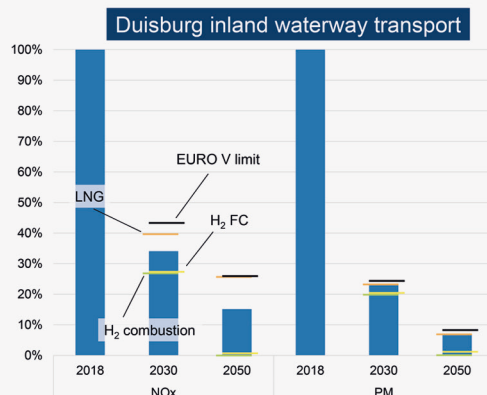
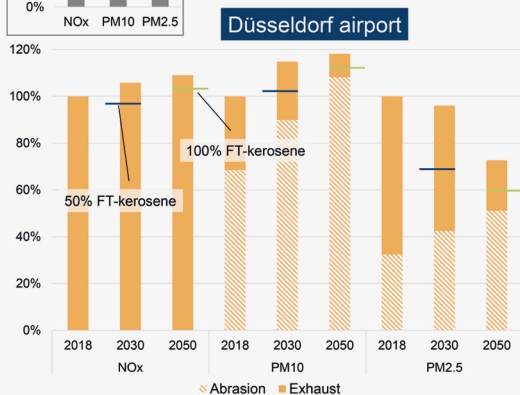
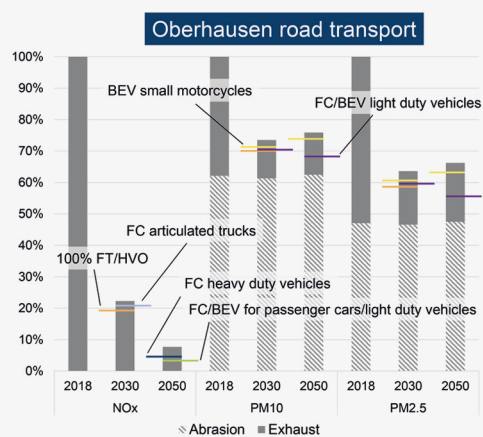
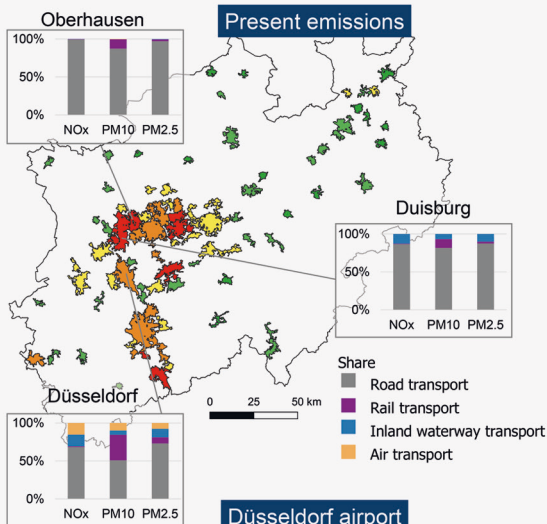




Senkung zukünftiger Stickoxid- und Partikelemissionen in Nordrhein-Westfalen durch den Einsatz alternativer Energieträger und Antriebe

Janos Lucian Breuer

Energie & Umwelt / Energy & Environment

Band / Volume 632

ISBN 978-3-95806-760-8

Forschungszentrum Jülich GmbH
Institut für Energie- und Klimaforschung (IEK)
Elektrochemische Verfahrenstechnik (IEK-14)

Senkung zukünftiger Stickoxid- und Partikelemissionen in Nordrhein-Westfalen durch den Einsatz alternativer Energieträger und Antriebe

Janos Lucian Breuer

Schriften des Forschungszentrums Jülich
Reihe Energie & Umwelt / Energy & Environment

Band / Volume 632

ISSN 1866-1793

ISBN 978-3-95806-760-8

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek.
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der
Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte Bibliografische Daten
sind im Internet über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.

Herausgeber
und Vertrieb: Forschungszentrum Jülich GmbH
 Zentralbibliothek, Verlag
 52425 Jülich
 Tel.: +49 2461 61-5368
 Fax: +49 2461 61-6103
 zb-publikation@fz-juelich.de
 www.fz-juelich.de/zb

Umschlaggestaltung: Grafische Medien, Forschungszentrum Jülich GmbH

Druck: Grafische Medien, Forschungszentrum Jülich GmbH

Copyright: Forschungszentrum Jülich 2024

Schriften des Forschungszentrums Jülich
Reihe Energie & Umwelt / Energy & Environment, Band / Volume 632

D 82 (Diss. RWTH Aachen University, 2024)

ISSN 1866-1793
ISBN 978-3-95806-760-8

Vollständig frei verfügbar über das Publikationsportal des Forschungszentrums Jülich (JuSER)
unter www.fz-juelich.de/zb/openaccess.



This is an Open Access publication distributed under the terms of the [Creative Commons Attribution License 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/),
which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

Abstract

This thesis aims to answer the research question of how alternative fuels and powertrains can reduce nitrogen oxide (NO_x) and particulate matter (PM) emissions in hotspots. The thesis proposes a new spatial bottom-up model that computes mileages and local pollutants of road transport, inland waterway transport, rail transport and air transport for North Rhine-Westphalia (NRW) as representative case study. The model is organised in sub-modules. For instance, one module determines mileages and transport performances for each section of the transport networks using timetables, flight schedules, data from the Federal Statistical Office and a developed statistical model. Another module calculates emissions on each network section taking different vehicle classes, vehicle sizes, emission technologies, powertrains and fuels into account. Finally, a novel module balances emissions in urban areas for a following analysis.

Besides the calculation of current emissions, several scenarios for future developments of the transport sector and their emissions were considered in the case study. Boundary conditions for future scenarios were set using forecasts of traffic performances for inland waterway transport and air transport, a developed model approach for forecasting road transport mileages, and devised approaches for determining fleet developments. The assumption for the reference scenarios was the continuation of using conventional fuels. The other tested scenarios included various alternative fuel options and powertrains, which were selected based on a novel methodology for selecting promising future fuel options. More specifically, the fuel options for road transport were Fischer-Tropsch diesel/hydrogenated vegetable oil, Methanol to Gasoline, natural gas, dimethyl ether, hydrogen in fuel cells and electric power. Meanwhile, the fuel options for inland waterway transport were natural gas as well as hydrogen in fuel cells and internal combustion engines and for aviation the fuel option was Fischer-Tropsch kerosene. These and the reference scenarios were simulated with the proposed model.

The result of the case study was that the urban areas of Aachen and Wuppertal as well as urban areas in Rhine and Ruhr regions are the most critical current emission hotspots in North Rhine-Westphalia. Road transport currently accounts for the largest share of pollutants emitted in emission hotspots. Inland navigation shows moderately high shares in current NO_x and $\text{PM}_{2.5}$ emissions in the vicinity of the Rhine, while rail transport is only responsible for larger shares of the less harmful PM_{10} emissions due to abrasion. Air transport only produces a moderately high share of emissions in the vicinity of the international airport Düsseldorf.

The results of this work already show a strong and respectively moderate reduction in combustion-related emissions from road and inland waterway transport for further utilization of conventional fuels, whereas those from air transport increase slightly. Overall, this will lead to a future easing of NO_x emissions away from the Rhine region and the airports of Cologne and Düsseldorf. Furthermore, the share and significance of abrasion-related PM emissions will increase strongly in the future. In the short term, the with existing vehicles compatible drop-in fuels Fischer-Tropsch diesel and Fischer-Tropsch kerosene have a high reduction potential. However, it will be mandatory to switch to hydrogen- or electricity-based powertrains in the long term for larger emission reductions. When discussing these results, it became clear, that the low technology readiness level of alternative low emission propulsion systems for inland waterway transport and air transport is critical. Moreover, guidelines for abrasion emissions are needed to encourage the state of research on these. It is still an open question how a large market share of electric vehicles will affect local abrasion emissions.

In conclusion, the results of this work are a robust basis for devising strategies for air pollution control in current emission hotspots and a further criterion for the selection of promising future fuels and powertrains.

Kurzfassung

Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist die Beantwortung der zentralen Forschungsfrage, inwiefern alternative Energieträger und Antriebe lokale Stickstoffdioxid (NO_x)- und Partikelmasse (PM)-Emissionen in Hotspots reduzieren können. Hierfür wurde ein räumliches Bottom-Up Modell zur Berechnung von Fahrleistungen und Emissionen von Straßenverkehr, Binnenschifffahrt, Schienenverkehr und Flugverkehr für das repräsentative Modellgebiet Nordrhein-Westfalen entwickelt. Die Fahr- und Verkehrsleistungen für die einzelnen Abschnitte der Transportnetze wurden basierend auf Fahrplänen, Flugplänen, Daten des Statistischen Bundesamtes und einem entwickelten statistischem Modell ermittelt. Für die Berechnung der Emissionen wurden unterschiedliche Fahrzeugklassen, Fahrzeuggrößen, Emissionstechnologien, Antriebe und Energieträger berücksichtigt. Des Weiteren wurde eine neuartige Methodik zur Bilanzierung von Emissionen in Stadtgebieten entwickelt.

Neben der Berechnung der aktuellen Emissionen wurden unterschiedliche Szenarien für zukünftige Entwicklungen des Verkehrssektors und deren Emissionen betrachtet. Hierfür wurden unter anderem prognostizierte Verkehrsleistungen für Binnenschifffahrt und Flugverkehr, ein entwickeltes Prognosemodell für Fahrleistungen des Straßenverkehrs sowie entwickelte Ansätze zur Ermittlung der Flottenentwicklungen berücksichtigt. Die Annahme für die Referenzszenarien war die zukünftige Nutzung konventioneller Energieträger. Die alternativen Szenarien umfassen verschiedene alternative Kraftstoffoptionen und Antriebsstränge, welche basierend auf einer neuartigen Methodik zur Selektion vielversprechender zukünftiger Energieträger ausgewählt wurden. Für den Straßenverkehr wurden die Energieträger Fischer-Tropsch-Diesel/hydriertes Pflanzenöl, *Methanol to Gasoline*-Benzin, Erdgas, Dimethylether, Wasserstoff in der Brennstoffzelle und elektrischer Strom ausgewählt. Für die Binnenschifffahrt wurden indessen Erdgas und Wasserstoff in der Brennstoffzelle und im Verbrennungsmotor untersucht, während für den Flugverkehr Fischer-Tropsch-Kerosin berücksichtigt wurde. Die Szenarien wurden anschließend mithilfe des Modells berechnet.

In Folge der Analysen wurden im Modellgebiet Nordrhein-Westfalen die Stadtgebiete von Aachen und Wuppertal sowie Stadtgebiete im Rhein- und Ruhrgebiet als aktuelle Emissionshotspots identifiziert. Aktuell hat der Straßenverkehr den größten Anteil an den in Emissionshotspots emittierten Schadstoffen. Die Binnenschifffahrt hingegen weist in Rheinnähe moderat hohe Anteile bei aktuellen NO_x - und $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen auf, während der Schienenverkehr ausschließlich bei den weniger gesundheitsschädlichen PM_{10} -Emissionen höhere abriebsbedingte Anteile aufweist. Der Flugverkehr produziert nur in der Nähe des Flughafens Düsseldorf einen moderat hohen Anteil an den Emissionen.

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen bei weiterer Nutzung konventioneller Kraftstoffe bereits eine starke bzw. mittlere Reduktion der verbrennungsbedingten Emissionen des Straßenverkehrs und der Binnenschifffahrt, während jene des Flugverkehrs leicht steigen. Dies führt zu einer zukünftigen Reduktion der NO_x -Emissionen abseits des Rheingebiets und der Flughäfen Köln und Düsseldorf. Außerdem wird der Anteil an abriebsbedingten PM-Emissionen in Zukunft steigen. Kurzfristig haben die mit bestehenden Fahrzeugen kompatiblen Kraftstoffe Fischer-Tropsch-Diesel und -Kerosin hohe Reduktionspotentiale. Langfristig ist hingegen der Wechsel auf wasserstoff- oder strombasierte Antriebe für größere Emissionsminderungen zwingend erforderlich. Bei der Diskussion dieser Ergebnisse wurde deutlich, dass der geringe Technologiereifegrad von alternativen emissionsarmen Antriebssystemen für die Binnenschifffahrt und den Flugverkehr kritisch ist. Des Weiteren sind Richtlinien für Abriebemissionen erforderlich, um den Stand der Forschung zu diesen zu fördern. Es ist noch offen, wie sich ein großer Marktanteil von Elektrofahrzeugen auf die Abriebemissionen auswirken wird.

Zusammengefasst sind die Ergebnisse dieser Arbeit einerseits eine robuste Grundlage zur Entwicklung von Strategien zur Luftreinhaltung in aktuellen Emissionshotspots und andererseits ein weiteres Kriterium zur Selektion vielversprechender zukünftiger Energieträger.

Inhaltsverzeichnis

Abstract	i
Kurzfassung	iii
1 Einleitung	1
1.1 Nordrhein-Westfalen als Modellgebiet	2
1.2 Zielsetzung der Arbeit	2
1.3 Gliederung der Arbeit	3
2 Grundlagen	5
2.1 Gesundheitsschädliche Emissionen	5
2.1.1 Verbrennungsbedingte Emissionen	5
2.1.2 Abriebsemissionen	9
2.2 Antriebe und Energieträger	11
2.3 Straßenverkehr	11
2.3.1 Definition und Fahrzeugklassen	11
2.3.2 Konventionelle Energieträger	12
2.3.3 Richtlinien für Schadstoffemissionen	13
2.4 Binnenschifffahrt	16
2.4.1 Definition und Schiffstypen	16
2.4.2 Konventionelle Energieträger	17
2.4.3 Richtlinien für Schadstoffemissionen	17
2.5 Schienenverkehr	18
2.5.1 Definition und Fahrzeugklassen	18
2.5.2 Konventionelle Energieträger	18
2.5.3 Richtlinien für Schadstoffemissionen	19
2.6 Flugverkehr	19
2.6.1 Definition und Verkehrstypisierung	19
2.6.2 Konventionelle Energieträger	19
2.6.3 Richtlinien für Schadstoffemissionen	20
2.7 Fahrleistung, Verkehrsleistung und Betriebsleistung	21
3 Literatur	23
3.1 Modelle zur Emissionsberechnung in der Literatur	23
3.2 Straßenverkehr	25
3.2.1 Straßennetz	25
3.2.2 Fahrleistungen und Fahrzeugbestände	25
3.2.3 Emissionsberechnung	27
3.2.4 Emissionsfaktoren	28
3.3 Binnenschifffahrt	29
3.3.1 Wasserstraßen	29
3.3.2 Verkehrsleistung	29
3.3.3 Emissionsberechnung	31

3.3.4	Emissionsfaktoren	32
3.3.5	Sonstige Daten	34
3.4	Schienenverkehr	36
3.4.1	Schienennetz	36
3.4.2	Daten zur Berechnung von Fahrleistung, Verkehrsleistung und Betriebsleistung	36
3.4.3	Emissionsberechnung	39
3.4.4	Emissionsfaktoren	40
3.5	Flugverkehr	43
3.5.1	Flughäfen	43
3.5.2	LTO-Zyklus	45
3.5.3	Emissionsberechnung	45
3.5.4	Emissionsfaktoren	52
3.5.5	Sonstige Daten	52
3.6	Allgemeine georeferenzierte und statistische Daten	54
3.7	Verkehrsleistungsentwicklung	54
3.7.1	Verkehrsleistungsentwicklung in Deutschland bis 2050	54
3.7.2	Fahrleistungsentwicklung des Straßenverkehrs mit der S-Kurven Methode nach Decker [50]	61
3.7.3	Entwicklung der <i>Landing and Take Off</i> Zyklen	61
3.8	Identifizierung von potentialreichen Energieträgern für den zukünftigen Transportsektor	63
3.8.1	Rahmen zur Diskussion	63
3.8.2	Bewertung der technischen Reife, des Potentials und der Kosten	67
3.8.3	Bewertung des Einsatzes von alternativen Energieträgern	74
3.8.4	Fazit	83
4	Modellentwicklung	89
4.1	Allgemeine Annahmen	89
4.2	Verkehrsmodell für den Straßenverkehr	89
4.2.1	Diskretisierung der Fahrleistung	90
4.2.2	Berechnung der Emissionen	94
4.2.3	Zukünftige Emissionen	95
4.3	Verkehrsmodell für die Binnenschifffahrt	108
4.3.1	Diskretisierung der Fahrleistung	108
4.3.2	Berechnung der Emissionen	108
4.3.3	Zukünftige Emissionen	111
4.4	Verkehrsmodell für den Schienenverkehr	114
4.4.1	Diskretisierung der Fahrleistung	114
4.4.2	Berechnung der Emissionen	119
4.4.3	Zukünftige Emissionen	120
4.5	Verkehrsmodell für den Flugverkehr	121
4.5.1	Diskretisierung der Landing and Take Off Cycle-Werte	121
4.5.2	Berechnung der Emissionen	123
4.5.3	Zukünftige Emissionen	126
4.6	Visualisierung	128
4.7	Fazit	128
5	Ergebnisse	131
5.1	Aktuelle Fahrleistungen und Verkehrsleistungen 2018	131
5.1.1	Straßenverkehr	131
5.1.2	Binnenschifffahrt	138
5.1.3	Schienenverkehr	139
5.1.4	Flugverkehr	145

5.2	Aktuelle Emissionen 2018	148
5.2.1	Straßenverkehr	148
5.2.2	Binnenschifffahrt	154
5.2.3	Schienenverkehr	158
5.2.4	Flugverkehr	162
5.2.5	Vergleich der Emissionen von Straßenverkehr, Binnenschifffahrt, Schienenverkehr und Flugverkehr	168
5.2.6	Fazit aktuelle Emissionen	177
5.3	Zukünftige Emissionen 2030 und 2050	177
5.3.1	Straßenverkehr	177
5.3.2	Binnenschifffahrt	187
5.3.3	Schienenverkehr	190
5.3.4	Flugverkehr	191
5.4	Validierung der Ergebnisse	194
5.4.1	Fahrleistung und Verkehrsleistung	194
5.4.2	Emissionen	195
5.5	Fazit Ergebnisse	198
6	Diskussion und Fazit	201
6.1	Vergleich und Diskussion der zukünftigen Emissionen	201
6.2	Einordnung in die bestehende Literatur	204
6.2.1	Einfluss zukünftiger Emissionen auf Immissionen	204
6.2.2	Bedeutung von Abriebsemissionen in der Zukunft	204
6.3	Handlungsempfehlungen für den zukünftigen Transportsektor	205
6.3.1	Straßenverkehr	206
6.3.2	Binnenschifffahrt	207
6.3.3	Schienenverkehr	208
6.3.4	Flugverkehr	208
7	Zusammenfassung	211
	Literaturverzeichnis	215
	Abkürzungsverzeichnis	239
	Symbol- und Indexverzeichnis	245
	Tabellenverzeichnis	247
	Abbildungsverzeichnis	253
A	Anhang	261
A.1	Ergänzende Informationen zum Kapitel Grundlagen	262
A.2	Ergänzende Informationen zum Kapitel Literatur	267
A.3	Ergänzende Informationen zum Kapitel Modellentwicklung	291
A.4	Ergänzende Informationen zum Kapitel Ergebnisse	312
A.5	Ergänzende Informationen zum Kapitel Diskussion und Fazit	338

1. Einleitung

Eine aktuelle Herausforderung der modernen Gesellschaft sind schädliche Schadstoffe in städtischen Gebieten, wie Stickstoffoxide (NO_x), Kohlenstoffmonoxid (CO), Kohlenwasserstoffe (HC) und Partikelmasse (PM)-Emissionen. Feinstaub (PM10)-Emissionen und Ozon sind für eine erhöhte Mortalität und eine erhöhte respiratorische Morbidität verantwortlich, während PM10- und NO_x -Emissionen sowie Ozon für allergische Reaktionen verantwortlich sind [1]. Des Weiteren wurde Feine Partikel (PM2.5) von der Weltgesundheitsorganisation (Englisch: *World Health Organization*) (WHO) als die 13. führende Todesursache bewertet, welche jährlich zu 800.000 vorzeitigen Todesfällen führt [2]. Der Bericht der Europäischen Umweltagentur (in englisch: *European Environment Agency*) EEA über die Luftqualität in Europa kam ebenfalls zu dem Schluss, dass die schädlichsten Schadstoffe in Europa PM2.5, Stickstoffdioxid (NO_2) und bodennahes Ozon sind [3]. Ozon wird nicht direkt emittiert, sondern entsteht durch eine photochemische Reaktion hauptsächlich aus NO_x und *non-methane volatile organic compounds* (Deutsch: flüchtige organische Verbindungen ohne Methan) (NMVOC) [4]. Diese gesundheitsschädlichen Emissionen treten besonders in Ballungsräumen in hohen Konzentrationen auf. Aus diesem Grund hat die Europäische Kommission 1999 mit der Richtlinie 1999/30/EG [5] erstmals Grenzwerte für Schadstoffe wie PM und NO_x festgelegt. Die neuesten Grenzwerte der Richtlinie 2008/50/EG für gemittelte Werte über ein Jahr betragen $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für NO_2 und $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für PM10 [6]. Im Zuge des Abgasskandals (auch Dieselskandal oder Dieseldgate) und der Klagen der Deutschen Umwelthilfe e.V. (DUH) gegen 38 deutsche Städte wegen Überschreitung von NO_x -Grenzwerten hat die gesundheitsschädliche Luftverschmutzung in Deutschland an öffentlicher Aufmerksamkeit gewonnen [7], [8]. Der Straßenverkehr war 2016 für 29 % der NO_x -, 8 % der PM10- und 10 % der PM2.5-Emissionen in Europa verantwortlich [9]. Alternative Antriebe und Energieträger haben das Potential, diese gesundheitsschädlichen Emissionen zu reduzieren [10]. Die Motivation für die Entwicklung von alternativen Antrieben und Energieträgern ist allerdings die Reduzierung von klimaschädlichen Gasen. Treibhausgase (THG) sind die Haupttreiber des Klimawandels [11]. In Deutschland waren 2019 die drei Hauptverursacher von THG-Emissionen mit 32 %, 23 % und 20 % der Energiesektor, der Industriesektor und der Transportsektor [12]. Des Weiteren wurden 2019 94 % der THG-Emissionen des Verkehrssektors vom Straßenverkehr verursacht [13]. Die Europäische Kommission hat, um die auf der Pariser Klimakonferenz festgelegten Klimaziele zu erreichen, 2015 einen verbindlichen politischen Rahmen festgelegt, um die THG-Emissionen in der EU bis 2030 um 30 % gegenüber 1990 zu reduzieren [14]. Um die Klimaziele zu erreichen, ist ein hoher Anteil an alternativen Energieträgern unumgänglich, wie beispielsweise die Studie von Robinius et al. [15] zeigt. Diese alternativen Energieträger und Antriebe bieten nicht nur die Möglichkeit der notwendigen Reduzierung von THG-Emissionen, sondern, wie bereits erwähnt, auch von schädlichen Emissionen wie NO_x und PM [10]. Für das bevölkerungsreichste Bundesland in Deutschland, Nordrhein-Westfalen (NRW), hat das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) Nordrhein-Westfalen [16] ein detailliertes räumliches Modell entwickelt, um THG-Emissionen und gesundheitsschädliche Emissionen zu berechnen. Die Ergebnisse des Modells haben gezeigt, dass der Straßenverkehr 12 % der Kohlenstoffdioxid (CO_2)-Emissionen, 30 % der NO_x -Emissionen und 38 % der PM10-Emissionen in NRW in 2012/2013 verursacht hat [16]. Um Maßnahmen zur Reduktion von Luftschadstoffen in städtischen Gebieten, wie beispielsweise den Einsatz von alternativen Energieträgern und Antrieben, zu entwickeln, sind zunächst Analysen hinsichtlich der Verursacher jener Schadstoffe im urbanen Raum erforderlich. Diese Analysen bilden die Grundlage für die Bewertung von Strategien zur Verringerung der Verschmutzung.

Die Reduzierung von THG durch den Einsatz von alternativen Energieträgern und Antrieben ist bereits Gegenstand vieler Studien wie beispielsweise Blanck et al. [17], Robinius et al. [15] und Kra-

mer et al. [18]. Alternative Energieträger beinhalten synthetische Kraftstoffe im Rahmen des *Power-to-Fuel*-, *Power-to-Liquid*- oder auch *Power-to-Gas*-Konzepts, biomassebasierte Energieträger wie beispielsweise Biodiesel und elektrischen Strom. Die Literatur zu Untersuchungen des Einflusses von alternativen Energieträgern auf zukünftige lokale Schadstoffemissionen auf Systemebene ist hingegen begrenzt und berücksichtigt oft nur den Straßenverkehr wie beispielsweise die Untersuchungen von Moldanova et al. [19]. Des Weiteren existieren auch wenig Untersuchungen zu zukünftigen lokalen Schadstoffemissionen wie beispielsweise die Studie von Matthias et al. [20]. Lokale Schadstoffe treten vor allem in Ballungsräumen auf. Emissionshotspots können bereits über die Immissionsmessungen der stationären Messstationen [21] oder über bestehende Top-Down oder Bottom-Up Modelle wie dem Online-Emissionskataster NRW [16] oder GRETA [22] identifiziert werden. Eine Analyse hinsichtlich der Anteile der unterschiedlichen Verkehrsarten in Stadtgebieten ist über diese Ansätze allerdings nicht möglich.

1.1. Nordrhein-Westfalen als Modellgebiet

14 der 38 Städte, welche von der deutschen Umwelthilfe wegen Grenzwertüberschreitungen verklagt wurden, liegen innerhalb von NRW. Des Weiteren ist NRW für circa 20 % der totalen CO₂-Emissionen in Deutschland verantwortlich [23]. NRW hat einerseits dicht besiedelte Gebiete wie das Ruhrgebiet sowie die Landkreise Köln und Düsseldorf und andererseits eher ländliche Gebiete wie beispielsweise den Regierungsbezirk Detmold im Osten von NRW. Außerdem ist neben Straßen- und Schienenverkehr auch die Binnenschifffahrt durch den stark befahrenen Rhein und der Flugverkehr durch die internationalen Flughäfen Düsseldorf und Köln/Bonn vertreten. Dies macht NRW zu einem geeigneten Modellgebiet für die Untersuchungen in der vorliegenden Arbeit.

1.2. Zielsetzung der Arbeit

Die Neuheit der vorliegenden Arbeit liegt in ihrem ganzheitlichen und detaillierten Bottom-Up-Ansatz und den darauf basierenden Untersuchungen und Analysen. Die entwickelte Methodik zur Modellierung der einzelnen Untersektoren Straßenverkehr, Binnenschifffahrt, Schienenverkehr und Flugverkehr sowie die Identifizierung einer geeigneten Bilanzierungsebene ermöglichen umfangreiche Analysen bezüglich des Einflusses unterschiedlicher Fahrzeugklassen auf die aktuellen lokalen Schadstoffemissionen. Diese Modellierung und die darauf aufbauenden Analysen sind die Grundlage für Prognosen bezüglich zukünftiger lokaler Schadstoffemissionen und deren Quellen. Folgend ist auch eine Abschätzung der Auswirkungen einer Implementierung von alternativen Energieträgern als Maßnahme zur Schadstoffreduktion in Stadtgebieten möglich.

Die zentrale Forschungsfrage dieser Arbeit, inwiefern die Einführung von alternativen Energieträgern die lokale Luftqualität in Stadtgebieten und Emissionshotspots hinsichtlich NO_x- und PM-Emissionen verbessert, ist unterteilt in folgende Arbeitspakete:

1. Anteile des Straßenverkehrs, der Binnenschifffahrt, des Schienenverkehrs und des Flugverkehrs an den **aktuellen NO_x- und PM-Emissionen**,
2. **Zukünftige Emissionen** des Transportsektors bei Verwendung von konventionellen Energieträgern,
3. **Potential von alternativen Energieträgern und Antrieben** zur Reduzierung der zukünftigen NO_x- und PM-Emissionen.

Neben den aufgeführten Forschungsfragen wurden während der Bearbeitung mehrere Forschungslücken identifiziert, welche nicht durch bestehende Literatur beantwortet werden konnten und deshalb ergänzend zu den oben aufgeführten Arbeitspaketen im Rahmen dieser Arbeit bearbeitet und beantwortet wurden. Die Wichtigsten werden im Folgenden erläutert:

Ermittlung der straßenscharfen Fahrleistungen des Straßenverkehrs: Die Verkehrsleistungen und Fahrleistungen der unterschiedlichen Fahrzeuge sind die Grundlage der Bottom-Up Emissionsmodellierung. Während diese für die Binnenschifffahrt, den Schienenverkehr und den Flugverkehr über Statistiken des Statistischen Bundesamtes, über Fahrpläne oder über Flugpläne in der Literatur verfügbar sind, existieren für den Straßenverkehr weniger Daten. Einerseits ist das Straßennetz deutlich komplexer als jenes der anderen Transportnetze und andererseits wird die Verkehrsleistung nur für einen Teil dieses Netzes durch Fahrleistungserhebungen und stationäre Verkehrszählungen in räumlicher Auflösung durch regelmäßige Erhebungen ermittelt. Deshalb wurde im Rahmen dieser Arbeit eine Methode zur Berechnung der Fahrleistungen des Straßenverkehrs auf Straßenebene entwickelt. Diese Methode wurde bereits in Breuer et al. [24] in *Science of The Total Environment* vorveröffentlicht.

Identifizierung einer sinnvollen Bilanzierungsebene zur Betrachtung von lokalen Emissionen: In der Literatur werden lokale Emissionen meistens für kommunale Gliederungsebenen wie Gemeinden oder Raster wie beispielsweise ein 1 km x 1 km Netz bilanziert. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde eine sinnvolle Bilanzierungsebene für lokale Emissionen identifiziert, mit welcher die Einflüsse unterschiedlicher Fahrzeuge an den gesamten Emissionen analysiert werden können. Dieses Ergebnis wurde auch in Breuer et al. [24] in *Science of The Total Environment* publiziert.

Literaturbasierte Priorisierung alternativer Energieträger hinsichtlich ihrer technischen Einsatzfähigkeit und ihrer Kosten: Trotz der Möglichkeit der Reduzierung lokaler Schadstoffe durch die Nutzung von alternativen Energieträgern ist die Auswahl zukünftiger Energieträger in erster Linie abhängig von deren technischer Einsatzfähigkeit in bestimmten Fahrzeugen und der Produktgestehungskosten. Deshalb wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit eine Methodik entwickelt, um alternative Energieträger literaturbasiert zu priorisieren. Diese Methodik wurde bereits in Breuer et al. [25] in *Energies* vorveröffentlicht.

1.3. Gliederung der Arbeit

Um die oben beschriebene Forschungsfrage zielgerichtet zu beantworten ist die vorliegende Arbeit wie im Folgenden beschrieben gegliedert. In **Kapitel 2** werden grundlegende Begriffe und Definitionen erläutert. Hierzu gehören verbrennungsbedingte und nicht-verbrennungsbedingte gesundheitsschädliche Emissionen und eine allgemeine Übersicht alternativer Energieträger und Antriebe. Des Weiteren werden Fahrzeugklassen, konventionelle Energieträger und Richtlinien zu Schadstoffemissionen der betrachteten Untersektoren Straßenverkehr, Binnenschifffahrt, Schienenverkehr und Flugverkehr beschrieben. Abschließend erfolgt eine Erläuterung der Zusammenhänge zwischen Fahrleistung, Verkehrsleistung und Betriebsleistung. In **Kapitel 3** wird die für die Modellentwicklung notwendige Literatur erläutert. Neben der verwendeten Literatur werden auch alternative Modellansätze diskutiert. Das Kapitel ist im Wesentlichen unterteilt in eine allgemeine Vorstellung von Literaturmodellen, spezifischen Daten für die Modellierung der vier Untersektoren des Transportsektors, allgemeine statistische und georeferenzierte Daten und eine Übersicht zu zukünftigen prognostizierten Verkehrsleistungen. Abschließend erfolgt eine literaturbasierte Vorauswahl an alternativen Energieträgern hinsichtlich ihrer technischen Einsatzfähigkeit und ihrer Kosten. Die selektierten Energieträger und Antriebe werden anschließend im Rahmen der Modellierung berücksichtigt. Die Beschreibung der entwickelten Methodik zur Berechnung der aktuellen und zukünftigen Emissionen erfolgt in **Kapitel 4** und ist unterteilt in allgemeine Modellierungsannahmen, die Beschreibung der vier Modelle für Straßenverkehr, Binnenschifffahrt, Schienenverkehr und Flugverkehr sowie die Methodik zur Visualisierung und Analyse der Ergebnisse. Dieses Kapitel baut auf den Erkenntnissen aus Kapitel 3 auf. In **Kapitel 5** werden schließlich die Ergebnisse dieser Arbeit dargestellt, analysiert und validiert. Das Kapitel 5 ist unterteilt in die berechneten aktuellen Verkehrsleistungen, Fahrleistungen und Emissionen, die berechneten zukünftigen Emissionen unter Berücksichtigung unterschiedlicher

Energieträgerszenarien sowie die Validierung der Ergebnisse mit Literaturwerten hinsichtlich Emissionen und Fahrleistungen der vier Untersektoren des Verkehrssektors. Abschließend wird in Kapitel 5 ein Fazit auf Basis der Ergebnisse und Analysen verfasst. Die im Fazit von Kapitel 5 erarbeiteten Erkenntnisse werden in **Kapitel 6** zunächst hinsichtlich der drei formulierten Forschungsfragen diskutiert und anschließend im breiteren Kontext mit bestehender Literatur verglichen. Abschließend werden im Kapitel 6 basierend auf den Erkenntnissen von Kapitel 5 und der Diskussion in Kapitel 6 Handlungsempfehlungen für den zukünftigen Transportsektor formuliert.

2. Grundlagen

In diesem Kapitel werden verbrennungsbedingte und abriebsbedingte Emissionen sowie konventionelle und alternative Energieträger erläutert. Die vier im Rahmen dieser Arbeit betrachteten Sektoren Straßenverkehr, Binnenschifffahrt, Schienenverkehr und Flugverkehr werden hinsichtlich ihrer Definition und Fahrzeugklassen, konventionell verwendeten Energieträgern und Richtlinien für Schadstoffemissionen erläutert. Abschließend werden die Zusammenhänge zwischen Fahr-, Verkehrs- und Betriebsleistung definiert.

2.1. Gesundheitsschädliche Emissionen

Wie in Kapitel 1 erläutert, liegt der Fokus der vorliegenden Arbeit auf NO_x - und PM-Emissionen. Während die NO_x -Emissionen des Verkehrs ausschließlich verbrennungsbedingt sind, werden die PM10 und PM2.5-Emissionen in Verbrennungs- und Abriebsemissionen unterteilt. Im folgenden Abschnitt wird die Entstehung dieser Emissionen erläutert.

2.1.1. Verbrennungsbedingte Emissionen

Die verbrennungsbedingten Emissionen werden in diesem Abschnitt beispielhaft anhand des Diesel- und Ottomotors erläutert.

Der Dieselmotor ist durch folgende Eigenschaften charakterisiert [26]:

- innere Gemischbildung,
- Selbstzündung mit Luftverhältnissen zwischen 1,2 (hohe Last) und 7 (Leerlauf),
- Verdichtungsverhältnis 14 bis 22,
- Verwendung von höhersiedenden Kohlenwasserstoffen.

Der Ottomotor hingegen ist durch folgende Eigenschaften charakterisiert [26]:

- Fremdzündung,
- Verdichtungsverhältnis 8 bis 14,
- Betrieb mit fettem oder stöchiometrischem Gemisch.

Bei einer vollständigen Verbrennung eines C_xH_y -Brennstoffes mit Luft entstehen als Abgas ausschließlich Sauerstoff (O_2), Stickstoff (N_2), CO_2 und Wasser (H_2O). Bei der realen unvollständigen Verbrennung hingegen entstehen neben diesen zusätzlich CO, HC, NO_x und PM. Der Einfluss des Luftverhältnisses λ auf die Schadstoffkonzentration ist qualitativ in Abbildung 2.1 dargestellt. Die Konzentration von NO_x , PM, CO und HC ist vom Luftverhältnis λ , der Sauerstoffkonzentration und der Temperatur abhängig. Bei einem fetten¹ (in Englisch: *rich*) Gemisch mit $\lambda < 1$ steigen durch unvollständige Verbrennung die CO, HC und PM-Emissionen. Die NO_x -Konzentration im Abgas ist bei ausreichend Sauerstoff und hoher Temperatur bei circa $\lambda \approx 1,1$ maximal. Bei magerem² (in Englisch: *lean*) Gemisch mit $\lambda > 1$ sinkt die Verbrennungstemperatur, was sinkende NO_x - und steigende HC- und CO-Emissionen zur Folge hat. [27]

¹Luftmangel

²Luftüberschuss

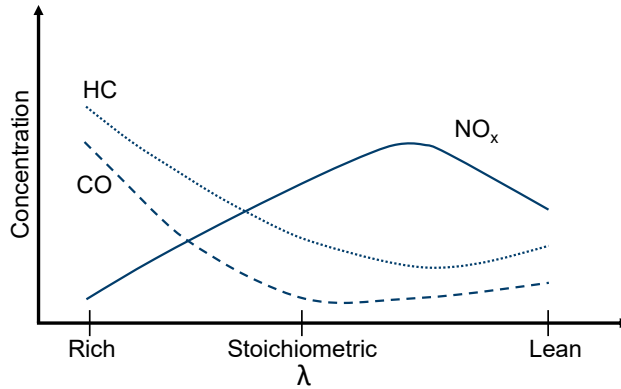


Abb. 2.1.: Schadstoffbildung in Abhängigkeit des Luftverhältnisses basierend auf Eckert und Rakowski [27].

Stickoxide

Unter NO_x werden die sieben Oxide NO , NO_2 , NO_3 , N_2O , N_2O_3 , N_2O_4 und N_2O_5 zusammengefasst [26]. Den größten Anteil an diesen haben NO und NO_2 [26]. Bei der Verbrennung entsteht hauptsächlich Stickstoffmonoxid (NO), welches nach längeren Verweilzeiten in der Atmosphäre zu NO_2 umgewandelt wird [27]. Das während der Verbrennung gebildete NO wird unterteilt in thermisches NO , Prompt- NO , über den Distickstoffmonoxid (N_2O)-Mechanismus und den NNH-Mechanismus³ gebildetes NO sowie Brennstoff- NO [27]. Thermisches NO wird bei hohen Temperaturen aus Luftstickstoff gebildet und ist im Wesentlichen von der Temperatur abhängig, während Prompt- NO bereits bei geringeren Temperaturen von 1000 K gebildet wird [27]. Details der unterschiedlichen Entstehungsmechanismen werden in Eckert und Rakowski [27] erläutert. Der Anteil der Bildungsmechanismen am gebildeten NO ist abhängig von den Betriebsbedingungen des Motors [27]. Meistens ist der Anteil des thermischen NO am größten [27]. Bei Nutzung einer Abgasrückführung⁴ und fettem Gemisch steigt der Anteil des Prompt- NO , während bei magerem Gemisch jener des über den NO_2 -Mechanismus gebildeten NO ansteigt [27]. Der Anteil des Brennstoff- NO ist meist vernachlässigbar klein [27]. Das Verhältnis von NO zu NO_2 im Abgas des Motors liegt bei circa 0,99, während jenes beim Dieselmotor in Abhängigkeit der Last zwischen 0,6 und 0,9 liegt [26].

Beim Dieselmotor wird die NO_x -Bildung am stärksten durch die Sauerstoffkonzentration und die Verweilzeit beeinflusst [26]. Die maximale NO_x -Konzentration wird bei $\lambda=1,1$ und einer Temperatur von 2200 bis 2400 K erreicht [28]. Mit zunehmendem Luftverhältnis nimmt diese wieder ab. NO_2 wird im Dieselmotor zum größten Teil an der Flammenfront (Prompt- NO) gebildet [26]. Dieselmotoren ohne Abgasrückführung mit unterteiltem Brennraum emittieren weniger NO_x als jene mit Direkteinspritzung [26]. Unter Nutzung einer Abgasrückführung sind die NO_x -Emissionen des Dieselmotors mit Direkteinspritzung allerdings niedriger [26]. Bei Ottomotoren ist die NO_x -Konzentration im leicht mageren Bereich mit $\lambda=1,05$ -1,1 maximal. Ottomotoren mit Direkteinspritzung emittieren im Vergleich zu jenen mit Saugrohreinspritzung weniger NO_x [26].

Neben den für NO_x bereits aufgezeigten gesundheitsschädlichen Auswirkungen als Luftschadstoff, ist eine Variante des NO_x , das auch als Lachgas bezeichnete N_2O auch ein Treibhausgas mit einem Treibhauspotenzial von 265 [11].

³Beim NNH-Mechanismus wird zunächst das Zwischenprodukt NNH aus Stickstoff und dem Wasserstoffradikal gebildet. Im zweiten Schritt reagiert NNH mit einem Sauerstoffradikal weiter zu NO .

⁴Abgasrückführung (Englisch: *Exhaust Gas Recirculation*) (EGR)

Partikelmasse-Emissionen

Als Partikelmasse (PM) werden sämtliche Feststoffteilchen in der Luft bezeichnet, die eine gewisse Zeit in der Atmosphäre verweilen und somit die Luftqualität maßgeblich bestimmen. Unabhängig von ihrer chemischen Zusammensetzung werden diese Luftschadstoffe auch als Partikel oder Staub bezeichnet. Mit bloßem Auge sind diese Feinstäube nicht wahrnehmbar und lassen sich lediglich anhand der Form einer Dunstglocke während bestimmter Wetterlagen erkennen [29]. Feinstaub bildet ein Gemisch aus flüssigen und festen Partikeln und entsteht unter anderem aus Quellen wie beispielsweise Feuerungsanlagen, Metall und Stahlerzeugung [29]. Klassifiziert werden alle Partikel, welche unter 51,7 °C auf einem Filter ausgeschieden werden können [26]. Die Klassifizierung von PM erfolgt anhand des aerodynamischen Durchmessers d_{Aero} der Partikel. Die unterschiedlichen Feinstaubarten Schwebstaub (Englisch: *Total Suspended Particulates*) (TSP), Feinstaub (PM10), Grobe Partikel, Feine Partikel (PM2.5), Ultrafeine Partikel (PM0.1) und Nanopartikel (PM0.05) sind in Tabelle 2.1 aufgeführt.

Zu Feinstaubquellen im Motor zählen Ruß, diverse Sulfate, Asche, diverse Additive aus Kraftstoff und Schmieröl, Abrieb wie beispielsweise Chromabrieb, sowie Nickelaerosole durch Kolbenverschleiß und Korrosionsprodukte. PM-Emissionen entstehen insbesondere beim Dieselmotor. Der größte Teil der PM-Emissionen des Dieselmotors sind Kohlenstoffteilchen in Form von Ruß. Neben Ruß besteht der Feinstaub im Abgas des Dieselmotors aus Kohlenwasserstoffverbindungen und Sulfaten. Die Rußmenge ist im wesentlichen abhängig von Temperatur (800 bis 1400 K) und Sauerstoffkonzentration und entsteht in zwei Bildungsphasen: der primären und der sekundären Bildungsphase. In der primären Bildungsphase werden im Brennstoffstrahl O-, H- und OH-Radikale gebildet. Polymerisation und Ringschluss dieser Radikale führt zur Bildung von aromatischen Kohlenwasserstoffen, welche durch Aggregation zur größeren Partikeln, den Primärpartikeln, werden. Flockung/Koagulation dieser Primärpartikel führt wiederum zur Bildung der Sekundärpartikel. Kohlenwasserstoffe aus unvollständiger Verbrennung binden sich an die diese Sekundärpartikel. Dieser Prozess wird durch die große spezifische Oberfläche der Sekundärpartikel begünstigt. Die sekundäre Bildungsphase ist die Rußnachoxidation, welche maßgeblich durch Verweildauer und Sauerstoffkonzentration beeinflusst wird. Nach Pucher et al. [26] betragen die Partikeldurchmesser des Rußes 1-1000 nm und nach Lapuerta et al. [30] unter 1 µm. Bei der Rußnachoxidation gibt es einen Zielkonflikt hinsichtlich der Reduktion der entstehenden Partikel: Bedingungen für niedrigere PM- und HC-Emissionen führen zu höheren NO_x-Emissionen und vice versa. [26]

Maßnahmen zur Reduktion von verbrennungsbedingten Schadstoffen

Im Folgenden werden motorische Maßnahmen zur Reduktion von verbrennungsbedingten Schadstoffen beispielhaft am Otto- und Dieselmotor erläutert. Notwendig wurden diese durch strengere Emissionsrichtlinien. Diese werden in den folgenden Abschnitten 2.3, 2.4, 2.5 und 2.6 erläutert.

Nach Pucher et al. [26] können die Schadstoffe im Abgas eines Ottomotors über Optimierung von Gemischbildung, Brennverlauf und Brennverfahren, Ventilsteuerung, Abgasrückführung, Verdichtungsverhältnis, Brennraumgestaltung und Zündung reduziert werden. Beim Dieselmotor hingegen können über Maßnahmen bei Brennverlauf und Brennverfahren, Aufladung, Einspritzsystemen und Einspritzverfahren, Abgasrückführung und Brennraumgestaltung die Emissionen reduziert werden. Zusätzlich stehen über nachgeschaltete Katalysatoren weitere Maßnahmen zur Verfügung. Bei stöchiometrisch betriebenen Motoren wird der Dreiwegekatalysator eingesetzt. In diesem wird zum einen CO und HC zu CO₂ und H₂O oxidiert und zum anderen NO und NO₂ zu N₂ reduziert. Die Reaktionen erfordern stöchiometrische Bedingungen im Abgas. Deshalb wird auf die katalytische Beschichtung das Element Cerium aufgebracht, was als Sauerstoffspeicher Überschuss und Mangel ausgleicht. NO_x-Emissionen im mageren Abgas können über direkten NO-Zerfall, Plasma-Technologien, SCR⁵-Katalysatoren oder NO_x-Speicherkatalysatoren reduziert werden. Bei SCR-Katalysatoren wird NO_x über die Zugabe eines Reduktionsmittels zu N₂, CO₂ und H₂O umgewandelt. SCR-Katalysatoren

⁵ *Selective Catalytic Reduction* (Deutsch: selektive katalytische Reduktion) (SCR)

Tab. 2.1.: Klassifizierung von Partikelmasse-Emissionen nach Tschöke [29].

Name	Definition	Eindringtiefe
Schwebstaub (TSP) (<i>Total Suspended Particulates</i>)	Teilchen mit einem Durchmesser d_{Aero} von circa 30 μm ; alle luftgetragenen Partikel	
Feinstaub (PM10)	Teilchen, die einen größenselektierenden Luftreinlass passieren, der für $d_{Aero} = 10 \mu m$ einen Abscheidegrad von 50 % aufweist	Nasenhöhle
Grobe Partikel (<i>Coarse Fraction</i>)	Teilchen mit $2,5 \mu m < d_{Aero} < 10 \mu m$	Bronchien
Feine Partikel (PM2.5)	Teilchen, die einen größenselektierenden Luftreinlass passieren, der für $d_{Aero} = 2,5 \mu m$ einen Abscheidegrad von 50 % aufweist.	Bronchien
Ultrafeine Partikel (PM0.1)	Teilchen kleiner als 100 nm	Blutkreislauf
Nanopartikel (PM0.05)	Teilchen kleiner als 50 nm	Blutkreislauf

werden in passiv und aktiv unterteilt. Während bei passiven SCR-Katalysatoren ausschließlich im Abgas vorhandene Stoffe zur Reduktion verwendet werden, werden bei aktiven SCR-Katalysatoren nach der Verbrennung Reduktionsmittel wie beispielsweise Ammoniak und Harnstoff in den Abgasstrang vor dem Katalysator eingebracht. Beim NO_x -Speicher-katalysator-Konzept wird das NO_x am Katalysator zu NO_2 oxidiert. Dieses wird anschließend über Metalloxide am Katalysator als Nitrat (NO_3) an diesen gebunden. Diese beiden Schritte erfolgen im überstöchiometrischen Betrieb des Motors. Der Speicherwerkstoff wird mit der Zeit verbraucht und muss regeneriert werden. Hierfür wird kurzfristig in unterstöchiometrischen Betrieb umgeschaltet. Das NO_3 löst sich in Form von NO und wird die durch den unterstöchiometrischen Betrieb entstandenen Reduktionsmittel HC und CO in N_2 umgewandelt. [26]

Bei Dieselmotoren werden seit mehr als 10 Jahren Dieseloxydationskatalysatoren (DOC) eingesetzt [26]. Da Dieselmotoren überstöchiometrisch betrieben werden, liegen ihre maximalen Abgastemperaturen deutlich unter jenen vergleichbarer Ottomotoren [26]. Dies führt zu niedrigeren CO- und HC-Emissionen, aber zu deutlich höheren PM- und NO_x -Emissionen [26]. SCR-Katalysatoren oder NO_x -Speicher-katalysatoren können und werden auch beim Dieselmotor eingesetzt [31]. Bis Euro 6 war der Einsatz von NO_x -Speicher-katalysatoren oder der Kombination Dieseloxydationskatalysator + SCR-Katalysator ausreichend [31]. Das NO_x -Speicher-katalysator-System hat einen niedrigen NO_x -Umsatz bei hohen Motorlasten/Abgastemperaturen, während das SCR-System ein schlechtes Kaltstart- und Warmlaufverhalten durch den Abstand zwischen SCR-Katalysator und Motor und den Wärmebedarf von Dieseloxydationskatalysator und Dieselpartikelfilter hat. Deshalb wird für höhere Emissionsstandards nach Euro 6 bei leichten Nutzfahrzeugen und PKW entweder die Kombination Dieseloxydationskatalysator + Dieselpartikelfilter mit SCR-Beschichtung + SCR-Katalysator oder NO_x -Speicher-katalysator + SCR-Katalysator eingesetzt [31].

Bei schweren Nutzfahrzeugen ist die Kombination von Dieseloxydationskatalysator + SCR-Katalysator Stand der Technik für die aktuellen Emissionsstandards, da das Warmstartverhalten im aktuellen Zertifizierungsverfahren stärker gewichtet wird als das Kaltstartverhalten. Falls zukünftig niedrigere NO_x -Grenzwerte für schwere Nutzfahrzeuge eingeführt werden, könnte die bei PKW eingesetzte SCR-Beschichtung des Dieselpartikelfilters interessant werden, wobei diese einen erhöhten Kraftstoffverbrauch und Auswirkungen auf die Dieselpartikelfilter-Regeneration zur Folge hätte. [31]

Eine Abgasrückführung wird bei allen Konzepten ebenso wie der für die Reduktion des Feinstaubs

notwendige Dieselpartikelfilter eingesetzt. Der Dieselpartikelfilter wird teilweise, wie bereits erläutert, in das Konzept über eine zusätzliche SCR-Beschichtung integriert [31]. In Lüders und Krüger [31] werden die Vorgänge im Detail erläutert.

2.1.2. Abriebsemissionen

Die Abriebsemissionen im Straßenverkehr bestehen aus Brems-, Reifen- und Straßenabrieb. Des Weiteren haben wiederaufgewirbelte Partikel, welche auch als Straßenstaub bezeichnet werden, einen wesentlichen Anteil am gesamten Feinstaub [32]. In diesem Abschnitt wird zunächst der Stand der Technik bei Abriebsemissionen im Straßenverkehr erläutert. Unter anderem wird differenziert auf die Abriebsemissionen von Batteriefahrzeugen eingegangen. Abschließend wird die Literatur zu Abriebsemissionen bei Schienenfahrzeugen und Flugverkehr erläutert. Die in Tabelle 2.1 (S.8) dargestellte Klassifizierung des Feinstaubes gilt auch für den durch Abrieb entstehenden Feinstaub. Während bei Verbrennungsemissionen die PM10-Partikel vollständig als PM2.5-Partikel angenommen werden können [33], sind bei Abriebsemissionen generell ein größerer Teil PM10-Partikel und ein wesentlich kleiner Teil PM2.5-Partikel.

Bremsemissionen im Straßenverkehr

Kukutschová und Filip [34] haben in ihrer Arbeit eine Übersicht der bestehenden Literatur zu Bremsabrieb erstellt. Nach Kukutschová und Filip [34] ist der Verschleiß und entsprechend der Abrieb von Geschwindigkeit, Anpressdruck der Bremsklötze, den verwendeten Bremsmaterialien und Umgebungsbedingungen wie der Luftfeuchtigkeit abhängig. Die Abriebsemissionen bestehen hauptsächlich aus Metallpartikeln, wobei Eisen und Karbon den größten Anteil haben [34]. Kukutschová und Filip [34] resümieren, dass, aufgrund nicht vorhandener Emissionsrichtlinien für Abrieb, Prüfgeräte und standardisierte Verfahren zur Erfassung dieser Emissionen erst noch entwickelt werden müssten, um die Auswirkungen auf die Umwelt und Gesundheit besser abschätzen zu können.

Nach Gramstat [35] existieren folgende technische Maßnahmen um die PM-Emissionen beim Bremsen zu reduzieren: 1. Änderungen an Bremsscheibe und Belag, 2. Partikel-Auffangsysteme und 3. Vermeidung von Verschleiß und Partikelemissionen. Bremsscheibe- und Belag können durch eine Veränderung der Stoffzusammensetzung bzw. Verwendung anderer Materialien oder einer angepassten Konstruktion zu niedrigeren Emissionen im Betrieb führen [35]. Gramstat [35] resümiert auf Basis der untersuchten Literatur, dass bisher nur das Teniferierung (FNC)⁶-Verfahren kommerziell genutzt werden kann, da andere Möglichkeiten bisher entweder aus betriebswirtschaftlicher Sicht oder aufgrund von technischen Schwierigkeiten nicht umsetzbar sind. FNC-Bremsen werden bereits in PKW in Nord-Amerika eingesetzt [35]. Im Bezug auf Partikel-Auffangsysteme existieren in der Literatur unterschiedliche Ansätze wie beispielsweise das *CBP-Module* von Brake Pad Waste Collection Systems, Inc. [36]. Bisher wird aber noch kein System kommerziell in großer Anzahl verwendet [35]. Dies könnte sich aber nach Gramstat [35] zukünftig mit einer Richtlinie für Abriebsemissionen ändern. Die Vermeidung von Verschleiß ist mit rekuperativem Bremsen und Fahrerassistenzsystemen möglich [35]. Die Reduktion durch rekuperatives Bremsen ist allerdings stark abhängig vom Bremsverhalten des Fahrers.

Neben den technischen Möglichkeiten zur Reduzierung von Feinstaub existieren unterschiedliche nicht-technische Maßnahmen, welche von Querol et al. [37] zusammengefasst wurden. Hierzu zählen eine Verkehrsverlagerung (*Modal Shift*) vom motorisierten Individualverkehr zum öffentlichen Personenverkehr, die Reduzierung des Fahrzeugbestandes, die Umgestaltung der physischen Strukturen der Stadt durch beispielsweise Grünstreifen, Fußgängerzonen und Fahrradwege um die Schadstoffbelastung der Menschen zu verringern, die Reduzierung von Staus, die Reduzierung der Geschwindigkeit und Maßnahmen zur Verhinderung der Resuspension von Feinstaub wie beispielsweise regelmäßige Säuberung der Straßen.

⁶Verfahren zur Härtesteigerung. Engl.: *ferritic nitrocarburizing*

Reifenabrieb im Straßenverkehr

Panko et al. [38] haben ihrer Arbeit eine Übersicht über den Stand der Technik bei Reifenabrieb erstellt. Sie resümieren, dass der Beitrag von Reifenabrieb bei den Abriebsemissionen wichtig ist, auch wenn dieser einen geringen Anteil an den absoluten PM10- und PM2.5-Emissionen von allen Quellen hat. Nach Matthias et al. [20] haben die Reifenabriebsemissionen von Fahrzeugen unter 3.5 t innerstädtisch einen Anteil von 4,3 % und 54 % der gesamten abriebsbedingten PM10- und PM2.5-Emissionen sowie außerstädtisch und auf Autobahnen einen Anteil von 21 % und 56 % an den gesamten abriebsbedingten PM10- und PM2.5-Emissionen. Des Weiteren nehmen Panko et al. [38] an, dass der Anteil an Reifenabrieb durch eine strengere Abgasgesetzgebung und entsprechend sinkenden Abgasemissionen in Zukunft steigen wird. Aktuell gibt es weder spezielle Richtlinien für Reifenabrieb, noch kommerzielle Technologien zur Vermeidung dieser [38]. Nach Panko et al. [38] müssten Maßnahmen zur Reduzierung des Reifenabriebs neben dem Reifen auch das Fahrzeug, an welchem der Reifen montiert ist, den Untergrund und die Verkehrsführung berücksichtigen.

Straßenabrieb im Straßenverkehr

Gustafsson [39] hat in seinem Review aktuelle Literatur zu Straßenabrieb untersucht. Gustafsson [39] schlussfolgert basierend auf der untersuchten Literatur, dass eine gröbere Straßenstruktur zu sinkenden, aber auch zu steigenden PM10-Emissionen führen kann. Des Weiteren folgert Gustafsson [39], dass das Wissen über den Beitrag des Straßenabriebs an den Abriebsemissionen begrenzt ist und oft auf Laboruntersuchungen beruht.

Abriebsemissionen von Batteriefahrzeugen

Nach Timmers und Achten [40] sind die Abriebsemissionen von Batteriefahrzeugen höher als von konventionellen Fahrzeugen. Zwischen dem Gewicht und den Abriebsemissionen besteht ein linearer Zusammenhang. In Folge sind die Abriebsemissionen also im wesentlichen abhängig von der Batteriedichte. Rekuperatives Bremsen kann auf Basis der von Timmers und Achten [40] untersuchten Literatur die Bremsemissionen um 66-100 % reduzieren. Timmers und Achten [40] schlussfolgern, dass weitere Studien zu Abriebsemissionen von Batteriefahrzeugen notwendig sind, da Hypothesen auf Basis der bestehenden Literatur hohe Unsicherheiten beinhalten. Beispielsweise ist der Einfluss von sekundär gebildetem PM aus NO_x und wiederaufgewirbeltem Straßenstaub auf die Messung der Abriebsemissionen unbekannt. Des Weiteren ist auch der Einfluss von Reifen mit geringem Rollwiderstand nicht eindeutig. Nach Timmers und Achten [40] zeigt die Literatur sowohl steigende als auch sinkende Emissionen bei Verwendung dieser Reifen. Timmers und Achten [40] empfehlen Richtlinien für nicht verbrennungsbedingte Emissionen, um beispielsweise den Bau von leichteren Fahrzeugen und die Verwendung von regenerativen Bremsen in neuen Fahrzeugen zu fördern. Generell ist der Einsatz von rekuperativen Bremsen in allen Fahrzeugen sinnvoll. [40]

Abriebsemissionen Schienenverkehr

Der Einsatz von rekuperativen Bremsen im Schienenverkehr bietet kein Reduktionspotential, da verschleißfreie Bremsen bereits Stand der Technik im Schienenverkehr in Deutschland sind. Eine detaillierte Diskussion und Erläuterung dieser These ist im Anhang in Abschnitt A.1 (S.262) aufgeführt. Eine bestehende Herausforderung ist die Ansammlung von Abriebsemissionen in geschlossenen U-Bahn-Systemen [41]. Moreno et al. [41] haben die bestehende Literatur zu Abriebsemissionen in U-Bahn-Systemen untersucht. Sie resümieren, dass mittlerweile ausreichend Literatur zur Konzentration von Feinstaub in U-Bahn-Systemen existiert, während die Literatur bezüglich Maßnahmen zur Reduzierung dieser Emissionen begrenzt ist. Die Emissionsfaktoren des Schienenverkehrs werden im Rahmen der Erläuterung der Literatur in Abschnitt 4.4.2 (S.119) detailliert beschrieben.

Abriebsemissionen Flugverkehr

Die Datenlage bezüglich des Abriebs bei Flugzeugen ist generell limitiert [42]. Bekannte Literaturquellen sind Pregger [43] und Pregger und Friedrich [32], welche auch für die Modellierung in der vorliegenden Arbeit verwendet wurden. Die Emissionsfaktoren der genannten Literaturquellen werden in Abschnitt 3.5.3 (S.50) im Detail erläutert.

2.2. Antriebe und Energieträger

Abbildung 2.2 zeigt einen Überblick unterschiedlicher Kraftstoffpfade. Diese sind unterteilt in Primärenergieträger (Engl. *Primary Fuels*), Umwandlung (Engl. *Conversion*), Energieträger (Engl. *Fuels*) und Antriebskonzepte (Engl. *Drive Systems*). Die vorliegende Arbeit betrachtet als alternative Kraftstoffe ausschließlich jene, welche aus erneuerbaren Energiequellen (Engl. *Renewable Energy Sources*) hergestellt werden können (siehe Abbildung 2.2 rechts oben). Diese Energieträger werden unterteilt in synthetische Kraftstoffe aus erneuerbarem Strom im Rahmen des *Power-to-Fuel*-, *Power-to-Gas*- oder *Power-to-Liquid*-Konzepts, und biomassebasierte Kraftstoffe. Letztere werden unterteilt in konventionelle Biokraftstoffe wie beispielsweise Fettsäuremethylester (FAME) und hydriertes Pflanzenöl (HVO) aus Futterpflanzen oder fortschrittliche Biokraftstoffe aus Lignocellulose oder Abfallprodukten [44]. Die strombasierten Kraftstoffe werden unterteilt in Methanol und höhere Alkohole, Ether wie beispielsweise Oxymethylenether, und Kohlenwasserstoffe wie synthetisches Benzin und synthetischer Diesel [45]. Ausgehend von Biomasse und erneuerbarem Strom als Ressourcen führen unterschiedliche Pfade zu gleichen Produkten (siehe Abbildung 2.2). Ein Beispiel ist die Erzeugung von Methan aus Biomasse durch Vergärung und die anschließende Biogasaufbereitung, wie in Peters et al. [46] beschrieben und die synthetische Erzeugung von Methan ausgehend von erneuerbarem Strom und CO₂ nach Peters et al. [47]. Die erzeugten Energieträger werden abschließend in verschiedenen Antriebssystemen eingesetzt. Diese werden in elektrische und verbrennungsbasierte Antriebssysteme unterteilt. Verbrennungsmotoren werden mit flüssigen oder gasförmigen Kraftstoffen betrieben, während Elektromotoren mit elektrischem Strom betrieben werden, der entweder in Batterien gespeichert ist oder aus einem Energieträger wie Wasserstoff über eine Brennstoffzelle erzeugt wird. Stand der Technik sind ebenso hybride Antriebskonzepte durch Kombination beider Antriebsstränge. Eine detaillierte Diskussion der Eigenschaften und eine Bewertung der Einsatzfähigkeit der Kraftstoffe findet im Rahmen der vorliegenden Arbeit in Kapitel 3 (S.23) statt.

2.3. Straßenverkehr

In diesem Abschnitt werden zunächst in 2.3.1 die Fahrzeugklassen des Straßenverkehrs erläutert. Anschließend werden in 2.3.2 die im Straßenverkehr verwendeten Energieträger und in 2.3.3 die Richtlinien für lokale Schadstoffemissionen beschrieben.

2.3.1. Definition und Fahrzeugklassen

In der vorliegenden Arbeit wird der Straßenverkehr in die Fahrzeugklassen Krafträder (KR), Personenkraftwagen (PKW), leichte Nutzfahrzeuge (LNF), Busse, Lastkraftwagen (LKW) ohne Anhänger, LKW mit Anhänger, Sattelzugmaschinen (SZ) und sonstige Kraftfahrzeuge (Kfz) unterteilt. Diese Unterteilung wurde auf Basis der vorliegenden und verwendeten Daten für die Modellierung gewählt und basiert auf den in der Fahrleistungserhebung der Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt) [49] verwendeten Fahrzeugklassen. Der einzige Unterschied besteht in der Zusammenlegung der beiden BASt Klassen *PKW* und *PKW mit Anhänger* zur Klasse *PKW*. Eine Übersicht der Klassen inklusive Beschreibung ist im Anhang in Tabelle A.1 (S.262) aufgeführt. Des Weiteren wurden für andere Modellansätze und Annahmen in dieser Arbeit auch Fahrzeugklassen des Kraftfahrt-Bundesamt (KBA) und aus dem von Decker [50] entwickelten Modellansatz verwendet. Diese werden in Abschnitt 4.2 (S.89) im Detail erläutert.

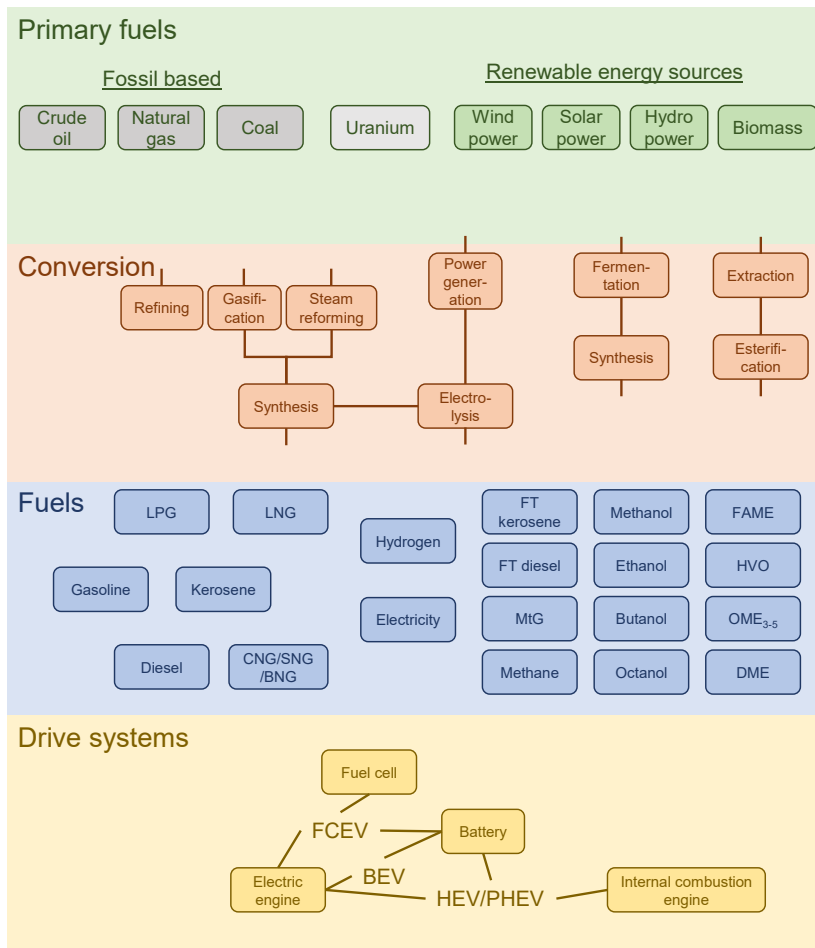


Abb. 2.2.: Primärenergieträger, Umwandlungsprozesse, Energieträger und Antriebskonzepte basierend auf Bruchof [48]. *Abkürzungen:* Autogas (LPG), verflüssigtes Erdgas (LNG), Fischer-Tropsch (FT), Fettsäuremethylester (FAME), komprimiertes Erdgas (CNG), *Synthetic Natural Gas* (Deutsch: synthetisches Erdgas) (SNG), *Bio Natural Gas* (BNG), hydriertes Pflanzenöl (HVO), *Methanol to Gasoline* (MtG), Oxymethylenether (OME), Dimethylether (DME), brennstoffzellenelektrisches Fahrzeug (FCEV), batterieelektrisches Fahrzeug (BEV), Hybridfahrzeug (HEV), Plug-in-Hybridfahrzeug (PHEV).

2.3.2. Konventionelle Energieträger

Konventionelles Benzin und Diesel sind im Straßenverkehr die meistgenutzten Kraftstoffe. Benzin bzw. Ottokraftstoff ist verfügbar als Super E5, Super E10, Super Plus E5 und Super Plus E10; mit 5 bzw. 10 % Bioethanol-Anteil. Ottokraftstoff ist in Europa reguliert über DIN EN 228 [51]. Dem konventionellen Diesel wird 7 % Biodiesel beigemischt. Dieser ist reguliert über DIN EN 590 [52]. Neben Benzin und Diesel existieren auch Fahrzeuge, welche mit LPG (reguliert über DIN EN 589:2019-03 [53]) und komprimiertem Erdgas CNG oder verflüssigtem Erdgas LNG (reguliert über DIN EN 16723-2:2017-10 [54]) betrieben werden. Einen wachsenden Marktanteil verzeichnen batteriebetriebene Fahrzeuge. Weniger stark vertreten sind Brennstoffzellenfahrzeuge. Wasserstoff ist seit 2019 über

DIN EN 17124 [55] als Kraftstoff reguliert. Generell ist der Anteil der Fahrzeuge, welche mit einem anderen Energieträger als Benzin oder Diesel betrieben werden, eher gering. Zum 1. Januar 2020 waren 66 % der in Deutschland zugelassenen PKW benzinbetrieben und 32 % dieselpbetrieben [56]. Lediglich 2 % des PKW-Bestands wurden zum Zeitpunkt der Erfassung mit anderen Energieträgern betrieben.

2.3.3. Richtlinien für Schadstoffemissionen

Die Emissionsrichtlinien des Straßenverkehrs sind unterteilt in Richtlinien für Personenkraftwagen (PKW) und leichte Nutzfahrzeuge (LNF), für schwere Nutzfahrzeuge (SNF) und für Krafträder (KR). Die Richtlinien werden in den folgenden Abschnitten einzeln vorgestellt.

Personenkraftwagen und leichte Nutzfahrzeuge

Tabelle 2.2 zeigt eine Zusammenfassung der Emissionsrichtlinien Euro 2 bis Euro 6 für PKW für NO_x - und PM-Emissionen vom UBA [57]. Daten zur Emissionsrichtlinie Euro 1 für PKW sind im Anhang im Abschnitt A.1 in Tabelle A.2 (S.262) zusammengefasst. Ab der Abgasnorm Euro 2 werden die Grenzwerte im Vergleich zu Euro 1 nicht mehr nach Typ/Serie unterschieden, weshalb diese getrennt in zwei Tabellen dargestellt sind. Mit der Richtlinie 91/441/EWG und der Emissionsklasse Euro 1 wurde 1992 die erste Absatzgesetzgebung für PKW und leichte Nutzfahrzeuge eingeführt. Neben den dargestellten Werten für PM- und NO_x -Emissionen, werden auch die HC- und CO-Emissionen über Richtlinien reguliert. Die entsprechenden Grenzwerte werden an dieser Stelle nicht erläutert, da der Fokus dieser Arbeit auf PM- und NO_x -Emissionen liegt. Mit den folgenden Emissionsnormen Euro 2 bis Euro 6, wurden die Grenzwerte für NO_x - und PM-Emissionen seit 1992 kontinuierlich gesenkt. Die Grenzwerte der PM-Emissionen sind dabei unterteilt in Partikelmasse (PM) und Partikelanzahl (PN). Die in Tabelle 2.2 aufgeführten Grenzwerte gelten lediglich für PKW. Bei leichten Nutzfahrzeugen sind die Grenzwerte von der Bezugsmasse des Fahrzeugs abhängig. Die Bezugsmasse ist die Masse des Fahrzeugs abzüglich eine Pauschale von 75 kg für den Fahrer und zuzüglich einer Pauschalmasse von 100 kg [57]. Aufgrund des Umfangs sind diese Werte an dieser Stelle nicht aufgeführt. Eine Zusammenfassung der Grenzwerte für leichte Nutzfahrzeuge ist über UBA [57] verfügbar.

Die Euro 6 Emissionsnorm ist in die Unterklassen Euro 6b, Euro 6c, Euro 6d-TEMP und Euro 6d unterteilt. Diese unterscheiden sich unter anderem durch die Einführung der *Real Driving Emissions* (RDE)-Gesetzgebung und den verwendeten Fahrzyklen. Tabelle 2.3 zeigt, basierend auf einer Zusammenfassung von UBA [57], das Einführungsdatum, den verwendeten Fahrzyklus, und die Übereinstimmungsfaktoren bei den RDE-Untersuchungen. Bei der Emissionsnorm Euro 6b wird der Neue Europäische Fahrzyklus NEFZ verwendet, während bei den neueren Emissionsnormen Euro 6c, Euro 6d-TEMP und Euro 6d der *Worldwide Harmonized Light Vehicles Test Procedure* (WLTP)-Zyklus verwendet wird, welcher realitätsnäher ist [57]. Die RDE-Gesetzgebung trat mit Einführung der Emissionsnorm Euro 6d-TEMP in Kraft [57]. Infolge dieser wurden maximale Grenzwerte für die NO_x - und PM-Emissionen festgelegt, welche beim Fahrzyklus unter allen Betriebsbedingungen im Mittelwert einzuhalten sind. Im Bezug auf PM-Emissionen limitiert der Grenzwert die Partikelanzahl (Englisch: *Partice Number*) (PN). Die Grenzwerte ergeben sich durch Kombination des Übereinstimmungsfaktors aus Tabelle 2.3 mit dem entsprechenden Grenzwert der Emissionsnorm Euro 6 aus Tabelle 2.2. Für die Testprozedur Euro 6d-TEMP bei Diesel-PKW führt dies beispielsweise zu einem Grenzwert von $0,08 \text{ g/km} \cdot 2,1 = 0,168 \text{ g/km}$.

Tab. 2.2.: Emissionsrichtlinien für PKW der Abgasklasse Euro 2 bis Euro 6 basierend auf einer Zusammenfassung vom UBA [57].

	Euro 2	Euro 3	Euro 4	Euro 5	Euro 6
Neue Fzg. Typen	01.01.1996	01.01.2000	01.01.2005	01.09.2009	01.09.2014
Alle Fahrzeuge	01.01.1997	01.01.2001	01.01.2006	01.01.2011	01.09.2015
Richtlinie/Verordnung	94/12/EG	98/69/EG	98/69/EG	VO EG 715/2007, 692/2008 und 459/2012	
Benzin					
HC+NO _x in g/km	0,5	-	-	-	-
NO _x in g/km	-	0,15	0,08	0,06	0,06
PM in g/km	-	-	-	0,0045	0,0045
PN in #/km	-	-	-	-	6 x 10 ¹¹
Diesel					
HC+NO _x in g/km	0,7/0,9	0,56	0,3	-	-
THC+NO _x in g/km	-	-	-	0,23	0,17
NO _x in g/km	-	0,5	0,25	0,18	0,08
PM in g/km	0,08/0,1	0,05	0,025	0,0045	0,0045
PN in #/km	-	-	-	6 · 10 ¹¹	6 · 10 ¹¹

Abkürzungen: Kohlenwasserstoff (HC), Partikelanzahl (Englisch: *Partice Number*) (PN), *Total Hydrocarbon* (Deutsch: Gesamte Kohlenwasserstoffe) (THC).

Tab. 2.3.: Unterklassen der Emissionsnorm Euro 6 für PKW und leichte Nutzfahrzeuge basierend auf einer Zusammenfassung vom UBA [57].

	Euro 6b	Euro 6c	Euro 6d-TEMP	Euro 6d
Neue Fzg. Typen	01.09.2014	-	01.09.2017	01.01.2020
Alle Fahrzeuge	01.09.2015	01.09.2018	01.09.2019	01.01.2021
Wichtige Verordnungen	EU 2016/427 EU 2016/868	zusätzlich EU 2017/1151 EU 2017/1154	-	zusätzlich EU 2017/1221 EU 2018/1932
Fahrzyklus/Testprozedur	NEFZ	WLTC/WLTP	WLTC/WLTP	WLTC/WLTP
RDE: PN	- NO _x -Monitoring	Ü-Faktor ^a 1,5	Ü-faktor ^a 1,5	Ü-Faktor ^a 1,5
RDE: NO_x	für neue Typen ab 04/2016	NO _x -Monitoring	Ü-Faktor ^a 2,1	Ü-Faktor ^a 1,43

Anmerkung. ^a Ü-Faktor: Übereinstimmungsfaktor. Abkürzungen: *Real Driving Emissions* (RDE), Partikelanzahl (Englisch: *Partice Number*) (PN), Neuen Europäischen Fahr-Zyklus (NEFZ), *Worldwide Harmonized Light Duty Test Cycle* (WLTC), *Worldwide Harmonized Light Vehicles Test Procedure* (WLTP).

Schwere Nutzfahrzeuge und Busse

Ähnlich wie für PKW sind auch Abgasnormen für schwere Nutzfahrzeuge (SNF) und Busse auf europäischer Ebene definiert. Während bei PKW und leichten Nutzfahrzeugen die Emissionen auf dem Rollenprüfstand geprüft werden, werden die Emissionen des Motors von schweren Nutzfahrzeugen und Bussen auf dem Motorenprüfstand bei einer definierten Folge von Betriebszuständen gemessen [58]. In Tabelle 2.4 und Tabelle 2.5 sind die Einführungsjahre der unterschiedlichen Normen aufgeführt. Analog zur PKW-Richtlinie Euro 1, wird bei EURO I zwischen Typprüfung und Serienprüfung unterschieden, während bei EURO II bis EURO VI die Einführungsjahre in neue Fzg.-Typen und alle Fahrzeuge unterteilt sind. Die Grenzwerte sind in den Tabellen zusammengefasst und liegen eigentlich differenziert für die unterschiedlichen Betriebszustände vor, weshalb teilweise Intervalle angegeben sind. Für die Abgasnormen vor EURO I, EURO I und EURO II gilt der 13-Stufen-Test, während für die Emissionsklassen EURO III bis EURO V und EEV die *European Stationary Cycle* (ESC)-, *European Load Response Test* (ELR)- und *European Transient Cycle* (ETC)-Prüfung verwendet wird. Bei der Abgasnorm EURO VI werden die Zyklen *World Harmonized Stationary Cycle* (WHSC) und *World Harmonized Transient Cycle* (WHTC) verwendet. Die genauen Grenzwerte der unterschiedlichen Testprozeduren für die unterschiedlichen Abgasnormen wurden von UBA [58] zusammengefasst. Insgesamt wurden die Grenzwerte von vor EURO I bis EURO VI um circa 97 % für NO_x und von EURO I⁷ bis EURO VI um ebenfalls circa 97 % für PM gesenkt (vgl. Tabelle 2.4 und Tabelle 2.5)).

Tab. 2.4.: Emissionsrichtlinien für schwere Nutzfahrzeuge und Busse der Abgasklasse EURO I basierend auf einer Zusammenfassung von UBA [58].

	Vor EURO I	EURO I
Richtlinie/Verordnung	88/77 EWG	91/542/EWG
Typprüfung	-	01.07.1992
Serienprüfung	01.10.1990	01.10.1993
NO_x in g/kWh	14,4	8-9
PM in g/kWh	-	0,36-0,4

Tab. 2.5.: Emissionsrichtlinien für schwere Nutzfahrzeuge und Busse der Abgasklasse EURO II bis EURO VI basierend auf einer Zusammenfassung von UBA [58].

	EURO II	EURO III	EURO IV	EURO V	EEV	EURO VI
Richtlinie/Verordnung	91/542/EWG	99/96/EG Stufe A	99/96/EG Stufe B1	99/96/EG Stufe B2	99/96/EG Stufe C EEV	EG 582/2011, Anhang XV Diesel-Fzg.
Neue Fzg. Typen	01.10.1995	01.10.2000	01.10.2005	01.10.2008	-	31.12.2012
Alle Fahrzeuge	01.10.1996	01.10.2001	01.10.2006	01.10.2009	01.07.2000	31.12.2013
NO_x in g/kWh	7	5	3,5	2	2	0,4-0,46
PM in g/kWh	0,15	0,1-0,21	0,02-0,03	0,02-0,03	0,02	0,01

⁷Ein Grenzwert für PM existiert erst seit der Einführung der EURO I Richtlinie.

Krafträder

Die unterschiedlichen Abgasnormen geben differenzierte Grenzwerte für Kleinkrafträder⁸ und Krafträder (KR) vor. Ausschließlich die Grenzwerte der Euro 5 Norm sind für beide identisch. Die Grenzwerte sind, basierend auf einer Zusammenfassung der Normen vom UBA [61], für Kleinkrafträder und Krafträder in Tabelle 2.6 und Tabelle 2.7 aufgeführt. Für Krafträder sind die Grenzwerte der unterschiedlichen Normen teilweise für 2-Takt und 4-Takt, unterschiedliche Hubraumklassen und Geschwindigkeiten angegeben. In Tabelle 2.7 liegen die Grenzwerte aggregiert vor, wodurch teilweise Intervalle entstehen. Die differenzierten Werte sind über UBA [61] verfügbar. Wie Tabelle 2.6 zeigt, gibt es bis einschließlich Euro 4 keine Grenzwerte für die PM-Emissionen von Kleinkrafträdern. Die Grenzwerte der NO_x-Emissionen von Kleinkrafträdern wurden von Euro 1 bis Euro 5 um bis zu 98 % reduziert. Bei Krafträdern hingegen wurden die PM-Grenzwerte 2016/2017 mit der Abgasnorm Euro 4 eingeführt. Diese wurden mit Euro 5 nochmals um bis zu 94 % reduziert. Die NO_x-Grenzwerte von Krafträdern wurden von Euro 1 bis Euro 5 um bis zu 80 % reduziert (vgl. Tabelle 2.7).

Tab. 2.6.: Emissionsrichtlinien für Kleinkrafträder der Abgasklasse Euro 1 bis Euro 4 basierend auf einer Zusammenfassung von UBA [61].

	Euro 1	Euro 2	Euro 4	Euro 5
Richtlinie/ Verordnung	97/24/EG	97/24/EG	EU Nr.168/2013	EU Nr.168/2013
Neue Fzg. Typen	1998	2001	2016	2020
Alle Fahrzeuge	1999	2002	2017	2021
NO_x in g/km	3	1,2	0,17	0,06-0,09
PM in g/km	-	-	-	0,0045

Tab. 2.7.: Emissionsrichtlinien für Krafträder der Abgasklasse Euro 1 bis Euro 5 basierend auf einer Zusammenfassung vom UBA [61].

	Euro 1	Euro 2	Euro 3	Euro 4	Euro 5
Richtlinie/ Verordnung	97/24/EG	2002/51/EG	2002/51/EG 2006/72/EG	EU Nr.168/2013	EU Nr.168/2013
Neue Fzg. Ty- pen	1998	2003	2006	2016	2020
Alle Fahrzeuge	1999	2004	2007	2017	2021
NO_x in g/km	0,1-0,3	0,3	0,15-0,22	0,09-0,3	0,06-0,09
PM in g/km	-	-	-	0,08	0,0045

2.4. Binnenschifffahrt

In diesem Abschnitt werden zunächst der Begriff Binnenschifffahrt und die hierzu zählenden Schiffstypen in 2.4.1 definiert. Anschließend erfolgt in 2.4.2 und 2.4.3 die Beschreibung der in der Binnenschifffahrt verwendeten Energieträger und der Richtlinien für Schadstoffemissionen.

2.4.1. Definition und Schiffstypen

Die Binnenschifffahrt ist definiert als Güterbeförderung, die ganz oder teilweise auf schiffbaren Binnenwasserstraßen stattfindet. Die Güterbeförderung mit Seeschiffen auf Binnenwasserstraßen wird

⁸Kleinkrafträder sind zweirädrige Kraftfahrzeuge oder dreirädrige Kraftfahrzeuge mit einer Höchstgeschwindigkeit von bis zu 45 km/h und maximal 50 cm³ Hubraum [59], [60].

ebenfalls als Binnenschifffahrt bezeichnet [62]. Das Binnenwasserstraßennetz in Deutschland umfasst 7350 km, wovon 25 % Kanäle und 75 % entsprechend Flüsse sind [63]. Die wichtigsten Wasserstraßen der Binnenschifffahrt sind der Rhein und die umliegenden Wasserstraßen (Neckar, Main, Mosel, Saar) sowie Donau, Weser, Elbe und Oder. Da sich die meisten dieser Wasserstraßen in NRW befinden, macht die Binnenschifffahrt in NRW fast die Hälfte der deutschen Binnenschifffahrt aus [64]. Des Weiteren stellt die Binnenschifffahrt einen wichtigen Güterverkehrsweg in Deutschland dar, weil viele deutsche Städte über dieses große Wasserstraßennetz erreichbar sind. Jährlich werden auf diesen Gewässern bis zu 240 Millionen (Mio.) Tonnen Güter transportiert [63]. Der Transport erfolgt mit den unterschiedlichen Schiffsklassen Gütermotorschiff, Tankmotorschiff, Güterleichter, Tankerleichter, Hochseeschiff/Containerschiff und sonstiges Gütertransportschiff [62]. Die Definitionen der unterschiedlichen Schiffsklassen sind in Tabelle 2.8 zusammengefasst. Da Güterleichter und Tankerleichter keinen eigenen Antrieb haben, sind bei diesen Schiffstypen zusätzliche Schubboote erforderlich, welche die Leichter schieben/ziehen.

Tab. 2.8.: Definition der Schiffsklassen zum Gütertransport nach eurostat [62].

Schiffsklasse	Beschreibung
Gütermotorschiff	Alle Güterbinnenschiffe mit Motor, mit Ausnahme von Tankschiffen mit Motor.
Tankmotorschiff	Ein Lastkahn mit eigenem Motor, der für den Transport von Flüssigkeiten oder Gasen in festen Tanks bestimmt ist.
Güterleichter	Jedes Güterbinnenschiff ohne Motor, mit Ausnahme von Tankschiffen ohne eigenen Motor. Diese Kategorie umfasst geschleppte und geschobene Schleppkähne.
Tankerleichter	Ein Lastkahn ohne eigenen Motor, der für den Transport von Flüssigkeiten oder Gasen in festen Tanks bestimmt ist.
Hochseeschiff/ Containerschiff	Alle Schiffe, die überwiegend nicht auf Binnenwasserstraßen navigieren.
Sonstiges Gütertransportschiff	Jede andere bekannte oder unbekannte Art von Binnenschiff zur Beförderung von Gütern, die nicht in den vorstehenden Kategorien definiert wurde.

2.4.2. Konventionelle Energieträger

Knörr et al. [65] haben errechnet, dass 94 % des in Deutschland für die Binnenschifffahrt verwendeten Kraftstoffs konventioneller Dieselmotorkraftstoff ist. Die restlichen 6 % sind Biodiesel [65]. Schiffsdiesel wird über keine mit der DIN EN 590 [52] vergleichbaren Norm reguliert. Energieträger in der Binnenschifffahrt sind lediglich über 10. BImSchV [66] geregelt. Diese gilt aber für den gesamten Transportsektor und ist nicht spezifisch wie beispielsweise die bereits genannte DIN EN 590 [52] für den Straßenverkehr.

2.4.3. Richtlinien für Schadstoffemissionen

Schadstoffemissionen der Binnenschifffahrt in Europa werden über Richtlinien der Zentralkommission für die Rheinschifffahrt (ZKR) sowie die europäische Abgasnorm EURO V für mobile Maschinen und Geräte limitiert. Die ZKR hat 2003 die erste Vorschrift ZKR I zur Schadstoffemissionseindämmung in der Binnenschifffahrt eingeführt. Diese wurde 2007 von der ZKR II abgelöst. Während die Emissionen des Straßenverkehrs in den letzten Jahren stark begrenzt wurden, gab es zwischen 2007 und 2019 keine neuen Verordnungen für die Binnenschifffahrt [67]. Seit Januar 2019 gilt für neue Binnenschiffe

die EU Verordnung 2016/1628 [68]. Die größte Änderung betrifft die HC- und NO_x-Emissionen, bei denen die Grenzwerte 81 % bzw. 70 % unter dem bisherigen Grenzwert (ZKR II, $\geq 300\text{kW}$) liegen. Die Grenzwerte der Verordnungen ZKR I, ZKR II und EURO V sind in Tabelle 2.9 für Schiffe mit Leistungen über 130 kW auszugsweise aufgeführt

Tab. 2.9.: Auszug aus den Verordnungen zu Schadstoffemissionen in der Binnenschifffahrt für Schiffe mit Leistungen über 130 kW.

Verordnung	Leistung in kW	Einführung	CO	HC	NO _x in g/kWh	PM10
ZKR I	≥ 130	2003	5,0	1,30	9,2-13 ^a	0,540
ZKR II	130-560	2007	3,5	1,00	6,0	0,200
	≥ 560	2007	3,5	1,00	6,0-11 ^a	0,200
EURO V	130-300	2019	3,5	0,19	1,8	0,015
	≥ 300	2020	3,5	0,19	1,8	0,015

Anmerkung. ^a In Abhängigkeit der Motordrehzahl.

2.5. Schienenverkehr

In diesem Abschnitt werden die Zugklassen des Schienenverkehrs, die konventionell im Schienenverkehr eingesetzten Energieträger und die Richtlinien für Schadstoffemissionen im Schienenverkehr beschrieben.

2.5.1. Definition und Fahrzeugklassen

Der Schienenverkehr in Deutschland und entsprechend in NRW gliedert sich in Schienenpersonenverkehr und Schienengüterverkehr. Der Schienenpersonenverkehr ist wiederum unterteilt in den innerstädtischen Verkehr mit Straßen-, Stadt- und U-Bahnen, den Schienenpersonennahverkehr mit den Zugattungen S-Bahn, Regional-Express (RE) und Regionalbahn (RB) sowie den Schienenpersonenfernverkehr mit den Zugattungen Intercity-Express (ICE), Intercity (IC) und Eurocity (EC). Straßen-, Stadt- und U-Bahnen unterscheiden sich im Wesentlichen im Grad der Nutzung des Straßenraums. Während U-Bahnen ausschließlich unabhängig vom Straßenverkehr größtenteils unterirdisch auf eigenen Gleisen kreuzungsfrei fahren, fahren Straßenbahnen ausschließlich auf gemeinsam mit dem Straßenverkehr genutzten Straßenraum. Ein weiterer Unterschied ist die oft nicht vorhandene Oberleitung bei U-Bahnen. Stadtbahnen verkehren größtenteils auf eigenen Trassen neben der Straße und teilweise auf Straßen. Das Fahren im Straßenraum hat durch vermehrte unvorhersehbare Bremsmanöver Auswirkungen auf die Emissionen.

Die Klassifizierung des gesamten Bahn-Systems unterliegt unter anderem der Eisenbahn-Bau- und Betriebsordnung (EBO) [69]. Nach Janicki et al. [70] werden Schienenfahrzeuge im Gültigkeitsbereich der EBO unterteilt in Triebfahrzeuge und Wagen. Die Kategorie der Triebfahrzeuge ist mit angetriebenen Radsätzen ausgestattet. Die Fahrzeuge fahren somit selbsttätig oder befördern den gesamten Zug. Im Gegensatz dazu besitzen Wagen keine angetriebenen Radsätze und werden nur innerhalb der Züge gekoppelt. Zu Triebfahrzeugen gehören Triebwagen, Triebzüge und Lokomotiven, während zu Wagen Reisezugwagen für den Personenverkehr und Güterwagen für den Warenverkehr gehören. Eine Bahn ist immer eine Kombination aus Triebfahrzeug und Wagen.

2.5.2. Konventionelle Energieträger

Grundsätzlich wird im Schienenverkehr zwischen dieselbetriebenen Zügen und elektrisch betriebenen Zügen unterschieden. Bis auf einzelne Ausnahmen bremsen Züge des deutschen Schienenverkehrs

mit verschleißfreien Bremsen, das bedeutet, die Bremsenergie wird über einen Generator so weit wie möglich in Wärme oder elektrische Energie umgewandelt, um Bremsabrieb und Energieverbrauch zu reduzieren. Eine Diskussion der unterschiedlichen Antriebe, genutzten Stromnetze und notwendigen Technologien, um die rekuperierte Bremsenergie zu nutzen, ist im Anhang A.1 auf S.262 zu finden.

2.5.3. Richtlinien für Schadstoffemissionen

Die europäische Abgasnorm EU 2016/1628 [68] reglementiert den Ausstoß von gesundheitsschädlichen Schadstoffemissionen von mobilen Maschinen und Geräten. Die Verordnung ist im Jahr 2017 in Kraft getreten und löste die vorherige Richtlinie 97/68/EG [71] ab. Für den Schienenverkehr gelten die Grenzwerte der Motorenkategorien RLL (Lokomotiven) und RLR (Triebwagen). In Tabelle 2.10 sind die aktuellen Grenzwerte der Verordnung EU 2016/1628 [68] von Lokomotiven und Triebwagen aufgeführt.

Tab. 2.10.: Einführungsdaten und Grenzwerte für Lokomotiven (Motorenkategorie RLL) und Triebwagen (Motorenkategorie RLR) nach EU [68], alle Leistungsklassen ab 0 kW.

	CO	HC in g/kWh	NO _x	PM	PN in #/kWh	Datum ^a
Lokomotive	3,50	HC + NO _x ≤ 4,00		0,025	-	1.1.2021
Triebwagen	3,50	0,19	2,00	0,015	1 · 10 ¹²	1.1.2021

Anmerkung. ^a Gültig für alle neuen Fahrzeuge. Ab 1.1.2020 für alle neuen Fahrzeugtypen.

2.6. Flugverkehr

In diesem Abschnitt wird zunächst in 2.6.1 der Flugverkehr definiert. Anschließend erfolgt in 2.6.2 und 2.6.3 die Beschreibung der im Flugverkehr eingesetzten Energieträger und der Richtlinien für Schadstoffemissionen.

2.6.1. Definition und Verkehrstypisierung

Die Klassifizierung des Flugverkehrs in der vorliegenden Arbeit basiert auf jener des Statistischen Bundesamtes [72] und einer Unterteilung des gewerblichen Flugverkehrs der Hauptflughäfen in nationale und internationale Flüge. Folgend wird der Flugverkehr unterteilt in gewerblichen und nicht gewerblichen Flugverkehr. Der gewerbliche Flugverkehr wird weiterhin unterteilt in nationale und internationale Flüge. Des Weiteren wird, wenn möglich, nach Flugzeugtypen wie beispielsweise dem Airbus 320 oder alternativ nach Gewichtsklassen unterteilt. Im Detail wird dies in Abschnitt 3.5 (S.43) erläutert.

2.6.2. Konventionelle Energieträger

Konventionelle Flugzeuge fliegen mit flüssigem Treibstoff, welcher hauptsächlich aus Kohlenwasserstoffen besteht. Der Bundesverband der Deutschen Luftverkehrswirtschaft (BDL) unterteilt Flugkraftstoffe in vier große Gruppen: Kerosin, Kerosin-Benzin-Gemisch, Flugbenzin und alternative Flugkraftstoffe [73].

Kerosin wird aus Rohöl durch Destillation im Raffinerieprozess gewonnen. Der Schwefelgehalt, die Verdampfungseigenschaften und der Aromatengehalt sind wichtige Kraftstoffeigenschaften für die Verwendung von Kerosin in Düsentriebwerken [74]. Daneben sind auch Additive, welche dem Kerosin zur Verbesserung der Kraftstoffeigenschaften zugesetzt werden, wichtig [74]. Kerosin besteht hauptsächlich aus Kohlenwasserstoffen, die jeweils 9 bis 17 Kohlenstoffatome pro Molekül enthalten [74]. Eine typische Zusammensetzung ist 37 % Alkane, 47 % Naphthene, 15 % Aromaten und

1 % Olefine [75]. Die genaue Zusammensetzung hängt vom Rohöl ab [76]. Die gebräuchlichsten Kerosinarten sind Jet A-1, Jet A, Avtur, JP-8 und JP-5 [76]. Unter ihnen ist Jet A-1 die am weitesten verbreitete Kerosinart [74]. JP-8 ist der gebräuchlichste militärische Fluggasturbinenkraftstoff der *North Atlantic Treaty Organization* (in Deutsch: Organisation des Nordatlantikvertrags) (NATO) [74]. Der Unterschied zwischen Jet A-1 und JP-8 wird durch unterschiedliche Additive verursacht [74].

Das für Militärflugzeuge verwendete Kerosin-Benzin-Gemisch Jet B (auch JP-4) besteht zu ungefähr 65 % aus Benzin und zu 35 % aus Kerosin. Der Flammpunkt liegt bei 20 °C und der Gefrierpunkt kann bis zu -72 °C betragen, während Jet A-1 vergleichsweise einen Gefrierpunkt von -47 °C aufweist [73].

Verschiedene Arten von Flugbenzin (auch Avgas) werden anhand ihrer Oktanzahl unterschieden. Avgas 100/130 ist zur Standardkonfiguration geworden und wird auch als *Avgas 100* bezeichnet. Avgas wird in älteren Kolbenmotoren von Sportflugzeugen und kleinen Privatflugzeugen verwendet [73]. Die beiden Flugbenzinarten für Kolbenmotoren werden durch die Zugabe von Farben unterschieden [77]: *Grün* Avgas 100/130 und *Blau* Avgas 100 LL (niedriger Bleigehalt).

2.6.3. Richtlinien für Schadstoffemissionen

Der Luftverkehr ist im Gegensatz zu den anderen Verkehrssektoren stark international ausgerichtet. Aufgrund dessen werden Flugzeuge unter Zuständigkeit der Internationalen Zivilluftfahrtorganisation (ICAO) weltweit einheitlich zertifiziert [78]. Richtlinien für Luftschadstoffe werden über die ICAO von dem Ausschuss für Umweltschutz im Luftverkehr (Englisch: *Committee on Aviation Environmental Protection*) (CAEP) entwickelt. Die Richtlinien des CAEP legen Standards für PM-, HC-, NO_x- und CO-Emissionen fest. Diese Emissionswerte basieren auf Lande- und Startzyklen (*Landing and Take Off* Zyklus (LTO)) mit atmosphärischen Tests und Standardkerosin-Treibstoffspezifikationen. Die neueste Richtlinie CAEP/8, welche für NO_x Emissionen gilt, wurde 2011 zuletzt aktualisiert [79]. Abbildung 2.3 zeigt die Emissionsgrenze für Stickoxide der CAEP/8-Richtlinien, welche von π_∞ abhängt. π_∞ gibt das Druckverhältnis des Triebwerks bei maximalem Nennschub an. Dp in Abbildung 2.3 stellt die Gesamtmenge der während des *Landing and Take Off* Zyklus ausgestoßenen Schadstoffe in g dar. Die aktuell geltende Richtlinie CAEP/8 gibt maximale NO_x Emissionen von circa 30-90 g/kN bei Druckverhältnissen von 14-50 vor.

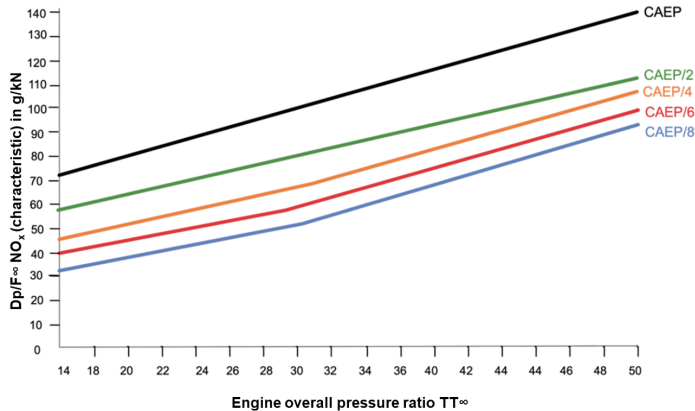


Abb. 2.3.: Entwicklung der CAEP-Richtlinien für NO_x basierend auf Dickson [79].

Die PM Emissionen sind bisher nur über die sogenannte Rauchzahl (in Engl.: *smoke number*) limitiert, welche über die Schwärzung eines Papierfilter im Abgasstrahl ermittelt wird [78]. Nach [80] ist die maximale Rauchzahl $83,6 \cdot F_\infty^{-0,274}$, wobei ∞ die maximale Nennschubkraft bei Standardatmosphäre (Englisch: *International Standard Atmosphere*) (ISA) und Meeresspiegel-Standard (Eng-

lisch: *Sea-level standard*) (SLS) ist. Die neuesten CAEP/11-Richtlinien (aktualisiert im Jahr 2019) spezifizieren die Standards für die Masse und Anzahl nichtflüchtiger Partikel (nvPM). Die oben genannte Rauchzahl wird voraussichtlich am 1. Januar 2023 durch die neue nvPM-Richtlinie abgelöst [81]. Weitere Informationen zur neuen PM Richtlinie sind über die Webseite der ICAO [81] verfügbar.

2.7. Fahrleistung, Verkehrsleistung und Betriebsleistung

Grundsätzlich wird unterschieden zwischen Fahrleistung in km, Verkehrsleistung in Tonnenkilometer (tkm) oder Personenkilometer (pkm) und Betriebsleistung in angebotenen tkm und Platzkilometer (Platzkm). Die Fahrleistung ist die zurückgelegte Strecke, während die Betriebsleistung das Produkt aus zurückgelegter Strecke und maximal zu befördernder Güter oder Personen und die Verkehrsleistung das Produkt aus zurückgelegter Strecke und beförderten Güter oder Personen ist. Dieser Abschnitt gibt eine Übersicht über die Berechnungsmethoden und Zusammenhänge von Fahrleistung, Verkehrsleistung und Betriebsleistung. Für Straßenverkehr, Schienenverkehr, Binnenschifffahrt und Flugverkehr werden diese in den Unterkapiteln zur Emissionsberechnung nochmal im Detail beschrieben (vgl. 3.2.3, 3.4.3, 3.3.3, 3.5.3).

Die Fahrleistung $\Gamma_{i,l}$ eines Fahrzeugs i auf einem Streckenabschnitt l wird über Gleichung 2.1 berechnet, wobei $N_{Fahrten,i,l}$ die Anzahl der Fahrten auf diesem Streckenabschnitt und L_l die Länge des Streckenabschnitts ist. Die Berechnung der Fahrleistung von Güterverkehr und Personenverkehr ist identisch.

$$\Gamma_{i,l} = N_{Fahrten,i,l} \cdot L_l \quad (2.1)$$

Gleichung 2.2 zeigt die Berechnung der Verkehrsleistung $\Theta_{i,l}$. Diese kann entweder aus der Betriebsleistung $\Omega_{i,l}$ in Platzkm für Personenverkehr oder in angebotenen tkm für den Güterverkehr und der Auslastung $\alpha_{i,l}$ berechnet werden, aus der Menge der transportierten Güter $\sigma_{i,l}$ in t (Güterverkehr) beziehungsweise der Anzahl der transportierten Personen $\sigma_{i,l}$ (Personenverkehr) und der Länge L_l des Streckenabschnitts l oder aus der Fahrleistung $\Gamma_{i,l}$ und der durchschnittlichen Beladung $\sigma_{\emptyset,i,l}$ mit Personen oder Gütern pro Fahrzeug. In der Literatur wird für $\sigma_{i,l}$ teilweise die Menge der transportierten Güter beziehungsweise Personen absolut und nicht über die gesamte Strecke angegeben. In diesem Fall muss statt der Streckenlänge L_l , die durchschnittliche Transportweite $L_{\emptyset,i,l}$ des Fahrzeugs verwendet werden.

$$\Theta_{i,l} = \Omega_{i,l} \cdot \alpha_{i,l} = \sigma_{i,l} \cdot L_l = \sigma_{\emptyset,i,l} \cdot \Gamma_{i,l} \quad (2.2)$$

Über Gleichung 2.3 wird die Betriebsleistung $\Omega_{i,l}$ aus der maximalen Anzahl an Personen $\sigma_{max,i,l}$ des Fahrzeugs (Personenverkehr) beziehungsweise der maximal zugeladenen Gütermenge $\sigma_{max,i,l}$ (Güterverkehr) und der Länge L_l des Streckenabschnitts l berechnet. Alternativ kann die Betriebsleistung aus der durchschnittlichen maximalen Beladung pro Fahrzeug $\sigma_{\emptyset,max,i,l}$ und der Fahrleistung des Fahrzeugs $\Gamma_{i,l}$ auf dem Streckenabschnitt berechnet werden.

$$\Omega_{i,l} = \sigma_{max,i,l} \cdot L_l = \sigma_{\emptyset,max,i,l} \cdot \Gamma_{i,l} \quad (2.3)$$

3. Literatur

In diesem Kapitel wird die für die Modellentwicklung notwendige Literatur erläutert und diskutiert. Zunächst werden in Abschnitt 3.1 Emissionsmodelle in der Literatur vorgestellt. Anschließend erfolgt in den Abschnitten 3.2, 3.3, 3.4 und 3.5 die Erläuterung der Datengrundlage der Modellansätze für Straßenverkehr, Binnenschifffahrt, Schienenverkehr und Flugverkehr. Folgend werden in Abschnitt 3.6 statistische und georeferenzierte Daten beschrieben. Danach erfolgt in Abschnitt 3.7 eine Übersicht von Verkehrsleistungsprognosen unterschiedlicher Studien für die relevanten Sektoren. Abschließend werden alternative Energieträger und Antriebe in Abschnitt 3.8 literaturbasiert diskutiert und analysiert. Basierend auf dieser Analyse wird eine Selektion der verfügbaren Alternativen vorgenommen, welche die Grundlage für die Entwicklung der zukünftigen Szenarien darstellt.

Die Inhalte der Abschnitte 3.2 und 3.8 wurden erstmalig im April 2020 beziehungsweise im Februar 2022 unter Erstautorenschaft des Autors dieser Dissertationsschrift in Breuer et al. [24] beziehungsweise Breuer et al. [25] veröffentlicht. Anschließend wurden die Inhalte dieses Kapitels im September 2022 im Abschlussbericht des Projekts *Kompetenzzentrum VI SGW* des Kompetenzzentrums *Virtuelles Institut - Strom zu Gas und Wärme* in Band III [82] veröffentlicht. Der Autor dieser Dissertationsschrift ist Erstautor folgender Kapitel und Abschnitte des Abschlussberichts [82]: 2.1 Bestandsaufnahme und Analyse des Verkehrsaufkommens in NRW¹ (S.5-S.8, S.19-S.27), 2.2.1 Lokale Emissionen (S.28-S.43), 3 Ökonomische Analyse fossiler Energieträger im Verkehrssektor² (S.77-S.83), 5 Identifizierung von potenzialreichen alternativen Energieträgern und Antrieben³ (S.89-S.129, S.158-S.168) und 6.3 Chancen zur Reduktion von Schadstoffen in Stadtgebieten (S.220-S.249). Des Weiteren wurden die weiteren, auf diese Kapitel und Abschnitte verweisenden, sowie aus diesen Kapiteln und Abschnitten schlussfolgernden Textbausteine vom Autor dieser Dissertationsschrift verfasst. Die Erstautorenschaft des Autors dieser Dissertationsschrift für die aufgeführten Inhalte im Abschlussbericht [82] wird auf den Seiten 5, 28, 89 und 220 des Abschlussberichtes [82] ausgewiesen.

3.1. Modelle zur Emissionsberechnung in der Literatur

Emissionen werden entweder über den Top-Down oder Bottom-Up Ansatz ermittelt. Beim Top-Down Ansatz werden die Emissionen auf nationaler Ebene berechnet oder aus nationalen Emissionsinventaren entnommen und anschließend auf eine gewählte Bilanzierungsebene unter Verwendung von Aktivitätsdaten verteilt. Aktivitätsdaten sind beispielsweise Straßendichte [83]–[86], Verkehrsaufkommen [83]–[85], [87]–[90], Bevölkerungsdichte [84] oder Kraftstoffverbrauch [87], [91]. Beim Bottom-up Modell hingegen werden standortspezifische Daten wie beispielsweise die straßenspezifischen Fahrzeugkilometer verschiedener Fahrzeugkategorien unter Berücksichtigung von Fahrzeuggeschwindigkeit, Kraftstoff und Gewicht verwendet [91]. Pallavidino et al. [91] haben einen Vergleich zwischen Bottom-Up- und Top-Down Modellierung für die Berechnung von Straßenverkehrsemissionen in der Provinz Turin in Italien durchgeführt. Nach Pallavidino et al. [91] ist der Bottom-Up Ansatz zuverlässiger und sollte bevorzugt verwendet werden. López-Aparicio et al. [92] haben sieben Bottom-Up Ansätze und drei Top-Down-Ansätze für städtische Gebiete in Norwegen verglichen.

¹Mit Ausnahme der Beschreibung der Tankstelleninfrastruktur auf S.9-S.18.

²Dieses Kapitel wurde vom Autor dieser Dissertationsschrift verfasst, die Inhalte wurden allerdings nicht im Rahmen der vorliegenden Dissertation verwendet, weshalb im Bericht [82] kein Hinweis auf die Erstautorenschaft vorhanden ist.

³Mit Ausnahme des Abschnitts 5.4 Umweltwirkungen von vielversprechenden alternativen Kraftstoffen (S.129-S.158). Die Inhalte des Kapitels 5 des Abschlussberichts [82] wurden erstmalig im Februar 2022 unter Erstautorenschaft des Autors dieser Dissertationsschrift in Breuer et al. [25] veröffentlicht.

Diese Ansätze berücksichtigten NO_x - und PM-Emissionen aus Straßentransport, Kleinf Feuerungsanlagen, nicht straßengebundenem Transport und Industriesektoren. López-Aparicio et al. [92] kamen, wie auch Pallavidino et al. [91], zu dem Schluss, dass Bottom-Up Ansätze für die Modellierung von Straßenverkehrsemissionen in städtischen Gebieten genauer sind als Top-Down Ansätze. Im den folgenden Absätzen werden die unterschiedlichen Ansätze und Modelle der bestehenden Literatur kurz eingeführt und erläutert.

Peace et al. [93] verwendeten räumlich aufgelöste Emissionen und das *ADMS Urban Gaussian dispersion*-Modell zur Identifizierung des Beitrags verschiedener Straßenverkehrsfahrzeuge zur Luftverschmutzung. Nach Peace et al. [93] ist der Straßengüterverkehr der Hauptverursacher von Luftverschmutzung und muss deshalb von lokalen Behörden bei Emissionsminderungsmaßnahmen besonders berücksichtigt werden. Romero et al. [85] haben einen Top-Down Ansatz entwickelt, mit welchem Luftschadstoffe disaggregiert auf $1\text{ km} \cdot 1\text{ km}$ - und $0,5\text{ km} \cdot 0,5\text{ km}$ -Zellen in der *Lima Metropolitan Area* für das primäre und sekundäre Straßennetz berechnet werden können. Dieser Modellansatz und die beiden Bilanzierungsebenen wurden mit realen Verkehrsbedingungen verglichen [85]. Nach Romero et al. [85] ist die Disaggregation auf $1\text{ km} \cdot 1\text{ km}$ zu bevorzugen, da diese besser mit den realen Verkehrsdaten übereinstimmen und entsprechend eine höhere Genauigkeit aufweisen. Requía et al. [94] haben die Korrelation zwischen kommunalen Emissionsinventaren und sechs verschiedenen statistischen Werten in Brasilien untersucht. Sie identifizierten fünf repräsentative Gruppen von Gemeinden von insgesamt 5570 Gemeinden [94]. Moldanova et al. [19] analysierten ein 1 km^2 -Raster in Schweden um den Einfluss unterschiedlicher Zukunftsszenarien unter Nutzung alternativer Energieträger zu identifizieren. Schneider et al. [89], sowie Thiruchittampalam et al. [90] haben die Emissionen der Sektoren Energiewirtschaft, Dienstleistungen, Haushalte, Landwirtschaft, Industrie und Transport in Deutschland untersucht. Alam et al. [83] hingegen haben einen Top-Down Ansatz für Emissionen in Dublin unter Verwendung eines neuronalen Netzes entwickelt. Mit diesem kann das Verkehrsaufkommen unter Berücksichtigung verschiedener Fahrzeugklassen prognostiziert werden [83]. Sun et al. [86] wiederum haben die Luftschadstoffe in der Shandong Provinz in China unter Berücksichtigung von Fahrgeschwindigkeiten, Fahrzeugklassen, Kraftstoffqualität und meteorologischen Normen für die Jahre 2000-2014 untersucht. Fameli und Assimakopoulos [84] haben die Emissionen des Straßenverkehrs im Großraum Athen über einen Top-Down Ansatz modelliert. Sie verwendeten dabei Bevölkerungsdaten zur Verteilung der Emissionen auf städtische Gebiete [84]. Guevara et al. [88] erläutern in ihrer Arbeit das *High-Elective Resolution Modeling Emission System*-Modell für Mexiko. Mit diesem haben Guevara et al. [88] die Emissionen der *Mexico City Metropolitan Area* in stündliche und räumlich aufgeteilte Emissionen aufgeteilt und anschließend mit Messdaten verglichen [88]. Ramacher et al. [95] haben die aktuellen und zukünftigen Emissionen von Schiffen in Göteborg untersucht, wobei diese auch als Immissionen betrachtet wurden. Nach Ramacher et al. [95] treten die Immissionen der Schiffe zum größten Teil im Hafen und nur zu geringeren Teilen im angrenzenden Stadtgebiet auf. Ramacher et al. [96] haben $\text{PM}_{2.5}$ - und NO_x -Emissionen des Straßenverkehrs und der Schifffahrt in Hamburg berechnet, wobei diese auch als Immissionen berücksichtigt wurden. Zum Zeitpunkt dieser Arbeit wurde in der Literatur die räumliche Verteilung der Emissionen in Deutschland nur von dem LANUV [16], Schneider et al. [89] und Thiruchittampalam et al. [90] untersucht. In zwei Studien wurde dabei ein Top-Down Ansatz und in einer Studie ein Bottom-up Ansatz verwendet. Matthias et al. [20] haben eine NO_x - und PM-Reduktion von 80 % und 13 % bis 2040 im Transportsektor in Deutschland im Vergleich zu 2010 berechnet. Hierbei berücksichtigen Matthias et al. [20] den Schienenverkehr, die Binnenschifffahrt und den Straßenverkehr. Der Fokus der Studie liegt auf dem Vergleich eines Referenz Szenarios mit freier Marktentwicklung zu einem Szenario mit strengeren Umweltrichtlinien [20].

Das LANUV [16] hat ein Modell entwickelt, mit welchem Luftschadstoffe und THG-Emissionen für die Bilanzierungsebenen Regierungsbezirke, Kreise, Gemeinden und ein 1 km^2 Netz in NRW für Industrie, Kleinf Feuerungsanlagen, Landwirtschaft und Verkehr berechnet werden. Der Sektor Verkehr ist weiter unterteilt in Straßenverkehr, Off-Road-Verkehr, Schienenverkehr, Binnenschifffahrt und Luftverkehr. Die Emissionen für den Verkehrssektor wurden für die Jahre 2012/2013 berechnet [16]. Die Werte können als Excel-Datei für alle Bilanzierungsebenen mit Ausnahme des 1 km^2 Netzes über

das Online-Tool **Online-Emissionskataster Luft NRW** [16] exportiert werden.

Die Ergebnisse des von Schneider et al. [89] entwickelten, bereits erwähnten, Top-Down Modells sind seit 2020 auch über das Online-Tool **GRETA** [22] abrufbar. Dieses visualisiert die Ergebnisse unterschiedlicher Jahre in einem 3 km x 3 km Raster für ganz Deutschland für die Jahre 2008, 2012, 2016 und 2018. Berücksichtigt werden die Sektoren Straßenverkehr, Binnenschifffahrt, Flugverkehr, Schienenverkehr, Haushalte, Landwirtschaft und mobile Maschinen sowie die Emissionen CO₂, CO, NMVOC, NO_x und PM₁₀. Ein Export der Werte ist nicht möglich.

Das **Transport Emission Model (TREMOD)** ist ein vom Umweltbundesamt in Auftrag gegebenes Modell, welches vom Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (IFEU) entwickelt und fortlaufend verbessert wird [97]. TREMOD analysiert von 1960 bis 2050 alle Verkehrsmittel des Personenverkehrs (PKW, Fahrräder, Busse, Bahnen, Flugzeuge) und alle Verkehrsmittel des Güterverkehrs (LKW, leichte Nutzfahrzeuge, Anhänger, Züge, Binnenschiffe, Flugzeuge). Verschiedene Regierungsinstitutionen wie beispielsweise das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) oder das Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI) verwenden TREMOD um die Wirkung politischer Maßnahmen auf die Emissionen im Verkehrssektor zu prüfen. Des Weiteren wird die Einhaltung der Klimaschutzziele überprüft [97]. TREMOD berechnet die Emissionen aller Personen- und Güterverkehrsarten von 1960 bis 2050 unter Berücksichtigung verschiedener Szenarien. Eine räumliche Diskretisierung wird nicht vorgenommen.

Das **TREMOVE-Modell** wurde für die Europäische Kommission an der Katholischen Universität Löwen entwickelt und wird zur Bewertung der Auswirkungen politischer Maßnahmen auf den Verkehrssektor verwendet [98]. Im Gegensatz zu TREMOD, welches den deutschen Bilanzraum betrachtet, ist TREMOVE auf den Europäischen Rahmen ausgerichtet. TREMOVE enthält entsprechend Datenbanken für 31 Länder. Eine räumliche Diskretisierung wird in TREMOVE nicht vorgenommen.

3.2. Straßenverkehr

In diesem Abschnitt wird die für Modellentwicklung notwendige Literatur erläutert. Hierfür wird zunächst das Straßennetz von NRW dargestellt. Anschließend wird die Datengrundlage für das in der vorliegenden Arbeit entwickelte Modell erläutert. Die Literatur wird unterteilt in Daten zur Berechnung von Fahrleistungen und Verkehrsleistungen, Daten und Methoden für die Emissionsberechnung und Emissionsfaktoren.

3.2.1. Straßennetz

Abbildung 3.1 und Abbildung 3.2 zeigen das Straßennetz in NRW basierend auf dem digitalen Basis-Landschaftsmodell [99] des Landes NRW. Eine Analyse dieses Datensatzes führte zu 2.200 km Bundesautobahnen, 4.400 km Bundesstraßen, 13.000 km Landesstraßen, 9.700 km Kreisstraßen und 68.400 km sonstigen nicht klassifizierten Straßen⁴. Ein ähnlicher Datensatz existiert mit dem digitalen Landschaftsmodell 1:250.000 [100] auch für ganz Deutschland, wobei in diesem die sonstigen nicht klassifizierten Straßen (siehe Abbildung 3.2), nicht enthalten sind. Im Datensatz Straßennetz Landesbetrieb Straßenbau NRW [101] sind zusätzlich noch Verkehrswerte aus der im Abstand von fünf Jahren durchgeführten Verkehrszählung der BASt enthalten, wobei dieser Datensatz nur einen Teil der Straßen beinhaltet. Dieser Datensatz wird im nächsten Unterabschnitt noch genauer erläutert.

3.2.2. Fahrleistungen und Fahrzeugbestände

Die Fahrleistungen des Straßenverkehrs für die Modellregion NRW für das Jahr 2014 sind, wie bereits erwähnt, räumlich straßenscharf aufgelöst als Datensatz verfügbar über die BASt [101]. Der Datensatz basiert auf Daten von automatischen Verkehrszählstationen, temporären Verkehrszählstationen und manuellen Verkehrszählungen [101]. Diese Daten decken 99 % der Bundesfernstraßen,

⁴Zur Ermittlung dieser Längen wurden Kreisverkehre und Autobahnauf- und -abfahrten vernachlässigt.

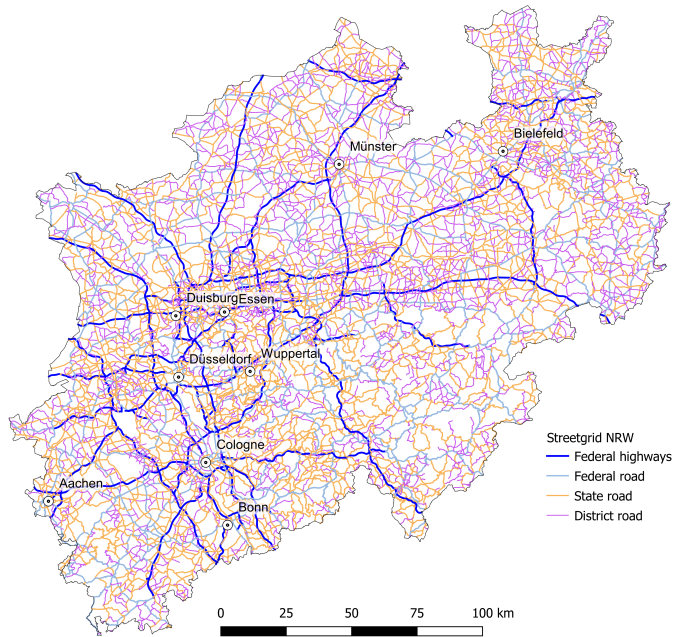


Abb. 3.1.: Straßennetz der Autobahnen (*federal highways*), Bundesstraßen (*federal roads*), Landesstraßen (*state roads*) und Kreisstraßen (*district roads*) in NRW. Eigene Darstellung basierend auf dem digitalen Basis-Landschaftsmodell [99].

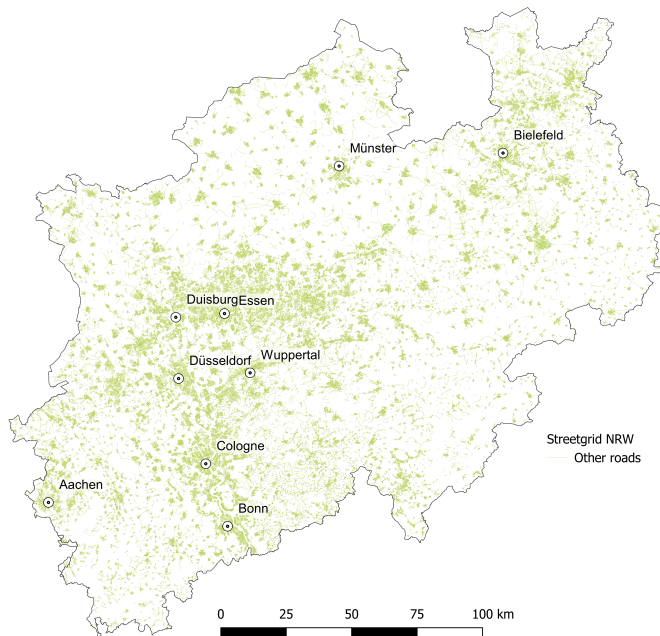


Abb. 3.2.: Straßennetz der sonstigen Straßen (*other roads*) in NRW. Eigene Darstellung basierend auf dem digitalen Basis-Landschaftsmodell [99].

87 % der Bundesstraßen, 85 % der Landesstraßen, 41 % der Kreisstraßen und 0 % der sonstigen Straßen ab. Der Datensatz von BAST [101] unterteilt den Verkehr aber nur nach Leicht- und Schwerverkehr. Die genaue Aufteilung nach Fahrzeugklassen der automatischen Verkehrszählstationen ist über Datensätze des Ministeriums für Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen⁵ [102] für 2014 verfügbar. Bestandszahlen für NRW sind über Erhebungen des Kraftfahrt-Bundesamt (KBA) [103] verfügbar. Bäumer et al. [49] haben in ihrer Arbeit die Fahrleistungen der acht unterschiedlichen Fahrzeugklassen Krafträder (KR), Personenkraftwagen (PKW), leichte Nutzfahrzeuge (LNF), Busse, Lastkraftwagen (LKW) ohne Anhänger, LKW mit Anhänger, Sattelzugmaschinen (SZ) und sonstige Kraftfahrzeuge (Kfz) des Straßenverkehrs für die fünf unterschiedlichen Straßenklassen Bundesautobahnen, Bundesstraßen, Landesstraßen, Kreisstraßen und sonstige Straßen für ganz Deutschland berechnet. Hierbei wird zwischen Inland- und Inländerverkehr differenziert [49]. Der Inlandsverkehr der Fahrzeugklassen Krafträder, PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Busse, LKW ohne Anhänger, LKW mit Anhänger, Sattelzugmaschinen für die unterschiedlichen Straßenklassen ist im Anhang in Abschnitt A.2 in Tabelle A.3 (S.267) aufgeführt.

Neben den erläuterten Daten wurde in der Modellentwicklung der vorliegenden Arbeit noch folgende Daten und Datensätze für die Berechnung der Fahrleistungen und Verkehrsleistungen in NRW verwendet:

- Fahrzeugbestände der Gemeinden und Kreise [103],
- Fahrleistungen des Straßenverkehrs für die Fahrzeugklassen Krafträder, Personenkraftwagen, leichte Nutzfahrzeuge und schwere Nutzfahrzeuge in den Gemeinden und Kreisen in Baden-Württemberg [104]⁶,
- Durchschnittliche Fahrleistungen pro Fahrzeugklasse [105],
- Fahrleistungen der Bundesländer [23],
- Straßenlängen aller Straßen in Deutschland [106],
- Inländerfahrleistung 2018 [107],
- Inlandsfahrleistung Lastkraftfahrzeuge [108],
- Beförderungsleistung deutscher Lastkraftfahrzeuge [109],
- Beförderungsleistung aus der EU-27 seit 2008 nach Güterpositionen [110],
- Ergebnisse automatischer Dauerzählstellen 2014 und 2018 [102], [111],
- Verkehrlich-Städtebauliche Auswirkungen des Online-Handels [112],
- Fahrzeugbestand [113], [114].

Die Verwendung dieser Daten wird in Abschnitt 4.2 (S.89) erläutert.

3.2.3. Emissionsberechnung

Die Berechnung der Abgasemissionen des Straßenverkehrs ist über Gleichung 3.1 möglich, wobei $EM_{p,b}$ die Gesamtemissionen des Schadstoffs p für den definierten Zeitraum im bilanzierten Raum b , Γ die Fahrleistung der Fahrzeugklasse i auf der Straße r in der Landschaft c mit dem Energieträger f , ϵ der längen-spezifische Emissionsfaktor für den Schadstoff p , die Fahrzeugklasse i , die Landschaft c und den Energieträger f und $r_{max,b}$ die Anzahl der Straßen des Typs r im bilanzierten Raum b ist.

$$EM_{p,b} = \sum_{r=0}^{r_{max,b}} \Gamma_{r,i,c,f} \cdot \epsilon_{p,i,c,f} \quad (3.1)$$

Abriebsemissionen des Straßenverkehrs sind unterteilt in Emissionen durch Reifenverschleiß, Bremsverschleiß und Straßenabrieb. Abriebsemissionen des Straßenverkehrs können nach der Tier-2-Methodik aus dem *EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2016* [115] über Gleichung 3.2 berechnet werden:

⁵Ehemals Teil des aufgelösten Ministeriums für Wirtschaft, Energie, Bauen, Wohnen und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen.

⁶Die Fahrleistungen von Baden-Württemberg wurden für die Entwicklung eines Modells zur Verteilung von Fahrleistungen anhand von statistischen und geografischen Daten verwendet.

$$EM = \sum_i N_{Fahrzeuge,i} \cdot \Gamma_i \cdot \epsilon_{TSP,s,i} \cdot \varphi_{s,d} \cdot S_s(v_\emptyset) \quad (3.2)$$

Hierbei sind EM die Gesamtemissionen für den festgelegten Zeitraum und die räumliche Begrenzung in g, $N_{Fahrzeuge,i}$ die Anzahl der Fahrzeuge der Kategorie i innerhalb der festgelegten räumlichen Begrenzung, Γ_i die von jedem Fahrzeug der Kategorie i während des festgelegten Zeitraums zurückgelegte Fahrleistung in km, $\epsilon_{TSP,s,i}$ der PM-Emissionsfaktor für die absolute Masse an Partikeln (*total suspended particles*, *TSP*) für Fahrzeuge der Kategorie i und der Emissionsquelle s (d.h. Reifen-, Bremsverschleiß oder Straßenabrieb) in g/km, $\varphi_{s,d}$ der Massenanteil der Partikelgrößenklasse d an der totalen Emissionsmenge der Emissionsquelle s und $S_s(v_\emptyset)$ ein Korrekturfaktor für die Emissionsquelle s für eine mittlere Fahrgeschwindigkeit $v_\emptyset$ des jeweiligen Fahrzeugs. Zusätzlich zur mittleren Geschwindigkeit sind die Anzahl der Achsen und die Auslastungen der Fahrzeuge notwendig für die Berechnung der Abriebsemissionen. Neben den erläuterten Daten wurden deshalb in der Modellentwicklung noch folgende Quellen für die Berechnung der Achsen und Auslastungen verwendet:

- Bestand an Nutzfahrzeugen, Kraftfahrzeugen [114],
- Verkehr deutscher Lastkraftfahrzeuge [116],
- Personenverkehr mit Bussen und Bahnen [117].

3.2.4. Emissionsfaktoren

Emissionsfaktoren für den Straßenverkehr sind beispielsweise in den Datenbanken Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA 4.1 [118]), COPERT [119], Transphorm [120] oder über die Veröffentlichung von Otten et al. [121] verfügbar. In HBEFA 4.1 [118] liegen Emissionsfaktoren für den Straßenverkehr unter anderem für die Landschaftsklassen innerorts, außerorts und Autobahn aggregiert vor. Diese sind abhängig von der Umgebungstemperatur. Außerdem werden Kaltstartemissionen, Verdampfungsemissionen, Tankatmungsemissionen und laufende Verluste in den Emissionsfaktoren von HBEFA 4.1 [118] berücksichtigt. Im Straßenverkehr sind 100 % der PM10-Verbrennungsemissionen auch PM2.5-Emissionen [33]. Bei Diesel sind die Partikeldurchmesser sogar weit unter 1 μm [30].

HBEFA 4.1 [118] enthält auch Emissionsfaktoren für gasbetriebene (CNG, LNG, LPG) und ethanolbetriebene Fahrzeuge sowie Hybridfahrzeuge. Emissionsfaktoren für FAME, HVO, *Gas-to-Liquid*, *Methanol to Gasoline* und Dimethylether sind allerdings nicht vorhanden. *Gas-to-Liquid*-Emissionsfaktoren sind über die Veröffentlichung von Otten et al. [121] verfügbar. Nach Unglert et al. [122] sind *Gas-to-Liquid* und HVO sehr ähnlich. In der vorliegenden Arbeit wird deshalb von einem identischen Emissionsverhalten ausgegangen. FAME-Emissionsfaktoren sind in Transphorm [120] und in Otten et al. [121] vorhanden. Dimethylether-Emissionsfaktoren sind in Transphorm [120] vorhanden.

Gas-to-Liquid beziehungsweise HVO reduzieren die NO_x - und PM-Emissionen von Fahrzeugen mit älteren Emissionstechnologien. Die Reduktionen bei neuen Fahrzeugen der Emissionsklasse Euro 6 bzw. EURO VI sind noch nicht eindeutig nachgewiesen. FAME führt zu steigenden NO_x - und sinkenden PM-Emissionen. Die Emissionsfaktoren bei Verwendung von *Gas-to-Liquid*, HVO und FAME im Straßenverkehr nach Otten et al. [121] werden im Anhang in Abschnitt A.2 auf S.269 im Detail erläutert. Des Weiteren wird im Anhang in Abschnitt A.2 auf S. 271 der Einfluss von Einspritzsystemen und Abgasnachbehandlung auf die Emissionen bei Verwendung von HVO im Dieselmotor diskutiert.

Nach der Datenbank Transphorm [120] ermöglicht Dimethylether in Abhängigkeit von der Fahr-situation und der Fahrzeugklasse starke NO_x - und PM-Reduktionen im Vergleich zum konventionellen Betrieb mit Diesel. Die geringen PM-Emissionen von Dimethylether-Fahrzeugen sind im Wesentlichen durch die Vermeidung von Rußbildung begründet [123]. Die Emissionsfaktoren bei Verwendung von Dimethylether in schweren Nutzfahrzeugen und Bussen nach Transphorm [120] werden im Anhang in Abschnitt A.2 auf S.273 im Detail erläutert.

Gasbetriebene Straßenfahrzeuge sind entweder mit Dual-Fuel-Dieselmotor oder mit Gasmotor im mageren oder stöchiometrischen Betrieb ausgestattet. In HBEFA 4.1 [118] sind bei EURO VI Fahrzeugen die Emissionen von Fahrzeugen mit Gasmotor niedriger als jene von konventionellen Dieselfahrzeugen, während die Emissionen von Fahrzeugen mit LNG-betriebenen Dual-Fuel Dieselmotor identisch zu jenen von konventionellen EURO VI Dieselfahrzeugen sind. Die Emissionen von gasbetriebenen Fahrzeugen werden im Detail im Anhang in Abschnitt A.2 auf S. 273 diskutiert. Des Weiteren wird im Anhang in Abschnitt A.2 auf S. 274 die Methodik zur Berechnung der Emissionsfaktoren für Gasfahrzeuge in HBEFA 4.1 [118] erläutert.

Nach Unglert et al. [122] wird der Einfluss des Kraftstoffs auf die NO_x -Abgasemissionen in Zukunft mit höheren Emissionsklassen und besseren Abgasnachbehandlungssystemen sinken.

3.3. Binnenschifffahrt

In diesem Abschnitt werden zunächst in 3.3.1 die Wasserstraßen in NRW dargestellt und beschrieben. Anschließend wird in 3.3.2 die Literatur zur Modellierung der Verkehrsleistungen der Binnenschifffahrt erläutert. Abschließend erfolgt in 3.3.3, 3.3.4 und 3.3.5 die Beschreibung der Emissionsberechnung für die Binnenschifffahrt sowie die Erläuterung der Emissionsfaktoren und sonstigen, für die Modellierung benötigten, Daten.

3.3.1. Wasserstraßen

Das georeferenzierte Netz der deutschen Binnenwasserstraßen ist über einen Datensatz der Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt (GDWS) [124] verfügbar. Abbildung 3.3 zeigt die modellierten Flüsse und Kanäle in NRW. Hierzu gehören die Rheinabschnitte NRW Grenze nach Lülsdorf (NDR1), Rhein, Lülsdorf bis Orsoy (NDR2) und Rhein, Orsoy bis niederländische Grenze (NDR3). Nördlich an der Grenze zu den Niederlanden liegt außerdem der Schifffahrtsweg Rhein-Kleve (NDR4), welcher an den Rhein angeschlossen ist. In Duisburg gehen vom Rhein die Ruhrwasserstraße (RWS) und der Rhein-Herne-Kanal (RHK) ab. Etwas weiter nördlich von Duisburg fließt der Wesel-Datteln-Kanal (WDK) vom Rhein bis nördlich von Dortmund und trifft dort auf den Dortmund-Ems-Kanal. In der Nähe dieser Schnittstelle befinden sich außerdem die Wasserstraßenabschnitte Dortmund-Ems-Kanal, Dortmund bis Datteln (DEK1) und Datteln-Hamm-Kanal (DHK). Der Dortmund-Ems-Kanal läuft von dort Richtung Nord/Nord-Ost und ist unterteilt in die Abschnitte Dortmund-Ems-Kanal, Datteln bis Bergeshövede (DEK2) und Dortmund-Ems-Kanal, Bergeshövede bis NRW Grenze (DEK3). In Bergeshövede treffen sich der Dortmund-Ems-Kanal und der Mittellandkanal (MLK). Der MLK verläuft von dort weiter Richtung Osten und kreuzt am östlichen Ende von NRW in Minden die Weser. Die Weser ist unterteilt in die Abschnitte Weser, Minden bis NRW Grenze (WGB2), nördlich von Minden, und Weser, NRW Grenze bis Minden (WGB1), südlich von Minden.

3.3.2. Verkehrsleistung

Die Güterverkehrsstatistik der Binnenschifffahrt vom Statistischen Bundesamt [125] enthält die transportierten Tonnen und die Verkehrsleistung in tkm für alle deutschen Wasserstraßen für das Jahr 2018. Diese ist weiter differenziert nach Gütermotorschiffen, Tankmotorschiffen, Güterleichtern und Tankerleichtern. Neben den Erhebungen des Statistischen Bundesamtes wird vom Statistischen Landesamt NRW [126] in jährlichen Erhebungen die Verkehrsleistung der Binnenschifffahrt in NRW ermittelt. Für 2018 gibt das Statistische Landesamt [126] einen Wert von 14.638,5 Mio. tkm an. Im Vergleich zu den Verkehrsleistungen des Statistischen Bundesamtes für die einzelnen Wasserstraßen erscheint dieser Wert zu niedrig. Grundlage der Erhebungen des statistischen Landesamts [126] sind allerdings Warenankünfte und Abgänge in den Häfen in NRW [127]. Der Transitverkehr wird bei dieser hafenstandortbezogenen Methodik nicht berücksichtigt [127]. Hierdurch weichen die von IT.NRW [126] angegebenen Verkehrsleistungen von der Summe der Verkehrsleistungen der Wasserstraßen nach Destatis [125] ab. Hierbei ist allerdings zu beachten, dass die einzelnen Abschnitte der

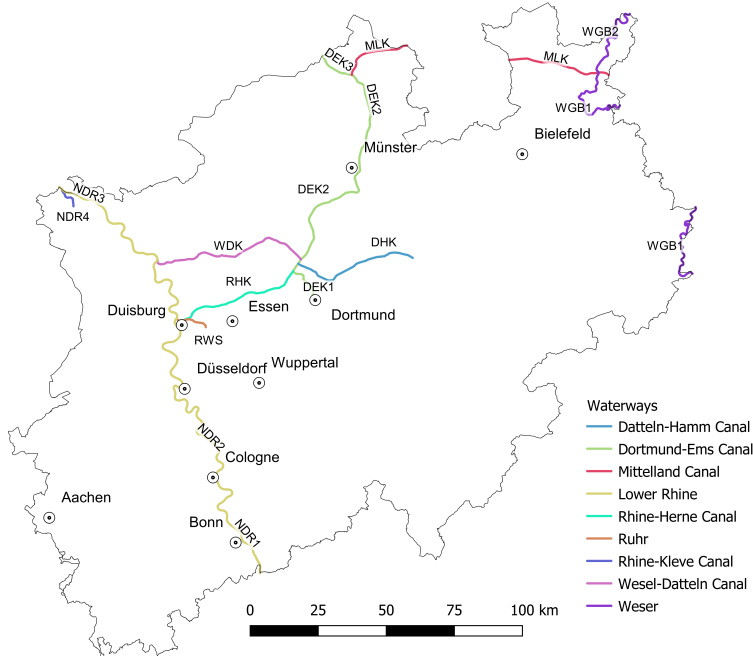


Abb. 3.3.: Wasserstraßennetz in NRW. Eigene Darstellung basierend auf GDWS [124].

Wasserstraßen, für welche die Verkehrsleistungen von Destatis [125] angegeben werden, teilweise auch die Grenzen von NRW überschreiten (vgl. Abbildung 3.3).

Tabelle 3.1 zeigt die mittleren berechneten maximalen Tragfähigkeiten von Binnenschiffen in 2018 basierend auf Destatis [125] und die Ausnutzung der mittleren Tragfähigkeit nach Knörr und Heidt [128]. Die mittleren Tragfähigkeiten der Schiffstypen wurden über die Anzahl der Schiffe (Schiffsbewegungen) und die gesamte Tragfähigkeit nach Destatis [125] berechnet. Vernachlässigt wurden dabei aufgrund mangelnder Daten die Transportweiten der Schiffe.

Die Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt (GDWS) erhebt regelmäßige Daten zur Binnenschifffahrt in Deutschland. Unter anderem werden die beladenen und nicht beladenen Schiffe der unterschiedlichen Schiffsklassen an den Schleusen erhoben. Das Verhältnis der beladenen Schiffe zu den nicht beladenen Schiffen betrug 2016 durchschnittlich 30 % für Gütermotorschiffe, 49 % für

Tab. 3.1.: Mittlere berechnete Tragfähigkeiten 2018 von Binnenschiffen basierend auf Destatis [125] und Ausnutzung der mittleren Tragfähigkeit nach Knörr und Heidt [128].

Schiffstyp	Durchschnittliche Tragfähigkeit 2018 in t/Schiff	Ausnutzung der mittleren Tragfähigkeit
Gütermotorschiff	1985	39 %
Tankmotorschiff	2057	77 %
Güterleichter	2003	47 %
Tankerleichter	2032	96 %

Tankmotorschiffe, 56 % für Güterleichter und 51 % für Tankerleichter [129]. Einige der Schleusen liegen auf den in dieser Arbeit betrachteten Wasserstraßen, so dass für diese detaillierte Angaben zum genannten Verhältnis nach GDWS [129] vorliegen.

Die Schiffsklassen Güterleichter und Tankerleichter besitzen keinen eigenen Antrieb und müssen deshalb durch Schubboote gezogen oder geschoben werden. Die Anzahl der von Schubbooten angetriebenen Leichter variiert regional für die unterschiedlichen Wasserstraßen zwischen eins und vier [64]. Ein Schubboot schiebt zum Beispiel vier Güterleichter oder Tankerleichter auf dem Wasserstraßenabschnitt NDR1 nach [64]. Die einzelnen Faktoren für alle Wasserstraßen in NRW nach Lorentz et al. [64] sind im Anhang in Abschnitt A.2 in Tabelle A.8 (S.276) aufgeführt.

3.3.3. Emissionsberechnung

In diesem Abschnitt werden ausgewählte Methoden und Modelle in der Literatur zur Berechnung der Emissionen der Binnenschifffahrt erläutert. Zur Berechnung von Emissionen in der Binnenschifffahrt existieren Top-Down und Bottom-Up Ansätze. Wie bereits erläutert, verwenden Top-Down Ansätze nationale Statistiken, zum Beispiel zum Kraftstoffverbrauch, um Emissionen abzuschätzen, während Bottom-Up Ansätze detaillierte Aktivitätsdaten verwenden [130]. Modelle in der Literatur sind oft auch eine Kombination aus Top-Down und Bottom-Up Ansatz.

Das **Ship Traffic Emissions Assessment Model (STEAM)** berechnet die Emissionen der Schifffahrt über erfasste Daten des *Automatic Identification System (AIS)* [131]. Das AIS liefert Live-Informationen über den Standort der Schiffe in der Welt und ihre Eigenschaften, was eine sehr detaillierte Emissionsmodellierung ermöglicht. STEAM berücksichtigt eine Vielzahl von Parametern, wie zum Beispiel die Fahrtrouten, die Änderungen der Schiffsgeschwindigkeit entlang der Route, die Änderungen des Motorbetriebs und die Reibung und den Widerstand der Wellen. STEAM ist jedoch speziell für Untersuchungen von Meeres- oder Seemissionen entwickelt worden, wie zum Beispiel die Emissionen in der Ostsee welche von Jalkanen und Johansson [132] untersucht wurden. AIS liefert nur wenige Daten für Schiffe auf Binnenwasserstraßen [130]. In Folge ist dieser Ansatz nicht für die Modellierung der Binnenschifffahrt in der vorliegenden Arbeit geeignet.

Knörr und Heidt [128] beschreiben in ihrem Bericht, wie die Berechnung für die Binnenschifffahrt in **TREMOD** durchgeführt wurde. Die Berechnung der Emissionen basiert auf der Diskretisierung von Aktivitätsdaten, über welche der Energiebedarf $E_{i,l}$ eines bestimmten Schiffstyps i auf einer bestimmten Wasserstraße l nach Gleichung 3.3 berechnet wird.

$$E_{i,l} = L_l \cdot \frac{P_{nom,i} \cdot \beta_{i,l}}{v_{abs,i,l}} \quad (3.3)$$

Hierbei ist L_l die Länge der Wasserstraße, $P_{nom,i}$ die nominale Motorleistung des Schiffes, $\beta_{i,l}$ die Auslastung der Motorleistung und $v_{abs,i,l}$ die absolute Geschwindigkeit des Schiffes auf dem Wasserabschnitt. Gleichung 3.4 zeigt die Berechnung der Emissionen $EM_{p,i,l}$ eines Schadstoffs p , wobei $E_{i,l}$ die mit Gleichung 3.3 berechnete Energie und $\epsilon_{p,i}$ der energiespezifische Emissionsfaktor des Schadstoffs p ist. Die Emissionsfaktoren sind abhängig von Alter und Motor des jeweiligen Schiffes.

$$EM_{p,i,l} = E_{i,l} \cdot \epsilon_{p,i} \quad (3.4)$$

In einem Bericht vom **LANUV** beschreiben Lorentz et al. [64] die grundlegende Berechnung der Emissionen eines Schiffes auf einem bestimmten Gewässerabschnitt. Diese werden über Gleichung 3.5 berechnet, wobei $EM_{p,i,l}$ die Emissionen des Schadstoffs p , L_l die Länge des Wasserabschnitts, $\epsilon_{p,i}$ der energiespezifische Emissionsfaktor, P_i die Leistung des Schiffes und $v_{abs,i,l}$ die absolute Geschwindigkeit des Schiffes auf dem Wasserabschnitt ist.

$$EM_{p,i,l} = L_l \cdot \epsilon_{p,i} \cdot \frac{P_{i,l}}{v_{abs,i,l}} \quad (3.5)$$

Gleichung 3.5 ähnelt der Berechnungsmethode von TREMOD (vgl. Gleichung 3.3, Gleichung 3.4), wobei bei der Methode von LANUV kein Auslastungsfaktor $\beta_{i,l}$ verwendet wird. Stattdessen wird die Leistung in Abhängigkeit der nominalen Leistung über Gleichung 3.6 berechnet.

$$P_{i,l} = P_{nom,i} \cdot (0.1 + 0.00015432 \cdot v_{rel,i,l}^3) \cdot LF \quad (3.6)$$

Hierbei ist $P_{i,l}$ die Leistung des Schiffs auf dem Wasserabschnitt, $P_{nom,i}$ die nominale Leistung des Schiffs, $v_{rel,i,l}$ die Geschwindigkeit des Schiffs relativ zum Wasser und LF ein Ladungsfaktor, welcher den unterschiedlichen Energiebedarf von beladenen und nicht beladenen Schiffen berücksichtigt. In LANUV [64] werden angepasste Emissionsfaktoren von der Europäischen Umweltagentur [115] verwendet.

Fazit

Von den drei in diesem Abschnitt erläuterten Modellen STEAM [131], TREMOD [128] und LANUV-Modell [64] berücksichtigt das STEAM-Modell die meisten Parameter und hat dadurch die höchste Genauigkeit, benötigt aber in Folge auch einen hohen Detailgrad bei den Eingabewerten. Da die erforderlichen AIS-Eingabewerte für die Binnenschifffahrt nicht verfügbar sind, wurde dieser Ansatz in der vorliegenden Arbeit nicht weiter betrachtet. Die beiden Ansätze von TREMOD [128] und vom LANUV-Modell [64] sind hingegen beide für die Modellierung der Binnenschifffahrt in der vorliegenden Arbeit geeignet.

Nach Lorentz et al. [64] hat die Fahrtrichtung eines Schiffes, mit dem Strom oder gegen den Strom, einen wesentlichen Einfluss auf den Kraftstoffverbrauch. Bei Fahrten gegen den Strom verbrauchen Schiffe bis zu 50 % mehr Kraftstoff. Dies wird im Ansatz von Knörr und Heidt [128] über den Auslastungsfaktor $\beta_{i,l}$ (vgl. Gleichung 3.3) und im Ansatz nach Lorentz et al. [64] direkt über die Geschwindigkeit des Schiffes berücksichtigt (vgl. Gleichung 3.6). Des Weiteren wird in dem Ansatz nach Lorentz et al. [64] auch über den Ladungsfaktor LF die Beladung des Schiffes berücksichtigt, welcher aus den Datenerhebungen an den Schleusen von GDWS [129] abgeleitet werden kann. Die Modellierung der Emissionen der Binnenschifffahrt erfolgte in dieser Arbeit aufgrund der höheren Genauigkeit nach dem Ansatz von Lorentz et al. [64] über Gleichung 3.5 und Gleichung 3.6 und wird im Unterabschnitt 4.3.2 (S.108) im Detail erläutert.

3.3.4. Emissionsfaktoren

Wie in Unterabschnitt 3.3.3 beschrieben, werden für die Berechnung der Emissionen spezifische Emissionsfaktoren benötigt (vgl. Gleichung 3.5, S.31). Diese Emissionsfaktoren werden leistungsspezifisch in g/kWh angegeben und sind abhängig von Motortyp, Alter und der Größenklasse des Schiffs. Emissionsfaktoren werden in der Literatur zum Beispiel im *Air Pollution Emission Inventory Guidebook* [115] der Europäischen Umweltagentur angegeben. Diese berücksichtigen unter anderem unterschiedliche Kraftstoffe und Motortypen. Diese Emissionsfaktoren wurden 2005 berechnet und sind deshalb vermutlich veraltet [64], da nach Knörr und Heidt [128] das Alter des Motors einen entscheidenden Einfluss auf die emittierten Emissionen hat. Abbildung 3.4 zeigt den Einfluss des Alters des Motors auf die Emissionsfaktoren. Diese Emissionsfaktoren wurden von verschiedenen Institutionen gemessen und von Lorentz et al. [64] aufbereitet. Diese altersabhängigen Emissionsfaktoren sind bis zur Einführung der ZKR 2 Richtlinie für die Binnenschifffahrt im Jahr 2007 aufgeführt. Ab 2019 bzw. ab 2020 gilt die EURO V Richtlinie der Europäische Union (EU) für Binnenschiffe (vgl. Unterabschnitt 2.4.3, S.17).

Für die alternativen Energieträger Methanol, Wasserstoff, Fischer-Tropsch-Diesel, LNG sowie für Schiffe mit SCR-Katalysator und Dieselpartikelfilter sind in der Literatur unterschiedliche Emissionsfaktoren vorhanden, welche im Folgenden erläutert werden. Otten et al. [121] haben in ihrer Arbeit Emissionsfaktoren für THG Emissionen als auch gesundheitsschädliche Emissionen für den Transportsektor für das Jahr 2014 erarbeitet. Unter anderem werden Faktoren für Binnenschiffe nach

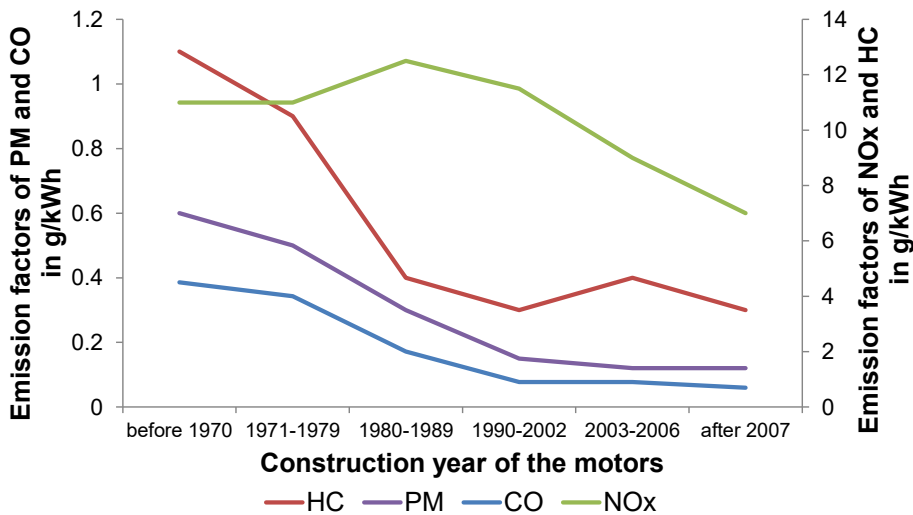


Abb. 3.4.: Emissionsfaktoren in der Binnenschifffahrt für unterschiedliche Produktionsjahre von Motoren nach Knörr und Heidt [128].

ZKR 2, betrieben mit *Gas-to-Liquid* Kraftstoff, ausgerüstet mit SCR-Katalysator und/oder Dieselpartikelfilter, sowie für Diesel-Hybrid-Binnenschiffe und LNG-Binnenschiffe angegeben. Die Faktoren für NO_x - und PM-Emissionen der unterschiedlichen Antriebe sind im Anhang in Abschnitt A.2 in Tabelle A.10 (S.277) aufgeführt. Die Diesel ZKR 2 Werte⁷ nach Otten et al. [121] sind gemittelte Flottenwerte für in 2014 verkehrende Binnenschiffe mit nach ZKR 2 zugelassenen Motoren. Diese weichen von dem von Knörr und Heidt [128] ermittelten Wert für Schiffsmotoren ab 2007 ab (vgl. Abbildung 3.4), entsprechen im Fall von NO_x dem unteren ZKR 2 Wert für Schiffe mit über 130 kW Leistung und liegen im Falle von PM leicht unter dem ZKR 2 Wert (vgl. Unterabschnitt 2.4.3, S.17). Bezüglich der Reduktion durch Fischer-Tropsch-Diesel (bzw. *Gas-to-Liquid*) ist die Datenlage nach Otten et al. [121] limitiert und die Reduktion durch den Einsatz im Bezug zu konventionellem Diesel variiert zwischen 15 % und 60 %. Der von Otten et al. [121] angegebene Wert geht von einer Reduktion von 20 % aus. Verbeek [133] resümiert, dass durch Einsatz von Fischer-Tropsch-Diesel die PM-Emissionen um bis zu 60 % und die NO_x -Emissionen um bis zu 13 % reduziert werden könnten. Der Einsatz von Fischer-Tropsch-Diesel ermöglicht die Reduzierung der Emissionen der bestehenden Flotte, erfüllt für neue Schiffe aber nicht die EURO V Richtlinie. Zur Einhaltung dieser wäre eine zusätzliche Abgasnachbehandlung notwendig. Die Emissionsfaktoren nach Otten et al. [121] für Binnenschiffe werden im Anhang A.2 auf S.277 im Detail erläutert. Ein Vergleich der LNG-Emissionsfaktoren nach Otten et al. [121] mit anderen Literaturquellen erfolgt im Anhang A.2 auf S.278.

Für den alternativen Kraftstoff Methanol sinken die NO_x Emissionen nach Bauen et al. [134] um 55 %, wobei sich diese Reduktion auf konventionellen Kraftstoff in der Seeschifffahrt bezieht. In Abhängigkeit von verschiedenen Verbrennungsparametern kann der Motor von sehr geringen Mengen NO_x (≈ 0) bis zu signifikanten Mengen (bis zu 14 g/kWh) produzieren [135]. Auch falls Methanol eine NO_x -Reduktion von 55 % im Bezug auf in der Binnenschifffahrt genutzten Diesel hätte, statt wie nach Bauen et al. [134] auf konventionellen Hochseeschiffskraftstoff, würde es damit ohne Abgasnachbehandlung nicht der ab 2019/2020 gültigen EURO V Richtlinie für Binnenschiffe entsprechen (vgl. Unterabschnitt 2.4.3, S.17).

⁷6,0 g/kWh NO_x -Emissionen und 0,15 g/kWh PM-Emissionen.

Bei der Nutzung von Kraftstoffen in der Brennstoffzelle entstehen keine Abgasemissionen. Wasserstoff im Wasserstoff-Verbrennungsmotor führt zu vernachlässigbaren HC-, PM- und CO-Emissionen [136]. Heffel [137] hat unter anderem die Reduzierung von NO_x-Emissionen unter Nutzung einer Abgasrückführung und eines 3-Wege Katalysators beim Wasserstoffmotor untersucht und konnte die NO_x-Emissionen im Abgas auf 1 ppm reduzieren. Zum Zeitpunkt dieser Arbeit lagen keine spezifischen Emissionsfaktoren für die Binnenschifffahrt für wasserstoffbetriebene Verbrennungsmotoren vor, weswegen im Folgenden Faktoren für LKW erläutert werden. Das Unternehmen KEYOU GmbH entwickelt Wasserstoffmotoren basierend auf unter anderem dem DEUTZ TCD 7.8 Motor [138]. Zur Reduzierung der NO_x-Emissionen ist der Einsatz einer Abgasrückführung- und eines SCR-Katalysators notwendig. Für einen 18 t Truck mit 180 kW geben KEYOU GmbH [138] PM-Emissionen von 0,002 g/kWh und NO_x-Emissionen 0,04 g/kWh unter Nutzung von EGR und SCR an.

Die Emissionsfaktoren der erläuterten Energieträger und Antriebstechnologien sind in Abbildung 3.5 zusammengefasst und auf den maximalen Wert nach der Richtlinie ZKR 2 (*CCNR2 >130kW, Max.*) für Motoren über 130 kW referenziert. Für die auf ZKR 2 spezifizierten Emissionen nach Otten et al. [121] für alternative Antriebe wurden die prozentualen Werte nach Otten et al. [121] und der ZKR 2 Wert für Schiffe nach 2007 nach Knörr und Heidt [128] verwendet, da der in ZKR 2 Wert nach Otten et al. [121] ein gemittelter Flottenwert ist. Wie Abbildung 3.5 zeigt, haben nach ZKR 2 zugelassene Dieselmotoren, welche zusätzlich mit SCR-Katalysator und Dieselpartikelfilter ausgerüstet werden (*CCNR with SCR/DPF*), im Vergleich bereits sehr niedrige Emissionen. Von den alternativen Antrieben erreichen, ohne zusätzliche Abgasnachbehandlung, ausschließlich die Energieträger Wasserstoff (H₂) (*Hydrogen (fuel cell)*) und LNG im Gasmotor (*LNG single fuel, SI*) die niedrigen Grenzwerte der EURO V Richtlinie. Dual Fuel Dieselmotoren im LNG-Betrieb mit 2 % Diesel (*LNG dual-fuel, 2%D*) bzw. 20 % Diesel (*LNG dual-fuel, 20%D*) überschreiten diese hingegen. Des Weiteren überschreiten auch nach ZKR 2 zertifizierte Motoren, welche mit Fischer-Tropsch-Diesel betrieben werden (*CCNR2 with FT*), Diesel-elektrische Hybride (*Diesel hybrid CCNR2*) und nach 2007 zugelassene und nach ZKR 2 zertifizierte Dieselmotoren (*Diesel CCNR2, build after 2007*) die EURO V Grenzwerte. Methanol ist aufgrund des erläuterten Literaturbezugs auf Hochseeschiffe nicht in Abbildung 3.5 aufgeführt. Die Emissionen beim Wasserstoff-Verbrennungsmotor sind auch nicht in Abbildung 3.5 aufgeführt. Diese sind grundsätzlich als sehr gering einzustufen. 100 % in Abbildung 3.5 entsprechen PM-Emissionen in Höhe von 0,2 g/kWh und NO_x-Emissionen in Höhe von 11 g/kWh.

3.3.5. Sonstige Daten

In diesem Abschnitt werden sonstige verwendete Daten zur Berechnung von Emissionen in der Binnenschifffahrt erläutert. Für die Berechnung der Emissionen ist unter anderem die Fahrtrichtung der Schiffe auf den Wasserstraßen erforderlich. GDWS [139] haben Daten zum Anteil der Schiffe, welche an Schleusen stromaufwärts und stromabwärts fahren, erhoben. Analog zu den erhobenen Daten an den Schleusen bezüglich des Anteils der beladenen und nicht beladenen Schiffe (vgl. Unterabschnitt 3.3.2), können diese Schleusendaten den Wasserstraßen zugeordnet werden. Des Weiteren ist in GDWS [140] die Verteilung der Größenklassen jedes Schiffstyps in der deutschen Flotte aufgeführt. Die ausgewerteten Anteile sind im Anhang in Abschnitt A.2 in Tabelle A.9 auf S.276 aufgelistet. Wie in Unterabschnitt 3.3.4 erläutert, hat das Alter des Schiffsmotors einen wesentlichen Einfluss auf das Emissionsverhalten. Die Studie von GDWS [140] beinhaltet das Alter der Schiffe der deutschen Binnenflotte für das Jahr 2017 differenziert nach Schiffsklasse und Größenklasse. Das Alter der Schiffe entspricht aber nicht dem Alter der Motoren, da diese in regelmäßigen Abständen ausgetauscht werden [128]. Die Studie von Knörr und Heidt [128] hingegen beinhaltet die Altersverteilung der Schiffsmotoren der deutschen Binnenflotte differenziert für drei unterschiedliche Größenklassen für das Jahr 2011. Des Weiteren werden in Knörr und Heidt [128] die durchschnittlichen Lebensdauern von Motoren angegeben. Diese sind in Tabelle 3.2 zusammengefasst. Zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Arbeit gab es keine Literaturquelle, welche eine aktuelle Altersverteilung der Schiffsmotoren

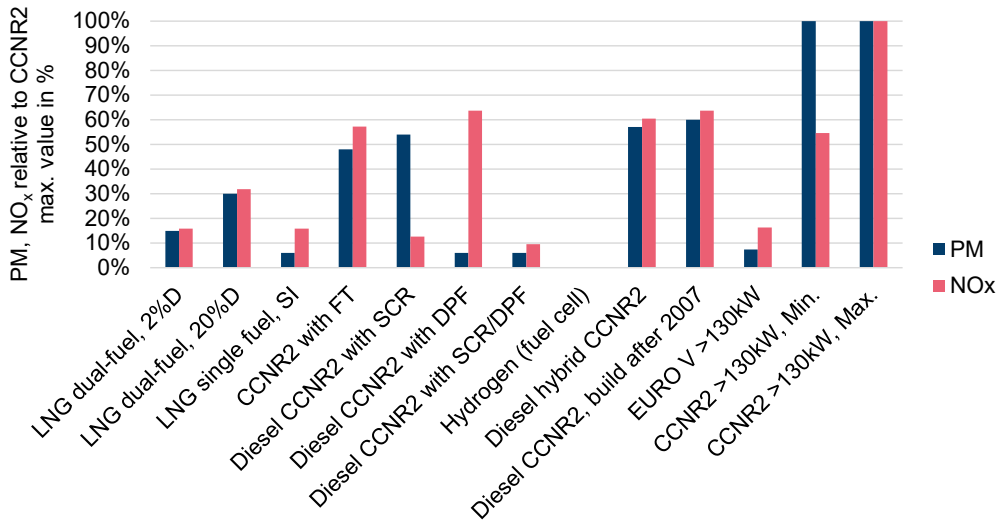


Abb. 3.5.: Emissionsfaktoren von Schiffsmotoren in der Binnenschifffahrt für alternative Energieträger und Abgasnachbehandlungssysteme im Vergleich zu den Richtlinien ZKR 2 (Englisch: *CCNR2*) und EURO V basierend auf Otten et al. [121] und Knörr und Heidt [128]. Die PM- und NO_x-Werte der unterschiedlichen Technologien sind referenziert auf den jeweiligen maximalen Wert nach ZKR 2. Für die im Anhang in Tabelle A.10 (S.277) aufgeführten Antriebe wurden die prozentualen Werte nach Otten et al. [121] und der ZKR 2 Wert für Schiffe nach 2007 nach Knörr und Heidt [128] verwendet. *Abkürzungen:* verflüssigtes Erdgas (LNG), Diesel (D), *Spark Ignition* (SI), Fischer-Tropsch (FT), *Selective Catalytic Reduction* (Deutsch: selektive katalytische Reduktion) (SCR), Dieselpartikelfilter (DPF).

beinhaltet. In der vorliegenden Arbeit wurde deshalb eine neue Altersverteilung berechnet. Dies wird in Abschnitt 4.3 im Detail erläutert.

Tab. 3.2.: Lebensdauer von Schiffsmotoren differenziert nach Baujahren nach Knörr und Heidt [128].

Baujahr	Lebensdauer
Bis Baujahr 1990	38 Jahre
1990 bis 1999	20 Jahre
Ab 2000	12 Jahre

Für die Berechnung ist weiterhin die Fließgeschwindigkeit der Flüsse und die Fahrgeschwindigkeit der Schiffe notwendig (vgl. Gleichung 3.5, Gleichung 3.6). In der Literatur sind die Höchstgeschwindigkeiten der Schiffe auf den Wasserstraßen angegeben. Diese betragen nach GDWS [141] 11 km/h für die Kanäle, 18 km/h für den Rhein und 11 km/h für die verbleibenden Wasserstraßen. Die durchschnittlichen Fließgeschwindigkeiten sind nach Lorentz et al. [64] 6 km/h für den Rhein und nach Niemann und Slobodzian [142] 4 km/h für die Weser. Für die Kanäle waren zum Zeitpunkt der Erstellung der Arbeit keine Angaben zu durchschnittlichen Fließgeschwindigkeiten in der Literatur vorhanden, weshalb im Modell geeignete Annahmen getroffen wurden. Diese werden in Abschnitt 4.3 erläutert (vgl. Tabelle 4.4, S.111).

3.4. Schienenverkehr

In diesem Abschnitt wird die zur Modellierung des Schienenverkehrs notwendige Literatur erläutert. Zunächst wird das Schienennetz in NRW vorgestellt. Anschließend erfolgt die Erläuterung der unterschiedlichen Quellen zur Berechnung von Fahrleistung, Verkehrsleistung und Betriebsleistung von Schienenpersonennahverkehr (SPNV), Schienenpersonenfernverkehr (SPFV), Schienengüterverkehr (SGV) und vom öffentlichen Nahverkehr mit U-Bahnen und Straßenbahnen. Abschließend werden die Literaturquellen und Methoden zur Berechnung von Emissionen im Schienenverkehr beschrieben.

3.4.1. Schienennetz

Das georeferenzierte Schienennetz für Deutschland für das Jahr 2018 ist über Deutsche Bahn AG (DB AG) [143] verfügbar. Dieses Netz wird vom Schienenpersonennahverkehr, Schienenpersonenfernverkehr und Schienengüterverkehr gemeinsam genutzt. Der Schienenpersonenfernverkehr befährt allerdings nur einen Teil dieser Strecken und es existiert kein georeferenzierter Datensatz ausschließlich für den Schienenpersonenfernverkehr. Informationen zum Schienenpersonenfernverkehr gibt die DB AG in Form von abstrakten Schienennetzkarten jährlich heraus [144], [145]. Der Schienengüterverkehr nutzt ebenfalls dieselbe Schieneninfrastruktur wie der Schienenpersonennahverkehr und der Schienenpersonenfernverkehr. Zusätzlich existieren bestimmte Schienenstreckenabschnitte im Schienennetz, welche ausschließlich vom Schienengüterverkehr befahren werden. Das georeferenzierte Verkehrsnetz der Straßen-, Stadt- und U-Bahnen ist Teil des digitalen Basis-Landschaftsmodells des Landes NRW [99]. Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit verwendeten Schienennetze weisen folgende Merkmale auf:

- keine stillgelegten oder nicht befahrbaren Streckenabschnitte,
- der Elektrifizierungsstand der Strecken entspricht dem Jahr 2018,
- Streckenabschnitte aller Eisenbahngesellschaften in NRW,
- streckenspezifische Kennnummern.

Abbildung 3.6 zeigt die modellierten Schienennetze für Schienenpersonennahverkehr, Schienenpersonenfernverkehr, Schienengüterverkehr und U-Bahnen, Stadt- und Straßenbahnen differenziert nach elektrifizierten und nicht elektrifizierten Streckenabschnitten. Das in Abbildung 3.6 abgebildete Netz der U-Bahnen und Stadt- und Straßenbahnen ist nochmal vergrößert im Anhang A.2 in Abbildung A.4 (S.281) dargestellt.

3.4.2. Daten zur Berechnung von Fahrleistung, Verkehrsleistung und Betriebsleistung

In diesem Abschnitt wird die Literatur bezüglich der Berechnung von Fahrleistung, Verkehrsleistung und Betriebsleistung erläutert. Dieser Abschnitt ist unterteilt in die Unterabschnitte Fahrpläne und fahrzeugspezifische Daten, notwendige Daten zur Berechnung der Verkehrsleistung und Methoden und Daten zur Emissionsberechnung. Die grundsätzlichen Zusammenhänge und Definitionen von Fahrleistung, Verkehrsleistung, Betriebsleistung und Auslastung/Beladung wurden in Abschnitt 2.7 (S. 21) erläutert.

Fahrpläne und fahrzeugspezifische Daten

Die DB AG hat unterschiedliche Datenbestände rund um die Infrastruktur und Mobilität auf der eigenen Online-Plattform veröffentlicht, welche in dieser Arbeit verwendet wurden [143]. Zusätzlich zur Infrastruktur der DB AG verfügt das Ministerium für Wirtschaft, Innovation, Digitalisierung und Energie (MWIDE) des Landes NRW über die gesamten geografischen Daten zu den gesamten Transport- und Verkehrsmitteln [146]. Des Weiteren wurde das private Datenarchiv von Joost [147] mit ausgewerteten Daten zum Bahnbetrieb in NRW verwendet.

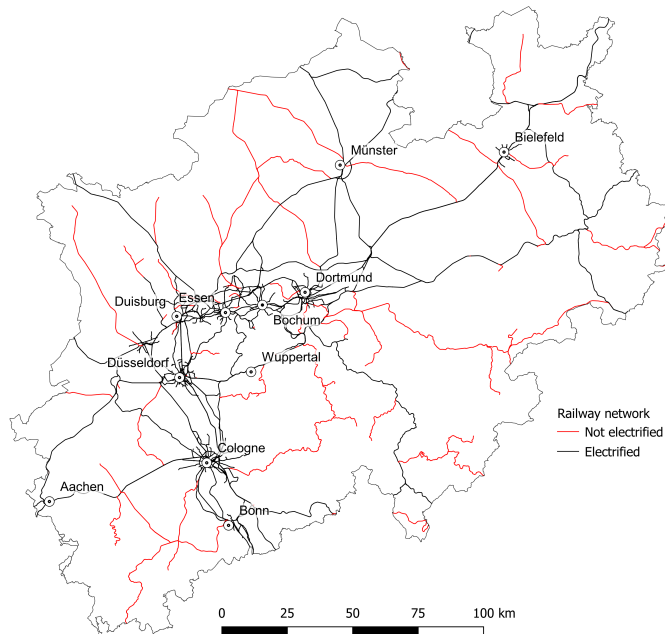


Abb. 3.6.: Schienennetze des Schienenpersonennahverkehrs, Schienenpersonenfernverkehrs, Schienengüterverkehrs, U-Bahnen, Stadtbahnen und Straßenbahnen in NRW. Eigene Darstellung basierend auf einem Datensatz vom MWIDE [146] und dem digitalen Basis-Landschaftsmodell [99].

Neben diesen Daten wurden für die Ermittlung der Fahrleistung Fahrplaninformationen, Verkehrsleistungen sowie fahrzeugspezifische und betriebsbedingte Daten benötigt. Informationen zur Taktzeit des öffentlichen Personenverkehrs sind aus dem Fahrplan der DB AG abrufbar [148]. Die Informationen zu den Fahrtzeiten des Schienengüterverkehrs sind über eine von der DB AG unabhängige Webseite verfügbar [149]. Diese liegen ausschließlich für das Jahr 2011 vor. Eine aktueller Literaturreferenz war zum Zeitpunkt der Bearbeitung nicht vorhanden.

Die fahrzeugspezifischen und betriebsbedingten Daten sind über die Internetplattform des jeweiligen Schienenfahrzeuganbieters verfügbar, welcher wiederum aus dem Fahrzeuglexikon der DB AG [150] hervorgeht. Die Schienenfahrzeugspezifikationen des Schienengüterverkehrs sind im Fahrzeug- und Güterwagenkatalog der Deutsche Bahn Cargo AG (DB Cargo AG) und Schenker AG dokumentiert [151], [152]. Zusätzliche Kennzahlen zum Schienenverkehr sind im Umweltgrundlagenbericht 2018 [153], der Statistik 2017 vom Verband Deutscher Verkehrsunternehmen (VDV) [154] und in der GENESIS-Datenbank des Statistischen Bundesamts [155] vorhanden.

Verkehrsleistung des Schienengüterverkehrs

Wie oben bereits erläutert, ist die Datenlage beim Schienengüterverkehr, im Vergleich zum Schienenpersonenverkehr, limitiert. Deshalb wird die Verkehrsleistung des Schienengüterverkehrs anders berechnet als jene des Schienenpersonenverkehrs. Dies wird im Kapitel 4 in Unterabschnitt 4.4.1 (S.114) noch im Detail erläutert. Die für die Berechnung notwendige zusätzliche Literatur wird in diesem Abschnitt erläutert.

Tabelle 3.3 zeigt die Verkehrsleistung, Fahrleistung, Beladung pro Zug und Transportweite des Schienengüterverkehrs in den Jahren 2011 und 2018 in Deutschland und NRW basierend auf Radke [156], Destatis [157] und Destatis [158]. Für den deutschlandweiten Schienengüterverkehr weichen die

Verkehrsleistungen nach Destatis [157]⁸ teilweise von den Werten nach Radke [156] ab. Exemplarisch ist dies für die Jahre 2011 und 2018 in Tabelle 3.3 aufgeführt. Nach Destatis [157] sind die Ergebnisse der Jahre 2016 bis 2018 aufgrund umfangreicher Berichtskreisrevisionen nur bedingt vergleichbar mit anderen Jahren. Aus den in Tabelle 3.3 dargestellten deutschlandweiten Kennzahlen des Schienengüterverkehrs für das Jahr 2018 wurde über die in Abschnitt 2.7 (S.21) erläuterten Grundlagen eine durchschnittlichen Beladung pro Zug von 426 t und eine durchschnittlichen Transportweite von 316 km berechnet. Die berechneten 426 t pro Zug weichen von der durchschnittlichen Beladung pro Güterzug von 532 t nach DB AG [159] ab. Die DB AG deckte 2018 aber nur 66 % der Verkehrsleistung des Schienengüterverkehrs ab⁹. Die Verkehrsleistungen des Schienengüterverkehrs in NRW sind nicht öffentlich verfügbar und stammen aus einer persönlichen Kommunikation [158] mit der Fachabteilung Eisenbahnverkehr des Statistischen Bundesamts. Diese Auswertungen basieren auf der monatlichen Güterverkehrsstatistik der Eisenbahn und berücksichtigen ausschließlich Schienentransporte, bei denen sowohl der Versand- als auch der Empfangsort in NRW liegen [158]. In Folge wird der Transitverkehr also nicht berücksichtigt. Nach Destatis [160] hat sich die Anzahl der enthaltenen Unternehmen in der Güterverkehrsstatistik bis 2019 erhöht, was die Genauigkeit bei der Erfassung erhöht, die zeitliche Vergleichbarkeit der Erhebungen aber erschwert. Für die Berichtsjahre vor 2018 gab es nach Destatis [160] eine Untererfassung der Transporte. Des Weiteren werden ausländische Unternehmen nur auf freiwilliger Basis erfasst [160]. Die Marktabdeckung der Güterverkehrsstatistik wird von Destatis [160] für 2018 auf 89,3 % bei der Beförderungsmenge und 91,6 % bei der Beförderungsleistung geschätzt. Auffallend sind die Differenz bei der Entwicklung der deutschlandweiten Verkehrsleistung im Vergleich zu NRW und die unterschiedlichen Transportweiten. Während deutschlandweit die Verkehrsleistung des Schienengüterverkehrs von 2011 bis 2018 um 18 % ansteigt, sinkt diese im gleichen Zeitraum in NRW um 28 % (vgl. Tabelle 3.3). Die durchschnittliche Transportweite beträgt deutschlandweit 302-316 km, während diese für NRW lediglich 44,9-46,4 km beträgt.

Tab. 3.3.: Verkehrsleistung, Fahrleistung, Beladung pro Zug und Transportweite des Schienengüterverkehrs in den Jahren 2011 und 2018 in Deutschland und NRW basierend auf Radke [156], Destatis [157] und Destatis [158].

	Deutschland		NRW	
	2011	2018	2011	2018
Verkehrsleistung in Mrd. tkm	113 [156], [157]	133 [156] 123 [157]	2,01 [158]	1,44 [158]
Fahrleistung in Mio. km	204 [157]	288 [157]		
Transportierte Güter in Mio. t	375 [157]	388 [157]	44,7 [158]	31,1 [158]
Beladung pro Zug in t	555 ^a	426 ^a		
Transportweite in km	302 ^a	316 ^a	44,9 ^a	46,4 ^a

Anmerkung. ^a Über Verkehrsleistung, Fahrleistung und Transportierte Güter mit Gleichung 2.2 (S.21) berechnet.

⁸Die Verkehrsleistung des Schienengüterverkehrs wird in Abschnitt 3.7 noch im Detail diskutiert. Diese ist im Anhang A.2 in Abbildung A.6 abgebildet.

⁹Verkehrsleistung des Schienengüterverkehrs nach Radke [156]: 133 Milliarden (Mrd.) tkm; Verkehrsleistung des Schienengüterverkehrs nach DB AG [159]: 88 Mrd. tkm

Auslastungsgrad und Beladungsgrad

Züge vom Typ RE und RB haben eine durchschnittliche Auslastung von 26 %, während S-Bahnen eine durchschnittliche Auslastung von 31 % aufweisen [153]. Des Weiteren haben Fernzüge vom Typ IC und EC eine durchschnittliche Auslastung von 46 % [153]. Die Fernzüge des Typs ICE haben indessen eine Auslastung von 52 % [153]. Straßenbahnen, U-Bahnen und Stadtbahnen sind durchschnittlich zu 19 % ausgelastet [154]. Der Schienengüterverkehr hatte 2014 hingegen eine durchschnittliche Auslastung von 47,5 % [161].

3.4.3. Emissionsberechnung

Die Emissionen im Schienenverkehr sind unterteilt in nicht verbrennungsbedingte und verbrennungsbedingte Emissionen. Während nicht verbrennungsbedingte Abriebsemissionen von Rädern, Bremsen und Schienen von allen Antrieben verursacht werden, werden verbrennungsbedingte Emissionen ausschließlich von Zügen mit Dieselantrieb verursacht. Über Oberleitung betriebene Züge verursachen außerdem Fahrleitungsabrieb. Als nicht verbrennungsbedingte Emissionen wurden in der vorliegenden Arbeit ausschließlich PM-Emissionen betrachtet, während bei den verbrennungsbedingten Emissionen PM- und NO_x-Emissionen berücksichtigt wurden.

Die verbrennungsbedingten Emissionen eines Schadstoffs p einer Zuglinie i auf einem Streckenabschnitt l werden mit Gleichung 3.7 berechnet.

$$EM_{p,i,l} = m_{Kr,i,l} \cdot \epsilon_{p,i} \quad (3.7)$$

Hierbei ist $EM_{p,i,l}$ die Masse der Emissionen in g verursacht durch die Zuglinie i auf dem Abschnitt l , $m_{Kr,i,l}$ der Kraftstoffverbrauch in kg und $\epsilon_{p,i}$ der Emissionsfaktor in g/kg_{Diesel}. Der Kraftstoffverbrauch wird für Schienenpersonenverkehr und Schienengüterverkehr unterschiedlich berechnet, da die Betriebsleistung für den Schienengüterverkehr in angebotenen tkm angegeben wird und im Schienenpersonenverkehr entsprechend in Platzkm. Gleichung 3.8 zeigt die Berechnung des Kraftstoffverbrauchs $m_{Kr,i,l}$ für den Schienenpersonenverkehr, wobei $\Omega_{i,l}$ die Betriebsleistung in Platzkm und τ_i der Kraftstoffverbrauch in kg_{Diesel}/Platzkm ist.

$$m_{Kr,i,l} = \Omega_{i,l} \cdot \tau_i \quad (3.8)$$

Mit Gleichung 3.9 wird die Betriebsleistung $\Omega_{i,l}$ in Platzkm berechnet, wobei $N_{Sitzplätze,i}$ die maximale Anzahl der vorhandenen Sitzplätze und $\Gamma_{i,l}$ die Fahrleistung in km ist.

$$\Omega_{i,l} = \Gamma_{i,l} \cdot N_{Sitzplätze,i} \quad (3.9)$$

Gleichung 3.10 zeigt die Berechnung der Fahrleistung $\Gamma_{i,l}$ in km, wobei $N_{Takt,i,l}$ die Gesamtanzahl der Hin- und Rückfahrten auf dem Streckenabschnitt l der Zuglinie i und L_l die Länge des Streckenabschnittes l in km ist.

$$\Gamma_{i,l} = N_{Takt,i,l} \cdot L_l \quad (3.10)$$

Über Gleichung 3.11 lässt sich die Verkehrsleistung Θ in pkm aus der Betriebsleistung Ω in Platzkm errechnen, wobei $\alpha_{i,l}$ die Auslastung ist. Die Auslastung beschreibt das Verhältnis von Personen im Zug zu maximaler Anzahl an Plätzen.

$$\Theta_{pkm,i,l} = \Omega_{i,l} \cdot \alpha_{i,l} \quad (3.11)$$

Gleichung 3.12 zeigt die Berechnung des Kraftstoffverbrauchs $m_{Kr,i,l}$ für den Schienengüterverkehr, wobei $\Omega_{i,l}$ die Betriebsleistung in angebotenen tkm und τ_i der Kraftstoffverbrauch in kg_{Diesel}/tkm ist.

$$m_{Kr,i,l} = \Omega_{i,l} \cdot \tau_i \quad (3.12)$$

Die Betriebsleistung $\Omega_{i,l}$ des Schienengüterverkehrs wird über Gleichung 3.13 berechnet. $\sigma_{max,i}$ ist das maximale Frachtgewicht in t und $\Gamma_{i,l}$ die Fahrleistung in km. Die Fahrleistung des Schienengüterverkehrs wird analog zum Schienenpersonenverkehr mit Gleichung 3.10 berechnet.

$$\Omega_{i,l} = \Gamma_{i,l} \cdot \sigma_{max,i} \quad (3.13)$$

Über Gleichung 3.15 lässt sich die Verkehrsleistung Θ in tkm aus der Betriebsleistung Ω in angebotenen tkm errechnen, wobei $\alpha_{i,l}$ der Beladungsgrad in Prozent ist. Der Beladungsgrad beschreibt das Verhältnis von Beladung zu maximaler Beladung.

$$\Theta_{i,l} = \Omega_{i,l} \cdot \alpha_{i,l} \quad (3.14)$$

Wie bereits erläutert, werden in der vorliegenden Arbeit ausschließlich PM-Abriebsemissionen betrachtet. Diese werden nach dem Partikeldurchmesser kategorisiert (vgl. Tabelle 2.1, S.8). In der vorliegenden Arbeit werden PM10- und PM2.5-Emissionen berücksichtigt. Im Gegensatz zu verbrennungsbedingten Emissionen werden die Abriebsemissionen ausschließlich über die Fahrleistung berechnet. Gleichung 3.15 zeigt die Berechnung der abriebsbedingten PM-Emissionen, wobei $EM_{p,i,l}$ die Emissionen in g, $\Gamma_{i,l}$ die Fahrleistung in km und $\epsilon_{p,j}$ der jeweilige Emissionsfaktor für PM10 oder PM2.5 in g/km ist. Die Fahrleistung $\Gamma_{i,l}$ wird, wie bereits erläutert, über Gleichung 3.10 berechnet.

$$EM_{p,i,l} = \Gamma_{i,l} \cdot \epsilon_{p,j} \quad (3.15)$$

3.4.4. Emissionsfaktoren

Wie bereits erläutert, werden die Emissionen des Schienenverkehrs in verbrennungsbedingte NO_x- und PM-Emissionen sowie abriebsbedingte PM-Emissionen unterteilt. In diesem Abschnitt wird die relevante Literatur bezüglich der spezifischen Emissionsfaktoren erläutert. Wie in Unterabschnitt 3.4.3 erläutert, sind für die Berechnung von verbrennungsbedingten Emissionen der streckenspezifische Kraftstoffverbrauch und für die Berechnung der Abriebsemissionen die streckenspezifische Fahrleistung notwendig.

Verbrennungsbedingte Emissionen

Verbrennungsbedingte Emissionen entstehen nur bei Verwendung eines Verbrennungsmotors. In NRW sind U-Bahnen, Straßenbahnen, Stadtbahnen und der Schienenpersonenfernverkehr vollständig elektrifiziert, weshalb in diesem Abschnitt nur die Emissionsfaktoren für Schienenpersonennahverkehr und Schienengüterverkehr erläutert werden. Zur Berechnung der verbrennungsbedingten Emissionen muss zunächst der streckenspezifische Kraftstoffverbrauch ermittelt werden (vgl. Gleichung 3.7, S.39). Zur Berechnung des Kraftstoffverbrauchs sind Faktoren für spezifische Verbräuche notwendig (vgl. Gleichung 3.8, S.39). Tabelle 3.4 zeigt die spezifischen Verbräuche für den Schienenpersonenverkehr, unterteilt nach RE, RB und S-Bahn nach DB AG [162] und für den Schienengüterverkehr (SGV) nach Knörr et al. [161].

Tabelle 3.5 führt die Emissionsfaktoren für HC-, CO-, NO_x- und PM-Emissionen des Schienenpersonennahverkehrs und Schienengüterverkehrs für den Dieselmotor auf. Diese Daten basieren auf dem

Tab. 3.4.: Spezifischer Dieselverbrauch des Schienenpersonennahverkehrs für Regional-Express (RE), Regionalbahn (RB), S-Bahn nach DB AG [162] und des Schienengüterverkehr (SGV) nach Knörr et al. [161]. Die spezifischen Verbräuche sind in Abhängigkeit der Betriebsleistung angegeben.

Zugtyp	Kraftstoffverbrauch
	in g _{Diesel} /Platzkm
RE	6
RB	6
S-Bahn	5
SGV	in g _{Diesel} /angebotene tkm
	4,5

TREMODO-Modell des Umweltbundesamtes Dessau [161]. In Knörr et al. [161] liegen Emissionsfaktoren differenziert für Schienengüterverkehr, Schienenpersonennahverkehr und Schienenpersonenfernverkehr vor. Die Faktoren für den Schienenpersonennahverkehr wurden entsprechend in Tabelle 3.5 den Zugtypen RE, RB und S-Bahn zugewiesen.

Tab. 3.5.: Emissionsfaktoren für verbrennungsbedingte Emissionen des Schienenpersonennahverkehr (SPNV) und Schienengüterverkehr (SGV) in Abhängigkeit der Fahrleistung nach Knörr et al. [161].

Klasse		HC	CO	NO _x	PM
		in g/kg _{Diesel}			
SPNV	RE, RB, S-Bahn	1,7	3,8	38,1	0,60
SGV	-	2,6	5,8	40,0	0,89

Abriebsemissionen

Für Deutschland sind in der Literatur zwei unterschiedliche Referenzen zu Emissionsfaktoren für den Abrieb des Schienenverkehrs vorhanden. Pregger und Friedrich [32] haben Emissionsfaktoren für den Abrieb im Schienenverkehr differenziert für Schienenabrieb, Radabrieb, Fahrleitungsabrieb und Bremsenabrieb entwickelt. Diese sind wiederum unterteilt nach Schwebstaub (Englisch: *Total Suspended Particulates*) (TSP), Feinstaub (PM₁₀) und Feine Partikel (PM_{2.5}) und sind dargestellt in Tabelle 3.6.

Tab. 3.6.: Nicht verbrennungsbedingte Emissionsfaktoren des Schienenverkehrs in Abhängigkeit der Fahrleistung in Anlehnung an Pregger und Friedrich [32].

	TSP	PM ₁₀	PM _{2.5}
	in g/km	in g/km	in g/km
Bremsen	6,03	1,9296	0,9045
Räder	0,63	0,3150	0,0750
Schiene	2,75	1,3750	0,4125
Fahrleitung	0,08	0,0800	0,0120
Gesamt	9,49	3,6996	1,4040

Abkürzungen: Schwebstaub (Englisch: *Total Suspended Particulates*) (TSP).

Das Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) des Freistaats Sachsen [163] hat hingegen basierend auf Löchter [164] und Heldstab et al. [33] die Abriebsemissionsfaktoren für PM10 und PM2.5 differenziert nach Schienenpersonennahverkehr, Schienenpersonenfernverkehr und Schienengüterverkehr berechnet. Diese sind in Tabelle 3.7 aufgeführt. Hierfür wurden die PM10-Emissionsfaktoren direkt aus Löchter [164] übernommen (vgl. Tabelle 3.7, Spalte PM10) und mit dem Anteil von PM2.5 an PM10 aus Heldstab et al. [33] kombiniert. Die Anteile von PM10 und PM2.5 am gesamten Abrieb nach Heldstab et al. [33] sind in Tabelle 3.8 dargestellt. Die Faktoren nach LfULG [163] weichen von jenen nach Pregger und Friedrich [32] ab, stammen aber auch aus dem Jahr 2007 im Vergleich zu jenen nach Pregger und Friedrich [32] aus dem Jahr 2003 (vgl. Tabelle 3.6). Deshalb sind die Faktoren nach Heldstab et al. [33] aus 2007 zu bevorzugen. Die PM10-Emissionsfaktoren wurden von Löchter [164] aus den absoluten Emissionen von Schienenpersonennahverkehr, Schienenpersonenfernverkehr und Schienengüterverkehr der DB AG im Jahr 2006 berechnet. Diese sind, unterteilt nach Bremsabrieb, Radabrieb, Schienenabrieb und Fahrleitungsabrieb, in Tabelle 3.9 aufgeführt.

Tab. 3.7.: Nicht verbrennungsbedingte Emissionsfaktoren des Schienenverkehrs nach LfULG [163] basierend auf Löchter [164] und Heldstab et al. [33].

Verkehrsart	PM10 in g/km	PM2.5 in g/km
Schienengüterverkehr	23,1	3,22
Schienenpersonennahverkehr	3,1	0,37
Schienenpersonenfernverkehr	8,6	0,95

Tab. 3.8.: Anteile von PM10 und PM2.5 am totalen Abrieb TSP nach Heldstab et al. [33].

	TSP in %	PM10 in %	PM2.5 in %
Bremsen	100 %	15 %	20 %
Räder	100 %	90 %	10 %
Schiene	100 %	90 %	10 %
Fahrleitung	100 %	100 %	20 %

Abkürzungen: Schwebstaub (Englisch: *Total Suspended Particulates*) (TSP).

Tab. 3.9.: Gesamte Abriebspartikel von Schienenpersonennahverkehr (SPNV), Schienenpersonenfernverkehr (SPFV) und Schienengüterverkehr (SGV) der Deutsche Bahn AG im Jahr 2006 differenziert nach Bremsabrieb, Radabrieb, Schienenabrieb und Fahrleitungsabrieb in t nach Löchter [164].

	SGV in t	SPNV in t	SPFV in t
Bremsen	9869	1989	651
Räder	796	446	324
Schiene	1772	994	721
Fahrleitung	18	38	16

Orthofer [165] hat Emissionsfaktoren für 11 Zugklassen berechnet und diese auf einen Standardpersonenzug referenziert. Ein Standardpersonenzug ist dabei ein Personen-Reisezug mit einer Kombibremse und einer Zuglänge von 200 m. Die Zugklasse U-Bahn berücksichtigt U-Bahnen mit einer Zuglänge von 110 m, während die Zugklasse Straßenbahn Bahnen mit 30 m Länge berücksichtigt. Stadtbahnen werden nicht berücksichtigt¹⁰. Die Emissionen werden differenziert nach Bremsa-

¹⁰Unterschiede von U-Bahnen, Straßenbahnen und Stadtbahnen wurden in Unterabschnitt 2.5.1, (S.18) erläutert.

trieb, Radabtrieb, Schienenabtrieb und Fahrleitungsabtrieb angegeben. Nach Orthofer [165] haben U-Bahnen keinen Fahrdrahtabtrieb, Rad- und Schienenabtrieb entsprechen dem Abtrieb von Standard-Personenzügen mit einer Längenkorrektur von 50 % und der Bremsabtrieb entspricht 25 % des Abtriebes von Standard-Personenzügen. Straßenbahnen haben nach Orthofer [165] hingegen den gleichen Fahrdrahtabtrieb wie Standardpersonenzüge, einen Radabtrieb wie Standardpersonenzüge mit einer Längenkorrektur von 15 %, einen Bremsabtrieb von 75 % im Bezug auf Standardpersonenzüge und einen Schienenabtrieb von 150 %. Die erläuterten Werte für U-Bahnen und Straßenbahnen nach Orthofer [165] im Bezug auf den Standardpersonenzug sind in Tabelle 3.10 dargestellt.

Tab. 3.10.: Abtriebsemissionen für Bremsen, Räder, Schiene und Fahrleitung von U-Bahn und Straßenbahn referenziert auf Standardpersonenzüge nach Orthofer [165].

	Anteil U-Bahn	Anteil Straßenbahn
Bremsen	25 %	75 %
Räder	50 %	15 %
Schiene	50 %	150 %
Fahrleitung	0 %	100 %

Fazit

In diesem Abschnitt wurden die Faktoren für verbrennungsbedingte und abriebsbedingte Emissionen erläutert. Für die verbrennungsbedingten Emissionen liegen in der Literatur differenzierte Emissionsfaktoren für die in NRW teilweise nicht elektrifizierten Züge des Schienenpersonennahverkehrs und Schienengüterverkehr vor. Bezüglich der abriebsbedingten Emissionen sind in der Literatur unterschiedliche Referenzen vorhanden. Nach Löchter [164] hängt der Abrieb im Schienenverkehr von Geschwindigkeit, Bremshäufigkeit, Fahrzeugmasse und Bremstyp ab. Des Weiteren werden im Personenverkehr vermehrt Scheibenbremsen verwendet, während im Güterverkehr Klotzbremsen verwendet werden. Beide Bremssysteme werden parallel zur verschleißfreien Bremse eingesetzt (vgl. auch Anhang A.1, S.262). In Folge dieser Unterschiede und der erläuterten Unterschiede bei den Abriebsemissionen der verschiedenen Zugklassen in der Literatur (vgl. Tabelle 3.7 und Tabelle 3.10) wurden in der vorliegenden Arbeit keine gemittelten Emissionsfaktoren für den Abrieb des gesamten Schienenverkehrs verwendet. Stattdessen wurden differenzierte Emissionsfaktoren für Schienenpersonennahverkehr, Schienenpersonenfernverkehr, Schienengüterverkehr und U-Bahn/Straßenbahnen verwendet. Das Vorgehen wird in Unterabschnitt 4.4.2 (S.119) beschrieben.

3.5. Flugverkehr

In diesem Abschnitt wird die zur Modellierung des Flugverkehrs notwendige Literatur diskutiert. Zunächst werden die Flughäfen im Modellgebiet NRW beschrieben. Anschließend erfolgt eine Erläuterung der unterschiedlichen Datenquellen zur Ermittlung von *Landing and Take Off* Zyklen (LTO). Im dritten und vierten Unterabschnitt werden Methoden zur Berechnung von Emissionen und Emissionsfaktoren vorgestellt. Abschließend werden sonstige zur Modellierung notwendige Daten beschrieben.

3.5.1. Flughäfen

Abbildung 3.7 zeigt alle 51 Flughäfen in NRW differenziert nach Hauptflughäfen und sonstigen Flughäfen. Die Begriffe Hauptflughäfen und sonstige Flughäfen beschreiben den Genauigkeitsgrad der Modellierung in dieser Arbeit. Die Hauptflughäfen wurden in dieser Arbeit als Linienquellen mit ihren An- und Abflugschneisen modelliert, während die sonstigen Flughäfen lediglich als Punktquellen modelliert wurden. Des Weiteren ist die Flotte an den Hauptflughäfen differenziert nach

Flugzeugtypen, während jene an den sonstigen Flughäfen nur nach Flugzeugklassen differenziert ist. Die Hauptflughäfen wurden anhand der vorhandenen Datenlage, das heißt der verfügbaren Flugpläne, ausgewählt. Für die sonstigen Flughäfen waren zum Zeitpunkt der Bearbeitung keine Flugpläne verfügbar, weshalb diese über statistische Daten modelliert wurden. Die notwendigen Daten werden im folgenden Abschnitt 3.5.2 erläutert. Datengrundlage der geographischen Modellierung war ein Datensatz vom Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG) [100], in welchem die geographischen Daten zu Flughäfen, Flughafengebäuden sowie Lande- und Startbahnen enthalten sind.

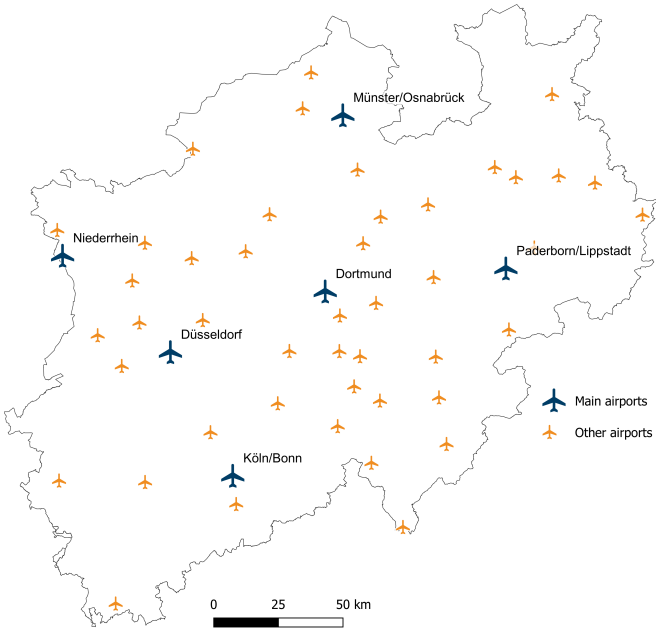


Abb. 3.7.: Hauptflughäfen (*main airports*) und sonstige Flughäfen (*other airports*) in NRW. Eigene Darstellung basierend auf BKG [100].

Für die An- und Abflugschneisen sind keine georeferenzierten Daten in der Literatur verfügbar. Die An- und Abflugschneisen sind für drei der sechs Hauptflughäfen ausschließlich als grafische Darstellungen vorhanden. Die Quellen der grafischen Darstellungen der An- und Abflugschneisen der Hauptflughäfen sind in Tabelle 3.11 zusammengefasst. Zum Zeitpunkt der Arbeit waren keine geeigneten Daten zur Modellierung der Flugrouten der Flughäfen Niederrhein, Münster/Osnabrück und Paderborn/Lippstadt bekannt, weshalb im Kapitel 4 geeignete Annahmen getroffen werden.

Tab. 3.11.: Quellen zur grafischen Darstellung der An- und Abflugschneisen der Flughäfen Düsseldorf, Köln/Bonn und Dortmund.

Flughafen	Quelle
Düsseldorf	Düsseldorf Airport [166]
Köln/Bonn	Köln Bonn Airport [167]
Dortmund	Deutscher Fluglärmdienst e.V. [168]

3.5.2. LTO-Zyklus

Neben der Verkehrsleistung als Kennzahl, werden die Betriebsphasen von Flugzeugen unter 3.000 Fuß in *Landing and Take Off* Zyklen (LTO) angegeben. Ein *Landing and Take Off* Zyklus entspricht dabei einem vollständigen Start- und Landezyklus mit den Phasen Start, Steigflug, Anflug und Rangieren. Der *Landing and Take Off* Zyklus wird im Rahmen der Emissionsberechnung in 3.5.3 noch im Detail beschrieben.

In Unterabschnitt 3.5.1 wurden Hauptflughäfen und sonstige Flughäfen bereits nach der Verfügbarkeit von Daten definiert. Die Flugpläne der Hauptflughäfen sind über die Internetpräsenz des jeweiligen Flughafens abrufbar. Zum Zeitpunkt der Bearbeitung waren die Daten für das Referenzjahr 2018 nicht verfügbar, weshalb die zur Verfügung stehenden neueren Flugpläne genutzt wurden. Teilweise unterscheiden sich die Flugpläne in Zeitraum und in der Angabe des Flugzeugtyps der jeweiligen Fluglinie. Die Quellen und Zeiträume der Hauptflughäfen sind in Tabelle 3.12 zusammengefasst.

Tab. 3.12.: Flugpläne der Hauptflughäfen in NRW.

Flughafen	Beschreibung	Quelle	Zeitraum
Köln/Bonn	Ohne Flugzeugtyp	[169]	2020
Dortmund	Mit Flugzeugtyp	[170]	01.03.20 – 30.11.20
Düsseldorf	Mit Flugzeugtyp	[171]	27.10.2019 – 28.03.2020
Münster/ Osnabrück	Mit Flugzeugtyp	[172]	03.2019 - 24.10.2020
Niederrhein	Ohne Flugzeugtyp	[173]	27.10.2019 – 10.2020
Paderborn/ Lippstadt	Ohne Flugzeugtyp	[174]	10.2019- 10.2020

Über die Flugpläne der Flughäfen können Flugzeugtyp und die Anzahl der Starts- und Landungen ermittelt werden. Ausnahmen bilden hier die Flughäfen Köln/Bonn, Niederrhein und Paderborn/Lippstadt. In den jeweiligen Flugplänen sind keine Flugzeugtypen enthalten. Über die vorhandenen Flugnummern können mit Hilfe der Internetseiten Flightpedia [175], Aviability [176], FlightAware [177] und Mucspotter [178] die Flugzeugtypen ermittelt werden.

In der Veröffentlichung *Luftverkehr auf allen Flugplätzen* [72] berichtet das Statistische Bundesamt jährlich über den gewerblichen und nicht gewerblichen Flugverkehr auf alle Flughäfen basierend auf dem Verkehrsstatistikgesetz. Die Statistik erfasst die gesamte zivile Luftfahrt mit Flugzeugen, Helikoptern, Luftschiffen, Motorseglern und Heißluftballons. Frachtverkehr und Personenverkehr werden differenziert erfasst. Die Statistik unterscheidet zwischen Hauptverkehrsflughäfen und sonstigen Flughäfen. Hauptverkehrsflughäfen sind definiert als Flughäfen, welche im vergangenen Berichtsjahr mehr als 150 Tausend (Tsd.) Passagieren transportiert haben [72]. Der gewerbliche Verkehr umfasst dabei Flugzeuge der Startgewichtsklassen bis 2 t, 2-5,7 t, 5,7-14 t, 14-20 t und >20 t, Helikopter und Luftschiffe, während der nicht-gewerbliche Verkehr Luftfahrzeuge der Startgewichtsklassen bis 2 t einmotorig, bis 2 t zweimotorig, 2-5,7 t, >5,7 t, Luftschiffe, Helikopter, bemannte Ballone, Segelflugzeuge, Motorsegler und Ultraleichtflugzeuge umfasst [72]. Die Starts und Landungen der unterschiedlichen Flugzeugklassen werden differenziert für die verschiedenen Flughäfen erfasst.

3.5.3. Emissionsberechnung

Zur Berechnung von Flugzeugemissionen existieren in der Literatur unterschiedliche Modelle und Methoden. Im Folgenden werden ausgewählte Modelle erläutert. Diese werden zum Teil vom IFEU und der ICAO zur Berechnung der Flugverkehrs-Emissionen verwendet.

TREMODO-AV: In dem vom IFEU entwickelten Emissionsmodell TREMOD (vgl. Abschnitt 3.1, S.23) werden die Emissionen des Luftverkehrs nach dem Standortprinzip¹¹ berechnet. In TREMOD wird der Flugverkehr in den nationalen Flugverkehr¹² und den internationalen, abgehenden, grenzüberschreitenden Flugverkehr unterteilt. Des Weiteren wird zwischen Passagier- und Frachtverkehr differenziert. Die Emissionen des Flugverkehrs werden im TREMOD Modell differenziert nach Flugzeugtypen, Entfernungsklassen und Flugphasen (*Landing and Take Off* Zyklus und *climb, cruise, descend*) berechnet. Durch die Zuordnung zu Entfernungsklassen können sowohl die Flugzeugkilometer als auch die Passagier- und Tonnenkilometer berechnet werden. Die Berechnungen in TREMOD basieren auf vom Statistischen Bundesamt zur Verfügung gestellten Flugbewegungen. Wichtigste Grundlage der TREMOD-Berechnung sind die in der Datenbank des *European Monitoring and Evaluation Programme* (EMEP) von der Europäischen Umweltagentur enthaltenen Emissionsfaktoren nach Flugzeugtypen sowie die *Landing and Take Off* Zyklus-Werte aus der Datenbank des *Intergovernmental Panel on Climate Change* (Deutsch: Zwischenstaatlicher Ausschuss für Klimaänderungen) (IPCC). [65] Nicht vorhandene Emissionsfaktoren werden in TREMOD mit Hilfe von Datenbanken von beispielsweise dem Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt ergänzt [179]. Der Flugverkehr im TREMOD-Modell wird in der Modellerweiterung TREMOD-AV abgebildet. Das TREMOD-Modell wiederum enthält zusammenfassende Ergebnisse des Flugverkehrs aus TREMOD-AV. Basierend auf diesen Ergebnissen wurden die Daten des Emissionsberichts erstellt und das Flugverkehrsszenario in TREMOD berechnet. Tabelle 3.13 zeigt die drei verschiedenen Genauigkeitsniveaus für die Berechnung der Emissionen des Flugverkehrs nach Winther und Rypdal [180]. Unter diesen drei Methoden ist die Tier 3-Methode die genaueste.

Tab. 3.13.: Unterschiedliche Genauigkeitsniveaus für die Berechnung von Emissionen des Flugverkehrs nach Winther und Rypdal [180].

	Daten	Differenzierung
Tier 1	Kraftstoffabsatz unterteilt in nationalen und internationalen Verkehr. Anzahl Starts (LTO) für nationalen und internationalen Verkehr.	Durchschnittlicher Flottenmix, e.g. durchschnittliche Emissionsfaktoren für LTO und CCD.
Tier 2	Kraftstoffabsatz unterteilt in nationalen und internationalen Verkehr (identisch zu Tier 1). Anzahl Starts (LTO) unterteilt in nationalen und internationalen Verkehr nach Flugzeugtypen.	Flugzeugspezifische Emissionsfaktoren für LTO und CCD.
Tier 3	Informationen über Flugzeugtypen und Flugstrecken unterteilt in nationalen und internationalen Verkehr.	Flugzeugtyp-spezifische Emissionsfaktoren

Abkürzungen: LTO: *Landing and Take Off* Zyklus, CCD: *climb, cruise, descend*.

Die Berechnung in TREMOD-AV erfolgt für drei unterschiedliche Kennzahlensätze. Zu Gruppe 1 gehören der Kraftstoffverbrauch und die direkt aus diesem abzuleitende Emissionen wie beispielsweise CO₂. Zu Gruppe 2 gehören die Abgasemissionen NO_x, NMVOC und CO, welche teilweise differenziert nach Flugzeugtypen und Flugzyklen vorliegen. Zu Gruppe 3 hingegen gehören die weiteren Abgasemissionen PM, N₂O, Ammoniak (NH₃) und Methan (CH₄). Kraftstoffverbrauch und

¹¹Das **Standortprinzip** wird im Luftverkehr verwendet und stellt den Verkehrsaufwand der aus dem Inland abgehenden Flüge dar. Dabei wird die gesamte Verkehrsleistung bis zur ersten Landung dem Land zugeschrieben, in welchem das Flugzeug gestartet ist, unabhängig davon wie viel der Verkehrsleistung tatsächlich auf oder über dem Gebiet des Landes erbracht wurde.

¹²Verkehr zwischen nationalen Flughäfen.

kraftstoffverbrauchsabhängige Emissionen (Gruppe 1) für gewerblich genutzte Flugzeuge, welche mit Kerosin und Flugbenzin betrieben werden, können grundsätzlich mit einer Tier 3 Genauigkeit berechnet werden (vgl. Tabelle 3.13). Das gleiche gilt für Emissionen der Gruppe 2. Die Emissionen der Gruppen 1 und 2 für flugbenzinbetriebene nicht gewerblich genutzte Flugzeuge auf allen Flughäfen und gewerblich genutzten Flugzeugen auf sonstigen Flughäfen werden mit einer Tier 1 Genauigkeit in TREMOD-AV berechnet. Emissionen der Gruppe 2, zu welchen auch verbrennungsbedingte PM Emissionen zählen, werden grundsätzlich mit mittleren Emissionsfaktoren und einer Tier 1 Genauigkeit in TREMOD-AV berechnet. Die Emissionsfaktoren für die Emissionen der Gruppe 2 werden in TREMOD-AV, so weit verfügbar, aus der Datenbank von Winther und Rypdal [180] übernommen. Für Motorflugzeuge mit Propellerantrieb, Drehflügler und sonstige Flugzeuge werden in TREMOD-AV Emissionsfaktoren nach Rindlisbacher [181] übernommen, wobei für alle in TREMOD-AV definierten Propellerflugzeuge mit Kolbenmotor jene Emissionsfaktoren nach Rindlisbacher [181] für das zweimotorige Hochleistungsflugzeug übernommen wurden. [179] Die Emissionsfaktoren nach Rindlisbacher [181] sind in Tabelle 3.14 aufgeführt. Die kraftstoffabhängigen Emissionsfaktoren (Gruppe 1) sowie die Emissionsfaktoren der Gruppe 3 wurden für die Berechnung in TREMOD-AV aus dem Inventarpool des Ökoinstituts übernommen [179].

Tab. 3.14.: *Landing and Take Off* Zyklus (LTO)-spezifische Emissionsfaktoren für Motorflugzeuge mit Propellerantrieb und Drehflügler nach Rindlisbacher [181].

Typ	Kraftstoff in kg/LTO	HC	CO	NO _x	PM
		in g/LTO			
Ultraleichtflugzeug mit Viertakt-Verbrennungsmotor	1,4	47	940	33	2,00
Einmotoriges Schulflugzeug mit Kolbenmotor (150 PS)	3,2	47	2397	28	0,17
Einmotoriger Viersitzer mit Kolbenmotor (180 PS)	3,9	71	3930	12	0,20
Einmotoriges Hochleistungsflugzeug mit Kolbenmotor (300 PS)	7,5	174	7327	24	0,39
Zweimotoriges Hochleistungsflugzeug mit Kolbenmotor (2 x 325 PS)	21,6	244	19330	46	1,12

LANUV: Das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) hat mit dem Online-Emissionskataster Luft NRW einen Online-Dienst zum Abruf grafischer Darstellungen der Emissionsdichten unterschiedlicher Emissionen in NRW entwickelt [182]. Der Online-Emissionskataster Luft NRW wurde in Abschnitt 3.1 (S.23) bereits erläutert.

ICAO Standard LTO cycle method: Bodennahe Emissionen können nach der *Standard LTO cycle method* der ICAO berechnet werden. Der Referenzzyklus *Landing and Take Off* Zyklus (LTO) der ICAO ist dabei ein vereinfachter Betriebszyklus, für welchen angenommen wird, dass das Flugzeug zunächst die Startleistung beibehält und am Ende der Startphase abrupt in die Steigleistung wechselt. Diese Leistung wird bis zu 915 m (3000 Fuß) beibehalten. Der *Landing and Take Off* Zyklus wurde als Referenzzyklus für den Technologievergleich entwickelt [183]. Nach ICAO [183] können Schadstoffe, die unterhalb der der Bereichsgrenze von 915 m emittiert werden, potenziell Auswirkungen auf die lokalen Luftqualitätskonzentrationen haben, wobei die näher am Boden emittierten Schadstoffe anderer Emissionsquellen möglicherweise größere Auswirkungen auf die Konzentrationen in Bodennähe haben. Der *Landing and Take Off* Zyklus nach ICAO besteht aus den vier Phasen Start (Englisch: *Take off*), Steigflug (Englisch: *Climb*), Anflug (Englisch: *Approach*) und Rangieren (Englisch: *Taxi/idle*), wobei die Phasen Start und Steigflug dem Startvorgang und Anflug und Rangieren dem Landevorgang zugeordnet sind. Die beiden Phasen Start und Rangieren finden mit Bodenkontakt statt, während die beiden anderen nach dem Abheben bzw. vor dem Bodenkontakt bei der Landung stattfinden. Basierend auf statistischen Daten ist die Zeit in jeder Flugphase an-

gegeben [183]. Die Zeit der unterschiedlichen Phasen sowie der Anteil an der Nennschubkraft nach ICAO [183] sind in Tabelle 3.15 zusammengefasst.

Tab. 3.15.: Zeit der verschiedenen von der Internationalen Zivilluftfahrtorganisation definierten *Landing and Take Off* Zyklus-Phasen und Anteil an der Nennschubkraft nach ICAO [183].

Betriebsphase	Zeit in Flugphase in Minuten	Anteil an Nennschubkraft
Anflug (<i>Approach</i>)	4,0	30 %
Rangieren (<i>Taxi and ground idle</i>)	26,0	7 %
Start (<i>Take off</i>)	0,7	100 %
Steigflug (<i>Climb</i>)	2,2	85 %

Neben den Zeiten der jeweiligen Phasen sind für die Phasen keine Distanzen angegeben. Nach der Arbeitsgemeinschaft deutscher Flughäfen [184] betragen die Distanzen unterhalb des Grenzbereichs des *Landing and Take Off* Zyklus circa 20 km bei der Landung und 7 km beim Start.

Die ICAO Emissionsstandards für Flugzeuge decken die CO-, HC-, NO_x- und Rauch-Emissionen ab (vgl. Unterabschnitt 2.6.3, S.20). Sie gelten für Unterschall-, Überschall-, Strahl- und Turbofan-Triebwerke mit einer Nennschubkraft über 26,7 kN. Ausgeschlossen sind damit kleinere Turboprop-Triebwerke, Kolbenmotoren, Wellentriebwerke und Hilfstriebwerke aufgrund der sehr großen Anzahl von Modellen, der unwirtschaftlichen Kosten für die Einhaltung der Vorschriften und des geringen Treibstoffverbrauchs im Vergleich zu großen Verkehrsflugzeugen [183]. Die Emissionsfaktoren der ICAO für CO-, HC-, NO_x-Emissionen in g/kg und der damit verbundene Treibstoffdurchsatz in kg/s sind für die vier Referenzflugphasen in der *ICAO engine emissions database* (EEDB) differenziert für alle zertifizierten Triebwerke enthalten.

Die ICAO gibt zwei Ansätze zur Berechnung der CO-, HC-, NO_x-Emissionen vor. Der erste einfachere Ansatz vernachlässigt die unterschiedlichen Flugphasen (vgl. Tabelle 3.15) und ist in Gleichung 3.16 dargestellt. Hierbei ist $EM_{p,i}$ die emittierte Masse eines Schadstoffs des Typs p und des Flugzeugtyps i , LTO_i die Anzahl der Starts und $\epsilon_{p,i}$ der Emissionsfaktor für den Flugzeugtyp i und den Schadstoff p spezifisch pro LTO-Zyklus. Die entsprechenden Emissionsfaktoren sind über ICAO [183] verfügbar. Für diesen Ansatz liegen Emissionsfaktoren für die Schadstoffe CO, HC, NO_x sowie für CO₂ vor.

$$EM_{p,i} = LTO_i \cdot \epsilon_{p,i} \quad (3.16)$$

Beim zweiten genaueren Ansatz werden zusätzlich noch die unterschiedlichen Flugphasen eines *Landing and Take Off* Zyklus und die Zeit in der jeweiligen Phase berücksichtigt. Gleichung 3.17 zeigt den zweiten Ansatz, wobei $EM_{p,i}$ die Masse der Emissionen in g des Flugzeugtyps i , $t_{i,k}$ die Zeit in Phase k in s, $\dot{m}_{Kr,i,k}$ der Massenstrom des Treibstoffs in g/s pro Triebwerk, $\epsilon_{p,i,k}$ der Emissionsfaktor des Schadstoffs p und des Flugzeugtyps i in Phase k pro Triebwerk und $N_{Triebwerke,i}$ die Anzahl der Triebwerke des Flugzeugtyps ist. Die entsprechenden Emissionsfaktoren sind, wie beim ersten Ansatz, über ICAO [183] verfügbar.

$$EM_{p,i} = t_{i,k} \cdot \dot{m}_{Kr,i,k} \cdot \epsilon_{p,i,k} \cdot N_{Triebwerke,i} \quad (3.17)$$

Wie in Unterabschnitt 2.6.3 erläutert, existiert bisher keine Richtlinie für PM-Emissionen des Flugverkehrs, weshalb auch keine Emissionsfaktoren für die oben erläuterten Gleichungen entwickelt wurden [183]. Die CAEP hat alternativ die vorläufige *First order approximation V3.0* (FOM) Methode zur Abschätzung von PM Emissionen in der Umgebung von Flughäfen entwickelt [183]. Über die FOM Methode können flüchtige PM-Emissionen, welche aus den organischen Bestandteilen und

dem Schwefelgehalt des Treibstoffs entstehen und nicht flüchtige PM-Emissionen über das Verhältnis von Rauchzahl zur nicht flüchtigen PM-Masse berechnet werden [183]. Die Summe der drei Quellen Rauchzahl ($\epsilon_{non-vol}$), Schwefelgehalt des Kraftstoffs ($\epsilon_{vol-FSC}$) und organische Kraftstoffbestandteile ($\epsilon_{vol-org}$) ergibt über Gleichung 3.18 den PM-Emissionsfaktor mit der Einheit mg/kg spezifisch für jede *Landing and Take Off* Zyklus-Phase.

$$\epsilon_{PM,ges} = \epsilon_{PM,non-vol} + \epsilon_{PM,vol-FSC} + \epsilon_{PM,vol-org} \quad (3.18)$$

Die spezifischen Emissionsfaktoren der drei Komponenten nicht flüchtige-, flüchtige schwefel- und flüchtige organische-PM-Emissionen werden jeweils separat berechnet und im folgenden im Detail erläutert. Der Emissionsfaktor der nicht flüchtigen-PM-Emissionen $\epsilon_{PM,non-vol}$ wird über Gleichung 3.19 berechnet, wobei $\dot{V}_{Abgas}$ der Abgas Volumenstrom in m³/kg und CI der Kohlenstoffindex in mg/m³ ist.

$$\epsilon_{PM,non-vol} = \dot{V}_{Abgas} \cdot CI \quad (3.19)$$

Der Kohlenstoffindex CI wird in Abhängigkeit der Rauchzahl SN über Gleichung 3.20 berechnet.

$$CI = \begin{cases} 0,0297 \cdot SN^2 - 1,803 \cdot SN + 31,94 & \text{falls } SN > 30 \\ 0,06949 \cdot SN^{1,234} & \text{falls } SN \leq 30 \end{cases} \quad (3.20)$$

Der Abgasvolumenstrom hängt vom Luft-Treibstoff-Verhältnis (Englisch: *Air-to-Fuel Ratio*) (AFR) und dem Nebenstromverhältnis (Englisch: *Bypass Ratio*) (BFR) ab und wird über Gleichung 3.21 berechnet.

$$\dot{V}_{Abgas} = 0,7769 \cdot AFR \cdot (1 + BFR) + 0,877 \quad (3.21)$$

Für das Luft-Treibstoff-Verhältnis sind nur durchschnittliche Flottenwerte in ICAO [183] vorhanden. Diese sind in Tabelle 3.16 aufgeführt.

In der EEDB der ICAO fehlen teilweise Rauchzahlen. Diese werden über die Methodik nach ICAO [183] über einen Skalierungsfaktor vereinfacht berechnet. Dieser Skalierungsfaktor stellt das Verhältnis zwischen maximaler Rauchzahl und der Rauchzahl einer Flugphase dar. Das heißt, sobald die Rauchzahl für eine Flugphase vorhanden ist, kann diese über den Skalierungsfaktor für die anderen Flugphasen berechnet werden. Manchmal fehlen die vom Hersteller angegebenen Rauchzahlen in der EEDB auch vollständig. Dies führt zu einem $EM_{PM,non-vol}$ Wert von null.

Der Emissionsfaktor $\epsilon_{PM,vol-FSC}$ der flüchtigen Schwefel-PM-Emissionen wird über Gleichung 3.22 berechnet, wobei FSC der Schwefelgehalt in %, η der Schwefel-Umwandlungswirkungsgrad in %, MW_{out} die molare Masse des Schwefelrests in kg/mol und $MW_{Schwefel}$ die molare Masse von Schwefel in kg/mol ist.

Tab. 3.16.: Luft-Treibstoff-Verhältnis (Englisch: *Air-to-Fuel Ratio*) (AFR) nach ICAO [183].

Betriebsphase	Nennschubkraft	AFR
Anflug (<i>Approach</i>)	30 %	83
Rangieren (<i>Idle</i>)	7 %	106
Start (<i>Take-off</i>)	100 %	45
Steigflug (<i>Climb-out</i>)	85 %	51

$$\epsilon_{PM,vol-FSC} = 10^6 \cdot \left[\frac{FSC \cdot \eta \cdot MW_{out}}{MW_{Schwefel}} \right] \quad (3.22)$$

Der Schwefelgehalt unterschiedlicher Kerosin Chargen kann sehr stark variieren, weshalb dieser als Parameter in der Methodik nach ICAO [183] aufgenommen wurde. Typische Schwefelgehalte variieren nach CRC [185] zwischen 0,005 und 0,068 wt.%. Der globale Durchschnitt beträgt 0,03 wt.% [186]. Die ICAO [183] empfiehlt einen konservativen Wert von 0,068 wt.% anzunehmen. Die molare Masse des Schwefelrests MW_{out} ist 96 kg/mol und jene des Schwefels $MW_{Schwefel}$ 32 kg/mol [183]. Nach ICAO [183] wird für η basierend auf dem *Aircraft Particle Emissions Experiment 1* (APEX 1) der Nationalen Aeronautik- und Raumfahrtbehörde (NASA) [187] ein mittlerer Wert von 2,4 wt.% angenommen. Literaturwerte liegen nach Katragkou et al. [188] im Bereich 0,5 bis 3,5 wt.%.

Der Emissionsfaktor $\epsilon_{PM,vol-org}$ für die flüchtigen PM-Emissionen aus dem organischen Anteil des Kraftstoffs wird über Gleichung 3.23 berechnet, wobei $\epsilon_{HC,CFM56}$ der Emissionsfaktor für HC in der ICAO EEDB Datenbank für den Motortyp CFM56-2-C5, $\epsilon_{PM,orgCFM56}$ der Emissionsfaktor der ICAO für flüchtige organische Verbindungen basierend auf dem APEX 1 der NASA [187] und $\epsilon_{HC,e}$ der Emissionsfaktor für HC des Motors e ist. Das Verhältnis $\frac{\epsilon_{PM,orgCFM56}}{\epsilon_{HC,CFM56}}$ kann alternativ, da es konstant ist, auch über δ ausgedrückt werden. Die Emissionen des Motors e werden also über Referenzmessungen für den Motor CFM56 vereinfacht berechnet. Die Referenzmessungen für die unterschiedlichen *Landing and Take Off* Zyklus Phasen und das entsprechende δ sind in Tabelle 3.17 dargestellt.

$$\epsilon_{PM,vol-org,e} = \frac{\epsilon_{PM,orgCFM56}}{\epsilon_{HC,CFM56}} \cdot \epsilon_{HC,e} = \delta \cdot \epsilon_{HC,e} \quad (3.23)$$

Dissertation Thomas Pregger: Die bisherigen vorgestellten Ansätze beinhalten ausschließlich verbrennungsbedingte Emissionen des Flugverkehrs. Zusätzlich entstehen durch Bremsen-, Fahrbahn- und Reifenabrieb weitere PM-Emissionen. Im Rahmen seiner Dissertation hat Pregger [43] Abriebs-Emissionsfaktoren für unter anderem den Flugverkehr entwickelt. Der spezifische Emissionsfaktor wird nach Pregger [43] über Gleichung 3.24 berechnet, wobei $\epsilon_{PM,Abrieb,d}$ der gesamte Abriebs-Emissionsfaktor für PM der Klasse d (2.5 oder 10), $\epsilon_{PM,Reifen}$, $\epsilon_{PM,Bremsen}$ und $\epsilon_{PM,Piste}$ die Emissionsfaktoren für Reifen-, Bremsen- und Pistenabrieb und φ die jeweiligen Anteile von PM10 und PM2.5 am gesamten Abrieb sind. Die Faktoren nach Pregger [43] sind in Tabelle 3.18 dargestellt. Diese sind weder Flugzeugtyp-, noch *Landing and Take Off* Zyklus-phasenspezifisch und werden außerdem nur am Boden verursacht, das heißt in den Phasen Rangieren und Start.

$$\epsilon_{PM,Abrieb,d} = \epsilon_{PM,Reifen} \cdot \varphi_{Reifen,d} + \epsilon_{PM,Bremsen} \cdot \varphi_{Bremsen,d} + \epsilon_{PM,Piste} \cdot \varphi_{Piste,d} \quad (3.24)$$

Tab. 3.17.: Emissionsfaktoren für PM-Emissionen aus flüchtigen organischen Kraftstoffkomponenten des Motors CFM56 und die Konstante δ , welche das Verhältnis vom PM- zum HC-Emissionsfaktor beschreibt, nach ICAO [183].

LTO Phase	$\epsilon_{PM,orgCFM56}$ in mg / kg _{Treibstoff}	δ in mg _{PM} /g _{PM}
Anflug (<i>Approach</i>)	4,5	56,25
Rangieren (<i>Idle</i>)	11,3	6,17
Start (<i>Take-off</i>)	4,6	115,00
Steigflug (<i>Climb-out</i>)	3,8	76,00

Abkürzungen: *Landing and Take Off* Zyklus (LTO).

Tab. 3.18.: PM10- und PM2.5-Abriebs-Emissionsfaktoren des Flugverkehrs nach Pregger und Friedrich [32] und Pregger [43].

Quelle	ϵ_{PM} in kg/LTO	φ_{PM10}	$\varphi_{PM2.5}$
Reifen	0,13	30 %	2 %
Bremsen	0,00003	86 %	63 %
Piste	0,73	19 %	5 %

Abkürzungen: *Landing and Take Off* Zyklus (LTO).

Des Weiteren werden in Pregger [43] auch durchschnittliche kraftstoffspezifische Emissionsfaktoren für verbrennungsbedingte PM-Emissionen von zivilen Turbojet- und Turboprop-Flugzeugen, zivilen Hubschraubern, zivilen Kolbenmotorflugzeugen und dem militärischen Flugverkehr allgemein aufgeführt. Diese sind in Tabelle 3.19 aufgeführt. Da der Fokus der Arbeit von Thomas Pregger auf PM-Emissionen liegt, sind keine NO_x -Emissionsfaktoren vorhanden. Die PM-Emissionsfaktoren wurden bereits 2003 vor Veröffentlichung der Dissertation in Pregger und Friedrich [32] veröffentlicht.

Emissionsfaktoren Hubschrauber: Nach Knörr et al. [179] sind Emissionsdaten für Hubschrauber öffentlich kaum zugänglich und eine detaillierte Berechnungsmethodik ist nicht vorhanden. Rindlisbacher und Chabbey [189] haben 2009 eine eigene Berechnungsmethodik für Hubschrauber entwickelt und die Faktoren 2015 in einer zweiten Auflage überarbeitet. Grundlage der Emissionsfaktoren sind Abgasmessungen, Herstellerdaten und Betriebshandbücher von Helikoptern sowie Flugversuche. In der Veröffentlichung von Rindlisbacher und Chabbey [189] sind Emissionsfaktoren für unterschiedliche Hubschrauber Modelle als auch durchschnittliche Werte für die vier Klassen *Single Engine*, *Light Twin Engine*, *Heavy Twin Engine* und *Piston Engine* enthalten. Die durchschnittlichen Werte sind in Tabelle 3.20 dargestellt.

Fazit

Unter den hier erläuterten Methoden zur Emissionsberechnung ist jene der ICAO die genaueste. Der zweite Ansatz, welcher die vier Flugphasen des *Landing and Take Off* Zyklus berücksichtigt, ist dabei zu bevorzugen. Die FOM Methode der ICAO zur Berechnung von Abriebsemissionen ist wesentlich ungenauer als die Methoden zur Berechnung der verbrennungsbedingten Emissionen, aber die einzige in der Literatur vorhandene Methode. Zum Zeitpunkt der Bearbeitung der vorliegenden Arbeit war auch die Methode nach Pregger [43] die einzige Methode in der Literatur zur Berechnung von Abriebsemissionen des Flugverkehrs.

Tab. 3.19.: Kraftstoffspezifische PM-Emissionsfaktoren von zivilen Turbojet- und Turboprop-Flugzeugen, zivilen Hubschraubern, zivilen Kolbenmotorflugzeugen und dem militärischen Flugverkehr allgemein nach Pregger und Friedrich [32] und Pregger [43].

	ϵ_{PM} in kg/t _{Kraftstoff}
Turbojet zivil ^a	0,90
Turboprop zivil ^a	0,37
Hubschrauber zivil ^a	0,99
Kolbenmotoren zivil ^b	0,06
Flugverkehr Militär allgemein ^a	0,32

Anmerkung. ^a Kerosin, ^b Flugbenzin

Tab. 3.20.: Durchschnittliche PM- und NO_x-Emissionsfaktoren für Helikopter unterschiedlicher Klassen nach Rindlisbacher und Chabbey [189].

Klasse	Kraftstoffverbrauch in kg/LTO	PM in g/LTO	NO _x in g/LTO
<i>Single Engine</i> FOCA 2015	22,9	4,10	127,9
<i>Light Twin Engine</i> FOCA 2015	41,2	7,10	215,2
<i>Heavy Twin Engine</i> FOCA 2015	92,9	25,40	932,6
<i>Piston Engine</i> FOCA 2015	10,2	0,96	21,9

Abkürzungen: *Landing and Take Off* Zyklus (LTO).

3.5.4. Emissionsfaktoren

Die Datenbanken mit entsprechenden Emissionsfaktoren für die Berechnungsmethoden, welche in Unterabschnitt 3.5.3 erläutert wurden, wurden in den jeweiligen Abschnitten bereits erläutert und werden deshalb an dieser Stelle nicht noch einmal aufgeführt. Für alternative Kraftstoffe im Flugverkehr sind in der Literatur Reduktionen in den unterschiedlichen *Landing and Take Off* Zyklus-Phasen aufgeführt, welche im Folgenden für die Kraftstoffe *Hydroprocessed Fermented Sugars to Synthetic Isoparaffins* (HFS-SIP), HVO und Fischer-Tropsch-Kerosin erläutert werden. Die Referenz ist dabei immer 100 % konventionelles Kerosin (Jet A-1).

Abbildung 3.8 fasst die Emissionsreduktionen der alternativen Kraftstoffe im Bezug auf (a) PM- und (b) NO_x-Emissionen zusammen. Für den jeweiligen Kraftstoff ist immer die prozentuale Mischung mit Jet A-1 angegeben. Nach Wahl et al. [190] reduziert eine Kraftstoffmischung aus 50 % Fischer-Tropsch-Kerosin und 50 % Jet A-1 die PM-Emissionen um 40,1 %, 33,66 %, 60 % und 65,52 % in den *Landing and Take Off* Zyklus-Phasen Start (*Take-off*), Steigflug (*Climb*), Anflug (*Approach*) und Rangieren (*Idle*), während die NO_x-Emissionen um 8,52 %, 7,15 %, 7,36 % und 16,21 % reduziert werden. Bei Verwendung von 100 % Fischer-Tropsch-Kerosin werden die PM Emissionen nach Runchal et al. [191] um -62±4 % reduziert, wobei keine Angabe zur Reduktion in den unterschiedlichen *Landing and Take Off* Zyklus-Phasen vorhanden sind. Die NO_x-Emissionen sinken bei Verwendung von 100 % Fischer-Tropsch-Kerosin nach Lee et al. [192] um 2,63 %, 2,91 %, 7,36 % und 16,21 % in den *Landing and Take Off* Zyklus-Phasen Start, Steigflug, Anflug und Rangieren. Nach Blakey et al. [193] führt die Verwendung einer Mischung von 50 % HVO und 50 % Jet A-1 zu einer Reduktion der PM-Emissionen in der Start-Phase um 6,49 %, während diese in der Steigflug-Phase um 7,69 % gesteigert werden. Die NO_x-Emissionen hingegen werden bei Nutzung von 50 % HVO um 3,45 % und 11,44 % in der Steigflug- und Rangieren-Phase reduziert, während diese um 4,35 % und 0,78 % in der Start- und in der Anflug-Phase steigen. Bei Verwendung von 20 % HFS-SIP und 80 % Jet A-1 sinken die NO_x-Emissionen nach Zschocke et al. [194] um 3,81-13,29 %, während die PM-Emissionen um 9,56-26,23 % reduziert werden. Die Reduktionen von CO-Emissionen sind der Vollständigkeit halber im Anhang in Abschnitt A.2 in Tabelle A.12 (S.280) aufgeführt.

3.5.5. Sonstige Daten

Für die Berechnung der zukünftigen Emissionen ist neben der Verkehrsleistungsentwicklung, welche in Abschnitt 3.7 noch im Detail vorgestellt wird, die Effizienzentwicklung des Flugverkehrs notwendig. Nach Bopst et al. [195] verbessert sich die Effizienz von Flugzeugen von 2010 bis 2020 um insgesamt 0,9 %/a und von 2020 bis 2030 um 1,4 %/a. Diese Effizienzsteigerung ist unterteilt in eine Steigerung von 0,76 %/a durch die Verbesserung der technischen Effizienz, 1,6 %/a durch die Verbesserung der Nutzlast durch beispielsweise einer höheren Anzahl an Sitzplätzen, 0,1 %/a durch Optimierungen des Luftraummanagements und 0,15 %/a durch längere Transportstrecken in der

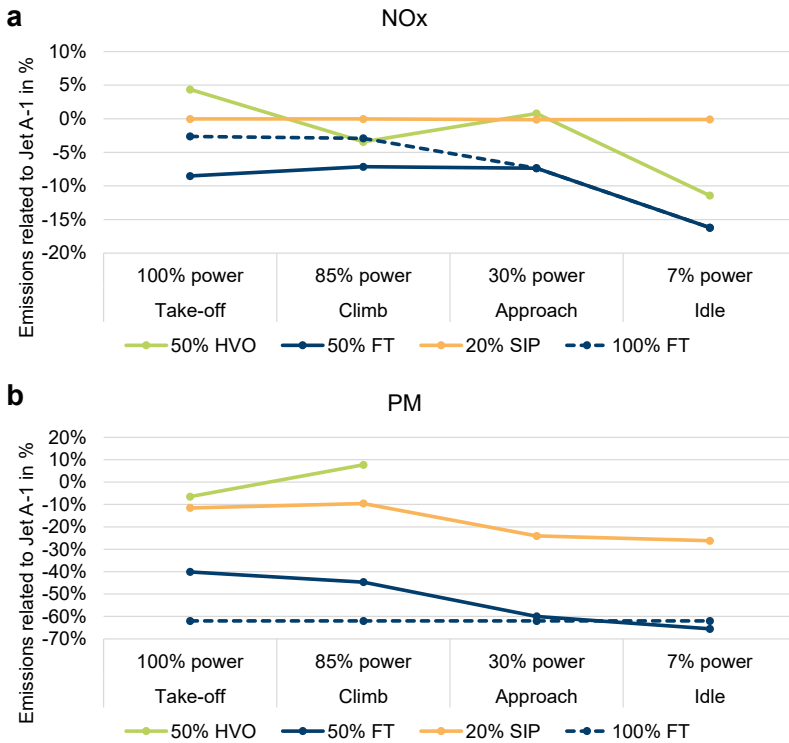


Abb. 3.8.: Änderung der (a) NO_x- und (b) PM Emissionen bei Einsatz von 20 % HFS-SIP, 50 % HVO, 50 % Fischer-Tropsch-Kerosin und 100 % Fischer-Tropsch-Kerosin für die LTO-Phasen Start (*Take-off*), Steigflug (*Climb*), Anflug (*Approach*) und Rangieren (*Idle*) basierend auf Wahl et al. [190], Runchal et al. [191], Lee et al. [192], Blakey et al. [193] und Zschocke et al. [194]. Abkürzungen: hydriertes Pflanzenöl (HVO), Fischer-Tropsch (FT), *Hydroprocessed Fermented Sugars to Synthetic Isoparaffins* (HFS-SIP).

Zukunft [195]. Die 1,4 %¹³ nach Bopst et al. [195] passen auch zu den angegebenen 15 % von 2020 bis 2030 nach Graichen et al. [196]. Die *International Air Transport Association* (Deutsch: Internationale Luftverkehrs-Vereinigung) (IATA) [197] hingegen geht von einer Effizienzsteigerung von 25 - 30 % von 2020 bis 2050 aus.

Für die zukünftige Flottenentwicklung, welche im Detail in Unterabschnitt 4.5.3 (S.127) beschrieben wird, wurden die Werte nach Bopst et al. [195] für 2018 bis 2030 übernommen. Die Ausnahme bildet hier die jährliche Effizienzsteigerung von 0,76 %/a durch neue Triebwerke. Für neue Triebwerke wurde ein eigener Wert ermittelt, welcher später in Unterabschnitt 4.5.3 im Detail erläutert wird. Für den Zeitraum 2030 bis 2050 wurde der Mittelwert aus den für den Zeitraum 2020 bis 2050 angegebenen Werten nach IATA [197] gebildet, spezifisch als Jahreswert berechnet und für den Zeitraum 2030 bis 2050 verwendet. Dies entspricht 27,5 % bzw. 0,52 %/a.

Des Weiteren wird neben der Verkehrsleistungsentwicklung des zukünftigen Flugverkehrs, welche im Rahmen einer Metastudie in Abschnitt 3.7 noch erläutert wird, für die zukünftige Flottenentwicklung bzw. für die Ermittlung des Alters der Flugzeuge in der zukünftigen Flotte eine Überlebenskurve benötigt. Diese kann über Bestandsdaten aus einer Studie von Airbus [198] abgeleitet werden. Das genaue Vorgehen wird im Kapitel Modellentwicklung in 4.5 erläutert. Abbildung 3.9

¹³1,014¹⁰ - 1 = 14,92 %

zeigt die Entwicklung des Flugzeugbestands von Passagierflugzeugen mit mehr als 100 Sitzen und von Frachtflugzeugen über 10 Tonnen Ladung des gewerblichen Flugverkehrs von 2015 bis 2034 nach der bereits erwähnten Airbus-Studie [198]. Der Bestand ist dabei unterteilt in Flugzeuge, welche vor dem Jahr 2015 zugelassen wurden (*Stock*), aufgrund steigender Verkehrsleistung neu zugelassene Flugzeuge (*Expansion*) und Flugzeuge, welche jene aufgrund des Alters aus der Flotte ausgeschiedenen Flugzeuge ersetzen (*Substitution*).

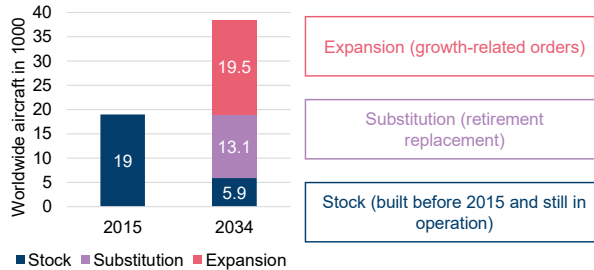


Abb. 3.9.: Flottenentwicklung von Passagierflugzeugen mit mehr als 100 Sitzen und von Frachtflugzeugen über 10 Tonnen Ladung des gewerblichen Flugverkehrs von 2015 bis 2034 nach Bartz et al. [198].

3.6. Allgemeine georeferenzierte und statistische Daten

Stadtgebiete in der vorliegenden Arbeit entsprechen den urbanen morphologischen Zonen nach EEA [199]. Die morphologische Zonen wurden von der EEA [199] anhand von *CORINE* (*Coordination of Information on the Environment*) Landbedeckungsklassen nach EEA [200] definiert. Weitere Informationen über die Methodik zur Ermittlung der urbanen morphologischen Zonen sind über die Europäische Umweltagentur [199] erhältlich. Georeferenzierte Daten zu Grenzen von Ländern, Bundesländern, Kreisen und Gemeinden sind über die GADM Datenbank [201] verfügbar. Für die Entwicklung des statischen Modells zur Verteilung von Fahrleistungen des Straßenverkehrs waren statistische Daten notwendig. Diese Daten zu Einwohnern, Bruttoinlandsprodukten, Bruttowertschöpfungen, Erwerbstätigen, Arbeitnehmerentgelt, Standard-Arbeitsvolumen der Erwerbstätigen, Bruttolöhnen-und Gehältern und verfügbarem Einkommen der privaten Haushalte sind über die Statistischen Ämter der Länder [202]–[205] verfügbar.

3.7. Verkehrsleistungsentwicklung

In diesem Abschnitt wird vorhandene Literatur zur zukünftigen Verkehrsleistungsentwicklung vorgestellt. Zunächst werden in 3.7.1 Literaturstudien, welche Verkehrsleistungen prognostizieren, erläutert. Anschließend erfolgt in 3.7.2 eine Erläuterung des von Decker [50] entwickelten Bestandsmodells für den Straßenverkehr. Abschließend wird in 3.7.3 der Zusammenhang zwischen *Landing and Take Off* Zyklus-Werten und der Verkehrsleistung im Flugverkehr diskutiert.

3.7.1. Verkehrsleistungsentwicklung in Deutschland bis 2050

Im Rahmen der Klimaproblematik wurde in den letzten Jahren in verschiedenen Studien die Defossilisierung des Verkehrssektors analysiert und in Folge dessen die Verkehrsleistungsentwicklung untersucht. Auftraggeber dieser Studien sind unter anderem das Umweltbundesamt (UBA), das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) und das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi). Die Studien haben mögliche Entwicklungen des Verkehrssektors

bis 2030 und 2050 untersucht, wobei die thematischen Schwerpunkte der Studien variieren. In Tabelle 3.21 sind die wichtigsten ausgewerteten Studien mit dem in den folgenden Abbildungen 3.10 - 3.13 verwendeten Kurztitel aufgeführt und anhand ihres Schwerpunktes klassifiziert. Ergänzend zu den zukünftigen Verkehrsleistungsentwicklungen ist in den folgenden Abbildungen immer die vergangene statistische Entwicklung nach Radke [156] aufgeführt. Die Verkehrsleistungen nach Radke [156] sind im Anhang A.2 in den Abbildungen Abbildung A.5 (S.282) und Abbildung A.6 (S.283) in jährlicher Auflösung detailliert dargestellt.

Insgesamt gehen die betrachteten Studien von einem moderaten Wachstumstrend im Personenverkehr aus. Im Jahr 2050 geht ein Großteil der Studien von einer gesamten Verkehrsleistung im Personenverkehr zwischen 1200 und 1600 Mrd. pkm aus. Abweichend hiervon sind die Szenarien aus Klimafreundlicher Verkehr [206] und das *Szenario LOW* der Studie Renewables in Transport [207] mit Verkehrsleistungen im Personenverkehr von circa 1000 Mrd. pkm. Die niedrigeren Verkehrsleistungen in den Szenarien sind durch ein angenommenes deutlich klimafreundlicheres Mobilitätsverhalten durch unter anderem eine Verlagerung von motorisiertem Individualverkehr hin zur Nutzung von Pedelecs begründet [206]. Ebenso wie im Personenverkehr ist im Güterverkehr tendenziell ein Wachstumstrend zu erkennen. Abweichend von diesem Trend zeigen sich die Szenarien *eMobil - Regional eMobil* der Studie eMobil [208], das Szenario aus der Studie Klimafreundlicher Verkehr [206] sowie das Szenario *Szenario LOW* der Studie Renewables in Transport [207]. Diese Szenarien prognostizieren eine Stagnation beziehungsweise einen Rückgang der Verkehrsleistung im Güterverkehr. Deutlich größere Verkehrsleistungen des Güterverkehrs werden im *Basisszenario* und *Hauptszenario* der Studie Treibhausneutraler Verkehr [17] sowie im *Szenario HIGH* der Studie Renewables in Transport [207] angenommen. Der Großteil der ausgewerteten Szenarien prognostiziert Verkehrsleistungen zwischen 800 Mrd. und 1000 Mrd. tkm für den gesamten Güterverkehr im Jahr 2050. In den folgenden Abschnitten werden die einzelnen Verkehrsmodi im Detail erläutert.

Abbildung 3.10 zeigt die Verkehrsleistungsentwicklung (a) des motorisierten Individualverkehrs (*motorized individual transport*) und (b) des öffentlichen Straßenverkehrs (*public road transport*) in Deutschland von 2010 bis 2050. Im Szenario *Renewables in Transport - scenario HIGH (DE)* wird eine Verkehrsleistung des motorisierten Individualverkehrs von 992 Mrd. pkm in 2030 basierend auf der *Verkehrsverflechtungsprognose* angenommen. Deshalb ist die *Verkehrsverflechtungsprognose* in Abbildung 3.10a nicht aufgeführt. Des Weiteren werden in den Szenarien *eMobil - Regional eMobil* und *Renewables in Transport - scenario LOW (DE)* Verkehrsleistungen von 712 Mrd. pkm und 510 Mrd. pkm für den motorisierten Individualverkehr in 2030 und 2050 angenommen, weshalb in Abbildung 3.10a die Studie *Renewables in Transport - scenario LOW (DE)* nicht aufgeführt ist. Abbildung 3.10a zeigt, dass der motorisierte Individualverkehr von 2005 bis 2017 von 876 Mrd. pkm auf 936 Mrd. pkm ansteigt. Die von den Studien prognostizierten Verkehrsleistungen für 2030 liegen im Bereich 690 Mrd. pkm (vgl. *Klimafreundlicher Verkehr*) bis 1135 Mrd. pkm (vgl. *Treibhausneutraler Verkehr - Basisszenario*). Für das Jahr 2050 liegen die Annahmen für die Verkehrsleistung des motorisierten Individualverkehrs im Intervall 470 - 1087 Mrd. pkm (vgl. Abbildung 3.10a *Klimafreundlicher Verkehr* und *Treibhausneutraler Verkehr - Basisszenario*).

Der öffentliche Straßenverkehr sank von 67 Mrd. pkm in 2005 auf 59 Mrd. pkm in 2012 und stieg anschließend auf 63 Mrd. pkm in 2017 mit abnehmender Tendenz (vgl. Abbildung 3.10b; *Verkehr in Zahlen*). Die aufgeführten Studien prognostizieren eine Verkehrsleistung des öffentlichen Straßenverkehrs im Bereich 57 - 84 Mrd. pkm in 2030 und 54 - 100 Mrd. pkm in 2050 (vgl. Abbildung 3.10b).

In Abbildung 3.11 ist die prognostizierte Verkehrsleistungsentwicklung (a) des Straßengüterverkehrs (*road freight transport*) und (b) der Binnenschifffahrt (*inland waterway transport*) in Deutschland von 2010 bis 2050 abgebildet. Die Szenarien *Erneuerbare Energien im Verkehr* und *BDI Klimapfade* nehmen eine Verkehrsleistung von 607 Mrd. tkm für den Straßengüterverkehr in 2030 basierend auf der *Verkehrsverflechtungsprognose* an, weshalb diese in Abbildung 3.11a nicht aufgeführt ist. Wie Abbildung 3.11a zeigt, ist der Straßengüterverkehr von 403 Mrd. tkm in 2005 auf 507 Mrd. tkm in 2018 angestiegen. Die untersuchten Literaturquellen nehmen prognostizierte Verkehrsleistungen von 453 - 754 Mrd. tkm für 2030 und 297 - 935 Mrd. tkm für 2050 an.

Wie Abbildung 3.11b *Verkehr in Zahlen* zeigt, ist die Verkehrsleistung der Binnenschifffahrt von

Tab. 3.21.: Studienübersicht zu zukünftigen Verkehrsleistungen.

Kurztitel	Titel	Jahr	Schwerpunkt
Langfristszenarien DLR	Langfristszenarien und Strategien für den Ausbau der erneuerbaren Energien in Deutschland bei Berücksichtigung der Entwicklung in Europa und global [209]	2012	Energieversorgung
Treibhausneutraler Verkehr	Treibhausgasneutraler Verkehr 2050: Ein Szenario zur zunehmenden Elektrifizierung und dem Einsatz strombasierter Kraftstoffe im Verkehr [17]	2013	THG-Entwicklung
eMobil	eMobil 2050 Szenarien zum möglichen Beitrag des elektrischen Verkehrs zum langfristigen Klimaschutz [208]	2014	Verkehrsentwicklung + Sektorenkopplung
Klimafreundlicher Verkehr	Klimafreundlicher Verkehr in Deutschland. Weichenstellungen bis 2050 [206]	2014	Verkehrsentwicklung + Politikinstrumente
Verkehrsverflechtungsprognose	Verkehrsverflechtungsprognose 2030 [210]	2014	Verkehrsentwicklung
EU Reference Scenario	EU Reference Scenario 2016 [211]	2016	THG-Entwicklung
Klimaschutzszenario 2050	Klimaschutzszenario 2050 [212]	2015	Klimaschutz sektoren- übergreifend
Energieversorgung des Verkehrs	Erarbeitung einer fachlichen Strategie zur Energieversorgung des Verkehrs bis zum Jahr 2050 [213]	2016	Energieversorgung/ Kraft- stoffe
Renewables in Transport	Renewables in Transport 2050 [207]	2016	Kraftstoffe
Renewability III	Endbericht Renewability III: Optionen einer Dekarbonisierung des Verkehrssektors [214]	2016	Verkehrsentwicklung
BDI Klimapfade	Klimapfade für Deutschland [215]	2018	Politikinstrumente + Sek- torenkopplung
Erneuerbare Energien im Verkehr	Erneuerbare Energien im Verkehr [216]	2015	Energieversorgung/ Kraft- stoffe

64 Mrd. tkm in 2005 auf 47 Mrd. tkm in 2018 gesunken. Im Jahr 2018 liegt ein Tiefstand der Verkehrsleistung der Binnenschifffahrt vor, welcher durch eine lange Phase niedriger Wasserstände begründet ist. Die Szenarien *Erneuerbare Energien im Verkehr* und *Energieversorgung des Verkehrs* nehmen beide eine Verkehrsleistung von 77 Mrd. tkm in 2030 basierend auf der *Verkehrsverflechtungsprognose* an, weshalb diese in Abbildung 3.11b nicht aufgeführt ist. Des Weiteren nehmen die Szenarien *Erneuerbare Energien im Verkehr* und *BDI Klimapfade - Referenz* eine Verkehrsleistung von 87 Mrd. tkm für die Binnenschifffahrt für 2050 an, weshalb die Werte von *Erneuerbare Energien im Verkehr* in Abbildung 3.11b nicht aufgeführt sind. Die beiden Szenarien *eMobil - Grenzenlos eMobil* und *Klimaschutzszenario 2050 - KS80* nehmen beide Verkehrsleistungen für die Binnenschifffahrt von 60 und 62 Mrd. tkm für 2030 bzw. 2050 an. Deshalb ist nur das Szenario *Klimaschutzszenario 2050 - KS80* in Abbildung 3.11b aufgeführt. Weiterhin sind auch die Annahmen der Szenarien *eMobil - Regional eMobil* und *Renewables in Transport - scenario LOW (DE)* mit 62 und 66 Mrd. tkm in 2030 bzw. 2050 identisch, weshalb ausschließlich die Werte des Szenarios *Renewables in Transport - scenario LOW (DE)* in Abbildung 3.11b aufgeführt werden. Abbildung 3.11b zeigt, dass die untere Grenze der in den Studien angenommenen Verkehrsleistungen von einer weitestgehend Konstanten Verkehrsleistung der Binnenschifffahrt mit 58 und 62 Mrd. tkm in 2030 und 2050 nach dem *Klimaschutzszenario 2050 - AMS* ausgeht. Die obere Grenze der angenommenen Verkehrsleistungen

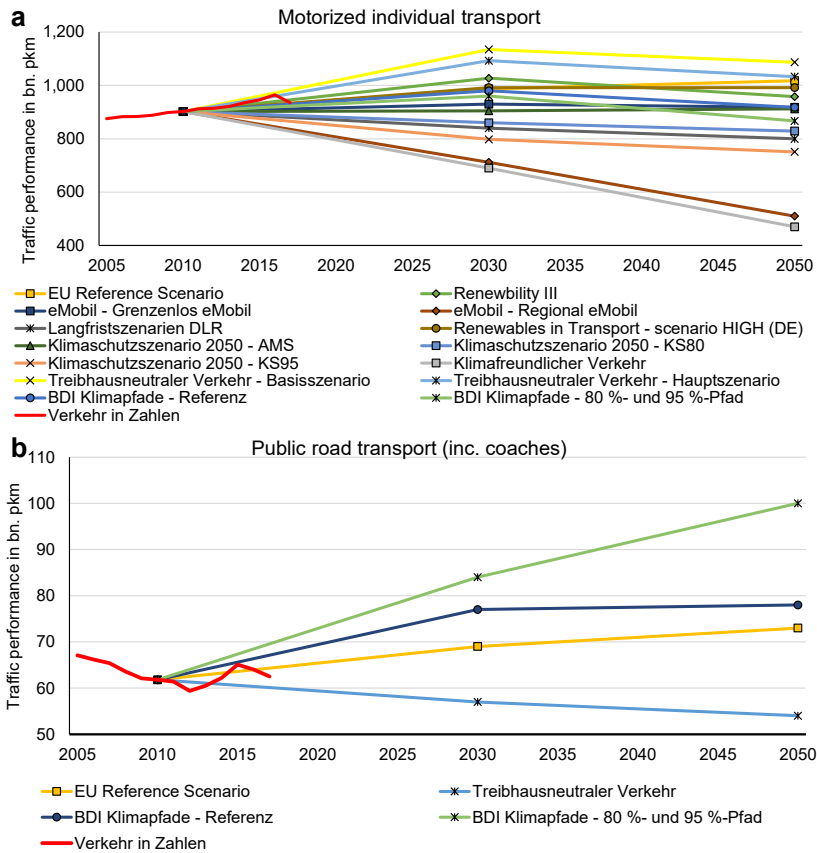


Abb. 3.10.: Verkehrsleistungsentwicklung des (a) motorisierten Individualverkehrs (*motorized individual transport*) und des (b) öffentlichen Straßenverkehrs (*public road transport*) in Deutschland von 2010 bis 2050. Referenzen sind vollständig in Tabelle 3.21 (S.56) aufgeführt. *Verkehr in Zahlen* basierend auf Radke [156].

der untersuchten Studien liegt bei 82 und 98 Mrd. tkm für 2030 und 2050 in dem Szenario *BDI Klimapfade - 80 %- und 95 %-Pfad* (vgl. Abbildung 3.11b).

In Abbildung 3.12 ist die Verkehrsleistungsentwicklung des (a) Schienenpersonenverkehrs (*passenger rail transport*) und (b) Schienengüterverkehrs (*rail freight transport*) in Deutschland von 2010 bis 2050 aufgeführt. Wie *Verkehr in Zahlen* in Abbildung 3.12a zeigt, ist die Verkehrsleistung des Schienenpersonenverkehrs von 92 Mrd. pkm in 2005 fast linear auf 113 Mrd. pkm in 2017 angestiegen. Die Annahmen zur zukünftigen in Entwicklung des Schienenverkehrs in 2030 und 2050 reichen von einer leicht sinkenden Verkehrsleistung von 86 und 85 Mrd. pkm in 2030 und 2050 (vgl. *Klimaschutzszenario 2050 - AMS*) bis zu stark steigender Verkehrsleistung in Höhe von 142 und 174 Mrd. pkm in 2030 und 2050 (vgl. *Klimafreundlicher Verkehr*).

Die Verkehrsleistung des Schienengüterverkehrs ist von 95 Mrd. pkm in 2005 auf 136 Mrd. pkm in 2018 angestiegen (vgl. *Verkehr in Zahlen* in Abbildung 3.12b). Das Szenario *BDI Klimapfade - Referenz* nimmt basierend auf der *Verkehrsverflechtungsprognose* eine Verkehrsleistung von 153 Mrd. tkm in 2030 an, weshalb die *Verkehrsverflechtungsprognose* in Abbildung 3.12b nicht aufgeführt ist. Die Literatur geht von einer steigenden stagnierenden Verkehrsleistung des Schienengüterverkehrs aus, eine abnehmende Verkehrsleistung wird in keiner der untersuchten Literaturquellen

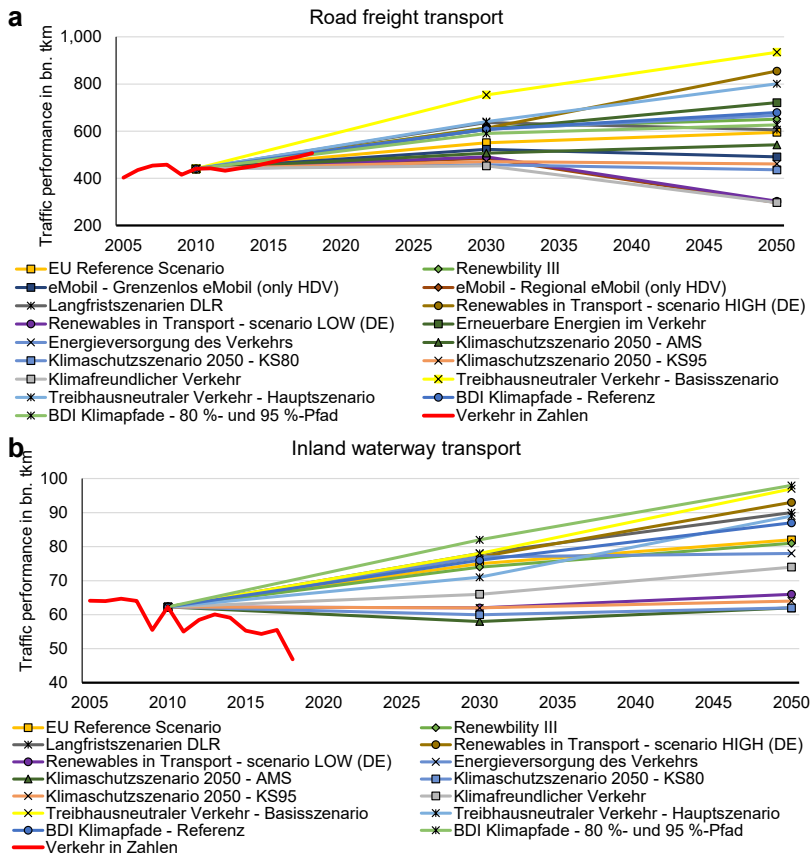


Abb. 3.11.: Verkehrsleistungsentwicklung (a) des Straßengüterverkehrs (*road freight transport*) und (b) der Binnenschifffahrt (*inland waterway transport*) in Deutschland von 2010 bis 2050. Referenzen sind vollständig in Tabelle 3.21 (S.56) aufgeführt. *Verkehr in Zahlen* basierend auf Radke [156].

angenommen (vgl. Abbildung 3.12b). Die untere Grenze der in der Literatur angenommen Verkehrsleistungen des Schienengüterverkehrs ist dabei das Szenario *eMobil - Grenzenlos eMobil* mit 124 und 135 Mrd. tkm in 2030 und 2050. Die höchsten Verkehrsleistungen werden im Szenario *Klimaschutzszenario 2050 - KS80* mit 304 und 367 Mrd. tkm in 2030 und 2050 angenommen.

Abbildung 3.13 zeigt die Verkehrsleistungsentwicklung des (a) Personenflugverkehrs (*passenger air transport*) und des (b) Luftfrachtverkehrs (*air freight transport*) in Deutschland von 2010 bis 2050. Die Szenarien *Renewables in Transport - scenario HIGH (DE)*, *Energieversorgung des Verkehrs* und *Erneuerbare Energien im Verkehr* nehmen eine Verkehrsleistung von 345 Mrd. pkm des Personenflugverkehrs in 2030 basierend auf der *Verkehrsverflechtungsprognose* an. Des Weiteren gehen die Szenarien *Renewables in Transport - scenario HIGH (DE)* und *Erneuerbare Energien im Verkehr* beide von 420 Mrd. pkm in 2050 aus. Deshalb sind in Abbildung 3.13a nur die Szenarien *Erneuerbare Energien im Verkehr* und *Energieversorgung des Verkehrs* abgebildet. Weiterhin nehmen die Szenarien *Renewables in Transport - scenario LOW (DE)* und *Klimafreundlicher Verkehr* beide 199 und 179 Mrd. pkm in 2030 bzw. 2050 an. Infolgedessen ist nur das Szenario *Klimafreundlicher Verkehr* in Abbildung 3.13a abgebildet. Die meisten Szenarien gehen von einer starken Steigung der Verkehrsleistung des Personenflugverkehrs aus. Wie Abbildung 3.13a zeigt, sinkt die Verkehrsleistung

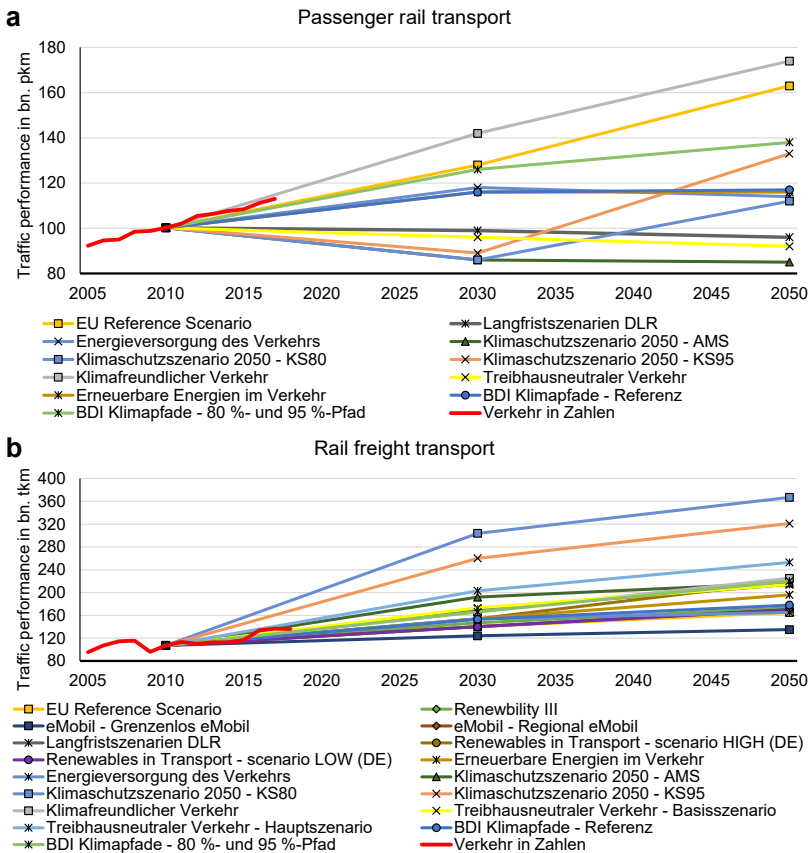


Abb. 3.12.: Verkehrsleistungsentwicklung des (a) Schienenpersonenverkehrs (*passenger rail transport*) und (b) Schienengüterverkehrs (*rail freight transport*) in Deutschland von 2010 bis 2050. Referenzen sind vollständig in Tabelle 3.21 (S.56) aufgeführt. *Verkehr in Zahlen* basierend auf Radke [156].

ausschließlich im Szenario *Klimafreundlicher Verkehr* (und entsprechend *Renewables in Transport - scenario LOW (DE)*) auf 179 Mrd. pkm in 2050. Bis 2030 steigt die Verkehrsleistung im Szenario *Klimafreundlicher Verkehr* leicht auf 199 Mrd. pkm. Die größte Steigung wird in den Szenarien *Energieversorgung des Verkehrs* und *Erneuerbare Energien im Verkehr*¹⁴ mit Verkehrsleistungen von 345 Mrd. pkm in 2030 und 420/419 Mrd. pkm in 2050 angenommen.

Beim Luftfrachtverkehr, dargestellt in Abbildung 3.13b, nehmen die Szenarien *Erneuerbare Energien im Verkehr* und *Renewability III* basierend auf der *Verkehrsverflechtungsprognose* eine Verkehrsleistung von 19 Mrd. tkm in 2030 an. Daher ist diese in Abbildung 3.13b nicht aufgeführt. Die Szenarien *Energieversorgung des Verkehrs*, *Klimaschutzszenario 2050 - AMS/KS80/KS95* und *Treibhausneutraler Verkehr* nehmen Verkehrsleistungen des Luftfrachtverkehrs von 18 und 24 Mrd. tkm in 2030 bzw. 2050 an, weshalb in Abbildung 3.13b ausschließlich das Szenario *Treibhausneutraler Verkehr* abgebildet ist. Wie Abbildung 3.13b zeigt, gehen die meisten Szenarien von einer starken Steigung der Verkehrsleistung des Luftfrachtverkehrs aus. Die Ausnahme ist das Szenario *Klimafreundlicher*

¹⁴Die Linie des Szenarios *Erneuerbare Energien im Verkehr* ist in Abbildung 3.13a durch jene des Szenarios *Energieversorgung des Verkehrs* verdeckt, da die Werte sehr ähnlich sind.

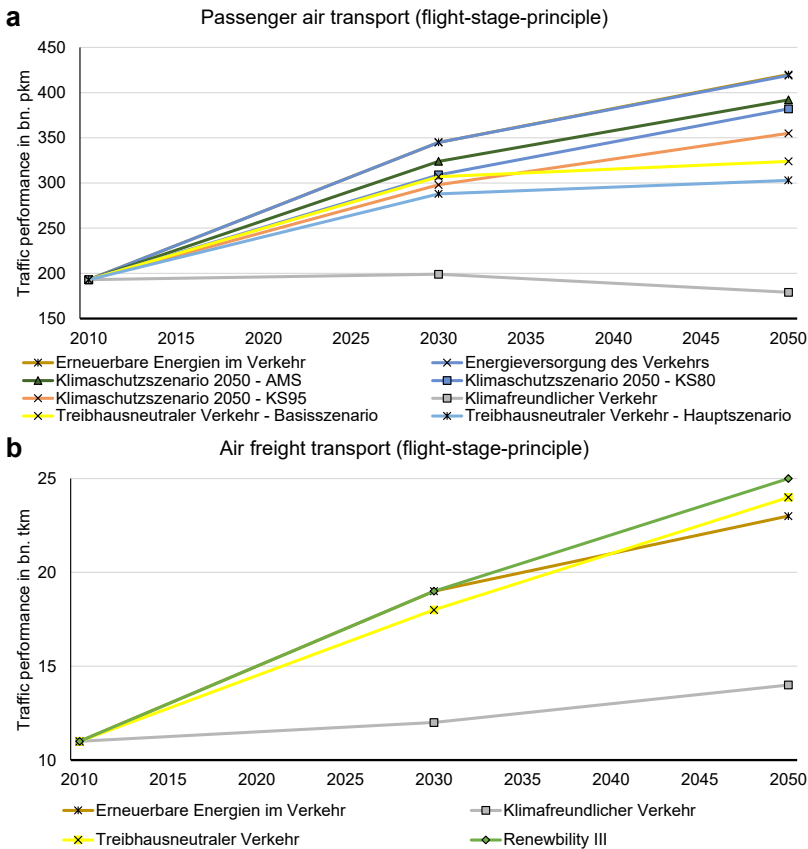


Abb. 3.13.: Verkehrsleistungsentwicklung des (a) Personenflugverkehrs (*passenger air transport*) und des (b) Luftfrachtverkehrs (*air freight transport*) in Deutschland von 2010 bis 2050. Referenzen sind vollständig in Tabelle 3.21 (S.56) aufgeführt. *Flight stage principle* (in Deutsch: Standortprinzip): Definition in der Fußzeile auf S.46.

Verkehr, welches von Verkehrsleistungen in Höhe von 12 und 14 Mrd. tkm in 2030 und 2050 ausgeht. Die höchsten Verkehrsleistungen werden im Szenario *Renewability III* angenommen, welches von Verkehrsleistungen in Höhe von 19 und 25 Mrd. tkm in 2030 und 2050 ausgeht (vgl. Abbildung 3.13b).

Die erläuterten Szenarien zeigen immer die aggregierte Verkehrsleistung von nationalem und internationalem Flugverkehr. Der Anteil des nationalen Flugverkehrs am gesamten gewerblichen Flugverkehr ist, je nach Bezugsgröße, wesentlich geringer. Im Jahr 2018 hatte der nationale Flugverkehr einen Anteil von 7 % an den Flugzeugkilometern, von 4 % an den Personenkilometern (vgl. Abbildung 3.13a), von 0,4 % an den Tonnenkilometern (vgl. Abbildung 3.13b) und von 7 % am Energiebedarf, jeweils bezogenen auf den gesamten gewerblichen Flugverkehr. Bei den Starts lag der Anteil des nationalen Flugverkehrs hingegen bei 28 % am gesamten gewerblichen Flugverkehr im Jahr 2018. [97] Der Zusammenhang der unterschiedlichen Bezugsgrößen beim Flugverkehr wird am Ende dieses Kapitels in Unterabschnitt 3.7.3 noch detailliert diskutiert.

3.7.2. Fahrleistungsentwicklung des Straßenverkehrs mit der S-Kurven Methode nach Decker [50]

Neben den in Unterabschnitt 3.7.1 prognostizierten Verkehrsleistungen der Literatur (vgl. Abbildung 3.10, S.57 und Abbildung 3.11, S.58) wurde im Rahmen der Modellentwicklung der vorliegenden Arbeit das von Maximilian Decker im Rahmen seiner am Institut für elektrochemische Verfahrenstechnik (IEK-14) am Forschungszentrum Jülich verfassten Dissertation [50] entwickelte Bottom-Up Modell des deutschen Nutzverkehrs verwendet. In diesem Unterabschnitt wird die Methodik dieses Modells erläutert. Änderungen und Anpassungen des Modells werden im Kapitel 4 erläutert und diskutiert. Teilweise sind vom Modell nach Decker [50] abweichende Werte in den Tabellen, auf welche in diesem Abschnitt verwiesen wird, vorhanden. Diese sind an den entsprechenden Stellen gekennzeichnet. Im Wesentlichen wird im Modell nach Decker [50] über die Bottom-Up Modellierung des inländischen Fahrzeugbestands die inländische Fahrleistung und der inländische Kraftstoffverbrauch ermittelt. Aus der inländischen Fahrleistung wiederum wird die Inlands-Fahrleistung und abschließend über diese der Kraftstoffverbrauch und der Kraftstoffabsatz ermittelt [50]. Relevant für die vorliegende Arbeit ist die Modellierung des inländischen Fahrzeugbestands über die inländische Fahrleistung bis zur Inlands-Fahrleistung. In Modell nach Decker [50] werden die Bestandsdaten des Kraftfahrtbundesamts [217] für LKW, Zugmaschinen und Busse auf 15 Fahrzeugklassen nach Gewicht bzw. Einsatzart aggregiert. Diese sind im Anhang A.2 in Tabelle A.4 auf S. 268 aufgelistet. Über durchschnittliche Fahrleistungen pro Fahrzeugklasse basierend auf KBA [107] und Schmidt et al. [207] werden die Fahrzeugbestände in Inländer-Fahrleistungen umgerechnet [50]. Über Fahrleistungsanteile der unterschiedlichen Fahrzeugklassen von Inländern im Ausland und Ausländern im Inland basierend auf Bäumer et al. [49] werden die Inländer-Fahrleistungen in Inlands-Fahrleistungen umgerechnet [50]. Die Umrechnung der Inländer- oder Inlands-Fahrleistungen in Verkehrsleistungen in tkm oder pkm erfolgt im Modell nach Decker [50] über die Auslastung in t oder beförderten Personen basierend auf Schmidt et al. [207]. Die Auslastungen der unterschiedlichen Fahrzeugklassen, die Anteile der Inländer im Ausland und der Ausländer im Inland und die Zuordnung der Fahrzeugklassen nach Schmidt et al. [207] zu jenen nach Decker [50] ist im Anhang in Abschnitt A.2 in Tabelle A.5 auf S. 268 dargestellt. Die zeitliche Entwicklung der Bestandsdaten aus dem Jahr 2010 erfolgt im Modell nach Decker [50] über die S-Kurven Methodik und Bestandsdaten der unterschiedlichen Fahrzeugklassen im Zeitraum 2008-2017 des Kraftfahrtbundesamts [217]. Die S-Kurven Methode wird ausführlich in der Dissertation von Decker [50] erläutert. Eine kurze Beschreibung ist im Anhang A.2 auf S. 267 zu finden. Die Kennzahlen der S-Kurven wurden von Decker [50] für die zwei Szenarien *PROG-FC* und *PROG-Mix* entwickelt. Im Wesentlichen prognostiziert das Szenario *PROG-Mix* langfristig höhere Anteile elektrischer Mobilität mit kurzfristig geringerer Steigerung der Anteile im Vergleich zu *PROG-FC*. Über die Bestandsentwicklung durch die S-Kurven Methode und durchschnittliche Nutzungsdauern werden im Modell nach Decker [50] die jährlichen Neuzulassungen und entsprechend die Altersverteilung der unterschiedlichen Fahrzeugklassen ermittelt. In der vorliegenden Arbeit wurde der Kennzahlensatz für die S-Kurven Bestandsentwicklung des Szenarios *PROG-Mix* verwendet. Die Kennzahlen der S-Kurven Funktion und die durchschnittlichen Nutzungsdauern der Fahrzeugklassen sind im Anhang A.2 in Tabelle A.4 auf S.268 und in Tabelle A.6 auf S.270 aufgelistet.

3.7.3. Entwicklung der *Landing and Take Off* Zyklen

Wie in Abschnitt 3.5 erläutert wurde, werden die lokalen Emissionen des Flugverkehrs nicht über Verkehrsleistungen oder Fahrleistungen wie für die Sektoren Straßenverkehr, Binnenschifffahrt und Schienenverkehr berechnet, sondern abweichend über die Anzahl der Starts bzw. Landungen, welche über den *Landing and Take Off* Zyklus erfasst werden. Folgend können die von der Literatur prognostizierten Verkehrsleistungen, welche in Unterabschnitt 3.7.1 (S.54) vorgestellt wurden, nicht über die in Abschnitt 2.7 erläuterten Zusammenhänge zwischen Fahrleistung, Verkehrsleistung und Betriebsleistung berechnet werden. Deshalb wird die Umrechnung in diesem Abschnitt gesondert

erläutert.

Die zugrundeliegenden Daten nach Radke [156] für die folgenden Erläuterungen sind im Anhang in Tabelle A.13 auf S.280 aufgeführt. Nach Radke [156] ist die Verkehrsleistung des Flugverkehrs an ausgewählten Flughäfen im Zeitraum 2010 bis 2018 insgesamt um 33 % gestiegen, wobei der internationale Flugverkehr um 43 % angestiegen ist und der nationale Flugverkehr um 4 % gesunken ist. Dadurch ist der Anteil des nationalen Flugverkehrs am gesamten Flugverkehr von 20 % im Jahr 2010 auf 15 % im Jahr 2018 gesunken. Die deutschlandweiten *Landing and Take Off* Zyklus-Werte und der deutschlandweite Bestand an Flugzeugen ist von 2010 bis 2018 um 3 % und 1,6 % angestiegen, also weitestgehend konstant geblieben. Nach Allekotte et al. [97] hat der sonstige Flugverkehr einen hohen Anteil an den *Landing and Take Off* Zyklus-Werten, aber einen Anteil von unter 1 % am *Landing and Take Off* Zyklus-Energiebedarf. Entsprechend werden die auf sonstigen Flughäfen startenden Flugzeuge des nicht gewerblichen Verkehrs auch einen hohen Anteil am Flugzeugbestand haben. Deshalb können weder *Landing and Take Off* Zyklus-Zahlen noch der Flugzeugbestand nach Radke [156] in dieser Arbeit verwendet werden. Des Weiteren werden in Radke [156] auch *Landing and Take Off* Zyklus-Zahlen ausgewählter Flughäfen aufgeführt. Am Flughafen Düsseldorf starten und landen nahezu 100 % gewerbliche Flugzeuge [72]. In Düsseldorf stiegen die *Landing and Take Off* Zyklus-Zahlen von 2010 bis 2018 um 17 %, während jene in Köln in derselben Zeit um 8 % sanken (vgl. Anhang Tabelle A.13, S.280). Nach Allekotte et al. [97] ist in den letzten Jahren die durchschnittliche Reisedistanz durch eine steigende Verkehrsleistung des internationalen Flugverkehrs stark angestiegen. Durch diese Entwicklung ist auch der Anteil des nationalen Flugverkehrs an Starts und Landungen des gewerblichen Flugverkehrs von ehemals 50 % im Jahr 1990 auf 28 % im Jahr 2018 gesunken [97]. Das Verhältnis von beförderten Personen zur Verkehrsleistung ist nach Radke [156] im Zeitraum 2010-2018 weitestgehend konstant geblieben, wobei die Verkehrsleistung nach dem Standortprinzip¹⁵ bilanziert wird, während bei den beförderten Personen auch ankommende Fluggäste gezählt werden. Wenn von einer konstanten Reisedistanz, jeweils von nationalem und internationalem Flugverkehr, nach dem Standortprinzip ausgegangen wird, könnten die geringen Steigerungen der *Landing and Take Off* Zyklus-Zahlen in Düsseldorf und Köln-Bonn durch die im Zeitraum 2010-2018 gesunkenen Anteile des nationalen Flugverkehrs an Starts und Landungen sowie der Verkehrsleistung des gewerblichen Flugverkehrs entstanden sein. Die in diesem Abschnitt beschriebenen Entwicklungen werden in der Berechnung der zukünftigen Emissionen des Flugverkehrs berücksichtigt. Des Weiteren wird für den Flugverkehr ab 2018 in dieser Arbeit angenommen, dass die Verkehrsleistung des nationalen und internationalen Flugverkehrs sich jeweils proportional zum Flottenbestand und zu den Starts- und Landungen verhält.

¹⁵Definition in der Fußzeile auf S.46.

3.8. Identifizierung von potentialreichen Energieträgern für den zukünftigen Transportsektor

Wie einleitend erörtert, ist die Selektion von alternativen Energieträgern nicht primär abhängig von deren Potential zur Reduktion lokaler Schadstoffe, sondern von der technischen Einsatzfähigkeit und den Kosten. Ein hohes Reduktionspotential bezüglich THG-Emissionen ist Grundvoraussetzung der untersuchten Energieträger. In diesem Abschnitt werden die technische Einsatzfähigkeit und die Kosten alternativer Energieträger und Antriebe diskutiert und eine Selektion dieser vorgenommen. Der Abschnitt ist unterteilt in die Beschreibung des methodischen Rahmens und die Bewertung der ausgewählten Kriterien. Letztere ist unterteilt in Eigenschaften der Produktion und Eigenschaften des Einsatzes der alternativen Energieträger. Diese Selektion ist die Grundlage für die Entwicklung der unterschiedlichen Zukunftsszenarien im Kapitel 4.

Die Inhalte dieses Abschnittes wurden erstmalig im Februar 2022 unter Erstautorenschaft des Autors dieser Dissertationsschrift in Breuer et al. [25] vorveröffentlicht. Anschließend wurden die Inhalte erneut im September 2022 im Abschlussbericht des Projekts *Kompetenzzentrum VI SGW* des Kompetenzzentrums *Virtuelles Institut - Strom zu Gas und Wärme* in Band III [82] vorveröffentlicht. Der Autor dieser Dissertationsschrift ist Erstautor folgender Kapitel und Abschnitte des Abschlussberichts [82]: 2.1 Bestandsaufnahme und Analyse des Verkehrsaufkommens in NRW¹⁶ (S.5-S.8, S.19-S.27), 2.2.1 Lokale Emissionen (S.28-S.43), 3 Ökonomische Analyse fossiler Energieträger im Verkehrssektor¹⁷ (S.77-S.83), 5 Identifizierung von potenzialreichen alternativen Energieträgern und Antrieben¹⁸ (S.89-S.129, S.158-S.168) und 6.3 Chancen zur Reduktion von Schadstoffen in Stadtgebieten (S.220-S.249). Des Weiteren wurden die weiteren, auf diese Kapitel und Abschnitte verweisenden, sowie aus diesen Kapiteln und Abschnitten schlussfolgernden Textbausteine vom Autor dieser Dissertationsschrift verfasst. Die Erstautorenschaft des Autors dieser Dissertationsschrift für die aufgeführten Inhalte im Abschlussbericht [82] wird auf den Seiten 5, 28, 89 und 220 des Abschlussberichtes [82] ausgewiesen.

3.8.1. Rahmen zur Diskussion

In dieser Arbeit werden Energieträger nach ihrer technische Reife und der potentiellen Reichweite bei Einsatz in unterschiedlichen Fahrzeugkategorien bewertet. Die technische Reife wird mit dem Technologie-Reifegrad (Englisch: *Technology Readiness Level*) (TRL) bewertet, welcher im nächsten Unterabschnitt im Detail erläutert wird. Die Reichweite der Fahrzeuge ist abhängig vom *Tank-to-Wheel*-Wirkungsgrad, dem Energieverbrauch des jeweiligen Fahrzeugs, der Menge an mitgeführtem Kraftstoff und dem Heizwert des Energieträgers. Die erforderliche Reichweite unterschiedlicher Fahrzeuge variiert stark, weshalb in diesem Abschnitt eine Analyse hinsichtlich erforderlicher Reichweiten unterschiedlicher Fahrzeuge durchgeführt wird. Als Kriterien zur Bewertung werden in diesem Kapitel der *Tank-to-Wheel*-Wirkungsgrad sowie der gravimetrische und der volumetrische Heizwert untersucht. Des Weiteren wird, wenn möglich, der *Tank-to-Wheel*-Wirkungsgrad bei durchschnittlichem Betriebsverhalten anstatt des maximalen Wirkungsgrades des jeweiligen Antriebes verwendet, da der Wirkungsgrad unter anderem von der Motorlast abhängt. Sowohl die Abhängigkeit des Wirkungsgrades von der Motorlast der unterschiedlichen Antriebskonzepte als auch das die Lastprofile der unterschiedlichen Fahrzeuge variieren stark. Die Kosten der unterschiedlichen Energieträger werden in diesem Kapitel literaturbasiert diskutiert.

¹⁶Mit Ausnahme der Beschreibung der Tankstelleninfrastruktur auf S.9-S.18.

¹⁷Dieses Kapitel wurde vom Autor dieser Dissertationsschrift verfasst, die Inhalte wurden allerdings nicht im Rahmen der vorliegenden Dissertation verwendet, weshalb im Bericht [82] kein Hinweis auf die Erstautorenschaft vorhanden ist.

¹⁸Mit Ausnahme des Abschnitts 5.4 Umweltwirkungen von vielversprechenden alternativen Kraftstoffen (S.129-S.158). Die Inhalte des Kapitels 5 des Abschlussberichts [82] wurden erstmalig im Februar 2022 unter Erstautorenschaft des Autors dieser Dissertationsschrift in Breuer et al. [25] vorveröffentlicht.

Technologie-Reifegrad (Englisch: *Technology Readiness Level*)

Der Technologie-Reifegrad (Englisch: *Technology Readiness Level*) wurde primär von der NASA entwickelt [218]. In der Zwischenzeit haben das Verteidigungsministerium der Vereinigten Staaten von Amerika (USA), die Europäische Weltraumorganisation (ESA) und die Europäische Kommission (EU-Kommission) die Methodik angepasst und übernommen [219]–[221]. Die ESA nutzt den *ISO standard 16290 Space systems – Definition of the Technology Readiness Levels (TRLs) and their criteria assessment* [222]. Die EU-Kommission hat Leitlinien für die Anwendung des TRL auf Technologien für erneuerbare Energien ausgearbeitet [223]. Der TRL klassifiziert die technische Reife in aufsteigenden Reifegraden von eins bis neun. Die Definitionen der unterschiedlichen Reifegrade sind in englischer Sprache in Tabelle 3.22 aufgeführt. Um eine Verfälschung der ursprünglichen Definitionen zu vermeiden, wurde an dieser Stelle auf eine Übersetzung verzichtet.

Identifizierung der erforderlichen Reichweite von unterschiedlichen Fahrzeugklassen

Die erforderlichen Reichweiten für den Einsatz von alternativen Energieträgern im Straßenverkehr wurden basierend auf dem Datensatz Kraftfahrzeuge in Deutschland 2010 (KiD 2010 [224]) untersucht. In KiD 2010 [224] werden die Tagesfahrleistungen der Fahrzeugklassen Krafträder mit amtlichen Kennzeichen, leichte drei- und vierrädrige Fahrzeuge, Personenkraftwagen, Lastkraftwagen bis einschließlich 3,5 t Nutzlast, Lastkraftwagen über 3,5 t Nutzlast, Sattelzugmaschinen, Reisebusse, sonstige Zugmaschinen, Land- und forstwirtschaftliche Zugmaschinen und sonstige Kraftfahrzeuge mit amtlichen Kennzeichen aufgeführt. In Abbildung 3.14 ist die Anzahl der Fahrzeuge, welche eine bestimmte Tagesleistung nicht überschreiten für die Fahrzeugklassen PKW (Engl. *passenger car*), Krafträder (Engl. *motorcycles*), leichte Nutzfahrzeuge (Engl. *light duty vehicles*), Sattelzugmaschinen (Engl. *articulated trucks*), Reisebusse (Engl. *coaches*), LKW (Engl. *trucks*), sonstige Zugmaschinen (Engl. *other tractors*), Land- und forstwirtschaftliche Zugmaschine (Engl. *agricultural tractors*) und sonstige Kraftfahrzeuge (Engl. *other vehicles*) aufgeführt. Die Fahrzeugklassen wurden in Unterabschnitt 2.3.1 erläutert.

Hierfür wurden die Tagesfahrleistungen¹⁹ auf 10 km Klassen von 0 bis 2500 km aufgeteilt und über die gesamte Anzahl an Stichproben normiert. Tagesfahrleistungen von 0 km wurden hierbei ausgeschlossen. Anschließend wurden diese, startend bei 2500 km, aufsummiert, sodass 100 % der Fahrzeuge über 0 km Tagesfahrleistung aufweisen. Ein Tesla Model S mit einer WLTP Reichweite von bis zu 610 km [225] würde beispielsweise bis zu 99,4 % der Tagesfahrleistungen aller PKW abdecken (vgl. Abbildung 3.14). Abbildung 3.14 zeigt die hohen Tagesfahrleistungen von Sattelzugmaschinen, LKWs und Reisebussen. Linienbusse werden in KiD 2010 [224] nicht erfasst, haben aber

¹⁹Merkmal K34a in KiD 2010 [224].

Tab. 3.22.: TRL Definition nach Rose et al. [223].

TRL	Definition
1	Identification of new concept, applications and barriers
2	Definition of application, consideration of interfaces and commercial offer
3	Proof of concept prototype ready: concept is laboratory tested
4	Integrated small-scale prototype with auxiliary systems laboratory validated
5	Large-scale prototype completed with auxiliaries, refined commercial assessment
6	Technology pilot demonstrated in relevant environment, manufacturing strategy defined
7	Pilot demonstrated in operational environment, manufacturing approach demonstrated
8	Technology in its final form, low-rate production
9	System fully operational and ready for commercialization

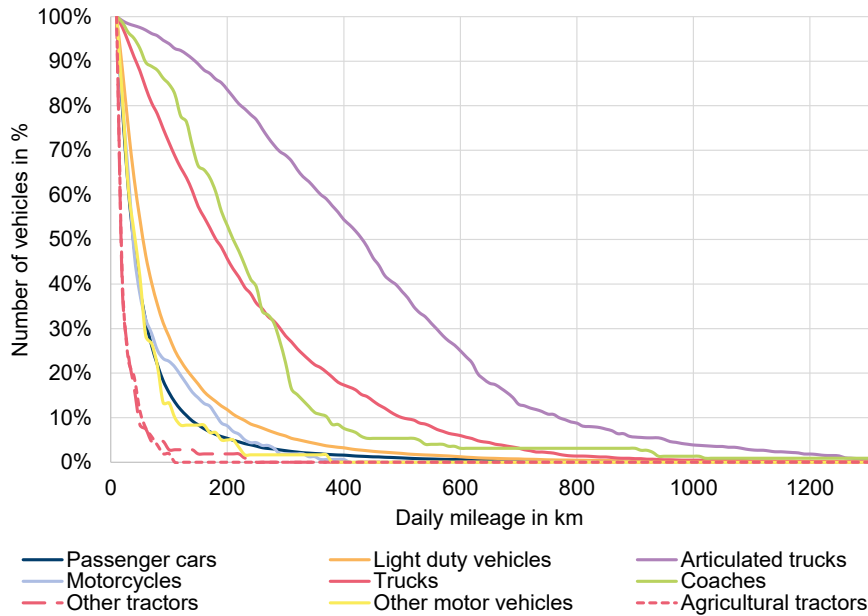


Abb. 3.14.: Reichweitenverteilung der Tagesfahrleistung der Fahrzeugklassen PKW (Engl. *passenger car*), Krafträder (Engl. *motorcycles*), leichte Nutzfahrzeuge (Engl. *light duty vehicles*), Sattelzugmaschinen (Engl. *articulated trucks*), Reisebusse (Engl. *coaches*), LKW (Engl. *trucks*), sonstige Zugmaschinen (Engl. *other tractors*), Land- und forstwirtschaftliche Zugmaschinen (Engl. *agricultural tractors*) und sonstige Kraftfahrzeuge (Engl. *other vehicles*). Eigene Darstellung basierend auf Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung [224].

vermutlich niedrigere Tagesfahrleistungen, da sie größtenteils in Stadtgebieten fahren. LKW werden entweder mit oder ohne Anhänger betrieben. Nach den Inlandsfahrleistungen der Fahrleistungserhebung 2014 [49] vom BASt fahren LKW mit Anhänger vermehrt auf Autobahnen und weniger in Stadtgebieten, während LKW ohne Anhänger geringere Fahrleistungen auf Autobahnen und höhere in Stadtgebieten im Vergleich aufweisen²⁰. Diese Hypothese wird im Rahmen der vorliegenden Arbeit im Ergebnisteil geprüft. Unter Berücksichtigung dieser Hypothese führt die Analyse von Abbildung 3.14 zu der Annahme, dass die Kurve von LKW ohne Anhänger in Abbildung 3.14 links von jener aller LKW und die Kurve von LKW mit Anhänger entsprechend rechts von jener aller LKW liegen müsste. Aufbauend führt dies zu der Annahme, dass ein Antriebssystem mit geringerer Reichweite für den Betrieb von LKW ohne Anhänger ausreichen könnte, während der Betrieb von LKW mit Anhänger Antriebssysteme mit höheren Reichweiten erfordert. Zusätzlich ist der Energiebedarf im Betrieb mit Anhänger höher, wie beispielsweise HBEFA 4.1 [118] zeigt, in welchem der Energiebedarf von LKW mit Anhänger identisch ist mit Sattelzugmaschinen der gleichen Gewichtsklasse. Abbildung 3.14 zeigt weiterhin, dass die Fahrzeugklassen PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Krafträder, sonstige Zugmaschinen und land- und forstwirtschaftliche Zugmaschinen eher geringere Reichweitenanforderungen haben.

²⁰Nach der Fahrleistungserhebung 2014 [49] wird 68 % der Inlandsfahrleistung von LKW mit Anhängern in Deutschland auf Bundesautobahnen erbracht, während nur 7 % auf sonstigen Straßen erbracht wird, welche hauptsächlich innerorts liegen. LKW ohne Anhänger hingegen erbringen 32 % ihrer Inlandsfahrleistung auf Bundesautobahnen und 20 % auf sonstigen Straßen. Vergleiche Anhang Tabelle A.3 (S.267).

McKinsey & Company [226] haben die THG-Emissionen des Flugverkehrs weltweit unter Berücksichtigung der Flugklassen Commuter-Flugzeuge, Regionalflugzeuge, Kurz-, Mittel- und Langstreckenflugzeuge und unterschiedlicher Reichweiten untersucht. Nach McKinsey & Company [226] sind die maximalen Streckendistanzen von Commuter-Flugzeugen bis zu 500 km, während Regionalflugzeuge und Kurzstreckenflugzeuge Strecken bis zu 2.000 km und 4.500 km fliegen. Mittel- und Langstreckenflugzeuge legen pro Strecke Distanzen über 10.000 km zurück. Dementsprechend benötigen Commuter- und Regionalflugzeuge Antriebe mit geringerer Reichweite, Kurzstreckenflugzeuge mit Strecken bis 4.500 km Antriebe mit höherer Reichweite und Mittel- und Langstreckenflugzeuge mit über 10.000 km pro Strecke Antriebssysteme mit großer Reichweite. Die weltweite Flugzeugflotte besteht aus 4 % Commuter-, 13 % Regional-, 53 % Kurzstrecken- und 30 % Mittel- und Langstreckenflugzeugen [226]. Schlussfolgernd benötigen Flugzeuge Energieträger bzw. Antriebssysteme mit hoher gravimetrischer und volumetrischer Energiedichte und hohen *Tank-to-Wheel*-Wirkungsgraden.

Der Schienenverkehr in Deutschland ist im Bezug auf erbrachte Verkehrsleistung größtenteils elektrifiziert. 53 % des deutschen Schienennetzes war 2019 elektrifiziert [227]. Im Bezug auf die Verkehrsleistung wurden 2019 99 % der Verkehrsleistung des Fernverkehrs, 79 % des Nahverkehrs und 87 % des Schienengüterverkehrs auf elektrifizierten Streckenabschnitten erbracht [227]. Dies führt zu der Hypothese, dass Dieselzüge überwiegend auf Streckenabschnitten mit geringer Verkehrsleistung fahren. Diese Hypothese wird im Ergebnisteil dieser Arbeit für NRW geprüft. Je nach Anwendungsfall können alternative Antriebe und Energieträger aufgrund der geringen Verkehrsleistung eine ökonomisch sinnvollere Lösung im Vergleich zu Oberleitungen darstellen. Des Weiteren ist zu beachten, dass Schienenabschnitte in Deutschland nach DIN EN 15528 unterteilt sind, welche auch das maximal zulässige Gewicht des Zuges auf den Abschnitten auf 6,4 t/m bis 8 t/m beschränkt [228]. In Folge ist eine hohe gravimetrische Energiedichte eines möglichen Energieträgers für den Schienenverkehr wichtiger als eine hohe volumetrische Energiedichte, da die maximale Last auf jedem Schienenabschnitt begrenzt ist.

Wie bereits erläutert, ist die Binnenschifffahrt unterteilt in Güterverkehr und Personenverkehr. Der Güterverkehr erfolgt mit Schiffen der Schiffsklassen Gütermotorschiff, Tankermotorschiff, Güterleichter und Tankerleichter. Da Güter- und Tankerleichter keinen eigenen Motor haben, werden diese von Schubboten angetrieben. Der Personenverkehr hingegen erfolgt mit Tagesausflugsschiffen, Fähren und Kabinenschiffen. Zusätzlich verkehren kleinere Schiffe wie beispielsweise Sportboote auf den Binnenwasserstraßen. Abbildung 3.15 zeigt den aufsummierten Anteil unterschiedlicher Distanzklassen des Güterverkehrs in Deutschland in 2016 an den transportierten Tonnen (*Tons transported*) und an der Verkehrsleistung in tkm (*Traffic performance*), beginnend mit der niedrigsten Distanzklasse < 100 km und basierend auf Destatis [229]. Des Weiteren ist die durchschnittliche Distanz pro Strecke (*Avg. trip distance*) der unterschiedlichen Distanzklassen basierend auf Destatis [229] aufgetragen. Wie erläutert, betrifft dies die Klassen Gütermotorschiff, Tankermotorschiff, Güterleichter und Tankerleichter.

Wie Abbildung 3.15 zeigt, sind 42 % der Frachtschiffe in der Distanzklasse > 500 km pro Strecke eingeordnet. Die durchschnittliche Streckenweite dieser Distanzklasse beträgt 627 km. Im Bezug auf die transportierten Tonnen ist der Anteil mit 17 % niedriger, da die transportierten Tonnen nicht die zurückgelegte Distanz beinhalten. Wie Abbildung 3.15 zeigt, würde ein Antriebssystem mit einer Reichweite von unter 100 km nur 11 % der Verkehrsleistung des Frachtverkehrs abdecken. 89 % der Verkehrsleistung kann ausschließlich mit Antriebssystemen mit Reichweiten über 100 km erbracht werden. Der Energie- bzw. Kraftstoffbedarf ist proportional zur Verkehrsleistung, zur Fahrleistung und zum Gesamtgewicht bzw. den transportierten Tonnen (vgl. Unterabschnitt 3.3.3, S.31). Die Distanzklasse > 500 km ist in Destatis [229] nicht weiter aufgeschlüsselt. Des Weiteren liegen die Werte auch nicht differenziert für die unterschiedlichen Schiffsklassen vor. Eine Abschätzung der Distanzen der unterschiedlichen Schiffsklassen ist über die gesamte durchschnittliche Streckenweite der Schiffsklassen basierend auf Destatis [229] möglich. Basierend auf Destatis [229] wurden durchschnittliche Streckenweiten von 296 km, 225 km und 158 km mit Verkehrsleistungen von 34 Mrd. tkm, 11 Mrd. tkm und 7 Mrd. tkm für die Schiffsklassen Gütermotorschiffe, Tankermotorschiffe und Schubboote ermittelt. Im Vergleich zu den durchschnittlichen Streckenweiten in Abbildung 3.15 erscheinen

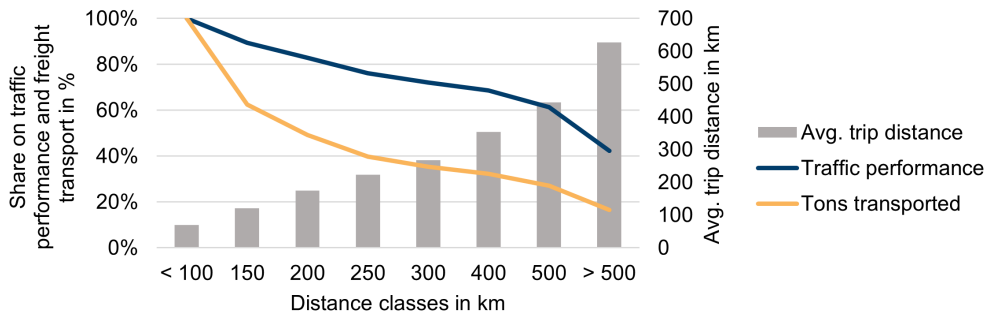


Abb. 3.15.: Anteil unterschiedlicher Distanzklassen des Güterverkehrs in Deutschland in 2016 an den transportierten Tonnen (*Freight transport*), an der Verkehrsleistung in tkm (*Traffic performance*) und durchschnittliche Distanz pro Strecke (*Avg. trip distance*) der unterschiedlichen Distanzklassen basierend auf Destatis [229].

diese kleiner, da die berechneten Streckenweiten nicht nach Distanzklassen unterteilt sind. Güterleichter und Tankerleichter in Verbindung mit Schubbooten scheinen auf kürzen Strecken eingesetzt zu werden, während Tankermotorschiffen mit der durchschnittlichen Streckenweite von 225 km auf mittleren und Gütermotorschiffe mit 296 km auf längeren Strecken eingesetzt werden. Allerdings ist die Verkehrsleistung von Gütermotorschiffen mit 34 Mrd. tkm circa fünfmal höher als jene der Schubboote und dreimal höher als jene der Tankermotorschiffe. Ein höheres Gewicht der Binnenschiffe führt zu erhöhtem Kraftstoffverbrauch [64]. In Folge hätte ein erhöhtes Gewicht durch den Energieträger entweder einen höheren Energiebedarf oder eine reduzierte Zuladung zur Folge. Die gravimetrische Energiedichte ist infolgedessen für die Binnenschifffahrt wichtiger als die volumetrische Energiedichte.

Basierend auf der Analyse von Abbildung 3.15 wird die Binnenschifffahrt generell als Einsatzgebiet mit höheren erforderlichen Reichweiten klassifiziert. Die Ausnahme können die Schubboote bilden. Nach Köhler et al. [230] sind Schubboote aufgrund geringerer Reichweiten und geringerem Gewicht ein mögliches Einsatzgebiet für CNG. Eine Analyse der Reichweiten der Personenverkehrsbinnenschiffe ist basierend auf den Statistiken nach Destatis [229] nicht möglich. Reichweiten und Energiedichten sind für kleinere Boote wie Sportboote und Fähren aber vermutlich weniger wichtig, während diese für Kabinenschiffe womöglich ein wichtigeres Kriterium darstellen.

3.8.2. Bewertung der technischen Reife, des Potentials und der Kosten

In diesem Abschnitt wird die Produktion von alternativen Energieträgern untersucht und bewertet. Zunächst erfolgt in Abschnitt 3.8.2 eine Diskussion des Potentials von Biokraftstoffen zur Deckung des Energiebedarfs des Verkehrssektors. Anschließend wird in Abschnitt 3.8.2 die technische Reife der unterschiedlichen biomasse- und strombasierten Energieträger bewertet. Abschließend werden in Abschnitt 3.8.2 die Kosten der Energieträger literaturbasiert verglichen.

Biomassepotential

Studien wie beispielsweise jene von Robinius et al. [15] zeigen, dass für eine Reduktion der CO₂-Emissionen in Deutschland um 80 % bzw. 95 % bis 2050 gegenüber 1990 die CO₂-Emissionen des Verkehrssektors um 76 % bzw. ~100 % von 2020 bis 2050 reduziert werden müssen. Beim 95 % Ziel ist hierfür ein vollständiger Verzicht auf fossile Kraftstoffe im Verkehrssektor unumgänglich. Das deutschlandweite Potential von Biomasse reicht nicht, um diesen Bedarf vollständig zu decken, während strombasierte Kraftstoffe importiert werden können. [15] Das weltweite Potential von Wind- und Solarenergie ist nach Wijk et al. [231] mehr als ausreichend um den globalen Energiebedarf zu

decken. Dieses Konzept beinhaltet die Produktion von Wasserstoff in vorteilhaften Regionen. Studien des Hydrogen Council prognostizieren beispielsweise einen Preis von 1,4-2,3 €/kg_{H2} in 2030 [232], [233]. Die folgende Diskussion des Biomassepotentials ist notwendig, um zu zeigen, dass strombasierte Kraftstoffe zusätzlich zu biomassebasierten Kraftstoffen erforderlich sind und deshalb eine Selektion der strombasierten Kraftstoffe innerhalb ihrer Kategorie unabhängig vom erreichbaren Preis von biomassebasierten Kraftstoffen sinnvoll ist.

Biokraftstoffe sind unterteilt in konventionelle und fortschrittliche Biokraftstoffe. Zu konventionellen Biokraftstoffen zählen Biokraftstoffe erster Generation wie beispielsweise Ethanol und FAME (ugs. Biodiesel) aus essbaren Anbaukulturen. Zu den fortschrittlichen Biokraftstoffen gehören Biokraftstoffe der zweiten, dritten und vierten Generation. Diese beinhalten Kraftstoffe basierend auf Pflanzen aus nachhaltigem Anbau, welche nicht als Nahrungsmittel verwendet werden können, und landwirtschaftlichen Abfällen. Zu Biokraftstoffen der zweiten Generation gehören Biokraftstoffe, welche basierend auf zellulosehaltiger Biomasse produziert werden, während als Biokraftstoffe der dritten und vierten Generation Kraftstoffe aus Algenbiomasse und gentechnisch veränderter Algenbiomasse bezeichnet werden. [44] Nach Ziolkowska [44] sind Biokraftstoffe der dritten und vierten Generation auf Demonstrationsebene, während jene der ersten Generation bereits auf dem Markt etabliert sind und jene der zweiten Generation steigende Marktanteile aufweisen.

Die Sichtweise auf Biokraftstoffe in den EU-Ländern hat sich mit der Einführung der RED II 2018 verändert. Seit der Einführung der RED II werden Biokraftstoffe, die nicht auf Nahrungs- oder Futtermittelpflanzen basieren, bei den nationalen Zielen für erneuerbare Energien im Verkehr doppelt berücksichtigt. Darüber hinaus sind die Ziele zur Erreichung eines bestimmten Anteils an fortschrittlichen Biokraftstoffen und Biokraftstoffen aus erneuerbaren Energien verbindlich, während die Ziele für Kraftstoffe auf Nahrungsmittelbasis optional sind [234]. Des Weiteren limitiert die RED II den Anteil von Kraftstoffen auf Basis von Nahrungs- oder Futtermittelpflanzen am Energiebedarf des gesamten Transport Sektors in EU-Ländern auf 7 % des Energieverbrauchs des Straßen- und Schienenverkehrs in 2020. Die Mitgliedsstaaten haben außerdem die Möglichkeit diesen Anteil weiter zu senken. Darüber hinaus muss der Anteil bis 2030 auf 0 % gesenkt werden, wobei Rohstoffe mit geringem Risiko der indirekten Landnutzungsänderung (*Indirect Land Use Change*, ILUC) ausgeschlossen sind [235]. Nach der EU-Gesetzgebung werden konventionell hergestellte Biokraftstoffe nicht als Option für eine Massenanwendung im Verkehrssektor angesehen.

Die Herstellung eines Kraftstoffs ist entscheidend für die Bewertung seines ILUC-Risikos. Die beiden gängigsten Biokraftstoffe, FAME und HVO, können, je nach Rohstoff, ein hohes oder niedriges ILUC-Risiko aufweisen. Rest- oder Altöle sind als Rohstoff für *Biomass-to-Liquid* (BtL)-Prozesse unkritisch in Bezug auf das ILUC-Risiko. FAME oder HVO, welches aus Pflanzenöl gewonnen wird, ist hingegen ILUC-kritisch [236]. Die EU-Kommission hat einen Bericht [237] veröffentlicht, in dem die globale Zunahme von ILUC-Flächen bewertet wird. Der Bericht [237] zeigt, dass die Anbaubereiche von Rohstoffen zur Biokraftstoffproduktion zwischen 2008 und 2016 weltweit um 2,3 % für Mais, 1,2 % für Zuckerrüben, 4,0 % für Palmöl und 3,0 % für Sojabohnen zugenommen haben. Die Zunahme der Anbaubereiche ist aber nicht ausschließlich auf die Biokraftstoffproduktion zurückzuführen. Details können im Bericht [237] nachgelesen werden. Mit der Verordnung 2019/807 [238] hat die EU Kriterien veröffentlicht um Rohstoffe mit hohem und niedrigem ILUC-Risiko zu klassifizieren. Nach diesen Kriterien weist allerdings ausschließlich Palmöl als Rohstoff ein hohes ILUC-Risiko auf. Der Status Quo des *JRC Biofuel Program* aus dem Jahr 2014 identifiziert ILUC oder andere auftretende Konflikte mit der Nahrungsmittelindustrie nicht als limitierenden Faktor für Kraftstoff- und Dekarbonisierungsstrategien [236].

Wie bereits aus den Erläuterungen oben ersichtlich haben Biokraftstoffe eine besondere Stellung unter den alternativen Energieträgern. Im Gegensatz zu strombasierten Kraftstoffen sind die Rohstoffe für die Biokraftstoffproduktion limitiert. Aus diesem Grund wird im folgenden Abschnitt das Biomasse-Potential in Deutschland diskutiert.

Im Jahr 2017 wurden in Deutschland laut MWV [239] 1668 PJ Diesel, 791 PJ Benzin und 428 PJ Kerosin verbraucht. Des Weiteren wurden im Jahr 2018/2019 in Deutschland 81 PJ Biodiesel, 0,04 PJ Pflanzenöle, 31 PJ Ethanol, 2 PJ Biomethan, 43 PJ Strom und 6 PJ Erdgas verbraucht [156], [240].

Basierend auf Daten der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) [241] hat Fehrenbach [242] analysiert, dass sich die 81 PJ Biodiesel aus 27,5 PJ in Deutschland produziertem Biodiesel, 19 PJ importiertem Palmöl-Biodiesel, 31,5 PJ Biodiesel aus Altölen und 1,6 PJ Biodiesel aus Getreidestroh und Industrieabfällen zusammensetzen. Peters et al. [46] haben das Potenzial von Biokraftstoffen untersucht. Basierend auf Daten von Billig et al. [243] haben Peters et al. [46] festgestellt, dass 270 PJ Methan aus Biogasanlagen in Deutschland im Jahr 2050 produziert werden können. Wenn das in den Biogasanlagen erzeugte CO₂ mit erneuerbarem Wasserstoff kombiniert wird, können zusätzlich 205 PJ erzeugt werden [243]. Die maximale Menge an produziertem Methan liegt bei diesem Konzept im Jahr 2050 bei 750 PJ, wenn neben den genannten Quellen zusätzlich CO₂ aus der Zementindustrie verwendet und mit erneuerbarem Wasserstoff kombiniert wird [243]. Peters et al. [46] haben in ihrem berechneten Szenario einen 100%igen Einsatz von Abfallbiomasse als Rohstoff für die Biogasanlagen im Jahr 2050 angenommen. Diese Annahme basiert auf der von Brosowski et al. [244] ermittelten ungenutzten Biomasse von 15,9-20,5 Mt (Trockenmasse) in Deutschland. Nach Brosowski et al. [245] beträgt das Biomassepotenzial landwirtschaftlicher Nebenprodukte in Deutschland 17,6 Mt (Trockenmasse), bestehend aus 52 % Gülle und 48 % Getreidestroh. Das Biomassepotenzial von Siedlungsabfällen beträgt etwa 0,3 Mt [245]. Das technisch nutzbare Biomassepotenzial beträgt 141 PJ für Getreidestroh, 70 PJ für Gülle und 4 PJ für Siedlungsabfälle [245]. Zwischen den von Peters et al. [46] basierend auf Billig et al. [243] berechneten 270 PJ und den 218 PJ nach Brosowski et al. [245] ist eine Differenz von 52 PJ. Diese ist vermutlich auf unterschiedliche Umwandlungswirkungsgrade zurückzuführen. Fehrenbach [242] hingegen berechnete ein Potenzial ungenutzter Biomasse von 250 PJ basierend auf den Daten von Fehrenbach et al. [246] und kombinierte dieses mit einem Wirkungsgrad von 50 %, was zu einem Biokraftstoffpotenzial von 130 PJ führt.

Ein Vergleich des Biomassepotentials von 130-270 PJ nach Fehrenbach [242], Peters et al. [46] und Brosowski et al. [245] mit dem bisher durch fossile Energieträger gedeckten Energiebedarf des Verkehrssektors von 2887 PJ [239]²¹, ergibt ein Biomassepotenzial von 4,5-9,4 %. Dieses Potential erhöht sich bei Aufwertung von CO₂ aus Biogasanlagen und der Zementindustrie wie von Billig et al. [243] beschrieben auf 26 % (270 PJ). Die Vorgaben der RED II werden den Anteil von Palmöl-Biodiesel auf im Jahr 2030 0 % reduzieren [242]. Nach Fehrenbach [242] sind die von der RED II vorgegebenen Grenzwerte nicht ausreichend, um das Problem der der indirekten Landnutzungsänderungen (ILUC) durch Biokraftstoffe zu lösen. Palmöl als Rohstoff zur Biokraftstoffproduktion wird wahrscheinlich durch andere Rohstoffe, welche von der EC [238] nicht mit hohem ILUC-Risiko eingestuft werden, ersetzt werden [242]. Nach Fehrenbach [242] könnte hierdurch unter anderem ein Anstieg der Rapsproduktion bewirkt werden, welcher anschließend weitere ILUC Effekte auslösen wird. Wie bereits erläutert, beträgt der Anteil von palmölbasiertem Biodiesel am gesamten Biodiesel etwa 23 %. Nach Johansson [247] und Castro et al. [248] ist das Potential von konventionellen Biokraftstoffen der ersten Generation zur Deckung des Energiebedarfs des Verkehrssektors gering. Weiterhin stellt Johansson [247] die Nachhaltigkeit und den gesamtwirtschaftlichen Nutzen in Frage, da es, wie bereits erwähnt, zu Konflikten bei der Landnutzung für den Anbau von Nahrungsmitteln kommt. Unter der Annahme, dass konventionelle Biokraftstoffe der ersten Generation nach 2030 auf 0 % sinken und fortschrittliche Biokraftstoffe wie beispielsweise Biogas diese ersetzen werden, reduzieren sich die berechneten Biomassepotentialanteile am gesamten Energiebedarf des Verkehrssektors auf 0,6-5,5 % (18-158 PJ) und maximal 22,1 % (638 PJ), bei zusätzlicher Verwendung von CO₂. Dieser Anteil ist durch den Import von Biomasse aus anderen Ländern steigerbar. In Bezug auf die Biomasse für den Import von Biokraftstoffen zeigt die aktuelle Literatur Unsicherheiten und Bedenken hinsichtlich großer Mengen nachhaltig produzierter Rohstoffe [247], [249], [250]. Hinsichtlich der Landnutzungseffizienz sind Biokraftstoffe deutlich ineffizienter als strombasierte Kraftstoffe. Der Flächenbedarf von Biokraftstoffen ist bis zu 50-mal²² größer als jener von synthetischen Kraftstoffen.

²¹Ohne erneuerbare Kraftstoffe, Strom und Erdgas.

²²Der Flächenbedarf für synthetische Kraftstoffe beträgt nach Shell [251] 0,05-0,18 m²/l_{PTL} in Regionen mit eher schlechter Sonneneinstrahlung. Der Flächenenertrag von Biokraftstoffen liegt nach Jering et al. [252] bei 140 GJ/ha, was bei einem Diesel Heizwert von 34,7 MJ/l zu 2,48 m²/l führt.

Technologischer Reifegrad der Energieträgerproduktion

Abbildung 3.16 zeigt die Technologie-Reifegrade (TRL) der unterschiedlichen Produktionspfade zu synthetischen Kraftstoffen, konventionellen Biokraftstoffen und fortschrittlichen Biokraftstoffen. Gestreifte Bereiche sind Intervalle, welche entweder durch unterschiedliche Prozesspfade oder durch unterschiedliche TRL-Bewertungen eines Pfades entstehen. Die Referenzen der unterschiedlichen TRL sind im Anhang in Tabelle A.14 auf S.285 einzeln aufgeführt. Abbildung 3.16 unterteilt die Pfade in Prozesse basierend auf erneuerbarem Strom, Prozesse mit konventionellem Biokraftstoff als Produkt und Prozesse mit fortschrittlichem Biokraftstoff als Produkt. Wie im letzten Abschnitt bereits erläutert, umfassen konventionelle Biokraftstoffe Kraftstoffe basierend auf Nahrungs- oder Futtermittelpflanzen, während Kraftstoffe aus nicht essbaren, nachhaltig angebauten Rohstoffen und landwirtschaftlichen Abfällen als fortschrittliche Biokraftstoffe bezeichnet werden.

Wasserstoff kann mit einer hohen technischen Reife von TRL 9 entweder aus aufbereitetem Biogas aus Siedlungsabfällen, Gülle, Klärschlamm, Mais oder Doppelkulturen oder aus erneuerbarem Strom produziert werden [253]. Die Produktion aus Siedlungsabfällen, Gülle und Klärschlamm würde eigentlich zu fortschrittlichen Biokraftstoffen führen, da der Prozess aber identisch zu jenem für z.B. Mais ist, ist dieser nicht unter fortschrittlichen Biokraftstoffen (*Advanced biofuel production*) in Abbildung 3.16 enthalten. Alternativ kann H_2 über Vergasung aus Holz produziert werden [253].

Synthetisches Kerosin umfasst alle Kraftstoffe, die nach der gesetzlichen Vorschrift ASTM D7566-20b [271] zertifiziert sind. Wormslev und Broberg [272], das ICAO Secretariat [263] und Sustainable Aviation [273] haben hierzu Reviews veröffentlicht, in welchen sie Produktionsanlagen für nachhaltige Flugkraftstoffe auflisten. Literaturhinweise und technische Bewertungen dieser drei Quellen wurden unter anderem dazu verwendet, die technische Reife nachhaltiger alternativer Flugkraftstoffe in der vorliegenden Arbeit zu bewerten. Die Produktion von synthetischem paraffinischem Kerosin via Fischer-Tropsch-Prozess FT-SPK wird von Schemme et al. [45] mit einem TRL von 6 bewertet. Ein alternativer Pfad ist die synthetische Herstellung über das Zwischenprodukt Methanol. Die Herstellung von Methanol aus CO_2 und H_2 wird von Schemme et al. [45] mit einem TRL von 9 bewertet. Schmidt et al. [274] schlussfolgern basierend auf Tabak et al. [261] und Tabak und Yurchak [262], dass die Umwandlung von Methanol zu Olefinen und die anschließende Destillatsynthese in den 1980er Jahren demonstriert wurden. Beide Prozessschritte sind für die Herstellung von synthetischem Kerosin über den *Methanol-to-Kerosene*-Prozess mit TRL 4 bewertet. Die technische Reife der Produktion von FT-SPK ausgehend von Biomasse via Vergasung und Fischer-Tropsch-Prozess wird mit TRL 9 bewertet, da Anlagen mit Produktionskapazitäten von 30 kt/Jahr und 45 kt/Jahr von Fulcrum [259] und Red Rock [260] gebaut werden. Ein weiterer Flugkraftstoff auf Biomassebasis ist *Hydroprocessed Esters and Fatty Acids Synthetic Paraffinic Kerosene* (HEFA-SPK) aus Bio-Ölen, tierischen Fetten und recycelten Ölen. Die Herstellung von HEFA-SPK wird mit einem TRL von 9 bewertet, da dieser bereits kommerziell von World Energy Paramount²³ [263] und Neste Oyj [264] produziert wird. Der nachhaltige Flugzeugtreibstoff HFS-SIP wird durch mikrobielle Umwandlung von Zucker in Kohlenwasserstoff hergestellt. HFS-SIP wird bereits in kommerziellem Maßstab von Amyris in Brasilien produziert [263], weshalb die Produktion von HFS-SIP mit TRL 9 bewertet wird (vgl. Abbildung 3.16). *Alcohol-to-Jet Synthetic Paraffinic Kerosene* (ATH-SPK) aus landwirtschaftlichen Abfallprodukten wie beispielsweise Stroh, Gräsern, forstwirtschaftliche Abfällen und Halmgut kann entweder mit dem Zwischenprodukt Isobutanol oder Ethanol hergestellt werden. LanzaTech [265] betreibt eine Pilotanlage zur ATH-SPK-Produktion, während Ekobenz eine kommerzielle Anlage mit einer Produktion von 22,5 kt/Jahr betreibt [266]. LanzaTech und Swedish Biofuels AB haben für die nächsten Jahre Anlagen im kommerziellen Maßstab geplant [267], [268]. Die Produktion von *Catalytic hydrothermolysis synthetic jet fuel* (CHJ) aus Triglycerid-basierten Rohstoffen wie Pflanzenölen, Altölen, Algenölen, Sojaöl, Jatrophaöl, Leindotteröl, Carinataöl und Tungöl wird mit TRL 6-7 bewertet, da ARA und euglena eine Anlage im Demonstrationsmaßstab betreiben [269]. Der nachhaltige Flugzeugtreibstoff *High Hydrogen Content Synthetic Paraffinic Kerosene* (HHC-SPK) wird aus biologisch gewonnenen

²³Ehemals AltAir Paramounts LLC.

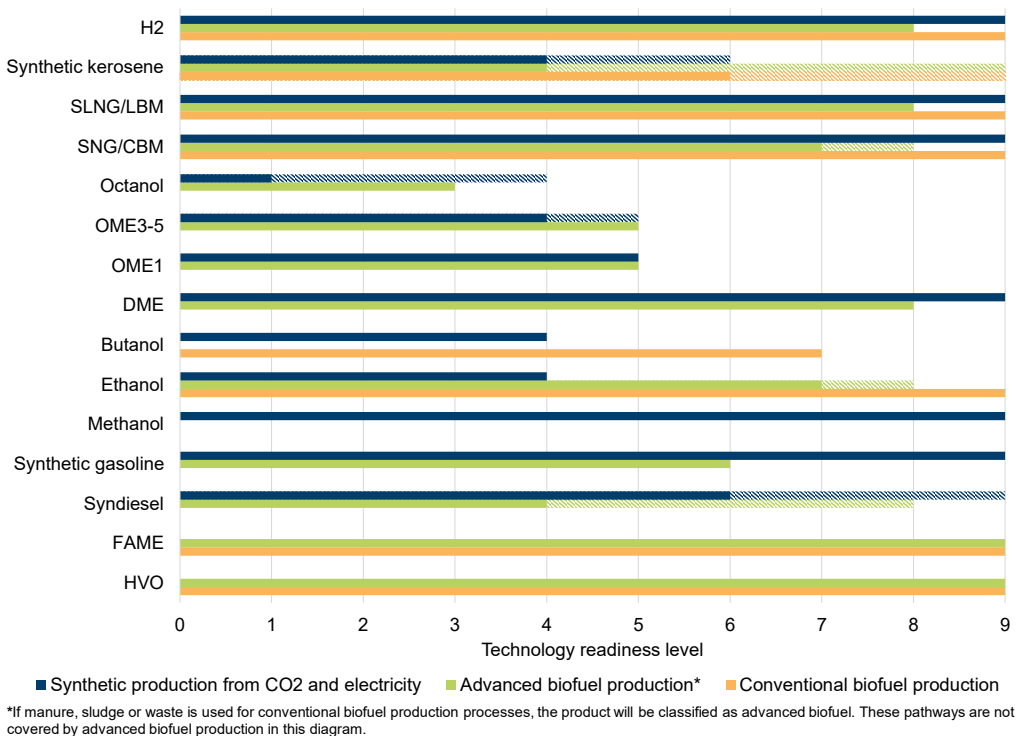


Abb. 3.16.: Technologie-Reifegrade der unterschiedlichen Produktionspfade zu synthetischen Kraftstoffen, konventionellen Biokraftstoffen und fortschrittlichen Biokraftstoffen. Eigene Analyse basierend auf [45], [253]–[270]. Gestreifte Bereiche sind Intervalle, welche entweder durch unterschiedliche Prozesspfade oder durch unterschiedliche TRL-Bewertungen eines Pfades entstehen. Die Referenzen sind im Anhang in Tabelle A.14, S.285 einzeln aufgeführt. *Abkürzungen:* *Synthetic Liquefied Natural Gas* (Deutsch: verflüssigtes synthetisiertes Erdgas) (SLNG), *Liquified biomethane* (Deutsch: verflüssigtes Biomethan) (LBM), *Synthetic Natural Gas* (Deutsch: synthetisches Erdgas) (SNG), *Compressed Biomethane* (Deutsch: komprimiertes Biomethan) (CBM), Oxymethylenether (OME), Dimethylether (DME), Fettsäuremethylester (FAME), hydriertes Pflanzenöl (HVO).

Kohlenwasserstoffen wie beispielsweise Algen hergestellt. Die Herstellung von HHC-SPK wird mit TRL 4 bewertet, da Ishikawajima-Harima Heavy Industries Co., Ltd. einen Prozess entwickelt und zertifiziert hat, für welchen aber noch keine Pilot- oder Demonstrationsanlage existiert [270].

Wie Abbildung 3.16 zeigt, wird die Produktion von HVO und Biodiesel (FAME) von Müller-Langer et al. [254] und Prussi et al. [253] mit TRL 9 bewertet. Die Einstufung als fortschrittlicher oder konventioneller Biokraftstoff ist abhängig vom verwendeten Rohstoff. Im Falle von Altöl oder Algen als Rohstoff ist der Produktkraftstoff ein fortschrittlicher Biokraftstoff. Der Schlüsselprozess der meisten Verfahren zur Herstellung von synthetischem Diesel ist der bereits erwähnte Fischer-Tropsch-Prozess. Synthetischer Diesel als fortschrittlicher Biokraftstoff wird aus Lignocellulose via Pyrolyse (TRL 6 [253], [254]), Vergasung (TRL 8 [253]) oder hydrothermalen Verflüssigung (TRL 4 [253]) hergestellt. Die synthetische Herstellung auf Basis von CO₂ und H₂ kann entweder über die vorgeschaltete reverse Wasser-Gas-Shift-Reaktion erfolgen, was den TRL auf 6 begrenzt [45], oder über das Zwischenprodukt Methanol (TRL 9 [253]). Synthetisches Benzin kann entweder über den *Methanol to Gasoline*-Prozess hergestellt werden, bewertet mit TRL 9 von Schemme et al. [45], oder als

fortschrittlicher Biokraftstoff aus Lignocellulose, bewertet mit TRL 8 von Prussi et al. [253]. Ethanol wird als konventioneller Biokraftstoff aus Zucker hergestellt und von Müller-Langer et al. [254] und Prussi et al. [253] mit TRL 9 bewertet. Die Herstellung als fortschrittlicher Biokraftstoff auf Basis von Lignocellulose wird mit TRL 7 von Müller-Langer et al. [254] und mit TRL 8 von Prussi et al. [253] bewertet. Alternativ wird Ethanol aus CO_2 und H_2 hergestellt. Dieser Pfad wird von Schemme et al. [45] mit TRL 4 bewertet. Der höhere Alkohol Butanol wird nach Prussi et al. [253] als konventioneller Biokraftstoff über Fermentation mit einem TRL von 7 hergestellt. Alternativ wird Butanol aus CO_2 und H_2 im Rahmen des *Power-to-Fuel*-Konzepts mit einem TRL von 4 hergestellt [45]. 2-Oktanol wurde von Leitner et al. [257] im Labormaßstab aus Lignocellulose hergestellt. Daher wird dieser Prozesspfad mit TRL 3 bewertet. Im Rahmen des *Power-to-Liquid*-Konzepts wird Oktanol entweder als 1-Oktanol mit TRL 1 oder als Iso-Oktanol mit TRL 4 hergestellt [45], [256]. Bei den alternativen Kraftstoffen der Kategorie Ether weist die Herstellung von Dimethylether den höchsten technischen Reifegrad auf. Die Herstellung als fortschrittlicher Biokraftstoff aus Lignocellulose wird von Prussi et al. [253] mit TRL 8 bewertet, während die Herstellung aus CO_2 und H_2 von Prussi et al. [253] und Schemme et al. [45] mit TRL 9 bewertet wird. Für längere Ether-Ketten ist die technische Reife geringer. Synthetisches Oxymethylenether₃₋₅ aus CO_2 und H_2 kann über verschiedene Pfade mit unterschiedlicher technischer Reife im Bereich von TRL 4-5 hergestellt werden [45], [255], während die Oxymethylenether₁-Produktion mit TRL 5 bewertet wird [45]. Die Herstellung von Oxymethylenether₁ und Oxymethylenether₃₋₅ aus Lignocellulose als fortschrittlicher Biokraftstoff wird von Prussi et al. [253] mit TRL 5 bewertet. Für die Oxymethylenether₃₋₅-Synthese bewerteten Prussi et al. [253] den ausgereiften Prozesspfad über Oxymethylenether₁ und Trioxan. Die Herstellung von Methan und verflüssigtem Methan hat im Allgemeinen einen hohen technischen Reifegrad. Über die konventionelle Biokraftstoff-Produktionsroute wird Biomethan (CBM/LBM) mit TRL 9 produziert [253], [254]. Würden Rohstoffe wie beispielsweise Gülle verwendet, welche nicht Nahrungs- oder Futtermittelpflanzen sind, würde der produzierte Kraftstoff, wie bereits erläutert, als fortschrittlicher Biokraftstoff bewertet werden. Diese über konventionelle Prozesse produzierten fortschrittlichen Biokraftstoffe werden in Abbildung 3.16 aber nicht als fortschrittliche Biokraftstoffe dargestellt, sondern als konventionelle. Die Produktion von synthetischem Erdgas (SNG/SLNG) durch Vergasung als fortschrittlicher Biokraftstoff aus Lignocellulose, wie beispielsweise Holz oder Stroh, wird in der Literatur mit TRL 7-8 bewertet [253], [254]. Die strombasierte Herstellung von synthetischem Erdgas (SNG/SLNG) wird mit TRL 9 von Prussi et al. [253] bewertet. Des Weiteren betreibt der deutsche Automobilhersteller Audi AG eine Anlage zur Produktion von synthetischem Erdgas mit einem möglichen Produktstrom von 200 kg/h [258].

Wie Abbildung 3.16 zeigt, ist die Produktion von Wasserstoff, CNG und LNG und Dimethylether als fortschrittlicher Biokraftstoff und als synthetischer Kraftstoff technisch ausgereift. FAME und HVO werden ausschließlich biomassebasiert produziert. Für die Produktion von Kerosin und Ethanol sind biomassebasierte Prozesse mit hoher technischer Reife vorhanden, während dies bei der Produktion aus erneuerbarer Energie noch nicht der Fall ist. Bei Methanol, synthetischem Diesel und synthetischem Benzin ist die Produktion auf Basis von erneuerbarem Strom bzw. Wasserstoff technisch ausgereift, während die biomassebasierten Prozesse noch nicht kommerziell genutzt werden können. Das durch die Vergasung von Biomasse erzeugte Synthesegas könnte aber prinzipiell für alle synthetischen Pfade genutzt werden, wodurch diese aufgrund der hohen technischen Reife der Vergasung durch den synthetischen Prozessteil limitiert wären. Die Untersuchung des Biomasepotentials (vgl. S.67) hat allerdings gezeigt, dass eine Deckung des gesamten Energiebedarfs des Verkehrssektors unwahrscheinlich ist. Hieraus folgt, dass neben Biokraftstoffen auch Energieträger auf Basis erneuerbaren Stroms notwendig sind.

Kosten von alternativen Energieträgern

Tabelle 3.23 zeigt eine Übersicht der Produktionskosten alternativer Energieträger. Schemme et al. [45] haben in ihrer Arbeit die Kosten von synthetisch im Rahmen des *Power-to-Fuel*-Konzepts produ-

zierten Kraftstoffen untersucht. Unter anderem wird ein Wasserstoffpreis von 4,6 €/kg_{H2}²⁴ basierend auf Robinius et al. [277] angenommen. Dies entspricht einem Preis von 1,38 €/l_{DE}. Des Weiteren wurde von Peters et al. [47] der Preis für synthetisches Methan berechnet, wobei die CO₂-Kosten zu 35 €/t_{co2} statt zu 70 €/t_{co2} wie von Schemme et al. [45] angenommen wurden. Die Marktpreise von den Biokraftstoffen FAME, HVO, Bioethanol und Biomethan liegen bei 91 €/t_{DE}, 58 €/l_{DE}, 79 €/t_{DE} und 69-72 €/t_{DE} [278], [279]. Die von Robinius et al. [277] für die Berechnung des H₂ Preises verwendeten Stromkosten von 6 €/kWh entsprechen 69 €/t_{DE}, wobei diese keine Netzkosten für die Verteilung enthalten. Der Strompreis war 2018 in Deutschland 30,19 €/kWh²⁵ für private Haushalte und 10,77 €/kWh²⁶ für die Industrie. Dies entspricht 3,01 €/l_{DE} für private Haushalte und 1,07 €/l_{DE} für die Industrie, wobei hierbei anzumerken ist, dass diese Preise bereits Gewinnmarken und Infrastrukturkosten enthalten. Wie Tabelle 3.23 zeigt, können unter den synthetischen Energieträgern die Energieträger Wasserstoff, Methanol, Dimethylether und *Methanol to Gasoline*-Benzin am günstigsten produziert werden. Im mittleren Preissbereich der synthetischen Kraftstoffe liegen Ethanol, synthetisches Erdgas, und Fischer-Tropsch-Diesel und -Kerosin. Preislich sind bei den biomasse-basierten Kraftstoffen HVO und Biomethan zu bevorzugen, wobei die Produktionskosten der biomassebasierten Kraftstoffe generell günstiger sind als jene der synthetischen Kraftstoffe. Nach Detz et al. [280] könnten mit der Zeit Lernkurven-Effekte bei der Erzeugung von synthetischen Kraftstoffen auftreten, wodurch diese wettbewerbsfähiger werden.

Tab. 3.23.: Produktionskosten alternativer Energieträger und Strompreis basierend auf [45], [47], [277]–[279], [281].

Kraftstoff	Preis in €/l _{DE}
Wasserstoff	1,38 ^a [277]
Methanol	1,89 ^a [45]
Ethanol	2,22 ^a [45]
Butanol	2,53-2,6 ^a [45]
Oktanol	2,85 ^a [45]
Dimethylether	1,85 ^a [45]
Oxymethylenether ₁	2,63 ^a [45]
Oxymethylenether _{3–5}	3,46-3,96 ^a [45]
<i>Methanol to Gasoline</i> -Benzin	1,88 ^a [45]
Fischer-Tropsch-Diesel/Kerosin	2,3 ^a [45]
Synthetisches Erdgas	2,25 ^b [47]
Fettsäuremethylester (FAME)	0,91 [278]
hydriertes Pflanzenöl (HVO)	0,58 [278]
Bioethanol	0,79 [278]
Biomethan	0,69-0,72 [279]
Strom (Produktionskosten)	0,6 ^c [277]
Strom (Endkundenpreis)	1,07 ^d -3,01 ^e [281]

Anmerkungen. ^a 70 €/t_{co2}; ^b 35 €/t_{co2}; ^c Strompreis erneuerbar 6 €/kWh [277]; ^d Strompreis 2018 Deutschland für Industrie 10,77 €/kWh [281]; ^e Strompreis 2018 Deutschland für Haushalte 30,19 €/kWh [281].

Das Potential von Biokraftstoffen sollte aufgrund der günstigeren Produktionskosten unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Untersuchung des Biomassepotentials so weit wie möglich ausgeschöpft

²⁴Die aktuelle Literatur zeigt zukünftige Wasserstoffpreise in 2030 von 1,35-3,33 €/kg_{H2} (Breuer et al. [25], Schorn et al. [275]). Die in diesem Abschnitt diskutierten Preise für synthetische Energieträger wurden von der Literatur [45], [276] allerdings mit Preisen von circa 4,6 €/kg_{H2} berechnet. Aus Gründen der Vergleichbarkeit wird deshalb der Preis von 4,6 €/kg_{H2} in dieser Diskussion verwendet.

²⁵Einsch. MWSt.

²⁶Ohne MWSt.

werden. Vorteilhaft ist die Produktion von HVO und Biomethan, da die Produktion beider Energieträger technisch weitestgehend ausgereift ist (vgl. Abschnitt 3.8.2) und diese die niedrigsten Kosten aufweisen (vgl. Tabelle 3.23). Unter den strombasierten Energieträgern sollten H_2 , Dimethylether, *Methanol to Gasoline*-Benzin, Methanol und Fischer-Tropsch-Diesel auf Grund der günstigsten Produktionskosten bevorzugt werden. Die Produktion von Ethanol und synthetischem Kerosin wird hingegen durch eine niedrige technische Reife limitiert (vgl. Abschnitt 3.8.2). Die biomassebasierte Produktion von Kerosin ist durch ihre höhere technische Reife eine Alternative zur strombasierten Produktion. Weitere Alternativen zu synthetischem Kerosin werden in den folgenden Abschnitten diskutiert.

3.8.3. Bewertung des Einsatzes von alternativen Energieträgern

Nachdem in Unterabschnitt 3.8.2 die Produktion der unterschiedlichen Energieträger untersucht wurde, wird in diesem Abschnitt der Einsatz in den unterschiedlichen Fahrzeugklassen im Verkehrssektor geprüft. Zunächst erfolgt ein Vergleich der über Normen erlaubten und experimentell möglichen Beimischungsraten der Drop-In Kraftstoffe, welche in der bestehenden Fahrzeugflotte eingesetzt werden können. Anschließend wird die technisch mögliche Reichweite der Drop-In Kraftstoffe und der anderen alternativen Energieträger anhand des gravimetrischen und volumetrischen Heizwerts und des *Tank-to-Wheel*-Wirkungsgrades untersucht.

Drop-In Möglichkeit von alternativen Energieträgern

Konventionelle Dieselmotorkraftstoffe sind in Europa über DIN EN 590 [52] reguliert, während konventionelle Ottomotorkraftstoffe über DIN EN 228 [51] zertifiziert werden. Nachhaltige Flugkraftstoffe werden über die Norm ASTM D7566-20b [271] zertifiziert. Die Drop-In-Möglichkeit in der bestehenden Fahrzeugflotte wurde in dieser Arbeit über Beimischungsanteile nach Normen oder durch experimentelle Beimischungsgrenzen bewertet. Kraftstoffmischungen, welche die Normen erfüllen, aber die Zustimmung des Herstellers benötigen oder in der Literatur für die meisten Fahrzeuge der Flotte nicht klassifiziert werden, werden in diesem Abschnitt ebenfalls als experimentell geführt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 3.17 dargestellt. Intervalle sind gestreift dargestellt.

Wie bereits erwähnt, ist die Mischung der nachhaltigen Flugkraftstoffe FT-SPK, HEFA-SPK, HFS-SIP, FT-SPKA/A, ATH-SPK, CHJ und HHC-SPK mit konventionellem Kerosin durch die Norm ASTM D7566-20b [271] geregelt. Der maximale Beimischungsanteil beträgt 50 % für FT-SPK, 50 % für HEFA-SPK, 10 % für HFS-SIP, 50 % für FT-SPKA/A und 50 % für ATH-SPK [271]. Die Beimischungsrate von synthetischem Kerosin über den Fischer-Tropsch- und *Methanol-to-Kerosene*-Prozess ist durch den geringen Anteil an Aromaten begrenzt. Neben den Aromaten, ist die Limitierung des Sauerstoffgehalts eine weitere Herausforderung bei synthetischen Flugkraftstoffen [282]. Sauerstoff sowie mit Sauerstoff reagierende Stoffe, wie beispielsweise Alkene, senken die thermische Stabilität²⁷ von Flugkraftstoffen und erhöhen in Folge die Gefahr für Oxidation und Polymerisation. Beide Reaktionen wiederum führen zu Schäden am Turbinensystem, welche erst nach einer hohen Anzahl an Betriebsstunden auffallen. Antioxidationsadditive werden bei synthetischen Flugkraftstoffen zur Erhöhung der thermischen Stabilität substituiert, wobei die Effizienz dieser Maßnahme nach Hemighaus et al. [282] nicht eindeutig nachgewiesen ist. [282] Allerdings wurde reines ATH-SPK von Schripp et al. [283] bereits in einem CFM56-5C4 Triebwerk auf dem Teststand eingesetzt. Hierbei wurden keine größeren Probleme während des Betriebs festgestellt [283]. *Coal-to-Liquid*-Kerosin, dessen Zusammensetzung weitestgehend identisch zu FT-SPK ist, wird seit 2008 zu 100 % in britischen Militärflugzeugen eingesetzt [284]. Nach Bauen et al. [134] kann synthetisches Fischer-Tropsch-Kerosin prinzipiell in jedem Mischungsverhältnis zusammen mit Kerosin verwendet werden. Schmidt et al. [274] kamen in ihrer Übersichtsarbeit zu dem Schluss, dass *Methanol-to-Kerosene*-Treibstoff theoretisch konventionelles Kerosin zu 100 % ersetzen könne, aber das Verfahren nicht kommerzialisiert

²⁷Die **thermische Stabilität** ist eine der wichtigsten Eigenschaften von Flugkraftstoffen, da diese, neben der Bereitstellung von Energie, auch als Kühlmedium für das Motoröl, hydraulische Fluide und die Klimaanlage dienen [282].

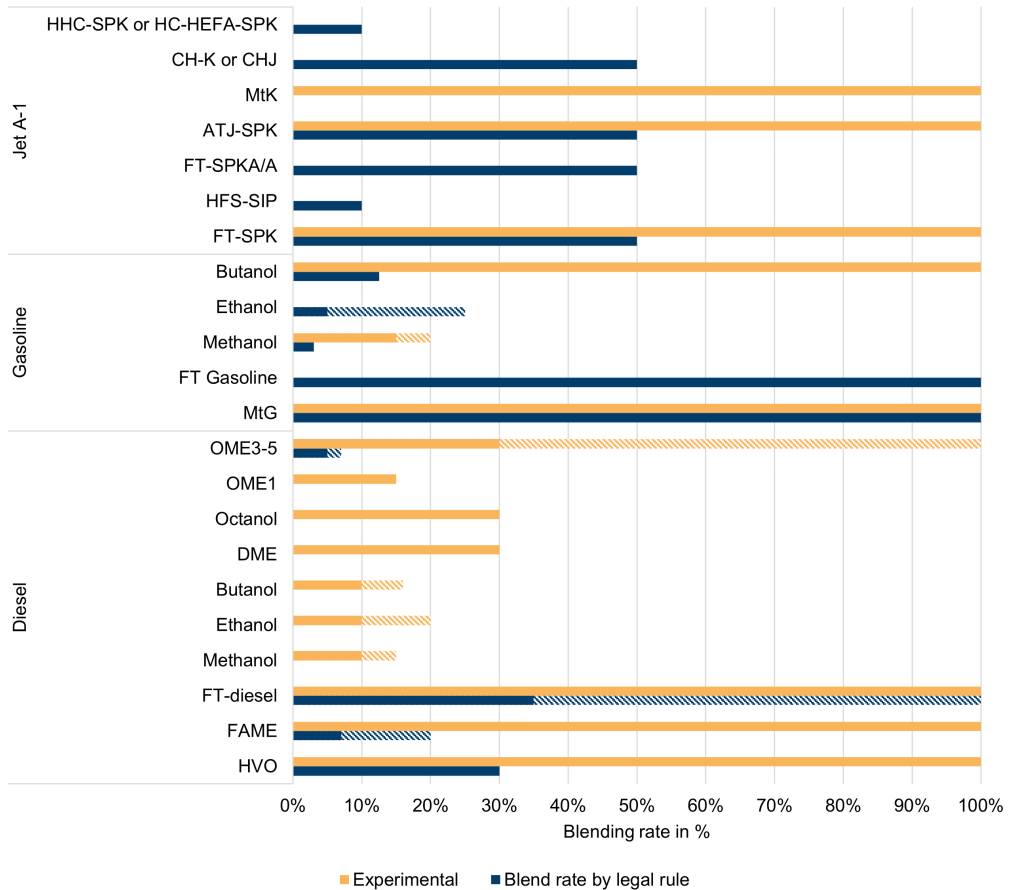


Abb. 3.17.: Drop-In Möglichkeit der unterschiedlichen alternativen Energieträger in Kerosin, Diesel und Benzin. Abkürzungen: *High Hydrogen Content Synthetic Paraffinic Kerosene* (HHC-SPK), *Hydroprocessed Esters and Fatty Acids Synthetic Paraffinic Kerosene* (HEFA-SPK), *Catalytic hydrothermolysis synthetic jet fuel* (CHJ), *Methanol-to-Kerosene* (MtK), *Alcohol-to-Jet Synthetic Paraffinic Kerosene* (ATH-SPK), *synthesized kerosene with aromatics derived by alkylation of light aromatics from non-petroleum sources* (FT-SPKA/A), *Hydroprocessed Fermented Sugars to Synthetic Isoparaffins* (HFS-SIP), *Synthetisches paraffinisches Kerosin via Fischer-Tropsch-Prozess* (FT-SPK), *Fischer-Tropsch* (FT), *Methanol to Gasoline* (MtG), *Oxymethylenether* (OME), *Dimethylether* (DME), *Fettsäuremethylester* (FAME), *hydriertes Pflanzenöl* (HVO).

wurde und der Produktkraftstoff nie das Zulassungsverfahren der ASTM International (ASTM)²⁸ durchlief.

Bei Ottokraftstoff sind die höchsten Mischungsanteile mit Fischer-Tropsch-Benzin und synthetischem *Methanol to Gasoline*-Benzin möglich (vgl. Abbildung 3.17). Nach Schemme et al. [45] erfüllt 100 % *Methanol to Gasoline*-Benzin die DIN EN 228 [51]. Nach Bauen et al. [134] ist *Methanol to Gasoline*-Benzin prinzipiell als Ersatz in jedem Mischungsverhältnis für Benzin geeignet. Die Beimischung von konventionellem Kraftstoff mit hohen Anteilen (angenommene 100 % in Abbildung 3.17) von Fischer-Tropsch-Benzin erfüllt nach Kramer et al. [18] noch die Vorgaben der DIN EN 228 [51]. Bei alkoholischen alternativen Kraftstoffen als Beimischung zu konventionellem Ottokraftstoff erfüllen Methanol-Mischungen bis 3 % oder Ethanol-Mischungen bis 5 % und 10 % die Vorgaben der Norm DIN EN 228 [51]. Höhere Beimischungen bis zu 15 % Ethanol oder 12,5 % Butanol sind im Rahmen der amerikanischen Normen ASTM D4806-13a [285] und ASTM D7862-13 [286] möglich. Das INWL [287] berichtet, dass Benzin-Methanol-Gemische mit bis zu 15 % Methanol in konventionellen Motoren und mit bis zu 20 % Methanol in modernen Motoren verwendbar sind. Wei et al. [288] haben die Auswirkungen von reinem Butanol auf einen Ottomotor am Teststand untersucht.

Für Diesel-Motoren ist die höchste Beimischung für Fischer-Tropsch-Diesel möglich (vgl. Abbildung 3.17). Eine Beimischung von bis zu 35 % erfüllt die Norm DIN EN 590 [52] nach Kramer et al. [18], während die amerikanische Norm ASTM D975-20c [289] eine 100%ige Fischer-Tropsch-Diesel-Verwendung zulässt. Fischer-Tropsch-Diesel ist in Europa durch die gesetzliche Vorschrift DIN EN 15940 [290] zertifiziert. Nach Bauen et al. [134] kann theoretisch bis zu 100 % Fischer-Tropsch-Diesel als Ersatz für konventionellen Diesel verwendet werden. Der auf Biomasse basierende alternative Diesellokraftstoff FAME kann in Europa im Rahmen der DIN EN 590 [52] zu 7 % konventionellem Diesel beigemischt werden. FAME wird in den USA durch die Norm ASTM D7467-20a [291] zertifiziert und kann konventionellem Diesel im Bereich von 6-20 % beigemischt werden. In Europa ist die Beimischung von FAME zu konventionellem Diesel mit Anteilen von 20, 30 und 100 % durch die Normen DIN EN 16734 [292], DIN EN 16709 [293] und DIN EN 14214 [294], unter der Auflage, dass die Mischungen vom Fahrzeughersteller freigegeben sind, möglich. HVO-Beimischungen bis zu 30 % erfüllen die DIN EN 590 [52] nach Bohl et al. [295]. Kuronen et al. [296] berichten über den Einsatz von 100 % HVO in Stadtbussen. Methanol wurde als Diesellend mit bis zu 10 % Methanolanteil in einem Diesel-Motor von Damyanov [297] und bis zu 15 % Methanolanteil von Sayin et al. [298] verwendet. Damyanov [297] berichtet über die Verwendung von Diesel-Ethanol-Gemischen mit 10 % und 20 % Ethanolanteil. Des Weiteren berichtet Damyanov [297] über die Verwendung von Diesel-Butanol-Gemischen mit 10 % und 20 % Butanolanteil, während Sayin [299] von der Verwendung eines 10%igen Butanolanteils in einem Diesel-Butanol-Gemisch berichtet. Nach Bauen et al. [134] wurden in den USA Standard-Schiffsmotoren mit Diesel-Butanol-Gemischen bis zu 16 % (iB16) getestet. Im Falle von Oktanol berichten Rajesh Kumar et al. [300] über die Verwendung einer 30%igen Oktanol-Diesel-Mischung. Der alternative Kraftstoff Oxymethylenether₁ wurde in einem Fahrzeug mit Motormodifikationen als 15%ige Oxymethylenether₁-Diesel-Mischung von Continental [301] auf der Straße getestet. Oxymethylenether₃₋₅ als Diesellend erfüllt die Anforderungen der DIN EN 590 [52] mit einem maximalen Oxymethylenether₃₋₅-Anteil von 5-7 % [302]. Beidl et al. [302] hingegen berichten vom Einsatz von Oxymethylenether₃₋₅-Diesel-Blends von 30 bis 100 %.

Insgesamt sind bei Flugkraftstoffen Beimischungsraten von bis zu 100 % mit synthetischen Kraftstoffen beziehungsweise der Einsatz von ausschließlich synthetischen Kraftstoffen möglich, wobei die Beimischung durch Normen auf 50 % limitiert sind. Des Weiteren ist, basierend auf der in diesem Abschnitt untersuchten Literatur, die Beimischung von bis zu 100 % synthetischem Benzin aus dem *Methanol to Gasoline*- oder Fischer-Tropsch-Prozess zu konventionellem Benzin in der bestehenden Fahrzeugflotte möglich (vgl. Abbildung 3.17). Hohe Beimischungsanteile zu konventionellem Diesellokraftstoff sind weiterhin mit den Kraftstoffen Fischer-Tropsch-Diesel, HVO und FAME erzielbar.

²⁸Ursprünglich *American Society for Testing and Materials*

Heizwert von Energieträgern

Die erzielbare Reichweite eines Fahrzeugs hängt im Wesentlichen vom *Tank-to-Wheel*- bzw. *Tank-to-Propeller*-Wirkungsgrad, der gravimetrischen und volumetrischen Energiedichte des Kraftstoffs und dem Motorlastverhalten des jeweiligen Fahrzeugs ab. Der Wirkungsgrad in Abhängigkeit von der Motorlast ist bei den verschiedenen Antriebssystemen sehr unterschiedlich. In diesem Abschnitt wird auf den Heizwert der verschiedenen alternativen Kraftstoffe eingegangen. Der *Tank-to-Wheel*-Wirkungsgrad verschiedener Fahrzeuge im Straßenverkehr, im Luftverkehr, im Schienenverkehr und in der Binnenschifffahrt wird in den separaten Abschnitten für jeden Verkehrsträger diskutiert. Abbildung 3.18 zeigt die gravimetrische und volumetrische Energiedichte verschiedener konventioneller und alternativer Kraftstoffe. Abbildung 3.18 zeigt deutlich die Überlegenheit der flüssigen Kraftstoffe bei der volumetrischen Energiedichte, während Wasserstoff mit 120 MJ/kg die mit Abstand höchste gravimetrische Energiedichte aufweist. Die höchsten volumetrischen Dichten haben Schweröl (HFO), Kerosin (*Jet A-1*) und Diesel mit 39-43 GJ/m³, 33-36 GJ/m³ und 36 GJ/m³. Biodiesel (FAME), synthetischer Fischer-Tropsch (FT)-Diesel, synthetisches *Methanol to Gasoline* (MtG)-Benzin, Autogas (LPG) und die höheren Alkohole Oktanol und Butanol liegen im Bereich von 25-34 GJ/m³, während die volumetrische Energiedichten der übrigen flüssigen Kraftstoffe LNG, Oxymethylenether (OME), Dimethylether (DME), Benzin E85 und der niedrigeren Alkohole Ethanol und Methanol im Bereich von 16-23 GJ/m³ liegen. Methanol hat mit 16 GJ/m³ die niedrigste volumetrische Energiedichte der flüssigen Kraftstoffe und die zweitniedrigste gravimetrische Energiedichte. Nur Oxymethylenether₃₋₅ hat mit circa 29 GJ/m³ eine geringere gravimetrische Energiedichte im Bereich der flüssigen Kraftstoffe. Flüssiger Wasserstoff, der zwar als Kraftstoff gasförmig verwendet, aber in flüssiger Form gespeichert wird, hat eine volumetrische Energiedichte von 8 GJ/m³. Bei gasförmigen Kraftstoffen ist die volumetrische Energiedichte stark vom Druck abhängig. CNG hat eine volumetrische Energiedichte im Bereich von 36 MJ/m³-9 GJ/m³²⁹, während Wasserstoff eine volumetrische Energiedichte von 10 MJ/m³-5 GJ/m³³⁰ hat. Der Hauptbestandteil von CNG und LNG ist Methan, weshalb sich die Heizwerte stark ähneln. Batterien hingegen haben mit 0,94 MJ/kg bzw. 3 GJ/m³ die geringste gravimetrische und volumetrische Energiedichte. Auch die Batterien im Forschungsstadium haben mit 1,71 MJ/kg und 5 GJ/m³ niedrige Werte. Insbesondere die hohe gravimetrische Energiedichte ist für Anwendungen wie den Lufttransport stark limitierend, worauf im folgenden Abschnitt noch näher eingegangen wird.

Wirkungsgrade von Antriebssystemen

Tabelle 3.24 gibt eine allgemeine Übersicht über die *Tank-to-Wheel*-Wirkungsgrade von unterschiedlichen Antriebssystemen. Den höchsten Wirkungsgrad weisen batterieelektrische Fahrzeuge (BEV) mit 81-95 % auf, gefolgt von brennstoffzellen-elektrischen Fahrzeugen (FCEV) mit 49-62 %, Flugzeugturbinen mit 50 % und Schiffsmotoren im Bereich 44-56 %. Auffällig niedrig ist der maximale Wirkungsgrad von 2-Takt Kleinmotoren mit um die 24 %. Zu beachten ist auch der Mehrverbrauch bestimmter Antriebe bei kälteren Temperaturen. So steigt der Verbrauch von batterie-elektrischen Fahrzeugen im Winter nach Füßel [314] um bis zu 50 %, während jener von konventionellen Fahrzeugen nur um 10 % steigt.

Wie bereits einleitend angedeutet sind die maximalen Wirkungsgrade der Antriebssysteme nur für eine erste Einordnung relevant. Für eine tiefere Analyse müssen, so fern möglich, die Verbrauchswerte analysiert werden. Die unterschiedlichen Antriebssysteme haben ein unterschiedliches Teillastverhalten. Der Brennstoffzellenantrieb hat seinen maximalen Wirkungsgrad bei circa 10-20 % Last und fällt dann leicht linear bis 100 % Last ab, während der konventionelle Dieselmotor niedrige Wirkungsgrade bei niedrigen Lasten, ansteigende Wirkungsgrade bei steigender Last und den maximalen Wirkungsgrad bei näherungsweise 100 % Last aufweist [303], [319]. Die Wirkungsgrad-

²⁹ 1 atm bis 250 bar

³⁰ 1 atm bis 700 bar

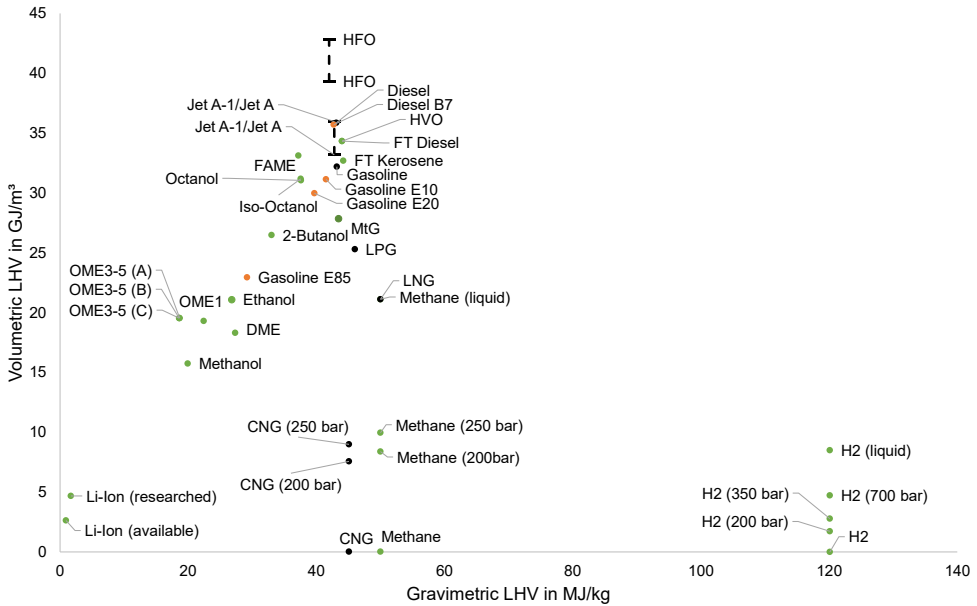


Abb. 3.18.: Gravimetrischer und volumetrischer unterer Heizwert verschiedener Energieträger basierend auf [45], [303]–[313]. Werte und Quellen sind im Anhang in Tabelle A.16 auf S.288 aufgeführt. *Abkürzungen:* Lower Heating Value (Deutsch: Unterer Heizwert) (LHV), Schweröl (HFO), hydriertes Pflanzenöl (HVO), Fischer-Tropsch (FT), Fettsäuremethylester (FAME), Methanol to Gasoline (MtG), Autogas (LPG), verflüssigtes Erdgas (LNG), Oxymethylenether (OME), Dimethylether (DME), komprimiertes Erdgas (CNG), Wasserstoff (H₂).

Last-Kurve von Elektromotoren³¹ ähnelt jener von Brennstoffzellen, mit dem einzigen Unterschied, dass die Kurve von Elektromotoren nicht mit wachsender Last abfällt, sondern konstant bleibt [321]. Die Verbrauchswerte der unterschiedlichen Fahrzeugklassen hängen also zum einen vom Betriebsbereich der Fahrzeugklasse und zum anderen dem Lastverhalten des Fahrzeuges ab. In den Folgenden Abschnitten werden die Wirkungsgrade der unterschiedlichen Technologie-Optionen bei Einsatz im Straßenverkehr, der Binnenschifffahrt, dem Schienenverkehr und dem Flugverkehr diskutiert.

Straßenverkehr Abbildung 3.19 zeigt den Energieverbrauch unterschiedlicher Kombinationen von Antrieben und Energieträgern für PKW (*PC*), leichte Nutzfahrzeuge (*LDV*), schwere Nutzfahrzeuge (*HDV*), Krafträder (*MC*), Busse (*buses*) und Reisebusse (*coaches*) basierend auf Helgeson und Peter [322] und HBEFA 4.1 [118]. Diese Energieverbräuche sind Durchschnittswerte und beinhalten entsprechend das durchschnittliche Betriebsverhalten der unterschiedlichen Fahrzeugklassen. Die Verbrauchswerte sind immer relativ zum Dieselverbrauch der jeweiligen Fahrzeugklasse. Die Ausnahme bilden die Kraftradwerte, diese sind nicht diesel-, sondern benzinspezifisch. Der Energieverbrauch für benzinbetriebene leichte Nutzfahrzeuge ist in Abbildung 3.19 nicht enthalten, da benzinbetriebene Fahrzeuge mit Ottomotor weniger als 4 % der Gesamtfahrleistung von leichten Nutzfahrzeugen ausmachen und leichte Nutzfahrzeuge insgesamt etwa 8 % der Gesamtfahrleistung aller Fahrzeuge in NRW erbringen [24].

Wie in Abbildung 3.19 dargestellt, bietet der batterie-elektrische Antrieb die größte Verbrauchs-

³¹Diese Aussage gilt für Elektromotoren >75 PS (55 kW)

Tab. 3.24.: *Tank-to-Wheel*-Wirkungsgrade unterschiedlicher Antriebssysteme basierend auf [18], [315]–[320].

Antriebssystem	Energieträger	Einsatzbereich	Max. Wirkungsgrad
Ottomotor	Benzin	Motorrad	31 % [315]
	Benzin 2-Takt	Kleinmotoren	24 % [315]
	Benzin	PKW, Nutzfahrzeuge	36 % [18], [315]
	LPG	Nutzfahrzeuge	36,5 % [18]
	CNG	Nutzfahrzeuge	37 % [18]
Dieselmotor	Diesel	PKW	43 % [315]
	Diesel	Nutzfahrzeuge, LKW	42-45 % [18], [315]
	LNG	Nutzfahrzeuge	42 % [18]
	FT Diesel, HVO, OME ₃₋₅ , DME	Nutzfahrzeuge	42 % [18]
Größere Dieselschnellläufer	Diesel	Schifffahrt	44 % [315]
Mittelschnellläufer	Diesel	Schifffahrt	45 % [315]
Kreuzkopfmotoren	HFO 2-Takt	Schifffahrt	54 % [315]
Turbinen	Kerosin	Luftfahrt	50 % [316]
Batterie-elektrisch	Elektrische Energie	-	81-95 % [18], [320]
Brennstoffzellen-elektrisch	H ₂	-	49-62 % ^a

Anmerkungen. ^a Polymerelektrolytbrennstoffzelle mit 60-65 % Wirkungsgrad [317]–[319], elektrisches System mit 81-95 % Wirkungsgrad [18], [320]. *Abkürzungen:* LPG: Autogas, CNG: komprimiertes Erdgas, LNG: verflüssigtes Erdgas, FT: Fischer-Tropsch, HVO: hydriertes Pflanzenöl, OME: Oxymethylenether, DME: Dimethylether, HFO: Schweröl.

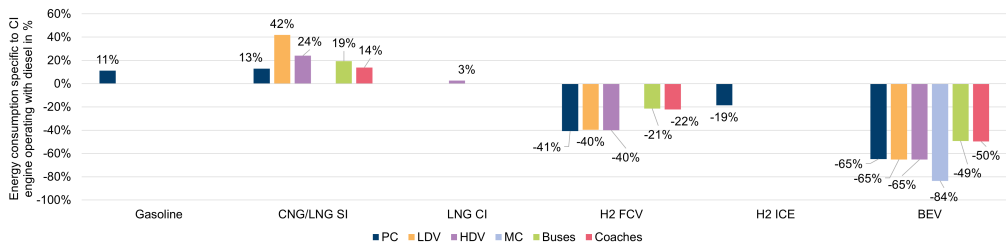


Abb. 3.19.: Energieverbrauch unterschiedlicher Antriebe für PKW (PC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), schwere Nutzfahrzeuge (HDV), Krafträder (MC), Busse (buses) und Reisebusse (coaches) basierend auf Helgeson und Peter [322] und HBEFA 4.1 [118]. Die Verbrauchswerte sind immer relativ zum Dieserverbrauch der jeweiligen Fahrzeugklasse. Die Kraftradwerte sind nicht diesel-, sondern benzinspezifisch. *Abkürzungen:* *Compressed Ignition* (CI), komprimiertes Erdgas (CNG), verflüssigtes Erdgas (LNG), brennstoffzellelektrisches Fahrzeug (FCV), batterieelektrisches Fahrzeug (BEV), Wasserstoff (H₂), *Internal Combustion Engine* (ICE).

reduktion mit 50 % bis 65 % in Bezug auf konventionelle Dieselfahrzeuge für die Fahrzeugklassen Reisebusse, Linienbusse, PKW, leichte Nutzfahrzeuge und schwere Nutzfahrzeuge und etwa 84 % für Krafträder in Bezug auf einen konventionellen Ottomotor. Brennstoffzellen-elektrische Fahrzeuge bieten eine Reduktion des Energieverbrauchs von circa 40 % für PKW, leichte Nutzfahrzeuge und schwere Nutzfahrzeuge und circa 22 % für Busse und Reisebusse. Dieser Unterschied kann durch die unterschiedlichen Literaturquellen begründet werden. Für Reise- und Linienbusse wurde die Reduktion in Bezug auf EURO VI Dieselfahrzeuge berechnet. Die Verwendung von CNG oder LNG im Gasmotor (*Spark-Ignition*) erhöht den Energieverbrauch im Allgemeinen [323]. Bei leichten Nutzfahrzeugen erhöht sich der Verbrauch um circa 42 %, während bei PKW, Reisebussen, Bussen und schweren Nutzfahrzeugen der Verbrauch zwischen 13-24 % ansteigt (vgl. Abbildung 3.19). Bei Einsatz von Dual-Fuel *High Pressure Direct Injection* (HPDI) Motoren, in welchen LNG oder CNG mit einem kleinen Anteil Diesel im Dieselmotor (*Compression-Ignition*) verbrannt wird, haben schwere Nutzfahrzeuge einen 3 % höheren Energieverbrauch im Vergleich zum konventionellen Dieselantrieb. Diese Werte passen auch zum Vergleich der erdgasbetriebenen Motoren von Büniger et al. [323]. Hybridtechnologien haben das Potential den Energieverbrauch zu reduzieren, wobei die Reduktion jedoch stark vom Anteil der im Elektrobetrieb gefahrenen Strecke und dem Verbrauchsprofil des Fahrzeugs abhängt. Basierend auf prognostizierten Werten für 2020 nach Helgeson und Peter [322] liegt das Reduktionspotential von aktuellen seriellen und Plug-In Hybriden bei Dieselybriden im Bereich 20 % bis 43 %, während dieses bei Benzinhybriden im Bereich 31 % bis 50 % liegt. Für CNG/LNG Hybride mit Erdgasmotor liegt das Potential im Bereich 28 % bis 72 %. Der Betrieb von Brennstoffzellenfahrzeugen als Plug-In Hybriden kann den Energieverbrauch um 15 % senken. Bei BEV wird der Energieverbrauch auch wesentlich durch die maximale Reichweite des jeweiligen Fahrzeugs bzw. die Batteriegröße beeinflusst. Weiss et al. [324] berichten, dass der Energieverbrauch von Elektrofahrzeugen stark von der Fahrzeugmasse abhängt. Nach Weiss et al. [324] erhöhen 10 kWh Batteriekapazität die Reichweite von PKW um etwa 40-50 km bei gleichzeitiger Steigerung des Energieverbrauchs um 0,7-1,0 kWh/100 km. Helgeson und Peter [322] prognostizieren unter anderem die Entwicklung des Energieverbrauchs der unterschiedlichen Antriebskonzepte für PKW, leichte Nutzfahrzeuge und schwere Nutzfahrzeuge. Die zeitlichen Entwicklungen sind im Anhang in Abbildung A.7 (S.289), Abbildung A.8 (S.289) und Abbildung A.9 (S.290) für PKW, leichte Nutzfahrzeuge und schwere Nutzfahrzeuge abgebildet. Bei PKW werden stärker abnehmende Energieverbräuche für den CNG-, Benzin-, Diesel- und CNG-Hybrid-Antrieb prognostiziert. Bei den leichten Nutzfahrzeugen hingegen werden stärker abnehmende Verbräuche bei Diesel-, Dieselybrid und Brennstoffzellenantrieb prognostiziert, während bei schweren Nutzfahrzeugen die Verbräuche von Diesel- und CNG/LNG-Antrieb (Dieselmotor) abnehmen.

Binnenschifffahrt In der Binnenschifffahrt werden hauptsächlich Dieselmotoren mit höheren Drehzahlen bis zu maximal 2.200 1/min eingesetzt. Diese Motoren haben einen maximalen Wirkungsgrad von 44 % [315], während elektrische Antriebe einen maximalen Wirkungsgrad von 85 % haben [18]. Diese Werte wurden zur Abschätzung des Energieverbrauchs verwendet. Für LNG- und Diesel-Hybrid-Schiffe sowie Diesel-Schiffe mit SCR-Katalysator und Dieselpartikelfilter wurden ebenfalls keine klassenspezifischen Werte verwendet. Nach Otten et al. [121] verbrauchen Dieselschiffe mit SCR/DPF im Vergleich zu konventionellen ZKR 2-Schiffen 1 % mehr Energie, während Diesel-Hybrid-Schiffe 5 % weniger Energie verbrauchen. Die Wirkungsgrade für Brennstoffzellen-Binnenschiffe wurden von Zerta et al. [319] übernommen. Die daraus resultierenden Energieverbrauchsreduzierungen sind in Abbildung 3.20 dargestellt.

Der Brennstoffzellenantrieb zeigt die größte Energieverbrauchsreduktion in Höhe von 47 % und 41 % für Tagesausflugsschiffe (*Day-trip ships*) und Kabinenschiffe (*Cabin vessel*) und eine geringere Reduktion von 29 % und 15 % für Güterleichter/Tankerleichter (*Pushed barge/tanker*) und Gütermotorschiffe/Tankermotorschiffe (*Cargo barge/liquid cargo barge*). Eine mögliche Erklärung könnte das Lastmanagement der verschiedenen Schiffsklassen sein. Wie bereits erläutert, hat der Brennstoffzellenantrieb seinen Spitzenwirkungsgrad bei 20 % Last und fällt dann leicht linear bis 100 % ab,

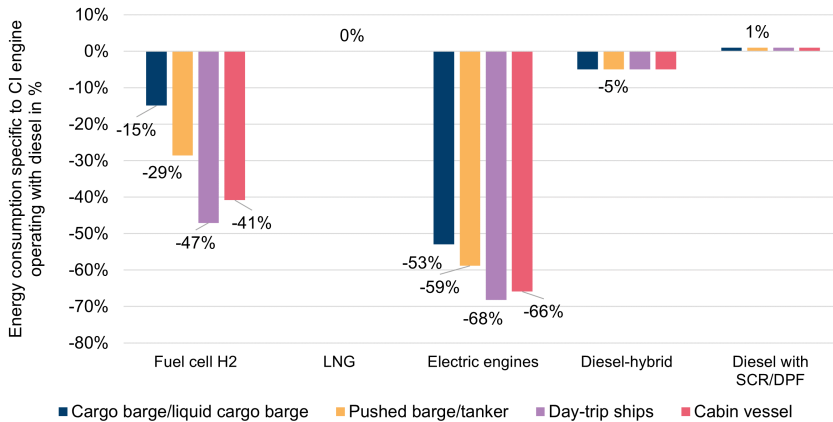


Abb. 3.20.: Energieverbrauch von Güter-/Tankermotorschiffen (*Cargo barge/liquid cargo barge*), Güter-/Tankerleichtern (*Pushed barge/tanker*), Tagesausflugsschiffen (*Day-trip ships*) und Kabinenschiffen (*Cabin vessel*) basierend auf [18], [315], [319]. Abkürzungen: *Compressed Ignition* (CI), verflüssigtes Erdgas (LNG), Wasserstoff (H₂), *Selective Catalytic Reduction* (Deutsch: selektive katalytische Reduktion) (SCR), Dieselpartikelfilter (DPF).

während der konventionelle Diesel bei niedrigen Lasten niedrige Wirkungsgrade und bei hohen Lasten nahe dem Maximum einen Spitzenwirkungsgrad von circa 40 % aufweist [319]. Ähnliche Reduktionswerte liegen beim elektrischen Antrieb vor. Die größten Reduktionen können mit 66 % und 68 % bei Tagesausflugsschiffen und Kabinenschiffen erreicht werden, während Güterleichter/Tankerleichter und Gütermotorschiffe/Tankermotorschiffe mit 59 % und 53 % geringere Reduktionen aufweisen. Die Annahme eines konstanten Wirkungsgrades von 85 % für den Batterieantrieb dürfte weitestgehend zutreffend sein, da die Wirkungsgrad-Last-Kurve von Elektromotoren³² schon bei niedriger Last nahe am Effizienzmaximum ist [321]. LNG-betriebene Schiffe mit Diesel- oder Ottomotor haben nach Otten et al. [121] den gleichen Energieverbrauch wie konventionelle Dieselschiffe. Diese Annahme scheint recht optimistisch, da nach den Untersuchungen von Bünger et al. [323] moderne Ottomotoren im Gasbetrieb maximal 90-95 % des Wirkungsgrades eines vergleichbaren Dieselmotors erreichen können.

Schienenverkehr Im Schienenverkehr gibt es neben dem konventionellen Betrieb mit Oberleitung oder Diesel-elektrischem Antrieb grundsätzlich die drei alternative Antriebe (1) diesel-elektrischer Hybridantrieb, (2) batterie-elektrischer Hybridantrieb und (3) brennstoffzellen-elektrischer Hybridantrieb. Eine Alternative für den Schienentransport ist der erwähnte Diesel-Batterie-Hybridantrieb. Alstom entwickelte die Hybrid Rangierlokomotive Alstom H3 mit Dieselmotor und einer zusätzlichen Batterie. Die Batterie lädt im Schwachlastbetrieb und stellt im Hochlastbetrieb Energie bereit, was den Energieverbrauch um bis zu 50 % senkt [325]. Eine weitere alternative Antriebstechnologie im Schienenverkehr sind elektrische Züge mit zusätzlichen Batterien. Mit diesen Zusatzbatterien können diese Züge im batterie-elektrischen Betrieb auf Streckenabschnitten ohne Oberleitung fahren. Auf Abschnitten mit Oberleitung werden die Batterien geladen. Bombardier entwickelte den Prototyp BOMBARDIER TALENT 3, welcher in Kleinserie produziert wird und eine elektrische Reichweite von 40 km aufweist [326]. Mit der nächsten Generation soll die Reichweite auf bis zu 100 km steigen [326]. Eine weitere Hybridtechnologie ist die Diesel-Luft-Druck-Technologie, bei der Bremsenergie in Form von komprimiertem Stickstoff gespeichert wird. Diese Technologie bietet einen geringeren

³²Elektromotoren >75 PS (55 kW)

Energieverbrauch und weniger Zusatzgewicht im Vergleich zu den anderen genannten Hybridtechnologien [327]. Diese Technologie hat sich allerdings nie kommerziell durchgesetzt und wird im Folgenden nicht weiter untersucht. Wasserstoff-Brennstoffzellenzüge sind eine weitere vielversprechende Technologie für den Schienenverkehr. Der Brennstoffzellen-Zug Alstom Coradia iLint ist bereits in Niedersachsen in Betrieb [328]. Dieser Zug hat eine Reichweite von 1000 km und ungefähr das gleiche Gewicht wie ein konventioneller Diesellokomotivzug [328]. Plank-Wiedenbeck et al. [329] berichten, dass der Alstom Coradia iLint circa 0,18-0,25 kg_{H₂}/km verbraucht, während ein vergleichbarer konventioneller Diesellokomotivzug 1-1,8 l_{Diesel}/km verbraucht. Dies entspricht zu 7173 Wh/km für den Wasserstoffzug und 13945 Wh/km für den Diesellokomotivzug. Der Alstom Coradia iLint ist weitestgehend vergleichbar mit der Zugklasse S-Bahn. Die DB AG [162] gibt den Energieverbrauch einer Elektro- und Diesel-S-Bahn mit 22 Wh/Sitz-km bzw. 60 Wh/Sitz-km an. In der Summe führt das zu einer Reduktion des Energieverbrauchs um 63 % bei Elektrolokomotiven und 49 % bei Brennstoffzellenlokomotiven. Wie bereits berichtet, haben diesel-elektrische Hybridzüge das Potenzial den Kraftstoffverbrauch um 50 % zu reduzieren, allerdings gilt dies nur für den Einsatz als Rangierzug. Die Reduktion des Energiebedarfs der unterschiedlichen Alternativen ist in Tabelle 3.25 zusammengefasst.

Tab. 3.25.: Reduktion des Energiebedarfs im Schienenverkehr durch alternative Antriebstechnologien basierend auf [162], [325], [329].

Antrieb	Reduktion Energiebedarf
Diesel-elektrischer Hybrid	50 % [325]
Batterie-elektrisch Hybrid	63 % basierend auf [162]
Brennstoffzellen-elektrisch	49 % basierend auf [329]

Flugverkehr Bedingt durch die geringe technische Reife der alternativen Antriebe für den Luftverkehr (vgl. Roland Berger [330] und McKinsey & Company [226]), sind die Referenzen für den Energieverbrauch begrenzt. Seeckt und Scholz [331] haben die Verbrennung von herkömmlichem Kerosin und von Wasserstoff in den Flugzeugklassen Jet und Turboprop verglichen. Der Einsatz von Wasserstoff in einem Turboprop-Flugzeug reduzierte den Energieverbrauch um 5 %, während er den Energieverbrauch im Jet um etwa 3 % erhöhte. Nach Roland Berger [330] haben Brennstoffzellenantriebe einen Wirkungsgrad von etwa 45-50 %³³, während die Wasserstoffverbrennung einen Wirkungsgrad von 40 % aufweist. Andere Literaturquellen nehmen höhere Wirkungsgrade der Brennstoffzelle und des elektrischen Systems von bis zu 62 % an (vgl. Tabelle 3.24). Flugzeugturbinen haben einen Wirkungsgrad von etwa 50 % [316]. Aufgrund des Mangels an Informationen über den Energieverbrauch wird die *Tank-to-Wheel*-Effizienz im Luftverkehr anhand der erläuterten Motorwirkungsgrade bewertet, welche in Tabelle 3.26 zusammengefasst sind.

Tab. 3.26.: *Tank-to-Wheel*-Wirkungsgrade unterschiedlicher Antriebssysteme für den Flugverkehr basierend auf Bräunling [316] und Roland Berger [330].

Antrieb	Wirkungsgrad
Brennstoffzellen-elektrisch	45-50 % [330]
Batterie-elektrisch	82-90 % [330]
Wasserstoff Verbrennung	40 % [330]
Kerosin Verbrennung	50 % [316]

³³55 % Wirkungsgrad der Brennstoffzelle und 90 % Wirkungsgrad des elektrischen Antriebsstrangs [330].

3.8.4. Fazit

In 3.8.2 wurde die Produktion von Wasserstoff, CNG/LNG, Methanol, Dimethylether, *Methanol to Gasoline*-Benzin, Fischer-Tropsch-Diesel und -Kerosin und HVO als vielversprechend bewertet. Hier-von sind *Methanol to Gasoline*-Benzin, Fischer-Tropsch-Diesel, HVO und Fischer-Tropsch-Kerosin als Drop-In Kraftstoffe geeignet (vgl. 3.8.3, 74). Wenn möglich, sollten neben der Verwendung von Drop-In Kraftstoffen Hybrid-Konzepte verwendet werden, um den Energiebedarf zu reduzieren (vgl. 3.8.3, 77). Methanol und Dimethylether sind prinzipiell aufgrund der geringen Produktionskosten als alternative Energieträger auch vielversprechend (vgl. 3.8.2, S.72). Ein Nachteil von CNG/LNG ist das hohe Treibhauspotenzial³⁴ von Methan von 28. Dimethylether weist mit einem Treibhauspotenzial von 0,3 nach Good et al. [332] hingegen das geringste Potential unter den dem Autor dieser Arbeit bekannten und auch unter den vom IPCC [11] gelisteten Treibhausgasen auf. Ein hohes Treibhauspotential wirkt sich negativ auf die gesamte THG-Bilanz des Energieträgers aus, falls dieser in die Umwelt gelangt. Verstärkt wird das hohe Treibhauspotenzial von Methan durch den Methan-Schlupf im vorgelagerten Prozess und durch den Methan-Schlupf im Fahrzeug selbst³⁵, durch welchen das Methan in die Umwelt gelangt. Diese Problematik existiert bei Dimethylether nicht. [333]

Im Folgenden werden die Erkenntnisse der letzten Abschnitte mit verfügbaren Fahrzeugtechnologien verglichen und abschließend diskutiert und bewertet.

Straßenverkehr CNG und LNG sind aufgrund der günstigen bis mittleren Produktionskosten und des bereits vorhanden Marktanteils durch fossiles Erdgas vielversprechend. LNG-LKW werden beispielsweise von Volvo mit HPDI-Dieselmotor im Dual-Fuel Betrieb mit 5-10 % Diesel oder von Scania mit Gasmotor vertrieben [334], [335]. Vorteil des Dual-Fuel Betriebs ist ein höherer Wirkungsgrad, welcher näherungsweise jenem des konventionellen Betriebs mit Diesel entspricht, während beim Gasmotor 75-85 % und maximal 90-95 % des Wirkungsgrades eines konventionell betriebenen Dieselmotors möglich sind [323]. Ein Nachteil des Dieselmotors im Gasbetrieb sind höhere Emissionen, wie die Emissionsfaktoren in HBEFA 4.1 [118] oder Otten et al. [121] zeigen.

Methanol wird beispielsweise als reines Methanol (M100) im Rennsport verwendet. Ähnlich wie Erdgas wird Methanol auch in Dieselmotoren im Dual-Fuel Betrieb eingesetzt. Dual-Fuel Systeme für den Dieselmotor wurden bereits in der Automobilindustrie und in der Schifffahrt eingesetzt [336]. Ein Beispiel ist der Einsatz in der Fähre Stena Germanica [336]. Die europäische Kommission hingegen bewertet den Einsatz von Methanol im Dual-Fuel Betrieb im Dieselmotor bei schweren Nutzfahrzeugen als unerforscht [134]. Nach Zhai [337] ist der Einsatz von Methanol aber in unter anderem schweren Nutzfahrzeugen Teil des 2012 gestarteten Methanol Pilot Programms in China. Inzwischen gibt es zwei³⁶ unterschiedliche schwere Nutzfahrzeugmodellserien mit Methanol/Diesel Dual-Fuel Motor von den Herstellern China National Heavy Duty Truck Group Corp., Ltd. und Shaanxi Heavy-duty Automobile Group Co., Ltd. [338]. Im Dual-Fuel Betrieb im Dieselmotor sinken die NO_x-, PM- und Ruß-Emissionen, während die HC-Emissionen steigen [287].

In 3.8.1 wurden PKW, leichte Nutzfahrzeuge und Krafträder als Fahrzeugklassen mit tendenziell kürzeren Wegstrecken identifiziert. Des Weiteren sind bei diesen Fahrzeugklassen große Verbrauchsreduktionen durch einen batterie-elektrischen Antrieb möglich (vgl. Abbildung 3.19, S.79). Linienbusse und LKW, welche ohne Anhänger betrieben werden, wurden in 3.8.1 als Fahrzeugklassen mit mittlerem Reichweitenbedarf identifiziert, weshalb auch bei diesen Fahrzeugklassen der Einsatz eines batterie-elektrischen Antriebs sinnvoll scheint. Dagegen spricht die höhere Fahrzeugmasse dieser Fahrzeuge und der entsprechend höhere Energiebedarf. Bei schweren Fahrzeugen und längeren Wegstrecken scheint der Einsatz eines batterie-elektrischen Antriebes trotz der höheren Wirkungsgrade aufgrund der sehr viel geringeren volumetrischen und gravimetrischen Energiedichte

³⁴Treibhausgaspotentiale sind im Anhang in Tabelle A.17 auf S.290 aufgeführt.

³⁵Beispielsweise im Tank.

³⁶Sinotruk Howo ZZ3317N4667D1M, Sinotruk Howo ZZ3257N3847D1M II, Shacman SX3317DR456HM, Shacman SX3317DR456HM II.

nicht sinnvoll (vgl. Abbildung 3.18, S.78 und Abbildung 3.19, S.79). Eine weitere vielversprechende Technologie ist hingegen der Einsatz von Oberleitungs-LKW im Frachtverkehr. Die Kosten dieser Technologie hängen allerdings stark von der Länge der Oberleitungsabschnitte, dem Verkehrsvolumen auf diesen Abschnitten und dem Anteil der Fahrzeuge, welche diese Technologie nutzen, ab [339]. Aufgrund dessen ist eine Abschätzung der Kosten über die Produktgestehungskosten, wie sie für die anderen Energieträger in Abschnitt 3.8.2 durchgeführt wurde, nicht möglich. Eine räumliche Analyse zur Ermittlung der Kosten ist notwendig. Auf Grund dessen wurde der Einsatz von Oberleitungs-LKW im schweren Nutzverkehr in einer separaten Studie [340] untersucht und publiziert. Da die Methodik stark von jener in diesem Abschnitt erläuterten Methodik zur Priorisierung abweicht, wird diese an dieser Stelle nicht weiter erläutert. Diese ist detailliert in Breuer et al. [340] beschrieben. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Studie kurz vorgestellt.

Neben Oberleitungs-LKW und batterie-elektrischen LKW sind brennstoffzellen-elektrische LKW die einzigen anderen Fahrzeuge, welche keine Abgasemissionen produzieren. Deshalb wurden in Breuer et al. [340] Oberleitungs-LKW mit brennstoffzellen-elektrischen LKW für den schweren Nutzverkehr mit Sattelzugmaschinen hinsichtlich Kosten, THG-Emissionen und lokaler Emissionen verglichen. Berücksichtigt wurden dabei Oberleitungs-Diesel-Hybrid-LKW mit kleiner Batterie und einem zusätzlichen Diesel-Aggregat, mit welchem im Sekundärnetz abseits der Autobahnen gefahren wird und Oberleitungs-LKW mit einer größeren Batterie, welche auch im Sekundärnetz vollständig elektrisch fahren.

Der Einsatz von Diesel-Hybrid-Sattelzugmaschinen, welche auf Autobahnen elektrisch über Oberleitungen betrieben werden, führt zu hoher Flexibilität im Sekundärnetz bei im Vergleich zu den anderen untersuchten Technologien deutlicher Beeinträchtigung der lokalen Emissionen in Stadtgebieten. Die Kosten reichen von niedrigen Kosten bei Einsatz auf viel befahrenen Strecken in einer *Ramp-Up*-Phase bis zu hohen Kosten bei einer breiten Marktdurchdringung. Der Einsatz von batterie-elektrischen Oberleitungs-Sattelzugmaschinen hingegen führt zu im Vergleich niedrigeren Kosten und niedrigerer Flexibilität bei niedriger Elektrifizierungsrate bzw. hohen Kosten und hoher Flexibilität bei hoher Elektrifizierungsrate. Es besteht bei dieser Technologie ein großes Intervall zwischen minimalen und maximalen Kosten. Des Weiteren könnte es in weniger stark besiedelte Gegenden zu langen Distanzen im Sekundärnetz führen und folgend den Einsatz dieser Technologie beschränken. Brennstoffzellen-elektrische Sattelzugmaschinen hingegen haben durch ihre Unabhängigkeit vom Autobahnnetz eine höhere Flexibilität. Die Kosten liegen mittig im Kostenintervall der batterie- und hybrid-elektrischen Sattelzugmaschinen. Auch könnten bei brennstoffzellen-elektrischen Sattelzugmaschinen Synergieeffekte bei Einsatz der Brennstoffzellentechnologie in anderen Klassen, wie beispielsweise anderen LKW-Klassen, auftreten. [340]

Die Schlussfolgerung aus der Studie ist, dass die Oberleitungstechnologie beim schweren Nutzverkehr generell mit mehr technischen aber auch ökonomischen Unsicherheiten verbunden ist als der Einsatz von anderen alternativen Antrieben. Deshalb wird dieses Antriebskonzept in der vorliegenden Arbeit nicht weiter untersucht. Details können in der Veröffentlichung *How to Reduce the Greenhouse Gas Emissions and Air Pollution Caused by Light and Heavy Duty Vehicles* [340] nachgelesen werden.

Der Einsatz von CNG oder LNG betriebenen Fahrzeugen ist generell vielversprechend. Bei den mit niedrigem und mittlerem Reichweitenbedarf identifizierten Fahrzeugklassen PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Linienbusse und LKW ohne Anhänger können CNG- oder LNG-betriebene Gasmotoren eingesetzt werden. Bei den leichteren Fahrzeugklassen PKW und leichten Nutzfahrzeuge ist der Einsatz von Hybrid-Konzepten aufgrund des höheren Verbrauchs der Gasmotoren sinnvoll. Bei Fahrzeugen mit größerem Reichweitenbedarf ist der Einsatz von Dual-Fuel Dieselmotoren mit LNG aufgrund der geringen Energiedichte von Methan und des besseren Wirkungsgrades des Motors sinnvoll (vgl. Abbildung 3.18, S.78 und Abbildung 3.19, S.79). Hierzu gehören Sattelzugmaschinen und LKW, welche mit Anhänger betrieben werden (vgl. Abschnitt 3.8.1). Ein großer Nachteil beim Einsatz von CNG oder LNG ist das hohe Treibhauspotenzial bei Methan-Freisetzung. Der Einsatz von brennstoffzellen-elektrischem Antrieb ist im Straßenverkehr tendenziell in allen Fahrzeugklassen mit Ausnahme von Krafträdern möglich und sinnvoll. Bei Fahrzeugen mit höherem Reichweitenbedarf sind größere Tanks

aufgrund der geringeren volumetrischen Energiedichte nötig. Vorteilhaft sind die hohe gravimetrische Energiedichte und der hohe Wirkungsgrad (vgl. Abbildung 3.18, S.78 und Abbildung 3.19, S.79).

Binnenschifffahrt Wie in Unterabschnitt 2.4.3 (S.17) erläutert, wurden 2019/2020 niedrigere Abgasgrenzwerte für Emissionen von Binnenschiffen in Europa eingeführt. Der Grenzwert für NO_x -Emissionen wurde beispielsweise von 6 g/kWh auf 1,8 g/kWh reduziert. Optionen zur Erreichung dieser neuen Emissionsstandards sind Effizienzverbesserungen, Abgasnachbehandlung via Dieselpartikelfilter oder SCR-Katalysator sowie alternative Kraftstoffe [67]. Unter den untersuchten Drop-In Kraftstoffen ist der Einsatz von synthetischem Diesel in der Binnenschifffahrt am vielversprechendsten, wobei dieser die ab 2020 geltenden Emissionsrichtlinie EURO V nicht ohne den zusätzlichen Einsatz einer Abgasnachbehandlung erfüllt (vgl. Abbildung 3.5, S.35). Das gleiche gilt für Schiffe mit Dual-fuel LNG Antrieb. Auch diese erfüllen die neue Richtlinie basierend auf der untersuchten Literatur nicht (vgl. Abbildung 3.5, S.35). Ausschließlich Schiffe mit LNG oder CNG betriebenen Gasmotor³⁷ erfüllen ohne Abgasnachbehandlung die neuen Emissionsrichtlinien (vgl. Abbildung 3.5, S.35). Neben dem LNG-Betrieb sind die brennstoffzellen- und batterie-elektrischen alternativen Antriebs-Konzepte aufgrund hoher Wirkungsgrade vielversprechend (vgl. Abbildung 3.20, S.81). Limitierend sind die niedrigen volumetrischen Energiedichten von Wasserstoff und Batterien sowie die niedrigere gravimetrische Energiedichte von Batterien (vgl. Abbildung 3.18, S.78). Eine Analyse der notwendigen Reichweiten in der Passagierschifffahrt wurde nicht durchgeführt. Unter der Annahme, dass Kabinenschiffe, Fähren, Tagesausflugsschiffe und kleinere Boote eher kürzere Distanzen zurücklegen, ist bei diesen Schiffsklassen der Einsatz eines batterie-elektrischen Antriebs sinnvoll. Wie in Abschnitt 3.8.3 (S.77) erläutert, sind die möglichen Verbrauchsreduktionen bei diesen Klassen am größten. Ein Einsatz des batterie-elektrischen Antriebs im Güterverkehr ist aufgrund der niedrigeren Verbrauchsreduktionen, der niedrigeren Energiedichten der Batterien und der hohen erforderlichen Reichweiten unwahrscheinlich (vgl. Abbildungen 3.15, 3.18 und 3.20 auf S.67, S.78 und S.81). Der Einsatz eines brennstoffzellen-elektrischen Antriebs im Passagier- und Güterverkehr in der Binnenschifffahrt ist vielversprechend. Dieser bietet moderate Vorteile beim Energieverbrauch und eine hohe gravimetrische Energiedichte, so dass die maximale Zuladung nicht eingeschränkt wird. Eine Herausforderung kann die geringe volumetrische Energiedichte bei Schiffen mit hohen Reichweiten wie den Schiffsklassen Güter- und Tankermotorschiff sein. Die Literatur bestätigt die Aussagen der Analyse in diesem Absatz und wird im Folgenden erläutert.

In der Binnenschifffahrt existieren bereits Schiffe mit batterie-elektrischem Antrieb. Der elektrische Tageskreuzer St. Nikolaus fährt mit einem 50 kW Elektroantrieb und die Elektrofähre Sankta Maria II mit einem 80 kW Elektroantrieb [341]. Beide können bis zu 250 Passagiere befördern. Zero Emission Services B.V. [342] kündigte in einer Pressemitteilung an, ein Gütermotorschiff der Heineken-Brauerei auf einen elektrischen Antriebsstrang umzurüsten. Als Energiespeicher sollen die von Zero Emission Services B.V. [342] entwickelten wechselbare Batteriecontainer verwendet werden. Das elektrische Güterschiff soll zukünftig auf der circa 60 km langen Route Zoeterwoude-Alpherium-Moerdijk verkehren. Basierend auf der in der vorliegenden Arbeit durchgeführten Analyse der Reichweiten des Binnengüterverkehrs ist diese Technologie jedoch nur für einzelne Anwendungsfälle einsatzfähig (vgl. Abbildung 3.15, S.67). Auch nach Kasten et al. [213] werden batterie-elektrische Binnenschiffe aufgrund der geringen volumetrischen und gravimetrischen Energiedichte und des daraus resultierenden hohen Gewichts der Batterie nur selten als Energieträger für die Binnenschifffahrt in Betracht gezogen.

LNG-Antriebe sind in der Schifffahrt bereits etabliert und verbreitet. Die LNG-Gütermotorschiffe TMS Ecotank III, Ex-TMS Green Rhine und Eiger sind bereits in Betrieb [341]. In der Literatur wird die LNG-Technologie im Schiffsverkehr als kommerziell eingestuft [134]. In Norwegen werden seit 2007 fünf LNG-Fähren vom Typ Fjord1 betrieben [343]. Für den Personentransport wurde 2013 das Hochgeschwindigkeitsschiff Francisco in Südamerika in Betrieb genommen. Des Weiteren wurden die Kreuzfahrtschiffe MS Stavangerfjord und MS Bergenfjord 2013 und 2014 in Betrieb genommen und verkehren zwischen Norwegen und Dänemark [343]. Bauen et al. [134] berichten, dass bereits 50

³⁷ spark ignition

LNG-betriebene Schiffe³⁸ in der EU in Betrieb sind. Zum Zeitpunkt des Berichts der Europäischen Kommission [134] waren 45 weitere LNG-betriebene Schiffe beauftragt. Für LNG-Schubschiffe ist hingegen zum Zeitpunkt dieser Arbeit nur die Designstudie von Rolls-Royce und dem kanadischen Schiffsdesigner Robert Allan bekannt [344]. Fossiles LNG wird von zahlreichen Studien als gute Alternative für die Binnenschifffahrt bewertet [345], wobei das Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung [345] argumentiert, dass fossilbasiertes LNG nur eine vorübergehende Lösung ist, da auch fossiles Erdgas zur Neige gehen wird. Nach Kopyscinski et al. [346] könnte fossiles LNG anschließend durch synthetisches Erdgas beispielsweise aus Biomasse oder aus *Power-to-Gas*-Methan ersetzt werden. Im Bezug auf brennstoffzellen-elektrische Binnenschiffe haben Zerta et al. [319] eine Übersicht über bestehende Brennstoffzellenschiffe erstellt. Diese zeigt, dass kommerzielle Brennstoffzellenschiffe meist kleine Schiffe wie Sportboote mit Leistungen von 4-50 kW sind. Es sind aber auch eine kommerzielle Fähre mit 2-200 kW und ein Schubboot mit 2-200 kW im Einsatz. Prototypen, Pilotprojekte und Demonstrationsschiffe existieren im Bereich 1-2-1000 kW, wobei es sich bei diesen Schiffen hauptsächlich um Passagier-Binnenschiffe, Fähren oder kleine Schiffe handelt. Nach Zerta et al. [319] werden Schiffe mit brennstoffzellen-elektrischen Antrieben bis zu 10.000 kW in theoretischen Studien untersucht. In der deutschen Binnenschiffflotte haben Schubboote bis 362 kW einen Anteil von 70 % (vgl. Anhang Tabelle A.9, S.276). Diese Leistung passt zur Leistung des bereits existierende brennstoffzellen-betriebenen Binnenschiffs mit 2-200 kW. In Folge könnte bereits zum aktuellen Stand ein Großteil der Flotte mit einem brennstoffzellen-elektrischen Antrieb betrieben werden. In einer Machbarkeitsstudie vom MariGreen project [347] wird Wasserstoff als Energieträger für die Binnenschifffahrt bewertet. Nach dieser Studie [347] ist der Einsatz von Wasserstoff im Verbrennungsmotor für die Schiffsklassen Gütermotorschiff/Tankermotorschiff und Güterleichter/Tankerleichter vorteilhaft, während bei Fähren und Kabinenschiffen ein brennstoffzellen-elektrischer Antrieb zu bevorzugen ist. Neuere Studien wie beispielsweise jene von Zerta et al. [319] aus dem Jahr 2019 setzen auf den brennstoffzellen-elektrischen Antrieb für alle Schiffsklassen. Die Initiative *Rhine Hydrogen Integration Network of Excellence* (RH2INE) hat sich das Ziel gesetzt, insgesamt 10 wasserstoffbetriebene Binnenschiffe zwischen Rotterdam und Duisburg bis 2024 zu betreiben [348].

Abschließend sollte noch die Umrüstung der Stena Germanica auf Methanol-Dual-Fuel-Betrieb mit Marinegasöl als Pilotbrennstoff erwähnt werden [336]. Wie bereits erläutert, ist Methanol auch ein vielversprechender alternativer Energieträger und kann im Dual-Fuel Betrieb im Dieselmotor verwendet werden.

Schienenverkehr Grundsätzlich kann der im Schienenverkehr eingesetzte konventionelle Diesel-Kraftstoff durch HVO oder Fischer-Tropsch-Diesel ersetzt werden. Alternativ sind die in Abschnitt 3.8.3 (S.81) erläuterten Antriebe vielversprechend. Im Gegensatz zu den anderen Transportsektoren ist die Wahl des Antriebes beim Schienenverkehr von der Strecke der jeweiligen Zuglinie abhängig. Wenn lediglich kurze nicht elektrifizierte Streckenabschnitte überwunden werden müssten, ist der Einsatz eines batterie-elektrischen Zugs mit Oberleitungsanbindung und einer Batterie für bis zu 100 km sinnvoll. Bei längeren Streckenabschnitten, bei welchen sich eine Elektrifizierung aufgrund geringer Verkehrsleistungen nicht lohnt, können Wasserstoffzüge eingesetzt werden.

Flugverkehr Wie in 3.8.1 erläutert, benötigt die Luftfahrt Antriebssysteme mit hohen Reichweiten. Unter Berücksichtigung der niedrigen Energiedichten von Batterien, sind batterie-elektrische Antriebssysteme trotz des hohen Wirkungsgrades ungeeignet für die kommerzielle Luftfahrt. Wasserstoff als Energieträger bietet eine höhere gravimetrische Energiedichte. Beide Technologien sind aber nicht in absehbarer Zeit einsatzfähig, weshalb diese in dieser Arbeit nicht weiter untersucht werden. Wie im Folgenden erläutert wird, bestätigt die Literatur diese Hypothese. Nach Thomson [349] ist der Einsatz von Lithium-Ionen- und Nickel-Cadmium-Batteriesystemen in batteriebetriebenen Flugzeugen durch Gewicht und die Größe des Batteriesystems limitiert. Batteriebetriebene Flugzeuge könnten zwischen 2030 und 2040 auf den Markt zu kommen, wobei der Einsatz auf

³⁸exklusive LNG-Tankern

kleine und mittlere Flugzeuge beschränkt ist [350], [351]. Nach Roland Berger [352] sind batterieelektrische Flugzeuge für die Flugzeugklassen Commuter-Flugzeuge (<19 PAX³⁹), Regionalflugzeuge (20-80 PAX) und Kurzstreckenflugzeuge (81-165 PAX) für eine Reichweite von bis zu 1000 km einsetzbar, während sie für größere Flugzeuge aufgrund der begrenzten Energiedichte nicht geeignet sind. Die Studie von Roland Berger [352] hingegen kam zu dem Ergebnis, dass der Einsatz eines batterieelektrischen Antriebs in Commuter-Flugzeugen die Reichweite auf 202 km senken würde. In Roland Berger [352] wird eine Batterie-Energiedichte von 180 Wh/kg angenommen. Heutige Dichten bei Batterien in Straßenfahrzeugen liegen bei bis zu 260 Wh/kg [311]. Des Weiteren müsste nach Roland Berger [352] der Wirkungsgrad durch einen verringerten Luftwiderstandsbeiwert, eine vergrößerte Spannweite und eine Verringerung der Masse erhöht und die Batteriedichte auf 720 Wh/kg gesteigert werden, um den batterieelektrischen Antrieb in Commuter-Flugzeuge einzusetzen. Eviation Aircraft hat das 9-Personen Elektroflugzeug Alice entwickelt, welches eine angegebene Reichweite von 1000 km hat und 2021 kommerziell verfügbar sein soll [353]. Die ICAO [354] hat eine Übersicht über existierende Prototypen und Projekte von Elektroflugzeugen erstellt. Die meisten von ihnen liegen unter <19 PAX, also in der Klasse der Commuter-Flugzeuge oder sind für noch kürzere Strecken konzipiert, wie der Volocopter 2X mit 27 km Reichweite. Allerdings sind nur die Projektflugzeuge Airbus/Siemens/Rolls Royce E-Fan X (hybrid-elektrisch), der Wright Electric/Easy Jet (elektrisch) und die Boeing Sugar VOLT (hybrid-elektrisch) in der Klasse der großen Verkehrsflugzeuge mit 100 PAX, 120 PAX bzw. 135 PAX. Der Markteintritt ist für die Jahre 2027 bis 2050 geplant. [354] In der Studie von Roland Berger [330] werden bestehende Wasserstoff-Flugzeugprojekte untersucht und der Brennstoffzellen-Wasserstoff-Antrieb für Flugzeuge bewertet. Zurzeit ist das einzige Brennstoffzellenflugzeug das DLR HY4, welches eine Reichweite von 750-1500 km hat [355]. Es bietet Platz für vier Passagiere. Andere in der Entwicklung befindliche Prototypen haben bis zu 20 Sitzplätze [330]. Ausschließlich das NASA-Projekt CHEETA arbeitet an einem großen Verkehrsflugzeug. Die Machbarkeitsstudien Airbus Cryoplane und NASA Concept B untersuchten ebenfalls große kommerzielle Wasserstoff-Flugzeuge, welche entweder mit Brennstoffzellen oder mit Turbinen betrieben werden. McKinsey & Company [226] haben den Einsatz von Wasserstoff als Energieträger in den fünf verschiedenen Klassen Commuter-Flugzeuge (<19 PAX), Regionalflugzeuge (20-80 PAX), Kurzstreckenflugzeuge (81-165 PAX), Mittelstreckenflugzeuge (166-250 PAX) und Langstreckenflugzeuge (>250 PAX) untersucht. Sie kamen zu dem Ergebnis, dass der Brennstoffzellenantrieb am besten für Commuter-Flugzeuge und Regionalflugzeuge geeignet ist, während H_2 -Turbinen eher für Mittelstrecken- und Langstreckenflugzeuge und Hybridantriebe für Kurzstreckenflugzeuge geeignet sind. Allerdings werden die Kosten mit zunehmender Flugzeuggröße steigen. McKinsey & Company [226] prognostizieren, dass Commuter-Flugzeuge mit Wasserstoffantrieb früher als in 10 Jahren und Regionalflugzeuge in den nächsten 10-15 Jahren auf den Markt kommen, während die größeren Flugzeugklassen erst in mehr als 15 Jahren verfügbar sein werden. Nach McKinsey & Company [226] gibt es keine Reichweitenbeschränkung für Wasserstoffantriebe für Commuter-Flugzeuge (<19 PAX), Regionalflugzeuge (20-80 PAX) und Kurzstreckenflugzeuge (81-165 PAX), während für Mittelstreckenflugzeuge (166-250 PAX) und Langstreckenflugzeuge (>250 PAX) neue effizientere Flugzeugkonzepte für Reichweiten über 10.000 km benötigt werden.

Basierend auf der Diskussion in diesem Abschnitt wird in der vorliegenden Arbeit ausschließlich Fischer-Tropsch-Kerosin als Energieträger für den zukünftigen Luftverkehr weiter untersucht.

³⁹PAX bezeichnet die Anzahl der Passagiere in der Luftfahrt.

4. Modellentwicklung

Aufbauend auf der im Kapitel 3 vorgestellten Literatur und den selektierten Energieträgern wird in diesem Kapitel die Modellentwicklung der vier Sektoren Straßenverkehr, Binnenschifffahrt, Schienenverkehr und Flugverkehr erläutert. Für diese vier Sektoren wurden die Fahr- und Verkehrsleistungen sowie die Emissionen auf dem jeweiligen Transportnetz in Python modelliert. Hierbei wurde unter anderem die Flottenzusammensetzung berücksichtigt. Abschließend wird in diesem Kapitel die zur Visualisierung verwendete Methodik beschrieben.

Die Inhalte des Abschnittes 4.2 wurden erstmalig im April 2020 unter Erstautorenschaft des Autors dieser Dissertationsschrift in Breuer et al. [24] veröffentlicht¹. Anschließend wurden die Inhalte dieses Kapitels im September 2022 im Abschlussbericht des Projekts *Kompetenzzentrum VI SGW* des Kompetenzzentrums *Virtuelles Institut - Strom zu Gas und Wärme* in Band III [82] veröffentlicht. Der Autor dieser Dissertationsschrift ist Erstautor folgender Kapitel und Abschnitte des Abschlussberichts [82]: 2.1 Bestandsaufnahme und Analyse des Verkehrsaufkommens in NRW² (S.5-S.8, S.19-S.27), 2.2.1 Lokale Emissionen (S.28-S.43), 3 Ökonomische Analyse fossiler Energieträger im Verkehrssektor³ (S.77-S.83), 5 Identifizierung von potenzialreichen alternativen Energieträgern und Antrieben⁴ (S.89-S.129, S.158-S.168) und 6.3 Chancen zur Reduktion von Schadstoffen in Stadtgebieten (S.220-S.249). Des Weiteren wurden die weiteren, auf diese Kapitel und Abschnitte verweisenden, sowie aus diesen Kapiteln und Abschnitten schlussfolgernden Textbausteine vom Autor dieser Dissertationsschrift verfasst. Die Erstautorenschaft des Autors dieser Dissertationsschrift für die aufgeführten Inhalte im Abschlussbericht [82] wird auf den Seiten 5, 28, 89 und 220 des Abschlussberichtes [82] ausgewiesen.

4.1. Allgemeine Annahmen

Die räumliche Verteilung von Fahr- und Verkehrsleistungen verändert sich in Abhängigkeit der Zeit durch beispielsweise den Bau neuer Autobahnen oder die Veränderung von Flug- und Fahrplänen. In der Literatur wird allerdings häufig die Annahme getroffen, dass die räumliche Verteilung von Fahrleistungen oder Verkehrsleistungen zeitunabhängig ist [65], [89], [90] (vgl. Abschnitt 3.1, S.23). Diese Annahme wurde aus der Literatur übernommen. Des Weiteren wurden basierend auf Lapuerta et al. [30], Heldstab et al. [33] und Pregger und Friedrich [32] verbrennungsbedingte PM10-Emissionen auch zu 100 % als PM2.5-Emissionen angenommen.

4.2. Verkehrsmodell für den Straßenverkehr

Dieser Abschnitt ist unterteilt in die Diskretisierung der Fahrleistungen für die Modellregion NRW, die Berechnung der Emissionen für das Jahr 2018 und die Berechnung der zukünftigen Emissionen im Straßenverkehr. Die Methodik zur Berechnung der Emissionen des Straßenverkehrs und die Ergebnisse der aktuellen Emissionen des Straßenverkehrs wurden in Breuer et al. [24] veröffentlicht.

¹vgl. Ausführungen einleitend in Abschnitt 4.2

²Mit Ausnahme der Beschreibung der Tankstelleninfrastruktur auf S.9-S.18.

³Dieses Kapitel wurde vom Autor dieser Dissertationsschrift verfasst, die Inhalte wurden allerdings nicht im Rahmen der vorliegenden Dissertation verwendet, weshalb im Bericht [82] kein Hinweis auf die Erstautorenschaft vorhanden ist.

⁴Mit Ausnahme des Abschnitts 5.4 Umweltwirkungen von vielversprechenden alternativen Kraftstoffen (S.129-S.158). Die Inhalte des Kapitels 5 des Abschlussberichts [82] wurden erstmalig im Februar 2022 unter Erstautorenschaft des Autors dieser Dissertationsschrift in Breuer et al. [25] veröffentlicht.

Des Weiteren wurden auch die mit Hilfe des Modells erstellten Datensätze [356], [357] in Harvard Dataverse veröffentlicht. Das in dieser Arbeit verwendete Modell wurde in zwei wesentlichen Punkten aufbauend auf dem vorveröffentlichten Modell weiterentwickelt:

- Verwendung von Emissionsfaktoren aus HBEFA 4.1 statt aus HBEFA 3.3,
- Abweichende Entwicklung der Fahrleistung von 2014 bis 2018.

4.2.1. Diskretisierung der Fahrleistung

Aufbauend auf den Verkehrsleistungen im Datensatz des Landesbetriebs Straßenbau NRW [101] wurde die in diesem Unterabschnitt beschriebene Methodik zur Ermittlung der Fahrleistungen des Straßenverkehrs in NRW verwendet. Da im Datensatz vom Landesbetrieb Straßenbau NRW [101] die Fahrleistungen nur in Leicht- und Schwerverkehr unterteilt sind, wurden zusätzlich, für eine genaue Aufschlüsselung nach Fahrzeugklassen, die Daten der automatischen Verkehrszählstationen aus dem Jahr 2014 [102] verwendet. Diese Daten decken jedoch nur 26 % der Bundesautobahnen, 6 % der Bundesstraßen und 1 % der Landesstraßen ab. Für die verbleibenden Straßen, für welche Verkehrsvolumen unterteilt nach Leicht- und Schwerverkehr basierend auf manuellen Verkehrszählungen und temporären Verkehrszählstationen nach BASt [101] verfügbar sind, wurde die Annahme getroffen, dass die Zusammensetzung von Leicht- und Schwerverkehr jeweils der Bestandszusammensetzung nach KBA [103] entspricht. Da der Datensatz des Landesbetriebs Straßenbau NRW [101] insgesamt nur 99 % der Bundesfernstraßen, 87 % der Bundesstraßen, 85 % der Landesstraßen, 41 % der Kreisstraßen und 0 % der sonstigen Straßen abdeckt (vgl. Unterabschnitt 3.2.2, S.25), wurde für die verbleibenden Straßen ein Top-Down-Modell entwickelt. Datengrundlage der verbleibenden, nicht durch den Datensatz vom Landesbetrieb Straßenbau NRW [101] abgedeckten Straßen war das digitale Basis-Landschaftsmodell des Landes NRW [99]. Verzweigungen in diesem Datensatz (z.B. Autobahnauffahrten und Kreisverkehre) wurden im Modell vernachlässigt. Mit diesem Top-Down-Modell wurden die nationalen Fahrleistungen aus der Fahrleistungserhebung 2014 [49] auf die verbleibenden Straßen verteilt. In der Literatur werden Top-Down Modelle zum Beispiel mit Bevölkerungsdaten als Aktivitätsdaten entwickelt (vgl. Abschnitt 3.1). Die Verwendung von ausschließlich der Einwohnerzahl führt aber zu einer limitierten Genauigkeit. Des Weiteren ist die Verwendung von Bestandszahlen geeignet zur Verteilung von Fahrleistungen auf Bundesländer, aber ungeeignet zur Entwicklung eines Top-Down Modells auf Kreis- oder Gemeindeebene. Beides wird in diesem Abschnitt noch im Detail erläutert. Für das Top-Down Modell wurde über mehrfache lineare Regression (MLR) auf Basis verschiedener Geodaten [100], [199], [201], statistischer Daten [103], [202]–[205] und Fahrleistungen des Straßenverkehrs für die Fahrzeugklassen Krafträder, Personenkraftwagen, leichte Nutzfahrzeuge und schwere Nutzfahrzeuge in den Gemeinden und Kreisen in Baden-Württemberg⁵ nach LUBW [104] ein linearer Zusammenhang zwischen Fahrleistungen und den untersuchten Kennzahlen abgeleitet.

Abbildung 4.1 zeigt die Diskretisierung der Fahrleistung als Fließdiagramm. Diese ist in folgende Schritte unterteilt: Zunächst wurden die nationalen Fahrleistungen nach Bäumer et al. [49] (*Germany mileages*) auf die einzelnen Bundesländer verteilt. Anschließend wurden die Fahrleistungen des Bundeslandes NRW (*NRW mileages*) über zwei entwickelte MLR-Modelle für Gemeinden und Kreise zuerst auf die Kreise (*County mileages*) und schließlich auf die Gemeinden (*Municipality mileages*) verteilt. Darauf aufbauend wurden die Fahrleistungen in jeder Gemeinde unter Berücksichtigung der durch BASt [101] bekannten Fahrleistungen (*Vehicle counts*) auf Straßen innerhalb der jeweiligen Gemeinde und den Ergebnissen des Top-Down MLR-Ansatzes bilanziert. Über die so ermittelten zu verteilenden Fahrleistungen pro Gemeinde wurde eine Gewichtung für jede Fahrzeugklasse für jede Gemeinde errechnet (*Residual streets weightings*). Über diese Wichtung wurden die Fahrleistungen abschließend symmetrisch auf die nicht von BASt [101] abgedeckten Straßen verteilt. Im nächsten Abschnitt wird die Entwicklung des MLR-Modells im Detail erläutert.

⁵Für das Bundesland Baden-Württemberg stehen über LUBW [104] Fahrleistungen für die einzelnen Gemeinden zur Verfügung. Ein solcher Datensatz existiert für NRW bisher noch nicht.

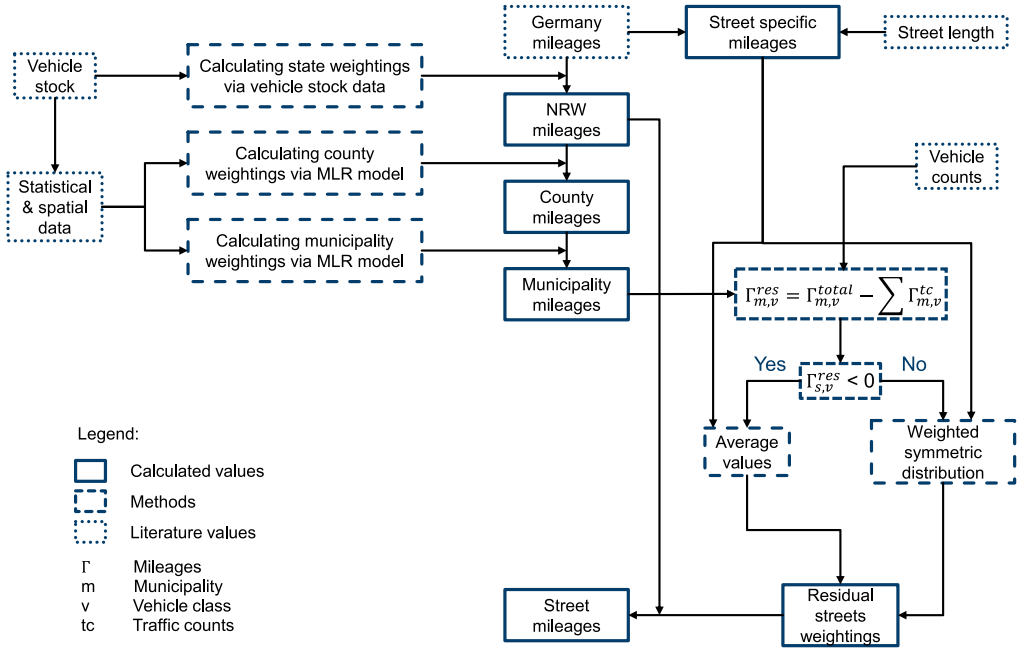


Abb. 4.1.: Entwickelte Methodik für die Berechnung der Fahrleistung für Straßenabschnitte ohne Verkehrszählungen [24].

Zunächst wurden die Anteile an den nationalen Fahrleistungen nach Bäumer et al. [49] spezifisch pro Fahrzeugklasse für das Bundesland NRW unter Verwendung der durchschnittlichen Fahrleistung pro Fahrzeugklasse nach KBA [105] und Fahrzeugbeständen nach KBA [103] berechnet. Hierfür wurden die folgenden Annahmen getroffen:

- Das Verhältnis zwischen LKW mit Anhänger⁶ und LKW ohne Anhänger beträgt 0,87⁷.
- Die durchschnittliche Fahrleistung pro Fahrzeug ist für alle Bundesländer identisch.
- Die Fahrleistungen sind proportional zum Fahrzeugbestand auf Bundesländerebene.

Die berechneten Prozentsätze für NRW für die Fahrleistungen anteilig aus Deutschland für die verschiedenen Fahrzeugklassen sind in Tabelle 4.1 aufgeführt. Außerdem zeigt Tabelle 4.1 einen Vergleich der errechneten Werte für 2014 mit Werten der Statistischen Ämter der Länder [23] aus einer Untersuchung im Jahr 2008. Die Abweichung der berechneten Werte von den Literaturwerten nach Statistische Ämter der Länder [23] ist sehr gering.

Zur Verteilung von der NRW-Fahrleistung auf Kreise und Gemeinden in den nächsten Schritten wurde der bereits erwähnte Ansatz über mehrfache lineare Regression entwickelt. Die Grundlage der MLR-Modelle für Kreise und Gemeinden waren die Fahrleistungen für Kreise und Gemeinden in Baden-Württemberg nach LUBW [104]. Als Parameter für das MLR-Modell für die Kreise wurden die statistischen Daten Einwohner, Bruttoinlandsprodukt, Bruttowertschöpfung, Erwerbstätige,

⁶Sattelzugmaschinen sind hier nicht enthalten, da diese nicht zur Fahrzeugklasse Lastkraftwagen gehören.

⁷Dieser Wert wurde mit Hilfe einer Zielwertanalyse basierend Bäumer et al. [49] und KBA [103] ermittelt.

Tab. 4.1.: Vergleich der berechneten NRW-Fahrleistungen des Straßenverkehrs für die Fahrzeugklassen Krafträder, PKW, Busse, leichte Nutzfahrzeuge + LKW und Sattelzugmaschinen für 2014 mit Literaturwerten der Statistischen Ämter der Länder [23] für 2008.

Fahrzeugklasse		Anteil NRW		Differenz
Vorliegend	Nach [23] ^a	Berechnet	Nach [23] ^a	
Krafträder	Krafträder	19,58 %	20,46 %	1,06 %
PKW	PKW	21,33 %	21,53 %	0,19 %
Busse	Busse	21,15 %	21,28 %	0,13 %
leichte Nutzfahrzeuge, LKW mit/ohne Anhänger und sonstige Kraftfahrzeuge	LKW und Zugmaschinen	18,70 % ^b	17,97 %	-0,73 %
Sattelzugmaschinen	Sattelzugmaschinen	22,57 %	22,32 %	-0,25 %

Anmerkungen. ^a Statistische Ämter der Länder [23] ^b Für den Vergleich in dieser Tabelle wurden die Bestände addiert. Im Modell werden folgende einzeln vorliegende Werte verwendet: 20 % für leichte Nutzfahrzeuge, 20,7 % für LKW ohne Anhänger, 12,7 % für LKW mit Anhänger und 11,95 % für sonstige Kraftfahrzeuge.

Arbeitnehmerentgelt, Standard-Arbeitsvolumen der Erwerbstätigen, Bruttolöhne- und Gehälter, verfügbares Einkommen der privaten Haushalte und der Fahrzeugbestand [103], [202]–[205] sowie die Straßenlängen der vier Straßenkategorien Bundesautobahnen, Bundesstraßen, Landesstraßen und Kreisstraßen innerhalb des Kreises und der Stadtgebietsanteil der Kreise analysiert. Als Ergebnis dieser Analyse wurden die Einwohner, das Bruttoinlandsprodukt, die Erwerbstätigen, das Arbeitnehmerentgelt, das verfügbare Einkommen der privaten Haushalte, die Straßenlängen und der prozentuale Anteil des Stadtgebietes im MLR-Kreis-Modell verwendet. Diese Daten lagen nicht für die einzelnen Gemeinden vor. Infolgedessen wurden bei der Entwicklung des MLR-Modells für die Gemeinden nur die Einwohner, die Straßenlängen pro Kategorie und der Anteil des städtischen Gebiets verwendet. Für beide Modellansätze wurden die Fahrleistungen für PKW, leichte Nutzfahrzeuge, schwere Nutzfahrzeuge und Krafträder mittels Gleichung 4.1 berechnet:

$$\Gamma_{n,i} = C_i + \sum B_{i,U} \cdot U \quad (4.1)$$

Hierbei ist $\Gamma_{n,i}$ die Fahrleistung der Gemeinde n bzw. des Kreises n und der Fahrzeugklasse i , C_i die Konstante der Fahrzeugklasse i , $B_{i,U}$ der Multiplikationsfaktor der Fahrzeugklasse i und des statistischen/räumlichen Parameters und U entsprechend der statistische/räumliche Parameter.

Die ermittelten Konstanten C_i und Faktoren $B_{i,U}$ für die verschiedenen Fahrzeugklassen für die Berechnung der Fahrleistungen der **Kreise** (siehe Gleichung 4.1) sind im Anhang in Tabelle A.19 (S. 291) aufgeführt. Abbildung 4.2 zeigt einen Vergleich des Bestimmtheitsmaßes⁸ des MLR-Modells für Kreise mit den Bestimmtheitsmaßen linearer Regressionsmodelle für jeweils Einwohner, Bruttoinlandsprodukt und Fahrzeugbeständen für die vier Fahrzeugklassen PKW (*PC*), leichte Nutzfahrzeuge (*LDV*), schwere Nutzfahrzeuge (*HDV*) und Krafträder (*MC*). Das Bestimmtheitsmaß wurde hierfür über die Anwendung der Regressionsmodelle auf den Datensatz für Kreise nach LUBW [104] ermittelt. Die Bestimmtheitsmaße zwischen den MLR-Modellwerten und den Literaturwerten für PKW, leichte Nutzfahrzeuge, schwere Nutzfahrzeuge und Krafträder betragen 94 %, 86 %, 74 % und 86 %. Die Bestimmtheitsmaße des entwickelten MLR-Modells sind für alle Fahrzeugklassen höher als jene der Regressionsmodelle anhand der Parameter Bruttoinlandsprodukt, Bevölkerung und Fahrzeugbestand. Des Weiteren zeigt Abbildung 4.2, dass Fahrzeugbestände gänzlich ungeeignet zur

⁸Das **Bestimmtheitsmaß** (Engl.: *Determination Coefficient*) ist eine Kennzahl der Statistik um zu bewerten, wie gut ein Modell Messwerte abbildet. $R^2 = \frac{\sum (\hat{y}_i - \bar{y}_i)^2}{\sum (y_i - \bar{y}_i)^2}$, wobei y_i : Messwert, $\bar{y}_i$: durchschn. Wert, $\hat{y}_i$: Modellwert

Verteilung von Fahrleistungen auf Kreise oder kleineren kommunale Gliederungsebenen sind, da die Bestimmtheitsmaße unter 2 % für alle Fahrzeugklassen betragen. Das lineare Regressionsmodell für das Bruttoinlandsprodukt weist höhere Bestimmtheitsmaße von 47 % für PKW bis 34 % für schwere Nutzfahrzeuge auf, während die Bestimmtheitsmaße des linearen Regressionsmodells für die Einwohner mit 71 % für leichte Nutzfahrzeuge bis 49 % für schwere Nutzfahrzeuge denjenigen des MLR-Modells am nächsten kommen. Es besteht jedoch immer noch ein großer Unterschied zwischen den Bestimmtheitsmaßen des linearen Regressionsmodells für die Einwohner und jenen des MLR-Modells. Die erläuterten Werte des MLR-Modells zeigen auch, dass das Modell die Fahrleistungen von PKW mit der höchsten Genauigkeit mit einem Bestimmtheitsmaß von 94 % berechnet, während die Fahrleistungen von schweren Nutzfahrzeugen mit einer geringeren Genauigkeit und einem Bestimmtheitsmaß von 74 % berechnet werden. Die Berechnungsgenauigkeiten von leichten Nutzfahrzeugen und Krafträdern liegen mit einem Bestimmtheitsmaß von 86 % zwischen denjenigen von PKW und schweren Nutzfahrzeugen.

Neben dem erläuterten MLR-Modell für die Kreise zur Verteilung der Fahrleistungen von NRW auf die einzelnen Kreise, wurde ein weiteres MLR-Modell für die Verteilung der Fahrleistungen von Kreisen auf **Gemeinden** entwickelt (vgl. Abbildung 4.1, *Municipality mileages*). Die ermittelten Faktoren des MLR-Modells für Gemeinden sind im Anhang in Tabelle A.20 (S. 292) aufgelistet. Analog zu jenen des Kreis-Modells werden diese in Gleichung 4.1 eingesetzt. Ein Vergleich des MLR-Gemeinde-Modells mit den Literaturwerten für Gemeinden in Baden-Württemberg nach LUBW [104] ergab Bestimmtheitsmaße von 63 % für PKW, 57 % für leichte Nutzfahrzeuge, 39 % für schwere Nutzfahrzeuge und 60 % für Krafträder. Diese Werte zeigen, dass das MLR-Modell für Gemeinden die höchste Berechnungsgenauigkeit für PKW und die geringste für schwere Nutzfahrzeuge aufweist.

Über die erläuterten MLR-Modelle für Gemeinden und Kreise wurden die Anteile der vier Fahrzeugklassen PKW, leichte Nutzfahrzeuge, schwere Nutzfahrzeuge und Krafträder der unterschiedlichen Gemeinden an den NRW-Fahrleistungen berechnet (siehe Abbildung 4.1, *Municipality mileages*). Zur Berechnung der Fahrleistungen auf jeder Straße wurden die folgenden Schritte durchgeführt: Zunächst wurden die nationalen Fahrleistungen nach Bäumer et al. [49] (*Germany mileages*) zusammen mit den Gewichtungen aus den entwickelten MLR-Modellen auf die einzelnen Gemeinden (*Municipality mileages*) verteilt. Die Fahrzeugklassen der MLR-Modelle unterscheiden sich von jenen der nationalen Fahrleistungen nach Bäumer et al. [49]. Die Gewichtungen für die Fahrzeugklasse PKW wurden auch für sonstige Kraftfahrzeuge verwendet, während die Gewichtungen für schwere Nutzfahrzeuge für die Fahrzeugklassen Busse, LKW ohne Anhänger, LKW mit Anhänger, und Sattelzugmaschinen verwendet wurden. Als nächstes wurden die resultierenden Fahrleistungen für die acht Fahrzeugklassen für jede Gemeinde berechnet, wobei für jede Gemeinde eine Bilanz unter Berücksichtigung der berechneten Fahrleistungen (*Municipality mileages*) sowie der Fahrleistungen aus den Verkehrszählungen nach BASt [101] und MWEBWV NRW [102] (*Vehicle counts*) aufgestellt wurde. Das Ergebnis war die Differenz zwischen den gesamten berechneten Fahrleistungen der unterschiedlichen Fahrzeugkategorien und den über die Zählungen bekannten Fahrleistungen in jeder Gemeinde. Falls diese Differenz negativ war, wurden aus Bäumer et al. [49] abgeleitete mittlere Fahrleistungen⁹ pro Fahrzeugkategorie und Straßenkategorie auf den Straßen mit unbekannten Fahrleistungen verteilt (*Average values*). Die mittleren straßenspezifischen Fahrleistungen (*Street specific mileages*) sind in Tabelle A.18 (S. 291) im Anhang aufgeführt. Bei positiver Differenz wurden die berechneten Fahrleistungen auf die fünf Straßenkategorien in jeder Gemeinde verteilt, wobei die Länge der Straßen ohne Verkehrszählungen innerhalb jeder Gemeinde und die straßenspezifischen Fahrleistungen berücksichtigt wurden (siehe Abbildung 4.1, *Weighted symmetric distribution*). Diese ermittelten Fahrleistungen pro Fahrzeugkategorie und Straßenklasse in der jeweiligen Gemeinde wurden anschließend symmetrisch auf die nicht durch Verkehrszählungen besetzten Straßen innerhalb der Gemeinde verteilt. Das Ergebnis waren Wichtungen pro Fahrzeugkategorie und Straßenkategorie

⁹Die mittleren straßenspezifischen Fahrleistungen der acht Fahrzeugklassen und fünf Straßenklassen für das Jahr 2014 wurden mit den nationalen Fahrleistungen für jede Fahrzeugklasse auf jeder Straßenklasse nach Bäumer et al. [49] und der Straßenlänge jeder Straßenklasse in Deutschland nach BMVI [106] berechnet.

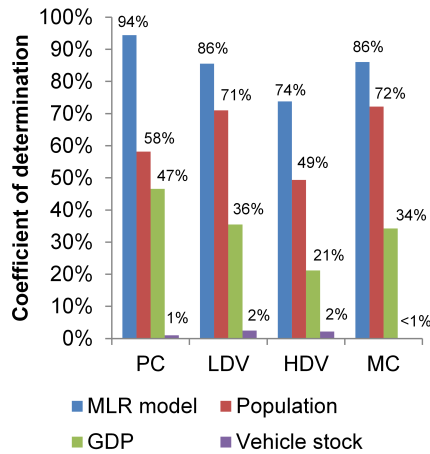


Abb. 4.2.: Vergleich der berechneten MLR-Modellwerte mit berechneten linearen Regressionsmodellen aus Bevölkerung, Bruttoinlandsprodukt und Fahrzeugbestand für Baden-Württemberg. *Coefficient of determination* (Deutsch: Bestimmtheitsmaß): Definition in Fußzeile auf S.92. *Abkürzungen:* *Passenger Cars* (Deutsch: Personenkraftwagen) (PC), *Light Duty Vehicles* (Deutsch: leichte Nutzfahrzeuge) (LDV), *Heavy Duty Vehicles* (Deutsch: schwere Nutzfahrzeuge) (HDV), *Motorcycles* (Deutsch: Krafträder) (MC), mehrfache lineare Regression (MLR), *Gross domestic product* (Deutsch: Bruttoinlandsprodukt) (GDP).

für jede nicht durch den Verkehrszählungen abgedeckte Straße in jeder Gemeinde in NRW bezogen auf die NRW-Fahrleistungen (vgl. Abbildung 4.1, *Residual streets weightings*).

Das Ergebnis der Diskretisierung sind die Fahrleistungen 2014 der acht Fahrzeugklassen Krafträder, PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Busse, LKW ohne Anhänger, LKW mit Anhänger, Sattelzugmaschinen und sonstige Kraftfahrzeuge für alle Straßenabschnitte der unterschiedlichen Straßenkategorien in NRW, bestehend aus 2.200 km Bundesstraßen, 4.400 km Bundesstraßen, 13.000 km Landesstraßen, 9.700 km Kreisstraßen und 68.400 km sonstigen Straßen (vgl. Abbildung 4.1, *Street mileages*). Da die entwickelte Verkehrsstärkenkarte zeitlich für das Jahr 2014 gilt, musste die Änderung der Fahrleistung von 2014 bis 2018 für den Basisfall noch berücksichtigt werden. Hierfür wurden die Daten der Dauerzählstellen in NRW [111] mit der Inländerfahrleistung nach KBA [107] und der Inlandsfahrleistung nach KBA [108] verglichen. Als Ergebnis dieser Analyse wurde eine Veränderung der Verkehrsleistung von 2014 bis 2018 von 3,09 % für PKW, 2,59 % für Krafträder, 20,91 % für leichte Nutzfahrzeuge, 5,79 % für Busse und 10,81 % für LKW ermittelt. Die Analyse wird im Anhang in Abschnitt A.3 auf S. 293 im Detail erläutert.

4.2.2. Berechnung der Emissionen

Die Abgasemissionen des Straßenverkehrs wurden nach Gleichung 3.1 (vgl. Unterabschnitt 3.2.3, S.27) berechnet. Für die Berechnung der aktuellen Abgasemissionen wurden aggregierte Emissionsfaktoren aus HBEFA 4.1 [118] für die Fahrzeugklassen PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Stadtbusse, Reisebusse, Krafträder und schwere Nutzfahrzeuge und die Landschaftsklassen innerorts, außerorts und Autobahn verwendet. Hierbei wurde eine mittlere gewichtete Umgebungstemperatur von 10,24 °C nach HBEFA 4.1 [118] angenommen. Durch die Verwendung von aggregierten Emissionsfaktoren für die drei Landschaftsklassen wurde indirekt auch der HBEFA 4.1 Flottenmix für diese drei Landschaftsklassen im Bezug auf Emissionskonzepte, Energieträger und Größenklassen innerhalb der jeweiligen

Fahrzeugklasse übernommen. Es wurde des Weiteren die Annahme getroffen, dass alle Busse innerhalb der Stadtgebiete Linienbusse und entsprechend alle Busse außerhalb der Stadtgebiete¹⁰ Reisebusse sind. Weiterhin wurde basierend auf Lapuerta et al. [30] und Heldstab et al. [33] die Annahme getroffen, dass 100 % der PM10-Emissionen auch PM2.5-Emissionen sind. Für die Berechnung der Kaltstartemissionen waren durchschnittliche Streckweiten in städtischen Gebieten erforderlich. Für PKW wurde eine durchschnittliche innerstädtische Streckenlänge von 8,19 km/Strecke basierend auf der Studie Mobilität in Deutschland 2017 (MiD 2017 [358]) berechnet. Basierend auf MiD 2017 [358] und Kraftfahrzeuge in Deutschland 2010 (KiD 2010 [224]) wurden des Weiteren durchschnittliche Streckenlängen von 5,14 km/Strecke und 6,68 km/Strecke für Krafträder und leichte Nutzfahrzeuge berechnet. Die Berechnung wird im Detail im Anhang in Abschnitt A.3 auf S. 295 erläutert.

Die Abriebemissionen wurden nach der Tier-2-Methodik aus dem *EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2016* [115] über Gleichung 3.2 (vgl. Unterabschnitt 3.2.3, S. 28) berechnet. Die Emissionsfaktoren des *EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2016* [115] sind unter anderem geschwindigkeitsabhängig. Die Durchschnittsgeschwindigkeiten pro Fahrzeugklasse und Landschaftskategorie (d.h. innerorts, außerorts und Autobahnen) wurden nach HBEFA 4.1 [118] angenommen. Darüber hinaus wurden für die Berechnung des Korrekturfaktors in Gleichung 3.1 (S.27) Faktoren für die durchschnittliche Anzahl der Achsen und die durchschnittlichen Auslastung der LKW in der gesamten Fahrzeugflotte benötigt. Diese Werte wurden auf der Grundlage von Daten des Kraftfahrtbundesamtes und des Statistischen Bundesamtes berechnet [114], [116], [117] und sind in Tabelle 4.2 aufgeführt.

Tab. 4.2.: Berechnete Anzahl der LKW-Achsen und Auslastungen für Busse, LKW ohne Anhänger, LKW mit Anhänger und Sattelzugmaschinen unter Verwendung von Daten basierend auf KBA [116], Destatis [117] und KBA [114].

	Anzahl der Achsen	Auslastung
Busse	2,27	0,20
LKW ohne Anhänger	2,51	0,32
LKW mit Anhänger	4,83	0,33
Sattelzugmaschinen	4,94	0,36

4.2.3. Zukünftige Emissionen

In diesem Abschnitt werden die Randbedingungen und getroffenen Annahmen zur Berechnung der zukünftigen Emissionen im Straßenverkehr erläutert. Dieser Abschnitt ist unterteilt in die zukünftige Verkehrsleistungsentwicklung, die Entwicklung der Fahrzeugflotte, die Berechnung der Emissionen und die Beschreibung der berechneten Zukunftsszenarien. Teile der Methodik und des Modells für die Berechnung zukünftiger Fahr- und Verkehrsleistungen wurden in der im Rahmen dieser Dissertation betreuten Masterarbeit von Witting [359] erarbeitet.

Entwicklung der Verkehrsleistungen

Die Entwicklung der Verkehrsleistung des Straßenverkehrs von 2018 bis 2030 und bis 2050 basiert im Wesentlichen auf dem von Decker [50] entwickelten Marktdiffusionsmodell. Dieses wurde in Unterabschnitt 3.7.2 (S.61) erläutert. Das von Decker [50] entwickelte Modell wurde um eine Bestandsentwicklung für PKW erweitert. Die Kennzahlen für die Bestandsentwicklung der PKW sind im Anhang in Abschnitt A.2 in Tabelle A.6 auf S. 270 aufgeführt. Entsprechend wurden auch Faktoren zur Umrechnung von Inländerfahrleistung zu Inlandsfahrleistung für PKW basierend auf Bäumer et al. [49] im Modell ergänzt. Diese sind im Anhang in Abschnitt A.2 in Tabelle A.5 auf S. 268 aufgelistet. Des

¹⁰In Abschnitt 3.6 (S.54) wurden Stadtgebiete anhand der urbanen morphologischen Zonen nach EEA [199] definiert.

Weiteren wurden die von Decker [50] verwendeten durchschnittlichen Jahresfahrleistungen der unterschiedlichen Fahrzeugklassen durch aktuellere Zahlen vom Kraftfahrtbundesamt [107] ersetzt. Dies führt zu kleinen Abweichungen im Vergleich zu den Fahrleistungsergebnissen von Decker [50]. Die angenommenen durchschnittlichen Jahresfahrleistungen basierend auf KBA [107] sind im Anhang in Abschnitt A.2 in Tabelle A.4 auf S. 268 aufgeführt. Die nach dem erläuterten Ansatz berechneten Fahrleistungen sind in Tabelle 4.3 dargestellt.

Die mit der Methodik nach Decker [50] berechneten Fahrleistungen mussten anschließend mit den Fahrzeugklassen des Emissionsmodells und jenen in HBEFA 4.1 [118] zusammengeführt werden. Die Fahrzeugklassen des Emissionsmodells sind weitestgehend identisch mit jenen der Fahrleistungserhebung 2014 [49] (vgl. Unterabschnitt 3.2.2 und Anhang Tabelle A.3, S. 267). Für die Klassen PKW und leichte Nutzfahrzeuge konnten die Modelle direkt miteinander verrechnet werden. Bei den Bussen wurden für die Fahrleistungsentwicklung, aber nicht für die Flottenzusammensetzung, vereinfacht die Bus-Klassen der S-Kurven Entwicklung (d.h. K-Bus, XS-Bus, M-Bus, XL-Bus, R-Bus und L-Bus) zusammengerechnet. Bei den schweren Nutzfahrzeugen musste zur Verrechnung eine Methodik entwickelt werden, die im Folgenden im Detail erläutert wird. Im Anhang in Abschnitt A.3 in Tabelle A.22 auf S.296 sind ergänzend die Fahrzeugklassen der drei Modelle und die Zuordnung untereinander dargestellt.

In einem ersten Schritt wurde die Fahrleistungsentwicklung für 2030 und 2050 für die Klassen des Emissionsmodells, d.h. Krafträder, PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Busse, LKW mit Anhänger, LKW ohne Anhänger, Sattelzugmaschinen und sonstige Fahrzeuge, berechnet, so dass für diese Klassen die Fahrleistungen zu den vier Zeitpunkten 2014, 2018, 2030 und 2050 vorlagen. Für das Jahr 2014 wurde basierend auf unter anderem Bäumer et al. [49] die räumliche Verteilung der Fahrleistungen berechnet (vgl. Unterabschnitt 3.2.2, S.25), während die Fahrleistungen im Jahr 2018 für die Berechnung der aktuellen Emissionen verwendet wurden (vgl. Unterabschnitt 4.2.1, S.90). Die Fahrleistungen 2030 und 2050 wurden für die Berechnung der zukünftigen Emissionen benötigt. Um die Fahrleistungen der schweren Nutzfahrzeuge des S-Kurven Modells in die Klassen des Emissionsmodells zu überführen wurde der Flottenmix aus HBEFA 4.1 [118] verwendet. Dieser gibt die Anteile der einzelnen Fahrzeugklassen in den Oberklassen Krafträder, PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Reisebusse, Linienbusse und schwere Nutzfahrzeuge aufgeschlüsselt nach Größenklasse und Antriebstechnologie oder Emissionstechnologie an. Diese Anteile wiederum liegen differenziert von 1994 bis 2050 für die Straßenklassen ländlich, städtisch und Autobahn vor. Aus diesem Flottenmix wurden die Größenklassen des schweren Nutzverkehrs innerhalb der LKW-Klassen des S-Kurven Modells für das Referenzjahr 2014 ermittelt. Das Verhältnis der Größenklassen des S-Kurven Modells untereinander, beispielsweise jenes der Klassen *HDV 20000* und *HDV 12000*, geht aus dem S-Kurven Modell selbst hervor. Die LKW Klassen des S-Kurven Modells geben allerdings keine Auskunft darüber, ob die LKW der jeweiligen Größenklasse den LKW, welche mit Anhänger oder jenen, welche ohne Anhänger fahren, zugeordnet werden müssen. Hierfür wurden Umrechnungsfaktoren aus HBEFA 4.1 [118] [360] verwendet, welche das Verhältnis von LKW mit und ohne Anhänger zueinander angeben. Diese Faktoren sind vollständig im Anhang in Abschnitt A.3 in Tabelle A.23 auf S. 297 aufgeführt. Über diese Umrechnungsfaktoren konnten die Flottenanteile, welche in HBEFA 4.1 [118] für Lastzüge (d.h. LKW mit Anhänger) und Sattelzugmaschinen gemeinsam angegeben sind, auf die Klassen LKW mit Anhänger und Sattelzugmaschine zurückgerechnet werden. Bei Untersuchung des Flottenmixes von HBEFA 4.1 [118] fiel auf, dass die Größenklassen $\leq 7,5$ t bis 20 t für LKW mit Anhänger nicht vorhanden sind. Die Schlussfolgerung war, dass sonstige Zugmaschinen in HBEFA 4.1 [118] nicht berücksichtigt werden, weshalb die Anteile der Größenklassen innerhalb der Klasse der sonstigen Zugmaschinen aus Statistiken des Kraftbundesamtes [114] ermittelt wurden. Da das Kraftfahrtbundesamt nur differenzierte Größenklassen bis 26 t führt, wurden alle sonstigen Zugmaschinen der Größenklasse >26 t aus den Daten des Kraftfahrtbundesamtes der Größenklasse 26-28 t in HBEFA 4.1 [118] zugeordnet. Hier wurden, im Gegensatz zum Vorgehen bei den LKW, Werte aus 2018 verwendet, da diese Anteile innerhalb der sonstigen Zugmaschinen nicht zur Berechnung der Fahrleistung 2030 und 2050, aber zur Berechnung der Flottenzusammensetzung, welche später im Detail erläutert wird, notwendig waren. Die ermittelten Fahrleistungsanteile sind vollständig im Anhang A.3 in Tabelle A.24 auf S. 297

Tab. 4.3.: Ergebnis der Fahrleistungsberechnung über die S-Kurven Methodik für Deutschland.

Klasse nach Decker [50]	Fahrleistung in Mio. Fahrzeug-km	
	2030	2050
PKW	635.655,50	635.655,50
Leichte Nutzfahrzeuge	72.008,23	83.570,86
K-Bus	4,70	4,69
HDV 6000	1.274,21	1.250,55
HDV 7500	2.590,96	2.401,80
XS-Bus	133,69	134,09
HDV 12000	3.168,58	3.143,77
M-Bus	132,57	130,73
HDV 20000	4.228,39	4.205,86
HDV 26000	7.002,38	7.032,95
XL-Bus	86,83	81,08
R-Bus	1.609,43	1.461,39
Sattelzugmaschinen	28.835,00	29.509,39
LZM	508,28	508,50
ZM	5.720,38	5.909,88
L-Bus	2.051,00	2.051,00

Anmerkungen. Weitere Details sind in Tabelle A.4 auf S. 268 aufgeführt. *Abkürzungen:* Kleinbusse (K-Bus), *Heavy Duty Vehicles* (Deutsch: schwere Nutzfahrzeuge) (HDV), Kleine Busse (XS-Bus), Mittlere Busse (M-Bus), Große Busse (XL-Bus), Reisebusse (R-Bus), landwirtschaftliche Zugmaschinen (LZM), sonstige Zugmaschinen (ZM), Linienbusse (L-Bus).

aufgeführt.

Mithilfe der ermittelten Größenklassenanteilen konnten die Fahrleistungen aus dem S-Kurven Modell (vgl. Tabelle 4.3) in die passenden Klassen des Emissionsmodells umgerechnet werden. Die ermittelten Fahrleistungen sind in Abbildung 4.3 dargestellt. Des Weiteren sind auch die für 2018 ermittelten Fahrleistungen (vgl. Unterabschnitt 4.2.1) in der Abbildung dargestellt. Ergänzend sind in Abbildung 4.4 die Fahrleistungen des schweren Nutzverkehrs für die Klassen des S-Kurven Modells dargestellt. Diese sind für die spätere Flottenentwicklung notwendig. Da für Krafträder keine S-Kurven Entwicklung durchgeführt wurde, wurde die Annahme getroffen, dass die Fahrleistungen 2030 und 2050 dem Wert von 2018 entsprechen. Die genauen Werte sind in Anhang A.3 in Tabelle A.25 (S.298) aufgeführt. Die Fahrleistungen in diesem Kapitel sind immer für ganz Deutschland dargestellt, da diese nationalen Werte Eingangswerte des Emissionsmodells sind. Die Diskretisierung auf die einzelnen Straßen erfolgt analog zu der in Unterabschnitt 4.2.1 (S. 90) erläuterten Methodik.

Entwicklung der Flotte

Für die Flottenentwicklung wurde zunächst die Annahme getroffen, dass die Größenklassen innerhalb der Fahrzeugklassen konstant auf dem Status von 2014, bzw. 2018 für sonstige Zugmaschinen, bleiben. Eine Änderung der Größenklassen zueinander findet nur über die Änderung der Fahrzeugklassen aus der S-Kurven Entwicklung statt (vgl. Abbildung 4.3 und Abbildung 4.4). Über das S-Kurven Modell wurde die Flottenzusammensetzung für die jeweiligen Klassen im Bezug auf das Fahrzeugalter berechnet. Die Altersverteilung war notwendig für die Berechnung der Anteile unterschiedlicher Emissionsklassen im Flottenmix sowie für die Einführung von neuen Antrieben, da diese maximal den Anteil der neuzugelassenen Fahrzeuge in einem bestimmten Zeitraum annehmen können. Die Werte der Altersverteilung sind im Anhang in Tabelle A.26 (S.299) und in Tabelle A.27 (S.300) detailliert

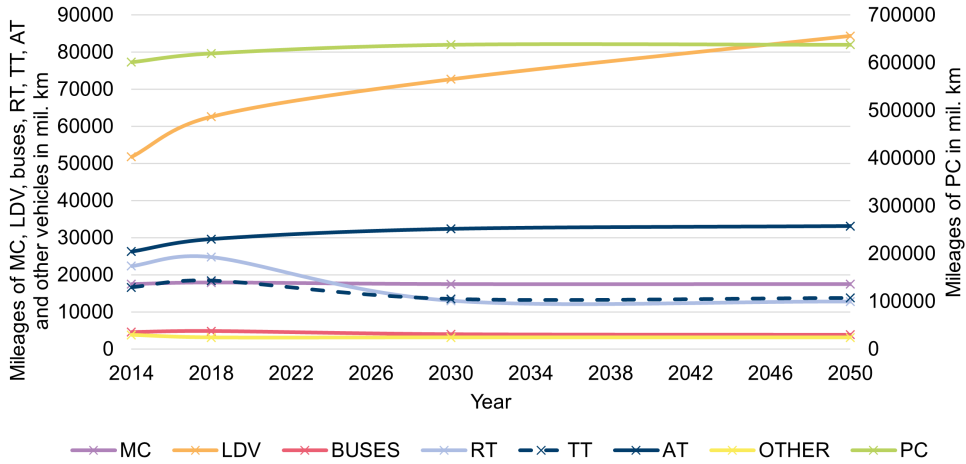


Abb. 4.3.: Berechnete Fahrleistungen der Klassen Kraffräder (*MC*), PKW (*PC*), leichte Nutzfahrzeuge (*LDV*), Busse (*Buses*), LKW mit Anhänger (*TT*), LKW ohne Anhänger (*RT*), Sattelzugmaschinen (*AT*) und sonstigen Kraftfahrzeugen (*Other*) differenziert nach Unterklassen der Jahre 2014 bis 2050 für Deutschland.

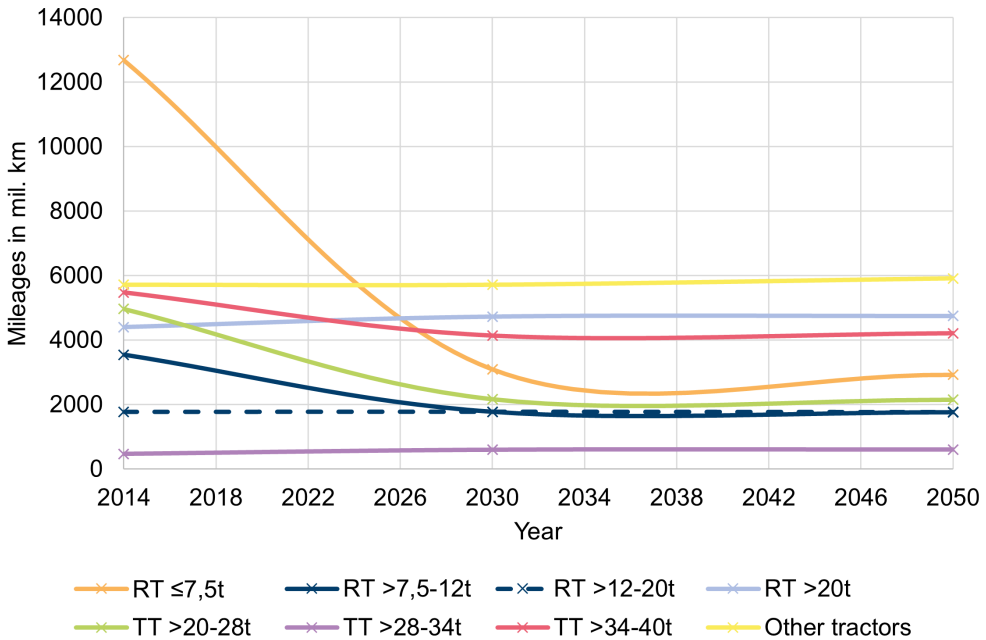


Abb. 4.4.: Berechnete Fahrleistungen der Klassen LKW mit Anhänger (*TT*), LKW ohne Anhänger (*RT*) und sonstigen Zugmaschinen (*Other tractors*), differenziert nach Unterklassen für die Jahre 2014 bis 2050 für Deutschland.

aufgeführt. Diese Werte für das S-Kurven Modell wurden über die im letzten Abschnitt erläuterte Methodik (vgl. Abschnitt 4.2.3) auch für die anderen Zwischenklassen berechnet. Eine Übersicht der Zwischenklassen ist im Anhang in Tabelle A.24 (S. 297) aufgeführt. In Allekotte et al. [97] werden die in HBEFA 4.1 [118] angenommenen Anteile der Emissionsklassen an den Neuzulassungen für die Fahrzeugklassen Personenkraftwagen, leichte Nutzfahrzeuge, Sattelzugmaschine, Lastkraftwagen, Linienbusse und Reisebusse angegeben. Diese Werte sind im Anhang in Tabelle A.28, Tabelle A.29, Tabelle A.30 und Tabelle A.31 auf den Seiten 301 bis 302 aufgeführt. Für Krafträder wurde, da für diese keine S-Kurven Modellierung durchgeführt wurde, der Flottenmix im Bezug auf die Emissionsklassen aus HBEFA 4.1 [118] übernommen. Da sich der Flottenmix in HBEFA 4.1 [118] bis 2050 für Krafträder kaum verändert, wurde für 2050 angenommen, dass die Kraftradflotte im Jahr 2050 ausschließlich aus Krafträdern der höchsten Emissionsklasse (d.h. Euro 5 für Kleinkrafträder und 4-Takt Krafträder, sowie Euro 4 für 2-Takt Krafträder) besteht. Die Ergebnisse der Flottenmixentwicklung für das Referenzszenario sind in Abbildung 4.5, Abbildung 4.6 und Abbildung 4.7 dargestellt. Die Anteile bei der Flottenzusammensetzung sind in allen Abbildungen fahrleistungsspezifisch.

Abbildung 4.5 zeigt die Anteile der Emissionsklassen für (a) Kleinkrafträder (*Mopeds*), (b) 4-Takt Motorräder (*MC 4T*) und (c) 2-Takt Motorräder (*MC 2T*). Wie Abbildung 4.5a zeigt, beinhaltet die Flotte der Kleinkrafträder 2018 die ältesten Fahrzeuge. 24 % der Kleinkrafträder sind vor Einführung der Euro 1 Klasse (gültig ab 1999 für alle Kleinkrafträder) zugelassen wurden. 19 % der Kleinkrafträder sind hingegen Euro 1 und 55 % Euro 2 Fahrzeuge. Die Euro 2 Richtlinie galt ab 2002 für alle neu zugelassenen Kleinkrafträder. 2 % der Kleinkrafträder sind hingegen mit der Emissionsklasse Euro 4 bewertet, welche ab 2017 für alle neu zugelassenen Kleinkrafträder gilt. Im Jahr 2030 besteht die Flotte der Kleinkrafträder nach dem HBEFA 4.1 [118] Flottenmix schließlich hauptsächlich aus Euro 2 und Euro 5 Fahrzeugen. Die Euro 5 Norm gilt ab 2021 für alle neu zugelassenen motorisierten Zweiräder. In Folge sind 2030 also über 50 % der Kleinkrafträder noch vor 2002 zugelassen. Im Jahr 2050 sind schließlich durch die in diesem Kapitel beschriebene Annahme 100 % der Kleinkrafträder Euro 5 Fahrzeuge. Zu den 2-Takt Krafträdern in Abbildung 4.5c zählen Motorräder mit über 250 ccm und unter 250 ccm Hubraum. Wie in Abbildung 4.5c zu erkennen ist, sind im Jahr 2018 40 % der 2-Takt Motorräder vor 1998/1999 zugelassen und damit noch nicht in der Euro 1 Abgasnorm. 20 % entsprechen der Euro 1 Abgasnorm, welche ab 1999 für alle neu zugelassenen Motorräder galt. Weiterhin fallen 2018 11 % und 9 % in die Euro 2 und Euro 3 Norm, welche ab 2004 und 2007 für alle neuen Motorräder galten. 34 % entsprechen 2018 hingegen der neusten Euro 4 Norm, welche ab 2017 für alle neu zugelassenen Motorräder gilt. Nach dem HBEFA 4.1 [118] Flottenmix wird ein Großteil dieser Fahrzeuge bis 2030 ausgetauscht, so dass im Jahr 2030 86 % der 2-Takt Motorräder Euro 4 Fahrzeuge sind. Wie Abbildung 4.5b zeigt, besteht die Flotte der 4-Takt Motorräder insgesamt aus jüngeren Fahrzeugen im Vergleich zu jener der 2-Takt Motorräder (vgl. Abbildung 4.5c). So entspricht ein großer Teil der 4-Takt Motorräder im Jahr 2018 der Euro 3 und Euro 4 Richtlinie und nur ein kleiner Teil ist älter als die Euro 1 Norm (vgl. Abbildung 4.5b). Nach dem HBEFA 4.1 [118] Flottenmix sind im Jahr 2030 schließlich ein Großteil der 4-Takt Motorräder Euro 4 und Euro 5 Fahrzeuge. Analog zu den anderen Kraftradklassen entsprechen 2050 100 % der 4-Takt Motorräder der neusten Emissionsrichtlinie.

Abbildung 4.6 zeigt die Anteile der Emissionsklassen für (a) Otto- und (b) Diesel- Personenkraftwagen und leichte Nutzfahrzeuge mit (c) Otto- und (d) Dieselmotor. Wie Abbildung 4.6a zeigt, sind bei den PKW mit Ottomotor nach dem HBEFA 4.1 [118] Flottenmix 2018 nur ein geringer Teil Euro 1 bis Euro 3 bzw. nicht klassifizierte Fahrzeuge. Die Euro 1, Euro 2 und Euro 3 Normen gelten ab 1993, 1997 und 2001 für alle neu zugelassenen PKW und leichte Nutzfahrzeuge. 64 % der PKW mit Ottomotor fallen 2018 in die Euro 4 bzw. Euro 5 Abgasnorm, welche ab 2006 bzw. 2011 für alle neu zugelassenen PKW und leichte Nutzfahrzeuge gilt. 24 % bzw. 1 % der PKW mit Ottomotor sind schließlich Euro 6ab bzw. Euro 6c Fahrzeuge im Jahr 2018. Die Euro 6 Abgasnorm gilt ab 2015 für alle Fahrzeuge. Die Unterklassen Euro 6c, Euro 6d-TEMP und Euro 6d gelten ab 09/2018, 09/2019 und 01/2021. Euro 6ab Fahrzeuge sind Euro 6 Fahrzeuge außerhalb dieser Unterklassen. Im Jahr 2030 besteht die Flotte der Otto-PKW aus 63 % Euro 6 Fahrzeugen, wovon wiederum der größte Teil der ab 2021 gültigen Abgasnorm Euro 6d entsprechen. Im Jahr 2050 sind schließ-

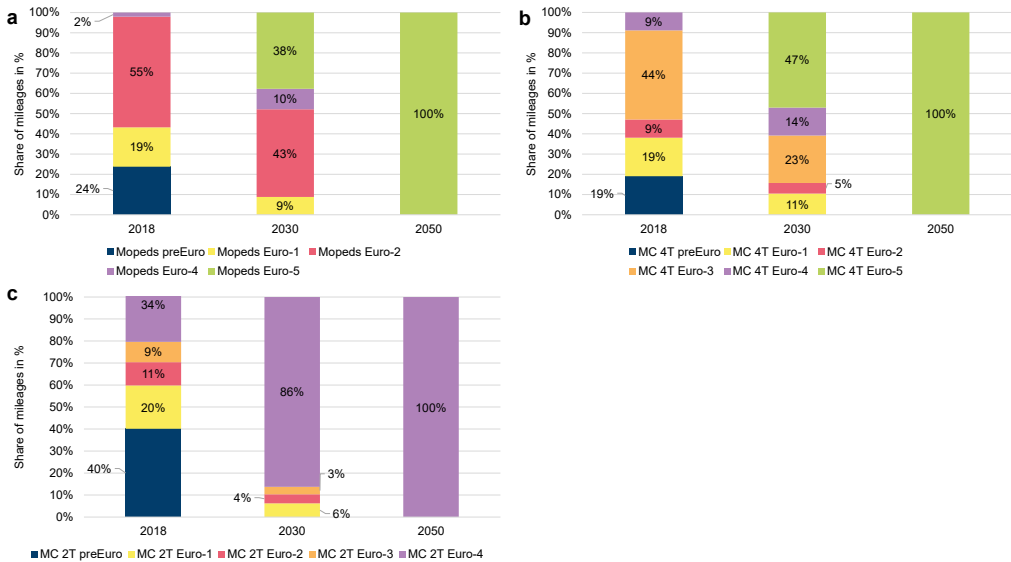


Abb. 4.5.: Berechnete Flottenzusammensetzung im Referenzszenario im Bezug auf Emissionsklassen für (a) Kleinkraftfahräder (*Mopeds*), (b) 4-Takt Kraftfahräder (*MC 4T*) und (c) 2-Takt Kraftfahräder (*MC 2T*) für die Jahre 2030 und 2050, sowie die Flottenzusammensetzung 2018 basierend auf HBEFA 4.1 [118].

lich 100 % der PKW mit Ottomotor Euro 6d Fahrzeuge, was durch die angenommene 18-jährige Nutzungsdauer der Fahrzeuge begründet ist (vgl. Anhang A.2 Tabelle A.4, S.268). Abbildung 4.6b zeigt die Zusammensetzung der Fahrzeugflotte der PKW mit Dieselmotor. Diese ähnelt der bereits erläuterten Zusammensetzung der PKW mit Ottomotor, wobei in 2018 wesentlich weniger Euro 4 Fahrzeuge bei den Dieselfahrzeugen vorhanden sind. Die Unterschiede 2030 und 2050 entstehen durch die unterschiedlichen Anteile der Emissionsklassen bei den Neuzulassungen für Diesel- und Otto-PKW (vgl. Anhang Tabelle A.28, S.301). Des Weiteren ähneln auch die berechneten Anteile für das Jahr 2030 jenen der Otto-PKW (siehe Abbildung 4.6b). Analog zu den benzinbetriebenen PKW existieren im Jahr 2050 nur noch Diesel-PKW der Abgasnorm Euro 6d.

Abbildung 4.6c zeigt die Anteile der leichten Nutzfahrzeuge mit Ottomotor für das Jahr 2018 basierend auf dem HBEFA 4.1 [118] Flottenmix sowie die berechneten Anteile für die Jahre 2030 und 2050. Ähnlich wie bei den PKW ist im Jahr 2018 nur ein kleiner Anteil der Fahrzeuge unklassifiziert oder entspricht Euro 1-Euro 3. Als Ergebnis der Berechnung unter den beschriebenen Randbedingungen sind 2030 der größte Anteil der leichten Nutzfahrzeuge mit Ottomotor Euro 6d Fahrzeuge. 2050 sind schließlich aufgrund der gewählten Nutzungsdauer von 12 Jahren (vgl. Anhang Tabelle A.4, S.268) 100 % der Otto-leichten Nutzfahrzeuge Euro 6d Fahrzeuge. Abbildung 4.6d zeigt die Flottenzusammensetzung der Diesel-leichten Nutzfahrzeuge in den Jahren 2018, 2030 und 2050. Die Zusammensetzung ähnelt jener der leichten Nutzfahrzeuge mit Ottomotor, wobei die Unterschiede wieder wie bei den PKW durch unterschiedliche Anteile der Emissionsklassen bei den Neuzulassungen entstehen (vgl. Anhang Tabelle A.28, S.301). 2018 entsprechen, basierend auf dem HBEFA 4.1 [118] Flottenmix, 93 % der dieselpetriebenen leichten Nutzfahrzeuge den Richtlinien Euro 4, Euro 5 oder Euro 6. 2030 ähnelt der berechnete Flottenmix jenem der leichten Nutzfahrzeuge mit Ottomotoren (vgl. Abbildung 4.6c), wobei bei den leichten Nutzfahrzeugen mit Dieselmotoren mit 13 % geringfügig mehr Fahrzeuge in die Euro 6ab Klasse fallen (siehe Abbildung 4.6d). 2050 sind schließlich 100 % der leichten Nutzfahrzeuge mit Dieselmotor Euro 6d Fahrzeuge.

Abbildung 4.7 zeigt die berechneten Anteile der Emissionsklassen für (a) Reisebusse, (b) Linienbus-

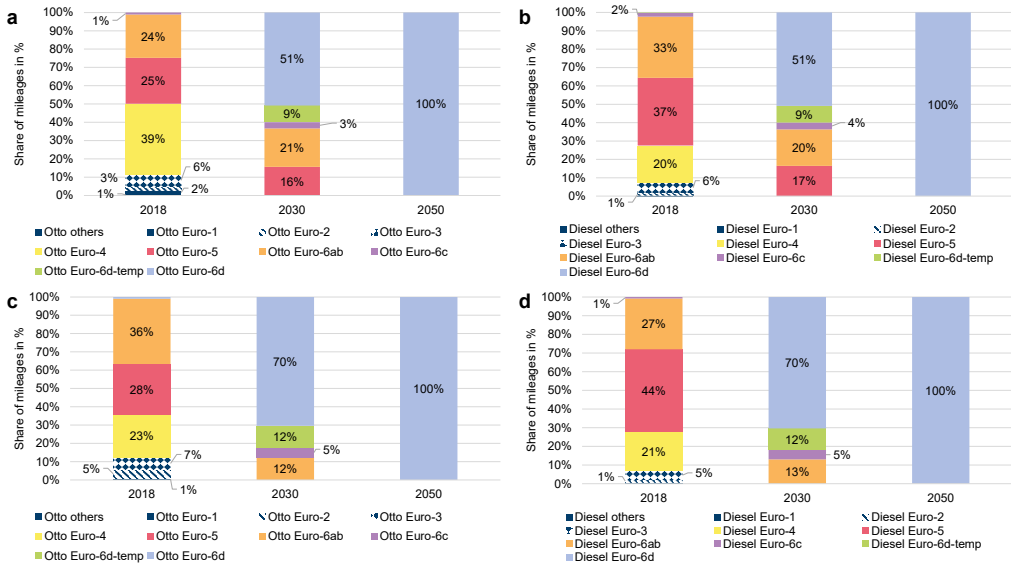


Abb. 4.6.: Berechnete Flottenzusammensetzung im Referenzszenario im Bezug auf Emissionsklassen für (a) Otto- und (b) Diesel-Personenkraftwagen und (c) Otto- und (d) Diesel- leichte Nutzfahrzeuge für die Jahre 2030 und 2050, sowie die Flottenzusammensetzung 2018 basierend auf HBEFA 4.1 [118].

se, (c) LKW ohne Anhänger (*RT*) und (d) LKW mit Anhänger und Sattelzugmaschinen (*TT/AT*). Die EURO VI Norm gilt ab Ende 2013 für alle Fahrzeuge, wobei basierend auf Allekotte et al. [97] erst ab 2016 100 % der neu zugelassenen Busse, LKW und Sattelzugmaschine der Abgasnorm EURO VI entsprechen. Die nach Allekotte et al. [97] angenommen Anteile sind im Anhang in Tabelle A.30 (S.302) und Tabelle A.31 (S.302) aufgeführt. Die angenommenen Nutzungsdauern von 6-10 Jahren für LKW, 5 Jahren für Sattelzugmaschinen, 10 Jahren für sonstige Zugmaschinen, 6 Jahren für Linienbusse und 5 Jahren für Reisebusse (vgl. Anhang A.2 Tabelle A.4, S.268) führen dazu, dass 2030 und 2050 100 % der Busse und schwere Nutzfahrzeuge der Abgasnorm EURO VI entsprechen (siehe Abbildung 4.7). Wie Abbildung 4.7a zeigt, sind 2018, basierend auf dem HBEFA 4.1 [118] Flottenmix, 65 % der Reisebusse EURO V und EURO VI Fahrzeuge. Bei den Linienbussen ist der Anteil der EURO V und EURO VI Fahrzeuge mit 79 % ein wenig größer (vgl. Abbildung 4.7b). Die Flottenzusammensetzung der LKW ohne Anhänger, dargestellt in Abbildung 4.7c, ähnelt jener der Linienbusse. Im Jahr 2018 entsprechen 79 % der LKW ohne Anhänger der EURO V oder EURO VI Abgasnorm. Die jüngsten Fahrzeuge befinden sich in der Flotte der Sattelzugmaschinen und LKW mit Anhänger, dargestellt in Abbildung 4.7d. Bei diesen entsprechen bereits im Jahr 2018 73 % der Abgasnorm EURO VI. Eine Differenzierung der kombinierten Klasse *TT/AT* in Abbildung 4.7d erfolgte nicht, da die dargestellten Werte nur zum Vergleich des Emissionsflottenmixes in den Jahren 2018, 2030 und 2050 abgebildet sind. Im Basisjahr 2018 wurden die Emissionen, wie im Unterabschnitt 4.2.2 erläutert, über aggregierte Emissionsfaktoren aus HBEFA 4.1 [118] berechnet. In diesen ist der Emissionsmix, unter anderem für die kombinierte Klasse *TT/AT*, schon enthalten. Für die Jahre 2030 und 2050 wurde allerdings, abweichend vom HBEFA 4.1 [118] Flottenmix, über eigene Annahmen und die S-Kurven Modellierung ein eigener Flottenmix entwickelt. Um diesen zu berücksichtigen, wurden die Emissionsfaktoren der einzelnen Fahrzeugschichten aus HBEFA 4.1 [118] exportiert und in eine eigene Datenbank eingepflegt. Dies wird in den nächsten beiden Abschnitten im Detail erläutert.

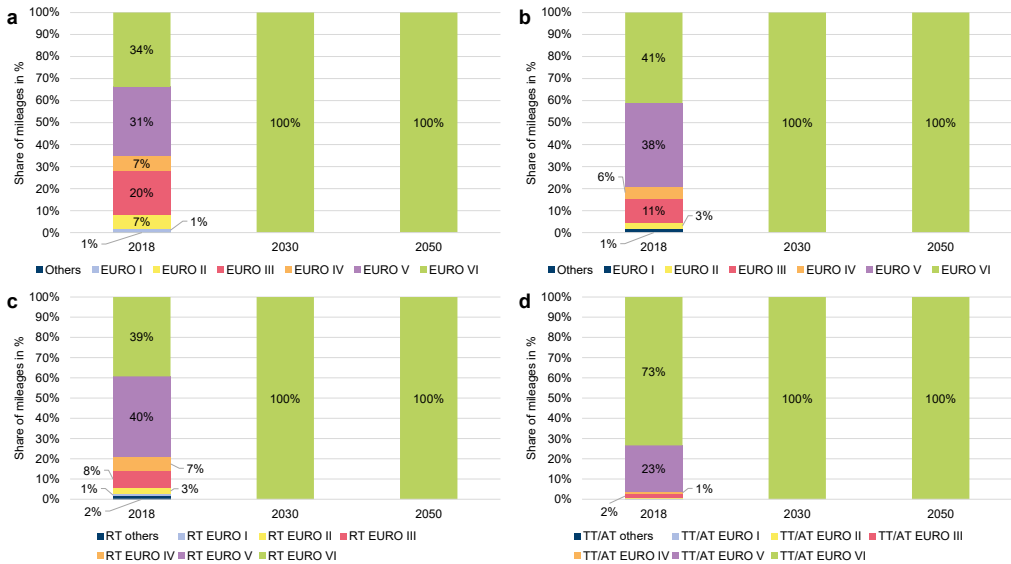


Abb. 4.7.: Berechnete Flottenzusammensetzung im Referenzszenario im Bezug auf Emissionsklassen für (a) Reisebusse, (b) Linienbusse, (c) LKW ohne Anhänger (RT) und (d) LKW mit Anhänger und Sattelzugmaschine (TT/AT) für die Jahre 2030 und 2050, sowie die Flottenzusammensetzung 2018 basierend auf HBEFA 4.1.

Anpassung der Emissionsfaktoren

Für die Berechnung der Abriebsemissionen wurden die berechneten fahrzeugspezifischen Emissionsfaktoren für den Abrieb verwendet (vgl. Unterabschnitt 4.2.2). Zur Berechnung der Verbrennungsemissionen wurden die Emissionsfaktoren der einzelnen Fahrzeugschichten aus HBEFA 4.1 [118] exportiert. Diese wurden anschließend aufgeschlüsselt nach Fahrzeugklasse, Schadstoff, Verkehrssituation, Kraftstoff, Größenklasse und Emissionskonzept in eine eigene Datenbank überführt. Hierfür wurden geeignete Annahmen getroffen. Für die Berechnung der Emissionen wurden nur Emissionsfaktoren für den Motor bei Betriebstemperatur, sogenannte *warne* Emissionsfaktoren, berücksichtigt. Des Weiteren wurden nur Emissionsfaktoren der Emissionsklassen des zukünftigen Flottenmixes exportiert (vgl. Abbildung 4.5, Abbildung 4.6 und Abbildung 4.7). Außerdem sind bestimmte Emissionsfaktoren in HBEFA 4.1 [118] für bestimmte Antriebe nicht nach unterschiedlichen Fahrzeuggrößen klassifiziert, wie beispielsweise für LKW mit Anhänger und Sattelzugmaschinen mit LNG Dual-Fuel HPDI, CNG, batterie-elektrischem und brennstoffzellen-elektrischem Antrieb. Weiterhin liegen für LKW ohne Anhänger keine differenzierten Emissionsfaktoren für den CNG Antrieb für Größenklassen über 12 t vor. Die Emissionsfaktoren vom batterie-elektrischen und brennstoffzellen-elektrischen Antrieb sind null im Bezug auf verbrennungsbedingte Emissionen, weshalb eine Differenzierung nach Fahrzeuggrößen nicht notwendig war. Die Emissionsfaktoren für CNG und LNG für fremdgezündete Motoren und Dual-Fuel HPDI Motoren wurden für alle Größenklassen der Fahrzeugklassen LKW mit Anhänger, LKW ohne Anhänger und Sattelzugmaschinen nach der Methodik von HBEFA 4.1 [118] neu berechnet. Erläuterungen zu den Emissionsfaktoren und der Methodik für CNG und LNG Fahrzeuge in HBEFA 4.1 [118] sind im Anhang in Abschnitt A.2 (S.274) aufgeführt. Für den CNG Antrieb bei PKW und leichten Nutzfahrzeugen sowie Hybridantrieben bei leichten Nutzfahrzeugen liegen ausschließlich Emissionsfaktoren für die Klasse Euro 6 in HBEFA 4.1 [118] vor. Diese Euro 6 Faktoren wurden in der eigenen Datenbank als Euro 6d klassifiziert, damit diese später bei der Berechnung kompatibel mit dem Flottenmix sind.

Emissionsfaktoren für die alternativen Kraftstoffe *Methanol to Gasoline*-Benzin, Fischer-Tropsch-Diesel und Dimethylether sind in HBEFA 4.1 [118] nicht vorhanden. Aufgrund der großen Ähnlichkeit der Eigenschaften von *Methanol to Gasoline*-Benzin und fossilem Benzin [45], wurde für *Methanol to Gasoline*-Benzin die Annahme getroffen, dass die Emissionen identisch zu jenen von fossilem Benzin sind. Nach Otten et al. [121]¹¹ betragen die PM- und NO_x-Emissionen bei Einsatz von *Gas-to-Liquid*-Kraftstoff, identisch zu Fischer-Tropsch-Diesel, 80 % und 85 % der von mit konventionellem Diesel betriebenen Fahrzeugen für Fahrzeuge der Emissionsklassen bis Euro 5 und EURO 5 (vgl. Unterabschnitt 3.2.4, S.28). Hier wurde vereinfacht die optimistische Annahme getroffen, dass diese Reduktion für alle Emissionsklassen gilt. Für die Reduktion der PM-Emissionen ist diese Annahme durchaus realistisch, während die Reduktion der Stickstoffoxid-Emissionen bei Fahrzeugen mit höheren Emissionsklassen mit SCR-Katalysator stark schwankt (vgl. Anhang A.2, S.271). Die Emissionsfaktoren bei Verwendung von *Gas-to-Liquid* und HVO im Straßenverkehr nach Otten et al. [121] werden im Anhang in Abschnitt A.2 auf S.269 im Detail erläutert. Des Weiteren wird im Anhang in Abschnitt A.2 auf S. 271 der Einfluss von Einspritzsystemen und der Abgasnachbehandlung auf die Emissionen bei Verwendung von HVO im Dieselmotor diskutiert. Für den alternativen Kraftstoff Dimethylether wurden von Transphorm [120] Emissionsfaktoren für Busse und schwere Nutzfahrzeuge für ähnliche Fahrzeugschichten wie in HBEFA 4.1 [118] entwickelt, welche über die *Transphorm - Emission Factors Database* abgerufen werden können (vgl. Unterabschnitt 3.2.4, S.28). Um diese in die aus den HBEFA 4.1 [118] Emissionsfaktoren entwickelte Datenbank zu überführen, wurde immer die relative Reduktion der jeweiligen Fahrzeugschicht von Dimethylether zu konventionellem Diesel basierend auf den Daten aus Transphorm [120] berechnet und anschließend auf die Diesel Emissionsfaktoren von HBEFA 4.1 [118] angewendet. Hierfür wurden folgende Annahmen getroffen:

- Da es in Transphorm keine *Midi ≤15t* Größenklasse für Busse gibt, wurde stattdessen die Transphorm Größenklasse *Coaches Standard ≤18 t* verwendet.
- Einige Größenklassen der LKW mit Anhänger und Sattelzugmaschinen in HBEFA 4.1 [118] sind in Transphorm nicht vorhanden. Für die Klassen LZ/SZ >14-20 t, LZ/SZ >7,5t-14 t und LZ/SZ ≤7,5 t wurden deshalb die entsprechenden Verhältnisse der Emissionsfaktoren der jeweiligen Größenklasse von LKW ohne Anhänger übernommen. Für die Größenklassen LZ/SZ >40-50 t, LZ/SZ >50-60 t und LZ/SZ >60 t wurde das Verhältnis der Emissionsfaktoren für die Größenklasse Articulated 34 - 40 t aus der Transphorm Datenbank [120] übernommen.
- In Transphorm existieren statt der Verkehrssituation *innerorts* (HBEFA), die Verkehrssituationen *Urban peak* und *Urban off peak*, für welche die Emissionsfaktoren der alternativen Kraftstoffe aber identisch sind. Deshalb wurden immer die Werte der Verkehrssituation *Urban peak* verwendet.

Aufgrund des Umfangs der erstellten Emissionsfaktoren von circa 12.000 Einträgen werden diese nicht detailliert in dieser Arbeit aufgeführt. Der NO_x-Emissionsfaktor von innerorts fahrenden PKW mit Dieselmotor sinkt aber beispielsweise von 807 mg/km für Euro 1-PKW auf 41 mg/km für Euro 6d-PKW, während dieser für PKW mit Ottomotor von 352 mg/km für Euro 1-PKW auf 19 mg/km für Euro 6d-PKW sinkt und Euro 6-CNG-PKW 16 mg_{NO_x}/km innerorts emittieren. Unter den getroffenen Annahmen stößt ein Euro 1-PKW mit Dieselmotor und 100 % Fischer-Tropsch-Diesel 686 mg_{NO_x}/km aus. Die NO_x-Emissionsfaktoren von PKW und leichten Nutzfahrzeugen der unterschiedlichen Euroklassen sind ergänzend im Anhang in Abbildung A.53 auf S.338 dargestellt.

Berechnung der zukünftigen Emissionen

Die Berechnung der zukünftigen Emissionen erfolgt methodisch grundsätzlich wie die Berechnung der aktuellen Emissionen im Jahr 2018 (vgl. Unterabschnitt 4.2.2, S.94). Im Unterschied zum Basisfall 2018 liegen die zukünftigen Emissionsfaktoren aber nicht aggregiert für die Fahrzeugklassen

¹¹Die von Otten et al. [121] entwickelten Emissionsfaktoren basieren auf Messungen von Verbeek et al. [361].

PKW, Krafträder, leichte Nutzfahrzeuge, Linienbusse, Reisebusse und schwere Nutzfahrzeuge, sondern differenziert nach Größenklasse, Kraftstoff und Emissionskonzept für die Fahrzeugklassen PKW, Krafträder, leichte Nutzfahrzeuge, Linienbusse, Reisebusse und LKW ohne Anhänger und der Klasse LKW mit Anhänger/Sattelzugmaschine vor. Dies wurde in diesem Abschnitt bereits im Detail erläutert.

Szenarien

Basis der zukünftigen Szenarien ist ein Referenzszenario, in welchem der Straßenverkehr in den Jahren 2030 und 2050 weiterhin mit fossilen Kraftstoffen betrieben wird und die Kraftstoffanteile innerhalb der Fahrzeugklassen, relevant für die Fahrzeugklassen PKW und leichte Nutzfahrzeuge, identisch zum Jahr 2018 angenommen werden. Über die Flottenentwicklung ändern sich die Fahrleistungsanteile und die Anteile der unterschiedlichen Emissionskonzepte (vgl. Abbildungen 4.5, 4.6 und 4.7). Neben diesem Referenzszenario wurden unterschiedliche Kraftstoffszenarien berechnet. Ziel dieser alternativen Szenarien war nicht eine realistische Prognose zukünftiger Emissionen, sondern das Aufzeigen von maximalen Potentialen bei Nutzung unterschiedlicher vielversprechender Energieträger. Die berücksichtigten Optionen sind Wasserstoff, Elektromobilität, Erdgas, und *Power-to-Fuel* (PtF) Kraftstoffe. Die ausgewählten Energieträger für die unterschiedlichen Fahrzeugklassen im Straßenverkehr basieren auf den Ergebnissen der Analysen in Abschnitt 3.8 (vgl. S.83). Die Kraftstoffoptionen werden unterteilt in Kraftstoffe, welche neue Antriebe benötigen, und so genannte *Drop-In*-Kraftstoffe, welche ohne Änderung in der bestehenden Flotte genutzt werden können. Es wurde die Annahme getroffen, dass neue Antriebe nur in neu zugelassenen Fahrzeugen genutzt werden. Ein Retrofit von bestehenden Fahrzeugen wurde nicht berücksichtigt. Des Weiteren wurde für die Einführung neuer Antriebe angenommen, dass ab 2025 100 % der neu zugelassenen Fahrzeuge mit diesen Antrieben ausgestattet werden. Das bereits erläuterte S-Kurven Modell wurde verwendet um die entsprechenden Anteile an den Fahrleistungen 2030 und 2050 der unterschiedlichen Klassen zu ermitteln. Die berechneten Fahrleistungsanteile der ab 2025 neu zugelassenen Fahrzeuge der unterschiedlichen Fahrzeugklassen in den Jahren 2030 und 2050 sind in Abbildung 4.8 dargestellt. Da für Krafträder keine Flottenentwicklung durchgeführt wurde, sind diese nicht in Abbildung 4.8 enthalten. Wie bereits erläutert, ist die Nutzungsdauer von Krafträdern sehr hoch und es wurde davon ausgegangen, dass ein Austausch des Antriebs über die neu zugelassenen Fahrzeuge nicht ausreichend ist. Die PM-Emissionen von benzinbetriebenen Kleinkrafträdern sind nach HBEFA 4.1 [118] sehr hoch. Aufgrund dessen wurde in allen Szenarien, mit Ausnahme des Referenzszenarios, angenommen, dass diese in den Jahren 2030 und 2050 vollständig durch elektrische Alternativen ersetzt werden. Für die restlichen Unterklassen der Krafträder wurden in den alternativen Szenarien ein identischer Energieträgermix wie im Referenzszenario angenommen. Die Ausnahme bildet das *Power-to-Fuel* (PtF) *Drop-In*-Szenario. In diesem wird konventionelles Benzin durch *Methanol to Gasoline*-Kraftstoff ersetzt. Hiervon sind entsprechend auch die Krafträder betroffen. Dies wird in diesem Abschnitt noch im Detail erläutert.

Abbildung 4.8 zeigt, dass im Jahr 2050 bei allen Fahrzeugklassen die komplette Flotte ausgetauscht ist im Bezug auf 2025. In 2030 variieren die Anteile stark. Die geringsten Austauschraten weisen die PKW (*PC*) und LKW ohne Anhänger (*Rigid truck*) der Größenklasse 20-26t mit 28 % und 25 % auf. Die höchsten Austauschraten weisen mit 100% hingegen Reisebusse (*Coach*) und Sattelzugmaschinen (*Articulated truck*) auf. Es folgen Linienbusse (*Bus*) und die hohen Gewichtsklassen ab 26 t bzw. ab 28 t der LKW ohne Anhänger (*Rigid truck*) und LKW mit Anhänger (*Trailer truck*). Niedrigere Gewichtsklassen der LKW weisen im Jahr 2030 geringere Austauschraten auf. Die niedrigsten Austauschraten haben leichte Nutzfahrzeuge (*LDV*), PKW (*PC*) und LKW ohne Anhänger der Gewichtsklasse 20-26 t (vgl. Abbildung 4.8). Die Anteile in Abbildung 4.8 zeigen, dass ein Austausch der Antriebstechnologie ab 2025 einen wesentlich geringeren Einfluss auf PKW, leichte Nutzfahrzeuge und LKW niedrigerer Gewichtsklassen hat, während der Einfluss auf Busse, Sattelzugmaschinen und schwere LKW durch die höheren Austauschraten wesentlich höher ist. Die berechneten Werte in Abbildung 4.8 sind das Ergebnis der S-Kurven Modellierung sowie der Umrechnung der Fahrzeugklassen in die Klassen des Emissionsmodells (vgl. Anhang Tabelle A.22, S.296).

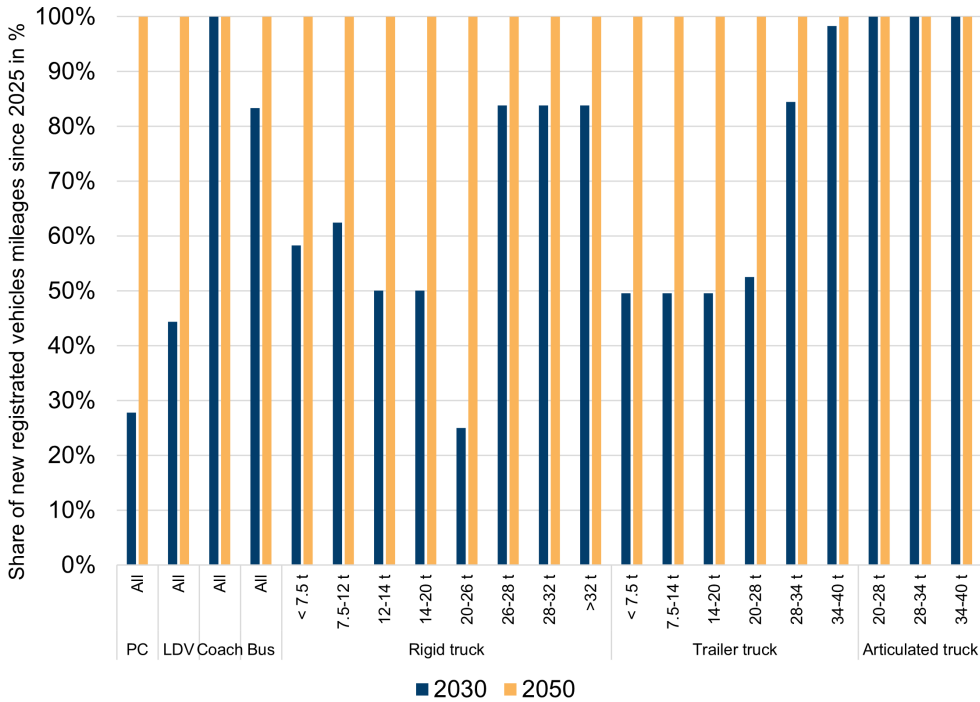


Abb. 4.8.: Berechnete Fahrleistungsanteile ab 2025 neu zugelassener Fahrzeuge der unterschiedlichen Fahrzeugklassen des Straßenverkehrs in den Jahren 2030 und 2050. *Abkürzungen:* *Passenger Cars* (Deutsch: Personenkraftwagen) (PC), *Light Duty Vehicles* (Deutsch: leichte Nutzfahrzeuge) (LDV).

Abbildung 4.9 zeigt die Anteile der Antriebe bei zugelassenen Fahrzeugen im *PtF Drop-In*-Szenario sowie die eingesetzten Drop-In Kraftstoffe, während Abbildung 4.10 die angenommenen Anteile der verschiedenen Antriebe an den Neuzulassungen in den Szenarien H_2 -Szenario, *Gas*-Szenario, *PtF New Drive*-Szenario und *E*-Szenario zeigt. Diese Anteile wurden in den Berechnungen zur Ermittlung des Flottenmixes mit dem Fahrleistungsanteil der neu zugelassenen Fahrzeuge kombiniert (vgl. Abbildung 4.8). Wie bereits erläutert, werden in allen Szenarien, mit Ausnahme des Referenzszenarios, die Kleinkrafträder mit batterie-elektrischem Antrieb ausgestattet, wobei dies nicht nur für die neu zugelassenen Fahrzeuge gilt, sondern die gesamte Flotte. Alle anderen Krafträder fahren in allen Szenarien weiterhin mit konventionellem Antrieb.

Im *PtF Drop-In*-Szenario, dargestellt in Abbildung 4.9, werden neu zugelassene PKW und leichte Nutzfahrzeuge mit Hybrid Antrieben betrieben, während die restlichen Fahrzeuge mit konventionellen Diesel- und Ottomotoren ausgestattet werden. Des Weiteren wird fossiles Benzin zu 100 % durch *Methanol to Gasoline* Kraftstoff und fossiler Diesel zu 100 % durch Fischer-Tropsch Kraftstoff oder HVO Kraftstoff ersetzt.

Beim H_2 -Szenario, dargestellt in Abbildung 4.10, werden 50 % der neu zugelassenen PKW mit brennstoffzellen-elektrischem Antrieb ausgestattet und 50 % mit batterie-elektrischem Antrieb. Im H_2 -Szenario werden 50 % der neu zugelassenen leichten Nutzfahrzeuge mit brennstoffzellen-elektrischem Antrieb ausgestattet und 50 % mit batterie-elektrischem Antrieb. Alle seit 2025 neu zugelassenen Reisebusse, Linienbusse und alle schwere Nutzfahrzeuge werden mit brennstoffzellen-elektrischem Antrieb ausgestattet. Im *Gas*-Szenario hingegen werden 25 % der neu zugelasse-

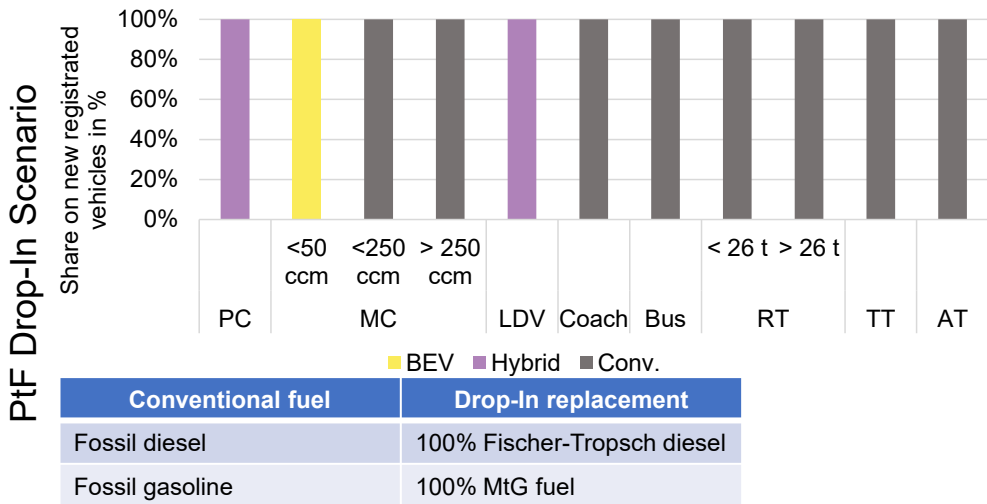


Abb. 4.9.: Anteile alternative Antriebe an den Neuzulassungen im *PtF Drop-In* Szenario und Anteil der alternativen Drop-In Kraftstoffe an den konventionellen fossilen Kraftstoffen. *Abkürzungen:* *Power-to-Fuel* (PtF), *Passenger Cars* (Deutsch: Personenkraftwagen) (PC), *Motorcycles* (Deutsch: Krafträder) (MC), *Light Duty Vehicles* (Deutsch: leichte Nutzfahrzeuge) (LDV), *Rigid Trucks* (Deutsch: LKW ohne Anhänger) (RT), *Trailer Trucks* (Deutsch: LKW mit Anhänger) (TT), *Articulated Trucks* (Deutsch: Sattelzugmaschinen) (AT), batterieelektrisches Fahrzeug (BEV), *Methanol to Gasoline* (MtG).

nen PKW mit CNG Antrieb und 75 % mit Diesel- bzw. Benzin-Hybrid Antrieb ausgestattet (vgl. Abbildung 4.10). Neu zugelassene leichte Nutzfahrzeuge, Linienbusse und Reisebusse werden im *Gas*-Szenario mit CNG Antrieb ausgestattet, während neu zugelassene schwere Nutzfahrzeuge mit LNG Antrieb ausgestattet werden. Bei schweren Nutzfahrzeugen wird differenziert zwischen LKW ohne Anhänger und LKW mit Anhänger/Sattelzugmaschinen. LKW ohne Anhänger werden mit konventionellem Gasmotor ausgestattet, während LKW mit Anhänger und Sattelzugmaschinen aufgrund höherer Fahrleistungen mit Dual-Fuel LNG Antrieben ausgestattet werden. Beim *PtF New Drive*-Szenario werden neu zugelassene PKW und leichte Nutzfahrzeuge mit Diesel- bzw. Benzin-Hybrid Antrieben ausgestattet, während Reisebusse, Linienbusse und der gesamte schwere Nutzverkehr mit Dimethylether Antrieb ausgestattet werden (vgl. Abbildung 4.10). Im *E*-Szenario hingegen werden neu zugelassene PKW und leichte Nutzfahrzeuge zu 100 % mit batterie-elektrischem Antrieb betrieben. Das gleiche gilt für Linienbusse und LKW mit Anhänger der Größenklassen bis 26 t. Reisebusse und der restliche schwere Nutzverkehr fahren im *E*-Szenario weiterhin mit konventionellem dieselbetriebem Verbrennungsmotor.

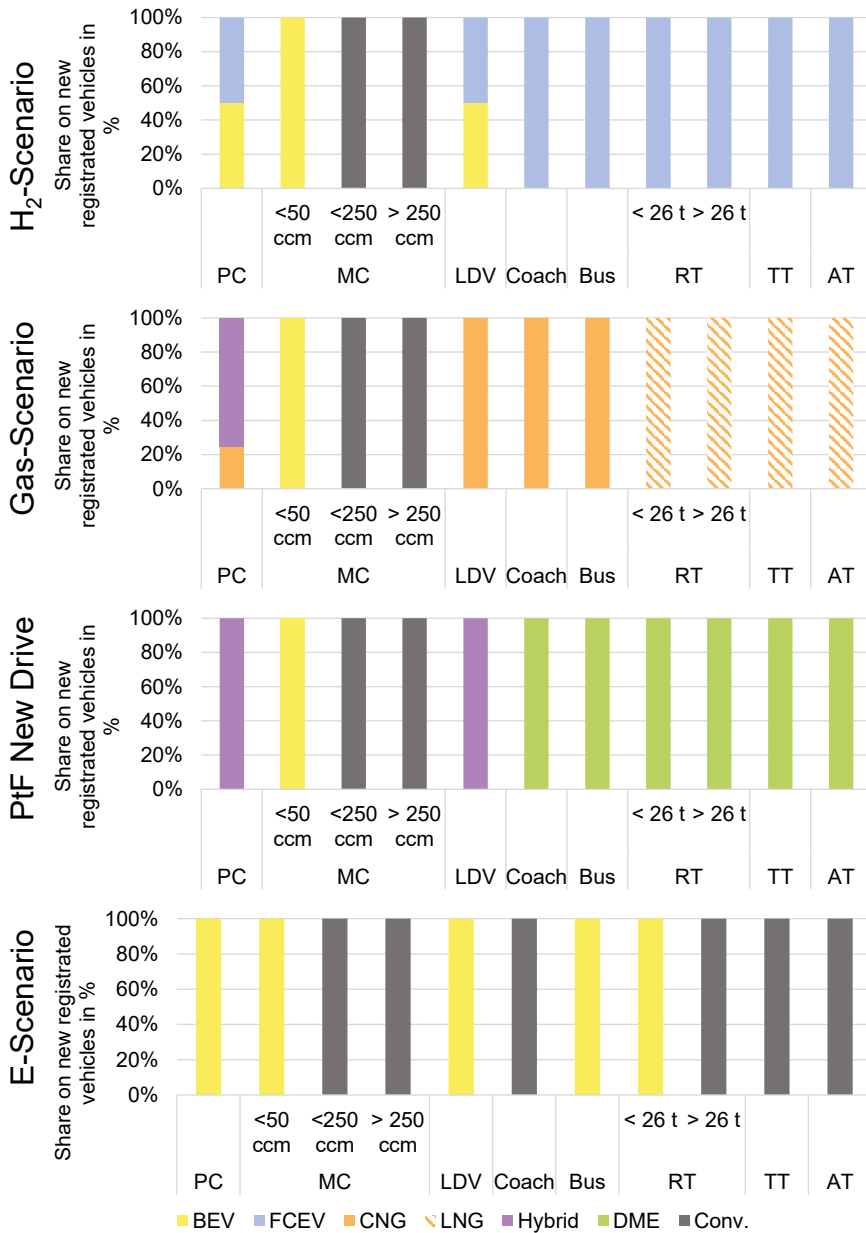


Abb. 4.10.: Anteile der alternativen Antriebe an den Neuzulassungen für die Szenarien H₂-Szenario, Gas-Szenario, PtF New Drive-Szenario und E-Szenario. Abkürzungen: Power-to-Fuel (PtF), Passenger Cars (Deutsch: Personenkraftwagen) (PC), Motorcycles (Deutsch: Krafträder) (MC), Light Duty Vehicles (Deutsch: leichte Nutzfahrzeuge) (LDV), Rigid Trucks (Deutsch: LKW ohne Anhänger) (RT), Trailer Trucks (Deutsch: LKW mit Anhänger) (TT), Articulated Trucks (Deutsch: Sattelzugmaschinen) (AT), Power-to-Fuel (PtF), batterieelektrisches Fahrzeug (BEV), brennstoffzellelektrisches Fahrzeug (FCEV), komprimiertes Erdgas (CNG), verflüssigtes Erdgas (LNG), Dimethylether (DME).

4.3. Verkehrsmodell für die Binnenschifffahrt

In diesem Abschnitt wird die entwickelte Methodik zur Modellierung der Fahrleistungen, Verkehrsleistung und Emissionen der Binnenschifffahrt in NRW erläutert. Teile der Methodik und des Modells wurden in der im Rahmen dieser Dissertation betreuten Masterarbeit von Pollakis [362] erarbeitet.

4.3.1. Diskretisierung der Fahrleistung

Von denen in Tabelle 2.8 auf S.17 aufgeführten Schiffsklassen wurden die Klassen Gütermotorschiff, Tankermotorschiff, Güterleichter und Tankerleichter modelliert. Hochseeschiffe und sonstige Gütertransportschiffe wurden vernachlässigt. Der Anteil an der Verkehrsleistung der sonstigen Gütertransportschiffe auf den betrachteten Binnenwasserstraßen ist sehr gering. Der Anteil der Hochseeschiffe auf den betrachteten Wasserstraßen ist nicht dokumentiert und wird als sehr gering angenommen. Des Weiteren werden die Fahrleistungen an Schleusen und in Häfen vernachlässigt, da diese unter 1 % der Emissionen der Binnenschifffahrt in NRW verursachen [64]. Außerdem wurden nur die Hauptmotoren der Schiffe betrachtet. Hilfsmotoren wurden nicht differenziert untersucht.

Die Berechnung der Schiffe pro Wasserstraßenabschnitt erfolgte über Gleichung 4.2, wobei $N_{Schiffe,i,l}$ die Anzahl der Schiffe der Schiffsklasse i auf dem Wasserstraßenabschnitt l , $\Theta_{i,l}$ die Verkehrsleistung in tkm nach Destatis [125], $\alpha_{\emptyset,i}$ die durchschnittliche Auslastung der Tragfähigkeit nach Knörr und Heidt [128], $EV_{i,l}$ das Verhältnis von beladenen zu nicht beladenen Schiffen basierend auf GDWS [129], $CC_{\emptyset,i}$ die durchschnittliche Tragfähigkeit basierend auf Destatis [125] und L_l die Länge des Wasserstraßenabschnitts ist (vgl. Unterabschnitt 3.3.2, S.29).

$$N_{Schiffe,i,l} = \frac{\Theta_{i,l}}{\frac{\alpha_{\emptyset,i}}{1+EV_{i,l}} \cdot CC_{\emptyset,i} \cdot L_l} \quad (4.2)$$

Die Wasserstraßen Dortmund-Ems-Kanal, Bergeshövede bis NRW Grenze, NRW Grenze nach Lülsdorf, Weser, NRW Grenze bis Minden und Weser, Minden bis NRW Grenze kreuzen die Landesgrenze von NRW. Die für diese Wasserstraßen angegebene Verkehrsleistung nach Destatis [125] wurde als linear verteilt angenommen um die Anteile auf den Streckenabschnitten in NRW zu berechnen. Für den Faktor $EV_{i,l}$ wurden, wenn möglich, regionale Werte der Schleusen auf den jeweiligen Wasserstraßen nach GDWS [129] angenommen. Im Falle nicht vorhandener Daten für bestimmte Wasserstraßen wurden die durchschnittlichen Werte verwendet (vgl. Unterabschnitt 3.3.2, S.29). Durch Verwendung der an den Schleusen erhobenen Daten wurden Schiffe vernachlässigt, welche die Schleusen auf den Wasserstraßen nicht passieren. Güterleichter und Tankerleichter werden von Schubboten geschoben, da sie keinen eigenen Antrieb haben. Je nach Art der Wasserstraße schiebt ein Schiff einen oder mehrere Güterleichter oder Tankerleichter. Die Emissionen hängen von der Anzahl der Schubboote ab. Im Modell werden diese über das Verhältnis von Schubboot zu Güterleichter/Tankerleichter basierend auf Lorentz et al. [64] berechnet (vgl. Unterabschnitt 3.3.2, S.29).

4.3.2. Berechnung der Emissionen

Die Berechnung der Emissionen in der Binnenschifffahrt erfolgt in dieser Arbeit nach dem Ansatz von Lorentz et al. [64] (vgl. Gleichung 3.5 und Gleichung 3.6 in Unterabschnitt 3.3.3, S.31). Neben der Fahrleistung, welche über Gleichung 4.2 berechnet wurde, waren folgende Größen zur Berechnung erforderlich:

- Länge der Wasserstraßen,
- Emissionsfaktoren,
- Geschwindigkeit der Schiffe,
- Fließgeschwindigkeit der Wasserstraßen,
- Nominale Leistung der Schiffe,

- Beladung der Schiffe,
- Anteil der beladenen Schiffe.

Die Länge der Wasserstraßen wurde über das georeferenzierte Wasserstraßennetz ermittelt (vgl. Unterabschnitt 3.3.1). Des Weiteren wurden die altersabhängigen Emissionsfaktoren nach Lorentz et al. [64] übernommen (vgl. Unterabschnitt 3.3.4). Die hierfür notwendige Altersverteilung der Schiffsmotoren wurde basierend auf der durchschnittlichen Lebensdauer von Schiffsmotoren (vgl. Tabelle 3.2, S. 35) nach Knörr und Heidt [128] und der Altersverteilung der deutschen Binnenflotte des Jahres 2017 nach GDWS [140] für das Jahr 2017 neu berechnet.¹² Nach Knörr und Heidt [128] werden 50 % der Motoren nach der durchschnittlichen Lebensdauer und 100 % der Motoren nach der doppelten durchschnittlichen Lebensdauer ausgetauscht. Unter dieser Annahme wurde das Alter der Schiffsmotoren aus dem Alter der Schiffe nach nach GDWS [140] für 2017 abgeleitet. Abbildung 4.11 zeigt einen Vergleich des berechneten Flottenanteils der unterschiedlichen Altersklassen für 2017 mit den Literaturwerten nach Knörr und Heidt [128] aus dem Jahr 2011. Für diesen Vergleich wurde die berechnete Altersverteilung, welche für drei Schiffsklassen und jeweils acht Größenklassen vorliegt, auf die in der Literatur vorhandenen drei Größenklassen aggregiert. Die Motoren im Jahr 2017 sind insgesamt jünger als jene im Jahr 2011, insbesondere bei größeren Schiffen. Bei kleinen Schiffen ist der Anteil älterer Motoren hingegen recht hoch. Im Durchschnitt beträgt das berechnete Alter der Schiffsmotoren der deutschen Flotte 23,5 Jahre im Jahr 2017, während es 2011 bei 25 Jahren lag [128].

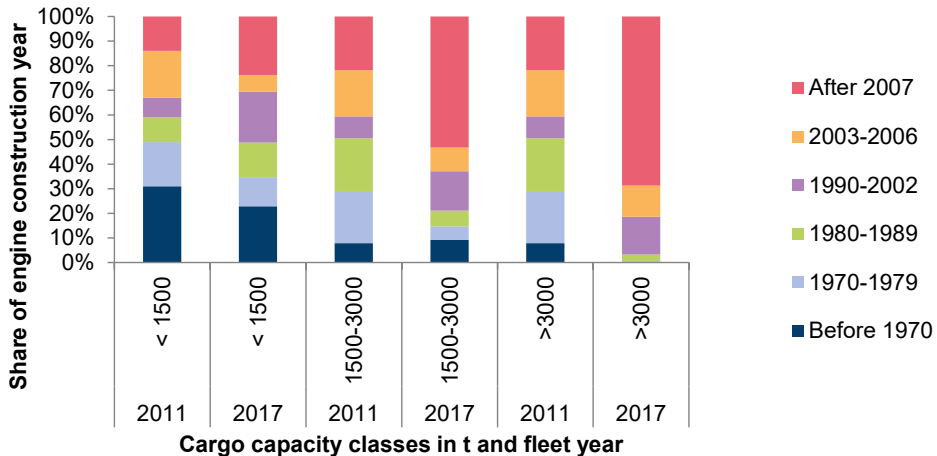


Abb. 4.11.: Vergleich der berechneten Altersverteilung der deutschen Binnenschiffflotte für das Jahr 2017 mit Literaturwerten für 2011 nach Knörr und Heidt [128].

Mit der berechneten Altersverteilung der Schiffsmotoren wurden über die altersspezifischen Emissionsfaktoren nach Lorentz et al. [64] Emissionsfaktoren für die drei unterschiedlichen Schiffstypen für jeweils acht Größenklassen berechnet. Abbildung 4.12 zeigt die berechneten Emissionsfaktoren für Gütermotorschiffe (in Engl. *cargo barge*), Tankmotorschiffe (in Engl. *liquid cargo barge*) und Schubboote (in Engl. *pusher*) im Vergleich zu Emissionsfaktoren aus der Literatur nach Knörr und Heidt [128] und Lorentz et al. [64]. Die berechneten Emissionsfaktoren sind im Anhang in Tabelle A.32 (S.303) im Detail aufgeführt.

Da die Emissionsfaktoren vom Alter der Motoren abhängen, hat auch die Erneuerung der Flotte Einfluss auf die Emissionsfaktoren, wie in Abbildung 4.12 zu erkennen ist. Abbildung 4.12 zeigt

¹²Dieses Vorgehen war notwendig, da die Altersverteilung der Binnenschiffe nicht der Altersverteilung der Motoren entspricht.

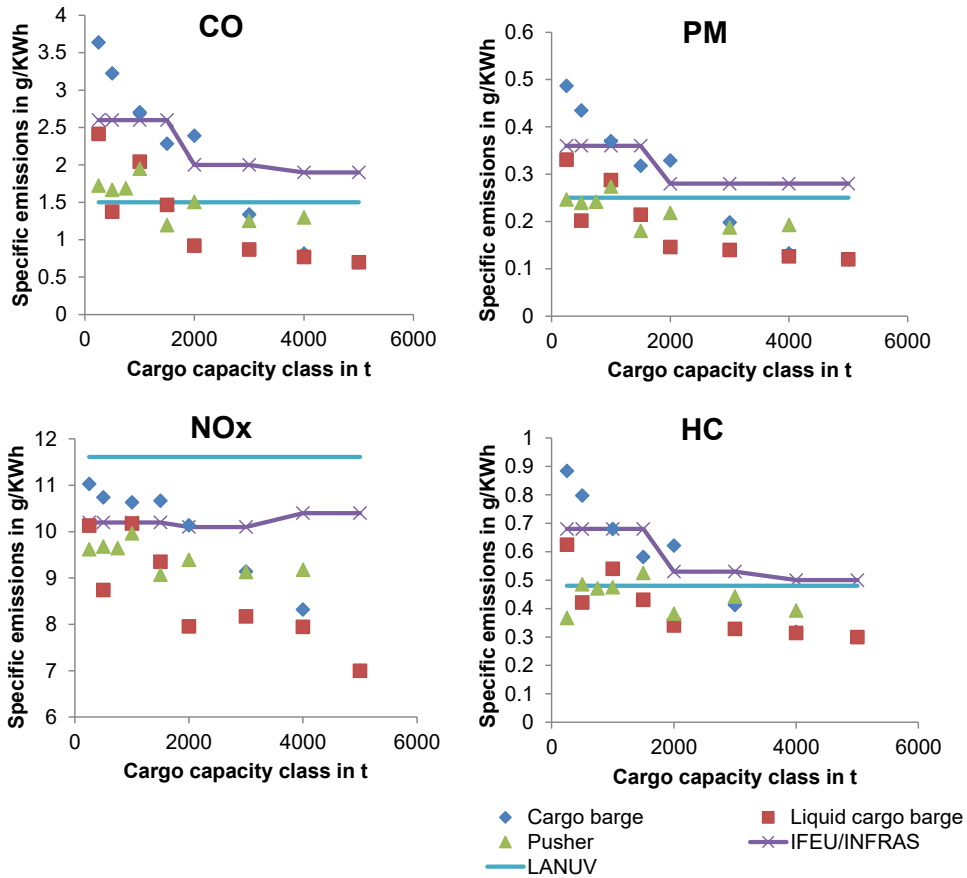


Abb. 4.12.: Vergleich der berechneten Emissionsfaktoren der Binnenschifffahrt für 2017 mit Emissionsfaktoren aus dem Jahr 2012 nach IFEU und INFRAS [128] und LANUV [64].

deutlich die Unterschiede zwischen den Emissionsfaktoren in der Literatur und den in dieser Arbeit berechneten Emissionsfaktoren. Das Modell von Lorentz et al. [64] berücksichtigt nur einen Emissionsfaktor für die gesamte Flotte, während das Modell von Knörr und Heidt [128] drei verschiedene Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Größenklasse (in Engl. *cargo capacity class*) berücksichtigt. Das Modell von Knörr und Heidt [128], an dessen Methodik die Berechnung der Emissionsfaktoren in dieser Arbeit angelehnt ist, berücksichtigt neben den deutschen auch die niederländischen Schiffe. Durch die Berücksichtigung der niederländischen Schiffe konnten in der Arbeit von Knörr und Heidt [128] die Emissionsfaktoren nur für drei Größenklassen und nicht differenziert für die unterschiedlichen Schiffstypen berechnet werden. In dieser Arbeit wurden die Emissionsfaktoren detaillierter berechnet (vgl. Abbildung 4.12), wobei, aufgrund der begrenzten Datenverfügbarkeit, der Einfluss der niederländischen Schiffe auf die Flotte vernachlässigt wurde. Es wurde die Annahme getroffen, dass die niederländischen Schiffe, die auf Wasserstraßen in NRW fahren, die gleichen Eigenschaften haben wie die Schiffe der deutschen Flotte. Diese Annahme ermöglichte die genaue Berechnung der Emissionsfaktoren für drei Schiffstypen und acht Größenklassen. Abbildung 4.12 zeigt, neben den unterschiedlichen Ansätzen, auch die Entwicklung der Emissionsfaktoren von 2012 zu 2017, da die beiden Literaturreferenzen Emissionsfaktoren für das Jahr 2012 angeben. Die Verringerung der

Emissionsfaktoren ist besonders deutlich bei den NO_x -Emissionen. Insgesamt weisen die höheren Größenklassen der Tankmotorschiffe die niedrigsten spezifischen Emissionsfaktoren auf.

Die Geschwindigkeit der Schiffe hängt von der Fahrtrichtung, stromaufwärts oder stromabwärts, und der Fließgeschwindigkeit der Wasserstraßen ab. Wie in Unterabschnitt 3.3.5 beschrieben, liegen Daten zur Fahrtrichtung der Schiffe an unterschiedlichen Schleusen nach GDWS [139] vor. Einige Schleusen befinden sich auf den in dieser Arbeit betrachteten Wasserstraßen. Für die übrigen Wasserstraßen wurde die berechnete durchschnittliche Verteilung, stromaufwärts oder stromabwärts, angenommen. Da in der Literatur die Höchstgeschwindigkeiten der Schiffe auf den unterschiedlichen Wasserstraßen gegeben sind (vgl. Unterabschnitt 3.3.5), wurde die Annahme getroffen, dass die Schiffe durchgehend mit der jeweilig zulässigen Höchstgeschwindigkeit fahren. Da die Emissionen in Häfen und Schleusen vernachlässigt werden, wird dort keine Reduzierung der Geschwindigkeit berücksichtigt. Da in der Literatur keine Angaben zur durchschnittlichen Fließgeschwindigkeit der Kanäle vorhanden ist, wurde diese auf 3 km/h geschätzt. Für Weser und Rhein wurden die Fließgeschwindigkeiten aus der Literatur übernommen (vgl. Unterabschnitt 3.3.5). Die verwendeten Geschwindigkeiten sind in Tabelle 4.4 zusammengefasst.

Die nominale Leistung der Schiffe ist abhängig von der Größenklasse und dem Schiffstyp. Es wurde die Annahme getroffen, dass die Verteilung der Größenklassen der deutschen Flotte nach GDWS [140] für die Binnenschifffahrt in NRW gilt (vgl. Unterabschnitt 3.3.5). Diese ist im Anhang in Tabelle A.9 auf S.276 aufgeführt.

Der Anteil der beladenen Schiffe wird für den Ladungsfaktor benötigt, welcher den reduzierten Kraftstoffverbrauch von nicht beladenen Schiffen berücksichtigt (vgl. LF in Gleichung 3.6, S.32). Basierend auf Lorentz et al. [64] wurde die Annahme getroffen, dass nicht beladene Schiffe 50 % weniger Kraftstoff verbrauchen als beladene Schiffe. Der Anteil der beladenen Schiffe wurde, ähnlich wie bei der Berechnung der Fahrleistung, aus den Schleusendaten nach GDWS [129] berechnet (vgl. Unterabschnitt 3.3.2, S.29).

Generell wurden immer die aktuell verfügbaren Daten verwendet. Dies führte dazu, dass die Verkehrsleistung für 2018 mit der Flotte von 2017, den Schleusendaten von 2016 und 2017, Auslastungsdaten von 2013 und dem Verhältnis von Schubbooten zu Leichtern von 2012 kombiniert wurden.

4.3.3. Zukünftige Emissionen

Für die Berechnung der zukünftigen Emissionen wurde das in 4.3.1 und 4.3.2 beschriebene Modell verwendet, angepasst und erweitert. In diesem Abschnitt wird zunächst die Modellierung der zukünftigen Verkehrsleistung und der Flottenentwicklung für die Jahre 2030 und 2050 erläutert. Anschließend werden fünf unterschiedliche Szenarien zur Abschätzung der Reduktion durch alternative Energieträger beschrieben. Abschließend werden die verwendeten Emissionsfaktoren und Randbedingungen erläutert.

Für die Verkehrsleistungsentwicklung wurde die prognostizierte Verkehrsleistung nach Gerbert et al. [215] verwendet. Diese geht von einer Steigerung der Verkehrsleistung von 2010 bis 2030 von

Tab. 4.4.: Höchstgeschwindigkeiten von Schiffen auf den unterschiedlichen Wasserstraßen und Fließgeschwindigkeiten der unterschiedlichen Wasserstraßen nach [64], [141], [142] und eigenen Annahmen.

Höchstgeschwindigkeit Schiffe	Kanäle	11 km/h [141]
	Rhein	18 km/h [141]
	Sonstige Wasserstraßen	11 km/h [141]
Fließgeschwindigkeit Wasserstraßen	Kanäle	3 km/h ^a
	Rhein	6 km/h [64]
	Weser	4 km/h [142]

Anmerkung. ^a Annahme.

24 % und von 2010 bis 2050 von 40 % aus (vgl. Unterabschnitt 3.7.1 Abbildung 3.11b, S.58). Diese Entwicklung wurde über die statistisch erfassten Werte für die Jahre 2010 bis 2018 nach Radke [156] auf den Zeitraum 2018 bis 2030 bzw. 2050 umgerechnet. Dies führte zu 65 % und 86 % Verkehrsleistungssteigerung im Bezug auf die Verkehrsleistung der Binnenschifffahrt im Jahr 2018. Diese hohen Steigerungen sind durch die geringen Verkehrsleistungen aufgrund niedriger Wasserstände im Jahr 2018 begründet (vgl. Abbildung 3.11, S.58). Dieser außergewöhnliche Tiefstand wirkt sich aber nach GDWS [363] nicht auf die prognostizierten Verkehrsleistungen der Zukunft aus. Des Weiteren wurde angenommen, dass die räumliche Verteilung der Verkehrsleistung der Binnenschifffahrt zeitunabhängig ist und somit die Verteilung in den Jahren 2030 und 2050 der ermittelten Verteilung im Jahr 2018 entspricht (vgl. Unterabschnitt 4.3.1).

Wie in Abschnitt 3.8.4 (S.85) diskutiert, haben LNG und H₂ beim aktuellen Stand der Technik das größte Potential für die Binnenschifffahrt. Fischer-Tropsch-Kraftstoff bietet für den Ausstoß von gesundheitsschädliche Emissionen geringere Reduktionen und erfüllt nicht die ab 2020 geltende EURO V Norm; könnte also wie fossiler Diesel in neuen Motoren nur in Kombination mit einer Abgasnachbehandlung eingesetzt werden. Bei LNG wird unterschieden zwischen Dual-Fuel Dieselmotoren und Gasmotoren. Die Dual-Fuel Dieselmotoren erfüllen ohne Abgasnachbehandlung nicht die EURO V Norm, während der Gasmotor die Norm einhält (vgl. Abbildung 3.5, S.35). Deshalb werden in den Szenarien Gasmotoren verwendet.

Für die zukünftigen Emissionen wurden folgende fünf Szenarien untersucht:

- **EURO V-Szenario:** Alle neuen Motoren ab 2020 emittieren entsprechend der EURO V Norm.
- **Referenz-Diesel-Szenario:** Alle neuen Motoren ab 2020 werden mit Partikelfilter und SCR-Katalysator ausgestattet und weiterhin mit fossilem Diesel betrieben.
- **H₂-Szenario Verbrennung:** Bis 2024 Diesel-Motoren mit Partikelfilter und SCR-Katalysator. Ab 2025 sind 100 % der neuen Motoren H₂-Verbrennungsmotoren.
- **H₂-Szenario Brennstoffzelle:** Bis 2024 Diesel-Motoren mit Partikelfilter und SCR-Katalysator. Ab 2025 sind 100 % der neuen Antriebe Brennstoffzellensysteme.
- **LNG-Szenario:** Bis 2024 Diesel-Motoren mit Partikelfilter und SCR-Katalysator. Ab 2025 sind 100 % der neuen Antriebe Gasmotoren.

Die verwendeten Emissionsfaktoren für die fünf Szenarien sind in Tabelle 4.5 zusammengefasst. Für das EURO V-Szenario wurde angenommen, dass alle neuen Schiffe, welche ab 2020 zugelassen werden, Emissionen entsprechend der Grenzen der EURO V Richtlinie für Schiffe über 130 kW emittieren (vgl. Tabelle 2.9, S.18). Der Unterschied bei der Einführung von EURO V für Schiffsmotoren für die unterschiedlichen Leistungsklassen 130-300 kW (Einführung 2019) und ≥300 kW (Einführung 2020) wurde hierbei vernachlässigt. Des Weiteren wurden die abweichenden Emissionsfaktoren für Motoren mit Leistungen unter 130 kW im EURO V Szenario vernachlässigt. 3,3 % der Gütermotorschiffe haben unter 106 kW Nennleistung, 1,6 % der Tankmotorschiffe haben bis zu 133 kW Leistung und 51,9 % der Schubbote haben bis 140 kW Leistung, wobei die Schubbote die Leistung wahrscheinlich über einen Schiffsmotor abdecken (vgl. Anhang Tabelle A.9, S.276). Die verwendeten Emissionsfaktoren für Schiffe im LNG-Betrieb und Dieselschiffen mit Abgasnachbehandlung basieren auf den in Unterabschnitt 3.3.4 vorgestellten Emissionsfaktoren nach Otten et al. [121], wobei die Prozentualen auf ZKR 2 Motoren referenzierten Werte mit den Emissionsfaktoren nach Knörr und Heidt [128] für Schiffe ab 2007¹³ kombiniert wurden (vgl. Tabelle A.10, S.277 und Abbildung 3.4, S.33). Für den H₂-Verbrennungsmotor wurden leistungs-spezifische Emissionsfaktoren nach KEYOU GmbH [138] für den in einem 18 t LKW eingesetzten DEUTZ TCD 7.8 Motor verwendet. Diese Emissionen berücksichtigen eine Abgasrückführung und einen SCR-Katalysator (vgl. Unterabschnitt 3.3.4). Für brennstoffzellenbetriebene Schiffe wurden die Emissionen zu null angenommen.

¹³7 g/kWh für NO_x und 0,12 g/kWh für PM.

Tab. 4.5.: Emissionsfaktoren der Binnenschiffe für die Szenarien Diesel, Wasserstoff und LNG basierend auf EU [68], Knörr und Heidt [128], Otten et al. [121], KEYOU GmbH [138] und eigenen Annahmen.

Antrieb	Quelle	NO _x	PM
		in g/kWh	
EURO V >130kW	EU [68]	1,80	0,015
Diesel mit SCR und DPF	Basierend auf Otten et al. [121] und Knörr und Heidt [128]	1,05	0,012
H ₂ Brennstoffzelle	Eigene Annahme	0,00	0,000
H ₂ Verbrennungsmotor	KEYOU GmbH [138]	0,04	0,002
LNG SI	Basierend auf Otten et al. [121] und Knörr und Heidt [128]	1,75	0,012

Abkürzungen: *Selective Catalytic Reduction* (Deutsch: selektive katalytische Reduktion) (SCR), Dieselpartikelfilter (DPF), Wasserstoff (H₂), verflüssigtes Erdgas (LNG), *Spark Ignition* (SI).

Die Emissionen der Schiffe hängen, neben den angenommen Emissionsfaktoren, von der Flottenentwicklung ab, da weiterhin Schiffe mit Dieselmotoren, welche vor 2020 zugelassen wurden, in Betrieb sind. Hierfür wurde die Flottenzusammensetzung für alle Schiffstypen und Größenklassen für die Jahre 2019-2050 ermittelt. Für die Flottenentwicklung wurde die bereits erläuterte zunehmende Verkehrsleistungsentwicklung (vgl. Unterabschnitt 4.3.2), das ermittelte Flottenalter (vgl. Abbildung 4.11) und Überlebenskurven von Motoren in der Binnenschifffahrt berücksichtigt. Die entwickelte Überlebenskurve wird im Folgenden erläutert.

Nach Knörr et al. [364] sind nach der durchschnittlichen Lebensdauer von Schiffsmotoren noch 50 % dieser in Betrieb, während nach der zweifachen Lebensdauer alle Schiffsmotoren ausgetauscht wurden. Basierend auf diesen Angaben wurde Gleichung 4.3 entwickelt, wobei t der Quotient aus Alter und durchschnittlicher Lebensdauer und $v_{\%}$ der Anteil an den ursprünglich zugelassenen Motoren ist. Die durchschnittliche Lebensdauer variiert nach Knörr und Heidt [128] in Abhängigkeit des Zulassungsjahres des Motors und wurde bereits für die Berechnung der Altersverteilung der Motoren des Jahres 2017 verwendet. Die Lebensdauer in Abhängigkeit des Produktionsjahres des Motors ist in Tabelle 3.2 (S.35) aufgeführt. Die ermittelte Abhängigkeit des Motorbestands vom Anteil der durchschnittlichen Lebensdauer ist in Abbildung 4.13 abgebildet.

$$v_{\%} = \begin{cases} 1 - \frac{1}{1 + e^{\frac{1-t}{0,13}}} & \text{falls } 0 \leq t \leq 2 \\ 0 & \text{falls } t > 2 \end{cases} \quad (4.3)$$

Der so ermittelte Flottenmix der drei Schiffsklassen ist aggregiert über alle Größenklassen in

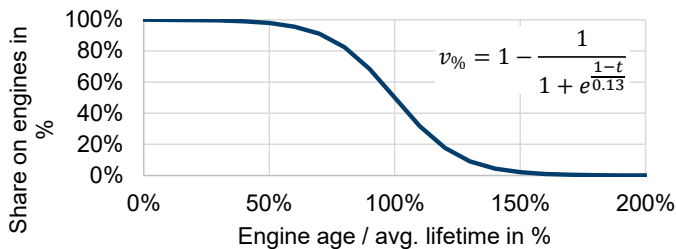


Abb. 4.13.: Überlebenskurve für Motoren in der Binnenschifffahrt.

Abbildung 4.14 abgebildet. Zum Vergleich wird der für 2017 ermittelte und für 2018 angenommene Flottenmix (2018 in Abbildung 4.14) aufgeführt.

Unter Berücksichtigung der ermittelten Altersverteilung für die Jahre 2030 und 2050 und der Größenklassenverteilung (vgl. Anhang Tabelle A.9, S.276 und Unterabschnitt 4.3.2) wurden die Emissionsfaktoren der Binnenschiffe mit Dieselmotoren in Abhängigkeit des Flottenmixes in den unterschiedlichen Szenarien berechnet. Im EURO V Szenario wurde die Annahme getroffen, dass nach der EURO V Richtlinie von 2020 keine weiteren Richtlinien mehr bis 2050 eingeführt werden.

Für den Energiebedarf wurde basierend auf Allekotte et al. [97] eine Reduzierung des Energieverbrauchs von 0,75 % pro Jahr durch technische Maßnahmen wie beispielsweise verbesserten Motoren und Schiffsschrauben sowie operative Maßnahmen wie beispielsweise eine optimierte Reiseplanung für alle Szenarien angenommen. Dies entspricht 9 % von 2018 bis 2030 und 24 % von 2018 bis 2050. Für LNG wurde basierend auf Kasten et al. [213] ein 3,4 % höherer Energiebedarf und für H₂ ein 4,6 % höherer Energiebedarf im Bezug auf den Dieserverbrauch angenommen. Diese höheren Energiebedarfe wurden von Kasten et al. [213] unter Berücksichtigung der Motorenwirkungsgrade und eines möglichen Verlustes der Transportkapazität durch zusätzlichen Platzbedarf ermittelt. Für Dieselschiffe mit Abgasnachbehandlung wurde basierend auf Otten et al. [121] ein Mehrverbrauch von 1 % angenommen. Alle weiteren nicht explizit erwähnten Randbedingungen und Annahmen sind für die Szenarienberechnungen analog zur Berechnung der aktuellen Emissionen, welche in Unterabschnitt 4.3.2 (S.108) beschrieben wurde.

4.4. Verkehrsmodell für den Schienenverkehr

In diesem Abschnitt wird die entwickelte Methodik zur Modellierung der Fahrleistungen, Verkehrsleistung und Emissionen des Schienenverkehrs in NRW erläutert. Teile der Methodik und des Modells wurden in der im Rahmen dieser Dissertation betreuten Masterarbeit von Polinowski [365] erarbeitet. Das Verkehrsmodell für den Schienenverkehr ist unterteilt in die räumliche Diskretisierung der Fahrleistung und die Berechnung der Emissionen. Abbildung 4.15 gibt einen Überblick über die entwickelte Methodik zur Diskretisierung der Fahrleistungen des Schienenverkehrs.

4.4.1. Diskretisierung der Fahrleistung

Für die Fahrleistungsberechnung wurden die georeferenzierten Schienennetze für Schienenpersonennahverkehr (SPNV) (Engl. *regional rail transport*), Schienenpersonenfernverkehr (SPFV) (Engl. *long-distance rail transport*), U-Bahnen und Straßenbahnen (Engl. *subway/tram*) und Schienengüterverkehr (SGV) (Engl. *rail freight transport*) mit Fahrplänen und fahrzeugspezifischen Daten verknüpft (vgl. Abbildung 4.15). Hierfür wurden die in Unterabschnitt 3.4.1 auf S.36 beschriebenen Schienennetze als Eingangsdaten verwendet. Die verwendeten Fahrplandaten und fahrzeugspezifischen Daten wurden in Abschnitt 3.4.2 auf S.36 beschrieben. Ergebnis der Diskretisierung waren Fahrleistungen (Engl. *mileages*) in km, Betriebsleistungen (Engl. *operating performance*) in Platzkm und angebotenen tkm, Verkehrsleistungen (Engl. *traffic performance*) in pkm und tkm und der Energiebedarf (Engl. *energy demand*). Die Verkehrsleistung wurde über die ermittelte Betriebsleistung berechnet (vgl. Unterabschnitt 3.4.3, S.39). Der Betreiber FlixMobility mit den Zuglinien FLX 20 und FLX 30 wurde im Rahmen dieses Modells nicht berücksichtigt, weil nicht ausreichend Informationen zum Betrieb vorlagen.

Die Diskretisierung erfolgte in zwei Schritten (vgl. Abbildung 4.15). Im ersten Schritt wurden die Zuglinien (Engl. *train line*) Streckenabschnitten zugewiesen und im zweiten Schritt wurden Fahrleistung und Betriebsleistung der Zuglinien auf den jeweiligen Streckenabschnitten bestimmt.

Das gesamte Schienennetz besteht aus unterschiedlichen Strecken, die jeweils eine eindeutige Streckennummer (Engl. *route number*) besitzen. Diese Strecken sind in viele Streckeneinzelabschnitte (Engl. *route section*) gegliedert, welche ebenfalls dieselben Streckennummern enthalten. Die Streckenabschnitte werden von Schienenfahrzeugen bestimmter Zuglinien befahren. Hierbei passieren

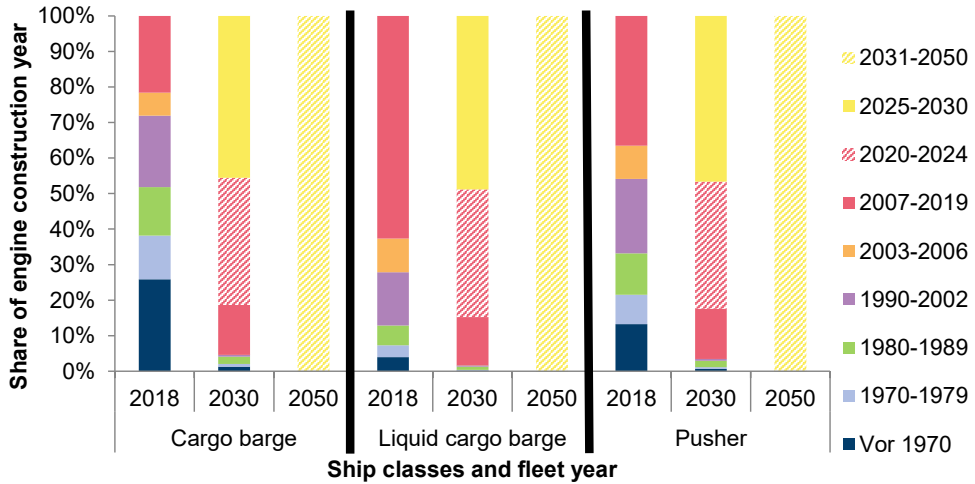


Abb. 4.14.: Altersverteilung der Binnenschiff flotte in den Jahren 2017, 2030 und 2050.

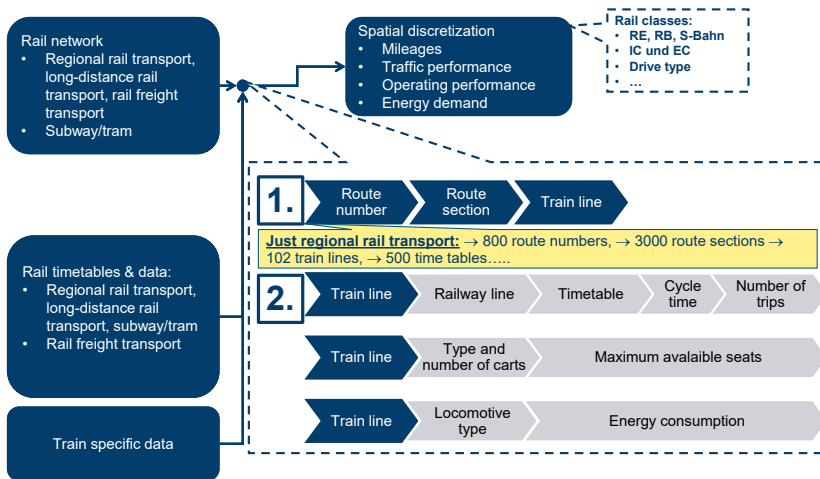


Abb. 4.15.: Methodisches Vorgehen zur Diskretisierung der Verkehrsleistung des Schienenverkehrs.
Abkürzungen: Regional-Express (RE), Regionalbahn (RB), Intercity (IC), Eurocity (EC).

Zuglinien auf ihrer festgelegten Route eine Vielzahl von Streckenabschnitten, welche nicht zwangsläufig die gleiche Streckennummer aufweisen. Somit mussten den Streckeneinzelabschnitten alle Zuglinien zugeordnet werden, die diese Abschnitte passieren. Umgekehrt betrachtet werden den festgelegten Routen der Zuglinien mehrere Streckennummern zugeordnet. Die Verknüpfung aller Zuglinien mit den befahrenen Streckennummern in NRW erfolgte mittels der in Abschnitt 3.4.2 vorgestellten Datenquellen, Linienfahrplänen der Deutschen Bahn und einem privaten Datenarchiv der Bahn [147]. Den Allokationsablauf der Streckennummern zu den Zuglinien zeigt Abbildung 4.15 (1.).

Im zweiten Schritt wurden Fahrleistungen und Betriebsleistungen bestimmt (vgl. Abbildung 4.15 (2.)). Die Fahrleistung wurde über die Taktzeiten der einzelnen Zuglinien ermittelt. Die Taktzeit (Engl. *cycle time*) beschreibt die Anzahl der Schienenfahrzeugfahrten in einem konkreten Zeitraum. Die Abfahrtszeiten der jeweiligen Zuglinien werden in Regionalverkehrsplänen festgehalten. Hierbei treten Variationen hinsichtlich der Haltestellenanfahrten und Abfahrtszeiten auf. Zusätzlich variieren die Taktzeiten zwischen Arbeits-, Wochen- und Feiertagen. Der NRW-Takt bildet den Taktfahrplan im Schienenpersonennahverkehr in NRW. Um die gesuchte Taktzeit der einzelnen Zuglinien zu bestimmen, sind Linienfahrpläne (Engl. *timetables*) notwendig, welche wiederum an Kursbücher gebunden sind. Ein Kursbuch ist ein Fahrplanverzeichnis für ein bestimmtes geographisches Gebiet und einen bestimmten Zeitraum. Kursbücher enthalten Angaben zu Zuglinien eines bestimmten Gebietes. Die festgelegten Routen einer Linie werden als Kursbuchstrecken bezeichnet. Diese können mehrere physisch verbundene Strecken umfassen, so dass mehrere Kursbuchstrecken über dieselben Strecken führen können. Das Vorhandensein einer Liniennummer in mehreren Kursbüchern erfordert eine präzise Selektion der gesuchten Zuglinieninformationen. Anhand der Zuordnung von Zuglinien zu den Kursbüchern wurde die Taktzeit in den Linienfahrplänen ausgelesen. Daraufhin wurde diese Taktzeit in die Anzahl der Gesamtfahrten (Engl. *number of trips*) einer Zuglinie zwischen den Haltestellen umgerechnet. Im Modell wurde die Annahme getroffen, dass die Fahrtenanzahl der Züge an Werktagen, Wochenendtagen und Feiertagen identisch ist. Die Fahrtenanzahl an Werktagen, Wochenendtagen und Feiertagen ist in der Realität stark abhängig von der jeweiligen Zuglinie.

Die Zuordnung der eingesetzten Triebfahrzeuge (Engl. *locomotive type*, vgl. Abbildung 4.15), Wagentypen und Wagenanzahl (Engl. *type and number of carts*) zu den Zuglinien in NRW erfolgte mit Schienenfahrzeuglexika und den Herstellerangaben der Schienenfahrzeuge (siehe Abschnitt 3.4.2). Mit diesen Angaben wurde anschließend die maximale Sitzplatzanzahl (Engl. *maximum available seats*) und der Energieverbrauch (Engl. *energy consumption*) der jeweiligen Triebfahrzeuge ermittelt. Die beschriebene Ermittlung der verfügbaren Sitzplätze gilt nur für den Schienenpersonennahverkehr (d.h. Schienenpersonennahverkehr, Schienenpersonenfernverkehr und U-Bahnen/Straßenbahnen). Aus den verfügbaren Sitzplätzen wurde die Betriebsleistung berechnet. Für ein analoges Vorgehen beim Schienengüterverkehr müssten die transportierten Tonnen für die einzelnen Strecken vorliegen. Aufgrund der begrenzten Datenlage wurde die Diskretisierung der Betriebsleistung des Schienengüterverkehrs abweichend von Abbildung 4.15 durchgeführt. Diese wird im folgenden Unterabschnitt auf S.117 im Detail erläutert. Fahrleistung und Energiebedarf des Schienengüterverkehrs wurden hingegen wie in Abbildung 4.15 dargestellt bestimmt.

Tabelle 4.6 zeigt eine Übersicht der modellierten Zuggattungen und Antriebsarten des Schienenpersonennahverkehrs und Schienengüterverkehrs. Der Schienenpersonennahverkehr ist unterteilt in Schienenpersonennahverkehr, Schienenpersonenfernverkehr und U-Bahnen und Straßenbahnen. Stadtbahnen wurden nicht als eigene Klasse betrachtet. Beim Schienenpersonennahverkehr wurden wiederum die Zuggattungen RE, RB und S-Bahn betrachtet. Die berücksichtigten Zuggattungen im Schienenpersonenfernverkehr sind ICE und IC. Die Zuggattung EC wurde nicht berücksichtigt, da in NRW keine Zuglinien dieser Gattung fahren. Schienenpersonenfernverkehr und U-bahnen/Straßenbahnen werden in NRW ausschließlich mit elektrischem Antrieb betrieben, während es beim Schienenpersonennahverkehr und Schienengüterverkehr noch einzelne Zuglinien mit Dieselantrieb gibt. Die grundlegenden Methodik (vgl. Abbildung 4.15) wird in den folgenden Unterabschnitten um Details für Schienenpersonennahverkehr, Schienenpersonenfernverkehr, Schienengüterverkehr sowie U-Bahnen und Straßenbahnen ergänzt.

Tab. 4.6.: Klassifizierung des Schienenpersonenverkehrs und des Schienengüterverkehrs.

Klasse	Zugtypen	Antrieb
Schienenpersonennahverkehr	RE, RB, S-Bahn	Diesel, elektrisch
Schienenpersonenfernverkehr	ICE, IC	Elektrisch
Innerörtlicher Verkehr	U-Bahn, Straßenbahn	Elektrisch
Schienengüterverkehr		Diesel, elektrisch

Abkürzungen: Regional-Express (RE), Regionalbahn (RB), Intercity-Express (ICE), Intercity (IC).

Schienenpersonennahverkehr

Für den Schienenpersonennahverkehr wurden neben den regulären Fahrten nächtliche Betriebsfahrten der Züge im Modell berücksichtigt. Dagegen nicht enthalten sind die Zugausfallzeiten des Schienenpersonennahverkehrs durch Baustellenarbeiten und anderweitige Störungen. Die unterschiedlichen Zuggattungen RE, RB und S-Bahn (vgl. Tabelle 4.6) wurden über die Kennungen *RE*, *RB* und *S* in den Namen der Zuglinien zugeordnet. Für Züge der Gattung RE und RB wurde nach DB AG [153] eine durchschnittliche Auslastung von 26 % angenommen und für S-Bahnen eine durchschnittliche Auslastung von 31 % (vgl. Abschnitt 3.4.2). Nach DB AG [162] wurde ein Dieselverbrauch von 6 g_{Diesel}/Platzkm für RE und RB angenommen, während für S-Bahnen ein Dieselverbrauch von 5 g_{Diesel}/Platzkm angenommen wurde (vgl. Abschnitt 3.4.4, Tabelle 3.4).

Schienenpersonenfernverkehr

Da keine georeferenzierte Schienenverkehrskarte für den Schienenpersonennahverkehr verfügbar war, wurde diese mittels der gesamten Schieneninfrastruktur von NRW erstellt (vgl. Unterabschnitt 3.4.1). Hierbei wurden die vom Schienenpersonenfernverkehr befahrenen Streckenabschnitte extrahiert und in ein einzelnes Schienenverkehrsnetz exportiert. Die abstrakten Schienenpersonenfernverkehr-Liniennetze der DB AG [144], [145], Kursbücher und topografische Karten wurden zur Allokation der einzelnen Schienenpersonenfernverkehr-Zuglinien zu den korrekten Schienenabschnitten herangezogen (vgl. Abschnitt 3.4.2, S.36). Die Zuggattungen ICE und IC wurden über die Kennungen *ICE* und *IC* in den Namen der Zuglinien identifiziert. Basierend auf DB AG [153] wurde eine durchschnittliche Auslastung von 46 % für die Zuggattung IC und von 52 % für die Zuggattung ICE angenommen (vgl. Abschnitt 3.4.2).

Schienengüterverkehr

Der Schienengüterverkehr nutzt dieselbe Schieneninfrastruktur wie Schienenpersonennahverkehr und Schienenpersonenfernverkehr. Zusätzlich existieren bestimmte Schienenstreckenabschnitte, welche ausschließlich vom Schienengüterverkehr befahren werden. Für den Schienengüterverkehr werden elektrische und dieselbetriebene Lokomotiven sowie unterschiedliche Arten von Güterwagen eingesetzt (vgl. Tabelle 4.6). Die Einzelfahrten des Schienengüterverkehrs sind nicht als zusammenhängender Fahrplan vorhanden. Aus diesem Grund wurde mit Hilfe eines von der DB AG unabhängigen Onlinedatensatzes von CargoNautus [149] aus dem Jahr 2011 die Fahrten der einzelnen Zuglinien identifiziert (vgl. Abschnitt 3.4.2). Die Schienenfahrzeugspezifikationen wurden aus dem Fahrzeug- und Güterwagenkatalog der DB Cargo entnommen [151], [152] (vgl. Abschnitt 3.4.2). Abweichend vom Schienenpersonenverkehr, sind für die Verkehrsleistung der Schienengüterfahrzeuge Angaben zu dem beförderten Gütergewicht notwendig. Im Rahmen der Auswertung der Fahrpläne und fahrzeugspezifischen Daten wurden den Streckenabschnitten Triebwagentypen zugewiesen (vgl. Abbildung 4.15). Die für die Berechnung der Betriebsleistung genaue Anzahl an Güterwagen und die damit verbundene maximale Zuladung einer Zuglinie ist aber nicht öffentlich zugänglich, weshalb

für die Betriebsleistung des Schienengüterverkehrs abweichend von Abbildung 4.15 eine eigene Vorgehensweise gewählt wurde. Die Randbedingungen sind in Tabelle 4.7 zusammengefasst.

Tab. 4.7.: Berechnete Fahrleistung des Modells für den Schienengüterverkehr, Verkehrsleistung des Schienengüterverkehrs nach Destatis [158] und berechnete Beladung für Züge des Schienengüterverkehrs. Jeweils für die Jahre 2011 und 2018.

	2011	2018
Fahrleistung in Mio. km	3,17 ^a	2.28 ^a
Verkehrsleistung in Mrd. tkm	2,01 [158]	1,44 [158]
Beladung pro Zug in t	633 ^a	633 ^b

Anmerkungen. ^a Berechnet. ^b Annahme.

Die Eingangsdaten des Verkehrsmodells des Schienengüterverkehrs stammen aus dem Jahr 2011. Zunächst wurde die gesamte Fahrleistung des Schienengüterverkehrs für das Jahr 2011 für NRW mit dem entwickelten Modell berechnet. Über die tonnenkilometrische Verkehrsleistung nach Destatis [158] wurde mit der Modellfahrleistung eine Beladung pro Zug von 633 t ermittelt. Diese liegt rund 14 % über der durchschnittlichen Beladung des Schienengüterverkehrs in Deutschland (vgl. Abschnitt 3.4.2 auf S.37). Eine Literaturreferenz für die Beladung in NRW ist nicht bekannt. Abweichend von der deutschlandweiten Abnahme der Beladung im Zeitraum 2011-2018 von 23 %, wurde diese im Modell als konstant 633 t angenommen. Wie in Abschnitt 3.4.2 diskutiert, weichen die deutschlandweiten Werte erheblich von den Werten für NRW ab. Die Steigerung der Verkehrsleistung des Schienengüterverkehrs ist bekannt, während die Steigerung der Fahrleistung unbekannt ist. Bei konstanter Beladung entspricht die Steigerung der Verkehrsleistung der Steigerung der Fahrleistung (vgl. Abschnitt 2.7). Nach Destatis [158] ist die Verkehrsleistung in NRW von 2011 bis 2018 um 28 % gesunken, während diese deutschlandweit um 17 % gestiegen ist (vgl. Abbildung 3.12, S.59). Diese Reduzierung von 28 % wurde als Faktor zur Berechnung der Fahrleistungen und Verkehrsleistungen im Modell berücksichtigt, so dass in Folge die Verkehrsleistungen für die Jahre 2011 und 2018 den Verkehrsleistungen nach Destatis [158] entsprechen.

Die Betriebsleistung wurde aus der Verkehrsleistung mit einer angenommenem Auslastung von 47,5 % nach [161] berechnet (vgl. Abschnitt 3.4.2). Nach Knörr et al. [161] wurde ein Dieserverbrauch von 4,5 g_{Diesel} pro angebotene tkm angenommen (vgl. Abschnitt 3.4.4 Tabelle 3.4, S.41). Eine Analyse im Rahmen dieser Arbeit hat gezeigt, dass im Schienengüterverkehr im Gegensatz zum Schienenpersonennahverkehr noch viele diesel-hydraulische Triebwagen eingesetzt werden. Die Ergebnisse der Analyse sowie die identifizierten Triebwagen mit diesel-hydraulischem, diesel-elektrischem und elektrischem Antrieb sind im Anhang A.3 in Tabelle A.33 (S.303) aufgeführt. Daten über die eingesetzten Triebwagen liegen streckenspezifisch im Modell vor. Diesel-hydraulische Triebwagen haben keine elektrische Bremse, was wiederum zu höherem Bremsverschleiß führt (vgl. Anhang A.1). Dies ist vermutlich auch der Grund für die hohen streckenspezifischen Abriebsemissionen (vgl. Abschnitt 4.4.2). Im Modell wird nicht zwischen diesel-hydraulischem Antrieb und diesel-elektrischen Antrieb unterschieden. Es wurden gemittelte Werte für den Dieserverbrauch (4,5 g_{Diesel}/tkm) und die Abriebsemissionen (vgl. Abschnitt 4.4.2) angenommen.

U-Bahn und Straßenbahnen

Das georeferenzierte Verkehrsnetz der Straßen-, Stadt- und U-Bahnen ist Teil des digitalen Basis-Landschaftsmodells des Landes NRW [99] (vgl. Unterabschnitt 3.4.1). Strecken und Fahrzeuge der Seilbahnen, Bergbahnen, Zahnradbahnen, Bahnen in Freizeitparks, Magnet-Schwebbahnen und Museumsbahnen wurden im Modell vernachlässigt. Des Weiteren wurde nur zwischen U-Bahnen und Straßenbahnen unterschieden (vgl. Tabelle 4.6). U-Bahnen wurden anhand der Kennung *U* im Namen der Zuglinie identifiziert. Die übrigen Zuglinien, Straßenbahnen und Stadtbahnen, wurden als

Straßenbahnen angenommen. Die Unterschiede der Zuggattungen sind in Abschnitt 2.5 erläutert. Für Straßenbahnen und U-Bahnen wurde eine durchschnittliche Auslastung von 19 % nach VDV [154] angenommen (vgl. Abschnitt 3.4.2).

4.4.2. Berechnung der Emissionen

In diesem Abschnitt wird das entwickelte Emissionsmodell des Schienenverkehrs erläutert. Zunächst wird die Berechnung der verbrennungsbedingten Emissionen und anschließend die Berechnung der abriebsbedingten Emissionen erläutert.

Verbrennungsbedingte Emissionen

Die verwendeten Emissionsfaktoren sind gemittelte Faktoren für den betriebswarmen Motor. Emissionsfaktoren für den Kaltstart wurden im Rahmen dieser Arbeit für den Schienenverkehr nicht berücksichtigt. Da der Schienenpersonenfernverkehr sowie der Bahnverkehr mit U-Bahnen und Straßenbahnen in NRW vollständig elektrifiziert ist, wurden verbrennungsbedingte Emissionen nur für den Schienengüterverkehr und den Schienenpersonennahverkehr berechnet. Nach Gleichung 3.7 (S.39), Gleichung 3.8 (S.39) und Gleichung 3.12 (S.40) mussten hierfür zunächst über die Betriebsleistungen die Kraftstoffverbräuche berechnet werden. Hierfür wurden die in Abschnitt 3.4.4 erläuterten Emissionsfaktoren für Dieselantriebe aus der Literatur übernommen (vgl. Tabelle 3.4, S.41). Mit den ermittelten räumlich aufgelösten Betriebsleistungen aus Unterabschnitt 4.4.1 wurden mit den dieselspezifischen Emissionsfaktoren nach Knörr et al. [161] (vgl. Tabelle 3.5, S.41) die Schadstoffemissionen für HC, CO, NO_x und PM berechnet. Relevant für die vorliegende Arbeit sind die Ergebnisse bezüglich der NO_x- und PM-Emissionen.

Nicht verbrennungsbedingte Emissionen

Wie in Abschnitt 3.4.4 erläutert, ist die Verwendung von differenzierten Abriebs-Emissionsfaktoren für Schienenpersonennahverkehr, Schienenpersonenfernverkehr, Schienengüterverkehr und U-Bahn/Straßenbahn vorteilhaft. Deshalb wurden für Schienenpersonennahverkehr, Schienenpersonenfernverkehr und Schienengüterverkehr die Emissionsfaktoren nach LfULG [163] verwendet (vgl. Tabelle 3.7, S. 42). Des Weiteren sind diese auch aktueller. Diese liegen in LfULG [163] aber nicht differenziert für Bremsenabrieb, Radabrieb, Schienenabrieb und Fahrleitungsabrieb vor. Deshalb wurden diese nach der Methodik von LfULG [163] basierend auf den Daten von Löchter [164] und Heldstab et al. [33] erneut hergeleitet. Hierfür wurden zunächst aus den absoluten Abriebsemissionen für Bremsen, Räder, Schiene und Fahrdraht nach Löchter [164] (vgl. Tabelle 3.9, S.42) die Anteile berechnet. Diese sind in Tabelle 4.8 aufgeführt.

Durch Kombination mit dem Anteil von PM10 und PM2.5 am gesamten Abrieb nach Heldstab et al. [33] (vgl. Tabelle 3.8, S.42) und den PM10-Emissionsfaktoren nach Löchter [164] (vgl. Tabelle 3.7, Spalte PM10, S.42) wurden die Emissionsfaktoren für den Schienenpersonennahverkehr,

Tab. 4.8.: Berechnete Anteile von Bremsabrieb, Radabrieb, Schienenabrieb und Fahrleitungsabrieb am gesamten Abrieb für Schienenpersonennahverkehr (SPNV), Schienenpersonenfernverkehr (SPFV) und Schienengüterverkehr (SGV) in Prozent basierend auf Löchter [164].

	SGV	SPNV	SPFV
Bremsen	79,24 %	57,37 %	38,03 %
Räder	6,39 %	12,86 %	18,93 %
Schiene	14,23 %	28,67 %	42,11 %
Fahrleitung	0,14 %	1,10 %	0,93 %
Gesamt	100 %	100 %	100 %

Schienenpersonenfernverkehr und Schienengüterverkehr differenziert für Bremsen, Räder, Schiene und Fahrdrabt für PM10 und PM2.5 berechnet. Diese sind in Tabelle 4.9 und Tabelle 4.10 aufgeführt.

Für die Berechnung der Emissionsfaktoren für Straßen- und U-Bahnen wurde hingegen der anteilige Abrieb von Straßen- und U-Bahnen nach Orthofer [165] im Bezug auf Standardpersonenzüge übernommen (vgl. Tabelle 3.10, S.43). Es wurde weiterhin die Annahme getroffen, dass Standardpersonenzüge dem Durchschnitt des Schienenpersonennahverkehrs entsprechen. Als Folge wurden die berechneten Emissionsfaktoren des Schienenpersonennahverkehrs (vgl. Tabelle 4.9 und Tabelle 4.10) als Referenz für die Anteile der Emissionen nach Orthofer [165] verwendet. Die berechneten Emissionsfaktoren für den PM10- und PM2.5-Abrieb von Straßen- und U-Bahnen sind ebenfalls in Tabelle 4.9 und Tabelle 4.10 aufgeführt. Wie beschrieben, wird im Modell nur zwischen U-Bahnen und Straßenbahnen unterschieden. Die Unterscheidung erfolgte anhand des Namens der jeweiligen Linie. Ist der Buchstabe *U* im Namen vorhanden, wurde diese Linie als U-Bahn klassifiziert. Dies hat zur Folge, dass Stadtbahnen auch als Straßenbahnen im Modell klassifiziert werden.

Wie Tabelle 4.9 und Tabelle 4.10 zeigen, hat der Schienengüterverkehr die größten spezifischen PM10- und PM2.5-Emissionen. Es folgt, mit circa 60-70 % weniger Emissionen der Schienenpersonenfernverkehr. Die berechneten PM10- und PM2.5-Emissionen des Schienenpersonennahverkehrs und der Straßenbahnen sind nochmal circa 60 % niedriger als jene des Schienenpersonenfernverkehrs. Die niedrigsten berechneten Emissionen weisen schließlich die U-Bahnen mit 1,37 g_{PM10}/km und 0,15 g_{PM2.5}/km auf.

Bei den Emissionsfaktoren für den Abrieb im Schienenverkehr handelt es sich grundsätzlich um eine konservative Abschätzung. Unter realen Fahr- und Witterungsbedingungen wird möglicherweise nur ein Anteil der theoretischen Emissionen in die Umwelt gelangen. Die Partikel könnten zum Beispiel aggregiert zu Verklumpungen führen, welche erst bei Reinigungsprozessen entfernt werden [164].

4.4.3. Zukünftige Emissionen

Nach dem Online-Emissionskataster Luft NRW [16] hat der Schienenverkehr geringe Anteile an den NO_x-Emissionen und moderate Anteile an den PM10-Emissionen des Verkehrssektors in Ballungsräumen, wobei die Werte aus unterschiedlichen Jahren stammen. Die PM2.5-Emissionen des Schienenverkehrs sind im Online-Emissionskataster Luft NRW [16] nicht vorhanden. Die geringen Anteile bei den ausschließlich verbrennungsbedingten NO_x-Emissionen führen aber zu der Hypothese, dass auch die Anteile des Schienenverkehrs bei den PM2.5-Emissionen des Verkehrssektors eher gering sind. Die Ergebnisse des Online-Emissionskataster Luft NRW [16] und die aufgestellte Hypothesen werden im Ergebnisteil dieser Arbeit überprüft.

Im Abschnitt 3.8 wurden mögliche alternative Antriebe im Schienenverkehr erläutert. Vielversprechend für nicht-elektrifizierte Strecken mit geringen Verkehrsleistungen sind elektrische Züge mit

Tab. 4.9.: Berechnete PM10 Emissionsfaktoren für Bremsen, Räder, Schiene und Fahrleitung von Schienengüterverkehr (SGV), Schienenpersonennahverkehr (SPNV), Schienenpersonenfernverkehr (SPFV), U-Bahn und Straßenbahn in g/km basierend auf LfULG [163], Löchter [164], Heldstab et al. [33] und Orthofer [165].

	SGV	SPNV	SPFV	U-Bahnen	Straßenbahnen
	PM10-Abrieb in in g/km				
Bremsen	8,98	0,57	0,80	0,14	0,42
Räder	4,34	0,76	2,38	0,38	0,11
Schiene	9,67	1,70	5,29	0,85	2,55
Fahrleitung	0,11	0,07	0,13	0,00	0,07
Gesamt	23,10	3,10	8,60	1,37	3,16

Tab. 4.10.: Berechnete PM2.5 Emissionsfaktoren für Bremsen, Räder, Schiene und Fahrleitung von Schienengüterverkehr (SGV), Schienenpersonennahverkehr (SPNV), Schienenpersonenfernverkehr (SPFV), U-Bahn und Straßenbahn in g/km basierend auf LfULG [163], Löcher [164], Heldstab et al. [33] und Orthofer [165].

	SGV	SPNV	SPFV	U-Bahnen	Straßenbahnen
	PM2.5-Abrieb in in g/km				
Bremsen	1,80	0,11	0,16	0,03	0,08
Räder	0,43	0,08	0,24	0,04	0,01
Schiene	0,97	0,17	0,53	0,08	0,25
Fahrleitung	0,02	0,01	0,03	0,00	0,01
Gesamt	3,22	0,37	0,95	0,15	0,37

einer zusätzlichen Batterie zur Überbrückung der nicht elektrifizierten Strecken oder wasserstoffbetriebene Züge. Aufgrund des geringen Anteils bei den verbrennungsbedingten Schadstoffen nach dem Online-Emissionskataster Luft NRW [16] und des nicht einheitlich annehmbaren Flottenmixes im Schienenverkehr¹⁴ wird auf die Untersuchung von möglichen Zukunftsszenarien via Simulationen verzichtet. Mögliche Entwicklungen und deren Einflüsse werden literaturbasiert in Kapitel 5 diskutiert.

4.5. Verkehrsmodell für den Flugverkehr

In der vorliegenden Arbeit wurde ein Bottom-Up Modell zur Berechnung der Emissionen des Flugverkehrs in NRW entwickelt. In diesem Kapitel werden die einzelnen Bereiche Diskretisierung der Verkehrsleistung anhand von *Landing and Take Off* Zyklen, Berechnung der aktuellen Emissionslage und Berechnung der zukünftigen Emissionen erläutert. Methodik und Modell wurden zum Teil in zwei im Rahmen dieser Dissertation betreuten Masterarbeiten von Polinowski [365] und Zhao [366] erarbeitet.

4.5.1. Diskretisierung der Landing and Take Off Cycle-Werte

In den folgenden Unterabschnitten werden die Diskretisierung der Verkehrsleistung des Flugverkehrs und die Annahmen bei der Modellentwicklung des Flugverkehrsmodells erläutert. Die Diskretisierung ist unterteilt in zwei Teile:

- Gewerblicher Flugverkehr an den sechs¹⁵ Hauptflughäfen (vgl. Flughäfen Abbildung 3.7, S.44),
- Gewerblicher Flugverkehr an den sonstigen Flughäfen und nicht gewerblicher Flugverkehr an allen Flughäfen (i.e. Hauptflughäfen und sonstige Flughäfen).

Für die Diskretisierung des gewerblichen Flugverkehrs an den Hauptflughäfen stehen über die Flugpläne des Flughafens und die vom Statistischen Bundesamt veröffentlichten Statistiken zu Starts zwei Datenquellen zur Ermittlung der *Landing and Take Off* Zyklen zur Verfügung (vgl. Unterabschnitt 3.5.2, S.45). Die von Destatis [72] angegebenen Zahlen zu Starts an allen Flughäfen wurden zur Ermittlung der *Landing and Take Off* Zyklen verwendet. Eine weitere Unterklassifizierung nach Flugzeugklassen des gewerblichen Flugverkehrs an sonstigen Flughäfen und des nicht-gewerblichen Flugverkehrs an allen Flughäfen wurde basierend auf den Daten nach Destatis [72] durchgeführt, während der gewerbliche Flugverkehr an den Hauptflughäfen über die Daten aus den Flugplänen

¹⁴Für zukünftige Szenarien müsste festgelegt werden, welche Streckenabschnitte/Zuglinien wann mit welcher Technologie ausgerüstet werden.

¹⁵Niederrhein, Düsseldorf, Köln/Bonn, Dortmund, Münster/Osnabrück, Paderborn/Lippstadt.

in internationalen und nationalen Flugverkehr und die jeweiligen Flugzeugtypen weiter unterteilt wurde. Die Vorgehensweise wird in den folgenden Abschnitten im Detail erläutert.

Gewerblicher Verkehr an den Hauptflughäfen

Wie einleitend beschrieben, wurden zur Ermittlung der *Landing and Take Off* Zyklus-Werte an den sechs Hauptflughäfen die Daten zu Starts nach Destatis [72] verwendet. Die Ermittlung des Flottenmixes im Bezug auf spezifische Flugzeugtypen wurde basierend auf den Flugplänen der Flughäfen durchgeführt. Das Vorgehen und die Annahmen hierfür werden im Folgenden erläutert.

Tabelle 4.11 zeigt zur Veranschaulichung der folgenden Erläuterungen einen Auszug aus dem Flugplan des Flughafens Düsseldorf für den Flug von Düsseldorf nach Marrakesch. Über die Flugpläne wurden die Flugzeugtypen ermittelt (vgl. Spalte *Typ* in Tabelle 4.11). Ausnahmen bilden hier die Flughäfen Köln/Bonn, Niederrhein und Paderborn/Lippstadt. In den jeweiligen Flugplänen sind keine Flugzeugtypen enthalten. Über die vorhandenen Flugnummern wurden für diese Flughäfen über die Internetseiten Flightpedia [175], Aviability [176], FlightAware [177] und Mucspotter [178] die Flugzeugtypen ermittelt. Über die wöchentlichen Flugtage der Fluglinie und die Wochen im angegebenen Zeitraum (vgl. Spalten *Flugtag* und *Kommentar* in Tabelle 4.11) wurde die Anzahl der Flüge der jeweiligen Linie ermittelt. Insgesamt wurden so die *Landing and Take Off* Zyklen der unterschiedlichen Flugzeugtypen und folgend der Flottenmix des jeweiligen Flughafens ermittelt.

Tab. 4.11.: Auszug aus dem Flugplan vom Flughafen Düsseldorf [171] für den Flug von Düsseldorf nach Marrakesch.

Flugtag	Abflug	Ankunft	Flug-Nr.	Typ	Stops	Kommentar
—4—	07:30	10:10	OE 2126	32S	nonstop	19.12 - 02.01

Um eine Vergleichbarkeit mit den anderen Verkehrssektoren zu gewährleisten wurde der Flugverkehr für das Jahr 2018 modelliert. Da die Flugpläne zum Zeitpunkt der Bearbeitung nur für das Jahr 2019 zur Verfügung standen (vgl. Unterabschnitt 3.5.2, S.45), wurden angenommen, dass die Abweichung bezüglich des Flottenmixes zwischen 2018 und 2019 vernachlässigbar ist. Die verwendeten Flugpläne der Hauptflughäfen sind des Weiteren teilweise unvollständig. Zum Beispiel gab es zum Zeitpunkt der Bearbeitung für den Flughafen Dortmund nur einen Zeitplan für Sommer 2020. Hier wurde die Annahme getroffen, dass der Flugverkehr in Sommer und Winter identisch ist. Die Annahmen sind in Tabelle 4.12 zusammenfasst. Diese sind im einzelnen für die verschiedenen Flughäfen im Anhang A.3 auf S. 304 inklusive Querverweisen auf die entsprechenden Tabellen mit den unterschiedlichen ermittelten Flottenzusammensetzungen der Hauptflughäfen aufgeführt.

Gewerblicher Verkehr an sonstigen Flughäfen und nicht gewerblicher Verkehr an allen Flughäfen

Zur Ermittlung der Verkehrsleistung des gewerblichen Verkehrs an sonstigen Flughäfen und des nicht gewerblichen Verkehrs an allen Flughäfen (i.e. Hauptflughäfen und sonstige Flughäfen) wurden Daten nach Destatis [72] zu Starts verwendet. Wie in Unterabschnitt 3.5.2 beschrieben, stellt das Statistische Bundesamt in einer jährlichen Veröffentlichung [72] die *Landing and Take Off* Zyklus-Werte vom gewerblichen und nicht gewerblichen Flugverkehr, differenziert nach Flugzeugtypen, zur Verfügung. In dieser Statistik wird nicht zwischen internationalen und nationalen Flügen unterschieden.

Flugrouten der Hauptflughäfen

Wie in Unterabschnitt 3.5.1 beschrieben, liegen zu den Anflugs- und Abflugrouten der Flughäfen keine georeferenzierten Daten in der Literatur vor. Für die Hauptflughäfen wurden die Flugrouten unterhalb des Grenzbereichs von 915 m modelliert. Für die Flughäfen Düsseldorf, Köln/Bonn und Dortmund sind über [166]–[168] grafische Illustrationen der Anflugs- und Abflugrouten verfügbar. Nach der Arbeitsgemeinschaft deutscher Flughäfen [184] ist die Länge der Anflugroute unterhalb des

Tab. 4.12.: Annahmen bei der Modellierung der Hauptflughäfen.

Variable	Annahme	Referenz
Flottenmix der sechs Hauptflughäfen	Bei fehlenden Daten ist der Flottenmix in Sommer und Winter identisch.	Flugpläne der Flughafen in Tabelle 3.12 (S.45)
Flugzeugtypen am Flughafen Köln (siehe Anhang Tabelle A.34)	A20N wie 320; E145 wie E170.	ICAO [367]
Flugzeugtypen am Flughafen Dortmund (siehe Anhang Tabelle A.36)	A32 wie 320.	ICAO [367]
Flugnummern im Flugplan Köln/Bonn	Annahme in Abhängigkeit der Flugroute.	Siehe Anhang Tabelle A.35
Flugzeugtypen am Flughafen Düsseldorf (siehe Anhang Tabelle A.37)	32S wie 320.	ICAO [367]
Flugzeugtypen am Flughafen Münster (siehe Anhang Tabelle A.38)	A32 wie 320.	ICAO [367]
Flugnummern im Flugplan Niederrhein	Annahme in Abhängigkeit der Flugroute.	Siehe Anhang Tabelle A.39
Flugnummern im Flugplan Paderborn	Annahme in Abhängigkeit der Flugroute.	Siehe Anhang Tabelle A.42

Grenzbereichs von 915 m circa 20 km und die Länge der Abflugroute circa 7 km (vgl. auch Unterabschnitt 3.5.3, S.47). Über diese Daten wurden die Anflug- und Abflugschneisen, bzw. die *Approach*- und *Climb*-Phase des *Landing and Take Off* Zyklus in QGIS modelliert. Die Analyse der vorhandenen Daten für die Flughäfen Düsseldorf, Köln/Bonn und Dortmund zeigte, dass die Anflugschneisen immer verlängerte Geraden der Landebahnen sind. Entsprechend wurden die Anflugschneisen der Flughäfen Münster/Osnabrück, Niederrhein und Paderborn/Lippstadt als verlängerte Geraden der Landebahnen modelliert. Die Abflugrouten dieser drei Flughäfen sind unbekannt. Diese wurden anhand der visualisierten Emissionsdaten nach LANUV [16] des $1\text{ km} \cdot 1\text{ km}$ Netzes modelliert. Für die Flughäfen Niederrhein und Dortmund wurden basierend auf LANUV [16] und Deutscher Fluglärmdienst e.V. [168] verlängerte Geraden der Startbahnen als Abflugrouten angenommen. Wie in Unterabschnitt 3.5.1 erläutert, stehen über BKG [100] georeferenzierte Daten zu den Start- und Landebahnen und sonstigen von Flugzeugen genutzten Wegen auf dem Flughafengelände zur Verfügung. Die Start- und Landebahnen wurden entsprechend der *Landing and Take Off* Zyklus-Phase Start (*Take off*) zugewiesen, während die sonstigen Wege und Parkpositionen der Phase Rangieren (*Taxi and ground idle*) zugewiesen wurden.

4.5.2. Berechnung der Emissionen

Grundsätzlich wurde für die Berechnung der Emissionen die *ICAO Standard LTO cycle method* nach ICAO [183] verwendet (vgl. Unterabschnitt 3.5.3, S.47). Wie erläutert, gibt es zwei unterschiedliche Methoden von der ICAO um CO-, HC-, NO_x-Emissionen zu berechnen:

- eine, welche ausschließlich die Anzahl der Starts und Landungen berücksichtigt und
- eine, welche die einzelnen *Landing and Take Off* Zyklus-Phasen berücksichtigt.

In dieser Arbeit wurde die genauere, letztere Methode verwendet (vgl. Gleichung 3.17, S.48). Für die Berechnung der PM-Emissionen wurde die FOM-Methode der ICAO verwendet (vgl. Gleichung 3.18, S.49). Pregger und Friedrich [32] nehmen in ihrer Studie die PM10- und PM2.5-Anteile

von verbrennungsbedingten PM-Emissionen des Flugverkehrs mit 100 % basierend auf TNO [368] an. Die Datenbank TNO [368] war leider zum Zeitpunkt der Bearbeitung der vorliegenden Arbeit nicht mehr abrufbar. Basierend auf den Annahmen von Pregger und Friedrich [32] wurde der Anteil an PM₁₀- und PM_{2.5}-Emissionen an den gesamten verbrennungsbedingten PM-Emissionen des Flugverkehrs zu 100 % angenommen. Beide Methoden der ICAO [183] zur Berechnung von CO-, HC-, NO_x-Emissionen verwenden Emissionsfaktoren, welche spezifisch für unterschiedliche Flugzeugtypen, zum Beispiel dem Airbus 320, vorliegen. Wie in Abschnitt 4.5 erläutert, liegen diese genauen Flugzeugtypen nur für den gewerblichen Flugverkehr an den sechs Hauptflughäfen¹⁶ vor, während der gewerbliche Verkehr an den sonstigen Flughäfen und der nicht gewerbliche Verkehr an allen Flughäfen lediglich differenziert für die von Destatis [72] definierten Flugzeugklassen vorliegt. Nach Destatis [72] wird der gewerbliche Flugverkehr in die Flugzeugklassen Luftfahrzeuge, Luftschiffe und Helikopter unterteilt. Luftfahrzeuge werden des Weiteren in die Startgewichtsklassen bis 2 t, 2-5,7 t, 5,7-14 t, 14-20 t und >20 t unterteilt [72]. Der nicht gewerbliche Flugverkehr hingegen wird in die Klassen bis 2 t einmotorig, bis 2 t zweimotorig, 2-5,7 t, >5,7 t, Ultraleichtflugzeuge, Segelflugzeuge, Motorsegler, Luftschiffe, Helikopter und bemannte Ballone unterteilt [72].

Aufgrund nicht vorhandener Emissionsfaktoren für die ermittelten Flugzeugklassen des gewerblichen Flugverkehrs an den sonstigen Flughäfen und des nicht gewerblichen Flugverkehrs an allen Flughäfen, wurden für diese Klassen Annahmen getroffen. Die Annahmen sind in Tabelle 4.13 zusammengefasst. Die berechneten Emissionsfaktoren sind im Anhang A.3 in Tabelle A.46 (S.311) aufgeführt. TREMOD-AV [179] nimmt für die gewerblichen Destatis Klasse Motorflugzeuge < 2 t die Emissionsfaktoren für ein einmotoriges Schulflugzeug mit Kolbenmotor (150 PS) nach Rindlisbacher [181] an. Diese Annahme wurde für diese Klasse und die nicht gewerblichen Flugverkehrsklassen Motorflüge < 2 t einmotorig und Motorflüge < 2 t zweimotorig übernommen. Für die Destatis Klassen Motorflugzeuge 2 - 5,7 t, Luftschiffe und die mit Flugbenzin betriebenen Flugzeuge der Klasse Motorflugzeuge 5,7 - 14 t nimmt TREMOD-AV [179] Emissionsfaktoren nach Rindlisbacher [181] für zweimotorige Hochleistungsflugzeuge mit Kolbenmotor (2 x 325 PS) an. Diese Annahmen wurden für den gewerblichen und nicht gewerblichen Flugverkehr übernommen. Nach TREMOD-AV [179] wurden 2009 62 % der Starts der Klasse Motorflugzeuge 5,7 - 14 t des gewerblichen Flugverkehrs auf sonstigen Flugplätzen mit flugbenzinbetriebenen Flugzeugen und entsprechend 38 % mit kerosinbetriebenen Flugzeugen durchgeführt. Für die benzinbetriebenen Flugzeuge wurde oben bereits eine Annahme getroffen. Für die kerosinbetriebenen Flugzeuge wurden in dieser Arbeit über die ICAO Methode (vgl. Abschnitt 3.5.3, S.47) repräsentativ für das Flugzeug Learjet 45 mit den Motoren TFE731-3 NO_x-Emissionsfaktoren berechnet und verwendet. Für die Berechnung von PM-Emissionsfaktoren sind keine ausreichenden Daten in der *ICAO engine emissions database* vorhanden. Hier wurde die Annahme getroffen, dass die NO_x- und PM-Emissionen proportional zueinander sind und über den vorhandenen NO_x-Emissionsfaktor und vorhandene berechnete PM- und NO_x-Emissionsfaktoren für einen Airbus 320 mit den Motoren CFM56-5-A1 der PM-Emissionsfaktor ermittelt. Die Emissionsfaktoren für den Airbus 320 wurden ebenfalls über die ICAO-Methodik berechnet und als repräsentativ für die Destatis Klasse Motorflüge >20 t verwendet. Für den nicht gewerblichen Flugverkehr ist in die Destatis nur die Klasse Motorflüge > 5,7 t vorhanden. Für diese Klasse wurden die berechneten Emissionsfaktoren des gewerblichen Flugverkehrs der Klasse Motorflugzeuge 5,7 - 14 t verwendet.

Der gewerbliche Flugverkehr mit Hubschraubern auf sonstigen Flugplätzen hatte 2009 nach TREMOD-AV [179] einen durchschnittlichen Kerosinverbrauch von 28,4 l/LTO. Über diesen Verbrauch und die durchschnittlichen Emissionsfaktoren für Hubschrauber der Klassen *Single Engine* und *Light Twin Engine* nach Rindlisbacher und Chabbey [189] (vgl. Abschnitt 3.5.3, S.51) wurden über lineare Interpolation zwischen dem Kraftstoffverbrauch und dem jeweiligen Emissionsfaktor Faktoren für den Verbrauch von 28,4 l/LTO ermittelt. Die ermittelten Faktoren wurden für den gewerblichen und nicht gewerblichen Hubschrauberverkehr verwendet. Die Emissionen von bemannten Ballonen, Segelflugzeugen, Motorseglern und Ultraleichtflugzeugen wurden vernachlässigt. Segelflugzeuge, Motorsegler und Ultraleichtflugzeuge können entweder über eine Winde und den Windenstart

¹⁶Niederrhein, Düsseldorf, Köln/Bonn, Dortmund, Münster/Osnabrück, Paderborn/Lippstadt.

Tab. 4.13.: Annahmen bei der Berechnung des Emissionsfaktoren des gewerblichen Flugverkehrs an sonstigen Flughäfen und des nicht gewerblichen Flugverkehrs an allen Flughäfen. Die berechneten Emissionsfaktoren sind in Abschnitt A.3 in Tabelle A.46, S.311 aufgeführt.

	Destatis Klasse	Annahme
Gewerblich	Motorflugzeuge < 2 t	Annahme wie in TREMOD-AV [179], Emissionsfaktoren nach Rindlisbacher [181] Klasse einmotoriges Schulflugzeug mit Kolbenmotor (150 PS).
	Motorflugzeuge 2 - 5.7 t	Annahme wie in TREMOD-AV [179], Emissionsfaktoren nach Rindlisbacher [181] Klasse zweimotoriges Hochleistungsflugzeugs mit Kolbenmotor (2 x 325 PS).
	Motorflugzeuge 5.7 - 14 t	Kerosin Emissionsfaktoren für einen Learjet 45 mit Motor TFE731-3, NO _x und Kraftstoffverbrauch nach ICAO [183]. PM-Emissionsfaktor über A320 Faktoren und NO _x Verhältnis Learjet 45 zu Airbus 320. Flugbenzin Emissionsfaktoren wie Motorflugzeuge 2 - 5.7 t. TREMOD-AV [179]: 62 % Flugbenzin, 38 % Kerosin
	Motorflugzeuge 14-20 t	Wie Motorflugzeuge 5.7 - 14 t.
	Motorflugzeuge >20 t	Emissionsfaktoren wie A320 mit Motor CFM56-5-A1. NO _x und PM nach ICAO [183]
	Hubschrauber	Durchschnittliche <i>Single Engine</i> und <i>Light Twin Engine</i> Emissionsfaktoren nach Rindlisbacher und Chabbey [189]. Durchschnittlicher Hubschrauber Verbrauch von 28,4 kg/LTO aus TREMOD-AV [179]. Interpolation.
	Luftschiffe	Annahme wie in TREMOD-AV [179], Emissionsfaktoren nach Rindlisbacher [181] Klasse zweimotoriges Hochleistungsflugzeugs mit Kolbenmotor (2 x 325 PS).
Nicht gewerblich	Motorflüge < 2 t einmotorig	Wie gewerbliche Motorflugzeuge < 2 t.
	Motorflüge < 2 t zweimotorig	Wie gewerbliche Motorflugzeuge < 2 t.
	Motorflüge 2 - 5.7 t	Wie gewerbliche Motorflugzeuge 2 - 5.7 t.
	Motorflüge > 5.7 t	Wie gewerbliche Motorflugzeuge 5.7 - 14 t.
	Hubschrauber	Wie gewerbliche Hubschrauber.
	Luftschiffe	Wie gewerbliche Luftschiffe.
	Bemannte Ballone	
	Segelflüge	
	Motorsegelflüge Ultraleichtflüge	Vernachlässigt.

abheben, über ein Schleppflugzeug oder über einen eigenen Motor, wobei letzteres nur für die Klassen Motorsegler und Ultraleichtflugzeuge zutrifft. Des Weiteren haben nicht alle in der Statistik aufgeführten Motorsegler und Ultraleichtflugzeuge die Möglichkeit mit dem eigenen Motor zu starten, da es sich teilweise nur um Hilfsmotoren handelt, welche während des Flugs eingesetzt werden können. Aufgrund dieser Unsicherheiten, der limitierten Datenlage und den sehr geringen Emissionsfaktoren dieser Flugzeuge¹⁷ (vgl. Tabelle 3.14, S.47), wurden diese Klassen vernachlässigt.

Für die Berechnung der Abriebsemissionen wurde die Methode nach Pregger und Friedrich [32] verwendet (vgl. Unterabschnitt 3.5.3, S.51). Diese differenziert allerdings weder nach Flugzeugtypen, noch nach *Landing and Take Off* Zyklus-Phasen. Hubschrauber, Luftschiffe und bemannte Ballone wurden aufgrund des abweichenden Startvorgangs bei der Berechnung der Abriebsemissionen nicht berücksichtigt. Des Weiteren wurden auch die Klassen Segelflugzeuge, Motorsegelflugzeuge und Ultraleichtflugzeuge, analog zu der Berechnung der verbrennungsbedingten Emissionen, bei den Abriebsemissionen nicht berücksichtigt.

¹⁷0,4 % des Kraftstoffverbrauchs eines Airbus 320, 0,4 % NO_x und 5‰PM.

Außerdem sind die Abriebsemissionsfaktoren nach Pregger und Friedrich [32] auch für die verbleibenden Flugzeugklassen des gewerblichen Flugverkehrs an den sonstigen Flughäfen und des nicht gewerblichen Flugverkehrs an allen Flughäfen nicht geeignet, wie im Folgenden dargelegt wird.

Mit 86 % und 95 % haben Motorflugzeuge der Klasse bis 2 t den größten Anteil an den Starts des nicht gewerblichen Flugverkehrs an allen Flughäfen und des gewerblichen Flugverkehrs an sonstigen Flughäfen. Für diese Klasse wurde basierend auf Knörr et al. [179] und Rindlisbacher [181] ein Verbrennungs-PM-Emissionsfaktor von 0,2 g/LTO berechnet. Für die größten Klassen 14-20 t und >20 t des gewerblichen Flugverkehrs an sonstigen Flughäfen wurden basierend auf Knörr et al. [179] und ICAO [183] Verbrennungs-PM-Emissionsfaktoren von 7,7 und 41 g/LTO berechnet. Flugzeuge dieser Klassen haben aber lediglich einen Anteil von 0,5 ‰ an den Starts in NRW [72]. Des Weiteren wurde für die größte Klasse Motorflugzeuge > 5,7 t des nicht gewerblichen Flugverkehrs an allen Flughäfen basierend auf Knörr et al. [179] und ICAO [183] ein Verbrennungs-PM-Emissionsfaktor von 7,7 g/LTO berechnet, aber diese haben auch nur einen Anteil von 7 % an den nicht gewerblichen Starts in NRW [72]. Die von Pregger und Friedrich [32] berechneten durchschnittlichen Abriebs-PM-Emissionsfaktoren sind 178 g/LTO und 39 g/LTO für PM10 und PM2.5. Eine pauschale Berechnung mit diesen Faktoren würde dazu führen, dass bei der erläuterten entscheidenden Flugzeugklasse von unter 2 t der Abrieb einen Anteil an den PM10- und PM2.5-Emissionen von 99,9 % bzw. 99,4 % hätte. Pregger [43] hat allerdings einen Anteil von 46 % Abrieb bei den PM10- und 17 % Abrieb bei den PM2.5-Emissionen des Flugverkehrs für ganz Deutschland im Jahr 2000 berechnet. Eine pauschale Betrachtung der Abriebsemissionen mit den durchschnittlichen Faktoren nach Pregger [43] würde die Emissionen der Flugzeuge des nicht gewerblichen Flugverkehr an allen Flughäfen und des gewerblichen Flugverkehr an sonstigen Flughäfen also deutlich überschätzen. Deshalb wurden die Abriebsemissionen dieser Klassen vernachlässigt. Die Abriebsemissionen sind, zumindest im Straßenverkehr [40], proportional zum Fahrzeuggewicht. Ideal wären Abriebsemissionsfaktoren, welche das Gewicht der Flugzeuge berücksichtigen. Zum Zeitpunkt der Bearbeitung existierten solche aber nicht in der Literatur. Die Auswirkungen der Vernachlässigung der Abriebsemissionen der kleinen Flugzeuge auf die gesamten Emissionen des Flugverkehrs in NRW werden im Rahmen der Validierung in Kapitel 6 überprüft.

4.5.3. Zukünftige Emissionen

In diesem Unterabschnitt wird die Methodik zur Berechnung der zukünftigen Emissionen des Flugverkehrs erläutert. Diese ist unterteilt in die Flottenentwicklung, die Auswirkungen von Effizienzentwicklungen und Schadstoffrichtlinien sowie die Beschreibung der berechneten, zukünftigen Szenarien.

Flottenentwicklung

Wie in Unterabschnitt 3.7.3 (S.61) beschrieben, kann die Verkehrsleistungsentwicklung des Flugverkehrs als zu den Starts und zum Bestand des gesamten gewerblichen Flugverkehrs proportional angenommen werden. Des Weiteren wurde in Unterabschnitt 3.7.3 erläutert, dass der nationale Flugverkehr von 2010 bis 2018 weitestgehend konstant bezüglich der Verkehrsleistung an den betrachteten Flughäfen war. Deshalb wurde der nationale gewerbliche Flugverkehr als konstant im Zeitraum 2018 bis 2050 angenommen. Die aus der Literatur verwendeten prognostizierten Verkehrsleistungen wurden entsprechend umgerechnet in eine Steigerung des internationalen Flugverkehrs.

Für die Entwicklung der Verkehrsleistung des Flugverkehrs bis 2050 sind in der Literatur unterschiedliche Prognosen vorhanden (vgl. Unterabschnitt 3.7.1, S.54). In dieser Arbeit wurden die gleichen Annahmen wie in TREMOD [97] getroffen. Allekotte et al. [97] nehmen basierend auf Schubert et al. [210] und Bergk et al. [369] für die Verkehrsleistung des Flugverkehrs in den Jahren 2010, 2030 und 2050 194 Mrd. pkm, 345 Mrd. pkm und 420 Mrd. pkm an. Die Verkehrsleistungen nach Bergk et al. [369] wurden in Abbildung 3.13 (S.60) nicht aufgeführt, da die Werte in der Quelle nicht aufgeschlüsselt vorliegen. Diese entsprechen aber der oberen Grenze in Abbildung 3.13 (S.60). Unter Annahme linearer Steigung und Berücksichtigung der in Unterabschnitt 3.7.3 (S.61) erläuterten Ver-

kehrleistungsentwicklung von 2010 bis 2018 nach Radke [156] wurde eine Steigerung der gesamten Verkehrsleistung von 2018 um 34 % bis 2030 und um 63 % bis 2050 berechnet. Der internationale Flugverkehr steigt entsprechend um 40 % und 74 % von 2018 bis 2030 und 2050. Die Werte sind vollständig im Anhang in Tabelle A.47 auf S.311 aufgeführt.

Um das Alter der Flotte zu den Zeitpunkten 2030 und 2050 zu ermitteln wurde die Entwicklung des Flottenalters von Passagierflugzeugen mit mehr als 100 Sitzen und von Frachtflugzeugen über 10 Tonnen Ladung weltweit nach nach Bartz et al. [198] (vgl. Unterabschnitt 3.7.3, S.61) verwendet. Nach Bartz et al. [198] besteht die weltweite Flotte an Flugzeugen von Passagierflugzeugen mit mehr als 100 Sitzen und von Frachtflugzeugen über 10 Tonnen Ladung aus 19.000 Flugzeugen. 2034 sind von diesen noch 5.900 vorhanden, während 13.100 durch neue Flugzeuge ersetzt werden [198]. Hinzu kommen 19.500 neue Flugzeuge, welche im Zeitraum 2015 bis 2034 gebaut werden [198]. Über diese Angaben wurde die lineare Überlebenskurve $y_x = -0,0314 \cdot a^{-1} \cdot (x - x_0) + 1$ ermittelt, wobei y_x der Anteil der Flugzeuge im Jahr x ist, welche im Jahr x_0 in den Markt eingeführt werden. Diese Überlebenskurve schneidet die Abszisse bei 31,85 Jahren, was zur in der Literatur üblichen durchschnittlichen Lebensdauer von Flugzeugen von 20-30 Jahren passt. Um diese Überlebenskurve auf deutsche Flugzeuge anzuwenden, wurde angenommen, dass die Überlebenswahrscheinlichkeit der in Deutschland verkehrenden Flugzeuge dem globalen Durchschnitt entspricht. Die Überlebenskurve ist eine konservative Abschätzung, da davon ausgegangen wurde, dass die vor 2012 zugelassenen Flugzeuge nach Bartz et al. [198] im Jahr 2012 zugelassen wurden. In der Realität wird der Schnittpunkt mit der Abszisse wahrscheinlich bei über 31,85 Jahre liegen. Das Ergebnis der Flottenentwicklung ist in Abbildung 4.16 abgebildet. Die genauen Daten sind im Anhang A.3 in Tabelle A.45 auf S.310 aufgeführt.

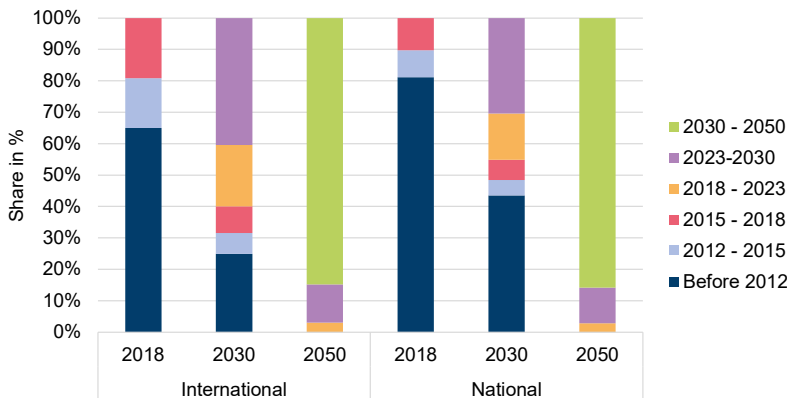


Abb. 4.16.: Berechnete Flottenzusammensetzung des Flugverkehrs in den Jahren 2030 und 2050, differenziert nach Flugzeugalter.

Reduktionen durch Effizienzentwicklung und Richtlinien

Die Emissionen der zukünftigen Flugzeugflotte werden einerseits durch die Einführung der Richtlinie CAEP/11 im Januar 2023 für die PM-Emissionen von neuen Triebwerken mit einer Nennschubkraft über 26,7 kN und der 2012 eingeführten Richtlinie CAEP/8 für die NO_x -Emissionen von neuen Triebwerken mit einer Nennschubkraft über 89 kN (vgl. Unterabschnitt 2.6.3, S.20) reduziert und andererseits über Technologien, welche die Energieeffizienz von neuen Flugzeugen und dem Flugzeugbestand verbessern.

Die Effizienzverbesserungen im Flugverkehr wurden in Unterabschnitt 3.5.5 (S.52) erläutert. Die nach Bopst et al. [195] angegebenen Effizienzsteigerungen für die gesamte Flotte in Höhe von 1,6 %/a durch die Verbesserung der Nutzlast, wie beispielsweise einer höheren Anzahl an Sitzplätzen, 0,1 %/a

durch Optimierungen des Luftraummanagements und 0,15 %/a durch längere Transportstrecken in der Zukunft wurde für den Zeitraum 2020 bis 2030 übernommen. Kumuliert ergeben diese eine Effizienzsteigerung von 4,96 %/a von 2020 bis 2030 für alle Flugzeuge (i.e. neue Flugzeuge und Bestand). Eine Effizienzsteigerung für neue Flugzeuge wurde anhand der folgenden Werte und Annahmen ermittelt: Von 2018 bis 2020 bzw. von 2020 bis 2030 steigt die Effizienz um 0,9 %/a bzw. 1,4 %/a nach Bopst et al. [195]. Für den Zeitraum 2030 bis 2050 wurde eine Effizienzsteigerung von 0,52 %/a basierend auf dem Mittelwert der angegebenen Effizienzsteigerung von 25-30 % für 2030-2050 nach IATA [197] angenommen. Diese Effizienzsteigerungen führen zu absoluten Gesamteffizienzsteigerungen von 17 % von 2018 bis 2030 und von 29,81 % von 2018 bis 2050 für die gesamte Flotte (i.e. neue Flugzeuge und Bestand). Diese absoluten Gesamteffizienzsteigerungen der ganzen Flotte wiederum in Kombination mit der erläuterten Flottenentwicklung, vgl. Abbildung 4.16, und der Effizienzsteigerung von 4,96 %/a von 2020 bis 2030 für alle Flugzeuge durch sonstige Verbesserungen führten zu berechneten Effizienzsteigerungen von 20,6 % für neue Flugzeuge mit Baujahr 2018 bis 2030 bezogen auf 2018 und 25,6 % für neue Flugzeuge mit Baujahr 2030 bis 2050 im Bezug auf 2018.

Basierend auf der Einführung der Richtlinie CAEP/11 im Januar 2023 [81] wurde angenommen, dass neue Flugzeugen ab 2023 76 % weniger verbrennungsbedingte PM-Emissionen verursachen. Des Weiteren wurde angenommen, dass große nach 2012 eingeführte Flugzeuge durch Einführung der CAEP/8 [370] 15 % weniger verbrennungsbedingte NO_x-Emissionen verursachen und kleine nach 2012 eingeführte Flugzeuge 10 % weniger verbrennungsbedingte NO_x-Emissionen verursachen. Hierbei wurden die 15 % vereinfacht auf die Hauptflughäfen und die 10 % auf die sonstigen Flughäfen und den nicht-gewerblichen Flugverkehr angewendet.

Szenarien

Für die Jahre 2030 und 2050 wurden zwei unterschiedliche Szenarien berechnet:

1. ein Referenzszenario, in welchem 100 % konventioneller Treibstoff in den Jahren 2030 und 2050 eingesetzt wird und
2. ein Fischer-Tropsch-Szenario, in welchem 2030 eine Mischung aus 50 % Fischer-Tropsch-Kerosin und 50 % konventionellem Kerosin und 2050 100 % Fischer-Tropsch-Kerosin eingesetzt wird.

Die bereits erläuterten Effizienzverbesserungen und Reduktionen sind für beide Szenarien identisch. Beim Fischer-Tropsch-Szenario werden die Schadstoffemissionen zusätzlich durch die Nutzung des Fischer-Tropsch-Kerosins reduziert. Für dieses Szenario wurden die Reduktionen bei Substitution von 50 % Fischer-Tropsch-Kerosin nach Wahl et al. [190] und bei 100 % Fischer-Tropsch-Kerosin nach Runchal et al. [191] und Lee et al. [192] angenommen (vgl. Unterabschnitt 3.5.4, S.52).

4.6. Visualisierung

Für die Visualisierung im Rahmen der Analysen in der vorliegenden Arbeit wurden verschiedene georeferenzierte Bilanzebenen für die Berechnung verwendet. Die vier für die Visualisierung verwendeten Bilanzebenen sind ein Raster mit quadratischen 1 km² Zellen, die Gemeinden, die Kreise und die nach EEA [199] definierten urbanen morphologischen Zonen in NRW. Bei den morphologischen Zonen wurden nur jene mit einer Fläche über 10 km² betrachtet. Die Klassifizierung der verschiedenen Wertintervalle für die Visualisierung wurde über die Methode *Natürliche Unterbrechungen (Jenks)*¹⁸ in QGIS vorgenommen.

4.7. Fazit

In diesem Kapitel wurden aufbauend auf der im Kapitel 3 vorgestellten Literatur die im Rahmen dieser Arbeit entwickelten Modelle und Methoden beschrieben. Basierend auf der Metastudie zu

¹⁸Berechnung über den Jenks-Caspall-Algorithmus.

prognostizierten Verkehrsleistungen in Abschnitt 3.7, dem entwickelten Modell zur Prognose von Fahrleistungen im Straßenverkehr in Unterabschnitt 4.2.3 und der Diskussion und Selektion vielversprechender Energieträger und Antriebe für die relevanten Sektoren in Abschnitt 3.8 wurden zukünftige Szenarien und entsprechende Modelle um diese abzubilden entwickelt. Im nächsten Kapitel werden die Ergebnisse der Simulationen für die aktuellen und zukünftigen Emissionen erläutert und diskutiert.

5. Ergebnisse

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Simulationen analysiert. Diese sind unterteilt in die aktuellen Fahrleistungen und Verkehrsleistungen 2018 in Abschnitt 5.1, die aktuellen Emissionen 2018 in Abschnitt 5.2 und die zukünftigen Emissionen 2030 und 2050 in Abhängigkeit der untersuchten Szenarien Abschnitt 5.3. Abschließend werden die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit mit bestehender Literatur im Rahmen einer Validierung in 5.4 verglichen. Diese Validierung ist unterteilt in einen Vergleich der Fahr- und Verkehrsleistungen und einen Vergleich der Emissionen.

Die Inhalte des Abschnittes 5.1.1 wurden erstmalig im April 2020 unter Erstautorenschaft des Autors dieser Dissertationsschrift in Breuer et al. [24] vorveröffentlicht. Anschließend wurden die Inhalte dieses Kapitels im September 2022 im Abschlussbericht des Projekts *Kompetenzzentrum VI SGW* des Kompetenzzentrums *Virtuelles Institut - Strom zu Gas und Wärme* in Band III [82] vorveröffentlicht. Der Autor dieser Dissertationsschrift ist Erstautor folgender Kapitel und Abschnitte des Abschlussberichts [82]: 2.1 Bestandsaufnahme und Analyse des Verkehrsaufkommens in NRW¹ (S.5-S.8, S.19-S.27), 2.2.1 Lokale Emissionen (S.28-S.43), 3 Ökonomische Analyse fossiler Energieträger im Verkehrssektor² (S.77-S.83), 5 Identifizierung von potenzialreichen alternativen Energieträgern und Antrieben³ (S.89-S.129, S.158-S.168) und 6.3 Chancen zur Reduktion von Schadstoffen in Stadtgebieten (S.220-S.249). Des Weiteren wurden die weiteren, auf diese Kapitel und Abschnitte verweisenden, sowie aus diesen Kapiteln und Abschnitten schlussfolgernden Textbausteine vom Autor dieser Dissertationsschrift verfasst. Die Erstautorenschaft des Autors dieser Dissertationsschrift für die aufgeführten Inhalte im Abschlussbericht [82] wird auf den Seiten 5, 28, 89 und 220 des Abschlussberichtes [82] ausgewiesen.

5.1. Aktuelle Fahrleistungen und Verkehrsleistungen 2018

In diesem Abschnitt werden die aktuellen Fahrleistungen und Verkehrsleistungen des Straßenverkehrs, der Binnenschifffahrt, des Schienenverkehrs und der Luftfahrt für das Referenzjahr 2018 erläutert und diskutiert.

5.1.1. Straßenverkehr

Die Verkehrsleistungen und Emissionen des Straßenverkehrs wurden für jede Straße in NRW berechnet, können aber grafisch in der Form aufgrund der Größe des Straßennetzes in NRW nicht abgebildet werden (vgl. Abbildung 3.1 und Abbildung 3.2, S.26). Deswegen wurden die in diesem Abschnitt dargestellten Fahrleistungen des Straßenverkehrs in NRW für ein 1 km · 1 km Netz bilanziert.

Abbildung 5.1 zeigt die Fahrleistungen von Krafträdern (*motorcycles, MC*) in NRW in 2018. Es ist deutlich zu erkennen, dass die größten Werten mit 250-2.380 Tsd. Fahrzeug-km in den Stadtgebieten vorliegen. Im ländlichen Raum betragen die Fahrleistungen von Krafträdern bis zu 80 Tsd. Fahrzeug-km beziehungsweise in der Nähe der Ballungsräume auch bis zu 250 Tsd. Fahrzeug-km. Die höchsten Werte mit 950-2.380 Tsd. Fahrzeug-km werden in den städtischen Gebieten um Düsseldorf, Bonn,

¹Mit Ausnahme der Beschreibung der Tankstelleninfrastruktur auf S.9-S.18.

²Dieses Kapitel wurde vom Autor dieser Dissertationsschrift verfasst, die Inhalte wurden allerdings nicht im Rahmen der vorliegenden Dissertation verwendet, weshalb im Bericht [82] kein Hinweis auf die Erstautorenschaft vorhanden ist.

³Mit Ausnahme des Abschnitts 5.4 Umweltwirkungen von vielversprechenden alternativen Kraftstoffen (S.129-S.158). Die Inhalte des Kapitels 5 des Abschlussberichts [82] wurden erstmalig im Februar 2022 unter Erstautorenschaft des Autors dieser Dissertationsschrift in Breuer et al. [25] vorveröffentlicht.

Köln und im Ruhrgebiet um Essen erreicht. Fahrleistungswerte im Bereich 510-950 Tsd. Fahrzeug-km werden in den Stadtgebieten von Aachen, Dortmund, Wuppertal, Münster und Bielefeld erreicht.

Abbildung 5.2 zeigt die Fahrleistungen von PKW (*passenger cars, PC*) in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz. Im Gegensatz zur Fahrleistung der Krafträder, liegen hier die höchsten Werte mit 32,6-80,4 Mio. Fahrzeug-km auf den Autobahnen um die Stadtgebiete von Köln, Bonn, Düsseldorf, Essen, Wuppertal und Dortmund vor. Auf den Autobahnen um Münster, Bielefeld und Aachen werden noch Werte im Bereich 17,8-32,6 Mio. Fahrzeug-km erreicht, während die Autobahnen in den ländlichen Gebieten Fahrleistungen von 8,7-17,8 Mio. Fahrzeug-km für PKW aufweisen. Abseits der Autobahnen liegen in ländlichen Gebieten Fahrleistungen von unter 2,9 Mio. Fahrzeug-km vor, während die bilanzierte Fahrleistung nahe den Großstädten bis zu 8,7 Mio. Fahrzeug-km beträgt. In den Stadtgebieten der Großstädte liegen auch abseits der Autobahnen Fahrleistungen von 8,7-80,4 Mio. Fahrzeug-km vor.

Die Fahrleistungen von leichten Nutzfahrzeugen (*light duty vehicles, LDV*) für das 1 km · 1 km NRW-Netz sind in Abbildung 5.3 illustriert. Im Gegensatz zur PKW Fahrleistung, dargestellt in Abbildung 5.2, liegt der Fokus hier noch mehr auf den Autobahnen. Die Fahrleistungen auf den Autobahnen abseits der Ballungsräume Ruhrgebiet, Köln und Düsseldorf liegen im Bereich 1,23-2,76 Mio. Fahrzeug-km. Um die Stadtgebiete von Köln, Düsseldorf und dem Ruhrgebiet mit Duisburg und Essen liegen die Fahrleistungen in den Gebieten um die Autobahnen im Bereich 2,76-10,59 Mio. Fahrzeug-km. Nach Abbildung 5.3 betragen die Fahrleistungen von leichten Nutzfahrzeugen abseits der Autobahnen in Stadtgebieten 0,38-2,76 Mio. Fahrzeug-km. In ländlichen Gebieten liegen die Fahrleistungen im Bereich unter 0,38 Mio. Fahrzeug-km, während diese in der Nähe der Stadtgebiete bis zu 1,23 Mio. Fahrzeug-km betragen.

Abbildung 5.4 zeigt die Fahrleistung von Bussen (*buses*). Es ist offensichtlich, dass die größten Fahrleistungen mit 156-367 Tsd. Fahrzeug-km und teilweise 92-156 Tsd. Fahrzeug-km in den Stadtgebieten von Bonn, Köln, Düsseldorf, Wuppertal und im Ruhrgebiet um Duisburg, Essen und Dortmund vorliegen. Auch im Stadtgebiet von Aachen betragen die Fahrleistungen von Bussen 92-367 Tsd. Fahrzeug-km. In kleineren Städten und in Bielefeld und Münster liegen die Fahrleistungen im Bereich 46-92 Tsd. Fahrzeug-km, während diese im ländlichen Bereich abseits der Städte im Bereich unter 16 Tsd. Fahrzeug-km beziehungsweise in der Nähe der Städte bei bis zu 46 Tsd. Fahrzeug-km liegen. Auf den Autobahnen liegen die Fahrleistungen größtenteils im Bereich 46-92 Tsd. Fahrzeug-km und vereinzelt in den Bereichen 16-46 Tsd. Fahrzeug-km sowie 92-156 Tsd. Fahrzeug-km. Insgesamt konzentriert sich der Busverkehr stark auf die Stadtgebiete.

Abbildung 5.5 und Abbildung 5.6 zeigen die Fahrleistungen von LKW ohne (*rigid trucks, RT*) und mit Anhängern (*trailer trucks, TT*). Die Abbildungen zeigen deutlich, dass sich die Fahrleistungen der LKW mit Anhänger stark auf die Autobahnen konzentrieren, während jene der LKW ohne Anhänger sich auf die Stadtgebiete konzentrieren. Die Fahrleistungen der LKW mit Anhänger liegen auf den viel befahrenen Autobahnen im Bereich 780-1.480 Tsd. Fahrzeug-km und 1.480-3.460 Tsd. Fahrzeug-km (vgl. Abbildung 5.6). Auf weniger befahrenen Autobahnabschnitten liegen diese teilweise auch im Bereich 370-780 Tsd. Fahrzeug-km. Abseits der Autobahnen liegen die Fahrleistungen der LKW mit Anhänger unter 100 Tsd. Fahrzeug-km beziehungsweise in und nahe Stadtgebieten im Bereich bis zu 370 Tsd. Fahrzeug-km. Die Fahrleistungen der LKW ohne Anhänger hingegen liegen auf den Autobahnen in den Bereichen 810-1.440 Tsd. Fahrzeug-km und 1.440-4.100 Tsd. Fahrzeug-km und teilweise auf weniger befahrenen Autobahnen im Bereich 380-810 Tsd. Fahrzeug-km (vgl. Abbildung 5.5). Die Autobahnen in der Nähe der Stadtgebiete Köln, Düsseldorf und den Städten im Ruhrgebiet sind allesamt stark befahren. In den Stadtgebieten in den Ballungsräumen um Bonn, Köln, Düsseldorf und dem Ruhrgebiet mit Duisburg und Essen liegen die Fahrleistungen der LKW ohne Anhänger im Bereich 380-810 Tsd. Fahrzeug-km. Vereinzelt, zum Beispiel in Duisburg, liegen diese auch im höheren Bereich von 810-1.440 Tsd. Fahrzeug-km. Im Stadtgebiet von Aachen liegen die Fahrleistungen von LKW ohne Anhänger im Bereich 380-810 Tsd. Fahrzeug-km, während diese in Bielefeld und Münster im Bereich 120-380 Tsd. Fahrzeug-km liegen. Abseits der Stadtgebiete der größeren Städte liegen die Fahrleistungen der LKW ohne Anhänger im Bereich bis zu 120 Tsd. Fahrzeug-km, in der Nähe der größeren Städte hingegen im Bereich bis zu 380 Tsd. Fahrzeug-km.

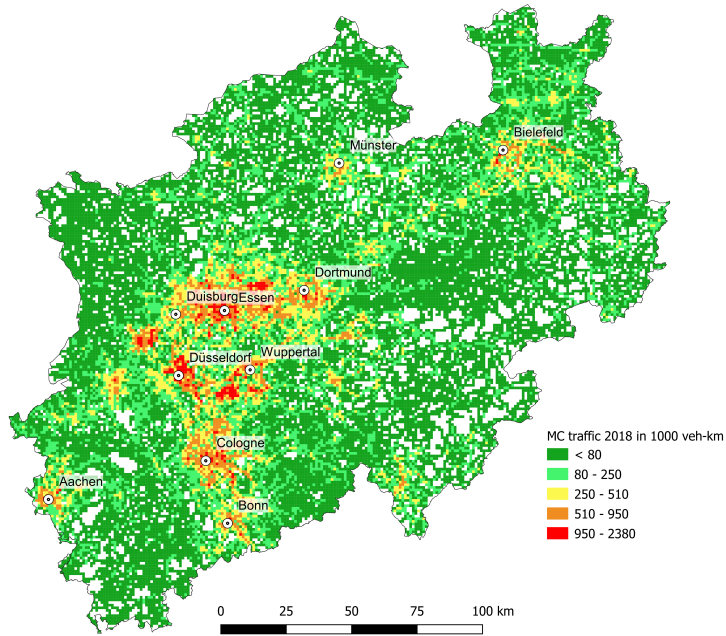


Abb. 5.1.: Fahrleistung von Krafträdern (*motorcycles, MC*) in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.

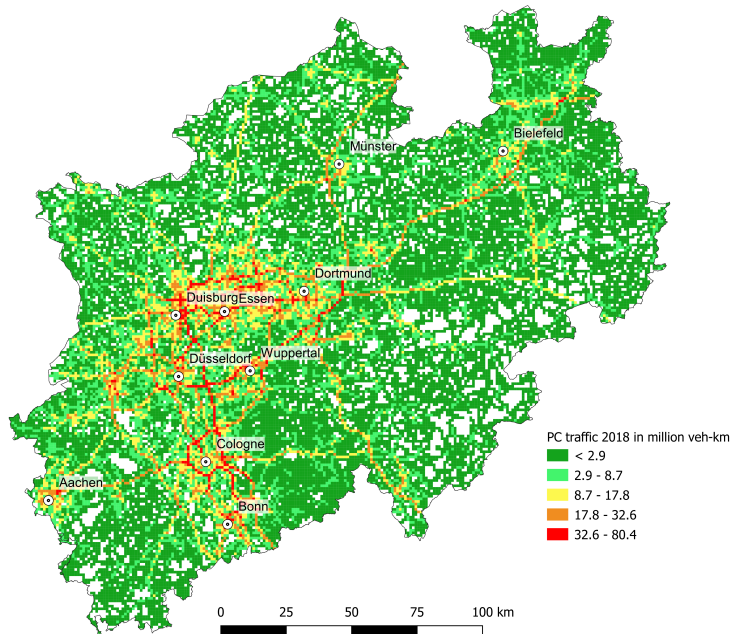


Abb. 5.2.: Fahrleistung von PKW (*passenger cars, PC*) in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.

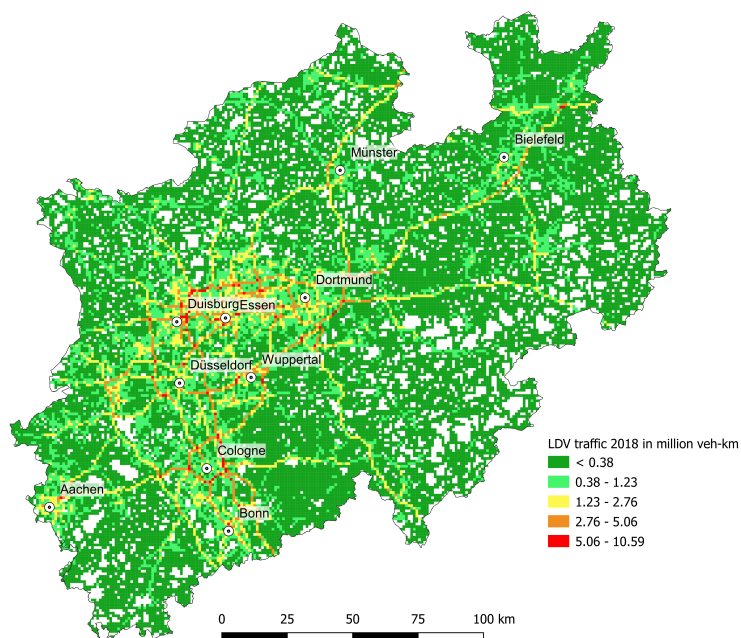


Abb. 5.3.: Fahrleistung von leichten Nutzfahrzeugen (*light duty vehicles, LDV*) in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.

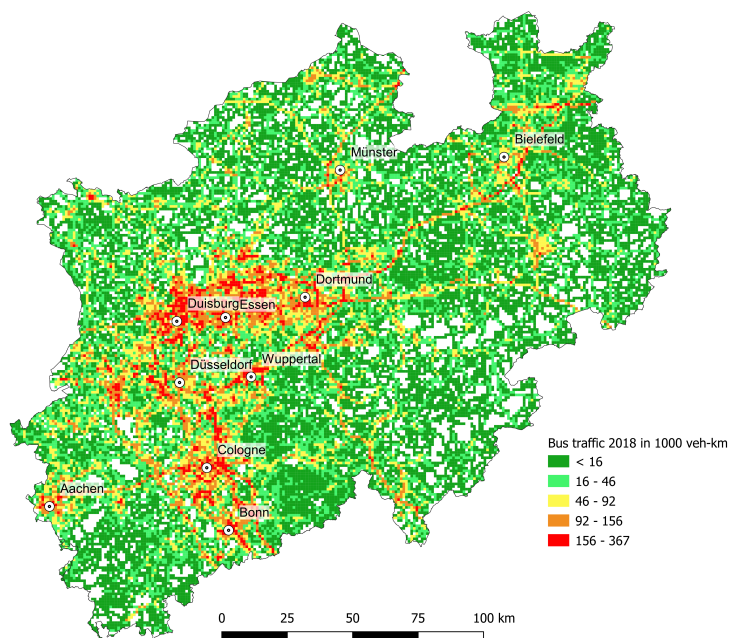


Abb. 5.4.: Fahrleistung von Bussen (*buses*) in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.

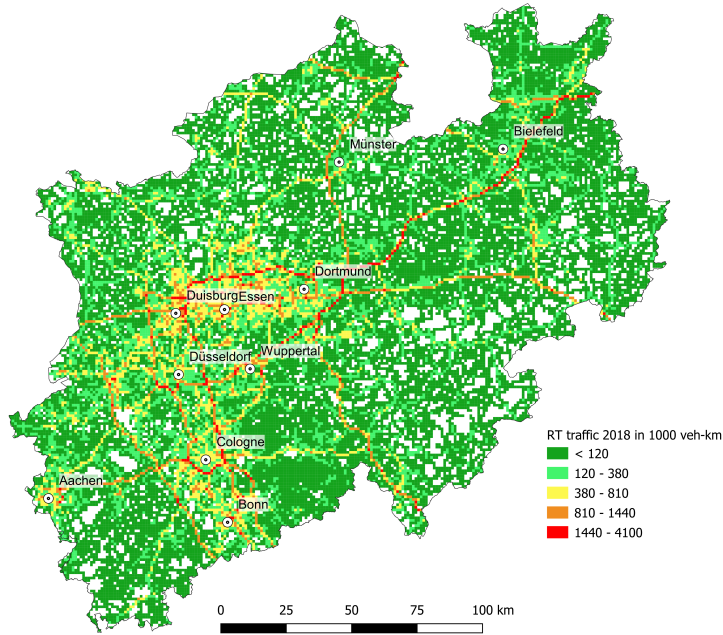


Abb. 5.5.: Fahrleistung von LKW ohne Anhänger (*rigid trucks, RT*) in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.

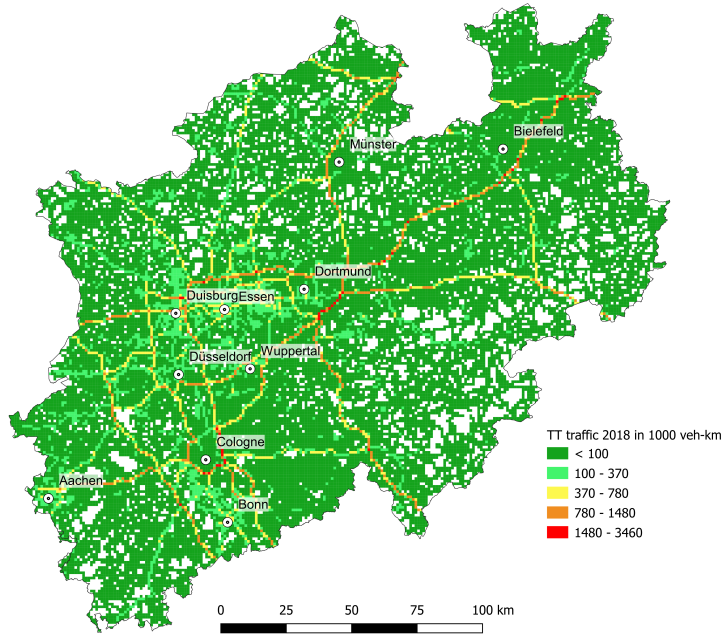


Abb. 5.6.: Fahrleistung von LKW mit Anhänger (*trailer trucks, TT*) in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.

Abbildung 5.7 zeigt die Fahrleistung von Sattelzugmaschinen (*articulated trucks, AT*) in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz. Ähnlich wie bei den Fahrleistungen der LKW mit Anhänger (vgl. Abbildung 5.6) konzentrieren sich die Fahrleistungen der Sattelzugmaschinen auf die Autobahnen. Hier sind die Fahrleistungen größtenteils im Bereich 2,6-5,1 Mio. Fahrzeug-km und 5,1-11 Mio. Fahrzeug-km. Teilweise liegen diese auf weniger befahrenen Autobahnen auch im Bereich 0,3-2,6 Mio. Fahrzeug-km. Im ländlichen Raum und teilweise in den Stadtgebieten der Ballungsräume abseits der Autobahnen, zum Beispiel in Köln, betragen die berechneten Fahrleistungen unter 0,3 Mio. Fahrzeug-km. In den Bereichen um Bonn, zwischen Bonn und Köln, teilweise in Aachen und im Ruhrgebiet um Duisburg und Essen befinden sich Gebiete abseits der Autobahnen mit höheren Fahrleistungen der Sattelzugmaschinen im Bereich 0,3-1,1 Mio. Fahrzeug-km.

Abbildung 5.8 illustriert die berechneten Fahrleistungen von sonstigen Kraftfahrzeugen⁴ (*other vehicles*). Diese liegen auf den viel befahrenen Autobahnen von Wuppertal über Dortmund nach Münster und von Dortmund nach Bielefeld, als auch auf den Autobahnen zwischen Köln und Aachen, um Köln, um Düsseldorf und den Autobahnen im Ruhrgebiet um Duisburg und Essen größtenteils im Bereich 86-182 Tsd. Fahrzeug-km. Vereinzelt liegen auch Fahrleistungen in den Bereichen 182-353 Tsd. Fahrzeug-km und 353-958 Tsd. Fahrzeug-km auf viel befahrenen Abschnitten vor. Abseits der Autobahnen liegen die Fahrleistungen der sonstigen Kraftfahrzeuge im Bereich 27-86 Tsd. Fahrzeug-km, beziehungsweise abseits der Städte im Bereich unter 27 Tsd. Fahrzeug-km.

⁴**Sonstige Kraftfahrzeuge** sind landwirtsch. Zugmaschinen, übrige, nicht in den anderen Klassen enthaltene Kraftfahrzeuge sowie sonstige und unbekannte Fahrzeuge (vgl. Definition Anhang A.1, Tabelle A.1, S.262).

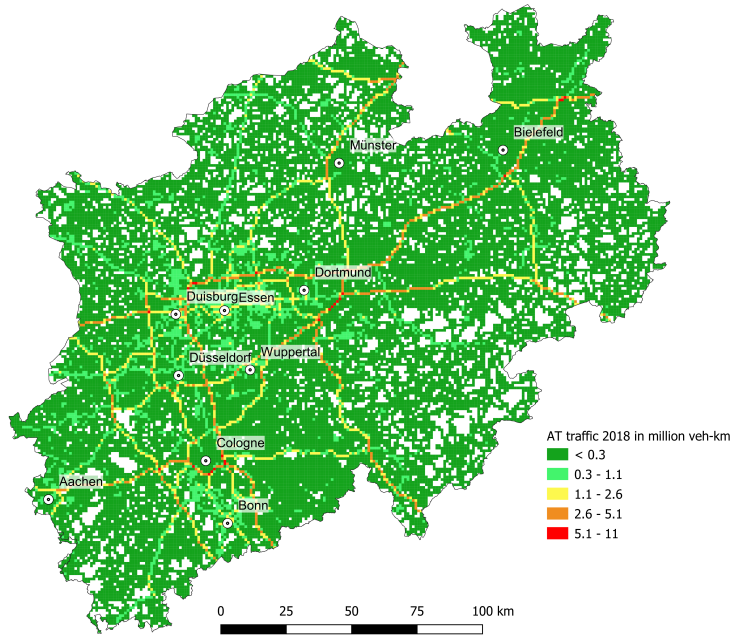


Abb. 5.7.: Fahrleistung von Sattelzugmaschinen (*articulated trucks, AT*) in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.

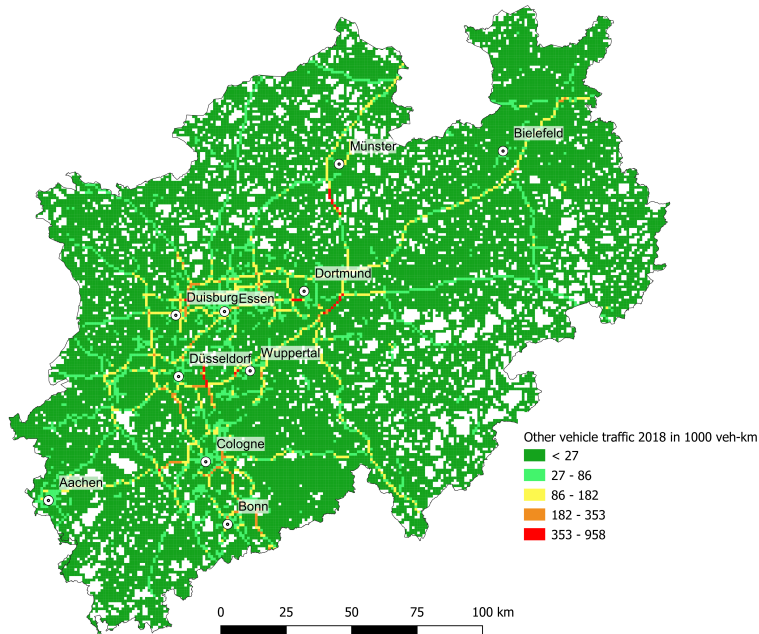


Abb. 5.8.: Fahrleistung von sonstigen Kraftfahrzeugen (*other vehicles*) in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.

5.1.2. Binnenschifffahrt

Abbildung 5.9 zeigt die berechneten Fahrleistungen der Binnenschifffahrt auf den Flüssen und Kanälen in NRW in 2018 differenziert nach Gütermotorschiffen (*cargo barge*), Tankermotorschiffen (*liquid cargo barge*), Güterleichtern (*pushed barge*) und Tankerleichtern (*pushed tanker*).

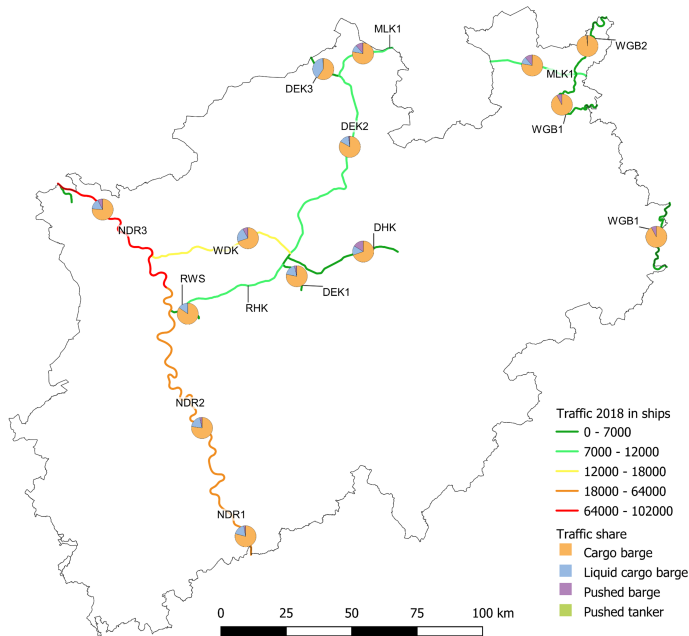


Abb. 5.9.: Fahrleistung von Schiffen auf den Flüssen und Kanälen in NRW in 2018 differenziert nach Gütermotorschiffen (*cargo barge*), Tankermotorschiffen (*liquid cargo barge*), Güterleichtern (*pushed barge*) und Tankerleichtern (*pushed tanker*). *Abkürzungen:* NRW Grenze nach Lülldorf (NDR1), Rhein, Lülldorf bis Orsoy (NDR2), Rhein, Orsoy bis niederländische Grenze (NDR3), Ruhrwasserstraße (RWS), Wesel-Datteln-Kanal (WDK), Rhein-Herne-Kanal (RHK), Dortmund-Ems-Kanal, Dortmund bis Datteln (DEK1), Dortmund-Ems-Kanal, Datteln bis Bergeshövede (DEK2), Dortmund-Ems-Kanal, Bergeshövede bis NRW Grenze (DEK3), Datteln-Hamm-Kanal (DHK), Mittellandkanal (MLK), Weser, NRW Grenze bis Minden (WGB1), Weser, Minden bis NRW Grenze (WGB2).

Der Rhein ist im Jahr 2018 mit spezifischen Fahrleistungen von 18-102 Tsd. Schiffen am meisten befahren. Der Abschnitt Rhein, Orsoy bis niederländische Grenze ist mit 64-102 Tsd. Schiffen dabei jener mit der höchsten Fahrleistung. Direkt danach folgen die Abschnitte NRW Grenze nach Lülldorf und Rhein, Lülldorf bis Orsoy mit Fahrleistungen von 18-64 Tsd. Schiffen. Circa 75 % der Fahrleistung wird von Gütermotorschiffen und 25 % von Tankermotorschiffen erbracht. Nach dem Rhein ist der Wesel-Datteln-Kanal mit 12-18 Tsd. Schiffen der Abschnitt mit den höchsten Fahrleistungen, wobei circa 70 % von Güterschiffen, 25 % von Tankern und 5 % von Güterleichtern erbracht werden. Es folgen die Abschnitte Rhein-Herne-Kanal, Dortmund-Ems-Kanal, Datteln bis Bergeshövede und Mittellandkanal mit Fahrleistungen von 7-12 Tsd. Schiffen im Jahr 2018. Die Fahrleistungen werden auch auf diesen Abschnitten größtenteils von Gütermotorschiffen erbracht. Die Abschnitte Dortmund-Ems-Kanal, Dortmund bis Datteln, Ruhrwasserstraße, Datteln-Hamm-Kanal, Dortmund-Ems-Kanal, Bergeshövede bis NRW Grenze, Weser, NRW Grenze bis Minden und Weser, Minden bis NRW Grenze sind mit 0-7 Tsd. Schiffen die am wenigsten befahren Abschnitte. Auf den Abschnitten Weser, Minden bis NRW Grenze und Weser, NRW Grenze bis Minden werden

die Fahrleistungen fast ausschließlich von Gütermotorschiffen erbracht, mit 1-5 % Anteil von Güterleichtern. Auf dem Abschnitt Dortmund-Ems-Kanal, Bergeshövede bis NRW Grenze hingegen wird nur 55 % der Fahrleistung von Gütermotorschiffen erbracht und dafür 45 % von Tankermotorschiffen. Auf dem Abschnitt Datteln-Hamm-Kanal liegt mit 15-20 % der größte Anteil an Güterleichtern vor. Der Anteil der Tankerleichtern ist auf allen Abschnitten vernachlässigbar klein.

5.1.3. Schienenverkehr

Für den Schienenverkehr liegen, im Gegensatz zu den anderen Sektoren, neben der Fahrleistung auch die Verkehrsleistung und die Betriebsleistung räumlich aufgelöst vor⁵. Der Grund ist die angewendete Methodik. Während bei den anderen Sektoren die Verkehrsleistung und die Betriebsleistung über durchschnittliche Beladungen, durchschnittliche Personenzahl und/oder durchschnittliche Auslastungen berechnet wurden, wurden im Rahmen der Modellentwicklung des Schienenverkehrs alle Zuglinien inklusive der verwendeten Wagentypen und Wagenanzahl ermittelt (vgl. Unterabschnitt 4.4.1, S.114). Die einzige Ausnahme bildet der Schienengüterverkehr (SGV). Durch dieses Vorgehen liegt als Ergebnis die räumliche Verteilung von Fahr-, Verkehrs- und Betriebsleistung vor. Die verbrennungsbedingten Emissionen des Schienenverkehrs hängen von der Betriebsleistung ab, welche über die Auslastung proportional zur Verkehrsleistung ist (vgl. Unterabschnitt 3.4.4, S.40). Die Abriebsemissionen hingegen hängen von der Fahrleistung ab (vgl. Unterabschnitt 3.4.4, S.41). Der Schienenpersonenfernverkehr (SPFV) und der Verkehr mit U-Bahnen und Straßenbahnen ist in NRW vollständig elektrifiziert, weshalb keine verbrennungsbedingten Emissionen entstehen. Die zur Berechnung von verbrennungsbedingten Emissionen notwendige Verkehrsleistung dieser beiden Untersektoren wird an dieser Stelle deshalb nicht aufgeführt. Schienengüterverkehr und Schienenpersonennahverkehr (SPNV) sind nur teilweise elektrifiziert, wobei Betriebsleistung und Verkehrsleistung vom Schienengüterverkehr aufgrund der für die Modellentwicklung getroffenen Annahmen (vgl. Unterabschnitt 4.4.1, S.114) linear abhängig von der Fahrleistung sind. Neben der Fahrleistung des gesamten sowie des dieselbetriebenen Schienengüterverkehrs und Schienenpersonennahverkehrs wird deshalb ausschließlich die Verkehrsleistung des dieselbetriebenen Schienenpersonennahverkehrs in diesem Abschnitt aufgeführt und analysiert. Die gesamten Ergebnisse der Verkehrsleistung und des Kraftstoffverbrauchs sind vollständig aufbereitet im Anhang in den Abbildungen A.10 - A.14 und A.17 - A.20 auf den Seiten 313 - 318 aufgeführt.

Abbildung 5.10 zeigt die berechnete Fahrleistung vom gesamten Schienengüterverkehr 2018 auf den einzelnen Schienenabschnitten. Stark befahren sind die Strecken zwischen Aachen und Köln, südlich von Dortmund Richtung Süden, zwischen Dortmund und Münster und süd-östlich von Bielefeld mit Fahrleistungen in den Bereichen 6,5-10,1 Tsd. Zügen, 3,3-6,5 Tsd. Zügen und 1,5-3,3 Tsd. Zügen. Die restlichen Streckenabschnitte sind mit Fahrleistungen von 0,4-1,5 Tsd. Zügen und <0,4 Tsd. Zügen weniger stark befahren (vgl. Abbildung 5.10).

Abbildung 5.11 zeigt die berechneten Fahrleistungen des dieselbetriebenen Schienengüterverkehrs in 2018. Stark befahren ist die Strecke zwischen Dortmund Richtung Süden mit 2,7-6,7 Tsd. Zügen. Im Vergleich zu Abbildung 5.10 fällt auf, dass der dieselbetriebene Schienengüterverkehr hier einen wesentlichen Anteil der gesamten Fahrleistung verursacht. Des Weiteren ist die Strecke zwischen Dortmund und Münster stark von dieselbetriebenen Zügen befahren. Hier liegen die Fahrleistungen im Bereich von 1,4-2,7 Tsd. Zügen (vgl. Abbildung 5.11). Die restlichen Strecken sind mit 0,4-1,4 Tsd. und <0,4 Tsd. Zügen weniger befahren. Auffällig ist, dass diese Intervalle jenen des gesamten Schienengüterverkehrs in Abbildung 5.10 sehr ähneln. Ein Großteil dieser Fahrleistungen in diesen Bereichen wird also von dieselbetriebenen Zügen erbracht. Des Weiteren fällt beim Vergleich mit den elektrifizierten Strecken (vgl. Abbildung 3.6, S.37) auf, dass die von dieselbetriebenen Zügen am stärksten befahrenen Strecken durchgehend elektrifiziert sind. Ergänzend zu den erläuterten Abbildungen des Schienengüterverkehrs, ist im Anhang die Verkehrsleistung 2018 des Schienengüterverkehrs in Abbildung A.10 (S.313), des dieselbetriebenen Schienengüterverkehrs in Abbildung A.11 (S.313) und

⁵Definitionen vgl. Abschnitt 2.7 (S.21).

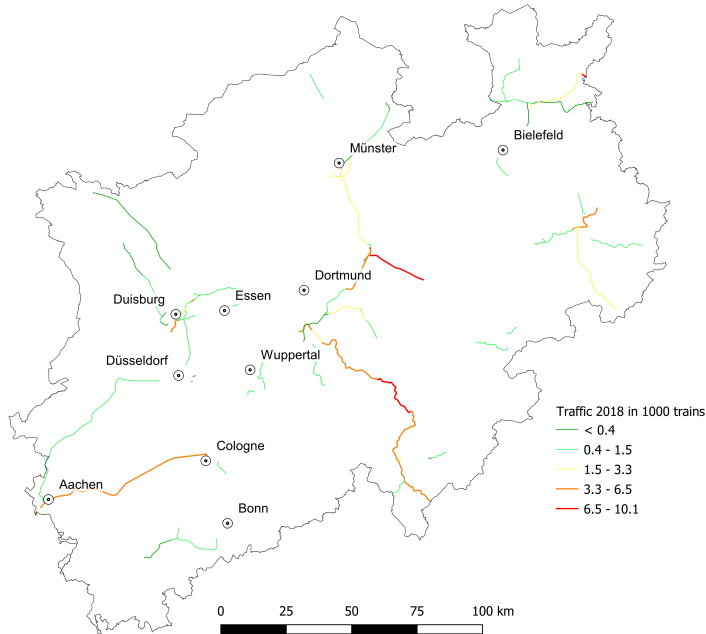


Abb. 5.10.: Fahrleistung vom Schienengüterverkehr in NRW in 2018.

der Kraftstoffverbrauch des dieselbetriebenen Schienengüterverkehr 2018 in Abbildung A.12 (S.314) aufgeführt.

Abbildung 5.12 zeigt die berechnete Fahrleistung vom gesamten Schienenpersonennahverkehr 2018. Die höchsten Fahrleistungen mit 60-90 Tsd. und 90-179 Tsd. Zügen werden auf Streckenabschnitten in und zwischen Regionen mit hoher Einwohnerzahl erbracht. Dies sind die Streckenabschnitte um Bonn, Köln, Düsseldorf, Duisburg, Essen und Dortmund. Mittelstark befahrene Strecken mit 30-60 Tsd. Zügen befinden sich um Wuppertal, Aachen und Münster sowie südlich von Bielefeld. Die verbleibenden Strecken sind mit 10-30 Tsd. und <10 Tsd. Zügen weniger befahren.

Abbildung 5.13 illustriert die berechnete Fahrleistung des dieselbetriebenen Schienenpersonennahverkehr für das Jahr 2018. Viel befahrene Streckenabschnitte sind in dieser Abbildung mit 52,6-69,4 Tsd. und 35,8-52,6 Tsd. Zügen Strecken um Wuppertal, südlich von Dortmund, südlich von Bielefeld und vereinzelt um Dortmund und Düsseldorf. Weniger stark befahrene Strecken weisen Fahrleistungen von 19,7-35,8 Tsd., 6,6-19,7 Tsd. und <6,6 Tsd. Zügen auf. Die viel befahrenen Strecken der Dieselzüge liegen im Vergleich mit jenen des gesamten Schienenpersonennahverkehr (siehe Abbildung 5.12) eher außerhalb der Städte. Bei Vergleich mit den elektrifizierten und nicht elektrifizierten Strecken (vgl. Abbildung 3.6, S.37) fällt zudem auf, dass die von Dieselzügen viel befahrenen Strecken in Abbildung 5.13 oft nur teilweise nicht elektrifiziert sind. Der Grund ist, dass bei teilweise nicht elektrifizierten Strecken, auf welchen eine Zuglinie verkehrt, dieselbetriebene Züge eingesetzt werden, welche im Dieselbetrieb auf der ganzen Strecke fahren. Diese beinhaltet auch die elektrifizierten Streckenabschnitte. Bei Vergleich der Legenden von Abbildung 5.12 und Abbildung 5.13 fällt auf, dass viel befahrene Streckenabschnitte der Dieselzüge mit 52,6-69,4 Tsd. beim gesamten Schienenpersonennahverkehr eher bei den mittelstark befahrenen Streckenabschnitten mit 30-60 Tsd. Zügen einzuordnen sind.

Abbildung 5.14 zeigt die Verkehrsleistung des dieselbetriebenen Schienenpersonennahverkehr. Die räumliche Verteilung der Verkehrsleistung weicht von jener der Fahrleistung des dieselbetriebenen Schienenpersonennahverkehr (vgl. Abbildung 5.13) leicht ab. Die identifizierte viel befahrene Strecke süd-

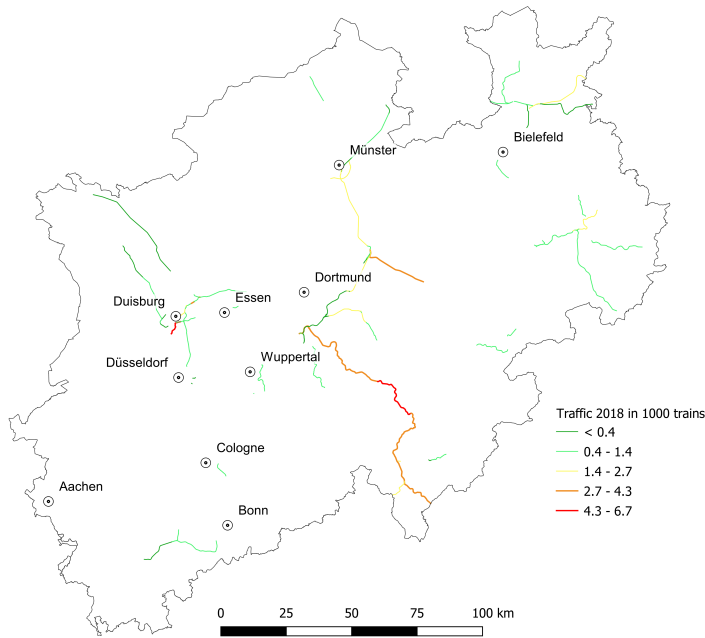


Abb. 5.11.: Fahrleistung vom dieselbetriebenen Schienengüterverkehr in NRW in 2018.

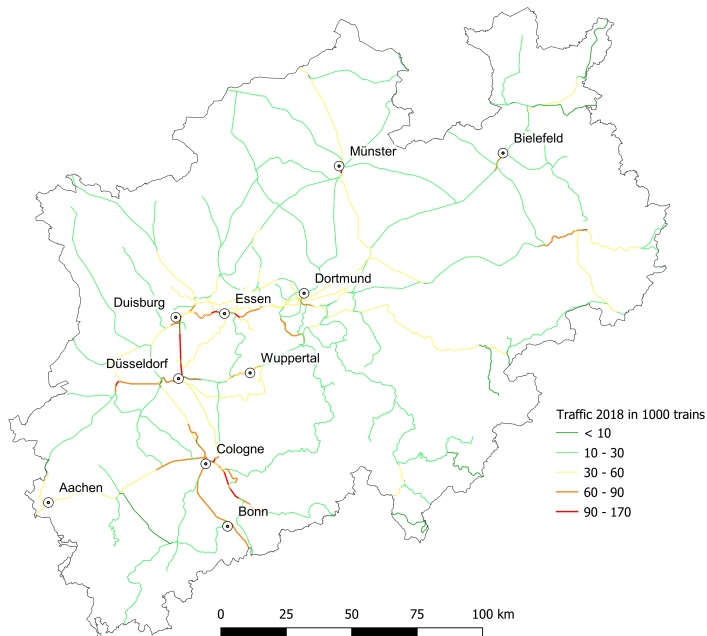


Abb. 5.12.: Fahrleistung vom Schienenpersonennahverkehr in NRW in 2018.

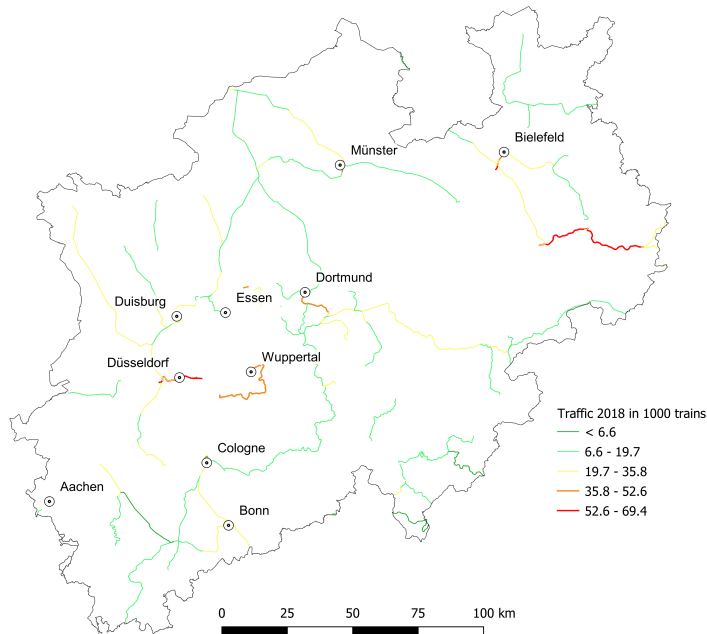


Abb. 5.13.: Fahrleistung vom dieselbetriebenen Schienenpersonennahverkehr in NRW in 2018.

lich von Bielefeld weist auch hohe Verkehrsleistungen im Bereich von 3-5 Mio. Personen auf. Das gleiche gilt für die Streckenabschnitte mit hohen Fahrleistungen in Düsseldorf, um Wuppertal und südlich anschließend an Dortmund. Neben diesen weisen zusätzliche Strecken hohe Verkehrsleistungen auf, welche keine hohen Fahrleistungen aufweisen. Hierzu gehören die Streckenabschnitte östlich von Aachen, süd-westlich von Düsseldorf, süd-östlich und südlich von Dortmund (vgl. Abbildung 5.14). Die im Vergleich zur Fahrleistung höheren Werte bei der Verkehrsleistung kommen durch überdurchschnittlich hohe Sitzplätze pro Zuglinie zustande.

Ergänzend zu den erläuterten Abbildungen des Schienenpersonennahverkehrs, sind im Anhang die Verkehrsleistung 2018 des gesamten Schienenpersonennahverkehr in Abbildung A.13 (S.314) und der Kraftstoffverbrauch des dieselbetriebenen Schienenpersonennahverkehr 2018 in Abbildung A.14 (S.315) aufgeführt.

Abbildung 5.15 zeigt die Fahrleistung vom Schienenpersonenfernverkehr. Der Schienenpersonenfernverkehr ist in NRW vollständig elektrifiziert. Viel befahrene Strecken sind mit 61,3-90,2 Tsd. und 35-61,3 Tsd. Zügen die Strecken östlich von Bonn, zwischen Köln, Düsseldorf, Duisburg und Dortmund, und der Abschnitt zwischen Essen und Dortmund. Mittelstark befahren sind mit 16,1-35 Tsd. Zügen die Abschnitte nördlich von Duisburg, südlich von Dortmund und die direkte Verbindung zwischen Köln und Bonn. Die weniger befahrenen Strecken weisen Fahrleistungen von 3,7-16,1 Tsd. und <3,7 Tsd. Züge auf. Der Schienenpersonenfernverkehr besteht aus ICE und IC Zügen. Die Fahrleistungen von ICE- und IC-Zügen sind differenziert im Anhang in Abbildung A.15 (S.315) und Abbildung A.16 (S.316) aufgeführt. Bei Vergleich dieser Abbildungen mit Abbildung 5.15 ist zu erkennen, dass Züge vom Typ ICE einen leicht höheren Anteil an den Fahrleistungen vom gesamten Schienenpersonenfernverkehr haben. Die am stärksten von Zügen des Typs ICE befahrenen Strecken liegen östlich von Bonn bis Köln, Köln bis Düsseldorf, Düsseldorf bis Duisburg und Duisburg bis Dortmund, während die am stärksten von Zügen des Typs IC befahrenen Strecken jene zwischen Köln und Düsseldorf sowie Düsseldorf und Duisburg sind. Die am stärksten befahrenen Strecken von Zügen des Typs ICE weisen Fahrleistungen im Bereich 39,4-57,3 Tsd. Zügen auf, während jene

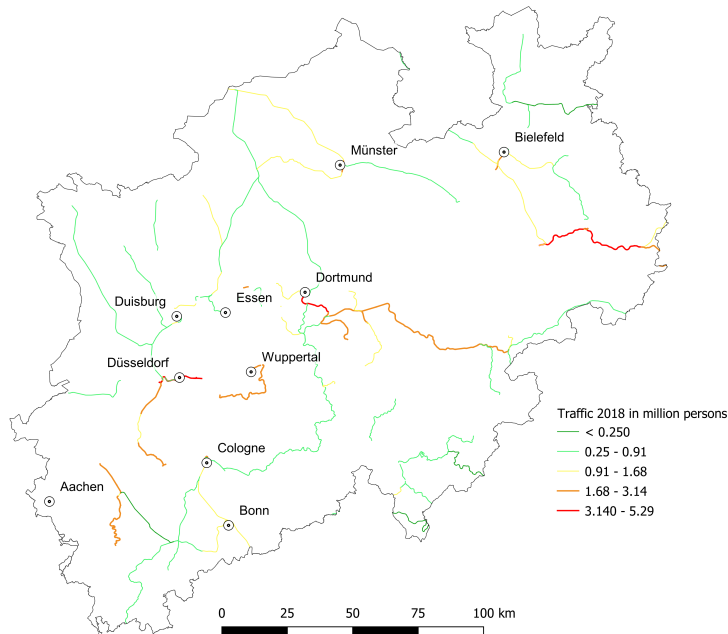


Abb. 5.14.: Verkehrsleistung vom dieselbetriebenen Schienenpersonennahverkehr in NRW in 2018.

von Zügen des Typs IC Fahrleistungen im Bereich 28,1-39,1 Tsd. Zügen aufweisen (vgl. Anhang Abbildung A.15, S.315 und Abbildung A.16, S.316). Ergänzend zu den erläuterten Abbildungen des Schienenpersonenfernverkehrs sind im Anhang die Verkehrsleistungen 2018 des Schienenpersonennahverkehrs in Abbildung A.17 (S.316), von Zügen des Typs ICE in Abbildung A.18 (S.317) und von Zügen des Typs IC in Abbildung A.19 (S.317) aufgeführt.

Abbildung 5.16 zeigt die berechnete Fahrleistung der U-Bahnen und Straßenbahnen im Jahr 2018. Vereinzelte Streckenabschnitte in Bonn, Köln, Düsseldorf, Essen und Dortmund weisen hohe Fahrleistungen um Bereich 176-277 Tsd. und 277-537 Tsd. Zügen auf. Mittelstark befahren sind Streckenabschnitte in und um Bonn, Köln, Düsseldorf und vereinzelt in und um Essen mit Fahrleistungen von 106-176 Tsd. Zügen. Weniger befahren sind Streckenabschnitte mit Fahrleistungen von 45-106 Tsd. und <45 Tsd. Zügen pro Jahr. Diese weniger befahrenen Streckenabschnitte befinden sich nord-westlich von Düsseldorf, in Duisburg, zwischen Duisburg und Essen, um Dortmund und um Bielefeld.

Ergänzend zur Fahrleistung der U-Bahnen und Straßenbahnen in Abbildung 5.16 ist im Anhang die Verkehrsleistung in Abbildung A.20 (S.318) aufgeführt.

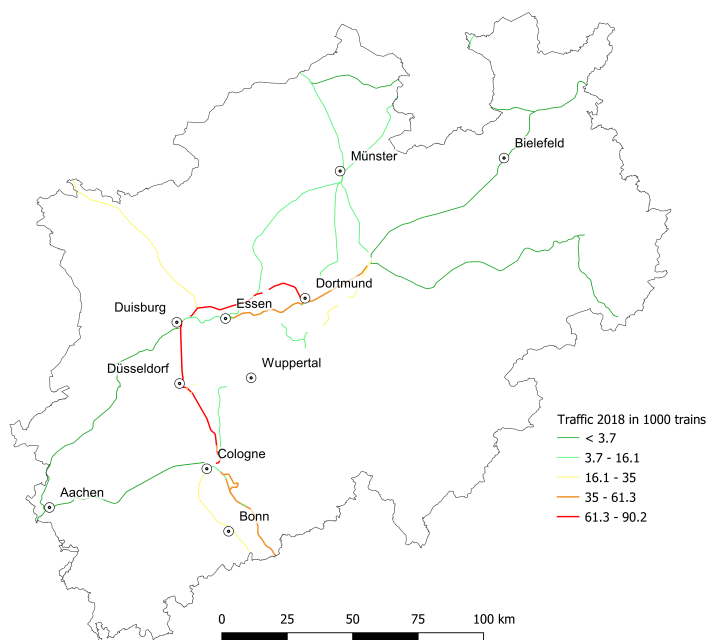


Abb. 5.15.: Fahrleistung vom Schienenpersonenfernverkehr in NRW in 2018.

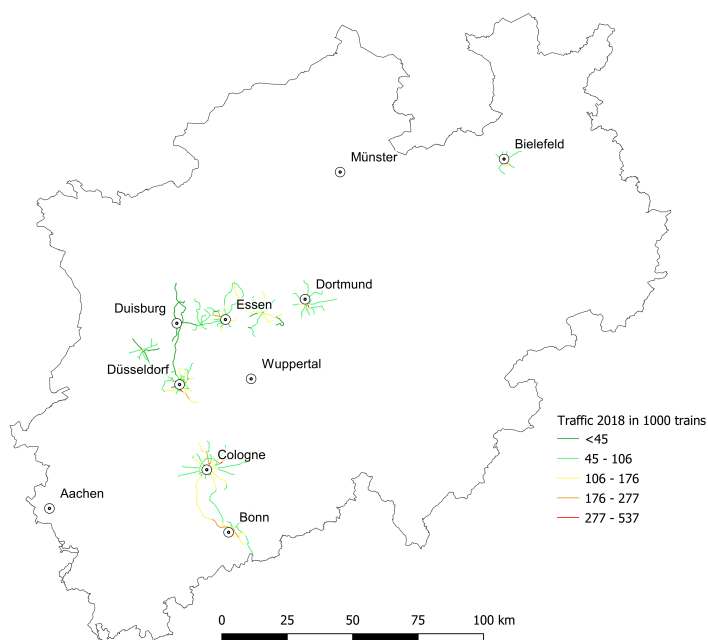


Abb. 5.16.: Fahrleistung von U-Bahnen, Stadtbahnen und Straßenbahnen in NRW in 2018.

5.1.4. Flugverkehr

Abbildung 5.17 zeigt die berechnete Fahrleistung des gewerblichen (*commercial*) und nicht gewerblichen (*non-commercial*) Flugverkehrs 2018 in *Landing and Take Off* Zyklen. Für die Hauptflughäfen Köln/Bonn, Düsseldorf, Paderborn/Lippstadt, Dortmund, Niederrhein und Münster/Osnabrück ist der gewerbliche Flugverkehr in internationale Flüge und nationale Flüge unterteilt. Die Flüge der Hauptflughäfen wurden über die Flugpläne der jeweiligen Flughäfen ermittelt und als Linienquelle modelliert, während die Flüge der anderen sonstigen Flughäfen über Statistiken des Statistischen Bundesamtes ermittelt und als Punktquelle modelliert wurden. Die modellierten Flugrouten der Hauptflughäfen sind in Abbildung 5.17 gräulich dargestellt. Die *Landing and Take Off* Zyklus-Werte der als Linien modellierten Hauptflughäfen wurden für die Darstellung der *Landing and Take Off* Zyklus-Werte in Abbildung 5.17 zu Punktquellen aggregiert, um eine Vergleichbarkeit mit den anderen Flughäfen zu ermöglichen. Der Flughafen mit den meisten Starts ist Düsseldorf mit 109 Tsd. *Landing and Take Off* Zyklen. Danach folgen die Flughäfen Köln/Bonn, Bonn/Hangelar und Münster/Osnabrück mit 24-72 Tsd. *Landing and Take Off* Zyklen. Im mittleren Segment befinden sich die Flughäfen Stadtlohn-Wenningfeld, Schwarze Heide/Dinslaken, Paderborn/Lippstadt, Dortmund, Mönchengladbach und Aachen-Merzbrück mit 14-24 Tsd. *Landing and Take Off* Zyklen. Die verbleibenden Flughäfen weisen *Landing and Take Off* Zyklus-Werte im Bereich < 6 Tsd. und 6-14 Tsd. auf. Die Hauptflughäfen werden hauptsächlich für kommerzielle Flüge genutzt. Den größten Anteil haben Düsseldorf und Köln/Bonn mit 95-100 % kommerziellen Flügen, wobei circa 75 % der Flüge international und 25 % national sind. Für die verbleibenden Hauptflughäfen variiert der Anteil an nicht gewerblichen Flügen von 25 % in Dortmund bis 57 % in Münster/Osnabrück, wobei der Anteil von internationalen Flügen am gewerblichen Flugverkehr zwischen circa 95 % am Flughafen Niederrhein und circa 20 % in Paderborn/Lippstadt variiert. Auch bei den verbleibenden Flughäfen mit einer hohen Anzahl an Starts ist das Verhältnis von gewerblichem zu nicht-gewerblichem Flugverkehr vom jeweiligen Flughafen abhängig. Einen geringen Anteil an gewerblichen Flügen weist der Flughafen Münster-Telgte mit circa 12 % auf, während der Flughafen Mönchengladbach mit circa 80 % gewerblichen Flügen einen recht hohen Anteil hat.

Abbildung 5.18 zeigt die aggregierten Anteile unterschiedlicher Flugzeugtypen am gewerblichen internationalen und nationalen Flugverkehr 2018 an den Hauptflughäfen (vgl. *international/national*, blauer Anteil in Abbildung 5.17). Im Modell liegen diese Verhältnisse differenziert für jeden Flughafen vor. Abbildung 5.18 zeigt, dass mit 46 % der Flugzeugtyp Airbus 320 den größten Anteil der Starts beim internationalen Flugverkehr hat. Es folgen Boeing 738 mit 19 % und die Flugzeugtypen Airbus 319, Boeing 737 und DH8 mit 8 %, 8 % und 7 %. Bei den nationalen Flügen weist erneut der Flugzeugtyp Airbus 320 mit 49 % den höchsten Anteil der Starts auf. Danach folgen die Typen Airbus 319 und CRJ mit 27 % und 14 %.

Abbildung 5.19 illustriert die Anteile unterschiedlicher Flugzeugklassen am gewerblichen Flugverkehr 2018 an den sonstigen Flughäfen (vgl. *commercial*, orangener Anteil in Abbildung 5.17). Zum größten Teil werden im gewerblichen Flugverkehr an den sonstigen Flughäfen Flugzeuge bis zu 2 t eingesetzt. Vereinzelt weisen die Flughäfen größere Anteile an Helikoptern bei den Starts auf. Eine Ausnahme bildet der Flughafen östlich von Bielefeld, wo Flugzeuge der Klasse 2-5,7 t einen Anteil von circa 40 % an den Starts aufweisen. Auch beim Vergleich mit der Anzahl der Starts in Abbildung 5.17 fällt auf, dass die sonstigen Flughäfen mit hohen *Landing and Take Off* Zyklen (vgl. Aachen-Merzbrück, Mönchengladbach und Essen/Mühlheim in Abbildung 5.17) zum größten Teil Starts von Flugzeugen der Klasse bis 2 t aufweisen (vgl. Abbildung 5.19).

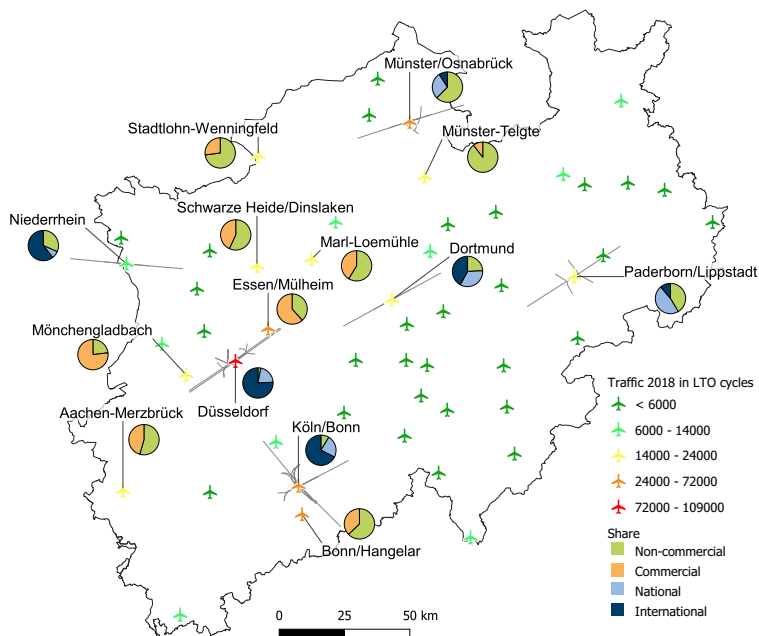


Abb. 5.17.: Landing and Take Off Zyklus (LTO)-Werte des gewerblichen und nicht gewerblichen Flugverkehrs 2018.

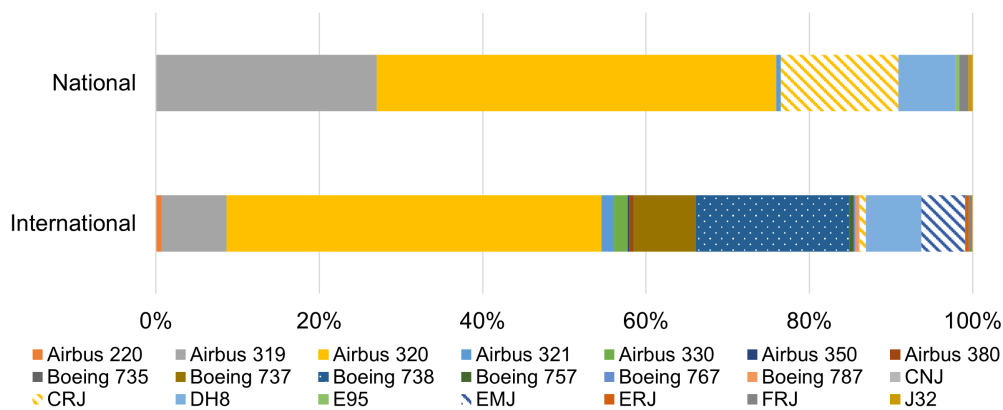


Abb. 5.18.: Anteil unterschiedlicher Flugzeugtypen am gewerblichen internationalen und nationalen Flugverkehr 2018 an den Hauptflughäfen Köln/Bonn, Düsseldorf, Paderborn/Lippstadt, Dortmund, Niederrhein und Münster/Osnabrück.

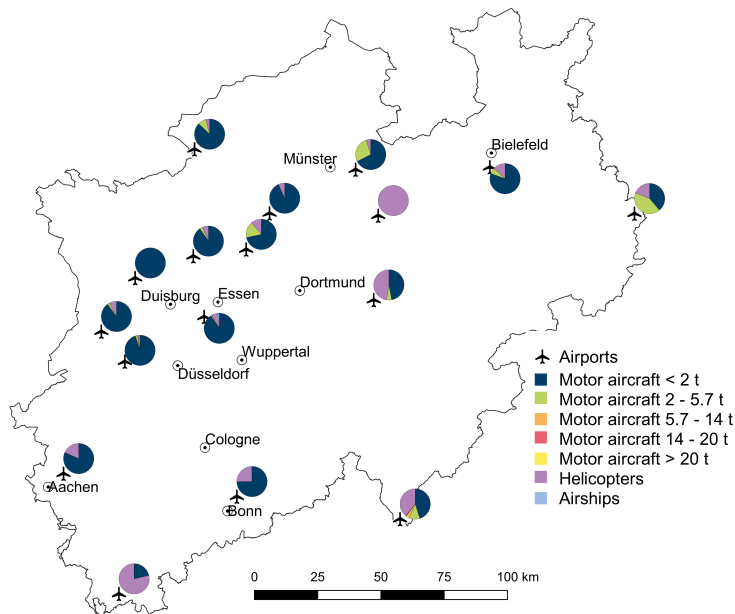


Abb. 5.19.: Anteil von unterschiedlichem Flugzeugtypen am gewerblichen Flugverkehr 2018 an den sonstigen Flughäfen.

Abbildung 5.20 zeigt die Anteile unterschiedlicher Flugzeugklassen am nicht-gewerblichen Flugverkehr 2018 an den sonstigen Flughäfen und den Hauptflughäfen (vgl. *non-commercial*, grüner Anteil in Abbildung 5.17). An vielen Flughäfen wird ein großer Teil der Starts mit Segelflugzeugen (*Gliders*), Motorsegelflugzeugen (*Motorgliders*) und Ultraleichtflugzeugen (*Ultralight aircraft*) durchgeführt. Flughäfen mit hohen *Landing and Take Off* Zyklus-Zahlen und hohem Anteil am nicht gewerblichem Flugverkehr in Abbildung 5.17 waren Bonn/Hangelar, Essen/Mühlheim und Münster/Osnabrück. In Bonn/Hangelar besteht der nicht gewerbliche Flugverkehr zu 50 % aus Flugzeugen der Startgewichtsklasse < 2 t, circa 25 % Ultraleichtflugzeugen und circa 25 % Segelflugzeugen (vgl. Abbildung 5.20). In Essen/Mühlheim starten neben 65 % Flugzeugen der Startgewichtsklasse < 2 t, 25 % Segelflugzeuge und 10 % Motorsegelflugzeuge. Auch am Flughafen Münster/Osnabrück machen Flugzeugen der Startgewichtsklasse < 2 t circa 55 % der Starts aus. Die verbleibenden Starts setzten sich aus 15 % Flugzeugen der Startgewichtsklasse 2-5,7 t und 30 % Flugzeugen der Startgewichtsklasse >5,7 t, Ultraleichtflugzeugen und Helikoptern zusammen. Als Flughäfen mit mittelhohen *Landing and Take Off* Zyklus-Zahlen wurden in Abbildung 5.17 die Flughäfen Stadtlohn-Wenningfeld, Schwarze Heide/Dislaken, Paderborn/Lippstadt, Dortmund, Mönchengladbach und Aachen-Merzbrück identifiziert. Auch bei diesen Flughäfen wird ein großer Anteil der Starts durch Flugzeuge der Startgewichtsklasse < 2 t verursacht. Ausnahmen bilden hier Stadtlohn-Wenningfeld im Norden mit circa 35 % Ultraleichtflugzeugen, Essen-Mühlheim mit 25 % Segelflugzeugen und 10 % Motorseglern, und Aachen Merzbrück mit 25 % Ultraleichtflugzeugen, Segelflugzeugen und Motorsegelflugzeugen (vgl. Abbildung 5.17 und Abbildung 5.20). Die Klassen Ultraleichtflugzeuge, Segelflugzeuge und Motorsegelflugzeuge wurden bei der Berechnung der Emissionen vernachlässigt (vgl. Unterabschnitt 4.5.2, S.123). Neben diesen drei Klassen sind, wie beim gewerblichen Flugverkehr an den sonstigen Flughäfen, dargestellt in Abbildung 5.19, ein großer Anteil der Starts der verbleibenden, noch nicht erläuterten, Flughäfen, Flüge mit Flugzeugen der Klasse bis zu 2 t sowie Helikopter. Bei den beiden hoch frequentierten Hauptflughäfen Düsseldorf und Köln/Bonn sind ein großer Anteil

der nicht gewerblichen Flüge auch Flüge mit Flugzeugen der Größenklasse 2-5,7 t (Düsseldorf) und Helikoptern (75 % in Köln/Bonn), wobei der Anteil des nicht gewerblichen Flugverkehrs an diesen beiden Flughäfen insgesamt vernachlässigbar ist (vgl. Abbildung 5.17, S.146).

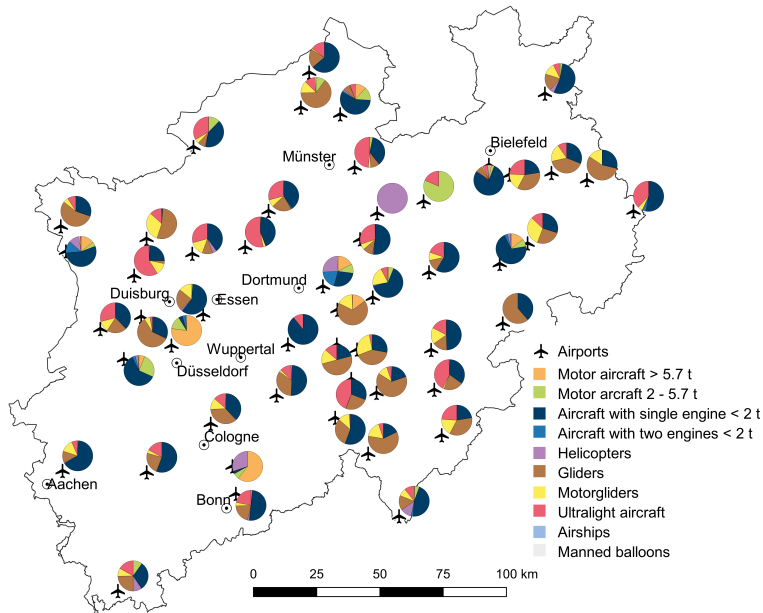


Abb. 5.20.: Anteil von unterschiedlichen Flugzeugtypen am nicht gewerblichen Flugverkehr 2018 an den sonstigen Flughäfen und den Hauptflughäfen.

5.2. Aktuelle Emissionen 2018

Zur Darstellung der aktuellen Emissionen wurden die Bilanzräume Kreise, Gemeinden, Stadtgebiete und ein 1 km² Netz berechnet (vgl. Abschnitt 4.6, S.128). Neben diesen stehen die Emissionen auch hochaufgelöst für das jeweilige Transportnetz zur Verfügung. Dargestellt und erläutert werden in diesem Kapitel hauptsächlich die Stadtgebiete. Das 1 km² Netz und die Netz-Emissionen des jeweiligen Transportnetzes werden teilweise wenn notwendig aufgeführt. Die Notwendigkeit der Bilanzierung von Stadtgebieten statt kommunalen Gliederungsebenen wie Gemeinden wird in Unterabschnitt 5.2.5 im Detail erläutert. Deshalb werden bei den Analysen der einzelnen Sektoren Straßenverkehr, Binnenschifffahrt, Schienenverkehr und Flugverkehr die für Gemeinden bilanzierten Emissionen nicht diskutiert. Die Emissionen der Gemeinden sind aber vollständig im Anhang aufgeführt. Auf diese wird in den einzelnen Unterkapiteln verwiesen.

5.2.1. Straßenverkehr

Abbildung 5.21 zeigt die berechneten NO_x-Emissionen des Straßenverkehrs 2018 in den Stadtgebieten. Die Stadtgebiete mit den höchsten Emissionen im Bereich 25,6-29,9 t/(km²a) sind Duisburg, Oberhausen, Essen, Gelsenkirchen, Herne, Bochum, Wuppertal und Leverkusen. Hohe NO_x-Emissionen weisen auch unter anderem die Städte Aachen und Bonn mit 21-25,6 t/(km²a) auf. Düsseldorf und Köln hingegen weisen mit 14,7-21 t/(km²a) eine mittlere spezifische NO_x-Belastung auf. Es folgen Stadtgebiete im Bereich 10,7-14,7 t/(km²a), wie beispielsweise Münster und Bielefeld.

Stadtgebiete außerhalb der Ballungsräume Ruhr- und Rheingebiet weisen größtenteils niedrigere Emissionen im Bereich unter $10,7 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ auf. PKW (*passenger cars*) verursachen circa 50-55 % der NO_x -Emissionen in den stark belasteten Stadtgebieten. Leichte Nutzfahrzeuge (*light duty vehicles*) sind für circa 10-15 % der NO_x -Emissionen verantwortlich. Der schwere Nutzverkehr, bestehend aus LKW (*rigid trucks*, *trailer trucks*) und Sattelzugmaschinen (*articulated trucks*), verursacht um die 25-30 % der NO_x -Emissionen, wobei der größte Teil durch die Sattelzugmaschinen und die LKW ohne Anhänger (*rigid trucks*) verursacht wird. Der Grund ist, dass LKW mit Anhänger hauptsächlich auf den Autobahnen fahren, während LKW ohne Anhänger auch hohe Fahrleistungen in den Ballungsräumen aufweisen (vgl. Abbildung 5.6, S.135 und Abbildung 5.5, S.135). Sattelzugmaschinen fahren auch größtenteils auf den Autobahnen, weisen aber wesentlich höhere Fahrleistungen als LKW insgesamt auf (vgl. Abbildung 5.7, S.137). Diese Anteile variieren stark je nach Stadtgebiet. Busse verursachen mit um die 5 % einen eher kleinen Teil der NO_x -Emissionen, was durch den kleinen Anteil an den Fahrleistungen begründet ist (vgl. Abbildung 5.4, S.134). Ein Vergleich der Emissionen auf Straßenebene ist an dieser Stelle, wie bereits bei den Fahrleistungen, aufgrund der hohen Straßendichte nicht möglich (vgl. Unterabschnitt 3.2.1, S.25). Stattdessen wird die Bilanzenebene des $1 \text{ km} \cdot 1 \text{ km}$ Netzes verwendet. In Abbildung 5.22 sind die berechneten NO_x -Emissionen des Straßenverkehrs in NRW in 2018 bilanziert für ein $1 \text{ km} \cdot 1 \text{ km}$ Netz dargestellt. Hohe Emissionen treten hauptsächlich auf den Autobahnen und in den Stadtgebieten auf und bestätigen damit die Wahl der Stadtgebiete als geeignete Bilanzierungsebene. Im Ruhrgebiet um Duisburg und Essen und auch in Aachen werden die NO_x -Emissionen auch abseits der Autobahnen verursacht, während die Emissionen in Düsseldorf, Köln, Bonn und Wuppertal eher auf den Autobahnen verursacht werden. Auch bei den in Abbildung 5.21 weniger belasteten Stadtgebieten von Münster und Bielefeld werden die Emissionen, dargestellt in Abbildung 5.22, hauptsächlich auf den Autobahnen verursacht. Die Stadtgebiete mit besonders hohen Emissionen sind auch jene, welche besonders hohe Fahrleistungen von PKW und leichten Nutzfahrzeugen aufweisen (vgl. Abbildung 5.2, S.133 und Abbildung 5.3, S.134). Wie bereits erwähnt, erbringen die Sattelzugmaschinen hingegen den größten Anteil ihrer Fahrleistungen auf den Autobahnen.

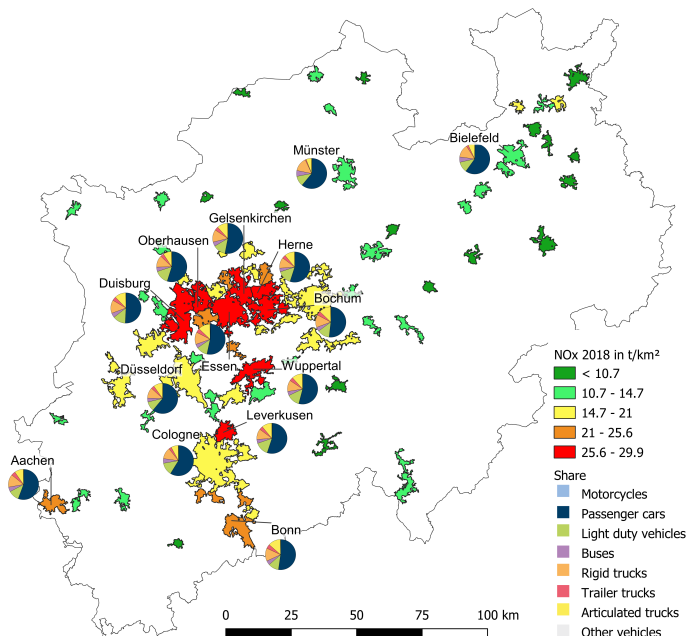


Abb. 5.21.: NO_x -Emissionen des Straßenverkehrs in den Stadtgebieten in NRW in 2018.

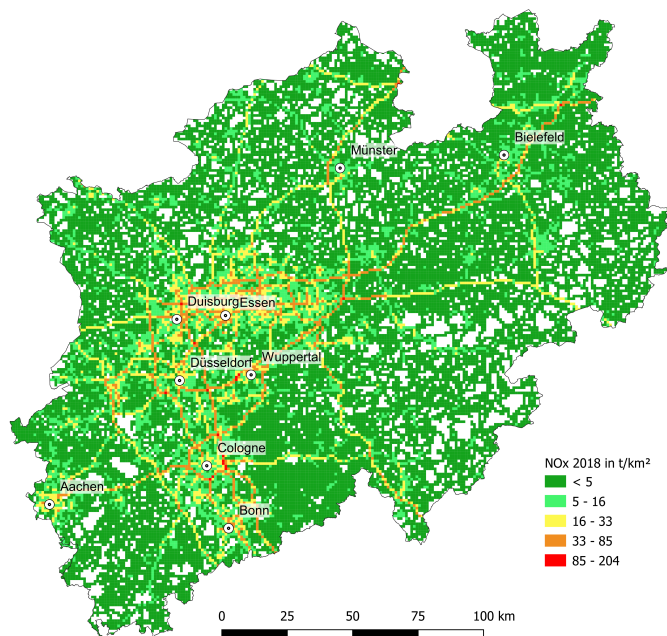


Abb. 5.22.: NO_x-Emissionen des Straßenverkehrs in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.

Abbildung 5.23 und Abbildung 5.24 zeigen die berechneten PM_{2.5}- und PM₁₀-Emissionen des Straßenverkehrs in den Stadtgebieten in NRW in 2018. Wie Abbildung 5.23 zeigt, sind mit 900-1.100 kg/(km²a) die Stadtgebiete Wuppertal, Bochum, Herne, Gelsenkirchen, Oberhausen, Essen und Duisburg die am stärksten mit PM_{2.5}-Emissionen belasteten Stadtgebiete. Es folgen mit 700-900 kg/(km²a) die Stadtgebiete von beispielsweise Aachen, Bonn und Leverkusen. Köln und Düsseldorf weisen spezifische mittelhohe Emissionen von 500-700 kg/(km²a) auf, während Städte wie Bielefeld und Münster mit 400-500 kg/(km²a) vergleichsweise niedrige PM_{2.5}-Emissionen aufweisen. Stadtgebiete außerhalb der Ballungsräume weisen größtenteils niedrigere Emissionen im Bereich unter 400 kg/(km²a) auf. Die Anteile der unterschiedlichen Fahrzeugklassen sind, wie die räumliche Verteilung der Emissionen, ähnlich wie bei der Analyse der NO_x-Emissionen (vgl. Abbildung 5.21). PKW sind für circa 50-55 % der PM_{2.5}-Emissionen verantwortlich, während der schwere Nutzerverkehr, Busse und der leichte Nutzverkehr 25-30 %, 5 % und 10-15 % der PM_{2.5}-Emissionen verursachen (vgl. Abbildung 5.23). Auffällig ist der Anteil der Krafträder (*motorcycles*), welche 7-10 % von den PM_{2.5}-Emissionen in den Stadtgebieten verursachen, während der Anteil bei den NO_x-Emissionen vernachlässigbar klein ist. Die Ursache sind die Fahrleistungen von Krafträdern in Stadtgebieten (vgl. Abbildung 5.1) und die relativ hohen Emissionsfaktoren von bestimmten Unterklassen der Krafträdern, welche in einer tieferen Analyse später noch im Detail erläutert werden. Die räumliche Verteilung der PM_{2.5}- und der PM₁₀-Emissionen und die Anteile der unterschiedlichen Fahrzeugklassen sind sehr ähnlich (vgl. Abbildung 5.23 und Abbildung 5.24), wobei bei den PM₁₀-Emissionen der Anteil, welcher von Krafträdern verursacht wird, kleiner ist. Der Grund ist, dass diese Emissionen größtenteils verbrennungsbedingt sind. Während bei den Abriebsemissionen nur ein Teil der PM₁₀-Emissionen auch PM_{2.5}-Emissionen sind, sind bei den verbrennungsbedingten PM-Emissionen 100 % der PM₁₀-Emissionen auch PM_{2.5}-Emissionen. Die Verteilung der Emissionen auf einem 1 km · 1 km Netz ähnelt bei den PM₁₀- und PM_{2.5}-Emissionen jener der NO_x-Emissionen (vgl. Abbildung 5.22), weshalb diese Abbildungen an dieser Stelle nicht aufgeführt werden. Die PM₁₀- und PM_{2.5}-Emissionen des Straßenverkehrs in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz sind aber vollständig im Anhang A.4 in Abbildung A.24 (S.320) und Abbildung A.25 (S.320) aufgeführt.

Die Emissionen der Stadtgebiete mit der höchsten spezifischen Schadstoffbelastung wurden in der folgenden Analyse hinsichtlich der Verursachung der Emissionen durch Fahrzeugklassen, Kraftstoffarten und Abrieb untersucht. Die untersuchten Stadtgebiete umfassen entsprechend Leverkusen, Bonn, Brühl, Duisburg, Wuppertal, Oberhausen, Bochum, Gelsenkirchen, Essen und Herne. Die Abweichungen der Anteile der unterschiedlichen Klassen weichen beim Vergleich der Stadtgebiete um circa maximal 5 % ab, weswegen im folgenden nur die Ergebnisse für Oberhausen diskutiert werden. Die vollständigen Ergebnisse der Analysen der 10 Stadtgebiete sind im Anhang in Abschnitt A.4 in den Abbildungen Abbildung A.26, Abbildung A.27 und Abbildung A.28 auf den Seiten 321 bis 323 abgebildet.

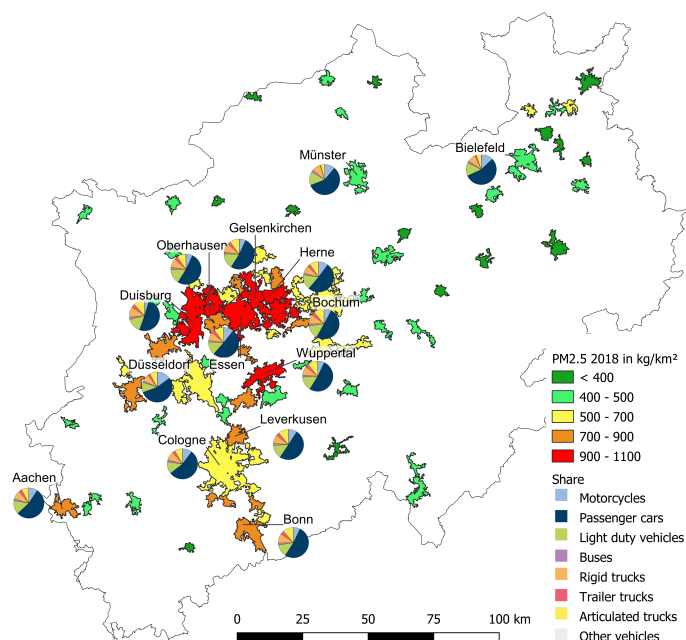


Abb. 5.23.: PM2.5-Emissionen des Straßenverkehrs in den Stadtgebieten in NRW in 2018.

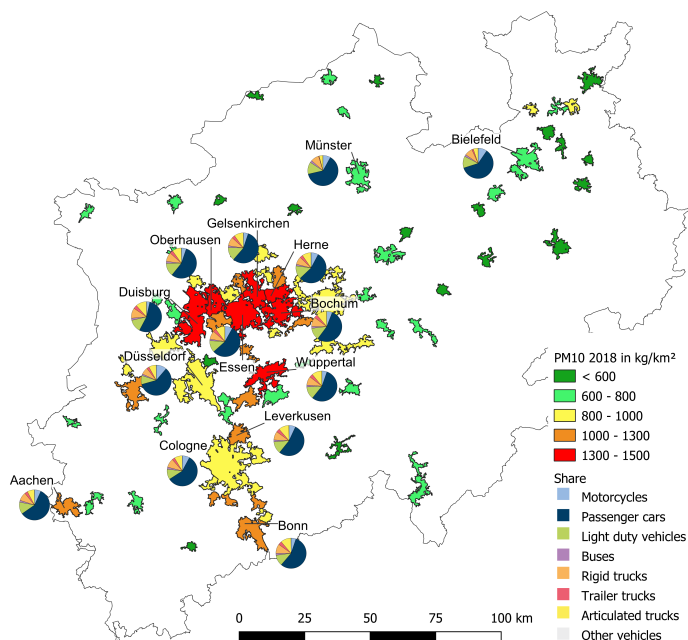


Abb. 5.24.: PM10-Emissionen des Straßenverkehrs in den Stadtgebieten in NRW in 2018.

Abbildung 5.25 zeigt die repräsentativen Fahrleistungen sowie die NO_x -, PM_{10} - und $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen des Straßenverkehrs im Stadtgebiet von Oberhausen in 2018 (a) differenziert nach Fahrzeugklasse und Energieträger und (b) differenziert nach Fahrzeugklasse und verbrennungsbedingten Emissionen sowie Emissionen durch Abrieb. Wie Abbildung 5.25a zeigt, verursachen Krafträder 2 % der Fahrleistung in Oberhausen, wobei die eine Hälfte durch 2-Takt-Krafträder und die andere Hälfte durch 4-Takt-Krafträder verursacht wird. Der Anteil an NO_x -Emissionen, welcher durch Krafträder verursacht wird, ist vernachlässigbar gering. Bei den PM-Emissionen hingegen ist der Anteil von Krafträdern, insbesondere unter Berücksichtigung der geringen Fahrleistung, vergleichsweise hoch. Während 4-Takt-Krafträder circa 1 % der $\text{PM}_{2.5}$ - und PM_{10} -Emissionen emittieren, verursachen 2-Takt-Krafträder circa 6 % und 5 % der gesamten $\text{PM}_{2.5}$ - bzw. PM_{10} -Emissionen. Die hohen Emissionen entstehen, da Grenzwerte für die PM-Emissionen von Kleinkrafträdern⁶ erstmalig ab 2020 (neue Fzg.-typen) bzw. 2021 (alle Fahrzeuge) gelten (vgl. Unterabschnitt 2.3.3, S.13). Für alle anderen Krafträder hingegen gelten schon seit 2016/2017 Grenzwerte für PM-Emissionen. Bei den NO_x -Emissionen verursachen dieseltreibende PKW mit 45 % einen großen Teil der Emissionen, während benzinbetriebene PKW nur 9 % verursachen (vgl. Abbildung 5.25a). Fahrleistungen von PKW werden zu 47 % von Dieselfahrzeugen und entsprechend zu 53 % von Benzinfahrzeugen verursacht. Dies entspricht 38 % und 42 % der gesamten Verkehrsleistung in Oberhausen. Auch bei den $\text{PM}_{2.5}$ - und PM_{10} -Emissionen verursachen die dieseltreibenden PKW mit jeweils 31 % mehr als die benzinbetriebenen PKW mit 20 % und 24 % der jeweils gesamten Emissionen. Vernachlässigbar sind die Anteile von sonstigen Fahrzeugen mit unter 0,5 % sowie sonstigen alternativen Kraftstoffen wie CNG und LNG und alternativen Antriebskonzepten wie batterie-elektrischen und brennstoffzellen-elektrischen Fahrzeugen mit circa 1 % bei Fahrleistungen und Emissionen. Des Weiteren verursachen auch die leichten Nutzfahrzeuge mit Anteilen von 8 %, 13 % und 15 % bei PM_{10} -, $\text{PM}_{2.5}$ - und NO_x -Emissionen bei gleichzeitigem Anteil von 15 % an der Gesamtfahrleistung einen wesentlichen Anteil an den städtischen Emissionen in Oberhausen, wobei die durch benzinbetriebene leichte Nutzfahrzeuge verursachten Emissionen durch die geringe Fahrleistung dieser Fahrzeuge vernachlässigbar klein sind. Busse und schwere Nutzfahrzeuge verursachen bei vergleichsweise geringer Fahrleistung einen relativ hohen Anteil der Emissionen. So verursachen Sattelzüge beispielsweise bei 3 % der Gesamtfahrleistung in Oberhausen 10 % der PM_{10} -, 10 % der $\text{PM}_{2.5}$ - und 9 % der NO_x -Emissionen. Auch Busse verursachen mit 5 % der NO_x -Emissionen einen relativ großen Anteil der Gesamtemissionen im Vergleich zum Fahrleistungsanteil von 1 %. Busse verursachen circa 2 % der PM-Emissionen. Bei den LKW verursachen die LKW ohne Anhänger mit 10 % der PM- und 12 % der NO_x -Emissionen bei 3 % Fahrleistungsanteil einen größeren Anteil der Schadstoffe als LKW mit Anhänger, welche 1 % der Fahrleistung, jeweils 3 % der PM-Emissionen und 4 % der NO_x -Emissionen verursachen. Dies ist, wie bereits bei Analyse der Emissionen in den Stadtgebieten erläutert, durch die erhöhten Fahrleistungen von LKW ohne Anhänger in Stadtgebieten begründet (vgl. Abbildung 5.5, S.135 und Abbildung 5.6, S.135).

Wie aus Abbildung 5.25b hervorgeht, werden 62 % und 46 % der PM_{10} - und $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen durch Abrieb von Bremsen, Straße und Reifen verursacht. Literaturbasiert wurden die PM-Verbrennungsemissionen in dieser Arbeit zu 100 % als $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen angenommen, während nur ein Teil der PM-Abriebsemissionen auch zu den $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen zählt, wodurch der höhere Anteil bei den $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen entsteht (vgl. Unterabschnitt 4.2.2, S.94 und Unterabschnitt 3.2.3 S.27). Während bei PKW und Sattelzugmaschinen der größte Anteil der PM-Emissionen durch Abrieb entsteht, entsteht bei leichten Nutzfahrzeugen ein größerer Anteil durch Verbrennung. Bei Bussen und LKW mit Anhänger ist das Verhältnis ausgeglichen. Bei LKW ohne Anhänger hingegen entsteht ein größerer Anteil der PM_{10} -Emissionen durch Abrieb, während die $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen hauptsächlich durch Verbrennung entstehen. Die Abriebsemissionen hängen neben einem Faktor pro Fahrzeugkategorie von Fahrzeuggeschwindigkeit, Fahrzeugmasse und Achsenanzahl ab (vgl. Unterabschnitt 4.2.2, S.94 und Unterabschnitt 3.2.3 S.27). Die hohen Anteile an Abriebsemissionen bei Sattelzügen sind durch die hohe Fahrzeugmasse und wahrscheinlich vergleichsweise moderaten

⁶Definition Fußzeile S.16.

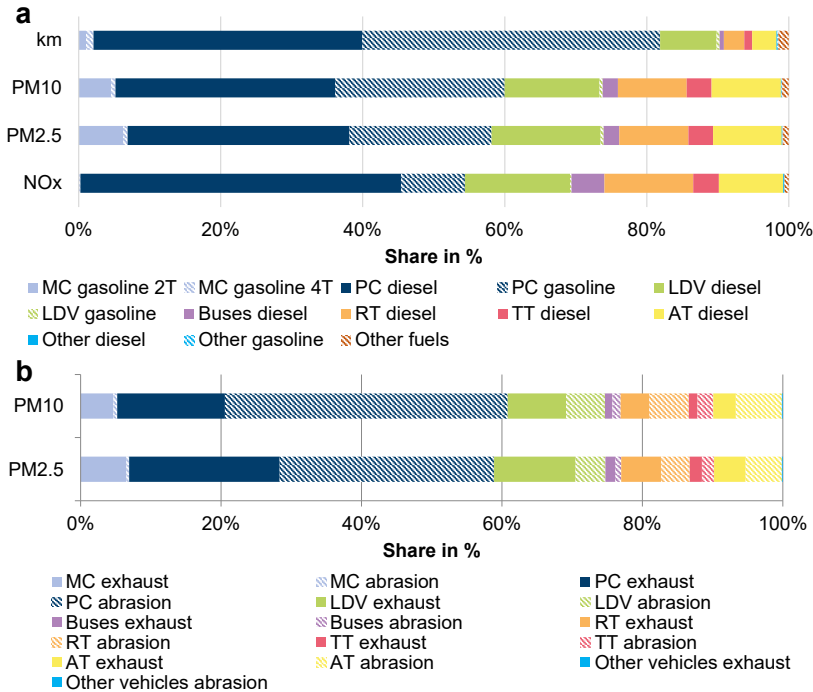


Abb. 5.25.: Fahrleistungen, NO_x-, PM10- und PM2.5-Emissionen des Straßenverkehrs im Stadtgebiet von Oberhausen in 2018 (a) differenziert nach Fahrzeugklasse und Energieträger und (b) differenziert nach Fahrzeugklasse und verbrennungsbedingten Emissionen und Emissionen durch Abrieb. *Abkürzungen:* *Motorcycles* (Deutsch: *Krafträder*) (MC), *Passenger Cars* (Deutsch: *Personenkraftwagen*) (PC), *Light Duty Vehicles* (Deutsch: *leichte Nutzfahrzeuge*) (LDV), *Rigid Trucks* (Deutsch: *LKW ohne Anhänger*) (RT), *Trailer Trucks* (Deutsch: *LKW mit Anhänger*) (TT), *Articulated Trucks* (Deutsch: *Sattelzugmaschinen*) (AT).

Verbrennungs-Emissionsfaktoren zu begründen. Bei leichten Nutzfahrzeugen verhält es sich umgekehrt. Wie Abbildung 5.25a gezeigt hat, verursachen Dieselfahrzeuge einen höheren Anteil der PM-Emissionen, so dass der Fahrleistungsanteil von benzinbetriebenen PKW vermutlich dazu führt, dass die PM-Emissionen durch Verbrennung geringer sind als jene durch Abrieb (vgl. Abbildung 5.25b).

Die Ergebnisse des Straßenverkehrs für den Bilanzraum Gemeinden für NO_x-, PM10- und PM2.5-Emissionen sind im Anhang A.4 in den Abbildungen A.21, A.22 und A.23 auf den Seiten 312-319 aufgeführt.

5.2.2. Binnenschifffahrt

Abbildung 5.26 zeigt die berechneten NO_x-Emissionen der Binnenschifffahrt in Stadtgebieten in 2018. Besonders stark belastet sind die Stadtgebiete in der Nähe des Rheins. Wesseling weist spezifische Emissionen in Höhe von 4.880-9.050 kg/(km²a) auf. Die hohen spezifischen Emissionen in Wesseling sind auf die geringe Stadtfläche zurückzuführen. Stark belastet sind auch die Stadtgebiete von Bonn, Köln, Düsseldorf und Duisburg mit 1.920-4.880 kg/(km²a). Es folgen Krefeld, Dorsten, Marl, Herne und Minden mit 310-1.920 kg/(km²a), wobei hier wieder die kleinen Stadtflächen die hohen spezifischen Emissionen verursachen. Die restlichen Stadtgebiete sind mit 30-310 kg/(km²a) und unter

30 kg/(km²a) weniger stark belastet.

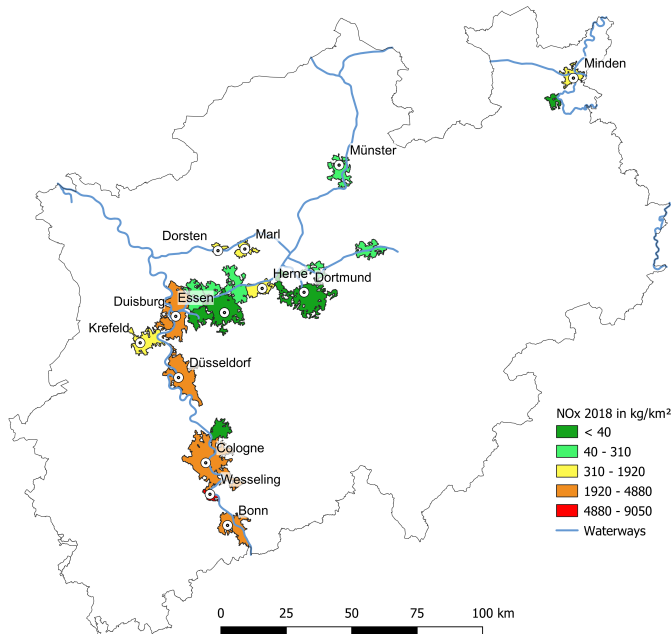


Abb. 5.26.: NO_x-Emissionen von Schiffen in den Stadtgebieten in NRW in 2018.

Abbildung 5.27 zeigt die längenspezifischen NO_x-Emissionen auf den Wasserstraßen in NRW. Der Abschnitt Rhein, Orsoy bis niederländische Grenze ist mit 34.900-57.400 kg/km am stärksten belastet. Es folgen die restlichen Abschnitte des Rheins: Rhein, Lülldorf bis Orsoy und NRW Grenze nach Lülldorf mit 3.600-34.900 kg/km. Bei Vergleich von Abbildung 5.27 mit Abbildung 5.26 wird der Einfluss der Fläche auf die flächenspezifischen Emissionen in Abbildung 5.26 deutlich. Die Hypothese, dass die hohen spezifischen Emissionen in Wesseling ausschließlich über die geringe Stadtfläche entstehen, wird bestätigt. Im oberen Rheinsabschnitt Rhein, Orsoy bis niederländische Grenze liegen keine Stadtgebiete mit einer Fläche über 10 km² in der Nähe des Rheins, weshalb die hohen Emissionen dieses Abschnittes in Abbildung 5.26 nicht zu erkennen sind. Wie Abbildung 5.27 zeigt, folgen nach den hohen Emissionen auf dem Rhein die Abschnitte Rhein-Herne-Kanal, Wesel-Datteln-Kanal, Dortmund-Ems-Kanal, Datteln bis Bergeshövede und Mittellandkanal mit spezifischen Belastungen von 1.500-3.600 kg/km. Weniger stark belastet sind die Abschnitte Dortmund-Ems-Kanal, Dortmund bis Datteln, Datteln-Hamm-Kanal, Weser, NRW Grenze bis Minden und Weser, Minden bis NRW Grenze. Ein Vergleich dieser Abschnitte, dargestellt in Abbildung 5.27, mit Abbildung 5.26 führt zu dem Schluss, dass diese mittelhohen Emissionen auf den Wasserstraßen bei den Stadtgebieten Minden, Marl, Dorsten und Herne, welche eine vergleichsweise kleine Stadtfläche aufweisen, zu höheren flächenspezifischen Emissionen führen, während die Emissionen dieser Wasserstraßen bei den Stadtgebieten von Essen, Oberhausen (nord-westlich von Essen) und Gelsenkirchen (zwischen Herne und Essen) weniger starke flächenspezifische Emissionen verursachen.

Die spezifischen Emissionen in Abbildung 5.27 sind im Vergleich zu den Fahrleistungen der Schiffe auf den Wasserstraßen in Abbildung 5.9 (S.138) direkt proportional zu diesen. Diese Hypothese wird durch die folgenden Analyse der beiden Abbildungen bestätigt. Die Analyse in Unterabschnitt 5.1.2 (s.138) kam zu dem Schluss, dass hauptsächlich Gütermotorschiffe und circa 25 % Tankermotorschiffe auf den Wasserstraßen verkehren. Der Anteil an Güter- und Tankerleichtern ist auf den meisten Wasserstraßen vernachlässigbar klein. Gütermotorschiffe weisen auch durchgehend

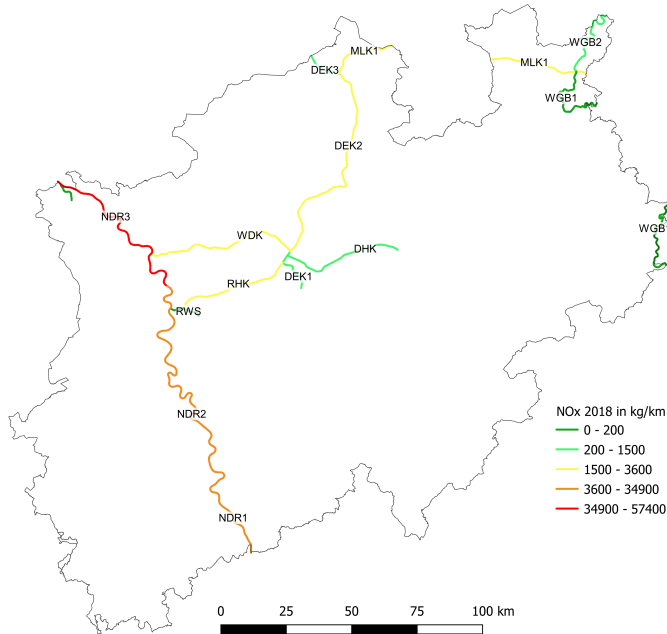


Abb. 5.27.: NO_x-Emissionen von Schiffen auf den Flüssen und Kanälen in NRW in 2018. *Abkürzungen:* Dortmund-Ems-Kanal, Dortmund bis Datteln (DEK1), Dortmund-Ems-Kanal, Datteln bis Bergeshövede (DEK2), Datteln-Hamm-Kanal (DHK), Mittellandkanal (MLK), NRW Grenze nach Lülldorf (NDR1), Rhein, Lülldorf bis Orsoy (NDR2), Rhein, Orsoy bis niederländische Grenze (NDR3), Rhein-Herne-Kanal (RHK), Wesel-Datteln-Kanal, Weser, NRW Grenze bis Minden (WGB1), Weser, Minden bis NRW Grenze (WGB2).

höhere Emissionsfaktoren für NO_x- und PM-Emissionen im Vergleich zu Tankermotorschiffen und Leichtern auf (vgl. Abbildung 4.12, S.110). Ausnahmen bilden hier Größenklassen um 4.000 t. Gütermotorschiffe dieser Größenklasse machen aber nur 1,9 % der Gesamtflotte aus (vgl. Anhang Tabelle A.9, S.276). Ein Trend, verursacht durch die leicht unterschiedlichen Flottenzusammensetzungen auf den Wasserstraßenabschnitten (vgl. 5.1.2), ist bei Vergleich mit den Emissionen in Abbildung 5.27 nicht zu erkennen. Die viel befahrenen Strecken der oberen zwei Kategorien in Abbildung 5.9 entsprechen den am stärksten durch Emissionen belasteten Abschnitten der oberen zwei Kategorien in Abbildung 5.27. Die Kategorie der am wenigsten befahrenen Strecken in Abbildung 5.9 entspricht den unteren beiden Kategorien in Abbildung 5.27. Die mittlere Kategorie in Abbildung 5.9 (12-18 Tsd. Schiffe) entspricht den mittleren beiden Kategorien in Abbildung 5.27 (200-1.500 kg/km und 1.500-3.600 kg/km). Die einzige Ausnahme bildet der Abschnitt RHK, welcher bei den Fahrleistungen in der zweitniedrigsten Kategorie (vgl. Abbildung 5.9) und auch bei den Emissionen in Abbildung 5.27 in der zweitniedrigsten Kategorie (200-1.500 kg/km) eingeordnet wird.

Abbildung 5.28 zeigt die berechneten PM-Emissionen der Binnenschiffe in den Stadtgebieten in 2018. Die räumliche Verteilung ist identisch zu jener der NO_x-Emissionen in Abbildung 5.26. Die PM-Emissionen wurden bei der Binnenschifffahrt nicht unterteilt in PM10- und PM2.5-Emissionen, da hier keine Emissionen durch Abrieb entstehen. Die PM-Emissionen sind zu 100 % PM10- und auch PM2.5-Emissionen. Die höchsten flächenspezifischen Emissionen weist, analog zu den NO_x-Emissionen in Abbildung 5.26, Wesseling mit 128-236 kg/(km²a) auf. Es folgen Bonn, Köln, Düsseldorf und Essen mit PM-Emissionen im Bereich 50-128 kg/(km²a) (vgl. Abbildung 5.28). Mittelhoch

belastet sind Dorsten, Marl, Krefeld, Minden und Herne mit 8-50 kg/(km²a). Weniger stark belastet sind beispielsweise Münster mit 1-8 kg/(km²a) und Essen und Dortmund mit unter 1 kg/(km²a). Wie bei den NO_x-Emissionen, sind auch die flächenspezifischen Emissionen direkt abhängig von der Fläche des jeweiligen Stadtgebietes und der PM-Emissionen der durchlaufenden Flüsse. Die PM-Emissionen 2018 der Wasserstraßen sind in Abbildung 5.29 dargestellt. Die räumliche Verteilung ist, wie bei den Stadtgebieten, analog zur räumlichen Verteilung der NO_x-Emissionen auf den Wasserstraßen und wird deshalb an dieser Stelle nicht erläutert. Die Ausführungen und Analysen zu den NO_x-Emissionen auf den Wasserstraßen, dargestellt in Abbildung 5.27, gelten auch für die PM-Emissionen auf den Wasserstraßen.

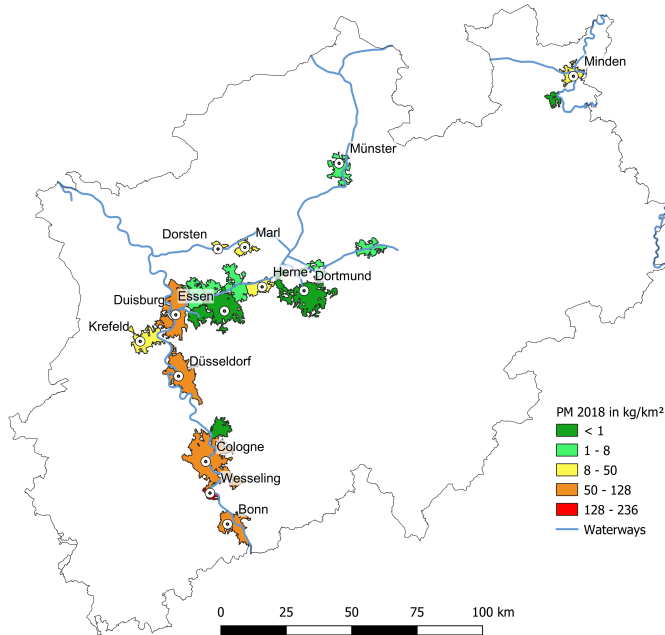


Abb. 5.28.: PM-Emissionen von Schiffen in den Stadtgebieten in NRW in 2018.

Die Ergebnisse der Binnenschifffahrt für NO_x- und PM-Emissionen für den Bilanzraum Gemeinden sind im Anhang A.4 in Abbildung A.29 und Abbildung A.30 auf den Seiten 324 und 324 aufgeführt. Wie in Unterabschnitt 3.3.3 (S.31) beschrieben, wurden auch Emissionsfaktoren für HC- und CO-Emissionen entwickelt. Die HC- und CO-Emissionen auf den Wasserstraßen in 2018 sind der Vollständigkeit halber im Anhang A.4 in Abbildung A.31 (S.325) und Abbildung A.32 (S.325) dargestellt. Des Weiteren ist auch der Kraftstoffverbrauch der Binnenschifffahrt im Anhang A.4 in Abbildung A.33 (S.326) dargestellt.

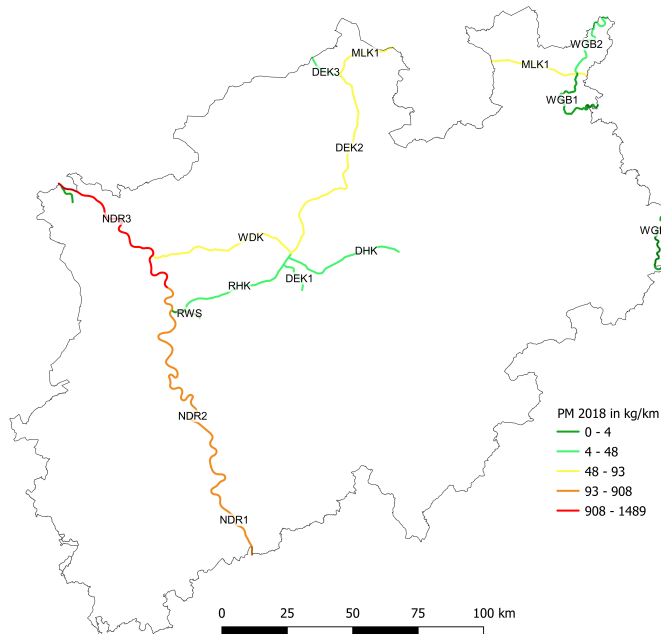


Abb. 5.29.: PM-Emissionen von Schiffen auf den Flüssen und Kanälen in NRW in 2018. *Abkürzungen:* Dortmund-Ems-Kanal, Dortmund bis Datteln (DEK1), Dortmund-Ems-Kanal, Datteln bis Bergeshövede (DEK2), Datteln-Hamm-Kanal (DHK), Mittellandkanal (MLK), NRW Grenze nach Lülldorf (NDR1), Rhein, Lülldorf bis Orsoy (NDR2), Rhein, Orsoy bis niederländische Grenze (NDR3), Rhein-Herne-Kanal (RHK), Wesel-Datteln-Kanal, Weser, NRW Grenze bis Minden (WGB1), Weser, Minden bis NRW Grenze (WGB2).

5.2.3. Schienenverkehr

Abbildung 5.30 zeigt die NO_x -Emissionen vom Schienenverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Schienengüterverkehr (SGV) (*rail freight transport*) und Schienenpersonennahverkehr (SPNV) (*regional rail passenger transport*). Der Schienenpersonenfernverkehr (SPFV) sowie der städtische Verkehr mit U-Bahnen und Straßenbahnen ist vollständig elektrifiziert und wird deshalb nicht aufgeführt (vgl. Unterabschnitt 5.1.3, S.139). Im Vergleich zum Straßenverkehr und zu der Binnenschifffahrt liegen die Stadtgebiete mit den höchsten NO_x -Emissionen nicht im Ruhrgebiet und in der Nähe des Rheins. Wie aus Abbildung 5.30 hervorgeht, sind die Stadtgebiete mit den höchsten NO_x -Emissionen des Schienenverkehrs mit 650-890 $\text{kg}/(\text{km}^2\text{a})$ Neuss, Iserlohn, Paderborn und Kreuztal. Danach folgen mit 440-650 $\text{kg}/(\text{km}^2\text{a})$ die Stadtgebiete von Siegen, Grevenbroich, Hagen, Gronau und Iserlohn. Diese Hotspots entstehen einerseits durch die geringe Fläche dieser Stadtgebiete und andererseits durch die vom dieselbetriebenen Schienenpersonennahverkehr und Schienengüterverkehr viel befahrenen Strecken (vgl. Abbildung 5.11, S.141 und Abbildung 5.13, S.142). Die verbrennungsbedingten Emissionen sind direkt abhängig von der Betriebsleistung, welche wiederum über den Auslastungsgrad proportional zur Verkehrsleistung ist. Aufgrund der Berechnung der Verkehrsleistung über eine durchschnittliche Auslastung beim Schienengüterverkehr, ist für diesen die Verkehrsleistung proportional zur Fahrleistung. Beim Schienenpersonennahverkehr hingegen wurde die genaue Anzahl der verfügbaren Sitzplätze für die unterschiedlichen Zuglinien ermittelt. Deshalb reicht ein Vergleich mit den Fahrleistungen für den Schienenpersonennahverkehr nicht aus. Die räumliche Verteilung der Verkehrsleistungen des dieselbetriebenen Schienenpersonennahverkehr

wurde bereits erläutert und ist in Abbildung 5.14 (S.143) dargestellt. Die Streckenabschnitte mit hohen Fahrleistungs- bzw. Verkehrsleistungswerten des dieselbetriebenen Schienengüterverkehr und Schienenpersonennahverkehr liegen größtenteils außerhalb der Ballungsräume Ruhrgebiet, Düsseldorf und Köln. Die Diagramme in Abbildung 5.30 zeigen jeweils den Anteil an den verursachten Emissionen von Schienenpersonennahverkehr und Schienengüterverkehr, wobei diese nur für stark (440-650 kg/(km²a)) und sehr stark (650-890 kg/(km²a)) belastete Stadtgebiete aufgeführt sind. Mittelstark belastet mit 260-440 kg/(km²a) sind beispielsweise die Stadtgebiete von Münster, Bonn und Bielefeld. Die Stadtgebiete von Köln und Duisburg hingegen weisen nur flächenspezifische Emissionen von 80-260 kg/km² auf. In Essen werden sogar unter 80 kg/(km²a) NO_x durch den Schienenverkehr verursacht. In den stark und sehr stark belasteten Stadtgebieten ist der Anteil von Schienenpersonennahverkehr und Schienengüterverkehr stark regional abhängig. Während in Gronau, Neuss, Grevenbroich und Arnsberg die NO_x-Emissionen des Schienenverkehrs vollständig vom Schienenpersonennahverkehr verursacht werden, werden diese in beispielsweise Siegen und Hagen zu 50-55 % auch vom Schienengüterverkehr verursacht (vgl. Abbildung 5.30). In Kreuztal ist der Schienengüterverkehr sogar für circa 75-80 % der NO_x-Emissionen des Schienenverkehrs verantwortlich. Die NO_x-Emissionen des Schienengüterverkehrs und Schienenpersonennahverkehr wurden auch für die einzelnen Schienenabschnitte berechnet und sind im Anhang A.4 in Abbildung A.34 (S.326) und Abbildung A.35 (S.327) dargestellt.

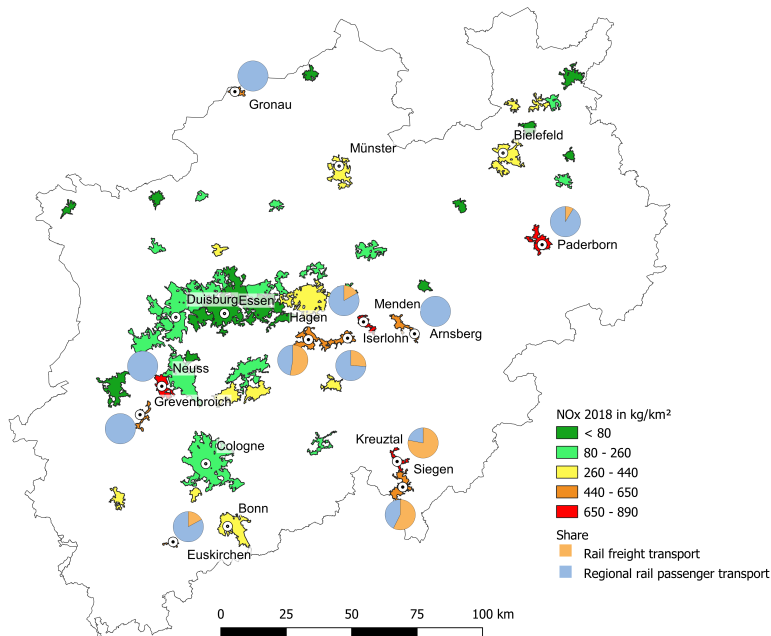


Abb. 5.30.: NO_x-Emissionen vom Schienenverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Schienengüterverkehr (*rail freight transport*) und Schienenpersonennahverkehr (*regional rail passenger transport*).

Abbildung 5.31 zeigt die PM_{2.5}-Emissionen vom Schienenverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Schienengüterverkehr (*rail freight transport*), Schienenpersonennahverkehr (*regional rail passenger transport*), Schienenpersonenfernverkehr (*long-distance rail passenger transport*) sowie U-Bahnen und Straßenbahnen (*subway & tram*). Das Stadtgebiet mit den höchsten PM_{2.5}-Emissionen ist Düsseldorf mit 75 kg/(km²a), wobei circa 1/3 durch den Abrieb von U-Bahnen und Straßenbahnen, 1/3 durch Abrieb des Schienenpersonenfernverkehrs und 1/3 durch Abrieb und Ver-

brennung des Schienenpersonennahverkehrs verursacht werden. Die Verbrennung verursacht allerdings nur circa 5 % der gesamten PM2.5-Emissionen in Düsseldorf. Hohe PM2.5-Emissionen im Bereich 30-52 kg/(km²a) weisen die Stadtgebiete von Bonn, Troisdorf, Kreuztal, Neuss, Essen, Brühl, Bochum, Dortmund und Hagen auf. In Köln werden circa 50 % der PM2.5-Emissionen durch U-Bahnen und Straßenbahnen verursacht, 30 % durch den Schienenpersonennahverkehr und 20 % durch den Schienenpersonenfernverkehr. Die Anteile von Schienenpersonennahverkehr, Schienenpersonenfernverkehr, Schienengüterverkehr sowie U-Bahnen und Straßenbahnen variieren je nach betrachtetem Stadtgebiet, wobei U-Bahnen und Straßenbahnen meistens um die 50 % der Emissionen verursachen. Ausnahmen sind Neuss, Troisdorf, Dortmund, Hagen und Kreuztal. Im Stadtgebiet von Neuss werden circa 90 % der PM2.5-Emissionen durch den Schienenpersonennahverkehr verursacht, wobei 50 % der gesamten Emissionen durch Abrieb von Schienenpersonennahverkehr und 40 % durch Verbrennung entstehen. Der Grund ist eine vom Schienenpersonennahverkehr stark befahrene Strecke im Stadtgebiet von Neuss, die zum einen hohe Fahrleistungen des Schienenpersonennahverkehrs und auch hohe Verkehrsleistungen des dieselbetriebenen Schienenpersonennahverkehrs aufweist (vgl. Abbildung 5.12, S.141 und Abbildung 5.14, S.143). Der Anteil von U-Bahnen und Straßenbahnen wird durch Verbindungen zu Düsseldorf verursacht. Troisdorf hingegen weist mit circa 60 % Schienenpersonenfernverkehr-Anteil und 40 % Schienenpersonennahverkehr-Anteil am Abrieb einen hohen Anteil des Schienenpersonenfernverkehrs auf, welcher durch die östlich von Bonn durch Troisdorf über Köln nach Düsseldorf verlaufende Fernverkehrsverbindung in Verbindung mit der kleinen Fläche des Stadtgebiets verursacht wird (vgl. Fahrleistung Schienenpersonenfernverkehr in Abbildung 5.15, S.144).

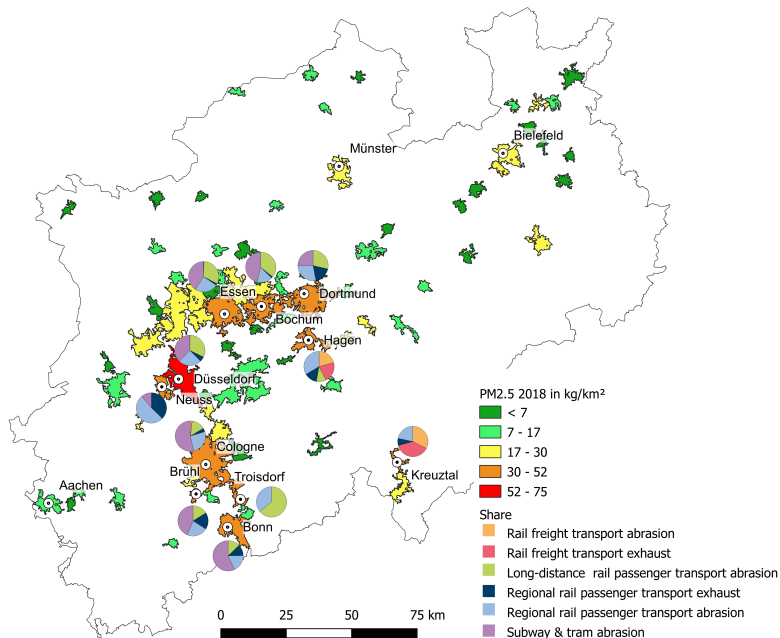


Abb. 5.31.: PM2.5-Emissionen vom Schienenverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Schienengüterverkehr (*rail freight transport*), Schienenpersonennahverkehr (*regional rail passenger transport*), Schienenpersonenfernverkehr (*long-distance rail passenger transport*) sowie U-Bahnen und Straßenbahnen (*subway & tram*).

In Hagen werden circa 20 % der PM2.5-Emissionen durch Abrieb vom Schienengüterverkehr und 25 % verbrennungsbedingt durch den Schienengüterverkehr verursacht. Des Weiteren verursacht der Schienenpersonennahverkehr um die 45-50 % der PM2.5-Emissionen in Hagen, wobei ein Großteil

durch Abrieb verursacht wird. Der Fernverkehr ist in Hagen für circa 5 % der PM2.5-Emissionen verantwortlich. Die Emissionen vom Schienengüterverkehr entstehen durch die stark von dieselbetriebenen Zügen befahrene Strecke südlich von Dortmund, welche über Hagen und Kreuztal nach Südosten führt (vgl. Fahrleistung dieselbetriebener Schienengüterverkehr in Abbildung 5.11, S.141). Die gleiche Strecke bewirkt auch den großen Anteil der vom Schienengüterverkehr verursachten PM2.5-Emissionen in Kreuztal (vgl. Abbildung 5.31). Hier werden circa 75 % der PM2.5-Emissionen durch den Schienengüterverkehr und 25 % durch den Schienenpersonennahverkehr verursacht, wobei die eine Hälfte der Emissionen vom Schienengüterverkehr verbrennungsbedingt und die andere durch Abrieb entsteht. In Dortmund werden lediglich 25 % der PM2.5-Emissionen durch U-Bahnen und Straßenbahnen verursacht, während um die 30 % vom Schienenpersonenfernverkehr und 45 % vom Schienenpersonennahverkehr verursacht werden. Das U-Bahn- und Straßenbahn-Netz von Dortmund weist im Gegensatz zu jenen der anderen Städte geringere Fahrleistungen auf, was zu dem kleineren Anteil der U-Bahnen und Straßenbahnen führt (vgl. Abbildung 5.16, S.144). Der Anteil des Fernverkehrs entsteht durch eine Fernverkehrslinie, welche von Düsseldorf kommend über Duisburg nach Dortmund führt und eine andere welche von Essen über Dortmund nach Hamm (nord-östlich von Dortmund und südlich von Münster) führt (vgl. Fahrleistung Schienenpersonenfernverkehr in Abbildung 5.15, S.144). Der verbrennungsbedingte Anteil der PM2.5-Emissionen in Dortmund wiederum wird durch mehrere südlich von Dortmund gelegenen Strecken mit hoher Verkehrsleistung von dieselbetriebenen Schienenpersonennahverkehr-Zügen verursacht (vgl. Verkehrsleistung dieselbetriebene Züge in Abbildung 5.14, S.143). Neben den erläuterten sehr stark ($52\text{--}75\text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$) und stark ($30\text{--}52\text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$) mit PM2.5-Emissionen belasteten Stadtgebieten, sind Stadtgebiete wie beispielsweise Bielefeld und Münster mit $17\text{--}30\text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ mittelstark belastet (vgl. Abbildung 5.31). Niedrigere flächenspezifische Emissionen im Bereich $7\text{--}17\text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ weist beispielsweise Aachen auf. Die Stadtgebiete, welche außerhalb der Ballungsräume liegen, weisen, mit Ausnahme der durch den Schienengüterverkehr besonders belasteten und erläuterten Stadtgebiete, größtenteils niedrige PM2.5-Emissionen wie beispielsweise in Aachen oder niedrige Emissionen unter $7\text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ auf. Die PM2.5-Emissionen des Schienengüterverkehrs, des Schienenpersonennahverkehrs, des Schienenpersonenfernverkehrs und der U-Bahnen und Straßenbahnen wurden auch für die einzelnen Schienenabschnitte berechnet und sind im Anhang A.4 in den Abbildungen A.36, A.37, A.38 und A.39 auf den Seiten 327 bis 329 dargestellt.

Abbildung 5.32 zeigt die PM10-Emissionen vom Schienenverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Schienengüterverkehr (*rail freight transport*), Schienenpersonennahverkehr (*regional rail passenger transport*), Schienenpersonenfernverkehr (*long-distance rail passenger transport*) sowie U-Bahnen und Straßenbahnen (*subway & tram*). Für Stadtgebiete mit hohen und sehr hohen Belastungen sind die Anteile von Schienenpersonennahverkehr, Schienenpersonenfernverkehr, Schienengüterverkehr sowie U-Bahnen und Straßenbahnen an den Emissionen abgebildet. Die räumliche Verteilung ist grundsätzlich ähnlich wie jene der PM2.5-Emissionen, wobei, ähnlich wie beim Straßenverkehr, dadurch, dass verbrennungsbedingte PM10-Emissionen zu 100 % auch PM2.5-Emissionen sind und bei den Abriebsemissionen der Anteil von PM10 zu PM2.5 sinkt, Unterschiede entstehen (vgl. Abriebsemissionsfaktoren in Tabelle 4.9, S.120 und Tabelle 4.10, S.121). So sind die Stadtgebiete mit hoher PM2.5-Belastung, bei welchen ein wesentlicher Anteil dieser verbrennungsbedingte PM2.5-Emissionen sind, im Vergleich bei der Betrachtung der PM10-Emissionen weniger stark belastet. Hierzu zählen unter anderem Dortmund, Hagen, Kreuztal und Neuss (vgl. PM10 in Abbildung 5.32 mit PM2.5 in Abbildung 5.31). Der Anteil der verbrennungsbedingten Emissionen ist bei den PM10-Emissionen der Stadtgebiete mit hohen und sehr hohen Belastungen in Abbildung 5.32 hingegen vernachlässigbar klein und nicht zu erkennen.

Wie Abbildung 5.32 zeigt, weist das Stadtgebiet von Düsseldorf mit $630\text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ sehr hohe PM10-Emissionen auf. Es folgen Bonn, Troisdorf, Köln, Essen und Bochum mit hohen Emissionen im Bereich $280\text{--}440\text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$. Mittelhohe PM10-Emissionen im Bereich $130\text{--}280\text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ weist beispielsweise Bielefeld auf, während niedrige PM10-Emissionen im Bereich $50\text{--}130\text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ beispielsweise in Aachen vorliegen. Sehr niedrige PM10-Emissionen unter $50\text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ liegen größtenteils außerhalb der Ballungsräume Rhein- und Ruhrgebiet vor. Die PM10-Emissionen des Schienengüter-

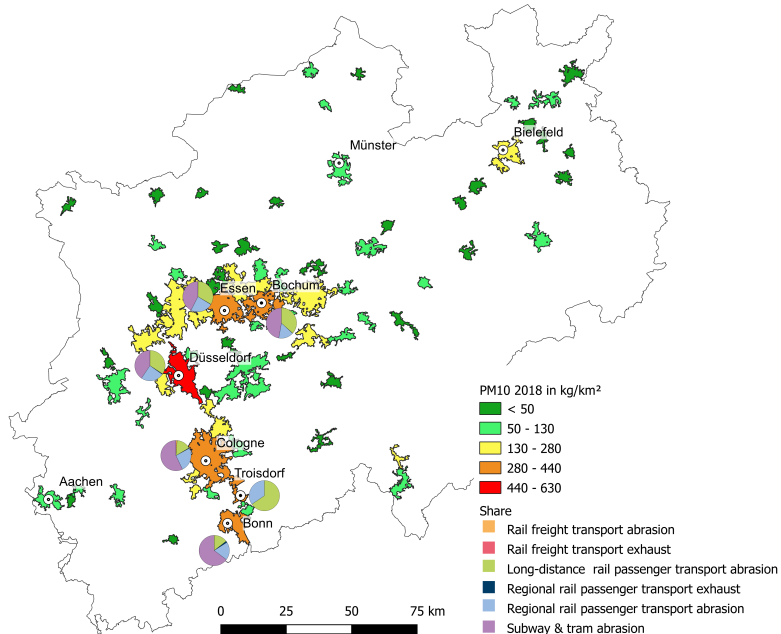


Abb. 5.32.: PM10-Emissionen vom Schienenverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Schienengüterverkehr (*rail freight transport*), Schienenpersonennahverkehr (*regional rail passenger transport*), Schienenpersonenfernverkehr (*long-distance rail passenger transport*) sowie U-Bahnen und Straßenbahnen (*subway & tram*).

verkehrs, des Schienenpersonennahverkehrs, des Schienenpersonenfernverkehrs sowie der U-Bahnen und Straßenbahnen wurden auch für die einzelnen Schienenabschnitte berechnet und sind im Anhang A.4 in den Abbildungen A.40, A.41, A.42 und A.43 auf den Seiten 329 bis 331 dargestellt.

Des Weiteren sind Die Ergebnisse des Schienenverkehrs für den Bilanzraum Gemeinden für NO_x-, PM_{2.5}- und PM₁₀-Emissionen im Anhang A.4 in Abbildung A.44, Abbildung A.45 und Abbildung A.46 auf den Seiten 331 bis 333 aufgeführt.

5.2.4. Flugverkehr

Abbildung 5.33 zeigt die NO_x-Emissionen vom Flugverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach gewerblichem (*commercial*) und nicht gewerblichem (*non-commercial*) Flugverkehr. Der gewerbliche Flugverkehr an den Hauptflughäfen⁷ ist weiterhin unterteilt nach nationalem (*national*) und internationalem (*international*) Flugverkehr. Das Stadtgebiet mit den höchsten NO_x-Emissionen ist Düsseldorf mit 3.984 kg/(km²a). Es folgen die Stadtgebiete von Köln und Unna mit hohen Emissionen im Bereich 830-1.150 kg/(km²a), wobei die hohen flächenspezifischen Emissionen in Unna der geringen Fläche des Stadtgebietes verschuldet sind. Eine Darstellung der Emissionen beim Flugverkehr auf den Linien bzw. in den Punkten ist aufgrund der unterschiedlichen Modellierung von Hauptflughäfen und sonstigen Flughäfen als Linienquellen bzw. Punktquellen nicht in einer Abbildung möglich, weshalb die Bilanzierungsebene des 1 km · 1 km Netzes verwendet wird.

Abbildung 5.34 zeigt die NO_x-Emissionen vom Flugverkehr in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz. Die Flughäfen mit mittelhohen, hohen und sehr hohen jährlichen *Landing and Take Off* Zyklus-Zahlen sind hier zur Übersichtlichkeit mit Namen versehen (vgl. Abbildung 5.17, S.146).

⁷Hauptflughäfen: Köln/Bonn, Dortmund, Düsseldorf, Münster/Osnabrück, Niederrhein, Paderborn/Lippstadt. Definition in Unterabschnitt 3.5.1 (S.43).

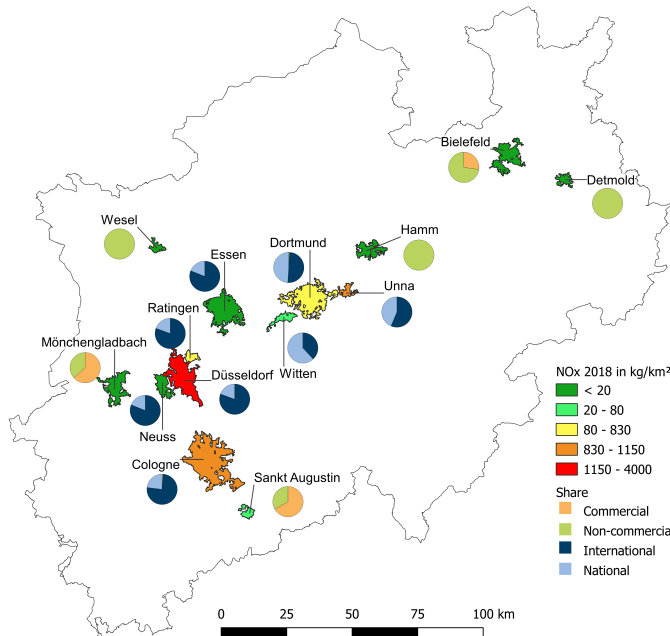


Abb. 5.33.: NO_x-Emissionen vom Flugverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach gewerblichem (*commercial*) und nicht gewerblichem (*non-commercial*) Flugverkehr. Der gewerbliche Flugverkehr an den Hauptflughäfen ist weiter unterteilt nach nationalem (*national*) und internationalem (*international*) Flugverkehr.

Da die sonstigen Flughäfen als Punktquellen modelliert wurden, sind diese in Abbildung 5.34 nur als einzelne farbige 1 km · 1 km-Kacheln dargestellt. Abbildung 5.34 zeigt, dass die Flughäfen Düsseldorf und Köln/Bonn die höchsten NO_x-Emissionen in den Bereichen 24-57 t/(km²a) und 57-110 t/(km²a) auf der Start- bzw. Landebahn aufweisen. Wie die Kuchendiagramme in Abbildung 5.33 zeigen, werden die luftverkehrsbedingten NO_x-Emissionen in den stark belasteten Stadtgebieten von Düsseldorf, Köln und Unna ausschließlich durch gewerblichen Flugverkehr verursacht, wobei 75-80 % (Düsseldorf und Köln) bzw. 55 % (Unna) durch den internationalen Flugverkehr entstehen. Die hohen Emissionen in Düsseldorf und Bonn werden, wie in Abbildung 5.34 zu erkennen, durch die Emissionen in der Start- und Manövrierphase am Boden verursacht. Beide Flughäfen weisen hohe *Landing and Take Off* Zyklus-Zahlen bei einem gleichzeitig hohen Anteil an großen Flugzeugen auf (vgl. Abbildung 5.17, S.146 und vgl. Abbildung 5.18, S.146). Die *Landing and Take Off* Zyklus-Zahlen in Düsseldorf und Bonn sind auf den Start- und Landebahnen am höchsten, da hier startende und landende Flugzeuge verkehren, während auf der Anflugroute⁸ bzw. auf der Abflugroute⁹ jeweils nur die landenden bzw. startenden Flugzeuge verkehren. Die NO_x-Emissionen in Unna entstehen durch die Abflug- und Anflugrouten des Flughafens Dortmund (vgl. Abbildung 5.34). Die NO_x-Emissionen beim Abheben und Manövrieren des Flughafens Dortmund werden hingegen dem Stadtgebiet Dortmund zugewiesen (vgl. Abbildung 5.33). Die Stadtgebiete Dortmund und Ratingen weisen mittlere NO_x-Emissionen im Bereich 80-830 kg/(km²a) auf (vgl. Abbildung 5.33). Jene im Stadtgebiet Ratingen werden durch die An- und Abflugrouten des Flughafens Düsseldorf verursacht (vgl. Abbildung 5.34). Ähnlich betroffen sind die Stadtgebiete von Sankt Augustin und Witten, wobei diese

⁸Direktes gerades Anfliegen der Landebahn.

⁹In Düsseldorf und Köln von der Landebahn in verschiedene Richtungen abgehende Kurven, vgl. Flugrouten in Abbildung 5.17, S.146.

mit $20\text{--}80\text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ eher niedrigere NO_x -Emissionen aufweisen. Die weiteren Hauptflughäfen Niederrhein, Münster/Osnabrück und Paderborn/Lippstadt, welche auch einen wesentlichen Anteil am gewerblichem internationalen und nationalen Flugverkehr aufweisen (vgl. Abbildung 5.17, S.146), liegen außerhalb der Stadtgebiete und sind in Abbildung 5.33 deshalb nicht aufgeführt. Wie in Abbildung 5.33 zu erkennen ist, weisen Stadtgebiete, welche sonstige Flughäfen enthalten, nur niedrige NO_x -Emissionen im Bereich $<20\text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ auf. Hierzu zählen die Stadtgebiete Mönchengladbach, Essen, Wesel, Hamm, Bielefeld und Detmold. Mönchengladbach weist niedrige Emissionen auf, obwohl am Flughafen Mönchengladbach eine hohe Anzahl an Flugzeugen startet und landet (vgl. Abbildung 5.17, S.146). Der Grund ist der Flottenmix an den sonstigen Flughäfen, welcher größtenteils aus kleineren Flugzeugen besteht, welche auch deutlich weniger Emissionen verursachen (vgl. Flottenmix gewerblich in Abbildung 5.19, S.147 und Flottenmix nicht gewerblich in Abbildung 5.20, S.148). Die NO_x -Emissionen der sonstigen Flughäfen sind in Abbildung 5.34 durchgehend im niedrigsten Bereich unter $3\text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$. Höhere Emissionen treten nur auf den Start- und Landebahnen der Hauptflughäfen auf, wobei diese für Niederrhein, Dortmund, Münster/Osnabrück und Paderborn/Lippstadt maximal im Bereich $11\text{--}25\text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$ liegen und für Köln/Bonn und Düsseldorf mit $25\text{--}110\text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$ deutlich höher sind.

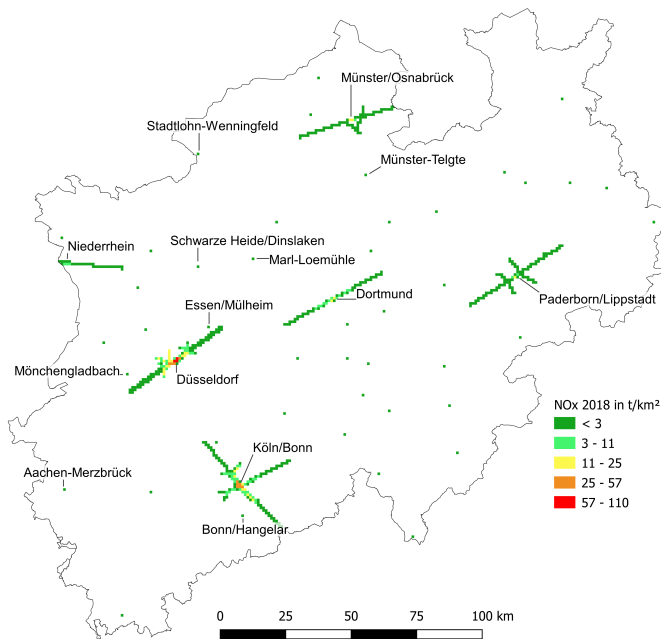


Abb. 5.34.: NO_x -Emissionen vom Flugverkehr in NRW in 2018 bilanziert für ein $1\text{ km} \cdot 1\text{ km}$ Netz.

Abbildung 5.35 zeigt die $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen vom Flugverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach gewerblichem (*commercial*), nicht gewerblichem (*non-commercial*), gewerblichem nationalen (*national*) und gewerblichem internationalen (*international*) Flugverkehr. Sehr stark belastet ist wieder das Stadtgebiet von Düsseldorf mit $72\text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$. Es folgen die Stadtgebiete von Köln und Dortmund mit $7\text{--}19\text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ und die Stadtgebiete Unna und Ratingen mit $1,5\text{--}7,1\text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$. Niedrigere Emissionen im Bereich $0,1\text{--}1,5\text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ und unter $0,1\text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ weisen beispielsweise Hamm, Bielefeld, Mönchengladbach und Essen auf. Im Gegensatz zu den NO_x -Emissionen in Abbildung 5.33, wird ein wesentlicher Anteil der PM -Emissionen auch durch Abrieb der Piste, Reifen und Bremsen verursacht. In Düsseldorf werden beispielsweise circa 45 % der $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen durch Abrieb und 55 % durch Verbrennung erzeugt. Hierbei ist allerdings die

Bilanzierungsgrenze zu beachten. Die An- und Abflugschneisen der Flughäfen liegen außerhalb der relevanten Stadtgebiete, während die Start- und Landebahnen vollständig innerhalb liegen. So werden die verbrennungsbedingten Emissionen auch den angrenzenden Stadtgebieten zugeordnet. Bei Düsseldorf sind dies beispielsweise Ratingen und Neuss. Des Weiteren wurden für die Berechnung der Abriebsemissionen aufgrund der begrenzten Datenlage *Landing and Take Off* Zyklus-spezifische typunabhängige Emissionsfaktoren verwendet, während die verbrennungsbedingten Emissionen von *Landing and Take Off* Zyklus-Phase und Flugzeugtyp bzw. Flugzeugklasse abhängen, (vgl. Unterabschnitt 4.5.2, S.123 und Unterabschnitt 3.5.3, S.50). Die PM-Emissionen durch Abrieb sind also direkt proportional zu der Anzahl der startenden Flugzeuge pro Flughafen. Wie Abbildung 5.35 zeigt, werden die PM_{2.5}-Emissionen abseits der Hauptflughäfen ausschließlich durch Verbrennung produziert. Die Abriebsemissionen dieser Flughäfen wurden in den Modellrechnungen vernachlässigt, da keine geeigneten Emissionsfaktoren verfügbar waren (vgl. Unterabschnitt 4.5.2, S.123). Der folgende Vergleich zeigt den geringen Einfluss der Emissionen des Flughafens Mönchengladbach trotz der, im Vergleich zu den anderen sonstigen Flughäfen, hohen Anzahl an startenden Flugzeugen (vgl. Abbildung 5.17, S.146). Die Verhältnisse in Abbildung 5.35 zeigen, dass die Abriebsemissionen in Mönchengladbach ($0,14 \text{ kg/km}^2$) dem 137-fachen der Verbrennungsemissionen entsprechen müssten, um auf einen vergleichbaren Wert wie in Köln ($19,36 \text{ kg/km}^2$) zu kommen. Ein Vergleich mit Düsseldorf ($71,65 \text{ kg/km}^2$) führt sogar zu einem Faktor von 510. Hierbei ist allerdings auch zu beachten, dass der nicht gewerbliche Flugverkehr in Mönchengladbach zu 60 % aus Segelflugzeugen, Motorseglern und Ultraleichtflugzeugen besteht (vgl. Abbildung 5.20, S.148), welche bei der Berechnung der Emissionen vollständig vernachlässigt wurden (vgl. Unterabschnitt 4.5.2, S.123). Im Gegensatz zu den ausschließlich verbrennungsbedingten NO_x-Emissionen in Abbildung 5.33 sinkt bei den PM-Emissionen der Einfluss der Stadtgebiete, welche nur durch Anflugs- und Abflugrouten überflogen werden, da die Abriebsemissionen ausschließlich, wie bereits beschrieben, auf den Start- und Landebahnen sowie den Parkpositionen der Flugzeuge und den Wegen dahin emittiert werden. Hiervon ist beispielsweise Unna betroffen, wie ein Vergleich der PM_{2.5}-Emissionen in Abbildung 5.35 mit den NO_x-Emissionen in Abbildung 5.33, S.163 zeigt.

Abbildung 5.36 zeigt die PM_{2.5}-Emissionen vom Flugverkehr in NRW in 2018 bilanziert für ein $1 \text{ km} \cdot 1 \text{ km}$ Netz. Während bei den verbrennungsbedingten NO_x-Emissionen in Abbildung 5.34 (S.164) die höchsten Emissionsdichten auf den Start- und Landebahnen und den Abflugrouten der Flughäfen Düsseldorf und Köln/Bonn vorlagen, liegen diese nun ausschließlich auf den Start- und Landebahnen vor. Dies ist begründet durch die Abriebsemissionen, welche nur im Flughafenbereich emittiert werden. Die Emissionen der Flughäfen Paderborn/Lippstadt, Dortmund und Niederrhein sind durch die Kombination von deutlich geringeren *Landing and Take Off* Zyklus-Werten im Vergleich zu Düsseldorf oder Köln/Bonn und größeren Anteilen an nicht gewerblichem Flugverkehr deutlich geringer. Die Starts am Flughafen Münster/Osnabrück sind mit 30 Tsd. Starts etwa halb so groß wie jene des Flughafens Köln/Bonn. Trotzdem sind die Emissionen unauffällig, da diese Starts zu circa 57 % dem nicht gewerblichen Flugverkehr zuzuordnen sind. Trotz vergleichsweise hoher *Landing and Take Off* Zyklus-Zahlen an beispielsweise den sonstigen Flughäfen Aachen-Merzbrück, Mönchengladbach, Bonn/Hangelar und Schwarze Heide/Dinslaken haben diese nur geringe flächenspezifische PM_{2.5}-Emissionen. Dies ist begründet durch die größtenteils kleineren Flugzeuge, welche von diesen Flughäfen starten. Außerdem haben diese Flughäfen zum Teil auch größere Anteile an Ultraleicht-, Segel- und Motorsegelflugzeugen, deren Emissionen im Modell vollständig vernachlässigt wurden. Aachen-Merzbrück und Mönchengladbach haben hingegen einen niedrigen Anteil an Ultraleicht-, Segel- und Motorsegelflugzeuge beim nicht gewerblichen Flugverkehr bei insgesamt moderat hohen *Landing and Take Off* Zyklus-Zahlen (vgl. Abbildung 5.20, S.148 und Abbildung 5.17, S.146). Bonn/Hangelar und Schwarze Heide/Dinslaken weisen größere Anteile der Ultraleicht-, Segel- und Motorsegelflugzeuge beim nicht gewerblichen Verkehr in Höhe von circa 60 % bei Schwarze Heide/Dinslaken und 50 % bei Bonn/Hangelar bei moderat hohen *Landing and Take Off* Zyklus-Zahlen in Schwarze Heide/Dinslaken und hohen *Landing and Take Off* Zyklus-Zahlen in Bonn/Hangelar auf (vgl. Abbildung 5.20, S.148 und Abbildung 5.17, S.146).

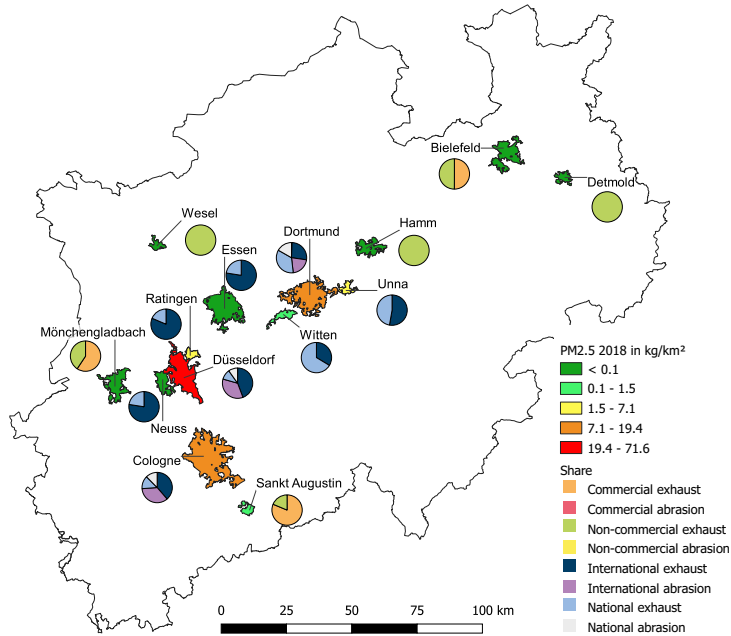


Abb. 5.35.: PM2.5-Emissionen vom Flugverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach gewerblichem (*commercial*) und nicht gewerblichem (*non-commercial*) Flugverkehr. Der gewerbliche Flugverkehr an den Hauptflughäfen ist weiter unterteilt nach nationalem (*national*) und internationalem (*international*) Flugverkehr.

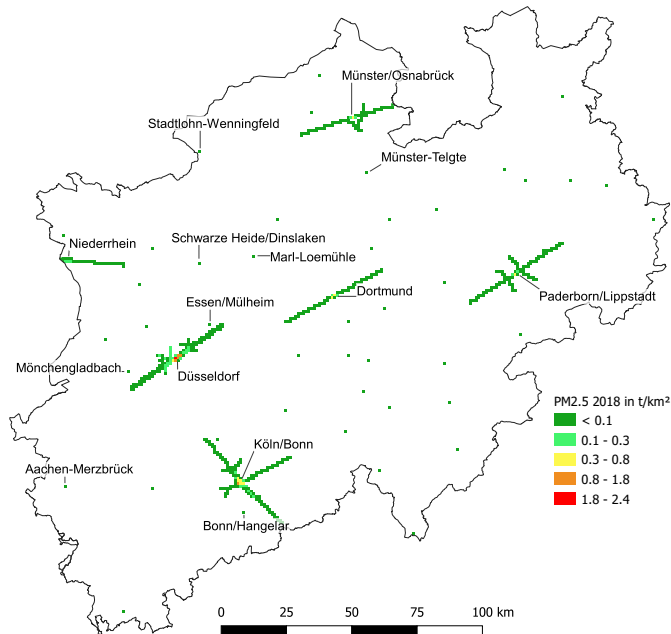


Abb. 5.36.: PM2.5-Emissionen vom Flugverkehr in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.

Abbildung 5.37 zeigt die PM10-Emissionen vom Flugverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach gewerblichem (*commercial*), nicht gewerblichem (*non-commercial*), gewerblichem nationalen (*national*) und gewerblichem internationalen (*international*) Flugverkehr, während Abbildung 5.38 die gleichen bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz zeigt. Die räumliche Verteilung der PM10-Emissionen des Flugverkehrs in den Stadtgebieten ist analog zu jener der PM2.5-Emissionen. Das am stärksten belastete Stadtgebiet ist Düsseldorf mit 186 kg/(km²a). Es folgen die Stadtgebiete von Köln und Dortmund mit 7,1-52 kg/(km²a). Mittel belastet sind Ratingen und Unna mit 1,5-7,1 kg/(km²a). Niedrig belastet sind beispielsweise Witten und Sankt Augustin mit 0,1-1,5 kg/(km²a) und sehr niedrig Mönchengladbach, Neuss und Essen mit unter 0,1 kg/(km²a). Wie beim Straßenverkehr nimmt der Teil der Abriebsemissionen an den gesamten Emissionen bei den PM10-Emissionen im Gegensatz zu den PM2.5-Emissionen in Abbildung 5.35 zu, da die PM10-Abriebsemissionen nur teilweise auch PM2.5-Emissionen sind. Dies ist aber nur für die Stadtgebiete, welche Start- und Landebahnen von Hauptflughäfen beinhalten, erkennbar. Dies sind in Abbildung 5.37 Düsseldorf, Köln und Dortmund. Wie bereits bei den NO_x- und PM2.5-Emissionen beobachtet, ist der Einfluss der sonstigen Flughäfen auf die PM10-Emissionen sehr gering.

Die Ergebnisse des Flugverkehrs für den Bilanzraum Gemeinden für NO_x-, PM2.5- und PM10-Emissionen sind im Anhang A.4 in Abbildung A.47, Abbildung A.48 und Abbildung A.49 auf den Seiten 334 bis 336 aufgeführt.

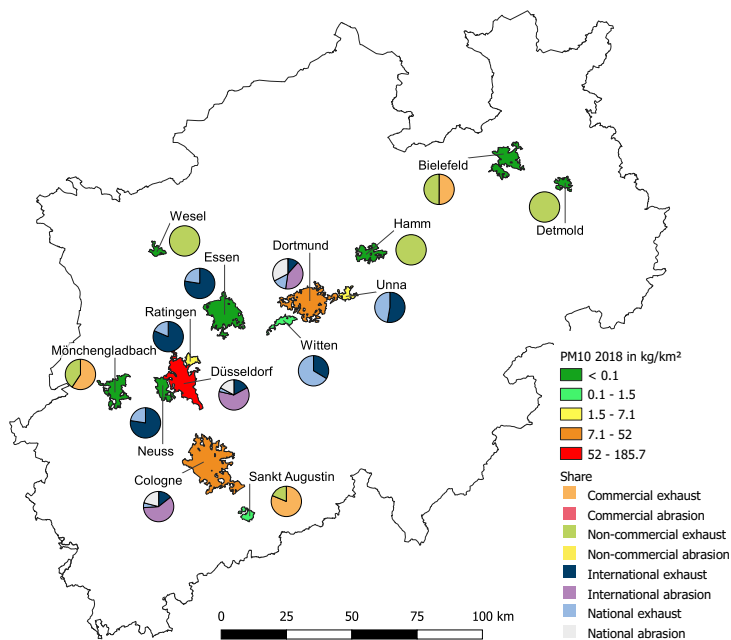


Abb. 5.37.: PM10-Emissionen vom Flugverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach gewerblichem (*commercial*) und nicht gewerblichem (*non-commercial*) Flugverkehr. Der gewerbliche Flugverkehr an den Hauptflughäfen ist weiter unterteilt nach nationalem (*national*) und internationalem (*international*) Flugverkehr.

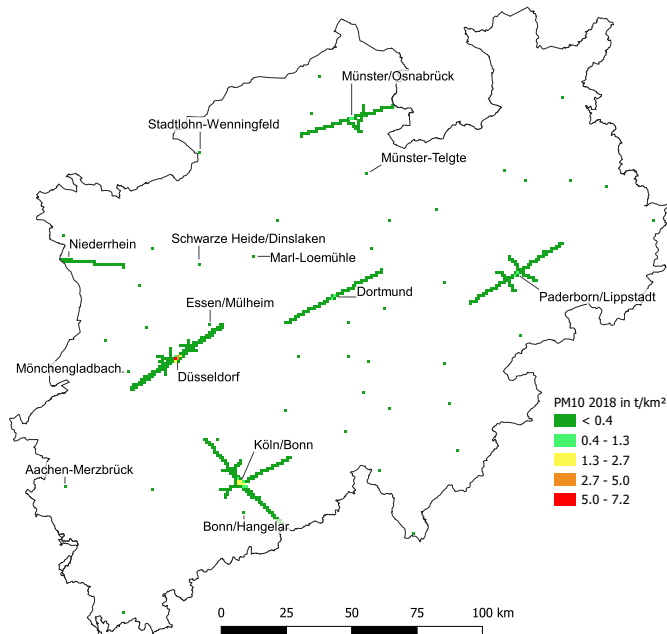


Abb. 5.38.: PM10-Emissionen vom Flugverkehr in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.

5.2.5. Vergleich der Emissionen von Straßenverkehr, Binnenschifffahrt, Schienenverkehr und Flugverkehr

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde der aktuelle Stand der Emissionen der vier relevanten Sektoren in einem gemeinsamen Referenzjahr ermittelt. Dies ermöglichte die Identifizierung der Emissions-Hotspots im Modellgebiet NRW und eine Gegenüberstellung der lokalen Einflüsse der relevanten Sektoren. In diesem Abschnitt erfolgt zunächst einer Untersuchung der aufgestellten Hypothese, dass die Betrachtung von Stadtgebieten statt kommunalen Gliederungsebenen, wie beispielsweise Gemeinden, für die Identifizierung von Emissions-Hotspots und lokaler Einflüsse unterschiedlicher Fahrzeuge besser geeignet ist. Anschließend werden die Hotspots und die Hauptverursacher in diesen detailliert diskutiert.

Notwendigkeit der Betrachtung von Stadtgebieten

Abbildung 5.39 zeigt einen Vergleich der addierten absoluten (a) NO_x - und (b) $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen der vier untersuchten Sektoren für die Bilanzierungsebene Stadtgebiete (*urban areas*, Blau) und Gemeinden (*municipalities*, Orange). Des Weiteren ist in Abbildung 5.39 der Anteil (*Share*, Grün) der Stadtgebietsfläche an der Gemeindefläche aufgetragen. Wie in Abbildung 5.39 zu erkennen ist, existiert keine lineare Abhängigkeit zwischen den NO_x - und $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen in Gemeinden und Stadtgebieten beziehungsweise den Emissionen in Gemeinden und Stadtgebieten und dem Anteil an städtischer Fläche in der jeweiligen Gemeinde. Ein Beispiel ist Sankt Augustin. Während die Emissionen in der Gemeinde Sankt Augustin im Vergleich zu den anderen Gemeinden relativ hoch sind, sind jene im Stadtgebiet im Vergleich mit den anderen Stadtgebieten eher gering. Der Grund sind die Autobahnen A3, A560 und A59, welche zwar innerhalb der Gemeinde aber größtenteils außerhalb des Stadtgebietes liegen. Weitere Beispiele sind Köln und Düsseldorf. Die Gemeinden Köln und Düsseldorf zählen zu den 10 Gemeinden mit den höchsten NO_x -Emissionen, während die Stadtgebiete von Köln und Düsseldorf jedoch nicht zu den 10 Stadtgebieten mit den höchsten Emissionen zählen. Im

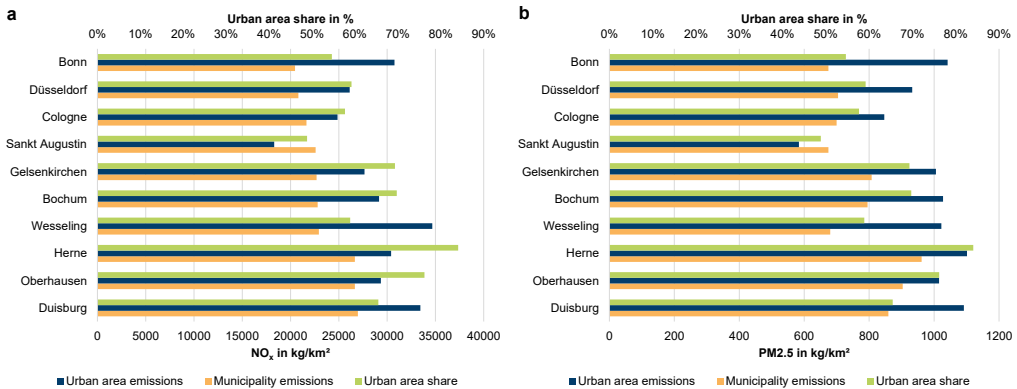


Abb. 5.39.: Vergleich der absoluten (a) NO_x- und (b) PM_{2.5}-Emissionen in Gemeinden (*municipalities*) und Stadtgebieten (*urban areas*) sowie des Anteils der Stadtgebietsfläche (*urban area share*) an der Gemeindefläche der 10 Gemeinden in NRW mit den höchsten spezifischen NO_x-Emissionen.

letzten Unterabschnitt wurde gezeigt, dass in beiden Gemeinden bzw. Stadtgebieten die Flughäfen mit den höchsten Emissionen liegen. Die An- und Abflugrouten liegen aber teilweise außerhalb des Stadtgebiets. Des Weiteren liegen viele Autobahnen und Autobahnkreuze innerhalb der Gemeinden und der Rhein fließt durch beide Gemeinden. Wird jetzt ausschließlich das Stadtgebiet bilanziert, liegen diese Emissionsquellen zum Teil außerhalb, so dass der Einfluss geringer ist. Diese Bilanzierung ist wesentlich sinnvoller, da beispielsweise Emissionen, welche auf Straßen und Autobahnen oder Flugrouten außerhalb der Stadt erzeugt werden, einen geringeren Einfluss auf die städtische Bevölkerung haben, als jene, welche innerhalb des Stadtgebietes emittiert werden. Inwiefern die unterschiedlichen Emissionsquellen innerhalb des Stadtgebietes zu werten sind, wird in Kapitel 6 diskutiert.

Emissionen in Stadtgebieten und aufgelöst für ein 1 km²-Netz

Abbildung 5.40 zeigt die berechneten NO_x-Emissionen vom Transportsektor in den Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (*road transport*), Schienenverkehr (*rail transport*), Binnenschifffahrt (*inland waterway transport*) und Flugverkehr (*air transport*). Zu den Stadtgebieten mit den höchsten NO_x-Emissionen gehören Herne, Bochum, Oberhausen, Duisburg, Wesseling, Bonn und Wuppertal mit 28-35 t/(km²a). Hohe NO_x-Emissionen im Bereich 21-28 t/(km²a) weisen beispielsweise Düsseldorf, Köln und Aachen auf. Mittelhoch Emissionen im Bereich 15-21 t/(km²a) werden beispielsweise in Dortmund (östlich von Bochum) verursacht, während niedrige Emissionen in Bielefeld und Münster im Bereich 11-15 t/(km²a) vorliegen. Sehr niedrige Emissionen unter 11 t/(km²a) werden in den eher außerhalb der Ballungsräume liegenden Stadtgebieten emittiert. Wie Abbildung 5.40 zeigt, wird ein Großteil der NO_x-Emissionen in den Hotspots vom Straßenverkehr verursacht. Der Anteil des Schienenverkehrs ist vernachlässigbar klein. Der Grund hierfür ist, dass die nicht elektrifizierten Züge größtenteils außerhalb von Stadtgebieten fahren (vgl. Unterabschnitt 5.2.3, S.158). Größere Anteile der Binnenschifffahrt sind bei an den Rhein angrenzenden Stadtgebieten vorzufinden. Hier liegen die Anteile der Binnenschifffahrt an den NO_x-Emissionen zwischen 25 % in Wesseling und 12 % in Duisburg. Wie in Unterabschnitt 5.1.2 (S.138) erläutert, liegen die höchsten Fahrleistungen der Binnenschifffahrt und entsprechend auch die höchsten Emissionen auf dem Rhein vor. Der Flugverkehr hat ausschließlich in den Stadtgebieten von Düsseldorf und Köln einen größeren Einfluss mit circa 12 % in Düsseldorf und 5 % in Köln. Wie in Unterabschnitt 5.2.4 (S.162) erläutert, sind die Flughäfen Köln/Bonn und Düsseldorf jene mit der größten Anzahl an Starts von großen Passagiermaschinen des internationalen und nationalen Flugverkehrs.

Entsprechend emittieren diese beiden Flughäfen auch mit Abstand die meisten Emissionen. Wie in Unterabschnitt 5.2.4 (S.162) gezeigt wurde und hier nochmal bestätigt wird, ist der Einfluss der anderen Flughäfen im Vergleich zu Köln/Bonn und Düsseldorf vernachlässigbar klein. Die Hotspots Oberhausen, Herne, Bochum und Wuppertal, deren NO_x -Emissionen fast ausschließlich vom Straßenverkehr verursacht werden (vgl. Abbildung 5.40), wurden bereits im Rahmen der Analyse der Emissionshotspots des Straßenverkehrs als solche identifiziert (vgl. Unterabschnitt 5.2.1, S.148). Das gleiche gilt für die Stadtgebiete Aachen, Leverkusen und Essen.

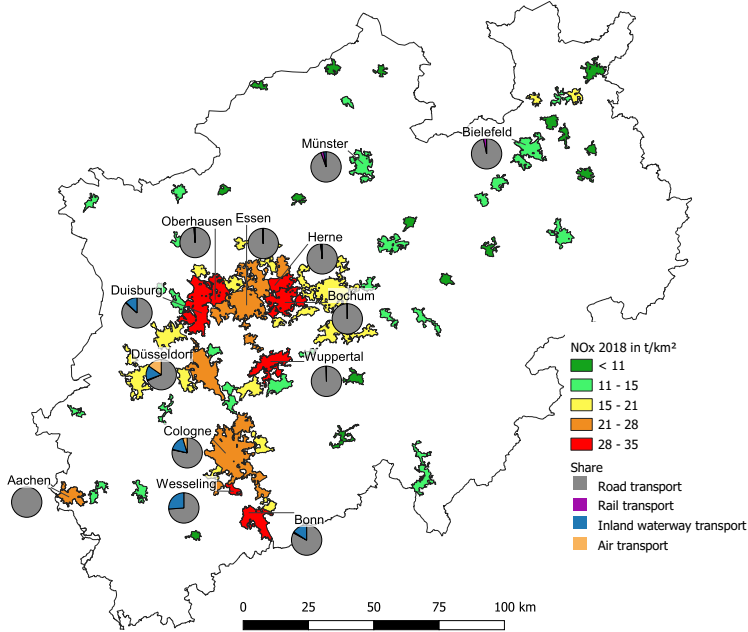


Abb. 5.40.: NO_x -Emissionen vom Transportsektor in den Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (*road transport*), Schienenverkehr (*rail transport*), Binnenschifffahrt (*inland waterway transport*) und Flugverkehr (*air transport*).

Abbildung 5.41 zeigt die NO_x -Emissionen vom gesamten Transportsektor in NRW in 2018 bilanziert für ein $1 \text{ km} \cdot 1 \text{ km}$ Netz und Abbildung 5.42 jene einzeln für die vier untersuchten Sektoren. Beim Vergleich von Abbildung 5.41 mit den NO_x -Emissionen in den Stadtgebieten in Abbildung 5.40 werden die identifizierten Hotspots bestätigt. Wie Abbildung 5.41 zeigt, liegen diese im Rhein- und Ruhrgebiet um Duisburg, Essen, Düsseldorf und Köln und des weiteren auch in Aachen und in Mönchengladbach (westlich von Düsseldorf). Auch die Autobahnen als Emissionsquelle sind in Abbildung 5.41 gut erkennbar. In Abbildung 5.42 wird die gleiche Skala wie in Abbildung 5.42 verwendet. Auch hier werden die Ergebnisse der Analyse der Emissionen in den Stadtgebieten in Abbildung 5.40 bestätigt. NO_x -Emissionen des Straßenverkehrs werden hauptsächlich im Ruhrgebiet und um Köln und Düsseldorf, sowie auf den Autobahnen verursacht (vgl. Abbildung 5.41a). Von der Binnenschifffahrt werden Emissionen hauptsächlich auf dem Rhein emittiert (vgl. Abbildung 5.41b). Der Einfluss des Schienenverkehrs ist bei den NO_x -Emissionen vernachlässigbar klein (vgl. Abbildung 5.41c) und Emissionen vom Flugverkehr werden hauptsächlich in Köln/Bonn und Düsseldorf verursacht (vgl. Abbildung 5.41d).

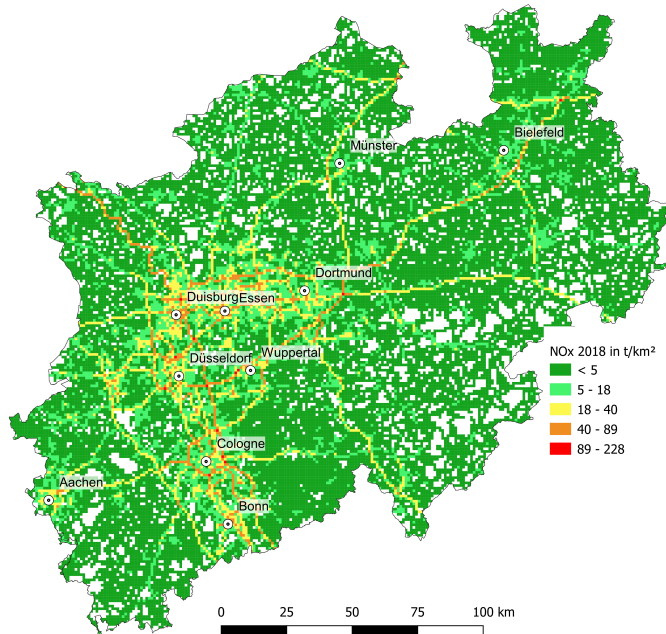


Abb. 5.41.: NO_x-Emissionen vom Transportsektor in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.

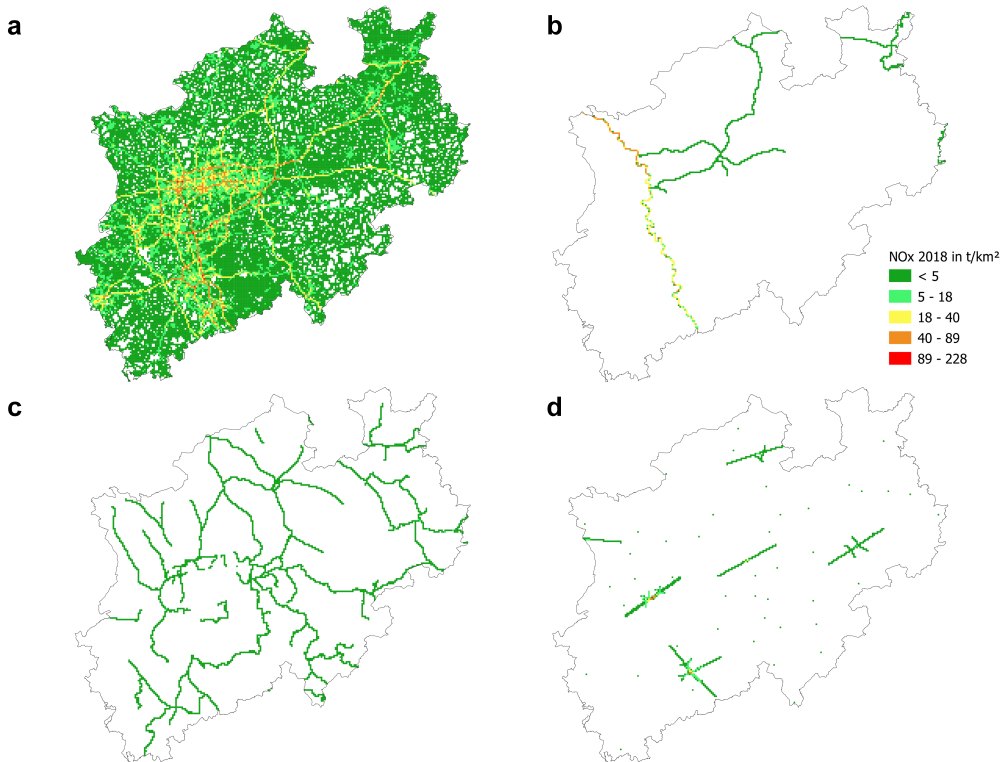


Abb. 5.42.: NO_x-Emissionen vom (a) Straßenverkehr, (b) der Binnenschifffahrt, (c) dem Schienenverkehr und (d) dem Flugverkehr in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.

Abbildung 5.43 zeigt die PM_{2.5}-Emissionen vom Transportsektor in den Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach den vier relevanten Sektoren. Hotspots sind die Stadtgebiete von Bonn, Wesseling, Düsseldorf, Duisburg, Oberhausen, Gelsenkirchen, Essen, Herne, Bochum und Wuppertal mit 910-1.100 kg/(km²a). Hohe Emissionen weisen auch die Stadtgebiete von beispielsweise Aachen und Köln mit 700-910 kg/(km²a) auf, während Bielefeld mit 550-700 kg/(km²a) moderat hohe und Münster mit 400-550 kg/(km²a) niedrigere Emissionen aufweist. Die Stadtgebiete außerhalb der Ballungsräume weisen Emissionen im Bereich 400-550 kg/(km²a) oder unter 400 kg/(km²a) auf. Die Anteile der Sektoren ähneln jenen an den NO_x-Emissionen in Abbildung 5.40, da die PM_{2.5}-Emissionen zum großen Teil aus verbrennungsbedingten Emissionen bestehen. In Köln und Düsseldorf sinken die Anteile an den Gesamtemissionen von Binnenschifffahrt und Flugverkehr im Vergleich zu den Anteilen bei den NO_x-Emissionen. Der Schienenverkehr hingegen weist in Düsseldorf und Köln bei den PM_{2.5}-Emissionen einen Anteil von circa 5 % auf (vgl. Abbildung 5.43). Beide Stadtgebiete wurden als Hotspots für Abriebsemissionen des Schienenverkehrs in Unterabschnitt 5.2.3 (S.139) identifiziert. Diese Abriebsemissionen entstehen hauptsächlich durch U-Bahnen und Straßenbahnen und zum Teil durch Fern- und Nahverkehr (vgl. Abbildung 5.31, S.160). Neben Düsseldorf und Köln weist der Schienenverkehr auch in den anderen Stadtgebieten einen erkennbaren, aber trotzdem sehr kleinen Anteil bei den PM_{2.5}-Emissionen auf. Dieser ist im Vergleich zum Anteil des Schienenverkehrs bei den NO_x-Emissionen aber deutlich größer, da diese ausschließlich verbrennungsbedingt entstehen. Die Stadtgebiete Düsseldorf, Bonn, Köln und Essen, welche im Vergleich zu anderen Stadtgebieten größere Anteile des Schienenverkehrs an den PM_{2.5}-Emissionen aufweisen, wurden auch als Hotspots des Schienenverkehrs identifiziert (vgl. Abbildung 5.31, S.160).

Abbildung 5.44 illustriert die PM_{2.5}-Emissionen vom Transportsektor in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz und Abbildung 5.45 jene einzeln für die vier untersuchten Sektoren. Wie bei der Analyse der NO_x-Emissionen stimmen die in Abbildung 5.44 sichtbaren Hotspots sehr gut mit den als Hotspots identifizierten Stadtgebieten in Abbildung 5.43 überein. Diese liegen, wie bereits beschrieben, im Rhein- und Ruhrgebiet und in Aachen (vgl. Abbildung 5.44). Abbildung 5.45a und Abbildung 5.45b zeigen den hohen Anteil des Straßenverkehrs im Rhein- und Ruhrgebiet und den hohen Anteil der Binnenschifffahrt in Rheinnähe. Diese hohen Anteile wurden auch bei der Analyse der NO_x-Emissionen identifiziert. Der Schienenverkehr, dargestellt in Abbildung 5.45c, hat einen sichtbaren kleinen Anteil durch Emissionen in der Größenordnung 180-610 kg/(km²a). Dies stimmt mit der Analyse auf Grundlage der Stadtgebietsbilanzierung überein. Der Flugverkehr, dargestellt in Abbildung 5.45d, weist höhere PM_{2.5}-Emissionen von bis zu 2.800 kg/(km²a) ausschließlich im Bereich der Start- und Landebahnen der Flughafen Düsseldorf und Köln/Bonn auf. Die sonstigen Flughäfen sind aufgrund der Modellierung als Punktquellen als einzelne Quadrate in Abbildung 5.45d dargestellt. Die PM_{2.5}-Emissionen dieser sind aber erstens sehr klein und zweitens liegen die sonstigen Flughäfen auch außerhalb der identifizierten Hotspots (vgl. Abbildung 5.43).

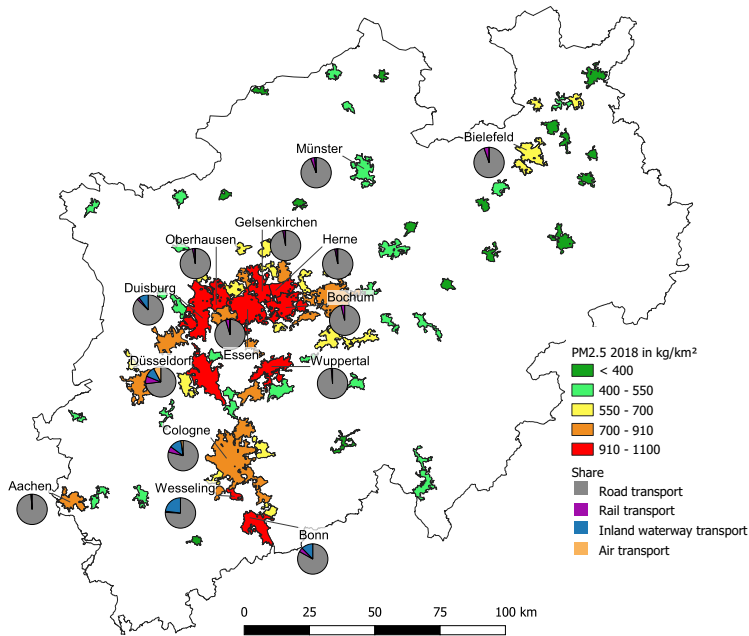


Abb. 5.43.: PM2.5-Emissionen vom Transportsektor in den Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (*road transport*), Schienenverkehr (*rail transport*), Binnenschifffahrt (*inland waterway transport*) und Flugverkehr (*air transport*).

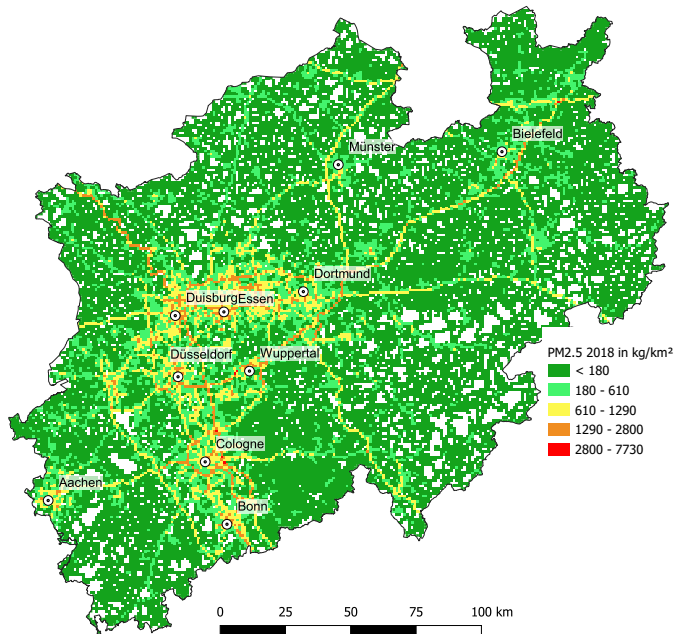


Abb. 5.44.: PM2.5-Emissionen vom Transportsektor in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.

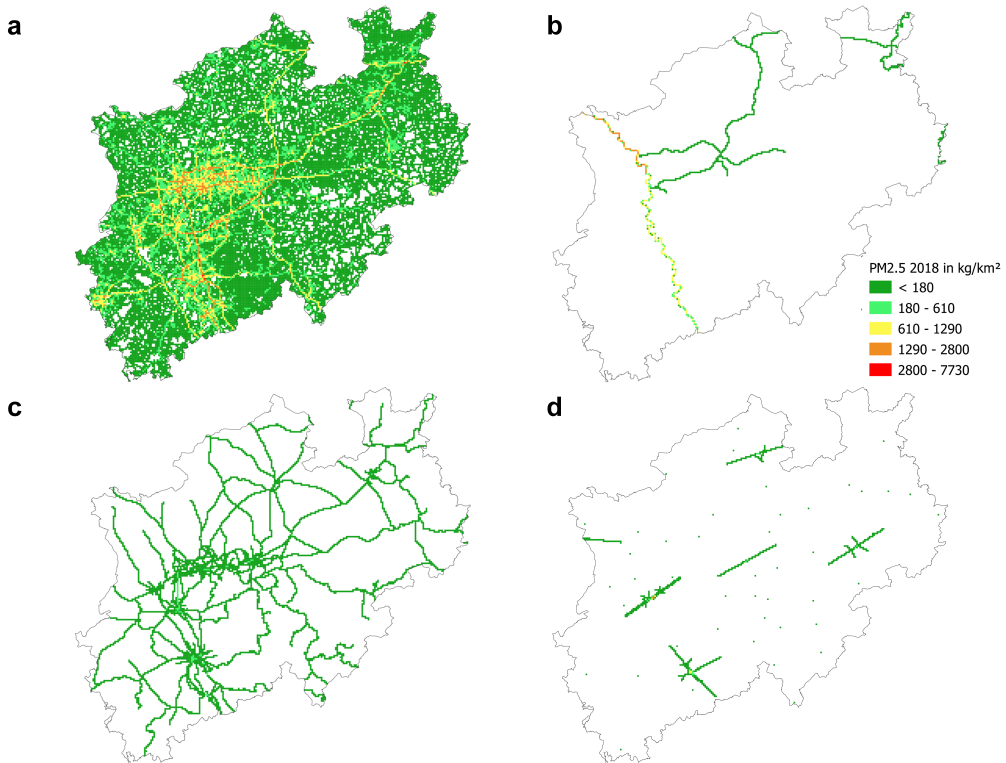


Abb. 5.45.: PM2.5-Emissionen vom (a) Straßenverkehr, (b) der Binnenschifffahrt, (c) dem Schienenverkehr und (d) dem Flugverkehr in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.

Abbildung 5.46 zeigt die PM10-Emissionen vom Transportsektor in den Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert für die vier relevanten Sektoren. Hotspots mit PM10-Emissionen im Bereich 1.430-1.870 kg/(km²a) sind Bochum, Herne, Gelsenkirchen, Oberhausen, Duisburg, Düsseldorf, Köln, Brühl, Troisdorf und Bonn. Zu den Stadtgebieten mit hohen Emissionen im Bereich 1.090-1.430 kg/(km²a) gehört beispielsweise Aachen. Moderat hoch belastet mit PM10-Emissionen im Bereich 820-1.090 kg/(km²a) sind die Stadtgebiete von Münster und Bielefeld. Weniger hoch belastet sind mit 580-820 kg/(km²a) und unter 580 kg/(km²a) die Stadtgebiete außerhalb der Ballungsräume. Im Gegensatz zu den NO_x-Emissionen in Abbildung 5.40 und den PM2.5-Emissionen in Abbildung 5.43 ist der Schienenverkehr bei den PM10-Emissionen für einen wesentlichen Anteil verantwortlich. Wie Abbildung 5.46 zeigt, variiert der Anteil des Schienenverkehrs an den PM10-Emissionen zwischen 5 % in Aachen und bis zu 30 % in Düsseldorf. Der Grund für den höheren Anteil des Schienenverkehrs ist, dass die Emissionen des Schienenverkehrs überwiegend durch Abrieb entstehen und nur ein Teil dieser PM10-Emissionen auch PM2.5-Emissionen sind (vgl. Abbildung 5.32, S.162). Der Anteil des Flugverkehrs liegt bei circa 1 % in Köln und 10 % in Düsseldorf. Der Anteil der Binnenschifffahrt bei den PM10-Emissionen in Abbildung 5.46 ist im Gegensatz zu jenem bei den NO_x- und den PM2.5-Emissionen wesentlich geringer, da die Emissionen der Binnenschifffahrt, im Gegensatz zu jenen der anderen Sektoren, ausschließlich verbrennungsbedingt sind. Im Straßenverkehr sind beispielsweise in Oberhausen 62 % der PM10-Emissionen Abriebsemissionen, während beim Schienenverkehr in den Hotspots ≈ 100 % abriebsbedingt sind (vgl. Abbildung 5.32, S.162). Auch beim Flugverkehr sind circa 80 % der PM10-Emissionen in beispielsweise den Stadtgebieten Düsseldorf und Köln Abriebsemissionen (vgl. Abbildung 5.37, S.167).

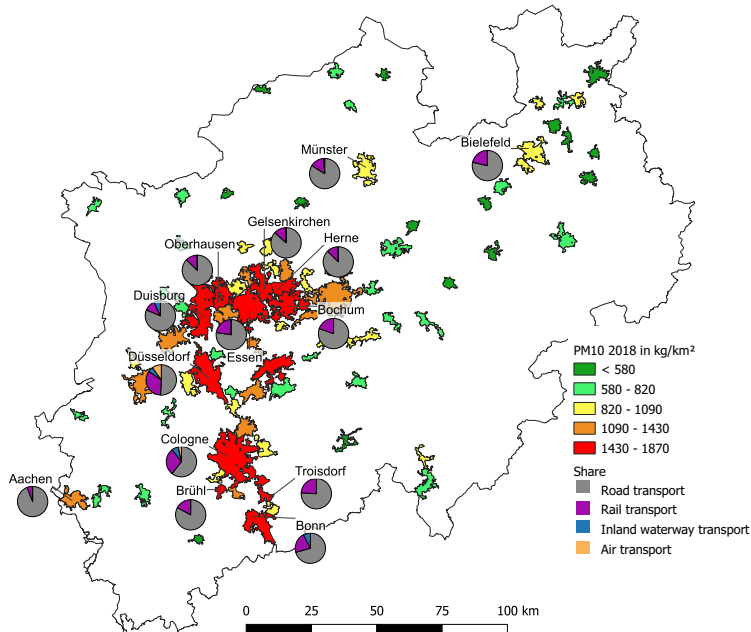


Abb. 5.46.: PM10-Emissionen vom Transportsektor in den Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (*road transport*), Schienenverkehr (*rail transport*), Binnenschifffahrt (*inland waterway transport*) und Flugverkehr (*air transport*).

Abbildung 5.47 zeigt die PM10-Emissionen vom gesamten Transportsektor in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz und Abbildung 5.48 jene einzeln für die vier untersuchten Sektoren. Wie bereits bei den NO_x- und den PM2.5-Emissionen bestätigt Abbildung 5.47 die Analyse der PM10-Emissionshotspots anhand der Stadtgebiete. Diese liegen um Köln, Bonn, Düsseldorf, Aachen und dem Ruhrgebiet mit Duisburg, Essen und Dortmund. Auch die Autobahnen sind mit Emissionen im Bereich 300-1800 kg/km² in Abbildung 5.47 erkennbar. Des Weiteren wird bei Vergleich der gesamten Emissionen in Abbildung 5.47 mit jenen des Schienenverkehrs in Abbildung 5.48c der Einfluss des Schienenverkehrs deutlich. Wie Abbildung 5.48c zeigt, weist der Schienenverkehr bei den PM10-Emissionen moderat hohe Emissionen im Bereich 900-1.800 kg/(km²a) und hohe Emissionen im Bereich 1.800-4.600 kg/(km²a) in Köln, Düsseldorf und teilweise im Ruhrgebiet auf. Abbildung 5.48b bestätigt die Hypothese, dass die Binnenschifffahrt aufgrund nicht vorhandener Abriebsemissionen geringere Anteile bei den PM10-Emissionen aufweist. Moderat hohe Emissionen im Bereich 1.100-2.600 kg/(km²a) liegen ausschließlich im nördlichen Teil des Rheins nördlich von Duisburg außerhalb von städtischen Gebieten vor. Der Straßenverkehr weist hohe bis sehr hohe Emissionen in den identifizierten Hotspots auf (vgl. Abbildung 5.48a). Die PM10-Emissionen des Flugverkehrs sind ausschließlich im Bereich der Start- und Landebahnen der Hauptflughäfen auffällig (vgl. Abbildung 5.48d). Bei den hoch frequentierten Flughäfen Düsseldorf und Köln/Bonn werden Werte bis zu 11.000 kg/(km²a) erreicht. Bei den verbleibenden Hauptflughäfen Niederrhein, Münster/Osnabrück, Dortmund und Paderborn/Lippstadt liegen die PM10-Emissionen im Bereich der Start- und Landebahnen zwischen 300 und 1.800 kg/(km²a). Die Emissionen an den sonstigen Flughäfen sind dagegen unauffällig.

Die Ergebnisse der NO_x-, PM2.5- und PM10-Emissionen für den Bilanzraum Gemeinden sind im Anhang A.4 in Abbildung A.50, Abbildung A.51 und Abbildung A.52 auf den Seiten 336 bis 337 aufgeführt.

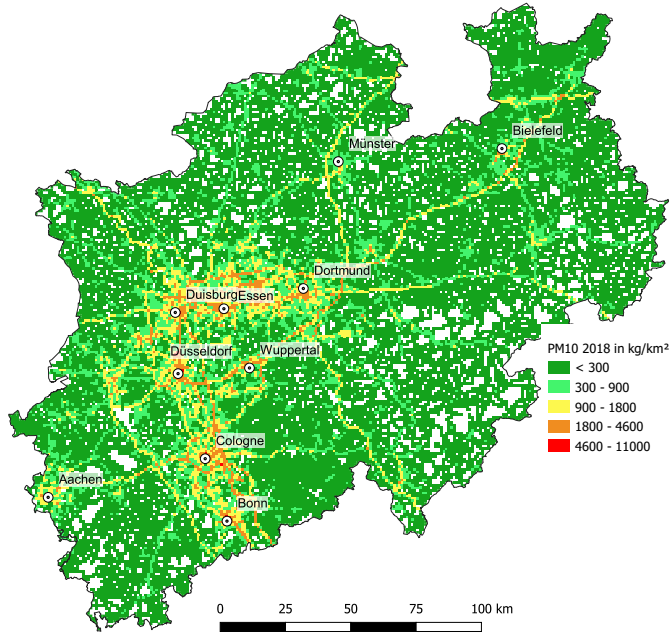


Abb. 5.47.: PM10-Emissionen vom Transportsektor in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.

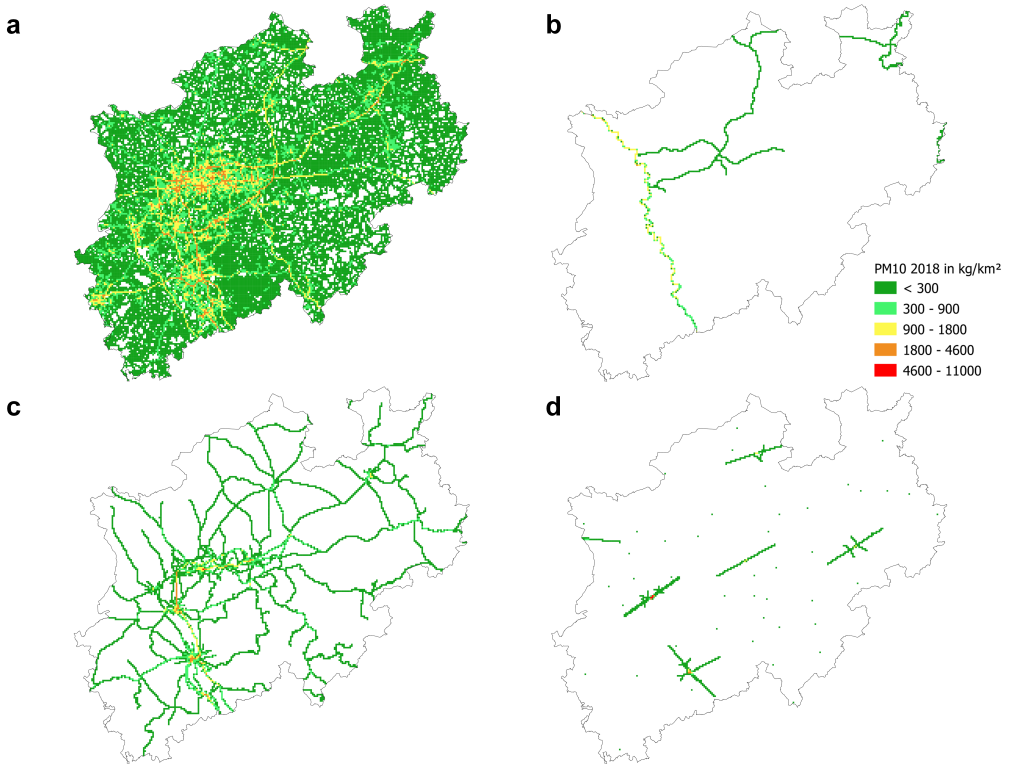


Abb. 5.48.: PM10-Emissionen vom (a) Straßenverkehr, (b) der Binnenschifffahrt, (c) dem Schienenverkehr und (d) dem Flugverkehr in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.

5.2.6. Fazit aktuelle Emissionen

In diesem Abschnitt erfolgt ein kurzes Fazit der Ergebnisse der aktuellen Emissionen. Diese Ergebnisse werden am Ende von Kapitel 5 in Abschnitt 5.5 (S.198) sowie im Kapitel 6 (S.201) detailliert diskutiert.

Die identifizierten Emissionshotspots in NRW sind Aachen, Wuppertal, die an den Rhein angrenzenden Städte Bonn, Wesseling, Köln und Düsseldorf sowie das Ruhrgebiet mit Duisburg, Oberhausen, Essen, Herne und Bochum.

Der Straßenverkehr ist der Hauptverursacher der NO_x - und PM-Emissionen in Emissionshotspots. Die NO_x -Emissionen entstehen hauptsächlich durch dieselbetriebene Fahrzeuge. Neben den PKW haben der schwere Nutzverkehr und die leichten Nutzfahrzeuge einen großen Anteil an den Emissionen des Straßenverkehrs. Auffallend hoch ist der Anteil der Zweitakt-Krafträder bei den PM-Emissionen im Vergleich zu den geringen Fahrleistungen dieser Klasse. Die Binnenschifffahrt weist einen moderaten Anteil bei PM_{2.5}- und NO_x -Emissionen in Hotspots in Rheinnähe im Bereich 10 % bis maximal 25 % auf. Die Anteile bei den PM₁₀-Emissionen sind dagegen sehr gering. Die Emissionen des Schienenverkehrs sind größtenteils Abriebsemissionen. Verbrennungsbedingte Emissionen werden nur in geringem Maße und größtenteils außerhalb von Stadtgebieten und den Ballungsräumen Ruhr- und Rheingebiet vom Schienengüterverkehr und Schienenpersonennahverkehr emittiert. Deshalb ist der Anteil des Schienenverkehrs an den NO_x -Emissionen ≈ 0 %. Durch die hohen Abriebsemissionen weist der Schienenverkehr bei den PM_{2.5}-Emissionen einen geringen Anteil im Bereich 1-8 % und bei den PM₁₀-Emissionen einen moderaten Anteil bis zu 25-30 % auf. Hauptverursacher ist der Schienenpersonenverkehr. Der Flugverkehr hat einen moderat hohen Anteilen bei NO_x -, PM_{2.5}- und PM₁₀-Emissionen im Stadtgebiet von Düsseldorf von 15 %, 8 % und 10 % und einen geringen Anteil in Köln (2,3-4,6 %). Die Flughäfen Köln/Bonn und Düsseldorf sind die einzigen Flughäfen mit sichtbarem Einfluss auf die Emissionshotspots. Die anderen Hauptflughäfen weisen deutlich geringere *Landing and Take Off* Zyklus-Zahlen auf und liegen außerhalb von Stadtgebieten. Die sonstigen Flughäfen liegen auch größtenteils außerhalb der Stadtgebiete und ihre spezifischen Emissionen sind unauffällig. Hohe *Landing and Take Off* Zyklus-Zahlen des nicht gewerblichen Flugverkehrs an den sonstigen Flughäfen entstehen zum Teil durch einen wesentlichen Anteil von Motorsegelflugzeugen, Segelflugzeugen und Ultraleichtflugzeugen an den Starts.

5.3. Zukünftige Emissionen 2030 und 2050

In diesem Abschnitt werden die berechneten zukünftigen Emissionen des Straßenverkehrs, der Binnenschifffahrt, des Schienenverkehrs¹⁰ und des Flugverkehrs präsentiert.

5.3.1. Straßenverkehr

Durch die getroffenen Annahmen, ähnelt die räumliche Verteilung der zukünftigen Emissionen der untersuchten Sektoren in allen Szenarien der räumlichen Verteilung der Emissionen 2018 (vgl. Unterabschnitt 5.2.1, S.148). Lediglich die unterschiedlichen Fahrleistungsentwicklungen der einzelnen Klassen (vgl. Abbildung 4.3, S.98) beeinflussen die räumliche Verteilung der Emissionen. Da dieser Einfluss sehr gering ist und der Umfang von sechs Szenarien, zwei Zeitpunkten, drei Bilanzierungsebenen und drei betrachteten Schadstoffen zu 108 Abbildungen führen würde, wird auf eine Erläuterung der räumlichen Verteilung an dieser Stelle verzichtet. Stattdessen werden die Ergebnisse der Zukunftsszenarien exemplarisch anhand des Stadtgebiets von Oberhausen erläutert.

Abbildung 5.49 zeigt die berechneten zukünftigen NO_x -, PM₁₀- und PM_{2.5}-Emissionen sowie Fahrleistungen der Straßenverkehrsklassen PKW (*PC*), Krafträder (*MC*), leichte Nutzfahrzeuge (*LDV*), Busse (*Buses*), LKW ohne Anhänger (*RT*), LKW mit Anhänger (*TT*), Sattelzugmaschinen (*AT*) und sonstige Fahrzeugen (*Other vehicles*) für das Stadtgebiet von Oberhausen in 2030 und 2050

¹⁰Für den Schienenverkehr wurden keine Simulationen der zukünftigen Emissionen durchgeführt. Eine Diskussion erfolgt literaturbasiert.

im Basisszenario normiert auf die Werte des Jahres 2018. Im Basisszenario werden keine alternativen Kraftstoffe und Antriebe eingeführt. Die Emissionen ändern sich ausschließlich durch die Veränderung der Fahrleistung sowie die Erweiterung des Flottenbestands und den Austausch der bestehenden Fahrzeuge durch neue Fahrzeuge mit neuen Emissionstechnologien und höheren Schadstoffklassen. Die Emissionen des Straßenverkehrs im Jahr 2018 für Oberhausen sind detailliert in Abbildung 5.25 (S.154) dargestellt. Wie Abbildung 5.49 zeigt, sinken die NO_x -Emissionen des Straßenverkehrs bereits bis 2030 auf 22 % und bis 2050 auf 8 % des 2018'er Wertes. Bis 2030 sinken die Anteile aller Fahrzeugklassen mit Ausnahme der PKW und der leichten Nutzfahrzeuge bereits sehr stark, da durch geringe Nutzungsdauern die schweren Nutzfahrzeuge (i.e., LKW, Sattelzugmaschinen, Reisebusse und Linienbusse) bereits zu 100 % EURO VI Fahrzeuge sind (vgl. Abbildung 4.7, S.102). Die PKW Flotte und die Flotte der leichten Nutzfahrzeuge hingegen bestehen nur zu 51 % beziehungsweise zu 70 % aus Euro 6d Fahrzeugen (vgl. Abbildung 4.6, S.101). In der PKW Flotte sind außerdem noch 16-17 % Euro-5 Fahrzeuge vorhanden, weshalb bei PKW die Reduzierung bis 2030 geringer ist als bei leichten Nutzfahrzeugen. Bis 2050 sind schließlich alle Fahrzeuge nach der aktuellsten Abgasnorm zertifiziert, so dass die NO_x -Emissionen von 2030 auf 2050 nochmal um 14 % im Bezug auf den 2018'er Wert sinken (vgl. Abbildung 5.49). Krafträder haben, wie bereits in Unterabschnitt 5.2.1 (S.148) erläutert, kaum Einfluss auf die NO_x -Emissionen.

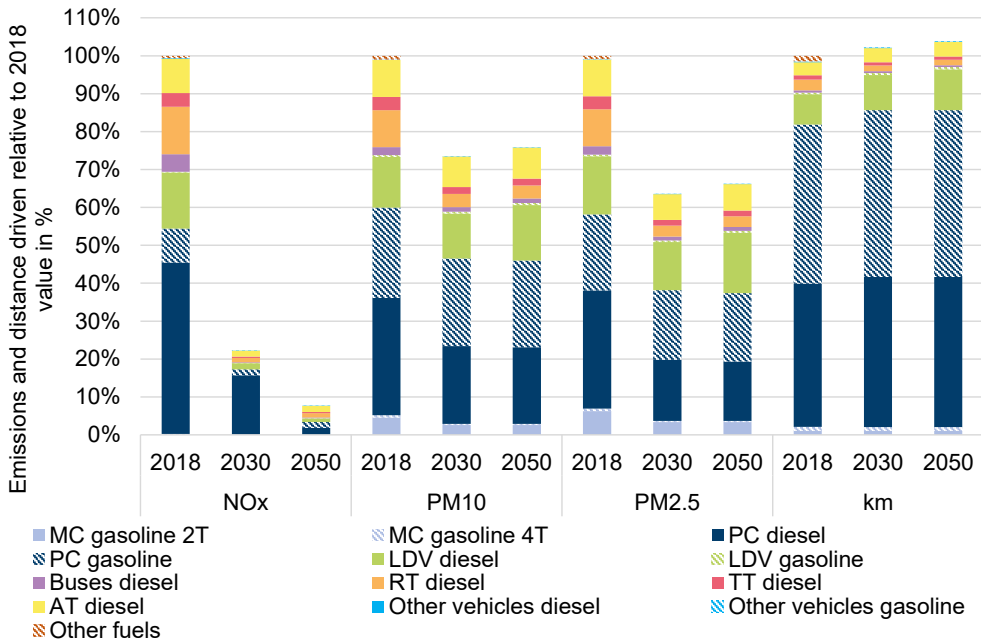


Abb. 5.49.: Zukünftige berechnete NO_x -, PM_{10} - und $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen und Fahrleistungen der Straßenverkehrsklassen PKW (PC), Krafträder (MC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), Busse (Buses), LKW ohne Anhänger (RT), LKW mit Anhänger (TT), Sattelzugmaschinen (AT) und sonstige Fahrzeuge (Other vehicles) für das Stadtgebiet von Oberhausen in 2030 und 2050 im Basisszenario normiert auf die Werte des Jahres 2018.

Die PM_{10} - und $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen sinken bis 2030 auf 73 % beziehungsweise 64 % des 2018'er Wertes. Die geringere Reduktion trotz der erläuterten höheren Emissionsstandards ist durch den hohen Anteil an Abriebs-Emissionen begründet. Dieser hatte 2018 einen Anteil von 62 % an den PM_{10} - und von 46 % an den $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen (vgl. Abbildung 5.25, S.154). Diese steigen proportional zur Fahrleistung. Dies führt unter anderem dazu, dass die PM_{10} - bzw. $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen von 2030

bis 2050 sogar von 73% auf 76 % bzw. von 64% auf 66 % des 2018'er Wertes ansteigen. Der starke Anstieg der Fahrleistung von Sattelzugmaschinen und leichten Nutzfahrzeugen, welcher in Abbildung 5.49¹¹ zu einem Anstieg der gesamten Fahrleistung auf 102 % bzw. 104 % des ursprünglichen 2018'er Wertes führt, überwiegt also den reduzierenden Effekt der neuen Emissionstechnologien im Zeitraum 2030 bis 2050. Von 2018 bis 2030 hingegen führt der Wegfall der älteren Fahrzeuge mit hohen Abgasemissionen und die Abnahme der Fahrleistungen der Klassen LKW und Busse zu einer Reduzierung der PM-Emissionen. Die Abriebsemissionen werden im nächsten Abschnitt im Detail erläutert. Der Anteil der Krafträder an den PM-Emissionen sinkt zunächst bis 2030, bleibt aber dann bis 2050 nahezu konstant.

Abbildung 5.50 zeigt die berechneten abriebsbedingten PM10- und PM2.5-Emissionen der untersuchten Straßenverkehrsklassen für das Stadtgebiet von Oberhausen in 2018, 2030 und 2050. Die Abriebsemissionen sind aufgrund der getroffenen Annahmen unabhängig von Antrieb und Energieträger, weshalb in Abbildung 5.50 keine Differenzierung nach Szenario vorgenommen wurde.

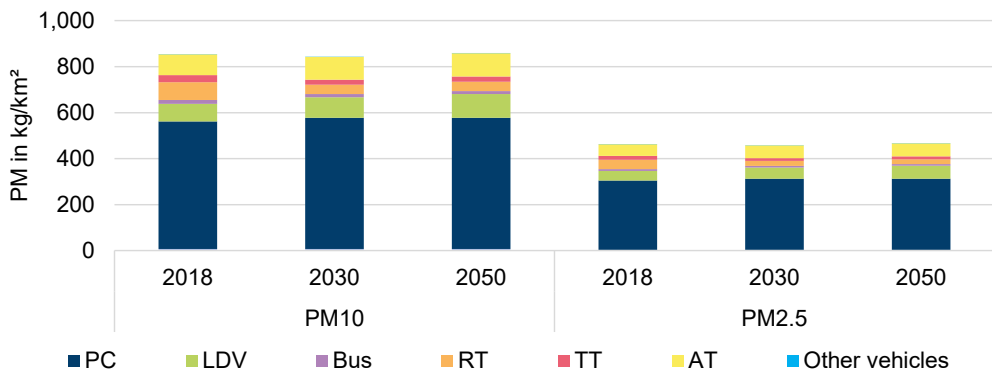


Abb. 5.50.: Zukünftige berechnete abriebsbedingte PM10 und PM2.5-Emissionen der Straßenverkehrsklassen PKW (*PC*), Krafträder (*MC*), leichte Nutzfahrzeuge (*LDV*), Busse (*Buses*), LKW ohne Anhänger (*RT*), LKW mit Anhänger (*TT*), Sattelzugmaschinen (*AT*) und sonstige Fahrzeuge (*Other vehicles*) für das Stadtgebiet von Oberhausen in 2018, 2030 und 2050.

Wie Abbildung 5.50 zeigt, sinken die PM10-Emissionen durch Abrieb zunächst von 2018 bis 2030 von 853 kg/(km²a) auf 842 kg/(km²a) und steigen anschließend von 2030 bis 2050 auf 858 kg/(km²a) an. Die Abriebsemissionen sind direkt proportional zu den Fahrleistungen der Fahrzeuge. Von 2018 bis 2030 nehmen die prognostizierten Fahrleistungen der Klassen LKW und Busse ab (vgl. Abbildung 5.49). Dies führt zu einer Abnahme der PM10-Emissionen von LKW bzw. Bussen von 108 kg/(km²a) auf 63 kg/(km²a) bzw. 16 kg/(km²a) auf 14 kg/(km²a) (vgl. Abbildung 5.50). Die Fahrleistungen von PKW, leichten Nutzfahrzeugen und Sattelzugmaschinen nehmen hingegen zu. Dies führt zu ansteigenden abriebsbedingten PM10-Emissionen von PKW, leichten Nutzfahrzeugen und Sattelzugmaschinen von 2018 auf 2030 von 554 auf 571 kg/(km²a), 77 auf 89 kg/(km²a) und 90 auf 99 kg/(km²a). Im Zeitraum 2030 bis 2050 sinken die Fahrleistungen von LKW und Bussen nur noch leicht, bzw. bleiben weitestgehend konstant. Die Fahrleistungen von PKW bleiben ebenso konstant, während die Fahrleistungen von leichten Nutzfahrzeugen weiterhin stark ansteigen. Die Fahrleistungen von Sattelzugmaschinen steigen in diesem Zeitraum leicht an. Dies führt entsprechend zu einer Steigerung der PM10-Emissionen von leichten Nutzfahrzeugen und Sattelzugmaschinen im Zeitraum 2030 bis 2050 von 89 auf 103 kg/(km²a) und 99 auf 101 kg/(km²a). Ähnlich wie die ab-

¹¹Durch den hohen Anteil der PKW an den gesamten Fahrleistungen ist die Steigerung jener von Sattelzugmaschinen und leichten Nutzfahrzeugen in Abbildung 5.49 schwer zu erkennen. Details können in Abbildung 4.3 auf S.98 nachvollzogen werden.

riebsbedingten PM10-Emissionen sinken die PM2.5-Emissionen von 2018 bis 2030 zunächst leicht von 463 auf 458 kg/(km²a) und steigen folgend bis 2050 wieder auf einen Wert von 467 kg/(km²a). Begründet ist dies, analog zu den abriebsbedingten PM10-Emissionen, durch die starke Abnahme der Fahrleistungen der LKW und die moderate Abnahme der Fahrleistungen der Busse im Zeitraum 2018 bis 2030 und die starke Zunahme der Fahrleistungen von leichten Nutzfahrzeugen und Sattelzugmaschinen im Zeitraum 2018 bis 2050.

Die zukünftigen Szenarien des Straßenverkehrs wurden in Unterabschnitt 4.2.3 ab S.104 erläutert. Vor dem Hintergrund der folgenden Erläuterung und Diskussion der Ergebnisse der Szenarien gibt Tabelle 5.1 einen Überblick über die Annahmen der unterschiedlichen Szenarien.

Tab. 5.1.: Zusammenfassung der zukünftigen Szenarien im Straßenverkehr.

Szenario	Beschreibung
E	100 % der ab 2025 neu zugelassenen PKW, leichten Nutzfahrzeuge, Krafträder <50 ccm, Linienbusse und LKW ohne Anhänger unter 26 t sind batterie-elektrische Fahrzeuge. Rest konventionell.
H ₂	50 % der ab 2025 neu zugelassenen PKW und leichten Nutzfahrzeuge sowie 100 % der Krafträder <50 ccm sind batterie-elektrische Fahrzeuge. 50 % der ab 2025 neu zugelassenen PKW und leichten Nutzfahrzeuge sowie 100 % der neu zugelassenen Busse, LKW und Sattelzugmaschinen sind brennstoffzellen-elektrische Fahrzeuge. Restliche Krafträder konventionell.
Gas	25 % der ab 2025 neu zugelassenen PKW und 100 % der neu zugelassenen leichten Nutzfahrzeuge, Busse, LKW und Sattelzugmaschinen sind CNG/LNG-betriebene Fahrzeuge. 75 % der neu zugelassenen PKW sind mit konventionellem Kraftstoff betriebene Hybrid-Fahrzeuge. 100% der Krafträder <50 ccm sind batterie-elektrische Fahrzeuge. Restliche Krafträder konventionell.
PtF New Drive	100 % der ab 2025 neu zugelassenen Busse, LKW und Sattelzugmaschinen sind Dimethylether-betriebene Fahrzeuge. 100 % der neu zugelassenen PKW und leichten Nutzfahrzeuge sind mit konventionellem Kraftstoff betriebene Hybrid-Fahrzeuge. 100 % der Krafträder <50 ccm sind batterie-elektrische Fahrzeuge. Restliche Krafträder konventionell.
PtF Drop-In	Benzin und Diesel wird zu 100 % durch <i>Methanol to Gasoline</i> -Benzin und Fischer-Tropsch-Diesel/HVO ersetzt. 100 % der ab 2025 neu zugelassenen PKW und leichten Nutzfahrzeuge sind mit Drop-In Kraftstoffen betriebene Hybrid-Fahrzeuge. 100 % der Krafträder <50 ccm sind batterie-elektrische Fahrzeuge. Die restlichen Fahrzeuge werden mit konventionellem Antrieb und alternativem Kraftstoff betrieben.
Base	Referenzszenario mit 100 % konventionellen Kraftstoffen in der Zukunft. Keine Änderung der Antriebe.

Abkürzungen: *Power-to-Fuel* (PtF), komprimiertes Erdgas (CNG), verflüssigtes Erdgas (LNG), Dimethylether (DME), hydriertes Pflanzenöl (HVO).

Abbildung 5.51 zeigt die berechneten NO_x-Emissionen der untersuchten Straßenverkehrsklassen für das Stadtgebiet von Oberhausen in (a) 2030 und (b) 2050 für die unterschiedliche Szenarien. Zu *alternative* in Abbildung 5.51 zählen ausschließlich neue Antriebe und neue Energieträger. Zu neuen Antrieben gehören der batterie-elektrische Antrieb, der brennstoffzellen-elektrische Antrieb, der CNG/LNG-betriebene Gasmotor, der mit LNG-betriebene Dual-Fuel Dieselmotor, der Dimethylether-betriebene Dieselmotor und Hybridkonzepte. Zu neuen Energieträgern gehören Wasserstoff, Dimethylether und CNG/LNG. Eine Ausnahme bilden die Energieträger *Methanol to Gasoline*-Benzin und Fischer-Tropsch-Diesel. Da diese in der bereits existierenden Flotte eingesetzt werden, sind diese in Abbildung 5.51 und den folgenden Abbildungen in diesem Abschnitt unter *gasoline* und

diesel aufgeführt.

Wie Abbildung 5.51 zeigt, sind die Szenarien *Gas Scenario*, *PtF New Drive* und *PtF Drop-In* in ein Maximalfall und Minimalfall unterteilt. Der minimale optimistische Wert gilt für 100% elektrische Fahrleistung von Hybrid-Fahrzeugen im Stadtgebiet, während der maximale konservative Wert für 100% Verbrennungsbetrieb im Stadtgebiet gilt. Hybridkonzepte werden in den Fahrzeugklassen PKW und leichte Nutzfahrzeuge in Verbindung mit den Energieträgern Diesel, Benzin, *Methanol to Gasoline*-Benzin und Fischer-Tropsch-Diesel verwendet (vgl. Abbildung 4.10, S.107 und Abbildung 4.9, S.106). Der Realfall wird in Abhängigkeit des Nutzerverhaltens zwischen dem Maximalfall und dem Minimalfall liegen. Nach Plötz et al. [371] fahren private Hybrid-Fahrzeuge in Deutschland durchschnittlich 43 % elektrisch, während Dienstwagen nur 18 % elektrisch fahren. Nach NPM [372] könnte sich der Anteil bei neueren Hybrid-Fahrzeugen durch ein verändertes Nutzungsverhalten jedoch verändern. Daten zu Hybrid-Fahrzeugen der ersten Generation sind nur bedingt aussagekräftig, da diese nicht dem aktuellen Stand der Technik entsprechen [372]. Nach NPM [372] könnten zukünftige Analysen auf Basis des durch die Verordnung (EU) 2018/1832 ab Januar 2021 für alle neuen Fahrzeuge verpflichtenden *On-board fuel consumption monitoring* (OBCFM)-Systems durchgeführt werden. NPM [372] resümieren außerdem, dass über 50 % der kurzen und mittellangen Pendlerstrecken zukünftig elektrisch zurückgelegt werden könnten.

Wie Abbildung 5.51a zeigt, ist der Anteil der dieselbetriebenen PKW an den gesamten Emissionen in allen Szenarien, mit Ausnahme des *PtF Drop-In*- und des *Base*-Szenarios, mit $4,4 \text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$ gleich groß. Im *Base*-Szenario werden $4,5 \text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$ durch dieselbetriebene PKW verursacht. Begründet ist dies, wie bereits im Rahmen der Analyse von Abbildung 5.49 (S.178) erläutert, durch die noch in der Flotte vorhandenen alten Emissionstechnologien. Im Szenario *PtF Drop-In* werden $3,7 \text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$ durch Fischer-Tropsch-betriebene PKW verursacht. Insgesamt wird die höchste Reduktion durch den Minimalfall des *PtF Drop-In*-Szenarios erreicht und führt zu NO_x -Emissionen in 2030 von insgesamt $5,22 \text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$. Im Maximalfall jenes Szenarios werden allerdings insgesamt $5,6 \text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$ verursacht (vgl. Abbildung 5.51a). Es folgen das H_2 - und das *E*-Szenario mit $5,39 \text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$ und $5,95 \text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$. Im *Gas*- und *PtF New Drive*-Szenario werden in Abhängigkeit des Betriebes der Hybrid-Fahrzeuge $6,09\text{--}6,31 \text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$ und $5,91\text{--}6,33 \text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$ verursacht. Im Vergleich werden im *PtF New Drive*-Szenario durch den Einsatz von Dimethylether in Sattelzugmaschinen $385 \text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$ verursacht, während im *Gas*-Szenario durch den Einsatz von LNG-betriebenen Dual-Fuel Dieselmotoren bei den Sattelzugmaschinen $455 \text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$ von diesen verursacht werden. Dies ist nur eine geringfügige Reduzierung im Vergleich zu $459 \text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$ im *Base*-Szenario. Die neu eingeführten leichten Nutzfahrzeuge im *Gas*-Szenario, welche zu 100 % Bifuel-CNG-Fahrzeuge¹² sind, verursachen $37 \text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$, während die neu zugelassenen leichten Nutzfahrzeuge im *PtF New Drive*-Szenario $126 \text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$ verursachen. Diese bestehen zu 100 % aus mit konventionellem Kraftstoff betriebenen Hybrid-Fahrzeugen. Die noch bestehende Flotte aus leichten Nutzfahrzeugen ohne neuartigen Antrieb emittiert mit $376 \text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$ aber einen wesentlich größeren Anteil der NO_x -Emissionen.

Der wesentliche Vorteil des H_2 -Szenarios gegenüber dem *E*-Szenario ist die Möglichkeit schwere Nutzfahrzeuge der Klassen Sattelzugmaschine und LKW mit Anhänger elektrisch mit Brennstoffzellenantrieb zu betreiben. Durch kurze Nutzungsdauern sind die Fahrzeuge dieser Klassen im Jahr 2030 bereits zum größten Teil durch neue Fahrzeuge ersetzt. Brennstoffzellen-elektrische Fahrzeuge emittieren keine NO_x -Emissionen, weshalb im H_2 -Szenario in Abbildung 5.51 keine bzw. kaum NO_x -Emissionen von Sattelzugmaschinen und LKW mit Anhänger produziert werden. Die eingesparten NO_x -Emissionen werden über einen Vergleich mit dem *E*- oder dem *Base*-Szenario in Abbildung 5.51 ersichtlich, da beide Klassen in diesen Szenarien weiterhin konventionell betrieben werden.

Abbildung 5.51b zeigt die NO_x -Emissionen der bereits für 2030 erläuterten Szenarien im Jahr 2050. Die Flotte ist jetzt vollständig durch Fahrzeuge mit neuen Emissionstechnologien, im Falle des *Base*-Szenarios, bzw. neuen Antrieben ausgestattet. Dies führt zu vernachlässigbar kleinen Emissionen im Fall des H_2 -Szenarios, da fast alle Fahrzeuge entweder batterie-elektrisch oder brennstoffzellen-elektrisch betrieben werden. Die Ausnahme bilden hier 4-Takt-Krafträder, welche weiterhin kon-

¹²Die Bifuel-Fahrzeuge operieren ausschließlich im Gasbetrieb.

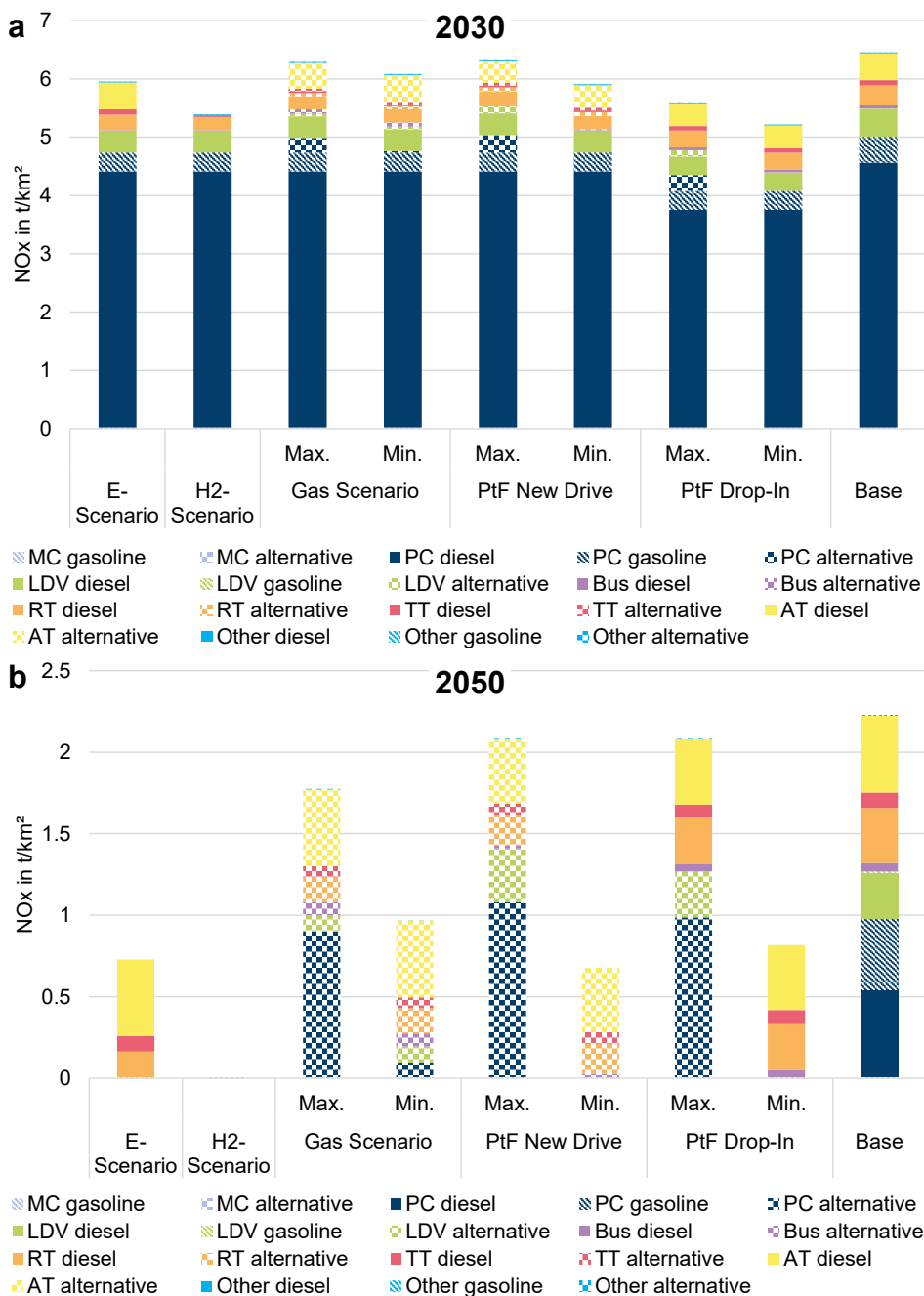


Abb. 5.51.: Zukünftige berechnete NO_x-Emissionen der Straßenverkehrsklassen PKW (PC), Krafträder (MC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), Busse (Buses), LKW ohne Anhänger (RT), LKW mit Anhänger (TT), Sattelzugmaschinen (AT) und sonstige Fahrzeuge (Other vehicles) für das Stadtgebiet von Oberhausen in (a) 2030 und (b) 2050 für unterschiedliche Szenarien.

ventionell betrieben werden. Die NO_x -Emissionen dieser Fahrzeugklasse sind mit $6 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ aber vernachlässigbar klein. Im direkten Vergleich schneidet das *E*-Szenario mit $0,73 \text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$ schlechter ab. Begründet ist dies durch LKW über 26 t und Sattelzugmaschinen, welche in diesem Szenario weiterhin konventionell betrieben werden. Höhere NO_x -Emissionen, in Abhängigkeit des Betriebes der Hybrid-Fahrzeuge, weisen die Szenarien *Gas*, *PtF New Drive* und *PtF Drop-In* mit Intervallen von $1,02\text{--}1,83 \text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$, $0,68\text{--}2,08 \text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$ und $0,82\text{--}2,08 \text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$ auf, während das *Base*-Szenario mit $2,23 \text{ t}/(\text{km}^2\text{a})$ leicht über diesen Werten liegt. Das *Gas*-Szenario weist durch die CNG-Fahrzeuge bei den PKW¹³ und leichten Nutzfahrzeugen¹⁴ geringere Emissionen gegenüber dem *PtF New Drive*- und *PtF Drop-In*-Szenario im Maximalfall auf. Fahren die Hybrid-Fahrzeuge allerdings vollständig im elektrischen Betrieb im Minimalfall, sind jene NO_x -Emissionen der zuletzt genannten Szenarien niedriger.

Die Emissionen der Klasse LKW ohne Anhänger sind im Szenario *Gas* mit $124 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ niedriger als die Emissionen jener Klasse im *PtF Drop-In*-Szenario in Höhe von $187 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$. Begründet ist dies dadurch, dass LKW ohne Anhänger im *Gas*-Szenario mit Gasmotoren ausgestattet wurden. LKW ohne Anhänger im *PtF Drop-In*-Szenario emittieren mit $286 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ deutlich mehr NO_x -Emissionen. LKW mit Anhänger und Sattelzugmaschinen hingegen wurden im *Gas* Szenario mit Dual-Fuel Dieselmotoren ausgestattet, wodurch diese mit $156 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ und $466 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ höhere Emissionen aufweisen als jene mit Dimethylether-Dieselmotor im *PtF Drop-In*-Szenario mit $69 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ und $396 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$. LKW mit Anhänger und Sattelzugmaschinen im *PtF Drop-In*-Szenario liegen mit $80 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ und $399 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ dazwischen. Die NO_x -Emissionen der Fahrzeugklasse Busse sind im *Gas*-Szenario trotz des Einsatzes von Gasmotoren mit $80 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ deutlich höher als jene der Dimethylether-Busse im *PtF New Drive*-Szenario in Höhe von $19 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$. Die Busse im *PtF Drop-In*-Szenario emittieren $45 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$. Die Busse innerhalb der Stadtgebiete wurden vollständig als Linienbusse angenommen. Nach HBEFA 4.1 [118] haben Linienbusse mit CNG-Antrieb höhere NO_x -Emissionen als Dieselbusse vergleichbarer Größe. Bei LKW verhält es sich hingegen genau andersrum. Die vergleichsweise hohen Emissionen von Linienbussen mit CNG-Antrieb können durch den schlechteren Wirkungsgrad im Teillastbetrieb der Gasmotoren entstehen (vgl. Büniger et al. [323]). Die Emissionsfaktoren für Dimethylether wurden im Modell proportional zu den jeweiligen Faktoren der Größenklassen mit Dieselantrieb angenommen (vgl. Unterabschnitt 4.2.3, S.102). Des Weiteren ist die Reduktion durch die Drop-In Kraftstoffe im *Drop-In*-Szenario in 2050 im Vergleich zu den alternativen Szenarien wesentlich geringer als 2030, was durch den 100%igen Anteil der neuen Technologien in den alternativen Szenarien begründet ist.

Insgesamt zeigt Abbildung 5.51b die Unsicherheit bzw. die Bedeutung des elektrischen Fahranteils von Hybridantrieben im Stadtgebiet. Werden leichte Nutzfahrzeuge und PKW nicht durch batterie- oder brennstoffzellen-elektrische Fahrzeuge ersetzt, sondern stattdessen durch Hybrid-Fahrzeuge, ist das Erreichen eines möglichst hohen Anteils der innerörtlichen Fahrleistung im elektrischen Betrieb notwendig. Beim Einsatz von Bifuel CNG-Fahrzeugen in den Klassen PKW und leichte Nutzfahrzeuge werden die NO_x -Emissionen gegenüber dem Diesel-/Benzinbetrieb reduziert. Bei schweren Nutzfahrzeugen mit hohen täglichen Reichweiten, wie LKW mit Anhängern oder Sattelzugmaschinen, ist der Einsatz von Antrieben mit hoher Reichweite und hohen Wirkungsgraden vorteilhaft. Hierzu zählen Dual-Fuel Dieselmotoren, konventionelle Dieselmotoren mit alternativen Kraftstoffen oder Dieselmotoren im Dimethylether-Betrieb. Unter diesen emittieren jene im Dimethylether-Betrieb die geringsten Mengen an NO_x . Auch bei der Fahrzeugklasse (Linien-)Bus ist der Einsatz von Dimethylether-betriebenen Dieselmotoren mit geringeren NO_x -Emissionen im Vergleich zu den anderen beiden Optionen verbunden. Da Linienbusse aber eher geringe tägliche Reichweiten aufweisen ist der Einsatz von brennstoffzellen- oder batterie-elektrischen Fahrzeugen sinnvoller.

Abbildung 5.52 zeigt die verbrennungsbedingten PM-Emissionen der untersuchten Straßenverkehrsklassen für das Stadtgebiet von Oberhausen in (a) 2030 und (b) 2050 für die betrachteten Szenarien. Die abriebsbedingten PM-Emissionen wurden bereits anhand von Abbildung 5.50 (S.179)

¹³25 % CNG-Fahrzeuge, 75 % Diesel-/Benzin-Hybrid-Fahrzeuge.

¹⁴100 % CNG-Fahrzeuge.

erläutert. Ein Vergleich mit Abbildung 5.50 zeigt, dass im *Base*-Szenario im Jahr 2030 91 % der PM10- und 85 % der PM2.5-Emissionen und im Jahr 2050 90 % der PM10- und 83 % der PM2.5-Emissionen abriebsbedingt sind. Der Einfluss der im Folgenden erläuterten Reduktionen ist also wesentlich geringer als bei den NO_x-Emissionen.

Wie Abbildung 5.52a zeigt, ist der Anteil an verbrennungsbedingten PM-Emissionen von Krafträdern im *Base* Szenario mit 33 kg/(km²a) im Verhältnis zu ihren Fahrleistungen (vgl. Abbildung 5.49, S.178) und den im letzten Abschnitt erläuterten NO_x-Emissionen relativ hoch. Diese sinken bis 2050 auch nur geringfügig auf 32 kg/(km²a) (vgl. Abbildung 5.52b), obwohl in Unterabschnitt 4.2.3 ein vollständiger Austausch der Kraftradflotte angenommen wurde (vgl. Abbildung 4.5, S.100). Als Maßnahme wurde in allen alternativen Szenarien eine vollständige Elektrifizierung der neuen und bestehenden Kleinkrafträder vorgenommen (vgl. Unterabschnitt 4.2.3, S.104). Im Gegensatz zu den anderen Verkehrsklassen sind 2030 also bereits 100 % der Kleinkrafträder elektrifiziert. Wie Abbildung 5.52 zeigt, reduziert diese Maßnahme die PM-Emissionen der Klasse Krafträder auf 2,4 kg/(km²a) im Jahr 2030 und auf 1,8 kg/(km²a) im Jahr 2050. Die unterschiedlichen Werte entstehen durch die verschiedenen Emissionstechnologien der nicht elektrifizierten Motorräder¹⁵ im Jahr 2030 und 2050 (vgl. Abbildung 4.5, S.100).

Des Weiteren illustriert Abbildung 5.52a den großen Anteil der leichten Nutzfahrzeuge an den PM-Emissionen. Diese betragen im *Base*-Szenario im Jahr 2030 79 kg/(km²a) und werden im *H₂*- und *E*-Szenario auf 40 kg/(km²a) reduziert. In den Szenarien *PtF New Drive* und *PtF Drop-In* variieren diese in Abhängigkeit des Betriebs der Hybrid-Fahrzeuge zwischen 40-84 kg/(km²a) und 33-67 kg/(km²a). Im *Gas*-Szenario werden im Jahr 2030 56 kg_{PM}/km² von leichten Nutzfahrzeugen emittiert. Insgesamt sind die PM-Emissionen aller Fahrzeuge in 2030 im *H₂*-Szenario mit 72 kg/(km²a) am niedrigsten. Es folgt das *E*-Szenario mit 86 kg/(km²a). Wie im Rahmen der Analyse der NO_x-Emissionen bereits erläutert, liegt der Vorteil des *H₂*-Szenarios beim Einsatz des Brennstoffzellenantriebs in schweren Nutzfahrzeugen, da der batterie-elektrische Antrieb im *E*-Szenario ausschließlich in LKW ohne Anhänger bis 26 t verwendet wird (vgl. Abbildung 4.10, S.107). Im Jahr 2050 ist das *H₂*-Szenario mit 1,8 kg_{PM}/km², verursacht durch konventionell betriebene Krafträder, jenes Szenario mit den geringsten PM-Emissionen. Es folgt das *E*-Szenario mit PM-Emissionen in Höhe von 20 kg/(km²a), welche durch die nicht elektrifizierten schweren Nutzfahrzeuge entstehen. Im *Base*-Szenario werden insgesamt 184 kg_{PM}/km² im Jahr 2050 emittiert. In Abhängigkeit des Betriebs der Hybrid-Fahrzeuge werden in den Szenarien *Gas*, *PtF New Drive* und *PtF Drop-In* im Jahr 2050 PM-Emissionen im Bereich 73,6-90,5 kg/(km²a), 26-163 kg/(km²a) und 22-134 kg/(km²a) emittiert. Auffällig ist der erhöhte Anteil der PKW-Emissionen im *Gas*-Szenario in Höhe von 30 kg/(km²a), während jene im *PtF New Drive*- und *PtF Drop-In*-Szenario 0-23 kg/(km²a) und 0-21 kg/(km²a) betragen. Während die CNG-PKW höhere PM-Emissionen aufweisen als die Diesel- und Ottomotor-PKW, weisen die leichten Nutzfahrzeuge mit CNG-Antrieb geringere Emissionen auf als die leichten Nutzfahrzeuge mit Diesel- und Ottomotor (vgl. Abbildung 5.52). Die leichten Nutzfahrzeuge im *Gas*-Szenario emittieren 40 kg/(km²a) im Jahr 2050, während jene im *PtF New Drive*- und *PtF Drop-In*-Szenario 0-114 kg/(km²a) und 0-92 kg/(km²a) verursachen. In beiden *Power-to-Fuel* (PtF)-Szenarien werden Hybrid-Fahrzeuge als leichte Nutzfahrzeuge eingesetzt. Die Emissionen dieser Hybrid-Fahrzeuge im Verbrennungsbetrieb liegen leicht über jenen mit konventionellem Antrieb. Im *Base*-Szenario verursachen die leichten Nutzfahrzeuge im Jahr 2050 entsprechend PM-Emissionen in Höhe von 105 kg/(km²a). Bei der Fahrzeugklasse Busse emittieren die CNG-Busse im *Gas*-Szenario mit 1,1 kg/(km²a) im Jahr 2050, abgesehen den batterie-elektrischen und brennstoffzellen-elektrischen Bussen in den jeweiligen Szenarien, die geringsten PM-Emissionen. Es folgen die Fischer-Tropsch-Diesel-Busse und die Dimethylether-Busse in den Szenarien *PtF Drop-In* und *PtF New Drive* mit 2,7 kg/(km²a) und 3,3 kg/(km²a) im Jahr 2050. Die Dieselbusse im *Base*-Szenario emittieren hingegen 3,4 kg/(km²a) in 2050. Durch die Elektrifizierung von LKW ohne Anhänger unter 26 t sinken die PM-Emissionen dieser Klasse im *E*-Szenario auf 3,8 kg/(km²a) im Jahr 2050. Niedriger sind die Emissionen jener Klasse mit LNG-Antrieb im

¹⁵Hierzu zählen Krafträder <250 ccm 2-Takt, <250 ccm 4-Takt und >250 ccm.

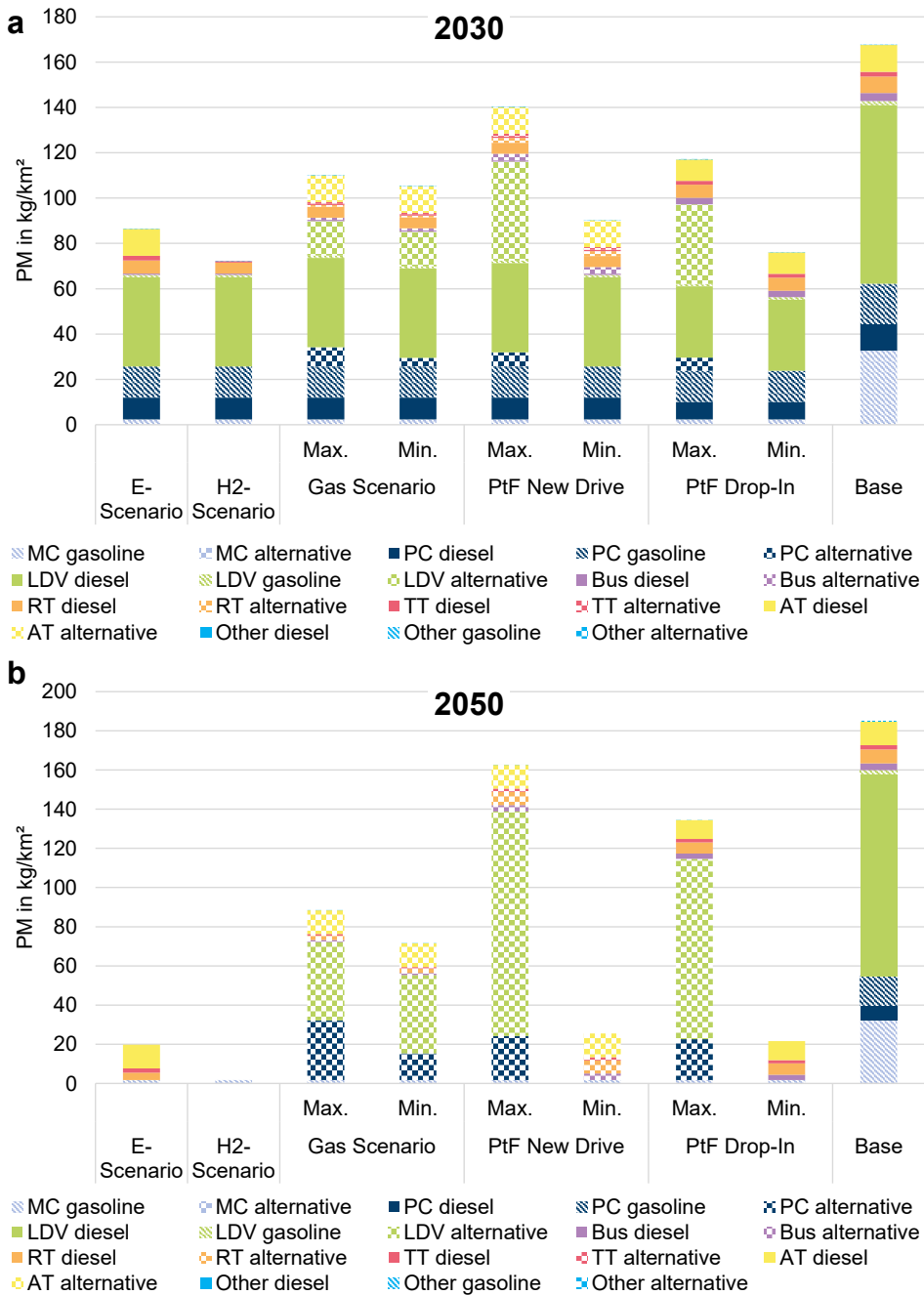


Abb. 5.52.: Zukünftige berechnete verbrennungsbedingte PM-Emissionen der Straßenverkehrsklassen PKW (PC), Krafträder (MC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), Busse (Buses), LKW ohne Anhänger (RT), LKW mit Anhänger (TT), Sattelzugmaschinen (AT) und sonstige Fahrzeuge (Other vehicles) für das Stadtgebiet von Oberhausen in (a) 2030 und (b) 2050 für unterschiedliche Szenarien.

Gas-Szenario mit $1,7 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$, während die PM-Emissionen der Dimethylether-LKW ohne Anhänger im *PtF New Drive*-Szenario und jener im *PtF Drop In*-Szenario mit $6,8 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ und $5,8 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ höher sind. Die PM-Emissionen der LKW ohne Anhänger im *Base*-Szenario betragen $7,2 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ im Jahr 2050. Die LKW mit Anhänger im *Gas*-Szenario emittieren $3,3 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ PM im Jahr 2050. Begründet ist dieser erhöhte Wert durch den Einsatz von LNG-betriebenen Dual-Fuel Dieselmotoren bei den Fahrzeugklassen LKW mit Anhänger und Sattelzugmaschinen. Die 2050'er-Werte der LKW mit Anhänger im *PtF New Drive*- und *PtF Drop-In*-Szenario sind mit $1,6 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ und $1,7 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ niedriger, während im *Base*-Szenario, ebenso wie im *E*-Szenario, $2,1 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ von LKW mit Anhänger emittiert werden (vgl. Abbildung 5.52). Die verursachten PM-Emissionen der Sattelzugmaschinen im *Gas*-Szenario sind im Jahr 2050 mit $12,2 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ nur geringfügig höher als jene mit konventionellem Dieselantrieb bzw. Dimethylether-Antrieb im *Base*-, *E*- und *PtF New Drive*-Szenario in Höhe von $12,1 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$. Die PM-Emissionen der Sattelzugmaschinen im *PtF Drop-In*-Szenario liegen mit $9,67 \text{ kg}/(\text{km}^2\text{a})$ leicht höher.

Einordnung der berechneten Fahrleistungen in die Literatur

Die Kombination der berechneten Fahrleistungen für Deutschland (vgl. Abbildung 4.3, S.98) mit den Beladungen und durchschnittlichen Besetzungen (vgl. Anhang Tabelle A.5, S.268) führt zu einer Verkehrsleistung des motorisierten Individualverkehrs in 2030 und 2050 von 947 Mrd. pkm. Für den Straßengüterverkehr und den öffentlichen Straßenpersonenverkehr führt diese Kombination zu Verkehrsleistungen von 529 und 541 Mrd. tkm bzw. 86 und 82 Mrd. pkm in 2030 und 2050. Die Werte des motorisierten Individualverkehrs und des Straßengüterverkehrs sind mittig einzuordnen im Vergleich zu den untersuchten Literaturprognosen. Wie in Abbildung 3.10a (S.57) gezeigt wurde, prognostiziert die Literatur Verkehrsleistungen des motorisierten Individualverkehrs von 690-1.135 Mrd. pkm und 470-1.087 Mrd. pkm für die Jahre 2030 und 2050. Für den Straßengüterverkehr hingegen werden Werte von 453-754 Mrd. tkm und 297-935 Mrd. tkm für 2030 und 2050 angenommen (vgl. Abbildung 3.11a, S58). Wie in Abbildung 3.10b (S.57) gezeigt wurde, werden von der Literatur Verkehrsleistungen des öffentlichen Straßenverkehrs von 57-84 und von 54-100 Mrd. pkm für die Jahre 2030 und 2050 prognostiziert. Die in dieser Arbeit berechneten Verkehrsleistungen sind am oberen Rand dieser Intervalle einzuordnen.

Erkenntnisse

Basierend auf den exemplarischen Untersuchungen für den Emissions-Hotspot Oberhausen werden im Folgenden für alle Hotspots geltende Erkenntnisse abgeleitet. Dies ist möglich, da in Unterabschnitt 5.2.1 gezeigt wurde, dass die Anteile der unterschiedlichen Fahrzeugklassen an den gesamten Emissionen in Hotspots nicht identisch, aber sehr ähnlich sind und die Modellierung der zukünftigen Entwicklung der Flotte, wie in der Literatur üblich, zeitlich diskretisiert aber nicht räumlich diskretisiert vorgenommen wurde. Eine weitestgehend homogene Zusammensetzung der Flotte in Ballungsräumen und eine räumlich identische Entwicklung der Flotte führt in Folge zu einem sehr ähnlichem zukünftigen Emissionsverhalten. Die ermittelten Reduktionen und Veränderungen werden für andere Hotspots gegebenenfalls leicht variieren, aber die Tendenzen bleiben gleich.

- Durch eine höhere Marktdurchdringung neuer Abgasnachbehandlungstechnologien in Folge der Emissionsrichtlinien wird bereits bei weiterer Verwendung von konventionellen Kraftstoffen und Antrieben im Referenzszenario eine starke Senkung der NO_x -Emissionen um 80 % bis 2030 und 92 % bis 2050 erreicht. Die dieselpetriebenen PKW sind 2030 der Hauptverursacher der NO_x -Emissionen. Der Anteil der schweren Nutzfahrzeuge und Busse an den NO_x -Emissionen sinkt durch einen schnellen Austausch mit Fahrzeugen mit der neusten Abgasreinigungstechnologie stark bis 2030 und 2050.
- Moderate Reduktion der PM₁₀- und PM_{2.5}-Emissionen im Referenzszenario bis 2030 um 26 % und 36 % und bis 2050 um 24 % und 33 %. Grund ist der hohe Anteil der Abriebsemissionen.

Insbesondere PKW haben durch hohe Fahrleistungen einen hohen Anteil an den Abriebsemissionen. Der Anteil der LKW und Busse an den PM-Emissionen sinkt durch einen schnellen Austausch mit Fahrzeugen mit der neusten Abgasreinigungstechnologie bis 2030 und 2050, während jener der Sattelzugmaschinen aufgrund steigender Fahrleistungen und entsprechend steigenden Abriebsemissionen nur leicht sinkt.

- Kurzfristig sind die größten NO_x Reduktionen bis 2030 durch den breiten Einsatz von Fischer-Tropsch-Diesel (13 %) ¹⁶ und brennstoffzellenbetriebenen Sattelzugmaschinen (7 %) zu erreichen, da der Einsatz von Fischer-Tropsch-Diesel auch die Emissionen des Flottenbestands senkt und Sattelzugmaschinen bis 2030 bereits zu 100 % ausgetauscht sind. Langfristig werden die NO_x -Emissionen des schweren Nutzverkehrs bis 2050 nur im H_2 -Szenario komplett vermieden. Batterie-elektrische und brennstoffzellen-elektrische PKW und leichte Nutzfahrzeuge reduzieren die NO_x -Emissionen dieser Segmente auf null. Hybrid-Fahrzeuge reduzieren die Emissionen nur bei einem hohen Anteil elektrischer Fahrleistung im Stadtgebiet. Geringe Reduktionen im Bereich 6-13 % sind bei schweren Nutzfahrzeugen durch den Einsatz von CNG/LNG, Dimethylether und Fischer-Tropsch-Diesel erreichbar.
- Der verbrennungsbedingte Anteil bei den PM₁₀-Emissionen im Referenzszenario ist 9 % und 10 % in 2030 und 2050. Bei PM_{2.5} beträgt dieser hingegen 15 % und 17 % in 2030 und 2050. Generell ist der Anteil von schweren Nutzfahrzeugen und Bussen bei den PM-Emissionen wesentlich geringer als bei den NO_x -Emissionen. 18 % und 17 % Reduktion von verbrennungsbedingten PM-Emissionen im Vergleich zum Referenzszenario können alleine durch elektrische Kleinkraftfahrzeuge erreicht werden. Der Anteil von dieselbetriebenen leichten Nutzfahrzeugen ist bei den PM-Emissionen mit 50-60 % relativ hoch. In Folge können bereits kurzfristig bis 2030 durch Hybridkonzepte und batterie- und brennstoffzellen-elektrische Konzepte bei leichten Nutzfahrzeugen die PM-Emissionen um maximal 50 % im Vergleich zum Referenzszenario reduziert werden. Analog zu den NO_x -Emissionen können kurzfristig bis 2030 Reduktionen der verbrennungsbedingten PM-Emissionen durch den breiten Einsatz von Fischer-Tropsch-Diesel oder durch wasserstoffbetriebene Sattelzugmaschinen erreicht werden, wobei der Einfluss auf die PM-Emissionen wesentlich geringer ist als auf die NO_x -Emissionen. Langfristig können bis 2050 die verbrennungsbedingten PM-Emissionen nur im H_2 -Szenario auf nahezu null reduziert werden ¹⁷. Wie bei den NO_x -Emissionen können die PM-Emissionen der Segmente PKW und leichte Nutzfahrzeuge durch die Nutzung von brennstoffzellen- und batterie-elektrischen Fahrzeugen auf null reduziert werden, während bei der Nutzung von Hybridkonzepten der Anteil rein elektrisch erbrachter Fahrleistung im Stadtgebiet ausschlaggebend ist. Gasbetriebene PKW und leichte Nutzfahrzeuge reduzieren die PM-Emissionen wesentlich weniger als die NO_x -Emissionen.

5.3.2. Binnenschifffahrt

Ähnlich wie beim Straßenverkehr wird bei den zukünftigen Emissionen der Binnenschifffahrt auf eine Darstellung der räumlichen Verteilung der Emissionen an dieser Stelle verzichtet. Der Einfluss der unterschiedlichen Szenarien wird anhand des in Unterabschnitt 5.2.2 (S.154) identifizierten Hotspots Duisburg an dessen Stadtgebiet aufgezeigt. Dies ist möglich, da in den zukünftigen Szenarien bezüglich des Einsatzes von Energieträgern und Antrieben nicht zwischen den unterschiedlichen Schiffsklassen unterschieden wird.

Abbildung 5.53 zeigt die berechneten zukünftigen Emissionen der Binnenschifffahrt im Stadtgebiet von Duisburg für die unterschiedlichen in Unterabschnitt 4.3.3 (S.111) erläuterten Szenarien. 2018 wurden im Stadtgebiet von Duisburg 4.279 kg/(km²a) NO_x und 111 kg/(km²a) PM von Binnenschiffen emittiert. Durch die Einführung der EURO V Norm werden die NO_x - und PM-Emissionen

¹⁶Prozentangaben immer im Vergleich zum Referenzszenario im jeweiligen Jahr.

¹⁷Der verbleibende Anteil entsteht durch Kraftfahrzeuge, welche nicht zum Segment Kleinkraftfahrzeuge gehören.

bereits um 57 % und 76 % bis 2030 bzw. um 74 % und 92 % bis 2050 reduziert. Der Einsatz von konventionellen Dieselmotoren mit Abgasnachbehandlung via SCR-Katalysator und Dieselpartikelfilter führt zu reduzierten NO_x - und PM-Emissionen in Höhe von 34 % und 23 % der 2018'er Werte im Jahr 2030, während der Einsatz von LNG-betriebenen Gasmotoren ab 2025 zu reduzierten NO_x - und PM-Emissionen in Höhe von 40 % und 23 % führt. Im LNG-Szenario sind die NO_x -Emissionen also 18 % höher im Vergleich zum Diesel-Szenario im Jahr 2030. Das Brennstoffzellen-Szenario und das H_2 -Verbrennungsmotor-Szenario führen zu stärker reduzierten NO_x - und PM-Emissionen in Höhe von 20 % der 2018'er Werte im Jahr 2030. Der nicht vorhandene Unterschied ist durch die sehr niedrigen Emissionen des Wasserstoffmotors begründet (vgl. Tabelle 2.9, S.18) und die im Verhältnis hohen Emissionen der bestehenden dieselpetriebenen Schiffe. Im Brennstoffzellen-Szenario werden die Emissionen ausschließlich von dieselpetriebenen Schiffsmotoren verursacht, wobei jene, welche im Zeitraum 2020-2024 zugelassen werden, mit einer Abgasnachbehandlung ausgestattet sind. Im Jahr 2030 sind 15-18 %¹⁸ der Schiffsmotoren vor 2020 zugelassen, 36 % im Zeitraum 2020-2024 und 46-49 % im Zeitraum 2025-2030 (vgl. Abbildung 4.14, S.115). Die Schiffe mit Schiffsmotoren, welche vor 2020 zugelassen wurden, emittieren dabei wesentlich mehr Emissionen als jene nach 2020 (vgl. Abbildung 4.12, S.110 und Tabelle 4.5, S.113). Im Jahr 2050 hingegen sind nahezu 100 % der Motoren im Zeitraum 2031-2050 zugelassen. Wie Abbildung 5.53 zeigt, führt dies zu einer Reduzierung der NO_x - und PM-Emissionen im Diesel-Szenario auf 15 % und 7 % der 2018'er Werte. Im LNG-Szenario hingegen werden die NO_x - und PM-Emissionen im Jahr 2050 auf 26 % und 7 % der 2018'er Werte reduziert. Im Vergleich zum Diesel-Szenario sind die NO_x -Emissionen 2050 im LNG-Szenario also 71 % höher, während die die PM-Emissionen nur 3 % höher sind. Der Einsatz von Wasserstoff im Brennstoffzellen-Antrieb und Verbrennungsmotor führt zu reduzierten NO_x - und PM-Emissionen in Höhe von 0 % und 1 % im Jahr 2050 bezogen auf die Werte des Jahres 2018. Im Vergleich zum Diesel-Szenario sind diese 96-99 % und 82-99 % niedriger.

Wie bereits in Unterabschnitt 4.3.3 erläutert, erfüllen die in den Szenarien untersuchten Energieträger alle die neue EURO V Norm. Die LNG-Schiffe werden mit Gasmotoren ohne Abgasnachbehandlung betrieben, da die Emissionen der LNG-Antriebskonzepte mit Dual-Fuel Motor oberhalb der EURO V Grenze liegen (vgl. Abbildung 3.5, S.35). Zum Zeitpunkt dieser Arbeit lagen in der Literatur keine Emissionsfaktoren für LNG-Schiffen bei Nutzung von Abgasnachbehandlungssystemen vor.

Einordnung der angenommenen Verkehrsleistungsentwicklung in die Literatur

Die basierend auf Gerbert et al. [215] angenommene Verkehrsleistungsentwicklung der Binnenschifffahrt von 65 % (auf 76 Mrd. tkm deutschlandweit) von 2018 bis 2030 liegt im oberen Bereich des von der Literatur aufgespannten Intervalls von 58-82 Mrd. tkm, während die angenommene Verkehrsleistungsentwicklung von 86 % (auf 87 Mrd. tkm deutschlandweit) von 2018 bis 2050 im oberen Drittel im Vergleich zu dem von der Literatur aufgespannten Intervall von 62-98 Mrd. tkm liegt (vgl. Abbildung 3.11b, S.58 in Unterabschnitt 3.7.1).

Erkenntnisse

- Im Jahr 2030 wird ein Großteil der Emissionen der Binnenschifffahrt in NRW noch durch vor 2020 zugelassene Dieselmotoren verursacht, wodurch die Unterschiede der Szenarien kleiner ausfallen als im Jahr 2050. Bei weiterer Verwendung von fossilem Diesel werden die NO_x - und PM-Emissionen bis 2030 um 66 % und 77 % reduziert, während diese bis 2050 um 85 % und 93 % reduziert werden.
- Kurzfristig sind bis 2030 Reduktionen der NO_x -Emissionen durch die Nutzung von H_2 im Bereich 20-21 % im Vergleich zum Diesel-Szenario möglich, während diese im LNG-Szenario

¹⁸Der Anteil variiert für die unterschiedlichen Schiffsklassen und Größenklassen.

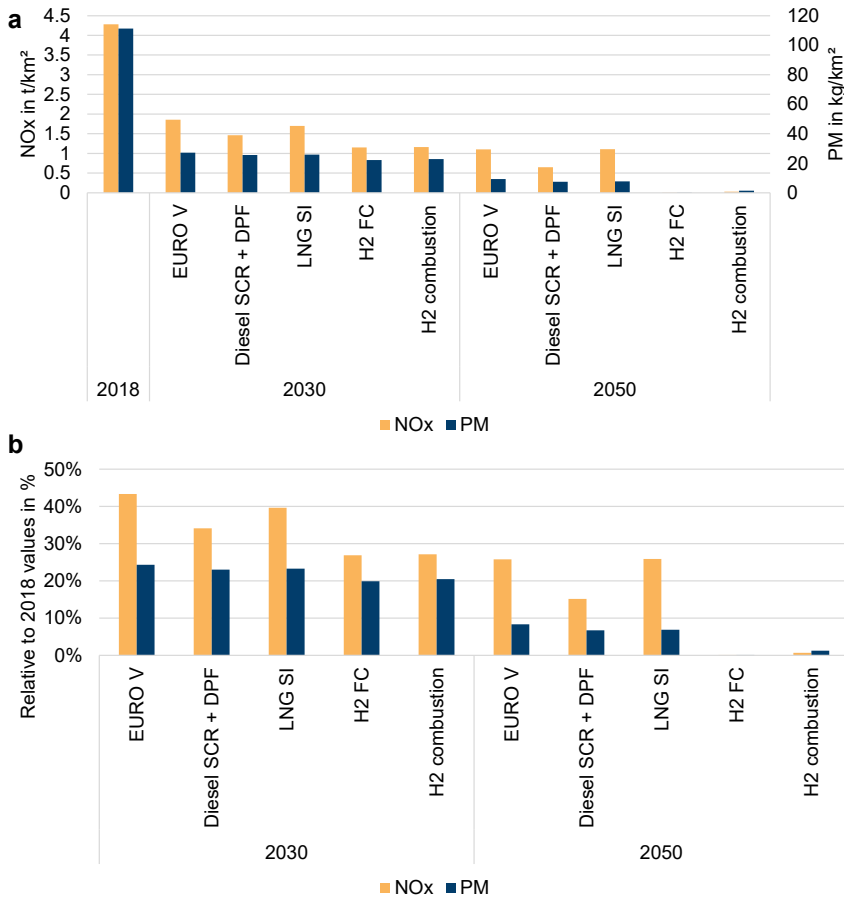


Abb. 5.53.: Zukünftige berechnete verbrennungsbedingte Emissionen der Binnenschifffahrt für das Stadtgebiet von Duisburg (a) absolut und (b) spezifisch auf 2018 referenziert für unterschiedliche Szenarien. *Abkürzungen:* *Selective Catalytic Reduction* (Deutsch: selektive katalytische Reduktion) (SCR), Dieselpartikelfilter (DPF), verflüssigtes Erdgas (LNG), *Spark Ignition* (SI), Brennstoffzelle (FC).

um 16 % steigen. Langfristig können die NO_x -Emissionen durch die Nutzung von H_2 um 96-99 % im Vergleich zum Diesel-Szenario reduziert werden, während das LNG-Szenario zu 71 % höheren NO_x -Emissionen führt.

- Der Effekt der unterschiedlichen Szenarien auf die PM-Emissionen ist wesentlich geringer als auf die NO_x -Emissionen. Kurzfristig können diese bis 2030 über die Nutzung von H_2 um 11-14 % reduziert werden, während diese bei Nutzung von LNG im Vergleich zum Diesel-Szenario um 1 % steigen. Langfristig ist bis 2050 eine Reduktion von 82-99 % durch die Nutzung von H_2 im Vergleich zum Diesel-Szenario möglich, während der Einsatz von LNG zu 3 % höheren Emissionen führt.
- Eine weitere Möglichkeit wäre der Einsatz von synthetischem Fischer-Tropsch-Diesel, welcher nach Otten et al. [121] zu 10 % geringeren NO_x - und 20 % geringeren PM-Emissionen bei nach ZKR 2 klassifizierten Motoren führt (vgl. Abbildung 3.5, S.35). Der Einfluss auf EURO V

Schiffsmotoren ist jedoch unbekannt. Vermutlich werden bei diesen aber geringere Reduktionen erreicht. Eine Kombination von Fischer-Tropsch-Diesel mit alternativen Antrieben wäre am effizientesten, da durch nicht vorhandene bzw. weniger neue EURO V Dieselmotoren der Einsatz von Fischer-Tropsch-Diesel in den deutlich schädlicheren älteren Dieselmotoren gewährleistet wäre.

5.3.3. Schienenverkehr

Für den Schienenverkehr wurden, wie in Unterabschnitt 4.4.3 erläutert, keine Simulationen für die zukünftigen Emissionen durchgeführt. Im Folgenden werden die zukünftigen Emissionen des Schienenverkehrs anhand der vorhandenen und vorgestellten Literatur sowie der Ergebnisse der aktuellen Emissionen abgeschätzt und bewertet.

In Unterabschnitt 5.2.5 wurde der Einfluss des Schienenverkehrs auf die NO_x - und $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen in den untersuchten Stadtgebieten als sehr gering bewertet, während der Schienenverkehr durch die Abriebsemissionen einen größeren Anteil von bis zu 25 % an den PM_{10} -Emissionen aufweist. Die Betrachtung der Bilanzierungsebene eines 1 km^2 Netzes hat diese Ergebnisse bestätigt, da auch hier kein größerer Einfluss des Schienenverkehrs auf die Emissionen, mit Ausnahme der PM_{10} -Emissionen, zu erkennen war (vgl. Unterabschnitt 5.2.5, S.168). Die Abriebsemissionen in den Stadtgebieten werden größtenteils, mit Ausnahmen wie beispielsweise Kreuztal, vom Schienenpersonenverkehr verursacht (vgl. Abbildung 5.31, S.160 und Abbildung 5.32, S.162). Die Literatur prognostiziert eine Veränderung der Verkehrsleistung im Schienenpersonenverkehr von 14 % Abnahme bis 42 % Anstieg bis 2030 und 15 % Abnahme bis 74 % Anstieg bis 2050, jeweils bezogen auf 2010 (vgl. Abbildung 3.12a, S.59). Für den Schienengüterverkehr wird hingegen ein Anstieg von 16 % bis 83 % bis 2030 und 26 % bis 342 % bis 2050 prognostiziert, jeweils bezogen auf 2010 (vgl. Abbildung 3.12b, S.59). Referenzierung dieser Intervalle auf statistisch erfasste Zahlen nach Radke [156] aus dem Jahr 2017¹⁹ führt zu Änderung der Verkehrsleistung im Schienenpersonenverkehr von 24 % Abnahme bis 26 % Anstieg bis 2030 und 25 % Abnahme bis 54 % Anstieg bis 2050. Im Bezug auf den Schienengüterverkehr führt eine Referenzierung auf die statistischen Werte des Jahres 2018 zu einer Veränderung von 9 % Abnahme bis 123 % Anstieg bis 2030 und 1 % Abnahme bis 180 % Anstieg bis 2050. Bei einem starken Anstieg würden die abriebsbedingten $\text{PM}_{2.5}$ - und PM_{10} -Emissionen direkt proportional zur Verkehrsleistung, unter Annahme identischer Streckenweite und Auslastung, ansteigen. Hauptverursacher der Abriebsemissionen ist, wie in Unterabschnitt 5.2.6 geschlussfolgert, der Schienenpersonenverkehr. In Folge könnten der zukünftige Schienenverkehr einen wesentlichen Anteil an den PM_{10} -Emissionen und einen gestiegenen Anteil an den $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen verursachen.

Wie im letzten Abschnitt erläutert, ist der Anteil des Schienenverkehrs an den NO_x -Emissionen sehr gering. Dies ist vor allem durch die geringen Verkehrsleistungen begründet. Des Weiteren liegen die Streckenabschnitte oft außerhalb der Stadtgebiete (vgl. Fazit Unterabschnitt 5.2.6, S.177). Ein Austausch der dieselbetriebenen Schienenfahrzeuge ist trotzdem sinnvoll, wie der folgende Vergleich zeigt: PKW emittieren in Deutschland 2018 bei einer durchschnittlichen Besetzung von 1,5 Personen $0,44 \text{ g}_{\text{NO}_x}/\text{pkm}^{20}$ auf Autobahnen. Auf Landstraßen und innerorts ist dieser Wert geringer. Der Schienenpersonennahverkehr auf dem von dieselbetriebenen Schienenfahrzeugen vielbefahrenen Streckenabschnitt Düsseldorf Richtung Osten (vgl. Abbildung 5.14, S.143) emittiert $0,62 \text{ g}_{\text{NO}_x}/\text{pkm}^{21}$. Verkehrsleistungsbezogen sind die Emissionen also höher. Mit Einführung der EURO V Norm für mobile Maschinen und Geräte werden ab 01.01.2021 auch die Emissionen von neu zugelassenen Triebwagen und Lokomotiven mit Dieselantrieb sinken (vgl. Unterabschnitt 2.5.3, S.19). Der Austausch der bestehenden Schienenfahrzeuge wird aber einige Zeit in Anspruch nehmen, da die Nutzungsdauer von Schienenfahrzeugen 10-30 Jahre beträgt [373]. Des Weiteren sind die Grenzwerte der EURO V Richtlinie mit 2 g/kWh deutlich höher als beispielsweise jene der EURO VI Richtlinie für schwere Nutzfahrzeuge und Busse mit $0,4\text{-}0,46 \text{ g/kWh}$ (vgl. Tabelle 2.10, S.19 und Tabelle 2.5, S.15). In

¹⁹Die Werte für das Jahr 2018 lagen zum Zeitpunkt der Verfassung dieser Arbeit noch nicht vor.

²⁰Basierend auf den verwendeten HBEFA 4.1 Emissionsfaktoren.

²¹Eigene Berechnung basierend auf den berechneten Verkehrsleistungen und Emissionen.

Folge ist ein Austausch der dieselbetriebenen Schienenfahrzeuge gegen die in Abschnitt 3.8 identifizieren vielversprechenden emissionslosen Technologien batterie- und brennstoffzellen-elektrischer Antrieb oder eine Elektrifizierung der Streckenabschnitte sinnvoll. Streckenabschnitte, welche hohe Verkehrsleistungen in Stadtgebieten aufweisen, sollten hierbei priorisiert werden. Ein offensichtlicher Unterschied zwischen Zügen mit batterie-²² oder brennstoffzellen-elektrischem Antrieb und elektrischen Oberleitungszügen ist der Betrieb über eine Oberleitung und der damit verbundene Abrieb. Der Fahrdrahtantrieb hat aber nur einen vernachlässigbar kleinen Anteil von 1-2 % an den gesamten Abriebsemissionen von Zügen (vgl. Tabelle 3.6, S.41).

Auf Grundlage der Analyse in diesem Abschnitt werden für den Schienenverkehr folgende Erkenntnisse abgeleitet:

Erkenntnisse

- Anstieg der PM10- und PM2.5-Emissionen des Schienenpersonenverkehrs um maximal 26 % und 54 % und des Schienengüterverkehrs um 123 % und 180 % bis 2030 und 2050. Die abriebsbedingten Emissionen des Schienenverkehrs könnten eine zukünftige Herausforderung darstellen. Diese sind allerdings abhängig von der zukünftigen Entwicklung der Verkehrsleistung des Schienenverkehrs, für welche, wie die angegebenen Intervalle zeigen, die Literaturprognosen stark variieren (vgl. Abbildung 3.12, S.59).
- Trotz des geringen Einflusses der verbrennungsbedingten Emissionen des Schienenverkehrs auf die gesamten Emissionen ist aufgrund der hohen Grenzwerte der Austausch von dieselbetriebenen Zügen in Abhängigkeit von Verkehrsleistung und örtlicher Lage gegen Züge mit brennstoffzellen- oder batterie-elektrischem Antrieb oder eine Elektrifizierung der entsprechenden Abschnitte sinnvoll.

5.3.4. Flugverkehr

Wie in Unterabschnitt 5.2.5 (S.168) erläutert, hat der Flugverkehr bedingt durch die Position der Flughäfen und der Flugrouten nur einen sichtbaren Einfluss auf die Stadtgebiete von Düsseldorf und Köln. Der Anteil vom nicht gewerblichen Flugverkehr ist, wie in Unterabschnitt 5.2.4 (S.162) erläutert, generell sehr gering. Deshalb werden an dieser Stelle exemplarisch nur die Ergebnisse der zukünftigen Szenarien für den Flughafen Düsseldorf erläutert. Abweichend von der Bilanzierung in den anderen Sektoren werden an dieser Stelle nicht die Emissionen des Stadtgebietes bilanziert, sondern die gesamten Emissionen des Flughafens, um auch die Emissionen der startenden und landenden Flugzeuge auf den Flugrouten zu erfassen (vgl. graue Flugrouten in Abbildung 5.17, S.146). Abbildung 5.54 zeigt die berechneten zukünftigen NO_x-, PM10- und PM2.5- Emissionen vom internationalen und nationalen Flugverkehr für den Flughafen Düsseldorf in 2018, 2030 und 2050 für die beiden Szenarien

- *Base* Referenzszenario und
- *FT kerosene* Fischer-Tropsch Drop-In Szenario; 50 % Anteil 2030 und 100 % Anteil 2050.

Wie Abbildung 5.54a zeigt, steigen im Base-Szenario die NO_x-Emissionen um 6 % bis 2030 auf 998 t/a und um 9 % bis 2050 auf 1.028 t/a. Der Anteil des nationalen Flugverkehrs sinkt im Base-Szenario von 183 t in 2018 um 18 % auf 150 t/a bis 2030 und um 33 % auf 122 t/a bis 2050, während der Anteil des internationalen Flugverkehrs um 11 % und 19 % bis 2030 und 2050 ansteigt. Dies

²²Bei batterie-elektrischen Zügen gilt dies nur auf Strecken, auf denen der Zug im Batteriebetrieb fährt und nicht über eine Oberleitung mit Strom versorgt wird. Bei den batterie-elektrischen Zügen handelt es sich um Hybridkonzepte mit Reichweiten im Batteriebetrieb von bis zu 100 km zur Überbrückung von nicht elektrifizierten Streckenabschnitten (vgl. Kapitel 3, S.81).

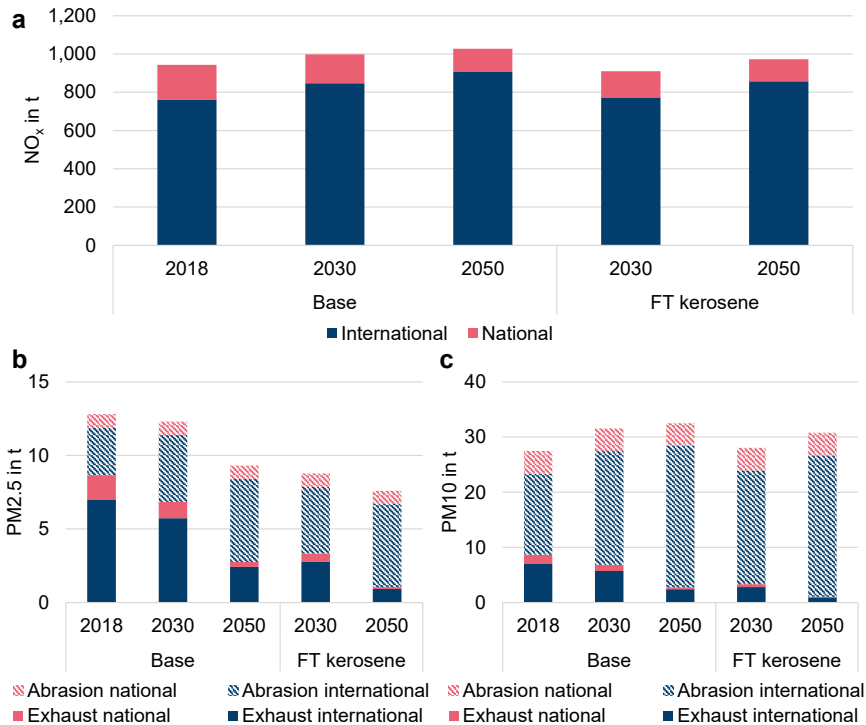


Abb. 5.54.: Zukünftige berechnete (a) NO_x -, (b) $\text{PM}_{2.5}$ - und (c) PM_{10} -Emissionen für den internationalen und nationalen Flugverkehr am Flughafen Düsseldorf in 2018, 2030 und 2050.

ist durch die angenommene konstante Verkehrsleistung²³ des nationalen Flugverkehrs und die stark ansteigende Verkehrsleistung des internationalen Flugverkehrs begründet (vgl. Tabelle A.47, S.311). Die angenommene hohe Steigerung der Verkehrsleistung des internationalen Flugverkehrs von 40 % von 2018 bis 2030 und 74 % bis 2050 wird bei beiden Szenarien durch die Einführung der Emissionsrichtlinien CAEP/8 und CAEP/11 sowie die Effizienzsteigerungen durch neue Technologien von insgesamt 30 % bis 2050 gehemmt (vgl. Annahmen in Unterabschnitt 4.5.3, S.126). Im Fischer-Tropsch Szenario sinken die NO_x -Emissionen hingegen um 3 % bis 2030 und steigen um 3 % bis 2050, was einer Reduktion im Vergleich zum Base-Szenario um 9 % und 5 % entspricht²⁴. Im Vergleich zum Base-Szenario könnten die NO_x -Emissionen unter den getroffenen Annahmen unter Einsatz von 50 % und 100 % Fischer-Tropsch-Kerosin in 2030 und 2050 also weitestgehend konstant gehalten werden.

Die gesamten $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen sinken im Base-Szenario von 12,8 t/a in 2018 um 4 % auf 12,3 t/a bis 2030 und um 27 % auf 9,3 t/a bis 2050 (vgl. Abbildung 5.54b). Wie bei den NO_x -Emissionen in Abbildung 5.54a sinkt der Anteil des nationalen Flugverkehrs. Die angenommene Reduzierung der verbrennungsbedingten PM-Emissionen durch Einführung der CAEP/11 im Januar 2023 ist mit 76 % deutlich höher als die angenommene NO_x -Reduzierung durch die CAEP/8 (eingeführt 2012) um 15 %, wodurch die Reduzierung der PM-Emissionen bis 2050 begründet ist. Im Jahr 2030 sind 60 % der internationalen Flugzeuge und 70 % der nationalen Flugzeuge vor 2023 zugelassen, wodurch die

²³Die Verkehrsleistung des nationalen und internationalen Flugverkehrs wurde in der Arbeit also proportional zum Bestand sowie zu den Starts und Landungen angenommen (vgl. Unterabschnitt 4.5.3, S.126)

²⁴Die Emissionsminderungen durch den Einsatz von Fischer-Tropsch Kerosin wurden in Unterabschnitt 3.5.4, S.52 erläutert.

geringere Reduktion der PM_{2.5}-Emissionen bis 2030 entsteht, während 2050 97 % der internationalen und nationalen Flugzeuge nach 2023 zugelassen sind (vgl. Abbildung 4.16, S.127). Im Fischer-Tropsch Szenario hingegen sinken die PM_{2.5}-Emissionen um 31 % bis 2030 auf 8,8 t/a und um 41 % bis 2050 auf 7,5 t/a (vgl. Abbildung 5.54b). Im Vergleich zum Base-Szenario werden die PM_{2.5}-Emissionen durch den Einsatz von Fischer-Tropsch-Kerosin um 29 % und 18 % in den Jahren 2030 und 2050 reduziert. Die geringere Reduktion in 2050 trotz des höheren Anteils Fischer-Tropsch-Kerosin und den damit verbundenen höheren Reduktionen (vgl. Abbildung 3.8, S.53) ist durch den höheren Anteil an Abriebsemissionen begründet.

Der abriebsbedingte Anteil der PM-Emissionen des internationalen Flugverkehrs steigt proportional mit der Zunahme der Verkehrsleistungen, und entsprechend der Starts und Landungen, um 40 % bis 2030 und um 74 % bis 2050 in beiden Szenarien (vgl. Abbildung 5.54a, b). Entsprechend bleiben die abriebsbedingten PM-Emissionen des nationalen Flugverkehrs aufgrund der konstanten Verkehrsleistungen auch konstant. Wie Abbildung 5.54c zeigt, steigen die PM₁₀-Emissionen im Base-Szenario von 27 t/a im Jahr 2018 um 15 % bis 2030 auf 32 t/a und um 18 % bis 2050 auf 33 t/a. Im Fischer-Tropsch-Szenario steigen diese um 2 % und 12 % bis 2030 und 2050 im Vergleich zu 2018, was 11 % und 5 % Reduktion im Vergleich zum Base-Szenario des jeweiligen Jahres entspricht. Die Steigerung der PM₁₀-Emissionen im Vergleich zu den PM_{2.5}-Emissionen und die geringere Reduktion durch den Einsatz von Fischer-Tropsch-Kerosin ist auf den höheren Anteil der Abriebsemissionen zurückzuführen. Im Jahr 2050 sind 92 % der PM₁₀-Emissionen im Base-Szenario und 97 % im Fischer-Tropsch-Szenario abriebsbedingt, während im Jahr 2018 69 % abriebsbedingt sind. Bei den PM_{2.5}-Emissionen sind im Base-Szenario hingegen 2018 und 2050 circa 32 % und 70 % abriebsbedingt, während im Fischer-Tropsch-Szenario im Jahr 2050 86 % abriebsbedingt sind.

Einordnung der angenommenen Verkehrsleistungsentwicklung in die Literatur

Basierend auf TREMOD [97] wurde für den Flugverkehr eine Steigerung der Verkehrsleistung von insgesamt 34 % (345 Mrd. pkm deutschlandweit) von 2018 auf 2030 und 63 % (420 Mrd. pkm deutschlandweit) von 2018 bis 2050 angenommen. Im Vergleich zu den Literaturprognosen, welche im Bereich 288-345 Mrd. pkm und 179-420 Mrd. pkm für 2030 und 2050 liegen, sind diese Annahmen an der oberen Grenze der Intervalle einzuordnen.

Erkenntnisse

- Anstieg der gesamten NO_x- und PM₁₀-Emissionen bis 2030 um 6 % und 15 % im Referenzszenario im Vergleich zu 2018. Von 2018 bis 2050 steigen die NO_x- und PM₁₀-Emissionen im Base-Szenario um 9 % und 18 % an. Die PM_{2.5}-Emissionen sinken hingegen im Base-Szenario um 4 % und 27 % bis 2030 und 2050 im Vergleich zu 2018. Begründet sind die starken Anstiege der PM₁₀-Emissionen durch den hohen Anteil an Abriebsemissionen.
- Der Einsatz von Fischer-Tropsch-Kerosin führt kurzfristig bis 2030 zu leicht niedrigeren NO_x- und leicht höheren PM₁₀-Emissionen im Vergleich zu jenen in 2018. Langfristig sind die NO_x-Emissionen bei Einsatz von Fischer-Tropsch-Kerosin im Jahr 2050 leicht höher als jene im Jahr 2018. Die PM₁₀-Emissionen sind bei Einsatz von Fischer-Tropsch-Kerosin hingegen langfristig im Jahr 2050, begründet durch den hohen Anteil an Abriebsemissionen, deutlich höher als jene im Jahr 2018.
- Im Fischer-Tropsch-Szenario liegen die PM_{2.5}-Emissionen 2030 und 2050 unter jenen im Jahr 2018. Die Reduktion durch den Einsatz von Fischer-Tropsch-Kerosin hat einen größeren Einfluss als die steigenden Abriebsemissionen durch die steigende Verkehrsleistung des internationalen Flugverkehrs.

5.4. Validierung der Ergebnisse

In diesem Abschnitt werden die berechneten aktuellen Verkehrsleistungen, Fahrleistungen und Emissionen mit bestehender Literatur verglichen. Im ersten Teil erfolgt der Vergleich der Fahrleistungen und Verkehrsleistungen mit unterschiedlichen zur Verfügung stehenden Quellen und im zweiten Teil der Vergleich der Emissionen mit Ergebnissen des Online-Emissionskatasters Luft NRW [16]. Ziel dieser Validierung war nicht eine direkte Übereinstimmung mit der Literatur, sondern die Identifizierung von möglichen größeren systematischen Fehlern im Modell. Eine direkte Übereinstimmung mit den Literaturwerten ist nicht möglich, da diese aus unterschiedlichen Jahren stammen, über abweichende Methoden berechnet wurden oder einen geringeren Detailgrad aufweisen.

5.4.1. Fahrleistung und Verkehrsleistung

Abbildung 5.55 zeigt einen Vergleich der berechneten Fahr- und Verkehrsleistungen für (a) den Straßenverkehr (*Road transport*), (b) die Binnenschifffahrt (*Inland waterway transport*) und (c) den Schienengüterverkehr (*Rail freight transport*) für NRW mit Fahr- und Verkehrsleistungen nach VM NRW [374], IT.NRW [126] und des Statistischen Bundesamts [158]. Die berechneten Fahrleistungen des Straßenverkehrs sind mit 164 Mrd. km wesentlich höher als der Literaturwert für 2017 in Höhe von 91 Mrd. km nach VM NRW [374]. Bei der Ermittlung des Literaturwerts wurden allerdings nur Fahrleistungen auf außerörtlichen Straßen erfasst, welche anschließend mit der letzten Straßenverkehrszählung abgeglichen wurden [374]. Die letzte Straßenverkehrszählung fand 2014/2015 statt. Sowohl die Fahrleistungserhebung 2014 [49] als auch der aus der letzten Straßenverkehrszählung abgeleitete Datensatz für NRW nach BAST [101] wurden in der vorliegenden Arbeit zur Diskretisierung der Fahrleistung des Straßenverkehrs verwendet (vgl. Unterabschnitt 4.2.1, S.90). Dieser besteht größtenteils, aber nicht vollständig, aus außerörtlichen Straßen. Vielmehr wurden die Daten auf Bundesautobahnen, Bundesstraßen, Landesstraßen und Kreisstraßen ermittelt. Diese sind teilweise, aber nicht vollständig, durch die Zählung abgedeckt (vgl. Unterabschnitt 4.2.1, S.90). Die sonstigen Straßen, welche größtenteils innerorts liegen, wurden zudem in der Zählung gar nicht berücksichtigt. Alleine diese haben schon einen Anteil von circa 18 % an der deutschlandweiten Fahrleistung [49]. Unter der Annahme, dass die Fahrleistungen der Fahrleistungserhebung 2014 [49] gleichmäßig über die Länge der fünf berücksichtigten Straßenklassen²⁵ verteilt sind und unter Berücksichtigung der gesamten Straßenlängen der jeweiligen Straßenklasse in NRW²⁶ kann der Anteil der Fahrleistung in NRW, welche von der Straßenverkehrszählung bzw. dem daraus entwickelten Datensatz [101] abgedeckt wird, grob abgeschätzt werden. Die erläuterten Annahmen führen zu einer Abdeckung von 85 % der gesamten Fahrleistung in NRW durch die Straßenverkehrszählung bzw. dem daraus entwickelten Datensatzes von BAST [101]. Des Weiteren wurde von VM NRW [374] eine Steigerung der Fahrleistung des Straßenverkehrs von 1,5 % von 2014 bis 2017 angenommen, während in der vorliegenden Arbeit eine Steigerung von circa 5 % angenommen wurde (vgl. Abbildung 4.3, S.98). Eine Verrechnung des Modellwertes ohne Berücksichtigung der sonstigen Straßen in Höhe von 123 Mrd. km (vgl. Abbildung 5.55a) mit den überschlagenden Anteilen und Abweichungen ergibt 101 Mrd. km und liegt damit in der gleichen Größenordnung wie der Literaturwert von 91 Mrd. km nach VM NRW [374].

Die berechneten Verkehrsleistungen der Binnenschifffahrt beruhen, wie in Unterabschnitt 4.3.1 (S.108) beschrieben, auf Daten des Statistischen Bundesamtes [125]. Die einzige Unsicherheit ist die Linearisierung der Verkehrsleistung der Wasserstraßen, welche über die Landesgrenzen von NRW hinaus gehen. Wie Abbildung 5.55b zeigt, sind die Literaturwerte nach IT.NRW [126] um 29 % niedriger. Dies ist dadurch begründet, dass die Statistiken nach IT.NRW [126] den Transitverkehr nicht berücksichtigen.

Für den Schienengüterverkehr liegen nach Auskunft des Statistischen Bundesamtes [158] keine Angaben zur Fahrleistung in NRW vor. Daten zur Verkehrsleistung des Schienengüterverkehrs in

²⁵Bundesautobahnen, Bundesstraßen, Landesstraßen, Kreisstraßen und sonstige Straßen.

²⁶2.200 km Bundesautobahnen, 4.400 km Bundesstraßen, 13.000 km Landesstraßen, 9.700 km Kreisstraßen und 68.400 km sonstige nicht klassifizierte Straßen (vgl. Unterabschnitt 3.2.1, S.25).

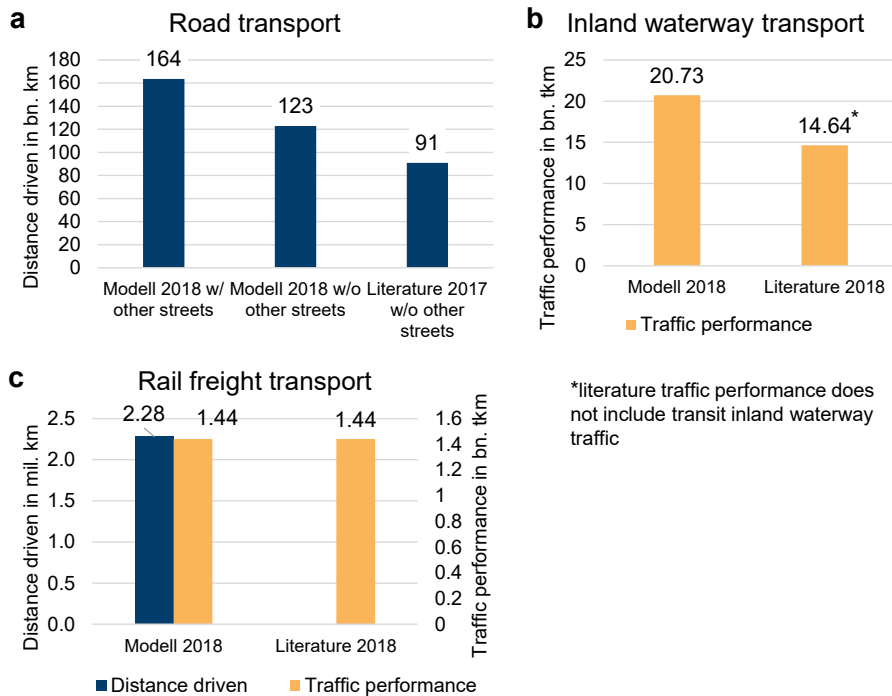


Abb. 5.55.: Vergleich der berechneten Fahr- und Verkehrsleistungen (*Modell 2018*) für (a) Straßenverkehr (*Road transport*), (b) Binnenschifffahrt (*Inland waterway transport*) und (c) Schienengüterverkehr (*Rail freight transport*) für NRW mit Fahr- und Verkehrsleistungen nach VM NRW [374] (Straßenverkehr), IT.NRW [126] (Binnenschifffahrt) und Destatis [158] (Schienenverkehr).

NRW sind auf Nachfrage beim Statistischen Bundesamtes [158] verfügbar. Da diese aber bereits für die Berechnung der Verkehrsleistungen bzw. der durchschnittlichen Beladungen pro Zug im Rahmen der Modellentwicklung verwendet wurden (vgl. Abschnitt 4.4, S.117), stimmen diese in Folge mit den Daten des Modells überein (vgl. Abbildung 5.55c).

Abbildung 5.56 zeigt die ermittelten Fahrleistungen und Verkehrsleistungen des Schienenpersonennahverkehrs und des Verkehrs mit Straßen-, Stadt- und U-Bahnen des Modells im Vergleich zu Daten des Statistischen Bundesamtes [375]. Entsprechende Daten des Schienenpersonenfernverkehrs für NRW werden nach Auskunft des Statistischen Bundesamtes nicht erfasst [376]. Im Modell wurden die Fahrleistungen und Betriebsleistungen des Schienenpersonenverkehrs ermittelt und über durchschnittliche Auslastungen in Verkehrsleistungen umgerechnet. Wie Abbildung 5.56 zeigt, liegen die berechneten Werte im Rahmen der Literaturwerte, mit Abweichungen bei der Verkehrsleistung von 3 % bzw. 9 % beim Schienenpersonennahverkehr bzw. dem innerörtlichen Verkehr mit Straßen-, Stadt- und U-Bahnen.

5.4.2. Emissionen

Abbildung 5.57 zeigt einen Vergleich der berechneten aktuellen Emissionen für ganz NRW mit Literaturwerten nach LANUV [16]. Die Literaturwerte wurden für die Jahre 2012 und 2013 entwickelt.

Wie Abbildung 5.57a zeigt, sind die PM-Emissionen des Straßenverkehrs in einer vergleichbaren

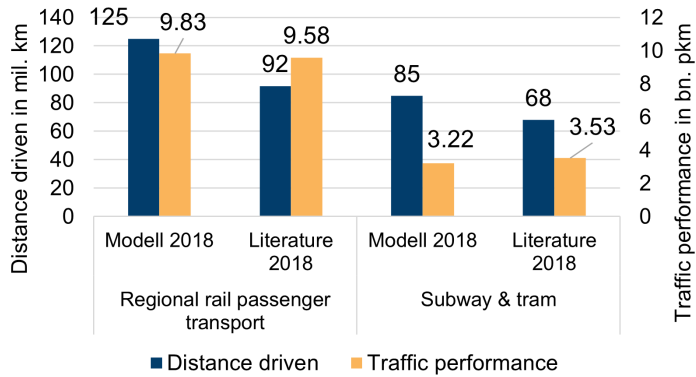


Abb. 5.56.: Vergleich der berechneten Fahr- und Verkehrsleistungen (*Modell 2018*) für Schienenpersonennahverkehr (*Regional rail passenger transport*) und U-Bahnen und Straßenbahnen (*Subway & tram*) für NRW mit Fahr- und Verkehrsleistungen nach Destatis [375].

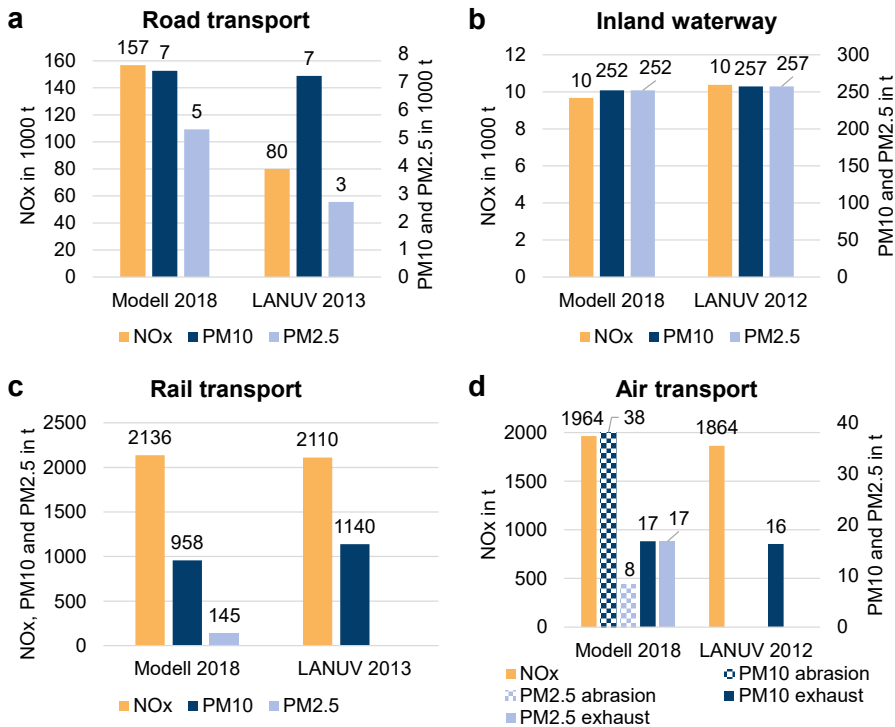


Abb. 5.57.: Vergleich der berechneten Emissionen (*Modell 2018*) für NRW mit Emissionen nach LANUV [16] (*LANUV 2012/2013*).

Größenordnung, obwohl die Verkehrsleistung seit 2013 angestiegen ist²⁷. Eine mögliche Erklärung ist, dass die Einführung der neuen Emissionstechnologien die Auswirkungen des Wachstums ausgeglichen hat. Bei den NO_x-Emissionen ist ein deutlicher Unterschied zwischen den Literaturwerten von 2013 und den berechneten aktuellen Emissionen von 2018 in Höhe von 96 % zu erkennen. Diese Differenz könnte zum einen durch die Änderung der Verkehrsleistung und zum anderen dadurch entstanden sein, dass die Literaturwerte nach LANUV [16] wahrscheinlich²⁸ mit älteren Emissionsfaktoren aus HBEFA 3.3 berechnet wurden, während jene in der vorliegenden Arbeit mit neueren Emissionsfaktoren aus HBEFA 4.1 [118] berechnet wurden. Mit dem Update von HBEFA 3.3 auf HBEFA 4.1 wurden die Emissionsfaktoren für vor allem ältere Dieselfahrzeuge erheblich nach oben korrigiert. Im Anhang A.5 werden auf S.338 wesentliche Änderungen des Updates zusammengefasst und Einflüsse auf die Emissionsfaktoren in Abbildung A.53 dargestellt.

Die berechneten Emissionen der Binnenschifffahrt des Modells für das Jahr 2018 sowie jene nach der Literatur für das Jahr 2012 liegen sehr nah beieinander (vgl. Abbildung 5.57b). Die Verkehrsleistung der Binnenschifffahrt war im Jahr 2018 im Vergleich zum Jahr 2012 circa 20 % niedriger durch den Tiefstand des Rheins (vgl. Abbildung 3.11, S.58). In Folge sollten die Emissionen im Jahr 2018 eigentlich niedriger sein, da auch die Flotte mit neueren Motoren ausgestattet ist (vgl. Abbildung 4.11, S.109). Die geringen Differenzen im Vergleich zu den Literaturwerten von 2012 können durch die unterschiedliche Methodik entstanden sein. Die Methodik zur Ermittlung der Werte des Online-Emissionskatasters wird in Lorentz et al. [64] beschrieben. Die in Lorentz et al. [64] angegebenen NO_x- und PM-Emissionswerte stimmen mit 21 kt NO_x und 460 t PM allerdings nicht mit jenen des Online-Emissionskataster nach LANUV [16] überein (Abbildung 5.57b; 10 kt NO_x und 257 t PM), sondern sind circa doppelt so hoch. Hier wurde wahrscheinlich nachträglich eine Korrektur vorgenommen.

Wie Abbildung 5.57c zeigt, sind auch die berechneten Emissionen des Schienenverkehrs für das Jahr 2018 nah an jenen des Online-Emissionskataster [16] aus dem Jahr 2013. Die Ergebnisse dieser Arbeit haben gezeigt, dass die Schienenverkehrsemissionen größtenteils vom Schienenpersonenverkehr verursacht werden. Die Verkehrsleistung des Schienenpersonenverkehrs ist von 2013 bis 2017 um 5 % gestiegen, während jene des Schienengüterverkehrs um 21 % gestiegen ist (vgl. Abbildung 3.12, S.59). Die berechneten Werte sind also im Vergleich zu den Literaturwerten nach dem Online-Emissionskataster [16] plausibel.

Die berechneten Emissionen des Flugverkehrs für das Jahr 2018 liegen leicht über jenen des Online-Emissionskatasters [16] für das Jahr 2012 (vgl. Abbildung 5.57d). Die Verkehrsleistung des Flugverkehrs ist von 2012 bis 2018 um circa 25 % gestiegen (vgl. Unterabschnitt 3.7.3, S.61). Wie in Unterabschnitt 3.7.3 diskutiert, ist die Verkehrsleistungsentwicklung aber nicht direkt proportional zu der Anzahl der startenden Flugzeuge. Effizienzentwicklungen und neue Emissionsrichtlinien könnten der Grund für die ähnlichen verbrennungsbedingten NO_x- und PM-Emissionen trotz der steigenden Verkehrsleistung sein (vgl. Unterabschnitt 2.6.3, S.20). Die Abriebsemissionen des Flugverkehrs werden im Online-Emissionskataster [16] nicht berücksichtigt. Wie in Unterabschnitt 4.5.2 (S. 123) erläutert, wurden nur die Abriebsemissionen des gewerblichen Flugverkehrs an den Hauptflughäfen mit Emissionsfaktoren nach Pregger [43] in der vorliegenden Arbeit berechnet. Bilanziert für ganz NRW haben diese einen Anteil an den gesamten PM2.5- und PM10-Emissionen des Flugverkehrs von 33 und 69 %, wobei hier auch die verbrennungsbedingten Emissionen der sonstigen Flughäfen enthalten sind. Beim gewerblichen internationalen und nationalen Flugverkehr am Flughafen Düsseldorf sind beispielsweise 32 %²⁹ und 69 % der gesamten PM2.5- und PM10-Emissionen abriebsbedingt (vgl. Ab-

²⁷Von 2014 bis 2018 um insgesamt circa 5 % im Modell.

²⁸Die Daten von LANUV [16] für den Straßenverkehr stammen aus dem Jahr 2013. HBEFA 4.1 [118] wurde 2019 veröffentlicht. Die Methodik von LANUV [16] wurde nicht veröffentlicht.

²⁹Der Anteil ist am Flughafen Düsseldorf geringer als für ganz NRW, da an den anderen Hauptflughäfen die durchschnittlichen verbrennungsbedingten Emissionen pro Flugzeug durch insgesamt kleinere Flugzeuge niedriger sind im Vergleich zu Düsseldorf. Bei identischen Abriebsemissionen pro Flugzeug steigt infolgedessen der Anteil der abriebsbedingten Emissionen an den gesamten Emissionen. Die Verbrennungsemissionen der sonstigen Flughäfen sind so gering, dass dieses Verhältnis für ganz NRW von diesen nicht beeinflusst wird.

bildung 5.54, S.192). Die Anteile sind sehr ähnlich, da die Emissionen an den sonstigen Flughäfen im Vergleich zu jenen an den Hauptflughäfen sehr gering sind (vgl. Abbildung 5.34, Abbildung 5.36) und Abbildung 5.38, S.164-168). Pregger [43] hat mit den gleichen Abriebsemissionsfaktoren, aber anderen Emissionsfaktoren für die Verbrennung, einen Anteil von 17 % Abrieb bei den PM_{2.5}- und 46 % bei den PM₁₀-Emissionen des Flugverkehrs für ganz Deutschland im Jahr 2000 berechnet. Die höheren Anteile in der vorliegenden Arbeit können einerseits durch die abweichende Methodik bei der Berechnung der verbrennungsbedingten Emissionen oder zum anderen durch eine starke Reduzierung der verbrennungsbedingten PM-Emissionen durch neue Technologien erklärt werden. Die in diesem Absatz erläuterten Verhältnisse und die untergeordnete Rolle der Emissionen an den sonstigen Flughäfen zeigen des Weiteren, dass die Vernachlässigung der Abriebsemissionen der Kleinflugzeuge in 4.5.2 (S.123) zulässig ist.

Die in diesem Abschnitt zur Validierung verwendeten Literaturdaten stammen aus unterschiedlichen Jahren und weisen teilweise andere Detailgrade und Berechnungsmethoden auf. Eine direkte Übereinstimmung der Modellwerte mit den Literaturdaten war deshalb, wie in der Einleitung erwähnt, nicht das Ziel dieser Validierung. In diesem Abschnitt wurde gezeigt, dass die berechneten Werte in den gleichen Größenordnungen liegen wie die Literaturwerte. Hiermit können größere systematische Fehler im entwickelten Modell ausgeschlossen werden.

5.5. Fazit Ergebnisse

Im Folgenden erfolgt eine kurze Zusammenfassung der Erkenntnisse der aktuellen Emissionen (vgl. Unterabschnitt 5.2.6, S.177) und der zukünftigen Emissionen (vgl. Abschnitt 5.3, S.177). Die Reduktionsangaben beziehen sich dabei immer auf den jeweils in Abschnitt 5.3 untersuchten Hotspot. Anschließend werden die Ergebnisse innerhalb der Arbeit diskutiert und miteinander verglichen. Im Rahmen der Analysen der vorliegenden Arbeit wurden im Modellgebiet NRW die Stadtgebiete von Aachen und Wuppertal, der am Rhein gelegenen Städte Bonn, Wesseling, Köln und Düsseldorf sowie der im Ruhrgebiet liegenden Städte Duisburg, Oberhausen, Essen, Herne und Bochum als Emissionshotspots identifiziert.

Der **Straßenverkehr** ist mit 70-99 %, 72-99 % und 50-95 % der Hauptverursacher der aktuellen NO_x-, PM_{2.5}- und PM₁₀-Emissionen in Emissionshotspots in NRW. Die detaillierte Auswertung des Fallbeispiels Oberhausen hat gezeigt, dass bei weiterer Nutzung von konventionellen Kraftstoffen die NO_x-Emissionen des Straßenverkehrs, welche aktuell hauptsächlich durch Dieselfahrzeuge verursacht werden, bereits um 90 % bis 2030 und um 92 % bis 2050 sinken. Kurzfristig können im Vergleich zum Einsatz von konventionellen Energieträgern größere NO_x-Reduktionen von zusätzlich bis zu 7 % durch den Einsatz von Brennstoffzellen in Sattelzugmaschinen oder von zusätzlich bis zu 13 % durch den breiten Einsatz von Fischer-Tropsch-Diesel/HVO in der gesamten Flotte bis 2030 erreicht werden. Der Einsatz von CNG/LNG- oder Dimethylether-Fahrzeugen ermöglicht kurzfristig hingegen nur Reduktionen um die 2 %. Langfristig können die NO_x-Emissionen von leichten Nutzfahrzeugen und PKW ausschließlich durch den Einsatz von batterie-elektrischen oder brennstoffzellen-elektrischen Fahrzeugen vollständig vermieden werden. Des Weiteren können die NO_x-Emissionen des schweren Nutzverkehrs langfristig nur durch den Einsatz von Brennstoffzellenfahrzeugen vollständig vermieden werden, da der Einsatz von batterie-elektrischen schweren Nutzfahrzeugen oder schweren Nutzfahrzeugen im Oberleitungsbetrieb in der vorliegenden Arbeit als nicht vielversprechend bewertet und entsprechend nicht berücksichtigt wurde³⁰. Der Einsatz von CNG/LNG, Dimethylether und Fischer-Tropsch-Diesel/HVO in schweren Nutzfahrzeugen und Bussen führt im Vergleich zum Referenzszenario mit konventionellen Energieträgern langfristig bis 2050 zu geringeren Reduktionen im Bereich 6-13 %. Durch neue Emissionstechnologien sinken die PM₁₀- und PM_{2.5}-Emissionen im Referenzszenario aufgrund des hohen Anteils an abriebsbedingten Emissionen nur um 26 % bzw. 36 % bis 2030 und um 24 % bzw. 33 % bis 2050. Insbesondere PKW haben durch hohe Fahrleistungen auch

³⁰Die Ausnahme bilden LKW mit Anhänger < 26 t, bei welchen ein batterie-elektrischer Antrieb im E-Szenario berücksichtigt wurde (vgl. Abbildung 4.10, S.107).

zukünftig einen hohen Anteil an den Abriebsemissionen, während der Anteil der LKW und Busse moderat und jener der Sattelzugmaschinen leicht sinkt. Der verbrennungsbedingte Anteil bei den PM10-Emissionen ist 9 % bzw. 10 % in 2030 und 2050. Bei PM2.5 beträgt dieser hingegen 15 % und 17 % in 2030 und 2050. Eine Reduktion der verbrennungsbedingten PM-Emissionen in 2030 und 2050 in Höhe von 18 % bzw. 17 % kann durch den Einsatz von elektrischen Kleinkraftträder erreicht werden. Aufgrund des hohen Anteils der leichten Nutzfahrzeuge an den verbrennungsbedingten PM-Emissionen sind kurzfristig durch den Einsatz von batterie- oder brennstoffzellen-elektrischen Fahrzeugen oder Hybriden in dieser Fahrzeugkategorie erhebliche Reduktionen von maximal 24 % im Vergleich zu den gesamten verbrennungsbedingten PM-Emissionen bei weiterer Nutzung konventioneller Energieträger möglich. Der breite Einsatz von Fischer-Tropsch-Diesel in der gesamten Flotte führt hingegen zu Reduktionen bei verbrennungsbedingten PM-Emissionen von bis zu 30 %. Langfristig können bis 2050 die verbrennungsbedingten PM-Emissionen nur durch den Einsatz von Wasserstoff nahezu vollständig vermieden werden. Größere Reduktionen von 17% bzw. 18 % der zukünftigen verbrennungsbedingten PM-Emissionen in 2030 und 2050 können durch elektrische Kleinkraftträder erreicht werden. Die Reduktionen bei Einsatz von Hybridfahrzeugen sind hingegen stark vom elektrischen Fahranteil im Stadtgebiet abhängig.

Bezüglich der aktuellen Emissionen weist die **Binnenschifffahrt** einen moderaten Anteil bei PM2.5- und NO_x-Emissionen in Hotspots in Rheinnähe zwischen 10 % und 25 % auf. Die detaillierte Fallanalyse des Emissionshotspots Duisburg hat gezeigt, dass bei weiterer Verwendung von fossilem Diesel die NO_x- und PM-Emissionen durch die Einführung der EURO V Richtlinie und der damit verbundenen Ausstattung von neuen Motoren mit SCR-Katalysator und Dieselpartikelfilter bereits um 66 % und 77 % bis 2030 bzw. um 85 % und 93 % bis 2050 reduziert werden. Kurzfristig sind die PM-Emissionen der untersuchten alternativen Energieträger LNG (+1 %) und Wasserstoff(-11 % bis -14 %) auf einem ähnlichen Level wie jene bei Einsatz von konventionellem Diesel, da diese 2030 vor allem durch ältere Dieselmotoren verursacht werden. Die NO_x-Emissionen hingegen steigen trotz der geringen Anzahl an mit neuem Antrieb ausgestatteten Schiffen beim Einsatz von LNG um 16 %, während diese beim Einsatz von Wasserstoff im Vergleich zum Einsatz von konventionellem Diesel um 19-20 % sinken. Langfristig sinken die NO_x-Emissionen bzw. PM-Emissionen beim Einsatz von Wasserstoff um 96-99 % bzw. 82-99 % bis 2050 im Vergleich zum Einsatz von konventionellem Diesel. Der breite Einsatz von LNG hätte hingegen 71 % höhere NO_x- und 3 % höhere PM-Emissionen im Vergleich zum Einsatz von Diesel zur Folge. Dieser große Unterschied entsteht durch die von Otten et al. [121] für LNG-Schiffe sowie für Diesel-Schiffe mit SCR-Katalysator und Abgasrückführung ermittelten Emissionsfaktoren (vgl. Abbildung 3.5, S.35).

Der **Schienenverkehr** weist bei den aktuellen Emissionen in Stadtgebieten einen größtenteils abriebsbedingten Anteil von, je nach Stadtgebiet, bis zu 25-30 % bei den PM10- und 1-8 % bei den PM2.5-Emissionen auf. Der Anteil an den NO_x-Emissionen in Stadtgebieten ist hingegen vernachlässigbar klein. Der von der Literatur maximal prognostizierte Anstieg der Verkehrsleistung könnte zu einem Anstieg der abriebsbedingten PM-Emissionen bis 2030 und 2050 um 26 % und 52 % in den aktuell stark belasteten Stadtgebieten führen.³¹ Ein Austausch von dieselbetriebenen Zügen zur Reduktion der NO_x-Emissionen ist lokal sinnvoll, würde aber die aktuell hoch belasteten Stadtgebiete nicht beeinflussen.

Der **Flugverkehr** hat an den aktuellen Emissionen moderat hohe Anteile bei NO_x-, PM2.5- und PM10-Emissionen im Stadtgebiet von Düsseldorf von 15 %, 8 % und 10 % und einen geringen Anteil in Köln von unter 5 %. Die Flughäfen Köln/Bonn und Düsseldorf sind die einzigen Flughäfen mit sichtbarem Einfluss auf die Emissionshotspots. Die detaillierte Fallanalyse des Flughafen Düsseldorf hat gezeigt, dass die NO_x- und PM10-Emissionen bei weiterer Nutzung von konventionellem Kerosin um 6 % und 15 % bis 2030 steigen, während die PM2.5-Emissionen um 4 % sinken. Weiterhin steigen die NO_x- und PM10-Emissionen bis 2050 bei weiterer Nutzung von fossilem Kerosin um 9 % und 18 %

³¹ Anstieg der PM10- und PM2.5-Emissionen des Schienenpersonenverkehr bis 2030 und 2050 um maximal 26 % und 54 % sowie des Schienengüterverkehrs um 123 % und 180 %. In den identifizierten Hotspots werden die Abriebsemissionen zum größten Teil vom Schienenpersonenverkehr verursacht.

im Vergleich zu 2018 an, während die PM2.5-Emissionen um 27 % sinken. Des Weiteren sind die zukünftigen PM2.5- und PM10-Emissionen 2050 mit 70 % und 92 % größtenteils abriebsbedingt. Durch die Nutzung von 50 % Fischer-Tropsch-Kerosin können die NO_x-, PM2.5- und PM10-Emissionen im Jahr 2030 um 9 %, 29 % und 11 % im Vergleich zur Nutzung von konventionellem Kerosin reduziert werden. Im Jahr 2050 ist die Reduktion bei Einsatz von 100 % Fischer-Tropsch-Kerosin mit 5 %, 18 % und 5 %, bezogen auf die Nutzung von konventionellem Kerosin, jedoch niedriger. Durch den Einsatz von Fischer-Tropsch-Kerosin können die PM2.5-Emissionen also insgesamt um 41 % im Vergleich zu 2018 reduziert und die NO_x-Emissionen weitestgehend konstant (+3 %) gehalten werden, während die PM10-Emissionen durch den hohen Anteil an Abriebsemissionen um 12 % ansteigen.

Tabelle 5.2 fasst die Ergebnisse des Basisfalls und der Szenarien mit den unterschiedlichen Technologieschwerpunkten zusammen. Für die unterschiedlichen Szenarien sind die Reduktionen im Vergleich zum Referenzszenario des jeweiligen Jahres angegeben, während für die Ergebnisse des Referenzszenarios auf dieselben im Jahr 2018 referenziert sind.

Tab. 5.2.: Vergleich der Emissions-Reduktionen im Referenzszenario sowie der unterschiedlichen berechneten Szenarien für Straßenverkehr, Binnenschifffahrt und Flugverkehr. Statt den Namen der Szenarien sind die Technologieschwerpunkte aufgeführt.

		2030			2050		
		NO _x	PM2.5	PM10	NO _x	PM2.5	PM10
Reduktion im Referenzszenario im Vergleich zu 2018							
Straße	Referenz	90 %	26 %	36 %	92 %	24 %	33 %
Schiff	Referenz	66 %	77 %		85 %	93 %	
Flug	Referenz	-6 % ^b	4 %	-15 % ^b	-9 % ^b	27 %	-18 % ^b
Reduktion im Vergleich zum Referenzszenario des Jahres							
Straße	BEV	8 %	18 %	10 %	67 %	35 %	19 %
	FCEV	17 %	21 %	11 %	100 %	39 %	21 %
	CNG/LNG	2-6 ^a %	13-14 ^a %	7 %	20-57 ^a %	21-24 ^a %	11-13 ^a %
	DME	2-8 ^a %	6-17 ^a %	3-9 ^a %	6-70 ^a %	5-34 ^a %	3-19 ^a %
	FT-Diesel	13-19 ^a %	11-20 ^a %	6-11 ^a %	6-63 ^a %	11-35 ^a %	6-19 ^a %
Schiff	LNG	-16 % ^b	-1 % ^b		-71 % ^b	-3 % ^b	
	FC	21 %	14 %		99 %	99 %	
	H ₂ -Verbrennung	20 %	11 %		96 %	94 %	
Flug	FT-Kerosin	9 %	29 %	11 %	5 %	18 %	5 %

Anmerkungen. ^a Hybrid-Fahrzeuge fahren zu 100 % elektrisch im Stadtgebiet. ^b Negative Reduktionen entsprechen einer Steigerung. *Abkürzungen:* batterieelektrisches Fahrzeug (BEV), brennstoffzellenelektrisches Fahrzeug (FCEV), komprimiertes Erdgas (CNG), verflüssigtes Erdgas (LNG), Dimethylether (DME), Fischer-Tropsch (FT), Brennstoffzelle (FC).

6. Diskussion und Fazit

In diesem Kapitel werden zunächst in Abschnitt 6.1 die Ergebnisse dieser Arbeit im Hinblick auf die drei zu Beginn dieser Arbeit im Abschnitt 1.2 (S.2) formulierten Forschungsfragen diskutiert. Der Bilanzraum der Analysen dieser Arbeit endet bei Emissionen, weshalb in Abschnitt 6.2 der Zusammenhang zwischen Emissionen und Immissionen diskutiert wird. Des Weiteren haben die Ergebnisse dieser Arbeit die zunehmende Bedeutung von Abriebsemissionen des Transportsektors aufgezeigt. Deshalb wird in Abschnitt 6.2 die zukünftigen Bedeutung von Abriebsemissionen diskutiert. Abschließend werden die Kernerkenntnisse der vorliegenden Arbeit in Form von Handlungsempfehlungen in 6.3 differenziert für die vier Sektoren Straßenverkehr, Binnenschifffahrt, Schienenverkehr und Flugverkehr formuliert.

Die Inhalte dieses Kapitels wurden im September 2022 im Abschlussbericht des Projekts *Kompetenzzentrum VI SGW* des Kompetenzzentrums *Virtuelles Institut - Strom zu Gas und Wärme* in Band III [82] veröffentlicht. Der Autor dieser Dissertationsschrift ist Erstautor folgender Kapitel und Abschnitte des Abschlussberichts [82]: 2.1 Bestandsaufnahme und Analyse des Verkehrsaufkommens in NRW¹ (S.5-S.8, S.19-S.27), 2.2.1 Lokale Emissionen (S.28-S.43), 3 Ökonomische Analyse fossiler Energieträger im Verkehrssektor² (S.77-S.83), 5 Identifizierung von potenzialreichen alternativen Energieträgern und Antrieben³ (S.89-S.129, S.158-S.168) und 6.3 Chancen zur Reduktion von Schadstoffen in Stadtgebieten (S.220-S.249). Des Weiteren wurden die weiteren, auf diese Kapitel und Abschnitte verweisenden, sowie aus diesen Kapiteln und Abschnitten schlussfolgernden Textbausteine vom Autor dieser Dissertationsschrift verfasst. Die Erstautorenschaft des Autors dieser Dissertationsschrift für die aufgeführten Inhalte im Abschlussbericht [82] wird auf den Seiten 5, 28, 89 und 220 des Abschlussberichtes [82] ausgewiesen.

6.1. Vergleich und Diskussion der zukünftigen Emissionen

Zu Beginn der vorliegenden Arbeit wurden in Abschnitt 1.2 (S.2) die folgenden drei Forschungsfragen formuliert:

1. Anteile des Straßenverkehrs, der Binnenschifffahrt, des Schienenverkehrs und des Flugverkehrs an den **aktuellen Stickstoffoxid- und Partikelmasse-Emissionen**,
2. **Zukünftige Emissionen** des Transportsektors bei Verwendung von konventionellen Energieträgern,
3. **Potential von alternativen Energieträgern und Antrieben** zur Reduzierung der zukünftigen Stickstoffoxid- und Partikelmasse-Emissionen.

Die in Kapitel 5 erläuterten Ergebnisse beantworten diese drei Fragen vollumfänglich und wurden in Tabelle 5.2 (S.200) zusammengefasst. In diesem Abschnitt werden, basierend auf den erläuterten Ergebnissen, die Forschungsfragen zwei und drei, also die zukünftigen Emissionen sowie das Potential

¹Mit Ausnahme der Beschreibung der Tankstelleninfrastruktur auf S.9-S.18.

²Dieses Kapitel wurde vom Autor dieser Dissertationsschrift verfasst, die Inhalte wurden allerdings nicht im Rahmen der vorliegenden Dissertation verwendet, weshalb im Bericht [82] kein Hinweis auf die Erstautorenschaft vorhanden ist.

³Mit Ausnahme des Abschnitts 5.4 Umweltwirkungen von vielversprechenden alternativen Kraftstoffen (S.129-S.158). Die Inhalte des Kapitels 5 des Abschlussberichts [82] wurden erstmalig im Februar 2022 unter Erstautorenschaft des Autors dieser Dissertationsschrift in Breuer et al. [25] veröffentlicht.

von alternativen Energieträgern und Antrieben, diese zu senken, detailliert diskutiert. Hierfür werden die Entwicklungen der zukünftigen **NO_x**-, **PM2.5**- und **PM10**-Emissionen in den vier Sektoren miteinander verglichen und diskutiert.

Die im Kapitel 5 erläuterten Entwicklungen in den Referenzszenarien ohne den Einsatz von alternativen Energieträgern führen insgesamt zu einer starken Entspannung der Emissionssituation abseits des Rheins und der Flughäfen Düsseldorf und Köln/Bonn hinsichtlich der **NO_x**-Emissionen bis 2050, während in den Stadtgebieten in Rheinnähe auf Grund der Binnenschifffahrt geringere Reduktionen zu erwarten sind. In den betrachteten Szenarien wird der Flugverkehr in Düsseldorf im Jahr 2050 schließlich einen Großteil der **NO_x**-Emissionen verursachen. Auch in Köln ist unter Berücksichtigung der Referenzszenarien der zukünftige Flugverkehr Hauptverursacher der **NO_x**-Emissionen. Der größte Teil wird dabei vom internationalen Flugverkehr verursacht. Die einzige Möglichkeit die **NO_x**-Emissionen des Flugverkehrs zumindest auf dem Stand von 2018 zu halten ist der Einsatz von Fischer-Tropsch-Kerosin. Neben synthetischen Kraftstoffen ist die einzige Alternative für Langstreckenflüge der Einsatz von Wasserstoffturbinen. Wie in Abschnitt 3.8 diskutiert, ist die Entwicklung des Einsatzes dieser Technik in Flugzeugen aber noch im Anfangsstadium. Die Herausforderung ist insbesondere die Speicherung des Wasserstoffs [226]. Nach McKinsey & Company [226] könnte der Einsatz von Wasserstoffturbinen die **NO_x**-Emissionen um 50-80 % reduzieren. Batterie- und brennstoffzellen-elektrische Antriebe für kleinere Flugzeuge sind teilweise schon als Prototyp verfügbar. Wie die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, liegen die von diesen Flugzeugklassen angeflogenen Flughäfen aber außerhalb der aktuellen Emissionshotspots und des Weiteren sind auch die Emissionen dieser Flugzeugklassen im Vergleich zum internationalen und nationalen Flugverkehr vernachlässigbar klein. Durch die im Vergleich zum Straßenverkehr wesentlich geringeren Reduktionen bei den **NO_x**-Emissionen wird auch der Anteil der Binnenschifffahrt in Zukunft an diesen steigen. Dies wird zu Emissionshotspots in der Nähe des Rheins führen. Die LNG Technologie ist durch die Einhaltung der EURO V Richtlinie eine mögliche Alternative zu konventionellem Diesel für die Binnenschifffahrt. Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen aber, dass ein flächendeckender Einsatz von LNG-Schiffen zu deutlich höheren Emissionen als der weitere Einsatz von konventionellen dieselbetriebenen Schiffen, welche zur Einhaltung der EURO V Richtlinie mit SCR-Katalysator und Dieselpartikelfilter ausgestattet sind, führt. Ohne die Einführung einer schärferen Richtlinie werden LNG-Schiffe wahrscheinlich nicht mit einer Abgasnachbehandlung ausgestattet werden. Die bisherigen Ausführungen beziehen sich auf LNG-Schiffe mit fremdgezündeten Gasmotor. Schiffe mit Dual-Fuel Antriebssystem, welche eine kleine Menge Diesel benötigen, wurden bei den Zukunftsszenarien nicht berücksichtigt, da deren Emissionswerte über den EURO V Grenzwerten liegen. Nach Otten et al. [121] ist der Energieverbrauch von allen LNG-Schiffen identisch. Bei Einsatz dieser Motoren in LKW ist der Energieverbrauch der Dual-Fuel Motoren aber wesentlich geringer als jener der Gasmotoren und im Bereich von konventionellen Dieselmotoren. Ausschließlich moderne Gasmotoren, welche stöchiometrisch betrieben werden, können mit Abgasrückführung mit Effizienzen im Bereich 90-95 % eines Dieselmotors betrieben werden [323]⁴. Falls dies bei Dual-Fuel Motoren in der Binnenschifffahrt auch der Fall wäre, gäbe es also möglicherweise eine Motivation aufgrund des geringeren Energieverbrauchs HDPI LNG Motoren zu verwenden. Diese würden, wie bereits erwähnt, eine Abgasnachbehandlung benötigen, um die EURO V Norm zu erfüllen. Zu solchen Schiffen liegen allerdings noch keine Erkenntnisse bezüglich der Emissionen vor. Fischer-Tropsch-Diesel reduziert nach den Emissionsfaktoren von Otten et al. [121] die PM-Emissionen und die **NO_x**-Emissionen bei Binnenschiffen der Abgasnorm ZKR 0, ZKR 1 und ZKR 2 um 20 % bzw. 10 %. Die Auswirkungen auf Schiffe mit Abgasnachbehandlung sind unbekannt. HVO weist in der Literatur oft ähnliche Emissionen wie Fischer-Tropsch-Diesel im Dieselmotor auf [361] und Gill et al. [378] betonen die Ähnlichkeit beider Kraftstoffe. Die Emissionsfaktoren nach Otten et al. [121] weisen für *Gas-to-Liquid* (GtL)-Diesel⁵ eine Reduktion von 20 % bei PM- und 10 % bei **NO_x**-Emissionen im

⁴Bünger et al. [323] zitieren als Primärquelle eine Präsentation von MAN [377]. Diese ist zum Zeitpunkt der Verfassung der vorliegenden Arbeit nicht abrufbar.

⁵Identisch zu Fischer-Tropsch-Diesel.

Bezug auf die Emissionen von Dieselschiffen nach ZKR 2 auf. Mit HVO oder Fischer-Tropsch-Diesel können also beispielsweise die Emissionen der Binnenschifffahrt im Jahr 2030 gesenkt werden, da diese größtenteils von älteren Schiffen verursacht werden. Der Einfluss von Fischer-Tropsch-Diesel auf die Emissionen von nach der erst kürzlich eingeführten Abgasnorm EURO V zertifizierten Motoren ist noch unklar. Bei reduzierendem Effekt wäre der Einsatz von Fischer-Tropsch-Diesel eine mögliche Maßnahme, um die Emissionen von Dieselschiffen im Jahr 2050 weiter zu senken. Eine komplette Vermeidung von Emissionen ermöglichen nur brennstoffzellen-elektrische Binnenschiffe. Alternativ können Binnenschiffe mit Wasserstoffverbrennungsmotor eingesetzt werden, da diese nur äußerst geringe Emissionen aufweisen. Beim Einsatz von Wasserstoffverbrennungsmotoren ist allerdings zu beachten, dass, aufgrund der hohen Verbrennungstemperaturen eine Abgasnachbehandlung mit einem SCR-Katalysator notwendig ist. Batterie-elektrisch betriebene Schiffe wurden als nicht vielversprechend bewertet und deshalb nicht näher untersucht.

Hinsichtlich der **PM2.5**-Emissionen wird die zukünftige Binnenschifffahrt auch in Rheinnähe nur noch einen geringen Anteil der gesamten Emissionen ausmachen, da diese bereits im Basisszenario stark reduziert werden. Aufgrund des hohen Anteils der Abriebsemissionen im Straßenverkehr werden diese auch zukünftig eine Herausforderung darstellen. Reduktionen durch alternative Energieträger sind deswegen nur eingeschränkt bis zu 17 % der gesamten Emissionen im betrachteten Stadtgebiet von Oberhausen möglich. Die PM2.5-Emissionen des Schienenverkehrs könnten in Zukunft durch steigende Verkehrsleistungen stark ansteigen. Die PM2.5-Emissionen des Flugverkehrs sinken bereits im Basisszenario um 27 % bis 2050. Insgesamt werden die PM2.5-Emissionen also auch in Zukunft weiterhin hauptsächlich vom Straßenverkehr verursacht werden. An den verbrennungsbedingten zukünftigen PM2.5-Emissionen haben die leichten Nutzfahrzeuge, gefolgt von Krafträdern und Personenkraftwagen, die größten Anteile. Ein hoher elektrischer Fahrleistungsanteil via batterie- oder brennstoffzellen-elektrischem Antrieb oder mit Hybridkonzepten hat das größte Potential für diese Fahrzeugklassen, während CNG-Konzepte eher mittlere Reduktionen ermöglichen. Der Anteil von schweren Nutzfahrzeugen an den verbrennungsbedingten PM-Emissionen ist bereits bei weiterer Nutzung vom konventionellen Dieselantrieb im betrachteten Referenzszenario in der Zukunft sehr klein; hier ist der Unterschied zwischen dem Einfluss der betrachteten Alternativen entsprechend gering.

Bezüglich der **PM10**-Emissionen wird die zukünftige Entwicklung laut den betrachteten Szenarien ähnlich sein wie bei den PM2.5-Emissionen, wobei der Einfluss der Abriebsemissionen wesentlich höher ist. Der Anteil der Binnenschifffahrt ist bereits bei den aktuellen PM10-Emissionen sehr gering und wird bis 2050 nochmals stark sinken. Einen sichtbaren Einfluss auf die Hotspots wird dies nicht haben. Die Reduktionen im Straßenverkehr sind bei den PM10-Emissionen leicht niedriger als bei den PM2.5-Emissionen. Der Schienenverkehr hat bereits einen großen Anteil an den aktuellen PM10-Emissionen. Bei Annahme der maximal prognostizierten Verkehrsleistung würde dieser nochmals um circa 50 % bis 2050 ansteigen. Auch die PM10-Emissionen des Flugverkehrs steigen bis 2050 mit circa 18 % moderat an. Dieser Anstieg und die Reduktion der PM10-Emissionen des Straßenverkehrs können in Zukunft dazu führen, dass in einigen Stadtgebieten wie Essen, Düsseldorf und Köln, in welchen der Schienenverkehr bei den aktuellen PM10-Emissionen schon hohe Anteile aufweist, der Schienenverkehr der Hauptverursacher der zukünftigen PM10-Emissionen sein wird. Da in Düsseldorf auch circa 10 % der aktuellen PM10-Emissionen vom Flugverkehr verursacht werden, wird Düsseldorf von diesen Entwicklungen noch stärker betroffen sein. Die Emissionen des Schienenverkehrs sind fast vollständig abriebsbedingt, so dass keine Reduktionen über die in dieser Arbeit betrachteten Alternativen möglich ist. Auch beim Flugverkehr sind nur geringe Reduktionen (5 % im Jahr 2050) durch alternative Energieträger möglich, da die zukünftigen PM10-Emissionen größtenteils durch Abrieb entstehen. Des Weiteren ist auch beim Straßenverkehr das maximale Potential zur Reduktionen durch alternative Energieträger durch den höheren Anteil an Abriebsemissionen mit 21 % eher geringer. Abseits der vom Schienenverkehr und vom Flugverkehr stark betroffenen Stadtgebiete sind durch die im letzten Absatz beschriebenen Alternativen zur Reduzierung der verbrennungsbedingten Emissionen des Straßenverkehrs entsprechend Reduktionen möglich und sinnvoll. Hierzu gehören beispielsweise die Stadtgebiete von Duisburg, Oberhausen, Aachen und Herne.

6.2. Einordnung in die bestehende Literatur

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse dieser Arbeit im Bezug auf bestehende Literatur diskutiert. Fokus dieser Diskussion ist einerseits der Einfluss von Emissionen auf Immissionen, da in der vorliegenden Arbeit ausschließlich Emissionen betrachtet wurden, und andererseits die Bedeutung von Abriebsemissionen, da diese für alle Antriebe identisch modelliert wurden.

6.2.1. Einfluss zukünftiger Emissionen auf Immissionen

Der Fokus der vorliegenden Arbeit lag auf der Berechnung von Emissionen und den Anteilen der unterschiedlichen Transportmitteln an diesen. Die Umweltwirkung in Form von Immissionen wurde nicht untersucht. Diese wäre notwendig, um die unterschiedlichen Emissionsquellen in ihrer Umweltwirkung untereinander zu bewerten. Im Folgenden erfolgt eine kurze Diskussion der Umweltwirkungen von Flugverkehr, Schiffsverkehr, Schienenverkehr und Straßenverkehr.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit haben gezeigt, dass in Zukunft der relative Anteil des Flugverkehrs an den NO_x -Emissionen stark zunimmt, während jener der Binnenschifffahrt moderat zunimmt. Die zukünftigen $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen werden weiterhin größtenteils vom Straßenverkehr emittiert. Bei den zukünftigen PM_{10} -Emissionen wird der Abrieb von Straßen-, Schienen- und Flugverkehr einen großen Anteil haben.

Die Immissionen in Straßenschluchten sind höher als jene bei Straßen im offenen Feld mit größerem Verkehrsvolumen [379]. Die Bebauung spielt also eine wesentliche Rolle bei der Ausbreitung von Emissionen. Des Weiteren hat der Wind einen wesentlichen Einfluss auf die Verteilung von Emissionen [380]. Emissionen des Straßenverkehrs haben durch naheliegende Wohngebiete und Gehwege wahrscheinlich den größten Einfluss auf lokale Immissionen in der Nähe von Menschen. Lärmschutzwände bei beispielsweise Autobahnen erhöhen die Immissionen auf der Straße, aber verringern jene außerhalb der Straße [381]. Des Weiteren beeinflussen auch Bäume und Vegetation die lokale Verteilung von Emissionen in beispielsweise Straßenschluchten [382]. Hohe Vegetation kann die Luftqualität sowohl verschlechtern als auch verbessern, während niedrige Vegetation die lokale Luftqualität verbessert [382]. Die moderat steigenden Anteile der Binnenschifffahrt an den zukünftigen NO_x -Emissionen treten aufgrund des hohen Verkehrsvolumens auf dem Rhein auf. Liu et al. [380] zeigen in ihrer Arbeit, dass, je nach Richtung des Windes, Schadstoffe der Binnenschifffahrt auch mehrere Kilometer von den Flüssen weg transportiert werden können. Die Auswirkungen der auf dem Rhein emittierten Emissionen sind also abhängig von lokaler Bebauung und den meteorologischen Randbedingungen. Am Rhein liegen, zumindest teilweise, beispielsweise in Köln und Düsseldorf, Grüngebiete und Flächen welche zur Naherholung genutzt werden. Die hier vorhandene Vegetation könnte den Transport der Emissionen in nahegelegene Wohngebiete beeinflussen. Der Einfluss von Emissionen des Flugverkehrs auf lokale Immissionen ist schwer zu beziffern und hängt, wie bei den anderen Sektoren, stark von beispielsweise Wetter und Bebauung ab. Eine detaillierte Diskussion der Immissionen der Flugverkehrs ist im Anhang A.5 auf S.338 aufgeführt.

Die Literatur zeigt die Abhängigkeit des Zusammenhangs von Immissionen und Emissionen von vielen Randbedingungen. Tendenziell haben jene Emissionen, welche innerhalb von Straßenschluchten produziert oder zu diesen hin transportiert werden durch ihre Nähe zu Wohngebieten und der erschwerten Dispersion aus den Straßenschluchten heraus die größten Auswirkungen.

6.2.2. Bedeutung von Abriebsemissionen in der Zukunft

Die Abriebsemissionen sind aufgrund fehlender Emissionsrichtlinien im Vergleich zu den Abgasemissionen eher unerforscht [34] (vgl. 2.1.2, S.9). Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen einen starken Einfluss des Straßenverkehrsabriebs auf die zukünftigen $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen. Des Weiteren zeigen die Ergebnisse eine zunehmende Bedeutung der Abriebsemissionen aus Straßenverkehr, Schienenverkehr und Luftverkehr auf die PM_{10} -Emissionen. Der Einfluss unterschiedlicher Antriebskonzepte auf die Abriebsemissionen ist eher unerforscht und wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht berück-

sichtigt. Eindeutig bewiesen ist die Reduktion von Bremsemissionen durch rekuperatives Bremsen, welches 66-100 % Reduktion ermöglicht [40] (vgl. 2.1.2). Diese Technologie wird im Straßenverkehr in Hybridfahrzeugen, brennstoffzellen-elektrischen Fahrzeugen und batterie-elektrischen Fahrzeugen eingesetzt. Die Reduktion hängt allerdings stark vom Bremsverhalten ab. Der Einsatz von rekuperativem Bremsen ist generell in allen Fahrzeugen sinnvoll [40]. Zwischen Fahrzeuggewicht und Abriebsemissionen besteht ein direkter linearer Zusammenhang [40] (vgl. 2.1.2). In Folge sind die Abriebsemissionen von Batteriefahrzeugen direkt von der Batteriedichte abhängig. Nach Timmers und Achten [40] sind die Abriebsemissionen von Batteriefahrzeugen höher als jene von konventionellen Verbrennungsfahrzeugen, wobei diese Hypothese aufgrund der begrenzten Datenlage eine hohe Unsicherheit aufweist. In der vorliegenden Arbeit wurde gezeigt, dass die zukünftigen PM-Emissionen größtenteils durch Abrieb entstehen. Der Austausch von Fahrzeugen durch batterie-elektrische Fahrzeuge reduziert deren Verbrennungsemissionen und in Folge deren verbrennungsbedingte Partikelemissionen vollständig. Da die zukünftigen PM-Emissionen, wie in der vorliegenden Arbeit gezeigt wurde, aber größtenteils abriebsbedingt sind, könnte der breite Einsatz von batterie-elektrischen Fahrzeugen möglicherweise insgesamt höhere PM-Emissionen zur Folge haben als die weitere Nutzung von konventionellen Fahrzeugen. Technische und nicht technische Maßnahmen zur Vermeidung von Abriebsemissionen könnten dem entgegenwirken (vgl. 2.1.2, S.9). Diese werden aber nur zum Stand der Technik, falls verbindliche Richtlinien die Abriebsemissionen regulieren. Aufgrund der in diesem Absatz geschilderten Problematik könnte ein Einsatz von brennstoffzellen-elektrischen oder hybriden Fahrzeugen vorteilhaft sein. Insbesondere bei Fahrzeugen mit hoher benötigter Reichweite und hohem Energiebedarf scheint der Einsatz von batterie-elektrischen Konzepten bei den aktuellen Energiedichten von Batterien aufgrund des erläuterten Synergieeffekts von Abrieb und Gewicht und außerdem des Synergieeffekts von Gewicht und Energiebedarf [324] nicht sinnvoll.

6.3. Handlungsempfehlungen für den zukünftigen Transportsektor

Die wichtigsten Erkenntnisse der in Abschnitt 5.5 (S.198) erläuterten Ergebnisse sind in Abbildung 6.1 zusammengefasst. Aus diesen Ergebnissen wurden die im Folgenden erläuterten Handlungsempfehlungen abgeleitet. Der Fokus dieser Empfehlungen liegt auf lokalen Schadstoffemissionen. Ökonomische Einflüsse und Einflüsse auf Treibhausgase wurden nur am Rande im Rahmen von Abschnitt 3.8 berücksichtigt. Grundsätzlich ist die in der Modellierung angenommene Austauschrate der unterschiedlichen Fahrzeuge und die korrekte Funktion der Abgasnachbehandlungssysteme Grundvoraussetzung für die folgenden Empfehlungen.

Die Inhalte dieses Abschnitts wurden im September 2022 im Abschlussbericht des Projekts *Kompetenzzentrum VI SGW* des Kompetenzzentrums *Virtuelles Institut - Strom zu Gas und Wärme* in Band III [82] vorveröffentlicht. Der Autor dieser Dissertationsschrift ist Erstautor folgender Kapitel und Abschnitte des Abschlussberichts [82]: 2.1 Bestandsaufnahme und Analyse des Verkehrsaufkommens in NRW⁶ (S.5-S.8, S.19-S.27), 2.2.1 Lokale Emissionen (S.28-S.43), 3 Ökonomische Analyse fossiler Energieträger im Verkehrssektor⁷ (S.77-S.83), 5 Identifizierung von potenzialreichen alternativen Energieträgern und Antrieben⁸ (S.89-S.129, S.158-S.168) und 6.3 Chancen zur Reduktion von Schadstoffen in Stadtgebieten (S.220-S.249). Des Weiteren wurden die weiteren, auf diese Kapitel und Abschnitte verweisenden, sowie aus diesen Kapiteln und Abschnitten schlussfolgernden Textbausteine vom Autor dieser Dissertationsschrift verfasst. Die Erstautorenschaft des Autors dieser Dissertationsschrift für die aufgeführten Inhalte im Abschlussbericht [82] wird auf den Seiten 5, 28, 89 und 220 des Abschlussberichtes [82] ausgewiesen.

⁶Mit Ausnahme der Beschreibung der Tankstelleninfrastruktur auf S.9-S.18.

⁷Dieses Kapitel wurde vom Autor dieser Dissertationsschrift verfasst, die Inhalte wurden allerdings nicht im Rahmen der vorliegenden Dissertation verwendet, weshalb im Bericht [82] kein Hinweis auf die Erstautorenschaft vorhanden ist.

⁸Mit Ausnahme des Abschnitts 5.4 Umweltwirkungen von vielversprechenden alternativen Kraftstoffen (S.129-S.158). Die Inhalte des Kapitels 5 des Abschlussberichts [82] wurden erstmalig im Februar 2022 unter Erstautorenschaft des Autors dieser Dissertationsschrift in Breuer et al. [25] vorveröffentlicht.

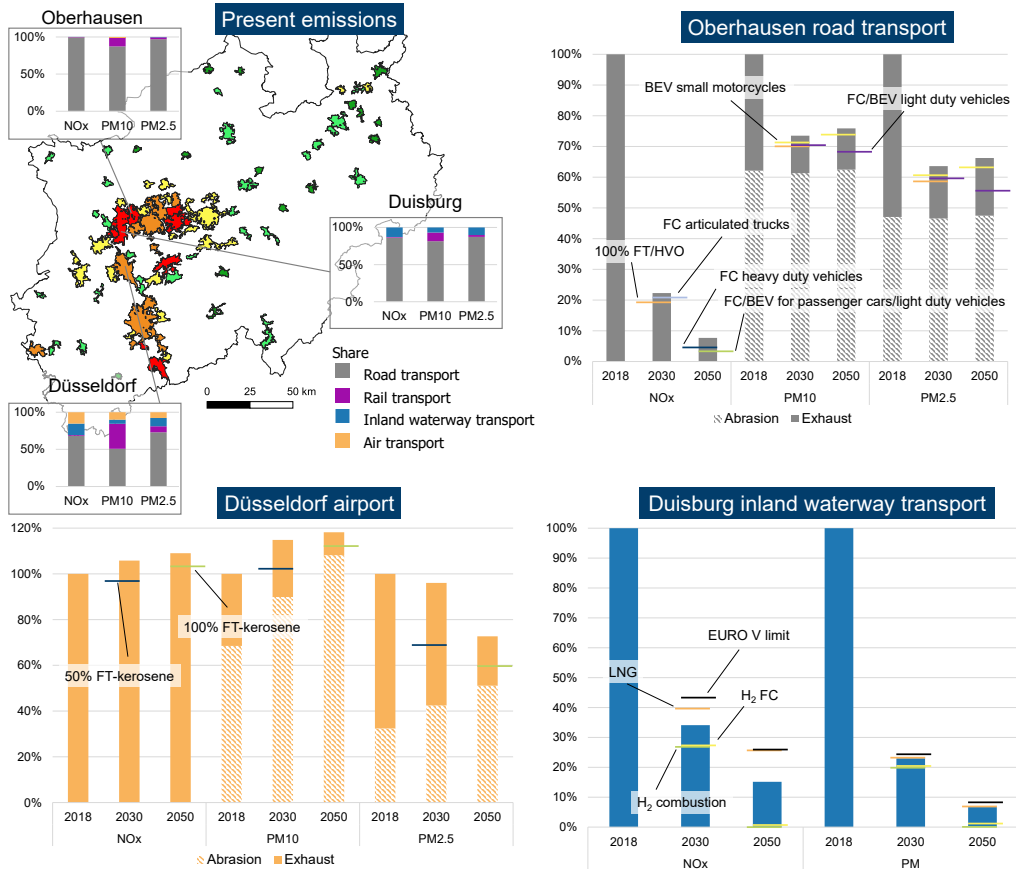


Abb. 6.1.: Grafische Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse dieser Arbeit. PM- und NO_x-Emissionen der drei Emissionshotspots Oberhausen, Duisburg und Düsseldorf sowie die Auswirkungen der zukünftigen Einführung unterschiedlicher alternativer Energieträger und Antriebe im Straßenverkehr, im Flugverkehr und in der Binnenschifffahrt. *Abkürzungen:* Fischer-Tropsch (FT), hydriertes Pflanzenöl (HVO), Brennstoffzelle (FC), batterieelektrisches Fahrzeug (BEV), verflüssigtes Erdgas (LNG).

6.3.1. Straßenverkehr

Der Straßenverkehr ist aktuell Hauptverursacher der lokalen Emissionen. Der verbrennungsbedingte Anteil an diesen wird durch die Einführung von bereits beschlossenen Emissionsrichtlinien bis 2030 und 2050 stark sinken. Trotzdem sollte der Einfluss auf lokale Immissionen in Stadtgebieten auf Grund der Produktion von Emissionen in unter anderem Straßenschluchten nicht vernachlässigt werden. Die lokalen PM-Emissionen des Straßenverkehrs werden zukünftig größtenteils durch Abrieb produziert. [82]

Kurzfristige Reduktion der lokalen Emissionen durch Drop-In Kraftstoffe Kurzfristig ermöglichen Fischer-Tropsch-Diesel und HVO⁹ die Reduktion der lokalen Emissionen des Fahrzeugbestands. Mit der Einführung von Fahrzeugen mit neueren Emissionstechnologien wird der Einfluss der Drop-In

⁹Die Emissionen beim Einsatz von HVO ähneln jenen von Fischer-Tropsch-Diesel durch die ähnlichen Eigenschaften.

Kraftstoffe auf die lokalen Emissionen wahrscheinlich sinken, wobei dies noch nicht ausreichend durch Messungen untersucht wurde. Trotzdem ist der Einsatz von Fischer-Tropsch-Diesel und HVO ein Instrument, mit welchem lokale Emissionen kurzfristig und unabhängig vom Fahrzeugbestand gesenkt werden können. Insbesondere bis 2030 können die lokalen Emissionen von Dieselfahrzeugen gesenkt werden. Langfristig ist das Emissionsreduktionspotential dieser Kraftstoffe als eher gering einzuschätzen. Eine Kombination mit dem Austausch des Fahrzeugbestands durch batterie-elektrische oder brennstoffzellen-elektrische Fahrzeuge ist vorteilhaft, da in Folge die Fahrzeugflotte, welche Verbrennungsmotoren verwendet, im Durchschnitt ältere Emissionstechnologien verwenden würde. [82]

Förderung des lokalen elektrischen Fahranteils in Stadtgebieten Langfristig können durch den Einsatz von elektrischen Antrieben bei leichten Nutzfahrzeugen und Personenkraftwagen die lokalen Abgasemissionen stark gesenkt werden. Eine komplette Vermeidung von Abgasemissionen ist nur durch den zusätzlichen Einsatz von Brennstoffzellen im schweren Nutzverkehr möglich. Beim Einsatz von elektrischen Antrieben ist die Gefahr der möglichen Steigerung der Abriebsemissionen, welche im nächsten Paragraph erläutert wird, zu beachten. Der Einsatz von Hybridantrieben ist nur unter der Voraussetzung eines hohen elektrischen Fahranteils in Stadtgebieten sinnvoll. [82]

Einführung von Emissionsrichtlinien für Abriebsemissionen Wie bereits erläutert, könnte der vermehrte Einsatz von elektrischen Fahrzeugen durch den Zusammenhang von Fahrzeuggewicht und Abrieb zu steigenden Abriebsemissionen führen. Der Einsatz von batterie-elektrischen Antrieben bei PKW kann zukünftig die NO_x -Emissionen stärker reduzieren, während der Einsatz bei leichten Nutzfahrzeugen einen größeren Einfluss auf die verbrennungsbedingten PM-Emissionen hat. Durch die Möglichkeit von rekuperativem Bremsen sinken die Bremsemissionen, in Abhängigkeit des Bremsverhaltens, bei Einsatz von elektrischen Antrieben. Durch das höhere Gewicht steigen diese wiederum. Der Einfluss von batterie-elektrischen Fahrzeugen auf Abriebsemissionen ist unter anderem durch nicht vorhandene Richtlinien für diese noch nicht eindeutig belegt. Die Möglichkeit der Steigerung von lokalen PM-Abriebsemissionen durch den vermehrten Einsatz von batterie-elektrischen Fahrzeugen sollte beachtet werden. Emissionsrichtlinien für Abriebsemissionen können ein effektives Instrument zur Steuerung sein. Durch diese würden auch bereits existierende Systeme zur Reduktion von Abriebsemissionen eine höhere Marktdurchdringung erreichen. Speziell bei Fahrzeugen mit hoher Masse und langen Reichweiten besteht die Gefahr von erhöhten Abriebsemissionen durch Synergieeffekte von Energieverbrauch, Gewicht und Abrieb. [82]

6.3.2. Binnenschifffahrt

Die Binnenschifffahrt hat einen moderat hohen Anteil bei aktuellen NO_x - und $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen in Stadtgebieten in der Nähe vom Rhein, während der Anteil an den PM_{10} -Emissionen eher gering ist. Der Anteil der Binnenschifffahrt an den NO_x -Emissionen wird durch steigende Verkehrsleistungen in Zukunft moderat steigen. [82]

Einführung von strengeren Emissionsgrenzwerten Die Ergebnisse dieser Arbeit haben gezeigt, dass der zukünftige breite Einsatz von LNG-Schiffen mit Gasmotor höhere Emissionen als der weitere Einsatz von dieselmotorenbetriebenen Schiffen zur Folge hätte. Dies ist dadurch begründet, dass neue Motoren in dieselmotorenbetriebenen Schiffen mit SCR-Katalysator und Dieselpartikelfilter ausgestattet sein müssen um die Grenzwerte der EURO V Abgasstufe zu erfüllen, während LNG-Schiffe mit Gasmotor diese auch ohne Abgasnachbehandlung erfüllen. Strengere Grenzwerte können dieser Entwicklung vorbeugen. [82]

Einsatz von Drop-In Kraftstoffen Der breite Einsatz von Fischer-Tropsch-Diesel und HVO kann kurzfristig und unabhängig vom Flottenbestand die Emissionen von Schiffen mit alten Motoren ohne Abgasnachbehandlung stark reduzieren, da Drop-In Kraftstoffe direkt in der ganzen Flotte wirken

würden. Diese Maßnahme muss allerdings international durchgesetzt werden, da das Bunkerverhalten¹⁰ die Effektivität dieser Maßnahme bestimmt. [82]

Förderung von wasserstoffbetriebenen Schiffen Batterie-elektrische Schiffe können, basierend auf dem aktuellen Stand der Technik, nur für Schiffe mit geringer täglicher Reichweite eingesetzt werden. Brennstoffzellen-elektrische Antriebe und Wasserstoff-Verbrennungsmotoren haben hingegen größere Reichweiten bei gleichzeitig hohem Emissions-Reduktionspotential und sollten deshalb stärker gefördert werden. Bei Wasserstoff-Verbrennungsmotoren ist allerdings zu beachten, dass diese mit einem SCR-Katalysator zur Reduktion der NO_x-Emissionen ausgestattet sein müssen. [82]

6.3.3. Schienenverkehr

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen, dass der Schienenverkehr bei den NO_x- und PM2.5-Emissionen nur sehr geringe Anteile aufweist. Ausschließlich bei den weniger relevanten PM10-Emissionen hat der Schienenverkehr höhere Anteile an den Gesamtemissionen des Transportsektors. Des Weiteren ist das Reduktionspotential des Schienenverkehrs eher gering, da dieser bereits größtenteils elektrifiziert ist. [82]

Steigerung des elektrischen Verkehrsleistungsanteils auf 100 % Der Anteil von Emissionen durch Dieselzügen in Emissionshotspots ist aufgrund geringer Verkehrsleistungen sehr gering. Allerdings haben Dieselzüge lokal aufgrund der langen Nutzungsdauer hohe Abgasemissionen und die Verkehrsleistung des gesamten Schienenverkehrs wird zukünftig stark ansteigen. In Folge ist der Einsatz von brennstoffzellen- und batterie-elektrischen Zügen oder der Ausbau der Oberleitungen, wo es wirtschaftlich sinnvoll ist, empfehlenswert. Brennstoffzellen-elektrische Züge sollten aufgrund hoher Reichweiten auf langen nicht elektrifizierten Strecken eingesetzt werden, während batterie-elektrische Züge auf teilelektrifizierten Strecken im Hybrid Modus unter Nutzung von Oberleitung und Batterie eingesetzt werden sollten¹¹. [82]

6.3.4. Flugverkehr

Der Flugverkehr hat an den aktuellen Emissionen einen moderaten Anteil bei NO_x- und PM10-Emissionen im Stadtgebiet von Düsseldorf und einen geringen Anteil in Köln. Während im Straßenverkehr und der Binnenschifffahrt die Emissionen in Zukunft sinken, steigen die NO_x- und PM10-Emissionen des Flugverkehrs tendenziell an. Die PM2.5-Emissionen sinken hingegen. Im Wesentlichen ist dies durch den stark ansteigenden internationalen Flugverkehr begründet. Die zukünftigen PM-Emissionen werden zum großen Teil durch Abrieb erzeugt. [82]

Effizienzsteigerung und Emissionsrichtlinien Die Effizienzsteigerungen wurden in der vorliegenden Arbeit eher optimistisch abgeschätzt. Maßnahmen zur Effizienzsteigerung bei An- und Abflug von Flughäfen sollten zukünftig geprüft werden. Weitere Verschärfungen bei den Emissionsrichtlinien können weitere Reduktionen ermöglichen. [82]

Geringer Forschungsstand bei alternativen Antrieben Die Entwicklung von wasserstoffbetriebenen Flugzeugen ist insbesondere bei größeren Flugzeugen im Anfangsstadium. Der Einsatz von brennstoffzellen- oder batterie-elektrischen Antrieben bei kleinen Flugzeugen ist voraussichtlich kurzfristig möglich, wird aber einen vernachlässigbaren Einfluss auf lokale Emissionen haben. Die Förderung von Forschungsvorhaben um eine schnellere Marktreife von wasserstoffbetriebenen Flugzeugen zu erreichen ist sinnvoll. Zum heutigen Zeitpunkt sind alternative Drop-In Kraftstoffe die einzige Möglichkeit um die lokalen Emissionen des Flugverkehrs zu reduzieren. [82]

¹⁰ Als **Bunkern** wird das aufnehmen von Brennstoff in der Schifffahrt bezeichnet.

¹¹ Aktuelle brennstoffzellen-elektrische Züge haben Reichweiten von bis zu 1000 km, während die Reichweite von batterie-elektrischen Zügen auf 40-100 km limitiert ist [326], [328]

Erforschung von Abriebsemissionen des Flugverkehrs Die Datenlage zu Abriebsemissionen des Flugverkehrs ist eher limitiert. Die untersuchten und verwendeten Emissionsfaktoren führen zu hohen Abriebsemissionen, sind aber nur für den gewerblichen Flugverkehr mit großen Flugzeugen geeignet. Zukünftige Forschungsvorhaben sollten diese Abriebsemissionen und den Einfluss auf umliegende Stadtgebiete weiter untersuchen. Die Erstellung einer Datenbank mit Emissionsfaktoren für die unterschiedlichen Flugzeugtypen ist vorteilhaft. [82]

7. Zusammenfassung

Im Zuge des Abgasskandals und der Klagen der Deutschen Umwelthilfe e.V. gegen 38 deutsche Städte wegen Überschreitung von Grenzwerten hat die gesundheitsschädliche Luftverschmutzung in Deutschland an öffentlicher Aufmerksamkeit gewonnen. Alternative Energieträger und Antriebe, welche mit dem Ziel der Senkung der Treibhausgase immer höhere Marktanteile erreichen, können auch die lokalen Schadstoffemissionen reduzieren. Während zahlreiche Literaturstudien das Potential von alternativen Energieträgern und Antrieben auf die zukünftigen Treibhausgas-Emissionen untersuchen, ist die Reduzierung von lokalen Schadstoffen nur Gegenstand einzelner Studien. Eine ganzheitliche Betrachtung der räumlichen Einflüsse und Potentiale von Straßenverkehr, Binnenschifffahrt, Schienenverkehr und Flugverkehr fehlt bisher.

In Folge dessen beantwortet die vorliegende Arbeit die zentrale Forschungsfrage, inwiefern die Einführung von alternativen Energieträgern die lokale Luftqualität in Stadtgebieten und Emissionshotspots hinsichtlich Stickstoffoxid- und Partikelmasse-Emissionen verbessern kann. Zur Beantwortung dieser Forschungsfrage wurden folgende drei Arbeitspakete im Rahmen einer Fallstudie für Nordrhein-Westfalen bearbeitet:

1. Anteile des Straßenverkehrs, der Binnenschifffahrt, des Schienenverkehrs und des Flugverkehrs an den **aktuellen Stickstoffoxid- und Partikelmasse-Emissionen**,
2. **Zukünftige Emissionen** des Transportsektors bei Verwendung von konventionellen Energieträgern,
3. **Potential von alternativen Energieträgern und Antrieben** zur Reduzierung der zukünftigen Stickstoffoxid- und Partikelmasse-Emissionen.

Um die **aktuelle Emissionslage** zu analysieren, wurde ein detailliertes räumliches Bottom-Up Modell unter Berücksichtigung der Transportnetze von Straßenverkehr, Binnenschifffahrt, Schienenverkehr und Flugverkehr für das Modellgebiet Nordrhein-Westfalen entwickelt. Im Modell liegen Emissionen sowie Fahr- und Verkehrsleistungen für jeden Straßenabschnitt, Schienenabschnitt, Wasserstraßenabschnitt und jeden Flughafen differenziert vor. Die räumliche Diskretisierung der Fahr- und Verkehrsleistungen von Binnenschifffahrt, Schienenverkehr und Flugverkehr wurde basierend auf unter anderem Daten des Statistischen Bundesamtes, Fahrplänen und Flugplänen vorgenommen. Aufgrund nicht vorhandener Literaturdaten wurde des Weiteren eine Methodik zur räumlichen Diskretisierung von Fahrleistungen des Straßenverkehrs unter Nutzung eines entwickelten statischen Modells erarbeitet. Außerdem wurde eine neuartige Methodik zur Bilanzierung von Emissionen in Stadtgebieten entwickelt.

Zur Berechnung der **zukünftigen Emissionen** wurde das erläuterte Verkehrsmodell um eine Flotten- und Verkehrsleistungsentwicklung für die Sektoren Straßenverkehr, Binnenschifffahrt und Flugverkehr erweitert. Diese berücksichtigt unter anderem verschiedene Fahrzeugklassen, Emissionstechnologien und Energieträger. Hierfür wurde eine Metastudie zu prognostizierten Verkehrsleistungen der Untersektoren des Verkehrssektors durchgeführt. Für die Binnenschifffahrt und den Flugverkehr wurden literaturbasierte Modelle für die Flottenentwicklung unter Annahme von prognostizierten Verkehrsleistungen entwickelt. Für den Straßenverkehr hingegen wurden die zukünftigen Verkehrsleistungen und die Flottenentwicklung mithilfe eines literaturbasierten S-Kurven Modells basierend auf unter anderem dem Fahrzeugbestand berechnet.

Um das **Potential von alternativen Energieträgern** hinsichtlich der Reduktion von lokalen Schadstoffen abzuschätzen, musste zunächst aufgrund der Vielzahl der möglichen Optionen eine

Selektion vorgenommen werden. Hierfür wurde eine Methodik zur literaturbasierten Priorisierung alternativer Energieträger und Antriebe hinsichtlich ihrer technischen Einsatzfähigkeit und ihrer Kosten für die unterschiedlichen Fahrzeuge und Sektoren entwickelt. Berücksichtigt wurden möglichst treibhausgasneutrale strom- und biomassebasierte Energieträger. Im Rahmen dieser Analyse wurden unter anderem die technische Reife und die Wirtschaftlichkeit der Kraftstoffproduktion sowie die Einsatzfähigkeit auf Fahrzeugseite unter Berücksichtigung von Wirkungsgraden, Heizwerten und erforderlichen Reichweiten untersucht. Ein weiteres Kriterium war die Kompatibilität des neuen Energieträgers mit der bestehenden Fahrzeugflotte. Oberleitungs-Lastkraftwagen konnten aufgrund der infrastrukturellen Änderungen nicht im Rahmen der entwickelten Methodik bewertet werden. Eine detaillierte räumliche Analyse wurde in einer separaten Veröffentlichung [340] durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Studie wurden in der Priorisierung berücksichtigt. Abschließend wurden für die selektierten Energieträger literaturbasierte Emissionsfaktoren implementiert und zukünftige Szenarien erarbeitet. Das Ziel dieser Szenarien war das Abschätzen von maximalen Reduktionspotentialen bei Einsatz der vielversprechenden Energieträger. Neben konventionellen Energieträgern wurden für den Straßenverkehr die Energieträger Fischer-Tropsch-Diesel/hydriertes Pflanzenöl, *Methanol to Gasoline*-Benzin, komprimiertes Erdgas/verflüssigtes Erdgas, Dimethylether, Wasserstoff in der Brennstoffzelle und elektrischer Strom berücksichtigt. Für die Binnenschifffahrt wurden indessen verflüssigtes Erdgas sowie Wasserstoff in der Brennstoffzelle und im Verbrennungsmotor untersucht, während für den Flugverkehr synthetisches Kerosin berücksichtigt wurde. Um die Auswirkungen unterschiedlicher Antriebskonzepte und Energieträger auf die zukünftigen Emissionen miteinander zu vergleichen, wurden repräsentative Fallanalysen der Emissionshotspots Oberhausen, Duisburg bzw. Düsseldorf für den Straßenverkehr, die Binnenschifffahrt bzw. den Flugverkehr durchgeführt.

Durch eine durchgeführte Validierung mit bestehender Literatur konnten systematische Fehler bei den berechneten Emissionen und Fahr- und Verkehrsleistungen ausgeschlossen werden. Abschließend wurden die Einflüsse der berechneten zukünftigen Emissionen auf zukünftige Immissionen und die Bedeutung von Abriebsemissionen diskutiert sowie Handlungsempfehlungen für den zukünftigen Verkehrssektor formuliert.

Im Rahmen der Analysen wurden mithilfe des entwickelten Modells die Stadtgebiete von Aachen und Wuppertal, der am Rhein gelegenen Städte Bonn, Wesseling, Köln und Düsseldorf sowie der im Ruhrgebiet liegenden Städte Duisburg, Oberhausen, Essen, Herne und Bochum als aktuelle Emissionshotspots im Modellgebiet Nordrhein-Westfalen identifiziert.

Aktuell hat der **Straßenverkehr** mit 50-99 % den größten Anteil an in Emissionshotspots emittierten Schadstoffen. Die Stickstoffoxid-Emissionen werden zukünftig durch neue Emissionstechnologien bereits bei weiterer Nutzung konventioneller Kraftstoffe um 90-92 % sinken, während die Partikelmasse-Emissionen durch den hohen Anteil an Abriebsemissionen nur leicht um 24-36 % sinken werden. Trotz stark sinkender Stickstoffoxid-Emissionen dürfen diese aufgrund eines größeren Einflusses auf lokale Immissionen durch unter anderem Straßenschluchten nicht vernachlässigt werden. Die Drop-In Kraftstoffe Fischer-Tropsch-Diesel und hydriertes Pflanzenöl können die Stickstoffoxid- und Partikelmasse-Emissionen kurzfristig um 13 % bzw. 2-3 % reduzieren, während komprimiertes Erdgas, verflüssigtes Erdgas und Dimethylether nur geringere Reduktionen von 2 % bzw. 0-4 % ermöglichen. Chancen bietet der Einsatz von Brennstoffzellen in Sattelzugmaschinen mit 7 % kurzfristiger Stickstoffoxid-Reduktion, während langfristig der Einsatz von brennstoffzellen-elektrischen schweren Nutzfahrzeugen sowie von batterie-elektrischen leichten Nutzfahrzeugen und PKW die Stickstoffoxid-Emissionen um bis zu 40 % bzw. bis zu 57 % reduziert. Langfristig ermöglicht ein hoher elektrischer Fahranteil durch batterie- bzw. brennstoffzellen-elektrische Antriebe oder Hybrid-Konzepte bei leichten Nutzfahrzeugen Partikelmasse-Reduktionen von 10-16 %, wobei die noch unerforschten Abriebsemissionen von batterie-elektrischen Fahrzeugen aufgrund des höheren Gewichts eine Unsicherheit darstellen. Die zeitnahe Einführung von europäischen Richtlinien für Abriebsemissionen würde einerseits die Datenlage zur Abschätzung der zukünftigen Abriebsemissionen verbessern und andererseits die Markteinführung von Technologien zur Vermeidung von Abrieb fördern. Eine weitere effiziente Maßnahme ist der Einsatz von batterie-elektrischen Kleinkraftfahrzeugen, welche Partikelmasse-Reduktionen von 3-5 % ermöglicht.

Die **Binnenschifffahrt** hat Anteile von maximal 10 % bzw. 25 % bei den aktuellen Stickstoffoxid- und Feine Partikel-Emissionen in Stadtgebieten in der Nähe vom Rhein. Zukünftig werden die Stickstoffoxid- und Feine Partikel-Emissionen der Binnenschifffahrt bei weiterer Nutzung von fossilem Diesel durch neue emissionsärmere Motoren um 66-85 bzw. 77-93 % reduziert. Der breite Einsatz von verflüssigtes Erdgas-betriebenen Binnenschiffen würde zwar die neuste EURO V Richtlinie erfüllen, hätte im Vergleich zu mit Abgasreinigungs-Technologien ausgestatteten Dieselschiffen aber langfristig 71 % höhere Stickstoffoxid- und 3 % höhere Partikelmasse-Emissionen zur Folge, was den Anteil der Binnenschiffe an den lokalen Stickstoffoxid-Emissionen weiter erhöhen würde. Eine Verschärfung der EURO V Grenzwerte würde dies vermeiden. Ähnlich wie beim Straßenverkehr können Drop-In Kraftstoffe vor allem die Emissionen von Schiffen mit älteren Motoren kurzfristig reduzieren. Langfristig würde der Einsatz von brennstoffzellenbetriebenen oder mit Wasserstoff-Verbrennungsmotor ausgestatteten Binnenschiffen die Emissionen um 94-99 % reduzieren. Der Einsatz dieser Technologien für große Binnenschiffe ist allerdings bisher noch nicht Stand der Technik.

Der **Schienenverkehr** weist bei den aktuellen Emissionen ausschließlich höhere abriebsbedingte Anteile in Höhe von 25-50 % bei den weniger schädlichen Feinstaub-Emissionen auf. Die Anteile bei den Feine Partikel-Emissionen in Stadtgebieten liegen im Bereich 1-8 % und jene bei den Stickstoffoxid-Emissionen sind vernachlässigbar klein. Trotz des geringen Anteils an städtischen Stickstoffoxid- und Feine Partikel-Emissionen ist der Austausch von Dieselszügen durch Ausbau der Oberleitungen oder den Einsatz von brennstoffzellen- oder batterie-elektrischen Zügen aufgrund stark steigender Verkehrsleistungen von maximal 52 % im Schienenpersonen- und 180 % im Schienengüterverkehr sinnvoll.

Der **Flugverkehr** hat in Düsseldorf und Köln einen Anteil von bis zu 8-15 % bzw. unter 5 % an den aktuellen Emissionen. Durch die steigende Verkehrsleistung des internationalen Flugverkehrs, eher lockeren Emissionsrichtlinien und einem hohen Abriebsanteil bei den Partikelmasse-Emissionen ist ein zukünftiger Anstieg der lokalen Stickstoffoxid- und Feinstaub-Emissionen des Flugverkehrs im Bereich 6-18 % zu erwarten, während die Feine Partikel-Emissionen um 4-27 % sinken. Bisher stehen als alternative Energieträger für größere Flugzeuge ausschließlich Drop-In Kraftstoffe zur Verfügung. Diese ermöglichen, je nach Schadstoff, zukünftige Reduktionen von 5-29 %. Diese Reduktionen reichen nicht aus, um die zukünftig auf bis zu circa 66 % steigenden Stickstoffoxid-Anteile des Flugverkehrs in Stadtgebieten mit hoch frequentierten Flughäfen, wie beispielsweise Düsseldorf, auszugleichen. Eine weitere Verschärfung der Emissionsrichtlinien des Flugverkehrs und eine konsequente Förderung von emissionsfreien Antriebstechnologien ist erforderlich. Der Einfluss von Abriebsemissionen aus dem Flugverkehr ist eher unerforscht und wird zukünftig durch höhere Anteile von 70-92 % an den lokalen Partikelmasse-Emissionen einen größeren Einfluss auf diese haben.

Die **Kernergebnisse** und **-erkenntnisse** der vorliegenden Arbeit sind:

- In dieser Arbeit wurden die aktuellen Fahrleistungen und Stickstoffoxid/Feinstaub/Feine Partikel-Emissionen von Straßenverkehr, Binnenschifffahrt, Schienenverkehr und Flugverkehr in Nordrhein-Westfalen sowie die zukünftigen Fahrleistungen und Emissionen für 13 Maximalszenarien mit alternativen Energieträgern detailliert für Stadtgebiete, einzelne Transportnetzabschnitte und ein 1 km²-Netz analysiert und ausgewertet. Hierfür wurde erstmalig ein Modell zur Berechnung von räumlich und zeitlich aufgelösten Fahrleistungen, Verkehrsleistungen und Emissionen für das Straßennetz, das Schienennetz, das Wasserstraßennetz und die einzelnen Flughäfen in Nordrhein-Westfalen entwickelt. Dabei wurden die zukünftige Flottenentwicklung, die unterschiedlichen Emissions- und Antriebstechnologien, Fahrzeugklassen und Größenklassen sowie die technische Einsatzfähigkeit und die Kosten alternativer Energieträger berücksichtigt.
- Als aktuelle Emissionshotspots wurden die Stadtgebiete von Aachen und Wuppertal sowie Stadtgebiete im Rhein- und Ruhrgebiet identifiziert. Der Straßenverkehr hat dabei mit 50-99 % die größten Anteile. Es folgen die Binnenschifffahrt, welche größere Anteile von 10-25 % im Rheingebiet aufweist, und der Flugverkehr mit Anteilen in den Stadtgebieten von Köln und

Düsseldorf von unter 5 % und 8-15 %. Der Schienenverkehr weist ausschließlich bei den weniger schädlichen PM10-Emissionen größere Anteile von 25-50 % auf.

- Die zukünftigen Stickstoffoxid-Emissionen werden abseits des Rheins durch neue Emissionstechnologien im Straßenverkehr bereits ohne den Einsatz von alternativen Energieträgern stark sinken. Durch den Einfluss der Binnenschifffahrt werden die Emissionen der am Rhein gelegenen Stadtgebiete hingegen weniger stark sinken. Des Weiteren wird der Flugverkehr in Köln und Düsseldorf zukünftig der Hauptverursacher der Stickstoffoxid-Emissionen sein. Die zukünftigen Feine Partikel-Emissionen werden durch stark sinkende Partikelmasse-Emissionen der Binnenschifffahrt und den hohen Anteil der Abriebsemissionen des Straßenverkehrs hauptsächlich vom Straßenverkehr verursacht. Die zukünftigen Feinstaub-Emissionen werden hingegen, je nach Stadtgebiet, entweder hauptsächlich durch Abriebsemissionen des Schienenverkehrs oder Straßenverkehrs verursacht. Effektive Maßnahmen zur Verminderung von lokalen Schadstoffemissionen sind der kurzfristige Einsatz von Drop-In Kraftstoffen kombiniert mit dem mittel- und langfristigen Einsatz von brennstoffzellen- und batterie-elektrischen Antriebssystemen. Die alternativen Energieträger komprimiertes Erdgas, verflüssigtes Erdgas und Dimethylether, welche einen angepassten Verbrennungsmotor benötigen, ermöglichen durch die langsamere Marktdurchdringung im Vergleich zu Drop-In Kraftstoffen und der geringeren Reduktion im Vergleich zu brennstoffzellen- oder batterie-elektrischen Fahrzeugen auch wesentlich geringere Reduktionen im Straßenverkehr. In der Binnenschifffahrt führt der Einsatz von mit verflüssigtem Erdgas betriebenen Schiffen sogar zu erheblich höheren Stickstoffoxid-Emissionen. Brennstoffzellen- und batterie-elektrische Antriebssysteme bieten langfristig das größte Reduktionspotential, sofern deren Einsatz technisch möglich ist. Insbesondere bei größeren Schiffen und Flugzeugen ist die schnellstmögliche Entwicklung bzw. Weiterentwicklung von wasserstoff-basierten Antriebssystemen für langfristige Schadstoffreduktionen unumgänglich.

Die vorliegende Arbeit liefert über den hohen Detailgrad eine robuste Grundlage hinsichtlich des Nutzens von alternativen Energieträgern und Antrieben zur Verbesserung der lokalen Luftqualität in Stadtgebieten. Basierend auf den Ergebnissen können Entscheidungsträger Strategien zur Luftreinhaltung ableiten. Neben den Ergebnissen der detaillierten Analysen der vorliegenden Arbeit, sind die entwickelten Methoden ein wichtiger Beitrag für die Forschungsgemeinschaft. Mithilfe der entwickelten Methoden können Analysen weiterer Fallstudien mit angepassten Transportnetzen und Randbedingungen durchgeführt werden. Die größten Unsicherheiten bei den Modellrechnungen dieser Arbeit entstanden durch große Intervalle bei prognostizierten Verkehrsleistungen und limitierter Datenlage bei den Abriebsemissionen. Die prognostizierten Verkehrsleistungen für 2030 und 2050 werden mit fortschreitender Zeit eine höhere Genauigkeit aufweisen, während eine Einführung von Richtlinien für Abriebsemissionen auch eine bessere Datenlage bezüglich dieser zur Folge hätte. Bei neuen Forschungserkenntnissen hinsichtlich der gewählten Randbedingungen können und sollten die entwickelten Methoden erneut angewendet und so der Einfluss auf die Ergebnisse überprüft werden.

Literaturverzeichnis

- [1] J. Borken, D. Briggs, B. Forsberg, J. Gulliver, J. Heinrich, N. Janssen, M. Jantunen, E. Jobson, M. Keuken, A. Krasenbrink, M. Kryzanowski, B. Kuna-Dibbert, G. Martini, S. Medina, I. Momas, L. Ntziachristos, Z. Samaras, E. Sanderson, J. Schneider, P. E. Schwarze, R. J. Šrám, N. Stilianakis, M. Svartengren, R. v. Aalst und U. Wass, „Health effects of transport-related air pollution,“ World Health Organization, Copenhagen, Denmark, Report 92-890-1373-7, 2005.
- [2] J. O. Anderson, J. G. Thundiyil und A. Stolbach, „Clearing the air: a review of the effects of particulate matter air pollution on human health,“ *Journal of medical toxicology*, Jg. 8, Nr. 2, S. 166–175, 2012, ISSN: 1556-9039.
- [3] European Environment Agency, „Air quality in Europe — 2017 report,“ Publications Office of the European Union, Luxembourg, Report No 13/2017, 2017.
- [4] National Research Council, *Rethinking the Ozone Problem in Urban and Regional Air Pollution*. Washington, DC: The National Academies Press, 1991, S. 524, ISBN: 978-0-309-04631-2. DOI: 10.17226/1889.
- [5] European Commission, „Council Directive 1999/30/EC of 22 April 1999 relating to limit values for sulphur dioxide, nitrogen dioxide and oxides of nitrogen, particulate matter and lead in ambient air,“ *Official Journal of the European Communities*, Jg. L 163/41, 1999.
- [6] European Commission, „Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe,“ *Official Journal of the European Union*, Jg. L 152/1, 2008.
- [7] Deutsche Umwelthilfe. „Dieselgate.“ (2021), Adresse: <https://www.duh.de/projekte/dieselabgas-betrug/> (besucht am 08.02.2021).
- [8] Deutsche Umwelthilfe. „Recht auf saubere Luft.“ (2021), Adresse: <https://www.duh.de/themen/luftqualitaet/recht-auf-saubere-luft/> (besucht am 08.02.2021).
- [9] European Environment Agency. „Contribution of the transport sector to total emissions of the main air pollutants.“ (2021), Adresse: https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/contribution-of-the-transport-sector-5#tab-chart%5C_4 (besucht am 16.02.2021).
- [10] P. Geng, E. Cao, Q. Tan und L. Wei, „Effects of alternative fuels on the combustion characteristics and emission products from diesel engines: A review,“ *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Jg. 71, S. 523–534, 2017, ISSN: 13640321. DOI: 10.1016/j.rser.2016.12.080.
- [11] Intergovernmental Panel on Climate Change, *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom und New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2013, S. 1535, ISBN: ISBN 978-1-107-66182-0. DOI: 10.1017/CB09781107415324.
- [12] M. Welke und M. Beck, „Klimaschutz in Zahlen, Fakten, Trends und Impulse deutscher Klimapolitik-Ausgabe 2020,“ Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, Berlin, Report, 2020.
- [13] Umweltbundesamt. „Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen.“ (2021), Adresse: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/treibhausgas-emissionen> (besucht am 23.02.2021).
- [14] European Commission, „A policy framework for climate and energy in the period from 2020 to 2030,“ Brussels, Report, 2014.
- [15] M. Robinius, P. Markewitz, P. Lopion, F. Kullmann, P.-M. Heuser, K. Syranidis, S. Cerniauskas, T. Schöb, M. Reuß, S. Ryberg, L. Kotzur, D. Caglayan, L. Welder, J. Linßen, T. Grube, H. Heinrichs, P. Stenzel und D. Stolten, „WEGE FÜR DIE ENERGIEWENDE Kosteneffiziente und klimagerechte Transformationsstrategien für das deutsche Energiesystem bis zum Jahr 2050,“ *Energy & Environment*, Jg. 499, 2020, ISSN: 978-3-95806-483-6.

- [16] Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. „Online-Emissionskataster Luft NRW.“ (2018), Adresse: <http://www.ek1.nrw.de/ekat/> (besucht am 22.05.2018).
- [17] R. Blanck, P. Kasten, F. Hacker und M. Mottschall, „Treibhausgasneutraler Verkehr 2050: Ein Szenario zur zunehmenden Elektrifizierung und dem Einsatz stromerzeugter Kraftstoffe im Verkehr,“ Umweltbundesamt, Berlin, Report, 2013.
- [18] U. Kramer, F. Ortloff, S. Stollenwerk und R. Thee, „Defossilisierung des Transportsektors,“ Forschungsvereinigung Verbrennungskraftmaschinen e.V., Frankfurt a. M., Report, 2018.
- [19] J. Moldanova, L. Tang, M. Gustafsson, H. Blomgren, T. Wisell, E. Fridell und B. Forsberg, „Emissions from traffic with alternative fuels - air pollutants and health risks in 2020,“ IVL Swedish Environmental Research Institute, Stockholm, Sweden, Report C 130, 2015.
- [20] V. Matthias, J. Bieser, T. Mocanu, T. Pregger, M. Quante, M. O. P. Ramacher, S. Seum und C. Winkler, „Modelling road transport emissions in Germany – Current day situation and scenarios for 2040,“ *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Jg. 87, 2020, ISSN: 13619209. DOI: 10.1016/j.trd.2020.102536.
- [21] Umweltbundesamt. „Aktuelle Luftdaten.“ (2021), Adresse: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftdaten> (besucht am 08.02.2021).
- [22] Umweltbundesamt. „Stoffeinträge diffuser Quellen in die Luft.“ (2021), Adresse: <https://diffuse-quellen.de/diffuse-quellen/map.html?type=luft> (besucht am 08.02.2021).
- [23] Statistische Ämter der Länder. „Umweltökonomische Gesamtrechnungen der Länder, Ausgabe 2017, Band 1: Indikatoren und Kennzahlen - Tabellen.“ (2021), Adresse: http://www.statistikportal.de/sites/default/files/2018-08/ugrd1%5C_tab%5C_2017.xlsx (besucht am 20.02.2021).
- [24] J. L. Breuer, R. C. Samsun, R. Peters und D. Stolten, „The impact of diesel vehicles on NOx and PM10 emissions from road transport in urban morphological zones: A case study in North Rhine-Westphalia, Germany,“ *Science of The Total Environment*, Jg. Volume 727, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.138583.
- [25] J. L. Breuer, J. Scholten, J. C. Koj, F. Schorn, M. Fiebrandt, R. C. Samsun, R. Albus, K. Görner, D. Stolten und R. Peters, „An Overview of Promising Alternative Fuels for Road, Rail, Air, and Inland Waterway Transport in Germany,“ *Energies*, Jg. Volume 15, 2022. DOI: 10.3390/en15041443.
- [26] E. Pucher, F. Schäfer, A. Bergmann, A. C. R. Mayer, M. Kasper, H. Burtcher und R. van Basshuysen, „Abgasemissionen,“ in *Handbuch Verbrennungsmotor: Grundlagen, Komponenten, Systeme, Perspektiven*, R. van Basshuysen und F. Schäfer, Hrsg. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden, 2017, S. 923–1010, ISBN: 978-3-658-10902-8. DOI: 10.1007/978-3-658-10902-8_21.
- [27] P. Eckert und S. Rakowski, „Schadstoffbildung,“ in *Grundlagen Verbrennungsmotoren: Funktionsweise und alternative Antriebssysteme Verbrennung, Messtechnik und Simulation*, G. P. Merker und R. Teichmann, Hrsg. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden, 2019, S. 943–977, ISBN: 978-3-658-23557-4. DOI: 10.1007/978-3-658-23557-4_35.
- [28] H. Tschöke, A. Graf, J. Stein, M. Krüger, J. Schaller, N. Breuer, K. Engeljehring und W. Schindler, „Abgasemission von Dieselmotoren,“ in *Handbuch Dieselmotoren*, K. Mollenhauer und H. Tschöke, Hrsg. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2007, S. 461–536, ISBN: 978-3-540-72165-9. DOI: 10.1007/978-3-540-72165-9_15.
- [29] H. Tschöke, „Abgasemissionen von Dieselmotoren,“ in *Handbuch Dieselmotoren*, H. Tschöke, K. Mollenhauer und R. Maier, Hrsg. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden, 2018, S. 805–817, ISBN: 978-3-658-07697-9. DOI: 10.1007/978-3-658-07697-9_54.
- [30] M. Lapuerta, O. Armas, J. J. Hernández und A. Tsolakis, „Potential for reducing emissions in a diesel engine by fuelling with conventional biodiesel and Fischer–Tropsch diesel,“ *Fuel*, Jg. 89, Nr. 10, S. 3106–3113, 2010, ISSN: 0016-2361. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2010.05.013>.
- [31] H. Lüders und M. Krüger, „Abgasnachbehandlungssysteme für Dieselmotoren,“ in *Handbuch Dieselmotoren*, H. Tschöke, K. Mollenhauer und R. Maier, Hrsg. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden, 2018, S. 881–886, ISBN: 978-3-658-07697-9. DOI: 10.1007/978-3-658-07697-9_57.
- [32] T. Pregger und R. Friedrich, „Ermittlung der Feinstaubemissionen in Baden-Württemberg und Betrachtung möglicher Minderungsmaßnahmen,“ Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER), Stuttgart, Report, 2003.

-
- [33] J. Heldstab, P. d. Haan, T. Künzle, M. Keller und R. Zbinden, „Modelling of PM10 and PM2.5 ambient concentrations in Switzerland 2000 and 2010,“ Swiss Agency for the Environment, Forests und Landscape, Report ENVIRONMENTAL DOCUMENTATION No. 169, 2003.
- [34] J. Kukutschová und P. Filip, „Chapter 6 - Review of Brake Wear Emissions: A Review of Brake Emission Measurement Studies: Identification of Gaps and Future Needs,“ in *Non-Exhaust Emissions*, F. Amato, Hrsg. Academic Press, 2018, S. 123–146, ISBN: 978-0-12-811770-5. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811770-5.00006-6>.
- [35] S. Gramstat, „Chapter 10 - Technological Measures for Brake Wear Emission Reduction: Possible Improvement in Compositions and Technological Remediation: Cost Efficiency,“ in *Non-Exhaust Emissions*, F. Amato, Hrsg. Academic Press, 2018, S. 205–227, ISBN: 978-0-12-811770-5. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811770-5.00010-8>.
- [36] „Brake Pad Waste Collection Systems Inc.“ (2021), Adresse: <https://www.cleanbrakeperformance.com/index.html> (besucht am 18.01.2021).
- [37] X. Querol, F. Amato, F. Robusté, C. Holman und R. M. Harrison, „Chapter 11 - Non-technological Measures on Road Traffic to Abate Urban Air Pollution,“ in *Non-Exhaust Emissions*, F. Amato, Hrsg. Academic Press, 2018, S. 229–260, ISBN: 978-0-12-811770-5. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811770-5.00011-X>.
- [38] J. Panko, M. Kreider und K. Unice, „Chapter 7 - Review of Tire Wear Emissions: A Review of Tire Emission Measurement Studies: Identification of Gaps and Future Needs,“ in *Non-Exhaust Emissions*, F. Amato, Hrsg. Academic Press, 2018, S. 147–160, ISBN: 978-0-12-811770-5. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811770-5.00007-8>.
- [39] M. Gustafsson, „Chapter 8 - Review of Road Wear Emissions: A Review of Road Emission Measurement Studies: Identification of Gaps and Future Needs,“ in *Non-Exhaust Emissions*, F. Amato, Hrsg. Academic Press, 2018, S. 161–181, ISBN: 978-0-12-811770-5. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811770-5.00008-X>.
- [40] V. R. J. H. Timmers und P. A. J. Achten, „Chapter 12 - Non-Exhaust PM Emissions From Battery Electric Vehicles,“ in *Non-Exhaust Emissions*, F. Amato, Hrsg. Academic Press, 2018, S. 261–287, ISBN: 978-0-12-811770-5. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811770-5.00012-1>.
- [41] T. Moreno, V. Martins, C. Reche, M. C. Minguillón, E. de Miguel und X. Querol, „Chapter 13 - Air Quality in Subway Systems,“ in *Non-Exhaust Emissions*, F. Amato, Hrsg. Academic Press, 2018, S. 289–321, ISBN: 978-0-12-811770-5. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811770-5.00013-3>.
- [42] M. Mazaheri, T. E. Bostrom, G. R. Johnson und L. Morawska, „Composition and morphology of particle emissions from in-use aircraft during takeoff and landing,“ *Environ Sci Technol*, Jg. 47, Nr. 10, S. 5235–42, 2013, ISSN: 1520-5851 (Electronic) 0013-936X (Linking). DOI: 10.1021/es3046058.
- [43] T. Pregger, „Ermittlung und Analyse der Emissionen und Potenziale zur Minderung primärer anthropogener Feinstäube in Deutschland,“ Dissertation, Universität Stuttgart, 2006.
- [44] J. R. Ziolkowska, „Chapter 1 - Biofuels technologies: An overview of feedstocks, processes, and technologies,“ in *Biofuels for a More Sustainable Future*. 2020, S. 1–19. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815581-3.00001-4>.
- [45] S. Schemme, J. L. Breuer, M. Köller, S. Meschede, F. Walman, R. C. Samsun, R. Peters und D. Stolten, „H2-based synthetic fuels: A techno-economic comparison of alcohol, ether and hydrocarbon production,“ *International Journal of Hydrogen Energy*, 2020, ISSN: 03603199. DOI: 10.1016/j.ijhydene.2019.05.028.
- [46] R. Peters, M. Decker, L. Eggemann, S. Schemme, F. Schorn, J. L. Breuer, S. Weiske, J. Pasel, R. C. Samsun und D. Stolten, „Thermodynamic and ecological preselection of synthetic fuel intermediates from biogas at farm sites,“ *Energy, Sustainability and Society*, Jg. 10, Nr. 1, 2020, ISSN: 2192-0567. DOI: 10.1186/s13705-019-0238-8.
- [47] R. Peters, M. Baltruweit, T. Grube, R. C. Samsun und D. Stolten, „A techno economic analysis of the power to gas route,“ *Journal of CO2 Utilization*, Jg. 34, S. 616–634, 2019, ISSN: 22129820. DOI: 10.1016/j.jcou.2019.07.009.
- [48] D. Bruchhof, „Energiewirtschaftliche Verkehrsstrategie - Möglichkeiten und Grenzen alternativer Kraftstoffe und Antriebe in Deutschland und der EU-27,“ Dissertation, Universität Stuttgart, 2012.

- [49] M. Bäumer, H. Hautzinger, M. Pfeiffer, W. Stock, B. Lenz, T. Kuhnimhof und K. Köhle, „Fahrleistungserhebung 2014,“ *Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen*, Jg. Heft V 290, Nr. Verkehrstechnik, 2017.
- [50] M. Decker, „Strategieentwicklung zur Umsetzung der Klimaschutzziele im Verkehrssektor mit dem Fokus Kraftstoffe,“ Dissertation, Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule, Jülich, 2020.
- [51] DIN EN 228, „Automotive fuels - Unleaded petrol - Requirements and test methods,“
- [52] DIN EN 590, „Automotive fuels - Diesel - Requirements and test methods; German version (EN 590:2013+AC:2014),“ 2014.
- [53] DIN EN 589:2019-03, „Automotive fuels - LPG - Requirements and test methods; German version EN 589:2018,“ 2019.
- [54] DIN EN 16723-2:2017-10, „Natural gas and biomethane for use in transport and biomethane for injection in the natural gas network - Part 2: Automotive fuels specification; German version EN 16723-2:2017,“ 2017.
- [55] DIN EN 17124, „Hydrogen fuel - Product specification and quality assurance - Proton exchange membrane (PEM) fuel cell applications for road vehicles; German version EN 17124:2018,“ 2019.
- [56] Kraftfahrt-Bundesamt. „Bestand an Personenkraftwagen am 1. Januar 2020 nach Bundesländern und ausgewählten Kraftstoffarten absolut.“ (2021), Adresse: https://www.kba.de/DE/Statistik/Fahrzeuge/Bestand/Umwelt/fz%5C_b%5C_umwelt%5C_archiv/2020/2020%5C_b%5C_umwelt%5C_dusl.html?nn=2595996 (besucht am 21.01.2021).
- [57] Umweltbundesamt. „Pkw und leichte Nutzfahrzeuge.“ (2020), Adresse: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/verkehr-laerm/emissionsstandards/pkw-leichte-nutzfahrzeuge#die-europaische-abgas-gesetzgebung> (besucht am 10.11.2020).
- [58] Umweltbundesamt. „Schwere Nutzfahrzeuge.“ (2020), Adresse: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/verkehr-laerm/emissionsstandards/schwere-nutzfahrzeuge> (besucht am 10.11.2020).
- [59] Europäische Union, „RICHTLINIE 2006/126/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 20. Dezember 2006 über den Führerschein (Neufassung),“ *Amtsblatt der Europäischen Union*, Jg. L 403/18, 2006.
- [60] Europäische Union, „RICHTLINIE 2002/24/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 18. März 2002 über die Typgenehmigung für zweirädrige oder dreirädrige Kraftfahrzeuge und zur Aufhebung der Richtlinie 92/61/EWG des Rates (Text von Bedeutung für den EWR),“ *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften*, Jg. L 124/1, 2002.
- [61] Umweltbundesamt. „Motorisierte Zweiräder.“ (2020), Adresse: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/verkehr-laerm/emissionsstandards/motorisierte-zweiraeder> (besucht am 10.11.2020).
- [62] European Statistical Office. „Inland waterways transport (iww).“ (2019), Adresse: https://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/iww%5C_esms.htm.
- [63] Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur. „Wasserstraßen als Transportwege.“ (2020), Adresse: <https://www.bmvi.de/SharedDocs/DE/Artikel/WS/wasserstrassen-akkordeon.html> (besucht am 06.07.2020).
- [64] H. Lorentz, W. Schmidt, I. Düring und T. Nagel, „Emissionskataster für den Schiffsverkehr in NRW,“ Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen, Report LANUV Fachbericht 67, 2016.
- [65] W. Knörr, C. Heidt, S. Gores und F. Bergk, „Aktualisierung“ Daten- und Rechenmodell: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1960-2035 “(TREMODO) für die Emissionsberichtserstattung 2016 (Berichtsperiode 1990-2014),“ Ifeu-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Report, 2016.
- [66] Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz, „Zehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Beschaffenheit und die Auszeichnung der Qualitäten von Kraft- und Brennstoffen - 10. BImSchV),“ 2014.
- [67] M. Quispel. „Reducing air pollutant emissions of inland waterway transport in Europe.“ (2013), Adresse: https://www.ccr-zkr.org/files/documents/workshops/wrshp081013/1%5C_MQuispel%5C_en.pdf (besucht am 16.02.2021).

-
- [68] European Union, „REGULATION (EU) 2016/1628 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 14 September 2016 on requirements relating to gaseous and particulate pollutant emission limits and type-approval for internal combustion engines for non-road mobile machinery, amending Regulations (EU) No 1024/2012 and (EU) No 167/2013, and amending and repealing Directive 97/68/EC,“ *Official Journal of the European Union*, Jg. L 252/53, 2016.
- [69] J. Ihme, *Schienenfahrzeugtechnik*. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden, 2019, S. 306, ISBN: 978-3-658-24922-9. DOI: 10.1007/978-3-658-24923-6.
- [70] J. Janicki, H. Reinhard und M. Rüffer, *Schienenfahrzeugtechnik* (DB-Fachbuch). Bahn Fachverlag, 2013, Bd. 3.
- [71] European Parliament and the Council, „DIRECTIVE 97/68/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 16 December 1997 on the approximation of the laws of the Member States relating to measures against the emission of gaseous and particulate pollutants from internal combustion engines to be installed in non-road mobile machinery,“ *Official Journal of the European Communities*, Jg. L 59/1, 1997.
- [72] Statistisches Bundesamt, „Luftverkehr auf allen Flugplätzen 2018,“ Report Fachserie 8, Reihe 6.2, 2018, 2019.
- [73] Skytanking. „Aviation Fuels: Jet Fuel, Aviation Gasoline (Avgas), Jet B, Biokerosene.“ (2021), Adresse: <https://www.skytanking.com/en/news-info/glossary/details/term/aviation-fuels-jet-fuel-aviation-gasoline-avgas-jet-b-biokerosene.html> (besucht am 24.01.2020).
- [74] R. Peters, „Heutige und zukünftige Kraftstoffe für Brennstoffzellen in der Luftfahrt,“ in *Brennstoffzellensysteme in der Luftfahrt*, R. Peters, Hrsg. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2015, ISBN: 978-3-662-46798-5. DOI: 10.1007/978-3-662-46798-5_2.
- [75] R. Peters, *Brennstoffzellensysteme in der Luftfahrt*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2015, ISBN: 978-3-662-46797-8. DOI: 10.1007/978-3-662-46798-5.
- [76] M. Rachner, „Die Stoffeigenschaften von Kerosin Jet A-1,“ *DLR-Mitteilungen 98-01*, 1998.
- [77] Forschungs-Informations-System. „Flugbenzin (Aviation Gasoline, AvGas).“ (2020), Adresse: <https://www.forschungsinformationssystem.de/servlet/is/94032/> (besucht am 03.10.2020).
- [78] Umweltbundesamt. „Luftverkehr.“ (2020), Adresse: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/verkehr-laerm/emissionsstandards/luftverkehr> (besucht am 10.11.2020).
- [79] N. Dickson, „ICAO Standards and Recommended Practices on Local Air Quality,“ in *ICAO Environmental Symposium*, International Civil Aviation Organization.
- [80] P. Madden. „CAEP Combustion Technology Review Process and CAEP NOx Goals.“ (2020), Adresse: http://www.forum-ae.eu/system/files/2-forum%5C_caep%5C_goals%5C_review%5C_process%5C_emissions%5C_presentation.pdf (besucht am 16.10.2020).
- [81] International Civil Aviation Organization. „Local Air Quality Technology Standards.“ (2020), Adresse: https://www.icao.int/environmental-protection/Pages/LAQ%5C_TechnologyStandards.aspx (besucht am 02.06.2020).
- [82] J. L. Breuer, J. Scholten, J. C. Koj, F. Schorn, M. Fiebrandt, R. C. Samsun, R. Albus, K. Görner, D. Stolten und R. Peters, „Virtuelles Institut SStrom zu Gas und Wärme“ Band III: Bewertung des Einsatzes und der Auswirkungen alternativer Kraftstoffe für die Entwicklung der zukünftigen regionalen Infrastruktur,“ *Gemeinsamer Abschlussbericht des Kompetenzzentrums (2018-2022)*, 2022.
- [83] M. S. Alam, P. Duffy, B. Hyde und A. McNabola, „Downscaling national road transport emission to street level: A case study in Dublin, Ireland,“ *Journal of Cleaner Production*, Jg. 183, S. 797–809, 2018, ISSN: 09596526. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.02.206.
- [84] K. M. Fameli und V. D. Assimakopoulos, „Development of a road transport emission inventory for Greece and the Greater Athens Area: effects of important parameters,“ *Sci Total Environ*, Jg. 505, S. 770–86, 2015, ISSN: 1879-1026 (Electronic) 0048-9697 (Linking). DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.10.015.
- [85] Y. Romero, N. Chicchon, F. Duarte, J. Noel, C. Ratti und M. Nyhan, „Quantifying and spatial disaggregation of air pollution emissions from ground transportation in a developing country context: Case study for the Lima Metropolitan Area in Peru,“ *Science of The Total Environment*, Jg. 698, S. 134–133, 2020, ISSN: 00489697. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134313.

- [86] S. Sun, W. Jiang und W. Gao, „Vehicle emission trends and spatial distribution in Shandong province, China, from 2000 to 2014,“ *Atmospheric Environment*, Jg. 147, S. 190–199, 2016, issn: 13522310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2016.09.065.
- [87] B. Gioli, G. Gualtieri, C. Busillo, F. Calastrini, A. Zaldei und P. Toscano, „Improving high resolution emission inventories with local proxies and urban eddy covariance flux measurements,“ *Atmospheric Environment*, Jg. 115, S. 246–256, 2015, issn: 13522310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2015.05.068.
- [88] M. Guevara, C. Tena, A. Soret, K. Serradell, D. Guzman, A. Retama, P. Camacho, M. Jaimes-Palomera und A. Mediavilla, „An emission processing system for air quality modelling in the Mexico City metropolitan area: Evaluation and comparison of the MOBILE6.2-Mexico and MOVES-Mexico traffic emissions,“ *Sci Total Environ*, Jg. 584-585, S. 882–900, 2017, issn: 1879-1026 (Electronic) 0048-9697 (Linking). DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.135.
- [89] C. Schneider, M. Pelzer, N. Toenges-Schuller, M. Nacken und A. Niederau, „ArcGIS basierte Lösung zur detaillierten, deutsch-landweiten Verteilung (Gridding) nationaler Emissionsjahreswerte auf Basis des Inventars zur Emissionsberichterstattung,“ *TEXTE*, Jg. 71/2016, 2016.
- [90] B. Thiruchittampalam, R. Köble, J. Theloke, U. Kugler, M. Uzbasic und T. Kampffmeyer, „Berechnung von räumlich hochaufgelösten Emissionen für Deutschland,“ *TEXTE*, Jg. 51/2013, 2013.
- [91] L. Pallavidino, M. P. Costa, R. Prandi und A. Nanni, „Top-down vs. Bottom-up approach in delineating traffic role in air quality scenarios,“ in *14th HARMO Conference*, 2011.
- [92] S. López-Aparicio, M. Guevara, P. Thunis, K. Cuvelier und L. Tarrasón, „Assessment of discrepancies between bottom-up and regional emission inventories in Norwegian urban areas,“ *Atmospheric Environment*, Jg. 154, S. 285–296, 2017, issn: 13522310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2017.02.004.
- [93] H. Peace, B. Owen und D. W. Raper, „Identifying the contribution of different urban highway air pollution sources,“ *Sci Total Environ*, Jg. 334-335, S. 347–57, 2004, issn: 0048-9697 (Print) 0048-9697 (Linking). DOI: 10.1016/j.scitotenv.2004.04.057.
- [94] W. J. Requia, H. L. Roig, P. Koutrakis und M. D. Adams, „Modeling spatial patterns of traffic emissions across 5570 municipal districts in Brazil,“ *Journal of Cleaner Production*, Jg. 148, S. 845–853, 2017, issn: 09596526. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.02.010.
- [95] M. O. P. Ramacher, L. Tang, J. Moldanová, V. Matthias, M. Karl, E. Fridell und L. Johansson, „The impact of ship emissions on air quality and human health in the Gothenburg area – Part II: Scenarios for 2040,“ *Atmospheric Chemistry and Physics*, Jg. 20, Nr. 17, S. 10 667–10 686, 2020, issn: 1680-7324. DOI: 10.5194/acp-20-10667-2020.
- [96] M. O. P. Ramacher, V. Matthias, A. Aulinger, M. Quante, J. Bieser und M. Karl, „Contributions of traffic and shipping emissions to city-scale NOx and PM2.5 exposure in Hamburg,“ *Atmospheric Environment*, Jg. 237, 2020, issn: 13522310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2020.117674.
- [97] M. Allekotte, K. Biemann, C. Heidt, M. Colson und W. Knörr, „Aktualisierung der Modelle TREMOD/TREMOD-MM für die Emissionsberichterstattung 2020 (Berichtsperiode 1990-2018),“ Jg. TEXTE, 2020.
- [98] „TREMOVE - Transport & Mobility Leuven.“ (2019), Adresse: <https://www.tmleuven.be/en/navigation/TREMOVE> (besucht am 22.08.2019).
- [99] Land NRW. „Digitales Basis-Landschaftsmodell.“ (2019), Adresse: <https://www.opengeodata.nrw.de/produkte/geobasis/dlm/basis-dlm/> (besucht am 23.07.2019).
- [100] Bundesamt für Kartographie und Geodäsie. „DLM250 Digitales Landschaftsmodell 1:250.000.“ (2018), Adresse: <http://opendata-esri-de.opendata.arcgis.com/datasets/de-dlm250-stra%5C%C3%5C%9Fenachsen> (besucht am 22.11.2018).
- [101] Bundesanstalt für Straßenwesen. „Straßennetz Landesbetrieb Straßenbau NRW.“ (2018), Adresse: <http://www.gis-rest.nrw.de/atomFeed/rest/atom/f4affc5e-a01a-4531-895c-5c6e59685ed1.html> (besucht am 13.09.2018).
- [102] Ministerium für Bauen, Wohnen, Stadtentwicklung und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen, „Ergebnisse automatischer Dauerzählstellen an den 'Freien Strecken' der Straßen des überörtlichen Verkehrs in Nordrhein-Westfalen,“ 2014.
- [103] Kraftfahrt-Bundesamt, „Fahrzeugzulassungen (FZ) Bestand an Kraftfahrzeugen und Kraftfahrzeuganhängern nach Zulassungsbezirken 1. Januar 2014 FZ 1,“ 2014.

-
- [104] Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg. „Emissionskataster LUBW.“ (2018), Adresse: <https://ekat.lubw.baden-wuerttemberg.de> (besucht am 07.12.2018).
- [105] Kraftfahrt-Bundesamt, „Verkehr in Kilometern 2014,“ Report, 2014.
- [106] Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur, „Längenstatistik der Straßen des überörtlichen Verkehrs, Stand: 1. Januar 2018,“ 2018.
- [107] Kraftfahrt-Bundesamt, „Verkehr in Kilometern 2019,“ Report, 2019.
- [108] Kraftfahrt-Bundesamt, „Lastkraftfahrzeuge aus der EU-28 seit 2013,“ 2019.
- [109] Kraftfahrt-Bundesamt, „Beförderungsleistung deutscher Lastkraftfahrzeuge seit 2008 mit Monatsergebnissen 2016 bis 2019,“ 2020.
- [110] Kraftfahrt-Bundesamt, „Beförderungsleistung aus der EU-27 seit 2008 nach Güterpositionen,“ 2020.
- [111] Ministerium für Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen, „Ergebnisse automatischer Dauerzählstellen an den „Freien Strecken“ der Straßen des überörtlichen Verkehrs in Nordrhein-Westfalen,“ 2018.
- [112] B. Buthe, J. Modes, B. Richter, H.-P. Kienzler, S. Altenburg, K. Esser, J. Kurte, D. Wittowsky, K. Konrad, A.-L. v. d. Vlugt und S. Groth, „Verkehrlich-Städtebauliche Auswirkungen des Online-Handels,“ Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung, Düsseldorf, Report 10.04.04-15.090, 2018.
- [113] Kraftfahrt-Bundesamt, „Bestand an Kraftfahrzeugen und Kraftfahrzeuganhängern nach Haltern, Wirtschaftszweigen 1. Januar 2019 FZ 23,“ 2019.
- [114] Kraftfahrt-Bundesamt, „Fahrzeugzulassungen (FZ) Bestand an Nutzfahrzeugen, Kraftfahrzeugen insgesamt und Kraftfahrzeuganhängern nach technischen Daten (Größenklassen, Motorisierung, Fahrzeugklassen und Aufbauarten) 1. Januar 2018 FZ 25,“ 2018.
- [115] European Environment Agency. „EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016.“ (2019), Adresse: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016> (besucht am 15.02.2019).
- [116] Kraftfahrt-Bundesamt, „Verkehr deutscher Lastkraftfahrzeuge (VD), Verkehrsaufkommen Jahr 2016,“ 2019.
- [117] Statistisches Bundesamt, „Personenverkehr mit Bussen und Bahnen 2017,“ 2019.
- [118] INFRAS. „Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA).“ (2021), Adresse: <https://www.hbefa.net/d/> (besucht am 25.01.2021).
- [119] EMISIA SA. „COPERT.“ (2021), Adresse: <https://www.emisia.com/utilities/copert/> (besucht am 25.01.2021).
- [120] Laboratory of applied thermodynamics, „Transphorm - Emission Factors Database,“ 2013.
- [121] M. Otten, M. 't Hoen und E. den Boer, „STREAM Freight transport 2016: Emissions of freight transport modes,“ CE Delft, Delft, Report 17.4H29.10, 2017.
- [122] M. Unglert, D. Bockey, C. Bofinger, B. Buchholz, G. Fisch, R. Luther, M. Müller, K. Schaper, J. Schmitt, O. Schröder, U. Schümann, H. Tschöke, E. Remmele, R. Wicht, M. Winkler und J. Krahll, „Action areas and the need for research in biofuels,“ *Fuel*, Jg. 268, 2020, ISSN: 00162361. DOI: 10.1016/j.fuel.2020.117227.
- [123] Z. Samaras, „TRANSPHORM Transport related Air Pollution and Health impacts – Integrated Methodologies for Assessing Particulate Matter, Deliverable D1.1.2 Methodology for the quantification of road transport PM-emissions, using emission factors or profiles,“ AUTH, Report, 2013.
- [124] Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt. „Verkehrsnetz der Bundeswasserstraßen.“ (2019), Adresse: https://www.gdws.wsv.bund.de/DE/service/karten/03%5C_VerkNet-BWaStr/VerkNet-BWaStr.html?nn=1450298 (besucht am März. 2019).
- [125] Statistisches Bundesamt, „Güterverkehrsstatistik der Binnenschifffahrt 2018,“ Report Fachserie 8 Reihe 4 2018, 2018.
- [126] Information und Technik Nordrhein-Westfalen, Statistisches Landesamt, „Binnenschifffahrt in Nordrhein-Westfalen 2018,“ Düsseldorf, Report H223 2018 00, 2019.
- [127] Landesbetrieb für Information und Technik Nordrhein-Westfalen, *Ermittlung der Verkehrsleistung der Binnenschifffahrt in NRW*, Persönliche Kommunikation.

- [128] W. Knörr und C. Heidt, „Aktualisierung der Emissionsberechnung für die Binnenschifffahrt und Übertragung der Daten in TREMOD,“ IFEU Heidelberg und INFRAS, Heidelberg, Report, 2013.
- [129] Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt. „Verkehrsbericht 2016.“ (2021), Adresse: https://www.gdws.wsv.bund.de/SharedDocs/Downloads/DE/Verkehrsberichte/Verkehrsbericht%5C_2016.pdf?%5C_%5C_blob=publicationFile%5C&v=3 (besucht am 20.02.2021).
- [130] Y. Zhang, J. Gu, W. Wang, Y. Peng, X. Wu und X. Feng, „Inland port vessel emissions inventory based on Ship Traffic Emission Assessment Model–Automatic Identification System,“ *Advances in Mechanical Engineering*, Jg. 9, Nr. 7, S. 1687814017712878, 2017, ISSN: 1687-8140.
- [131] J. P. Jalkanen, L. Johansson, J. Kukkonen, A. Brink, J. Kalli und T. Stipa, „Extension of an assessment model of ship traffic exhaust emissions for particulate matter and carbon monoxide,“ *Atmos. Chem. Phys.*, Jg. 12, Nr. 5, S. 2641–2659, 2012, ISSN: 1680-7324. DOI: 10.5194/acp-12-2641-2012.
- [132] J.-P. Jalkanen und L. Johansson. „Emissions from Baltic Sea shipping in 2012.“ (2018), Adresse: <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/maritime-activities/emissions-from-baltic-sea-shipping> (besucht am März. 2018).
- [133] R. Verbeek, „Assessment of pollutant emissions with Shell GTL fuel as a drop in fuel for medium and heavy-duty vehicles, inland shipping and non-road machines,“ Jg. TNO report 2014 R10588, 2014.
- [134] A. Bauen, I. Gomez, D. OudeNijeweme und M. Paraschiv, „Alternative fuels - Expert group report,“ European Commission, Brussels, Report EUR KI-02-17-940-EN-N, 2017.
- [135] M. Ciniviz und H. Köse, „Hydrogen use in internal combustion engine: a review,“ *International Journal of Automotive Engineering and Technologies*, Jg. 1, Nr. 1, S. 1–15, 2012.
- [136] L. M. Das, „Exhaust emission characterization of hydrogen-operated engine system: Nature of pollutants and their control techniques,“ *International Journal of Hydrogen Energy*, Jg. 16, S. 765–775, 1991.
- [137] J. Heffel, „NOx emission and performance data for a hydrogen fueled internal combustion engine at 1500 rpm using exhaust gas recirculation,“ *International Journal of Hydrogen Energy*, Jg. 28, Nr. 8, S. 901–908, 2003, ISSN: 03603199. DOI: 10.1016/s0360-3199(02)00157-x.
- [138] KEYOU GmbH. „KEYOU-inside for Hydrogen Engines and Vehicles.“ (2020), Adresse: https://www.keyou.de/wp-content/uploads/2018/10/181025%5C_IIA%5C_Broschu%5C%CC%5C%88re%5C_2018%5C_Lkw%5C_EN%5C_210x297.pdf (besucht am 27.12.2020).
- [139] Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt. „Verkehrsbericht 2017.“ (2021), Adresse: https://www.gdws.wsv.bund.de/SharedDocs/Downloads/DE/Verkehrsberichte/Verkehrsbericht%5C_2017.pdf?%5C_%5C_blob=publicationFile%5C&v=2 (besucht am 20.02.2021).
- [140] Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt. „Veränderungen des Schiffsbestandes der deutschen Binnenflotte im Jahr 2017 - Zentrale Binnenschiffsbestandsdatei.“ (2021), Adresse: https://www.gdws.wsv.bund.de/SharedDocs/Downloads/DE/Binnenschiffsbestandsdatei/2017.pdf?%5C_%5C_blob=publicationFile%5C&v=3 (besucht am 20.02.2021).
- [141] Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt. „Wasserstrassen und Schifffahrtsverwaltung des Bundes.“ (2021), Adresse: https://www.gdws.wsv.bund.de/DE/startseite/startseite%5C_node.html (besucht am 20.02.2021).
- [142] M. Niemann und G. Slobodzian. „Weser, Gewässer Beschreibung.“ (2021), Adresse: https://www.faltboot.org/wiki/index.php/Weser,%5C_Gew%5C%C3%5C%A4sserbeschreibung (besucht am 16.02.2021).
- [143] Deutsche Bahn AG. „Datensätze - Open-Data-Portal – Deutsche Bahn Datenportal.“ (2019), Adresse: <https://data.deutschebahn.com/dataset?groups=datasets> (besucht am 26.08.2019).
- [144] Deutsche Bahn AG. „EC/IC-Netz 2019.“ (2021), Adresse: https://www.bahn.de/p/view/mdb/bahnintern/fahrplan%5C_und%5C_buchung/streckenplaene/mdb%5C_289266%5C_11007%5C_icecliniennetz%5C_2019%5C_v2.pdf (besucht am 16.02.2021).
- [145] Deutsche Bahn AG. „ICE Netz 2019.“ (2021), Adresse: https://www.bahn.de/p/view/mdb/bahnintern/fahrplan%5C_und%5C_buchung/streckenplaene/mdb%5C_289267%5C_110073%5C_ice%5C_linienetz%5C_2019%5C_v2.pdf (besucht am 16.02.2021).
- [146] Ministerium für Wirtschaft, Innovation, Digitalisierung und Energie des Landes NRW. „OpenData NRW.“ (2019), Adresse: <https://open.nrw/impressum> (besucht am 26.08.2019).

-
- [147] A. Joost. „NRW Bahnarchiv.“ (2019), Adresse: <http://nrwbahnarchiv.bplaced.net/> (besucht am 01.09.2019).
- [148] Deutsche Bahn AG. „Reise & Services.“ (2019), Adresse: <https://www.bahn.de/p/view/service/index.shtml> (besucht am 26.08.2019).
- [149] CargoNautus. „Güterzugfahrzeiten Nordrhein-Westfalen.“ (2019), Adresse: http://www.cargonautus.de/bundesland%5C_nrw.htm (besucht am 16.10.2019).
- [150] Deutsche Bahn AG. „Fahrzeuglexikon für den Fernverkehr.“ 2016.
- [151] DB Schenker Rail Deutschland AG. „DB Schenker Güterwagenkatalog.“ (2021), Adresse: https://issuu.com/simonevillani1/docs/gueterwagenkatalog%5C_v2011 (besucht am 20.02.2021).
- [152] Deutsche Bahn Cargo AG. „Güterwagenkatalog.“ (2019), Adresse: <https://gueterwagenkatalog.dbcargo.com/de/gueterwagenkatalog/nach-verwendung/> (besucht am 16.10.2019).
- [153] Deutsche Bahn AG. „Grundlagenbericht UmweltMobilCheck, Stand 03.04.2018.“ (2019), Adresse: <https://www.bahn.de/wmedia/view/mbd/media/intern/umc-grundlagenbericht.pdf> (besucht am 22.06.2019).
- [154] Die Verkehrsunternehmen VDV. „VDV-Statistik 2017.“ (2021), Adresse: <https://www.vdv.de/vdv-statistik-2017.pdf> (besucht am 20.02.2021).
- [155] Statistisches Bundesamt. „GENESIS-ONLINE.“ (2021), Adresse: <https://www-genesis.destatis.de> (besucht am 01.02.2021).
- [156] S. Radke. „Verkehr in Zahlen 2019/2020.“ Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur, Flensburg, Report VIZ 2019/2020, 2019.
- [157] Statistisches Bundesamt. „Eisenbahnverkehr, Betriebsdaten des Schienenverkehrs 2018,“ *Verkehr*, Jg. Fachserie 8 Reihe 2.1, 2019.
- [158] Statistisches Bundesamt. *Persönliche Kommunikation mit Destatis bezüglich des Schienengüterverkehrs in Nordrhein-Westfalen*, Persönliche Kommunikation.
- [159] Deutsche Bahn AG. „Daten und Fakten 2018.“ (2021), Adresse: https://www.deutschebahn.com/resource/blob/3992278/1d136e983334750ef4f24072d49c7cdf/20190325%5C_bpk%5C_2019%5C_daten%5C_fakten-data.pdf (besucht am 20.02.2021).
- [160] Statistisches Bundesamt. „Monatliche Güterverkehrsstatistik der Eisenbahn 2019,“ Report, 2019.
- [161] W. Knörr, C. Heidt, S. Gores und F. Bergk. „Aktualisierung“ Daten- und Rechenmodell: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1960-2035 “(TREM-OD) für die Emissionsberichtserstattung 2016 (Berichtsperiode 1990-2014) Anhang,“ Ifeu-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Report, 2016.
- [162] Deutsche Bahn AG. „Grundlagenbericht UmweltMobilCheck, Stand 01.04.2016.“ (2019), Adresse: https://www.deutschebahn.com/resource/blob/265408/a54aed9e6a0513294c3b9607986fb38f/umc%5C_%5C_grundlagenbericht%5C_%5C_2016-data.pdf (besucht am 22.06.2019).
- [163] Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. „Emissionen des Schienenverkehrs in Sachsen,“ *Schriftenreihe*, Jg. Heft 2/2012, 2012.
- [164] A. Löchter. „Modellsystem zur Berechnung des Abriebs und anderer luftgetragenen Schadstoffe des Schienenverkehrs,“ *Zeitschrift für Luftreinhaltung, Lärmschutz, Anlagensicherheit, Abfallverwertung und Energienutzung*, 2007.
- [165] R. Orthofer. „Erfassung der Feinstaubemissionen aus dem Abrieb von Eisenbahnen.“
- [166] Düsseldorf Airport. „Flugrouten-DUS.“ (2020), Adresse: <https://www.dus.com/de-de/konzern/nachbarn/flugbetrieb/flugrouten> (besucht am Mai. 2020).
- [167] Köln Bonn Airport. „Abflugrouten-CNG.“ (2020), Adresse: https://www.koeln-bonn-airport.de/uploads/tx%5C_download/160411%5C_ALS%5C_SVL%5C_TK-50%5C_Abflugrouten.pdf (besucht am Juni. 2020).
- [168] Deutscher Fluglärmdienst e.V. „Flugspuren: Dortmund.“ (2020), Adresse: <http://www.dfld.de/Mess/ShowTrack.php?R=14%5C&S=2%5C&D=24.04.2018> (besucht am Juni. 2020).
- [169] Köln Bonn Airport. „Timetable of Köln/Bonn Airport.“ (2020), Adresse: <https://www.koeln-bonn-airport.de/fluege/online-flugplan.html> (besucht am März. 2020).

- [170] Dortmund Airport. „Timetable (summer) of Dortmund Airport.“ (2020), Adresse: <https://www.dortmund-airport.de/flugplan> (besucht am März. 2020).
- [171] Düsseldorf Airport. „Timetable (summer) of Düsseldorf Airport WS19/20.“ (2020), Adresse: <https://www.dus.com/de-de/fl%5C%C3%5C%BCge/flugplan> (besucht am März. 2020).
- [172] Münster Osnabrück International Airport. „Sommer- und Winterflugplan von Münster.“ (2020), Adresse: https://www.fmo.de/fileadmin/fmo/media/user%5C_upload/pdf/Sommerflugplan%5C_2020.pdf (besucht am März. 2020).
- [173] Airport Weeze. „Timetable summer and winter of airport Weeze.“ (2020), Adresse: <http://www.airport-weeze.com/en/timetable.html> (besucht am März. 2020).
- [174] Paderborn Lippstadt Airport. „Timetable summer and winter of airport Paderborn.“ (2020), Adresse: <https://www.airport-pad.com/de/> (besucht am März. 2020).
- [175] Flightpedia. „Flight Status Flightpedia.“ (2020), Adresse: <https://www.flightpedia.org/flight-status/ne7383.html> (besucht am 04.04.2020).
- [176] Aviability. „Flugplan Aviability.“ (2020), Adresse: <https://de.aviability.com/flugnummer/> (besucht am 04.04.2020).
- [177] FlightAware. „Flight Status Flightaware.“ (2020), Adresse: <https://de.flightaware.com/live/flight/NMA7383> (besucht am 04.04.2020).
- [178] Mucspotter. „Flugplan-News.“ (2020), Adresse: <https://mucspotter.de/mucnews/airlines.html> (besucht am 08.07.2020).
- [179] W. Knörr, A. Schacht und S. Gores, „Entwicklung eines Modells zur Berechnung der Energieeinsätze und Emissionen des zivilen Flugverkehrs - TREMOD AV,“ *TEXTE*, Jg. 48/2012, 2012.
- [180] M. Winther und K. Rypdal, „EMEP EEA Emission Inventory Guidebook 2009, Civil & Military Aviation (NFR 1.A.3.a, 1.A.5.b).“ (2021), Adresse: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009> (besucht am 20.02.2021).
- [181] T. Rindlisbacher, „Schadstoffemissionen von Flugzeug-Kolbenmotoren, Zusammenfassender Bericht,“ Bundesamt für Zivilluftfahrt, Bern, Report 0 / 3/33/33-05-003 ECERT, 2007.
- [182] Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. „Online-Emissionskataster Luft NRW.“ (2019), Adresse: <http://www.ek1.nrw.de/ekat/> (besucht am März. 2019).
- [183] International Civil Aviation Organization, *Airport Air Quality Manual*. Montréal, QC, Canada, 2011, Bd. First Edition, ISBN: 978-92-9231-862-8.
- [184] M. Bunkowski und R. Wagner, „Luftfahrt und Umwelt,“ Arbeitsgemeinschaft Deutscher Verkehrsflughäfen, Berlin, Deutschland, Report, 2007.
- [185] Coordinating Research Council, Inc., „COORDINATING SUPPORT OF FUELS AND LUBRICANT RESEARCH AND DEVELOPMENT (R&D) 2, Delivery Order 0002: Handbook of Aviation Fuel Properties - 2004 Third Edition,“ Society of Automotive Engineers, Report CRC Report No. 635, 2004.
- [186] J. E. Penner, D. H. Lister, D. J. Griggs, D. J. Dokken und M. Macfarland, „Aviation and the Global Atmosphere, Intergovernmental Panel on Climate Change, 1999,“ Cambridge University Press, Cambridge, UK, Report, 1999.
- [187] C. Wey, „Aircraft Particle Emissions Experiment (APEX),“ U.S. Army Research Laboratory, Glenn Research Center, Cleveland, Ohio, Report ARL-TR-3903, 2006-214382, 2006.
- [188] E. Katragkou, S. Wilhelm, F. Arnold und C. Wilson, „First gaseous Sulfur (VI) measurements in the simulated internal flow of an aircraft gas turbine engine during project PartEmis,“ *Geophysical research letters*, Jg. 31, Nr. 2, 2004, ISSN: 0094-8276.
- [189] T. Rindlisbacher und L. Chabbey, „Guidance on the Determination of Helicopter Emissions,“ Bundesamt für Zivilluftfahrt, Bern, Report COO.2207.111.2.2015750, 2015.
- [190] C. Wahl, M. Kapernaum, J. Melkert, T. Snijders, J. Bauldreay und P. Bogers, „Nanoparticle emissions of a flight gas turbine running Jet A-1 and GTL mixtures,“ in *17th ETH Conference on Combustion Generated Nanoparticles*.
- [191] A. K. Runchal, A. K. Gupta, A. Kushari, A. De und S. K. Aggarwal, *Energy for Propulsion: A Sustainable Technologies Approach*. Springer, 2018, ISBN: 9811074739.

-
- [192] B. H. Lee, G. W. Santoni, E. C. Wood, S. C. Herndon, R. C. Miake-Lye, M. S. Zahniser, S. C. Wofsy und J. W. Munger, „Measurements of nitrous acid in commercial aircraft exhaust at the Alternative Aviation Fuel Experiment,“ *Environmental science & technology*, Jg. 45, Nr. 18, S. 7648–7654, 2011, issn: 0013-936X.
- [193] S. Blakey, L. Rye und C. W. Wilson, „Aviation gas turbine alternative fuels: A review,“ *Proceedings of the combustion institute*, Jg. 33, Nr. 2, S. 2863–2885, 2011, issn: 1540-7489.
- [194] A. Zschocke, J. Ortner und S. Scheuermann, „High biofuel blends in aviation (HBBA),“ Deutsche Lufthansa AG, Wehrwissenschaftliches Institut für Werk- und Betriebsstoffe, Report ENER/C2/2012/420-1, 2017.
- [195] J. Bopst, R. Herbener, O. Hölzer-Schopohl, J. Lindmaier, T. Myck und J. Weiß, „Umweltschonender Luftverkehr,“ *TEXTE*, Jg. 130/2019, 2019, issn: 1862-4804.
- [196] M. Graichen, P. Kasten, P. Mottschall, M. Faber, J. Nelissen, D. Scheelhaase, J. Grimme und W. Maertens, „Klimaschutz im Luft- und Seeverkehr: Strategiepapier Luftfahrt,“ Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau, Report, 2019.
- [197] International Air Transport Association. „Aircraft Technology Roadmap to 2050.“ (2021), Adresse: <https://www.iata.org/contentassets/8d19e716636a47c184e7221c77563c93/technology20roadmap20to20205020no20foreword.pdf> (besucht am 20.02.2021).
- [198] D. Bartz, E. Schmidt-Landenberger und J. Meyerhoff, „Oben - Ihr Flugbegleiter,“ Heinrich-Böll-Stiftung und Airbus Group, Berlin, Deutschland, Report, 2016.
- [199] European Environment Agency. „Urban morphological zones 2006.“ (2019), Adresse: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/urban-morphological-zones-2006-1#tab-additional-information> (besucht am 19.07.2019).
- [200] B. Kosztra, G. Büttner, G. Hazeu und S. Arnold. „Updated CLC illustrated nomenclature guidelines.“ (2021), Adresse: https://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/corine-land-cover-nomenclature-guidelines/docs/pdf/CLC2018%5C_Nomenclature%5C_illustrated%5C_guide%5C_20190510.pdf (besucht am 20.02.2021).
- [201] GADM. „GADM data for Germany.“ (2018), Adresse: www.gadm.org (besucht am 27.11.2018).
- [202] Statistische Ämter der Länder. „Bruttoinlandsprodukt, Bruttowertschöpfung in den kreisfreien Städten und Landkreisen der Bundesrepublik Deutschland 1992 und 1994 bis 2016.“ (2018), Adresse: www.statistikportal.de (besucht am 01.09.2018).
- [203] Statistische Ämter der Länder. „Arbeitnehmerentgelt, Bruttolöhne und -gehälter in den kreisfreien Städten und Landkreisen der Bundesrepublik Deutschland 2000 bis 2016.“ (2018), Adresse: www.statistikportal.de (besucht am 01.09.2018).
- [204] Statistische Ämter der Länder. „Einkommen der privaten Haushalte in den kreisfreien Städten und Landkreisen der Bundesrepublik Deutschland 1995 bis 2016.“ (2018), Adresse: www.statistikportal.de (besucht am 01.09.2018).
- [205] T. Brinkhoff. „city population.“ (2018), Adresse: <https://www.citypopulation.de/> (besucht am 12.11.2018).
- [206] J. Erhard, W. Reh, M. Treber, D. Oeliger, D. Rieger und M. Müller-Görnert, „Klimafreundlicher Verkehr in Deutschland,“ WWF Deutschland, Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V., Germanwatch e.V., Naturschutzbund Deutschland e.V., Verkehrsclub Deutschland e.V., Report, 2014.
- [207] P. R. Schmidt, W. Zittel, W. Weindorf und T. Raksha, „Renewables in Transport 2050,“ Forschungsvereinigung Verbrennungskraftmaschinen e.V., Frankfurt am Main, Report 1086 - 2016, 2016.
- [208] F. Hacker, R. Blanck, F. Hülsmann, P. Kasten, C. Loreck, S. Ludig, M. Mottschall und W. Zimmer, „eMobil 2050 Szenarien zum möglichen Beitrag des elektrischen Verkehrs zum langfristigen Klimaschutz,“ Öko-Institut e.V., Berlin, Report, 2014.
- [209] J. Nitsch, T. Pregger, T. Naegler, D. Heide, D. L. d. Tena, F. Trieb, Y. Scholz, K. Nienhaus, N. Gerhardt, M. Sterner, T. Trost, A. v. Oehsen, R. Schwinn, C. Pape, H. Hahn, M. Wickert und B. Wenzel, „Langfristszenarien und Strategien für den Ausbau der erneuerbaren Energien in Deutschland bei Berücksichtigung der Entwicklung in Europa und global,“ Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, Institut für Technische Thermodynamik, Fraunhofer Institut für Windenergie und Energiesystemtechnik, Ingenieurbüro für neue Energien, Report BMU - FKZ 03MAP146, 2012.

- [210] M. Schubert, T. Kluth, G. Nebauer, R. Ratzenberger, S. Kotzagiorgis, B. Butz, W. Schneider und M. Leible, „Verkehrsverflechtungsprognose 2030,“ Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur, Freiburg/München/Aachen/Essen, Report 96.0981/2011, 2014.
- [211] P. Capros, A. D. Vita, N. Tasios, P. Siskos, M. Kannavou, A. Petropoulos, S. Evangelopoulou, M. Zampara, D. Papadopoulos, C. Nakos, L. Paroussos, K. Fragiadakis, S. Tsani, P. Karkatsoulis, P. Fragkos, N. Kouvaritakis, L. Höglund-Isaksson, W. Winiwarer, P. Purohit, A. Gomez-Sanabria, S. Frank, N. Forsell, M. Gusti, P. Havlík, M. Obersteiner, H. P. Witzke und M. Kesting, „EU Reference Scenario 2016,“ *Publications Office of the European Union*, 2016. DOI: 10.2833/554470.
- [212] J. Repenning, L. Emele, R. Blanck, H. Böttcher, G. Dehoust, H. Förster, B. Greiner, R. Harthan, K. Henneberg, H. Hermann, W. Jörß, C. Loreck, S. Ludig, F. C. Matthes, M. Scheffler, K. Schumacher, K. Wiegmann, C. Zell-Ziegler, S. Braungardt, W. Eichhammer, R. Elsland, T. Fleiter, J. Hartwig, J. Kockat, B. Pfluger, W. Schade, B. Schlomann, F. Sensfuß und H.-J. Ziesing, „Klimaschutzszenario 2050,“ Öko-Institut e.V, Fraunhofer ISI, Berlin, Report, 2015.
- [213] P. Kasten, M. Mottschall, W. Köppel, C. Degünther, M. Schmied und P. Wüthrich, „Erarbeitung einer fachlichen Strategie zur Energieversorgung des Verkehrs bis zum Jahr 2050,“ *TEXTe*, Jg. 72/2016, 2016, ISSN: 1862-4804.
- [214] W. Zimmer, R. Blanck, T. Bergmann, M. Mottschall, R. v. Waldenfels, H. Förster, K. Schumacher, R. Cyganski, A. Wolfermann, C. Winkler, M. Heinrichs, F. Dünnebeil, H. Fehrenbach, C. Kämper, K. Biemann, J. Kräck, M. Peter, R. Zandonella und D. Bertschmann, „Endbericht Renewability III: Optionen einer Dekarbonisierung des Verkehrssektors,“ Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, Berlin, Report, 2016.
- [215] P. Gerbert, P. Herhold, J. Burchardt, S. Schönberger, F. Rechenmacher, A. Kirchner, A. Kemmler und M. Wünsch, „Klimapfade für Deutschland,“ Bundesverband der Deutschen Industrie, Report, 2018.
- [216] D. Kreyenberg, A. Lischke, F. Bergk, F. Dünnebeil, C. Heidt, W. Knörr, T. Raksha, P. Schmidt, W. Weindorf, K. Naumann, S. Majer und F. Müller-Langer, „Erneuerbare Energien im Verkehr Potenziale und Entwicklungsperspektiven verschiedener erneuerbarer Energieträger und Energieverbrauch der Verkehrsträger,“ Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur, Berlin, Report, 2015.
- [217] Kraftfahrt-Bundesamt, „Fahrzeugzulassungen (FZ): Bestand an Nutzfahrzeugen, Kraftfahrzeugen insgesamt und Kraftfahrzeuganhängern nach technischen Daten (Größenklassen, Motorisierung, Fahrzeugklassen und Aufbauarten) FZ 25,“ 2017.
- [218] J. C. Mankins, „Technology Readiness Levels: A White Paper,“ *NASA, Office of Space Access and Technology, Advanced Concepts Office*, 1995.
- [219] A. S. of Defense for Research and Engineering, „Technology Readiness Assessment (TRA),“ *Department of Defense*, 2011.
- [220] European Commission, „20. General Annexes: G. Technology readiness level (TRL),“ *Horizon 2020 - Work Programme 2016-2017*, 2017.
- [221] European Space Agency, „Technology Readiness Level (TRL).“ (2019), Adresse: <http://sci.esa.int/sci-ft/50124-technology-readiness-level/> (besucht am 29.07.2019).
- [222] ISO 16290:2013, „Space systems – Definition of the Technology Readiness Levels (TRLs) and their criteria of assessment,“ 2013.
- [223] A. D. Rose, M. Buna, C. Strazza, N. Olivieri, T. Stevens, L. Peeters und D. Tawil-Jamault, „Technology Readiness Level Guidance Principles for Renewable Energy Technologies – Final Report,“ European Commission, Brussels, Report EUR 27988 EN, 2017.
- [224] Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, „Kraftfahrzeugverkehr in Deutschland 2010,“ Kraftfahrzeugverkehr in Deutschland, Report, 2012.
- [225] Tesla, Inc. „WLTP Reichweite Tesla Model S.“ (2020), Adresse: https://www.tesla.com/de%5C_de/models (besucht am 14.05.2020).
- [226] McKinsey & Company, „Hydrogen-powered aviation A fact-based study of hydrogen technology, economics, and climate impact by 2050,“ Publications Office of the European Union, Luxembourg, Report EG-04-20-214-EN-N, 2020. DOI: doi:10.2843/471510.
- [227] Bundesnetzagentur für Elektrizität, Gas, Telekommunikation, Post und Eisenbahnen, „Marktuntersuchung Eisenbahnen 2019,“ Bonn, Report, 2019.

-
- [228] Deutsche Bahn Netze. „Infrastrukturregister: Grundsätze Stand Juni 2019 Version 4.7.“ (2019), Adresse: <https://fahrweg.dbnetze.com/fahrweg-de/kunden/nutzungsbedingungen/infrastrukturregister/grundsaeetze-1369462> (besucht am 05.08.2019).
- [229] Statistisches Bundesamt, „Güterverkehrsstatistik der Binnenschifffahrt 2016,“ Report Fachserie 8 Reihe 4 2016, 2017.
- [230] J. Köhler, D. Kirsch, A. Klukas, S. Timmerberg und M. Kaltschmitt, „Teilstudie „Studie über die Marktreife von Erdgasmotoren in der Binnen- und Seeschifffahrt“,“ Wissenschaftliche Beratung des BMVI zur Mobilitäts- und Kraftstoffstrategie, Karlsruhe, Report, 2018.
- [231] A. v. Wijk, E. v. d. Roest und J. Boere, *Solar power to the people*. Amsterdam, the Netherlands: IOS Press BV, 2017, ISBN: 978-1-61499-832-7. DOI: 10.3233/978-1-61499-832-7-i.
- [232] Hydrogen Council, „Path to hydrogen competitiveness A cost perspective,“ Hydrogen Council, McKinsey & Company, E4tech, Report, 2020.
- [233] Hydrogen Council, „Hydrogen Insights A perspective on hydrogen investment, market development and cost competitiveness,“ Hydrogen Council, McKinsey & Company, Report Hydrogen Insights Report 2021, 2021.
- [234] Transport & Environment, „RED II and advanced biofuels, Recommendations about Annex IX of the Renewable Energy Directive and its implementation at national level,“ Report, 2020.
- [235] Europäische Union, „RICHTLINIE (EU) 2018/2001 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 11. Dezember 2018 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen (Neufassung),“ *Amtsblatt der Europäischen Union*, Jg. L 328/82, 2018.
- [236] H. Hamje, H. Hass, L. Lonza, H. Maas, A. Reid, K. D. Rose und T. Venderbosch, „EU renewable energy targets in 2020: Revised analysis of scenarios for transport fuels,“ *Publications Office of the European Union*, 2014, ISSN: 1831-9424. DOI: 10.2790/1725.
- [237] Europäische Kommission, „Bericht der Kommission an das europäische Parlament, den Rat, den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen zum weltweiten Stand der Produktionsausweitung relevanter Nahrungs- und Futtermittelpflanzen,“ Brüssel, Report COM(2019) 142 final, 2019.
- [238] Europäische Kommission, „DELEGIERTE VERORDNUNG (EU) 2019/807 DER KOMMISSION vom 13. März 2019 zur Ergänzung der Richtlinie (EU) 2018/2001 des Europäischen Parlaments und des Rates im Hinblick auf die Bestimmung der Rohstoffe mit hohem Risiko indirekter Landnutzungsänderungen, in deren Fall eine wesentliche Ausdehnung der Produktionsflächen auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand zu beobachten ist, und die Zertifizierung von Biokraftstoffen, flüssigen Biobrennstoffen und Biomasse-Brennstoffen mit geringem Risiko indirekter Landnutzungsänderungen,“ *Amtsblatt der Europäischen Union*, Jg. L 133/1, 2019.
- [239] Mineralöl Wirtschafts Verband e.V. „Jahresbericht 2018, Vision 2050, Flüssige Kraftstoffe bewegen Deutschland auch 2050.“ (2021), Adresse: https://www.mwv.de/wp-content/uploads/2016/06/180830%5C_MWV%5C_Jahresbericht-2018%5C_RZ%5C_Web%5C_es%5C_small1.pdf (besucht am 20.02.2021).
- [240] Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik, „Erneuerbare Energien in Deutschland Daten zur Entwicklung im Jahr 2019,“ Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Report, 2020.
- [241] Referat 221 - Grundsatzangelegenheiten der Gruppe 22, Anerkennungs- und Akkreditierungsfragen, nachhaltige Biomasse, „Evaluations- und Erfahrungsbericht für das Jahr 2017 - Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung - Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung,“ Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, Bonn, Report, 2018.
- [242] H. Fehrenbach, „Einsatz von Biokraftstoffen im Verkehrssektor bis 2030,“ ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung GmbH, Heidelberg, Report KSVE20302050, 2019.
- [243] E. Billig, M. Decker, W. Benzinger, F. Ketelsen, P. Pfeifer, R. Peters, D. Stolten und D. Thrän, „Non-fossil CO₂ recycling—The technical potential for the present and future utilization for fuels in Germany,“ *Journal of CO₂ Utilization*, Jg. 30, S. 130–141, 2019, ISSN: 22129820. DOI: 10.1016/j.jcou.2019.01.012.
- [244] A. Brosowski, D. Thrän, U. Mantau, B. Mahro, G. Erdmann, P. Adler, W. Stinner, G. Reinhold, T. Hering und C. Blanke, „A review of biomass potential and current utilisation – Status quo for 93 biogenic wastes and residues in Germany,“ *Biomass and Bioenergy*, Jg. 95, S. 257–272, 2016, ISSN: 09619534. DOI: 10.1016/j.biombioe.2016.10.017.

- [245] A. Brosowski, P. Adler, G. Erdmann, W. Stinner, D. Thrän, U. Mantau, C. Blanke, B. Mahro, T. Hering und G. Reinholdt, „Biomassepotentiale von Rest- und Abfallstoffen“, DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH, Report FNR 2015, 2015.
- [246] H. Fehrenbach, J. Giegrich und S. Köppen, „BioRest: Verfügbarkeit und Nutzungsoptionen biogener Abfall- und Reststoffe im Energiesystem (Strom-, Wärme- und Verkehrssektor)“, *TEXTE*, Jg. 115/2019, 2019.
- [247] S. Johansson, „Limits to biofuels“, *EPJ Web of Conferences*, Jg. 54, Nr. New Strategies for Energy Generation, Conversion and Storage, 2013, ISSN: 2100-014X. DOI: <https://doi.org/10.1051/epjconf/20135401014>.
- [248] C. de Castro, Ó. Carpintero, F. Frechoso, M. Mediavilla und L. J. de Miguel, „A top-down approach to assess physical and ecological limits of biofuels“, *Energy*, Jg. 64, S. 506–512, 2014, ISSN: 03605442. DOI: 10.1016/j.energy.2013.10.049.
- [249] A. Soler und M. Yugo, „Role of e-fuels in the European transport system - Literature review“, Brussels, Report no. 14/19, 2020.
- [250] P. Kasten und C. Heinemann, „Kein Selbstläufer: Klimaschutz und Nachhaltigkeit durch PtX“, Öko-Institut e.V., Berlin, Report, 2019.
- [251] J. Adolf, C. Balzer, Y. Hemberger, A. Janssen, W. Warnecke, X. Fu, K. Grünberg, M. Klockenburg, T. McKnight, A. van der Made, A. Metha, J. Powell und J. Cadu, „Der Weg zu nachhaltigen Kraftstoffen als Basis für Zero Emission Mobilität - Hat PTX eine Chance?“ In *39. Internationale Wiener Motorensymposium*, 2018.
- [252] A. Jering, A. Klatt, J. Seven, K. Ehlers, J. Günther, A. Ostermeier und L. Mönch, „Globale Landflächen und Biomasse: nachhaltig und ressourcenschonend nutzen“, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Report, 2013.
- [253] M. Prussi, M. Yugo, L. D. Prada, M. Padella und Edwards, „JEC Well-To-Wheels report v5“, Publications Office of the European Union, Luxembourg, Report EUR 30284 EN, 2020. DOI: 10.2760/100379.
- [254] F. Müller-Langer, S. Majer und S. O’Keeffe, „Benchmarking biofuels—a comparison of technical, economic and environmental indicators“, *Energy, Sustainability and Society*, Jg. 4, Nr. 1, 2014, ISSN: 2192-0567. DOI: 10.1186/s13705-014-0020-x.
- [255] S. Schemme, S. Meschede, M. Köller, R. C. Samsun, R. Peters und D. Stolten, „Property Data Estimation for Hemiformals, Methylene Glycols and Polyoxymethylene Dimethyl Ethers and Process Optimization in Formaldehyde Synthesis“, *Energies*, Jg. 13, Nr. 13, 2020, ISSN: 1996-1073. DOI: 10.3390/en13133401.
- [256] S. Schemme, J. L. Breuer, R. C. Samsun, R. Peters und D. Stolten, „Promising catalytic synthesis pathways towards higher alcohols as suitable transport fuels based on H₂ and CO₂“, *Journal of CO₂ Utilization*, Jg. 27, S. 223–237, 2018, ISSN: 22129820. DOI: 10.1016/j.jcou.2018.07.013.
- [257] W. Leitner, J. Klankermayer, S. Pischinger, H. Pitsch und K. Kohse-Hoinghaus, „Advanced Biofuels and Beyond: Chemistry Solutions for Propulsion and Production“, *Angew Chem Int Ed Engl*, Jg. 56, Nr. 20, S. 5412–5452, 2017, ISSN: 1521-3773 (Electronic) 1433-7851 (Linking). DOI: 10.1002/anie.201607257.
- [258] Deutsche Energie-Agentur. „Audi e-gas Projekt.“ (2020), Adresse: <https://www.powertogas.info/projektkarte/audi-e-gas-projekt/> (besucht am 10.01.2020).
- [259] Fulcrum. „Sierra BioFuels Plant.“ (2020), Adresse: <http://fulcrum-bioenergy.com/facilities/> (besucht am 03.12.2020).
- [260] Red Rock Biofuels. „Red Rock Biofuels - Lakeview Plant.“ (2020), Adresse: <https://www.redrockbio.com/lakeview-site/> (besucht am 03.12.2020).
- [261] S. A. Tabak, A. A. Avidan und F. J. Krambeck, *Production of synthetic gasoline and diesel fuel from non-petroleum resources* (Journal Name: Am. Chem. Soc., Div. Gas Fuel Chem., Prepr.; (United States); Journal Volume: 31:2; Conference: 191. American Chemical Society national meeting, New York, NY, USA, 13 Apr 1986). ; Mobil Research und Development Corp., Research Dept., Paulsboro Lab., Paulsboro, NJ, 1986, Medium: X, Size: Pages: 293–299.
- [262] S. Tabak und S. Yurchak, „Conversion of methanol over ZSM-5 to fuels and chemicals“, *Catalysis Today*, Jg. 6, Nr. 3, S. 307–327, 1990, ISSN: 0920-5861. DOI: [https://doi.org/10.1016/0920-5861\(90\)85007-B](https://doi.org/10.1016/0920-5861(90)85007-B).

-
- [263] ICAO Secretariat, „Estimated Prices of Aviation Alternative Fuels,“ in *Conference on Aviation and Alternative Fuels*, International Civil Aviation Organization, 2017.
- [264] Neste Oyj. „What is Neste MY Sustainable Aviation Fuel?“ (2020), Adresse: <https://www.neste.com/products/all-products/aviation/key-benefits> (besucht am 03.12.2020).
- [265] „BETO-Funded Technology Produces Jet Fuel for Virgin Atlantic.“ (2020), Adresse: <https://www.energy.gov/eere/bioenergy/articles/beto-funded-technology-produces-jet-fuel-virgin-atlantic> (besucht am 03.12.2020).
- [266] Ekobenz. „Innovative production of synthetic fuels.“ (2020), Adresse: <http://ekobenz.com/product-ion-plant> (besucht am 03.12.2020).
- [267] A. Stark. „Lanzatech Wins Bid for World’s First Large Scale ATJ Facility.“ (2018), Adresse: www.process-worldwide.com (besucht am 08.07.2018).
- [268] European Commission. „Production of fully synthetic paraffinic jet fuel from wood and other biomass.“ (2020), Adresse: <https://cordis.europa.eu/project/id/612763> (besucht am 03.12.2020).
- [269] euglena Co. Ltd. „ASTM D7566 revised to add a new standard for jet fuel produced through the BIC process, the technology employed in euglena Co’s demo plant.“ (2020), Adresse: <https://www.euglena.jp/pdf/n20200131.pdf> (besucht am 31.01.2020).
- [270] IHI. „Bio-jet Fuel Manufactured from Microalgae Receives ASTM International Standard Certification -Contributing to the reduction of CO2 emissions from aircraft-.“ (2020), Adresse: https://www.ihico.jp/en/all%5C_news/2020/other/1196667%5C_2042.html (besucht am 08.06.2020).
- [271] ASTM D7566-20b, „Standard Specification for Aviation Turbine Fuel Containing Synthesized Hydrocarbons,“ 2020.
- [272] E. C. Wormslev und M. K. Broberg, „Nordic perspectives on the use of advanced sustainable jet fuel for aviation - Update 2019,“ Nordic Energy Research, Report, 2020.
- [273] Sustainable Aviation. „SUSTAINABLE AVIATION FUELS ROAD-MAP.“ (2020), Adresse: https://www.sustainableaviation.co.uk/wp-content/uploads/2020/02/SustainableAviation%5C_FuelReport%5C_20200231.pdf (besucht am 26.03.2020).
- [274] P. Schmidt, V. Batteiger, A. Roth, W. Weindorf und T. Raksha, „Power-to-Liquids as Renewable Fuel Option for Aviation: A Review,“ *Chemie Ingenieur Technik*, Jg. 90, Nr. 1-2, S. 127–140, 2018, ISSN: 0009286X. DOI: 10.1002/cite.201700129.
- [275] F. Schorn, J. L. Breuer, R. Samsun, T. Schnorbus, B. Heuser, R. Peters und D. Stolten, „Methanol as a Renewable Energy Carrier: An Assessment of Production and Transportation Costs for Selected Global Locations,“ *Advances in Applied Energy*, Jg. 3, S. 100 050, Juni 2021. DOI: 10.1016/j.adapen.2021.100050.
- [276] R. Peters, M. Baltruweit, T. Grube, R. C. Samsun und D. Stolten, „Techno economic analysis of power to gas route,“ Unpublished Work, Jülich, 2019.
- [277] M. Robinius, J. Linßen, T. Grube, M. Reuß, P. Stenzel, K. Syranidis, P. Kuckertz und D. Stolten, „Comparative Analysis of Infrastructures: Hydrogen Fueling and Electric Charging of Vehicles,“ *Schriften des Forschungszentrums Jülich Reihe Energie & Umwelt / Energy & Environment*, Jg. 408, 108 pp, 2018, ISSN: 1866-1793.
- [278] Union zur Förderung von Oel- und Proteinpflanzen e.V. „UFOP Report on Global Market Supply 2018/2019.“ (2021), Adresse: https://www.ufop.de/files/4815/4695/8891/WEB%5C_UFOP%5C_Report%5C_on%5C_Global%5C_Market%5C_Supply%5C_18-19.pdf (besucht am 18.02.2021).
- [279] K. Völler und T. Reinholz, „Branchenbarometer Biomethan 2019,“ Deutsche Energie-Agentur GmbH, Berlin, Report, 2019.
- [280] R. J. Detz, J. N. H. Reek und B. C. C. van der Zwaan, „The future of solar fuels: when could they become competitive?“ *Energy & Environmental Science*, Jg. 11, Nr. 7, S. 1653–1669, 2018, ISSN: 1754-5692 1754-5706. DOI: 10.1039/c8ee00111a.
- [281] Bundesministerium für Wirtschaft und Energie. „Gesamtausgabe der Energiedaten - Datensammlung des BMWi.“ (2021), Adresse: <https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Binaer/Energiedaten/energie-daten-gesamt-xls.html> (besucht am 18.02.2021).

- [282] r. Hemighaus, T. Boval, J. Bacha, F. Barnes, M. Franklin, L. Gibbs, N. Hogue, J. Jones, D. Lesnini, J. Lind und J. Morris. „Aviation Fuels Technical Review.“ (2021), Adresse: <https://skybrary.aero/bookshelf/books/2478.pdf> (besucht am 28.06.2021).
- [283] T. Schripp, F. Herrmann, P. Oßwald, M. Köhler, A. Zschocke, D. Weigelt, M. Mroch und C. Werner-Spatz, „Particle emissions of two unblended alternative jet fuels in a full scale jet engine,“ *Fuel*, Jg. 256, 2019, issn: 00162361. DOI: 10.1016/j.fuel.2019.115903.
- [284] K. Zech, K. Naumann, F. Müller-Langer, P. Schmidt, W. Weindorf und Z. Mátra, „Drop-In-Kraftstoffe für die Luftfahrt. Studie im Rahmen des Auftrags» Wissenschaftliche Begleitung, Unterstützung und Beratung des BMVI in den Bereichen Verkehr und Mobilität mit besonderem Fokus auf Kraftstoffe und Antriebstechnologien sowie Energie und Klima «für das Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI). Hg. v,“ *Deutsches Zentrum für Luft-und Raumfahrt e. V.(DLR). Deutsches Zentrum für Luft-und Raumfahrt e. V.(DLR). Berlin*, 2014.
- [285] ASTM D4806-13a, „Standard Specification for Denatured Fuel Ethanol for Blending with Gasolines for Use as Automotive Spark-Ignition Engine Fuel,“ 2013.
- [286] ASTM D7862-13, „Standard Specification for Butanol for Blending with Gasoline for Use as Automotive Spark-Ignition Engine Fuel,“ 2013.
- [287] Institut für nachhaltige Wirtschaft und Logistik, „Potenzialanalyse Methanol als emissionsneutraler Energieträger für Schifffahrt und Energiewirtschaft,“ Maritimes Cluster Norddeutschland e. V., Elsefleth, Report, 2018.
- [288] H. Wei, D. Feng, J. Pan, A. Shao und M. Pan, „Knock characteristics of SI engine fueled with n-butanol in combination with different EGR rate,“ *Energy*, Jg. 118, S. 190–196, 2017, issn: 03605442. DOI: 10.1016/j.energy.2016.11.134.
- [289] ASTM D975-20c, „Standard Specification for Diesel Fuel,“ 2020.
- [290] DIN EN 15940, „Automotive fuels - Paraffinic diesel fuel from synthesis or hydrotreatment - Requirements and test methods; German version EN 15940:2016+A1:2018+AC:2019,“ 2019.
- [291] ASTM D7467-20a, „Standard Specification for Diesel Fuel Oil, Biodiesel Blend (B6 to B20),“ 2020.
- [292] DIN EN 16734, „Automotive fuels - Automotive B10 diesel fuel - Requirements and test methods; German version EN 16734:2016,“ 2016.
- [293] DIN EN 16709, „Automotive fuels - High FAME diesel fuel (B20 and B30) - Requirements and test methods; German version EN 16709:2015+A1:2018,“ 2019.
- [294] DIN EN 14214, „Liquid petroleum products - Fatty acid methyl esters (FAME) for use in diesel engines and heating applications - Requirements and test methods; German version EN 14214:2012+A2:2019,“ 2019.
- [295] T. Bohl, A. Smallbone, G. Tian und A. P. Roskilly, „Particulate number and NO trade-off comparisons between HVO and mineral diesel in HD applications,“ *Fuel*, Jg. 215, S. 90–101, 2018, issn: 00162361. DOI: 10.1016/j.fuel.2017.11.023.
- [296] M. Kuronen, S. Mikkonen, P. Aakko und T. Murtonen, „Hydrotreated Vegetable Oil as Fuel for Heavy Duty Diesel Engines,“ *SAE Technical Paper*, Jg. 2007-01-4031, 2007, issn: 0148-7191. DOI: <https://doi.org/10.4271/2007-01-4031>.
- [297] A. Damyanov, „Alcoholic Fuels in Diesel Engines. Methanol, Ethanol and Butanol,“ in *Zukünftige Kraftstoffe*. Springer Vieweg, 2019, isbn: 978-3-662-58006-6. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-662-58006-6>.
- [298] C. Sayin, A. N. Ozsezen und M. Canakci, „The influence of operating parameters on the performance and emissions of a DI diesel engine using methanol-blended-diesel fuel,“ *Fuel*, Jg. 89, Nr. 7, S. 1407–1414, 2010, issn: 00162361. DOI: 10.1016/j.fuel.2009.10.035.
- [299] C. Sayin, „Engine performance and exhaust gas emissions of methanol and ethanol–diesel blends,“ *Fuel*, Jg. 89, Nr. 11, S. 3410–3415, 2010, issn: 00162361. DOI: 10.1016/j.fuel.2010.02.017.
- [300] B. Rajesh Kumar, S. Saravanan, D. Rana, V. Anish und A. Nagendran, „Effect of a sustainable biofuel – n-octanol – on the combustion, performance and emissions of a DI diesel engine under naturally aspirated and exhaust gas recirculation (EGR) modes,“ *Energy Conversion and Management*, Jg. 118, S. 275–286, 2016, issn: 01968904. DOI: 10.1016/j.enconman.2016.04.001.

-
- [301] Continental. „Klimaneutral fahren: Continental testet erfolgreich synthetischen Diesel-Ersatzkraftstoff OME.“ (2017), Adresse: <https://www.continental.com/de/presse/pressemitteilungen/2017-08-01-klimaneutral-fahren-92062> (besucht am 01.08.2017).
- [302] C. Beidl, M. Münz und A. Mokros, „Anwendung von Oxymethylenether (OME) am Dieselmotor,“ in *Zukünftige Kraftstoffe*. Springer Vieweg, 2019, S. 814–849, ISBN: 978-3-662-58006-6. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-662-58006-6>.
- [303] A. Huss, H. Maas und H. Hass, „Well-to-Wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context TANK-TO-WHEELS (TTW) Report Version 4,“ Publications Office of the European Union, Luxembourg, Report EUR 26027 EN, 2013. DOI: 10.2788/40409.
- [304] Aspen Technology Inc., „Aspen Plus®,“ 2017.
- [305] Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung. „GESTIS-Stoffdatenbank Methan.“ (2020), Adresse: [http://gestis.itrust.de/nxt/gateway.dll/gestis%5C_de/000000.xml?f=templates%5C\\$f=default.htm%5C\\$vid=gestisdeu:sdbdeu%5C\\$3.0](http://gestis.itrust.de/nxt/gateway.dll/gestis%5C_de/000000.xml?f=templates%5C$f=default.htm%5C$vid=gestisdeu:sdbdeu%5C$3.0) (besucht am 26.05.2020).
- [306] E. Hahne, *Technische Thermodynamik*. Oldenbourg, 2011, ISBN: 9783486710908. DOI: 10.1524/9783486710908.
- [307] National Institute of Standards and Technology, *NIST Standard Reference Simulation Website*. Gaithersburg MD, 20899: NIST Standard Reference Database Number, 2019, Bd. 173. DOI: 10.18434/T4M88Q.
- [308] S. Kim, P. A. Thiessen, E. E. Bolton, J. Chen, G. Fu, A. Gindulyte, L. Han, J. He, S. He, B. A. Shoemaker, J. Wang, B. Yu, J. Zhang und S. H. Bryant, „PubChem Substance and Compound databases,“ *Nucleic Acids Research*, Jg. 44, Nr. D1, S. D1202–D1213, 2016, ISSN: 0305-1048. DOI: 10.1093/nar/gkv951.
- [309] H. Liu, Z. Wang, J. Wang, X. He, Y. Zheng, Q. Tang und J. Wang, „Performance, combustion and emission characteristics of a diesel engine fueled with polyoxymethylene dimethyl ethers (PODE3-4)/diesel blends,“ *Energy*, Jg. 88, S. 793–800, 2015, ISSN: 0360-5442. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2015.05.088>.
- [310] H. Eichlseder und M. Klell, „Speicherung und Transport,“ in *Wasserstoff in der Fahrzeugtechnik: Erzeugung, Speicherung, Anwendung*. Wiesbaden: Vieweg+Teubner, 2010, S. 95–150, ISBN: 978-3-8348-9674-2. DOI: 10.1007/978-3-8348-9674-2_5.
- [311] A. Ulvestad, „A brief review of current lithium ion battery technology and potential solid state battery technologies,“ 2018. DOI: arXiv:1803.04317.
- [312] ExxonMobil. „ExxonMobil Jet Fuel.“ (2020), Adresse: <https://www.exxonmobil.com/en-FI/Commercial-Fuel/pds/GL-XX-JetFuel-Series> (besucht am 26.05.2020).
- [313] BP p.l.c. „Safety data sheet Residual Fuel Oil (Flashpoint > 100°C) - Blended.“ (2021), Adresse: <https://www.bp.com/content/dam/bp/business-sites/en/global/bp-global-energy-trading/documents/what-we-do/marine/ara/belguim-rma-rmk-terminal-high-flash.pdf> (besucht am 18.02.2021).
- [314] A. Füßel, „Vergleich der aktuellen BEV- und ICE-Technologie,“ in *Technische Potenzialanalyse der Elektromobilität*. 2017, Kap. Chapter 3, S. 15–33, ISBN: 978-3-658-16695-3. DOI: 10.1007/978-3-658-16696-0_3.
- [315] R. van Basshuysen und F. Schäfer, *Handbuch Verbrennungsmotor: Grundlagen, Komponenten, Systeme, Perspektiven* (ATZ / MTZ-Fachbuch), 8. überarbeitete Auflage. Wiesbaden: Springer Vieweg, 2017, ISBN: 978-3-658-10902-8. DOI: 10.1007/978-3-658-10902-8.
- [316] W. J. Bräunling, „Reale Triebwerkskreisprozesse,“ in *Flugzeugtriebwerke: Grundlagen, Aero-Thermodynamik, ideale und reale Kreisprozesse, Thermische Turbomaschinen, Komponenten, Emissionen und Systeme*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2009, S. 1141–1251, ISBN: 978-3-540-76370-3. DOI: 10.1007/978-3-540-76370-3_14.
- [317] P. Breeze, „The Proton Exchange Membrane Fuel Cell,“ in *Fuel Cells*. 2017, S. 33–43, ISBN: 9780081010396. DOI: 10.1016/b978-0-08-101039-6.00004-2.
- [318] R. K. Ahluwalia und X. Wang, „Direct hydrogen fuel cell systems for hybrid vehicles,“ *Journal of Power Sources*, Jg. 139, Nr. 1-2, S. 152–164, 2005, ISSN: 03787753. DOI: 10.1016/j.jpowsour.2004.07.018.

- [319] M. Zerta, P. Schmidt, W. Weindorf, U. Bünger, L. Langfeldt, B. Scholz, L.-V. Giebel, P. Klemm und G. Sattler, „SHIPFUEL – Strombasierte Kraftstoffe für Brennstoffzellen in der Binnenschifffahrt– Hintergrundbericht; Studie im Auftrag der Nationalen Organisation Wasserstoff- und Brennstoffzellentechnologie (NOW) für das Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI),“ Nationale Organisation Wasserstoff- und Brennstoffzellentechnologie, München/Hamburg/Berlin, Report, 2019.
- [320] C.-S. Ernst, „Energetische, ökologische und ökonomische Lebenszyklusanalyse elektrifizierter Antriebstrangkonzeppte,“ Diss., RWTH Aachen University, Aachen, 2015.
- [321] United States Department of Energy, „Determining Electric Motor Load and Efficiency,“ EERE Publication and Product Library, United States, Report DOE/GO-10097-517 319, 1997.
- [322] B. Helgeson und J. Peter, „The role of electricity in decarbonizing European road transport – Development and assessment of an integrated multi-sectoral model,“ *Applied Energy*, Jg. 262, 2020, ISSN: 03062619. DOI: 10.1016/j.apenergy.2019.114365.
- [323] U. Bünger, H. Landinger, W. Weindorf, R. Würster, J. Zerhusen und W. Zittel, „Vergleich von CNG und LNG zum Einsatz in LKW im Fernverkehr, Eine Expertise für die Open Grid Europe GmbH | Abschlussbericht,“ Ludwig-Bölkow-Systemtechnik GmbH, Report, 2016.
- [324] M. Weiss, K. C. Cloos und E. Helmers, „Energy efficiency trade-offs in small to large electric vehicles,“ *Environmental Sciences Europe*, Jg. 32, Nr. 1, 2020, ISSN: 2190-4707 2190-4715. DOI: 10.1186/s12302-020-00307-8.
- [325] CE cideon engineering GmbH Co. KG. „Produktblatt Hybrid Lokomotive.“ (2021), Adresse: https://www.cideon-engineering.com/de/wp-content/uploads/sites/2/2019/02/CE%5C_Produktblatt%5C_HybridLokomotive.pdf (besucht am 18.02.2021).
- [326] Bombardier. „World Premiere: Bombardier Transportation Presents a New Battery-Operated Train and Sets Standards for Sustainable Mobility.“ (2018), Adresse: <https://rail.bombardier.com/en/about-us/worldwide-presence/germany/de.html/bombardier/news/2018/bt-20180912-world-premiere--bombardier-transportation-presents-a/de>.
- [327] P. Betz. „Neue Diesel-Hybrid-Technik von Voith Turbo für Schienenfahrzeuge.“ (2008), Adresse: <https://www.openpr.de/news/194991/Neue-Diesel-Hybrid-Technik-von-Voith-Turbo-fuer-Schienenfahrzeuge.html> (besucht am 20.02.2021).
- [328] Alstom. „World premiere: Alstom’s hydrogen trains enter passenger service in Lower Saxony.“ (2018), Adresse: <https://www.alstom.com/press-releases-news/2018/9/world-premiere-alstoms-hydrogen-trains-enter-passenger-service-lower> (besucht am 21.02.2020).
- [329] U. Plank-Wiedenbeck, M. Jentsch, F. Lademann, S. Büttner, N. Meyer und A. Ivanov, „Schlussbericht Machbarkeitsstudie Pilotprojekt Einsatz von H2BZ-Triebwagen in Thüringen,“ Freistaat Thüringen Ministerium für Umwelt, Energie und Naturschutz, Weimar, Report, 2019.
- [330] Roland Berger, „Hydrogen | A future fuel for aviation?“ Report, 2020.
- [331] K. Seeckt und D. Scholz, „Jet versus Prop, Hyrogen versus Kerosene for a Regional Freighter Aircraft,“ in *Deutscher Luft- und Raumfahrtkongress*, 2009.
- [332] D. A. Good, J. S. Francisco, A. K. Jain und D. J. Wuebbles, „Lifetimes and global warming potentials for dimethyl ether and for fluorinated ethers: CH₃OCF₃(E143a), CHF₂OCHF₂(E134), CHF₂OCF₃(E125),“ *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, Jg. 103, Nr. D21, S. 28 181–28 186, 1998, ISSN: 01480227. DOI: 10.1029/98jd01880.
- [333] R. Peters, J. L. Breuer, M. Decker, T. Grube, M. Robinius, R. C. Samsun und D. Stolten, „Future Power Train Solutions for Long-Haul Trucks,“ *Sustainability*, Jg. 13, Nr. 4, 2021, ISSN: 2071-1050. DOI: 10.3390/su13042225.
- [334] Volvo. „LKW MIT LNG-ANTRIEB.“ (2020), Adresse: <https://www.volvotrucks.de/de-de/trucks/alternative-antriebe/lng-lkw.html> (besucht am 19.12.2020).
- [335] Scania. „Praxisinfos zu Gas-Lkw.“ (2020), Adresse: <https://www.scania.com/de/de/home/products-and-services/articles/vorteile-erdgas-lkw.html> (besucht am 19.12.2020).
- [336] T. Stojcevski. „METHANOL –as engine fuel, status Stena Germanica and market overview.“ (2019), Adresse: <https://www.zerovisiontool.com/sites/www.zerovisiontool.com/files/attachments/pilo> (besucht am 19.08.2019).

-
- [337] K. Zhai, „A Brief Review of China’s Methanol Vehicle Pilot and Policy,“ Methanol Institute, Report, 2019.
- [338] auto-che. „Methanol/diesel dual fuel dump truck.“ (2019), Adresse: <http://auto-che.com/t/methanol-diesel-dump-truck.html> (besucht am 21.08.2019).
- [339] M. Wietschel, T. Gnann, A. Kühn, P. Plötz, C. Moll, D. Speth, J. Buch, T. Boßmann, S. Stütz, M. Schellert, D. Rüdiger, W. Balz, H. Frik, V. Waßmuth, D. Paufler-Mann, A. Rödl, W. Schade und S. Mader, „Machbarkeitsstudie zur Ermittlung der Potentiale des Hybrid-Oberleitungs-Lkw,“ Fraunhofer Institut für System und Innovationsforschung (ISI), Karlsruhe, Germany, Report, 2017.
- [340] J. L. Breuer, R. C. Samsun, D. Stolten und R. Peters, „How to reduce the greenhouse gas emissions and air pollution caused by light and heavy duty vehicles with battery-electric, fuel cell-electric and catenary trucks,“ *Environment International*, Jg. 152, 2021, ISSN: 01604120. DOI: 10.1016/j.envint.2021.106474.
- [341] F. Dahlke, „Binnenschifffahrt - Innovative Antriebskonzepte,“ in *Jahrestagung Mobilität 2019*.
- [342] Zero Emission Services B.V. „Schlüsselakteure entwickeln ein emissionsloses Antriebssystem für die Binnenschifffahrt.“ (2020), Adresse: <https://zeroemissionsservices.nl/de/schlüsselakteure-entwickeln-ein-emissionsloses-antriebssystem-fur-die-binnenschifffahrt/> (besucht am 02.06.2020).
- [343] DNV GL. „Highlight Projects in the LNG as Fuel History.“ (2020), Adresse: <https://brandcentral.dnvg1.com/download/DownloadGateway.dll?h=BE1B38BB718539CC0AB58A5FF2EA7A8335EF9A5BC87A42E8FE938B52042522100D70F7679F884F56637AC7C6F561AD0F> (besucht am 07.04.2021).
- [344] Rolls-Royce. „Rolls-Royce and Robert Allan present the world’s first LNG-powered shallow-water push boat.“ (2019), Adresse: <https://www.rolls-royce.com/media/press-releases/2019/06-12-2019-rr> (besucht am 15.10.2020).
- [345] Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, „Die Mobilitäts- und Kraftstoffstrategie der Bundesregierung (MKS),“ Report, 2013.
- [346] J. Kopyscinski, T. Schildhauer und S. Biollaz, „Production of synthetic natural gas (SNG) from coal and dry biomass—A technology review from 1950 to 2009,“ *Fuel*, Jg. 89, Nr. 8, S. 1763–1783, 2010, ISSN: 0016-2361.
- [347] MariGreen project, „Perspectives for the Use of Hydrogen as Fuel in Inland Shipping,“ Institute for Combustion Engines VKA, Mariko GmbH, FME, Leer/Aachen/Groningen, Report, 2018.
- [348] „RH2INE awarded co-funding of the EU Connecting Europe Facility!“ (2020), Adresse: <https://www.rh2ine.eu/latest-news/253/> (besucht am 21.12.2020).
- [349] R. Thomson. „Hydrogen has emerged as a key contender in the battle to secure a sustainable future for aviation.“ (2020), Adresse: <https://www.rolandberger.com/en/Publications/Hydrogen-A-future-fuel-of-aviation.html> (besucht am Aug. 2020).
- [350] M. Schmied, P. Wüthrich, R. Zah und C. Friedl, „Postfossile Energieversorgungsoptionen für einen treibhausgasneutralen Verkehr im Jahr 2050: eine verkehrsträgerübergreifende Bewertung,“ *TEXTE*, Jg. 30/2015, 2015.
- [351] International Civil Aviation Organization. „Electric and Hybrid Aircraft Platform for Innovation (E-HAPI).“ (2020), Adresse: <https://www.icao.int/environmental-protection/Pages/electric-aircraft.aspx> (besucht am Juli. 2020).
- [352] Roland Berger, „Aircraft Electrical Propulsion – The Next Chapter of Aviation?“ Report, 2017.
- [353] Eviation Aircraft. „ALICE specification.“ (2020), Adresse: <https://www.eviation.co/aircraft/#4> (besucht am 22.09.2020).
- [354] ICAO Secretariat, „Electric, Hybrid, and Hydrogen Aircraft – State of Play,“ in *ICAO Environmental Report 2019*. 2019, Kap. Climate Change Mitigation: Technology and Operations, S. 124–130.
- [355] Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt. „HY4 Emissionsfreie Passagierflugzeuge.“ (2021), Adresse: https://www.dlr.de/content/de/downloads/2015/dlr-flyer-hy4%5C_1892.pdf?%5C_%5C_blob=publicationFile%5C&v=16 (besucht am 18.02.2021).
- [356] J. L. Breuer, R. Can Samsun, R. Peters und D. Stolten, „Road transport emissions and vehicle mileages in 2018 for counties, municipalities, urban areas and a 1 km² grid in North Rhine-Westphalia, Germany,“ *Harvard Dataverse*, 2019. DOI: <https://doi.org/10.7910/DVN/XA2C2T>.

- [357] J. L. Breuer, R. Can Samsun, R. Peters und D. Stolten, „Road traffic volume map 2014 for North Rhine-Westphalia, Germany,“ *Harvard Dataverse*, 2019. DOI: <https://doi.org/10.7910/DVN/EJ7V6Y>.
- [358] C. Nobis und T. Kuhnimhof, „Mobilität in Deutschland - MiD Ergebnisbericht, Studie von infas, DLR, IVT und infas 360 im Auftrag des Bundesministers für Verkehr und digitale Infrastruktur,“ infas Institut für angewandte Sozialwissenschaft GmbH, Bonn/Berlin, Report, 2018.
- [359] P. Witting, „Einfluss alternativer Kraftstoffe auf die Treibhausgasemissionen im Verkehrssektor,“ Masterarbeit, RWTH Aachen University, 2020.
- [360] W. Knörr, *Faktoren zur Berechnung von Lastzügen in HBEFA und Tremod*, Persönliche Kommunikation.
- [361] R. Verbeek, S. van Zyl, A. van Grinsven und H. van Essen, „Brandstoffen voor het wegverkeer : Kenmerken en perspectief,“ TNO & CE Delft, Delft, Report, 2014.
- [362] S. R. Pollakis, „Utilisation of Alternative Fuels for Inland Waterway Shipping and Impact on Harmful Emissions in Urban Areas: A Case Study of North-Rhine Westphalia,“ Masterarbeit, Leiden University, TU Delft, 2019.
- [363] G. W. u. Schifffahrt. „Jahresbilanz 2018 für den Rhein vorgelegt!“ (2019), Adresse: https://www.gdws.wsv.bund.de/SharedDocs/Pressemitteilungen/DE/20190205%5C_Jahresbilanz%5C_Rhein%5C_2018.pdf?%5C_%5C_blob=publicationFile%5C&v=2.
- [364] W. Knörr, C. Heidt, M. Schmied und B. Notter, „Aktualisierung der Emissionsberechnung für die Binnenschifffahrt und Übertragung der Daten in TREMOD,“ IFEU Heidelberg und INFRAS, Report FKZ 3711 45 105, 2013.
- [365] V. Polinowski, „Einfluss alternativer Energieträger in Schienen- und Flugverkehr auf gesundheitsschädliche Emissionen in Ballungsräumen: Eine Fallstudie für Nordrhein-Westfalen,“ Masterarbeit, RWTH Aachen University, 2019.
- [366] C. Zhao, „Analysis of the potential of alternative fuels in air transport for the reduction of harmful emissions in the urban areas of North Rhine-Westphalia,“ Masterarbeit, RWTH Aachen University, 2020.
- [367] International Civil Aviation Organization. „Liste der Flugzeugtypencodes.“ (2020), Adresse: [https://cfapp.icao.int/Doc8643/reports/Part2-By%5C%20Type%5C%20Designator\(Decode\).pdf](https://cfapp.icao.int/Doc8643/reports/Part2-By%5C%20Type%5C%20Designator(Decode).pdf) (besucht am Juli. 2020).
- [368] TNO Institute of Environmental Science. „CEPMEIP Database.“ (), Adresse: <https://spiritas.host.sk/tno/cepmeip/>.
- [369] F. Bergk, K. Biemann, C. Heidt, W. Knörr, U. Lambrecht, T. Schmidt, L. Ickert, M. Schmied, P. Schmidt und W. Weindorf, „Klimaschutzbeitrag des Verkehrs bis 2050 (UBA-FB 002355),“ *TEXTE*, Jg. 56/2016, 2016.
- [370] International Civil Aviation Organization, „Committee on Aviation Environmental Protection Eight Meeting,“ ICAO, Montréal, Report Doc 9938, 2010.
- [371] P. Plötz, C. Moll, G. Bieker, P. Mock und Y. Li, „REAL-WORLD USAGE OF PLUG-IN HYBRID ELECTRIC VEHICLES,“ International Council on Clean Transportation, Beijing/Berlin/San Francisco/ Sao Paulo/Washington, Report, 2020.
- [372] Nationale Plattform Zukunft der Mobilität, „Empfehlungen zum optimierten Nutzungsgrad von Plug-In-Hybridfahrzeugen,“ Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur, Berlin, Report, 2020.
- [373] Deutsche Bahn AG. „Integrierter Bericht 2018.“ (2021), Adresse: https://www.deutschebahn.com/resource/blob/4045194/462384b76cf49fe8ec715f41e4a3202a/19-03-IB%5C_en-data.pdf (besucht am 18.02.2021).
- [374] Ministerium für Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen. „Mobilität in Nordrhein-Westfalen - Daten und Fakten 2018/2019.“ (2021), Adresse: https://www.vm.nrw.de/verkehr/strasse/Strassenverkehr/Daten%5C_und%5C_Fakten/MFV041319%5C_Broschuere%5C_Mobilitaet%5C_in%5C_NRW%5C_RZ%5C_Web%5C_150dpi.pdf (besucht am 18.02.2021).
- [375] Statistisches Bundesamt. „Genesis online - Beförderungs-, Fahrleistung (von großen Unternehmen) (Personenverkehr mit Bussen und Bahnen): Bundesländer, Jahre, Verkehrsart - 46181-0012; Stand: 28.11.2020.“ (2021), Adresse: <https://www-genesis.destatis.de/genesis/online> (besucht am 18.02.2021).

-
- [376] Statistisches Bundesamt, *Persönliche Kommunikation mit Destatis bezüglich des Schienenpersonenfernverkehrs in Nordrhein-Westfalen*, Persönliche Kommunikation.
- [377] Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur, „LNG und CNG im schweren Lkw- Verkehr – Entwicklungspotenziale der Motorentechnologien“, in *Fachworkshop im Rahmen der Mobilitäts- und Kraftstoffstrategie der Bundesregierung (MKS)*, 2016.
- [378] S. S. Gill, A. Tsolakis, K. D. Dearn und J. Rodríguez-Fernández, „Combustion characteristics and emissions of Fischer–Tropsch diesel fuels in IC engines“, *Progress in Energy and Combustion Science*, Jg. 37, Nr. 4, S. 503–523, 2011, ISSN: 0360-1285. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2010.09.001>.
- [379] A. Rakowska, K. C. Wong, T. Townsend, K. L. Chan, D. Westerdahl, S. Ng, G. Močnik, L. Drinovec und Z. Ning, „Impact of traffic volume and composition on the air quality and pedestrian exposure in urban street canyon“, *Atmospheric Environment*, Jg. 98, S. 260–270, 2014, ISSN: 13522310. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2014.08.073](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.08.073).
- [380] Z. Liu, X. Lu, J. Feng, Q. Fan, Y. Zhang und X. Yang, „Influence of Ship Emissions on Urban Air Quality: A Comprehensive Study Using Highly Time-Resolved Online Measurements and Numerical Simulation in Shanghai“, *Environ Sci Technol*, Jg. 51, Nr. 1, S. 202–211, 2017, ISSN: 1520-5851 (Electronic) 0013-936X (Linking). DOI: [10.1021/acs.est.6b03834](https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03834).
- [381] J. Hang, Z. Luo, X. Wang, L. He, B. Wang und W. Zhu, „The influence of street layouts and viaduct settings on daily carbon monoxide exposure and intake fraction in idealized urban canyons“, *Environ Pollut*, Jg. 220, Nr. Pt A, S. 72–86, 2017, ISSN: 1873-6424 (Electronic) 0269-7491 (Linking). DOI: [10.1016/j.envpol.2016.09.024](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.024).
- [382] K. V. Abhijith und S. Gokhale, „Passive control potentials of trees and on-street parked cars in reduction of air pollution exposure in urban street canyons“, *Environmental Pollution*, Jg. 204, S. 99–108, 2015, ISSN: 0269-7491. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.04.013>.
- [383] P. Schlos, „Bahnpendler im Sauerland müssen auf Komfort verzichten: Westfalenpost.“ (2019), Adresse: <https://www.wp.de/region/sauer-und-siegerland/der-komfort-bleibt-auf-der-strecke-id209521805.html> (besucht am 26.10.2019).
- [384] P. Siemt, W. Geier, N. Rudolph und T. Thul, „Die Energie-Rückspeisung: Innovation des Eisenbahnverkehrs“, *Verkehr + Umwelt*, Jg. 4/2004, S. 7–10, 2004, ISSN: 1610-5273.
- [385] H. Leister, „Energierückgewinnung beim Bremsen: DB AG bremst Vorteil des elektrischen Verkehrs aus“, *Eisenbahn-Revue International*, Jg. 3/2011, S. 145–149, 2011, ISSN: 1421-2811.
- [386] U. Sieg und C. Levin, „25 Prozent Energieeinsparung als Ziel“, *Verkehr + Umwelt*, Jg. 5/2013, Nr. Der Nahverkehr, S. 28–33, 2013, ISSN: 0722-8287.
- [387] R. Ford, „Regenerative braking boosts green credentials.“ (2021), Adresse: <https://www.railwaygazette.com/in-depth/regenerative-braking-boosts-green-credentials/32133.article> (besucht am 20.02.2021).
- [388] P. Hanz, „Ortsfeste Energiespeicher im ÖPNV“, *Verkehr und Umwelt*, Jg. 12/2011, Nr. Der Nahverkehr, S. 33–37, 2011, ISSN: 0722-8287.
- [389] F. Steinhorst, I. Jonassen und A. Peters, „Mit Schwung Energie sparen - Stationärer Schwungmasse-Energiespeicher bei der Hochbahn AG“, *Verkehr + Umwelt*, Jg. 6/2008, Nr. Der Nahverkehr, S. 16–19, 2008, ISSN: 0722-8287.
- [390] A. González-Gil, R. Palacin und P. Batty, „Sustainable urban rail systems: Strategies and technologies for optimal management of regenerative braking energy“, *Energy conversion and management*, Jg. 75, 2013. DOI: [doi:10.1016/j.enconman.2013.06.039](https://doi.org/10.1016/j.enconman.2013.06.039).
- [391] C. Söffker und R. Tutzaier, „Bahn-Antriebstechnik für sensible Streckenabschnitte und zur Energierückgewinnung“, *Fahrzeugtechnik*, Jg. 195(2007) Heft 7, S. 403–411, 2007, ISSN: 0013-5437.
- [392] M. Steiner, M. Klohr und S. Pagiela, „Energy Storage System with UltraCaps on Board of Railway Vehicles“, in *European Conference on Power Electronics and Applications*, Institute of Electrical and Electronics Engineers. DOI: [10.1109/EPE.2007.4417400](https://doi.org/10.1109/EPE.2007.4417400).
- [393] Bombardier Transportation. „MITRAC Energy Saver.“ (2020), Adresse: https://www.bombardier.com/content/dam/Websites/bombardiercom/supporting-documents/BT/Bombardier-Transport-EC04-MITRAC%5C_Energy%5C_Saver-EN.pdf (besucht am 12.06.2020).

- [394] T. Siefkes, „Nachhaltigkeit ganzheitlich betrachtet - Modulares Lösungsportfolio für innovative Mobilität auf der Schiene,“ *Internationales Verkehrswesen*, Jg. 4/2010, S. 44–45, 2010.
- [395] A. Uhlenheit, „Weltpremiere in Heidelberg: Erste Straßenbahnserie mit Energiespeicher,“ *Verkehr und Technik*, Jg. 2010 Heft 4, S. 133–139, 2010, ISSN: 0340-4536.
- [396] „LIREX - der leichte, innovative Regional-Express,“ *Eisenbahn-Revue International*, Jg. 11/2000, S. 502–504, 2000, ISSN: 1421-2811.
- [397] „Alstom to use Williams’ flywheel energy storage technology on Citadis trams.“ (2019), Adresse: <https://www.railway-technology.com/uncategorised/newsalstom-use-williams-flywheel-energy-storage-technology-citadis-trams/> (besucht am 26.11.2019).
- [398] S. Faßbinder, „Konzepte elektrischer Antriebsausrüstungen für Betrieb ohne Oberleitungen,“ *Fokus Thema*, Jg. 110 (2012) Heft 3, S. 61–65, 2012.
- [399] Deutsche Bahn AG. „Nachhaltigkeitsbericht 2012.“ (2021), Adresse: <https://www.deutschebahn.com/resource/blob/264978/dd609b92db6061b2bc3b511f5208db5e/nachhaltigkeitsbericht2012-data.pdf> (besucht am 18.02.2021).
- [400] H. Pengg, *Marktchancen erkennen. Erfolgreiche Marktprognosen mit Hilfe der S-Kurven-Methode ; ein Buch für Unternehmer und Manager*. Bern: Haupt, ISBN: 9783258065908.
- [401] K. Erkkilä, N.-O. Nylund, T. Hultkonen, A. Tilli, S. Mikkonen, P. Saikkonen, R. Mäkinen und A. Amberla, „Emission performance of paraffinic HVO diesel fuel in heavy duty vehicles,“ *SAE Technical Paper*, 2011. DOI: 10.4271/2011-01-1966.
- [402] G. Karavalakis, Y. Jiang, J. Yang, T. Durbin, J. Nuottimäki und K. Lehto, „Emissions and Fuel Economy Evaluation from Two Current Technology Heavy-Duty Trucks Operated on HVO and FAME Blends,“ *SAE Int. J. Fuels Lubr.*, Jg. 9, Nr. 1, S. 177–190, 2016, ISSN: 1946-3960. DOI: 10.4271/2016-01-0876.
- [403] C. Papst, „Wechselwirkungen von Kraftstoffgemischen mit hohem Biogenitätsgehalt am Beispiel eines Motors mit SCR-Abgasnachbehandlung,“ Dissertation, Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig, Braunschweig, 2015.
- [404] A. Prokopowicz, M. Zaciera, A. Sobczak, P. Bielaczyc und J. Woodburn, „The effects of neat biodiesel and biodiesel and HVO blends in diesel fuel on exhaust emissions from a light duty vehicle with a diesel engine,“ *Environ Sci Technol*, Jg. 49, Nr. 12, S. 7473–82, 2015, ISSN: 1520-5851 (Electronic) 0013-936X (Linking). DOI: 10.1021/acs.est.5b00648.
- [405] A. Singer, O. Schröder, C. Pabst, A. Munack, J. Bünger, W. Ruck und J. Krahel, „Aging studies of biodiesel and HVO and their testing as neat fuel and blends for exhaust emissions in heavy-duty engines and passenger cars,“ *Fuel*, Jg. 153, S. 595–603, 2015, ISSN: 0016-2361. DOI: 10.1016/j.fuel.2015.03.050.
- [406] C. Ji, C. Liang und S. Wang, „Investigation on combustion and emissions of DME/gasoline mixtures in a spark-ignition engine,“ *Fuel*, Jg. 90, Nr. 3, S. 1133–1138, 2011, ISSN: 0016-2361. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2010.11.033>.
- [407] S. H. Yoon, J. P. Cha und C. S. Lee, „An investigation of the effects of spray angle and injection strategy on dimethyl ether (DME) combustion and exhaust emission characteristics in a common-rail diesel engine,“ *Fuel Processing Technology*, Jg. 91, Nr. 11, S. 1364–1372, 2010, ISSN: 0378-3820.
- [408] P. Klintbom, „Dimethyl Ether (DME),“ Volvo Technology Corporation, Report, 2010.
- [409] „Volvo BioDME project.“ (2021), Adresse: https://www.aboutdme.org/aboutdme/files/ccLibraryFiles/Filename/000000002392/BioDME%5C_Volvo%5C_brochure.pdf (besucht am 18.02.2021).
- [410] M. Y. Kim, S. H. Yoon, B. W. Ryu und C. S. Lee, „Combustion and emission characteristics of DME as an alternative fuel for compression ignition engines with a high pressure injection system,“ *Fuel*, Jg. 87, Nr. 12, S. 2779–2786, 2008, ISSN: 0016-2361. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2008.01.032>.
- [411] X. Li, H. Zhen, W. JiaSong und W. JunHua, „Characteristics of ultrafine particles emitted from a dimethyl ether (DME) engine,“ *Chinese Science Bulletin*, Jg. 53, Nr. 2, S. 304–312, 2008, ISSN: 1861-9541. DOI: 10.1007/s11434-008-0011-4.
- [412] R. J. Crookes und K. D. H. Bob-Manuel, „RME or DME: A preferred alternative fuel option for future diesel engine operation,“ *Energy Conversion and Management*, Jg. 48, Nr. 11, S. 2971–2977, 2007, ISSN: 0196-8904. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2007.07.002>.

-
- [413] C. Arcoumanis, C. Bae, R. Crookes und E. Kinoshita, „The potential of di-methyl ether (DME) as an alternative fuel for compression-ignition engines: A review,“ *Fuel*, Jg. 87, Nr. 7, S. 1014–1030, 2008, ISSN: 0016-2361. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2007.06.007>.
- [414] C. Matzer, K. Weller, M. Dippold, S. Lipp, M. Röck, M. Rexeis und S. Hausberger, „Update of Emission Factors for HBEFA Version 4.1,“ TU Graz, Report Final report, I-05/19/CM EM-I-16/26/679, 2019.
- [415] R. Vermeulen, „TNO report: TNO 2019 R10193. Emissions testing of a Euro VI LNG-diesel dual fuel truck in the Netherlands,“ TNO, The Hague, The Netherlands, Report TNO 2019 R10193, 2019.
- [416] B. Notter, M. Keller, H.-J. Althaus, B. Cox, W. Knörr, C. Heidt, K. Biemann, D. Räder und M. Jamet, „HBEFA 4.1 Development Report,“ Bundesamt für Umwelt, Umweltbundesamt, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, Trafikverket, Miljödirektoratet, Bern/Heidelberg, Report, 2019.
- [417] M. Röck, M. Rexeis und S. Hausberger, „JEC Well -to-Wheels analyses of future automotive fuels and powertrains in the European context,“ Graz University of Technology, Report FVT 128/18/Rö EM-I 2017/29, 2018.
- [418] SGS Environmental Services, „Results of the emission measurements performed of MS INVADO Shell EN 590 versus Shell GTL,“ Report EZMO/13/0111-1_rep, 2013.
- [419] SGS Environmental Services, „Results of the emission measurements performed on the NOVAMENTE: Shell EN 590 versus Shell GTL,“ Report EZMO/13/0111-2_rep, 2014.
- [420] M. Otten und E. d. Boer, „Small scale LNG binnenvaart in Provinciaal Actieprogramma,“ CE Delft, Delft, Report, 2015.
- [421] G. Maierbrugger, J. Schweighofer, B. Kelderman, B. Holtmann, R. Verbeek, R. Rafael, J. Gille, L. d. Swart und M. Quispel, „PROMINENT - D 1.2 List of best available greening technologies and concepts,“ VIA Donau, Report, 2015.
- [422] Environmental Protection Agency. „Engine Certification Data.“ (2021), Adresse: https://19january2017snapshot.epa.gov/compliance-and-fuel-economy-data/engine-certification-data%5C_.html (besucht am 18.02.2021).
- [423] Manufacturers of Emission Controls Association, „Case study of the use of exhaust emission controls on locomotives and large marine diesel engines,“ Manufacturers of Emission Controls Association, Arlington, VA, Report, 2014.
- [424] „MoVe IT! Project.“ (2015), Adresse: <http://www.moveit-fp7.eu/>.
- [425] S. López-Aparicio und D. A. Tønnesen, „Pollutant emissions from LNG fuelled ships. Assessment and recommendations,“ Norwegian Institut for Air Research, Kjeller, Norway, Report OR 17/2015, 2015.
- [426] R. Verbeek, G. Kadijk, P. van Mensch, C. Wulfers, B. van den Beemt, F. Fraga und A. D. A. Aalbers, „Environmental and Economic aspects of using LNG as a fuel for shipping in The Netherlands,“ TNO, Delft, Report TNO-RPT-2011-00166, 2011.
- [427] M. Hindman, „ExxonMobil methanol to gasoline (MTG),“ in *Syngas Technology Conference*.
- [428] IPCC, „Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change,“ IPCC, Geneva, Switzerland, Report, 2014.
- [429] Umweltbundesamt. „Treibhauspotentiale (Global Warming Potential, GWP) ausgewählter Verbindungen und deren Gemische gemäß Viertem Sachbestandsbericht des IPCC bezogen auf einen Zeitraum von 100 Jahren.“ (2021), Adresse: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/2503/dokumente/treibhauspotentiale%5C_ausgewaehlter%5C_verbindungen%5C_und%5C_deren%5C_gemische.pdf (besucht am 20.02.2021).
- [430] Umweltbundesamt. „Hintergrundinformationen zur Version 4.1 des Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA).“ (2021), Adresse: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/421/dokumente/20190920%5C_hbefa41%5C_release%5C_hintergrunddokument%5C_v2.pdf (besucht am 20.02.2021).
- [431] S. Arunachalam, B. Wang, N. Davis, B. H. Baek und J. I. Levy, „Effect of chemistry-transport model scale and resolution on population exposure to PM_{2.5} from aircraft emissions during landing and takeoff,“ *Atmospheric Environment*, Jg. 45, Nr. 19, S. 3294–3300, 2011, ISSN: 13522310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2011.03.029.

- [432] M. P. Keuken, M. Moerman, P. Zandveld, J. S. Henzing und G. Hoek, „Total and size-resolved particle number and black carbon concentrations in urban areas near Schiphol airport (the Netherlands),“ *Atmospheric Environment*, Jg. 104, S. 132–142, 2015, issn: 13522310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2015.01.015.
- [433] N. Hudda und S. A. Fruin, „International Airport Impacts to Air Quality: Size and Related Properties of Large Increases in Ultrafine Particle Number Concentrations,“ *Environ Sci Technol*, Jg. 50, Nr. 7, S. 3362–70, 2016, issn: 1520-5851 (Electronic) 0013-936X (Linking). DOI: 10.1021/acs.est.5b05313.
- [434] N. Hudda, L. W. Durant, S. A. Fruin und J. L. Durant, „Impacts of Aviation Emissions on Near-Airport Residential Air Quality,“ *Environ Sci Technol*, Jg. 54, Nr. 14, S. 8580–8588, 2020, issn: 1520-5851 (Electronic) 0013-936X (Linking). DOI: 10.1021/acs.est.0c01859.
- [435] B. Stacey, R. M. Harrison und F. Pope, „Evaluation of ultrafine particle concentrations and size distributions at London Heathrow Airport,“ *Atmospheric Environment*, Jg. 222, 2020, issn: 13522310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2019.117148.

Abkürzungsverzeichnis

AFR	Luft-Treibstoff-Verhältnis (Englisch: <i>Air-to-Fuel Ratio</i>)
AIS	<i>Automatic Identification System</i>
APEX 1	<i>Aircraft Particle Emissions Experiment 1</i>
ASTM	ASTM International
AT	<i>Articulated Trucks</i> (Deutsch: Sattelzugmaschinen)
ATH-SPK	<i>Alcohol-to-Jet Synthetic Paraffinic Kerosene</i>
BASt	Bundesanstalt für Straßenwesen
BDL	Bundesverband der Deutschen Luftverkehrswirtschaft
BEV	batterieelektrisches Fahrzeug
BFR	Nebenstromverhältnis (Englisch: <i>Bypass Ratio</i>)
BKG	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie
BLE	Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMVI	Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur
BMWi	Bundesministerium für Wirtschaft und Energie
BNG	<i>Bio Natural Gas</i>
BtL	<i>Biomass-to-Liquid</i>
CAEP	Ausschuss für Umweltschutz im Luftverkehr (Englisch: <i>Committee on Aviation Environmental Protection</i>)
CBM	<i>Compressed Biomethane</i> (Deutsch: komprimiertes Biomethan)
CCD	<i>climb, cruise, descend</i>
CH₄	Methan
CHJ	<i>Catalytic hydrothermolysis synthetic jet fuel</i>
CNG	komprimiertes Erdgas
CO	Kohlenstoffmonoxid
CO₂	Kohlenstoffdioxid
CI	<i>Compressed Ignition</i>
CtL	<i>Coal-to-Liquid</i>
DB Cargo AG	Deutsche Bahn Cargo AG
DB AG	Deutsche Bahn AG
DEK1	Dortmund-Ems-Kanal, Dortmund bis Datteln
DEK2	Dortmund-Ems-Kanal, Datteln bis Bergeshövede
DEK3	Dortmund-Ems-Kanal, Bergeshövede bis NRW Grenze
DHK	Datteln-Hamm-Kanal
DME	Dimethylether
DOC	Dieseloxydationskatalysator

DPF	Dieselpartikelfilter
DUH	Deutsche Umwelthilfe e. V.
EBO	Eisenbahn-Bau- und Betriebsordnung
EC	Eurocity
EEA	Europäische Umweltagentur (Englisch: <i>European Environment Agency</i>)
EEDB	<i>ICAO engine emissions database</i>
EGR	Abgasrückführung (Englisch: <i>Exhaust Gas Recirculation</i>)
ELR	<i>European Load Response Test</i>
EMEP	<i>European Monitoring and Evaluation Programme</i>
ESA	Europäische Weltraumorganisation
ESC	<i>European Stationary Cycle</i>
ETC	<i>European Transient Cycle</i>
EU	Europäische Union
EU-Kommission	Europäische Kommission
FAME	Fettsäuremethylester
FC	Brennstoffzelle
FCEV	brennstoffzellenelektrisches Fahrzeug
FCV	brennstoffzellenelektrisches Fahrzeug
FNC	Teniferierung
FOM	<i>First order approximation V3.0</i>
FT	Fischer-Tropsch
FT-SPK	Synthetisches paraffinisches Kerosin via Fischer-Tropsch-Prozess
FT-SPKA/A	<i>synthesized kerosene with aromatics derived by alkylation of light aromatics from non-petroleum sources</i>
GDP	<i>Gross domestic product</i> (Deutsch: Bruttoinlandsprodukt)
GDWS	Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt
GtL	<i>Gas-to-Liquid</i>
H₂	Wasserstoff
H₂O	Wasser
HBefa 4.1 [118]	Handbuch für Emissionsfaktoren
HC	Kohlenwasserstoff
HDV	<i>Heavy Duty Vehicles</i> (Deutsch: schwere Nutzfahrzeuge)
HEFA-SPK	<i>Hydroprocessed Esters and Fatty Acids Synthetic Paraffinic Kerosene</i>
HEV	Hybridfahrzeug
HFO	Schweröl
HFS-SIP	<i>Hydroprocessed Fermented Sugars to Synthetic Isoparaffins</i>
HHC-SPK	<i>High Hydrogen Content Synthetic Paraffinic Kerosene</i>
HPDI	<i>High Pressure Direct Injection</i>
HVO	hydriertes Pflanzenöl
IATA	<i>International Air Transport Association</i> (Deutsch: Internationale Luftverkehrs-Vereinigung)
IC	Intercity
ICAO	Internationale Zivilluftfahrtorganisation

ICE Intercity-Express

IFEU Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH

ILUC Indirekte Landnutzungsänderungen (Englisch: *Indirect Land Use Change*)

IPCC *Intergovernmental Panel on Climate Change* (Deutsch: Zwischenstaatlicher Ausschuss für Klimaänderungen)

ISA Standardatmosphäre (Englisch: *International Standard Atmosphere*)

KBA Kraftfahrt-Bundesamt

KBS Kursbuch

Kfz Kraftfahrzeug

KiD 2010 [224] Kraftfahrzeuge in Deutschland 2010

KKR Kleinkrafträder

K-Bus Kleinbusse

KR Krafträder

L-Bus Linienbusse

LANUV Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz

LBM *Liquified biomethane* (Deutsch: verflüssigtes Biomethan)

LDV *Light Duty Vehicles* (Deutsch: leichte Nutzfahrzeuge)

LfULG Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

LH2 flüssiger Wasserstoff

LHV *Lower Heating Value* (Deutsch: Unterer Heizwert)

LIREX Leichter und Innovativer Regional-Express

LKW Lastkraftwagen

LNF leichte Nutzfahrzeuge

LNG verflüssigtes Erdgas

LPG Autogas

LTO *Landing and Take Off* Zyklus

LZ Lastzug (LKW mit Anhänger)

LZM landwirtschaftliche Zugmaschinen

M100 reines Methanol

M-Bus Mittlere Busse

MC *Motorcycles* (Deutsch: Krafträder)

MiD 2017 [358] Mobilität in Deutschland 2017

MLK Mittellandkanal

MLR mehrfache lineare Regression

MtG *Methanol to Gasoline*

MtK *Methanol-to-Kerosene*

MWIDE Ministerium für Wirtschaft, Innovation, Digitalisierung und Energie

MWSt. Mehrwertsteuer

N₂ Stickstoff

N₂O Distickstoffmonoxid

NASA Nationale Aeronautik- und Raumfahrtbehörde

NATO *North Atlantic Treaty Organization* (in Deutsch: Organisation des Nordatlantikvertrags)

NDR1	NRW Grenze nach Lülsdorf
NDR2	Rhein, Lülsdorf bis Orsoy
NDR3	Rhein, Orsoy bis niederländische Grenze
NDR4	Schiffahrtsweg Rhein-Kleve
NEFZ	Neuen Europäischen Fahr-Zyklus
NH₃	Ammoniak
NMVOC	<i>non-methane volatile organic compounds</i> (Deutsch: flüchtige organische Verbindungen ohne Methan)
NO	Stickstoffmonoxid
NO₂	Stickstoffdioxid
NO₃	Nitrat
NO_x	Stickstoffoxid
NRW	Nordrhein-Westfalen
NSC	NO _x -Speicherkatalysator
O₂	Sauerstoff
OBFCM	<i>On-board fuel consumption monitoring</i>
OME	Oxymethylenether
PC	<i>Passenger Cars</i> (Deutsch: Personenkraftwagen)
PEMS	<i>Portable emission measurement system</i>
PHEM	<i>Passenger car and Heavy-duty Emission Model</i> der technischen Universität Graz
PHEV	Plug-in-Hybridfahrzeug
pkm	Personenkilometer
PKW	Personenkraftwagen
Platzkm	Platzkilometer
PM	Partikelmasse
PM0.05	Nanopartikel
PM0.1	Ultrafeine Partikel
PM10	Feinstaub
PM2.5	Feine Partikel
PN	Partikelanzahl (Englisch: <i>Partice Number</i>)
PtF	<i>Power-to-Fuel</i>
PtG	<i>Power-to-Gas</i>
PtL	<i>Power-to-Liquid</i>
R-Bus	Reisebusse
RB	Regionalbahn
RDE	<i>Real Driving Emissions</i>
RE	Regional-Express
RH2INE	<i>Rhine Hydrogen Integration Network of Excellence</i>
RHK	Rhein-Herne-Kanal
RNV	Rhein-Neckar-Verkehr GmbH
RT	<i>Rigid Trucks</i> (Deutsch: LKW ohne Anhänger)
RWS	Ruhrwasserstraße

SCR *Selective Catalytic Reduction* (Deutsch: selektive katalytische Reduktion)

SGV Schienengüterverkehr

SLNG *Synthetic Liquefied Natural Gas* (Deutsch: verflüssigtes synthetisiertes Erdgas)

SLS Meerespiegel-Standard (Englisch: *Sea-level standard*)

SNF schwere Nutzfahrzeuge

SNG *Synthetic Natural Gas* (Deutsch: synthetisches Erdgas)

SI *Spark Ignition*

SPFV Schienenpersonenfernverkehr

SPNV Schienenpersonennahverkehr

STEAM *Ship Traffic Emissions Assessment Model*

SZ Sattelzugmaschine

SZM Sattelzugmaschinen

THC *Total Hydrocarbon* (Deutsch: Gesamte Kohlenwasserstoffe)

THG Treibhausgas

tkm Tonnenkilometer

TREMOD Transport Emission Model

TRL Technologie-Reifegrad (Englisch: *Technology Readiness Level*)

Tsd. Tausend

TSP Schwebstaub (Englisch: *Total Suspended Particulates*)

TT *Trailer Trucks* (Deutsch: LKW mit Anhänger)

TtP *Tank-to-Propeller*

TtW *Tank-to-Wheel*

UBA Umweltbundesamt

USA Vereinigten Staaten von Amerika

VDV Verband Deutscher Verkehrsunternehmen

WDK Wesel-Datteln-Kanal

WGB1 Weser, NRW Grenze bis Minden

WGB2 Weser, Minden bis NRW Grenze

WHO Weltgesundheitsorganisation (Englisch: *World Health Organization*)

WHSC *World Harmonized Stationary Cycle*

WHTC *World Harmonized Transient Cycle*

WLTC *Worldwide Harmonized Light Duty Test Cycle*

WLTP *Worldwide Harmonized Light Vehicles Test Procedure*

XL-Bus Große Busse

XS-Bus Kleine Busse

ZKR Zentralkommission für die Rheinschifffahrt

ZM sonstige Zugmaschinen

Symbol- und Indexverzeichnis

Γ	Fahrleistung
$N_{Fahrten}$	Anzahl der Fahrten
L	Länge des Streckenabschnitts
$L_{\emptyset}$	Durchschnittliche Transportweite
Θ	Verkehrsleistung
Ω	Betriebsleistung
α	Auslastung/Beladungsgrad
σ	Menge der transportierten Güter (Güterverkehr)/ Anzahl der transportierten Personen (Personenverkehr)
$\sigma_{\emptyset}$	Durchschnittlichen Besetzung mit Personen oder Beladung mit Gütern pro Fahrzeug
σ_{max}	Maximale Besetzung des Fahrzeugs (Personenverkehr) beziehungsweise maximal zugeladene Gütermenge (Güterverkehr)
$\sigma_{\emptyset,max}$	Durchschnittlichen maximale Besetzung pro Fahrzeug (Personenverkehr) beziehungsweise Beladung (Güterverkehr)
EM	Gesamtemissionen
ϵ	Emissionsfaktor
i	Fahrzeugklasse
l	Streckenabschnitt
p	Schadstoff

Straßenverkehr

$N_{Fahrzeuge}$	Anzahl der Fahrzeuge
φ	Massenanteil Emissionsquelle
r_{max}	Anzahl der Straßen
S	Korrekturfaktor
$v_{\emptyset}$	Durchschnittliche Geschwindigkeit
C	Konstante des MLR-Modells
B	Multiplikationsfaktor des MLR-Modells
U	Statistischer/räumlicher Parameter des MLR-Modells
b	Bilanzraum
c	Landschaftsklasse
i	Fahrzeugklasse oder Fahrzeugkategorie
f	Energieträger
r	Straßenkategorie
s	Emissionsquelle Abrieb
d	Partikelgrößenklasse
l	Straßenabschnitt
n	Gemeinde/Kreis

Binnenschifffahrt

E	Energiebedarf
P	Leistung
P_{nom}	Nominale Motorleistung
β	Auslastung der Motorleistung
v_{abs}	Absolute Geschwindigkeit
v_{rel}	Geschwindigkeit des Schiffs relativ zum Wasser
LF	Ladungsfaktor
EV	Verhältnis von beladenen zu nicht beladenen Schiffen
$CC_{\emptyset}$	Durchschnittliche Tragfähigkeit
$N_{Schiffe}$	Anzahl der Schiffe
$v_{\%}$	Anteil an den ursprünglich zugelassenen Motoren
t	Quotient aus Alter und durchschnittlicher Lebensdauer
i	Schiffstyp oder Schiffsklasse
l	Wasserstraßenabschnitt

Schienenverkehr

m_{Kr}	Absoluter Kraftstoffverbrauch
τ	Spezifischer Kraftstoffverbrauch
$N_{Sitzplätze}$	Maximale Anzahl der vorhandenen Sitzplätze
N_{Takt}	Gesamtanzahl der Hin- und Rückfahrten
$\sigma_{max,i}$	Maximales Frachtgewicht
i	Zuglinie

Flugverkehr

t	Zeit
φ	Anteile von PM10 und PM2.5 am gesamten Abrieb
$\dot{m}_{Kr}$	Massenstrom des Treibstoffs pro Triebwerk
$N_{Triebwerke}$	Anzahl der Triebwerke
$\dot{V}_{Abgas}$	Abgas Volumenstrom
CI	Kohlenstoffindex
SN	Rauchzahl
FSC	Schwefelgehalt
η	Schwefel-Umwandlungswirkungsgrad
MW_{out}	Molare Masse des Schwefelrests
$MW_{Schwefel}$	Molare Masse von Schwefel
δ	Verhältnis $\frac{\epsilon_{PM,orgCFM56}}{\epsilon_{HC,CFM56}}$
y_x	Anteil der Flugzeuge im Jahr x
x_0	Markteinführungsjahr
x	Berechnungsjahr
i	Flugzeugtyp
k	LTO-Phase
e	Motortyp
d	Partikelgrößenklasse
$non - vol$	Quelle Rauchzahl
$vol - FSC$	Quelle Schwefelgehalt des Kraftstoffs
$vol - org$	Quelle organische Kraftstoffbestandteile
$CFM56$	Motortyp CFM56-2-C5

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1:	Klassifizierung von Partikelmasse-Emissionen nach Tschöke [29].	8
Tab. 2.2:	Emissionsrichtlinien für Personenkraftwagen (PKW) der Abgasklasse Euro 2 bis Euro 6 basierend auf einer Zusammenfassung vom UBA [57].	14
Tab. 2.3:	Unterklassen der Emissionsnorm Euro 6 für PKW und leichte Nutzfahrzeuge basierend auf einer Zusammenfassung vom UBA [57].	14
Tab. 2.4:	Emissionsrichtlinien für schwere Nutzfahrzeuge und Busse der Abgasklasse EURO I basierend auf einer Zusammenfassung von UBA [58].	15
Tab. 2.5:	Emissionsrichtlinien für schwere Nutzfahrzeuge und Busse der Abgasklasse EURO II bis EURO VI basierend auf einer Zusammenfassung von UBA [58].	15
Tab. 2.6:	Emissionsrichtlinien für Kleinkrafträder der Abgasklasse Euro 1 bis Euro 4 basierend auf einer Zusammenfassung von UBA [61].	16
Tab. 2.7:	Emissionsrichtlinien für Krafträder der Abgasklasse Euro 1 bis Euro 5 basierend auf einer Zusammenfassung vom UBA [61].	16
Tab. 2.8:	Definition der Schiffsklassen zum Gütertransport nach eurostat [62].	17
Tab. 2.9:	Auszug aus den Verordnungen zu Schadstoffemissionen in der Binnenschifffahrt für Schiffe mit Leistungen über 130 kW.	18
Tab. 2.10:	Einführungsdaten und Grenzwerte für Lokomotiven (Motorenkategorie RLL) und Triebwagen (Motorenkategorie RLR) nach EU [68], alle Leistungsklassen ab 0 kW.	19
Tab. 3.1:	Mittlere berechnete Tragfähigkeiten 2018 von Binnenschiffen basierend auf Destatis [125] und Ausnutzung der mittleren Tragfähigkeit nach Knörr und Heidt [128].	30
Tab. 3.2:	Lebensdauer von Schiffsmotoren differenziert nach Baujahren nach Knörr und Heidt [128].	35
Tab. 3.3:	Verkehrsleistung, Fahrleistung, Beladung pro Zug und Transportweite des Schienengüterverkehrs in den Jahren 2011 und 2018 in Deutschland und Nordrhein-Westfalen (NRW) basierend auf Radke [156], Destatis [157] und Destatis [158].	38
Tab. 3.4:	Spezifischer Dieselverbrauch des Schienenpersonennahverkehrs für Regional-Express (RE), Regionalbahn (RB), S-Bahn nach DB AG [162] und des Schienengüterverkehr (SGV) nach Knörr et al. [161].	41
Tab. 3.5:	Emissionsfaktoren für verbrennungsbedingte Emissionen des Schienenpersonennahverkehrs (SPNV) und Schienengüterverkehr (SGV) in Abhängigkeit der Fahrleistung nach Knörr et al. [161].	41
Tab. 3.6:	Nicht verbrennungsbedingte Emissionsfaktoren des Schienenverkehrs in Abhängigkeit der Fahrleistung in Anlehnung an Pregger und Friedrich [32].	41
Tab. 3.7:	Nicht verbrennungsbedingte Emissionsfaktoren des Schienenverkehrs nach LfULG [163] basierend auf Löchter [164] und Heldstab et al. [33].	42
Tab. 3.8:	Anteile von PM10 und PM2.5 am totalen Abrieb Schwebstaub (Englisch: <i>Total Suspended Particulates</i>) (TSP) nach Heldstab et al. [33].	42
Tab. 3.9:	Gesamte Abriebspartikel von Schienenpersonennahverkehr (SPNV), Schienenpersonensenfernverkehr (SPFV) und Schienengüterverkehr (SGV) der Deutsche Bahn AG im Jahr 2006 differenziert nach Bremsabrieb, Radabrieb, Schienenabrieb und Fahrleistungsabrieb in t nach Löchter [164].	42

Tab. 3.10:	Abriebsemissionen für Bremsen, Räder, Schiene und Fahrleitung von U-Bahn und Straßenbahn referenziert auf Standardpersonenzüge nach Orthofer [165].	43
Tab. 3.11:	Quellen zur grafischen Darstellung der An- und Abflugschneisen der Flughäfen Düsseldorf, Köln/Bonn und Dortmund.	44
Tab. 3.12:	Flugpläne der Hauptflughäfen in NRW.	45
Tab. 3.13:	Unterschiedliche Genauigkeitsniveaus für die Berechnung von Emissionen des Flugverkehrs nach Winther und Rypdal [180].	46
Tab. 3.14:	<i>Landing and Take Off</i> Zyklus (LTO)-spezifische Emissionsfaktoren für Motorflugzeuge mit Propellerantrieb und Drehflügler nach Rindlisbacher [181].	47
Tab. 3.15:	Zeit der verschiedenen von der Internationalen Zivilluftfahrtorganisation definierten <i>Landing and Take Off</i> Zyklus-Phasen und Anteil an der Nennschubkraft nach ICAO [183].	48
Tab. 3.16:	Luft-Treibstoff-Verhältnis (Englisch: <i>Air-to-Fuel Ratio</i>) (AFR) nach ICAO [183].	49
Tab. 3.17:	Emissionsfaktoren für Partikelmasse (PM)-Emissionen aus flüchtigen organischen Kraftstoffkomponenten des Motors CFM56 und die Konstante δ , welche das Verhältnis vom PM- zum Kohlenwasserstoff (HC)-Emissionsfaktor beschreibt, nach ICAO [183].	50
Tab. 3.18:	PM10- und PM2.5-Abriebs-Emissionsfaktoren des Flugverkehrs nach Pregger und Friedrich [32] und Pregger [43].	51
Tab. 3.19:	Kraftstoffspezifische PM-Emissionsfaktoren von zivilen Turbojet- und Turboprop-Flugzeugen, zivilen Hubschraubern, zivilen Kolbenmotorflugzeugen und dem militärischen Flugverkehr allgemein nach Pregger und Friedrich [32] und Pregger [43].	51
Tab. 3.20:	Durchschnittliche PM- und Stickstoffoxid (NO _x)-Emissionsfaktoren für Helikopter unterschiedlicher Klassen nach Rindlisbacher und Chabbey [189].	52
Tab. 3.21:	Studienübersicht zu zukünftigen Verkehrsleistungen.	56
Tab. 3.22:	TRL Definition nach Rose et al. [223].	64
Tab. 3.23:	Produktionskosten alternativer Energieträger und Strompreis basierend auf [45], [47], [277]–[279], [281].	73
Tab. 3.24:	<i>Tank-to-Wheel</i> -Wirkungsgrade unterschiedlicher Antriebssysteme basierend auf [18], [315]–[320].	79
Tab. 3.25:	Reduktion des Energiebedarfs im Schienenverkehr durch alternative Antriebstechnologien basierend auf [162], [325], [329].	82
Tab. 3.26:	<i>Tank-to-Wheel</i> -Wirkungsgrade unterschiedlicher Antriebssysteme für den Flugverkehr basierend auf Bräunling [316] und Roland Berger [330].	82
Tab. 4.1:	Vergleich der berechneten NRW-Fahrleistungen des Straßenverkehrs für die Fahrzeugklassen Krafträder, PKW, Busse, leichte Nutzfahrzeuge + LKW und Sattelzugmaschinen für 2014 mit Literaturwerten der Statistischen Ämter der Länder [23] für 2008.	92
Tab. 4.2:	Berechnete Anzahl der Lastkraftwagen (LKW)-Achsen und Auslastungen für Busse, LKW ohne Anhänger, LKW mit Anhänger und Sattelzugmaschinen unter Verwendung von Daten basierend auf KBA [116], Destatis [117] und KBA [114].	95
Tab. 4.3:	Ergebnis der Fahrleistungsberechnung über die S-Kurven Methodik für Deutschland.	97
Tab. 4.4:	Höchstgeschwindigkeiten von Schiffen auf den unterschiedlichen Wasserstraßen und Fließgeschwindigkeiten der unterschiedlichen Wasserstraßen nach [64], [141], [142] und eigenen Annahmen.	111
Tab. 4.5:	Emissionsfaktoren der Binnenschiffe für die Szenarien Diesel, Wasserstoff und LNG basierend auf EU [68], Knörr und Heidt [128], Otten et al. [121], KEYOU GmbH [138] und eigenen Annahmen.	113
Tab. 4.6:	Klassifizierung des Schienenpersonenverkehrs und des Schienengüterverkehrs.	117

Tab. 4.7:	Berechnete Fahrleistung des Modells für den Schienengüterverkehr, Verkehrsleistung des Schienengüterverkehrs nach Destatis [158] und berechnete Beladung für Züge des Schienengüterverkehrs. Jeweils für die Jahre 2011 und 2018.	118
Tab. 4.8:	Berechnete Anteile von Bremsabrieb, Radabrieb, Schienenabrieb und Fahrleitungsabrieb am gesamten Abrieb für Schienenpersonennahverkehr (SPNV), Schienenpersonenfernverkehr (SPFV) und Schienengüterverkehr (SGV) in Prozent basierend auf Löchter [164].	119
Tab. 4.9:	Berechnete PM10 Emissionsfaktoren für Bremsen, Räder, Schiene und Fahrleitung von Schienengüterverkehr (SGV), Schienenpersonennahverkehr (SPNV), Schienenpersonenfernverkehr (SPFV), U-Bahn und Straßenbahn in g/km basierend auf LfULG [163], Löchter [164], Heldstab et al. [33] und Orthofer [165].	120
Tab. 4.10:	Berechnete PM2.5 Emissionsfaktoren für Bremsen, Räder, Schiene und Fahrleitung von Schienengüterverkehr (SGV), Schienenpersonennahverkehr (SPNV), Schienenpersonenfernverkehr (SPFV), U-Bahn und Straßenbahn in g/km basierend auf LfULG [163], Löchter [164], Heldstab et al. [33] und Orthofer [165].	121
Tab. 4.11:	Auszug aus dem Flugplan vom Flughafen Düsseldorf [171] für den Flug von Düsseldorf nach Marrakesch.	122
Tab. 4.12:	Annahmen bei der Modellierung der Hauptflughäfen.	123
Tab. 4.13:	Annahmen bei der Berechnung des Emissionsfaktoren des gewerblichen Flugverkehrs an sonstigen Flughäfen und des nicht gewerblichen Flugverkehrs an allen Flughäfen.	125
Tab. 5.1:	Zusammenfassung der zukünftigen Szenarien im Straßenverkehr.	180
Tab. 5.2:	Vergleich der Emissions-Reduktionen im Referenzszenario sowie der unterschiedlichen berechneten Szenarien für Straßenverkehr, Binnenschifffahrt und Flugverkehr.	200
Tab. A.1:	Beschreibung der unterschiedlichen Fahrzeugklassen basierend auf Bäumer et al. [49].	262
Tab. A.2:	Emissionsrichtlinien für PKW der Abgasklasse Euro 1 basierend auf einer Zusammenfassung vom UBA [57].	262
Tab. A.3:	Fahrleistungen 2014 in Deutschland der Fahrzeugklassen Krafträder (KR), PKW, leichte Nutzfahrzeuge (LNF), Busse, LKW ohne Anhänger, Lastkraftwagen mit Anhänger und Sattelzugmaschinen (SZ) für die unterschiedlichen Straßenklassen basierend auf Bäumer et al. [49].	267
Tab. A.4:	Fahrzeugklassen im Straßenverkehrsmodell mit durchschnittlichen Fahrleistungen pro Jahr nach KBA [107], und Nutzungsdauern aus dem Modell nach Decker [50].	268
Tab. A.5:	Auslastung in t oder Personen basierend auf Schmidt et al. [207] und Inländer/Ausländer Anteile basierend auf Decker [50].	268
Tab. A.6:	S-Kurven-Parameter zur Beschreibung der Neuzulassungsstruktur nach Klassen basierend auf den Kennzahlen des PROG-Mix Szenarios nach Decker [50].	270
Tab. A.7:	Kohlenstoffdioxid (CO ₂)-spezifische Emissionsfaktoren für komprimiertes Erdgas (CNG) basierend auf Notter et al. [416] und Matzer et al. [414].	275
Tab. A.8:	Durchschnittliches Verhältnis von Schubboot zu Güterleichter/Tankerleichter auf Wasserstraßen in NRW nach Lorentz et al. [64].	276
Tab. A.9:	Nennleistung und Tragfähigkeitsklassen der deutschen Binnenschifffahrtsflotte nach GDWS [140].	276
Tab. A.10:	NO _x - und PM-Emissionen von Binnenschiffen mit unterschiedlichen verflüssigtes Erdgas (LNG)-Antrieben, mit Dieselantrieb und Abgasnachbehandlung, mit Hybrid-Diesel-Antrieb und bei Verwendung von Fischer-Tropsch (FT)-Kraftstoff nach Otten et al. [121].	277
Tab. A.11:	Emissionsreduktion von <i>Gas-to-Liquid</i> -Kraftstoff im Vergleich zu Diesel in Binnenschiffen nach Verbeek [133] basierend auf SGS Environmental Services [418] und SGS Environmental Services [419].	278

Tab. A.12:	Reduktion von Kohlenstoffmonoxid (CO)-Emissionen bei Einsatz von hydriertes Pflanzenöl (HVO), Fischer-Tropsch-Kerosin und <i>Hydroprocessed Fermented Sugars to Synthetic Isoparaffins</i> (HFS-SIP) in Referenz zu CO-Emissionen bei Verwendung von konventionellem Kerosin basierend auf Wahl et al. [190], Blakey et al. [193] und Zschocke et al. [194].	280
Tab. A.13:	Verkehrsleistung, beförderte Personen, $\emptyset$ Distanz, <i>Landing and Take Off</i> Zyklen (LTO) und Flugzeug Bestand für Deutschland von 2010 bis 2018 nach Radke [156].	280
Tab. A.14:	Technologie-Reifegrad (Englisch: <i>Technology Readiness Level</i>) (TRL) unterschiedlicher Produktionspfade zu alternativen Energieträgern.	284
Tab. A.14:	Technologie-Reifegrad (Englisch: <i>Technology Readiness Level</i>) (TRL) unterschiedlicher Produktionspfade zu alternativen Energieträgern.	285
Tab. A.15:	Beimischungsanteile alternativer Kraftstoffe zu konventionellem Diesel, Benzin und Kerosin.	286
Tab. A.15:	Beimischungsanteile alternativer Kraftstoffe zu konventionellem Diesel, Benzin und Kerosin.	287
Tab. A.16:	Eigenschaften von Energieträgern basierend auf [45], [303]–[313].	288
Tab. A.17:	Treibhauspotentiale von Energieträgern.	290
Tab. A.18:	Berechnete mittlere Fahrleistungen der unterschiedlichen Fahrzeuge im Straßenverkehr auf den unterschiedlichen Straßenkategorien in 2014 basierend Bäumler et al. [49]	291
Tab. A.19:	Entwickelte Faktoren des MLR-Modells für Kreise für die Fahrzeugklassen PKW, leichte Nutzfahrzeuge (LNF), schwere Nutzfahrzeuge (SNF) und Krafträder (KR) des Straßenverkehrs.	291
Tab. A.20:	Entwickelte Faktoren des MLR-Modells für Gemeinden für die Fahrzeugklassen PKW, leichte Nutzfahrzeuge (LNF), schwere Nutzfahrzeuge (SNF) und Krafträder (KR) des Straßenverkehrs.	292
Tab. A.21:	Vergleich der Auswertung der Dauerzählstellen in NRW zur Ermittlung der Fahrleistungsentwicklung 2014-2018 basierend auf MWEBWV NRW [102] und VM NRW [111] mit KBA [107] und KBA [108].	293
Tab. A.22:	Übersicht der unterschiedlichen Fahrzeugklassen des Straßenverkehrs im Emissionsmodell, in HBEFA 4.1 und im Verkehrsleistungs-S-Kurven-Modell nach Decker [50].	296
Tab. A.23:	Faktoren zur Umrechnung von LKW ohne Anhänger (engl.: <i>rigid trucks</i>) zu LKW mit Anhänger (engl.: <i>trailer trucks</i>) in Tremod und HBEFA basierend auf persönlicher Kommunikation mit Wolfram Knörr [360].	297
Tab. A.24:	Ermittelte Fahrleistungsanteile zur Überführung der Fahrleistungen aus dem S-Kurven Modell in die Klassen des Emissionsmodells.	297
Tab. A.25:	Berechnete Fahrleistungen der Straßenfahrzeuge für die Jahre 2014 - 2050 für Deutschland differenziert nach Klassen.	298
Tab. A.26:	Berechnetes Alter der unterschiedlichen Fahrzeugklassen im Straßenverkehr im Jahr 2030.	299
Tab. A.27:	Berechnetes Alter der unterschiedlichen Fahrzeugklassen im Straßenverkehr im Jahr 2050.	300
Tab. A.28:	Anteil der unterschiedlichen Emissionsklassen an neu zugelassenen Personenkraftwagen mit Otto- und Dieselmotor ab 2012 nach Allekotte et al. [97].	301
Tab. A.29:	Anteil der unterschiedlichen Emissionsklassen an neu zugelassenen leichte Nutzfahrzeugen mit Otto- und Dieselmotor ab 2012 nach Allekotte et al. [97].	302
Tab. A.30:	Anteil der unterschiedlichen Emissionsklassen an neu zugelassenen Lastkraftwagen und Sattelzugmaschinen ab 2013 nach Allekotte et al. [97].	302
Tab. A.31:	Anteil der unterschiedlichen Emissionsklassen an neu zugelassenen Reisebussen und Linienbussen ab 2011 nach Allekotte et al. [97].	302

Tab. A.32: Berechnete Emissionsfaktoren der Binnenschifffahrt für die Schadstoffe NO _x , HC, PM und CO für das Jahr 2017 differenziert nach Größenklasse und Schiffstyp. . . .	303
Tab. A.33: Elektrische, diesel-elektrische und diesel-hydraulische Triebwagen im Schienengüterverkehr in NRW.	303
Tab. A.34: <i>Landing and Take Off</i> Zyklen (LTO) der unterschiedlichen Flugzeugtypen am Flughafen Köln/Bonn.	304
Tab. A.35: Annahmen für fehlende Flugzeugtypen am Flughafen Köln/Bonn.	305
Tab. A.35: Annahmen für fehlende Flugzeugtypen am Flughafen Köln/Bonn.	306
Tab. A.36: <i>Landing and Take Off</i> Zyklen (LTO) der unterschiedlichen Flugzeugtypen am Flughafen Dortmund.	306
Tab. A.37: <i>Landing and Take Off</i> Zyklen (LTO) der unterschiedlichen Flugzeugtypen am Flughafen Düsseldorf.	307
Tab. A.38: <i>Landing and Take Off</i> Zyklen (LTO) der unterschiedlichen Flugzeugtypen am Flughafen Münster.	307
Tab. A.39: Annahmen für fehlende Flugzeugtypen am Flughafen Niederrhein.	308
Tab. A.40: <i>Landing and Take Off</i> Zyklen (LTO) der unterschiedlichen Flugzeugtypen am Flughafen Niederrhein.	308
Tab. A.41: <i>Landing and Take Off</i> Zyklen (LTO) der unterschiedlichen Flugzeugtypen am Flughafen Paderborn.	308
Tab. A.42: Annahmen für fehlende Flugzeugtypen am Flughafen Paderborn.	309
Tab. A.43: Berechnete Flottenentwicklung von Passagierflugzeugen mit mehr als 100 Sitzen und von Frachtflugzeugen über 10 Tonnen Ladung des gewerblichen Flugverkehrs 2012, 2018, 2030 und 2050 und 2015 nach Bartz et al. [198].	310
Tab. A.44: Berechnete Flottenentwicklung von Passagierflugzeugen mit mehr als 100 Sitzen und von Frachtflugzeugen über 10 Tonnen Ladung des gewerblichen Flugverkehrs 2023, 2030 und 2050.	310
Tab. A.45: Berechnete Flottenentwicklung des Flugverkehrs differenziert nach Flugzeugalter. .	310
Tab. A.46: Berechneter Kraftstoffverbrauch und berechnete NO _x - und PM-Emissionsfaktoren des gewerblichen und nicht gewerblichen Flugverkehrs.	311
Tab. A.47: Angenommene Verkehrsleistungsentwicklung des nationalen und internationalen Flugverkehrs von 2010 bis 2050 in %.	311

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1:	Schadstoffbildung in Abhängigkeit des Luftverhältnisses basierend auf Eckert und Rakowski [27].	6
Abb. 2.2:	Primärenergieträger, Umwandlungsprozesse, Energieträger und Antriebskonzepte basierend auf Bruchof [48].	12
Abb. 2.3:	Entwicklung der Ausschuss für Umweltschutz im Luftverkehr (Englisch: <i>Committee on Aviation Environmental Protection</i>) (CAEP)-Richtlinien für NO _x basierend auf Dickson [79].	20
Abb. 3.1:	Straßennetz der Autobahnen (<i>federal highways</i>), Bundesstraßen (<i>federal roads</i>), Landesstraßen (<i>state roads</i>) und Kreisstraßen (<i>district roads</i>) in NRW. Eigene Darstellung basierend auf dem digitalen Basis-Landschaftsmodell [99].	26
Abb. 3.2:	Straßennetz der sonstigen Straßen (<i>other roads</i>) in NRW. Eigene Darstellung basierend auf dem digitalen Basis-Landschaftsmodell [99].	26
Abb. 3.3:	Wasserstraßennetz in NRW. Eigene Darstellung basierend auf GDWS [124].	30
Abb. 3.4:	Emissionsfaktoren in der Binnenschifffahrt für unterschiedliche Produktionsjahre von Motoren nach Knörr und Heidt [128].	33
Abb. 3.5:	Emissionsfaktoren von Schiffsmotoren in der Binnenschifffahrt für alternative Energieträger und Abgasnachbehandlungssysteme im Vergleich zu den Richtlinien ZKR 2 (Englisch: <i>CCNR2</i>) und EURO V basierend auf Otten et al. [121] und Knörr und Heidt [128].	35
Abb. 3.6:	Schienennetze des Schienenpersonennahverkehrs, Schienenpersonenfernverkehrs, Schienengüterverkehrs, U-Bahnen, Stadtbahnen und Straßenbahnen in NRW.	37
Abb. 3.7:	Hauptflughäfen (<i>main airports</i>) und sonstige Flughäfen (<i>other airports</i>) in NRW.	44
Abb. 3.8:	Änderung der (a) NO _x - und (b) PM Emissionen bei Einsatz von 20 % HFS-SIP, 50 % HVO, 50 % Fischer-Tropsch-Kerosin und 100 % Fischer-Tropsch-Kerosin für die LTO-Phasen Start (<i>Take-off</i>), Steigflug (<i>Climb</i>), Anflug (<i>Approach</i>) und Rangieren (<i>Idle</i>) basierend auf Wahl et al. [190], Runchal et al. [191], Lee et al. [192], Blakey et al. [193] und Zschocke et al. [194].	53
Abb. 3.9:	Flottenentwicklung von Passagierflugzeugen mit mehr als 100 Sitzen und von Frachtflugzeugen über 10 Tonnen Ladung des gewerblichen Flugverkehrs von 2015 bis 2034 nach Bartz et al. [198].	54
Abb. 3.10:	Verkehrsleistungsentwicklung des (a) motorisierten Individualverkehrs (<i>motorized individual transport</i>) und des (b) öffentlichen Straßenverkehrs (<i>public road transport</i>) in Deutschland von 2010 bis 2050.	57
Abb. 3.11:	Verkehrsleistungsentwicklung (a) des Straßengüterverkehrs (<i>road freight transport</i>) und (b) der Binnenschifffahrt (<i>inland waterway transport</i>) in Deutschland von 2010 bis 2050.	58
Abb. 3.12:	Verkehrsleistungsentwicklung des (a) Schienenpersonenverkehrs (<i>passenger rail transport</i>) und (b) Schienengüterverkehrs (<i>rail freight transport</i>) in Deutschland von 2010 bis 2050.	59
Abb. 3.13:	Verkehrsleistungsentwicklung des (a) Personenflugverkehrs (<i>passenger air transport</i>) und des (b) Luftfrachtverkehrs (<i>air freight transport</i>) in Deutschland von 2010 bis 2050.	60

Abb. 3.14:	Reichweitenverteilung der Tagesfahrleistung der Fahrzeugklassen PKW (Engl. <i>passenger car</i>), Krafträder (Engl. <i>motorcycles</i>), leichte Nutzfahrzeuge (Engl. <i>light duty vehicles</i>), Sattelzugmaschinen (Engl. <i>articulated trucks</i>), Reisebusse (Engl. <i>coaches</i>), LKW (Engl. <i>trucks</i>), sonstige Zugmaschinen (Engl. <i>other tractors</i>), Land- und forstwirtschaftliche Zugmaschinen (Engl. <i>agricultural tractors</i>) und sonstige Kraftfahrzeuge (Engl. <i>other vehicles</i>).	65
Abb. 3.15:	Anteil unterschiedlicher Distanzklassen des Güterverkehrs in Deutschland in 2016 an den transportierten Tonnen (<i>Freight transport</i>), an der Verkehrsleistung in Tonnenkilometer (tkm) (<i>Traffic performance</i>) und durchschnittliche Distanz pro Strecke (<i>Avg. trip distance</i>) der unterschiedlichen Distanzklassen basierend auf Destatis [229].	67
Abb. 3.16:	Technologie-Reifegrade der unterschiedlichen Produktionspfade zu synthetischen Kraftstoffen, konventionellen Biokraftstoffen und fortschrittlichen Biokraftstoffen. .	71
Abb. 3.17:	Drop-In Möglichkeit der unterschiedlichen alternativen Energieträger in Kerosin, Diesel und Benzin.	75
Abb. 3.18:	Gravimetrischer und volumetrischer unterer Heizwert verschiedener Energieträger basierend auf [45], [303]–[313].	78
Abb. 3.19:	Energieverbrauch unterschiedlicher Antriebe für PKW (<i>PC</i>), leichte Nutzfahrzeuge (<i>LDV</i>), schwere Nutzfahrzeuge (<i>HDV</i>), Krafträder (<i>MC</i>), Busse (<i>buses</i>) und Reisebusse (<i>coaches</i>) basierend auf Helgeson und Peter [322] und Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA 4.1 [118]).	79
Abb. 3.20:	Energieverbrauch von Güter-/Tankermotorschiffen (<i>Cargo barge/liquid cargo barge</i>), Güter-/Tankerleichtern (<i>Pushed barge/tanker</i>), Tagesausflugsschiffen (<i>Day-trip ships</i>) und Kabinenschiffen (<i>Cabin vessel</i>) basierend auf [18], [315], [319]. . . .	81
Abb. 4.1:	Entwickelte Methodik für die Berechnung der Fahrleistung für Straßenabschnitte ohne Verkehrszähl Daten [24].	91
Abb. 4.2:	Vergleich der berechneten MLR-Modellwerte mit berechneten linearen Regressionsmodellen aus Bevölkerung, Bruttoinlandsprodukt und Fahrzeugbestand für Baden-Württemberg.	94
Abb. 4.3:	Berechnete Fahrleistungen der Klassen Krafträder (<i>MC</i>), PKW (<i>PC</i>), leichte Nutzfahrzeuge (<i>LDV</i>), Busse (<i>Buses</i>), LKW mit Anhänger (<i>TT</i>), LKW ohne Anhänger (<i>RT</i>), Sattelzugmaschinen (<i>AT</i>) und sonstigen Kraftfahrzeugen (<i>Other</i>) differenziert nach Unterklassen der Jahre 2014 bis 2050 für Deutschland.	98
Abb. 4.4:	Berechnete Fahrleistungen der Klassen LKW mit Anhänger (<i>TT</i>), LKW ohne Anhänger (<i>RT</i>) und sonstigen Zugmaschinen (<i>Other tractors</i>), differenziert nach Unterklassen für die Jahre 2014 bis 2050 für Deutschland.	98
Abb. 4.5:	Berechnete Flottenzusammensetzung im Referenzszenario im Bezug auf Emissionsklassen für (a) Kleinkrafträder (<i>Mopeds</i>), (b) 4-Takt Krafträder (<i>MC 4T</i>) und (c) 2-Takt Krafträder (<i>MC 2T</i>) für die Jahre 2030 und 2050, sowie die Flottenzusammensetzung 2018 basierend auf HBEFA 4.1 [118].	100
Abb. 4.6:	Berechnete Flottenzusammensetzung im Referenzszenario im Bezug auf Emissionsklassen für (a) Otto- und (b) Diesel-Personenkraftwagen und (c) Otto- und (d) Diesel- leichte Nutzfahrzeuge für die Jahre 2030 und 2050, sowie die Flottenzusammensetzung 2018 basierend auf HBEFA 4.1 [118].	101
Abb. 4.7:	Berechnete Flottenzusammensetzung im Referenzszenario im Bezug auf Emissionsklassen für (a) Reisebusse, (b) Linienbusse, (c) LKW ohne Anhänger (<i>RT</i>) und (d) LKW mit Anhänger und Sattelzugmaschine (<i>TT/AT</i>) für die Jahre 2030 und 2050, sowie die Flottenzusammensetzung 2018 basierend auf HBEFA 4.1.	102
Abb. 4.8:	Berechnete Fahrleistungsanteile ab 2025 neu zugelassener Fahrzeuge der unterschiedlichen Fahrzeugklassen des Straßenverkehrs in den Jahren 2030 und 2050. . .	105

Abb. 4.9:	Anteile alternative Antriebe an den Neuzulassungen im <i>PtF Drop-In</i> Szenario und Anteil der alternativen Drop-In Kraftstoffe an den konventionellen fossilen Kraftstoffen.	106
Abb. 4.10:	Anteile der alternativen Antriebe an den Neuzulassungen für die Szenarien <i>H₂</i> -Szenario, <i>Gas</i> -Szenario, <i>PtF New Drive</i> -Szenario und <i>E</i> -Szenario.	107
Abb. 4.11:	Vergleich der berechneten Altersverteilung der deutschen Binnenschiff flotte für das Jahr 2017 mit Literaturwerten für 2011 nach Knörr und Heidt [128].	109
Abb. 4.12:	Vergleich der berechneten Emissionsfaktoren der Binnenschiff fahrt für 2017 mit Emissionsfaktoren aus dem Jahr 2012 nach IFEU und INFRAS [128] und LANUV [64].	110
Abb. 4.13:	Überlebenskurve für Motoren in der Binnenschiff fahrt.	113
Abb. 4.14:	Altersverteilung der Binnenschiff flotte in den Jahren 2017, 2030 und 2050.	115
Abb. 4.15:	Methodisches Vorgehen zur Diskretisierung der Verkehrsleistung des Schienenverkehrs.	115
Abb. 4.16:	Berechnete Flottenzusammensetzung des Flugverkehrs in den Jahren 2030 und 2050, differenziert nach Flugzeugalter.	127
Abb. 5.1:	Fahrleistung von Kraft rädern (<i>motorcycles, MC</i>) in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.	133
Abb. 5.2:	Fahrleistung von PKW (<i>passenger cars, PC</i>) in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.	133
Abb. 5.3:	Fahrleistung von leichten Nutzfahrzeugen (<i>light duty vehicles, LDV</i>) in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.	134
Abb. 5.4:	Fahrleistung von Bussen (<i>buses</i>) in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.	134
Abb. 5.5:	Fahrleistung von LKW ohne Anhänger (<i>rigid trucks, RT</i>) in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.	135
Abb. 5.6:	Fahrleistung von LKW mit Anhänger (<i>trailer trucks, TT</i>) in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.	135
Abb. 5.7:	Fahrleistung von Sattelzugmaschinen (<i>articulated trucks, AT</i>) in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.	137
Abb. 5.8:	Fahrleistung von sonstigen Kraftfahrzeugen (<i>other vehicles</i>) in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.	137
Abb. 5.9:	Fahrleistung von Schiffen auf den Flüssen und Kanälen in NRW in 2018 differenziert nach Gütermotorschiffen (<i>cargo barge</i>), Tankermotorschiffen (<i>liquid cargo barge</i>), Güterleichtern (<i>pushed barge</i>) und Tankerleichtern (<i>pushed tanker</i>).Fahrleistung von Schiffen auf den Flüssen und Kanälen in NRW in 2018 differenziert nach Gütermotorschiffen (<i>cargo barge</i>), Tankermotorschiffen (<i>liquid cargo barge</i>), Güterleichtern (<i>pushed barge</i>) und Tankerleichtern (<i>pushed tanker</i>).	138
Abb. 5.10:	Fahrleistung vom Schienengüterverkehr in NRW in 2018.	140
Abb. 5.11:	Fahrleistung vom dieselbetriebenen Schienengüterverkehr in NRW in 2018.	141
Abb. 5.12:	Fahrleistung vom Schienenpersonennahverkehr in NRW in 2018.	141
Abb. 5.13:	Fahrleistung vom dieselbetriebenen Schienenpersonennahverkehr in NRW in 2018.	142
Abb. 5.14:	Verkehrsleistung vom dieselbetriebenen Schienenpersonennahverkehr in NRW in 2018.	143
Abb. 5.15:	Fahrleistung vom Schienenpersonenfernverkehr in NRW in 2018.	144
Abb. 5.16:	Fahrleistung von U-Bahnen, Stadtbahnen und Straßenbahnen in NRW in 2018.	144
Abb. 5.17:	<i>Landing and Take Off</i> Zyklus (LTO)-Werte des gewerblichen und nicht gewerblichen Flugverkehrs 2018.	146
Abb. 5.18:	Anteil unterschiedlicher Flugzeugtypen am gewerblichen internationalen und nationalen Flugverkehr 2018 an den Hauptflughäfen Köln/Bonn, Düsseldorf, Paderborn/Lippstadt, Dortmund, Niederrhein und Münster/Osnabrück.	146

Abb. 5.19: Anteil von unterschiedlichem Flugzeugtypen am gewerblichen Flugverkehr 2018 an den sonstigen Flughäfen.	147
Abb. 5.20: Anteil von unterschiedlichen Flugzeugtypen am nicht gewerblichen Flugverkehr 2018 an den sonstigen Flughäfen und den Hauptflughäfen.	148
Abb. 5.21: NO _x -Emissionen des Straßenverkehrs in den Stadtgebieten in NRW in 2018.	149
Abb. 5.22: NO _x -Emissionen des Straßenverkehrs in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.	150
Abb. 5.23: PM2.5-Emissionen des Straßenverkehrs in den Stadtgebieten in NRW in 2018.	152
Abb. 5.24: PM10-Emissionen des Straßenverkehrs in den Stadtgebieten in NRW in 2018.	152
Abb. 5.25: Fahrleistungen, NO _x -, PM10- und PM2.5-Emissionen des Straßenverkehrs im Stadtgebiet von Oberhausen in 2018 (a) differenziert nach Fahrzeugklasse und Energieträger und (b) differenziert nach Fahrzeugklasse und verbrennungsbedingten Emissionen und Emissionen durch Abrieb.	154
Abb. 5.26: NO _x -Emissionen von Schiffen in den Stadtgebieten in NRW in 2018.	155
Abb. 5.27: NO _x -Emissionen von Schiffen auf den Flüssen und Kanälen in NRW in 2018.	156
Abb. 5.28: PM-Emissionen von Schiffen in den Stadtgebieten in NRW in 2018.	157
Abb. 5.29: PM-Emissionen von Schiffen auf den Flüssen und Kanälen in NRW in 2018.	158
Abb. 5.30: NO _x -Emissionen vom Schienenverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Schienengüterverkehr (<i>rail freight transport</i>) und Schienenpersonennahverkehr (<i>regional rail passenger transport</i>).	159
Abb. 5.31: PM2.5-Emissionen vom Schienenverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Schienengüterverkehr (<i>rail freight transport</i>), Schienenpersonennahverkehr (<i>regional rail passenger transport</i>), Schienenpersonenfernverkehr (<i>long-distance rail passenger transport</i>) sowie U-Bahnen und Straßenbahnen (<i>subway & tram</i>).	160
Abb. 5.32: PM10-Emissionen vom Schienenverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Schienengüterverkehr (<i>rail freight transport</i>), Schienenpersonennahverkehr (<i>regional rail passenger transport</i>), Schienenpersonenfernverkehr (<i>long-distance rail passenger transport</i>) sowie U-Bahnen und Straßenbahnen (<i>subway & tram</i>).	162
Abb. 5.33: NO _x -Emissionen vom Flugverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach gewerblichem (<i>commercial</i>) und nicht gewerblichem (<i>non-commercial</i>) Flugverkehr.	163
Abb. 5.34: NO _x -Emissionen vom Flugverkehr in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.	164
Abb. 5.35: PM2.5-Emissionen vom Flugverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach gewerblichem (<i>commercial</i>) und nicht gewerblichem (<i>non-commercial</i>) Flugverkehr.	166
Abb. 5.36: PM2.5-Emissionen vom Flugverkehr in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.	166
Abb. 5.37: PM10-Emissionen vom Flugverkehr in Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach gewerblichem (<i>commercial</i>) und nicht gewerblichem (<i>non-commercial</i>) Flugverkehr.	167
Abb. 5.38: PM10-Emissionen vom Flugverkehr in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.	168
Abb. 5.39: Vergleich der absoluten (a) NO _x - und (b) PM2.5-Emissionen in Gemeinden (<i>municipalities</i>) und Stadtgebieten (<i>urban areas</i>) sowie des Anteils der Stadtgebietsfläche (<i>urban area share</i>) an der Gemeindefläche der 10 Gemeinden in NRW mit den höchsten spezifischen NO _x -Emissionen.	169
Abb. 5.40: NO _x -Emissionen vom Transportsektor in den Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (<i>road transport</i>), Schienenverkehr (<i>rail transport</i>), Binnenschifffahrt (<i>inland waterway transport</i>) und Flugverkehr (<i>air transport</i>).	170

Abb. 5.41: NO _x -Emissionen vom Transportsektor in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.	171
Abb. 5.42: NO _x -Emissionen vom (a) Straßenverkehr, (b) der Binnenschifffahrt, (c) dem Schienenverkehr und (d) dem Flugverkehr in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.	171
Abb. 5.43: PM2.5-Emissionen vom Transportsektor in den Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (<i>road transport</i>), Schienenverkehr (<i>rail transport</i>), Binnenschifffahrt (<i>inland waterway transport</i>) und Flugverkehr (<i>air transport</i>). . .	173
Abb. 5.44: PM2.5-Emissionen vom Transportsektor in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.	173
Abb. 5.45: PM2.5-Emissionen vom (a) Straßenverkehr, (b) der Binnenschifffahrt, (c) dem Schienenverkehr und (d) dem Flugverkehr in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.	174
Abb. 5.46: PM10-Emissionen vom Transportsektor in den Stadtgebieten in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (<i>road transport</i>), Schienenverkehr (<i>rail transport</i>), Binnenschifffahrt (<i>inland waterway transport</i>) und Flugverkehr (<i>air transport</i>). . .	175
Abb. 5.47: PM10-Emissionen vom Transportsektor in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.	176
Abb. 5.48: PM10-Emissionen vom (a) Straßenverkehr, (b) der Binnenschifffahrt, (c) dem Schienenverkehr und (d) dem Flugverkehr in NRW in 2018 bilanziert für ein 1 km · 1 km Netz.	176
Abb. 5.49: Zukünftige berechnete NO _x -, PM10- und PM2.5-Emissionen und Fahrleistungen der Straßenverkehrsklassen PKW (<i>PC</i>), Krafträder (<i>MC</i>), leichte Nutzfahrzeuge (<i>LDV</i>), Busse (<i>Buses</i>), LKW ohne Anhänger (<i>RT</i>), LKW mit Anhänger (<i>TT</i>), Sattelzugmaschinen (<i>AT</i>) und sonstige Fahrzeuge (<i>Other vehicles</i>) für das Stadtgebiet von Oberhausen in 2030 und 2050 im Basisszenario normiert auf die Werte des Jahres 2018.	178
Abb. 5.50: Zukünftige berechnete abriebsbedingte PM10 und PM2.5-Emissionen der Straßenverkehrsklassen PKW (<i>PC</i>), Krafträder (<i>MC</i>), leichte Nutzfahrzeuge (<i>LDV</i>), Busse (<i>Buses</i>), LKW ohne Anhänger (<i>RT</i>), LKW mit Anhänger (<i>TT</i>), Sattelzugmaschinen (<i>AT</i>) und sonstige Fahrzeuge (<i>Other vehicles</i>) für das Stadtgebiet von Oberhausen in 2018, 2030 und 2050.	179
Abb. 5.51: Zukünftige berechnete NO _x -Emissionen der Straßenverkehrsklassen PKW (<i>PC</i>), Krafträder (<i>MC</i>), leichte Nutzfahrzeuge (<i>LDV</i>), Busse (<i>Buses</i>), LKW ohne Anhänger (<i>RT</i>), LKW mit Anhänger (<i>TT</i>), Sattelzugmaschinen (<i>AT</i>) und sonstige Fahrzeuge (<i>Other vehicles</i>) für das Stadtgebiet von Oberhausen in (a) 2030 und (b) 2050 für unterschiedliche Szenarien.	182
Abb. 5.52: Zukünftige berechnete verbrennungsbedingte PM-Emissionen der Straßenverkehrsklassen PKW (<i>PC</i>), Krafträder (<i>MC</i>), leichte Nutzfahrzeuge (<i>LDV</i>), Busse (<i>Buses</i>), LKW ohne Anhänger (<i>RT</i>), LKW mit Anhänger (<i>TT</i>), Sattelzugmaschinen (<i>AT</i>) und sonstige Fahrzeuge (<i>Other vehicles</i>) für das Stadtgebiet von Oberhausen in (a) 2030 und (b) 2050 für unterschiedliche Szenarien.	185
Abb. 5.53: Zukünftige berechnete verbrennungsbedingte Emissionen der Binnenschifffahrt für das Stadtgebiet von Duisburg (a) absolut und (b) spezifisch auf 2018 referenziert für unterschiedliche Szenarien.	189
Abb. 5.54: Zukünftige berechnete (a) NO _x -, (b) PM2.5- und (c) PM10-Emissionen für den internationalen und nationalen Flugverkehr am Flughafen Düsseldorf in 2018, 2030 und 2050.	192

Abb. 5.55:	Vergleich der berechneten Fahr- und Verkehrsleistungen (<i>Modell 2018</i>) für (a) Straßenverkehr (<i>Road transport</i>), (b) Binnenschifffahrt (<i>Inland waterway transport</i>) und (c) Schienengüterverkehr (<i>Rail freight transport</i>) für NRW mit Fahr- und Verkehrsleistungen nach VM NRW [374] (Straßenverkehr), IT.NRW [126] (Binnenschifffahrt) und Destatis [158] (Schienenverkehr).	195
Abb. 5.56:	Vergleich der berechneten Fahr- und Verkehrsleistungen (<i>Modell 2018</i>) für Schienenpersonennahverkehr (<i>Regional rail passenger transport</i>) und U-Bahnen und Straßenbahnen (<i>Subway & tram</i>) für NRW mit Fahr- und Verkehrsleistungen nach Destatis [375].	196
Abb. 5.57:	Vergleich der berechneten Emissionen (<i>Modell 2018</i>) für NRW mit Emissionen nach LANUV [16] (<i>LANUV 2012/2013</i>).	196
Abb. 6.1:	Grafische Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse dieser Arbeit. PM- und NO _x -Emissionen der drei Emissionshotspots Oberhausen, Duisburg und Düsseldorf sowie die Auswirkungen der zukünftigen Einführung unterschiedlicher alternativer Energieträger und Antriebe im Straßenverkehr, im Flugverkehr und in der Binnenschifffahrt.	206
Abb. A.1:	Aufbau der Stromnetzes des deutschen Schienenverkehrs, unterteilt in die beiden Einphasen-Wechselstromnetze Hochspannungs-Leitungsnetz und Fahrleistungsstreckennetz, das allgemeine Dreiphasenwechselstrom und die Gleichstromnetze für Straßen-, Stadt und U-Bahn.	264
Abb. A.2:	Reduktion von NO _x -Emissionen bei Verwendung von HVO in Dieselfahrzeugen im Bezug auf konventionellen Dieselmotorkraftstoff basierend auf [296], [401]–[405].	272
Abb. A.3:	Reduktion von PM Emissionen bei Verwendung von HVO in Dieselfahrzeugen im Bezug auf konventionellen Dieselmotorkraftstoff basierend auf [296], [401], [403]–[405].	273
Abb. A.4:	Schienennetz der U-Bahnen, Stadtbahnen und Straßenbahnen in NRW.	281
Abb. A.5:	Verkehrsleistungsentwicklung von Schienengüterverkehr, Binnenschifffahrt, Straßengüterverkehr und Luftfrachtverkehr logarithmisch aufgetragen (a) und Verkehrsleistungsentwicklung des Straßengüterverkehrs (b) basierend auf Radke [156].	282
Abb. A.6:	Verkehrsleistungsentwicklung von Schienengüterverkehr (a), Binnenschifffahrt (b) und Luftfrachtverkehr (c) basierend auf Radke [156].	283
Abb. A.7:	Kraftstoffverbrauch von PKW von 2015 bis 2050 basierend auf Helgeson und Peter [322].	289
Abb. A.8:	Kraftstoffverbrauch von leichten Nutzfahrzeugen von 2015 bis 2050 basierend auf Helgeson und Peter [322].	289
Abb. A.9:	Kraftstoffverbrauch von schweren Nutzfahrzeugen von 2015 bis 2050 basierend auf Helgeson und Peter [322].	290
Abb. A.10:	Verkehrsleistung vom Schienengüterverkehr in NRW in 2018.	313
Abb. A.11:	Verkehrsleistung vom dieselbetriebenen Schienengüterverkehr in NRW in 2018.	313
Abb. A.12:	Kraftstoffverbrauch vom dieselbetriebenen Schienengüterverkehr in NRW in 2018.	314
Abb. A.13:	Verkehrsleistung vom Schienenpersonennahverkehr in NRW in 2018.	314
Abb. A.14:	Kraftstoffverbrauch vom dieselbetriebenen Schienenpersonennahverkehr in NRW in 2018.	315
Abb. A.15:	Fahrleistung vom Schienenpersonenfernverkehr Intercity-Express (ICE) in NRW in 2018.	315
Abb. A.16:	Fahrleistung vom Schienenpersonenfernverkehr Intercity (IC) in NRW in 2018.	316
Abb. A.17:	Verkehrsleistung vom Schienenpersonenfernverkehr in NRW in 2018.	316
Abb. A.18:	Verkehrsleistung vom Schienenpersonenfernverkehr ICE in NRW in 2018.	317
Abb. A.19:	Verkehrsleistung vom Schienenpersonenfernverkehr IC in NRW in 2018.	317
Abb. A.20:	Verkehrsleistung von U-Bahnen, Stadtbahnen und Straßenbahnen in NRW in 2018.	318
Abb. A.21:	NO _x Emissionen des Straßenverkehrs in den Gemeinden in NRW in 2018.	318

Abb. A.22: PM10 Emissionen des Straßenverkehrs in den Gemeinden in NRW in 2018.	319
Abb. A.23: PM2.5 Emissionen des Straßenverkehrs in den Gemeinden in NRW in 2018.	319
Abb. A.24: PM10 Emissionen des Straßenverkehrs in NRW in 2018 bilanziert für ein $1km \cdot 1km$ Netz.	320
Abb. A.25: PM2.5 Emissionen des Straßenverkehrs in NRW in 2018 bilanziert für ein $1km \cdot 1km$ Netz.	320
Abb. A.26: (a) PM10- und (b) PM2.5-Emissionen des Straßenverkehrs in NRW in 2018 für die Stadtgebiete mit den höchsten spezifischen Emissionen, differenziert nach Fahrzeugklasse und verbrennungsbedingten Emissionen und Emissionen durch Abrieb.	321
Abb. A.27: (a) PM10- und (b) PM2.5-Emissionen des Straßenverkehrs in NRW in 2018 für die Stadtgebiete mit den höchsten spezifischen Emissionen, differenziert nach Fahrzeugklasse und Energieträger.	322
Abb. A.28: (a) NO _x -Emissionen und (b) Fahrleistungen des Straßenverkehrs in NRW in 2018 für die Stadtgebiete mit den höchsten spezifischen Emissionen, differenziert nach Fahrzeugklasse und Energieträger.	323
Abb. A.29: NO _x Emissionen von Schiffen in den Gemeinden in NRW in 2018.	324
Abb. A.30: PM Emissionen von Schiffen in den Gemeinden in NRW in 2018.	324
Abb. A.31: HC Emissionen von Schiffen auf den Flüssen und Kanälen in NRW in 2018.	325
Abb. A.32: CO Emissionen von Schiffen auf den Flüssen und Kanälen in NRW in 2018.	325
Abb. A.33: Kraftstoffverbrauch von Schiffen auf den Flüssen und Kanälen in NRW in 2018.	326
Abb. A.34: NO _x Emissionen vom Schienengüterverkehr auf dem Schienennetz in NRW in 2018.	326
Abb. A.35: NO _x Emissionen vom Schienenpersonennahverkehr auf dem Schienennetz in NRW in 2018.	327
Abb. A.36: PM2.5 Emissionen vom Schienengüterverkehr auf dem Schienennetz in NRW in 2018.	327
Abb. A.37: PM2.5 Emissionen vom Schienenpersonennahverkehr auf dem Schienennetz in NRW in 2018.	328
Abb. A.38: PM2.5 Emissionen vom Schienenpersonenfernverkehr auf dem Schienennetz in NRW in 2018.	328
Abb. A.39: PM2.5 Emissionen von U-Bahnen, Stadtbahnen und Straßenbahnen auf dem Schienennetz in NRW in 2018.	329
Abb. A.40: PM10 Emissionen vom Schienengüterverkehr auf dem Schienennetz in NRW in 2018.	329
Abb. A.41: PM10 Emissionen vom Schienenpersonennahverkehr auf dem Schienennetz in NRW in 2018.	330
Abb. A.42: PM10 Emissionen vom Schienenpersonenfernverkehr auf dem Schienennetz in NRW in 2018.	330
Abb. A.43: PM10 Emissionen von U-Bahnen, Stadtbahnen und Straßenbahnen auf dem Schienennetz in NRW in 2018.	331
Abb. A.44: NO _x Emissionen vom Schienenverkehr in Gemeinden in NRW in 2018 differenziert nach Schienengüterverkehr (<i>rail freight transport</i>) und Schienenpersonennahverkehr (<i>regional rail passenger transport</i>).	331
Abb. A.45: PM2.5 Emissionen vom Schienenverkehr in Gemeinden in NRW in 2018 differenziert nach Schienengüterverkehr (<i>rail freight transport</i>), Schienenpersonennahverkehr (<i>regional rail passenger transport</i>), Schienenpersonenfernverkehr (<i>long-distance rail passenger transport</i>) und U-Bahnen und Straßenbahnen (<i>subway & tram</i>).	332
Abb. A.46: PM10 Emissionen vom Schienenverkehr in Gemeinden in NRW in 2018 differenziert nach Schienengüterverkehr (<i>rail freight transport</i>), Schienenpersonennahverkehr (<i>regional rail passenger transport</i>), Schienenpersonenfernverkehr (<i>long-distance rail passenger transport</i>) und U-Bahnen und Straßenbahnen (<i>subway & tram</i>).	333
Abb. A.47: NO _x Emissionen vom Flugverkehr in Gemeinden in NRW in 2018 differenziert nach gewerblichem (<i>commercial</i>) und nicht gewerblichem (<i>non-commercial</i>) Flugverkehr.	334

Abb. A.48: PM _{2.5} Emissionen vom Flugverkehr in Gemeinden in NRW in 2018 differenziert nach gewerblichem (<i>commercial</i>) und nicht gewerblichem (<i>non-commercial</i>) Flugverkehr.	335
Abb. A.49: PM ₁₀ Emissionen vom Flugverkehr in Gemeinden in NRW in 2018 differenziert nach gewerblichem (<i>commercial</i>) und nicht gewerblichem (<i>non-commercial</i>) Flugverkehr.	336
Abb. A.50: NO _x Emissionen vom Transportsektor in den Gemeinden in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (<i>road transport</i>), Schienenverkehr (<i>rail transport</i>), Binnenschifffahrt (<i>inland waterway transport</i>) und Flugverkehr (<i>air transport</i>). . .	336
Abb. A.51: PM _{2.5} Emissionen vom Transportsektor in den Gemeinden in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (<i>road transport</i>), Schienenverkehr (<i>rail transport</i>), Binnenschifffahrt (<i>inland waterway transport</i>) und Flugverkehr (<i>air transport</i>). . .	337
Abb. A.52: PM ₁₀ Emissionen vom Transportsektor in den Gemeinden in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (<i>road transport</i>), Schienenverkehr (<i>rail transport</i>), Binnenschifffahrt (<i>inland waterway transport</i>) und Flugverkehr (<i>air transport</i>). . .	337
Abb. A.53: Vergleich der NO _x -Emissionsfaktoren für PKW und leichte Nutzfahrzeuge in HBEFA 3.3 und HBEFA 4.1 nach [430].	338

A. Anhang

A.1. Ergänzende Informationen zum Kapitel Grundlagen

Tab. A.1.: Beschreibung der unterschiedlichen Fahrzeugklassen basierend auf Bäumer et al. [49].

Fahrzeugklasse	Art der Verkehrsbeteiligung gemäß amtlicher Straßenverkehrsunfallstatistik
Krafträder (KR)	Kraftrad mit Versicherungskennzeichen (Kleinkrafträder, Mofa 25, E-Bikes, drei- und leichte vierrädrige Kfz (L2e)) Kraftrad mit amtlichem Kennzeichen (Krafträder, Leichtkrafträder, drei- und leichte vierrädrige Kfz (L5e, L7e), Motorroller)
Personenkraftwagen (PKW)	PKW, PKW/Wohnmobil mit Anhänger, LKW < 3,5 t zulässige Gesamtmasse mit Anhänger
Leichte Nutzfahrzeuge (LNF)	LKW < 3,5 t zulässige Gesamtmasse ohne Anhänger, Wohnmobil
Busse	Kraftomnibusse, Reisebusse, Linienbusse, Schulbusse, Oberleitungsbusse
Lastkraftwagen (LKW) ohne Anhänger	LKW > 3,5 t zulässige Gesamtmasse ohne Anhänger, LKW mit Tankauflagen ohne Anhänger, Tankkraftwagen, LKW mit Spezialaufbau
LKW mit Anhänger	LKW > 3,5 t zulässige Gesamtmasse mit Anhänger, LKW mit Tankauflagen mit Anhänger, andere Zugmaschinen (auch mit Tankwagen)
Sattelzugmaschinen (SZ)	Sattelzugmaschine, Sattelzugmaschine mit Auflieger als Tankwagen
Sonstige Kraftfahrzeuge (Kfz)	Landwirtsch. Zugmaschinen, übrige Kraftfahrzeuge, sonstige und unbekannte Fahrzeuge

Tab. A.2.: Emissionsrichtlinien für PKW der Abgasklasse Euro 1 basierend auf einer Zusammenfassung vom UBA [57].

	Schadstoff	Euro 1	Euro 1
Typprüfung		01.01.1992	-
Serienprüfung		-	31.12.1992
Richtlinie/Verordnung		91/441/EWG	91/441/EWG
Benzin	HC+NO _x in g/km	0,97	1,13
	NO _x in g/km	-	-
	PM in g/km	-	-
	PN in #/km	-	-
Diesel	HC+NO _x in g/km	0,97	1,13
	THC+NO _x in g/km	-	-
	NO _x in g/km	-	-
	PM in g/km	0,14	0,18
	PN in #/km	-	-

Potential von rekuperativem Bremsen im Schienenverkehr

In diesem Abschnitt werden zunächst die unterschiedlichen Antriebe im Schienenverkehr definiert und beschrieben, mit welchen Antrieben rekuperatives Bremsen möglich ist und wie hoch das Potential zur Minderung von Abriebsemissionen ist. Des Weiteren werden Netzzurückspeisungstechnologien und Energiespeichersysteme beschrieben, mit welchen die Nutzung der rekuperierten Bremsenergie möglich ist.

Diesel Antrieb

Der Diesel Antrieb wird wiederum unterteilt in den diesel-mechanischen, diesel hydraulischen und diesel-elektrischen Antrieb.

Beim diesel-mechanischen Antrieb erfolgt die mechanische Leistungsübertragung bei Motorleistungen bis etwa 400 kW mittels Stufengetriebe [69, S.82-84]. Bei dem Wechsel von einem Gang in den anderen Gang wird die Verbindung zwischen Motor und Getriebe durch die Kupplung unterbrochen. Die Wirkungsgrade der Zahnradgetriebe liegen bei 92 % bis 96 %. Ein Vorteil liegt in der starren Verbindung zwischen An- und Abtrieb, welche die Nutzung der Motorbremse ermöglicht, was bei hydraulischer und elektrischer Leistungsübertragung nicht möglich ist [69, S.81]. Bei größeren Motorleistungen ist die reine mechanische Leistungsübertragung nicht mehr durchführbar.

Der diesel-hydraulische Antrieb wandelt die von dem Dieselmotor abgegebene mechanische Energie in hydraulische Energie um und überträgt diese auf das Radsatzgetriebe. Charakteristisch für die Leistungsübertragung sind die hydrodynamische Kupplung (auch Föttinger-Kupplung) und der hydrodynamische Wandler [69, S.85]. Die Kombination von Föttinger-Kupplung und hydrodynamischem Wandler bildet in der Anwendung das hydrodynamische Getriebe. Bei der hydraulischen Kupplung steigt der Wirkungsgrad linear mit einer konstanten Eingangsrehzahl und einer steigenden Ausgangsrehzahl bis zu 100 % an [69, S.85]. Jedoch ist für eine Momentenübertragung ein Schlupf zwischen der Ein- und Ausgangsrehzahl nötig [69, S.85]. Mit einem üblicherweise festgelegten Schlupf von 3 % liegt der Wirkungsgrad der Kupplung bei 97 % [69, S.85]. Der Wirkungsverlauf des hydraulischen Wandlers, welcher eine nach unten geöffnete Parabel aufweist, erreicht sein Maximum bei mittleren Abtriebsrehzahlen. Verglichen mit der dieelekttrischen Kraftübertragung, bietet das hydrodynamische Getriebe eine kompakte Bauart und ein geringes Gesamtgewicht [69, S.90]. Jedoch ist auf Grund von betriebsbedingten Nachteilen, wie dem geringeren Wirkungsgrad außerhalb der mittleren Drehzahlen und dem komplexen Aufbau des Getriebes, die Nutzung des diesel-hydraulischen Antriebes nur bei Rangier-Diesellokomotiven relevant [27: S.292–293].

Diesel-elektrische Antriebe sind bereits seit den 1950er Jahren Stand der Technik in den Vereinigten Staaten von Amerika (USA) und der damaligen Sowjetunion. In Deutschland hat sich der diesel-elektrische Antrieb erst mit der Entwicklung der Drehstrom-Antriebstechnik in den 1980er Jahren durchgesetzt [69, S.85]. Bis dahin wurde der diesel-hydraulische Antrieb aufgrund des Gewichts- und Volumenvorteils verwendet [69, S.90]. Die Baureihe 612 mit diesel-hydraulischem Antrieb wurde aber zum Beispiel vereinzelt noch bis zum Jahr 2019 von der Deutsche Bahn AG (DB AG) bei der Regionalbahnlinie 17 auf den Strecken Dortmund-Kassel eingesetzt [383]. Bei der diesel-elektrischen Leistungsübertragung erzeugt der Dieselmotor mechanische Energie und treibt einen Generator an, welcher elektrische Energie für die Elektromotoren bereitstellt. Diese Elektromotoren dienen unmittelbar als Antriebe für die Räder der Schienenfahrzeuge. Der Aufbau eines Dieseltriebwagens mit einer Drehstrom-Leistungsübertragung besteht aus den Komponenten Asynchrongenerator und Gleichrichter, Frequenzumrichter und Drehstrom-Asynchronmotor und Getriebe und Radsatz [69, S.91]. Zwischen dem Radsatz und dem Dieselmotor besteht beim diesel-elektrischen Antrieb keine mechanische Verbindung, weshalb keine Motorbremse eingesetzt werden kann. Dafür kann das Prinzip des verschleißfreien Bremsens angewendet werden, indem der elektrische Motor als Generator verwendet wird. Die erzeugte elektrische Energie wird entweder ins Netz zurückgespeist oder in Bremswiderständen in Wärme umgewandelt [69, S.92]. Der Wirkungsgrad eines diesel-elektrischen Systems liegt zwischen 70 % und 80 % [69, S.91]. Verglichen mit dem Diesel-hydraulischen Antrieb, läuft der Diesel-elektrische Antrieb bei gleicher Leistungsabgabe mit einer geringeren Drehzahl und hat somit einen positiven Einfluss auf die Lebensdauer und den Verbrauch. Nachteilig sind die hohen Investitionskosten für diesel-elektrische Schienenfahrzeuge [69, S.92-93].

Elektrischer Antrieb

Abbildung A.1 zeigt eine Übersicht der unterschiedlichen Stromnetze des Schienenverkehrs in Deutschland. Deutschland, Österreich, die Schweiz, Norwegen und Schweden haben gemeinsam ein

Fahrleistungsstreckennetz für Schienenpersonennahverkehr, Schienenpersonenfernverkehr und Schienengüterverkehr mit Einphasen-Wechselstrom, einer Frequenz von 16 2/3 Hz (heute 16,7 Hz) und 15 kV Fahrdrachtspannung.

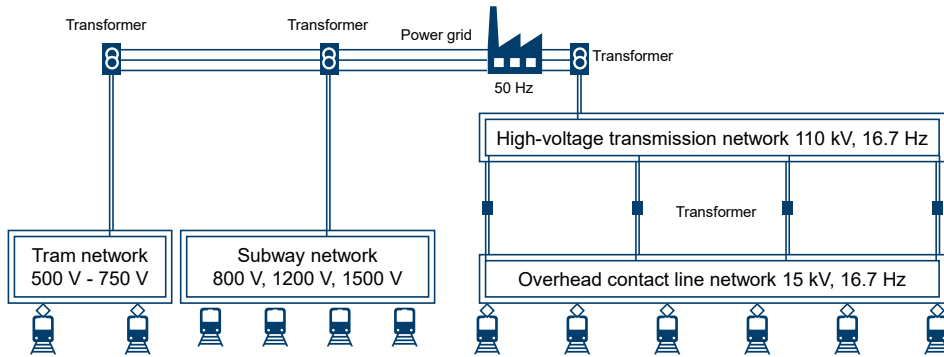


Abb. A.1.: Aufbau der Stromnetzes des deutschen Schienenverkehrs, unterteilt in die beiden Einphasen-Wechselstromnetze Hochspannungs-Leitungsnetz und Fahrleistungsstreckennetz, das allgemeine Dreiphasenwechselstrom und die Gleichstromnetze für Straßen-, Stadt und U-Bahn. Eigene Darstellung basierend auf Ihme [69] und Siemt et al. [384].

Die Stromversorgung des Triebfahrzeuges erfolgt mit einer einpoligen Oberleitung [385]. Die Bahnen in den genannten Ländern haben des Weiteren jeweils ein eigenes Hochspannungs-Leitungsnetz einphasig mit 110 kV und 16,7 Hz, welches über Unterwerke das Fahrleistungsstreckennetz mit Strom versorgen [384]. Das Hochspannungs-Leitungsnetz war früher notwendig, da das Umformen von 50-Hz Strom aus dem allgemeinen Stromnetz ohne moderne Umrichtertechnik zu umständlich war. Heutzutage ermöglicht die Existenz eines eigenen Hochspannungs-Versorgungsnetzes die Nutzung des Fahrleistungsstreckennetzes ohne das Passieren von Phasen-Trennstellen, an welchen ein kurzzeitiges Abschalten des Fahrzeugs erforderlich ist [384]. Straßenbahnen, Stadtbahnen, U-Bahnen und einige S-Bahnen hingegen werden mit Gleichstrom betrieben. Die Fahrleitungsspannung in Deutschland für Straßenbahnen liegt bei Gleichspannungen zwischen 500 V und 750 V, während U-Bahnen und S-Bahnen mit 800 V, 1200 V oder 1500 V betrieben werden [69, S.60].

Der Kern des elektrischen Antriebes ist der Elektromotor, welcher mit einer mechanischen Einheit gekoppelt ist. Nach dem physikalischen Prinzip des Magnetismus wird elektrische Energie in mechanische Energie umgewandelt. Hierbei rotiert der Anker innerhalb eines Stators und erzeugt somit die mechanische Energie, die für den Antrieb nötig ist. Bei den elektrischen Motoren im Schienenverkehr wird zwischen dem Gleichstrommotor, dem Wechselstrommotor und dem Drehstrommotor differenziert, welche im folgenden näher erläutert werden.

Der Gleichstrommotor ist im Einsatz als klassischer Bahnmotor bekannt und wird mit Gleichstrom betrieben. Bei diesem Prinzip sorgt der Kommutator für die Änderung der Stromrichtung und somit für die Umpolung, welche für kontinuierliche Anker-Rotation zuständig ist. Während des Bremsvorgangs agiert der Motor als Generator und wandelt die kinetische Energie in elektrische Energie um. Die elektrische Energie wird in Widerständen in Wärme umgewandelt oder wird wieder

zurück in das Energieversorgungsstromnetz gespeist. Die Speisung erfolgt mittels einer Gleichstrom-Fahrleitung über Vorschaltwiderstände oder über einen Gleichstromsteller [69, S.64].

Der Wechselstrommotor ist bei der DB AG noch im Einsatz. Die letzte Baureihe der DB AG war ab 1979 die BR 111 mit Einphasen-Wechselstrommotor [69, S.64]. Diese hat einen Wirkungsgrad zwischen 77,7 % im optimalen Betriebspunkt und 70 % im Teillastbereich. Hierbei führen vor allem vorgeschaltete Transformatoren und Nebenaggregate, wie der Druckluftkompressor und der Fahrmotorlüfter, zu Einbußen im Wirkungsgrad. Verglichen mit der Dieseltraktion ist die Effizienz des Wechselstrommotors über den gesamten Lebensweg des Energieträgers ausschließlich im Teillastbereich besser [69, S.65]. Allerdings verursacht 1 kWh Energie aus Dieselbrennstoff höhere Kosten als die 1 kWh Bahnstrom, wobei dies vor allem durch den Anteil am Ökostrom im Bahnstrom begründet ist [69, S.65]. Die Bahnfahrzeuge mit Wechselstrommotoren werden mit Hilfe von Transformatoren oder über Stromrichter über die Fahrleitungen angesteuert [69, S.65].

Der Drehstrommotor nutzt für den Antrieb des Rotors den Dreiphasenwechselstrom und ist beispielsweise bei der DB AG im ICE 3 verbaut [150]. Insgesamt sind 16 Motoren im ICE 3 verteilt und ergeben summiert eine Leistung von 8000 kW. Die erste Lok mit Drehstromtechnologie war die BFR 120 in den 1980er Jahren [384]. Verglichen mit dem Gleichstrommotor und dem Einphasen-Wechselstrommotor ist der Drehstrommotor auf Grund vom fehlenden Kommutator wartungsfreundlicher und in der Baulänge kürzer. Folglich ist die Anzahl der Verschleißteile geringer und begrenzt sich lediglich auf Wälzlager der Ankerlagerung [69, S.69]. Zusätzlich hat Drehstrommotor kompakte Abmaße, ein geringeres Gesamtgewicht und kann höhere Drehzahlen erreichen. Jedoch benötigt Drehstrommotor bei Betrieb im Gleichstrom- oder Einphasenwechselstromnetz einen Umrichter, welcher erst in den 1970er Jahren entwickelt wurde [69, S.69]. Der Betrieb von Drehstrommotoren im Einphasenwechselstrom und Gleichstromnetz ist ein wesentlicher Vorteil hinsichtlich der Flexibilität dieser Motoren.

In Abschnitt A.1 und Abschnitt A.1 wurde das verschleißfreie Bremsen bereits erwähnt. Voraussetzung hierfür ist ein zum Generator umschaltbarer Elektromotor, welcher eine direkte mechanische Verbindung mit der Fahrachse hat. Dies ist bei allen elektrischen Antrieben und beim diesel-elektrischen Antrieb der Fall. Die Nutzung der verschleißfreien Bremse erfolgt über Umschaltung des Elektromotors zum Generator. Die über den Bremsvorgang rekuperierte Bremsenergie kann entweder in Bremswiderständen in Wärme umgewandelt werden, in das Fahrleitungsnetz über Netzzurückspeisungstechnologien zurückgespeist werden oder in stationären und mobilen Energiespeichersystemen gespeichert werden. Die verschleißfreie Bremse wird in Zugverbänden neben der Druckluftbremse eingesetzt, um den Verschleiß zu minimieren [384].

Netzzurückspeisungstechnologien

In modernen Netz- oder Nutzbremsen wird über Rekuperation nutzbarer Strom erzeugt [384]. Das Einphasen-Wechselstromnetz der DB AG in Deutschland (Schienenpersonennahverkehr, Schienenpersonenfernverkehr, Schienengüterverkehr) bietet eine fast unbegrenzte Rückspeisefähigkeit. In den Gleichstromnetzen der Stadt- und U-Bahnen hingegen kann der rekuperativ erzeugte Strom nur genutzt werden, wenn im selben Netzabschnitt ein Triebfahrzeug einen entsprechenden Strombedarf hat [386]. Dies führt zu einer geringeren Rückspeisefähigkeit und einer geringeren Energieeinsparung beim Einsatz von Netzzurückspeisungstechnologien in Gleichstromnetzen, da folglich überschüssiger wieder eingespeister rekuperierter Strom in Widerständen in Wärmeenergie umgewandelt werden muss [387]. Des Weiteren sind die Kosten bei Einsatz von Netzzurückspeisungstechnologien in Gleichstromnetzen höher [387].

Wie in A.1 beschrieben, erfolgt die Stromversorgung der Triebwagen mit Einphasen-Wechselstrom über eine einpolige Oberleitung im Fahrleistungsstreckennetz mit 15 kV. Als Konsequenz kann die Rückspeisung ausschließlich mit Einphasen-Wechselstrom erfolgen. Drehstrom würde eine zweipolige Oberleitung erfordern [385]. Bei Rückspeisung von ungenutztem Strom in das einphasige Hochspannungs-Leitungsnetz wiederum würde ein erheblicher Anteil des Stroms über Fahrleistungs-

und Umformungsverluste zu Wärme umgewandelt [384]. Da aber wie in A.1 beschrieben im Versorgungsnetz kaum Phasen-Trennstellen vorhanden sind, ist zum einen die bereits erwähnte uneingeschränkte Rückspeisung von rekuperierter Bremsenergie möglich und es wird entsprechend die Einspeisung aus dem Hochspannungs-Leitungsnetz reduziert [384].

Die Flotte der deutschen Bahn hat einen großen Anteil an nicht rückspeisefähiger Altfahrzeuge im Einsatz. Hierzu zählen alle vor der Baureihe 120 gebauten Bundesbahn-Elektrofahrzeuge, die Lokomotiven der 143/112-Familie und der Baureihe 155. Die Wettbewerber der DB AG fahren hingegen fast ausschließlich mit modernen rückspeisefähigen Fahrzeugen [385]. Triebwagen im S-Bahnverkehr im Einphasen-Wechselstromnetz weisen Rückspeisequoten von bis zu 30 % auf, während im Schienengüterverkehr im Flachland bis zu 10 % möglich sind [385]. Bei einem Fahrplan mit größtenteils gleich verteilten Abfahrts- und Ankunftszeiten, welche einen gleichmäßigen Nettoverbrauch zur Folge haben, ist eine leichte Einspeisung von Bremsenergie möglich. Bei integralen Taktfahrplänen dagegen kann es zu einem Überangebot an rückgespeicherter Bremsenergie kommen [385]. Beim Einsatz im Einphasen-Wechselstrom im Schienenpersonenfernverkehr können die höchsten Rückspeiseraten erreicht werden [387].

Stationäre und mobile Energiespeichersysteme

Energieüberschüsse durch Rekuperation bei leitungsgebundenen Schienenfahrzeugen können durch Speichersysteme stationär zwischengespeichert werden. Ortsfeste Energiespeicherlösungen sind Schwungräder und Doppelschichtkondensatoren (EDLC) [388], [389]. Bei Schienenfahrzeugen ohne Oberleitung wie Dieselfahrzeugen ist hingegen nur eine Bremsenergienutzung über mobile Energiespeicher möglich. Genutzte Speichertechnologien sind hier Schwungräder, EDLC, Akkumulatoren und supraleitende Spulen (SMES) [388], [390], [391]. Mit EDLC kann bis zu 30 % Energie eingespart werden [392], [393]. Durch Energierückspeisung kann mit verschiedenen Systemen der Energiebedarf von Stadt- und U-Bahnen um 12 % - 38 % reduziert werden [390].

EDLC werden zum Beispiel in MITRAC Energy Saver Systemen bei der Mannheimer MVV Verkehr AG seit 2003 eingesetzt und führen zu jahreszeitabhängigen Energieeinsparungen von bis zu 30 % [394]. Weiterhin wurden 30 Niederflur-Gelenkwagen mit MITRAC Energy Saver System zwischen 2009 und 2013 bei der Rhein-Neckar-Verkehr GmbH (RNV) in Heidelberg eingeführt [395]. Schwungradspeicher wurden im Prototyp (keine Serienanwendung) Leichter und Innovativer Regional-Express (LIREX), einem Innovationszug der DB AG, und testweise seit 2014 in der Citadis tram eingesetzt [396], [397]. In Nizza wird seit 2007 ein Batteriesystem in einer CITADIS Niederflurstraßenbahn von Alstom Transport getestet [391]. Traktionsakkumulatoren können auch in Triebwagen im Schienenpersonennahverkehr und Schienenpersonenfernverkehr eingesetzt werden [398].

Fazit

Durch Bremsenergierückgewinnung können urbane Schienenfahrzeuge 10 % bis 45 % Ihrer Bremsenergie rekuperieren [390]. Durchschnittlich speisen rückspeisefähige Lokomotiven mit Drehstrom etwa 7 % des bezogenen Stroms über Rekuperation zurück ins Netz [384].

2012 wurden 13 % im Schienenpersonennahverkehr, 11 % im Schienenpersonenfernverkehr und 5 % im Schienengüterverkehr der DB AG an Bremsenergie zurückgespeist [399]. 2018 wurden dagegen 21 % im Schienenpersonennahverkehr, 12 % im Schienenpersonenfernverkehr und 9 % im Schienengüterverkehr an Bremsenergie zurückgespeist [373].

Der entstehende PM durch Abrieb wird durch die Verwendung der verschleißfreien Bremse generell reduziert, während die CO₂ Emissionen nur bei Verwendung von Netzrückspeisungstechnologien, stationären- oder mobilen Energiespeichersystemen reduziert werden. Verschleißfreie Bremsen sind mit kleineren Ausnahmen Stand der Technik im Schienenverkehr in Deutschland. Zu den Ausnahmen zählen einige Linien des Schienengüterverkehrs. Dies wird in Abschnitt 4.4 auf S.117 im Detail erläutert.

A.2. Ergänzende Informationen zum Kapitel Literatur

Tab. A.3.: Fahrleistungen 2014 in Deutschland der Fahrzeugklassen Krafträder (KR), PKW, leichte Nutzfahrzeuge (LNF), Busse, LKW ohne Anhänger, Lastkraftwagen mit Anhänger und Sattelzugmaschinen (SZ) für die unterschiedlichen Straßenklassen basierend auf Bäumer et al. [49].

Klasse	Bundes- auto- bahnen	Bundes- straßen	Landes- straßen	Kreis- straßen	Sonstige Straßen	Insgesamt
Mio. Fzg.-km/Jahr						
KR	1852	2777	4603	2547	5697	17476
PKW	169701	138972	117393	61074	113818	600957
LNF	19089	12113	8035	4228	8313	51777
Busse	604	851	1018	548	1530	4550
LKW o. Anh.	7103	5806	3098	1813	4571	22391
LKW m. Anh.	11318	2693	846	584	1181	16622
SZ	16647	4958	1724	961	1955	26245
Sonstige Kfz	1966	709	589	279	254	3798

Verkehrsleistungsentwicklung Maximilian Decker

S-Kurven Methode

Die S-Kurven Methode wurde von Pengg [400] entwickelt und dient als Modellansatz zur Prognose von Marktentwicklungen. Innerhalb dieses Abschnitts werden die Grundlagen dieser Methodik erläutert. Weitere Informationen können in Pengg [400] und Decker [50] nachgelesen werden. Die Methodik basiert auf dem Nachweis einer Isomorphie zwischen biologischen und unternehmerischen Systemen. Voraussetzungen dafür sind eine gute Abgrenzbarkeit der Systeme von der Umwelt sowie eine Konkurrenzsituation um eine begrenzte Ressource. So lassen sich in beiden Systemen sich selbstverstärkende als auch sich stabilisierende Regelkreise beschreiben. Die Abhängigkeit dieser Regelkreise vom Entwicklungsstand des Organismus beziehungsweise des Unternehmens und die Auswirkungen auf das betrachtete System wird anhand der S-Kurven Methode charakterisiert: Bei einer niedrigen Entwicklung (geringe Population, geringes Marktvolumen) überwiegt der Einfluss des sich selbstverstärkenden Regelkreises auf das Gesamtsystem, wo hingegen bei hoher Entwicklung (große Population, großes Marktvolumen) der Einfluss des stabilisierenden Regelkreises zunehmend dominiert. Durch den steigenden Einfluss des stabilisierenden Regelkreises wird die Wachstumsentwicklung zunehmend abgeschwächt. Durch den Nachweis der Isomorphie zwischen biologischen und unternehmerischen Systemen, kann die Berechnung zur Beschreibung von biologischen Wachstumsprozessen auf die Marktentwicklung übertragen werden.

Mathematisch kann dieses Wachstum mit einer logistischen Funktion beschrieben werden, die sich konkret in Form einer E-Funktion (Gleichung A.1) oder einer Tangens-Hyperbolicus-Funktion (Gleichung A.2) formulieren lässt. Vier Parameter definieren diese Funktion. Die Wachstumsphase verläuft vom Anfangswert A bis zum Endwert G. Der Zeitpunkt t_0 stellt den Wendepunkt der Kurve dar und markiert damit die Hälfte der Wachstumsphase. Die Steigung der Kurve wird durch den Parameter k festgelegt, welcher die Steigung im Punkt t_0 definiert. In der Tangens-Hyperbolicus-Funktion wird der alternative Steigungsparameter k_h verwendet. Dieser kann über die Gleichung A.3

Tab. A.4.: Fahrzeugklassen im Straßenverkehrsmodell mit durchschnittlichen Fahrleistungen pro Jahr nach KBA [107], und Nutzungsdauern aus dem Modell nach Decker [50].

Klasse ^a	Beschreibung	Nutzungsdauer ^a in Jahren	Durchschnittliche Fahrleistung ^b in km/Jahr
PKW	Personenkraftwagen	18	13602
LNF	Leichte Nutzfahrzeuge >3,5 t	12	19343
K-Bus	Kleinbusse	10	19343
HDV 6000	LKW 3,5-6 t	10	16896
HDV 7500	LKW 6-7,5 t	8	16896
XS-Bus	Kleine Busse	10	16896
HDV 12000	LKW 7,5-12 t	8	38158
M-Bus	Mittlere Busse	12	38158
HDV 20000	LKW 12-20 t	6	38158
HDV 26000	LKW 20-26 t	6	38158
XL-Bus	Große Busse	12	38158
R-Bus	Reisebusse	5	57036
SZM	Sattelzugmaschinen	5	93136
LZM	Landwirtschaftliche Zugmaschinen	12	339
ZM	Sonstige Zugmaschinen	10	3956
L-Bus	Linienbusse	6	57036

Anmerkungen. ^a Nach Decker [50]. ^b Eigene Annahme basierend auf KBA [107]. *Abkürzungen:* Kleinbusse (K-Bus), *Heavy Duty Vehicles* (Deutsch: schwere Nutzfahrzeuge) (HDV), Kleine Busse (XS-Bus), Mittlere Busse (M-Bus), Große Busse (XL-Bus), Reisebusse (R-Bus), landwirtschaftliche Zugmaschinen (LZM), sonstige Zugmaschinen (ZM), Linienbusse (L-Bus).

Tab. A.5.: Auslastung in t oder Personen basierend auf Schmidt et al. [207] und Inländer/Ausländer Anteile basierend auf Decker [50].

Klassifizierung nach Schmidt et al. [207]	Auslastung in t oder Personen	Anteil Fahrleistung Inländer im Ausland in %	Anteil Fahrleistung Ausländer im Inland in %	Klassifizierung nach Decker [50]
PKW	1,5	2,84 ^a	3,68 ^a	PKW
LDV	0,2	2,99	6,18	LDV
HDV <7,5	0,3	2,25	37,69	HDV 6000, HDV 7500
HDV <12	2,7	2	39,56	HDV 12000
HDV >12	5,5	1,84	34,8	HDV 20000, HDV 26000
Busse	23 ^b , 5,75 ^c	6,57	43,8	K-Bus, XS-Bus, M-Bus, XL-Bus, R-Bus, L-Bus ^d
Zugmaschinen	13,5	4,29	6,06	SZM, LZM ^d , ZM ^d)

Anmerkungen. ^a Basierend auf Bäumer et al. [49] berechnet. ^b Gültig für die Klassen L-Bus und R-Bus. ^c Gültig für die Klassen K-Bus, XS-Bus, M-Bus und XL-Bus. ^d Keine Korrektur der Fahrleistung. *Abkürzungen:* *Light Duty Vehicles* (Deutsch: leichte Nutzfahrzeuge) (LDV), *Heavy Duty Vehicles* (Deutsch: schwere Nutzfahrzeuge) (HDV), Kleinbusse (K-Bus), Kleine Busse (XS-Bus), Mittlere Busse (M-Bus), Große Busse (XL-Bus), Reisebusse (R-Bus), Linienbusse (L-Bus), Sattelzugmaschinen (SZM), landwirtschaftliche Zugmaschinen (LZM), sonstige Zugmaschinen (ZM).

aus k berechnet werden.

$$y = A + \frac{G}{1 + \exp^{\frac{t_0 - t}{k}}} \quad (\text{A.1})$$

$$y = A + G \cdot \frac{\tanh\left(\frac{k_h(t-t_0)}{t_0}\right) + 1}{2} \quad (\text{A.2})$$

$$k_h = \frac{t_h}{2 \cdot k} \quad (\text{A.3})$$

S-Kurven Parameter nach Decker [50].

Tabelle A.6 zeigt die Parameter des S-Kurven Modells für das Szenario *PROG-Mix* nach Decker [50]. Eine Ausnahme bilden die Werte der Klasse PKW. Diese wurden abweichend von Decker [50] in der vorliegenden Arbeit entwickelt. Die Kennzahlen Tabelle A.6 gelten für die Tangens-Hyperbolicus-Funktion (vgl. Gleichung A.2). Die Kurven der Bestände von batterieelektrischen (BAT), brennstoffzellen-elektrischen (FC) und konventionellen Fahrzeugen mit Verbrennungsmotor (ICE) wurden in der vorliegenden Arbeit für die Prognose des zukünftigen Bestands addiert.

Emissionsfaktoren für *Gas-to-Liquid*-Kraftstoff, HVO und Fettsäuremethylester (FAME) im Straßenverkehr

In den Emissionsfaktoren nach Otten et al. [121] ist eine Reduktion der PM-Emissionen um 20 % und der NO_x -Emissionen um durchschnittlich 15 % bei Nutzung von *Gas-to-Liquid* in Euro 5 und EURO V¹ Straßenfahrzeugen berücksichtigt. Nach Otten et al. [121] ist der Einfluss auf EURO VI Fahrzeuge unklar, da noch keine Messungen verfügbar sind. Die Emissionsfaktoren und Annahmen von Otten et al. [121] beruhen auf Messungen von Verbeek et al. [361]. Verbeek et al. [361] haben Emissionen von Bussen im städtischen Betrieb bei Verwendung von 100 % *Gas-to-Liquid* in EURO IV und EURO V Fahrzeugen untersucht. Aus diesen Messungen haben Verbeek et al. [361] Reduktionen von 10-20 % NO_x und 20 % PM für EURO III bis EURO V Fahrzeuge abgeleitet. Nach Verbeek et al. [361] sind die Reduktionseffekte bei EURO VI Fahrzeuge aufgrund limitierter Datenlage unklar. Nach Verbeek et al. [361] ist eine Reduktion im Bereich 0-15 % für PM- und NO_x -Emissionen bei Verwendung in EURO VI Fahrzeugen möglich.

Nach Otten et al. [121] sind die NO_x -Emissionen bei Verwendung von FAME im Dieselmotor um 10 % (B30) und 25 % (B100) höher, während die PM-Emissionen um 20 % (B30) und 60 % (B100) niedriger sind. Diese Steigerungen/Reduktionen werden von Otten et al. [121] im Fall von B30 auf EURO V Fahrzeuge angewendet und im Fall von B100 auf Euro 5 und EURO V Fahrzeuge. HVO und *Biomass-to-Liquid* (BtL) führen nach Otten et al. [121] zu 10 % niedrigeren NO_x -Emissionen im Vergleich zum Dieselmotor. Diese Annahmen beruhen auf Messungen von Verbeek et al. [361]. Verbeek et al. [361] haben die Emissionen in mittelschweren EURO V LKW bei Verwendung von Diesel, HVO oder BtL und FAME untersucht. Sie schlussfolgern, dass B30 (FAME) zu 10 % höheren NO_x - und 20 % geringeren PM-Emissionen, B100 (FAME) zu 25 % höheren NO_x - und 60 % geringeren PM-Emissionen und 100 % HVO oder 100 % BtL zu 10 % niedrigeren NO_x - und 20 % geringeren PM-Emissionen im Vergleich zum konventionellen Diesel führt. Nach Verbeek et al. [361] sind die Emissionen bei Nutzung von Diesel EN590 B0 und Diesel EN590 B7 im EURO V Fahrzeug identisch.

Unglert et al. [122] haben die Literatur auf Emissionsreduktion bei Verwendung von Biodiesel (FAME) untersucht. Im Durchschnitt reduziert Biodiesel die Emissionen von HC um 36 %, CO um

¹Nach Otten et al. [121] gelten diese Reduktionen auch für EURO III bis EURO IV.

Tab. A.6.: S-Kurven-Parameter zur Beschreibung der Neuzulassungsstruktur nach Klassen basierend auf den Kennzahlen des PROG-Mix Szenarios nach Decker [50].

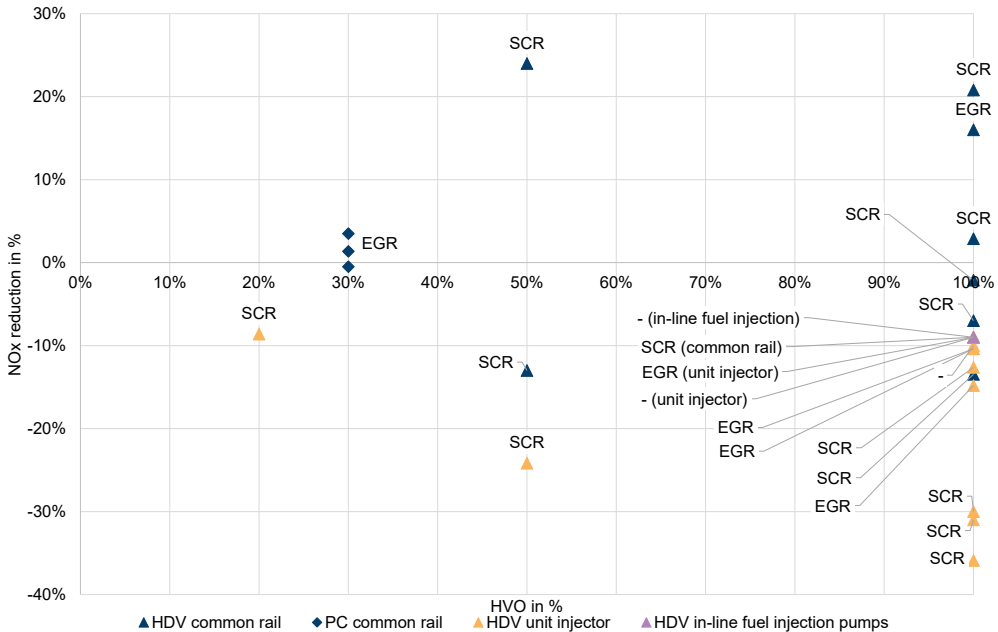
Klasse	Antrieb	A	G	k _n	t ₀
PKW ^a	BAT	0	0,25	300	2028
	FC	0	0,60	400	2035
	ICE		0,15		
LNF	BAT	0	0,30	300	2028
	FC	0	0,60	400	2032
	ICE		0,10		
K-Bus	BAT	0	0,20	400	2030
	FC	0	0,75	400	2040
	ICE		0,05		
HDV 6000	BAT	0	0,30	300	2028
	FC	0	0,40	400	2032
	ICE		0,30		
HDV 7500	BAT	0	0,30	300	2028
	FC	0	0,4	400	2032
	ICE		0,30		
XS-Bus	BAT	0	0,35	400	2030
	FC	0	0,20	400	2040
	ICE		0,45		
HDV 12000	BAT	0	0,30	300	2028
	FC	0	0,40	400	2032
	ICE		0,30		
M-Bus	BAT	0	0,20	400	2030
	FC	0	0,35	400	2040
	ICE		0,45		
HDV 20000	BAT	0	0,10	300	2032
	FC	0	0,50	400	2032
	ICE		0,40		
HDV 26000	BAT	0	0,10	300	2032
	FC	0	0,50	400	2032
	ICE		0,40		
XL-Bus	BAT	0	0,20	400	2030
	FC	0	0,35	400	2040
	ICE		0,45		
R-Bus	BAT	0	0,10	300	2032
	FC	0	0,50	400	2032
	ICE		0,40		
SZ	BAT	0	0,05	300	2032
	FC	0	0,60	400	2032
	ICE		0,35		
LZM	BAT	0	0,10	400	2030
	FC	0	0,10	400	2040
	ICE		0,80		
ZM	BAT	0	0,10	300	2030
	FC	0	0,10	400	2040
	ICE		0,80		
L-Bus	BAT	0	0,20	300	2030
	FC	0	0,75	400	2030
	ICE		0,05		

Anmerkung. ^a Die PKW Werte wurden in der vorliegenden Arbeit ermittelt. BAT: *Battery*; Batteriefahrzeuge. FC: *Fuel Cell*; Brennstoffzellenfahrzeuge. ICE: *Internal Combustion Engine*; Fahrzeuge mit Verbrennungsmotor. Abkürzungen: leichte Nutzfahrzeuge (LNF), *Heavy Duty Vehicles* (Deutsch: schwere Nutzfahrzeuge) (HDV), Sattelzugmaschinen (SZM), landwirtschaftliche Zugmaschinen (LZM), sonstige Zugmaschinen (ZM).

25 %, PM um 31 % im bezug auf konventionellen Diesel. NO_x Emissionen sind um 13 % höher [122]. HVO reduziert HC, CO, und PM Emissionen, während NO_x Emissionen zum Teil sinken und zum Teil steigen [122]. Nach Unglert et al. [122] wird der Einfluss des Kraftstoffs auf die NO_x -Emissionen in Zukunft durch die besseren Abgasnachbehandlungssysteme sinken. Diese Hypothese passt zu den Emissionsfaktoren in der Transphorm-Datenbank [120]. In dieser sind die NO_x -Emissionen ab Euro V für schwere Nutzfahrzeuge bei Verwendung von Diesel und Biodiesel identisch, während bei Fahrzeugen mit niedrigerer Emissionsklasse die NO_x -Emissionen bei Verwendung von FAME B100 circa 10 % höher sind im Vergleich zum konventionellen Dieselmotorbetrieb [120]. Die PM-Emissionen für B100 hingegen sind bis EURO IV 47 % niedriger und ab EURO VI 90 % niedriger [120].

Einfluss von Einspritzsystemen und Abgasnachbehandlung auf HVO-Emissionen

Abbildung A.2 und Abbildung A.3 zeigen die Reduktion von NO_x und PM Emissionen bei Verwendung von HVO in Dieselmotoren. Hierbei wird konventioneller Dieselmotor als Referenz verwendet. In Abbildung A.2 und Abbildung A.3 wird differenziert nach den unterschiedlichen Einspritzsystemen Reihen-Einspritzpumpe (engl. in-line fuel injection pump), Pump-Düse-System (engl. unit injectors) und der Common-Rail-Einspritzung. Das Einspritzsystem als auch das Abgasnachbehandlungssystem haben einen wesentlichen Einfluss auf die NO_x und PM Emissionen. Bei Verwendung von HVO in Fahrzeugen mit Reihen-Einspritzpumpe sinken die NO_x Emissionen bei Verwendung von 100 % HVO um durchschnittlich 9 % (vgl. Abbildung A.2). Dieser Durchschnittswert wurde von Erkkilä et al. [401] durch Tests an sechs Euro III und zwei Euro II Bussen ermittelt, wobei ein Euro III Bus einen Dieselpartikelfilter zur Abgasreinigung aufweist. Ein Abgasnachbehandlungssystem zur Reduzierung der NO_x Emissionen ist bei diesen Bussen nicht vorhanden, was die Nähe zu den beiden Messpunkten der beiden Fahrzeuge mit Pump-Düse-System ohne Abgasnachbehandlung erklärt (vgl. Abbildung A.2 100 % HVO bei -9 % bis -10 %, Fahrzeuge ohne Abgasnachbehandlung sind mit - gekennzeichnet). Fahrzeuge mit Pump-Düse-Systemen weisen generell geringere NO_x Emissionen auf (vgl. Abbildung A.2). Nach Erkkilä et al. [401] steuern *Selective Catalytic Reduction* (Deutsch: selektive katalytische Reduktion) (SCR)-Systeme die Menge an eingespritztem Urea über vorgegebene Relationen basierend auf Motordrehmoment, Drehzahl und Abgasatemperatur. Die geringere Dichte von HVO sowie die veränderte Abgasatemperatur bei Verwendung von HVO können zu höherer Urea Einspritzung bei Verwendung von HVO in Fahrzeugen mit SCR Systemen führen, was niedrigere NO_x Emissionen zur Folge hat [401]. Diese Reduktionen werden also eher durch den höheren Einsatz von Urea als die Verwendung von HVO verursacht. Erkkilä et al. [401] haben fünf Busse mit Pump-Düse-System auf ihre NO_x Reduktion bei Verwendung von HVO untersucht, wobei zwei ein SCR und vier ein Abgasrückführung (Englisch: *Exhaust Gas Recirculation*) (EGR) Abgasnachbehandlungssystem haben. Im Durchschnitt werden die NO_x Reduktionen bei Verwendung von 100 % HVO in diesen Bussen um 16 % reduziert. Die Messpunkte bei 100 % HVO sind in Abbildung A.2 aufgetragen. Die Messpunkte der Fahrzeuge mit EGR System in der Arbeit von Erkkilä et al. [401] weichen nur gering voneinander ab und zeigen einen sinkenden Trend bei ansteigendem HVO Anteil, während die Messwerte der beiden Fahrzeuge mit Pump-Düse-System und SCR Abgasnachbehandlung starke Abweichungen zeigen. Dies liegt wahrscheinlich an einer veränderten Urea Menge. Die starke Varianz der Reduzierung von NO_x Emissionen bei Fahrzeugen mit SCR Abgasnachbehandlung und Pump-Düse System ist auch in Abbildung A.2 zu erkennen. Die Verwendung von HVO in Fahrzeugen mit Pump-Düse-Systemen und EGR Nachbehandlung reduziert die NO_x Emissionen also nachweislich. Bei Verwendung von HVO in Fahrzeugen mit Common-Rail-Einspritzung und SCR steigen die NO_x Emissionen teilweise und teilweise sinken diese (vgl. Abbildung A.2). Dies liegt wahrscheinlich an der von der Motorkontrolle angepassten Urea Menge. Die NO_x Emissionen der Fahrzeuge mit Common-Rail-Einspritzung und EGR Abgasnachbehandlung hingegen sind bei Verwendung von HVO höher als bei Verwendung von konventionellem Diesel (vgl. Abbildung A.2). Dies wird auch durch die Untersuchungen von Erkkilä et al. [401] bestätigt. In der Arbeit von Erkkilä et al. [401] wurden vier Busse mit Common-Rail-Einspritzung auf Reduktion von NO_x Emissionen bei Verwendung von 0 % bis 100 % HVO untersucht, wobei drei ein SCR Abgasnachbehandlungssystem



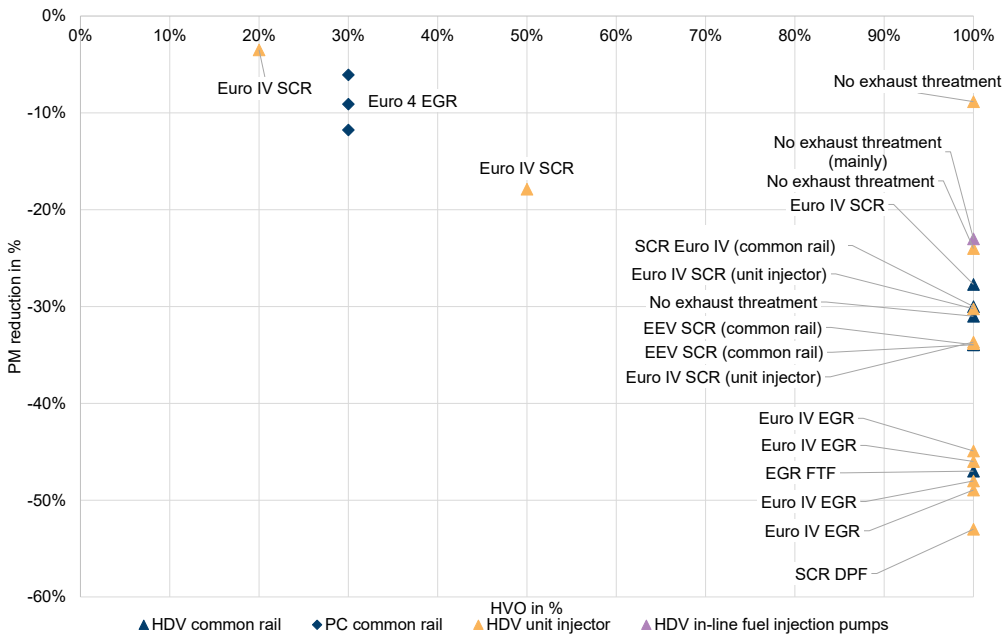


Abb. A.3.: Reduktion von PM Emissionen bei Verwendung von HVO in Dieselfahrzeugen im Bezug auf konventionellen Dieselmotorkraftstoff basierend auf [296], [401], [403]–[405]. Fahrzeuge ohne Abgasnachbehandlung sind mit - gekennzeichnet.

Emissionsfaktoren für Dimethylether im Straßenverkehr nach Transphorm [120]

Die Emissionsfaktoren von Transphorm [120] basieren größtenteils auf COPERT. In COPERT sind allerdings keine Faktoren für die Verwendung von Dimethylether vorhanden. Nach der Dokumentation [123] von LAT [120] wurden basierend auf Literatur und im Vergleich zu Dieselfaktoren nach COPERT abgeschätzt. Die von Samaras [123] berücksichtigten Literaturquellen sind [406]–[413]². Basierend auf der Literatur, schlussfolgern Samaras [123], dass bei der Verbrennung von Dimethylether nahezu kein Ruß entsteht. Des Weiteren sinken die NO_x -Emissionen durch eine geringere Zündverzögerung, die geringere Menge an eingespritztem Kraftstoff während der Zündverzögerung und der geringeren Menge an verbranntem Kraftstoff im Vergleich zu Diesel [123]. Des Weiteren ist die Temperatur bei der Verbrennung durch eine geringere Enthalpieänderung niedriger.

Reduktion der NO_x - und PM-Emissionen im Straßenverkehr durch CNG und LNG

Otten et al. [121] haben in Ihrer Veröffentlichung basierend auf Verbeek et al. [361] angenommen, dass EURO VI LNG-LKW mit Fremdzündung identische NO_x - und PM-Emissionen aufweisen wie EURO VI-Diesel-LKW. Verbeek et al. [361] haben die Emissionen von gasbetriebenen Bussen untersucht. Verbeek et al. [361] haben in Ihrer Arbeit gezeigt, dass ein EURO V CNG-Bus im mageren Betrieb 8,4 bzw. 1,15-mal höhere NO_x - und PM-Emissionen wie ein EURO VI-Dieselmotor aufweist, während ein EURO V CNG-Bus im stöchiometrischen Betrieb 3 bzw. 1,15-mal höhere und ein EURO V Dual-Fuel LNG-Bus 6,95 bzw. 6,45-mal höhere NO_x - und PM-Emissionen als ein EURO VI-Dieselmotor aufweist. Nach Verbeek et al. [361] betragen die NO_x - und PM-Emissionen eines EURO VI CNG-Busses im stöchiometrischen Betrieb 50-100 % jener Emissionen eines EURO VI Dieselmotors, wobei Verbeek

²Die Literaturquelle *Semelsberger et al., 2006* wird von Samaras [123] zitiert, ist aber nicht im Literaturverzeichnis von Samaras [123] zu finden.

et al. [361] die Unsicherheit dieser Hypothese in Ihrer Veröffentlichung betonen. Verbeek et al. [361] schlussfolgern des Weiteren, dass, mit der Einführung der EURO VI Emissionsrichtlinie, die Emissionen von dieselbetriebenen und gasbetriebenen Motoren mit Fremdzündung höchstwahrscheinlich ähnlich sein werden. In HBEFA 4.1 [118] wird angenommen, dass die Emissionen von dieselbetriebenen und gasbetriebenen Motoren mit Selbstzündung identisch sind [414]. Die Emissionsfaktoren für CNG- und LNG-Fahrzeugen in HBEFA 4.1 [118] werden im Abschnitt A.2 noch im Detail erläutert. In HBEFA 4.1 [118] betragen die NO_x-Emissionen von CNG-betriebenen³ schweren Nutzfahrzeugen der Emissionsklasse EURO VI 73 % auf Autobahnen, 81 % in ländlichen Gebieten und 40 % in städtischen Gebieten im Vergleich zu konventionell betriebenen Dieselfahrzeugen der gleichen Emissionsklasse. Die PM-Emissionen von CNG-betriebenen schweren Nutzfahrzeugen der Emissionsklasse EURO VI hingegen betragen 14 %, 43 % und 30 % auf Autobahnen, in ländlichen Gebieten und in städtischen Gebieten im Vergleich zu konventionell betriebenen Dieselfahrzeugen der gleichen Emissionsklasse. In der Studie von Vermeulen [415] wurden die lokalen Emissionen des 2018 eingeführten LNG-betriebenen LKW Volvo FH 420 gemessen und mit älteren Messungen bei EURO VI Gasfahrzeugen mit Fremdzündung und bei EURO VI Dieselfahrzeugen verglichen. Der Volvo FH 420 wird mit Dieselmotor und HDPI-Einspritzung betrieben. Die Analyse der NO_x-Emissionen des Volvo FH 420 ergab, dass die diese im kombinierten Fahrzyklus höher als die gemittelten Werte der Dieselfahrzeuge, niedriger als der höchste Messwert bei einem Dieselfahrzeug sind und zwischen den Werten der Gasfahrzeuge mit Fremdzündung liegen. Dies ist im wesentlichen auf die Emissionen im städtischen Betrieb und die Kaltstartemissionen zurückzuführen [415]. Im außerstädtischen Betrieb und im Betrieb auf der Autobahn waren die NO_x-Emissionen des Volvo FH 420 etwas geringer als der gemittelte Wert der Dieselfahrzeuge, aber höher als der niedrigste Wert eines Dieselfahrzeuges. Vermeulen [415] hat in seiner Veröffentlichung geschlussfolgert, dass die NO_x-Emissionen des Volvo FH 420, eines LNG-betriebenen Dual-Fuel LKW mit HDPI-Einspritzung, trotz der höheren Emissionen beim Kaltstart in etwa auf dem gleichen Niveau liegen wie jene der LKW mit konventionellem Dieselmotor. Allerdings betont Vermeulen [415], dass die NO_x-Emissionen hierdurch stark von der Anzahl der Kaltstarts abhängen. Die Partikelanzahl (Englisch: *Partice Number*) (PN)-Emissionen des Volvo FH 420 im städtischen Fahrzyklus waren niedriger als der jene der Dieselfahrzeuge und der Gasfahrzeuge [415]. Des Weiteren traten die höchsten PN-Emissionen des Volvo-FH-420 im Autobahnbetrieb auf [415]. Deshalb waren die PN-Emissionen des Volvo FH 420 im kombinierten Fahrzyklus sogar höher als der Mittelwert der Dieselfahrzeuge [415]. Die PN-Emissionen des Volvo FH 420 im kombinierten Fahrzyklus lagen im Bereich zwischen jenen der CNG-Fahrzeuge mit Fremdzündung [415]. Vermeulen [415] schlussfolgert, dass die PN-Emissionen von Dual-Fuel LNG-LKW mit HDPI-Einspritzung jenen konventioneller Dieselfahrzeuge der Emissionsklasse EURO VI ähneln.

Emissionsfaktoren für komprimiertes Erdgas und verflüssigtes Erdgas in HBEFA 4.1 der Emissionsklassen EURO 6 und EURO VI

Die Emissionsfaktoren für gasbetriebenen PKW und Bussen in HBEFA 4.1 [118] basieren auf *Passenger car and Heavy-duty Emission Model* der technischen Universität Graz (PHEM) und Fahrzeugmessungen [414], [416]. Für leichte Nutzfahrzeuge wurden die Emissionsfaktoren bei Betrieb CNG/Benzin als identisch zu jenen bei reinem Benzinbetrieb angenommen [416]. Nach Matzer et al. [414] wurden die Emissionsfaktoren für CNG- und LNG- betriebene schwere Nutzfahrzeuge aus jenen für konventionelle Dieselfahrzeuge, dem CO₂-Verhältnis von Dieselfahrzeugen und gasbetriebenen Fahrzeugen basierend Röck et al. [417] und CO₂-spezifischen Emissionsfaktoren basierend auf *Real Driving Emissions* (RDE)-Messungen bei drei schweren EURO VI Nutzfahrzeugen mit CNG-Antrieb durch AVL MTL berechnet. Die Faktoren sind in Tabelle A.7 aufgeführt. Für die genannten Fahrzeugkategorien werden CNG/LNG-Emissionsfaktoren für den betrieb von Gasmotoren (*Spark Ignition*) angegeben. Die einzige Ausnahme bildet die Klasse LKW mit Anhänger/Sattelzugmaschine 34-40 t mit Dual-Fuel *High Pressure Direct Injection* (HPDI) LNG Antrieb. Hier wurde in HBEFA 4.1 [118]

³Fremdzündung.

die Annahme getroffen, dass die Emissionsfaktoren für NO_x und PM identisch zu jenen der konventionellen Dieselfahrzeuge sind [414]. In der Datenbank achbepa ist für die Klasse LKW mit Anhänger und Sattelzugmaschine mit CNG und Dual-Fuel HPDI LNG Antrieb jeweils nur ein Emissionsfaktor ohne angegebene Größenklasse vorhanden. Aufgrund der Erläuterungen in diesem Absatz, ist anzunehmen, dass diese Faktoren der Größenklasse 34-40 t zugeordnet werden müssen.

Tab. A.7.: CO_2 -spezifische Emissionsfaktoren für CNG basierend auf Notter et al. [416] und Matzer et al. [414].

Schadstoff	CO_2	NO_x	PM
Einheit	$g_{\text{CO}_2, \text{CNG}}/g_{\text{CO}_2, \text{D}}$	$g_{\text{NO}_x}/kg_{\text{CO}_2}$	$g_{\text{PM}}/kg_{\text{CO}_2}$
Emissionsfaktor	0,943	0,496	0,007

Tab. A.8.: Durchschnittliches Verhältnis von Schubboot zu Güterleichter/Tankerleichter auf Wasserstraßen in NRW nach Lorentz et al. [64].

Wasserstraße	Faktor
Wesel-Datteln-Kanal (WDK)	0,67
Rhein-Herne-Kanal (RHK)	0,67
Datteln-Hamm-Kanal (DHK)	1,00
Dortmund-Ems-Kanal, Dortmund bis Datteln (DEK1)	0,67
Dortmund-Ems-Kanal, Datteln bis Bergeshövede (DEK2)	0,67
Dortmund-Ems-Kanal, Bergeshövede bis NRW Grenze (DEK3)	1,00
NRW Grenze nach Lülsdorf (NDR1)	0,25
Rhein, Lülsdorf bis Orsoy (NDR2)	0,25
Rhein, Orsoy bis niederländische Grenze (NDR3)	0,25
Schiffahrtsweg Rhein-Kleve (NDR4)	0,25
Ruhrwasserstraße (RWS)	1,00
Mittellandkanal (MLK)	0,67
Weser, NRW Grenze bis Minden (WGB1)	1,00
Weser, Minden bis NRW Grenze (WGB2)	1,00

Tab. A.9.: Nennleistung und Tragfähigkeitsklassen der deutschen Binnenschifffahrtsflotte nach GDWS [140].

	Größenklasse in t	Nennleistung in kW	Flottenanteil in %
Gütermotorschiffe	< 250	106	3,3
	251-500	229	8,5
	501-1000	393	17,2
	1001-1500	600	38,3
	1501-2000	800	15,1
	2001-3000	1154	15,7
	3001-4000	1500	1,8
	> 4001	2238	0,1
Tankmotorschiff	< 250	133	1,6
	251-500	282	0,8
	501-1000	450	3,7
	1001-1500	770	22,9
	1501-2000	900	30,4
	2001-3000	1173	35,7
	3001-4000	1415	4,5
	> 4001	1880	0,3
Schubboot	< 250	140	51,9
	251-500	362	19
	501-750	602	10,8
	751-1000	864	9,2
	1001-1500	1102	2,7
	1501-2000	1756	2,7
	2001-3000	2476	3,1
	> 3001	3750	0,7

Alternative Emissionsfaktoren der Binnenschifffahrt nach Otten et al. [121]

Tabelle A.10 zeigt die NO_x - und PM-Emissionen von Binnenschiffen mit unterschiedlichen LNG-Antrieben, mit Dieselantrieb und Abgasnachbehandlung, mit Hybrid-Diesel-Antrieb und bei Verwendung von Fischer-Tropsch-Kraftstoff nach Otten et al. [121]. Die von Otten et al. [121] hergeleiteten Emissionsfaktoren für Schiffe mit Dieselpartikelfilter und SCR-Katalysator, Schiffen im *Gas-to-Liquid*-Betrieb und mit LNG-betriebenen beruhen auf Untersuchungen von SGS Environmental Services [418], SGS Environmental Services [419] und Otten und Boer [420] sowie Analysen von Maierbrugger et al. [421] und Verbeek [133].

Tab. A.10.: NO_x - und PM-Emissionen von Binnenschiffen mit unterschiedlichen verflüssigtes Erdgas (LNG)-Antrieben, mit Dieselantrieb und Abgasnachbehandlung, mit Hybrid-Diesel-Antrieb und bei Verwendung von Fischer-Tropsch (FT)-Kraftstoff nach Otten et al. [121].
Abkürzungen: *Selective Catalytic Reduction* (Deutsch: selektive katalytische Reduktion) (SCR), Zentralkommission für die Rheinschifffahrt (ZKR).

Technologie	NO_x in g/kWh	PM in g/kWh
Diesel mit ZKR 2-Motor	6,0	0,15
NO_x und PM in % relativ zum Diesel ZKR 2 Wert		
LNG pilot, 2 % Diesel	25	25
LNG dual-fuel, 20 % Diesel	50	50
LNG, SI-Motor	25	10
ZKR 2 mit FT	90	80
ZKR 2 mit SCR-Katalysator	20	90
ZKR 2 mit Dieselpartikelfilter	100	10
ZKR 2 mit SCR-Katalysator und Dieselpartikelfilter	15	10
ZKR 2 Diesel Hybrid	95	95

Die Emissionsfaktoren nach Otten et al. [121] für *Gas-to-Liquid* weisen eine Reduktion von 20 % bei auf PM- und 10 % bei auf NO_x -Emissionen im Bezug auf Dieselschiffe nach ZKR 2 auf. Diese Faktoren beruhen auf Analysen von Maierbrugger et al. [421]. Diese Reduktionen gelten nach Otten et al. [121] für Binnenschiffsmotoren der Emissionsnormen ZKR 0, ZKR1 und ZKR2. Maierbrugger et al. [421] haben die ermittelten Emissionen von Verbeek [133] analysiert und leiten PM-Reduktionen von mindestens 20 % und NO_x -Reduktionen von 10-12 % ab. Verbeek [133] haben die von SGS Environmental Services [418] und SGS Environmental Services [419] an zwei Binnenschiffen durchgeführten Messungen analysiert. Beide Schiffe wurden jeweils mit *Gas-to-Liquid* und Dieseldieselkraftstoff nach DIN EN 590 [52] vermessen. Das vermessene Binnenschiff MS INVADO ist nach ZKR 0 klassifiziert, an diesem wurden aber auch Messungen durchgeführt, bei denen es entsprechend manipuliert wurde, um mit Dieseldieselkraftstoff die ZKR 2 Norm zu erfüllen. Das Binnenschiff NOVAMENTE ist nach der Norm ZKR 1 klassifiziert. Die Ergebnisse sind in Tabelle A.11 aufgeführt.

Die Emissionsfaktoren nach Otten et al. [121] weisen eine Reduktion im Bezug auf Dieselschiffe nach ZKR2 von 80 % NO_x und 10 % PM bei Verwendung eines SCR, 90 % PM bei Verwendung eines Dieselpartikelfilter und 85 % NO_x und 10 % PM bei Verwendung von beidem auf. Diese Emissionsfaktoren wurden basierend auf Analysen von Maierbrugger et al. [421] entwickelt. Maierbrugger et al. [421] gibt basierend auf [422]–[424]⁴ eine Reduktion von 70-90 % NO_x und 0-20 % PM bei Verwendung eines SCR-Katalysators, 90 % PM bei Verwendung eines Dieselpartikelfilters, 80-90 % NO_x ⁵ und 90 % PM bei Verwendung von beiden Technologien an. Die Verwendung eines Dieselpartikelfilters erhöht des Weiteren den Energiebedarf um 1-2 %.

⁴Die Quelle *Recklinghausen, 2013* ist nicht im Literaturverzeichnis von Maierbrugger et al. [421] vorhanden, wird aber in der Arbeit von Maierbrugger et al. [421] aufgeführt.

⁵Die Verwendung des Dieselpartikelfilters erhöht die Effizienz des SCR-Katalysators.

Tab. A.11.: Emissionsreduktion von *Gas-to-Liquid*-Kraftstoff im Vergleich zu Diesel in Binnenschiffen nach Verbeek [133] basierend auf SGS Environmental Services [418] und SGS Environmental Services [419].

Schiff	Motorklasse	NO _x	PM
MS Invado	ZKR 0	8 %	37 %
	ZKR 2 ^a	13 %	16 %
NOVAMENTE	ZKR 1	10 %	≈ 60 %

Anmerkung. ^a Via Software manipuliert um die ZKR 2 Richtlinie zu erfüllen.

Die Emissionsfaktoren nach Otten et al. [121] weisen eine Reduktion im Bezug auf Dieselschiffe nach ZKR2 von 75 % NO_x und 75 % PM bei Verwendung eines LNG Dual-Fuel Motors mit 2 % Diesel, 50 % NO_x und 50 % PM bei Verwendung eines LNG Dual-Fuel Motors mit 20 % Diesel und 75 % NO_x und 90 % PM bei Verwendung eines fremdgezündeten Gasmotors mit LNG. Die Werte für die Dual-Fuel Motoren wurden aus Otten und Boer [420] übernommen. Otten und Boer [420] haben die NO_x- und PM-Emissionen von Dual-Fuel Motoren mit Mischungsverhältnissen von 20 % Diesel/80 % LNG und 5 % Diesel/95 % LNG⁶ literaturbasiert abgeschätzt. Die Literaturquellen, auf welchen die Schätzungen beruhen sind in Otten und Boer [420] auf Seite 5 aufgeführt. *RN1463* schätzen die Emissionen eines fremdgezündeten Gasmotors, betrieben mit LNG, literaturbasiert auf 70-80 % NO_x und bis zu 95 % PM im Vergleich zu einem konventionellen ZKR2 Dieselmotor. Die Emissionsfaktoren nach Otten et al. [121] scheinen auf den Schätzungen von *RN1463* zu basieren.

Die Emissionsreduktionen durch Nutzung eines Hybridantriebs nach Otten et al. [121] in Höhe von 5 % bei NO_x und PM basieren auf Schätzungen von *RN1463*. *RN1463* schätzen die Emissionsreduktion durch ein auf die Betriebsbedingungen besser anpassbares Lastmanagement bei als Hybridkonzept betriebenen Dieselmotoren auf 0-10 %.

Vergleich der Emissionsfaktoren nach Otten et al. [121] für LNG-Schiffe mit bestehender Literatur

López-Aparicio und Tønnesen [425] haben Emissionsfaktoren von LNG Schiffen aus vier unterschiedlichen Quellen miteinander verglichen. Das Ziel der Arbeit von López-Aparicio und Tønnesen [425] war die Identifikation von LNG Emissionsfaktoren für Estländische Gewässer. Auf diesen Verkehren größtenteils Seeschiffe [425]. Sie empfehlen deshalb für Frachtschiffe, Tanker und Containerschiffe die Verwendung von LNG Emissionsfaktoren nach Verbeek et al. [426], welche auf Grundlage von Untersuchungen an Küstenschiffen, Hafenschiffen und Inlandsschiffen ermittelt wurden. Die empfohlenen Emissionsfaktoren nach Verbeek et al. [426] sind 1,3-3 g/kWh für NO_x und 0,02-0,21 g/kWh für PM. Die Emissionsfaktoren der anderen untersuchten Quellen wurden unter anderem nicht von López-Aparicio und Tønnesen [425] empfohlen, da diese anhand von Messungen an Hafenschiffen ermittelt wurden. Für das LNG Schiff Eiger-Nordwand, Baujahr 2014, werden von Dahlke [341] Emissionsfaktoren von 0,24 g/kWh für NO_x und von 0,004 g/kWh für PM angegeben, wobei der PM Emissionsfaktor ausschließlich Rußemissionen berücksichtigt.

Die LNG Emissionen für NO_x und PM nach Otten et al. [121] liegen mit 1,5 g/kWh und 0,015 g/kWh (bezogen auf den ZKR 2 Wert nach Otten et al. [121]) im Rahmen der bereits erläuterten Faktoren nach Verbeek et al. [426], 1,3-3 g/kWh für NO_x und 0,02-0,21 g/kWh für PM, wobei diese wie bereits erwähnt für Seeschiffe angegeben sind. Die Faktoren nach Dahlke [341] mit 0,24 g/kWh für NO_x und von 0,004 g/kWh für PM scheinen hingegen sehr klein. Größere Abweichungen der Quellen sind bei den Treibhausgas (THG) Emissionen vorhanden. Nach Otten et al. [121] sind die CO₂ Emissionen für LNG Schiffe mit 625 gCO₂/kWh identisch zu denen der Schiffe mit Dieselantrieb, während die Werte für LNG Schiffe nach López-Aparicio und Tønnesen [425] mit

⁶Die Werte dieses Motors wurden für den Dual-Fuel Motor mit 2 % Diesel in Otten et al. [121] übernommen.

426 g_{CO2}/kWh um circa 30 % geringer sind. Die CO₂ Emissionsfaktoren werden im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht verwendet, weshalb diese Abweichung vernachlässigbar ist.

Tab. A.12.: Reduktion von CO-Emissionen bei Einsatz von HVO, Fischer-Tropsch-Kerosin und HFS-SIP in Referenz zu CO-Emissionen bei Verwendung von konventionellem Kerosin basierend auf Wahl et al. [190], Blakey et al. [193] und Zschocke et al. [194].

Treibstoff	<i>Take-off</i>	<i>Climb</i>	<i>Approach</i>	<i>Idle</i>
Leistung	100 %	85 %	30 %	7 %
50 % HVO [193]	-4,55 %	2,33 %	-2,15 %	-2,36 %
50 % FT [190]	-18,77 %	-22,24 %	-13,15 %	-5,71 %
20 % SIP [194]	5,00 %	0,85 %	4,80 %	-0,70 %

Tab. A.13.: Verkehrsleistung, beförderte Personen, Ø Distanz, *Landing and Take Off* Zyklen (LTO) und Flugzeug Bestand für Deutschland von 2010 bis 2018 nach Radke [156].

	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Verkehrsleistung ^a in Mrd. pkm	52,8	55,2	56,2	56,3	58,8	61,5	64	67,5	70,4
National	10,7	10,6	10,3	9,9	10	10,1	10,5	10,4	10,3
International	42,1	44,6	45,9	46,4	48,8	51,4	53,5	57,1	60,1
Beförderte Personen in Mio. ^b	166,8	176,3	179,5	181,1	186,7	194,2	200,9	212,5	222,6
National	24	24,4	23,5	22,6	22,7	23,1	23,7	23,7	23,5
International	142,8	151,9	156	158,5	164	171,1	177,2	188,8	199,1
Ø Distanz in km ^c	317	313	313	311	315	317	319	318	316
National	446	434	438	438	441	437	443	439	438
International	295	294	294	293	298	300	302	302	302
LTO ^d									
Alle Flughäfen	2915	3003	2877	2783	2791	2843	2848	2762	3003
Düsseldorf	180	177	174	188	189	208	224	225	210
Köln-Bonn	131	121	135	136	141	139	139	128	120
Bestand Flugzeuge ^e	11761	11763	11759	11785	11807	11722	11794	11629	11949

Anmerkungen. ^aVerkehr auf ausgewählten Flughäfen (Anzahl 2010-2014: 27, 2015/2016: 25, ab 2017: 24). Ohne Durchgangsverkehr. ^bVerkehr auf ausgewählten Flughäfen (2010-2014: 27, 2015/2016: 25, ab 2017: 24). Einschl. Doppelzählungen bei Umsteigern. ^cBerechnet. ^dPassagier- und Nichtpassagierflüge ^eOhne Segelflugzeuge. Einschl. Motorsegler. Ohne Luftschiffe und Ballone.

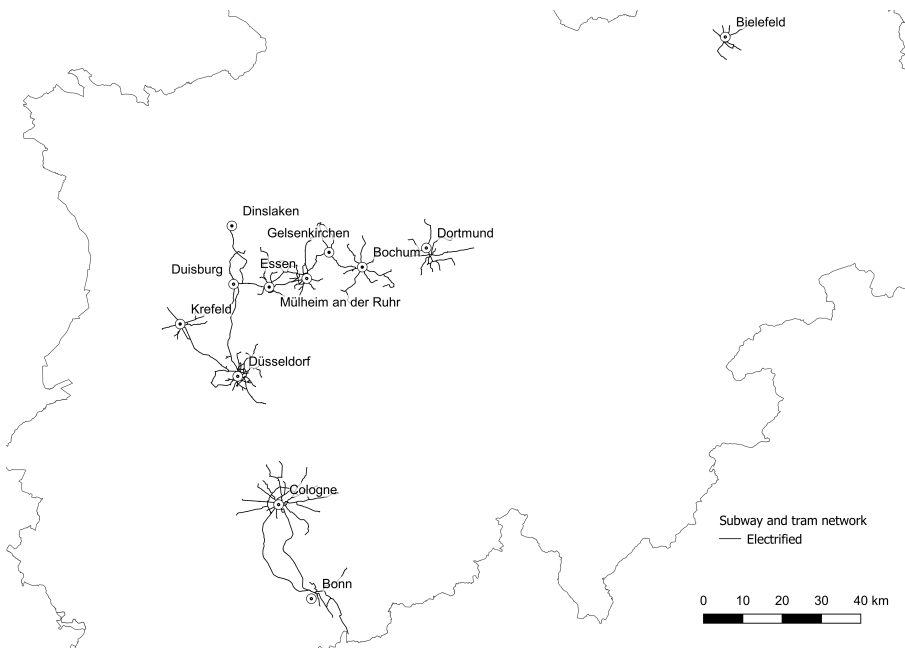


Abb. A.4.: Schienennetz der U-Bahnen, Stadtbahnen und Straßenbahnen in NRW. Eigene Darstellung basierend auf dem digitalen Basis-Landschaftsmodell [99].

Verkehrsleistungsentwicklung des Straßenverkehrs in Deutschland 2001-2018

Abbildung A.5a zeigt die Verkehrsleistungen von Schienenverkehr, Straßenverkehr, Binnenschifffahrt und Luftverkehr logarithmisch aufgetragen für den Zeitraum 2001-2018. Die Verkehrsleistungen für Straßenverkehr, Schienenverkehr, Binnenschifffahrt und Luftverkehr für den Zeitraum sind in Abbildung A.5b, Abbildung A.6a, Abbildung A.6b und Abbildung A.6c nochmal einzeln aufgetragen für den genannten Zeitraum.

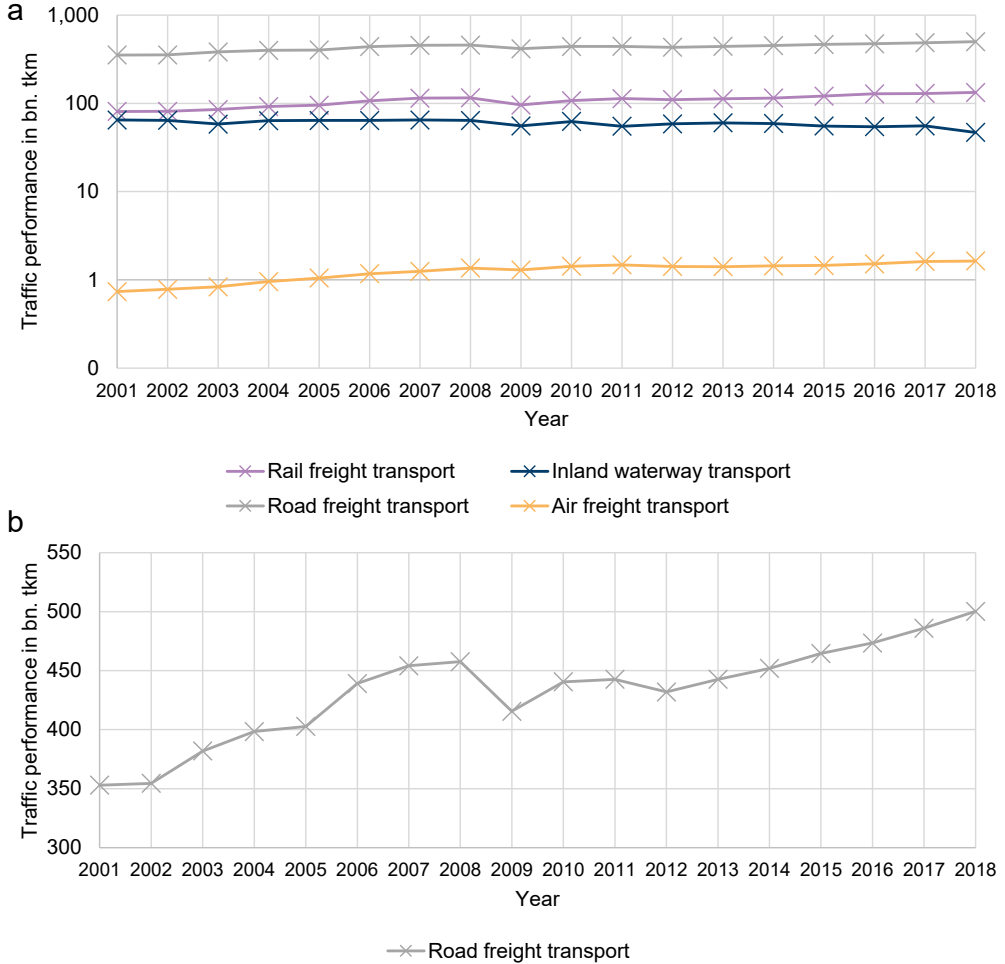


Abb. A.5.: Verkehrsleistungsentwicklung von Schienengüterverkehr, Binnenschifffahrt, Straßengüterverkehr und Luftfrachtverkehr logarithmisch aufgetragen (a) und Verkehrsleistungsentwicklung des Straßengüterverkehrs (b) basierend auf Radke [156].



Abb. A.6.: Verkehrsleistungsentwicklung von Schienengüterverkehr (a), Binnenschifffahrt (b) und Luftfrachtverkehr (c) basierend auf Radke [156].

Tab. A.14.: Technologie-Reifegrad (Englisch: *Technology Readiness Level*) (TRL) unterschiedlicher Produktionspfade zu alternativen Energieträgern.

Energieträger	Prozess	TRL
HVO	Konventionell aus Biomasse	TRL 9 [253], [254]
FAME	Konventionell aus Biomasse	TRL 9 [253], [254]
Synthetischer Diesel	Basierend auf Lignocellulose via Vergasung	TRL 6-8 [253], [254]
	Lignocellulose via hydrothormaler Verflüssigung (HTL)	TRL 4 [253]
	Via FT-Prozess aus CO ₂ und H ₂	TRL 6 [45]
	Über das Zwischenprodukt Methanol aus CO ₂ und H ₂	TRL 9 [253]
Synthetisches Benzin	Basierend auf Lignocellulose via Pyrolyse	TRL 6 [253]
	MtG	TRL 9 [45]
Methanol	Basierend auf Lignocellulose	TRL 8 [253]
	Aus CO ₂ und H ₂	TRL 9 [45], [253]
Ethanol	Konventionell aus Biomasse	TRL 9 [253], [254]
	Basierend auf Lignocellulose	TRL 7 [254], TRL 8 [253]
	Aus CO ₂ und H ₂	TRL 4 [45]
Butanol(1/2)	Konventionell aus Biomasse	TRL 7 [253]
	Aus CO ₂ und H ₂	TRL 4 [45]
DME	Basierend auf Lignocellulose	TRL 8 [253]
	Aus CO ₂ und H ₂	TRL 9 [45], [253]
OME1	Basierend auf Lignocellulose	TRL 5 [253]
	Aus CO ₂ und H ₂	TRL 5 [45]
OME3-5	Basierend auf Lignocellulose	TRL 5 [253]
	Aus CO ₂ und H ₂	TRL 4-5 [45], [255]
Iso-oktanol	Aus CO ₂ und H ₂	TRL 4 [45]
Oktanol	Aus CO ₂ und H ₂	TRL 1 [256]
	Basierend auf Lignocellulose	TRL 3 basierend auf Leitner et al. [257]
CNG/CBM/SNG	Biomethan/Biogas aus Reststoffen (z. B. Bioabfall, Gülle, Schlempe)	TRL 9 [77, 78]
	Biomethan/synthetisches Erdgas aus Lignocellulose (z.B. Holz oder Stroh)	TRL 7 [254], TRL 8 [253]
	Aus CO ₂ und H ₂	TRL 9 basierend auf Prussi et al. [253], dena [258]
SLNG/LBM	Aufgewertetes Biogas zu LBM aus Siedlungsabfällen, Gülle, Klärschlamm, Mais, Doppelkulturen	TRL 9 [253]
	SNLG aus der Vergasung von Lignocellulose (z. B. Holzabfällen und Holzhackschnitzel)	TRL 8 [253]
	SLNG aus CO ₂ und H ₂	TRL 9 [253]

Tab. A.14.: Technologie-Reifegrad (Englisch: *Technology Readiness Level*) (TRL) unterschiedlicher Produktionspfade zu alternativen Energieträgern.

Energieträger	Prozess	TRL
Synthetisches Kerosin	FT-SPK aus CO ₂ und H ₂	TRL 6 [45]
	FT-SPK aus Biomasse via Vergasung	TRL9; Fulcrum [259] and Red Rock [260] haben Anlagen im Bau mit 30 kt/Jahr und 45 kt/Jahr
	Kerosin über den MtK Prozess	TRL4 basierend auf Tabak et al. [261] und Tabak und Yurchak [262]
	HEFA-SPK aus Bio-Ölen, tierischen Fetten, recycelten Ölen	TRL9; kommerzieller Prozesse von World Energy Paramount (früher AltAir Paramounts LLC) [263] and Neste Oyj [264]
	HFS-SIP aus mikrobieller Umwandlung von Zuckern in Kohlenwasserstoff	TRL9, kommerzieller Prozess von Amyris in Brasilien [263]
	ATJ-SPK aus landwirtschaftlichen Abfallprodukten (Stroh, Gräser, forstwirtschaftliche Abfälle, Halmgut)	TRL9; Pilotanlage von LanzaTech [265]; kommerzielle Anlage von Ekobenz mit 22,5 kt/Jahr [266]; Anlagen im kommerziellen Maßstab geplant von LanzaTech [267] und SWEDISH BIOFUELS AB [268].
Wasserstoff	CHJ aus Triglycerid-basierten Rohstoffen (Pflanzenöle, Altöle, Algenöle, Sojaöl, Jatrophaöl, Leindotteröl, Carinataöl und Tungöl)	TRL6-7; Demonstrationsanlage von ARA and euglena [269]
	HHC-SPK aus biologisch gewonnenen Kohlenwasserstoffen wie beispielsweise Algen	TRL4; im Labormaßstab von IHI [270]
	Aufbereitetes Biogas aus Siedlungsabfällen, Gülle, Klärschlamm, Mais, Doppelkulturen (Gerste/Mais)	TRL 9 [253]
	Basierend auf Holz via Vergasung Erneuerbarem Strom	TRL 8 [253] TRL 9 [253]

Abkürzungen: hydriertes Pflanzenöl (HVO), Fettsäuremethylester (FAME), Fischer-Tropsch (FT), *Methanol to Gasoline* (MtG), Dimethylether (DME), Oxymethylenether (OME), komprimiertes Erdgas (CNG), *Compressed Biomethane* (Deutsch: komprimiertes Biomethan) (CBM), *Synthetic Natural Gas* (Deutsch: synthetisches Erdgas) (SNG), *Synthetic Liquefied Natural Gas* (Deutsch: verflüssigtes synthetisiertes Erdgas) (SLNG), *Liquified biomethane* (Deutsch: verflüssigtes Biomethan) (LBM), *High Hydrogen Content Synthetic*

Paraffinic Kerosene (HHC-SPK), Hydroprocessed Esters and Fatty Acids Synthetic Paraffinic Kerosene (HEFA-SPK), Catalytic hydrothermalolysis synthetic jet fuel (CHJ), Methanol-to-Kerosene (MtK), Alcohol-to-Jet Synthetic Paraffinic Kerosene (ATH-SPK), synthesized kerosene with aromatics derived by alkylation of light aromatics from non-petroleum sources (FT-SPKA/A), Hydroprocessed Fermented Sugars to Synthetic Isoparaffins (HFS-SIP), Synthetisches paraffinisches Kerosin via Fischer-Tropsch-Prozess (FT-SPK).

Tab. A.15.: Beimischungsanteile alternativer Kraftstoffe zu konventionellem Diesel, Benzin und Kerosin.

Kraftstoff	Anwendung	Max. Beimischung laut Norm	Experimentelle Beimischung
HVO	Diesel	< 30 % erfüllt EN 590 [295]	100 % in Stadtbusse von Kuronen et al. [296]
FAME	Diesel	7 % (B7) durch DIN EN 590 [52], 6-20 % (B20) durch ASTM D7467-20a [291]	Mit Fahrzeugherstellerezulassung bis zu 10 % durch DIN EN 16734 [292], bis zu 20 und 30 % durch DIN EN 16709 [293] und bis zu 100 % durch DIN EN 14214 [294]
FT-Diesel	Diesel	35 % erfüllt EN 590 [18]; 100 % erfüllt ASTM D975-20c [289]	100 % durch DIN EN 15940 [290], 100 % [134]
MtG	Benzin	100 % erfüllt EN 228 [45]	100 % [134], [427]
FT Gasoline	Benzin	hohe Anteile erfüllen EN 228 [18]	
Methanol	Benzin	3 % durch DIN EN 228 [51]	15 % in konventionellen Motoren [287], 20 % in modernen Motoren [287]
	Diesel		15 % [298], 10 % [297]
Ethanol	Benzin	5 % (E5) und 10 % (E10) durch DIN EN 228 [51], 15 % durch ASTM D4806-13a [285]	
	Diesel		10-20 % [297]
Butanol(1/n)	Benzin	12.5 % durch ASTM D7862-13 [286]	100 % in geschlossenen Flotten [134]
	Diesel		10 % [299]; 16 % [134]; 10-20 % [297]
DME	Diesel		30 % mit kleineren Motoränderungen
Oktanol	Diesel		30 % [300]
OME ₁	Diesel		15 % im Straßentest mit Motoränderungen [301]
OME ₃₋₅	Diesel	5-7 % erfüllen EN 590 [302]	30-100 % [300]
FT-SPK	Kerosin	50 % [271]	100 % in britischen Militärflugzeugen [284], 100 % [134]
HEFA-SPK	Kerosin	50 % [271]	
HFS-SIP	Kerosin	10 % [271]	
FT-SPKA/A	Kerosin	50 % [271]	
ATJ-SPK	Kerosin	50 % [271]	100 % [283]

Tab. A.15.: Beimischungsanteile alternativer Kraftstoffe zu konventionellem Diesel, Benzin und Kerosin.

Kraftstoff		Anwendung	Max. Beimischung laut Norm	Experimentelle Beimischung
MtK		Kerosin		100 % [274]
CH-K	oder	Kerosin	50 % [271]	
CHJ				
HHC-SPK		Kerosin	10 % [271]	
oder HC- HEFA-SPK				

Tab. A.16.: Eigenschaften von Energieträgern basierend auf [45], [303]–[313].

Energieträger	Dichte in kg/m ³	Unterer Heizwert	
		Gravimetrisch in MJ/kg	Volumetrisch in MJ/m ³
Benzin	745 [303]	43,2 [303]	32184
Benzin E10	750 [303]	41,5 [303]	31125
Benzin E20	755 [303]	39,7 [303]	29974
Benzin E85 [303]	786 [303]	29,2	22951
Methanol	790 [304]	19,92 [304]	15737
Ethanol	786 [304]	26,81 [304]	21073
2-Butanol	802 [304]	33 [304]	26466
Iso-Oktanol	830 [304]	37,57 [304]	31183
Oktanol	826 [304]	37,59 [304]	31049
LPG	550 [303]	46 [303]	25300
komprimiertes Erdgas	0,79 [303]	45,1 [303]	36
CNG (200 bar)	167,75D ^a	45,1 [303]	7566
CNG (250 bar)	199,25 ^a	45,1 [303]	8986
Methan	0,6709 [305]	50 [306]	34
Methan (200 bar)	167,75 [307]	50 [306]	8388
Methan (250 bar)	199,25 [307]	50 [306]	9963
Methan (liquid)	422 [308]	50 [306]	21100
verflüssigtes Erdgas	422 ^b	50 ^c	21100
Diesel	832 [303]	43,1 [303]	35859
Diesel B7	836 [303]	42,7 [303]	35697
Fettsäuremethylester (FAME)	890 [303]	37,2 [303]	33108
Fischer-Tropsch Diesel	780 [303]	44 [303]	34320
hydriertes Pflanzen- öl (HVO)	780 [303]	44 [303]	34320
<i>Methanol to Gasoline</i> (MtG)	640 [45]	43,49 [45]	27834
Oxymethylenether ₁ (OME)	860	22,44	19298
OME ₃₋₅ (A) ^d	1047,17 [45], [309]	18,68 [45], [309]	19530 [45], [309]
OME ₃₋₅ (B) ^d	1049,94 [45], [309]	18,62 [45], [309]	19530 [45], [309]
OME ₃₋₅ (C) ^d	1049,55 [45], [309]	18,61 [45], [309]	19536 [45], [309]
Dimethylether (DME)	670 [309]	27,33	18311 [309]
Wasserstoff (H ₂)	0,083 [303]	120,1 [303]	10
H ₂ (200 bar)	14,5 [310]	120,1 [303]	1741
H ₂ (350 bar)	23,3 [310]	120,1 [303]	2798
H ₂ (700 bar)	39,3 [310]	120,1 [303]	4720
H ₂ (flüssig)	70,8 [310]	120,1 [303]	8495 [310]
Li-Ion (verfügbar)	-	0,936 [311]	2635 [311]
Li-Ion (zukünftig)	-	1,71 [311]	4680 [311]
Jet A-1/Jet A	775-840 [312]	42,8 [312]	33170-35952
Fischer-Tropsch Kerosin	739,5 [45]	44,2 [45]	32686
Schweröl (HFO)	935-1020 [313]	42 [313]	39270-42840

Anmerkungen. ^a Annahme: Dichte identisch zur Dichte von Methan; ^b Annahme: Dichte identisch zur Dichte von flüssigem Methan; ^c Annahme: Heizwert identisch zum Heizwert von Methan; ^d Zusammensetzung nach Schemme et al. [45], Dichte und Heizwerte von Oxymethylenether₁ bis Oxymethylenether₆ nach Liu et al. [309].

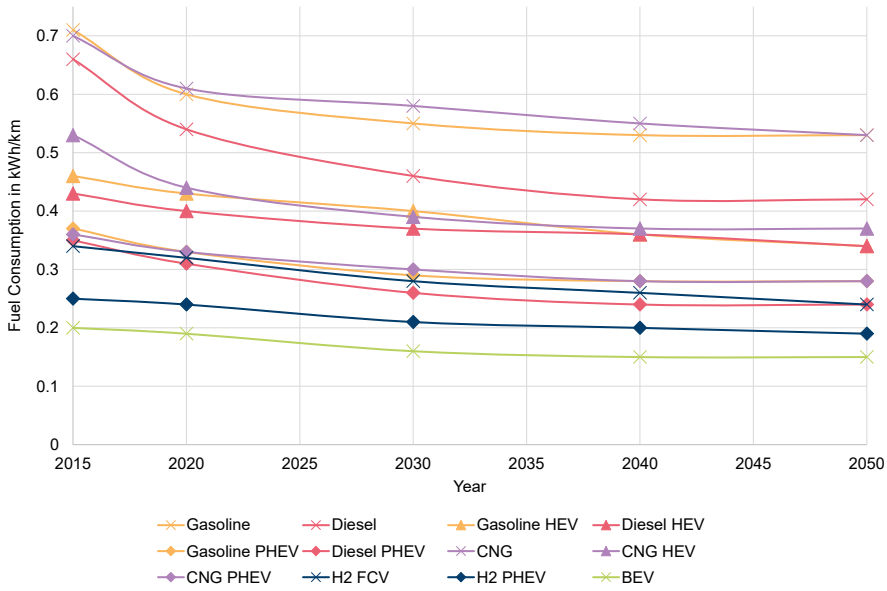


Abb. A.7.: Kraftstoffverbrauch von PKW von 2015 bis 2050 basierend auf Helgeson und Peter [322].
Abkürzungen: komprimiertes Erdgas (CNG), Plug-in-Hybridfahrzeug (PHEV), Brennstoffzellenelektrisches Fahrzeug (FCV), Hybridfahrzeug (HEV), komprimiertes Erdgas (CNG), batterieelektrisches Fahrzeug (BEV).

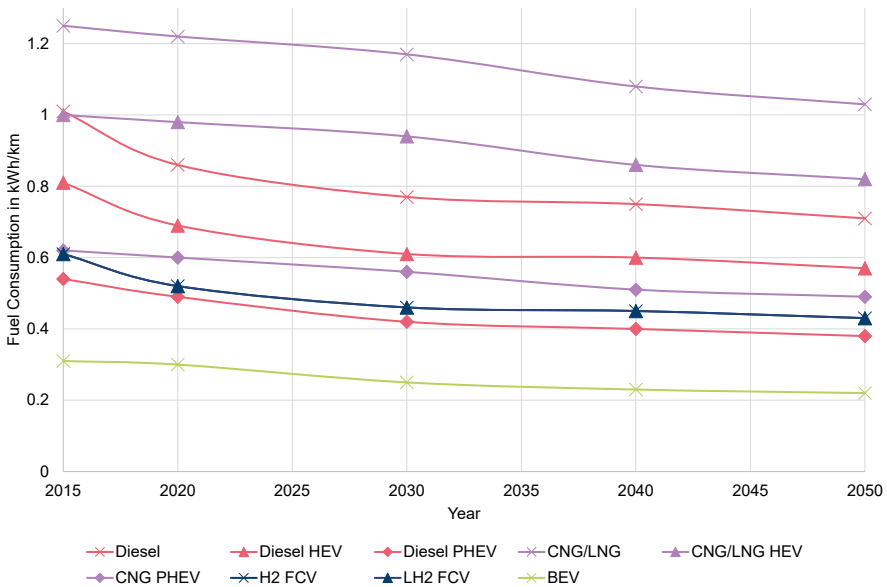


Abb. A.8.: Kraftstoffverbrauch von leichten Nutzfahrzeugen von 2015 bis 2050 basierend auf Helgeson und Peter [322].
Abkürzungen: komprimiertes Erdgas (CNG), Plug-in-Hybridfahrzeug (PHEV), Hybridfahrzeug (HEV), Brennstoffzellenelektrisches Fahrzeug (FCV), flüssiger Wasserstoff (LH2), verflüssigtes Erdgas (LNG), batterieelektrisches Fahrzeug (BEV).

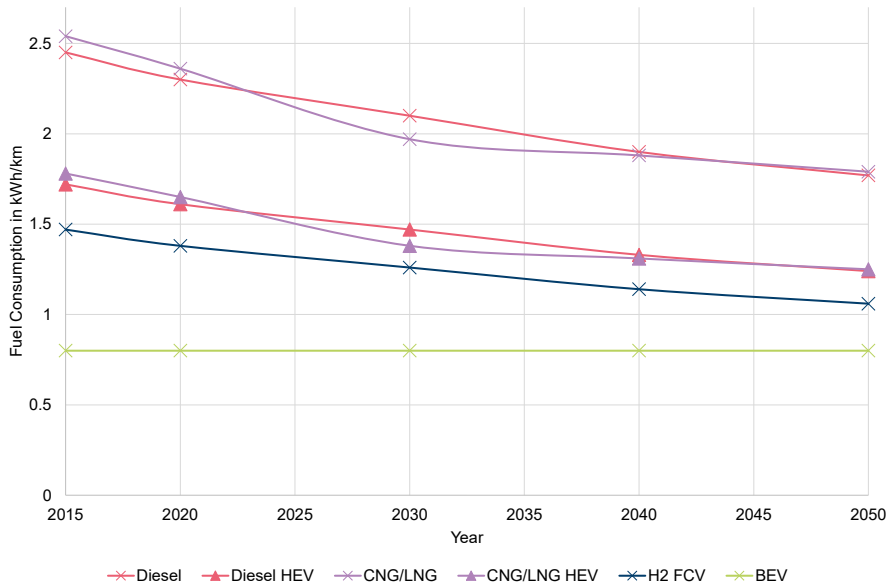


Abb. A.9.: Kraftstoffverbrauch von schweren Nutzfahrzeugen von 2015 bis 2050 basierend auf Helgeson und Peter [322]. *Abkürzungen:* Hybridfahrzeug (HEV), komprimiertes Erdgas (CNG), verflüssigtes Erdgas (LNG), brennstoffzellenelektrisches Fahrzeug (FCV), batterieelektrisches Fahrzeug (BEV).

Tab. A.17.: Treibhauspotentiale von Energieträgern.

Energieträger	Treibhauspotential
Dimethylether (DME)	0,3 [332]
komprimiertes Erdgas (CNG)	Methan: 28 [428]
verflüssigtes Erdgas (LNG)	Methan: 28 [428]
	Ethan : 6 [429]
	Propan: 3 [429]
Autogas (LPG)	Propen: 2 [429]
	Butan: 4 [429]
	Iso-Butan: 3 [429]

A.3. Ergänzende Informationen zum Kapitel Modellentwicklung

Tab. A.18.: Berechnete mittlere Fahrleistungen der unterschiedlichen Fahrzeuge im Straßenverkehr auf den unterschiedlichen Straßenkategorien in 2014 basierend Bäumer et al. [49]

Fahrzeugklasse	Bundes- autobahn	Bundes- straße	Landes- straße	Kreis- straße	Sonstige Straße
	Spezifische Fahrleistung in Tsd. Fzg.-km/km _{Straße}				
Krafträder	142,36	73,04	52,93	27,71	9,49
Personenkraftwagen	13044,87	3655,42	1349,90	664,48	189,50
Lieferwagen	1467,35	318,61	92,39	46,00	13,84
Kraftomnibusse	46,39	22,38	11,70	5,96	2,55
Lastkraftwagen ohne Anhänger	546,02	152,71	35,62	19,73	7,61
Lastkraftwagen mit Anhänger	869,97	70,83	9,73	6,35	1,97
Sattelzugmaschinen	1279,67	130,41	19,82	10,46	3,26
Sonstige Kraftfahrzeuge	151,15	18,64	6,78	3,04	0,42

Tab. A.19.: Entwickelte Faktoren des MLR-Modells für Kreise für die Fahrzeugklassen PKW, leichte Nutzfahrzeuge (LNF), schwere Nutzfahrzeuge (SNF) und Krafträder (KR) des Straßenverkehrs.

	PKW	LNF	SNF	KR
Konstante	64983739,28	4637194,93	-16243470,8	3247020,33
Einwohner-Faktor in Fzg.-km/Einwohner	7763,2564	539,196836	358,361315	116,079498
Bruttoinlandsprodukt-Faktor in Fzg.-km/€	162113,963	7680,35148	21411,4749	-3025,5278
Erwerbstätige-Faktor in Fzg.-km/Person	-482214,394	-36814,3096	774272,205	-208636,177
Arbeitnehmerentgelt-Faktor in Fzg.-km/€	-377274,327	-18161,3649	-60616,9331	7254,61467
Verfügbares Einkommen der privaten Haushalte-Faktor in Fzg.-km/€	-57805,9023	-8892,20945	-13548,5766	3965,89921
Länge Bundesautobahnen-Faktor in Fzg.-km/Straßen-km	12876,6589	952,896711	3586,64826	-499,302805
Länge Bundesstraßen-Faktor in Fzg.-km/Straßen-km	-1809,54736	-159,794449	-501,886538	-45,4313088
Länge Landesstraßen-Faktor in Fzg.-km/Straßen-km	-1538,11003	-69,7377254	3,16930555	-12,5904535
Länge Kreisstraßen-Faktor in Fzg.-km/Straßen-km	929,761541	55,5745532	66,5582252	17,1997111
Kreisflächen-Faktor in Fzg.-km/km ²	0,11278965	0,00502208	-0,00576069	0,00878347
Stadtgebietsflächen-Faktor in Fzg.-km/km ²	9,52668263	0,27102539	2,41239112	-0,05112305

Tab. A.20.: Entwickelte Faktoren des MLR-Modells für Gemeinden für die Fahrzeugklassen PKW, leichte Nutzfahrzeuge (LNF), schwere Nutzfahrzeuge (SNF) und Krafträder (KR) des Straßenverkehrs.

	PKW	LNF	SNF	KR
Konstante	0	0	0	0
Einwohner-Faktor in Fzg.-km/Einwohner	14334,6994	517,465929	145,675578	1015,96225
Länge Bundesautobahnen-Faktor in Fzg.-km/Straßen-km	-1610,08132	-113,185631	-19,1367391	-188,520668
Länge Bundesstraßen-Faktor in Fzg.-km/Straßen-km	-1604,25751	-99,1037226	-26,4627542	-170,751174
Länge Landesstraßen-Faktor in Fzg.-km/Straßen-km	0,84721998	-8,97311848	5,02221861	-23,0606521
Länge Kreisstraßen-Faktor in Fzg.-km/Straßen-km	0,89678686	0,05095976	0,01846758	0,09889767
Kreisflächen-Faktor in Fzg.-km/km ²	-2,34217574	0,00666255	-0,12268202	0,57213737
Stadtgebietsflächen-Faktor in Fzg.-km/km ²	5222,56115	204,435893	106,129116	217,633269

Fahrleistungsentwicklung des Straßenverkehrs von 2014 bis 2018

Da die entwickelte Verkehrsstärkenkarte zeitlich für das Jahr 2014 gilt, musste die Änderung der Fahrleistung von 2014 bis 2018 für den Basisfall noch berücksichtigt werden. Hierfür wurden die Daten der Dauerzählstellen in NRW [111] mit der Inländerfahrleistung nach KBA [107] und der Inlandsfahrleistung nach KBA [108] verglichen. Als Ergebnis dieser Analyse wurde eine Veränderung der Verkehrsleistung von 2014 bis 2018 von 3,09 % für PKW, 2,59 % für Krafträder, 20,91 % für leichte Nutzfahrzeuge, 5,79 % für Busse und 10,81 % für LKW ermittelt. Die Analyse wird im Folgenden im Detail erläutert.

Tabelle A.21 zeigt die basierend auf den Dauerzählstationen berechneten Werte im Vergleich mit den Literaturwerten.

Tab. A.21.: Vergleich der Auswertung der Dauerzählstellen in NRW zur Ermittlung der Fahrleistungsentwicklung 2014-2018 basierend auf MWEBWV NRW [102] und VM NRW [111] mit KBA [107] und KBA [108]. Die verwendeten Werte sind Fett markiert.

Fahrzeugklasse	Dauerzählstellen + Streckenabschnitte	Lokal Dauerzählstellen	VK2019 [107] (Inländer)	LKW EU [108] (Inlands)
PKW	3,77 %	4,07 %	3,09 %	
Krafträder	5,09 %	13,83 %	2,59 %	
leichte Nutzfahrzeuge (LNF)	4,58 %	14,79 %	20,91 %	
Busse	-9,61 %	12,17 %	5,79 %	
LKW ohne Anhänger	5,11 %	3,36 %	-0,36 %	10,81 %
LKW mit Anhänger	-22,46 %	-1,82 %	-0,36 %	10,81 %
Sattelzugmaschinen	-3,94 %	12,86 %	6,74 %	10,81 %
Sonstige Kraftfahrzeuge	-4,42 %	105,67 %	-17,64 %	

Die Dauerzählstellen in NRW wurden mit zwei unterschiedlichen Methoden verglichen, wobei bei beiden Methoden die Annahme getroffen wurde, dass die Änderung der Fahrleistung an diesen Zählstellen übertragbar ist auf alle Straßen in NRW. Des Weiteren wurden nur Zählstellen berücksichtigt, für welche in beiden Datensätzen vom MWEBWV NRW [102] bzw. vom VM NRW [111] valide Werte für die jeweilige Fahrzeugklassen vorhanden sind. Bei der Methode *Dauerzählstellen + Streckenabschnitte* wurden die an der Dauerzählstelle gezählten Fahrzeuge zur Ermittlung der Fahrleistungen mit den zugeordneten Streckenabschnitten aus BAST [101] verknüpft. So wurden die Fahrleistungen für 549 km Bundesautobahn, 248 km Bundesstraße, 168 km Landesstraße und 4 km Kreisstraße ermittelt für die Jahre 2014 und 2018. Anschließend wurde die Summe der Fahrleistungen der jeweiligen Klasse ermittelt und die Änderung von 2018 in Bezug auf das Referenzjahr 2014 berechnet. Bei der Methode *Lokal Dauerzählstellen* hingegen wurde die Änderung von 2014 auf 2018 lokal an jeder Dauerzählstelle berechnet und anschließend das arithmetische Mittel der Änderungswerte berechnet. Bei dieser zweiten Methode hat die Streckenlänge keine Auswirkung auf die berechneten Werte. Die Spalte *VK2019* zeigt die Änderung der Inländer-Fahrleistung nach KBA [107] (vgl. Tabelle A.21). In dieser Quelle ist keine Differenzierung nach LKW mit und ohne Anhänger vorhanden, so dass ein gemeinsamer Wert für diese ermittelt wurde. Die Spalte *LKW EU* in Tabelle A.21 zeigt die Änderung der Inlandsfahrleistung nach KBA [108]. LKW sind in dieser Quelle als LKW mit und ohne Anhänger sowie Sattelzugmaschinen mit und ohne Auflieger definiert. Auffällig ist, dass die Fahrleistung der europäischen LKW für das Jahr 2014 (39.567 Mio. km) der Fahrleistung von LKW mit und ohne Anhänger aus der Studie Fahrleistungserhebung 2014 [49] (39.012 Mio. km) entsprechen. Des Weiteren sind in der Studie von KBA [108] nur die Fahrleistungen bis einschließlich 2017 vorhanden. Es wurde die Annahme getroffen, dass die jährliche Änderung von 2017 auf 2018 der jährlichen Änderung von 2016 auf 2017 entspricht.

Die Methode *Lokal Dauerzählstellen* zur Auswertung der Dauerzählstellen ist im Rahmen dieser Arbeit sinnvoller als die Methode *Dauerzählstellen + Streckenabschnitte*, da die räumliche Verteilung von Fahrleistungen als zeitlich konstant angenommen wird. Bei der Methode *Lokal Dauerzählstellen* fällt der unrealistisch hohe Wert für sonstige Fahrzeuge auf. Dieser entsteht durch sehr große Unterschiede einzelner Messstellen. Da sonstige Fahrzeuge aus landwirtschaftlichen Zugmaschinen, sonstigen Kraftfahrzeugen wie Einsatzfahrzeugen von Polizei oder Feuerwehr und nicht klassifizierten Fahrzeugen bestehen, könnten diese großen Änderungen mutmaßlich durch Ereignisse wie die Bauerndemonstration 2018, Großeinsätze von Feuerwehr und Polizei oder durch Erfassungsfehler entstanden sein. Nach Bäumler et al. [49] betrug der Anteil an ausländischen Kraftfahrzeugen an der Fahrleistung der sonstigen Fahrzeuge 2014 nur 6,7 %. Deshalb wird für die Fahrleistungsentwicklung der Wert aus Verkehr in Kilometern 2019 [107] verwendet. Bei der Änderung der Fahrleistung für PKW liegen die Werte von *Dauerzählstellen + Streckenabschnitte*, *Lokal Dauerzählstellen* und *VK2019* in derselben Größenordnung. Der Anteil an ausländischen Fahrzeugen liegt bei PKW bei 3,5 % und PKW (ohne Anhänger) fahren nur 28 % ihrer Fahrleistung auf Autobahnen [49]. Da die Dauerzählstellen größtenteils auf Autobahnen stehen und der Anteil ausländischer Fahrzeuge bei der Entwicklung vernachlässigt werden kann, wird für die Änderung der Fahrleistung der PKW der Wert der Studie VK2019 [107] verwendet (vgl. Tabelle A.21). Bei Krafträdern verhält es sich analog zu PKW, da Krafträder nur 11 % ihrer Fahrleistung auf Autobahnen erbringen [49]. Deshalb wird auch für Krafträder der Wert aus VK2019 [107] verwendet. An dieser Stelle ist anzumerken, dass der Anteil ausländischer Krafträder nach Bäumler et al. [49] bei 9,1 % liegt. Lieferwagen fahren zu 37 % auf Autobahnen, zu 23 % auf Bundesstraßen und zu 16 % auf sonstigen Straßen [49]. Nach Bäumler et al. [49] beträgt der Anteil an ausländischen Fahrzeugen bei Lieferwagen 5,7 % insgesamt und 10,4 % auf Autobahnen. Nach Buthe et al. [112] führt der zunehmende Online-Handel zu einer Zunahme der Kurier-Express- und Paketdienste. Hinweise für die Zunahme der Fahrleistung von Lieferwagen sind die Zunahme der Bestandszahlen von Lieferwagen von 2014 auf 2018 von 19 % und die Zunahme der LKW Bestände der Haltergruppe Verkehr und Lagerei von 20 % im Zeitraum 2014 bis 2018 [113], [114]. Trotz der moderat hohen Fahrleistung auf Autobahnen und Bundesstraßen im Jahr 2014 und dem moderaten Anteil an ausländischen Fahrzeugen auf den Autobahnen wurde hier der Wert für die Inländerfahrleistung KBA [107] gewählt. Hingegen wird bei der verwendeten Methode *Lokal Dauerzählstellen* ein möglicher höherer Anstieg des Lieferverkehrs mit Lieferwagen in Stadtgebieten vernachlässigt. Busse fahren nur 13 % auf Bundesautobahnen, aber 34 % auf sonstigen Straßen, welche sich größtenteils in Stadtgebieten befinden. Des Weiteren beträgt der Anteil an ausländischen Fahrzeugen bei Bussen nach Bäumler et al. [49] nur 5,4 % insgesamt (21 % auf Autobahnen, diese kann aufgrund der geringen Fahrleistung auf Autobahnen aber vernachlässigt werden). Deshalb wird für Busse die Änderung der Inländerfahrleistung nach KBA [107] verwendet. Bei LKW ohne Anhänger, LKW mit Anhänger und Sattelzugmaschinen beträgt der Anteil der Fahrleistung auf Autobahnen 32 %, 68 % und 63 %, der Anteil ausländischer Kfz an der Fahrleistung auf Autobahnen 20,7 %, 35,7 % und 41,4 % und der Anteil ausländischer Kfz an der Fahrleistung insgesamt 9,1 %, 27,1 % und 31,7 % [49]. Die Inländerfahrleistung nach KBA [107] sollte hier also nicht verwendet werden. Die Fahrleistungsänderung nach KBA [108] (*LKW EU*) für LKW ohne und mit Anhänger, 10,81 %, weicht sehr stark von den berechneten Fahrleistungsänderungen nach *Lokal Dauerzählstellen*, 3,36 % und -1,82 %, ab. Eine mögliche Erklärung ist eine starke Zunahme der Fahrleistung von LKW auf Kreisstraßen und sonstigen Straßen (Innenstädten), welche von der Methode *Lokal Dauerzählstellen* nicht erfasst werden. Der Anteil der Fahrleistung von LKW ohne und mit Anhängern beträgt auf Kreisstraßen 8 % und 4 % und auf sonstigen Straßen 20 % und 7 %. Post und Pakete (Güterposition sonstige Produkte) hatten 2014 einen Anteil an der Verkehrsleistung von deutschen LKW als auch europäischen LKW von 18 % und 2018 bzw. 2017⁷ von 22 % [109], [110]. Die gesamte Verkehrsleistung von deutschen LKW und europäischen LKW stieg 2014 bis 2018 um 2,14 % und 11 %, während die

⁷für europäische LKW war zum Zeitpunkt der Bearbeitung noch kein Wert für 2018 veröffentlicht

Verkehrsleistung der Güterposition Post und Pakete um 21 % und 28 % stieg [109], [110]. Dies ist ein Hinweis auf die eventuelle Zunahme von Fahrleistungen der LKW in Stadtgebieten, sonstigen Straßen und Kreisstraßen. Deshalb wurden die Werte aus KBA [108] (*LKW EU*) verwendet für LKW ohne Anhänger und LKW mit Anhänger. Wie bereits erwähnt, berücksichtigt Lastkraftfahrzeuge aus der EU-28 [108] wahrscheinlich keine Sattelzugmaschinen. Deshalb wird die berechnete Änderung der Fahrleistung mit der Methode *Lokal Dauerzählstellen* verwendet (vgl. Tabelle A.21). Des Weiteren fahren Sattelzugmaschinen zu 63 % auf Autobahnen und der Anteil an ausländischen Fahrzeugen beträgt 31,7 % insgesamt beziehungsweise 41,4 % auf Autobahnen [49]. Die in dieser Arbeit verwendeten Werte sind in Tabelle A.21 Fett markiert.

Berechnung der durchschnittlichen Streckenweiten im städtischen Gebiet für PKW, Krafträder und leichte Nutzfahrzeuge

Die durchschnittliche innerstädtische Streckenlänge für PKW wurde basierend auf Mobilität in Deutschland 2017 (MiD 2017 [358]) berechnet. Über Gleichung A.4 wurde mit einer Fahrleistung Γ von 2065 Mio. PKW/Tag, einer Fahrtenanzahl $N_{Fahrten}$ von 168 Mio. Fahrten/Tag in städtischen Gebieten und einer Auslastung α von 1,5 Personen/PKW die durchschnittliche Streckenlänge $L_{\emptyset,urban}$ von 8,19 km/Strecke berechnet.

$$\frac{\Gamma}{N_{Fahrten}} \cdot \alpha = L_{\emptyset,urban} \quad (A.4)$$

Für die Berechnung der durchschnittlich Streckenlängen von Krafträdern und leichten Nutzfahrzeugen wurde angenommen, dass die durchschnittliche Streckenlänge in allen Gebieten zu jener im Stadtgebiet proportional ist. Die durchschnittlichen Streckenlängen $L_{\emptyset,total}$ von 36,89 km/Strecke, 30,07 km/Strecke und 23,14 km/Strecke wurden basierend auf Kraftfahrzeuge in Deutschland 2010 (KiD 2010 [224]) berechnet. Die durchschnittlichen Streckenweiten $L_{\emptyset,urban}$ von 5,14 km/Strecke und 6,68 km/Strecke wurden anschließend über Gleichung A.5 berechnet.

$$\frac{L_{\emptyset,urban,PC}}{L_{\emptyset,total,PC}} = \frac{L_{\emptyset,urban,MC}}{L_{\emptyset,total,MC}} = \frac{L_{\emptyset,urban,LDV}}{L_{\emptyset,total,LDV}} \quad (A.5)$$

Tab. A.22.: Übersicht der unterschiedlichen Fahrzeugklassen des Straßenverkehrs im Emissionsmodell, in HBEFA 4.1 und im Verkehrsleistungs-S-Kurven-Modell nach Decker [50].

Emissionsmodell	HBEFA 4.1	S-Kurven Modell
KR	≤ 50 ccm ≤ 250 ccm >250 ccm	
PKW	nicht spezifiziert	PKW
LNF	M+N1-I N1-II N1-III	LNF
Busse	>18 t Midi ≤ 15 t $>15-18$ t	K-Bus XS-Bus M-Bus XL-Bus R-Bus L-Bus
LKW o. Anh.	LKW $\leq 7,5$ t	HDV 6000
LKW m. Anh.	LKW $>7,5-12$ t	HDV 7500
SZ	LKW $>12-14$ t	HDV 12000
	LKW $>14-20$ t	HDV 20000
	LKW $>20-26$ t	HDV 26000
	LKW $>26-28$ t	SZ
	LKW $>28-32$ t	sonstige ZM
	LKW >32 t	
	LZ/SZ $\leq 7,5$ t	
	LZ/SZ $>7,5-12$ t	
	LZ/SZ $>12-14$ t	
	LZ/SZ $>14-20$ t	
	LZ/SZ $>20-28$ t	
	LZ/SZ $>28-34$ t	
	LZ/SZ $>34-40$ t	
	LZ/SZ $>40-50$ t	
	LZ/SZ $>50-60$ t	
	LZ/SZ >60 t	
	LKW >12 t	
	LZ/SZ not specified	
Sonstige Kfz.		Land- und forstwirtschaftliche Zugmaschinen

Abkürzungen: Krafträder (KR), leichte Nutzfahrzeuge (LNF), Sattelzugmaschine (SZ), Lastzug (LKW mit Anhänger) (LZ), *Heavy Duty Vehicles* (Deutsch: schwere Nutzfahrzeuge) (HDV), sonstige Zugmaschinen (ZM).

Tab. A.23.: Faktoren zur Umrechnung von LKW ohne Anhänger (engl.: *rigid trucks*) zu LKW mit Anhänger (engl.: *trailer trucks*) in Tremod und HBEFA basierend auf persönlicher Kommunikation mit Wolfram Knörr [360].

	Rigid Trucks							Trailer Trucks		
	$\leq 7,5$ t	7,5-12 t	12-14 t	14-20 t	20-26 t	26-28 t	28-32 t	>32 t	≤ 28 t	$>27-34$ t
Rigid Trucks										
$\leq 7,5$ t	0,8								0,2	
7,5-12t		0,56							0,44	
12-14t			0,56							0,44
14-20t				0,4						0,1
20-26t					0,31					0,69
26-28t						0,31				0,69
28-32t							1			
32t								1		

Tab. A.24.: Ermittelte Fahrleistungsanteile zur Überführung der Fahrleistungen aus dem S-Kurven Modell in die Klassen des Emissionsmodells.

Emissionsmodell	S-Kurven Modell	Segmente HBEFA 4.1 [118]	Anteile in Klasse
Rigid trucks	HDV 6000,	LKW $\leq 7,5$ t	56,62 %
	HDV 7500	LKW $>7,5-12$ t	15,82 %
	HDV 12000	LKW $>12-14$ t	7,91 %
	HDV 20000	LKW $>14-20$ t	
		LKW $>20-26$ t	
		LKW $>26-28$ t	
		LKW $>28-32$ t	19,65 %
		LKW >32 t	
		sonstige ZM $\leq 7,5$ t	88,14 %
		sonstige ZM $>7,5-12$ t	5,33 %
Trailer trucks	ZM	sonstige ZM $>12-14$ t	5,33 %
		sonstige ZM $>14-20$ t	0,98 %
		sonstige ZM $>20-26$ t	0,05 %
		sonstige ZM $>26-28$ t	0,03 %
	HDV 6000,	LZ $>20-28$ t	45,52 %
	HDV 7500,		
	HDV 12000	LZ $>28-34$ t	4,28 %
	HDV 20000	LZ $>34-40$ t	50,20 %
Articulated trucks	SZM	SZ $>20-28$ t	6,74 %
		SZ $>28-34$ t	1,03 %
		SZ $>34-40$ t	92,24 %

Abkürzungen: *Heavy Duty Vehicles* (Deutsch: schwere Nutzfahrzeuge) (HDV), sonstige Zugmaschinen (ZM), Sattelzugmaschinen (SZM), Lastzug (LKW mit Anhänger) (LZ), Sattelzugmaschinen (SZ), sonstige Zugmaschinen (ZM).

Tab. A.25.: Berechnete Fahrleistungen der Straßenfahrzeuge für die Jahre 2014 - 2050 für Deutschland differenziert nach Klassen.

	2014	2015	2016	2017	2018	2030	2050
	Fahrleistung in Mio. km/Jahr						
MC	17476	17588	17701	17814	17928	17476	17476
PC	600957	605545	610168	614826	619520	635656	635656
LDV	51777	54294	56933	59701	62602	72008	83571
BUSES	4550	4615	4680	4746	4814	4018	3863
RT	22391	22973	23570	24182	24811	11364	11191
TT	16622	17054	17497	17952	18418	12621	12875
AT	26245	27051	27882	28739	29621	28835	29509
OTHER	3798	3618	3447	3284	3128	3128	3128
RT ≤ 7,5 t	12677					3092	2922
RT >7,5-12 t	3542					1774	1761
RT >12-20 t	1772					1774	1765
RT >20 t	4400					4723	4744
TT >20-28 t	4963					2167	2151
TT >28-34 t	466					599	607
TT >34-40 t	5473					4134	4208
Other tractors	5720					5720	5910

Abkürzungen: *Motorcycles* (Deutsch: Krafträder) (MC), *Passenger Cars* (Deutsch: Personenkraftwagen) (PC), *Light Duty Vehicles* (Deutsch: leichte Nutzfahrzeuge) (LDV), *Rigid Trucks* (Deutsch: LKW ohne Anhänger) (RT), *Trailer Trucks* (Deutsch: LKW mit Anhänger) (TT), *Articulated Trucks* (Deutsch: Sattelzugmaschinen) (AT).

Tab. A.26.: Berechnetes Alter der unterschiedlichen Fahrzeugklassen im Straßenverkehr im Jahr 2030.

Berechnetes Zulassungsjahr der unterschiedlichen Fahrzeugklassen im Straßenverkehr im Jahr 2030.																		
	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029
Car	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056
LDV	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,074	0,075	0,079	0,079	0,080	0,083	0,086	0,083	0,086	0,088	0,092	0,094
K-Bus	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,056	0,075	0,089	0,099	0,105	0,110	0,113	0,116	0,117	0,118
HDV 6000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,097	0,098	0,099	0,099	0,100	0,101	0,101	0,102	0,102	0,102
HDV 7500	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,125	0,127	0,128	0,129	0,130	0,131	0,113	0,116
XS-Bus	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,109	0,106	0,103	0,101	0,099	0,098	0,097	0,096	0,095	0,095
HDV 12000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,125	0,125	0,125	0,125	0,125	0,125	0,125	0,125
M-Bus	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,078	0,078	0,099	0,094	0,090	0,086	0,083	0,081	0,079	0,078	0,077	0,077
HDV 20000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,156	0,154	0,186	0,177	0,167	0,160
HDV 26000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,162	0,161	0,174	0,170	0,168	0,165
XL-Bus	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,093	0,093	0,076	0,078	0,079	0,080	0,081	0,082	0,083	0,084	0,085	0,085
T-Bus	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,202	0,200	0,199	0,199	0,200
tractor unit	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,207	0,204	0,200	0,196	0,192
agri, tractor	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,081	0,081	0,089	0,087	0,085	0,084	0,083	0,082	0,082	0,082	0,082	0,081
tractor	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,102	0,101	0,101	0,101	0,100	0,100	0,099	0,099	0,099	0,098
P-Bus	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,167	0,167	0,167	0,167	0,167	0,167
RT <= 7,5t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,032	0,032	0,117	0,118	0,119	0,120	0,121	0,121	0,110	0,111
RT > 7,5-12t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,125	0,125	0,125	0,125	0,125	0,125	0,125	0,125
RT>12-14t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,156	0,154	0,186	0,177	0,167	0,160
RT>14-20t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,156	0,154	0,186	0,177	0,167	0,160
RT>20-26t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,162	0,161	0,174	0,170	0,168	0,165
RT>26-28t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,162	0,161	0,174	0,170	0,168	0,165
RT>28-32t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,162	0,161	0,174	0,170	0,168	0,165
RT>32t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,162	0,161	0,174	0,170	0,168	0,165
TT/AT <=28t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,018	0,018	0,116	0,117	0,117	0,125	0,125	0,126	0,119	0,119
TT/AT >27-34t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,155	0,155	0,186	0,177	0,167	0,160
TT/AT >34-40t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,006	0,205	0,203	0,199	0,195	0,191
TT <=28t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,018	0,019	0,119	0,120	0,120	0,123	0,123	0,124	0,117	0,117
TT >27-34t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,156	0,154	0,186	0,177	0,167	0,160
TT >34-40t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,017	0,202	0,201	0,197	0,193	0,189

Tab. A.27.: Berechnetes Alter der unterschiedlichen Fahrzeugklassen im Straßenverkehr im Jahr 2050.

	Berechnetes Zulassungsjahr der unterschiedlichen Fahrzeugklassen im Straßenverkehr im Jahr 2050.																		
	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2038	2039	2040	2041	2042	2043	2044	2045	2046	2047	2048	2049	
Car	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	
LDV	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,081	0,082	0,084	0,085	0,084	0,083	0,085	0,083	0,082	0,084	0,084	0,081	
K-Bus	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,055	0,075	0,089	0,099	0,106	0,110	0,114	0,116	0,118	0,119	
HDV 6000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,095	0,097	0,098	0,099	0,100	0,101	0,102	0,102	0,103	0,103	
HDV 7500	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,132	0,134	0,115	0,118	0,121	0,124	0,126	0,129	
XS-Bus	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,110	0,106	0,104	0,101	0,099	0,098	0,097	0,096	0,095	0,095	
HDV 12000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,125	0,125	0,125	0,125	0,125	0,125	0,125	0,125	
M-Bus	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,080	0,078	0,078	0,077	0,077	0,077	0,099	0,094	0,090	0,086	0,083	0,081	
HDV 20000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,186	0,177	0,167	0,160	0,156	0,154	
HDV 26000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,174	0,170	0,167	0,165	0,163	0,161	
XL-Bus	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,085	0,087	0,088	0,089	0,090	0,091	0,073	0,076	0,078	0,080	0,082	0,083	
T-Bus	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,196	0,197	0,199	0,202	0,206	
tractor unit	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,210	0,205	0,200	0,195	0,190	
agri. tractor	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,082	0,082	0,082	0,081	0,081	0,081	0,089	0,087	0,085	0,084	0,083	0,082	
tractor	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,103	0,102	0,102	0,101	0,100	0,100	0,099	0,098	0,098	0,097	
P-Bus	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,167	0,167	0,167	0,167	0,167	0,167	
RT <= 7,5t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,033	0,033	0,120	0,122	0,110	0,112	0,115	0,117	0,118	0,120	
RT > 7,5-12t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,125	0,125	0,125	0,125	0,125	0,125	0,125	0,125	
RT>12-14t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,186	0,177	0,167	0,160	0,156	0,154	
RT>14-20t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,186	0,177	0,167	0,160	0,156	0,154	
RT>20-26t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,174	0,170	0,167	0,165	0,163	0,161	
RT>26-28t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,174	0,170	0,167	0,165	0,163	0,161	
RT>28-32t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,174	0,170	0,167	0,165	0,163	0,161	
RT>32t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,174	0,170	0,167	0,165	0,163	0,161	
TT/AT <= 28t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,016	0,016	0,123	0,123	0,117	0,119	0,120	0,121	0,122	0,123	
TT/AT > 27-34t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,185	0,177	0,167	0,160	0,156	0,154	
TT/AT > 34-40t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,007	0,208	0,203	0,199	0,194	0,189	
TT <= 28t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,016	0,017	0,123	0,124	0,118	0,118	0,119	0,120	0,121	0,122	
TT > 27-34t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,123	0,124	0,118	0,177	0,167	0,160	0,156	0,154	
TT > 34-40t	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,020	0,205	0,201	0,196	0,191	0,187	

Tab. A.28.: Anteil der unterschiedlichen Emissionsklassen an neu zugelassenen Personenkraftwagen mit Otto- und Dieselmotor ab 2012 nach Allekotte et al. [97].

Jahr	Euro-5	Euro-6 a,b	Euro-6 c	Euro-6 d-temp	Euro-6 d
Otto					
2011	100 %	0 %			
2012	99 %	1 %			
2013	88 %	12 %			
2014	71 %	29 %			
2015	24 %	76 %			
2016		100 %			
2017		90 %	10 %		
2018		70 %	5 %	25 %	
2019			45 %	50 %	5 %
2020				80 %	20 %
2021				10 %	90 %
ab 2022					100 %
Diesel					
2011	99 %	1 %			
2012	98 %	2 %			
2013	94 %	6 %			
2014	76 %	24 %			
2015	29 %	71 %			
2016		100 %			
2017		90 %	10 %		
2018		64 %	12 %	24 %	
2019			45 %	50 %	5 %
2020				80 %	20 %
2021				10 %	90 %
ab 2022					100 %

Tab. A.29.: Anteil der unterschiedlichen Emissionsklassen an neu zugelassenen leichte Nutzfahrzeugen mit Otto- und Dieselmotor ab 2012 nach Allekotte et al. [97].

Jahr	Euro-5	Euro-6 a,b	Euro-6 c	Euro-6 d-temp	Euro-6 d
Otto					
2013	99 %	1 %			
2014	93 %	7 %			
2015	62 %	38 %			
2016	6 %	94 %			
2017		100 %			
2018		90 %	3 %	7 %	
2019		75 %	20 %	5 %	
2020			45 %	50 %	5 %
2021				80 %	20 %
2022				10 %	90 %
ab 2023					100 %
Diesel					
2013		100 %	0 %		
2014		99 %	1 %		
2015		96 %	4 %		
2016		61 %	39 %		
2017		100 %			
2018		99 %	0 %	1 %	
2019		75 %	20 %	5 %	
2020			45 %	50 %	5 %
2021				80 %	20 %
2022				10 %	90 %
ab 2023					100 %

Tab. A.30.: Anteil der unterschiedlichen Emissionsklassen an neu zugelassenen Lastkraftwagen und Sattelzugmaschinen ab 2013 nach Allekotte et al. [97].

	LKW Euro V	LKW Euro VI	SZ Euro V	SZ Euro VI
2013	89 %	11 %	70 %	30 %
2014	34 %	66 %	11 %	89 %
2015	12 %	88 %	1 %	99 %
ab 2016		100 %		100 %

Tab. A.31.: Anteil der unterschiedlichen Emissionsklassen an neu zugelassenen Reisebussen und Linienbussen ab 2011 nach Allekotte et al. [97].

	Reisebusse		Linienbusse	
	Euro V	Euro VI	Euro V	Euro VI
2011	100 %		100 %	
2012	98 %	2 %	98 %	2 %
2013	93 %	7 %	89 %	11 %
2014	31 %	69 %	15 %	85 %
2015	4 %	90 %	1 %	99 %
ab 2016		100 %		100 %

Tab. A.32.: Berechnete Emissionsfaktoren der Binnenschifffahrt für die Schadstoffe NO_x, HC, PM und CO für das Jahr 2017 differenziert nach Größenklasse und Schiffstyp.

	Größenklasse in t	CO	HC in g/kWh	NO _x	PM
Gütermotorschiffe	< 250	3,637	0,884	11,028	0,487
	251-500	3,225	0,797	10,739	0,435
	501-1000	2,704	0,680	10,631	0,370
	1001-1500	2,285	0,581	10,666	0,318
	1501-2000	2,389	0,622	10,135	0,329
	2001-3000	1,338	0,412	9,140	0,198
	3001-4000	0,815	0,318	8,322	0,132
	> 4001	0,700	0,300	7,000	0,120
Tankmotorschiff	< 250	2,416	0,625	10,132	0,331
	251-500	1,373	0,421	8,742	0,202
	501-1000	2,043	0,540	10,174	0,288
	1001-1500	1,465	0,431	9,350	0,214
	1501-2000	0,921	0,340	7,956	0,146
	2001-3000	0,870	0,328	8,172	0,140
	3001-4000	0,768	0,314	7,948	0,126
	> 4001	0,700	0,300	7,000	0,120
Schubboot	< 250	1,725	0,485	9,623	0,246
	251-500	1,666	0,471	9,679	0,239
	501-750	1,686	0,475	9,643	0,242
	751-1000	1,950	0,525	9,964	0,274
	1001-1500	1,195	0,382	9,071	0,180
	1501-2000	1,504	0,442	9,396	0,218
	2001-3000	1,252	0,393	9,131	0,187
	> 3001	1,298	0,402	9,179	0,193

Tab. A.33.: Elektrische, diesel-elektrische und diesel-hydraulische Triebwagen im Schienengüterverkehr in NRW.

Antrieb	Triebwagen
Elektrisch	115, 151, 152, 155, 185, 189, 145, 182, 101
Diesel-elektrisch	F160 AC3, ER20, R4C, 247, ERS
Diesel-hydraulisch	145, 294, EKO, ERS, 232, 203, 225, G1600, 363, 365

Annahmen bei der Modellierung der Hauptflughäfen

Flughafen Köln/Bonn Da der Flugzeugtyp A20N (auch Airbus A320 neo) neu ist, existieren noch keine Emissionsfaktoren für diesen in der Datenbank *ICAO engine emissions database* (EEDB). Für diesen Flugzeugtyp wurden deshalb die Faktoren des Flugzeugtyps A320 verwendet. Analog wurden für den Typ E145 die Faktoren des Typs E170 verwendet. Beide Maschinen werden von Embraer produziert. Da einige Flugnummern unvollständig sind, wurden bei diesen die Daten von Fluglinien der gleichen Flugstrecke verwendet. Die Annahmen sind aufgelistet in Abschnitt A.3 in Tabelle A.35, S.306. Der ermittelte Flottenmix des Flughafens Köln/Bonn ist in Abschnitt A.3 in Tabelle A.34, S.304 zusammengefasst.

Flughafen Dortmund Im Flugplan des Flughafens Dortmund wird der Flugzeugtyp 32A (auch Airbus A320-200) verwendet, für welchen keine Daten in der EEDB Datenbank vorhanden sind. Hier wurden die Emissionsfaktoren des Typs 320 (Airbus A320-100/200) verwendet. Der ermittelte Flottenmix des Flughafens Dortmund ist in Abschnitt A.3 in Tabelle A.36, S.306 zusammengefasst.

Flughafen Düsseldorf Für den Flugzeugtyp 32S (auch Airbus A319-321) wurden die Emissionsfaktoren des Typs 320 verwendet. Der ermittelte Flottenmix des Flughafens Düsseldorf ist in Abschnitt A.3 in Tabelle A.37, S.307 zusammengefasst.

Flughafen Münster/Osnabrück Für den Flugzeugtyp 32A wurde die selbe Annahme wie beim Flughafen Dortmund getroffen. Der ermittelte Flottenmix ist in Abschnitt A.3 in Tabelle A.38, S.307 zusammengefasst.

Flughafen Niederrhein Für die fehlenden Flugnummern im Flugplan des Flughafens Niederrhein wurden Annahmen getroffen, diese sind in Abschnitt A.3 in Tabelle A.39, S.308 aufgeführt. Der ermittelte Flottenmix ist in Abschnitt A.3 in Tabelle A.40, S.308 zusammengefasst.

Flughafen Paderborn Für fehlende Flugnummern wurden Daten von Fluglinien mit identischen Ziel- und Startflughäfen verwendet. Die Annahmen sind in Abschnitt A.3 in Tabelle A.42, S.309 aufgelistet. Der ermittelte Flottenmix ist in Abschnitt A.3 in Tabelle A.41, S.308 zusammengefasst.

Tab. A.34.: *Landing and Take Off* Zyklen (LTO) der unterschiedlichen Flugzeugtypen am Flughafen Köln/Bonn.

Flugzeugtyp	LTO
National	18300
319	12611
320	5645
321	44
International	50094
319	13352
320	10658
321	2859
330	66
737	52
738	22297
E145	742

Tab. A.35.: Annahmen für fehlende Flugzeugtypen am Flughafen Köln/Bonn. Die Annahmen sind die Flugnummern von Flügen, von welchen die Flugzeugtypen für die Flüge ohne Flugzeugtypen übernommen wurden.

Flugnummer	Annahme
XC 1028	Aus der Türkei, wie XC1027
XC 1028	Aus der Türkei, wie XC1028
XC 1029	Aus der Türkei, wie XC1029
XC 1029	Aus der Türkei, wie XC1030
XC 1038	Aus der Türkei, wie XC1031
XC 1039	Aus der Türkei, wie XC1032
XC 1048	Aus der Türkei, wie XC1033
XC 1049	Aus der Türkei, wie XC1034
XC 1076	Aus der Türkei, wie XC1035
XC 1076	Aus der Türkei, wie XC1036
XC 1077	Aus der Türkei, wie XC1037
XC 1077	Aus der Türkei, wie XC1038
XC 1078	Aus der Türkei, wie XC1039
XC 1079	Aus der Türkei, wie XC1040
XC 2801	Aus der Türkei, wie XC1039
XC 2802	Aus der Türkei, wie XC1040
XC 3801	Aus der Türkei, wie XC1040
XC 3802	Aus der Türkei, wie XC1040
XC 5207	Aus der Türkei, wie XC1040
XC 5207	Aus der Türkei, wie XC1041
XC 5207	Aus der Türkei, wie XC1042
XC 5208	Aus der Türkei, wie XC1043
XC 5208	Aus der Türkei, wie XC1044
XC 5208	Aus der Türkei, wie XC1045
XC 6802	Aus der Türkei, wie XC1045
XC 7801	Aus der Türkei, wie XC1045
XC 7802	Aus der Türkei, wie XC1045
XC 7801	Aus der Türkei, wie XC1045
XC 7802	Aus der Türkei, wie XC1045
XR 2842	Wie XR 1071
XR 9175	Aus Griechenland, wie XR 1021
XR 9175	Aus Griechenland, wie XR 1022
XR 9175	Aus Griechenland, wie XR 1023
XR 9176	Aus Griechenland, wie XR 1024
XR 9176	Aus Griechenland, wie XR 1025
XR 9176	Aus Griechenland, wie XR 1026
XR 9176	Aus Griechenland, wie XR 1027
AZ 442	Aus Mailand-Linate Italien Italy NEU
AZ 442	Aus Mailand-Linate Italien Italy NEU
AZ 442	Aus Mailand-Linate Italien Italy NEU
AZ 442	Aus Mailand-Linate Italien Italy NEU
AZ 443	Aus Mailand-Linate Italien Italy NEU
AZ 443	Aus Mailand-Linate Italien Italy NEU
AZ 443	Aus Mailand-Linate Italien Italy NEU
AZ 443	Aus Mailand-Linate Italien Italy NEU
EW 990	In Europa

Tab. A.35.: Annahmen für fehlende Flugzeugtypen am Flughafen Köln/Bonn. Die Annahmen sind die Flugnummern von Flügen, von welchen die Flugzeugtypen für die Flüge ohne Flugzeugtypen übernommen wurden.

Flugnummer	Annahme
EW 990	In Europa
EW 991	In Europa
EW 991	In Europa
EWG 5268	In Europa
EWG 5269	In Europa
SEK 6382	Aus Ägypten, wie XR1101
SEK 6382	Aus Ägypten, wie XR1102
SEK 6383	Aus Ägypten, wie XR1103
SEK 6383	Aus Ägypten, wie XR1104
SR 2096	Aus Spanien, wie SR4864
SR 2097	Aus Spanien, wie SR4865
SR 4280	Aus Spanien, wie R4866
SR 4281	Aus Spanien, wie SR4867

Tab. A.36.: *Landing and Take Off* Zyklen (LTO) der unterschiedlichen Flugzeugtypen am Flughafen Dortmund.

Flugzeugtyp	LTO
National	2578
319	2578
International	10209
319	993
320	5891
32A	315
73H	3010

Tab. A.37.: *Landing and Take Off* Zyklen (LTO) der unterschiedlichen Flugzeugtypen am Flughafen Düsseldorf.

Flugzeugtyp	LTO
National	17818
32S	14601
CRJ	334
DH8	2475
FRJ	408
International	57970
220	704
330	1708
350	170
380	588
737	6948
757	546
767	212
787	441
32S	32643
CNJ	84
CRJ	820
DH8	6952
EMJ	5499
ERJ	128
FRJ	380

Tab. A.38.: *Landing and Take Off* Zyklen (LTO) der unterschiedlichen Flugzeugtypen am Flughafen Münster.

Flugzeugtyp	LTO
National	3739
319	800
320	60
32A	60
CR9	2081
E95	360
J32	378
International	4046
319	39
320	1072
321	76
735	34
738	2158
32A	501
J32	166

Tab. A.39.: Annahmen für fehlende Flugzeugtypen am Flughafen Niederrhein.

Flugnummer	Annahme
XR2904	Wie XC8042 (320)
XR2904	Wie XC8042 (320)
XR2903	Wie XC8042 (320)
XR2903	Wie XC8042 (320)
XR398	Wie XC8042 (320)
XR398	Wie XC8042 (320)
XR397	Wie XC8042 (320)
XR397	Wie XC8042 (320)
XR9876	Wie XC8042 (320)
XR9876	Wie XC8042 (320)
XR9876	Wie XC8042 (320)
XR9876	Wie XC8042 (320)

Tab. A.40.: *Landing and Take Off* Zyklen (LTO) der unterschiedlichen Flugzeugtypen am Flughafen Niederrhein.

Flugzeugtyp	LTO
320	192
738	5590

Tab. A.41.: *Landing and Take Off* Zyklen (LTO) der unterschiedlichen Flugzeugtypen am Flughafen Paderborn.

Flugzeugtyp	LTO
National	2867
A319	242
A321	120
CRJ9	2505
International	3140
320	1544
737	533
738	849
A319	164
A321	50

Tab. A.42.: Annahmen für fehlende Flugzeugtypen am Flughafen Paderborn.

Flugnummer	Annahme
XR 664	Wie X3 4812 (320)
XR 364	Wie X3 4812 (320)
XR 663	Wie X3 4812 (320)
XR 363	Wie X3 4812 (320)
XR 663	Wie X3 4812 (320)
XR 363	Wie X3 4812 (320)
XC 3517	Wie X3 4812 (320)
XC 3517	Wie X3 4812 (320)
XR 664	Wie X3 4812 (320)
XR 364	Wie X3 4812 (320)
XR 663	Wie X3 4812 (320)
XR 363	Wie X3 4812 (320)
XR 663	Wie X3 4812 (320)
XR 363	Wie X3 4812 (320)
XC 3517	Wie X3 4812 (320)
XC 3517	Wie X3 4812 (320)

Tab. A.43.: Berechnete Flottenentwicklung von Passagierflugzeugen mit mehr als 100 Sitzen und von Frachtflugzeugen über 10 Tonnen Ladung des gewerblichen Flugverkehrs 2012, 2018, 2030 und 2050 und 2015 nach Bartz et al. [198].

	2012	2015 [198]	2018	2030	2050
Vor 2012	19082	19000	15487	8297	0
Ersetzte Flugzeuge	0	0	3595	10785	19082
Erweiterung der Flotte	0	0	220	11438	18072
Gesamt	19082	19000	19301	30519	37154

Tab. A.44.: Berechnete Flottenentwicklung von Passagierflugzeugen mit mehr als 100 Sitzen und von Frachtflugzeugen über 10 Tonnen Ladung des gewerblichen Flugverkehrs 2023, 2030 und 2050.

	2023	2030	2050
Vor 2023	23361	12249	0
2023-2030	0	18270	23361
2030-2050	0	0	13793

Tab. A.45.: Berechnete Flottenentwicklung des Flugverkehrs differenziert nach Flugzeugalter.

	2012	2015	2018	2023	2030	2050
Vor 2012	100.00 %	90.97 %	80.24 %	53.47 %	27.19 %	0.00 %
2012 - 2015	0.00 %	9.03 %	8.05 %	5.50 %	2.97 %	0.00 %
2015 - 2018	0.00 %	0.00 %	11.71 %	8.16 %	4.62 %	0.00 %
2018 - 2023	0.00 %	0.00 %	0.00 %	32.87 %	19.63 %	3.15 %
2023-2030	0.00 %	0.00 %	0.00 %	0.00 %	45.59 %	13.93 %
2030 - 2050	0.00 %	0.00 %	0.00 %	0.00 %	0.00 %	82.92 %

Tab. A.46.: Berechneter Kraftstoffverbrauch und berechnete NO_x- und PM-Emissionsfaktoren des gewerblichen und nicht gewerblichen Flugverkehrs.

Destatis Klasse		Kraftstoff in kg/lto	NO _x in g/lto	PM in g/lto
Gewerblich	Motorflugzeuge < 2 t	3.2	28.0	0.2
	Motorflugzeuge 2 - 5.7 t	21.6	46.0	1.1
	Motorflugzeuge 5.7 - 14 t	47.9	662.6	3.6
	Motorflugzeuge 14-20 t	91.8	1690.0	7.7
	Motorflugzeuge >20 t	385.5	9012.0	41.1
	Hubschrauber	28.4	154.1	5.0
	Luftschiffe	21.6	46.0	1.1
Nicht gewerblich	Motorflüge < 2 t einmotorig	3.2	28.0	0.2
	Motorflüge < 2 t zweimotorig	3.2	28.0	0.2
	Motorflüge 2 - 5.7 t	21.6	46.0	1.1
	Motorflüge > 5.7 t	47.9	662.6	3.6
	Hubschrauber	28.4	154.1	5.0
	Luftschiffe	21.6	46.0	1.1
	Bemannte Ballone	0.0	0.0	0.0
	Segelflüge	0.0	0.0	0.0
	Motorsegelflüge	0.0	0.0	0.0
	Ultraleichtflüge	0.0	0.0	0.0

Tab. A.47.: Angenommene Verkehrsleistungsentwicklung des nationalen und internationalen Flugverkehrs von 2010 bis 2050 in %.

	2010	2012	2015	2018	2023	2030	2050
Insgesamt	100 %	111 %	122 %	133 %	152 %	179 %	218 %
National	100 %	96 %	96 %	96 %	96 %	96 %	96 %
International	100 %	114 %	129 %	143 %	166 %	200 %	248 %

A.4. Ergänzende Informationen zum Kapitel Ergebnisse

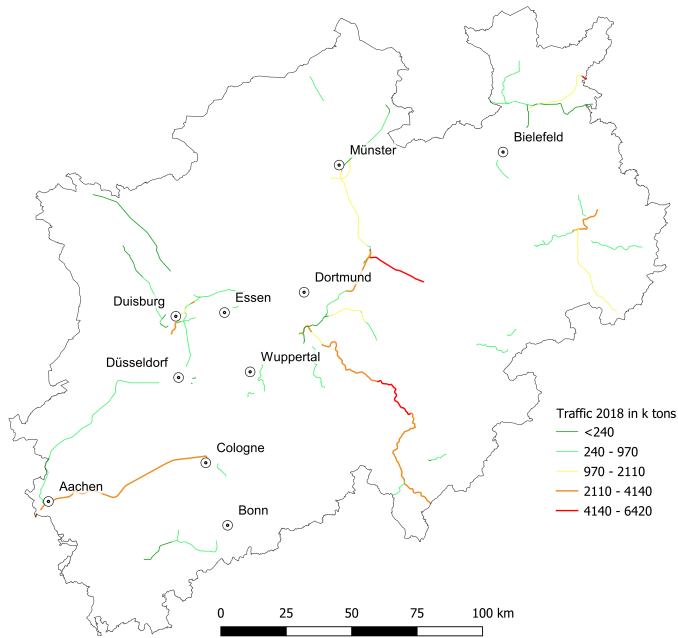


Abb. A.10.: Verkehrsleistung vom Schienengüterverkehr in NRW in 2018.

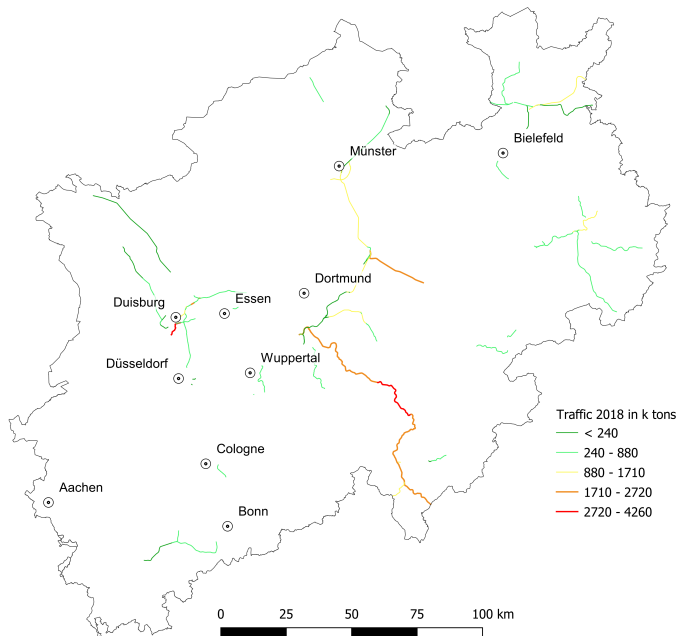


Abb. A.11.: Verkehrsleistung vom dieselbetriebenen Schienengüterverkehr in NRW in 2018.

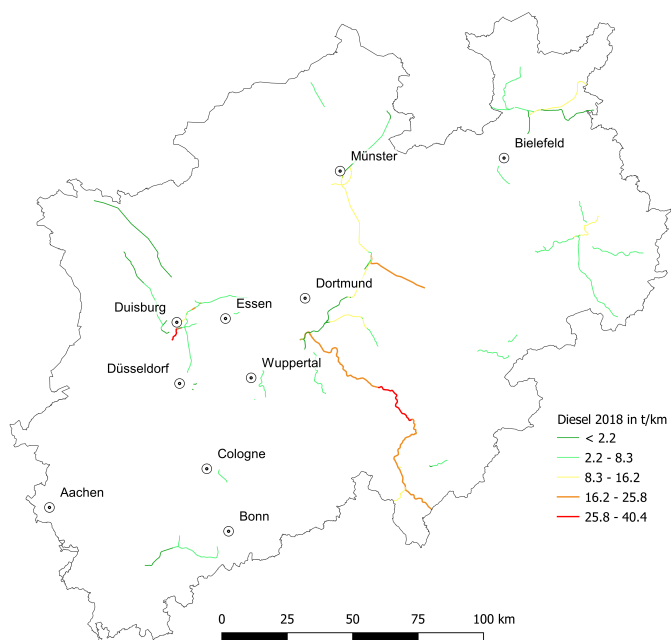


Abb. A.12.: Kraftstoffverbrauch vom dieselbetriebenen Schienengüterverkehr in NRW in 2018.

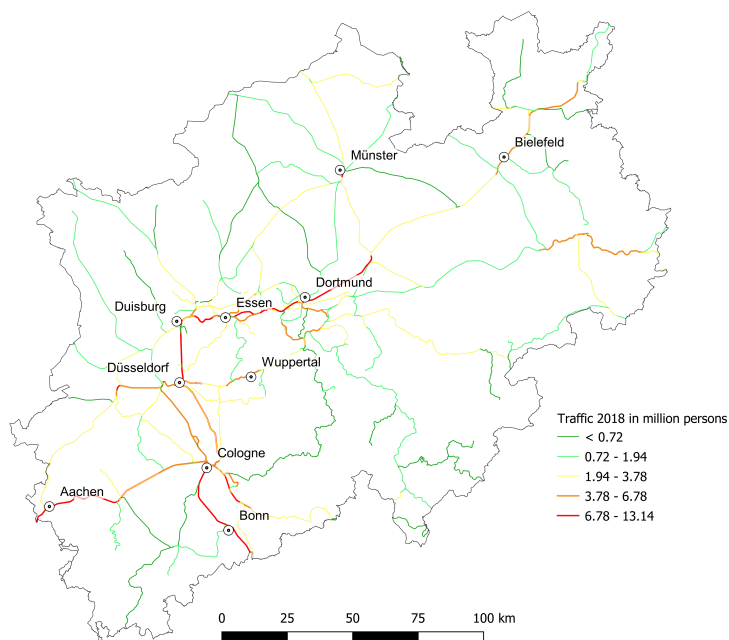


Abb. A.13.: Verkehrsleistung vom Schienenpersonennahverkehr in NRW in 2018.

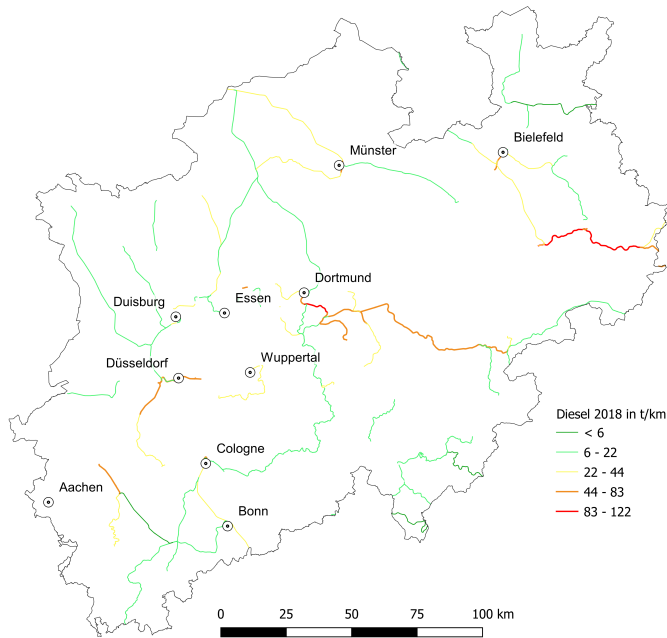


Abb. A.14.: Kraftstoffverbrauch vom dieselbetriebenen Schienenpersonennahverkehr in NRW in 2018.

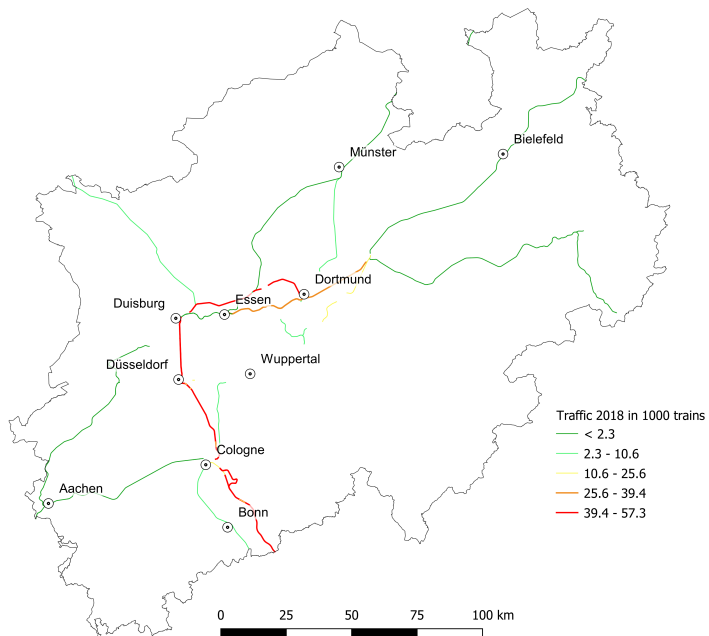


Abb. A.15.: Fahrleistung vom Schienenpersonenfernverkehr ICE in NRW in 2018.

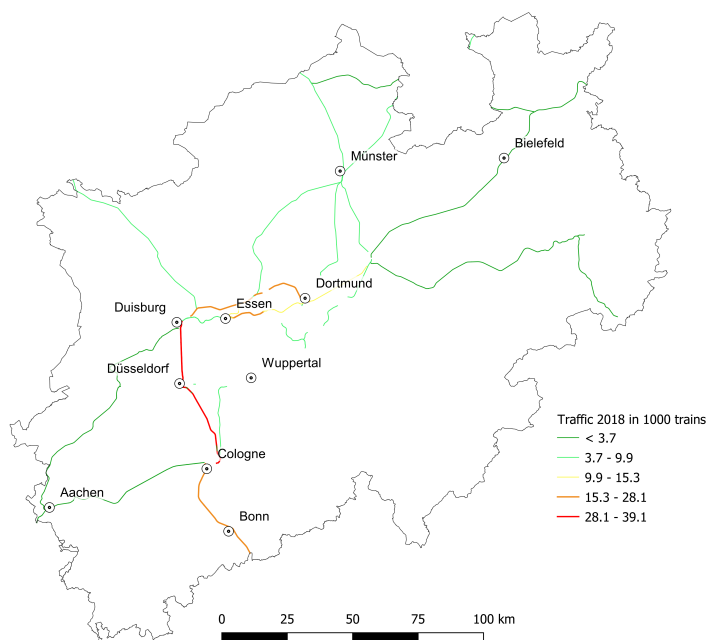


Abb. A.16.: Fahrleistung vom Schienenpersonenfernverkehr IC in NRW in 2018.

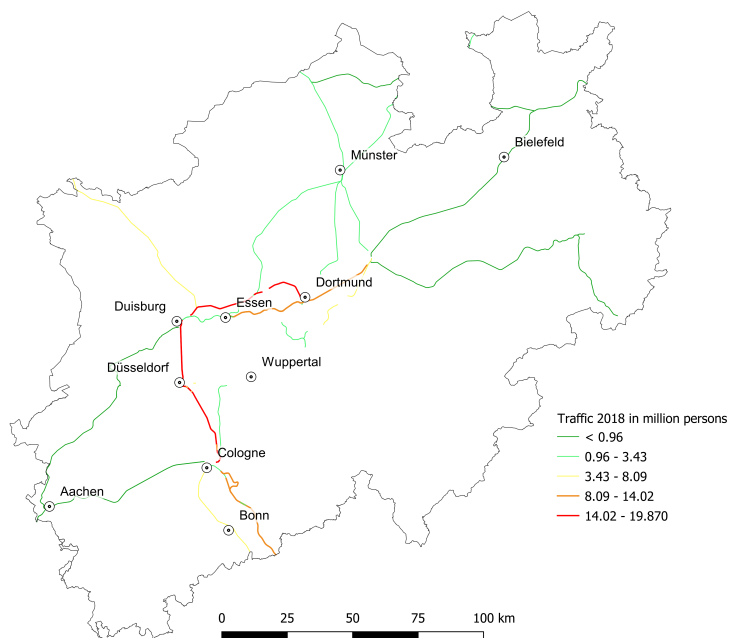


Abb. A.17.: Verkehrsleistung vom Schienenpersonenfernverkehr in NRW in 2018.

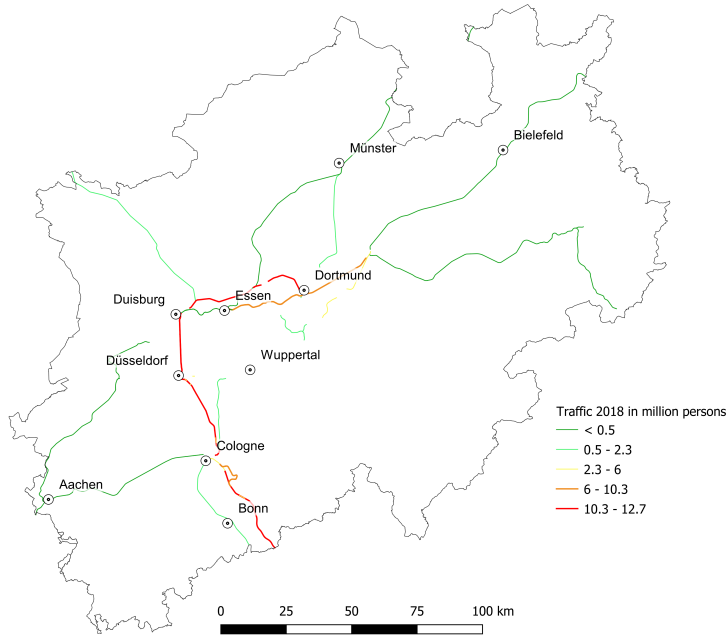


Abb. A.18.: Verkehrsleistung vom Schienenpersonenfernverkehr ICE in NRW in 2018.

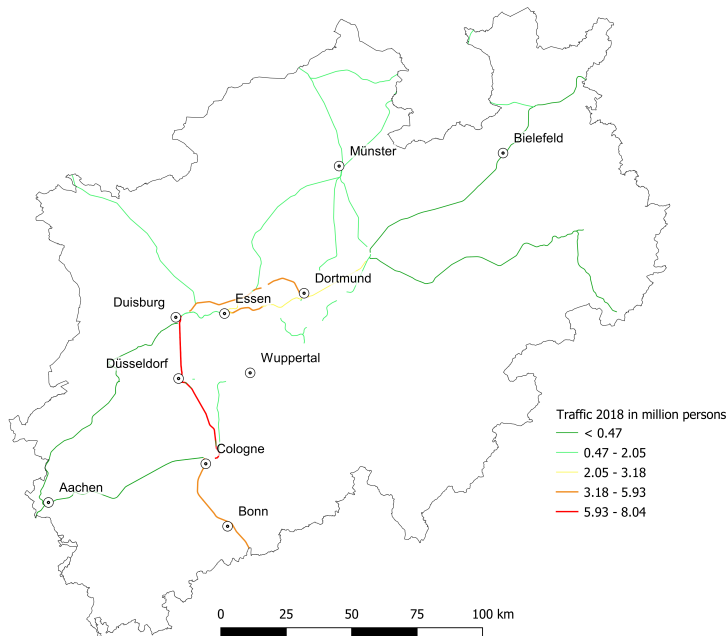


Abb. A.19.: Verkehrsleistung vom Schienenpersonenfernverkehr IC in NRW in 2018.

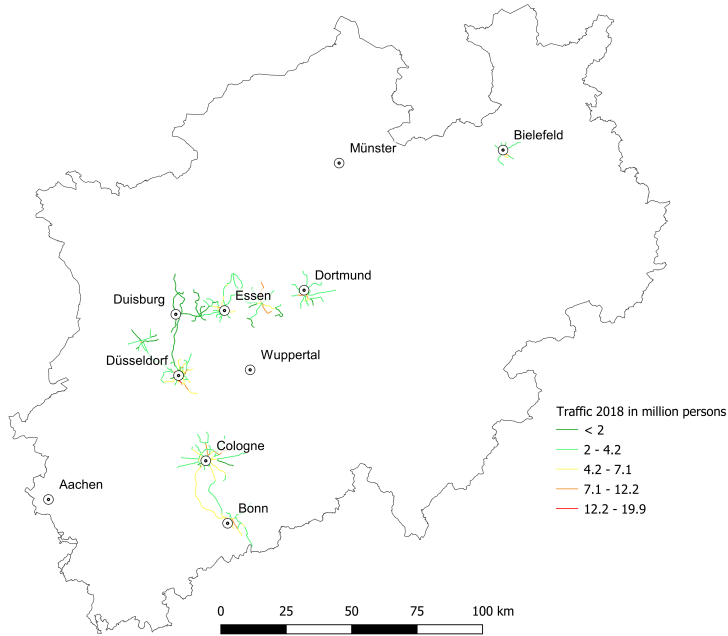


Abb. A.20.: Verkehrsleistung von U-Bahnen, Stadtbahnen und Straßenbahnen in NRW in 2018.

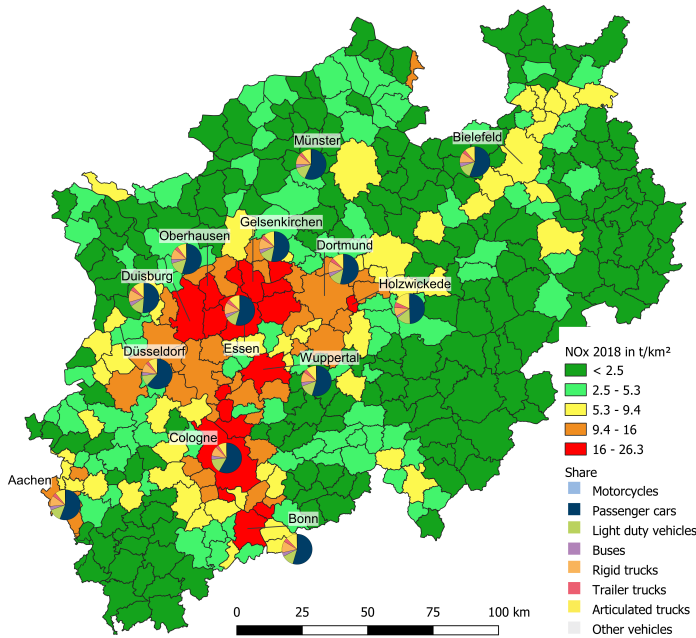


Abb. A.21.: NO_x Emissionen des Straßenverkehrs in den Gemeinden in NRW in 2018.

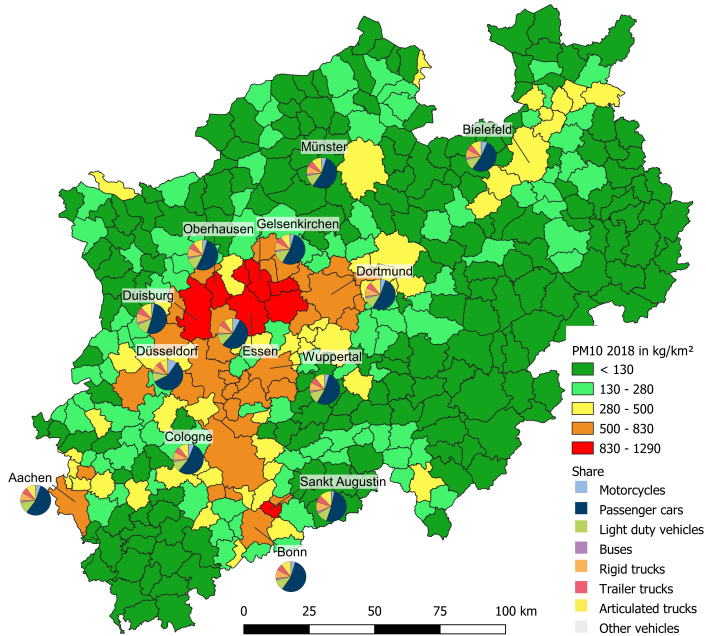


Abb. A.22.: PM10 Emissionen des Straßenverkehrs in den Gemeinden in NRW in 2018.

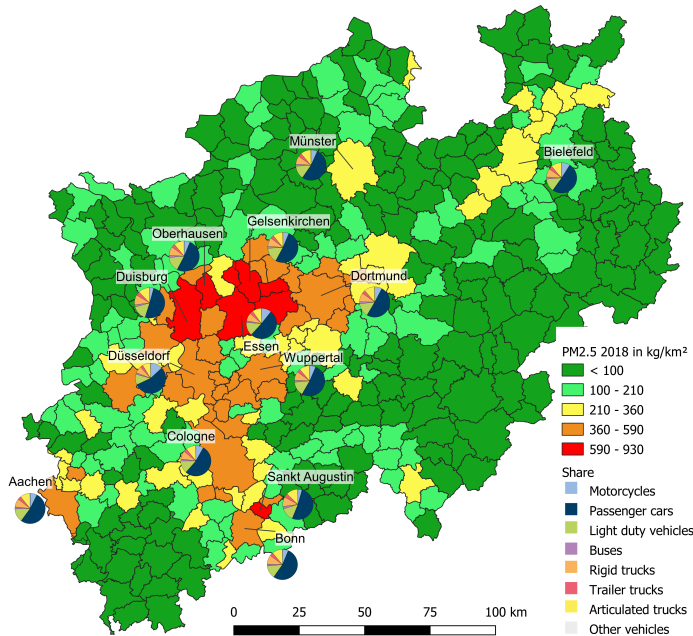


Abb. A.23.: PM2.5 Emissionen des Straßenverkehrs in den Gemeinden in NRW in 2018.

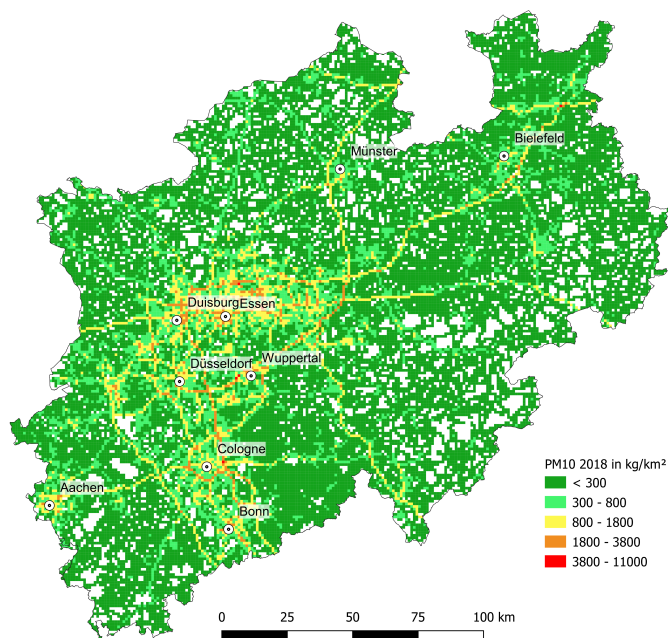


Abb. A.24.: PM10 Emissionen des Straßenverkehrs in NRW in 2018 bilanziert für ein $1\text{km} \cdot 1\text{km}$ Netz.

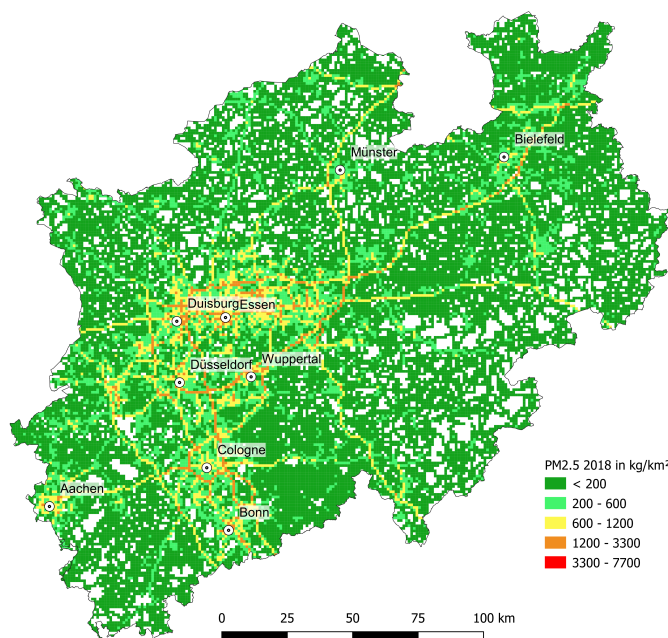


Abb. A.25.: PM2.5 Emissionen des Straßenverkehrs in NRW in 2018 bilanziert für ein $1\text{km} \cdot 1\text{km}$ Netz.

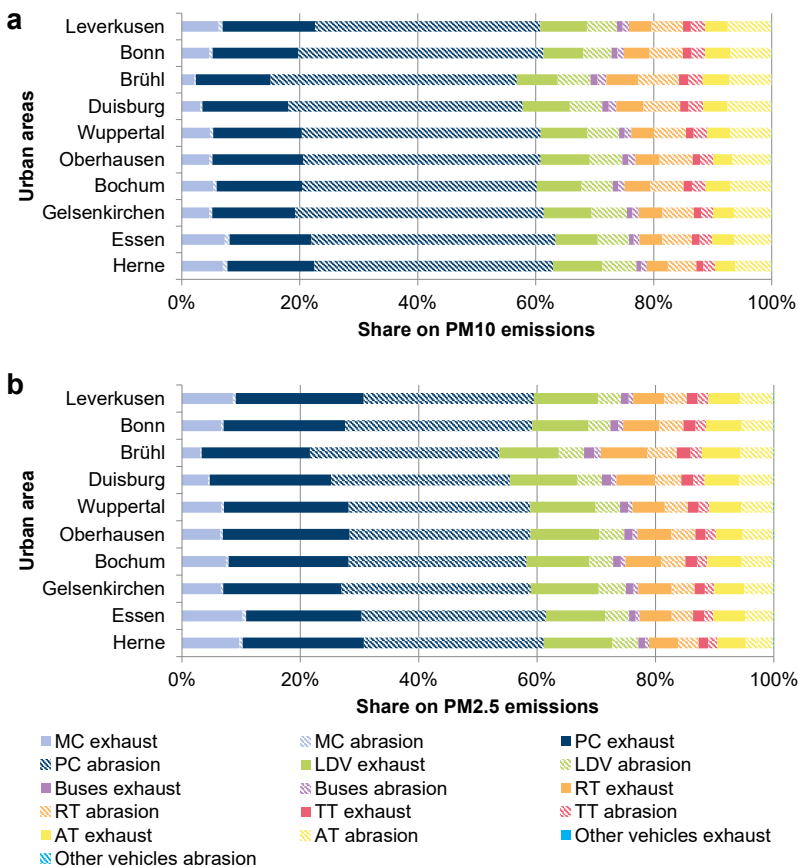


Abb. A.26.: (a) PM10- und (b) PM2.5-Emissionen des Straßenverkehrs in NRW in 2018 für die Stadtgebiete mit den höchsten spezifischen Emissionen, differenziert nach Fahrzeugklasse und verbrennungsbedingten Emissionen und Emissionen durch Abrieb. *Abkürzungen:* *Motorcycles* (Deutsch: Krafträder) (MC), *Passenger Cars* (Deutsch: Personenkraftwagen) (PC), *Light Duty Vehicles* (Deutsch: leichte Nutzfahrzeuge) (LDV), *Rigid Trucks* (Deutsch: LKW ohne Anhänger) (RT), *Trailer Trucks* (Deutsch: LKW mit Anhänger) (TT), *Articulated Trucks* (Deutsch: Sattelzugmaschinen) (AT).

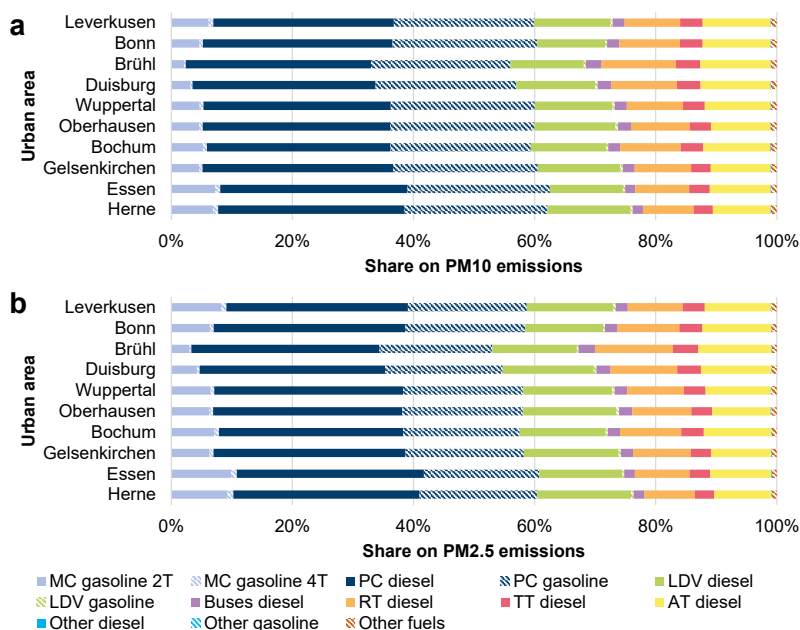


Abb. A.27.: (a) PM10- und (b) PM2.5-Emissionen des Straßenverkehrs in NRW in 2018 für die Stadtgebiete mit den höchsten spezifischen Emissionen, differenziert nach Fahrzeugklasse und Energieträger. *Abkürzungen:* *Motorcycles* (Deutsch: Krafträder) (MC), *Passenger Cars* (Deutsch: Personenkraftwagen) (PC), *Light Duty Vehicles* (Deutsch: leichte Nutzfahrzeuge) (LDV), *Rigid Trucks* (Deutsch: LKW ohne Anhänger) (RT), *Trailer Trucks* (Deutsch: LKW mit Anhänger) (TT), *Articulated Trucks* (Deutsch: Sattelzugmaschinen) (AT).

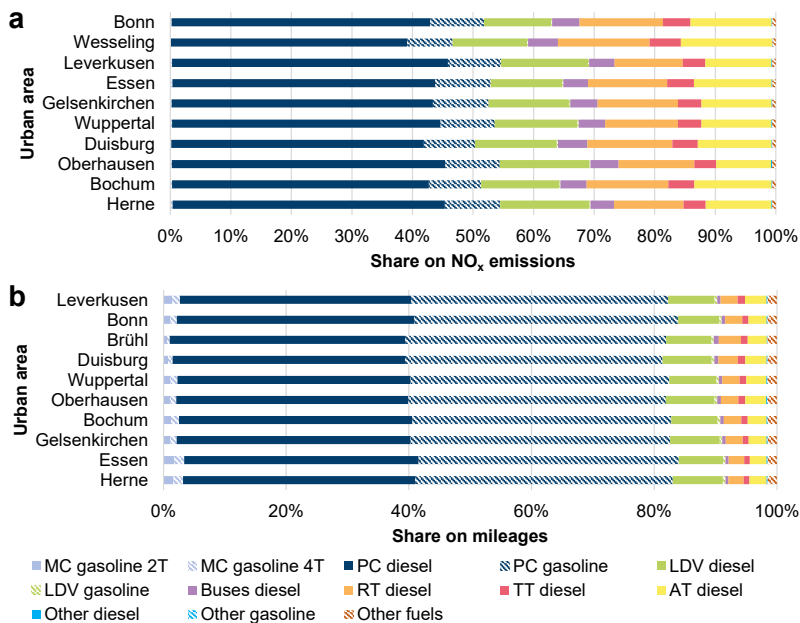


Abb. A.28.: (a) NO_x-Emissionen und (b) Fahrleistungen des Straßenverkehrs in NRW in 2018 für die Stadtgebiete mit den höchsten spezifischen Emissionen, differenziert nach Fahrzeugklasse und Energieträger. *Abkürzungen:* *Motorcycles* (Deutsch: Krafträder) (MC), *Passenger Cars* (Deutsch: Personenkraftwagen) (PC), *Light Duty Vehicles* (Deutsch: leichte Nutzfahrzeuge) (LDV), *Rigid Trucks* (Deutsch: LKW ohne Anhänger) (RT), *Trailer Trucks* (Deutsch: LKW mit Anhänger) (TT), *Articulated Trucks* (Deutsch: Sattelzugmaschinen) (AT).

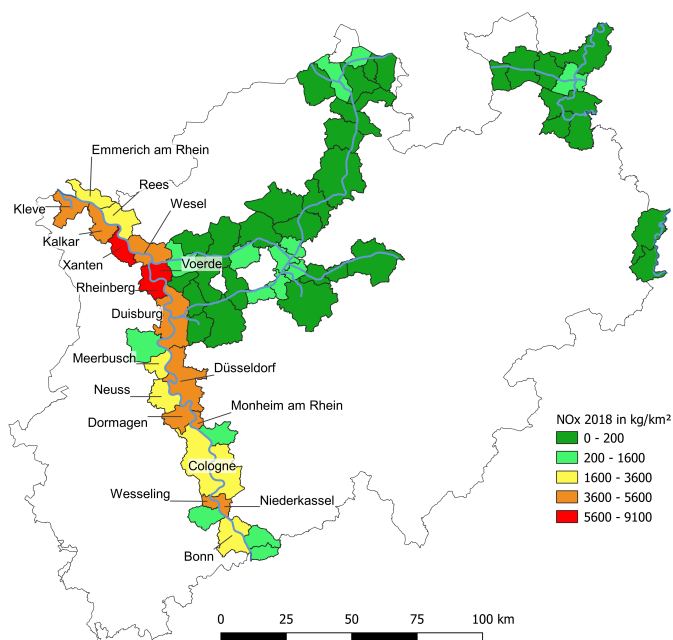


Abb. A.29.: NO_x Emissionen von Schiffen in den Gemeinden in NRW in 2018.

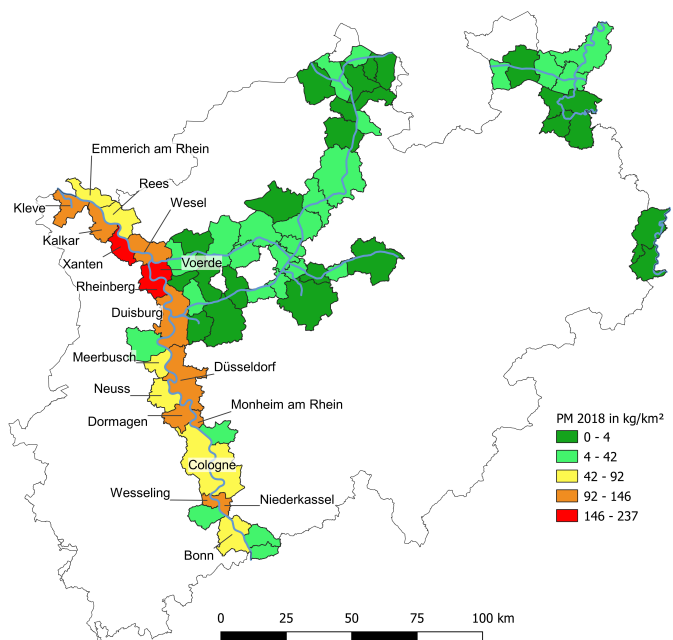


Abb. A.30.: PM Emissionen von Schiffen in den Gemeinden in NRW in 2018.

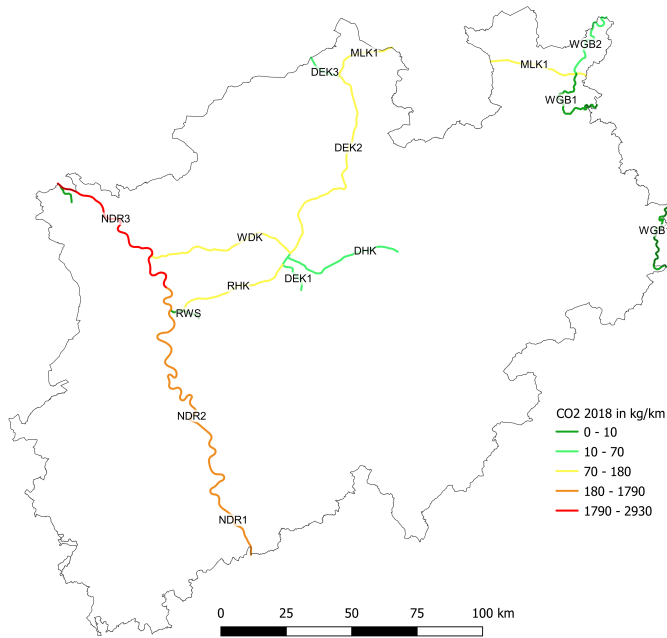


Abb. A.31.: HC Emissionen von Schiffen auf den Flüssen und Kanälen in NRW in 2018.

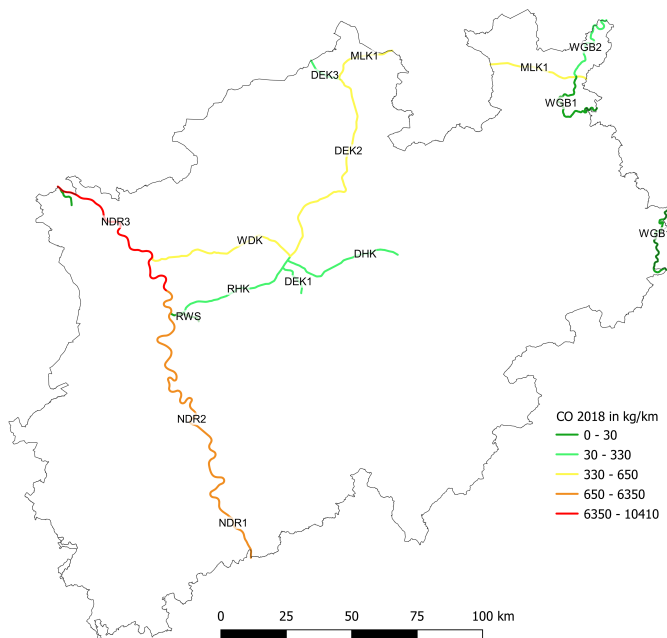


Abb. A.32.: CO Emissionen von Schiffen auf den Flüssen und Kanälen in NRW in 2018.

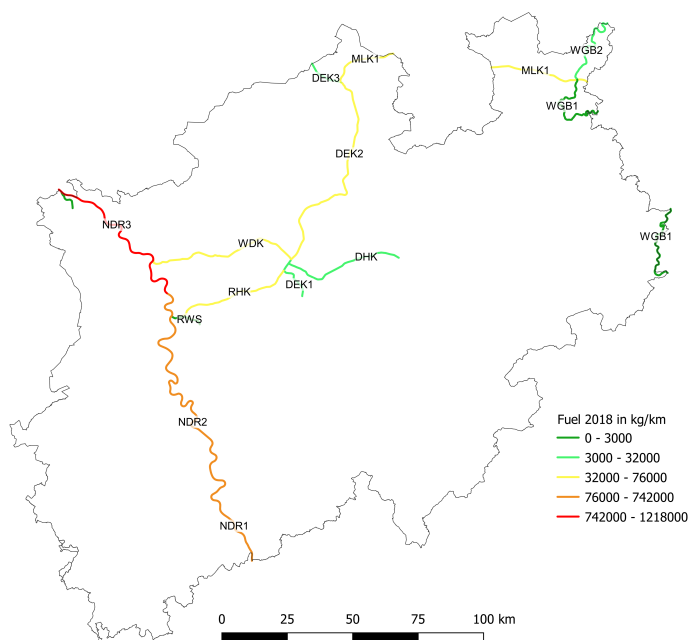


Abb. A.33.: Kraftstoffverbrauch von Schiffen auf den Flüssen und Kanälen in NRW in 2018.

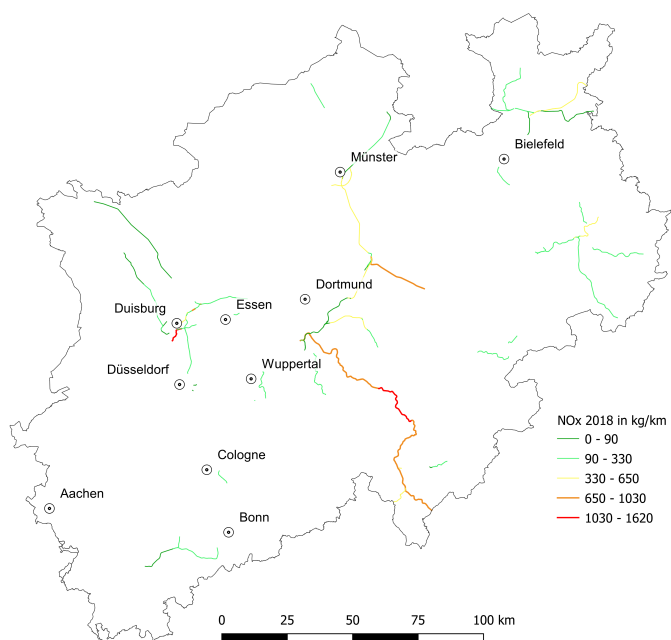


Abb. A.34.: NO_x Emissionen vom Schienengüterverkehr auf dem Schienennetz in NRW in 2018.

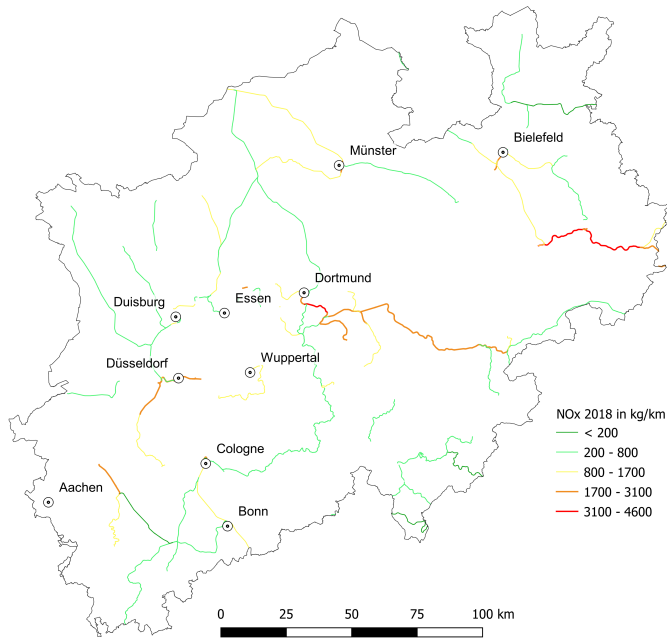


Abb. A.35.: NO_x Emissionen vom Schienenpersonennahverkehr auf dem Schienennetz in NRW in 2018.

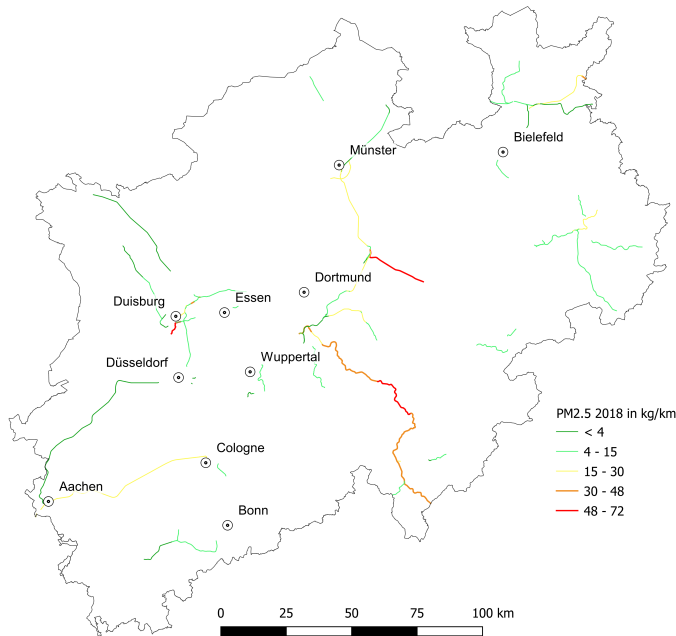


Abb. A.36.: PM2.5 Emissionen vom Schienengüterverkehr auf dem Schienennetz in NRW in 2018.

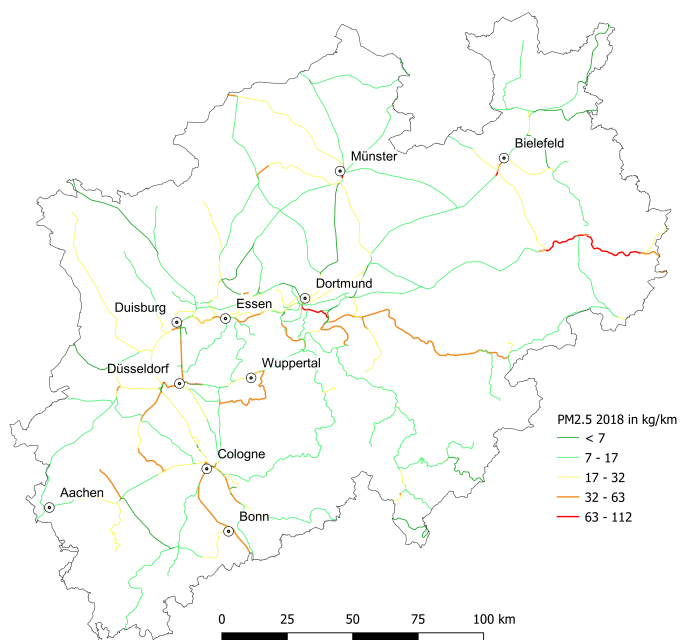


Abb. A.37.: PM2.5 Emissionen vom Schienenpersonennahverkehr auf dem Schienennetz in NRW in 2018.

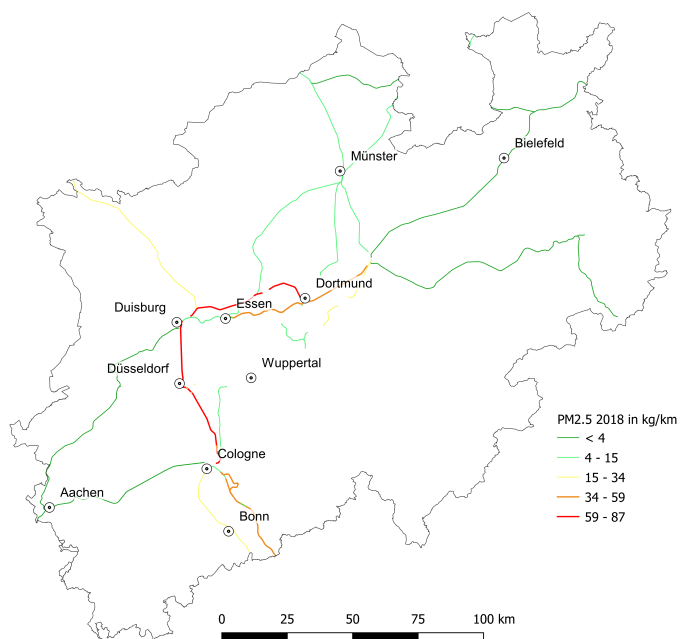


Abb. A.38.: PM2.5 Emissionen vom Schienenpersonenfernverkehr auf dem Schienennetz in NRW in 2018.

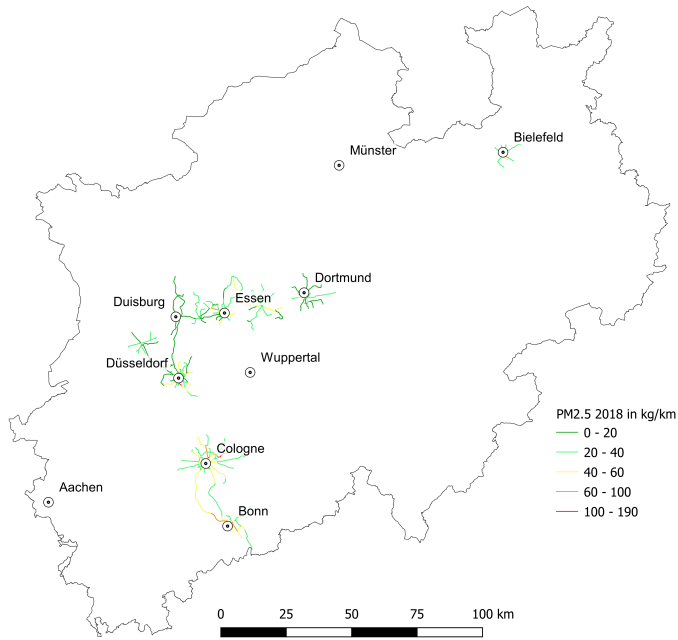


Abb. A.39.: PM2.5 Emissionen von U-Bahnen, Stadtbahnen und Straßenbahnen auf dem Schienennetz in NRW in 2018.

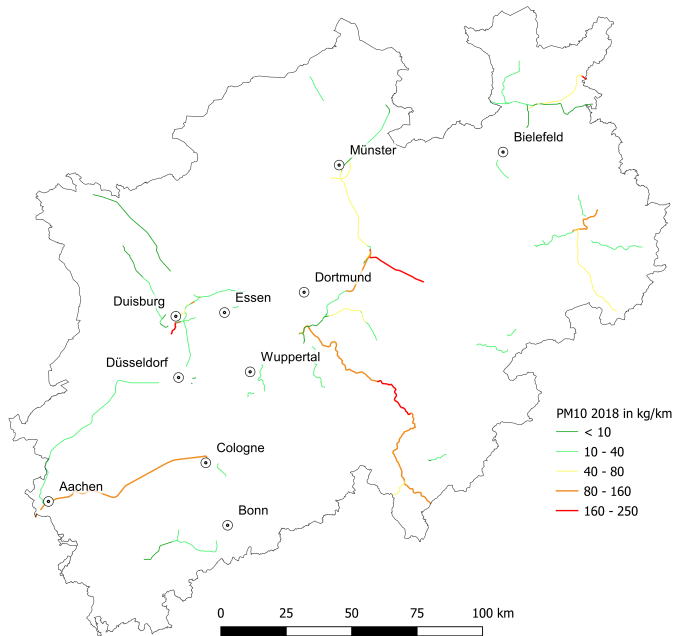


Abb. A.40.: PM10 Emissionen vom Schienengüterverkehr auf dem Schienennetz in NRW in 2018.

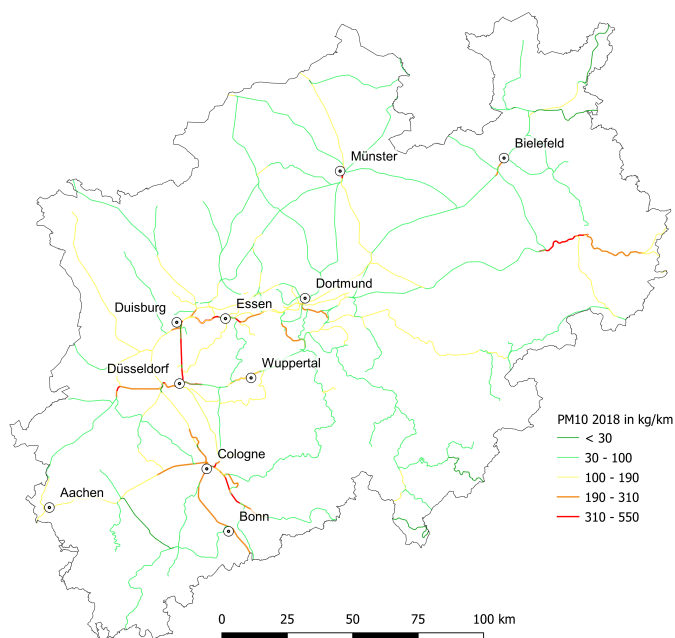


Abb. A.41.: PM10 Emissionen vom Schienenpersonennahverkehr auf dem Schienennetz in NRW in 2018.

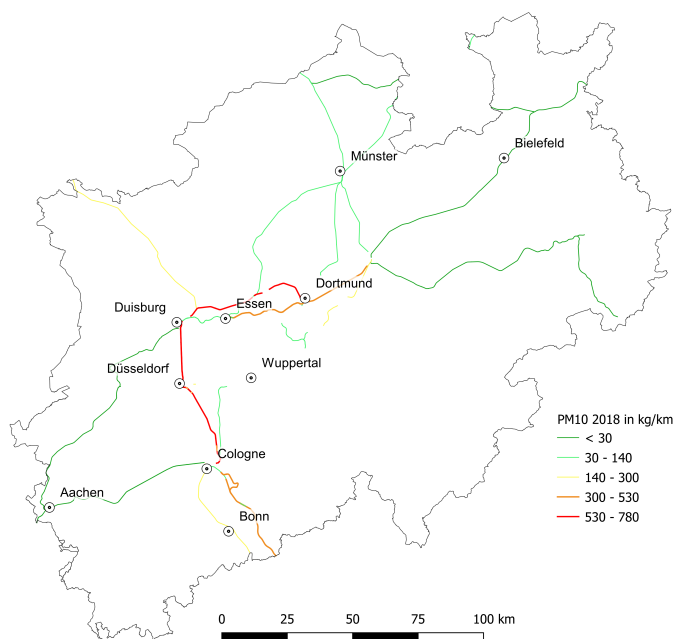


Abb. A.42.: PM10 Emissionen vom Schienenpersonenfernverkehr auf dem Schienennetz in NRW in 2018.

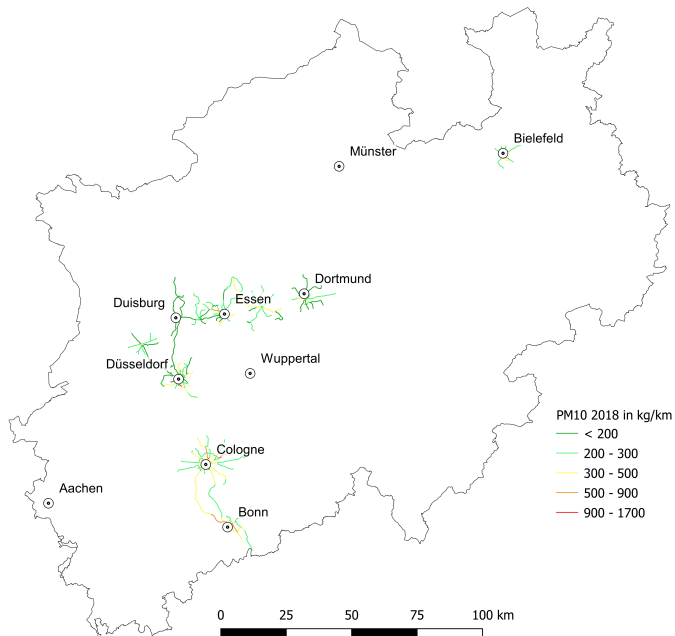


Abb. A.43.: PM10 Emissionen von U-Bahnen, Stadtbahnen und Straßenbahnen auf dem Schienennetz in NRW in 2018.

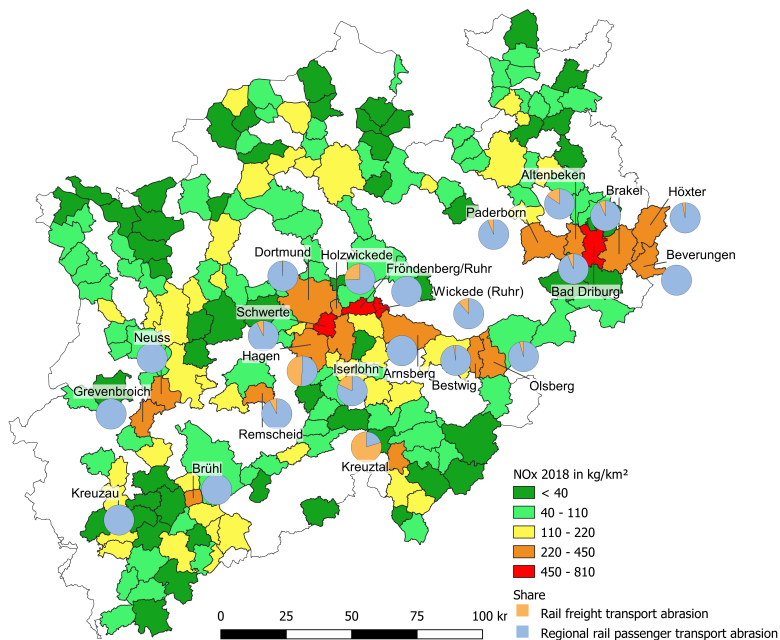


Abb. A.44.: NO_x Emissionen vom Schienenverkehr in Gemeinden in NRW in 2018 differenziert nach Schienengüterverkehr (*rail freight transport*) und Schienenpersonennahverkehr (*regional rail passenger transport*).

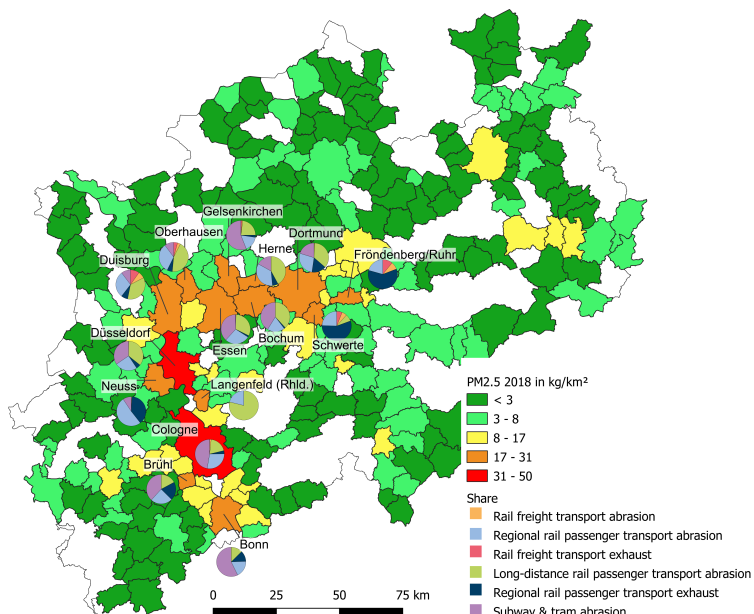


Abb. A.45.: PM2.5 Emissionen vom Schienenverkehr in Gemeinden in NRW in 2018 differenziert nach Schienengüterverkehr (*rail freight transport*), Schienenpersonennahverkehr (*regional rail passenger transport*), Schienenpersonenfernverkehr (*long-distance rail passenger transport*) und U-Bahnen und Straßenbahnen (*subway & tram*).

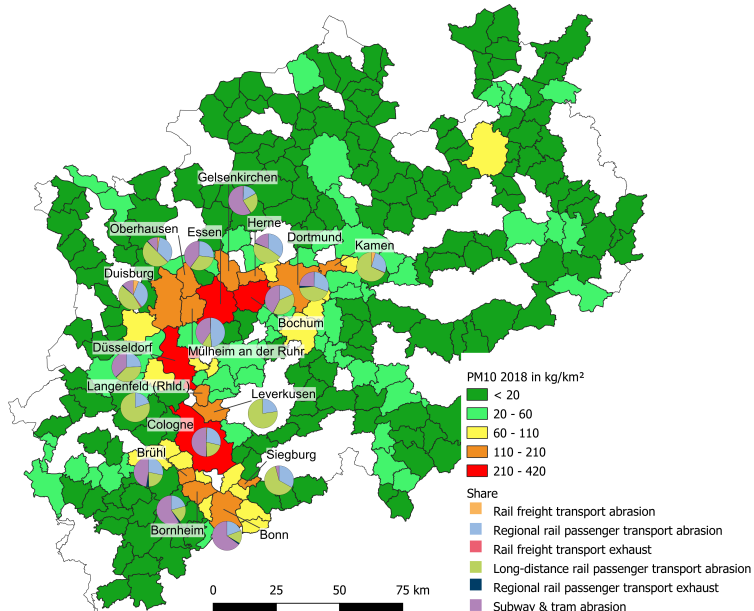


Abb. A.46.: PM10 Emissionen vom Schienenverkehr in Gemeinden in NRW in 2018 differenziert nach Schienengüterverkehr (*rail freight transport*), Schienenpersonennahverkehr (*regional rail passenger transport*), Schienenpersonenfernverkehr (*long-distance rail passenger transport*) und U-Bahnen und Straßenbahnen (*subway & tram*).

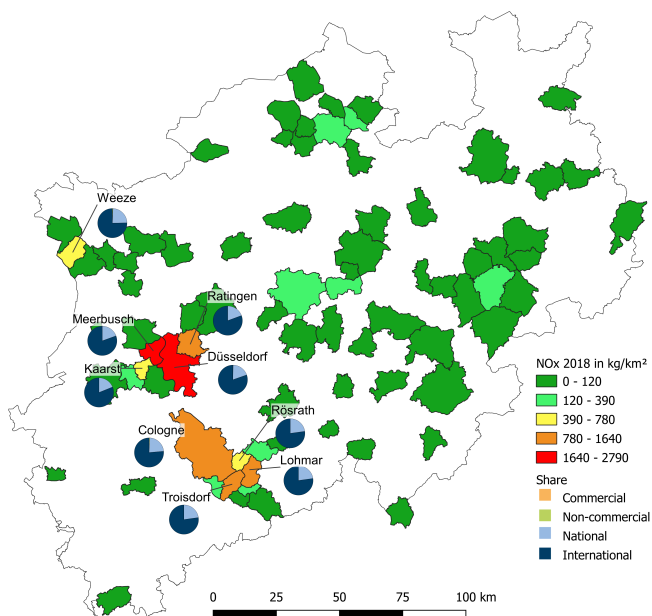


Abb. A.47.: NO_x Emissionen vom Flugverkehr in Gemeinden in NRW in 2018 differenziert nach gewerblichem (*commercial*) und nicht gewerblichem (*non-commercial*) Flugverkehr. Der gewerbliche Flugverkehr an den Hauptflughäfen ist weiter unterteilt nach nationalem (*national*) und internationalem (*international*) Flugverkehr.

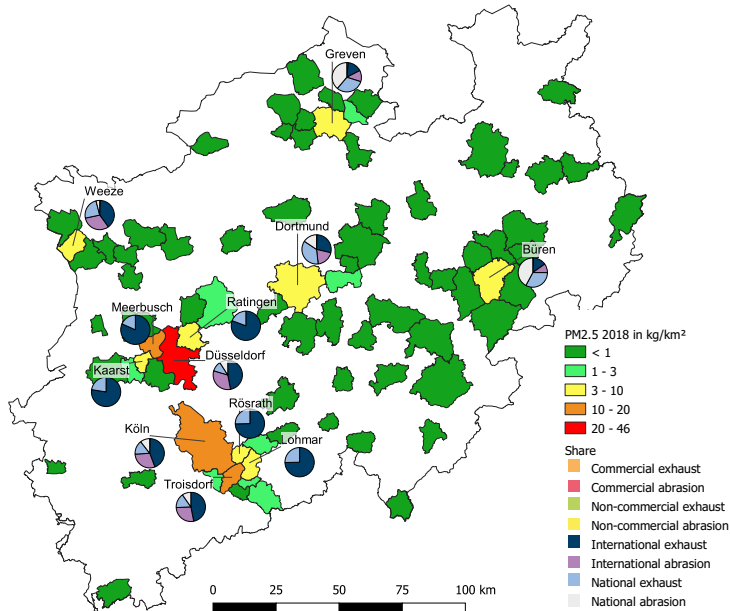


Abb. A.48.: PM2.5 Emissionen vom Flugverkehr in Gemeinden in NRW in 2018 differenziert nach gewerblichem (*commercial*) und nicht gewerblichem (*non-commercial*) Flugverkehr. Der gewerbliche Flugverkehr an den Hauptflughäfen ist weiter unterteilt nach nationalem (*national*) und internationalem (*international*) Flugverkehr.

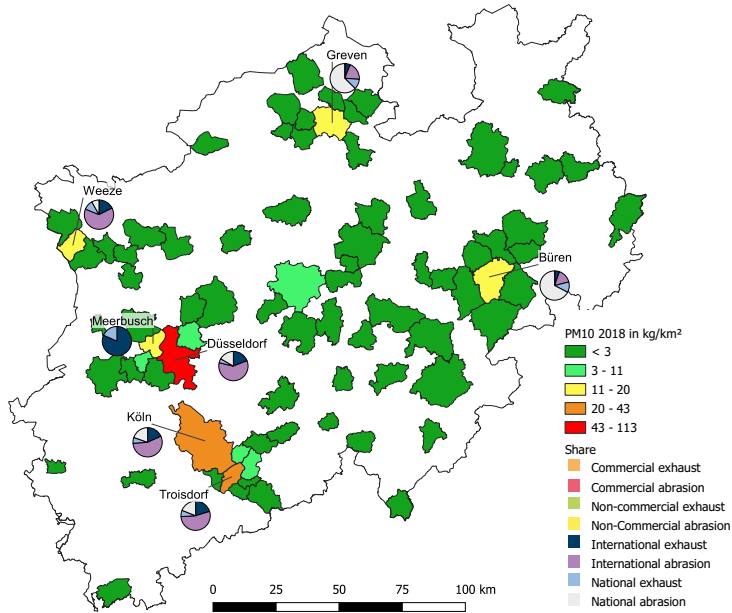


Abb. A.49.: PM10 Emissionen vom Flugverkehr in Gemeinden in NRW in 2018 differenziert nach gewerblichem (*commercial*) und nicht gewerblichem (*non-commercial*) Flugverkehr. Der gewerbliche Flugverkehr an den Hauptflughäfen ist weiter unterteilt nach nationalem (*national*) und internationalem (*international*) Flugverkehr.

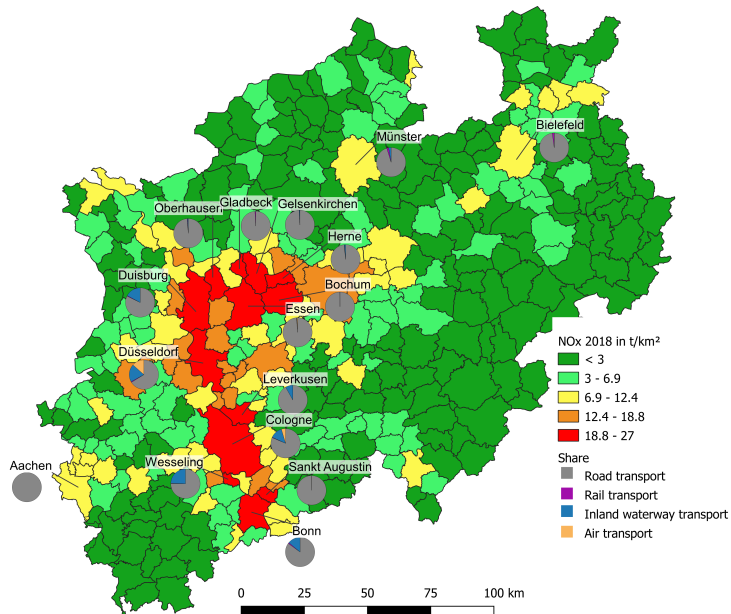


Abb. A.50.: NO_x Emissionen vom Transportsektor in den Gemeinden in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (*road transport*), Schienenverkehr (*rail transport*), Binnenschifffahrt (*inland waterway transport*) und Flugverkehr (*air transport*).

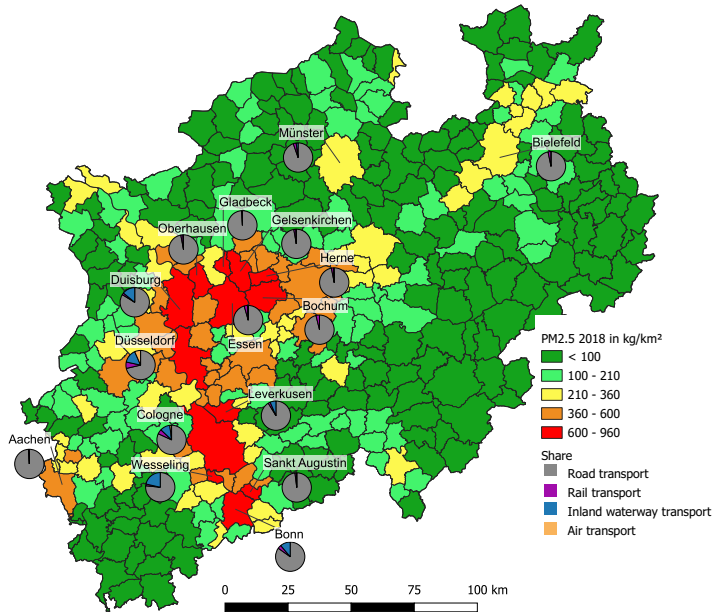


Abb. A.51.: PM2.5 Emissionen vom Transportsektor in den Gemeinden in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (*road transport*), Schienenverkehr (*rail transport*), Binnenschifffahrt (*inland waterway transport*) und Flugverkehr (*air transport*).

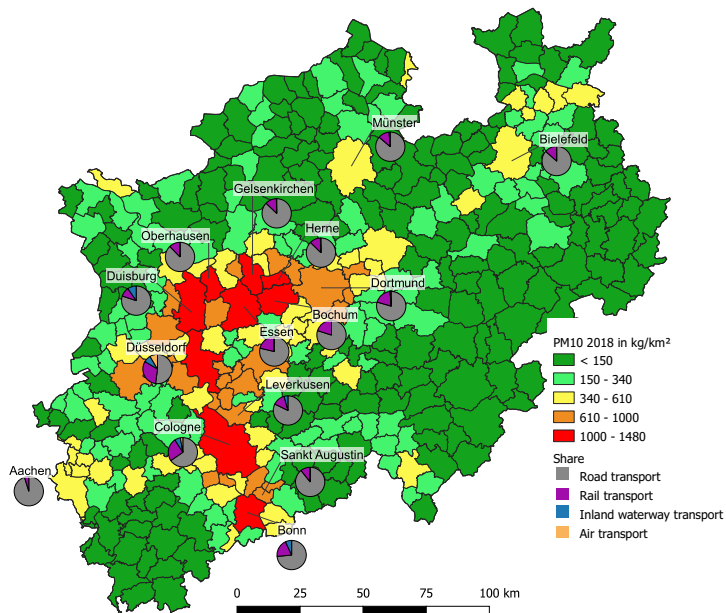


Abb. A.52.: PM10 Emissionen vom Transportsektor in den Gemeinden in NRW in 2018 differenziert nach Straßenverkehr (*road transport*), Schienenverkehr (*rail transport*), Binnenschifffahrt (*inland waterway transport*) und Flugverkehr (*air transport*).

A.5. Ergänzende Informationen zum Kapitel Diskussion und Fazit

Update der Emissionsfaktoren in HBEFA 4.1

Die Änderungen in HBEFA 4.1 im Vergleich zu HBEFA 3.3 sind im folgenden zusammengefasst. Genauere Informationen können in [414], [416], [430] nachgelesen werden. Abbildung A.53 zeigt einen Vergleich der NO_x -Emissionsfaktoren für PKW und leichte Nutzfahrzeuge in HBEFA 3.3 und HBEFA 4.1 nach [430].

- Neue PEMS-Daten für Euro 6 Fahrzeuge,
- *Selective Catalytic Reduction* (Deutsch: selektive katalytische Reduktion) (SCR)-Modell für Euro 6,
- Alterungseffekt für Euro 0 bis Euro 6 Fahrzeuge wird berücksichtigt,
- Temperaturabhängigkeit von Euro 3 bis Euro 5 Fahrzeugen angepasst,
- Software Updates der Diesel Euro 5 (EA 189-pc) Fahrzeuge wird berücksichtigt,
- Kraftrad-Emissionsfaktoren (in HBEFA 3.1 sind diese 0),
- Abriebsemissionen (in HBEFA 3.3 nicht enthalten)⁸,
- Neue Fahrzyklen, welche zu höheren NO_x -Emissionen von Fahrzeugen mit SCR-Abgasreinigung führen.

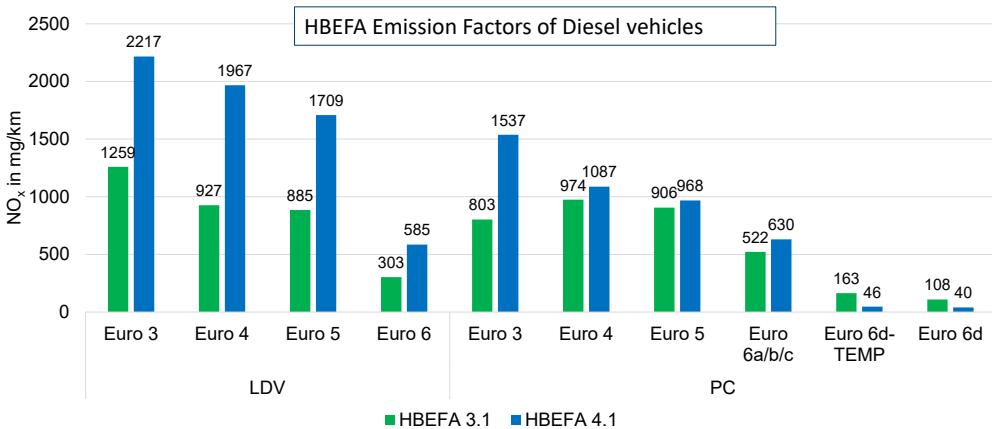


Abb. A.53.: Vergleich der NO_x -Emissionsfaktoren für PKW und leichte Nutzfahrzeuge in HBEFA 3.3 und HBEFA 4.1 nach [430]. *Abkürzungen:* *Light Duty Vehicles* (Deutsch: leichte Nutzfahrzeuge) (LDV), *Passenger Cars* (Deutsch: Personenkraftwagen) (PC).

Einfluss von Emissionen auf Immissionen im Flugverkehr

Arunachalam et al. [431] haben die bestehende Literatur hinsichtlich Untersuchungen zum Einfluss von Flugverkehrsemissionen auf nahegelegene Stadtgebiete untersucht. Sie resümieren, dass ein Großteil der Untersuchungen stationäre Messungen mit Entfernungen von bis zu 2 km von der

⁸In dem in der vorliegenden Arbeit entwickelten Modell werden die HBEFA 4.1 Abriebsemissionsfaktoren nicht verwendet.

Landebahn sind. In weniger Studien wurden mobile Messungen im Umkreis von wenigen Kilometern durchgeführt [431]. Nach Arunachalam et al. [431] sind die aktuell wichtigsten Studien jene von Keuken et al. [432] und Hudda und Fruin [433], welche den Einfluss von Flugverkehrsemissionen in 8-10 km Entfernung vom Flughafen nachweisen. Nach Hudda und Fruin [433] deckt ein Feld von 612-612 km 65-72 % der gesundheitsschädlichen Auswirkungen von Flughäfen ab [431]. Arunachalam et al. [431] unterscheiden zwischen dem maximalen Einfluss auf einzelne Individuen und dem Einfluss auf die gesamte Bevölkerung. Hudda et al. [434] haben in ihrer Veröffentlichung die Abhängigkeit der Immissionen vom Flugverkehr in naheliegenden Wohngebieten von Windrichtung und Windgeschwindigkeit gezeigt. Des Weiteren weist der Feinstaub vom Flugverkehr nach Stacey et al. [435] kleinere Durchmesser in Vergleich zum an Messstationen in Stadtgebieten gemessenem Feinstaub auf.

Band / Volume 618

Na₅YSi₄O₁₂-type Na⁺ superionic conductors for solid-state batteries

A. Yang (2023), X, 150 pp

ISBN: 978-3-95806-731-8

Band / Volume 619

Development of industry-scalable processes for nanocrystalline silicon oxide in silicon heterojunction solar cells

D. Qiu (2023), 202 pp

ISBN: 978-3-95806-734-9

Band / Volume 620

Photonic Sintering of Garnet-Based Solid-State Batteries

W. S. Scheld (2024), XII, 153 pp

ISBN: 978-3-95806-737-0

Band / Volume 621

Ceria-based composites for application in Oxygen transport membranes

L. Fischer (2024), xiii, 216 pp

ISBN: 978-3-95806-739-4

Band / Volume 622

Investigations of Air Quality Aspects with the Urban Climate Model PALM4U

R. Wegener, U. Javed, R. Dubus, and D. Klemp (2024), 93 pp

ISBN: 978-3-95806-741-7

Band / Volume 623

The Chemical Budget of Radicals and Reaction Mechanisms of the Atmospheric Oxidation of Monoterpenes Investigated in the Atmospheric Simulation Chamber SAPHIR

Y. S. Pang (2024), VI, 158 pp

ISBN: 978-3-95806-742-4

Band / Volume 624

Optimizing spectral electrical impedance tomography technology for improved subsurface characterization

H. Wang (2024), xxix, 113 pp

ISBN: 978-3-95806-744-8

Band / Volume 625

On a multi-spectral method for measuring aerosol properties, suitable for operation on iagos passenger aircraft

P. Weber (2024), ca 123 pp

ISBN: 978-3-95806-746-2

Band / Volume 626

**Modellierung der flächendifferenzierten Grundwasserneubildung
für Schleswig-Holstein**

Endbericht

I. McNamara, B. Tetzlaff, T. Wolters, F. Wendland (2024), 96 pp

ISBN: 978-3-95806-748-6

Band / Volume 627

**Modeling orographic gravity waves from source to termination to improve
parameterization schemes in climate models**

S. Rhode (2024), xii, ii, 138 pp

ISBN: 978-3-95806-750-9

Band / Volume 628

**Abscheidung kolumnarer Wärmedämmschichten mittels
Suspensionsplasmaspritzen (SPS) und Plasma Spray – Physical Vapor
Deposition (PS-PVD) Prozess**

J. Joeris (2024), vii, 133 pp

ISBN: 978-3-95806-752-3

Band / Volume 629

**Structure and properties of electrochemical interfaces
from first principles simulations**

R. Tesch (2024), xvi, 161 pp

ISBN: 978-3-95806-753-0

Band / Volume 630

Elucidation of Barocaloric Effect in Spin Crossover Compounds

H. Shahed (2024), x, 261 pp

ISBN: 978-3-95806-758-5

Band / Volume 631

**Computational Investigation of Solvation Phenomena
at Metal-Electrolyte Interfaces**

O. Cheong (2024), xvii, 142 pp

ISBN: 978-3-95806-759-2

Band / Volume 632

**Senkung zukünftiger Stickoxid- und Partikelemissionen in Nordrhein-
Westfalen durch den Einsatz alternativer Energieträger und Antriebe**

J. L. Breuer (2024), vii, 339 pp

ISBN: 978-3-95806-760-8

Weitere **Schriften des Verlags im Forschungszentrum Jülich** unter

<http://www.zbw1.fz-juelich.de/verlagextern1/index.asp>

Energie & Umwelt / Energy & Environment
Band / Volume 632
ISBN 978-3-95806-760-8