

TEXTE

118/2021

Abschlussbericht

Verbesserung der NO₂- Immissionsmodellierung mit HBEFA4.1

von:

Dr. Ingo Düring, Wolfram Schmidt, Antje Moldenhauer
Lohmeyer GmbH, Dresden

Herausgeber:

Umweltbundesamt

TEXTE 118/2021

Projektnummer 146606

FB000519

Abschlussbericht

Verbesserung der NO₂- Immissionsmodellierung mit HBEFA4.1

von

Dr. Ingo Düring, Wolfram Schmidt, Antje Moldenhauer,
Eva Nitzsche
Lohmeyer GmbH, Dresden

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

[f/umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

[t/umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

Durchführung der Studie:

Lohmeyer GmbH
Friedrichstraße 24
01067 Dresden

Abschlussdatum:

Februar 2021

Redaktion:

Fachgebiet II 4.1 Grundsatzfragen der Luftreinhaltung
Stephan Nordmann

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, August 2021

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Verbesserung der NO₂-Immissionsmodellierung mit HBEFA4.1

Es wurden detaillierte Emissions- und Ausbreitungsberechnungen für die Zeppelinstraße in Potsdam für die Bezugsjahre 2015, 2018 und 2019 durchgeführt, weil hier eine sehr gute Datenlage vorlag. Die modellierten NO_x- und NO₂-Jahresmittelwerte wurden mit den Messdaten an der Messstation Zeppelinstraße verglichen. Die Ergebnisse der Modellrechnungen zeigten auf, dass bei optimaler Datenlage und Anwendung des dreidimensionalen prognostischen Strömungs- und Ausbreitungsmodells MISKAM mit HBEFA4.1 die NO_x-Zusatzbelastung für das Jahr 2015 um 16% unterschätzt und für die Jahre 2018 und 2019 um 16% bzw. 15% überschätzt werden. In der NO_x-Gesamtbelastung ergab dies Abweichungen zwischen -12% (2015) und +11% (2018) bzw. 10% (2019). Eine Ursache für die Überschätzungen 2018 und 2019 könnte ggf. in der im HBEFA4.1 nicht vorhandenen Berücksichtigung der Wirkung der freiwilligen Softwareupdates und/oder höherer Wirkungen der verpflichtenden Softwareupdates zu finden sein. Verwendet man zur Berücksichtigung der NO-NO₂-Konversion das vereinfachte Chemiemodell nach Düring et al. (2011) in seinen Standardeinstellungen und unter Nutzung der NO₂-Direktemissionsanteile aus HBEFA4.1, dann wird 2015 der NO₂-Messwert (leicht) überschätzt (4%). Statistische Konversionsmodelle nach Romberg et al. (1996) bzw. Bächlin et al. (2008) zeigen tendenziell eine NO₂-Unterschätzung. In den Bezugsjahren 2018 und 2019 werden mit dem vereinfachten Chemiemodell deutliche Überschätzungen der NO₂-Messwerte berechnet, weil die NO_x-Zusatzbelastung (NO_x-Emission) zu hoch ist (16% bzw. 15%) und die NO-NO₂-Konversion im vereinfachten Chemiemodell zusätzlich zu einer weiteren Überschätzung in der Gesamtbelastung führt. Auch die statistischen Konversionsmodelle zeigen NO₂-Überschätzungen der Gesamtbelastung, die aber geringer sind als mit dem Chemiemodell berechneten. Es zeigt sich, dass mit einer Halbierung der NO₂-Direktemissionsanteile des HBEFA4.1, wie aus Analysen der Immissionsdaten ableitbar, die mit dem Chemiemodell berechneten NO₂-Gesamtbelastungen deutlich näher am Messwert liegen.

Abstract: Improvement of the NO₂- dispersion modeling with HBEFA4.1

Detailed emissions and dispersion calculations were carried out for Zeppelinstraße in Potsdam for the reference years 2015, 2018 and 2019, because the data available here were very good. The modeled annual mean NO_x and NO₂ values were compared with the measurement data at the Zeppelinstraße measuring station. The results show that with optimal data and application of the three-dimensional prognostic flow and dispersion model MISKAM with HBEFA4.1, the additional NO_x annual mean is underestimated by 16% for 2015 and for 2018 and 2019 16% or 15% are overestimated. In the total NO_x concentration, this resulted in deviations between -12% (2015), + 11% (2018) and + 10% (2019). One reason for the overestimations in 2018 and 2019 could possibly be found in the fact that HBEFA4.1 does not take into account the effects of the voluntary software updates and / or the higher effects of the mandatory software updates. If the simplified chemical model according to Düring et al (2011) is used in its standard settings and using the NO₂ direct emission components from HBEFA4.1, then in 2015 the NO₂ measured value is (slightly) overestimated (4%). Statistical conversion models according to Romberg et al. (1996) and Bächlin et al. (2008) show a tendency to underestimate NO₂. In the reference years 2018 and 2019, the simplified chemical model was used to calculate significant overestimations of the NO₂ measured values because the additional NO_x concentration (NO_x emissions) is too high (16% and 15%, respectively). The NO-NO₂ conversion in the simplified chemistry model also leads to a further overestimation of the total pollution. The statistical conversion models also show NO₂ overestimations of the total concentration, but these are lower than calculated with the chemistry model. It can be seen that with a halving of the NO₂ direct emission shares of the HBEFA4.1, as can be deduced from analyzes of the concentration data, the total NO₂ concentration calculated with the chemical model is significantly closer to the measured value..

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	8
Tabellenverzeichnis.....	9
Abkürzungsverzeichnis.....	12
Zusammenfassung.....	13
Summary.....	16
1 Aufgabenstellung.....	19
2 Untersuchungsgebiet.....	20
3 Berechnungsverfahren.....	23
3.1 Emissionsberechnungen.....	23
3.2 MISKAM.....	23
3.3 PROKAS.....	24
4 Eingangsdaten.....	26
4.1 Verkehrsdaten.....	26
4.2 Meteorologie.....	28
4.2.1 Windverhältnisse.....	28
4.2.2 Temperatur.....	29
4.2.3 Hintergrundbelastung der Luft.....	29
5 Bestimmung der Verkehrssituation nach HBEFA4.1 und Emissionsbestimmung.....	34
5.1 Messfahrten.....	35
5.2 Emissionsberechnung mit PHEM.....	36
5.3 Ergebnisse der Messfahrten.....	43
5.4 Abgeleitete Verkehrssituation.....	47
6 Ergebnisse der Immissionsberechnungen.....	51
6.1 Ergebnisse der mikroskaligen Ausbreitungsberechnungen mit MISKAM.....	51
6.1.1 NO ₂ -Konversion mit vereinfachtem Chemiemodell und NO ₂ -Direktanteile aus HBEFA4.1.....	51
6.1.2 Einfluss des verwendeten NO-NO ₂ -Konversionsmodells.....	53
6.1.3 Einfluss der NO ₂ -Direktanteile aus HBEFA4.1.....	54
6.2 Ergebnisse der Ausbreitungsberechnungen mit PROKAS/PROKAS_B.....	56
6.2.1 NO ₂ -Konversion mit vereinfachtem Chemiemodell und NO ₂ -Direktanteile aus HBEFA4.1.....	56
6.2.2 Einfluss des verwendeten NO-NO ₂ -Konversionsmodells.....	58
6.2.3 Einfluss der NO ₂ -Direktanteile aus HBEFA4.1.....	58

7	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	60
8	Quellenverzeichnis	63
A	Scatterplots zur Ableitung der NO ₂ -Direktanteile aus Immissionsmessdaten für Potsdam Zeppelinstraße.....	65

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Luftbild der Zeppelinstraße im Bereich des Messcontainers am Standort Zeppelinstraße 30. Der Pfeil kennzeichnet die Lage der Messstation.....	20
Abbildung 2:	Einordnung der Zeppelinstraße im umliegenden Straßennetz	21
Abbildung 3:	Foto der Situation am Messcontainer Zeppelinstraße in Potsdam im September 2015	21
Abbildung 4:	Fotos und Ansichten der Situation am Messcontainer Zeppelinstraße vor sowie nach der Umgestaltung.....	22
Abbildung 5:	MISKAM-Rechengebiet sowie MISKAM-Auswertegebiet. Markiert sind auch Lagen von Messstellen	24
Abbildung 6:	Verwendete Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik an der Station Grunewald für Bezugsjahr 2015.....	30
Abbildung 7:	Verwendete Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik an der Station Grunewald für Bezugsjahr 2018.....	31
Abbildung 8:	Verwendete Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik an der Station Grunewald für Bezugsjahr 2019.....	32
Abbildung 9:	Arbeitsablauf für die LOS- und Emissionsberechnung	34
Abbildung 10:	Messfahrzeug mit montiertem Peiseler-Messrad.....	35
Abbildung 11:	PKW-Flottenzusammensetzung in den betrachteten Bezugsjahren 2015, 2018 und 2019 für die Zeppelinstraße in Potsdam.....	38
Abbildung 12:	Flottenzusammensetzung der PKW-Diesel-Euro-5 nach Motorausrüstung und vorgenommenem Softwareupdate (HBEFA 4.1) für die Bezugsjahre 2015 bis 2019	39
Abbildung 13:	Funktion zur Berücksichtigung des Einflusses Umgebungstemperatur auf die Höhe der Stickoxid-Emissionsfaktoren der Diesel-PKW-EURO-3 – EURO-6	40
Abbildung 14:	Richtungstrennte Tagesganglinien des Kfz-Verkehrs in der Zeppelinstraße in den betrachteten Bezugsjahren	42
Abbildung 15:	Vergleich der Fahrprofile und des Ausbauszustandes der Vorher- und Nachhersituation: Zeppelinstraße stadteinwärts	44
Abbildung 16:	Vergleich der Fahrprofile und der NO _x -Emissionsverläufe der Vorher- und Nachhersituation: Zeppelinstraße stadteinwärts	44
Abbildung 17:	Vergleich der Fahrprofile und des Ausbauszustandes der Vorher- und Nachhersituation: Zeppelinstraße stadtauswärts.....	46
Abbildung 18:	Vergleich der Fahrprofile und der NO _x -Emissionsverläufe der Vorher- und Nachhersituation: Zeppelinstraße stadtauswärts.....	46
Abbildung 19:	Fahrzyklus nach HBEFA4.1 für IOS-HVS50 LOS1 (flüssig)	48
Abbildung 20:	Mit MISKAM berechnete NO ₂ -Jahresmittelwerte für 2018 in 2.6 m über Grund. NO-NO ₂ -Konversion nach Düring et. al (2011) und NO ₂ -Direktanteile aus HBEFA4.1	51

Abbildung 21:	Mit MISKAM berechnete NO ₂ -Jahresmittelwerte unter Verwendung des Chemiemodells nach Düring et al. (2011) sowie der statistischen Ansätze nach Romberg et. al (1996) sowie Bächlin et al. (2008) für 2015 (höchster Wert), 2018 (mittlerer Wert) und 2019 (niedrigster Wert) in 2.6 m über Grund im Vergleich zu den Messwerten. Werte in µg/m ³	54
Abbildung 22:	Mit MISKAM berechnete NO ₂ -Jahresmittelwerte unter Verwendung des Chemiemodells nach Düring et al. (2011) mit halbierten NO _{2direkt} -Anteilen sowie der statistischen Ansätze nach Romberg et. al (1996) sowie Bächlin et al. (2008) für 2015 (höchster Wert), 2018 (mittlerer Wert) und 2019 (niedrigster Wert) in 2.6 m über Grund im Vergleich zu den Messwerten. Werte in µg/m ³	55
Abbildung 23:	Mit PROKAS/PROKAS_B berechnete NO ₂ -Jahresmittelwerte unter Verwendung des Chemiemodells nach Düring et al. (2011) sowie der statistischen Ansätze nach Romberg et. al (1996) sowie Bächlin et al. (2008) für 2015, 2018 und 2019 in 1.5 m über Grund im Vergleich zu den Messwerten in 2.6 m über Grund. Werte in µg/m ³	58
Abbildung 24:	Mit PROKAS/PROKAS_B berechnete NO ₂ -Jahresmittelwerte unter Verwendung des Chemiemodells nach Düring et al. (2011) mit halbierten NO _{2direkt} -Anteilen sowie der statistischen Ansätze nach Romberg et. al (1996) sowie Bächlin et al. (2008) für 2015, 2018 und 2019 in 1.5 m über Grund im Vergleich zu den Messwerten in 2.6 m über Grund. Werte in µg/m ³	59

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Typisierung der Straßenrandbebauung in PROKAS_B.....	25
Tabelle 2:	Bezeichnung der Betrachtungsfälle sowie DTV im Bereich des Messcontainers	26
Tabelle 3:	Verkehrsmengen auf den betrachteten Abschnitten der Zeppelinstraße im Nullfall 2015	27
Tabelle 4:	Verkehrsmengen auf den betrachteten Abschnitten der Zeppelinstraße im Jahr 2018	27
Tabelle 5:	Verkehrsmengen auf den betrachteten Abschnitten der Zeppelinstraße im Jahr 2019	27
Tabelle 6:	Relative Anteile der mittleren Verkehrsmengen auf die Fahrtrichtungen in der Zeppelinstraße. Vorher=Vor Umsetzung der Maßnahme (2015), aktuell=nach Umsetzung der Maßnahme (2018 und 2019).....	28

Tabelle 7:	Jahresmittelwerte der NO ₂ -, NO _x - und Ozon-Konzentrationen in den drei Bezugsjahren an der Hintergrundmessstelle Potsdam-Zentrum.....	33
Tabelle 8:	Fahrzeuggliederung der PKW in PHEM.....	37
Tabelle 9:	Koeffizienten der Funktionen zur Berechnung der Temperatur-Korrekturfaktoren.....	40
Tabelle 10:	Verschlechterungsfaktoren der Stickoxidemissionsfaktoren betroffener PKW-Emissionskonzepte in HBEFA 4.1	41
Tabelle 11:	Aus den PHEM4.1-Modellierungen abgeleitete Verkehrssituationen in der Zeppelinstraße für die Situationen 2015 (vor Umsetzung der Maßnahmen)	47
Tabelle 12:	Aus den PHEM4.1-Modellierungen abgeleitete Verkehrssituationen in der Zeppelinstraße für die Situationen 2018 und 2019 (nach Umsetzung der Maßnahmen)	48
Tabelle 13:	Aus den PHEM4.1-Modellierungen abgeleitete Verkehrssituationen in der Zeppelinstraße für die Situationen 2015 (vor Umsetzung der Maßnahmen)	49
Tabelle 14:	Aus den PHEM4.1-Modellierungen abgeleitete Verkehrssituationen in der Zeppelinstraße für die Situationen 2018 und 2019 (nach Umsetzung der Maßnahmen)	49
Tabelle 15:	Mit MISKAM berechnete NO ₂ -Zusatz- und Gesamtbelastungen als Jahresmittelwerte für 2015, 2018 und 2019 in 2.6 m über Grund. NO-NO ₂ -Konversion nach Düring et. al (2011) und NO ₂ -Direktanteile aus HBEFA4.1	52
Tabelle 16:	Messwerte der NO ₂ -Zusatz- und Gesamtbelastungen als Jahresmittelwerte am Messcontainer Potsdam Zeppelinstraße für 2015, 2018 und 2019 in 2.6 m über Grund.....	52
Tabelle 17:	Relative Abweichungen des MISKAM-Rechenwertes nach HBEFA4.1 und NO-NO ₂ -Konversion nach Düring et al. (2011) von den Messwerten an der Messstelle Potsdam Zeppelinstraße (2.6m über Grund).....	53
Tabelle 18:	NO ₂ -Direktanteil aus Immissionsmessdaten abgeleitet sowie aus HBEFA4.1.....	54
Tabelle 19:	Relative Abweichungen des MISKAM-Rechenwertes nach HBEFA4.1 und NO-NO ₂ -Konversion nach Düring et al. (2011) mit halbierten NO _{2direkt} -Anteilen von den Messwerten an der Messstelle Potsdam Zeppelinstraße (2.6 m über Grund).....	55
Tabelle 20:	Mit PROKAS/PROKAS_B berechnete NO ₂ -Zusatz- und -Gesamtbelastungen als Jahresmittelwerte für 2015, 2018 und 2019 in 1.5 m über Grund. NO-NO ₂ -Konversion nach Düring et. al (2011) und NO ₂ -Direktanteile aus HBEFA4.1.....	56
Tabelle 21:	Relative Abweichungen des PROKAS/PROKAS_B-Rechenwertes nach HBEFA4.1 und NO-NO ₂ -Konversion nach Düring et al.	

	(2011) von den Messwerten an der Messstelle Potsdam Zeppelinstraße.....	57
Tabelle 22:	Relative Abweichungen des PROKAS/PROKAS_B-Rechenwertes nach HBEFA4.1 und NO-NO ₂ -Konversion nach Düring et al. (2011) mit halbierten NO _{2direkt} -Anteilen von den Messwerten an der Messstelle Potsdam Zeppelinstraße	59

Abkürzungsverzeichnis

BImSchV	Bundesimmissionschutzverordnung
DWD	Deutscher Wetterdienst
EEV	Enhanced Environmentally Friendly Vehicle
EU	Europäische Union
HBEFA	Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs
JM	Jahresmittelwert
Kfz	Kraftfahrzeug
km/h	Kilometer pro Stunde
LSA	Lichtsignalanlage
LRP	Luftreinhalteplan
LfU	Landesamt für Umwelt Brandenburg
LOS	Level of service
MISKAM	Dreidimensionales prognostisches Strömungs- und Ausbreitungsmodell
MLUL	Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg
PHEM	Passenger car and Heavy duty Emission Model
PROKAS	Screening Emissions- und Ausbreitungsmodell
VDI	Verein Deutscher Ingenieure

Zusammenfassung

Ziel des Projektes war die Überprüfung und Verbesserung der NO₂-Immissionsmodellierung auf Basis der Emissionen aus HBEFA4.1 im Nahbereich von Straßen. Dafür sollte eine detaillierte Modellierung für eine Straße mit einer guten Datenlage insbesondere hinsichtlich der Verkehrsstärken und der Zusammensetzung der Fahrzeugkategorien angefertigt werden. Auf Basis dieser Daten sollten die Emissionen mit HEFA4.1 berechnet und die Immissionen mit einem detaillierten Strömungsmodell abgeleitet werden. Bei der Immissionsmodellierung war insbesondere auch auf die Umwandlung von NO zu NO₂ einzugehen und Empfehlungen für eine bessere Beschreibung dieser Prozesse in Ausbreitungsmodellen abzugeben.

Die Untersuchungen und Berechnungen wurden für die Zeppelinstraße in Potsdam für die Bezugsjahre 2015, 2018 und 2019 durchgeführt. Hier lag im Rahmen der Fortschreibung und Evaluierung des Luftreinhalteplanes Potsdam eine sehr gute Datenbasis vor, insbesondere hinsichtlich des Verkehrsflusses (mobile Messfahrten), der Verkehrsstärken (Verkehrszählungen) und der Kfz-Flottenzusammensetzung (Kennzeichenerfassungen) sowie meteorologischer Daten.

Auf Basis dieser Daten wurden die Emissionen mit PHEM/HEFA4.1 berechnet, daraus auch Verkehrssituationen und level of service (LOS) abgeleitet und die lokalen Kfz-bedingten NO_x- und direkten NO₂-Zusatzbelastungen mit dem 3-dimensionalen mikroskaligen Strömungs- und Ausbreitungsmodell MISKAM berechnet.

Die Berechnung der NO₂-Gesamtbelastung für o.g. Bezugsjahre erfolgte unter zusätzlicher Anwendung verschiedener NO-NO₂-Konversionsmodelle (statistische Ansätze, vereinfachtes Chemiemodell) unter Berücksichtigung der städtischen Hintergrundbelastung. Zusätzlich wurden analoge Berechnungen mit dem Screeningmodell PROKAS/PROKAS_B durchgeführt.

Die modellierten NO_x- und NO₂-Jahresmittelwerte wurden mit den Messdaten an der Messstation Potsdam Zeppelinstraße verglichen, um die Qualität der HBEFA4.1-Emissionen bewerten zu können.

Ebenfalls sollten Unterschiede in der Aussagegüte zwischen Screening- und Detailmodell diskutiert werden.

Im Ergebnis dieser Analysen können folgende Schlussfolgerungen und Empfehlungen gezogen werden:

Bezüglich der Bestimmung der Verkehrssituationen:

- ▶ Der Fahrzyklus HVS50 LOS1 in HBEFA4.1 ist zur Beschreibung der Emissionsverhältnisse auf mehreren Streckenabschnitten der Zeppelinstraße zu ungünstig. Dies betrifft hier einen gut LSA-kooordinierten Straßenzug bei ausreichender Kapazität der Straße.
- ▶ Die höhere Anzahl der Brems- und Beschleunigungsevents in LOS 1 (flüssig) in HBEFA 4.1 im Vergleich zu mehreren Streckenabschnitten der Zeppelinstraße bewirkt eine Überschätzung der NO_x-Emissionen nach HBEFA. Ein adäquater Fahrzyklus (LOS) in HBEFA4.1 („besser als flüssig“) fehlt. Deshalb muss hier mit Reduktionsfaktoren gerechnet werden.
- ▶ Bei Einsatz eines Kapazitätsmodells oder des Fundamentaldiagramms oder qualitativer Einschätzungen der Verkehrssituationen würde das nicht „erkannt“ werden.

Es sollte bei der Festlegung der LOS deshalb immer beachtet werden, ob der lokale Verkehrsfluss tatsächlich durch die in HBEFA4.1 hinterlegten Fahrzyklen repräsentativ

abgebildet werden kann. Da dies nicht immer der Fall ist, ergibt sich ein Vorschlag für zukünftige HBEFA-Updates: Es sollten zusätzliche Verkehrssituationen (Fahrzyklen), z.B. LOS 0 (ohne Halte), LOS (Kreuzung) etc., eingeführt werden (Baukastenprinzip). Das Baukastenprinzip könnte man sich wie folgt vorstellen:

Es werden ergänzend zu den Emissionsfaktoren der derzeitigen Fahrzyklen Emissionsfaktoren für typische Einzelsegmente eines Fahrverlaufes – für so genannte „Verkehrssituations-segmente“ - ausgewiesen, mit deren Hilfe das Fahrverhalten nutzerdefiniert zusammengesetzt werden kann. Diese Verkehrssituationssegmente würden das typische Fahrverhalten abbilden, z.B.

- ▶ bei Halte- und Beschleunigungsvorgängen im Bereich von Verkehrsknoten unter Berücksichtigung verschiedener Tempolimits und evtl. Geschwindigkeits-überwachungen,
- ▶ bei Beschleunigungsvorgängen im Zufluss zu Knotenpunkten vs. derer im Abfluss aus den Knotenpunkten heraus und
- ▶ im Bereich außerhalb der bzw. zwischen den Verkehrsknoten mit verschiedenen Störungsgraden.

Die Fahrzyklen dafür könnten aus Teilsegmenten der vorliegenden Standardzyklen des HBEFA bestehen und durch Fahrzyklen aus anderweitig vorliegenden Untersuchungen ergänzt bzw. auch neu aufgenommen werden.

Bezüglich der NO_x-Emissionen des HBEFA4.1:

- ▶ Für 2015 ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Unterschätzung von 16%;
- ▶ Für 2018 ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Überschätzung von 16%;
- ▶ Für 2019 ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Überschätzung von 15%;

D.h., während für das Bezugsjahr 2015 noch eine Unterschätzung von 16% abgeleitet wurde, ist für 2018 eine Überschätzung von 16% festzustellen. Diese Überschätzung liegt 2019 bei 15%. Eine Ursache könnte ggf. in der im HBEFA4.1 nicht vorhandenen Berücksichtigung der Wirkung der freiwilligen Softwareupdates und/oder höherer Wirkungen der verpflichtenden Softwareupdates zu finden sein.

Es ist darauf zu verweisen, dass diese aufgezeigten Abweichungen flottenspezifisch und wahrscheinlich sensitiv auf den PKW-Dieselanteil sind. Die Situation in anderen Regionen mit deutlich anderen Flottenzusammensetzungen, wie z.B. im Westen und Süden der Bundesrepublik, kann/wird anders aussehen.

Empfehlungen:

- ▶ Für Emissionsberechnungen aktueller Bezugsjahre (2019, 2020, 2021) mit HBEFA4.1 sind zusätzliche Informationen dazu notwendig, welchen Einfluss die freiwilligen und die verpflichtenden Softwareupdates auf die NO_x-Emission über den bisherigen Ansatz in HBEFA4.1 hinaus haben. Lt. Aussagen des UBA sind hier Untersuchungen bzw. Systematisierungen der Messungen des KBA zur „Wirksamkeit von Software-Updates zur Reduzierung von Stickoxiden bei Dieselmotoren, Stand: 10.01.2020“ beauftragt. Eine Übernahme dieser Ergebnisse in ein HBEFA-Update ist erst Ende 2021 vorgesehen und kommt somit für die aktuelle Überarbeitung der Luftreinhaltepläne zu spät. Vorab sollten

deswegen entsprechende flotten- oder bezugsjahrabhängige Korrekturfaktoren veröffentlicht werden.

- ▶ In der Dokumentation zur KBA-Untersuchung „Wirksamkeit von Software-Updates zur Reduzierung von Stickoxiden bei Dieselmotoren, Stand: 10.01.2020“ wird zusammenfassend davon ausgegangen, dass durch die verpflichtenden Softwareupdates eine Reduktion der NO_x-Emission um ca. 40 %, erreicht wird – in HBEFA 4.1 wird hierbei von einer mittleren Minderung um 25 % ausgegangen. Die ausgewiesenen Minderungen sind demnach in derselben Größenordnung. Anders ist dies bei Fahrzeugen mit einem freiwilligen Softwareupdate. Während hier in der KBA-Untersuchung eine mittlere Reduktion von ca. 60 % gemessen wurde, wird diese Option in HBEFA 4.1 gar nicht berücksichtigt. Unter der Annahme einer 60-prozentigen NO_x-Minderung nach einem freiwilligen Softwareupdate würde sich der mittlere Gesamt-PKW-NO_x-Emissionsfaktor je nach Bezugsjahr und Verkehrssituation zwischen 13 % im Jahre 2020 und 10 % im Jahre 2030 reduzieren. Nach Aussagen des UBA bedürfen die Auswirkungen der gemessenen Minderungsraten auf die gesamte PKW-Flotte allerdings noch einer detaillierteren Analyse (siehe Pkt. zuvor). Solange dies nicht abschließend erfolgt und entsprechend veröffentlicht ist, wird vorgeschlagen, für o.g. Bezugsjahre einen pauschalen Abschlag auf die NO_x-PKW-Emissionen von 10% anzusetzen.

Bezüglich der direkten NO₂-Emissionen des HBEFA4.1:

Die im HBEFA4.1 enthaltenen (wirksamen) NO₂-Direktanteile scheinen deutlich gegenüber der realen Situation erhöht zu sein. Auf Basis der hier vorliegenden Untersuchungen an der Zeppelinstraße in Potsdam wird eine Halbierung der in HBEFA 4.1 angegebenen NO₂ Emissionsfaktoren empfohlen. Dies deckt sich mit aktuellen Untersuchungen in Hamburg und im Land Brandenburg. Bei entsprechend für die jeweilige Situation vor Ort gewählten Parametern für die Modellierung der NO_x-Gesamtbelastung können damit realitätsnahe NO₂-Gesamtbelastungen berechnet werden. Die Anwendung einer reduzierten NO₂-Direktemission im vereinfachten Chemiemodell für andere Städte sollte durch Auswertung des gemessenen Verhältnisses der NO_x- zu NO₂ -Zusatzbelastungen bei niedrigen O₃-Konzentrationen (siehe Kap. 6.1.3) oder durch Nutzung vergleichbarer Verfahren geprüft und begründet werden.

Bezüglich Screening versus Detailmodell:

„Naturgemäß“ überschätzen Screeningmodelle die Messdaten, weil

- ▶ nicht alle lokalen Einflüsse durch die Vereinfachungen abgebildet werden können und i.A. die Parametrisierung konservative Ergebnisse liefert.
- ▶ im vorliegenden Fall der Zeppelinstraße auch die Lage des Messcontainers und Messeinlasses nicht mit dem Immissionsort im Screeningmodell übereinstimmt. So wird in 2.6 m Höhe über Grund gemessen, ausgewertet wird in 1.5m über Grund. Weiterhin ist z.B. 2018 die der Messstelle gegenüberliegende Fassade höher belastet als die Messstelle. Dieser höhere Wert wird durch PROKAS/PROKAS_B ausgewiesen. Verglichen wird aber mit dem (niedrigeren) Messwert „auf der gegenüberliegenden Seite“.

Sollten Screeningmodelle eingesetzt werden, um die Güte der Emissionsberechnung zu bewerten, sind diese Unterschiede in der Ergebnisinterpretation zu berücksichtigen.

Abschließend wird empfohlen, analoge Betrachtungen an anderen „Modellstraßen“ durchzuführen. Insbesondere sollte hier der Fokus auf Fahrzeugflotten mit höheren Diesel-PKW-Anteilen sowie höheren LKW-Anteilen gelegt werden.

Summary

The aim of the project was to review and improve the NO₂ immission modeling based on the emissions from HBEFA4.1 in the vicinity of roads. For this purpose, a detailed modeling of a road with good data, especially with regard to traffic volumes and the composition of the vehicle categories, should be made. On the basis of this data, the emissions should be calculated with HEFA4.1 and the concentrations derived using a detailed flow model. In the dispersion modeling, the conversion of NO to NO₂ had to be addressed in particular and recommendations for a better description of these processes in dispersion models had to be made.

The investigations and calculations were carried out for Zeppelinstrasse in Potsdam for the reference years 2015, 2018 and 2019. As part of the update and evaluation of the Potsdam Air Quality Plan, a very good database was available, in particular with regard to traffic flow (mobile measurement drives), traffic volumes (traffic counts) and the composition of the vehicle fleet (license plate registration) as well as meteorological data.

On the basis of this data, the emissions were calculated with PHEM / HEFA4.1, traffic situations and level of service (LOS) were derived from this and the local vehicle-related NO_x and direct NO₂ additional concentrations was calculated with the 3-dimensional microscale flow and dispersion model MISKAM.

The calculation of the total NO₂ concentration for the reference years took place with the additional application of various NO-NO₂-conversion models (statistical approaches, simplified chemical model) taking into account the urban background pollution. In addition, similar calculations were carried out with the screening model PROKAS / PROKAS_B.

The modeled NO_x and NO₂ annual mean values were compared with the measurement data at the Potsdam Zeppelinstrasse measuring station in order to be able to evaluate the quality of the HBEFA4.1 emissions.

Differences in the quality of information between the screening model and the detailed model should also be discussed.

As a result of these analyzes, the following conclusions and recommendations can be drawn:

Regarding the determination of the traffic situations:

- ▶ The HVS50 LOS1 driving cycle in HBEFA4.1 is too unfavorable to describe the emission conditions on several sections of the Zeppelinstrasse. This concerns a well-coordinated road traffic light with sufficient capacity of the road.
- ▶ Since there is no adequate driving cycle (LOS) in HBEFA4.1 ("better than liquid"), reduction factors on LOS1 must be used here (proportion less than 100%)
- ▶ If a capacity model or the fundamental mental diagram or qualitative assessments of the traffic situations were used, this would not be "noticed".
- ▶ This results in a proposal for future HBEFA updates: Additional traffic situations (driving cycles), e.g. LOS 0 (without stopps), LOS K (crossing) etc., can be introduced (modular principle).

When determining the LOS, it should therefore always be taken into account whether the local traffic flow can actually be represented representatively by the driving cycles stored in HBEFA4.1. Since this is not always the case, there is a suggestion for future HBEFA updates:

Additional traffic situations (driving cycles), e.g. LOS 0 (without stops), LOS (intersection) etc., should be introduced (modular principle). The modular principle could be imagined as follows:

In addition to the emission factors of the current driving cycles, emission factors for typical individual segments of a driving process - for so-called "traffic situation segments" - are shown, with the help of which the driving behavior can be combined in a user-defined manner. These traffic situation segments would represent the typical driving behavior, e.g.

- ▶ when stopping and accelerating in the area of traffic junctions, taking into account various speed limits and possibly speed monitoring,
- ▶ with acceleration processes in the inflow to nodes vs. those in the outflow from the nodes and
- ▶ in the area outside or between the traffic nodes with different degrees of disturbance.

The driving cycles for this could consist of subsegments of the existing standard cycles of the HBEFA and be supplemented or newly included by driving cycles from other studies.

Regarding the NO_x emissions of the HBEFA4.1:

- ▶ According to HBEFA4.1, there is an underestimation of 16% for 2015;
- ▶ According to HBEFA4.1, there is an overestimation of 16% for 2018;
- ▶ According to HBEFA4.1, there is an overestimation of 15% for 2019;

This means that while an underestimation of 16% was derived for the reference year 2015, an overestimation of 16%/15% can be determined for 2018/2019. A cause could possibly be found in the fact that the HBEFA4.1 does not take into account the effect of the voluntary software updates and / or the higher effects of the mandatory software updates.

It should be pointed out that these deviations shown are fleet-specific and are probably sensitive to the car diesel share. The situation in other regions with significantly different fleet compositions, e.g. in the west and south of Germany, can / will look different.

Recommendations:

- ▶ For emission calculations of current reference years (2019, 2020, 2021) with HBEFA4.1, additional information is necessary, which influence the voluntary and the mandatory software updates on the NO_x emissions via the previous approach in HBEFA4.1 have out. Lt. According to the UBA, investigations and systematizations of the measurements of the KBA for the "effectiveness of software updates to reduce nitrogen oxides in diesel engines, status: 10.01.2020" are commissioned. A transfer of these results in an HBEFA update is not planned until the end of 2021 and will therefore come too late for the current revision of the air pollution control plans. Corresponding correction factors depending on the fleet or reference year should therefore be published in advance.
- ▶ In the documentation for the KBA investigation "Effectiveness of software updates to reduce nitrogen oxides in diesel engines, status: 10.01.2020" it is assumed that the mandatory software updates will reduce NO_x emissions by approx. 40%, is achieved - in HBEFA 4.1 an average reduction of 25% is assumed. The reported reductions are therefore of the same order of magnitude. This is different for vehicles with a voluntary software update. While a mean reduction of approx. 60% was measured in the KBA study, this option is not taken into

account in HBEFA 4.1. Assuming a 60 percent reduction in NO_x after a voluntary software update, the average total passenger car NO_x emission factor would be reduced between 13% in 2020 and 10% in 2030, depending on the reference year and the traffic situation. According to the UBA, however, the effects of the measured reduction rates on the entire car fleet still require a more detailed analysis (see section above). As long as this has not been conclusively made and published accordingly, it is proposed to apply a flat-rate discount of 10% on the NO_x car emissions for the above-mentioned reference years

Regarding the direct NO₂-emissions of the HBEFA4.1:

The (effective) direct NO₂-components contained in HBEFA4.1 seem to be significantly higher than in the real situation. By halving these NO₂-emissions, with "correct" modeling of the total NO_x-concentration, realistic total NO₂-concentration can be calculated.

Regarding screening versus detailed model:

"Naturally" screening models overestimate the measurement data because

- ▶ Not all local influences through the simplifications can be mapped and generally the parameterization delivers conservative results.
- ▶ In the present case of Zeppelinstrasse, the position of the measuring container and measuring inlet does not match the immission-location in the screening model. Measurements are taken at a height of 2.6 m above ground and evaluation is carried out at 1.5 m above ground. Furthermore, e.g. in 2018, the facade opposite the measuring point was subjected to higher loads than the measuring point. This higher value is indicated by PROKAS / PROKAS_B. However, a comparison is made with the (lower) measured value "on the other side".

If screening models are used to evaluate the quality of the emissions calculation, these differences must be taken into account in the interpretation of the results.

Finally, it is recommended to carry out similar observations on other "model roads". In particular, the focus here should be on vehicle fleets with a higher proportion of diesel cars and a higher proportion of trucks.

1 Aufgabenstellung

Ziel des Projektes ist die Überprüfung und Verbesserung der NO₂-Immissionsmodellierung auf Basis der Emissionen aus HBEFA4.1 im Nahbereich von Straßen. Dafür soll eine detaillierte Modellierung für eine Straße mit einer guten Datenlage insbesondere hinsichtlich der Verkehrsstärken und der Zusammensetzung der Fahrzeugkategorien angefertigt werden. Auf Basis dieser Daten sollen die Emissionen mit HBEFA4.1 berechnet und die Immissionen mit einem detaillierten Strömungsmodell abgeleitet werden. Bei der Immissionsmodellierung ist insbesondere auch auf die Umwandlung von NO zu NO₂ einzugehen und Empfehlungen für eine bessere Beschreibung dieser Prozesse in Ausbreitungsmodellen abzugeben.

Die Untersuchungen und Berechnungen sind für die Zeppelinstraße in Potsdam für die Bezugsjahre 2015, 2018 und 2019 durchzuführen. Hier liegt im Rahmen der Fortschreibung und Evaluierung des Luftreinhalteplanes Potsdam eine sehr gute Datenbasis vor, insbesondere hinsichtlich des Verkehrsflusses (mobile Messfahrten), der Verkehrsstärken (Verkehrszählungen) und der Kfz-Flottenzusammensetzung (Kennzeichenerfassungen) sowie meteorologischer Daten.

Auf Basis dieser Daten sollen die Emissionen mit PHEM/HEFA4.1 berechnet, daraus auch Verkehrssituationen und level of service (LOS) abgeleitet und die lokalen Kfz-bedingten NO_x- und direkten NO₂-Zusatzbelastungen mit dem 3-dimensionalen mikroskaligen Strömungs- und Ausbreitungsmodell MISKAM berechnet werden.

Die Berechnung der NO₂-Gesamtbelastung für o.g. Bezugsjahre soll unter zusätzlicher Anwendung verschiedener NO-NO₂-Konversionsmodelle (statistische Ansätze, vereinfachtes Chemiemodell) unter Berücksichtigung der städtischen Hintergrundbelastung erfolgen. Zusätzlich sollen analoge Berechnungen mit dem Screeningmodell PROKAS_B durchgeführt werden.

Die modellierten NO_x- und NO₂-Jahresmittelwerte sind mit den Messdaten an der Messstation Zeppelinstraße zu vergleichen, um die Qualität der HBEFA4.1-Emissionen bewerten zu können.

Im Ergebnis der hier durchgeführten Untersuchungen sollen auch Empfehlungen für eine realitätsnähere Beschreibung der Verkehrssituationen sowie bei der NO-NO₂-Konversion mittels vereinfachten Chemiemodell gegeben werden. Ebenfalls sind Unterschiede in der Aussagegüte zwischen Screening- und Detailmodell zu diskutieren.

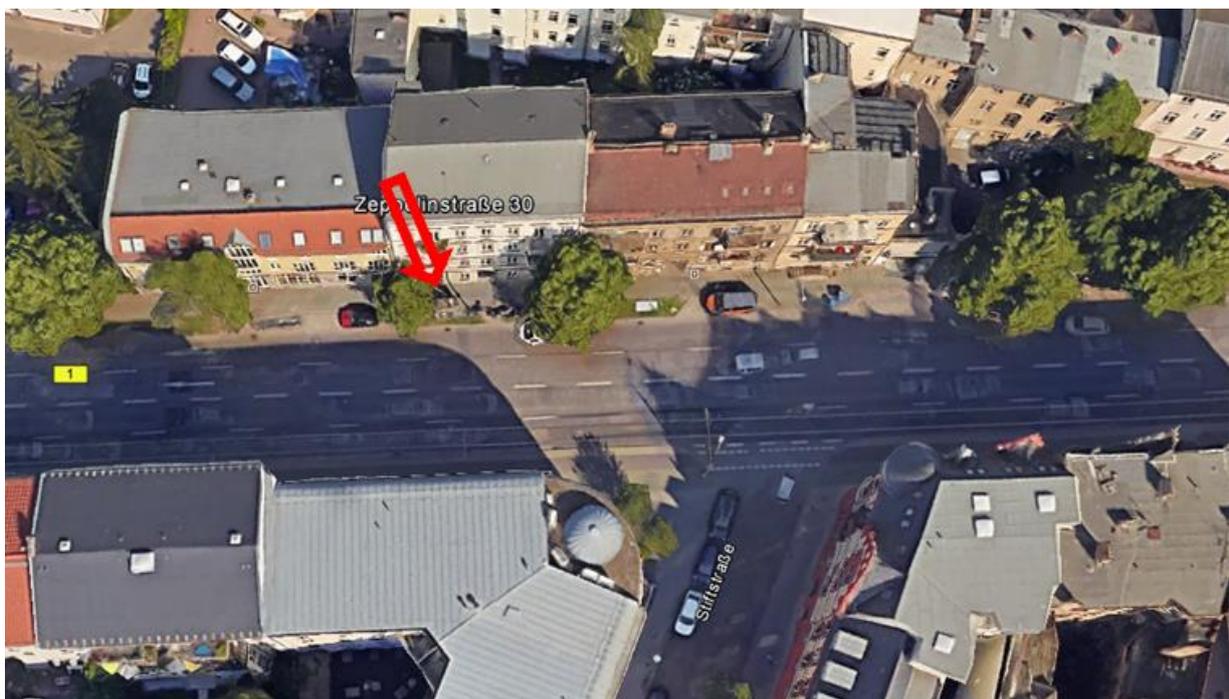
2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet bildet die Zeppelinstraße in der Landeshauptstadt Potsdam. Diese war im Jahr 2015 eine vierstreifige Hauptverkehrsstraße mit hohem Verkehrsaufkommen (DTV ca. 26000 Kfz/d; SV inkl. Busse ca. 4%) sowie dichter beidseitiger Blockrandbebauung und keinem separaten Radweg (siehe Abbildung 1). Der Standort des Messcontainers befindet auf der nördlichen Straßenseite im Bereich des Hauseingangs Nr. 30 zwischen Geschwister-Scholl-Straße und Nansenstraße (siehe Abbildung 2 und Abbildung 3).

Wegen der anhaltenden Überschreitung des Jahresmittelgrenzwertes für Stickstoffdioxid (NO₂) wurde der Luftreinhalteplan für die Landeshauptstadt Potsdam in den Jahren 2015/16 fortgeschrieben (MLUL 2016). Zentrales Maßnahmenbündel war die verkehrliche Umgestaltung der bisher vierstreifigen Zeppelinstraße. In stadtauswärtiger Richtung fiel ein Fahrstreifen zu Gunsten eines eigenen Radfahrstreifens weg. In stadteinwärtiger Richtung erfolgt nun die Führung des Verkehrs teilweise auf einen gemeinsamen Fahrstreifen für Tram, Bus und Kfz (siehe Abbildung 4). Es wurde zusätzlich eine T30-Regelung für die Zeppelinstraße wirksam.

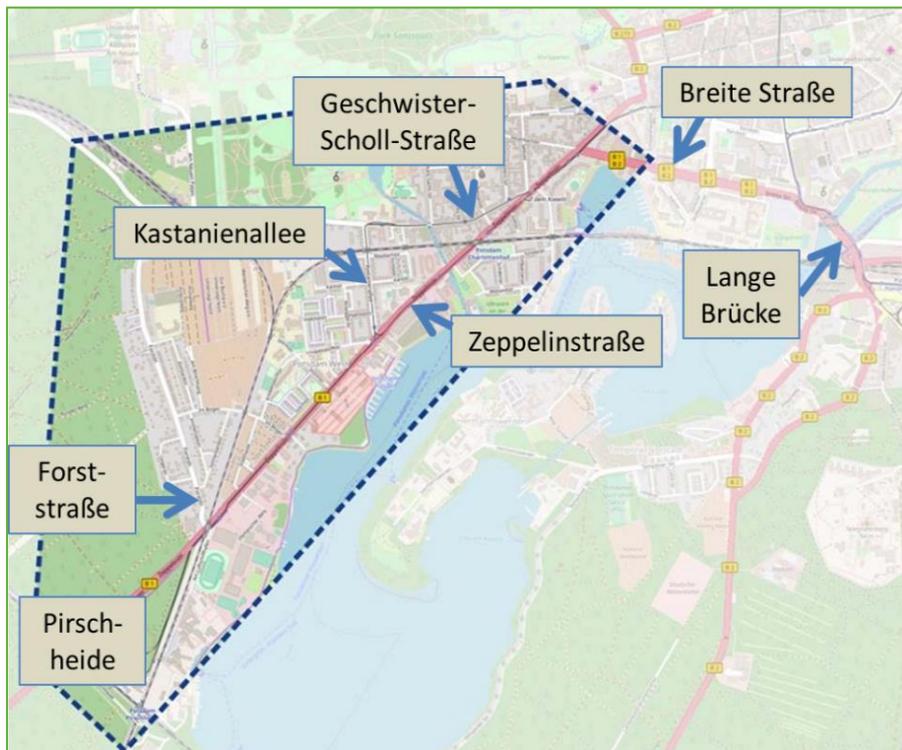
Ziel war die wirksame Verringerung des Kfz-Verkehrsaufkommens und der -Emissionen in der Zeppelinstraße einschließlich der Breiten Straße sowie in weiteren kritischen Straßenabschnitten innerhalb der Landeshauptstadt Potsdam. Die Maßnahme wurde 2017 umgesetzt. Das Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft Brandenburg (MLUK) und die Landeshauptstadt Potsdam führten zusammen mit den Ingenieurbüros SVU Dresden und der Lohmeyer GmbH unter fachlicher Koordinierung des LfU Brandenburg ein umfassendes, verkehrsträgerübergreifendes Evaluierungsprojekt durch, in dem die Maßnahmenwirkung detailliert quantifiziert und bewertet werden sollten. Aus diesem Projekt wurden mit Genehmigung des MLUL die Datengrundlagen übernommen und für das vorliegende Projekt verwendet.

Abbildung 1: Luftbild der Zeppelinstraße im Bereich des Messcontainers am Standort Zeppelinstraße 30. Der Pfeil kennzeichnet die Lage der Messstation.



Quelle: google earth

Abbildung 2: Einordnung der Zeppelinstraße im umliegenden Straßennetz



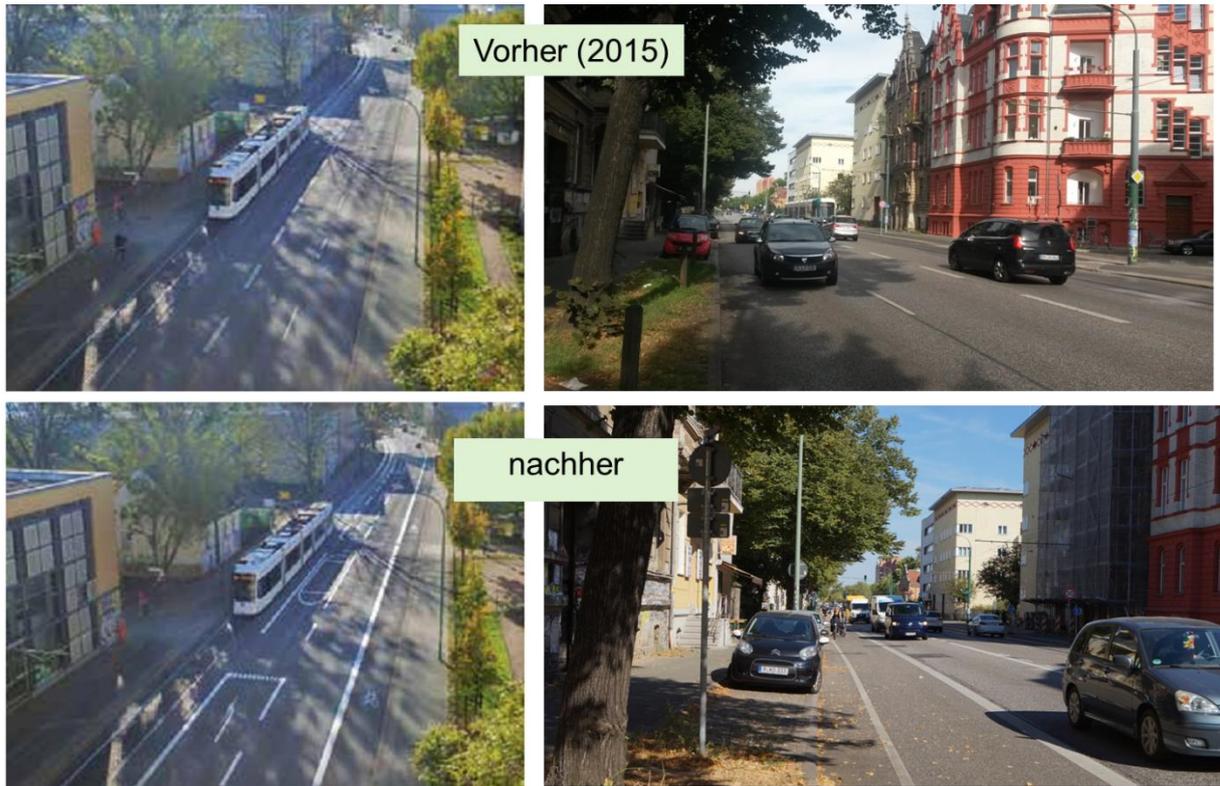
Quelle: Kartengrundlage: © OpenStreetMap und Mitwirkende, CC-BY-SA (bearbeitet) <http://www.openstreetmap.org/>

Abbildung 3: Foto der Situation am Messcontainer Zeppelinstraße in Potsdam im September 2015



Quelle: Lohmeyer GmbH

Abbildung 4: Fotos und Ansichten der Situation am Messcontainer Zeppelinstraße vor sowie nach der Umgestaltung



Quelle: Landeshauptstadt Potsdam, Lohmeyer GmbH

3 Berechnungsverfahren

3.1 Emissionsberechnungen

Auf der Grundlage der zur Verfügung stehenden Aktivitätsdaten und Verkehrsmengen werden für die jeweiligen Prognosejahre die von den Kraftfahrzeugen emittierten Schadstoffmengen ermittelt. Die mittleren spezifischen Emissionen der Fahrzeuge einer Fahrzeugkategorie (Pkw, leichte Nutzfahrzeuge, Busse etc.) werden mit Hilfe des Emissionsmodells PHEM [passenger car and heavy duty emission model (Hausberger et. al, 2009)] sowie des „Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA“ Version 4.1 (UBA, 2019) bestimmt. Die Vorgehensweise zur Emissionsbestimmung entspricht dem Stand der Technik. Sie basiert auf der Richtlinie VDI 3782 Blatt 7 (2020).

3.2 MISKAM

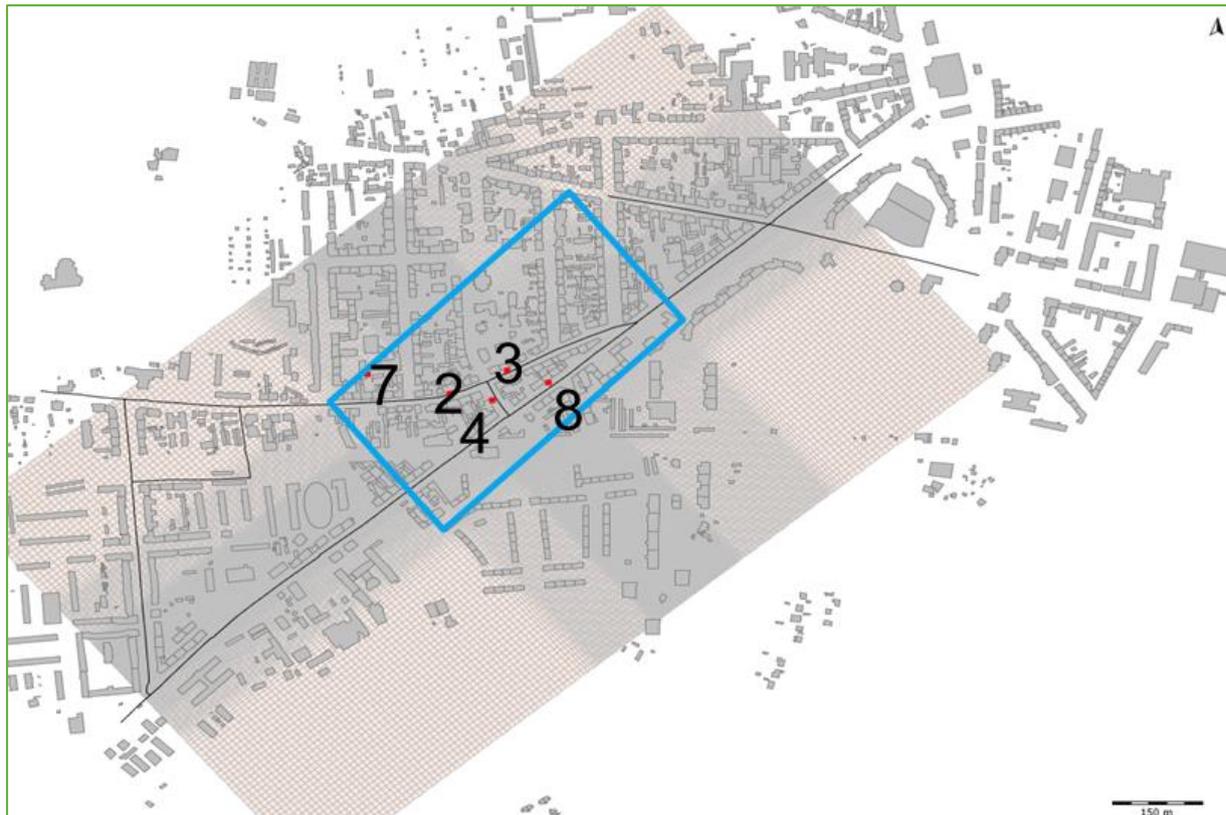
Für die detaillierte Berechnung der Schadstoffimmissionen an einem Untersuchungspunkt bzw. in dicht bebauten Straßenzügen kommt das Detailmodell MISKAM (Eichhorn, 2014) zur Anwendung. MISKAM gehört zu den prognostischen Modellen vom Eulertyp. Es besteht aus zwei Teilen, einem Strömungsteil für die Modellierung der Umströmungsverhältnisse der Gebäude und einem Ausbreitungsteil zur Berechnung des Immissionsfeldes. MISKAM iteriert jeweils solange, bis das Strömungs- bzw. Konzentrationsfeld quasi stationär ist. Bei den Berechnungen werden die Hinweise aus Eichhorn (2005) sowie der Richtlinie VDI 3783 Blatt 9 (2017) für prognostische Modelle beachtet. Die Einhaltung des Kriteriums von Richtlinie VDI 3783 Blatt 9 (2017) wurde dahingehend berücksichtigt, dass das Rechengebiet (1200 m * 1 200 m) deutlich größer als die Fläche des Untersuchungsgebietes gewählt wurde.

Das Rechengebiet wird mit einem nichtäquidistanten Netz überzogen, dessen horizontale Auflösung zwischen 1 m im Zentrum des Untersuchungsgebietes und ca. 15 m am Gebietsrand variiert (siehe Abbildung 5). Die Höhe des Rechengebietes beträgt 500 m. Es werden 36 Strömungsrechnungen für die Windrichtungen 10° bis 360° sowie anschließend je 36 Ausbreitungsrechnungen für die betrachteten Schadstoffe durchgeführt. Dabei wird jeweils eine neutrale thermische Schichtung der Atmosphäre angenommen. Im Rahmen der Modellvalidierung hat sich gezeigt, dass die mit MISKAM berechneten Immissionsfelder in sehr guter Näherung mit der Windgeschwindigkeit skalierbar sind. Untersuchungen haben ferner gezeigt, dass in dicht bebautem Gelände aufgrund der hohen städtischen Rauigkeit genug mechanische Turbulenz erzeugt wird, sodass näherungsweise von einer neutralen Schichtung im Untersuchungsgebiet ausgegangen werden kann (unabhängig von der großräumigen thermischen Schichtung). Andere Stabilitätsklassen müssen deshalb hier nicht berücksichtigt werden.

Für jeden Schadstoff werden aus den jeweils 36 Immissionsfeldern mit der Programmoberfläche WinMISKAM (Lohmeyer, 2017) unter Verwendung der Windstatistik und der Schadstoffhintergrundbelastung flächendeckend die Jahresmittelwerte (JM) als Gesamtbelastung berechnet.

Für die Berechnung der NO-NO₂-Umwandlung wird zunächst sowohl das vereinfachte Chemiemodell nach Düring et al. (2011) als auch statistische Umwandlungsmodelle verwendet und im entsprechenden Berichtskapitel diskutiert.

Abbildung 5: MISKAM-Rechengebiet sowie MISKAM-Auswertegebiet. Markiert sind auch Lagen von Messstellen



8=Messcontainer Zeppelinstraße; 4=Nansenstraße; 2 und 3=Geschwister-Scholl-Straße; 7=Grundschule

Quelle: Lohmeyer GmbH, eigene Darstellung

3.3 PROKAS

Für die Berechnung der Schadstoffimmission an einem Untersuchungspunkt in Screeningqualität kommt das Berechnungsverfahren PROKAS zur Anwendung¹. Es besteht aus dem Basismodul PROKAS_V (Gaußfahnenmodell) und dem integrierten Bebauungsmodul PROKAS_B, das für die Berechnung der Immissionen in Straßen mit dichter Randbebauung, wie im vorliegenden Fall, eingesetzt wird. Es werden ebenfalls jeweils für 36 verschiedene Windrichtungsklassen und neun verschiedene Windgeschwindigkeitsklassen die Schadstoffkonzentrationen berechnet. Die Zusatzbelastung wird außerdem für sechs verschiedene Ausbreitungsklassen ermittelt. Mit den berechneten Konzentrationen werden auf der Grundlage der Emissionen und einer repräsentativen Ausbreitungsklassenstatistik der Jahresmittelwert ermittelt.

Im Falle von teilweise oder vollständig geschlossener Randbebauung wird das ergänzende Bebauungsmodul PROKAS_B verwendet. Es basiert auf Modellrechnungen mit dem mikroskaligen Ausbreitungsmodell MISKAM für idealisierte Bebauungstypen. Dabei wurden für 20 Bebauungstypen und jeweils 36 Anströmrichtungen die dimensionslosen Abgaskonzentrationen c^* in 1.5 m Höhe und 1 m Abstand zum nächsten Gebäude bestimmt. Die Bebauungstypen werden unterschieden in Straßenschluchten mit ein- oder beidseitiger Randbebauung mit verschiedenen Gebäudehöhe-zu-Straßenschluchtbreite-Verhältnissen und unterschiedlichen Lückenanteilen in der Randbebauung. Unter Lückigkeit ist der Anteil nicht

¹ Siehe auch www.lohmeyer.de/ueber-uns/arbeitsmethoden/numerische-modelle/prokas/ (letzter Zugriff 16.2.2021)

verbauter Flächen am Straßenrand mit (einseitiger oder beidseitiger) Randbebauung zu verstehen. Die Straßenschluchtbreite ist jeweils definiert als der zweifache Abstand zwischen Straßenmitte und straßennächster Randbebauung. Die Tabelle 1 beschreibt die Einteilung der einzelnen Bebauungstypen.

Die Konzentrationsbeiträge von PROKAS_V für die Hintergrundbelastung und von PROKAS_B werden zeitlich korreliert, zusammengefasst und daraus der Jahresmittelwert der Gesamtbelastung berechnet.

Tabelle 1: Typisierung der Straßenrandbebauung in PROKAS_B

Typ	Randbebauung	Gebäudehöhe/ Schluchtbreite	Lückenanteil in %
101	einseitig	1:3	0 - 20
102	"	1:3	21 - 60
103	"	1:2	0 - 20
104	"	1:2	21 - 60
105	"	1:1.5	0 - 20
106	"	1:1.5	21 - 60
107	"	1:1	0 - 20
108	"	1:1	21 - 60
109	"	1.5:1	0 - 20
110	"	1.5:1	21 - 60
201	beidseitig	1:3	0 - 20
202	"	1:3	21 - 60
203	"	1:2	0 - 20
204	"	1:2	21 - 60
205	"	1:1.5	0 - 20
206	"	1:1.5	21 - 60
207	"	1:1	0 - 20
208	"	1:1	21 - 60
209	"	1.5:1	0 - 20
210	"	1.5:1	21 - 60

4 Eingangsdaten

Für die Emissions- bzw. Immissionsberechnungen sind als Eingangsgrößen die Lage des Straßennetzes im zu betrachtenden Untersuchungsgebiet und verkehrsspezifische Informationen von Bedeutung. Weitere Grundlagen der Immissionsberechnungen sind die basierend auf den Verkehrsdaten berechneten Schadstoffemissionen, die meteorologischen Daten und die Schadstoffhintergrundbelastung. Die der vorliegenden Untersuchung zugrundeliegenden Daten werden in den folgenden Abschnitten erläutert. Folgende Untersuchungen und Daten lagen vor:

- ▶ Fahrspurfeine Verkehrsmengen aus automatischen und manuellen Zählungen (DTV, SV, Busse)
- ▶ Kfz-Kennzeichenerfassung 2015, 2017 und Fortschreibungen auf 2018 und 2019 an der Zeppelinstraße für die Ableitung der lokalen Kfz-Flotte
- ▶ Mobile Messfahrten als Grundlage für PHEM-Modellierungen für die genaue Ableitung der Emissionen und Verkehrssituationen.
- ▶ MISKAM-Berechnungsmodell
- ▶ Kontinuierliche Immissionsmessdaten Zeppelinstraße (NO₂, NO_x)
- ▶ Kontinuierliche Immissionsmessdaten für städtischen Hintergrund Potsdam-Zentrum (NO₂, NO_x, Ozon)
- ▶ NO₂-Passivsammlermessungen im Umfeld der Zeppelinstraße, um die Repräsentativität der Hintergrundmessung abzugleichen
- ▶ Meteorologische Daten (Wind, Temperatur, Strahlung) an der Station Grunewald, die durch eine Übertragbarkeitsprüfung als repräsentativ für Potsdam bewertet wurden.

4.1 Verkehrsdaten

Die Verkehrsdaten wurden aus den o.g. Untersuchungen übernommen. Die durchschnittlich tägliche Verkehrsbelastung (DTV) am Messcontainer ist in Tabelle 2 aufgeführt. Dort findet sich auch die Bezeichnung der betrachteten Fälle. So reduzierte sich der Verkehr zwischen 2015 und 2018 um 10% sowie von 2018 auf 2019 um weitere 9%. Eine Aufteilung der Verkehrsmengen für die betrachteten Abschnitte der Zeppelinstraße in Schwerverkehr und Linienbusse findet sich für den Nullfall 2015 in der Tabelle 3.

Tabelle 2: Bezeichnung der Betrachtungsfälle sowie DTV im Bereich des Messcontainers

Jahr	Bemerkung	DTV am Messcontainer in Kfz/Tag
2015	Tempo 50, 4 Fahrstreifen	26058
2018	Tempo 30, 3 Fahrstreifen	23491
2019	Tempo 30, 3 Fahrstreifen	21320

Die analogen Verkehrsmengen für die Jahre 2018 und 2019 finden sich in den Tabelle 4 und Tabelle 5. So lag der Schwerverkehrsanteil (ohne Linienbusse) am Messcontainer im Jahr 2015 bei 3.9%, im Jahr 2018 bei 3.5% und im Jahr 2019 bei 3.8%.

Tabelle 3: Verkehrsmengen auf den betrachteten Abschnitten der Zeppelinstraße im Nullfall 2015

Abschnitt_von	Abschnitt_bis	DTV in Kfz/Tag	Schwerverkehr in Kfz/Tag	Linienbusse pro Tag
Schillerplatz/Schafgraben	Bf. Charlottenhof	23909	731	203
Nansenstr.	Geschw.-Scholl-Str.	26058	1014	195
Breite Straße	Auf dem Kiewitt	29372	1092	279
Im Bogen	Stormstraße	19635	736	108

Tabelle 4: Verkehrsmengen auf den betrachteten Abschnitten der Zeppelinstraße im Jahr 2018

Abschnitt_von	Abschnitt_bis	DTV in Kfz/Tag	Schwerverkehr in Kfz/Tag	Linienbusse pro Tag
Schillerplatz/Schafgraben	Bf. Charlottenhof	21207	831	230
Nansenstr.	Geschw.-Scholl-Str.	23491	812	208
Breite Straße	Auf dem Kiewitt	26328	734	289*
Im Bogen	Stormstraße	17101	669	131

*Busse fahren auf separatem Gleisbett in Seitenlage

Tabelle 5: Verkehrsmengen auf den betrachteten Abschnitten der Zeppelinstraße im Jahr 2019

Abschnitt_von	Abschnitt_bis	DTV in Kfz/Tag	Schwerverkehr in Kfz/Tag	Linienbusse pro Tag
Schillerplatz/Schafgraben	Bf. Charlottenhof	19298	822	230
Nansenstr.	Geschw.-Scholl-Str.	21320	805	208
Breite Straße	Auf dem Kiewitt	23958	727	289*
Im Bogen	Stormstraße	15562	662	131

*Busse fahren auf separatem Gleisbett in Seitenlage

Für die Detailberechnungen mit MISKAM ist im Nahbereich der Messstelle die Kenntnis der verkehrlichen Aufteilung in die einzelnen Fahrrichtungen wichtig. Diese wurden aus den Zählenden wie in Tabelle 6 aufgezeigt abgeleitet.

Tabelle 6: Relative Anteile der mittleren Verkehrsmengen auf die Fahrrichtungen in der Zeppelinstraße. Vorher=Vor Umsetzung der Maßnahme (2015), aktuell=nach Umsetzung der Maßnahme (2018 und 2019).

zwischen Geschwister-Scholl-Straße und Breite Straße		Stadtauswärts		Summe stadtausw	Stadteinwärts		Summe stadteinw
		linker Fstr	rechter Fstr		linker Fstr	rechter Fstr	
Vorher	LV	24.5%	25.8%	50.3%	20.8%	28.9%	49.7%
	SV (ohne Bus)	30.0%	20.0%	50.0%	20.0%	30.0%	50.0%
	Busse						
aktuell	LV	29.3%	21.7%	51.0%	23.3%	25.6%	49.0%
	SV (ohne Bus)	30.0%	20.0%	50.0%	20.0%	30.0%	50.0%
	Busse						

zwischen Nansenstraße und Geschwister-Scholl-Straße		Stadtauswärts		Summe stadtausw	Stadteinwärts		Summe stadteinw
		linker Fstr	rechter Fstr		linker Fstr	rechter Fstr	
Vorher	LV	26.0%	17.3%	43.4%	31.1%	25.5%	56.6%
	SV (ohne Bus)	7.8%	44.3%	52.2%	21.5%	26.3%	47.8%
	Busse	0.0%	27.0%	27.0%	0.0%	73.0%	73.0%
aktuell	LV		50.5%	50.5%	27.3%	22.3%	49.5%
	SV (ohne Bus)		69.9%	69.9%	15.1%	15.1%	30.1%
	Busse		29.0%	29.0%	0.0%	71.0%	71.0%

(Tramgleis)

zwischen Nansenstraße und Kastanienallee		Stadtauswärts		Summe stadtausw	Stadteinwärts		Summe stadteinw
		linker Fstr	rechter Fstr		linker Fstr	rechter Fstr	
Vorher	LV	26.7%	17.8%	44.5%	33.3%	22.2%	55.5%
	SV (ohne Bus)	6.2%	35.3%	41.5%	23.4%	35.1%	58.5%
	Busse	0.0%	27.8%	27.8%	0.0%	72.2%	72.2%
aktuell	LV		46.7%	46.7%		53.3%	53.3%
	SV (ohne Bus)		63.0%	63.0%		37.0%	37.0%
	Busse		25.2%	25.2%		74.8%	74.8%

Quelle: Lohmeyer (2020)

4.2 Meteorologie

4.2.1 Windverhältnisse

Für die Berechnung der Luftschadstoffausbreitung werden so genannte Ausbreitungsklassenstatistiken benötigt. Das sind Angaben über die Häufigkeit bestimmter Ausbreitungsverhältnisse in den unteren Luftschichten, die durch Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Stabilität der Atmosphäre definiert sind. Eine Ausbreitungsklassenstatistik enthält somit auch Informationen über die Verdünnungsfähigkeit der Luftschadstoffemissionen in der Atmosphäre. Dieser Parameter berücksichtigt, dass für eine gegebene Windrichtung und Windgeschwindigkeit die Verdünnung der Abgase auch noch vom Sonnenstand (der Tageszeit) und der Bewölkung abhängt.

Für das Stadtgebiet von Potsdam stehen meteorologische Messdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) der Station Potsdam zur Verfügung. Sie befindet sich in exponierter Lage des Telegrafenberges und besitzt eine hohe jahresmittlere Windgeschwindigkeit von ca. 4.7 m/s sowie sehr geringe Anteile der Ausbreitungsklassen der „stark stabilen“ und „stabilen“ Schichtung. Für die Ausbreitungsrechnungen werden deshalb auf Empfehlung des Gutachtens „Einfluss des Verkehrs und seiner Entwicklung auf die Luftqualität des Landes Brandenburgs“ (IVU Umwelt, 2012) sowie analog zu den Berechnungen zum Luftreinhalteplan Potsdam Winddaten der Station Grunewald in Berlin verwendet. Diese Winddaten repräsentieren die Windverhältnisse im innerstädtischen unbebauten Gebiet, das heißt bei weitgehend ungestörten Verhältnissen.

Diese Daten wurden für den Nullfall 2015 sowie die Bezugsjahre 2018 aus Lohmeyer (2020) übernommen bzw. für 2019 von der Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz Berlin geliefert und sind in Abbildung 6 bis Abbildung 8 grafisch dargestellt.

Die Windverteilungen 2015, 2018 und 2019 sind sehr ähnlich. Die jahresmittleren Windgeschwindigkeiten waren gleich.

4.2.2 Temperatur

Es lagen für die Untersuchungszeiträume auch stündliche Angaben von Temperatur und Globalstrahlung an der Wetterwarte Potsdam vor. Die Mitteltemperatur war im Zeitraum des 2018 und 2019 mit ca. 11.2°C nur leicht höher als die 10.6°C im Zeitraum des Nullfalls 2015. Die Temperatur wird für die Emissionsberechnung benötigt (s. u.).

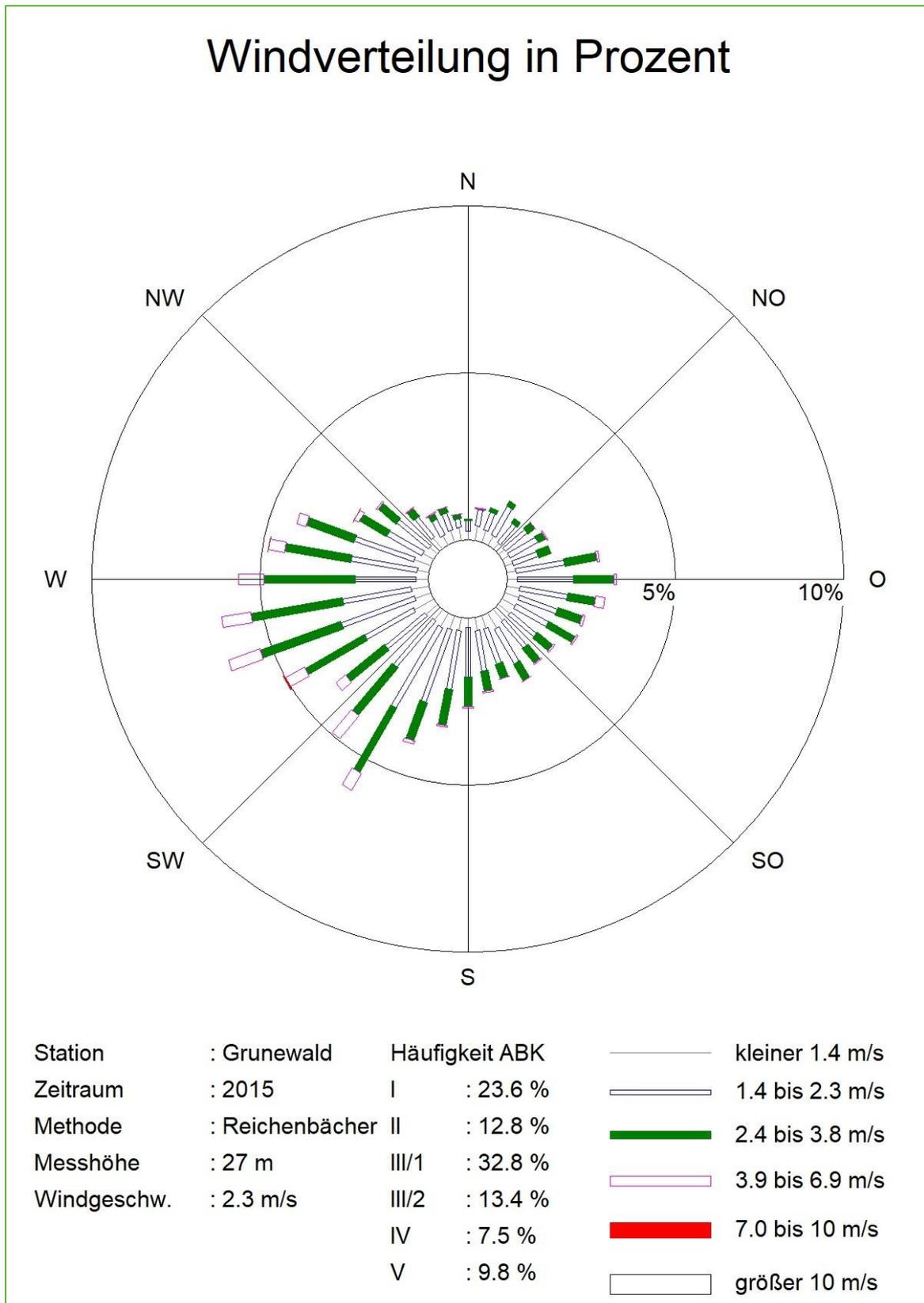
4.2.3 Hintergrundbelastung der Luft

Die Immission eines Schadstoffes im Nahbereich von Straßen setzt sich aus der großräumig vorhandenen Hintergrundbelastung und der straßenverkehrsbedingten Zusatzbelastung zusammen. Die Hintergrundbelastung entsteht durch Überlagerung von Immissionen aus Industrie, Hausbrand, nicht detailliert betrachtetem Nebenstraßenverkehr und weiter entfernt fließendem Verkehr sowie überregionalem Ferntransport von Schadstoffen. Es ist die Schadstoffbelastung, die im Untersuchungsgebiet ohne Verkehr auf den explizit in die Untersuchung einbezogenen Straßen vorliegen würde.

Stickoxide unterliegen auf dem Ausbreitungspfad chemischen Umwandlungsprozessen. Die Berechnung der NO₂-Schadstoffbelastung erfolgt deshalb zunächst mit Hilfe eines Chemiemodells (siehe Anhang), welche als zusätzliche Hintergrundbelastungen NO_x und Ozon (O₃) benötigt.

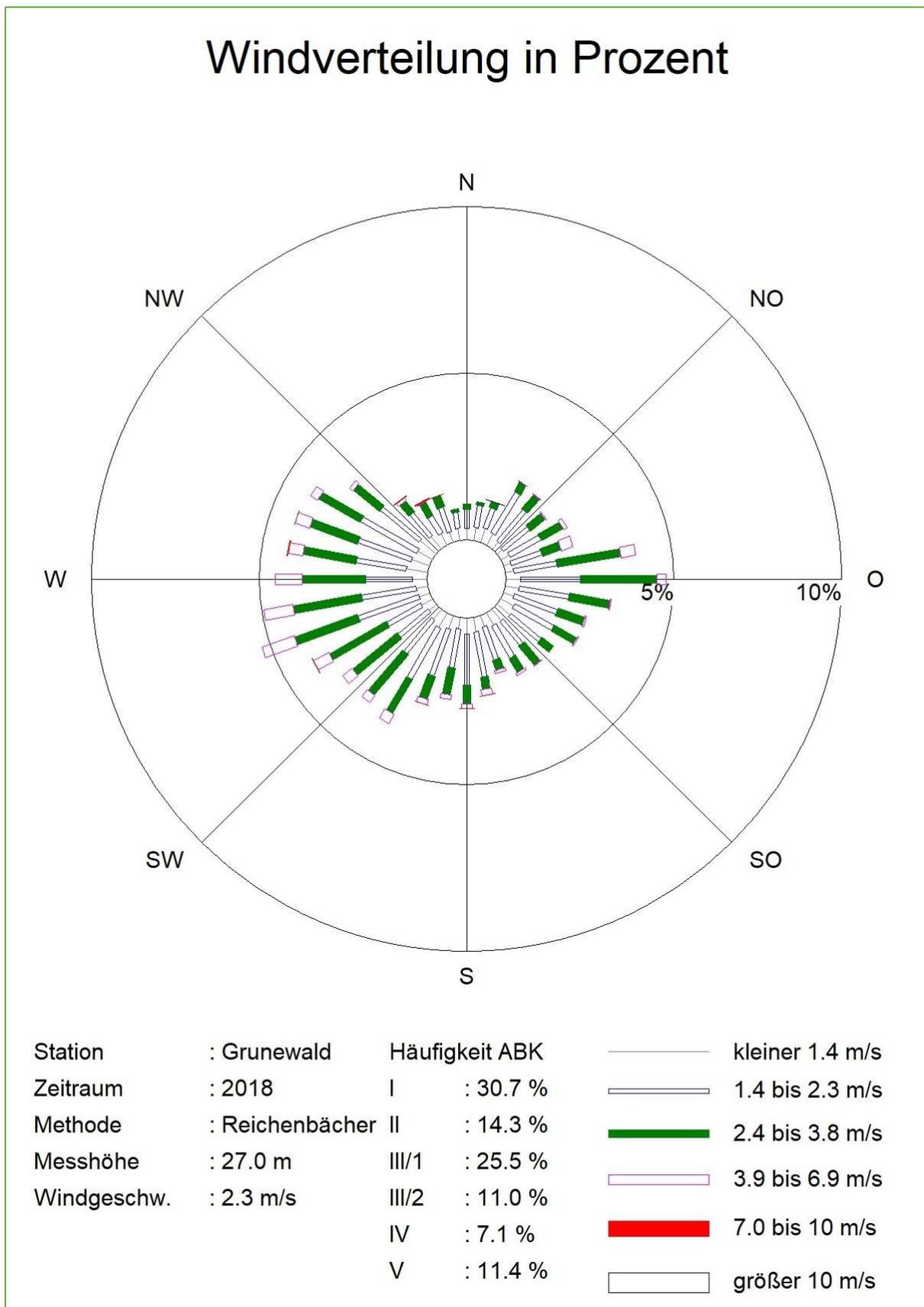
Zur Bestimmung der Schadstoffhintergrundbelastung standen Werte der Messstationen Potsdam-Zentrum aus dem Luftüberwachungssystem zur Verfügung. Die entsprechenden Jahresmittelwerte sind in der Tabelle 7 aufgeführt. Begleitende NO₂-Passivsammlermessungen im Schulhof der naheliegenden Grundschule zeigten dort mit den NO₂-Messwerten Potsdam-Zentrum vergleichbare Werte.

Abbildung 6: Verwendete Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik an der Station Grunewald für Bezugsjahr 2015



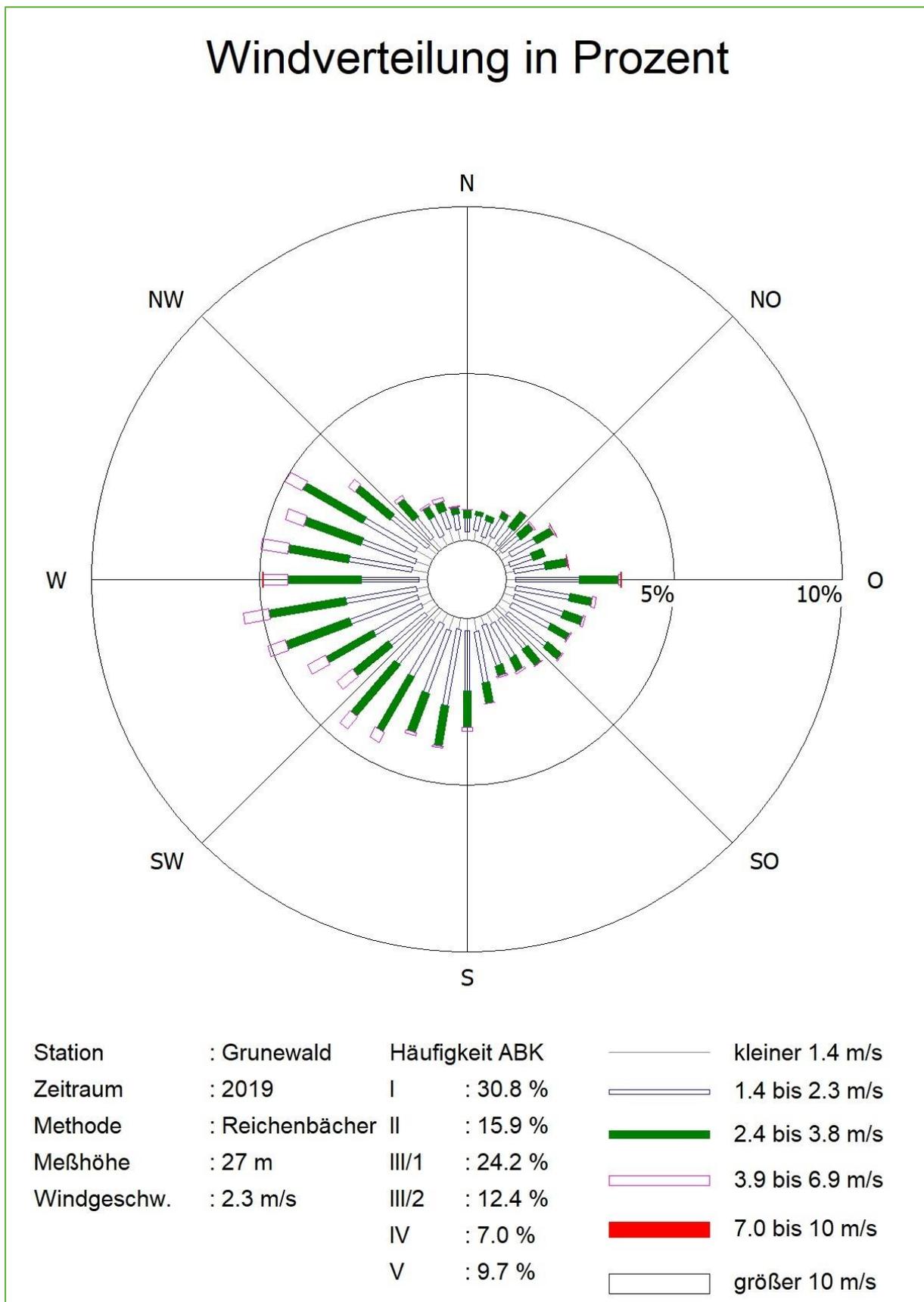
Quelle: Lohmeyer (2020)

Abbildung 7: Verwendete Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik an der Station Grunewald für Bezugsjahr 2018



Quelle: Lohmeyer (2020)

Abbildung 8: Verwendete Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik an der Station Grunewald für Bezugsjahr 2019



Quelle: Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz Berlin, eigene Darstellung

Tabelle 7: Jahresmittelwerte der NO₂-, NO_x- und Ozon-Konzentrationen in den drei Bezugsjahren an der Hintergrundmessstelle Potsdam-Zentrum

Jahr	NO ₂ [µg/m ³]	NO _x [µg/m ³]	O ₃ [µg/m ³]
2015	20.6	28.4	46.6
2018	16.5	22.4	54.4
2019	14.7	19.5	52.8

So sank der NO₂-Jahresmittelwert von 2015 nach 2018 um ca. 4 µg/m³ sowie von 2018 nach 2019 um weitere ca. 2 µg/m³ auf knapp 15 µg/m³. Die NO_x-Jahresmittelwerte sanken von ca. 28 µg/m³ (2015) auf 19.5 µg/m³ (2019).

Die Mittelwerte der Ozonbelastungen in den drei Auswerteziträumen sind ebenfalls in Tabelle 7 aufgeführt. Bemerkenswert war deren großer Unterschied zwischen 2015 sowie 2018/2019. Dies hatte starke Auswirkungen auf die NO-NO₂-Ozon-Chemie in den Betrachtungszeiträumen, was in der Interpretation der NO₂-Belastungen berücksichtigt wurde.

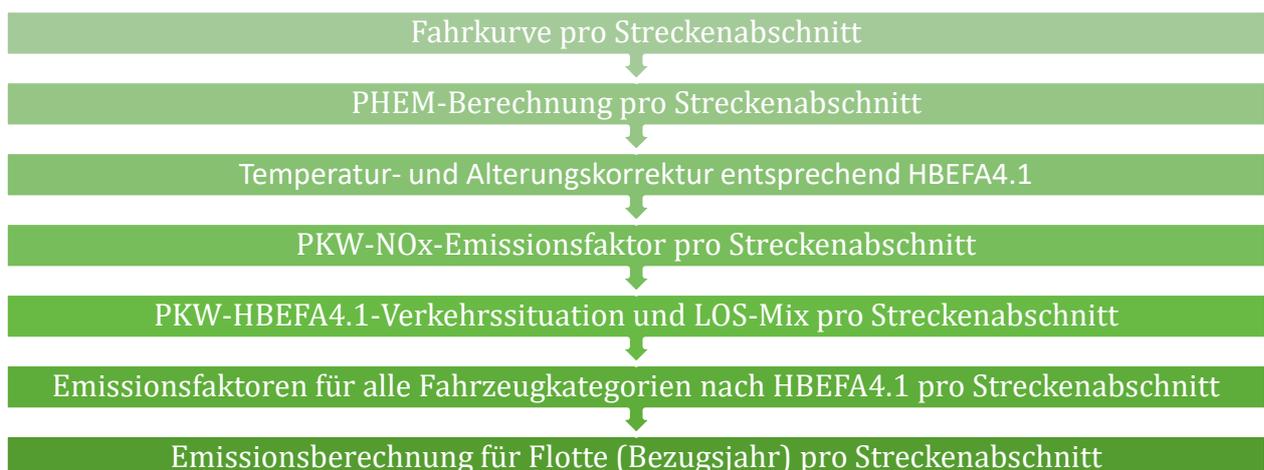
5 Bestimmung der Verkehrssituation nach HBEFA4.1 und Emissionsbestimmung

Neben den Verkehrsmengen- und -zusammensetzungen sind für die Emissionsberechnung auch Angaben über den Verkehrsfluss (sogenannte Verkehrssituationen und level of service (LOS)) nötig. In der Gutachtenpraxis werden dabei, je nach Datenlage, mehrere verschiedene Möglichkeiten angewendet:

- a. Falls nur Tempolimit und Einordnung der Straße im Straßennetz bekannt sind: Qualitative Einschätzung der Situation anhand der beschreibenden Kriterien des HBEFA durch den Gutachter
- b. Falls auch stündliche Verkehrsdaten vorliegen: Anwendung eines Kapazitätsmodells, welches die stündliche Verkehrsstärke mit Schwellwerten vergleicht und LOS-Stufen zuordnet
- c. Falls lokal gemessene stündliche Kfz-Geschwindigkeitsdaten und Verkehrsdaten vorliegen: Auswertung des Fundamentaldiagramm des Verkehrs (Fzg-Geschwindigkeit über Kfz-Dichte) und Zuordnung zu LOS
- d. Falls lokal gemessene stündliche Kfz-Geschwindigkeitsdaten und ggf. Fahrprofile vorliegen: Einsatz von sogenannten Regressionsmodellen. Hierbei werden statistische Parameter des lokalen Verkehrsflusses mit den Ansätzen der LOS aus HBEFA verglichen und entsprechend zugeordnet
- e. Beim Vorliegen von lokalen Fahrprofilen: Emissionsberechnung mit PHEM² und Anpassung der Verkehrssituationen und LOS so, dass die Ergebnisse der Emissionsberechnung aus PHEM mit HBEFA4.1-Emissionsfaktoren reproduziert werden.

Die Variante e. stellt die bestmöglich ortsangepasste Methodik für die LOS- und Emissionsberechnung dar und wird hier wegen der entsprechenden Datenlage angewendet. Der Arbeitsablauf wird in Abbildung 9 beschrieben.

Abbildung 9: Arbeitsablauf für die LOS- und Emissionsberechnung



Dies wird nachfolgend erläutert.

² PHEM (Passenger car and Heavy duty Emission Model), Hausberger et.al., Technische Universität Graz, Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik

5.1 Messfahrten

Es lagen aus Lohmeyer (2020) Ergebnisse von Messfahrten des Ingenieurbüros Lohmeyer für die Situation 2015 (4 Fahrstreifen und Tempolimit 50 km/h) vor Umsetzung der LRP-Maßnahmen sowie eine Wiederholung der Messfahrten in der Situation nach Umsetzung der Maßnahmen (3 Fahrstreifen und Tempolimit 30 km/h) vor.

Die Messmethodik war in beiden Fällen dieselbe: Die Aufzeichnung des Fahrverhaltens erfolgte mit einem PKW vom Typ Peugeot 307, der mit einem „Peiseler Prüfrad VS“ ausgestattet war. Dieses System besteht aus einem Steuer- und Anzeigegerät und einem Radnabengeber. Das Messprinzip besteht darin, dass während eines definierten Zeitintervalls die registrierten Wegimpulse gezählt werden. Die Erfassung der Wegimpulse erfolgt über den Radnabengeber, der an ein nichtangetriebenes Fahrzeugrad montiert wird (siehe Abbildung 10).

Abbildung 10: Messfahrzeug mit montiertem Peiseler-Messrad



Quelle: Lohmeyer (2020)

Das Steuer- und Anzeigegerät ist ein Bordcomputer, der die registrierten Wegimpulse in eine Länge und auf Basis der definierten Zeitschritte in eine Geschwindigkeit bzw. Beschleunigung umrechnet. Über die Kopplung des Bordcomputers, der nur Summen- und Momentanwerte festhält, mit einem zusätzlichen Computer (Laptop) werden alle momentanen Messwerte mit einer Frequenz von 1 Hz direkt vom Bordcomputer übernommen und nach der Messung als Messdatei gespeichert.

Das Ergebnis einer jeden Messfahrt ist somit eine Messdatei mit einer bestimmten Menge an Sekundenwerten für Geschwindigkeit und zurückgelegte Wegstrecke. Die Gesamtheit dieser Geschwindigkeitswerte einer Fahrt bildet eine Fahrkurve, welche sich grafisch als Geschwindigkeits-Zeit- bzw. Geschwindigkeit-Weg-Diagramm darstellen lässt.

Die Erfassung der Referenz-Fahrprofile bei Tempo-50 erfolgte durch Mitschwimmen im Verkehr, d.h. nach der sogenannten „floating car“-Methode (siehe VDI 2020). Nach nunmehr erfolgter Umsetzung des Tempo-30-Tempolimits auf der Zeppelinstraße erfolgte die Erfassung

des Fahrverhaltens bei Tempo-30 im realen Betrieb, d.h. analog der Tempo-50-Fahrten ebenfalls nach der „floating car“-Methode.

Die Messfahrten mit T50 wurden am Dienstag, dem 02.06.2015, d.h. an einem repräsentativen Werktag, zwischen 06 und 21 Uhr durchgeführt.

Die Messfahrten mit T30 wurden am Donnerstag, dem 16.05.2019, d.h. ebenfalls an einem repräsentativen Werktag, zwischen 06 und 21 Uhr durchgeführt.

Hinweis: Ergebnisse ähnlicher Messkampagnen und deren Auswertung in Berlin (Lohmeyer 2020a), wo die Messfahrten an mehreren Tagen wiederholt und separat ausgewertet wurden zeigten, dass die Repräsentativität eines Messtages i.A. sehr hoch ist, weil die werktäglichen Verkehrsabläufe von Tag zu Tag nur wenig variieren (abgesehen von zufälligen singulären Ereignissen, wie Unfall, parkendes Müllauto etc.), sofern keine längerfristige Umleitungssituation vorlag.

5.2 Emissionsberechnung mit PHEM

Auf Basis der erhobenen Fahrkurven wurden mit PHEM [passenger car and heavy duty emission model (Hausberger et. al, 2009)] Emissionen für NO_x sowie direktes NO₂ berechnet. Da durch die Messfahrten lediglich das Fahrverhalten der PKW aufgezeichnet wird, erfolgte auch die Berechnung der Emissionsfaktoren nur für diese Fahrzeugkategorie.

Die Ergebnisse werden in PHEM nach Emissionskonzept ausgewiesen. Die dabei vorgenommene Differenzierung ist in Tabelle 8 enthalten.

Die Wichtung zu einer PKW-Emission erfolgte auf Basis einer repräsentativen PKW-Flottensammensetzung für die Bezugsjahre 2015 bzw. 2018 und 2019, die aus Ergebnissen von Kennzeichenerfassung abgeleitet und aus Lohmeyer (2020) übernommen wurden (siehe Abbildung 11).

Das Emissionskonzept „PC_EU5_D_SW-update“ umfasst Diesel-PKW der Abgasnorm Euro-5, die mit einem EA 189 -Motor und somit werkseitig mit einer manipulierten Steuerungssoftware bzgl.- der Abgasnachbehandlung ausgestattet sind. Die PHEM-Emissionsfaktoren beziehen sich dabei auf den Zustand vor dem Softwareupdate.

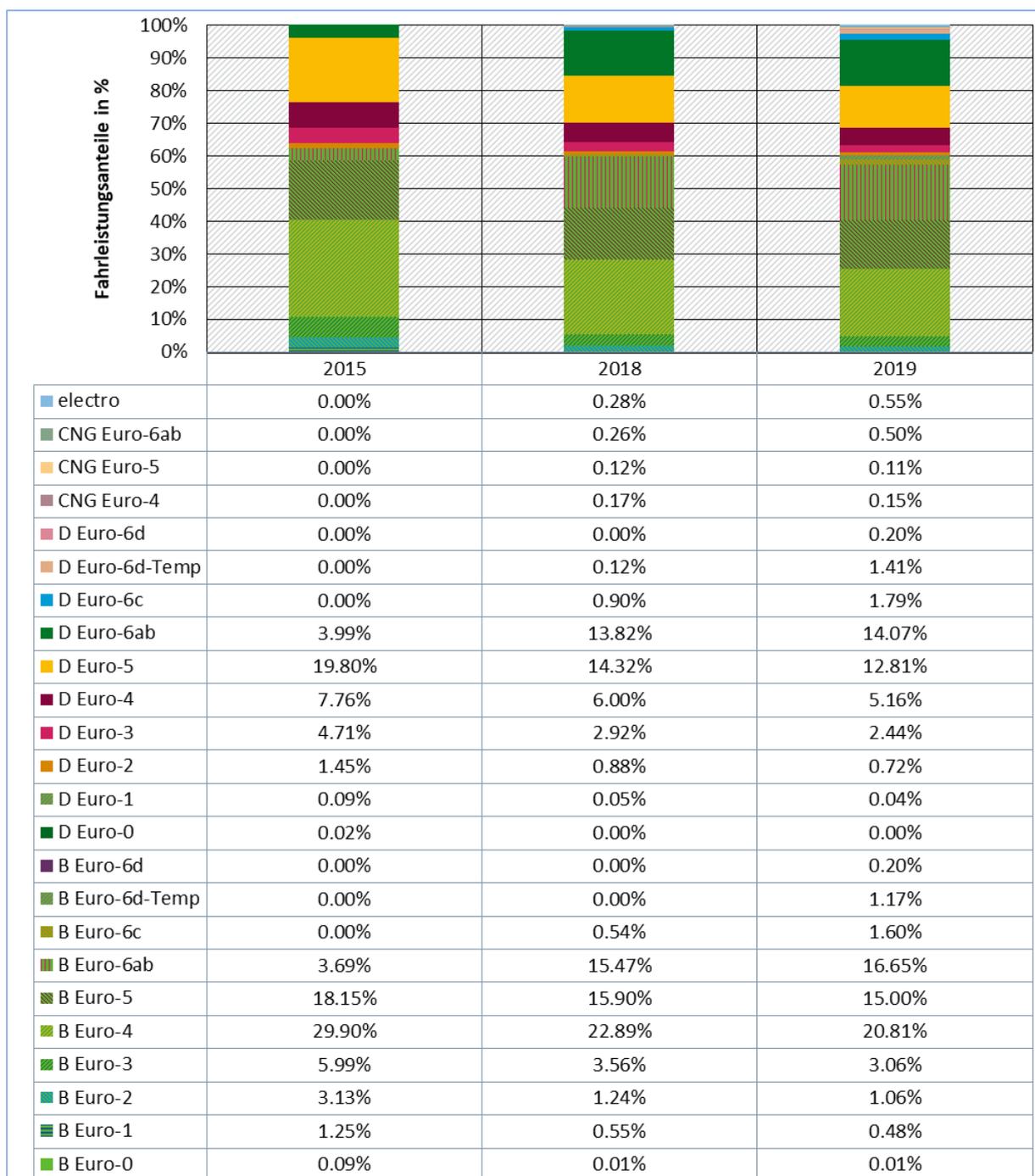
In den Rohdaten der Kennzeichenerfassung lagen keine Informationen über ein evtl. Softwareupdate der o.g. Diesel-Euro-5-PKW vor, sodass die Fahrleistungsanteile des Emissionskonzeptes „PC_EU5_D_SW-update“ nicht explizit bestimmt werden konnten. Aus diesem Grunde erfolgte die Aufteilung der Diesel-Euro-5-PKW in Fahrzeuge mit /ohne EA 189-Motor entsprechen den entsprechenden Anteilen in der mittleren deutschen Fahrzeugflotte aus HBEFA 4.1 in den betrachteten Bezugsjahren (siehe Abbildung 12). Demnach beträgt der Anteil der Fahrzeuge mit einem EA-189-Motor innerhalb des gesamten Diesel-Euro-5-Konzeptes ca. 40 %. Weiterhin wird in HBEFA davon ausgegangen, dass sich der komplette Softwareupdate-Prozess in den Jahren 2016-2018 vollzieht.

Die Emissionsminderung der Stickoxide nach dem Softwareupdate wird für Potsdam in Anlehnung an HBEFA4.1-Minderung auf Innerortsstraßen mit 37 % angenommen. Auf dieser Basis wurden die Emissionsfaktoren der Diesel-Euro-5-PKW mit EA189 nach vorgenommene Softwareupdate berechnet.

Tabelle 8: Fahrzeugdifferenzierung der PKW in PHEM

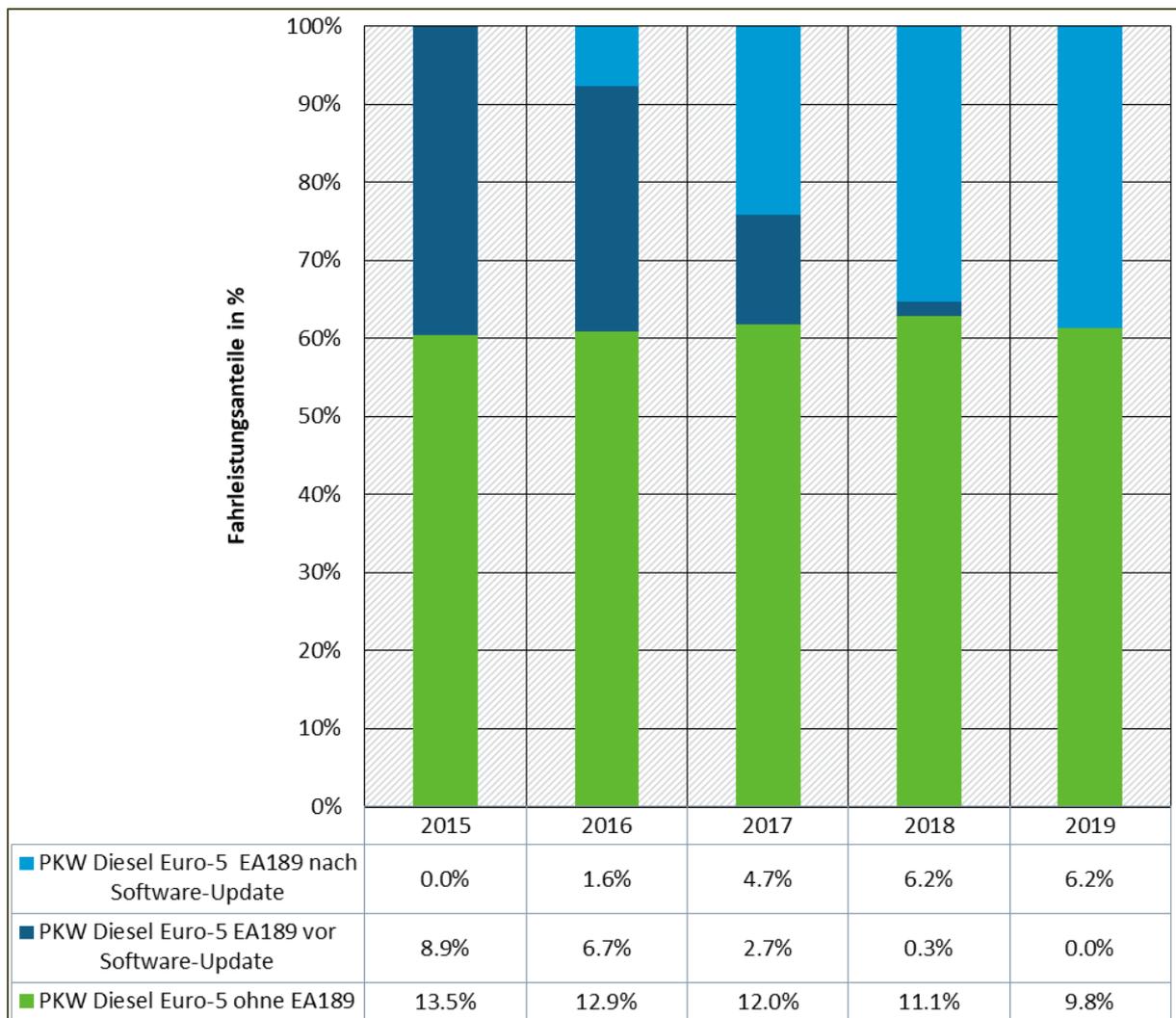
Emissionskonzept PHEM	Antrieb	Abgasnorm
PC_EU0_G	Benzin	Euro-0
PC_EU1_G	Benzin	Euro-1
PC_EU2_G	Benzin	Euro-2
PC_EU3_G	Benzin	Euro-3
PC_EU4_G	Benzin	Euro-4
PC_EU5_G	Benzin	Euro-5
PC_EU6ab_G	Benzin	Euro-6ab
PC_EU6c_G	Benzin	Euro-6c
PC_EU6d-Temp_G	Benzin	Euro-6d-Temp
PC_EU6d_G	Benzin	Euro-6d
PC_EU0_D	Diesel	Euro-0
PC_EU1_D	Diesel	Euro-1
PC_EU2_D	Diesel	Euro-2
PC_EU3_D	Diesel	Euro-3
PC_EU4_D	Diesel	Euro-4
PC_EU5_D	Diesel	Euro-5
PC_EU5_D_SW-update	Diesel	Euro-5 SW-update
PC_EU6ab_D	Diesel	Euro-6ab
PC_EU6c_D	Diesel	Euro-6c
PC_EU6d-Temp_D	Diesel	Euro-6d-Temp
PC_EU6d_D	Diesel	Euro-6d
PC_EU4_CNG	CNG	Euro-4
PC_EU5_CNG	CNG	Euro-5
PC_EU6ab_CNG	CNG	Euro-6ab
electro	electro	electro

Abbildung 11: PKW-Flottenzusammensetzung in den betrachteten Bezugsjahren 2015, 2018 und 2019 für die Zeppelinstraße in Potsdam



Quelle: Lohmeyer GmbH, eigene Darstellung

Abbildung 12: Flottenzusammensetzung der PKW-Diesel-Euro-5 nach Motorausrüstung und vorgenommenem Softwareupdate (HBEFA 4.1) für die Bezugsjahre 2015 bis 2019



Quelle: Lohmeyer GmbH, eigene Darstellung

Die Berechnung der Emissionen erfolgt in PHEM ohne Berücksichtigung des Temperatureinflusses, d. h. mit PHEM werden sog. Basisemissionsfaktoren berechnet, die für Diesel-PKW-EURO-3 bis EURO-6 entsprechend HBEFA 4.1 nur für ein Temperaturfenster repräsentativ, das dem der Typprüfung entspricht (20°C).

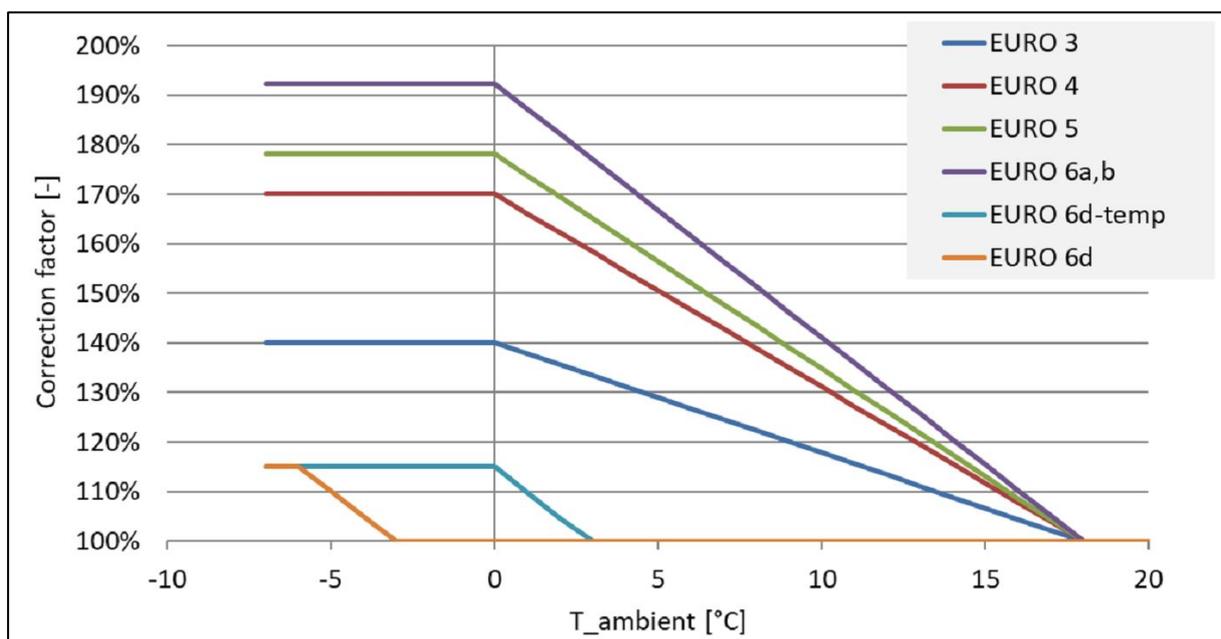
Bei den übrigen Emissionskonzepten wird in HBEFA der Temperatureinfluss als nicht relevant betrachtet, sodass dort die Basisemissionsfaktoren unabhängig von der Umgebungstemperatur unverändert bleiben. Der Temperatureinfluss wird im HBEFA 4.1 für die o. g. Emissionskonzepte durch Korrekturfaktoren berücksichtigt (siehe Tabelle 9), mittels derer die Stickoxidemissionsfaktoren – ausgehend von den Basisemissionsfaktoren – im Temperaturbereich zwischen 0°C und 20°C erhöht werden (siehe Abbildung 13).

Entsprechend der Datenauswertungen wurde für Potsdam eine Temperatur von 10.6°C (2015) bzw. 11.2°C (2018/2019) angesetzt.

Tabelle 9: Koeffizienten der Funktionen zur Berechnung der Temperatur-Korrekturfaktoren

Korrekturfaktor: $K_f = a \cdot T_{VTg} + b$		
Emissionskonzept PHEM	a	b
PC_EU3_D	-0.022	1.40
PC_EU4_D	-0.039	1.70
PC_EU5_D	-0.044	1.79
PC_EU6ab_D	-0.051	1.92

Abbildung 13: Funktion zur Berücksichtigung des Einflusses Umgebungstemperatur auf die Höhe der Stickoxid-Emissionsfaktoren der Diesel-PKW-EURO-3 – EURO-6



Quelle: https://www.hbefa.net/e/documents/HBEFA41_Report_TUG_09092019.pdf

Des Weiteren beziehen sich die Emissionsfaktoren in PHEM auf das Emissionsverhalten neuer Fahrzeuge, d.h. für Fahrzeuge bei denen auf Grund der relativ geringen Laufleistung die Abgasnachbehandlung noch voll funktionsfähig ist und es demzufolge noch nicht zu einer Verschlechterung des Abgasverhaltens kommt. In HBEFA4.1 werden diese Emissionen unter der Option „bezugsjahrunabhängig“ ausgewiesen. Bei der Wahl eines bestimmten Bezugsjahres werden die bezugsjahrunabhängigen Emissionsfaktoren der verschiedenen Emissionskonzepte auf der Basis schadstoffspezifischer „Verschlechterungs-Faktoren“ (deterioration-factors) entsprechend der Laufleistung des Emissionskonzeptes in dem gewählten Bezugsjahr korrigiert.

Ein relevanter emissionsseitiger Laufleistungseinfluss ist jedoch nicht bei allen Emissionskonzepten zu verzeichnen und wird deshalb im HBEFA nur für die in Tabelle 10 aufgeführten Emissionskonzepte berücksichtigt. In Tabelle 10 sind die Erhöhungsfaktoren gegenüber dem Fahrzeugneuzustand für die betrachteten Bezugsjahre aufgeführt. Auf Basis dieser Faktoren wurden die PHEM-Emissionen der Stickoxide in den entsprechenden Jahren korrigiert.

Tabelle 10: Verschlechterungsfaktoren der Stickoxidemissionsfaktoren betroffener PKW-Emissionskonzepte in HBEFA 4.1

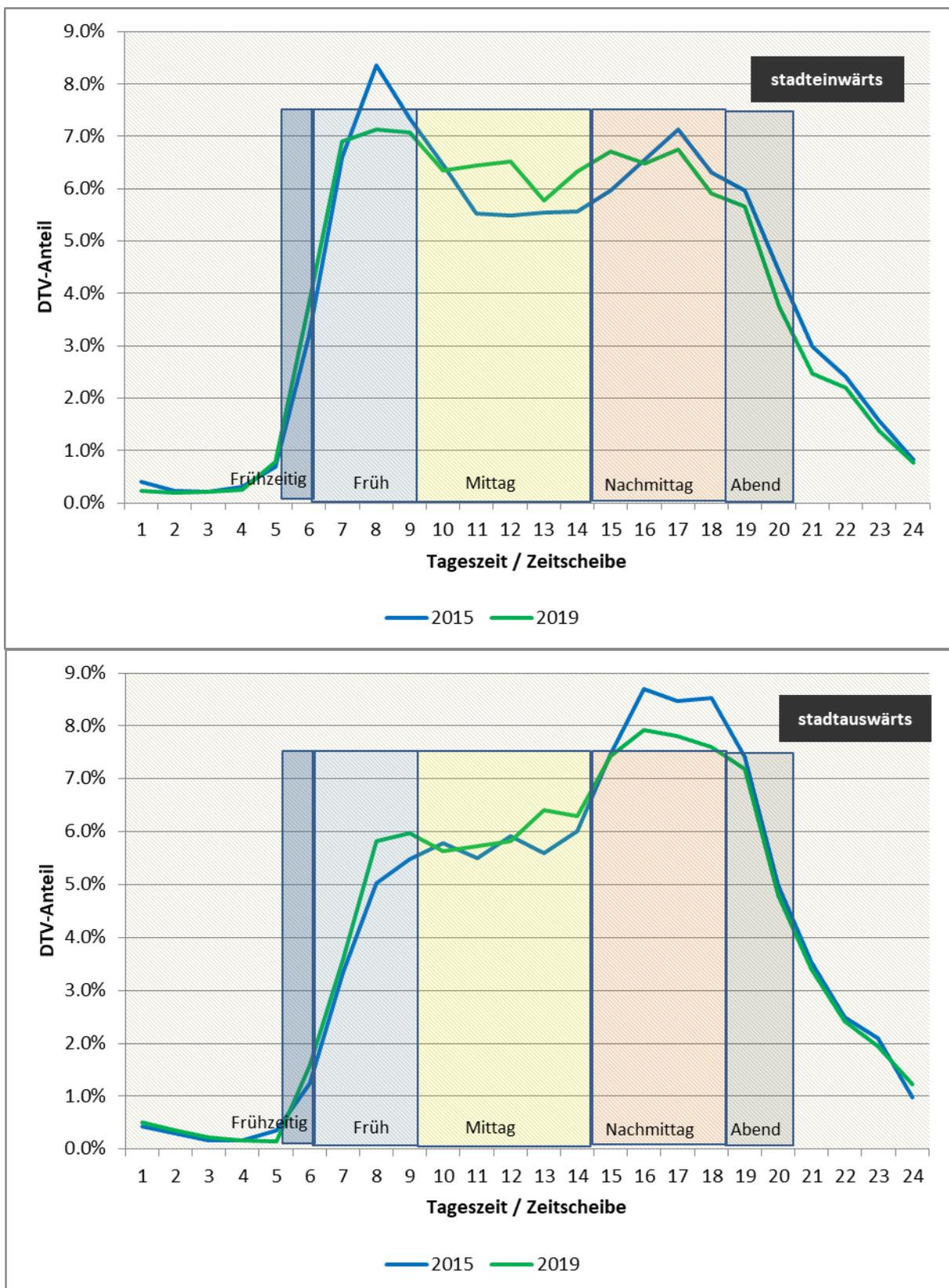
Emissionskonzept	2015	2018	2019
PC_EU1_G	2.92	3.09	3.13
PC_EU2_G	2.41	2.58	2.62
PC_EU3_G	2.74	3.00	3.07
PC_EU4_CNG	1.64	1.77	1.80
PC_EU4_G	1.64	1.77	1.80
PC_EU2_D	1.25	1.25	1.25
PC_EU3_D	1.31	1.33	1.33
PC_EU4_D	1.06	1.10	1.11
PC_EU5_D	1.00	1.02	1.02
PC_EU5_D_SW-update	1.00	1.02	1.02
PC_EU6ab_D	1.00	1.03	1.05

Zur Berücksichtigung des Einflusses der zeitlichen Schwankungen der Verkehrsstärke erfolgte bei der Berechnung der tagesmittleren Emissionen eine Differenzierung nach Zeitscheiben:

- ▶ Frühzeitig: 06 bis 07 Uhr
- ▶ Früh: 07 bis 10 Uhr
- ▶ Mittag: 10 bis 15 Uhr
- ▶ Nachmittag: 15 bis 19 Uhr
- ▶ Abend: 19 bis 21 Uhr.

Die mittleren Emissionen pro Zeitscheibe wurden entsprechend des jeweiligen Anteils am täglichen Verkehrsaufkommen gewichtet. Die entsprechenden Tagesganglinien dafür wurden für den Zeitraum der Befahrung vom Landesamt für Umwelt Brandenburg zur Verfügung gestellt (siehe Abbildung 14).

Abbildung 14: Richtungstrennte Tagesganglinien des Kfz-Verkehrs in der Zeppelinstraße in den betrachteten Bezugsjahren



Quelle: Lohmeyer GmbH, eigene Darstellung

Die Messfahrten fanden in der Zeit zwischen 06.00 und 21.00 Uhr statt. Für den Nachtbereich lagen keine Fahrkurven zur Auswertung vor. Um diesen Zeitbereich dennoch zu berücksichtigen, wurde der jeweils geringste berechnete Emissionsfaktor eines Abschnitts für den Nachtbereich angenommen. Es wird dabei davon ausgegangen, dass nachts der Emissionsfaktor am niedrigsten ist, weil sich dort der Verkehrsfluss sehr flüssig gestaltet.

Die räumliche Differenzierung erfolgte abschnitts- und richtungsfein, wobei im Wesentlichen zwischen LSA-beeinflussten Abschnitten (100 m vor – 100 m nach der LSA) und dazwischenliegenden Abschnitten unterschieden wurde.

5.3 Ergebnisse der Messfahrten

Im Folgenden werden die Fahrkurven sowie die darauf aufbauend mit PHEM berechneten Emissionen nach HBEFA4.1 für die Zeppelinstraße aufgezeigt und diskutiert. Die Auswertung in Bezug auf HBEFA3.3 ist in Lohmeyer (2020) gegeben.

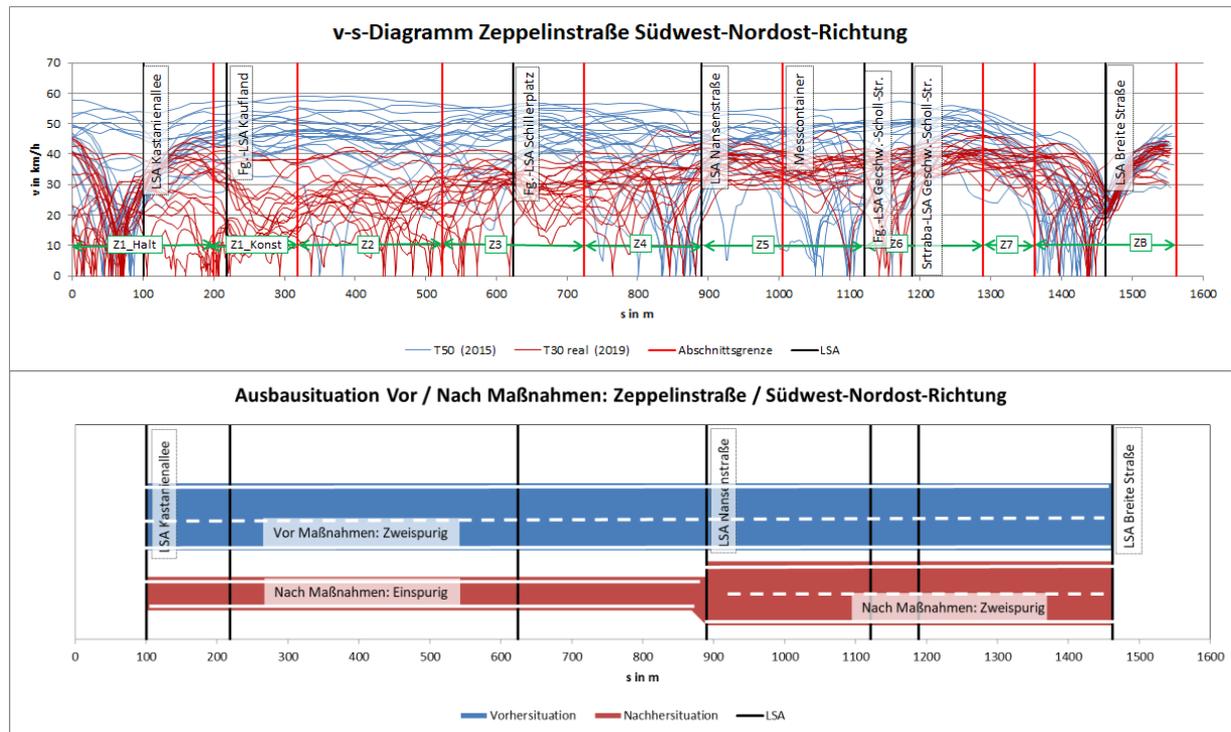
Die Abbildung 15 zeigt die Geschwindigkeits-Weg-Verläufe (v-s-Diagramme) und die Ausbausituation in der Zeppelinstraße in Südwest-Nordost-Richtung für die Vorher- und Nachhersituation. Die Geschwindigkeits-Weg-Verläufe zeigen dabei die Fahrprofile bei Tempo 50 und die Fahrprofile der Tempo 30-Fahrten, die unter Realbedingungen erfasst wurden. Die grün markierten Abschnitte in den v-s-Diagrammen zeigen die Bereiche, für die die räumliche Gliederung vorgenommen wurde. Die schwarze Markierung zeigt die Lage der LSA im Streckenabschnitt, die rote Markierung der LSA-beeinflusste Kreuzungsbereich.

Dabei zeigt sich, dass es in stadteinwärtiger Richtung in 2015 während des gesamten Tages zu keinen wesentlichen Störungen des Verkehrsablaufs kommt. Halte treten hier nur im Bereich der LSA geregelten Kreuzungen auf. Dementsprechend ist auch das Fahrgeschwindigkeitsniveau bei Tempo 50 erkennbar höher als bei den T30-Fahrten. Die Beschleunigungen beim Wiederanfahren in den Kreuzungsbereichen sind bei den T50-Fahrten deutlich höher als bei den T30-Fahrten. Der gesamte Untersuchungsabschnitt der Zeppelinstraße war 2015 in stadteinwärtiger Richtung zweispurig ausgebaut.

Die Fahrprofile der in der Nachheruntersuchung erfassten Tempo 30 –Fahrten zeigen im Bereich zwischen Kastanienstraße und Nansenstraße gegenüber 2015 einen deutlich unstetigeren Fahrtverlauf und zahlreiche Haltevorgänge auch außerhalb der Kreuzungsbereiche. In diesem Bereich wurde der Verkehr auf einen gemeinsamen Fahrstreifen für Straßenbahn, Bus und Kfz reduziert. In den Abschnitten nach der Nansenstraße sind die Störungen bis zur Breiten Straße deutlich geringer und mit denen der Vorheruntersuchung vergleichbar. Die Ausbausituation blieb in diesen Abschnitten unverändert. Die Änderungen im Verkehrsfluss liegen offenbar in der im Vergleich zur Situation vor Umsetzung der Maßnahmen geänderten Kapazität des Straßenzuges.

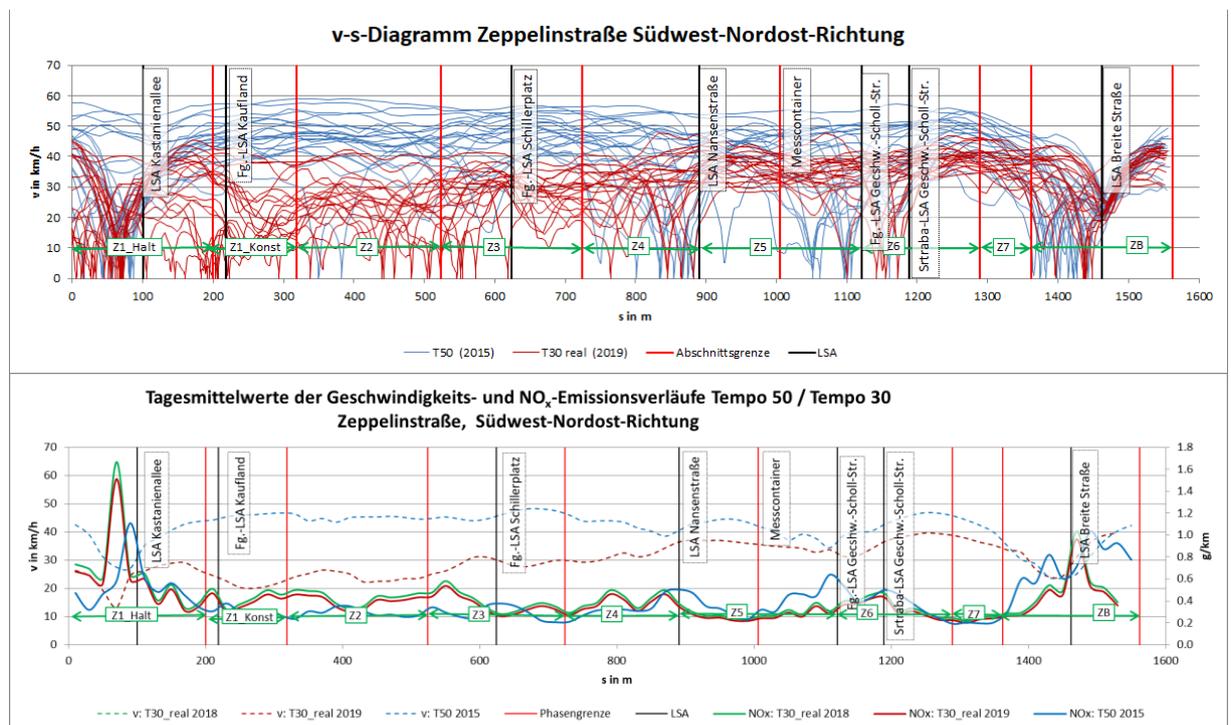
In der Abbildung 16 sind die berechneten PKW-NO_x-Emissionsfaktoren der stadteinwärtigen Befahrungsrichtung in den verschiedenen Untersuchungsabschnitten richtungsgetrennt und nach Tageszeiten sowie als Tagesmittelwert dargestellt. Die grün markierten Abschnitte zeigen die Bereiche, für die die räumliche Gliederung vorgenommen wurde. So liegen die Emissionen der Tempo 30-Fahrten im Realbetrieb zum Teil deutlich über denen der Tempo 50-Fahrten. Einzig im Abschnitt zwischen Nansenstraße und Geschwister-Scholl-Straße, d.h. in dem Abschnitt, in dem sich die Luftmessstation befindet, sind die NO_x-Emissionen bei Tempo 30 geringer als bei Tempo 50. Dieser Abschnitt liegt auch in dem Bereich, in dem sich die Ausbausituation und somit die Straßenkapazität – zumindest bzgl. der Fahrspuranzahl - nicht verändert hat. Die Emissionen 2019 liegen etwas niedriger als 2018, weil hier die Modernisierung der PKW-Flotte entsprechend HBEFA4.1 berücksichtigt ist.

Abbildung 15: Vergleich der Fahrprofile und des Ausbauszustandes der Vorher- und Nachhersituation: Zeppelinstraße stadteinwärts



Quelle: Lohmeyer (2020)

Abbildung 16: Vergleich der Fahrprofile und der NO_x-Emissionsverläufe der Vorher- und Nachhersituation: Zeppelinstraße stadteinwärts



Quelle: Lohmeyer GmbH, eigene Darstellung

Die Abbildung 17 zeigt die Geschwindigkeits-Weg-Verläufe und die Ausbausituation in der Zeppelinstraße in Nordost-Südwest-Richtung für die Vorher- und Nachhersituation. Die Geschwindigkeits-Weg-Verläufe zeigen dabei die in der Vorheruntersuchung erfassten Fahrprofilen bei Tempo 50 sowie die Fahrprofile der Tempo 30-Fahrten, die unter Realbedingungen erfasst wurden.

Dabei zeigt sich, dass in der Vorheruntersuchung der Verkehrsfluss in stadtauswärtiger Richtung ungefähr dem der in Abbildung 15 gezeigten Gegenrichtung entspricht. Demnach kommt es bei Tempo 50 während des gesamten Tages zu keinen wesentlichen Störungen des Verkehrsablaufs. Halte treten hier nur im Bereich der LSA geregelten Kreuzungen auf. Der gesamte Untersuchungsabschnitt der Zeppelinstraße war in der Vorheruntersuchung in stadtauswärtiger Richtung zweispurig ausgebaut.

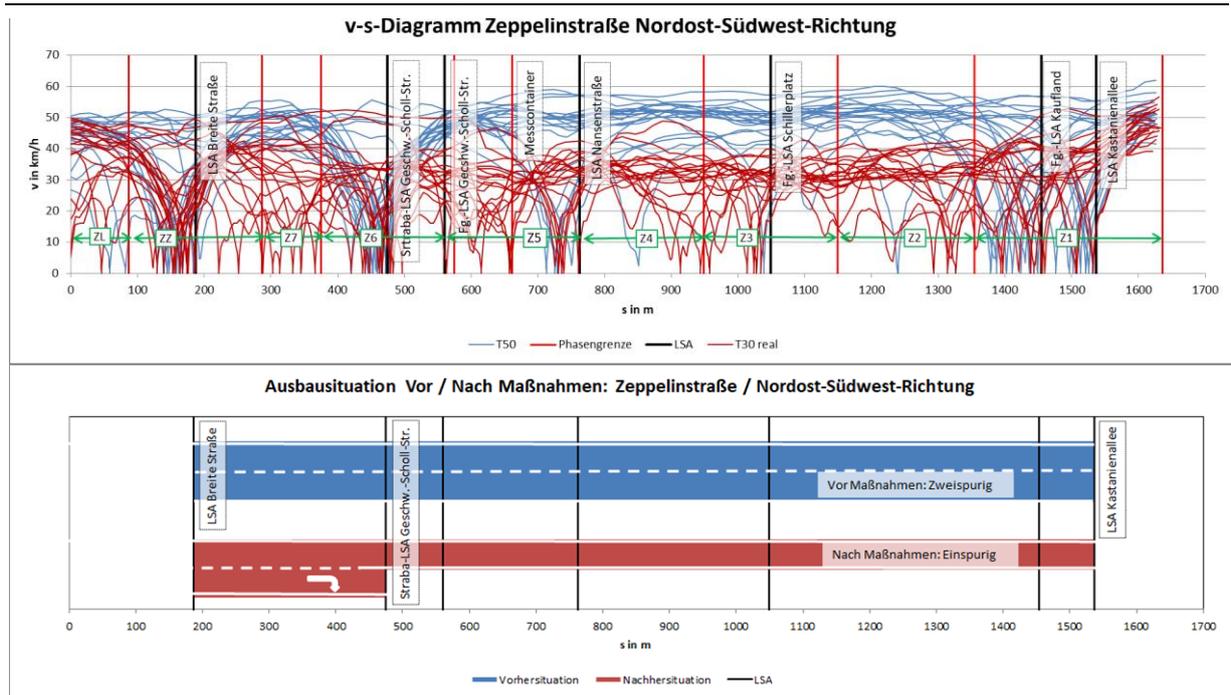
Die Fahrprofile der in der Nachheruntersuchung erfassten Tempo 30 –Fahrten zeigen im gesamten Untersuchungsbereich zwischen Breite Straße und Kastanienallee gegenüber der Vorheruntersuchung einen deutlich unstetigeren Fahrtverlauf sowie zahlreiche Haltevorgänge auch außerhalb der Kreuzungsbereiche. Abgesehen von der Rechtsabbiegespur zwischen Breite Straße und Geschwister-Scholl-Straße wurde der Verkehr auf dem gesamten Untersuchungsabschnitt zugunsten eines eigenen Radstreifens sowie Haltebuchten für Lieferverkehre auf einen Kfz-Fahrstreifen reduziert.

Wie auch schon in der stadteinwärtigen Richtung beobachtet, liegen die Änderungen im Verkehrsfluss offenbar in der im Vergleich zur Situation vor Umsetzung der Maßnahmen verringerten Kapazität des Straßenzuges begründet.

In Abbildung 18 sind die PKW-NO_x-Emissionsfaktoren der stadtauswärtigen Befahrungsrichtung in den verschiedenen Untersuchungsabschnitten als Tagesmittelwert dargestellt. Die Emissionen der Tempo 30-Fahrten im Realbetrieb liegen zum Teil deutlich über denen der Tempo 50-Fahrten. Für den gesamten Streckenabschnitt zwischen Breite Straße und Kastanienallee ergab die Auswertung der Nachheruntersuchung eine Erhöhung um 18%. Im Bereich der Luftmessstation, sind die NO_x-Emissionen bei Tempo 30 ca. 53 % höher als bei Tempo 50.

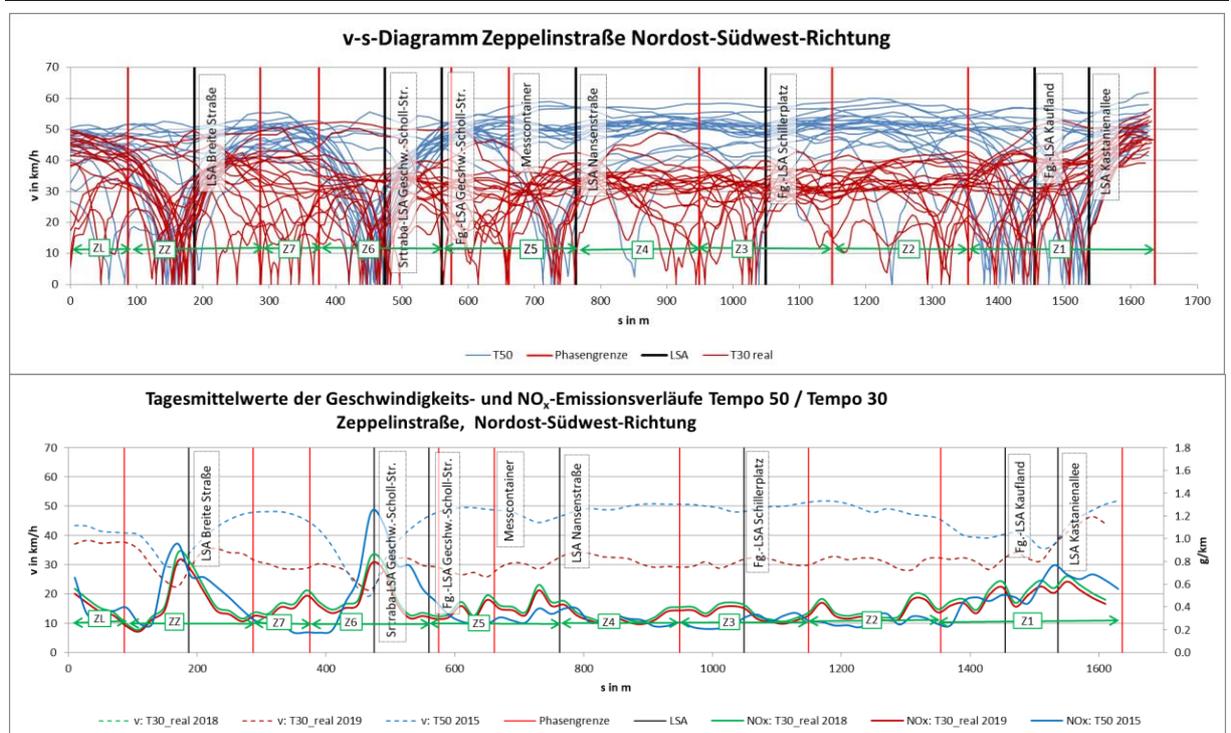
Hinweis: Bei der Interpretation der aufgezeigten Wirkung von T30 sei hier darauf hingewiesen, dass sich der vorgelegte Vergleich T50 auf die Vierstreifigkeit der Zeppelinstraße und bei T30 auf deren Dreistreifigkeit bezieht. Ein direkter Vergleich zwischen T50 und T30 real ist bzgl. der alleinigen Wirkung von T30 deshalb nicht zulässig.

Abbildung 17: Vergleich der Fahrprofile und des Ausbauszustandes der Vorher- und Nachhersituation: Zeppelinstraße stadtauswärts



Quelle: Lohmeyer (2020)

Abbildung 18: Vergleich der Fahrprofile und der NO_x-Emissionsverläufe der Vorher- und Nachhersituation: Zeppelinstraße stadtauswärts



Quelle: Lohmeyer GmbH, eigene Darstellung

5.4 Abgeleitete Verkehrssituation

Die Verkehrssituationen und LOS wurden nach HBEFA4.1 so abgeleitet, dass diese die PHEM-Emissionen reproduzieren. Die Ergebnisse sind in Tabelle 11 und in Tabelle 12 für die beiden Fahrrichtungen sowie die betrachteten Streckenabschnitte dargestellt. Bemerkenswert ist hierbei, dass in der Situation 2015 viele Streckenabschnitte für die Verkehrssituation HVS50 im Ergebnis der PHEM-Modellierung NO_x-Emissionsfaktoren zeigen, die niedriger liegen, als der für HVS50 LOS1 (flüssig) des HBEFA4.1 ausweist und deshalb in der Summe der Häufigkeit über alle LOS kleiner 100% ergeben (bei LOS=flüssig jeweils fett gekennzeichnet).

Dies resultiert daraus, dass der dortige Verkehrsfluss flüssiger ist, als das im HBEFA4.1 für dieses LOS zu Grunde gelegte Fahrprofil ist. Dieses geht über den Gesamtzyklus von fünf Haltevorgängen aus (siehe Abbildung 19), wohingegen viele der hier betrachteten Streckenabschnitte ohne Halt durchfahren werden. Die NO_x-Emissionen können in diesen Abschnitten bis zu 48% niedriger liegen, als bei Verwendung der Emissionsfaktoren aus HBEFA4.1. Der zuvor beschriebene Effekt tritt in den Situationen nach Umsetzung der Maßnahmen nicht so stark auf, weil durch Kapazitätseinschränkung (auf 3 Fahrspuren) der Verkehrsfluss ungleichförmiger ist und besser durch den Fahrzyklus HVS30 LOS1 abgebildet werden kann (Tabelle 12). Dieser Effekt tritt auch bei querschnittsbezogener Betrachtungsweise auf (Tabelle 13 und Tabelle 14), wie sie i.A. bei den Screeningberechnungen angewendet wird.

Tabelle 11: Aus den PHEM4.1-Modellierungen abgeleitete Verkehrssituationen in der Zeppelinstraße für die Situationen 2015 (vor Umsetzung der Maßnahmen)

Abs_Strecke	Rtg_Strecke	Streckenlänge in Meter	LOS-Verteilung bei HVS50				
			flüssig	dicht	gesättigt	StGo	StGo2
Z1	stadteinwärts	318.4	57%	43%	0%	0%	0%
Z2	stadteinwärts	205.4	71%	0%	0%	0%	0%
Z3	stadteinwärts	200	68%	0%	0%	0%	0%
Z4	stadteinwärts	166.5	86%	0%	0%	0%	0%
Z5	stadteinwärts	230.8	97%	0%	0%	0%	0%
Z6	stadteinwärts	167.9	88%	0%	0%	0%	0%
Z7	stadteinwärts	73.3	55%	0%	0%	0%	0%
Z1	stadtauswärts	281.9	0%	48%	52%	0%	0%
Z2	stadtauswärts	205.3	66%	0%	0%	0%	0%
Z3	stadtauswärts	200	66%	0%	0%	0%	0%
Z4	stadtauswärts	186.4	69%	0%	0%	0%	0%
Z5	stadtauswärts	202.8	78%	0%	0%	0%	0%
Z6	stadtauswärts	185	0%	0%	32%	68%	0%
Z7	stadtauswärts	88	52%	0%	0%	0%	0%

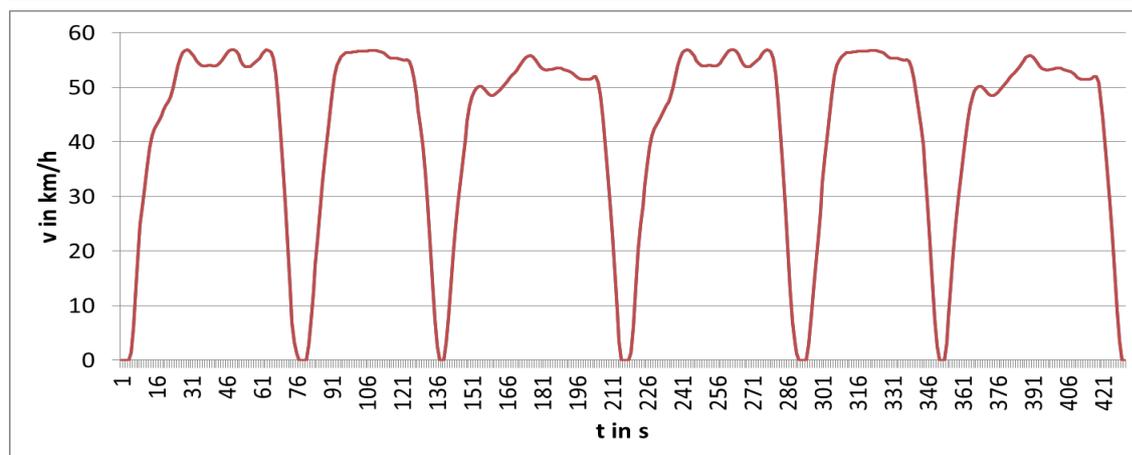
Abs=Abschnitt; Rtg=Fahrrichtung; xy% bedeutet prozentualer Anteil des HBEFA4.1-LOS an jahresmittlerer Fahrleistung

Tabelle 12: Aus den PHEM4.1-Modellierungen abgeleitete Verkehrssituationen in der Zeppelinstraße für die Situationen 2018 und 2019 (nach Umsetzung der Maßnahmen)

Abs_Strecke	Rtg_Strecke	Streckenlänge in Meter	LOS-Verteilung bei HVS30				
			flüssig	dicht	gesättigt	StGo	StGo2
Z1	stadteinwärts	318.4	0%	0%	13%	87%	0%
Z2	stadteinwärts	205.4	0%	40%	60%	0%	0%
Z3	stadteinwärts	200	0%	86%	14%	0%	0%
Z4	stadteinwärts	166.5	0%	57%	43%	0%	0%
Z5	stadteinwärts	230.8	90%	0%	0%	0%	0%
Z6	stadteinwärts	167.9	44%	56%	0%	0%	0%
Z7	stadteinwärts	73.3	78%	0%	0%	0%	0%
Z1	stadtauswärts	281.9	0%	0%	56%	44%	0%
Z2	stadtauswärts	205.3	0%	82%	18%	0%	0%
Z3	stadtauswärts	200	9%	91%	0%	0%	0%
Z4	stadtauswärts	186.4	100%	0%	0%	0%	0%
Z5	stadtauswärts	202.8	0%	54%	46%	0%	0%
Z6	stadtauswärts	185	0%	0%	87%	13%	0%
Z7	stadtauswärts	88	0%	39%	61%	0%	0%

Abs=Abschnitt; Rtg=Fahrtrichtung; xy% bedeutet prozentualer Anteil des HBEFA4.1-LOS an jahresmittlerer Fahrleistung

Abbildung 19: Fahrzyklus nach HBEFA4.1 für IOS-HVS50 LOS1 (flüssig)



Quelle: HBEFA4.1

Tabelle 13: Aus den PHEM4.1-Modellierungen abgeleitete Verkehrssituationen in der Zeppelinstraße für die Situationen 2015 (vor Umsetzung der Maßnahmen)

Abs_Strecke	Rtg_Strecke	Streckenlänge in Meter	LOS-Verteilung bei HVS50				
			flüssig	dicht	gesättigt	StGo	StGo2
Z1	QS	318.4	6%	94%	0%	0%	0%
Z2	QS	205.4	69%	0%	0%	0%	0%
Z3	QS	200	67%	0%	0%	0%	0%
Z4	QS	166.5	78%	0%	0%	0%	0%
Z5	QS	230.8	87%	0%	0%	0%	0%
Z6	QS	167.9	0%	93%	7%	0%	0%
Z7	QS	73.3	54%	0%	0%	0%	0%

Abs=Abschnitt; Rtg=Fahrtrichtung; QS=querschnittsbezogen

Tabelle 14: Aus den PHEM4.1-Modellierungen abgeleitete Verkehrssituationen in der Zeppelinstraße für die Situationen 2018 und 2019 (nach Umsetzung der Maßnahmen)

Abs_Strecke	Rtg_Strecke	Streckenlänge in Meter	LOS-Verteilung bei HVS30				
			flüssig	dicht	gesättigt	StGo	StGo2
Z1	QS	318.4	0%	0%	35%	65%	0%
Z2	QS	205.4	0%	61%	39%	0%	0%
Z3	QS	200	0%	94%	6%	0%	0%
Z4	QS	166.5	0%	93%	7%	0%	0%
Z5	QS	230.8	15%	85%	0%	0%	0%
Z6	QS	167.9	0%	51%	49%	0%	0%
Z7	QS	73.3	41%	59%	0%	0%	0%
Z7	QS	88	0%	39%	61%	0%	0%

Abs=Abschnitt; Rtg=Fahrtrichtung; QS=querschnittsbezogen

Als Zwischenfazit kann an dieser Stelle bereits folgendes gesagt werden:

- ▶ Der Fahrzyklus HVS50 LOS1 in HBEFA4.1 ist zur Beschreibung der Emissionsverhältnisse auf mehreren Streckenabschnitten der Zeppelinstraße zu ungünstig. Dies betrifft hier einen gut LSA-kooordinierten Straßenzug bei ausreichender Kapazität der Straße.
- ▶ Die höhere Anzahl der Brems- und Beschleunigungsevents in LOS 1 (flüssig) in HBEFA 4.1 im Vergleich zu mehreren Streckenabschnitten der Zeppelinstraße bewirkt eine Überschätzung der NO_x Emissionen nach HBEFA. Ein adäquater Fahrzyklus (LOS) in HBEFA4.1 („besser als flüssig“) fehlt. Deshalb muss hier mit Reduktionsfaktoren gerechnet werden.

- ▶ Bei Einsatz eines Kapazitätsmodells oder des Fundamentaldiagramms oder qualitativer Einschätzungen der Verkehrssituationen würde das nicht „bemerkt“ werden.
- ▶ Daraus ergibt sich ein Vorschlag für zukünftige HBEFA-Updates: Es sollten zusätzliche Verkehrssituationen (Fahrzyklen), z.B. LOS 0, LOS (Kreuzung) etc., eingeführt werden (Baukastenprinzip).

Das Baukastenprinzip kann man sich wie folgt vorstellen:

Es werden ergänzend zu den Emissionsfaktoren der derzeitigen Fahrzyklen Emissionsfaktoren für typische Einzelsegmente eines Fahrverlaufes – für so genannte „Verkehrssituations-segmente“ - ausgewiesen, mit deren Hilfe das Fahrverhalten nutzerdefiniert zusammengesetzt werden kann. Diese Verkehrssituationssegmente würden das typische Fahrverhalten abbilden, z.B.

- ▶ bei Halte- und Beschleunigungsvorgängen im Bereich von Verkehrsknoten unter Berücksichtigung verschiedener Tempolimits und evtl. Geschwindigkeitsüberwachungen,
- ▶ bei Beschleunigungsvorgängen im Zufluss zu Knotenpunkten vs. derer im Abfluss aus den Knotenpunkten heraus und
- ▶ im Bereich außerhalb bzw. zwischen der Verkehrsknoten mit verschiedenen Störungsgraden.

Die Fahrzyklen dafür könnten aus Teilsegmenten der vorliegenden Standardzyklen des HBEFA bestehen und durch Fahrzyklen aus anderweitig vorliegenden Untersuchungen ergänzt bzw. auch neu aufgenommen werden.

6 Ergebnisse der Immissionsberechnungen

6.1 Ergebnisse der mikroskaligen Ausbreitungsberechnungen mit MISKAM

6.1.1 NO₂-Konversion mit vereinfachtem Chemiemodell und NO₂-Direktanteile aus HBEFA4.1

Hierzu wurden auf Basis der zuvor aufgeführten Straßenraumgeometrien, Verkehrs-, Emissions-, Hintergrundbelastungs- und meteorologischen Daten MISKAM-Berechnungen für 2015, 2018 und 2019 durchgeführt.

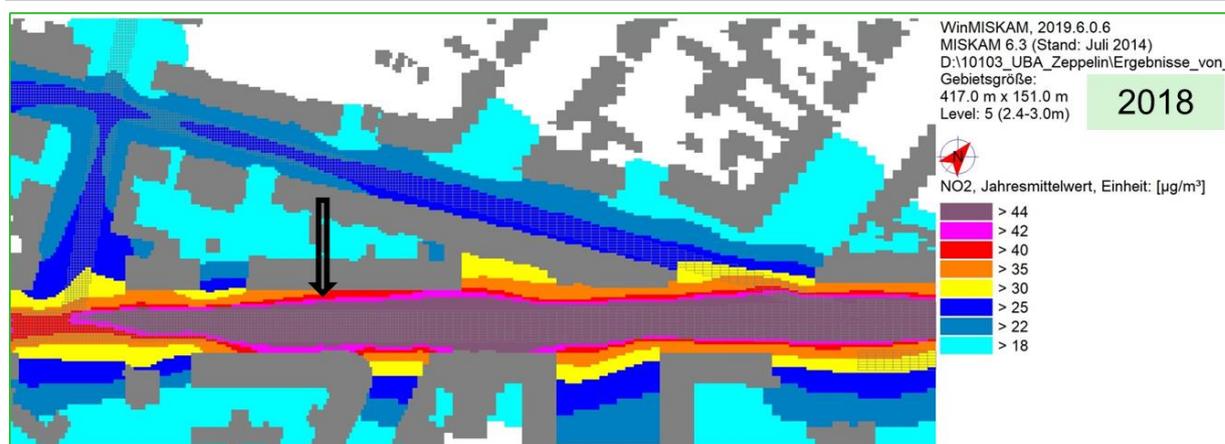
Beispielhaft ist eine flächendeckende Ergebnisdarstellung des NO₂-Jahresmittelwertes der Gesamtbelastung in Abbildung 20 gegeben. Für die NO-NO₂-Konversion kam hier zunächst das vereinfachte Chemiemodell in der Parametrisierung nach Düring et al. (2011) zur Anwendung. Ausgewertet wurde bei dieser Darstellung in der vertikalen Ebene des Messeinlasses in 2.6 m Höhe über Grund (Mittelwert im Höhenlevel 5 (2.4m bis 3.0m) des MISKAM-Rasters). Die Berechnungsergebnisse für die Lage des Messcontainers für alle Betrachtungsfälle sind für die Zusatz- sowie die Gesamtbelastungen in Tabelle 15 aufgeführt. Die Messwerte finden sich in der Tabelle 16.

Zunächst wird die flächendeckende Situation 2018 diskutiert:

Am Messcontainer Zeppelinstraße werden für 2018 unter Ansatz einer Hintergrundbelastung von 16 µg/m³ in Messhöhe (2.6 m über Grund) 42 µg NO₂/m³ berechnet. Der Messwert im gleichen Zeitraum betrug 36 µg NO₂/m³. Die berechnete NO_x-Gesamtbelastung liegt in Messhöhe (2.6 m über Grund) bei 79 µg NO_x/m³. Der Messwert im gleichen Zeitraum betrug 72 µg NO_x/m³.

An den nördlichen Fassaden der Zeppelinstraße im Bereich des Messcontainers werden in 2.6 m über Grund NO₂-Mittelwerte zwischen 35 µg/m³ und 43 µg/m³ berechnet. An den gegenüberliegenden Fassaden liegen die berechneten Jahresmittelwerte z.T. höher und können 44 µg/m³ überschreiten.

Abbildung 20: Mit MISKAM berechnete NO₂-Jahresmittelwerte für 2018 in 2.6 m über Grund. NO-NO₂-Konversion nach Düring et. al (2011) und NO₂-Direktanteile aus HBEFA4.1



Die Pfeilspitze zeigt auf die Lage des Messstandortes. Grau=Gebäude
Quelle: Eigene Darstellung

Tabelle 15: Mit MISKAM berechnete NO₂-Zusatz- und Gesamtbelastungen als Jahresmittelwerte für 2015, 2018 und 2019 in 2.6 m über Grund. NO-NO₂-Konversion nach Düring et. al (2011) und NO₂-Direktanteile aus HBEFA4.1

Jahr	Bemerkung	ZB für Zeppelinstr. (2.6m)		GB für Zeppelinstr. (2.6m)	
		NO _{2,direkt} [µg/m ³]	NO _x [µg/m ³]	NO ₂ [µg/m ³]	NO _x [µg/m ³]
2015	Tempo 50, 4 Fahrstreifen	15.0	63.0	46.2	91.4
2018	Tempo 30, 3 Fahrstreifen	14.0	57.0	42.2	79.4
2019	Tempo 30, 3 Fahrstreifen	11.0	43.0	34.3	62.5

ZB=Zusatzbelastung, GB=Gesamtbelastung; Messwerte Hintergrundbelastungen siehe Tabelle 7

Tabelle 16: Messwerte der NO₂-Zusatz- und Gesamtbelastungen als Jahresmittelwerte am Messcontainer Potsdam Zeppelinstraße für 2015, 2018 und 2019 in 2.6 m über Grund.

Jahr	Bemerkung	ZB für Zeppelinstr. (2.6m)		GB für Zeppelinstr. (2.6m)	
		NO ₂ [µg/m ³]	NO _x [µg/m ³]	NO ₂ [µg/m ³]	NO _x [µg/m ³]
2015	Tempo 50, 4 Fahrstreifen	24.0	74.9	44.6	103.3
2018	Tempo 30, 3 Fahrstreifen	19.6	49.2	36.1	71.6
2019	Tempo 30, 3 Fahrstreifen	14.3	37.3	29.0	56.8

ZB=Zusatzbelastung, GB=Gesamtbelastung;

Vergleicht man die (punktuellen) Berechnungsergebnisse am Messcontainer mit den Messwerten dann lassen sich folgende relativen Abweichungen feststellen (Tabelle 17):

Bezugsjahr 2015:

- ▶ Für die NO_x-ZB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Unterschätzung von 16%;
- ▶ Für die NO₂-ZB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Überschätzung von 7%
- ▶ Für die NO_x-GB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine 12%ige Unterschätzung
- ▶ Für die NO₂-GB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine leichte Überschätzung von 4%

Bezugsjahr 2018:

- ▶ Für die NO_x-ZB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Überschätzung von 16%;
- ▶ Für die NO₂-ZB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Überschätzung von 31%
- ▶ Für die NO_x-GB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine 11%ige Überschätzung
- ▶ Für die NO₂-GB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Überschätzung von 17%

Bezugsjahr 2019:

- ▶ Für die NO_x-ZB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Überschätzung von 15%;
- ▶ Für die NO₂-ZB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Überschätzung von 37%
- ▶ Für die NO_x-GB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine 10%ige Überschätzung
- ▶ Für die NO₂-GB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Überschätzung von 18%

Das heißt, während für das Bezugsjahr 2015 die Abweichungen zwischen Modellrechnung (MISKAM) und Messwerten gute Übereinstimmungen liefern (leichte Unterschätzung beim NO_x sowie leichte Überschätzung beim NO₂), liefert die Rechnung für 2018 zwar beim NO_x eine gute Übereinstimmung (leichte Überschätzung) aber beim NO₂ bereits deutliche Überschätzungen. Die NO₂-Überschätzungen steigern sich 2019 noch einmal.

Tabelle 17: Relative Abweichungen des MISKAM-Rechenwertes nach HBEFA4.1 und NO-NO₂-Konversion nach Düring et al. (2011) von den Messwerten an der Messstelle Potsdam Zeppelinstraße (2.6m über Grund)

Jahr	Bemerkung	Abweichung NO ₂ -ZB	Abweichung NO ₂ -GB	Abweichung NO _x -ZB	Abweichung NO _x -GB
2015	Tempo 50, 4 Fahrstreifen	7%	4%	-16%	-12%
2018	Tempo 30, 3 Fahrstreifen	31%	17%	16%	11%
2019	Tempo 30, 3 Fahrstreifen	37%	18%	15%	10%

ZB=Zusatzbelastung, GB=Gesamtbelastung;

6.1.2 Einfluss des verwendeten NO-NO₂-Konversionsmodells

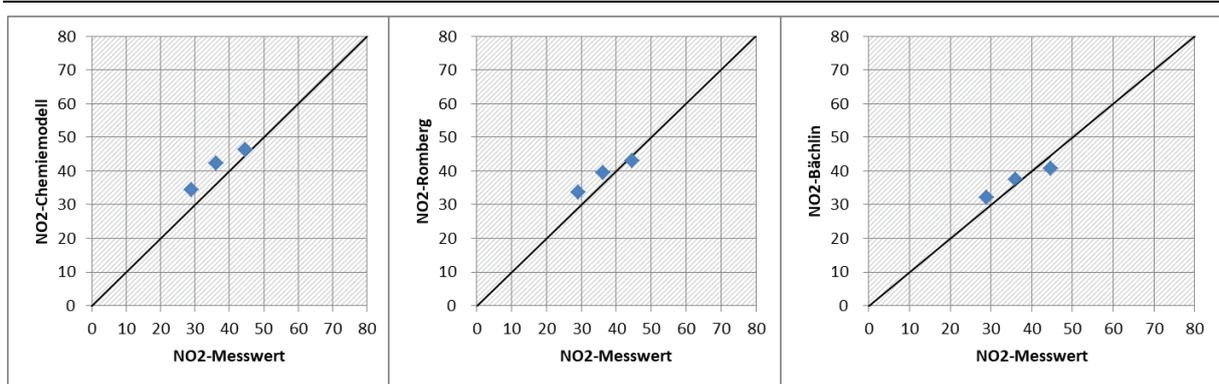
In den zuvor diskutierten NO₂-Berechnungsergebnissen wurde das vereinfachte Chemiemodell entsprechend Düring et al. (2011) verwendet. Fachliche Diskussionen in den letzten Monaten lassen vermuten, dass dieser Ansatz in Zusammenhang mit HBEFA4.1 zu deutlichen Überschätzungen der NO₂-Belastungen führt. Deswegen werden in Abbildung 21 auch die NO₂-Gesamtbelastungen beim Einsatz statistischer Konversionsmodelle, hier der Ansatz nach Romberg et al. (1996) sowie nach Bächlin et al. (2008), dargestellt.

Es zeigt sich, dass:

- ▶ Im Bezugsjahr 2015 zwar die NO_x-ZB / NO_x-Emission unterschätzt wird (16%) mit dem Chemiemodell der NO₂-Messwert aber (leicht) überschätzt wird(4%); Statistische Konversionsmodelle zeigen tendenziell eine NO₂-Unterschätzung
- ▶ In den Bezugsjahren 2018 und 2019 wird mit dem vereinfachten Chemiemodell eine deutliche Überschätzung der NO₂-Messwerte berechnet, weil die NO_x-ZB (NO_x-Emission) zu hoch ist (16% bzw. 15%). Die NO-NO₂-Konversion im vereinfachten Chemiemodell führt zusätzlich zu einer weiteren Überschätzung in der Gesamtbelastung. Auch die statistischen Konversionsmodelle (Romberg, Bächlin) zeigen NO₂-Überschätzungen der Gesamtbelastung, die aber geringer sind als mit dem Chemiemodell berechnet.

Hinweis: Im Übrigen würde im Bezugsjahr 2015 der NO₂-Messwert noch deutlicher überschätzt, wenn man die Emissionen nicht mit PHEM sondern stattdessen auf Basis von HVS50 und 100% LOS1 (flüssig) berechnet hätte.

Abbildung 21: Mit MISKAM berechnete NO₂-Jahresmittelwerte unter Verwendung des Chemiemodells nach Düring et al. (2011) sowie der statistischen Ansätze nach Romberg et. al (1996) sowie Bächlin et al. (2008) für 2015 (höchster Wert), 2018 (mittlerer Wert) und 2019 (niedrigster Wert) in 2.6 m über Grund im Vergleich zu den Messwerten. Werte in µg/m³.



Quelle: eigene Darstellung

6.1.3 Einfluss der NO₂-Direktanteile aus HBEFA4.1

Es erfolgte eine Auswertung der vorhandenen Zeitreihen der Immissionsdaten (NO₂, NO_x und O₃) an der Messstation Potsdam-Zeppelinstraße sowie an der Hintergrundstation Potsdam-Zentrum derart, dass daraus der direkt emittierte NO₂-Anteil an der Zeppelinstraße abgeschätzt werden kann.

Hierbei wurden die Stundenwerte der NO₂- sowie NO_x-Zusatzbelastung bei niedrigen O₃-Konzentrationen (Schwelle 10µg O₃/m³, bei der die photochemische Bildung von NO₂ sehr stark unterdrückt ist) korreliert. Dieses Verfahren wurde bereits bei Düring et al. (2011) verwendet. Die Scatterplots finden sich im Anhang dieses Berichtes. Der daraus abgeleitete NO₂-Direktanteil am NO_x wird mit den aus HBEFA4.1 berechneten Werten verglichen (siehe Tabelle 18).

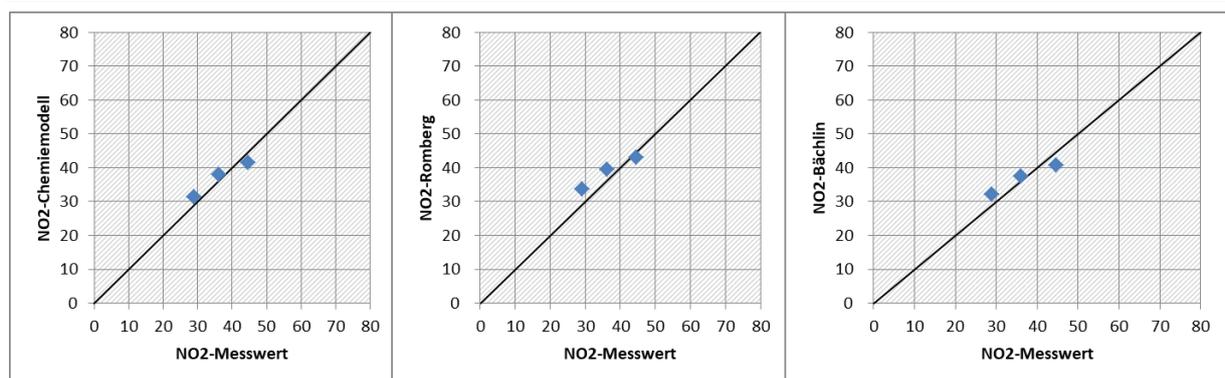
Es zeigt sich, dass in den hier vorliegenden Fällen der aus den Immissionsmessdaten abgeleitete NO₂-Direktanteil deutlich niedriger liegt, als in HBEFA4.1 angegeben. Die Abweichung beträgt ca. 40% bis 50%. Andere Untersuchungen aus laufenden Projekten im Land Brandenburg, Hamburg und Berlin kommen zu ähnlichen Abweichungen (Diegmann 2020).

Tabelle 18: NO₂-Direktanteil aus Immissionsmessdaten abgeleitet sowie aus HBEFA4.1

Jahr	Bemerkung	Anteil NO ₂ direkt an NO _x aus Immissionsauswertung	Anteil NO ₂ direkt an NO _x aus HBEFA4.1
2015	Tempo 50, 4 Fahrstreifen	13%	23.8%
2018	Tempo 30, 3 Fahrstreifen	11%	24.6%
2019	Tempo 30, 3 Fahrstreifen	14%	25.6%

In der Abbildung 22 werden deshalb für die Messstelle Potsdam Zeppelinstraße die modellierten NO₂-Gesamtbelastungen den Messdaten gegenübergestellt, wenn die NO₂-Direkt-emissionen aus HBEFA4.1 jeweils halbiert werden. Die Tabelle 19 zeigt die sich daraus ergebenden Unterschiede zu den Messdaten.

Abbildung 22: Mit MISKAM berechnete NO₂-Jahresmittelwerte unter Verwendung des Chemiemodells nach Düring et al. (2011) mit halbierten NO₂^{direkt}-Anteilen sowie der statistischen Ansätze nach Romberg et. al (1996) sowie Bächlin et al. (2008) für 2015 (höchster Wert), 2018 (mittlerer Wert) und 2019 (niedrigster Wert) in 2.6 m über Grund im Vergleich zu den Messwerten. Werte in µg/m³.



Quelle: eigene Darstellung

Tabelle 19: Relative Abweichungen des MISKAM-Rechenwertes nach HBEFA4.1 und NO-NO₂-Konversion nach Düring et al. (2011) mit halbierten NO₂^{direkt}-Anteilen von den Messwerten an der Messstelle Potsdam Zeppelinstraße (2.6 m über Grund)

Jahr	Bemerkung	Abweichung NO ₂ -ZB	Abweichung NO ₂ -GB	Abweichung NO _x -ZB	Abweichung NO _x -GB
2015	Tempo 50, 4 Fahrstreifen	-13%	-7%	-16%	-12%
2018	Tempo 30, 3 Fahrstreifen	10%	5%	16%	11%
2019	Tempo 30, 3 Fahrstreifen	16%	8%	15%	10%

ZB=Zusatzbelastung, GB=Gesamtbelastung;

Es zeigt sich, dass die mit diesem Ansatz im Chemiemodell berechneten NO₂-Gesamtbelastungen deutlich näher am Messwert liegen, als wenn die NO₂^{direkt}-Anteile aus HBEFA4.1 verwendet werden. Die Abweichungen liegen bei -7% (2015) und +8% (2019).

Die Abweichungen entsprechen etwa denen, wenn man die statistischen Ansätze nach Romberg et al. (1996) oder Bächlin et al (2008) ansetzen würde (Abbildung 22).

Die NO_x-Konzentrationen sind davon unabhängig.

6.2 Ergebnisse der Ausbreitungsberechnungen mit PROKAS/PROKAS_B

6.2.1 NO₂-Konversion mit vereinfachtem Chemiemodell und NO₂-Direktanteile aus HBEFA4.1

Hierzu wurden auf Basis der zuvor aufgeführten Verkehrs-, Emissions-, Hintergrundbelastungs- und meteorologischen Daten Berechnungen mit dem Screeningmodell PROKAS/PROKAS_B für 2015, 2018 und 2019 durchgeführt.

Im Screeningmodell geht die Bebauungssituation parametrisiert als sogenannter Bebauungstyp ein, welcher einer vereinfachten Bebauungssituation mit den in Kap. 3.2 aufgeführten Parametrisierungen entspricht. Der Bereich des Messcontainers Potsdam-Zeppelinstraße entspricht hierbei dem Bebauungstyp 207 mit einer Gebäudehöhe von 20 m und einer Straßenschluchtbreite von 21 m. Die zwischen 2015 und 2018/2019 unterschiedliche Fahrbahnaufteilung kann hierbei nicht berücksichtigt werden. Auch wird die Immission für einen Immissionsort in 1.5 m über Grund und ca. 1.5 m Abstand zur höchstbelasteten Gebäudefassade ausgegeben.

Die Emissionsberechnung erfolgte auch nicht Fahrtrichtungsgetrennt sondern wie bei Screeningmodellen üblich auf Basis der Kfz-Querschnittsbelegung und querschnittsbezogenen LOS-Anteilen (siehe Kap. 5.4). Für die NO-NO₂-Konversion kam hier ebenfalls zunächst das vereinfachte Chemiemodell in der Parametrisierung nach Düring et al. (2011) zur Anwendung.

Die Berechnungsergebnisse sind für die Zusatz- sowie die Gesamtbelastungen in Tabelle 20 aufgeführt. Die Messwerte finden sich in der Tabelle 16.

Tabelle 20: Mit PROKAS/PROKAS_B berechnete NO₂-Zusatz- und -Gesamtbelastungen als Jahresmittelwerte für 2015, 2018 und 2019 in 1.5 m über Grund. NO-NO₂-Konversion nach Düring et. al (2011) und NO₂-Direktanteile aus HBEFA4.1

Jahr	Bemerkung	ZB für Zeppelinstr. (1.5m)		GB für Zeppelinstr. (1.5m)	
		NO ₂ _{direkt} [µg/m ³]	NO _x [µg/m ³]	NO ₂ [µg/m ³]	NO _x [µg/m ³]
2015	Tempo 50, 4 Fahrstreifen	21.0	85.7	54.8	114.1
2018	Tempo 30, 3 Fahrstreifen	19.0	76.6	50.2	99.0
2019	Tempo 30, 3 Fahrstreifen	15.0	58.1	40.1	77.6

ZB=Zusatzbelastung, GB=Gesamtbelastung; Messwerte Hintergrundbelastungen siehe Tabelle 7

Vergleicht man die (punktuellen) Berechnungsergebnisse am Messcontainer mit den Messwerten dann lassen sich folgende relativen Abweichungen feststellen (Tabelle 21):

Bezugsjahr 2015:

- ▶ Für die NO_x-ZB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Überschätzung von 14%;
- ▶ Für die NO₂-ZB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Überschätzung von 42%
- ▶ Für die NO_x-GB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine 10%ige Überschätzung
- ▶ Für die NO₂-GB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Überschätzung von 23%.

Bezugsjahr 2018:

- ▶ Für die NO_x-ZB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Überschätzung von 56%;
- ▶ Für die NO₂-ZB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Überschätzung von 72%
- ▶ Für die NO_x-GB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine 38%ige Überschätzung
- ▶ Für die NO₂-GB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Überschätzung von 39%.

Bezugsjahr 2019:

- ▶ Für die NO_x-ZB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Überschätzung von 56%;
- ▶ Für die NO₂-ZB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Überschätzung von 83%
- ▶ Für die NO_x-GB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine 37%ige Überschätzung
- ▶ Für die NO₂-GB ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Überschätzung von 41%.

Das heißt, während für das Bezugsjahr 2015 die Abweichungen zwischen Modellrechnung (PROKAS/PROKAS_B) und Messwerten moderat ist (Überschätzung beim NO_x bzw. NO₂ um 10% bzw. 23%), so liefert die Berechnung für 2018 deutliche Überschätzungen (ca. +40% in der Gesamtbelastung). Die NO₂-Überschätzungen steigern sich 2019 noch einmal leicht.

Tabelle 21: Relative Abweichungen des PROKAS/PROKAS_B-Rechenwertes nach HBEFA4.1 und NO-NO₂-Konversion nach Düring et al. (2011) von den Messwerten an der Messstelle Potsdam Zeppelinstraße

Jahr	Bemerkung	Abweichung NO ₂ -ZB	Abweichung NO ₂ -GB	Abweichung NO _x -ZB	Abweichung NO _x -GB
2015	Tempo 50, 4 Fahrstreifen	42%	23%	14%	10%
2018	Tempo 30, 3 Fahrstreifen	72%	39%	56%	38%
2019	Tempo 30, 3 Fahrstreifen	83%	41%	56%	37%

ZB=Zusatzbelastung, GB=Gesamtbelastung;

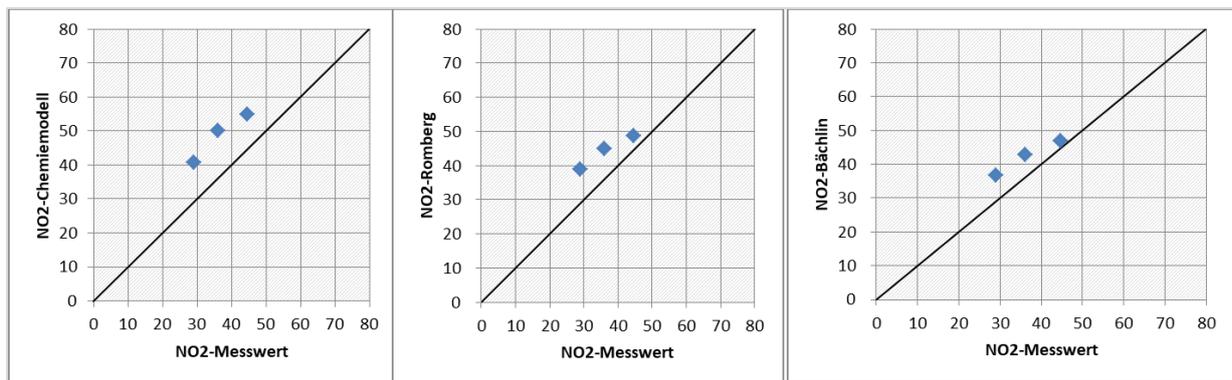
„Naturgemäß“ überschätzen Screeningmodelle die Messdaten, weil

- ▶ Nicht alle lokalen Einflüsse durch die Vereinfachung abgebildet werden können (siehe oben) und i.A. die Parametrisierung konservative Ergebnisse liefert.
- ▶ Im vorliegenden Fall auch die Lage des Messcontainers und Messeinlasses nicht mit dem Immissionsort im Screeningmodell übereinstimmt. So wird in 2.6 m Höhe über Grund gemessen, ausgewertet in PROKAS_B wird in 1.5m über Grund. Weiterhin ist z.B. 2018 die der Messstelle gegenüberliegende Fassade höher belastet als die Messstelle selbst (siehe Kap. 6.1.1). Dieser höhere Wert wird durch PROKAS/PROKAS_B ausgewiesen. Verglichen wird aber mit dem (niedrigeren) Messwert „auf der anderen Seite“.

6.2.2 Einfluss des verwendeten NO-NO₂-Konversionsmodells

In den zuvor diskutierten NO₂-Berechnungsergebnissen wurde das vereinfachte Chemiemodell entsprechend Düring et al. (2011) verwendet. Fachliche Diskussionen in den letzten Monaten lassen vermuten, dass dieser Ansatz in Zusammenhang mit HBEFA4.1 zu deutlichen Überschätzungen der NO₂-Belastungen führt. Deswegen werden in Abbildung 23 auch die NO₂-Gesamtbelastungen beim Einsatz statistischer Konversionsmodelle, hier der Ansatz nach Romberg et al. (1996) sowie nach Bächlin et al. (2008), dargestellt.

Abbildung 23: Mit PROKAS/PROKAS_B berechnete NO₂-Jahresmittelwerte unter Verwendung des Chemiemodells nach Düring et al. (2011) sowie der statistischen Ansätze nach Romberg et al. (1996) sowie Bächlin et al. (2008) für 2015, 2018 und 2019 in 1.5 m über Grund im Vergleich zu den Messwerten in 2.6 m über Grund. Werte in µg/m³.



Quelle: eigene Darstellung

Es zeigt sich, dass:

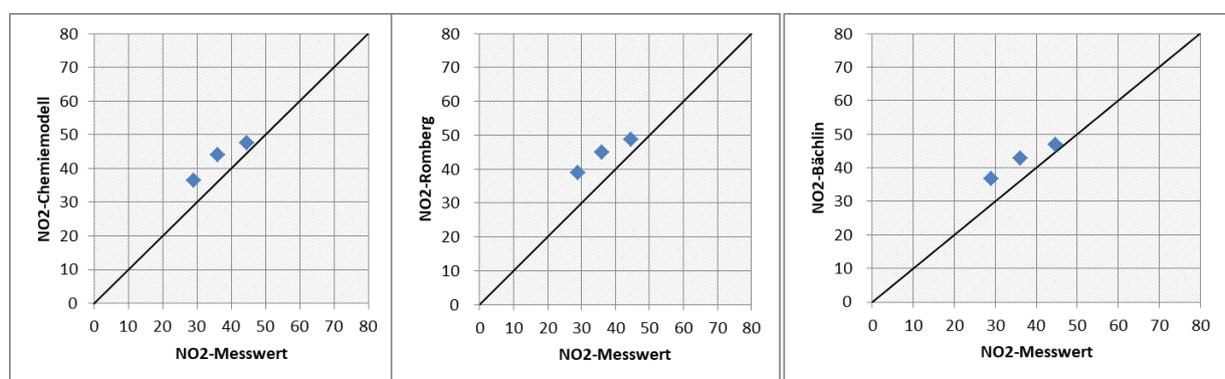
- ▶ Mit dem Chemiemodell die NO₂-Messwerte für alle Bezugsjahre überschätzt werden;
- ▶ Die statistischen Konversionsmodelle zeigen geringere NO₂-Überschätzungen als das vereinfachte Chemiemodell

Hinweis: Im Übrigen würde im Bezugsjahr 2015 der NO₂-Messwert noch deutlicher überschätzt, wenn man auch hier die Emissionen nicht mit PHEM sondern stattdessen auf Basis von HVS50 und 100% LOS1 (flüssig) berechnet hätte.

6.2.3 Einfluss der NO₂-Direktanteile aus HBEFA4.1

In der Abbildung 24 werden für die Messstelle Potsdam Zeppelinstraße die modellierten NO₂-Gesamtbelastungen den Messdaten gegenübergestellt, wenn die NO₂-Direktemissionen aus HBEFA4.1 jeweils halbiert werden. Die Tabelle 22 zeigt die sich daraus ergebenden Unterschiede zu den Messdaten.

Abbildung 24: Mit PROKAS/PROKAS_B berechnete NO₂-Jahresmittelwerte unter Verwendung des Chemiemodells nach Düring et al. (2011) mit halbierten NO_{2direkt}-Anteilen sowie der statistischen Ansätze nach Romberg et. al (1996) sowie Bächlin et al. (2008) für 2015, 2018 und 2019 in 1.5 m über Grund im Vergleich zu den Messwerten in 2.6 m über Grund. Werte in µg/m³.



Quelle: eigene Darstellung

Tabelle 22: Relative Abweichungen des PROKAS/PROKAS_B-Rechenwertes nach HBEFA4.1 und NO-NO₂-Konversion nach Düring et al. (2011) mit halbierten NO_{2direkt}-Anteilen von den Messwerten an der Messstelle Potsdam Zeppelinstraße

Jahr	Bemerkung	Abweichung NO ₂ -ZB	Abweichung NO ₂ -GB	Abweichung NO _x -ZB	Abweichung NO _x -GB
2015	Tempo 50, 4 Fahrstreifen	13%	7%	14%	10%
2018	Tempo 30, 3 Fahrstreifen	41%	22%	56%	38%
2019	Tempo 30, 3 Fahrstreifen	51%	25%	56%	37%

ZB=Zusatzbelastung, GB=Gesamtbelastung;

Es zeigt sich, dass die mit diesem Ansatz im Chemiemodell berechneten NO₂-Gesamtbelastungen deutlich näher am Messwert liegen, als wenn die NO_{2direkt}-Anteile aus HBEFA4.1 verwendet werden. Die Abweichungen liegen bei +7% (2015) und +25% (2019).

Die Abweichungen sind etwas geringer als beim Ansatz nach Romberg et al. (1996) und vergleichbar, als wenn man den Ansatz nach Bächlin et al (2008) verwendet (Abbildung 24).

Die NO_x-Konzentrationen sind davon unabhängig.

7 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Bezüglich der Bestimmung der Verkehrssituationen:

- ▶ Der Fahrzyklus HVS50 LOS1 in HBEFA4.1 ist zur Beschreibung der Emissionsverhältnisse auf mehreren Streckenabschnitten der Zeppelinstraße zu ungünstig. Dies betrifft hier einen gut LSA-kooordinierten Straßenzug bei ausreichender Kapazität der Straße.
- ▶ Die höhere Anzahl der Brems- und Beschleunigungsevents in LOS 1 (flüssig) in HBEFA 4.1 im Vergleich zu mehreren Streckenabschnitten der Zeppelinstraße bewirkt eine Überschätzung der NO_x-Emissionen nach HBEFA. Ein adäquater Fahrzyklus (LOS) in HBEFA4.1 („besser als flüssig“) fehlt. Deshalb müssen hier die NO_x-Emissionen mit Reduktionsfaktoren entsprechend verringert werden.
- ▶ Bei Einsatz eines Kapazitätsmodells oder des Fundamentaldiagramms oder qualitativer Einschätzungen der Verkehrssituationen würde das nicht „bemerkt“ werden.

Empfehlungen: Es sollte bei der Festlegung der LOS immer beachtet werden, ob der lokale Verkehrsfluss tatsächlich durch die in HBEFA4.1 hinterlegten Fahrzyklen repräsentativ abgebildet werden kann. Da dies nicht immer der Fall ist ergibt sich ein Vorschlag für zukünftige HBEFA-Updates: Es könnte geprüft werden, zusätzliche Verkehrssituationen (Fahrzyklen), z.B. LOS 0 (Konstantfahrt ohne Halte), LOS K (Kreuzung) etc., einzuführen (Baukastenprinzip). Das Baukastenprinzip könnte man sich wie folgt vorstellen:

Es werden ergänzend zu den Emissionsfaktoren der derzeitigen Fahrzyklen Emissionsfaktoren für typische Einzelsegmente eines Fahrverlaufes – für so genannte „Verkehrssituations-segmente“ - ausgewiesen, mit deren Hilfe das Fahrverhalten nutzerdefiniert zusammengesetzt werden kann. Diese Verkehrssituationssegmente würden das typische Fahrverhalten abbilden, z.B.

- ▶ bei Halte- und Beschleunigungsvorgängen im Bereich von Verkehrsknoten unter Berücksichtigung verschiedener Tempolimits und evtl. Geschwindigkeitsüberwachungen,
- ▶ bei Beschleunigungsvorgängen im Zufluss zu Knotenpunkten vs. derer im Abfluss aus den Knotenpunkten heraus und
- ▶ im Bereich außerhalb bzw. zwischen der Verkehrsknoten mit verschiedenen Störungsgraden.

Die Fahrzyklen dafür könnten aus Teilsegmenten der vorliegenden Standardzyklen des HBEFA bestehen und durch Fahrzyklen aus anderweitig vorliegenden Untersuchungen ergänzt bzw. auch neu aufgenommen werden.

Bezüglich der NO_x-Emissionen des HBEFA4.1:

- ▶ Für 2015 ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Unterschätzung von 16%;
- ▶ Für 2018 ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Überschätzung von 16%;
- ▶ Für 2019 ergibt sich nach HBEFA4.1 eine Überschätzung von 15%;

D.h., während für das Bezugsjahr 2015 noch eine Unterschätzung von 16% abgeleitet wurde, ist für 2018 eine Überschätzung von 16% festzustellen. Diese Überschätzung liegt 2019 bei 15%. Eine Ursache könnte ggf. in der im HBEFA4.1 nicht vorhandenen Berücksichtigung der Wirkung

der freiwilligen Softwareupdates und/oder höherer Wirkungen der verpflichtenden Softwareupdates an Fahrzeugen mit Dieselmotor zu finden sein.

Es sei darauf zu verweisen, dass diese aufgezeigten Abweichungen flottenspezifisch und wahrscheinlich sensitiv auf den PKW-Dieselanteil sind. Die Situation in anderen Regionen mit deutlich anderen Flottenzusammensetzungen, wie z.B. im Westen und Süden der Bundesrepublik, kann/wird ggf. anders aussehen.

Empfehlungen:

- ▶ Für Emissionsberechnungen aktueller Bezugsjahre (2019, 2020, 2021) mit HBEFA4.1 sind zusätzliche Informationen dazu notwendig, welchen Einfluss die freiwilligen und die verpflichtenden Softwareupdates auf die NO_x-Emission über den bisherigen Ansatz in HBEFA4.1 hinaus haben. Lt. Aussagend des UBA sind hier Untersuchungen bzw. Systematisierungen der Messungen des KBA zur „Wirksamkeit von Software-Updates zur Reduzierung von Stickoxiden bei Dieselmotoren, Stand: 10.01.2020“ beauftragt. Eine Übernahme dieser Ergebnisse in ein HBEFA-Update ist erst Ende 2021 vorgesehen und kommt somit für die aktuelle Überarbeitung der Luftreinhaltepläne zu spät. Vorab sollten deswegen vom Umweltbundesamt entsprechende flotten- oder bezugsjahrabhängige Korrekturfaktoren veröffentlicht werden.
- ▶ In der Dokumentation zur KBA-Untersuchung „Wirksamkeit von Software-Updates zur Reduzierung von Stickoxiden bei Dieselmotoren, Stand: 10.01.2020“ wird zusammenfassend davon ausgegangen, dass durch die verpflichtenden Softwareupdates eine Reduktion der NO_x-Emission um ca. 40 %, erreicht wird – in HBEFA 4.1 wird hierbei von einer mittleren Minderung um 25 % ausgegangen. Die ausgewiesenen Minderungen sind demnach in derselben Größenordnung. Anders ist dies bei Fahrzeugen mit einem freiwilligen Softwareupdate. Während hier in der KBA-Untersuchung eine mittlere Reduktion von ca. 60% gemessen wurde, wird diese Option in HBEFA 4.1 gar nicht berücksichtigt. Unter der Annahme einer 60-prozentigen NO_x-Minderung nach einem freiwilligen Softwareupdate würde sich der mittlere Gesamt-PKW-NO_x-Emissionsfaktor je nach Bezugsjahr und Verkehrssituation zwischen 13 % im Jahre 2020 und 10 % im Jahre 2030 reduzieren. Nach Aussagen des UBA bedürfen die Auswirkungen der gemessenen Minderungsraten auf die gesamte PKW-Flotte allerdings noch einer detaillierteren Analyse (siehe Pkt. zuvor). Solange dies nicht abschließend erfolgt und entsprechend veröffentlicht ist, wird vorgeschlagen, für o.g. Bezugsjahre einen pauschalen Abschlag auf die NO_x-PKW-Emissionen von 10% anzusetzen.

Bezüglich der direkten NO₂-Emissionen des HBEFA4.1:

Die im HBEFA4.1 enthaltenen (wirksamen) NO₂-Direktanteile scheinen deutlich gegenüber der realen Situation erhöht zu sein.

Empfehlung: Auf Basis der hier vorliegenden Untersuchungen an der Zeppelinstraße in Potsdam, wird eine Halbierung der in HBEFA 4.1 angegebenen NO₂ Emissionsfaktoren empfohlen. Dies deckt sich mit aktuellen Untersuchungen in Hamburg und im Land Brandenburg. Bei entsprechend für die jeweilige Situation vor Ort gewählten Parametern für die Modellierung der NO_x-Gesamtbelastung können damit realitätsnahe NO₂-Gesamtbelastungen berechnet werden. Die Anwendung einer reduzierten NO₂-Direktemission im vereinfachten Chemiemodell für andere Städte sollte durch Auswertung des gemessenen Verhältnisses der

NO_x- zu NO₂-Zusatzbelastungen bei niedrigen O₃-Konzentrationen (siehe Kap. 6.1.3) oder vergleichbaren Verfahren geprüft und begründet werden.

Bezüglich Screening versus Detailmodell:

„Naturgemäß“ überschätzen Screeningmodelle die Messdaten, weil

- ▶ nicht alle lokalen Einflüsse durch die Vereinfachungen abgebildet werden können und i.A. die Parametrisierung konservative Ergebnisse liefert.
- ▶ im vorliegenden Fall der Zeppelinstraße auch die Lage des Messcontainers und Messeinlasses nicht mit dem Immissionsort im Screeningmodell übereinstimmt. So wird in 2.6 m Höhe über Grund gemessen, ausgewertet wird in 1.5m über Grund. Weiterhin ist z.B. 2018 die der Messstelle gegenüberliegende Fassade höher belastet als die Messstelle. Dieser höhere Wert wird durch PROKAS/PROKAS_B ausgewiesen. Verglichen wird aber mit dem (niedrigeren) Messwert „auf der gegenüberliegenden Seite“.

Empfehlung: Sollten Screeningmodelle eingesetzt werden, um die Güte der Emissionsberechnung zu bewerten, sind diese Unterschiede in der Ergebnisinterpretation zu berücksichtigen.

Abschließend wird empfohlen, analoge Betrachtungen an anderen „Modellstraßen“ durchzuführen. Insbesondere sollte hier der Fokus auf Fahrzeugflotten mit höheren Diesel-PKW-Anteilen bzw. höheren LKW-Anteilen gelegt werden.

8 Quellenverzeichnis

39. BImSchV (2010): Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchst-mengen – 39. BImSchV). BGBl I, Nr. 40, S. 1065-1104 vom 05.08.2010.
- Bächlin, W., Böisinger, R. (2008): Untersuchungen zu Stickstoffdioxid-Konzentrationen, Los 1 Überprüfung der Rombergformel. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Karlsruhe. Projekt 60976-04-01. Gutachten im Auftrag von: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen.
- Düring, I., Bächlin, W., Ketzler, M., Baum, A., Friedrich, U., Wurzler, S. (2011): A new simplified NO/NO₂ conversion model under consideration of direct NO₂-emissions. Meteorologische Zeitschrift, Vol. 20 067-073 (February 2011).
- Diegmann (2020): Vortrag V. Diegmann zu HBEFA4.1 auf IVU Workshop Luftqualität 2020.
- Eichhorn, J. (2005): MISKAM Handbuch zu Version 5.01. Giese-Eichhorn Umweltmeteorologische Software. Wackersheim.
- Eichhorn, J. (2014): MISKAM Handbuch zu Version 6.3. Giese-Eichhorn Umweltmeteorologische Software. Wackersheim, April 2014.
- Hausberger, S., Rexeis, M., Zallinger, M., Luz, R. (2009): Emission Factors from the Model PHEM for the HBEFA Version 3. funded by Umweltbundesamt GmbH Österreich, Lebensministerium Österreich, BMVIT Österreich and Joint Research Centre andERMES members, Report Nr. I-20/2009 Haus-Em 33/08/67, Graz, 2009
- IVU (2012): Endbericht Verkehrsgutachten, Einfluss des Verkehrs und seiner Entwicklung auf die Luftqualität im Land Brandenburg. Unter Mitarbeit von Dr. Rainer Stern und Planungsbüro Dr.-Ing. Ditmar Hunger, Dresden. Gutachten im Auftrag von: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Potsdam. 26.03.2012.
- Lohmeyer (2017): Handbuch WinMiskam ab Version 2017.5.4. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Stand: 01.08.2017.
- Lohmeyer (2019): Begleitende Untersuchung zur Maßnahmenumsetzung im Rahmen des Luftreinhalteplans für die Landeshauptstadt Potsdam. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG in Zusammenarbeit mit SVU Dresden, Radebeul. Projekt 71549-18-10, Entwurf Endbericht 15.11.2019. Gutachten im Auftrag von: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg, Potsdam
- Lohmeyer (2020): Begleitende Untersuchung zur Maßnahmenumsetzung im Rahmen des Luftreinhalteplans für die Landeshauptstadt Potsdam Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul. Projekt 71549-18-10, August 2020. Gutachten im Auftrag von: Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg.
- Lohmeyer (2020a): „Bewertung der Fahrdynamik und Validierung der Emissionsberechnung für den Straßenverkehr auf Berliner Hauptverkehrsstraßen“, Untersuchung im Auftrag der Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz Berlin, Projekt 71455-17-10, Dresden Juni 2020
- MLUL (2016): Luftreinhalteplan für die Landeshauptstadt Potsdam Fortschreibung 2015 / 2016. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg. Oktober 2016
- Romberg, E., Böisinger, R., Lohmeyer, A., Ruhnke, R., Röth, E. (1996): NO-NO₂-Umwandlungsmodell für die Anwendung bei Immissionsprognosen für Kfz-Abgase. Hrsg.: Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft, Band 56, Heft 6, S. 215-218.
- SFI (2001): Handbuch WinMiskam. SFI GmbH - Software für Immissionsberechnungen, Karlsruhe, Stand 01/2001.

SVU (2019): Erläuterungsbericht. Landeshauptstadt Potsdam. Evaluation des Modellversuchs Zeppelinstraße in der Landeshauptstadt Potsdam. Bewertung der Umgestaltungsmaßnahmen hinsichtlich der Wirkungen auf Verkehr und Luftschadstoff-Emissionen (NO₂). Dresden, 06.09.2019.

UBA (2019): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 4.1. (HBEFA 4.1) (aktualisierte Version vom 03.11.2019). Dokumentation zur Version Deutschland erarbeitet durch INFRAS Bern/Schweiz in Zusammenarbeit mit MKC Consulting GmbH und IVT/TU Graz. Hrsg.: Umweltbundesamt Dessau-Roßlau.

VDI (2017): Umweltmeteorologie. Prognostische mikroskalige Windfeldmodelle. Evaluierung für Gebäude- und Hindernisströmung. Richtlinie VDI 3783, Blatt 9. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN - Normenausschuss, Düsseldorf, Mai 2017.

VDI (2020): Umweltmeteorologie. Kfz-Emissionsbestimmung - Luftbeimengungen. Richtlinie VDI 3782 Blatt 7. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN - Normenausschuss, Düsseldorf, Mai 2020.

A Scatterplots zur Ableitung der NO₂-Direktanteile aus Immissionsmessdaten für Potsdam Zeppelinstraße

