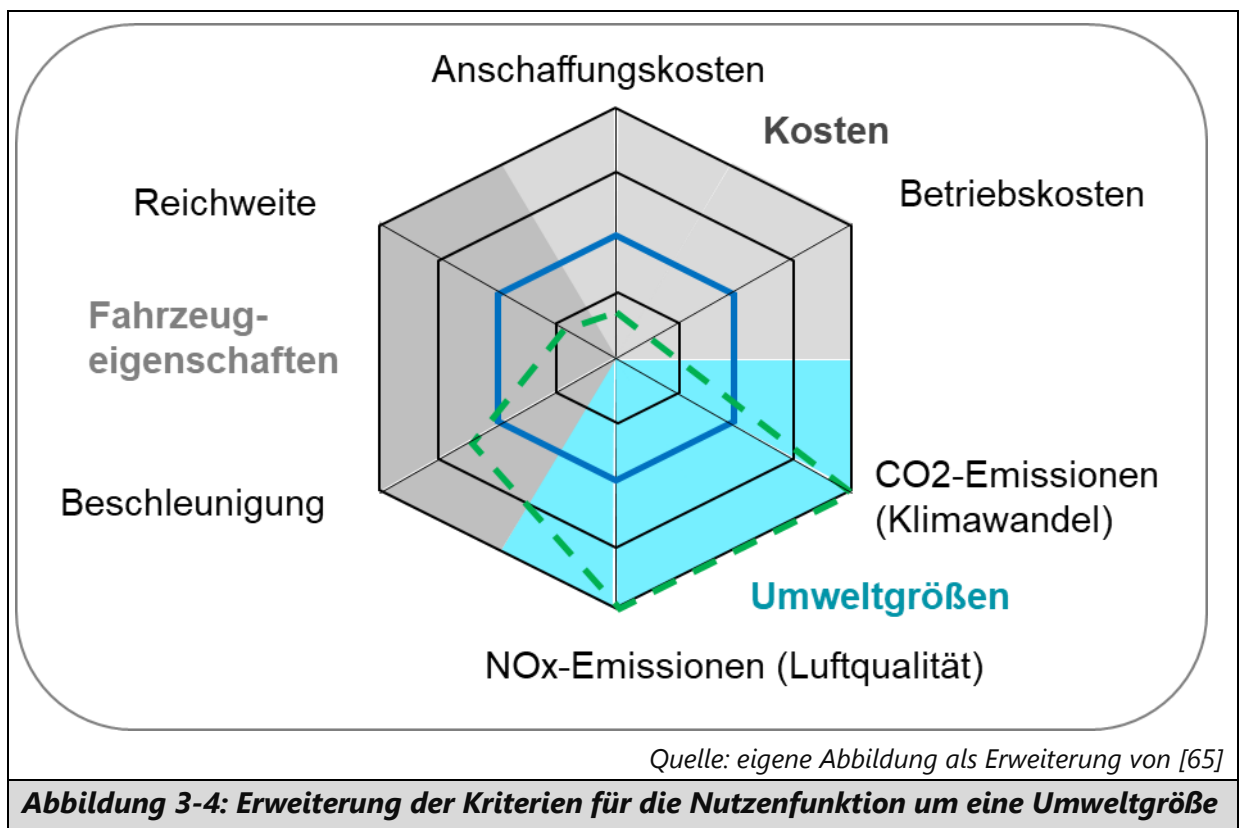


Abbildung 3-4: Erweiterung der Kriterien für die Nutzenfunktion um eine Umweltgröße

⁵ Die Herleitung der Formel wird in Redelbach (2016) [65] auf S. 119 ff erläutert.

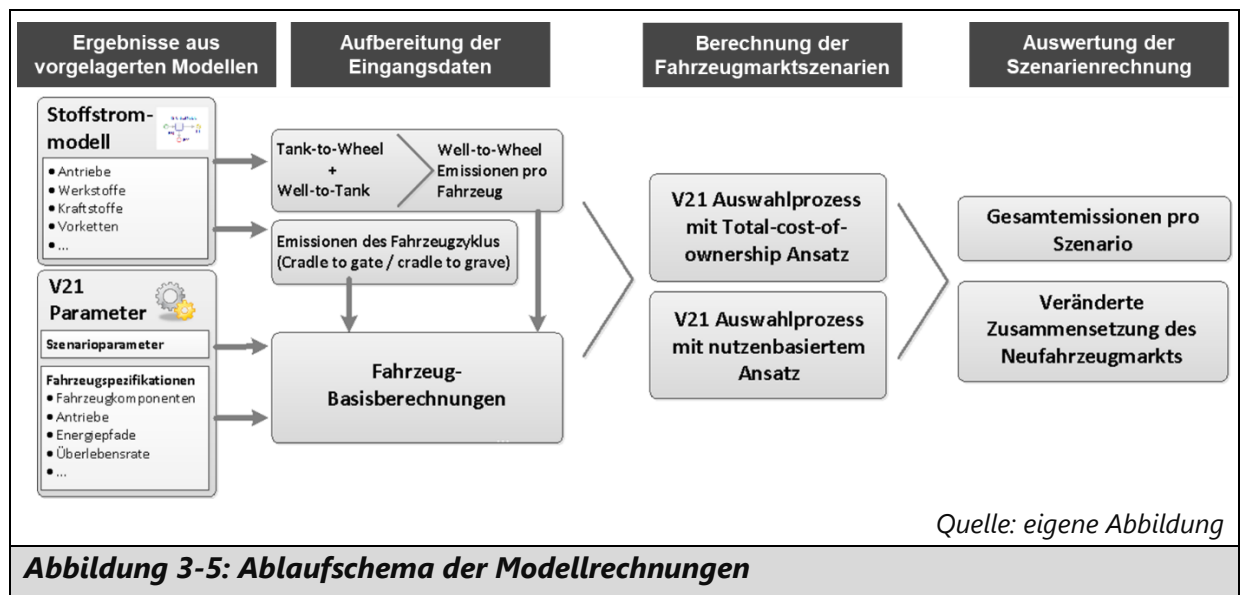
Der Quotient aus β_k (Koeffizient eines beliebigen Kriteriums k) und β_{AK} (Koeffizient der Anschaffungskosten) entspricht bei einer linearen Nutzenfunktion gerade der Zahlungsbereitschaft des Konsumenten für das betrachtete Kriterium k . Diese Beziehung wird im Algorithmus des VECTOR21-Modells verwendet, um die unbekanntenen Koeffizienten β in Gleichung (3-2) zu ermitteln. Die praktische Umsetzung der Berechnung erfolgt durch die Anpassung der Quellcodes im python-basierten VECTOR21-Modell.

Als beispielhafte Anwendung dieses Konzepts wird das Versauerungspotenzial (TAP), das NO_x -Emissionen als Indikator für die Luftqualität beinhaltet, eingeführt. Einige Studien weisen darauf hin, dass die Bedeutung niedriger Schadstoffemissionen für Pkw-Käufer zunimmt [69–73]. Das betrifft nicht nur Deutschland und andere europäische Länder, wo die politischen Weichen in Richtung Elektromobilität und damit lokal emissionsarmen Fahren gestellt worden sind, sondern auch Käufer in den USA. Prinzipiell kann der Modellansatz mit entsprechender Datengrundlage für weitere Länder angewendet werden, sodass auch dortige Maßnahmen zur Emissionsreduktion bewertet werden können. Die Ermittlung der Zahlungsbereitschaft für verschiedene Kriterien ist mit großen Unsicherheiten verbunden. An dieser Stelle wird auf Daten zur Zahlungsbereitschaft zur Verminderung von Schadstoffemissionen in Japan und den USA [73] und zu Umweltkosten verschiedener Schadstoffe in Deutschland zurückgegriffen [74].

3.4 Kombination von V21 und Stoffstrommodell

Die Berechnungen des Stoffstrommodells und der VECTOR21-Rechnungen greifen auf die gleiche Ausgangsbasis zurück. Die Daten zum Rahmen der politischen Rahmendaten zu CO_2 -Zielen, finanziellen Förderungen etc. sowie zu den Energiebedarfen der Fahrzeuge und des Stromerzeugungsmixes sind aus [75] und [76] entnommen und spiegeln den Stand der Rahmenbedingungen im Jahr 2020 wider (Abbildung 3-5). Die Ergebnisse der Energie- und Stoffstrommodellierung liefern die Ökobilanz der einzelnen Fahrzeugtypen. Dies bildet wiederum die Eingangsdaten für die Anwendung im VECTOR21-Modell, und zwar sowohl in der TCO-Variante als auch im nutzenbasierten Modell. Die verschiedenen

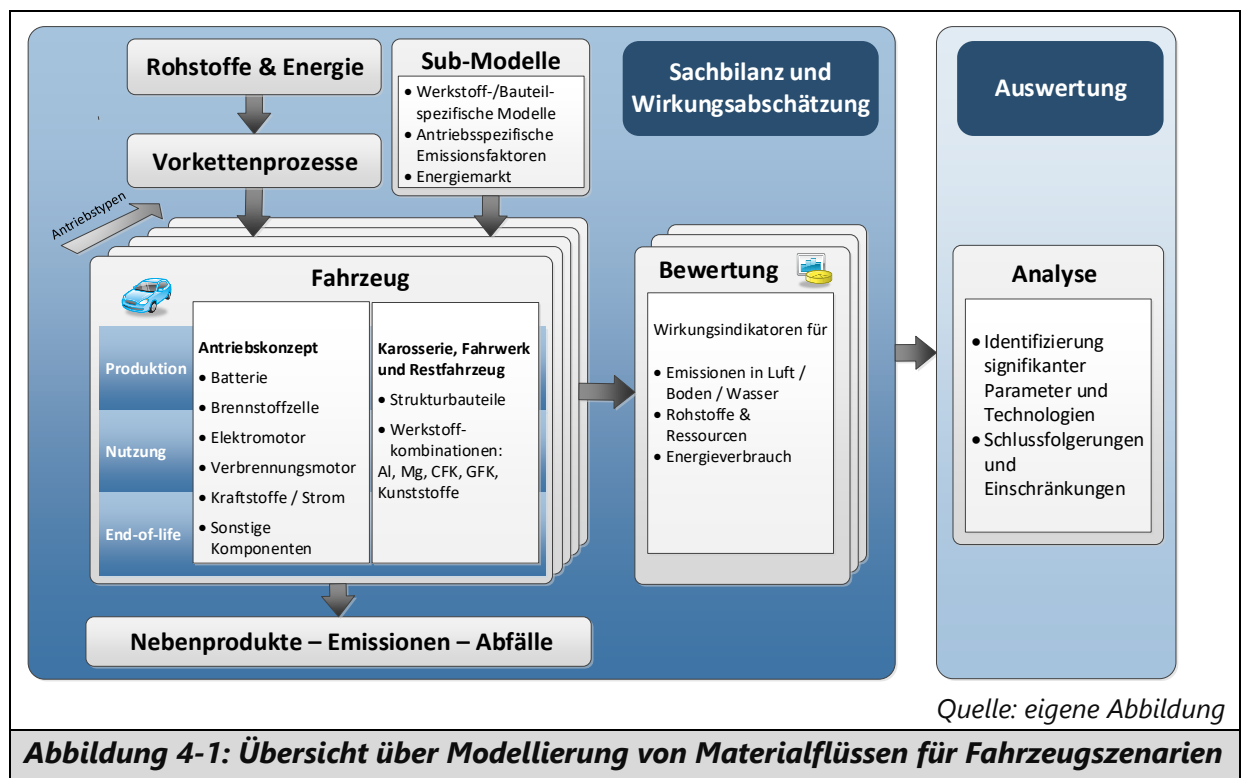
Parameter und Szenarien der hier vorgestellten Modelle erlauben eine Vielzahl an Kombinationen und Variationen und werden in den folgenden Kapiteln näher vorgestellt.



4 Stoffstrommodellierung der Produktion und des End-of-Life für die betrachteten Fahrzeuge

4.1 Untersuchungsrahmen des Stoffstrom- und Ökobilanzmodells für Pkws

Um eine Bewertung der potenziellen Umweltwirkungen von Fahrzeugen durchzuführen, werden die durch die Herstellung, Nutzung und das End-of-Life der Fahrzeuge erzeugten Stoffströme der Technosphäre benötigt, anhand derer die Elementarflüsse aus und in die Umwelt ermittelt werden können (Abbildung 4-1). Für die praktische Umsetzung wurden für die verschiedenen betrachteten Fahrzeugtypen Stoffstrommodelle mit der Software Umberto[©] erstellt und mit Daten aus verschiedenen Quellen gefüllt (vgl. Kapitel 2.2).



Die Fahrzeuge werden in dieser Arbeit in erster Linie nach den verwendeten Antriebstechnologien unterschieden. Folglich liegt die Modellierung der verschiedenen Antriebsstränge im Fokus der Stoffstrommodellierung. Die Schlüsselbauteile für die Modelle sind hierbei: Batterien, Elektromotoren, Brennstoffzelle, Kraftstofftank, Getriebe sowie für die konventionellen Fahrzeuge der Verbrennungsmotor.

Das Ziel dieser Ökobilanz ist es, den Einfluss verschiedener Parameter wie Materialzusammensetzung, Energievorketten, Batteriegröße, etc. zu analysieren und zu bewerten. Das Modell umfasst die Herstellungs-, die Nutzungsphase und die End-of-Life-Prozesse (EoL) und stellt somit eine Ökobilanz von der Wiege bis zur Bahre (cradle-to-grave, CTG) dar.

Datenerhebung

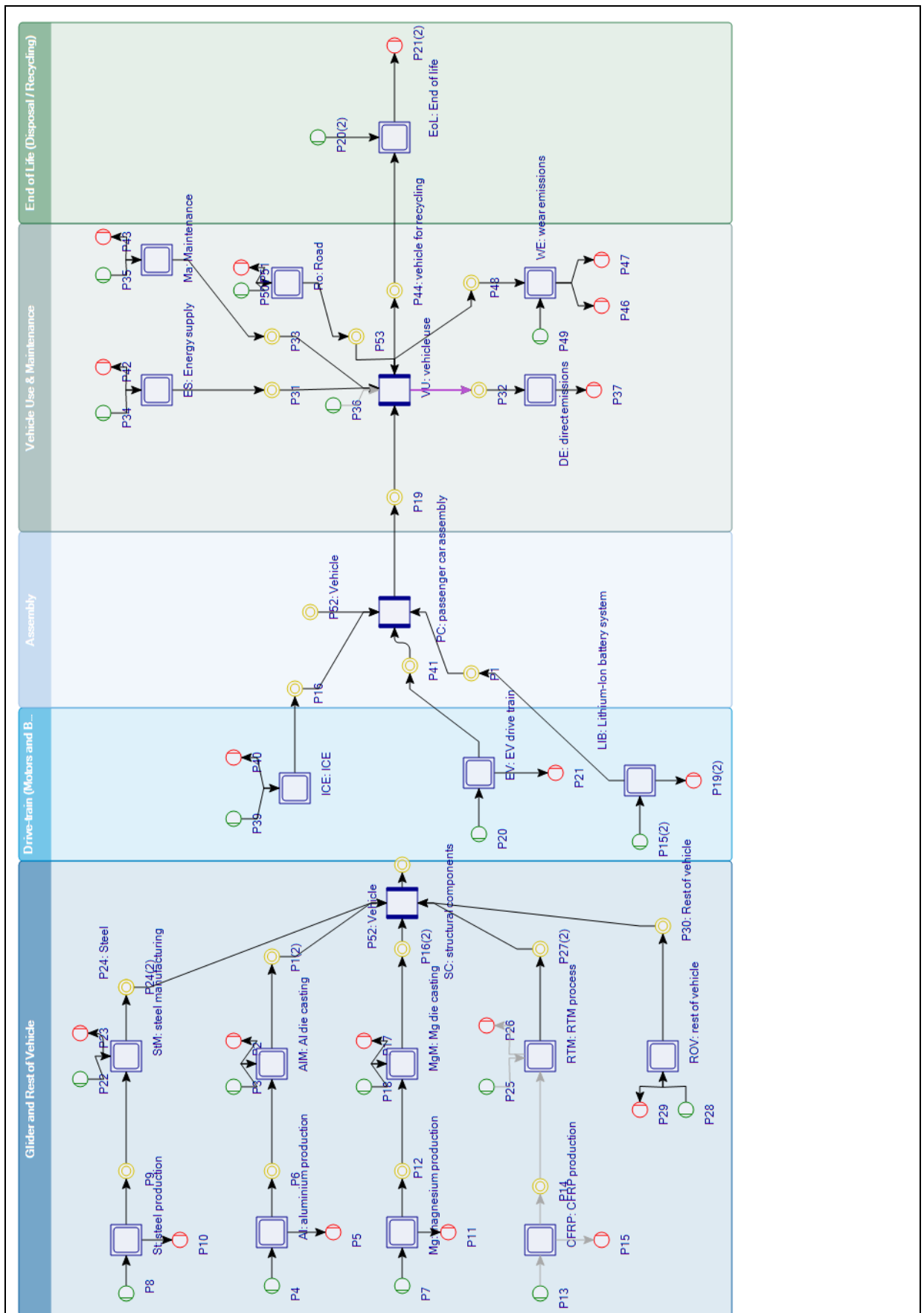
Die Herstellung der Fahrzeuge kann nicht ohne eine entsprechende Stückliste und die dazugehörigen Werkstoffinformationen durchgeführt werden. Die Daten hierzu wurden aus der A2Mac1-Datenbank⁶ abgeleitet. Es handelt sich hierbei um eine proprietäre Datenbank, die technische Informationen und Details sämtlicher Bauteile sowie elektrischer Systeme von Fahrzeugen enthält, einschließlich Batteriesystemen, Motoren, Getrieben, Antriebssträngen und weiteren Komponenten. Die Informationen in der Datenbank werden durch Zerlegung, Tests und Messungen an den Fahrzeugen sowie durch Informationen von Herstellern und Zulieferern gesammelt und verifiziert. Die A2Mac1-Datenbank wird von Automobilherstellern, Zulieferern, Forschungs- und Entwicklungsorganisationen und anderen Unternehmen in der Automobilindustrie genutzt, um ihre eigenen Produkte zu bewerten, die Leistung von Konkurrenzprodukten zu analysieren und Entscheidungen über Produktentwicklung und -design zu treffen.

Für die Erstellung und Berechnung des Stoff- und Energiestrommodells wurde die Software Umberto[®] 10 LCA+ [77] verwendet. Diese Software ermöglicht eine detaillierte Modellierung des Produktsystems und den Zugriff auf die ecoinvent-Datenbank 3.7 [78, 79]. Die ecoinvent-Datenbank ist eine weit verbreitete und anerkannte Sachbilanzdatenbank, die umfassende und standardisierte Daten zu den Umweltauswirkungen verschiedener Produkte und Prozesse über den gesamten Lebenszyklus hinweg für diverse Länder und Weltregionen liefert, von der Rohstoffgewinnung bis zur Entsorgung oder dem Recycling am Ende des Lebenszyklus. Sie deckt ein breites Spektrum von Industriesektoren ab, darunter Landwirtschaft, Energie, Fertigung, Transport, Bauwesen und Abfallwirtschaft, was sie zu einer

⁶ <https://www.a2mac1.com/>

umfassenden Datenbank macht, die für verschiedene Nachhaltigkeitsbewertungen verwendet werden kann.

Für die vorliegende Arbeit wurden jeweils Stoffstrommodelle (siehe Beispiel in Abbildung 4-2) für Fahrzeuge mit Verbrennungsmotor, PHEVs, FCEVs und BEVs erstellt, die mit entsprechend veränderten Eingangsparametern auch für die Modellierung der HEVs verwendet werden sowie zwischen Diesel- und Benzinfahrzeugen unterscheiden können. Die Modelle verfügen über verschiedene Ebenen und beinhalten sämtliche Vorkettenprozesse für die verschiedenen Lebensphasen der Pkws. Unterschieden wurde nach Herstellprozessen der verschiedenen Komponenten des Antriebsstrangs sowie nach dem Rest des Fahrzeugs (RoV). Der Batterieherstellungsprozess der obersten Ebene des Modells (Abbildung 4-2, Prozessname „LIB: Lithium-Ion battery system“) besteht selbst aus verschiedenen Submodellen, in denen die Produktion der einzelnen Bauteile der Batterie modelliert wird (Abbildung 4-3). Das Modell für die BEV besteht bspw. insgesamt aus ca. 1900 Prozessen, die den gesamten Lebensweg inklusive der Vorketten abbilden. Die Eingabedaten für die Berechnungen werden mittels einer in Excel realisierten Schnittstelle für die Fahrzeugkonfiguration (z. B. technische Eigenschaften, s. Abbildung 3-3) an die Stoffstrommodelle übergeben.



Quelle: eigene Abbildung

Abbildung 4-2: Beispiel der obersten Ebene eines Stoffstromnetzes für PHEVs

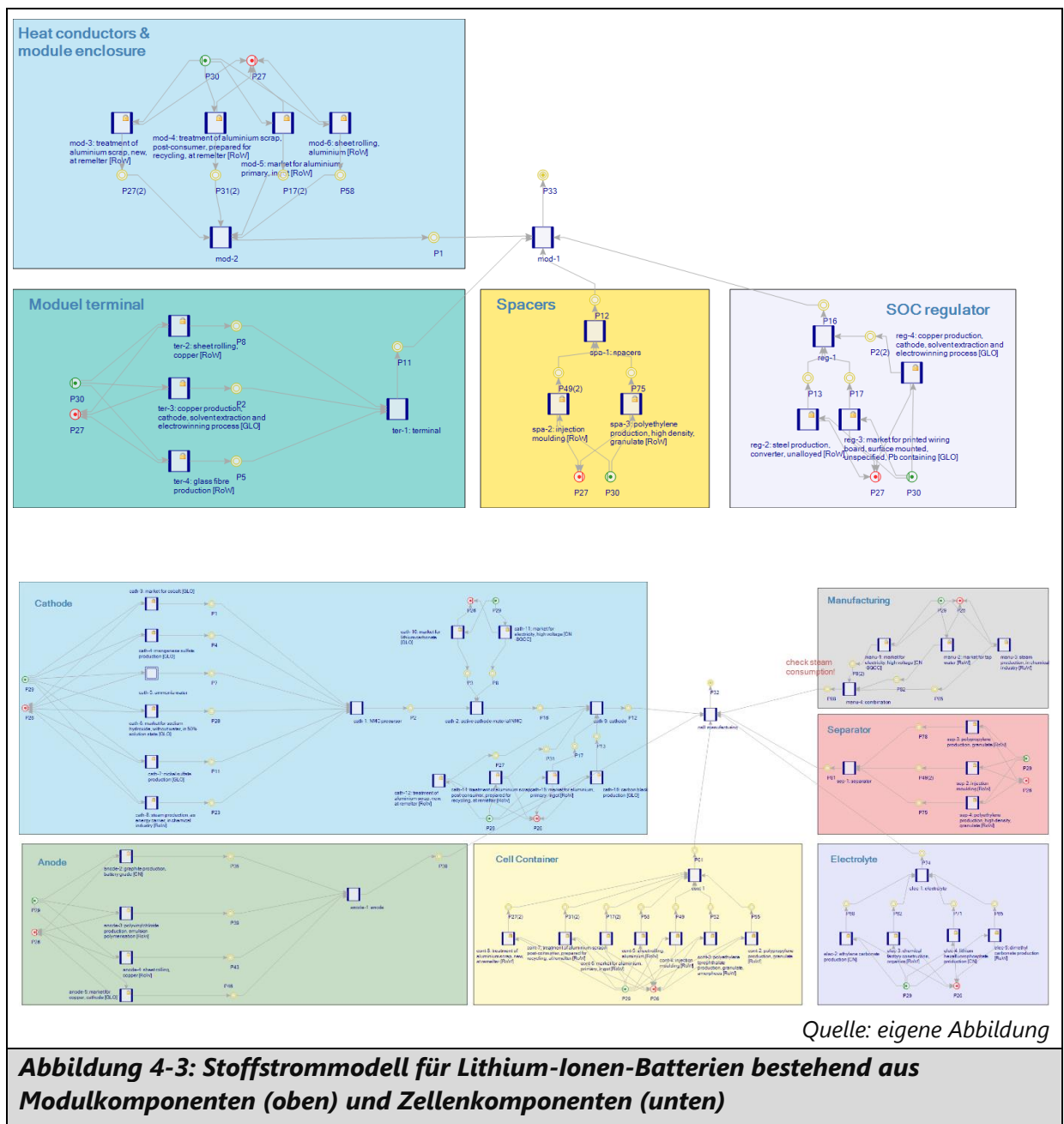


Abbildung 4-3: Stoffstrommodell für Lithium-Ionen-Batterien bestehend aus Modulkomponenten (oben) und Zellenkomponenten (unten)

Einige Prozesse wurden aus der ecoinvent-Datenbank übernommen, jedoch in dem vorliegenden Modell verändert, um sie an modernere Prozesse, unterschiedliche Standorte oder veränderte Energievorketten anzupassen. Z. B. wurden die ecoinvent-Datensätze mit dem Standort global so angepasst, dass sie entweder zu Herstellungsprozessen in Deutschland oder im Falle von Traktionsbatterien in China passen. Darüber hinaus basieren die Material- und Strominputs auf selbst definierten Datensätzen. Mithilfe dieser Datenbank können vordefinierte Prozessketten verwendet werden, ohne dass die gesamte Prozesskette, beginnend mit der Rohstoffgewinnung,

modelliert werden muss. Die Modellierung mit Umberto[©] umfasst die Erstellung der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung.

Neben der ecoinvent-Datenbank als Informationsquelle wurden auch Daten aus eigenen Recherchen und Berechnungen sowie der Literatur verwendet. Die entsprechenden Literaturquellen werden in den folgenden Kapiteln näher benannt.

Referenzfluss und funktionelle Einheit

Um die Vergleichbarkeit zwischen den untersuchten Fahrzeugen zu gewährleisten, ist die funktionelle Einheit die gefahrenen Kilometer des untersuchten Fahrzeugs. Als Standardwert wird von 200.000 km ausgegangen, wobei vergleichende Analysen auf einer Pro-Kilometer-Basis durchgeführt werden.

Systemgrenzen, Zeit und Geografie

Das Stoffstrommodell umfasst die Herstellungsphase, die Nutzungsphase und die End-of-Life-Prozesse (EoL) und betrachtet somit die Prozesse von der Wiege bis zur Bahre (cradle to grave, GTC). Es wird angenommen, dass der Fahrzeuglebenszyklus in Deutschland stattfindet, wobei Vorkettenprozesse für einige Bauteile und insbesondere die Traktionsbatterie in China stattfinden. Im Modell wurden daher so weit wie möglich standortspezifische Daten in Bezug auf Zeit und Geografie implementiert. Darüber hinaus wurden länderspezifische Transportwege und -entfernungen berücksichtigt.

Allokation, Nebenprodukte und Abschneidegrenzen

Die Allokation von Ressourcenverbräuchen und Emissionen spielt eine Rolle bei Produktionsprozessen, die mehrere Produkte hervorbringen. In diesem Modell wird auf den Ansatz der ökonomischen Allokation zurückgegriffen, der auf dem wirtschaftlichen Wert der in einem Prozess erzeugten Nebenprodukte basiert und der in der ecoinvent-Datenbank angewendet wird. Zwar sind die Preise für verschiedene Produkte nicht konstant, jedoch spiegelt die Verwendung eines Durchschnittswertes die relative Bedeutung von Produkten im Gesamtsystem wieder. Eine Ausnahme bilden die Vorketten der Energieerzeugung, die auf den Energiewerten als Allokationskriterium beruhen.

Bei Prozessen, bei denen keine genauen Angaben zu Nebenprodukten verfügbar sind, wird davon ausgegangen, dass die mit diesen Neben- oder Beiprodukten verbundenen Umweltauswirkungen im Vergleich zum Hauptprodukt vernachlässigbar sind. Die gesamte Last der Umweltauswirkungen wird dem Hauptprodukt zugeordnet. In den in derecoinvent verfügbaren Prozessen ist dieser Ansatz ebenso anwendbar und wird als „cut-off“-Allokationsansatz deklariert. Darüber hinaus wurden keine allgemeinen Abschneidekriterien definiert.

Wirkungskategorien

Die Wirkungsabschätzung ist die Phase der Ökobilanz, in welcher der Beitrag jedes Elementarflusses zu einer Umweltauswirkung berechnet wird. Die Elementarflüsse (also Stoff- und Energieströme von der Umwelt in das Produktsystem und umgekehrt) werden charakterisiert und in verschiedene Wirkungskategorien gebündelt. Diese Umwandlung ist notwendig, da die Elementarströme nur als emittierte oder verbrauchte Mengen angegeben werden, aber nicht direkt miteinander vergleichbar sind. Die verschiedenen Charakterisierungsmethoden modellieren den Umweltmechanismus hinter jeder der Wirkungskategorien als eine Ursache-Wirkungs-Kette. Zu beachten ist, dass es sich hierbei um potenzielle Auswirkungen handelt. Diese sollten nicht als tatsächliche Umweltergebnisse interpretiert werden [80]. In dieser Arbeit wird auf die ReCiPe-Wirkungsabschätzungsmethode zurückgegriffen [81]. Für die Auswertung wurden die sogenannten Mid-point Kategorien verwendet. Diese „mid-points“ befinden sich entlang des Wirkungspfads, typischerweise an dem Punkt, ab dem der Umweltmechanismus für alle Umweltströme, die dieser spezifischen Wirkungskategorie zugeordnet sind, identisch ist. Die Mid-point Ergebnisse lassen sich weiterverwenden für die Ermittlung der Auswirkungen auf die sogenannten Wirkungsendpunkte. Die Endpunkte entsprechen drei Schutzbereichen, nämlich der menschlichen Gesundheit, der Qualität der Ökosysteme und der Ressourcenknappheit. „Mid points“ haben einen stärkeren Bezug zu den Umweltströmen und eine relativ geringe Unsicherheit, während Endpunkte bessere Informationen über die Umweltrelevanz der Umweltströme liefern, aber auch unsicherer sind [81]. Da sich die aktuellen Diskussionen auf die Auswirkungen von Fahrzeugemissionen auf den Klimawandel, die Auswirkungen auf die Luftqualität und die

menschliche Gesundheit konzentrieren, werden verschiedene Mid-point Wirkungskategorien, z. B. photochemische Oxidantienbildung (POFP), Humantoxizität (HTP), Erderwärmungspotenzial (GWP) und Süßwasser-Eutrophierung (FEP) analysiert. Darüber hinaus könnten die vom Fahrzeug emittierten Stickoxide (NO_x) eine Ursache für die Versauerung sein, sodass die Wirkungskategorie terrestrische Versauerung (TAP) eine hohe Relevanz für die Fragestellung dieser Arbeit besitzt. Jede Wirkungskategorie hat eine Leitsubstanz, anhand derer die Umweltwirkung gemessen wird. Bspw. werden die POFP-Werte als nicht-methanhaltige flüchtige organische Verbindungen (NMVOC), HTP als 1,4-Dichlorbenzol-Äquivalente ($1,4\text{-DCB}_{\text{eq}}$), das Treibhauspotenzial als Kohlendioxid-Äquivalente ($\text{CO}_{2\text{eq}}$), das Süßwasser-Eutrophierungspotenzial als Phosphor-Äquivalente (P_{eq}) und das terrestrische Versauerungspotenzial als Schwefeldioxid-Äquivalente ($\text{SO}_{2\text{eq}}$) angegeben.

Weitere Wirkungskategorien, deren Ergebnisse in Anhang D zu finden sind, sind das Abbaupotenzial fossiler Rohstoffe (FDP) in kg Ö_{eq} , das Ozonabbaupotenzial (ODP) in $\text{kg Trichlorfluoromethan-Äquivalenten}$, das Feinstaubbildungspotenzial (PMFP) in $\text{kg PM}_{10\text{eq}}$, Meeres-Eutrophierungspotenzial (MEP) in kg P_{eq} , Süßwasser-Toxizitätspotenzial (FETP) in $\text{kg } 1,4\text{-DCB}_{\text{eq}}$, Wasserverbrauchspotenzial (WDP) in m^3 und Metallabbaupotenzial (MDP) in kg Fe_{eq} .

Einschränkungen

Angesichts der Vielzahl an möglichen Herkunftsländern für Fahrzeugwerkstoffe und -bauteile ist bei der Abbildung einer generischen Fahrzeugproduktion vereinfachend von einer Produktion vorwiegend in Deutschland und Europa ausgegangen worden. Die Prozesse wurden dementsprechend ausgewählt und angepasst. Es lassen sich daher keine Rückschlüsse auf einzelne Fahrzeuge bestimmter Hersteller ziehen.

4.2 Modellierung der betrachteten Fahrzeugantriebe

4.2.1 Bauteile und Werkstoffverteilung der Fahrzeuge

Die Massen der Fahrzeugkomponentengruppen und die Materialangaben wurden abgeleitet aus der A2Mac1 Datenbank [82]. Grundlage bilden die Stücklisten für

ausgewählte Fahrzeugmodelle, die in Europa und zwischen 2015 und 2019 produziert worden sind. Für jeden Antriebstypen und jede Fahrzeuggröße wurde jeweils ein Fahrzeug von deutschen Herstellern oder falls nicht verfügbar das mit der höchsten Verkaufszahl ausgewählt. Insgesamt wurden die Stücklisten mit den dazugehörigen Informationen zu den Werkstoffen von 25 Fahrzeugen ausgewertet (Tabelle 4-1). Die Segmente A und B wurde zur Fahrzeuggröße S anhand der Durchschnittswerte zusammengefasst, C und D zur Größe M und E und F zur Größe L. Da nicht für alle Segmente Daten vorliegen, wurden die Daten für fehlende Fahrzeugsegmente anhand der Gesamtgewichte von Vergleichsfahrzeugen skaliert. Für Brennstoffzellenfahrzeuge wurde ein Modell für den Antriebsstrang entworfen, der Rest des Fahrzeugs wurde analog zu PHEVs modelliert.

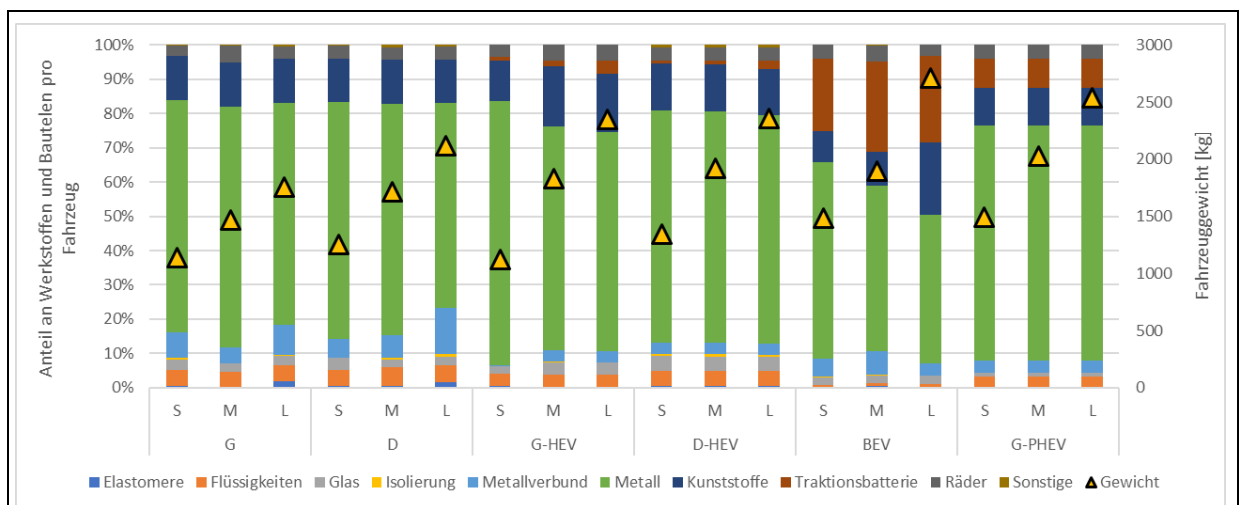
Tabelle 4-1: Fahrzeuge mit verfügbaren Informationen zu Stücklisten und Werkstoffen							
Segment	G	D	G-HEV	D-HEV	PHEV	BEV	FCEV
A	✓	✓	✗	✗	✗	✓	✗
B	✓	✓	✓	✗	✓	✓	✗
C	✓	✓	✓	✗	✓	✓	✗
D	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗
E	✓	✓	✗	✗	✗	✓	✗
F	✓	✓	✗	✗	✗	✓	✗

Quelle: eigene Darstellung

Für die genaue Zusammensetzung wichtiger Teilkomponenten, wie z. B. Teilen des Lithium-Ionen-Batteriesystems, des ICE-Antriebsstrangs, des Fahrmotors und des Wechselrichters sowie deren Herstellungsprozessen werden Literaturwerte aus anderen Ökobilanzen verwendet. Die Antriebskomponenten eines Fahrzeugs, die aus vielen Unterkomponentengruppen bestehen, sind die am komplexesten zu modellierenden Komponenten. Um die Modellierung und die anschließende Interpretation zu erleichtern, wird eine Vorauswertung durchgeführt und Bauteile aus gleichen Werkstoffen zusammengefasst.

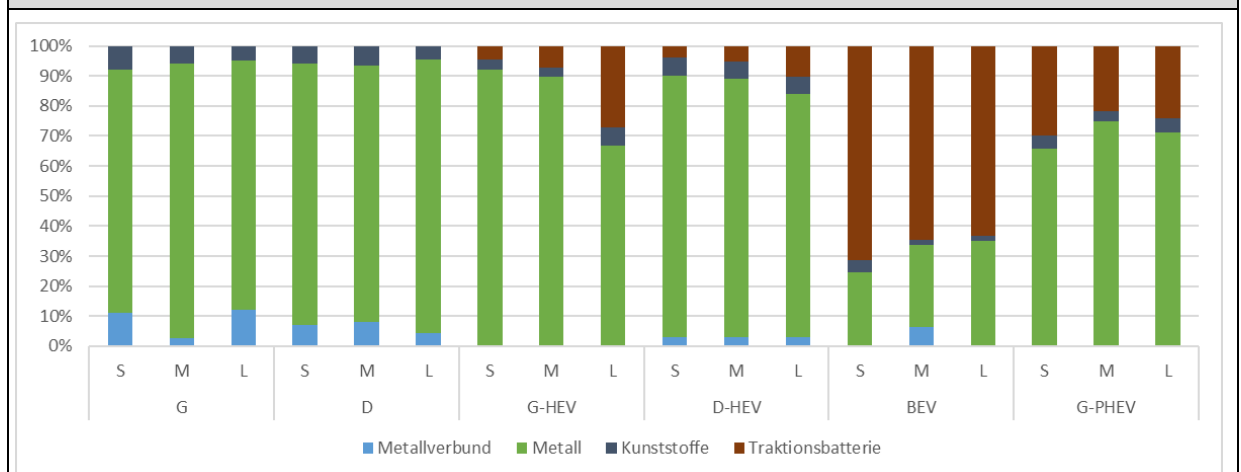
Die einzelnen Werkstoffe der Stücklisten wurden zur besseren Darstellung zu Werkstoffgruppen zusammengefasst (Abbildung 4-4). Gemessen am Gesamtgewicht nehmen bei allen Fahrzeugen Metalle den größten Gewichtsanteil ein. Im Gesamtdurchschnitt ist dies zu über 80 % Stahl in verschiedenen Ausprägungen und zu

fast ca. 15 % Aluminium. Der Rest entfällt auf Kupfer für Kabel und Elektronik sowie zu kleineren Anteilen auf Magnesium und Zink. Der Gewichtsanteil der Traktionsbatterie nimmt mit zunehmender Elektrifizierung und damit verbundener größerer Reichweite und größerem Batteriegewicht zu. Bei Betrachtung des reinen Antriebsstrangs wird deutlich, dass die Batterie bei reinen batterie-elektrischen Fahrzeugen (BEVs) zwischen 65 und 75 % ausmacht (Abbildung 4-5) und maßgeblich zu dem höheren Gesamtgewicht der Fahrzeuge beiträgt (Abbildung 4-4). Ansonsten machen reine Kunststoffe nur einen verschwindend geringen Teil aus, während der größte Teil aus Metallen bzw. Metallverbundwerkstoffen besteht. Eine detaillierte Übersicht zur Gewichtsverteilung einzelner Komponenten (Tabelle B-1) findet sich in Anhang B.



Quelle: eigene Auswertung basierend auf [82]

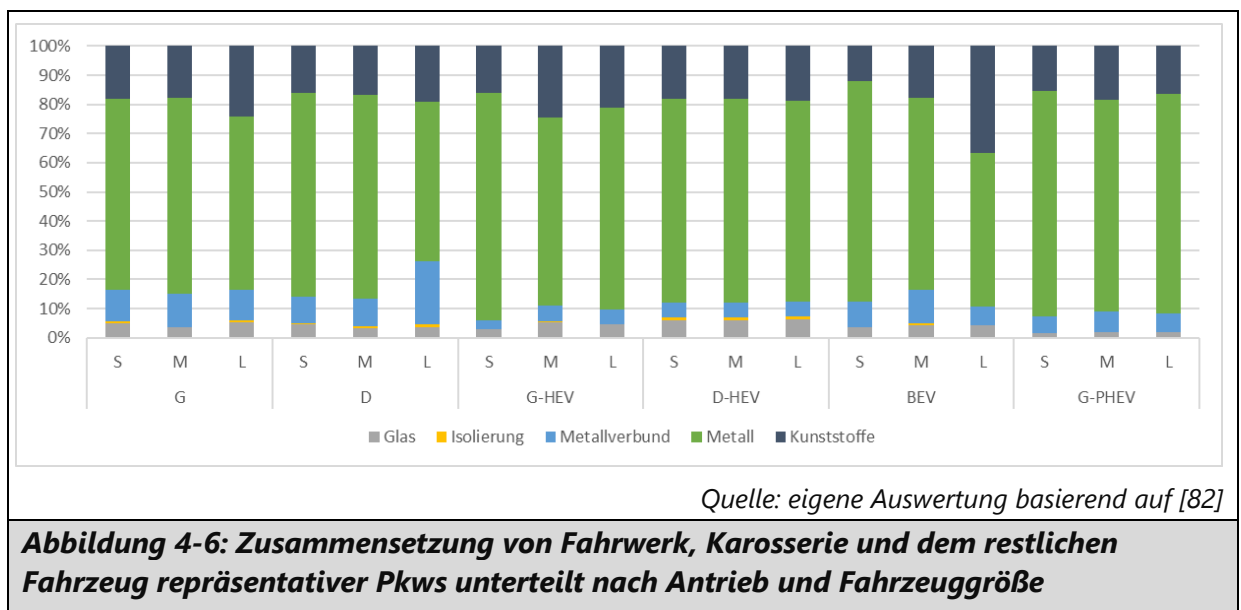
Abbildung 4-4: Zusammensetzung repräsentativer Pkws unterteilt nach Antrieb und Fahrzeuggröße



Quelle: eigene Auswertung basierend auf [82]

Abbildung 4-5: Zusammensetzung des Antriebs repräsentativer Pkws unterteilt nach Antrieb und Fahrzeuggröße

Ein anderes Bild ergibt sich beim übrigen Fahrzeug bestehend aus der Karosserie, dem Fahrwerk, Innenraumausstattung, Fenstern, Rädern usw. (Abbildung 4-6). Zwar bestehen auch diese Bauteile bezogen auf das Gewicht überwiegend aus metallischen Werkstoffen, jedoch spielen Glas und verschiedene Kunststoffe eine größere Rolle. Hauptsächlich eingesetzt werden dabei Polypropylen (PP), das an der Gesamtmasse an Kunststoffen ca. 50 % ausmacht, ansonsten jeweils kleinere Mengen an Polyamid (PA), Polyethylen (PE), Polyurethan (PU) und weitere (Abbildung B-1 in Anhang B).



4.2.2 Werkstoffe und Bearbeitungsverfahren

Um einen realitätsnahen Materialeinsatz mit einem entsprechenden Anteil an Primär- und Sekundärmaterialien und der jeweiligen Verarbeitung abzubilden, werden generische Datensätze für die wichtigsten Materialien oder Komponenten erstellt. Der Einsatz von Recyclingmaterial wird berücksichtigt, indem Mischungen für die wichtigsten Materialien Stahl und Aluminium mit einem jeweiligen Anteil an Sekundärmaterial verwendet werden, wobei sich dieser Anteil mit den Jahren erhöht.

Der Stahlmix basiert auf Daten des Verbands World Steel [83] und wurde auf der Grundlage der Importmengen und der jeweiligen Anteile der Hochofen-Konverter-Route sowie der Elektro-Lichtbogen-Route bei der Stahlproduktion berechnet. Für 1 kg

benötigten Stahls werden 34,3 % über die Lichtbogen-Route und die restlichen 65,7 % über die Hochofen-Konverter-Route produziert.

Der Aluminiummix ist angelehnt an Informationen des Gesamtverbands der Aluminiumindustrie [84] und wurde berechnet auf Basis der Produktionsmenge in Deutschland. Demzufolge besteht 1 kg Aluminium aus 41,9 % Primäraluminium und 58,1 % Sekundäraluminium. Dem International Aluminium Institute zufolge [85] besteht Schrott zu 50 % aus Neuschrott und zu 50 % aus Post-Consumer-Schrott.

Da für andere Metalle keine Daten über das Verhältnis von Primär- und Sekundärmaterial vorliegen, werden für die Modellierung aller anderen Metalle die entsprechenden ecoinvent-Marktdaten verwendet.

Kunststoffgranulate und Gummimaterialien für Pkw-Anwendungen für Herstellungsprozesse in Deutschland werden so gut wie ausschließlich in Europa produziert [86]. Daher werden diese Werkstoffe mit den entsprechenden europäischen Hintergrunddaten modelliert. Für die Kunststoffverwendung in China bei der Herstellung der Traktionsbatterie wird eine Granulatherstellung und Spritzgießen im globalen Durchschnitt angenommen.

In den Ausgangsdaten der Bauteilliste der Fahrzeuge werden elektronische Bauteile als Summe ohne weitere Materialaufschlüsselung angegeben. Im Stoffstrommodell werden basierend auf dieser Summe vier Arten von elektronischen Bauteilen modelliert:

- Elektronische Steuergeräte (ECUs) werden auf der Grundlage des ecoinvent-Datensatzes *Elektronikproduktion für Steuergeräte [RER]* mit angepassten Inputs für Stahl und Strom modelliert.
- Die durchschnittliche Zusammensetzung eines elektronischen Bauteils wird mit einem Anteil von 10 % Leiterplatte, 40 % Stahl und 50 % Kupfer angenommen.
- Es wird davon ausgegangen, dass es sich bei den Sensoren hauptsächlich um passive elektronische Bauteile handelt, und sie werden daher mit dem Datensatz *Markt für elektronische Bauteile, passiv, nicht spezifiziert* modelliert.

- Pumpen werden mit dem generischen Datensatz *Pumpenproduktion, 40W [CH]*, modelliert.

Das Gewicht der Halterungen wird aus der ursprünglichen Bauteilgruppe ausgeklammert, um eine detailliertere Modellierung der einzelnen Bauteile zu ermöglichen. Die entsprechenden Halterungen werden anhand ihres Gesamtgewichts modelliert. Bei Schrauben bspw. wird davon ausgegangen, dass sie aus niedrig legiertem Stahl und im Kaltfließpressverfahren hergestellt werden. Federbänder werden aus niedrig legiertem Stahl durch Blechwalzen und Stahldrähte werden aus niedrig legiertem Stahl durch Drahtziehen produziert.

Hilfsstoffe werden so modelliert, als ob sie im gleichen geografischen Gebiet wie das Hauptprodukt hergestellt würden, falls möglich, andernfalls werden die entsprechenden Marktdatensätze verwendet. Wenn beide Ansätze nicht anwendbar sind, wurden die Datensätze mit spezifischen standortabhängigen Werten, wie Strom und Transport, angepasst.

Da es in einigen Fällen keine veröffentlichte Literatur über Herstellungsverfahren oder eine detaillierte Materialzusammensetzung gibt und die Fahrzeugstücklisten keine genaue Bestimmung der Materialzusammensetzung wiedergibt, wurden die folgenden Annahmen getroffen:

- Für Teile, die hauptsächlich aus Stahl hergestellt werden, wurde ein Herstellungsmodell erstellt, das den deutschen Stahlmix und die durchschnittliche Stahlverarbeitung umfasst.
- Teile, die hauptsächlich aus Aluminium hergestellt werden, wurden mit demselben Ansatz modelliert, sodass der deutsche Aluminiummix und die durchschnittliche Aluminiumverarbeitung erfasst werden.
- Unbekannte Kunststoffe wurden als spritzgegossenes PP modelliert, da PP den größten Anteil der verwendeten Kunststoffe in einem Fahrzeug darstellt [87].

- Mischungen von metallischen Werkstoffen mit Kunststoffen oder Elastomeren wurden mit einer 50:50-Gewichtsverteilung von entweder Stahl und PP oder Stahl und Elastomeren modelliert.

In der Herstellungsphase wurden für jeden Herstellungsprozess der Materialmix, die spezifische Verarbeitung und der jeweilige durchschnittliche Transportweg verwendet.

Bezüglich der Bearbeitungsverfahren wurden für die Metallzerspanung die entsprechenden Zerspanungsprozessdaten mit europäischem Energiemix und Rohstoffversorgung verwendet, die eine importbasierte europäische Produktion widerspiegeln. Die spezifischen Energieverbräuche werden mit einem deutschen Strommix modelliert. Dieser Ansatz wird für die fünf wichtigsten im Fahrzeug verwendeten Werkstoffe verwendet: niedrig legierter Stahl, Chromstahl, unlegierter Stahl, Aluminium und Gusseisen. Außerdem wurden als weitere Leichtbauwerkstoffe die Herstellung und Verarbeitung von Magnesium und CFK in gleicher Weise modelliert. Alle anderen Bearbeitungsprozesse werden mit dem entsprechenden regionalen Strommix modelliert.

Für die Verarbeitung von Material, das bei der Verarbeitung der Werkstoffe anfällt wird davon ausgegangen, dass diese Stahl-, Aluminium- oder Gussspäne und Schrott, so genannter Neuschrott, direkt im Unternehmen recycelt werden. Datensätze aus ecoinvent für die Herstellung von Sekundärmaterialien wurden so angepasst, als ob sie mit 100 % Schrott beschickt würden. Vorkettenprozesse für Strom und Hilfsstoffe wurden so verändert, dass sie zu einem Recyclingprozess in einem deutschen Werk passen.

Für die sekundäre Stahlerzeugung wird der Weg über den Elektrolichtbogenofen gewählt. Das Recycling von Aluminiumgusslegierungen erfolgt in einem entsprechenden Aufbereitungsprozess, sekundäre Knetlegierungen werden in einer Umschmelzanlage hergestellt. Die folgenden Recyclingquoten wurden dabei verwendet: 90 % für Stahl, 97 % für Aluminium und 76 % für Kupfer.

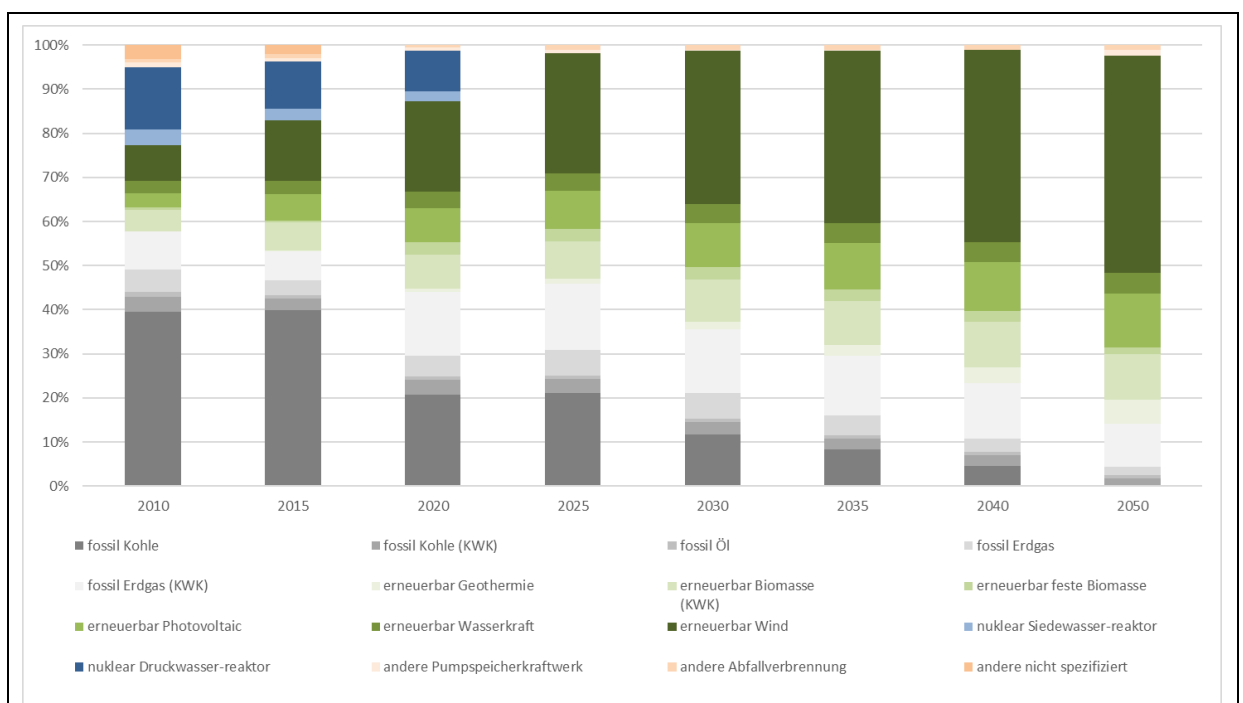
Die Verfügbarkeit von zusätzlichen Sekundärrohstoffen aus Neuschrott wirkt sich unmittelbar auf die Herstellung der Bauteile aus. Wenn z. B. bei der Herstellung von 1 kg

eines Bauteils 0,5 kg Stahlschrott anfällt und bisher ein Input von 1,5 kg Stahl von einem Lieferanten außerhalb der Produktionsstätte, sinkt der benötigte Einsatz von Stahl vom Lieferanten auf 1,05 kg, da 0,45 kg des Stahlschrotts wiederverwendet werden können.

Die bei Produktionsprozessen anfallenden Abfälle werden mit dem entsprechenden lokalen Datensatz einer generischen Abfallbehandlung aus ecoinvent weiterverarbeitet. Ist kein spezifischer Datensatz vorhanden, wird der Abfall einem Abfallbehandlungsmarktdatensatz zugeordnet, der verschiedene mögliche Behandlungswege repräsentiert.

4.2.3 Strommix in Deutschland für Fahrzeugherstellung und Betrieb

Um eine jahresabhängige Fahrzeugherstellung und -nutzung abzubilden, wird ein Strommix auf Basis einer sich verändernden Zeitreihe definiert (Abbildung 4-7). Er wird in der Fertigung überall dort eingesetzt, wo angepasste ecoinvent-Prozesse eine Eingabe von alternativen Daten erlauben oder spezifische kundenspezifische Prozesse Strom verbrauchen. Der Mix wird auch für das Laden von Fahrzeugen im Basisszenario verwendet. Eine detaillierte Aufteilung des Strommixes ist in Abbildung B-2 in Anhang B zu finden.



Quelle: eigene Auswertung basierend auf [88]

Abbildung 4-7: Strommix Deutschland 2010 bis 2050

4.2.4 Transportprozesse für die Fahrzeugproduktion

Da die Komponenten und Rohstoffe in Deutschland, Europa und China hergestellt werden, können die Transportwege im Lebenszyklus nicht vernachlässigt werden. Die Transportprozesse wurden entsprechend in den Stoffstrommodellen eingebunden.

In Deutschland wird der Transport von Bauteilen zwischen zwei Produktionsstandorten zunehmend mit der Bahn durchgeführt, um die Emissionen in der Logistik zu senken [89]. Der Transport von Großkomponenten wird daher mit dem entsprechenden Datensatz der ecoinvent-Datenbank modelliert.

Für den Transport innerhalb Europas, wird der von [86] für Zwischenprodukte verwendete Wert für den Transport von 0,6 tkm Schienenstrecke für 1 kg transportiertes Material, 0,5 tkm mit der Bahn und 0,1 tkm mit dem LKW verwendet. Dies wurde für alle in Europa produzierten Zwischenprodukte angenommen, wenn keine entsprechenden spezifischen Transportdaten oder der Marktdatensatz verfügbar sind. Der Gütertransport per Bahn wird mit dem Datensatz „Markt für Verkehr, Güterzug“ modelliert, der Lkw-Transport wird entsprechend den Anteilen der Lkw-Emissionsklassen modelliert, basierend auf [90].

Da keine Daten für die Transporteigenschaften von Rohstoffen in China gefunden werden können, wird eine Massentransportdistanz von 0,3 tkm pro kg transportiertem Material, 0,2 tkm per Bahn und 0,1 tkm per LKW mit einer Emissionsklasse von EURO4, aus [91] übernommen. Diese Annahme unterschätzt wahrscheinlich den Transportaufwand für Zwischenprodukte.

4.3 Charakteristika der modellierten Fahrzeuge

4.3.1 Konventioneller Antriebsstrang

Der Antriebsstrang der Benzin- und Dieselfahrzeuge besteht aus dem Verbrennungsmotor, dem Getriebe und der Kupplung sowie dem Abgassystem, dem Kraftstoffsystem und den Peripherie-Komponenten (z. B. Anlasser, Generator, Starter-Batterie, Sensorik etc.). Die Werkstoffzusammensetzung orientiert sich an der Bill of Material (BoM), wie in Kapitel 4.2 vorgestellt. Da es sich hierbei um eine etablierte Technik

handelt, gibt es entsprechend zahlreiche Veröffentlichungen und verfügbare Daten zur Fahrzeugherstellung [86, 92–97].

Tabelle 4-2: Durchschnittliches Gewicht der Komponenten des Verbrennungs-Antriebsstrangs in [kg]

Komponenten	G	D	G-HEV	D-HEV	PHEV
Verbrennungsmotor	119,5	145,9	125,3	154,0	111,6
Getriebesystem	73,7	61,0	97,7	94,4	70,1
Kupplungssystem	21,0	16,8	8,1	21,5	12,1
Auspuffanlage	35,4	33,3	28,3	32,6	31,1
Starterbatterie	17,5	21,1	k.a.	k.a.	13,7
Kraftstoffsystem	12,6	17,0	19,7	13,6	12,5
Σ	279,7	195,1	279,1	316,1	253

Quelle: eigene Auswertung nach [82]

4.3.2 Elektrischer Antriebsstrang

Der elektrische Antriebsstrang besteht aus dem Traktionsmotor, dem Wechselrichter und dem Hochspannungsladesystem. Fahrmotor und Wechselrichter werden auf Basis der skalierbaren Modelle in [98–100] modelliert, wobei die Materialflüsse mit einem internen Recyclingprozess ergänzt wurden.

Tabelle 4-3: Durchschnittliches Gewicht der Komponenten des elektrischen Antriebsstrangs in [kg]

Komponenten	G-HEV	D-HEV	PHEV	BEV
Traktionsmotor	31,1	31,3	49,3	49,1
Wechselrichter	8,7	12,7	9,7	10,8
HV-Ladesystem	4,1	4,6	5,8	7,6
Kabelsystem	5,1	8,3	5,1	9,4
Σ	49,0	56,9	69,9	76,9

Quelle: eigene Auswertung nach [82]

Bei der Herstellung des Traktionsmotors wird der Neodym-Magnet, basierend auf [91], aus China zugeliefert, alle anderen Komponenten werden in Deutschland gefertigt.

Tabelle 4-4: Durchschnittliches Gewicht der Komponenten des Lithium-Ionen-Batteriesystems in [kg]

Komponenten	G-HEV	D-HEV	PHEV	BEV
Lithium-Ionen-Akku	30,0	48,8	112,4	310,9
HV-Kühlsystem	0,3	3,4	8,6	10,8
Kabelsystem	5,1	8,3	2,9	12,3
Σ	35,4	60,4	123,9	334,0

Quelle: eigene Auswertung nach [82]

Das Lithium-Ionen-Batteriesystem besteht aus der Lithium-Ionen-Batterie selbst, dem Batterieschutz- und Kühlsystem sowie den für den Systemaufbau benötigten Halterungen. Da Batterien mit prismatischen Nickel-Mangan-Kobalt (NMC)-Zellen verwendet werden [101], wird die Batterie mit einer NMC 622-Zellchemie für das Jahr 2015 auf Basis des GREET-Modells [102, 103] modelliert, und Primärdaten eines Batterieherstellers in China in einem Top-down-Ansatz verwendet. Die Gewichte der einzelnen Komponenten basieren ebenfalls auf dem GREET-Modell [102], wobei sich der gesamte Herstellungsaufwand nicht ändert. Es wird angenommen, dass die verschiedenen simulierten Batteriegrößen das Gewicht des gesamten Lithium-Ionen-Batteriesystems linear um den entsprechenden Gewichtungsfaktor erhöhen oder verringern.

Da in GREET [102] nur eine grobe Annahme für die Zusammensetzung des Batteriemanagementsystems (BMS) verwendet und das Kühlsystem nicht berücksichtigt wird, werden BMS und Hochspannungskühlsystem (HV) ohne Änderungen aus Ellingsen et al. (2014) [104] übernommen.

Da die Batterieproduktion Kobaltsulfat als Input für die Herstellung des NMC-Precursors benötigt und die ecoinvent-Datenbank derzeit keinen entsprechenden Datensatz auflistet, wird ein Produktionsprozess aus Dai et al. (2019) [105] modelliert, wobei der Kobaltabbau im Kongo und die Weiterverarbeitung in China angenommen wird. Die in ecoinvent enthaltenen Nickel- und Mangansulfat-Datensätze werden an eine Produktion in China angepasst, indem ecoinvent-Datensätze für den chinesischen Strommix und Betriebsstoffe chinesischen Ursprungs verwendet werden. Für die weitere Entwicklung der Li-Ionen-Batterien kann angenommen werden, dass die Herstellungsprozesse

energieeffizienter werden. Dies wurde jedoch in der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt.

Das endgültige Lithium-Ionen-Batteriesystem wird in Deutschland montiert, wo auch der Batteriepack, die Batteriekühlung und das Batteriegehäuse hergestellt werden. Um eine Abschätzung der Transportentfernungen zu ermöglichen, wird davon ausgegangen, dass das Batteriemodul, einschließlich der Zelle in China produziert wird. Für alle anderen Komponenten wird angenommen, dass sie in Deutschland hergestellt werden.

4.3.3 Brennstoffzellen

Brennstoffzellenfahrzeuge sind vom Grundprinzip her ebenfalls elektrisch angetriebene Fahrzeuge, d. h., dass Bauteile wie der Elektromotor, die Batterie oder die Leistungselektronik gleich dem BEV modelliert werden können. Die Kapazität der Batterie im Brennstoffzellen-Antriebsstrang ist deutlich geringer als die in batterieelektrischen Fahrzeugen. Die Leistungselektronik ist ebenfalls vergleichbar mit der von batterieelektrischen Fahrzeugen. Da keine Informationen zur BoM in der A2Mac1 Datenbank verfügbar sind, wird an dieser Stelle etwas näher auf die Eingangsdaten für das FECEV-Modell eingegangen. Das Herzstück des Brennstoffzellen-Antriebsstrangs ist der sogenannte Stack (Stapel der einzelnen Brennstoffzellen), der mit seinen Peripherie-Komponenten, auch Balance of Plant (BoP) genannt, das Brennstoffzellen-System bildet.

In der für Pkws relevante PEM-Brennstoffzelle besteht die Membran aus perfluorierten und sulfonierten Polymeren (z. B. Polytetrafluorethylen). Bekanntester Vertreter einer solchen Membran ist Nafion®. Der Stack ist aus mehreren 100 Einzelzellen zusammengesetzt. Eine Zelle besteht wiederum aus Bipolarplatten und der Membran-Elektroden-Einheit (MEA). Jeweils eine Gasdiffusionsschicht (GDL) und eine Katalysatorschicht umschließen auf beiden Seiten die Membran und bilden die sogenannte MEA. Zur Modellierung der mikroporösen Schicht wird Lösungsmittel, Nafion (5 g/m²) und Kohlenstoffpulver (Carbon Black) verwendet. Die verwendeten Mengen sind aus [106] entnommen. Für die Membran wird der Datensatz „Nafion-Herstellung“ aus der Datenbank aus der LCA-Software GaBi4 verwendet. Die Membran weist eine Materialdicke von 25 µm auf [107]. Die Grundfläche des Stacks wird mit 500 cm²

angenommen [108]. Für die Modellierung der Bipolarplatten wird ein Aufbau aus Edelstahl angenommen. Bei den beiden Endplatten des Stacks wurde angenommen, dass sie aus verstärktem Kunststoff und einem eingegossenen Metallgerüst bestehen [109, 110].

Das eigentlich katalysierende Material ist das Metall Platin. Der Katalysator Platin wird in flüssiger Form, der sogenannten Katalysator-Tinte, verarbeitet. Diese enthält neben dem Platin organisches Lösungsmittel und Nafion zur Hydrophobierung. Das Platin wird aus den Datensätzen der Platingewinnung in Südafrika und Russland abgebildet. Der Wasserstoff kann (bedingt durch den SMR-Reformationsprozess) Spuren von Kohlenmonoxid enthalten. Um die Toleranz des Platin-Katalysators gegenüber diesem Katalysatorgift zu erhöhen, wird Ruthenium (ein Platingruppen-Element) beigemischt und entsprechend im Stoffstrommodell berücksichtigt. Die Produktionsabfälle in der Produktion der MEA, Dichtungen und Katalysator-Tinte liegen unter 3 % [111] und werden aufgrund ihrer geringen Bedeutung nicht berücksichtigt.

Eine Sonderrolle nimmt der Wasserstofftank ein. Da Wasserstoff bei Raumtemperatur eine sehr geringe volumetrische Energiedichte aufweist, kann pro Volumeneinheit wesentlich weniger Energie gespeichert werden als bspw. bei flüssigen Kraftstoffen (Benzin/ Diesel). Um dennoch für eine akzeptable Reichweite ausreichend Wasserstoff im Fahrzeug mitführen zu können, wird der Wasserstoff zumeist komprimiert. Im vorliegenden Stoffstrommodell wird daher ein Tank aus CFK berücksichtigt. Die verwendeten Materialien basieren hauptsächlich der Literatur [112–114].

Ähnlich wie bei den Traktionsbatterien ist zu erwarten, dass eine Weiterentwicklung der Technologie in den kommenden Jahren erfolgt. Um diese Veränderungen berücksichtigen zu können und Aussagen über die ökologischen Folgen treffen zu können, wurde neben den sich verändernden Energievorketten die technische Spezifikation der Brennstoffzelle für die Modellierung bis 2040 angepasst.

Dies betrifft den Platingehalt der Brennstoffzelle, der von 0,4 mg pro cm² auf 0,1 mg in 2030 reduziert wird. Im Jahr 2040 werden sowohl fluorfreie Membranen als auch platinfreie Katalysatoren, die aus Kohlenstoff, geringen Mengen unedler Metalle und

organischem Lösemittel bestehen [115–118] angenommen. Ebenso wird davon ausgegangen, dass bis dahin legierte, aber unbeschichtete Bipolarplatten verwendet werden.

4.3.4 Rest des Fahrzeugs

Die bisher nicht beschriebenen Bauteile des Fahrzeugs (rest of vehicle, RoV) umfassen unter anderem die Karosserie, das Fahrwerk, die Flüssigkeiten, die Halterungen und einen Endmontageprozess, der dem RoV zugeordnet ist, da dieser den größten Massenanteil hat.

Die Herstellung der Karosserie wird mithilfe des vordefinierten ecoinvent-Datensatzes „glider production, passenger car“ modelliert. Dieser Datensatz basiert auf den Angaben von [119]. Alle Inputs für den Produktionsprozess werden mit den vordefinierten Materialmischen, den jeweiligen Transportdistanzen und dem Energieeinsatz eines Produktionsprozesses in Deutschland abgeglichen.

Da der ecoinvent-Datensatz keine Lackierung berücksichtigt, wird der Wert aus [86] auf das Leergewicht des jeweiligen Fahrzeugs skaliert und von den Karosseriekomponenten abgezogen, wobei davon ausgegangen wird, dass nur diese Fahrzeugkomponenten lackiert sind.

Die Flüssigkeiten werden separat modelliert, basierend auf [86, 94, 120]. Für die Endmontage wird auf Daten aus [86] zurückgegriffen.

Tabelle 4-5: Durchschnittliches Gewicht der im Fahrzeug enthaltenen Flüssigkeiten [kg]

Komponenten	G	D	G-HEV	D-HEV	PHEV	BEV
Kühlmittel	6,3	7,8	5,7	9,9	9,4	5,6
Getriebeöl	1,7	1,4	2,4	2,0	5,1	0,6
Motoröl	3,5	4,0	3,5	6,0	3,8	
Fensterwaschflüssigkeit	3,0	3,2	2,2	5,9	3,1	2,9
Bremsflüssigkeit	0,7	0,6	0,6	0,9	0,5	0,6
Kühlmittel für die Klimaanlage	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Σ	15,7	17,4	14,9	25,3	24,4	10,3

Quelle: eigene Auswertung nach [82]

4.4 Ende der Lebensdauer – Recycling

4.4.1 End-of-Life

Gemäß der Altfahrzeugverordnung in Deutschland [121] sind Fahrzeughersteller und Fahrzeughalter verpflichtet, Altfahrzeuge kostenfrei zurückzunehmen und umweltgerecht zu entsorgen. Zwar wurden in Deutschland im Jahr 2019 lediglich etwa 0,5 Millionen der insgesamt 3,1 Millionen endgültig abgemeldeten Pkws gemäß der Altfahrzeug-Richtlinie an einen Verwerter übergeben, was einem Anteil von nur 15 % entspricht. Weitere 69 % der stillgelegten Fahrzeuge wurden in EU-Staaten als Gebrauchtwagen exportiert, während etwa 11 % in Länder außerhalb der EU gingen. Der Verbleib von 5 % der abgemeldeten Fahrzeuge ist unbekannt [122]. Aufgrund der unklaren Verwertungsprozesse im Ausland, wurde im vorliegenden Stoffstrommodell angenommen, dass die Verwertung in Deutschland stattfindet.

Die Verwertung eines Altautos erfolgt in mehreren Schritten. Zunächst wird das Fahrzeug in einem Altautoverwertungsbetrieb trockengelegt, das bedeutet, dass alle Betriebsflüssigkeiten entnommen werden. Leicht zu entnehmende Teile wie Batterien, Reifen und der Katalysator werden demontiert und entweder als Brauchteile wiederverwendet oder in speziellen Anlagen aufbereitet. Welche weiteren Bauteile demontiert werden neben den gesetzlich vorgeschriebenen Komponenten, hängt von ihrem Verkaufswert ab, der sowohl vom Zustand des Ersatzteils als auch von der Nachfrage abhängt. Anschließend werden die Antriebsstränge ebenso wie die restliche Karosserie geschreddert, also zerkleinert. Es folgen verschiedene Trennstufen, um die unterschiedlichen Werkstoffe und Materialien zu sortieren. Eisenmetalle werden mithilfe eines Magnetabscheiders abgetrennt und machen den größten Anteil des Gewichts aus. Für die übrigen Fraktionen können verschiedene Verfahren angewendet werden. Die Schredderleichtfraktion, die hauptsächlich Textilien, Schaumstoffe und Kunststoffe enthält, kann mittels Windsichtung separiert werden und wird fast ausschließlich energetisch verwertet. Aufgrund der hohen gesetzlich vorgeschriebenen Verwertungsquoten wurden zudem verschiedene Konzepte zur Aufbereitung der Leichtfraktion entwickelt.

Die Abtrennung der Nicht-Eisen-(NE)-Metalle kann mittels Wirbelstromabscheider erfolgen, bei dem leitende NE-Metalle von nicht-leitenden Stoffen wie Gummi, Holz, Kunststoffen, Harzen und Glas getrennt werden. Die NE-Metallfraktion besteht hauptsächlich aus einer Mischung aus Aluminium, Magnesium und Schwermetallen wie Kupfer. Da Fahrzeuge mehr Aluminium enthalten als andere NE-Metalle, besteht der Großteil dieser Fraktion auch aus Aluminium, geschätzt in einem Anteil von 70 bis 80 %. Die NE-Fraktion kann bspw. in einer Sink-Schwimm-Anlage anhand von Dichteunterschieden aufgetrennt werden.

4.4.2 Definition der Verwertungsprozesse für verschiedene Bauteile

Da es sich bei der verwendeten Allokationsmethode um einen „Cut-off-Ansatz“ handelt, werden lediglich Emissionen am Ende des Lebenszyklus durch die Demontage und Erstaufbereitung aller Fahrzeugbestandteile einbezogen. Darüber hinaus werden die Materialien in der Lithium-Ionen-Batterie durch hydro-metallurgische Aufbereitung zurückgewonnen. Weitere Recyclingprozesse werden dem nächsten Nutzer zugerechnet und daher in dieser Ökobilanz nicht berücksichtigt. Für die Stoffstrommodelle der konventionellen und hybriden Fahrzeuge wurden Prozesse aus der ecoinvent-Datenbank für die Demontage des Gesamtfahrzeugs, die Aufbereitung der Karosserie, des Verbrennungsmotors, der Lithium-Ionen-Batterie und des elektrischen Antriebsstrangs verwendet. Die enthaltenen Flüssigkeiten wurden vernachlässigt. Das Recycling des Elektromotors und weiterer Elektronikbauteile wird mit einem Elektronikschrott-Recycling-Datensatz aus ecoinvent, unter Berücksichtigung des Motorgewichts, modelliert.

Die Platinrückgewinnung aus der Katalysator-Keramik folgt dem entsprechenden ecoinvent-Datensatz für sekundäres Platin. Es beinhaltet das Zerlegen des Katalysators, die anschließende pyrometallurgische Behandlung, gefolgt von einer hydrometallurgischen Aufbereitung und Reinigung des Katalysatormaterials. Das erhaltene Platin entspricht in seinen Eigenschaften exakt dem primären Platin und ist wie solches einsetzbar. Es wird von einem durchschnittlichen Platingehalt von 5 g pro Antriebsstrang ausgegangen [123].

Die Leistungselektronik (Umrichter und Wechselrichter) ist ebenfalls mit Datensätzen vonecoinvent 3.7 abgebildet. Der Recycling-Prozess wird durch die Verwendung des Datensatzes für Elektronik-Recycling in die Modellierung integriert.

Für das Recycling der Brennstoffzelle wurde ein eigenes Modell entworfen. Das Platin aus der MEA wird im Modell nach der von [124, 125] beschriebenen hydrometallurgischen Methode modelliert. Ein pyrometallurgisches Verfahren kommt wegen der enormen HF-Emission (400 g HF pro 1 kg Nafion) aus der Mitverbrennung des fluorhaltigen Nafions nicht infrage [125]. Das Platin wird durch Auflösen der gesamten MEA mit Salzsäure, Salpetersäure, Natronlauge und Harnstoff bei erhöhtem Druck und Temperatur in einem Reaktor in die flüssige Phase überführt. Mithilfe von Austauschharzen bindet man das wertvolle Edelmetall aus der Lösung und konzentriert es auf. Die Rückgewinnungsrate ist ca. 98 %. Im Modell werden die Überreste des beschriebenen hydrometallurgischen Aufschlusses deponiert. Die Bipolarplatten werden stofflich wiederverwertet. Die als sonstige Stack-Komponenten zusammengefassten weiteren Bauteile des Stacks werden mit einem Datensatz zur thermischen Verwertung verbrannt. Das Recycling der peripheren Systeme wurde über die Massen der einzelnen Bauteile als Elektroschrott behandelt. Die elektronische Steuerung wird als allgemeine Elektronik verschrottet bzw. geschreddert.

Das Recycling des CFK-Tanks besteht aus einer thermischen Behandlung der Kunststoffe. Die freigesetzte Energie wird innerhalb des Pyrolyseprozesses wiederverwendet. Die sekundären Carbonfasern werden nicht wieder im Tank oder Antriebsstrang verwendet.

4.4.3 Entwicklung von Materialkreisläufen am Beispiel der Li-Ionen Batterien

Ein besonderes Augenmerk wird in dieser Arbeit auf das Recycling der Li-Ionen-Batterien und der potenziellen Rückgewinnung von Materialien und Werkstoffen gelegt. Ebenso wie für das Gesamtfahrzeug ist für Traktionsbatterien der Weg am Lebensende in einer EU-weiten Richtlinien festgelegt [126]. In der geltenden Verordnung zählen Fahrzeugtraktionsbatterien zu den Industriebatterien. Diese müssen bei den Vertriebern oder Sammelstellen zurückgegeben werden. Im Falle von Li-Ionen-Akkus, die der Untergruppe „sonstige Batterien“ zugeordnet werden, müssen mindestens 50 % der

Rohstoffe wiederverwendet werden. Unter dem Gesichtspunkt der Rückgewinnung strategischer Rohstoffe kann diese Quote als zu niedrig angesehen werden [127]. Mit den bestehenden Gewichtsanteilen verschiedener Komponenten in den Batterien wird die geforderte Quote oftmals durch die Wiedergewinnung von Metallen aus der Batterieverkleidung, Verkabelungen und anderen Peripherieteilen erreicht. Eine flächendeckende Rückgewinnung der Elektrodenwerkstoffe wird mit der Materialrückgewinnungsquote von 50% nicht erzielt. Die technisch mögliche Rückgewinnungsquote wird derzeit somit nicht durch entsprechende gesetzliche Maßnahmen gestützt. Für Deutschland gibt das BMDV für „sonstige Batterien“ eine Sammelquote von 43 % bei einer Recyclingquote von 84% an [128, 129].

Als Bauteile von Fahrzeugen unterliegen die Traktionsbatterien auch der Altfahrzeugrichtlinie und werden im ersten Schritt der Fahrzeugentsorgung demontiert. Dies betrifft neben der Batteriezellen selbst auch Peripherieteile wie Kabel, Kühlsystem etc. [130]. Die weitere Entsorgung der Batterien unterliegt der Altbatterie-Verordnung. Darüber hinaus legt auch die Altfahrzeugrichtlinie Recyclingquoten fest. Aufgrund der unterschiedlichen Ansätze zu Recyclingquoten und Berichterstattung der beiden Richtlinien wird die Recyclingeffizienz der Fahrzeugbatterien nicht der Recyclingquote des Gesamtfahrzeugs angerechnet [130].

Bei den Recyclingverfahren können verschiedene Stufen unterschieden werden. Dies reicht von der Wiederverwendung als stationäre Batterien (Second-use) über die Weiterverwendung von Zellen hin zu verschiedenen Methoden der Rohstoffrückgewinnung. An dieser Stelle wird auf die Recyclingverfahren am Lebensende eingegangen, da ein Second-use das Leben der Batterien oder deren Komponenten verlängert, ein stoffliches Recycling letztlich aber nicht ersetzen kann. Zwei Recyclingverfahren sind für den Hochlauf der Recyclingwirtschaft von Bedeutung:

- Pyrometallurgisches Recycling – Recyclingverfahren für Lithium-Ionen-Batterien, bei dem durch Schmelzen Edelmetalle und Schlacke zurückgewonnen werden;
- Hydrometallurgisches Recycling – Lithium-Ionen-Batterie-Recyclingverfahren, das zur Materialgewinnung chemische Auslaugung verwendet.

Während bei der Hydrometallurgie ein größerer Anteil der Batteriematerialien zurückgewonnen wird, kann sich die Pyrometallurgie angesichts kleiner Batterievolumina und unsicherer Technologieentwicklung als vorteilhaft erweisen, da sie in der Lage ist, ein breites Spektrum von Chemikalien zu verarbeiten. Dazu zählen sowohl Lithium-Ionen- (Li-Ion) als auch Nickel-Metallhydrid- (NiMH) Batterien, wobei der Schwerpunkt auf der Rückgewinnung hochwertiger Materialien einschließlich Nickel, Kobalt und Kupfer liegt. Nicht zurückgewonnene Materialien werden in Schlacke eingearbeitet, die als Zementzusatz verkauft werden kann. Die Hydrometallurgie ist ein spezialisierter, chemiespezifischer Prozess, der in der Lage ist, neben höherwertigen Metallen auch Lithium und Aluminium zurückzugewinnen.

Das Recycling der Batterie im Stoffstrommodell wird mit dem Recycling-Datensatz der ecoinvent-Datenbank für Lithium-Ionen-Batterien abgebildet, der auf einem hydrometallurgischen Verfahren beruht.

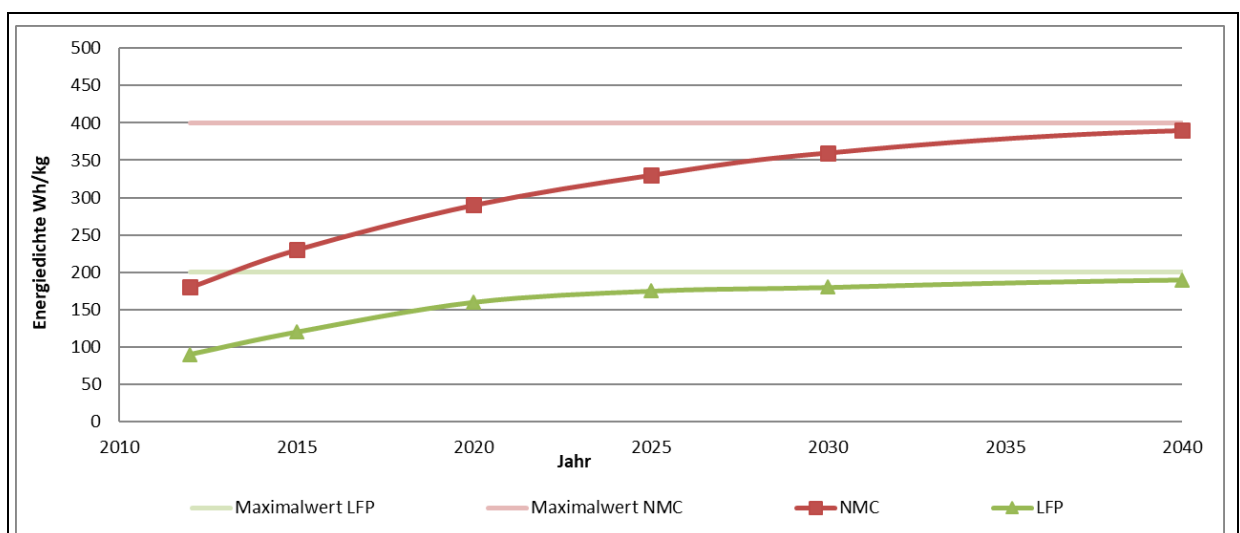
Ergänzend zu dem Recycling am Lebensende der Batterien wurde die potenzielle Menge an Material ermittelt, die am Fahrzeuglebensende aus den Traktionsbatterien zurückgewonnen werden kann. Dieser Ansatz kann im Prinzip auf jegliche andere Fahrzeugbauteile und Werkstoffe übertragen werden und wird hier beispielhaft für die Li-Ionen-Batterien angewendet.

Dem Modell liegen verschiedene Annahmen zugrunde. Zum einen wird angenommen, dass die Gesamtbatterie unabhängig von ihrer Kapazität und unabhängig von Form- und Baugröße recycelt werden kann. Zudem wird vorausgesetzt, dass die spezifische Energie der Zelle proportional zum Gewicht des Lithiums ist. Diese Annahme führt einen Faktor für die Energie pro kg Lithium (Wh/kg_{Li}) ein, der in die Berechnung einfließt und die Berechnung weitgehend vereinfachen kann. Die Kapazität ist somit an das Lithiumgewicht gekoppelt, woraus sich die Menge anderer Materialien mit einem vorgegebenen Verhältnis berechnen lässt. Dadurch kann das Modell für verschiedene Batterietypen flexibel verwendet werden. In der Realität gibt es Unterschiede bei der Energie pro kg Lithium zwischen den verschiedenen Arten von Kathodenmaterial, die

hauptsächlich auf die Ausgangsspannung und die Eigenschaften des Anodenmaterials zurückzuführen sind.

Die Berechnung schließt sich an die VECTOR21-Simulation an. Die Informationen aus VECTOR21 bezüglich Fahrzeugtyp und -größe sowie der Zahl der Neuwagenverkäufe zusammen mit Daten zum Fahrzeugbestand im Ausgangsjahr und einer Berechnung der Lebensdauer der Fahrzeuge führt zur Anzahl der Fahrzeuge, die jedes Jahr den Bestand verlassen. Der Fahrzeugtyp gibt auch Aufschluss über die Kapazität des darin verwendeten Akkus. Multipliziert mit der angenommenen festen spezifischen Energie pro Lithium (0,17 kg Li/kWh) und einer Sammelrate von 50 %, kann die zurückgewonnene Menge an Lithium und weiterer in den Kathoden enthaltener Metalle berechnet werden.

Für die künftige Batterieentwicklung wird angenommen, dass die spezifische Energie zunimmt – analog zu den Annahmen in VECTOR21 [76]. In dieser Arbeit wird angenommen, dass der Anstieg der spezifischen Energie sowohl für LFP- als auch für NMC-Batterien einer Michealis-Menten-Kurve entspricht. Hierfür wird ein Grenzwert 400Wh/kg für NMC-Batterien und 200Wh/kg für LFP-Batterien verwendet (Abbildung 4-8).



Quelle: eigene Abbildung

Abbildung 4-8: Spezifische Energiedichte von Lithium-Ionen-Batterien bis 2040

Was die Zellchemie betrifft, wird davon ausgegangen, dass BEVs und PHEVs, deren Batterie eine große Reichweite abdecken muss, aufgrund der spezifischen Energie mit

NMC-Zellen betrieben werden. Im Modell wurde als Vereinfachung ein Schwellwert von 10 kWh definiert, über dem alle Traktionsbatterien als NMC 622 (Nickel-Mangan-Kobalt-Oxid mit einem Verhältnis von 6:2:2) definiert wurden. Darunter wurde die Verwendung von LFP-Zellen angenommen. Die Recyclingrate der Verwertungsprozesse wird auf 0,9 festgelegt [131, 132].

Neben der Weiterentwicklung von NMC-Zellen hin zu einer 811 Zusammensetzung werden in Zukunft auch alternative Zellchemien erwartet. Dazu zählen Feststoffbatterien (Solid-State-Batterien), die statt eines flüssigen Elektrolyten einen festen verwenden. Damit lässt sich u.a. eine höhere Energiedichte realisieren. Aufgrund von kostengünstigen Ausgangsstoffen wird ebenfalls der Einsatz von Lithium-Schwefel-Batterien und Natrium-Ionen-Batterien erforscht. Da der Markteintritt dieser Alternativen unsicher ist, werden diese Optionen in der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt.

5 Modellierung von Fahrzeugnutzung und Emissionsfaktoren aus Messkampagnen

Die Nutzung der Pkws erfordert beträchtliche Mengen Energie und erzeugt damit verbundene Umweltwirkungen. Bei Verbrennungsmotoren wird ein beträchtlicher Anteil der CO₂- und Schadstoffemissionen im Gesamtlebenszyklus durch die Verbrennung von Kraftstoff freigesetzt. Für CO₂ und SO₂ besteht eine direkte Korrelation der Emissionsmenge zum Kraftstoffverbrauch, bei anderen Schadstoffemissionen haben weitere Parameter wie die Verbrennungscharakteristika im Motor oder die Temperatur des Katalysators großen Einfluss. Durch die variable Nutzung des Verbrennungsmotors bei PHEVs ergibt sich hier eine komplexe Situation möglicher Emissionen beim Fahrzeugbetrieb. Daher ergibt sich bei diesem Antrieb ein besonders geeignetes Beispiel für die Untersuchung der Variabilität der Emissionen während des Fahrzeugbetriebs. Anders als bei klassischen Verbrennungsfahrzeugen ist die Datenlage bei den PHEVs weniger ausgereift. Daher werden im Folgenden die Vorketten der Kraftstoffbereitstellung dargestellt und eine ausführliche Interpretation der Emissionen von PHEVs am Beispiel der Ergebnisse einer Messkampagne gegeben.

5.1 Emissionsfaktoren des Fahrzeugbetriebs

Kraftstoffbereitstellung

In der Betriebsphase wird der Verbrauch von Kraftstoff entsprechend den gewählten Systemgrenzen berücksichtigt. Im Fall der Verbrennungsmotoren ist der Kraftstoff Benzin bzw. Diesel. Der Kraftstoffverbrauch wurde für beide Antriebsstränge basierend auf dem Ansatz im VECTOR21-Modell verwendet, bei dem anhand verschiedener Effizienzmaßnahmen für verschiedene Antriebe der Kraftstoffbedarf in Zukunft sinken kann [65, 66, 88, 133]. Der Verbrauch orientiert sich an dem World Light Vehicles Test Cycle (WLTC). Die Kraftstoffvorkette für die Nutzungsphase der Fahrzeuge wird innerhalb der Systemgrenze well-to-wheel bilanziert, d. h., dass die Erzeugung inkl. Rohstoff- und Energiegewinnung ebenso in die Bilanzierung eingehen wie die Nutzung der Kraftstoffe beim Fahren. Die Herstellung der Kraftstoffe basiert auf den Datensätzen für Benzin und

Diesel der ecoinvent-Datenbank. Der Kraftstoff wird als Benzin mit 5 Vol. % Ethanol bzw. Diesel mit 7 % Biodiesel modelliert.

Im Falle der elektrischen Fahrzeuge mit Schnittstelle zum Stromnetz wird auf die durchschnittlichen Emissionen des Strommixes im jeweiligen Jahr zurückgegriffen (vgl. Kapitel 4.2.3). Die berücksichtigten Ladeverluste zwischen Steckdose und Batterie betragen 15 %. Dieser Wert steht im Einklang mit Ehrenberger und Kugler (2013) und Philipps et al. (2017) [134, 135], die einen Ladewirkungsgrad von ca. 86 bis 88 % für das Laden angeben, dem GREET-Model [136], das einen Ladewirkungsgrad von 85 % verwendet, und Kiildsen et al. (2016) [137], die Ladeverluste von 15-40 % für Renault Zoe, Nissan LEAF und Peugeot iOn angeben.

Für die FCEV wurde eine Vorkette für die Wasserstoffbereitstellung modelliert. Der Wasserstoffverbrauch des BZ-Antriebsstrangs selbst beträgt ca. 0,97 bis 1,03 kg H₂/100km [138, 139]. Eine Möglichkeit besteht darin aus Methan Wasserstoff zu gewinnen. Der als Dampf-Reformierung (SMR) bezeichnete Prozess extrahiert den Wasserstoff aus dem Methan-Molekül. Die Erdgas-Dampfreformierung verfügt über ca. 35 % Marktanteil des in Deutschland vertriebenen Wasserstoffs [140]. Die SMR benötigt neben 0,4 Nm³ CH₄ noch zusätzlichen Strom in Höhe von 0,178 kWh/kgH₂ [141]. Die Elektrolyse von Wasser ist eine weitere Methode Wasserstoff zu gewinnen. Unter der Elektrolysetechnik gibt es eine Vielzahl unterschiedlicher Variationen, die sich bezüglich des verwendeten Elektrolyten, des Druckniveaus etc. unterscheiden. Im vorliegenden Stoffstrommodell wird von einer alkalischen Elektrolyse ausgegangen. Zur Elektrolyse werden 3 g KOH/kgH₂ und 10 kg destilliertes Wasser benötigt [142]. Für die Produktion eines Kilogramms Wasserstoff werden im Elektrolyseur 61,2 kWh elektrische Energie verbraucht [142, 143]. Ein entscheidender Faktor für die Elektrolyse ist der verwendete Strommix, der damit maßgeblichen Einfluss auf die Well-to-wheel-Emissionen der FCEV hat.

Fahrzeugnutzung

Die Nutzung der Fahrzeuge selbst wird in vier Teilprozesse unterteilt: 1) Fahremissionen, 2) Verschleißemissionen, 3) Energiebereitstellung und 4) Wartung. Die Fahremissionen

umfassen die direkten fahrzeuginternen Emissionen, die durch das Fahren verursacht werden. Verschleißemissionen beschreiben die durch Bremsen-, Reifen- und Straßenverschleiß verursachten Emissionen. Der Prozess „Energiebereitstellung“ wird in die beiden Teilbereiche Strom- und Kraftstoffbereitstellung aufgeteilt. Die Wartung umfasst alle Flüssigkeitswechsel oder -nachfüllungen und schließt notwendige Reifenwechsel ein.

Für die Nutzung der Straßeninfrastruktur wird der ecoinvent-Datensatz „Straßenbau“ verwendet und mit dem tatsächlichen Fahrzeuggewicht der verschiedenen Fahrzeugkonfigurationen multipliziert.

Die Abnutzungsemissionen, d. h. die Emissionen von Straßenverschleiß, Reifenverschleiß und Bremsenverschleiß, basieren auf den ecoinvent-Datensätzen „Behandlung von Straßenverschleißemissionen, Pkw“, „Behandlung von Reifenabriebemissionen, Pkw“ und „Behandlung von Bremsabriebemissionen, Pkw“.

Der Austausch von Flüssigkeiten, Motoröl, Getriebeöl, Scheibenwaschflüssigkeit und Bremsflüssigkeit wird gemäß den Annahmen in ecoinvent modelliert. Die Lebensdauer eines Reifens wird mit 50.000 km angenommen, daher werden für jeden Anwendungsfall drei Reifenerneuerungen modelliert, die SLI-Starterbatterie wird nach sechs Jahren gewechselt.

Direkte Emissionen der Fahrzeugnutzung

Für die direkten Emissionen aus der Verbrennung von Benzin und Diesel wurden Daten aus HBEFA [144] herangezogen. Da HBEFA die Flottenleistung auf der Grundlage der Verteilung der Motorgröße in Bezug auf den Hubraum darstellt, ist die Zuordnung der Motorgrößen zu den Fahrzeuggrößen erforderlich. Als Daten für die Zuordnung von Motorgrößen zu Pkw-Segmenten stehen der durchschnittliche Hubraum pro KBA-Segment und Motorisierungsinformationen aus der ADAC-Pkw-Datenbank zur Verfügung [145]. Zusammen mit der durchschnittlichen Motorgröße wurde eine Standardverteilung der Motorgrößen pro Fahrzeugsegment verwendet. Für das Startjahr 2015 wird hierbei auf die Emissionswerte für Fahrzeuge zurückgegriffen, welche die

Abgasnorm EURO 6b erfüllen. In dem Zeitraum bis 2040 wird eine punktuelle Abnahme der Emissionen einiger Schadstoffe angenommen. So kann davon ausgegangen werden, dass mit den strenger werdenden Abgasnormen für NO_x-Emissionen der Dieselfahrzeuge mit EURO 6d und voraussichtlich EURO 7 [146] die Emissionen pro km weiter sinken.

Für konventionelle Benzin- und Dieselfahrzeuge wurden Emissionsfaktoren für Luftschadstoffe aus HBEFA (v3.3) bis zum Bezugsjahr 2030 verwendet. Bei den Luftschadstoffemissionen, insbesondere CO, NO_x und PM, wird davon ausgegangen, dass die Emissionsfaktoren für herkömmliche Technologien in Zukunft, d. h. nach 2030, aufgrund strengerer Vorschriften und Kontrollen, welche die technischen Verbesserungen in den kommenden Jahren fördern, sinken werden. In Bezug auf Hybridtechnologien berichten Studien über HEV-Emissionen von möglichen Emissionseinsparungen von bis zu 60 % für bestimmte Schadstoffe [147–149]. Da es große Unsicherheiten bezüglich des tatsächlichen Reduktionspotenzials auf der Straße gibt, wurde eine konservative Reduktion von 10 % zusätzlich zur Reduktion der konventionellen EURO-6-Fahrzeuge angenommen. Die Emissionsfaktoren von PHEVs basieren auf eigenen Messungen der Emissionen eines mittelgroßen PHEVs wie im folgenden Kapitel näher erläutert. Um der räumlichen Verteilung der Emissionen und den Unterschieden bei Energieverbrauch und Emissionen in verschiedenen Verkehrssituationen Rechnung zu tragen, wurden Faktoren für drei Straßenkategorien – innerorts, außerorts und auf Autobahnen – verwendet. Für konventionelle Fahrzeuge wurden die Schadstoffemissionsfaktoren entsprechend aus der HBEFA-Datenbank übernommen. Für den Energieverbrauch und die CO₂-Emissionen konventioneller Fahrzeuge sowie für die alternativen Fahrzeuge im Allgemeinen werden die WLTC-Simulations- und Messdaten den Segmenten des Zyklus zugeordnet. In einem abschließenden Berechnungsschritt werden die Emissionen und Energieverbräuche entsprechend den Anteilen der durchschnittlichen Fahrsituation in Deutschland gewichtet, die 32 % für Stadt-, 39 % für Land- und 29% für Autobahnfahrten im Jahr 2010 und 34 % für Stadt-, 36 % für Land- und 30 % für Autobahnfahrten im Jahr 2040 betragen [150].

Die Emissionsfaktoren für Hybridfahrzeuge wurden anhand von Literaturrecherchen [149, 151, 152] entwickelt. Darüber hinaus wurde der Energiebedarf von Elektrofahrzeugen und den elektrisch angetriebenen Anteil von Plug-in-Hybridfahrzeugen modelliert [66, 153], die anhand der harmonisierten WLTC-Energieverbräuche aktueller Fahrzeuge kalibriert wurden. In diesem Modell wird der Energieverbrauch verschiedener Fahrzeugkonzepte auf der Grundlage des Wirkungsgrads der Antriebsmaschinen und des Getriebes berechnet. Die Wirkungsgrade werden auf der Grundlage von vereinfachten Effizienzkarten ermittelt. Die Emissionsfaktoren für die verschiedenen Pkw-Antriebe sind in Tabelle C-1, Tabelle C-2 und Tabelle C-3 in Anhang C zusammengefasst.

Bei PHEVs beeinflussen die Effizienztechnologien zusätzlich die elektrische Reichweite und damit die absoluten Abgasemissionen und den Energieverbrauch des Fahrzeugs im Betrieb. Der Haupteinflussfaktor für die Energieeffizienz und den Anteil fossiler Antriebe ist die Größe der Batterie bzw. ihr Ladezustand und die elektrische Reichweite. Zur Bestimmung der Aufteilung zwischen elektrischem und verbrennungsmotorischem Fahren wurde der utility factor nach der Worldwide harmonized Light vehicles Test Procedure (WLTP) verwendet. Der utility factor impliziert den Anteil des Fahrens im Entladungsmodus (CD) und im Ladeerhaltungsmodus (CS) eines PHEVs. Im CD-Modus liefert die Batterie ausreichend Energie für überwiegend elektrisches Fahren, während im CS-Modus der Ladezustand der Batterie (SOC) niedrig ist und das Fahrzeug hauptsächlich mit dem Verbrennungsmotor betrieben wird. Für unsere Berechnung wurden die Nutzenfaktoren der WLTP-Norm entnommen und schwanken zwischen 0,65 und 0,77, abhängig von der elektrischen Fahrleistung, die für verschiedene Fahrzeuggrößen und Szenarien variiert. Die Höhe der Emissionen der PHEVs kann beträchtlich schwanken, was im Folgenden näher erläutert wird.

5.2 Analyse von PHEV-Emissionen

5.2.1 Datenerhebung

Die Datenlage für die Quantifizierung der Emissionen während des Fahrzeugbetriebs ist uneinheitlich. Einige Emissionen und Schadstoffe wie CO₂, CO, CH₄ und NO_x können

während des Fahrzeugbetriebs auch auf der Straße direkt gemessen werden, während andere organische Substanzen entweder durch Untersuchungen von Proben oder auf dem Rollenprüfstand ermittelt werden können. Während LCA-Datenbanken wie ecoinvent keine Emissionen für verschiedene Fahrzeuggrößen oder Hybridantriebe beinhalten, gibt es spezielle Datenbanken wie das Handbuch Emissionsfaktoren (HBEFA) oder Copert, die Informationen zu Emissionen für verschiedene Fahrzustände, Antriebstypen und Motorgrößen bereitstellen. Dabei greifen diese spezialisierten Datenbanken auf Testdaten zurück. Aufgrund des Aufwands für eine Messkampagne kann dabei jeweils pro Fahrzeugtyp und Antrieb nur eine begrenzte Menge an Fahrzeugen berücksichtigt werden. Bspw. werden für die PHEV-Emissionsfaktoren Messdaten von jeweils zwei PHEVs mit den EURO-Normen 4, 5, 6a,b und 6d als Grundlage für die Modellierung verwendet. Darüber hinaus werden in den Datenbanken der Emissionsfaktoren zwar verschiedene Spezies abgebildet. In HBEFA sind dies CO₂, CO, HC, NO, NO_x, NO₂, PM und PN [12]. Diese erfassten Schadstoffe orientieren sich an den Spezies, die seitens der Schadstoffnorm in der EU reguliert sind. Jedoch werden sowohl für eine umfassende Umweltbewertung mit gängigen LCIA-Methoden als auch für die Verwendung der Pkw-Emissionen in Klimamodellen mehr Spezies benötigt.

Bspw. gehen verschiedene Untersuchungen zur Bedeutung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) und von Nicht-Methan-VOC (NMVOC) aus dem Straßenverkehr davon aus, dass diese Stoffgruppen eine besondere Rolle sowohl für die Bildung von Photooxidantien (insbesondere Ozon) als auch für die Entstehung von klimawirksamen sekundären organischen Aerosolkomponenten (SOA) spielen [154–156]. Für diese Gruppe von Emissionen gibt es bisher für konventionelle Antriebe weniger Daten als für die Standardemissionen, die den gesetzlichen Schadstoffgrenzen unterliegen. Als Substanzen, die einen guten Anhaltspunkt für die VOC-Emissionen geben, bieten sich Acetaldehyd und Isopren an, die in den im Folgenden ausgewerteten Fahrzeugtests gemessen wurden.

Für die Analyse der PHEV-Emissionsfaktoren wurden Messdaten vier verschiedener Fahrzeuge verwendet (Tabelle 5-1). PHEV 1 und 2 sind die Fahrzeuge mit der geringsten Leistung, aber der größten Batteriekapazität und folglich mit der größten elektrischen

Reichweite von 50 km. PHEV 3 hat eine elektrische Reichweite von 40 km bei einer Systemleistung von 185 kW. PHEV 4 ist ein Fahrzeug der oberen Mittelklasse und hat die höchste Systemleistung sowie die geringste Batteriekapazität.

Tabelle 5-1: Technische Spezifikationen der untersuchten Fahrzeuge

	PHEV 1	PHEV 2	PHEV 3	PHEV 4
Erstzulassungsjahr	2015	2017	2017	2017
Hybridart	parallel	parallel	parallel	parallel
Leistung Verbrennungsmotor [kW]	110	110	135	155
Leistung Elektromotor [kW]	75	75	65	60
Leistung Gesamtsystem [kW]	150	150	185	215
Batteriekapazität [kWh]	8,8	8,7	7,6	6,4
Elektrische Reichweite (NEFZ) [km]	50	50	40	30
Elektrischer Energiebedarf (NEFZ) [kWh/km]	11.4	11.4	11.0	11.0
Kraftstoffverbrauch (NEFZ) [l/100km]	1.5	1.5	1.9	2.1
CO ₂ Emissionen (NEFZ) [g/km]	35	35	44	48
Emissionsstandard	EURO 6	EURO 6b	EURO 6b	EURO 6b

Quelle: eigene Darstellung

Getestet wurden die Fahrzeuge auf einem klimatisierten Rollenprüfstand, was Emissionsmessungen anhand eines definierten Fahrzyklus und unter definierten äußeren Bedingungen ermöglicht. Im vorliegenden Fall wurde als Fahrzyklus der „Worldwide harmonized light vehicles test cycle“ (WLTC) ausgewählt. Für die Emissionserfassung aus dem Abgasstrom wurden verschiedene Messinstrumente kombiniert. Für die CO₂- und Schadstoffemissionen wurde ein Fourier-Transformationsinfrarotspektrometer (FTIR) verwendet, womit die Gaskonzentrationen im Abgasstrom erfasst werden (Abbildung 5-1). Die Partikelanzahl (PN) wurde mit einem EEPs erfasst. Zur Berechnung der absoluten Mengen der einzelnen Spezies wird am Rollenprüfstand der Volumenstrom des Abgases gemessen. Ergänzt werden diese Messwerte u. a. durch Daten zur Geschwindigkeit, die sowohl über den Rollenprüfstand als auch mit der On-Board-Diagnose (OBD-Schnittstelle) gemessen werden, also Daten zu Batterieladezustand, Strom- und Spannungsverläufen, die ebenfalls über die OBD-Schnittstelle und teilweise mit im Fahrzeug verbauter Messtechnik erfasst werden (vgl. [54]). Bezüglich des Ladezustand

können die PHEV als Extremfälle mit voller Batterie (Charge-depletion (CD)-Tests) oder mit leerer Batterie (Charge-sustaining (CS)-Tests) starten. Zur Bestimmung des Energieverbrauchs wird standardmäßig im CD-Modus gestartet und, ohne das Fahrzeug zu laden oder zu tanken, der WLTC mehrere Male hintereinander durchfahren, bis ein vollständiger Zyklus im CS-Modus vorliegt [157]. In den vorliegenden Messungen sind die Fahrzeuge in verschiedenen Fahrmodi getestet worden, um die Einflussfaktoren auf die verschiedenen Emissionsspezies zu identifizieren.

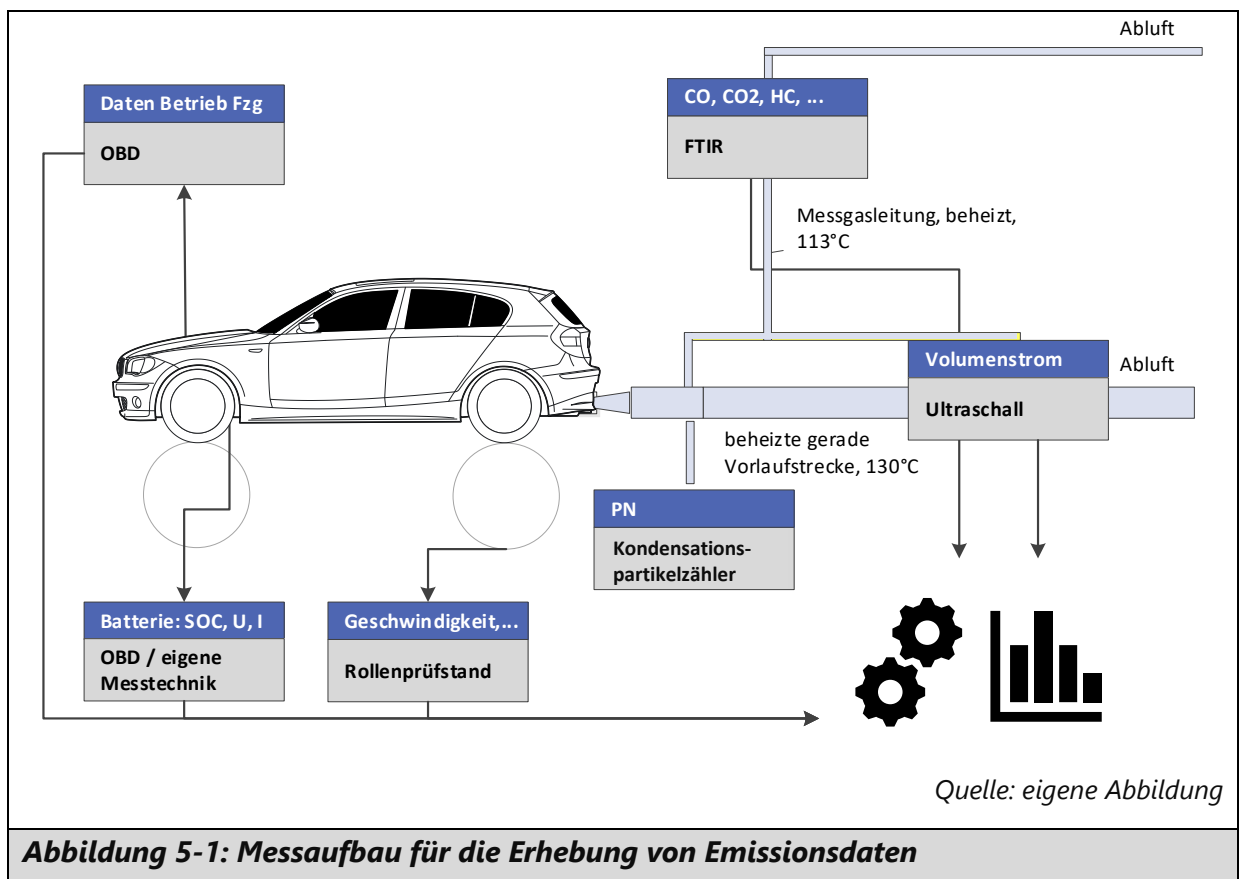


Abbildung 5-1: Messaufbau für die Erhebung von Emissionsdaten

5.2.2 Auswertung

Die Messdaten können nach verschiedenen Gesichtspunkten ausgewertet werden. Neben externen Faktoren wie Außentemperatur und Fahrprofil besteht bei PHEVs aufgrund der Variabilität der Anteile an verbrennungsmotorisch und elektrischem Fahren eine große Spannweite möglicher Emissionen. Zur Nutzung der Daten für eine Bewertung von PHEVs und zur Verwendung in Ökobilanzmodellen ist die Berechnung von Emissionsfaktoren aus den aufgenommenen Messdaten notwendig (Abbildung 5-2). Aus den sekundlich aufgelösten Messdaten der Emissionsspezies lassen sich zusammen

mit den sekundlichen Daten zum Abgasvolumenstrom die Masse an Emissionen pro Sekunde berechnen.

Um die Emissionsfaktoren in verschiedenen Fahrsituationen zu erfassen, muss die Fahrstrecke für jede Sekunde umgerechnet werden. Mithilfe von Gleichung (5-1) werden die Emissionsfaktoren von Emission A berechnet.

$$EF_A = \frac{\sum C_A}{\sum S} \quad (5-1)$$

Dabei ist C_A die Konzentration der Emission A und S die sekundliche Fahrstrecke.

Diese Emissionsmengen wiederum können anhand der Abschnitte des WLTC aufsummiert werden und so die Emissionsfaktoren für einzelne Teilstrecken, die jeweils das städtische und ländliche Fahren sowie eine Autobahnfahrt repräsentieren, berechnet werden. Für die Bestimmung der Emissionsfaktoren der verschiedenen Spezies ist dabei auch die Analyse der Zusammenhänge und Korrelationen von wesentlicher Bedeutung, da nur so festgestellt werden kann, ob sich verschiedene Emissionsspezies voneinander ableiten lassen. Der Kraftstoffverbrauch als Indikator für die Schadstoffemissionen eignet sich nur bedingt. Lediglich die CO₂- und SO₂-Emissionen korrelieren direkt mit dem Kraftstoffverbrauch. Alle anderen Spezies bilden sich in Abhängigkeit von den (unvollständigen) Verbrennungsvorgängen im Motor und der Funktionsfähigkeit des Katalysatorsystems. Insbesondere bei den Kohlenwasserstoffen ist jedoch aufgrund des hohen Messaufwandes eine mögliche Korrelation verschiedener Spezies von Interesse.

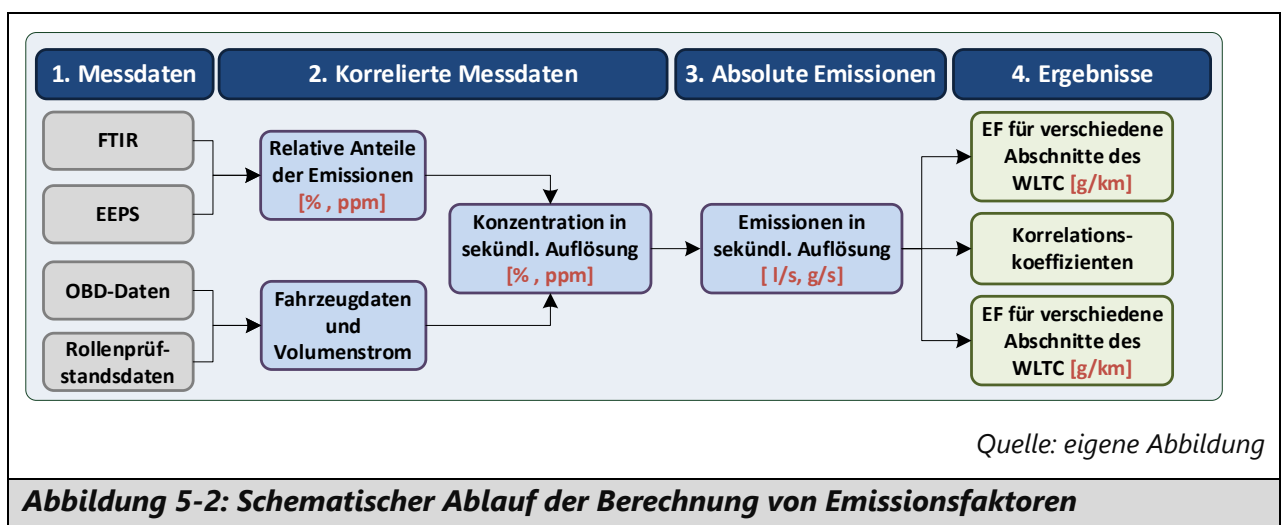


Abbildung 5-2: Schematischer Ablauf der Berechnung von Emissionsfaktoren

Für die Auswertung werden die Messdaten der verschiedenen Messgeräte vorkonditioniert. Dazu zählt, dass die Emissionsmesswerte des FTIR anhand der Nachweisgrenze gefiltert wurden. Die Nachweisgrenze (LOD – limit of detection) kann nach Gleichung (5-2) nach DIN 32645 bzw. DIN 38402 berechnet werden.

$$LOD = y_B + 3S_B \quad (5-2)$$

mit

y_B ... Mittelwert des Blindwerts

S_B ... Standardabweichung des Blindwerts

Die Daten der einzelnen Messgeräte werden anhand charakteristischer Messwertverläufe auf eine Zeitskala gesetzt, sodass ein direkter Vergleich aller erhobenen Messwerte möglich ist. Für die Verarbeitung dieser Datenmengen wurde auf verschiedene Python-Bibliotheken wie NumPy und Pandas zurückgegriffen.

Für die Auswertung der Messungen wurden die Korrelationskoeffizienten der einzelnen Emissionsspezies und einiger Testparameter ermittelt. In den nächsten Schritten wurden die Emissionsfaktoren und der Kraftstoffverbrauch sowie der elektrische Anteil für jede Messung berechnet.

Das Prinzip der Korrelationsanalyse

Die Untersuchung des Zusammenhangs zwischen mehreren Variablen ist das Ziel der Korrelationsanalyse. Ergebnis einer Korrelationsanalyse ist ein Korrelationskoeffizient, der zeigt, wie stark die Wertepaare im Einzelnen korrelieren. Der Korrelationskoeffizient selbst ist dimensionslos. Der Wert liegt zwischen -1 und +1, womit nicht nur die Stärke des Zusammenhangs, sondern auch die Richtung angezeigt wird. Je nach dem Messniveau der einbezogenen Variablen werden verschiedene Korrelationskoeffizienten unterschieden. Für die Analyse der Emissionsfaktoren kommen infrage der Pearson-Korrelationskoeffizient und der Spearman-Korrelationskoeffizient [158].

Der Pearson-Korrelationskoeffizient wird verwendet, wenn die Daten normalverteilt sind und wenn es einen linearen Zusammenhang zwischen den beiden Variablen gibt. Für zwei quadratisch integrierbare Zufallsvariablen X und Y mit jeweils positiver

Standardabweichung σ_X bzw. σ_Y und Kovarianz $Cov(X, Y) = \sigma_{X,Y}^2$ wird der Korrelationskoeffizient über Gleichung (5-3) [159] berechnet:

$$\rho_{X,Y} = \frac{Cov(X,Y)}{\sqrt{Var(X)Var(Y)}} = \frac{\sigma_{X,Y}^2}{\sigma_X \sigma_Y} \quad (5-3)$$

Bei positiven Werten liegt ein positiver Zusammenhang vor, bei negativen Werten ein negativer Zusammenhang. Werte nahe null deuten darauf hin, dass zwischen X und Y keine lineare Korrelation existiert [159].

Mit der Spearman-Korrelation wird ebenso wie mit der Pearson-Korrelation der Zusammenhang zwischen zwei Variablen gemessen. Der Unterschied ist, dass die Korrelation nicht zwischen den Datenpunkten selbst, sondern zwischen ihren Rängen berechnet wird. Die Formel für die Spearman-Korrelation ist genau dieselbe wie für die Pearson-Korrelation, nur werden die Daten X und Y durch ihre jeweiligen Ränge ersetzt. Im Gegensatz zum Korrelationskoeffizienten von Pearson misst der Rangkorrelationskoeffizient nicht nur lineare, sondern allgemeiner monotone Zusammenhänge. Die Anwendung der Rangtransformation bewirkt in gewisser Weise eine Linearisierung monotoner Zusammenhänge. Außerdem ist die Bildung von Rängen unempfindlich gegenüber Ausreißern, sodass auch der Rangkorrelationskoeffizient ausreißerresistent ist [160, 161]. Daher wird die Abgaskorrelationsanalyse mit einem Spearman-Korrelationskoeffizient bestimmt.

5.2.3 Korrelationsanalyse der PHEV-Emissionen

Interpendenzen von Emissionen

Die Analyse der Korrelationskoeffizienten konzentriert sich an dieser Stelle auf die Spezies CO, CO₂, NO_x, HC (Summe der Kohlenwasserstoffe), NMVOC, SO₂ und PN. Zudem wurden HCHO und C₆H₆ als zusätzliche Parameter und ihr Einfluss auf die Gesamtsumme an Kohlenwasserstoffen betrachtet. Beschleunigung, Drehzahl, Geschwindigkeit, Katalysatortemperatur und Lambda-Wert wurden als OBD-Daten für die Korrelationsanalyse ausgewählt. Anhand einer Heatmap lässt sich die Größe der Korrelationskoeffizienten direkt visualisieren.

Anhand einer Messreihe von PHEV 2 lässt sich exemplarisch zeigen, dass die höheren und niedrigeren Emissionsparameter in allen Messungen an gleicher Stelle zu finden sind und die meisten Emissionen sehr gut korrelieren. Die in Abbildung 5-3 dargestellten Messungen wurde im Hybridmodus durchgeführt, d. h., dass sowohl elektrische als auch verbrennerische Fahranteile in den Fahrzyklen enthalten sind. Die Drehzahl ist ein Indikator für die Emissionsentstehung. Auch die Geschwindigkeit zeigt eine relativ große Abhängigkeit zu den Emissionen. Im Gegensatz dazu hatten die Beschleunigung und die Schwankungen des Lambda-Wertes bei diesen Messungen wenig Einfluss auf die Emissionsentstehung. Bei einigen Messungen weist die Katalysatortemperatur bei den verschiedenen Emissionen eine höhere Korrelation auf als bei anderen, was jedoch aufgrund der geringen Zahl an Messungen schwer einzuordnen ist. Im Vergleich zu anderen Kohlenwasserstoffen ist der Korrelationskoeffizient zwischen HCHO- und den OBD-Parametern am höchsten. C₆H₆ wurde beim Testen nur in geringer Menge ausgestoßen und zeigt eine geringere Korrelation auf.

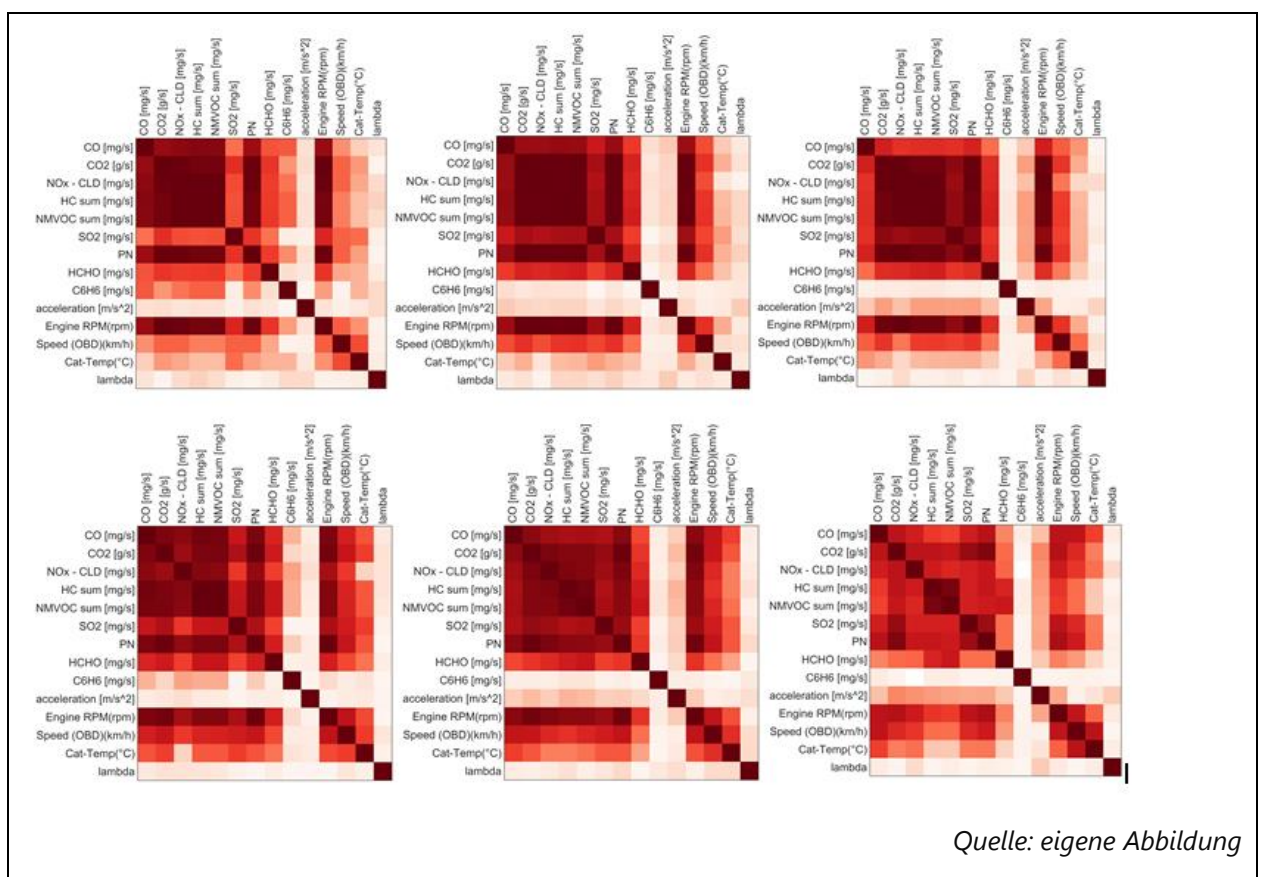


Abbildung 5-3: Heatmap-Übersicht der Messdaten verschiedener Tests von PHEV 2 (hohe Korrelation rot, niedrige Korrelation weiß)

Da nicht bei allen Messungen die Partikelanzahl gemessen werden konnte, wurde die Korrelationsanalyse der Partikelanzahl separat durchgeführt. Analog zu den anderen Emissionsspezies korreliert die Drehzahl mit der Entstehung der Partikel. Zudem zeigt sich auch ein sehr enger Zusammenhang mit den Kohlenwasserstoffen. Der Grund hierfür ist, dass die Verbindung mit Abgasturboaufladung eine sinnvolle Technologie zur Reduzierung der Schadstoffemissionen und des Kraftstoffverbrauchs bei der Benzindirekteinspritzung ist. Aber der zurückgeführte Ruß verursacht einen Sauerstoffmangel und damit eine unvollständige Verbrennung. Die Folge ist die Emission von Partikeln [158]. Beim Vergleich der unterschiedlichen Kohlenwasserstoffe ist erkennbar, dass Acetaldehyd als unvollständiges Verbrennungsprodukt bei diesen sechs Messungen den höchsten Korrelationskoeffizienten hat (Tabelle 5-2). Danach folgt Formaldehyd. Andererseits wurde die Partikelentstehung durch die Beschleunigung und die Schwankungen des Lambda-Wertes nur wenig beeinflusst. Die Koeffizienten der Geschwindigkeit und der Katalysatortemperatur als Einflussfaktoren zeigten relativ große Unterschiede zwischen den Fahrzyklen.

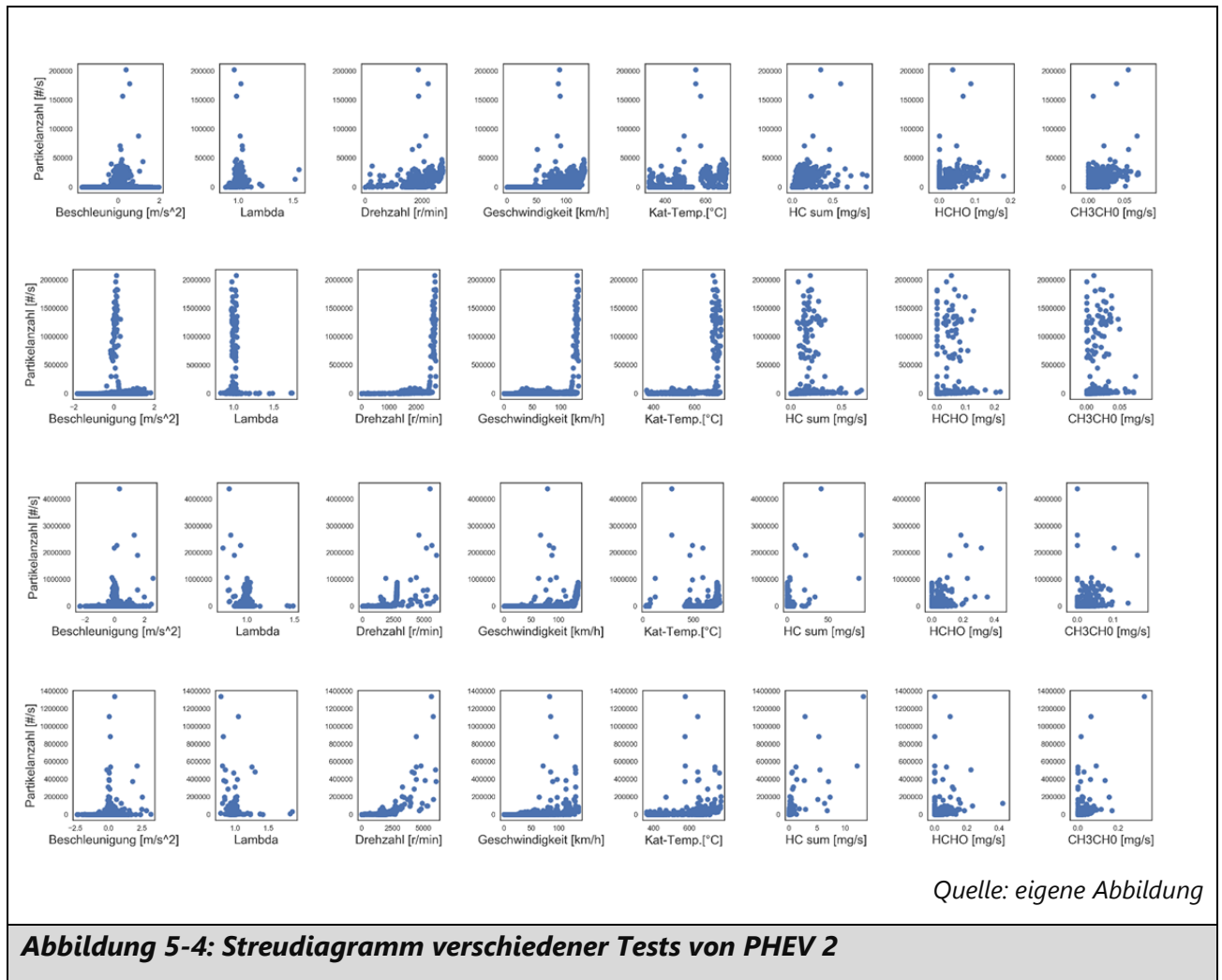
Tabelle 5-2: Korrelationskoeffizient der Partikelanzahl mit anderen Parametern

Test	Beschleunigung	λ	Drehzahl	Geschwindigkeit	Kat-Temp.	HC sum.	HCHO	CH ₃ CHO
WLTC-1	0,130	0,162	0,977	0,476	0,258	0,989	0,623	0,851
WLTC-2	0,151	0,176	0,994	0,659	0,275	0,990	0,708	0,951
WLTC-3	0,339	0,009	0,988	0,646	0,279	0,979	0,677	0,901
WLTC-4	0,054	0,011	0,986	0,769	0,567	0,953	0,726	0,918
WLTC-5	0,196	0,152	0,975	0,780	0,551	0,924	0,645	0,903
WLTC-6	0,317	0,044	0,854	0,739	0,462	0,769	0,485	0,662

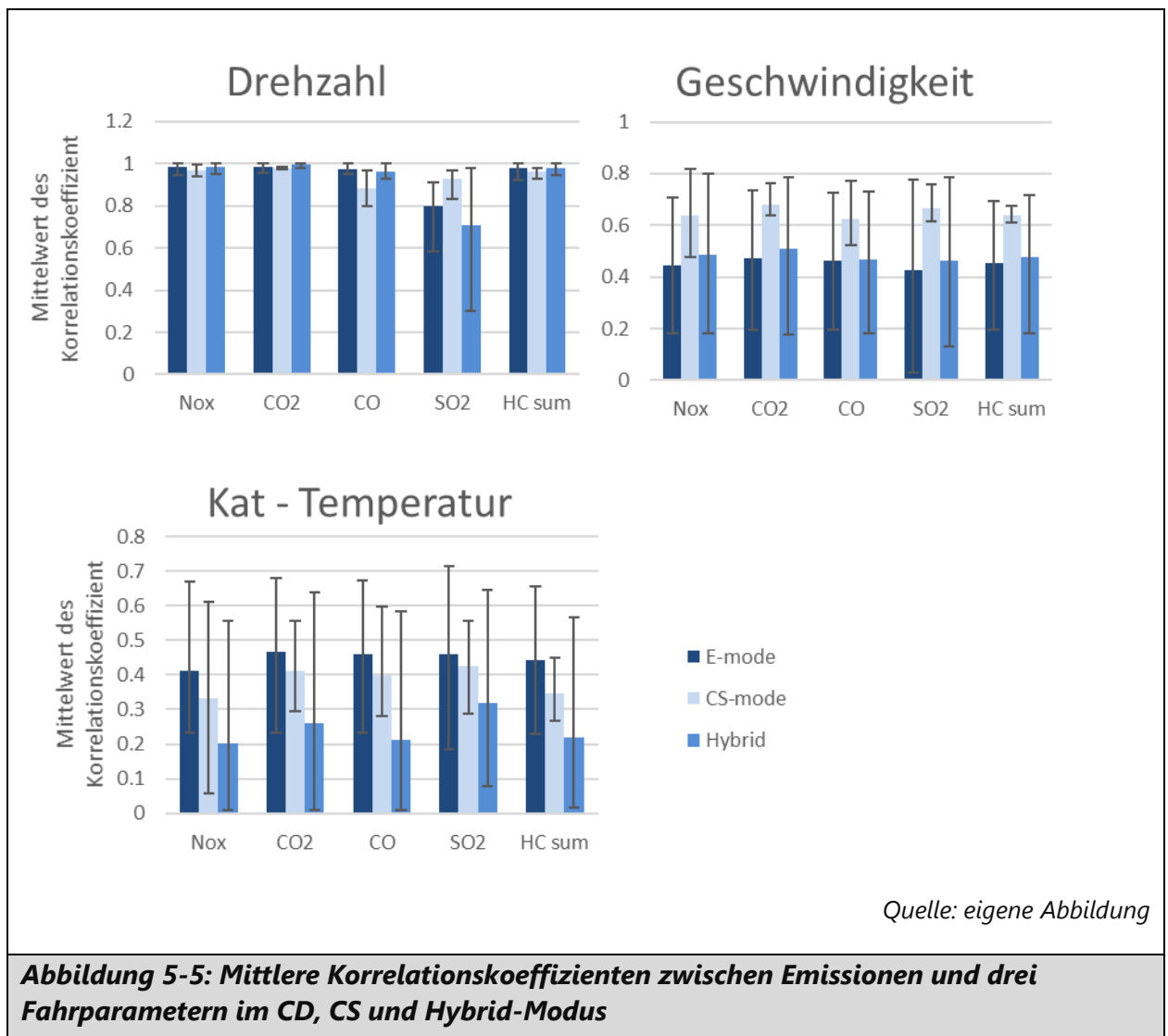
Quelle: eigene Auswertung

Für die Analyse der Korrelationskoeffizienten ist zudem das Korrelationsdiagramm hilfreich. Anhand eines solchen Streudiagramms kann grafisch das Bestehen einer Abhängigkeit oder anderer Merkmale zwischen zwei Größen untersucht werden. Da die Spearman-Korrelationskoeffizienten wie beschrieben nur eine monotone Abhängigkeit zwischen zwei Variablen zeigen können, wird die Streudiagramm-Analyse eingesetzt, um die mit Koeffizienten nicht zeigbaren Merkmale zu untersuchen (Abbildung 5-4).

Aufgrund der unterschiedlichen Anzahl der Messpunkte und der unterschiedlichen Fahrsituationen sowie Fahrmodi ist die Abhängigkeit von Partikelanzahl und anderen Daten nur teilweise sichtbar.



Für andere Emissionen weist aufgrund des Volumenstroms die Drehzahl, wie in der Heatmap gezeigt, einen sehr hohen Koeffizienten auf. Außerdem besteht eine relativ enge Abhängigkeit zwischen Geschwindigkeit und Katalysatortemperatur einerseits und Emissionen andererseits. Es ist daher sinnvoll zu untersuchen, ob die drei Variablen mit den Emissionen in verschiedenen Fahrmodi noch weitere gemeinsame Merkmale haben.



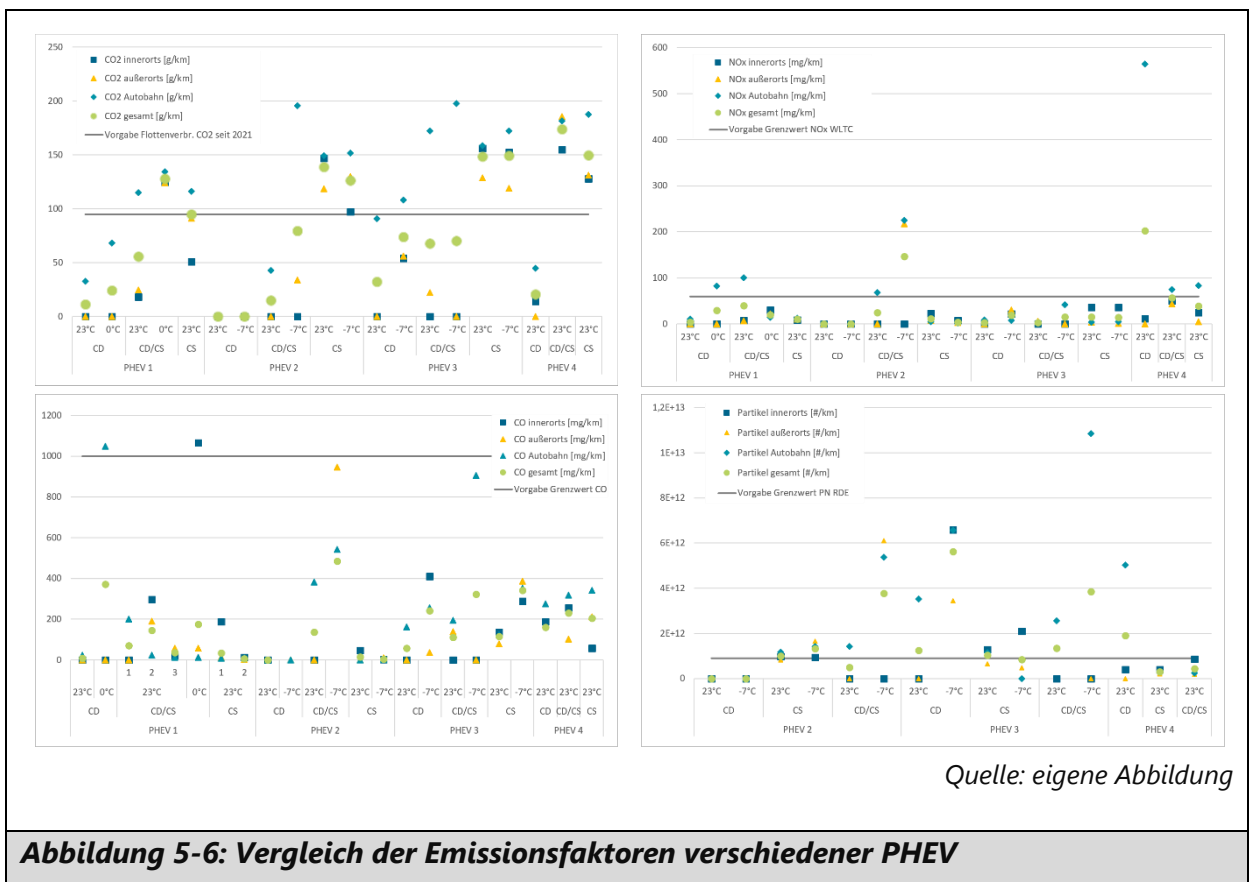
Die Korrelationskoeffizienten von Drehzahl und den meisten Emissionen sind bei allen Fahrmodi sehr hoch, nur beim SO₂ zeigen die Korrelationskoeffizienten relativ große Schwankungen (Abbildung 5-5). Da SO₂ eine nicht regulierte Komponente im Rohabgas ist und stark vom Kraftstoff abhängt, gibt es starke Schwankungen und auch Null-Punkte während der Verbrennungsphase. Diese Null-Punkte beeinflussen die Korrelationskoeffizienten, sodass deren Wert niedrig ist.

Im E-Modus und im Hybrid-Modus ist eine Abhängigkeit zwischen Geschwindigkeit oder Katalysatortemperatur und den Emissionen nicht sicher festzustellen, weil die Korrelationskoeffizienten dazwischen stark schwanken. Nur im CS-Modus weist die Geschwindigkeit eine relativ hohe und stabile Abhängigkeit bezüglich der

Emissionsentstehung auf, da hier der Verbrennungsmotor weit häufiger eingesetzt wird und sich die Emissionen einem konventionellen Fahrzeug annähern.

Die Auswertung der Emissionsfaktoren der einzelnen Abschnitte des WLTC für die vier untersuchten PHEVs ergibt zunächst aufgrund der verschiedenen Fahrmodi CD, CS und Hybrid ein gemischtes Bild (Abbildung 5-6). Überwiegend bei den CD-Messungen mit voller Batterie bei Teststart befinden sich die durchschnittlichen CO₂-Emissionen unterhalb des Richtwerts für die durchschnittlichen Flottenemissionen. Naturgemäß erhöht der Autobahnteil das Gesamtergebnis in Bezug auf CO₂ beträchtlich. Aufgrund der hohen elektrischen Reichweite kann im jeweiligen ersten Zyklus der Test komplett elektrisch und somit ohne lokale Emissionen gefahren werden. Der offizielle NEFZ-Zulassungswert bei PHEV 2 beträgt 36 g/km. Dieser rechnerische Wert wird bei den RDE-Messungen stets überschritten. Die CO₂-Emissionen aus den Messungen auf dem Rollenprüfstand unterschreiten diesen Wert nur in den Fällen, in denen die Batterie bei Teststart vollständig geladen ist.

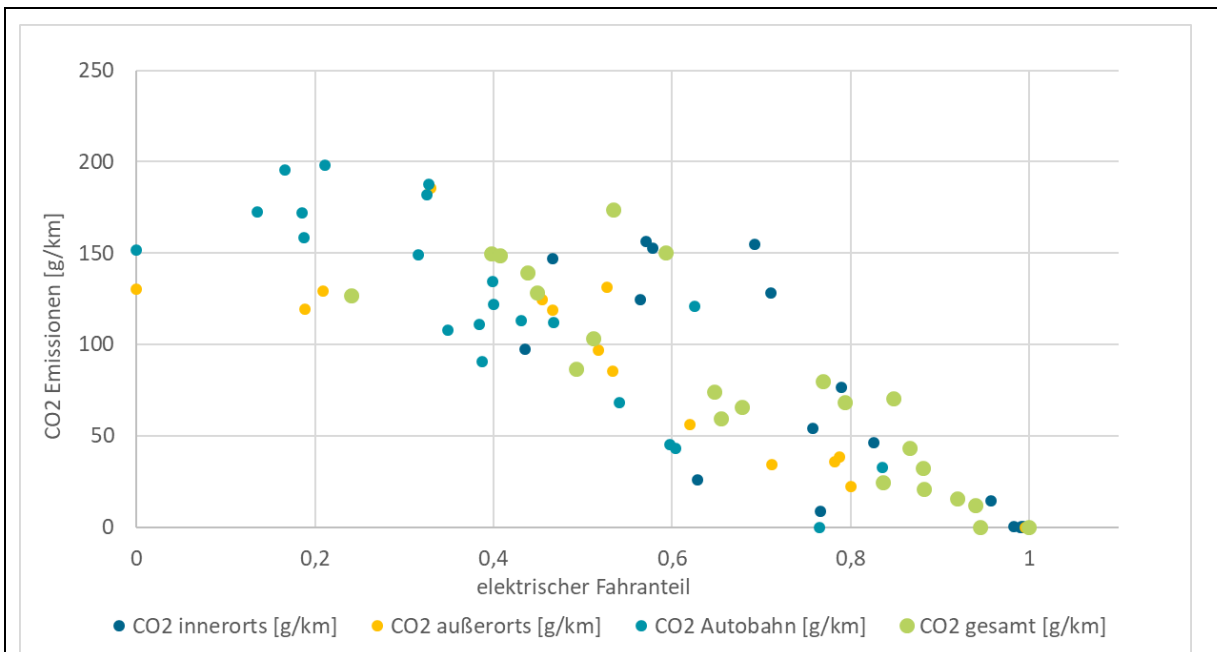
Der CO-Grenzwert wird beim überwiegenden Teil der Messungen eingehalten. Lediglich ein Test bei einer Umgebungstemperatur von -7 °C überschreitet diesen Grenzwert deutlich. Dies lässt sich dadurch erklären, dass der Verbrennungsmotor bei hohen Geschwindigkeiten gestartet wurde, wodurch die CO-Bildung verstärkt wird. Im Falle der NO_x-Emissionen wird der Grenzwert in den meisten Messungen nicht überschritten. Alleinig die Abgasemissionen aus dem zweiten WLTC bei niedriger Temperatur überschreitet den Grenzwert deutlich, vor allem während des Autobahnteils der Messung. Die Partikelemissionen zeigen ein ähnliches Bild bei allen PHEVs, wobei in diesem Fall der Grenzwert häufig überschritten wird. Dies zeigt die Notwendigkeit des Einbaus von Partikelfiltern, die in neueren Generationen von Fahrzeugen mit Ottomotor die Partikelemissionen deutlich reduzieren.



Relevant für die Bewertung der Emissionen von PHEVs ist zudem der Zusammenhang zwischen elektrischem Anteil und CO₂-Emissionen (Abbildung 5-7). Im „innerorts“ Anteil wird ein vergleichsweise hoher Streckenanteil elektrisch gefahren. Somit sind die CO₂-Emissionen relativ gering. Im Streckenabschnitt „außerorts“ wird nur noch ca. die Hälfte der Strecken mit einem elektrischen Anteil >50 % zurückgelegt mit entsprechend höherem CO₂-Ausstoß. Der elektrische Anteil im Streckenabschnitt „Autobahn“ ist folglich relativ klein.

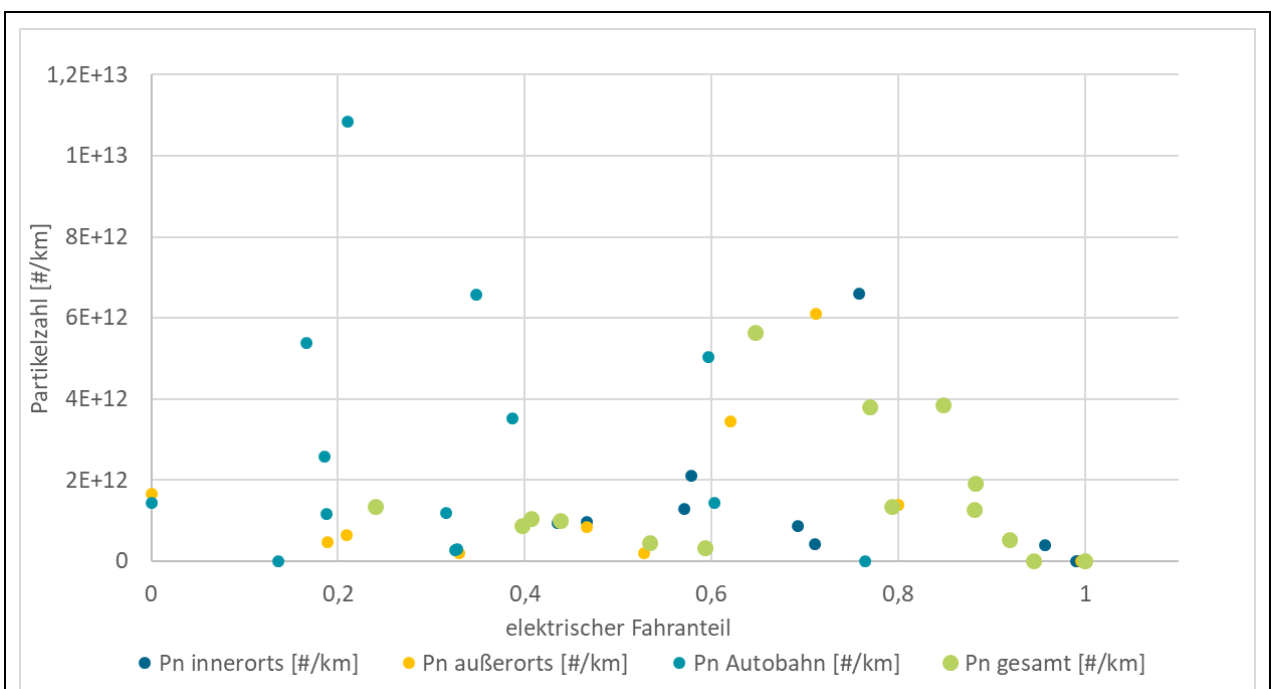
Anders verhält es sich bei der Anzahl an ausgestoßenen Partikeln, die nicht direkt mit dem elektrischen Anteil korreliert. Der Bereich „Autobahn“ kann bei geringen elektrischen Anteilen geringe Partikelemissionen (Abbildung 5-8) aufweisen, jedoch schlägt ein Motorstart bei Autobahnfahrt mit sehr hohen Partikelemissionen zu Buche. Beim „außerorts“-Anteil zeigt sich ein geteiltes Bild. Zum Teil gibt es Messungen mit sehr geringem Partikelaustritt. Steigt der elektrische Anteil bei „außerorts“ nur leicht an, so nimmt die Emission der Partikel stark zu. Bei der Messstrecke „innerorts“ ist der

elektrische Anteil höher als bei den restlichen Abschnitten. Trotzdem sind die Partikelemissionen vergleichsweise hoch.



Quelle: eigene Abbildung

Abbildung 5-7: Korrelation zwischen elektrischem Anteil und den CO₂-Emissionen



Quelle: eigene Abbildung

Abbildung 5-8: Korrelation zwischen elektrischem Anteil und den Partikelemissionen

Die hier vorgestellten Tests zeigen, dass die CO₂-Emissionen direkt mit dem Fahrmodus und dem Batterie-SOC des PHEVs korrelieren. Für alle Fahrzeuge ist die Hybridisierung in Bezug auf niedrigere CO₂-Emissionen im WLTP-Test vorteilhaft, obwohl unterschiedliche Strategien des Hybridfahrverhaltens und die daraus resultierenden Kraftstoffeinsparpotenziale zu beobachten sind. Bei den CO-, NO_x- und Partikelemissionen gibt es jedoch keine solche Korrelation. Bei diesen Schadstoffen hängen die Konzentration im Abgasstrom und die absoluten Emissionen von den Fahrbedingungen ab, bei denen der Verbrennungsmotor gestartet wird. Wenn der Verbrennungsmotor bei hoher Last und hoher Drehzahl anspringt, steigen die Emissionen erheblich. Dieser Effekt verstärkt sich, wenn das PHEV bei niedrigen Umgebungstemperaturen betrieben wird. Aufgrund der niedrigen Katalysatortemperatur werden CO und NO_x in solchen Fällen nicht reduziert. So zeigt der Test mit PHEV 3 bei einer Umgebungstemperatur von -7° C eine andere Betriebsstrategie und Emissionsbildung als die Messungen bei moderaten Temperaturen. Der elektrische Antriebsteil kann diese hohen Emissionen innerhalb der getesteten Zyklen nicht in allen Fällen kompensieren.

Verschiedene technische Maßnahmen sind möglich, um diese Probleme anzugehen. Neben der Einführung von Partikelfiltern für Benzinfahrzeuge spielt auch die Betriebsstrategie der PHEVs eine große Rolle. Hohe Kaltstartemissionen könnten bspw. durch eine angepasste Lastverteilung zwischen Verbrennungs- und Elektromotor in der Kaltstartphase oder durch eine elektrische Vorwärmung des Katalysatorsystems vermieden werden.

Die Varianz dieser Parameter macht es schwierig, die tatsächlichen Emissionen von PHEVs abzuschätzen. Die Spannweite möglicher Emissionen ist groß. Für die Ökobilanzarbeiten wird als Basisfall auf die oben beschriebenen durchschnittlichen Emissionen zurückgegriffen, die aus den Messdaten abgeleitet worden sind.

6 Ergebnisse der Ökobilanzierung und Fahrzeugmarkt-Szenarienrechnungen

6.1 Vergleich verschiedener Fahrzeugkonzepte anhand ökologischer Kenngrößen

Die ökologische Bewertung der hier betrachteten Pkws kann aus verschiedenen Gesichtspunkten erfolgen. Zum einen lässt sich analysieren, welche Bauteile bzw. Bauteilgruppen den höchsten Einfluss auf die Herstellung des Gesamtfahrzeugs haben. Die Herstellungsphase wiederum lässt sich in Bezug setzen zu den weiteren Lebensphasen der Fahrzeuge. Zentral ist zudem die Frage, welchen Einfluss die verschiedenen Antriebsformen, Fahrzeuggrößen und künftigen Veränderungen in den Energievorketten auf die Gesamtbilanz haben können. Mithilfe der in den vorhergehenden Kapiteln dargestellten Stoffstrommodelle und Daten können diese verschiedenen Perspektiven analysiert werden.

6.1.1 Analyse verschiedener Fahrzeugbauteile

Die einzelnen Bauteile der Fahrzeuge bestehen aus verschiedensten Werkstoffen mit entsprechend diversen Herstellungs- und Verarbeitungsprozessen. Folglich unterscheiden sie sich auch in den möglichen Umweltwirkungen. Und zwar nicht nur in der absoluten Höhe potenzieller Ressourcenverbräuche und Emissionen, sondern auch im anteiligen Beitrag zu einzelnen Wirkungskategorien. Zur näheren Untersuchung dieser Anteile wird zunächst die Herstellung eines PHEVs näher betrachtet. Aufgrund der hybriden Natur beinhaltet dieser Fahrzeugtyp sowohl Bauteile des elektrischen als auch des verbrennerischen Antriebsstrangs und eignet sich besonders für eine nähere Analyse.

Die Auswirkungen der Herstellung auf den Lebenszyklus werden im Folgenden für jede Komponentengruppe erörtert, d. h. für den Rest des Fahrzeugs (RoV), den elektrischen Antriebsstrang, den Verbrennungsmotor und das Lithium-Ionen-Batteriesystem.

Aus den Fahrzeugkonfiguration nach den Segmenten S, M und L lassen sich für die Komponentengruppen Antriebsstrang des Verbrennungsmotors (ICE-Antriebsstrang),

elektrischer Antriebsstrang, Li-Ionen-Batteriesystem und Li-Ionen-Batteriezellen die entsprechenden Mittelwerte ableiten (Abbildung 6-1).

Es ist ersichtlich, dass die einzelnen Bestandteile der Komponentengruppen des PHEV-Antriebsstrangs einen verschieden hohen Anteil an den einzelnen Wirkungskategorien haben können. In Fällen wie den Zellen der Li-Ionen-Batterien (hier: NMC 622) zeigt sich, dass die Herstellung derselbigen über alle Wirkungskategorien den weitaus höchsten Anteil an den potenziellen Umweltauswirkungen hat (Abbildung 6-1 unten links). Dagegen ergibt sich bei den Bestandteilen der Zelle selbst ein gemischtes Bild und die Umweltindikatoren korrelieren nicht immer positiv miteinander (Abbildung 6-1 unten rechts). Dies bedeutet, dass eine Verbesserung in einem Wirkungsbereich, wie z. B. der Verminderung der Treibhausgasemissionen, nicht zwangsläufig zu einer entscheidenden Verbesserung in einer anderen Wirkungskategorie wie bspw. der Humantoxizität (HTP) führt. Gleichzeitig legen die Ergebnisse nahe, dass sowohl die Anoden- als auch die Kathodenherstellung hinsichtlich Materialauswahl und Energiebedarf verbessert werden müssen, um die ökologischen Auswirkungen über alle Wirkungskategorien hinweg substanziell zu reduzieren. Analog dazu haben auch bei den Antriebssträngen verschiedene Bauteile jeweils den höchsten Anteil an einzelnen Wirkungskategorien (Abbildung 6-1 oben), was vor allem durch den unterschiedlichen Materialbedarf (Bauteilgewichte) zustande kommt.

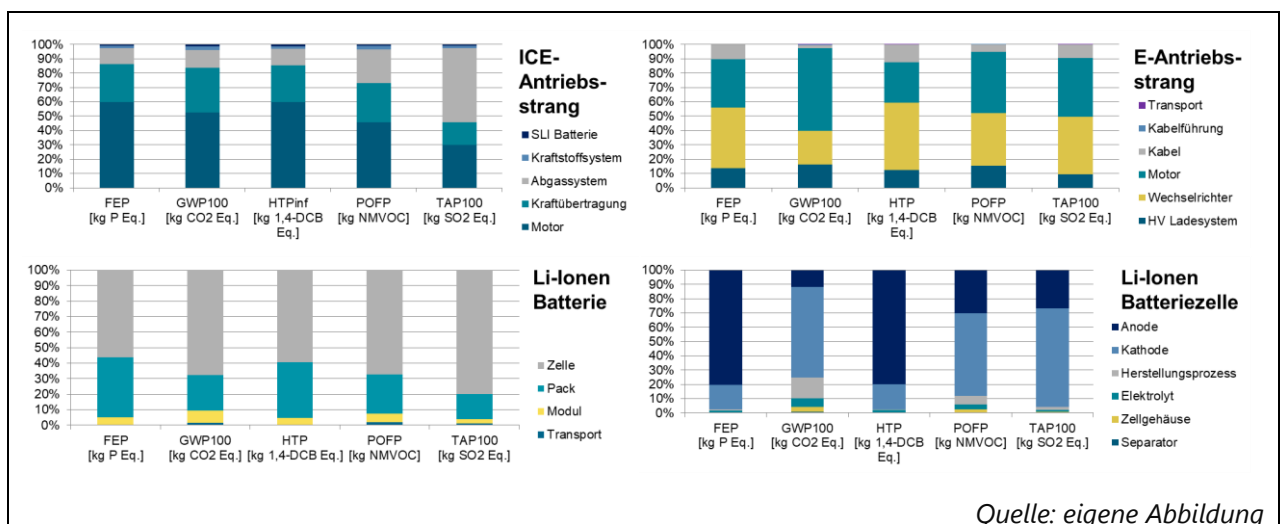


Abbildung 6-1: Anteile verschiedener Komponentengruppen des Antriebsstrangs eines M-PHEVs an ausgewählten Wirkungskategorien

Die Herstellung des ICE-Antriebsstrangs ist für einen Gesamtenergiebedarf von 39.708 MJ verantwortlich, der sich auf die Starterbatterie (SLI-Batterie) mit 293 MJ, das Kraftstoffsystem mit 1.576 MJ, das Abgassystem mit 4.609 MJ, das Getriebesystem mit 12.449 MJ und den Verbrennungsmotor mit 20.780 MJ aufteilen und zuordnen lässt (Tabelle 6-1).

Die Produktion des Verbrennungsmotors verursacht somit für 24,0 % (Segment S), 22,6 % (Segment M) bzw. 21,3 % (Segment L) des gesamten Energiebedarfs in dieser Lebensphase der Fahrzeuge.

Betrachtet man das GWP, so entfallen auf den Verbrennungsmotor 1.292 kg CO_{2eq}, das sind mehr als 52 % der durch den Verbrennungsmotor verursachten CO₂-Äquivalente. Hauptverursacher sind die Herstellungsprozesse des Zylinderkopfsystems mit 436 kg CO_{2eq}, des Kraftstoffeinspritzsystems mit 189 kg CO_{2eq}, des Kurbelwellensystems mit 152 kg CO₂-Äquivalenten, des Motorblocksystems mit 151 kg CO_{2eq}, des Kühlsystems mit 135 kg CO_{2eq} und des Turboladersystems mit 121 kg CO_{2eq}.

Beim Getriebe werden fast alle Treibhausgasemissionen (766 kg CO_{2eq}) bei der Herstellung des Steuergeräts und des Getriebes emittiert, mit 319 kg und 317 kg CO_{2eq}. Die Herstellung des Verbrennungsmotors verursacht für 28 % (Segment S), 26 % (Segment M) bzw. 24 % (Segment L) der gesamten CO_{2eq} während der Herstellung.

Tabelle 6-1: LCIA-Ergebnisse für den ICE-Antriebsstrang im M-Segment

	SLI-Batterie	Kraftstoffsystem	Auspuff	Übertragungssystem	ICE	Σ
FEP [kg P _{eq}]	0,04	0,1	0,6	1,4	3,2	5,4
GWP100 [kg CO _{2eq}]	29,0	70,4	298,0	765,5	1292,4	2455,5
HTPinf [kg 1,4-DCB _{eq}]	95,9	148,8	970,0	2136,7	4960,0	8311,3
POFP [kg NMVOC _{eq}]	0,1	0,3	2,4	2,9	4,7	10,4

Quelle: eigene Auswertung

Der gleiche Effekt ist beim Eutrophierungspotenzial von Süßwasser zu beobachten. Die Produktion des Verbrennungsmotors mit 3,2 kg P_{eq} und des Getriebesystems mit 1,4 kg P_{eq} sind wiederum die Hauptverursacher. Im Getriebesystem werden fast alle P_{eq} durch die Herstellung des Getriebesteuergeräts mit 1,1 kg P_{eq} verursacht. Bei den Verbrennungsmotoren sind die Hauptverursacher der Eutrophierung die Prozesse des Zylinderkopfsystems mit 1,0 kg P_{eq} , des Kraftstoffeinspritzsystems mit 0,8 kg P_{eq} , des Kühlsystems mit 0,6 kg P_{eq} und des Turboladersystems mit 0,4 kg P_{eq} . Auf den Verbrennungsmotor entfallen 33,8 % (Segment S), 30,6 % (Segment M) bzw. 28,1 % (Segment L) aller verursachten P_{eq} .

Mit 8492,3 kg 1,4-DCB_{eq} ist die Herstellung des ICE-Antriebsstrangs für 33,1 % (Segment S), 29,1 % (Segment M) bzw. 25,9 % (Segment L) des Humantoxizitätspotenzials verantwortlich und hat damit fast die gleichen Werte wie die Fahrzeugkarosserie. Die Hauptverursacher für die 4.960 kg 1,4-DCB_{eq} des Verbrennungsmotors sind das Zylinderkopfsystem, das Kraftstoffeinspritzsystem, das Kühlsystem und das Turboladersystem mit 1.425 kg, 1.324 kg, 907 kg bzw. 640 kg 1,4-DCB_{eq}.

Der größte Verursacher innerhalb der Emissionen des Getriebesystems von 2.137 kg 1,4-DCB_{eq} ist die Herstellung des Steuergeräts des Getriebes mit 1.738 kg 1,4-DCB_{eq}. Die größten Verursacher sind die gleichen wie bei den NMVOC-Emissionen. Die ICE-Bauteilgruppen Zylinderkopfsystem, Kraftstoffeinspritzsystem, Kühlsystem, Kurbelwellensystem und Turboladersystem verursachen für NMVOC-Emissionen von 1,4 kg, 0,8 kg, 0,6 kg, 0,5 kg und 0,5 kg.

Auf das Steuergerät und das Getriebe entfallen 1,4 kg bzw. 0,8 kg NMVOC, was mehr als 79 % der gesamten NMVOC-Emissionen des Getriebesystems ausmacht. Der gesamte ICE-Antriebsstrang ist für 23,9 % (Segment S), 22,0 % (Segment M) oder 20,3 % (Segment L) aller während der Herstellung emittierter NMVOC verantwortlich.

Bei Betrachtung der terrestrischen Versauerung wird ersichtlich, dass die SO_{2eq} -Emissionen des ICE-Antriebsstrangs mit 27,5 kg 32,5 % (Segment S), 28,0 % (Segment M) oder 24,5 % (Segment L) ausmachen. Im Gegensatz zu den vorherigen Wirkungskategorien ist der Verbrennungsmotor mit 8,3 kg SO_{2eq} nur der zweitgrößte

Verursacher. Der größte Emittent von $\text{SO}_{2\text{eq}}$ im Verbrennungsmotor ist die Herstellung des Abgassystems mit 14,3 kg, von denen fast 97 % auf das Katalysatorsystem entfallen.

Für die Herstellung und den Transport des elektrischen Antriebsstrangs werden 17.747,4 MJ Energie benötigt, was 10,7 % (Segment S), 10,1 % (Segment M) bzw. 9,5 % (Segment L) des gesamten Energiebedarfs für die Herstellung entspricht (Tabelle 15). Die Hauptverbraucher sind der Wechselrichter mit 7.723,4 MJ, der Fahrmotor mit 7.556 MJ und das HV-Ladesystem mit 2.046,8 MJ. Kabel, Kabelführungen und Transport machen nur 417,3 MJ aus.

Da die Herstellungsprozesse des Wechselrichters und des Traktionsmotors für die Hauptauswirkungen in allen betrachteten Wirkungskategorien verantwortlich sind, werden nur diese beiden Komponenten weiter analysiert.

Im Falle des Treibhauspotenzials (GWP) entfallen auf den elektrischen Antriebsstrang 8,2 % (Segment S), 7,7 % (Segment M) bzw. 7,2 % (Segment L) aller hergestellten $\text{CO}_{2\text{eq}}$. Davon entfallen auf den Fahrmotor 468,3 kg $\text{CO}_{2\text{eq}}$. Der hohe Anteil an eingesetzten Eisen- und Nichteisenmetallen verursacht eine Belastung von 207,9 kg $\text{CO}_{2\text{eq}}$. Die Materialverarbeitung und -herstellung ist für 185,3 kg $\text{CO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen verantwortlich, die hauptsächlich auf den Stromverbrauch zurückzuführen sind. Der in China hergestellte und nach Deutschland gelieferte Neodym-Magnet trägt mit 70,7 kg $\text{CO}_{2\text{eq}}$ nur etwa 15,1 % zum GWP bei.

Beim Wechselrichter können die Herstellung des Aluminiumgehäuses, aller anderer metallischer Teile und der elektronischen Komponenten als Hauptquellen für das GWP mit 75,6, 57,4 und 45,8 kg $\text{CO}_{2\text{eq}}$ identifiziert werden. Die verbleibenden Prozesse Energiemodulherstellung, technische Infrastruktur, Montage und die Aufbereitung von Kunststoffen und Elastomeren sind nur für 5,6 % des GWP verantwortlich.

Tabelle 6-2: LCIA-Ergebnisse für den elektrischen Antriebsstrang im M-Segment

	Transport	Kabel- führungen	Kabel	HV- Ladesystem	Wechsel- richter	Traktions- motor	Σ
FEP [kg P _{eq}]	0,001	0,001	0,3	0,4	1,1	0,9	2,6
GWP100 [kg CO _{2eq}]	0,9	2,8	18,3	131,5	189,3	468,3	811,1
HTPinf [kg 1,4-DCB _{eq}]	0,6	0,2	599,6	604,4	2284,4	1360,2	4849,4
POFP [kg NMVOC _{eq}]	0,001	0,01	0,2	0,6	1,5	1,8	4,2
TAP100 [kg SO _{2eq}]	0,01	0,01	1,1	1,1	4,6	4,7	11,4
CED [MJ]	13,6	47,1	356,2	2046,5	7722,3	7559,1	17744,8

Quelle: eigene Auswertung

18,9 % (Segment S), 16,6 % (Segment M) bzw. 14,8 % (Segment L) aller 1,4-DCB_{eq}-Emissionen während der Herstellung werden durch den elektrischen Antriebsstrang verursacht. Im Gegensatz zum GWP hat die Produktion eines Wechselrichters ein größeres Humantoxizitätspotenzial als der Traktionsmotor. Die insgesamt 2.284,4 kg 1,4-DCB_{eq} werden fast ausschließlich durch Kupfer-, Stahl- und Messingteile und deren Verarbeitung verursacht, was 1.991,6 kg 1,4-DCB_{eq} ausmacht. Der gleiche Effekt zeigt sich bei der Betrachtung des Traktionsmotors. Das Humantoxizitätspotenzial von Stahl-, Kupfer- und Aluminiumteilen summiert sich auf 1.159 kg 1,4-DCB_{eq}, das sind mehr als 85 % der gesamten 1.360,2 kg 1,4-DCB_{eq}.

Die photochemische Oxidationsmittelbildung von 1,8 kg NMVOC für den Traktionsmotor und 1,5 kg NMVOC für den Wechselrichter werden wiederum in erster Linie durch Stahl-, Kupfer- und Aluminiumteile in beiden Komponenten verursacht, mit 1,1 kg und 0,8 kg NMVOC für den Fahrmotor bzw. den Wechselrichter. Die gesamten NMVOC-Emissionen des elektrischen Antriebsstrangs machen 9,3 % (Segment S), 8,6 % (Segment M) bzw. 7,9 % (Segment L) der NMVOC-Emissionen der Herstellung aus.

Betrachtet man das terrestrische Versauerungspotenzial, so gibt es nahezu keinen Unterschied zwischen den Gesamtauswirkungen des Traktionsmotors und des Wechselrichters. Hauptverursacher für beide sind wiederum alle metallischen Komponenten, aber erwähnenswert ist der höhere Einfluss der Herstellungsprozesse des

Traktionsmotors mit 1,5 kg SO_{2eq} im Vergleich zu den Herstellungsprozessen der Leistungsmodule mit 0,1 kg SO_{2eq}. 13,2 % (Segment S), 11,4 % (Segment M) oder 10,0 % (Segment L) aller SO_{2eq} während der Herstellung werden durch den elektrischen Antriebsstrang verursacht.

Auf den elektrischen Antriebsstrang entfallen 15,5 % (Segment S), 14,0 % (Segment M) bzw. 12,8 % (Segment L) aller bei der Herstellung emittierter P_{eq}. Der Wechselrichter ist für 1,1 kg P_{eq} verantwortlich, fast ausschließlich verursacht durch Kupfer-, Stahl- und Messingteile und deren Verarbeitung mit insgesamt 0,9 kg P_{eq}. Beim Traktionsmotor entfallen auf Stahl-, Kupfer- und Aluminiumteile 0,6 kg und auf die Herstellung selbst 0,3 kg P_{eq}.

Je nach Batteriegröße beträgt der kumulierte Energiebedarf des Lithium-Ionen-Batteriesystems 10.264,5 MJ (Batterie S), 20.529,0 MJ (Batterie M) bzw. 30.793,6 MJ (Batterie L), was 6,2 %, 11,7 % bzw. 16,6 % des gesamten Herstellungsenergiebedarfs darstellt. Die Ergebnisse in den folgenden Abschnitten, die nicht durch eine Angabe zur Batteriegröße ergänzt werden, werden für eine Batteriegröße mit 8,7 kWh dargestellt (Tabelle 6-3).

Tabelle 6-3: LCIA-Ergebnisse für das LIB-System							
	Transport	Verbinder	Kabel	Schutz	Kühlung	LIB	Σ
FEP [kg P _{eq}]	0,001	0,0001	0,01	0,01	0,03	3,4	3,4
GWP100 [kg CO _{2eq}]	0,4	1,8	0,6	6,8	37,2	1331,0	1377,7
HTPinf [kg 1,4-DCB _{eq}]	0,3	2,0	19,9	8,6	33,2	7059,8	7123,7
POFP [kg NMVOC _{eq}]	0,0001	0,01	0,01	0,03	0,1	8,0	8,2
TAP100 [kg SO _{2eq}]	0,0001	0,01	0,04	0,03	0,2	27,9	28,2
CED [MJ]	6,0	35,1	11,8	102,5	692,7	19680,9	20529,0

Quelle: eigene Auswertung

Mit 19681 MJ können über 95 % des Energiebedarfs der LIB zugeordnet werden, gefolgt vom HV-Kühlsystem mit 693 MJ, dem Batterieschutz mit 103 MJ, Halterungen mit 35 MJ, Kabeln mit 12 MJ und dem Transport in Deutschland mit 6 MJ. Der Energiebedarf der LIB

lässt sich unterteilen in Zellherstellung mit 13.476 MJ, Packherstellung und -montage mit 4.692 MJ, Modulherstellung und -montage mit 1.170,1 MJ und Transport von China nach Deutschland mit 342 MJ.

Die Herstellung der Lithium-Ionen-Batterie ist für 7,0 % (Batterie S), 13,0 % (Batterie M) bzw. 18,3 % (Batterie L) der gesamten CO_{2eq} der Herstellung verantwortlich. Betrachtet man die Eutrophierung von Süßwasser, so werden 10,2 % (Batterie S), 18,5 % (Batterie M) oder 25,5 % (Batterie L) durch das LIB-System verursacht. 13,9 % (Batterie S), 24,9 % (Batterie M) bzw. 32,6 % (Batterie L) aller 1,4-DCB_{eq} während der Herstellung werden durch das LIB-System verursacht. Darüber hinaus ist es für 9,0 % (Batterie S), 16,5 % (Batterie M) oder 22,9 % (Batterie L) aller NMVOC verantwortlich. Schließlich ist das LIB-System für 16,4 % (Batterie S), 28,2 % (Batterie M) bzw. 37,0 % (Batterie L) der bei der Herstellung emittierten SO_{2eq} verantwortlich.

Tabelle 6-4: Korrelationskoeffizient der Partikelanzahl mit anderen Parametern

	Transport	Modul	Pack	Zelle	Σ
FEP [kg P _{eq}]	0,001	0,2	1,3	1,9	3,4
GWP100 [kg CO _{2eq}]	21,9	103,5	306,0	899,6	1331,0
HTPinf [kg 1,4-DCB _{eq}]	4,9	327,8	2539,9	4187,1	7059,8
POFP [kg NMVOC _{eq}]	0,2	0,4	2,0	5,4	8,0
TAP100 [kg SO _{2eq}]	0,3	0,8	4,5	22,4	27,9
CED [MJ]	342,2	1170,1	4692,2	13476,4	19680,9

Quelle: eigene Auswertung

Da die Batteriezelle und der Batteriepack in allen betrachteten Wirkungskategorien den größten Beitrag leisten, werden sie als einzige Komponenten an dieser Stelle näher analysiert (Tabelle 6-5). Der Hauptverursacher des Treibhauspotenzials von 899,6 kg CO_{2eq} der Batteriezelle ist die energieintensive Kathodenherstellung mit 569,4 kg CO_{2eq}. Beim Batteriepack kommt der relevanteste Beitrag vom Batteriemanagementsystem mit 244,8 kg CO_{2eq}.

Tabelle 6-5: LCIA-Ergebnisse in kg für die Lithium-Ionen-Batteriezelle

	Abscheider	Zellgehäuse	Elektrolyt	Herstellungsprozess	Kathode	Anode	Σ
FEP [kg P _{eq}]	0,001	0,01	0,02	0,02	0,3	1,5	1,9
GWP100 [kg CO _{2eq}]	7,7	32,4	53,5	131,5	569,4	105,0	899,6
HTPinf [kg 1,4-DCB _{eq}]	2,3	10,1	72,2	22,1	727,1	3353,5	4187,1
POFP [kg NMVOC _{eq}]	0,03	0,1	0,2	0,3	3,1	1,6	5,4
TAP100 [kg SO _{2eq}]	0,03	0,2	0,3	0,5	15,5	6,0	22,4

Quelle: eigene Auswertung

Bei der terrestrischen Versauerung sind die Hauptverursacher von SO_{2eq} in der Zelle die Herstellung der Kathode mit 15,5 kg und der Anode mit 6,0 kg. Im Batteriepack entfallen 2,3 kg und 2,0 kg SO_{2eq} auf die Anschlüsse der Batteriepacks und das Batteriemanagementsystem.

Das Süßwasser-Eutrophierungspotenzial der Zelle von 1,9 kg P_{eq} wird maßgeblich durch die Anode mit 1,5 kg verursacht. Die 1,3 SO_{2eq}, die bei der Herstellung des Batteriepacks emittiert werden, werden fast ausschließlich durch das Batteriemanagementsystem und die Anschlüsse der Batteriepacks mit 0,7 kg und 0,6 kg SO_{2eq} erzeugt.

Wenn man die Bildung von 5,4 kg NMVOC durch photochemische Oxidationsmittel berücksichtigt, sind die Kathoden- und Anodenherstellung wiederum die Hauptemittenten bei der Zellherstellung. Im Batteriepack emittieren die Haupttreiber Batteriemanagementsystem und die Anschlüsse der Batteriepacks 1,4 kg bzw. 0,5 kg NMVOC.

Das Humantoxizitätspotenzial der Zelle wird hauptsächlich durch die Anode mit 3.353,5 kg 1,4-DCB_{eq} verursacht. Die Emissionen der anderen Zellkomponenten sind vergleichsweise gering. Das Humantoxizitätspotenzial des Batteriepacks wird wiederum fast ausschließlich durch die Batteriepole mit 1.333,7 kg 1,4-DCB_{eq} und das Batteriemanagementsystem mit 1.175,7 kg 1,4-DCB_{eq} verursacht.

Auf die Herstellung der sonstigen Bauteile entfällt ein Energiebedarf von 97.821 MJ, was je nach Batteriegröße 59,1 % (Segment S), 55,6 % (Segment M) oder 52,6 % (Segment L) des gesamten Herstellungsenergiebedarfs ausmacht. Dieser Energiebedarf wird fast ausschließlich durch den Herstellungsprozess der Karosserie mit 92.950 MJ verursacht. Im Vergleich dazu sind Flüssigkeiten, Halterungen und die Endmontage des Fahrzeugs mit 1.451, 1.496 bzw. 1.923 MJ nur ein Bruchteil davon (Tabelle 6-6). Da die Produktion von Karosserie auf vielen Input-Prozessen beruht, werden im Folgenden nur die Hauptemittenten für die entsprechende Wirkungskategorie genannt.

Auf die Herstellung der Karosserie entfallen 5.453,4 kg CO_{2eq} und damit 55,0 % (Segment S), 51,4 % (Segment M) bzw. 48,3 % (Segment L) der gesamten CO_{2eq}. Die Haupttreiber sind der Stromverbrauch mit 1.168 kg CO_{2eq}, die energieintensive Herstellung von unlegiertem Stahl mit 886,5 kg CO_{2eq}, Emissionen durch den hohen Anteil an niedrig legiertem Stahl mit 743,7 kg CO_{2eq} und elektrische Komponenten in Form von Leiterplatten mit 516,1 kg CO_{2eq}.

Das Süßwasser-Eutrophierungspotenzial von 6,6 kg P_{eq} kann auf drei Hauptquellen zurückgeführt werden, nämlich die Herstellung der elektronischen Bauteile, die Bereitstellung des Stroms für die Verarbeitung und den niedrig legierten Stahl, die 2,1, 1,8 bzw. 0,8 kg P_{eq} verursachen. Kumuliert sind sie für über 70 % des Eutrophierungspotenzials verantwortlich. Die Karosserie ist für 39,3 % (Segment S), 35,7 % (Segment M) bzw. 32,66 % (Segment L) aller produzierten P_{eq} verantwortlich.

Tabelle 6-6: LCIA-Ergebnisse für die Komponentengruppen der sonstigen Fahrzeugbauteile

	Strukturbauteile	Halterungen	Montage	Flüssigkeiten	Σ
FEP [kg P _{eq}]	6,6	0,1	0,1	0,01	6,8
GWP100 [kg CO _{2eq}]	5453,4	90,3	110,7	35,8	5690,2
HTPinf [kg 1,4-DCB _{eq}]	8561,8	103,3	77,4	15,9	8758,4
POFP [kg NMVOC]	25,2	0,4	0,1	0,3	26,1
TAP100 [kg SO _{2eq}]	31,4	0,4	0,7	0,2	32,6
CED [MJ]	92950,7	1495,6	1923,2	1451,1	97820,6

Quelle: eigene Auswertung

Aufgrund der hohen 1,4-DCB_{eq}-Emissionen von Kupfer werden 3.401,6 kg 1,4-DCB_{eq} durch elektronische Komponenten verursacht, gefolgt von 1.527,2 kg, die durch den Einsatz von reinem Kupfer emittiert werden. Je nach Batteriegröße entfallen 33,4 % (Segment S), 29,3 % (Segment M) oder 26,1 % (Segment L) aller 1,4-DCB_{eq} bei der Herstellung auf die sonstigen Fahrzeugbauteile.

Die 25,2 kg NMVOC lassen sich einer größeren Anzahl von Prozessen zuordnen, da fast jeder Prozess eine relevante Menge beiträgt. Die drei Prozesse mit den größten NMVOC-Emissionen sind jedoch die Herstellung von unlegiertem Stahl mit 4,8 kg NMVOC, die Karosserieherstellung selbst mit 4,5 kg NMVOC und niedrig legierter Stahl mit 3,9 kg NMVOC. 55,9 % (Segment S), 51,2 % (Segment M) bzw. 47,3 % (Segment L) aller NMVOC-Emissionen aus der Herstellung werden bei der Produktion von Fahrzeugbauteilen emittiert.

Das terrestrische Versauerungspotenzial von 31,3 kg SO_{2eq} wird vor allem durch die eingesetzte Elektrizität mit 9,8 kg SO_{2eq} beeinflusst, gefolgt von unlegiertem und niedrig legiertem Stahl mit 3,4 kg SO_{2eq} pro Stück. Die Produktion der Karosserie und des Restfahrzeugs macht nur 36,4 % (Segment S), 31,3 % (Segment M) bzw. 27,4 % (Segment L) der gesamten SO_{2eq}-Emissionen aus.

Die Auswirkungen der Herstellung auf den Lebenszyklus werden im Folgenden für jede Komponentengruppe erörtert, d. h. für den Rest des Fahrzeugs (RoV), den elektrischen Antriebsstrang, den Verbrennungsmotor und das Lithium-Ionen-Batteriesystem. Die Fahrzeugherstellung lässt sich anhand der Komponentengruppen und ihrer Anteile an den Herstellungsauswirkungen für jede Fahrzeugkonfiguration (S, M, L) zusammen mit dem entsprechenden Mittelwert in kg für verschiedene Wirkungskategorien darstellen (Abbildung 6-2).

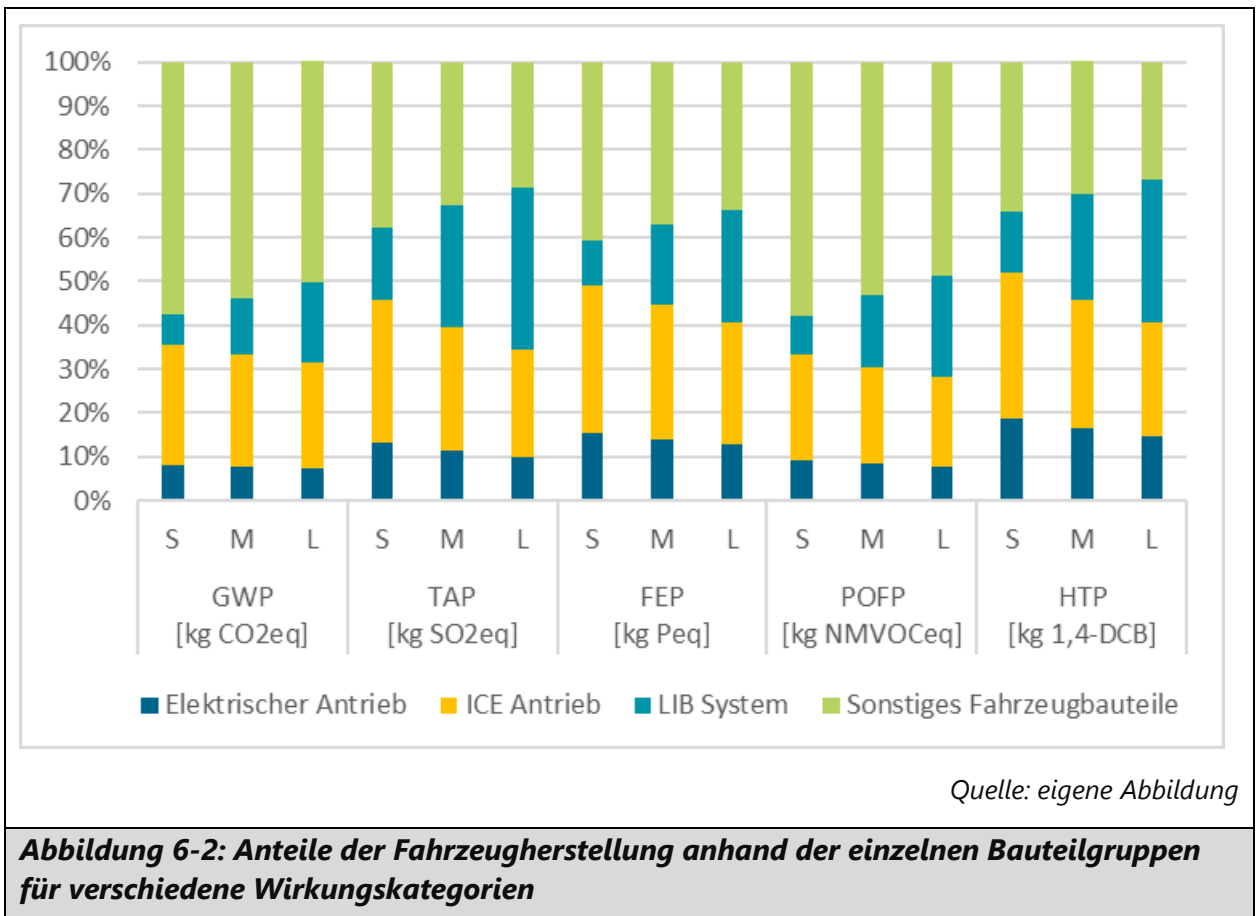


Abbildung 6-2: Anteile der Fahrzeugherstellung anhand der einzelnen Bauteilgruppen für verschiedene Wirkungskategorien

6.1.2 Analyse des Treibhausgas- und Versauerungspotenzials für den gesamten Lebensweg

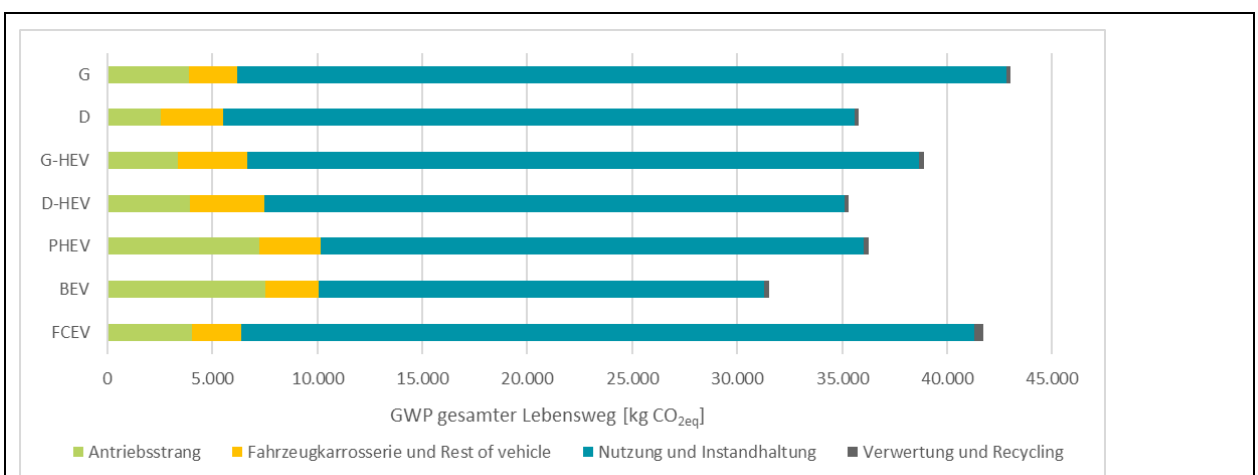
Eine Ausdehnung des Betrachtungshorizonts auf den gesamten Lebensweg lässt Rückschlüsse auf die Gewichtung einzelner Lebensphasen und auf die unterschiedlichen Wirkpotenziale dieser Phasen zu. Im Fokus der folgenden Analyse stehen dabei die potenziellen Wirkungen auf das Treibhaus- und Versauerungspotenzial (GWP bzw. TAP), da diese Kategorien als Testparameter für die weitere Verarbeitung im VECTOR21-Modell dienen.

Vergleich verschiedener Antriebsarten

Bei einem Vergleich der einzelnen Antriebstypen zeigt sich, dass einzelne Lebensphasen unterschiedlich stark zu GWP und TAP beitragen. Die Gesamtemissionen an Treibhausgasen über den Lebensweg summieren sich dabei auf bis zu ca. 43 t CO₂eq im Fall eines G-Fahrzeugs (Abbildung 6-3). Im Vergleich hierzu fallen bei einem BEV über den Lebensweg mit 32 t CO₂eq etwa 27 % weniger Treibhausgasemissionen an. Bezogen

auf die Emissionen pro km entspricht dies unter Einbeziehung aller Lebensphasen 215 g CO_{2eq}/km bei den G-Fahrzeugen und 158 g CO_{2eq}/km bei den BEV. Zu beachten ist hier, dass es sich um durchschnittliche Werte gemäß der Fahrzeuganalyse in dieser Arbeit handelt (vgl. Kapitel 4) und die Werte einzelner Fahrzeugmodelle z. B. aufgrund ihrer Batteriegröße deutlich davon abweichen können. Wesentlichen Einfluss auf die Gesamtemissionen haben die Emissionen der Batterieherstellung (vgl. Kapitel 6.1.1). So erhöht diese die Emissionen des Antriebsstrangs eines BEVs bei den hier zugrunde gelegten Fahrzeugkonfigurationen um etwa 47 % gegenüber dem Antriebsstrang eines Benzinfahrzeugs und um 76 % gegenüber einem Dieselfahrzeug.

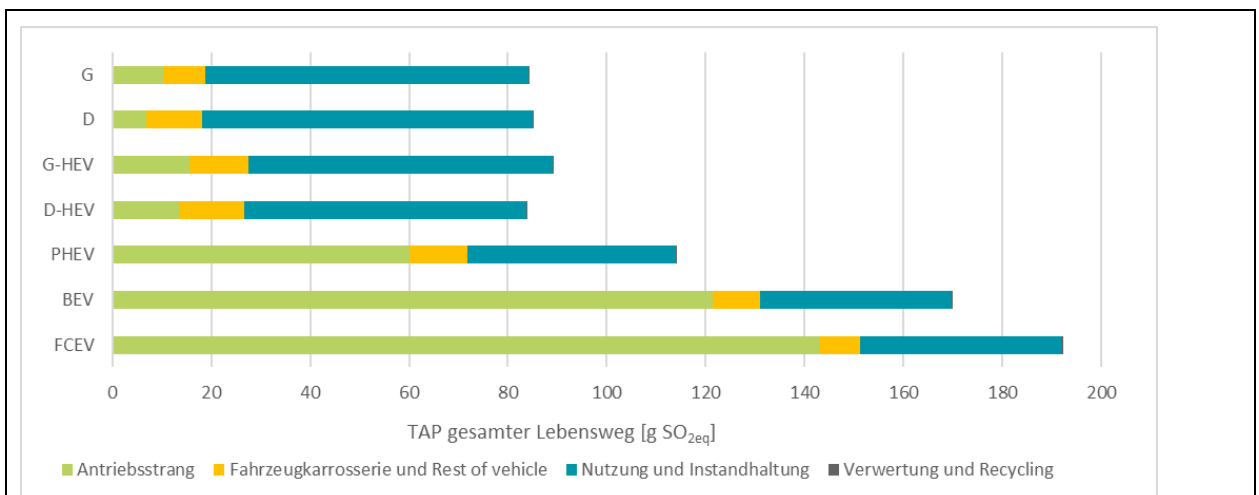
Bei allen Antriebsstrangvarianten trägt die Nutzungsphase unter Annahme einer Gesamtlauflistung von 200.000 km den größten Betrag am GWP. Unter Berücksichtigung der ermittelten Energieverbräuche und der entsprechenden Vorketten für die Kraftstoff- und Stromerzeugung sowie der Aufwendungen für Infrastruktur und Instandhaltung trägt die Nutzungsphase zwischen 67 % (BEV) und 85 % (G) der gesamten Treibhausgasemissionen bei. Auffallend ist dabei der hohe Beitrag der Nutzungsphase der FCEVs, der in absoluten Zahlen ca. 35 t CO_{2eq} beträgt. Da im Referenzjahr 2015 die Wasserstoffproduktion durch die erdgasbasierte Dampfreformierung erfolgt, ist dieser Prozess mit entsprechend hohen Treibhausgasemissionen verknüpft. Dagegen liegen die G-HEVs und D-HEVs bezüglich der Gesamtemissionen zwischen den Emissionen des BEVs und G-Fahrzeuge und in einer ähnlicher Größenordnung wie die PHEVs.



Quelle: eigene Abbildung

Abbildung 6-3: GWP über den Lebensweg verschiedener Antriebsarten des M-Segments für das Jahr 2015

Ein etwas anderes Bild ergibt sich bei der Betrachtung des Versauerungspotenzials (Abbildung 6-4). Die Herstellung der LIB und der Brennstoffzelle tragen einen erheblichen Teil zu den $\text{SO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen des Gesamtlebenszyklus bei. Der Unterschied zwischen den konventionellen Verbrennern G und D und den BEVs stellt ungefähr eine Verdopplung der Gesamtemissionen von 84 bzw. 85 $\text{kg SO}_{2\text{eq}}$ auf 170 $\text{kg SO}_{2\text{eq}}$ dar. Bezüglich der Fahrzeugherstellung betragen die $\text{SO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen des G-Fahrzeugs 14 % des BEV und 12 % des FCEV. Eine Hauptursache stellen hierbei die Abbauprozesse der für die Herstellung der LIB und Brennstoffzelle benötigten Rohstoffe dar. Im Falle der LIB ist insbesondere die Lithiumgewinnung zu nennen. Das für die Brennstoffzellen benötigte Platin trägt ebenso ein hohes Versauerungspotenzial in sich und trägt dementsprechend zu den hohen $\text{SO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen des FCEV-Antriebsstrangs bei. In der Nutzungsphase wiederum tragen die Emissionen der Gewinnung und Verarbeitung von Rohöl zu Benzin- und Dieselmotoren zum höheren Versauerungspotenzial der konventionellen Fahrzeuge bei. Diese können jedoch die hohen SO_2 -Emissionen der Herstellung von LIB und Brennstoffzelle nicht kompensieren.

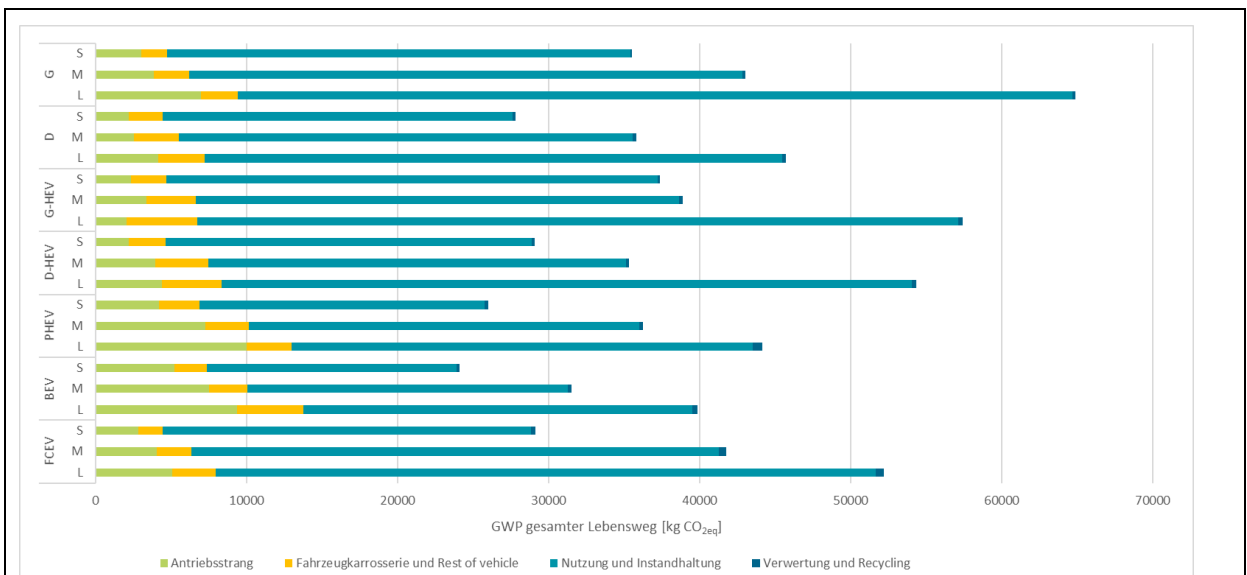


Quelle: eigene Abbildung

Abbildung 6-4: TAP über den Lebensweg verschiedener Antriebsarten des M-Segments für das Jahr 2015

Analyse anhand der Fahrzeuggrößen

Die verschiedenen Fahrzeugsegmente haben aufgrund der Gewichtsverteilung und der damit verbundenen Energiebedarfe bei der Fahrzeugnutzung einen entsprechenden Einfluss auf die potenziellen Umweltwirkungen. Aufgrund der Fahrzeugcharakteristika bezüglich Materialzusammensetzung und Aufbau des Antriebsstrangs verhalten sich die verschiedenen Umweltwirkungskategorien ähnlich. Im Falle des GWP weichen die S-Segment-Fahrzeuge zwischen 18 % (G-Fahrzeuge) und 29 % (PHEV) im Vergleich zu den M-Segment-Fahrzeugen ab (Abbildung 6-5). Bei den L-Segment-Fahrzeugen ist die Abweichung zum M-Segment etwas größer mit 26 % (BEV) bis zu 50 % (G-Fahrzeuge). Die größte Spanne zwischen den Fahrzeuggrößen besteht mit 35,5 t CO_{2eq} (S-Segment) und 64,9 t CO_{2eq} (L-Segment) bei den Benzinfahrzeugen berechnet auf den gesamten Lebensweg mit 200.000 km Fahrleistung. Dagegen ist der Unterschied bei den BEV-Fahrzeugen über den gesamten Lebensweg relativ am geringsten mit 24,1 t CO_{2eq} gegenüber 39,8 t CO_{2eq}.



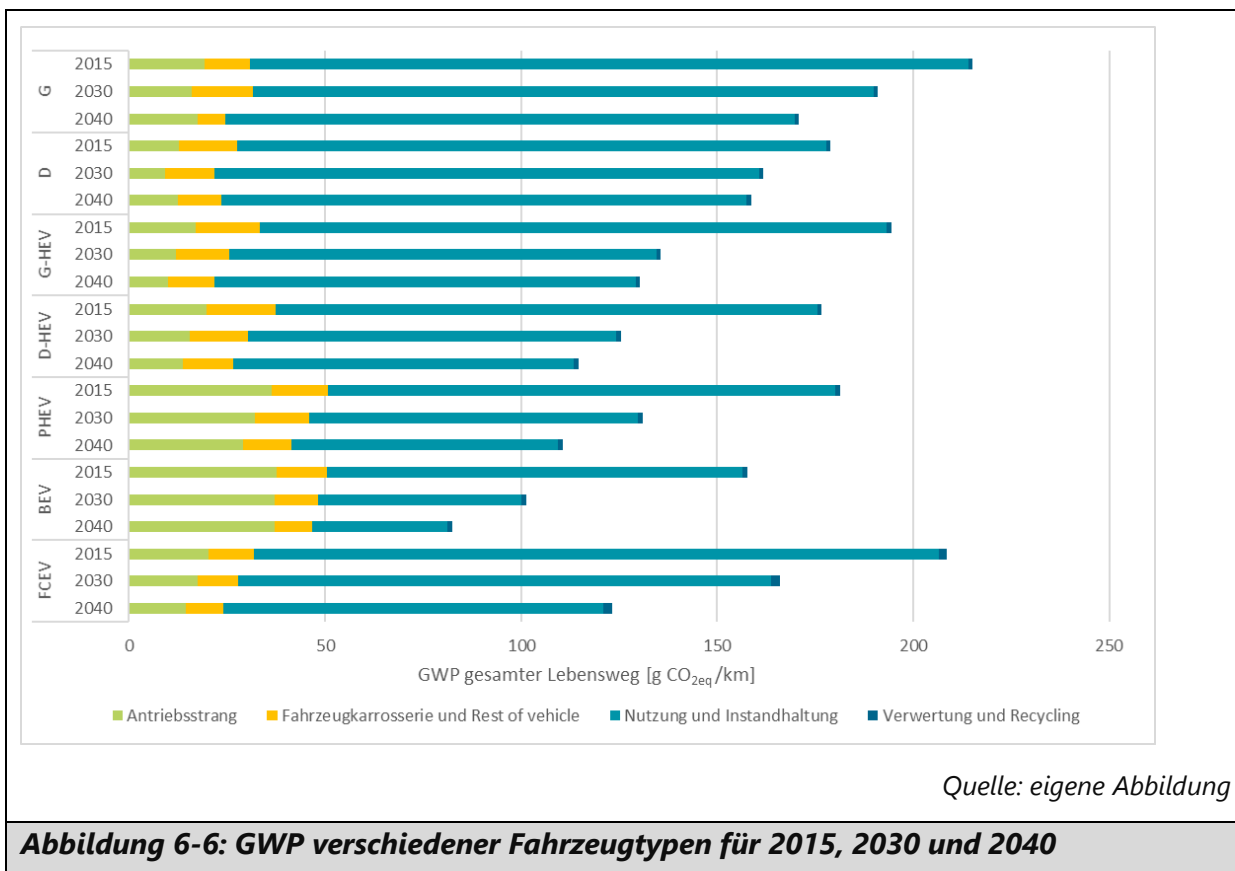
Quelle: eigene Abbildung

Abbildung 6-5: GWP über den Lebensweg verschiedener Antriebsarten des M-Segments für das Jahr 2015

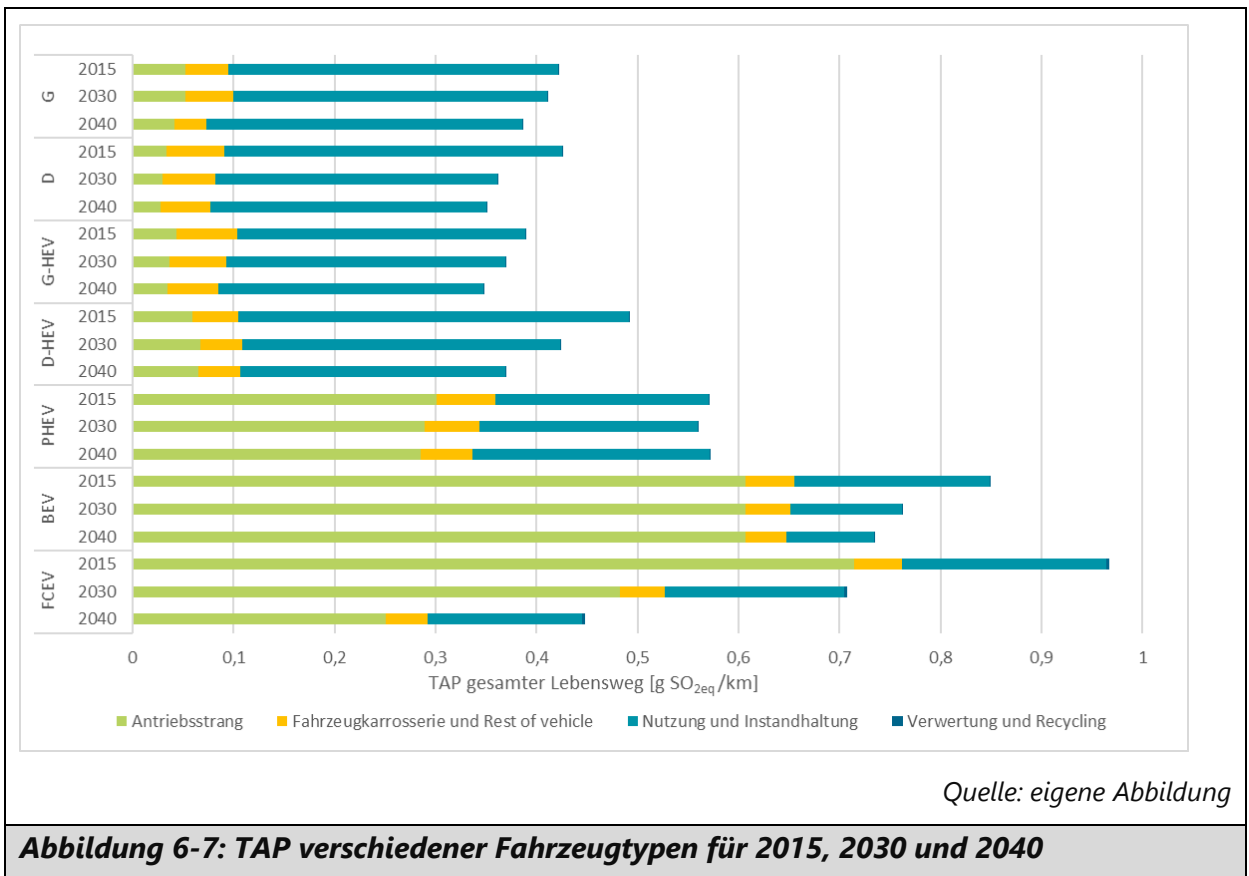
Analyse anhand der zeitlichen Entwicklung bis 2040

Für den Ausblick auf die zukünftige Entwicklung der Emissionen aus dem Lebensweg der Fahrzeuge sind in den Stoffstrommodellen Anpassungen in den Energievorketten für die Verarbeitungsprozesse der metallischen Werkstoffe erfolgt. Auch die Kraftstoff- bzw. Stromvorketten für den Betrieb der Fahrzeuge sind hiervon betroffen. Neben einem höheren Anteil an erneuerbarem Strom für den Betrieb der BEVs betrifft dies auch einen steigenden Anteil an grünem Wasserstoff für die FCEVs. Weiterhin wurden Effizienzsteigerungen bei den Fahrzeugen berücksichtigt.

Bei den konventionellen Fahrzeugen beträgt der Rückgang der Emissionen über den gesamten Lebensweg 8,9 t CO_{2eq} (G) bzw. 4,1 t CO_{2eq} (D) bis 2040 (Abbildung 6-6). Der größte Anteil dieser Reduktion stammt aus der Nutzungsphase und der Effizienzsteigerung der Fahrzeuge (7,6 t CO_{2eq}). Grundsätzlich können diese Effizienzsteigerungen jedoch die hohen Emissionen der Nutzungsphase nur mindern. Aufgrund der Verbrennung der Kraftstoffe lassen sich CO₂-Emissionen nur verringern, nicht vermeiden. Relativ gesehen vermindern sich auch die Emissionen der Fahrzeugherstellung in ähnlicher Höhe von ca. 21 %. Ein anderes Bild ergibt sich bei den BEVs, bei denen sich die Gesamtemissionen zwischen 2015 und 2040 um 48 % reduzieren. Einen erheblichen Anteil hat daran die Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energien im Strommix, die zu einer Minderung von 68 % der Treibhausgasemissionen in der Nutzungsphase führt. Demgegenüber stehen vergleichsweise geringe Einsparungen von 8 % bei der Fahrzeugherstellung, die sich aus den energieintensiven Prozessen außerhalb Deutschlands ergeben.



Dieses Prinzip überträgt sich gleichermaßen auf das Versauerungspotenzial (Abbildung 6-7). Der große Einfluss der Kraftstoffherstellung führt zu kaum zurückgehenden $\text{SO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen bei den konventionellen Fahrzeugen. Der veränderte Strommix macht sich in erster Linie in einer deutlichen Reduzierung des Versauerungspotenzials um 45 % in der Nutzungsphase der BEV bemerkbar. Demgegenüber stehen die Emissionen der Herstellungsphase, die sich mit der zugrundeliegenden Fahrzeugkonfiguration kaum reduzieren. Anders sieht dies bei den FCEVs aus. Hier ist zu erwarten, dass aufgrund des sich vermindernenden Platingehalts der Brennstoffzellen eine Verminderung von 70 % der $\text{SO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen stattfindet. Durch das hohe Versauerungspotenzial der SMR-Wasserstoffherstellung fällt das Einsparpotenzial mit 24 % deutlich geringer aus.

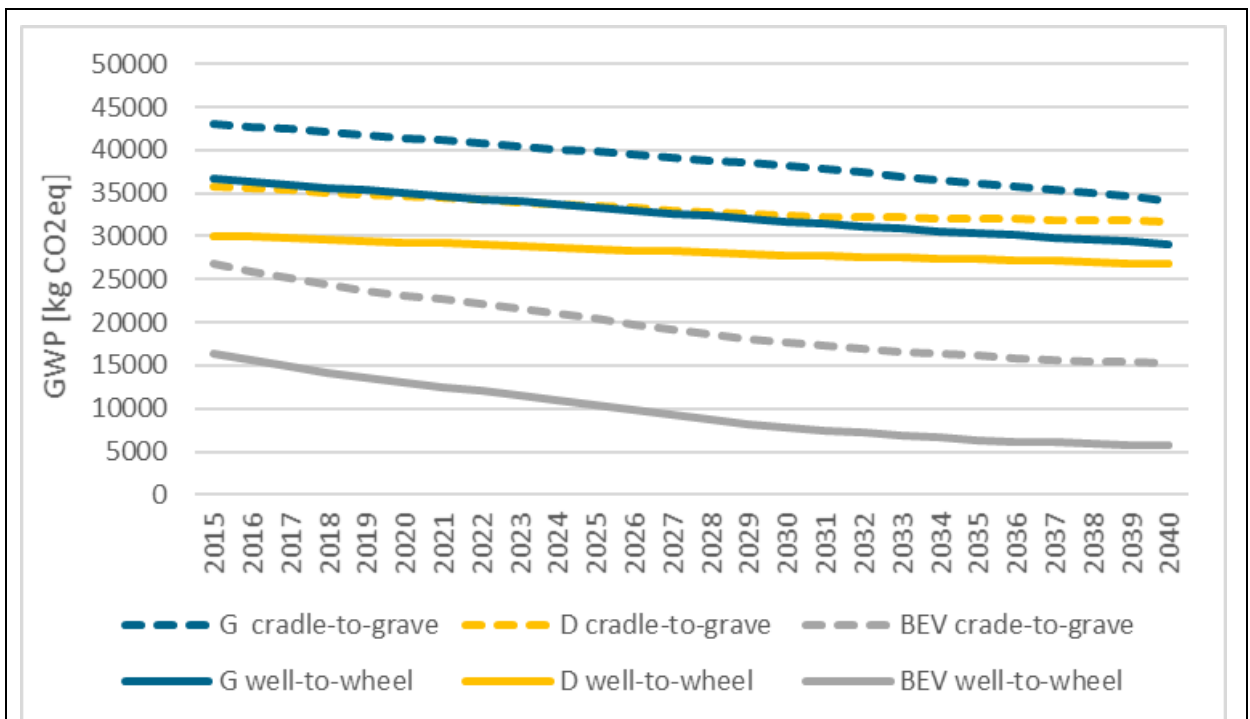


Die Emissionen, die bei der Nutzung von Fahrzeugen entstehen, bleiben über deren gesamte Lebensdauer nicht konstant. Bei Fahrzeugen mit Verbrennungsmotor führen Effizienzsteigerungen bei Neufahrzeugen im Laufe der Zeit zu einer Abnahme der Emissionen. Dies ist jedoch nicht der Fall bei Fahrzeugen, die bereits in Betrieb sind, da bei den Kraftstoffvorketten keine Effizienzsteigerung erzielt werden kann. Eine potenzielle Lösung für dieses Problem könnte der Einsatz von biobasierten oder synthetischen Kraftstoffen sein. Allerdings ist deren Verfügbarkeit für den Pkw-Sektor derzeit nicht absehbar.

Anders verhält es sich bei batterieelektrischen Fahrzeugen. Ihre CO₂-Emissionen nehmen mit dem sich verändernden Strommix auch bei den Bestandsfahrzeugen ab. Dies wird in den Abbildungen 6.8 und 6.9 deutlich dargestellt. Die Abnahme der Emissionen durch diesen Effekt ist stärker als bei Fahrzeugen mit Verbrennungsmotor.

Wenn man die Emissionen des gesamten Lebenswegs eines Fahrzeugs von der Herstellung bis zur Entsorgung (engl. „cradle-to-grave“) betrachtet, werden diese im Falle

des Global Warming Potential (GWP) hauptsächlich von den Emissionen während der Nutzung dominiert. Dies unterstreicht die Notwendigkeit, sowohl bei der Herstellung als auch bei der Nutzung von Fahrzeugen auf effiziente und emissionsarme Technologien zu setzen.



Quelle: eigene Abbildung

Abbildung 6-8: Entwicklung der Treibhausgasemissionen von konventionellen Pkws (G und D) und BEVs über eine Lebensdauer von 15 Jahren und einer Fahrleistung von 200.000 km

Bei den Schadstoffemissionen und dem Wirkungsindikator TAP lässt sich hingegen eine andere Tendenz ablesen (Abbildung 6-9). Bei der Analyse der Nutzungsemissionen erweisen sich BEVs und PHEVs als klar besser. Es zeigt sich, dass die Emissionen während der Nutzungsphase des Fahrzeugs bei BEVs deutlich geringer sind als bei herkömmlichen Verbrennungsfahrzeugen.

Wenn jedoch die Emissionen, die während der Herstellung des Fahrzeugs entstehen, berücksichtigt werden, ändert sich das Bild. Die Emissionen des BEV sind in dieser Phase am höchsten und nehmen auch kaum ab. Dies liegt an der energieintensiven Produktion der Batterien, die in BEVs verwendet werden. Die Herstellung von Lithium-Ionen-

Batterien (LIB), die in den meisten BEVs verwendet werden, erfordert eine erhebliche Menge an Energie und Ressourcen, was zu hohen Emissionen führt.

Eine mögliche Lösung für dieses Problem könnte ein Umstieg auf eine andere Batterietechnologie sein, die weniger energieintensiv in der Herstellung ist. Alternativ könnten Änderungen in der Herstellung von LIBs vorgenommen werden, um die Emissionen zu reduzieren. Dies könnte durch die Verbesserung der Effizienz der Produktionsprozesse oder durch die Verwendung von erneuerbaren Energien in der Produktion erreicht werden. Es ist klar, dass, obwohl BEVs in Bezug auf die Nutzungsemissionen Vorteile bieten, noch Arbeit in Bezug auf die Reduzierung der Emissionen während der Fahrzeugherstellung benötigt wird.

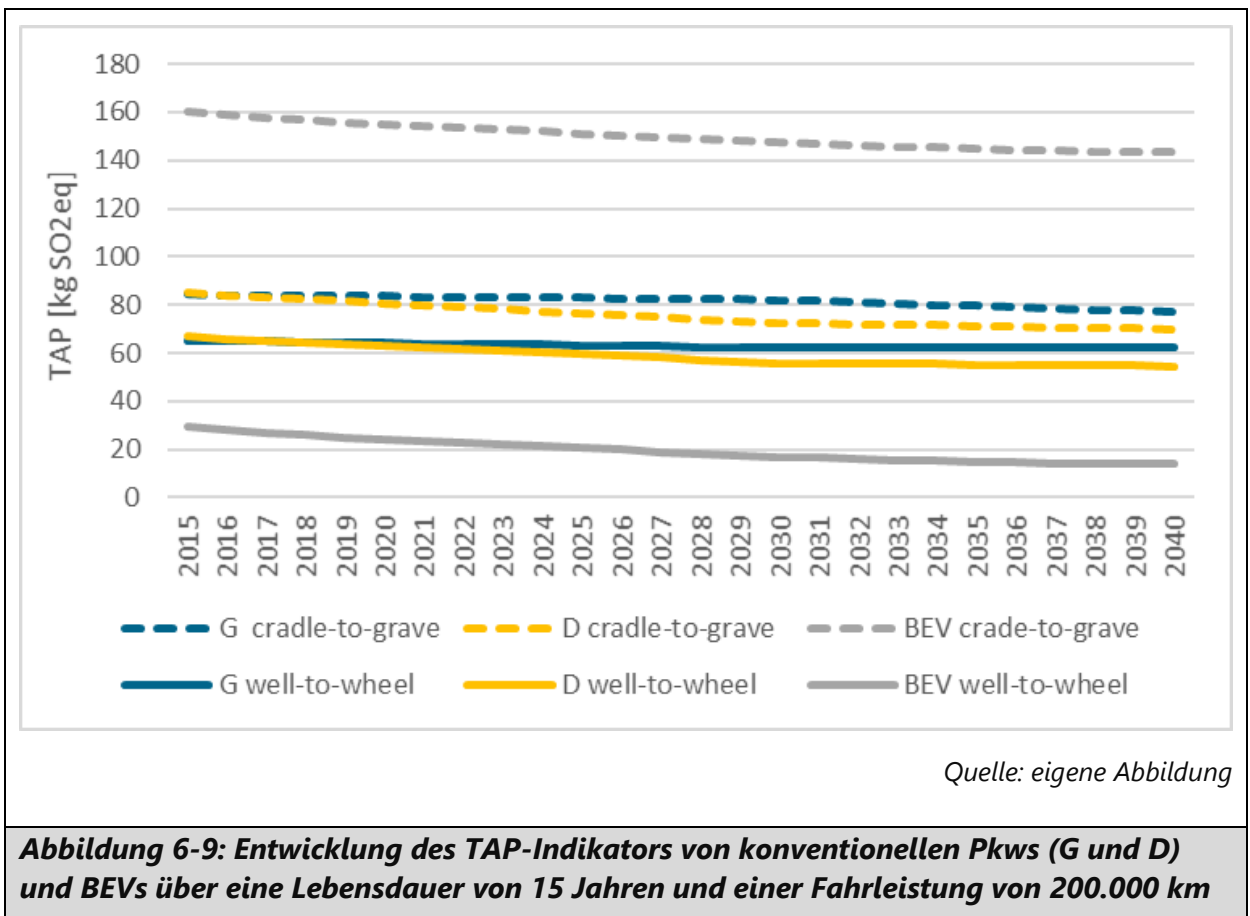


Abbildung 6-9: Entwicklung des TAP-Indikators von konventionellen Pkws (G und D) und BEVs über eine Lebensdauer von 15 Jahren und einer Fahrleistung von 200.000 km

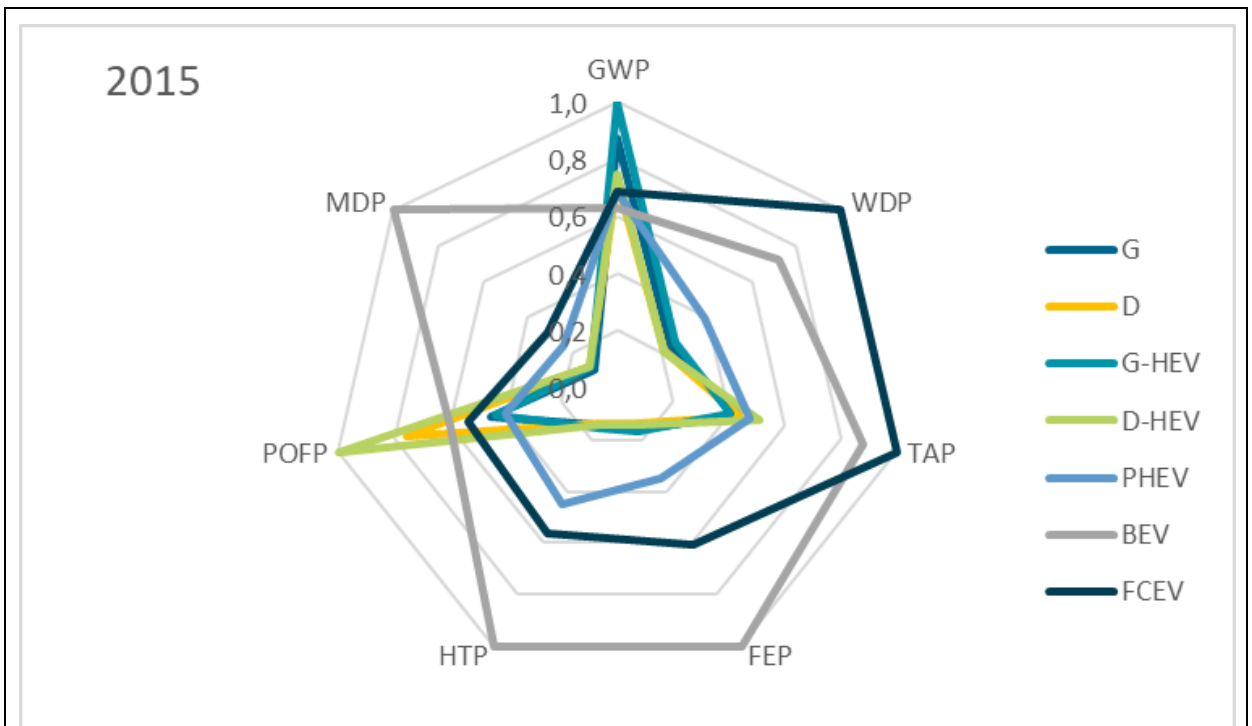
6.1.3 Auswertung weiterer Wirkungskategorien

Um eine bessere Übersicht über die Gesamtwirkung der einzelnen Fahrzeugtypen zu bekommen, ist es hilfreich, mehrere Wirkungskategorien zu betrachten. Um eine Vergleichbarkeit herzustellen, werden die sieben an dieser Stelle analysierten Kategorien

jeweils in Relation zum höchsten Wert der jeweiligen Kategorie dargestellt (Abbildung 6-10). Die Ergebnisse aller weiteren Wirkungskategorien finden sich in Anhang D in den Tabellen D-1 bis D-3.

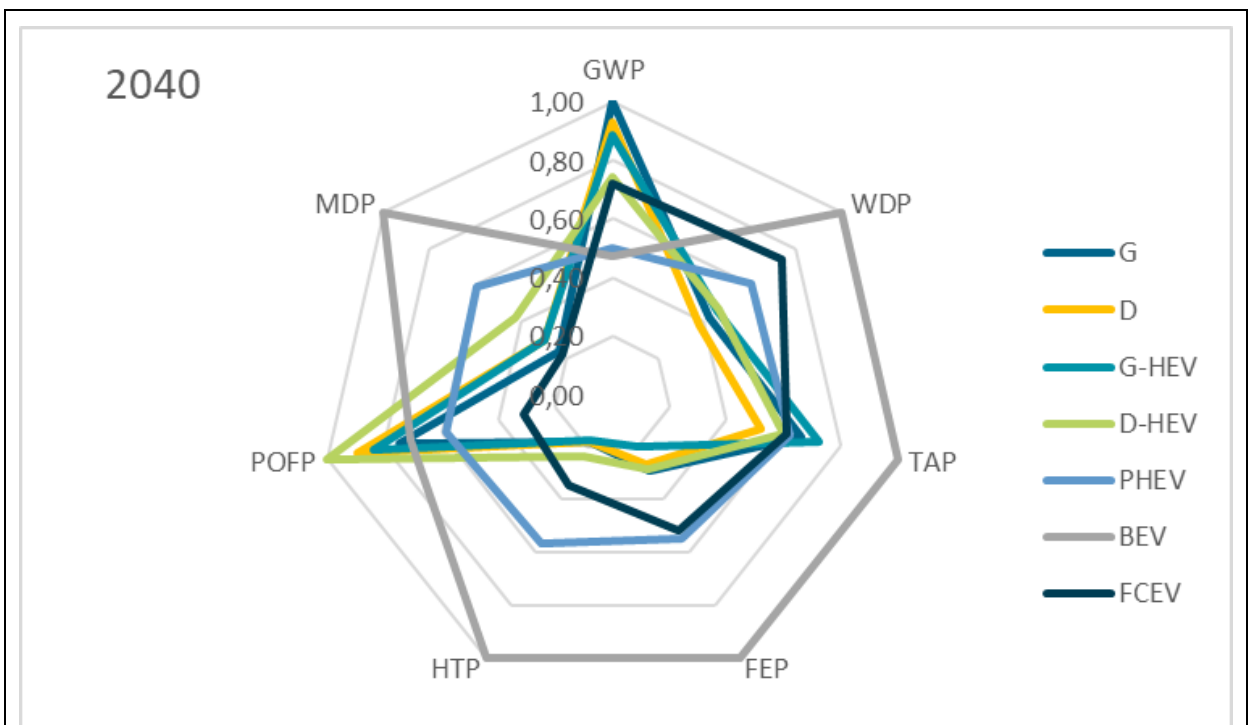
Für das GWP ergibt sich ein klares Bild, in dem eine höhere Elektrifizierung zu niedrigeren Treibhausgasemissionen führt, sowohl im Jahr 2015 (Abbildung 6-10) als auch im Jahr 2040 (Abbildung 6-11). In beiden Fällen ist das rein elektrische BEV mit den niedrigsten Treibhausgasemissionen verknüpft. In 2015 beträgt das Reduktionspotenzial des BEVs 28 % und wächst im Jahr 2040 auf 53 %.

Andere Wirkungskategorien zeigen hingegen Nachteile, die sich vor allem aus den Emissionen der Fahrzeugherstellung und hier insbesondere der Traktionsbatterie ergeben. Wie im vorhergehenden Kapitel beschrieben, sind die Einsparpotenziale an dieser Stelle beschränkt und nehmen im Vergleich zu den anderen Fahrzeugtypen weniger ab bis 2040. Dies führt dazu, dass in der Analyse der Emissionen des Jahres 2040 die BEVs ebenso mit den höchsten potenziellen Umweltbelastungen in vier (2015) bzw. fünf (2040) der sieben hier dargestellten Wirkungskategorien abschneiden. Neben den Versauerungspotenzialen sind hier das Eutrophierungspotenzial, die Humantoxizität und der Abbau von Metallen hinsichtlich der Rohstoffgewinnung für die Traktionsbatterien als nachteilig zu betrachten. Letztlich lässt sich auch der hohe Wasserverbrauch auf die Rohstoffgewinnung und -verarbeitung zurückführen. Die chemische Photooxidantienbildung wiederum zeigt ein hohes Potenzial aus der Herstellung der Dieselmotoren und der Batterieherstellung, sodass sich hier eine ungünstige Kombination in Form der Diesel-Hybridfahrzeuge (D-HEV) ergibt.



Quelle: eigene Abbildung

Abbildung 6-10: Vergleich der Antriebstypen im M-Segment anhand verschiedener Wirkungskategorien in 2015



Quelle: eigene Abbildung

Abbildung 6-11: Vergleich der Antriebstypen im M-Segment anhand verschiedener Wirkungskategorien in 2015

6.1.4 Sensitivitätsanalyse

Die Variation verschiedener Eingangsgrößen ermöglicht eine Analyse der Bandbreite möglicher Änderungen in den Emissionsergebnissen. Dies ist ein entscheidender Aspekt, um die Auswirkung verschiedener Faktoren auf die Emissionen zu verstehen. In dieser Sensitivitätsanalyse werden drei wesentliche Einflussgrößen variiert, die für die elektrifizierten Antriebe von besonderer Bedeutung sind.

Zunächst stellen die Energieszenarien die Grundlage für die Berechnung der Emissionen dar und können stark variieren, abhängig von den verwendeten Energiequellen, der Effizienz der Energieerzeugung und -verteilung und vielen weiteren Faktoren. Eine genaue Untersuchung dieser Variationen ist daher hilfreich, um ein vollständiges Bild der möglichen Emissionsergebnisse zu erhalten.

Die zweite variierte Einflussgröße ist die Kilometerleistung der Fahrzeuge. Die Anzahl der gefahrenen Kilometer hat einen direkten Einfluss auf die Emissionen. Es ist daher wertvoll, diese Variable in die Berechnungen einzubeziehen und ihre Auswirkungen auf die Emissionsergebnisse zu quantifizieren.

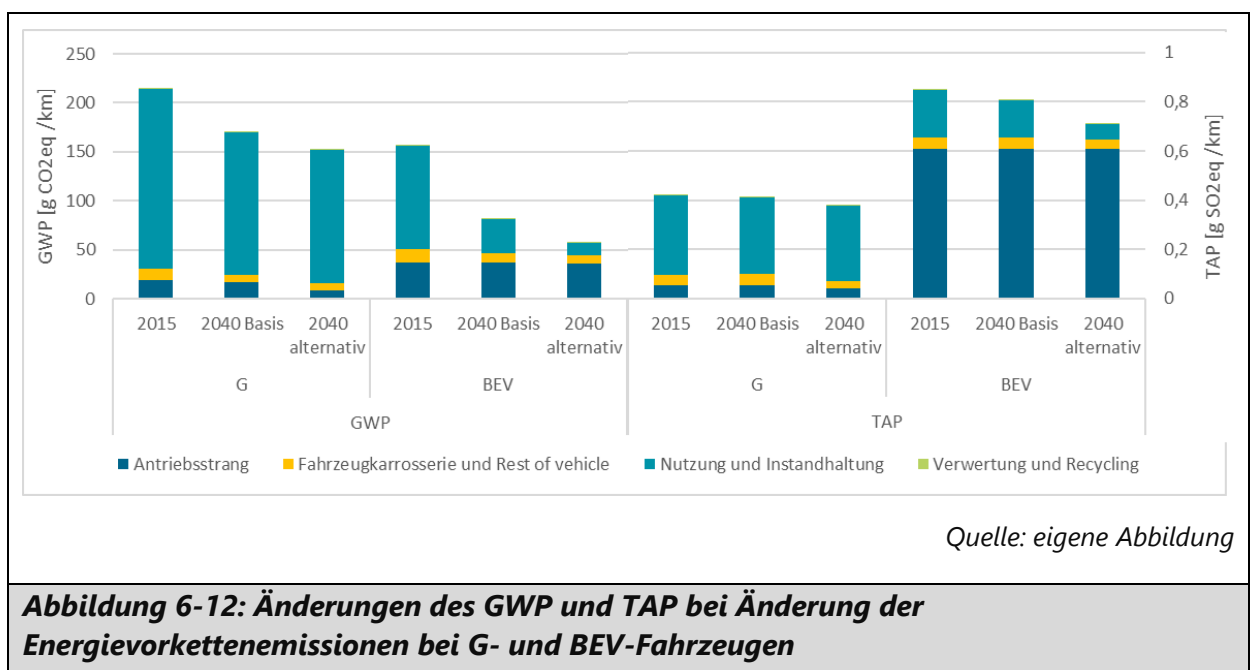
Die dritte und letzte variierte Einflussgröße ist der Austausch der Traktionsbatterie bei den batterieelektrischen Fahrzeugen (BEV). Die Lebensdauer und der Austauschzyklus der Batterie können erhebliche Auswirkungen auf die Gesamtemissionen eines Fahrzeugs haben, da die Herstellung und Entsorgung von Batterien mit erheblichen Emissionen verbunden sind.

Die Berechnungen, die auf der Grundlage dieser variierten Einflussgrößen durchgeführt werden, liefern wertvolle Informationen zur Sensitivität der Ergebnisse gegenüber diesen Parametern. Diese Informationen können dazu beitragen, die Robustheit der Ergebnisse zu beurteilen und potenzielle Unsicherheiten zu identifizieren.

Energieszenarien – konservativ vs. erneuerbar

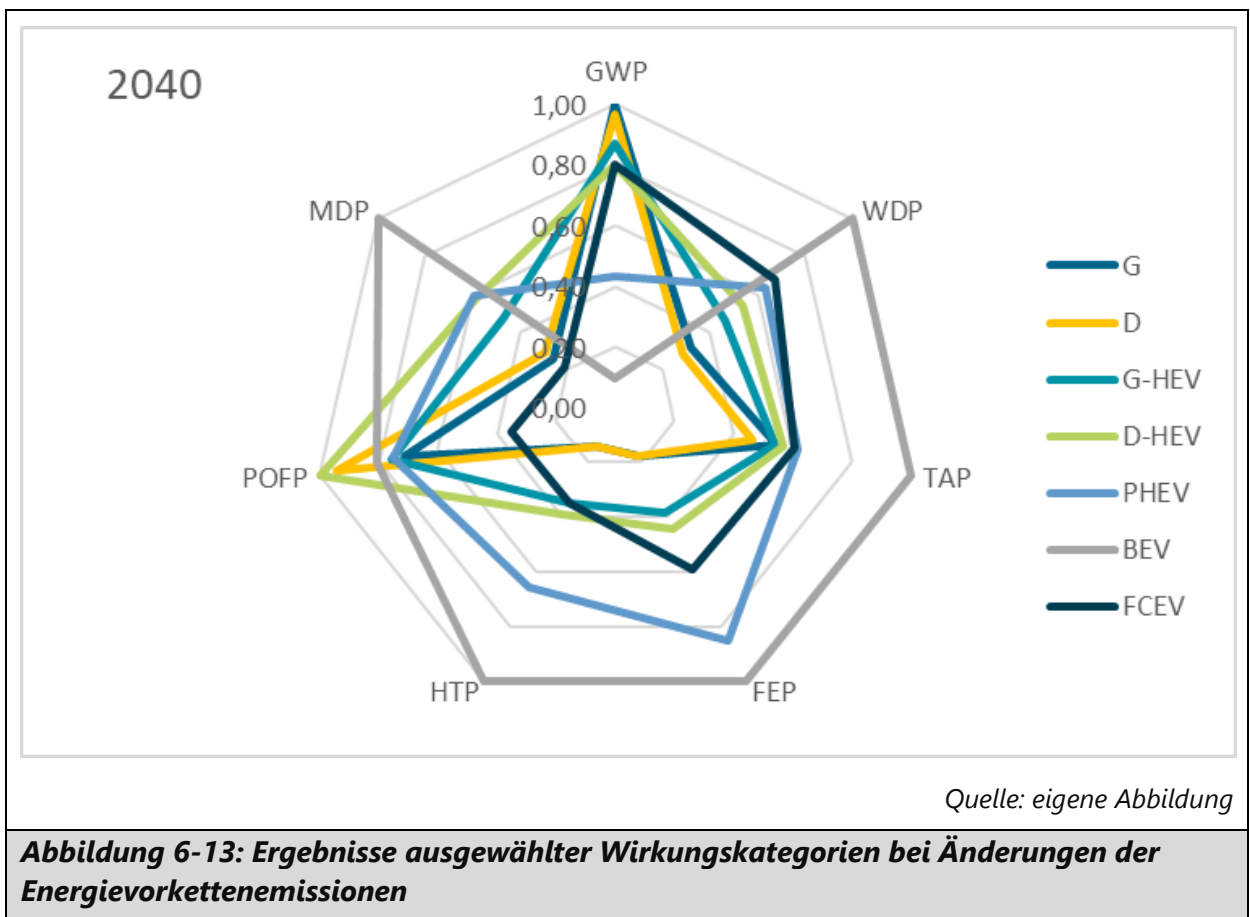
Für die Energieszenarien wurde das bestehende Entwicklungsszenario für den Strommix (vgl. Kapitel 4.2.3) einem Szenario mit einem höheren Anteil an erneuerbaren Energien von 96 % im Jahr 2040 (s. Abbildung B-2 im Anhang B) gegenübergestellt. Für das GWP

bedeutet die Reduktion der CO₂-Emissionen in der Energievorkette gegenüber dem Standardszenario in 2040, dass die Emissionen um weitere 29 % im Falle der BEVs gesenkt werden (63 % gegenüber dem Basiswert in 2015). Die Reduktionspotenziale bei den konventionellen Fahrzeugen sind – entsprechend den weniger strombasierten Vorketten – geringer (11 % gegenüber 2040 Standard und 29 % gegenüber 2015). Anders verhält es sich beim Versauerungspotenzial (TAP). Durch die hohen Emissionen aus der Batterieherstellung, die als außerhalb von Deutschland stattfindend angenommen wird, gehen diese Emissionen nicht im gleichen Maße zurück. Jedoch ist das Reduktionspotenzial durch den hohen Verbrauch elektrischer Energie in der Nutzungsphase noch wesentlich höher als bei konventionellen Fahrzeugen, hier am Beispiel der Benzinfahrzeuge dargestellt (Abbildung 6-12).



Insgesamt vergrößert ein Strommix mit höherem Anteil an erneuerbarer Energie den Vorteil der BEVs und PHEVs bezüglich des GWP erwartungsgemäß. Ebenso lässt sich eine deutliche Reduktion des POFPs erkennen (Abbildung 6-13). Bei den anderen hier betrachteten Wirkungskategorien ist der Unterschied zwischen BEVs und den anderen Fahrzeugen bei Berücksichtigung des alternativen Strommixes geringer ausgefallen, jedoch aufgrund der hohen Emissionen und Ressourcenverbräuche in der Fahrzeugproduktion noch mit höheren Umweltwirkungen verbunden. Eine Betrachtung

auf Well-to-wheel-Ebene würde aufgrund dessen zu deutlichen Vorteilen in allen Wirkungskategorien aufseiten der BEVs führen.



Variation der km-Lebenslaufleistung

Für die durchschnittliche Lebenslaufleistung der Pkws in Deutschland liegen keine Daten für die Verteilung dieser Laufleistung nach Antrieben unterschieden vor. Die Annahme liegt nahe, dass bspw. Pkws mit Ottomotoren eine kürzere Lebenslaufleistung haben als solche mit Dieselmotor. Insbesondere bei den BEVs fehlen statistische Daten bezüglich der Laufleistung und eines möglichen Batteriewechsels. Für die Traktionsbatterien werden bei heutigen Batterien sowohl eine Mindestlaufleistung als auch ein kalendarisches Mindestalter garantiert. Diese beträgt bei vielen Fahrzeugen 160.000 km bzw. 8 Jahre, je nachdem welches Ereignis früher eintritt. Eine Variation der Laufleistungen mit 300.000 km bei den dieselbetriebenen Fahrzeugen und ebenjenen 160.000 km bei BEVs zeigt, dass sich die Gesamtbilanz für das Ergebnisjahr 2015 insoweit verschiebt, als dass die gesamten Treibhausgasemissionen der BEVs sich denen der Dieselfahrzeuge

annähern. Da die Emissionen aus der Herstellungsphase gleichbleiben, können diese im Vergleich zu den konventionellen Fahrzeugen schwerer kompensiert werden. Bei Zunahme des Anteils erneuerbarer Energien im Strommix spielt dagegen die angenommene geringere Laufleistung der BEVs kaum mehr eine Rolle im Vergleich zu den konventionellen Antrieben, bewegt sich jedoch im Bereich von hybridisierten Fahrzeugen.

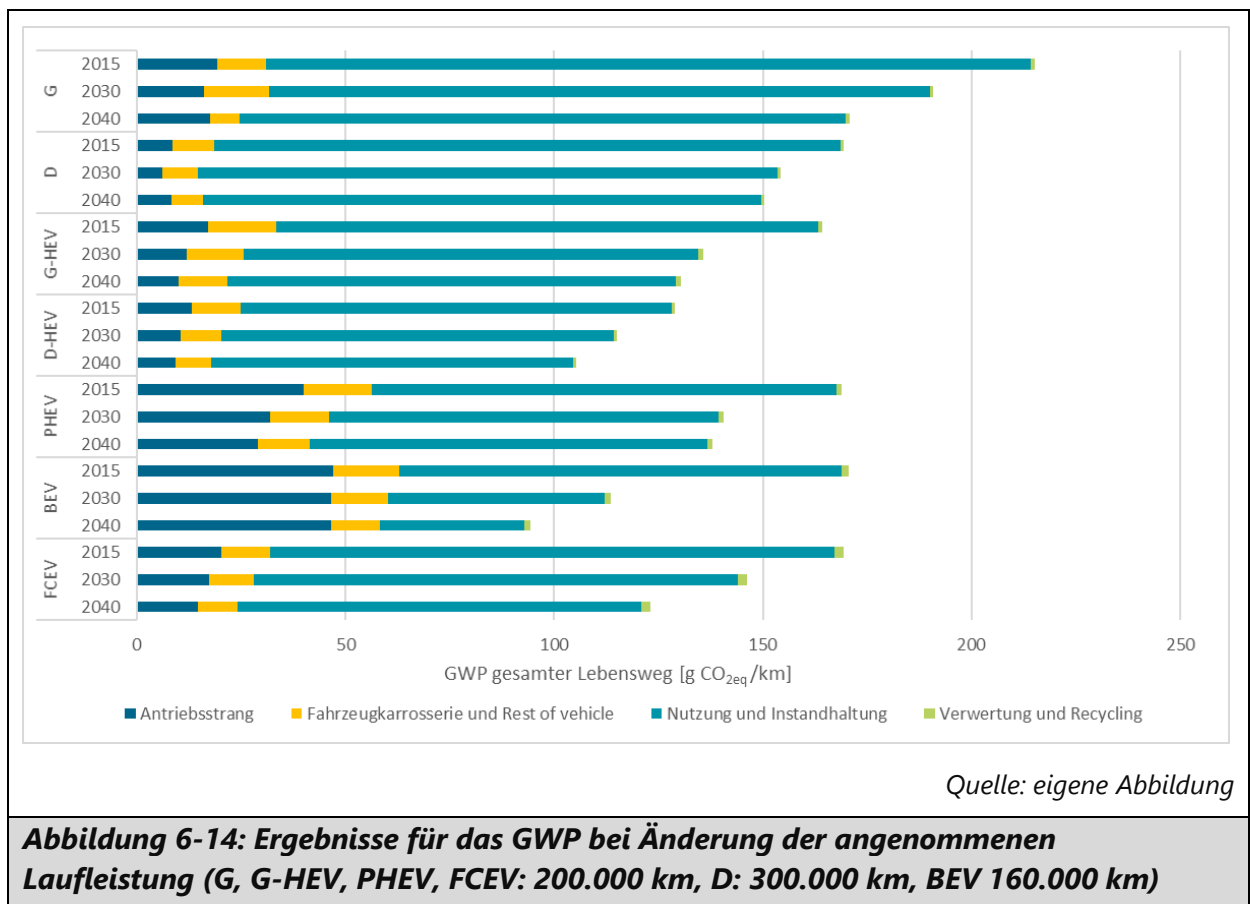
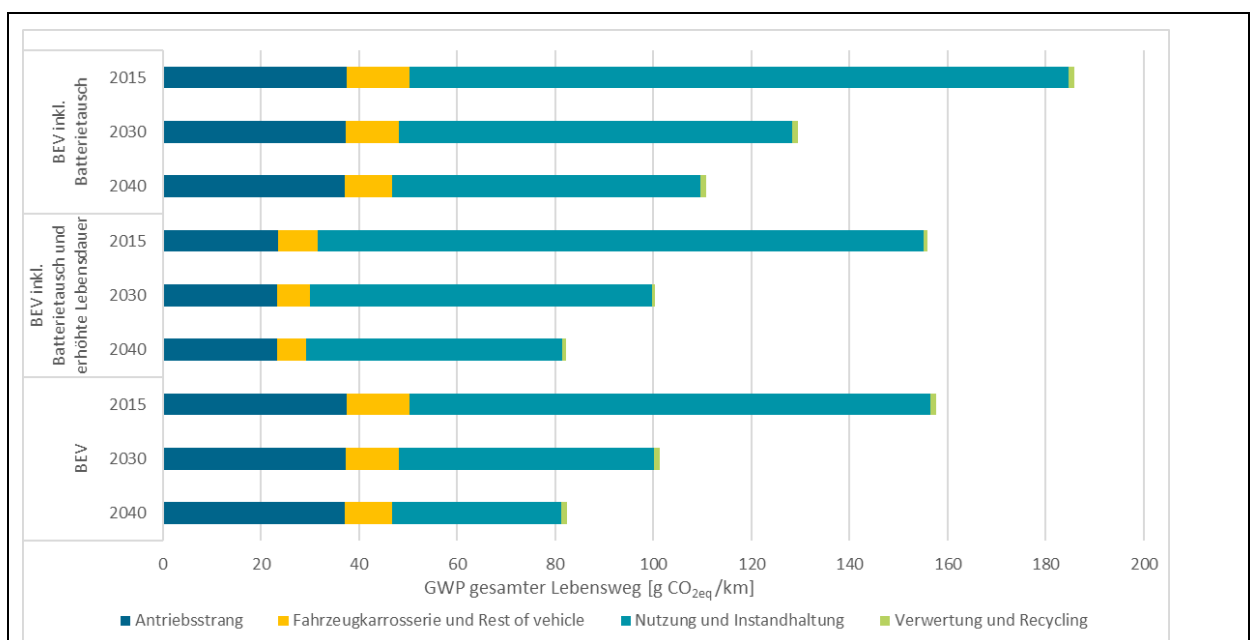


Abbildung 6-14: Ergebnisse für das GWP bei Änderung der angenommenen Laufleistung (G, G-HEV, PHEV, FCEV: 200.000 km, D: 300.000 km, BEV 160.000 km)

Batterieaustausch bei BEV

Da die Batterien einen bedeutenden Anteil an den Herstellungsemissionen haben, ist die Frage, welchen Einfluss auf die Emissionen ein möglicher Austausch der Batterien während der Lebensdauer des Fahrzeugs hat. Aufgrund mangelnder statistischer Daten ist nicht klar, ob und wann bei batterie-elektrischen Pkws ein Batteriewechsel stattfinden wird mit nachlassender Kapazität und nachlassender Reichweite. Da dies eine Frage der Wirtschaftlichkeit und der Anwendungsanforderungen der jeweiligen Nutzer ist, lässt sich die Batteriewechselstrategie nicht theoretisch ableiten, sondern muss in Zukunft anhand

von Beobachtungsdaten und Statistiken ermittelt werden. Prinzipiell kann ein Batterietausch die Lebensdauer eines BEVs verlängern, was an dieser Stelle rechnerisch mit zwei voll durchlaufenen Lebensdauern der Traktionsbatterie (2 x 160.000 km) berücksichtigt wird. Demgegenüber wird neben dem Standardfall ohne Batterietausch und mit 200.000 km Laufleistung eine Zwischenlösung mit einem Batterietausch, aber dennoch einer Laufleistung von 200.000 km angenommen. Bezüglich des GWP zeigt sich, dass die erhöhte Lebensdauer bei einem Batteriewechsel die höheren Emissionen der Batterieherstellung in den betrachteten Herstellungsjahren 2015, 2030 und 2040 ausgleichen kann. Insgesamt können jedoch nur wenige Emissionen eingespart werden unter der Prämisse, dass die Emissionen der Batterieherstellung in etwa konstant bleiben (Abbildung 6-15). Demgegenüber lassen sich die erhöhten NO_x- und SO₂-Emissionen der Batterieherstellung nicht durch eine verlängerte Laufleistung bei einem Batterieaustausch kompensieren (Abbildung 6-16). In beiden Wirkungskategorien und allen betrachteten Jahren ist klar, dass ein Batterietausch bei einer Laufleistung von 200.000 km zu erhöhten Emissionen führt im Vergleich zur Weiternutzung der Batterie, was nur durch eine entsprechende Erhöhung der Lebensdauer der Lithium-Ionen-Batterie in einem zweiten Produktleben (Second-life-Anwendungen) außerhalb des hier betrachteten Untersuchungsrahmens ausgeglichen werden kann.



Quelle: eigene Abbildung

Abbildung 6-15: GWP bei angenommenem einmaligen Austausch der Traktionsbatterie

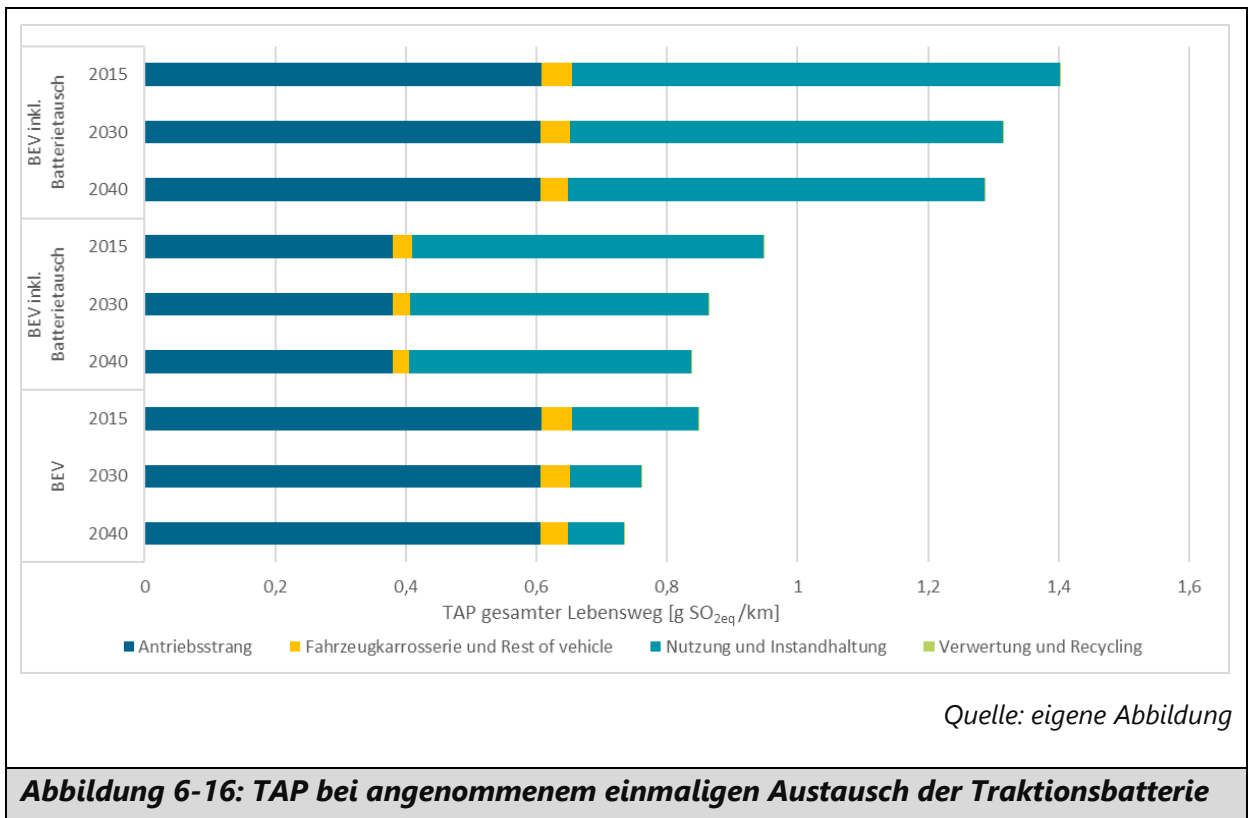


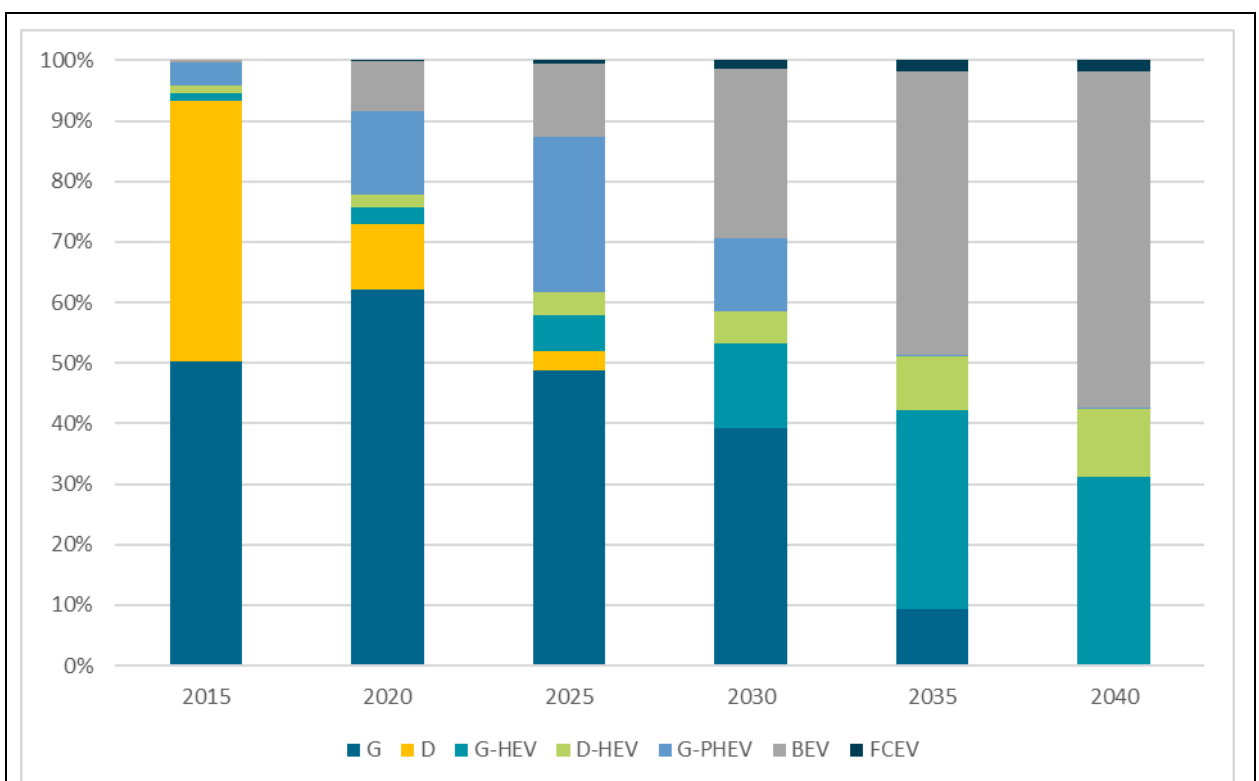
Abbildung 6-16: TAP bei angenommenem einmaligen Austausch der Traktionsbatterie

6.2 Flottenzusammensetzung nach veränderten Kaufentscheidungen

6.2.1 Ergebnisse der TCO-Modellierung mit VECTOR21

Ergebnisse aus den LCA-Analysen werden als Parameter für die Simulation des Neufahrzeugmarkts in VECTOR21 genutzt. Es gibt für die Szenarienmodellierung mit VECTOR21 zwei verschiedene Modellansätze, wie in Kapitel 3.2 dargelegt. In diesem Kapitel werden Beispielrechnungen mit dem TCO-Ansatz vorgestellt, die auf den politischen Rahmendbedingungen von 2020 beruhen, wie in Kiemel et al. [76] beschrieben. Basierend auf einem Referenzszenario ohne weitere Modifikationen werden eine Modellierung des Fahrzeugmarkts mit Berücksichtigung der Treibhausgasemissionen aus der Fahrzeugherstellung sowie mit Berücksichtigung der anhand des TAP kumulierten Schadstoffemissionen analysiert. Die in Kapitel 3.3 und 3.4 dargestellte Erweiterung der Fahrzeugmarkt-Szenariomodellierung wird auf das TCO-Modell angewendet, woraus sich verschiedene Szenarien für die Zusammensetzung des Neufahrzeugmarkts in Deutschland bezüglich verschiedener Antriebsarten ergeben.

Unter den gegebenen Rahmenbedingungen findet eine deutliche Bewegung hin zu elektrifizierten Antrieben statt (Abbildung 6-17). Der Anteil der BEVs steigt nach 2020 kontinuierlich an. Bis 2040 erreichen BEVs einen Anteil von 58 %, während die G- und D-Fahrzeuge aus dem Markt verschwinden. In dem hier betrachteten Szenario können bis 2040 Hybridfahrzeuge gekauft werden, welche die konventionellen Antriebe komplett ersetzen. Hierzu zählen in der aus Kiemel et al. [76] übernommenen VECTOR21-Konfiguration auch Dieselhybrid-Pkws, die aufgrund ihrer niedrigeren CO₂-Emissionen und moderater Kostenvorteile die konventionellen Diesel-Pkws für einige Kundengruppen ersetzen. FCEVs haben einen relativ geringen Anteil von 4 %, die sich rein aus dem M- und L-Segment ergeben.⁷

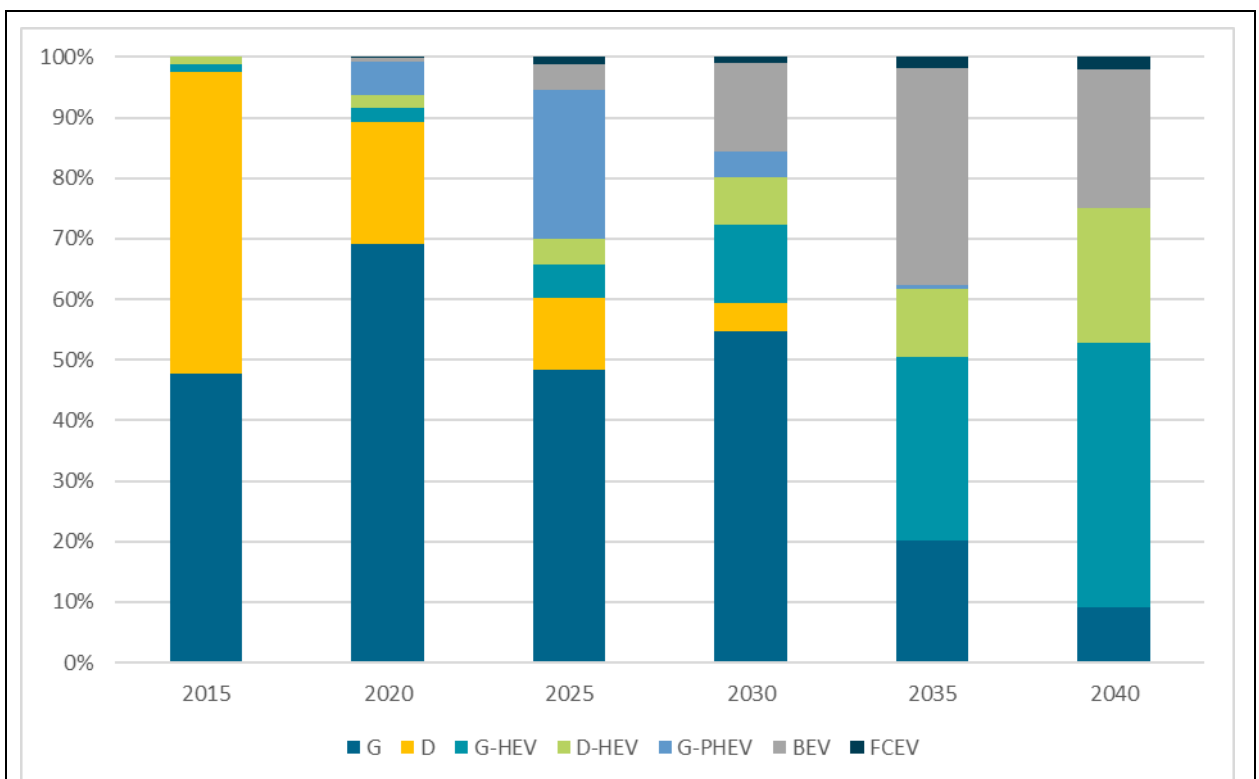


Quelle: eigene Abbildung

Abbildung 6-17: Neufahrzeugmarkt in Deutschland für das Basisszenario im VECTOR21-TCO-Modell

⁷ Auf eine Darstellung der Ergebnisse für die einzelnen Größensegmente S, M, L wird an dieser Stelle der Übersichtlichkeit halber verzichtet. VECTOR21 unterscheidet jedoch bei der Simulation zwischen den Größenklassen.

Die Modellierung in VECTOR21 basiert in der Grundstufe auf einer Well-to-wheel Bilanz der Antriebstechnologien. D. h., dass für die Kaufentscheidung die CO₂-Emissionen des Fahrzeugbetriebs und der Kraftstoff- bzw. Stromherstellung einbezogen werden. Da sich hierdurch relativ gesehen der Unterschied zwischen BEV und konventionellen Fahrzeugen verringert, wirkt sich das auf die Kaufentscheidung im Szenariomodell aus. Zwar ist die Entwicklung hin zur Elektrifizierung ebenso zu beobachten (Abbildung 6-18). Jedoch findet der Hochlauf der BEV langsamer statt und mündet in einem Anteil der BEV von ca. 20 % . Die Lücke im Vergleich zum Basisszenario wird zum größten Teil durch G-HEV geschlossen. FCEVs können sich nicht mehr auf dem Markt etablieren, da zu den hohen Kosten die relativ hohen Emissionen der Fahrzeugherstellung hinzukommen.

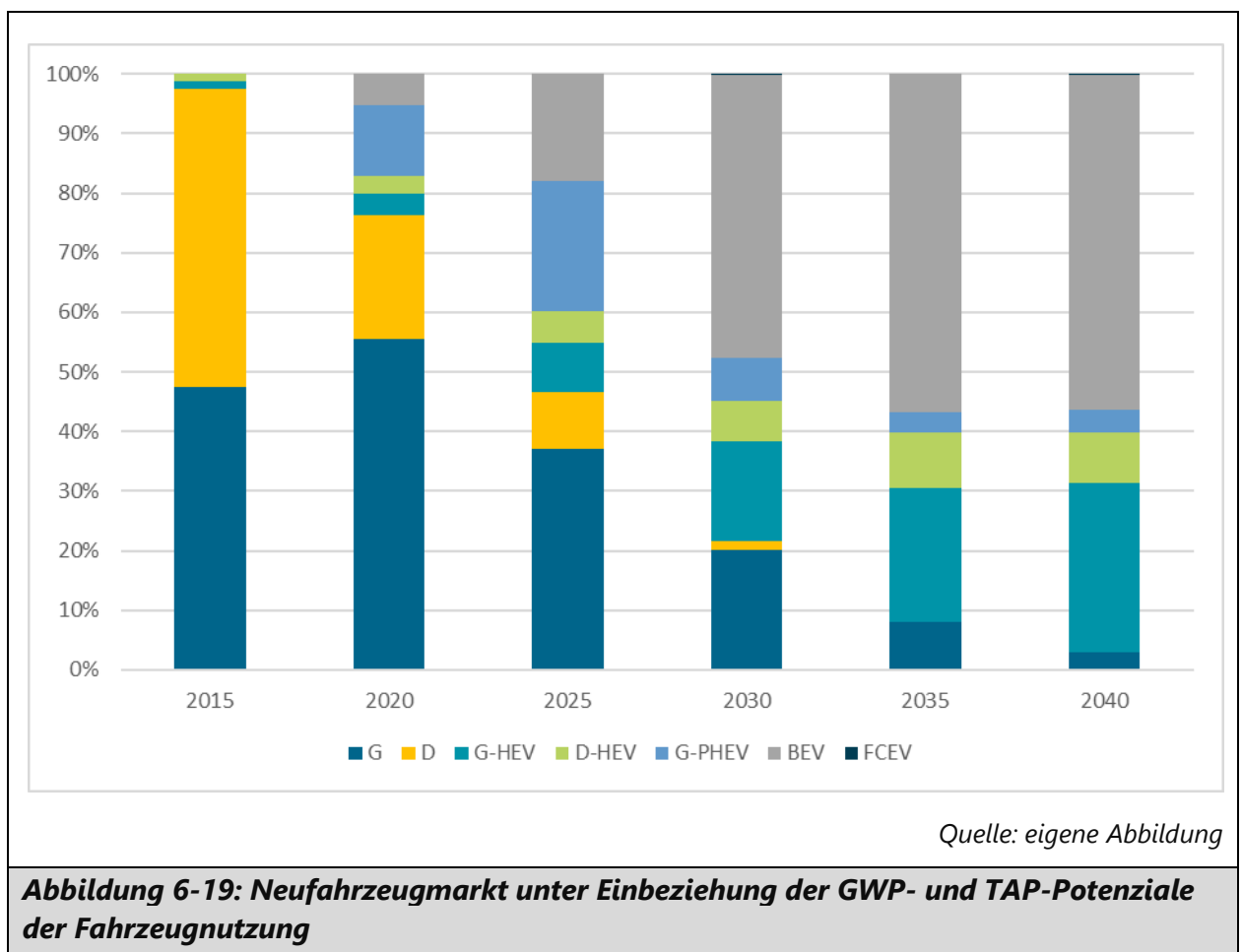


Quelle: eigene Abbildung

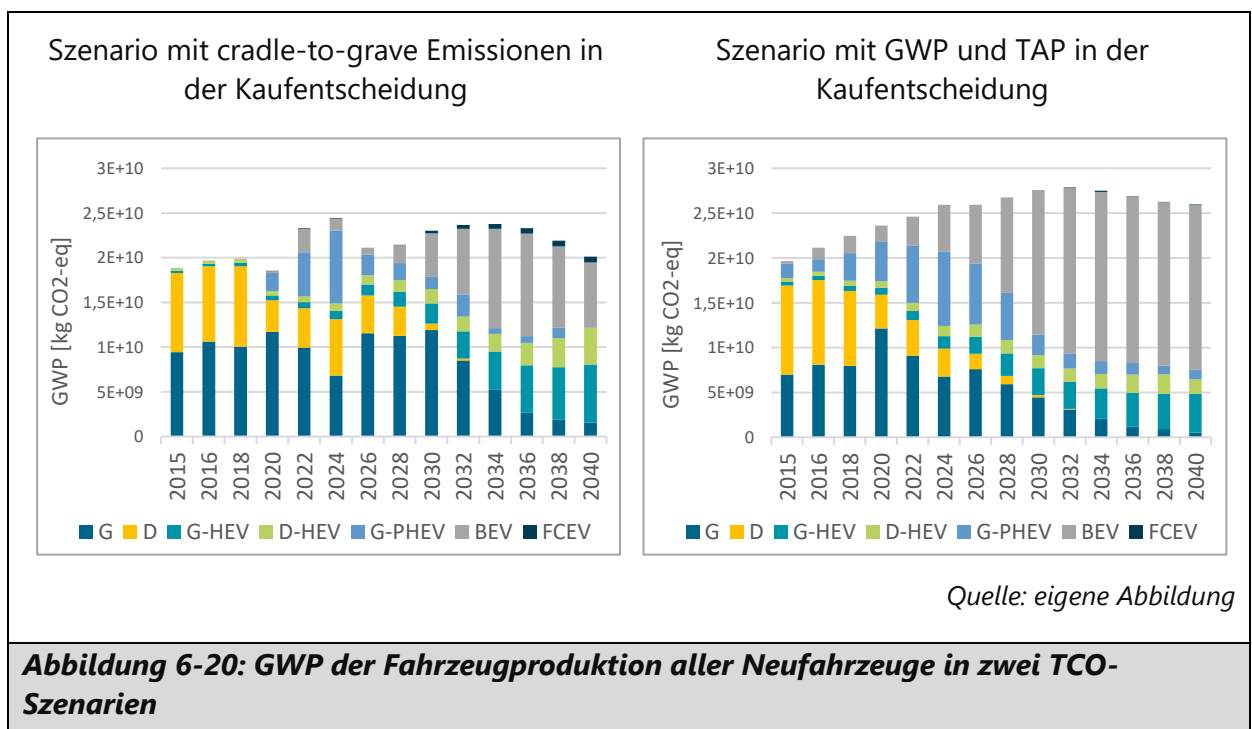
Abbildung 6-18: Neufahrzeugmarkt unter Einbeziehung der Treibhausgasemissionen der Fahrzeugproduktion

Unter der Annahme, dass sich die Bereitschaft für emissionsärmere Fahrzeuge mehr zu zahlen (willingness to pay), nicht nur auf die CO₂-Emissionen beziehen lässt, sondern auch auf die Reduzierung der lokalen Schadstoffemissionen, wird in dem Modell ein zusätzlicher Faktor für die SO_{2eq}-Emissionen bei der Fahrzeugnutzung eingesetzt (vgl.

Kapitel 3.3). Bleiben die anderen Rahmenbedingungen gleich, so lässt sich feststellen, dass sich dies ab 2030 auf den Neufahrzeugmarkt deutlich auswirkt (Abbildung 6-19). Aufgrund der vorgegebenen Minderungsziele für CO₂-Emissionen und der finanziellen Anreize für den Kauf von BEVs und PHEVs bestehen bereits Vorteile für diese Antriebe bei der Kaufentscheidung. Die zusätzlichen Einsparungen an Schadstoffen in der Nutzungsphase sind in diesem Szenario ein zusätzlicher Vorteil gegenüber den hybridisierten konventionellen Antrieben. Durch die weiter sinkenden SO_{2eq}-Emissionen in der Nutzungsphase (auf Well-to-wheel-Basis) ab 2030 durch den Zuwachs an erneuerbarem Strom gewinnt der BEV-Antrieb Vorteile gegenüber den PHEVs, sodass die Anteile dieses Antriebs sich ebenfalls verringern. Die FCEV können in dieser Konstellation keine größeren Marktanteile erzielen, sind jedoch wie im Basisszenario in geringem Umfang im L-Segment vertreten.

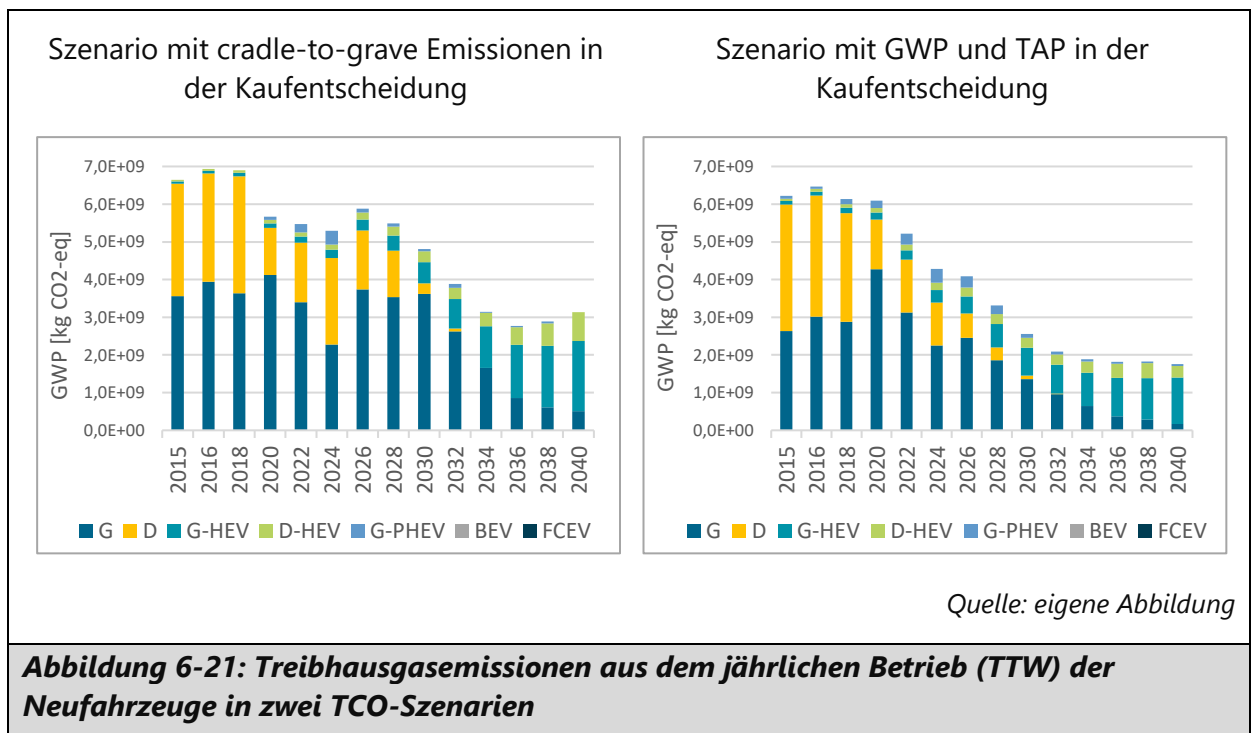


Die Marktszenarien der Neufahrzeugmärkte können anhand der Ergebnisse aus der Ökobilanzmodellierung (s. Kapitel 6.1) gemäß ihren Emissionsprofilen bewertet werden. Wie bereits dargestellt, geht die Elektrifizierung des Antriebsstrangs mit höheren Treibhausgasemissionen und somit einem höheren GWP in der Fahrzeugherstellung einher. Demzufolge entstehen bei der Herstellung der jährlich auf den Markt kommenden Neufahrzeuge unterschiedlich hohe Gesamtemissionen (Abbildung 6-20). Das Szenario, das sowohl GWP- als auch TAP-Emissionen in der Fahrzeugauswahl berücksichtigt, hat über den zeitlichen Verlauf bis 2040 höhere Anteile auf PHEV- und BEV-Fahrzeuge im Vergleich zum Szenario, welches das GWP über den gesamten Lebensweg der Neufahrzeuge (exkl. TAP) berücksichtigt. Dies führt zu höheren Emissionen in der Fahrzeugherstellung und somit einem höheren GWP für die bereitgestellten Pkws. Im Jahr 2040 beträgt dieser Unterschied 23 %.



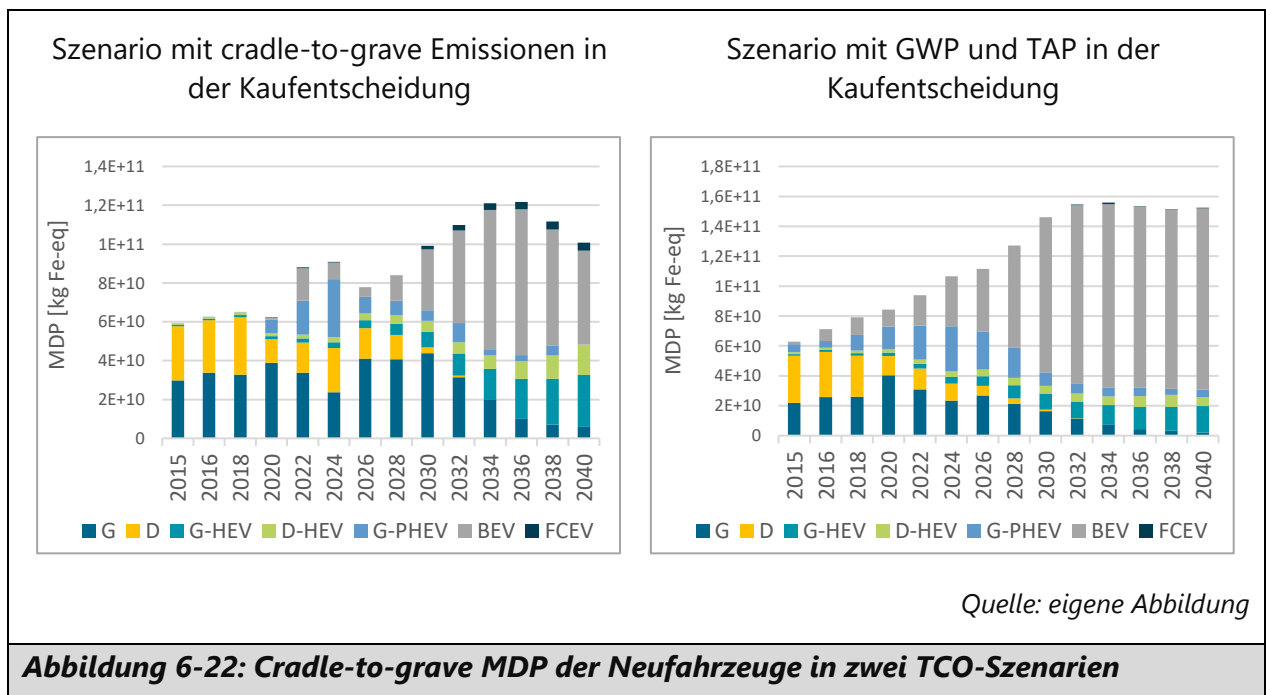
Demgegenüber stehen Einsparungen an Emissionen im Fahrzeugbetrieb aus Tank-to-wheel-Sicht gegenüber, die wiederum höher ausfallen, je mehr BEVs und PHEVs in der Neufahrzeugflotte sind. Bei den in Abbildung 6-20 gezeigten Szenarien nehmen die jährlichen Emissionen bis 2040 im Szenario, das sowohl GWP- als auch TAP-Emissionen in der Fahrzeugauswahl berücksichtigt, kontinuierlich ab. In Summe führt dies für die

Emissionen im Jahr potenziell zu einer Verringerung der Treibhausgasemissionen um 82 %. Die Mehremissionen aus der Fahrzeugherstellung werden dabei kompensiert.



Neben der Analyse der Emissionen ist der Verbrauch von Ressourcen ein wichtiger Faktor für die Bewertung der verschiedenen Pkw-Antriebe. Der Verbrauch fossiler Ressourcen wird unter anderem bestimmt durch den Energiebedarf und verhält sich kongruent mit den Treibhausgasemissionen. Demgegenüber werden metallische Rohstoffe an verschiedenen Stellen der Fahrzeugherstellung benötigt und bilden einen guten Indikator für den Bedarf abiotischer Rohstoffe in Form des Metal Depletion Potentials (MDP). Neben der Menge an verwendeten Metallen spielt deren Verfügbarkeit eine Rolle bei der Ermittlung des MDPs. Durch die Menge und Art der für die Herstellung des elektrischen Antriebsstrangs verwendeten Metalle, steigt der MDP-Faktor mit höherer Elektrifizierung der Pkw an. Demzufolge ergibt sich für das hier betrachtete Szenario mit einem höheren Anteil an PHEVs und BEVs im Verlauf bis 2040 ein um fast 50 % höheres MDP als im Vergleichsszenario. Zwar trifft dieser Indikator keine Aussage zu den Umweltauswirkungen aus dem höheren Abbaupotenzial metallischer Ressourcen, jedoch erscheint aufgrund der erforderlichen Bergbauaktivitäten eine erhöhte Umweltwirkung plausibel. Dem kann entgegengewirkt werden durch eine Erhöhung des Anteils an

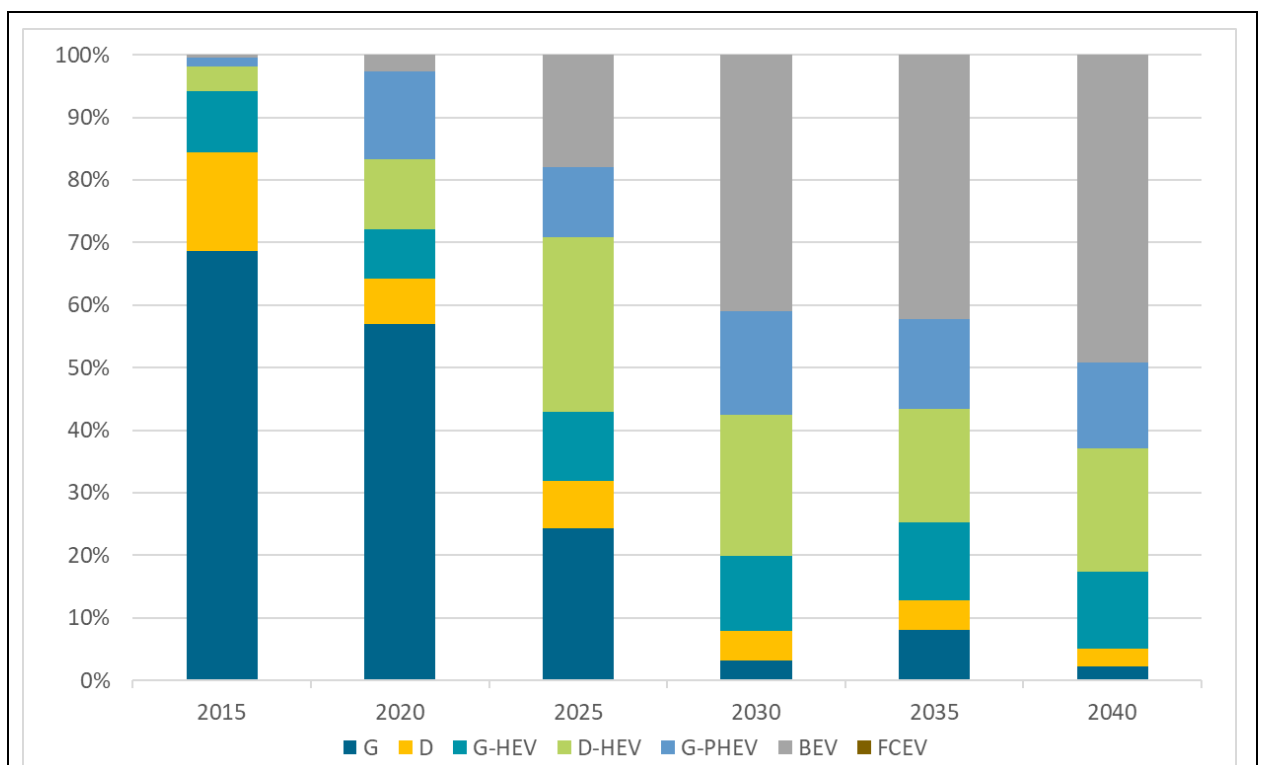
sekundärem Material, insbesondere bei Metallen mit aufwendigen Herstellungsprozessen und vergleichsweise geringer Verfügbarkeit.



6.2.2 Ergebnisse der Modellierung mit dem Nutzenansatz in VECTOR21

Neben dem TCO-basierten Modellierungsansatz beinhaltet VECTOR21 eine alternative Berechnung der Neufahrzeugmärkte mit einem nutzenbasierten Ansatz (vgl. Kapitel 2.3). Die in Kapitel 3.3 und 3.4 dargestellte Erweiterung der Fahrzeugmarkt-Szenariomodellierung wird auf das nutzenbasierte Modell angewendet. Ebenso wie beim TCO-Ansatz werden die politischen Rahmendbedingungen analog zu Kiemel et al. [76] verwendet. Aufgrund der verschiedenen Ansätze für die Kaufentscheidung der Kunden lassen sich die Ergebnisse beider Modellansätze nur bedingt miteinander vergleichen. Dem datensparsamen und dadurch einfach für verschiedene Länder adaptierbaren TCO-Ansatz steht der auf einer Vielzahl an Daten (sozio-ökonomisch, technisch und ökonomisch) aufbauende nutzenbasierte Ansatz entgegen. Letzterer wurde in dieser Arbeit gleichsam um verschiedene Umweltkennzahlen erweitert, sodass sich die resultierenden Neufahrzeugszenarien mit einem Referenzszenario des gleichen Modells vergleichen lassen.

Im Referenzszenario (Abbildung 6-23) wird ersichtlich, dass sich eine im Vergleich zum TCO-basierten Ansatz stärkere Mischung der Antriebstechnologien im Referenzszenario ergibt. Hier muss erwähnt werden, dass die Modelle aufgrund des unterschiedlichen Berechnungsansatzes auch für das Startjahr 2015 nicht die exakte historische Zusammensetzung des Neufahrzeugmarkt wiedergeben. Im Vergleich zum Szenario des TCO-basierten Modellansatzes berechnet das Modell für den Anteil der BEV am Neufahrzeugmarkt bis 2030 einen um 10 % höheren Anteil. FCEVs können dagegen keine Anteile im Fahrzeugmarkt generieren, da sie aus Nutzensicht für den Kunden den anderen elektrischen Antrieben unterlegen sind. Auffällig ist, dass konventionelle Antriebe zum größten Teil bis 2035 durch ihre hybride Variante oder durch BEVs ersetzt werden. Anzumerken sei hier, dass in den Rahmenannahmen für das verwendete Referenzszenario kein Verbrennerverbot ab 2035 implementiert ist.

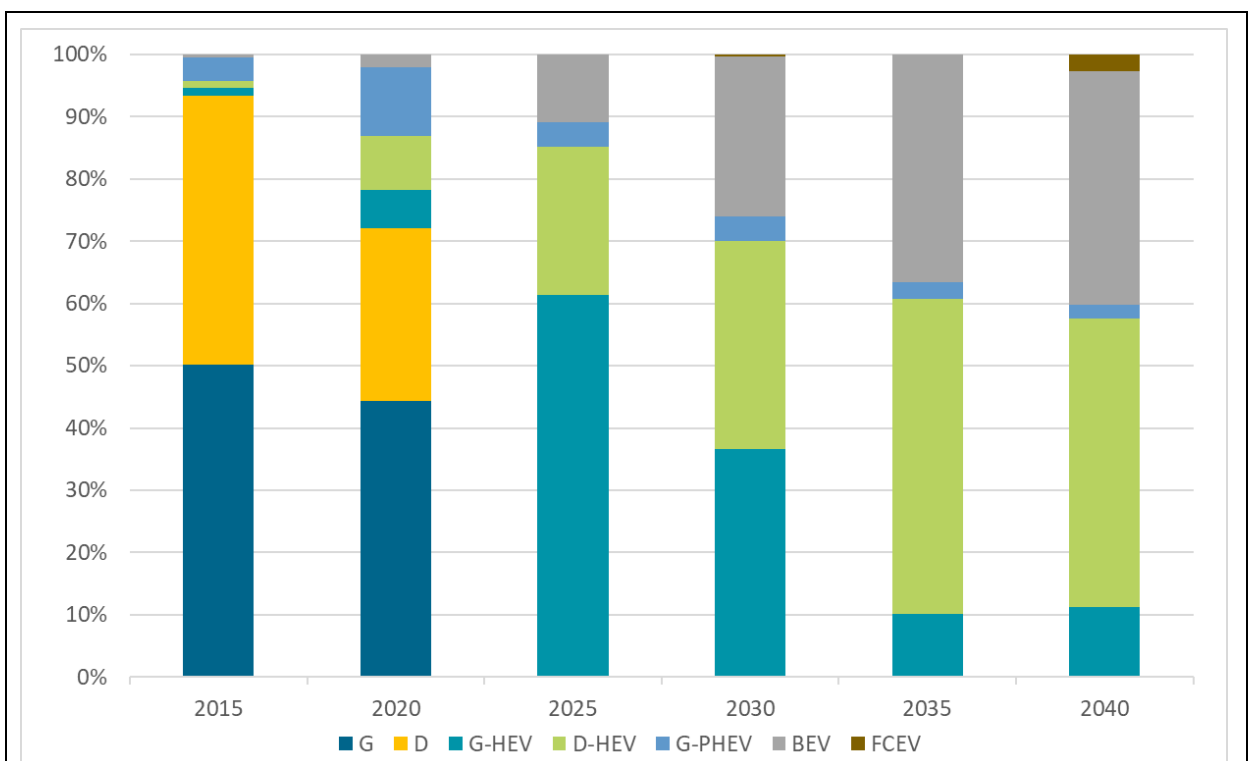


Quelle: eigene Abbildung

Abbildung 6-23: Neufahrzeugmarkt in Deutschland für das Basisszenario in VECTOR21 mit dem nutzenbasierten Ansatz

Ein anderes Bild ergibt sich, wenn bei der Kaufentscheidung der Nutzergruppen die Treibhausgasemissionen auf Well-to-wheel-Basis als Systemgrenze einbezogen werden

(im Gegensatz zu TTW im Basisszenario). Die Marktentwicklung ab 2025 entwickelt sich deutlich zugunsten der hybriden Verbrennervarianten D-HEV und G-HEV. Aufgrund der relativ zu den Verbrennungsmotoren geringeren Vorteile der BEVs wächst deren Anteil am Neufahrzeugmarkt deutlich langsamer auf knapp über 40 % im Jahr 2040 (Abbildung 6-24).

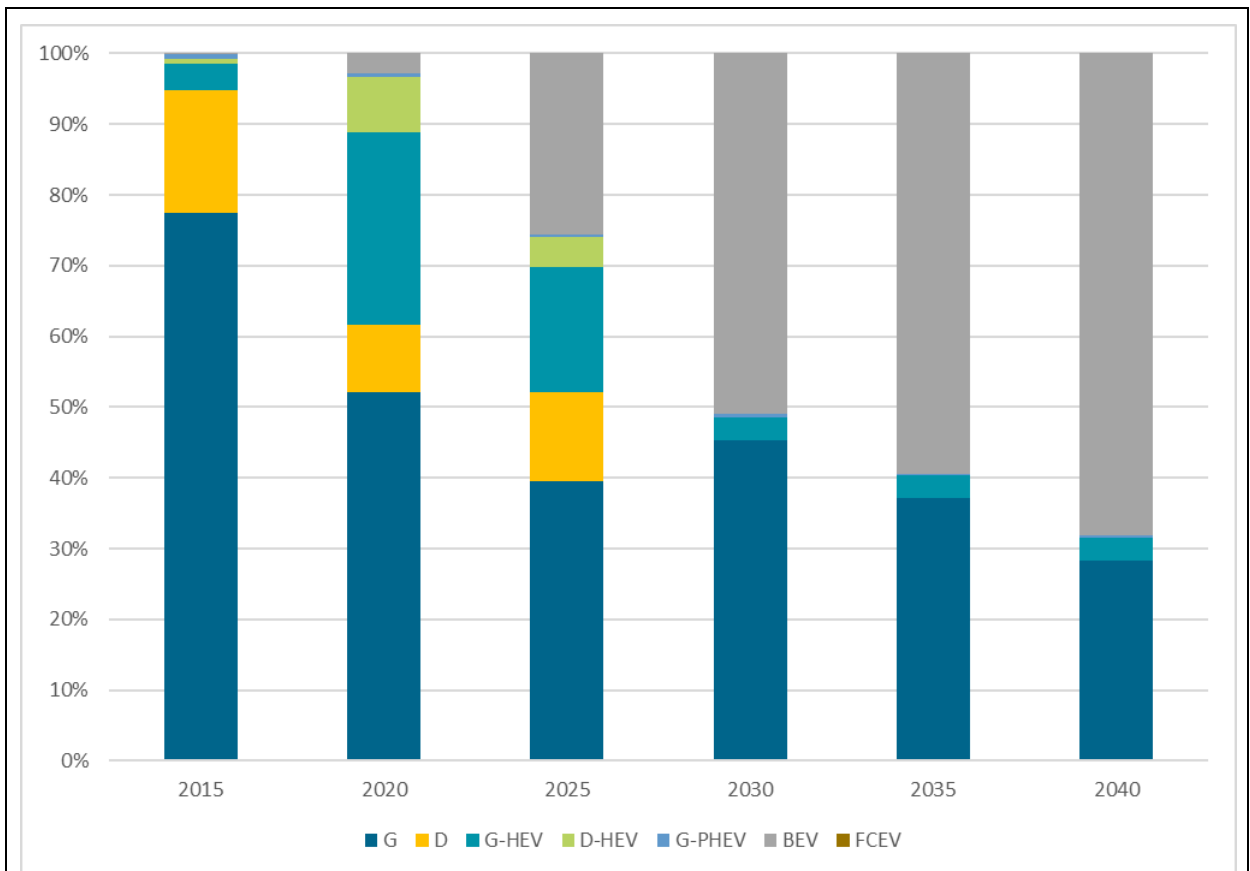


Quelle: eigene Abbildung

Abbildung 6-24: Neufahrzeugmarkt unter Einbeziehung der GWP auf Well-to-wheel - Basis in VECTOR21 mit dem nutzenbasierten Ansatz

Eine weitere Verschiebung des Betrachtungsrahmens kann unter der Annahme erfolgen, dass die Nutzer bei der Kaufentscheidung die Möglichkeit haben, anhand der Gesamt-Treibhausgasemissionen über den Lebensweg der Fahrzeuge auszuwählen. Diese Einbeziehung der Emissionen aus der Fahrzeugproduktion in Form der Cradle-to-grave-GWP-Ergebnisse aus Kapitel 6.1 lässt in Konsequenz die Marktdurchdringung der BEVs schneller ansteigen (Abbildung 6-25). Aufgrund der Emissionsreduzierung in der Strombereitstellung sinken die Emissionen der BEVs gegenüber den anderen Pkws mit Verbrennungsmotor schneller bis zum Jahr 2040. Dieser Umstand führt dazu, dass relativ gesehen die BEVs kontinuierlich eine bessere Nutzenbewertung gegenüber dem

Referenzfahrzeug (G) erlangen und ihr Anteil am Neufahrzeugmarkt in 2040 auf fast 70 % ansteigt.



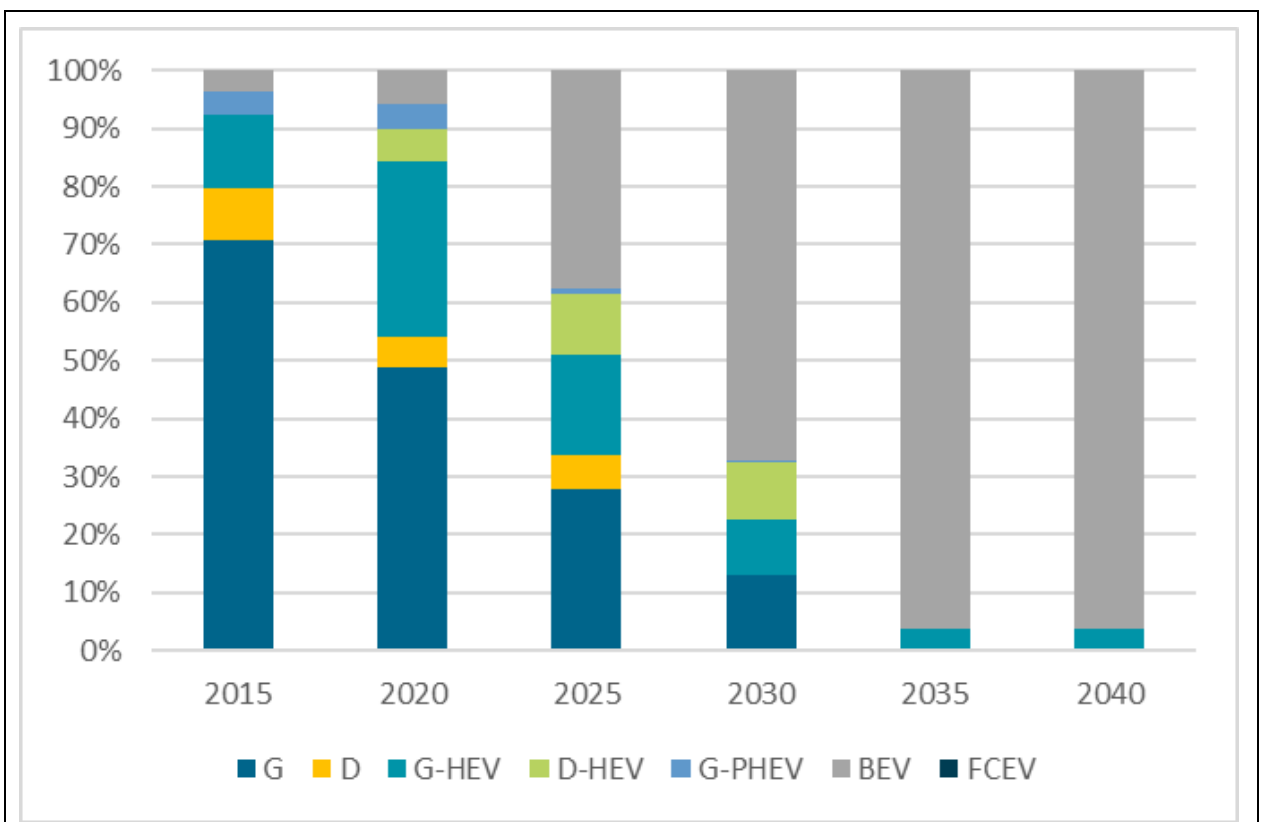
Quelle: eigene Abbildung

Abbildung 6-25: Neufahrzeugmarkt unter Einbeziehung des GWP auf cradle-to-grave Basis in VECTOR21 mit dem nutzenbasierten Ansatz

Eine Erweiterung des Auswahlprozesses um weitere ökologische Kriterien ermöglicht einen Ausblick auf die Auswirkungen verstärkter Sensibilität bzw. Zahlungsbereitschaft für niedrigere Umweltwirkungen beim Vergleich verschiedener Antriebstypen (vgl. Kapitel 3.3). Im vorliegenden Beispiel wurde diese durch die Einbeziehung des Versauerungspotenzials (TAP) in Form der $\text{SO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen der Fahrzeugnutzung (tank to wheel) als eigenes Kriterium in der Kaufentscheidung zusätzlich zum GWP realisiert. Das TAP steht stellvertretend für Emissionen, die Einfluss auf die Luftqualität haben, da neben SO_2 auch NO_x hauptsächlich zu diesem Wirkungsindikator beitragen. Die Umsetzung dieser Betrachtungsweise in Form eines zusätzlichen Nutzenkriteriums im Kaufentscheidungsalgorithmus führt zu einer Beschleunigung des Zuwachses an BEVs.

Der Anteil konventioneller Fahrzeuge geht nach 2025 stark zurück, verschwindet jedoch nicht vollständig aus dem Neufahrzeugmarkt bis 2040 unter der Prämisse, dass ein Verbrennerverbot bis dahin noch nicht umgesetzt ist.

Der Anteil der BEV am Neufahrzeugmarkt liegt ab 2035 bei über 90 %. Die PHEVs haben in diesem Modell keinen größeren Nutzen als andere Antriebstypen und werden nicht in nennenswertem Umfang nach 2025 gekauft. Gleiches gilt für die FCEVs, die nicht auf dem Neufahrzeugmarkt vertreten sind aufgrund mangelnder Vorteile gegenüber den anderen Antrieben.



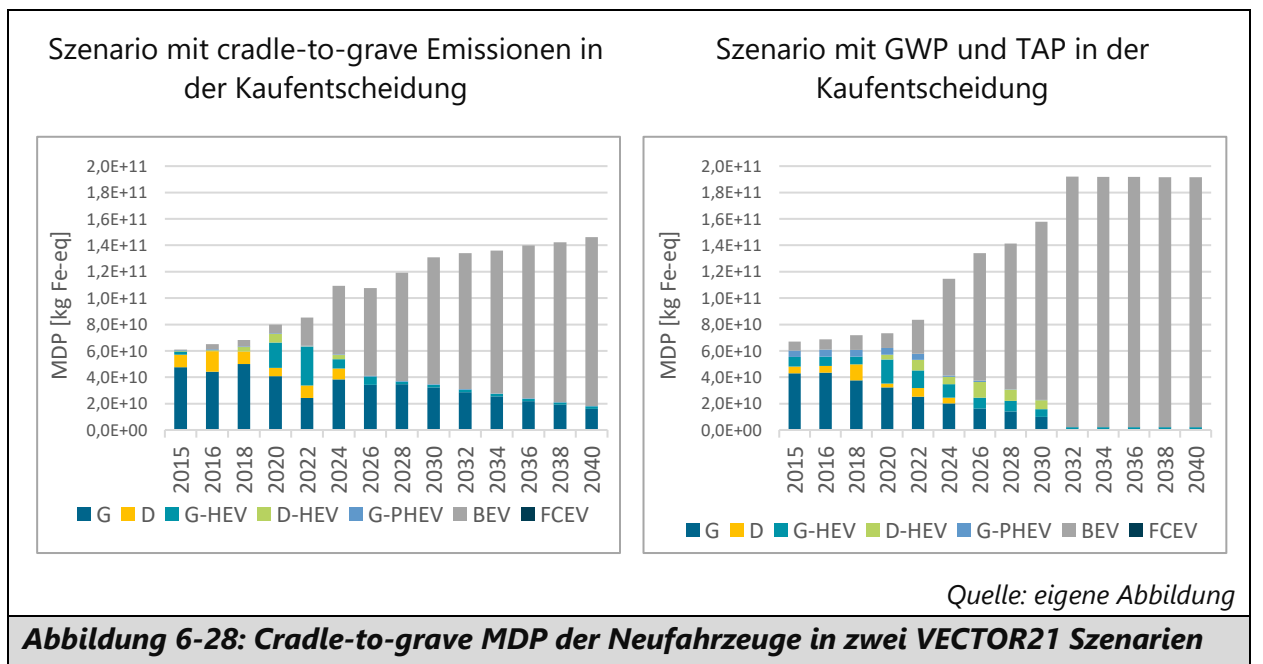
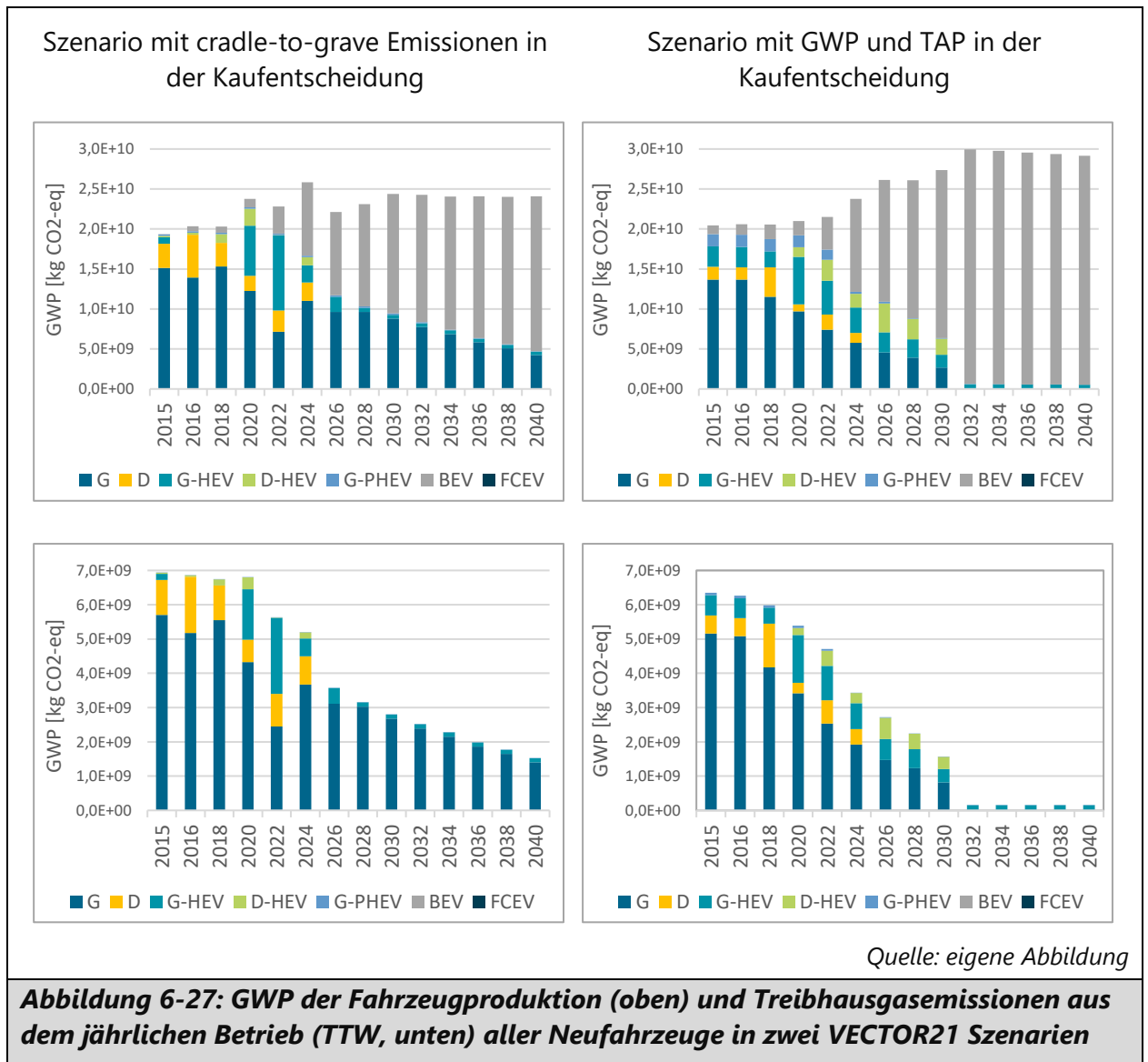
Quelle: eigene Abbildung

Abbildung 6-26: Neufahrzeugmarkt unter Einbeziehung der GWP- und TAP-Potenziale der Fahrzeugnutzung in VECTOR21 mit dem nutzenbasierten Ansatz

Ebenso wie für die Marktentwicklungsszenarien in Kapitel 6.2.1 lassen sich für die Berechnungen mit dem nutzenbasierten VECTOR21-Ansatz die Treibhausgasemissionen aus der Fahrzeugproduktion und aus der Fahrzeugnutzung (tank to wheel) berechnen (Abbildung 6-27). Obwohl die hier betrachteten Szenarien – einmal unter Einbeziehung

der Cradle-to-grave (CTG)-Treibhausgasemissionen und einmal unter Einbeziehung der TAP-Emissionen als weiteres Nutzenkriterium – unterschiedliche Technologieszenarien hervorrufen, ähneln sich die Verläufe der Emissionen aus der Fahrzeugproduktion bis 2030. Dass in beiden Szenarien unterschiedliche Nutzungsfunktionen dem Entscheidungsalgorithmus zugrunde gelegt wurden, lässt sich am Verlauf der Herstellungsemissionen ablesen. Diese bleiben im Szenario, in dem ebenjene im CTG-Ansatz einbezogen worden sind, deutlich unter denen im Szenario der GWP+TAP-Kaufentscheidung. Der umgekehrte Effekt führt bei den Treibhausgasemissionen der Fahrzeugnutzung (TTW) dazu, dass diese bei der stärkeren Gewichtung der GWP- und TAP-Emissionen wesentlich schneller zurückgehen als im Vergleichsszenario (Abbildung 6-27 unten). Der Rückgang bis 2040 beträgt in diesem Fall 98 % bis 2040 im Vergleich zum Ausgangsjahr 2015. Im CTG-basierten Szenario beträgt der Rückgang der Treibhausgasemissionen des Fahrzeugbetriebs immerhin 78 %.

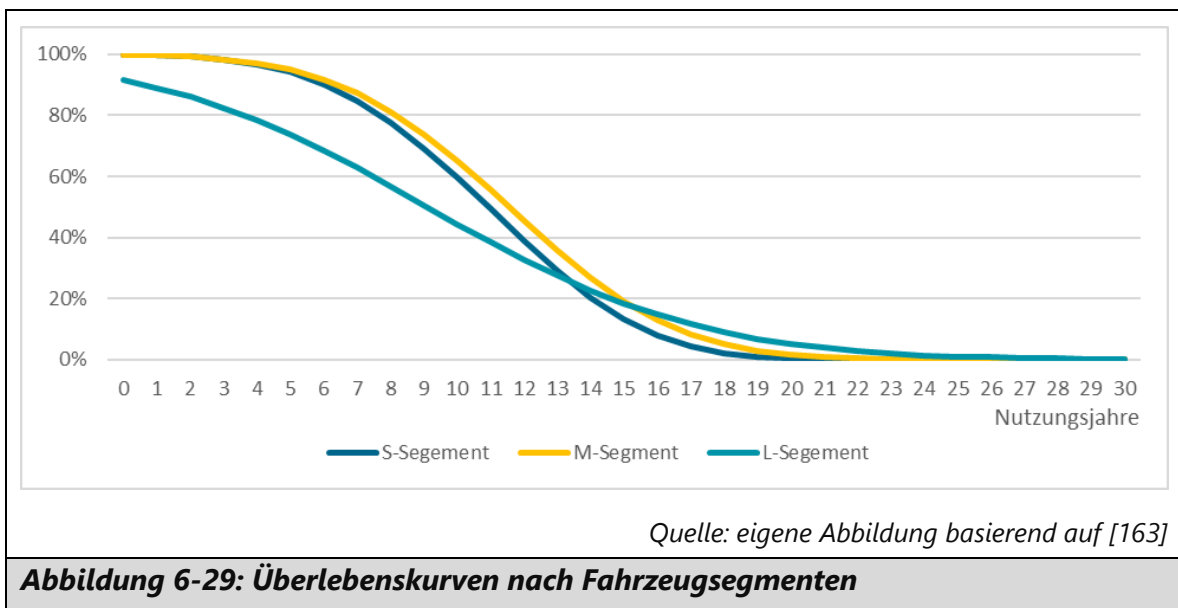
An dieser Stelle lohnt sich ein Blick in die Entwicklung des MDPs in beiden Szenarien (Abbildung 6-28). Hier zeigt sich, dass die geringeren CTG-Emissionen ebenso ein deutlich vermindertes MDP und somit einen niedrigeren Verbrauch metallischer Ressourcen mit sich bringt. Dementgegen hat das GWP+TAP-optimierte Szenario den höchsten Wert an potenziellem Abbau metallischer Ressourcen aller hier vorgestellten Szenarien.



6.3 Batterien für Recycling

Anhand der Ergebnisse der Modellierung des Neufahrzeugmarkts und der Verweildauer der Fahrzeuge im Fahrzeugbestand lassen sich Rückschlüsse auf den möglichen Rücklauf an Lithium-Ionen-Batterien aus dem deutschen Pkw-Markt ziehen. Im Folgenden werden die Batteriemengen, die möglicherweise aus dem E-Fahrzeugmarkt zur Verwertung gelangen, berechnet und vorhandene Unsicherheiten aufgezeigt. Aus den Batteriemengen lässt sich anhand von Kennzahlen zu Rückgewinnungsquoten verschiedener Recyclingprozesse die rückführbare Menge einzelner Metalle aus den Batterien berechnen (vgl. Kapitel 4.4.3). In dieser Arbeit wird der Fokus jedoch auf die Menge an Batterien gelegt, die verschiedenen Verwertungsoptionen (second life, Recycling etc.) zur Verfügung stehen könnte.

Die Überlebensfunktionen für die drei Fahrzeuggrößensegmente unterscheidet sich erheblich (Abbildung 6-29). Fahrzeuge aus dem L-Segment verlassen verglichen mit denen aus dem S- und M-Segment häufiger in den ersten Jahren nach Erstzulassung den deutschen Fahrzeugmarkt. Die L-Fahrzeuge, die im Bestand verbleiben, werden dagegen häufiger länger als 15 Jahre gefahren. Zusätzlich erfordert die Berechnung des Fahrzeugbestands eine geeignete Anfangsverteilung für die Fahrzeugkohorten [162], die zu Beginn des ersten Jahres in den VECTOR21-Simulationen vorhanden sind. Eine solche Kohorte neu zugelassener Pkws wird pro Jahr in den Fahrzeugbestand aufgenommen, während die Fahrzeuge aus den Kohorten der vergangenen Jahre aus dem Bestand entfernt werden, z. B. wegen Verschrottung oder Export. Fahrzeuge mit einem Alter von über 25 Jahren werden aufgrund ihrer geringen Anzahl vernachlässigt.



Aufgrund der langen Lebensdauer der Pkws von durchschnittlich mehr als 10 Jahren erhöht sich der Anteil neuer Fahrzeugtechnologien im Vergleich zum Neufahrzeugmarkt langsamer.

Ein wichtiger Faktor ist die Höhe der Rücklaufmengen an Traktionsbatterien, die tatsächlich bei einem Verwerter ankommen. Nicht jedes stillgelegte Fahrzeug wird auch verwertet, eine große Zahl verlässt Deutschland als Exportfahrzeug. Darüber hinaus hängt die Rücklaufmenge an Batterien maßgeblich von der Batterielebensdauer ab. Würden die Traktionsbatterien nach der Garantiedauer von 8 Jahren ausgetauscht werden, so beschleunigt dies den Rücklauf an Lithium-Ionen-Batterien. Realistisch ist jedoch eine durchschnittliche Lebensdauer von etwa 11 Jahren für die Lithium-Ionen-Batterien [164]. Ein weiterer Einflussfaktor für die Menge der zur Verfügung stehenden Traktionsbatterien ist die Sammelquote für ebendiese. Für eine Abschätzung der potenziellen Rücklaufmenge wurden Rücklaufquoten zwischen 30 % und 100 % angenommen. Im vorliegenden Szenario ergeben sich daraus Rücklaufmengen zwischen 25.000 und 100.000 t an Batterien pro Jahr im Jahr 2040 (Abbildung 6-30 und Abbildung 6-31). Diese Bandbreite ist hochsensitiv gegenüber dem zugrunde gelegten Neufahrzeugszenario (im vorliegenden Fall die in Kapitel 6.2.2 vorgestellten Szenarien) sowie der Rücklaufquote der Fahrzeuge, die auf den deutschen Markt treten.

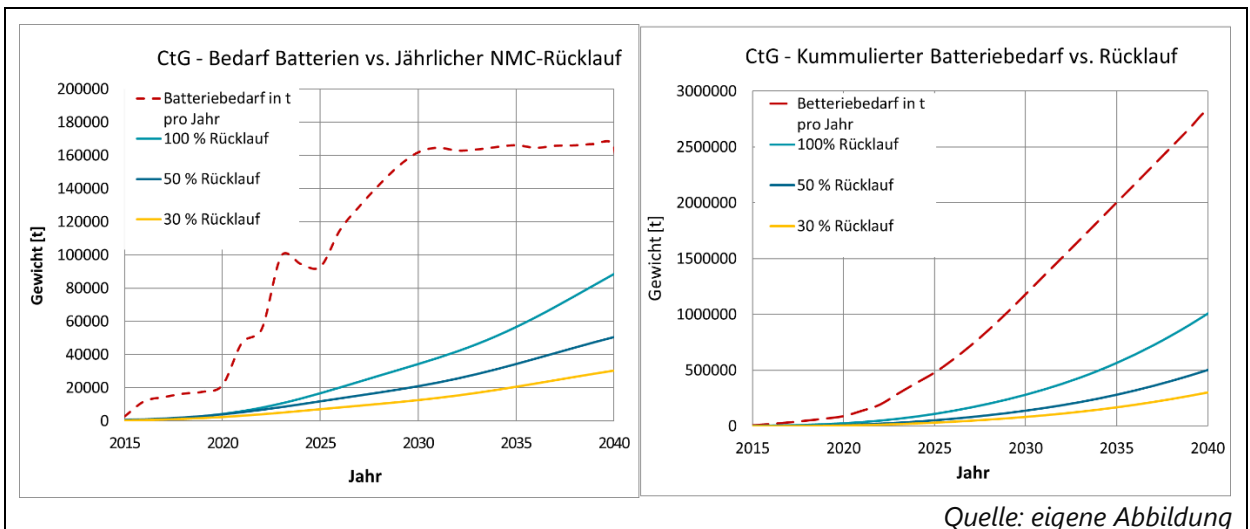


Abbildung 6-30: Vergleich der potenziellen jährlichen Rücklaufmenge Li-Ionen Batterie und der kumulierten Werte Rücklaufmenge im CTG Szenario des nutzenbasierten VECTOR21-Modells

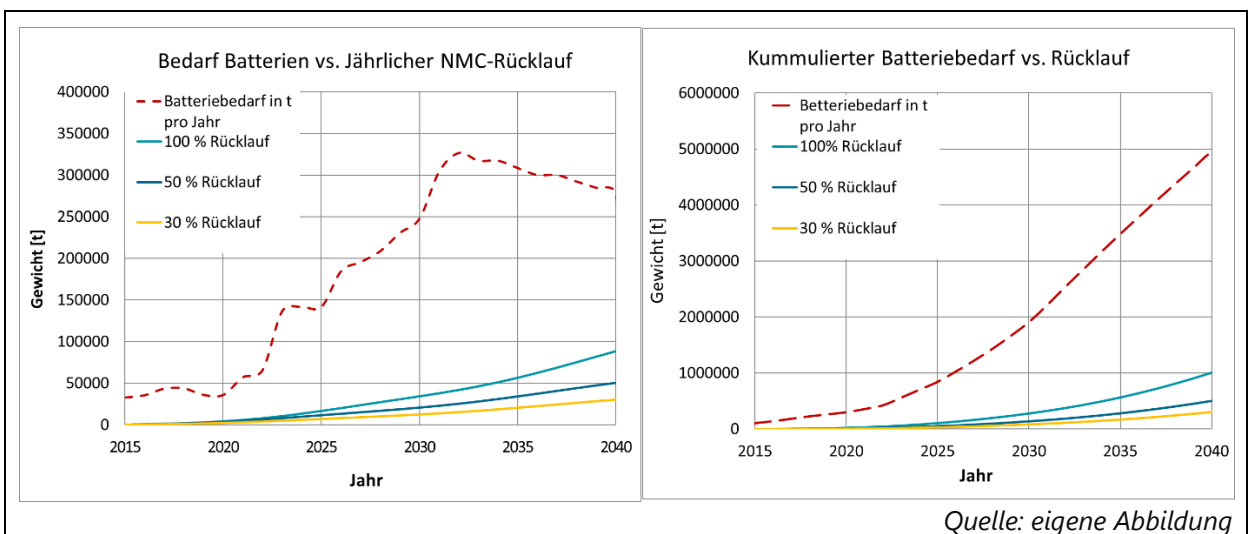


Abbildung 6-31: Vergleich der potenziellen jährlichen Rücklaufmenge Li-Ionen Batterie und der kumulierten Werte Rücklaufmenge im GWP+TAP Szenario des nutzenbasierten VECTOR21-Modells

Dementsprechend unsicher ist die kumulierte Menge an Material, die aus dem Pkw-Bestand einer Verwertung zur Verfügung stehen kann (Abbildung 6-30 und Abbildung 6-31 rechts). Es wird ersichtlich, dass die zeitliche Verzögerung bei der Betrachtung bis 2040 zu verhältnismäßig geringen Mengen an potenziell zurückgewonnenem Material führt. In Anbetracht der wachsenden Menge an Batterien, die für die Neufahrzeuge gemäß dem Szenario bis 2040 benötigt werden, ist eine nennenswerte Versorgung mit Sekundärmaterial in diesem eingeschränkten Untersuchungsrahmen mit Fokus auf den

Pkw-Markt schwer zu erreichen. Die Nachfrage nach den hier betrachteten Szenarien übersteigt die Menge an verfügbarem Sekundärmaterial bei weitem, unabhängig davon, welche Rücklaufquote zugrunde gelegt wird. Werden die Batterien der Fahrzeuge, welche den Markt verlassen, gesammelt, so können sie zudem noch einer sekundären Nutzung zugeführt werden. Dies würde einen zeitlichen Versatz der Rücklaufmengen zum Recycling um weitere zwei bis zehn Jahre bedeuten.

7 Diskussion und Schlussfolgerungen

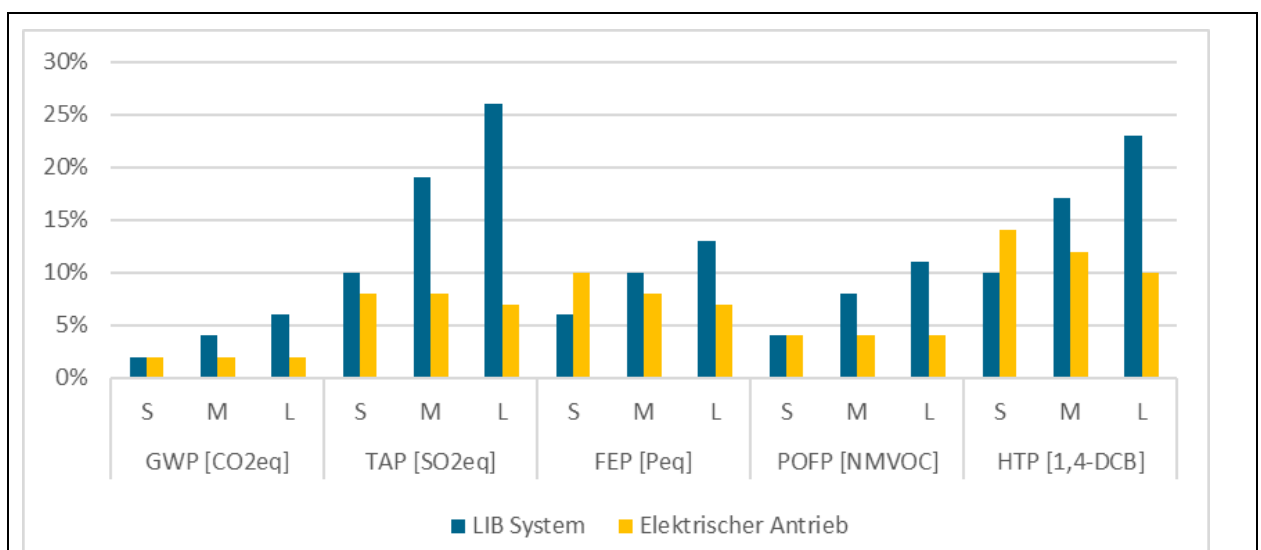
Die Mobilitätsindustrie steht vor der Herausforderung, den steigenden Anforderungen an Nachhaltigkeit gerecht zu werden. Die vorliegende Arbeit befasst sich mit verschiedenen Aspekten der Emissionsreduzierung der Pkw-Herstellung und Nutzung, darunter Werkstoffen, Fahrzeugherstellung, Antrieben, Fahrzeuggrößen, End-of-life-Szenarien und der Entwicklung bis 2040. Es werden Möglichkeiten zur Reduzierung von Emissionen und Verbesserung der Berücksichtigung von Umweltkennzahlen in Fahrzeugmarktszenarien aufgezeigt.

Fahrzeugherstellung und -nutzung

Die Herkunft der Werkstoffe in der Fahrzeugherstellung spielt eine entscheidende Rolle in Bezug auf ihre Emissionsintensität. Durch den Einsatz alternativer Werkstoffe und neuer Pfade kann die Umweltbelastung reduziert werden. Das im Rahmen dieser Arbeit erstellte Ökobilanzmodell basiert auf Primärdaten, Literaturwerten für Herstellungs- und Recyclingprozesse und verwendet die Simulationsergebnisse für die Berechnung des Verbrauchs und der direkten Emissionen unter Einbeziehung von WLTP-Messwerten für PHEVs. Für die einzelnen Antriebe können so Abschätzungen zur gesamten Emissionshöhe und Vergleiche mit anderen Größenklassen und Antriebstypen durchgeführt werden. Bei den elektrisch angetriebenen Pkw spielt die Größe der Batterie eine entscheidende Rolle. Unabhängig von der Jahresfahrleistung verursacht die Lithium-Ionen-Batterie bspw. mehr P_{eq} -Emissionen sowohl während der Herstellungs- als auch der Nutzungsphase und damit einen höheren POFP. Der gleiche Effekt ist für HTP (1,4- DCB_{eq}) und weitere Wirkungskategorien zu beobachten (vgl. Kapitel 6.1.3). Obwohl die SO_{2eq} -Emissionen in der Nutzungsphase mit zunehmender Batteriekapazität abnehmen, können sie den Anstieg der Herstellungsemissionen nicht kompensieren. Daher nimmt das Versauerungspotenzial mit zunehmender Batteriegröße zu und übersteigt für die hier betrachteten BEVs und FCEVs das konventioneller und hybrider Pkws.

Insgesamt ist die Variabilität des Emissionsspektrums sehr hoch. Besonders deutlich wird dies bei den PHEV-Emissionen, deren tatsächliches Emissionsniveau schwer abzuschätzen ist, jedoch in der Regel außer im Falle des GWPs höher als bei den konventionellen Pkws

sein wird. Aus der Lebenszyklusperspektive dürften die Emissionen eines durchschnittlichen PHEVs aus zwei Hauptgründen jedoch in Zukunft sinken. Erstens wird der Anteil der erneuerbaren Energien am deutschen Strommix weiter steigen. Daher können die Emissionen von Fahrzeugen mit ausreichender elektrischer Reichweite, die von Besitzern genutzt werden, die häufig laden wollen, reduziert werden. Zweitens werden die Hersteller mit steigender Anzahl an elektrischen Fahrzeugen auf dem Markt ökologische Skaleneffekte für den elektrischen Antriebsstrang und das Lithium-Ionen-Batteriesystem erzielen und technische Neuerungen schneller in den Markt übernommen werden können. Abbildung 7-1 zeigt die durchschnittlichen Wirkungsanteile des Lithium-Ionen-Batteriesystems und des elektrischen Antriebsstrangs für verschiedene analysierte Wirkungskategorien und PHEV-Fahrzeugkonfigurationen (S, M oder L) über den gesamten Lebenszyklus von 200.000 km. Es ist zu erwarten, dass schadstoffabhängige Wirkungskategorien wie HTP und TAP am meisten von einem höheren Produktionsvolumen und Technologiefortschritten profitieren werden, da der elektrische Antriebsstrang und das Batteriesystem in diesen Kategorien den größten Einfluss haben. Es lässt sich zudem feststellen, dass die von einer Lithium-Ionen-Batterie verursachten $\text{CO}_{2\text{eq}}$ bei BEVs eine wichtige Rolle spielen könnten, aber einen wesentlich geringeren Anteil am GWP von PHEVs ausmachen.



Quelle: eigene Abbildung

Abbildung 7-1: Durchschnittliche Anteile des LIB-Systems und des elektrischen Antriebsstrangs an verschiedenen Wirkungskategorien

Bezüglich der Nutzungsphase sind die direkten Emissionen eines PHEVs immer noch mit denen eines Fahrzeugs mit Verbrennungsmotor vergleichbar, wenn das Fahrzeug selten geladen wird, die jährliche Fahrleistung zu hoch oder die Batterie zu klein ist und daher die elektrische Reichweite nicht ausreicht. Daher ist die Infrastrukturverfügbarkeit ein weiteres wesentliches Kriterium bei der Bewertung der PHEVs. Es hängt stets von mehreren Parametern ab, wie z. B. der Batteriegröße, der jährlichen Fahrleistung, der daraus resultierenden elektrischen Reichweite und dem Ladestrommix, ob PHEVs nachhaltiger sein können als konventionelle Fahrzeuge. Gleiches gilt für BEVs und FCEVs, deren Potenziale ebenfalls nur mit verfügbarer Lade- und Betankungsinfrastruktur genutzt werden können.

End-of-Life

Das End-of-Life-Szenario beeinflusst zwar die Recyclingfähigkeit der Fahrzeuge, hat jedoch wenig Einfluss auf die Gesamtemissionen. Über eine LCA hinaus existieren andere Methoden, sogenannte Circular Economy Indices [165], um die Kompatibilität eines Produkts mit den Grundsätzen der Kreislaufwirtschaft zu bewerten. Diese Indikatoren zur Bewertung der Kreislaufwirtschaft benötigen eine ähnliche Datengrundlage wie die Stoff- und Energiestrommodellierung. Aus den Ergebnissen der LCA-Bewertung lassen sich jedoch auf die Kreislauffähigkeit keine Rückschlüsse ziehen.

Bei der Bewertung der in dieser Arbeit durchgeführten Analyse des potenziellen Materialaufkommens aus dem Batterierecycling ergeben sich Unsicherheiten aus der Frage, wie viele Batterien tatsächlich einer Wiederverwertung zugeführt werden können. Die Sammelquote hängt von verschiedenen Faktoren, unter anderem dem Exportanteil der Fahrzeuge ab. Aufgrund der Vorgaben der Batterierichtlinie [5] ist eine hohe Rücklaufquote von Traktionsbatterien in Zukunft wahrscheinlich, jedoch verlässt aktuell der Großteil der Altfahrzeuge Deutschland als Gebrauchtfahrzeuge. Im Jahr 2018 wurden lediglich 17 % der in Deutschland stillgelegten Fahrzeuge erwiesenermaßen einer Altfahrzeugverwertung zugeführt. Bei weiteren 10 % ist dies im Bereich des Möglichen, da der Verbleib dieser Fahrzeuge unklar ist [166]. Für BEVs gibt es hierzu jedoch bisher keine separat ausgewiesenen Daten. Daher wurden in dieser Arbeit für die Berechnung

der potenziellen Rücklaufmenge verschiedene Quoten zwischen 30 % und 100 % angenommen. Anhand der oben genannten Daten zu konventionellen Fahrzeugen erscheint eine maximale Rücklaufquote von 30 % wahrscheinlich. Da sich mit steigendem Fahrzeugalter der Zustand (state of health) der eingesetzten Traktionsbatterie verschlechtert, erscheint eine Erhöhung der Rücklaufquote möglich. Zudem ist der Weiterbetrieb des Fahrzeugs mit einer stark gealterten Traktionsbatterie nicht unbedingt zielführend, da der Austausch der Batterie in Altfahrzeugen kostenintensiv und dadurch nicht immer wirtschaftlich ist. Unabhängig von der tatsächlichen Rücklaufquote ist es unwahrscheinlich, dass bis 2040 eine nennenswerte Menge an Sekundärmaterial aus dem Batterierecycling der Pkws zur Verfügung steht.

Bisher lässt sich aus den statistischen Daten zur Fahrzeuglebensdauer ebenfalls nicht ablesen, ob E-Fahrzeuge eine andere Lebensdauer als bisherige Verbrennungsfahrzeuge haben. Daher wird in dieser Arbeit für alle Fahrzeuge eine einheitliche Berechnung angewendet, was in der Praxis jedoch nicht zutreffen dürfte. Würden die Traktionsbatterien nach der Garantiedauer von 8 Jahren ausgetauscht werden, so beschleunigt dies den Rücklauf an Batterien. Realistisch ist jedoch eine durchschnittliche Lebensdauer von etwa 11 Jahren für die NMC-Batterien [164]. D. h., dass ein durchschnittliches PEV zwar mit niedriger Batteriekapazität nach einer gewissen Anzahl an Ladezyklen oder Lebensjahren auskommen muss, ein Batterietausch jedoch nicht vorgenommen wird, solange kein tatsächlicher Defekt der Traktionsbatterie vorliegt, was auch aus wirtschaftlicher Sicht sinnvoll erscheint.

Entwicklung bis 2040

Die Reduzierung der Hintergrundemissionen in Deutschland allein reicht nicht aus, um die Emissionen entscheidend zu reduzieren. Da sich nur ein Teil der Herstellungsprozesse in Deutschland abspielt und einige der energieintensiven Prozesse außerhalb Deutschland und Europa stattfinden, besteht hier außerhalb des vorliegenden Untersuchungsrahmens weiteres Potenzial zur Emissionseinsparung. In welchem Maße dies jedoch bspw. in China geschieht, ist offen. Zwar ist die CO₂-Intensität der Stromerzeugung in den letzten 20 Jahren um 20 % auf 531 g CO₂ /kWh im Jahr 2022

gesunken [167], jedoch ist angesichts des Zubaus an Kohlekraftwerken parallel zum Ausbau der erneuerbaren Energien die weitere Entwicklung unklar. Es besteht jedoch durch die Weiterentwicklung der Batterietechnologien das Potenzial, dass diese in Zukunft CO₂-ärmer werden. Allerdings besteht eine große Unsicherheit, wie ein zukünftiger Batteriemix aussieht und inwieweit sich die Lieferketten entscheidend verlagern.

In der Fahrzeugnutzung ergeben sich Potenziale zur Emissionsminderung von BEVs von 68 % durch den Zuwachs an regenerativem Strom bis 2040. Bei den konventionellen Kraftstoffen sind aufgrund des Verbrennungsprozesses der Kraftstoffe solche Einsparungen nicht möglich. Neue biologische oder synthetische Kraftstoffe können bilanziell gesehen die CO₂-Emissionen reduzieren durch Nutzung von biogenem CO₂ oder CO₂ aus Industrieabgasen. Allerdings ist die Verfügbarkeit in nennenswerten Mengen für den Pkw-Verkehr derzeit nicht absehbar. Auch die Weiterentwicklung von Verbrennungsmotoren für die Verwendung von neuen Kraftstoffen oder die Optimierung des Energieverbrauchs und der Schadstoffemissionen findet angesichts des Trends zur Elektromobilität und drohender Verbote von Verbrennern kaum mehr statt.

Fahrzeugmarktszenarien

Die Analyse der Fahrzeugmarktszenarien mit dem VECTOR21-TCO-Ansatz zeigt, dass die Elektrifizierung des Fahrzeugbestands wirtschaftlich sinnvoll ist, während FCEVs aufgrund ihrer hohen Herstellungsemissionen und der hohen Kosten nicht konkurrenzfähig sind. Die Modellierung in VECTOR21 basiert in der Grundstufe auf einer Well-to-wheel-Bilanz der Antriebstechnologien. D. h., für die Kaufentscheidung werden die CO₂-Emissionen des Fahrzeugbetriebs und der Kraftstoff- bzw. Stromherstellung einbezogen. Da sich hierdurch relativ gesehen der Unterschied zwischen BEV und konventionellen Fahrzeugen verringert, wirkt sich das auf die Kaufentscheidung im Szenariomodell aus. Wird die Systemgrenze ausgeweitet auf eine Cradle-to-grave-Kennzahl für den Entscheidungsalgorithmus, ist zwar die Entwicklung hin zur Elektrifizierung ebenso zu beobachten. Jedoch findet der Hochlauf der BEVs langsamer statt und mündet in einem Anteil der BEV von 48 % . Die Lücke im Vergleich zum Basisszenario wird zum größten

Teil durch G-HEVs geschlossen. FCEVs können sich nicht mehr auf dem Markt etablieren, da zu den hohen Kosten die relativ hohen Emissionen der Fahrzeugherstellung hinzukommen.

Darüber hinaus werden abweichende Effekte zwischen PHEVs und BEVs deutlich, da in der Nutzungsphase die Vermeidung von Schadstoffemissionen durch rein elektrisches Fahren bei den BEVs maximal ist. FCEVs haben gegenüber den BEV-Fahrzeugen keine Vorteile, weder bezüglich der Kosten noch bezüglich der Umweltwirkungen. Daher erhöht sich der Marktanteil dieser Antriebstechnologie in den analysierten Fällen nicht.

Die Einbeziehung weiterer Umweltkriterien in die Entscheidungsfindung im nutzenbasierten Ansatz von VECTOR21 ist sinnvoll, erfordert jedoch eine Differenzierung zwischen den Nutzern und eine Erweiterung der Datengrundlage. Die Erweiterung der Nutzenfunktion durch den Umweltindikator „Versauerungspotenzial (SO_{2eq})“ im Tank-to-wheel-Ansatz führt zu einem schnelleren Wachstum des Marktanteils von batterieelektrischen Fahrzeugen. Diese Erweiterung der ökologischen Entscheidungskriterien beschleunigt den Markthochlauf rapide. FCEVs weisen derzeit ein ungünstiges Kosten-Nutzen-Verhältnis auf, da ihre Vorteile erst spät im Lebenszyklus zum Tragen kommen.

Beide Ansätze, TCO- und nutzenbasiert, lassen sich nur bedingt direkt vergleichen, da zum einen mehr Fahrzeugparameter in den Entscheidungsalgorithmus beim nutzenbasierten Ansatz einbezogen werden. Zum anderen sind die Kundengruppen stärker ausdifferenziert und nach sozio-demografischen Gesichtspunkten unterschieden, sodass bei der Kaufentscheidung für die verschiedenen Antriebe stärker diversifiziert werden muss. Jedoch haben beide Ansätze Vor- und Nachteile. So ist die Modellierung mit dem TCO-Ansatz leicht nachvollziehbar und benötigt eine vergleichsweise geringe Datengrundlage. Dadurch lässt sich das Modell mit geringem Aufwand auf andere Länder übertragen und leicht anpassen. Demgegenüber steht eine auf das Kostenkriterium beschränkte Abbildung der Kaufentscheidung der betrachteten Kundengruppen. Der nutzenbasierte Ansatz erweitert dieses Vorgehen um empirisch nachvollziehbare Entscheidungskriterien, die beim Pkw-Kauf eine Rolle spielen. Daraus ergibt sich eine

größere Flexibilität des Modells hinsichtlich der Variation von Entscheidungswegen. Nachteilig ist, dass dies eine entsprechend größere Datengrundlage sowohl seitens der Fahrzeugparameter als auch der Kundencharakteristika erfordert.

Insgesamt gesehen eignen sich die Stoffstrom- und Energiemodelle in Kombination mit den Methoden der Wirkungsabschätzung für eine fundierte Bewertung der verschiedenen Antriebstechnologien. Diese LCA eignet sich insbesondere für die Bewertung der einzelnen Antriebe und Fahrzeuge zueinander. Durch die Erstellung parametrisierter Stoffstrommodelle für die einzelnen Antriebsvarianten lassen sich weitere oder spezifischere Fahrzeugmodelle berechnen. Eine Verwendung dieser Ergebnisse in den Fahrzeugmarktszenarien ermöglicht eine ähnliche Gewichtung alternativer Umweltwirkungen wie bei den CO₂-Emissionen. Ein Vergleich der Szenarienergebnisse zeigt, dass die Betrachtung des ganzen Lebenswegs notwendig ist, da Verlagerungseffekte in den Marktszenarien sonst nicht berücksichtigt werden können. Prinzipiell betrifft dies nicht nur die Verteilung zwischen den Lebensphasen, sondern auch die räumliche Verteilung. Die Berücksichtigung anderer Umweltkategorien neben CO₂-Emissionen ist dabei entscheidend, um solche Verlagerungseffekte zu vermeiden. Bei den CO₂-Emissionen ist es aufgrund ihrer Langlebigkeit irrelevant, wo sie entstehen. Dagegen haben andere Schadstoffemissionen einen indirekten Einfluss auf den Klimawandel durch atmosphärische Umwandlungsreaktionen, wie z. B. NO_x oder verschiedene Kohlenwasserstoffe. In diesen Fällen macht es sehr wohl einen Unterschied, wo die Emissionen stattfinden. Für die Verwendung in Klimamodellen bspw. sind die LCA-Ergebnisse nicht geeignet. Hier muss auf Ebene einzelner Spezies gearbeitet werden, was jedoch mit einem Stoffstrommodell ohne Weiteres möglich ist.

8 Zusammenfassung und Ausblick

8.1 Methodik und Modellansatz der Arbeit

Die Automobilbranche befindet sich im Wandel: Die CO₂-Ziele für Pkw-Flotten in Europa, die verschärften Anforderungen an die Einhaltung von Emissionsgrenzwerten für bestimmte Schadstoffe sowie die Sorgen vor Ressourcenknappheit haben zu einem verstärkten Innovationsdruck auf dem Pkw-Markt geführt. Die durch die Politik gesetzten Rahmenbedingungen sollen dabei Anreize für Innovationen und Investitionen für den Verkehrssektor setzen, sodass die langfristigen energiepolitischen Ziele sowie Nachhaltigkeitsziele erreicht werden. Um die Zielkonformität bewerten zu können, ist zunächst die Bestimmung der Emissionen von Bedeutung. Dabei müssen nicht nur die Emissionen im Fahrzeugbetrieb, sondern sämtliche Emissionen über den ganzen Lebenszyklus des Fahrzeuges berücksichtigt werden.

Es gibt verschiedene Analysen zur Bewertung der Emissionen konventioneller und neuer Pkw-Technologien in Deutschland. Diese betrachten vor allem verschiedene Antriebsarten und den Einfluss verschiedener Energiequellen auf den Fahrzeugbetrieb. Aus bestehenden Analysen der vergangenen Jahre wird deutlich, dass in Deutschland batterieelektrische Fahrzeuge im Vergleich zu konventionellen Fahrzeugen bereits heute Vorteile hinsichtlich der Gesamtemissionen an Treibhausgasen zeigen. Obwohl die Batterieherstellung immer noch mit hohen CO₂-Emissionen verbunden ist, können die Minderemissionen der Nutzungsfahrzeuge diesen „Rucksack“ mehr als ausgleichen. Darüber hinaus wird in weiteren Studien auch die Bewertung von (Leichtbau-)Werkstoffen betrachtet. Je nach Technologie können die Emissionen von verschiedenen Materialien und alternativen Antriebskonzepten von der Nutzungsphase auf die Herstellungs-, Entsorgungs- und Recyclingphasen oder auf andere geografische Regionen verlagert werden. Die Betrachtung der zeitlichen Entwicklung von Emissionen erfolgt in der Regel mithilfe von Szenarien für einzelne Zieljahre.

Um die zukünftigen Entwicklungen der Fahrzeugtechnologien zu bestimmen, werden zwei aufeinander aufbauende Modellbausteine weiterentwickelt: Stoffstrommodelle von Gesamtfahrzeugen zur Bestimmung der Ökobilanz und Modelle zur Bestimmung der

Entwicklungen der Fahrzeugmärkte und Marktdurchdringung. Bestehende Modelle für Ökobilanzen von PKW verwenden in der Regel Durchschnittsdaten aus bestehenden Datenbanken und berücksichtigen nur sehr eingeschränkt die Entwicklung der einzelnen Technologien, wie z. B. Effizienzgewinne in der Zukunft. Ebenso wenig werden Datenquellen basierend auf realen Messdaten aus Fahrzeugmesskampagnen und Datenbanken für Emissionsfaktoren für Ökobilanzmodelle verwendet. Modelle, welche die Entwicklung von Fahrzeugmärkten und die Marktdurchdringung von Fahrzeugtechnologien abbilden, berücksichtigen auf der anderen Seite Informationen aus Ökobilanzen bisher nicht. Diese Modelle basieren entweder auf einfachen Diffusionsmodellen, Konsumentenentscheidungsmodellen oder Agentenmodellen.

Im Rahmen dieser Dissertation wurden nun verschiedene Pkw-Antriebstechnologien anhand ihrer Stoff- und Energiebilanzen hinsichtlich wichtiger ökologischer Faktoren untersucht. Ziel war es, mögliche Zielkonflikte zu identifizieren und die Wirksamkeit einzelner Technologien und Fahrzeugkonzepte im Hinblick auf ihren ökologischen Gesamtnutzen zu untersuchen.

Anlehnend an die Methode der Ökobilanzierung wurde ein ganzheitlicher Ansatz bei der Betrachtung der Produktlebenszyklen verfolgt. D. h., dass die Prozesse von der Wiege bis zur Bahre, also von der Rohstoffgewinnung bis zur Entsorgung, im Modell abgebildet wurden. Im ersten Schritt werden alternative und konventionelle Fahrzeuge anhand von Stoffstrommodellen miteinander verglichen. Im zweiten Schritt wird, im Unterschied zu klassischen Ökobilanzen, nicht nur ein Bauteil- oder Fahrzeugvergleich vorgenommen, sondern mithilfe von Simulationen aus dem Fahrzeug-Szenariomodell VECTOR21 die Gesamtfahrzeugbestände in Deutschland berücksichtigt. Dies erlaubt Rückschlüsse auf die Auswirkungen des Einsatzes neuer Technologien in ganzen Fahrzeugflotten. So hat die Gesamtmenge eines verwendeten Materials z. B. Auswirkungen auf die Verfügbarkeit der Rohstoffe, die zu seiner Herstellung benötigt werden.

Diese Kopplung eines Fahrzeugszenario-Modells mit einem Stoffstrommodell wurde bisher noch nicht realisiert. Ebenso stellt die detaillierte Analyse der zeitlichen Entwicklung von Emissionen sowie die Verwendung neuer Datenquellen für die

Fahrzeugemissionen in der Nutzungsphase einen Neuigkeitswert dar. Im Prinzip werden drei bisher im Wesentlichen getrennt betrachtete Fragestellungen „Umweltwirkungen der Fahrzeugproduktion“, „ökologischer Nutzen und Risiken der Elektromobilität“ und „Emissionsfaktoren verschiedener Pkw-Typen“ in einem Modell vereint. Die Ergebnisse dieser Dissertation ermöglichen es, Abhängigkeiten zwischen der Technologieentwicklung auf dem Pkw-Markt und dem ökologischen Nutzen der Technologien zu untersuchen sowie potenzielle Einflüsse verschiedener Umweltkennzahlen auf den Kaufentscheidungsprozess zu beziffern. Die Arbeit leistet somit einen Beitrag zur Identifizierung ökologisch günstiger Pkw-Entwicklungspfade und geeigneter Maßnahmen zur Verringerung von Umweltbelastungen aus dem Pkw-Sektor.

Die Anbindung dieser Einflussfaktoren an das Stoffstrommodell erfolgt mittels einer Schnittstelle, die verschiedene Fahrzeugparameter, den Strom- und Materialmix sowie die Emissionsfaktoren der Kraftstoffverbrennung in Abhängigkeit von Antrieb und Jahr bereitstellt.

Über die reine Bewertung der Fahrzeuge hinaus wurde in dieser Arbeit auch die Abbildung des Auswahlprozesses bei der Kaufentscheidung der PKW-Nutzer verändert. Im Prinzip soll damit die Einführung eines Emissionslabels abgebildet werden. Damit wurde der Frage nachgegangen, welchen Einfluss die Information der Kunden über unterschiedliche Emissionen haben kann, die über die reinen CO₂-Werte hinausgehen. Es werden dabei nicht nur zusätzliche Parameter, sondern auch die Herstellung der Fahrzeuge und ihre Entsorgung in die berücksichtigten Kennzahlen einbezogen und somit Teil der Kaufentscheidung. Diesbezüglich stehen hier zwei Thesen im Vordergrund: Zum einen wird davon ausgegangen, dass die Information über Nicht-CO₂-Emissionen des gesamten Fahrzeuglebenszyklus zu veränderten Marktentwicklungen führen kann im Vergleich zu Entscheidungen mit einem singulären Bezug auf CO₂-Emissionen. Zum anderen wurden explizit reale Emissionen und nicht Normwerte oder maximal erlaubte Werte angegeben, was ebenfalls erheblichen Einfluss auf die Durchsetzung verschiedener Technologien hat. Abweichend von den heutigen Herstellerangaben würde dies eine Bereitstellung an Daten aus anderen Quellen bedeuten, da die Realwerte je nach Technologie deutlich von den erwarteten Werten abweichen.

Die verschiedenen Varianten des Auswahlprozesses wurden sukzessive in separaten Rechendurchläufen angewendet und miteinander verglichen. Die einzelnen Varianten, die auf das Basisszenario aufbauen, in dem nur CO₂-Emissionen der Nutzungsphase berücksichtigt werden, sind:

1. Kaufentscheidung für den Fahrzeugtyp mit den geringsten Well-to-wheel (Fahrzeugnutzung und Kraftstoffvorketten)-Treibhausgasemissionen
2. Kaufentscheidung für den Fahrzeugtyp mit den geringsten Treibhausgasemissionen über den gesamten Lebensweg inklusive Herstellung und Entsorgung
3. Kaufentscheidung für den Fahrzeugtyp mit den geringsten lokalen Umweltwirkungen in Kombination mit Auswirkungen auf den Klimawandel

Die Ergebnisse dieser Variantenrechnungen dienen nicht nur dazu, die Markteingangswege verschiedener Fahrzeugtypen durch verschiedene Kaufpräferenzen zu untersuchen. Ermöglicht werden hierdurch auch Rückschlüsse darauf, welche Informationen potenziellen Kunden zur Verfügung gestellt werden sollten, um die Einführung bestimmter Technologien oder Fahrzeugtypen in den Markt zu beschleunigen.

Die praktische Umsetzung der Ökobilanzierung erfolgte mit einem selbst erstellten Fahrzeugkonfigurationstool, das die erforderlichen Eingangsdaten für die Stoffstrommodellierung liefert. Diese Daten wurden in den Stoffstrommodellen, die in der Ökobilanzsoftware Umberto LCA+ erstellt wurden, für die jeweiligen Pkw-Antriebstypen verwendet. Die Datenbasis besteht aus eigenen erhobenen Daten, Literaturwerten sowie Daten aus der LCA-Datenbank ecoinvent. Das Stoffstrommodell umfasst die Herstellungsphase, die Nutzungsphase und die End-of-Life-Prozesse (EoL) und somit die Prozesse von der Wiege bis zur Bahre (cradle to grave). Es wird angenommen, dass der Fahrzeuglebenszyklus in Deutschland stattfindet, wobei Vorkettenprozesse für einige Fahrzeugbauteile und insbesondere die Traktionsbatterie in China stattfinden. Im Modell wurden daher so weit wie möglich standortspezifische Daten in Bezug auf Zeit und Geografie implementiert. Für die Wirkungsabschätzung wurde auf die etablierte Wirkungsabschätzungsmethode ReCiPe zurückgegriffen, die basierend auf verschiedenen Charakterisierungsmodellen 16 verschiedene Wirkungskategorien

unterscheidet. Der Nutzungsphase wurde für die Emissionsmodellierung besondere Aufmerksamkeit gewidmet: Bei Verbrennungsmotoren wird ein beträchtlicher Anteil der CO₂- und Schadstoffemissionen im Gesamtlebenszyklus durch die Verbrennung von Kraftstoff freigesetzt. Für CO₂ und SO₂ besteht dabei eine direkte Korrelation der Emissionsmenge zum Kraftstoffverbrauch, bei anderen Schadstoffemissionen haben weitere Parameter wie die Verbrennungscharakteristika im Motor oder die Temperatur des Katalysators großen Einfluss.

8.2 Zentrale Ergebnisse

Die vorliegende Arbeit untersucht die Umweltauswirkungen verschiedener Fahrzeugtypen entlang ihres gesamten Lebenszyklus, einschließlich Herstellung, Nutzung und Entsorgung. Dabei werden die verschiedenen Bauteile der Fahrzeuge und ihre spezifischen Umweltauswirkungen betrachtet. Besondere Aufmerksamkeit gilt der Herstellung von Plug-in Hybrid Electric Vehicles (PHEVs), die Bauteile sowohl des elektrischen als auch des Verbrenner-Antriebsstrangs enthalten und sich daher für eine detaillierte Analyse eignen.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Herstellung von Lithium-Ionen-Batterien den größten Anteil an den Umweltauswirkungen über verschiedene Kategorien hinweg hat. Innerhalb der einzelnen Bauteile variieren die Anteile an den Umweltwirkungskategorien erheblich. Die Nutzung der Fahrzeuge trägt insbesondere bei konventionellen Fahrzeugen am stärksten zum Treibhauspotenzial bei. Bei anderen Wirkungskategorien wie dem Versauerungspotenzial, der potenziellen Humantoxizität oder dem Eutrophierungspotenzial hat die Herstellung der Lithium-Ionen-Batterien den größten Einfluss. Der Vergleich verschiedener Antriebsarten zeigt, dass elektrifizierte Fahrzeuge insgesamt niedrigere Treibhausgasemissionen haben als konventionelle Fahrzeuge. Batterieelektrische Fahrzeuge (BEVs) haben die niedrigsten Treibhausgasemissionen, während Wasserstoff-Brennstoffzellenfahrzeuge (FCEVs) aufgrund ihrer Herstellung höhere Emissionen aufweisen. Die Emissionen der Fahrzeugherstellung wirken sich insbesondere bei BEVs durch die Größe der Lithium-Ionen-Batterien nachteilig auf andere Umweltauswirkungen aus. Im gegebenen Untersuchungsrahmen ist der Einfluss des

Strommixes in Deutschland begrenzt, da viele Prozesse außerhalb stattfinden und der Strommix bis 2040 nicht komplett erneuerbar wird.

Die Modellierung des Neufahrzeugmarkts zeigt eine deutliche Bewegung hin zu elektrifizierten Antrieben. Die Einführung von umweltbezogenen Entscheidungskriterien kann den Markthochlauf von batterieelektrischen Fahrzeugen beschleunigen, wenn die Treibhausgasemissionen über den gesamten Lebensweg oder neben den Treibhausgasemissionen ein weiteres Umweltkriterium, wie z. B. das Versauerungspotenzial hervorgerufen durch Schadstoffemissionen bei der Pkw-Nutzung, berücksichtigt werden. Andererseits sind die Emissionen anderer Wirkungskategorien für elektrische Pkws höher, sodass der Markthochlauf deutlich höhere Emissionen aus der Pkw-Herstellung zur Folge hat. Am Lebensende der Pkws beeinflusst die Lebensdauer der Fahrzeuge und die Rücklaufmengen von Traktionsbatterien die Verfügbarkeit von Sekundärmaterial für das Batterierecycling. Die verfügbaren Mengen an Sekundärmaterial bis 2040 sind im Vergleich zur für die Herstellung neuer Lithium-Ionen-Batterien benötigten Mengen gering.

Die Ergebnisse verdeutlichen die komplexen Zusammenhänge und die Bedeutung einer umfassenden Betrachtung des gesamten Lebenszyklus von Fahrzeugen, um fundierte Entscheidungen zur Förderung nachhaltiger Mobilität zu treffen. Die Einbeziehung weiterer Umweltkriterien in die Entscheidungsfindung ist sinnvoll, erfordert jedoch eine Differenzierung zwischen den Nutzern und eine Erweiterung der Datengrundlage.

8.3 Wissenschaftlicher Mehrwert

Diese Arbeit zielt darauf ab, zukünftige Fahrzeugtechnologien anhand ihrer Stoff- und Energiebilanzen unter Berücksichtigung wichtiger ökologischer Faktoren zu untersuchen. Dabei sollen mögliche Zielkonflikte identifiziert und die Effektivität einzelner Technologien und Fahrzeugkonzepte in Bezug auf ihren ökologischen Gesamtnutzen bewertet werden. Das Ziel ist es, eine ökologisch vorteilhafte Kombination von Technologien in verschiedenen Szenarien zu zeigen, die mit dem Tool VECTOR21 entwickelt wurden.

Die Analyse erfolgt mittels eines ganzheitlichen Ansatzes, der die gesamten Produktlebenszyklen von Fahrzeugen betrachtet. Dabei werden nicht nur direkte Materialverbräuche und Emissionen aus Produktion und Betrieb berücksichtigt, sondern auch die gesamten Vorproduktionsprozesse wie die Bereitstellung von Energie und Betriebsmitteln sowie die Entsorgung am Ende der Lebensdauer einbezogen. Diese ganzheitliche Herangehensweise ermöglicht eine umfassende Bewertung verschiedener Fahrzeugtypen und Materialien.

Die Arbeit konzentriert sich auf die Modellierung von Stoff- und Energieflüssen für eine umfassende Ökobilanzierung des Lebenszyklus verschiedener Antriebstechnologien. Obwohl bestehende Ökobilanzdatenbanken bereits Daten liefern, sind sie nicht speziell auf die Automobilindustrie und die Nutzung von Fahrzeugen ausgerichtet. Aufbauend auf bestehenden Daten wurden in dieser Arbeit drei wesentliche Aspekte aufgegriffen und in der Berechnung der Stoff- und Energieflüsse im Pkw-Lebenszyklus verbessert:

1. Die Materialzusammensetzung der Pkws wurde anhand existierender Pkw-Modelle und anhand Daten zur Materialzusammensetzung (bill-of-material) der einzelnen Fahrzeuge abgebildet. D. h., dass sowohl die Werkstoffe an sich sowie deren Gewichtsanteile bei verschiedenen Baugruppen als auch die Gewichtsverteilung bei den verschiedenen Antriebstypen berücksichtigt werden. Die Modellierung der einzelnen Werkstoffvorketten ermöglicht zudem eine Anpassung von Vorketten und ggf. Herstellungspfaden für die Analyse und Abbildung des Lebenszyklus zukünftiger Fahrzeuge. Dies betrifft bspw. die Herstellung von Stahl, die künftig über die Wasserstoffroute mit deutlich reduziertem CO₂-Fußabdruck erfolgen kann. Ein weiterer wichtiger Faktor ist der Anteil an Sekundärmaterial, welches für die Herstellung der Pkw-Bauteile verwendet wird. Da es ein erklärtes politisches Ziel in Europa ist, die Kreislaufwirtschaft zu verstärken und bspw. den Anteil an sekundären Rohstoffen in der Batterieproduktion zu erhöhen, kann mit dem erstellten Stoffstrommodell der Anteil an sekundären Werkstoffen entsprechend eingestellt werden.

2. Ein Großteil der Emissionen in die Luft wird in der Herstellungsphase der Fahrzeuge sowie zum Zeitpunkt ihrer Entsorgung primär durch die jeweils benötigte Energie

verursacht. Ein Teil dieser Emissionen lässt sich durch einen höheren Anteil an emissionsarmen Stromerzeugungsverfahren einsparen. Im Modell wird dies abgebildet mit einer sich über die Jahre verändernden Zusammensetzung der zugrunde gelegten Kraftwerkstechnologien bei der Strombereitstellung. Gleichzeitig wurden die Herstellungsprozesse der metallischen Werkstoffe und der Traktionsbatterien so modelliert, dass die Vorketten der direkt im Herstellungsprozess und der Metallverarbeitung eingesetzten Energie unmittelbar entsprechend dem modellierten Jahr angepasst wird.

3. Pkws mit Verbrennungsmotoren emittieren einen Großteil ihrer CO₂- und Schadstoffemissionen während der Nutzungsphase durch die Verbrennung von Kraftstoffen. Aufgrund der Vielzahl verschiedener Antriebstypen und Fahrzeugcharakteristika kommt in einer standardisierten Ökobilanzdatenbank eine eingeschränkte Anzahl an verfügbaren Pkw-Typen vor. In dem vorliegenden Modell wurden daher die Emissionsfaktoren antriebs- und fahrzeuggrößenspezifisch ermittelt und mit dem Umberto-Stoffstrommodell verknüpft. Die Emissionsfaktoren für Plug-in-Hybride wurden aufgrund der Vielzahl an möglichen Betriebsmodi und Kombinationen von elektrischem und konventionellem, auf Verbrennungsmotor basierendem Fahren einer genaueren Analyse unterzogen und die Emissionsfaktoren daraus abgeleitet.

Ein neuartiger Aspekt dieser Arbeit ist die Verknüpfung eines Fahrzeugszenario-Modells mit einem Stoffstrommodell, wodurch die Auswirkungen neuer Technologien auf den Gesamtfahrzeugbestand in Deutschland analysiert werden können. Dies ermöglicht Rückschlüsse auf die Effekte des Einsatzes neuer Werkstoffe und Technologien auf die gesamte Fahrzeugflotte.

Die Arbeit ist auch insofern neu, als dass sie bisher getrennt betrachtete Themen wie die Umweltwirkungen der Fahrzeugproduktion, den Nutzen und die Risiken der Elektromobilität und die Emissionsfaktoren verschiedener Fahrzeugtypen in einem Modell vereint. Die Ergebnisse bieten wertvolle Erkenntnisse über Abhängigkeiten zwischen der Technologieentwicklung auf dem Pkw-Markt und dem ökologischen

Nutzen der Technologien. Zudem können potenzielle Auswirkungen verschiedener Umweltkennzahlen auf den Kaufentscheidungsprozess quantifiziert werden.

8.4 Limitationen und weiterer Forschungsbedarf

Aufgrund der Vielzahl an möglichen Szenarien und Entwicklungspfaden für die Fahrzeugtechnologien und die Rahmenbedingungen des Marktes kann an dieser Stelle lediglich ein Ausschnitt dieser Möglichkeiten behandelt werden. Da sich die Rahmendbedingungen, in denen sich der Pkw-Markt in Deutschland bewegt, beständig von Jahr zu Jahr ändern, können abschließende Bewertungen absoluter Markthochlaufzahlen und absoluter Emissionshöhen nur auf Basis einer Vielzahl an Szenarien mit angepassten Rahmendaten erfolgen. Weiterhin ergeben sich aus der Vielzahl an Fahrzeugmodellen und Antriebsvarianten Bandbreiten an möglichen Emissionen aus dem Fahrzeuglebensweg, die aufgrund nicht vorhandener Daten nicht in ihrer Absolutheit bestimmt werden können. Daher stellen die Ergebnisse der Emissionsberechnungen eine Abschätzung dar, die dazu geeignet ist, die verschiedenen Antriebe miteinander zu vergleichen, kritische Prozesse im Lebensweg zu identifizieren und die Entscheidungskriterien im Szenariomodell VECTOR21 entsprechend zu erweitern.

Der Modellansatz bietet neben der Variation der zahlreichen Parameter auch diverse Erweiterungsmöglichkeiten, die umfassendere und genauere Analysen ermöglichen. Perspektivisch kann das Modell erweitert werden mit folgenden Aspekten:

- Die Integration von synthetischen Kraftstoffen in das Modell würde es ermöglichen, alternative Energiequellen zu berücksichtigen und deren Auswirkungen auf den Energieverbrauch und die Emissionen im Pkw-Verkehr zu analysieren. Für die Verwendung im Fahrzeugmarkt-Szenariomodell ist jedoch die Ergänzung von Kostendaten notwendig, um eine Vergleichbarkeit mit anderen Kraftstoffen zu gewährleisten.
- Die Einführung von automatisierten Fahrzeugen beeinflusst das Fahrverhalten und die Kaufentscheidung der Nutzer sowie den Energiebedarf der Fahrzeuge. Zukünftige im Modell implementierte Fahrzeuge sollten diese Technologie

berücksichtigen, um die Auswirkungen auf die Fahrzeugwahl und die resultierenden Emissionsänderungen zu verstehen.

- Eine stärkere Differenzierung der Werkstoffwahl für verschiedene Fahrzeugsegmente könnte eine realistischere Einschätzung des Einsatzes von neuen Werkstoffen, insbesondere in den M- und L-Segmenten, basierend auf den Kosten und Anforderungen der Fahrzeugherstellung, liefern.
- Die Berücksichtigung verschiedener Nutzerverhalten und Fahrzyklen, einschließlich des Einflusses von Ride-Pooling und anderen Mobilitätsformen, würde eine genauere Vorhersage des Energiebedarfs und der Emissionen im Pkw-Verkehr im Zusammenspiel mit den Fahrzeugmarktszenarien ermöglichen.
- Die Erweiterung des räumlichen und zeitlichen Betrachtungshorizonts kann die Analyse weiterer Effekte wie die Verlagerung von Lieferketten und die Erschließung neuer Rohstoffquellen bspw. für Traktionsbatterien unterstützen.
- Die Einbeziehung von Batteriealterungseffekten und verschiedenen Batterietypen, wie bspw. Feststoffbatterien, würde eine variabelere Bewertung des Energieverbrauchs und der Emissionen von Elektrofahrzeugen in der Zukunft ermöglichen.
- Die Berücksichtigung aktueller EU-weiter Regelungen und nationaler Förderungen in den Szenarienannahmen würde eine bessere Einschätzung der zukünftigen Entwicklungen im deutschen Pkw-Verkehr unterstützen.

Durch die Berücksichtigung der genannten Aspekte können umfassendere und präzisere Analysen durchgeführt werden, die eine fundierte Grundlage für politische Entscheidungen und Maßnahmen im Bereich der nachhaltigen Mobilität bieten.

9 Literatur

- [1] UBA. „Treibhausgasemissionen stiegen 2021 um 4,5 Prozent: Bundesklimaschutzministerium kündigt umfangreiches Sofortprogramm an.“
<https://www.umweltbundesamt.de/presse/pressemitteilungen/treibhausgasemissionen-stiegen-2021-um-45-prozent> (Zugriff am: 12. Mai 2022).
- [2] Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi), *Änderung der Richtlinie zur Förderung des Absatzes von elektrisch betriebenen Fahrzeugen (Umweltbonus)*, 2021. Zugriff am: 12. Mai 2022. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.bundesanzeiger.de/pub/publication/uiSxWNIWzLaX3iuhKhR/content/uiSxWNIWzLaX3iuhKhR/BAnz%20AT%2030.12.2021%20B1.pdf?inline>
- [3] EU, *Verordnung (EU) 2019/631 des europäischen Parlaments und des Rates vom 17. April 2019 zur Festsetzung von CO₂-Emissionsnormen für neue Personenkraftwagen und für neue leichte Nutzfahrzeuge und zur Aufhebung der Verordnungen (EG) Nr. 443/2009 und (EU) Nr. 510/2011*, 2019. Zugriff am: 12. Mai 2022. [Online]. Verfügbar unter: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/LSU/?uri=CELEX:32019R0631>
- [4] EU, *Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. September 2000 über Altfahrzeuge*, 2000. Zugriff am: 12. Mai 2022. [Online]. Verfügbar unter: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/LSU/?uri=CELEX:32000L0053>
- [5] EU, *Verordnung des europäischen Parlaments und des Rates über Batterien und Altbatterien, zur Aufhebung der Richtlinie 2006/66/EG und zur Änderung der Verordnung (EU) 2019/1020*, 2020. Zugriff am: 12. Mai 2022. [Online]. Verfügbar unter: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:4b5d88a6-3ad8-11eb-b27b-01aa75ed71a1.0019.02/DOC_1&format=PDF
- [6] UBA, „Emissionen des Verkehrs,“ 2022. Zugriff am: 12. Mai 2022. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/verkehr/emissionen-des-verkehrs#-das-mehr-an-pkw-verkehr-hebt-den-fortschritt-auf>

- [7] S. Ehrenberger, S. Knöfel, S. Schmid und E. Schüler-Hainsch, „Recycling, Life-Cycle-Assessment und Rohstoffverfügbarkeit,“ in *Leichtbau in der Fahrzeugtechnik*, H. E. Friedrich, Hg., 2. Aufl. Wiesbaden: Springer Fachmedien, 2017, S. 727–766. Zugriff am: 19. Juli 2022. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.springerprofessional.de/recycling-life-cycle-assessment-und-rohstoffverfuegbarkeit/12070268>
- [8] UBA, „Trendtabellen THG nach Sektoren,“ Umweltbundesamt, 2022. Zugriff am: 12. Mai 2022. [Online]. Verfügbar unter: https://view.officeapps.live.com/op/view.aspx?src=https%3A%2F%2Fwww.umweltbundesamt.de%2Fsites%2Fdefault%2Ffiles%2Fmedien%2F361%2Fdokumente%2F2022_03_15_trendtabellen_thg_nach_sektoren_v1.0.xlsx&wdOrigin=BROWSELINK
- [9] European Commission, *Regulation (EU) 2016/646 amending Regulation (EC) No 692/2008 as regards emissions from light passenger and commercial vehicles (Euro 6)*. [Online]. Verfügbar unter: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016R0427&from=DE>
- [10] Agora Verkehrswende, *Klimabilanz von Elektroautos. Einflussfaktoren und Verbesserungspotenzial*. Zugriff am: 2. Juli 2019.
- [11] B. Blat Belmonte, A. Esser, S. Weyand, G. Franke, L. Schebek und S. Rinderknecht, „Identification of the Optimal Passenger Car Vehicle Fleet Transition for Mitigating the Cumulative Life-Cycle Greenhouse Gas Emissions until 2050,“ *Vehicles*, Jg. 2, Nr. 1, 2020, doi: 10.3390/vehicles2010005.
- [12] Matzer C. *et al.*, „Update of emission factors for HBEFA Version 4.1: Final report,“ TU Graz, Rep. I-05/19/CM EM-I-16/26/679, 2019. [Online]. Verfügbar unter: https://www.hbefa.net/d/documents/HBEFA41_Report_TUG_09092019.pdf
- [13] B. Kickhöfer und J. Brokate, „Die Entwicklung des deutschen Pkw-Bestandes: Ein Vergleich bestehender Modelle und die Vorstellung eines evolutionären Simulationsansatzes,“ *Zeitschrift für Verkehrswissenschaft*, Nr. 2, S. 71–102, 2017. [Online]. Verfügbar unter: http://z-f-v.de/fileadmin/archiv/hefte---2017_1_2_3/2017-2/ZfV_2017_Heft-2_01_Kickhoefer_Brokate-Modellvergleich_Pkw-Bestand.pdf

- [14] B. M. Al-Alawi und T. H. Bradley, „Review of hybrid, plug-in hybrid, and electric vehicle market modeling Studies,” *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Jg. 21, S. 190–203, 2013. doi: 10.1016/j.rser.2012.12.048. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84873815587&doi=10.1016%2fj.rser.2012.12.048&partnerID=40&md5=b4f046d0b26d0521924a231799ff347e>
- [15] ZSW. „Datenservice Erneuerbare Energien: Elektromobilität Deutschland.” <https://www.zsw-bw.de/mediathek/datenservice.html> (Zugriff am: 2. Oktober 2022).
- [16] KBA, „Fahrzeugzulassungen (FZ): Bestand an Kraftfahrzeugen und Kraftfahrzeuganhängern nach Zulassungsbezirken (1. Januar 2021),“ Flensburg, 2021. Zugriff am: 2. Oktober 2022. [Online]. Verfügbar unter: https://view.officeapps.live.com/op/view.aspx?src=https%3A%2F%2Fwww.kba.de%2FSharedDocs%2FDownloads%2FDE%2FStatistik%2FFahrzeuge%2FFZ1%2Ffz1_2021.xlsx%3Bjsessionid%3D4B7A42A6144451F96884256582621AE9.live21303%3F__blob%3DpublicationFile%26v%3D2&wdOrigin=BROWSELINK
- [17] B. van den Adel und M. Kloetzke, Hg., *Meta-analysis of new passenger car registrations scenarios - Analysis of market development towards an electric vehicle market penetration*, 2018.
- [18] S. Onori, L. Serrao und G. Rizzoni, *Hybrid Electric Vehicles* (SpringerBriefs in Electrical and Computer Engineering). London: Springer London, 2016.
- [19] Braess,, H.H. und U. Seiffert, *Vieweg Handbuch Kraftfahrzeugtechnik*, 7. Aufl. Wiesbaden: Springer Vieweg, 2013.
- [20] R. van Basshuysen und F. Schäfer, Hg. *Handbuch Verbrennungsmotor - Grundlagen, Komponenten, Systeme, Perspektiven*, 7. Aufl. (ATZ/MTZ-Fachbuch). Wiesbaden: Springer Vieweg, 2015. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.springer.com/de/book/9783658046781>
- [21] E. Köhler und R. Flierl, *Verbrennungsmotoren: Motormechanik, Berechnung und Auslegung des Hubkolbenmotors*, 7. Aufl. (ATZ/MTZ-Fachbuch). Wiesbaden:

- Springer Vieweg, 2019. [Online]. Verfügbar unter: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-658-24541-2#bibliographic-information>
- [22] R. van Basshuysen, Hg. *Erdgas und erneuerbares Methan für den Fahrzeugantrieb: Wege zur klimaneutralen Mobilität*, 1. Aufl. (Der Fahrzeugantrieb). Wiesbaden: Springer Vieweg, 2015.
- [23] K. Reif, K.-E. Noreikat und K. Borgeest, Hg. *Kraftfahrzeug-Hybridantriebe: Grundlagen, Komponenten, Systeme, Anwendungen* (ATZ/MTZ-Fachbuch). Wiesbaden: Springer Vieweg, 2012.
- [24] T. Kroher. „Plug-in-Hybrid: Modelle, Verbrauch, Technik, Kosten, Ökobilanz.“ <https://www.adac.de/rund-ums-fahrzeug/autokatalog/marken-modelle/auto/plug-in-hybrid/> (Zugriff am: 15. September 2022).
- [25] H. Tschöke, Hg. *Die Elektrifizierung des Antriebsstrangs: Basiswissen* (ATZ/MTZ-Fachbuch). Wiesbaden: Springer Vieweg, 2015.
- [26] A. Perters, C. Doll, F. Kley und M. Möckel, „Konzepte der Elektromobilität und Bedeutung für Wirtschaft Gesellschaft und Umwelt,“ TAB Büro für Technikfolgen-Abschätzung im Deutschen Bundestag, 2012.
- [27] H. Eichelseder und M. Klell, *Wasserstoff in der Fahrzeugtechnik*, 3. Aufl. Springer Vieweg, 2012.
- [28] P. Kurzweil, *Brennstoffzellentechnik: Grundlagen, Komponenten, Systeme, Anwendungen*. Wiesbaden: Springer Fachmedien, 2013. Zugriff am: 6. Oktober 2022. [Online]. Verfügbar unter: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-658-00085-1>
- [29] A. Chandan *et al.*, „High temperature (HT) polymer electrolyte membrane fuel cells (PEMFC) – A review,“ *Journal of Power Sources*, Jg. 231, S. 264–278, 2013, doi: 10.1016/j.jpowsour.2012.11.126.
- [30] ISO 14040, *Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework*, 2006 / 2018.
- [31] ISO 14044, *Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines*, 2006 / 2018.

- [32] W. Klöpffer und B. Grahl, *Ökobilanz (LCA) - Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf*. Weinheim: Wiley-VHC Verlag, 2009.
- [33] J. E. Commission, „LCIA Handbook Recommendations for LCIA in the European context,“ JRC European Commission, 2011.
- [34] KBA, „Fahrzeugzulassungen (FZ): Bestand an Kraftfahrzeugen und Kraftfahrzeuganhängern nach Fahrzeugalter (1. Januar 2021),“ Flensburg, 2021. Zugriff am: 20. März 2023. [Online]. Verfügbar unter: https://www.kba.de/SharedDocs/Downloads/DE/Statistik/Fahrzeuge/FZ15/fz15_2021.pdf?__blob=publicationFile&v=2
- [35] S. Ehrenberger, „Carbon Footprint of Magnesium Production and its Use in Transport Applications,“ German Aerospace Center, Institute of Vehicle Concepts, 2020.
- [36] L. Bushi, T. Skaszek und D. Wagner, „Comparative LCA Study of Lightweight Auto Parts of MMLV Mach-I Vehicle as Per ISO 14040/44 LCA Standards and CSA Group 2014 LCA Guidance Document for Auto Parts,“ in *Engineering Solutions for Sustainability*, 2015, S. 193–208.
- [37] L. Bushi, T. Skaszek und T. Reaburn, „New ultralight automotive door life cycle assessment,“ *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Jg. 24, Nr. 2, S. 310–323, 2019, doi: 10.1007/s11367-018-1515-z.
- [38] S. Ehrenberger, H. Dieringa und H. E. Friedrich, „Life Cycle Assessment of Magnesium Components in Vehicle Construction,“ Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, 2013. [Online]. Verfügbar unter: <http://elib.dlr.de/87332/>
- [39] S. Das, „Life cycle assessment of carbon fiber-reinforced polymer composites,“ *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Jg. 16, Nr. 3, S. 268–282, 2011, doi: 10.1007/s11367-011-0264-z.
- [40] S. Das, „Life Cycle Energy and Environmental Assessment of Aluminum-Intensive Vehicle Design,“ *SAE International Journal of Materials and Manufacturing*, Jg. 7, Nr. 3, 2014. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84898071963&partnerID=40&md5=f7c805f160dfa7bff88bcca703c535bc>

- [41] A. Dubreuil, L. Bushi, S. Das, A. Tharumarajah und X. Gong, „A Comparative Life Cycle Assessment of Magnesium Front End Autoparts,” SAE International, 2010.
- [42] H. C. Kim und T. J. Wallington, „Life Cycle Assessment of Vehicle Lightweighting: A Physics-Based Model To Estimate Use-Phase Fuel Consumption of Electrified Vehicles,” *Environmental Science & Technology*, Jg. 50, Nr. 20, S. 11226–11233, 2016, doi: 10.1021/acs.est.6b02059.
- [43] R. Frischknecht und K. Flury, „Life cycle assessment of electric mobility: answers and challenges,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Jg. 16, Nr. 7, S. 691–695, 2011, doi: 10.1007/s11367-011-0306-6.
- [44] R. Frischknecht, *Umweltaspekte von Elektroautos*. ESU-services.
- [45] M. Held, N. Rosat, G. Georges, H. Pengg und K. Boulouchos, „Lifespans of passenger cars in Europe: empirical modelling of fleet turnover dynamics,” *European Transport Research Review*, Jg. 13, Nr. 1, S. 9, 2021, doi: 10.1186/s12544-020-00464-0.
- [46] K. Ropkins *et al.*, „Real-world vehicle exhaust emissions monitoring: review and critical discussion,” *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, Jg. 39, Nr. 2, S. 79–152, 2009. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-60649119228&partnerID=40&md5=19c6d60a0057b080b011926f5d7d97a6>
- [47] R. Smit, L. Ntziachristos und P. Boulter, „Validation of road vehicle and traffic emission models - A review and meta-analysis,” *Atmospheric Environment*, Jg. 44, Nr. 25, S. 2943–2953, 2010. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-77954313265&partnerID=40&md5=83c47774127c514d46aaa43ebf0d1e4a>
- [48] V. Franco, M. Kousoulidou, M. Muntean, L. Ntziachristos, S. Hausberger und P. Dilara, „Road vehicle emission factors development: A review,” *Atmospheric Environment*, Jg. 70, S. 84–97, 2013. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84873261435&partnerID=40&md5=b155b04442ffba100e3f92502871c10b>
- [49] M. Fallah Shorshani, M. André, C. Bonhomme und C. Seigneur, „Modelling chain for the effect of road traffic on air and water quality: Techniques, current status and

- future prospects," *Environmental Modelling and Software*, Jg. 64, S. 102–123, 2015. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84917730272&partnerID=40&md5=02bcf2bf8bd70403f9a6f3f111a7e09a>
- [50] L. Ntziachristos *et al.*, „In-use vs. type-approval fuel consumption of current passenger cars in Europe," *Energy Policy*, Jg. 67, S. 403–411, 2014. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84893819422&partnerID=40&md5=3df7f7543e7d7e157759f3250f5d4c56>
- [51] G. O. Duarte, G. A. Gonçalves, P. C. Baptista und T. L. Farias, „Establishing bonds between vehicle certification data and real-world vehicle fuel consumption – A Vehicle Specific Power approach," *Energy Conversion and Management*, Jg. 92, Nr. 0, S. 251–265, 2015. doi: 10.1016/j.enconman.2014.12.042. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0196890414010814>
- [52] H. C. Frey, N. M. Roupail, H. Zhai, T. L. Farias und G. A. Gonçalves, „Comparing real-world fuel consumption for diesel- and hydrogen-fueled transit buses and implication for emissions," *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Jg. 12, Nr. 4, S. 281–291, 2007. doi: 10.1016/j.trd.2007.03.003. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1361920907000272>
- [53] C. Silva, M. Ross und T. Farias, „Evaluation of energy consumption, emissions and cost of plug-in hybrid vehicles," *Energy Conversion and Management*, Jg. 50, Nr. 7, S. 1635–1643, 2009. doi: 10.1016/j.enconman.2009.03.036. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0196890409001186>
- [54] S. I. Ehrenberger, M. Konrad und F. Philipps, „Pollutant emissions analysis of three plug-in hybrid electric vehicles using different modes of operation and driving conditions," *Atmospheric Environment*, Jg. 234, S. 117612, 2020. doi: 10.1016/j.atmosenv.2020.117612. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231020303460>
- [55] M. Feinauer, S. Ehrenberger, F. Epple, T. Schripp und T. Grein, „Investigating Particulate and Nitrogen Oxides Emissions of a Plug-In Hybrid Electric Vehicle for a

- Real-World Driving Scenario," *Applied Sciences*, Jg. 12, Nr. 3, 2022, doi: 10.3390/app12031404.
- [56] Z. Yao, X. Cao, X. Shen, Y. Zhang, X. Wang und K. He, „On-road emission characteristics of CNG-fueled bi-fuel taxis," *Atmospheric Environment*, Jg. 94, S. 198–204, 2014. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84901337834&partnerID=40&md5=4bcba76e549281b62da08e7e694be1bc>
- [57] C. Bauer, J. Hofer, H.-J. Althaus, A. Del Duce und A. Simons, „The environmental performance of current and future passenger vehicles: Life Cycle Assessment based on a novel scenario analysis framework," *Applied Energy*, Nr. 0, 2015. doi: 10.1016/j.apenergy.2015.01.019. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0306261915000252>
- [58] S. Ehrenberger und H. E. Friedrich, „Life-Cycle Assessment of the Recycling of Magnesium Vehicle Components," *JOM*, Jg. 65, Nr. 10, S. 1303–1309, 2013. [Online]. Verfügbar unter: <http://elib.dlr.de/84690/>
- [59] H. E. Friedrich, Hg. *Leichtbau in der Fahrzeugtechnik*. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden, 2013.
- [60] E. D. Gemechu, G. Sonnemann und S. B. Young, „Geopolitical-related supply risk assessment as a complement to environmental impact assessment: the case of electric vehicles," *International Journal of Life Cycle Assessment*, Jg. 22, Nr. 1, S. 31–39, 2017. doi: 10.1007/s11367-015-0917-4. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84931858235&doi=10.1007%2fs11367-015-0917-4&partnerID=40&md5=813257158a72bea97a17d9af94d032a1>
- [61] M. Ljunggren Söderman, „Screening the losses of scarce metals in vehicle recycling," in 2013.
- [62] P. A. Wäger, R. Widmer, E. Restrepo und X. Du, „Recovery of scarce metals from automobile electronics in Switzerland," in 2013.

- [63] F. Field, R. Kirchain und J. Clark, „Life-Cycle Assessment and Temporal Distributions of Emissions: Developing a Fleet-Based Analysis,” *Journal of Industrial Ecology*, Jg. 4, Nr. 2, S. 71–91, 2000, doi: 10.1162/108819800569816.
- [64] P. Mock, *Entwicklung eines Szenariomodells zur Simulation der zukünftigen Marktanteile und CO₂-Emissionen von Kraftfahrzeugen (VECTOR21)*. Köln: DLR, 2010. [Online]. Verfügbar unter: <http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2011/5845> <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:bsz:93-opus-58459>
- [65] M. Redelbach, „Entwicklung eines dynamischen nutzenbasierten Szenariomodells zur Simulation der zukünftigen Marktentwicklung für alternative PKW-Antriebskonzepte,” Dissertation, Universität Stuttgart, Stuttgart, 2016.
- [66] C. Schimeczek, „Report on enhanced model algorithm and model calibration,” German Aerospace Center, Stuttgart, Project deliverable, Rep. D6.1, 2015. Zugriff am: 21. Juni 2016. [Online]. Verfügbar unter: http://www.project-emap.eu/media/eMAP_D61.pdf
- [67] L. Yang, V. Franco, A. Campestrini, J. German und P. Mock, „NO_x Control Technologies for EURO 6 Diesel Passenger Cars - Market Penetration and Experimental Performance Assessment,” ICCT, Berlin, 2015.
- [68] H. R. Varian, *Grundzüge der Mikroökonomik*. München: de Gruyter Oldenbourg, 2011.
- [69] F. Liao, E. Molin und B. van Wee, „Consumer preferences for electric vehicles: a literature review,” *Transport Reviews*, Jg. 37, Nr. 3, S. 252–275, 2017, doi: 10.1080/01441647.2016.1230794.
- [70] W. Sierzchula, S. Bakker, K. Maat und B. van Wee, „The influence of financial incentives and other socio-economic factors on electric vehicle adoption,” *Energy Policy*, Jg. 68, S. 183–194, 2014. doi: 10.1016/j.enpol.2014.01.043. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301421514000822>
- [71] M. K. Hidrue, G. R. Parsons, W. Kempton und M. P. Gardner, „Willingness to pay for electric vehicles and their attributes,” *Resource and Energy Economics*, Jg. 33, Nr. 3,

- S. 686–705, 2011. doi: 10.1016/j.reseneeco.2011.02.002. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0928765511000200>
- [72] A. Bazrbachi, S. F. Sidique, M. N. Shamsudin, A. Radam, S. Kaffashi und S. U. Adam, „Willingness to pay to improve air quality: A study of private vehicle owners in Klang Valley, Malaysia,” *Journal of Cleaner Production*, Jg. 148, S. 73–83, 2017. doi: 10.1016/j.jclepro.2017.01.035. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617300410>
- [73] M. Tanaka, T. Ida, K. Murakami und L. Friedman, „Consumers’ willingness to pay for alternative fuel vehicles: A comparative discrete choice analysis between the US and Japan,” *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, Jg. 70, Nr. 0, S. 194–209, 2014. doi: 10.1016/j.tra.2014.10.019. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0965856414002614>
- [74] A. Matthey und B. Bünger, „Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten,” Dessau, 2019.
- [75] C. Winkler und T. Mocanu, „Impact of political measures on passenger and freight transport demand in Germany,” *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Jg. 87, S. 102476, 2020. doi: 10.1016/j.trd.2020.102476. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1361920920306635>
- [76] S. Kiemel *et al.*, „Kreislaufstrategien für Batteriesysteme in Baden-Württemberg,” Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR), Stuttgart, Deutschland, 2020. [Online]. Verfügbar unter: <https://elib.dlr.de/140770/>
- [77] ifu, *Umberto. Software for Process Optimisation, Material Flows and Environmental Management, and Life Cycle Assessment*. Hamburg: Institute for Environmental Informatics Hamburg GmbH.
- [78] ecoinvent Center, *ecoinvent Version 3.7*. [Online]. Verfügbar unter: www.ecoinvent.org
- [79] G. Wernet, C. Bauer, B. Steubing, J. Reinhard, E. Moreno-Ruiz und B. Weidema, „The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology,” *The International*

- Journal of Life Cycle Assessment*, Jg. 21, Nr. 9, S. 1218–1230, 2016, doi: 10.1007/s11367-016-1087-8.
- [80] M. Z. Hauschild, R. K. Rosenbaum und S. I. Olsen, Hg. *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*. Cham: Springer International Publishing, 2018.
- [81] M. A. J. Huijbregts *et al.*, „ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Jg. 22, Nr. 2, S. 138–147, 2017, doi: 10.1007/s11367-016-1246-y.
- [82] A2MAC1, *3D Autoreverse EU Standard & xEV Powertrain EU* (2022). Boulogne Billancourt, Frankreich. Zugriff am: 14. September 2022. [Online]. Verfügbar unter: www.a2mac1.com
- [83] *World Steel in Figures*. Belgium. Zugriff am: 28. August 2019. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.worldsteel.org/en/dam/jcr:7eb5b4b0-2d1d-49d8-b580-a8ed74e67436/World%2520Steel%2520in%2520Figures%25202018.pdf>
- [84] GDA - Gesamtverband der Aluminiumindustrie e. V., „Aluminiumkonjunktur 2017/18,” 2018. Zugriff am: 27. August 2019. [Online]. Verfügbar unter: http://www.aluinfo.de/files/_media/dokumente/Downloads/Jahresberichte/2018_GDA_Jahresbericht.pdf
- [85] International Aluminium Institute, *Primary Aluminium Production - Annual statistics*. Zugriff am: 22. Juni 2011.
- [86] T. R. Hawkins, B. Singh, G. Majeau-Bettez und A. H. Strømman, „Comparative Environmental Life Cycle Assessment of Conventional and Electric Vehicles,” *Journal of Industrial Ecology*, Jg. 17, Nr. 1, S. 53–64, 2013, doi: 10.1111/j.1530-9290.2012.00532.x.
- [87] Ceresna, *Market Study: Automotive Plastics*. Constance. Zugriff am: 1. September 2019. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.ceresana.com/en/market-studies/industry/automotive-plastics/>
- [88] S. Ehrenberger, S. Seum, T. Pregger, S. Simon, G. Knitschky und U. Kugler, „Land transport development in three integrated scenarios for Germany – Technology options, energy demand and emissions,” *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Jg. 90, S. 102669, 2021. doi: 10.1016/j.trd.2020.102669. [Online].

- Verfügbar unter: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1361920920308543>
- [89] C. Semmann, „VW-Logistikchef: "Die Lieferwege werden sich verkürzen",“ Hamburg, 2019. Zugriff am: 14. Dezember 2019. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.dvz.de/rubriken/logistik/automobillogistik/detail/news/vw-logistikchef-die-lieferwege-werden-sich-verkuerzen.html>
- [90] KBA, *Verkehr deutscher Lastkraftfahrzeuge (VD): Verkehrsaufkommen Jahr 2018*. Flensburg. Zugriff am: 25. Oktober 2019. [Online]. Verfügbar unter: https://www.kba.de/SharedDocs/Publikationen/DE/Statistik/Kraftverkehr/VD/2018/vd1_2018_pdf.pdf?__blob=publicationFile&v=4
- [91] J. Marx, A. Schreiber, P. Zapp und F. Walachowicz, „Comparative Life Cycle Assessment of NdFeB Permanent Magnet Production from Different Rare Earth Deposits,“ *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, Jg. 6, Nr. 5, S. 5858–5867, 2018, doi: 10.1021/acssuschemeng.7b04165.
- [92] K. Hoag und B. Dondlinger, Hg. *Vehicular Engine Design (Powertrain)*. Vienna: Springer Vienna, 2016.
- [93] P. Kanchanapiya, U. Jantima, A. Kittinan, N. Lecksiwilai, K. Kittiwat und B. Sudkla, „Life cycle assessment of lead acid battery. Case study for Thailand,“ *Environment Protection Engineering*, Jg. 39, S. 101–114, 2013, doi: 10.5277/EPE130108.
- [94] U. Mohr *et al.*, „Motorkomponenten,“ in *Handbuch Verbrennungsmotor*, Bd. 49, R. van Basshuysen und F. Schäfer, Hg., Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden, 2017, S. 99–404.
- [95] K. Salonitis, M. Jolly, E. Pagone und M. Papanikolaou, „Life-Cycle and Energy Assessment of Automotive Component Manufacturing: The Dilemma Between Aluminum and Cast Iron,“ *Energies*, Jg. 12, Nr. 13, S. 2557, 2019, doi: 10.3390/en12132557.
- [96] S. Bhosle, *Coventry University | EXHAUST MANIFOLD, MUFFLER BOX AND TAILPIPE ADVANCED MANUFACTURING PROCESSES AND MATERIALS 2014 MAIN REPORT ADVANCED MANUFACTURING PROCESSES AND MATERIALS FOR EXHAUST*

- MANIFOLD, MUFFLER BOX AND TAIL PIPE*. Coventry University, doi: 10.13140/2.1.4964.6729. [Online]. Verfügbar unter: doi://10.13140/2.1.4964.6729
- [97] H. Syafiq, Z. Taha und R. Muhamad, „The Implementation of Genetic Algorithm in the Manufacturing Process of a Product for Reduced Environmental Impact: A Case Study of a Pulley Crankshaft,” *Applied Mechanics and Materials*, Jg. 761, S. 651–655, 2015, doi: 10.4028/www.scientific.net/AMM.761.651.
- [98] A. Nordelöf, „A scalable life cycle inventory of an automotive power electronic inverter unit—part II: manufacturing processes,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2018, doi: 10.1007/s11367-018-1491-3.
- [99] A. Nordelöf und A.-M. Tillman, „A scalable life cycle inventory of an electrical automotive traction machine--Part II: manufacturing processes,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Jg. 23, Nr. 2, S. 295–313, 2018, doi: 10.1007/s11367-017-1309-8.
- [100] A. Nordelöf, M. Alatalo und M. L. Söderman, „A scalable life cycle inventory of an automotive power electronic inverter unit—part I: design and composition,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2018, doi: 10.1007/s11367-018-1503-3.
- [101] M. Schöttle, *In neuem Lithium-Ionen-Akku-Ranking liegt Panasonic/Sanyo auf Platz 1*. Zugriff am: 14. Dezember 2019. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.springerprofessional.de/automobilelektronik--software/batterie/in-neuem-lithium-ionen-akku-ranking-liegt-panasonic-sanyo-auf-pl/6559248>
- [102] Q. Dai, J. C. Kelly, L. Gaines und M. Wang, „Life Cycle Analysis of Lithium-Ion Batteries for Automotive Applications,” *Batteries*, Jg. 5, Nr. 2, S. 48, 2019, doi: 10.3390/batteries5020048.
- [103] Q. Dai, J. Dunn, J. C. Kelly und A. Elgowainy, *Update of Life Cycle Analysis of Lithium-ion Batteries in the GREET® Model*. Zugriff am: 3. August 2019. [Online]. Verfügbar unter: https://greet.es.anl.gov/files/Li_battery_update_2017
- [104] L. A.-W. Ellingsen, G. Majeau-Bettez, B. Singh, A. K. Srivastava, L. O. Valøen und A. H. Strømman, „Life Cycle Assessment of a Lithium-Ion Battery Vehicle Pack,” *Journal of Industrial Ecology*, Jg. 18, Nr. 1, S. 113–124, 2014, doi: 10.1111/jiec.12072.

- [105] Q. Dai, J. C. Kelly und A. Elgowainy, *Cobalt Life Cycle Analysis Update for the GREET Model*. Argonne. Zugriff am: 14. Dezember 2019. [Online]. Verfügbar unter: https://greet.es.anl.gov/files/update_cobalt
- [106] W. Bernhart, „24 - The Lithium-Ion Battery Value Chain—Status, Trends and Implications,” in *Lithium-Ion Batteries*, G. Pistoia, Hg., Amsterdam: ELSEVIER, 2014, S. 553–565. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780444595133000248>
- [107] B. James und A. B. Spisak, „Mass Production Cost Estimation of Direct H2 PEM Fuel Cell Systems for Transportation Application: 2012 Update,” Strategic Analysis Inc, 2012.
- [108] K. Schiefer, „persönliche Mitteilung Herr K. Schiefer, Proton Motors Fuel Cell GmbH, Puchheim, 20.06.2014,” 2014.
- [109] B. James, J. Kalinoski und K. N. Baum, „Mass Production Cost Estimation for Direct H2 PEM Fuel Cell Systems for Automotive Applications: 2010 Update,” National Renewable Energy Laboratory (NREL), DOE U.S. Department of Energy, 2010.
- [110] J. G. Lake, “Fuel Cell Stack having an integrated end plate assembly,”.
- [111] V. Contini, K. Mahadevan und F. Eubanks, „Manufacturing Cost Analysis of Fuel Cells for Material Handling Applications,” in 2013.
- [112] T. Hua und R. Ahluwalia, „Technical Assessment of Compressed Hydrogen Storage Tank Systems for Automotive Applications,” Argonne National Laboratory, 2010.
- [113] T. Q. Hua *et al.*, „Technical assessment of compressed hydrogen storage tank systems for automotive applications,” *International Journal of Hydrogen Energy*, Jg. 36, Nr. 4, S. 3037–3049, 2011, doi: 10.1016/j.ijhydene.2010.11.090.
- [114] H. S. Roh, T. Q. Hua und R. K. Ahluwalia, „Optimization of carbon fiber usage in Type 4 hydrogen storage tanks for fuel cell automobiles,” *International Journal of Hydrogen Energy*, Jg. 38, Nr. 29, S. 12795–12802, 2013, doi: 10.1016/j.ijhydene.2013.07.016.
- [115] R. Cao *et al.*, „Promotion of oxygen reduction by a bio-inspired tethered iron phthalocyanine carbon nanotube-based catalyst,” *Nat Commun*, Jg. 4, S. 2076,

2013. doi: 10.1038/ncomms3076. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23797710>
- [116] D. Grumelli, B. Wurster, S. Stepanow und K. Kern, „Bio-inspired nanocatalysts for the oxygen reduction reaction,” *Nat Commun*, Jg. 4, S. 2904, 2013. doi: 10.1038/ncomms3904. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24305727>
- [117] S. T. Hunt, T. Nimmanwudipong und Y. Román-Leshkov, „Engineering Non-sintered, Metal-Terminated Tungsten Carbide Nanoparticles for Catalysis,” *Angewandte Chemie International Edition*, Jg. 53, Nr. 20, S. 5131–5136, 2014, doi: 10.1002/anie.201400294.
- [118] I. Y. Jeon *et al.*, „Facile, scalable synthesis of edge-halogenated graphene nanoplatelets as efficient metal-free electrocatalysts for oxygen reduction reaction,” *Sci Rep*, Jg. 3, S. 1810, 2013. doi: 10.1038/srep01810. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23736800>
- [119] F. Habermacher, „Modeling Material Inventories and Environmental Impacts of Electric Passenger Cars,” ETH Zürich, 2011.
- [120] K. Hoag und B. Dondlinger, „Camshafts and the Valve Train,” in *Vehicular Engine Design (Powertrain)*, K. Hoag und B. Dondlinger, Hg., Vienna: Springer Vienna, 2016, S. 361–380.
- [121] Bundesministerium der Justiz, *Verordnung über die Überlassung, Rücknahme und umweltverträgliche Entsorgung von Altfahrzeugen (AltfahrzeugV)*. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/altautov/gesamt.pdf>
- [122] Umweltbundesamt (UBA), „Altfahrzeugverwertung und Fahrzeugverbleib,” Dessau, 2021. Zugriff am: 16. Oktober 2022. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/ressourcen-abfall/verwertung-entsorgung-ausgewaehlter-abfallarten/altfahrzeugverwertung-fahrzeugverbleib#2019-knapp-eine-halbe-million-altfahrzeuge>
- [123] R. Lucas und H. Wilts, „Weltweite Wiedergewinnung von Platingruppenmetallen,” Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH, 2011.

- [124]L. Shore, „Platinum Group Metal Recycling Technology Development,“ DOE, BASF, 2009.
- [125]L. Shore, R. Matlin und R. Heinz, „Method and apparatus for recovering catalytic elements from fuel cell membrane electrode assemblies,“ 2009. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.google.com/patents/WO2009149241A2?cl=en>
- [126]Europäisches Parlament, *RICHTLINIE 2006/66/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 6. September 2006 über Batterien und Akkumulatoren sowie Altbatterien und Altakkumulatoren und zur Aufhebung der Richtlinie 91/157/EWG: Richtlinie 2006/66/EG*, 2018. [Online]. Verfügbar unter: <http://data.europa.eu/eli/dir/2006/66/2018-07-04>
- [127]Öko-Institut, „Strategien für die nachhaltige Rohstoffversorgung der Elektromobilität: Synthesepapier zum Rohstoffbedarf für Batterien und Brennstoffzellen,“ Darmstadt, 2017.
- [128]M. Buchert, „Ressourceneffizienz und ressourcenpolitische Aspekte der Elektromobilität,“ Öko-Institut, BMUB, Daimler AG, TU Clausthal, umicore, 2011.
- [129]Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU), *Altbatterien: Statistiken: Verkäufe, Sammlung, Sammelquote*, Recyclingeffizienz und Recyclingniveau*. Zugriff am: 11. Mai 2020. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.bmu.de/themen/wasser-abfall-boden/abfallwirtschaft/statistiken/statistik-altbatterien/>
- [130]J. Tytgat, Hg., *The recycling efficiency of Li-ion EV batteries according to the European Commission regulation, and the relation with the end-of-life vehicles directive recycling rate*, 2014, doi: 10.1109/EVS.2013.6914885.
- [131]M. Buchert, W. Jenseit, C. Merz und D. Schüler, „Ökobilanz zum „Recycling von Lithium-Ionen-Batterien“ (LithoRec),“ Öko-Institut e.V., 2011.
- [132]Q. Dai, J. Spangenberg, S. Ahmed, L. Gaines, J. C. Kelly und M. Wang, „EverBatt: A Closed-loop Battery Recycling Cost and Environmental Impacts Model,“ 2019. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.anl.gov/amd/everbatt>
- [133]S. Seum, S. Ehrenberger und T. Pregger, „Extended emission factors for future automotive propulsion in Germany considering fleet composition, new

- technologies and emissions from energy supplies," *Atmospheric Environment*, Jg. 233, S. 117568, 2020. doi: 10.1016/j.atmosenv.2020.117568. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231020303034>
- [134]S. Ehrenberger und U. Kugler, „Entwicklungen im Pkw-Markt aus ökologischer Sicht," *Forum der Geoökologie*, Jg. 24, 3/2013, S. 23–27, 2013. [Online]. Verfügbar unter: <http://elib.dlr.de/87330/>
- [135]F. Philipps *et al.*, „InitiativE-BW - Energetisches Verhalten, klimaökologischer Einfluss und Nutzerverhalten in neuen Elektrofahrzeug-Flotten," Stuttgart, Forschungsbericht für das BMUB.
- [136]ANL - Argonne National Laboratory, *GREET® Model: The Greenhouse gases, Regulated Emissions, and Energy use in Transportation Mod.* Argonne. Zugriff am: 1. August 2019. [Online]. Verfügbar unter: <https://greet.es.anl.gov/index.php?content=download2x>
- [137]A. Kiildsen, A. Thingvad, S. Martinenas und T. M. Sørensen, „Efficiency Test Method for Electric Vehicle Chargers," *Proceedings of EVS29 - International Battery, Hybrid and Fuel Cell Electric Vehicle Symposium*, 2016. [Online]. Verfügbar unter: https://backend.orbit.dtu.dk/ws/portalfiles/portal/137328554/efficiency_paper.pdf
- [138]A. Simons und C. Bauer, „A life-cycle perspective on automotive fuel cells," *Applied Energy*, 2015. doi: 10.1016/j.apenergy.2015.02.049. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84924166561&partnerID=40&md5=91ea8a84b961679c7f867071297b2a85>
- [139]Ö. Balci *et al.*, „Fuel consumption and emission comparison of conventional and hydrogen feed vehicles," *International Journal of Hydrogen Energy*, Jg. 46, Nr. 30, S. 16250–16266, 2021. doi: 10.1016/j.ijhydene.2020.11.095. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S036031992034297X>
- [140]Statista Research Department, „Produktion von Wasserstoff nach Prozess in Deutschland im Jahr 2020," 2023. Zugriff am: 20. April 2023. [Online]. Verfügbar unter: <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/1194793/umfrage/produktion-von-wasserstoff-nach-prozess/>

- [141]H. Helms, J. Jöhrens und J. Hanusch, „UMBReLA Umweltbilanzen Elektromobilität Grundlagenbericht,“ ifeu Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, 2011.
- [142]M. Pehnt, „Ganzheitliche Bilanzierung von Brennstoffzellen in der Energie- und Verkehrstechnik,“ Universität Stuttgart, Stuttgart, 2002.
- [143]T. Smolinka und M. Günther, „NOW Studie Stand und Entwicklungspotenzial der Wasserelektrolyse zur Herstellung von Wasserstoff aus regenerativen Energien,“ Fraunhofer ISE, 2011.
- [144]INFRAS, *Handbook Emission Factors for Road Transport (HBEFA)*. Bern / Vienna / Dessau / Borlänge / Oslo / Ispra. [Online]. Verfügbar unter: www.hbefa.net
- [145]ADAC, „Fahrzeugdatenbank,“ 2016.
- [146]Europäische Kommission, *Vorschlag für eine VERORDNUNG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES über die Typgenehmigung von Kraftfahrzeugen und Motoren sowie von Systemen, Bauteilen und selbstständigen technischen Einheiten für diese Fahrzeuge hinsichtlich ihrer Emissionen und der Dauerhaltbarkeit von Batterien (Euro 7) und zur Aufhebung der Verordnungen (EG) Nr. 715/2007 und (EG) Nr. 595/2009: COM(2022) 586*, 2022.
- [147]G. Fontaras, P. Pistikopoulos und Z. Samaras, „Experimental evaluation of hybrid vehicle fuel economy and pollutant emissions over real-world simulation driving cycles,“ *Atmospheric Environment*, Jg. 42, Nr. 18, S. 4023–4035, 2008. doi: 10.1016/j.atmosenv.2008.01.053. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S135223100800085X>
- [148]R. Alvarez und M. Weilenmann, „Effect of low ambient temperature on fuel consumption and pollutant and CO₂ emissions of hybrid electric vehicles in real-world conditions,“ *Fuel*, Jg. 97, S. 119–124, 2012. doi: 10.1016/j.fuel.2012.01.022. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016236112000348>
- [149]R. Suarez-Bertoa und C. Astorga, „Unregulated emissions from light-duty hybrid electric vehicles,“ *Atmospheric Environment*, Jg. 136, S. 134–143, 2016. doi:

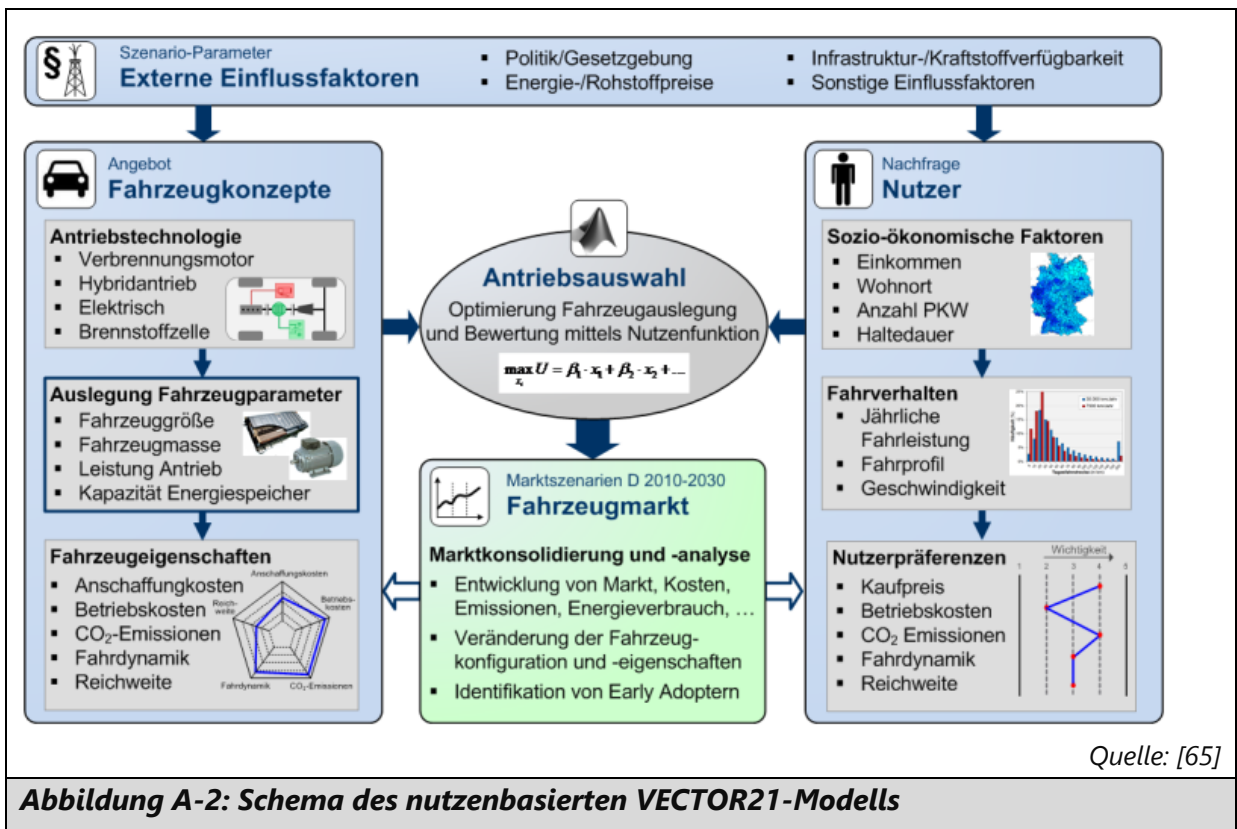
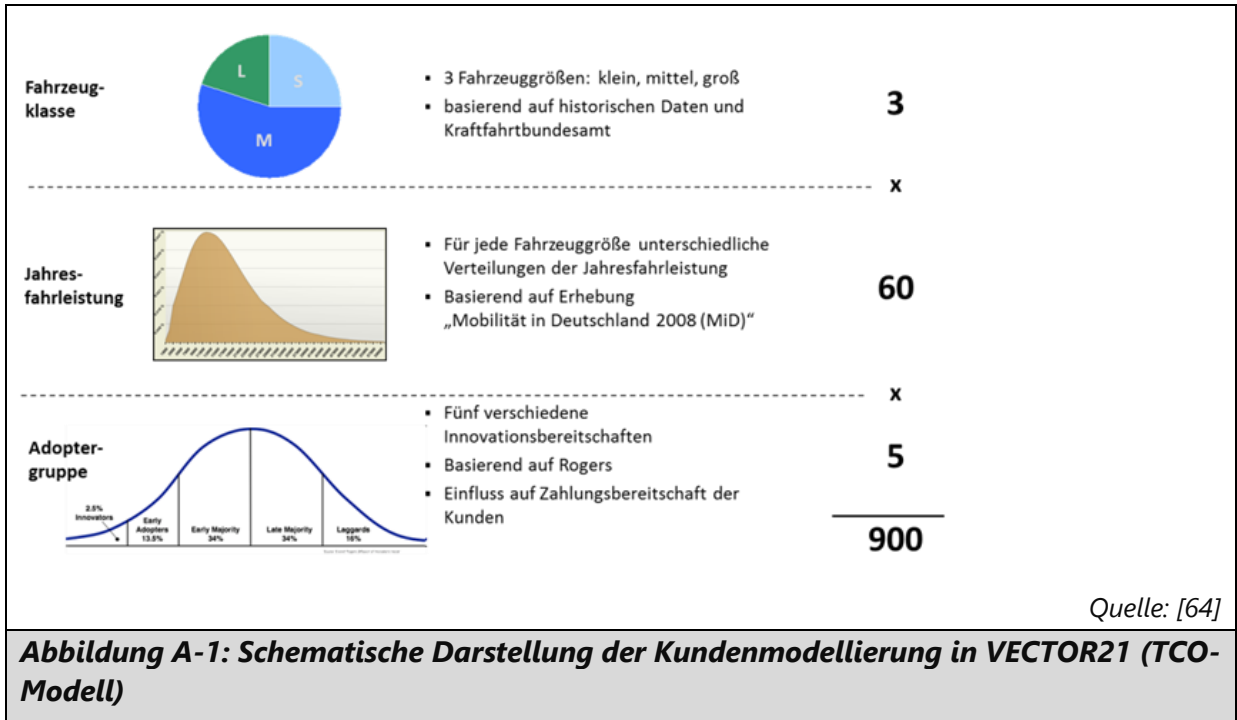
- 10.1016/j.atmosenv.2016.04.021. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231016303041>
- [150] C. Winkler und T. Mocanu, „Impact of political measures on passenger and freight transport demand in Germany,” *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Jg. 87, S. 102476, 2020. doi: 10.1016/j.trd.2020.102476. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1361920920306635>
- [151] EPA, *Annual certification test data for light duty vehicles*. Zugriff am: 27. Januar 2016. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.epa.gov/compliance-and-fuel-economy-data/annual-certification-data-vehicles-engines-and-equipment>
- [152] U. Kugler, S. Ehrenberger, M. Brost, H. Dittus und E. D. Özdemir, „Real-world driving, energy demand and emissions of electrified vehicles,” *Journal of Earth Sciences and Geotechnical Engineering*, Jg. 6, Nr. 4, S. 157–172, 2016. [Online]. Verfügbar unter: http://www.scienpress.com/Upload/GEO/Vol%206_4_10.pdf
- [153] U. Kugler, J. Brokate, C. Schimeczek und S. A. Schmid, „Powertrain scenarios for cars in european markets to the year 2040,” in *TAE conference proceedings - 11th International Colloquium Fuels*, 2017.
- [154] P. Campbell, Y. Zhang, F. Yan, Z. Lu und D. Streets, „Impacts of transportation sector emissions on future U.S. air quality in a changing climate. Part II: Air quality projections and the interplay between emissions and climate change,” *Environmental Pollution*, Jg. 238, S. 918–930, 2018. doi: 10.1016/j.envpol.2018.03.016. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85045571590&doi=10.1016%2fj.envpol.2018.03.016&partnerID=40&md5=6844534f67c5d2c3d9995436ae675c15>
- [155] P. Campbell, Y. Zhang, F. Yan, Z. Lu und D. Streets, „Impacts of transportation sector emissions on future U.S. air quality in a changing climate. Part I: Projected emissions, simulation design, and model evaluation,” *Environmental Pollution*, Jg. 238, S. 903–917, 2018. doi: 10.1016/j.envpol.2018.04.020. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85045568548&doi=>

- 10.1016%2fj.envpol.2018.04.020&partnerID=40&md5=870ea65884de9cb0110b371f219eb57e
- [156]M. B. Mertens, „Contribution of road traffic emissions to tropospheric ozone in Europe and Germany,“ *DLR Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e.V. - Forschungsberichte*, Jg. 2017-January, Nr. 13, S. 1–210, 2017. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85019977007&partnerID=40&md5=1b6650e1bae5b1f22cfd6ead29b1695f>
- [157]SAE, „Recommended Practice for Measuring the Exhaust Emissions and Fuel Economy of Hybrid-Electric Vehicles, Including Plug-in Hybrid Vehicles,“ Society of Automotive Engineers, 2010.
- [158]K. Molugaram und G. S. Rao, Hg. *Statistical Techniques for Transportation Engineering*. Butterworth-Heinemann, 2017.
- [159]O. Beyer, H. Hackel, V. Pieper und J. Tiedge, *Wahrscheinlichkeitsrechnung und mathematische Statistik* (Mathematik für Ingenieure und Naturwissenschaftler, Ökonomen und Landwirte). Wiesbaden: Springer Fachmedien, 1999.
- [160]W.-Y. Zhang, Z.-W. Wei, B.-H. Wang und X.-P. Han, „Measuring mixing patterns in complex networks by Spearman rank correlation coefficient,“ *Physica A: Statistical Mechanics and its Applications*, Jg. 451, S. 440–450, 2016. doi: 10.1016/j.physa.2016.01.056. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378437116001023>
- [161]R. Artusi, P. Verderio und E. Marubini, „Bravais-Pearson and Spearman Correlation Coefficients: Meaning, Test of Hypothesis and Confidence Interval,“ *The International Journal of Biological Markers*, Jg. 17, Nr. 2, S. 148–151, 2002, doi: 10.1177/172460080201700213.
- [162]Kraftfahrtbundesamt (KBA), *Bestand an Pkw am 1. Januar 2019 nach ausgewählten Kraftstoffarten*. Zugriff am: 11. Mai 2020. [Online]. Verfügbar unter: https://www.kba.de/DE/Statistik/Fahrzeuge/Bestand/Umwelt/2019_b_umwelt_dusl.html?nn=663524

- [163]U. Kugler *et al.*, „Scenario report, with an in-depth description of the scenarios' background,“ DLR Institute for Vehicle Concepts, Stuttgart, Germany, EMap Project deliverable D6.2, 2015.
- [164]D. Karabelli *et al.*, „Tackling xEV Battery Chemistry in View of Raw Material Supply Shortfalls,“ *Frontiers in Energy Research*, Jg. 8, 2020. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenrg.2020.594857>
- [165]B. Corona, L. Shen, D. Reike, J. Rosales Carreón und E. Worrell, „Towards sustainable development through the circular economy—A review and critical assessment on current circularity metrics,“ *Resources, Conservation and Recycling*, Jg. 151, S. 104498, 2019. doi: 10.1016/j.resconrec.2019.104498. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344919304045>
- [166]UBA. „Altfahrzeugverwertung und Fahrzeugverbleib.“ <https://www.umweltbundesamt.de/daten/ressourcen-abfall/verwertung-entsorgung-ausgewaehlter-abfallarten/altfahrzeugverwertung-fahrzeugverbleib#2018-36-mehr-altfahrzeuge-als-2016-> (Zugriff am: 19. August 2020).
- [167]Statista Research Department, „Carbon intensity of the power sector in China from 2000 to 2022,“ 2023. Zugriff am: 7. August 2023. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.statista.com/statistics/1300419/power-generation-emission-intensity-china/>

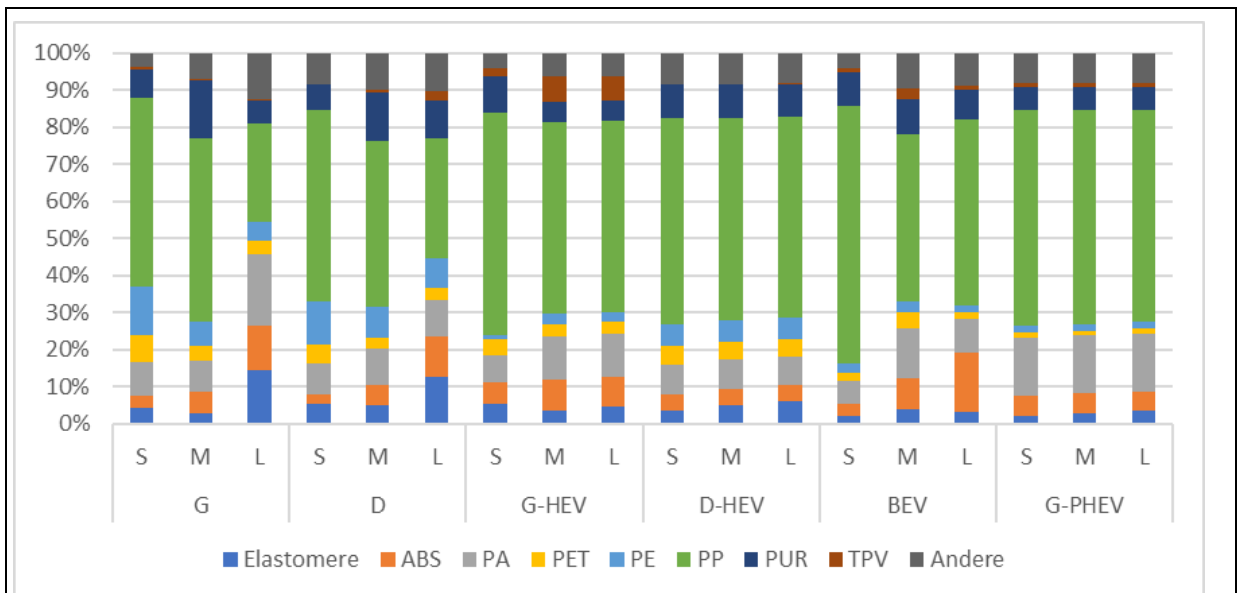
10 Anhang

Anhang A Funktionsweise VECTOR21



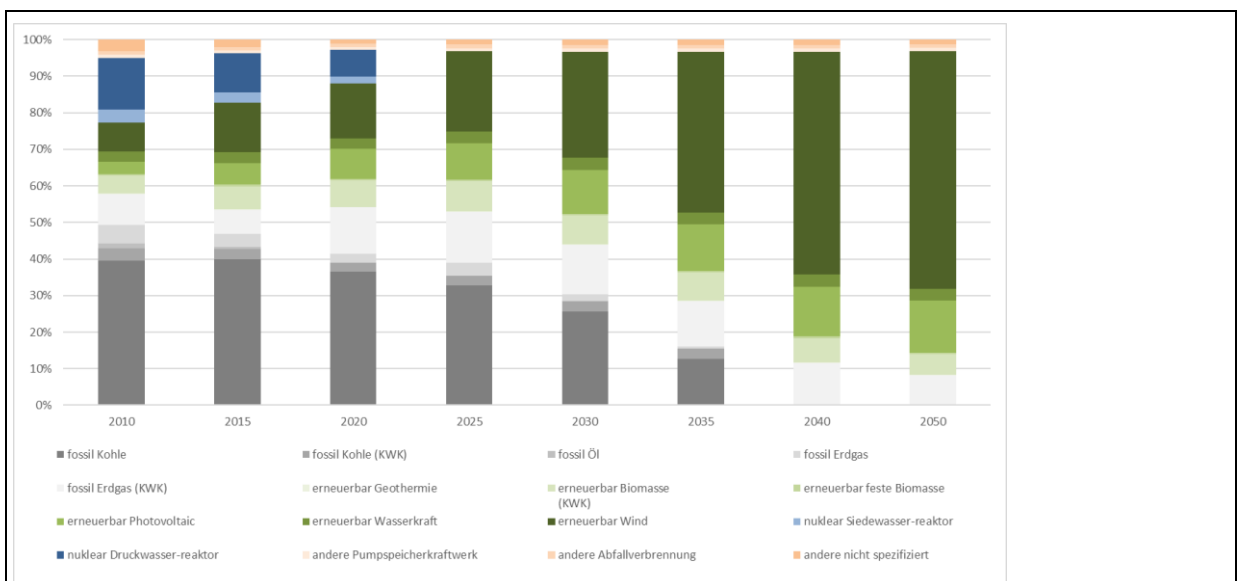
Anhang B Inputdaten für die Stoffstrommodellierung

Die Analyse der Daten aus [82] lässt Rückschlüsse auf die Anteile einzelner Kunststoffe in verschiedenen Bauteilgruppen und im Gesamt-Pkw zu (Abbildung A-1).



Quelle: eigene Auswertung basierend auf [82]

Abbildung B-1: Kunststoffe in der Werkstoffzusammensetzung der Pkws



Quelle: eigene Darstellung

Abbildung B-2: Alternativer Strommix für die Sensitivitätsanalyse

Tabelle B-1: Masse der Komponentengruppen je nach Antriebstyp und Segment

		Gewicht Fahrzeug [kg]	Antrieb [kg]	Karosserie etc. [kg]	Batterie [kg]	Elektronik [kg]	Reifen [kg]
G	S	1135,0	348,7	729,7	0,0	24,1	32,5
	M	1468,8	427,6	942,6	0,0	25,7	72,8
	L	1759,4	706,5	950,1	0,0	36,9	66,0
D	S	1251,2	218,7	958,5	0,0	26,7	47,3
	M	1711,5	285,9	1338,8	0,0	24,2	62,6
	L	2116,6	497,4	1512,5	0,0	22,2	84,6
G-HEV	S	1122,1	198,6	842,5	10,0	31,5	39,6
	M	1833,0	387,5	1307,3	30,0	24,4	83,7
	L	2352,0	239,6	1891,9	90,5	25,0	105,0
D-HEV	S	1343,2	250,7	1006,4	10,0	23,4	52,8
	M	1923,3	328,9	1461,5	19,2	38,4	75,4
	L	2353,5	507,7	1672,1	57,8	25,0	90,9
PHEV	S	1486,1	127,3	963,8	313,3	21,9	59,9
	M	1892,2	249,3	1010,5	497,7	46,6	88,0
	L	2710,5	355,6	1524,2	678,8	62,9	89,0
BEV	S	1494,2	302,5	978,4	129,2	26,3	57,7
	M	2024,6	628,5	1120,9	175,1	21,9	78,3
	L	2539,5	693,3	1506,5	219,7	21,9	98,2
FCEV	S	1494,2	302,5	978,4	129,2	26,3	57,7
	M	2024,6	628,5	1120,9	175,1	21,9	78,3
	L	2539,5	693,3	1506,5	219,7	21,9	98,2

Quelle: eigene Auswertung basierend auf [82]

Wind	41%	46%	47%	52%	55%	57%	57%	56%
Wind, 3-6 MW, offshore	1%	5%	13%	20%	26%	27%	28%	28%
	40%	42%	35%	32%	29%	29%	29%	28%
Wind, <1 MW, onshore	6%	5%	4%	3%	3%	2%	2%	2%
Wind, 1-3 MW, onshore	31%	30%	26%	23%	24%	23%	23%	21%
Wind, >3 MW, onshore	1%	6%	7%	8%	11%	12%	12%	16%
nuklear	18%	13%	10%	0%	0%	0%	0%	0%
Siedewasserreaktor	20%	20%	20%	0%	0%	0%	0%	0%
Druckwasserreaktor	80%	80%	80%	0%	0%	0%	0%	0%
andere	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Pumpspeicherkraftwerk	1%	1%	1%	1%	0%	0%	0%	1%
Abfallverbrennung	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%
nicht spezifiziert	3%	2%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

Quelle: eigene Darstellung nach [88]

Anhang C Pkw Emissionsfaktoren für den Fahrzeugbetrieb

Die Emissionsfaktoren für die einzelnen Pkw-Varianten werden für die Berechnung der Emissionen in der Nutzungsphase verwendet.

Tabelle C-1: Emissionsfaktoren je nach Antriebstyp und Segment in 2015

		CO [g/km]	CO ₂ [g/km]	NO [g/km]	NO ₂ [g/km]	NO _x [g/km]	NH ₃ [g/km]	N ₂ O [g/km]
G	S	6,35E-01	1,28E+02	1,92E-02	1,01E-03	2,02E-02	3,96E-02	4,33E-04
	M	6,40E-01	1,55E+02	1,92E-02	1,01E-03	2,02E-02	3,96E-02	4,37E-04
	L	6,40E-01	2,25E+02	1,92E-02	1,01E-03	2,02E-02	3,96E-02	4,45E-04
D	S	2,82E-02	9,44E+01	1,83E-01	7,84E-02	2,61E-01	1,00E-03	4,73E-03
	M	2,82E-02	1,24E+02	1,85E-01	7,95E-02	2,65E-01	1,00E-03	4,73E-03
	L	2,82E-02	1,62E+02	1,85E-01	7,95E-02	2,65E-01	1,00E-03	4,73E-03
G-HEV	S	6,35E-01	1,42E+02	1,92E-02	1,01E-03	2,02E-02	3,94E-02	3,86E-04
	M	6,40E-01	1,88E+02	1,92E-02	1,01E-03	2,02E-02	3,93E-02	3,79E-04
	L	6,40E-01	2,20E+02	1,92E-02	1,01E-03	2,02E-02	3,93E-02	3,77E-04
D-HEV	S	9,51E-03	5,56E+01	1,65E-01	7,06E-02	2,35E-01	9,00E-04	4,26E-03
	M	2,82E-02	1,38E+02	3,30E-01	1,41E-01	4,71E-01	1,00E-03	4,73E-03
	L	2,82E-02	2,01E+02	3,21E-01	1,38E-01	4,59E-01	1,00E-03	4,73E-03
PHEV	S	8,93E-03	3,34E+01	2,46E-03	7,75E-04	3,06E-03	1,88E-03	3,66E-04
	M	8,93E-03	3,49E+01	2,46E-03	7,75E-04	3,06E-03	1,88E-03	3,66E-04
	L	9,43E-03	4,97E+01	2,36E-03	9,28E-04	3,12E-03	2,33E-03	4,49E-04

		HC [g/km]	PM [g/km]	PN [#]	SO ₂ [g/km]	CH ₄ [g/km]	NMVOC [g/km]	NMHC [g/km]
G	S	8,81E-03	2,08E-03	1,33E+12	6,05E-04	7,40E-04	9,38E-03	8,07E-03
	M	8,82E-03	2,08E-03	1,33E+12	7,31E-04	7,41E-04	9,39E-03	8,08E-03
	L	8,82E-03	2,08E-03	1,33E+12	1,06E-03	7,41E-04	9,39E-03	8,08E-03
D	S	6,80E-03	1,94E-03	8,12E+10	4,93E-04	1,63E-04	1,61E-02	6,64E-03
	M	6,80E-03	1,94E-03	8,12E+10	6,48E-04	1,63E-04	1,61E-02	6,64E-03
	L	6,80E-03	1,94E-03	8,12E+10	8,46E-04	1,63E-04	1,61E-02	6,64E-03
G-HEV	S	8,81E-03	2,08E-03	2,10E+12	7,48E-04	7,40E-04	3,80E-03	8,07E-03
	M	8,82E-03	2,08E-03	2,10E+12	8,91E-04	7,41E-04	3,80E-03	8,08E-03
	L	8,82E-03	2,08E-03	2,10E+12	1,32E-03	7,41E-04	3,80E-03	8,08E-03
D-HEV	S	6,12E-03	1,75E-03	8,12E+10	4,43E-04	1,63E-04	6,54E-03	6,64E-03
	M	6,80E-03	1,94E-03	4,66E+09	7,88E-04	1,63E-04	6,54E-03	6,64E-03
	L	6,80E-03	1,94E-03	4,66E+09	1,03E-03	1,63E-04	6,54E-03	6,64E-03
PHEV	S	4,99E-03	2,08E-03	1,33E+12	1,48E-03	1,48E-03	1,48E-03	1,48E-03
	M	4,99E-03	2,08E-03	1,33E+12	1,48E-03	1,48E-03	1,48E-03	1,48E-03
	L	5,32E-03	2,81E-03	1,33E+12	1,91E-03	1,71E-03	1,54E-03	1,69E-03
		H ₂ O [g/km]	HCOH [g/km]	HCOOH [g/km]	C ₂ H ₄ [g/km]	C ₂ H ₆ [g/km]	C ₃ H ₆ [g/km]	1,3-C ₄ H ₆ [g/km]
G	S	4,78E+01	1,42E-03	1,24E-07	6,73E-04	1,14E-03	7,72E-04	5,92E-04
	M	4,78E+01	1,42E-03	1,24E-07	6,74E-04	1,14E-03	7,73E-04	5,93E-04
	L	4,78E+01	1,42E-03	1,24E-07	6,74E-04	1,14E-03	7,73E-04	5,93E-04
D	S	5,49E+01	1,89E-03	9,40E-06	1,07E-03	1,14E-04	5,88E-04	7,90E-04
	M	5,49E+01	1,89E-03	9,40E-06	1,07E-03	1,14E-04	5,88E-04	7,90E-04
	L	5,49E+01	1,89E-03	9,40E-06	1,07E-03	1,14E-04	5,88E-04	7,90E-04
G-HEV	S	6,43E+01	1,76E-03	5,76E-08	7,13E-04	1,14E-03	9,46E-04	7,37E-04
	M	6,44E+01	1,76E-03	5,77E-08	7,14E-04	1,14E-03	9,48E-04	7,38E-04
	L	6,44E+01	1,76E-03	5,77E-08	7,14E-04	1,14E-03	9,48E-04	7,38E-04
D-HEV	S	7,39E+01	2,33E-03	4,36E-06	1,13E-03	1,14E-04	7,21E-04	9,83E-04
	M	7,39E+01	2,33E-03	4,36E-06	1,13E-03	1,14E-04	7,21E-04	9,83E-04
	L	7,39E+01	2,33E-03	4,36E-06	1,13E-03	1,14E-04	7,21E-04	9,83E-04
PHEV	S	1,17E+01	3,49E-04	1,98E-09	1,31E-04	4,54E-04	2,67E-04	1,25E-04
	M	1,17E+01	3,49E-04	1,98E-09	1,31E-04	4,54E-04	2,67E-04	1,25E-04
	L	1,51E+01	4,08E-04	2,66E-09	1,27E-04	4,51E-04	3,19E-04	1,54E-04

		iso-C₄H₈ [g/km]	C₆H₆ [g/km]	C₇H₈ [g/km]	C₅H₈ [g/km]	CH₃CHO [g/km]
G	S	2,79E-03	6,05E-04	1,96E-03	9,76E-04	6,43E-04
	M	2,80E-03	6,06E-04	1,96E-03	9,78E-04	6,44E-04
	L	2,80E-03	6,06E-04	1,96E-03	9,78E-04	6,44E-04
D	S	2,95E-03	1,97E-03	4,15E-03	1,85E-03	1,21E-03
	M	2,95E-03	1,97E-03	4,15E-03	1,85E-03	1,21E-03
	L	2,95E-03	1,97E-03	4,15E-03	1,85E-03	1,21E-03
G-HEV	S	3,15E-03	3,22E-04	1,91E-03	1,32E-03	7,67E-04
	M	3,16E-03	3,23E-04	1,91E-03	1,32E-03	7,68E-04
	L	3,16E-03	3,23E-04	1,91E-03	1,32E-03	7,68E-04
D-HEV	S	3,33E-03	1,05E-03	4,05E-03	2,51E-03	1,44E-03
	M	3,33E-03	1,05E-03	4,05E-03	2,51E-03	1,44E-03
	L	3,33E-03	1,05E-03	4,05E-03	2,51E-03	1,44E-03
PHEV	S	9,45E-04	1,13E-04	1,56E-03	5,72E-04	1,86E-04
	M	9,45E-04	1,13E-04	1,56E-03	5,72E-04	1,86E-04
	L	1,07E-03	1,04E-04	1,47E-03	7,37E-04	2,30E-04

Quelle: eigene Auswertung teilweise basierend auf [88, 133, 144]

Tabelle C-2: Emissionsfaktoren je nach Antriebstyp und Segment in 2030

		CO [g/km]	CO ₂ [g/km]	NO [g/km]	NO ₂ [g/km]	NO _x [g/km]	NH ₃ [g/km]	N ₂ O [g/km]
G	S	6,35E-01	1,16E+02	1,92E-02	1,01E-03	2,02E-02	3,98E-02	4,86E-04
	M	6,40E-01	1,28E+02	1,92E-02	1,01E-03	2,02E-02	3,98E-02	5,03E-04
	L	6,40E-01	2,29E+02	1,92E-02	1,01E-03	2,02E-02	3,99E-02	5,26E-04
D	S	2,82E-02	9,90E+01	1,04E-01	4,47E-02	1,49E-01	1,00E-03	4,73E-03
	M	2,82E-02	1,12E+02	1,04E-01	4,47E-02	1,49E-01	1,00E-03	4,73E-03
	L	2,82E-02	1,31E+02	1,07E-01	4,59E-02	1,53E-01	1,00E-03	4,73E-03
G-HEV	S	5,63E-01	8,11E+01	1,64E-02	8,62E-04	1,72E-02	3,52E-02	4,08E-04
	M	5,68E-01	8,41E+01	1,64E-02	8,62E-04	1,72E-02	3,53E-02	4,23E-04
	L	5,68E-01	1,26E+02	1,64E-02	8,62E-04	1,72E-02	3,54E-02	4,43E-04
D-HEV	S	9,51E-03	5,83E+01	9,40E-02	4,03E-02	1,34E-01	9,00E-04	4,26E-03
	M	9,51E-03	7,25E+01	9,38E-02	4,02E-02	1,34E-01	9,00E-04	4,26E-03
	L	9,51E-03	1,43E+02	9,63E-02	4,13E-02	1,38E-01	9,00E-04	4,26E-03
PHEV	S	8,55E-03	2,53E+01	2,14E-03	7,24E-04	2,86E-03	2,67E-03	5,58E-04
	M	8,55E-03	2,65E+01	2,14E-03	7,24E-04	2,86E-03	2,67E-03	5,58E-04
	L	9,03E-03	3,77E+01	2,06E-03	8,66E-04	2,92E-03	3,31E-03	6,83E-04
		HC [g/km]	PM [g/km]	PN [#]	SO ₂ [g/km]	CH ₄ [g/km]	NM VOC [g/km]	NMHC [g/km]
G	S	8,81E-03	2,08E-03	8,44E+11	4,89E-04	7,40E-04	2,31E-02	8,07E-03
	M	8,82E-03	2,08E-03	8,44E+11	6,00E-04	7,41E-04	2,32E-02	8,08E-03
	L	8,82E-03	2,08E-03	8,44E+11	8,49E-04	7,41E-04	2,32E-02	8,08E-03
D	S	6,80E-03	1,94E-03	1,41E+12	4,08E-04	1,63E-04	3,98E-02	6,64E-03
	M	6,80E-03	1,94E-03	1,41E+12	5,33E-04	1,63E-04	3,98E-02	6,64E-03
	L	6,80E-03	1,94E-03	1,41E+12	6,97E-04	1,63E-04	3,98E-02	6,64E-03
G-HEV	S	7,72E-03	1,83E-03	8,44E+11	4,24E-04	7,40E-04	9,38E-03	8,07E-03
	M	7,73E-03	1,83E-03	8,44E+11	5,20E-04	7,41E-04	9,39E-03	8,08E-03
	L	7,73E-03	1,83E-03	8,44E+11	7,35E-04	7,41E-04	9,39E-03	8,08E-03
D-HEV	S	6,12E-03	1,75E-03	1,41E+12	3,67E-04	1,63E-04	1,61E-02	6,64E-03
	M	6,12E-03	1,75E-03	1,41E+12	4,80E-04	1,63E-04	1,61E-02	6,64E-03
	L	6,12E-03	1,75E-03	1,41E+12	6,67E-04	1,63E-04	1,61E-02	6,64E-03
PHEV	S	4,80E-03	5,42E-04	8,44E+11	1,13E-03	3,15E-04	3,65E-03	1,15E-03
	M	4,80E-03	5,42E-04	8,44E+11	1,13E-03	3,15E-04	3,65E-03	1,15E-03
	L	5,11E-03	7,29E-04	8,44E+11	1,46E-03	3,65E-04	3,80E-03	1,32E-03

		H₂O [g/km]	HCOH [g/km]	HCOOH [g/km]	C₂H₄ [g/km]	C₂H₆ [g/km]	C₃H₆ [g/km]	1,3-C₄H₆ [g/km]
G	S	3,55E+01	1,15E-03	2,68E-07	6,34E-04	1,14E-03	6,29E-04	4,76E-04
	M	3,55E+01	1,15E-03	2,68E-07	6,35E-04	1,14E-03	6,30E-04	4,76E-04
	L	3,55E+01	1,15E-03	2,68E-07	6,35E-04	1,14E-03	6,30E-04	4,76E-04
D	S	4,08E+01	1,53E-03	2,03E-05	1,01E-03	1,14E-04	4,79E-04	6,35E-04
	M	4,08E+01	1,53E-03	2,03E-05	1,01E-03	1,14E-04	4,79E-04	6,35E-04
	L	4,08E+01	1,53E-03	2,03E-05	1,01E-03	1,14E-04	4,79E-04	6,35E-04
G-HEV	S	4,78E+01	1,42E-03	1,24E-07	6,73E-04	1,14E-03	7,72E-04	5,92E-04
	M	4,78E+01	1,42E-03	1,24E-07	6,74E-04	1,14E-03	7,73E-04	5,93E-04
	L	4,78E+01	1,42E-03	1,24E-07	6,74E-04	1,14E-03	7,73E-04	5,93E-04
D-HEV	S	5,49E+01	1,89E-03	9,40E-06	1,07E-03	1,14E-04	5,88E-04	7,90E-04
	M	5,49E+01	1,89E-03	9,40E-06	1,07E-03	1,14E-04	5,88E-04	7,90E-04
	L	5,49E+01	1,89E-03	9,40E-06	1,07E-03	1,14E-04	5,88E-04	7,90E-04
PHEV	S	8,73E+00	2,82E-04	4,26E-09	1,24E-04	5,32E-04	2,18E-04	1,01E-04
	M	8,73E+00	2,82E-04	4,26E-09	1,24E-04	5,32E-04	2,18E-04	1,01E-04
	L	1,12E+01	3,30E-04	5,74E-09	1,20E-04	5,28E-04	2,60E-04	1,24E-04
		iso-C₄H₈ [g/km]	C₆H₆ [g/km]	C₇H₈ [g/km]	C₅H₈ [g/km]	CH₃CHO [g/km]		
G	S	2,47E-03	1,13E-03	2,01E-03	7,22E-04	5,38E-04		
	M	2,48E-03	1,14E-03	2,01E-03	7,23E-04	5,39E-04		
	L	2,48E-03	1,14E-03	2,01E-03	7,23E-04	5,39E-04		
D	S	2,61E-03	3,70E-03	4,25E-03	1,37E-03	1,01E-03		
	M	2,61E-03	3,70E-03	4,25E-03	1,37E-03	1,01E-03		
	L	2,61E-03	3,70E-03	4,25E-03	1,37E-03	1,01E-03		
G-HEV	S	2,79E-03	6,05E-04	1,96E-03	9,76E-04	6,43E-04		
	M	2,80E-03	6,06E-04	1,96E-03	9,78E-04	6,44E-04		
	L	2,80E-03	6,06E-04	1,96E-03	9,78E-04	6,44E-04		
D-HEV	S	2,95E-03	1,97E-03	4,15E-03	1,85E-03	1,21E-03		
	M	2,95E-03	1,97E-03	4,15E-03	1,85E-03	1,21E-03		
	L	2,95E-03	1,97E-03	4,15E-03	1,85E-03	1,21E-03		
PHEV	S	8,37E-04	2,12E-04	1,60E-03	4,23E-04	1,56E-04		
	M	8,37E-04	2,12E-04	1,60E-03	4,23E-04	1,56E-04		
	L	9,50E-04	1,95E-04	1,50E-03	5,45E-04	1,92E-04		

Quelle: eigene Auswertung teilweise basierend auf [88, 133, 144]

Tabelle C-3: Emissionsfaktoren je nach Antriebstyp und Segment in 2040

		CO [g/km]	CO ₂ [g/km]	NO [g/km]	NO ₂ [g/km]	NO _x [g/km]	NH ₃ [g/km]	N ₂ O [g/km]
G	S	6,35E-01	9,91E+01	1,92E-02	1,01E-03	2,02E-02	3,98E-02	4,86E-04
	M	6,40E-01	1,08E+02	1,92E-02	1,01E-03	2,02E-02	3,98E-02	5,03E-04
	L	6,40E-01	2,20E+02	1,92E-02	1,01E-03	2,02E-02	3,99E-02	5,26E-04
D	S	2,82E-02	9,04E+01	1,04E-01	4,47E-02	1,49E-01	1,00E-03	4,73E-03
	M	2,82E-02	1,05E+02	1,04E-01	4,47E-02	1,49E-01	1,00E-03	4,73E-03
	L	2,82E-02	1,12E+02	1,07E-01	4,59E-02	1,53E-01	1,00E-03	4,73E-03
G-HEV	S	5,63E-01	7,80E+01	1,64E-02	8,62E-04	1,72E-02	3,52E-02	4,08E-04
	M	4,38E-01	8,26E+01	3,64E-02	1,14E-02	4,78E-02	2,14E-02	1,64E-03
	L	5,68E-01	1,10E+02	1,64E-02	8,62E-04	1,72E-02	3,54E-02	4,43E-04
D-HEV	S	9,51E-03	5,27E+01	9,40E-02	4,03E-02	1,34E-01	9,00E-04	4,26E-03
	M	9,51E-03	6,63E+01	9,38E-02	4,02E-02	1,34E-01	9,00E-04	4,26E-03
	L	9,51E-03	9,84E+01	9,63E-02	4,13E-02	1,38E-01	9,00E-04	4,26E-03
PHEV	S	8,50E-03	2,43E+01	2,15E-03	7,08E-04	2,86E-03	2,60E-03	5,44E-04
	M	8,50E-03	2,53E+01	2,15E-03	7,08E-04	2,86E-03	2,60E-03	5,44E-04
	L	8,81E-03	3,58E+01	2,09E-03	8,03E-04	2,90E-03	3,03E-03	6,27E-04
		HC [g/km]	PM [g/km]	PN [#]	SO ₂ [g/km]	CH ₄ [g/km]	NM VOC [g/km]	NMHC [g/km]
G	S	8,81E-03	2,08E-03	6,89E+11	4,89E-04	7,40E-04	2,30E-02	8,07E-03
	M	8,82E-03	2,08E-03	6,89E+11	6,00E-04	7,41E-04	2,31E-02	8,08E-03
	L	8,82E-03	2,08E-03	6,89E+11	8,49E-04	7,41E-04	2,28E-02	8,08E-03
D	S	6,80E-03	1,94E-03	8,12E+10	4,08E-04	1,63E-04	3,96E-02	6,64E-03
	M	6,80E-03	1,94E-03	8,12E+10	5,33E-04	1,63E-04	3,96E-02	6,64E-03
	L	6,80E-03	1,94E-03	8,12E+10	6,97E-04	1,63E-04	3,91E-02	6,64E-03
G-HEV	S	7,72E-03	1,83E-03	6,89E+11	4,24E-04	7,40E-04	9,33E-03	8,07E-03
	M	7,41E-03	1,93E-03	6,89E+11	5,04E-04	7,41E-04	9,35E-03	8,08E-03
	L	7,73E-03	1,83E-03	6,89E+11	7,35E-04	7,41E-04	9,23E-03	8,08E-03
D-HEV	S	6,12E-03	1,75E-03	8,12E+10	3,67E-04	1,63E-04	1,61E-02	6,64E-03
	M	6,12E-03	1,75E-03	8,12E+10	4,80E-04	1,63E-04	1,61E-02	6,64E-03
	L	6,12E-03	1,75E-03	8,12E+10	6,67E-04	1,63E-04	1,59E-02	6,64E-03
PHEV	S	4,77E-03	5,21E-04	6,89E+11	1,09E-03	3,10E-04	3,63E-03	1,13E-03
	M	4,77E-03	5,21E-04	6,89E+11	1,09E-03	3,10E-04	3,63E-03	1,13E-03
	L	4,97E-03	6,46E-04	6,89E+11	1,31E-03	3,43E-04	3,73E-03	1,24E-03

		H₂O [g/km]	HCOH [g/km]	HCOOH [g/km]	C₂H₄ [g/km]	C₂H₆ [g/km]	C₃H₆ [g/km]	1,3-C₄H₆ [g/km]
G	S	6,43E+01	1,76E-03	5,76E-08	7,13E-04	1,14E-03	6,29E-04	4,76E-04
	M	6,44E+01	1,76E-03	5,77E-08	7,14E-04	1,14E-03	6,30E-04	4,76E-04
	L	6,44E+01	1,76E-03	5,77E-08	7,14E-04	1,14E-03	6,30E-04	4,76E-04
D	S	3,95E+01	1,50E-03	1,95E-05	1,01E-03	1,14E-04	4,69E-04	6,18E-04
	M	3,95E+01	1,50E-03	1,95E-05	1,01E-03	1,14E-04	4,69E-04	6,18E-04
	L	3,67E+01	1,43E-03	1,80E-05	1,02E-03	1,14E-04	4,45E-04	5,81E-04
G-HEV	S	8,65E+01	2,17E-03	2,67E-08	7,56E-04	1,14E-03	7,72E-04	5,92E-04
	M	8,67E+01	2,17E-03	2,67E-08	7,57E-04	1,14E-03	7,73E-04	5,93E-04
	L	8,67E+01	2,17E-03	2,67E-08	7,57E-04	1,14E-03	7,73E-04	5,93E-04
D-HEV	S	5,32E+01	1,85E-03	9,04E-06	1,07E-03	1,14E-04	5,75E-04	7,69E-04
	M	5,32E+01	1,85E-03	9,04E-06	1,07E-03	1,14E-04	5,75E-04	7,69E-04
	L	4,95E+01	1,77E-03	8,33E-06	1,08E-03	1,14E-04	5,45E-04	7,24E-04
PHEV	S	8,45E+00	2,77E-04	4,10E-09	1,24E-04	5,32E-04	2,13E-04	9,81E-05
	M	8,45E+00	2,77E-04	4,10E-09	1,24E-04	5,32E-04	2,13E-04	9,81E-05
	L	1,01E+01	3,08E-04	5,08E-09	1,22E-04	5,30E-04	2,41E-04	1,14E-04
		iso-C₄H₈ [g/km]	C₆H₆ [g/km]	C₇H₈ [g/km]	C₅H₈ [g/km]	CH₃CHO [g/km]		
G	S	2,47E-03	1,13E-03	2,01E-03	7,22E-04	5,38E-04		
	M	2,48E-03	1,14E-03	2,01E-03	7,23E-04	5,39E-04		
	L	2,48E-03	1,14E-03	2,01E-03	7,23E-04	5,39E-04		
D	S	2,57E-03	3,73E-03	4,28E-03	1,32E-03	9,87E-04		
	M	2,57E-03	3,73E-03	4,28E-03	1,32E-03	9,87E-04		
	L	2,47E-03	3,85E-03	4,38E-03	1,23E-03	9,28E-04		
G-HEV	S	2,79E-03	6,05E-04	1,96E-03	9,76E-04	6,43E-04		
	M	2,80E-03	6,06E-04	1,96E-03	9,78E-04	6,44E-04		
	L	2,80E-03	6,06E-04	1,96E-03	9,78E-04	6,44E-04		
D-HEV	S	2,91E-03	1,99E-03	4,18E-03	1,79E-03	1,18E-03		
	M	2,91E-03	1,99E-03	4,18E-03	1,79E-03	1,18E-03		
	L	2,79E-03	2,05E-03	4,27E-03	1,67E-03	1,11E-03		
PHEV	S	8,24E-04	2,14E-04	1,61E-03	4,09E-04	1,52E-04		
	M	8,24E-04	2,14E-04	1,61E-03	4,09E-04	1,52E-04		
	L	9,00E-04	2,03E-04	1,55E-03	4,90E-04	1,76E-04		

Quelle: eigene Auswertung teilweise basierend auf [88, 133, 144]

Anhang D Ergebnisse der Ökobilanzierung

Tabelle D-1: Ergebnisse verschiedener Wirkungskategorien für das Jahr 2015

Fahrzeuggröße: M

Jahr: 2015

Teil: 1

LCA - Indikator: ReCiPe Midpoint (H)

Fahrzeug-Technologie	Nutzungsphase	climate change, GWP100	terrestrial acidification, TAP	fossil depletion, FDP
		[CO _{2eq}]	[SO _{2eq}]	[kg oil _{eq}]
BEV	End-of-life	235,35	0,03	1,38
	Nutzung und Instandhaltung	21213,06	38,66	5603,89
	Produktion: Antriebsstrang	7504,75	121,47	2314,39
	Produktion: Karosserie / Rest	2565,70	9,51	789,56
D	End-of-life	227,85	0,03	1,20
	Nutzung und Instandhaltung	31995,83	66,77	9217,47
	Produktion: Antriebsstrang	3380,52	6,79	703,60
	Produktion: Karosserie / Rest	3270,16	11,41	950,20
D-HEV	End-of-life	239,07	0,02	1,34
	Nutzung und Instandhaltung	27671,18	77,27	7300,31
	Produktion: Antriebsstrang	3945,14	11,82	1106,09
	Produktion: Karosserie / Rest	3513,05	9,10	1127,68
G	End-of-life	182,57	9,10	1,03
	Nutzung und Instandhaltung	36664,54	65,31	9162,61
	Produktion: Antriebsstrang	3864,99	10,38	1063,73
	Produktion: Karosserie / Rest	2316,32	8,50	740,75
G-HEV	End-of-life	227,85	0,03	1,28
	Nutzung und Instandhaltung	31995,83	57,09	8791,06
	Produktion: Antriebsstrang	3380,52	8,64	919,01
	Produktion: Karosserie / Rest	3270,16	12,09	1051,54
PHEV	End-of-life	251,66	0,03	1,41
	Nutzung und Instandhaltung	25848,51	42,13	8884,26
	Produktion: Antriebsstrang	7261,22	60,18	2364,45
	Produktion: Karosserie / Rest	2897,62	11,74	954,25

Fahrzeuggröße: M

Jahr: 2015

Teil: 2

LCA - Indikator: ReCiPe Midpoint (H)

Fahrzeug-Technologie	Nutzungsphase	ozone depletion, ODP	particulate matter formation, PMFP	marine eutrophication, MEP
		[kg CFC-11 _{eq}]	[kg PM10 _{eq}]	[kg N _{eq}]
BEV	End-of-life	6,47E-07	0,02	0,002
	Nutzung und Instandhaltung	5,36E-04	15,54	7,60
	Produktion: Antriebsstrang	7,75E-04	40,23	6,11
	Produktion: Karosserie / Rest	1,21E-04	8,25	0,87
D	End-of-life	5,94E-07	0,02	0,01
	Nutzung und Instandhaltung	4,56E-03	24,08	27,33
	Produktion: Antriebsstrang	9,62E-05	3,63	2,39
	Produktion: Karosserie / Rest	1,92E-04	7,94	3,37
D-HEV	End-of-life	6,67E-07	0,02	0,02
	Nutzung und Instandhaltung	3,58E-03	20,84	24,11
	Produktion: Antriebsstrang	1,86E-04	7,57	4,60
	Produktion: Karosserie / Rest	2,29E-04	8,52	3,93
G	End-of-life	5,09E-07	0,02	0,01
	Nutzung und Instandhaltung	4,49E-03	17,21	11,14
	Produktion: Antriebsstrang	1,51E-04	5,26	3,65
	Produktion: Karosserie / Rest	1,50E-04	5,46	2,55
G-HEV	End-of-life	6,36E-07	0,02	0,02
	Nutzung und Instandhaltung	4,29E-03	16,50	10,61
	Produktion: Antriebsstrang	1,30E-04	4,34	3,12
	Produktion: Karosserie / Rest	2,13E-04	7,52	3,61
PHEV	End-of-life	7,02E-07	0,02	0,02
	Nutzung und Instandhaltung	3,54E-03	14,57	7,26
	Produktion: Antriebsstrang	5,76E-04	22,41	11,39
	Produktion: Karosserie / Rest	1,90E-04	11,03	4,01

Fahrzeuggröße: M

Jahr: 2015

Teil: 3

LCA - Indikator: ReCiPe Midpoint (H)

Fahrzeug-Technologie	Nutzungsphase	freshwater ecotoxicity, FETPinf	water depletion, WDP	metal depletion, MDP
		[kg 1,4-DCB _{eq}]	[m3 water _{eq}]	[kg Fe _{eq}]
BEV	End-of-life	2,73	0,19	0,26
	Nutzung und Instandhaltung	1227,17	89,95	2410,30
	Produktion: Antriebsstrang	1699,70	70,48	16299,46
	Produktion: Karosserie / Rest	258,81	19,64	1326,42
D	End-of-life	2,47	0,30	0,41
	Nutzung und Instandhaltung	173,57	7,51	1914,22
	Produktion: Antriebsstrang	237,14	15,07	1176,98
	Produktion: Karosserie / Rest	305,63	29,56	3067,39
D-HEV	End-of-life	2,77	0,33	0,46
	Nutzung und Instandhaltung	183,37	7,33	2060,61
	Produktion: Antriebsstrang	764,83	28,51	3297,69
	Produktion: Karosserie / Rest	371,86	34,72	3231,39
G	End-of-life	2,12	0,26	0,35
	Nutzung und Instandhaltung	158,38	12,61	1647,01
	Produktion: Antriebsstrang	393,82	24,32	1685,50
	Produktion: Karosserie / Rest	256,92	22,65	2002,74
G-HEV	End-of-life	2,64	0,32	0,44
	Nutzung und Instandhaltung	186,11	13,03	2008,47
	Produktion: Antriebsstrang	313,85	20,97	1333,91
	Produktion: Karosserie / Rest	361,81	31,88	2732,95
PHEV	End-of-life	2,92	0,35	0,48
	Nutzung und Instandhaltung	386,88	13,00	4627,27
	Produktion: Antriebsstrang	1117,88	58,51	5840,88
	Produktion: Karosserie / Rest	531,24	32,21	3994,76

Quelle: eigene Auswertung

Tabelle D-2: Ergebnisse verschiedener Wirkungskategorien für das Jahr 2030

Fahrzeuggröße:	M			
Jahr:	2030			
Teil:	1			
		LCA - Indikator: ReCiPe Midpoint (H)		
Fahrzeug-Technologie	Nutzungsphase	climate change, GWP100	terrestrial acidification, TAP	fossil depletion, FDP
		[CO _{2eq}]	[SO _{2eq}]	[kg oil _{eq}]
BEV	End-of-life	235,35	0,03	1,38
	Nutzung und Instandhaltung	10389,98	22,06	3357,49
	Produktion: Antriebsstrang	7446,10	121,39	2303,16
	Produktion: Karosserie / Rest	2172,99	8,83	710,46
D	End-of-life	212,74	0,03	1,20
	Nutzung und Instandhaltung	27799,91	55,85	9790,46
	Produktion: Antriebsstrang	1817,95	5,83	530,20
	Produktion: Karosserie / Rest	2527,86	10,64	843,12
D-HEV	End-of-life	239,07	0,03	1,34
	Nutzung und Instandhaltung	18799,09	62,96	6640,76
	Produktion: Antriebsstrang	3097,74	13,40	906,65
	Produktion: Karosserie / Rest	2969,99	8,31	996,00
G	End-of-life	182,57	0,02	1,03
	Nutzung und Instandhaltung	31673,66	62,09	12256,94
	Produktion: Antriebsstrang	3219,98	10,43	937,59
	Produktion: Karosserie / Rest	3109,08	9,58	1036,08
G-HEV	End-of-life	227,85	0,03	1,28
	Nutzung und Instandhaltung	21790,30	55,25	7388,02
	Produktion: Antriebsstrang	2382,20	7,34	683,98
	Produktion: Karosserie / Rest	2734,97	11,18	921,85
PHEV	End-of-life	251,66	0,03	1,41
	Nutzung und Instandhaltung	16775,08	43,19	7048,08
	Produktion: Antriebsstrang	6399,05	57,84	2012,77
	Produktion: Karosserie / Rest	2786,22	10,90	842,07

Fahrzeuggröße: M
Jahr: 2030
Teil: 2

LCA - Indikator: ReCiPe Midpoint (H)

Fahrzeug-Technologie	Nutzungsphase	ozone depletion, ODP	particulate matter formation, PMFP	marine eutrophication, MEP
		[kg CFC-11 _{eq}]	[kg PM10 _{eq}]	[kg N _{eq}]
BEV	End-of-life	6,47E-07	0,02	0,002
	Nutzung und Instandhaltung	6,82E-04	10,11	2,68
	Produktion: Antriebsstrang	7,76E-04	40,20	6,08
	Produktion: Karosserie / Rest	1,27E-04	7,96	0,69
D	End-of-life	5,94E-07	0,02	0,01
	Nutzung und Instandhaltung	4,85E-03	19,63	18,68
	Produktion: Antriebsstrang	1,16E-04	3,48	1,85
	Produktion: Karosserie / Rest	1,97E-04	7,62	3,02
D-HEV	End-of-life	6,67E-07	0,02	0,02
	Nutzung und Instandhaltung	3,24E-03	15,48	15,57
	Produktion: Antriebsstrang	2,08E-04	7,39	3,99
	Produktion: Karosserie / Rest	2,35E-04	8,12	3,50
G	End-of-life	5,09E-07	0,02	0,01
	Nutzung und Instandhaltung	6,12E-03	19,11	10,87
	Produktion: Antriebsstrang	2,10E-04	5,88	3,34
	Produktion: Karosserie / Rest	2,47E-04	8,40	3,62
G-HEV	End-of-life	6,36E-07	0,02	0,02
	Nutzung und Instandhaltung	3,58E-03	14,63	9,33
	Produktion: Antriebsstrang	1,56E-04	4,13	2,40
	Produktion: Karosserie / Rest	2,20E-04	7,16	3,19
PHEV	End-of-life	7,02E-07	0,02	0,02
	Nutzung und Instandhaltung	3,66E-03	14,25	7,41
	Produktion: Antriebsstrang	6,14E-04	21,72	10,12
	Produktion: Karosserie / Rest	1,97E-04	10,70	3,60

Fahrzeuggröße: M
Jahr: 2030
Teil: 3

LCA - Indikator: ReCiPe Midpoint (H)

Fahrzeug-Technologie	Nutzungsphase	freshwater ecotoxicity, FETPinf	water depletion, WDP	metal depletion, MDP
		[kg 1,4-DCB _{eq}]	[m3 water _{eq}]	[kg Fe _{eq}]
BEV	End-of-life	2,73	0,19	0,26
	Nutzung und Instandhaltung	896,11	54,80	2374,71
	Produktion: Antriebsstrang	1698,43	70,30	16299,75
	Produktion: Karosserie / Rest	241,28	18,26	1305,12
D	End-of-life	2,47	0,30	0,41
	Nutzung und Instandhaltung	175,76	7,72	1925,75
	Produktion: Antriebsstrang	220,29	10,78	1184,76
	Produktion: Karosserie / Rest	287,56	26,91	2991,02
D-HEV	End-of-life	2,77	0,33	0,46
	Nutzung und Instandhaltung	180,86	7,09	2050,24
	Produktion: Antriebsstrang	745,50	23,59	3306,66
	Produktion: Karosserie / Rest	348,77	31,43	3137,72
G	End-of-life	2,12	0,26	0,35
	Nutzung und Instandhaltung	165,56	8,03	1730,33
	Produktion: Antriebsstrang	429,83	22,34	1979,14
	Produktion: Karosserie / Rest	388,63	32,93	3121,77
G-HEV	End-of-life	2,64	0,32	0,44
	Nutzung und Instandhaltung	180,01	11,59	1983,69
	Produktion: Antriebsstrang	291,10	15,17	1344,50
	Produktion: Karosserie / Rest	337,37	28,53	2652,56
PHEV	End-of-life	2,92	0,35	0,48
	Nutzung und Instandhaltung	387,68	13,06	4631,00
	Produktion: Antriebsstrang	1083,61	48,46	5854,34
	Produktion: Karosserie / Rest	508,37	28,79	3951,18

Quelle: eigene Auswertung

Tabelle D-3: Ergebnisse verschiedener Wirkungskategorien für das Jahr 2040

Fahrzeuggröße:	M			
Jahr:	2040			
Teil:	1			
		LCA - Indikator: ReCiPe Midpoint (H)		
Fahrzeug-Technologie	Nutzungsphase	climate change, GWP100	terrestrial acidification, TAP	fossil depletion, FDP
		[CO _{2eq}]	[SO _{2eq}]	[kg oil _{eq}]
BEV	End-of-life	235,35	0,03	1,38
	Nutzung und Instandhaltung	6924,64	17,23	2339,66
	Produktion: Antriebsstrang	7423,74	121,36	2296,66
	Produktion: Karosserie / Rest	1905,64	8,17	634,14
D	End-of-life	212,74	0,03	1,20
	Nutzung und Instandhaltung	26806,29	54,57	10808,12
	Produktion: Antriebsstrang	2498,20	5,62	699,38
	Produktion: Karosserie / Rest	2212,43	9,81	751,13
D-HEV	End-of-life	239,07	0,03	1,34
	Nutzung und Instandhaltung	17357,62	52,60	6132,91
	Produktion: Antriebsstrang	2759,84	12,96	804,47
	Produktion: Karosserie / Rest	2576,79	8,27	881,19
G	End-of-life	182,57	0,02	1,03
	Nutzung und Instandhaltung	29079,89	62,58	12948,60
	Produktion: Antriebsstrang	3485,92	8,19	962,64
	Produktion: Karosserie / Rest	1407,96	6,32	490,66
G-HEV	End-of-life	227,85	0,03	1,28
	Nutzung und Instandhaltung	21499,26	52,47	7266,91
	Produktion: Antriebsstrang	1984,03	6,82	563,53
	Produktion: Karosserie / Rest	2348,92	10,17	808,43
PHEV	End-of-life	251,66	0,03	1,41
	Nutzung und Instandhaltung	13571,22	46,97	7054,03
	Produktion: Antriebsstrang	5808,48	57,09	1833,01
	Produktion: Karosserie / Rest	2475,26	10,13	748,48

Fahrzeuggröße: M
Jahr: 2040
Teil: 2

LCA - Indikator: ReCiPe Midpoint (H)

Fahrzeug-Technologie	Nutzungsphase	ozone depletion, ODP	particulate matter formation, PMFP	marine eutrophication, MEP
		[kg CFC-11 _{eq}]	[kg PM10 _{eq}]	[kg N _{eq}]
BEV	End-of-life	6,47E-07	0,02	0,002
	Nutzung und Instandhaltung	5,79E-04	8,67	1,69
	Produktion: Antriebsstrang	7,75E-04	40,20	6,07
	Produktion: Karosserie / Rest	1,14E-04	7,59	0,59
D	End-of-life	5,94E-07	0,02	0,01
	Nutzung und Instandhaltung	5,37E-03	20,79	19,34
	Produktion: Antriebsstrang	9,62E-05	3,51	2,32
	Produktion: Karosserie / Rest	1,79E-04	7,09	2,74
D-HEV	End-of-life	6,67E-07	0,02	0,02
	Nutzung und Instandhaltung	2,99E-03	14,90	15,24
	Produktion: Antriebsstrang	1,95E-04	7,27	3,81
	Produktion: Karosserie / Rest	2,12E-04	7,46	3,15
G	End-of-life	5,09E-07	0,02	0,01
	Nutzung und Instandhaltung	6,39E-03	22,28	14,60
	Produktion: Antriebsstrang	1,29E-04	4,48	3,05
	Produktion: Karosserie / Rest	1,19E-04	4,33	1,73
G-HEV	End-of-life	6,36E-07	0,02	0,02
	Nutzung und Instandhaltung	3,52E-03	14,95	11,35
	Produktion: Antriebsstrang	1,40E-04	4,00	2,18
	Produktion: Karosserie / Rest	1,96E-04	6,54	2,84
PHEV	End-of-life	7,02E-07	0,02	0,02
	Nutzung und Instandhaltung	4,23E-03	15,17	7,83
	Produktion: Antriebsstrang	5,92E-04	21,54	9,81
	Produktion: Karosserie / Rest	1,76E-04	10,29	3,33

Fahrzeuggröße: M
Jahr: 2040
Teil: 3

LCA - Indikator: ReCiPe Midpoint (H)

Fahrzeug-Technologie	Nutzungsphase	freshwater ecotoxicity, FETPinf	water depletion, WDP	metal depletion, MDP
		[kg 1,4-DCB _{eq}]	[m ³ water _{eq}]	[kg Fe _{eq}]
BEV	End-of-life	2,73	0,19	0,26
	Nutzung und Instandhaltung	810,40	42,52	2377,94
	Produktion: Antriebsstrang	1698,21	70,22	16300,08
	Produktion: Karosserie / Rest	197,21	16,85	1239,90
D	End-of-life	2,47	0,30	0,41
	Nutzung und Instandhaltung	179,64	8,09	1946,21
	Produktion: Antriebsstrang	236,54	16,22	1178,97
	Produktion: Karosserie / Rest	248,72	24,48	2835,62
D-HEV	End-of-life	2,77	0,33	0,46
	Nutzung und Instandhaltung	178,92	6,91	2042,25
	Produktion: Antriebsstrang	743,37	22,39	3313,84
	Produktion: Karosserie / Rest	296,90	28,24	2944,01
G	End-of-life	2,12	0,26	0,35
	Nutzung und Instandhaltung	174,84	16,49	1713,90
	Produktion: Antriebsstrang	275,60	22,99	1281,05
	Produktion: Karosserie / Rest	174,94	14,74	1617,79
G-HEV	End-of-life	2,64	0,32	0,44
	Nutzung und Instandhaltung	179,48	11,47	1981,55
	Produktion: Antriebsstrang	288,60	13,75	1352,96
	Produktion: Karosserie / Rest	278,27	25,01	2475,18
PHEV	End-of-life	2,92	0,35	0,48
	Nutzung und Instandhaltung	358,46	12,34	4238,03
	Produktion: Antriebsstrang	1079,86	46,35	5866,94
	Produktion: Karosserie / Rest	450,74	25,48	3836,60

Quelle: eigene Auswertung