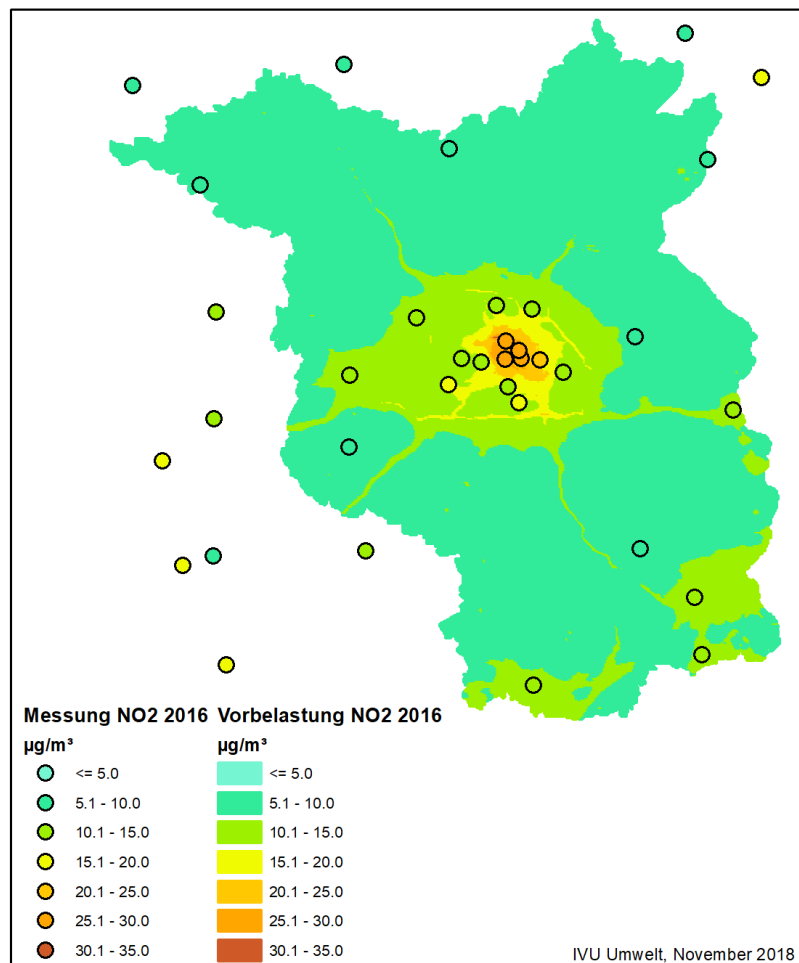


Technischer Bericht zum Projekt

Flächendeckende Ermittlung der Luftschadstoffimmissionsbelastung gemäß 39. BImSchV im Land Brandenburg (Fortschreibung 2016/17)



für das

Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und
Landwirtschaft des Landes Brandenburg
Henning-von-Tresckow-Str. 2-13
14467 Potsdam

von

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



Technischer Bericht zum Projekt

Flächendeckende Ermittlung der Luftschadstoffimmissionsbelastung gemäß 39. BImSchV im Land Brandenburg (Fortschreibung 2016/17)

für das

Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und
Landwirtschaft des Landes Brandenburg
Henning-von-Tresckow-Str. 2-13
14467 Potsdam

Bearbeitet von:

Anna Mahlau
Dr. Lina Neunhäuserer
Dr. Rainer Stern
Volker Diegmann
Yvonne Breitenbach

IVU Umwelt GmbH
Emmy-Noether-Str. 2
D-79110 Freiburg
Tel: +49 (0) 761 / 88 85 12 - 0
Fax: +49 (0) 761 / 88 85 12 - 12
info@ivu-umwelt.de
www.ivu-umwelt.de

Vorgelegt am 12.12.2018

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einführung	8
2	Methodik	9
2.1	Allgemeines	9
2.2	Berechnung der Emissionen des Kfz-Verkehrs	9
2.2.1	Allgemein	9
2.2.2	Korrekturfaktor für leichte Nutzfahrzeuge	10
2.3	Berechnung der Vorbelastung	10
2.4	Berechnung Gesamtbelastung mit IMMIS ^{luft}	11
2.4.1	Berechnung des NO ₂ -Jahresmittelwerts	11
2.4.2	Berechnung des Tagesgrenzwerts PM ₁₀	12
2.5	Qualitätssicherung	13
2.5.1	Qualitätssicherung nach Richtlinie EU 2008/50/EG	13
2.5.2	DELTA-Tool (FAIRMODE)	14
3	Emissionen des Kfz-Verkehrs	17
3.1	Ermittlung von Emissionsfaktoren für 2016, 2017 und 2020	17
3.1.1	Erstellung der Innerortsflotte für 2016 und Fortschreibung für 2017 und 2020	17
3.1.2	Emissionsfaktoren für 2016	20
3.1.3	Emissionsfaktoren für 2017	24
3.1.4	Emissionsfaktoren für 2020	27
3.2	Aufbau der Datengrundlagen für die Kfz-Emissionsbilanz	30
3.2.1	Übernahme und Vervollständigung der Grundlagendaten zur Emissionsberechnung	30
3.2.2	Kaltstartmodellierung	31
3.3	Ergebnisse der landesweiten Kfz-Emissionsberechnung	32
3.3.1	Berechnung der Emissionen für das Jahr 2016	33
3.3.2	Berechnung der Emissionen für die Prognosejahre 2017 und 2020	34
4	Bestimmung der landesweiten Vorbelastung	35
4.1	Einführung	35
4.2	Modellierung mit RCG	35
4.3	Eingangsdaten	42
4.3.1	Meteorologische Daten	42
4.3.2	Emissionen Brandenburg 2016	46
4.3.2.1	Straßenverkehr	46
4.3.2.2	Industrie	46
4.3.2.3	Hausbrand	46
4.3.2.4	Weitere Quellen in Brandenburg	47
4.3.3	Emissionen Berlin	47
4.3.4	Emissionsaufbereitung für das RCG-Modell	48

4.3.5	Emissionen für die Prognosejahre für 2017 und 2020	52
4.4	RCG Ergebnisse	52
4.4.1	Basisjahr 2016	52
4.4.2	Prognosen für 2017 und 2020	54
4.5	Anwendung FLADIS	57
4.5.1	Kombination Modell-Messung	57
4.5.2	Interpolation	57
4.5.3	Datenassimilation	58
4.5.4	Prognose	59
4.6	Luftmessdaten aus dem Landesmessnetz und Airbase-Daten	59
4.7	Ergebnisse der FLADIS-Anwendung	61
4.7.1	Allgemeines	61
4.7.2	Vorbelastung 2016	61
4.7.3	Prognose der Vorbelastung 2017 und 2020	64
4.8	Qualitätssicherung	68
5	Landesweites Screening	75
5.1	Berechnung Gesamtbelastung mit IMMIS ^{luft}	75
5.2	Abschnittsbildung mit IMMIS ^{build} und Autobuild	75
5.2.1	Übernahme der Gebäude- und der gebäudebezogenen Einwohnerdaten und Aufbau des Datenmodells	75
5.2.2	Verfahrensbeschreibung der Abschnittsbildung mit IMMIS ^{build} und Autobuild	75
5.2.3	Ergebnis der Abschnittsbildung	78
5.3	Regionalisierte meteorologischen Eingangsdaten	79
5.3.1	Überblick	79
5.3.2	Sensitivitätsanalyse	85
5.4	Ergebnisse der landesweiten Screeningberechnungen	86
5.4.1	Bezugsjahr 2016 - Übersicht	86
5.4.2	Bezugsjahr 2016 - Hotspots	91
5.4.3	Prognosen 2017 und 2020	92
5.4.3.1	Prognose 2017	92
5.4.3.2	Prognose 2020	95
5.5	Vergleich mit Messungen	97
6	Zusammenfassung	100
7	Literatur	102
A	RCG-Ergebnisse 2016	109
B	Ergebnisse der Interpolation 2016	113
C	Differenzen der Vorbelastung	117

AB B I L D U N G S V E R Z E I C H N I S

Abbildung 2-1:	Kopplung von Mess- und Modelldaten zur Ermittlung der landesweiten Vorbelastung mit FLADIS	11
Abbildung 2-2:	Statistischer Zusammenhang zwischen dem Jahresmittelwert von PM10 und der Anzahl Tage mit einem PM10-Tagesmittelwert über 50 µg/m ³	12
Abbildung 2-3:	Vergleich berechneter Vorbelastung (RCG-Ergebnisse nach Datenassimilation und Kopplung mit interpolierten Messdaten) und beobachteter PM10-Jahresmittelwerte an den Hintergrundstationen in Brandenburg und Berlin, 2016. Gestrichelten Linien kennzeichnen den Abweichungsbereich von +/-50 % um den Messwert. Die schwarze Linie gibt die Regressionsgerade wieder.	13
Abbildung 2-4:	Assessment Target Plot für die berechnete Vorbelastung (RCG-Ergebnisse nach Datenassimilation und Kopplung mit interpolierten Messdaten) für PM10 an den Hintergrundstationen in Brandenburg und Berlin, 2016.	16
Abbildung 3-1:	Aufteilung der Pkw-Flotte nach Diesel und Benzin spezifisch im Land Brandenburg innerorts für 2016, 2017 und 2020 sowie nach HBEFA 3.3 für 2016 und 2020	17
Abbildung 3-2:	Aufteilung der Flotte für Diesel (oben) und Benzin-Pkw (unten) spezifisch im Land Brandenburg innerorts für 2016, 2017 und 2020 sowie zusätzlich für 2016 und 2020 nach HBEFA 3.3	18
Abbildung 3-3:	Aufteilung der Flotte für LNfz spezifisch im Land Brandenburg innerorts für 2016, 2017 und 2020 sowie zusätzlich für 2016 und 2020 nach HBEFA 3.3	18
Abbildung 3-4:	Innerorts Flottenaufteilung schwere Lkw für 2016, 2017 und 2020 spezifisch im Land Brandenburg und 2016, 2020 nach HBEFA 3.3	19
Abbildung 3-5:	Innerorts Flottenaufteilung Linienbusse für 2016, 2017 und 2020 spezifisch im Land Brandenburg und 2016, 2020 nach HBEFA 3.3	19
Abbildung 3-6:	Innerorts Flottenaufteilung Reisebusse für 2016, 2017 und 2020 spezifisch im Land Brandenburg und 2016, 2020 nach HBEFA 3.3	19
Abbildung 3-7:	Innerorts Flottenaufteilung Kräder für 2016, 2017 und 2020 spezifisch im Land Brandenburg und 2016, 2020 nach HBEFA 3.3	20
Abbildung 3-8:	Emissionsfaktoren NO _x für HVS 50 im Land Brandenburg 2016	21
Abbildung 3-9:	Emissionsfaktoren Partikel für HVS 50 im Land Brandenburg 2016	22
Abbildung 3-10:	Vergleich der Fahrleistungsanteile für Diesel-Pkw (links) und Benziner-Pkw (rechts) in der HBEFA-Standardflotte und in der Brandenburger Flotte für 2016	23
Abbildung 3-11:	Emissionsfaktoren NO _x für HVS 50 im Land Brandenburg 2017	25
Abbildung 3-12:	Emissionsfaktoren Partikel für HVS 50 im Land Brandenburg 2017	26
Abbildung 3-13:	Emissionsfaktoren NO _x für HVS 50 im Land Brandenburg 2020	28
Abbildung 3-14:	Emissionsfaktoren Partikel für HVS 50 im Land Brandenburg 2020	29
Abbildung 4-1:	RCG Nest 0 Europa, Höhe in m. ü. NN	39
Abbildung 4-2:	RCG Nest 1 Deutschland, Höhe in m. ü. NN	40
Abbildung 4-3:	RCG Nest 3 Brandenburg, Höhe in m. ü. NN	41
Abbildung 4-4:	2 m-Temperatur [K] über Deutschland, Auflösung ca. 2 x 2 km ² . Oben: COSMO-DE. Unten: RCG-Eingabedaten.	44

Abbildung 4-5:	10 m-Windgeschwindigkeit [m/s] über Deutschland, Auflösung ca. 2 x 2 km ² . Oben: COSMO-DE. Unten: RCG-Eingabedaten.	45
Abbildung 4-6:	NO _x -Emissionen in Berlin, Brandenburg und Umgebung für RCG	49
Abbildung 4-7:	NO _x -Emissionen für RCG, Ausschnitt Berlin	49
Abbildung 4-8:	NMVOE-Emissionen in Berlin, Brandenburg und Umgebung für RCG	50
Abbildung 4-9:	NH ₃ -Emissionen in Berlin, Brandenburg und Umgebung für RCG	50
Abbildung 4-10:	PM ₁₀ -Emissionen in Berlin, Brandenburg und Umgebung für RCG	51
Abbildung 4-11:	PM _{2.5} -Emissionen in Berlin, Brandenburg und Umgebung für RCG	51
Abbildung 4-12:	NO ₂ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung 2016 im Nest 3, Auflösung ca. 500 x 500 m ²	53
Abbildung 4-13:	O ₃ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung 2016 im Nest 3, Auflösung ca. 500 x 500 m ²	53
Abbildung 4-14:	PM ₁₀ -Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung 2016 im Nest 3, Auflösung ca. 500 x 500 m ²	54
Abbildung 4-15:	Auf Basis der RCG-Ergebnisse berechnete Änderung der NO ₂ -Jahresmittelwerte in µg/m ³ für 2020 im Vergleich mit 2016	55
Abbildung 4-16:	Auf Basis der RCG-Ergebnisse berechnete Änderung der O ₃ -Jahresmittelwerte in µg/m ³ für 2020 im Vergleich mit 2016	56
Abbildung 4-17:	Auf Basis der RCG-Ergebnisse berechnete Änderung der PM ₁₀ -Jahresmittelwerte in µg/m ³ für 2020 im Vergleich mit 2016	56
Abbildung 4-18:	Lage der verwendeten Messstationen am Beispiel für NO ₂	60
Abbildung 4-19:	Vorbelastung 2016 für den NO ₂ - (oben links), den NO _x - (oben rechts) und den O ₃ -Jahresmittelwert (unten links)	63
Abbildung 4-20:	Vorbelastung 2016 für den PM ₁₀ - (links) und PM _{2.5} -Jahresmittelwert (rechts)	64
Abbildung 4-21:	Prognostizierte Vorbelastung NO ₂ (oben) und NO _x (unten), Jahresmittelwert für 2017 (links) und 2020 (rechts)	66
Abbildung 4-22:	Prognostizierte Vorbelastung O ₃ (oben) und PM ₁₀ (unten), Jahresmittelwert für 2017 (links) und 2020 (rechts)	67
Abbildung 4-23:	Prognostizierte Vorbelastung PM _{2.5} , Jahresmittelwert für 2017 (links) und 2020 (rechts)	68
Abbildung 4-24:	Vergleich berechneter und beobachteter Jahresmittelwerte für NO ₂ (oben), O ₃ (mitte) und PM ₁₀ (unten) an den Hintergrundstationen in Brandenburg und Berlin, 2016. Links: Reine RCG-Ergebnisse. Rechts: Berechnete Vorbelastung (RCG nach Datenassimilation und Kopplung mit interpolierten Messdaten).	70
Abbildung 4-25:	Aufteilung des Scatterplots in Brandenburger und Berliner Stationen am Beispiel von NO ₂ für die reinen RCG-Ergebnisse, 2016.	71
Abbildung 4-26:	Assessment Target Plots für NO ₂ (oben), O ₃ (mitte) und PM ₁₀ (unten) an den Hintergrundstationen in Brandenburg und Berlin, 2016. Links: Reine RCG-Ergebnisse. Rechts: Berechnete Vorbelastung (RCG nach Datenassimilation und Kopplung mit interpolierten Messdaten).	73
Abbildung 5-1:	Darstellung von Teilabschnitten als Ergebnis der IMMIS ^{build} . Teilabschnittserstellung (grau schraffierte: zu kurze Teilabschnitte; bunte schraffierte: Teilabschnitte, die bereits dem Längen-Breiten-Kriterium vom IMMIS ^{luft} entsprechen, Farbe der Schraffur: grün -	

	hohe Porosität, rot - geringe Porosität; blau-grüne Flächen in Vollfarbe: Gebäude mit Höhe > 4 m nach Höhe gefärbt)	77
Abbildung 5-2:	Darstellung von zusammengefassten Teilabschnitten mit Autobuild (Legende wie Abbildung 5-1)	77
Abbildung 5-3:	Windrosen und Windgeschwindigkeitsverteilung der im Screening verwendeten Ausbreitungsklassenstatistiken	81
Abbildung 5-4:	Gebietszuordnung der Meteorologiedaten	83
Abbildung 5-5:	Einstellungen in IMMIS ^{luft} für die Parametrisierung der Windgeschwindigkeit am Beispiel der Meteorologie von Neuruppin	84
Abbildung 5-6:	Vergleich der Verteilung der NO ₂ -Jahresmittelwerte mit der AKS Langenlipsdorf und Cottbus für die Abschnitte im Meteorologiegebiet Langenlipsdorf für das Bezugsjahr 2016	85
Abbildung 5-7:	Vergleich der Verteilung der NO ₂ -Jahresmittelwerte mit der AKS Brandenburg a.d.H. zu Cottbus für die Abschnitte im Meteorologiegebiet Brandenburg a.d.H. für das Bezugsjahr 2016	86
Abbildung 5-8:	Ergebnis der Screeningberechnung für 2016 für NO ₂	88
Abbildung 5-9:	Ergebnis der Screeningberechnung für 2016 für PM ₁₀	89
Abbildung 5-10:	Häufigkeitsverteilung der Straßenabschnittsanzahl und Abschnittslänge in Konzentrationsklassen für 2016	90
Abbildung 5-11:	Häufigkeitsverteilung der Straßenabschnittsanzahl und Abschnittslänge in Konzentrationsklassen für 2017	94
Abbildung 5-12:	Häufigkeitsverteilung der Straßenabschnittsanzahl und Abschnittslänge in Konzentrationsklassen für 2020	96
Abbildung A-1:	Reine RCG-Ergebnisse 2016 für den NO ₂ - (oben links), den NO _x - (oben rechts) und den O ₃ -Jahresmittelwert (unten links)	110
Abbildung A-2:	Reine RCG-Ergebnisse 2016 für den PM ₁₀ - (links) und den PM _{2.5} -Jahresmittelwert (rechts)	111
Abbildung B-1:	Ergebnisse der Interpolation 2016 für den NO ₂ - (oben links), den NO _x - (oben rechts) und den O ₃ -Jahresmittelwert (unten links)	114
Abbildung B-2:	Ergebnisse der Interpolation 2016 für den PM ₁₀ - (links) und den PM _{2.5} -Jahresmittelwert (rechts)	115
Abbildung C-1:	Differenzen der Vorbelastung 2020 zu 2016 für den NO ₂ - (oben links), den NO _x - (oben rechts) und den O ₃ -Jahresmittelwert (unten links)	118
Abbildung C-2:	Differenzen der Vorbelastung 2020 zu 2016 für den PM ₁₀ - (links) und den PM _{2.5} -Jahresmittelwert (rechts)	119

1 Einführung

Das Land Brandenburg muss im Rahmen der Umsetzung der Pflichten aus dem § 47 BImSchG und der 39. BImSchV die Information der landesweiten Luftschadstoffbelastung auf dem neuesten Stand halten. Dazu waren insbesondere

- aktuelle Immissionsmessergebnisse,
 - aktualisierte Grundlagen zur kleinräumigen Datenbasis für Emissionen aus Haushalten, Gewerbe und Dienstleistung (GHD) und
 - aktuelle Daten zur Verkehrsbelastung
- in eine neue Datengrundlage zu integrieren.

Diese Datengrundlage, ergänzt um meteorologische Eingangsdaten aus dem Bezugsjahr 2016, diente dann der rechnerischen Ermittlung der flächendeckenden Vorbelastung für NO₂, NO_x, O₃, PM₁₀ und PM_{2.5} und der Gesamtbelastung an bebauten Hauptverkehrsstraßen für das Land Brandenburg. Dabei waren die Bezugsjahre 2016, 2017 und 2020 abzubilden.

Das Land Brandenburg verfügt beim Landesamt für Umwelt Brandenburg (LfU) über eine Umweltstraßendatenbank (USDB) als Grundlage für die rechnerische Ermittlung von Luft- und Lärmbelastungen im Land Brandenburg. Die Eingangs- und Ergebnisdaten der mit diesem Projekt erzeugten Aktualisierung wurden in die bestehende Version der USDB beim LfU integriert und die Arbeiten in zwei Zwischenberichten und dem hiermit vorgelegten Abschlussbericht dokumentiert.

Das Gesamtprojekt lässt sich in die folgenden Arbeitspakete (AP) gliedern:

- AP 1 Emissionsfaktoren Kfz-Verkehr 2016/2017/2020
- AP 2 Grundlagen Emissionsberechnung Kfz-Verkehr 2016/2017/2020
- AP 3 Emissionsberechnung Kfz-Verkehr 2016/2017/2020
- AP 4 Integration zwei weiterer AKS im Screening
- AP 5 Vorbelastung mit chemischem Transportmodell (CTM) RCG
- AP 6 Datenassimilation
- AP 7 Immissionsgesamtbelastung/Screening 2016/2017/2020
- AP 8 Qualitätssicherung
- AP 9 Überführung in USDB, Dokumentation, Handbuch

Anmerkung:

Im Text wird der Punkt als Dezimaltrennzeichen verwendet.

2 Methodik

2.1 Allgemeines

Die methodische Grundlage sowie die Datengrundlagen für das hier bearbeitete Projekt werden durch die Vorhaben „Einfluss des Verkehrs und seiner Entwicklung auf die Luftqualität im Land Brandenburg - Verkehrsgutachten“ (IVU Umwelt, 2012a, im Folgenden Text als *Verkehrsgutachten 2012* bezeichnet) und „Verkehrsgutachten 2013-2014 - Einfluss des Verkehrs und seiner Entwicklung auf die Luftqualität und Lärmbelastung im Land Brandenburg“ (IVU Umwelt, 2015b) gelegt.

Für die Bearbeitung der Aufgabenstellung, die in der Einführung beschrieben wird, werden Methoden zur Berechnung von

- Kfz-Emissionen,
- Vorbelastung und
- Gesamtbelastung

benötigt, die in den folgenden Kapiteln 2.2 bis 2.4 beschrieben werden. Zudem wird in Kapitel 2.5 die Methodik zur Qualitätssicherung erläutert.

2.2 Berechnung der Emissionen des Kfz-Verkehrs

2.2.1 Allgemein

Zur Berechnung der Vorbelastung und auch für die Screeningberechnung des Straßenverkehrs wurden die Emissionen des Straßenverkehrs in Brandenburg benötigt. Die Berechnung der Emissionen wurde mit dem Modell IMMIS^{em} Version 7 (IVU Umwelt, 2017b) durchgeführt, welches auf der Datenbasis und Systematik des Handbuchs Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA 3.3 (INFRAS, 2017) basiert. Eine Liste aller Änderungen gegenüber der Vorgängerversion HBEFA 3.2 ist vom Herausgeber INFRAS auf der Webseite unter [http://www.hbefa.net/d/index.html?hbefa/neu_in_hbefa_33.html~in-
hael](http://www.hbefa.net/d/index.html?hbefa/neu_in_hbefa_33.html~in-hael) veröffentlicht.

In IMMIS^{em} ist die Modellierung der PM₁₀-Emissionen durch Aufwirbelung und Abrieb (AWAR) auf Basis der Verkehrssituationen nach Düring, I.; Schmidt, W. (2011) und Düring, I.; Schmidt, W. (2012) integriert und wird als Grundlage der Emissionsmodellierung angesetzt. Neuere Erkenntnisse für PM-AWAR liegen derzeit nicht vor.

Die Berechnung der PM_{2.5} AWAR-Emissionen erfolgte basierend auf dem Emission Inventory Guidebook (EEA, 2009).

Für die Berechnung des Kaltstartes wurde ein neuer Satz Kaltstartfaktoren auf Basis des aktuellen Entwurfs der Richtlinie VDI 3782 Blatt 7 (KRdL, 2018) ermittelt. Vergleiche der neuen Modellierung zur bisherigen Methodik werden in Kapitel 3.2.2 beschrieben.

IMMIS^{em} beinhaltet nicht nur die Standardflotten für Deutschland für die Bezugsjahre bis 2030, sondern erlaubt auch die direkte Verwendung von spezifisch auf lokale Gegebenheiten angepasste Flottendateien, wie sie in diesem Projekt auch verwendet wurden (Kapitel 3.1.1).

Die Datengrundlagen und das Vorgehen sowie die Ergebnisse werden detailliert in Kapitel 3 beschrieben.

2.2.2 Korrekturfaktor für leichte Nutzfahrzeuge

Im HBEFA 3.3 wurden Korrekturen der NO_x- und NO₂-Emissionsfaktoren von Diesel-Pkw der Emissionsstufen Euro 4 bis 6 gegenüber HBEFA 3.2 vorgenommen. Dabei wurden bei Diesel-Pkw neue Basisemissionsfaktoren für die Stufe E6 bestimmt und für alle drei Stufen E4 bis E6 eine Temperaturabhängigkeit der EF eingeführt. Zusätzlich wurde gegenüber dem HBEFA 3.2 die Euro-Stufe E6c durch die Stufen E6d1 und E6d2 ersetzt.

Es ist davon auszugehen, dass die für die genannten Diesel-Pkw vorgenommenen Änderungen im HBEFA 3.3 in gleicher Weise auch für die entsprechenden Emissionsstufen der leichten Nutzfahrzeuge (LNF) gelten müssten. Entsprechende Änderungen wurden aber im HBEFA 3.3 nicht vorgenommen. Deshalb wurden anhand der Emissionsfaktoren des HBEFA 3.2 und 3.3 für Diesel-Pkw für die Bezugsjahre 2015, 2016, 2017 und 2020 Korrekturfaktoren für Diesel-LNF abgeleitet. In Tabelle 2-1 wird die Korrektur der NO_x- und NO₂-Emissionsfaktoren für die Diesel-LNF ab E4 dargestellt. Im HBEFA 3.3 werden die LNF der Emissionsstufe E6 unterschieden in E6 und E6c und die der Pkw in E6 und E6d1. Die Korrekturfaktoren der Pkw E6d1 werden den LNF E6c zugeordnet. Die ebenfalls in HB3.3 vorhandene Emissionsstufe E6d2 bei Pkw findet hier keine Anwendung.

Tabelle 2-1 Korrekturfaktoren für NO_x- und NO₂-Emissionsfaktoren für Diesel-LNF ab Euro 4 für die Bezugsjahre 2015, 2016, 2017 und 2020

Konzept	2015	2016	2017	2020
LNF Diesel M+N1-I Euro-4	1.17	1.17	1.17	1.17
LNF Diesel N1-II Euro-4	1.17	1.17	1.17	1.17
LNF Diesel N1-III Euro-4	1.17	1.17	1.17	1.17
LNF Diesel M+N1-I Euro-5 DPF	1.34	1.34	1.34	1.34
LNF Diesel N1-II Euro-5 DPF	1.34	1.34	1.34	1.34
LNF Diesel N1-III Euro-5 DPF	1.34	1.34	1.34	1.34
LNF Diesel M+N1-I Euro-6 DPF	2.04	2.06	2.09	2.20
LNF Diesel N1-II Euro-6 DPF	2.04	2.06	2.09	2.20
LNF Diesel N1-III Euro-6 DPF	2.04	2.06	2.09	2.20
LNF Diesel M+N1-I Euro-6c DPF	1	1	1.10	1.10
LNF Diesel N1-II Euro-6c DPF	1	1	1.10	1.10
LNF Diesel N1-III Euro-6c DPF	1	1	1.10	1.10

2.3 Berechnung der Vorbelastung

Die Bestimmung der Vorbelastung für ein landesweites Screening der Luftschadstoffbelastung wurde analog zum Vorgehen im „Verkehrsgutachten 2012“ (IVU Umwelt, 2012a) durchgeführt.

Dazu wurden mit einem System zur „Flächenhaften Darstellung der Immissionssituation“ (FLADIS: Diegmann & Wiegand, 2000) interpolierte Messdaten des Messnetzes, ergänzt um Messdaten der umliegenden Bundesländer und Staaten, mit Modellergebnissen aus einer Modellierung mit dem chemischen Transportmodell REM-CALGRID (RCG, siehe Kapitel 4.2) zu einer flächenhaften Darstellung kombiniert. Ein Beispiel für die Kopplung von Mess- und Modelldaten ist in Abbildung 2-1 für den Jahresmittelwert von NO₂ im Jahr 2016 für Brandenburg dargestellt. Das Vorgehen und die Ergebnisse werden detailliert in Kapitel 4 beschrieben.

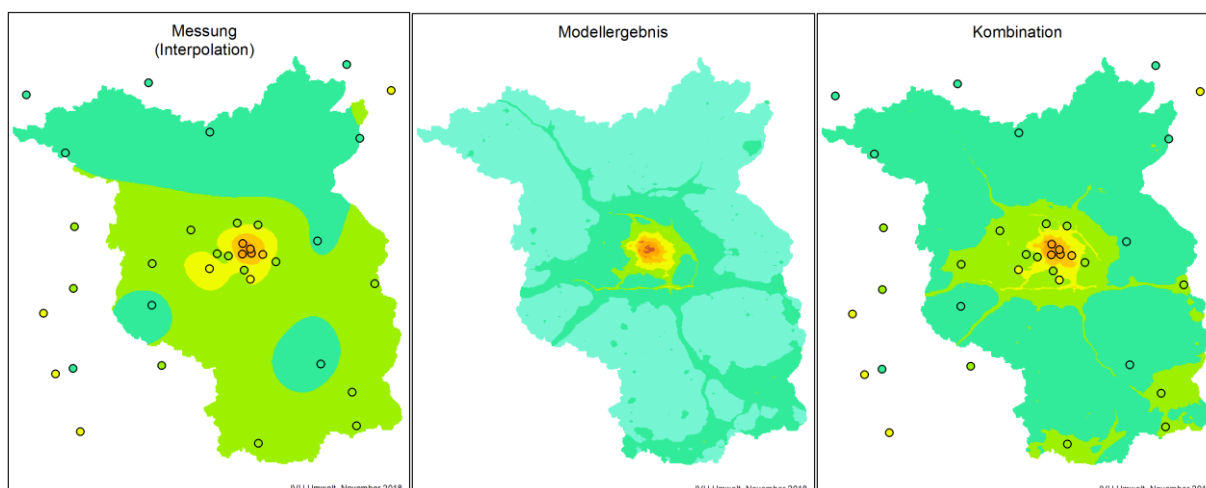


Abbildung 2-1: Kopplung von Mess- und Modelldaten zur Ermittlung der landesweiten Vorbelastung mit FLADIS

2.4 Berechnung Gesamtbelastung mit IMMIS^{luft}

Die Zusatz- und Gesamtbelastung in bebauten Straßenräumen wurden mit Hilfe des Screeningmodells IMMIS^{luft} Version 7 (IVU Umwelt, 2017b) ermittelt. Das Modell berechnet für bebauungs- und verkehrshomogene Straßenabschnitte jeweils einen Wert der Zusatzbelastung auf Basis von sogenannten Kopplungswerten und den verkehrsbedingten Emissionen des jeweiligen Straßenabschnitts unter Berücksichtigung des Jahresmittelwerts der Windgeschwindigkeit. Die Kopplungswerte stellen den Zusammenhang zwischen den Emissionen im Straßenraum und der zu berechnenden Zusatzbelastung her. Sie werden auf der Basis einer meteorologischen Zeitreihe oder Statistik für verschiedene Straßenraumgeometrien mit dem Modell IMMIS^{cpb} vorprozessiert (WIEGAND, G.; DIEGMANN, V. 1994).

Die für die Berechnung mit IMMIS^{luft} erforderlichen Informationen zur Bebauungsgeometrie wurden entsprechend dem „Verkehrsgutachten 2012 (IVU Umwelt, 2012) neu ermittelt. Eine detaillierte Beschreibung der Vorgehensweise befindet sich in Kapitel 5.2.

2.4.1 Berechnung des NO₂-Jahresmittelwerts

Der relevante Grenzwert für die Stickoxide ist der Jahresmittelwert der NO₂-Gesamtbelastung. NO₂ ist ein chemisch aktiver Stoff, der in der Atmosphäre einer Reihe von Reaktionen mit unterschiedlichen Stoffen unterliegt. Die NO₂-Konzentration in der Straßenschlucht setzt sich daher zusammen aus der NO₂-Vorbelastung, dem Anteil des durch den Kfz-Verkehr direkt emittierten NO₂ und dem durch chemische Umwandlungen produzierten oder eliminierten NO₂. Die chemischen Reaktionen, an denen NO₂ beteiligt ist, unterscheiden sich dabei in ihrer Geschwindigkeit und ihrer Komplexität.

In der vorliegenden Untersuchung wurde zur Berechnung des NO₂-Jahresmittelwerts der Ansatz nach Düring & Bächlin (2009) verwendet. Er 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:

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

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

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

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.

2.4.2 Berechnung des Tagesgrenzwerts PM10

Zur Bestimmung der Anzahl an Tagen mit Überschreitungen des ab 2005 gültigen Tagesgrenzwerts von PM10 wird in IVU Umwelt (2006a) ein Ansatz auf der Basis des Jahresmittelwerts von PM10 aufgezeigt. Eine Darstellung dieser Funktion findet sich in Abbildung 2-2. Bei einem Jahresmittelwert von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird der Grenzwert von 35 Überschreitungen im Jahr erreicht. Eine Minderung des Jahresmittelwerts im Bereich von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ um $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ führt zu einer Reduktion um 3 bis 4 Überschreitungstage. Eine Reduktion von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ führt zu einer Reduktion um ca. 7 Überschreitungstage.

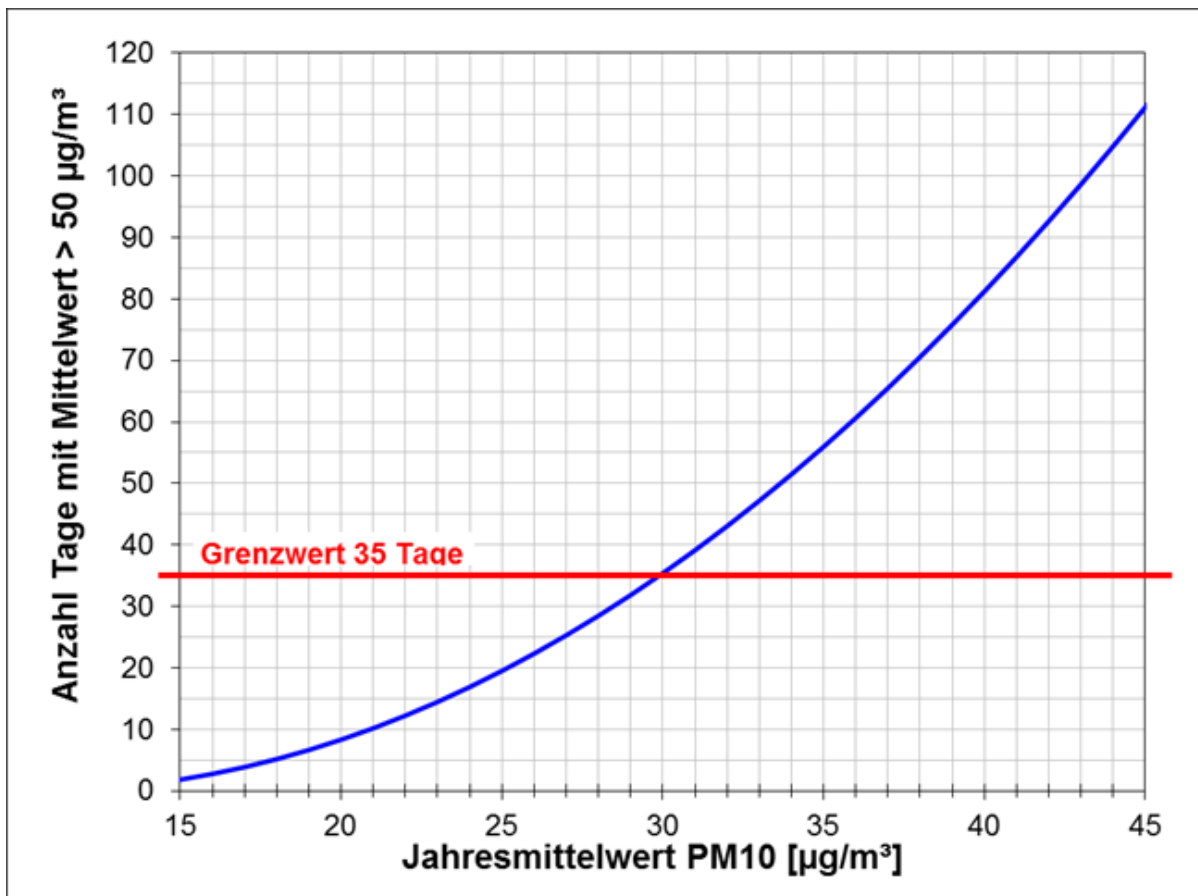


Abbildung 2-2: Statistischer Zusammenhang zwischen dem Jahresmittelwert von PM10 und der Anzahl Tage mit einem PM10-Tagesmittelwert über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$

2.5 Qualitätssicherung

2.5.1 Qualitätssicherung nach Richtlinie EU 2008/50/EG

Die Richtlinie EU 2008/50/EG fordert bei der Anwendung von Modellen in der Luftreinhaltung einen Vergleich von Messwerten und Modellergebnissen. Zur Qualitätssicherung wurden daher sowohl für die reinen RCG-Ergebnisse als auch für die berechneten flächenhaften Vorbelastungen auf Basis der RCG-Ergebnisse nach Datenassimilation und Kopplung mit den interpolierten Messdaten Scatterplots erstellt, in denen die Jahresmittelwerte der Modelldaten an den Stationsorten den Jahresmittelwerten der entsprechenden Messdaten gegenübergestellt sind. Eine solche Grafik ist beispielhaft in Abbildung 2-3 für PM10 dargestellt. Die grauen, gestrichelten Linien kennzeichnen den Abweichungsbereich von +/-30% (für NO₂, NO_x) bzw. von +/- 50 % (für PM10, PM2.5) um den Messwert, was der Genauigkeitsvorgabe für Ausbreitungsrechnungen nach der Richtlinie 2008/50/EG (EU, 2008) entspricht. Die graue, durchgezogene Linie dient der Orientierung, sie weist eine Steigung von 1 auf (Modell = Messung). Die schwarze Linie gibt die Regressionsgerade wieder. Die Scatterplots wurden für das Bezugsjahr 2016 erstellt, für das vollständige Messzeitreihen in stündlicher Auflösung vorlagen.

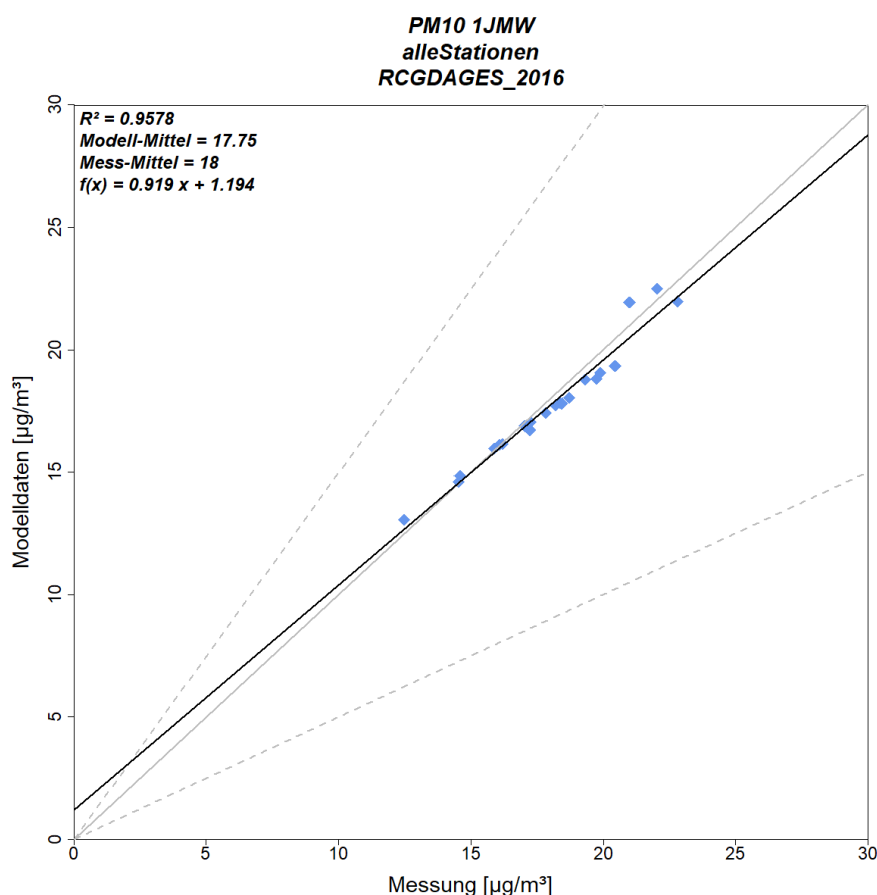


Abbildung 2-3: Vergleich berechneter Vorbelastung (RCG-Ergebnisse nach Datenassimilation und Kopplung mit interpolierten Messdaten) und beobachteter PM10-Jahresmittelwerte an den Hintergrundstationen in Brandenburg und Berlin, 2016. Gestrichelten Linien kennzeichnen den Abweichungsbereich von +/-50 % um den Messwert. Die schwarze Linie gibt die Regressionsgerade wieder.

2.5.2 DELTA-Tool (FAIRMODE)

In Erweiterung der Auswertung gemäß Kapitel 2.5.1 wurde das im Rahmen der FAIRMODE-Initiative entstandene DELTA-Tool für "Assessment & Planning" (A&P; Thunis & Cuvelier, 2018; FAIRMODE, 2018) auf die reinen RCG-Ergebnisse und auf die berechneten flächenhaften Vorbelastungen (RCG-Ergebnisse nach Datenassimilation und Kopplung mit den interpolierten Messdaten) angewendet. Das DELTA-Tool ist ein in der Entwicklung befindliches Analysetool, das Modellergebnisse im Vergleich mit Messungen statistisch bewertet. Entwickelt wird das DELTA-Tool im Rahmen der Arbeitsgruppe 1 (WG1 Assessment) des Europäischen Forums für Luftqualitätsmodellierung (FAIRMODE, Forum for air quality modelling in Europe, <http://fairmode.jrc.ec.europa.eu>), mit dem Ziel, Modellevaluierungen zu harmonisieren. Es werden Modellqualitätsziele festgelegt und in Form des DELTA-Tools in einem Analysewerkzeug bereitgestellt, mit dem Modellierungen im Vergleich mit Messungen nach den implementierten Methoden statistisch bewertet werden können.

Im sogenannten Benchmark-Modus werden zusammenfassende Bewertungen anhand von Gütekriterien für verschiedene statistische Indikatoren erstellt. Diese Gütekriterien sind fest im Tool implementiert und können damit vom Benutzer nicht verändert werden (Thunis & Cuvelier, 2018; FAIRMODE, 2018). Die wichtigsten im Benchmark-Mode verwendeten statistischen Indikatoren sind:

- Mittlerer quadratischer Fehler (RMSE),
- Korrelationskoeffizient (R),
- Normierte mittlere Abweichung (NMB),
- Normierte mittlere Standardabweichung (NMSD) und
- Zentrierter mittlerer quadratischer Fehler (CRMSE).

Die mathematischen Formulierungen dieser Größen können Thunis et al. (2012), FAIRMODE (2018) und Thunis & Cuvelier (2018) entnommen werden. Die Qualität von Modellergebnissen wird mit Hilfe eines aggregierenden Modellierungsqualitäts-Indikators („modelling quality indicator“, MQI) abgeschätzt, der mit einem festgelegten Modellierungsqualitäts-Ziel („modelling quality objective“, MQO) verglichen wird. Zusätzlich werden weitere Modellierungsgüte-Indikatoren („modelling performance indicator“, MPI) und entsprechende Vergleichskriterien („modelling performance criteria“, MPC) definiert und damit die an die Modelle zu stellenden Genauigkeitsanforderungen bezüglich ihres Einsatzes für Fragestellungen in der Luftreinhaltung für die einzelnen statistischen Indikatoren festgelegt. Die MQI und MPI werden in Abhängigkeit von den Messunsicherheiten der einzelnen Schadstoffkomponenten bestimmt, d. h. den Modellergebnissen wird ein Toleranzbereich zugeordnet, der vom Unsicherheitsbereich der Messungen abhängt.

Die Beurteilung der Güte der Modellierung über den MQI wird anhand dreier Kategorien vorgenommen:

- $MQI \leq 0.5$. Der Unterschied zwischen Modellergebnissen und Messungen an einer Station ist kleiner als die Messunsicherheit. Die Modellergebnisse liegen damit im Mittel im Bereich der Messunsicherheit und erfüllen das Modellqualitätsziel. Eine Verbesserung der Modellgüte im Sinne einer „besseren“ Abbildung der Messungen ist nicht möglich.
- $0.5 < MQI \leq 1 = MQO$. Der Unterschied zwischen Modellergebnissen und Messungen an einer Station ist größer als die Messunsicherheit, die Unsicherheitsbereiche von

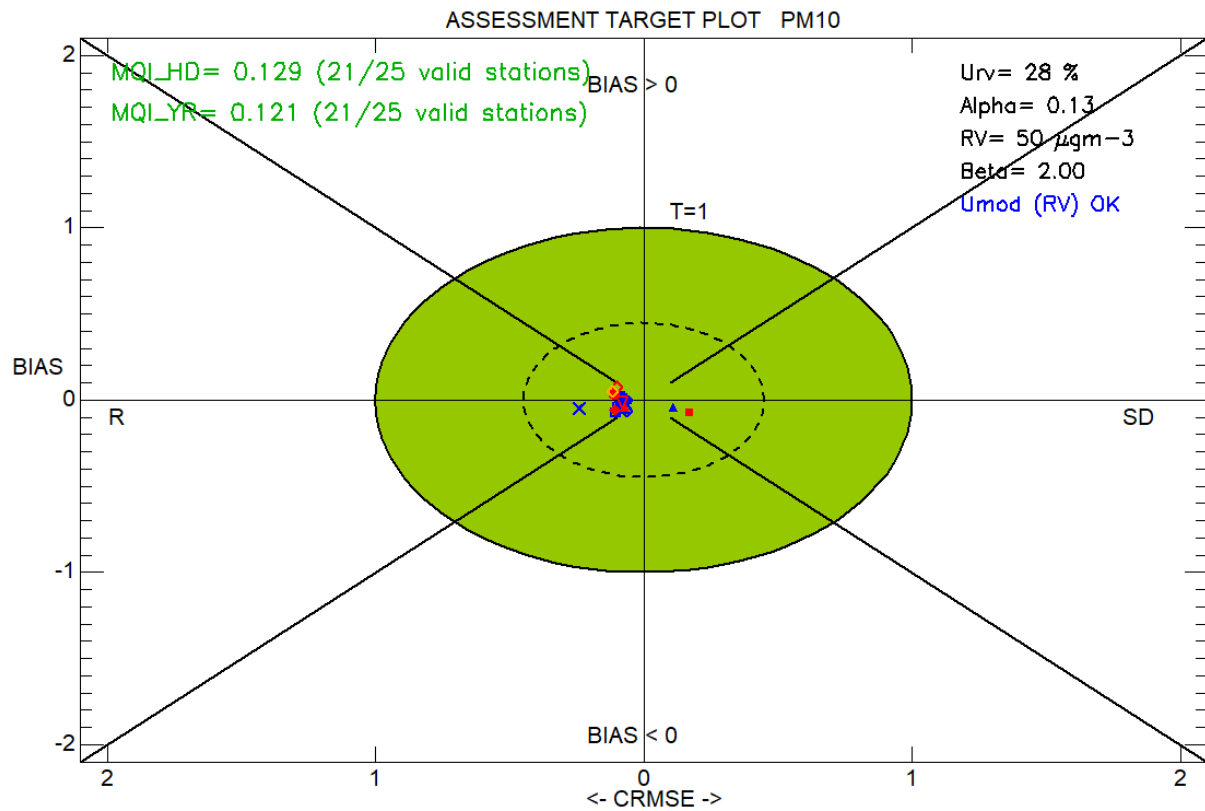
Modellergebnissen und Beobachtungen überdecken sich. Damit ist das Modellergebnis noch in dem geforderten Bereich und erfüllt das Modellqualitätsziel.

- $MQI > 1$. Die Unterschiede zwischen Modellergebnissen und Beobachtungen sind signifikant. Das Modellqualitätsziel ist nicht erreicht.

Der MQI gibt einen allgemeinen Überblick zur Güte einer Modellierung. Die zusätzlichen Parameter ermöglichen eine detailliertere Beurteilung der Güte und zeigen damit mögliche Aspekte einer Verbesserung der Modellierung auf. Die entscheidende Rolle bei allen statistischen Parametern spielt die Definition der Normierungsgröße, also des Unsicherheitsbereichs der Messungen. Für die Ableitung dieses Unsicherheitsbereiches wird auf die o. g. Quellen verwiesen. Die normierte Auswertung der statistischen Parameter wird in den Benchmark-Reports des DELTA-Tools in einem zentralen Diagramm zum MQI, dem sogenannten „Assessment Target Plot“, und diversen zusammenfassenden Statistiken zu den einzelnen MPI dargestellt.

Im Rahmen dieses Projektes wurden ausschließlich die zentralen Target Plots ausgewertet, in Abbildung 2-4 beispielhaft dargestellt für die berechnete Vorbelastung (RCG-Ergebnisse nach Datenassimilation und Kopplung mit interpolierten Messdaten) für PM₁₀. In den Target Plots erfüllen Stationspunkte, die innerhalb der grünen Ellipse liegen, die Bedingung „ $MQI < 1$ “, und Stationspunkte, die innerhalb der gestrichelten grünen Ellipse liegen, die Bedingung „ $MQI < 0.5$ “. Für Stationspunkte oberhalb der x-Achse bei $y > 0$ liegt ein positiver und für Stationspunkte unterhalb ein negativer Bias der Modelldaten gegenüber den Messwerten vor. Die Aufteilung der Stationspunkte auf die linke und die rechte Hälfte des Diagramms erfolgt in Abhängigkeit von Korrelationskoeffizient (R) und Standardabweichung (SD) (FAIRMODE, 2018)

Das Modellierungsqualitäts-Ziel („modelling quality objective“, MQO) gilt, entsprechend der Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG (EU, 2008), als erfüllt, wenn es für 90 % der Stationen erfüllt ist. In den Benchmark-Reports des DELTA-Tools wird dementsprechend der MQI-Wert in grün dargestellt, wenn das 90-Perzentil der MQI aller Stationen ≤ 1 ist. Dabei werden ein auf stündlichen Werten basierender Wert MQI_{HD} und ein auf Jahresmittelwerten basierender Wert MQI_{YR} berechnet. Im vorliegenden Projekt wurden die Auswertungen mit dem DELTA-Tool in der Version 5.6 durchgeführt.



◇ DEBB007	◆ DEBB067	▲ DEBE056	Strt/end Ind: 1-8784 Model (s): RCGDAGES2016 Parameter: PM10 Scen: 2016 Extra Values: No Season: Year Day hours: All 24h Time Average: Preserved Daily stats: Mean
□ DEBB021	■ DEBB075	● DEBE068	
▲ DEBB048	× DEBB083	○ DEUB030	
▽ DEBB053	◇ DEBB086		
◆ DEBB055	□ DEBB092		
■ DEBB063	● DEBE010		
▲ DEBB064	◇ DEBE032		
▽ DEBB065	■ DEBE034		
◆ DEBB066	● DEBE051		

Abbildung 2-4: Assessment Target Plot für die berechnete Vorbelastung (RCG-Ergebnisse nach Datenassimilation und Kopplung mit interpolierten Messdaten) für PM10 an den Hintergrundstationen in Brandenburg und Berlin, 2016.

3 Emissionen des Kfz-Verkehrs

Die Berechnung der Emissionen des Kfz-Verkehrs für das Land Brandenburg erfolgte in folgenden Schritten:

- Ermittlung von spezifischen Emissionsfaktoren innerorts auf der Basis von Kennzeichenerfassungen im Land Brandenburg
- Aufbau der Datengrundlage für das Verkehrsnetz
- Berechnung der landesweiten streckenbezogenen Kfz-Emissionen
- Bilanzierung der Emissionen und Vergleich mit Vorgängeruntersuchungen.

Die Arbeiten werden in den folgenden Kapiteln beschrieben.

3.1 Ermittlung von Emissionsfaktoren für 2016, 2017 und 2020

3.1.1 Erstellung der Innerortsflotte für 2016 und Fortschreibung für 2017 und 2020

Vom Auftraggeber wurde eine Flotte des Kfz-Verkehrs im IMMIS^{em}-Format mit Fahrleistungsanteilen für Brandenburg, basierend auf Kennzeichenerfassungen aus dem Bezugsjahr 2016, zur Verfügung gestellt. Diese Flotte wurde bei den Emissionsberechnungen mit IMMIS^{em} als Innerortsflotte verwendet. Die Flotten für Außerortsstraßen und Autobahnen wurden unverändert aus dem HBEFA 3.3 (INFRAS et al., 2017) übernommen.

Basierend auf der im HBEFA 3.3 angegebenen zeitlichen Entwicklung der Flottenzusammensetzung wurde die Innerortsflotte für Brandenburg aus 2016 für die Prognosejahre 2017 und 2020 fortgeschrieben. Vergleiche der für das Land Brandenburg angepassten Flottenzusammensetzungen mit den Daten aus dem HBEFA 3.3 für 2016 sowie der Fortschreibung für 2017 und 2020 sind in Abbildung 3-1 bis Abbildung 3-7 dargestellt.

Im Ergebnis lagen die Grundlagen der fahrleistungsgewichteten Flotteninformationen zur Berechnung der Kfz-Emissionen für die drei Bezugsjahre vor.

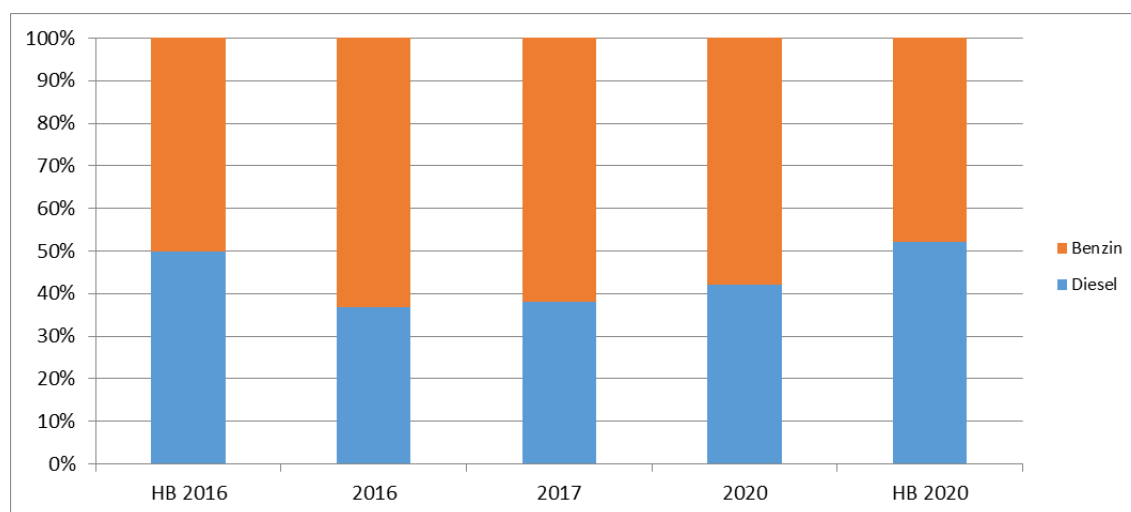


Abbildung 3-1: Aufteilung der Pkw-Flotte nach Diesel und Benzin spezifisch im Land Brandenburg innerorts für 2016, 2017 und 2020 sowie nach HBEFA 3.3 für 2016 und 2020

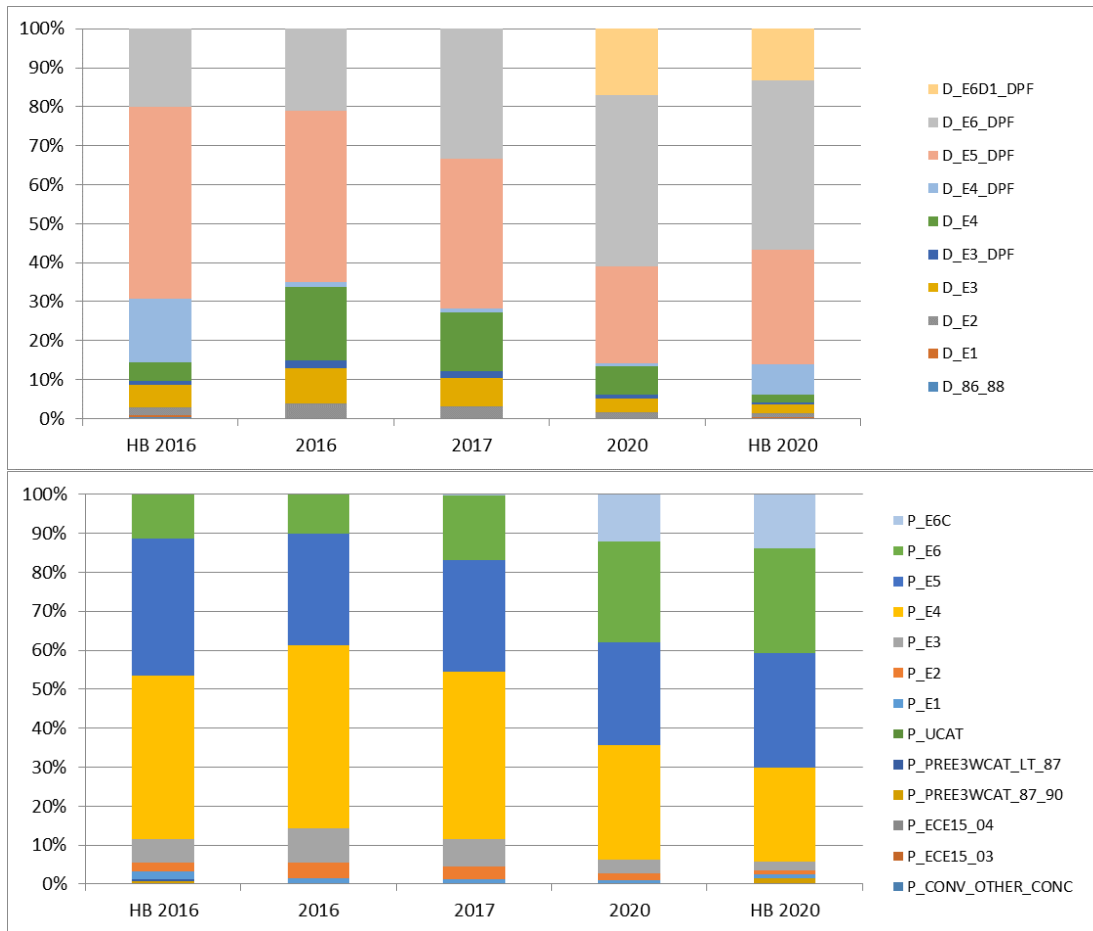


Abbildung 3-2: Aufteilung der Flotte für Diesel (oben) und Benzin-Pkw (unten) spezifisch im Land Brandenburg innerorts für 2016, 2017 und 2020 sowie zusätzlich für 2016 und 2020 nach HBEFA 3.3

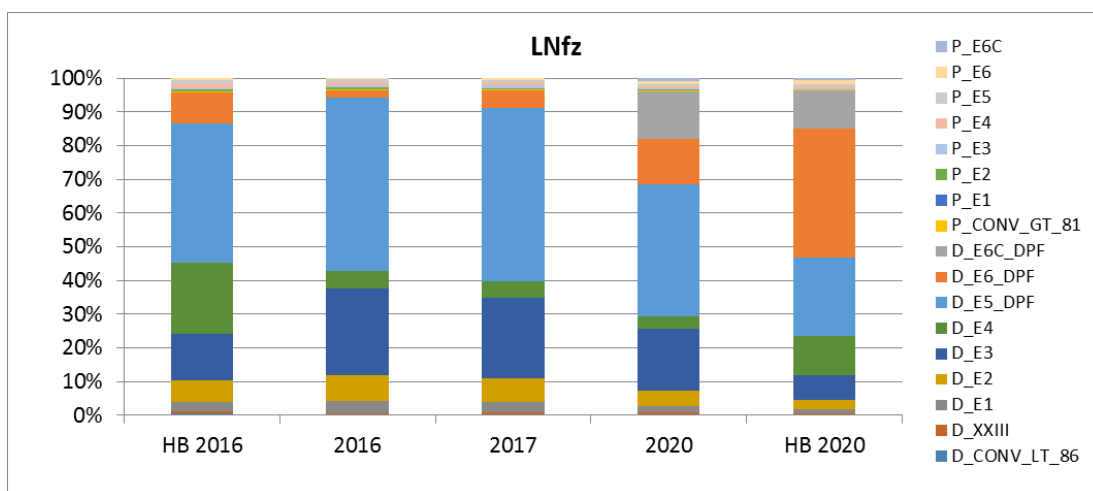


Abbildung 3-3: Aufteilung der Flotte für LNfz spezifisch im Land Brandenburg innerorts für 2016, 2017 und 2020 sowie zusätzlich für 2016 und 2020 nach HBEFA 3.3

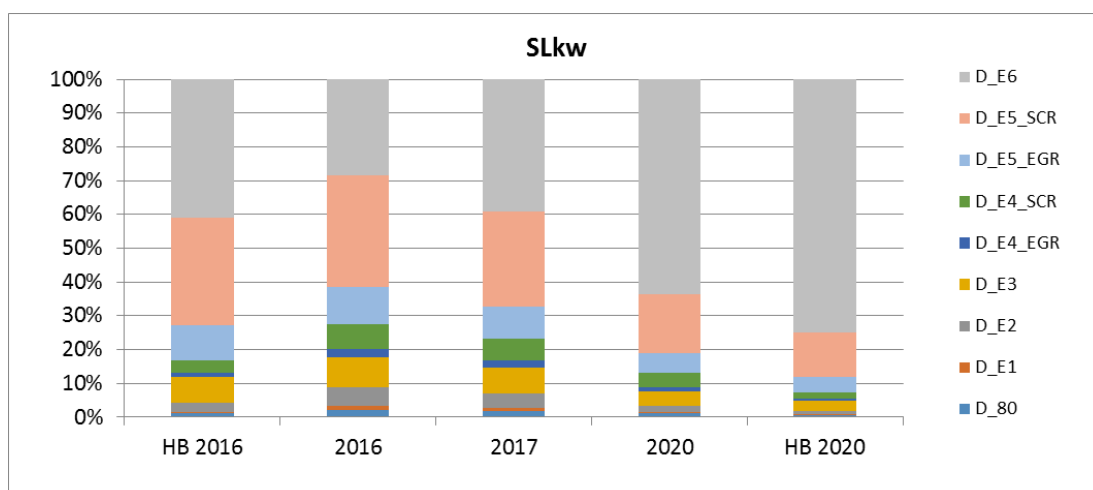


Abbildung 3-4: Innerorts Flottenaufteilung schwere Lkw für 2016, 2017 und 2020 spezifisch im Land Brandenburg und 2016, 2020 nach HBEFA 3.3

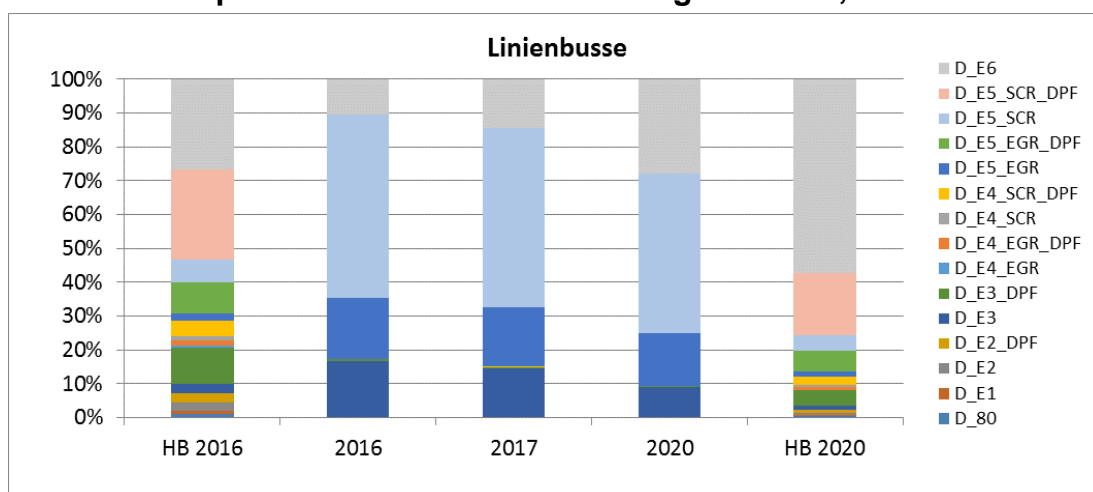


Abbildung 3-5: Innerorts Flottenaufteilung Linienbusse für 2016, 2017 und 2020 spezifisch im Land Brandenburg und 2016, 2020 nach HBEFA 3.3

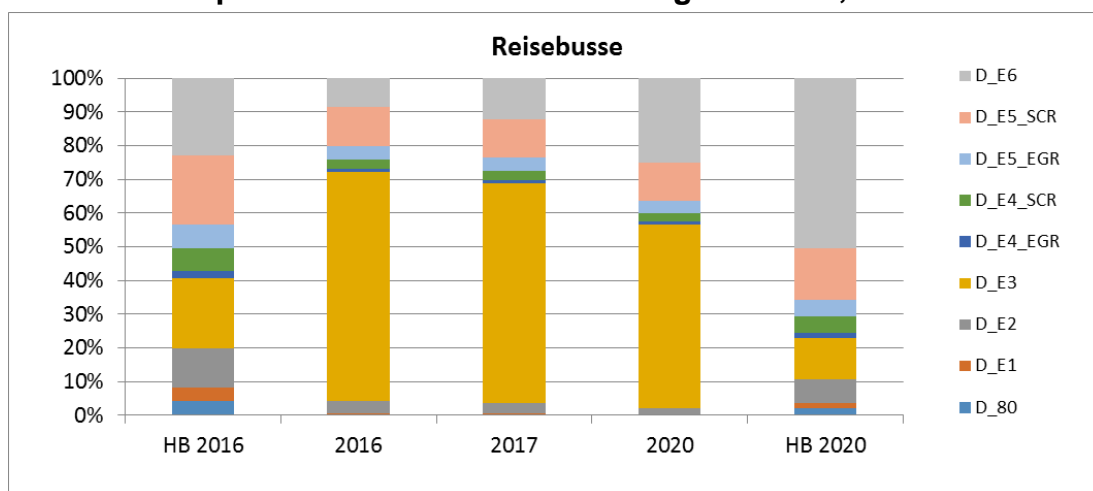


Abbildung 3-6: Innerorts Flottenaufteilung Reisebusse für 2016, 2017 und 2020 spezifisch im Land Brandenburg und 2016, 2020 nach HBEFA 3.3

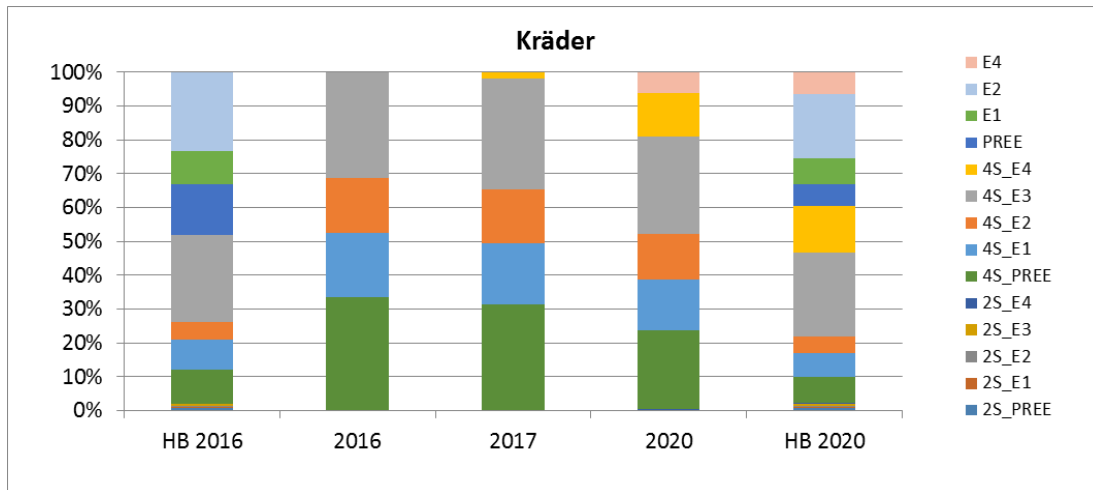


Abbildung 3-7: Innerorts Flottenaufteilung Kräder für 2016, 2017 und 2020 spezifisch im Land Brandenburg und 2016, 2020 nach HBEFA 3.3

3.1.2 Emissionsfaktoren für 2016

Mit dem Emissionsmodell IMMIS^{em} Version 7 (IVU Umwelt, 2017b) wurden für die HBEFA-Verkehrssituation Hauptverkehrsstraße mit dem Tempolimit 50 (HVS 50) Emissionsfaktoren für das Jahr 2016 getrennt nach den Kfz-Arten Pkw, leichte Nfz, schwere Nfz und Busse berechnet. Für Pkw und leichte Nfz wurde zudem noch nach der Kraftstoffart (Diesel und Benzin) unterschieden.

Dabei wurden die Emissionsfaktoren der HVS 50, die mit der für Brandenburg angepassten Flotte für 2016 berechnet wurden, einer entsprechenden Berechnung mit den Standardwerten des HBEFA 3.3 gegenübergestellt.

Die Emissionsfaktoren der HVS 50 für das Bezugsjahr der Kennzeichenerhebung 2016 sind in Abbildung 3-8 für NO_x und in Abbildung 3-9 für Partikel jeweils für die Fahrzeugtypen Pkw, leichte Nfz, schwere Nfz, Linienbusse und Reisebusse differenziert nach Verkehrszustand (LOS1: flüssig bis LOS4: Stop&Go) dargestellt.

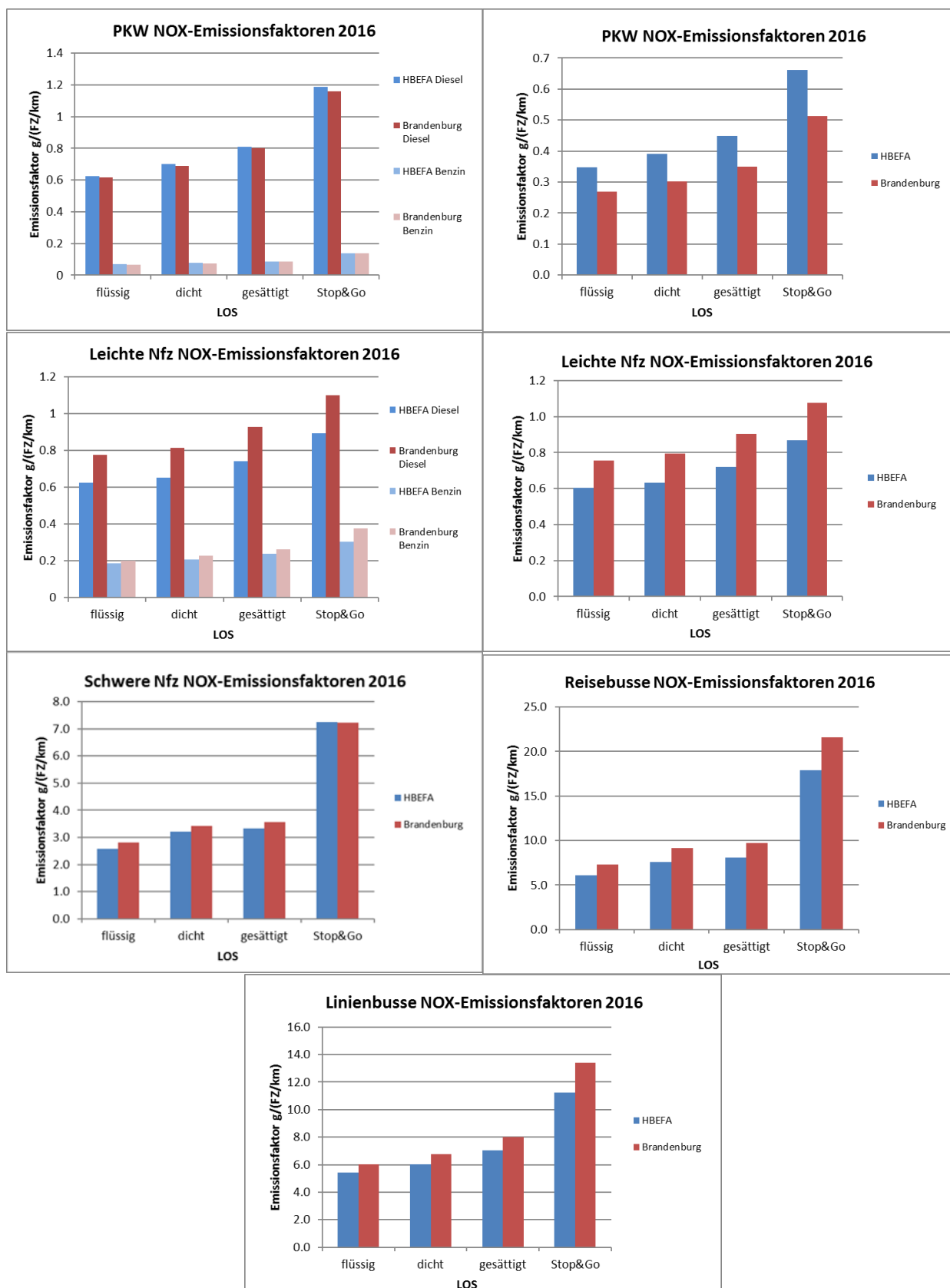


Abbildung 3-8: Emissionsfaktoren NO_x für HVS 50 im Land Brandenburg 2016

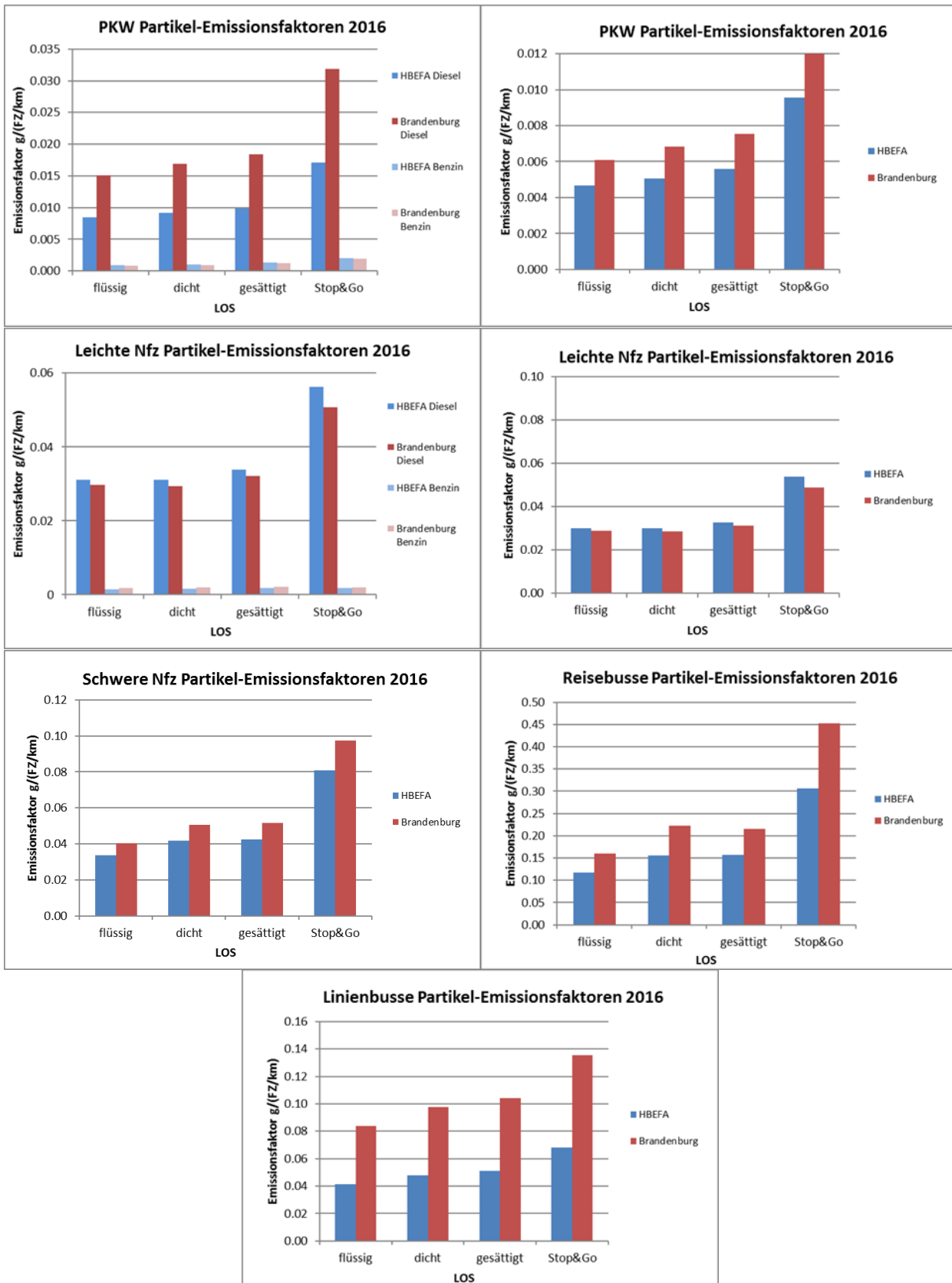


Abbildung 3-9: Emissionsfaktoren Partikel für HVS 50 im Land Brandenburg 2016

Die NO_x-Emissionsfaktoren sind im Land Brandenburg sowohl für Diesel-Pkw mit -1 % bis -2 % als auch für Benzin-Pkw mit -5 % bis -0.5 % geringer als die entsprechenden Faktoren im HBEFA 3.3. Auf Grund des in 2016 mit 37 % geringeren Diesel-Anteils an der Pkw-Flotte im Vergleich zum Standardwert im HBEFA 3.3 mit 50 % ist der Gesamtemissionsfaktor Pkw für NO_x für alle Verkehrszustände um ca. 22 % niedriger als im HBEFA 3.3.

Im Vergleich zum HBEFA 3.3 sind im Land Brandenburg die Emissionsfaktoren für Partikel für die Diesel-Pkw ca. 1/3 höher, für Benzin-Pkw um 5 % niedriger. Grund für den höheren Emissionsfaktor für Partikel ist der viermal so hohe Fahrleistungsanteil von Diesel-Pkw mit Euro 4 ohne Partikelfilter und ein dagegen um 90 % geringerer Fahrleistungsanteil für E4-Diesel-Pkw mit Partikelfilter (Abbildung 3-10). Der Anteil Diesel an der Pkw-Flotte ist mit 37 % zwar weiterhin geringer als im HBEFA 3.3 mit 50 %, trotzdem ist der Gesamtemissionsfaktor Pkw im Land Brandenburg bei Partikel in Summe höher als im HBEFA 3.3.

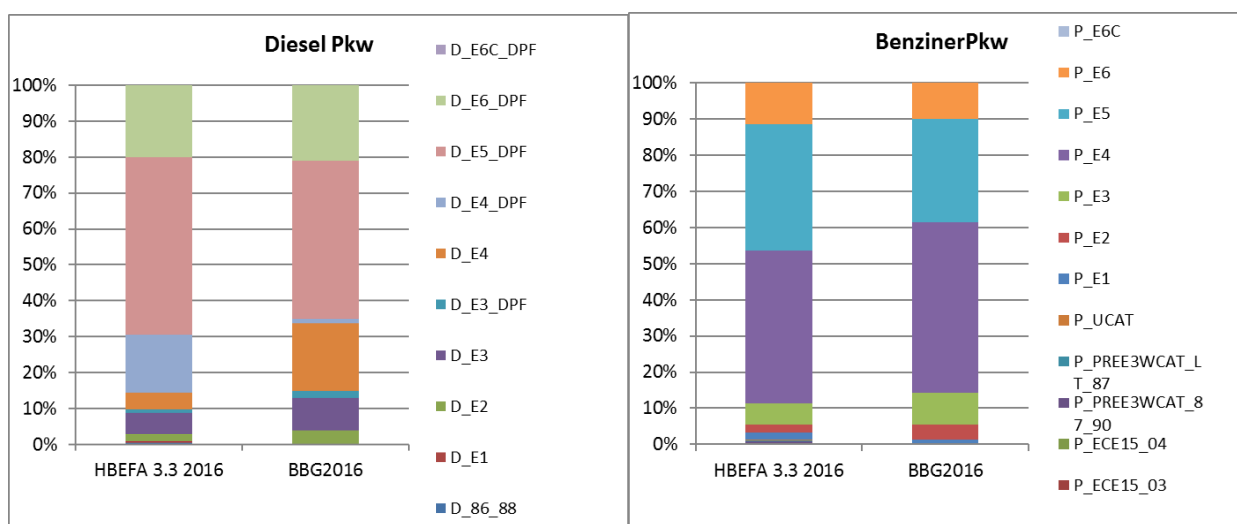


Abbildung 3-10: Vergleich der Fahrleistungsanteile für Diesel-Pkw (links) und Benziner-Pkw (rechts) in der HBEFA-Standardflotte und in der Brandenburger Flotte für 2016

Für leichte Nfz ist festzustellen, dass die Emissionsfaktoren für Dieselfahrzeuge innerorts in 2016 bei NO_x um ca. 25 % höher und bei Partikel zwischen -4.1 % und -9.2 % geringer sind als im HBEFA 3.3. Der Anteil der Dieselfahrzeuge an der Flotte der leichten Nfz ist mit 96.5 % minimal höher als im HBEFA 3.3 mit 95.9 %. Der hohe Dieselanteil führt dann auch bei NO_x zu einem höheren und bei Partikel zu einem geringeren Emissionsfaktor als im HBEFA 3.3.

Die NO_x-Emissionsfaktoren bei den schweren Lkw (maximal 9.1 %), Reisebussen (maximal 21 %) und Linienbussen (maximal 19 %) sind, wie schon 2014, überwiegend höher als im HBEFA 3.3.

Die Partikel-Emissionsfaktoren bei den schweren Lkw (maximal 21.7 %), Reisebussen (maximal 47.8 %) und Linienbussen (maximal 104.2 %) sind durchweg wie schon 2014 höher als im HBEFA 3.3.

3.1.3 Emissionsfaktoren für 2017

Mit IMMIS^{em} (IVU Umwelt, 2017) wurden für die HBEFA-Verkehrssituation Hauptverkehrsstraße mit dem Tempolimit 50 (HVS 50) Emissionsfaktoren für das Jahr 2017 getrennt nach den Kfz-Arten Pkw, leichte Nfz, schwere Nfz und Busse berechnet. Für Pkw und leichte Nfz wurde zudem noch nach Kraftstoffart (Diesel und Benzin) unterschieden.

Dabei wurden die Emissionsfaktoren für die HVS 50, die mit der für Brandenburg angepassten Flotte für 2017 berechnet wurden, einer entsprechenden Berechnung mit den Standardwerten des HBEFA 3.3 gegenübergestellt.

Die Emissionsfaktoren für die HVS 50 für das Bezugsjahr der Kennzeichenerhebung 2017 sind in Abbildung 3-11 für NO_x und in Abbildung 3-12 für Partikel jeweils für die Fahrzeugtypen Pkw, leichte Nfz, schwere Nfz, Linienbusse und Reisebusse differenziert nach Verkehrszustand (LOS1 bis LOS4) dargestellt.

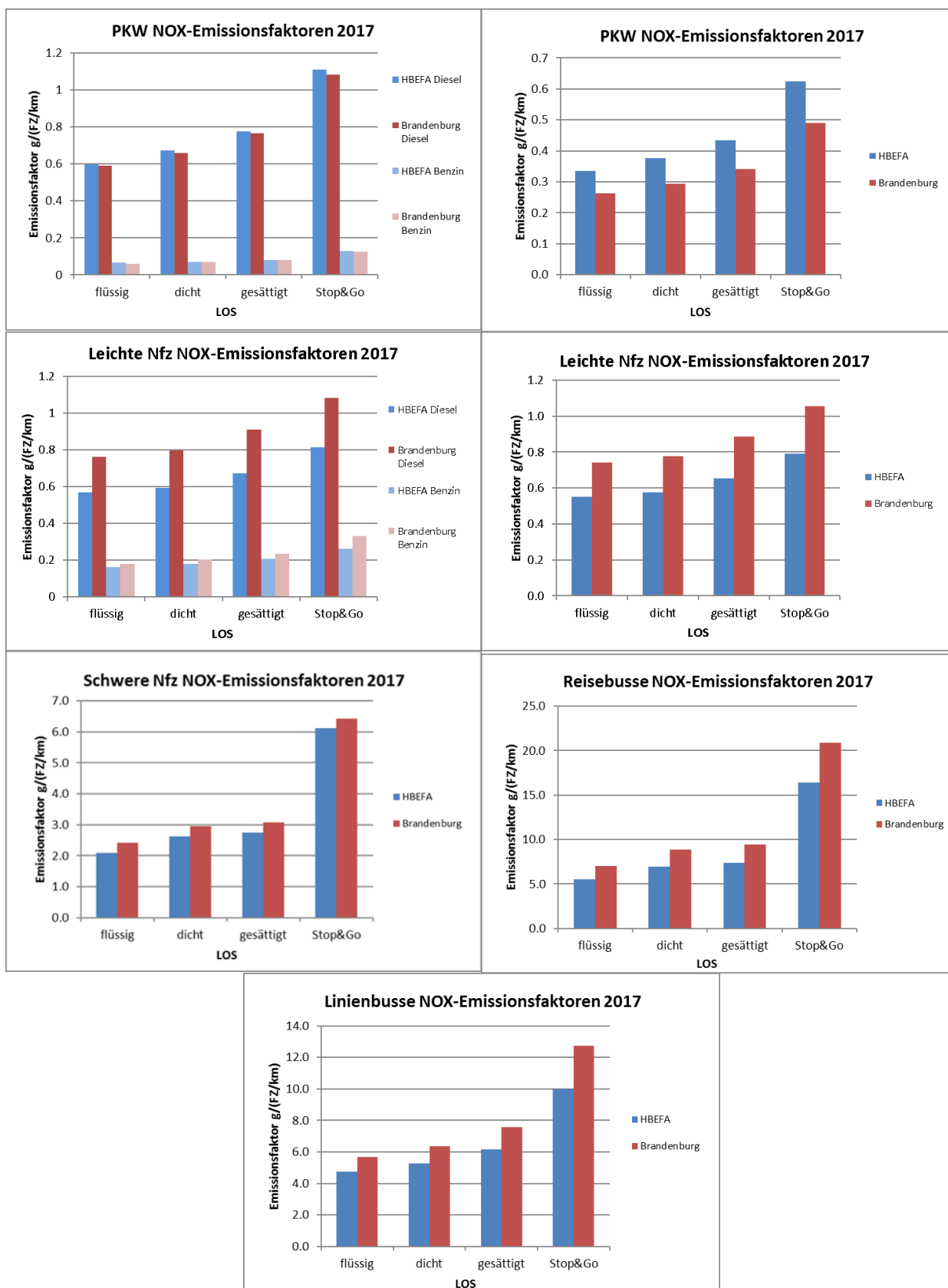


Abbildung 3-11: Emissionsfaktoren NO_x für HVS 50 im Land Brandenburg 2017

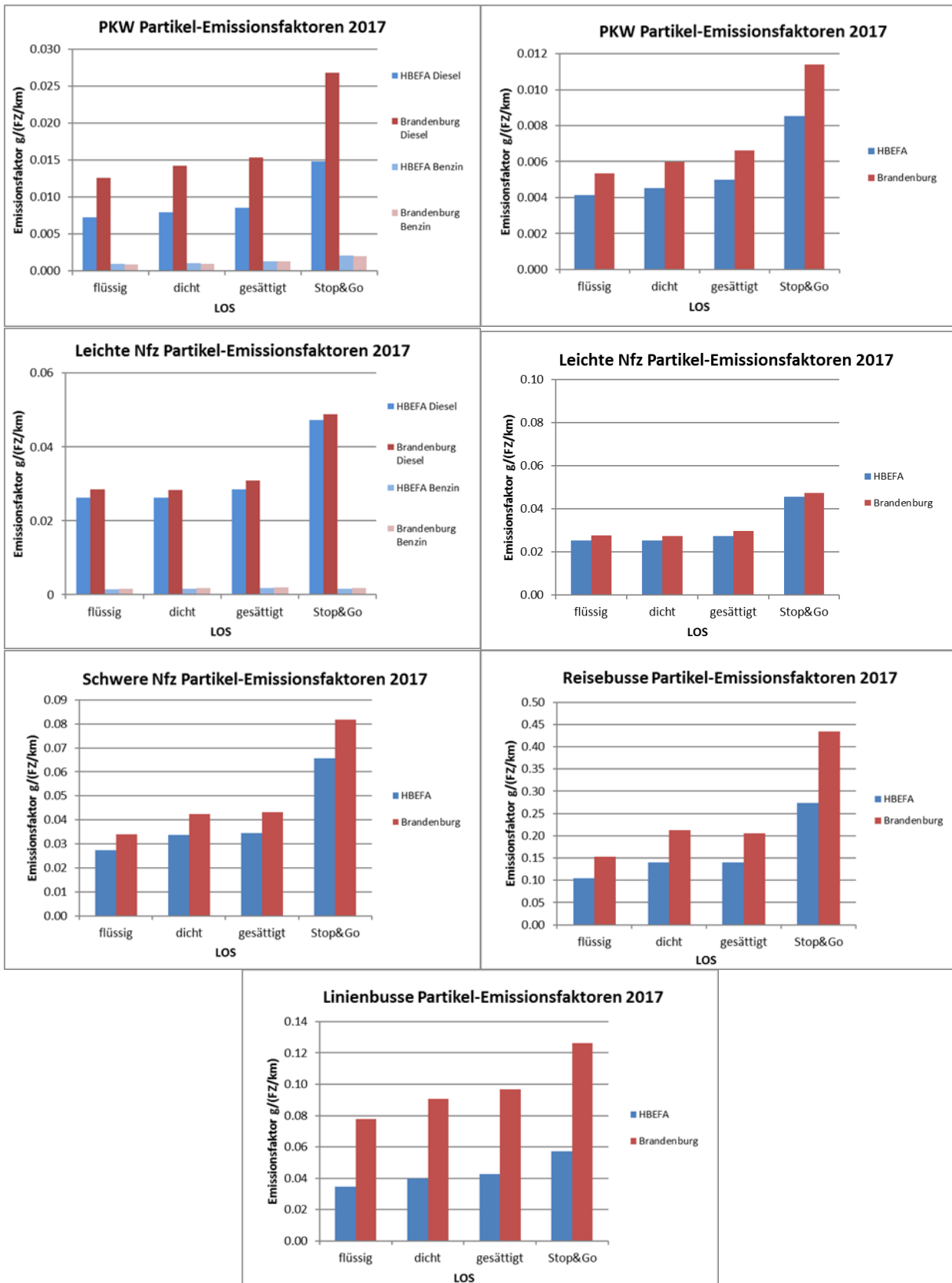


Abbildung 3-12: Emissionsfaktoren Partikel für HVS 50 im Land Brandenburg 2017

3.1.4 Emissionsfaktoren für 2020

Mit IMMIS^{em} (IVU Umwelt, 2017) wurden für die HBEFA-Verkehrssituation Hauptverkehrsstraße mit dem Tempolimit 50 (HVS 50) Emissionsfaktoren für das Jahr 2020 getrennt nach den Kfz-Arten Pkw, leichte Nfz, schwere Nfz und Busse berechnet. Für Pkw und leichte Nfz wurde zudem noch nach Kraftstoffart (Diesel und Benzin) unterschieden.

Dabei wurden die Emissionsfaktoren, die mit der für Brandenburg angepassten Flotte für 2020 berechnet wurden, einer entsprechenden Berechnung mit den Standardwerten des HBEFA 3.3 gegenübergestellt.

Die Emissionsfaktoren für das Bezugsjahr der Kennzeichenerhebung 2020 sind in Abbildung 3-13 für NO_x und in Abbildung 3-14 für Partikel jeweils für die Fahrzeugtypen Pkw, leichte Nfz, schwere Nfz, Linienbusse und Reisebusse differenziert nach Verkehrszustand (LOS1 bis LOS4) dargestellt.

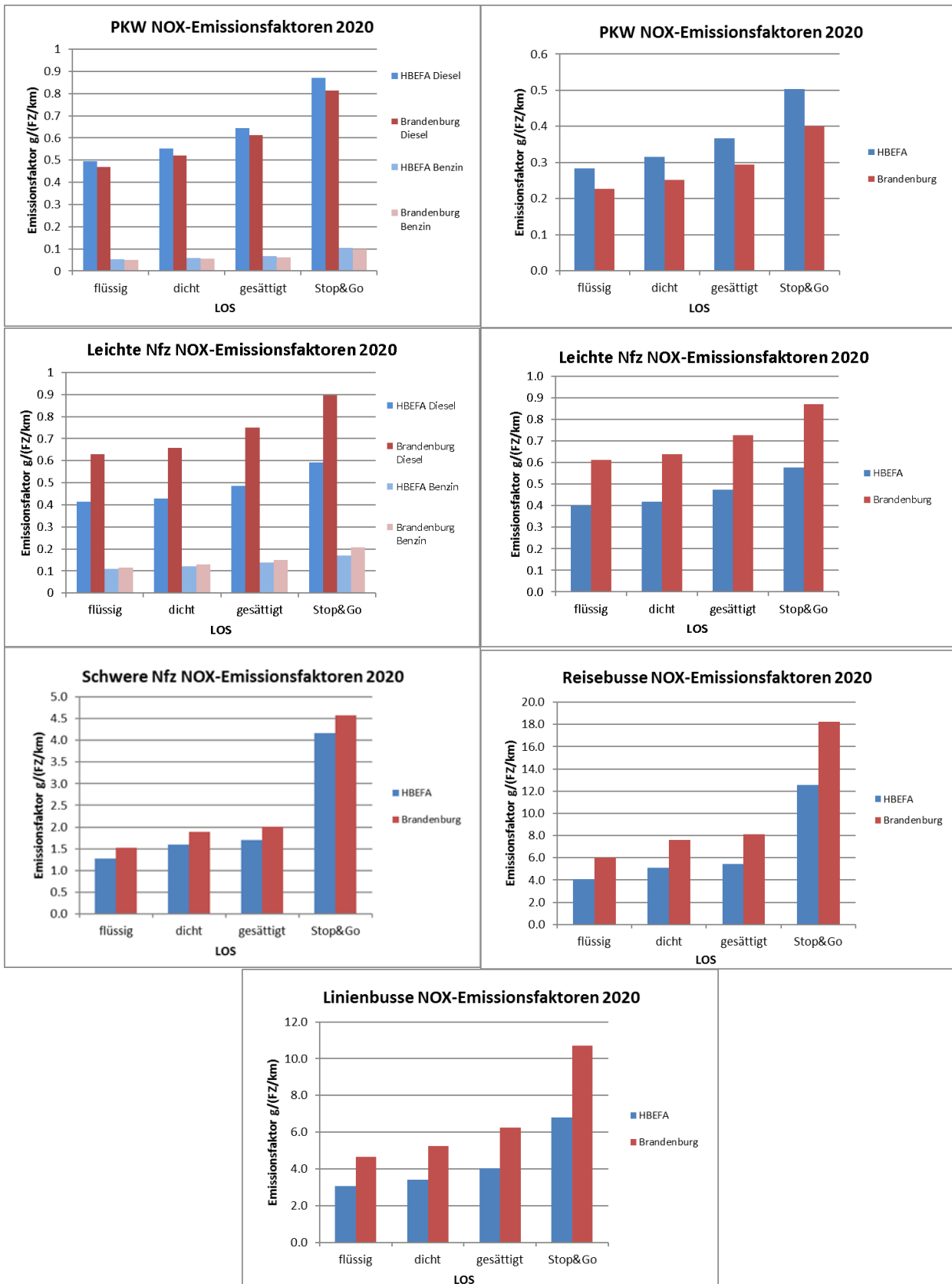


Abbildung 3-13: Emissionsfaktoren NO_x für HVS 50 im Land Brandenburg 2020

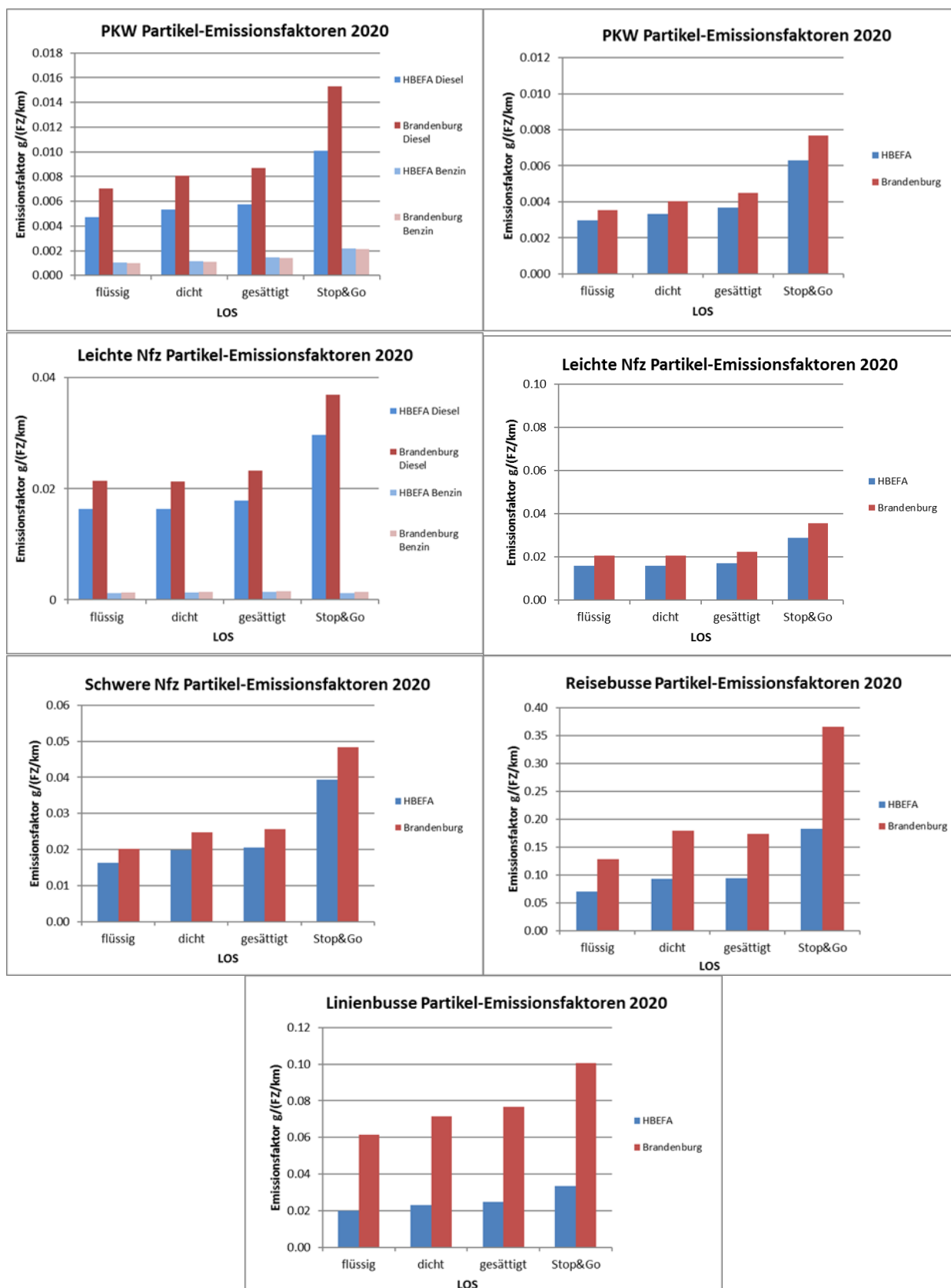


Abbildung 3-14: Emissionsfaktoren Partikel für HVS 50 im Land Brandenburg 2020

3.2 Aufbau der Datengrundlagen für die Kfz-Emissionsbilanz

Grundlage der landesweiten Berechnung der Kfz-Emissionen bildeten die Verkehrsdaten der aktuellen Lärmkartierung (VMZ, 2017) sowie die Attributierung des Verkehrsnetzes der USDB. Die entsprechenden Daten wurden vom Auftraggeber zur Verfügung gestellt.

Modelltechnischer Aktualisierungsbedarf bestand bei der Kaltstartmodellierung, wie er im Kapitel 3.2.2 beschrieben wird.

3.2.1 Übernahme und Vervollständigung der Grundlagendaten zur Emissionsberechnung

Die für die Emissionsberechnung notwendigen Eingangsdaten, wie die Verkehrsbelastung der verschiedenen Kfz-Arten und die Festlegung der Verkehrssituation als Kombinationen aus Gebiet, Straßentyp, Tempolimit und Level of Services (LOS) und Längsneigung, wurden aus dem bestehenden Verkehrsnetz der USDB übernommen.

Die Grundlagendaten zur Emissionsberechnung wurden vervollständigt, um für jeden Abschnitt der USDB eine Emissionsberechnung durchführen zu können.

Die Emissionsdatenbasis der USDB enthält 61'019 Abschnitte, davon konnten vor Aktualisierung und Vervollständigung der Grundlagendaten für 45'714 Abschnitte Emissionen berechnet werden. Von den Abschnitten, für die keine Emissionen ermittelt werden konnten, liegt bei 14'896 Abschnitten kein DTV vor. Die restlichen 409 Abschnitte (weniger als 1 % aller Abschnitte mit DTV) wiesen entweder einen Fehler bei der LOS-Berechnung auf, weil Parameter für die Berechnung mit dem LOS-Modell von IMMIS^{em} nicht korrekt gesetzt waren, oder hatten eine ungültige Zuordnung zu den Verkehrssituationen nach HBEFA.

Die Verkehrssituation wurde für die betroffenen Abschnitte in eine gültige Verkehrssituation nach HBEFA umgewandelt. Ebenso wurden die Parameter für die LOS-Modellierung analog der Vorgehensweise im Verkehrsgutachten 2013-2014 (IVU Umwelt, 2015b) ergänzt.

Für 5 Abschnitte musste der Anteil leichter oder schwerer LKW korrigiert werden, da er negativ oder größer als 100 % war.

Nach der Korrektur und Vervollständigung der Grundlagendaten für die Emissionsberechnung konnten für 46'123 Abschnitte Emissionen berechnet werden. Für die verbleibenden Abschnitte, für die keine Emissionen ermittelt werden konnten, ist kein DTV-Wert hinterlegt.

Für den gesamten Datensatz wurde die Zuordnung zu den IMMIS^{em}-Kaltstarttypen neu erstellt. Die verwendete Zuordnung (Tabelle 3-1) erfolgte in Anlehnung an Richtlinie VDI 3782 Blatt 7E (KRdL 2018) in Abhängigkeit von Gebiet und Straßentyp nach HBEFA und dem DTV.

Tabelle 3-1 Zuordnung zum Kaltstarttyp in IMMIS^{em} in Abhängigkeit vom HBEFA-Gebiet und -Straßentyp sowie DTV in Anlehnung an VDI 3782 Blatt 7E (KRdL 2018)

HBEFA Gebiet	HBEFA Straßentyp	DTV	Kaltstarttyp IMMIS ^{em}
ländlich	Autobahn		none
ländlich	Semi-Autobahn		none
ländlich	Fern-, Bundesstr.		radial
ländlich	Hauptverkehrsstraße		radial
ländlich	Hauptverkehrsstraße, kurvig		radial
ländlich	Sammelstraße		commercial
ländlich	Sammelstraße, kurvig		commercial
ländlich	Erschließungsstraße		residential
Agglomeration	Autobahn		none
Agglomeration	Stadtautobahn		none
Agglomeration	Fern-, Bundesstr. / Magistrale / Ringstrasse / Hauptverkehrsstraße	>15'000	radial
Agglomeration	Fern-, Bundesstr. / Magistrale / Ringstrasse / Hauptverkehrsstraße	<15'000	commercial
Agglomeration	Sammelstraße / Erschließungsstraße	>2'000	commercial
Agglomeration	Sammelstraße / Erschließungsstraße	<2'000	residential

3.2.2 Kaltstartmodellierung

Für die Berechnung des Kaltstarts innerhalb des vorliegenden Projektes wurde ein neuer Satz Kaltstartfaktoren auf Basis des aktuellen Entwurfs der Richtlinie VDI 3782 Blatt 7 (KRdL, 2018) ermittelt.

In Tabelle 3-2 sind die neu auf Basis des VDI-Richtlinienentwurfs erstellten Kaltstartfaktoren den bisher zur Emissionsberechnung mit IMMIS^{em} Version 7 verwendeten Kaltstartfaktoren (IVU Umwelt, 2017) gegenübergestellt. Ein Vergleich der zwei Sätze Kaltstartfaktoren zeigt für die drei IMMIS^{em}-Kaltstarttypen, die für die Zuordnung in Tabelle 3-1 verwendet wurden, ein unterschiedliches Bild.

Während für NO₂ nach dem VDI-Richtlinienentwurf im Vergleich zu IMMIS^{em} Version 7 für den Kaltstart-Typ „radial“ die Kaltstartfaktoren für Pkw im Mittel um 5.3 % und leichte Nfz im Mittel um 4.5 % abnehmen, steigen die Faktoren sowohl für „commercial“ im Mittel um 14.6 % bei Pkw bzw. 10.8 % bei leichten Nfz als auch für „residential“ im Mittel um 29.6 % bei Pkw bzw. 21.4 % bei leichten Nfz.

Auch bei NO_x steigen die Faktoren sowohl für „commercial“ im Mittel um 25.7 % bei Pkw bzw. 26.2 % bei leichten Nfz als auch für „residential“ im Mittel um 44.1 % bei Pkw bzw. 44.5 % bei leichten Nfz. Bei Diesel Euro-3 Fahrzeugen für „residential“ ergeben sich für betragsmäßig sehr geringe absolute Werte sehr hohen relative Zunahmen von 190.3 %. Für „radial“ sinken die Faktoren für Pkw im Mittel um 0.4 %, Zunahmen sind allerdings bei Benzin-Fahrzeugen ab Euro-3 und für Diesel Euro-3 Fahrzeuge zu beobachten, wogegen bei leichten Nfz die Faktoren für Diesel-Fahrzeuge bis auf Euro-3 sinken, im Mittel allerdings um 2.1 % steigen.

Bei PM10 ergeben sich für den Kaltstart-Typ „radial“ ebenfalls für Pkw Abnahmen im Mittel um 5.8 % und für leichte Nfz im Mittel um 5.9 %, jedoch steigen die Faktoren sowohl für „commercial“ im Mittel um 6.4 % bei Pkw bzw. 6.3 % bei leichten Nfz als auch für „residential“ im Mittel um 13.6 % bei Pkw bzw. 13.5 % bei leichten Nfz.

Tabelle 3-2 Änderungen der Kaltstart-Faktoren von IMMIS^{em} (IVU Umwelt, 2017) zu den Kaltstartfaktoren nach VDI 3782 Blatt 7E (KRdL 2018)

KS-Typ	residential			commercial			radial		
	NO ₂	NO _x	PM	NO ₂	NO _x	PM	NO ₂	NO _x	PM
Pkw_B_E0	21.7%	34.2%	0.0%	6.5%	24.1%	0.0%	-13.7%	-6.5%	0.0%
Pkw_B_E1	23.2%	35.5%	0.0%	7.7%	24.6%	0.0%	-13.0%	-6.2%	0.0%
Pkw_B_E2	23.2%	35.5%	0.0%	7.7%	24.6%	0.0%	-13.0%	-6.2%	0.0%
Pkw_B_E3	23.2%	32.4%	0.0%	7.7%	27.5%	0.0%	-13.0%	9.6%	0.0%
Pkw_B_E4	18.2%	33.4%	0.0%	9.8%	28.2%	0.0%	-3.2%	9.0%	0.0%
Pkw_B_E5	18.2%	33.4%	0.0%	9.8%	28.2%	0.0%	-3.2%	9.0%	0.0%
Pkw_B_E6	18.2%	33.4%	0.0%	9.8%	28.2%	0.0%	-3.2%	9.0%	0.0%
Pkw_D_E0	40.1%	28.8%	24.0%	21.2%	11.8%	8.3%	-3.8%	-15.2%	-13.1%
Pkw_D_E1	40.1%	28.7%	24.0%	21.2%	11.8%	8.3%	-3.8%	-15.2%	-13.1%
Pkw_D_E2	39.0%	27.8%	23.6%	20.9%	10.8%	8.3%	-2.6%	-14.9%	-12.4%
Pkw_D_E3	38.0%	190.3%	23.2%	20.7%	84.3%	8.4%	-1.3%	30.3%	-11.5%
Pkw_D_E4	37.1%	34.8%	27.0%	20.6%	18.3%	11.1%	-0.2%	-2.6%	-13.1%
Pkw_D_E5	37.1%	34.8%	34.5%	20.6%	18.3%	22.8%	-0.2%	-2.6%	-9.2%
Pkw_D_E6	37.1%	34.8%	34.5%	20.6%	18.3%	22.8%	-0.2%	-2.6%	-9.2%
LNF_B_E0	47.0%	51.0%	0.0%	26.8%	30.0%	0.0%	-0.2%	-4.0%	0.0%
LNF_B_E1	28.5%	31.0%	0.0%	12.2%	27.0%	0.0%	-15.8%	11.9%	0.0%
LNF_B_E2	28.5%	31.0%	0.0%	12.2%	27.0%	0.0%	-15.8%	11.9%	0.0%
LNF_B_E3	23.2%	32.4%	0.0%	7.7%	27.5%	0.0%	-13.0%	9.6%	0.0%
LNF_B_E4	18.2%	33.4%	0.0%	9.8%	28.2%	0.0%	-3.2%	9.0%	0.0%
LNF_B_E5	18.2%	33.4%	0.0%	9.8%	28.2%	0.0%	-3.2%	9.0%	0.0%
LNF_B_E6	18.2%	33.4%	0.0%	9.8%	28.2%	0.0%	-3.2%	9.0%	0.0%
LNF_D_E0	0.0%	28.8%	24.0%	0.0%	11.8%	8.3%	0.0%	-15.2%	-13.1%
LNF_D_E1	0.0%	28.7%	24.0%	0.0%	11.8%	8.3%	0.0%	-15.2%	-13.1%
LNF_D_E2	0.0%	24.6%	23.6%	0.0%	7.7%	8.3%	0.0%	-19.8%	-12.4%
LNF_D_E3	0.0%	190.3%	23.1%	0.0%	84.3%	8.3%	0.0%	30.3%	-11.5%
LNF_D_E4	37.2%	34.8%	25.2%	20.6%	18.3%	8.9%	-0.3%	-2.6%	-13.5%
LNF_D_E5	40.1%	34.8%	34.5%	21.2%	18.3%	22.8%	-3.8%	-2.6%	-9.2%
LNF_D_E6	40.1%	34.8%	34.5%	21.2%	18.3%	22.8%	-3.8%	-2.6%	-9.2%

3.3 Ergebnisse der landesweiten Kfz-Emissionsberechnung

In diesem Arbeitspaket wurden die Emissionsberechnungen auf Basis der aktualisierten USDB und dem aktuellen Stand der Kfz-Emissionsmodellierung durchgeführt. Für die Emissionsmodellierung kommt das von IVU Umwelt kontinuierlich weiterentwickelte

Modell IMMIS^{em} in der aktuellen Version 7 zum Einsatz, das zum einen das Emissionsmodell von IMMIS^{luft} und zum anderen Bestandteil der USDB ist.

Zur Berechnung benötigte Eingangsdaten wie die Verkehrsbelastung der verschiedenen Kfz-Arten und die Festlegung der Verkehrssituation als Kombinationen aus Gebiet, Straßentyp, Tempolimit und Level of Services (LOS) wurden aktualisiert.

3.3.1 Berechnung der Emissionen für das Jahr 2016

Auf Basis der oben beschriebenen Attributierung wurden mit IMMIS^{em} 7.0 basierend auf dem HBEFA 3.3 die abschnittsbezogenen Emissionen berechnet. Dabei wurde für das Bezugsjahr 2016 als innerörtliche Flotte die aus der Kennzeichenerfassung bestimmte Flotte verwendet (Abschnitt 3.1.1). Für Außerorts und Autobahnen wurden die Standardflotten des HBEFA 3.3 für 2016 verwendet.

In Tabelle 3-3 sind die Emissionsbilanzen für den Kfz-Verkehr mit der angepassten Flotte für das Land Brandenburg (Bbg2016) und mit der HBEFA-Standardflotte dargestellt. Zum Vergleich wurden hier die Emissionen aus IVU Umwelt (2015b) für das Bezugsjahr 2013 (Bbg2013) und die Prognosewerte für das Jahr 2015 (Bbg2015) ergänzt. Bei den bilanzierten NO_x-Emissionen wurde mit 17'861 t/a ein Wert ermittelt, der sowohl höher als die berechneten NO_x-Emissionen in 2013 mit 17'665 t/a als auch in der Prognose 2015 mit 16'504 t/a aus IVU Umwelt (2015b) ist. Dieser Anstieg ist in den angepassten NO_x-Emissionsfaktoren des HBEFA 3.3 begründet. Bei den PM10-Emissionen inklusive der Nichtauspuffemissionen für Abriebe und Aufwirbelung wird in der aktualisierten Berechnung mit 1'461t/a das Niveau der Prognose für 2015 getroffen.

In Tabelle 3-4 ist die Fahrleistung im Straßennetz für 2016 den Fahrleistungen aus IVU Umwelt (2015b) für das Bezugsjahr 2013 gegenübergestellt. Die Fahrleistungen im Straßennetz nehmen in 2016 für alle Fahrzeugtypen außer Bussen zu.

Tabelle 3-3: Emissionsbilanzen Kfz Verkehr 2016 auf Basis HBEFA 3.3 im Vergleich zu den Berechnungen für die Bezugsjahre 2013 und 2015 mit HBEFA 3.2 (IVU Umwelt, 2015b)

Jahr	2016				2013		2015	
	Bbg2016		HBEFA		Bbg2013*		Bbg2015*	
in t/a	Gesamt	davon AWAR	Gesamt	davon AWAR	Gesamt	davon AWAR	Gesamt	davon AWAR
NO _x	17'907		18'081		17'665		16'504	
NO ₂	4'722		4'917		3'705		3'966	
PM10	1'466	1'161	1'453	1'161	1'538	1'136	1'461	1'136
PM2.5	714	409	700	409	800	397	723	397

*aus IVU Umwelt (2015b)

Tabelle 3-4: Fahrleistung im Hauptstraßennetz für 2016 und 2013

Fahrleistung Brandenburg	2016	2013*
Länge Strassennetz (km)	14'426	14'646
KFZ (Mio. km/Jahr)	26'188	25'230
Pkw (Mio. km/Jahr)	21'049	20'461
LLKW (Mio. km/Jahr)	1'875	1'548
SLKW (Mio. km/Jahr)	2'829	2'750
BUS (Mio. km/Jahr)	146	158
KRAD (Mio. km/Jahr)	290	312
Kfz Typ	Anteile an Kfz-Gesamt	
Pkw	80.4%	81.1%
LLKW	7.2%	6.1%
SLKW	10.8%	10.9%
BUS	0.6%	0.6%
KRAD	1.1%	1.2%

*aus IVU Umwelt (2015b)

3.3.2 Berechnung der Emissionen für die Prognosejahre 2017 und 2020

Für die Prognosejahr 2017 und 2020 wurde davon ausgegangen, dass die Fahrleistung und die weitere Attributierung der zu untersuchenden Abschnitte gegenüber der Situation 2016 unverändert bleiben.

Für die innerörtliche Flotten wurde die aus der Kennzeichenerfassung für 2016 bestimmte und fortgeschriebene Flotte verwendet (Abschnitt 3.1.1). Für Außerorts und Autobahnen wurden die Standardflotten des HBEFA 3.3 für 2017 bzw. 2020 verwendet.

In Tabelle 3-5 sind die Emissionsbilanzen für die Berechnung mit der angepassten Flotte für 2016 (Bbg2016) den Emissionsbilanzen für 2017 und 2020 mit den angepassten Flotten für 2017 bzw. für 2020 (Bbg2017 und Bbg2020) gegenübergestellt.

Tabelle 3-5: Emissionen für das Bezugsjahr 2016 (Flotte Bbg2017) sowie die Prognosejahre 2017 (Flotte Bbg2017) und 2020 (Flotte Bbg2020)

Jahr	2016		2017		2020	
Flotte	Bbg2016		Bbg2017		Bbg2020	
in t/a	Gesamt	davon AWAR	Gesamt	davon AWAR	Gesamt	davon AWAR
NO _x	17'907		16'263		12'237	
NO ₂	4'722		4'361		3'369	
PM10	1'466	1'161	1'424	1'161	1'337	1'161
PM2.5	714	409	671	409	584	409

4 Bestimmung der landesweiten Vorbelastung

4.1 Einführung

Die großräumige Vorbelastung in Brandenburg für die Referenzjahre 2016, 2017 und 2020 wurde analog zum Vorgehen im Verkehrsgutachten 2012 (IVU Umwelt, 2012) durch eine Kombination von Messungen und Modellergebnissen erstellt. Die Modellergebnisse wurden mit dem chemischen Transportmodell REM-CALGRID (RCG) erstellt, dessen Methodik und Anwendung in Kapitel 4.2 beschrieben wird. Die Kombination von Messung und Modellergebnissen wurde mit dem Programmsystem FLADIS durchgeführt, dessen projektrelevante Eigenschaften in Kapitel 2.3 und dessen Anwendung in Kapitel 4.7 beschrieben wird.

Zur Berechnung der Vorbelastung im Untersuchungsgebiet wurde ein detaillierter und aktueller Emissionsdatensatz für die Stoffe NO_x , PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, CO , NMVOC , SO_2 und NH_3 aufbereitet. In Kapitel 4.3.2 und Kapitel 4.3.3 werden die verwendeten Emissionsdaten und die durchgeführten Arbeitsschritte und räumlichen Aggregationen für die Verwendung in der Ausbreitungsmodellierung sowohl für Brandenburg als auch Berlin beschrieben. In Kapitel 4.3.4 werden die verwendeten summierten Emissionsmengen für das Untersuchungsgebiet Berlin-Brandenburg kartographisch dargestellt.

4.2 Modellierung mit RCG

Das REM-CALGRID-Modell (RCG) ist ein dreidimensionales chemisches Transportmodell, welches es ermöglicht, die in den EU-Richtlinien zur Luftqualität (EU, 2008) definierten Luftqualitätswerte zu berechnen. Das Modell wurde an der FU Berlin entwickelt (Stern, 2003, 2006a, 2010c; Stern et al., 2008). Mit dem RCG-Modell lassen sich die Ursachen für Luftbelastungen analysieren und die Beiträge von unterschiedlichen Emittenten zur Luftqualität bestimmen. Die Anwendung von sogenannten genesteten Feldern erlaubt es, je nach Fragestellung und Gebietsgröße, unterschiedlich hohe räumliche Auflösung abzubilden.

Das RCG-Modell 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, 2006, 2009, 2011b, 2012a, 2012b, 2014, 2016, 2017), der Maßnahmenanalyse oder zur Analyse grenzüberschreitender Schadstofftransporte (Stern, 2006b, 2010a, 2010b) eingesetzt und ist das Ausbreitungsmodell im vom Umweltbundesamt beauftragten PAREST-Projekt zur Entwicklung von Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung (Buitjes et al., 2012; Stern, 2013b) und dem Nachfolgeprojekt „Luftqualität 2020/2030“ (UBA, 2014).

Das RCG-Modell berechnet die Konzentration von Schadstoffen an einem oder mehreren Orten in Abhängigkeit von der Emission, von physikalischen und chemischen Prozessen während des Transportvorgangs in der Atmosphäre sowie von meteorologischen und topographischen Einflüssen. Dazu wird der relevante Ausbreitungsraum, der ganz Europa oder auch nur eine Stadt oder ein Emittentengebiet umfassen kann, mit einem dreidimensionalen Gitter überspannt, in dessen Gitterzellen die Berechnung der Konzentrationen erfolgt. Das RCG-Modell betrachtet alle in den EU-Richtlinien für Luftqualität festgelegten Schadstoffe wie z. B. Feinstaub, Stickstoffoxide oder Ozon. Die Berechnung der Konzentrationen erfolgt auf Stundenbasis für das ganze Jahr.

Zur Behandlung der chemischen Reaktionen in der Gasphase wird der Carbon Bond-IV-Mechanismus (CBM-IV) benutzt. Dieser Mechanismus ist ein so genannter „lumped-structure“-Mechanismus, bei dem die Kohlenwasserstoffe in symbolische Gruppen entsprechend den Bindungseigenschaften der C-Atome aufgeteilt werden (Gery et al., 1989). Der Mechanismus enthält die von Carter (1996) entwickelte 1-Produkt-Isopren-Chemie. Der CBM-IV-Mechanismus im RCG-Modell entspricht der im CMAQ-Modellsystem der US EPA verwendeten Form (Gipson and Young, 1999).

Der photochemische Gasphasenmechanismus enthält auch die Gasphasenoxidation des Schwefeldioxids zu Schwefelsäure und eine einfache Parametrisierung der Nassphasenoxidation unter Berücksichtigung der O₃- und H₂O₂-Reaktionen in der Nassphase (Beekmann et al., 2007).

Die Aerosolbehandlung in RCG wird relativ einfach gehandhabt, um den Charakter eines operationell einsetzbaren Langfristmodells nicht zu verlieren. Das RCG-Modell unterscheidet folgende Partikelarten im Größenbereich kleiner 10 µm:

- ▶ primär emittierte anthropogene und natürliche Partikel (organisch und anorganisch),
- ▶ über physikalische und chemische Prozesse aus anthropogenen und natürlichen Vorläuferstoffen sekundär gebildete organische und anorganische Partikel.

Ein anorganisches Aerosolmodul (ISORROPIA; Nenes et al., 1999) behandelt die thermodynamischen Gleichgewichtsreaktionen der Sulfat-, Nitrat- und Ammoniumaerosolkomponenten (SO₄, NO₃, NH₄) sowie von Na und Cl in Abhängigkeit von Temperatur, Feuchte und den Gasphasenkonzentrationen von Salpetersäure, Schwefelsäure und Ammoniak. Die anorganischen Aerosole werden unter dem Begriff SIA zusammengefasst. Ein organisches Modul (SORGAM; Schell et al., 2001) liefert die Konzentrationen der organischen Aerosole, die unter dem Begriff SOA zusammengefasst werden. Damit setzt sich PM₁₀ wie folgt zusammen:

$$PM_{10} = PM_{25} + PMCO + SIA + SOA + Na + Cl$$

PM₂₅ und PMCO bezeichnen die primär emittierten Aerosole im Größenbereich < 2.5 µm bzw. im Größenbereich > 2.5 µm und < 10 µm, SIA und SOA die Summe der anorganischen bzw. organischen Aerosole. Na und Cl sind die betrachteten Seesalzkomponenten. Dynamische Prozesse, die zur Größenänderung von Aerosolen beitragen, wie die Koagulation und die Kondensation, werden nicht betrachtet. Alle PM₁₀-Komponenten werden transportiert und unterliegen der nassen und trockenen Deposition.

Das RCG-Modell enthält ein detailliertes Modul zur Berechnung der Entfernung von Schadstoffen aus der Atmosphäre durch trockene Deposition. Die trockene Ablagerung von Gasen und Partikeln erfolgt durch Transport aus der atmosphärischen Grenzschicht zur Oberfläche, wo die Schadstoffe aufgenommen werden. Die Entfernung der Luftbeimengungen aus der Atmosphäre wird, analog zum Stromfluss, durch einen elektrischen Schaltkreis über Widerstandsgesetze beschrieben. Der Transport von Gasen durch die bodennahe Atmosphäre zu einer Oberfläche wird danach durch einen „atmosphärischen Widerstand“ und einen „Oberflächenwiderstand“ bestimmt. Der atmosphärische Widerstand setzt sich zusammen aus dem turbulenten Widerstand, der vom Turbulenzzustand der bodennahen Atmosphäre abhängt, und dem quasi-laminaren oder viskosen

Widerstand, der eine Funktion des Zustandes der Oberfläche und der molekularen Diffusivität der Luftbeimengung ist. Der Oberflächenwiderstand charakterisiert den Transfer durch die Oberfläche von Pflanzen, Böden oder Wasser und wird durch Größen wie dem Öffnungszustand der Stomata, Reifegrad der Pflanzen und der Feuchtigkeit der Unterlage gekennzeichnet.

Die komplexen physikalischen Prozesse innerhalb („in-cloud-scavenging“) und unterhalb („below- cloud-scavenging“) von Wolken, die zur nassen Deposition führen, werden mit Hilfe einfacher Auswaschkoeffizienten parametrisiert. „In-cloud-scavenging“ umfasst alle innerhalb einer Wolke ablaufenden Prozesse wie Tröpfchenbildung durch Anlagerung von Wasser an Aerosolen und die Aufnahme von Spurenstoffen in Wolkentröpfchen. Die Effektivität der Spurenstoffaufnahme in Tropfen wird durch die Löslichkeit der Gase in Wasser sowie durch den pH-Wert und die chemische Zusammensetzung des Tropfens bestimmt. Die mögliche Dissoziation der Spurenstoffe und chemische Reaktionen in der Nassphase tragen zur weiteren Komplexität bei. Mit „below-cloud-scavenging“ wird das Einfangen von Spurenstoffen durch fallende Hydrometeore unterhalb einer Wolke bezeichnet. Die Wirksamkeit dieses Prozesses wird im Wesentlichen bestimmt durch die Intensität des Niederschlags und die Größenverteilung der Regentropfen. Die gesamte mit dem Niederschlag am Boden deponierte Spurenstoffmenge setzt sich aus den Beiträgen dieser beiden Prozesse zusammen. Mit der Definition von Auswaschkoeffizienten werden alle zur nassen Deposition beitragenden Effekte in einer aus Messungen oder theoretischen Überlegungen abgeleiteten Größe zusammengefasst (Seinfeld und Pandis, 1998). Die im RCG-Modell verwendeten Auswaschkoeffizienten werden für Gase in Abhängigkeit von der Löslichkeit des Gases berechnet. Die dazu verwendeten Henrykonstanten berücksichtigen, unter der Annahme eines konstanten pH-Wertes von 5, das Säure/Basengleichgewicht (effektive Henry-Konstante). Zusätzlich wird die Temperaturabhängigkeit der Henry-Konstante berücksichtigt.

Emissionen der Stoffgruppen SO_x , NO_x , CO, NH_3 , PM₁₀, PM_{2.5} und VOC müssen dem Modell in Form von Punkt- oder Flächenquellen vorgegeben werden. Für die Punktquellen wird aus den Kenndaten der Quelle und lokalen meteorologischen Größen eine effektive Schornsteinhöhe bestimmt. Die Übergabe der Emissionen erfolgt dann in die dazugehörige Modellschicht. Flächen- und Punktquellen werden im Modell als Volumenquellen behandelt, d. h. die Emissionen verteilen sich unmittelbar in der betreffenden Gitterzelle.

Das Modell verarbeitet jahresspezifische Emissionsdaten für alle benötigten Spezies unterteilt nach Verursachergruppen. 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.

Bei den Kohlenwasserstoffen verlangt das Modell die Gesamtemissionen für die definierten Verursachergruppen und ein zu jeder Verursachergruppe gehöriges Kohlenwasserstoffprofil, das die prozentualen Anteile der spezifischen Kohlenwasserstoffe an der Gesamtemission der Verursachergruppe angibt. Jeder Kohlenwasserstoff wird dann den entsprechenden Klassen des verwendeten chemischen Mechanismus (CBM-IV) zugeordnet. Biogene VOC- und NO_x -Emissionen, Seesalzemissionen sowie die Aufwirbelung von Staub aus naturbelassenen Böden werden stündlich modellintern auf Basis von

Landnutzungsdaten, meteorologischen Daten und entsprechenden Emissionsfaktoren berechnet.

Die Anwendung des RCG-Modells erfolgt normalerweise über mehrere Skalen, da viele der betrachteten Stoffe dem Ferntransport unterliegen. Zur Berücksichtigung dieses Transports muss das Modellgebiet ausreichend groß gewählt werden. Eine sehr hohe Auflösung, die für das eigentliche Untersuchungsgebiet (z. B. einen Ballungsraum) benötigt wird, kann aber nur unter einem extremen numerischen Aufwand auf ein großes Gebiet, das unter Umständen ganz Europa umfasst, ausgedehnt werden. Daher arbeitet man üblicherweise mit mehreren Anwendungen des Modells auf verschiedenen großen Gebieten mit unterschiedlicher Auflösung. Die Berechnungen für das große Gebiet in grober Auflösung werden dann als Randbedingungen für das nächstkleinere Gebiet in höherer Auflösung benutzt.

Eine solche Vorgehensweise wird auch hier für die Ausbreitungsrechnungen in Brandenburg gewählt. Es wurden Ausbreitungsrechnungen für Brandenburg in den folgenden Nestern durchgeführt:

- Nest 0: Europa ca. 28 x 32 km² Maschenweite
- Nest 1: Deutschland ca. 7 x 8 km² Maschenweite
- Nest 2: Brandenburg und umliegende Bundesländer ca. 2 x 2 km² Maschenweite
- Nest 3: Brandenburg ca. 500 x 500 m² Maschenweite

Nest 0 und Nest 1 dienen zur Erfassung des Ferntransports nach Brandenburg. Das Nest 2 hat hauptsächlich den Zweck, das Maschenverhältnis nicht zu groß werden zu lassen. Ginge man direkt von Nest 1 zu Nest 3, wäre der Auflösungsprung mit einem Maschenverhältnis von 16 sehr groß.

Die Vertikalausdehnung des jeweils übergeordneten Gebiets wird größer gewählt als diejenige des untergeordneten Gebiets, und das übergeordnete Gebiet wird jeweils mit einer Schicht mehr betrieben, deren Untergrenze mit der Modellobergrenze des untergeordneten Gebiets übereinstimmt. Dadurch können als obere Randbedingung für das jeweils untergeordnete Gebiet die Konzentrationen dieser Schicht verwendet werden. Diese Vorgehensweise hat den Vorteil, dass dann die obere Randbedingung, die sonst aus klimatologischen Hintergrundkonzentrationen abgeleitet werden muss, das aktuelle Schadstoffregime bis zu einer Höhe von circa 4000 m widerspiegelt.

Die Berechnungen für Brandenburg (Nest 3) erfolgen in einer Auflösung von 1/128° Länge, 1/256° Breite (circa 500 x 500 m²). Die unterste Gitterzelle hat eine vertikale Ausdehnung von 25 m. Die für diese unterste Gitterzelle berechneten Konzentrationen werden als Hintergrundkonzentrationen interpretiert. Alle Berechnungen erfolgen in einem geographischen Koordinatensystem. Die Verwendung eines geographischen Koordinatensystems ist Voraussetzung für die genestete RCG-Anwendung, da die großräumigen Datenbasen nur in solch einem System vorliegen.

In Tabelle 4-1 sind die Abmessungen der vier Modellgebiete aufgeführt, in Abbildung 4-1 bis Abbildung 4-3 sind die Gebiete der Nester 0, 1 und 3 mit ihrer Topographie grafisch dargestellt.

Tabelle 4-1: Abmessungen der RCG-Modellgebiete in den vier Skalen

	Anzahl Zellen	Rasterweite [°]	Kante W/S [°]	Kante O/N [°]
Nest 0: Europa, horizontale Auflösung ca. 30 km x 30 km				
lon	82	0.5	-10.5	30.5
lat	120	0.25	35	65
Nest 1: Deutschland, horizontale Auflösung ca. 8 km x 8 km				
lon	82	0.125	5.375	15.625
lat	134	0.0625	46.9375	55.3125
Nest 2: Brandenburg und Umgebung, horizontale Auflösung ca. 2 km x 2 km				
lon	162	0.03125	10.46875	15.53125
lat	226	0.015625	50.484375	54.015625
Nest 3: Brandenburg, horizontale Auflösung ca. 500 m x 500 m				
lon	454	0.0078125	11.2421875	14.7890625
lat	574	0.00390625	51.33984375	53.58203125

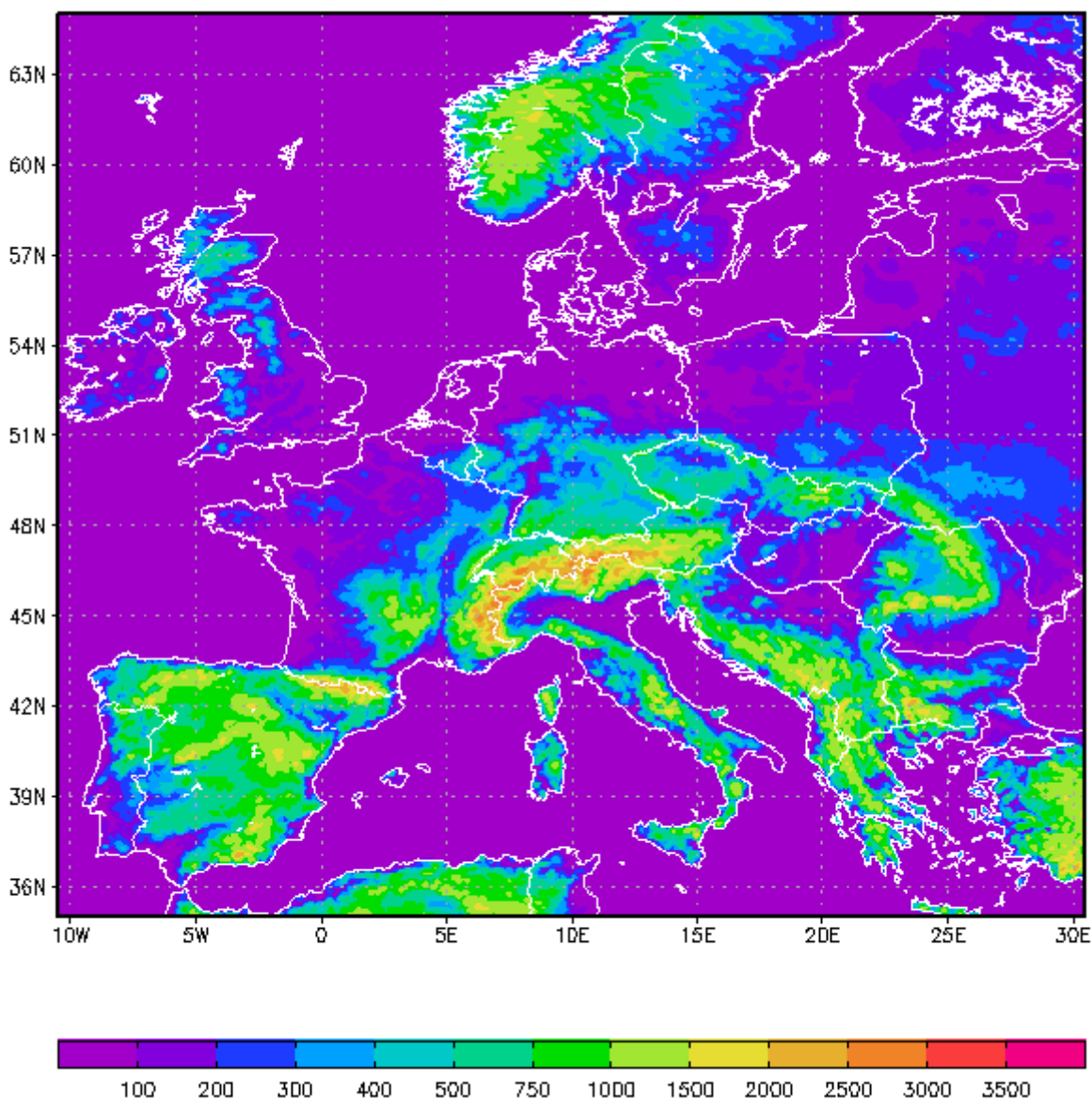


Abbildung 4-1: RCG Nest 0 Europa, Höhe in m. ü. NN

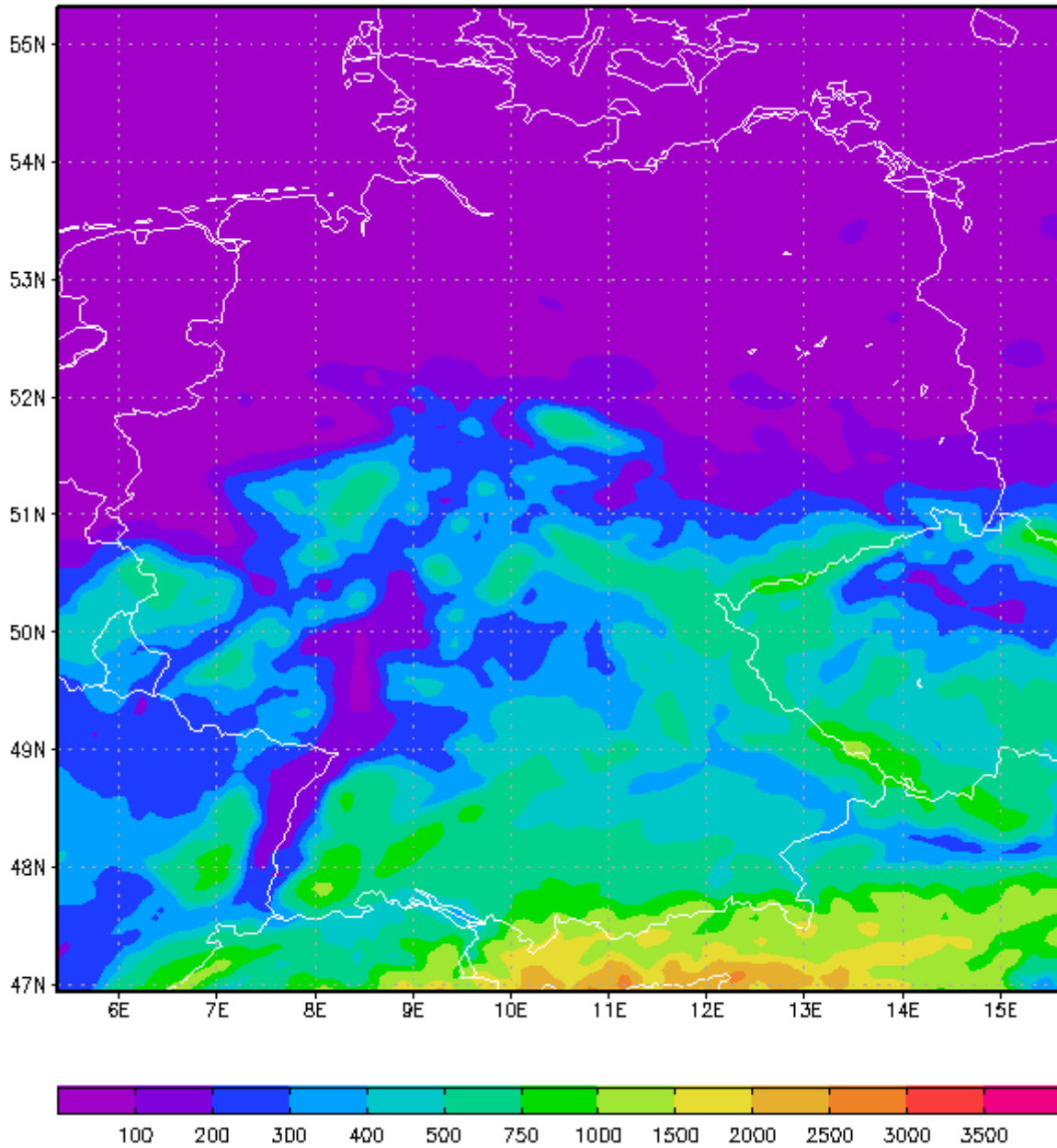


Abbildung 4-2: RCG Nest 1 Deutschland, Höhe in m. ü. NN

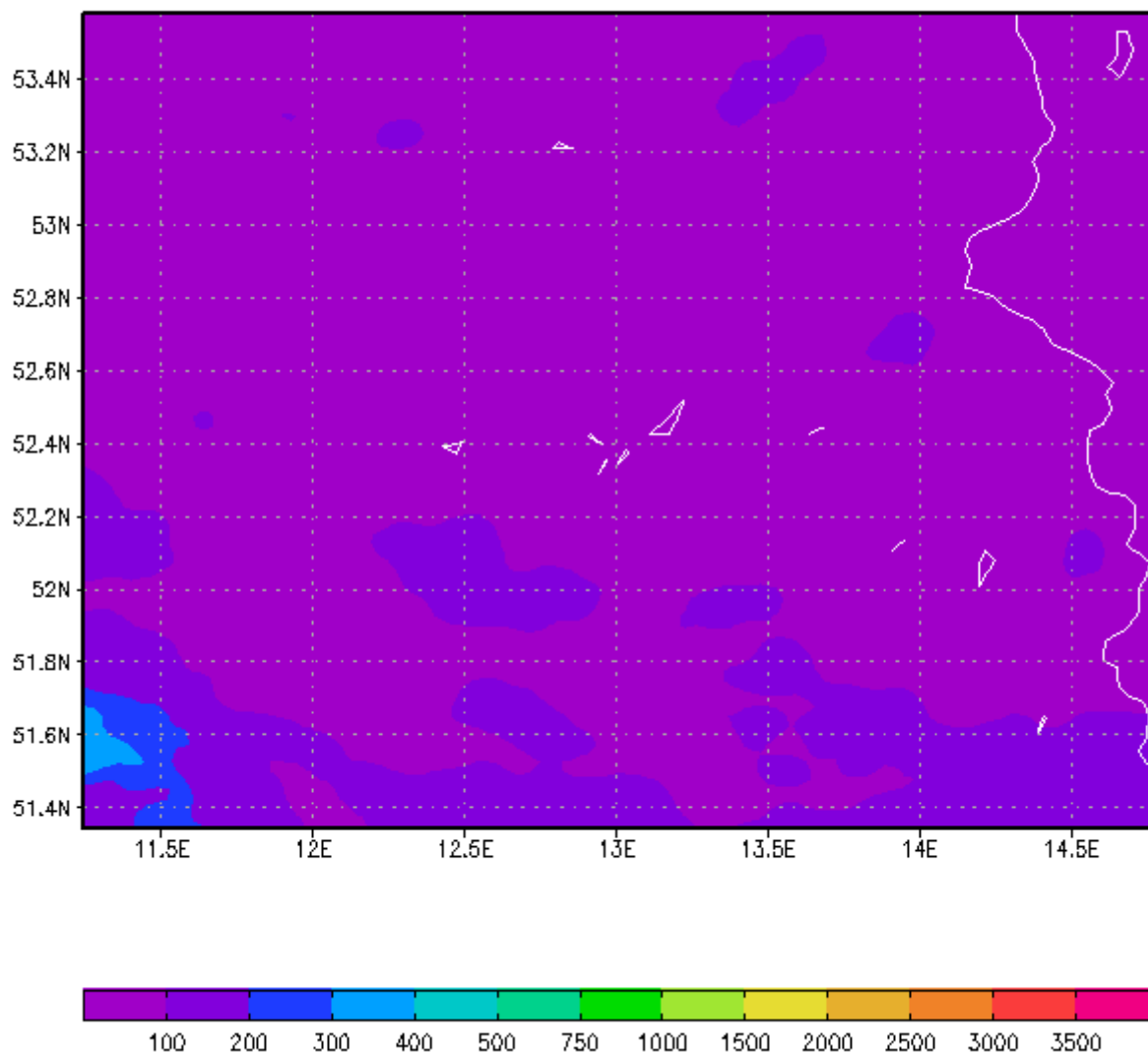


Abbildung 4-3: RCG Nest 3 Brandenburg, Höhe in m. ü. NN

4.3 Eingangsdaten

4.3.1 Meteorologische Daten

Das RCG-Modell benötigt für das Modellgebiet in der gewählten Maschenweite folgende meteorologischen Größen in stündlicher Auflösung:

Dreidimensionale Felder bis zu einer Höhe von 3 km:

- u,v-Komponenten des Windes,
- Temperatur,
- Feuchte und
- Dichte.

Zweidimensionale Felder:

- Bodentemperatur,
- Bodenwindgeschwindigkeit,
- Monin-Obukhov-Länge,
- Schubspannungsgeschwindigkeit und
- Mischungsschichthöhe.

Der meteorologische Antrieb des Modells wurde aus meteorologischen Daten aus der Modellkette des Deutschen Wetterdienstes (im Folgenden „DWD-Daten“) erstellt. Das meteorologische Referenzjahr ist 2016.

Die Anwendung von RCG erfolgte über vier Skalen mit ca. 30 km, ca. 8 km, ca. 2 km und ca. 500 m Gitterauflösung. Die jeweils gröber aufgelöste Rechnung liefert dabei die Hintergrundkonzentrationen für die jeweils feiner aufgelöste Rechnung („one-way-nesting“). Entsprechend wurden auch die meteorologischen Eingangsdaten für RCG in den vier Auflösungen benötigt. Für die beiden gröberen Auflösungen von 30 km und 8 km wurden für Zeitpunkte bis einschließlich November 2016 die Assimilations-Analysen des DWD-Modells COSMO-EU (DWD, 2014b) aufbereitet. Seit Dezember 2016 werden vom DWD keine COSMO-EU-Daten mehr bereitgestellt. Stattdessen wurden die Daten des Nachfolgemodells ICON-EU (DWD, 2017) verwendet. Da die Ausgaben der ICON-EU Assimilations-Analysen im Vergleich zu COSMO-EU seitens des DWD stark reduziert wurden, wurden bei ICON-EU-Daten die Assimilations-Vorhersagen verwendet. Für die Auflösung von 2 km wurden die Assimilations-Analysen des DWD-Modells COSMO-DE (DWD, 2014a) aufbereitet.

Die meteorologischen RCG-Eingangsdaten für das 500 m-Raster wurden aus den RCG-Eingangsdaten für das 2 km-Raster interpoliert.

In den Daten der DWD-Modelle werden nicht alle Größen bereitgestellt, die von RCG benötigt werden. Diese zusätzlich erforderlichen Daten wurden aus bereitgestellten Größen der DWD-Modelle abgeleitet. Die Aufbereitung der DWD-Daten für RCG erfolgte mit den folgenden Arbeitsschritten:

- Abfragen und Herunterladen der DWD-Daten vom DWD in den erforderlichen Auflösungen (COSMO_EU bzw. ICON_EU, COSMO_DE)
- Qualitätssicherung I (Prüfung auf Vollständigkeit der DWD-Modelldaten)
- Umrechnen der DWD-Daten auf das RCG-Gitter in 3 horizontalen Auflösungen (30 km, 8 km, 2 km) und vordefinierte Schichthöhen
- Ableitung erforderlicher Größen, die COSMO bzw. ICON nicht bereitstellt (z. B. Monin-Obukov-Länge, Mischungsschichthöhe, ...)
- Herausschreiben der meteorologischen Eingangsdaten im RCG-Eingabeformat
- Qualitätssicherung II (Prüfen auf Vollständigkeit der RCG-Eingangsdateien, Prüfen auf Übereinstimmung mit den DWD-Modelldaten)
- Interpolation der RCG-Eingangsdaten in der horizontalen Auflösung 2 km auf 500 m.

Abbildung 4-4 und Abbildung 4-5 zeigen beispielhaft für den 29. Juli 2016, 9:00 Uhr, die 2 m-Temperatur und die 10 m-Windgeschwindigkeit über Deutschland in 2 x 2 km² Auflösung, zum einen, wie sie in den Daten des DWD aus COSMO-DE vorliegen, und zum anderen, wie sie als Eingangsdaten für RCG umgesetzt sind.

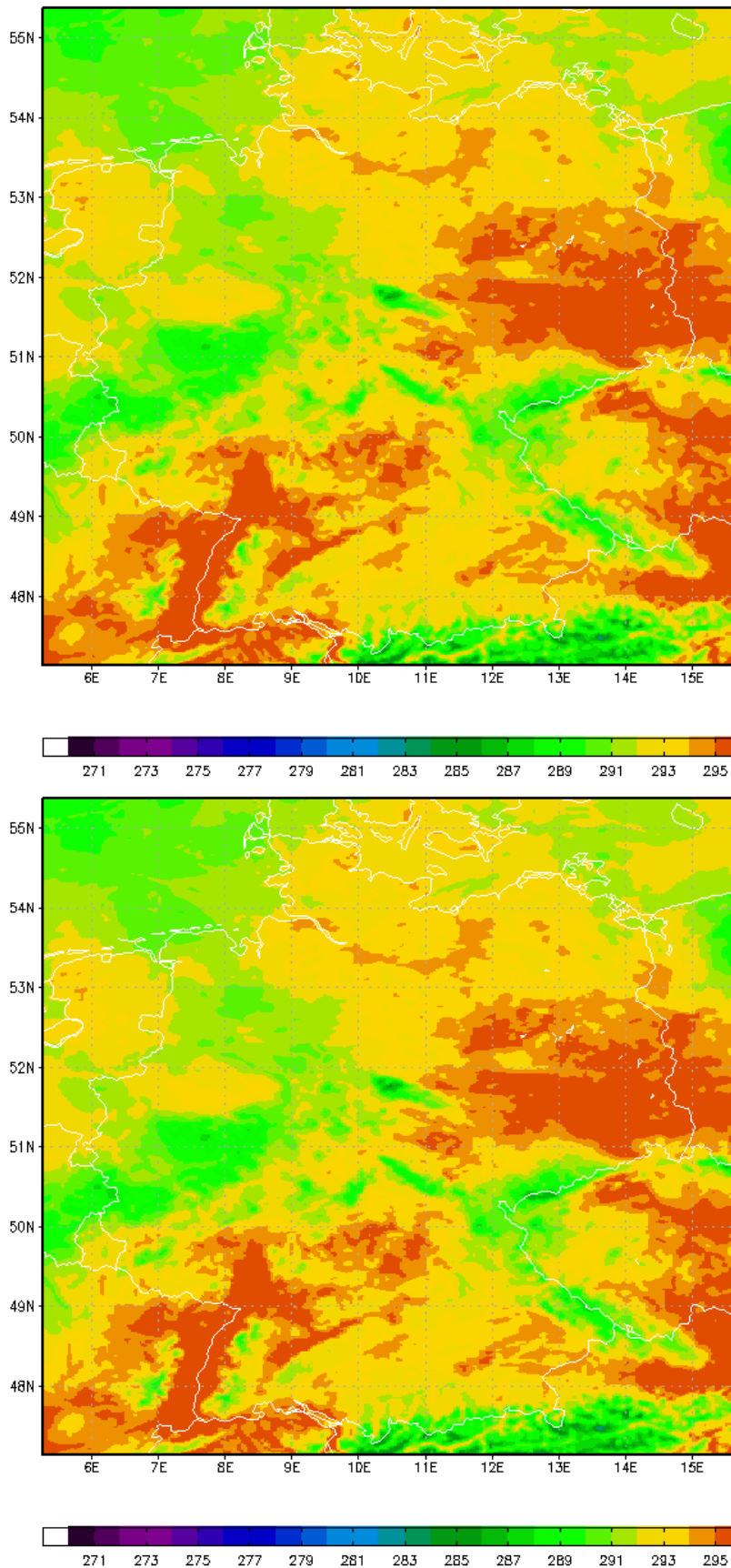


Abbildung 4-4: 2 m-Temperatur [K] über Deutschland, Auflösung ca. 2 x 2 km². Oben: COSMO-DE. Unten: RCG-Eingabedaten.

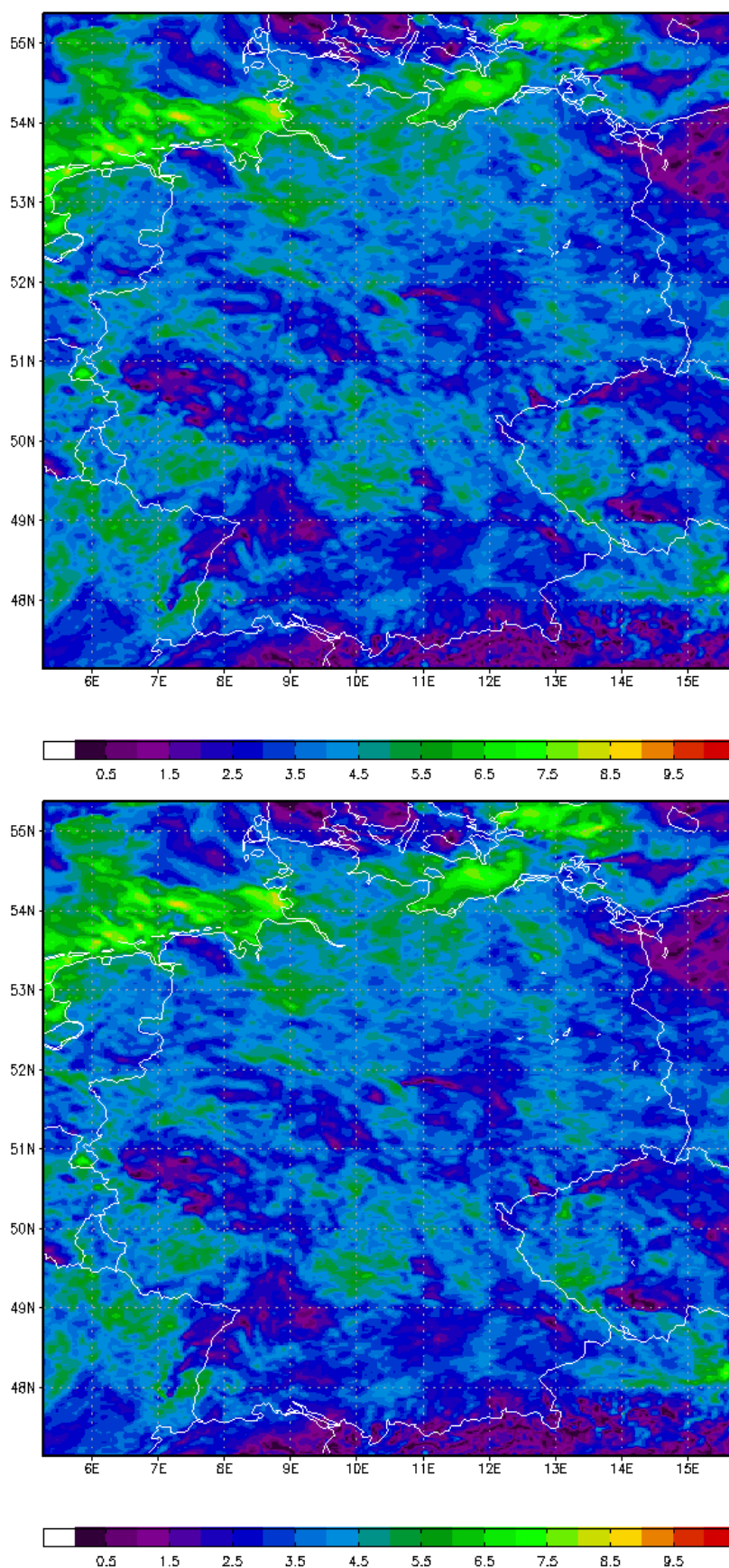


Abbildung 4-5: 10 m-Windgeschwindigkeit [m/s] über Deutschland, Auflösung ca. 2 x 2 km². Oben: COSMO-DE. Unten: RCG-Eingabedaten.

4.3.2 Emissionen Brandenburg 2016

Innerhalb Brandenburgs wurden für das Bezugsjahr 2016 für Brandenburg spezifische Emissionen für die Quellgruppe Kfz-Verkehr (Kapitel 4.3.2.1), Industrie (Kapitel 4.3.2.2) sowie die Quellgruppe Hausbrand und Gewerbe (Kapitel 4.3.2.3) verwendet.

Weitere Quellgruppen in Brandenburg wurden aus den GRETA-Daten des UBA abgeleitet.

Für das Gebiet von Berlin, das von Brandenburg umschlossen wird, wurden von der Senatsverwaltung Berlin die Daten aus dem landesweiten Emissionskataster und aus dem zurzeit laufenden Projekt „Modellrechnungen zur Fortschreibung des Berliner Luftreinhalteplans 2017-2025“ zur Verfügung gestellt (Kapitel 4.3.3).

Die GRETA-Daten des Umweltbundesamts für Deutschland (Schneider et al., 2016) und die Luft2020/2030-Daten für Europa (Jörß et al., 2014) bilden die Grundlage der für die Ausbreitungsrechnung Brandenburg zu verwendenden Emissionsdatenbasen außerhalb von Berlin und Brandenburg. Die Berechnungen in den Nestern 0 und 1 werden mit diesen Emissionsdatendaten ausgeführt.

4.3.2.1 Straßenverkehr

Die Emissionen des Straßenverkehrs in Brandenburg wurden für das Bezugsjahr 2016 gemäß der Beschreibung in Kapitel 3.3.1 für 61'019 Linienquellen berechnet. Für die Verwendung in RCG wurden die Linienquellen mit den RCG-Gitterzellen verschnitten und die Emissionen entsprechend anteilig auf die RCG-Gitterzellen verteilt.

4.3.2.2 Industrie

Die Emissionen der Quellengruppe Industrie beinhalten die Emissionen der Betriebe mit genehmigungsbedürftigen Anlagen nach dem Anhang zur 4. BImSchV (2017), die nach der 11. BImSchV (2017) verpflichtet sind, eine Emissionserklärung abzugeben. Diese wurden für das Jahr 2012 als Tabelle vom Auftraggeber bereitgestellt, die u. a. Angaben zu den Emissionsmengen der Stoffe NO_x, NO₂, PM₁₀ und PM_{2.5} und den Quelleigenschaften Volumenstrom und Abgastemperatur enthielt. Weitere Quellinformationen wie Fläche, Höhe und Lage wurden aus einer zusätzlich gelieferten Tabelle über eine eindeutige Verknüpfung entnommen. Die Emissionen des Stoffes NO₂ wurden zusammengefasst mit den NO_x-Emissionen.

Bei den PM₁₀- und PM_{2.5}-Quellen gab es 15 Quellen mit einer Fläche von mehr als 100 m x 100 m, die keine Angabe zum Volumenstrom oder Temperatur hatten. Diese wurden nicht als Punktquellen behandelt, sondern auf das RCG-Gitter umgelegt.

Die Lage der Punktquellen wurde in das geographische Koordinatensystem des RCG-Modells projiziert und mit den genannten Attributen für die Verwendung in RCG als Punktquellen exportiert.

4.3.2.3 Hausbrand

Die Emissionen der kleinen und mittleren Feuerungsanlagen beinhalten die Emissionen der Haushalte und Kleinverbraucher, die 2013 der 1. BImSchV (2010) unterlagen.

Sie wurden für Brandenburg aus dem Projekt „Ermittlung der gemeindegebietsbezogenen Emissionsstruktur für Haushalte und Gewerbe, Handel, Dienstleistungen im Land

Brandenburg unter besonderer Beachtung des Einsatzes fester Brennstoffe (Emissionsgutachten 2014-2015)“ (IVU Umwelt, 2015a) in einem 500m-Raster bereitgestellt. Die Mittelpunkte der Rasterflächen wurden den nächstgelegenen Mittelpunkten des RCG-Modell-Gitterzellen zugewiesen.

4.3.2.4 Weitere Quellen in Brandenburg

Vom Umweltbundesamt wurde für das Gebiet Brandenburg ein Emissionsdatensatz für das Bezugsjahr 2014 in der Auflösung von 500 x 500 m² übergeben. Die Übergabe der GRETA-Emissionsdaten durch das Umweltbundesamt wurde mit den zuständigen Sachbearbeitern abgesprochen. Die Übergabeschnittstelle wurde definiert. Anhand dieses Datensatzes wurde die Schnittstelle zum RCG-Modell fertiggestellt. In dieser Datenbasis wurden die GRETA-Daten durch die verfügbaren lokalen Emissionen aus Brandenburg und Berlin (siehe Kapitel 4.3.3) ersetzt.

4.3.3 Emissionen Berlin

Für Berlin enthält das landesweite Emissionskataster mit Stand 2012 (AVISO & IE, 2016) Angaben zu den Quellengruppen bzw. Einzelgruppen

- Baustellen,
- Biogenen Quellen,
- Hausbrand,
- Offroad,
- Flugverkehr,
- Schienenverkehr,
- Schiffsverkehr,
- sonstige technische Einrichtungen.

Die Emissionen der Gruppen Baustellen, biogenen Quellen, kleine und mittlere Feuerungsanlagen, Offroad und sonstige Quellen lagen als 100m-Raster Raster vor, die mit den RCG-Gitterzellen verschnitten, anschließend für die einzelnen RCG-Gitterzellen summiert und an das Modell übergeben wurden.

Die Emissionen der Flughäfen und des Flugverkehrs wurden als Flächenquellen für die Flughäfen Tegel und Schönefeld sowie als Punktquellen für 10 Hubschrauberlandeplätze bereitgestellt. Bei den Emissionsmengen dieser Quellengruppe sind die Emissionen der Starts und Landungen bis zu einer Höhe von 1000 m mit einer horizontalen Auflösung in 23 Höhenschichten erfasst. Die Emissionen wurden stoffweise in die sechs Höhenstufen <25 m, 50 - 100 m, 125 - 200 m, 225 - 300 m, 350 - 550 m und >550 m aggregiert und für diese Stufen die jeweiligen Anteile der Stoffe an den Gesamtemissionen des Flughafens bestimmt sowie die vertikale Ausdehnung der jeweiligen Höhenschichten ermittelt. Die für das Jahr 2012 bereitgestellten Emissionen wurden auf die einzelnen Gitterzellen der Höhenschichten verteilt und anschließend auf das RCG-Gitter umgelegt.

Die Emissionen des Schienenverkehrs wurden als Linienquellen für 566 Streckenabschnitte der Bahn im Berliner Stadtgebiet und 1'301 Streckenabschnitte der Berliner Straßenbahn bereitgestellt. Für die Verwendung in RCG wurden die Linienquellen mit den RCG-Gitterzellen verschnitten und die Emissionen entsprechend anteilig auf die RCG-Gitterzellen verteilt.

Die Emissionen des Schiffsverkehrs wurden als Linienquellen für 383 Abschnitte auf Spree, Dahme, Havel, Tegeler Fließ und verschiedener Kanäle, von denen 201 mit Emissionen belegt sind, und als Punktquellen für 13 Häfen bzw. Schleusen bereitgestellt. Für die Verwendung in RCG wurden die Linienquellen mit den RCG-Gitterzellen verschnitten und die Emissionen entsprechend anteilig auf die RCG-Gitterzellen verteilt. Die Emissionen der Häfen und Schleusen wurden der Gitterzelle zugeschlagen, in der die jeweiligen Häfen und Schleusen liegt.

Die Industriequellen aus Berlin wurden aus den laufenden „Modellrechnungen zur Fortschreibung des Berliner Luftreinhalteplans 2017-2025“¹ übernommen. Dabei handelt es sich um die Emissionen der Betriebe mit genehmigungsbedürftigen Anlagen, die ebenfalls für das Jahr 2012 vorlagen. Die Emissionen der Berliner Industriequellen wurden analog zu den Industriequellen in Brandenburg bearbeitet.

Die Emissionen des Straßenverkehrs wurden als Linienquellen für 10'008 Straßenabschnitte und 108 Tunnelportale aus den laufenden „Modellrechnungen zur Fortschreibung des Berliner Luftreinhalteplans 2017-2025“ übernommen. Für die Verwendung in RCG wurden die Linienquellen mit den RCG-Gitterzellen verschnitten und die Emissionen entsprechend anteilig auf die RCG-Gitterzellen verteilt.

Die rasterbezogenen Emissionsdaten des Nebennetzverkehrs in Berlin wurden aus den laufenden „Modellrechnungen zur Fortschreibung des Berliner Luftreinhalteplans 2017-2025“ übernommen, mit den RCG-Gitterzellen verschnitten und anschließend für die einzelnen RCG-Gitterzellen summiert.

4.3.4 Emissionsaufbereitung für das RCG-Modell

Abbildung 4-6 bis Abbildung 4-11 zeigen die auf den GRETA-Daten und den lokalen Emissionsdaten Brandenburgs und Berlin basierenden NO_x-, NMVOC-, NH₃-, PM10- und PM2.5-Emissionen in Brandenburg und den benachbarten Bundesländern in der Auflösung von 500 x 500 m². Die Emissionen in den in Polen gelegenen Gebieten wurden aus der Luft2020/2030-Datenbasis des Umweltbundesamts übernommen und eingearbeitet. Diese Datenbasis liefert Emissionen allerdings nur in der Auflösung von 0.125° Länge und 0.0625° Breite. Für die NO_x-Emissionen ist in Abbildung 4-7 beispielhaft der Ausschnitt Berlin dargestellt.

¹ Die Arbeiten am Luftreinhalteplan sind zum Zeitpunkt der Fertigstellung dieses Berichts noch nicht abgeschlossen. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass es kleinere Abweichungen zwischen den hier verwendeten Daten und den im LRP veröffentlichten Daten geben kann.

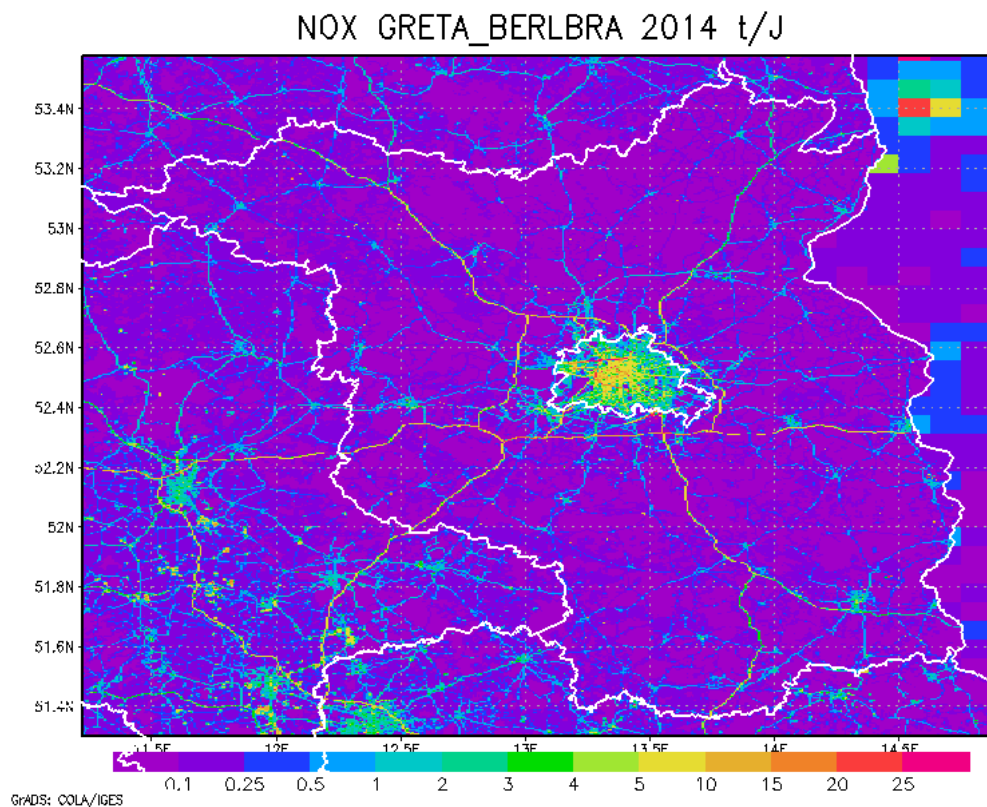


Abbildung 4-6: NO_x-Emissionen in Berlin, Brandenburg und Umgebung für RCG

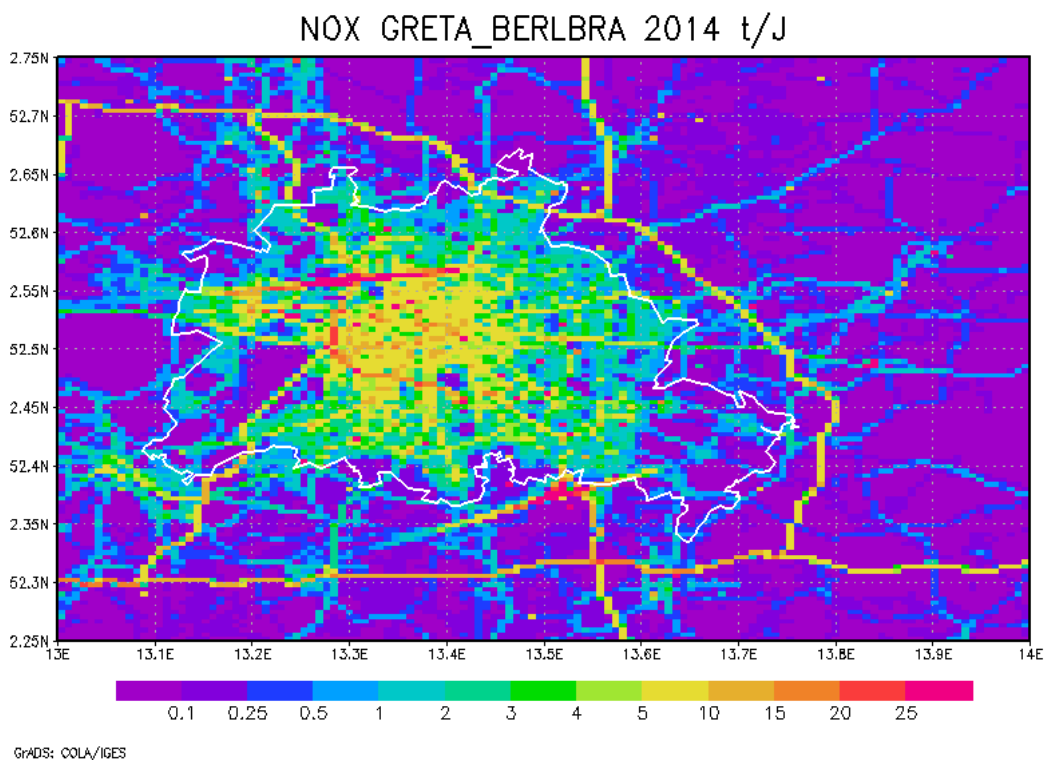


Abbildung 4-7: NO_x-Emissionen für RCG, Ausschnitt Berlin

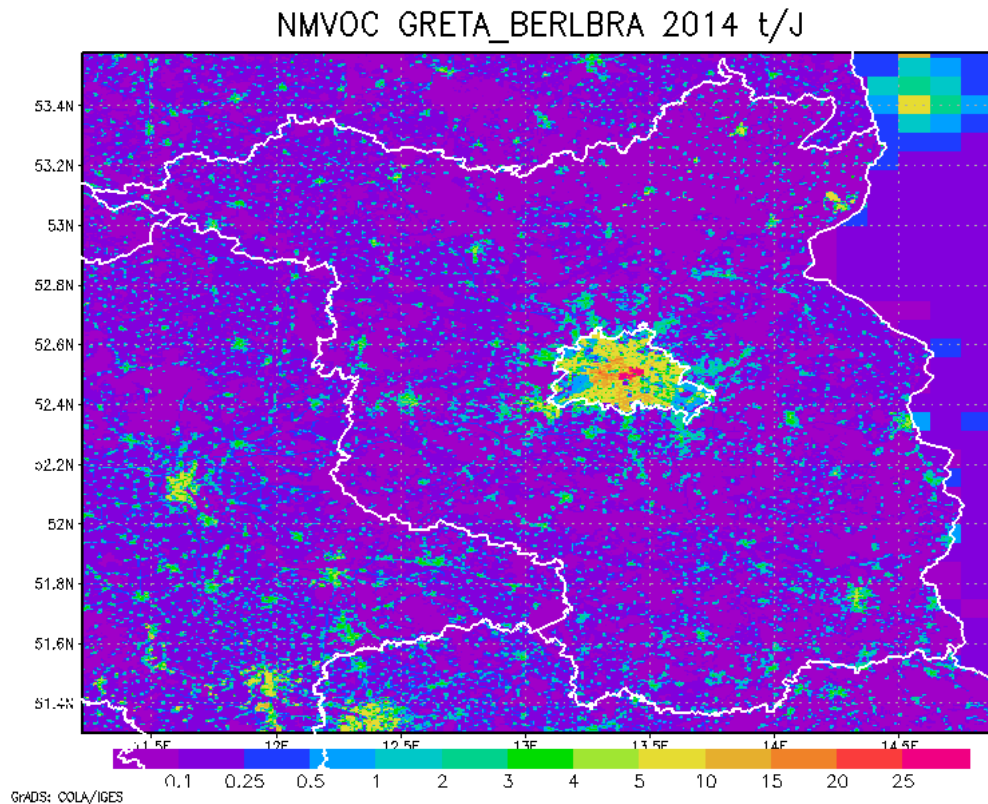


Abbildung 4-8: NMVOC-Emissionen in Berlin, Brandenburg und Umgebung für RCG

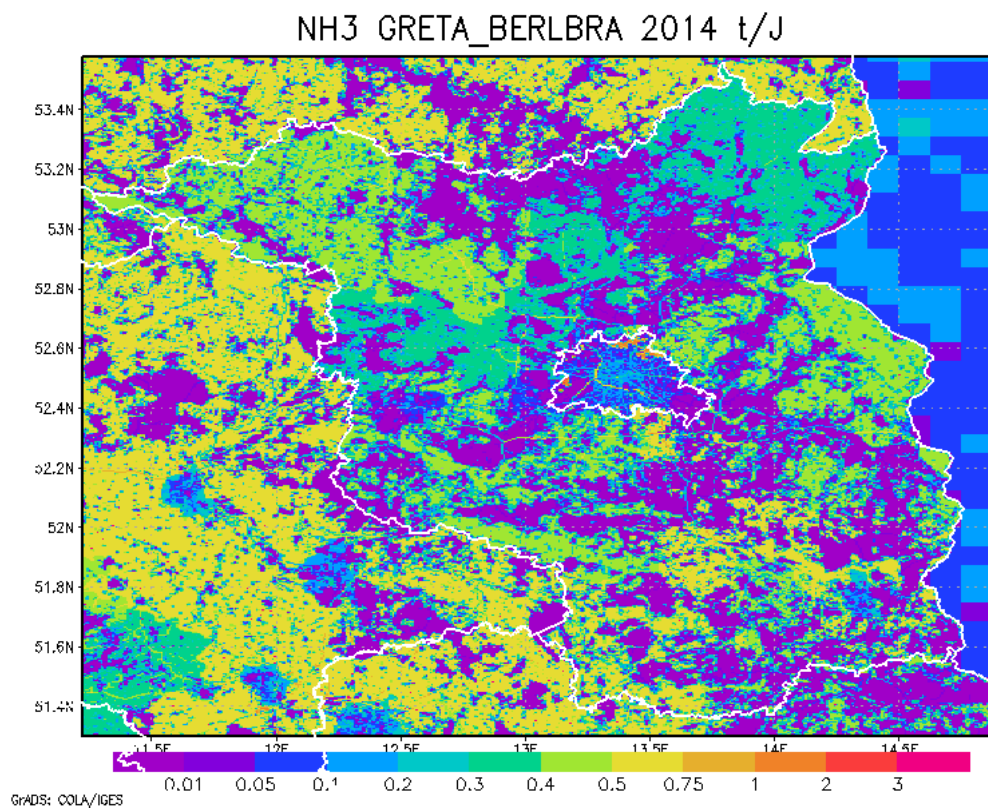


Abbildung 4-9: NH₃-Emissionen in Berlin, Brandenburg und Umgebung für RCG

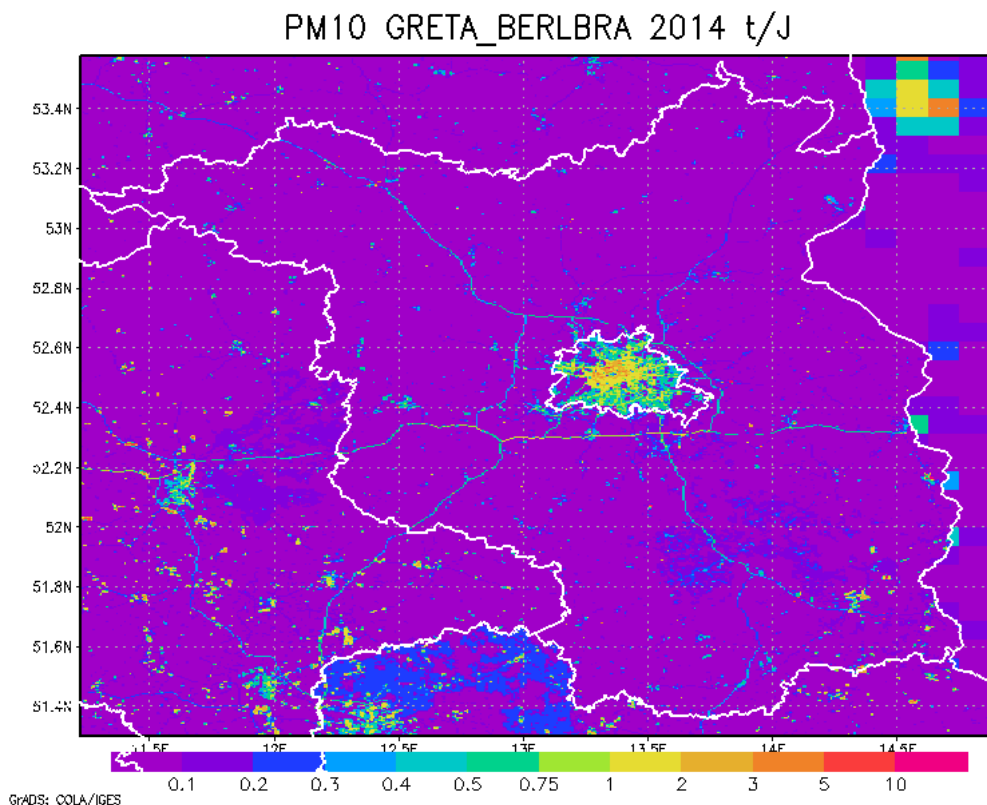


Abbildung 4-10: PM10-Emissionen in Berlin, Brandenburg und Umgebung für RCG

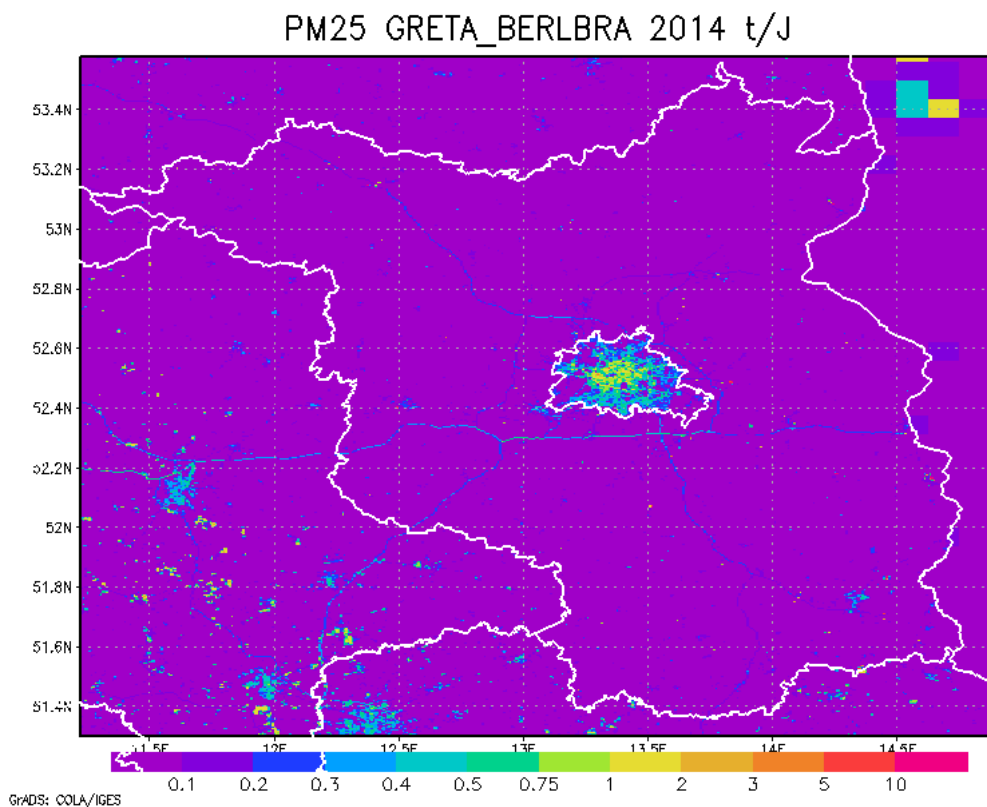


Abbildung 4-11: PM2.5-Emissionen in Berlin, Brandenburg und Umgebung für RCG

4.3.5 Emissionen für die Prognosejahre für 2017 und 2020

Für das Gebiet von Brandenburg wurde für 2017 und 2020 nur die Quellgruppe der Kfz-Emissionen spezifisch für Brandenburg gemäß Kapitel 3.3.2 aktualisiert.

Für das Prognosejahr 2017 wurden alle weiteren Emissionsdaten unverändert belassen.

Für 2020 wurden sowohl die für 2016 verwendeten GRETA-Daten für Brandenburg als auch die spezifischen Emissionen für Industrie und Hausbrand für Brandenburg mit Daten aus Luft2020/2030-Daten (Jörß et al., 2014) fortgeschrieben. Ebenso wurden die Emissionen außerhalb von Brandenburg und Berlin mit Daten aus Luft2020/2030-Daten (Jörß et al., 2014) fortgeschrieben.

Für Berlin wurden die für 2020 prognostizierten Emissionen für die fortgeschriebenen Quellgruppen Hauptstraßenverkehr, Nebennetzverkehr, Hausbrand, Industrie und Flugverkehr dem zum Zeitpunkt der Datenaufbereitung aktuellen Stand der laufenden „Modellrechnungen zur Fortschreibung des Berliner Luftreinhalteplans 2017-2025“ entnommen². Alle anderen Quellgruppen wurden unverändert von den Berechnungen für 2016 übernommen (Kapitel 4.3.3).

4.4 RCG Ergebnisse

4.4.1 Basisjahr 2016

Das RCG-Modell wurde unter Verwendung der in den vorhergehenden Kapiteln beschriebenen Emissionen für das Bezugsjahr 2016 auf das Modellgebiet Brandenburg angewendet. Die Berechnungen der Schadstoffverteilungen erfolgten stündlich. Abbildung 4-12 bis Abbildung 4-14 zeigen beispielhaft die berechneten NO₂-, O₃- und PM₁₀-Jahresmittelwerte auf der Brandenburg-Skala (Nest 3, Auflösung ca. 500 x 500 m²). Eine weitere kartographische Darstellung der RCG-Ergebnisse, beschnitten auf das Landesgebiet von Brandenburg, findet sich in Anhang A.

Die höchsten NO₂-Jahresmittelwerte von ca. 33 µg/m³ werden im Stadtgebiet von Berlin berechnet. In Brandenburg liegen die maximalen berechneten NO₂-Jahresmittelwerte im Bereich von 10 bis 16 µg/m³. In den emissionsarmen Gebieten Brandenburgs liegen die NO₂-Jahresmittelwerte unter 6 µg/m³. Die berechneten O₃-Jahresmittelwerte sind mit ca. 48 bis 63 µg/m³ in Berlin am niedrigsten und liegen in Brandenburg in den emissionsärmeren Gebieten zwischen 68 und 73 µg/m³. Die berechneten PM₁₀-Jahresmittelwerte liegen in Brandenburg größtenteils zwischen 8 und 10 µg/m³. Höhere Werte werden im Umfeld einiger Punktquellen südlich von Berlin sowie im Süden Brandenburgs berechnet. Die höchsten PM₁₀-Jahresmittelwerte von ca. 25 µg/m³ werden im Stadtgebiet von Berlin berechnet.

² Die Arbeiten am Luftreinhalteplan sind zum Zeitpunkt der Fertigstellung dieses Berichts noch nicht abgeschlossen. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass es kleinere Abweichungen zwischen den hier verwendeten Daten und den im LRP veröffentlichten Daten geben kann.

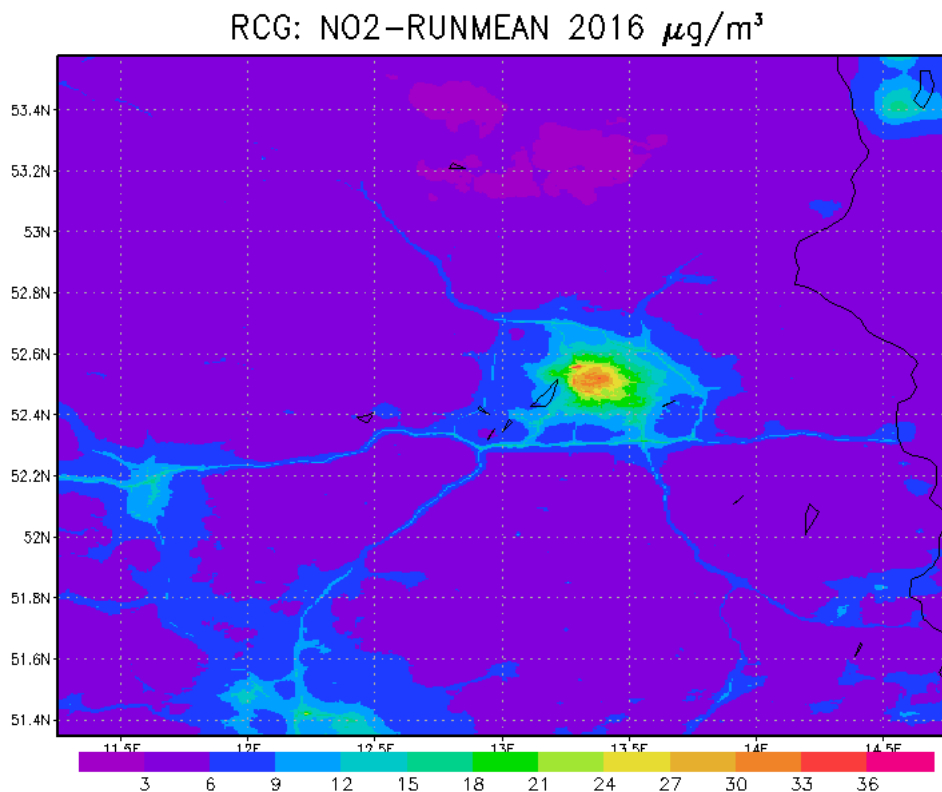


Abbildung 4-12: NO₂-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung 2016 im Nest 3, Auflösung ca. 500 x 500 m²

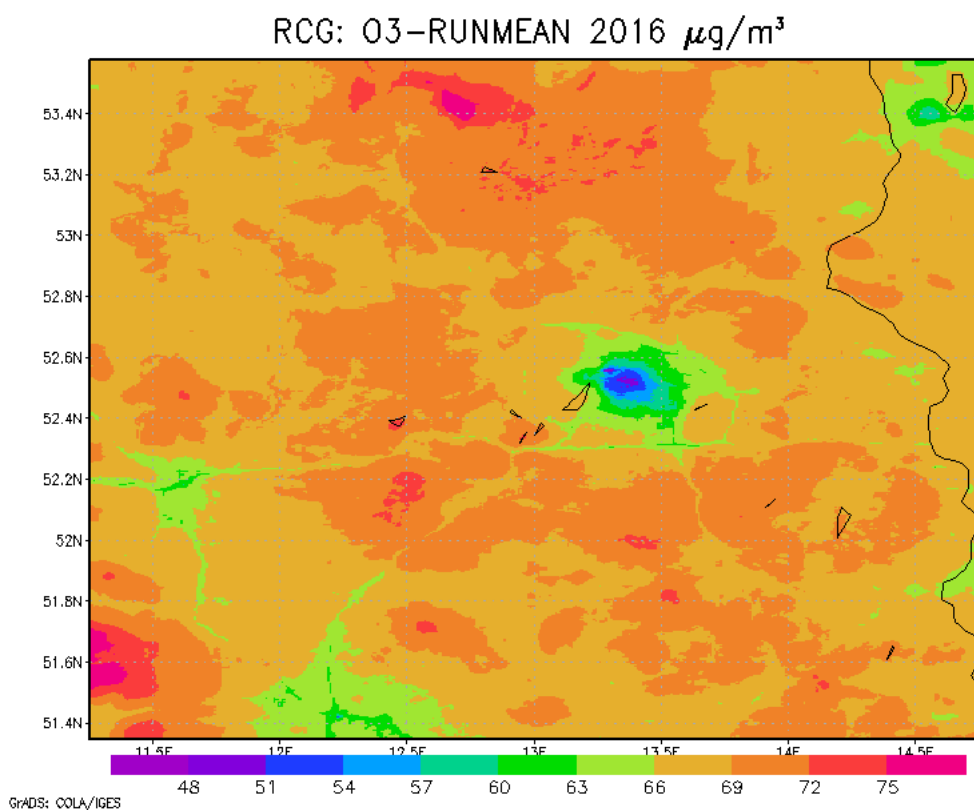


Abbildung 4-13: O₃-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung 2016 im Nest 3, Auflösung ca. 500 x 500 m²

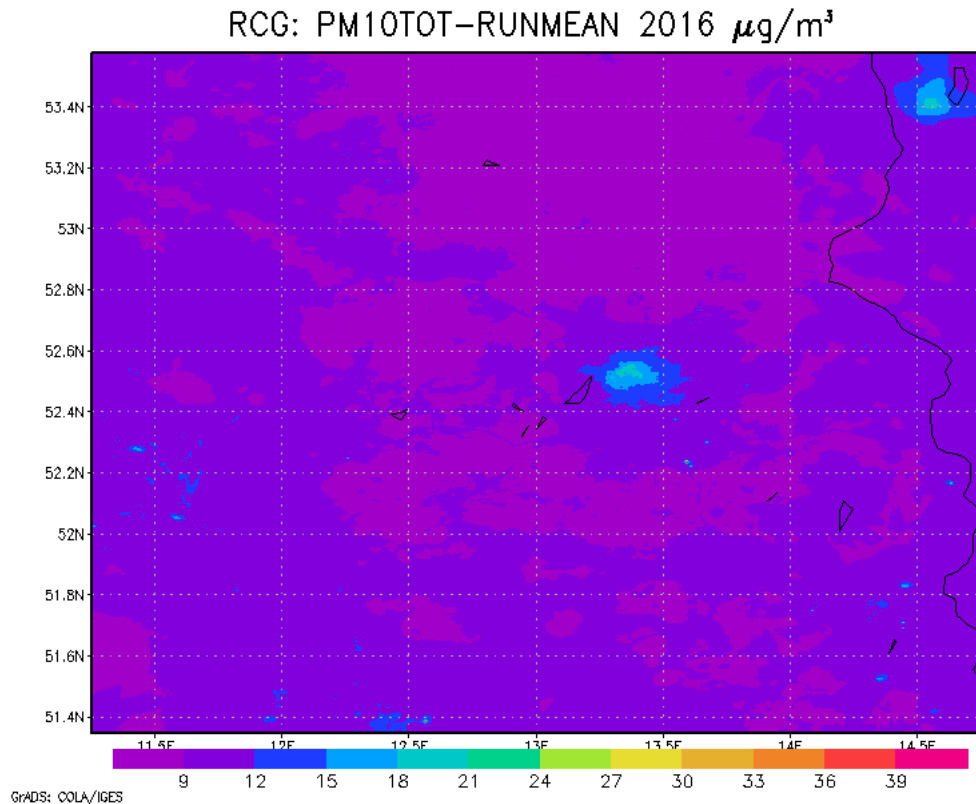


Abbildung 4-14: PM10-Jahresmittelwerte der RCG-Modellierung 2016 im Nest 3, Auflösung ca. 500 x 500 m²

4.4.2 Prognosen für 2017 und 2020

Das RCG-Modell wurde unter Verwendung der meteorologischen Daten 2016 auch auf die Prognosejahre 2017 und 2020 angewandt. Die RCG-Emissionseingangsdaten wurden in der im Kapitel 4.3.5 beschriebenen Weise erstellt. Während für die RCG-Berechnungen 2017 gegenüber dem Basisjahr 2016 nur die Kfz-Emissionen in Brandenburg geändert wurden, wurden für 2020 neben den Kfz-Emissionen auch alle anderen Emissionen gemäß Kapitel 4.3.5 fortgeschrieben.

Abbildung 4-15 zeigt die berechneten Änderungen der NO₂-Jahresmittelwerte aufgrund der Emissionsentwicklung bis 2020. In Brandenburg wurden großflächig Abnahmen der NO₂-Jahresmittelwerte von 2016 bis 2020 von bis zu 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet, mit maximalen Abnahmen im Einflussbereich der Autobahnen von lokal bis zu 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. In Cottbus wurden Abnahmen von bis zu 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und in Berlin Abnahmen bis zu 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. Zu Zunahmen der NO₂-Jahresmittelwerte bis zu ca. 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ kommt es auf dem Gelände und im Umfeld des neuen Flughafens BER.

Abbildung 4-16 zeigt komplementär zu NO₂ die berechneten Änderungen der O₃-Jahresmittelwerte aufgrund der Emissionsentwicklung bis 2020. Hier wurden in Brandenburg großflächig Zunahmen der O₃-Jahresmittelwerte von 2016 bis 2020 von bis zu 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet, mit maximalen Zunahmen im Einflussbereich der Autobahnen von lokal bis zu 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. In Berlin wurden Zunahmen bis zu 2.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. Zu Abnahmen der O₃-Jahresmittelwerte von bis zu ca. 1.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ kommt es auf dem Gelände und im Umfeld des neuen Flughafens BER.

Für PM₁₀ wurden auf Basis der Emissionsentwicklung von 2016 bis 2020 gemäß Kapitel 4.3.5 nur geringe Abnahmen des Jahresmittelwerts berechnet (Abbildung 4-17). Großflächig kommt es in Brandenburg zu Minderungen von bis zu 0,3 µg/m³, mit punktuell maximalen Abnahmen von bis zu 1,5 µg/m³. In Berlin wurden Minderungen des PM₁₀-Jahresmittelwerts von bis zu 1 µg/m³ berechnet, mit punktuell maximalen Werten bis zu 3 µg/m³.

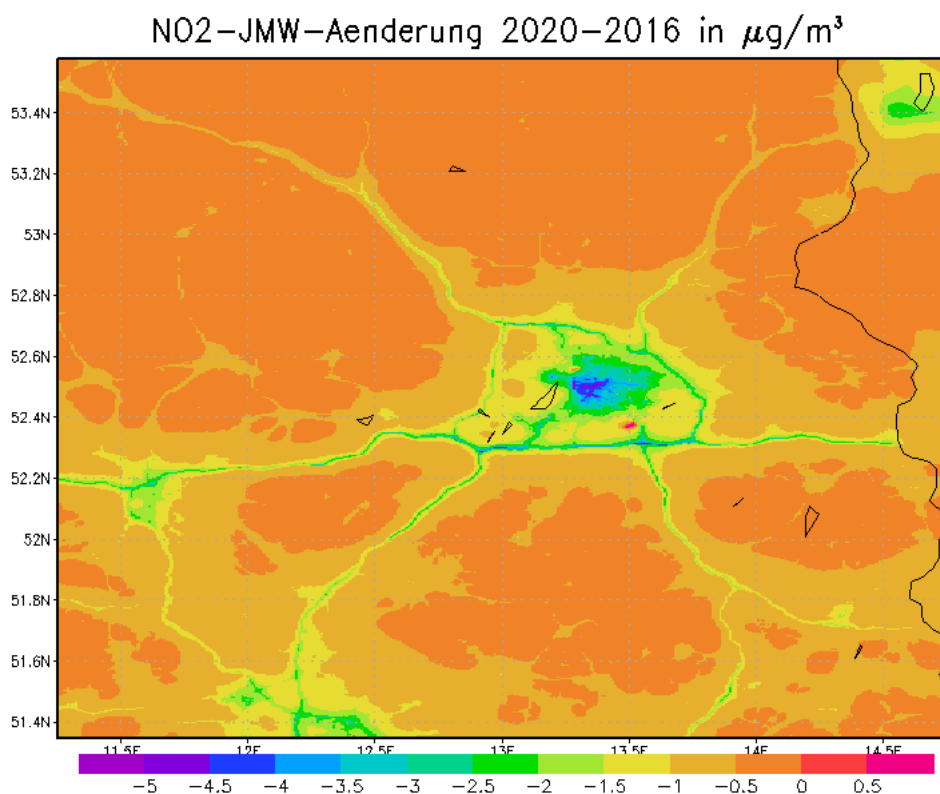


Abbildung 4-15: Auf Basis der RCG-Ergebnisse berechnete Änderung der NO₂-Jahresmittelwerte in µg/m³ für 2020 im Vergleich mit 2016

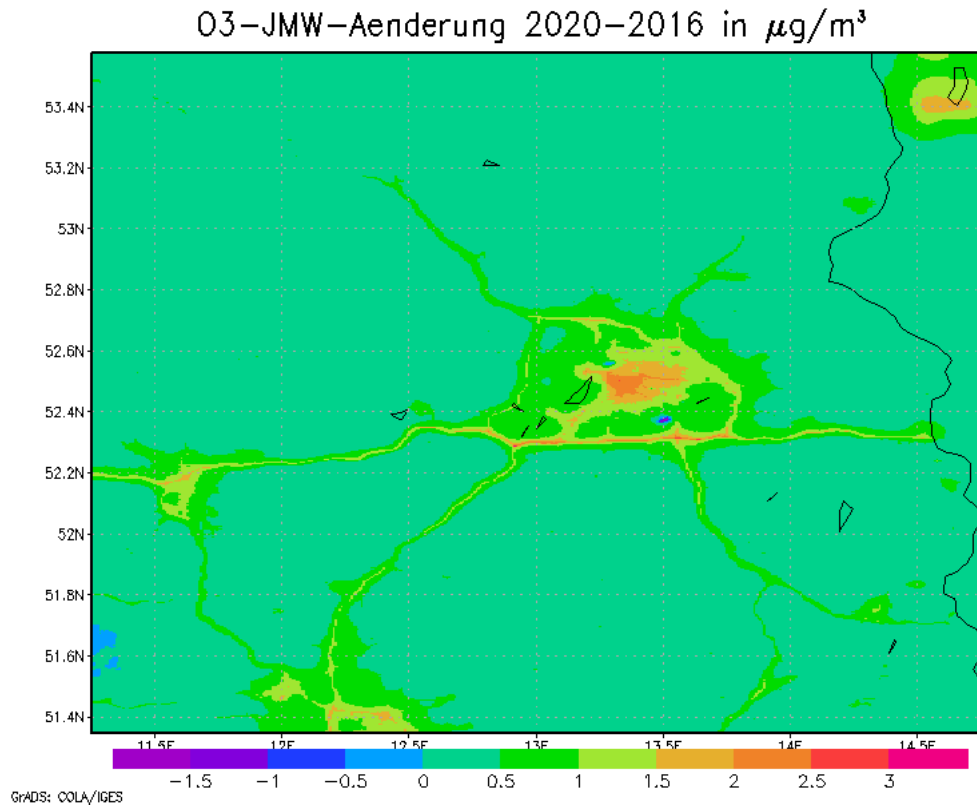


Abbildung 4-16: Auf Basis der RCG-Ergebnisse berechnete Änderung der O₃-Jahresmittelwerte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für 2020 im Vergleich mit 2016

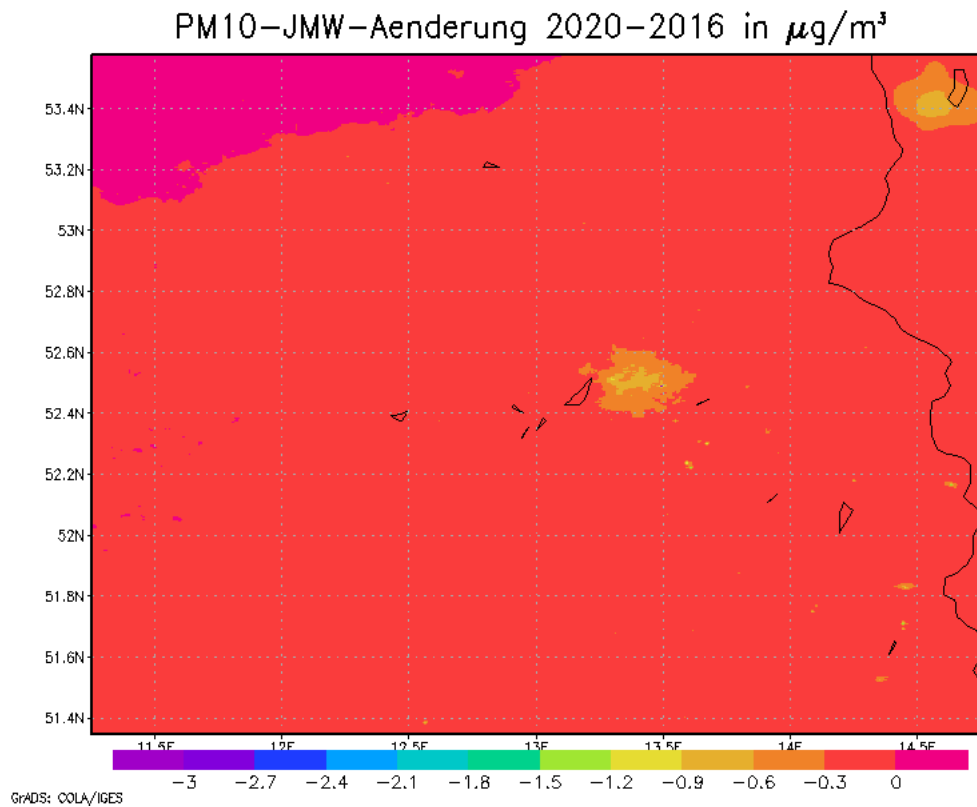


Abbildung 4-17: Auf Basis der RCG-Ergebnisse berechnete Änderung der PM₁₀-Jahresmittelwerte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für 2020 im Vergleich mit 2016

4.5 Anwendung FLADIS

4.5.1 Kombination Modell-Messung

Die Berechnung der landesweiten Vorbelastung wurde mit dem System FLADIS durchgeführt. FLADIS bietet die Möglichkeit, die Flächeninformation entweder durch reine Interpolation aus den Punktmessungen abzuleiten oder durch Kopplung der Interpolationsergebnisse mit den Modellergebnissen, z. B. einer Ausbreitungsrechnung. Durch die Kombination von Interpolations- und Modellergebnissen werden insbesondere in Gebieten mit geringer Messdichte zusätzliche Informationen (z. B. Orographie, Meteorologie, Emissionsstruktur) für die Flächendarstellung genutzt. Ein Beispiel für die Kopplung von Mess- und Modelldaten ist in Abbildung 2-1 für den Jahresmittelwert von NO₂ im Jahr 2016 für Brandenburg dargestellt.

Die Kopplung von Interpolationsergebnissen E_I und Modellergebnissen E_M erfolgt für jeden betrachteten Zeitschritt über eine lineare Wichtungsfunktion:

$$E_{Kopp} = (1 - a) * E_I + a * E_M$$

Zur Bestimmung des Wichtungsfaktors a wird in FLADIS der Korrelationskoeffizient zwischen den gemessenen Konzentrationen und den Modellwerten an den Messstationsorten verwendet. Der Korrelationskoeffizient sagt jedoch allein noch nichts darüber aus, ob der Zusammenhang zwischen den Modellwerten und den Messungen signifikant ist. Daher wird zusätzlich als Signifikanztest ein Student-Test durchgeführt. Nur wenn dieser Test eine Signifikanz zeigt, wird der berechnete Korrelationskoeffizient als Wichtungsfaktor benutzt. Die Korrelation ist definiert als signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5%.

4.5.2 Interpolation

Als Interpolationsverfahren für die räumliche Verteilung der Messwerte bietet FLADIS verschiedene Verfahren an, für die vorliegenden Berechnungen wurde das Verfahren nach Hardy (Hardy, 1990) angewendet. Ein weiteres in FLADIS implementiertes Verfahren ist das der Optimalen Interpolation (Gandin, 1965; Cressie, 1993; Fleming, 2003), die hier beschrieben wird, da sie für die Datenassimilation verwendet wurde (siehe Kapitel 4.5.3)

Die Optimale Interpolation (OI) ist kein Interpolationsverfahren im eigentlichen Sinne, d. h., sie zielt nicht auf die Wiedergabe stützstellentreuer Werte, sondern auf die Beschreibung der mittleren Feldstrukturen der darzustellenden Größe in der Skala des Interpolationsrasters. Die Wiedergabe stützstellentreuer Werte ist gegebenenfalls möglich, jedoch im Allgemeinen weder zu erwarten noch vom Verfahren zu gewährleisten. Die OI kommt aus dem Bereich der Geostatistik und wird häufig, z. B. in der Meteorologie, verwendet, um Beobachtungswerte in Modellrechnungen einfließen zu lassen, sie liefert daher nur sinnvolle Ergebnisse in Kombination mit einem Modellhintergrund.

Die Optimale Interpolation beruht auf der Theorie der Prognose stochastischer Prozesse und erlaubt, die räumlichen Beziehungen der Messwerte untereinander zu quantifizieren. Gleichzeitig kann ein möglicher Beobachtungsfehler an den Stationen berücksichtigt werden. Während bei einer Kombination von Interpolations- und Modellergebnissen, wie in der oben beschriebenen Wichtungsfunktion, die Wichtung einheitlich für das gesamte Feld durchgeführt wird, korrigiert die OI die Modellwerte räumlich differenziert in Abhängigkeit von Struktur und Einflussbereich der Messdaten.

Die räumliche Interpolation findet bei der in FLADIS implementierten OI auf der Grundlage eines empirisch geschätzten Kovarianzmodells statt. Für die Bestimmung der empirischen Kovarianzwerte stehen die klassische Momentenmethode und eine gegenüber Ausreißern und Abweichungen von der Normalverteilung robustere Schätzung nach Cressie zur Verfügung. Die die Schätzwerte approximierende Kovarianzfunktion kann exponentiell, Gauß'schen oder sphärischen Typs sein.

Die Optimale Interpolation, wie sie in der numerischen Wettervorhersage verwendet wird, beruht meist auf der Annahme homogener statistischer Eigenschaften der Modellfelder und Beobachtungen. Diese Annahme ist für bodennahe Immissionsfelder häufig nicht gerechtfertigt. Die in FLADIS verwendete OI beruht daher auf der Arbeit von Flemming (2003), die die Besonderheiten von Immissionsdaten berücksichtigt. Flemming erfasst unter anderem die Repräsentativität der Messungen, indem er die Stationen auf der Grundlage eines hierarchischen Clusterverfahrens klassifiziert (Flemming et al., 2005) und ihnen einen Einflussradius zuweist. Auf diese Weise wird der Einfluss derjenigen Messstationen reguliert, die gehäuft in belasteten Gebieten liegen und dazu dienen, kleinräumige Spitzenkonzentrationen zu erfassen. Messwerte von „Verkehrsstationen“ fließen nicht in die OI-Berechnung ein, da solche Messungen in der Regel aus dem Immissionsniveau der Umgebung herausfallen.

Das Verfahren der Optimalen Interpolation verlangt Biasfreiheit zwischen Messung und Modell an den Stationspunkten. Diese Forderung ist im Allgemeinen nicht zu erfüllen, es muss daher eine Biaskorrektur durchgeführt werden. In FLADIS wird ein für das gesamte Interpolationsgebiet homogener Bias angesetzt, der wahlweise aus dem Mittelwert der Beobachtungsinkremente aller Stationen, aller Land- und Vorstadtstationen oder nur aller Landstationen bestimmt werden kann. Beobachtungsinkremente sind dabei die Differenzen zwischen Messung und Modell an den Stationsorten.

4.5.3 Datenassimilation

Um bei der Kombination von Modell und Messung gemäß Kapitel 4.5.1 einen möglichst hohen Anteil der Modellwerte zu erhalten, bietet sich eine Kalibrierung der Modelldaten mit den Messdaten an, die die auftretenden Differenzen zwischen Messungen und Modell deutlich reduziert.

Die Frage der Kalibrierung von Modelldaten mit Messdaten ist ein klassisches Einsatzgebiet der Datenassimilation, die hierfür z. B. in der Meteorologie routinemäßig eingesetzt wird. Die in FLADIS implementierte und in Kapitel 4.5.2 beschriebene Optimale Interpolation (OI) gehört zu den Assimilationsverfahren, die zu diesem Zweck verwendet werden.

FLADIS wurde daher um die Funktionalität der Datenassimilation auf Basis der Optimalen Interpolation erweitert und die interne FLADIS-Datenstruktur entsprechend angepasst. Dabei werden im ersten Schritt die Modelldaten durch einen OI-Lauf an die Messdaten herangezogen. Die auf diese Weise kalibrierten Modelldaten dienen dann als Modellfeld für die eigentliche Interpolation mit Modellhintergrund zur flächenhaften Darstellung der Messwerte in FLADIS. Zur anschließenden Interpolation kann wiederum unter allen in FLADIS implementierten Verfahren frei gewählt werden. Die Parameter der Optimalen Interpolation lassen sich für den Schritt der Datenassimilation und für den Schritt der Interpolation getrennt festlegen.

4.5.4 Prognose

Die Darstellung der zukünftigen landesweiten Vorbelastung wird auf der Basis der RCG-Prognoserechnungen (Kapitel 4.7.3) durchgeführt. Um die zu erwartenden Messwerte an den Stationen des Messnetzes und den Zusatzstationen konsistent zu den Modelldaten abschätzen zu können, wurde die in Stern (2006a) vorgestellte Delta-Methode in FLADIS implementiert und eingesetzt.

Die Abschätzung zukünftiger Messwerte an Stationsorten durch Modellprognosen beruht auf der Überlegung, dass eine direkte Übertragung der Prognoserechnungen auf diskrete Orte zwar schwierig ist, weil die berechneten zeitlichen und räumlichen Konzentrationsverteilungen nicht immer mit gemessenen Werten übereinstimmen, dass aber davon auszugehen ist, dass die wesentlichen ablaufenden physikalischen und chemischen Prozesse vom Modell hinreichend genau erfasst werden und daher die berechnete Immissionsänderung, die sich zwischen den Modellrechnungen für ein Basisjahr und ein Prognosejahr ergibt, zur Prognose der mittleren Änderung der Messwerte an den Stationsorten und darauf aufbauend zur Bewertung von Maßnahmen verwendet werden kann.

Dazu wird zunächst aus den Stundenwerten der Konzentrationen des Basislaufs eine klassifizierte Häufigkeitsverteilung gebildet. Anschließend wird jeder Klasse des Basislaufs eine klassenspezifische mittlere Änderung zugeordnet, die sich berechnet als Mittelwert aller Änderungen, die die dieser Klasse zugeordneten Stundenwerte des Basislaufs in der Prognoserechnung erfahren. Auf diese Weise wird der Zeit- und Ortsbezug der einzelnen Stundenwerte aufgegeben. Die zu erwartenden Messwerte können nun abgeschätzt werden, indem zu jedem einzelnen Messwert des Basisjahrs die berechnete klassenspezifische Änderung für diesen Wert addiert wird. Beobachtete Konzentrationen, die höher als der höchste berechnete Wert sind, werden nur um die der höchsten Klasse zugeordneten Änderung modifiziert. Die prognostizierte Zeitreihe behält damit die zeitliche Struktur der Basismessreihe, das Konzentrationsniveau jeder einzelnen Messung ist aber um den Betrag verändert, der durch die Prognoserechnung vorgegeben wird.

4.6 Luftmessdaten aus dem Landesmessnetz und Airbase-Daten

Für 2016 wurden die Messdaten der Stationen in Brandenburg, sowie in den angrenzenden Bundesländern und in Polen von der Air Quality e-Reporting Plattform der European Environment Agency (EAA, 2018) als Zeitreihen heruntergeladen.

Für das Jahr 2017 lagen zum Zeitpunkt der Projektbearbeitung noch keine Zeitreihen der verwendeten Messstationen vor. Vom Umweltbundesamt wurden die Jahresmittelwerte 2017 für die in Deutschland liegenden Stationen zur Verfügung gestellt. Für die polnischen Stationen wurden die Jahresmittelwerte für 2017 von der Webseite des polnischen Oberinspektorats für Umweltschutz (GIOS, 2018) heruntergeladen.

Die verwendeten Messstationen sind in Abbildung 4-18 dargestellt. Je nach Kenngröße lagen nur Messdaten für eine Teilmenge der dargestellten Stationen vor. Die Station Neuruppin (DEBB048) wurde nach Auskunft des Auftraggebers im Jahr 2016 stark durch ein nahe gelegenes Heizkraftwerk beeinflusst. Sie wurde daher für die Stoffe NO₂, NO_x und O₃ nicht berücksichtigt, da hier die für die FLADIS-Rechnungen erforderliche räumliche Repräsentativität der Messdaten nicht mehr gegeben ist.

In Abbildung B-1 und Abbildung B-2 in Anhang B finden sich zur Information Darstellungen der reinen Hardy-Interpolation der Messwerte.

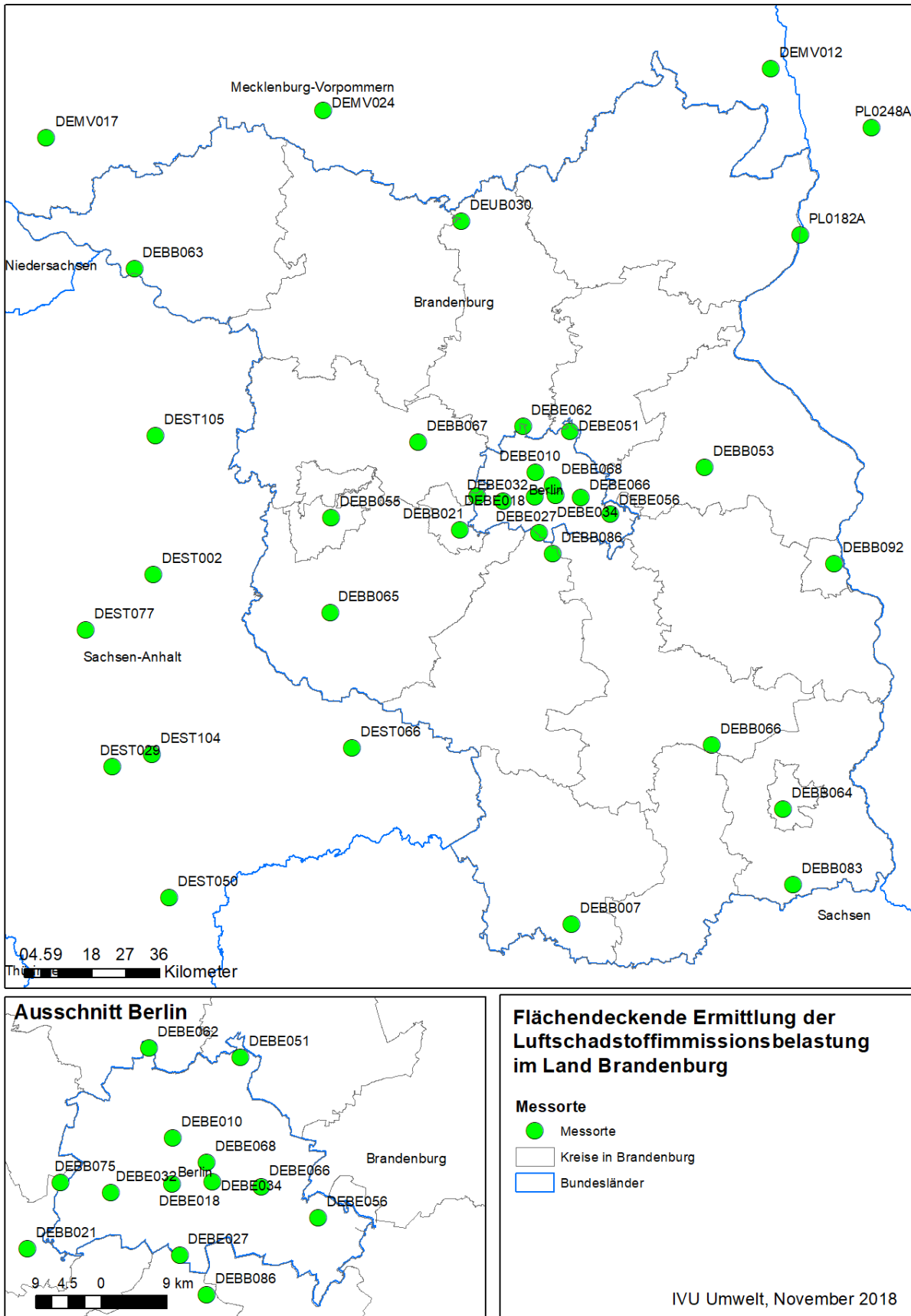


Abbildung 4-18: Lage der verwendeten Messstationen am Beispiel für NO₂

4.7 Ergebnisse der FLADIS-Anwendung

4.7.1 Allgemeines

Die landesweite Vorbelastung in Brandenburg wurde, wie in Kapitel 2.3 beschrieben, mit FLADIS für die Stoffe NO₂, NO_x, O₃, PM₁₀ und PM_{2.5} für das Bezugsjahr 2016 und für die Prognosejahre 2017 und 2020 ermittelt. Zudem wurde in FLADIS eine Transformation der im geographischen Koordinatensystem verorteten RCG-Ergebnisse auf UTM33 (Bezugssystem ETRS89) sowie eine Umrechnung auf in UTM33 quadratische Gitterzellen mit 500 m Maschenweite vorgenommen. Somit liegen die FLADIS-Ergebnisse in UTM33-Koordinaten vor.

Die mit FLADIS berechneten flächenhaften Ergebnisse wurden gemäß der VDI-Richtlinie 4280 Blatt 5 (KRdL, 2009) mit einer Kreuzvalidierung bewertet. Als Fehlermaße werden von der Kreuzvalidierung die Wurzel des mittleren quadratischen Fehlers (RMSQ, Root Mean Square Error) sowie die mittlere relative Abweichung (MRA) ermittelt. Je kleiner diese beiden Werte sind, desto höher ist (im Vergleich mit den Kreuzvalidierungsergebnissen für andere Interpolationsverfahren) die Güte der berechneten flächenhaften Darstellung einzuordnen.

4.7.2 Vorbelastung 2016

In Abbildung 4-19 ist oben links die Vorbelastung für NO₂, oben rechts die Vorbelastung für NO_x und unten links die Vorbelastung für O₃ dargestellt, jeweils als Mittelwert für das Bezugsjahr 2016. Bei NO₂ werden außerhalb der Städte und entfernt von Autobahnen Vorbelastungen unter 10 µg/m³ ermittelt. Die Maximalwerte mit über 20 µg/m³ bis maximal 30 µg/m³ werden vor allem in und um Berlin erreicht. Deutlich sind die Hauptverkehrswege zu erkennen.

Die NO_x-Vorbelastung (Abbildung 4-19 ist oben rechts) ist ähnlich verteilt wie die NO₂-Vorbelastung mit höheren Konzentrationen in städtischen Bereichen und entlang der Verkehrswege und niedrigeren Konzentrationen abseits der Städte und Autobahnen. In und um Berlin werden mit 30 µg/m³ bis 57 µg/m³ die höchsten NO_x-Vorbelastungswerte berechnet, in ländlichen Gebieten fernab der Autobahnen liegen die Konzentrationen bei 15 µg/m³ und darunter.

Beim Jahresmittelwert von O₃ ist das Bild komplementär zur NO₂-Vorbelastung. Darin spiegelt sich die Tatsache wider, dass sich bei hohen NO-Konzentrationen das chemische Gleichgewicht unter Abbau von O₃ zu NO₂ und Sauerstoff verschiebt. Während bei NO₂ aber zwischen Minimum und Maximum ein Faktor 5 auftritt, beträgt bei Ozon der Faktor nur 1.3.

In Abbildung 4-20 sind die Jahresmittelwerte der Vorbelastung 2008 für PM₁₀ (links) und für PM_{2.5} (rechts) dargestellt. Für die PM₁₀-Vorbelastung 2016 wurden großflächig Konzentrationen zwischen 15 µg/m³ und 17.5 µg/m³ berechnet. Die Maximalwerte treten mit 20 µg/m³ bis 25 µg/m³ in Berlin auf, höhere Werte zwischen 17.5 µg/m³ und 20 µg/m³ finden sich auch großräumig um Berlin, entlang der Ostgrenze Brandenburgs sowie an der Südwestgrenze im Bereich Elsterwerda und Bad Liebenwerda.

Die PM_{2.5}-Vorbelastung weist einen Gradienten von Nord nach Süd auf mit Konzentrationen bis 12 µg/m³ im Norden und 13 µg/m³ bis 14 µg/m³ im Süden. Höhere PM_{2.5}-Konzentrationen wurden mit 14 µg/m³ bis 15 µg/m³ in und um Berlin sowie im Bereich Cottbus berechnet. Der mit über 16 µg/m³ noch höhere Wert, der 2016 im Jahresmittel in

Frankfurt/Oder gemessen wurde, beeinflusst die berechnete Konzentrationsverteilung für PM2.5 kaum, weil an dieser Station im Jahr 2016 nur an ca. 16 % aller Jahresstunden Messwerte vorlagen. Insgesamt ist die Messdichte für PM2.5 deutlich geringer als für die anderen Schadstoffe (innerhalb Brandenburgs 11 Messorte für PM2.5 gegenüber 21 für PM10 und 25 für NO₂), was sich in der recht einfachen Nord-Süd-Struktur der berechneten Vorbelastung sowie in dem geringen Modellanteil von knapp über 20 % (Tabelle 4-2) an der Darstellung widerspiegelt.

In Tabelle 4-2 ist für die fünf Schadstoffe der jeweilige Modellanteil gemäß Kapitel 4.5.1 sowie die Fehlermaße der Kreuzvalidierung nach VDI-Richtlinie 4280 Blatt 5 angegeben. Bei NO₂ ist das Modell zu knapp 80 % und bei NO_x zu rund 75 % an der Darstellung beteiligt. Bei O₃ und PM10 liegt der Modellanteil bei 50 %, und bei PM2.5 liegt er bei etwas über 20 %. Der RMSQ (Root Mean Square Error) ist für PM2.5 mit 0.91 µg/m³ am geringsten und für NO_x mit 2.32 µg/m³ am größten. Dabei ist zu berücksichtigen, dass der RMSQ die Standardabweichung der Differenzen zwischen Messung und Modell repräsentiert und i. d. R. verwendet wird, um den Fehler verschiedener Modelle für einen bestimmten Datensatz zu vergleichen. Für den Vergleich der Modellperformanz zwischen verschiedenen Datensätzen (z. B. verschiedenen Schadstoffe) ist der RMSQ nicht geeignet, da er skalenabhängig ist. Der mittlere relative Fehler (MRA) ist mit 3.0 % bei Ozon am geringsten und mit 11.7 % für NO_x am größten.

Tabelle 4-2: Kenngrößen der FLADIS-Berechnungen für 2016

Größe	Modellanteil [%]	Kreuzvalidierung nach VDI-Richtlinie 4280 Blatt 5 (KRdL, 2009)	
		RMSQ [µg/m ³]	MRA [%]
NO ₂	79.2	1.11	7.6
NO _x	75.9	2.32	11.7
O ₃	50.9	1.97	3.0
PM10	50.1	1.40	7.0
PM2.5	21.8	0.91	5.9

Die Ergebnisse der FLADIS-Rechnungen für das Bezugsjahr 2016 dienen als Vorbelastungswerte für die landesweiten Screeningberechnungen für NO₂, PM10 und PM2.5 in Kapitel 5.4.1 und 5.4.2.

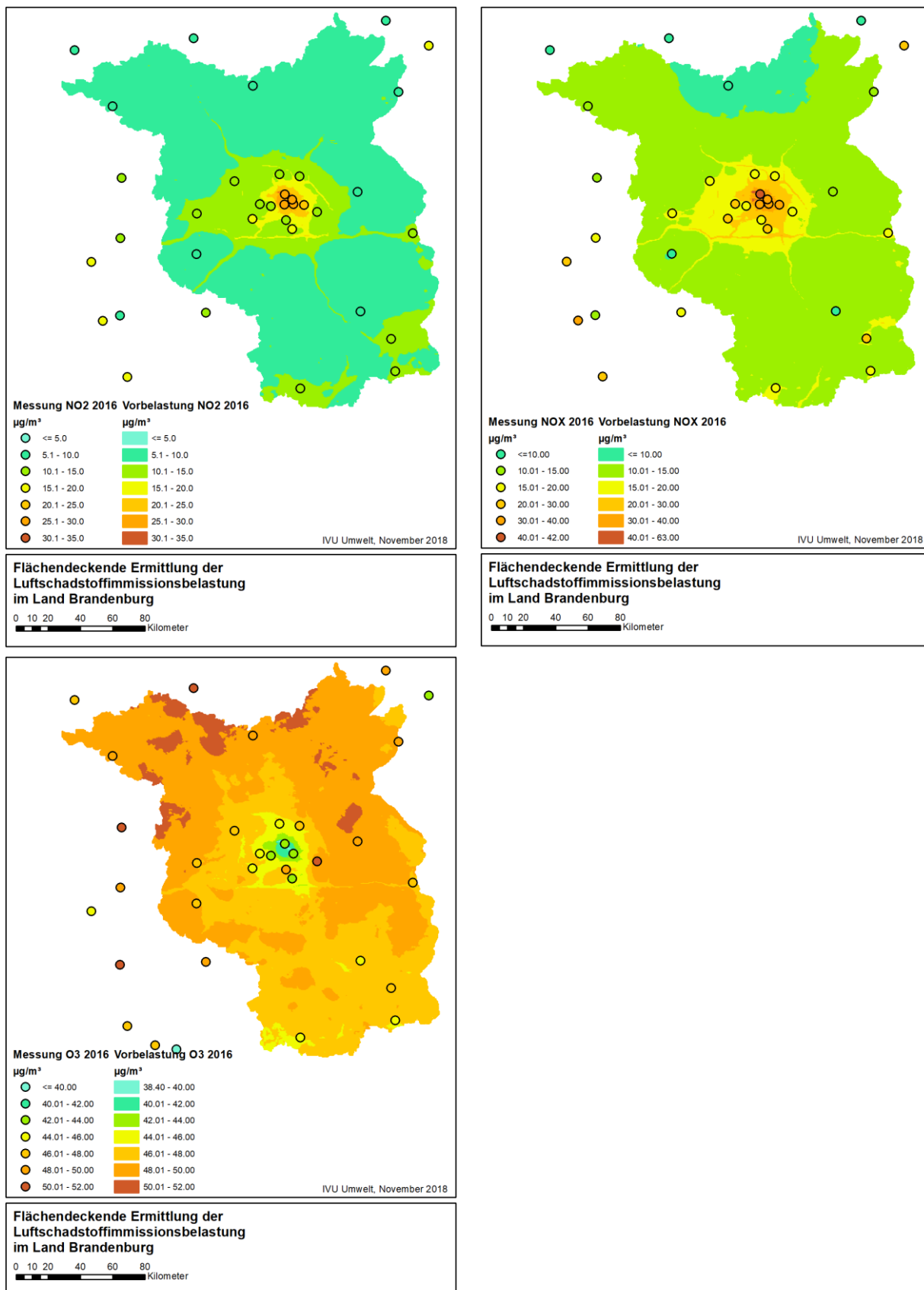


Abbildung 4-19: Vorbelastung 2016 für den NO₂- (oben links), den NO_x- (oben rechts) und den O₃-Jahresmittelwert (unten links)

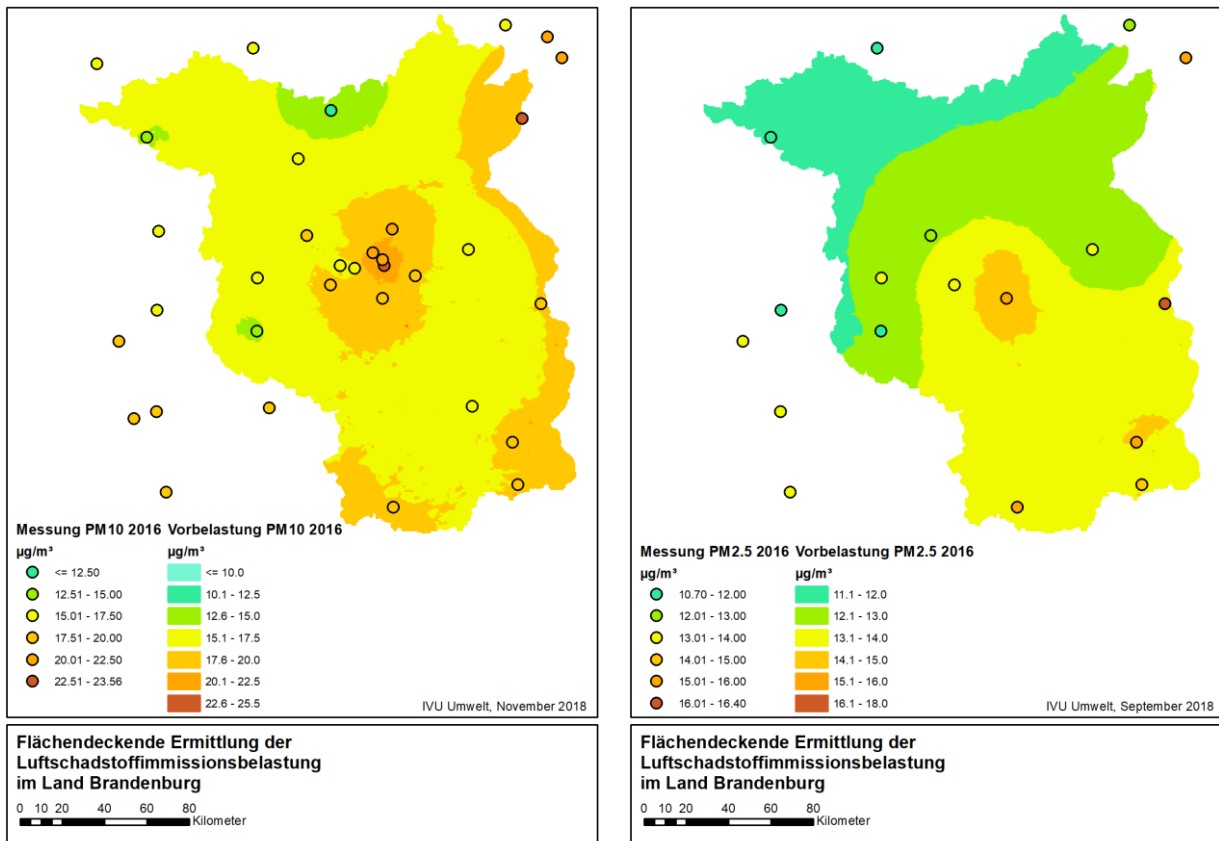


Abbildung 4-20: Vorbelastung 2016 für den PM10- (links) und PM2.5-Jahresmittelwert (rechts)

4.7.3 Prognose der Vorbelastung 2017 und 2020

Die Berechnung der Vorbelastung wurde, wie in Kapitel 2.3 beschrieben, für das Prognosejahr 2017 auf Basis der Ausbreitungsrechnungen für 2017 durchgeführt sowie auf Basis der stündlichen Messzeitreihen 2016, die mit Hilfe der bereits verfügbaren Jahresmittelwerte der Messdaten 2017 skaliert wurden. Für 2020 wurde die Vorbelastung auf Basis der Ausbreitungsrechnungen für 2016 und 2020 und der Anwendung der in Kapitel 4.5.4 beschriebenen Delta-Methode (Stern, 2006a) prognostiziert.

In Tabelle 4-3 ist für die 5 betrachteten Schadstoffe der jeweilige Modellanteil gemäß Kapitel 4.5.1 sowie die Fehlermaße der Kreuzvalidierung nach VDI-Richtlinie 4280 Blatt 5 (KRdL, 2009) für die Prognose 2017 angegeben. Im Vergleich zur Tabelle 4-2 liegt für NO₂ und NO_x der Modellanteil etwas und die Fehlermaße geringfügig höher. Für O₃ ist der Modellanteil etwas höher, der RMSQ liegt geringfügig niedriger und die MRA geringfügig höher als in Tabelle 4-2. Für PM10 liegen Modellanteil und Fehlermaße etwas niedriger als in Tabelle 4-2. Für PM2.5 hingegen liegt der Modellanteil etwas niedriger und die Fehlermaße höher als in Tabelle 4-2.

Tabelle 4-3: Kenngrößen der FLADIS-Berechnungen für die Vorbelastung 2017 (Basis Messdaten 2016, skaliert auf 2017)

Größe	Modellanteil [%]	Kreuzvalidierung nach VDI-Richtlinie 4280 Blatt 5 (KRdL, 2009)	
		RMSQ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	MRA [%]
NO ₂	80.1	1.18	8.6
NO _x	77.0	2.32	12.2
O ₃	51.2	1.90	3.3
PM10	48.9	1.29	6.0
PM2.5	20.6	1.57	9.5

In Abbildung 4-21 bis Abbildung 4-23 werden die Ergebnisse der Bestimmung der Vorbelastung für die Prognosejahre 2017 und 2020 für NO₂, NO_x, O₃, PM10 und PM2.5 dargestellt. In Anhang C finden sich die Differenzen der prognostizierten Vorbelastungen 2020 zur Vorbelastungssituation 2016.

Die NO₂-Vorbelastung in Brandenburg (Abbildung 4-21, oben) nimmt im Jahresmittel im Maximum von 31.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2016 über 31.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2017 auf 29.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2020 ab. Das Mittel über Brandenburg sinkt von 9.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2016 über 8.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2017 auf 7.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2020. Die Struktur der NO₂-Verteilung bleibt im Wesentlichen erhalten, allerdings nehmen die Konzentrationen entlang der Autobahnen aufgrund der gesunkenen Kfz-Emissionen sichtbar ab. Die NO_x-Vorbelastung (Abbildung 4-21, unten) sinkt von 2016 nach 2017 im Maximum von 56.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ auf 55.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und im Mittel über Brandenburg von 12.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ auf 10.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Von 2017 nach 2020 wurden nur geringfügige Änderungen in der NO_x-Vorbelastung berechnet.

Im Gegensatz dazu steigt die O₃-Vorbelastung (Abbildung 4-22, oben) mit sinkendem NO₂ und NO_x von 2016 nach 2017 an. Von 2017 nach 2020 steigt die O₃-Vorbelastung im Norden Brandenburgs weiter an, während sie im Süden wieder etwas absinkt, wenn auch auf ein etwas höheres Niveau als 2016. Der O₃-Mittelwert über Brandenburg steigt von 48.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2016 auf 49.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2017 und sinkt dann wieder geringfügig auf 49.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2020.

Die PM10-Vorbelastung (Abbildung 4-22, unten) ändert sich nur geringfügig zwischen 2016 und 2017, insbesondere verringern sich die Bereiche mit Konzentrationen von 17.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bis 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ um Berlin, an der Ostgrenze sowie an der Süd-West-Grenze von Brandenburg. Die Änderungen von 2017 nach 2020 sind noch geringer, sie beschränken sich im Wesentlichen auf das Umfeld der Stationen Wittenberge und Lütte (Belzig). Der PM10-Mittelwert über Brandenburg sinkt von 16.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2016 auf 16.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2017 und im Jahr 2020. Das PM10-Maximum sinkt in dieser Zeit von 25.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2016 über 25.11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2017 auf 24.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2020.

Die PM2.5-Vorbelastung (Abbildung 4-23) steigt von 2016 nach 2017 an, da einige Messstationen 2017 höhere Jahresmittelwerte aufweisen als 2016. Von 2017 nach 2020 sinkt die berechnete Vorbelastung geringfügig unter das Konzentrationsniveau von 2016. Der PM2.5-Mittelwert über Brandenburg steigt von 12.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2016 auf 13.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2017 und sinkt dann auf 12.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2020.

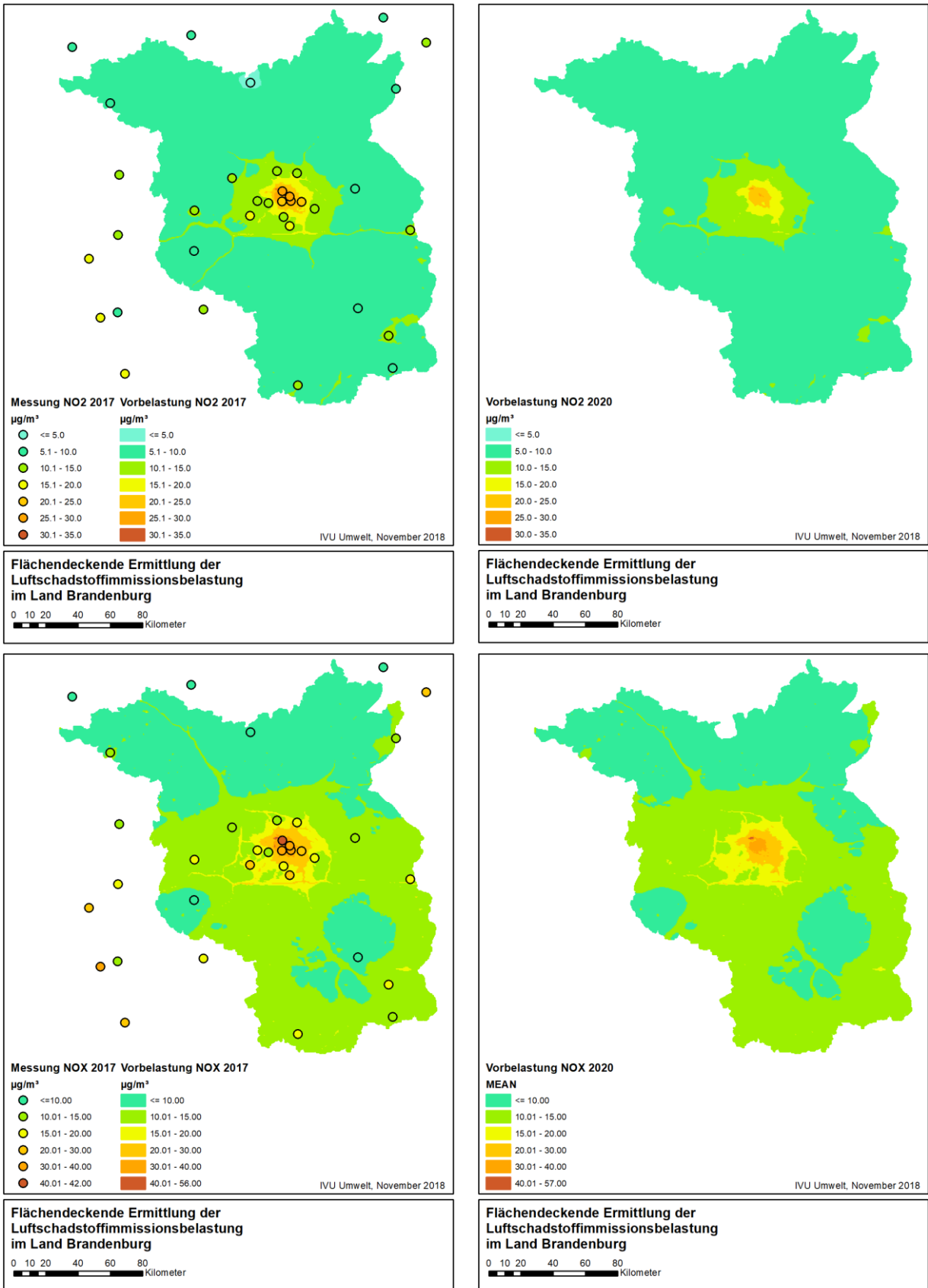


Abbildung 4-21: Prognostizierte Vorbelastung NO₂ (oben) und NO_x (unten), Jahresmittelwert für 2017 (links) und 2020 (rechts)

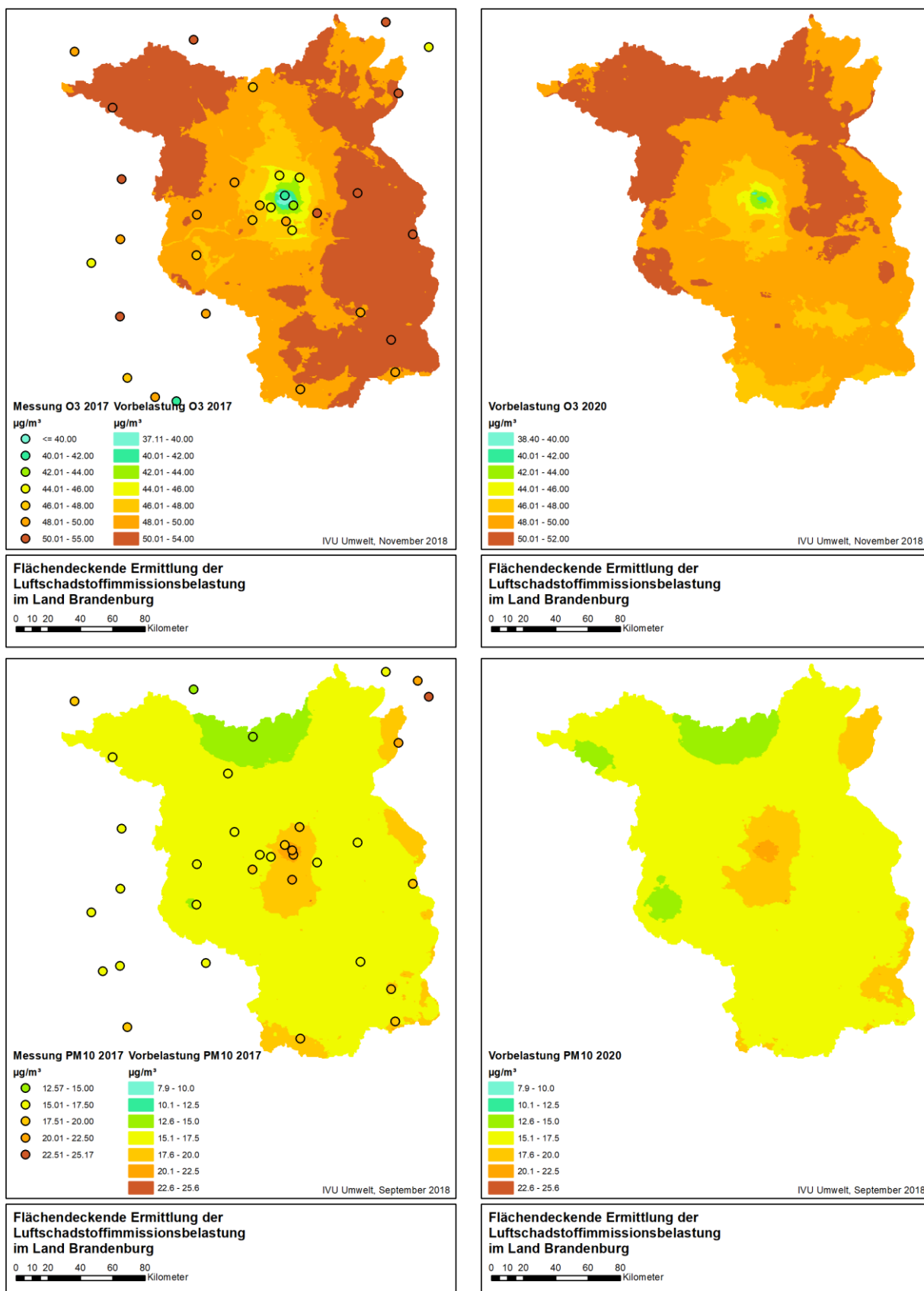


Abbildung 4-22: Prognostizierte Vorbelastung O₃ (oben) und PM₁₀ (unten), Jahresmittelwert für 2017 (links) und 2020 (rechts)

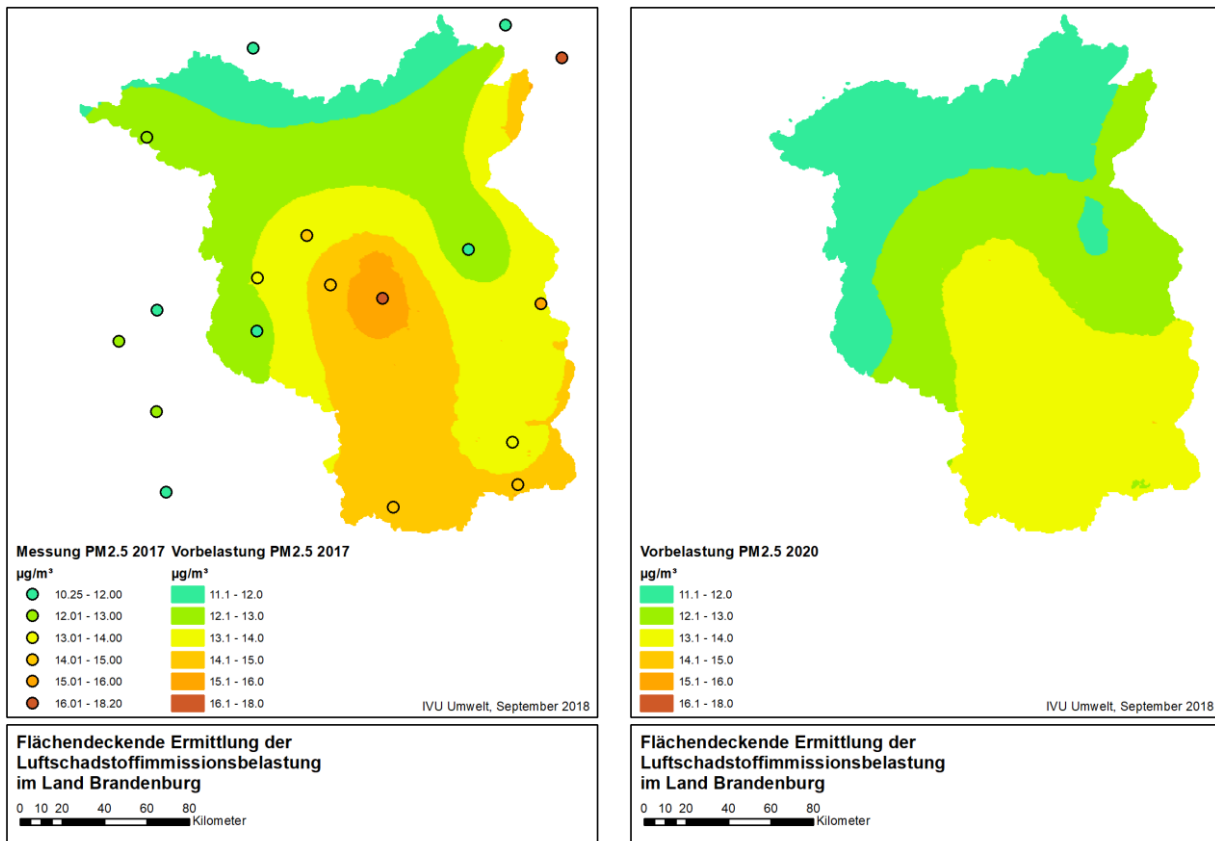


Abbildung 4-23: Prognostizierte Vorbelastung PM2.5, Jahresmittelwert für 2017 (links) und 2020 (rechts)

Die Ergebnisse der FLADIS-Rechnungen dienen als Vorbelastungswerte für die Prognosen der landesweiten Screeningberechnungen für NO₂ und PM10 in Kapitel 5.4.3.

4.8 Qualitätssicherung

Zur Validierung der Modellergebnisse für NO₂, O₃ und PM10 wurden für das Bezugsjahr 2016 Scatterplots gemäß Kapitel 2.5.1 erzeugt. Dargestellt sind die Mess- und Modelldaten für die städtischen, vorstädtischen und ländlichen Hintergrundstationen, die auch für die Datenassimilation der berechneten Vorbelastung (Kapitel 4.6) verwendet wurden. Abbildung 4-24 zeigt die Grafiken sowohl für die reinen RCG-Ergebnisse (Abbildung 4-24, links) als auch für die berechnete Vorbelastung, für die die RCG-Ergebnisse einer Datenassimilation unterzogen und mit den interpolierten Messdaten gekoppelt wurde (Abbildung 4-24, rechts).

Abbildung 4-24, oben links, zeigt, dass NO₂ durch die reinen RCG-Ergebnisse an den betrachteten Hintergrundstationen z. T. deutlich unterschätzt wird. Eine Aufteilung der Stationenpunkte in Brandenburger und Berliner Stationen (Abbildung 4-25) zeigt, dass insbesondere die Brandenburger Stationen unterhalb des Abweichungsbereichs von ±30 % liegen, während die Berliner Stationen bis auf eine Ausnahme innerhalb des Abweichungsbereichs von ±30 % liegen und in drei Fällen den Messwert sogar überschätzen. Dieses Verhalten weist darauf hin, dass der Grund für die Unterschätzung möglicherweise in den Emissionen liegt, die für Brandenburg und für Berlin aus unterschiedlichen Quellen stammen (Kapitel 4.3.2 bzw. Kapitel 4.3.3).

In Folge der Unterschätzung der gemessenen NO_2 -Werte werden die gemessenen O_3 -Werte durch die reinen RCG-Ergebnisse überschätzt (Abbildung 4-24, mitte links).

Die beobachteten PM_{10} -Jahresmittelwerte (Abbildung 4-24, unten links) werden durch die reinen RCG-Ergebnisse mit zunehmender Konzentrationshöhe zunehmend unterschätzt. Eine Ausnahme davon bilden die drei städtischen Hintergrundstationen in Berlin, die durch RCG prozentual deutlich weniger unterschätzt werden als die anderen Messstationen, während sich die RCG-Ergebnisse für die drei vorstädtischen Stationen in Berlin so verhalten wie die Brandenburger Stationen. Trotz der Unterschätzung liegen die berechneten PM_{10} -Jahresmittelwerte bis auf zwei Ausnahmen noch innerhalb des von der Richtlinie 2008/50/EG (EU, 2008) vorgegebenen Genauigkeitsbereichs von $\pm 50\%$ um den beobachteten Wert.

Die systematische Unterschätzung beobachteter PM_{10} -Konzentrationen ist ein Problem, das nicht nur das RCG-Modell, sondern auch alle anderen chemischen Transportmodelle betrifft (Stern et al., 2008; Sartelet et al., 2007; Vautard et al., 2007; Whyatt et al., 2007; Bessagnet et al., 2016; Im et al., 2015; Prank et al., 2016). Die zeitweise beobachteten hohen PM_{10} -Konzentrationen werden von den Modellen in den meisten Fällen nicht reproduziert. Dies betrifft sowohl nur lokal gemessene kurzzeitige Spitzenkonzentrationen als auch durch Ferntransport verursachte großflächigere Konzentrationsanstiege (Stern et al., 2008). Eine der wesentlichen Ursachen ist die Unsicherheit der PM_{10} -Emissionen und deren zeitlichen Schwankungen. Nicht alle PM_{10} -Quellen mit ihren Emissionen sind bekannt, und auch die Qualität der verfügbaren anthropogenen Partikel-Emissionsdaten ist geringer als diejenige der klassischen Schadstoffe wie z. B. NO_x und SO_2 . Hier ist insbesondere der wahrscheinlich unterschätzte Partikel-Emissionsanteil aus Holzverbrennung zu nennen, dessen quantitative Bestimmung eine große Unsicherheit in den gegenwärtigen Emissionsinventaren darstellt (Denier van der Gon et al., 2015). Auch Partikel-Emissionen aus landwirtschaftlichen Aktivitäten, windbedingte Staubaufwirbelung von naturbelassenen Böden oder in Stadtgebieten (z. B. aus Baustellentätigkeit oder Wiederaufwirbelung durch den Kfz-Verkehr) sowie biogene Aerosole sind unvollständig oder gar nicht erfasst, da diese Emissionen zum Teil stark von den meteorologischen Bedingungen und der Beschaffenheit des Untergrundes abhängen und daher zeitlich stark schwanken können. Eine weitere Quelle der Unsicherheit sind die gasförmigen Primäremissionen (z. B. biogen emittierte Isoprene und Terpene, anthropogene flüchtige organische Kohlenwasserstoff- und NH_3 -Emissionen), die in der Atmosphäre zu den organischen und anorganischen Sekundäraerosolen führen. Die Modelle liefern trockene PM -Konzentrationen. Gravimetrische Messungen beinhalten aber auch unter den Laborbedingungen der Wiegeprozedur (20°C bei 50% relativer Feuchte) unter Umständen noch Aerosol-gebundenes Wasser, das bis zu 30% zur gesamten PM_{10} -Masse beitragen kann (Putaud et al., 2004). Dieses Wasser ist neben dem Abdampfen flüchtiger Aerosolbestandteile ein weiterer Grund, warum auf physikalischen Messprinzipien beruhende PM -Messungen gegenüber dem gravimetrischen Referenzverfahren Minderbefunde aufweisen, die typischerweise im Bereich von $20 - 30\%$ liegen. Sensitivitätsuntersuchungen mit einer approximativen Nachberechnung des Aerosol-gebundenen Wassers zeigen, dass die Berücksichtigung des Aerosol-gebundenen Wassers zu einer deutlichen Verringerung der PM_{10} -Unterschätzung führt (Tsyro et al., 2005; Prank et al., 2016).

Datenassimilation der RCG-Ergebnisse und Kopplung mit den interpolierten Messdaten führt dazu, dass die berechnete Vorbelastung an den Stationsorten für alle 3 Schadstoffe nur noch geringfügig von den Messdaten abweicht (Abbildung 4-24, rechts).

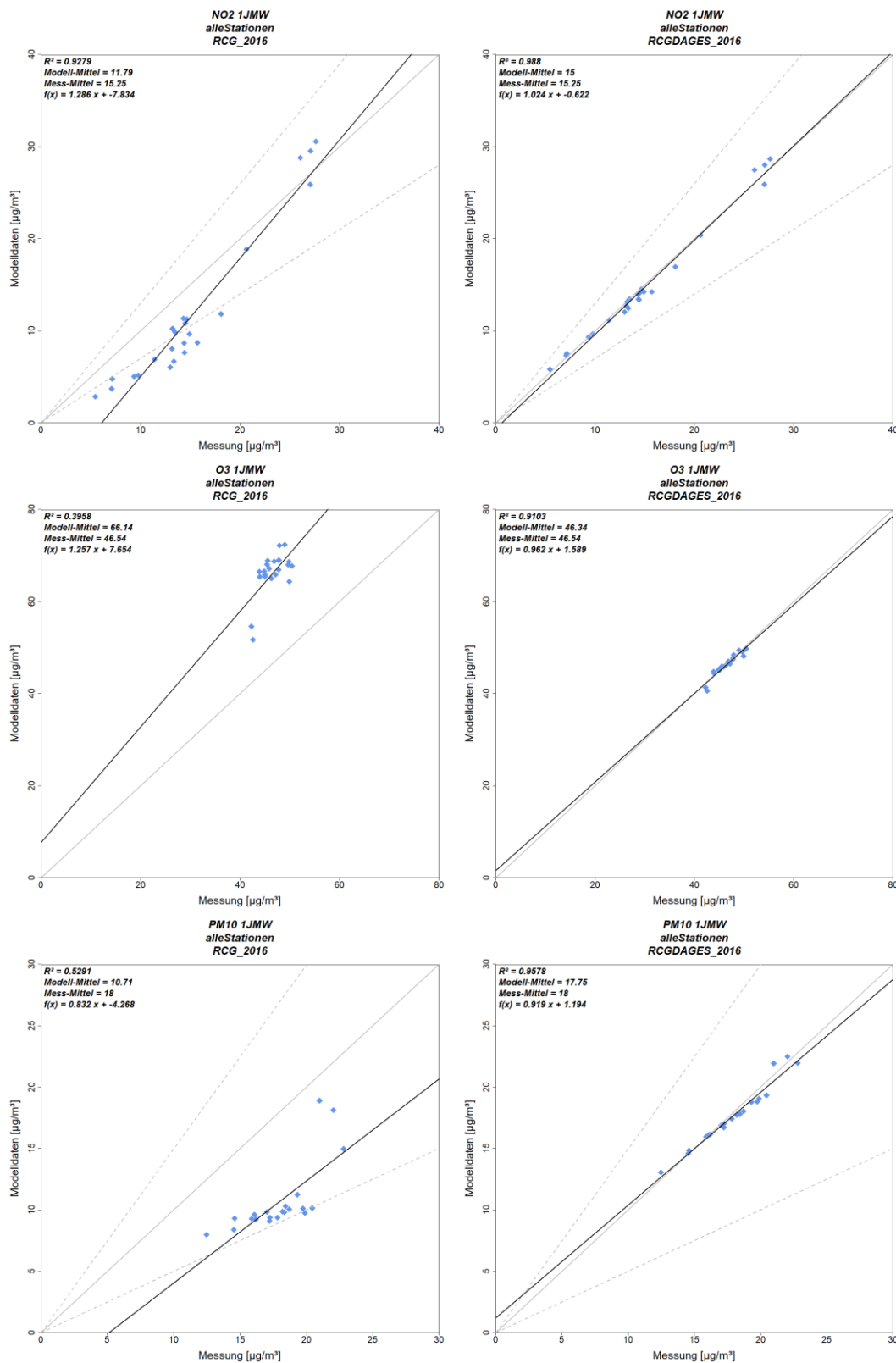


Abbildung 4-24: Vergleich berechneter und beobachteter Jahresmittelwerte für NO₂ (oben), O₃ (mitte) und PM₁₀ (unten) an den Hintergrundstationen in Brandenburg und Berlin, 2016. Links: Reine RCG-Ergebnisse. Rechts: Berechnete Vorbelastung (RCG nach Datenassimilation und Kopplung mit interpolierten Messdaten).

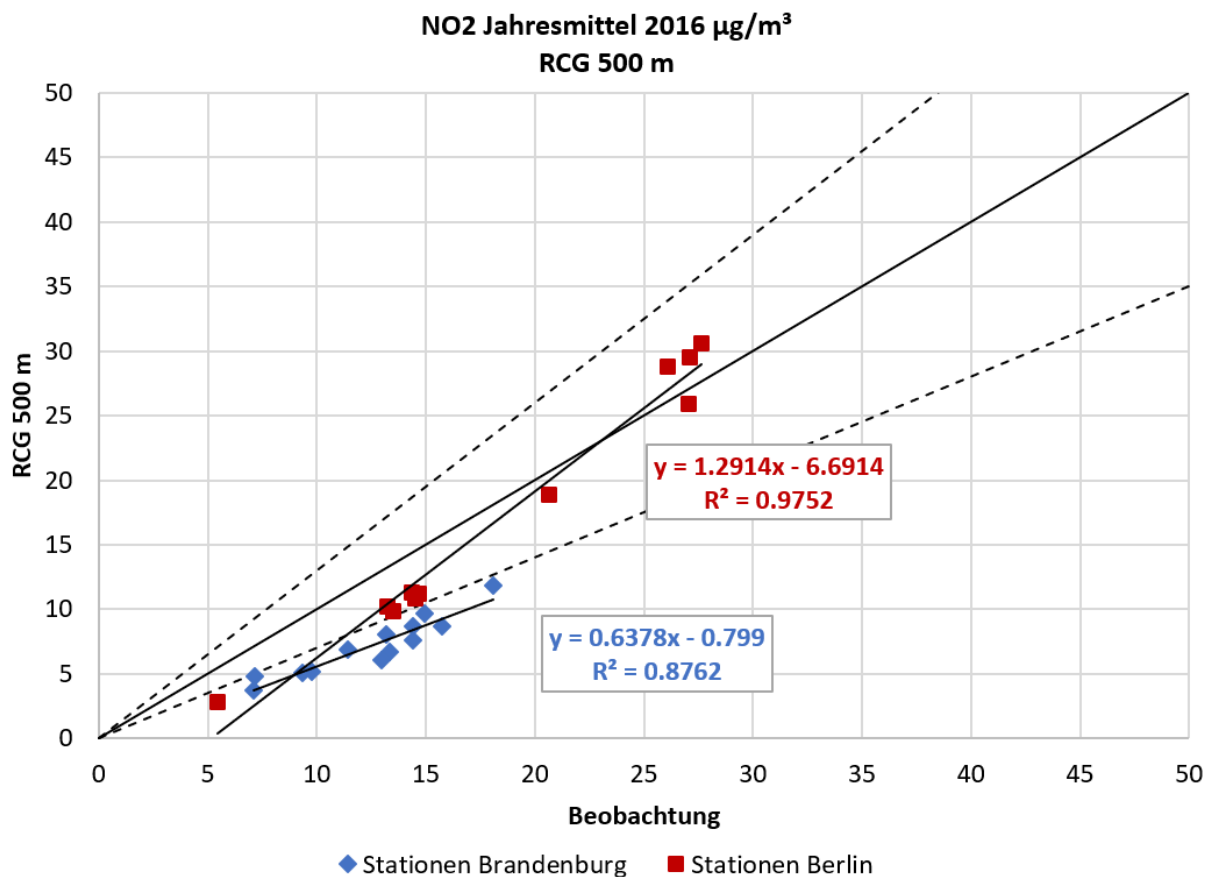


Abbildung 4-25: Aufteilung des Scatterplots in Brandenburger und Berliner Stationen am Beispiel von NO₂ für die reinen RCG-Ergebnisse, 2016.

Der Assessment Target Plot des DELTA-Tools (Kapitel 2.5.2) zeigt für die reinen RCG-Ergebnisse für NO₂ (Abbildung 4-26, oben links) analog zum Scatterplot in Abbildung 4-24, oben links, für die meisten Stationsorte einen negativen Bias. Der MQI aller Stationen ist < 1. Für Stationen mit gemessenen NO₂-Konzentrationen ≤ 10 µg/m³ ist der MQI sogar ≤ 0.5. Das 90 %-Perzentil aller Stationen liegt für die stündliche Auswertung (MQI_HD) bei 0.657 und für die Jahresauswertung (MQI_YR) bei 0.774. Das Modellierungsqualitäts-Ziel ist aus Sicht des DELTA-Tools für die reinen RCG-Modellergebnisse für NO₂ erfüllt.

Auch für O₃ wird das Modellierungsqualitäts-Ziel ist aus Sicht des DELTA-Tools für die reinen RCG-Modellergebnisse erfüllt (Abbildung 4-26, mitte links). Alle Stationen zeigen in Übereinstimmung mit dem Scatterplot in Abbildung 4-24, mitte links, einen positiven Bias. Der MQI aller Stationspunkte liegt zwischen 0.5 und 1, und das 90 %-Perzentil beträgt 0.673 (MQI_HD) bzw. 0.863 (MQI_YR).

Die reinen RCG-Ergebnisse für PM₁₀ (Abbildung 4-26, unten links) weisen für alle Stationen einen negativen Bias auf. Dabei werden die Ergebnisse an allen Brandenburger Stationen (blaue Stationspunkte) sowie an zwei Berliner Stationen (rote Stationspunkte) durch Fehler dominiert, die durch die Standardabweichung (SD) beschrieben werden, während sie für den Rest der Berliner Stationen durch Fehler dominiert werden, die durch den Korrelationskoeffizienten (R) dominiert werden. Eine ganze Reihe von Stationen

weist einen MQI > 1 auf, und auch das 90 %-Perzentil ist mit 1.045 (MQI_HD) bzw. 1.265 (MQI_YR) > 1 , d. h. das Modellierungsqualitäts-Ziel ist für PM10 aus Sicht des DELTA-Tools nicht erfüllt.

Die unterschiedliche Bewertung der reinen RCG-Ergebnisse durch die Scatterplots mit den Abweichungsbereichen links in Abbildung 4-24 und das DELTA-Tool links in Abbildung 4-26 liegt darin begründet, dass das DELTA-Tool vermutlich den Unsicherheitsbereich der Messungen in die Auswertung einbezieht.

Abbildung 4-26, rechts, zeigt die Assessment Target Plots für die RCG-Ergebnisse nach Datenassimilation und Kopplung mit den interpolierten Messdaten, die in Kapitel 5.4.1 und 5.4.2 als Vorbelastungswerte für die landesweiten Screeningberechnungen für NO₂, PM10 und PM2.5 dienen. Die Ergebnisse der berechneten Vorbelastung liegen für alle 3 Schadstoffe an allen Stationen innerhalb des Bereichs von MQI < 0.5 , und entsprechend sind die 90 %-Perzentile MQI_HD und MQI_HR deutlich niedriger als 1. Damit ist das Modellierungsqualitäts-Ziel für die als Vorbelastung verwendeten Daten für alle 3 Schadstoffe erfüllt.

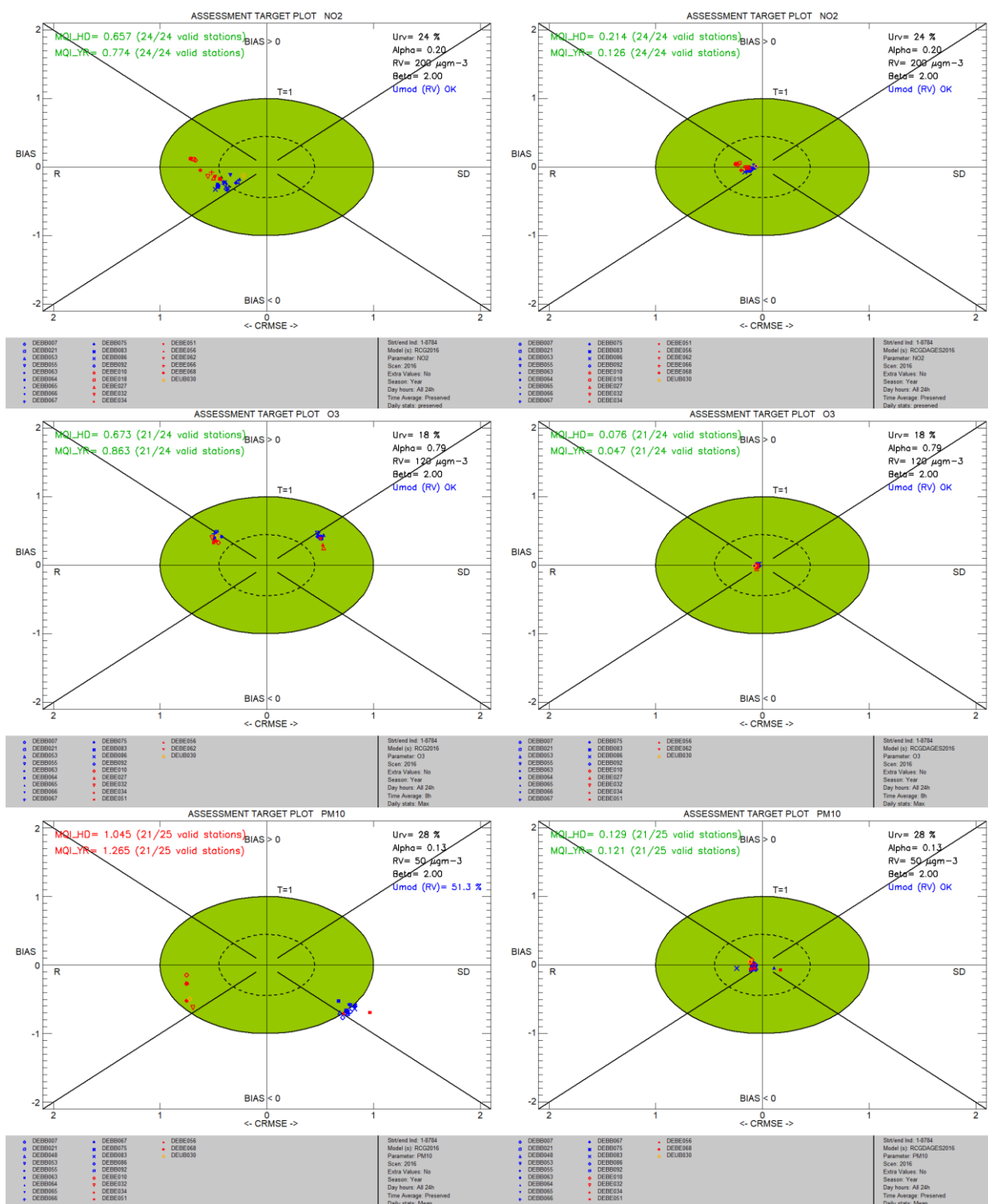


Abbildung 4-26: Assessment Target Plots für NO₂ (oben), O₃ (mitte) und PM₁₀ (unten) an den Hintergrundstationen in Brandenburg und Berlin, 2016. Links: Reine RCG-Ergebnisse. Rechts: Berechnete Vorbelastung (RCG nach Datenassimilation und Kopplung mit interpolierten Messdaten).

5 Landesweites Screening

5.1 Berechnung Gesamtbelastung mit IMMIS^{luft}

Die Immissionsgesamtbelastung für NO₂, PM10 und PM2.5 wird für die Abschnitte des landesweiten Verkehrsnetzes innerorts mit vorhandener Randbebauung mit dem Screening-Verfahren IMMIS^{luft} berechnet. Das Vorgehen entspricht dem Verfahren aus den Projekten „Verkehrsgutachten 2012“ (IVU Umwelt 2012a) und „Verkehrsgutachten 2013-2014“ (IVU Umwelt, 2015b).

Für die Aktualisierung der Berechnung wurde die Abschnittsbildung neu durchgeführt (Kapitel 5.2) und die meteorologischen Datengrundlagen erweitert bzw. aktualisiert (Kapitel 5.3). Die zur Ermittlung der Gesamtbelastung erforderlichen Vorbelastungsdaten wurden aus den Ergebnissen aus Kapitel 4 übernommen.

5.2 Abschnittsbildung mit IMMIS^{build} und Autobuild

Die Berechnung mit IMMIS^{luft} setzt Informationen zur Bebauungsgeometrie der zu untersuchenden Abschnitte voraus, deren Bestimmungsmethode im Folgenden beschrieben wird. Im Rahmen der Aktualisierungen wurde die Abschnittsbildung und die Ermittlung der Geometrieparameter für das gesamte Land Brandenburg neu durchgeführt.

5.2.1 Übernahme der Gebäude- und der gebäudebezogenen Einwohnerdaten und Aufbau des Datenmodells

Das für die Abschnittsbildung erforderliche digitale Gebäudemodell wurde aus der Lärmkartierung (VMZ, 2017) als Shape-Datei übernommen. Dieses besteht je Einzelgebäude aus Gebäudegrundrissen und -höhen („LoD1“-Modell).

Das Emissionsnetz wurde beidseitig mit 100 m gepuffert und Gebäude, die außerhalb dieser Flächen liegen, gelöscht, um die Datenmenge für die Weiterverarbeitung zu reduzieren. Eine Prüfung der Lagegenauigkeiten und Vollständigkeit der Daten wurde nicht durchgeführt, da vorausgesetzt wurde, dass dies bereits im Rahmen der Lärmkartierung erfolgt ist.

5.2.2 Verfahrensbeschreibung der Abschnittsbildung mit IMMIS^{build} und Autobuild

Ziel der Abschnittsbildung für eine Screening-Untersuchung ist es, die für die Immissionsverhältnisse ungünstigsten Abschnitte zu identifizieren. Diese Bereiche sind durch stark reduzierte Austauschbedingungen der Straßenschlucht mit der Umgebung gekennzeichnet, die im Wesentlichen zunehmen, je höher und schmaler die Straßenschlucht ist. Weiterhin maßgeblich ist der Anteil der Bebauungslücken (Porosität). Da bei der Berechnung der Porosität neben der Bebauungslänge auch die Länge und Breite des Abschnitts eingehen, wird die Porosität bei gleichbleibender Bebauungsstruktur immer kleiner, je länger ein Abschnitt wird.

Zur Berechnung der Zusatzbelastung im bebauten Straßenraum mit dem Screening-Modell IMMIS^{luft} müssen als Eingangsdaten bebauungs- und verkehrshomogene, gerade

Abschnitte vorliegen, die zusätzlich zu den Emissionsangaben die folgenden Attribute aufweisen müssen:

- Höhe der Randbebauung,
- Breite des Straßenraums (Abstand zwischen linker und rechter Randbebauung bzw. doppelter Bebauungsabstand bei einseitiger Bebauung) und
- Baulückenanteil (Porosität).

Zusätzlich müssen die Abschnitte für die Modellierung mindestens doppelt so lang wie breit sein (Längen-Breiten-Kriterium).

Zur Bildung von IMMIS^{luft}-Abschnitten wurde das halbautomatisches GIS-gestützte Verfahren IMMIS^{build} (IVU Umwelt, 2018) eingesetzt. Dabei werden Bebauungsdaten (Bebauungshöhe, Bebauungsbreite und bebaute Länge) für Straßenteilabschnitte bestimmt (Teilabschnittserstellung).

Autobuild ist ein dem Verfahren IMMIS^{build} nachgeschalteter Prozess. Dabei werden IMMIS^{build}-Teilabschnitte zu größeren, IMMIS^{luft}-konformen Abschnitten zusammengefasst. Dabei ergeben sich in der Bearbeitung bezüglich der Auswahl und der Anzahl der zu aggregierenden Teilabschnitte unterschiedliche mögliche Konfigurationen. Diese können durch eine „Vorab-Berechnung“ der Immissionssituation aller in Frage kommenden Kombinationen reduziert werden. Ziel des Verfahrens ist es, innerhalb einer verkehrshomogenen Strecke den Straßenabschnitt auszugeben, der bei normierten Emissionsbedingungen die höchste Zusatzkonzentration aufweist. Durch dieses Verfahren wird der Aggregationsschritt objektiviert.

Um ein möglichst geschlossenes Bild der Immissionssituation entlang der Straßen zu erhalten, werden zusätzlich alle weiteren zusammenfassbaren Teilabschnitte als IMMIS^{luft}-Abschnitt ausgegeben. Ein Beispiel dieses Bearbeitungsschrittes zeigen die Abbildung 5-1 und Abbildung 5-2.

Das zu Grunde liegende Straßennetz bestimmt die maximale Länge, über die ein Abschnitt gebildet werden kann. Sie wird bestimmt durch die Einteilung in verkehrlich homogene Bereiche. Diese werden im Straßennetz-Geodatenatz als Netzabschnitt mit eindeutiger ID identifiziert.

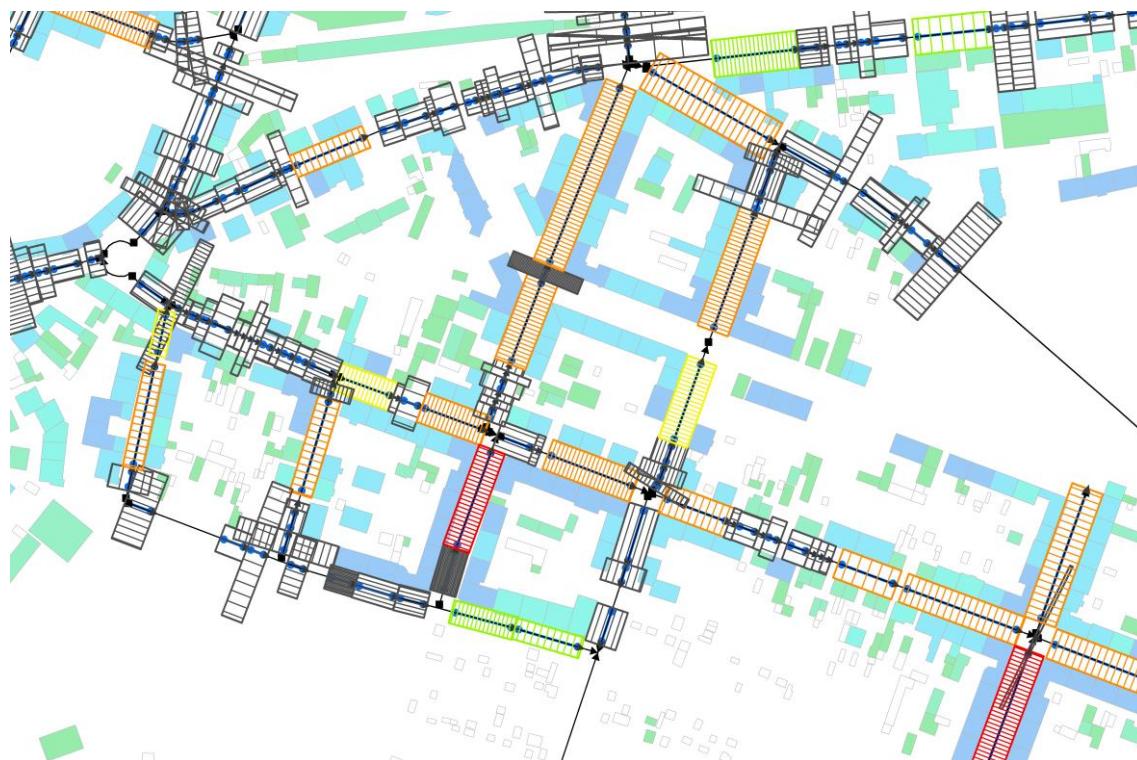


Abbildung 5-1: Darstellung von Teilabschnitten als Ergebnis der IMMIS^{build}-Teilabschnittserstellung (grau schraffierte: zu kurze Teilabschnitte; bunte schraffierte: Teilabschnitte, die bereits dem Längen-Breiten-Kriterium vom IMMIS^{luft} entsprechen, Farbe der Schraffur: grün - hohe Porosität, rot - geringe Porosität; blau-grüne Flächen in Vollfarbe: Gebäude mit Höhe > 4 m nach Höhe gefärbt)

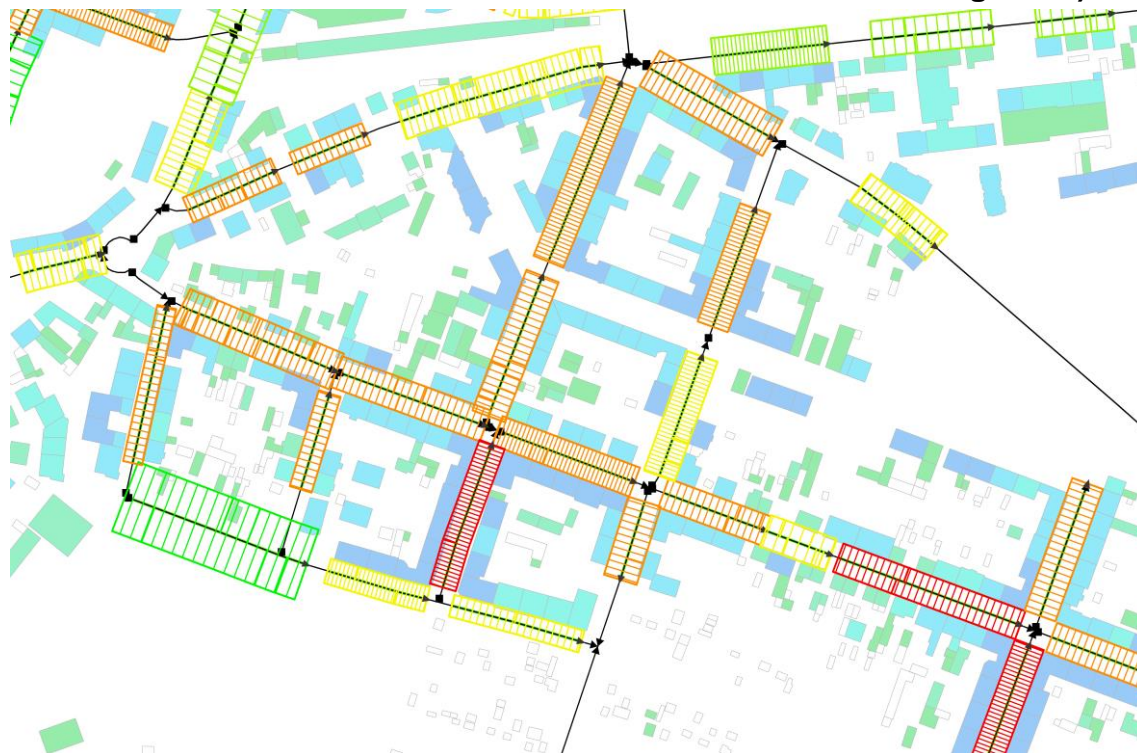


Abbildung 5-2: Darstellung von zusammengefassten Teilabschnitten mit Autobuild (Legende wie Abbildung 5-1)

Wie oben beschrieben, wird der Teilabschnitt oder die Kombination von Teilabschnitten mit der höchsten Immission bei normierten Emissionsbedingungen ermittelt. Ein Zusammenschluss mit anderen Teilabschnitten erfolgt nicht mehr, da bereits die für die Immissionsverhältnisse ungünstigste Bebauungsgeometrie gefunden ist.

Wird für mehrere Teilabschnitte oder Kombinationen von Teilabschnitten die gleiche Immission ermittelt, wird der längste Abschnitt gewählt.

Trotzdem können mit diesem Verfahren möglicherweise sehr kurze Abschnitte gebildet werden, obwohl deutlich längere Abschnitte nur geringfügig kleinere Immissionen aufweisen.

5.2.3 Ergebnis der Abschnittsbildung

Die Abschnittsbildung wurde für die 18 Kreise in Brandenburg getrennt durchgeführt. Tabelle 5-1 zeigt die Anzahl der ermittelten Screening-Abschnitte im Land Brandenburg, aufgeteilt nach Kreisen. Insgesamt wurden 40'435 Abschnitte mit einer Gesamtlänge von 3'383 km gebildet.

Tabelle 5-1: Anzahl Screening-Abschnitte im Land Brandenburg nach Kreisen

ID-NR	NAME	Kennzeichen	Anzahl Abschnitte
12060	Barnim	BAR	1'749
12051	Brandenburg an der Havel	BRB	1'559
12052	Cottbus	CB	1'195
12061	Dahme-Spreewald	LDS	2'282
12062	Elbe-Elster	EE	3'240
12053	Frankfurt (Oder)	FF	1'443
12063	Havelland	HVL	1'875
12064	Märkisch-Oderland	MOL	2'669
12065	Oberhavel	OHV	2'433
12066	Oberspreewald-Lausitz	OSL	2'034
12067	Oder-Spree	LOS	2'915
12068	Ostprignitz-Ruppin	OPR	2'302
12054	Potsdam	P	1'211
12069	Potsdam-Mittelmark	PM	3'501
12070	Prignitz	PR	2'242
12071	Spree-Neiße	SPN	2'118
12072	Teltow-Fläming	TF	2'996
12073	Uckermark	UM	2'671
	Summe		40'435

5.3 Regionalisierte meteorologischen Eingangsdaten

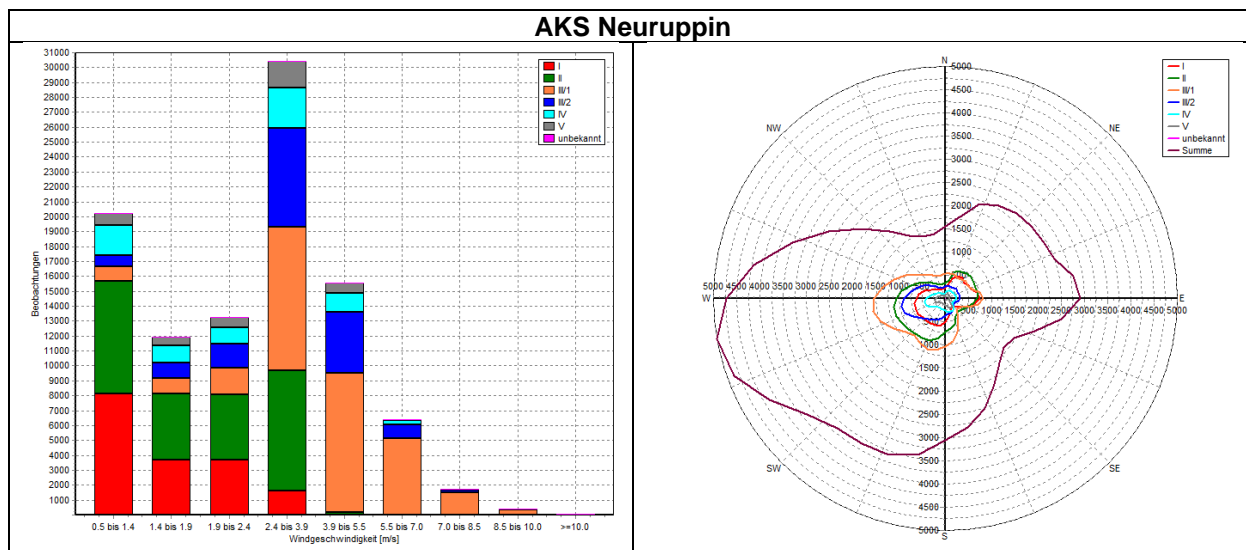
5.3.1 Überblick

Für die Screeningberechnungen mit IMMIS^{luft} werden meteorologische Eingangsdaten in Form einer Ausbreitungsklassenstatistiken (AKS) benötigt. Vom Auftraggeber wurden Ausbreitungsklassenstatistiken (AKS) für die Stationen

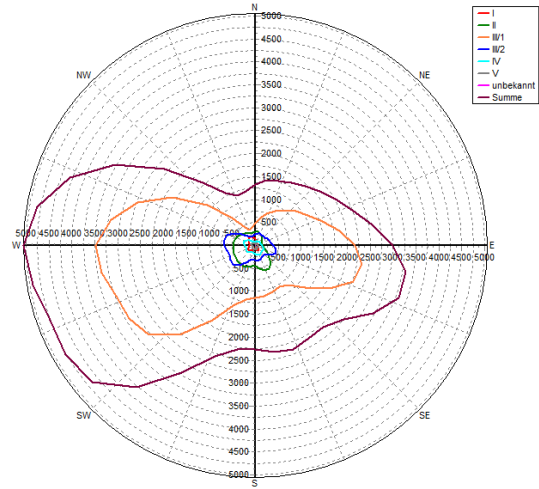
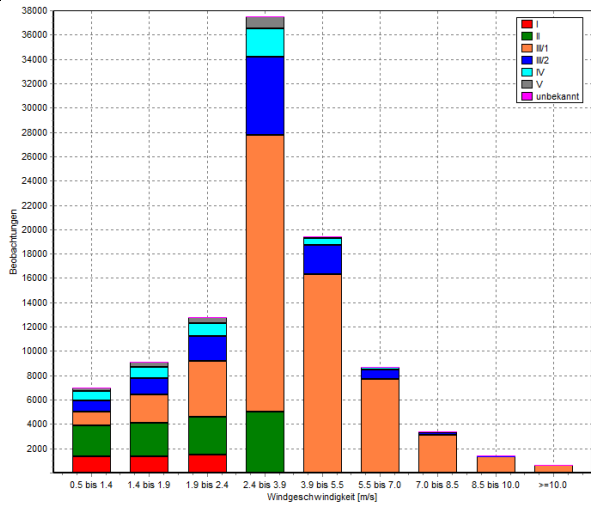
- Neuruppin,
- Lindenberg,
- Cottbus,
- Brandenburg,
- Langenlipisdorf und
- Grunewald

für den Zeitraum 2006 bis 2015 (Grunewald für den Zeitraum 1997-2004) zur Verfügung gestellt. Gegenüber dem „Verkehrsgutachten 2012“ wurden zur Berücksichtigung der regional verschiedenen meteorologischen Bedingungen auf die Luftschadstoffausbreitung die zwei Ausbreitungsklassenstatistiken Langenlipisdorf und Brandenburg an der Havel ergänzt, um den Südwesten Brandenburgs ausreichend repräsentativ abzudecken.

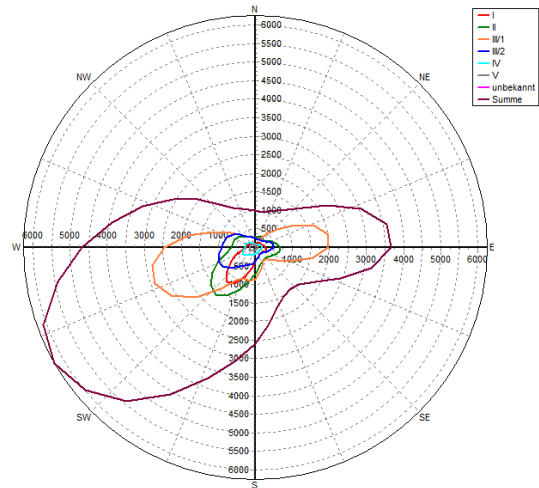
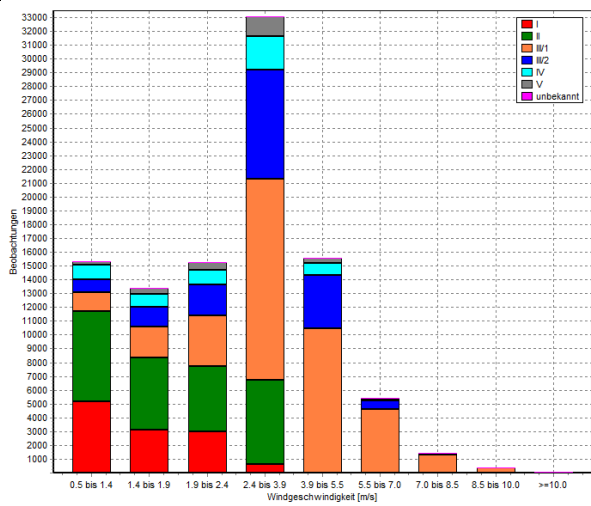
Die Windrosen und Windgeschwindigkeitsverteilungen dieser sechs Datensätze sind in Abbildung 5-3 dargestellt.



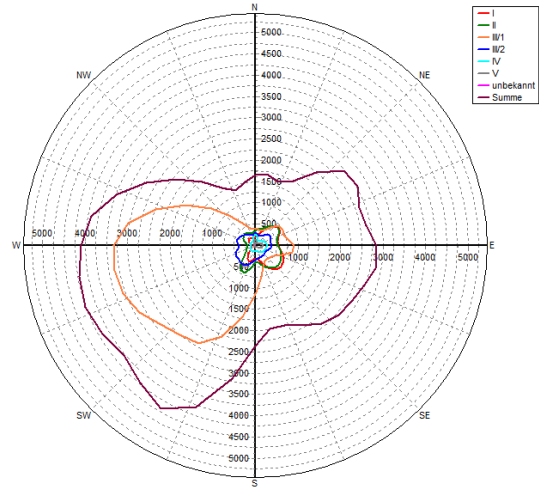
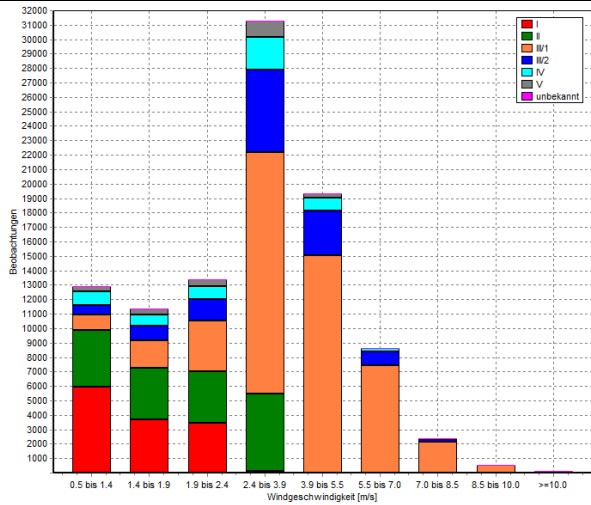
AKS Lindenberg



AKS Cottbus



AKS Brandenburg



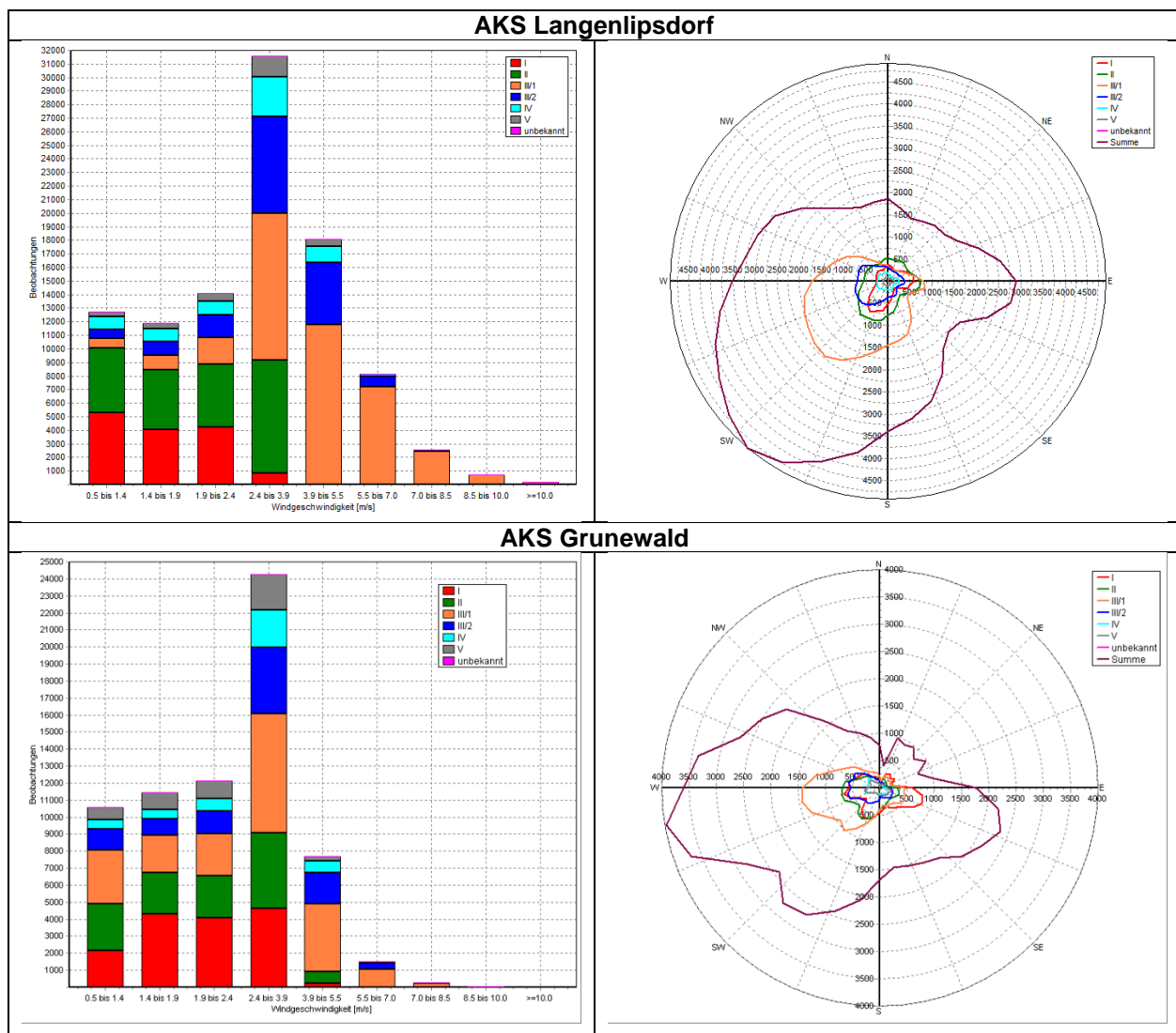


Abbildung 5-3: Windrosen und Windgeschwindigkeitsverteilung der im Screening verwendeten Ausbreitungsklassenstatistiken

Die aus den AKS-Daten ermittelten mittleren Windgeschwindigkeiten sind für

- Neuruppin: 2.82 m/s,
- Lindenberg: 3.44 m/s,
- Cottbus: 2.83 m/s
- Brandenburg 3.14 m/s,
- Langenlippsdorf 3.12 m/s und
- Grunewald: 2.52 m/s.

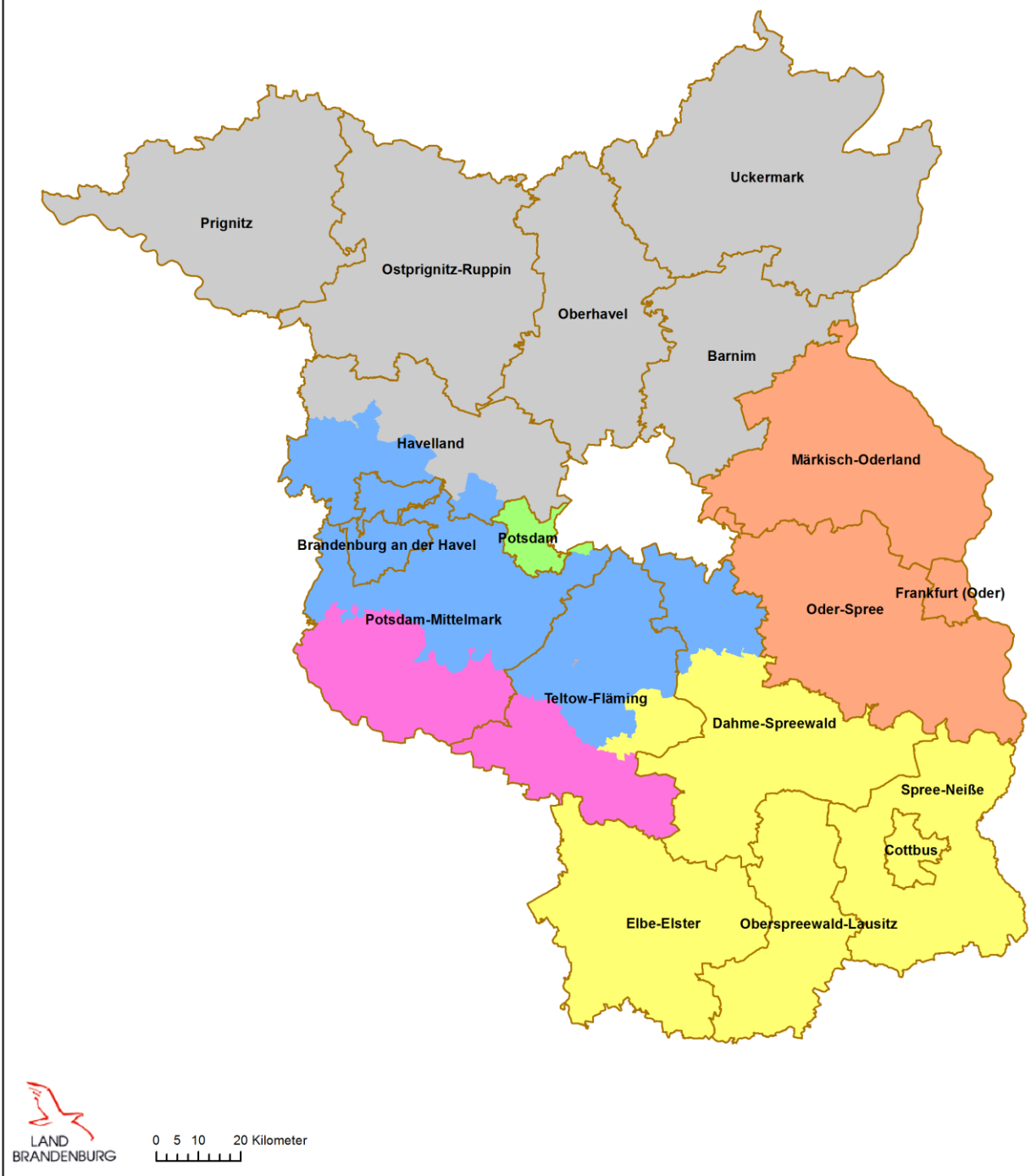
Die sechs AKS wurden für die Anwendung in IMMIS^{luft} in sogenannte Kopplungsdateien umgewandelt, die als Ergebnis einer vorprozessierenden Modellierung mit CPB den Zusammenhang zwischen Emission und Immission für die verschiedenen Straßenraumgeometrien abbilden (Wiegand, G.; Diegmann, V. 1994).

In Abstimmung mit dem Auftraggeber wurde folgende räumliche Zuordnung der Kopplungsdateien zu den Gebieten mit IMMIS^{luft}-Abschnitten vorgenommen:

- Neuruppin: Nördlicher Bereich mit den Kreisen Havelland, Prignitz, Ostprignitz-Ruppin, Oberhavel, Barnim und Uckermark.
- Lindenberg: Östlicher Bereich mit den Kreisen Märkisch Oderland, Oder-Spree und Stadt Frankfurt (Oder).
- Cottbus: Südlicher Bereich mit den Kreisen, Elbe-Elster, Ober-Spreewald-Lausitz, Spree-Neiße und Cottbus sowie östlicher Teil Kreis Teltow-Fläming und südlicher Teil Kreis.
- Grunewald: Stadt Potsdam.
- Brandenburg a.Hv.: Kreis Brandenburg a.Hv. sowie südlicher Teil Kreis Havelland, nördlicher Teil der Kreise Potsdam-Mittelmark, Teltow-Fläming und Dahme-Spreewald
- Langenlipsdorf: Südlicher Teil der Kreise Potsdam-Mittelmark und Teltow-Fläming.

Diese Gebietszuordnung der Meteorologiedaten zeigt Abbildung 5-4 in kartographischer Form.

**Flächendeckende Ermittlung der Luftschadstoff-
immissionsbelastung gemäß 39. BImSchV
im Land Brandenburg (Fortschreibung 2016/2017)**



- Meteorologie
Gebietsabdeckung
Ausbreitungsklassenstatistiken**
-  Kreise in Brandenburg
 -  AKS Langenlipsdorf
 -  AKS Brandenburg
 -  AKS Grunewald
 -  AKS Cottbus
 -  AKS Lindenberg
 -  AKS Neuruppin

Abbildung 5-4: Gebietszuordnung der Meteorologiedaten

Das Modell IMMIS^{luft} wird hauptsächlich für die Berechnung der Konzentrationen in bebauten Gebieten eingesetzt. Bebaute Gebiete, wie z. B. Stadtgebiete, sind aerodynamisch rauer als ihre ländliche Umgebung. Die meteorologischen Messungen und damit die Häufigkeitsverteilungen werden meistens über aerodynamisch eher glattem Gelände (z. B. auf einem Flughafen) erhoben. Wird eine solche Verteilung für ein Stadtgebiet verwendet, muss berücksichtigt werden, dass die Stadtrauigkeit die Windgeschwindigkeit reduziert. Dieser Effekt wird in IMMIS^{luft} durch eine einfache, rauigkeitsabhängige Skalierung der gemessenen Windgeschwindigkeit berücksichtigt.

Die in die Skalierung eingehende Transportgeschwindigkeit ist nicht die in den meteorologischen Datensätzen enthaltene Geschwindigkeit in Anemometerhöhe, sondern die Geschwindigkeit in der effektiven Ausbreitungshöhe. Die Berechnung dieser Transportgeschwindigkeit erfolgt mit Hilfe eines Potenzansatzes, wie er im Handbuch zu IMMIS^{luft} (IVU Umwelt, 2017b) beschrieben wird. Die Einstellungen zur Skalierung der Windgeschwindigkeit in IMMIS^{luft} sind exemplarisch in Abbildung 5-5 für die Meteorologie von Neuruppin dargestellt. Die sich ergebenden Windgeschwindigkeiten für die Berechnungen mit IMMIS^{luft} in den einzelnen meteorologischen Gebieten sind Tabelle 5-2 aufgeführt.

Tabelle 5-2: Mittelwerte der Windgeschwindigkeiten aus den AKS-Daten und skaliert für IMMIS^{luft}

AKS	Jahresmittelwert der Windgeschwindigkeit	
	Aus der AKS [m/s]	Skaliert für IMMIS ^{luft} [m/s]
Neuruppin	2.82	1.91
Lindenberg	3.44	2.21
Cottbus	2.83	1.59
Grunewald	2.52	1.64
Brandenburg	3.14	1.93
Langenlipsdorf	3.12	1.92

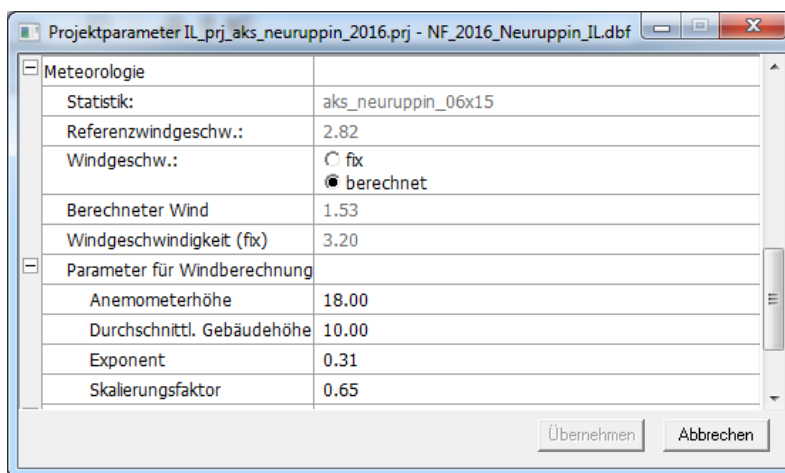


Abbildung 5-5: Einstellungen in IMMIS^{luft} für die Parametrisierung der Windgeschwindigkeit am Beispiel der Meteorologie von Neuruppin

5.3.2 Sensitivitätsanalyse

Für die Standorte Langenlippsdorf und Brandenburg an der Havel wurde der Einfluss der neuen meteorologischen Daten auf die Berechnungsergebnisse im Vergleich zu den bisher verwendeten AKS mit einer Sensitivitätsanalyse überprüft.

Die Meteorologie Langenlippsdorf ist Screening-Abschnitten zugeordnet, die bisher komplett im Meteorologiegebiet der AKS von Cottbus lagen. Daher wurden für die betroffenen Abschnitte der NO₂-Jahresmittelwert sowohl mit der Meteorologie Langenlippsdorf als auch mit der Meteorologie Cottbus ermittelt. Die Ergebnisse dieser Berechnung sind als Häufigkeitsverteilung der NO₂-Immissionen in Abbildung 5-6 gegenübergestellt. Dabei zeigt sich, dass die Meteorologie von Langenlippsdorf zu niedrigeren NO₂-Jahresmittelwerten führt, als es mit der Meteorologie von Cottbus der Fall war. Hauptursache dafür ist die höhere mittlere Windgeschwindigkeit in Langenlippsdorf.

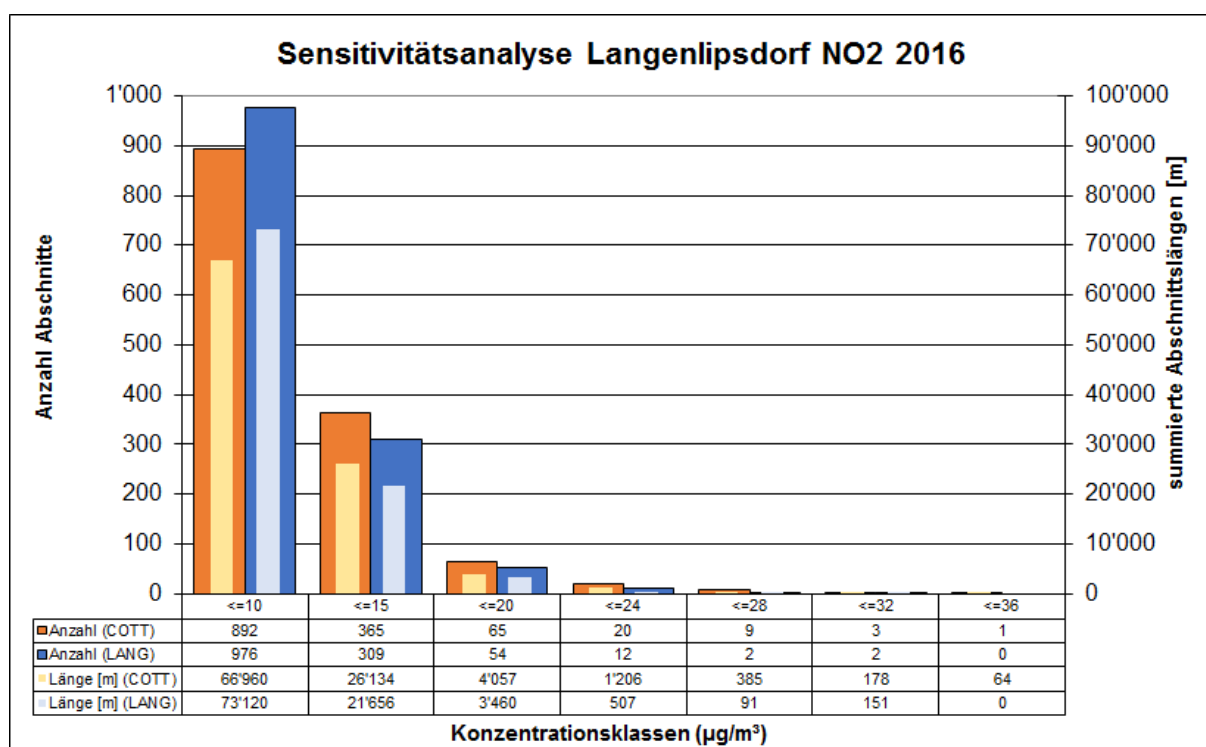


Abbildung 5-6: Vergleich der Verteilung der NO₂-Jahresmittelwerte mit der AKS Langenlippsdorf und Cottbus für die Abschnitte im Meteorologiegebiet Langenlippsdorf für das Bezugsjahr 2016

Die Meteorologie Brandenburg a.d.H. ist Screening-Abschnitten zugeordnet, die bisher im nord-westlichen Teil des Meteorologiegebiets Cottbus und im südlichen Teil des Meteorologiegebiets Neuruppin lagen. Hier wurde ebenfalls für die betroffenen Abschnitte der NO₂-Jahresmittelwert sowohl mit der Meteorologie Brandenburg a.d.H. als auch mit den Meteorologien Cottbus bzw. Neuruppin ermittelt.

Im Vergleich zur Meteorologie von Cottbus führt die Meteorologie von Brandenburg a.d.H., wie auch die Meteorologie von Langenlippsdorf, zu niedrigeren NO₂-Jahresmittelwerten. Die höhere mittlere Windgeschwindigkeit in Brandenburg a.d.H. ist auch hier die Hauptursache. Die Ergebnisse sind in Abbildung 5-7 gegenübergestellt.

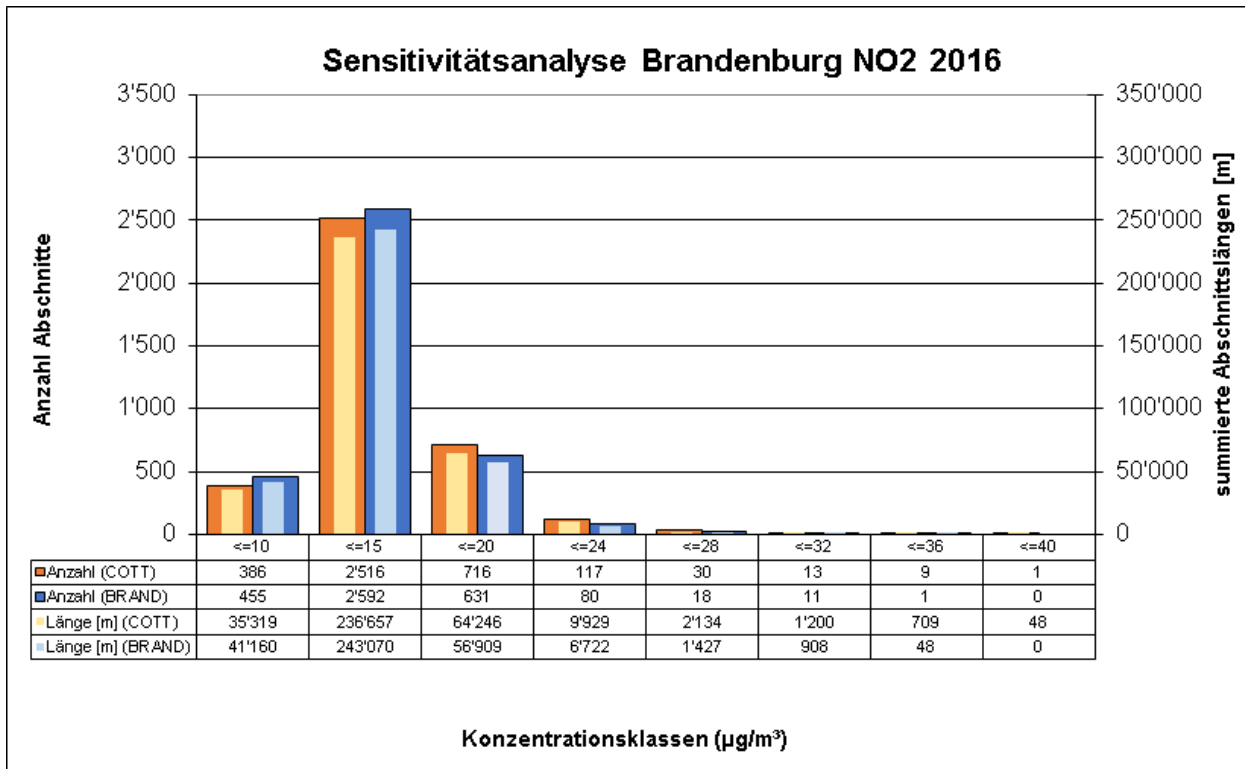


Abbildung 5-7: Vergleich der Verteilung der NO₂-Jahresmittelwerte mit der AKS Brandenburg a.d.H. zu Cottbus für die Abschnitte im Meteorologiegebiet Brandenburg a.d.H. für das Bezugsjahr 2016

Der Vergleich der NO₂-Jahresmittelwerte für Abschnitte mit der AKS Brandenburg a.d.H. zu Neuruppin zeigt im Histogramm der Verteilung der Immissionsklassen nur sehr geringe Unterschiede, wie es zu erwarten ist, da die skalierte mittlere Windgeschwindigkeit im Meteorologiegebiet Brandenburg a.d.H mit 1.93 m/s auch nur minimal höher als im Meteorologiegebiet Neuruppin mit 1.9 m/s ist. Bei einem abschnittswisen Vergleich der NO₂-Jahresmittelwerte findet man aber an ausgewählten Abschnitten sowohl geringe Abnahmen als auch geringe Zunahmen. Der Grund dafür liegt in dem Unterschied der Windrosen der AKS Brandenburg a.d.H. und der AKS Neuruppin (siehe Abbildung 5-3).

5.4 Ergebnisse der landesweiten Screeningberechnungen

Auf Basis der berechneten Emissionen aus Kapitel 3.3.1, den Vorbelastungen aus Abschnitt Kapitel 4.7.2 und den Geometrieparametern aus Abschnitt 5.2.3 wurden die Screeningberechnungen zur Ermittlung der Gesamtbelastung für das Bezugsjahr 2016 für die 40'435 Screening-Abschnitte mit einer Gesamtlänge von 3'383 km für alle sechs Meteorologiegebiete mit dem Screeningmodell IMMIS^{em/uft} durchgeführt.

5.4.1 Bezugsjahr 2016 - Übersicht

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Screeningberechnungen beschrieben und diskutiert. Die landesweite Belastungssituation ist für die bebauten Straßenabschnitte in Brandenburg im Bezugsjahr 2016 für den Jahresmittelwert von NO₂ in Abbildung 5-8 und PM10 in Abbildung 5-9 als Karte dargestellt. Auf Grund der hohen Anzahl an Straßenabschnitten ist eine differenzierte Auswertung auf Basis einer solchen Karte nicht möglich. Es ist aber zu erkennen, dass es nur wenige Abschnitte gibt, die in den Warnfarben gelb

bis rot dargestellt sind und bei denen eine Grenzwertüberschreitung der derzeit geltenden Grenzwerte im Jahr 2016 rechentechnisch nicht auszuschließen ist.

In den Histogrammen (Abbildung 5-10) ist die Häufigkeit des Auftretens der verschiedenen Konzentrationsklassen für NO₂, PM₁₀ und PM_{2.5} dargestellt. Dabei wird zwischen der Anzahl von Abschnitten in einer Konzentrationsklasse und der summierten Länge von Abschnitten in einer Konzentrationsklasse unterschieden.

Im Ergebnis der Screeningberechnungen für 2016 werden für sieben Abschnitte mit einer Gesamtlänge von 530 m Überschreitungen des gültigen NO₂-Grenzwertes in Höhe von 40 µg/m³ prognostiziert. Unter einer konservativen Berücksichtigung einer Fehlermarge auf das Modellergebnis von 10 % (Modellwerte > 36 µg/m³), sind 22 Abschnitte mit einer Länge von 1'696 m und bei einer Fehlermarge von 20 % (Modellwerte > 32 µg/m³) 44 Abschnitte mit einer Länge von 3'270 m potenziell von einer NO₂-Grenzwertverletzung betroffen.

Der PM₁₀-Jahresgrenzwert in Höhe von 40 µg/m³ wird in allen Screeningberechnungen nicht überschritten. Der zum Tagesgrenzwert korrespondierende PM₁₀-Jahresmittelwert in Höhe von 30 µg/m³ (siehe Kapitel 2.4.2) wird an keinem Abschnitt überschritten. Unter Berücksichtigung von Fehlermargen von 5 % (28.5 µg/m³) und 10 % (27 µg/m³) sind zwei bzw. sechs Abschnitte mit Längen von 192 m bzw. 489 m potenziell von Grenzwertüberschreitungen betroffen.

Der ab 2015 geltende PM_{2.5}-Grenzwert in Höhe von 25 µg/m³ wird in der Berechnung für 2016 nicht überschritten. Unter Berücksichtigung einer Fehlermarge von 5 % (23.75 µg/m³) bzw. 10 % (22.5 µg/m³) ist dies ebenfalls bei keinem Abschnitt der Fall.

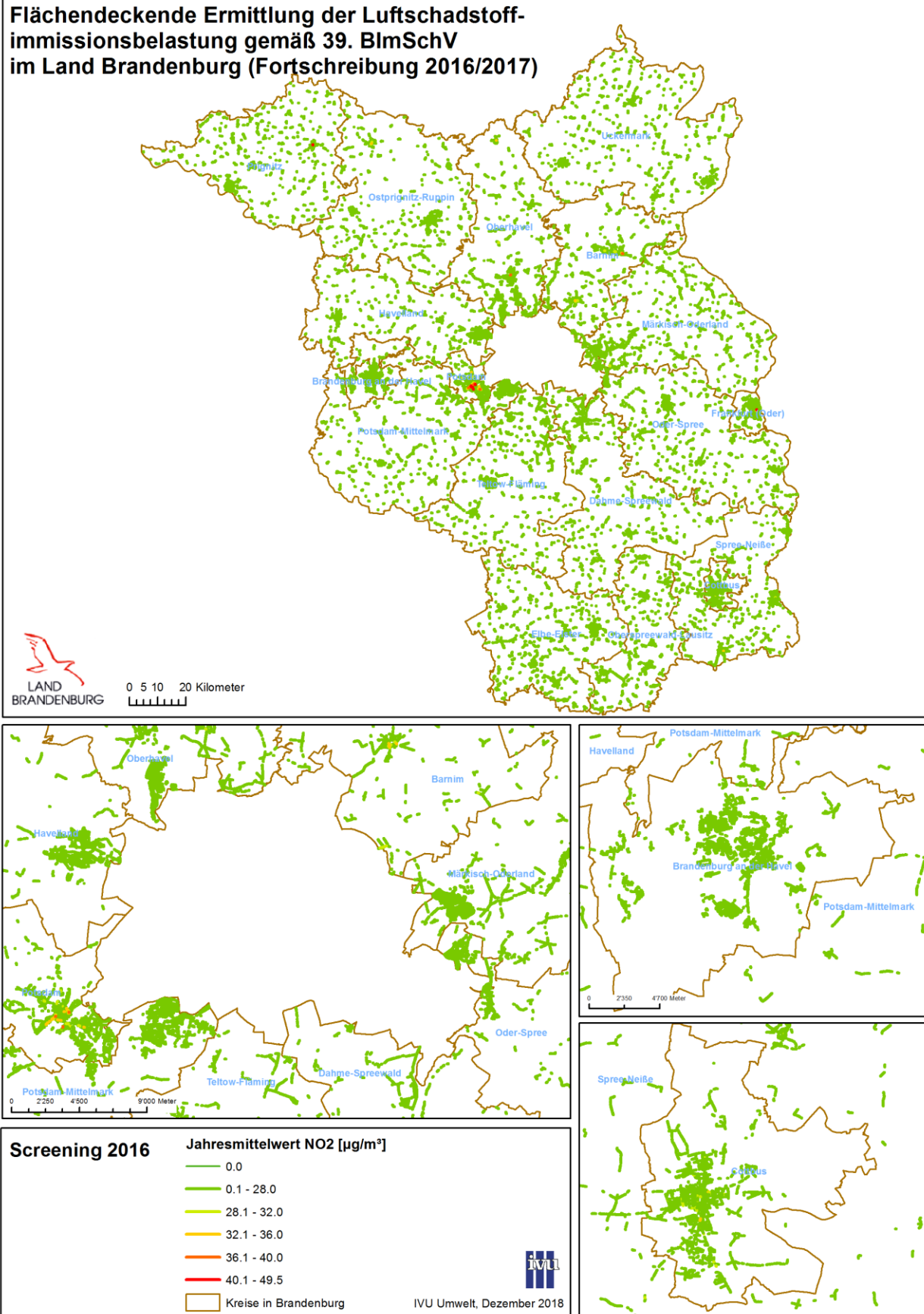


Abbildung 5-8: Ergebnis der Screeningberechnung für 2016 für NO₂

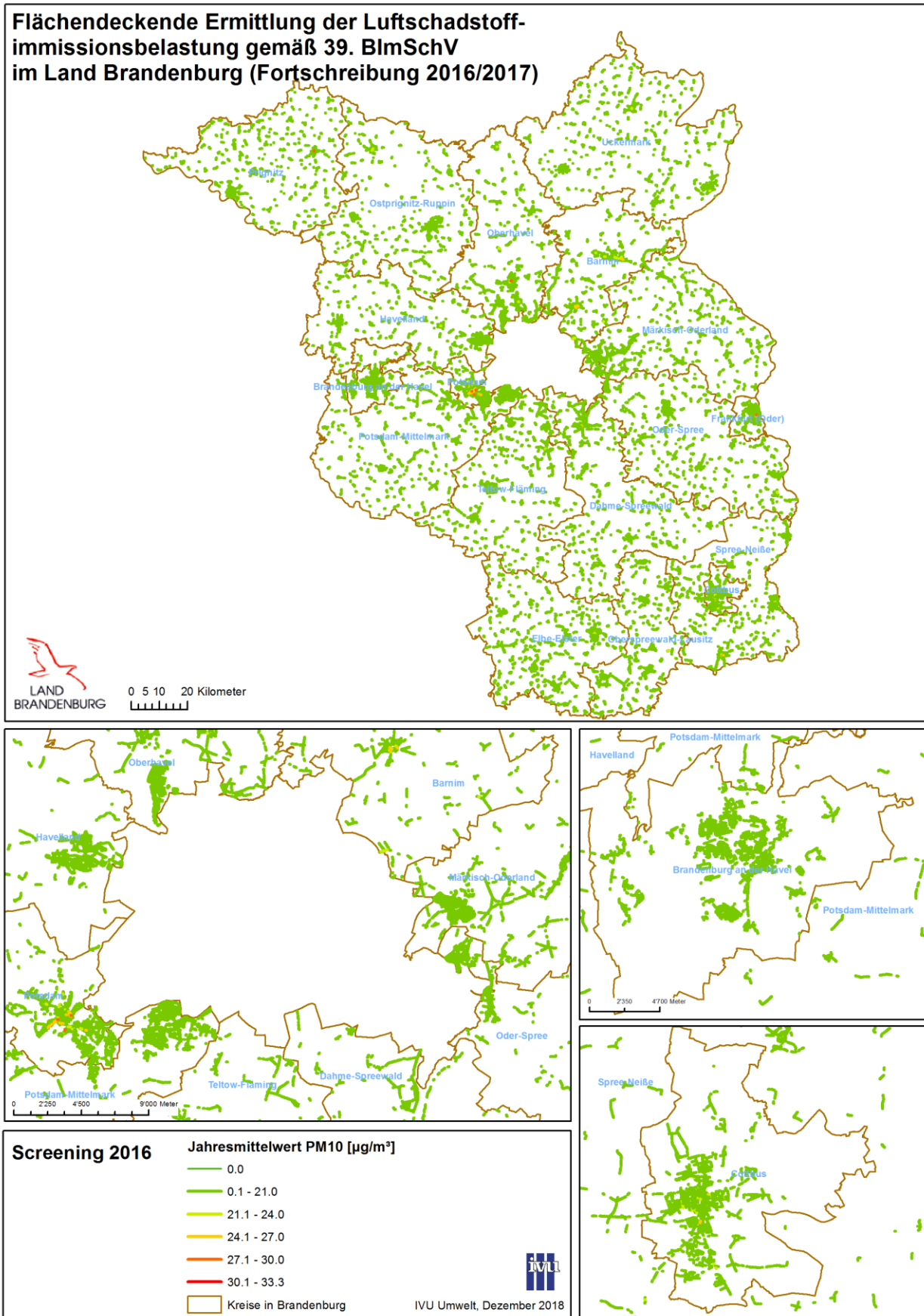


Abbildung 5-9: Ergebnis der Screeningberechnung für 2016 für PM10

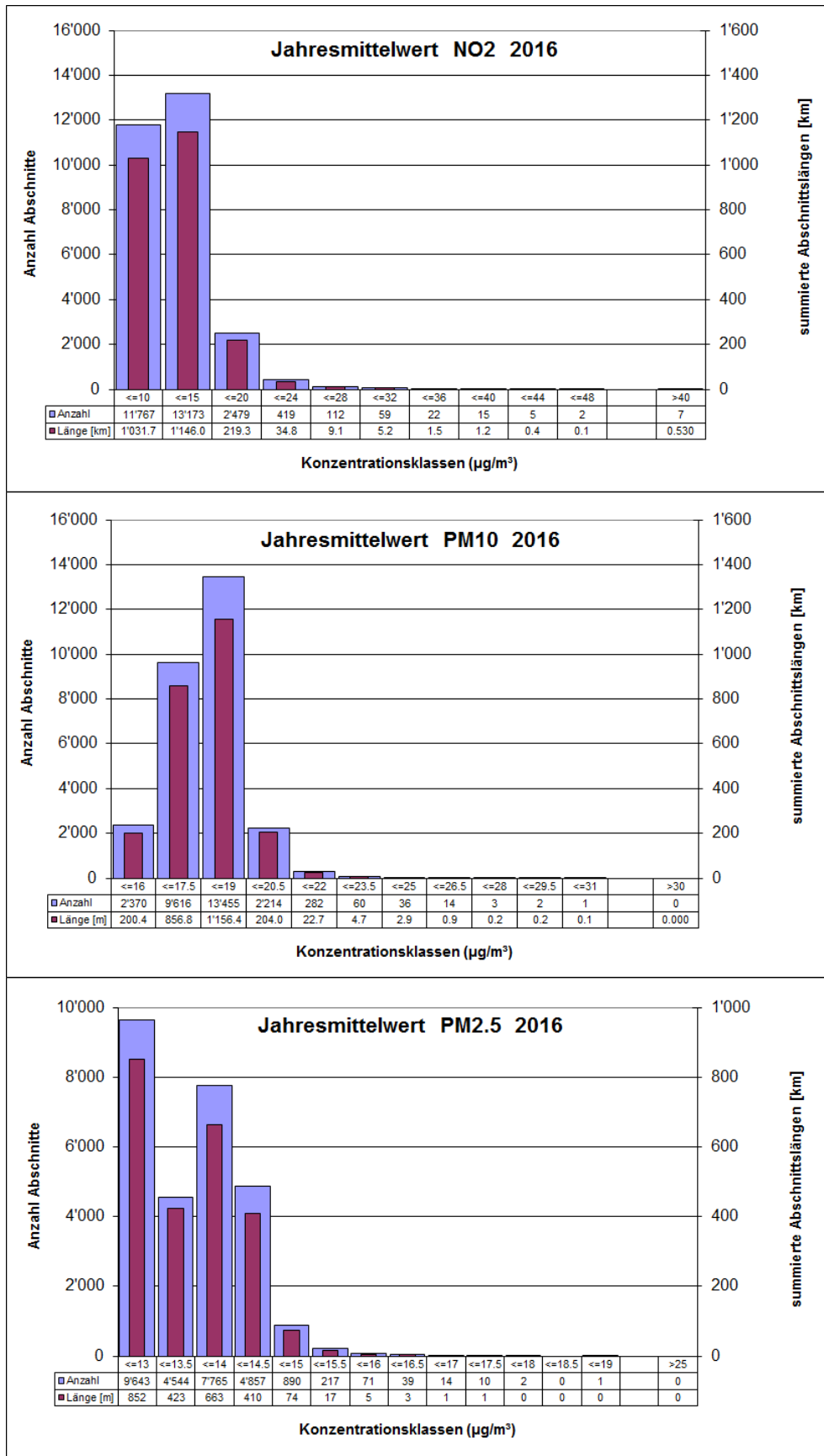


Abbildung 5-10: Häufigkeitsverteilung der Straßenabschnittszahl und Abschnittslänge in Konzentrationsklassen für 2016

5.4.2 Bezugsjahr 2016 - Hotspots

In Tabelle 5-3 sind 22 Straßenabschnitte aufgeführt, die einen modellierten NO₂-Jahresmittelwert größer 36 µg/m³ aufweisen. Die Sortierung erfolgt absteigend nach der Höhe des NO₂-Jahresmittelwertes. Rot und rötlich markiert sind berechnete Grenzwertüberschreitungen bei NO₂. Hellgelb markiert sind Abschnitte mit einer Länge von weniger als 100 m, für die überprüft werden muss, ob es sich um isolierte Abschnitte handelt und damit das Kriterium der EU-Richtlinie für eine Probenahme mit einer Repräsentanz der Luftqualität für einen Straßenabschnitt von wenigstens 100 m Länge nicht erfüllt ist.

Nach Auskunft des MLUL werden die Belastungssituationen in der Havelberger Straße in Pritzwalk und in den Straßenabschnitten in der Landeshauptstadt Potsdam im Rahmen separater Untersuchungen in 2019 überprüft.

Fünf der insgesamt sieben Abschnitte mit potenziellen Grenzwertüberschreitungen liegen im Gebiet der Stadt Potsdam. Ein Abschnitt liegt in Pritzwalk (Meteorologiegebiet Neuruppin), ein Abschnitt in Frankfurt (Oder) im Meteorologiegebiet Lindenberg. In den Meteorologiegebieten von Cottbus, Langenlipsdorf und Brandenburg ist kein Abschnitt von potenziellen Grenzwertüberschreitungen betroffen.

In der Tabelle 5-3 liegt der minimale DTV-Wert bei knapp 8'700 Kfz/Tag und der höchste über 44'000 Kfz/Tag. Der Anteil schwerer Nutzfahrzeuge variiert zwischen 1 % und 11 %. Der minimale Bebauungsabstand liegt bei 8 m, die minimale Gebäudehöhe bei 9 m. Im Maximum beträgt der Bebauungsabstand bis 40 m und die Gebäudehöhe 18 m. Der maximale Lückenanteil (Porosität) beträgt 63 %. Der kürzeste Abschnitt hat eine Länge von 24 m, der längste von 162 m. Im Mittel beträgt die Abschnittslänge 76 m und die Porosität 38 %.

Der Abschnitt, mit dem höchsten modellierten NO₂-Jahresmittelwert von 45.5 µg/m³ ist ein Abschnitt der Leipziger Straße in der Stadt Potsdam. An diesen 60 m langen Straßenabschnitt der Leipziger Straße in Potsdam grenzen Abschnitte anderer Bebauungssituationen mit wesentlich geringerer Immissionsbelastung an. Deshalb ist hier nicht von einer Repräsentativität der hohen Belastung über einen 100 m langen Straßenabschnitt im Sinne der 39. BImSchV auszugehen.

Tabelle 5-3: Liste der Hotspots 2016 (Sortierung absteigend nach der Höhe des NO₂-Jahresmittelwertes)

ID	Name	Gemeinde	DTV	s. Lkw*	L*	H*	B*	Por.*	NO ₂	PM10	PM10
			Kfz/24 h	%	m	m	m	%	Jahresmittelwert µg/m ³		#Tage >50µg/m ³
40591	Leipziger Str.	Potsdam	13491	2	60	16	11	21	45.5	27.4	27
40612	Behlertstr.	Potsdam	19494	2	61	14	17	32	44.6	27.5	27
39593	Zeppelinstr.	Potsdam	29667	5	49	13	24	38	43.9	28.4	30
10930	Havelberger Str.	Pritzwalk	10553	11	69	15	13	21	42.6	29.9	35
2977	Leipziger Str.	Frankfurt (O.)	24500	6	122	16	24	19	42.5	28.6	30
39631	Breite Str.	Potsdam	42548	1	81	18	36	39	41.2	26.1	23
39632	Breite Str.	Potsdam	44482	2	87	16	38	39	40.9	26.3	23
39643	Breite Str.	Potsdam	44482	2	106	17	40	42	39.2	25.7	21
40611	Behlertstr.	Potsdam	19494	2	59	10	21	32	38.7	25.4	21
40613	Behlertstr.	Potsdam	19494	2	61	10	19	38	38.7	25.4	21
39783	Behlertstr.	Potsdam	19772	3	36	14	14	59	38.4	25.8	22
39624	Zeppelinstr.	Potsdam	27413	2	98	16	23	34	37.9	24.8	19
39627	Zeppelinstr.	Potsdam	24248	2	69	17	22	34	37.8	24.9	19
17323	Karl-Marx-Str.	Spremberg	8724	5	63	14	8	45	37.1	25.6	21
38884	Breite Str.	Eberswalde	15450	4	29	17	13	42	36.9	25.5	21
39598	Schopenhauerstr.	Potsdam	29667	5	54	9	21	50	36.9	24.7	19
39630	Zeppelinstr.	Potsdam	31586	2	162	15	23	56	36.6	24.9	19
32991	Bernauer Str.	Oranienburg	17800	8	128	13	23	17	36.6	27.1	26
40615	Gutenbergstr.	Potsdam	19638	2	73	14	23	40	36.5	24.8	19
38882	Breite Str.	Eberswalde	15450	4	24	17	9	63	36.3	26.3	23
39672	Kurfürstenstr.	Potsdam	22560	1	106	12	24	27	36.3	24.4	18
39959	Grossbeerenstr.	Potsdam	12503	1	98	16	20	31	36.1	24.3	18

*: s.Lkw – schwere Lkw, L – Abschnittslänge, H – Bebauungshöhe, B – Bebauungsabstand, Por. - Porosität

5.4.3 Prognosen 2017 und 2020

Bei den Prognoseberechnungen für die beiden Bezugsjahre 2017 und 2020 wurde für die Berechnung der Zusatzbelastung nur die Kfz-Flotte auf das jeweilige Bezugsjahr angepasst. Die Vorbelastung wurde aus den entsprechenden jahresbezogenen Ergebnissen der FLADIS-Berechnungen gemäß Kapitel 4.7.3 übernommen.

Die Histogramme der Jahresmittelwerte für NO₂, PM10 und PM2.5 sind für 2017 in Abbildung 5-11 und für 2020 in Abbildung 5-12 dargestellt.

5.4.3.1 Prognose 2017

Für das Prognosejahr 2017 werden als Ergebnis der Screeningberechnungen für fünf Abschnitte mit einer Gesamtlänge von 362 m Überschreitungen des gültigen NO₂-Grenzwertes in Höhe von 40 µg/m³ prognostiziert. Sowohl der PM10-Jahresgrenzwert in Höhe von 40 µg/m³ als auch der zum Tagesgrenzwert korrespondierende PM10-Jahresmittelwert in Höhe von 30 µg/m³ wird 2017 nach den Screeningberechnungen nicht überschritten.

Unter einer konservativen Berücksichtigung einer Fehlermarge des Modellergebnisses von 20 % bei NO₂ und 10 % bei PM10 ergeben sich 30 Abschnitte mit NO₂-Grenzwertüberschreitungen und zwei Abschnitte mit einer möglichen Überschreitung des PM10-Tagesgrenzwerts.

Der PM2.5-Grenzwert in Höhe von 25 µg/m³ wird nach den Berechnungen für das Prognosejahr 2017 nicht überschritten.

Für das Prognosejahr 2017 werden bei NO₂ weniger Abschnitte mit Grenzwertüberschreitungen berechnet als 2016. Es finden sich zwei Abschnitte weniger mit einer Längenabnahme von insgesamt 168 m.

In Tabelle 5-4 sind die 22 Straßenabschnitte mit den Screeningergebnissen für 2017 aufgeführt, für die für 2016 ein NO₂-Jahresmittelwert größer 36 µg/m³ modelliert wird. Die Sortierung erfolgt wiederum absteigend nach der Höhe des NO₂-Jahresmittelwertes für 2016. Rot und rötlich markiert sind für 2017 berechnete Grenzwertüberschreitungen bei NO₂.

Für fünf Abschnitte wurde für 2017 weiterhin eine Überschreitung des NO₂-Grenzwertes berechnet, für keinen Abschnitt wurde eine Überschreitung des PM10-Tagesgrenzwert modelliert.

Drei der 5 Abschnitte mit potenziellen Grenzwertüberschreitungen in 2017 liegen in der Gemeinde Potsdam³. Ein Abschnitt liegt im Meteorologiegebiet Neuruppin, und ein Abschnitt im Meteorologiegebiet Lindenberg.

Tabelle 5-4: Liste der Hotspots 2017 (Sortierung absteigend nach der Höhe des NO₂-Jahresmittelwertes)

ID	Name	Gemeinde	DTV Kfz/24 h	s. Lkw*	L*	H*	B*	Por.*	NO ₂	PM10	PM10
				%	m	m	m	%	Jahresmittelwert µg/m ³	#Tage >50µg/m ³	
40591	Leipziger Str.	Potsdam	13491	2	60	16	11	21	42.9	25.9	22
40612	Behlertstr.	Potsdam	19494	2	61	14	17	32	41.8	25.9	22
39593	Zeppelinstr.	Potsdam	29667	5	49	13	24	38	40.9	26.8	25
10930	Havelberger Str.	Pritzwalk	10553	11	69	15	13	21	40.5	29.4	33
2977	Leipziger Str.	Frankfurt (O.)	24500	6	122	16	24	19	41.3	27.9	28
39631	Breite Str.	Potsdam	42548	1	81	18	36	39	38.5	24.6	18
39632	Breite Str.	Potsdam	44482	2	87	16	38	39	38.2	24.7	19
39643	Breite Str.	Potsdam	44482	2	106	17	40	42	36.5	24.1	17
40611	Behlertstr.	Potsdam	19494	2	59	10	21	32	36.0	23.9	17
40613	Behlertstr.	Potsdam	19494	2	61	10	19	38	36.0	23.9	17
39783	Behlertstr.	Potsdam	19772	3	36	14	14	59	35.6	24.2	18
39624	Zeppelinstr.	Potsdam	27413	2	98	16	23	34	35.3	23.3	15
39627	Zeppelinstr.	Potsdam	24248	2	69	17	22	34	35.1	23.4	15
17323	Karl-Marx-Str.	Spremberg	8724	5	63	14	8	45	35.4	25.3	20
38884	Breite Str.	Eberswalde	15450	4	29	17	13	42	35.1	24.6	19
39598	Schopenhauerstr.	Potsdam	29667	5	54	9	21	50	34.1	23.2	15
39630	Zeppelinstr.	Potsdam	31586	2	162	15	23	56	34.0	23.3	15
32991	Bernauer Str.	Oranienburg	17800	8	128	13	23	17	33.9	25.8	22
40615	Gutenbergstr.	Potsdam	19638	2	73	14	23	40	33.8	23.3	15
38882	Breite Str.	Eberswalde	15450	4	24	17	9	63	34.4	25.5	21
39672	Kurfürstenstr.	Potsdam	22560	1	106	12	24	27	33.7	22.9	14
39959	Grossbeerenstr.	Potsdam	12503	1	98	16	20	31	33.5	23.0	14

*: s.Lkw – schwere Lkw, L – Abschnittlänge, H – Bebauungshöhe, B – Bebauungsabstand, Por. - Porosität

³ Die hier verwendeten Verkehrsdaten wurden entgegen den Ergebnissen des Versuchs "Zeppelinstraße" gegenüber 2016 für die Zeppelinstr und die Breite Str. nicht verändert. Insofern zeigen die NO₂-Werte, wie hoch das Immissionsniveau ohne den Versuch gewesen wäre.

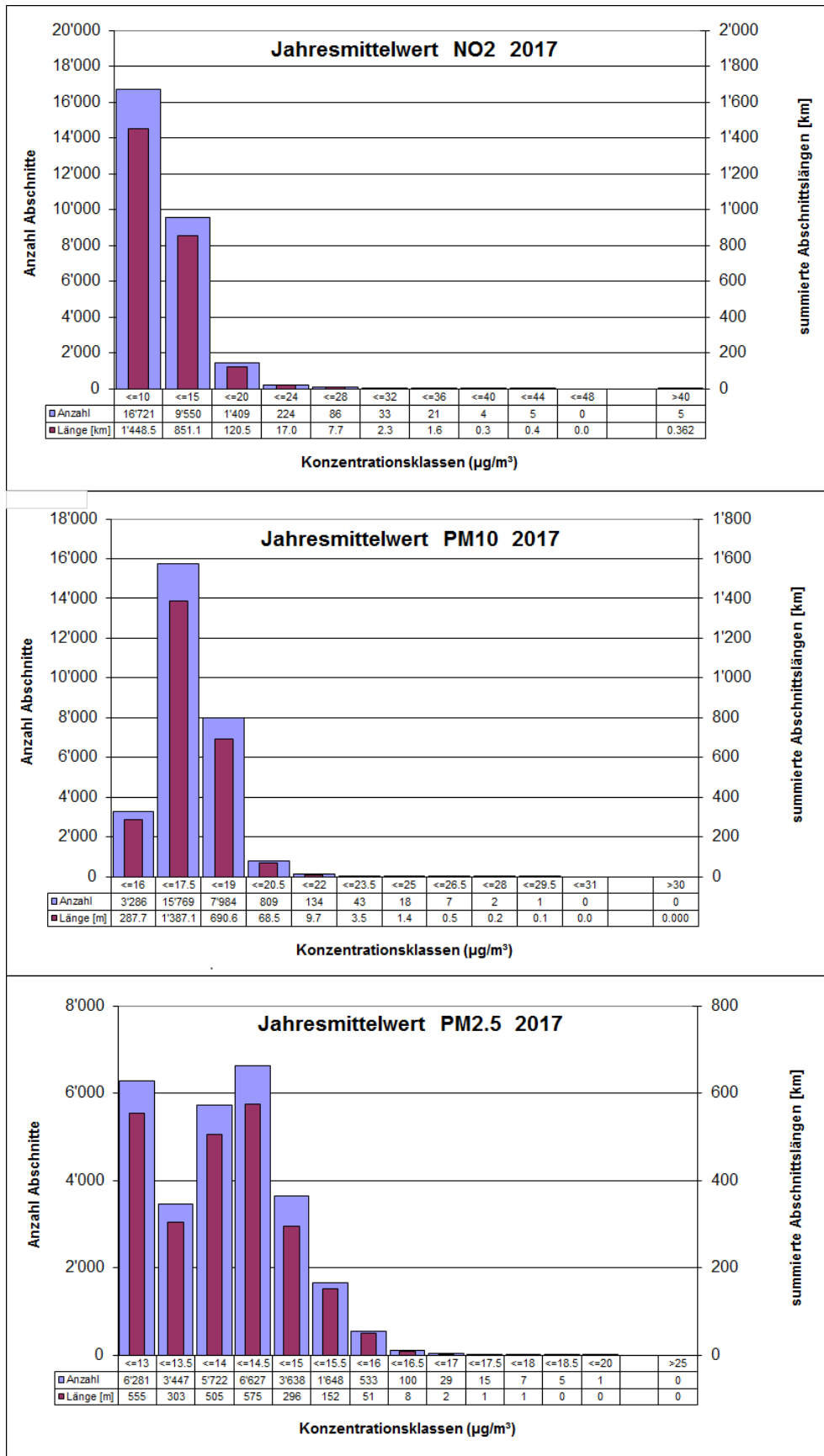


Abbildung 5-11: Häufigkeitsverteilung der Straßenabschnittszahl und Abschnittslänge in Konzentrationsklassen für 2017

5.4.3.2 Prognose 2020

Für das Prognosejahr 2020 wird als Ergebnis der Screeningberechnungen für keinen Abschnitt eine Überschreitung des gültigen NO₂-Grenzwertes in Höhe von 40 µg/m³ prognostiziert. Der PM10-Jahresgrenzwert in Höhe von 40 µg/m³ als auch der zum Tagesgrenzwert korrespondierende PM10-Jahresmittelwert in Höhe von 30 µg/m³ wird 2020 in den Screeningberechnungen weiterhin nicht überschritten.

Unter einer konservativen Berücksichtigung einer Fehlermarge der Modellergebnisse von 20 % bei NO₂ und 10 % bei PM10 ergeben sich zehn Abschnitte mit NO₂-Grenzwertüberschreitungen und drei Abschnitte mit einer möglichen Überschreitung des PM10-Tagesgrenzwertes.

Der PM2.5-Grenzwert in Höhe von 25 µg/m³ wird in der Berechnung für das Prognosejahr 2020 nicht überschritten.

In Tabelle 5-5 sind die 22 Straßenabschnitte mit den Screeningergebnissen für 2020 aufgeführt, für die für 2016 ein NO₂-Jahresmittelwert größer 36 µg/m³ modelliert wird.

Tabelle 5-5: Liste der Hotspots 2020 (Sortierung absteigend nach der Höhe des NO₂-Jahresmittelwertes)

ID	Name	Gemeinde	DTV	s. Lkw*	L*	H*	B*	Por.*	NO ₂	PM10	PM10
				Kfz/24 h	%	m	m	m			
40591	Leipziger Str.	Potsdam	13491	2	60	16	11	21	38.3	26.1	23
40612	Behlertstr.	Potsdam	19494	2	61	14	17	32	37.2	26.2	23
39593	Zeppelinstr.	Potsdam	29667	5	49	13	24	38	36.1	27.1	26
10930	Havelberger Str.	Pritzwalk	10553	11	69	15	13	21	35.0	28.7	31
2977	Leipziger Str.	Frankfurt (O.)	24500	6	122	16	24	19	35.0	27.3	26
39631	Breite Str.	Potsdam	42548	1	81	18	36	39	34.5	24.9	19
39632	Breite Str.	Potsdam	44482	2	87	16	38	39	34.1	25.1	20
39643	Breite Str.	Potsdam	44482	2	106	17	40	42	32.8	24.5	18
40611	Behlertstr.	Potsdam	19494	2	59	10	21	32	32.2	24.3	18
40613	Behlertstr.	Potsdam	19494	2	61	10	19	38	32.2	24.3	18
39783	Behlertstr.	Potsdam	19772	3	36	14	14	59	31.8	24.7	19
39624	Zeppelinstr.	Potsdam	27413	2	98	16	23	34	31.7	23.7	16
39627	Zeppelinstr.	Potsdam	24248	2	69	17	22	34	31.4	23.8	16
17323	Karl-Marx-Str.	Spremberg	8724	5	63	14	8	45	30.4	24.4	18
38884	Breite Str.	Eberswalde	15450	4	29	17	13	42	30.7	24.4	18
39598	Schopenhauerstr.	Potsdam	29667	5	54	9	21	50	30.1	23.6	16
39630	Zeppelinstr.	Potsdam	31586	2	162	15	23	56	30.6	23.8	16
32991	Bernauer Str.	Oranienburg	17800	8	128	13	23	17	29.6	26.0	22
40615	Gutenbergstr.	Potsdam	19638	2	73	14	23	40	30.3	23.7	16
38882	Breite Str.	Eberswalde	15450	4	24	17	9	63	29.8	25.2	20
39672	Kurfürstenstr.	Potsdam	22560	1	106	12	24	27	30.5	23.4	15
39959	Grossbeerenstr.	Potsdam	12503	1	98	16	20	31	30.3	23.3	15

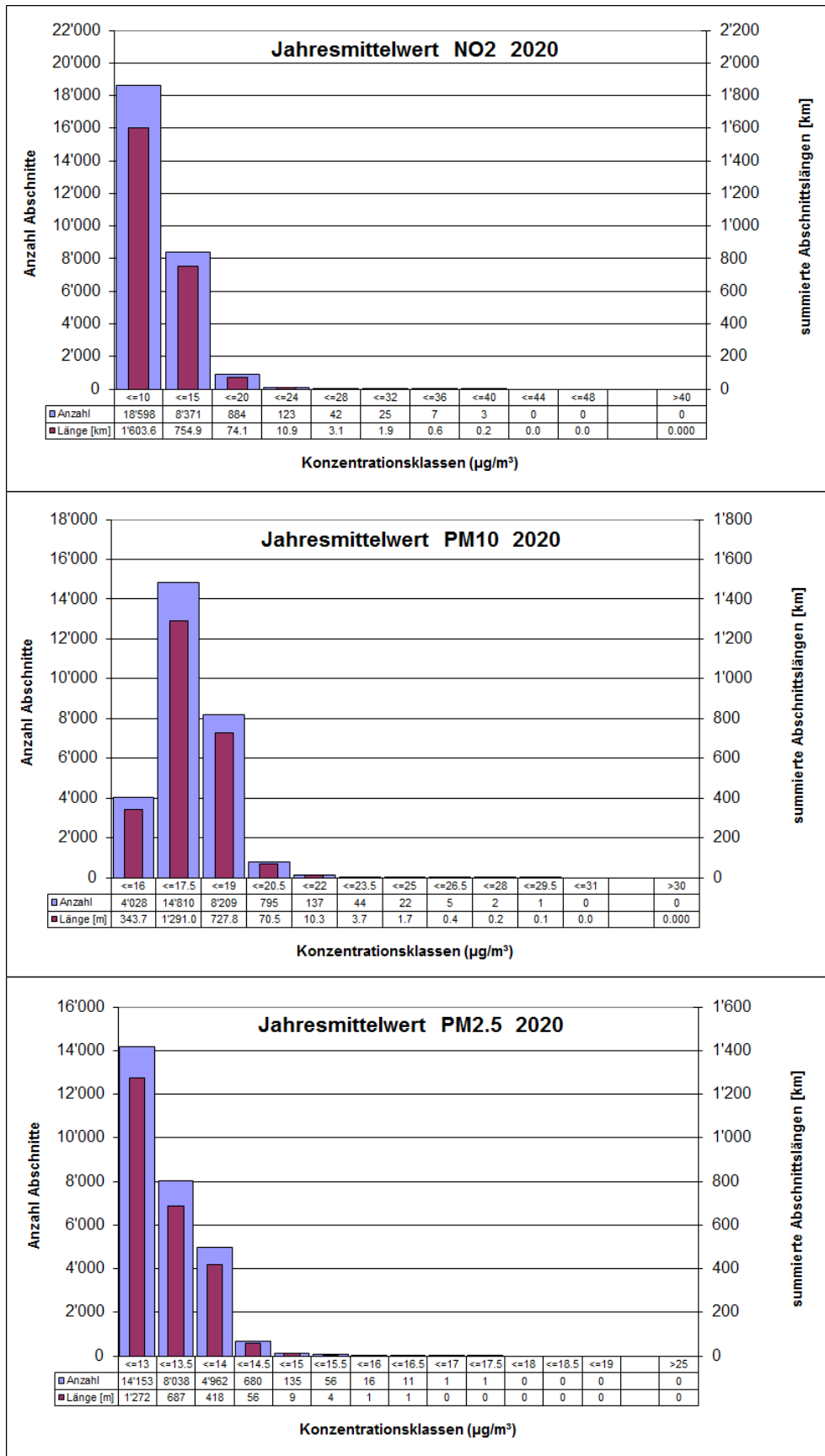


Abbildung 5-12: Häufigkeitsverteilung der Straßenabschnittszahl und Abschnittslänge in Konzentrationsklassen für 2020

5.5 Vergleich mit Messungen

Zur Qualitätssicherung der Modellierung wurden die mit dem Screeningverfahren berechneten Konzentrationen mit vorhandenen Messwerten von verkehrsnahen Messtationen im Land Brandenburg verglichen. Dazu lagen für das Bezugsjahr 2016 Messwerte für insgesamt 9 und für 2017 für 8 Messtationen vor. Davon liegt eine Station im Meteorologiegebiet Brandenburg und jeweils zwei in den Gebieten Cottbus, Lindenberg, Neuruppin und Grunewald. Für das Bezugsjahr 2017 fiel die Messtation in der W.-Külz-Str. in Cottbus weg.

Eine Auswahl der verwendeten Eingangsdaten des Screenings an den Mess-Hotspots ist in Tabelle 5-6 aufgelistet.

Tabelle 5-6: Auswahl von verkehrlichen Eingangsdaten und Bebauungsparameter des Screenings an den Hotspots mit Messtationen

Stationscode	Stationsname	METEO	ID	2016						
				DTV	s. Lkw	I. Lkw	H.	B.	Por.	L.
				Kfz/24h	%	%	m	m	%	m
DEBB049	Brandenburg, Neuendorfer Str.	Brandenburg	29953	9785	2.5	9.5	14.9	15.0	20	107
DEBB044	Cottbus, Bahnhofstr.	Cottbus	18172	14640	1.8	10.0	17.5	26.9	24	102
DEBB087	Cottbus, W.-Külz-Str.	Cottbus	18226	11830	2.6	10.0	14.4	27.6	57	60
DEBB045	Frankfurt (Oder), Leipziger Str.	Lindenberg	2977	24500	5.6	10.0	15.5	23.7	19	122
DEBB099	Herzfelde, Hauptstr.	Lindenberg	5068	6115	8.0	10.0	10.4	20.1	31	65
DEBB060	Eberswalde Breite Straße	Neuruppin	37849	14225	6.3	10.0	13.3	16.5	28	57
DEBB068	Bernau, Lohmühlenstr.	Neuruppin	38980	11687	8.2	10.0	14.6	12.7	49	65
DEBB054	Potsdam Zeppelinstr.	Grunewald	39624	27413	1.8	8.8	15.6	22.5	34	98
DEBB073	Potsdam, Großbeerenstr.	Grunewald	39959	12503	1.4	8.7	16.3	20.3	31	98

*: s.Lkw – schwere Lkw, I. Lkw - leichte Lkw, L – Abschnittslänge, H – Bebauungshöhe, B – Bebauungsabstand, Por. - Porosität

Eine Gegenüberstellung der Mess- und Modelldaten für die verkehrsnahen Messtationen im Land Brandenburg ist für das Bezugsjahr 2016 in Tabelle 5-7 und für das Bezugsjahr 2017 in Tabelle 5-8 dargestellt.

Der Vergleich der mit dem Screeningverfahren für 2016 ermittelten NO₂-Jahresmittelwerte mit den an den Hotspots gemessenen Werten zeigt Abweichungen von -21 % bis +25 %. Die durch die entsprechende EU-Richtlinie geforderte Genauigkeit von +/- 30 % für modellierte NO₂-Jahresmittelwerte wird damit erfüllt. Im Meteorologiegebiet Lindenberg wird der eine NO₂-Messwert unterschätzt und der andere überschätzt. Die beiden Messtationen in Potsdam werden um -10 % bzw. -11 % unterschätzt, die zwei Messtationen im Meteorologiegebiet Neuruppin werden mit 19 % bzw. 25 % überschätzt. Für 2017 steigen die modellierten NO₂-Jahresmittelwerte im Vergleich zu den gemessenen Werten an, so dass die Unterschätzungen z. T. deutlich zurückgehen und es beispielsweise in der Zeppelinstraße in Potsdam zu einer leichten Überschätzung kommt.

Nach Auskunft des Auftraggebers fand in der Zeppelinstraße in 2017 ein Modellversuch statt, der eine Ursache für die oben beschriebene Modellierung einer leichten Überschätzung sein könnte, da er zu einer geringeren Verkehrsbelastung führte, als in den hier vorliegenden Berechnungen zu Grunde gelegt wurde. Diese Auswirkungen auf die Immissionssituation sollen in einer separaten Untersuchung zur Evaluation des Modellversuches durch das MLUL neu bestimmt werden.

Der Vergleich der mit dem Screeningverfahren für 2016 ermittelten PM10-Jahresmittelwerte mit den an den Hotspots gemessenen Werten zeigt Abweichungen von -14 % bis +34 %. Die durch die entsprechende EU-Richtlinie geforderte Genauigkeit von +/- 50 % für modellierte PM10-Jahresmittelwerte wird damit erfüllt.

Tabelle 5-7: Vergleich von mit IMMIS^{luft} modellierten NO₂-Jahresmittelwerten mit Messungen aus 2016

Stationscode	Stationsname	ID	NO ₂	NO _x	PM10	NO ₂ [µg/m ³]			PM10 [µg/m ³]		
						JMW Vorbelastung [µg/m ³]	Messung	Modell	Abw eichung	Messung	Modell
DEBB049	Brandenburg, Neuendorfer Str.	29953	13.4	17.8	16.2	28.3	26.4	-7%	18.7	19.7	5%
DEBB044	Cottbus, Bahnhofstr.	18172	13.9	17.0	18.6	31.2	28.8	-8%	19.7	23.1	17%
DEBB087	Cottbus, W.-Külz-Str.	18226	13.9	17.0	18.6	25.0	20.3	-19%	21.8	20.5	-6%
DEBB045	Frankfurt (Oder), Leipziger Str.	2977	13.2	17.4	17.9	35.0	42.5	21%	21.4	28.6	34%
DEBB099	Herzfelde, Hauptstr.	5068	12.5	16.1	17.3	25.6	20.1	-21%	22.3	19.1	-14%
DEBB060	Ebersw alde Breite Straße	37849	10.1	13.9	17.7	25.8	32.2	25%	19.4	23.5	21%
DEBB068	Bernau, Lohmühlenstr.	38980	13.3	18.1	18.7	26.8	31.7	19%	20.6	25.2	23%
DEBB054	Potsdam Zeppelinstr.	39624	15.0	21.1	18.5	42.7	37.9	-11%	21.2	24.8	17%
DEBB073	Potsdam, Großbeerenstr.	39959	16.8	23.0	18.6	40.3	36.1	-10%	20.4	24.3	19%

Tabelle 5-8: Vergleich von mit IMMIS^{luft} modellierten NO₂-Jahresmittelwerten mit Messungen aus 2017

Stationscode	Stationsname	ID	NO ₂	NO _x	PM10	NO ₂ [µg/m ³]			PM10 [µg/m ³]		
						JMW Vorbelastung [µg/m ³]	Messung	Modell	Abw eichung	Messung	Modell
DEBB049	Brandenburg, Neuendorfer Str.	29953	11.9	15.2	16.2	25.5	24.4	-4%	21.5	19.7	-9%
DEBB044	Cottbus, Bahnhofstr.	18172	12.4	14.6	17.4	29.3	27.4	-6%	21.8	21.8	0%
DEBB087	Cottbus, W.-Külz-Str.	18226	12.4	14.6	17.4	-	18.8	-	-	19.3	-
DEBB045	Frankfurt (Oder), Leipziger Str.	2977	12.2	15.7	17.4	32.5	41.3	27%	22.7	27.9	23%
DEBB099	Herzfelde, Hauptstr.	5068	11.7	14.6	16.9	18.8	18.8	0%	22.8	18.7	-18%
DEBB060	Ebersw alde Breite Straße	37849	9.1	12.1	17.0	22.3	30.4	36%	19.1	22.7	19%
DEBB068	Bernau, Lohmühlenstr.	38980	12.3	16.1	17.5	24.1	29.5	22%	21.8	23.8	9%
DEBB054	Potsdam Zeppelinstr.	39624	12.7	17.4	17.1	34.3	35.3	3%	20.3	23.3	15%
DEBB073	Potsdam, Großbeerenstr.	39959	14.6	19.2	17.4	33.8	33.5	-1%	21.3	23.0	8%

In Tabelle 5-9 sind zu dem die Änderungen der Jahresmittelwerte NO₂ und PM10 von 2016 zu 2017 für die Messwerte und die mit IMMIS^{luft} modellierten NO₂-Jahresmittelwerte gegenübergestellt. Für NO₂ ist zu beobachten, dass die Messwerte als auch die Modellwerte abnehmen. Das Bild für PM10 ist deutlich heterogener mit sowohl Zu- als auch Abnahmen zwischen -1.6 % und 15.2 % bei den Messwerten und Abnahmen bei den Modellwerten zwischen -0.2 % und -6.1 %.

Tabelle 5-9: Vergleich der Änderungen von 2016 zu 2017 für Messungen und mit IMMIS^{luft} modellierten NO₂-Jahresmittelwerte

Stationscode	Stationsname	Änd. 2016 zu 2017			
		NO ₂		PM10	
		Messung	Modell	Messung	Modell
DEBB049	Brandenburg, Neuendorfer Str.	-9.6%	-7.5%	15.2%	-0.2%
DEBB044	Cottbus, Bahnhofstr.	-6.2%	-4.8%	10.8%	-5.6%
DEBB087	Cottbus, W.-Külz-Str.		-7.3%		-6.1%
DEBB045	Frankfurt (Oder), Leipziger Str.	-7.3%	-2.9%	6.0%	-2.4%
DEBB099	Herzfelde, Hauptstr.	-26.4%	-6.3%	2.0%	-2.3%
DEBB060	Ebersw alde Breite Straße	-13.5%	-5.6%	-1.6%	-3.6%
DEBB068	Bernau, Lohmühlenstr.	-9.7%	-7.0%	5.7%	-5.6%
DEBB054	Potsdam Zeppelinstr.	-19.6%	-6.8%	-4.3%	-6.0%
DEBB073	Potsdam, Großbeerenstr.	-16.0%	-7.2%	4.8%	-5.4%

Beim Vergleich der Modelldaten mit den Messungen muss berücksichtigt werden, dass es im vorliegenden Projekt nicht um die Abbildung einer einzelnen Belastungssituation geht, sondern ein Verfahren angewendet wird, das nach einheitlichen Methoden eine Aussage für das gesamte Bundesland erlaubt. Beispielsweise stammen die verwendeten Eingangsdaten zum streckenbezogenen Kfz-Verkehr nicht unbedingt aus dem Jahr für das hier der Vergleich erstellt wird. Allein die hohe Variation der NO₂-Messwerte an den einzelnen Stationen für die beiden Bezugsjahre 2016 und 2017 zeigt die Sensitivität der Immissionen auf die im jeweiligen Jahr gegebenen Randbedingungen.

Zusätzlich zu den oben diskutierten Gründen können die Ursachen für die Abweichungen zwischen Modell- und Messwerten im Einzelnen vielschichtig sein. Grundsätzlich sind auch Messungen mit einer Messtoleranz behaftet. Die vereinfachten Abbildungen der Straßenraumgeometrie im Screening und die nicht immer vorliegende Vergleichbarkeit des im Modell festgelegten Auswertepunkts mit der Lage der Messstation im Straßenraum schränken die Vergleichbarkeit grundsätzlich ein. Weiterhin zeigen Auswertungen von Sensitivitätsbetrachtungen der Anwendungen eines Screening-Verfahrens, dass Abweichungen von +/-20% allein auf Grund der üblichen Unsicherheiten der Eingangsdaten möglich sind (Diegmann, V.; Mahlau, A. 1999).

6 Zusammenfassung

Ziel des Projekts war es, für das Land Brandenburg die bereits vorhandenen Grundlagen für die Information der landesweiten Luftschadstoffbelastung zu aktualisieren. Dazu wurden insbesondere aktuelle Immissionsmessergebnisse, aktualisierte Grundlagen zur kleinräumigen Datenbasis für Emissionen aus Haushalten, Gewerbe und Dienstleistung (GHD), aktuelle Daten zur Verkehrsbelastung und neue meteorologische Eingangsdaten in eine neue Datengrundlage integriert.

Diese Datengrundlage diente der rechnerischen Ermittlung der flächendeckenden Vorbelastung für NO₂, NO_x, O₃, PM₁₀ und PM_{2.5} und der abschnittsbezogenen Gesamtbelastung für NO₂, PM₁₀ und PM_{2.5} an bebauten Hauptverkehrsstraßen für das Land Brandenburg. Dabei wurden neben einer Ist-Situation für 2016 die weiteren Bezugsjahre 2017 und 2020 abgebildet.

Für diese Bezugsjahre 2016, 2017 und 2020 wurden die Emissionen des Kfz-Verkehrs mit dem Modell IMMIS^{em} berechnet. Für die Ermittlung der Emissionen wurde die Zusammensetzung der Kfz-Flotte innerorts mit Fahrleistungsanteilen für Brandenburg angesetzt, basierend auf Kennzeichenerfassungen aus dem Bezugsjahr 2016. Mit der im HBEFA 3.3 angegebenen zeitlichen Entwicklung der Flottenzusammensetzung wurde die Innerortsflotte für die Prognosejahre 2017 und 2020 fortgeschrieben.

Auf Grund des geringeren Diesel-Anteils an der Pkw-Flotte im Vergleich zum Standardwert im HBEFA 3.3 ist in 2016 der NO_x-Gesamtemissionsfaktor für Pkw für alle Verkehrszustände in der Hauptverkehrsstraße um ca. 22 % niedriger als im HBEFA 3.3. Im Vergleich zum HBEFA 3.3 sind im Land Brandenburg die Emissionsfaktoren für Partikel für die Diesel-Pkw ca. 1/3 höher, für Benzin-Pkw um 5 % niedriger. Bei den leichten Nutzfahrzeugen sind die Emissionsfaktoren für Dieselfahrzeuge bei NO_x um ca. 25 % höher und bei Partikel zwischen -4.1 % und -9.2 % geringer als im HBEFA 3.3.

Unter Verwendung des HBEFA 3.3 wurden für 2016 bei den bilanzierten NO_x-Emissionen 17'907 t/a ermittelt. Bei den PM₁₀-Emissionen inklusive der Nichtauspuffemissionen für Abriebe und Aufwirbelung wurden 714 t/a berechnet.

Die landesweite Vorbelastung wurde durch eine Kombination von Luftschadstoffmessungen und erneut durchgeführten RCG-Modellrechnungen mit dem System FLADIS ermittelt.

Die Zusatz- und Gesamtbelastungen in den bebauten Straßenabschnitten wurde für die Luftschadstoffe NO₂, PM₁₀ und PM_{2.5} mit dem Screeningverfahren IMMIS^{luft} berechnet. Die für die Berechnung mit IMMIS^{luft} notwendigen Geometriedaten des Straßenraums wurden aus Daten zur Lage der Straßenmittelachsen und den 3D-Gebäudedaten aus der Lärmkartierung abgeleitet. Es ergeben sich 40'435 Abschnitte mit einer Gesamtlänge von 3'383 km, für die Immissionsbelastungen berechnet wurden. Im Ergebnis der Screeningberechnungen für 2016 werden für sieben Abschnitte mit einer Gesamtlänge von 530 m Überschreitungen des gültigen NO₂-Grenzwertes in Höhe von 40 µg/m³ prognostiziert. Zieht man eine Fehlermarge auf das Modellergebnis von 10 % in Betracht (> 36 µg/m³), sind 22 Abschnitte mit einer Länge von 1'696 m und bei einer Fehlermarge von 20 % (> 32 µg/m³) 44 Abschnitte mit einer Länge von 3'270 m potenziell von einer NO₂-Grenzwertverletzung betroffen. Der PM₁₀-Jahresgrenzwert in Höhe von 40 µg/m³ sowie der zum Tagesgrenzwert korrespondierende PM₁₀-Jahresmittelwert in Höhe von 30 µg/m³ wird in den Screeningberechnungen nicht überschritten. Unter Berücksichtigung von Fehlermargen von 5 % (28.5 µg/m³) und 10 % (27 µg/m³) sind zwei bzw. sechs

Abschnitte mit Längen von 192 m bzw. 489 m potenziell von PM10-Tagesgrenzwertüberschreitungen betroffen. Der PM2.5-Jahresgrenzwert in Höhe von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird auch unter Berücksichtigung einer Fehlermarge von 10 % ($22.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in der Berechnung für 2016 nicht überschritten.

Im Ergebnis der Screeningberechnungen für 2017 sinken die Immissionen im Vergleich zu 2016 und es werden für nur noch fünf Abschnitte mit einer Gesamtlänge von 362 m Überschreitungen des NO_2 -Jahresgrenzwertes in Höhe von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert. Sowohl der PM10-Jahresgrenzwert in Höhe von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als auch der zum Tagesgrenzwert korrespondierende PM10-Jahresmittelwert in Höhe von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird 2017 nach den Screeningberechnungen nicht überschritten. Bei Berücksichtigung einer Fehlermarge des Modellergebnisses von 20 % bei NO_2 bzw. 10 % bei PM10 ergeben sich 30 Abschnitte mit potenziellen NO_2 -Grenzwertüberschreitungen und zwei Abschnitte mit einer möglichen Überschreitung des PM10-Tagesgrenzwerts.

Im Ergebnis der Screeningberechnungen für 2020 sinken die Immissionen im Vergleich zu 2016 und 2017 deutlich und es wird für keinen Abschnitt eine Überschreitung des gültigen NO_2 -Grenzwertes in Höhe von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert. Bei Berücksichtigung einer Fehlermarge der Modellergebnisse von 20 % bei NO_2 bzw. 10 % bei PM10 ergeben sich für zehn Abschnitte potenzielle NO_2 -Grenzwertüberschreitungen und für drei Abschnitte eine mögliche Überschreitung des PM10-Tagesgrenzwerts.

Das Landesamt für Umwelt Brandenburg verfügt über eine Umweltstraßendatenbank als Grundlage für die rechnerische Ermittlung von Luft- und Lärmbelastungen im Land Brandenburg. Diese Datenbasis (USDB) wurde im Rahmen der Durchführung des Projekts fortgeschrieben.

7 Literatur

1. BImSchV (2010): Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen - 1. BImSchV). Berlin, 2010.
 4. BImSchV (2017): Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen - 4. BImSchV). In der Fassung vom 31.05.2017. BGBl. I S. 1440. 2017.
 11. BImSchV (2017): Elfte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Emissionserklärungen - 11. BImSchV). In der Fassung vom 09.01.2017. BGBl. I S. 1643. 2017.
- AVISO; IE (2016): Erstellung der Berliner Emissionskataster Industrie, Gebäudeheizung, sonstiger Verkehr, Kleingewerbe, sonstige Quellen, Baustellen. AVISO GmbH; Aachen; Leipziger Institut für Energie (IE). Auftraggeber: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin. 2016.
- Bessagnet, B.; Pirovano, G.; Mircea, M.; Cuvelier, C.; Aulinger, A.; Calori, G.; Ciarelli, G.; Manders, A.; Stern, R.; Tsyro, S.; García Vivanco, M.; Thunis, P.; Pay, M.T.; Collette, A.; Couvidat, F.; Meleux, F.; Rouil, L.; Ung, A.; Aksoyoglu, S.; Baldasano, J.M.; Bieser, J.; Briganti, G.; Cappelletti, A.; D'Isidoro, M.; Finardi, S.; Kranenburg, R.; Silibello, C.; Carnevale, C.; Aas, W.; Dupont, J.-C.; Fagerli, H.; Gonzalez, L.; Menut, L.; Prévôt, A.S.H.; Roberts, P.; White, L. (2016): Presentation of the EURODELTA III intercomparison exercise – evaluation of the chemistry transport models' performance on criteria pollutants and joint analysis with meteorology. *Atmos. Chem. Phys.*, 16, 12667–12701, 2016. doi:10.5194/acp-16-12667-2016.
- Builtjes, P.; Jörß, W.; Stern, R.; Theloke, J. (2012): Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung (PAREST). Zusammenfassender Abschlussbericht. FE-Vorhaben FKZ 206 43 200/01. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. UBA-Texte 09/2012.
- Denier van der Gon, H.A.C.; Bergström, R.; Fountoukis, C.; Johansson, C.; Pandis, S.N.; Simpson, D.; Visschedijk, A.J.H. (2015): Particulate emissions from residential wood combustion in Europe – revised estimates and an evaluation, *Atmos. Chem. Phys.*, 15, 6503–6519, doi:10.5194/acp-15-6503-2015, 2015.
- Diegmann, V.; Wiegand, G. (2000): FLADIS - A system for extending air pollution point data to continuous spatial information (according to EU Council Directive 96/62/EC). In: Longhurst, W. S.; Brebbia, C. A.; Power, H. (Ed.): *Air Pollution VIII*. WIT Press, 2000. ISBN 1-85312-822-8. 2000.
- 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. Potsdam, 2009.
- Düring, I.; Schmidt, W. (2011): Einbindung des HBEFA 3.1 in das FIS Umwelt und Verkehr sowie Neufassung der Emissionsfaktoren für Aufwirbelung und Abrieb des Straßenverkehrs. Unter Mitarbeit der TU Dresden, BEAK Consultants GmbH. Auftraggeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG). 2011.

- Düring, I.; Schmidt, W. (2012): Erratum zu Düring, I.; Schmidt, W. (2011) Tabelle 3.21 auf Seite 63 des Berichts
- DWD (2014a): Kurze Beschreibung des Lokal-Modells Kurzzeitfrist COSMO-DE (LMK) und seiner Datenbanken auf dem Datenserver des DWD. Version 2.3. Stand 13.06.2014.
- DWD (2014b): Kurze Beschreibung des Lokal-Modells Europa COSMO-EU (LME) und seiner Datenbanken auf dem Datenserver des DWD. Stand 13.06.2014.
- DWD (2017): ICON Database Reference Manual. Version 1.1.12. Juli 2017.
- EEA (2009): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2009. EEA Technical report 2009. European Environment Agency. 2009.
- EEA (2018): Air Quality e-Reporting. On behalf of the European Environment Agency. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/aqereporting-8>. 2018
- EU (2008): Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. Amtsblatt der Europäischen Union Nr. L 152, S. 1. 2008.
- FAIRMODE (2018): Guidance Document on Modelling Quality Objectives and Benchmarking. Version 2.2. Forum for Air Quality Modelling in Europe (FAIRMODE). 2018.
- Flemming, J. (2003): Immissionsfelder aus Beobachtung, Modellierung und deren Kombination. Dissertation. Freie Universität Berlin, Fachbereich Geowissenschaften. <http://www.diss.fu-berlin.de/2003/71>. 2003.
- Flemming, J.; Stern, R.; Yamartino, R. J. (2005): A new air quality regime classification scheme for O₃, NO₂, SO₂ and PM₁₀ observations sites. Atmospheric Environment 33 Nr. 39, S. 6121-6129. 2005.
- GIOS (2018): polnisches Oberinspektorat für Umweltschutz (GIOŚ). 2018.
- Hertel, O.; Berkowicz, R. (1989): Modelling NO₂ concentrations in a street canyon. DMU Luft A-131. National Environmental Research Institute, Division of Emissions and Airpollution, Denmark. 1989.
- Im, U.; Bianconi, R.; Solazzo, E.; Kioutsioukis, I.; Badia, A.; Balzarini, A.; Baro, R.; Bellasio, R.; Brunner, D.; Chemel, C.; Curci, G.; Denier van der Gon, H.; Flemming, J.; Forkel, R.; Giordano, L.; Jimenez-Guerrero, P.; Hirtl, M.; Hodzic, A.; Honzak, L.; Jorba, O.; Knote, C.; Makar, P.A.; Manders-Groot, A.; Neal, L.; Perez, J. L.; Pirovano, G.; Pouliot, G.; San Jose, R.; Savage, N.; Schroder, W.; Sokhi, R. S.; Syrakov, D.; Torian, A.; Tuccella, P.; Wang, K.; Werhahn, J.; Wolke, R.; Zabkar, R.; Zhang, Y.; Zhang, J.; Hogrefe, C.; Galmarini, S. (2015): Evaluation of operational online-coupled regional air quality models over Europe and North America in the context of AQMEII phase 2. Part II: Particulate Matter, Atmos. Environ., 115, 421–441, doi:10.1016/j.atmosenv.2014.08.072, 2015.
- INFRAS; MK; TU Graz (2017): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. HBEFA Version 3.3. Autoren: INFRAS AG; MK Consulting GmbH; TU Graz. Auftraggeber: Umweltbundesamt (Deutschland); Bundesamt für Umwelt (Schweiz); Umweltbundesamt (Österreich); Trafikverket (Schweden); ADEME (Frankreich); SFT (Norwegen) und JRC (Joint Research Center der Europäischen Kommission). 2017.

- IVU Umwelt (2004): Ausbreitungsrechnungen als Beitrag zur Ursachenanalyse im Ballungsraum Rhein-Main. Auftraggeber: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie. 2004.
- IVU Umwelt (2006a): Maßnahmen zur Reduzierung von Feinstaub und Stickstoffdioxid. FKZ 204 42 222. Veröffentlichung UBA-Texte 22/07. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Unter Mitarbeit von ifeu Heidelberg GmbH. 2006.
- IVU Umwelt (2006b): Ausbreitungsrechnungen zum Luftreinhalteplan Lahn-Dill. Auftraggeber: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie. 2006.
- IVU Umwelt (2009): Ausbreitungsrechnungen als Beitrag zur Ursachenanalyse für den Luftreinhalteplan Rhein-Main. Auftraggeber: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie. 2009.
- IVU Umwelt (2011a): Fortschreibung des Berliner Luftreinhalteplans (LRP) 2009 - 2020. In Zusammenarbeit mit VMZ Berlin und Dr. Rainer Stern. Auftraggeber: Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin. 2011.
- IVU Umwelt (2011b): Ausbreitungsrechnungen für die Gebiete Mittel- und Nordhessen, Lahn-Dill und den Ballungsraum Kassel. Auftraggeber: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG). 2011.
- IVU Umwelt (2012a): Einfluss des Verkehrs und seiner Entwicklung auf die Luftqualität im Land Brandenburg. Verkehrsgutachten. Veröffentlichung durch den Auftraggeber: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz (MLUV) des Landes Brandenburg. 2012.
- IVU Umwelt (2012b): IMMIS^{build}. GIS-gestützte Abschnittsbildung für IMMIS^{luft}. IVU Umwelt GmbH, Freiburg. 2012.
- 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. 2014.
- IVU Umwelt (2015a): Ermittlung der gemeindegebietsbezogenen Emissionsstruktur für Haushalte und Gewerbe, Handel, Dienstleistungen im Land Brandenburg unter besonderer Beachtung des Einsatzes fester Brennstoffe (Emissionsgutachten 2014-2015). Unter Mitarbeit von Universität Stuttgart, Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik - IFK. Auftraggeber: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg. Veröffentlichung durch den Auftraggeber. 2015.
- IVU Umwelt (2015b): Verkehrsgutachten 2013-2014. Einfluss des Verkehrs und seiner Entwicklung auf die Luftqualität und Lärmbelastung im Land Brandenburg. Unter Mitarbeit von VMZ Berlin Betreibergesellschaft mbh. Auftraggeber: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (MLUL). Veröffentlichung durch den Auftraggeber. 2015.
- IVU Umwelt (2016): Ausbreitungsrechnung. Flächendeckende Ermittlung der Immissions-Vorbelastung für Niedersachsen auf Grundlage von Ausbreitungsrechnungen und unter Berücksichtigung von gemessenen Immissionsmessdaten. Auftraggeber: Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim. 2016.

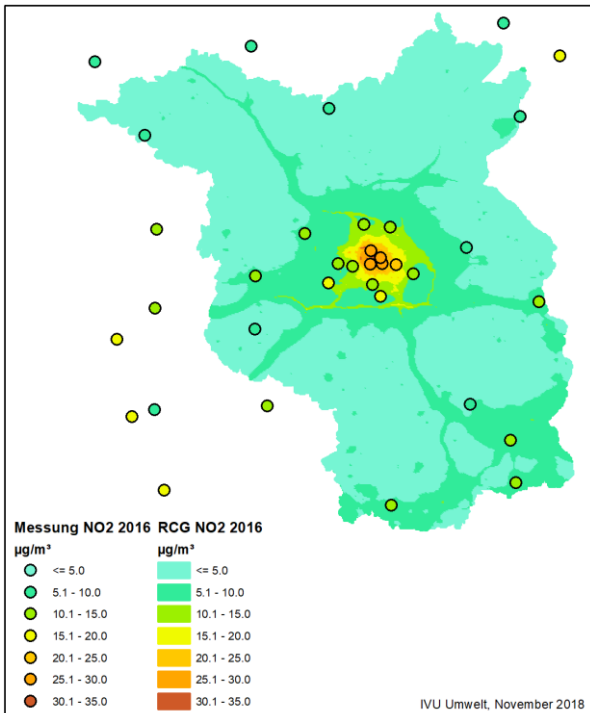
- IVU Umwelt (2017a): Ausbreitungsberechnungen zur flächendeckenden Ermittlung der Luftqualität in Hessen als Grundlage der Luftreinhalteplanung. Unter Mitarbeit von Dr. Rainer Stern, Berlin und Dr. Eberhard Reimer, Berlin. Auftraggeber: Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUKLV). 2017.
- IVU Umwelt (2017b): IMMIS^{em/luft/lärm} - Handbuch zur Version 7. IVU Umwelt GmbH, Freiburg. 2017.
- IVU Umwelt (2017c): Benutzeranleitung FLADIS 4.3. IVU Umwelt GmbH, Freiburg. 2017.
- KRdL 2003: Umweltmeteorologie - Kfz-Emissionsbestimmung - Luftbeimengungen. VDI-Richtlinie 3782 Blatt 7. Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL. Düsseldorf, 2003.
- KRdL 2018: Umweltmeteorologie - Kfz-Emissionsbestimmung - Luftbeimengungen. VDI-Richtlinie 3782 Blatt 7 (E). Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL. Düsseldorf, 2018.
- Jörß, W.; Emele, L.; Handke, V.; Theloke, J.; Thiruchittampalam, B.; Dünnebeil, F.; Knörr, W.; Heidt, C.; Jozwicka, M.; Kuenem, J.; Denier van der Gon, H.; Visschedijk, A.; van Gijlswijk, R.; Osterburg, B.; Laggner, B.; Stern, R. (2014): Luftqualität 2020/2030: Weiterentwicklung von Prognosen für Luftschadstoffe unter Berücksichtigung von Klimastrategien. FE-Vorhaben FKZ 3710 43 219, UBA-Texte 35/2014. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2014.
- Motz, G.; Hartmann, A.; Plinke, E.; Stern, R.; Scherer, B.; Fath, J.; Reimer, E.; Memmersheimer, M.; Tippke, J.; Ebel, A. (2013): Aktionsprogramm und Maßnahmenplan Ozon (Sommersmog) – Ermittlung und Bewertung der Effekte von lokalen und überregionalen Emissionsminderungsstrategien auf bodennahe Ozonkonzentrationen in hochsommerlichen Episoden. FE-Vorhaben FKZ 104 02 812/01, UBA-Texte 85/2013. 2013.
- PAREST (2010): Builtjes, P.; Jörß, W.; Stern, R.; Theloke, J.: Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung (PAREST). Zusammenfassender Abschlussbericht. FE-Vorhaben FKZ 206 43 200/01. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2010.
- Prank, M.; Sofiev, M.; Tsyro, S.; Hendriks, C.; Semeena, V.; Vazhappilly Francis, X.; Butler, T. M.; Denier van der Gon, H.; Friedrich, R.; Hendricks, J.; Kong, X.; Lawrence, M. G.; Righi, M.; Samaras, Z.; Sausen, R.; Kukkonen, J.; Sokhi, R. (2016): Evaluation of the performance of four chemical transport models in predicting the aerosol chemical composition in Europe in 2005. *Atmos. Chem. Phys.*, 16, 6041–6070, 2016. doi:10.5194/acp-16-6041-2016.
- Putaud, J.-P.; Raes, F.; Van Dingenen, R.; Brüggemann, E.; Facchini, M.-C.; Decesari, S.; Fuzzi, S.; Gehrig, R.; Hüglin, C.; Laj, P.; Lorbeer, G.; Maenhaut, W.; Mihalopoulos, N.; Müller, K.; Querol, X.; Rodriguez, S.; Schneider, J.; Spindler, G.; ten Brink, H.; Tørseth, K.; Wiedensohler, A. (2004): A European aerosol phenomenology – 2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmos. Environ.*, 38, 2579–2595, doi:10.1016/j.atmosenv.2004.01.041, 2004.
- Sartelet, K.; Debry, E.; Fahey, K.; Roustan, Y.; Tombette, M.; Sportisse, B. (2007): Simulation of aerosols and gas-phase species over Europe with the POLYPHEMUS

- system. part I: model-to-data comparison for 2001. *Atmospheric Environment* 41 6116-6131. 2007.
- Stern, R. (1994): Entwicklung und Anwendung eines dreidimensionalen photochemischen Ausbreitungsmodells. *Meteorologische Abhandlungen Serie A, Band 8*, Institut für Meteorologie der FU Berlin. 1994.
- 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“. 2003.
- Stern, R. (2004): Weitere Entwicklung und Anwendung des chemischen Transportmodells REM-CALGRID für die bundeseinheitliche Umsetzung der EU-Rahmenrichtlinie Luftqualität und ihrer Tochterrichtlinien. Abschlussbericht im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens 201 43 250 auf dem Gebiet des Umweltschutzes „Anwendung modellgestützter Beurteilungssysteme für die bundeseinheitliche Umsetzung der EU-Rahmenrichtlinie Luftqualität und ihrer Tochterrichtlinien. 2004.
- 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, 2006.
- 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 Maßnahmenplanung für ein bundeseinheitliches Vorgehen“. 2006.
- Stern, R.; Builtjes, 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. 2008.
- Thunis, P.; Pederzoli, A.; Pernigotti, D., (2012): Performance criteria to evaluate air quality modeling applications. *Atmospheric Environment* 59 S. 476–482. 2012.
- Thunis, P.; Cuvelier, C. (2018): *Fairmode DELTA Version 5.6. Concepts / User's Guide / Diagrams*. Joint Research Centre, Ispra. 2018.
- Tsyro, S. G.: To what extent can aerosol water explain the discrepancy between model calculated and gravimetric PM₁₀ and PM_{2.5}? *Atmos. Chem. Phys.*, 5, 515–532, doi:10.5194/acp-5-515-2005, 2005.
- UBA (2016): ArcGIS basierte Lösung zur detaillierten, deutschlandweiten Verteilung (Gridding) nationaler Emissionsjahreswerte auf Basis des Inventars zur Emissionsberichterstattung. UBA-Texte 71/2016. Hrsg.: Umweltbundesamt. 2016.

- Vautard, R.; Builtjes P.; Thunis, P.; Cuvelier, K.; Bedogni, M.; Bessagnet, B.; Honoré, C.; Moussiopoulos, N.; Schaap, M.; Stern, R.; Tarrason, L.; van Loon, M. (2007): Evaluation and intercomparison of Ozone and PM10 simulations by several chemistry-transport models over 4 European cities within the City-Delta project, 2007. *Atmospheric Environment* 41 173-188. 2007.
- VMZ Berlin (2017): Umgebungslärmkartierung des Landes Brandenburg (3. Stufe), Vorstellung der Methodik und Ergebnisse, 02.11.2017, <https://mlul.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/LK2017-Stufe3-Strasse-Ballungsraum-Potsdam-Stufe3-VortragVMZ-KSZ.pdf>. 2017.
- Whyatt, J. D.; Metcalfe, S. E.; Nicholson, J.; Derwent, R. G.; Page, T.; Stedman, J. R. (2007): Regional scale modelling of particulate matter in the UK, source attribution and an assessment of uncertainties. *Atmospheric Environment* 41 3315–3327. 2007.
- Wiegand, G.; Diegmann, V., 1994: Modellierung der Immissionsbelastung inerter Schadstoffe in Innenstädten durch den Kfz-Verkehr auf der Basis von Häufigkeitsverteilungen. In: Ossing, F. (Hrsg.): EDV für Verkehrskonzepte in Stadt und Region. Praxis der Umweltinformatik, Band 3. Metropolis Verlag, Marburg, 1994.
- Yamartino, R. J.; Scire, J. S.; Carmichael, G. R.; Chang Y. S. (1992): The CALGRID mesoscale photochemical grid model. I. Model formulation. *Atmospheric Environment* 26A Nr. 8, S. 1493-1512. 1992.

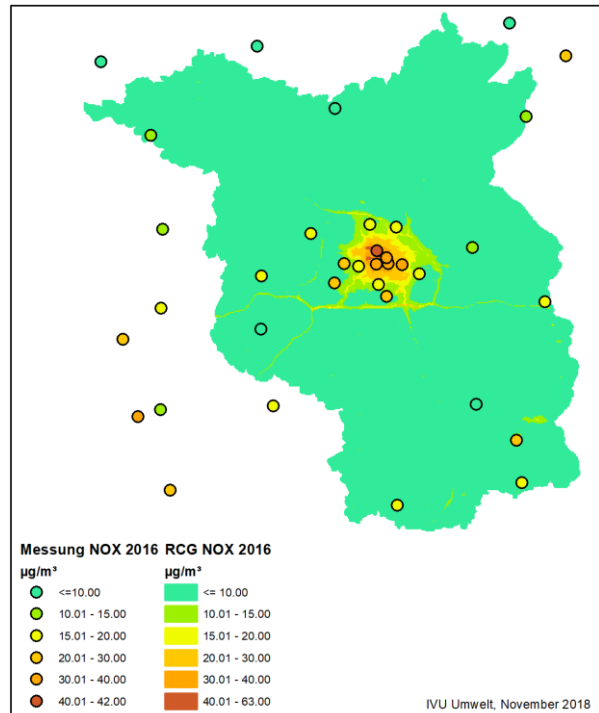
A RCG-Ergebnisse 2016

Die Modellergebnisse von RCG wurden mit FLADIS auf das Gebiet von Brandenburg und das Koordinatensystem UTM 33 projiziert.



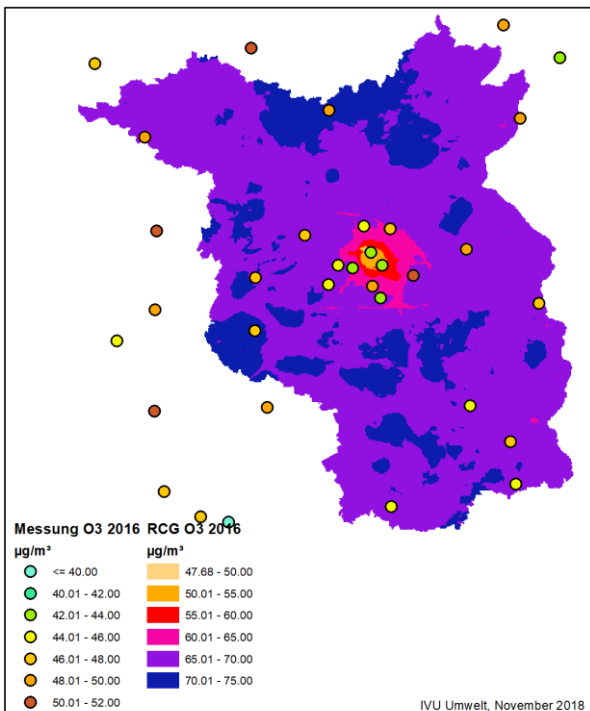
Flächendeckende Ermittlung der Luftschadstoffimmissionsbelastung im Land Brandenburg

0 10 20 40 60 80 Kilometer



Flächendeckende Ermittlung der Luftschadstoffimmissionsbelastung im Land Brandenburg

0 10 20 40 60 80 Kilometer



Flächendeckende Ermittlung der Luftschadstoffimmissionsbelastung im Land Brandenburg

0 10 20 40 60 80 Kilometer

Abbildung A-1: Reine RCG-Ergebnisse 2016 für den NO₂- (oben links), den NO_x- (oben rechts) und den O₃-Jahresmittelwert (unten links)

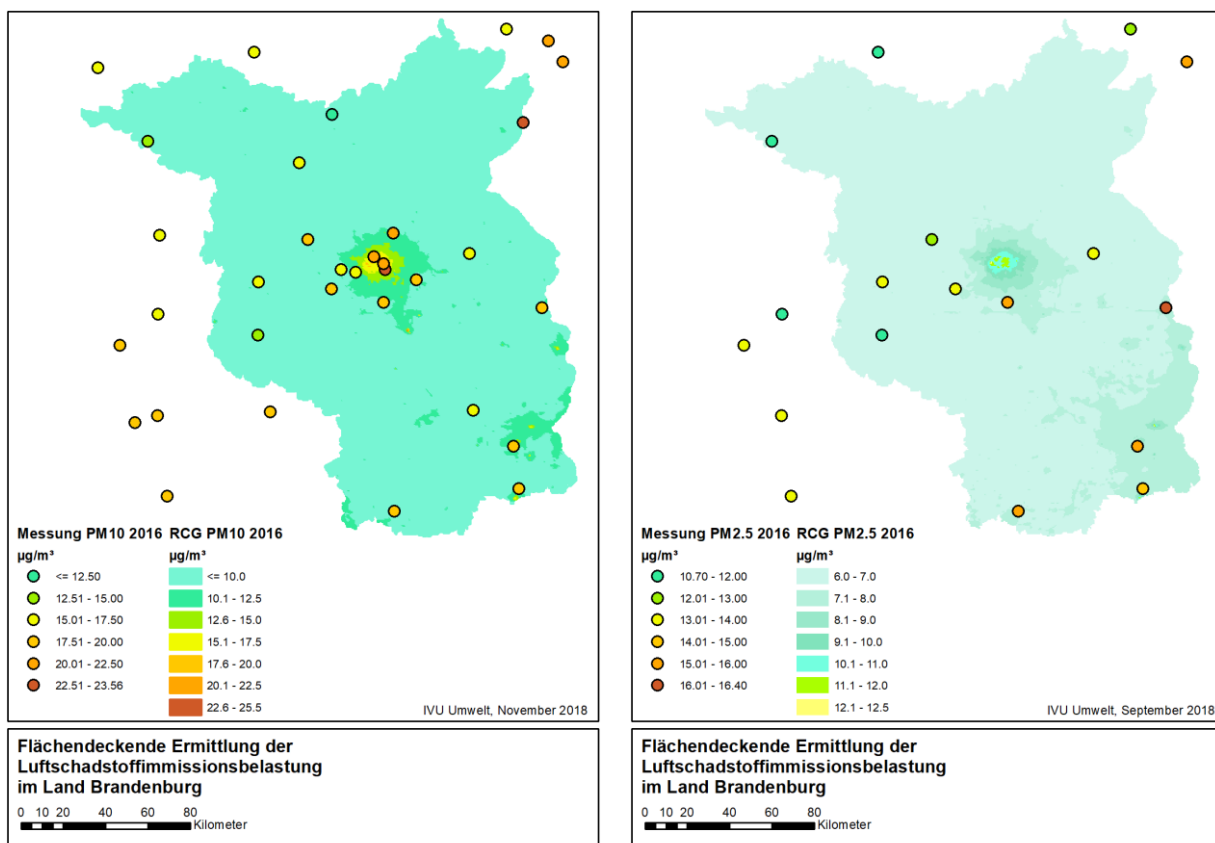
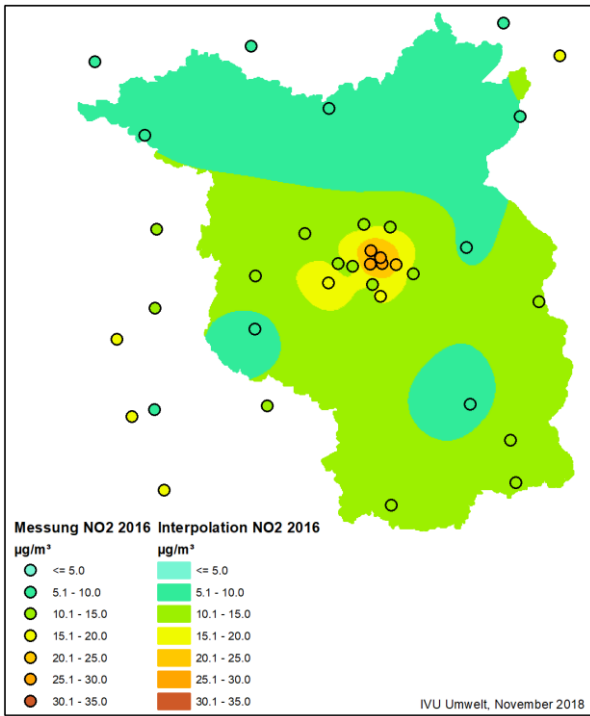


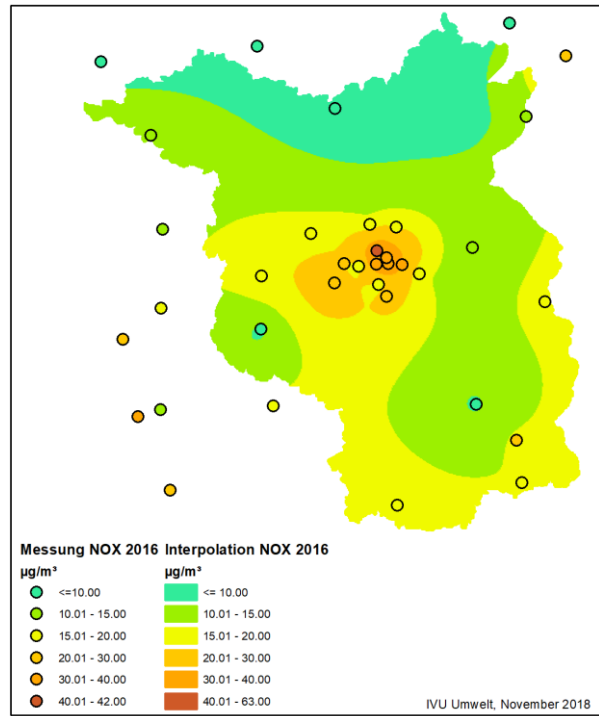
Abbildung A-2: Reine RCG-Ergebnisse 2016 für den PM10- (links) und den PM2.5-Jahresmittelwert (rechts)

B Ergebnisse der Interpolation 2016



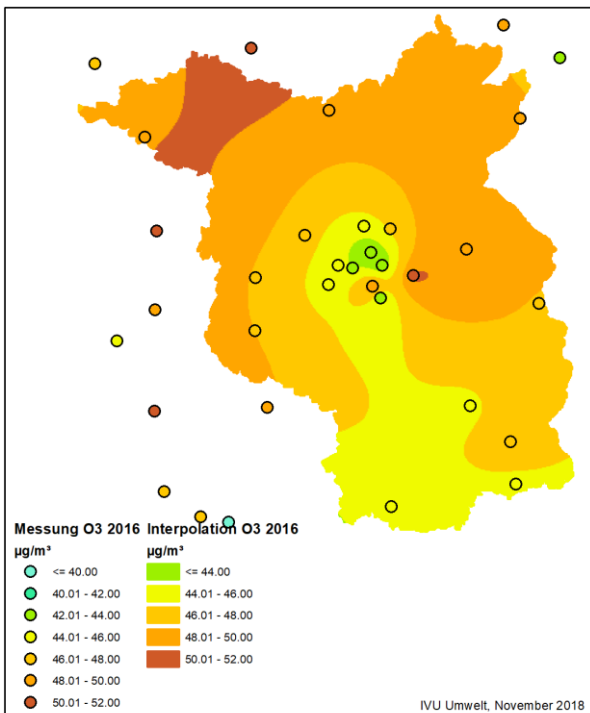
Flächendeckende Ermittlung der Luftschadstoffimmissionsbelastung im Land Brandenburg

0 10 20 40 60 80 Kilometer



Flächendeckende Ermittlung der Luftschadstoffimmissionsbelastung im Land Brandenburg

0 10 20 40 60 80 Kilometer



Flächendeckende Ermittlung der Luftschadstoffimmissionsbelastung im Land Brandenburg

0 10 20 40 60 80 Kilometer

Abbildung B-1: Ergebnisse der Interpolation 2016 für den NO₂- (oben links), den NO_x- (oben rechts) und den O₃-Jahresmittelwert (unten links)

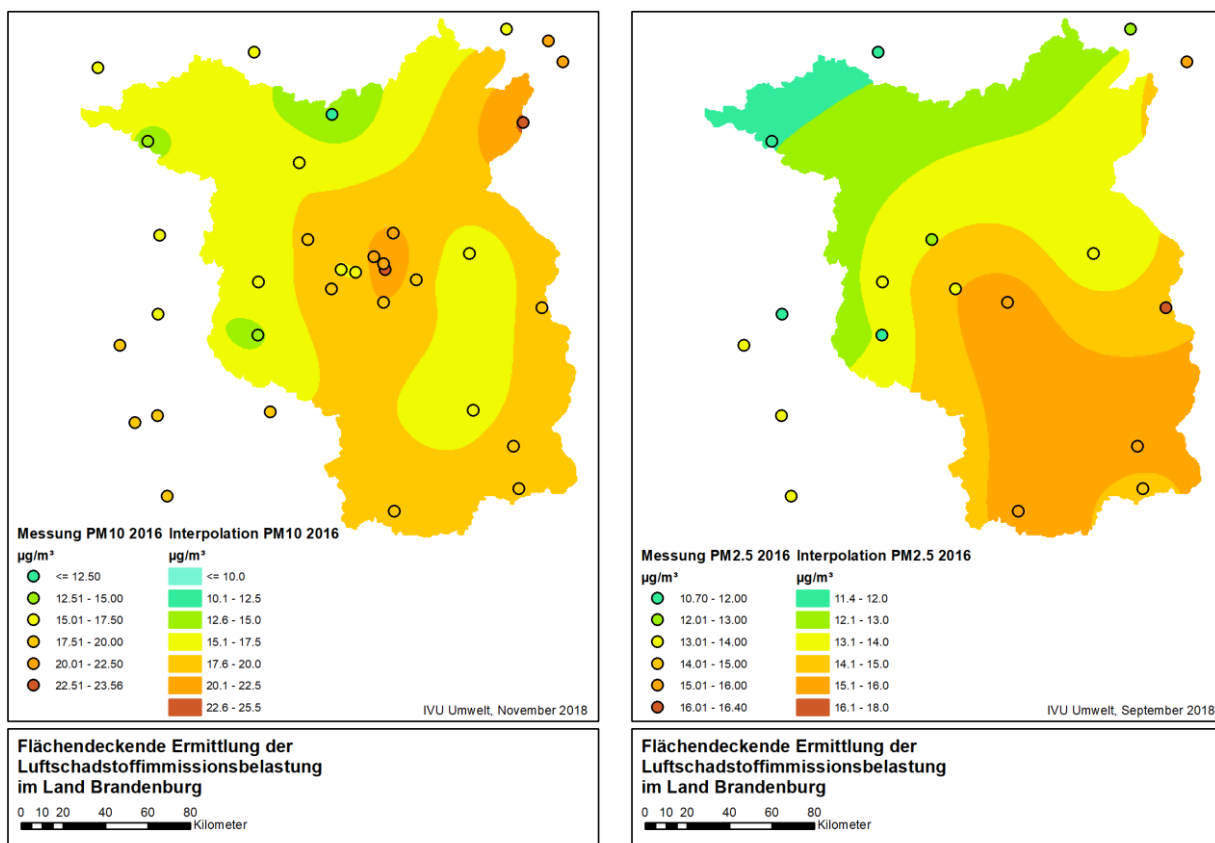
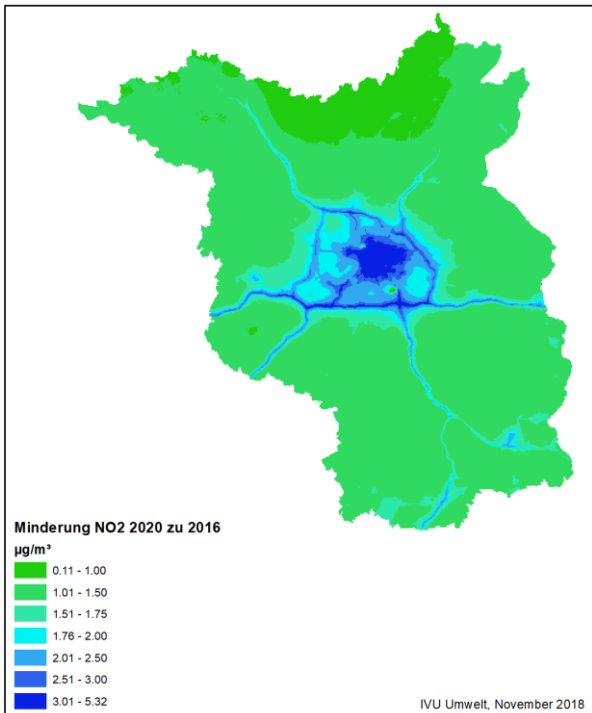


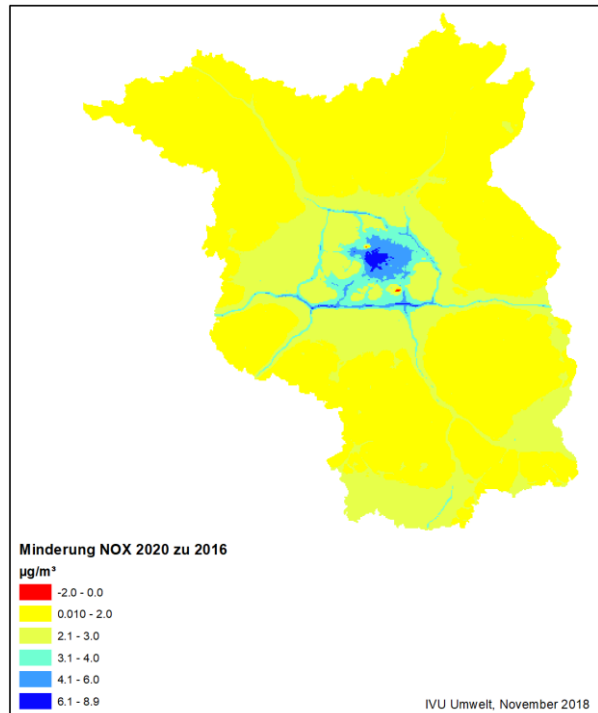
Abbildung B-2: Ergebnisse der Interpolation 2016 für den PM10- (links) und den PM2.5-Jahresmittelwert (rechts)

C Differenzen der Vorbelastung



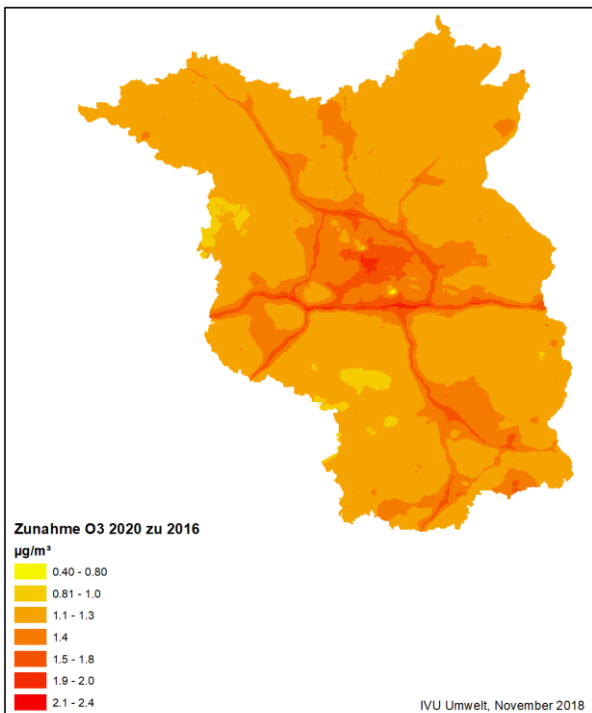
Flächendeckende Ermittlung der Luftschadstoffimmissionsbelastung im Land Brandenburg

0 10 20 40 60 80 Kilometer



Flächendeckende Ermittlung der Luftschadstoffimmissionsbelastung im Land Brandenburg

0 10 20 40 60 80 Kilometer



Flächendeckende Ermittlung der Luftschadstoffimmissionsbelastung im Land Brandenburg

0 10 20 40 60 80 Kilometer

Abbildung C-1: Differenzen der Vorbelastung 2020 zu 2016 für den NO₂- (oben links), den NO_x- (oben rechts) und den O₃-Jahresmittelwert (unten links)

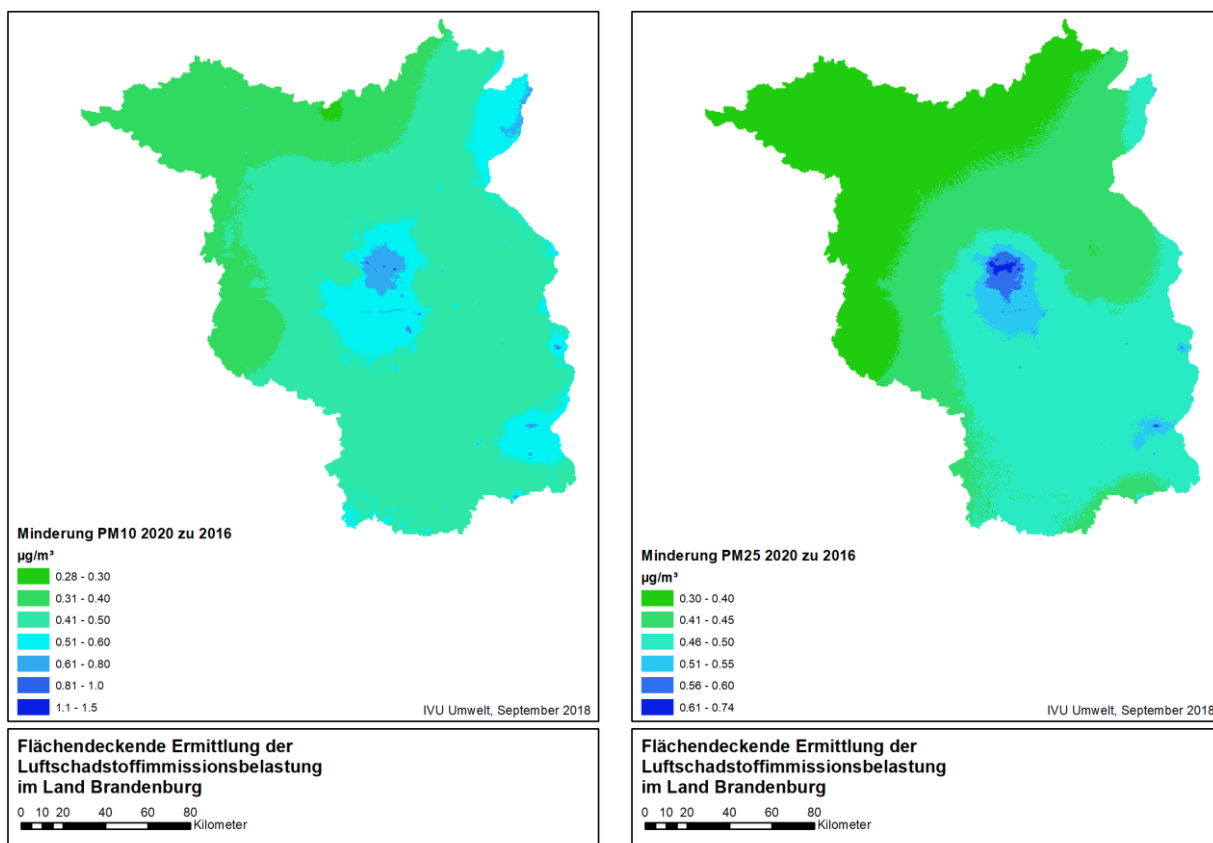


Abbildung C-2: Differenzen der Vorbelastung 2020 zu 2016 für den PM10- (links) und den PM2.5-Jahresmittelwert (rechts)