

Remote Sensing zur Emissionsmessung von Kfz

Ermittlung der Einsatzmöglichkeiten und Grenzen von Remote Sensing zur Emissionsmessung von im Verkehr befindlichen Kfz sowie die Erarbeitung von Vorschlägen zur Weiterentwicklung des Handbuchs für Emissionsfaktoren im Straßenverkehr

TEXTE 62/2022

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für
Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und
Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3718 52 100 0
FB000950

Remote Sensing zur Emissionsmessung von Kfz

Ermittlung der Einsatzmöglichkeiten und Grenzen von
Remote Sensing zur Emissionsmessung von im Verkehr
befindlichen Kfz sowie die Erarbeitung von Vorschlägen
zur Weiterentwicklung des Handbuchs für Emissionsfak-
toren im Straßenverkehr

von

Volker Diegmann, Dr. Lina Neunhäuserer,
Heike Wursthorn, Christian Latt
IVU Umwelt GmbH, Freiburg

Dr. Peter Mock, Uwe Tietge, Dr. Sandra Wappelhorst
ICCT - International Council on Clean Transportation Europe
gemeinnützige GmbH, Berlin

Dr. Martin Dippold, Dr. Claus Matzer,
Prof. Stefan Hausberger
TU Graz, Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Ther-
modynamik (IVT), Graz

Dr. Jens Borken-Kleefeld
JBK, Wien

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

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

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

Durchführung der Studie:

IVU Umwelt GmbH
Emmy-Noether-Str. 2
79110 Freiburg

Abschlussdatum:

April 2023

Redaktion:

Fachgebiet I 2.2 Schadstoffminderung und Energieeinsparung im Verkehr
Christiane Vitzthum von Eckstädt

Publikationen als pdf:

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

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, April 2023

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

Kurzbeschreibung: Endbericht

Zur Beurteilung der Luftschadstoffsituation an einem verkehrlichen Hotspot müssen die Emissionen insbesondere des Straßenverkehrs möglichst genau bekannt sein. Hierzu werden häufig Modelle zur Emissionsberechnung des Kfz-Verkehrs benutzt. Zudem werden Ausbreitungsrechnungen eingesetzt, um die Immissionen von Schadstoffen zu modellieren. Im Projekt erfolgten Arbeiten zu beiden Bereichen.

Die Remote Sensing Messtechnik bietet die Möglichkeit, die Emissionsraten bestimmter Schadstoffe direkt im fließenden Verkehr zu messen. In diesem Projekt wurden zwei kommerzielle Remote Sensing Messsysteme an verschiedenen Straßen in Frankfurt am Main eingesetzt. Die gemessenen Emissionsraten wurden mit den Ergebnissen des Emissionsberechnungsmodells PHEM verglichen. Dadurch konnten erstmals viele Berechnungen für das HBEFA 4.1 durch direkte Flottenmessungen für Pkw verifiziert werden. Allerdings sollte zukünftig speziell bei Diesel-Pkw die Abnahme der direkten NO₂-Emissionen mit dem Fahrzeugalter abgebildet werden. Außerdem ist es immer wichtiger, die Emissionen von Fahrzeugen mit nicht-betriebswarmer Abgasreinigung gut zu modellieren und die entsprechenden Eingangsgrößen besser zu erheben. Durch den Vergleich unterschiedlicher Standorte und Flotten wurde ferner der Einfluss des Flottenmixes nach Alter und Marken auf die resultierenden Emissionen analysiert. Für die praktische Anwendung wurde ein Leitfaden mit Nutzungsempfehlungen für die Anwendung von Remote Sensing erstellt.

Mit Ausbreitungsberechnungen für die urbane Skala und einen verkehrlichen Hotspot wurde für die Stadt Frankfurt am Main und Umgebung untersucht, welchen Beitrag die im Vergleich zu den Euro-Normen erhöhten Realemissionen des HBEFA zur lokalen NO₂-Belastungssituation haben. Um zu prüfen, wie sich die aus den Ergebnissen des Remote Sensing geänderten Emissionsfaktoren in den Ergebnissen einer Ausbreitungsmodellierungen niederschlagen, wurden entsprechende Modellierungen der Kfz-Emissionen und Ausbreitungsberechnungen in der Mikroskala für den konkreten Zeitraum einer ausgewählten Remote Sensing Messkampagne in der Friedberger Landstraße in Frankfurt am Main durchgeführt.

Abstract: Remote sensing for measuring emissions from motor vehicles. Possibilities and limits of remote sensing to measure emissions from motor vehicles in traffic and proposals for the further development of the Handbook Emission Factors for Road Transport (HBEFA)

In order to assess the air pollution situation at a traffic hotspot, the emissions, especially from road traffic, must be known as accurately as possible. For this purpose, models are often used to calculate emissions from motor vehicle traffic. In addition, dispersion models are used to calculate the resulting pollutant concentrations. In this project, work was carried out in both areas.

Remote sensing measurement technology offers the possibility to measure emission rates of certain pollutants directly in free-flowing traffic. In this project, two commercial remote sensing measurement systems were used on different roads in Frankfurt am Main/Germany. The measured emission rates were compared with the results of the emission calculation model PHEM. Thus, for the first time, many calculations for HBEFA 4.1 could be verified by direct fleet measurements for passenger cars. In future versions, however, the decrease of direct NO₂ emissions with vehicle age should be mapped, especially for diesel passenger cars. In addition, it is becoming increasingly important to model the emissions of vehicles with exhaust gas cleaning systems that are not yet at operating temperatures and to better collect the corresponding input variables. The influence of the fleet mix in terms of ages and brands on the resulting total emissions

was also analysed by comparing different locations and fleets. Summarizing experiences, a guidance for the recommended deployment of remote sensing measurements was developed.

Dispersion calculations for the city of Frankfurt am Main and its surrounding area for the urban scale and a traffic hotspot were used to assess the contribution to local NO₂ concentration of real traffic emissions compared to much lower type-approval emissions. In addition, dispersion calculations were carried out exactly for the very location (Friedberger Landstraße in Frankfurt am Main) and the period of one of the remote sensing measurement campaigns. Results were compared using both the emission rates from the measurement and the standard HBEFA 4.1. emission factors.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	11
Tabellenverzeichnis	16
Abkürzungsverzeichnis	19
Zusammenfassung.....	21
Summary	30
1 Einführung und Vorgehensweise	38
1.1 Hintergrund und Aufgabenstellung	38
1.2 Vorgehensweise	38
2 Remote Sensing Messkampagnen	41
2.1 Organisation der Remote Sensing Messungen	41
2.2 Konzept zur Öffentlichkeitsarbeit	43
2.3 Messsystem A (HEAT)	43
2.3.1 Organisation der Messungen	43
2.3.2 Datenschutz	45
2.3.3 Auf- und Abbau	47
2.3.4 Messung.....	47
2.3.5 Aufbereitung der Messdaten.....	50
2.4 Messsystem B (OPUS).....	51
2.4.1 Organisation der Messungen	51
2.4.2 Auf- und Abbau	52
2.4.3 Messung.....	53
2.4.4 Aufbereitung der Messdaten.....	54
3 Zusammenfassung und Auswertung der Daten	56
3.1 Methodische Überlegungen	56
3.2 Remote Sensing Emissionsfaktoren	59
3.3 Temperatureffekte.....	63
3.4 Weitere Umwelteinflüsse: Luftfeuchte und Luftdruck	67
3.5 Alterungseffekte	68
3.6 Einfluss des Herstellermix	69
3.7 Vergleich mit Emissionsfaktoren nach HBEFA 4.1	71
3.7.1 Modell	71
3.7.2 Zyklen	72

3.7.3	Flottenzusammensetzung.....	75
3.7.4	Annahmen zur Laufleistungskorrektur	76
3.7.5	Annahmen zur Temperaturkorrektur	77
3.7.6	Annahmen zum NO ₂ Anteil.....	78
3.8	Vergleich der NO _x -Emissionsraten zwischen RSD und PHEM.....	79
3.8.1	Diesel Pkw Euro 4.....	79
3.8.1.1	Zur Simulation von NO _x -Emissionsraten bei niedrigen Motorlasten	82
3.8.2	Diesel Pkw Euro 5.....	82
3.8.3	Diesel Pkw Euro 6ab.....	83
3.8.4	Diesel Pkw Euro 6ab.....	83
3.8.5	Diesel Pkw Euro 6d-TEMP	85
3.8.6	Möglicher Einfluss von nicht betriebswarmen SCR Katalysatoren bei Euro 6d-TEMP	85
3.9	Vergleich der NO-Emissionsraten zwischen RSD und PHEM	86
3.9.1	Diesel Pkw Euro 4 und Euro 5	86
3.9.2	Diesel Pkw Euro 6ab und Euro 6d-TEMP	89
3.10	NO ₂ -Anteile	91
3.11	Übersicht: Vergleich zwischen RSD Messungen und PHEM Simulationen	92
3.12	Einfluss von high-emittern	96
3.12.1	Zum Beurteilungswert für eine RS-basierte Identifikation von high-emittern.....	96
3.12.2	Anzahl benötigter Einzelmessungen je Fahrzeug	97
3.12.3	Mögliche high-emitting Benzin-Pkw	98
3.13	Übergabe der ausgewerteten Messdaten an das UBA und ERMES.....	104
4	Modellierung der NO ₂ -Belastungssituation / Beitrag Realemissionen	105
4.1	Aufgabenstellung und Vorgehensweise	105
4.1.1	Übersicht.....	105
4.1.2	Beitrag Realemissionen.....	105
4.1.3	Modellierung für die Messkampagne.....	105
4.2	Auswahl eines Modellzeitraums für die Ermittlung des Beitrags der Realemissionen	106
4.2.1	Regionalisierte Pkw-Flotte für Frankfurt am Main	106
4.2.2	Festlegung.....	111
4.3	CTM	111
4.3.1	Modellbeschreibung	111
4.3.2	Modellgebiete.....	111

4.3.3	Topographie	114
4.3.4	Meteorologische Daten	115
4.3.4.1	Bezugszeiträume 2010 und 2015	115
4.3.4.2	Bezugszeitraum der Messkampagne 2020	117
4.3.5	Emissionen	117
4.3.6	Modellergebnisse der Realszenarien	120
4.3.6.1	Bezugszeitraum 2010	120
4.3.6.2	Bezugszeitraum 2015	123
4.3.7	Vergleich mit den Ergebnissen der Normszenarien	127
4.3.7.1	Bezugszeitraum 2010	127
4.3.7.2	Bezugszeitraum 2015	133
4.4	Mikroskala	138
4.4.1	Strömungsmodellierung mit MISKAM	138
4.4.2	Ausbreitungsmodellierung mit LASAT	138
4.4.3	Ausbreitungsrechnung mit IMMIS ^{cpb}	139
4.4.4	Ermittlung der NO ₂ -Gesamtbelastung	140
4.4.4.1	Allgemeines	140
4.4.4.2	Ansatz nach Romberg	141
4.4.4.3	Ansatz nach Hertel & Berkowicz	141
4.4.4.4	Ansatz nach Düring	142
4.4.5	Modellgebiet	143
4.4.6	Eingangsdaten	144
4.4.6.1	Gebäudemodell	144
4.4.6.2	Emissionen des Kfz-Verkehrs	144
4.4.6.3	Meteorologie	147
4.4.6.4	Vorbelastung	148
4.4.7	Modellergebnisse der Realszenarien	148
4.4.7.1	Bezugszeitraum 2010	148
4.4.7.2	Bezugszeitraum 2015	150
4.4.8	Vergleich mit den Ergebnissen der Normszenarien	152
4.4.8.1	Bezugszeitraum 2010	152
4.4.8.2	Bezugszeitraum 2015	156
4.5	Modellierung für den Zeitraum der Messkampagne	159

4.5.1	Allgemeines.....	159
4.5.2	Meteorologie	159
4.5.3	Vorbelastung.....	160
4.5.3.1	Messungen.....	160
4.5.3.2	CTM.....	162
4.5.4	Grundlagen der Verkehrsdaten	163
4.5.5	Flottenzusammensetzung.....	165
4.5.6	Erstellung von Zeitreihen der Eingangsdaten.....	168
4.5.6.1	Verkehrsbelastung.....	168
4.5.6.2	Verkehrszustand (LOS).....	168
4.5.7	Berechnung der Kfz-Emissionen mit IMMIS ^{em/ts}	173
4.5.8	Modellergebnisse und Vergleich mit Messung.....	173
4.5.9	Variation mit geänderten Emissionsfaktoren.....	178
4.5.9.1	Aufbereitung Emissionsfaktoren	178
4.5.9.2	Ermittlung der Emissionen.....	182
4.5.9.3	Vergleich Immissionen.....	184
5	Schlussfolgerung und Ausblick	185
5.1	Fazit und Vorschläge zur Weiterentwicklung des HBEFA	185
5.2	Fazit aus dem Modellvergleich Real- versus Normszenario	187
5.3	Fazit aus der Luftschadstoffmodellierung für die Messkampagne.....	189
6	Quellenverzeichnis	190

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Lage des Messtandortes der Firma HEAT im Frankfurter Stadtgebiet	44
Abbildung 2:	Ansicht des Messpunkts für das HEAT-System.....	45
Abbildung 3:	Verkehrsaufkommen sowie Niederschlagssituation am Messpunkt	50
Abbildung 4:	Ansicht des Messaufbaus für das OPUS-System	52
Abbildung 5:	Lage der Messtandorte der Firma OPUS im Frankfurter Stadtgebiet	53
Abbildung 6:	Flottenzusammensetzung nach Fahrzeugklasse und Kraftstoffart in den Remote Sensing Messkampagnen.....	57
Abbildung 7:	Zusammensetzung der Pkw-Flotte nach Schadstoffklasse und Kraftstoffart	58
Abbildung 8:	Fahrdynamik und Fahrbedingungen in Remote Sensing Pkw Messungen.	59
Abbildung 9:	Durchschnittliche NO _x -Emissionen von Pkw in Remote Sensing Kampagnen.....	60
Abbildung 10:	Durchschnittliches NO ₂ /NO _x -Verhältnis in Remote Sensing Kampagnen nach Kraftstoff und Schadstoffklasse (Pkw)	61
Abbildung 11:	Durchschnittliches NO ₂ /NO _x -Verhältnis von Euro 5 Diesel-Pkw in Remote Sensing Kampagnen nach Jahr der Messkampagne	62
Abbildung 12:	Pkw NO _x -Emissionen gegen Leistung nach Kraftstoff und Schadstoffklasse aus Remote Sensing Messungen	63
Abbildung 13:	Pkw NO _x -Emissionen gegen Lufttemperatur nach Kraftstoff und Schadstoffklasse aus Remote Sensing Messungen	65
Abbildung 14:	Diesel-Pkw NO _x -Emissionen gegen Leistung nach Schadstoffklasse und Lufttemperaturklasse aus Remote Sensing Messungen	66
Abbildung 15:	Durchschnittliche Pkw NO _x -Emissionen gegen absolute Luftfeuchtigkeit nach Kraftstoff, Schadstoffklasse und Lufttemperatur	67
Abbildung 16:	Durchschnittliche Pkw NO _x -Emissionen gegen atmosphärischen Luftdruck nach Kraftstoff, Schadstoffklasse und Lufttemperatur	68
Abbildung 17:	Durchschnittliche CO, HC und NO _x -Emissionen von Pkw gegen Fahrzeugalter nach Kraftstoffart und Schadstoffklasse	69
Abbildung 18:	Anteil an gültigen Pkw Remote Sensing Messungen nach Marke, Kraftstoff, Schadstoffklasse und Messkampagne	70
Abbildung 19:	Durchschnittliche Pkw NO _x -Emissionen nach Kampagne, Kraftstoffart und Schadstoffklasse, mit Herstellergewichtung aus unterschiedlichen Remote Sensing Kampagnen.....	71

Abbildung 20:	Verteilung der kumulierten Häufigkeiten von Beschleunigung (a), Geschwindigkeit (v) und Motorlast (VSP) der RS-Messung sowie des ausgewählten HBEFA-Zyklus für Frankfurt A.....	74
Abbildung 21:	Linearisierte Korrektur der Basis-NO _x -Emissionsfaktoren für Diesel-Pkw mit der Außentemperatur im HBEFA 4.1.....	78
Abbildung 22:	NO _x -Emissionsrate von Diesel-Pkw Euro 4 (linke Spalte) und Euro 5 (rechte Spalte) gemessen mit RSD und simuliert mit PHEM für Berlin und Frankfurt (A und B) in Abhängigkeit von der Motorlast (VSP).	81
Abbildung 23:	NO _x -Emissionsrate von Diesel-Pkw Euro 6ab (linke Spalte) und Euro 6d-TEMP (rechte Spalte) gemessen mit RSD und simuliert mit PHEM für Berlin und Frankfurt (A und B) in Abhängigkeit von der Motorlast (VSP).	84
Abbildung 24:	Einfluss von Kaltstarts auf das NO _x -Emissionsniveau im Verkehrssituationsmix Frankfurt für Euro 6d-TEMP Pkw (links: _D=Diesel; rechts: _G=Gasoline)	86
Abbildung 25:	Mittlere NO-Emissionsrate (in NO _x -Äquivalent) von Diesel-Pkw Euro 4 (linke Spalte) und Euro 5 (rechte Spalte) gemessen mit RSD und simuliert mit PHEM für Berlin und Frankfurt (A und B) in Abhängigkeit von der Motorlast (VSP).	88
Abbildung 26:	Mittlere NO-Emissionsrate (in NO _x -Äquivalent) von Diesel-Pkw Euro 6ab (linke Spalte) und Euro 6d-TEMP (rechte Spalte) gemessen mit RSD und simuliert mit PHEM für Berlin und Frankfurt (A und B) in Abhängigkeit von der Motorlast (VSP).	90
Abbildung 27:	NO _x -Emissionsraten von Diesel-Pkw gemessen mit RSD und simuliert mit PHEM für Berlin und Frankfurt A und B in Abhängigkeit von der Motorlast (VSP). Dargestellt werden nur die Mittelwerte, aufgegliedert nach Motorlast (VSP). Für die Konfidenzintervalle s. voranstehende Abbildungen.	94
Abbildung 28:	Fortsetzung: NO _x -Emissionsraten von Diesel-Pkw gemessen mit RSD und simuliert mit PHEM für Berlin und Frankfurt A und B in Abhängigkeit von der Motorlast (VSP). Dargestellt werden nur die Mittelwerte, aufgegliedert nach Motorlast (VSP). Für die Konfidenzintervalle s. voranstehende Abbildungen.	95
Abbildung 29:	Zuverlässigkeit der Identifikation von high-emittern in Abhängigkeit von dem RS-Schwellenwert und der Anzahl der RS-Messungen je Fahrzeug (angepasst von Qiu & Borken-Kleefeld, 2022).	98
Abbildung 30:	Häufigkeit der gültigen Mehrfachmessungen von individuellen Benzin-Pkw in den Messkampagnen Frankfurt A (HEAT) und Frankfurt B (OPUS).	99

Abbildung 31:	Verteilung der NO _x -Emissionen von Benzin-Pkw relativ zum Beurteilungswert/Grenzwert und seinen Vielfachen bei den Messungen Frankfurt B.	100
Abbildung 32:	Pendlerstatistik Jahr 2019 (Datenstand Juni 2019).....	106
Abbildung 33:	Anteile der Diesel-Pkw der Euro-Stufen 4 und 5 in den Jahren 2010 (oben) und 2015 (unten) am Pkw-Bestand, getrennt für die Zulassungsbezirke in und um Frankfurt und für Deutschland gesamt	107
Abbildung 34:	Anteil der Diesel-Pkw (oben) und Anteile Diesel-Pkw mit Euro-Normen 4 bis 6 (unten) an der regionalisierten Pkw-Flotte im Zeitraum 2010 bis 2019	110
Abbildung 35:	Modellgebiete für die RCG-Modellierung	113
Abbildung 36:	Topographie im RCG-Modellgebiet Nest 3.....	115
Abbildung 37:	NO ₂ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung für das Nest 3, 2010, Realszenario.....	120
Abbildung 38:	NO _x -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung für das Nest 3, 2010, Realszenario.....	121
Abbildung 39:	NO ₂ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung für das Nest 3, 2015, Realszenario.....	124
Abbildung 40:	NO _x -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung für das Nest 3, 2015, Realszenario.....	125
Abbildung 41:	Absolute Differenzen zwischen den NO ₂ -Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für das Nest 3, 2010.....	129
Abbildung 42:	Relative Differenzen zwischen den NO ₂ -Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für das Nest 3, 2010.....	130
Abbildung 43:	Absolute Differenzen zwischen den NO _x -Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für das Nest 3, 2010.....	131
Abbildung 44:	Relative Differenzen zwischen den NO _x -Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für das Nest 3, 2010.....	132
Abbildung 45:	Absolute Differenzen zwischen den NO ₂ -Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für das Nest 3, 2015.....	134
Abbildung 46:	Relative Differenzen zwischen den NO ₂ -Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für das Nest 3, 2015.....	135
Abbildung 47:	Absolute Differenzen zwischen den NO _x -Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für das Nest 3, 2015.....	136
Abbildung 48:	Relative Differenzen zwischen den NO _x -Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für das Nest 3, 2015.....	137
Abbildung 49:	Querschnittsgeometrie für den Abschnitt der Friedberger Landstraße, in dem die HLNUG-Messtation steht, mit Lage des Messkopfes (Kreis) und Kennzeichnung der 4 Fahrspuren bei Blick von Süden.....	140

Abbildung 50:	Modell- und Untersuchungsgebiet mit der Luftmessstation der HLNUG in der Friedberger Landstraße in Frankfurt für die mikroskalige Modellierung.	144
Abbildung 51:	Windrose Frankfurt Flughafen für die Jahre 2010 (links) und 2015 (rechts).....	148
Abbildung 52:	NO ₂ - Gesamtbelastung für das Untersuchungsgebiet im Umfeld der Messstation Friedberger Landstraße, Realszenario 2010	150
Abbildung 53:	NO ₂ - Gesamtbelastung für das Untersuchungsgebiet im Umfeld der Messstation Friedberger Landstraße, Realszenario 2015	152
Abbildung 54:	Absolute Differenzen zwischen der NO ₂ -Gesamtbelastung von Norm- und Realszenario für das Untersuchungsgebiet, 2010	154
Abbildung 55:	Relative Differenzen zwischen der NO ₂ -Gesamtbelastung von Norm- und Realszenario für das Untersuchungsgebiet, 2010	155
Abbildung 56:	Absolute Differenzen zwischen der NO ₂ -Gesamtbelastung von Norm- und Realszenario für das Untersuchungsgebiet, 2015	157
Abbildung 57:	Relative Differenzen zwischen der NO ₂ -Gesamtbelastung von Norm- und Realszenario für das Untersuchungsgebiet, 2015	158
Abbildung 58:	Windrose aus den DWD-Daten Frankfurt-Flughafen für den Zeitraum der Messkampagne Frankfurt A (Häufigkeit je Windrichtung).....	160
Abbildung 59:	Windrichtung (WR) und Windgeschwindigkeit (WS) für den Zeitraum der Messkampagne Frankfurt A, wie sie in der Modellierung mit IMMIS ^{cpb} verwendet wurden.....	160
Abbildung 60:	Lage der Messstationen in der Umgebung der Friedberger Landstraße	161
Abbildung 61:	Zeitreihe der Vorbelastung für NO _x , NO ₂ und Ozon.....	162
Abbildung 62:	Zeitreihe der mit RCG modellierten NO _x -Konzentration (linke y-Achse) und der aus Messungen abgeleiteten Vorbelastung (rechte y-Achse) am Ort der HLNUG-Messung.	163
Abbildung 63:	HEAT-Messungen der Verkehrsmessungen für Kfz gesamt (oben), Lnf (Mitte) und Lkw (unten) für den Zeitraum der HEAT-Messungen	164
Abbildung 64:	Vergleich der Verkehrsmessungen für die drei Tage 3.-5.3.2020 der äußeren Spur in Kfz/Stunde der Stadt Frankfurt am Main (blau) und abgeleitet aus den HEAT-Messungen (orange) für Kfz gesamt (oben), Lnf (Mitte) und Lkw (unten) für den Zeitraum gleichzeitiger Messungen	165
Abbildung 65:	Aus den HEAT-Daten abgeleitete Flottenzusammensetzungen für die Kfz-Typen Pkw, Lnf und Lkw und zusätzlich Daten aus dem HBEFA 4.1	167

Abbildung 66:	Skizze für eine abschnittsweise lineare Zuordnungsfunktionen der LOS-Klassen zur gemessenen mittleren Geschwindigkeit der Kfz pro Zeiteinheit	168
Abbildung 67:	Häufigkeitsverteilung der gemessenen Geschwindigkeiten in den HEAT-Daten	169
Abbildung 68:	Auf Stundenwerte aggregierte Geschwindigkeiten aus den HEAT-Daten und daraus abgeleitete LOS-Verteilung	170
Abbildung 69:	Aufteilung der LOS-Stufen in den 3 Fahrspuren ohne HEAT-Messdaten	172
Abbildung 70:	Vergleich der für den Kampagnenzeitraum modellierten NO _x -Konzentration (LASAT oben und CPB unten) am Ort der Messstation mit den dort gemessenen Werten als Zeitreihe	174
Abbildung 71:	Vergleich der NO _x -Konzentration am Ort der Messstation mit dort gemessenen Werten als Scatterplot, links für die LASAT Modellierung und rechts für CPB.	175
Abbildung 72:	Schadstoffwindrosen der NO _x -Gesamtbelastung (Häufigkeit je Windrichtung) für die Modelle LASAT (links oben) und CPB (rechts oben) und aus der Messung (unten)	176
Abbildung 73:	Vergleich der mit IMMIS ^{cpb} modellierten NO ₂ -Konzentration am Ort der Messstation mit den dort gemessenen Werten als Zeitreihe.....	177
Abbildung 74:	Vergleich der mit IMMIS ^{cpb} modellierten NO ₂ -Konzentration am Ort der Messstation mit den dort gemessenen Werten als Scatterplot	177
Abbildung 75:	Vergleich NO _x -Emissionsfaktoren Diesel-Lnf und Diesel Pkw aus dem Remote Sensing getrennt nach Temperaturklassen (oben) und für die 5 LOS-Stufen aus dem HBEFA (unten)	180
Abbildung 76:	Vergleich NO _x -Emissionsfaktoren Benzin-Pkw aus Remote Sensing getrennt nach Temperaturklassen (oben) und für die 5 LOS-Stufen aus dem HBEFA (unten)	181
Abbildung 77:	Vergleich der NO _x -Emissionen nach HBEFA und mit angepassten Emissionsfaktoren aus dem Remote Sensing (RS), aufgeteilt nach Fahrzeugtypen und Kraftstoff	183
Abbildung 78:	Vergleich der mit den angepassten Emissionsfaktoren modellierten NO _x -Konzentration am Ort der Messstation mit den dort gemessenen Werten (links) und Gegenüberstellung der Modellergebnisse basierend auf den Emissionsfaktoren aus dem RS und aus dem HBEFA (rechts) als Scatterplot.	184

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Vergleich der Ausbeute an Messdaten für beide Messkampagnen.....	55
Tabelle 2:	Ausgewählte HBEFA-Zyklen für die Remote Sensing Messstellen.....	73
Tabelle 3:	Anteil der Marken für Frankfurt A, Frankfurt B, Berlin und HBEFA für Euro 5 Diesel-Pkw, absteigend geordnet nach HBEFA 4.1. Die Summe kann aufgrund von Rundungen von 100 % abweichen.	76
Tabelle 4:	Durchschnittliche Laufleistung von Pkw in Deutschland im Jahr 2020 [HBEFA 4.1]	77
Tabelle 5:	NO _x -Korrekturfaktoren für Diesel-Pkw als Funktion der Laufleistung, dargestellt ab Euro 3 [HBEFA 4.1]	77
Tabelle 6:	NO _x -Korrekturfaktoren für Benzin-Pkw als Funktion der Laufleistung, dargestellt ab Euro 3 [HBEFA 4.1]	77
Tabelle 7:	NO ₂ zu NO _x Verhältnis für Personenkraftwagen nach HBEFA 4.1	79
Tabelle 8:	Anteil von NO ₂ an NO _x bei Diesel-Pkw verschiedener Grenzwertstufen, wie gemessen mit RSD verglichen mit den Annahmen nach HBEFA 4.1.	92
Tabelle 9:	Ableitung der Beurteilungswerte je Schadstoffklasse für Benzin- und Diesel-Pkw	96
Tabelle 10:	Charakteristika der acht Benzin-Pkw mit mehr als fünf RS-Messwerten und NO _x -Emissionen > 20g/kg.....	101
Tabelle 11:	Charakteristika von Euro 4 und Euro 6 Benzin-Pkw mit mehr als fünf RS-Messwerten und NO _x -Emissionen zwischen 4.8 und 6.4 g/kg (=3-4-mal den Beurteilungswert).	103
Tabelle 12:	Anteile der Einpendler nach Frankfurt und in Frankfurt gemeldete sozialversicherungspflichtig Beschäftigte (svp.-B)	108
Tabelle 13:	Zusammensetzung der für Frankfurt regionalisierten Flotte für Diesel-Pkw	109
Tabelle 14:	Modellgebiete für die RCG-Modellierung	113
Tabelle 15:	NO _x -Emissionssummen im Nest 3 für die Bezugsjahre 2010 und 2015, jeweils im Real- und im Normszenario	119
Tabelle 16:	Vergleich der RCG-Modellergebnisse Nest 3 für NO ₂ an den Messstandorten mit den Messwerten, Jahresmittelwerte 2010, Realszenario.....	122
Tabelle 17:	Vergleich der RCG-Modellergebnisse Nest 3 für NO _x an den Messstandorten mit den Messwerten, Jahresmittelwerte 2010, Realszenario.....	123

Tabelle 18:	Vergleich der RCG-Modellergebnisse Nest 3 für NO ₂ an den Messstandorten mit den Messwerten, Jahresmittelwerte 2015, Realszenario.....	126
Tabelle 19:	Vergleich der RCG-Modellergebnisse Nest 3 für NO _x an den Messstandorten mit den Messwerten, Jahresmittelwerte 2015, Realszenario.....	127
Tabelle 20:	Minimum, Mittelwert und Maximum der absoluten und der relativen Minderungen zwischen den NO ₂ - bzw. NO _x - Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für das Nest 3, 2010.....	133
Tabelle 21:	Minimum, Mittelwert und Maximum der absoluten und der relativen Minderungen zwischen den NO ₂ - bzw. NO _x - Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für das Nest 3, 2015.....	138
Tabelle 22:	Fahrleistungsgewichtete Emissionsfaktoren für das Real- und Normszenario für 2010 im Modellgebiet Friedberger Landstraße.....	145
Tabelle 23:	Fahrleistungsgewichtete Emissionsfaktoren für das Real- und Normszenario für 2015 im Modellgebiet Friedberger Landstraße.....	146
Tabelle 24:	Verkehrsdaten für die Bezugsjahre 2010 und 2015 im Modellgebiet Friedberger Landstraße.....	147
Tabelle 25:	Emissionsbilanz für das Real- und Normszenario für die Bezugsjahre 2010 und 2015 im Modellgebiet Friedberger Landstraße.....	147
Tabelle 26:	Verwendete Vorbelastungswerte für NO _x , NO ₂ und Ozon aus den CTM-Rechnungen für Real- und Normszenario.....	148
Tabelle 27:	Vergleich der für 2010 modellierten NO _x -Gesamtbelastung mit dem Messwert an der Station in der Friedberger Landstraße im Realszenario.....	149
Tabelle 28:	Vergleich der für 2010 modellierten NO ₂ -Gesamtbelastung, berechnet nach dem Ansatz von Romberg bzw. Düring, mit den Messwerten der Station in der Friedberger Landstraße im Realszenario.....	149
Tabelle 29:	Vergleich der für 2015 modellierten NO _x -Gesamtbelastung mit dem Messwert an der Station in der Friedberger Landstraße im Realszenario.....	151
Tabelle 30:	Vergleich der für 2015 modellierten NO ₂ -Gesamtbelastung, berechnet nach dem Ansatz von Romberg bzw. Düring, mit den Messwerten der Station in der Fried-berger Landstraße im Realszenario.....	151

Tabelle 31:	Minimum, Mittelwert und Maximum der absoluten und der relativen Minderungen zwischen der NO ₂ -Gesamtbelastung von Norm- und Realszenario für das Untersuchungsgebiet, 2010.....	156
Tabelle 32:	Minimum, Mittelwert und Maximum der absoluten und der relativen Minderungen zwischen der NO ₂ -Gesamtbelastung von Norm- und Realszenario für das Untersuchungsgebiet, 2015.....	159
Tabelle 33:	Kenngößen der NO ₂ -Messdaten an den HLNUG-Stationen an der Friedberger Landstraße und in der Umgebung für den Zeitraum der RS-Messkampagne.	162
Tabelle 34:	Vergleich der Geschwindigkeitsverteilung aus HEAT-Messung und FCD-Daten	169
Tabelle 35:	Mittlere Fahrzeuggeschwindigkeiten (Grenzgeschwindigkeit) aus dem HBEFA 4.1 für die Zyklen der 5 LOS-Stufen für die Verkehrssituation URB/HVS/50, angepasste Grenzgeschwindigkeit für den durch die HEAT-Messung ausgewerteten Messquerschnitt und unter Anwendung des Zuordnungsverfahren nach Abbildung 66 ermittelte Aufteilung der Fahrleistung auf die 5 LOS-Stufen für die äußere westliche Fahrspur.....	171
Tabelle 36:	Statistik der LOS-Verteilung für alle vier Fahrspuren	173
Tabelle 37:	Vergleich der Mittelwerte der NO _x -Konzentrationen aus der Messung und den beiden Modellvarianten	174
Tabelle 38:	Vergleich der Mittelwerte der NO ₂ -Konzentrationen aus der Messung und der Modellierung mit IMMIS ^{cpb}	177
Tabelle 39:	Anzahl an Datensätzen für NO _x -Emissionsfaktoren aus den Remote Sensing Messungen nach mittlerer Temperatur für Lnf und Pkw (in Fett dargestellte Datensätze werden verwendet)	178
Tabelle 40:	Emissionsfaktoren für NO _x in g/kg aus Remote Sensing nach mittlerer Temperatur für Lnf und Pkw	179
Tabelle 41:	Emissionsfaktoren für NO _x in g/kg aus Remote Sensing und HBEFA 4.1 für Lkw und für die 5 LOS-Stufen aus dem HBEFA 182	
Tabelle 42:	Minimum, Mittelwert und Maximum der absoluten und der relativen Minderungen zwischen den NO ₂ Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für 2010	188
Tabelle 43:	Minimum, Mittelwert und Maximum der absoluten und der relativen Minderungen zwischen den NO ₂ - von Norm- und Realszenario für 2015.....	189

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erläuterung
Ø	Arithmetischer Mittelwert
°C	Grad Celsius
AGR	Abgasrückführung, eine Form der Abgasnachbehandlung insbesondere bei Diesel-Fahrzeugen
BKG	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie
CAMS	Copernicus Atmosphere Monitoring Service
CO	Kohlenmonoxid
CO ₂	Kohlendioxid
CTM	Chemie-Transport-Modell
DGM	Digitales Geländemodell
DOC	Diesel-Oxidations-Katalysator
DPF	Diesel-Partikel-Filter
DSGVO	Datenschutz Grundverordnung
DTV	Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke
DWD	Deutscher Wetterdienst
EDAR	Emissions Detection and Reporting
FCD	Floating Car Data
g	Gramm
GRETA	Gridding Emission Tool for ArcGIS
h	Stunde
HBEFA	Handbuch Emissionsfaktoren
HC	Kohlenwasserstoffe
HE	high-emitter; ein Fahrzeug mit Emissionen größer als ein Beurteilungswert.
HLNUG	Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie
JRC	Joint Research Centre
KBA	Kraftfahrtbundesamt
kg	Kilogramm
km	Kilometer
kW	Kilowatt
Lkw	Lastkraftwagen
LOS	Level Of Service
Lnf	leichtes Nutzfahrzeug
N/A	nicht verfügbar
NO	Stickstoffmonoxid
NO ₂	Stickstoffdioxid
NO _x	Stickstoffoxide

Abkürzung	Erläuterung
OI	Optimale Interpolation
PEMS	Portable Emission Measurement System
Pkw	Personenkraftwagen
RDE	Real driving emission; Testverfahren ab Euro 6 Fahrzeugen, bei denen die Abgase in Straßentests bestimmt werden.
RS	Remote Sensing
s	Sekunde
t	Tonne
TNO	Nederlandse Organisatie voor toegepast-natuurwetenschappelijk onderzoek (Niederländische Organisation für Angewandte Naturwissenschaftliche Forschung)
UBA	Umweltbundesamt
VSP	Vehicle specific power
WMO	World Meteorological Organisation

Zusammenfassung

Remote Sensing Messungen von Fahrzeugemissionen: Motivation und Zielstellung

Der Straßenverkehr trägt zu einem großen Anteil zur Schadstoffbelastung in den Innenstädten bei. So wurde beispielsweise 2019 der NO₂-Jahresgrenzwert an 51 verkehrsnahen Messstationen überschritten. Zur Beurteilung der Quellen und Minderungsmöglichkeiten der Luftschadstoffbelastung an einem verkehrlichen Hotspot werden sowohl Modelle zur Emissionsberechnung des Kfz-Verkehrs als auch Ausbreitungsrechnungen eingesetzt, um die Immissionen von Schadstoffen zu modellieren. Im Projekt erfolgten Arbeiten zu beiden Bereichen.

Das Handbuch für Emissionsfaktoren für den Straßenverkehr (HBEFA) ist eine wesentliche Grundlage zur Prognose der Schadstoffemissionen von Fahrzeugen im Straßenverkehr. Um dafür eine möglichst hohe Genauigkeit zu erreichen ist es wichtig, dass das HBEFA bestmöglich die Realität abbildet. Dazu müssen Instrumente vorhanden sein, die Änderungen im realen Emissionsverhalten der Fahrzeuge möglichst frühzeitig detektieren.

Die Datenbasis des HBEFA gründete sich über viele Jahre auf Emissionsmessungen an Fahrzeugen, die einen erweiterten Fahrzyklus auf Rollenprüfständen im Labor absolvierten. Diese Messungen decken ein breites Spektrum der Schadstoffe im Abgasstrom eines Fahrzeuges ab, können dabei aber den Realzustand nur bedingt widerspiegeln. Die Weiterentwicklung von mobilen Messtechniken zu sogenannten Portable Emission Measurement System (PEMS) gestatten seit rund 10 Jahren die Abgasmessung während einer realen Fahrt auf der Straße. Mit einem PEMS können Emissionen an einem einzelnen Fahrzeug im Verkehr gemessen werden. Solche Realemissionen fließen bereits seit mehreren Jahren in die Datenbank des HBEFA ein und ermöglichen so eine zunehmend realistischere Darstellung der Emissionen des Straßenverkehrs.

Remote Sensing Messverfahren stellen eine weitere neue Datenquelle dar. Hiermit können die Emissionsraten von einer Vielzahl von Fahrzeugen berührungsfrei im fließenden Verkehr gemessen werden. Durch die große Anzahl einzelner Messpunkte bei Remote Sensing Messungen können statistisch gesicherte Aussagen zum Emissionsverhalten der verschiedenen Fahrzeugtypen bis hin zu verschiedenen Fahrzeugschichten oder Fahrzeugmodellen getroffen werden. Remote Sensing bietet damit eine weitere Möglichkeit, ein realistisches Bild der Schadstoffemissionen der aktuellen Fahrzeugflotte zu erhalten. Mittels Remote Sensing können außerdem Emissionsfaktoren validiert und Einflüsse effizient quantifiziert werden, für die andernfalls eine große Anzahl an Fahrzeugmessungen mit PEMS oder am Prüfstand erforderlich wären, um ein repräsentatives Bild zum Flottenverhalten zu bekommen. Bisher wurden so z. B. Effekte der Alterung und der Umgebungstemperatur auf die Emissionen je Fahrzeugschicht bestimmt.

Die Remote Sensing Technologie wurde in den 1990er Jahren in den USA entwickelt. Seit dieser Zeit werden dort berührungsfrei die Fahrzeugemissionen gemessen, und das Einsatzspektrum wurde kontinuierlich ausgeweitet. Heute gibt es zwei kommerzielle Anbieter von Remote Sensing Messungen, die sich im Design und den Spezifikationen ihrer Instrumente unterscheiden. In Europa wurden beide Systeme vielfach eingesetzt, in Deutschland bisher nur das OPUS System zweimal. Im Projekt wurden die konkurrierenden Remote Sensing Systeme im Vergleich getestet. Damit werden sowohl Hinweise auf die Konsistenz der Messungen als auch auf deren Handhabbarkeit und die jeweiligen Möglichkeiten und Grenzen geliefert. Bei der Auswertung wurden

Anmerkung

Im Text wird der Punkt als Dezimaltrennzeichen verwendet.

zusätzlich noch Remote Sensing Messdaten aus Berlin genutzt, um die statistische Aussagekraft zu vergrößern. Die im Projekt gesammelten Daten aus den Remote Sensing Messungen wurden nach Emissionskriterien zusammengefasst und ausgewertet. Diese Auswertungen umfasste u. a.

- ▶ eine Darstellung von NO_x-Emissionen bei verschiedenen Außentemperaturen,
- ▶ eine Analyse der Daten auf weitere Umweltfaktoren als etwaige Einflussfaktoren auf die NO_x-Emissionen,
- ▶ den Einfluss von Alterungseffekten bei Fahrzeugen auf die NO_x-Emissionen,
- ▶ eine Validierung der Emissionsfaktoren der im HBEFA aufgeführten Verkehrssituation mit den entsprechenden Remote Sensing Daten,
- ▶ eine Validierung der Emissionsfaktoren aus dem HBEFA über verschiedene Euro-Stufen und über einen gegebenen Flottenmix und
- ▶ die Identifikation von hoch emittierenden Fahrzeugen (High-Emitter) in der Gesamtflotte.

Aus den in diesem Projekt gesammelten Erfahrungen wurde ein Leitfaden mit Nutzungsempfehlungen für die Anwendung von Remote Sensing durch Länder und Kommunen erarbeitet, die Remote Sensing z. B. zur Überprüfung von Maßnahmen zur Luftqualitätsverbesserung bzw. -sicherung einsetzen möchten.

Nach Abschluss der Arbeiten wurden die Messdaten aus dem Remote Sensing dem UBA und der ERMES Datenbank zur Verfügung gestellt bzw. dort eingearbeitet.

Im zweiten Projektteil wurde mit Ausbreitungsrechnungen für eine reale städtische Umgebung in Deutschland und zwei ausgewählte Bezugsjahre untersucht, wie die lokale NO₂-Belastungssituation gewesen wäre, wenn anstatt der erhöhten Realemissionen die Euro-Normen immer eingehalten worden wären.

Ebenfalls mit Ausbreitungsrechnungen wurde mittels einer Validierung der durch Remote Sensing angepassten Emissionsfaktoren ein Vergleich zu den HBEFA-Werten durchgeführt und dabei die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen mit vorhandenen Messdaten verglichen.

Im Folgenden werden die einzelnen durchgeführten Arbeiten und deren Ergebnisse zusammenfassend beschrieben.

Das Untersuchungsgebiet für Remote Sensing Messungen und Immissionsmodellierung

Für die Remote Sensing Messungen wurden zwei derzeit kommerziell erhältliche Remote Sensing Systeme ausgewählt, die sich in Aufbau und vor allem in der Detektionsrichtung (horizontal vs. vertikal) unterschieden. Dabei handelt es sich zum einen um das "Remote Sensing Device" der Firma OPUS RSE und zum anderen um das "Emissions Detection and Reporting" (EDAR) System der Firma HEAT. Die Messungen mit dem HEAT-System wurden von Januar bis Februar 2020 durchgeführt, die mit dem OPUS-System von August bis September 2020.

Zur Umsetzung der Remote Sensing Messungen wurde auf Grundlage eines für das Projekt entwickelten Bewertungssystem als Beispielkommune die Stadt Frankfurt am Main ausgewählt. Die Kriterienauswahl beinhaltete unter anderem die Einwohnerzahl, um eine ausreichende Anzahl unterschiedlicher Straßentypen für die Messungen zu gewährleisten. Ein weiteres Kriterium war der Anteil an Personenkraftwagen mit Dieselmotor, der mindestens den Bundesdurchschnitt von 32 % aller Personenkraftwagen im Bestand aus dem Jahr 2017 aufweisen sollte, um

eine ausreichende Anzahl von Messwerten für Benzin- und Diesel-Personenkraftwagen sicherzustellen. Ferner sollte mindestens eine Luftqualitäts-Messstelle in den Jahren 2010 und 2015 eine NO₂-Belastung von durchschnittlich 40 µg/m³ oder höher aufweisen sowie die Verkehrsstärke an der/den Luftqualitäts-Messstelle(n) innerhalb der Kommune oberhalb eines Werts von durchschnittlich 5'000 Fahrzeugen je Fahrbahn und Tag liegen. Um eine größtmögliche Unterstützung von Seiten der Beispielkommune sicherzustellen, waren das Interesse und die Mitarbeit im Projekt auf Länder- und kommunaler Ebene ebenfalls wichtige Voraussetzungen für die Auswahl der Beispielkommune. Auf Grundlage dieser Kriterien wurden neben der Stadt Frankfurt am Main auch Gespräche mit kommunalen Vertretern der Städte Aachen, Augsburg und Karlsruhe geführt.

Datenschutz bei den Fahrzeugmessungen

Die Abklärung datenschutzrechtlicher Fragen war eine wesentliche Grundvoraussetzung zur Umsetzung der Remote Sensing Messungen. Dazu wurden im Vorfeld unter Beteiligung der Datenschutzbeauftragten der Stadt Frankfurt und dem Auftraggeber eine Datenschutzerklärung zur Information Betroffener erarbeitet und veröffentlicht sowie zusätzlich Vereinbarungen gemäß der Datenschutz-Grundverordnung (DSGVO) zwischen den verantwortlichen Parteien abgeschlossen. Um den notwendigen Kennzeichenabgleich zum Erhalt der technischen Parameter der gemessenen Fahrzeuge vorzubereiten, wurden ebenfalls die notwendigen Prozesse mit dem Kraftfahrtbundesamt (KBA) vorbereitet.

Vor Umsetzung der Remote Sensing Messungen in Frankfurt am Main zählte ebenfalls die Erarbeitung eines Konzeptes zur Öffentlichkeitsarbeit zu wichtigen vorbereitenden Aufgaben. Ziel war es, größtmögliche Transparenz vor, während und nach den jeweiligen Remote Sensing Messungskampagnen zu schaffen und damit eine breite Akzeptanz in der Bevölkerung. Die Öffentlichkeitsarbeit beinhaltete den Einsatz unterschiedlicher Medien und Kanäle. Hierzu zählte eine eigens eingerichtete Webseite auf der Homepage des Umweltamtes der Stadt Frankfurt am Main. Diese Seite war auch nach Projektende weiterhin abrufbar. Sie enthielt Informationen zu den verschiedenen Remote Sensing Messsystemen, deren Funktionsweise, die Standorte der Messungen, Pressemitteilungen zu den jeweiligen Messkampagnen sowie einen Link zur Datenschutzverordnung. Während der Messungen informierte ein Aushang vor Ort über das Projekt und seine Ziele. Genannt waren auch Ansprechpartner bei der Stadt Frankfurt, um eventuelle Fragen aus der Bürgerschaft entgegenzunehmen. Darüber hinaus wurde intensiv in den lokalen und regionalen Medien über das Projekt berichtet. Potenzielle Fragen aus der Bevölkerung und Antworten wurden ebenfalls im Vorfeld vorbereitet. Aufgrund der intensiven Informationsvorbereitungen konnte eine breite Akzeptanz der Remote Sensing Messungen in Frankfurt geschaffen werden. Dies zeigte sich auch daran, dass die Medienberichterstattung durchweg positiv war und es keine kritischen Stimmen oder so gut wie keine Rückfragen aus der Bevölkerung gab.

Auswahl der konkreten Messorte

Zur Auswahl der genauen Messpunkte für das Remote Sensing wurde im Vorfeld ähnlich dem zur Städteauswahl ein Kriterienkatalog erstellt. Für einen Messpunkt bestand die Notwendigkeit zur Nähe zu einer Luftqualitäts-Messstation, um die im Rahmen der Remote Sensing Messungen generierten Daten und die der Luftqualitäts-Messstation für die im Projekt zu erarbeitende Ausbreitungsmodellierung kombiniert nutzen zu können. Die folgenden Kriterien galt es auch zu berücksichtigen:

- ein hohes Verkehrsaufkommen, um möglichst viele Messwerte zu sammeln,

- ▶ eine leichte Steigung, um mindestens eine minimale Motorlast vorbeifahrender Fahrzeuge sicherzustellen,
- ▶ ausreichend Platz, um den unproblematischen Aufbau und Betrieb der jeweiligen Remote Sensing Systeme sicherzustellen
- ▶ sowie im Falle des HEAT Systems die Verfügbarkeit eines Stromanschlusses zur Versorgung der Remote Sensing Anlage mit Elektrizität sicherzustellen.

Auf Grundlage der Auswahlkriterien und der technischen Voraussetzungen der Systeme sollte die HEAT Messungen ausschließlich an einem Standort innerhalb des Frankfurter Stadtgebietes durchgeführt werden. Für diesen Standort wurde der Messort mit der Luftqualitäts-Messstation ausgewählt, da es sich hierbei um eine mehrspurige Straße handelte. Die Messungen mit dem OPUS-System konnten bei einer Vorauswahl von mehr als zehn verschiedenen Standorten an insgesamt fünf unterschiedlichen Straßenabschnitten durchgeführt werden.

Auswertung der Remote Sensing Messungen

Im Ergebnis konnte aus den Remote Sensing Kampagnen in Frankfurt am Main im Jahr 2020 ein Datensatz von 90'000 gültigen Messungen generiert werden. Zusätzlich flossen 130'000 Messungen aus einer Messkampagne mit OPUS Geräten in Berlin aus dem Jahr 2019 in die Datenauswertung mit ein, um den Datenpool und damit die statistische Aussagekraft für die deutsche Flotte zu erhöhen. Die gemessene Fahrzeugflotte bestand, wie erwartet, größtenteils aus Personenkraftwagen (67-89 %). Leichte Nutzfahrzeuge machten einen Anteil von weniger als 10 % der gemessenen Fahrzeugflotte aus und Lastkraftwagen und Motorräder jeweils weniger als 2 %. Bezogen auf die Schadstoffklasse und hier speziell für Personenkraftwagen bestand der Großteil der Messungen aus Euro 4–5 und Euro 6a–c Fahrzeugen. Euro 6d-TEMP Personenkraftwagen (verpflichtend bei Neuzulassung ab September 2019) waren schon mit 15–16 % in beiden Messkampagnen in Frankfurt vertreten, die neuste Schadstoffklasse Euro 6d (Neuzulassung ab Januar 2021) jedoch nur mit ca. 1 %. Die gemessenen Personenkraftwagen wurden zu 41 % mit Diesel angetrieben.

Durch die Nutzung der Remote Sensing Messdaten aus der Messkampagne in Berlin wurde nicht nur die statistische Aussagekraft besser, sondern es konnten auch Gemeinsamkeiten und Unterschiede in den städtischen Flotten analysiert werden. So lässt sich auch die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf Deutschland besser einschätzen. Unterschiede bei den beiden Messkampagnen in Frankfurt und in Berlin zeigten sich vor allem in der Fahrdynamik und den Umgebungsbedingungen. Die Motorleistung war in der Messkampagne in Berlin am höchsten, während sie in Frankfurt A (Messungen mit dem System der Firma HEAT im Frühjahr) am niedrigsten war. Die Messzeiträume wurden bewusst in unterschiedlichen Jahreszeiten gewählt, um auch den Einfluss der Umgebungstemperatur vor allem auf die NO_x-Emissionen betrachtet zu können. Frankfurt A und Berlin wurden bei vergleichsweise niedrigen Temperaturen (durchschnittlich 9.7°C bzw. 13°C) gemessen, Frankfurt B (Messungen mit dem System der Firma OPUS im Sommer) bei höheren Temperaturen (durchschnittlich 22°C).

Im Ergebnis zeigt sich insgesamt, dass die NO_x-Emissionen von dieselbetriebenen Personenkraftwagen deutlich höher sind als von benzinbetriebenen Fahrzeugen. Der Unterschied ist bei Fahrzeugen der Schadstoffklasse Euro 5 am stärksten, wobei Personenkraftwagen mit Dieselmotor je nach Messkampagne durchschnittlich drei- bis zehnmal mehr NO_x ausstoßen als Personenkraftwagen mit Benzinmotor.

Die Ergebnisse der Messkampagnen zeigen auch deutliche Unterschiede in den durchschnittlichen NO_x -Emissionen von Personenkraftwagen mit Dieselmotor in Abhängigkeit von Motorlast und Umgebungstemperatur. Generell steigen NO_x -Emissionen von Diesel-Pkw mit zunehmender Motorleistung sowie bei Umgebungstemperaturen außerhalb von 20–30° C an, also sowohl bei höheren als auch bei niedrigeren Temperaturen. Im Unterschied dazu zeigen Personenkraftwagen mit Benzinmotor nur eine sehr geringe Abhängigkeit von der Motorlast oder der Außentemperatur. Man kann also sagen, dass bei Benzinmotoren die Abgasreinigung über das gesamte untersuchte Spektrum gleich gut funktioniert. Das Verhältnis von NO_2 zu NO_x variiert stark, je nach Kampagne, Kraftstoffart und Schadstoffklasse. Bei Personenkraftwagen mit Dieselmotor ist der NO_2 -Anteil in Berlin und Frankfurt A niedriger als in früheren Remote Sensing Messkampagnen. Das lässt sich durch einen mit zunehmender Alterung der Fahrzeuge abnehmenden NO_2 -Anteil erklären. Höhere NO_2 -Anteile wurden dagegen durch System B in Frankfurt gemessen. Diese Messungen sind jedoch mit größeren Unsicherheiten behaftet.

Im Weiteren zeigen die Ergebnisse, dass keine deutliche Korrelation zwischen NO_x -Emissionen und Luftfeuchte bzw. Luftdruck besteht. Die Alterung des Fahrzeuges hingegen zeigt einen direkten Einfluss auf die Schadstoffemissionen. Bei Personenkraftwagen mit Benzinmotor steigen z. B. die Emissionen von Kohlenstoffmonoxid, Kohlenwasserstoff und NO_x nachweisbar an. Im Gegensatz dazu lassen sich bei Personenkraftwagen mit Dieselmotor, mit Ausnahme der o. g. abnehmenden NO_2 -Anteile, keine deutlichen Alterungseffekte erkennen.

Die Messungen zeigen auch, dass der Herstellermix bei Personenkraftwagen in beiden Messkampagnen in Frankfurt und Berlin relativ ähnlich ist und daher diesbezüglich kein deutlicher Einfluss auf die durchschnittlichen Emissionsfaktoren zu sehen ist.

Vergleich der Remote Sensing Messungen mit HBEFA-Emissionsfaktoren

Die Emissionsmessungen aus Frankfurt wurden zur Überprüfung der Emissionsfaktoren im HBEFA 4.1 herangezogen. Die HBEFA-Emissionsfaktoren sind dabei Mittelwerte über eine Verkehrssituation entlang einer Straße und gelten für die mittlere Flotte in Deutschland. Demgegenüber liefern die Remote Sensing Messungen instantane Emissionsraten der Fahrzeuge an einem bestimmten Straßenquerschnitt in Frankfurt. Für einen akkuraten Vergleich wurden daher die Emissionen für die spezifischen Situationen an den Messstellen mit dem Modell PHEM simuliert, das dem HBEFA zugrunde liegt. Die Datensätze für das HBEFA 4.1 wurden dabei auf den lokal gemessenen Flottenmix nach Herstellern, auf ihre Altersverteilung und Fahrzeugmassen sowie lokale Fahrzustände und Umgebungstemperaturen in der Berechnung angepasst. Verglichen wurden jeweils die Emissionsraten in g/kg Kraftstoff nach Fahrzeugschichten und Fahrzuständen. So detailliert und direkt sind die Emissionsfaktoren des HBEFA bisher noch nie mit Remote Sensing Messdaten validiert worden.

Die NO_x -Emissionsraten sind über den vermessenen Bereich der Motorlast bei den meisten Pkw-Euro Klassen bis zu Euro 6ab bei Messung und Modell ähnlich und bestätigen damit die bisher verwendeten Emissionsfaktoren im HBEFA. Nur bei sehr niederen Motorlasten überschätzt das Modell PHEM die NO_x -Emissionsraten bis zu Euro 5. Diese Überschätzung ist aus der Historie der Emissionskennfelderstellung erklärbar. Die mittleren Emissionsfaktoren des HBEFA werden dadurch aber nur geringfügig beeinflusst, da der Beitrag dieser Lastanteile an den Emissionen der jeweiligen Verkehrssituationen gering ist.

Die NO_x -Emissionen der Euro 6d-TEMP Diesel-Pkw werden von Remote Sensing um ca. den Faktor zwei höher gemessen als von PHEM modelliert. Dies dürfte auf Kaltstarteinflüsse zurückzuführen sein. Mit PHEM wurden hier nur die betriebswarmen Emissionen berechnet. Das NO_x -Emissionsniveau von modernen Diesel-Pkw mit SCR-Katalysatoren ist betriebswarm bereits

sehr gering, so dass eine Verdopplung durch Kaltstarteinflüsse im Innerortsverkehr möglich ist. Die Anteile kalt gestarteter Pkw an den Messstellen sind unbekannt, so dass die Annahme nicht verifiziert werden konnte. Diese Ergebnisse zeigen aber deutlich, dass der Kaltstart in Zukunft auch bei NO_x immer mehr Bedeutung haben wird und daher in einer Immissionsmodellierung beachtet werden muss. Dazu sollten die Kaltstartzusatzemissionen im HBEFA auf größere Fahrzeugstichproben gestützt werden. Zusätzlich müsste wohl auch ein Verfahren entwickelt werden, dass dem Anwender eine einfache Anwendung dieser Kaltstartzusatzemissionsfaktoren ermöglicht. Die stark nicht lineare Abhängigkeit von der Fahrstrecke nach Start, Parkdauer und Umgebungstemperatur machen die korrekte Nutzung der Emissionsfaktoren für Kaltstart in lokalen Anwendungen zu einer komplexen Aufgabe.

Bei aller Variabilität und Unsicherheit bei den gemessenen NO₂-Anteilen ist – nicht nur aus diesen Messungen – klar, dass sie im HBEFA bzw. vom Modell PHEM deutlich überschätzt wurden. Die niedrigeren NO₂-Anteile im Realbetrieb sind auf die Alterung der Katalysatoren zurückzuführen. Solche Alterungseffekte lassen sich sehr gut mit Remote Sensing Messungen erfassen; sie sind nunmehr ab dem neuen HBEFA 4.2 berücksichtigt.

Zur Identifikation möglicher High-Emitter müssen nicht nur ein Remote Sensing Messwert je Kfz, sondern idealerweise fünf oder mehr vorliegen. Weil Diesel-Pkw bis einschließlich Euro 6ab im Straßenbetrieb weit mehr NO_x ausstoßen als beim Typentest, kann man sie quasi als permanente High-Emitter ansehen. Interessanter ist daher die Untersuchung der Benzin-Pkw: Bei den Messungen in Frankfurt wurden mit Messsystem B mehr als 1500 konkrete Fahrzeuge fünfmal oder häufiger erfasst. Unter diesen Benzin-Pkw sind wenige Prozent mit auffällig hohen Emissionsraten; der Anteil steigt leicht mit dem Fahrzeugalter an, was plausibel ist. Nach einer Vorauswahl auffälliger Fahrzeuge durch Remote Sensing Messungen sollte eine Überprüfung durch Kontrollorgane mit hoher Sicherheit auch tatsächlich defekte oder manipulierte Kfz vorfinden; je höher die Straßenmesswerte, desto größer die Trefferwahrscheinlichkeit. Bei den sinkenden Durchschnittsemissionen neuer Fahrzeugflotten wird der Einfluss von überproportionalen Schadstoffemissionen von High-Emittern immer größer.

Vergleich der NO₂-Konzentrationen für Frankfurt am Main im Real- und im Normszenario

Für die Stadt Frankfurt am Main und Umgebung wurde untersucht, welchen Beitrag die im Vergleich zu den Euro-Normen erhöhten Realemissionen des HBEFA zur lokalen NO₂-Belastungssituation haben. Dafür wurden zum einen mit dem Chemischen Transportmodell (CTM) RCG Berechnungen für die regionale Skala und zum anderen mit der Kombination MISKAM/LASAT Detailmodellierungen durchgeführt.

Als Bezugsjahre dieser Modellierung wurden die Jahre 2010 und 2015 ausgewählt, da die Kfz-Flotte nach Auswertungen der Zulassungszahlen von Frankfurt und Umgebung 2010 einen hohen Anteil an Diesel Pkw mit der Schadstoffklasse Euro 4 und 2015 einen hohen Anteil mit der Schadstoffklasse Euro 5 aufwies.

Auf der regionalen Skala wurden für beide Bezugsjahre Emissionsdaten aus dem Gridding Emission Tool for ArcGIS (GRETA) des UBA verwendet, wobei im sogenannten Norm-Szenario die Emissionen des Kfz-Verkehrs vom UBA an die Euro-Normen angepasst wurden. In der Detailmodellierung wurden auf der Grundlage von Daten zum Kfz-Verkehr, die von der Stadt Frankfurt zur Verfügung gestellt wurden, die Kfz-Emissionen zum einen für das Realszenario mit dem HBEFA 4.1 und zum anderen für das Norm-Szenario mit entsprechend den Euro-Normen angepassten Emissionsfaktoren berechnet.

Für die Ausbreitungsmodellierung in der regionalen Skala mit dem CTM wurden ausgehend von der europäischen Skala über vier ineinander genestete Skalen bis zum Auswertungsgebiet in der

urbanen Skala mit einer Auflösung von ca. 500 X 500 m² gearbeitet. Die urbane Skala umfasst das Stadtgebiet von Frankfurt am Main. Als Ergebnisse der Modellierungen lagen für die bodennahen Rasterflächen Jahresmittelwerte für NO_x und NO₂ vor, die sowohl für die Gesamtfläche als auch an Orten mit Messstationen ausgewertet wurden.

Mit der CTM-Modellierung wurde im Realszenario für 2010 an den beiden urbanen Hintergrundstationen Frankfurt Ost und Raunheim der gemessene NO₂-Jahresmittelwert um 15 – 16 % überschätzt und an der urbanen Hintergrundstation Frankfurt-Höchst um 9 % unterschätzt. Für NO_x liegen die modellierten Jahresmittelwerte an den Stationen Frankfurt Ost und Raunheim 10 % über und in Frankfurt-Höchst 13 % unter den gemessenen Jahresmittelwerten. Für 2015 wurde an allen drei urbanen Hintergrundstationen der gemessene NO₂-Jahresmittelwert mit 10 – 17 % überschätzt, die NO_x-Jahresmittelwerte wurden hingegen mit 1 – 6 % leicht unterschätzt.

Der Vergleich für die Mikroskala zeigt für beide Bezugsjahre im Realszenario eine deutliche Überschätzung der gemessenen NO_x-Jahresmittelwerte von 61 % für 2010 und 52 % für 2015. Für NO₂ reduziert sich diese Überschätzung unter Anwendung eines vereinfachten Chemieansatzes deutlich auf 28 % für 2010 und 29 % für 2015. Mit der Anwendung eines auf Messungen basierenden statistischen Ansatzes geht die Überschätzung von NO₂ nochmals weiter auf 14 % für 2010 und 12 % für 2015 zurück. Dieser große Unterschied zwischen dem Vergleich für NO_x und NO₂, auch gerade bei der Anwendung des statistischen-Ansatzes, zeigt, dass das gemessene NO₂/NO_x-Verhältnis in den beiden untersuchten Bezugsjahren in der Friedberger Landstraße außerhalb des statistischen Normalbereichs liegt.

Insgesamt liegen aber alle modellierten NO₂-Jahresmittelwerte im Vergleich zu den Messungen innerhalb des durch die EU-Richtlinie tolerierten Qualitätsbereich von +/-30 %. Da es sich bei den in diesem Projekt geforderten Analysen um einen Vergleich zweier Szenarien handelt und damit um Differenzbetrachtungen, hat eine Abweichung von Modellwerten zu Messungen nur einen geringen Einfluss auf die Aussagequalität eines solchen Vergleichs.

Aus den Ergebnissen der Vergleiche zwischen den modellierten NO₂-Konzentrationen unter Berücksichtigung der realen NO_x- und NO₂-Emissionen nach HBEFA (Realszenario) und unter der Annahme, dass alle Kfz immer die Norm-Werte der Zulassungen einhalten (Normszenario) lassen sich folgende Aussagen ableiten. Wie auf Grund der geringeren Kfz-Emissionen zu erwarten, wurden in allen Modellierungen des Normszenarios immer Minderungen der Konzentrationen gegenüber dem Realszenario berechnet. Im Vergleich der Konzentrationsmittelwerte ist die absolute Minderung auf der Mikroskala immer etwas größer als auf der urbanen Skala des CTM.

Die Minderungen durch das Normszenario sind bei den NO₂-Jahresmittelwerten für 2015 sowohl absolut als auch relativ stärker als für 2010. Diese größeren Minderungseffekte 2015 sind hauptsächlich durch die stärkeren Reduktionen der NO_x-Emissionen im Jahr 2015 begründet. Die NO_x-Emissionen gehen auf der urbanen Skala im CTM im Jahr 2010 um 21.0 % und im Jahr 2015 um 29.4 % zurück, auf der Mikroskala in der Friedberger Landstraße gehen sie 2010 um 28.5 % und 2015 um 44.9 % zurück.

Für 2010 wurde unter der Annahme, dass alle Kfz die zulässigen Emissionsgrenzwerte je Schadstoffklasse einhalten, eine mittlere Minderung des NO₂-Jahresmittelwerts von 5.7 µg/m³ bzw. 17.4 % auf der urbanen Skala und 6.8 µg/m³ bzw. 14.4 % auf der Mikroskala und für 2015 eine Minderung von 8.2 µg/m³ bzw. 27.4 % auf der urbanen Skala und von 9.7 µg/m³ bzw. 22.3 % auf der Mikroskala berechnet.

Eine Übertragbarkeit der Ergebnisse der Immissionsmodellierung auf andere Gebiete in Deutschland oder andere Bezugszeiträume ist nicht ohne weiteres möglich, da für die hier

durchgeführten Modellierungen explizit lokale Daten verwendet wurden, deren Repräsentativität im Rahmen dieses Projektes nicht untersucht wurde.

Die dargestellten Effekte der Minderungen der NO_x-Emissionsfaktoren und damit auch der NO_x-Emissionen in den Schadstoffklassen Euro 4 und 5 lassen sich aber allgemein auf andere Situationen übertragen. Der Ansatz eines Norm-Szenarios in den beiden ausgewählten Bezugsjahren 2010 mit einem hohen Anteil an Diesel-Pkw der Schadstoffklasse Euro 4 und 2015 mit einem hohen Anteil von Diesel-Pkw der Schadstoffklasse Euro 5 führt in beiden Bezugsjahren zu sehr ähnlichen Minderungseffekten bezüglich der Gesamtemissionen der betrachteten Fahrzeuge, d. h. in der Summe über Euro 4/IV und Euro 5/V sowie über Pkw und Lkw. Dabei ist zu berücksichtigen, dass in beiden Bezugsjahren, d. h. auch bereits 2010, der Anteil der Lkw der Schadstoffklasse Euro V recht hoch ist.

Modellierung der Kfz-Emissionen und der NO_x-Konzentrationen für den Zeitraum der Messkampagne Frankfurt A

Um zu prüfen, wie sich die aus den Ergebnissen des Remote Sensing geänderten Emissionsfaktoren in den Ergebnissen einer Ausbreitungsmodellierung niederschlagen, wurden entsprechende Modellierungen in der Mikroskala für den konkreten Zeitraum der Remote Sensing Messkampagne in der Friedberger Landstraße in Frankfurt am Main durchgeführt. Damit konnte ebenfalls ermittelt werden, ob im Vergleich zu den dort kontinuierlich durchgeführten Konzentrationsmessungen mit den geänderten Emissionsfaktoren eine Verbesserung des Erklärungswerts des Modells im Vergleich zu den Messungen erreicht werden kann.

Aufbauend auf den Berechnungsgrundlagen der Detailmodellierung für den Vergleich von Real- und Normszenario wurden Modellrechnungen als stündliche Zeitreihe für ein sogenanntes Basisszenario mit Emissionsfaktoren des HBEFA durchgeführt. Die stündlichen Werte der Vorbelastung für diese Modellierung wurden aus Messungen an Hintergrundstationen abgeleitet. Die Modellierung des Basisszenarios wurde mit der Modellkombination MISKAM/LASAT und zusätzlich mit dem Modell IMMIS^{cpb} durchgeführt und damit die Kompatibilität der Ergebnisse der beiden Modelle gezeigt.

Ein weiteres Szenario mit angepassten Emissionsfaktoren aus dem Remote Sensing wurde dann mit IMMIS^{cpb} berechnet. Dazu wurden die Emissionsfaktoren aus den Remote Sensing Messungen in das schichtfeine HBEFA-Format für eine ausgewählte Verkehrssituation und die verschiedenen Verkehrsqualitäten (LOS 1-5) übertragen.

Die Auswertungen der Remote Sensing-Messungen zeigen bereits, dass die Unterschiede zwischen den durch das Remote Sensing ermittelten und den in der HBEFA-Version 4.1 angegebenen NO_x-Emissionsfaktoren gering sind. Dementsprechend liegen auch die stundenfeinen Ergebnisse der Emissionsberechnung und damit der Ausbreitungsrechnung für die beiden Szenarien dicht beieinander. Es können keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden, aus denen ableitbar wäre, welche der beiden Datenlagen besser die Realität abbildet. Weitere Variationen der Emissionsfaktoren und eine daran anschließende Emissions- und Ausbreitungsmodellierung führen nur dann zu neuen Erkenntnissen, wenn bereits in den Emissionsfaktoren signifikante Unterschiede auftreten.

Workshop zu Erfahrungen mit Remote Sensing Messungen

Um die Ergebnisse der Remote Sensing Messungen und ihrer Verwertbarkeit beispielsweise für zukünftige Luftreinhaltepläne auf städtischer Ebene zu diskutieren, wurde nach der Auswertung der Daten des Projekts ein Workshop durchgeführt. Der Workshop fand am 30. Juni 2021 von 13 Uhr bis 17 Uhr statt und wurde aufgrund der anhaltenden COVID-19 Pandemie virtuell und nicht

wie ursprünglich geplant in Präsenz angeboten. Zielgruppe waren interessierte Behörden und Vertreter von Kommunen und Städten. Als Veranstalter traten das UBA und die Projektpartner auf, das ICCT war für die Organisation und Umsetzung zuständig. Inhaltlich wurden im ersten Teil der Veranstaltung nach der Begrüßung der Hintergrund zum Projekt vorgestellt. Darauf folgte ein Überblick über Remote Sensing Messsysteme im Allgemeinen sowie zum Nutzen und zu Grenzen von Messungen selbst. Im Anschluss wurden Inhalte zur praktischen Umsetzung von Remote Sensing Messungen präsentiert. Konkret ging es um die rechtliche Lage, Datenschutz und Genehmigungen, das Kommunikationskonzept und die Standortauswahl sowie vor-Ort Erfahrungen aus Frankfurt. Der zweite Teil der Veranstaltung widmete sich der Datenerfassung und der Ergebnisdarstellung. Konkret wurden die Datenanalyse und ausgewählte Ergebnisse der Remote Sensing Messungen in Berlin und Frankfurt am Main vorgestellt. Darüber hinaus widmeten sich die folgenden Vorträge den Themen Emissionsfaktoren nach HBEFA und dem Vergleich zwischen Remote Sensing und HBEFA. Als letzter Punkt wurden erste Ergebnisse der Modellierung mit Bezug zum Einfluss auf Immissionen und deren Anwendung präsentiert. Die Teilnehmer hatten nach jedem Vortrag die Möglichkeit, Fragen zu stellen. Insgesamt nahmen knapp 30 Personen an dem Workshop teil, die sich vornehmlich aus Vertretern von Landesministerien aus den Bereichen Luftreinhaltung, Luftreinhalteplanung und Immissionsschutz zusammensetzten. Im Vorfeld der Veranstaltung wurden die Teilnehmer gefragt, welche Workshopthemen von besonderem Interesse sind. Großes Interesse bestand vor allem an dem zweiten Teil der Veranstaltung, konkret an der Datenanalyse und den Ergebnissen sowie dem Vergleich zwischen Remote Sensing und HBEFA. Am Ende der Veranstaltung wurde darauf hingewiesen, dass im Rahmen des Projektes ein Leitfaden erstellt wird, mit dem Städte und Gemeinden eine Anleitung zur praktischen Umsetzung von Remote Sensing und der damit einhergehenden Datenanalyse zur Verfügung gestellt bekommen. Dieser Leitfaden mit dem Titel „Leitfaden für Städte und Gemeinden zu Remote Sensing Messungen von Fahrzeugemissionen - Praktische Tipps für die Umsetzung“ (UBA-Texte 72/2022) wird nach Fertigstellung auch auf der UBA-Internetseite zum Download zur Verfügung stehen.

Summary

Remote sensing measurements of vehicle emissions: Motivation and objective

Road traffic is a major contributor to pollution in inner cities. In 2019, for example, the NO₂ annual concentration limit value was exceeded at 51 traffic measurement stations in Germany. To assess the sources and mitigation options of air pollution at a traffic hotspot, both models for calculating emissions from motor vehicle traffic and dispersion calculations are used to model the concentration of pollutants. In this project, work was carried out in both areas.

The Handbook of Emission Factors for Road Traffic (HBEFA) is an essential basis for estimating pollutant emissions from road vehicles. To achieve the highest possible accuracy, it is important that the HBEFA represents real world emissions as accurately as possible. For this purpose, instruments must be available that detect changes in the real emissions of the vehicle fleet as early as possible.

For many years, the data of the HBEFA were based on emission measurements of vehicles that completed an extended driving cycle on chassis dynamometers in the laboratory. These measurements cover a broad spectrum of pollutants in the exhaust gas stream of an individual vehicle but can only reflect the real state to a limited extent. The further development of mobile measurement techniques into so-called Portable Emission Measurement Systems (PEMS) has allowed exhaust gas measurements during trips on the road for about 10 years. With PEMS, emissions can be measured on a single vehicle in real traffic. Such emissions have already been included in the HBEFA database for several years and thus enable an increasingly realistic representation of road traffic emissions.

Remote sensing measurement represent a new source for real traffic emissions. With this method, the emission rates of many vehicles can be measured without contact (=remotely) in free-flowing traffic. Due to the large number of individual measuring points in remote sensing measurements, statistically reliable statements can be made about the emission behaviour of different vehicle categories and emission classes down to different vehicle layers or vehicle models. Remote sensing thus offers a possibility to obtain a realistic picture of the pollutant emissions of the current vehicle fleet. Remote sensing can also be used to validate emission factors and efficiently quantify influences that would otherwise require many vehicle measurements with PEMS or on the test bench in order to obtain a representative picture for the fleet's behaviour. So far, for example, the effects of ageing and ambient temperature on emissions per vehicle layer have been determined from remote sensing measurements.

The remote sensing technology was developed in the USA in the 1990s. Since that time, vehicle emissions have been measured there without contact, and the range of applications has been continuously expanded. Today, there are two commercial providers of remote sensing measurement equipment, which differ in the design and specifications of their instruments. In Europe, both systems have been used many times, in Germany so far only the OPUS system twice. In the project, the competing remote sensing systems were tested in comparison. This provides information on the consistency of the measurements as well as on their manageability and the respective possibilities and limitations. For this evaluation, remote sensing data from an earlier campaign in Berlin were included to increase the statistical significance. The data collected in

Note

In the text, the dot is used as a decimal separator.

the project from the remote sensing measurements were summarised and evaluated according to emission classes.

These evaluations included among others

- ▶ a representation of NO_x emissions at different outdoor temperatures,
- ▶ an analysis for other ambient factors possibly influencing NO_x emissions,
- ▶ the influence of vehicle ageing effects on NO_x emissions,
- ▶ a validation of the emission factors of the traffic situation listed in HBEFA with the corresponding remote sensing data for a measurement site,
- ▶ a validation of the emission factors from HBEFA for different Euro levels and a given fleet mix, and
- ▶ the identification of high emitting vehicles (high-emitters) in the fleet.

Based on the experience gained in this project, a guidance was developed with recommended use of remote sensing by federal states and municipalities e.g. to check measures for air quality compliance or improvement.

After completion of the work, the measurement data from remote sensing were made available to the UBA and the ERMES database and incorporated there.

In the second part of the project, dispersion calculations for a real urban environment in Germany and two selected reference years were used to investigate how the local NO₂ pollution situation would be if, instead of the elevated real emissions, the Euro standards had always been complied with.

A comparison with the HBEFA values was also carried out with dispersion calculations by means of a validation of the emission factors adjusted by remote sensing. The results of the dispersion calculations were compared with existing measurement data.

In the following, the individual work carried out and its results are described in summary.

Remote sensing measurements and air quality modelling

For the remote sensing measurements, two commercially available remote sensing systems were selected, which differ in design and especially in the detection direction (horizontal vs. vertical). One is the "Remote Sensing Device" (RSD) from OPUS RSE and the other is the "Emissions Detection and Reporting" (EDAR) system from HEAT. The measurements with the HEAT system were carried out from January to February 2020, those with the OPUS system from August to September 2020.

The city of Frankfurt am Main was selected for remote sensing measurements based on an evaluation system developed for the project. The selection criteria included, among other things, the number of inhabitants to ensure a sufficient number of different road types for the measurements. Another criterion was the proportion of passenger cars with diesel engines: The municipality selected for testing needed to have a diesel share of at least 32% among passenger cars, which corresponds to the national average in 2017. This was to ensure sufficient sample sizes for both diesel and petrol vehicles. Furthermore, at least one air quality monitoring site should have an average NO₂ level of 40 µg/m³ or higher in 2010 and 2015, and the traffic volume at the air quality monitoring site(s) within the municipality should be above an average of 5'000

vehicles per lane per day. In order to ensure the greatest possible support from the municipality, interest in remote sensing and cooperation on the project, at the state and municipal level, was also an important prerequisite for the selection of the municipality. Based on these criteria, discussions were held with municipal representatives of the cities of Aachen, Augsburg and Karlsruhe in addition to the city of Frankfurt am Main.

Data protection for vehicle measurements

Resolving data protection issues was an essential prerequisite for the implementation of the remote sensing measurements. To this end, a data protection declaration was drawn up in collaboration with the data protection officers of the City of Frankfurt and the UBA. The declaration was published in advance of the measurement campaigns to inform those affected. Data protection agreements were concluded between the responsible parties in accordance with the General Data Protection Regulation (GDPR). The responsible parties also prepared processes to retrieve vehicle characteristics from the Federal Motor Transport Authority (KBA) based on license plate numbers.

Before the remote sensing measurements in Frankfurt am Main started, a plan for public relations was another important preparatory task. The aim was to create the greatest possible transparency before, during, and after the respective remote sensing measurement campaigns to achieve broad acceptance among the population. The public relations work included the use of different media and channels. This included a specially set up webpage on the website of the environmental office of the city of Frankfurt am Main. This page was still available after the end of the project. It contained information on the various remote sensing measurement systems, how they work, the locations of the measurements, press releases on the respective measurement campaigns and a link to the data protection ordinance. During the measurements, an onsite sign provided information about the project and its goals. Contact persons at the City of Frankfurt were also named to answer any questions from the public. In addition, local and regional media reported on the project. Potential questions from the population and answers were also prepared in advance. The preparation of public relations material created broad acceptance of the remote sensing measurements in Frankfurt, as evidenced by the fact that media coverage was consistently positive, there were no critical voices, and there were virtually no queries from the population.

Selection of the specific measurement locations

To select the measurement sites for remote sensing, selection criteria were drawn up in advance. One measurement site needed to be in close proximity of an air quality measurement station in order to compare the two types of measurements using dispersion modelling. The following criteria also had to be taken into account:

- ▶ a high volume of traffic to collect as many readings as possible;
- ▶ a slight incline to ensure at least low levels of engine load of passing vehicles;
- ▶ Sufficient space to allow for setup and operation of the respective remote sensing systems; and
- ▶ in the case of the HEAT system, to ensure the availability of a power connection to supply the remote sensing system with electricity.

Based on the selection criteria and the technical requirements of the systems, the HEAT measurements were carried out exclusively at one location within the Frankfurt urban area. For this location, the measurement site with the air quality measurement station was selected because it was a multi-lane roadway. The OPUS system measured at five out of ten pre-selected sites.

Evaluation of the remote sensing measurements

A data set of 90'000 valid measurements was generated from the remote sensing campaigns in Frankfurt am Main in 2020. In addition, 130'000 measurements from a measurement campaign with OPUS devices in Berlin in 2019 were included in the data analysis in order to increase the sample size and thus the statistical robustness. As expected, the measured vehicle fleet consisted mostly of passenger cars (67-89%). Light commercial vehicles accounted for less than 10% of the measured fleet and trucks and motorbikes for less than 2% each. In terms of emission standards, the majority of passenger car measurements consisted of Euro 4-5 and Euro 6a-c vehicles. Euro 6d-TEMP passenger cars (mandatory for new registrations from September 2019 onward) already accounted for 15% to 16% of measurements in Frankfurt, but the latest pollutant class, Euro 6d (new registrations from January 2021), only represented approximately 1% of measurements. Of the passenger cars measured, 41 % were powered by diesel.

The use of data from the measurement campaign in Berlin not only bolstered the statistical robustness of the results but also made it possible to compare Frankfurt and Berlin fleets. This enhances the assessment of the representativeness of the sample vis-à-vis the national vehicle fleet. Differences in the two measurement campaigns in Frankfurt and in Berlin were mainly evident in driving and ambient conditions. The engine load was highest in the measurement campaign in Berlin, while it was lowest in Frankfurt A (measurements with the HEAT system in spring). Frankfurt A and Berlin were measured at comparatively low temperatures (average 9.7°C and 13°C respectively); Frankfurt B (measurements with the system of the company OPUS in summer) were measured at higher temperatures (average 22°C). Frankfurt measurements were conducted at different times of the year, and thus during different weather conditions, in order to evaluate the influence of the ambient temperature on NO_x emissions.

The overall result shows that the NO_x emissions of diesel-fueled passenger cars were significantly higher than those of petrol-fueled vehicles. The difference is most pronounced for Euro 5 vehicles, with diesel passenger cars emitting, on average, three to ten times more NO_x than petrol passenger cars, depending on the measurement campaign.

The results of the measurement campaigns also show clear differences in the impact of engine load and ambient temperature on average NO_x emissions of diesel passenger cars. In general, NO_x emissions from diesel passenger cars increase with increasing engine load and increase below 20 °C and above 30 °C, thus at both higher and lower temperatures. In contrast, passenger cars with petrol engines show very little dependence on engine load and ambient temperature. Thus, one can state that in gasoline engines, exhaust gas cleaning works equally well across the entire spectrum studied. The ratio of NO₂ to NO_x emissions varies greatly depending on the campaign, fuel type, and pollutant class. For passenger cars with diesel engines, the NO₂ ratio in Berlin and Frankfurt A is lower than in previous remote sensing measurement campaigns, likely as a result of decreasing NO₂ shares as vehicles age. In contrast, higher NO₂ levels were measured by System B in Frankfurt. However, these measurements are subject to greater uncertainties.

The results also show that there is no clear correlation between NO_x emissions and air humidity or air pressure. The ageing of the vehicle, on the other hand, has a direct influence on pollutant emissions. In the case of petrol-fueled passenger cars, for example, emissions of carbon monoxide, hydrocarbons, and NO_x increase. In contrast, no clear ageing effects could be detected in

diesel passenger cars besides the aforementioned decrease in NO₂-shares with increasing vehicle ages.

The results also show that manufacturer shares of passenger cars are relatively similar in both measurement campaigns in Frankfurt and Berlin. No clear impact on average emissions was detected.

Comparison of remote sensing measurements with HBEFA emission factors

The remote sensing emission measurements from Frankfurt were used to verify the emission factors in HBEFA 4.1. The HBEFA emission factors are average values over a traffic situation along a road referring to the average fleet in Germany. In contrast, the remote sensing measurements provide instantaneous emission rates of vehicles on a specific road's cross-section in Frankfurt. For an accurate comparison, the emissions for the specific situation at the measurement sites were therefore simulated with the PHEM model which is sourcing the HBEFA emission factors. The data for HBEFA 4.1 were adjusted to the locally measured fleet in terms of manufacturer mix, to the respective average ages and vehicle masses as well as to local driving conditions and ambient temperatures. The emission rates in g/kg fuel by vehicle class and driving conditions were compared in each case. The emission factors of the HBEFA have never before been validated in such detail with remote sensing measurements.

The NO_x emission rates are similar over the measured engine load range for most passenger car Euro classes up to Euro 6ab between measurement and model and thus confirm the emission factors used in HBEFA. Only at very low engine loads the PHEM model overestimates the NO_x emission rates for cars up to Euro 5. This overestimation can be explained by the history of emission map generation. However, the average emission factors of the HBEFA are only slightly influenced by this, as the contribution of these low loads to the total emissions of the traffic situations is small.

The NO_x emissions of the Euro 6d-TEMP diesel cars are about a factor two higher when measured by remote sensing compared to the model result by PHEM. This is probably due to cold-start influences: With PHEM, only the emissions at operating temperature were calculated here. The NO_x emission level is very low for modern diesel cars with SCR catalytic converters at operating temperature, but we estimate that a doubling due to cold-start influences in urban traffic is possible. The proportions of cold-started passenger cars at the measurement sites are unknown, so that the assumption could not be verified. However, these results clearly show that cold starts will also become increasingly important for NO_x in the future and must therefore be taken into account when calculating resulting pollutant concentrations. For this purpose, the additional cold-start emissions in the HBEFA should be based on larger vehicle samples. In addition, a procedure would probably also have to be developed that enables the user to apply these cold-start additional emission factors easily. The strongly non-linear dependence on the distance travelled after start, parking time and ambient temperature make the correct use of the cold start emission factors in local applications a complex task.

The remote sensing measurements of direct NO₂ emissions show, despite of all their variability and uncertainty, that the respective emissions were significantly overestimated in the HBEFA and by the PHEM model. This confirms other findings. The lower NO₂ levels in real-world operation are due to the ageing of the catalytic converters. Such ageing effects can be recorded very well with remote sensing measurements; they are now taken into account in the new HBEFA version 4.2.

To identify possible high emitters ideally five or more RS readings should be available per vehicle, not only one. Because diesel cars up to and including Euro 6ab emit far more NO_x in road

operation than in the type-approval test, they can be regarded as permanent high emitters. The investigation of petrol cars is therefore more interesting: during the measurements in Frankfurt, more than 1'500 specific vehicles were recorded five times or more using measurement system B. Among these petrol cars are a few percent with suspiciously high emission rates; the proportion increases slightly with vehicle age, which is plausible. After a preliminary identification of suspicious vehicles by remote sensing measurements, an inspection by control authorities should be carried out to find actually defective or manipulated vehicles; the higher the road measurement values, the greater the likelihood for a true positive finding. With the decreasing average emissions of new vehicle fleets, the relevance of excessive pollutant emissions from high-emitters is becoming ever greater.

Comparison of the NO₂ concentrations for Frankfurt am Main in the real and the norm scenario

The contribution to the local NO₂ pollution of the increased real emissions of the HBEFA compared to the Euro standards was investigated for the city of Frankfurt am Main and the surrounding area. For this purpose, calculations were carried out with the Chemistry Transport Model (CTM) RCG for the regional scale and with the combination MISKAM/LASAT for the microscale.

The years 2010 and 2015 were selected as reference years for this modelling as the respective vehicle fleets had a high proportion of Euro-4 diesel passenger cars in 2010 and Euro 5 diesel passenger cars in 2015, according to registration data for Frankfurt and the surrounding area.

On the regional scale, emission data from the Gridding Emission Tool for ArcGIS (GRETA) of the UBA were used for both reference years. In the so-called norm scenario, the emissions of motor vehicle traffic were adjusted to the Euro standards by the UBA. In the microscale modelling, the vehicle emissions were calculated based on traffic data provided by the city of Frankfurt, both for the real scenario with HBEFA 4.1 and for the norm scenario with emission factors adjusted according to the Euro standards.

For dispersion modelling at the regional scale with the CTM four nested scales were used, starting from the European scale down to the evaluation area at the urban scale with a resolution of approx. 500 x 500 m² covering the urban area of Frankfurt am Main. As results of the modelling, annual mean values for NO_x and NO₂ were available for the ground-level grid areas, which were evaluated both for the total area and at locations with measurement stations.

In the real scenario for 2010 the CTM modelling overestimated the measured NO₂ annual mean values by 15 - 16 % at the two urban background stations Frankfurt Ost and Raunheim and underestimated them by 9 % at the urban background station Frankfurt-Höchst. For NO_x the modelled annual mean values at the stations Frankfurt East and Raunheim are 10 % above and in Frankfurt-Höchst 13 % below the measured annual mean values. For 2015, the measured NO₂ annual mean was overestimated by 10 - 17 % at all three urban background stations, while the NO_x annual mean was slightly underestimated by 1 - 6 %.

The comparison for the micro scale shows a clear overestimation of the measured NO_x annual mean values of 61 % for 2010 and 52 % for 2015 in the real scenario. For NO₂ this overestimation is significantly reduced to 28 % for 2010 and 29 % for 2015 when applying a simplified chemical approach for the conversion. When applying a statistical approach based on measurements, the overestimation of NO₂ decreases further to 14 % for 2010 and 12 % for 2015. These large differences between the comparison for NO_x and NO₂, especially when applying the statistical approach, show that the measured NO₂/NO_x ratio in the two reference years investigated in Friedberger Landstraße is outside the normal statistical range.

Overall, however, all modelled NO₂ annual mean values are within the quality range of +/-30 % of measured values tolerated by the EU Directive. Since this project required a comparison of two scenarios and thus an analysis of differences, a deviation of model values from measurements has only a minor influence on the quality of the information provided by such a comparison.

The following can be derived from the results of the comparisons between the modelled NO₂ concentrations using the real NO_x and NO₂ emissions according to HBEFA (real scenario) and assuming that all vehicles always comply with the standard values of the registrations (norm scenario). As expected, due to the lower vehicle emissions, reductions in concentrations were calculated for the norm scenario when compared to the real scenario. When looking at mean concentrations, the absolute reduction is always slightly larger in the micro scale than in the urban scale of the CTM.

The reductions with the norm scenario are more pronounced for the NO₂ annual mean values for 2015 than for 2010, both in absolute and relative terms. This is mainly due to the stronger reductions of NO_x emissions in 2015. In the urban scale of the CTM they decrease by 21.0 % in 2010 and by 29.4 % in 2015 whereas the decreases in the micro scale in Friedberger Landstraße are 28.5 % and 44.9 %, respectively.

For 2010, assuming that all vehicles comply with the permissible emission limits for each pollutant class, a mean reduction of the annual mean NO₂ value of 5.7 µg/m³ or 17.4 % on the urban scale and 6.8 µg/m³ or 14.4 % on the microscale was calculated. For 2015, respective reductions are 8.2 µg/m³ or 27.4 % on the urban scale and 9.7 µg/m³ or 22.3 % on the microscale.

Transferability of the results of the concentration modelling to other areas in Germany or other reference periods is not possible without further analyses, as the modelling carried out here was explicitly based on local data, the representativeness of which was not investigated within the scope of this project.

However, the effects of the reductions of the NO_x emission factors and thus also of the NO_x emissions in the pollutant classes Euro 4 and 5 can generally be transferred to other situations. Using the norm scenario in both selected reference years 2010 (with a high share of Euro-4 diesel passenger cars) and 2015 (with a high share of Euro-5 diesel passenger cars) leads to very similar reductions in the total emissions of the vehicles considered, i.e. in sums over Euro 4/IV and Euro 5/V as well as over passenger cars and trucks. Here, it should be noted that the share of trucks of emission class Euro V is quite high in both reference years, i.e. also in 2010.

Modelling of vehicle emissions and NO_x concentrations for the period of the measurement campaign Frankfurt A

In order to check how the emission factors adapted due the remote sensing results are reflected in results of dispersion modelling, corresponding modelling was carried out in the micro scale for the specific period of the remote sensing measurement campaign in Friedberger Landstraße in Frankfurt am Main. This also made it possible to determine whether the explanatory value of the model can be improved based on adapted emission factors when model results are compared to continuous concentration measurements there.

Based on the calculations of the micro scale modelling for the comparison of the real and the norm scenarios, model calculations were carried out as hourly time series for a baseline scenario with emission factors from HBEFA. The hourly background concentrations for this modelling were derived from measurements at background stations. The modelling of the baseline

scenario was carried out with the model combination MISKAM/LASAT and additionally with the model IMMIS^{cpb}, thus demonstrating the compatibility of the results of the two models.

A scenario with adjusted emission factors from remote sensing was then calculated with IMMIS^{cpb}. For this purpose, the emission factors from the remote sensing measurements were transferred into the HBEFA format, differentiated with respect to vehicle subsegments, for a selected traffic situation and its different levels of service (LOS 1-5).

The analyses of the remote sensing measurements already showed that the differences between the NO_x-emission factors determined by remote sensing and those given in HBEFA version 4.1 are small. Accordingly, the hourly results of the emission calculation and thus the dispersion calculation for the two scenarios are also close to each other. No significant differences can be identified from which it could be deduced which of the two data sets better represents reality. Further variations of the emission factors and a subsequent emission and dispersion modelling will only lead to new insights if significant differences already occur in the emission factors.

Workshop on experiences with remote sensing measurements

A workshop was held to discuss the results of the remote sensing measurements and their usefulness in, for example, urban air pollution control plans. The workshop took place on 30 June 2021 from 1 pm to 5 pm. An in-person event was originally planned but had to be replaced by a virtual workshop due to the ongoing COVID-19 pandemic. The target group was interested authorities and representatives of municipalities and cities. The UBA and the project partners hosted the event and the ICCT was responsible for the organisation and implementation.

During the first session, the project background was presented after a welcome address. This was followed by an overview of remote sensing systems as well as the benefits and limitations of the remote sensing measurements. Subsequently, practical information on conducting remote sensing campaigns was presented, focusing on legal obstacles, data protection and permits, the communication plan, site selection, as well as on-site experiences from Frankfurt. The second session of the event was dedicated to data collection and the presentation of results. The data analysis and select results from the remote sensing measurements in Berlin and Frankfurt am Main were presented. In addition, presentations were dedicated to emission factors according to HBEFA and the comparison between remote sensing and HBEFA. Lastly, first results of the modelling with reference to the influence on concentrations and their application were presented. After each presentation, the participants had the opportunity to ask questions.

A total of almost 30 people attended the workshop, consisting mainly of representatives of state ministries from the fields of air quality control and planning. Prior to the event, the participants were asked which workshop topics were of particular interest. There was great interest especially in the second session of the event, specifically in the data analysis and results as well as the comparison between remote sensing and HBEFA. At the end of the workshop, it was pointed out that a document will be created to provide guidance to cities and municipalities on conducting remote sensing measurements and analysing the collected data. This guide, entitled "Leitfaden für Städte und Gemeinden zu Remote Sensing Messungen von Fahrzeugemissionen - Praktische Tipps für die Umsetzung" (UBA-Texte 72/2022), will also be available for download on the UBA website once it has been completed.

1 Einführung und Vorgehensweise

Remote Sensing kann ein wichtiges Instrument in der Luftreinhalteplanung von Städten und Gemeinden sein. Mit Hilfe von Remote Sensing können die Emissionen von Tausenden von Fahrzeugen im Vorbeifahren gemessen werden. Die so gewonnenen Daten erlauben einen Überblick zu den realen Emissionen (in diesem Projekt mit Fokus auf den Stickoxiden) der Fahrzeugflotte innerhalb einer Stadt oder Kommune. Liegen ausreichend Datenpunkte vor, so lassen sich die Emissionen nicht nur insgesamt, sondern auch untergliedert nach Fahrzeugtypen (z. B. Benzin, Diesel) und Abgasstandards (z. B. Euro 6, Euro 5) auswerten. Werden einzelne Fahrzeuge mehrfach vermessen, dann lässt sich auch einschätzen, ob deren konkretes Emissionsverhalten korrekt oder auffällig hoch erscheint.

Insbesondere im Rahmen der Luftreinhalteplanung auf städtischer und gemeindlicher Ebene kann der Einsatz von Remote Sensing dabei unterstützen, die verkehrlichen Verursacher und Ursachen möglicher Überschreitungen von Luftqualitätsgrenzwerten an Straßen zu identifizieren und damit effektive Maßnahmen einzuleiten, um diese zu minimieren oder zu verhindern.

1.1 Hintergrund und Aufgabenstellung

Im Fokus des Projekts stand der Vergleich zweier kommerzieller Remote Sensing Messsysteme im praktischen Alltagsbetrieb in einer deutschen Stadt. Zentrale Aufgabe war die Organisation und Durchführung der Messungen. Dies beinhaltete neben der Auswahl einer Beispielkommune zur Umsetzung der Messungen auch die Auswahl der Messtandorte. Zentral war daneben auch die Erstellung eines Konzepts zur Öffentlichkeitsarbeit, um Bürgerinnen und Bürger in der ausgewählten Beispielkommune laufend, das heißt vor, während und nach den jeweiligen Messkampagnen, über Ziele des Projektes sowie Aufbau und Durchführung der Messungen zu informieren.

Des Weiteren wurden die Ergebnisse der Messungen mit den sonst verwendeten Emissionsfaktoren nach HBEFA 4.1 verglichen: Zum einen in einer disaggregierten Version, wo je Fahrzeugschicht die Emissionsrate nach Motorlast und Außentemperatur der simulierten Emissionsrate nach PHEM gegenübergestellt wurde. PHEM ist das Modell, mit dem die Basisemissionsfaktoren für das HBEFA generiert werden. Zum anderen werden die durchschnittlichen RS-Emissionsraten an den Querschnitten mit Emissionswerten nach HBEFA 4.1 für möglichst passende städtische Verkehrssituationen verglichen. Außerdem werden die mehrfach gemessenen Einzelfahrzeuge auf das Vorkommen von high-emittern analysiert.

1.2 Vorgehensweise

Im Vorfeld des Projekts wurden zunächst zwei zu testende Remote Sensing Messsysteme ausgewählt, das System "Remote Sensing Device" der Firma OPUS RSE sowie das "Emissions Detection and Reporting" (EDAR) System der Firma HEAT. In einem nächsten Schritt wurde eine Partnerkommune für die Messungen ausgewählt. Anhand von Filterkriterien, wie Einwohnerzahl und Anteil Diesel-Pkw, wurde eine Vorauswahl an Kommunen getroffen. Anschließend wurden Interviews mit den verantwortlichen Stellen der jeweiligen Kommunen geführt. Auf Grundlagen der Analysen und Gespräche wurde schließlich die Stadt Frankfurt am Main für die Durchführung der Remote Sensing Messungen ausgewählt. Es wurde auf Grund der technischen Voraus-

Anmerkung

Im Text wird der Punkt als Dezimaltrennzeichen verwendet.

setzungen der Systeme entschieden, die Messungen mit dem HEAT-System bei kälteren Außentemperaturen (Frühjahr 2020) an lediglich einer Messstelle in unmittelbarer Nähe einer Luftqualitäts-Messstation durchzuführen und das flexible OPUS-System an mehreren Messpunkten im Stadtgebiet in den Sommermonaten (2020) einzusetzen.

Vor Durchführung der Messungen wurde ein Konzept zur Öffentlichkeitsarbeit entwickelt und mit den verantwortlichen Stellen der Stadt Frankfurt am Main abgestimmt (Abschnitt 2.2). Bei einer vor-Ort-Begehung wurde der praktische Aufbau des HEAT-Systems mit Ansprechpartnern der Stadt Frankfurt sowie des Hessischen Landesamtes für Naturschutz, Umwelt und Geologie besprochen.

Eine besondere Aufmerksamkeit bei den Vorbereitungen der Messungen kam dem Datenschutz zu. In Absprache mit dem Datenschutzbeauftragten der Stadt Frankfurt und dem Auftraggeber wurde eine Datenschutzerklärung zur Information Betroffener erarbeitet und veröffentlicht sowie zusätzlich Vereinbarungen gemäß der Datenschutz-Grundverordnung (DSGVO) zwischen den verantwortlichen Parteien abgeschlossen (Abschnitt 2.3.2). Gleichzeitig wurde eine Anfrage an das Kraftfahrtbundesamt (KBA) gestellt, um den notwendigen Kennzeichenabgleich zum Erhalt der technischen Parameter der gemessenen Fahrzeuge vorzubereiten.

Die Messungen mit dem HEAT-System fanden schließlich vom 20. Februar bis 10. März 2020 an der Friedberger Landstraße in Höhe der Luftmessstation der HLNUG statt. Die Messungen mit dem OPUS-System fanden vom 18. August 2020 bis zum 29. September 2020 an fünf Messpunkten im Stadtgebiet Frankfurt statt.

Nach Abschluss der Messungen wurden die Kennzeichen der Fahrzeuge extrahiert und entsprechend dem vom KBA geforderten Datensatzformat aufbereitet. Von Seiten des KBA wurden für die weitere Analyse notwendige technische Parameter der den Kennzeichen zugeordneten Fahrzeugen übermittelt. Die nach der Zuordnung pseudonymisierten Daten wurden anschließend nochmals einer Qualitätsprüfung unterzogen und standen für detaillierte Auswertungen zur Verfügung.

Die praktischen Erfahrungen aus den Vorbereitungen und der Durchführung von Remote Sensing Messungen an Fahrzeugen in Deutschland im Rahmen des Projekts wurden in einem Online-Workshop im Juni 2021 interessierten Kommunen vorgestellt und diskutiert. Zudem wurde ein Leitfaden erstellt, welcher interessierten Kommunen die Vorbereitung künftiger Remote Sensing Messungen erleichtern soll. Dieser Leitfaden mit dem Titel „Leitfaden für Städte und Gemeinden zu Remote Sensing Messungen von Fahrzeugemissionen - Praktische Tipps für die Umsetzung“ wird nach Fertigstellung auch auf der UBA Webseite zum Download zur Verfügung stehen.

Die Messdaten beider RS-Kampagnen wurden aufbereitet und die Emissionsraten der Benzin- und Diesel-Pkw für die Schadstoffklassen Euro 3 bis Euro 6d ausgewertet. Die Emissionsraten wurden auf statistisch belastbare Abhängigkeiten nach Motorlast, Alter, Außentemperatur und Luftfeuchte sowie Hersteller untersucht. Zusätzlich wurden die Ergebnisse aus Frankfurt mit denen einer kürzlichen RS-Messkampagne aus Berlin verglichen. Außerdem wurden die mehrfach gemessenen Benzin-Pkw auf das Vorkommen von high-emittern analysiert. Dabei wurde insbesondere der Anteil der Fahrzeuge mit hohen NO_x-Emissionen relativ zu einem Mehrfachen des Typprüfgrenzwertes ausgewiesen und stichprobenartig anhand der Einzelmessungen validiert.

Zum Vergleich mit den Standardemissionsfaktoren nach HBEFA 4.1 wurde ein Simulationsansatz gewählt. Das Emissionsmodell PHEM, mit dem die Basisemissionsfaktoren im HBEFA generiert werden, wurde für die Simulation der in Frankfurt gemessenen Mikrozyklen verwendet.

Dabei wurden die lokalen Verhältnisse so gut wie möglich in Bezug auf Flottenmix, Außentemperatur und Fahrzeugalterung, und Fahrsituation reproduziert.

Die geforderten Ausbreitungsrechnungen für einen Vergleich der Belastungssituation für NO₂ unter Berücksichtigung von Real- bzw. Norm-Emissionen wurde mit dem Chemischen Transportmodell (CTM) RCG durchgeführt. Im Vorfeld der Modellierung wurden anhand von Zulassungszahlen für die Region Frankfurt die Bezugsjahre 2010 und 2015 ausgewählt, in denen signifikante Anteile an Pkw mit Diesel Euro 4 bzw. Euro 5 in der Flotte vorhanden waren (siehe Abschnitt 4.2). Eine detaillierte Beschreibung der Vorgehensweise und der erzielten Ergebnisse aus den RCG-Berechnungen findet sich in Abschnitt 4.3.

Die Vergleiche von Real- und Normszenario für das ausgewählte lokale Modellgebiet im Bereich um die Friedberger Landstraße wurde mit mikroskaligen Ausbreitungsrechnungen mit der Modellkombination MISKAM/LASAT durchgeführt. Die Beschreibung des Vorgehens und die Ergebnisse befinden sich in Abschnitt 4.4.

Mit weiteren Modellierungen wurde analysiert, inwieweit sich die Ergebnisse aus dem Remote Sensing auf eine Emissionsberechnung nach dem Schema des HBEFA auswirken und anschließend mit einer Ausbreitungsrechnung geprüft, ob die modifizierten Emissionsfaktoren zu einem höheren Erklärungswert der Modellierung im Vergleich zu einer Messung führt. Die hier angewendeten Methoden und Ergebnisse werden in Abschnitt 4.4 beschrieben.

2 Remote Sensing Messkampagnen

2.1 Organisation der Remote Sensing Messungen

In Vorbereitung für die eigentlichen Remote Sensing Messungen erfolgte im Projekt zunächst die Festlegung: (a) der zu verwendenden Remote Sensing Messsysteme, (b) der Partnerkommune, in welcher die Messungen stattfinden sollten, (c) des ungefähren Messzeitraums, und (d) der ungefähren Messpunkte. Das entsprechende Vorgehen wird im Folgenden schrittweise beschrieben.

Auswahl Messsysteme

In Europa kommen derzeit nahezu ausschließlich zwei Remote Sensing Messsysteme zum Einsatz, die sich vor allem in der Detektionsrichtung (vertikal/horizontal) und in der Art der Lichtquelle unterscheiden. Beide Systeme nutzen die Absorptionsfähigkeit verschiedener Stoffe (CO, HC, CO₂, NO, NO₂, Trübung) bei spezifischen Wellenlängen und korrelieren dies mit der entsprechenden Konzentration der Stoffe in der Abgasfahne. Eines der beiden Messsysteme ist das System "Remote Sensing Device" der Firma OPUS RSE, welches, vereinfacht gesagt, einen Lichtstrahl horizontal durch die Abgaswolke vorbeifahrender Fahrzeuge sendet und auf diese Weise die Konzentration bestimmter chemischer Stoffe im Abgas relativ zum Hintergrund bestimmt. Bei dem zweiten System handelt es sich um die "Emissions Detection and Reporting" (EDAR) Technologie der Firma HEAT, welche oberhalb der vorbeifahrenden Fahrzeuge angebracht wird und mittels eines vertikalen Lichtstrahls in Form eines Lasers die Konzentration der Abgasemissionen detektiert. Eine detaillierte Beschreibung beider Systeme findet sich in (Bernard et al., 2019).

Beide Remote Sensing Messsysteme kamen bereits in früheren Messkampagnen in Europa und vor allem den USA zum Einsatz. Ihre Messgenauigkeit wurde in einer Studie des Joint Research Centre (JRC) der Europäischen Kommission mit der von Portable Emissions Measurement Devices (PEMS) verglichen und für ausreichend befunden (Gruening et al., 2019). Zu den wesentlichen Unterschieden im praktischen Betrieb zählt der relativ schnelle Auf- und Abbau des OPUS-Systems, welcher damit eine einfache Verlegung zwischen einzelnen Messstandorten erlaubt. Das HEAT-System dagegen erlaubt nach erfolgreicher Installation weitgehend unbeaufsichtigte Messungen rund um die Uhr und damit Einsparungen hinsichtlich der Betriebskosten.

Im Fokus des Projekts stand der Vergleich der beiden Remote Sensing Messsysteme im praktischen Alltagsbetrieb speziell unter den in einer deutschen Stadt gegebenen Rahmenbedingungen. Abgesehen von einer vom Autohersteller Ford in Auftrag gegebenen Messung mittels des OPUS-Systems in Aachen im Januar 2019, sowie von Messungen mit dem OPUS-System in Berlin im Sommer 2020, handelte es sich während der Planungsphase um die ersten Remote Sensing Messungen, die von OPUS und HEAT jemals in Deutschland durchgeführt wurden. Für den Vergleich im Rahmen des vorliegenden Projekts wurden jeweils die aktuellen Messsysteme der beiden Hersteller ausgewählt. Im Fall von OPUS war dies das RSD 5000-Instrument, im Fall von HEAT das EDAR-Instrument.

Abgesehen von den beiden für das Projekt ausgewählten Messsystemen gibt es weitere Remote Sensing Technologien, die sich allerdings noch in einem Forschungs- bzw. Entwicklungsstadium befinden oder aus anderen Gründen aktuell nicht in Europa für eine breitere Anwendung zur Verfügung stehen. Hierzu zählen die "Plume Chasing" sowie die "Point Sampling" Technologie,

welche im Rahmen eines aktuell laufenden Projekts der Europäischen Union weiterentwickelt und getestet werden.¹

Auswahl Partnerkommune

Die beiden ausgewählten Messsysteme sollten im Rahmen des Projekts in einer deutschen Kommune über einen definierten Zeitraum hinweg betrieben werden. Neben dem praktischen Vergleich der beiden Technologien im Alltagsbetrieb stand zudem die Frage im Fokus, welche vorbereitenden Schritte speziell in Deutschland zu beachten sind – vor dem Hintergrund, dass Remote Sensing Technologien im Straßenverkehr hier bis dato kaum zum Einsatz kamen.

Innerhalb des Konsortiums und in Gesprächen mit dem Auftraggeber wurde ein Bewertungssystem erstellt, in welches folgende, teilweise vorrangig für das Projekt zutreffende Kriterien einfließen:

- ▶ **Einwohnerzahl** (Minimum 100'000, um sicherzustellen, dass genügend geeignete Straßenabschnitte zur Verfügung stehen)
- ▶ **Anteil Diesel-Pkw** (Minimum Bundesdurchschnitt von 32 % aller Bestands-Pkw im Jahr 2017, um ausreichend Messwerte für Benzin- sowie Diesel-Pkw sicherzustellen)
- ▶ **NO₂-Belastung** (mindestens eine Luftqualitäts-Messstelle im Jahr 2010 sowie im Jahr 2015 mit durchschnittlich 40 µg/m³ oder höher)
- ▶ **Verkehrsstärke** (an der/den Luftqualitäts-Messstelle(n) innerhalb der Kommune oberhalb eines Werts von durchschnittlich 5'000 Fahrzeugen je Fahrbahn und Tag)
- ▶ **Interesse** an einer Mitarbeit im Projekt (auf Länder- und kommunaler Ebene)

Anhand der Kriterien wurden vier Städte für eine nähere Betrachtung ausgewählt: Aachen, Augsburg, Frankfurt am Main und Karlsruhe. Es wurde ein Interviewleitfaden erarbeitet, der an die entsprechenden verantwortlichen Stellen innerhalb der ausgewählten Städte weitergeleitet und dann im Rahmen eines bzw. mehrerer persönlicher bzw. telefonischer Gespräche ausgefüllt wurde. Ziel war es, im Gespräch mit den verantwortlichen Stellen im Detail zu evaluieren, inwiefern die jeweilige Stadt Interesse an einer Kooperation zeigte und inwiefern es in der jeweiligen Stadt einen bzw. mehrere geeignete Remote Sensing Messpunkte gibt. Auf Grundlage der Analysen und Gespräche wurde schließlich die Stadt Frankfurt am Main für die Durchführung der Remote Sensing Messungen ausgewählt.

Eingrenzung Messzeitraum

Obwohl beide Systeme eine höhere Ausbeute an gültigen Messwerten in Zeiten von wenig Niederschlag versprechen, wurde im Rahmen des Projekts eine Messung mittels des HEAT-Systems für Winter 2019 anvisiert, da das HEAT-System vom Anbieter unter anderem hinsichtlich seiner Einsatzfähigkeit bei schwierigen Wetterbedingungen und insbesondere bei kalten Temperaturen beworben wird und dies zum einen in diesem Projekt erprobt werden soll und zum anderen, um Messungen im niedrigen Temperaturbereich aufzunehmen. Da das OPUS-System ständig beaufsichtigt werden muss, was bei schlechter Witterung unangenehm für das eingesetzte Personal sein kann, wurde dieses System für Messungen mit besserer Wetterlage und höherer Ausbeutewahrscheinlichkeit für Sommer 2020 anvisiert.

¹ <https://cares-project.eu>

Eingrenzung Messpunkte

Im Rahmen des Projekts sollte sich einer der Messpunkte in unmittelbarer Nähe einer Luftqualitäts-Messstation befinden. Da der Auf- und Abbau des HEAT-Systems mit einem relativ hohen Aufwand und damit zusätzlichen Kosten verbunden ist, wurde gemeinsam mit dem Auftraggeber festgelegt, das HEAT-System an einem Punkt unmittelbar neben einer Luftqualitäts-Messstation fest zu installieren und so über einen maximal möglichen Zeitraum möglichst viele gültige Datensätze zu erheben, welche dann in die vergleichende Modellierung in AP5 Eingang finden. Das OPUS-System wiederum wird täglich neu auf- und abgebaut, weswegen zusätzliche Messpunkte keine zusätzlichen Kosten verursachen. Vor diesem Hintergrund wurde entschieden, dass OPUS-System an möglichst vielen Messpunkten im gesamten Stadtgebiet einzusetzen. Ein Einsatz des OPUS-Systems in unmittelbarer Nähe der Luftqualitäts-Messstation war nicht möglich, da es sich um eine mehrspurige Straße handelt und das OPUS-System in der Regel lediglich die Emissionen einer Fahrspur zuverlässig erfassen kann. In Abwägung einer minimalen Anzahl gültiger Messwerte je Messpunkt wurden etwa fünf unterschiedliche Messpunkte anvisiert.

2.2 Konzept zur Öffentlichkeitsarbeit

In Vorbereitung für die Remote Sensing Messungen wurde ein Konzept zur Öffentlichkeitsarbeit entwickelt. Ziel war es, die Bevölkerung vor Ort über die bevorstehenden Messungen, deren Zweck sowie über mögliche Beeinträchtigungen zu informieren und auf diese Weise eine möglichst breite Akzeptanz der Öffentlichkeit sicherzustellen.

Das Konzept zur Öffentlichkeitsarbeit beinhaltet Vorschläge für den Einsatz verschiedener Kommunikationsinstrumente wie z. B. Informationen auf der Webseite der Partnerkommune, Pressemitteilungen, Newsletter, Pressekonferenz an einer der Remote Sensing Messstationen oder Informationstafeln für interessierte Bürger und Autofahrer am Messstandort—vor, während und nach der Messkampagne.

Das Konzept wurde in mehreren Gesprächen mit der Stadt Frankfurt am Main und dem Auftraggeber abgestimmt und schließlich umgesetzt.

2.3 Messsystem A (HEAT)

Die Remote Sensing Messungen mit dem HEAT-System erfolgten an 20 Tagen, im Zeitraum vom 20.02.2020 bis 10.03.2020, an einem Messpunkt an der Friedberger Landstraße in Frankfurt am Main. Im Folgenden wird die Organisation der Messungen, der Auf- und Abbau des Messsystems, die eigentliche Messung sowie die Aufbereitung der Messdaten beschrieben.

2.3.1 Organisation der Messungen

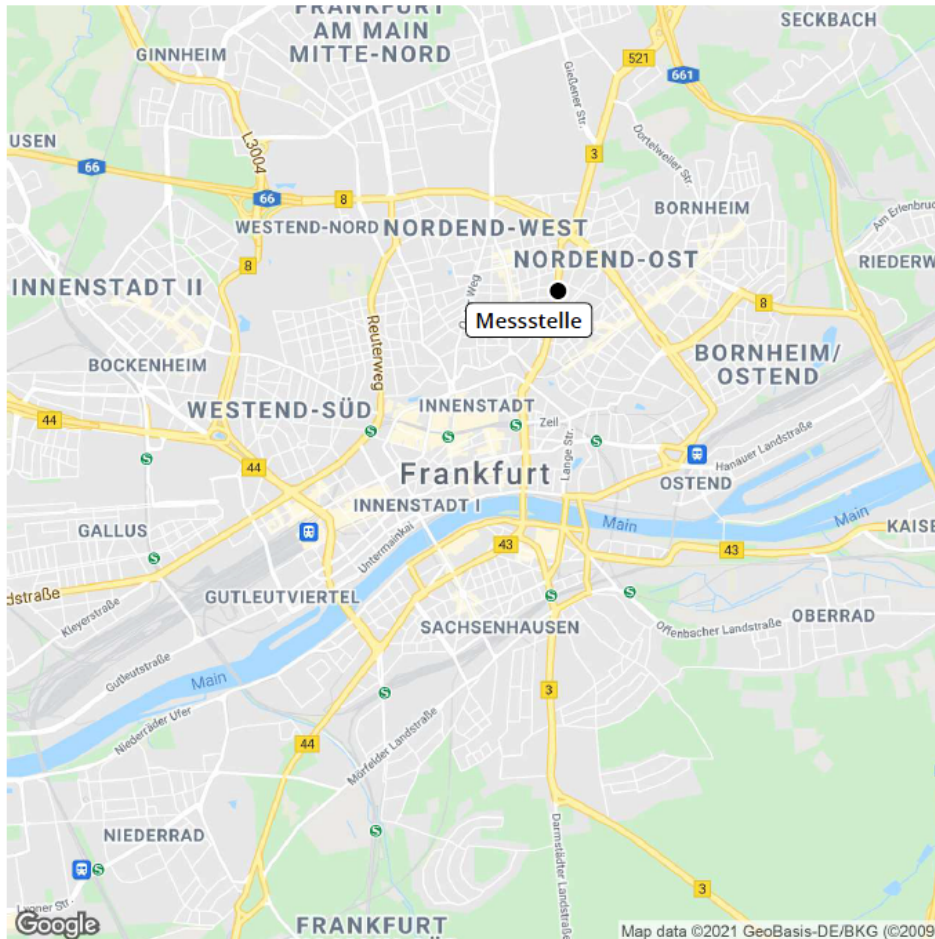
Die Auswahl des genauen **Messpunkts** für das HEAT-System erfolgte in enger Absprache mit dem Umweltamt der Stadt Frankfurt am Main sowie dem Auftraggeber. Wichtige Kriterien hierbei waren:

- ▶ Unmittelbare Nähe zu einer Luftqualitäts-Messstation, für die Emissions- und Ausbreitungsmodellierung (Abschnitt 4.5)
- ▶ Möglichst hohes Verkehrsvolumen, um möglichst viele RS-Messwerte zu sammeln
- ▶ Leichte Steigung, um eine minimale Motorlast vorbeifahrender Fahrzeuge sicherzustellen
- ▶ Ausreichend Platz, um den unproblematischen Aufbau und Betrieb sicherzustellen

- Verfügbarkeit eines Stromanschlusses, zur Versorgung des Systems mit Elektrizität

Anhand der Kriterien wurde ein Messpunkt an der Friedberger Landstraße, zwischen Zeißelstraße und Wielandstraße auf Höhe von Hausnummer 84, ausgewählt. Abbildung 1 zeigt einen Kartenausschnitt und den genauen Messstandort. Der Standort lag etwa 1.5 Kilometer nordöstlich der Frankfurter Innenstadt.

Abbildung 1: Lage des Messstandortes der Firma HEAT im Frankfurter Stadtgebiet



Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage von Google Maps.

In Abbildung 2 ist auf dem Bordsteig links die Luftqualitäts-Messstation zu sehen, daneben das HEAT-System, welches an einem Mast angebracht ist und damit über die äußere der beiden Fahrspuren stadtauswärts ragt. Auf der Fahrspur selbst ist ein Reflektorstreifen angebracht. Im Bereich der mittleren Fahrspur ist die Trasse der am Messpunkt verkehrenden Straßenbahn zu erkennen.

Abbildung 2: Ansicht des Messpunkts für das HEAT-System

Friedberger Landstraße in Frankfurt am Main, zwischen Zeißelstraße und Wielandstraße.



Quelle: Philipp Wolfrum, Umweltamt Stadt Frankfurt am Main.

Für den **Messzeitpunkt** wurde zunächst November 2019 anvisiert.

Im Juli 2019 fand eine **vor-Ort-Begehung** statt. Zu den Teilnehmern zählten neben Vertretern der Stadt Frankfurt am Main (Umweltamt, Straßenverkehrsamt, Amt für Straßenbau und Erschließung, Verkehrsdezernat) auch Vertreter der Verkehrsgesellschaft Frankfurt am Main sowie des Hessischen Landesamtes für Naturschutz, Umwelt und Geologie und ferner Vertreter der Firma HEAT und des ICCT. Besprochen wurden vor allem organisatorische Themen wie die Stromversorgung für das Messsystem, mögliche Konflikte der Straßenbahn Oberleitungen mit dem HEAT-Messsystem, der konkrete Standort des Messsystems sowie notwendige Genehmigungen und Anordnungen für die Aufstellung des Messgerätes.

Alle organisatorischen Aspekte für die Durchführung der Messkampagnen wurden maßgeblich von den Vertretern des Umweltamtes der Stadt Frankfurt am Main begleitet. Die Kommunikation mit und die Koordination anderer Ämter der Stadt Frankfurt am Main erfolgte über die Vertreter des Umweltamtes.

2.3.2 Datenschutz

Der Aspekt Datenschutz spielte bei den Vorbereitungen der Messungen eine große Rolle, da bislang noch keine bzw. lediglich eine Remote Sensing Messung in Deutschland durchgeführt worden war. Zur Abklärung der **Datenschutzaspekte** fanden mehrere Telefonate unter Beteiligung des Konsortiums, des Auftraggebers, des Umweltamtes der Stadt Frankfurt sowie der Datenschutzbeauftragten der Stadt Frankfurt und auch des Auftraggebers statt. Dabei wurden Themen wie Speicherdauer der Daten, Speicherort, Rollen- und Berechtigungskonzepte, Verschlüsselung und Datenübermittlung an das Kraftfahrtbundesamt (KBA) besprochen. Schließlich wurde vereinbart, dass die folgenden Schritte vor Start der Messungen erfolgreich abgeschlossen sein müssten, um die Einhaltung aller relevanten datenschutzrechtlichen Aspekte zu gewährleisten:

- Erstellung einer Datenschutzerklärung, um Betroffene über den Zweck der Datenerhebung zu informieren sowie über den Umfang der Datenverarbeitung, die Rechtsgrundlage, Empfänger der Daten, Dauer der Speicherung sowie Rechte der Betroffenen zu informieren. Es

wurde erläutert, dass es sich bei den Messungen in erster Linie um ein Forschungsprojekt handelt, in dessen Rahmen Fahrzeug-Kennzeichen an das KBA weitergeleitet wurden, wo anhand der Kennzeichen relevante technische Merkmale der jeweiligen Fahrzeuge zugeordnet wurden. Die ausgelesenen Kennzeichen wurden nach Übermittlung an das KBA gelöscht und lediglich pseudonymisierte Daten für die weitere Auswertung im Projekt genutzt. Für die Einhaltung der datenschutzrechtlichen Bestimmungen verantwortlich zeigten sich UBA (Projektauftraggeber) und ICCT Unterauftragnehmer für den Teil der Emissionsmessungen und Auftraggeber für die Messfirmen), während HEAT die Rolle eines Auftragsverarbeiters einnahm. Die finale Datenschutzerklärung wurde auf der Internetseite der Stadt Frankfurt veröffentlicht.²

- ▶ Abschluss einer Vereinbarung gemäß Art. 26 der Datenschutz-Grundverordnung (DSGVO), zwischen UBA und ICCT als gemeinsam Verantwortlichen. Es wurden die Rechte und Pflichten der jeweiligen Parteien konkretisiert, insbesondere die Auskunftspflichten gegenüber Betroffenen.
- ▶ Abschluss einer Vereinbarung gemäß Art. 28 der DSGVO, zwischen ICCT als Verantwortlichem und HEAT als Auftragsverarbeiter. Es wurde festgehalten, welche Daten von HEAT in welchem Rahmen erhoben werden durften und welche technisch-organisatorischen Maßnahmen HEAT zum Schutz der Daten zu treffen hatte.
- ▶ Zudem nahm ICCT die im Rahmen des Projekts notwendigen Aspekte in sein Verzeichnis von datenschutzrechtlich relevanten Verarbeitungstätigkeiten mit auf.
- ▶ Vor Beginn der Remote Sensing Messungen sollte schließlich sichergestellt werden, dass möglicherweise Betroffene über die geplanten Messungen und deren Hintergründe informiert wären. Dies wurde sichergestellt, indem etwa eine Woche vor Beginn der Messungen die Datenschutzerklärung zusammen mit einer Pressemitteilung auf der Internetseite der Stadt Frankfurt veröffentlicht und die entsprechende Information an Medienvertreter versandt wurde.

Parallel zur Klärung der datenschutzrechtlichen Aspekte wurde von Seiten HEAT eine **Anfrage an das KBA** gestellt, um den notwendigen Kennzeichenabgleich vorzubereiten. Unter Auflage des Nachweises der eingehaltenen datenschutzrechtlichen Aspekte sowie des Forschungscharakters des Projekts kam das KBA der Anfrage mit einem Angebot und einem Vertrag zum Kennzeichenabgleich nach.

Im Anschluss beantragte HEAT bei der Stadt Frankfurt am Main eine **bauliche Sondernutzung**, um sein Messgerät am gewünschten Standort auf- und wieder abbauen sowie über einen Messzeitraum von 20 Tagen nutzen zu können. Diesem Antrag wurde von Seiten des Amtes für Straßenbau und Erschließung der Stadt Frankfurt am Main zügig und ohne Bedenken entsprochen. Zudem wurde zwischen ICCT, HEAT und der Stadt der Zugang zu einem **Stromanschluss** für die Messungen abgestimmt. Für den Stromanschluss konnte die Steckdose in der Luftqualitätsmessstelle genutzt werden, dessen Zugang durch das Hessische Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie gewährleistet wurde.

² <https://frankfurt.de/themen/umwelt-und-gruen/umwelt-und-gruen-a-z/luft/messung-fahrzeugemissionen>

Nachdem sich insbesondere die datenschutzrechtlichen Vorbereitungen länger als ursprünglich vorgesehen hinzogen, wurde der Messzeitraum letztlich in Absprache zwischen HEAT, ICCT, dem Auftraggeber, und der Stadt Frankfurt auf den 20. Februar bis 10. März 2020 festgelegt. Dieser Zeitraum war die einzige Möglichkeit, um noch die vom Auftraggeber gewünschten 20 Tage Messzeitraum sicherzustellen, während gleichzeitig den Anforderungen des Datenschutzbeauftragten der Stadt Frankfurt (mindestens eine Woche Öffentlichkeitsarbeit zwischen Abschluss der Abstimmungen und Beginn der Messungen) sowie der Verfügbarkeit des HEAT-Messgeräts entsprochen wurde.

Vor Beginn und während der Messungen berichteten verschiedene Medien auf Grundlage der Pressemitteilung über das Projekt und die anstehenden Messungen.

2.3.3 Auf- und Abbau

Die Remote Sensing Messungen mit dem EDAR-System der Firma HEAT erfolgten an 20 Tagen vom 20. Februar bis 10. März 2020 an der Friedberger Landstraße 84 auf Höhe der Luftqualitätsmessstelle. Der Auf- bzw. Abbau des Messgeräts erfolgte am 19. Februar bzw. 11. März. Für den Auf- und den Abbau wurde jeweils kurzzeitig vom Unternehmen eine Fahrbahnspur unter Vorlage von entsprechenden Genehmigungen gesperrt. Am Messstandort wurde ein Aushang in Form von einem DIN A3 laminierten Plakats angebracht, der es interessierten Bürgerinnen und Bürgern ermöglichte, sich über die Messungen vor Ort zu informieren.

Nach Aufbau der ursprünglich von HEAT vorgesehenen Instrumentenanordnung wurde am Nachmittag des 19. Februar von Seiten des lokal beauftragten Ingenieursdienstleisters bemängelt, dass der am Boden befestigte Reflektorstreifen über einen stabilen Metallbügel mit dem eigentlichen Messgerät verbunden sei und dieser Metallbügel über den Fahrbahnrand hinaus in den fließenden Verkehr ragte (Abbildung 2). Auch wenn derselbe Aufbau bei früheren Messungen, z. B. in Paris, zu keinerlei Beanstandungen geführt hatte, wurde HEAT aus Sicherheitsgründen (insbesondere mit Hinblick auf Radfahrer) gebeten, den Metallbügel zu entfernen und den Reflektorstreifen lediglich über ein Kabel mit dem Messgerät zu verbinden.

Diese Sicherheitsmaßnahme hatte zur Folge, dass HEAT, nicht wie sonst üblich, einen sich selbst erneuernden Reflektorstreifen nutzen konnte. Dieser übliche Reflektorstreifen hätte den Vorteil gehabt, dass er bei Nässe oder auch Verschmutzung innerhalb von Sekunden automatisch ersetzt und sofort wieder einsatzbereit gewesen wäre. Stattdessen musste auf einen fest installierten Reflektorstreifen zurückgegriffen werden, der zwar beheizt war, jedoch bei Nässe einen längeren Zeitraum benötigte, um wieder einsatzbereit zu sein, was einen nicht unerheblichen Ausfall an potenziellen Messungen nach sich zog.

Der Abbau des HEAT-Messgeräts am 11. März 2020 war bereits durch die Auswirkungen der Corona-Pandemie beeinflusst: am 12. März wurde ein Einreiseverbot für die USA bekanntgegeben, weswegen sich das HEAT-Team gezwungen sah, sofort am 12. März in die USA zurückzukehren. Zusätzliche Messtage, um weitere Datenpunkte zu sammeln, waren hierdurch – anders als ursprünglich anvisiert – nicht möglich.

2.3.4 Messung

Generell handelt es sich bei Remote Sensing um eine Methode, welche keinen physischen Kontakt mit den vorbeifahrenden Fahrzeugen erfordert. Sowohl das OPUS- als auch das HEAT-System verwenden die so genannte "open path" Technik, um Abgasemissionen im Verhältnis zu den CO₂ Emissionen in der Abgaswolke mittels Spektroskopie zu messen. Die Lichtquelle und der Licht-Detektor werden jeweils an der Seite bzw. oberhalb der Fahrbahn befestigt und ein Spiegel

bzw. ein reflektierender Streifen führt das einfallende Licht zurück an den Detektor. Das von der Abgaswolke des vorbeifahrenden Fahrzeugs absorbierte Licht wird gemessen und mit der Konzentration bestimmter Abgaselemente korreliert. Gleichzeitig wird die Hintergrundkonzentration an Abgaselementen ebenfalls erfasst und von den Messwerten subtrahiert. Die Abgaskonzentration für jedes der vorbeifahrenden Fahrzeuge wird im Verhältnis zu den CO₂-Emissionen angegeben oder in die Einheit "je Liter Kraftstoff" konvertiert.

Zum Zeitpunkt der Messungen war das RSD 5000 die neueste verfügbare Technologie der Firma OPUS RSE. Im Unterschied zum RSD 4600 Vorgängersystem erfasst das RSD 5000 nicht nur NO, CO, CO₂, HC, PM sondern auch NO₂. Ferner verfügt sie über die Möglichkeit, NH₃ zu erfassen, wenn auch lediglich als Teil eines Prototyp-Kanals. Das OPUS-System erfasst die Abgaswolken vorbeifahrender Fahrzeuge mittels eines eindimensionalen Lichtstrahls auf einer fest eingestellten Höhe über der Fahrbahn mit einer Rate von 100 Messungen je Sekunde.

Das EDAR-System der Firma HEAT nutzt einen Laser zur Erfassung von NO, NO₂, CO₂, CO, HC und PM. Anhand der Absorptionsrate bzw. der Streuung von Abgaspartikeln bei zwei separaten Wellenlängen werden die entsprechenden Abgaskonzentrationen ermittelt. Zusätzlich bietet das EDAR-System die Möglichkeit, mittels eines Laser-Vorhangs ein zweidimensionales Bild für die jeweiligen Abgaselemente aufzuzeigen, mit einer Rate von mehr als 10.000 Messungen je Sekunde.

Innerhalb von 20 Messtagen wurden am gewählten Messpunkt insgesamt 45'053 Datenpunkte für 30'609 individuelle Fahrzeuge gesammelt. Der Anteil valider Messungen, entsprechend einer von HEAT eingesetzten Qualitätssicherungsroutine, betrug 90 %. Zu den gemessenen Parametern gehörte insbesondere die Stickoxid-Konzentration in Relation zum Kraftstoffverbrauch, die Geschwindigkeit und Beschleunigung des Fahrzeugs sowie das Fahrzeugkennzeichen.

Die Ausbeute an validen Datenpunkten ist deutlich geringer als bei früheren HEAT-Messungen. So wurden beispielsweise im Sommer 2018 in Paris innerhalb von 20 Messtagen insgesamt etwa 90'000 valide Datenpunkte je HEAT-Messgerät gesammelt (Dallmann et al., 2019).

Da es im Messzeitraum an jedem Tag, teilweise über mehrere Stunden hinweg, zu Niederschlägen kam, hatte die oben erwähnte verminderte Einsatzfähigkeit des Reflektorstreifens mutmaßlich einen deutlichen Effekt auf die Ausbeute an validen Messdaten in Frankfurt. Eine Quantifizierung ist allerdings nicht möglich.

Eine weitere Beeinträchtigung der Messungen wurde verursacht durch Lieferverkehr, welcher die von HEAT vermessene äußere Fahrspur mehrmals täglich blockierte und somit vorbeifahrende Fahrzeuge zwang, auf die mittlere Fahrspur auszuweichen. Da diese Ausweichmanöver oft bereits viele Meter vor dem parkenden Fahrzeug begannen, dürfte die Auswirkung auf die Datenausbeute nicht unerheblich sein. Eine genaue Quantifizierung ist ebenfalls nicht möglich.

Neben Wettereinflüssen sowie häufigen Lieferverkehr wurden die Messungen auch durch die relative Nähe des Messortes zu einer Ampelanlage (circa 50 Meter) negativ beeinflusst. So kam es teilweise zu kurzzeitigem Rückstau im Bereich der Ampelanlage, wodurch die gemessenen Fahrzeuge mit einer zu geringen Geschwindigkeit bzw. mit zu wenig Abstand zueinander die HEAT-Messanlage passierten, um noch als gültige Datenpunkte gezählt zu werden. Dies war bei der Auswahl der Messstelle vorauszusehen, musste aber durch die Bedingung der Nähe zur Luftmessstation in Kauf genommen werden.

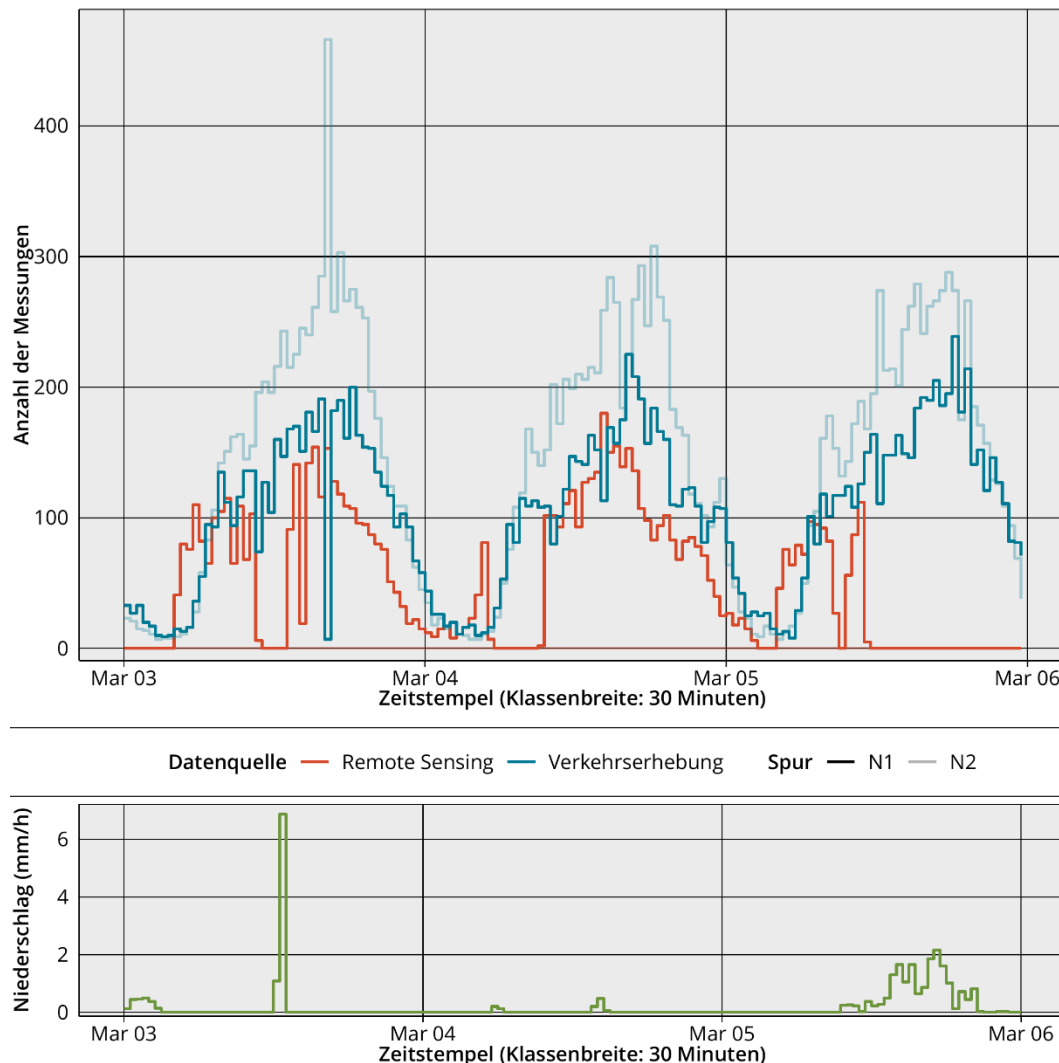
Parallel zu den im Rahmen des Projekts durchgeführten Remote Sensing Messungen organisierte die Stadt Frankfurt eigenständig eine Verkehrserhebung am Messpunkt, über einen

Zeitraum von drei Tagen hinweg. Auf diese Weise ist ein direkter Vergleich des durch das HEAT-System sowie durch die Erhebung der Stadt ermittelten Verkehrsaufkommens möglich.

Der obere Teil der Abbildung 3 zeigt einen Vergleich des ermittelten gesamten Verkehrsaufkommens für die nordwärts führende Fahrspur (N1) mit den von HEAT erfassten Fahrzeugen auf derselben Fahrspur im selben Zeitraum. Im unteren Teil der Abbildung ist die Niederschlagsmenge im selben Zeitraum, für die naheliegende Wetterstation Frankfurt am Main Flughafen, dargestellt. Es zeigt sich, dass über einen Großteil des Zeitraums die Anzahl von HEAT erfassten Fahrzeuge gut mit dem gesamten Verkehrsaufkommen übereinstimmt. Die beobachtete Differenz könnte zu einem Teil auf den Einfluss von Rückstaus im Bereich der Ampelanlage zurückzuführen sein. Während und nach Niederschlägen (insbesondere am Mittag des 3. März sowie am Nachmittag des 5. März) ist das HEAT-System außer Betrieb und erfasst in diesen Zeiträumen keine Fahrzeuge. Vereinzelt sind weitere Ausfälle zu beobachten, welche sich nicht durch den Einfluss von Niederschlag erklären lassen (beispielsweise am Vormittag des 4. März). Hier könnte es zu einer Blockade der äußeren Fahrspur durch parkenden Lieferverkehr gekommen sein.

Abbildung 3: Verkehrsaufkommen sowie Niederschlagsituation am Messpunkt

Für den Zeitraum 3. bis 6. März 2020.



Quelle: HEAT (Erhebung Daten Remote Sensing), Stadt Frankfurt am Main (Erhebung Daten Verkehrserhebung), Deutscher Wetterdienst (Daten Niederschlag), ICCT (Grafik).

Beschwerden von Fahrzeughaltern zu Datenschutz oder ähnlichen Aspekten gab es während und auch nach den Messungen keine, was sicher auch auf die solide Öffentlichkeitsarbeit zu den Messungen zurückzuführen ist (s. Abschnitt 2.2). Von Seiten der Anwohner gab es lediglich eine Nachfrage zur Befestigung des Reflektorstreifens. Auch gab es dank der umsichtigen Arbeit des Umweltamtes der Stadt Frankfurt am Main keinerlei Probleme mit der unmittelbar neben der Messanlage verkehrenden Straßenbahn und deren Oberleitung.

2.3.5 Aufbereitung der Messdaten

Aus den gesammelten Messdaten wurden von HEAT die Kennzeichen der Fahrzeuge extrahiert und entsprechend dem vom KBA geforderten Datensatzformat aufbereitet. Über ein zusätzliches Datenfeld "Aktenzeichen", gefüllt mit einer durchgehenden Nummerierung, sollte eine pseudonymisierte Rückübermittlung der Daten von Seiten des KBA sichergestellt werden. Die entsprechend aufbereitete Kennzeichen-Datei wurde passwortgeschützt an das KBA gesandt und auf Seiten von HEAT permanent gelöscht.

Nach knapp zwei Monaten erhielt HEAT die Ausgabedatei des KBA. Diese beinhaltete neben dem Datenfeld "Aktenzeichen" die erforderlichen technischen Parameter der jeweiligen Fahrzeuge, wie beispielsweise Typ-Schlüssel-Nummer, Kohlendioxid (CO₂)-Emission laut offizieller Testprozedur sowie Abgasstandard. Angaben zum Kennzeichen der Fahrzeuge waren in der Ausgabedatei nicht mehr enthalten, d.h. die Pseudonymisierung der Messdaten konnte erfolgreich sichergestellt werden.

In einem nächsten Schritt kombinierte HEAT die vom KBA erhaltenen technischen Daten der Fahrzeuge mit den gemessenen Emissionswerten anhand der Aktenzeichen. Die finalen Daten wurden in pseudonymisierter Form von HEAT an ICCT übermittelt. Für die weitere Verarbeitung wurden die Daten durch ICCT in ein professionelles Datenbankformat überführt und eine eindeutige Beschreibung der einzelnen Datenfelder, inklusive der Einheiten, sichergestellt. In diesem Zuge wurden durch ICCT weitere Daten zugespielt, um eine eindeutige Klassifizierung der Fahrzeuge zu ermöglichen. So enthielten die vom KBA gelieferten Daten beispielsweise lediglich die Typ-Schlüssel-Nummern für die einzelnen Fahrzeuge. Über eine von ICCT angelegte sog. Lookup-Tabelle wurden diese Typ-Schlüssel-Nummern in die Klarnamen der Fahrzeugmodelle überführt. Schließlich wurden durch ICCT Plausibilitäts- und Qualitätschecks durchgeführt und offene Fragen mit HEAT geklärt.

2.4 Messsystem B (OPUS)

Die Remote Sensing Messungen mit dem OPUS-System erfolgten an 30 (Werk-)tagen, im Zeitraum vom 18.08.2020 bis 29.09.2020, an fünf Messpunkten im Stadtgebiet Frankfurt. Im Folgenden wird die Organisation der Messungen, der Auf- und Abbau des Messsystems, die eigentliche Messung sowie die Aufbereitung der Messdaten beschrieben.

2.4.1 Organisation der Messungen

Die Auswahl der **Messpunkte** für das OPUS-System erfolgte in enger Absprache mit dem Umweltamt der Stadt Frankfurt am Main sowie dem Auftraggeber. Wichtige Kriterien hierbei waren:

- ▶ Einspurige Straße, um Emissionswerte eindeutig zuordnen zu können
- ▶ Leichte Steigung, um eine minimale Motorlast vorbeifahrender Fahrzeuge sicherzustellen
- ▶ Straßenabschnitt im Zuständigkeitsbereich der Stadt Frankfurt
- ▶ Möglichst unterschiedliche Straßenabschnitt im Sinne der HBEFA-Kategorisierung
- ▶ Möglichst hohes Verkehrsvolumen, um möglichst viele RS-Messwerte zu sammeln
- ▶ Ausreichend Platz, um den unproblematischen Aufbau und Betrieb sicherzustellen

Anhand der Kriterien wurden neun verschiedene Messpunkte diskutiert und priorisiert.

Der zunächst anvisierte **Messzeitpunkt** Juni/Juli 2020 wurde in Rücksprache mit dem Auftraggeber sowie den Projektpartnern verschoben, um eine möglichst hohe Erfolgsrate sicherzustellen. Mit Ende der Sommerferien und zunehmender Lockerung der durch das Virus SARS-COV-19 und der damit verbundenen Pandemie hervorgerufenen Beschränkungen war das Verkehrsaufkommen in Frankfurt im August/September höher, als es im Juni/Juli der Fall gewesen wäre. Zudem erlaubte die zeitliche Verschiebung eine Aufstockung des Messumfangs durch den

Auftraggeber, so dass die OPUS-Messungen an 30 statt ursprünglich vorgesehen 20 Tagen stattfinden konnten.

Die Vorbereitungen der **Datenschutzaspekte** erfolgte analog zu den HEAT-Messungen, ebenso die **Anfrage an das KBA**, um den notwendigen Kennzeichenabgleich vorzubereiten. Eine **bauliche Sondernutzung** war für das OPUS-System nicht notwendig.

Im Vorfeld der Messungen wurde, wie bereits bei den HEAT-Messungen, die Öffentlichkeit über die anstehenden Messungen informiert. Die Internetseite des Umweltbundesamtes der Stadt Frankfurt wurde entsprechend aktualisiert. Die OPUS-Messungen konnten schließlich pünktlich am 18.08.2020 beginnen.

Vor Beginn und während der Messungen berichteten verschiedene Medien auf Grundlage der Pressemitteilung über das Projekt und die anstehenden Messungen.

2.4.2 Auf- und Abbau

Für die Messungen wurden zwei OPUS-Systeme in kurzem Abstand hintereinander platziert, um vorbeifahrende Fahrzeuge in zwei ähnlichen aber doch leicht unterschiedlichen Fahrzuständen vermessen zu können, und auf diese Weise mögliche high-emitter-Fahrzeuge besser identifizieren zu können (Abbildung 4).

Abbildung 4: Ansicht des Messaufbaus für das OPUS-System

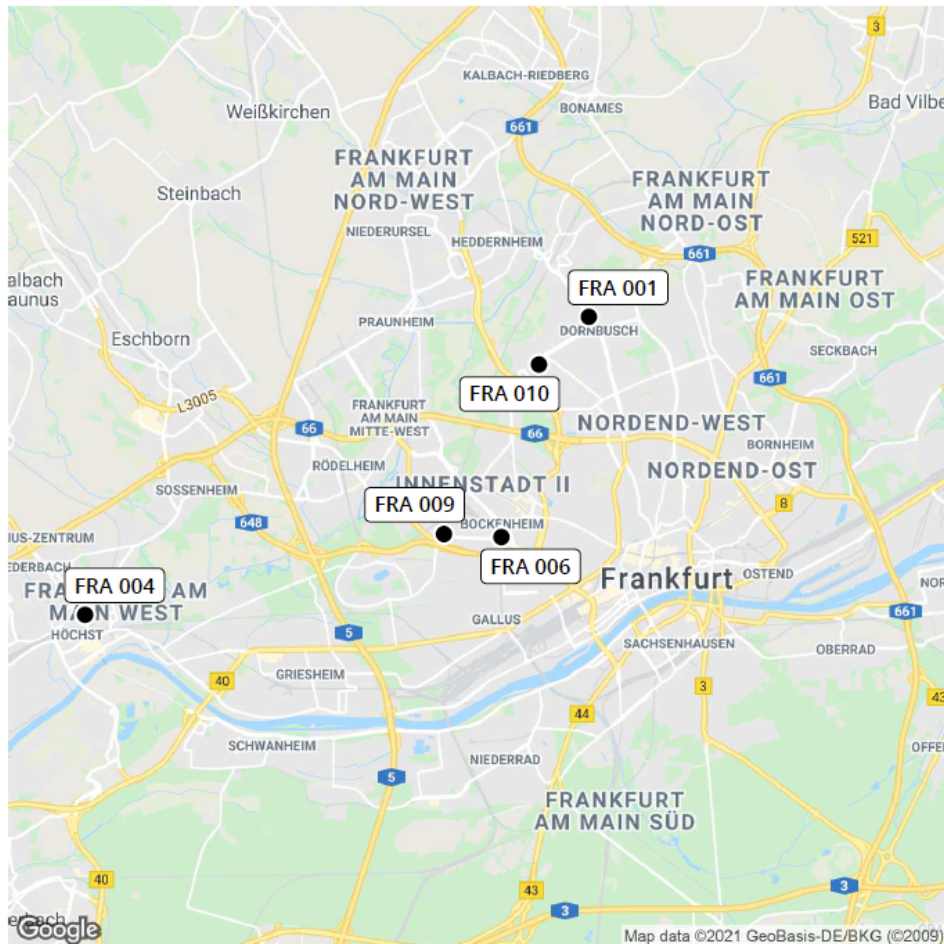
Aufbau des OPUS-System bei den Messungen in Frankfurt am Main, beispielhaft für den Messpunkt Escherheimer Landstraße, auf Höhe Hausnummer 42.



Quelle: OPUS.

Die Messungen erfolgten an fünf verschiedenen Standorten im Stadtgebiet Frankfurts. Abbildung 5 zeigt einen Kartenausschnitt mit Markierungen der jeweiligen Standorte. Die Standorte befanden sich auf Höhe der Voltastraße 91, etwa vier Kilometer westlich der Frankfurter Innenstadt; in der Hamburger Allee, etwa drei Kilometer westlich der Frankfurter Innenstadt; in der Gotenstraße, zwölf Kilometer westlich der Innenstadt; auf Höhe der Eschersheimer Landstraße, circa vier Kilometer nordwestlich der Innenstadt; und in der Hängelstraße, die sich etwa ebenfalls vier Kilometer nordwestlich der Innenstadt befindet.

Abbildung 5: Lage der Messtandorte der Firma OPUS im Frankfurter Stadtgebiet



Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage von Google Maps.

Die Messungen erfolgten an 30 Tagen im Zeitraum vom 18.08.2020 bis 29.09.2020, an fünf Messpunkten im Stadtgebiet Frankfurt. Die beiden OPUS-Systeme wurden an jedem Tag neu auf- und abgebaut und ständig beaufsichtigt. Eine Straßensperrung war zu keinem Zeitpunkt notwendig. An allen Messstandorten wurde ein laminierter DIN A3 Papieraushang angebracht, der es interessierten Bürgerinnen und Bürgern ermöglichte, sich über die Messungen vor Ort zu informieren.

2.4.3 Messung

Innerhalb von 30 Messtagen wurden an den fünf gewählten Messpunkten, mit zwei Messgeräten, insgesamt 111'773 Datenpunkte für 38'683 individuelle Fahrzeuge gesammelt. Der Anteil valider Messungen, entsprechend einer von OPUS eingesetzten Qualitätssicherungsroutine, betrug 46 % und liegt damit deutlich unter den Erwartungen auf Grund bisheriger Messkampagnen (z. B. London mit 74 %). Zu den gemessenen Parametern gehörte insbesondere die Stickoxid-Konzentration in Relation zum Kraftstoffverbrauch, die Geschwindigkeit und Beschleunigung des Fahrzeugs sowie das Fahrzeugkennzeichen.

Im Vergleich wurden bei einer früheren OPUS-Messkampagne, im Winter 2017-2018 in London, innerhalb von 41 Messtagen mit einem Messgerät insgesamt etwa 137'000 Datenpunkte gesammelt (Dallmann et al., 2018). Umgerechnet entspricht dies etwa 3'300 Datenpunkten je Messgerät und Tag. Im Fall der Frankfurter Messkampagne lag die Zahl der Datenpunkte je Messgerät

und Tag bei etwa 2'000 (insgesamt wurde an 30 Tagen gemessen, allerdings je Gerät lediglich an 28 Tagen). Die Unterschiede wurde größtenteils von der zu Grunde liegenden DTV bestimmt.

Beschwerden von Fahrzeughaltern bzw. Anwohnern zu Datenschutz oder ähnlichen Aspekten gab es während und auch nach den Messungen keine.

2.4.4 Aufbereitung der Messdaten

Aus den gesammelten Messdaten wurden von OPUS die Kennzeichen der Fahrzeuge extrahiert und entsprechend dem vom KBA geforderten Datensatzformat aufbereitet. Die Übermittlung an das KBA und der Empfang der pseudonymisierten Daten von Seiten des KBA erfolgte analog zu den HEAT-Messungen. Die Kennzeichen-Zuordnung durch das KBA erfolgte innerhalb einer Woche. Der zeitliche Ablauf konnte durch die Erfahrungen aus den HEAT Messungen bereits deutlich optimiert werden.

In einem nächsten Schritt kombinierte OPUS die von KBA erhaltenen technischen Daten der Fahrzeuge mit den gemessenen Emissionswerten. Die finalen Daten wurden in pseudonymisierter Form von OPUS an ICCT übermittelt und durch ICCT in ein professionelles Datenbankformat überführt sowie durch weitere Daten ergänzt. Schließlich wurden durch ICCT Plausibilitäts- und Qualitätschecks durchgeführt.

Einer der Qualitätschecks bestand darin, zu verifizieren, wie jedes der beiden eingesetzten Messinstrumente NO_x-Emissionen erfasste. Da NO-Emissionen an der Luft zu NO₂ oxidieren, sollte sichergestellt werden, dass erfasste NO-Emissionen für die Berechnung von NO_x-Emissionen in NO₂-Äquivalenten angegeben werden. Die Messergebnisse beider Remote Emissions Sensing Anbieter enthalten kraftstoffspezifische NO, NO₂, und NO_x-Werte. Die Summe aus NO und NO₂ sollte gleich NO_x sein. Oftmals muss jedoch zunächst der Wert für NO um den Faktor 1.53 (molare Masse NO₂ = 46 dividiert durch molare Masse NO = 30) korrigiert werden. Auch die Ergebnisse eines der beiden Messinstrumente dieser Messkampagne mussten in dieser Hinsicht nachträglich angepasst werden.

Im Rahmen der Qualitätschecks fiel der außergewöhnlich hohe Anteil an ungültigen Datensätzen auf. Nach Rücksprache mit OPUS wurde deutlich, dass die von OPUS zunächst angewandten Qualitätssicherungsroutine darauf ausgerichtet war, Fahrzeuge mit besonders hohen oder niedrigen Emissionen im Rahmen speziellen "High/low-emitter screening"-Programme für die Nachverfolgung durch Behörden herauszufiltern. Bei einem solchen Testprogramm ist es von großer Wichtigkeit, eine Messung erst dann als gültig einzustufen, wenn eine stark ausgeprägte Abgaswolke des vorbeifahrenden Fahrzeugs erfasst wurde. Auf diese Weise wird sichergestellt, dass die Konfidenz für einen ermittelten Abgaswert hoch ist, während gleichzeitig viele Werte, die zu einem falsch-positiven Ergebnis führen könnten, eliminiert werden. Während der OPUS-Messkampagne in Frankfurt am Main war die durchschnittliche Geschwindigkeit sowie die durchschnittliche Beschleunigung der Fahrzeuge deutlich niedriger als dies typischerweise der Fall war für frühere OPUS-Testprogramme. In der Folge waren auch die erfassten Abgaswolken der Fahrzeuge deutlich schwächer ausgeprägt. Für die Auswertung der Messkampagne in Frankfurt am Main stellte OPUS schließlich eine speziell angepasste Qualitätssicherungsroutine bereit, welche auf ein breites Monitoring von Fahrzeugemissionen ausgerichtet ist, anstatt auf die Nachverfolgung von einzelnen "high/low-Emitters". Die angepasste Routine erlaubt eine höhere Toleranz gegenüber schwächer ausgeprägten Abgaswolken und erhöht in der Folge den Anteil gültiger Messwerte.

Tabelle 1 fasst die Ausbeute an Messdaten für beide Messkampagnen zusammen. Für etwa 83 % aller Datensätze gelang es OPUS, die entsprechenden amtlichen Kennzeichen der Fahrzeuge

zuzuordnen. Diese Rate ist deutlich niedriger als im Fall von HEAT, wo nahezu allen Fahrzeugen ein amtliches Kennzeichen zugeordnet werden konnte. Zu den Gründen für eine nicht mögliche Zuordnung des amtlichen Kennzeichens gehören laut OPUS: Reflektionen durch das Kennzeichen, Schmutz auf dem Kennzeichen, Positionierung der Kamera, sowie störende Objekte im Fokus, oder auch Radfahrer, die durch das Messgerät erfasst wurden. Von den Fahrzeugen, für welche ein Nummernschild korrekt erfasst wurde, konnten in beiden Fällen fast immer entsprechende Fahrzeugdaten durch das KBA zugeordnete werden. Ein deutlicher Unterschied ist schließlich bei dem Anteil valider Messungen festzustellen. Im Fall von HEAT waren letztlich 89 % aller Messungen als valide und mit kompletten Fahrzeugdaten einzustufen. Im Fall von OPUS lag dieser Anteil bei lediglich 45 %. Heruntergebrochen auf einzelne Messtage lag die Ausbeute valider Messungen mit Fahrzeugdaten bei HEAT mit etwa 2'000 Datensätzen mehr als doppelt so hoch wie bei OPUS mit durchschnittlich etwa 900 Datensätzen pro Tag. Wesentliche Einflussfaktoren hierbei waren die Tatsache, dass die HEAT-Messungen - abgesehen von wetterbedingten Unterbrechungen - rund um die Uhr laufen konnten und zudem die relativ niedrigen CO₂-Konzentrationen auf Grund der messstellenbedingten geringeren Motorlast, welche insbesondere die Ausbeute der gültigen OPUS-Messungen deutlich senkte.

Tabelle 1: Vergleich der Ausbeute an Messdaten für beide Messkampagnen

	Messkampagne A	Messkampagne B
Messsystem	HEAT EDAR	OPUS RSD 5000
Messzeitraum	19.02.2020 – 10.03.2020	13.08.2020 – 29.09.2020
Anzahl Messtage	20	30
Anzahl Messgeräte	1	2
Anzahl Messtage je Messgerät	20	28
Anzahl Messstellen	1	5
Umgebungstemperatur (Ø)	10°C	22°C
Anzahl Fahrzeuge	30'609	38'683
Anzahl Fahrzeuge mit Fahrzeugdaten	30'226 (99 %)	36'640 (95 %)
Anzahl Messungen	45'053	111'773
Anzahl Messungen mit Nummernschild erfasst	43'612 (97 %)	93'078 (83 %)
Anzahl Messungen mit Fahrzeugdaten	43'180 (96 %)	90'290 (81 %)
Anzahl valider Messungen	40'697 (90 %)	51'381 (46 %)
Anzahl valider Messungen mit Fahrzeugdaten	40'310 (89 %)	50'269 (45 %)
Anzahl valider Messungen mit Fahrzeugdaten je Messgerät und Messtag	2'016	898

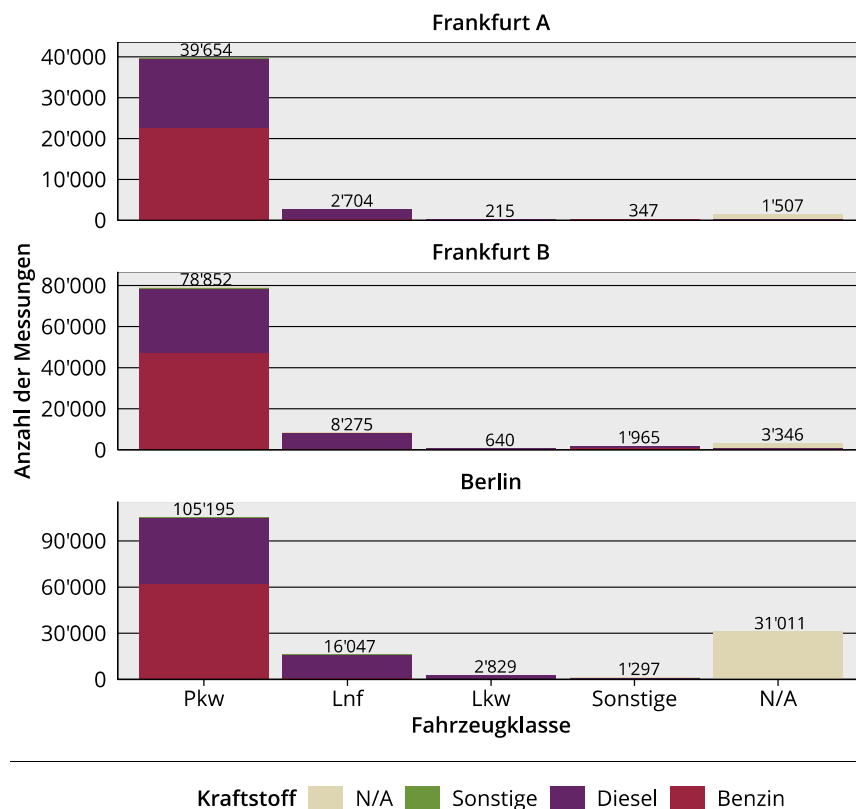
3 Zusammenfassung und Auswertung der Daten

3.1 Methodische Überlegungen

Datenmenge: Insgesamt stehen ca. 90'000 gültige Messungen aus den Frankfurter Messkampagnen für die Auswertung zur Verfügung. Zusätzlich wurden ca. 130'000 Messungen aus einer OPUS-Messkampagne in Berlin aus 2019 (Schmidt et al., 2020) mit aufgenommen, um die Stichprobe zu vergrößern und damit die statistische Belastbarkeit der Daten zu erhöhen. Zum Beispiel wird für die Ermittlung von durchschnittlichen Stickoxidemissionen von modernen Dieselfahrzeugen bis zu 800 Messwerte pro Schadstoffklasse benötigt (Chen et al., 2019), zum Vergleich von Fahrzeugherstellern (siehe Abschnitt 3.6) und zur Einschätzung von Leistungs- (siehe Abschnitt 3.2) bzw. Wetter-Effekten (siehe Abschnitte 3.3 und 3.4) weitaus mehr. Die Messdaten aus Berlin bieten zudem die Möglichkeit, die Repräsentativität der Frankfurt-Daten im Vergleich zur bundesweiten Fahrzeugflotte besser einschätzen zu können. Letztlich wird auf historische Remote Sensing Daten aus der CONOX Datenbank (Sjodin et al., 2018) zum Vergleich zurückgegriffen.

Flottenzusammensetzung: Abbildung 6 zeigt die Flottenzusammensetzung der Frankfurter und Berliner Messkampagnen nach Fahrzeugklasse und Kraftstoffart. Die Fahrzeugflotte der Remote Sensing Messkampagnen in Frankfurt und Berlin bestand hauptsächlich (67–89 %) aus Personenkraftwagen (Pkw). Leichte Nutzfahrzeuge (Lnf) und Lastkraftwagen (Lkw) wurden seltener (6–10 % bzw. <1–2 %) gemessen. Sonstige Fahrzeuge, zum Beispiel Motorräder, wurden kaum gemessen (<2 %). Die geringe Anzahl an Datensätzen für Lnf, Lkw und Motorrädern lässt eine weiterführende statistisch gesicherte Auswertung der Daten dieser Fahrzeuggruppen nicht zu. In Berlin war die Fahrzeugklasse für einen signifikanten Anteil der Messungen unbekannt (20 %) während in Frankfurt dieser Anteil deutlich niedriger lag (3–4 %). In allen Messkampagnen waren Pkw größtenteils benzinbetrieben (57–59 %), leichte Nutzfahrzeuge und Lkw fast ausschließlich dieselbetrieben.

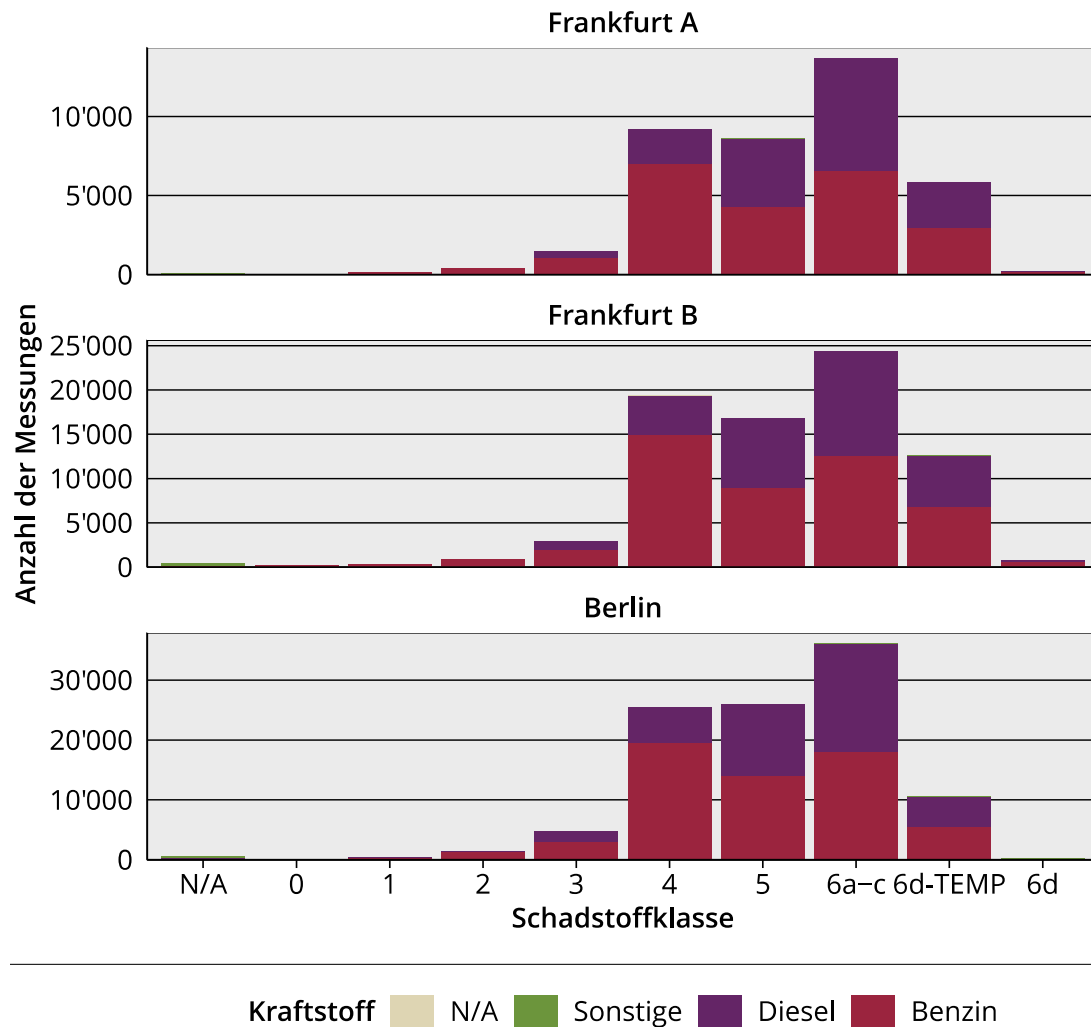
Abbildung 6: Flottenzusammensetzung nach Fahrzeugklasse und Kraftstoffart in den Remote Sensing Messkampagnen



Quelle: HEAT (Daten Remote Sensing), OPUS (Daten Remote Sensing in Frankfurt und Berlin), ICCT (Grafik).

Kraftstoffart und Schadstoffklassen: Abbildung 7 zeigt die Zusammensetzung der gemessenen Pkw-Flotte nach Schadstoffklasse und Kraftstoffart. Euro 6a–c war in sämtlichen Messkampagnen die meistvertretene Schadstoffklasse. Euro 6d-TEMP wurde im Zeitraum September 2017 bis September 2019 im europäischen Markt eingeführt und war in der 2019er Messkampagne in Berlin seltener (10 %) vertreten als in Frankfurt in 2020 (15–16 %). Euro 6d, die neueste Schadstoffklasse für Pkw, wurde im Zeitraum Januar 2020 bis Januar 2021 eingeführt und wurde fast ausschließlich in Frankfurt (1 %) gemessen. Der Dieselanteil unter den Pkw nimmt insgesamt mit der Euro-Stufe zu, von unter 15 % bei Euro 2 und älter bis auf ca. die Hälfte (49–52 %) aller Euro 6a–c Pkw. Unter neueren Euro 6d-TEMP und Euro 6d Pkw sank (39–50 %) der Dieselanteil gegenüber Euro 6a–c Fahrzeugen.

Abbildung 7: Zusammensetzung der Pkw-Flotte nach Schadstoffklasse und Kraftstoffart



Quelle: HEAT (Daten Remote Sensing), OPUS (Daten Remote Sensing in Frankfurt und Berlin), ICCT (Grafik).

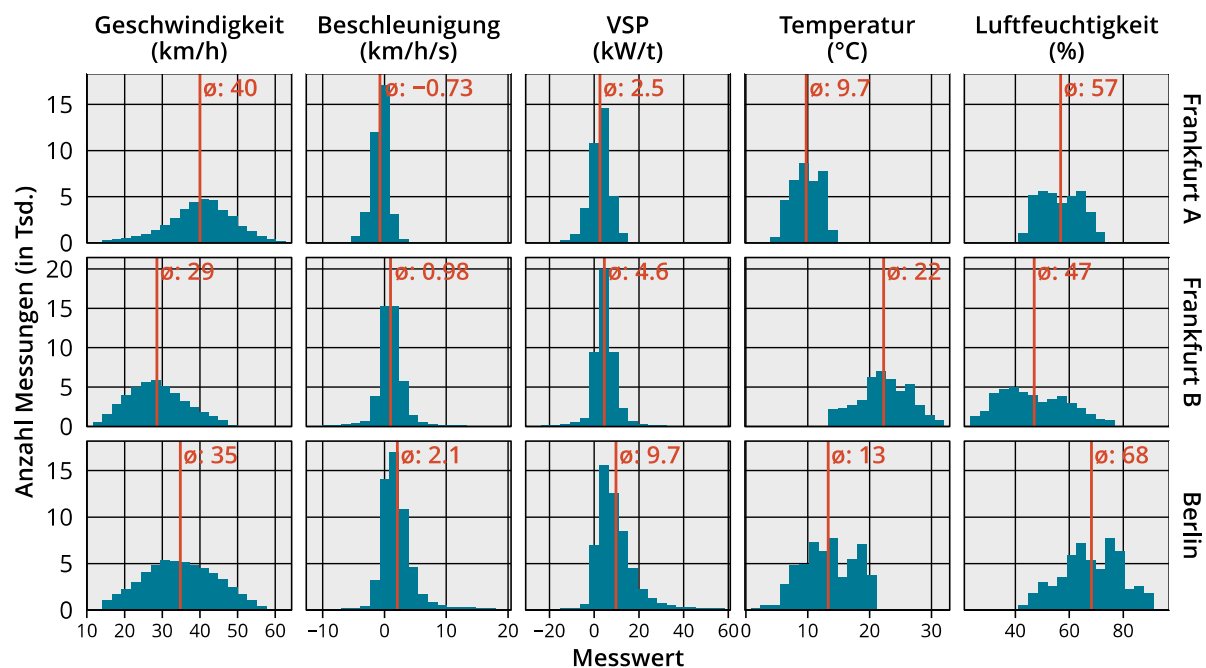
Fahrdynamik: Schon seit Jahrzehnten wird der Einfluss von Fahrdynamik (z. B., Geschwindigkeit, Beschleunigung und Leistung) auf Schadstoffemissionen von Kraftfahrzeugen durch Remote Sensing gemessen (Jiménez-Palcios, 1999). „Vehicle specific power“ (VSP) dient hierbei als Proxy für Motorleistung. VSP wird in Leistung über Fahrzeuggewicht, üblicherweise in Kilowatt pro Tonne (kW/t), ausgedrückt und ist abhängig von Geschwindigkeit, Beschleunigung und Fahrbahnneigung. Für andere Parameter, welche die Motorleistung mitbestimmen, z. B., Roll- und Luftwiderstand, werden Standardwerte angenommen. In dieser Analyse wird die Formel der U.S. Environmental Protection Agency (2004) zur Berechnung von VSP verwendet.

Abbildung 8 zeichnet die Verteilung und den Mittelwert der Geschwindigkeit, Beschleunigung, und Motorlast der Pkw-Messungen in Frankfurt und Berlin auf. Die durchschnittliche Geschwindigkeit (29–40 km/h) ähnelt der anderer städtischer Messkampagnen, z. B. London (34 km/h) in 2017–2018, Paris (27 km/h) in 2018 und Krakow (34 km/h) in 2019 (Dallmann et al., 2018; Dallmann et al., 2019; Bernard et al., 2020a). Der Großteil (94 %) aller Messungen in Frankfurt und Berlin lag bei unter 50 km/h. Durchschnittliche VSP-Werte lagen in den Frankfurter

Messkampagnen (2.5–4.6 kW/t) gegenüber Berlin (9.7 kW/t), London (6.5 kW/t) und Krakow (6.6 kW/t) vergleichsweise niedrig.

Umweltparameter: Auch Umwelteinflüsse, z. B. Lufttemperatur, können Schadstoffemissionen mitbestimmen (Dallmann et al., 2018; Dallmann et al., 2019; Grange et al., 2019) und werden in Abbildung 8 neben der Fahrdynamik aufgezeigt. Die durchschnittlichen Lufttemperaturen lagen für die Frankfurter Messkampagne B (August–September 2020, 22 °C) deutlich höher als für die Frankfurter Messkampagne A (Februar–März 2020, 10 °C) sowie die Messkampagne in Berlin (Oktober–November 2019, 13 °C). Die durchschnittliche relative Luftfeuchtigkeit lag bei herbstlichen Wetterbedingungen in Berlin am höchsten (68 %).

Abbildung 8: Fahrdynamik und Fahrbedingungen in Remote Sensing Pkw Messungen.



Quelle: HEAT (Daten Remote Sensing), OPUS (Daten Remote Sensing in Frankfurt und Berlin), ICCT (Grafik).

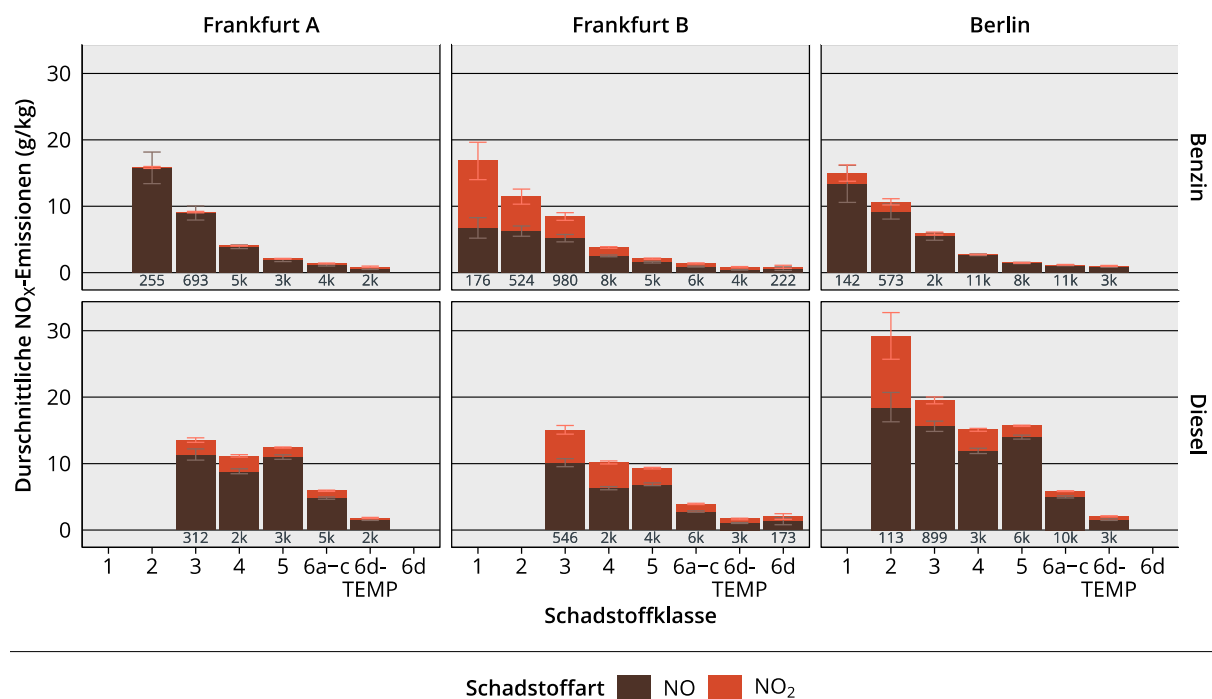
3.2 Remote Sensing Emissionsfaktoren

Abbildung 9 zeigt die durchschnittlichen NO- und NO₂-Emissionen von Pkw je Messkampagne, Kraftstoffart und Schadstoffklasse. Emissionswerte werden in Gramm (g) Schadstoff pro Kilogramm (kg) Kraftstoff angegeben. Fehlerbalken stellen 95-prozentige Konfidenzintervalle dar. Die Anzahl an Messpunkten wird unter den Balken angegeben (bei über 1'000 Messungen wird auf Tausende gerundet). Balken werden ausschließlich für Gruppen mit mindestens 100 Messungen aufgetragen.

Insgesamt sind die NO_x-Emissionen in Abbildung 9 von dieselbetriebenen Pkw deutlich höher als von benzinbetriebenen Fahrzeugen. Der Unterschied ist am stärksten bei Euro 5 ausgeprägt, wobei Diesel-Pkw je nach Messkampagne durchschnittlich drei- bis zehnmal mehr NO_x ausstoßen als Benzin-Pkw. Bei älteren Pkw, Euro 2 bis Euro 4, ist der Unterschied insgesamt weniger ausgeprägt, allerdings trotzdem deutlich (+49 bis +459 %). Für Euro 6d-TEMP Pkw liegt der Unterschied zwischen Diesel- und Benzin-Fahrzeugen bei +102 bis +104 % und für Euro 6d bei +129 %, wobei der Euro 6d Wert auf nur ca. 400 Messungen aus Frankfurt Kampagne B beruht.

Die Spannweite der durchschnittlichen NO_x -Emissionen aus den unterschiedlichen Messkampagnen liegt für Benzin-Pkw bei Euro 4 bis Euro 6d-TEMP unter 1.4 g/kg. Euro 1–3 haben eine größere (1.8–5.2 g/kg) Spannweite. Bei Diesel-Pkw ist die Spannweite insgesamt größer (0.4–6.4 g/kg). Die Berlin Messkampagne liefert durchweg die höchsten NO_x -Mittelwerte für Diesel-Pkw, wohingegen Frankfurt Kampagne A und B bei einer Spannweite von unter 1.6 g/kg für Euro 3–4 und 0.2–3.1 g/kg für Euro 5–6 insgesamt enger liegen. Die größeren Diskrepanzen bei durchschnittlichen NO_x -Emissionen von Diesel-Pkw lassen sich teilweise durch Leistungs- und Temperatureffekte (s. Abschnitt 3.3) begründen.

Abbildung 9: Durchschnittliche NO_x -Emissionen von Pkw in Remote Sensing Kampagnen



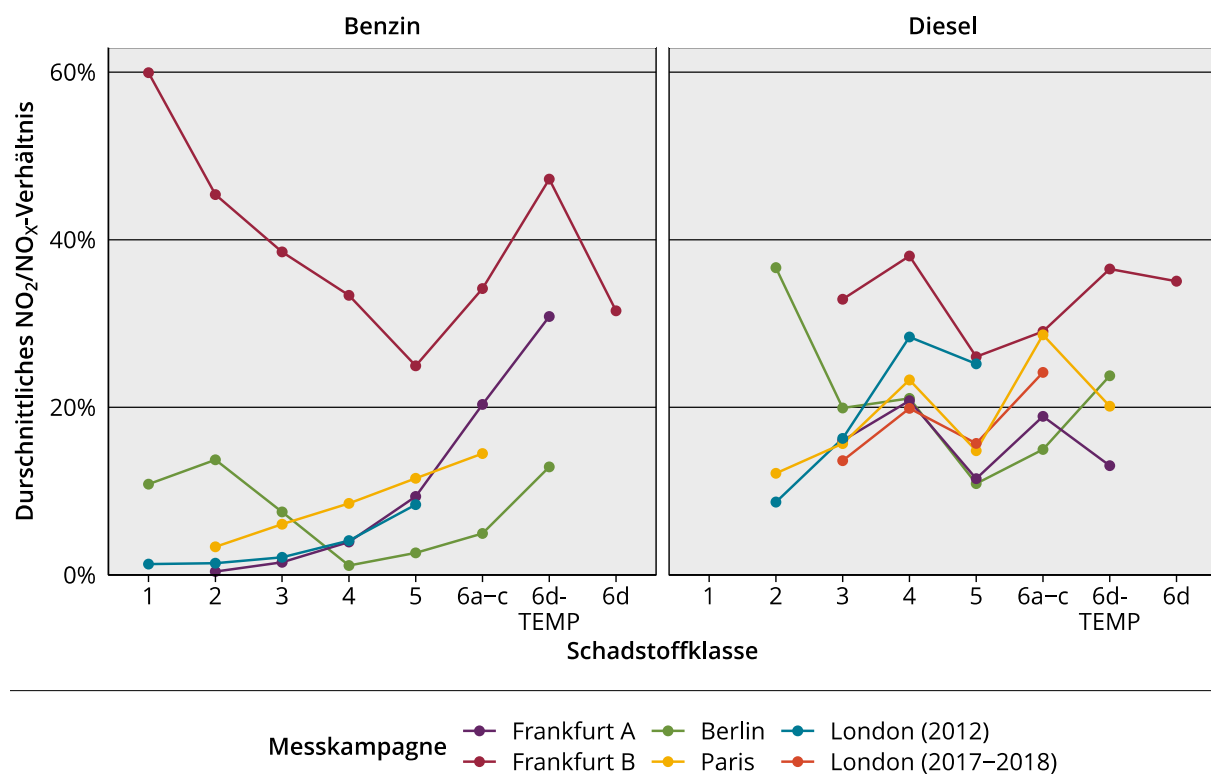
Quelle: HEAT (Daten Remote Sensing), OPUS (Daten Remote Sensing in Frankfurt und Berlin), ICCT (Grafik).

Abbildung 10 vergleicht NO_2 zu NO_x Verhältnisse aus unterschiedlichen Remote Sensing Kampagnen. Die Messkampagnen in Frankfurt am Main und Berlin wurden durch Messdaten aus London (Carslaw & Rhys-Tyler, 2013; Carslaw et al., 2018) und Paris (Dallmann et al., 2019) ergänzt. Daten aus London wurden mit dem Fuel Efficiency Automobile Test (FEAT) Instrument der University of Denver erhoben. Das FEAT Instrument gilt gegenüber OPUS Instrumenten aufgrund der separaten NO und NO_2 Sensoren als besonders zuverlässig (Rushton et al., 2018). Daten aus Paris wurden mit dem HEAT EDAR Instrument erhoben.

NO_2 zu NO_x Verhältnisse in Abbildung 10 variieren stark nach Kampagne, Kraftstoff und Schadstoffklasse. Für Benzin-Pkw stimmen Mittelwerte aus Frankfurt Kampagne A mit London (2012) und Paris überein, wohingegen Frankfurt Kampagne B und Berlin unerwartet hohe bzw. niedrige NO_2 Werte aufzeigen, die insgesamt nicht plausibel wirken. Für Diesel-Pkw folgen Paris, London, und Frankfurt A einem ähnlichen Muster: NO_2/NO_x -Verhältnisse steigen bei Euro 2–4 an und fluktuieren bei Euro 5 bis Euro 6d-TEMP. Aus früheren Remote Sensing Studien ist bekannt, dass das NO_2/NO_x -Verhältnis in Abgasen von Diesel-Pkw mit zunehmenden Fahrzeugalter sinkt (Carslaw et al., 2018). Dieser Alterungseffekt ist in Abbildung 10 deutlich und wird exemplarisch für Euro 5 Diesel-Pkw in Abbildung 11 dargestellt. Abgesehen von Messkampagne

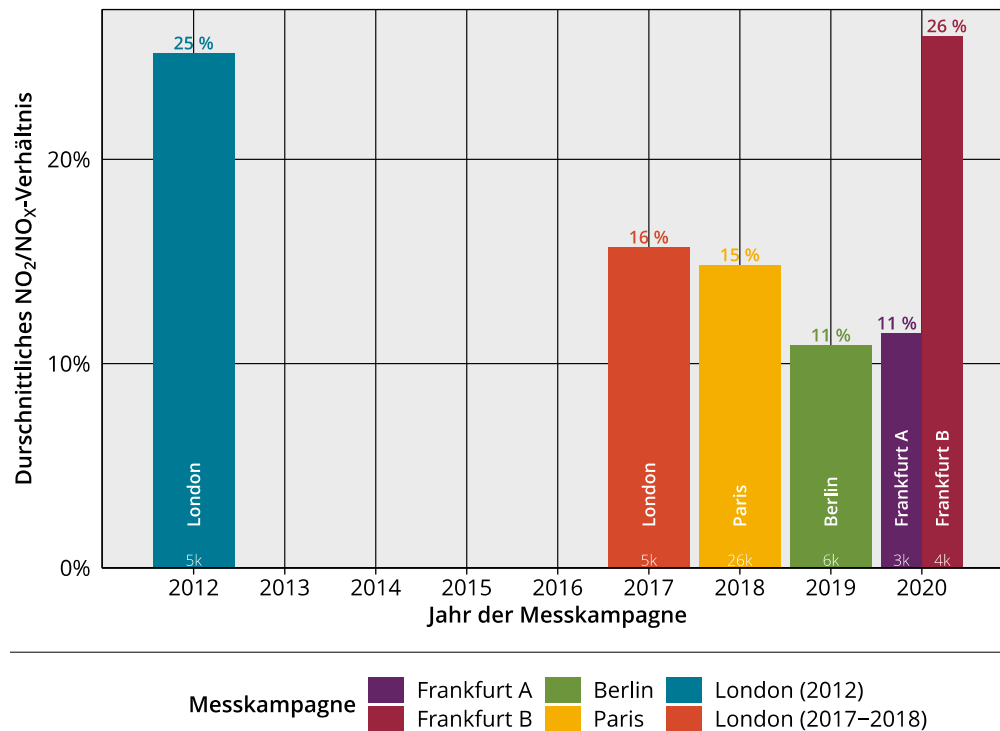
Frankfurt B steigt das NO_2/NO_x -Verhältnis von Euro 5 Diesel-Pkw mit zunehmendem Alter der Messkampagne, also mit abnehmendem Fahrzeugalter zum Messzeitpunkt, an. Die London (2012), London (2017–2018), Paris (2018) und Frankfurt A (2020) Euro 5 Ergebnisse sind also in Abbildung 10 chronologisch angeordnet. Durchschnittliche NO_2/NO_x -Verhältnisse aus Messkampagne Frankfurt B liegen durchweg unerwartet hoch. Insgesamt unterliegen die NO_2/NO_x -Verhältnisse, die mit Messsystem B (Frankfurt B und Berlin) erhoben wurden, einer größeren Unsicherheit, was höchstwahrscheinlich auf das Fehlen separater NO und NO_2 Sensoren zurückzuführen ist. Die Unsicherheit betrifft lediglich die Differenzierung zwischen NO und NO_2 , nicht die Summe an NO_x . In neusten Generationen des Messsystems werden separate NO und NO_2 Sensoren verbaut.

Abbildung 10: Durchschnittliches NO_2/NO_x -Verhältnis in Remote Sensing Kampagnen nach Kraftstoff und Schadstoffklasse (Pkw)



Quelle: HEAT (Daten Frankfurt A und Paris), OPUS (Daten Frankfurt B und Berlin), Carslaw & Rhys-Tyler (2012) und Carslaw et al. (2018) (Daten London), ICCT (Grafik).

Abbildung 11: Durchschnittliches NO₂/NO_x-Verhältnis von Euro 5 Diesel-Pkw in Remote Sensing Kampagnen nach Jahr der Messkampagne

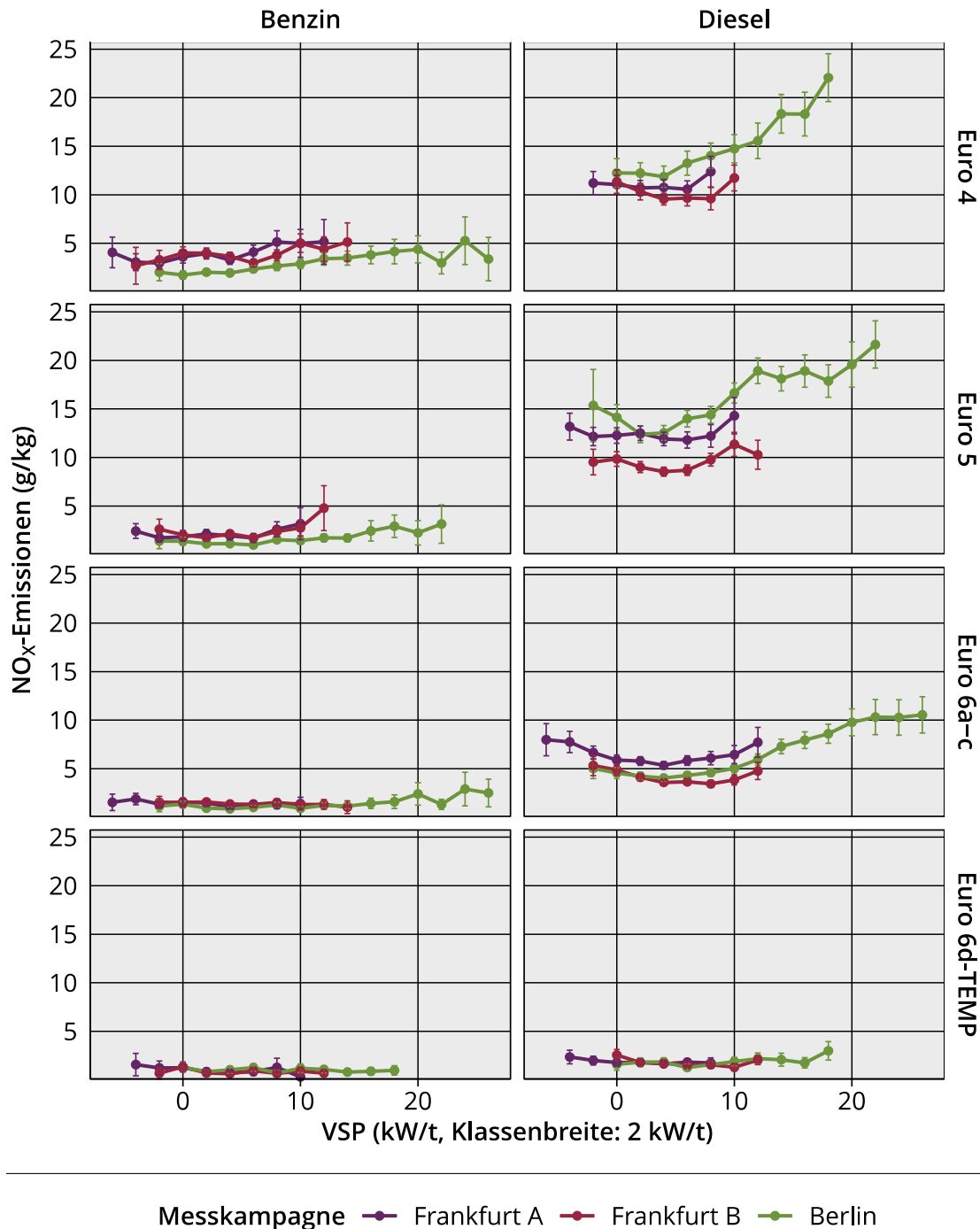


Quelle: HEAT (Daten Frankfurt A und Paris), OPUS (Daten Frankfurt B und Berlin), Carslaw & Rhys-Tyler (2012) und Carslaw et al. (2018) (Daten London), ICCT (Grafik).

Die Abhängigkeit zwischen NO_x-Emissionen von Diesel-Pkw und Motorleistung ist aus früheren Remote Sensing Studien bekannt (Bernard et al., 2020a; Dallmann et al., 2018; Dallmann et al., 2019; Tietge et al., 2019). Abbildung 12 zeigt durchschnittliche NO_x-Emissionen gegen VSP, aufgeteilt in 2 kW/t Klassen, nach Messkampagne, Kraftstoff und Schadstoffklasse. Emissionswerte werden in g Schadstoff pro kg Kraftstoff angegeben. Fehlerbalken stellen 95-prozentige Konfidenzintervalle dar. Punkte werden ausschließlich für Gruppen mit mindestens 100 Messungen aufgetragen.

In Abbildung 12 sind NO_x-Emissionen von Benzin-Pkw weitestgehend leistungsunabhängig, wohingegen Leistungseffekte bei Diesel-Pkw deutlich sind. Vor allem bei Euro 4 bis 6a–c nehmen NO_x-Emissionen gegen 10 kW/t zu. Für Euro 6d-TEMP Diesel-Pkw sind keine ausgeprägten Leistungseffekte erkennbar. Insgesamt sind die Ergebnisse aus den unterschiedlichen Messkampagnen, bis auf Euro 4 und 5 Diesel-Pkw, deckungsgleich. Die durchschnittlichen NO_x-Werte von Euro 4 und 5 Diesel-Pkw der Herbst- und Winterkampagnen (Berlin und Frankfurt A), liegen über den Ergebnissen im Sommer (Frankfurt B). Die Diskrepanz kann teilweise mit der niedrigeren Lufttemperatur im Herbst / Winter (13°C und 10°C) gegenüber den Sommertemperaturen (22°C) erklärt werden (s. Abschnitt 3.3). Weitere Aspekte werden in den Abschnitten 3.8.1 und 3.8.2 diskutiert.

Abbildung 12: Pkw NO_x-Emissionen gegen Leistung nach Kraftstoff und Schadstoffklasse aus Remote Sensing Messungen



Quelle: HEAT (Daten Remote Sensing), OPUS (Daten Remote Sensing in Frankfurt und Berlin), ICCT (Grafik).

3.3 Temperatureffekte

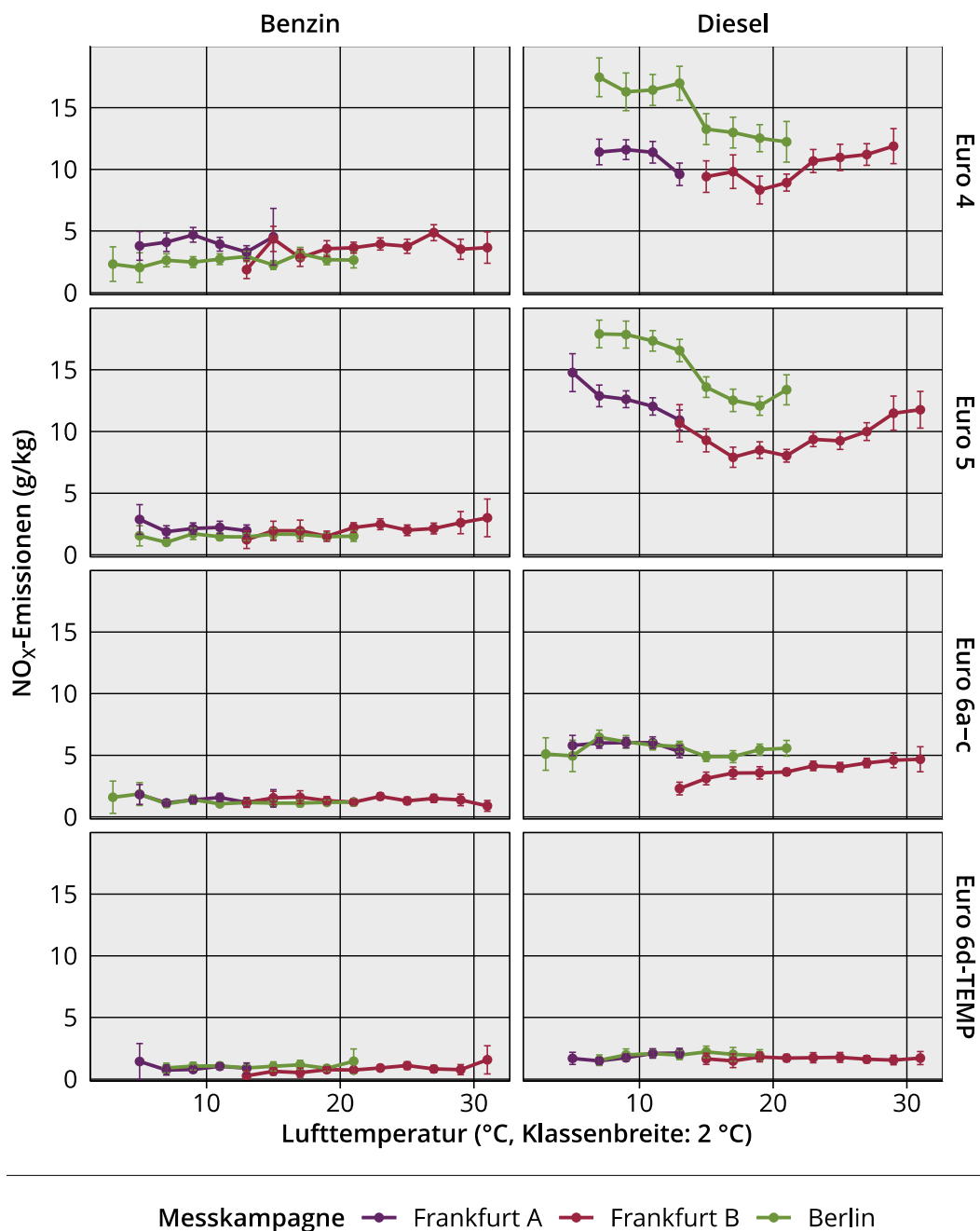
Aus früheren Remote Sensing Studien sind Temperatureffekte bei NO_x-Emissionen von Diesel-Pkw bekannt. Demnach sind NO_x-Emissionen höher bei Lufttemperaturen über 30 °C als bei 20–30 °C (Dallmann et al., 2019) und Emissionen steigen bei niedrigeren Temperaturen an (Grange et al., 2019). Inwieweit die beobachteten Temperatureffekte in Zusammenhang mit den oftmals

als "Thermofenster" bezeichneten Anpassungen der Abgasnachbehandlungsstrategie von Fahrzeugen stehen, ist mit Remote Sensing Daten alleine nicht zu beurteilen.

Abbildung 13 zeigt durchschnittliche NO_x-Emissionen gegen Lufttemperatur, aufgeteilt in 2 °C Klassen, nach Messkampagne, Kraftstoff und Schadstoffklasse. Emissionswerte werden in g Schadstoff pro kg Kraftstoff angegeben. Fehlerbalken stellen 95-prozentige Konfidenzintervalle dar. Punkte werden ausschließlich für Gruppen mit mindestens 100 Messungen aufgetragen. Abbildung 14 stellt NO_x-Emissionen gegenüber VSP dar, ist jedoch nach Temperaturklassen aufgliedert und begrenzt sich auf Diesel-Pkw und aufgrund kleiner Stichproben auf Euro 5-6 Fahrzeuge.

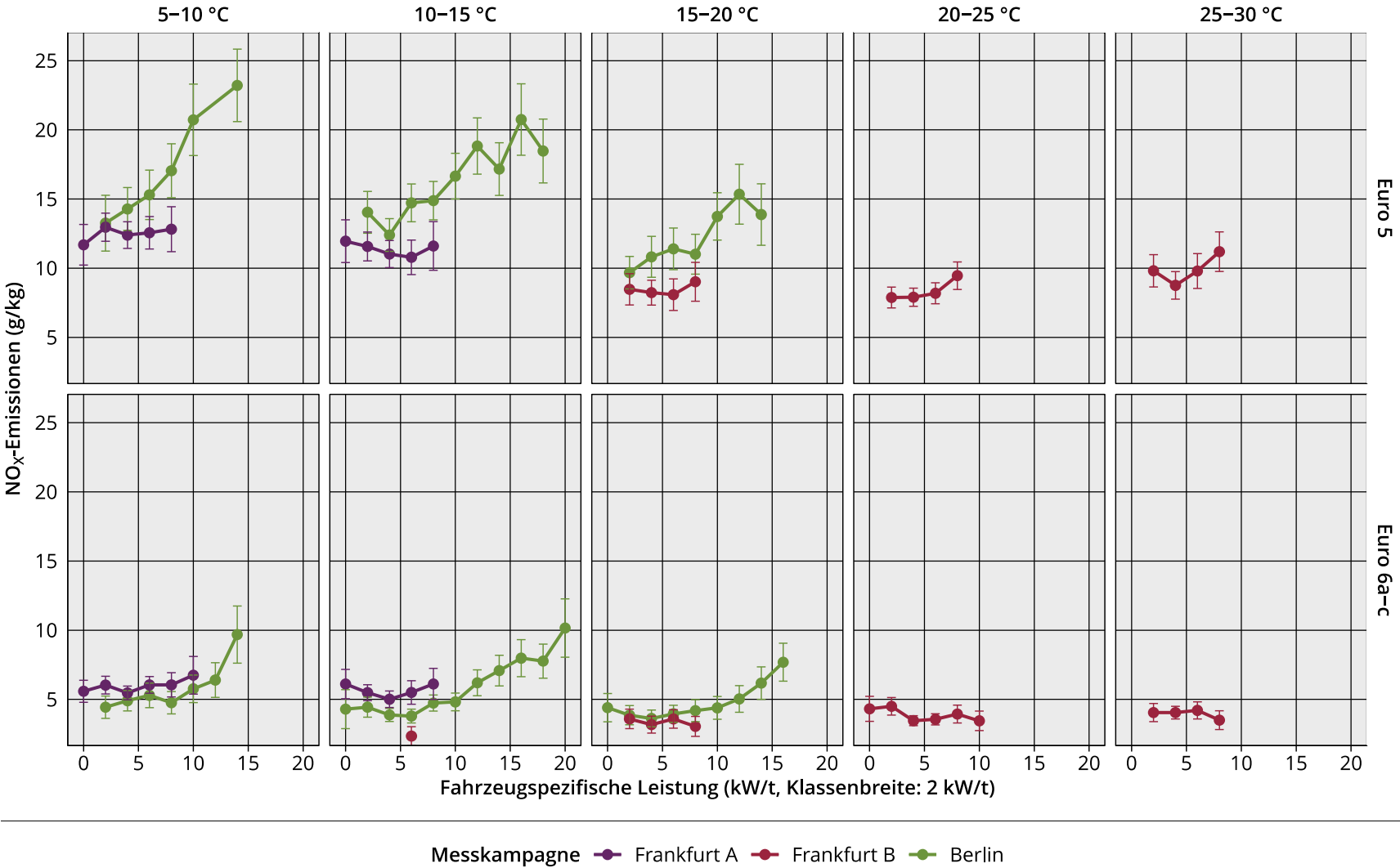
Abbildung 13 zeigt NO_x-Emissionen gegen Lufttemperatur nach Schadstoffklasse für Benzin und Diesel Pkw. Temperatureffekte bei Benzin-Pkw konnten wie erwartet nicht beobachtet werden. Für Diesel-Pkw zeigt Abbildung 13 bei der vergleichsweisen niedrigen Leistung in den Frankfurt Messkampagnen, im Durchschnitt 2.5–4.6 kW/t, spielen Temperatureffekte eine größere Rolle als Leistungseffekte (zum Vergleich s. Abbildung 12). Bei Euro 6 Diesel-Pkw liegt Frankfurt B sowohl gegenüber Leistung als auch gegenüber Lufttemperatur unter den Ergebnissen aus Frankfurt A und Berlin, die Diskrepanz ist allerdings klein. Bei Euro 4–5 liegen die durchschnittlichen NO_x-Emissionen in Berlin gegenüber Leistung (Abbildung 12) als auch gegenüber Lufttemperatur (Abbildung 13) deutlich über Durchschnittswerten aus Frankfurt. Abbildung 14 zeigt jedoch, dass die Kombination aus VSP und Temperatur die Ergebnisse besser angleicht, obwohl eine kleine Diskrepanz verbleibt. Insgesamt stimmen die NO_x-Emissionen aus Frankfurt und Berlin Kampagnen überein, nachdem Leistungs- und Temperatureffekte von Diesel-Pkw berücksichtigt wurden.

Abbildung 13 Pkw NO_x-Emissionen gegen Lufttemperatur nach Kraftstoff und Schadstoffklasse aus Remote Sensing Messungen



Quelle: HEAT (Daten Remote Sensing), OPUS (Daten Remote Sensing in Frankfurt und Berlin), ICCT (Grafik).

Abbildung 14: Diesel-Pkw NO_x-Emissionen gegen Leistung nach Schadstoffklasse und Lufttemperaturklasse aus Remote Sensing Messungen



Quelle: HEAT (Daten Remote Sensing), OPUS (Daten Remote Sensing in Frankfurt und Berlin), ICCT (Grafik).

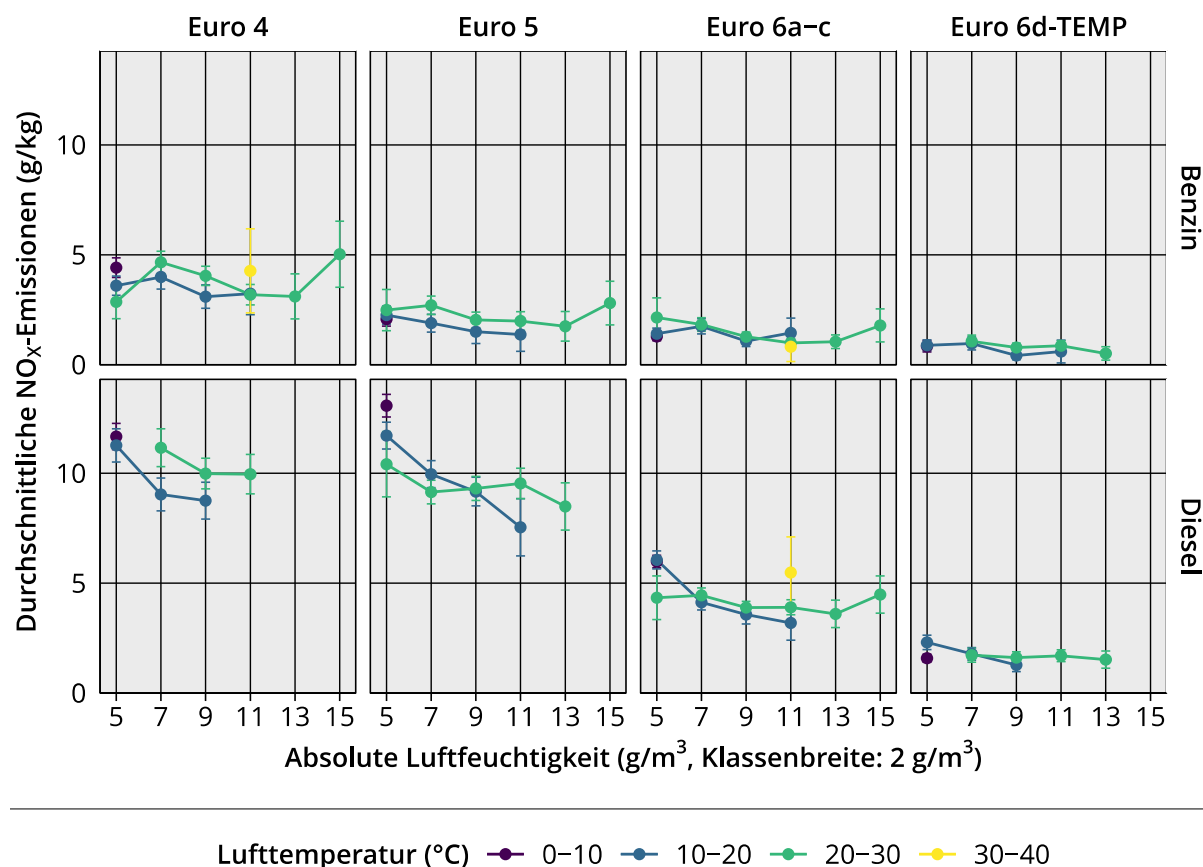
3.4 Weitere Umwelteinflüsse: Luftfeuchte und Luftdruck

Es ist bekannt, dass Luftfeuchte NO_x -Emissionen beeinflussen kann. Abbildung 15 zeigt durchschnittliche Pkw NO_x -Emissionen gegen absolute Luftfeuchtigkeit, aufgeteilt in 2 g/m^3 Klassen, nach Kraftstoff, Schadstoffklasse, und Lufttemperaturklasse (Klassenbreite: 10°C). Fehlerbalken stellen 95-prozentige Konfidenzintervalle dar. Punkte werden ausschließlich für Gruppen mit mindestens 100 Messungen aufgetragen. Abbildung 16 ähnelt Abbildung 15, trägt jedoch NO_x -Emissionen über Luftdruck auf. In Abbildung 15 und Abbildung 16 werden lediglich Daten aus den Frankfurter Messkampagnen verwendet, da die Kombination aus höherer Leistung in Berlin und der Leistungsabhängigkeit von Diesel-Pkw NO_x -Emissionen die Ergebnisse verzerren könnte.

In Abbildung 15 sind keine deutlichen Luftfeuchteeffekte bei Benzin-Pkw zu erkennen. Bei Diesel-Pkw, vor allem Euro 5, steigen die NO_x -Emissionen mit abnehmender Luftfeuchte an, jedoch sind die Mittelwerte mit breiten Konfidenzintervallen versehen. In Abbildung 16 ist kein deutlicher Zusammenhang zwischen Luftdruck und NO_x -Emissionen zu erkennen.

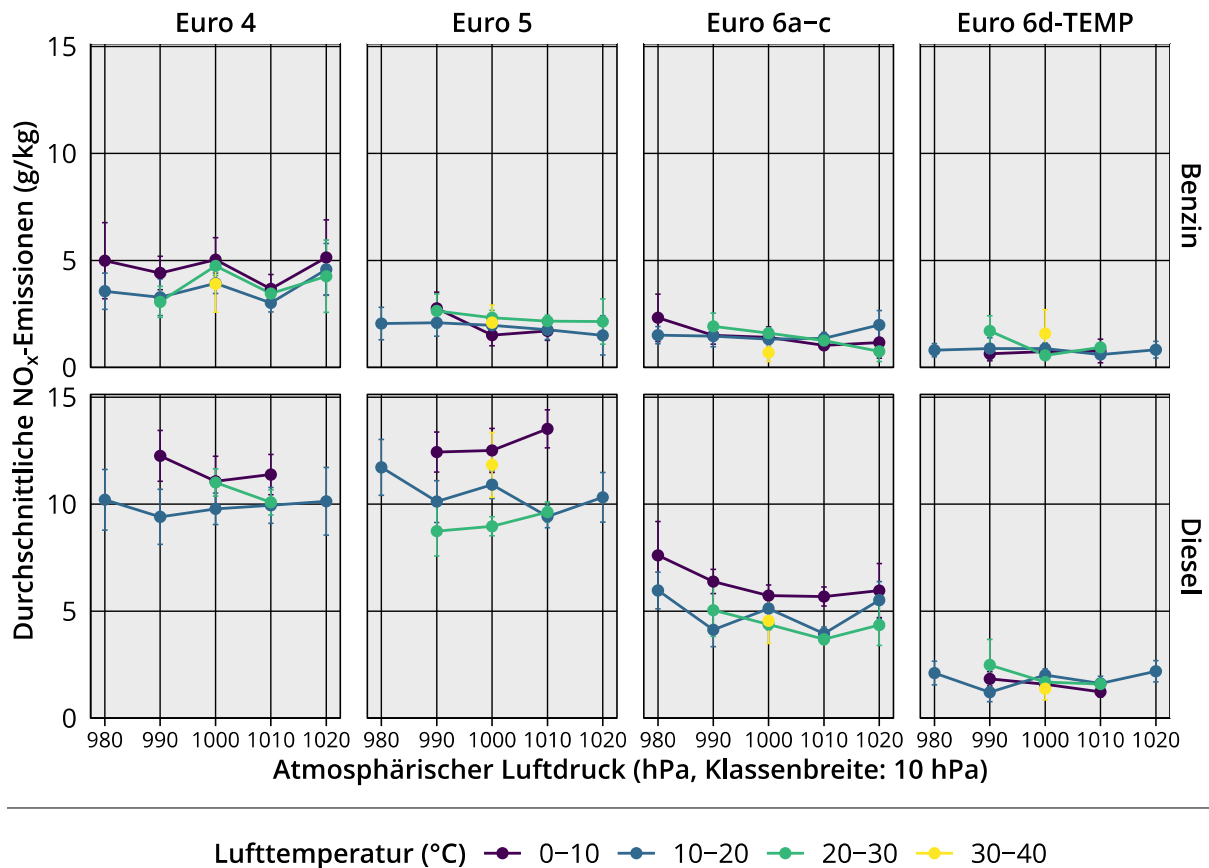
Aus diesen Untersuchungen lassen sich bezüglich Luftfeuchte und Luftdruck keine nennenswerten Zusammenhänge mit der Höhe der NO_x -Emissionen erkennen.

Abbildung 15: Durchschnittliche Pkw NO_x -Emissionen gegen absolute Luftfeuchtigkeit nach Kraftstoff, Schadstoffklasse und Lufttemperatur



Quelle: HEAT (Daten Remote Sensing), OPUS (Daten Remote Sensing in Frankfurt), ICCT (Grafik).

Abbildung 16: Durchschnittliche Pkw NO_x-Emissionen gegen atmosphärischen Luftdruck nach Kraftstoff, Schadstoffklasse und Lufttemperatur



Quelle: HEAT (Daten Remote Sensing), OPUS (Daten Remote Sensing in Frankfurt), ICCT (Grafik).

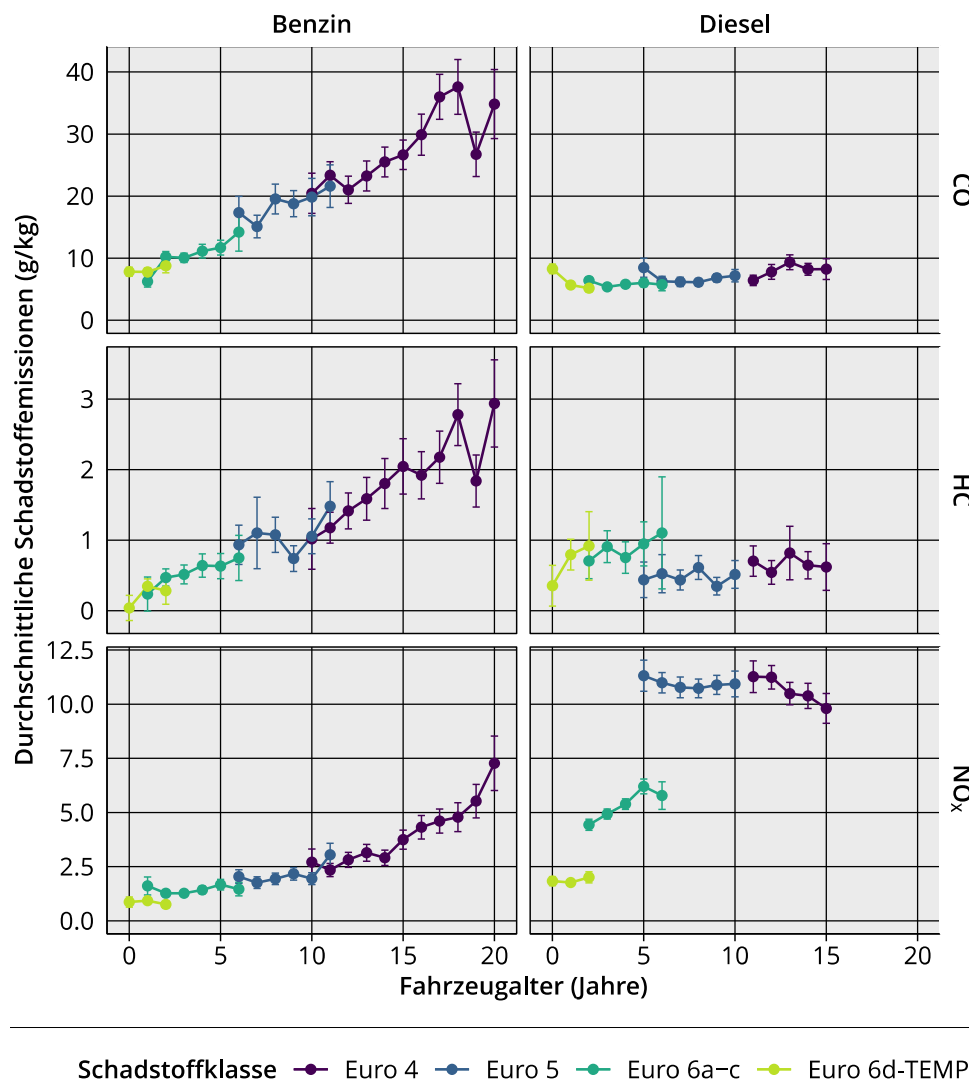
3.5 Alterungseffekte

Aus früheren Remote Sensing Studien sind Alterungseffekte, d.h. dass Schadstoffemissionen mit dem Fahrzeugalter ansteigen, bekannt. Zu den technischen Ursachen zählen thermische Alterung und Vergiftung von Katalysatoren sowie andere Katalysator- und Sensordefekte. Aus Remote Sensing Studien sind zum Beispiel zunehmende Kohlenmonoxid (CO) Emissionen von Benzin-Pkw (Dallmann et al., 2018; Dallmann et al., 2019), zunehmende CO- und NO_x-Emissionen von Benzin-Pkw (Borken-Kleefeld & Chen, 2015), zunehmende NO_x-Emissionen von Euro 2–3 dieselbetriebenen Pkw und leichten Nutzfahrzeugen (Chen & Borken-Kleefeld, 2016) und zunehmende CO-Emissionen von Diesel-Pkw (Sjodin et al., 2018) im europäischen Markt bekannt. Zunehmende CO-, Kohlenwasserstoff- (HC-) und NO-Emissionen von Benzin-Pkw wurden auch im nordamerikanischen Markt festgehalten (Bernard et al., 2020b). Dies wird auch grundsätzlich in den hier vorliegenden Remote Sensing Messungen bestätigt.

Abbildung 17 trägt durchschnittliche CO-, HC-, und NO_x-Emissionen von Pkw über Fahrzeugalter auf. Ergebnisse wurden nach Kraftstoffart und Schadstoffklasse differenziert. Fehlerbalken stellen 95-prozentige Konfidenzintervalle dar. Punkte werden ausschließlich für Gruppen mit mindestens 500 Messungen aufgetragen. In der Abbildung wurden ausschließlich Daten aus den Messkampagnen in Frankfurt verwendet, um mögliche Verzerrungen der Ergebnisse durch die höhere Motorleistung in der Berliner Messkampagne zu vermeiden.

In Abbildung 17 sind Alterungseffekte für Benzin-Pkw erkennbar: für Euro 4 bis 6a–c steigen CO-Emissionen jährlich um 4–18 %, HC-Emissionen um 10–26 % und NO_x-Emissionen um –2–10 % an. Die Auswirkung von Alterungseffekten bei Euro 6d-TEMP Benzin-Pkw ist aufgrund des niedrigen Fahrzeugalters noch unklar. Für Diesel-Pkw sind Alterungseffekte insgesamt weniger deutlich. CO-Emissionen scheinen ab Jahr 2–3 jährlich leicht anzusteigen. Auch bei NO_x-Emissionen sind Alterungseffekte für Euro >4 Diesel-Pkw, wie auch in früheren Studien (Chen & Borken-Kleefeld, 2016; Sjödin et al., 2018), undeutlich.

Abbildung 17 Durchschnittliche CO, HC und NO_x-Emissionen von Pkw gegen Fahrzeugalter nach Kraftstoffart und Schadstoffklasse



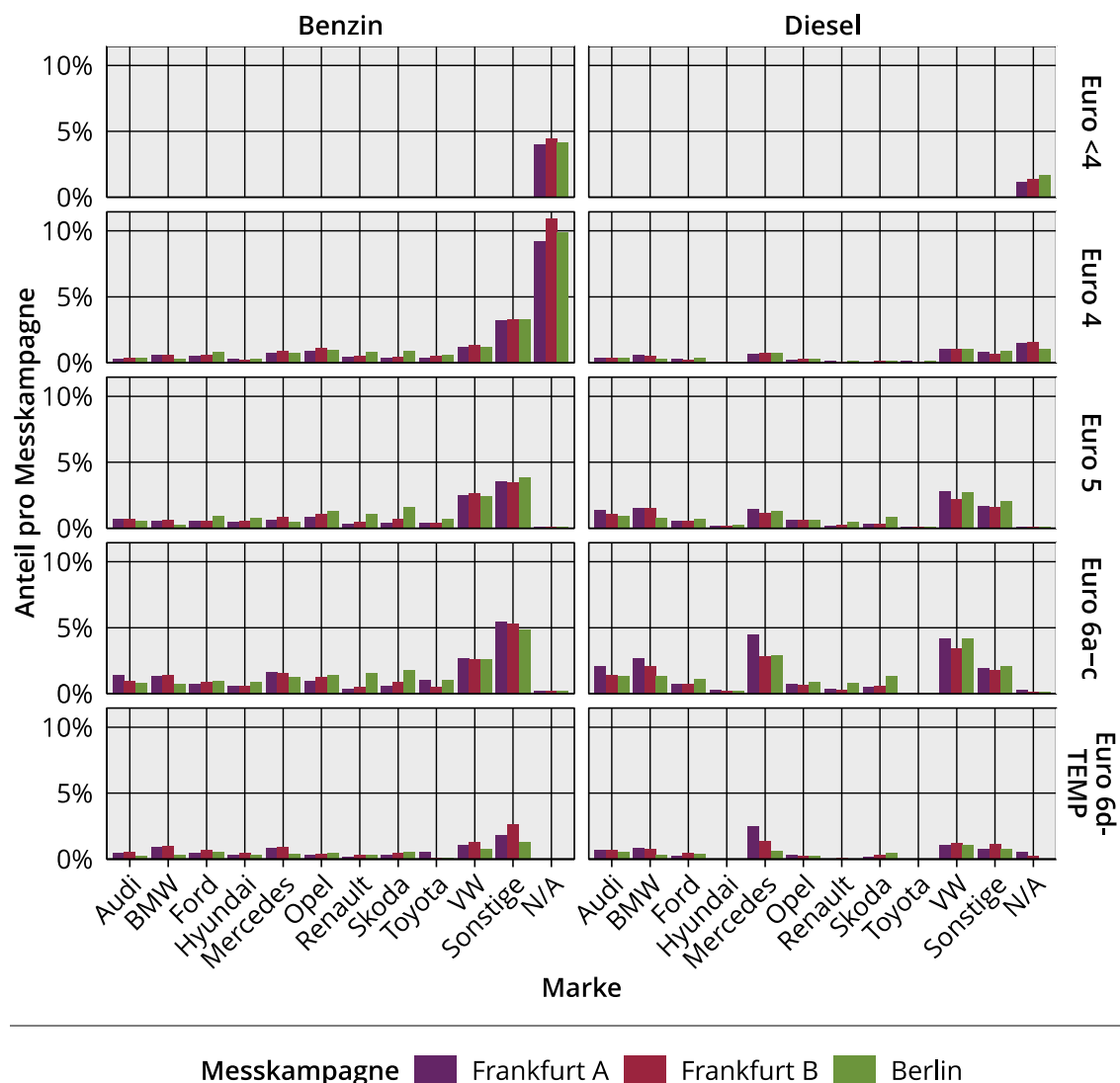
Quelle: HEAT (Daten Remote Sensing), OPUS (Daten Remote Sensing in Frankfurt), ICCT (Grafik).

3.6 Einfluss des Herstellermix

Frühere Remote Sensing Studien zeigen, dass NO_x-Emissionen von Diesel-Pkw zwischen Herstellern stark variieren (Bernard et al., 2020a; Borken et al., 2018; Dallmann et al., 2018; Tietge et al., 2019). Um den Einfluss vom Herstellermix auf NO_x-Emissionen einschätzen zu können, zeigt Abbildung 18 den Herstelleranteil an gültigen Remote Sensing Messungen pro Messkampagne, Kraftstoffart, und Schadstoffklasse. Der Anteil der Marken ist über die Frankfurt und Berlin

Messkampagnen hinweg relativ ähnlich. Die Spannweite des Markenanteils pro Kraftstoffart und Schadstoffklasse liegt im Großteil (92 %) der Fälle unter einem Prozentpunkt. Die größten Spannweiten sind bei Mercedes-Benz Euro 6d-TEMP (1.9 Prozentpunkte) und Euro 6a-c (1.6 Prozentpunkte) zu verzeichnen.

Abbildung 18: Anteil an gültigen Pkw Remote Sensing Messungen nach Marke, Kraftstoff, Schadstoffklasse und Messkampagne

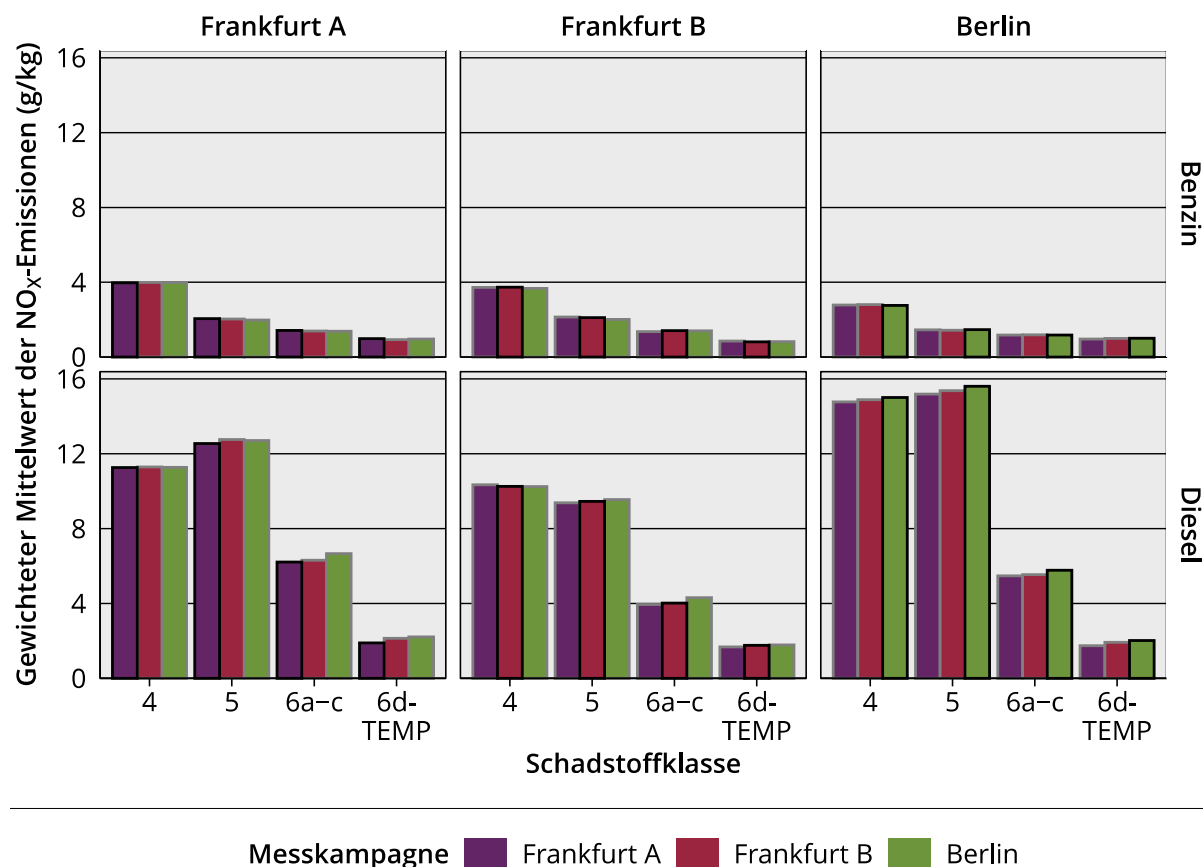


Quelle: HEAT (Daten Remote Sensing), OPUS (Daten Remote Sensing in Frankfurt und Berlin), ICCT (Grafik).

Abbildung 19 berechnet durchschnittliche NO_x -Emissionen pro Messkampagne, Kraftstoffart und Schadstoffklasse mit Herstellergewichtungen aus unterschiedlichen Messkampagnen. Durchschnittliche NO_x -Emissionen wurden pro Kampagne, Kraftstoff, Schadstoffklasse, und Fahrzeugmarke berechnet. Die Herstellergewichtungen aus unterschiedlichen Messkampagnen (s. Abbildung 18) wurden jeweils pro Kraftstoffart und Schadstoffklasse angewendet, um den Flottendurchschnitt mit unterschiedlichen Herstellerzusammensetzungen abzubilden. Schwarzumrandete Balken verwenden die Originalgewichtung, sonstige Balken verwenden die Herstellergewichtung aus anderen Messkampagnen. Aufgrund der geringfügigen Abweichungen zwischen Herstelleranteilen in den Frankfurter und Berliner Messkampagnen (Abbildung 18)

werden Emissionsfaktoren in Abbildung 19 kaum von Herstellergewichtungen aus anderen Messkampagnen beeinflusst.

Abbildung 19: Durchschnittliche Pkw NO_x-Emissionen nach Kampagne, Kraftstoffart und Schadstoffklasse, mit Herstellergewichtung aus unterschiedlichen Remote Sensing Kampagnen



Quelle: HEAT (Daten Remote Sensing), OPUS (Daten Remote Sensing in Frankfurt und Berlin), ICCT (Grafik).

3.7 Vergleich mit Emissionsfaktoren nach HBEFA 4.1

Die mittleren Emissionsraten der RSD Messungen werden im Folgenden mit den Emissionsfaktoren nach HBEFA 4.1. verglichen. Für einen sachgerechten Vergleich werden zuerst die streckenbezogenen Emissionsfaktoren nach HBEFA zu den querschnittbezogenen Emissionsraten nach RSD vergleichbar gemacht. Dabei wird durchgängig die RSD Einheit Gramm Schadstoff je Kilogramm Kraftstoff verwendet, die implizit auch in den HBEFA Daten verfügbar ist. Für diese Berechnungen wird das Simulationsmodell PHEM benutzt, das die Basisemissionsfaktoren für das HBEFA generiert. In den nachfolgenden Unterkapiteln ist die Emissionssimulation nach PHEM für die Remote Sensing Messstellen Frankfurt A, Frankfurt B und Berlin beschrieben.

3.7.1 Modell

Die streckenbezogenen HBEFA-Emissionsfaktoren in g/km werden mit dem Simulationsprogramm PHEM erstellt. Je Schadstoffklasse wird mit einem d Fahrzeug simuliert, welches den Durchschnitt der Flotte hinsichtlich Fahrzeugmasse, Beladung, Emissionskennfeld etc. widerspiegelt. Die nachfolgende Beschreibung des Simulationsprogramms PHEM ist aus (Hausberger,

2003), (Hausberger et al., 2017), (Hausberger et al., 2018), (Rexeis, 2019) und (Zallinger, 2010) entnommen.

Das Simulationsprogramm PHEM wurde am IVT (Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik) der TU Graz Ende der 90er Jahre entwickelt. Das Programm wird ständig weiterentwickelt und berücksichtigt immer die je aktuellen Motor- und Fahrzeugtechnologien. PHEM berechnet Kraftstoffverbrauch und Emissionen in 1 Hz für einen gegebenen Fahrzyklus. Die Berechnung basiert auf der Fahrzeuglängsdynamik und Motorkennfeldern für Kraftstoffverbrauch und Emissionen. Die für die Zyklen notwendige Motorleistung wird aus Fahrwiderständen, Steigung, Massenträgheit sowie aus den Verlusten zwischen Getriebe und Motor berechnet. Zusätzlich wird auch die mechanische Nebenverbraucherleistung berücksichtigt werden. Die Motordrehzahl kann vorgegeben oder mittels Reifendurchmesser und Übersetzung der Achse sowie des eingelegten Gangs berechnet werden. Sind die Gänge für einen Zyklus nicht bekannt, so kann auf das Schaltmodell von PHEM zurückgegriffen werden. Kraftstoffverbrauch und Emissionen werden mit Motorleistung und -drehzahl aus Kennfeldern interpoliert. Darüber hinaus gibt es in PHEM ein Modell zur detaillierten Berücksichtigung des Abgasnachbehandlungssystems. Dabei fließt u.a. der Wärmeübergang zwischen Abgas und Abgasnachbehandlungssystem sowie zwischen Abgasnachbehandlungssystem und Umgebung in die Simulation der Katalysatortemperaturen und damit in das Konvertierungsverhalten des Abgasnachbehandlungssystems ein.

Im Folgenden werden systematisch die Einflussfaktoren im Modell so angepasst, dass sie den gemessenen Verhältnissen an den jeweiligen RS-Messstellen bestmöglich entsprechen. Damit wird hier erstmals in großer Detailtiefe möglichst Gleiches mit Gleichem verglichen. Der Fokus liegt auf den Faktoren, die die NO_x -Emissionen von Diesel-Pkw beeinflussen. Bekannt und angepasst werden die folgenden Einflussfaktoren:

- ▶ Fahrzyklus als Maß für die Motorlast und „Vorkonditionierung“ des Fahrzeuges;
- ▶ Zusammensetzung der Flotte nach Marken, nach Gewicht und Motorlast;
- ▶ Anpassung der Laufleistung bzw. Einfluss der Alterung;
- ▶ Anpassung bzw. Einfluss der Außentemperatur.

3.7.2 Zyklen

Bei der Remote Sensing Messung werden Emissionen auf einem sehr kurzen Streckenabschnitt erfasst. Diese kurzen Streckenabschnitte zu simulieren ist aufgrund fehlender Informationen über z. B. das Fahrprofil (also Geschwindigkeit über die Zeit) oder die Vorgeschichte des Abgasnachbehandlungssystems des Fahrzeuges vor der Messstelle schwierig. Allerdings deckt die Gesamtheit der instantanen Messwerte ein breites Spektrum an Fahrzuständen ab. Diese werden hier als eine Abfolge von Fahrzuständen interpretiert, die entlang einer Strecke vorkommen können. Deren Mittelwert entspricht einem Zyklusmittelwert. Dieser Zyklusmittelwert kann wiederum mit PHEM simuliert werden. Deshalb wurde der jeweiligen Remote Sensing Messstelle ein HBEFA-Zyklus zugeordnet, der die kumulierte Häufigkeit von Fahrzuständen aller Messungen bei der jeweiligen Messstelle am besten beschreibt. Folgende Kennwerte wurden für die Beurteilung herangezogen:

- ▶ Beschleunigung a in m/s^2
- ▶ Fahrzeuggeschwindigkeit v in km/h

► VSP in kW/t

Jener HBEFA-Zyklus, der dieser Kennwerte für die jeweilige Messstelle am besten beschrieb, wurde für die Simulation herangezogen. Tabelle 2 zeigt die ausgewählten HBEFA-Zyklen für die jeweilige Messstelle, Abbildung 20 exemplarisch die Verläufe der kumulierten Häufigkeiten von a, v und VSP der Messung sowie des ausgewählten HBEFA-Zyklus für Frankfurt A.

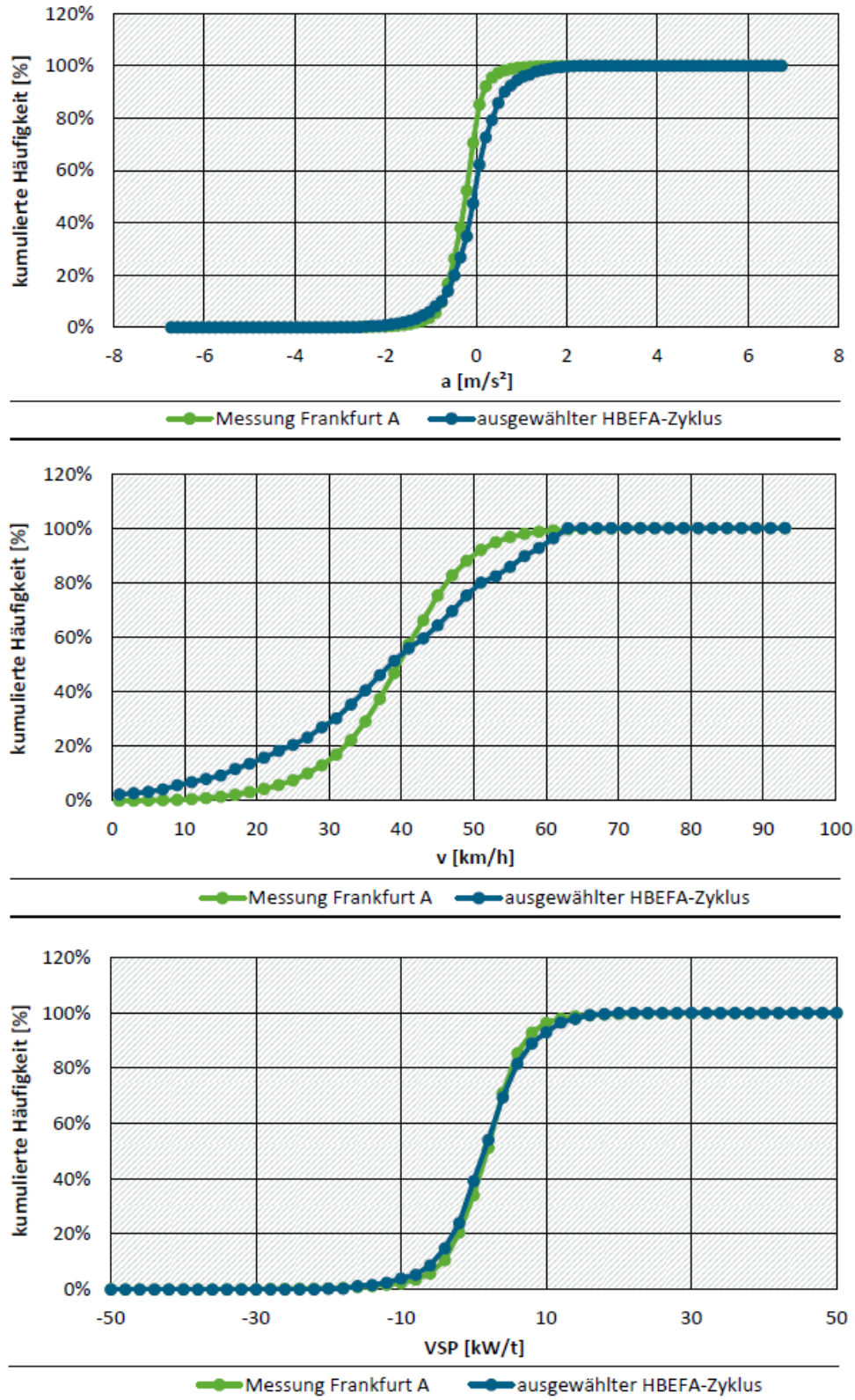
Tabelle 2: Ausgewählte HBEFA-Zyklen für die Remote Sensing Messstellen

	Frankfurt A	Frankfurt B	Berlin
HBEFA-Zyklus	RUR/Access/40/Freeflow	RUR/Access/30/Heavy	RUR/Access/40/Freeflow*

* Zyklus wurde noch leicht adaptiert

Abbildung 20: Verteilung der kumulierten Häufigkeiten von Beschleunigung (a), Geschwindigkeit (v) und Motorlast (VSP) der RS-Messung sowie des ausgewählten HBEFA-Zyklus für Frankfurt A

Ergebnisse der RS-Messung für Frankfurt A und entsprechend ausgewähltem HBEFA-Zyklus



Quelle: Eigene Berechnungen der TUG mit PHEM bzw. den RS Daten von der Messkampagne Frankfurt A [HEAT]

3.7.3 Flottenzusammensetzung

HBEFA simuliert die Emissionen einer pan-europäischen Flotte aufgliedert für die einzelnen Fahrzeugschichten (z. B. Pkw Diesel Euro 5). Deren Zusammensetzung entspricht aber nach Marken, Masse, Leistung etc. nicht der Flotte, die bei den Remote Sensing Messstellen Frankfurt A, Frankfurt B und Berlin gemessen wurde. Um die lokalen Flotten bei den Messstellen Frankfurt A, Frankfurt B und Berlin auch in der Simulation abbilden zu können, wurden die Simulationsdaten des durchschnittlichen Diesel- und Benzin-Pkw für Euro 5 und Euro 6a, b (jene Schadstoffklassen, die den größten Anteil bei den Messungen hatten) angepasst: Dafür wurden sowohl die durchschnittlichen Fahrzeugdaten (wie z. B. Fahrzeugmasse) als auch die durchschnittlichen Emissionskennfelder so adaptiert, wie an der jeweiligen Stelle gemessen. Die Daten, die zur Fahrzeuganpassung zur Verfügung standen, waren die Fahrzeugmasse und die Leistung, welche anhand der Kennzeichenerfassung aus den Zulassungsdaten verfügbar waren. Des Weiteren wurde für die Simulation der lokalen Flotte auch die Beladung auf durchschnittlich 1.5 Personen je Pkw reduziert. Im HBEFA 4.1 sind höhere Beladungen für den Verkehrsmix in PHEM hinterlegt, die auch Urlaubsfahrten mit Dachboxen, Anhängern etc. beinhalten. Aus demselben Grund wurde eine Reduktion des Luftwiderstandsbeiwertes und Rollwiderstandes für die lokale Flotte durchgeführt, da die Durchschnittsfahrzeuge im HBEFA 4.1 Zusätze aufgrund der erwähnten Dachboxen, Wohnwagen, etc. sowie wegen Fahren mit Winterreifen und Seitenwind enthalten. Die durchschnittlichen Emissionskennfelder wurden adaptiert, indem die fahrzeugspezifischen HBEFA-Emissionskennfelder nach den Anteilen der Marken, die an den Remote Sensing Messstellen vermessen wurden, neu gewichtet wurden. Tabelle 3 vergleicht beispielhaft die Anteile der Marken von Euro 5 Diesel-Pkw an den jeweiligen Messstellen mit der Standard HBEFA-Flottenzusammensetzung, die den Markenmix für EU-28 abbildet. Die Markenverteilung ist zwischen den Frankfurter Standorten sehr ähnlich; dabei entfallen 40 % der gemessenen Diesel-Pkw auf deutsche Oberklassehersteller (Audi, BMW, Mercedes). Diese Marken sind in Berlin in Summe weniger als 30 % vertreten, in der EU-28 nur 15 %. Umgekehrt haben die Hersteller tendenziell kleinerer Fahrzeuge (Citroen, Fiat, Kia, Peugeot und Renault) einen Anteil von 26 % in der EU, 12 % in Berlin und 8-10 % in Frankfurt. Fahrzeuge dieser Marken unterscheiden sich in ihren NO_x-Emissionen deutlich (Sintermann et al., 2019; BMVI, 2016; Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer, 2016). Daher ist die Anpassung an die lokalen Flotten von Bedeutung. Die spezifischen Anteile wurden verwendet, um das Durchschnittsemissionskennfeld von PHEM für die jeweilige Messstelle zu erstellen.

Die so möglichst gut an die lokalen Verhältnisse angepasste Simulation wird ebenfalls mit den durchschnittlichen Emissionsfaktoren im HBEFA 4.1 unter Verwendung der Standardwerte für Fahrzeugdaten und Emissionskennfelder verglichen.

Tabelle 3: Anteil der Marken für Frankfurt A, Frankfurt B, Berlin und HBEFA für Euro 5 Diesel-Pkw, absteigend geordnet nach HBEFA 4.1. Die Summe kann aufgrund von Rundungen von 100 % abweichen.

Marke	Frankfurt A	Frankfurt B	Berlin	HBEFA (EU-28)
VW	26 %	23 %	26 %	30 %
Skoda	3 %	3 %	8 %	20 %
Renault	2 %	3 %	4 %	15 %
BMW	14 %	16 %	7 %	6 %
Audi	13 %	11 %	9 %	5 %
Fiat	1 %	1 %	1 %	5 %
Peugeot	2 %	2 %	2 %	5 %
Mercedes	13 %	12 %	12 %	4 %
Opel	5 %	7 %	6 %	3 %
Toyota	1 %	1 %	1 %	3 %
andere	18 %	18 %	21 %	2 %
Kia	1 %	2 %	3 %	1 %
Citroen	2 %	2 %	2 %	0 %

3.7.4 Annahmen zur Laufleistungskorrektur

Die erstellten Durchschnittsemissionskennfelder und somit auch die simulierten Emissionsfaktoren in PHEM beziehen sich auf eine Laufleistung von 50'000 km. Die Laufleistung der vermessenen Fahrzeuge an den Remote Sensing Messstellen war nicht bekannt; jedoch konnte ihr Alter aus dem Datum der Erstzulassung abgeschätzt werden. Daher wurde angenommen, dass die durchschnittliche Laufleistung der Pkw für Deutschland, die im HBEFA hinterlegt ist, auch die durchschnittliche Laufleistung der vermessenen Fahrzeuge widerspiegelt. Tabelle 4 zeigt exemplarisch die verwendete Laufleistung von Euro 5 und Euro 6a, b Diesel- und Benzin-Pkw für das Jahr 2020. Mithilfe der bekannten Laufleistungsdaten können die simulierten Emissionsfaktoren, die für 50'000 km ausgewiesen werden, korrigiert werden. Die Korrekturwerte der Emissionsfaktoren wurden wiederum aus dem HBEFA 4.1 entnommen. Die Tabelle 5 und Tabelle 6 zeigen exemplarisch die NO_x-Korrekturwerte für Diesel-Pkw sowie Benzin-Pkw als Funktion der kumulierten Laufleistung, die multiplikativ auf die Emissionsfaktoren bei 50'000 km angewendet werden. Diese Korrekturfaktoren wurden auf Basis von pan-europäischen Remote Sensing Messdaten abgeleitet (Carslaw et al., 2019).

Tabelle 4: Durchschnittliche Laufleistung von Pkw in Deutschland im Jahr 2020 [HBEFA 4.1]

Schadstoffklasse	Diesel-Pkw	Benzin-Pkw
Euro 5	203'167 km	103'784 km
Euro 6a, b	119'207 km	55'567 km

Tabelle 5: NO_x-Korrekturfaktoren für Diesel-Pkw als Funktion der Laufleistung, dargestellt ab Euro 3 [HBEFA 4.1]

Schadstoff-klasse	0 km	50'000 km	100'000 km	200'000 km	300'000 km
Euro 3	1.00	1.00	1.05	1.20	1.33
Euro 4	1.00	1.00	1.03	1.06	1.13
Euro 5	1.00	1.00	1.00	1.03	1.07
Euro 6ab, 6c, 6d-TEMP, 6d	1.00	1.00	1.05	1.15	1.25

Tabelle 6: NO_x-Korrekturfaktoren für Benzin-Pkw als Funktion der Laufleistung, dargestellt ab Euro 3 [HBEFA 4.1]

Schadstoff-klasse	0 km	50'000 km	100'000 km	200'000 km	300'000 km
Euro 3	1.00	1.00	1.63	2.90	4.17
Euro 4	1.00	1.00	1.50	2.00	2.50
Euro 5	1.00	1.00	1.00	2.50	3.50
Euro 6ab, 6c, 6d-TEMP, 6d	1.00	1.00	1.00	1.30	1.60

3.7.5 Annahmen zur Temperaturkorrektur

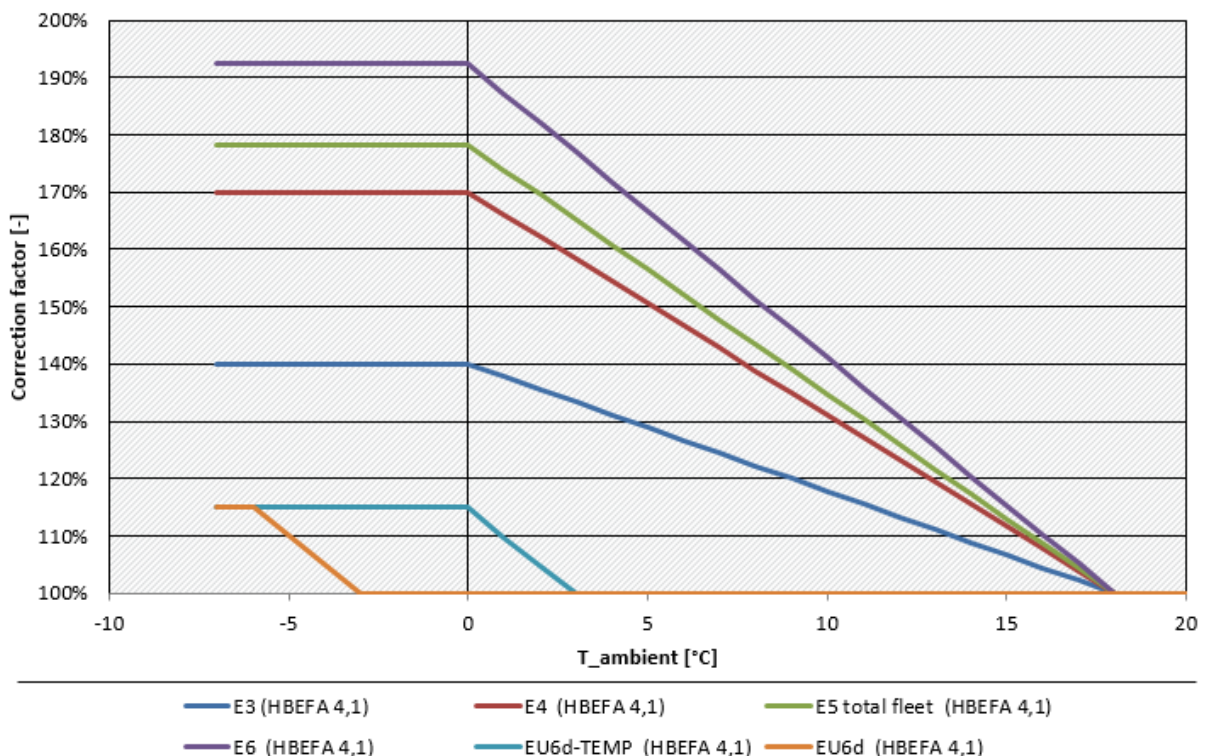
Die Emissionsfaktoren nach PHEM (und HBEFA 4.1) sind zunächst für eine Außentemperatur von 20°C ausgewiesen. Daher werden die simulierten Emissionsfaktoren noch auf die tatsächlich gemessene Temperatur angepasst, insbesondere für die Messungen im Frühjahr in Frankfurt („A“) und in Berlin mit durchschnittlichen Außentemperaturen von 10° bzw. 13° C. Für diese Temperaturkorrektur werden die gleichen Funktionen genutzt wie im HBEFA 4.1. Diese wurden auch aus Remote Sensing Daten bestimmt. Neben Daten aus Schweden und der Schweiz wurden auch viele Messdaten aus Großbritannien analysiert (Grange et al., 2019). Da diese in HBEFA 4.1 verwendeten Remote Sensing Daten hauptsächlich zwischen 5 °C und 20 °C liegen und Fahrzeuge mit Euro 6c bis Euro 6d noch nicht abdecken, wurden folgende Annahmen getroffen:

- Der Einfluss der Umgebungstemperatur auf die NO_x-Emissionen tritt bei Euro 3 bis Euro 6d nur unter 20 °C auf; mögliche Änderungen bei Temperaturen grösser als 30 °C sind für das Projekt hier irrelevant.
- Der Einfluss der Umgebungstemperatur auf die NO_x-Emissionen für Euro 6d-TEMP und für Euro 6d wird durch die in der RDE-Verordnung festgelegten Randbedingungen begrenzt: Grenzwerte ohne Temperaturkorrektur müssen für Euro 6d-TEMP und niedriger bis zu 3 °C eingehalten werden, für Euro 6d bis -3 °C. Daher wird hier angenommen, dass Temperatureffekte nur unterhalb dieser Schwellen für zukünftige Fahrzeuge relevant sind.
- NO_x steigt unter 0 °C nicht weiter an. Die verfügbaren Daten decken keine niedrigeren Temperaturen ab, daher ist derzeit keine Aussage über das tatsächliche Verhalten möglich. Es wird davon ausgegangen, dass die AGR Raten im Flottendurchschnitt bei 0 °C bereits auf fast 0 % reduziert ist, so dass keine weiteren Auswirkungen auf NO_x auftreten.

Die NO_x-Korrekturfunktionen nach HBEFA 4.1 für Diesel-Personenkraftwagen in Abhängigkeit von der Umgebungstemperatur sind in Abbildung 21 dargestellt.

Abbildung 21: Linearisierte Korrektur der Basis-NO_x-Emissionsfaktoren für Diesel-Pkw mit der Außentemperatur im HBEFA 4.1

Pass cars NO_x Temperaturefunctions HBEFA 4.1



Quelle: Matzer et al., 2019

3.7.6 Annahmen zum NO₂ Anteil

Die direkten NO₂-Emissionen werden im HBEFA 4.1 aus dem Produkt von NO_x-Emissionen und einem (geschätzten) Anteil von NO₂ zu NO_x im Abgas berechnet. Diese NO₂ zu NO_x-Verhältnisse

werden bisher für Diesel- und Benzin-Personenkraftwagen konstant je Schadstoffklasse angesetzt (Tabelle 7). Bei Diesel-Pkw steigt das NO_2/NO_x -Verhältnis mit der Euro-Klasse an, da in den Nachbehandlungssystemen seit Euro 3 DOCs hinzugefügt werden, die NO zu NO_2 oxidieren. Mit der Einführung von DPFs stieg das NO_2 -Verhältnis weiter an, um die passive Regeneration der DPFs mit NO_2 zu verbessern. Das Verhältnis für Benzin-Pkw bleibt konstant.

Tabelle 7: NO_2 zu NO_x Verhältnis für Personenkraftwagen nach HBEFA 4.1

NO_2/NO_x für Diesel-Pkw		NO_2/NO_x für Benzin-Pkw	
Euro 3	35 %	Euro 3	5 %
Euro 4 without DPF	40 %	Euro 4	5 %
Euro 4 with DPF	46 %		5 %
Euro 5	34 %	Euro 5	5 %
Euro 5 SW-update	30 %		5 %
Euro 6a,b	35 %	Euro 6a,b	5 %
Euro 6c	35 %	Euro 6c	5 %
Euro 6d-Temp	35 %	Euro 6d-Temp	5 %
Euro 6d	35 %	Euro 6d	5 %

3.8 Vergleich der NO_x -Emissionsraten zwischen RSD und PHEM

Im Folgenden werden die Emissionsraten aus Messung und Simulation verglichen. Dabei werden die NO_x -Emissionen nach Motorlast je Fahrzeugschicht aufgetragen. Zur Klarheit wird jede Messstelle einzeln behandelt, um den Einfluss unterschiedlicher Messsysteme, Temperaturen und Fahrbedingungen in Frankfurt einerseits und unterschiedlicher Flotten zwischen Berlin und Frankfurt andererseits ausschalten zu können. Abschließend wird im Abschnitt 3.8.7 ein Gesamtfazit zum Vergleich der Ergebnisse von RSD Messungen und der Simulation mit PHEM gezogen.

Zur Erinnerung: In Frankfurt wurden RSD Messungen im Frühjahr 2020 mit dem Messsystem A von HEAT bei einer durchschnittlichen Außentemperatur von nur 10°C durchgeführt; die RSD-Messungen im Spätsommer 2020 wurden mit dem Messsystem B (OPUS RSD 5000) bei einer durchschnittlichen Außentemperatur von 22°C durchgeführt. Dieser Temperaturunterschied hat wesentlichen Einfluss auf die resultierende NO_x -Emission der Diesel-Pkw.

Zum Vergleich werden auch RSD-Messungen aus Berlin aus dem Herbst 2019 herangezogen. Sie wurden mit denselben beiden OPUS RSD 5000 Messgeräten, die auch in Frankfurt eingesetzt waren, bei einer durchschnittlichen Außentemperatur von 13°C durchgeführt. Außerdem wurde dort mit höheren Geschwindigkeiten und Beschleunigungen, also höheren Motorlasten gefahren. Eine detaillierte Analyse der Berliner Messungen liegt jedoch außerhalb dieses Projektes, für den Hintergrund s. Schmidt, Düring & Borken-Kleefeld (2020).

3.8.1 Diesel Pkw Euro 4

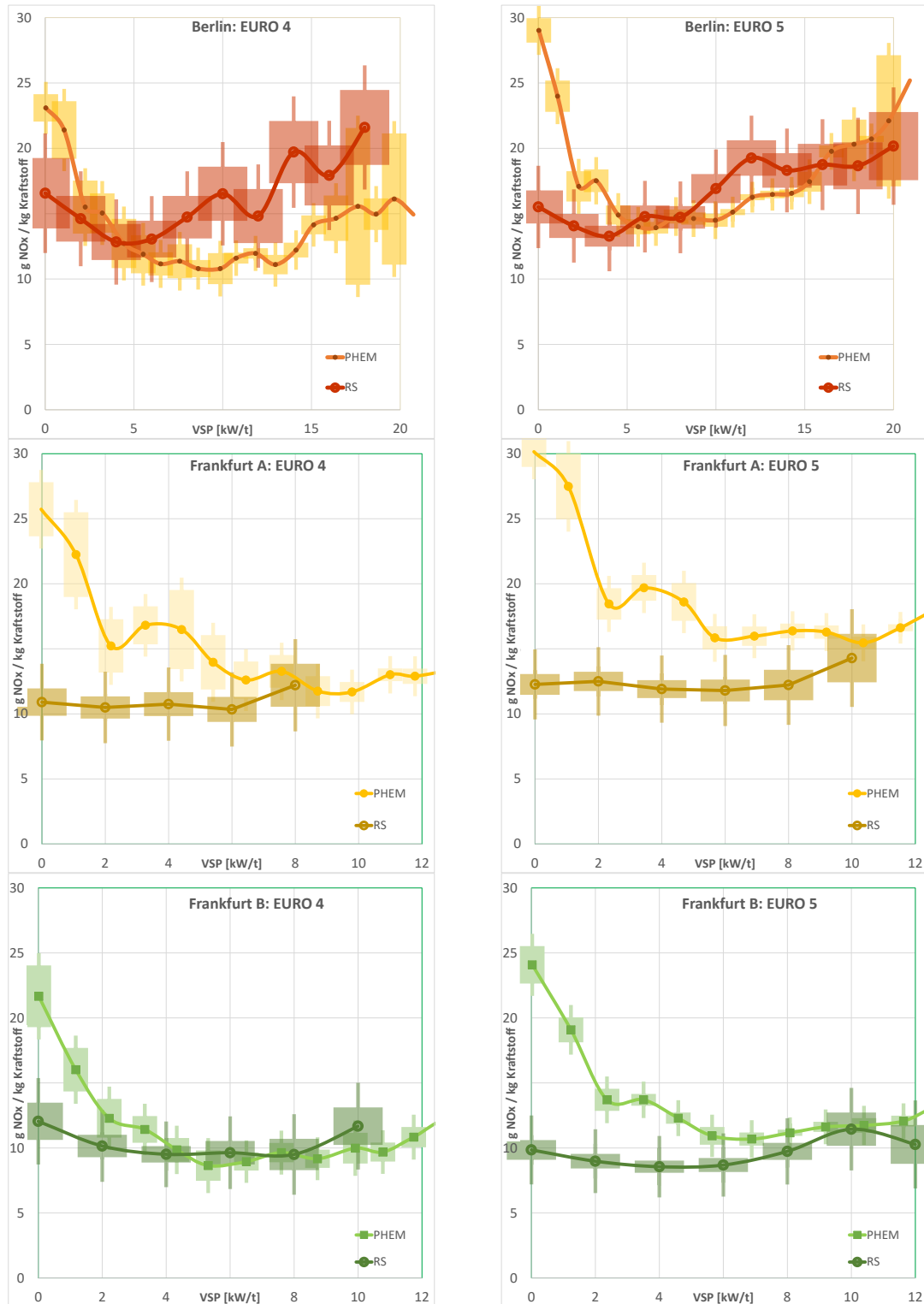
Die NO_x -Emissionsraten der Euro 4 Diesel-Pkw sind in beiden RS Messungen in Frankfurt relativ konstant über den Lastbereich von 0 bis 10 kW/t (VSP). Für Messstelle B wird das auch genauso

von PHEM simuliert: Die Übereinstimmung mit den Messdaten könnte kaum besser sein, außer bei Lastbereichen kleiner 2 kW/t: Für kleine Motorlasten werden ansteigende Emissionsraten modelliert, was mit den RSD nicht gemessen wird (Abbildung 22). Mögliche Erklärungen dazu weiter unten.

In Berlin wurden höhere NO_x Werte mit RSD OPUS gemessen als in Frankfurt. Diese Differenz wird nicht durch die Temperaturdifferenz erklärt. Außerdem steigen die NO_x-Emissionsraten um ca. 50 % an, wenn die Motorlast von 5-10 kW/t auf 15 kW/t und mehr ansteigt. Der Verlauf der Emissionsrate mit steigender Motorlast ist in der Simulation mit PHEM eher U-förmig. Dabei mag der hohe Wert bei niedrigen Lasten artifiziell sein. Ein Anstieg wird erst ab ca. 13 kW/t Motorlast simuliert, dann ebenfalls um etwa 50 % im Vergleich zum Niveau von 5 kW/t. In der Modellierung mit PHEM ist der wesentliche Unterschied zwischen dem Emissionsverhalten in Berlin und Frankfurt die Temperatur; die Flottenzusammensetzung und -charakteristika haben demgegenüber nur einen untergeordneten Einfluss. Der Einfluss der Fahrbedingungen ist dank der hier vorgenommenen Differenzierung nach Motorlast (VSP) minimal.

Abbildung 22: NO_x-Emissionsrate von Diesel-Pkw Euro 4 (linke Spalte) und Euro 5 (rechte Spalte) gemessen mit RSD und simuliert mit PHEM für Berlin und Frankfurt (A und B) in Abhängigkeit von der Motorlast (VSP).

Mittelwert der NO_x-Emissionsrate in Abhängigkeit von der Vehicle Specific Power (VSP). Die Fehlerbalken repräsentieren das 95 %-Konfidenzintervall des Mittelwertes.



Quelle: Daten Remote Sensing: Berlin: OPUS 2019; Frankfurt A: HEAT 2020; Frankfurt B: OPUS 2020; PHEM: TU Graz. Eigene Darstellung JBK.

3.8.1.1 Zur Simulation von NO_x-Emissionsraten bei niedrigen Motorlasten

PHEM simuliert bis Euro 6ab signifikant steigende NO_x-Emissionen je kg Kraftstoff in Richtung niederer Last. Die Ursache liegt in der Datengrundlage und Datenaufbereitung, die für diese Pkw-Schichten noch im Rahmen des HBEFA 3.3 durchgeführt wurde. Dabei wurden Messdaten vom Rollenprüfstand anhand der gemessenen Drehzahl und Rollenleistung mit Aufschlägen für Achs- und Getriebeverluste in die Motorkennfelder gerastert. Zeitlich variable Gaslaufzeiten vom Motor zur Emissionsmessstelle zwischen niederen Abgasvolumenströmen im Leerlauf und hohen Volumenströmen bei steigenden Lasten und Drehzahlen sowie die Ansprechzeiten der Analysatoren führen zu Ungenauigkeiten in der Zuordnung der Schadstoffemissionen zu den Drehzahl- und Leistungsrastern im Kennfeld. Tendenziell werden bei ungenauen zeitlichen Zuordnungen in der Niederlast zu hohe Emissionswerte bei der Kennfelderstellung zugeordnet und umgekehrt bei Hochlast zu niedrige. Dadurch ergeben sich auch auf der Motor-Schleppkurve Emissionswerte über Null, obwohl dort kein Kraftstoff eingespritzt wird. Die Verbrauchs- und CO₂-Kennfelder sind dagegen auf der Schleppkurve der Motoren auf Null gesetzt. Dadurch steigen die Emissionen je kg Kraftstoff bei steigenden Leerlaufanteilen, da auf und unter der Schleppkurve NO_x-Emissionen interpoliert werden, aber kein Verbrauch. In den Zyklusmittelwerten je Verkehrssituation heben sich die o.a. Ungenauigkeiten in der Zuordnung im Kennfeld weitgehend auf, so dass keine Maßnahme im HBEFA nötig ist. Die Emissionswerte in den Kennfeldern bei Niederlast zu senken wäre eine Option, allerdings müssten diese bei höheren Lasten aufgeschlagen werden, da sonst gemessene Emissionen, die ja alle in die Kennfelder eingerastert sind, nicht mehr in den Emissionsfaktoren enthalten wären. Damit würde das durchschnittliche Emissionsniveau der Kfz in der Simulation mit dem Modell PHEM gesenkt werden. Seit Kennfelderstellung für Euro 6a und neueren Kfz wird eine neue Methode zur Kennfelderstellung verwendet, bei der die Leistung aus CO₂-Messwerten und der Drehzahl bestimmt wird (Matzer, 2020). Da CO₂ und Schadstoffemissionen mit den gleichen Messverfahren bestimmt werden, sind die Ungenauigkeiten in der zeitlichen Zuordnung mit der neuen Methode weitgehend beseitigt. Die steigenden Emissionen bei niederer Last treten in den Kennfeldern dementsprechend auch nicht mehr auf. Um die Kennfelder bis inklusive Euro 5 zu korrigieren, müssten erst geeignete Verfahren entwickelt werden, mit denen Emissionen von niederer Last auf höhere Lastbereiche umverteilt werden oder man müsste mit allen alten Messdaten mit der neuen CO₂-Methode neue Kennfelder erzeugen. Da die Simulationsergebnisse bis Euro 5 auch auf Messdaten kalibriert wurden, wäre ein Update mit hohem Aufwand verbunden. Da die Auswirkung auf die Emissionsfaktoren gering ist, wird diese Arbeit als geringe Priorität betrachtet. Bei der Erzeugung von Emissionskennfeldern ab Euro 6 für kommende Updates des HBEFA sollte jeweils die neue Methode, bei der die Leistung aus CO₂ und Drehzahl berechnet wird, angewendet werden, um die Überschätzung der Emissionen bei niederen Lasten zu vermeiden.

3.8.2 Diesel Pkw Euro 5

Die nach RSD gemessenen NO_x-Emissionsraten von Euro 5 Diesel-Pkw sind in Niveau und Verlauf denen der Euro 4 Pkw ähnlich (Abbildung 22). Damit teilen sie viele Eigenschaften: Relativ konstanter Verlauf im Lastbereich von 0 bis 8 kW/t VSP, Anstieg der Emissionsrate bei höheren Motorlasten.

Die Simulation mit PHEM zeigt qualitativ einen sehr ähnlichen Verlauf, wenn man von den hohen NO_x-Werten bei niedrigen Lasten absieht. Die simulierten Werte liegen in Frankfurt allerdings um ca. 25 % höher als in der Messung. Eventuell sind in der gemessenen Flotte ein gewisser Anteil nachgerüsteter Fahrzeuge, mit tatsächlich niedrigeren Emissionen enthalten.

In Berlin stimmen dagegen Messung und Simulation im Rahmen der jeweiligen Fehlerbreiten überein: Über den Lastbereich von 4 bis 20 kW/t werden Emissionshöhe und -verlauf perfekt reproduziert.

3.8.3 Diesel Pkw Euro 6ab

Die nach RSD gemessenen NO_x-Emissionsraten von Euro 5 Diesel-Pkw sind in Niveau und Verlauf denen der Euro 4 Pkw ähnlich (Abbildung 22). Damit teilen sie viele Eigenschaften: Relativ konstanter Verlauf im Lastbereich von 0 bis 8 kW/t VSP, Anstieg der Emissionsrate bei höheren Motorlasten.

Die Simulation mit PHEM zeigt qualitativ einen sehr ähnlichen Verlauf, wenn man von den hohen NO_x-Werten bei niedrigen Lasten absieht. Die simulierten Werte liegen in Frankfurt allerdings um ca. 25 % höher als in der Messung. Eventuell sind in der gemessenen Flotte ein gewisser Anteil nachgerüsteter Fahrzeuge, mit tatsächlich niedrigeren Emissionen enthalten.

In Berlin stimmen dagegen Messung und Simulation im Rahmen der jeweiligen Fehlerbreiten überein: Über den Lastbereich von 4 bis 20 kW/t werden Emissionshöhe und -verlauf perfekt reproduziert.

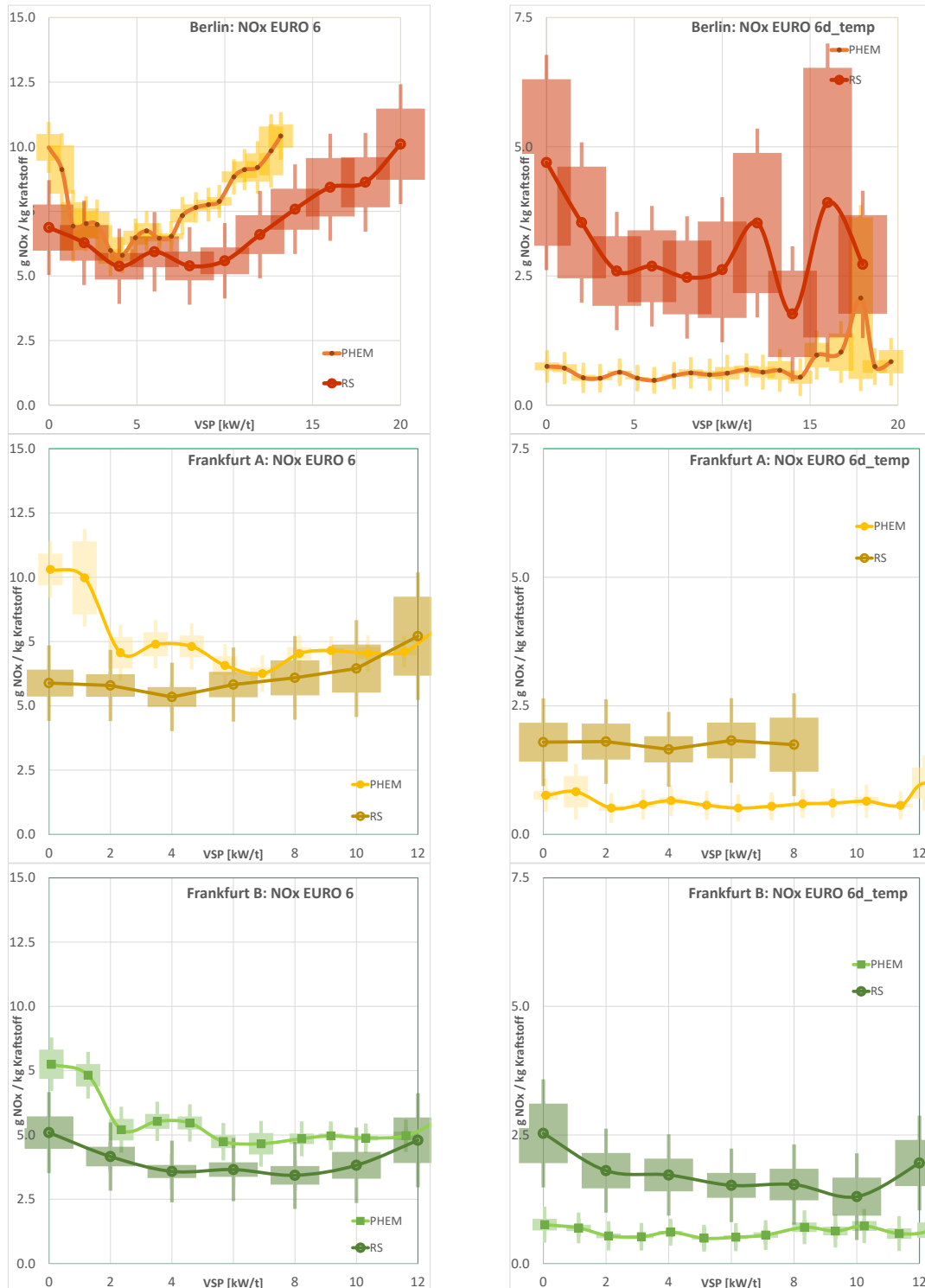
3.8.4 Diesel Pkw Euro 6ab

Die NO_x-Emissionsraten der Euro 6ab Diesel-Pkw liegen an allen Standorten und mit beiden Messsystemen in etwa nur halb so hoch wie bei Euro 5 Pkw (Abbildung 23). Vom Verlauf sind sie ähnlich: Relativ konstantes Niveau bis zum Lastbereich von 8 kW/t VSP, danach ein starker Anstieg auf fast das Doppelte bei einer Motorlast von 15 kW/t VSP. In der Simulation bildet PHEM diesen Verlauf fast exakt so ab, von hohen Emissionsraten bei 0 kW/t VSP abgesehen. Bei ähnlichem Verlauf werden die Emissionen von PHEM allerdings um ca. 20 % höher ausgewiesen, wenngleich auch auf niedrigem Niveau von umgerechnet ca. 200-250 mg/km. Der Unterschied steigt jedoch bei mittleren Motorlasten (~12 kW/t VSP) auf bis zu 50 % an.

Die unterschiedliche Höhe der Emission wird wieder, wie zuvor bereits bei Euro 4 und 5 Pkw, durch die Temperaturdifferenz bestimmt, mit den niedrigsten Werten während der Messkampagne Frankfurt B (im Spätsommer 2020), mit durchschnittlich 22°C Außentemperatur.

Abbildung 23: NO_x-Emissionsrate von Diesel-Pkw Euro 6ab (linke Spalte) und Euro 6d-TEMP (rechte Spalte) gemessen mit RSD und simuliert mit PHEM für Berlin und Frankfurt (A und B) in Abhängigkeit von der Motorlast (VSP).

Mittelwert der NO_x-Emissionsrate in Abhängigkeit von der Vehicle Specific Power (VSP). Die Fehlerbalken repräsentieren das 95 %-Konfidenzintervall des Mittelwertes.



Quelle: Daten Remote Sensing: Berlin: OPUS 2019; Frankfurt A: HEAT 2020; Frankfurt B: OPUS 2020; PHEM: TU Graz. Eigene Darstellung JBK.

3.8.5 Diesel Pkw Euro 6d-TEMP

Die NO_x -Emissionen der Diesel-Pkw der Grenzwertstufe Euro 6d-TEMP liegen innerhalb der Fehlerbreite an allen RSD-Messstellen auf dem gleichen, niedrigen Niveau von etwa $2 \pm 0.4 \text{ g NO}_x$ je kg Kraftstoff (Abbildung 23). Die Motorlast hat keinen nennenswerten Einfluss mehr, ebenso wenig die Flotte oder die Außentemperatur. Dieser Verlauf wird auch mit PHEM simuliert; allerdings liegt das durchschnittliche Emissionsniveau nur bei $0.9 \pm 0.1 \text{ g NO}$ je kg Kraftstoff und damit wesentlich niedriger. Bei dieser Simulation wird allerdings angenommen, dass alle Fahrzeuge mit voll betriebswarmer Abgasreinigung fahren. In Realität dürfte an den einzelnen Messstationen ein gewisser Anteil „kalter“ Fahrzeuge vorbeigefahren sein. Wie unten zeigt, könnte ab Euro 6d-TEMP ein Anteil von 25 % nicht betriebswarmer Pkw zu einer Verdopplung der durchschnittlichen Emissionsrate und damit zu einer Übereinstimmung führen.

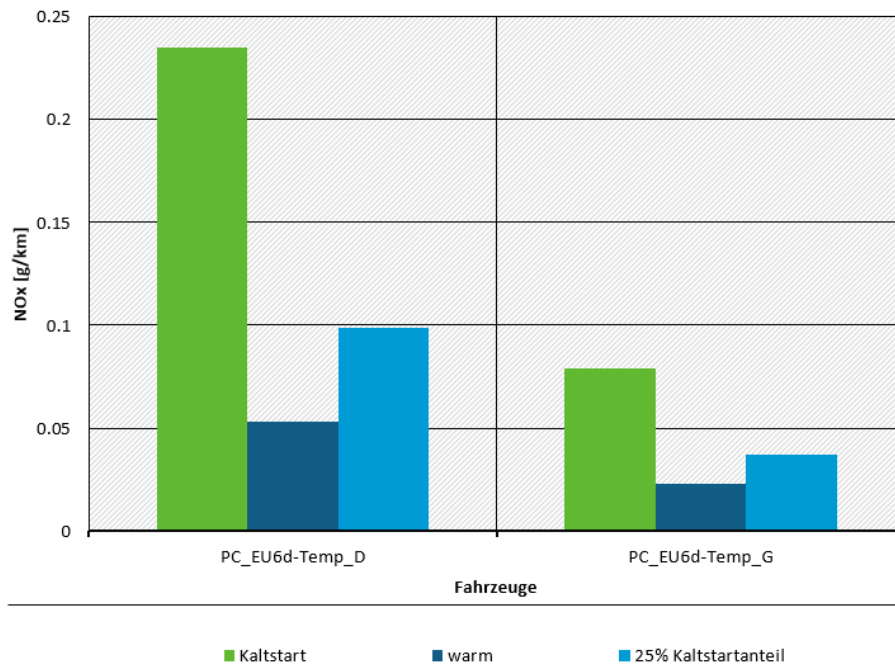
3.8.6 Möglicher Einfluss von nicht betriebswarmen SCR Katalysatoren bei Euro 6d-TEMP

Die zuvor gezeigte Unterschätzung der NO_x -Emissionen der Euro 6d-TEMP Pkw von PHEM gegenüber den Remote Sensing Messdaten könnte durch die Kaltstartzusatzemissionen verursacht sein, die in den Simulationen mit PHEM nicht berücksichtigt wurden. Bis Euro 6ab waren die NO_x im Kaltstart eher niedriger als nach Warmstart und hatten geringen Einfluss auf die Emissionsfaktoren von Diesel-Pkw. Bei den Euro 6d-TEMP und Euro 6d Fahrzeugen kommt üblicherweise ein Katalysator zum Einsatz, der jedoch erst seine Betriebstemperatur erreichen muss; daher können die NO_x -Emissionen dieser Fahrzeugschichten bei „kaltem“, also nicht betriebswarmen Abgasnachbehandlungssystem, erheblich höher liegen als die betriebswarmen, „heißen“ Emissionen.

Um den Einfluss der Kaltstarts hier abzuschätzen, wurden die Verkehrssituationen auch mit Kaltstart in PHEM simuliert. Dabei wurden die aktuellen Messdaten aus dem UBA Rahmenvertrag sowie aus dem Horizon 2020 Projekt „uCARE“ als Grundlage zur Simulation der Kaltstartemissionen verwendet. Abbildung 24 zeigt die Ergebnisse für Fahrten mit und ohne Kaltstarts. Die Kaltstartzusatzemissionen treten jeweils nur in den ersten zwei Kilometern nach Fahrtbeginn auf. Wie viele Fahrzeuge die Remote Sensing Messstellen in Frankfurt oder Berlin mit nicht betriebswarmer Abgasnachbehandlung passiert haben, ist unbekannt. Wenn es 25 % wären, die weniger als 2 km vor den RS Messstellen kalt gestartet wurden, dann wäre das NO_x -Niveau der Euro 6d-TEMP Diesel Pkw doppelt so hoch, wie bei rein betriebswarmen Fahrzeugen. Dieser Anteil würde den Unterschied von PHEM (betriebswarm) zu RS Messung erklären und wäre bei üblichen Innerorts Fahrtstreckenverteilungen möglich. Es wäre außerdem möglich, dass ein gewisser Teil der Fahrzeuge eine verminderte oder deaktivierte Abgasreinigung hat.

Das Ergebnis zeigt jedenfalls die zunehmende Bedeutung guter Kaltstart-Emissionsfaktoren für die Emissionsberechnung.

Abbildung 24: Einfluss von Kaltstarts auf das NO_x-Emissionsniveau im Verkehrssituationsmix Frankfurt für Euro 6d-TEMP Pkw (links: _D=Diesel; rechts: _G=Gasoline)



Quelle: Eigene Berechnung der TUG mit PHEM

3.9 Vergleich der NO-Emissionsraten zwischen RSD und PHEM

Die beiden RS-Geräte messen je NO separat, und diese Messung hat eine größere Genauigkeit als der NO₂-Messwert. Daher ist auch ein Vergleich speziell für NO interessant. Allerdings simuliert PHEM nur die Summe aus NO und NO₂, und der NO-Anteil wird über einen konstanten Anteil berechnet.

3.9.1 Diesel Pkw Euro 4 und Euro 5

Die NO-Emissionsraten der Euro 4 Diesel-Pkw sind in beiden RS Messungen in Frankfurt nahezu konstant über den Lastbereich von 0 bis 10 kW/t (VSP). Das wird so auch von PHEM simuliert (Abbildung 25); die Übereinstimmung mit den Messdaten könnte kaum besser sein, außer bei Lastbereichen kleiner 2 kW/t: Für kleine Motorlasten werden ansteigende Emissionsraten modelliert, was mit den RSD nicht gemessen wird. Erklärungen dazu s. Kap. 3.8.1.1.

In Berlin wurden höhere NO-Werte mit RSD OPUS gemessen als in Frankfurt. Dieser Unterschied wird nicht durch die Temperaturdifferenz erklärt. Außerdem steigt die NO-Emissionsrate um ca. 50 % an, wenn die Motorlast von 5-10 kW/t auf 15 kW/t und mehr ansteigt. Mit PHEM werden dagegen auch für Berlin niedrigere und bis 13 kW/t annähernd konstante Emissionsraten modelliert, abgesehen von den niedrigen Lastbereichen. Der Anstieg ab 13 kW/t Motorlast beträgt dann aber auch etwa 50 % im Vergleich zum Niveau von 5 kW/t. In der Modellierung mit PHEM ist der wesentliche Unterschied zwischen dem Emissionsverhalten in Berlin und Frankfurt die Temperatur; die Flottenzusammensetzung und -charakteristika haben demgegenüber nur einen

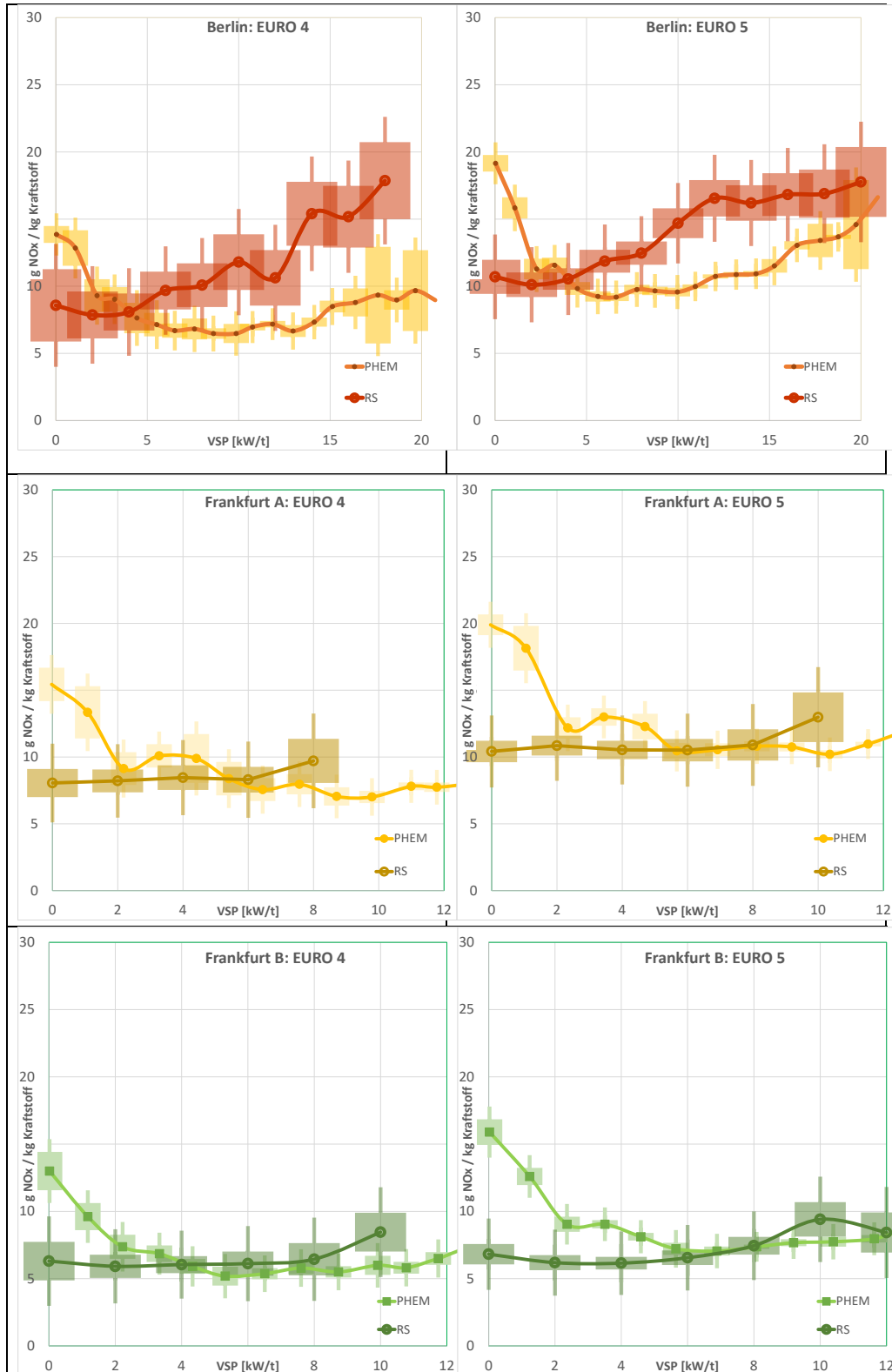
untergeordneten Einfluss. Der Einfluss der Fahrbedingungen sollte durch die Differenzierung nach Motorlast (VSP) aufgehoben sein. Wenn in der Simulation mit PHEM in Berlin der NO-Anteil unterschätzt würde, dann würde in der Konsequenz der Anteil in den Simulationen für Frankfurt überschätzt. Das liefert also auch keine Lösung, die für alle verfügbaren Messungen konsistent wäre.

Die NO-Emissionsrate von Euro 5 Diesel-Pkw sind in Niveau und Verlauf denen der Euro 4 Pkw ähnlich (Abbildung 25). Damit teilen sie viele Eigenschaften: Relativ konstanter Verlauf im Lastbereich von 0 bis 8 kW/t VSP, Anstieg der Emissionsrate bei höheren Motorlasten. PHEM simuliert die NO-Emissionsrate für beide Frankfurter Messungen fast genau ab Motorlasten von 6 kW/t VSP und zeigt darüber hinaus fast keinen Anstieg. Wie zuvor werden hohe Emissionsraten bei verschwindenden Motorlasten simuliert, die bis etwa 6 kW/t VSP stark abfallen. Dieses Emissionsverhalten findet sich nicht in den RS Messdaten.

Die RSD Messungen aus Berlin zeigen ebenfalls wieder ein anderes Verhalten: Die NO-Emissionsrate ist im gesamten Lastbereich höher als der simulierte Wert, steigt auch quasi kontinuierlich mit der Motorlast.

Abbildung 25: Mittlere NO-Emissionsrate (in NO_x-Äquivalent) von Diesel-Pkw Euro 4 (linke Spalte) und Euro 5 (rechte Spalte) gemessen mit RSD und simuliert mit PHEM für Berlin und Frankfurt (A und B) in Abhängigkeit von der Motorlast (VSP).

Die Fehlerbalken repräsentieren das 95 %-Konfidenzintervall des Mittelwertes.



Quelle: Daten Remote Sensing: Berlin: OPUS 2019; Frankfurt A: HEAT 2020; Frankfurt B: OPUS 2020; PHEM: TU Graz. Eigene Darstellung JBK.

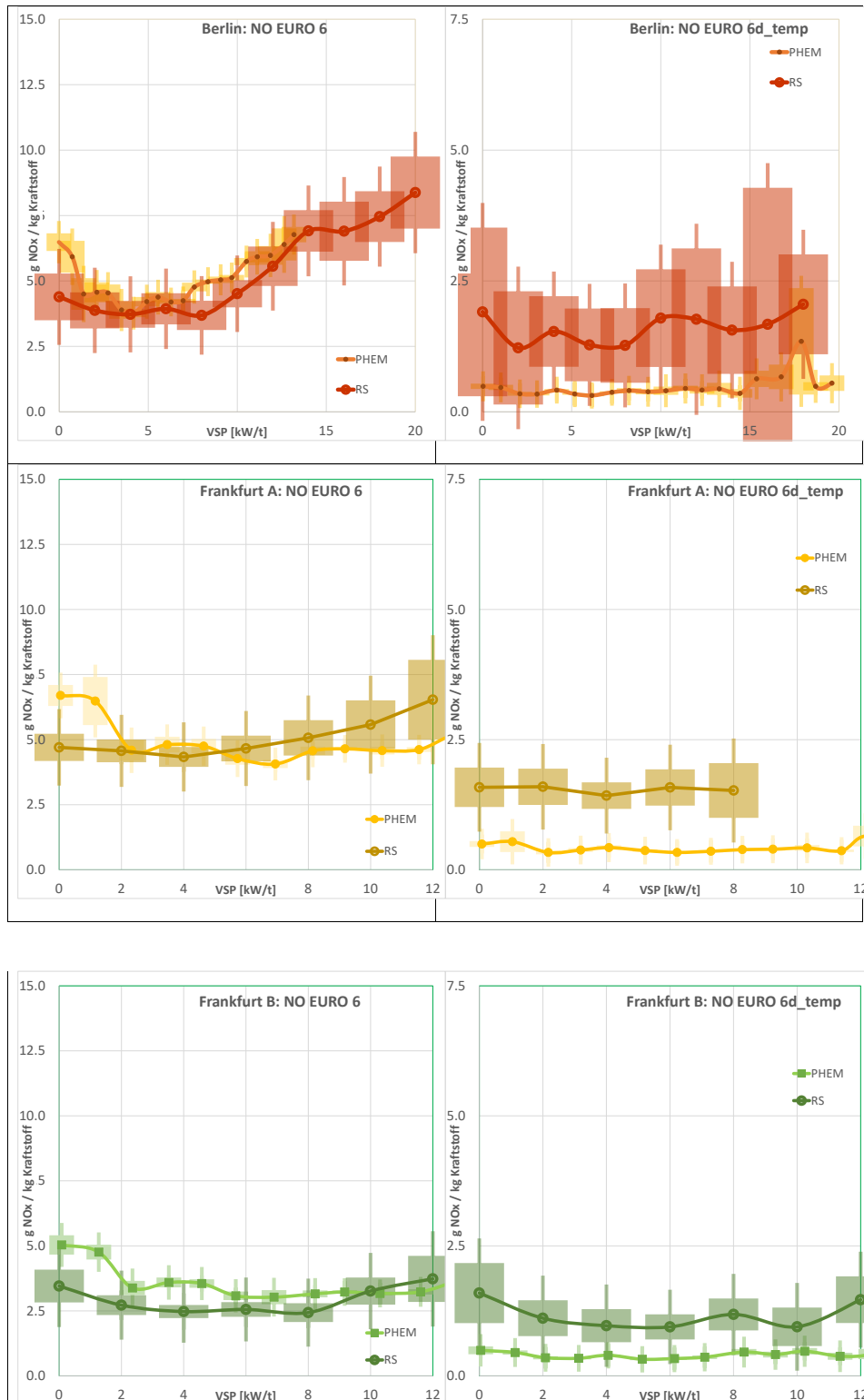
3.9.2 Diesel Pkw Euro 6ab und Euro 6d-TEMP

Die NO-Emissionsrate der Euro 6ab Diesel-Pkw war an allen Standorten und mit beiden Messsystemen etwa halb so hoch wie bei Euro 5 Pkw (Abbildung 26). Vom Verlauf sind sie ähnlich: Relativ konstantes Niveau bis zum Lastbereich von 8 kW/t VSP, danach ein Anstieg. In der Simulation bildet PHEM diesen Verlauf innerhalb der jeweiligen Fehlerbreite perfekt ab, von hohen Emissionsraten bei 0 kW/t VSP abgesehen. Die unterschiedliche Höhe der Emission zwischen den einzelnen Messkampagnen wird durch die Temperaturdifferenz bestimmt, mit den niedrigsten NO-Werten bei der Kampagne mit der höchsten Außentemperatur (Frankfurt B, mit durchschnittlich 22°C Außentemperatur).

Die NO-Emissionen der Diesel-Pkw der Grenzwertstufe Euro 6d-TEMP liegen an allen RSD-Messstellen auf dem gleichen, niedrigen Niveau von etwa 1.5 ± 0.4 g NO₂-Äquiv. je kg Kraftstoff (Abbildung 25). D.h. es ist kein nennenswerter Einfluss von Flotte, der Außentemperatur oder der Fahrbedingungen feststellbar. Das wird auch gleichermaßen mit PHEM simuliert, wobei allerdings das durchschnittliche Emissionsniveau bei nur 0.6 ± 0.1 g NO₂-Äquiv. je kg Kraftstoff liegt. Bei dieser Simulation wird allerdings angenommen, dass alle Fahrzeuge mit voll betriebswarmer Abgasreinigung fahren. In Realität dürfte an den einzelnen Messstationen ein gewisser Anteil „kalter“ Fahrzeuge vorbeigefahren sein. Für die mögliche Erhöhung der Emissionsrate s. Kap. 3.8.5.

Abbildung 26: Mittlere NO-Emissionsrate (in NO_x-Äquivalent) von Diesel-Pkw Euro 6ab (linke Spalte) und Euro 6d-TEMP (rechte Spalte) gemessen mit RSD und simuliert mit PHEM für Berlin und Frankfurt (A und B) in Abhängigkeit von der Motorlast (VSP).

Die Fehlerbalken repräsentieren das 95 %-Konfidenzintervall des Mittelwertes.



Quelle: Daten Remote Sensing: Berlin: OPUS 2019; Frankfurt A: HEAT 2020; Frankfurt B: OPUS 2020; PHEM: TU Graz. Eigene Darstellung JBK.

3.10 NO₂-Anteile

Die NO₂-Anteile werden mit den verschiedenen Messinstrumenten unterschiedlich gemessen, selbst bei derselben (oder zumindest einer sehr ähnlichen) Flotte wie in Frankfurt. Dabei ist jetzt nicht entscheidbar, welches Messgerät zuverlässigere Ergebnisse liefert: Im Vergleich zu den bekannten Labormessungen erscheinen die Werte von HEAT niedrig. Die Messwerte von OPUS RSD 5000 liegen wesentlich höher, aber schwanken zwischen den Messkampagnen (Berlin vs. Frankfurt), und hängen auch von der verwendeten Auswertesoftware ab (Schmidt et al., 2020). Damit zeigt Messsystem B eine größere Unsicherheit bei der Bestimmung von NO₂. Hier besteht offenbar Bedarf, die Sensitivität und Genauigkeit zu verbessern.

Die NO₂-Anteile nach HBEFA 4.1 sind hoch. Sie bilden den Wert für neue Diesel-Pkw ab, da vorwiegend Pkw mit Laufleistungen unter 50'000 km gemessen wurden. Es gibt jedoch Hinweise, dass der NO₂-Anteil bei Diesel-Pkw mit der Laufleistung deutlich abnimmt (Carslaw et al., 2019). Dafür sprechen auch die sinkenden Anteile bei den Euro 5 Pkw nach Messjahren, was ja proportional zu Fahrzeugalter und Laufleistung ist (vgl. Kap. 3.2). Der Wert in HBEFA 4.1 ist damit zu hoch für die mittlere Flotte, also quer über alle Altersklassen einer Fahrzeugschicht, da bei Alterung der Oxidationskatalysatoren auch die Umwandlung von NO zu NO₂ abnimmt. Dementsprechend erscheinen niedrigere, gemessene NO₂-Anteile für ältere Euro-Klassen plausibel, da diese im Flottenmittel höhere Laufleistungen als 50'000 km haben. In HBEFA 4.2 wurde inzwischen eine Alterungsfunktion für NO₂ eingeführt, die die sinkende NO-NO₂ Konvertierung mit steigender Laufleistung korrigiert. Bei den Euro 6D-TEMP Pkw zeigen die RS Daten eine Bandbreite zwischen 13 % und 47 % (Tabelle 8). Welcher Wert die Realität am besten widerspiegelt ist derzeit nicht zu klären; es liegt aber nahe, dass die Annahme von 35 % in HBEFA 4.1 eine obere Abschätzung ist. Inwieweit die direkten NO₂-Emissionen auch von der Außentemperatur abhängen, so wie etwa die NO_x-Emissionen, sollte in einer anderen Arbeit untersucht werden. Beim nächsten Update des HBEFA sollte auch der Kaltstarteinfluss auf das NO₂/NO_x-Verhältnis im Kaltstartmodell abgebildet werden. Zusammen mit der Alterungsfunktion können dann vielleicht Unterschiede in den RS Messdaten erklärt werden. Da für das nächste HBEFA Update auch vermehrt PEMS- und Prüfstandmessungen an Kfz mit hoher Laufleistung verfügbar werden, sollte dann aus der Summe aller Informationen ein plausibles Gesamtbild zu den NO₂-Anteilen erarbeitet werden. Parallel ist es empfehlenswert, die NO₂-Sensitivität der RS Systeme z. B. durch Messung von vorbeifahrenden KFZ, auf denen On-Board Emissionen mit PEMS gemessen werden, zu prüfen.

Tabelle 8: Anteil von NO₂ an NO_x bei Diesel-Pkw verschiedener Grenzwertstufen, wie gemessen mit RSD verglichen mit den Annahmen nach HBEFA 4.1.

Anteil NO ₂ an NO _x	HEAT Frankfurt A	RSD 5000 Berlin	RSD 5000 Frankfurt B	HBEFA 4.1
Euro 3	17 %	29 %	41 %	35 %
Euro 4	22 %	34 %	38 %	40 %
Euro 5	13 %	20 %	27 %	34 %
Euro 6	20 %	28 %	30 %	35 %
Euro 6d-TEMP	13 %	47 %	36 %	35 %

Quelle: Daten Remote Sensing: Berlin: OPUS 2019; Frankfurt A: HEAT 2020; Frankfurt B: OPUS 2020. Eigene Auswertung.

3.11 Übersicht: Vergleich zwischen RSD Messungen und PHEM Simulationen

Erstmals wurden in Deutschland Messungen mit verschiedenen RSD Messgeräten an unterschiedlichen Standorten durchgeführt und mit einer darauf abgestimmten Simulation mit PHEM verglichen. Die Details für die NO_x-Emissionen wurden je Fahrzeugschicht bereits oben diskutiert. Hier wird der Vergleich nochmals zusammengefasst (Abbildung 27 und Abbildung 28):

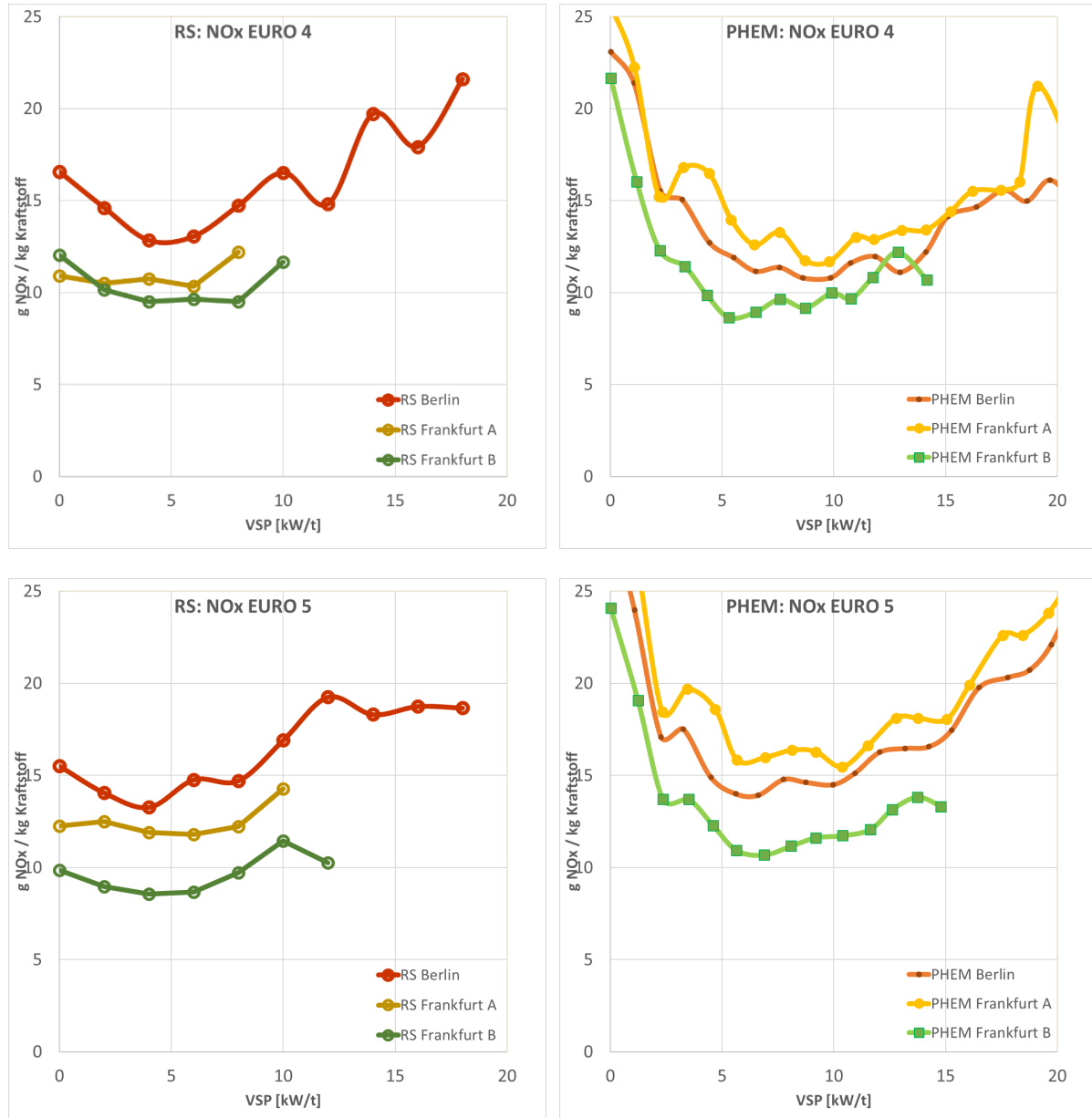
- Die Ergebnisse der beiden Messkampagnen in Frankfurt mit unterschiedlichen Messsystemen (HEAT/System A und OPUS RSD 5000/System B) passen von der Emissionsrate und vom Verlauf über den Lastbereich gut zusammen. Die Unterschiede werden – so legt die Simulation mit PHEM nahe – vor allem durch unterschiedliche Außentemperaturen und damit die angesteuerten sogenannten Thermofenster bestimmt.
 - Ausnahme: Auch bei Euro 4 Pkw ist ein sogenanntes Thermofenster bekannt – und wird entsprechend in PHEM simuliert. Daher sind gleiche NO_x-Emissionsraten bei den RSD Messungen in Frankfurt verwunderlich. Sie ergeben sich unterschiedlichen Anteile von NO- und NO₂-Emissionen: HEAT misst für diese Fahrzeugschicht höhere NO Emissionen als OPUS, was angesichts niedrigerer Temperaturen erwartet werden kann. Allerdings führt ein höherer NO₂-Anteil bei OPUS zu ungefähr gleich hohen NO_x-Emissionen, was den Unterschied wieder aushebt. Einmal mehr erscheint die Messgenauigkeit für NO₂ kritisch bei den RS Messgeräten.
- Die NO_x-Emissionsraten, die in Berlin mit OPUS RSD 5000 gemessen wurden, passen im Verlauf mit den Frankfurter Werten zusammen. Allerdings ist das NO_x-Emissionsniveau in Berlin um mindestens 25 % höher als in Frankfurt, außer bei Euro 6ab Pkw, die gleich liegen. Nach allem, was man bisher aus RDE- und Rollenprüfstandsmessungen weiß, sollte man ein etwas niedrigeres Emissionsniveau erwarten, im Wesentlichen, weil die Außentemperaturen im Spätsommer 2019 in Berlin etwas höher waren als während der Frühjahrs-Messungen in Frankfurt (13°C im Vergleich zu 10°C). Mit anderen Worten: Weder Fahrbedingungen noch das „Thermofenster“ können diese Unterschiede in den gemessenen Emissionen zwischen den beiden Standorten erklären. Ob diese ein Hinweis auf ein häufigeres Vorkommen von high-emittern sein könnte, wäre zu überprüfen.

- PHEM simuliert den gemessenen Emissionsverlauf ziemlich genau – obwohl das Modell nicht für diese Art der Mikrosimulation entwickelt wurde³. Der Unterschied im Emissionsniveau zwischen den Messkampagnen wird vorwiegend durch die unterschiedlichen Außentemperaturen erklärt. Die unterschiedlichen Flottenzusammensetzungen haben einen geringeren Einfluss (vgl. Abbildung 19). Die modellierten NO_x-Emissionen sind für die Euro 4 bis Euro 6ab Fahrzeugschichten etwas höher als gemessen. Evtl. kann das durch eine Anpassung des bisher in HBEFA konstant angenommen NO₂-Anteils korrigiert werden. Eine leichte Reduktion der NO_x-Niveaus würde für die Diesel Kfz-Schichten aber auch durch die Berücksichtigung der Kaltstarts erreicht werden, die erst ab Euro 6d-TEMP zu Mehremissionen führen (in HBEFA 4.2 wurde bereits eine Alterungsfunktion für NO₂ eingeführt und die NO₂/NO_x Verhältnisse an alle aktuellen Messdaten angepasst).
- Ausnahmen: PHEM modelliert hohe Emissionsraten bei verschwindender Motorlast bis Euro 6ab. Diese werden in den RSD Messungen nicht gefunden. Die Ursache liegt in der Datengrundlage für die Motorkennfelder bis HBEFA 3.3, die an der Motorschleppkurve NO_x-Emissionen aber keinen Verbrauch ergeben. Für die Emissionsfaktoren von gesamten Zyklen, wie in HBEFA genutzt, wird der Effekt kompensiert und muss nicht extra korrigiert werden.
- PHEM simuliert NO_x-Emissionsraten von nur noch 0.7±0.1 g NO_x je kg Kraftstoff für die Euro 6d-TEMP Pkw. Dieser Wert ist unabhängig von der Außentemperatur und der Motorlast, zumindest bis zu etwa 11 kW/t VSP. Dieser Wert berücksichtigt jedoch keine inaktive oder ineffiziente Abgasreinigung, etwa weil sie noch nicht betriebswarm ist. Wenn man einen Anteil von 25 % Diesel-Pkw mit nicht-betriebswarmem SCR-Katalysator unterstellt, dann liegt der simulierte Wert mehr als doppelt so. Damit würden PHEM-Simulation und RSD-Messung (1.9±0.4 g NO_x je kg Kraftstoff) innerhalb der Fehlerbreite übereinstimmen. Ein solcher Kaltstartzuschlag muss also speziell für Simulationen von Fahrzeugen mit SCR-Katalysatoren bei städtischen Fahrsituationen beachtet werden; allerdings wäre es wünschenswert, der Anteil der ‚nicht betriebswarmen‘ Fahrten besser abschätzen zu können.

³ PHEM simuliert zwar Zyklen mit 1Hz Auflösung, braucht aber je Kfz eine zeitliche Abfolge der Geschwindigkeit, um den passenden Gang und die Temperaturniveaus der Abgasnachbehandlung richtig zu berechnen. In Remote Sensing wird dagegen je Kfz der Fahrzustand nur über eine halbe Sekunde erfasst. Die Simulation über die „Ersatzzyklen“ mit ähnlicher Fahrdynamik wie an der RS Messstelle trifft die Realität aber offensichtlich gut. Nur der Kaltstartanteil bleibt (bislang) unberücksichtigt.

Abbildung 27: NO_x-Emissionsraten von Diesel-Pkw gemessen mit RSD und simuliert mit PHEM für Berlin und Frankfurt A und B in Abhängigkeit von der Motorlast (VSP). Dargestellt werden nur die Mittelwerte, aufgegliedert nach Motorlast (VSP). Für die Konfidenzintervalle s. voranstehende Abbildungen.

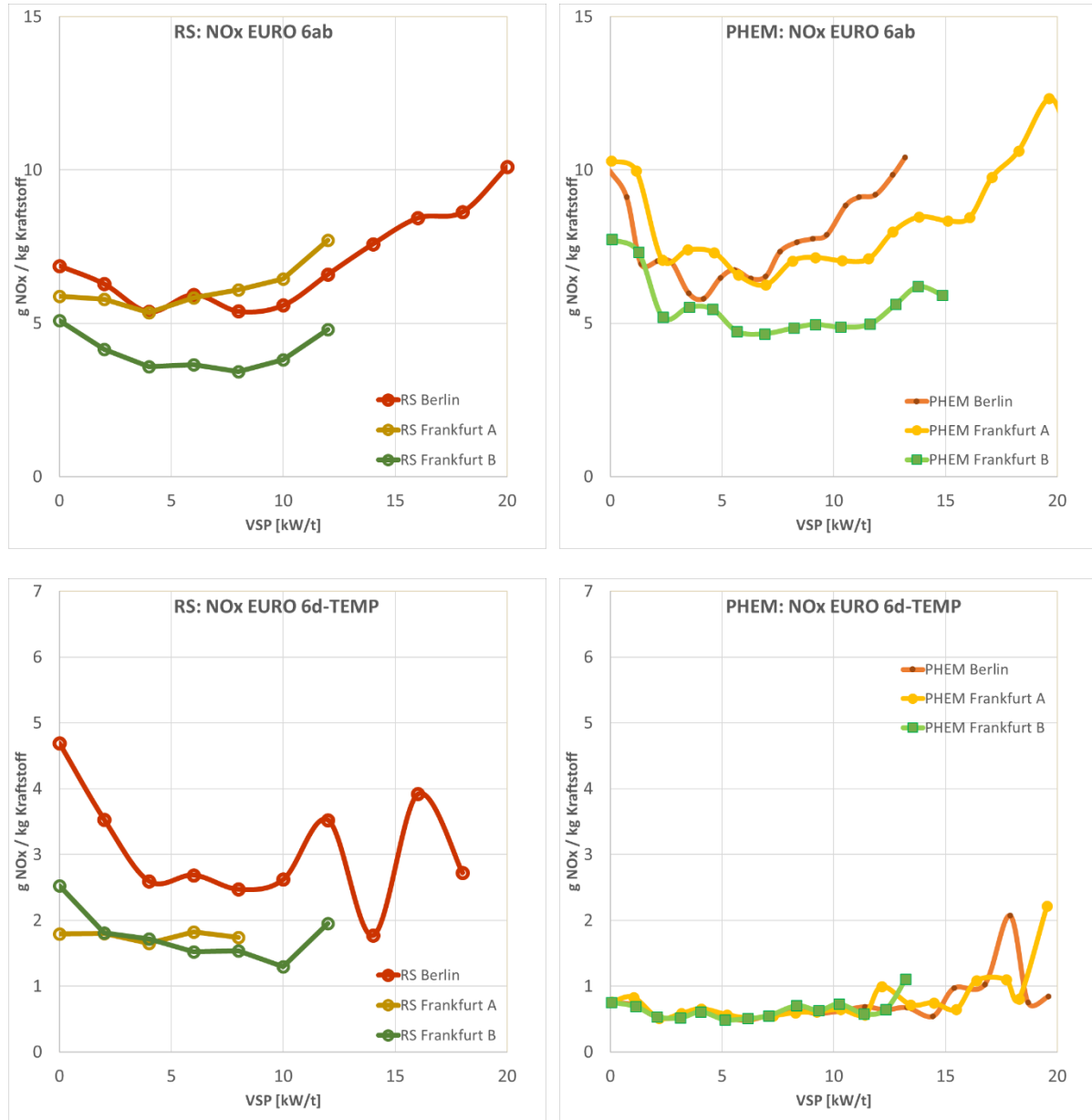
Mittelwert der NO_x-Emissionsrate in Abhängigkeit von der Vehicle Specific Power (VSP). Für Fehlerbalken s. vorangegangene Abbildungen.



Quelle: Daten Remote Sensing: Berlin: OPUS 2019; Frankfurt A: HEAT 2020; Frankfurt B: OPUS 2020; PHEM: TU Graz. Eigene Darstellung JBK.

Abbildung 28: Fortsetzung: NO_x-Emissionsraten von Diesel-Pkw gemessen mit RSD und simuliert mit PHEM für Berlin und Frankfurt A und B in Abhängigkeit von der Motorlast (VSP). Dargestellt werden nur die Mittelwerte, aufgegliedert nach Motorlast (VSP). Für die Konfidenzintervalle s. voranstehende Abbildungen.

Mittelwert der NO_x-Emissionsrate in Abhängigkeit von der Vehicle Specific Power (VSP). Für Fehlerbalken s. vorangegangene Abbildungen.



Quelle: Daten Remote Sensing: Berlin: OPUS 2019; Frankfurt A: HEAT 2020; Frankfurt B: OPUS 2020; PHEM: TU Graz. Eigene Darstellung JBK.

3.12 Einfluss von high-emittern

High-emitter sind Fahrzeuge, die im realen Betrieb übermäßig hohe Schadstoffemissionen ausstoßen. Zur Bestimmung aus RS-Messungen müssen also noch zwei Dinge festgelegt werden:

- Was ist der Beurteilungswert für eine „übermäßig hohe“ Schadstoffemission?
- Wie viele instantane RS-Messwerte sind für ein Einzelfahrzeug nötig, um es mit hoher Sicherheit als high-emitter zu identifizieren?

Im Folgenden explorieren wir Möglichkeiten, mittels wiederholter, instantaner RS-Messungen die durchschnittliche Emissionsrate von Pkw beurteilen zu können.

3.12.1 Zum Beurteilungswert für eine RS-basierte Identifikation von high-emittern

In der Europäischen Union muss ein Neufahrzeug die entsprechenden Zulassungsgrenzwerte einhalten. Diese sollen die Emissionen bei „normalen Fahrbedingungen“ abbilden. Normale Fahrbedingungen kann man sicher an den städtischen RS-Messstellen annehmen. Daher werden die entsprechenden Grenzwerte hier als Beurteilungswert herangezogen: Ist die durchschnittliche Emission unterhalb des Grenzwertes, dann wird das Fahrzeug als (im Sinne der Zulassung) „sauber“ angesehen; wird der Grenzwert um ein Vielfaches überschritten, dann liegt der Verdacht nahe, dass dieses Fahrzeug schmutzig und damit ein high-emitter ist. Das Fahrzeugalter und damit ein möglicher erlaubter Verschleiß wird über die gesetzlich festgelegten Verschlechterungsfaktoren angerechnet (Tabelle 9).

Tabelle 9: Ableitung der Beurteilungswerte je Schadstoffklasse für Benzin- und Diesel-Pkw

Schadstoff-klasse	NO _x -Typprüf-grenzwert [g/km]	NO _x -Typprüf-grenzwert um-gerechnet [g/kg]	Durchschnittliches Alter bei Messung im Jahr 2020	Erlaubter Verschlechterungsfaktor	Beurteilungswert NO _x [g/kg]
Pkw Benzin					
Euro 4	0.080	1.4	12	1.2	1.6
Euro 5	0.060	1.0	8	1.4	1.4
Euro 6ab	0.060	1.1	4	1.2	1.4
Euro 6d-TEMP	0.060	1.2	1	1.1	1.3
Pkw Diesel					
Euro 4	0.250	4.4	12	1	4.4
Euro 5	0.180	3.5	8	1.1	3.9
Euro 6ab	0.080 (NEFZ)	3.2*	4	1.1	3.5*
Euro 6d-TEMP	0.168 (RDE)	2.9	1	1.0	3.0

Grenzwerte in g je km umgerechnet in g je kg Kraftstoff unter Benutzung von NEDC Verbräuchen für Euro 4 und 5 (Hausberger et al., 2009) bzw. Innerortsverbrauch für Euro 6 (HBEFA 4.1, 2019).

*Der Beurteilungswert für Diesel Euro 6ab ist der Mittelwert aus Euro 5 und Euro 6d-TEMP.

Quelle: Grenzwerte, Zeiträume und Verschlechterungsfaktoren: (Delphi Inc., 2020).

Ab welchem Vielfachen des Beurteilungswertes ein Fahrzeug als high-emitter anzusehen ist, wäre in einer weiteren Untersuchung genauer zu überprüfen. Die Entscheidung darüber bestimmt einerseits, wie viele Fahrzeuge zu einer genaueren Kontrolle eingeladen werden, und damit auch, wie viele möglicherweise unbegründete Kontrollen beauftragt werden: Ist der Schwellenwert sehr niedrig, werden zu viele Halter unzutreffend beschwert; ist andererseits der Schwellenwert sehr hoch, dann mag jede Beanstandung zutreffend sein, dafür aber auch viele Fahrzeuge mit ebenfalls hohen Schadstoffemissionen unkontrolliert bleiben. Zum dritten mag die verfügbare Testkapazität mitbestimmen, wie hoch oder niedrig der Schwellenwert gesetzt wird. Schließlich hängt die Zuverlässigkeit der Identifikation auch mit der Zahl der verfügbaren RS-Messwerte zusammen, wie im Folgenden ausgeführt wird.

3.12.2 Anzahl benötigter Einzelmessungen je Fahrzeug

Betrachtet man die sekundlichen (=modalen) Emissionsraten moderner Pkw, die etwa bei PEMS Fahrten oder am Prüfstand gemessen werden, dann sind für die Identifikation von high-emittern verschiedene Umstände zu bedenken:

- ▶ Die allermeisten modalen Emissionsraten sind deutlich niedriger als der Durchschnittswert über eine Strecke;
- ▶ Die modalen Emissionsraten können um eine Größenordnung oder mehr variieren;
- ▶ Der durchschnittliche Emissionswert wird stark durch wenige hohe bis sehr hohe Emissionsspitzen bestimmt.

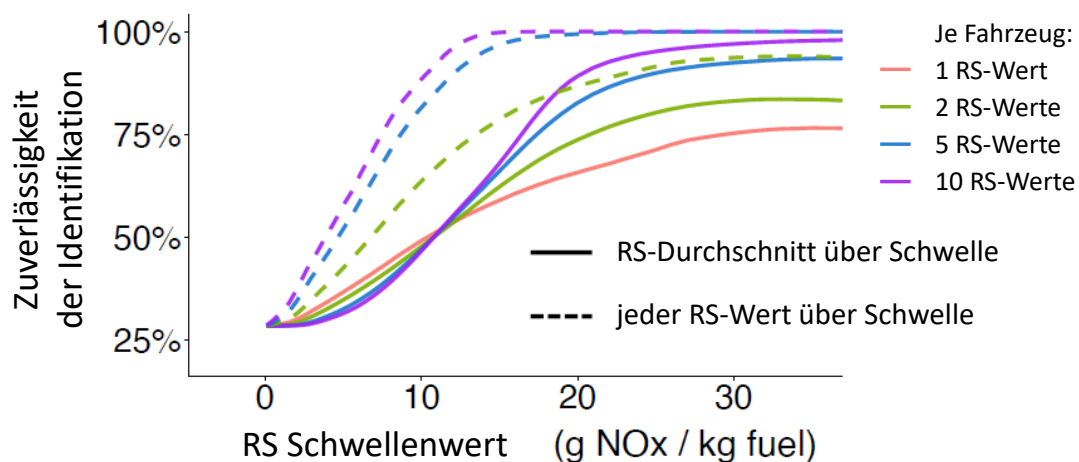
Damit ist klar, dass ein einzelner sekundlicher Messwert, wie vom RS-System erhoben, keine verlässliche Aussage über eine mittlere Emissionsrate zulässt. Es wird also eine gewisse Zahl an instantanen Messwerten unter „normalen Fahrbedingungen“ benötigt, um sich einem Mittelwert annähern zu können. Wenn unter den wiederholten RS-Messwerten eines Fahrzeuges allerdings überproportional häufig hohe Emissionsraten vorkommen, dann ist die Wahrscheinlichkeit hoch, dass dieses Fahrzeug auch im Durchschnitt hohe bzw. ev. auch überhöhte Emissionen hat.

Am Beispiel der NO_x-Emission von Diesel-Pkw der Schadstoffklasse Euro 5 wurde im Rahmen des CARES Projektes der Zusammenhang zwischen Anzahl von RS-Messungen je Fahrzeug, der Höhe des Schwellenwertes und der Zuverlässigkeit der Identifikation von high-emittern abgeleitet (Qiu & Borken-Kleefeld, 2022). Der Zusammenhang ist in Abbildung 29 illustriert: Zur Erläuterung werde auf die durchgezogenen Linien fokussiert, welche für den Mittelwert über die RS-Messwerte je Fahrzeug stehen. Im dargestellten Fall geht es um die NO_x-Emission von Diesel-Pkw in Europa, die mit RS-Messgeräten gemessen wurden. Angenommen, der Schwellenwert werde bei 20 g/kg gesetzt, was etwa dem Fünffachen des Grenzwertes entspricht. Dann würde ein einziger RS-Wert dieser Höhe mit ca. 60 % Zuverlässigkeit einen high-emitter identifizieren. Läge der Durchschnitt von fünf RS-Messungen in dieser Höhe, wäre die Zuverlässigkeit der (korrekten) Identifikation bereits bei über 80 %; die Zuverlässigkeit würde mit zehn RS-Werten in dieser Höhe auf 90 % gesteigert werden. Wenn man ein noch strengeres Kriterium anlegt und fordert, dass jeder RS-Messwert über dem (hier angenommenen) Schwellenwert von 20 g/kg liegen muss (strichlierte Linien), dann erreicht man schon mit fünf RS-Werten nahezu 100 % Zuverlässigkeit in der Identifikation von high-emittern. Oder anders gesagt: Es wäre in diesem Beispiel extrem unwahrscheinlich, dass ein Fahrzeug mit gut funktionierender Abgasreinigung fünfmal hintereinander extrem hohe instantane Emissionswerte hat. Legt man das strengere Kriterium zugrunde, dass alle Werte (und nicht nur ihr Mittel) oberhalb des Grenzwertes liegen müssen, dann kann man unter geringer Einbuße an Zuverlässigkeit den Schwellenwert

erniedrigen. Wie genau er gesetzt wird, ergibt sich aus der Abwägung zwischen möglichst vollständiger Identifikation von Fahrzeugen mit erhöhten Abgasemissionen einerseits und der Vermeidung von falsch-positiven Ereignissen. Das muss vom Anwender festgelegt werden.

Abbildung 29: Zuverlässigkeit der Identifikation von high-emittern in Abhängigkeit von dem RS-Schwellenwert und der Anzahl der RS-Messungen je Fahrzeug (angepasst von Qiu & Borken-Kleefeld, 2022).

Strichlierte Linien: Jeder RS-Wert ist über dem Schwellenwert; durchgezogene Linien: Der Durchschnitt der RS-Werte ist über dem Schwellenwert.



Quelle: Angepasst von Qiu & Borken-Kleefeld (2022). Eigene Darstellung JBK.

Für die Analyse hier werden mindestens fünf (gültige) RS-Messwerte je Fahrzeug gefordert, damit die Zuverlässigkeit der Identifikation hinreichend groß ist. Der Durchschnitt dieser fünf (oder mehr) RS-Werte wird mit dem Schwellenwert verglichen. Als Schwellenwert werden Vielfaches der Beurteilungswertes gewählt. Die Häufigkeit der Fahrzeuge mit NO_x-Emissionen größer als der jeweilige Beurteilungswert wird im Folgenden dargestellt.

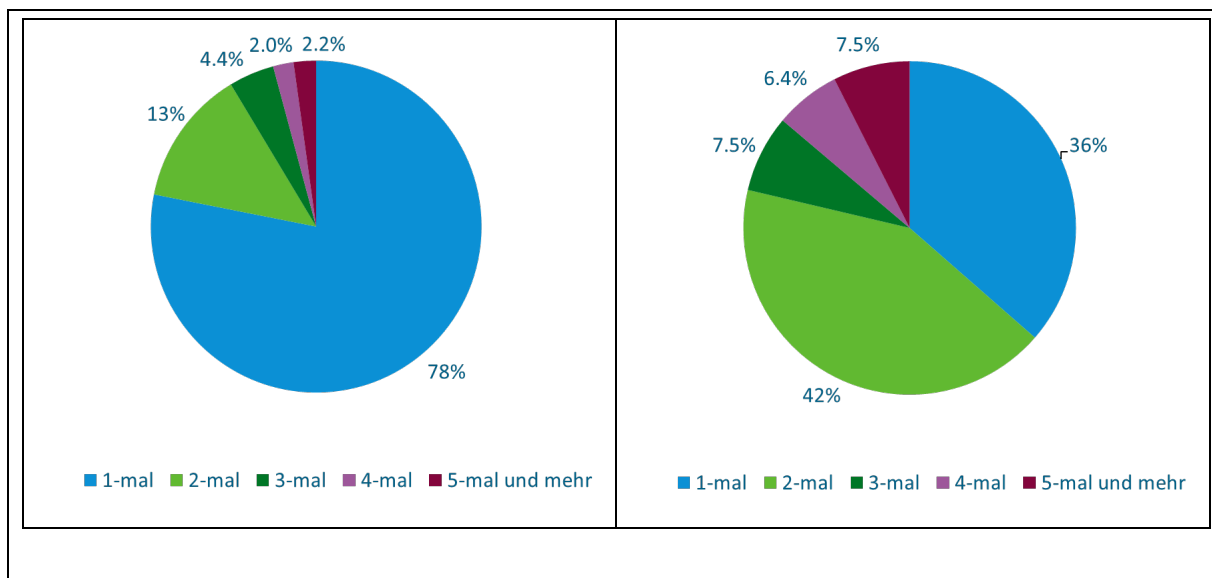
3.12.3 Mögliche high-emitting Benzin-Pkw

Die NO_x-Emissionen der Benzin-Pkw liegen für den größten Teil der Flotte unterhalb der jeweiligen Zulassungsgrenzwerte (Dallmann et al., 2018; Schmidt et al. 2020). Wenn also Benzin-Pkw mit hohen Emissionsraten gemessen werden, dann ist die Wahrscheinlichkeit hoch, dass es sich um ein anormales Verhalten, sprich einen high-emitter, handelt. Umgekehrt sind die NO_x-Emissionen der Diesel-Pkw bereits im Realbetrieb deutlich oberhalb der Emissionsgrenzwerte (Schmidt et al., 2020; Qiu & Borken-Kleefeld, 2022). Diese Fahrzeuge sind also ab Werk high-emitter und ihre zusätzliche Analyse liefert keinen Erkenntnisgewinn. Daher wird im Folgenden auf die Benzin-Pkw fokussiert.

Die RS-Messkampagnen waren unterschiedlich konfiguriert: HEAT (Frankfurt A) misst nur mit einem Messgerät, während bei der Kampagne Frankfurt B die OPUS Messgerät hintereinander aufgebaut waren. Durch den dualen Aufbau ist die Ausbeute an gültigen Mehrfachmessungen von individuellen Fahrzeugen bei Frankfurt B deutlich höher als bei Frankfurt A: Von 21'500 bzw. 21'200 vermessenen individuellen Pkw (Benzin und Diesel) sind nur 2.2 % (entspricht 470 Pkw) fünf Male oder mehr gemessen worden; fast 80 % der Messungen sind Einzelmessungen

individueller Pkw bei Frankfurt A. Demgegenüber wurden bei Frankfurt B 7.5 % der Pkw (entsprechend 1580) fünf Male oder mehr gemessen, und 42 % wurden immerhin zweimal gemessen. Aufgrund der wesentlich höheren Ausbeute werden im Folgenden die Ergebnisse von Frankfurt B genauer dargestellt (Abbildung 30).

Abbildung 30: Häufigkeit der gültigen Mehrfachmessungen von individuellen Benzin-Pkw in den Messkampagnen Frankfurt A (HEAT) und Frankfurt B (OPUS).

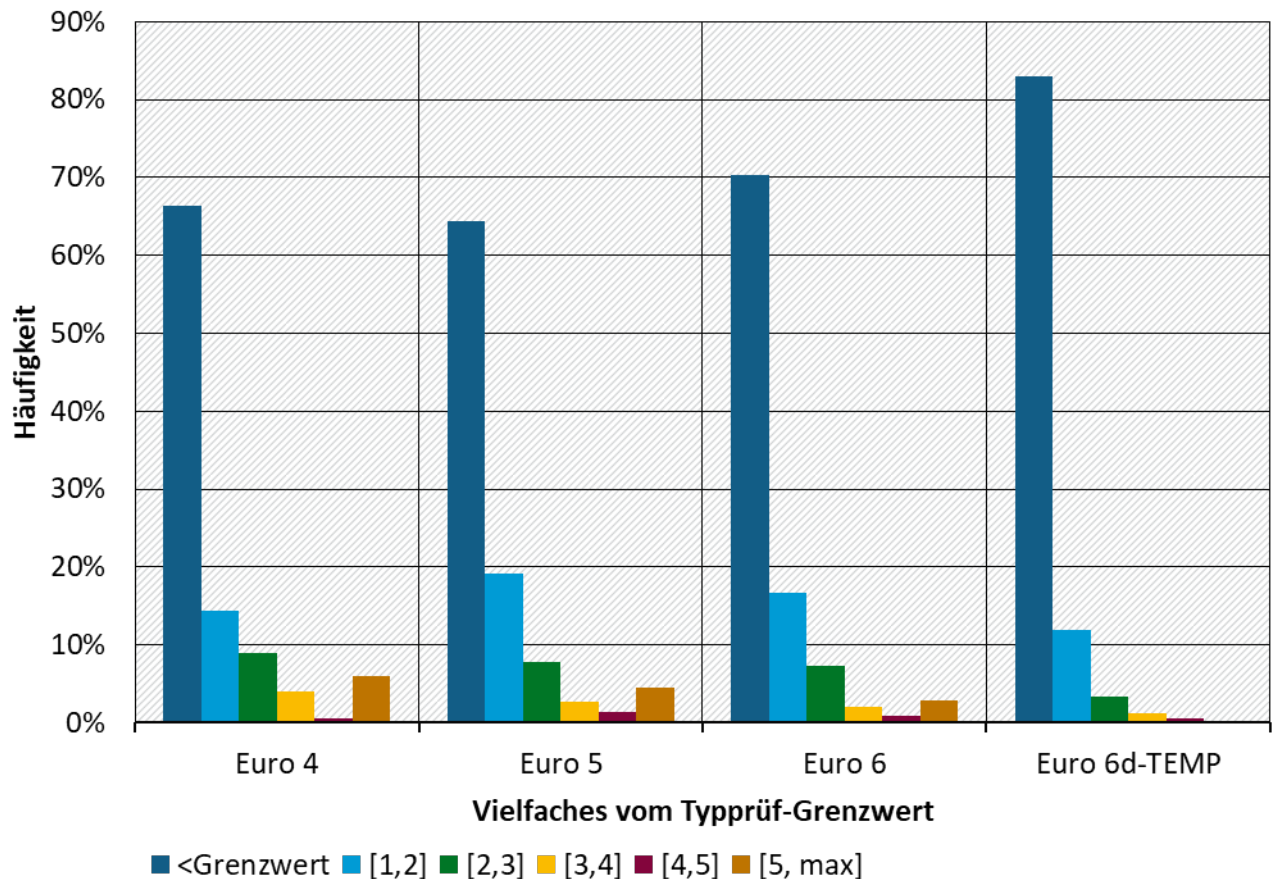


Quelle der Remote Sensing Daten: Frankfurt A: HEAT 2020; Frankfurt B: OPUS 2020; Eigene Darstellung JBK.

An den Standorten der Kampagne Frankfurt B wurden fast 1000 Benzin-Pkw mindestens fünfmal von den beiden RS-Messgeräten gemessen. Etwa zwei Drittel der Euro 4 und Euro 5 Pkw emittieren im Durchschnitt der Einzelmessungen weniger NO_x als jeweilige Grenzwert plus jeweiligem Alterungszuschlag (Abbildung 31). Der Anteil „sauberer“ Fahrzeuge steigt für die Euro 6d-TEMP Pkw auf über 80 %. Zugleich finden sich unter den jüngeren Fahrzeugen immer weniger, die besonders hohe NO_x-Emissionen aufweisen: Ein Beurteilungswert von 5-mal dem Grenzwert wird von keinem Pkw der Schadstoffklasse Euro 6d-TEMP überschritten, aber immerhin von 3 %, 5 % und 6 % der Euro 6, 5, und 4 Fahrzeuge. Es ist möglich, dass darunter auch einige Fahrzeuge mit Kaltstartemissionen sind; allerdings wäre eine Häufung von high-emittern bei älteren Fahrzeugen und ihre Abwesenheit bei jüngeren Fahrzeugen konsistent mit der Vermutung, dass ein defektes Abgasreinigungssystem die Ursache überhöhter Emissionen ist.

Abbildung 31: Verteilung der NO_x-Emissionen von Benzin-Pkw relativ zum Beurteilungswert/Grenzwert und seinen Vielfachen bei den Messungen Frankfurt B.

OPUS/Frankfurt B - Pkw Benzin mit 5 oder mehr RS Werten.



Quelle der Remote Sensing Daten: Frankfurt B: OPUS 2020; Eigene Darstellung JBK.

Zur Überprüfung und zum besseren Verständnis werden daher für besonders auffällige Fahrzeuge nochmals einzeln die Messungen und die Messbedingungen untersucht. Dazu werden hier die acht Benzin-Pkw mit NO_x-Emissionen von mindestens 20 g/kg (entsprechend etwa 550 mg/km über einen Zyklus) einzeln betrachtet (Tabelle 10). Bei allen derart herausgefilterten Benzin-Pkw sind nicht nur die NO_x-, sondern auch die CO- und Kohlenwasserstoff (HC)-Emissionen weit überdurchschnittlich. Das lässt vermuten, dass die Regelung des 3-Wege-Katalysators, der den Ausstoß aller drei Komponente bestimmt, defekt ist. Der Blick in die Einzeldaten bestätigt die Klassifikation als high-emitter. In den konkreten Fällen hätte ein Kontrollorgan bei Erfüllung der Beurteilungskriterien alarmiert werden können, um die Fahrzeuge entweder direkt nach der fünften auffälligen Durchfahrt zu überprüfen oder den Halter zum Besuch einer Werkstatt aufzufordern. Die Trefferwahrscheinlichkeit dürfte bei diesen Fahrzeugen bei 100 % liegen. Das Beurteilungskriterium von mindestens 5-maliger Überschreitung des (laufleistungs-korrigierten) Grenzwertes ist offenbar hinreichend für die Identifikation.

Tabelle 10: Charakteristika der acht Benzin-Pkw mit mehr als fünf RS-Messwerten und NO_x-Emissionen > 20g/kg.

Euro Norm	Anzahl gültiger Messwerte je Fahrzeug	VSP [kW/t]	NO _x [g NO ₂ -Äq./kg]	Kommentar	HE
Euro 4	5	5.2	39.4	Peugeot Partner. <i>Eigentlich als Nutzfahrzeug vermarktet, offenbar jedoch als M1 (Pkw) registriert.</i> 2 von 5 Einzelwerten haben besonders hohe NO ₂ -Werte (32 und 56 g/kg), bei den anderen 3 Werten NO ₂ sehr niedrig und NO > 10 g/kg. CO und HC ebenfalls weit überdurchschnittlich.	X
Euro 4	10	3.7	27.3	Honda Jazz. 3 von 10 Einzelwerte < 2 g/kg; 7 von 10 Einzelwerte >20-50 g/kg. CO und HC ebenfalls weit überdurchschnittlich.	X
Euro 4	6	6.7	23.7	Ford Focus. Alle 6 Einzelwerte zwischen 10 und 40 g/kg. CO und HC ebenfalls weit überdurchschnittlich.	X
Euro 4	6	4.1	23.6	Audi A3, S3. 4 von 6 Einzelwerten bei 8-13 g/kg, 2 von 6 Werten bei 45 u 54 g/kg. CO und HC ebenfalls weit überdurchschnittlich.	X
Euro 5	6	0.9	29.5	VW Golf. 6 Einzelwert liegen zwischen 16 und 43 g/kg. CO und HC ebenfalls weit überdurchschnittlich.	X
Euro 5	8	8.3	20.1	VW Golf. 5 von 8 Einzelwerten zwischen 10 und 50 g/kg. CO und HC ebenfalls weit überdurchschnittlich.	X
Euro 6	14	6.9	33.6	VW Golf. 11 von 14 Einzelwerten zwischen 19 und 57 g/kg. CO und HC ebenfalls weit überdurchschnittlich.	X
Euro 6	5	1.7	23.5	Smart Four Two. 4 von 5 Einzelwerten zwischen 15 und 41 g/kg. CO und HC ebenfalls auffällig.	X

HE: high-emitter, also ein Fahrzeug mit Emissionen höher als der Beurteilungswert.

Ca. 3.4 % von allen fünf- oder mehrmals gemessenen Benzin-Pkw emittierten zwischen dem Drei- und Vierfachen des Beurteilungswertes, also in der Höhe von 4.8 bis 6.4 g/kg. Dies entspricht etwa 150 bis 180 mg NO_x/km; eventuell resultieren die erhöhten Messwerte von einem Kaltstart. Wenn es sich aber um betriebswarme Emissionswerte handelt, dann dürften diese Fahrzeuge nicht mehr als sauber betrachtet werden. Eine genaue Klassifizierung aufgrund von mehreren instantanen Messwerten erscheint deutlich herausfordernder. Im Folgenden sollen Einzelwerte von Fahrzeugen in diesem Emissionsbereich genauer betrachtet werden (Tabelle 11). Damit wird dann die Zuverlässigkeit der Identifikation näher bestimmt.

Bei den acht Euro 4 Pkw erscheinen drei als klare high-emitter, weil gleichzeitig auch deren CO- und HC-Messwerte weit überdurchschnittlich sind. Bei vier Fahrzeugen könnte ein Kaltstart das Ergebnis beeinflussen und sie erscheinen als unsichere Kandidaten für high-emitter. Ein Fahrzeug ist wahrscheinlich kein high-emitter, weil alle bis auf einen sehr hohen Messwert dagegen sprechen.

Bei den sechs Euro 6 und Euro 6d-TEMP Pkw erscheint nur eines als wahrscheinlicher high-emitter, ein anderes als mögliches. Bei vier Fahrzeugen bestimmen Ausreißer oder Artefakte den Durchschnittswert; außerdem liefern weder die CO- noch die HC-Emissionen einen Hinweis auf Probleme bei der Abgasnachbehandlung.

Tabelle 11: Charakteristika von Euro 4 und Euro 6 Benzin-Pkw mit mehr als fünf RS-Messwerten und NO_x-Emissionen zwischen 4.8 und 6.4 g/kg (=3-4-mal den Beurteilungswert).

Euro Norm	Anzahl gültiger Messwerte je Fahrzeug	VSP [kW/t]	NO _x [g NO ₂ -Äq./kg]	Kommentar	HE
Euro 4	5	3.8	6.4	Opel Corsa. 4 von 5 Einzelwerten zwischen 3.8 und 15 g/kg, 1 Wert durchschnittlich. CO und HC ebenfalls weit überdurchschnittlich.	X
Euro 4	10	10.0	6.2	Volvo V50. 1 von 10 ist außergewöhnlich hoch (62 g/kg), alle anderen niedrig bis negativ. CO leicht erhöht. Unklar.	?
Euro 4	7	14.5	5.9	Toyota Aygo. 3 von 7 Einzelwerten zwischen 7 und 15 g/kg. CO und HC leicht überdurchschnittlich. Ev. Einfluss von Kaltstart. Unklar.	?
Euro 4	5	21.1	5.9	Mini. 3 von 5 Einzelwerten zwischen 7.5 und 10 g/kg. CO und HC ebenfalls weit überdurchschnittlich.	X
Euro 4	6	6.1	5.7	VW Golf. 3 von 6 Einzelwerten zwischen 8 und 13 g/kg. CO und HC unterdurchschnittlich. Unklar.	?
Euro 4	10	0.0	5.3	Subaru Forester. Alle 10 Einzelwerte überdurchschnittlich. CO und HC ebenfalls weit überdurchschnittlich.	X
Euro 4	6	8.7	5.2	Fiat Croma. 3 von 6 Einzelwerten weit überdurchschnittlich. CO manchmal überhöht. Ev. Einfluss von Kaltstart. Unklar.	?
Euro 4	5	2.7	5.0	BMW 1er. 1 von 5 Werten liegt bei 19 g/kg, die anderen niedrig. CO und HC unterdurchschnittlich. Ev. Einfluss von Kaltstart. Tendenziell kein high-emitter.	No
Euro 6	6	1.8	5.5	Opel Mokka X. 2 von 6 Einzelwerten bei NO _x , CO und HC weit überdurchschnittlich. Alle anderen Messwerte unterdurchschnittlich. Ev. Einfluss von Kaltstart.	No
Euro 6	5	6.6	5.4	Mini Cooper. Ein Extremwert dominiert den Durchschnitt. CO und HC durchschnittlich.	No
Euro 6	6	4.6	5.3	Opel Insigna Limousine. 5 von 6 Messwerten zwischen 3.5 und 9 g/kg. Allerdings CO und HC durchschnittlich. Unklar.	?
Euro 6	5	6.6	4.8	Suzuki Celerio. Ein Extremwert von NO ₂ dominiert den Durchschnitt; NO immer sehr niedrig. CO und HC durchschnittlich.	No

HE: high-emitter, also ein Fahrzeug mit Emissionen höher als der Beurteilungswert.

Als Fazit ließe sich festhalten, dass Super high-emitter (Überschreitung des Beurteilungswertes um das Fünffache oder mehr) in der Frankfurt B Messkampagne vermutlich zu 100 % korrekt identifiziert wurden. Wenn man aber eine niedrigere Schwelle und damit strengere Kriterien anlegt, dann muss man nicht nur auf den Durchschnittswert, sondern auch auf die Einzelwerte

blicken, wie am Beispiel des 3 bis 4-fachen Beurteilungswertes gezeigt: Die durchschnittlichen Emissionswerte werden deutlich durch möglichen Kaltstart bzw. durch einzelne Extremwerte beeinflusst. D.h. bei einem niedrigeren Beurteilungswert sinkt die Zuverlässigkeit. Daher sollte bei der Identifikation von high-emittern durch die Hintereinanderschaltung von mehreren Messgeräten eine hohe Zahl von Mehrfachmessungen derselben Fahrzeuge garantiert werden. In der Auswertung sollte dann ein mehrstufiges Verfahren zum Einsatz kommen, das aufgreift:

- ▶ Überschreitung des Beurteilungswertes;
- ▶ Extremwerte herauszufiltern und
- ▶ Die CO und HC Emissionen bei der Entscheidungsfindung einzubeziehen, insb. bei Benzin-Pkw.

Da die Kennzeichen der Fahrzeuge aus Gründen des Datenschutzes für diese Kampagne gelöscht sind, hat man keinen Zugriff auf die Halter der oben identifizierten Fahrzeuge mehr. Wenn aber eine (zukünftige) Messkampagne so angelegt wird, dass eine entsprechende Behörde z. B. ab dem fünften auffälligen Messwert (plus möglicher Zusatzkriterien) informiert wird, könnte zeitnah eine Nachverfolgung und Überprüfung eingeleitet werden.

3.13 Übergabe der ausgewerteten Messdaten an das UBA und ERMES

Ein Datenbankauszug mit Mess- und Fahrzeugdaten aus den zwei Kampagnen in Frankfurt wird dem UBA als Textdatei zur Verfügung gestellt. Zusätzlich wird eine Dokumentation mit Spaltennamen, Datentypen und Beschreibungen zum Inhalt und den Einheiten der Spalten geliefert.

4 Modellierung der NO₂-Belastungssituation / Beitrag Realemissionen

4.1 Aufgabenstellung und Vorgehensweise

4.1.1 Übersicht

In diesem Kapitel wurden zwei unterschiedliche Fragestellungen behandelt. Zum einen sollte für Frankfurt am Main und Umgebung untersucht werden, welchen Beitrag die im Vergleich zu den Euro-Normen erhöhten Realemissionen des HBEFA zur lokalen NO₂-Belastungssituation haben. Dafür wurden für zwei Untersuchungsjahre für je zwei Emissionsszenarien mittlere NO₂-Konzentrationen mit einer Ausbreitungsmodellierung simuliert und verglichen.

Zum anderen sollten Modellierungen für den konkreten Zeitraum der Remote Sensing Messkampagne in der Friedberger Landstraße genutzt werden, um zu prüfen, wie sich Änderungen der Emissionsfaktoren in den Ergebnissen der Modellierungen niederschlagen und ob im Vergleich zu den dort kontinuierlich durchgeführten Konzentrationsmessungen mit den geänderten Emissionsfaktoren eine Verbesserung des Erklärungswerts des Modells erreicht werden kann.

4.1.2 Beitrag Realemissionen

Die Modellierung wurde für die NO₂-Gesamtbelastung durchgeführt und erfolgte auf zwei Skalen mit zwei verschiedenen Modellierungsansätzen. Für die regionale Skala kam das Chemische Transportmodell (CTM) RCG zum Einsatz, wie es in 4.3.1 beschrieben wird. Für die Detailmodellierung kam als Strömungsmodell MISKAM und als Ausbreitungsmodell LASAT zum Einsatz, die in den Abschnitten 4.4.1 bzw. 4.4.2 beschrieben werden.

Die Festlegung des Untersuchungsraums für die Modellierung erfolgte bereits im Rahmen der Auswahl der Partnerkommune (s. Abschnitt 2.1). Die sich daraus ergebenden Modellgebiete werden in Abschnitt 4.3.2 für das CTM und in Abschnitt 4.4.1 für die Mikroskala beschrieben.

Die Auswahl der Untersuchungsjahre unterlag den Vorbedingungen, dass sie im Zeitraum 2010-2015 liegen sollten und ein hoher Anteil von Euro-4- bzw. Euro-5-Diesel-Pkw an der Flotte vorhanden sein sollte. Die Auswahl der konkreten Jahre wird in Abschnitt 4.2 beschrieben.

4.1.3 Modellierung für die Messkampagne

Für den Zeitraum der Remote Sensing-Messkampagne in der Friedberger Landstraße in Frankfurt am Main wurde folgende Modellkette aufgebaut:

- ▶ Modellierung der Hintergrundbelastung mit dem CTM RCG
- ▶ Modellierung der Zusatzbelastung mit MISKAM/LASAT
- ▶ Variationsrechnungen mit IMMIS_{cpb}

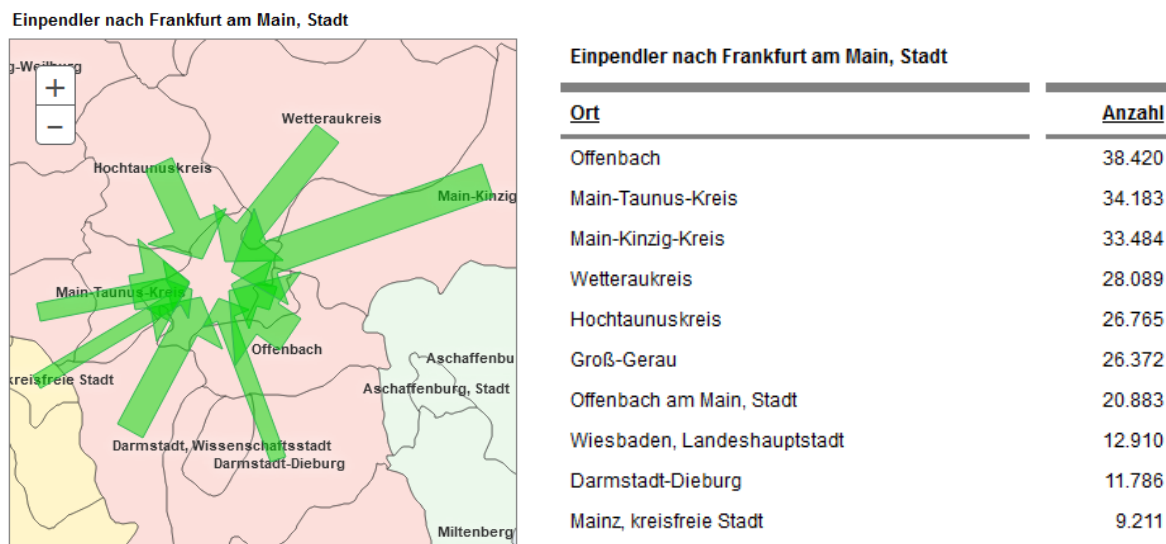
Die Berechnungen erfolgen für den Zeitraum vom 19.02. - 10.03.2020, in dem die Remote Sensing-Messungen mit dem HEAT-System durchgeführt wurden (s. Abschnitt 2.3), welches in der direkten Nähe der Luftmessstation installiert wurde.

4.2 Auswahl eines Modellzeitraums für die Ermittlung des Beitrags der Realemissionen

4.2.1 Regionalisierte Pkw-Flotte für Frankfurt am Main

Um die Erfüllung des Kriteriums möglichst hoher Anteile von Euro-4- bzw. Euro-5-Diesel-Pkw an der Flotte zu prüfen, wurde eine Auswertung der Pkw-Flotte für Frankfurt am Main für den Zeitraum 2010 bis 2019 vorgenommen. Da Frankfurt am Main stark mit dem Umland verflochten ist, wurden die Zulassungsdaten der Stadt selbst und der Umlandgemeinden über Pendlerstatistiken zu einer regionalen Flottenzusammensetzung vereinigt. Die Pendlerbeziehungen werden von der Arbeitsagentur veröffentlicht und sind für 2019 in Abbildung 32 dargestellt.

Abbildung 32: Pendlerstatistik Jahr 2019 (Datenstand Juni 2019)



Quelle: <https://statistik.arbeitsagentur.de/Navigation/Statistik/Statistische-Analysen/Interaktive-Visualisierung/Pendleratlas/Pendleratlas-Nav.html> (Download am 27.4.2020)

In Abbildung 33 sind für die Zulassungsbezirke in und um Frankfurt die Anteile der Diesel-Pkw der Euro-Stufen 4 und 5 am Pkw-Bestand in den Jahren 2010 und 2015 dargestellt. Zusätzlich sind die Anteile aus den KBA-Daten für das gesamte Bundesgebiet ausgewiesen. Aus diesen Daten wird deutlich, dass es regional sehr unterschiedliche Anteile der Euro 4- und Euro 5-Stufen gibt. So beträgt 2010 der Diesel-Euro 4-Anteil in Frankfurt 20,9 % und in Darmstadt-Dieburg nur 10,8 %, was annähernd gleich dem deutschlandweiten Anteil in Höhe von 11,1 % ist. Eine ähnliche Spreizung der Anteile von Diesel-Euro 5 ergibt sich im Jahr 2015, in welchem in Frankfurt der Anteil bereits 24,6 % beträgt, während im Main-Kinzig-Kreis erst 12,2 % Diesel-Euro 5-Pkw zugelassen waren, was niedriger ist als der Deutschland-Wert in Höhe von 13,0 %.

Abbildung 33: Anteile der Diesel-Pkw der Euro-Stufen 4 und 5 in den Jahren 2010 (oben) und 2015 (unten) am Pkw-Bestand, getrennt für die Zulassungsbezirke in und um Frankfurt und für Deutschland gesamt



Quelle: IVU Umwelt

Zusätzlich zur Darstellung in Abbildung 32 gibt die Arbeitsagentur für 2019 noch folgende Informationen: „In der Region ‚Frankfurt am Main, Stadt‘ wohnen 315'445 sozialversicherungspflichtig Beschäftigte. Von ihnen pendeln 100'930 oder 32.0 % zur Arbeit in einen anderen Kreis (Auspendler). Gleichzeitig pendeln 387'518 Beschäftigte, die in einem anderen Kreis wohnen, zur sozialversicherungspflichtigen Beschäftigung in die Region ‚Frankfurt am Main, Stadt‘ (Einpendler). ... Ihren Arbeitsort in der Region ‚Frankfurt am Main, Stadt‘ haben damit 602'033 sozialversicherungspflichtig Beschäftigte, von ihnen sind 64.4 % Einpendler.“ Daraus ergeben sich die in Tabelle 12 aufgeführte Aufteilung der Pendlerbeziehungen. Es wird jetzt angenommen, dass die Kfz-Flotte der Pendler nach Frankfurt jeweils der Flotte im entsprechenden Zulassungsbezirk entspricht und dass alle Pendler in gleichen Anteilen den Pkw zur Fahrt nach Frankfurt nutzen. Gleiches gilt für die Fahrten von in Frankfurt zugelassenen Pkw. Für den Anteil der „restlichen Pendler“ in Höhe von 24.2 % wird angenommen, dass er mit der deutschlandweiten Flotte nach Frankfurt fährt.

Tabelle 12: Anteile der Einpendler nach Frankfurt und in Frankfurt gemeldete sozialversicherungspflichtig Beschäftigte (svp.-B)

Einpendler nach Frankfurt am Main (Stadt) von	Anzahl	Anteil an svp.-B.
Offenbach (Kreis)	38420	6.4 %
Main-Taunus-Kreis	34183	5.7 %
Main-Kinzig-Kreis	33484	5.6 %
Wetteraukreis	28089	4.7 %
Hochtaunuskreis	26765	4.4 %
Groß-Gerau	26372	4.4 %
Offenbach am Main, Stadt	20883	3.5 %
Wiesbaden, Landeshauptstadt	12910	2.1 %
Darmstadt-Dieburg	11786	2.0 %
Mainz, kreisfreie Stadt	9211	1.5 %
Summe	242103	40.2 %
Rest Einpendler	145415	24.2 %
Einpendler gesamt (s. Text oben)	387518	64.4 %
Frankfurt am Main (Stadt)	214515	35.6 %
sozialversicherungspflichtig Beschäftigte in Frankfurt (svp.-B.)	602033	

Quelle: <https://statistik.arbeitsagentur.de/Navigation/Statistik/Statistische-Analysen/Interaktive-Visualisierung/Pendleratlas/Pendleratlas-Nav.html> (Download am 27.4.2020) und Auswertungen durch IVU Umwelt

Aus der Faltung der Zulassungsdaten je Zulassungsbezirk mit den Anteilen der Pendlerbeziehung aus Tabelle 12 ergibt sich die in Tabelle 13 und in Abbildung 34 dargestellte Flottenaufteilung der für Frankfurt regionalisierten Flotte für Diesel-Pkw für die Jahre 2010 bis 2019. Dabei wurde angenommen, dass die in Tabelle 12 aufgeführte Pendlerbeziehung in allen betrachteten Jahren gilt.

Es wird deutlich, dass der Diesel-Anteil an den Pkw bis 2017 kontinuierlich ansteigt und danach zurückgeht. Der Anteil von Diesel-Euro4-Pkw geht, ausgehend von 15.2 % über 8.5 % im Jahr 2015 auf 5.4 % im Jahr 2019 zurück. Der Anteil von Diesel-Euro5-Pkw ist 2010 mit 2.4 % noch gering, steigt mit 18.2 % im Jahr 2015 auf das Maximum an und geht dann bis 2019 auf 10.4 % zurück. Diesel-Euro6-Pkw kommen mit einem Anteil von 1.8 % erst ab 2015 über 1 % und steigen dann an, so dass ab 2018 dieser Anteil der größte unter den Diesel-Pkw wird und 2019 einen Wert von 15.2 % erreicht.

Tabelle 13: Zusammensetzung der für Frankfurt regionalisierten Flotte für Diesel-Pkw

Jahr	Anteil Diesel	Euro 1	Euro 2	Euro 3	Euro 4	Euro 5	Euro 6	darunter Euro 6d-temp
2010	29.9 %	0.4 %	3.4 %	8.0 %	15.2 %	2.4 %	0.0 %	0.00 %
2011	30.5 %	0.3 %	2.9 %	7.4 %	13.4 %	6.1 %	0.0 %	0.00 %
2012	31.7 %	0.3 %	2.5 %	6.5 %	11.0 %	11.0 %	0.1 %	0.00 %
2013	33.0 %	0.2 %	2.1 %	5.8 %	9.8 %	14.7 %	0.1 %	0.00 %
2014	34.1 %	0.2 %	1.8 %	5.2 %	9.1 %	17.1 %	0.5 %	0.00 %
2015	35.2 %	0.2 %	1.6 %	4.7 %	8.5 %	18.2 %	1.8 %	0.00 %
2016	36.3 %	0.1 %	1.4 %	4.2 %	7.9 %	16.4 %	6.0 %	0.00 %
2017	37.0 %	0.1 %	1.2 %	3.8 %	7.3 %	13.7 %	10.6 %	0.00 %
2018	36.4 %	0.1 %	1.0 %	3.2 %	6.5 %	11.8 %	13.6 %	0.00 %
2019	34.8 %	0.1 %	0.8 %	2.7 %	5.4 %	10.4 %	15.2 %	1.03 %

Abbildung 34: Anteil der Diesel-Pkw (oben) und Anteile Diesel-Pkw mit Euro-Normen 4 bis 6 (unten) an der regionalisierten Pkw-Flotte im Zeitraum 2010 bis 2019



Quelle: IVU Umwelt

4.2.2 Festlegung

Auf Grundlage dieser Auswertungen wurde mit dem UBA vereinbart, die Jahre 2010 und 2015 als Bezugszeiträume festzulegen.

4.3 CTM

4.3.1 Modellbeschreibung

Wie auch in IVU Umwelt (2021) beschrieben, erfordert die rechnerische Bestimmung der Beiträge von bestimmten Emittentengruppen zu den NO₂-, PM₁₀-, PM_{2.5}- und Ozon-Immissionen die Anwendung eines chemischen Transportmodells, da NO₂ und insbesondere Ozon überwiegend über chemische Prozesse gebildet werden. Auch die Partikel-Immissionen werden nicht nur durch die direkten Emissionen verursacht, sondern zu einem großen Teil durch die sekundäre Aerosolbildung, in der aus gasförmigen Vorläuferstoffen wie NO₂, SO₂ und NH₃ sekundäre Partikel wie Sulfate, Nitrate und Ammonium entstehen.

Das hier verwendete chemische Transportmodell ist REM-CALGRID (RCG), das an der FU Berlin entwickelt wurde (Stern, 2003, 2006a, 2010; Stern et al., 2008). Es wurde in den letzten Jahren vielfach auf Bundes- und Länderebene im Rahmen der Erstellung von Luftreinhalteplänen und der Berechnung von Hintergrundkonzentrationen (z. B. IVU Umwelt, 2009, 2014, 2017a, b, 2018a, 2020a), der Maßnahmenanalyse oder zur Analyse grenzüberschreitender Stofftransporte (z. B. Stern, 2006b) eingesetzt und ist das Ausbreitungsmodell im vom Umweltbundesamt beauftragten PAREST-Projekt zur Entwicklung von Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung (Bultjes et al., 2012; Stern, 2013) und dem Nachfolgeprojekt „Luftqualität 2020/2030“ (UBA, 2014). Das Modell wird auch vom Umweltbundesamt selbst zur Berechnung von Immissionsbelastungen in Deutschland eingesetzt (z. B. Dauert & Kessinger, 2019 und Nordmann et al., 2020).

Das RCG-Modell berechnet die Konzentration von Stoffen in Abhängigkeit von Emissionen, physikalischen und chemischen Prozessen während des Transportvorgangs in der Atmosphäre sowie von meteorologischen und topographischen Einflüssen. Dazu wird das Modellgebiet mit einem dreidimensionalen Gitter überspannt, für dessen Zellen die Berechnung der Konzentrationen erfolgt.

Das Modell verarbeitet jahresspezifische Emissionsdaten für alle benötigten Spezies unterteilt nach Verursachergruppen, die dem Modell in Form von Punkt- oder Flächenquellen vorgegeben werden. Für jede Verursachergruppe werden im Modell, ausgehend von den Jahreswerten, stündliche Emissionen abgeleitet. Die dazu verwendeten Monats-, Wochentag- und Stundenfaktoren berücksichtigen die Zeit- und Temperaturabhängigkeit der Emissionen der einzelnen Verursachergruppen.

4.3.2 Modellgebiete

Die Anwendung des RCG-Modells erfolgte in 4 Berechnungsskalen:

- ▶ europäische Skala in einer Auflösung von circa 28 x 32 km² (Modellgebiet Nest 0),
- ▶ nationale Skala in einer Auflösung von circa 7 x 8 km² (Deutschland und Randgebiete angrenzender Staaten, Modellgebiet Nest 1),

- ▶ regionale Skala in einer Auflösung von circa $2 \times 2 \text{ km}^2$ (Stadtgebiet Frankfurt am Main und regionale Umgebung, Modellgebiet Nest 2) und
- ▶ urbane Skala mit hoher Auflösung von circa $440 \times 500 \text{ m}^2$ (Stadtgebiet Frankfurt am Main, RCG-Untersuchungsgebiet Nest 3).

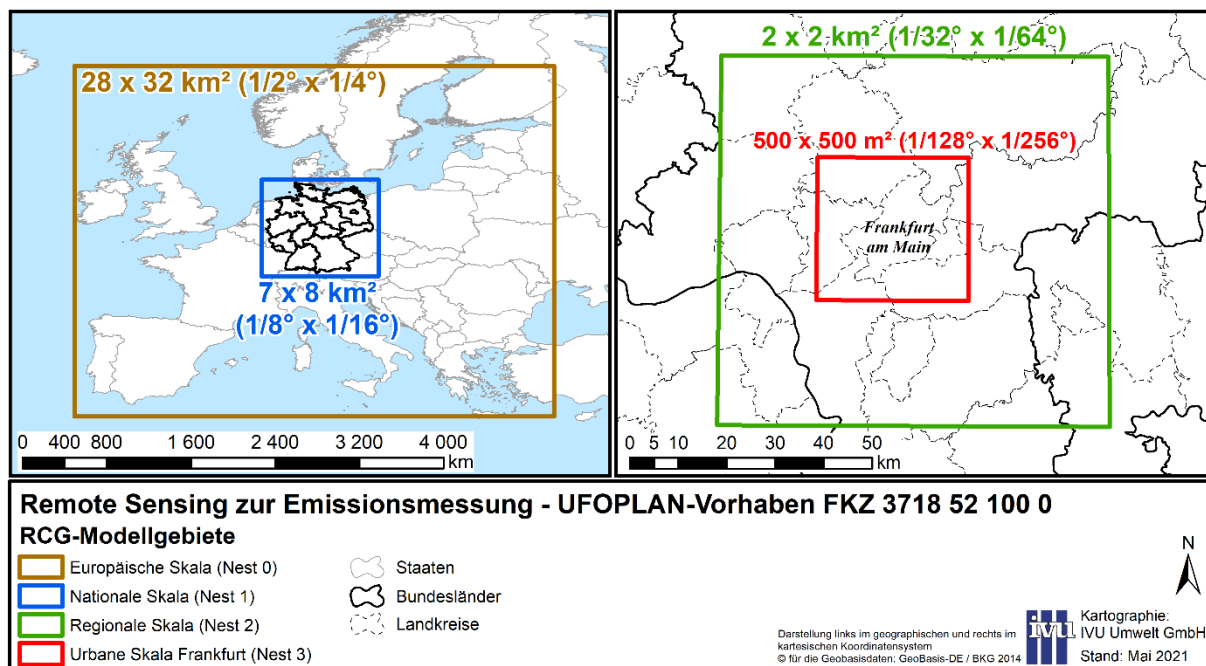
Die europaweite Rechnung liefert dabei die Hintergrundkonzentrationen für die nationale Skala mit circa $7 \times 8 \text{ km}^2$ Auflösung (Nest 1) und diese wiederum die Hintergrundkonzentrationen für die regionale Skala mit 2 km Auflösung (Nest 2). Die Randbedingungen für die hoch aufgelösten Rechnungen auf der urbanen Skala (Nest 3) werden dann aus den Ergebnissen für Nest 2 abgeleitet („one-way-nesting“). Die Zwischenstufe der regionalen Skala (Nest 2) wurde eingeführt, um die über die Grenzen des eigentlichen RCG-Untersuchungsgebiets (Nest 3) einströmenden Stoffmassen in höherer Auflösung als der von Nest 1 berücksichtigen zu können. Insbesondere relevante Quellen im Umfeld von Nest 3 können so besser erfasst werden.

Die Gitter des jeweils untergeordneten Nestes sind in das Gitter des jeweils übergeordneten Nestes eingepasst, um eine direkte Übergabe der Randbedingungen zu ermöglichen. Dies ist nur in einem geographischen Koordinatensystem möglich, da die großräumigen Datenbasen und damit alle überregionalen Rechnungen nur in solch einem System vorliegen.

Für die europaweite Rechnung wurde RCG auf das in Abbildung 35 links in Braun dargestellte Modellgebiet angewendet. Die horizontale Auflösung beträgt im geographischen Koordinatensystem 0.5° Länge und 0.25° Breite (ca. $28 \times 32 \text{ km}^2$). Die Rechnung für Deutschland und die Randgebiete der umliegenden Staaten in der nationalen Skala (Nest 1, in Blau dargestellt) erfolgte mit einer Auflösung von 0.125° Länge und 0.0625° Breite (ca. $7 \times 8 \text{ km}^2$). Die Berechnung für das Stadtgebiet Frankfurt am Main und die regionale Umgebung in der regionalen Skala im Nest 2, in Abbildung 35 rechts in Grün dargestellt, erfolgte mit einer Auflösung von 0.03125° Länge und 0.015625° Breite (ca. $2 \times 2 \text{ km}^2$).

Nest 3 umfasst das Stadtgebiet von Frankfurt am Main und beinhaltet den Abschnitt der Friedberger Landstraße, der Teil des Modellgebiets der mikroskaligen Modellierung (Abschnitt 4.4) ist. Seine Abmessungen betragen ca. $31 \times 30 \text{ km}^2$. Die Berechnungen erfolgten in 500-m-Auflösung im geographischen Koordinatensystem für Gitterzellen mit $1/128^\circ$ Länge und $1/256^\circ$ Breite (ca. $440 \times 500 \text{ m}^2$). Diese Auflösung führt zu einem Gitter mit 56×68 Gitterzellen pro Modellschicht. Das Nest 3 ist das eigentliche Untersuchungsgebiet. Es ist in Abbildung 35 rechts in Rot dargestellt. Die genauen Maße der vier Modellgebiete sind in Tabelle 14 aufgeführt.

Abbildung 35: Modellgebiete für die RCG-Modellierung



Quelle: IVU Umwelt

Tabelle 14: Modellgebiete für die RCG-Modellierung

Gebiet	Ausdehnung	Auflösung
Nest 0: Europa	10° W bis 30° O 35.25° N bis 64.75° N	0.5° Länge, ca. 28 km 0.25° Breite, ca. 32 km
Nest 1: Deutschland und Randgebiete angrenzender Staaten	5.5° O bis 15.5° O 47° N bis 55.25° N	0.125° Länge, ca. 7 km 0.0625° Breite, ca. 8 km
Nest 2: Stadtgebiet Frankfurt am Main und regionale Umgebung	8.125° O bis 9.25° O 49.75° N bis 50.4375° N	0.03125° Länge, ca. 2 km 0.015625° Breite, ca. 2 km
Nest 3: Stadtgebiet Frankfurt am Main (Untersuchungsgebiet)	8.40625° O bis 8.84375° O 49.984375° N bis 50.25° N	0.0078125° Länge, ca. 440 m 0.00390625° Breite, ca. 500 m

In vertikaler Richtung wurden die RCG-Modellrechnungen mit einem geländefolgenden Gitter mit zeitlich konstanten Schichtgrenzen aufgesetzt. Es wurden insgesamt acht Schichten definiert mit folgenden Schichtgrenzen (Angaben in Meter über dem Gelände):

0 m – 25 m – 100 m – 300 m – 800 m – 1600 m – 2400 m – 3200 m – 4000 m.

Nest 0 der RCG-Modellrechnungen deckt dabei alle acht Schichten ab, Nest 1 deckt die unteren sieben, Nest 2 die unteren sechs und Nest 3 die unteren fünf Schichten ab. Auf diese Weise werden die Randbedingungen an der Oberkante des jeweiligen Nests vom übergeordneten Nest übernommen. Für die Auswertungen der Modellergebnisse im Rahmen dieses Projekts wurden die für die unterste Modellschicht berechneten Konzentrationen verwendet.

4.3.3 Topographie

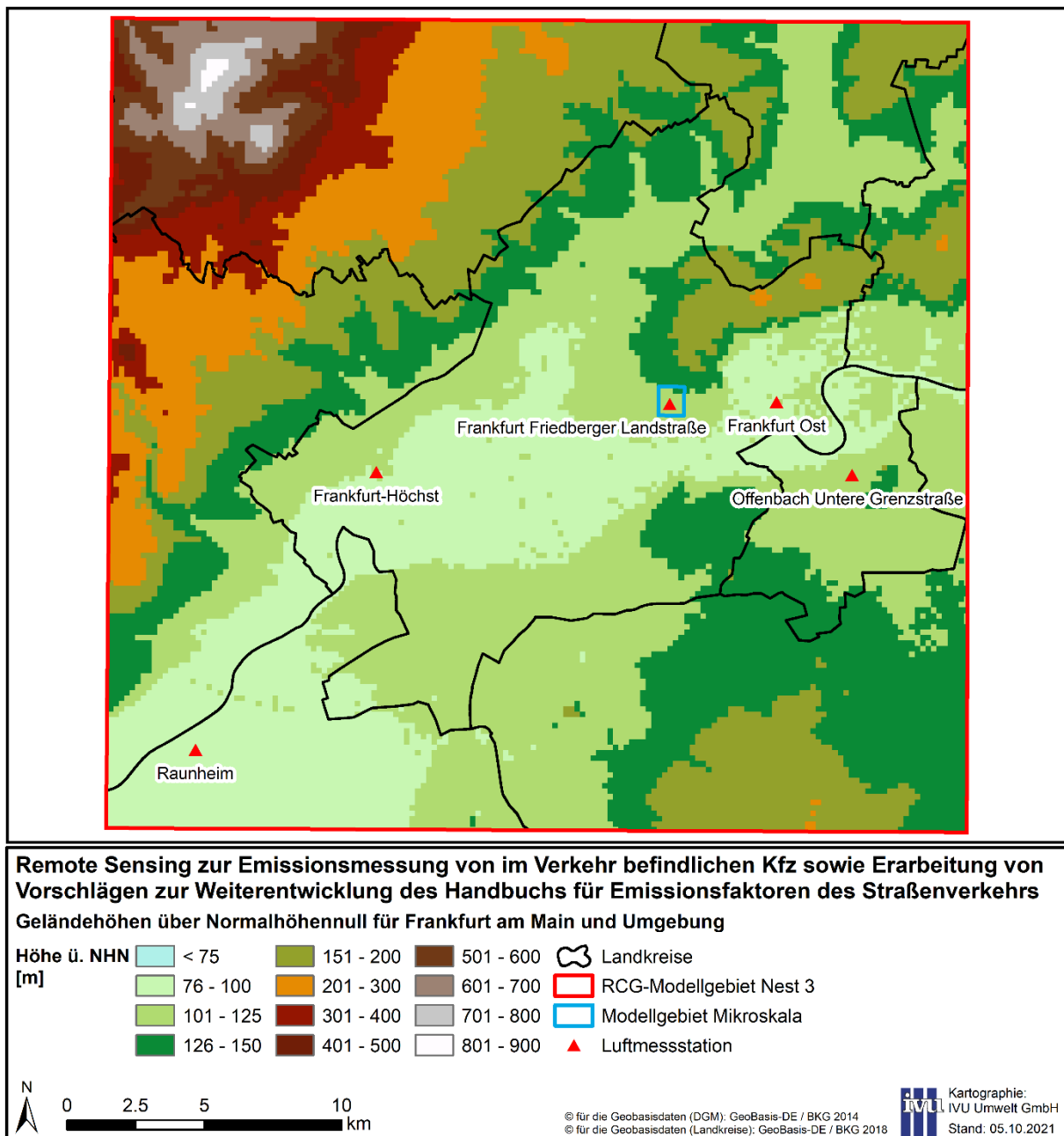
In den Ausbreitungsrechnungen mit RCG ist die Topographie zu berücksichtigen. Abbildung 36 zeigt die Topographie für das Nest 3 (urbane Skala, Stadtgebiet Frankfurt am Main) auf Basis des Digitalen Geländemodells des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie (BKG, 2014). Die räumliche Auflösung des verwendeten DGMS beträgt 200 m (DGM200). Während der Südosten des Gebiets einschließlich dem Stadtgebiet Frankfurt mit Höhen zwischen 100 m und 200 m topographisch eher schwach gegliedert ist, prägt im Nordwesten der Taunus mit dem Großen und dem Kleinen Feldberg das Bild. Für die Berechnung der meteorologischen Eingangsgrößen in 500 m Auflösung (Abschnitt 4.3.4) wurde das DGM200 in ein 500 m-Raster überführt.

In Abbildung 36 sind zudem fünf Luftmessstationen des HLNUG eingezeichnet, die sich im Nest 3 befinden:

- ▶ drei städtische Hintergrundstationen (Frankfurt-Höchst, Frankfurt Ost und Raunheim) und
- ▶ zwei verkehrsnahe Messstationen (Frankfurt Friedberger Landstraße, zugleich im Modellgebiet der mikroskaligen Modellrechnungen in Abschnitt 4.4, sowie Offenbach Untere Grenzstraße).

Für diese Messstationen werden in Abschnitt 4.3.6 die RCG-Modellergebnisse für das Nest 3 mit den Messwerten verglichen.

Abbildung 36: Topographie im RCG-Modellgebiet Nest 3



Quelle: IVU Umwelt

4.3.4 Meteorologische Daten

4.3.4.1 Bezugszeiträume 2010 und 2015

Die meteorologischen Eingangsdaten für das Chemische Transport-Modell RCG für die Bezugsjahre 2010 und 2015 wurden vom UBA für das Projekt bereitgestellt. Dabei handelt es sich um Ergebnisse des Modells TRAMPER in den RCG-Nestern 0 - 2 entsprechenden Auflösungen von ca. 30 km x 30 km, 7 km x 8 km und 2 km x 2 km.

Das diagnostische Analysesystem TRAMPER wurde an der FU Berlin entwickelt (Reimer & Scherer, 1992; Reimer et al., 1995; Kerschbaumer & Reimer, 2003). Das TRAMPER-System basiert auf einer statistischen Interpolation (Optimale Interpolation, OI) der verfügbaren

meteorologischen Daten. Der Interpolation zugrunde gelegt wurden die meteorologischen Datensätze des Deutschen Wetterdienstes (DWD) in Form von Radiosonden- und Pilotmeldungen der synoptischen Aerologiestationen sowie stündliche und dreistündliche Beobachtungen von Teilen der synoptischen Beobachtungsnetze der in der World Meteorological Organisation (WMO) organisierten Wetterdienste. Die meteorologischen Felder werden auf die gewünschte Auflösung interpoliert, wobei über verschiedene Grenzschichtmodule (Massekonsistenz, Hang-, Berg- und Talwind usw.) eine Anpassung an die hoch aufgelöste Topographie und Landnutzung erfolgt.

Das angewandte Analyseverfahren besteht im Kern aus einer statistischen Interpolation (Optimale Interpolation) beobachteter und abgeleiteter Feldgrößen auf isentropen Flächen am Gitterpunkt und einem physikalischen Abgleich der Felder mittels Variationsrechnung.

Das Schema ist als skalenabhängiges Korrekturverfahren aufgebaut und verwendet großräumige Analysen oder Vorhersagefelder als Ausgangspunkt. Der Verfahrensablauf gliedert sich auf in die Schritte

- Analysen der Boden- und Radiosondenbeobachtungen,
- zeitliche Interpolation auf stündliche Zwischentermine und
- Berechnung der Grenzschichtvariablen.

In die Analyse sind die räumliche und zeitliche Erfassung der Temperaturinversionen und ihrer Mächtigkeit sowie die horizontale Interpolation von Niederschlag, Bedeckungsgrad, Wolkentyp usw. eingebunden. Nach der dreidimensionalen Analyse werden die Grenzschichtvariablen und, unter Berücksichtigung der beobachteten Temperaturinversionen, der tägliche Verlauf der Mischungshöhe berechnet. Die Parameter am Boden sind auf einer dem Gelände folgenden Koordinatenfläche definiert und werden auf die Modelltopographie abgestimmt.

Das Ergebnis der Analyse sind dreidimensionale Felder von Windkomponenten, Temperatur und Feuchte, zweidimensionale Felder der meteorologischen Bodenbeobachtungen und der Grenzschichtparameter einschließlich Mischungshöhen sowie eine dreidimensionale Inversionsdarstellung im gesamten Modellgebiet.

Für die kleinräumigen Analysen werden charakteristische orographische Effekte des untersuchten Gebietes in die dreidimensionale Strömung integriert, insbesondere Hangwind- und Barriereeffekte. Der generalisierte Hang- und Talwind ist abhängig von der gegebenen Überströmung, wobei Kaltluftzufuhr implizit durch die dreidimensionale Temperaturentwicklung der Beobachtungen enthalten ist. Dabei werden mit Hilfe von Strömungsadaptationsalgorithmen alle Windfelder im orographisch gegliederten Gelände angepasst. Gegenüber einem prognostisch-numerischen Modellierungsansatz hat die diagnostische Methode des TRAMPER-Systems den Vorteil, dass sie sich wesentlich auf vorhandene meteorologische Messungen stützt.

Pro Tag wurden zusammenhängend 24 Analysen ausgeführt. Die Ausgangsfelder wurden aus der großräumigen Analyse erstellt und im feinen Gitter mit den vorhandenen Daten korrigiert. Dabei wurden alle isentropen Flächen neu angepasst, um eine optimale vertikale Auflösung der Felder in dem kleinen Gebiet zu erhalten.

Die Grenzschichtgrößen wurden in stündlicher Folge berechnet, wobei die Topographie in der Bestrahlung beachtet wurde. Die Mischungshöhe wurde in diesem Zusammenhang einer speziellen Glättung unterzogen, um im Gegensatz zur sehr detaillierten Topographie und Landnutzung

eine generalisierte Grenzsichthöhe zu erhalten, die kleinere Täler nicht zu stark berücksichtigt.

Das diagnostische Strömungsmodul arbeitet in zwei Schritten. Im ersten Schritt wird das mittlere Strömungsgrundfeld der Modellregion erzeugt und an das thermodynamisch und topographisch bedingte Strömungsverhalten adaptiert. Im zweiten Schritt werden Stationsmessdaten mit räumlich begrenzter Wichtung in das Grundfeld integriert und die vertikale Geschwindigkeitskomponente physikalisch adaptiert. Das endgültige Strömungsfeld wird mittels eines iterativen Verfahrens zur Massenerhaltung gezwungen.

Für die 500 x 500 m²-Auflösung des innersten Modellgebietes (Nest 3) liegen aus TRAMPER keine meteorologischen Eingangsdaten für RCG vor. Dies wurden für das vorliegende Projekt erstellt, indem die TRAMPER-Daten für das 2 km-Raster unter Berücksichtigung der Topographie in 500 m Gitterauflösung (Abschnitt 4.3.3) gemäß der Methodik des meteorologischen Modells CALMET (Scire et al., 2000) auf das 500 m-Raster des Nests 3 interpoliert wurden.

4.3.4.2 Bezugszeitraum der Messkampagne 2020

Für den Zeitraum der Messkampagne vom 19.02.2020 bis 10.03.2020 (Abschnitt 4.1.3) und einen modelltechnisch erforderlichen Vorlauf von einigen Tagen wurden die meteorologischen Eingangsdaten für die CTM-Modellierung beim DWD beschafft und für die Anwendung mit RCG aufbereitet. Dazu wurden

- ▶ für die Modellierung auf der europäischen Skala des Nests 0 und der nationalen Skala des Nests 1 die Daten des DWD-Modells ICON-EU (DWD, 2019) und
- ▶ für die Modellierung auf der regionalen Skala des Nests 2 die Daten des DWD-Modells COSMO-D2 (DWD, 2018) verwendet.

Für die Modellierung auf der urbanen Skala des Nests 3 für das Stadtgebiet Frankfurt am Main wurden die aus COSMO-D2 abgeleiteten Daten aus dem Nest 2 analog zu Abschnitt 4.3.4.1 unter Berücksichtigung der Topographie in 500 m Gitterauflösung (Abschnitt 4.3.3) auf das 500 m-Raster des Nests 3 interpoliert.

4.3.5 Emissionen

Im Rahmen des Projekts wurden sowohl mit RCG als auch mit LASAT (Abschnitt 4.4) für jedes der beiden in Abschnitt 4.2 festgelegten Bezugsjahre 2010 und 2015 zwei Emissionsszenarien gerechnet:

1. Realszenario: die verkehrsbedingten NO_x-Emissionen basieren auf dem zum Zeitpunkt des Bearbeitungsstarts verfügbaren aktuellen HBEFA (Version 4.1)
2. Normszenario: die verkehrsbedingten NO_x-Emissionen entsprechen unter realen Fahrbedingungen den Emissionsgrenzwerten, z. B. 180 mg/km für einen Euro-5-Diesel-Pkw

Für die Modellierung mit RCG, die mit dem Nest 0 auf der europäischen Skala beginnt (Abbildung 35), sind Emissionsdaten sowohl für die europäischen Nachbarländer als auch für Deutschland erforderlich.

Für Deutschland liegt beim Umweltbundesamt mit dem Gridding Emission Tool for ArcGIS (GRETA; UBA, 2016) eine Software vor, die es erlaubt, auf der Grundlage von als nationale Jahressummen verfügbaren quellengruppenspezifischen Emissionsdaten mit Hilfe verschiedener Verteilparameter räumlich hoch aufgelöste Emissionsdatensätze zu generieren. Die Jahressummen für Deutschland entstammen dabei der Emissionsberichterstattung, zu der sich die Staaten

im Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (CLRTAP; Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution) der UNECE verpflichtet und dies zuletzt im novellierten Göteborg-Protokoll (UNECE, 2019) spezifiziert haben. Für das Realszenario wurden die GRETA-Daten für die Jahre 2010 und 2015 aus der Submission 2020 verwendet, die die Kfz-Emissionen nach HBEFA 4.1 (INFRAS, 2019) enthält. Die GRETA-Daten wurden vom UBA deutschlandweit in einer Gitterauflösung von $1/64^\circ \times 1/128^\circ$ (ca. $1 \times 1 \text{ km}^2$) sowie für den Bereich um das Nest 3 in einer Gitterauflösung von $1/128^\circ \times 1/256^\circ$ (ca. $500 \times 500 \text{ m}^2$) jeweils in einem geographischen Koordinatensystem bereitgestellt. Insgesamt ergeben sich damit für das Realszenario mit 2 Bezugsjahren und 2 Gitterauflösungen 4 Emissionsdatensätze aus GRETA.

Die Emissionsdaten zum Normszenario für Deutschland wurden ebenfalls vom UBA zur Verfügung gestellt, in dem gleichen Format und den gleichen Gitterauflösungen wie die GRETA-Daten für das Realszenario. Für das Normszenario wurde von der Annahme ausgegangen, dass die NO_x -Grenzwerte im Realbetrieb eingehalten werden. Die hieraus resultierenden NO_x -Emissionsmengen in der Abgrenzung der Emissionsberichterstattung „Submission 2020“ für die verschiedenen Kfz-Klassen in den Jahren 2010 und 2015 wurden nach Angaben des UBA wie folgt ermittelt:

1. Quellgruppen 1 A 3 b i („Pkw“) und 1 A 3 b ii („Lnf“):

Für die Bezugsjahre (2010/2015) wurden nach Euronorm und Kraftstoffart (Benzin/Diesel) differenzierte Fahrleistungen und NO_x -Emissionen aus der Datenbank „TREMODO-Version 6.03“ ausgelesen und aus diesen die Emissionsfaktoren ($\text{mg NO}_x/\text{km}$) nach Inlandsprinzip gebildet. Die Emissionen nach Inlandsprinzip gemäß Szenario wurden durch Multiplikation der genannten Fahrleistungen mit den jeweiligen Grenzwerten (in mg/km) erhalten und dann auf die Emissionen nach „Energiebilanz-/Absatzprinzip“ normiert. Für die Normierung wurde der identische (quellgruppenspezifische) Faktor verwendet, der auch bei der „Submission 2020“ zur Anwendung kam, da die angenommene Einhaltung der NO_x -Grenzwerte keinen Einfluss auf die Differenz zwischen Kraftstoffabsatz und Inlandsverbrauch hat.

Für die Lnf wurde analog vorgegangen. Allerdings waren hier jedoch aufgrund der unterschiedlichen Grenzwerte die Berechnungen für drei Größenklassen (M+N1-I; N1-II; N1-III) durchzuführen.

2. Quellgruppe 1 A 3 b iii („SNF/Busse“):

Das bei den Pkw/Lnf angewendete Verfahren muss für diese Quellgruppe modifiziert werden, da die Grenzwerte für SNF/Busse nicht in mg/km , sondern in g/kWh (Motorarbeit) angegeben sind.

Es wurde daher zunächst für die jeweiligen Eurostufen die in den Bezugsjahren (2010/2015) geleistete Motorarbeit berechnet. Hierzu wurde der Endenergieverbrauch laut TREMOD 6.03 mit durchschnittlichen (Motor-)Wirkungsgraden verknüpft. Diese Wirkungsgrade wurden auf Anfrage von Infrast/TU Graz zur Verfügung gestellt. Sie gelten für ein Durchschnitts-SNF und variieren über die Jahre, da sich die Flottenstruktur und die Effizienz im Zeitverlauf ändern.

Da für Busse keine entsprechenden Werte vorlagen und Busse nur gut 10 % der NO_x -Emissionen dieser Quellgruppe ausmachen, wurden die SNF-Werte vereinfachend auch für die Kategorie „Busse“ verwendet. Zumindest die Unterschiede im Einsatzbereich von SNF und Bussen konnten jedoch berücksichtigt werden, da die Wirkungsgrade nach Straßenart („Autobahn“/„Außerorts“/„Innerorts“) differenziert sind.

Die Emissionen wurden dann auf die so ermittelte geleistete Motorarbeit bezogen und anschließend die prozentuale Überschreitung der Grenzwerte und damit der Emissionen (je Eurostufe) berechnet.

Das weitere Vorgehen („Normierung auf die Energiebilanz/Absatz“) war analog zu den Pkw/Lnf.

Für die europäischen Nachbarländer außerhalb von Deutschland wurde von der TNO⁴ der Emissionsdatensatz CAMS-REG-v2.2.1 (eine Weiterentwicklung des in Kuenen et al. (2014) vorgestellten Inventars) für die Bezugsjahre 2010 und 2015 jeweils in einer Rasterauflösung von $1/8^\circ \times 1/16^\circ$ entsprechend ca. $7 \times 8 \text{ km}^2$ zur Verfügung gestellt. Die CAMS-Emissionsdatensätze werden von der TNO so weit wie möglich unter Verwendung der offiziell gemeldeten Emissionen nach Quellenkategorie aus jedem Land erstellt. Eine Unterscheidung nach Norm- und Realszenario liegt hier nicht vor, so dass es pro Bezugsjahr nur einen Datensatz gibt.

Die europäischen und deutschen Emissionsdatensätze wurden für die Verwendung in RCG szenarienweise zusammengeführt und in das erforderliche Eingangsformat konvertiert. Die CAMS-REG-v2.2.1-Daten konnten in der Rasterauflösung von $1/8^\circ \times 1/16^\circ$ direkt für alle Berechnungen in Nest 0 und Nest 1 (s. Abschnitt 4.3.2) verwendet werden, wobei für das Gebiet von Deutschland die Daten aus CAMS-REG-v2.2.1 durch die jeweiligen Emissionsdaten des UBA ersetzt wurden. Die Emissionsdaten für das Nest 2 wurden auf Basis der Emissionsdaten des UBA in der Gitterauflösung von $1/64^\circ \times 1/128^\circ$ (ca. $1 \times 1 \text{ km}^2$) erzeugt und die Emissionsdaten für das Nest 3 auf Basis der Emissionsdaten des UBA in der Gitterauflösung von $1/128^\circ \times 1/256^\circ$ (ca. $500 \times 500 \text{ m}^2$).

Tabelle 15 gibt eine Übersicht über die für RCG im Nest 3 ermittelten NO_x -Emissionssummen für die Bezugsjahre 2010 und 2015, jeweils im Real- und im Normszenario. Die NO_x -Emissionssummen nehmen einerseits von 2010 nach 2015 und andererseits vom Real- zum Normszenario ab.

Tabelle 15: NO_x -Emissionssummen im Nest 3 für die Bezugsjahre 2010 und 2015, jeweils im Real- und im Normszenario

	Realszenario 2010	Normszenario 2010	Realszenario 2015	Normszenario 2015
$\text{NO}_x \text{ [t]}$	21'264.70	16'799.35	20'379.30	14'394.88

Für das Nest 3 wurde für jedes Szenario und jedes Bezugsjahr eine zusätzliche RCG-Modellrechnung durchgeführt, in der in dem jeweils verwendeten Emissionsdatensatz die Kfz-Emissionen in denjenigen Gitterzellen zu Null gesetzt wurden, die durch das Modellgebiet der mikroskaligen Modellierung in Abschnitt 4.4 vollständig abgedeckt werden. In Emissionsgitterzellen, die anteilig vom Modellgebiet der mikroskaligen Modellierung geschnitten werden, wurden die Kfz-Emissionen entsprechend anteilig reduziert. Die auf diese Weise ermittelten RCG-Ergebnisse für diese Gitterzellen können dann als Hintergrundbelastung in Abschnitt 4.4 verwendet werden, ohne dass es bei der Kombination mit der in der mikroskaligen Modellierung berechneten Zusatzbelastung zur Gesamtbelastung zu einer Doppelzählung derjenigen Kfz-Emissionen kommt, die in der mikroskaligen Modellierung berücksichtigt wurden.

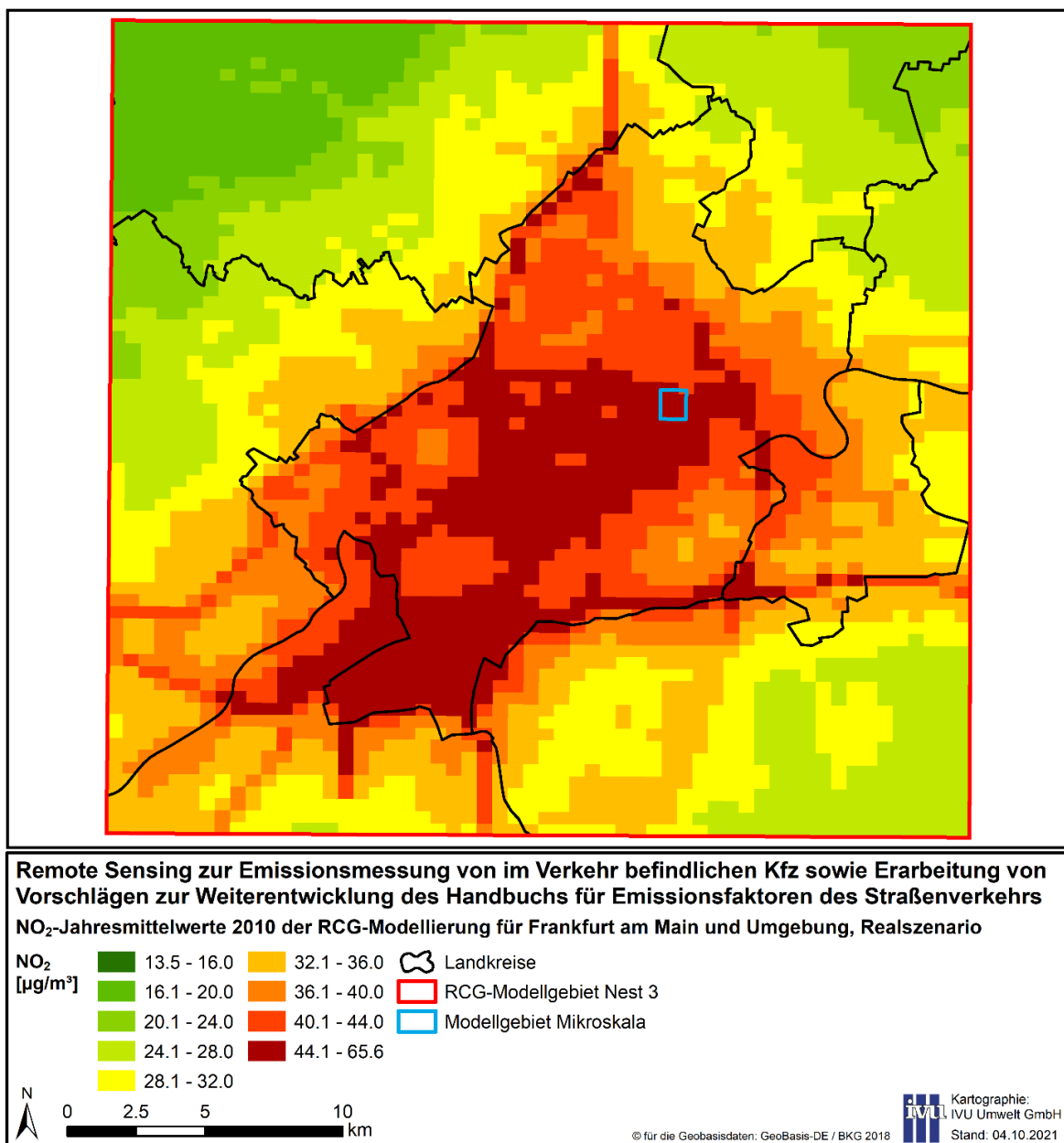
⁴ Niederländische Organisation für Angewandte Naturwissenschaftliche Forschung

4.3.6 Modellergebnisse der Realszenarien

4.3.6.1 Bezugszeitraum 2010

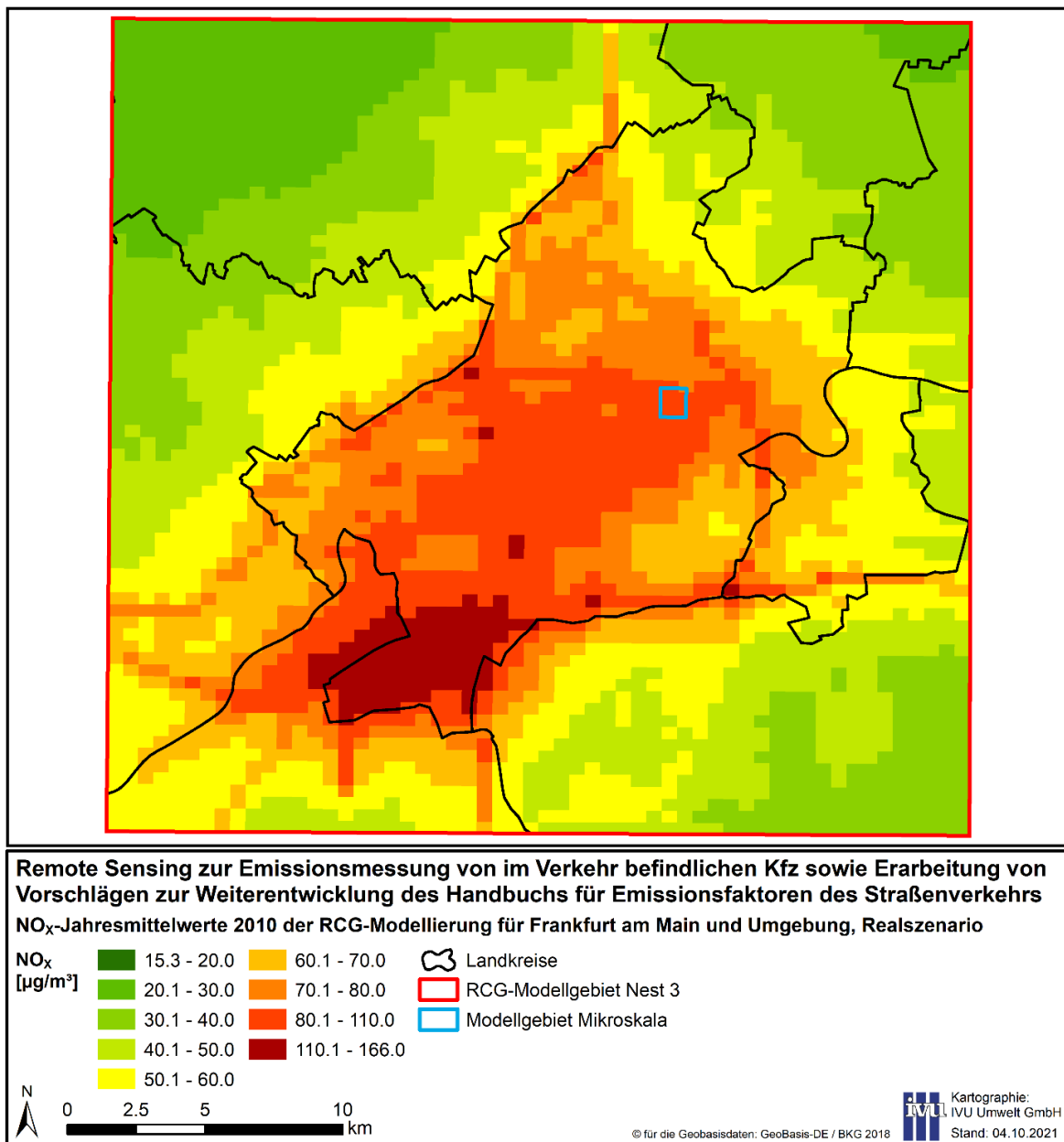
Im Folgenden werden die RCG-Modellergebnisse im Nest 3 für das Realszenario mit Bezugsjahr 2010 vorgestellt. Abbildung 37 bzw. Abbildung 38 zeigen die modellierten Jahresmittelwerte für NO_2 bzw. für NO_x . Beide Verteilungen zeigen eine ähnliche Struktur mit höheren Werten im Stadtgebiet, am Flughafen Frankfurt im Südwesten des Stadtgebietes sowie entlang der Autobahnen. Niedrigere Werte sind vor allem zum Taunus hin, aber auch Richtung Nordosten und Südosten zu erkennen. Die Maximalwerte werden mit knapp $66 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (NO_2) bzw. knapp $166 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (NO_x) auf dem Gebiet des Flughafens Frankfurt modelliert. Im Bereich des Stadtgebiets Frankfurt werden großräumig, u. a. auch im Bereich des Modellgebiets für die Mikroskala (Abschnitt 4.4), NO_2 -Jahresmittelwerte über $44 \mu\text{g}/\text{m}^3$ modelliert.

Abbildung 37: NO_2 -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung für das Nest 3, 2010, Realszenario



Quelle: IVU Umwelt

Abbildung 38: NO_x-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung für das Nest 3, 2010, Realszenario



Quelle: IVU Umwelt

In Tabelle 16 und Tabelle 17 werden für die in Abschnitt 4.3.3 beschriebenen Messstandorte die modellierten Jahresmittelwerte für NO₂ und NO_x mit den Jahresmittelwerten der Messwerte verglichen. Da für das Jahr 2010 keine gemessenen Jahresmittelwerte für NO_x vorlagen, wurden diese aus den NO₂- und NO-Werten des Lufthygienischen Jahresberichtes 2010 (HLUG, 2011) nachberechnet.

Demnach wurden mit RCG im Realszenario 2010 an den beiden urbanen Hintergrundstationen Frankfurt Ost und Raunheim 5 – 6 µg/m³ bzw. rund 15 – 16 % höhere NO₂-Jahresmittelwerte modelliert, als sie an diesen Messstandorten für 2010 gemessen wurden. Für NO_x liegen die modellierten Jahresmittelwerte an diesen beiden Stationen ebenfalls knapp 6 µg/m³ bzw. rund 10 % höher, als sie dort gemessen wurden.

Im Gegensatz dazu wurde für die urbane Hintergrundstation Frankfurt-Höchst mit RCG für NO₂ ein rund 4 µg/m³ bzw. rund 9 % niedrigerer Jahresmittelwert berechnet, als dort gemessen wurde, und für NO_x ein knapp 12 µg/m³ bzw. knapp 13 % niedrigerer Jahresmittelwert. Deutlich stärker wurde die verkehrsnaher Messstation Frankfurt Friedberger Landstraße durch die RCG-Ergebnisse unterschätzt. Der NO₂-Jahresmittelwert wurde an dieser Station rund 11 µg/m³ bzw. rund 20 % niedriger modelliert als gemessen, und der NO_x-Jahresmittelwert knapp 44 µg/m³ bzw. knapp 35 % niedriger. Eine solche Unterschätzung ist allerdings für eine Modellrechnung mit einer räumlichen Auflösung von 500 m im Vergleich mit Messwerten von verkehrsnahen Messstationen zu erwarten. Für die zweite in Abschnitt 4.3.3 beschriebene verkehrsnaher Messstation, Offenbach Untere Grenzstraße, lagen 2010 noch keine Messwerte vor, die Station misst erst seit Ende 2013.

Tabelle 16: Vergleich der RCG-Modellergebnisse Nest 3 für NO₂ an den Messstandorten mit den Messwerten, Jahresmittelwerte 2010, Realszenario

Code	Name	Typ	RCG [µg/m ³]	Messung [µg/m ³]	absolute Differenz ¹ [µg/m ³]	relative Differenz ¹ [%]
DEHE005	Frankfurt-Höchst	städt. HG	43.7	48.0	-4.4	-9.1
DEHE008	Frankfurt Ost	städt. HG	40.5	34.9	5.6	16.0
DEHE018	Raunheim	städt. HG	37.6	32.5	5.0	15.4
DEHE041	Frankfurt Friedberger Landstraße	Verkehr	44.8	56.2	-11.4	-20.3
DEHE116	Offenbach Untere Grenzstraße	Verkehr	37.8	--	--	--

¹: Die Differenzen wurden mit allen verfügbaren Nachkommastellen berechnet und dann auf eine Nachkommastelle gerundet.

Tabelle 17: Vergleich der RCG-Modellergebnisse Nest 3 für NO_x an den Messstandorten mit den Messwerten, Jahresmittelwerte 2010, Realszenario

Code	Name	Typ	RCG [µg/m ³]	Messung ¹ [µg/m ³]	absolute Differenz ² [µg/m ³]	relative Differenz ² [%]
DEHE005	Frankfurt-Höchst	städt. HG	79.2	90.8	-11.7	-12.9
DEHE008	Frankfurt Ost	städt. HG	69.2	63.3	5.9	9.3
DEHE018	Raunheim	städt. HG	62.7	56.8	5.9	10.3
DEHE041	Frankfurt Friedberger Landstraße	Verkehr	82.9	126.5	-43.6	-34.5
DEHE116	Offenbach Untere Grenzstraße	Verkehr	61.3	--	--	--

¹: abgeleitet aus den Jahresmittelwerten der NO₂- und NO-Messungen in HLUG (2011)

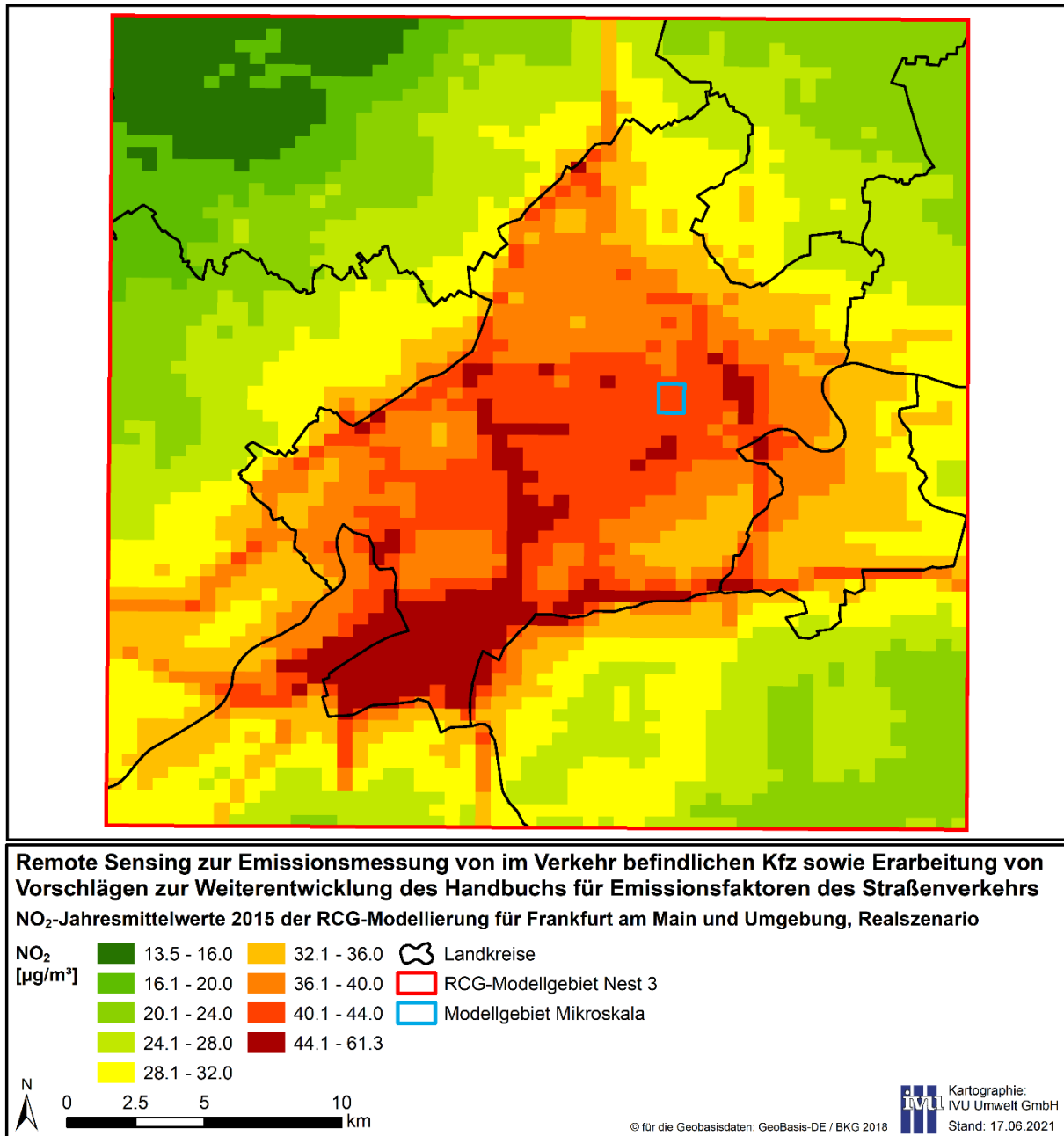
²: Die Differenzen wurden mit allen verfügbaren Nachkommastellen berechnet und dann auf eine Nachkommastelle gerundet.

Die in Abbildung 37 bzw. Abbildung 38 dargestellten und in Tabelle 16 und Tabelle 17 aufgeführten Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung beziehen sich auf Modellrechnungen, die mit dem jeweils vollständigen Emissionsdatensatz durchgeführt wurden. Wie in Abschnitt 4.3.5 beschrieben, wurde für das Nest 3 für jedes Szenario und jedes Bezugsjahr eine zusätzliche RCG-Modellrechnung durchgeführt, in der die Kfz-Emissionen im Bereich des Modellgebiets der Mikroskala (Abschnitt 4.4) aus dem jeweils verwendeten Emissionsdatensatz entfernt wurden. Die auf diese Weise erzielten RCG-Ergebnisse wurden dann als Hintergrundbelastung in Abschnitt 4.4 verwendet. Damit wurde bei der Berechnung der Gesamtbelastung in Abschnitt 4.4 eine Doppelzählung derjenigen Kfz-Emissionen vermieden, die in der mikroskaligen Modellierung berücksichtigt wurden. Das Ausschalten der Kfz-Emissionen im Bereich des Modellgebiets der Mikroskala führt im Realszenario für das Bezugsjahr 2010 zu einer Minderung der RCG-Ergebnisse um 1.6 µg/m³ (NO₂) bzw. 3.5 µg/m³ (NO_x) im Bereich der Messstation Frankfurt Friedberger Landstraße im Vergleich zu den RCG-Rechnungen mit dem vollständigen Emissionsdatensatz.

4.3.6.2 Bezugszeitraum 2015

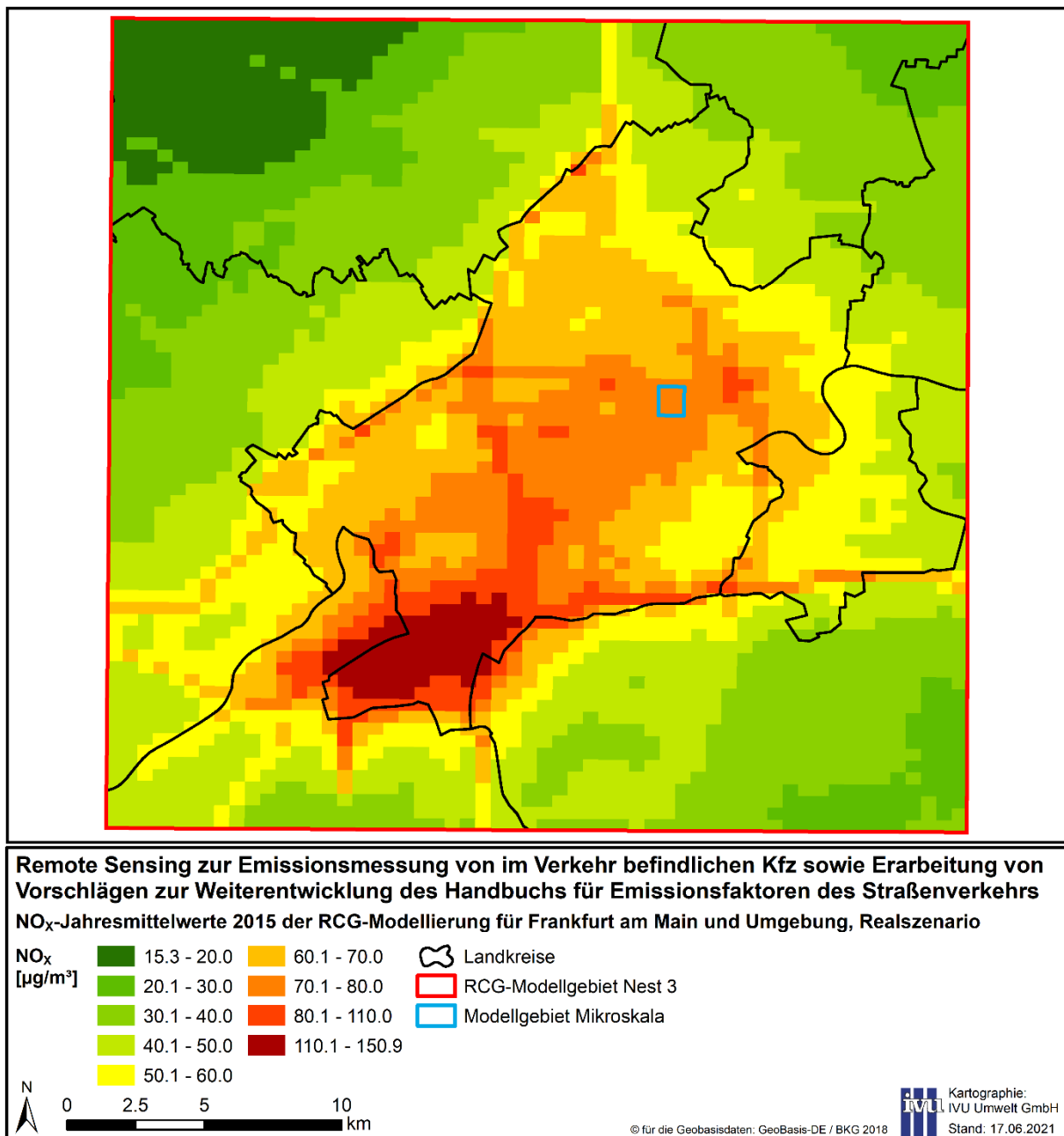
Abbildung 39 bzw. Abbildung 40 zeigen die Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung für NO₂ bzw. für NO_x im Nest 3 für das Bezugsjahr 2015. Beide Verteilungen weisen eine ähnliche Struktur auf wie die in Abschnitt 4.3.6.1 gezeigten RCG-Ergebnisse für 2010, mit höheren Werten im Stadtgebiet, am Flughafen Frankfurt im Südwesten des Stadtgebietes sowie entlang der Autobahnen und niedrigeren Werten Richtung Taunus, Richtung Nordosten und Richtung Südosten. Das Konzentrationsniveau für NO₂ und NO_x liegt 2015 niedriger als 2010. Wesentlicher Grund dafür sind die 2015 gegenüber 2010 gesunkenen Emissionsmengen für NO_x (Abschnitt 4.3.5). Die Maximalwerte der Konzentrationsverteilung werden mit rund 61 µg/m³ (NO₂) bzw. knapp 151 µg/m³ (NO_x) auf dem Gebiet des Flughafens Frankfurt modelliert. Im Bereich des Stadtgebiets Frankfurt werden großräumig, u. a. auch im Bereich des Modellgebiets für die Mikroskala (Abschnitt 4.4), NO₂-Jahresmittelwerte über 40 µg/m³ modelliert.

Abbildung 39: NO₂-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung für das Nest 3, 2015, Realszenario



Quelle: IVU Umwelt

Abbildung 40: NO_x-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung für das Nest 3, 2015, Realszenario



Quelle: IVU Umwelt

In Tabelle 18 und Tabelle 19 werden für die in Abschnitt 4.3.3 beschriebenen Messstandorte die modellierten Jahresmittelwerte für NO₂ und NO_x mit den Jahresmittelwerten der Messwerte für das Bezugsjahr 2015 verglichen. Demnach wurden mit RCG im Realszenario 2015 an allen drei urbanen Hintergrundstationen für NO₂ die Messwerte überschätzt, d. h. es wurden mit RCG knapp 4 – 5 µg/m³ bzw. rund 10 – 17 % höhere Jahresmittelwerte modelliert, als sie an diesen Messstandorten für 2015 gemessen wurden. NO_x hingegen wurde durch RCG leicht unterschätzt, es wurden ca. 1 – 3 µg/m³ bzw. rund 1 – 6 % niedrigere Werte modelliert, als sie für 2015 gemessen wurden.

Die Überschätzung von NO₂ durch RCG im städtischen Hintergrund steht im Gegensatz zu früheren RCG-Modellierungen (z. B. direkt für Hessen mit Bezugsjahr 2013: IVU Umwelt, 2017a), bei

denen NO₂ durch RCG in der Regel zu niedrig modelliert wurde. Sie steht allerdings im Einklang mit RCG-Rechnungen, die im Rahmen eines anderen aktuell laufenden UBA-Projekts (Diegmann et al., 2021) auf Basis der gleichen Eingangsdaten für 2015 hinsichtlich Emissionen und Meteorologie erstellt wurden, allerdings nur bis zu einer Auflösung von 2 x 2 km². Wesentlicher Grund für den Anstieg des NO₂-Niveaus in den Modellrechnungen gegenüber den (Hintergrund-) Messwerten ist der Anstieg der NO_x-Emissionen des Kfz-Verkehrs (z. B. für das hier verwendete Nest 3 um etwa 30 % gegenüber IVU Umwelt, 2017a), der durch die Verwendung des HBEFA 4.1 in der GRETA-Submission 2020 (Abschnitt 4.3.5) hervorgerufen wird.

Die o. g. Überschätzungen durch die CTM-Modellierungen haben keinen wesentlichen Einfluss auf die Aussagen hinsichtlich der Differenzbetrachtung. Die berechneten relativen Differenzen zwischen Real- und Norm-Szenario sollten auch bei einer Überschätzung der absoluten Konzentrationen belastbar sein, da Real- und Norm-Szenario abgesehen von den unterschiedlichen Kfz-Emissionen mit den identischen Eingangsdaten gerechnet wurden und somit eventuelle Unsicherheiten in den Eingangsdaten beide Szenarien gleichermaßen betreffen.

Die beiden verkehrsnahen Messstationen wurden für 2015 ebenso wie für 2010 (Abschnitt 4.3.6.1) durch die RCG-Ergebnisse sowohl für NO₂ als auch für NO_x deutlich unterschätzt, wie dies für eine Modellrechnung mit einer räumlichen Auflösung von 500 m zu erwarten ist. Für NO₂ wurden mit RCG um rund 4 µg/m³ bis 11 µg/m³ bzw. knapp 11 % bis 21 % niedrigere Werte modelliert, als gemessen wurden, und für NO_x wurden knapp 40 µg/m³ bzw. knapp 35 % bis 42 % niedrigere Werte modelliert, als gemessen wurden.

Tabelle 18: Vergleich der RCG-Modellergebnisse Nest 3 für NO₂ an den Messstandorten mit den Messwerten, Jahresmittelwerte 2015, Realszenario

Code	Name	Typ	RCG [µg/m ³]	Messung [µg/m ³]	absolute Differenz ¹ [µg/m ³]	relative Differenz ¹ [%]
DEHE005	Frankfurt-Höchst	städt. HG	39.9	36.1	3.7	10.4
DEHE008	Frankfurt Ost	städt. HG	39.0	34.3	4.8	13.9
DEHE018	Raunheim	städt. HG	34.0	29.1	4.8	16.6
DEHE041	Frankfurt Friedberger Landstraße	Verkehr	41.9	52.8	-10.9	-20.6
DEHE116	Offenbach Untere Grenzstraße	Verkehr	35.8	40.2	-4.4	-10.8

¹: Die Differenzen wurden mit allen verfügbaren Nachkommastellen berechnet und dann auf eine Nachkommastelle gerundet.

Tabelle 19: Vergleich der RCG-Modellergebnisse Nest 3 für NO_x an den Messstandorten mit den Messwerten, Jahresmittelwerte 2015, Realszenario

Code	Name	Typ	RCG [µg/m ³]	Messung [µg/m ³]	absolute Differenz ¹ [µg/m ³]	relative Differenz ¹ [%]
DEHE005	Frankfurt-Höchst	städt. HG	66.4	68.9	-2.6	-3.7
DEHE008	Frankfurt Ost	städt. HG	65.0	65.9	-0.8	-1.3
DEHE018	Raunheim	städt. HG	51.2	54.5	-3.3	-6.0
DEHE041	Frankfurt Friedberger Landstraße	Verkehr	73.6	112.8	-39.2	-34.7
DEHE116	Offenbach Untere Grenzstraße	Verkehr	56.2	96.1	-39.8	-41.5

¹: Die Differenzen wurden mit allen verfügbaren Nachkommastellen berechnet und dann auf eine Nachkommastelle gerundet.

Die in Abbildung 39 und Abbildung 40 dargestellten und in Tabelle 18 und Tabelle 19 aufgeführten Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung beziehen sich wie in Abschnitt 4.3.6.1 auf Modellrechnungen, die mit dem jeweils vollständigen Emissionsdatensatz durchgeführt wurden. Die in Abschnitt 4.3.5 und Abschnitt 4.3.6.1 beschriebene Vorgehensweise zur Vermeidung der Doppelzählung von Kfz-Emissionen bei der Bildung der Gesamtbelastung für die Mikroskala führt im Realszenario für das Bezugsjahr 2015 zu einer Minderung der RCG-Ergebnisse um 1.3 µg/m³ (NO₂) bzw. 2.7 µg/m³ (NO_x) im Bereich der Messstation Frankfurt Friedberger Landstraße im Vergleich zu den RCG-Rechnungen mit dem vollständigen Emissionsdatensatz. Bei einer Nutzung der RCG-Modellergebnisse zur Bestimmung der Vorbelastung in der Mikroskala, wie sie im Abschnitt 4.4 beschrieben wird, wären die reduzierten Konzentrationen zu nutzen. Anders aber als ursprünglich geplant, wurde für die Ermittlung der Gesamtbelastung in der Mikroskala die Vorbelastung auf Basis von Messungen bestimmt (siehe Abschnitt 4.4.6.4).

4.3.7 Vergleich mit den Ergebnissen der Normszenarien

4.3.7.1 Bezugszeitraum 2010

Im Folgenden werden die RCG-Modellergebnisse im Nest 3 für das Normszenario mit den Ergebnissen für das Realszenario (Abschnitt 4.3.6) verglichen, um abzuschätzen, welchen Beitrag die im Vergleich zu den Euro-Normen erhöhten Realemissionen des HBEFA zur Hintergrundbelastung in der Auflösung des Nests 3 von 500 x 500 m² leisten.

Für NO₂ zeigt Abbildung 41 die absoluten und Abbildung 42 die relativen Differenzen zwischen Norm- und Realszenario für das Bezugsjahr 2010, jeweils bezogen auf das Realszenario. Die durchweg negativen Differenzen zeigen an, dass bei Einhaltung der Euro-Normen im gesamten Nest 3 Minderungen gegenüber dem Realszenario zu erwarten gewesen wären. Maximale Minderungen von bis zu knapp 13 µg/m³ ergeben sich dabei entlang der Autobahnen. Im Stadtgebiet betragen die berechneten Minderungen großräumig zwischen 6 µg/m³ und 8 µg/m³. Das gilt auch für den Bereich des Modellgebiets für die Mikroskala (Abschnitt 4.4). Die geringsten Minderungen von 3 µg/m³ bis 4 µg/m³ ergeben sich im Bereich des Flughafens Frankfurt, im Bereich des Taunus sowie in der nordöstlichen Ecke des Nests 3.

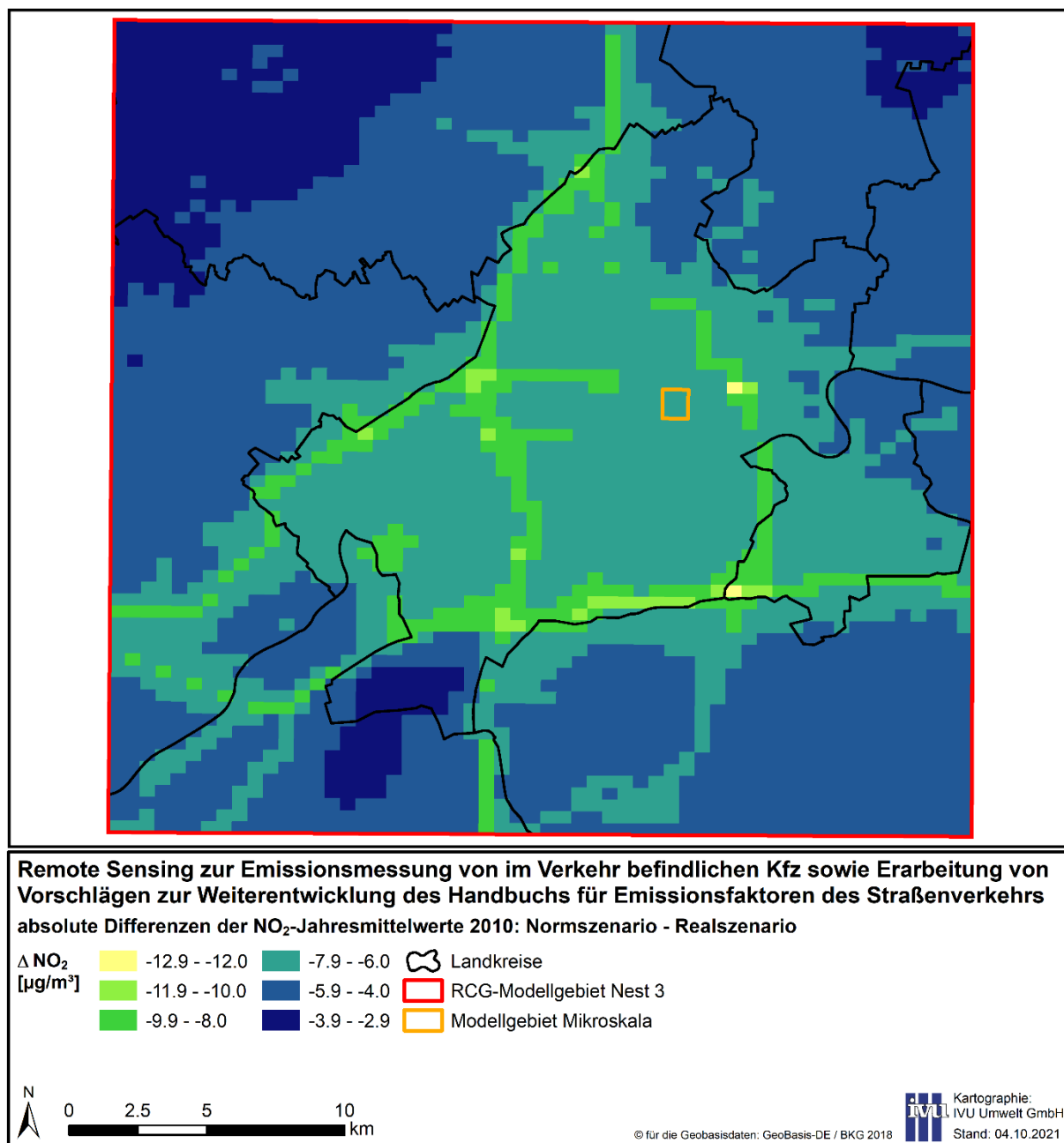
Die maximalen relativen Minderungen (Abbildung 42) von 20 % bis 22 % ergeben sich ebenfalls entlang der Autobahnen. Höhere relative Minderungen von 18 % bis 20 % ergeben sich entlang der Bundesstraßen am Rande oder außerhalb des Stadtgebiets Frankfurt. Im Stadtgebiet selbst betragen die relativen Minderungen 12 % bis 18 %. Die geringsten relativen Minderungen wurden mit rund 6 % bis 12 % für den Bereich des Flughafens Frankfurt berechnet. Minimum, Mittelwert und Maximum der absoluten und relativen Minderungen für das Nest 3 sind in Tabelle 20 zusammen mit den entsprechenden Werten für NO_x aufgeführt.

Für NO_x sind die absoluten und relativen Differenzen zwischen Norm- und Realszenario in Abbildung 43 bzw. Abbildung 44 dargestellt. Die grundsätzliche räumliche Verteilung der absoluten und relativen Differenzen ist ähnlich zu der von NO_2 , wobei bei NO_x die Struktur der Hauptverkehrsadern (Autobahnen und Bundesstraßen) etwas deutlicher zu Tage tritt. Auch für NO_x hätten sich im gesamten Nest 3 zum Teil deutliche Minderungen ergeben, wenn die Kfz-Emissionen den Euro-Normen entsprochen hätten. Die maximalen Minderungen von ca. $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_x wurden für das Frankfurter und das Offenbacher Kreuz berechnet. Im Stadtgebiet ergeben sich Minderungen zwischen $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die geringsten Minderungen von $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bis $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ergeben sich im Bereich des Taunus, für den Bereich des Flughafens Frankfurt wurden Minderungen von $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bis $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet.

Die maximalen relativen Minderungen für NO_x ergeben sich mit rund 31 % an verschiedenen Autobahnkreuzen um Frankfurt am Main herum sowie entlang der Autobahn A3 südlich von Offenbach. Entlang der Autobahnen betragen die relativen Minderungen im Regelfall zwischen 26 % und 30 %. Im Stadtgebiet von Frankfurt am Main, so auch für das Modellgebiet der Mikroskala, wurden relative Minderungen zwischen 20 % und 23 % berechnet, in der Nähe der Hauptverkehrsadern steigen die relativen Minderungen auf 23 % bis 26 % an. Die geringsten relativen Minderungen ergeben sich mit knapp 10 % bis 15 % wieder für den Bereich des Flughafens Frankfurt.

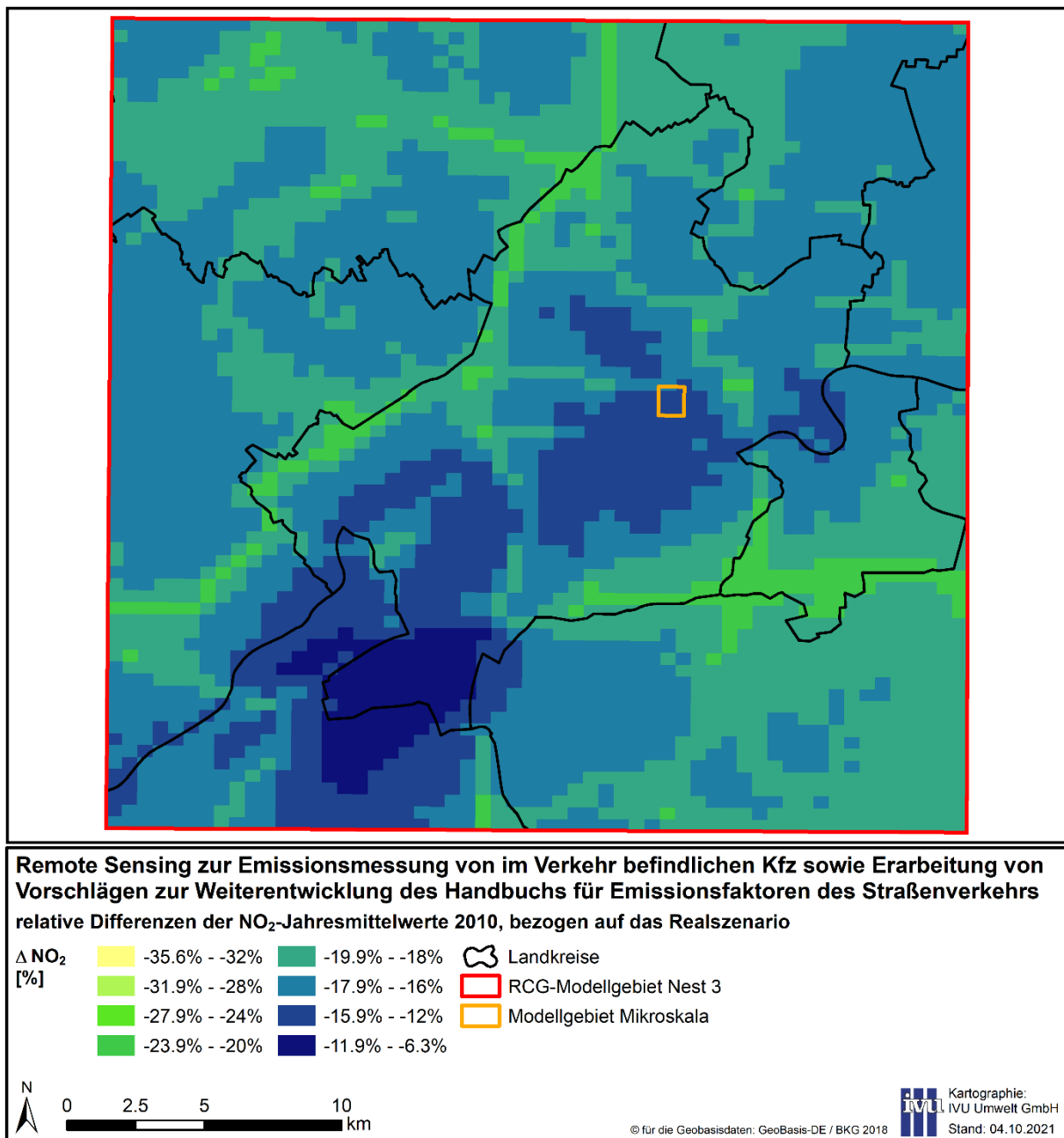
Eine Zusammenstellung aller Modellergebnisse zum Vergleich der Real- mit den Normszenarien findet sich in Abschnitt 5.2 im Kapitel 5 „Schlussfolgerung und Ausblick“.

Abbildung 41: Absolute Differenzen zwischen den NO₂-Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für das Nest 3, 2010



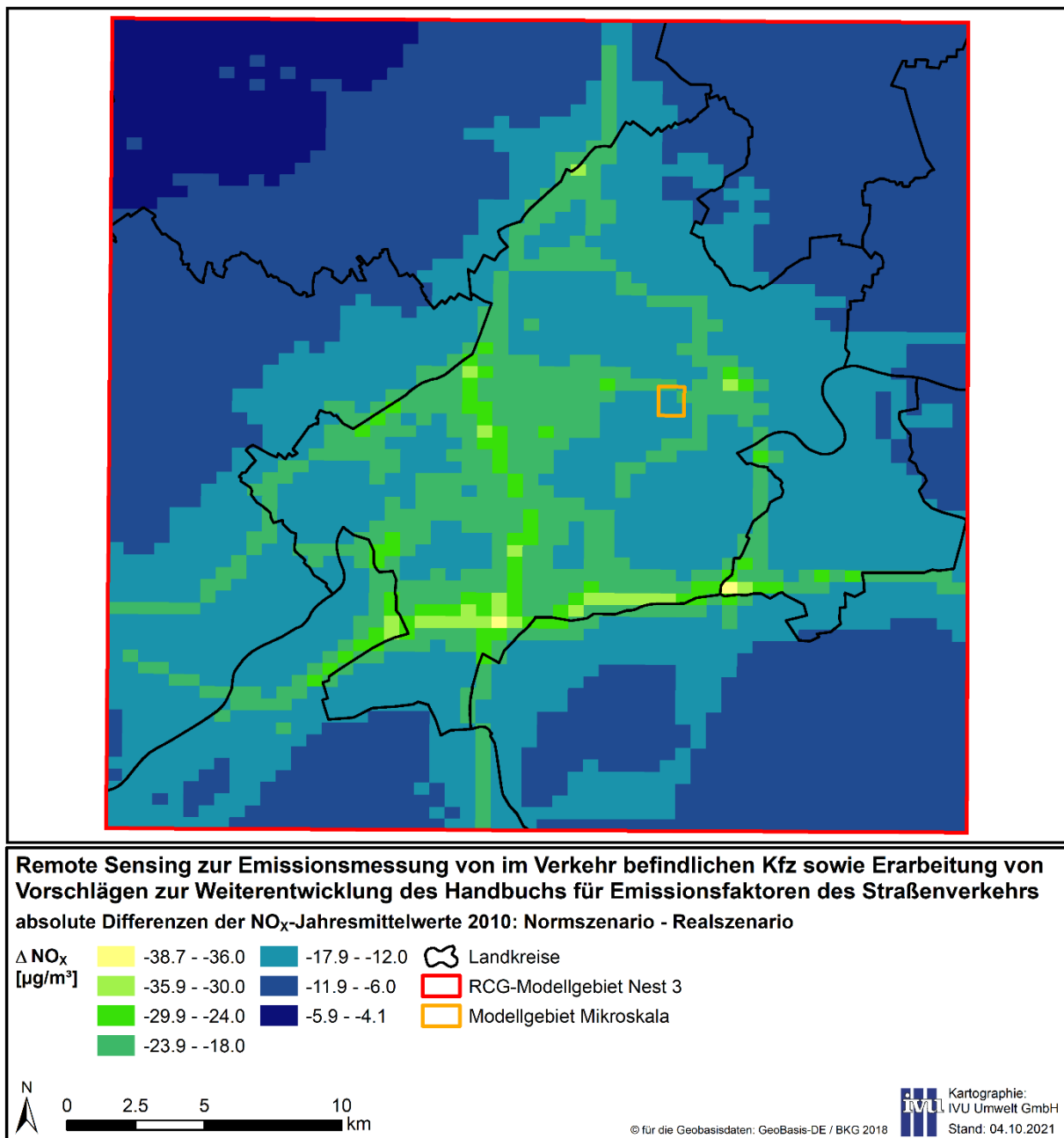
Quelle: IVU Umwelt

Abbildung 42: Relative Differenzen zwischen den NO₂-Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für das Nest 3, 2010



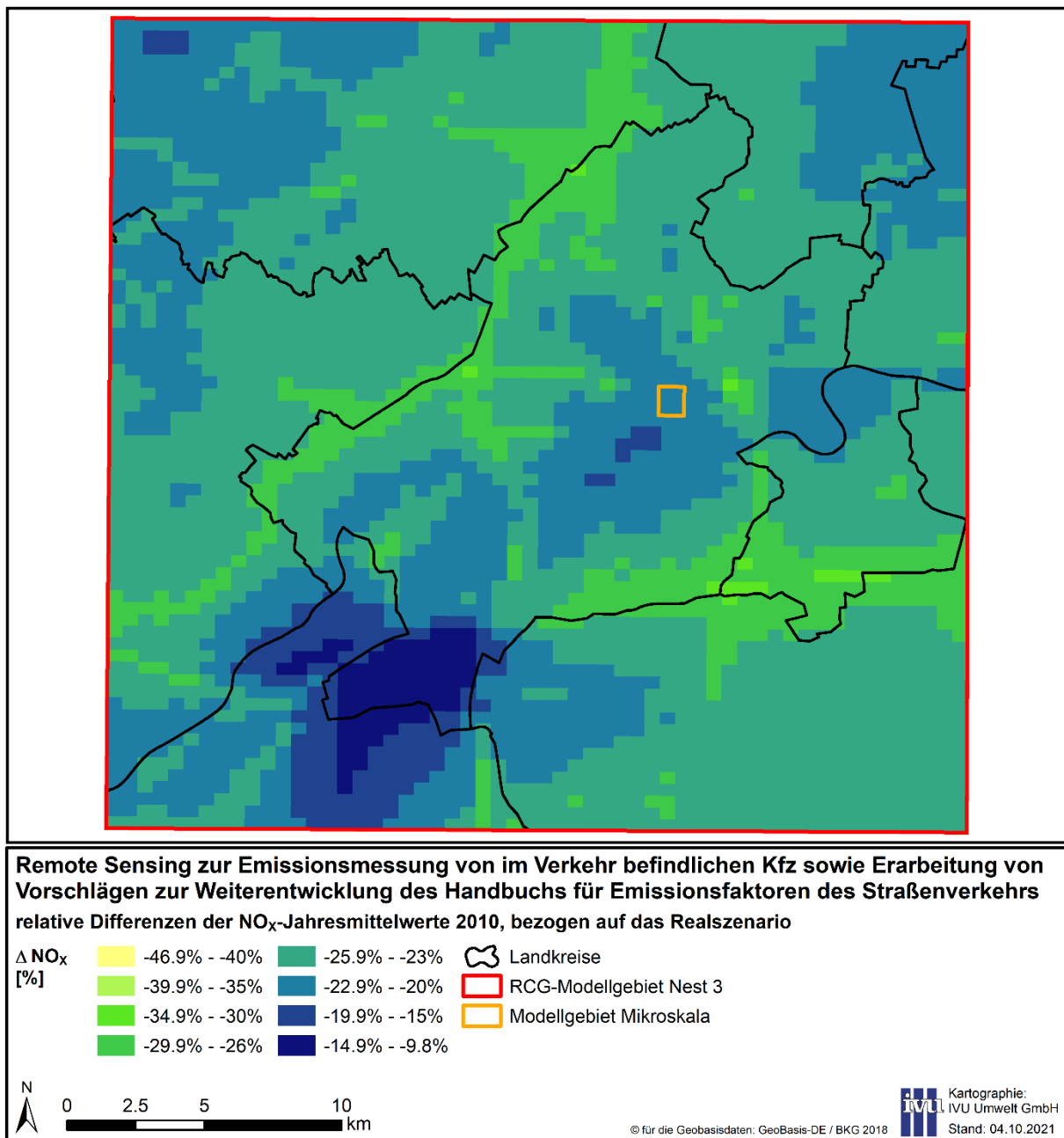
Quelle: IVU Umwelt

Abbildung 43: Absolute Differenzen zwischen den NO_x-Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für das Nest 3, 2010



Quelle: IVU Umwelt

Abbildung 44: Relative Differenzen zwischen den NO_x-Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für das Nest 3, 2010



Quelle: IVU Umwelt

Tabelle 20: Minimum, Mittelwert und Maximum der absoluten und der relativen Minderungen zwischen den NO₂- bzw. NO_x-Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für das Nest 3, 2010

	NO ₂ absolute Minderungen [µg/m ³]	NO ₂ relative Minderungen [%]	NO _x absolute Minderungen [µg/m ³]	NO _x relative Minderungen [%]
Minimum	2.9	6.3	4.1	9.8
Mittelwert	5.7	17.4	13.0	23.5
Maximum	12.9	22.1	38.7	31.5

4.3.7.2 Bezugszeitraum 2015

Emissionsseitig wird im Bezugszeitraum 2015 im Nest 3 durch die Einhaltung der Euro-Normen bei den Kfz-Emissionen sowohl absolut als auch relativ eine höhere Minderung gegenüber dem Realszenario erzielt als im Bezugszeitraum 2010 (Abschnitt 4.3.5, Tabelle 15). Entsprechend sind beim Vergleich der RCG-Modellergebnisse für das Norm- und das Realszenario im Bezugsjahr 2015 stärkere Minderungen zu beobachten als im Bezugsjahr 2010.

Abbildung 45 und Abbildung 46 zeigen die absoluten und die relativen Differenzen zwischen Norm- und Realszenario für NO₂. Wie für den Bezugszeitraum 2010 (Abschnitt 4.3.7.1) ergeben sich im gesamten Nest 3 negative Differenzen, d. h. Minderungen gegenüber dem Realszenario, die durch die Einhaltung der Euro-Normen zu erwarten wären. Die stärksten Minderungen mit über 12 µg/m³ ergeben sich wieder entlang der Autobahnen, mit einem Maximalwert von rund 19 µg/m³ auf der A661. Im Stadtgebiet von Frankfurt und damit auch im Bereich des Modellgebiets der Mikroskala (Abschnitt 4.4) wurden Minderungen zwischen 8 µg/m³ und 12 µg/m³ und damit deutlich höhere Minderungen berechnet als für 2010. Im Bereich des Flughafens Frankfurt wurden mit 4 µg/m³ bis 6 µg/m³ ebenfalls höhere Minderungen berechnet als für 2010, niedrigere Minderungen finden sich mit knapp unter 4 µg/m³ nur noch im Taunus am nördlichen Rand des Nests 3.

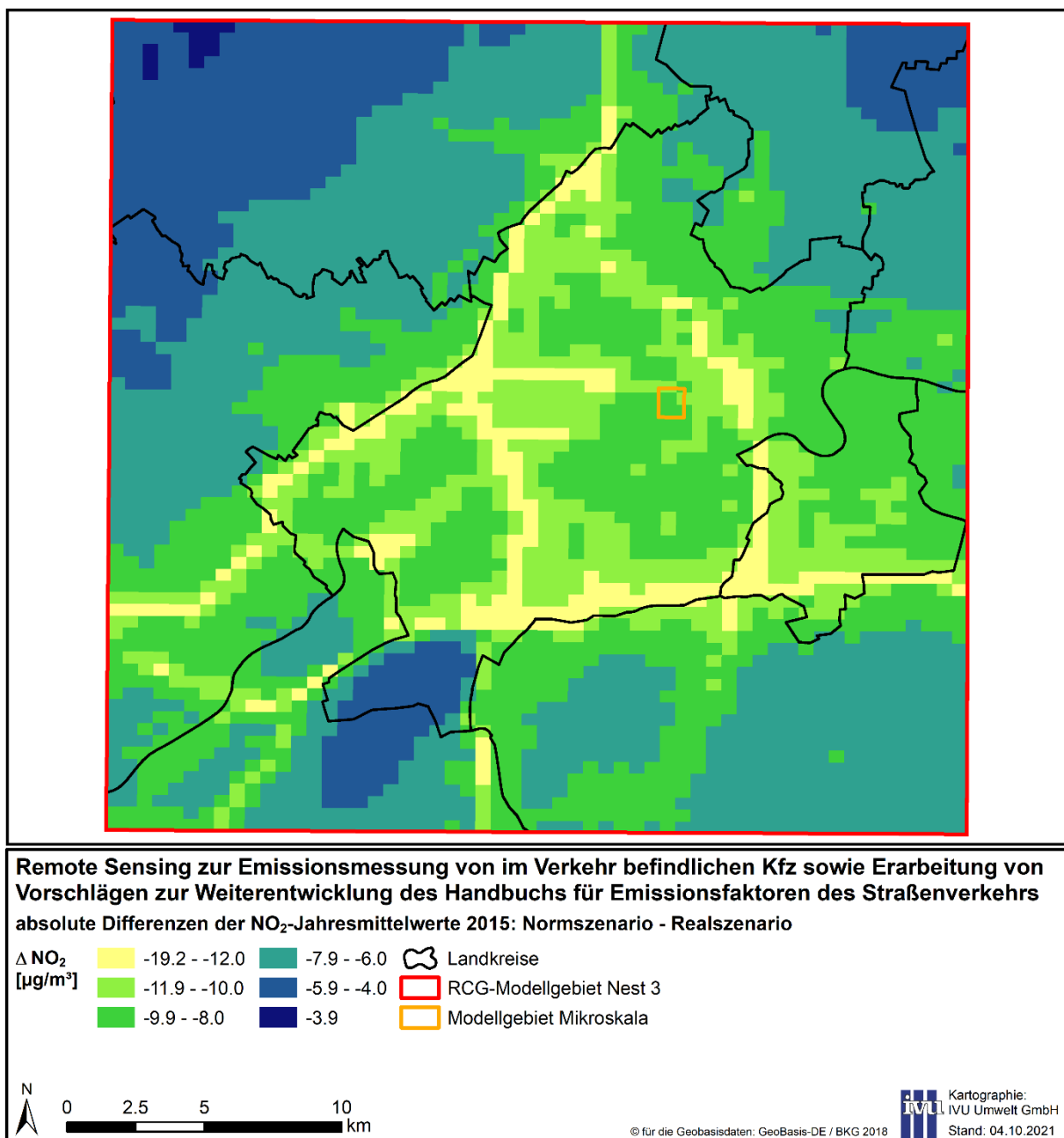
Die maximalen relativen Minderungen für NO₂ im Nest 3 (Abbildung 46) liegen bei 34 % bis knapp 36 % im Bereich der A3 südlich von Offenbach. Entlang der Bundesstraßen am Rande und außerhalb des Stadtgebiets Frankfurt sowie entlang der in Nord-Süd-Richtung verlaufenden Autobahnen wurden relative Minderungen von 28 % bis 32 % berechnet. Im Stadtgebiet Frankfurt ergeben sich in weiten Teilen relative Minderungen von 24 % bis 28 %, im Bereich des Modellgebiets für die Mikroskala liegen die Minderungen bei 20 % bis 24 %. Die mit rund 8 % bis 12 % geringsten relativen Minderungen ergeben sich wieder für den Flughafen Frankfurt. Minimum, Mittelwert und Maximum der absoluten und relativen Minderungen für das Nest 3 sind für 2015 in Tabelle 21 zusammen mit den entsprechenden Werten für NO_x aufgeführt.

Abbildung 47 und Abbildung 48 zeigen die entsprechenden Ergebnisse für NO_x. Die maximalen Minderungen von rund 50 µg/m³ wurden am Frankfurter Kreuz und auf der A661 berechnet, außerhalb davon liegen die Minderungen entlang der Autobahnen über 24 µg/m³, häufig über 30 µg/m³. Im Stadtgebiet Frankfurt ergeben sich Minderungen von 18 µg/m³ bis 24 µg/m³ und damit im Mittel etwa 3 µg/m³ bis 4 µg/m³ höhere Minderungen als für den Bezugszeitraum 2010. Im Bereich des Flughafens Frankfurt liegen die Minderungen wie 2010 bei 12 µg/m³ bis 18 µg/m³, die geringsten Minderungen ergeben sich mit knapp 5 µg/m³ bis 6 µg/m³ im Bereich des Taunus.

Die maximalen relativen Minderungen für NO_x (Abbildung 48) wurden mit 45 % bis knapp 47 % vor allem für die A3 südlich von Offenbach berechnet. Entlang der A3 sowie der A66 bzw. im weiteren Verlauf der A5 liegen die Minderungen ebenfalls über 40 %. Im Stadtgebiet Frankfurt ergeben sich großräumig relative Minderungen von 30 % bis 35 %, die in der Nähe der Hauptverkehrsadern (Autobahnen und Bundesstraßen) auf 35 % bis 40 % ansteigen. Die geringsten relativen Minderungen ergeben sich mit rund 12 % bis 15 % für den Bereich des Flughafens Frankfurt.

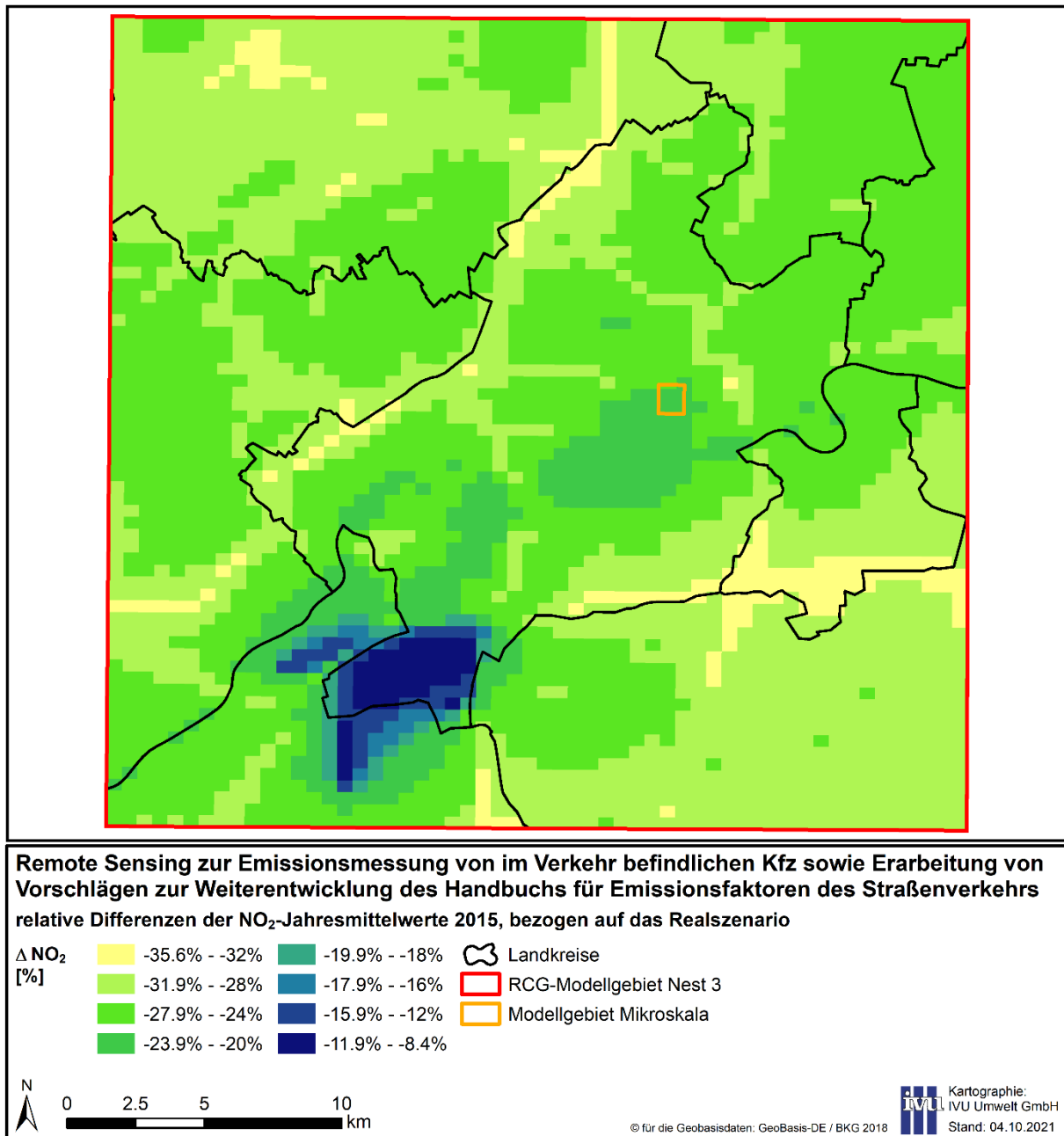
Eine Zusammenstellung aller Modellergebnisse zum Vergleich der Real- mit den Normszenarien findet sich in Abschnitt 5.2 im Kapitel 5 „Schlussfolgerung und Ausblick“.

Abbildung 45: Absolute Differenzen zwischen den NO₂-Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für das Nest 3, 2015



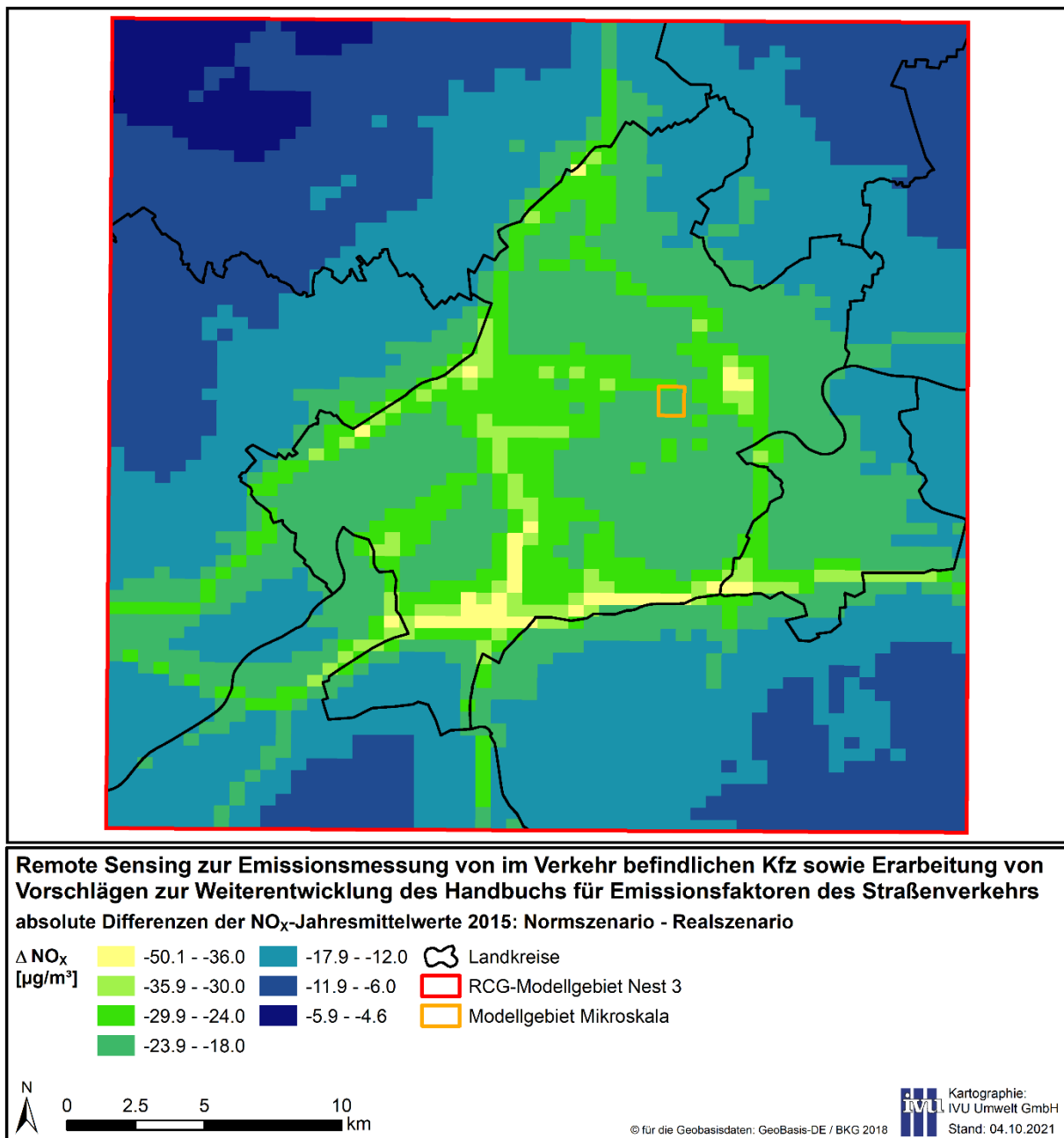
Quelle: IVU Umwelt

Abbildung 46: Relative Differenzen zwischen den NO₂-Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für das Nest 3, 2015



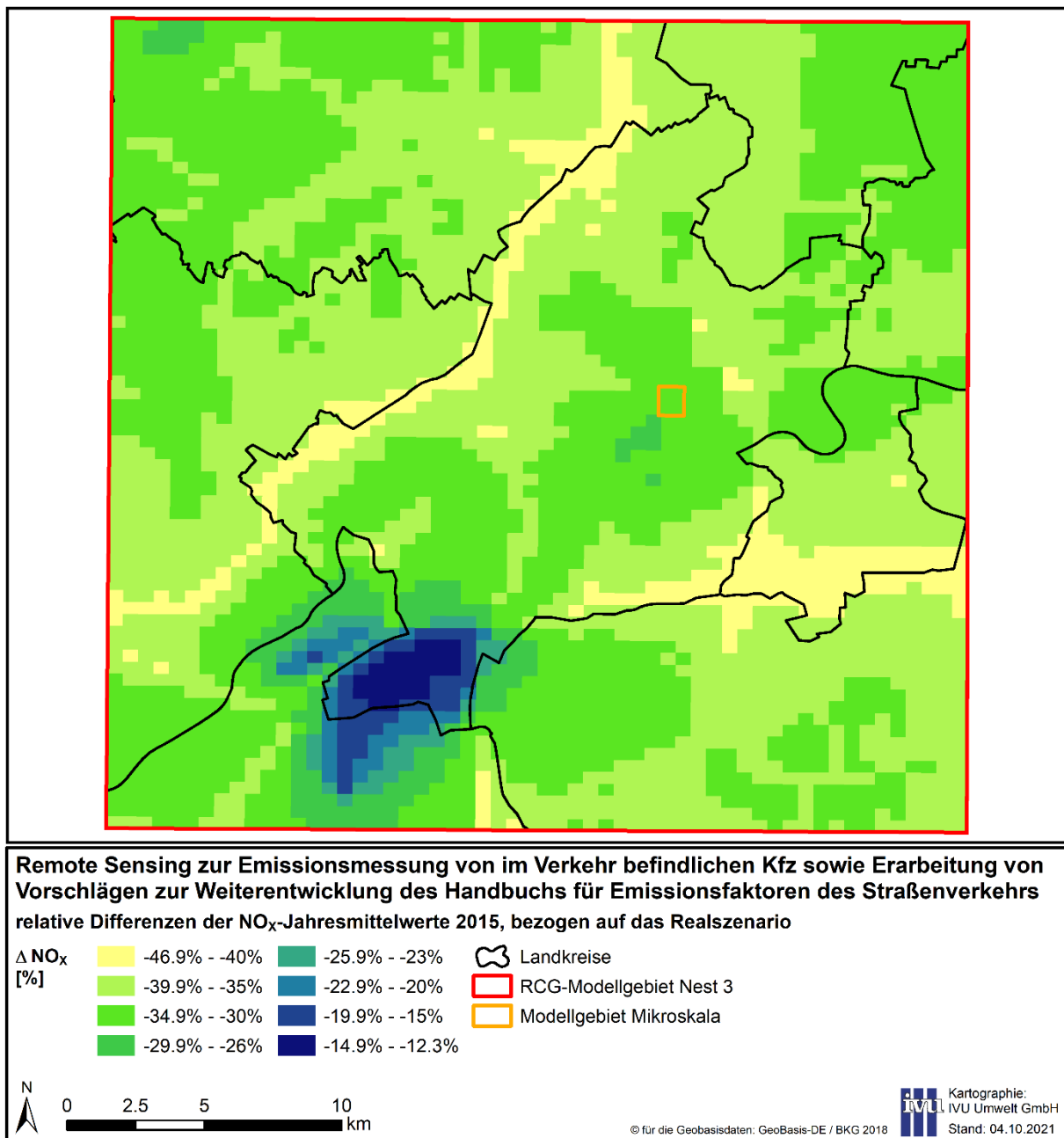
Quelle: IVU Umwelt

Abbildung 47: Absolute Differenzen zwischen den NO_x-Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für das Nest 3, 2015



Quelle: IVU Umwelt

Abbildung 48: Relative Differenzen zwischen den NO_x-Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für das Nest 3, 2015



Quelle: IVU Umwelt

Tabelle 21: Minimum, Mittelwert und Maximum der absoluten und der relativen Minderungen zwischen den NO₂- bzw. NO_x-Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für das Nest 3, 2015

	NO ₂ absolute Minderungen [µg/m ³]	NO ₂ relative Minderungen [%]	NO _x absolute Minderungen [µg/m ³]	NO _x relative Minderungen [%]
Minimum	3.9	8.4	4.6	12.3
Mittelwert	8.2	27.4	16.7	34.8
Maximum	19.2	35.6	50.1	46.9

4.4 Mikroskala

Die mikroskalige Modellierung besteht aus zahlreichen Komponenten, die, wie auch in IVU Umwelt (2011), in den folgenden Abschnitten beschrieben werden.

4.4.1 Strömungsmodellierung mit MISKAM

MISKAM (Mikroskaliges Strömungs- und Ausbreitungsmodell; Eichhorn, 2013) ist ein dreidimensionales nicht-hydrostatisches numerisches Strömungs- und Ausbreitungsmodell zur kleinräumigen Berechnung von Windverteilungen und Immissionskonzentrationen in bebauten Gebieten.

Die Simulation der Strömungsverhältnisse im Modellgebiet basiert auf den vollständigen dreidimensionalen Bewegungsgleichungen (prognostischer Modellansatz) in Form der Reynolds-gemittelten Navier-Stokes-Gleichungen (Reynolds-Averaged Navier-Stokes, RANS). Für die auf den berechneten Strömungsverhältnissen aufbauende Ausbreitungsrechnung wird in MISKAM die Advektions-Diffusions-Gleichung verwendet.

Das Modellgebiet wird durch ein räumliches Gitter in geeigneter Auflösung dargestellt. MISKAM erlaubt sowohl in horizontaler als auch in vertikaler Richtung variable Gitterweiten. Gebäude und andere Strömungshindernisse werden explizit als 3D-Objekte in der Auflösung des der Rechnung zu Grunde liegenden Modellgitters berücksichtigt.

Im hier vorliegenden Projekt wurden mit MISKAM die Wind- und Turbulenzfelder für definierte meteorologische Zustände berechnet und diese in eine Windfeldbibliothek für LASAT konvertiert. Die Ausbreitungsmodellierung erfolgte dann auf Basis dieser Windfeldbibliothek in LASAT (s. Abschnitt 4.4.2).

4.4.2 Ausbreitungsmodellierung mit LASAT

Das Ausbreitungsmodell LASAT (Janicke, 2015) ist ein Partikelmodell nach Richtlinie VDI 3945 Blatt 3 (KRdL, 2004) und die Grundlage des Ausbreitungsmodells AUSTAL2000 der TA Luft (2002). Es berechnet für ein dreidimensionales Modellgebiet die Ausbreitung von Spurenstoffen in der Atmosphäre, indem es für ein repräsentatives Ensemble von Spurenstoff-Partikeln die Bewegung im Strömungsfeld mit Hilfe eines stochastischen Prozesses simuliert (Lagrange-Verfahren).

Das Modellgebiet wird durch ein räumliches Gitter in geeigneter Auflösung dargestellt. LASAT verwendet in horizontaler Richtung ein äquidistantes Gitter, in vertikaler Richtung sind variable Gitterweiten möglich. Die Verwendung mehrerer ineinander geschachtelter Netze zur feineren

Auflösung einzelner Bereiche innerhalb eines Modellgebiets ist möglich und erlaubt so auch die Abdeckung ganzer Stadtgebiete oder Regionen in angemessener Auflösung. Gebäude und andere Strömungshindernisse werden explizit als 3D-Objekte in der Auflösung der Rechnung zu Grunde liegenden Modellgitters berücksichtigt.

Um mit LASAT Wind- und Turbulenzfelder zu ermitteln, sind dort verschiedene Ansätze implementiert. In ebenem Gelände ohne Gebäude werden die meteorologischen Größen durch ein ebenes Grenzschichtmodell beschrieben. Für komplexes Gelände mit oder ohne Gebäude ist ein diagnostisches Windfeldmodell integriert. Die Steigung des Geländes sollte dabei den Wert 1:5 nicht überschreiten (TA Luft, 2002).

Im hier vorliegenden Projekt wurde das Wind- und Turbulenzfeld nicht mit LASAT ermittelt, sondern mit MISKAM eine Windfeldbibliothek für LASAT erstellt. Zum Antrieb der mikroskaligen Modellierung wurden stündliche DWD-Messdaten von der Station Frankfurt am Main Flughafen verwendet (s. Abschnitt 4.4.6.3).

Die Kfz-Emissionen wurden als Linienquellen abgebildet und mittels Ganglinien stündliche Zeitreihen gebildet (s. Abschnitt 4.4.6.2). Die Konzentrationen werden in LASAT für jeden Zeitschritt berechnet und können damit beliebig zeitlich aggregiert ausgegeben werden, so dass Aussagen sowohl zu Kurzzeitkennwerten als auch zu Jahresmittelwerten abgeleitet werden können. Die verkehrserzeugte Turbulenz im Straßenraum wird in LASAT als Eigenschaft der Emissionsquelle parametrisiert und nimmt mit Abstand von der Quelle ab.

LASAT wurde für die Simulation der Ausbreitung nicht-reaktiver Substanzen entwickelt und kann nur chemische Umsetzungen erster Ordnung für Einzelstoffe simulieren. Da NO_2 eine chemisch reaktive Substanz ist, werden entsprechende Ausbreitungsrechnungen mit LASAT zunächst für NO_x durchgeführt. Die Ableitung der NO_2 -Belastung findet dann extern im Postprocessing statt (s. Abschnitt 4.4.4).

4.4.3 Ausbreitungsrechnung mit IMMIS^{cpb}

Das Canyon Plume Box Modell CPB (IVU GmbH, 1996) ist ein analytisch-empirisches Ausbreitungsmodell für bebaute Straßenräume. Es berechnet für definierte Aufpunkte im Straßenraum, zum Beispiel den Ort des Messeinlasses einer Messeinrichtung (s. auch Abbildung 49), auf Basis der vorgegebenen Emissionen den Wert der Zusatzbelastung. Das Modell besteht aus einem Strömungsmodul zur Ermittlung der für den Transport der Schadstoffe erforderlichen Windfelder, einem empirischen Turbulenzmodul für die Berechnung der für die turbulente Ausbreitung benötigten Größen, sowie einem Ausbreitungsmodul, das auf der Gaußschen Rauchfahngleichung und einem Boxmodell beruht. Die durch den Verkehr erzeugte zusätzliche Turbulenz im Straßenraum, die zu einer Verdünnung der Konzentrationen in Fahrbahnnähe führt, wird von CPB als Quelleigenschaft berücksichtigt. Sowohl der Einfluss der Sonnenstrahlung als auch der Einfluss der durch den Verkehr erzeugten Wärme auf die Turbulenz wird ebenfalls parametrisiert.

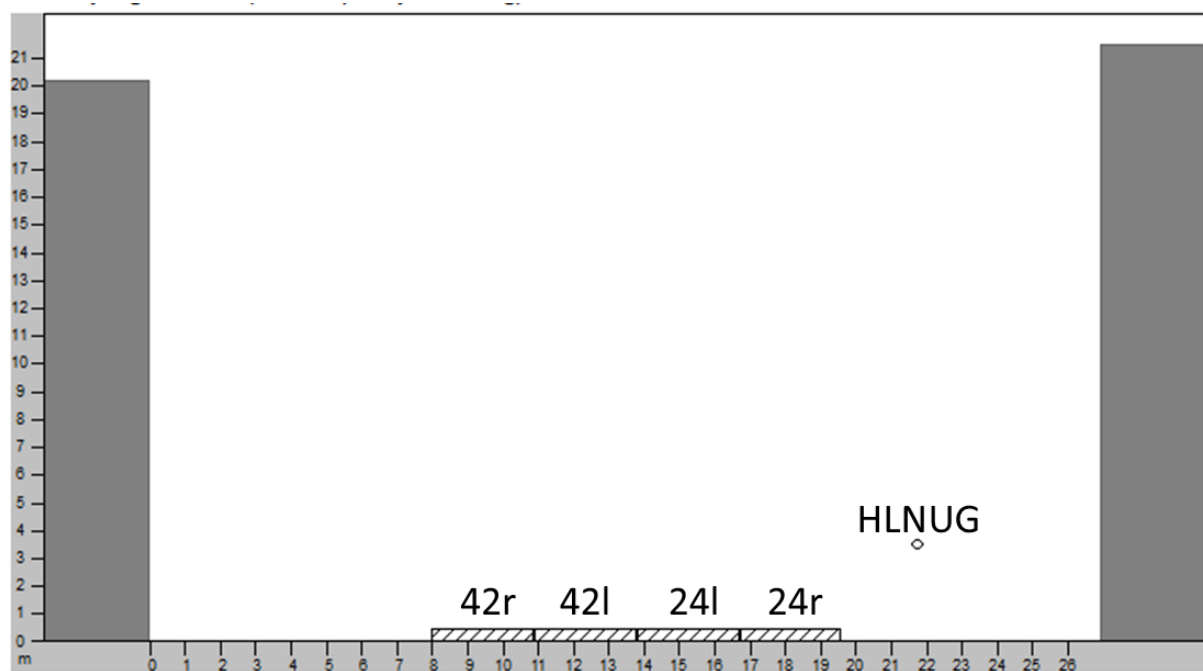
Das Modellgebiet, in dem die Aufpunkte, für die eine Zusatzbelastung berechnet wird, definiert sind, ist der zu untersuchende Querschnitt einer Straßenschlucht. Das Modellgebiet wird durch die Höhe der Bebauung, den Bebauungsabstand (quer zur Straße) und die Position der Emissionsquellen beschrieben. Die Bebauungshöhen am linken und rechten Rand des Querschnitts können unterschiedlich hoch sein.

Eingangsdaten für die Berechnungen sind die Geometriedaten für den Querschnitt, meteorologische Daten sowie die Daten der zu berücksichtigenden Emissionen im Modellgebiet. Es werden ausschließlich Kfz-bedingte Emissionen berücksichtigt. Diese können sich auf verschiedene

Fahrstreifen im Querschnitt verteilen und von Fahrstreifen zu Fahrstreifen unterschiedlich sein. Sowohl die meteorologischen Daten als auch die Quellstärken der einzelnen Fahrstreifen können als Zeitreihe vorgegeben werden. Zusätzlich wird die Schwankung der Windrichtung innerhalb eines Zeitschritts berücksichtigt. Die Ergebnisse werden für jeden Zeitschritt der Zeitreihe berechnet und können beliebig aggregiert ausgegeben werden.

Das ursprünglich für die Modellierung der Konzentrationsverteilung nicht-reaktiver Schadstoffe in Straßenräumen konzipierte CPB-Modell wurde in der Implementierung IMMIS_{cpb} um ein Modul zur Bestimmung von NO₂ in stündlicher Auflösung erweitert. Es erlaubt eine Abschätzung der NO₂-Gesamtbelastung in der Straßenschlucht über das photochemische Gleichgewicht unter Berücksichtigung von direkt emittiertem NO₂ aus berechneten NO_x-Zusatzkonzentrationen und Vorbelastungsdaten von NO, NO₂ und O₃ gemäß Hertel & Berkowicz (1989) (s. Abschnitt 4.4.4.3).

Abbildung 49: Querschnittsgeometrie für den Abschnitt der Friedberger Landstraße, in dem die HLNUG-Messtation steht, mit Lage des Messkopfes (Kreis) und Kennzeichnung der 4 Fahrspuren bei Blick von Süden



Quelle: IVU Umwelt GmbH

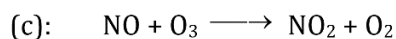
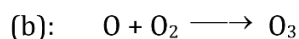
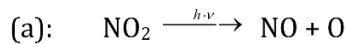
4.4.4 Ermittlung der NO₂-Gesamtbelastung

4.4.4.1 Allgemeines

Mit einer mikroskaligen Modellierung wird immer nur die Zusatzbelastung durch die im Modellgebiet berücksichtigten Quellen ermittelt. Zur Ermittlung einer Gesamtbelastung, die z. B. mit Messungen verglichen werden kann, muss diese Zusatzbelastung mit der Hintergrundbelastung kombiniert werden. Die Hintergrundbelastung kann wie im vorliegenden Fall für die Bezugsjahre 2010 und 2015 das Modellergebnis der RCG-Modellierung für die entsprechende Gitterzelle sein oder aus Messungen von Hintergrundstationen, wie für die Modellierung für den Zeitraum der RS-Messkampagne abgeleitet werden.

NO₂ ist ein chemisch aktiver Stoff, der in der Atmosphäre eine Reihe von Reaktionen mit unterschiedlichen Stoffen unterliegt. Die NO₂-Gesamtbelastung in der Straßenschlucht setzt sich zusammen aus der NO₂-Vorbelastung, dem durch den Kfz-Verkehr direkt emittierten NO₂ und dem durch chemische Umwandlung produzierten oder eliminierten NO₂. Die chemischen Reaktionen, an denen NO₂ beteiligt ist, unterscheiden sich dabei in ihrer Geschwindigkeit und ihrer Komplexität (s. z. B. IVU Umwelt, 2011).

Üblicherweise wird in einer Straßenschlucht das Reaktionsschema zur Bildung von NO₂ auf die folgenden drei Reaktionsgleichungen beschränkt:



wobei Gleichung (a) die Photolyse von NO₂, die bei Strahlung mit Wellenlängen < 410 nm abläuft, beschreibt und $h \cdot \nu$ die Strahlungsenergie bezeichnet.

In der für die Ausbreitung im Straßenraum relevanten Zeitskala sind dies die entscheidenden Reaktionen, da sie unter den meisten Bedingungen um Größenordnungen schneller ablaufen als konkurrierende Reaktionen, an denen NO, NO₂ oder O₃ beteiligt sind (KRdL, 2017). Wesentlich für die chemische Bildung von NO₂ in der Straßenschlucht sind demnach die Konzentrationen von O₃ sowie von NO, das ebenfalls vom Kfz-Verkehr emittiert wird.

Die Ermittlung der NO₂-Belastung erfolgt bei der Anwendung von mikroskaligen Modellen üblicherweise im Nachgang der Ausbreitungsrechnung. Im Folgenden werden verschiedene Ansätze beschrieben. Nachfolgend werden die Ansätze nach Romberg (Abschnitt 4.4.4.2) und Düring (Abschnitt 4.4.4.3) zur Ermittlung des NO₂-Jahresmittelwerts miteinander verglichen. Der Ansatz nach Hertel & Berkowicz (Abschnitt 4.4.4.3) kommt in Abschnitt 4.5.8 zum Einsatz.

4.4.4.2 Ansatz nach Romberg

Eine weit verbreitete Methodik zur Berechnung der NO₂-Immissionen aus NO_x-Immissionen besteht in der Anwendung des Romberg-Ansatzes (Romberg et al., 1996). Dieser Ansatz geht davon aus, dass das Verhältnis von NO₂ zu NO_x in erster Näherung eine Funktion des Jahresmittelwerts der NO_x-Gesamtbelastung ist. Weitere Einflussgrößen, wie z. B. der Emissionsanteil von NO₂ oder die Ozonkonzentration, werden nicht berücksichtigt. Der Jahresmittelwert der NO₂-Gesamtbelastung wird über eine aus einer Regressionsanalyse abgeleiteten modifizierten gebrochen-rationalen Funktion berechnet:

$$[\text{NO}_2] = \frac{A \cdot [\text{NO}_x]}{B + [\text{NO}_x]} + C \cdot [\text{NO}_x]$$

Für diesen Ansatz liegen unterschiedliche Parametrisierungen vor. Eine aktuelle Zusammenstellung sowie eine aktualisierte Parametrisierung finden sich in Schlamberger (2020).

4.4.4.3 Ansatz nach Hertel & Berkowicz

Der Ansatz nach Hertel & Berkowicz (1989) beruht grundsätzlich auf den drei in Abschnitt 4.4.4.1 aufgeführten Reaktionsgleichungen (a) bis (c) im Straßenraum. Hertel & Berkowicz (1989) gehen davon aus, dass die photochemische Gleichgewichtsbedingung in der Straßenschlucht nicht zwingend erfüllt sein muss, sondern dass die Aufenthaltszeit der beteiligten Luftschadstoffe gegebenenfalls zu kurz ist, als dass sich dieses Gleichgewicht einstellt. Sie

berücksichtigen daher in ihren Gleichungen einen Luftaustausch zwischen Straßenschlucht und Überdachbereich. Die NO_2 -Gesamtbelastung $[\text{NO}_2]^T$ wird damit berechnet als:

$$[\text{NO}_2]^T = 0.5 * \left(B - \sqrt{B^2 - 4 * ([\text{NO}_x]^T * [\text{NO}_2]^0 + [\text{NO}_2]^n * D)} \right) \quad (1)$$

mit

$$[\text{NO}_x]^T = \text{NO}_x\text{-Gesamtbelastung} \quad (2)$$

$$[\text{NO}]^B, [\text{NO}_2]^B \text{ und } [\text{O}_3]^B = \text{Vorbelastungskonzentrationen} \quad (3)$$

$$[\text{NO}_2]^V = \text{NO}_2\text{-Zusatzbelastung aus den NO}_2\text{-Direktemissionen} \quad (4)$$

$$[\text{NO}_2]^n = [\text{NO}_2]^V + [\text{NO}_2]^B \quad (5)$$

$$[\text{NO}_2]^0 = [\text{NO}_2]^n + [\text{O}_3]^B \quad (6)$$

$$B = [\text{NO}_x]^T + [\text{NO}_2]^0 + R + D \quad (7)$$

$$R = J/k \quad (8)$$

$$D = 1/(\tau k) \quad (9)$$

J und k sind wie bisher die NO_2 -Photolysefrequenz für Reaktion (a) und die Reaktionskonstante für Reaktion (c). Zur Abschätzung von J leiten Hertel & Berkowicz (1989) eine empirische Funktion in Abhängigkeit von der Globalstrahlung Q in $[\text{W}/\text{m}^2]$ aus Messdaten ab:

$$J = 0.8 * 10^{-3} * \exp(-10/Q) + 7.4 * 10^{-6} * Q \quad (10)$$

k wird in Abhängigkeit der Temperatur T in $[\text{°K}]$ bestimmt:

$$k = 5.38 * 10^{-2} * \exp(-1430/T) \text{ [(ppb s)}^{-1}] \quad (11)$$

D ist der Austauschkoeffizient, der den Luftaustausch zwischen Straßenschlucht und Überdachbereich beschreibt. Er ist abhängig von k und von der Verweildauer τ . In τ geht die Gebäudehöhe der untersuchten Straßenschlucht ein sowie eine Geschwindigkeitsgröße, die neben dem Überdachwind auch eine parametrisierte fahrzeuginduzierte Turbulenz berücksichtigt.

Als Eingangsdaten für den Ansatz nach Hertel & Berkowicz (1989) sind stündliche Zeitreihen der Überdach-Windgeschwindigkeit, der Temperatur sowie der Globalstrahlung notwendig. Als Ergebnis werden stündliche Werte der NO_2 -Gesamtbelastung berechnet.

4.4.4.4 Ansatz nach Düring

Der Ansatz nach Düring (Düring & Bächlin, 2009) beruht auf dem Ansatz nach Hertel & Berkowicz (1989), arbeitet aber mit Jahresmittelwerten. Die Übertragbarkeit der Gleichungen aus Hertel & Berkowicz (1989) auf Jahresmittelwerte wurde dabei nicht theoretisch abgeleitet, sondern empirisch durch den Vergleich mit Messdaten überprüft. Die bei Hertel & Berkowicz (1989) zeitabhängigen Größen J, k und τ werden in Düring & Bächlin (2009) als konstante Parameter wie folgt festgelegt:

$$J = 0.0045 \text{ s}^{-1}$$

$$k = 0.00039 \text{ (ppb s)}^{-1}$$

$$\tau = 100 \text{ s}$$

J und k wurden in Anlehnung an Gleichung (7) und (8) aus Abschnitt 4.4.4.3 bestimmt. Da aber eine Abhängigkeit der Parameter von Q bzw. T für Jahresmittelwertbetrachtungen nicht erwünscht war, erfolgte die endgültige Festlegung unter der Prämisse, die Konversion der

Jahresmittelwerte für die verwendeten Messdatensätze bestmöglich zu treffen (Düring, 2011). Die Verweildauer τ wurde ebenfalls durch Anpassung an NO_2 -Messdaten festgelegt.

Als Eingangsdaten gehen die NO_x -Gesamtbelastung in der Straßenschlucht, die Hintergrundkonzentrationen von NO , NO_2 und O_3 sowie der Anteil der primären NO_2 -Emissionen an den NO_x -Emissionen als Jahresmittelwerte in die Berechnung ein. Als Ergebnis werden Jahresmittelwerte der NO_2 -Gesamtbelastung berechnet.

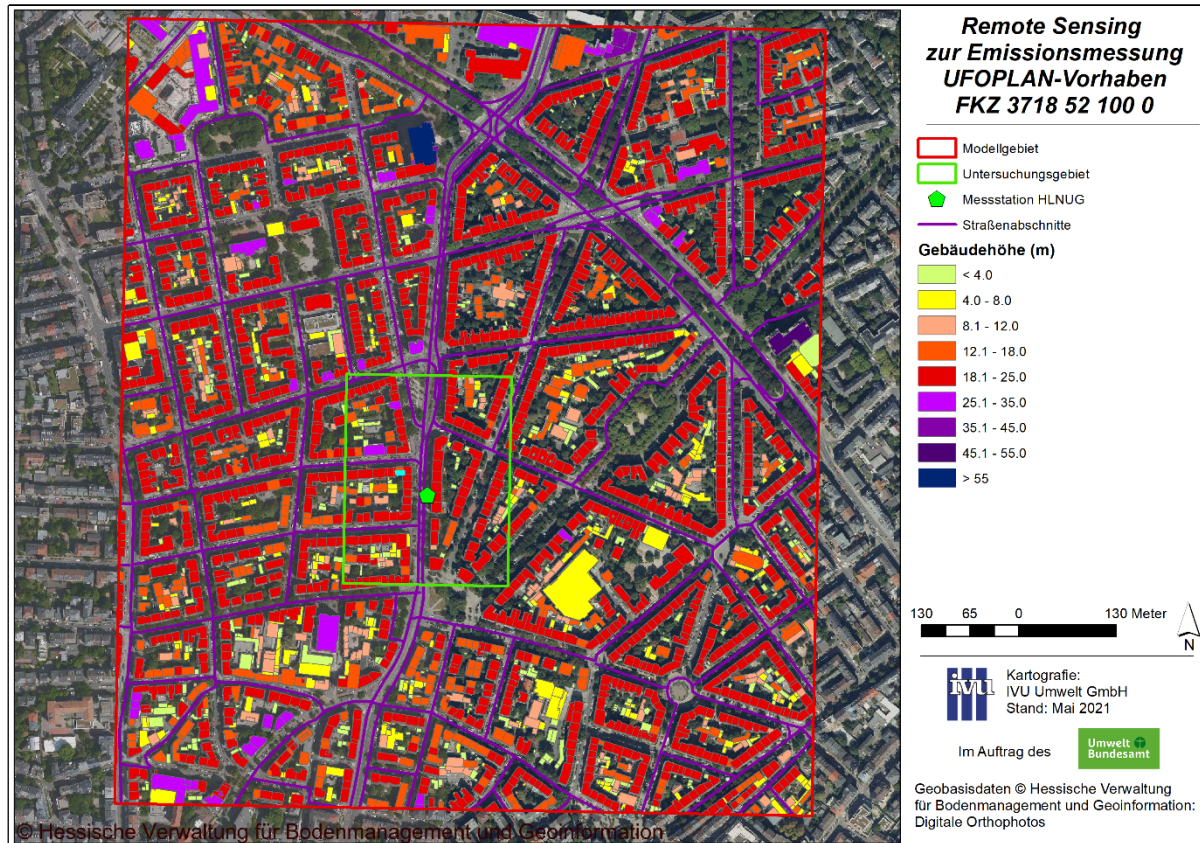
4.4.5 Modellgebiet

Die mikroskaligen Berechnungen wurden für das Umfeld der HLNUG Messstation in der Friedberger Landstraße durchgeführt. Das Verfahren der Kopplung von MISKAM und LASAT wurde u.a. auch in einem UBA-Projekt zur Ermittlung von Grundlagen für die Entwicklung einer modellgestützten flächenbezogenen Beurteilung der Luftqualität beschrieben und eingesetzt (IVU Umwelt, 2017b). Dort wurde, neben Ansätzen zur Vermeidung von Doppelzählungen von Emissionen bei der Kombination mit großräumigen Modellierungen, explizit untersucht, wie mikroskalige Modell- und Untersuchungsgebiete gewählt werden sollten, um Randeffekte im Untersuchungsgebiet möglichst zu vermeiden. Gemäß den dort gewonnenen Erkenntnissen wurde im vorliegenden Projekt um die HLNUG Messstation in der Friedberger Landstraße ein $280 \times 220 \text{ m}^2$ großes Untersuchungsgebiet definiert (s. Abbildung 50).

Das Untersuchungsgebiet wurde um 1° im Uhrzeigersinn gedreht, sodass die Straßenachsen bzw. Häuserkanten im Bereich der Messstation in der Friedberger Landstraße parallel zu den Gitterkanten ausgerichtet sind.

Das Modellgebiet wurde in der Folge unter Berücksichtigung von IVU Umwelt (2017b) mit $1050 \times 931 \text{ m}^2$ so groß gewählt, dass es in jeder Richtung mindestens 300 m größer als das Untersuchungsgebiet ist. Nach Norden und Osten wurde der Abstand zum Untersuchungsgebiet größer als 300 m angesetzt, um die Strömungssituation am Gebietsrand durch die dort vorhandenen hohen Gebäude sachgerecht abbilden zu können. Die horizontale Auflösung beträgt äquidistant im gesamten Modellgebiet $1.4 \times 1.4 \text{ m}^2$. Die vertikale Auflösung variiert mit der Höhe, wobei die Schichtdicke mit der Höhe zunimmt.

Abbildung 50: Modell- und Untersuchungsgebiet mit der Luftmessstation der HLNUG in der Friedberger Landstraße in Frankfurt für die mikroskalige Modellierung.



Quelle: IVU Umwelt

4.4.6 Eingangsdaten

4.4.6.1 Gebäudemodell

Für die Strömungsberechnung mit MISKAM zur Erstellung der Windfelddbibliotheken (s. Abschnitt 4.4.2) wurde ein Gebäudemodell der Stadt Frankfurt am Main verwendet. In unmittelbarer Nähe zur Luftschadstoffmessstation in der Friedberger Landstraße wurden im Gebäudemodell fehlende Gebäude anhand von Luftbildern händisch nachdigitalisiert.

4.4.6.2 Emissionen des Kfz-Verkehrs

Die Daten zum Kfz-Verkehr für das Modellgebiet wurden von der Stadt Frankfurt am Main zur Verfügung gestellt. Die Berechnungen der Emissionen des Kfz-Verkehrs erfolgte mit dem Emissionsmodell IMMIS^{em} Version 8 (IVU Umwelt, 2020b) nach der VDI-Richtlinie 3782 Blatt 7 (KRdL, 2020) für das Realszenario auf der Basis des HBEFA 4.1.

Zur Berechnung der Emissionen für das Normszenario wurden die Emissionsfaktoren in IMMIS^{em} so modifiziert, dass in allen 5 Level Of Service (LOS)-Stufen je Schicht immer die entsprechenden Norm-Werte der Euro-Stufen emittiert werden. Bei den Lkw wurden die leistungsbezogenen Norm-Werte der Euro-Stufen über den Kraftstoffverbrauch aus dem HBEFA und einer Energiedichte für Diesel in Höhe von 11.9 kWh/kg sowie einem Wirkungsgrad von 37 % für das Bezugsjahr 2010 und 40 % für 2015 in Emissionsfaktoren pro Strecke umgerechnet.

In Tabelle 22 und Tabelle 23 sind fahrleistungsgewichtete NO_x-Emissionsfaktoren für das Real- und Normszenario für Diesel Euro 4 und 5 Fahrzeuge für das Bezugsjahr 2010 bzw. 2015 aufgelistet. Zusätzlich sind die mit Anteilswerten gewichteten summierten Emissionsfaktoren für Pkw und Lkw für Euro 4 und Euro 5 und eine Gesamtsumme angegeben.

Wie zu erwarten, sind die relativen Minderungen der NO_x-Emissionsfaktoren durch das Normszenario gegenüber dem Realszenario je Konzept für die beiden Bezugsjahre nahezu identisch. Dominierend in den NO_x-Emissionsfaktoren sind die Lkw-Fahrzeuge der Euro 5 Stufe, die 2010 bereits einen Fahrleistungsanteil von 43 % an diesem Fahrzeugtyp haben und 2015 einen Fahrleistungsanteil von 56 %. Die Flottenerneuerung von Euro 4 zu Euro 5 führt dazu, dass sowohl für das Real- als auch für das Normszenario die NO_x-Emissionsfaktoren der Euro 4 Diesel-Fahrzeuge deutlich zurückgehen und die Emissionsfaktoren der Euro 5-Fahrzeuge ansteigen, wobei der Anstieg für Euro 5 stärker ist als der Rückgang für Euro 4. Dieser Effekt, dass der Anstieg für Euro 5 stärker ist als der Rückgang für Euro 4, betrifft aufgrund der in Euro 5 gegenüber Euro 4 höheren relativen Minderungen vom Real- zum Normszenario das Realszenario deutlich stärker als das Normszenario. In der Summe über beide Euro-Stufen steigen daher die NO_x-Emissionsfaktoren im Realszenario von 2010 nach 2015 deutlich, d. h. um knapp 26 % an, während sie im gleichen Zeitraum im Normszenario nur um gut 3 % ansteigen und damit auf vergleichbarem Niveau bleiben.

Tabelle 22: Fahrleistungsgewichtete Emissionsfaktoren für das Real- und Normszenario für 2010 im Modellgebiet Friedberger Landstraße.

Schadstoffklasse (nur Diesel)	Fahrleistungsanteil an Fahrzeugtyp	Realszenario [g/km]	Normszenario [g/km]	relative Minderung
Pkw Euro 4	6 %	0.0556	0.0146	-74 %
Pkw Euro 4 DPF	16 %	0.1626	0.0409	-75 %
Pkw Euro 5	2 %	0.0265	0.0042	-84 %
Pkw Euro 5 EA189 BSU	1 %	0.0113	0.0026	-77 %
Lkw Euro 4 EGR	4 %	0.2289	0.1480	-35 %
Lkw Euro 4 SCR	12 %	0.7647	0.4397	-42 %
Lkw Euro 5 EGR	11 %	0.6592	0.2835	-57 %
Lkw Euro 5 SCR	32 %	1.9725	0.8334	-58 %
Summe Euro 4 (Pkw 95 %, Lkw 5 %)		0.2493	0.0768	-69 %
Summe Euro 5 (Pkw 95 %, Lkw 5 %)		0.1415	0.0512	-64 %
Summe gesamt		0.3908	0.1280	-67 %

Tabelle 23: Fahrleistungsgewichtete Emissionsfaktoren für das Real- und Normszenario für 2015 im Modellgebiet Friedberger Landstraße.

Schadstoffklasse (nur Diesel)	Fahrleistungs- anteil an Fahr- zeugtyp	Realszenario [g/km]	Normszenario [g/km]	relative Minderung
Pkw Euro 4	3 %	0.0339	0.0086	-74 %
Pkw Euro 4 DPF	11 %	0.1089	0.0265	-76 %
Pkw Euro 5	14 %	0.1531	0.0243	-84 %
Pkw Euro 5 EA189 BSU	9 %	0.0683	0.0160	-77 %
Lkw Euro 4 EGR	2 %	0.0784	0.0506	-35 %
Lkw Euro 4 SCR	5 %	0.2714	0.1504	-45 %
Lkw Euro 5 EGR	14 %	0.7651	0.3292	-57 %
Lkw Euro 5 SCR	42 %	2.4186	0.9679	-60 %
Summe Euro 4 (Pkw 95 %, Lkw 5 %)		0.1510	0.0418	-72 %
Summe Euro 5 (Pkw 95 %, Lkw 5 %)		0.3399	0.0906	-73 %
Summe gesamt		0.4909	0.1324	-73 %

Die Eingangsdaten der Emissionsberechnung für die Friedberger Landstraße und im gesamten Modellgebiet sind in Tabelle 24 und die entsprechenden Ergebnisse in Tabelle 25 aufgelistet. Die Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (DTV) in der Friedberger Landstraße nimmt von 2010 nach 2015 um 25 % zu, während die Anzahl der schweren Nutzfahrzeuge um 43 % abnimmt. Ähnlich verhält es sich mit der Gesamtfahrleistung im Modellgebiet.

Unter Berücksichtigung der angenommenen Flottenerneuerung führen diese Veränderungen dazu, dass die NO_x-Emissionen im Realszenario von 2010 nach 2015 nur geringfügig abnehmen. Mit den Annahmen für das Normszenario sinken die NO_x-Emissionen im Jahr 2010 gegenüber dem Realszenario um 28.5 % in der Friedberger Landstraße und um 22.3 % im Modellgebiet. Im Jahr 2015 beträgt die Minderung der Kfz-Emissionen 44.9 % in der Friedberger Landstraße bzw. 41.6 % im Modellgebiet.

Für NO₂ ergibt sich durch das Normszenario für das Jahr 2010 eine Minderung der Kfz-Emissionen um 41.2 % in der Friedberger Landstraße bzw. 35.3 % im Modellgebiet. Im Jahr 2015 beträgt die Minderung 55.6 % in der Friedberger Landstraße bzw. 52.5 % im Modellgebiet.

Tabelle 24: Verkehrsdaten für die Bezugsjahre 2010 und 2015 im Modellgebiet Friedberger Landstraße.

	2010	2015
DTV in Friedberger Landstraße	18'430 Kfz/Tag	23'044 Kfz/Tag
Anteil schwere Nutzfahrzeuge in Friedberger Landstraße	3.5 %	1.6 %
Fahrleistung Kfz im Modellgebiet	2.15E+07 km/Jahr	2.69E+07 km/Jahr
Anteil Fahrleistung schwere Nutzfahrzeuge im Modellgebiet	3.8 %	1.7 %

Tabelle 25: Emissionsbilanz für das Real- und Normszenario für die Bezugsjahre 2010 und 2015 im Modellgebiet Friedberger Landstraße.

	2010 Realszenario	2010 Normszenario	2015 Realszenario	2015 Normszenario
NO _x in der Friedberger Landstraße im Untersuchungsgebiet	2.46 t/Jahr	1.76 t/Jahr	2.43 t/Jahr	1.34 t/Jahr
NO _x im Modellgebiet	20.78 t/Jahr	16.15 t/Jahr	20.17 t/Jahr	11.77 t/Jahr
NO ₂ in der Friedberger Landstraße im Untersuchungsgebiet	0.51 t/Jahr	0.30 t/Jahr	0.63 t/Jahr	0.28 t/Jahr
NO ₂ im Modellgebiet	4.22 t/Jahr	2.73 t/Jahr	5.24 t/Jahr	2.49 t/Jahr

Das zur Verfügung gestellte Straßennetz wurde auf der Straßenmittelachse verortet. In der Friedberger Landstraße wurde das Straßennetz räumlich verfeinert und die einzelnen Richtungsfahrbahnen und Kreuzungsanbindungen separat abgebildet. Vor der Verteilung der Kfz-Emissionen im Modellgebiet wurde die Lage der Fahrbahnen im Bezug zur Randbebauung überprüft und ggf. korrigiert.

4.4.6.3 Meteorologie

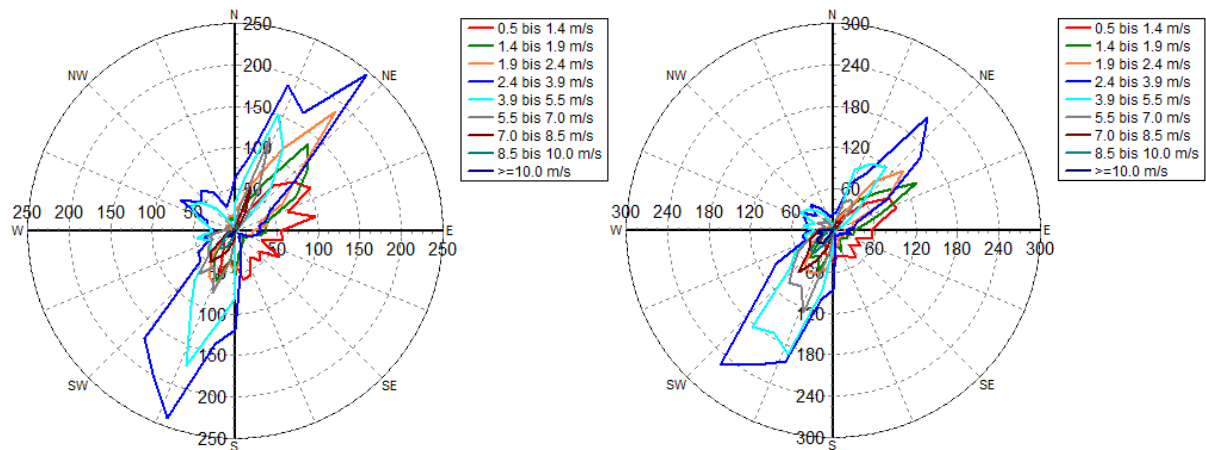
Die für den Antrieb der Ausbreitungsmodellierung benötigten meteorologischen Eingangsdaten wurden für die entsprechenden Bezugszeiträume vom FTP-Server des DWD für die Messstation „Frankfurt Flughafen“ heruntergeladen⁵.

In Abbildung 51 sind die Häufigkeitsverteilungen der Windrichtungen und Windgeschwindigkeiten für die Jahre 2010 (links) und 2015 (rechts) dargestellt. Zu erkennen ist, dass die Winde vorwiegend aus nordöstlicher bzw. südwestlicher Richtung kommen. Diese Daten wurden in das AKTerm Format⁶ und anschließend in das von LASAT geforderte Format umgewandelt.

⁵ Quelle: https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC

⁶ Quelle: Formatbeschreibung für das Kollektiv AK (Produkt „AKTERM“), Deutscher Wetterdienst (Stand: 01.04.2002)

Abbildung 51: Windrose Frankfurt Flughafen für die Jahre 2010 (links) und 2015 (rechts).



Quelle: IVU Umwelt

4.4.6.4 Vorbelastung

Zur Ermittlung der Gesamtbelastung wird zusätzlich zur mit LASAT modellierten Zusatzbelastung die Vorbelastung benötigt. Als Vorbelastungswerte für NO_x , NO_2 und Ozon (Tabelle 26) wurden die Jahresmittelwerte aus den Ergebnissen der CTM-Rechnungen jeweils für das Real- und Normszenario angesetzt (Abschnitt 4.3.6 bzw. 4.3.7). Dabei wurden die Ergebnisse derjenigen CTM-Rechnungen verwendet, die ohne die Kfz-Emissionen im Bereich des Modellgebiets der Mikroskala durchgeführt wurden, um eine Doppelzählung dieser Emissionen bei der Berechnung der Gesamtbelastung zu vermeiden (s. Abschnitt 4.3.6).

Tabelle 26: Verwendete Vorbelastungswerte für NO_x , NO_2 und Ozon aus den CTM-Rechnungen für Real- und Normszenario.

	2010 Realszenario	2010 Normszenario	2015 Realszenario	2015 Normszenario
NO_x [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	79.42	63.35	70.90	49.71
NO_2 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	43.27	37.10	40.53	31.60
O_3 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	30.22	32.97	30.57	34.57

4.4.7 Modellergebnisse der Realszenarien

4.4.7.1 Bezugszeitraum 2010

In Tabelle 27 wird die am Ort der Messstation modellierte NO_x -Gesamtbelastung mit dem Jahresmittelwert der Messstation in der Friedberger Landstraße für das Bezugsjahr 2010 verglichen. Die NO_x -Gesamtbelastung ergibt sich dabei gemäß Abschnitt 4.4.4.1 aus der mit LASAT modellierten NO_x -Zusatzbelastung und der aus den RCG-Modellergebnissen abgeleiteten NO_x -Vorbelastung für das Untersuchungsgebiet (s. Abschnitt 4.4.6.4). Es wurde ein um $74.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. 60.7 % höherer Jahresmittelwert modelliert, als an der Messstation gemessen wurde. Bei dem Vergleich ist zu berücksichtigen, dass es bei diesen Modellierungen nicht das Ziel war, eine möglichst gute Übereinstimmung zwischen Modellwerten und Messungen zu erreichen, sondern der Vergleich zwischen dem modellierten Real- und Normszenario im Vordergrund stand.

Analog zu den Überschätzungen bei der CTM-Modellierung (s. Abschnitt 4.3.6.2) sollte die Überschätzung auch in der Mikroskala keinen wesentlichen Einfluss auf die Aussagen zum Unterschied zwischen Real- und Norm-Szenario haben. Deshalb wurde bei der Aufbereitung der Eingangsdaten auch keine besondere Plausibilisierung der jeweiligen Daten für das betreffende Bezugsjahr vorgenommen, sondern die verfügbaren Daten einfach übernommen.

In Tabelle 28 wird die für 2010 modellierte NO₂-Gesamtbelastung mit dem gemessenen Jahresmittelwert verglichen. Die NO₂-Gesamtbelastung wurde sowohl mit dem Ansatz nach Romberg (Abschnitt 4.4.4.2) als auch mit dem Ansatz nach Düring (Abschnitt 4.4.4.4) auf Basis der modellierten NO_x-Gesamtbelastung berechnet. Mit dem Ansatz nach Romberg wird ein um 9.3 µg/m³ bzw. 14.2 % höherer Jahresmittelwert modelliert, als gemessen wurde. Mit dem Ansatz nach Düring ist die Differenz zum Messwert mit 21.5 µg/m³ bzw. 27.6 % deutlich höher. Der große Unterschied in der modellierten Überschätzung des NO_x-Jahresmittelwerts mit fast 61 % gegenüber der deutlich geringeren Überschätzung von rund 14 % des NO₂-Jahresmittelwerts unter Anwendung des rein statistischen Romberg-Ansatzes zeigt, dass die gemessene Situation hinsichtlich des NO₂- zu NO_x-Verhältnisses stark von den mittleren Verhältnissen entsprechender Situationen in Deutschland abweicht und durch die hier verwendete Modellierung nicht abgebildet wird.

Bezogen auf den modellierten NO₂-Jahresmittelwert wird für 2010 aber das durch die EU-Richtlinie geforderte Qualitätsziel für die Modellierung von NO₂-Jahresmittelwerten mit einer erlaubten Abweichung des Modells von der Messung von +/-30 % sowohl durch den Romberg- als auch durch den Düring-Ansatz eingehalten.

Tabelle 27: Vergleich der für 2010 modellierten NO_x-Gesamtbelastung mit dem Messwert an der Station in der Friedberger Landstraße im Realszenario

modellierte NO _x -Gesamtbelastung [µg/m ³]	Messung [µg/m ³]	absolute Differenz [µg/m ³]	relative Differenz [%]
196.0	122.0	74.0	60.7

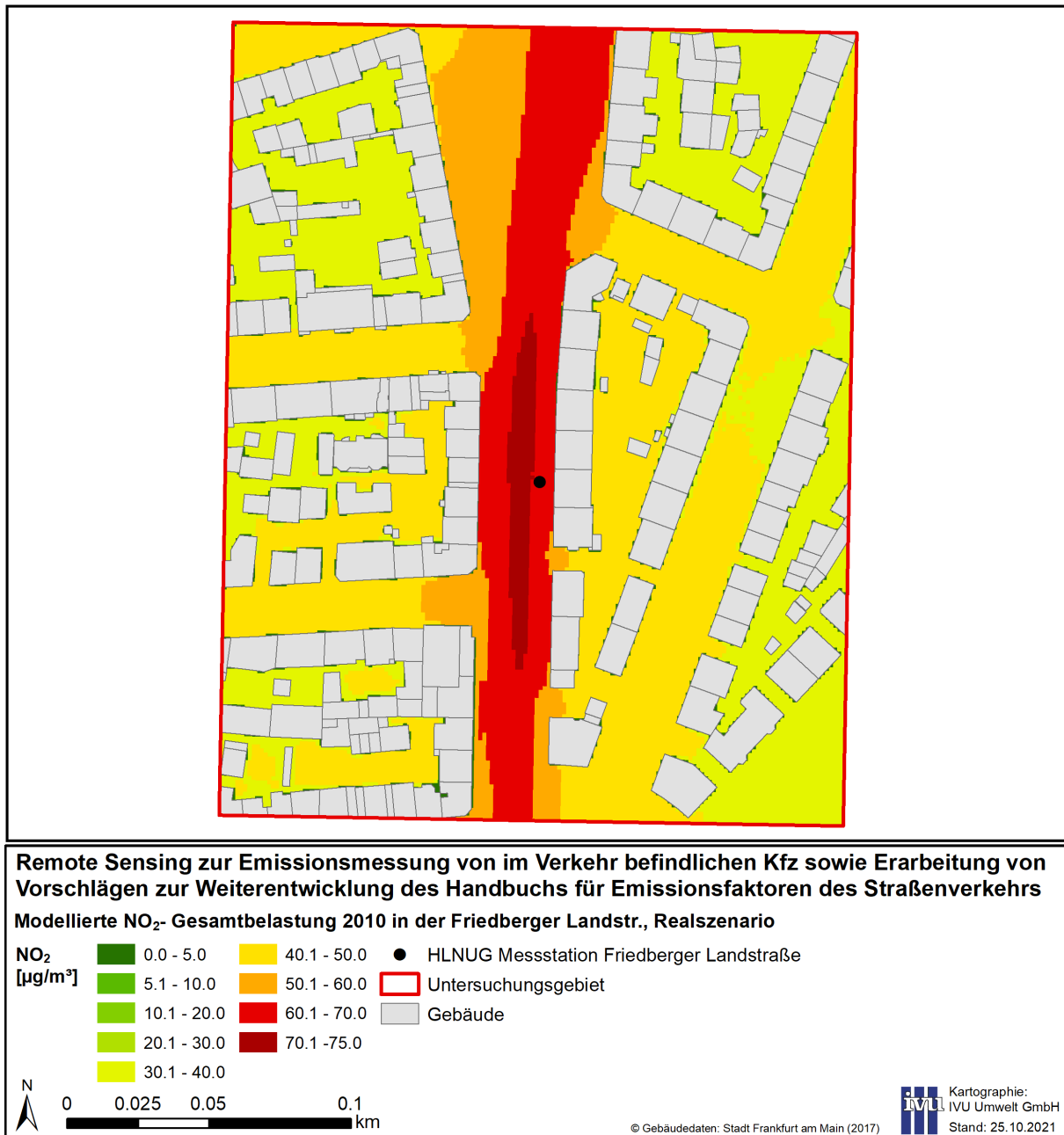
Tabelle 28: Vergleich der für 2010 modellierten NO₂-Gesamtbelastung, berechnet nach dem Ansatz von Romberg bzw. Düring, mit den Messwerten der Station in der Friedberger Landstraße im Realszenario

Ansatz zur NO ₂ Bestimmung	modellierte NO ₂ -Gesamtbelastung [µg/m ³]	Messung [µg/m ³]	absolute Differenz [µg/m ³]	relative Differenz [%]
Romberg	65.5	56.2	9.3	14.2
Düring	77.7	56.2	21.5	27.6

In Abbildung 52 ist die für 2010 modellierte NO₂-Gesamtbelastung in der Schicht 3.1 m - 3.9 m für das Untersuchungsgebiet in der Friedberger Landstraße dargestellt. In der genannten Modellschicht befindet sich der Messkopfeinlass der Messstation. Die dargestellte NO₂-Gesamtbelastung wurde mit dem Ansatz nach Romberg (s. Abschnitt 4.4.4.2) auf Basis der modellierten NO_x-Gesamtbelastung berechnet.

Die Verteilung der NO₂-Gesamtbelastung zeigt eine Struktur mit den höchsten Jahresmittelwerten über den Fahrbahnen der Friedberger Landstraße. Der Maximalwert von 72.0 µg/m³ NO₂ wurde über der Fahrbahn der Friedberger Landstraße auf Höhe der HLNUG Messstation modelliert.

Abbildung 52: NO₂- Gesamtbelastung für das Untersuchungsgebiet im Umfeld der Messstation Friedberger Landstraße, Realszenario 2010



Quelle: IVU Umwelt

4.4.7.2 Bezugszeitraum 2015

In Tabelle 29 wird die am Ort der Messstation modellierte NO_x-Gesamtbelastung mit dem Jahresmittelwert der Messstation in der Friedberger Landstraße für das Bezugsjahr 2015 verglichen. Auch hier gilt die in Abschnitt 4.4.7.1 aufgeführte Einschränkung, dass es nicht Ziel der

Modellierung war, eine möglichst gute Übereinstimmung zwischen Modell und Messung zu erreichen, sondern der Fokus lag auf der Differenzbetrachtung der Szenarien.

Die NO_x-Gesamtbelastung ergibt sich dabei gemäß Abschnitt 4.4.4.1 aus der mit LASAT modellierten NO_x-Zusatzbelastung und der aus den RCG-Modellergebnissen abgeleiteten NO_x-Vorbelastung für das Untersuchungsgebiet (s. Abschnitt 4.4.6.4). Wie bereits für das Bezugsjahr 2010 (Abschnitt 4.4.7.1) wurde auch für 2015 eine deutlich höhere NO_x-Gesamtbelastung modelliert, als sie gemessen wurde. Die Differenz beträgt 2015 58.3 µg/m³ bzw. 51.7 % (Tabelle 29).

In Tabelle 30 wird die für 2015 modellierte NO₂-Gesamtbelastung mit dem gemessenen Jahresmittelwert verglichen. Dabei wurde die NO₂-Gesamtbelastung sowohl mit dem Ansatz nach Romberg (Abschnitt 4.4.4.2) als auch mit dem Ansatz nach Düring (Abschnitt 4.4.4.4) berechnet. Wie im Bezugsjahr 2010 ist auch 2015 die Differenz zum Messwert mit dem Ansatz nach Romberg mit 7.9 µg/m³ bzw. 11.7 % geringer als mit dem Ansatz nach Düring, für den sich eine Differenz von 21.7 µg/m³ bzw. 29.1 % zum Messwert ergibt. Und auch bei diesem Vergleich ist analog zur Situation 2010 die Überschätzung bei NO_x mit rund 52 % deutlich höher als bei NO₂, ermittelt nach dem Romberg-Ansatz. Insofern gilt auch für 2015 die Anmerkung in Abschnitt 4.4.7.1 zur Problematik des gemessenen NO₂- zu NO_x-Verhältnisses in der Friedberger Landstraße, das durch die Modellierung nicht abgebildet wird.

Bezogen auf den modellierten NO₂-Jahresmittelwert wird aber auch für 2015 das durch die EU-Richtlinie geforderte Qualitätsziel für die Modellierung von NO₂-Jahresmittelwerten mit einer erlaubten Abweichung des Modells von der Messung von +/-30 % sowohl bei Verwendung des Romberg- als auch bei Verwendung des Düring-Ansatzes eingehalten.

Tabelle 29: Vergleich der für 2015 modellierten NO_x-Gesamtbelastung mit dem Messwert an der Station in der Friedberger Landstraße im Realszenario

modellierte NO _x -Gesamtbelastung [µg/m ³]	Messung [µg/m ³]	absolute Differenz [µg/m ³]	relative Differenz [%]
171.1	112.8	58.3	51.7

Tabelle 30: Vergleich der für 2015 modellierten NO₂-Gesamtbelastung, berechnet nach dem Ansatz von Romberg bzw. Düring, mit den Messwerten der Station in der Friedberger Landstraße im Realszenario

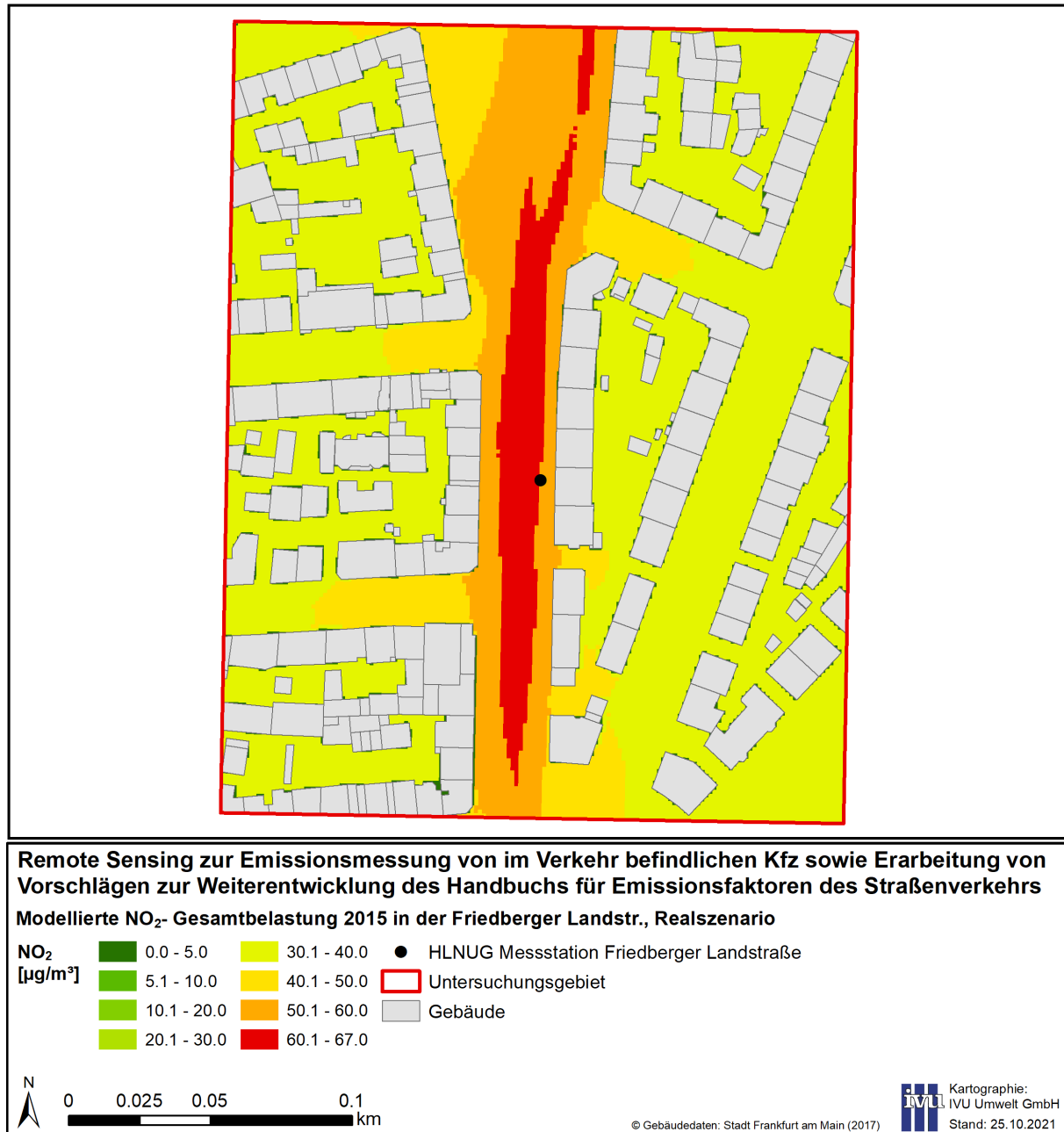
Ansatz zur NO ₂ Bestimmung	modellierte NO ₂ -Gesamtbelastung [µg/m ³]	Messung [µg/m ³]	absolute Differenz [µg/m ³]	relative Differenz [%]
Romberg	59.7	52.8	7.0	11.7
Düring	74.5	52.8	21.7	29.1

¹: Die Differenzen wurden mit allen verfügbaren Nachkommastellen berechnet und dann auf eine Nachkommastelle gerundet.

Abbildung 53 zeigt die für 2015 modellierte NO₂-Gesamtbelastung, berechnet mit dem Ansatz nach Romberg auf Basis der modellierten NO_x-Gesamtbelastung. Analog zum Bezugsjahr 2010 wurde die Schicht 3.1 m – 3.9 m über Grund ausgewertet, da sich in dieser Schicht der Messkopfeinlass der Messstation befindet. Die Struktur der Verteilung der NO₂-Gesamtbelastung ist

ähnlich den für 2010 in Abschnitt 4.4.7.1 dargestellten Ergebnissen. Die Konzentrationen liegen dabei im Vergleich zum Jahr 2010 niedriger. Der Maximalwert wird mit $66.2 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_2$ über den Fahrbahnen der Friedberger Landstraße im Bereich der Messstation modelliert.

Abbildung 53: NO_2 - Gesamtbelastung für das Untersuchungsgebiet im Umfeld der Messstation Friedberger Landstraße, Realszenario 2015



Quelle: IVU Umwelt

4.4.8 Vergleich mit den Ergebnissen der Normszenarien

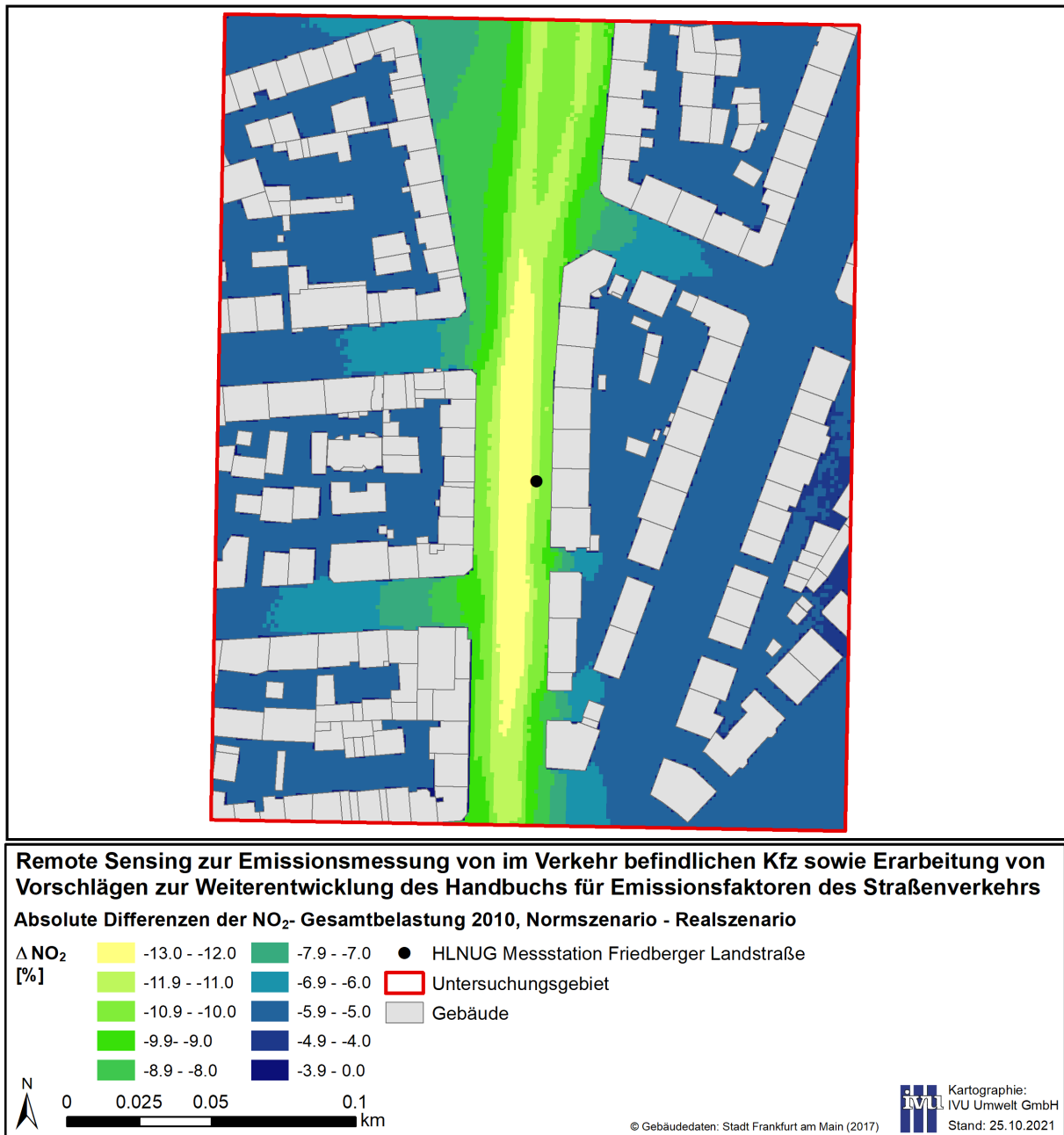
4.4.8.1 Bezugszeitraum 2010

Im Folgenden wird die modellierte NO_2 -Gesamtbelastung für das Normszenario mit den Ergebnissen für das Realszenario für den Bezugszeitraum 2010 aus Abschnitt 4.4.7.1 verglichen.

Für NO₂ wurden die absoluten und die relativen Differenzen zwischen Norm- und Realszenario berechnet, jeweils bezogen auf das Realszenario (Abbildung 54 und Abbildung 55). Die durchweg negativen Differenzen in Abbildung 54 und Abbildung 55 zeigen an, dass bei Einhaltung der Euro-Normen im gesamten Untersuchungsgebiet Minderungen der NO₂ Belastungen gegenüber dem Realszenario zu erwarten gewesen wären. Die maximale absolute Minderung von knapp 13 µg/m³ tritt auf Höhe der Messstation über den Fahrbahnen der Friedberger Landstraße auf. Die maximale relative Minderung von 18.3 % wurde zwischen Messstation und Einmündung Wielandstraße über den Fahrbahnen der Friedberger Landstraße berechnet. Minimum, Mittelwert und Maximum der absoluten und relativen Minderungen der NO₂-Gesamtbelastung im Untersuchungsgebiet sind in Tabelle 31 zusammengestellt.

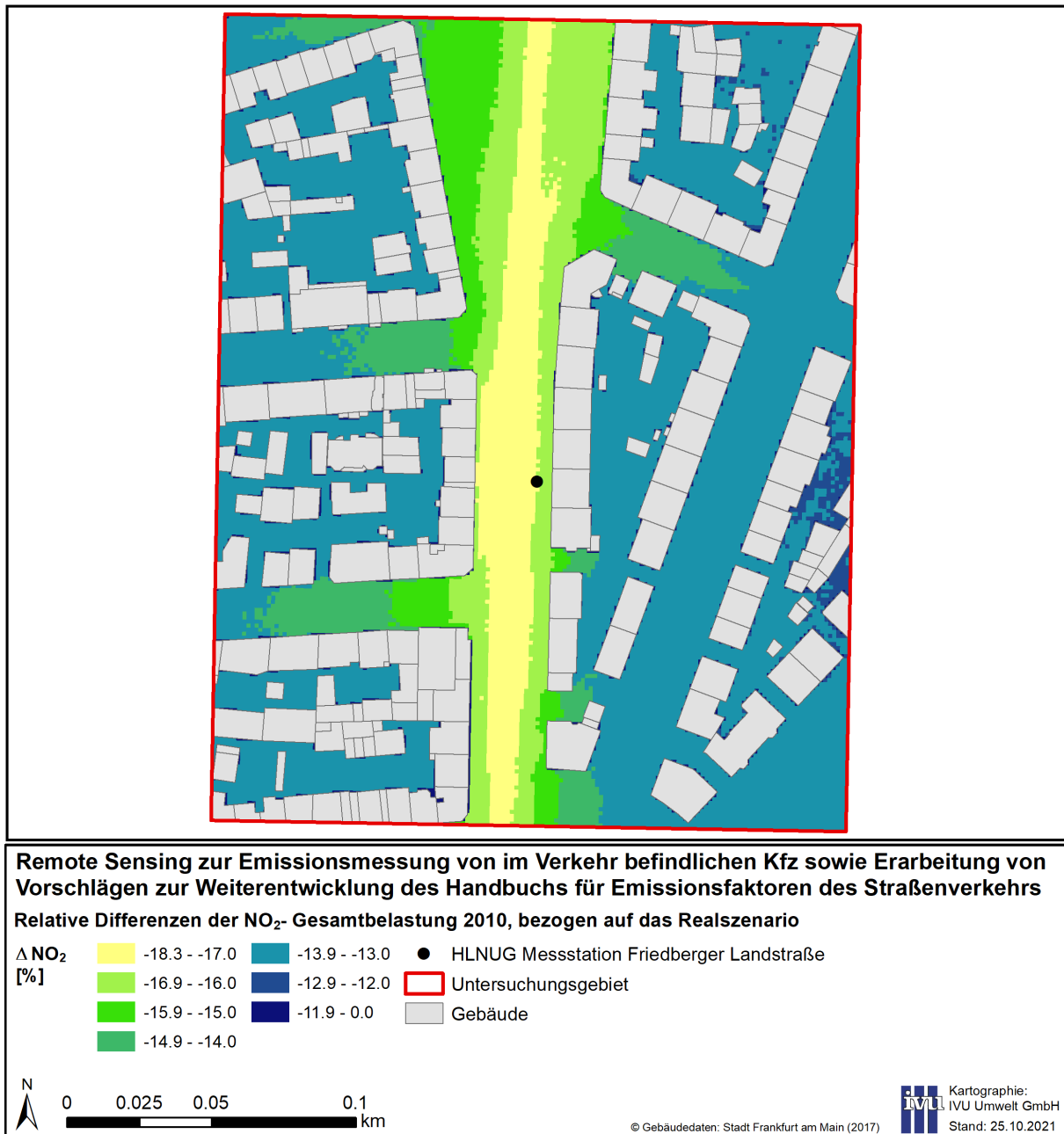
Eine Zusammenstellung aller Modellergebnisse zum Vergleich der Real- mit den Normszenarien findet sich in Abschnitt 5.2 im Kapitel 5 „Schlussfolgerung und Ausblick“.

Abbildung 54: Absolute Differenzen zwischen der NO₂-Gesamtbelastung von Norm- und Realszenario für das Untersuchungsgebiet, 2010



Quelle: IVU Umwelt

Abbildung 55: Relative Differenzen zwischen der NO₂-Gesamtbelastung von Norm- und Realszenario für das Untersuchungsgebiet, 2010



Quelle: IVU Umwelt

Tabelle 31: Minimum, Mittelwert und Maximum der absoluten und der relativen Minderungen zwischen der NO₂-Gesamtbelastung von Norm- und Realszenario für das Untersuchungsgebiet, 2010

	NO ₂ absolute Minderungen [µg/m ³]	NO ₂ relative Minderungen [%]
Minimum	4.9	12.8
Mittelwert	6.8	14.4
Maximum	13.0	18.3

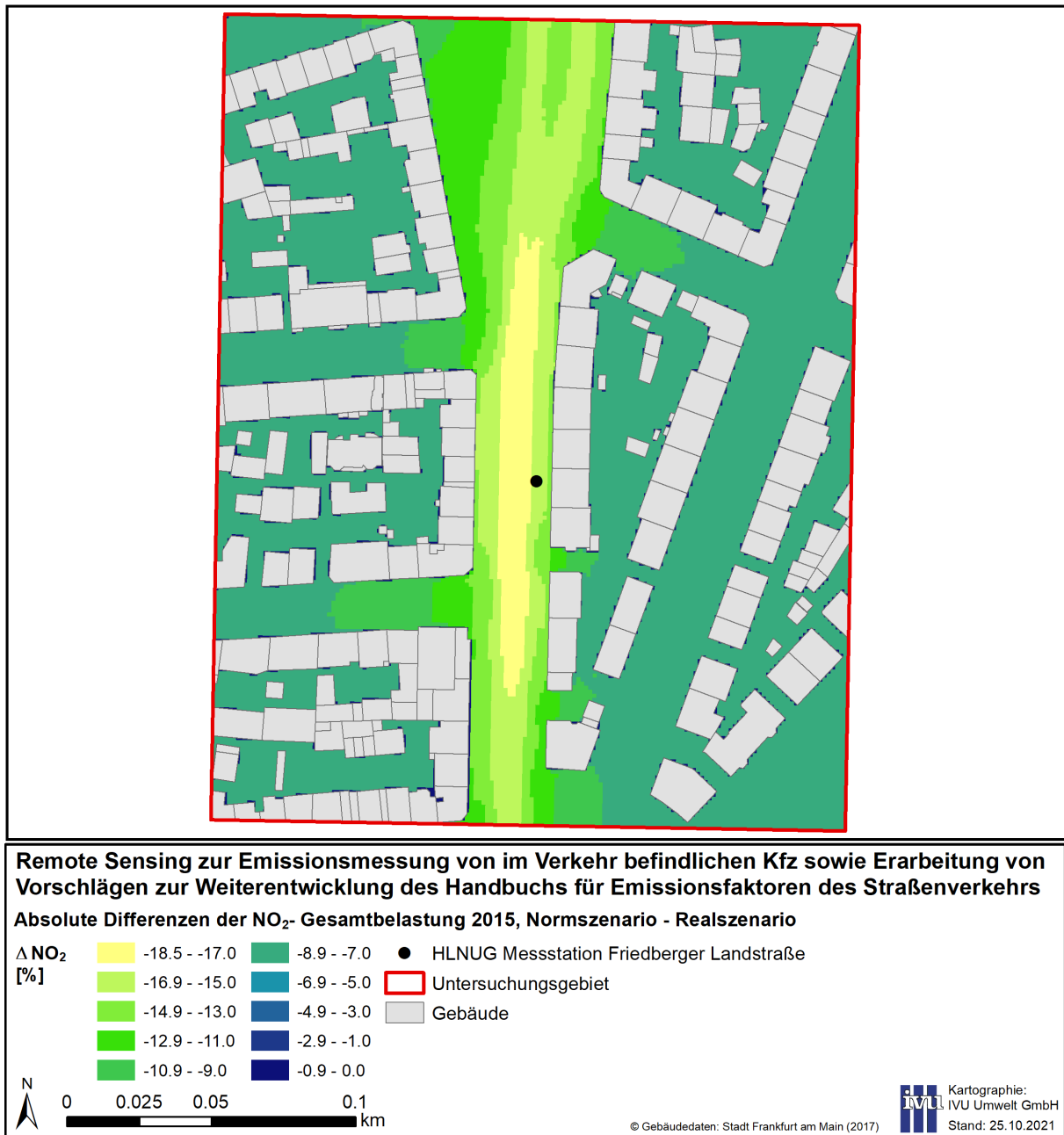
4.4.8.2 Bezugszeitraum 2015

In diesem Abschnitt wird die modellierte NO₂-Gesamtbelastung für das Normszenario mit den Ergebnissen des Realszenarios für den Bezugszeitraum 2015 (Abschnitt 4.4.7.2) verglichen.

Wie im Bezugsjahr 2010 (Abschnitt 4.4.8.1) wurden für NO₂ die absoluten und die relativen Differenzen zwischen Norm- und Realszenario, jeweils bezogen auf das Realszenario, berechnet. Die Ergebnisse sind in Abbildung 56 und Abbildung 57 dargestellt. Auch im Bezugsjahr 2015 sind die Differenzen im gesamten Untersuchungsgebiet durchweg negativ, d. h., bei Einhaltung der Euro-Normen wären im gesamten Untersuchungsgebiet Minderungen gegenüber dem Realszenario zu erwarten gewesen. Die höchste absolute sowie die höchste relative Minderung von 18.5 µg/m³ bzw. 28.2 % tritt über den Fahrbahnen der Friedberger Landstraße zwischen Messstation und Wielandstraße auf.

Eine Zusammenstellung aller Modellergebnisse zum Vergleich der Real- mit den Normszenarien findet sich in Abschnitt 5.2 im Kapitel 5 „Schlussfolgerung und Ausblick“.

Abbildung 56: Absolute Differenzen zwischen der NO₂-Gesamtbelastung von Norm- und Realszenario für das Untersuchungsgebiet, 2015



Quelle: IVU Umwelt

Abbildung 57: Relative Differenzen zwischen der NO₂-Gesamtbelastung von Norm- und Realszenario für das Untersuchungsgebiet, 2015



Quelle: IVU Umwelt

In Tabelle 32 sind Minimum, Mittelwert und Maximum der absoluten und relativen Minderungen der NO₂-Gesamtbelastung im Untersuchungsgebiet zusammengefasst. Die Minderungen sind im Vergleich zum Bezugsjahr 2010 größer.

Tabelle 32: Minimum, Mittelwert und Maximum der absoluten und der relativen Minderungen zwischen der NO₂-Gesamtbelastung von Norm- und Realszenario für das Untersuchungsgebiet, 2015

	NO ₂ absolute Minderungen [µg/m ³]	NO ₂ relative Minderungen [%]
Minimum	7.0	19.8
Mittelwert	9.7	22.3
Maximum	18.5	28.2

4.5 Modellierung für den Zeitraum der Messkampagne

4.5.1 Allgemeines

Ziel der Modellierung war die Berechnung einer Konzentrationszeitreihe für NO_x und NO₂ am Ort der HLNUG-Messstation in der Friedberger Landstraße. Dazu wurde der Zeitraum der mit dem HEAT-System durchgeführten Remote Sensing-Kampagne vom 19.02. bis 10.03.2020 betrachtet (Abschnitt 2.3). Die Eingangsdaten der Modellierungen wurden gegenüber den in Abschnitt 4.4.6 beschriebenen Daten, soweit wie möglich, für diesen Zeitraum aktualisiert.

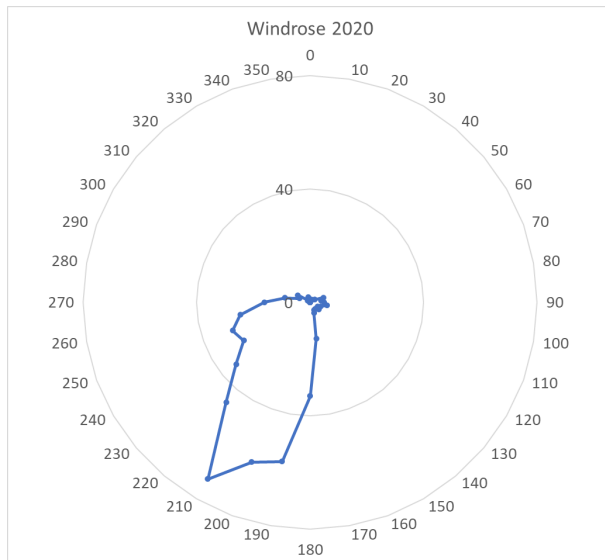
Aufbauend auf den Berechnungsgrundlagen aus Abschnitt 4.3 und 4.4 wurden die Modellrechnungen für ein sogenanntes Basisszenario mit Emissionsfaktoren des HBEFA durchgeführt. Die Vorbelastung für die mikroskalige Modellierung wurde aus Messungen an Hintergrundstationen abgeleitet. Die Plausibilität dieser Vorbelastungswerte wurde durch eine CTM-Modellierung geprüft.

Die Modellierung des Basisszenarios wurde mit der Modellkombination MISKAM/LASAT und dem Modell IMMIS^{cpb} (s. Abschnitt 4.4.3) durchgeführt und die Kompatibilität der Ergebnisse der beiden Modelle geprüft. Ein weiteres Szenario mit angepassten Emissionsfaktoren aus dem Remote Sensing wurde dann mit IMMIS^{cpb} berechnet.

4.5.2 Meteorologie

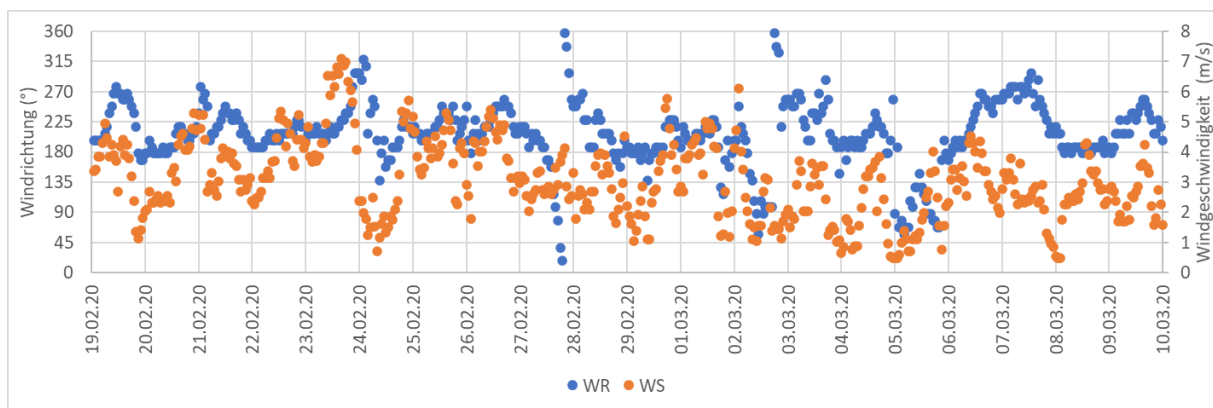
Wie in Abschnitt 4.4.6.3 beschrieben, wurden für die mikroskalige Modellierung meteorologische Daten vom DWD verwendet. Für den Zeitraum der Messkampagne wurde daraus eine entsprechende stündliche Zeitreihe zur Verwendung in LASAT und IMMIS^{cpb} aufgebaut. Die Windrose für diese 480 Stundenwerte ist in Abbildung 58 dargestellt. Der Wind kam in diesen 3 Wochen hauptsächlich aus Richtung Süd-Süd-West. Die am Standort Frankfurt-Flughafen gemessene mittlere Windgeschwindigkeit betrug 3.4 m/s. Im Modell IMMIS^{cpb} wird als das Modell antreibende Windgeschwindigkeit eine sogenannte Überdachgeschwindigkeit benötigt. Diese Überdachgeschwindigkeit wurde durch eine entsprechende Auswertung aus den Ergebnissen der LASAT-Modellierung für einen Monitorpunkt in 5 m über dem Dach des östlich von der HLNUG-Messtelle befindlichen Gebäudes mit 3.1 m/s ermittelt. Über eine entsprechende Skalierung der DWD-Zeitreihe auf diese mittlere Windgeschwindigkeit wurde eine Inputdatei der Windgeschwindigkeit für die Modellierung mit IMMIS^{cpb} erzeugt, wie sie in Abbildung 59 dargestellt ist. Dabei wurde die Windrichtung unverändert aus den DWD-Messungen übernommen.

Abbildung 58: Windrose aus den DWD-Daten Frankfurt-Flughafen für den Zeitraum der Messkampagne Frankfurt A (Häufigkeit je Windrichtung)



Quelle: IVU Umwelt

Abbildung 59: Windrichtung (WR) und Windgeschwindigkeit (WS) für den Zeitraum der Messkampagne Frankfurt A, wie sie in der Modellierung mit IMMIS^{cpb} verwendet wurden.



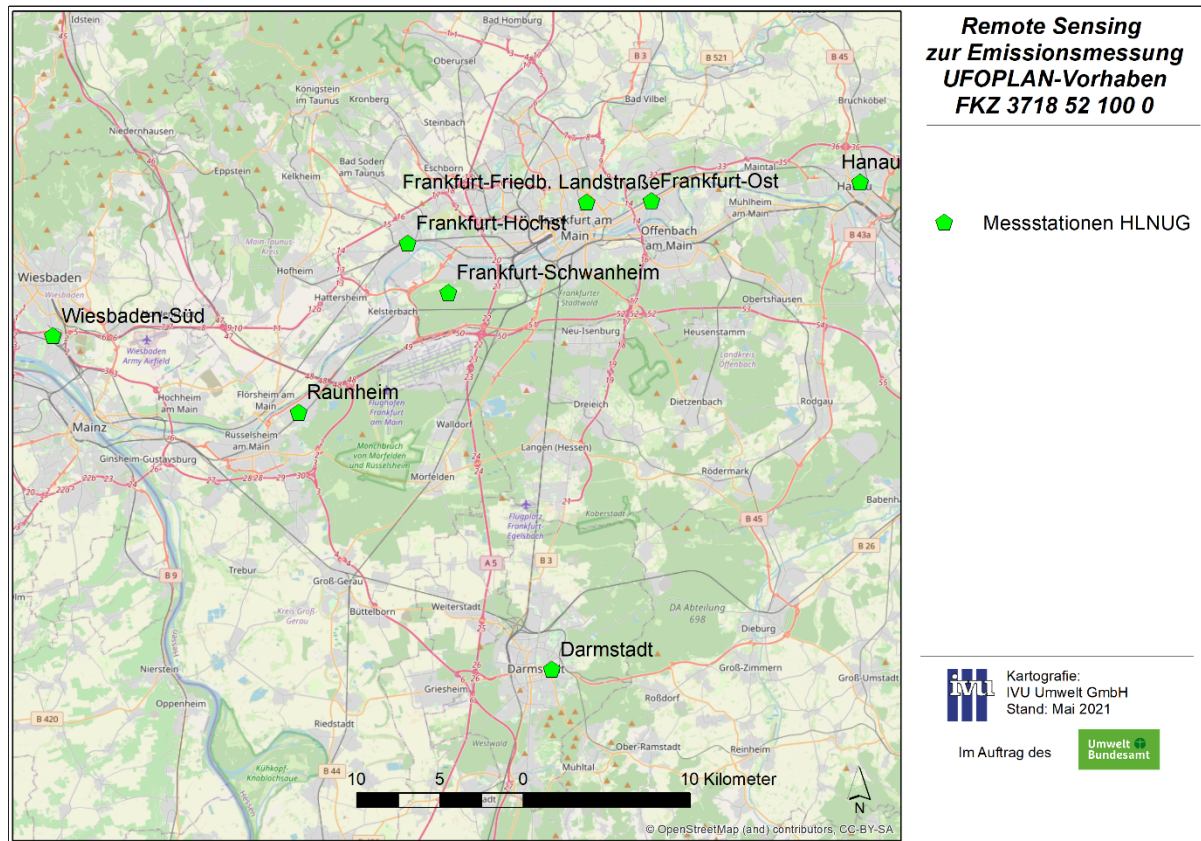
Quelle: IVU Umwelt

4.5.3 Vorbelastung

4.5.3.1 Messungen

In der Umgebung der Friedberger Landstraße werden vom HLNUG sieben Messstationen betrieben, die kontinuierlich NO_x , NO_2 und Ozon messen und die als städtische Hintergrundstationen klassifiziert sind (s. Abbildung 60). Die der Friedberger Landstraße nächstgelegene Station ist die Station Frankfurt Ost. Vergleicht man für den Zeitraum der RS-Messkampagne die Halbstundenwerte der Station Frankfurt-Ost mit den Werten der Friedberger Landstraße, so liegt an 411 von 1056 Halbstunden die NO_2 -Konzentration in Frankfurt-Ost über der an der Friedberger Landstraße.

Abbildung 60: Lage der Messstationen in der Umgebung der Friedberger Landstraße



Quelle: IVU Umwelt

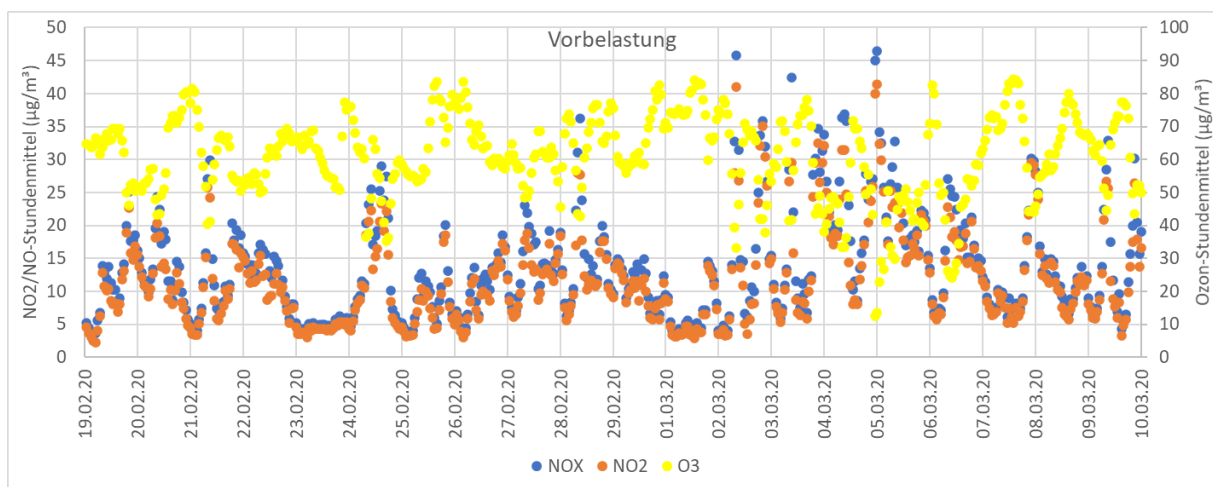
Ein Vergleich der NO_2 -Halbstundenwerte aller 7 Hintergrundmessstationen mit den Werten von der Friedberger Landstraße ist in Tabelle 33 aufgeführt. Nach dieser Auswertung gibt es bei jedem paarweisen Vergleich Halbstunden, in denen an den Hintergrundstationen höhere NO_2 -Werte gemessen werden, als an der Friedberger Landstraße.

Vor diesem Hintergrund wurde als Ansatz für plausible Vorbelastungswerte für die Modellierung für NO_x und NO_2 für jede Stunde der jeweilige Minimalwert aller Stundenwerte der Hintergrund-Messungen gewählt. Für Ozon wurde entsprechend je Stunde der Maximalwert gesetzt. Damit war für die vorliegenden Daten gewährleistet, dass in jeder Stunde der NO_x - und NO_2 -Vorbelastungswert immer kleiner oder gleich dem Wert an der Friedberger Landstraße ist. Die sich daraus ergebende Zeitreihe der Vorbelastung für NO_x , NO_2 und Ozon ist in Abbildung 61 dargestellt.

Tabelle 33: Kenngrößen der NO₂-Messdaten an den HLNUG-Stationen an der Friedberger Landstraße und in der Umgebung für den Zeitraum der RS-Messkampagne.

	Fried- berger	Höchst	Ost	Schwan- heim	Wiesba- den Süd	Raun- heim	Hanau	Darm- stadt
Mittelwert in µg/m ³	28.9	32.7	26.6	16.1	20.1	16.6	20.1	17.1
Anzahl Halbstunden-Differenzen zu Friedberger								
<= 0		318	601	929	844	928	876	900
> 0		694	411	80	168	81	134	112
Mittelwert der negativen Differenzen in µg/m ³								
		-9.6	-6.6	-4.8	-8.1	-5.4	-6.4	-3.0

Abbildung 61: Zeitreihe der Vorbelastung für NO_x, NO₂ und Ozon



Quelle: IVU Umwelt

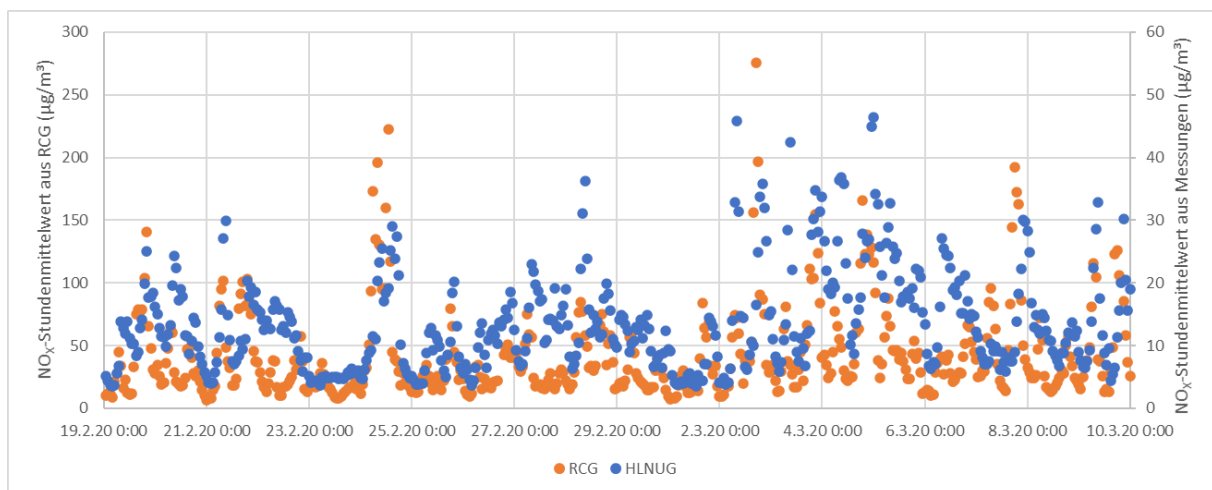
4.5.3.2 CTM

Für den Zeitraum der Messkampagne Frankfurt A in der Friedberger Landstraße in Frankfurt am Main wurde eine RCG-Modellrechnung analog zu Abschnitt 4.3 durchgeführt, um eine Übertragbarkeit von Messungen an Hintergrundmessstationen auf das Untersuchungsgebiet in der Friedberger Landstraße zu prüfen. Der Messpunkt des HEAT-Systems befindet sich dabei in unmittelbarer Nähe der Luftmessstation Friedberger Landstraße (Abschnitt 2.3). Die Modellergebnisse aus dem CTM liegen als stündliche Zeitreihen an den Messorten bzw. für die Gitterzellen im Nest 3 des RCG-Modellgebiets vor, die vom Modellgebiet der Mikroskala abgedeckt werden.

Die RCG-Berechnungen für den Kampagnenzeitraum wurden mit den meteorologischen Eingangsdaten für den Kampagnenzeitraum aus Abschnitt 4.3.4.2 durchgeführt. Es wurde der vollständige Emissionsdatensatz für das Realszenario im Bezugsjahr 2015 (Abschnitt 4.3.5) verwendet. Auf eine RCG-Modellierung ohne Kfz-Emissionen im Bereich des Modellgebiets der Mikroskala (Abschnitt 4.4.6.4) zur Vermeidung der Doppelzählung von Kfz-Emissionen bei der Bildung der Gesamtbelastung wurde hier aber verzichtet.

In Abbildung 62 ist die Zeitreihe der mit RCG modellierten NO_x -Konzentration der gemäß Abschnitt 4.5.3.1 aus Messungen abgeleiteten Vorbelastung am Ort der HLNUG-Messung gegenübergestellt. Im Mittel über den Kampagnenzeitraum liegt die mit RCG bestimmte NO_x -Belastung rund dreimal höher als die aus den Messungen abgeleitete Vorbelastung. Die zeitliche Variation ist auf einem unterschiedlichen Niveau ähnlich, was darauf hinweist, dass die in der Modellierung berücksichtigten meteorologischen Bedingungen zu den gemessenen Situationen passen. Bei dem großen Unterschied im Konzentrationsniveau muss berücksichtigt werden, dass die der RCG-Modellierung zugrundeliegenden Emissionen weder räumlich noch zeitlich für den betrachteten Zeitraum angepasst wurden. Im Ergebnis muss festgestellt werden, dass unter den gegebenen Randbedingungen die Ergebnisse der RCG-Modellierung für die Fragestellung der Ermittlung einer validen Vorbelastungszeitreihe für den Zeitraum der Messkampagne nicht verwendbar sind und insofern auch nicht zur Überprüfung der Übertragbarkeit von Messungen an Hintergrundmessstationen auf das Untersuchungsgebiet in der Friedberger Landstraße herangezogen werden können. Deshalb wurden die auf Basis der Messungen im städtischen Hintergrund gebildete Zeitreihen gemäß Abschnitt 4.5.3.1 als Vorbelastung genutzt.

Abbildung 62: Zeitreihe der mit RCG modellierten NO_x -Konzentration (linke y-Achse) und der aus Messungen abgeleiteten Vorbelastung (rechte y-Achse) am Ort der HLNUG-Messung.



Quelle: IVU Umwelt

4.5.4 Grundlagen der Verkehrsdaten

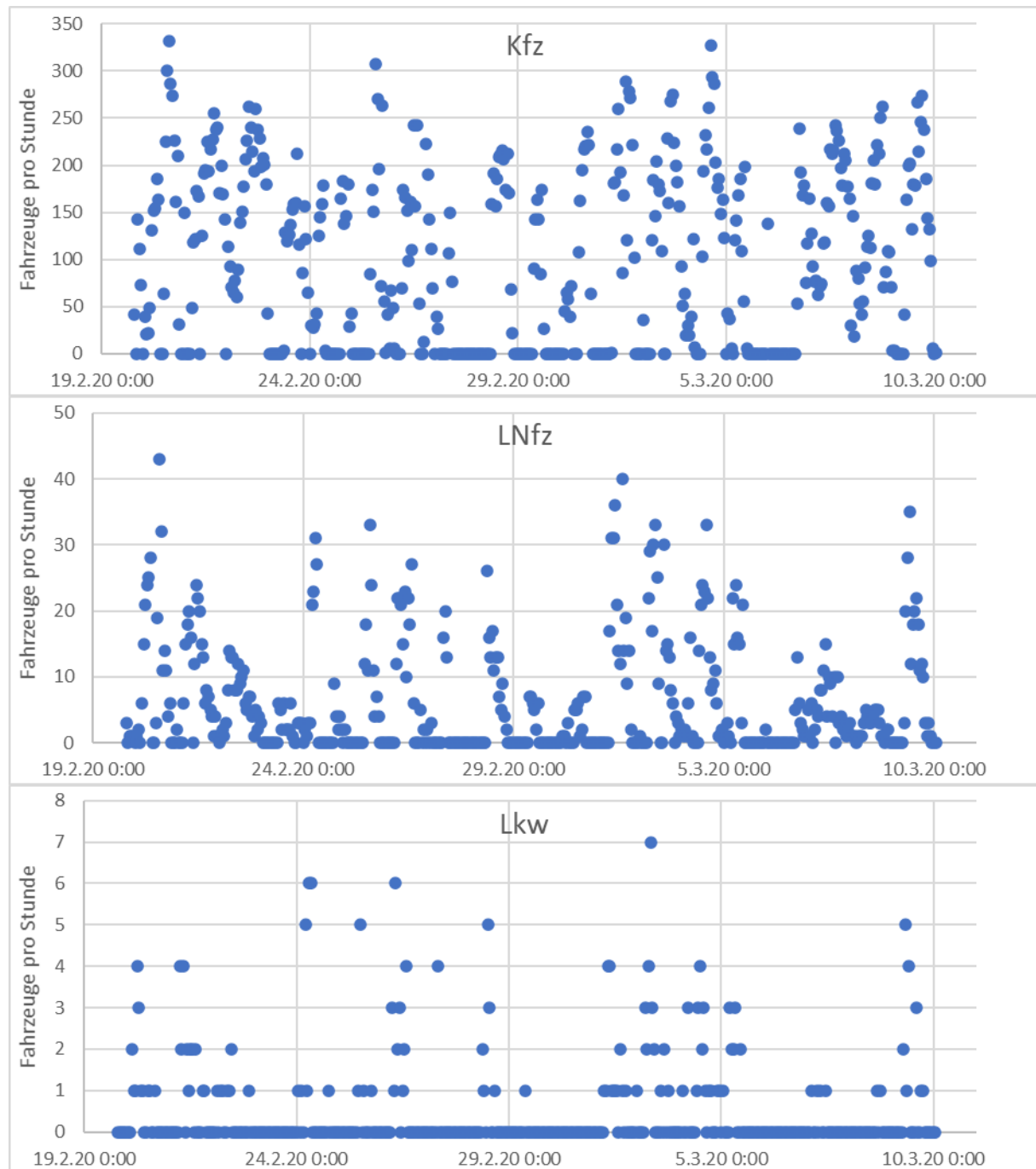
Von der Stadt Frankfurt am Main wurden detaillierte ganztägige Verkehrsmessungen für Dienstag, den 3.3.2020, bis einschließlich Donnerstag, den 5.3.2020, zur Verfügung gestellt. Die Daten lagen in halbstündlicher Auflösung je Fahrtrichtung mit Angaben zur Spuraufteilung vor. Als Fahrzeugtypen wurden Pkw, Lnf und Lkw getrennt angegeben.

Aus den HEAT-Messungen lagen Messungen von Einzelfahrzeugen für den Zeitraum vom 19.02. - 10.03.2020 vor. Die Daten bezogen sich nur auf die äußere Spur in Fahrtrichtung Nord (Fahrspur 24r gemäß Abbildung 49) und konnten getrennt für Pkw, Lnf, Lkw auf Stundenwerte aggregiert werden. Es lagen nur Verkehrsdaten vor, wenn gleichzeitig auch Schadstoffmessungen durchführbar waren, was dazu führte, dass es in den Verkehrszeitreihen der HEAT-Messungen größere Datenlücken gibt (s. Abbildung 63).

In Abbildung 64 sind die auf Stundenwerte aggregierten Verkehrsmengen für die äußere Spur für die drei Tage 3.-5.3.2020 getrennt für Kfz gesamt und für Lnf und Lkw aus den Messungen

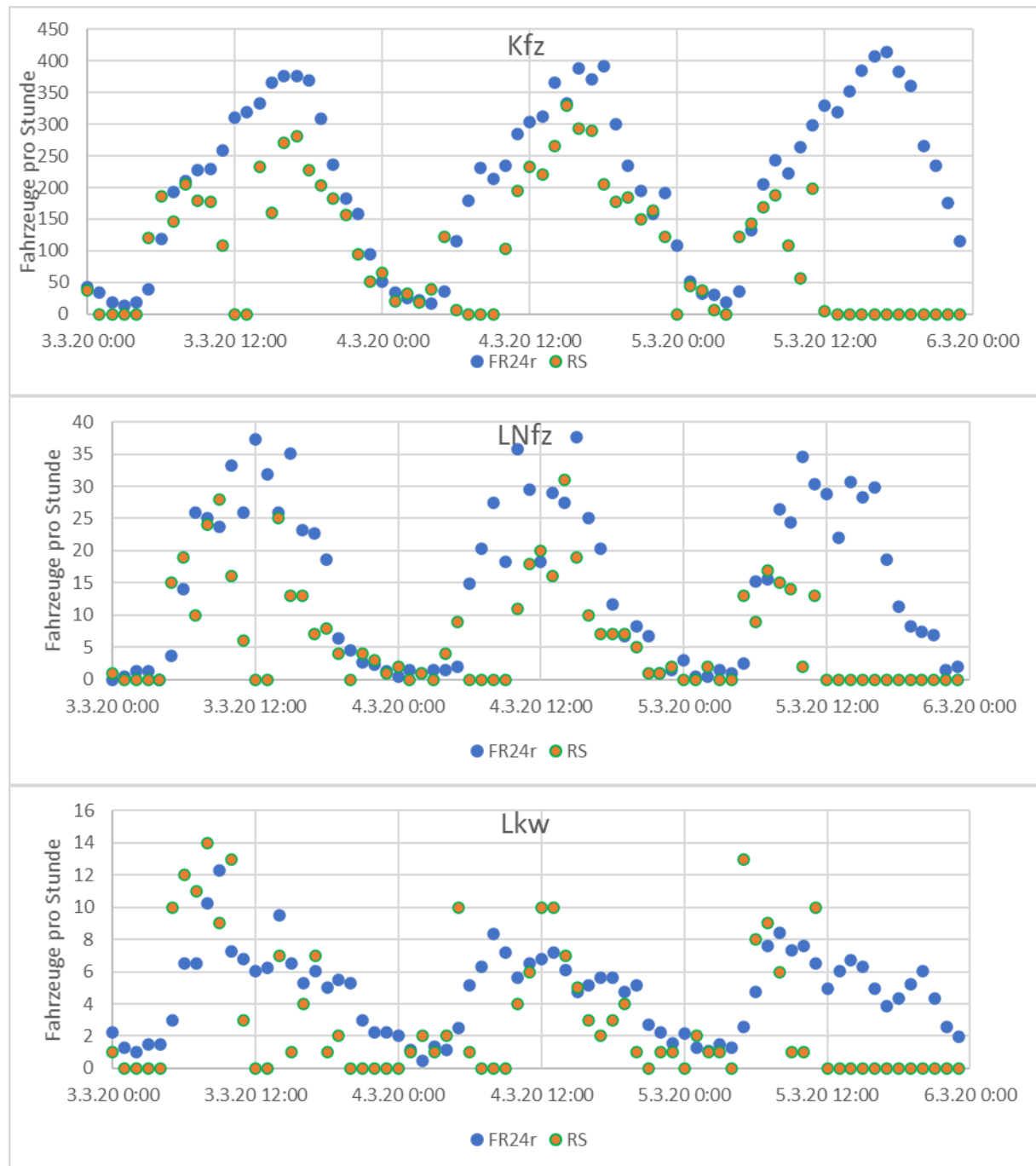
der Stadt den entsprechenden HEAT-Messungen gegenübergestellt. Es ist zu erkennen, dass die Tagesverläufe der beiden Messungen gut übereinstimmen, aber in der Tendenz bei den HEAT-Messungen weniger Fahrzeuge erfasst wurden und in einigen Stunden, gerade zum Ende des Zeitraums, keine Erfassungsdaten von HEAT vorliegen.

Abbildung 63: HEAT-Messungen der Verkehrsmessungen für Kfz gesamt (oben), Lnf (Mitte) und Lkw (unten) für den Zeitraum der HEAT-Messungen



Quelle: IVU Umwelt

Abbildung 64: Vergleich der Verkehrsmessungen für die drei Tage 3.-5.3.2020 der äußeren Spur in Kfz/Stunde der Stadt Frankfurt am Main (blau) und abgeleitet aus den HEAT-Messungen (orange) für Kfz gesamt (oben), Lnf (Mitte) und Lkw (unten) für den Zeitraum gleichzeitiger Messungen



Quelle: IVU Umwelt

4.5.5 Flottenzusammensetzung

Bei den HEAT-Messungen wurden Kennzeichen erfasst, für die, durch eine entsprechende Datenabfragen beim KBA, Informationen zum Kfz-Typ bereitstehen (Abschnitt 3.1.4 und 3.2.4). Diese Daten wurden soweit aufbereitet, dass daraus zum einen die Aufteilung des Verkehrs nach

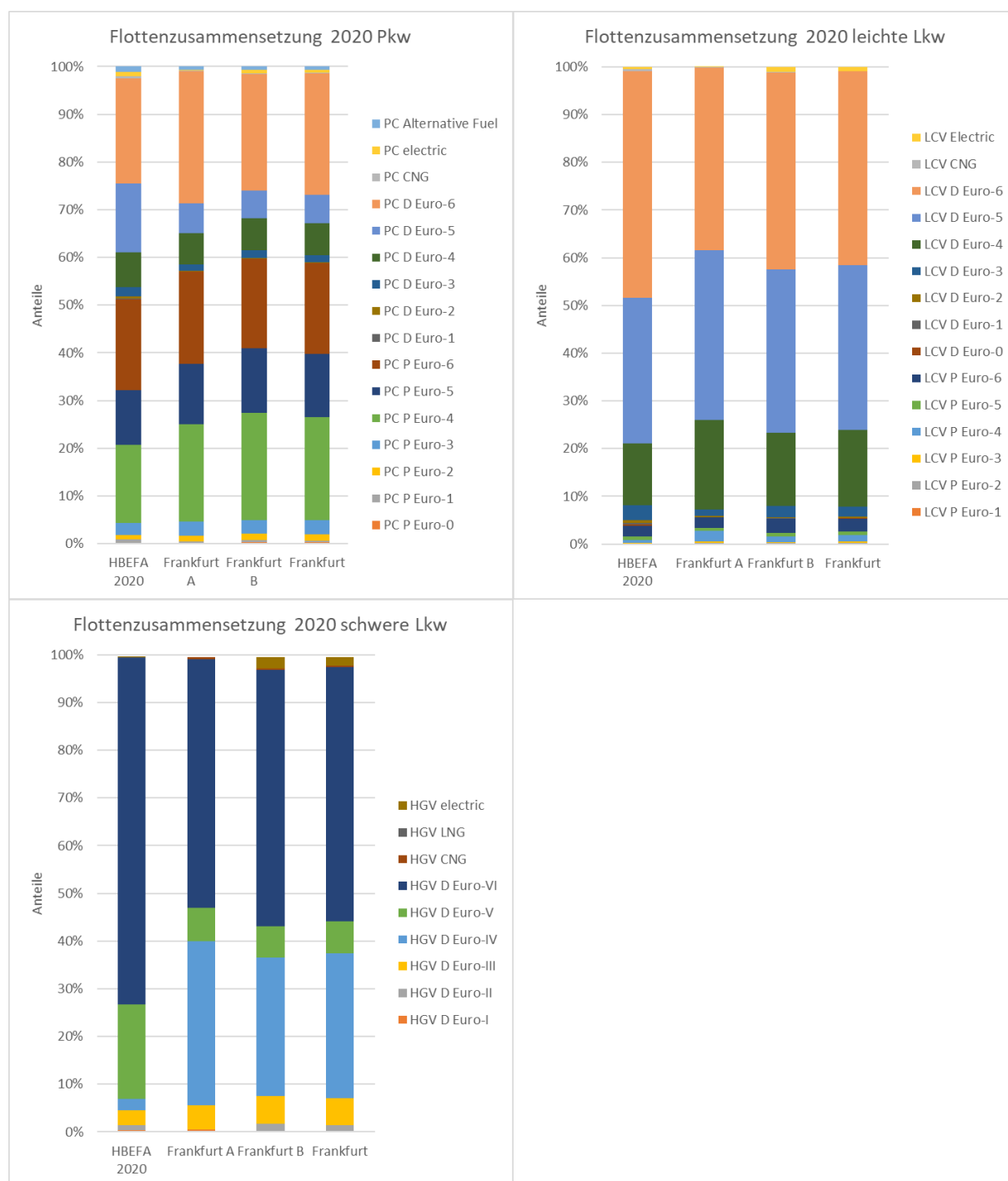
Kfz-Typen aus den Zählraten der Stadt Frankfurt am Main überprüft werden konnte und zum anderen eine Flottenzusammensetzung gemäß HBEFA erzeugt werden konnte.

In Abbildung 65 sind die aus den HEAT- bzw. KBA-Daten abgeleiteten Flottenzusammensetzungen für die erste RS-Messkampagne A mit HEAT in der Friedberger Landstraße und für die zweite RS-Messkampagne mit OPUS an weiteren 5 Standorten in Frankfurt am Main sowie gebildet aus den summarischen Daten beider Messkampagnen (als „Frankfurt“ bezeichnet) dargestellt. Ergänzend ist die Innerorts-Flottenzusammensetzung aus dem HBEFA 4.1 für das Bezugsjahr 2020 dargestellt. Bei Pkw ist in der Flotte aus den Kennzeichenerfassungen der Anteil von Euro 2 bis Euro 4 bei Benzin-Fahrzeugen höher als es im HBEFA angenommen wird. Bei den Diesel-Pkw ist der Anteil von Euro 6 Fahrzeugen zu Lasten der Diesel Euro 5 Fahrzeuge schon deutlich höher als im HBEFA. Insgesamt sind in Frankfurt mit 57 % (Frankfurt A) bis 60 % (Frankfurt B) mehr Benzin-Pkw in der Flotte als im HBEFA (51 %) und entsprechend weniger Diesel-Pkw.

Bei den Lnf ist gemäß der Kennzeichenerfassung im Vergleich zum HBEFA der Anteil von Diesel Euro 6 Fahrzeugen noch deutlich geringer. Nach den Daten aus der Kennzeichenerfassung haben ca. 40 % der Fahrzeuge bereits Euro 6 und der Anteil von Fahrzeugen vor Euro 5 liegt noch bei ca. 25 %.

Bei den Lkw werden mit der Kennzeichenerfassung im Gegensatz zum HBEFA noch deutlich höhere Anteile von vor Euro IV identifiziert.

Abbildung 65: Aus den HEAT-Daten abgeleitete Flottenzusammensetzungen für die Kfz-Typen Pkw, Lnf und Lkw und zusätzlich Daten aus dem HBEFA 4.1



Quelle: IVU Umwelt

4.5.6 Erstellung von Zeitreihen der Eingangsdaten

4.5.6.1 Verkehrsbelastung

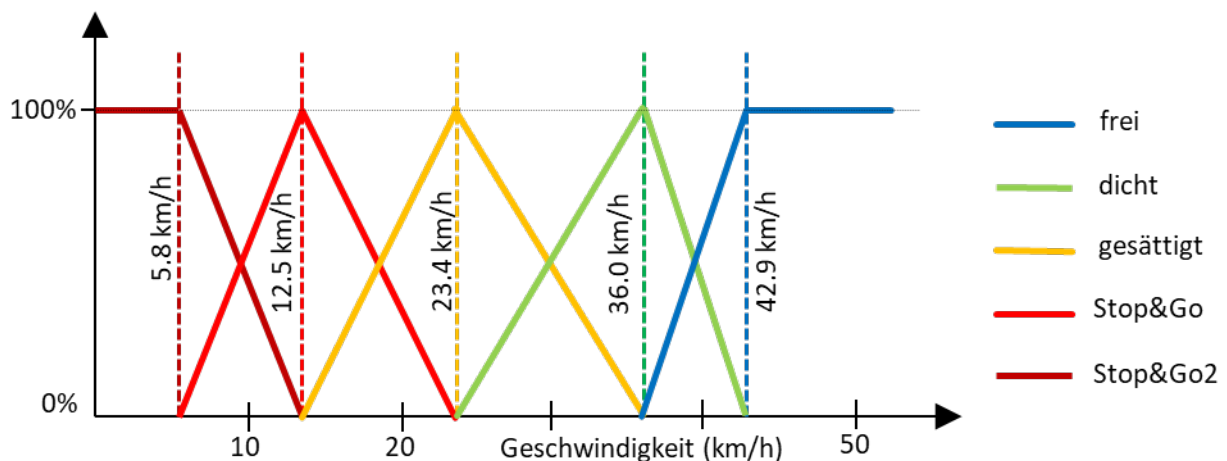
Das Ziel der Aufbereitung der Verkehrsdaten war es, für alle Fahrspuren in der Friedberger Landstraße für den gesamten Zeitraum der Messkampagne der HEAT-Messungen eine stündliche Zeitreihe der Verkehrsbelastung getrennt für Pkw, Lkw und Lnf und der Aufteilung auf die 5 LOS-Stufen für die Modellierung der Kfz-Emissionen zur Verfügung zu stellen.

Dazu wurden aus den HEAT-Messungen Tagesganglinien für die Wochentage Montag, Freitag, Samstag und Sonntag in einer zeitlichen Auflösung von drei Stunden gebildet. Für die Tage Dienstag bis Donnerstag aus dem gesamten Zeitraum der HEAT-Messungen wurden die Stundenwerte aus den Zählungen der Stadt für diese drei Tage übertragen. Wie in Abschnitt 4.5.4 beschrieben, wird davon ausgegangen, dass die Zählungen der Stadt eine höhere Datenqualität haben als die HEAT-Messungen. Für die anderen Tage wurden die Ganglinien aus den HEAT-Daten für alle Fahrspuren je Wochentag auf die mittleren Zählraten der Stadt angewendet.

4.5.6.2 Verkehrszustand (LOS)

Die Ableitung der Level Of Service (LOS)-Aufteilung wurde aus den von HEAT gemessenen Geschwindigkeiten und den Angaben zur Verkehrssituation Hauptverkehrsstraße mit Tempolimit 50 km/h aus dem HBEFA 4.1 nach dem Zuordnungsschema von Reisegeschwindigkeiten zu LOS-Aufteilungen aus IVU Umwelt (2016) durchgeführt. Das in IVU Umwelt (2016) aufgeführte Schema bezog sich noch auf ein vierstufiges LOS. In Abbildung 66 ist dieses Schema auf das fünfstufige LOS aus dem HBEFA 4.1 mit den entsprechenden zum jeweiligen LOS zugeordneten Grenzggeschwindigkeiten angepasst worden.

Abbildung 66: Skizze für eine abschnittsweise lineare Zuordnungsfunktionen der LOS-Klassen zur gemessenen mittleren Geschwindigkeit der Kfz pro Zeiteinheit

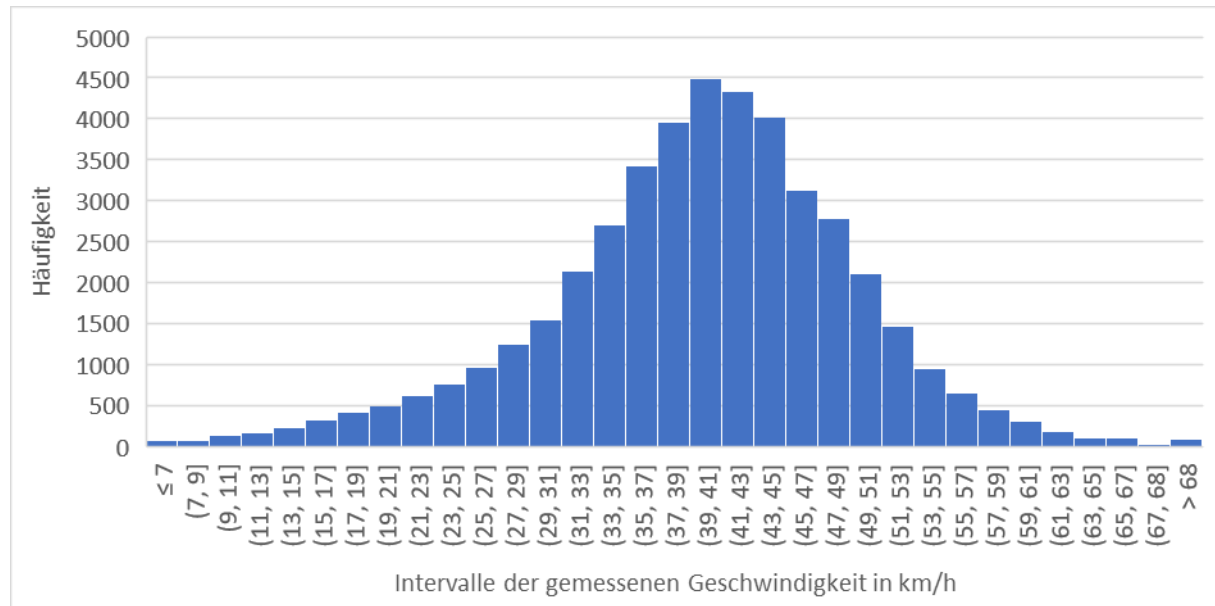


Quelle: IVU Umwelt nach Vorlage aus IVU Umwelt (2016)

Für die Aufbereitung der stündlichen fahrspurfeinen LOS-Werte wurden die Geschwindigkeiten aller Einzelfahrzeuge aus den querschnittsbezogenen HEAT-Daten in einem Histogramm ausgewertet, welches in Abbildung 67 dargestellt ist. Die entsprechenden Perzentilwerte dieser Verteilung sind in Tabelle 34 aufgeführt. Aus zusätzlich zur Verfügung stehenden Floating Car Data (FCD) für den betreffenden Zeitraum konnten fahrtrichtungsbezogene Perzentilwerte der abschnittsbezogenen Geschwindigkeiten abgeleitet werden, die in dieser Tabelle ebenfalls

aufgeführt werden. In der rechten Spalte der Tabelle 34 ist das Verhältnis der Geschwindigkeiten aus den querschnittsbezogenen HEAT-Messungen und den abschnittsbezogenen FCD-Daten angefügt worden. Es ist erkennbar, dass gerade bei den niedrigeren Perzentilwerten die abschnittsbezogene Geschwindigkeit deutlich niedriger ist als im Querschnitt. Um die von HEAT gemessenen querschnittsbezogenen Geschwindigkeiten auf die abschnittsbezogenen HBEFA-Geschwindigkeiten nach Abbildung 66 anzupassen, wurden die Grenzgeschwindigkeiten nach Abbildung 66 jeweils um 20 % erhöht.

Abbildung 67: Häufigkeitsverteilung der gemessenen Geschwindigkeiten in den HEAT-Daten



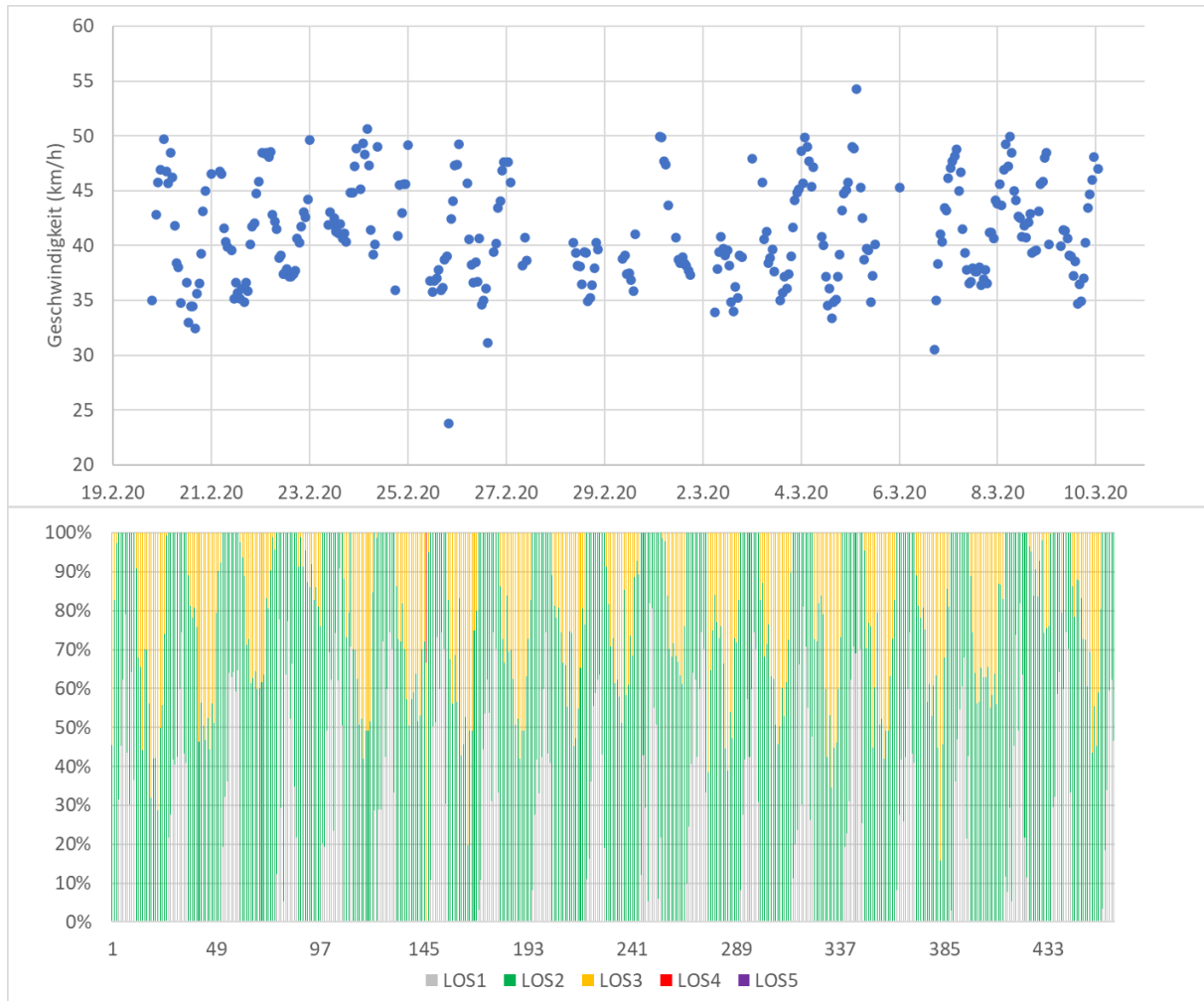
Quelle: IVU Umwelt

Tabelle 34: Vergleich der Geschwindigkeitsverteilung aus HEAT-Messung und FCD-Daten

Perzentil	v aus RS (km/h)	v aus FCD (km/h)	Verhältnis v aus RS zu v aus FCD
0.1	27.4	18.0	1.52
0.2	32.7	24.7	1.33
0.3	35.9	30.5	1.18
0.4	38.2	34.6	1.10
0.5	40.3	37.7	1.07
0.6	42.4	40.0	1.06
0.7	44.5	42.5	1.05
0.8	47.2	45.1	1.05
0.9	50.9	51.9	0.98
Mittelwert	39.7	35.6	1.12

Mit den auf Stundenwerte aggregierten Geschwindigkeiten des Kfz-Verkehrs aus den HEAT-Daten für die Fahrspur 24r nach Abbildung 49 wurde mit den angepassten Grenzgeschwindigkeiten eine Aufteilung der Fahrleistung des Kfz-Verkehrs auf die fünf LOS-Stufen berechnet, wie es in Tabelle 35 dargestellt ist. Die LOS-Stufe 5 (Stop&Go2) tritt nicht auf und die LOS-Stufe 4 (Stop&Go) nur zu einem geringen Anteil von 0.1 %. Die zeitliche Aufteilung der einzelnen LOS-Stufen ist zusätzlich zur mittleren Geschwindigkeit in Abbildung 68 dargestellt.

Abbildung 68: Auf Stundenwerte aggregierte Geschwindigkeiten aus den HEAT-Daten und daraus abgeleitete LOS-Verteilung



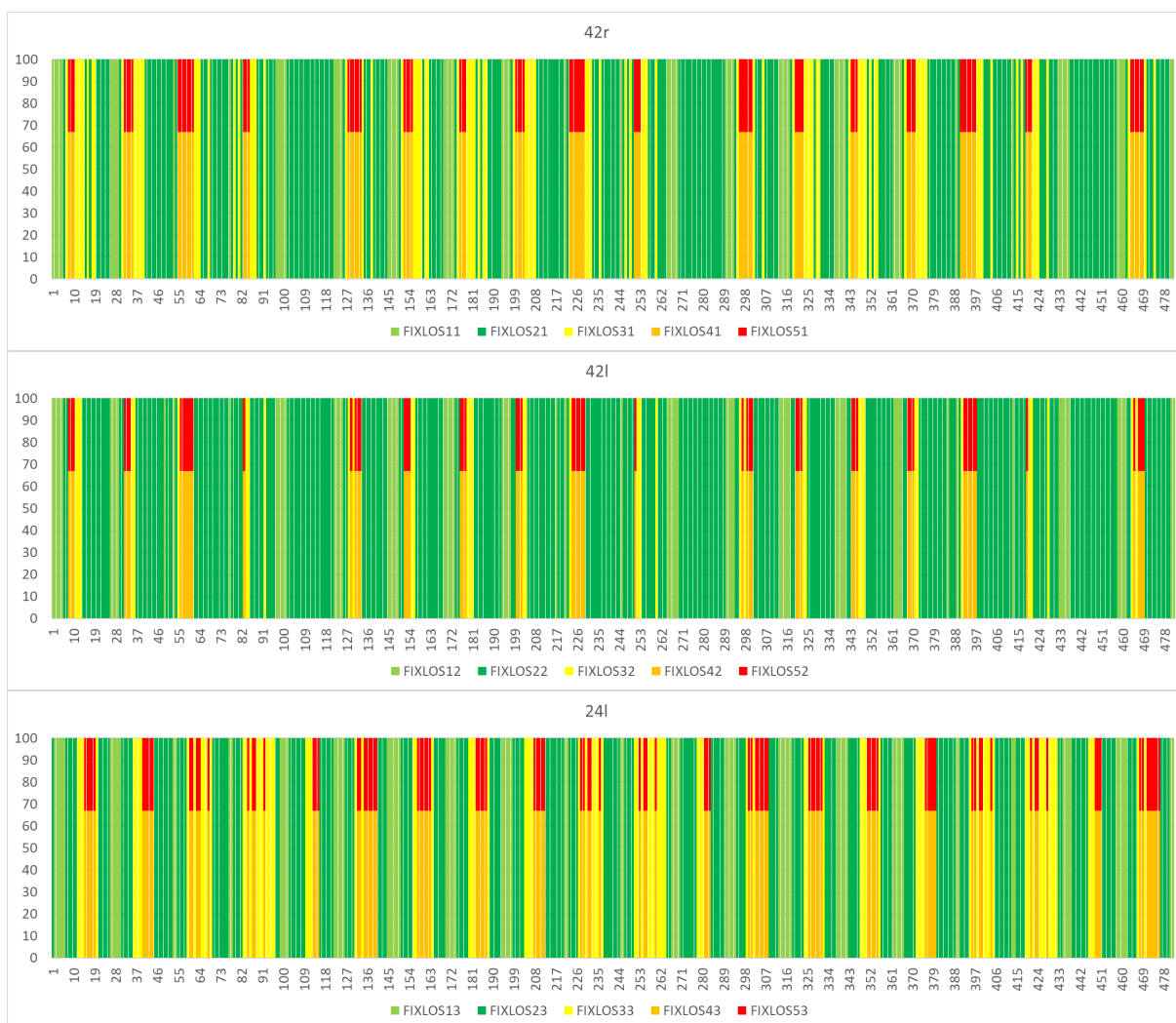
Quelle: IVU Umwelt

Tabelle 35: Mittlere Fahrzeuggeschwindigkeiten (Grenzgeschwindigkeit) aus dem HBEFA 4.1 für die Zyklen der 5 LOS-Stufen für die Verkehrssituation URB/HVS/50, angepasste Grenzgeschwindigkeit für den durch die HEAT-Messung ausgewerteten Messquerschnitt und unter Anwendung des Zuordnungsverfahren nach Abbildung 66 ermittelte Aufteilung der Fahrleistung auf die 5 LOS-Stufen für die äußere westliche Fahrspur.

	LOS1	LOS2	LOS3	LOS4	LOS5
Grenzgeschwindigkeit HBEFA (km/h)	42.9	36.0	23.4	12.5	5.8
angepasste Grenzgeschwindigkeit (km/h)	51.4	43.2	28.1	15.0	7.0
Fahrleistungsverteilung des Kfz-Verkehrs auf Spur 24r	6.4 %	65.8 %	27.7 %	0.1 %	0.0 %

Um für die weiteren Fahrspuren eine entsprechende LOS-Aufteilung zu erhalten, wurde ein Auslastungsmodell, wie es in IMMIS^{em} hinterlegt ist, angewendet. Mit diesem Auslastungsmodell wird in jeder Stunde basierend auf der stündlichen Verkehrsstärke und einer vorgegebenen Kapazität die Auslastung bestimmt und je nach Auslastung eine LOS-Stufe ausgewählt. Aus den LOS-Daten für die Fahrspur 24r (Tabelle 35) wurde mit dem Auslastungsmodell eine dazu passende Kapazität von 450 Kfz/Stunde ermittelt, die für die anderen 3 Fahrspuren angewendet wurde. Die Anwendung dieses kalibrierten Auslastungsmodells führt zu den in Abbildung 69 dargestellten LOS-Aufteilungen und den in Tabelle 36 angeführten mittleren LOS-Aufteilungen der drei weiteren Fahrspuren ohne HEAT-Messdaten (Spure 42r, 42l und 24l nach Abbildung 49 über den gesamten Zeitraum.

Abbildung 69: Aufteilung der LOS-Stufen in den 3 Fahrspuren ohne HEAT-Messdaten



Quelle: IVU Umwelt

Tabelle 36: Statistik der LOS-Verteilung für alle vier Fahrspuren

Spur	Kfz/Tag	Ø LOS1	Ø LOS2	Ø LOS3	Ø LOS4	Ø LOS5
42r	6838	2.0 %	40.5 %	26.6 %	20.7 %	10.2 %
42l	6149	2.2 %	61.7 %	12.2 %	16.0 %	7.9 %
24l	6938	2.3 %	33.2 %	27.8 %	24.5 %	12.1 %
24r	5120	6.3 %	65.4 %	28.2 %	0.1 %	0.0 %
Mittelwert	25024	3.0 %	48.8 %	23.7 %	16.4 %	8.1 %

4.5.7 Berechnung der Kfz-Emissionen mit IMMIS^{em/ts}

Die stündlichen Emissionen des Kfz-Verkehrs wurden mit IMMIS^{em/ts} berechnet. IMMIS^{em/ts} bietet die Möglichkeiten, spezifische Anpassungen an den Emissionsfaktoren des HBEFA vorzunehmen, wie sie sich aus den Auswertungen der RS-Messungen nach Kapitel 3 ergeben. Entsprechende Berechnungen wurden beispielsweise im UBA-Vorhaben IVU Umwelt (2016) zur Ermittlung der Möglichkeiten verschiedener Methoden der Bestimmung des HBEFA-LOS für reale Situationen in Berliner Straßen angestellt. Folgende Eigenschaften liegen diesem Modell zugrunde:

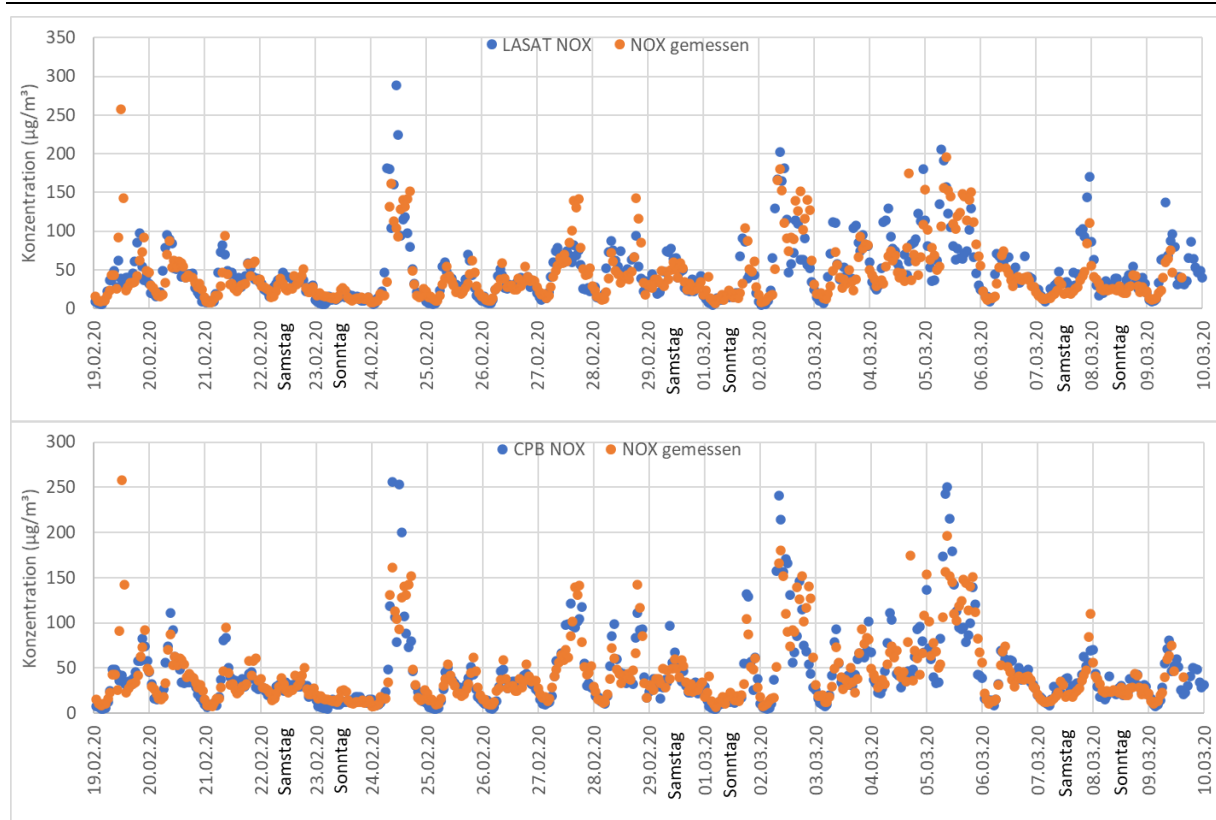
- ▶ Fahrzeugtypen nach HBEFA
- ▶ Kfz-Flotten-Zusammensetzung in HBEFA Auflösung (schichtfein)
- ▶ Emissionsfaktoren aus HBEFA nach Verkehrssituationen
- ▶ Möglichkeit der Anwendung eines zeitaufgelösten LOS-Modells (Auslastungsmodell) oder Vorgabe einer Zeitreihe für die LOS-Aufteilung
- ▶ Temperaturkorrektur nach HBEFA
- ▶ Kaltstart gemäß einer Zeitreihe der Außentemperatur und pauschalen Annahmen zum Anteil kalter Fahrzeuge und Fahrtweiten nach dem Kaltstartmodell von IMMIS^{em} (IVU Umwelt, 2020b).

4.5.8 Modellergebnisse und Vergleich mit Messung

Die Ausbreitungsberechnungen für den Zeitraum der Messkampagne wurden für NO_x sowohl mit dem in Abschnitt 4.4.2 beschriebenen Modell LASAT als auch mit dem in Abschnitt 4.4.3 beschriebenen Modell IMMIS^{cpb} durchgeführt. In Abbildung 70 sind die für den Ort der Messung berechneten NO_x-Konzentrationszeitreihen jeweils mit der Messzeitreihe dargestellt.

Der Vergleich der Zeitreihen zeigt, dass das grundlegende zeitliche Verhalten der gemessenen NO_x-Konzentrationen zum einen hinsichtlich der Ausprägung von Tagesgängen und zum anderen hinsichtlich der Tage mit höherem Konzentrationsniveau gut durch die Modellierungen wiedergegeben werden. Die Modellergebnisse von LASAT und IMMIS^{cpb} zeigen einen sehr ähnlichen Verlauf. Die am Vormittag des 19.2. gemessene Konzentrationsspitze wird durch beide Modelle nicht abgebildet. Die Spitze am 24.2. wird durch LASAT und durch CPB überschätzt. Die weiter auftretenden vereinzelt Spitzen werden unterschiedlich stark durch die einzelnen Modelle abgebildet.

Abbildung 70: Vergleich der für den Kampagnenzeitraum modellierten NO_x-Konzentration (LASAT oben und CPB unten) am Ort der Messstation mit den dort gemessenen Werten als Zeitreihe



Quelle: IVU Umwelt

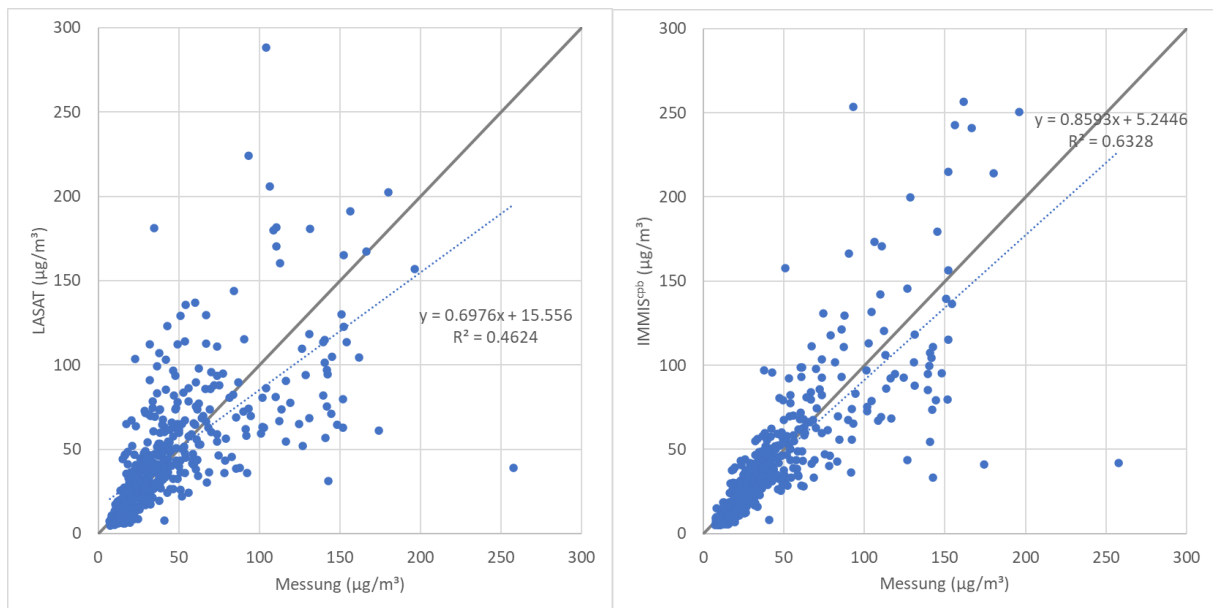
Die Mittelwerte der NO_x-Modellwerte über den Kampagnenzeitraum sind in Tabelle 37 dem entsprechenden Mittelwert der Messung gegenübergestellt. Mit LASAT wird der Messwert mit 4.4 % leicht überschätzt, während er mit CPB mit -2.5 % leicht unterschätzt wird.

Tabelle 37: Vergleich der Mittelwerte der NO_x-Konzentrationen aus der Messung und den beiden Modellvarianten

	Messung	LASAT	Abweichung	CPB	Abweichung
NO _x (µg/m ³)	44.9	46.9	+4.4 %	43.8	-2.5 %

In Abbildung 71 sind die stündlichen Modellwerte den zeitgleichen Messwerten als Scatterplot gegenübergestellt. Der Scatterplot zeigt, dass bei beiden Modellen die Wertepaare um die Winkelhalbierende verteilt liegen, was zum Vergleich der gut übereinstimmenden Mittelwerte in Tabelle 37 passt. Die Regressionsgerade hat bei beiden Modellvarianten eine Steigung kleiner als 1. Der Erklärungswert R² beträgt bei LASAT 46 % und ist bei CPB mit 63 % höher. Bei diesen Statistiken muss aber berücksichtigt werden, dass die in beiden Modellen verwendete Vorbelastung nach Abschnitt 4.5.3 nicht auf einer realen Messzeitreihe beruht, sondern auf einer Zeitreihe, die aus den jeweiligen Minimalwerten aller Stundenwerte der umliegenden Hintergrund-Messungen zusammengesetzt wurde, und dass der Stichprobenumfang hier mit unter 470 Werten recht gering ist.

Abbildung 71: Vergleich der NO_x-Konzentration am Ort der Messstation mit dort gemessenen Werten als Scatterplot, links für die LASAT Modellierung und rechts für CPB.



Quelle: IVU Umwelt

Ein weiterer Vergleich der beiden Modellvarianten mit den gemessenen NO_x-Konzentrationen ist in Form von Schadstoffwindrosen in Abbildung 72 dargestellt. Aus dieser Darstellung wird deutlich, dass die Modelle untereinander und im Vergleich zu den Messungen eine gute Übereinstimmung aufweisen. Beim Vergleich der Schadstoffwindrosen muss auch die Windrose selber berücksichtigt werden, die in Abbildung 58 dargestellt ist. Aus dieser Windrose ergibt sich, dass der Wind vornehmlich aus Süd-Süd-West kommt und damit die Unterschiede in den Schadstoffwindrosen aus den anderen Windrichtungen bei der Mittelung weniger ins Gewicht fallen.

Abbildung 72: Schadstoffwindrosen der NO_x-Gesamtbelastung (Häufigkeit je Windrichtung) für die Modelle LASAT (links oben) und CPB (rechts oben) und aus der Messung (unten)

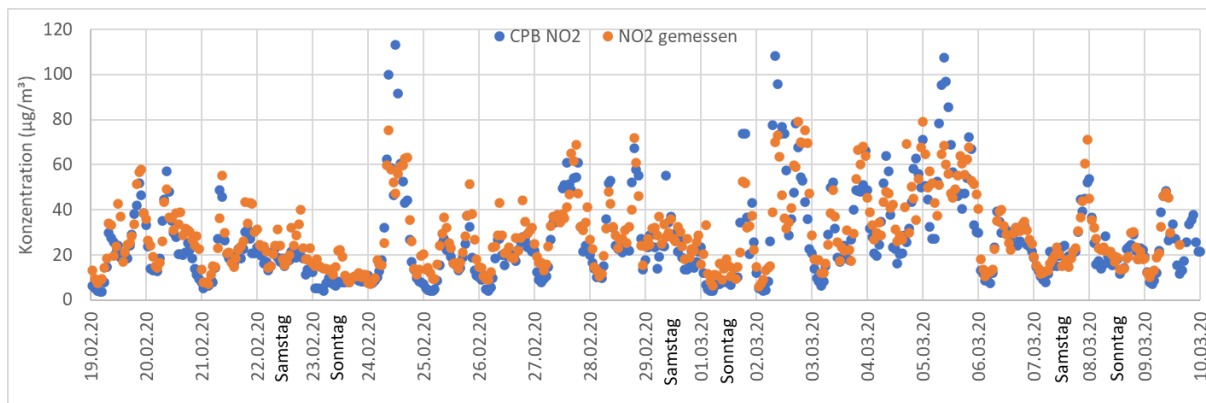


Quelle: IVU Umwelt

Aus den obigen Vergleichen wird deutlich, dass die beiden Modelle LASAT und CPB eine sehr ähnliche Verteilung berechnen, wobei CPB einen höheren Erklärungswert aufweist als LASAT. Auf Grund des deutlich geringeren Aufwands in der Datenaufbereitung und Auswertung der Ergebnisse sowie der deutlich geringeren Rechenzeit wurden die weiteren Modellierungen mit CPB durchgeführt.

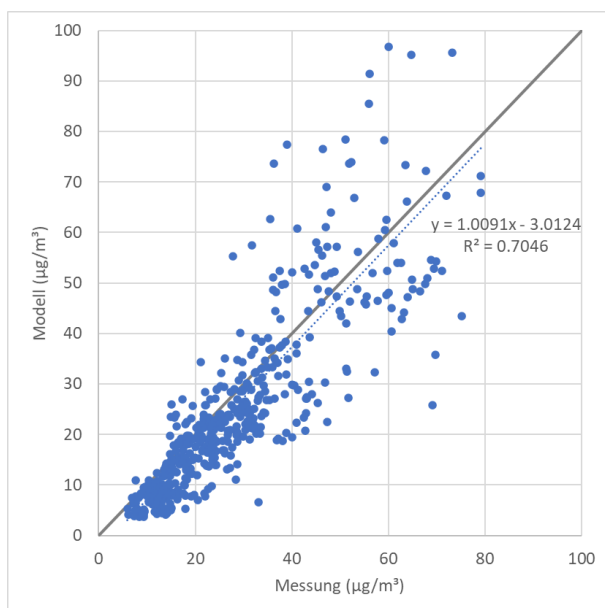
In das Programm IMMIS_{cpb} ist das in Abschnitt 4.4.4.3 beschriebene Hertel & Berkowicz-Verfahren zur Ermittlung der stündlichen NO₂-Konzentration implementiert. Dieses Verfahren wurde auf die mit CPB modellierte NO_x-Konzentrationszeitreihe angewendet. Das Ergebnis dieser Modellierung ist als Zeitreihe in Abbildung 73 und als Scatterplot im Vergleich zu den zeitgleichen Messungen in Abbildung 74 dargestellt. Auch hier zeigt sich im zeitlichen Verlauf eine gute Übereinstimmung zwischen Messung und Modell. Der Erklärungswert R^2 aus der Regression liegt mit 70 % nochmal deutlich über dem Wert für NO_x.

Abbildung 73: Vergleich der mit IMMIS^{cpb} modellierten NO₂-Konzentration am Ort der Messstation mit den dort gemessenen Werten als Zeitreihe



Quelle: IVU Umwelt

Abbildung 74: Vergleich der mit IMMIS^{cpb} modellierten NO₂-Konzentration am Ort der Messstation mit den dort gemessenen Werten als Scatterplot



Quelle: IVU Umwelt

Aus dem Vergleich der NO₂-Mittelwerte aus Messung und Modellierung mit CPB in Tabelle 38 wird mit 9,7 % eine etwas stärkere Unterschätzung des NO₂-Mittelwerts der Messung durch das Modell gegenüber der Unterschätzung beim NO_x-Mittelwert ermittelt.

Tabelle 38: Vergleich der Mittelwerte der NO₂-Konzentrationen aus der Messung und der Modellierung mit IMMIS^{cpb}

	Messung	CPB	Abweichung
NO ₂ (µg/m³)	29.2	26.4	-9.7 %

4.5.9 Variation mit geänderten Emissionsfaktoren

Aus den Daten des Remote Sensing wurden angepasste NO_x-Emissionsfaktoren für Pkw, Lnf und Lkw abgeleitet. Mit den im Folgenden beschriebenen Arbeiten wurden diese Emissionsfaktoren so aufbereitet, dass damit eine erneute Ausbreitungsmodellierung durchgeführt werden konnte.

4.5.9.1 Aufbereitung Emissionsfaktoren

4.5.9.1.1 Pkw und Lnf

Für Pkw und Lnf wurden die Daten der Auswertung der RS-Messungen für die Messkampagne Frankfurt A nach Abschnitt 3.3 nochmals ausgewertet. Dabei wurde zuerst überprüft, für welche Kombination aus Emissionsstandard und Kraftstoff für die vorhandenen Temperaturen ausreichend Messdaten vorlagen. Diese Datenverfügbarkeit ist in Tabelle 39 aufgeführt. Die für die weitere Auswertung verwendeten Datensätze sind in Tabelle 39 fett dargestellt.

Tabelle 39: Anzahl an Datensätzen für NO_x-Emissionsfaktoren aus den Remote Sensing Messungen nach mittlerer Temperatur für Lnf und Pkw (in Fett dargestellte Datensätze werden verwendet)

Fahrzeug- klasse	Kraft- stoff	Emissions- standard	5 [°C]	7 [°C]	9 [°C]	11 [°C]	13 [°C]	15 [°C]	17 [°C]	Summen
Lnf	Benzin	Euro 3	1	2	0	1	2	0	0	6
Lnf	Benzin	Euro 4	8	14	7	6	0	0	0	35
Lnf	Benzin	Euro 5	0	2	2	2	3	0	0	9
Lnf	Benzin	Euro 6a-c	5	7	11	8	10	0	0	41
Lnf	Benzin	Euro 6d-TEMP	1	0	2	0	1	0	0	4
Lnf	Benzin	Euro 6d	1	1	0	0	0	0	0	2
Lnf	Diesel	Euro 3	4	5	7	9	3	0	0	28
Lnf	Diesel	Euro 4	45	90	90	87	34	3	0	349
Lnf	Diesel	Euro 5	75	150	183	167	82	9	1	667
Lnf	Diesel	Euro 6a-c	72	161	210	199	100	9	0	751
Lnf	Diesel	Euro 6d-TEMP	10	17	21	20	9	1	0	78
Lnf	Diesel	Euro 6d	2	2	2	5	2	0	0	13
Pkw	Benzin	Euro 3	59	153	186	146	130	17	1	692
Pkw	Benzin	Euro 4	280	883	1296	1180	938	108	7	4692
Pkw	Benzin	Euro 5	147	583	746	718	568	81	2	2845
Pkw	Benzin	Euro 6a-c	237	823	1238	1140	860	116	4	4418
Pkw	Benzin	Euro 6d-TEMP	124	395	544	471	386	31	2	1953
Pkw	Benzin	Euro 6d	7	26	27	19	10	1	0	90
Pkw	Diesel	Euro 3	18	59	82	90	52	11	0	312
Pkw	Diesel	Euro 4	96	287	427	387	293	26	2	1518
Pkw	Diesel	Euro 5	208	590	819	693	504	66	6	2886
Pkw	Diesel	Euro 6a-c	315	1184	1343	1136	776	91	4	4849
Pkw	Diesel	Euro 6d-TEMP	145	546	561	383	361	33	4	2033
Pkw	Diesel	Euro 6d	2	9	16	12	10	1	0	50
			1862	5989	7820	6879	5134	604	33	28321

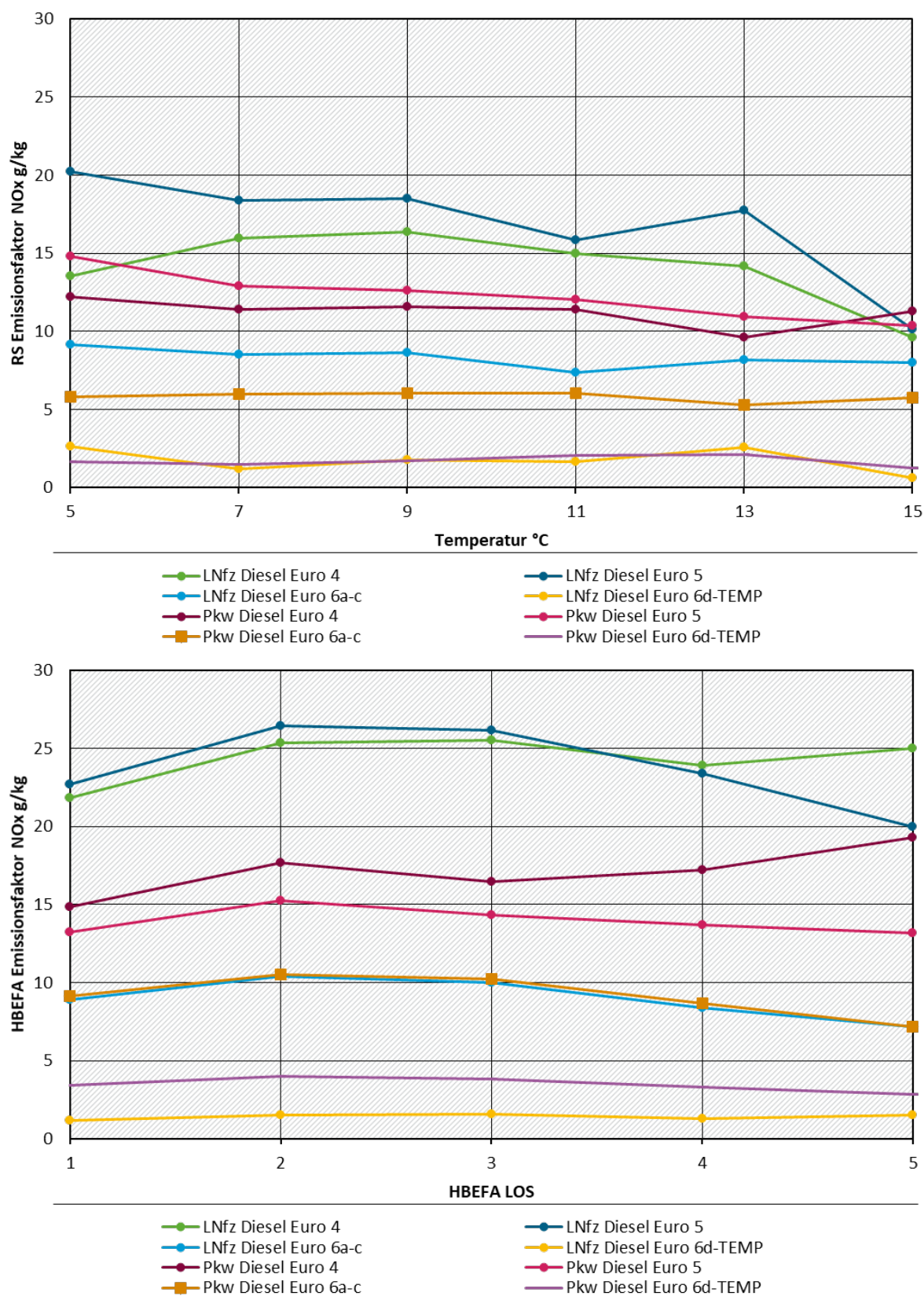
Die über die jeweilige Kombination aus Fahrzeugklasse, Emissionsstandard und Temperaturklasse gemittelten NO_x-Emissionsfaktoren angegeben in g NO_x pro kg Kraftstoff sind in Tabelle 40 aufgeführt. Die Ergebnisse für die Dieselfahrzeuge sind in Abbildung 75 und für die Benzinfahrzeuge in Abbildung 76 grafisch dargestellt. Zusätzlich sind in den beiden Abbildungen entsprechende Emissionsfaktoren aus dem HBEFA 4.1 für die 5 LOS-Stufen gegenübergestellt. Diese HBEFA-Emissionsfaktoren stellen jeweils den Quotienten aus den NO_x-Emissionsfaktoren und

dem Kraftstoffverbrauch dar. Als Verkehrssituation des HBEFA wurde dabei die Kombination URB/HVS/50 unter Berücksichtigung der mittleren Temperaturverteilung für Deutschland gewählt.

Tabelle 40: Emissionsfaktoren für NO_x in g/kg aus Remote Sensing nach mittlerer Temperatur für Lnf und Pkw

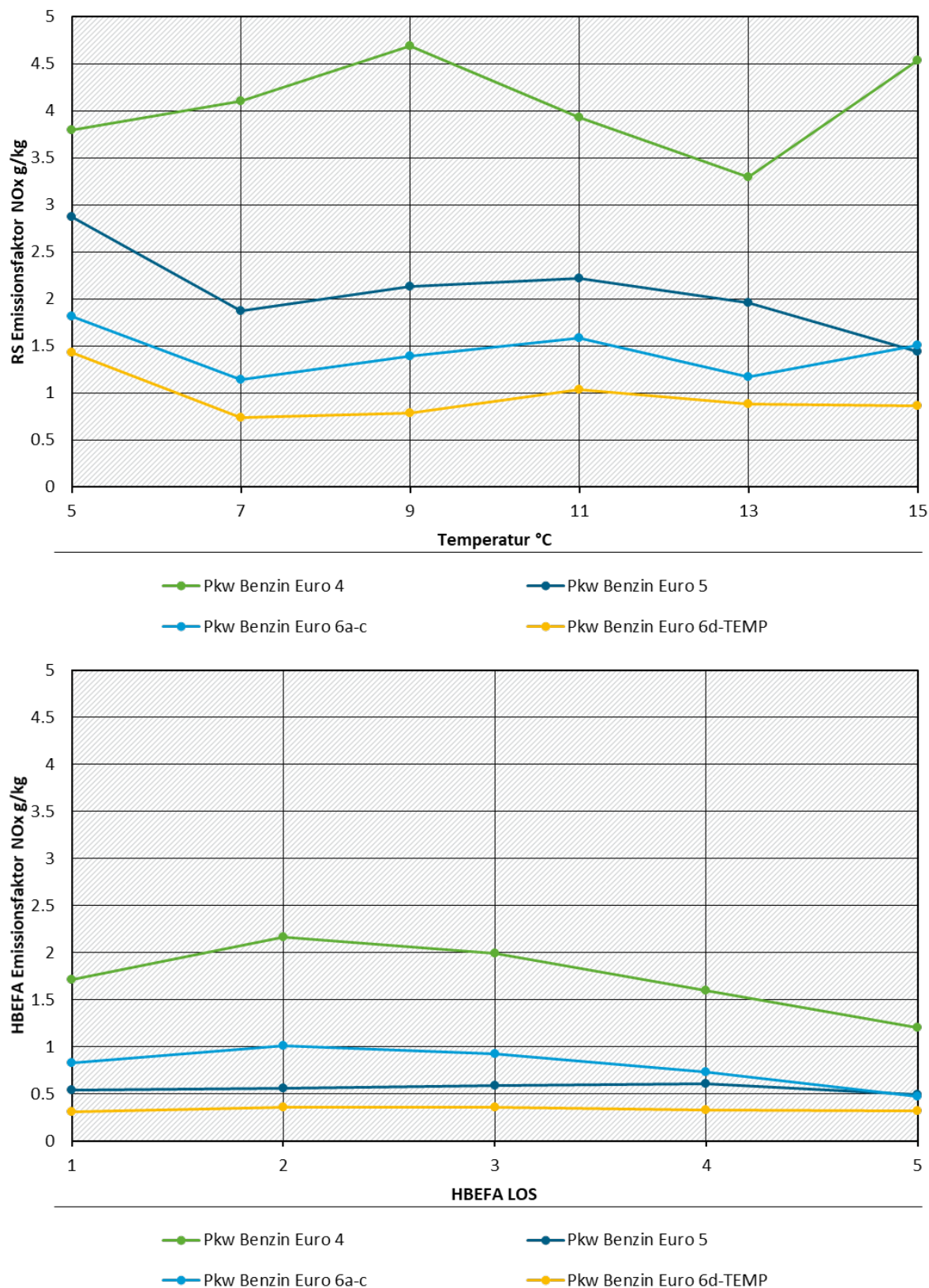
Fzg. Klasse und Emissionsstandard	Kraftstoff	5 [°C]	7 [°C]	9 [°C]	11 [°C]	13 [°C]	15 [°C]
Lnf							
Euro 4	Diesel	13.54	15.97	16.38	14.95	14.20	9.61
Euro 5	Diesel	20.22	18.39	18.48	15.87	17.72	10.13
Euro 6a-c	Diesel	9.14	8.54	8.65	7.33	8.16	8.00
Euro 6d-TEMP	Diesel	2.61	1.19	1.78	1.66	2.60	0.64
Pkw							
Euro 4	Benzin	3.79	4.10	4.69	3.93	3.29	4.54
Euro 5	Benzin	2.87	1.87	2.13	2.22	1.96	1.44
Euro 6a-c	Benzin	1.82	1.14	1.39	1.58	1.17	1.51
Euro 6d-TEMP	Benzin	1.43	0.74	0.78	1.04	0.88	0.86
Euro 4	Diesel	12.20	11.41	11.60	11.39	9.60	11.27
Euro 5	Diesel	14.78	12.89	12.62	12.04	10.92	10.35
Euro 6a-c	Diesel	5.79	5.99	6.03	6.03	5.30	5.76
Euro 6d-TEMP	Diesel	1.68	1.47	1.73	2.08	2.11	1.26

Abbildung 75: Vergleich NO_x-Emissionsfaktoren Diesel-Lnf und Diesel Pkw aus dem Remote Sensing getrennt nach Temperaturklassen (oben) und für die 5 LOS-Stufen aus dem HBEFA (unten)



Quelle: IVU Umwelt

Abbildung 76: Vergleich NO_x-Emissionsfaktoren Benzin-Pkw aus Remote Sensing getrennt nach Temperaturklassen (oben) und für die 5 LOS-Stufen aus dem HBEFA (unten)



Quelle: IVU Umwelt

Die Abhängigkeiten der NO_x-Emissionsfaktoren von der Lufttemperatur wurden bereits in Abschnitt 3.3 bewertet. Bezüglich des Vergleichs zu den Emissionsfaktoren des HBEFA in Abschnitt 2 werden hier die Emissionsfaktoren direkt mit den Daten der Datenbank des HBEFA verglichen. Dabei ergibt sich, dass bei

- Lnf die Emissionsfaktoren des HBEFA für Euro 4 und 5 immer höher liegen als die Werte aus dem Remote Sensing, die Euro 6a-c Werte sehr ähnlich sind und bei Euro 6d-TEMP liegen die Emissionsfaktoren niedriger als aus dem Remote Sensing, dabei aber auf einem niedrigeren Niveau im Vergleich zu Fahrzeugen mit Emissionsstandard vor Euro 6d
- Diesel-Pkw für Euro 4 die Emissionsfaktoren des HBEFA immer höher liegen als aus dem Remote Sensing, Euro 5-Emissionsfaktoren im Vergleich ähnlich sind, die Werte von Euro 6a-c aus dem HBEFA auch wieder höher liegen als aus dem Remote Sensing und wie bei den Lnf bei Euro 6d-TEMP liegen die Emissionsfaktoren niedriger als aus dem Remote Sensing Benzin-Pkw in HBEFA deutlich niedrigere Emissionsfaktoren als aus dem Remote Sensing

4.5.9.1.2 Lkw

Auf Grund der geringeren Anzahl an vermessenen Fahrzeugen wurden zur Ermittlung der Emissionsfaktoren von Lkw alle verfügbaren Auswertungen der Remote Sensing Messungen aus Frankfurt A und B sowie aus Berlin herangezogen. Damit ergab sich eine ausreichende Datengrundlage für Emissionsfaktoren der Standards Euro IV bis Euro VI, wie sie in Tabelle 41 aufgeführt sind. Auch hier sind die aus dem Remote Sensing abgeleiteten Emissionsfaktoren den Angaben des HBEFA 4.1 für die 5 LOS-Stufen abgeleiteten Werten für dieselbe HBEFA-Verkehrssituation wie bei den Pkw gegenübergestellt worden.

Im Unterschied zu den Pkw und Lnf liegen die Emissionsfaktoren für Lkw aus dem Remote Sensing dicht bei den Werten des HBEFA. Im Einzelnen sind die Werte für Euro IV und Euro V aus dem Remote Sensing immer leicht höher als die des HBEFA, während die Unterschiede für Euro VI gering sind.

Tabelle 41: Emissionsfaktoren für NO_x in g/kg aus Remote Sensing und HBEFA 4.1 für Lkw und für die 5 LOS-Stufen aus dem HBEFA

Fzg. Klasse und Standard	Remote Sensing (g/kg)	HBEFA 4.1 (g/kg)				
		LOS1	LOS2	LOS3	LOS4	LOS5
Lkw						
Euro IV	34.3	25.6	26.9	22.9	25.1	28.4
Euro V	33.9	22.6	24.0	19.8	23.5	29.4
Euro VI	7.2	6.0	5.1	6.6	7.9	9.6

4.5.9.2 Ermittlung der Emissionen

Zur Berücksichtigung der geänderten Emissionsfaktoren aus dem Remote Sensing nach Abschnitt 4.5.9.1 wurden die Datentabellen der schichtfeinen Emissionsfaktoren aus dem HBEFA mit Bezugsjahr 2020 für die Verkehrssituation Urban/HVS/50 und die fünf LOS-Stufen überarbeitet. Dabei wurden je Temperaturklasse 5 bis 15 °C in 2 Grad-Schritten für alle

Neigungsklassen für die in Tabelle 40 und Tabelle 41 aufgeführten Fahrzeugtypen die NO_x-Emissionsfaktoren ersetzt, indem der Kraftstoffverbrauch aus dem HBEFA mit den zu den Fahrzeugschichten zugeordneten Faktoren aus Tabelle 40 und Tabelle 41 multipliziert wurde.

Mit diesen für die entsprechenden Temperaturklassen angepassten Emissionsfaktordateien wurden die Berechnungen mit IMMIS^{em/ts} wiederholt und dem Modell CPB zugeführt.

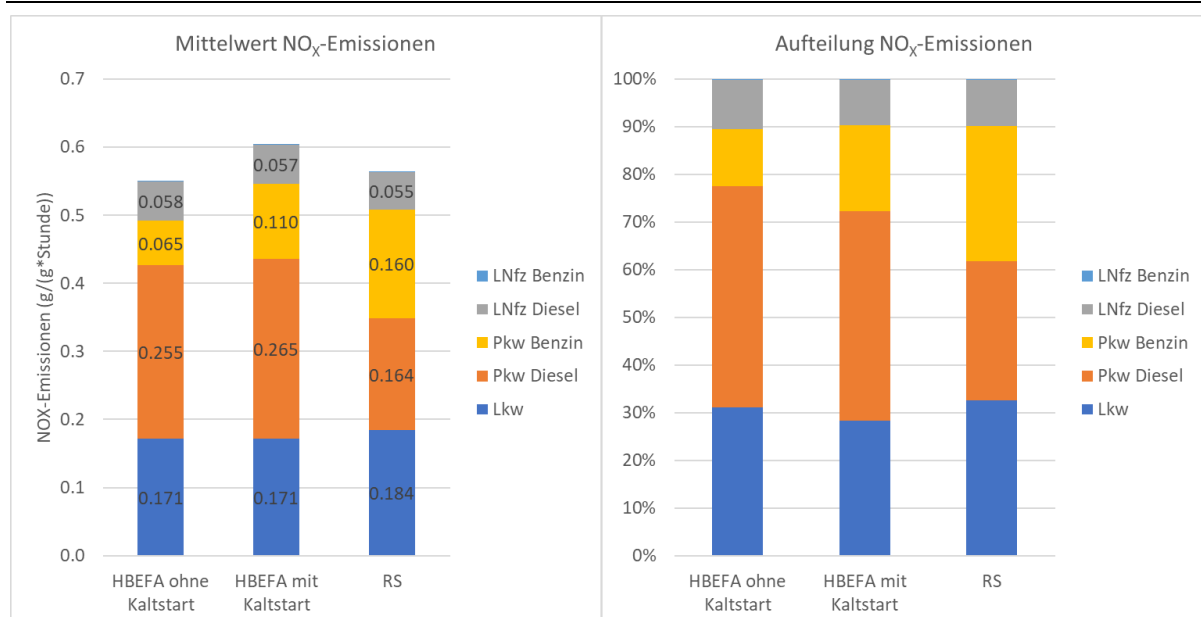
Die über den Gesamtzeitraum der Messkampagne gemittelten NO_x-Emissionen des gesamten Kfz-Verkehrs liegen bei einer Berücksichtigung der Emissionsfaktoren aus dem Remote Sensing nach Abschnitt 4.5.9.1 um 6.6 % unter den Emissionen bei Anwendung des HBEFA 4.1.

Ein Vergleich der Veränderung der NO_x-Emissionen für die einzelnen Fahrzeugtypen und Kraftstoffarten findet sich in Abbildung 77. Dabei sind die NO_x-Emissionen nach HBEFA einmal ohne Kaltstartzuschläge und einmal mit Zuschlägen nach IMMIS^{em} (IVU Umwelt, 2020b) für Einkaufsstraßen angegeben.

Unter Verwendung der Emissionsfaktoren aus dem HBEFA und unter Berücksichtigung des Kaltstarts liegt der Hauptanteil an den NO_x-Emissionen mit knapp 44 % bei den Diesel-Pkw. Bei Verwendung der Emissionsfaktoren aus dem Remote Sensing ergeben sich hingegen mit 33 %, 29 % und 28 % ungefähr gleich große Anteile für Lkw, Diesel-Pkw und Benzin-Pkw

Bei dieser Verschiebung der Emissionsanteile von Diesel-Pkw zu Benzin-Pkw ist zu beachten, dass Benzin-Pkw einen um 50 % höheren Anteil an der Flotte haben als Diesel-Pkw und dass sich damit die in Abschnitt 4.5.9.1.1 beschriebenen Unterschiede zwischen den Emissionsfaktoren aus dem HBEFA und dem Remote Sensing bei Benzin-Fahrzeugen stärker auswirken. Bezogen auf den Flottenanteil tragen die Diesel-Pkw auch mit den hier verwendeten Emissionsfaktoren aus dem Remote Sensing anteilsbezogen immer noch deutlich stärker zu den NO_x-Emissionen bei als die Benzin-Pkw.

Abbildung 77: Vergleich der NO_x-Emissionen nach HBEFA und mit angepassten Emissionsfaktoren aus dem Remote Sensing (RS), aufgeteilt nach Fahrzeugtypen und Kraftstoff



Quelle: IVU Umwelt

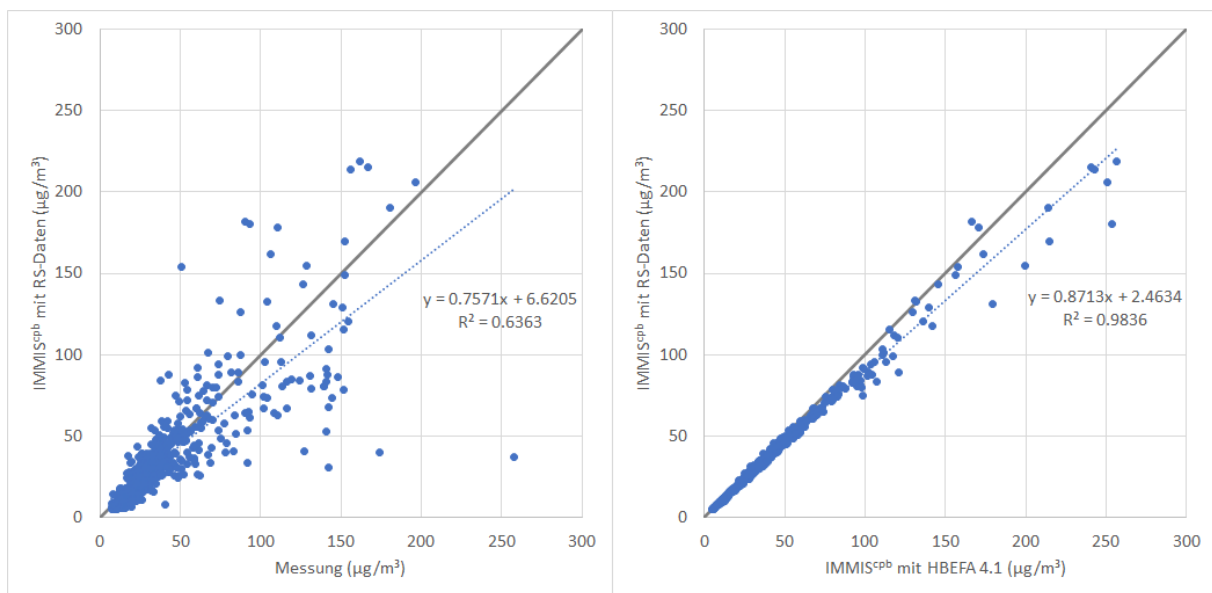
4.5.9.3 Vergleich Immissionen

Mit den NO_x-Emissionen aus Abschnitt 4.5.9.2 wurden die Ausbreitungsrechnungen mit CPB für den Kampagnenzeitraum wiederholt. Abbildung 78 zeigt links als Scatterplot den Vergleich der modellierten NO_x-Konzentrationen auf Basis der geänderten Emissionsfaktoren mit den Messungen und rechts eine Gegenüberstellung der modellierten NO_x-Konzentrationen auf Basis der geänderten Emissionsfaktoren zu den mit den HBEFA-Emissionsfaktoren modellierten Werten.

Durch die Verwendung der aus dem Remote Sensing ermittelten Emissionsfaktoren bleibt der Erklärungswert gegenüber der Verwendung der HBEFA-Emissionsfaktoren annähernd gleich. Der Mittelwert der modellierten NO_x-Konzentration geht von 43.8 µg/m³ auf 40.6 µg/m³ zurück, was die Unterschätzung durch das Modell im Vergleich zur Messung von 2.5 % auf 9.6 % erhöht.

Die direkte Gegenüberstellung der beiden Modellergebnisse bestätigt nochmal den geringen Effekt der durch das Remote Sensing angepassten Emissionsfaktoren auf das Modellergebnis.

Abbildung 78: Vergleich der mit den angepassten Emissionsfaktoren modellierten NO_x-Konzentration am Ort der Messstation mit den dort gemessenen Werten (links) und Gegenüberstellung der Modellergebnisse basierend auf den Emissionsfaktoren aus dem RS und aus dem HBEFA (rechts) als Scatterplot.



Quelle: IVU Umwelt

5 Schlussfolgerung und Ausblick

5.1 Fazit und Vorschläge zur Weiterentwicklung des HBEFA

Die Analysen zeigen eindeutig, dass Remote Sensing (RS) für viele Fragestellungen im HBEFA eine nahezu unersetzliche Datenquelle ist und sehr gut sowohl zur Validierung als auch der Ergänzung der Emissionsfaktoren beitragen kann.

Mit den RS Messdaten aus den Kampagnen in Frankfurt und Berlin konnte der RS Datenstand wesentlich erweitert werden und umfasst nunmehr auch die aktuellen Schadstoffklassen Euro 6d-TEMP und Euro 6d. Zusätzlich sind auch international im Rahmen der ERMES Kooperation neue RS Datensätze verfügbar. In den nachfolgend vorgeschlagenen Weiterentwicklungen sollte möglichst der gesamte RS Datensatz genutzt werden.

Als wichtigste Datenquelle ist RS in allen Fragen zu sehen, für die es eine große Datenmenge braucht, die mit Fahrzeugmessungen am Prüfstand oder On-Board nicht finanzierbar wäre. Dazu gehören

- ▶ Temperaturabhängigkeiten der Emissionsfaktoren,
- ▶ Alterungseinflüsse auf die Emissionsfaktoren,
- ▶ Höhenabhängigkeiten der Emissionsfaktoren und
- ▶ Bedeutung unterschiedlicher Marken bzw. Motorenfamilien auf die Emission der Flotte.

Will man die HBEFA Emissionsfaktoren beispielsweise je Fahrzeugschicht mit RS Messungen überprüfen, dann muss man für einen korrekten Vergleich einige Anpassungen vornehmen:

- ▶ Die Emissionsfaktoren sollten die gleiche Flottenzusammensetzung reflektieren. Das ist insbesondere bei den Diesel-Pkw und Lnf relevant. Beim HBEFA wird standardmäßig ein europäischer bzw. deutscher Durchschnitt angenommen. Anzupassen wären zumindest Antriebsarten und Schadstoffklassen, besser auch Marken und Fahrzeugmassen.
- ▶ Für die HBEFA Emissionsfaktoren muss die lokale Umgebungstemperatur und das lokale Fahrzeugalter angesetzt werden
- ▶ Die lokale Fahrsituation an der RS Messstelle lässt sich weder mit dem HBEFA noch mit dem Emissionsmodell PHEM genau nachbilden, da Emissionsfaktoren jeweils für einen Zyklus mit mehreren Minuten Dauer erzeugt werden, während RS jeweils nur den Fahrzustand der einzelnen Kfz im Messquerschnitt misst. Wichtig ist insbesondere eine gute Abschätzung von Stop&Go-Anteilen und Kaltstart. Beide haben gerade im städtischen Bereich einen großen Einfluss auf die resultierenden NO_x und HC-Emissionen.
- ▶ Unsicherheiten bei der Gangwahl sollten durch einen hinreichend großen RS-Datensatz und ggf. Sensitivitätsanalysen berücksichtigt werden. Die Beladung der Kfz ist ebenso unbekannt, was insbesondere bei SNF die Emissionen stark beeinflusst. Dies kann beim Vergleich durch eine plausible Spannbreite abgedeckt werden.

Es gibt keine andere Messung im Straßenraum, die diese Breite und Tiefe der Vergleichsmöglichkeit von Emissionsfaktoren bietet. Zu NO_x und CO erweisen sich die RS Daten als robust. Bei NO_2 sollten die unterschiedlichen Niveaus der Messgeräte von OPUS und HEAT untersucht werden.

Aus den zuvor beschriebenen Analysen der RS Daten und Vergleichen mit HBEFA schlagen wir folgende Themen für die Weiterentwicklung des HBEFA mittels RS Daten vor:

- a) Korrektur der Emissionskennfelder in PHEM bei niederen Motorlasten bis Euro 5: die Differenzen zu den RS Daten konnten auf die alte Methode der Kennfelderstellung und die damit verbundenen Unsicherheiten bei der Zuordnung der Emissionen zur Motorleistung zurückgeführt werden. Der Einfluss auf die Emissionsfaktoren wird allerdings gering sein.
- b) Die Messgeräte OPUS und HEAT sollten bezüglich der Messgenauigkeit speziell bei NO_2 überprüft werden. Wir fänden es sinnvoll, wenn mit PEMS ausgerüstete Kfz durch die Messpfade fahren. Die PEMS Daten zu gNO/kgfuel und $\text{gNO}_2/\text{kgfuel}$ können dann als Referenzwert genutzt werden. Unsicherheiten bezüglich anderer gemessener Komponenten sollten dabei natürlich ebenfalls untersucht werden.
- c) Die Alterungs- und Temperaturfunktionen für alle Emissionsschichten sollten mit dem jetzt deutlich erweiterten RS Datensatz überarbeitet werden. In HBEFA 4.1 sind im wesentlichen nur RS Daten aus Großbritannien zur Bestimmung der Alterungsfunktionen eingegangen. Bei der Bestimmung der Alterungsfunktionen ist auch die Temperaturabhängigkeit der Emissionen zu berücksichtigen und vice versa, da Messkampagnen bei verschiedenen Temperaturniveaus stattfinden⁷.
Z. B. könnten die Differenzen zwischen HBEFA und RS bezüglich der Emissionsniveaus von Benzin-Pkw auf zu optimistische Alterungsfunktionen in HBEFA 4.1 zurückzuführen sein; Differenzen bei Diesel-Pkw könnten sich eventuell durch zu stark steigende Temperaturkorrekturfunktionen erklären.
Neben NO_x sollte auch NO_2/NO_x sowie CO, HC, NH_3 und Smoke, sofern verfügbar, analysiert werden, sofern der Vergleich in Punkt b) eine ausreichende Genauigkeit zeigt.
- d) RS-Messungen sollten in Zukunft ein besonderes Augenmerk auf die Erfassung von schweren Nutzfahrzeugen legen. Außerdem sind Realmessungen an Autobahnen bzw. Schnellstraßen bisher selten und sollten daher dringend unternommen werden. Um einen möglichst aktuellen Datensatz zu nutzen, wären diese Arbeiten ca. ein Jahr vor HBEFA 5.1 Datenbedarf zu beginnen.
- e) Analyse der Anteile von high-emittern. Wenn hohe Emissionen im Laufe des Fahrzeuglebens durch unerkannte Defekte auftreten, sind sie in den Alterungsfaktoren berücksichtigt. High-emitter infolge von unerlaubten Manipulationen sind derzeit im HBEFA nicht berücksichtigt. Für so eine Analyse sollten die RS Systeme hintereinander aufgebaut werden, um eine möglichst hohe Zahl von Mehrfachmessungen je Fahrzeug zu erhalten. Bereits mit fünf RS Messwerten für dasselbe Fahrzeug kann mit hoher Wahrscheinlichkeit bestimmt werden, ob ein Emissionsproblem vorliegt (Qiu & Borken-Kleefeld, 2022). Wünschenswert

⁷ In einem parallelen Projekt für HBEFA 4.2 wurden die Alterungsfaktoren für schwere Nutzfahrzeuge aus RS Daten bestimmt. Dabei zeigte sich eine starke Abhängigkeit von der Messstelle (Autobahn versus Innerorts). Da die NO_x -Basisemissionen Innerorts wegen niedriger SCR-Temperaturen deutlich höher sind als auf der Autobahn, führt die Alterung der Katalysatoren bei Innerortsfahrten relativ zur dortigen Basisemission zu geringeren Emissionsanstiegen. Dieser Effekt sollte bei Pkw und Lnf Analysen auch berücksichtigt werden, falls mit den verfügbaren RS Daten möglich.

wäre die Inspektion der identifizierten Fahrzeuge als Teil einer RS-Messkampagne in Kooperation mit Vollzugsbehörden.

- f) In internationaler Abstimmung sollten regelmäßige RS Kampagnen durchgeführt werden um eventuelle Fehler in der Emissionsmodellierung rechtzeitig zu erkennen. Dies betrifft z. B. Alterungs- und Temperaturfunktionen für Euro 6d-TEMP und Euro 6d, für die bisher noch wenig Daten verfügbar sind.
- g) Die Fahrleistungsanteile in HBEFA sollten mit den Flottendaten der RS Messungen verglichen werden. Je nach Messstelle können damit das HBEFA Flottenmodell plausibilisiert bzw. auch Effekte von Umweltzonen analysiert werden.

Wesentliche Weiterentwicklungen ohne direkte RS Datennutzung, die sich aus dem Vergleich von HBEFA mit den RS basierten Emissionswerten ergeben, sind aus unserer Sicht:

1. Aktualisierung des Kaltstartmodells und der Kaltstartzuschläge: bei Euro 6/VI Pkw, Lnf und SNF dominieren Kaltstartemissionen zunehmend die Verkehrsemissionen, da die betriebswarmen Emissionen bei normalem Fahren gegenüber älteren Emissionsschichten noch deutlicher sinken als die Kaltstartemissionen. Der Einfluss der Kaltstartemissionen ist aber auch bei älteren Benzin-Pkw wesentlich. Differenzen zwischen Remote Sensing und HBEFA bei Benzin-Pkw könnten (teilweise) auf Kaltstarteinflüsse zurück zu führen sein. Der Aufwand, die Kaltstartzusatzemissionen gut abzubilden war in den vergangenen Jahren eher gering, da Diesel-Pkw bis Euro 5 keine signifikanten Kaltstarteinflüsse bei NO_x zeigten. Ein Update dazu ist im Arbeitsprogramm HBEFA 5.1 aber ohnehin schon vorgesehen.
2. Neben der Datengrundlage für die Kaltstartzusatzemissionen, stellt die Bereitstellung von lokalen Daten zur sachgerechten Umsetzung dieser Zusatzemissionen in die abschnittsbezogene Emissionsberechnung eine schwer erfüllbare Aufgabe dar. In der VDI-Richtlinie 3782 Blatt 7 (KRdL, 2020) wird zum einen die Komplexität dieser Aufgabenstellung und eine Vorgehensweise dafür beschrieben. Die zur Anwendung dieser Vorgehensweise notwendigen Eingangsdaten sind aber im Allgemeinen für eine lokale Situation nicht bekannt. Die VDI-Richtlinie schlägt deshalb dafür Standardwerte aus z. T. schon sehr alten Veröffentlichungen vor. Da sich Kaltstartzusatzemissionen nicht gleichmäßig über die Warmlaufstrecke verteilen, sondern zu Beginn überproportional höher als am Warmlauf-Ende sind, sinkt der Kaltstarteinfluss ca. quadratisch zum Abstand des Startpunktes des Kfz. Um Kaltstartzusatzemissionen in den Remote Sensing Messpfaden und ebenso in der Emissionsmodellierung auf Basis von HBEFA ausreichend verlässlich abzuschätzen, müssten Verfahren zur Bereitstellung von notwendigen Eingangsdaten geprüft und im erforderlichen Umfang erhoben werden.

5.2 Fazit aus dem Modellvergleich Real- versus Normszenario

Die Ergebnisse des Vergleichs zwischen den modellierten NO_2 -Konzentrationen unter Berücksichtigung der realen NO_x - und NO_2 -Emissionen nach HBEFA (Realszenario) und im Vergleich dazu unter der Annahme, dass alle Kfz immer die Norm-Werte der Zulassungen einhalten (Normszenario), werden in Tabelle 42 für das Bezugsjahr 2010 und in Tabelle 43 für das Bezugsjahr 2015 für die beiden Modellskalen, CTM und Mikroskala, zusammenfassend aufgelistet. Die in Tabelle 42 und Tabelle 43 aufgeführten Minimal-, Mittel- und Maximalwerte beziehen sich dabei für das CTM immer auf das innerste Nest 3 der CTM-Modellierung gemäß Abschnitt 4.3.2 und für die Mikroskala immer auf das Untersuchungsgebiet der Mikroskala gemäß Abschnitt 4.4.5.

Wie auf Grund der geringeren Kfz-Emissionen zu erwarten, wurden in allen Modellierungen des Normszenarios immer Minderungen der Konzentrationen gegenüber dem Realszenario

berechnet. Im Vergleich der Konzentrationsmittelwerte ist die absolute Minderung auf der Mikroskala immer etwas größer als auf der urbanen Skala des CTM.

Die Minderungen durch das Normszenario sind bei den NO₂-Jahresmittelwerten für 2015 sowohl absolut als auch relativ stärker als für 2010. Diese größeren Minderungseffekte in 2015 sind hauptsächlich durch die stärkeren Reduktionen der NO_x-Emissionen im Jahr 2015 begründet. Die NO_x-Emissionen gehen auf der urbanen Skala im CTM im Jahr 2010 um 21.0 % und im Jahr 2015 um 29.4 % zurück, auf der Mikroskala in der Friedberger Landstraße gehen sie 2010 um 28.5 % und 2015 um 44.9 % zurück.

Für 2010 wurde unter der Annahme, dass alle Kfz die Euro-Normen einhalten, eine mittlere Minderung des NO₂-Jahresmittelwerts von 5.7 µg/m³ bzw. 17.4 % auf der urbanen Skala und 6.8 µg/m³ bzw. 14.4 % auf der Mikroskala und für 2015 eine Minderung von 8.2 µg/m³ bzw. 27.4 % auf der urbanen Skala und von 9.7 µg/m³ bzw. 22.3 % auf der Mikroskala berechnet.

Eine Übertragbarkeit der Ergebnisse der Immissionsmodellierung auf andere Gebiete in Deutschland oder andere Bezugszeiträume ist nicht ohne weiteres möglich, da für die hier durchgeführten Modellierungen explizit lokale Daten verwendet wurden, deren Repräsentativität für andere Gebiete oder Bezugszeitraum im Rahmen dieses Projektes nicht untersucht wurde.

Die dargestellten Effekte der Minderungen der NO_x-Emissionsfaktoren und damit auch der NO_x-Emissionen in den Euro-Stufen 4 und 5, wie sie in Tabelle 22 und Tabelle 23 aufgeführt sind, lassen sich aber allgemein auf alle Situationen übertragen. Der Ansatz eines Norm-Szenarios in den beiden ausgewählten Bezugsjahren 2010 mit einem hohen Anteil an Diesel-Pkw der Euro 4-Stufe und 2015 mit einem hohen Anteil von Diesel-Pkw der Euro 5-Stufe führt in beiden Bezugsjahren zu sehr ähnlichen Minderungseffekten bezüglich der Gesamtemissionen der betrachteten Fahrzeuge, d. h. in der Summe über Euro 4 und Euro 5 sowie über Pkw und Lkw. Dabei ist zu berücksichtigen, dass in beiden Bezugsjahren, d. h. auch bereits 2010, der Anteil von Lkw der Euro 5-Stufe recht hoch ist.

Tabelle 42: Minimum, Mittelwert und Maximum der absoluten und der relativen Minderungen zwischen den NO₂Jahresmittelwerten von Norm- und Realszenario für 2010

	CTM: absolute Minderungen [µg/m ³]	Mikroskala: absolute Minderungen [µg/m ³]	CTM: relative Minderungen [%]	Mikroskala: relative Minderungen [%]
Minimum	2.9	4.9	6.3	12.8
Mittelwert	5.7	6.8	17.4	14.4
Maximum	12.9	13.0	22.1	18.3

Tabelle 43: Minimum, Mittelwert und Maximum der absoluten und der relativen Minderungen zwischen den NO₂- von Norm- und Realszenario für 2015

	CTM: absolute Minderungen [µg/m ³]	Mikroskala: absolute Minderungen [µg/m ³]	CTM: relative Minderungen [%]	Mikroskala: relative Minderungen [%]
Minimum	3.9	7.0	8.4	19.8
Mittelwert	8.2	9.7	27.4	22.3
Maximum	19.2	18.5	35.6	28.2

5.3 Fazit aus der Luftschadstoffmodellierung für die Messkampagne

Die Auswertungen der Remote Sensing-Messungen in Abschnitt 2 zeigen bereits, dass die Unterschiede zwischen den durch das Remote Sensing ermittelten und den in der HBEFA-Version 4.1 angegeben Emissionsfaktoren gering sind. Dementsprechend liegen die Ergebnisse der Emissionsberechnung und der Ausbreitungsrechnung für die Datenlage der Messkampagne dicht beieinander. Es können keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden, aus denen ableitbar wäre, welche Datenlage besser die Realität abbildet. Weitere Variationen der Emissionsfaktoren und eine daran anschließende Emissions- und Ausbreitungsmodellierung führen nur dann zu neuen Erkenntnissen, wenn bereits in den Emissionsfaktoren signifikante Unterschiede festgestellt werden würden.

6 Quellenverzeichnis

- Bernard, Y., Dallmann, T., Tietge, U., Badshah, H., German, J. (2020b): TRUE U.S. database case study — Emissions deterioration of U.S. gasoline light-duty vehicles and trucks. TRUE Initiative. <https://theicct.org/publications/true-us-database-emissions-deterioration-oct2020>
- Bernard, Y.; German, J.; Muncrief, R. (2019): Worldwide use of remote sensing to measure motor vehicle emissions. International Council on Clean Transportation (ICCT), <https://theicct.org/publications/worldwide-use-remote-sensing-measure-motor-vehicle-emissions>
- Bernard, Y.; Tietge, U.; Pniewska, I. (2020a): Remote sensing of motor vehicle emissions in Krakow. International Council on Clean Transportation (ICCT), <https://theicct.org/publications/remote-sensing-krakow-sept2020>
- BKG (2014): Digitales Geländemodell Gitterweite 200 m - DGM200. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie. Stand der Dokumentation: 27.03.2013. Jahr des letzten Datenbezugs: 2014.
- Borken-Kleefeld, J.; Chen, Y. (2015): New emission deterioration rates for gasoline cars – Results from long-term measurements. Atmospheric Environment, 101, 58–64, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.11.013>
- Borken-Kleefeld, J.; Hausberger, S.; McClintock, P.; Tate, J.; Carslaw, D.; Bernard, Y.; Sjödin, Å. (2018): Comparing emission rates derived from remote sensing with PEMS and chassis dynamometer tests—CONOX Task 1 report. Federal Office for the Environment, Switzerland, <https://www.ivl.se/download/18.2aa26978160972788071cd7b/1529408235244/comparing-emission-rates-derived-from-remote-sensing-with-pems-and-chassis-dynamometer-tests-conox-task1-report.pdf>
- Builtjes, P.; Jörß, W.; Stern, R.; Theloke, J. (2012): Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung. Zusammenfassender Abschlussbericht. F&E-Vorhaben "Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung - PA-REST". Veröffentlichung UBA-Texte 09/2012. Im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- Carslaw, D. C.; Farren, N. J.; Vaughan, A. R.; Drysdale, W. S.; Young, S.; Lee, J. D. (2018): The diminishing importance of nitrogen dioxide emissions from road vehicle exhaust. Atmospheric Environment: X, 100002, <https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2018.100002>
- Carslaw, D. C.; Rhys-Tyler, G. (2013). New insights from comprehensive on-road measurements of NO_x, NO₂ and NH₃ from vehicle emission remote sensing in London, UK. Atmospheric Environment, 81, 339–347, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.09.026>
- Chen, Y.; Borken-Kleefeld, J. (2016): NO_x Emissions from Diesel Passenger Cars Worsen with Age. Environmental Science & Technology, 50(7), 3327–3332. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04704>
- Chen, Y.; Zhang, Y.; & Borken-Kleefeld, J. (2019): When is enough? Minimum sample sizes for on-road measurements of car emissions. Environmental Science & Technology. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04123>
- Dallmann, T.; Bernard, Y.; Tietge, U.; Muncrief, R. (2018): Remote sensing of motor vehicle emissions in London. The Real Urban Emissions Initiative (TRUE), <https://www.trueinitiative.org/data/publications/remote-sensing-of-motor-vehicle-emissions-in-london>
- Dallmann, T.; Bernard, Y.; Tietge, U.; Muncrief, R. (2019): Remote sensing of motor vehicle emissions in Paris. The Real Urban Emissions Initiative (TRUE), <https://www.trueinitiative.org/data/publications/remote-sensing-of-motor-vehicle-emissions-in-paris>
- Dauert, U.; Kessinger, S. (2019): Luftqualität in Deutschland: Situation und Hauptquellen. Immissionsschutz Nr. 3, S. 104-109.
- Delphi Inc. (2020): Worldwide Emission Standards - Passenger Cars and Light Duty Vehicles 2020/21. Troy, MICH/USA: Delphi Inc.

Diegmann, V.; Neunhäuserer, L.; Kuenen, J.; Kranenburg, R.; Janssen, R.; Coenen, P.; Hoffmann, B.; Soppa, V.; Ohlwein, S.; Hornberg, C.; Liebig-Gonglach, M.; Mc Call, T. (2021): Untersuchung der Krankheitslast in Deutschland durch Kohlekraftwerke - Anlage zum 3. Zwischenbericht. Forschungskennzahl 3717 622 020. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Laufendes Projekt.

Düring, I. (2011): Persönliche Mitteilung.

Düring, I.; Bächlin, W. (2009): Tendenzen der NO₂-Belastung im Land Brandenburg. Im Auftrag des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg. Unter Mitarbeit von IFEU GmbH, Heidelberg, Planungsbüro Dr. Hunger, Dresden und National Environmental Research Institute (NERI), Roskilde, Dänemark.

DWD (2018): Beschreibung des operationellen Kurzzeitvorhersagemodells COSMO-D2 und COSMO-D2-EPS und seiner Ausgabe in die Datenbanken des DWD. Version 1.0.

DWD (2019): Database Reference Manual for ICON and ICON-EPS. Version 1.2.9.

Eichhorn (2013): MISKAM. Handbuch zu Version 6.

Grange, S. K.; Farren, N. J.; Vaughan, A. R.; Rose, R. A.; Carslaw, D. C. (2019): Strong Temperature Dependence for Light-Duty Diesel Vehicle NO_x Emissions. *Environmental Science & Technology*, 53(11), 6587–6596.

<https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01024>

Gruening, C.; Bonnel, P.; Clairotte, M.; Giechaskiel, B.; Valverde Morales, V.; Zardini, A.; Carriero, M. (2019): Potential of Remote Sensing Devices (RSDs) to screen vehicle emissions. Publications Office of the European Union, <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/potential-remote-sensing-devices-rsds-screen-vehicle-emissions>

Hausberger, S. (2003): Simulation of Real World Vehicle Exhaust Emissions. VKM-THD Newsletter/Volume 82. ISBN 3-901351-74-4. Graz University of Technology.

Hausberger, S.; Matzer, C. (2017): Update of Emission Factors for EURO 4, EURO 5 and EURO 6 Diesel Passenger Cars for the HBEFA Version 3.3. Final Report No. I-09/17/ CM EM 16/26/679, Graz University of Technology.

Hausberger, S.; Rexeis, M.; Dippold, M. (2018): User Guide to the PHEM Emission Model (Status 22.01.2018). Graz University of Technology.

Hertel, O.; Berkowicz, R. (1989): Modelling NO₂ concentrations in a street canyon. DMU Luft A-131. National Environmental Research Institute, Division of Emissions and Air pollution, Denmark.

HLUG (2011): Lufthygienischer Jahresbericht 2010. Teil I: Kontinuierliche Messungen. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG).

INFRAS (2019): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. HBEFA Version 4.1. INFRAS Bern [Hrsg.] im Auftrag von Umweltbundesamt (Deutschland), BAFU (Schweiz), Umweltbundesamt (Österreich), ADEME (Frankreich), Trafikverket (Schweden), Miljødirektoratet (Norwegen) und JRC (Joint Research Center der Europäischen Kommission).

IVU GmbH (1996): Entwicklung eines Modellinstrumentariums zur immissionsseitigen Bewertung von Kfz-Emissionen: IMMIS^{net} und IMMIS^{cpb}. In: UBA; FGU (Hrsg.): Schadstoffemissionsberechnung des Verkehrs mit dem Handbuch für Emissionsfaktoren. Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung, speziell für Immissionsberechnung nach § 40 Abs. 2 BImSchG. 438. Seminar des Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin e.V.

IVU Umwelt (2009): Ausbreitungsrechnungen als Beitrag zur Ursachenanalyse für den Luftreinhalteplan Rhein-Main. Auftraggeber: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie.

IVU Umwelt (2011): Stand der Modellierungstechnik zur Prognose der NO₂-Konzentrationen in Luftreinhalteplänen nach der 39. BImSchV. FKZ 363 01 333. Veröffentlichung UBA-Texte 70/2011. Im Auftrag des Umweltbundesamtes.

IVU Umwelt (2014): Flächendeckende Ermittlung der Immissions-Vorbelastung für Baden-Württemberg 2010. Ausbreitungsrechnungen unter Verwendung des landesweiten Emissionskatasters und unter Berücksichtigung von gemessenen Immissionsdaten. Auftraggeber: Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW) Baden-Württemberg. Veröffentlichung durch den Auftraggeber.

IVU Umwelt (2016): Weiterentwicklung des HBEFA-Verkehrssituationsschemas. Arbeitspaket 1 im Rahmen des UBA-Forschungsvorhabens „Ermittlung von Emissionsfaktoren von Kraftfahrzeugen unter Berücksichtigung zukünftiger Antriebskonzepte und der Vorkette von Kraftstoffen“. UFOPLAN, FKZ 3713 47 100. In Zusammenarbeit mit INFRAS/MK Consulting GmbH, Bern, Heinz Steven, Heinsberg und VMZ Berlin Betreibergesellschaft mbh, Berlin. Im Auftrag des Umweltbundesamtes.

IVU Umwelt (2017a): Ausbreitungsberechnungen zur flächendeckenden Ermittlung der Luftqualität in Hessen als Grundlage der Luftreinhalteplanung. Unter Mitarbeit von Dr. Rainer Stern, Berlin und Dr. Eberhard Reimer, Berlin. Auftraggeber: Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUKLV). Veröffentlichung durch den Auftraggeber.

IVU Umwelt (2017b): Urbane NO₂- und PM₁₀-Konzentrationen: Grundlagen für die Entwicklung einer modellgestützten flächenbezogenen Beurteilung der Luftqualität. FKZ 3715 51 200 0. Veröffentlichung UBA-Texte 68/2019. Unter Mitarbeit von Dr. Rainer Stern, Berlin und Dr. Eberhard Reimer, Berlin. Im Auftrag des Umweltbundesamtes.

IVU Umwelt (2018): Flächendeckende Ermittlung der Luftschadstoffimmissionsbelastung gemäß 39. BImSchV im Land Brandenburg (Fortschreibung 2016/17). Unter Mitarbeit von R. Stern, Berlin. Auftraggeber: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (MLUL).

IVU Umwelt (2020a): Flächendeckende Ermittlung der Immissionsbelastung für Baden-Württemberg 2016 und Prognose für 2025. Ausbreitungsrechnungen unter Verwendung des landesweiten Emissionskatasters und unter Berücksichtigung von gemessenen Immissionsdaten. Auftraggeber: Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW).

IVU Umwelt (2020b): IMMIS^{em/luft/lärm} - Handbuch zur Version 8. IVU Umwelt GmbH, Freiburg.

IVU Umwelt (2021): Modellierungen von Luftschadstoff-Belastungsniveaus in Brandenburg nach Stationsklassifikation der EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG und 39. BImSchV. Auftraggeber: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg.

Janicke (2015): Dispersion Model LASAT Version 3.3. Reference Book. Janicke Consulting.

Jiménez-Palacios, J. L. (1999): Understanding and Quantifying Motor Vehicle Emissions with Vehicle Specific Power and TILDAS Remote Sensing. Massachusetts Institute of Technology, <https://dspace.mit.edu/handle/1721.1/44505>

Kerschbaumer, A.; Reimer, E. (2003): Erstellung der Meteorologischen Eingangsdaten für das REM/CALGRID-Modell: Modellregion Berlin-Brandenburg. Abschlussbericht zum UBA-Forschungsvorhaben FE-Vorhaben 299 43 246. Freie Universität Berlin. Institut für Meteorologie.

KRdL (2004): Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle - Partikelmodell. VDI-Richtlinie 3945 Blatt 3. Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL.

KRdL (2017): Umweltmeteorologie - Reaktionsmechanismus zur Bestimmung der Stickstoffdioxid-Konzentration. VDI-Richtlinie 3783 Blatt 19. VDI/DIN-Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) - Normenausschuss.

KRdL (2020): Umweltmeteorologie - Kfz-Emissionsbestimmung - Luftbeimengungen. VDI-Richtlinie 3782 Blatt 7. VDI/DIN-Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) - Normenausschuss.

Kuenen, J.J.P.; Visschedijk, A.J.H.; Jozwicka, M.; Denier van der Gon, H.A.C. (2014): TNO-MACC_II emission inventory; a multi-year (2003–2009) consistent high-resolution European emission inventory for air quality modelling, *Atmos. Chem. Phys.*, 14, 10963-10976, <https://doi.org/10.5194/acp-14-10963-2014>.

Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer (2016): Contrôle Des Émissions de Polluants Atmosphériques et de CO₂ Mené Sur 86 Véhicules - Rapport Final de La Commission Indépendante Mise En Place Par La Ministre Ségolène Royal Après La Révélation de l'affaire Volkswagen. Paris, France.

Nordmann, S.; Mues, A.; Feigenspan, S. (2020): Evaluierung flächenhafter Daten der Luftschadstoffbelastung in Deutschland aus der Chemie-Transportmodellierung. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* Nr. 7/8, S. 281-290.

Qiu, M.; Borken-Kleefeld, J. (2022): Using Snapshot Measurements to Identify High-Emitting Vehicles. *Environ. Res. Lett.*, Mar 2022. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac5c9e>

Reimer, E.; Scherer, B. (1992): An operational meteorological diagnostic system for regional air pollution analysis and long-term modelling, *Air Pollution Modelling and its Applications IX*. Plenum Press.

Reimer, E.; Scherer, B.; Klug, W.; Yamartino, R. J. (1995): A Meteorological Database for Next-Generation Dispersion Models, and a Lagrangian Particle Model based on Kinematic Simulation Theory. *International Journal of Environment and Pollution* 5 Nr. 4-6, 623-634.

Rexeis, M. (2009): Ascertainment of Real World Emissions of Heavy Duty Vehicles. PhD, Graz University of Technology.

Romberg, E.; Bössinger, R.; Lohmeyer, A.; Ruhnke, R.; Röth, E. (1996): NO-NO₂-Umwandlungsmodell für die Anwendung bei Immissionsprognosen für Kfz-Abgase. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 56 Nr. 6, S. 215-218.

Rushton, C. E.; Tate, J. E.; Shepherd, S. P.; Carslaw, D. C. (2018): Interinstrument comparison of remote-sensing devices and a new method for calculating on-road nitrogen oxides emissions and validation of vehicle-specific power. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 68(2), 111–122, <https://doi.org/10.1080/10962247.2017.1296504>

Schlamberger, C. (2020): Methodenverbesserung zur modellbasierten NO₂-Bestimmung. Bachelorarbeit zur Erlangung des Grades „Bachelor of Science“ (B.Sc.). Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Professur für Umweltmeteorologie, Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen.

Schmidt, W.; Düring, I.; Borken-Kleefeld, J. (2020): Ermittlung der Emissionen von Kraftfahrzeugen im fließenden Verkehr mit Remote Sensing Detection (Emi-RSD) Schlussbericht. Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz, https://www.berlin.de/senuvk/umwelt/luftqualitaet/de/luftreinhalteplan_projekte/rsd_abgasmessung.shtml

Scire, J. S.; Robe, F. R.; Fernau, M. E.; Yamartino, R. J. (2000): A User's Guide for the CALMET Meteorological Model (Version 5).

Sjödin, Å.; Borken-Kleefeld, J.; Carslaw, D.; Tate, J.; Alt, G.-M.; De la Fuente, J.; Bernard, Y.; Tietge, U.; McClintock, P.; Gentala, R.; Vescio, N.; & Hausberger, S. (2018): Real-driving emissions from diesel passenger cars measured by remote sensing and as compared with PEMS and chassis dynamometer measurements—CONOX Task 2 report. Federal Office for the Environment, Switzerland, <https://www.ivl.se/download/18.2aa26978160972788071cd79/1529407789751/real-driving-emissions-from-diesel-passengers-cars-measured-by-remote-sensing-and-as-compared-with-pems-and-chassis-dynamometer-measurements-conox-task-2-r.pdf>

Stern, R. (2003): Entwicklung und Anwendung des chemischen Transportmodells REM-CALGRID. Abschlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 298 41 252 des Umweltbundesamts "Modellierung und Prüfung von Strategien zur Verminderung der Belastung durch Ozon".

Stern, R. (2006a): Großräumige PM₁₀-Ausbreitungsmodellierung: Abschätzung der gegenwärtigen Immissionsbelastung in Europa und Prognose bis 2010. S. 85-102. In: KRdL [Hrsg.]: Feinstaub und Stickstoffdioxid. Wirkung, Quellen, Luftreinhaltepläne, Minderungsmaßnahmen. Herausgeber: Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL. Beuth Verlag.

Stern, R. (2006b): Der Beitrag des Ferntransports zu den PM₁₀- und den NO₂-Konzentrationen in Deutschland unter besonderer Betrachtung der polnischen Emissionen: Eine Modellstudie. Abschlussbericht zu dem F&E-Vorhaben 204 42 202/03 "Analyse und Bewertung der Immissionsbelastung durch Feinstaub in Deutschland durch Ferntransporte" und zu dem F&E-Vorhaben 202 43 270 "Entwicklung von Modellen zur Identifizierung von Schadstoffquellen -insbesondere im Verkehrsbereich- im Rahmen der 22. BImSchV - Dokumentation, Weiterentwicklung, Validierung und Maßnahmen-planung für ein bundeseinheitliches Vorgehen". Im Auftrag des Umweltbundesamtes.

Stern, R. (2010): The Chemical Transport Model REM-CALGRID. Model's formulation and user's guide. Freie Universität Berlin, Institut für Meteorologie. Bericht im Rahmen des FE-Vorhabens FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung" PAREST. Institut für Meteorologie der Freien Universität Berlin.

Stern, R. (2013): Bewertung von Emissionsminderungsszenarien mit Hilfe chemischer Transportberechnungen: NO₂- und O₃-Minderungspotenziale von Maßnahmenpaketen zur weiteren Reduzierung der Immissionen in Deutschland. Teilbericht zum F&E-Vorhaben "Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung - PAREST". Veröffentlichung UBA-Texte 62/2013. Im Auftrag des Umweltbundesamtes.

Stern, R.; Buitjes, P.; Schaap, M.; Timmermans, R.; Vautard, R.; Hodzic, A.; Memmesheimer, M.; Feldmann, H.; Renner, E.; Wolke, R.; Kerschbaumer, A. (2008): A model inter-comparison study focussing on episodes with elevated PM₁₀ concentrations. Atmospheric Environment 42 S. 4567-4588.

TA Luft (2002): Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft. Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz. In der Fassung vom 24.07.2002. GMBI. Nr. 25 - 29, S. 511.

Tietge, U.; Bernard, Y.; German, J.; Muncrief, R. (2019): A comparison of light-duty vehicle NO_x emissions measured by remote sensing in Zurich and Europe. Canton of Zurich Office for Waste, Water, Energy and Air, <https://theicct.org/publications/LDV-comparison-NOx-emissions-Zurich>

U.S. Environmental Protection Agency (2004): Guidance on Use of Remote Sensing for Evaluation of I/M Program Performance, <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPdf.cgi?Dockey=P1002J6C.pdf>

UBA (2014): Luftqualität 2020/2030: Weiterentwicklung von Prognosen für Luftschadstoffe unter Berücksichtigung von Klimastrategien. UBA-Texte 35/2014. Hrsg.: Umweltbundesamt (UBA).

UBA (2016): ArcGIS basierte Lösung zur detaillierten, deutschlandweiten Verteilung (Gridding) nationaler Emissionsjahreswerte auf Basis des Inventars zur Emissionsberichterstattung. UBA-Texte 71/2016. Hrsg.: Umweltbundesamt (UBA).

UNECE (2019): Göteborg-Protokoll zur Vermeidung von Versauerung und Eutrophierung sowie des Entstehens von bodennahem Ozon. Novellierung des Protokolls von 1999, in Kraft seit 7. Oktober 2019. United Nations Economic Commission for Europe (UNECE).

Zallinger, M. (2010): Mikroskopische Simulation der Emissionen von Personenkraftfahrzeugen. Dissertation, Technische Universität Graz.