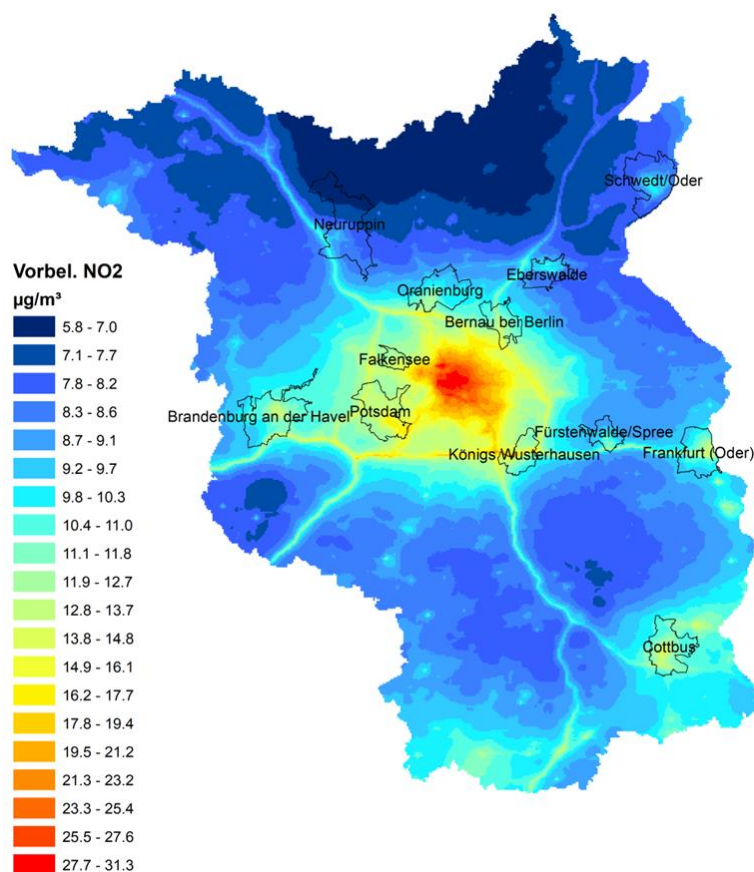


Endbericht

Modellierungen von Luftschadstoff-Belastungsniveaus in Brandenburg nach Stationsklassifikation der EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG und der 39. BImSchV



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



Endbericht

Modellierungen von Luftschadstoff-Belastungsniveaus in Brandenburg nach Stationsklassifikation der EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG und der 39. BImSchV

für das

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

Bearbeitet von:

Volker Diegmann
Anna Mahlau
Florian Pfäfflin
Dr. Lina Neunhäuserer

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 20.05.2021

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einführung	9
2	Methoden	11
2.1	Landesweite Modellierung mit dem Chemie-Transportmodell REM-CALGRID	11
2.1.1	Allgemeines	11
2.1.2	Modellbeschreibung	11
2.1.3	Berechnungsskalen	12
2.2	Ermittlung der landesweiten Hintergrundbelastung mit FLADIS	15
2.2.1	Allgemeines	15
2.2.2	Systembeschreibung FLADIS	15
2.2.2.1	Kopplung von Mess- und Modelldaten	16
2.2.2.2	Interpolationsverfahren	17
2.2.2.3	Datenassimilation der Modellergebnisse	18
2.2.2.4	Prognoserechnungen	18
2.2.3	Durchführung der FLADIS-Berechnungen	19
2.3	Qualitätssicherung der Ermittlung der Hintergrundbelastung	19
2.4	Ermittlung der Emissionen des Kfz-Verkehr mit IMMIS ^{em}	21
2.5	Ermittlung der straßennahen Gesamtbelastung mit IMMIS ^{luft}	22
2.6	Abgeleitete Kenngrößen	23
2.6.1	Ableitung des NO ₂ -Jahresmittelwertes im Screening	23
2.6.2	Tagesgrenzwert PM10	24
3	Daten	25
3.1	Emissionsdaten	25
3.1.1	Übersicht	25
3.1.2	Emissionsdaten für Europa außerhalb von Brandenburg	25
3.1.3	Emissionsdaten - Berlin	26
3.1.4	Emissionsdaten - Brandenburg	26
3.1.4.1	Kfz-Emissionen	26
3.1.4.2	Kleinf Feuerung	27
3.1.4.3	Genehmigungsbedürftige Anlagen	28
3.1.4.4	Weitere Quellen in Brandenburg	28
3.1.4.5	Bilanzen	28
3.1.5	Darstellung der Gesamtbilanzen im Modellgebiet	29
3.2	Messdaten	32
3.3	Meteorologie	36
3.4	Eingangsdaten IMMIS ^{luft}	36
4	Ermittlung der Hintergrundbelastungen	37
4.1	Bezugsjahr 2018	37
4.1.1	Modellierung mit RCG	37
4.1.2	Assimilation mit FLADIS	43

4.1.3	Qualitätssicherung	50
4.1.3.1	Qualitätssicherung nach Richtlinie EU 2008/50/EG	50
4.1.3.2	EU-FAIRMODE Delta-Tool	57
4.2	Ansatz zur Berechnung der ländlichen Hintergrundbelastung	63
4.3	Prognose 2020	76
4.4	Ermittlung von Beiträgen verschiedener Quellgruppen	82
4.4.1	Relative Anteile NO ₂ , NO _x , PM ₁₀ und PM _{2.5}	82
4.4.2	Ozon	88
5	Ermittlung der straßenverkehrsnahen Gesamtbelastung	91
5.1	Berechnung Gesamtbelastung mit IMMIS ^{luft}	91
5.1.1	Bezugsjahr 2018 - Übersicht	91
5.1.2	Bezugsjahr 2018 - Hotspots	96
5.1.3	Prognosejahr 2020	101
5.2	Vergleich mit Messungen	102
6	Analyse der Messnetzkonfiguration	105
6.1	Kreuzvalidierung	105
6.2	Bestimmung der Repräsentativität der Hintergrundmessstellen	107
7	Zusammenfassung	111
8	Literatur	115
A	Anhang: Integration der Arbeiten in die USDB	121
A.1	Aufbereitung von USDB-Versionen	121
A.2	Integration neuer Funktionalitäten	121
B	Anhang: Weitere Karten	123
B.1	FLADIS / Interpolation im Bezugsjahr 2018	123

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 2-1:	RCG-Modellgebiete (Nesting)	13
Abbildung 2-2:	Untersuchungsgebiet Brandenburg	14
Abbildung 2-3:	Flussdiagramm des Programmsystems FLADIS	16
Abbildung 2-4:	Assessment Target Plot für die berechnete Hintergrundbelastung für NO ₂ an den Hintergrundstationen in Brandenburg und Berlin 2018.	21
Abbildung 2-5:	Überschreitungshäufigkeit des PM10-Tagesgrenzwerts	24
Abbildung 3-1:	Emissionsdaten für RCG im Nest 0 und 1 für NO _x	29
Abbildung 3-2:	Emissionsdaten für RCG im Nest 0 und 1 für PM10	30
Abbildung 3-3:	Emissionsdaten für RCG im Nest 0 und 1 für PM2.5	30
Abbildung 3-4:	Emissionsdaten für RCG im Nest 2 und 3 für NO _x	31
Abbildung 3-5:	Emissionsdaten für RCG im Nest 2 und 3 für PM10	31
Abbildung 3-6:	Emissionsdaten für RCG im Nest 2 und 3 für PM2.5	32
Abbildung 3-7:	Karte der Messstationen, die für die Datenassimilation der Modellergebnisse für NO ₂ verwendet wurden.	34
Abbildung 3-8:	Karte der Messstationen, die für die Datenassimilation der Modellergebnisse für PM2.5 verwendet wurden.	35
Abbildung 4-1:	Jahresmittelwerte der mit RCG modellierten NO ₂ -Konzentration	38
Abbildung 4-2:	Jahresmittelwerte der mit RCG modellierten NO _x -Konzentration	39
Abbildung 4-3:	Jahresmittelwerte der mit RCG modellierten PM10-Konzentration	40
Abbildung 4-4:	Jahresmittelwerte der mit RCG modellierten PM2.5-Konzentration	41
Abbildung 4-5:	Jahresmittelwerte der mit RCG modellierten Ozon-Konzentration	42
Abbildung 4-6:	Hintergrundbelastung 2018 für NO ₂	45
Abbildung 4-7:	Hintergrundbelastung 2018 für NO _x	46
Abbildung 4-8:	Hintergrundbelastung 2018 für PM10	47
Abbildung 4-9:	Hintergrundbelastung 2018 für PM2.5	48
Abbildung 4-10:	Hintergrundbelastung 2018 für Ozon	49
Abbildung 4-11:	Modell-Messwert-Vergleich NO ₂ 2018	52
Abbildung 4-12:	Modell-Messwert-Vergleich NO _x 2018	53
Abbildung 4-13:	Modell-Messwert-Vergleich PM10 2018	54
Abbildung 4-14:	Modell-Messwert-Vergleich PM2.5 2018	55
Abbildung 4-15:	Modell-Messwert-Vergleich Ozon 2018	56
Abbildung 4-16:	Assessment Target Plots für NO ₂ an den Hintergrundstationen in Brandenburg 2018.	59
Abbildung 4-17:	Assessment Target Plots für PM10 an den Hintergrundstationen in Brandenburg 2018.	60
Abbildung 4-18:	Assessment Target Plots für PM2.5 an den Hintergrundstationen in Brandenburg 2018.	61
Abbildung 4-19:	Assessment Target Plots für O ₃ an den Hintergrundstationen in Brandenburg 2018.	62
Abbildung 4-20:	Schema der Zusammensetzung der städtischen Gesamtbelastung	63
Abbildung 4-21:	Beispiel für die Ermittlung des ländlichen Hintergrunds und des urbanen Anteil der NO ₂ -Belastung am Gesamthintergrund für die Stadt Brandenburg an der Havel	65
Abbildung 4-22:	Ländlicher Hintergrund für NO ₂ in 2018 bezogen auf Gemeinden in Brandenburg	66
Abbildung 4-23:	Urbaner Anteil am Gesamthintergrund für NO ₂ in 2018 bezogen auf Gemeinden in Brandenburg	67

Abbildung 4-24:	Ländlicher Hintergrund für NO _x in 2018 bezogen auf Gemeinden in Brandenburg	68
Abbildung 4-25:	Urbaner Anteil am Gesamthintergrund für NO _x in 2018 bezogen auf Gemeinden in Brandenburg	69
Abbildung 4-26:	Ländlicher Hintergrund für PM ₁₀ in 2018 bezogen auf Gemeinden in Brandenburg	70
Abbildung 4-27:	Urbaner Anteil am Gesamthintergrund für PM ₁₀ in 2018 bezogen auf Gemeinden in Brandenburg	71
Abbildung 4-28:	Ländlicher Hintergrund für PM _{2.5} in 2018 bezogen auf Gemeinden in Brandenburg	72
Abbildung 4-29:	Urbaner Anteil am Gesamthintergrund für PM _{2.5} in 2018 bezogen auf Gemeinden in Brandenburg	73
Abbildung 4-30:	Ländlicher Hintergrund für Ozon in 2018 bezogen auf Gemeinden in Brandenburg	74
Abbildung 4-31:	Urbaner Anteil am Gesamthintergrund für Ozon in 2018 bezogen auf Gemeinden in Brandenburg	75
Abbildung 4-32:	Prognose der Hintergrundbelastung für 2020 und Änderung zu 2018 für den Jahresmittelwert von NO ₂	77
Abbildung 4-33:	Prognose der Hintergrundbelastung für 2020 und Änderung zu 2018 für den Jahresmittelwert von NO _x	78
Abbildung 4-34:	Prognose der Hintergrundbelastung für 2020 und Änderung zu 2018 für den Jahresmittelwert von PM ₁₀	79
Abbildung 4-35:	Prognose der Hintergrundbelastung für 2020 und Änderung zu 2018 für den Jahresmittelwert von PM _{2.5}	80
Abbildung 4-36:	Prognose der Hintergrundbelastung für 2020 und Änderung zu 2018 für den Jahresmittelwert von Ozon	81
Abbildung 4-37:	Beiträge aus der Verursacheranalyse für NO ₂	84
Abbildung 4-38:	Beiträge aus der Verursacheranalyse für NO _x	85
Abbildung 4-39:	Beiträge aus der Verursacheranalyse für PM ₁₀	86
Abbildung 4-40:	Beiträge aus der Verursacheranalyse für PM _{2.5}	87
Abbildung 4-41:	Beiträge aus der Verursacheranalyse für Ozon	89
Abbildung 5-1:	Ergebnis der Screeningberechnung für 2018 für NO ₂	93
Abbildung 5-2:	Ergebnis der Screeningberechnung für 2018 für PM ₁₀	94
Abbildung 5-3:	Häufigkeitsverteilung der Straßenabschnittszahl und Abschnittslänge in Konzentrationsklassen für 2018	95
Abbildung 5-4:	Hotspots 2018 im Stadtgebiet in Potsdam	98
Abbildung 5-5:	Hotspots 2018 in Cottbus und Frankfurt (Oder)	99
Abbildung 5-6:	Hotspots 2018 in Pritzwalk, Oranienburg und Eberswalde	100
Abbildung 6-1:	Repräsentativitätsflächen für NO ₂ , Ozon, PM ₁₀ und PM _{2.5} der städtischen Hintergrundmessstation Potsdam-Zentrum.	108
Abbildung B-1:	Ergebnis einer Interpolation der Messdaten und der mit FLADIS assimilierten Modelldaten für NO ₂	124
Abbildung B-2:	Ergebnis einer Interpolation der Messdaten und der mit FLADIS assimilierten Modelldaten für NO _x	125
Abbildung B-3:	Ergebnis einer Interpolation der Messdaten und der mit FLADIS assimilierten Modelldaten für PM ₁₀	126
Abbildung B-4:	Ergebnis einer Interpolation der Messdaten und der mit FLADIS assimilierten Modelldaten für PM _{2.5}	127
Abbildung B-5:	Ergebnis einer Interpolation der Messdaten und der mit FLADIS assimilierten Modelldaten für Ozon	128

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 3-1:	Fahrleistung im Brandenburger Straßennetz 2018	27
Tabelle 3-2:	Emissionsbilanzen Kfz-Verkehr für die Bezugsjahre 2018 und 2020	27
Tabelle 3-3:	Bilanzen der Emissionen in Brandenburg für die RCG-Modellierung für das Bezugsjahr 2018	29
Tabelle 3-4:	Jahresmittelwerte NO _x , NO ₂ , O ₃ , PM10 und PM2.5 für Brandenburger Messstationen gebildet aus den stündlichen Messdaten 2018	33
Tabelle 4-1:	Minimal- und Maximalwerte der Modellergebnisse in 2018	37
Tabelle 4-2:	Minimal- und Maximalwerte der Hintergrundbelastung im Bezugsjahr 2018	44
Tabelle 4-3:	Kenngößen der FLADIS-Berechnungen für 2018	44
Tabelle 4-4:	Minimal- und Maximalwerte der Hintergrundbelastung in 2018	76
Tabelle 4-5:	Minimal- und Maximalwerte von NO ₂ , NO _x , PM10 und PM2.5 in den Reduktionsszenarien als relative Änderung gegenüber der RCG-Modellierung für das Bezugsjahr 2018	83
Tabelle 4-6:	Minimal- und Maximalwerte von Ozon in den Reduktionsszenarien als zusätzliche Beiträge gegenüber der RCG-Modellierung für das Bezugsjahr 2018	88
Tabelle 5-1:	Liste der Hotspots 2018	97
Tabelle 5-2:	Liste der Hotspots 2018 mit einer Abschnittslänge <100 m	97
Tabelle 5-3:	Liste der Hotspots 2020	101
Tabelle 5-4:	Auswahl von verkehrlichen Eingangsdaten des Screenings an den Hotspots mit Messstationen	102
Tabelle 5-5:	Verwendete Bebauungsdaten im Screening an den Hotspots mit Messstationen	103
Tabelle 5-6:	Vergleich von mit IMMIS ^{luft} modellierten NO ₂ -Jahresmittelwerten mit Messungen aus 2018	104
Tabelle 6-1:	Messstationen mit Messwerten für 2018 und der relativen Abweichungen aus der Kreuzvalidierung für die reine Interpolation und die Datenassimilation mit FLADIS.	106
Tabelle 6-2:	Beurteilung der Bedeutung der Stationen nach der Kreuzvalidierung	107
Tabelle 6-3:	Größen der Repräsentativitätsflächen der Hintergrundmessstationen bezogen auf das Land Brandenburg und das Beurteilungsgebiet, in dem die jeweilige Messstation liegt in km ² .	109

1 Einführung

Ein Ziel des Vorhabens war es, die flächendeckende Immissionskonzentration im Land Brandenburg für das Jahr 2018 und das Prognosejahr 2020 als Hintergrundbelastung der maßgeblichen Schadstoffe Stickstoffoxide (NO_x), Stickstoffdioxid (NO₂), Feinstaub-PM10 und -PM2.5 sowie Ozon (O₃) zu ermitteln. Es sollte weiterhin ein Ansatz entwickelt und umgesetzt werden, der es erlaubt, eine Unterscheidung der Hintergrundbelastung in einen ländlichen und einen vorstädtisch-städtischen Hintergrund im Sinne des Ansatzes nach Lenschow (Lenschow et al., 2001) vorzunehmen.

Auf Basis der Hintergrundbelastungen wurden für das Jahr 2018 sowie den Prognosefall mit Hilfe eines landesweiten Screening-Programms, u. a. an den vom Verkehr stark frequentierten Straßen mit Randbebauung, Gesamtimmissionen ermittelt. Dabei bestand die zusätzliche Aufgabe, Screeningabschnitte auf das Repräsentativitätskriterium von 100 m Abschnittslänge zu überprüfen.

Ein weiterer Untersuchungsschwerpunkt war die Entwicklung und Anwendung einer Methodik zur Bestimmung der Repräsentativität von Hintergrundmessstellen, die in die Aufstellung der Konzeption zur Überwachung der Luftqualität (KÜL) des Landesamtes für Umwelt Brandenburg (LfU) einfließen soll.

Die angewendeten Verfahren, die Eingangsdaten und die Ergebnisse der Untersuchungen werden in diesem Bericht dokumentiert. Zusätzlich wurden die Ergebnisse als digitale Datensätze aufbereitet und dem Auftraggeber zur Verfügung gestellt. Das Land Brandenburg verfügt beim LfU über eine Umweltstraßendatenbank (USDB) als Grundlage für die rechnerische Ermittlung von Luft- und Lärmbelastungen im Land Brandenburg. Die entsprechenden Daten aus dieser Untersuchung wurden in die aktuelle Version der USDB beim LfU integriert und zusätzliche Funktionen zur Nutzung in der USDB hinzugefügt.

Im Folgenden werden in Kapitel 2 die angewendeten Methoden und in Kapitel 3 die verwendeten Eingangsdaten beschrieben. In Kapitel 4 folgt die Beschreibung der Ergebnisse aus der Ermittlung der Hintergrundbelastung und in Kapitel 5 aus der Ermittlung der straßennahen Gesamtbelastung. In Kapitel 6 folgt die Analyse der Messnetzkonfiguration. Im Anhang A werden die zusätzlichen Funktionalitäten in der USDB beschrieben und im Anhang B die übergebenen Daten.

Anmerkung:

Im Text wird der Punkt als Dezimaltrennzeichen verwendet.

2 Methoden

2.1 Landesweite Modellierung mit dem Chemie-Transportmodell REM-CALGRID

2.1.1 Allgemeines

Die landesweite Hintergrundbelastung in Brandenburg für die Referenzjahre 2018 und 2020 wurde analog zu zwei vorangegangenen Gutachten (IVU Umwelt, 2015b; IVU Umwelt, 2018) durch eine Kombination von Messungen und Modellergebnissen erstellt. Die Modellergebnisse für Brandenburg wurden mit dem chemischen Transportmodell REM-CALGRID (RCG) erstellt, dessen Methodik in Abschnitt 2.1.2 und dessen Anwendung in Abschnitt 2.1.3 beschrieben wird. Die Kombination von Messung und Modellergebnissen wurde mit dem Programmsystem FLADIS durchgeführt, das in Abschnitt 2.2 beschrieben wird.

2.1.2 Modellbeschreibung

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

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

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

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

Es muss erwähnt werden, dass die Modellierung der Partikel-Immissionen auch heute noch mit beträchtlichen Schwierigkeiten verbunden ist. Generell werden die zeitweise beobachteten hohen Konzentrationen 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 dieser üblicherweise systematischen Unterschätzung insbesondere der hohen beobachteten Partikel-Konzentrationen ist die Unsicherheit der Partikel-Emissionen und deren zeitlichen Schwankungen. Nicht alle 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 SO₂.

Die Ergebnisse mehrerer internationaler Modellvergleiche zeigen, dass diese Unsicherheiten in den meisten Modellrechnungen mit chemischen Transportmodellen in der Regel zu einer Unterschätzung der beobachteten Partikelmasse führen (Stern et al., 2008; Sarcelet et al., 2007; Vautard et al., 2007; Whyatt et al., 2007, Bessagnet et al., 2016; Im et al., 2015; Prank et al., 2016). Das allgemeine Partikel-Konzentrationsniveau wird von den Modellen in den meisten Fällen reproduziert, die an einzelnen Tagen auftretenden hohen Spitzenwerte werden aber nicht erreicht und die mögliche Nicht-Erfassung beobachteter lokaler und auch großflächig auftretender Spitzenwerte bleibt ein generelles Problem der Modellrechnung.

2.1.3 Berechnungsskalen

Die Anwendung des RCG-Modells erfolgte in den 4 Skalen:

- europäische Skala in einer Auflösung von circa 28 x 32 km² (Modellgebiet Nest 0),
- nationale Skala in einer Auflösung von circa 7 x 8 km² (Deutschland und Randgebiete angrenzender Staaten, Modellgebiet Nest 1),
- regionale Zwischenskala in einer Auflösung von 2 x 2 km² (Brandenburg und Randgebiete umliegender Bundesländer und Staaten, Modellgebiet Nest 2) und
- regionale Skala mit hoher Auflösung von circa 440 x 500 m² (Brandenburg und Randgebiete umliegender Bundesländer und Staaten, RCG-Untersuchungsgebiet Nest 3).

Die europaweite Rechnung liefert dabei die Hintergrundkonzentrationen für die überregionale Skala (Nest 1) und diese wiederum die Hintergrundkonzentrationen für die regionale Skala mit 2 km Auflösung (Nest 2). Die Randbedingungen für die hoch aufgelösten Brandenburg-Rechnungen (Nest 3) werden dann aus den Ergebnissen für Nest 2 abgeleitet („one-way-nesting“). Die Zwischenstufe der regionalen Skala mit grober Auflösung (Nest 2) wurde eingeführt, um die über die Grenzen des eigentlichen RCG-Untersuchungsgebiets (Nest 3) einströmenden Stoffmassen in höherer Auflösung berücksichtigen zu können.

Die vom Modell benötigten meteorologischen Daten für das Bezugsjahr 2018 wurden für alle Skalen auf Basis von DWD-Modelldaten erstellt (Abschnitt 3.3). Da die eigentliche Anwendung des Modells für Brandenburg genestet in der europaweiten Anwendung erfolgen muss, wurde das RCG-Untersuchungsgebiet für Brandenburg in das Horizontalgitter des übergeordneten Nestes eingepasst, um eine direkte Übergabe der Randbedingungen zu ermöglichen. Dies ist nur in einem geographischen Koordinatensystem möglich, da die großräumigen Datenbasen und damit alle überregionalen Rechnungen nur in solch einem System vorliegen. Der Betrieb des RCG-Modells erfolgte damit in einem

geographischen Koordinatensystem und dementsprechend auch die Aufbereitung der Eingangsdaten und die Bereitstellung der unmittelbaren Modellergebnisse. Die Umsetzung der Modellergebnisse in das kartesische UTM33-Koordinatensystem erfolgte dann im Rahmen der Kombination der Modelldaten mit den Messdaten (s. Abschnitt 2.2).

Das RCG-Modell wurde für die europaweite Rechnung auf das in Abbildung 2-1 links in braun dargestellte Modellgebiet angewendet. Die horizontale Auflösung beträgt in einem geographischen Koordinatensystem 0.5° Länge und 0.25° Breite (ca. 30 km^2). Die Rechnung für Deutschland und Teilgebiete der umliegenden Staaten in der nationalen Skala (Nest 1, blau dargestellt) erfolgte mit einer Auflösung von 0.125° Länge und 0.0625° Breite (ca. $7 \times 8 \text{ km}^2$). Die Berechnung für ganz Brandenburg und die umliegenden Bundesländer bzw. Teilgebiete der umliegenden Staaten im Nest 2, in Abbildung 2-1 rechts in grün dargestellt, erfolgte mit einer Auflösung von 0.03125° Länge und 0.015625° Breite (ca. $2 \times 2 \text{ km}^2$). Nest 2 dient lediglich dazu, den Sprung in den Maschenweiten von Nest 1 zu Nest 3 zu verkleinern, und ist daher nur geringfügig größer als Nest 3.

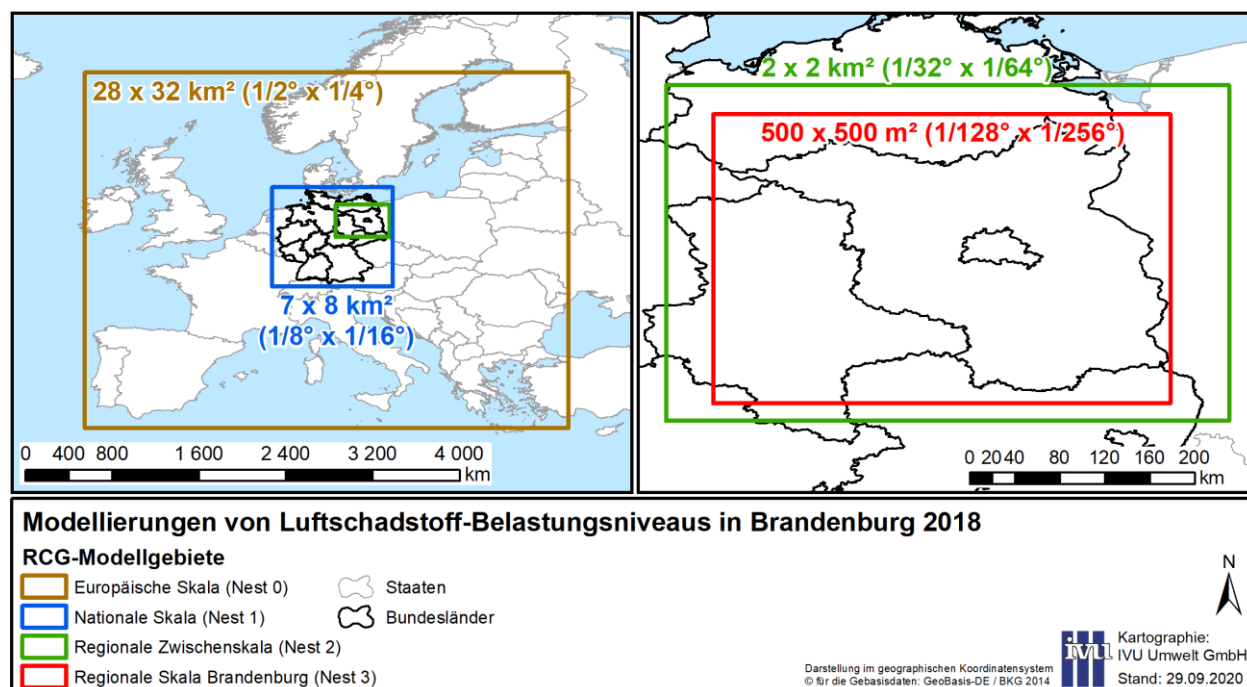
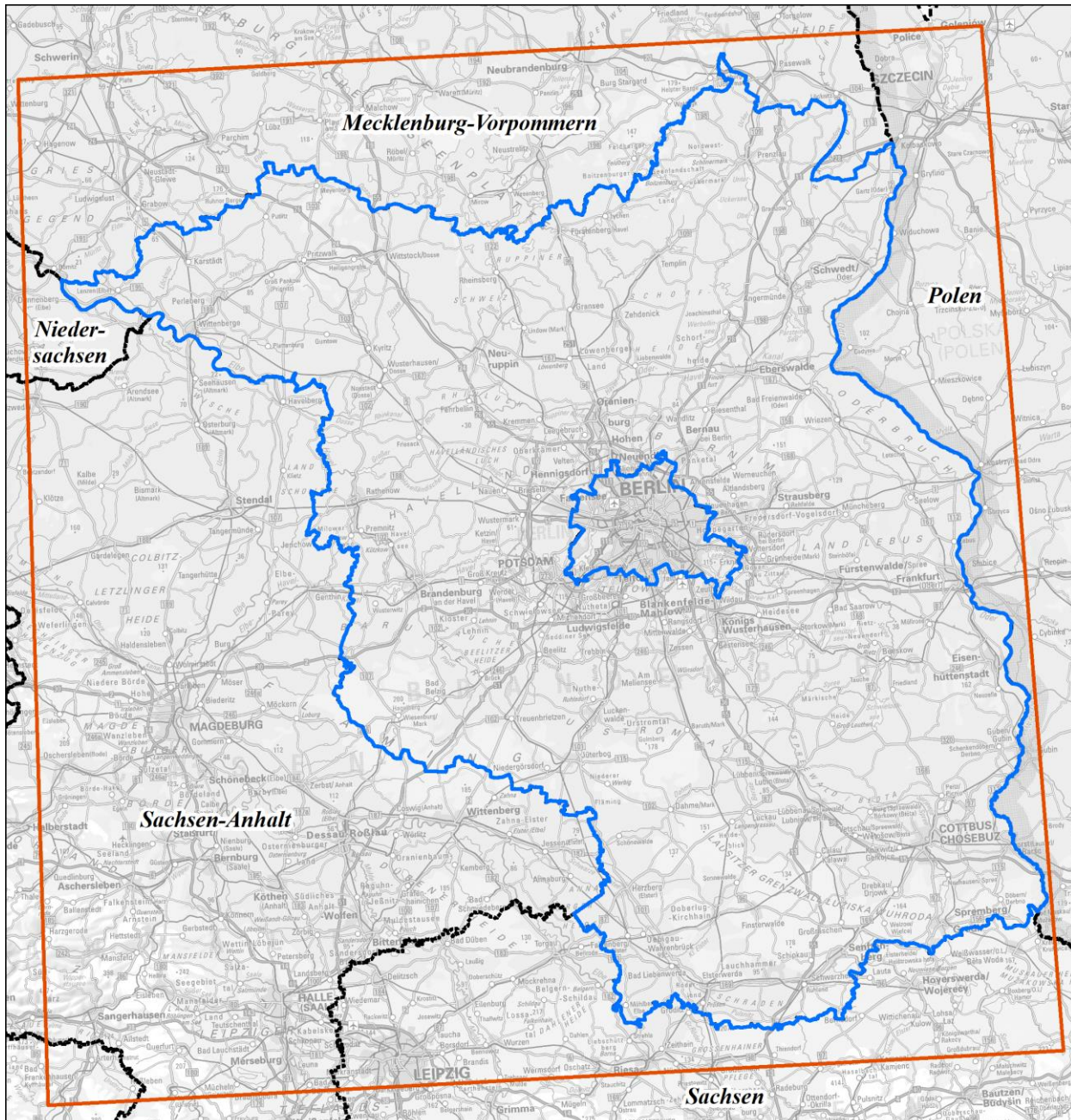


Abbildung 2-1: RCG-Modellgebiete (Nesting)

Nest 3 umfasst Brandenburg und die an Brandenburg angrenzenden Teilgebiete der benachbarten Bundesländer und Staaten. Dieses Gebiet wurde so gewählt, dass alle relevanten Emissionsgebiete im Umfeld von Brandenburg und damit der Transport nach Brandenburg in dieser Auflösung gerechnet werden können. Die Berechnungen im Nest 3 für Brandenburg erfolgten dann, der hohen Auflösung von ca. 500 m entsprechend, im geographischen Koordinatensystem für Gitterzellen mit $1/128^\circ$ Länge und $1/256^\circ$ Breite (ca. $440 \times 500 \text{ m}^2$). Diese Auflösung führt zu einem das Land umfassenden Gitter mit 468×592 , also etwa $277'000$, Gitterzellen. Das Nest 3 ist das eigentliche Untersuchungsgebiet. Es ist in Abbildung 2-1 rechts in Rot sowie z. B. auch in Abbildung 2-2 im UTM-Koordinatensystem dargestellt.

Die Anwendung des Modells erfolgte in den oben genannten Skalen, wobei nur die Ergebnisse der regionalen Skala mit hoher Auflösung (Nest 3) betrachtet werden. Die

unterste Gitterzelle des Modells hat eine vertikale Ausdehnung von 25 m. Die für diese unterste Gitterzelle berechneten Konzentrationen wurden ausgewertet.



Modellierungen von Luftschadstoff-Belastungsniveaus in Brandenburg nach Stationsklassifikation der EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG und 39. BImSchV

Kartographie: IVU Umwelt GmbH
Stand: 29.09.2020

Untersuchungsgebiet

- Bundesländer
- Untersuchungsgebiet Brandenburg
- Staaten
- RCG-Untersuchungsgebiet

N
0 5 10 20 30 40 50 km

Topographische Karte: © GeoBasis-DE / BKG 2020
Geobasisdaten: © GeoBasis-DE / BKG 2018

Abbildung 2-2: Untersuchungsgebiet Brandenburg

2.2 Ermittlung der landesweiten Hintergrundbelastung mit FLADIS

2.2.1 Allgemeines

Wie in Abschnitt 2.1.1 ausgeführt, erfolgte die Ermittlung der landesweiten Hintergrundbelastung für die Stoffe NO₂, NO_x, PM₁₀, PM_{2.5} und O₃ für das Bezugsjahr 2018 und für das Prognosejahr 2020 mit dem System FLADIS durch Kombination der RCG-Ergebnisse für das Nest 3 mit Messdaten. Methodik und Durchführung werden im Folgenden beschrieben.

2.2.2 Systembeschreibung FLADIS

Die Berechnung der landesweiten Immissionsbelastung wurde mit dem System FLADIS (Diegmann & Wiegand, 2000; IVU Umwelt, 2018) durchgeführt. FLADIS bietet die Möglichkeit, die flächenhafte Immissionsbelastung entweder durch reine Interpolation aus Punktmessungen abzuleiten oder durch Kopplung der Interpolationsergebnisse mit Modellergebnissen einer Ausbreitungsrechnung.

Abbildung 2-3 zeigt das Ablaufschema von FLADIS. Für jeden Zeitschritt, für den Daten vorliegen, wird wahlweise eine reine Interpolation von Messdaten oder eine gewichtete Kopplung der Interpolationsergebnisse mit Modellergebnissen gemäß Abschnitt 2.2.2.1 durchgeführt. Es stehen verschiedene Interpolationsverfahren zur Verfügung. Modellergebnisse können sowohl von internen als auch von externen Modellen bezogen werden. Werden interpolierte Messdaten und Modelldaten miteinander kombiniert, so stellt FLADIS die Option zur Verfügung, vor der Kopplung eine Datenassimilation für die Modelldaten durchzuführen, d. h. die Modelldaten gegen die Messdaten zu ziehen. Als Assimilationsverfahren wird in FLADIS die Optimale Interpolation eingesetzt (Abschnitt 2.2.2.3). Im vorliegenden Projekt wird die gewichtete Kopplung interpolierter Messwerte mit RCG-Modelldaten, die zuvor einer Datenassimilation unterzogen wurden, eingesetzt.

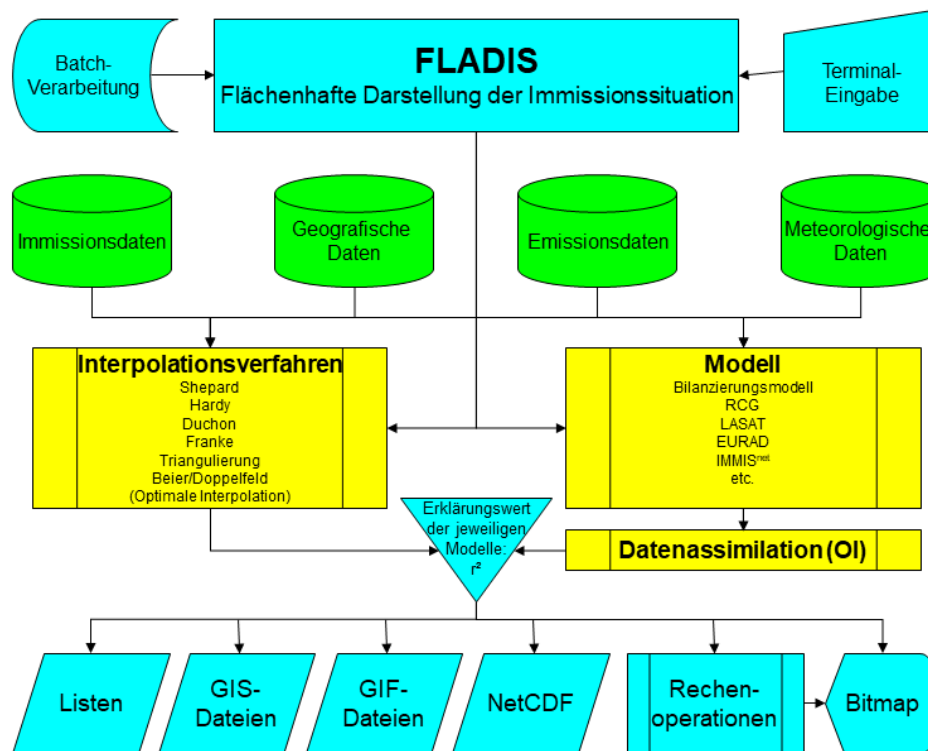


Abbildung 2-3: Flussdiagramm des Programmsystems FLADIS

Um das für die gegebene Datengrundlage am besten geeignete Interpolationsverfahren ermitteln zu können, ist in FLADIS ein Kreuzvalidierungsverfahren entsprechend der VDI-Richtlinie 4280 Blatt 5 „Ermittlung der Unsicherheit räumlicher Beurteilungen der Luftqualität“ (KRdL, 2009) implementiert. Dieses Verfahren kann auch zur Optimierung des Messnetzes eingesetzt werden.

Zur Berechnung der flächenhaften Immissionsbelastung in einem Prognosejahr, für das nur Modell- und keine Messdaten vorliegen, bietet FLADIS die Delta-Methode (Stern 2006a, Abschnitt 2.2.2.4) an, die auf Basis von Ausbreitungsrechnungen für ein Basis- und das Prognosejahr eine Abschätzung der im Prognosejahr an den Stationen des Messnetzes zu erwartenden Messwerten vornimmt. Die mit Hilfe der Delta-Methode prognostizierten Messdaten werden dann gemäß Abschnitt 2.2.2.1 mit den Modellergebnissen der Ausbreitungsrechnung für das Prognosejahr gekoppelt.

Wenn die Modelldaten in einem anderen Koordinatensystem vorliegen, als es für die Ergebnisse gewünscht ist, kann FLADIS beim Einlesen der Modelldaten eine Übertragung in das Ziel-Koordinatensystem vornehmen.

2.2.2.1 Kopplung von Mess- und Modelldaten

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

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

Zur Bestimmung des Wichtungsfaktors a wird in FLADIS der Korrelationskoeffizient zwischen den gemessenen Konzentrationen und den Modellergebnissen an den Messstationen verwendet. Der Korrelationskoeffizient sagt jedoch allein noch nichts darüber aus, ob der Zusammenhang zwischen den Modellergebnissen 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 als signifikant definiert, wenn beim Signifikanztest eine Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % unterschritten wird.

2.2.2.2 Interpolationsverfahren

Als Interpolationsverfahren für die räumliche Verteilung der Messwerte bietet FLADIS verschiedene Verfahren an. Für die vorliegenden Berechnungen wurde analog zum Vorgehen in IVU Umwelt (2018) das Verfahren nach Hardy (Hardy, 1990) angewendet. Ein weiteres in FLADIS implementiertes Verfahren ist das der Optimalen Interpolation (Gandin, 1965; Cressie, 1993; Flemming, 2003), die hier beschrieben wird, da sie für die Datenassimilation verwendet wurde (siehe Abschnitt 2.2.2.3)

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 in Abschnitt 2.2.2.1 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.

2.2.2.3 Datenassimilation der Modellergebnisse

Um bei der Kombination von Modell und Messung gemäß Abschnitt 2.2.2.1 einen möglichst hohen Anteil der Modellergebnisse und damit der in die Modellierung eingeflossenen Informationen (Orographie, Emissionsstruktur etc.) zu erhalten, bietet sich eine Kalibrierung der Modellergebnisse mit den Messdaten an, um gegebenenfalls auftretende Differenzen zwischen Messungen und Modell zu reduzieren.

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 Abschnitt 2.2.2.2 beschriebene Optimale Interpolation (OI) gehört zu den Assimilationsverfahren, die zu diesem Zweck verwendet werden.

Dabei werden im ersten Schritt die Modelldaten durch einen OI-Lauf an die Messdaten herangezogen. Die auf diese Weise kalibrierten Modellergebnisse dienen dann als Modellfeld für die eigentliche Interpolation der Messwerte mit Modellhintergrund zur flächenhaften Darstellung der Immissionen in FLADIS.

2.2.2.4 Prognoserechnungen

Die in FLADIS implementierte Delta-Methode nach Stern (2006a) dient dazu, Messreihen eines Bezugsjahrs mit Hilfe von Modellprognoserechnungen so zu modifizieren, dass sie eine Beschreibung und flächenhafte Darstellung der zukünftigen Immissionssituation in einem Modellgebiet erlauben. Dazu werden im ersten Schritt die für das Prognosejahr zu erwartenden Messwerten für jeden Einzelwert der zugrunde liegenden Basismessreihe mit der Delta-Methode bestimmt. Die so prognostizierten Messwerte werden im zweiten Schritt wie eine herkömmliche Messreihe ohne oder mit Modellhintergrund des Prognosejahres in die Fläche interpoliert.

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 Bezugsjahr 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 Bezugsjahrs 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.

Bei der Interpretation der Prognoseergebnisse ist zu berücksichtigen, dass insbesondere die prognostizierten Messwerte nur generalisierte Aussagen erlauben, da durch die Bildung der klassifizierten Häufigkeitsverteilung und durch die Zuordnung der klassenspezifischen mittleren Änderungen der Zeit- und Ortsbezug der Einzelwerte aufgegeben wird und so auch nicht wieder herzustellen ist.

2.2.3 Durchführung der FLADIS-Berechnungen

Für die fünf Stoffe NO_2 , NO_x , PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ und O_3 wurde die landesweite Immissionsbelastung in Brandenburg mit FLADIS zunächst für das Bezugsjahr 2018 in 500 m Auflösung ermittelt. Die in Abschnitt 3.2 beschriebenen Schadstoff-Messdaten wurden interpoliert und mit den Ergebnissen der RCG-Ausbreitungsrechnungen aus Abschnitt 4.1.1 gemäß Abschnitt 2.2.2.1 gekoppelt. Die RCG-Ergebnisse wurden vor der Kopplung einer Datenassimilation unterzogen, wie sie in Abschnitt 2.2.2.3 beschrieben ist. Die für die Datenassimilation in FLADIS eingesetzte OI wurde mit der klassischen Momentenmethode zu Bestimmung der empirischen Kovarianzwerte und einer sphärischen Kovarianzfunktion zur Approximation der empirischen Kovarianzwerte (Abschnitt 2.2.2.2) angewendet. Zudem wurde in FLADIS eine Transformation der im geographischen Koordinatensystem verorteten RCG-Ergebnisse auf UTM33 (Bezugssystem ETRS89) sowie eine Umrechnung auf in UTM32 quadratische Zellen in 500 m Auflösung vorgenommen.

Die Darstellung der zukünftigen landesweiten Immissionsbelastung im Jahr 2020 wurde für die fünf Stoffe NO_2 , NO_x , PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ und O_3 mit Hilfe der Delta-Methode (Abschnitt 2.2.2.4) auf Basis der RCG-Prognoserechnungen für 2020, des RCG-Basislaufs für 2018 und der Schadstoff-Messdaten aus Abschnitt 3.2 berechnet.

2.3 Qualitätssicherung der Ermittlung der Hintergrundbelastung

Die Richtlinie EU 2008/50/EG (EU, 2008) 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 Immissionsbelastungen 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, und hinsichtlich dem Bestimmtheitsmaß und den Genauigkeitsvorgaben für Ausbreitungsrechnungen nach der Richtlinie 2008/50/EG (EU, 2008) ausgewertet.

In Erweiterung der Qualitätssicherung wurde zudem das im Rahmen der FAIRMODE-Initiative entstandene DELTA-Tool für „Assessment & Planning“ (A&P; Thunis & Cuvelier, 2020; FAIRMODE, 2020) auf die reinen RCG-Ergebnisse und auf die berechneten Hintergrundbelastungen (RCG-Ergebnisse nach Datenassimilation und Kopplung mit den

interpolierten Messdaten) angewendet. Das DELTA-Tool ist ein 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.

Die Qualität von Modellergebnissen wird im DELTA-Tool wesentlich mit Hilfe eines aggregierenden Modellierungsqualitäts-Indikators („modelling quality indicator“, MQI) beurteilt, der mit einem festgelegten Modellierungsqualitäts-Ziel („modelling quality objective“, MQO) verglichen wird. Die mathematischen Formulierungen dieser Größen können Thunis et al. (2012), FAIRMODE (2020) und Thunis & Cuvelier (2020) entnommen werden. Der MQI wird in Abhängigkeit der 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:

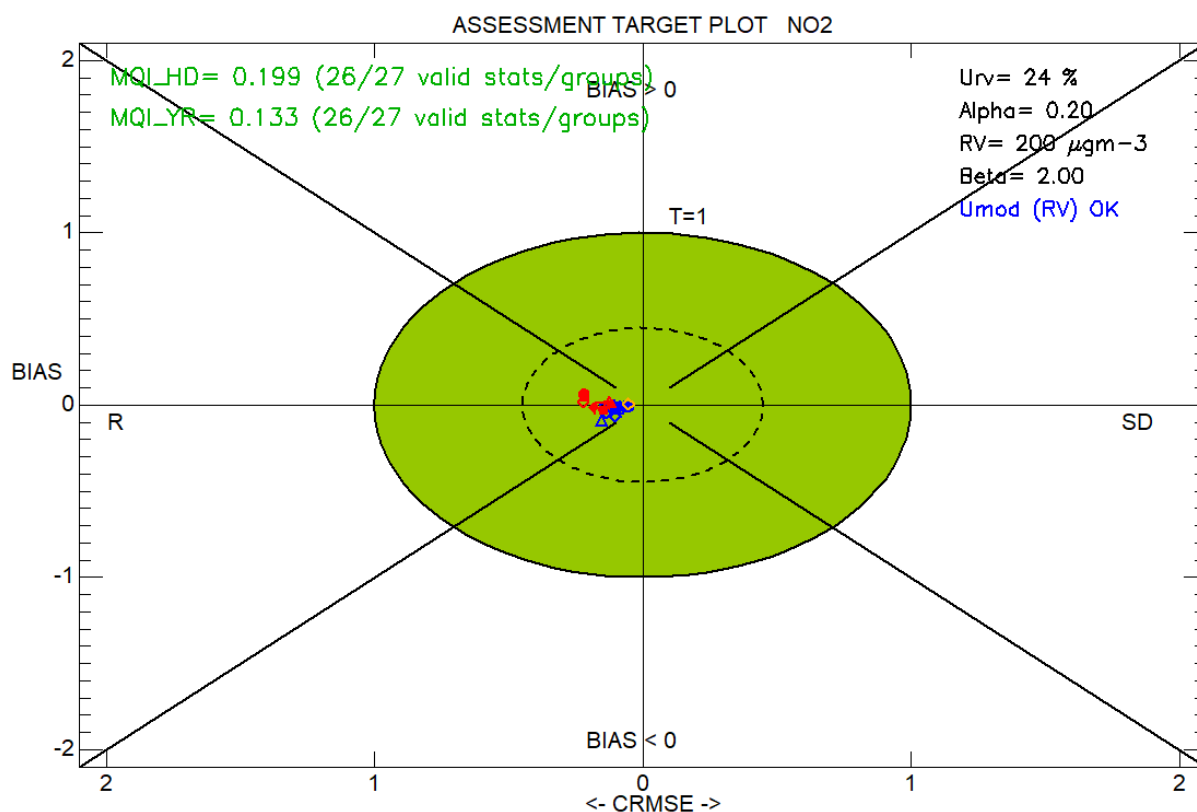
- $MQI \leq 0.5$. Der Unterschied zwischen Modellergebnissen und Messungen an einer Station ist kleiner als die Messunsicherheit. Die Modellergebnisse liegen damit im Mittel im Bereich der Messunsicherheit und erfüllen das Modellqualitätsziel. Eine Verbesserung der Modellgüte im Sinne einer „besseren“ 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. Zusätzliche statistische 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 im DELTA-Tool in einem zentralen Diagramm zum MQI, dem sogenannten „Assessment Target Plot“, und diversen zusammenfassenden Statistiken zu einzelnen Modellgüteindikatoren (Model Performance Indicators) dargestellt.

Im Rahmen dieses Projektes wurden ausschließlich die zentralen Target Plots ausgewertet, in Abbildung 2-4 beispielhaft dargestellt für die berechnete Hintergrundbelastung (RCG-Ergebnisse nach Datenassimilation und Kopplung mit interpolierten Messdaten) für NO_2 . In den Target Plots erfüllen Stationspunkte, die innerhalb der grünen Ellipse liegen, die Bedingung „ $MQI \leq 1$ “, und Stationspunkte, die innerhalb der gestrichelten grünen Ellipse liegen, die Bedingung „ $MQI \leq 0.5$ “. 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 6.0 durchgeführt.



◊ DEBB007	✖ DEBB066	▽ DEBE032	Strf/end Ind: 1-8760
◻ DEBB021	✕ DEBB067	• DEBE034	Model (s): BBG19harRCGDAGES2018
△ DEBB029	◊ DEBB075	• DEBE051	Parameter: NO2
▽ DEBB032	◻ DEBB083	▲ DEBE056	Scen: 2018
◻ DEBB053	△ DEBB086	▽ DEBE062	Extra Values: No
▲ DEBB055	▽ DEBB092	+ DEBE066	Season: Year
▽ DEBB063	◊ DEBE010	• DEBE068	Day hours: All 24h
+ DEBB064	◻ DEBE018	◊ DEUB030	Time Average: Preserve
• DEBB065	▲ DEBE027		Daily stats: preserve

Abbildung 2-4: Assessment Target Plot für die berechnete Hintergrundbelastung (RCG-Ergebnisse nach Datenassimilation und Kopplung mit interpolierten Messdaten) für NO₂ an den Hintergrundstationen in Brandenburg (blau und orange) und Berlin (rot) 2018.

2.4 Ermittlung der Emissionen des Kfz-Verkehr mit IMMIS^{em}

Die Berechnungen der Kfz-bedingten Auspuffemissionen für NO_x und Partikel sowie die Aufwirbelungs- und Abriebemissionen für PM₁₀ und PM_{2.5} wurden auf der Basis des aktuellen „Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs“ (HBEFA) in der Version 4.1 (INFRAS, 2019) durchgeführt. Die dem HBEFA zu Grunde liegende Datenbank

besteht aus Emissionsfaktoren für einzelne Fahrzeugschichten, unterschieden nach verschiedenen Verkehrssituationen zur Beschreibung der Verkehrsdynamik, und aus Angaben zur jahresbezogenen bundesdeutschen Flottenzusammensetzung. In diesem Projekt wurde eine regionalisierte Flotte verwendet, die in Abschnitt 3.1.4.1 beschrieben ist.

Bei den vorliegenden Berechnungen wurde das Emissionsmodell IMMIS^{em} in der Version 8.0 (IVU Umwelt, 2020a) eingesetzt. Wenn nicht anders angegeben, wurden dabei die Standardeinstellungen des Programms gewählt. Die Kaltstartemissionen werden für die drei funktionalen Straßentypen Wohn-, Geschäfts- und Einfallstraße berechnet. Dabei basieren die Standzeitenverteilungen auf Blümel & Liwicki (1995). Die Kaltstartfaktoren beruhen dabei auf dem Gründruck der Richtlinie VDI 3782 Blatt 7 (KRdL, 2020) und den Kaltstartzu- bzw. -abschlägen aus dem HBEFA 4.1.

2.5 Ermittlung der straßennahen Gesamtbelastung mit IMMIS^{luft}

Die Zusatz- und Gesamtbelastung in bebauten Straßenräumen wurde mit Hilfe des Screeningmodells IMMIS^{luft} 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 & Diegmann, 1994).

Da von einem Screeningverfahren im Allgemeinen eine konservative Berechnung der Konzentration im Sinne einer tendenziellen Überschätzung verlangt wird, wird bei IMMIS^{luft} die Zusatzbelastung pro Straßenabschnitt für zwei fest definierte Aufpunkte im Straßenquerschnitt in der minimal erlaubten Messhöhe von 1.5 m, beidseits der Straße im Abstand von 15 % des Bebauungsabstandes (quer zur Straße) von der Bebauung, berechnet. Ausgegeben wird der höhere der beiden berechneten Werte.

Ein Straßenabschnitt wird als in sich homogen bezeichnet, wenn er auf beiden Seiten homogen, d. h. mit einer Höhendifferenz von bis zu ± 10 % der durchschnittlichen Höhe, durchgehend bebaut und mindestens doppelt so lang wie breit ist. Um Baulücken in einem Straßenabschnitt zu berücksichtigen, kann eine Porosität vorgegeben werden, die sich aus Länge und Breite des Straßenabschnitts sowie der bebauten Länge berechnet. Für Porositäten > 90 % wird von einem Straßenabschnitt ohne Bebauung ausgegangen, für den der Einsatz von IMMIS^{luft} nicht gültig ist. Bei Abschnitten ohne Randbebauung ist von einer deutlich niedrigeren Luftschadstoffbelastung auszugehen als bei Abschnitten mit vergleichbarem Verkehrsaufkommen und einer vorhandenen Randbebauung. Außerdem liegt bei fehlender Bebauung auch keine direkte Betroffenheit vor. Straßenabschnitte ohne Randbebauung werden in der vorliegenden Untersuchung nicht betrachtet. Bei einem Vergleich von mit einem Screening-Verfahren berechneten Konzentrationen mit realen Messwerten muss immer berücksichtigt werden, dass es sich bei einem Screeningverfahren um ein stark vereinfachendes Verfahren handelt.

2.6 Abgeleitete Kenngrößen

2.6.1 Ableitung des NO₂-Jahresmittelwertes im Screening

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, dem 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 den letzten Jahren wurde zur Berechnung des NO₂-Jahresmittelwerts in Straßenräumen ein vereinfachter Ansatz zur Berücksichtigung der Photochemie nach Düring & Bächlin (2009) verwendet. Dieser Ansatz wurde unter den damaligen bekannten Bedingungen parametrisiert. Durch das im Herbst 2019 aktualisierte HBEFA 4.1 werden mit diesem Ansatz deutliche Überschätzungen von aktuell gemessenen NO₂-Jahresmittelwerten ermittelt. Als eine mögliche Ursache dafür wird ein zu hoher Anteil an NO₂-Direktemissionen im HBEFA 4.1 vermutet (Diegmann, 2020).

In diesem Projekt wurde daher entsprechend Diegmann (2020) die mit dem HBEFA 4.1 modellierten NO₂-Emissionen pauschal um 50% reduziert, bevor der vereinfachte Ansatz zur Berücksichtigung der Photochemie nach Düring & Bächlin (2009) gemäß der folgenden Formel angewandt wurde:

$$\frac{d[NO_2]}{dt} = k \cdot [NO] \cdot [O_3] - J \cdot [NO_2] + \frac{[NO_2]_V}{\tau} + \frac{[NO_2]_H - [NO_2]}{\tau}$$

Hierbei ist die Konzentration $[NO_2]_V$ der durch lokale Verkehrsemissionen erzeugte Beitrag und $[NO_2]_H$ die gemessene Hintergrundkonzentration.

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

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

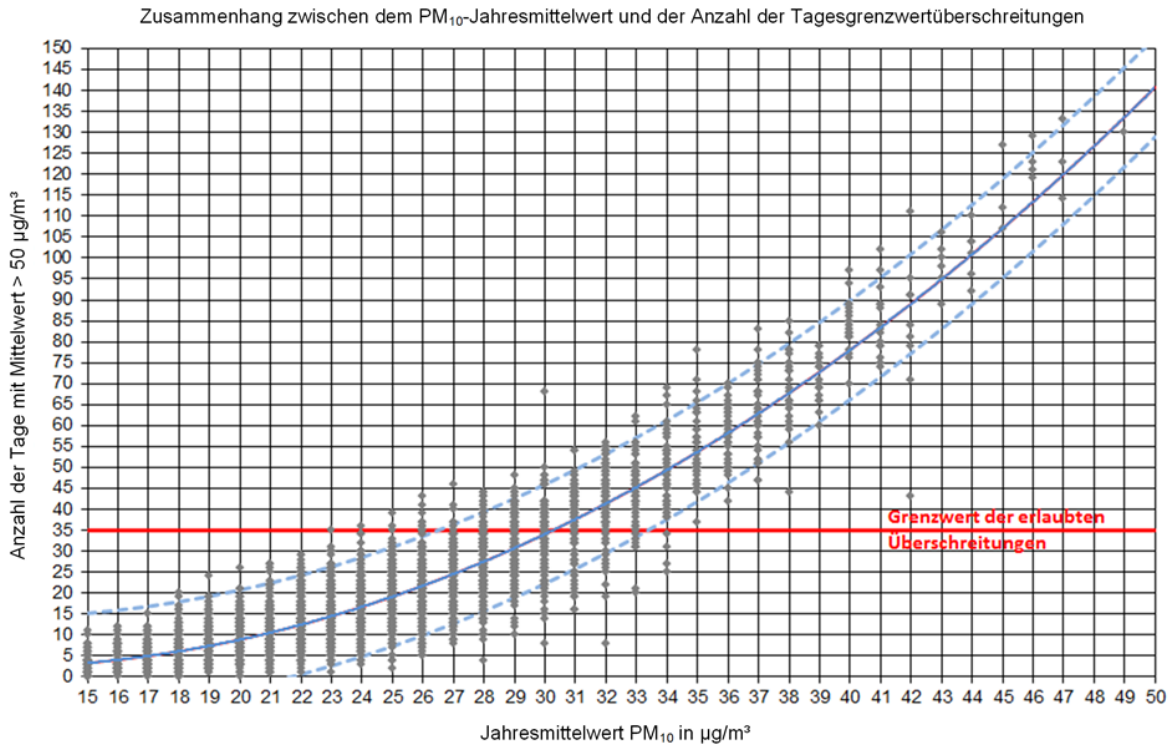
$$k = 0.00039 \text{ (ppb s)}^{-1}$$

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

Als Eingangsdaten gehen die NO_x-Gesamtbelastung in der Straßenschlucht, die Hintergrundkonzentrationen von NO, NO₂ und O₃ sowie der Anteil der primären NO₂-Emissionen an den NO_x-Emissionen als Jahresmittelwerte in die Berechnung ein. Als Ergebnis werden Jahresmittelwerte der NO₂-Gesamtbelastung berechnet.

2.6.2 Tagesgrenzwert PM10

Zur Bestimmung der Anzahl an Tagen mit Überschreitungen des gültigen Tagesgrenzwerts von PM10 in Höhe von 50 µg/m³ wird in KRdL (2019) ein Ansatz auf der Basis des Jahresmittelwerts von PM10 aufgezeigt. Eine Darstellung dieses statistischen Zusammenhangs findet sich in Abbildung 2-5. Damit wird bei einem PM10-Jahresmittelwert von 30 µg/m³ der Grenzwert von 35 Überschreitungen des Tagesmittelwerts von 50 µg/m³ im Jahr erreicht.



Quelle: KRdL (2019)

Abbildung 2-5: Überschreitungshäufigkeit des PM10-Tagesgrenzwerts und Messwertpaare des PM10-Jahresmittelwerts für den Zeitraum 2002 bis 2012 in Deutschland (KRdL, 2019)

3 Daten

3.1 Emissionsdaten

3.1.1 Übersicht

Für die landesweite Ermittlung der Hintergrundbelastung mit RCG ist ein detailliertes und möglichst vollständiges Emissionskataster erforderlich. Der Aufbau dieses Emissionskatasters wird im Folgenden beschrieben. Darin enthalten ist der Aufbau einer Emissionsdatenbasis für den Kfz-Verkehr, die auch für die Ermittlung der straßennahen Gesamtbelastung mit IMMIS^{luft} erforderlich ist.

Außerhalb von Brandenburg und Berlin wurden folgende Emissionsdaten verwendet, die im Abschnitt 3.1.2 detaillierter beschrieben werden:

- Deutschland: GRETA (UBA 2016) und
- Europa: CAMS.

Für das Stadtgebiet von Berlin wurde die Emissionsdaten aus der aktuellen Luftreinhalteplanung verwendet (IVU Umwelt, 2020b; s. Abschnitt 3.1.3).

Für das Land Brandenburg wurden folgende Emissionsdaten aus entsprechenden Datenbeständen des Landes aufbereitet:

- Hausbrand und Gewerbe siehe (s. Abschnitt 3.1.4.1),
- Kfz-Verkehr (s. Abschnitt 3.1.4.1) und
- Genehmigungsbedürftige Anlagen (s. Abschnitt 3.1.4.3),

Für alle anderen Quellgruppen in Brandenburg wurden Daten aus dem beim Umweltbundesamt vorliegenden Gridding Emission Tool for ArcGIS (GRETA, UBA, 2016) verwendet (s. Abschnitt 3.1.4.4).

3.1.2 Emissionsdaten für Europa außerhalb von Brandenburg

Für die Teile des Modellgebiets in Europa außerhalb von Deutschland wurde der Emissionsdatensatz CAMS-REG-v2.2.1 (eine Weiterentwicklung des in Kuenen et al., 2014, vorgestellten Inventars) für das Bezugsjahr 2015 in einer Rasterauflösung $1/8^\circ \times 1/16^\circ$ entsprechend ca. $7 \times 8 \text{ km}^2$ verwendet.

Für das Gebiet von Deutschland außerhalb von Brandenburg und Berlin wurde der Emissionsdatensatz GRETA (UBA 2016) für das Bezugsjahr 2018 in der Submission 2020 in einer Rasterauflösung $1/64^\circ \times 1/128^\circ$ entspr. ca. $1 \times 1 \text{ km}^2$ verwendet. Für die Emissionsdaten der internationalen Schifffahrt auf dem Nord-Ostsee-Kanal und der Elbe wurde ein separater Datensatz ebenfalls in $1 \times 1 \text{ km}^2$ horizontaler Gitterauflösung herangezogen, der auf dem TNO-MACC_III-Datensatz basiert (Kuenen et al., 2014).

3.1.3 Emissionsdaten - Berlin

Für das Stadtgebiet von Berlin wurden Emissionsdaten der Ist-Situation 2015 aus der 2. Fortschreibung des LRP Berlin übernommen. Im Einzelnen sind das die Daten aus dem landesweiten Emissionskataster mit Stand 2012 (AVISO & IE, 2016) zu:

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

Die Emissionsangaben zur Industrie mit Stand 2012 (und teilweise 2016) und zum Kfz-Verkehr mit Stand 2015 auf der Basis HBEFA 3.3 stammen direkt aus der 2. Fortschreibung des LRP Berlin (Senat Berlin, 2019).

3.1.4 Emissionsdaten - Brandenburg

3.1.4.1 Kfz-Emissionen

Die Datengrundlage der berechneten Kfz-Emissionen bildete die Attributierung des Verkehrsnetzes der USDB¹ des LfU für 60'787 Linienquellen auf einer Gesamtlänge des Straßennetzes von 17'600 km.

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 Verkehrszustand (LOS als Abkürzung von Level of Services) und Längsneigung, wurden aus dem bestehenden Verkehrsnetz der USDB übernommen. Die ebenfalls vorhandenen Daten zum Verkehrszustand für den Stau (LOS1-4 nach HBEFA 3.3) wurden gemäß HBEFA 4.1 aufgeteilt in 2/3 zu 1/3 nach LOS 4 und LOS 5. In Tabelle 3-1 ist die Fahrleistung für 2018 dargestellt.

¹ Die mit dem Datenstand vom 25.6.2020 berechneten Kfz-Emissionen gingen in die RCG-Modellierungen ein und der Datenstand vom 04.11.2020 in die Screeningberechnungen.

Tabelle 3-1: Fahrleistung im Brandenburger Straßennetz 2018

Kfz-Typ	Fahrleistung (Mio. km/Jahr)
Kfz-Gesamt	26'206
Pkw	20'355
leichte Lkw	2'597
schwere Lkw	2'812
Bus	151
Krad	291
Anteile an Kfz-Gesamt	
leichte Lkw	9.9%
schwere Lkw	10.7%
Bus	0.6%
Krad	1.1%

Um die Flottenzusammensetzung in Brandenburg in der Emissionsberechnung zu berücksichtigen, wurden Daten einer Kennzeichenerfassung und Anteile alternativer Antriebe aus den Bestandsdaten des KBA für das Bezugsjahr 2018 und darauf fortgeschriebene Daten für das Prognosejahr 2020 zur Verfügung gestellt. Auf Basis dieser Daten wurde eine für Brandenburg regionalisierte Flotte für innerorts aufbereitet. Die Bestandsdaten alternativer Antriebe wurden dabei mit Daten zur Fahrleistungsgewichtung aus dem HBEFA 4.1 angepasst.

Die Flottenzusammensetzung für Außerortsstraßen- und Autobahnen wurde sowohl für das Bezugsjahr 2018 als auch das Bezugsjahr 2020 aus dem HBEFA 4.1 übernommen.

Mit dem in Abschnitt 2.4 beschriebenen Modell IMMIS^{em} Version 8 wurden die Emissionen des Kfz-Verkehrs für das Bezugsjahr 2018 und das Prognosejahr 2020 berechnet. In Tabelle 3-2 sind die Emissionen des Kfz-Verkehrs, berechnet mit der für Brandenburg angepassten Flotte und unter Anwendung der HBEFA-Standardflotte, gegenübergestellt.

Tabelle 3-2: Emissionsbilanzen Kfz-Verkehr für die Bezugsjahre 2018 und 2020

Jahr	2018				2020			
	Brandenburg		HBEFA		Brandenburg		HBEFA	
Flotte	Gesamt	davon AWAR*	Gesamt	davon AWAR*	Gesamt	davon AWAR*	Gesamt	davon AWAR*
NO _x	18'295		18'493		15'149		15'263	
NO ₂	2'550		5'204		2'160		4'395	
PM ₁₀	1'448	1'177	1'449	1'181	1'395	1'177	1'393	1'177
PM _{2.5}	676	405	674	406	624	405	621	405

*AWAR: Nicht-motorbedingte Partikelemission des Kfz-Verkehrs durch Aufwirbelung und Abrieb

3.1.4.2 Kleinf Feuerung

Die NO_x- und PM₁₀-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 übernommen.

3.1.4.3 Genehmigungsbedürftige Anlagen

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 2016 als Tabelle vom Auftraggeber bereitgestellt, die Angaben zu den Emissionsmengen der Stoffe NO, NO₂, NO_x, NO_x (als NO₂), PM10 und PM2.5 und den Quelleigenschaften Volumenstrom, Abgastemperatur, Fläche, Höhe und Lage enthielten. Die NO, NO₂, NO_x und NO_x (als NO₂) Emissionen wurden aufaddiert, wobei die NO-Emissionen stöchiometrisch umgerechnet wurden.

Bei den PM10- und PM2.5-Quellen gab es 20 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 als Flächenquellen. Informationen zu nach 2016 stillgelegten Anlagen und Neuanlagen wurden, analog zum Vorgängerprojekt, in Abstimmung mit dem LfU nicht berücksichtigt, da für Neuanlagen keine Informationen zu Mengen und Ausbreitungsbedingungen vorliegen.

3.1.4.4 Weitere Quellen in Brandenburg

Für die weiteren Quellen in Brandenburg wurde vom UBA ein Emissionsdatensatz aus GRETA für das Bezugsjahr 2018 in der Submission 2020 in einer Rasterauflösung von 1/128°x1/256° entspr. ca. 500 x 500 m² bereitgestellt, aus dem die Quellgruppen „Other mobile sources and machinery“, „Extraction and distribution of fossil fuels“, „Solvent and other product use“ und „Agriculture“ extrahiert wurden. Die in den vorgenannten Quellgruppen fehlenden Schadstoffe wurden ebenfalls aus GRETA entnommen.

Die Daten für den Flugverkehr im Bereich der Berliner Flughäfen im Landesgebiet Brandenburg, die in der Quellgruppe „Other mobile sources and machinery“ enthalten sind, wurden durch lokale Emissionen aus dem Berliner Emissionskataster (AVISO & IE, 2016) ersetzt.

3.1.4.5 Bilanzen

In der folgenden Tabelle 3-3 sind die Emissionsbilanzen für Brandenburg für das Bezugsjahr 2018, wie sie in die CTM-Modellierung eingegangen sind, zusammengefasst dargestellt.

Tabelle 3-3: Bilanzen der Emissionen in Brandenburg für die RCG-Modellierung für das Bezugsjahr 2018

Quellgruppe	NO _x [t/a]	PM10 [t/a]	PM2.5 [t/a]
Hausbrand	1'465.7	467.1	435.2
Industrie	39'782.6	2'111.4	1'119.2
Kfz-Verkehr	18'338.0	1'453.2	678.1
GRETA Other mobile sources and machinery	3'775.4	684.4	521.3
GRETA Extraction and distribution of fossil fuels	3.1	497.5	74.6
GRETA Solvent and other product use	12.5	1'100.0	396.0
GRETA Agriculture	5'736.3	1'864.3	203.9
Summen aller Quellen	69'113.6	8'177.8	3'428.3
Anteile an Summe	NO _x	PM10	PM2.5
Hausbrand	2.1%	5.7%	12.7%
Industrie	57.6%	25.8%	32.6%
Kfz-Verkehr	26.5%	17.8%	19.8%
GRETA Other mobile sources and machinery	5.5%	8.4%	15.2%
GRETA Extraction and distribution of fossil fuels	0.004%	6.1%	2.2%
GRETA Solvent and other product use	0.018%	13.5%	11.6%
GRETA Agriculture	8.3%	22.8%	5.9%

3.1.5 Darstellung der Gesamtbilanzen im Modellgebiet

In den folgenden Abbildungen sind die räumlichen Verteilungen der NO_x, PM10 und PM2.5-Emissionen für die verschiedenen Modell-Nester dargestellt, wie sie in die CTM-Modellierung mit RCG eingegangen sind.

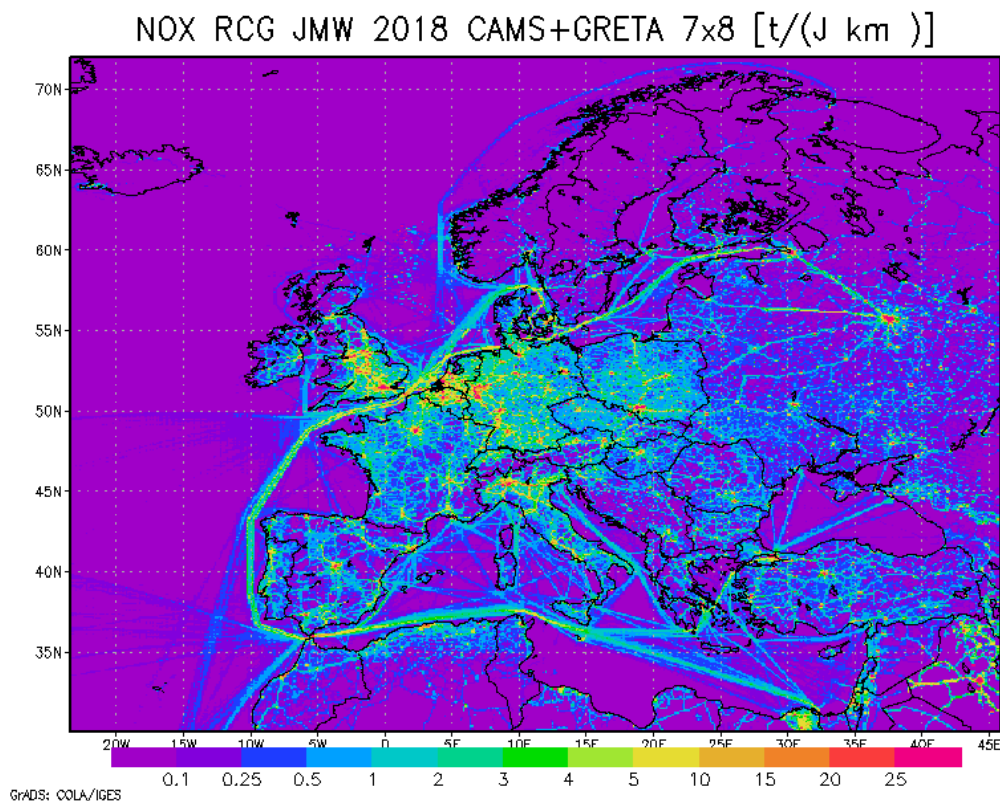


Abbildung 3-1: Emissionsdaten für RCG im Nest 0 und 1 für NO_x

PM10 RCG JMW 2018 CAMS+GRETA 7x8 [t/(J km)]

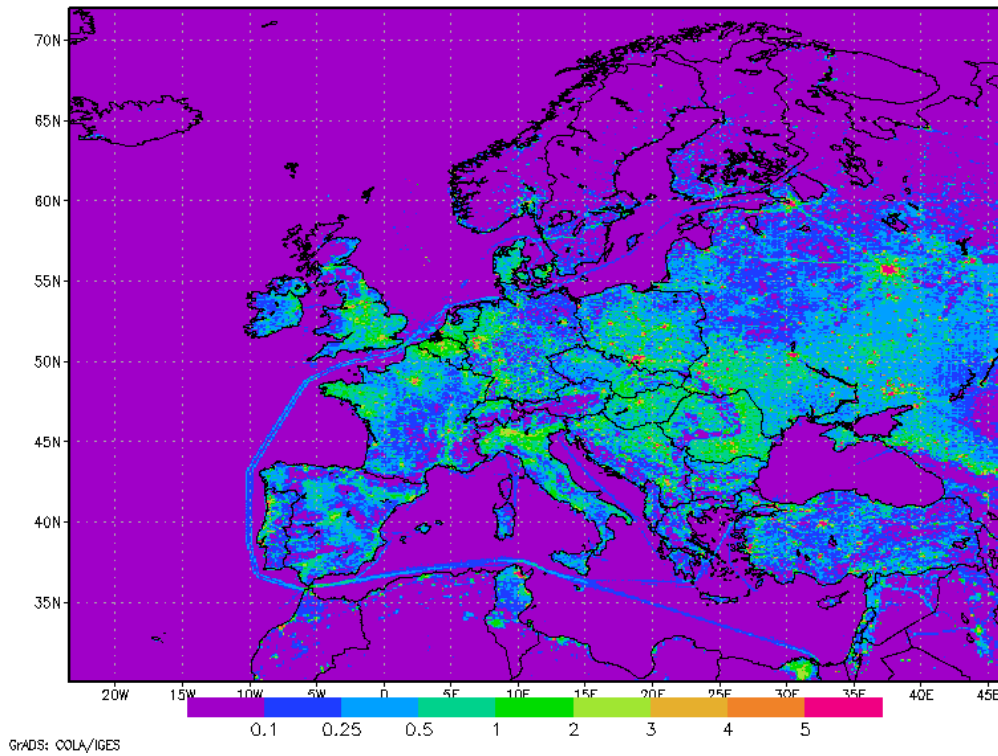


Abbildung 3-2: Emissionsdaten für RCG im Nest 0 und 1 für PM10

PM2.5 RCG JMW 2018 CAMS+GRETA 7x8 [t/(J km)]

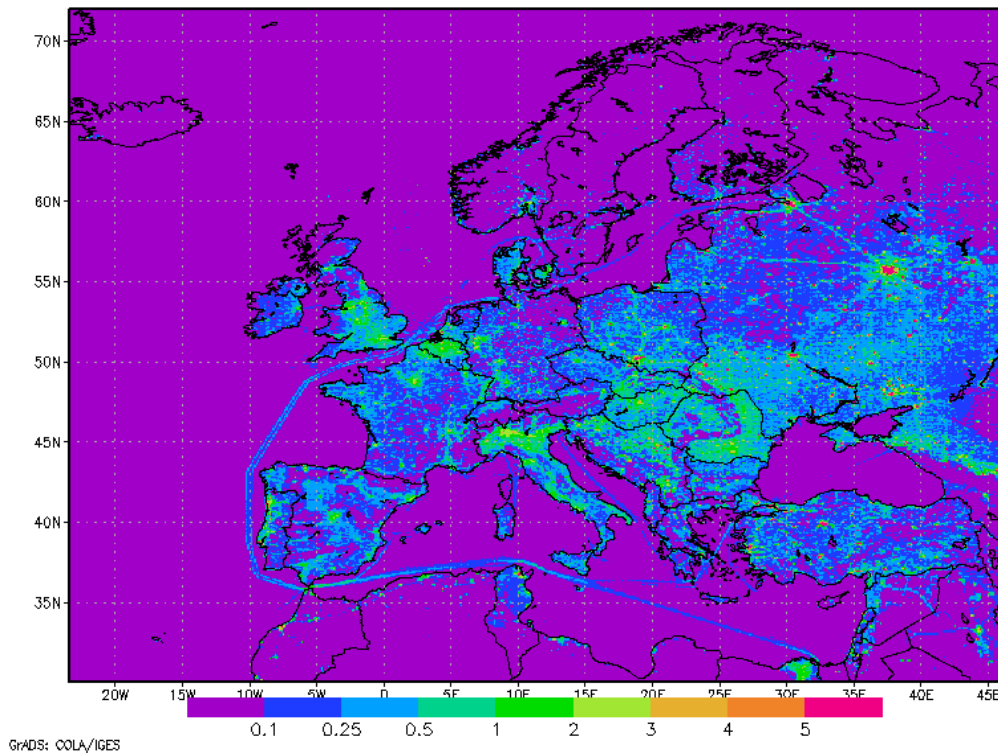


Abbildung 3-3: Emissionsdaten für RCG im Nest 0 und 1 für PM2.5

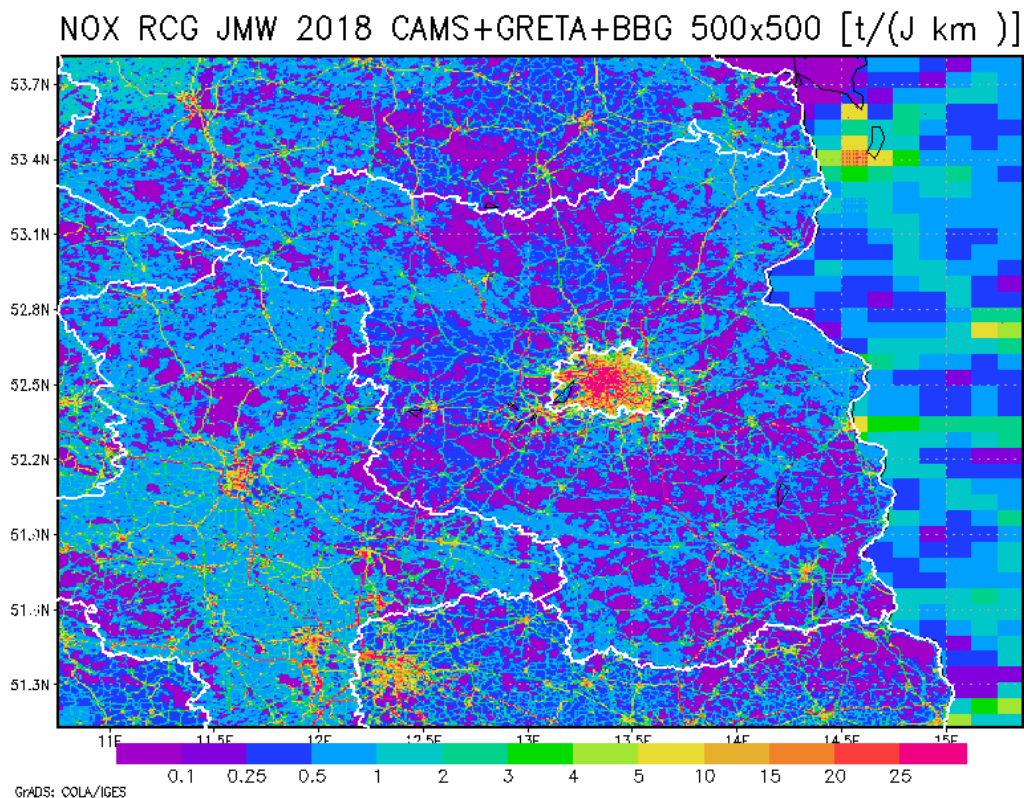


Abbildung 3-4: Emissionsdaten für RCG im Nest 2 und 3 für NO_x

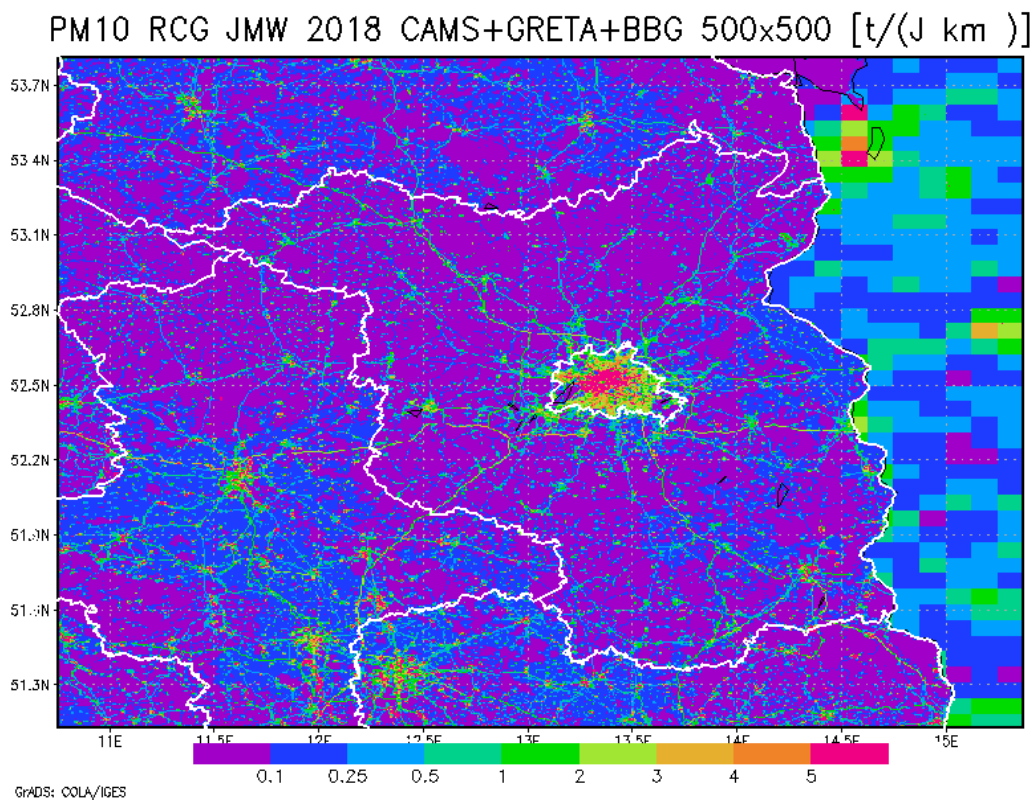


Abbildung 3-5: Emissionsdaten für RCG im Nest 2 und 3 für PM₁₀

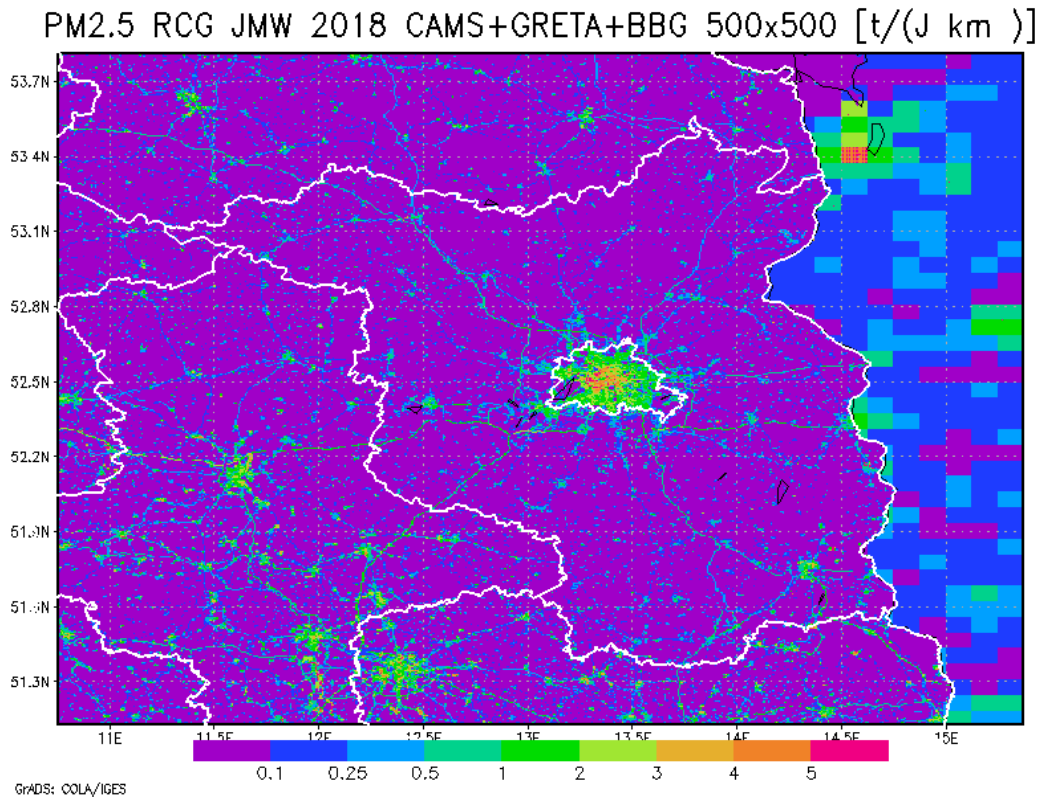


Abbildung 3-6: Emissionsdaten für RCG im Nest 2 und 3 für PM2.5

3.2 Messdaten

Als Eingangsgrößen für die flächendeckende Ermittlung der Immissionsbelastung in Brandenburg mit dem Programmsystem FLADIS (Abschnitt 2.2.2) wurden neben den Ergebnissen der RCG-Ausbreitungsrechnungen Schadstoff-Messdaten für das Bezugsjahr 2018 benötigt.

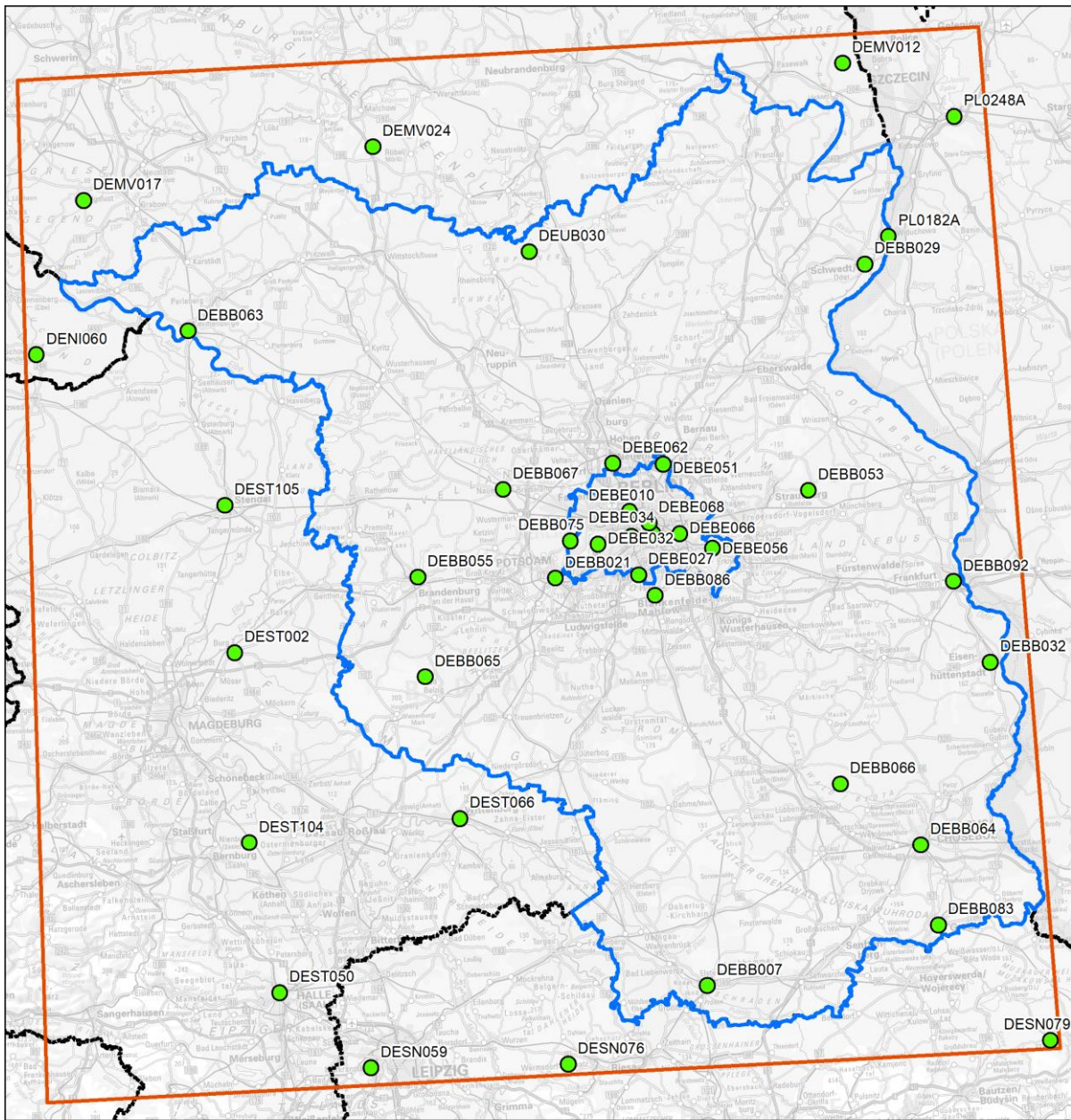
Die stündlichen Messdaten aller Brandenburger Stationen für die Stoffe NO_x bzw. NO, NO₂, O₃, PM10 und PM2.5 im Jahr 2018 wurden vom LfU zur Verfügung gestellt. In Tabelle 3-4 (sortiert nach Stationscode) sind die daraus gebildeten Jahresmittelwerte aufgeführt.

Tabelle 3-4: Jahresmittelwerte NO_x, NO₂, O₃, PM10 und PM2.5 für Brandenburger Messstationen gebildet aus den stündlichen Messdaten 2018

Code DE..	Station	Jahresmittelwert [µg/m ³]				
		NO _x	NO ₂	O ₃	PM10	PM2.5
BB007	Elsterwerda	17.4	13.0	54.0	20.1	15.0
BB021	Potsdam-Zentrum	22.4	16.5	54.4	19.5	13.8
BB029	Schwedt/Oder	15.2	11.0	56.3	19.1	15.0
BB032	Eisenhüttenstadt	15.4	11.7	58.0	19.4	15.3
BB044	Cottbus, Bahnhofstr.	55.4	27.4		21.0	15.3
BB045	Frankfurt(O), Leipziger Str.	78.8	34.5		21.9	15.6
BB048	Neuruppin	18.8	13.0	53.7	16.9	13.3
BB049	Brandenburg, Neuendorfer Str.	60.4	26.2		21.6	14.7
BB053	Hasenholz (Buckow)	11.3	9.1	58.3	18.2	14.1
BB054	Potsdam, Zeppelinstr.	71.6	36.1		21.3	14.6
BB055	Brandenburg a.d.Havel	17.4	13.6	55.8	18.5	14.0
BB060	Eberswalde, Breite Str.	54.7	22.9		20.7	14.9
BB063	Wittenberge	11.7	9.2	59.8	17.0	12.8
BB064	Cottbus	16.1	12.5	60.0	18.6	14.5
BB065	Lütte (Belzig)	9.6	7.4	58.2	15.0	12.0
BB066	Spreewald	9.9	7.7	56.0	16.6	13.4
BB067	Nauen	15.6	12.0	54.6	21.2	14.0
BB068	Bernau, Lohmühlenstr.	49.3	23.8		22.4	15.1
BB073	Potsdam, Großbeerenstr.	70.6	32.3		20.4	14.1
BB075	Potsdam, Groß Glienicke	19.1	14.2	53.0	17.9	12.9
BB083	Spremberg	13.5	10.4	55.9	20.4	15.5
BB086	Blankenfelde-Mahlow	22.2	16.3	53.0	21.0	15.7
BB092	Frankfurt (Oder)	17.0	12.9	60.0	20.4	15.2
BB099	Herzfelde, Hauptstr.	33.9	18.1		21.7	15.3

Die Schadstoff-Messdaten werden in FLADIS einer Interpolation unterzogen, deren Ergebnis bei der Berechnung der Immissionsbelastung in FLADIS weiterverwendet wird (Abschnitt 2.2.2). Eine Interpolation von Messdaten ist streng genommen nur innerhalb der konvexen Hülle der zur Verfügung stehenden Messdaten möglich. Außerhalb dieser konvexen Hülle können Daten dann nur extrapoliert werden. Das Extrapolationsverhalten ist stark davon abhängig, welche Daten dabei verwendet werden. Um die Fläche des Landes Brandenburg möglichst umfassend mit interpolierten Werten abdecken zu können, wurden für die Interpolation nicht nur Messdaten von Stationen innerhalb Brandenburgs verwendet, sondern zusätzlich, soweit vorhanden, Messdaten von Stationen um Brandenburg herum, d. h. aus den angrenzenden Bundesländern sowie Polen. Diese Stationen und Daten wurden für 2018 aus der Air Quality e-Reporting Plattform der European Environment Agency (EEA, 2020) extrahiert und für die Weiterverarbeitung in FLADIS aufbereitet. Dabei wurde auch die Station Neuglobsow (DEUB030) aus dem Messnetz des Umweltbundesamtes berücksichtigt.

Zur Ermittlung der Hintergrundbelastung wurden Messstationen des städtischen und ländlichen Hintergrunds sowie zwei Industriestandorte (Schwedt (Oder) und Eisenhüttenstadt) herangezogen. Die für die Interpolation und Datenassimilation zu verwendenden Stationen wurden differenziert nach Stoffen mit dem Auftraggeber und den Messnetzbetreibern der umliegenden Bundesländer abgestimmt. Verkehrsnahe Messstationen wurden nicht verwendet, da diese sehr direkt von einer Quelle beeinflusst werden und nur eine geringe räumliche Repräsentativität haben, die unterhalb der Gitterauflösung der Berechnung liegt. In Abbildung 3-7 werden die verwendeten Stationen für NO₂ und in Abbildung 3-8 die für PM2.5 dargestellt.

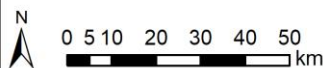


Modellierungen von Luftschadstoff-Belastungsniveaus in Brandenburg nach
Stationsklassifikation der EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG und 39. BImSchV

Kartographie:
IVU Umwelt GmbH
Stand: 29.09.2020

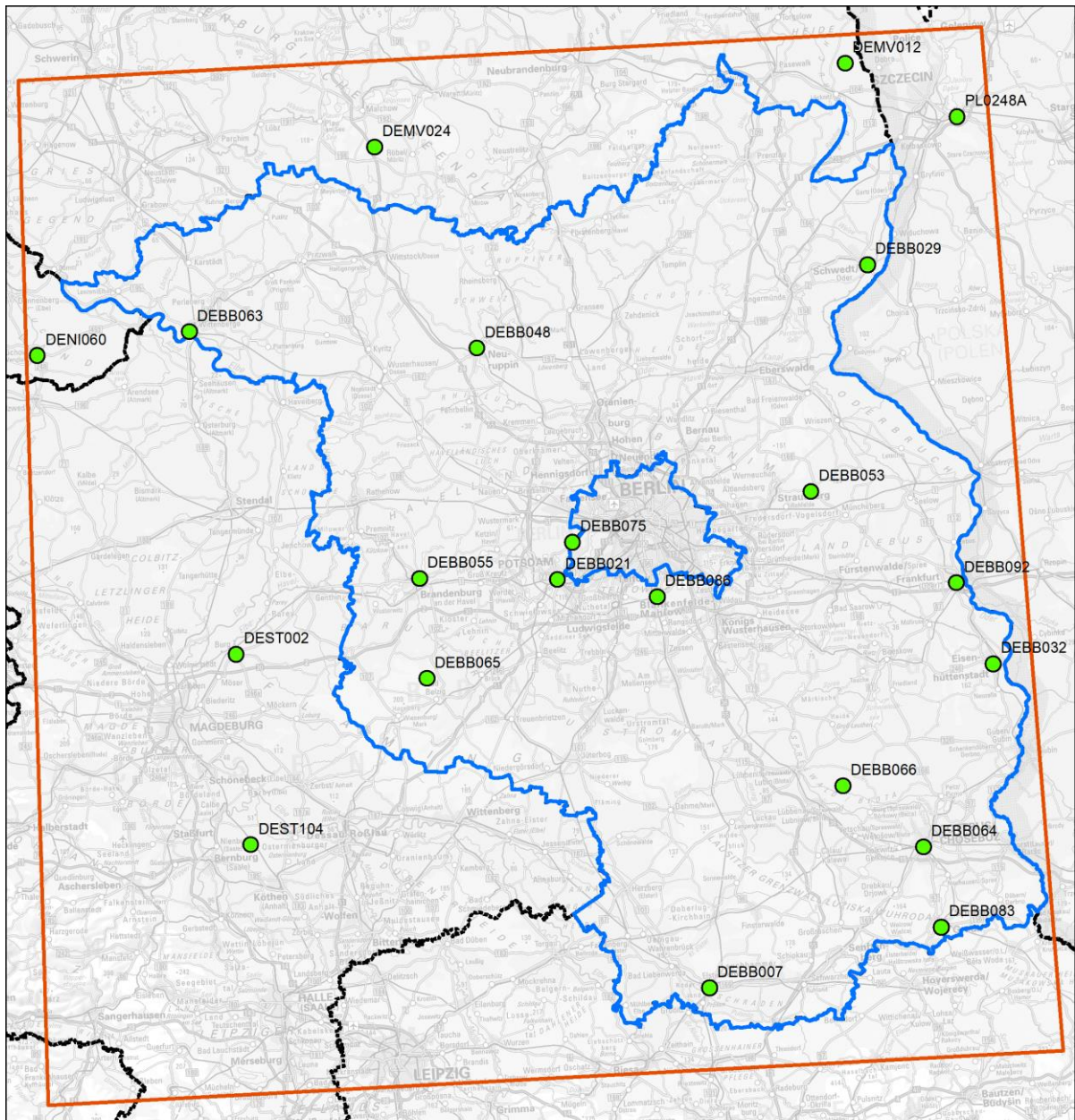
Messtationen NO₂

- Bundesländer
- Untersuchungsgebiet Brandenburg
- Staaten
- RCG-Untersuchungsgebiet
- Messtationen NO₂



Topographische Karte: © GeoBasis-DE / BKG 2020
Geobasisdaten: © GeoBasis-DE / BKG 2018

Abbildung 3-7: Karte der Messtationen, die für die Datenassimilation der Modellergebnisse für NO₂ verwendet wurden.



Modellierungen von Luftschadstoff-Belastungsniveaus in Brandenburg nach Stationsklassifikation der EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG und 39. BImSchV

Kartographie: IVU Umwelt GmbH
Stand: 29.09.2020

Messtationen PM2.5

- Bundesländer
- Untersuchungsgebiet Brandenburg
- Staaten
- RCG-Untersuchungsgebiet
- Messtationen PM2.5

N
0 5 10 20 30 40 50 km

Topographische Karte: © GeoBasis-DE / BKG 2020
Geobasisdaten: © GeoBasis-DE / BKG 2018

Abbildung 3-8: Karte der Messtationen, die für die Datenassimilation der Modellergebnisse für PM2.5 verwendet wurden.

3.3 Meteorologie

Die meteorologischen Eingangsdaten für die Modellierung der Hintergrundbelastung mit dem RCG-Modell wurden für das Bezugsjahr 2018 beim DWD beschafft und für die Anwendung in der Modellierung aufbereitet. Dazu wurden

- für die Modellierung auf der europäischen und der deutschlandweiten Skala des Nest 0 und Nest 1 die Daten des DWD-Modells ICON-EU und
- für die Modellierung auf der regionalen Zwischenskala im Nest 2 die Daten des DWD-Modells COSMO verwendet.
- Für die Modellierung auf der regionalen Skala Brandenburg wurden die Daten aus dem Nest 2 auf das hochaufgelöste Gitter des Nest 3 mit einer Auflösung von ca. 500 x 500 m² interpoliert.

Für die Screeningberechnungen mit IMMIS^{luft} wurden meteorologische Eingangsdaten als sogenannte Kopplungsdateien, gebildet aus entsprechenden Ausbreitungsklassenstatistiken (AKS), verwendet, die bereits im Projekt „Flächendeckende Ermittlung der Luftschadstoffbelastung gemäß 39. BImSchV im Land Brandenburg“ (IVU Umwelt, 2018) zur Anwendung kamen. Die dabei verwendete Zuordnung der einzelnen Meteorologien zu den in der USDB hinterlegten Screeningabschnitten wurde beibehalten.

3.4 Eingangsdaten IMMIS^{luft}

Die Datengrundlage der Screeningberechnungen bildeten die 40'428 Screeningabschnitte der USDB² des LfU.

² Datenstand vom 04.11.2020

4 Ermittlung der Hintergrundbelastungen

Für die Ermittlung der Hintergrundbelastung wurde zuerst mit dem in Abschnitt 2.1 beschriebenen RCG-Modell die landesweite Schadstoffbelastung berechnet und diese Modellergebnisse mit dem in Abschnitt 2.2 beschriebenen Verfahren an die Messergebnisse assimiliert.

Im folgenden Abschnitt 4.1 werden die Ergebnisse sowohl der RCG-Modellierung wie auch der Assimilation mit FLADIS für das Bezugsjahr 2018 kartographisch dargestellt. In Abschnitt 4.1.3 werden die Ergebnisse einer Qualitätssicherung unterzogen.

In Abschnitt 4.2 wird ausgehend von den Ergebnissen für 2018 eine Methode zur Unterscheidung in einen ländlichen und einen vorstädtisch-städtischen Hintergrund im Sinne des Ansatzes nach Lenschow (Lenschow et al., 2001) vorgeschlagen und angewendet.

In Abschnitt 4.3 werden die Ergebnisse der Prognose unter der Annahme der Veränderung der Kfz-Emissionen in Brandenburg für das Prognosejahr 2020 dargestellt.

In Abschnitt 4.4 schließt sich die Darstellung der Ergebnisse von Modellierungen für Szenarien zur Ermittlung des Beitrags aller Quellen in Brandenburg, des Anteils des Kfz-Verkehrs, der Industrie und des Hausbrands an der Belastung an.

4.1 Bezugsjahr 2018

4.1.1 Modellierung mit RCG

In Abbildung 4-1 bis Abbildung 4-4 sind die Ergebnisse der CTM-Modellierung mit RCG für die Jahresmittelwerte von NO₂, NO_x, PM₁₀, PM_{2.5} und Ozon für das Bezugsjahr 2018 dargestellt. In Tabelle 4-1 sind die Minimal- und Maximalwerte der Modellergebnisse aufgeführt.

Tabelle 4-1: Minimal- und Maximalwerte der Modellergebnisse in 2018

Jahresmittelwerte [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]									
NO ₂		NO _x		PM ₁₀		PM _{2.5}		Ozon	
Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
3.1	40.7	3.2	105.4	7.7	28.5	6.2	18.1	33.0	62.6

Bei NO₂ (Abbildung 4-1) und NO_x (Abbildung 4-2) werden die höchsten Konzentrationen in Berlin ermittelt. In Brandenburg liegen die höchsten Konzentrationen in einem Gürtel von ca. 20 km um Berlin herum. Dabei sind auch die um Berlin liegenden Autobahnen als Quellstruktur zu erkennen.

Bei PM₁₀ (Abbildung 4-3) und PM_{2.5} (Abbildung 4-4) treten die höchsten Konzentrationen ebenfalls in Berlin auf. Die höchsten Konzentrationen in Brandenburg liegen ebenfalls im Gürtel um Berlin sowie zusätzlich im Südosten an der Grenze zu Polen bzw. zu Sachsen.

Aufgrund der Ozon-Bildungsprozesse zeigt sich in Abbildung 4-5 für Ozon eine zu NO₂ und NO_x komplementäre Situation mit den höchsten Belastungen in den quellfernen Regionen und den geringsten Belastungen in Berlin und Umgebung.

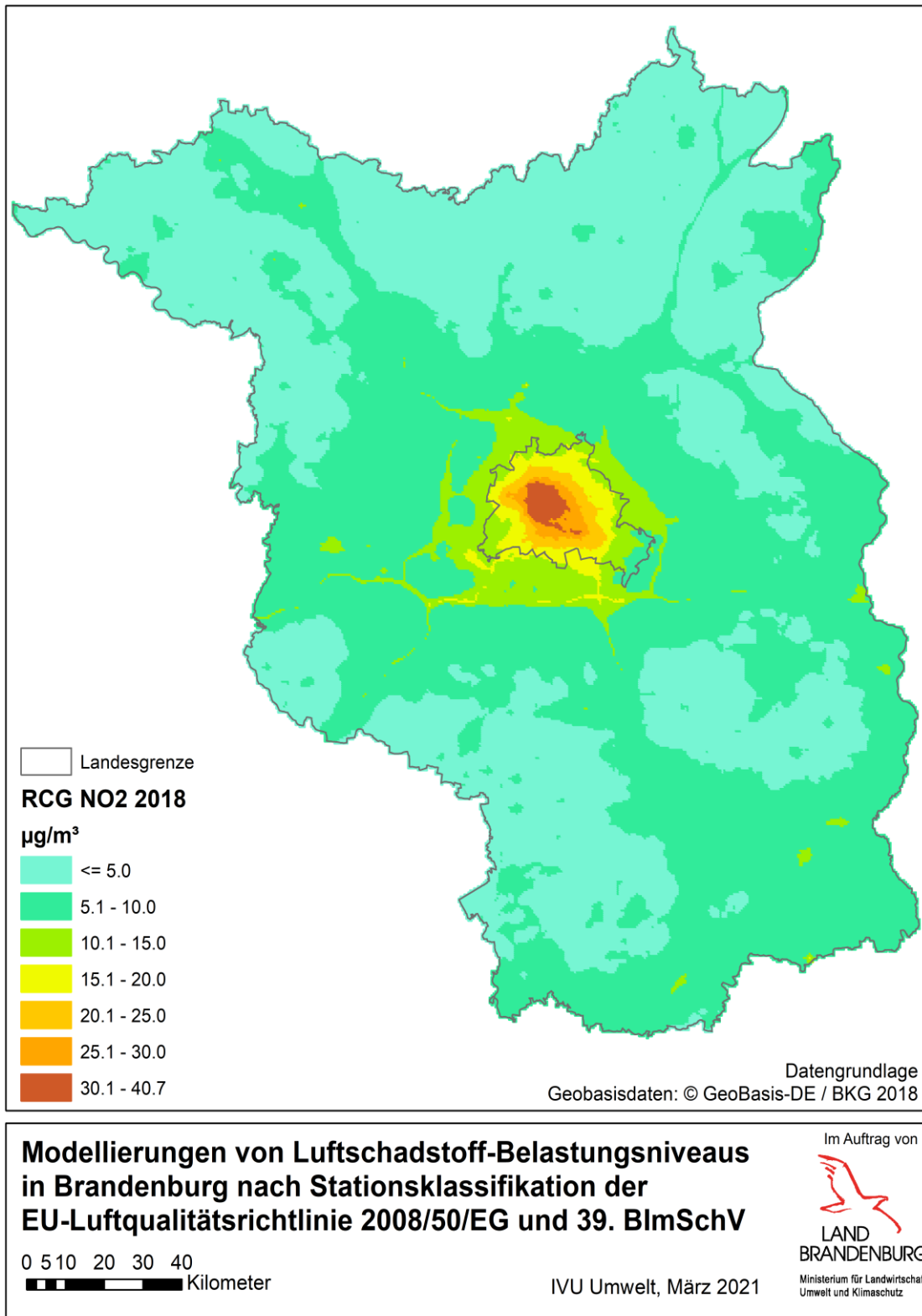


Abbildung 4-1: Jahresmittelwerte der mit RCG modellierten NO₂-Konzentration

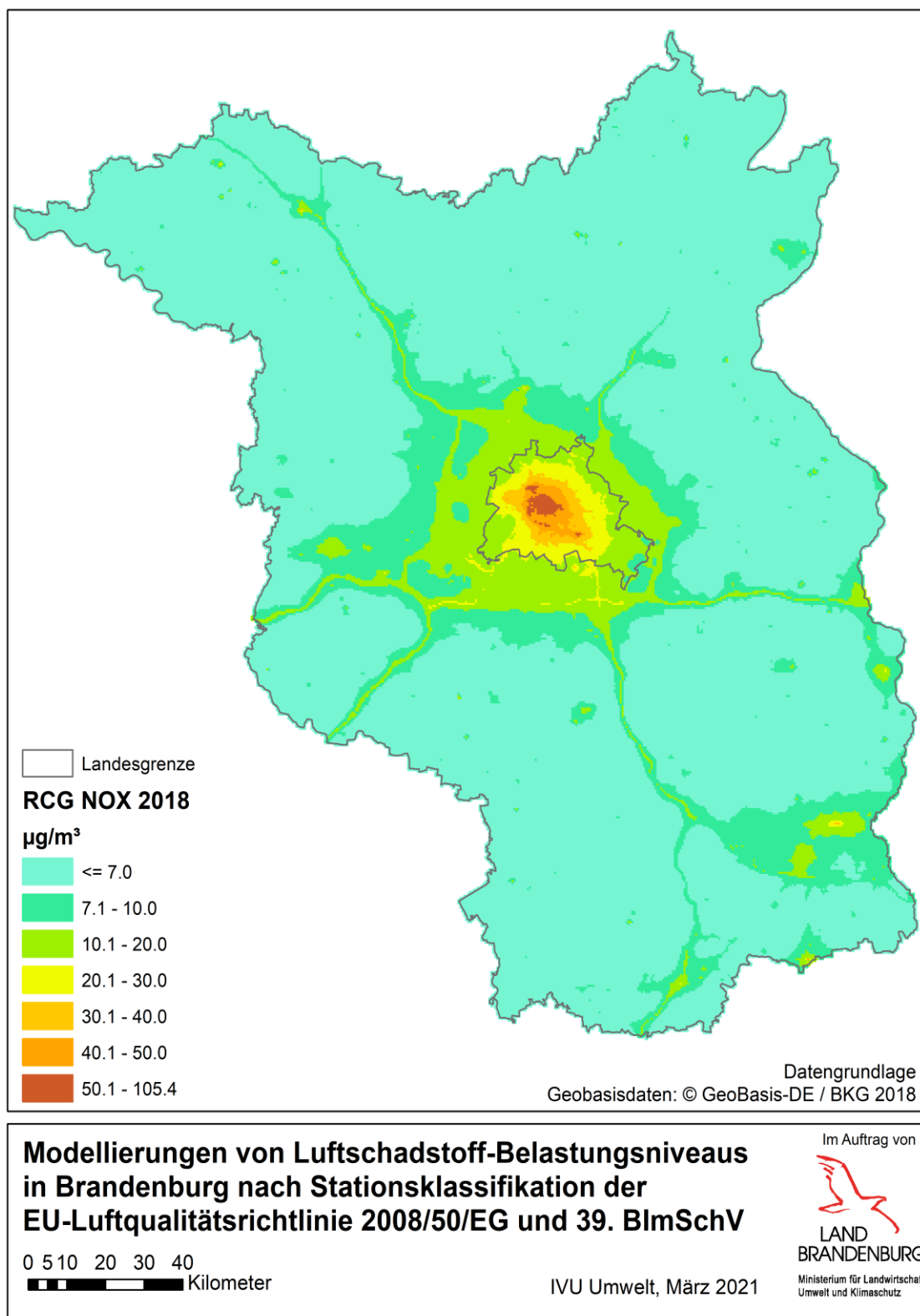


Abbildung 4-2: Jahresmittelwerte der mit RCG modellierten NO_x-Konzentration

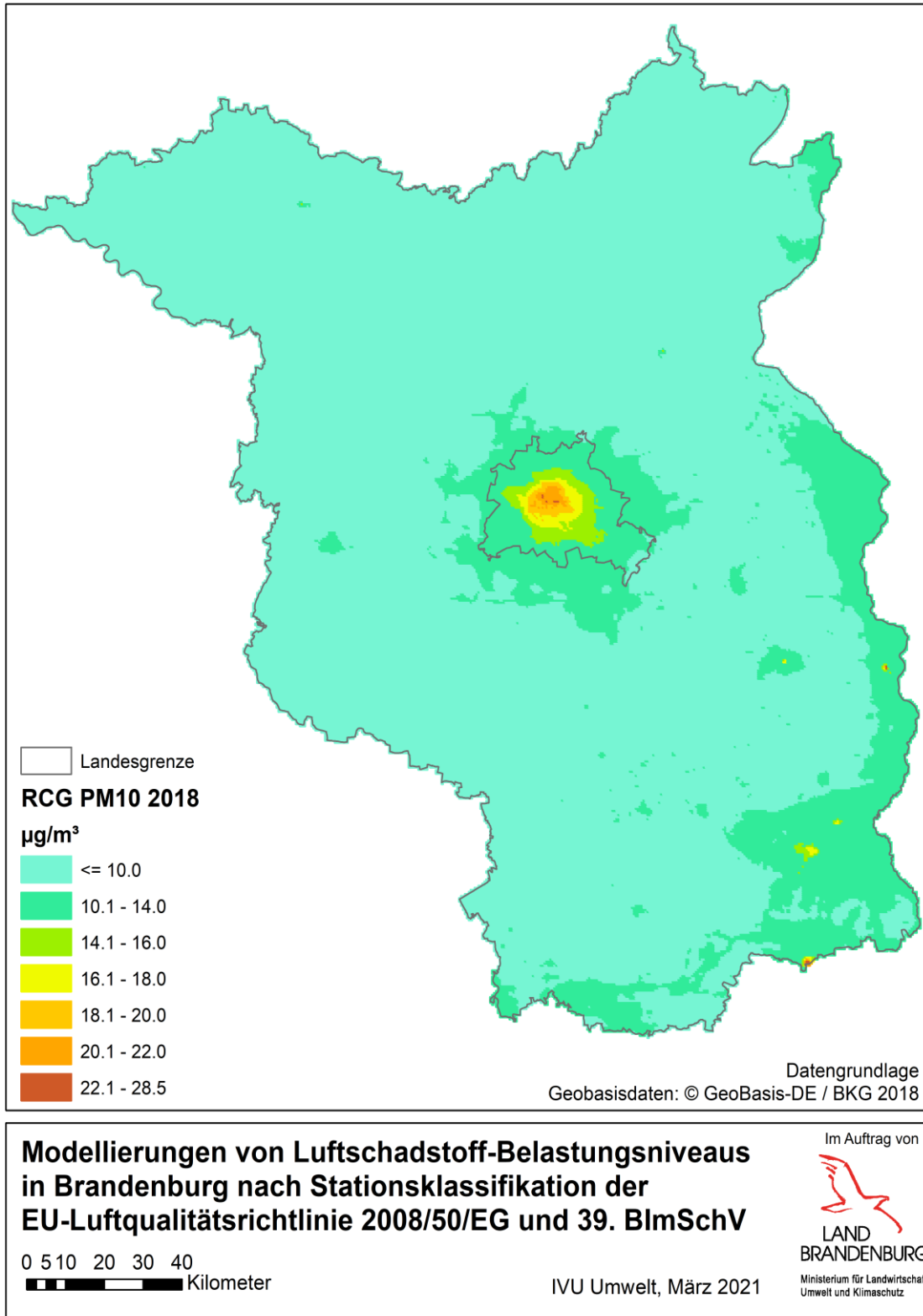


Abbildung 4-3: Jahresmittelwerte der mit RCG modellierten PM10-Konzentration

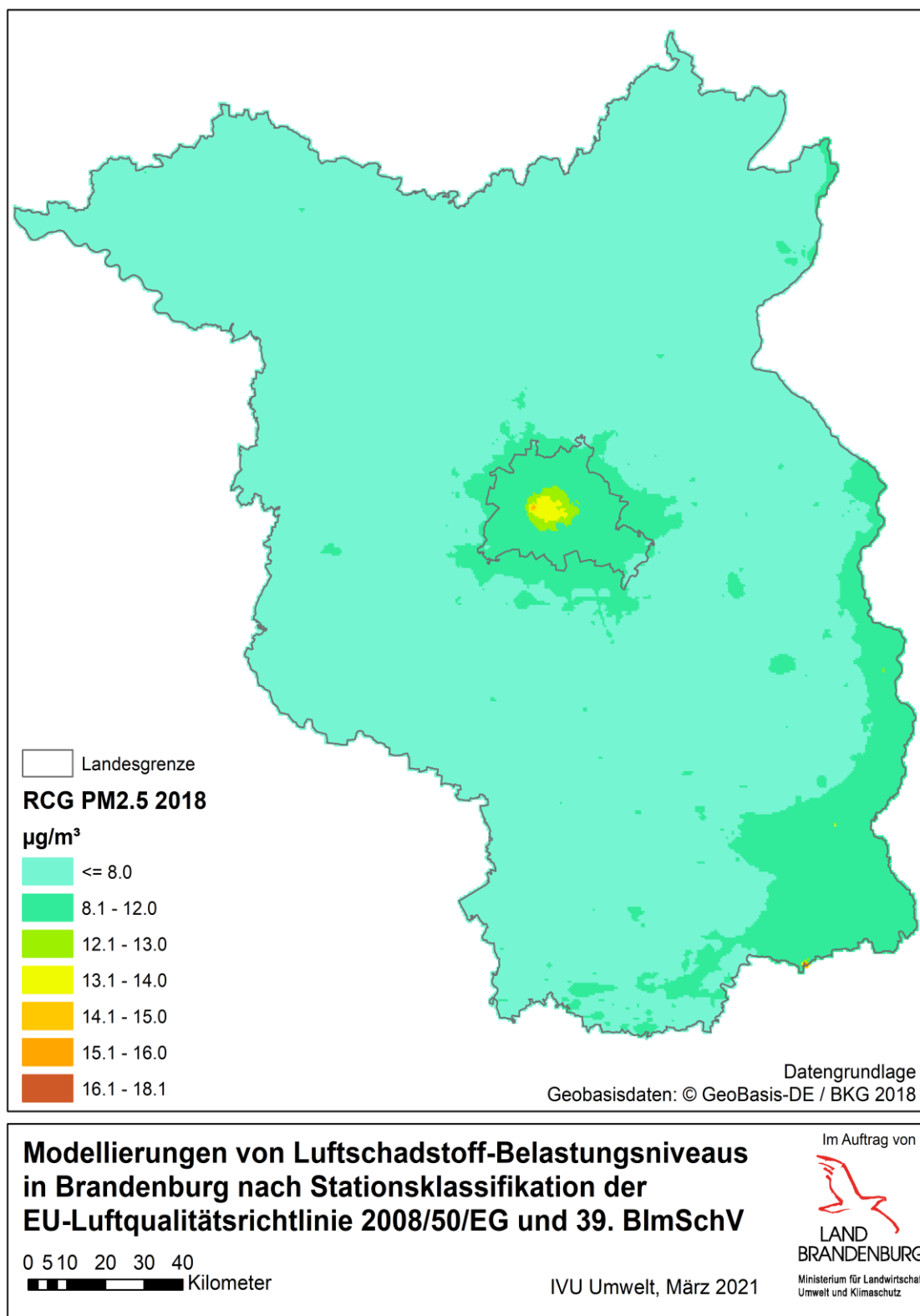


Abbildung 4-4: Jahresmittelwerte der mit RCG modellierten PM2.5-Konzentration

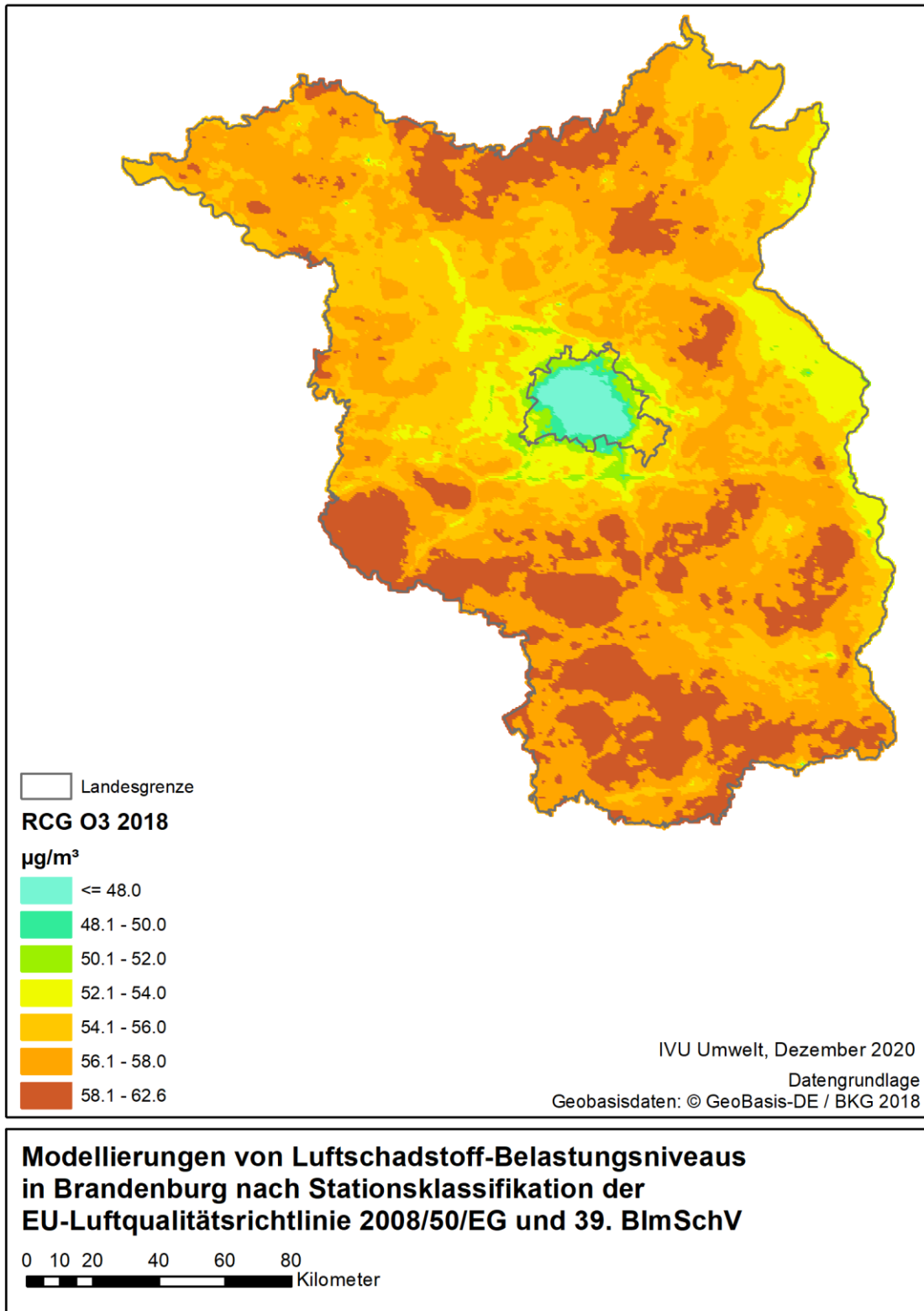


Abbildung 4-5: Jahresmittelwerte der mit RCG modellierten Ozon-Konzentration

4.1.2 Assimilation mit FLADIS

Die Berechnung der landesweiten Hintergrundbelastung wurde mit dem System FLADIS durchgeführt, wie es in Abschnitt 2.2 beschrieben ist. Die Ergebnisse der Berechnung sind jeweils als Jahresmittelwerte für das Bezugsjahr 2018 in Abbildung 4-6 bis Abbildung 4-10 dargestellt.

Bei NO₂ (Abbildung 4-6) werden außerhalb der Städte und entfernt von Autobahnen Hintergrundbelastung unter 10 µg/m³ ermittelt. Die Maximalwerte mit über 20 µg/m³ bis maximal knapp 35 µg/m³ werden vor allem in und um Berlin erreicht. Deutlich sind die Hauptverkehrswege zu erkennen.

Die NO_x- Hintergrundbelastung (Abbildung 4-7) 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 knapp 81 µg/m³ die höchsten NO_x-Vorbelastungswerte berechnet, in ländlichen Gebieten fernab der Autobahnen liegen die Konzentrationen bei 15 µg/m³ und darunter.

Für die PM₁₀- Hintergrundbelastung 2018 (Abbildung 4-8) wurden großflächig Konzentrationen zwischen 16 µg/m³ und 18 µg/m³ berechnet. Die Maximalwerte treten mit rund 28 µg/m³ im Bereich Spremberg und mit rund 25 µg/m³ im Bereich Eisenhüttenstadt auf. Höhere Werte mit 20 µg/m³ bis 25 µg/m³ ergeben sich in Berlin, und Werte zwischen 18 µg/m³ und 20 µg/m³ großräumig um Berlin sowie entlang der östlichen und südlichen Landesgrenze Brandenburgs.

Die berechnete PM_{2.5}- Hintergrundbelastung (Abbildung 4-9) weist großflächig Konzentrationen zwischen 13 µg/m³ und 14 µg/m³, im nordwestlichen Bereich Brandenburgs zwischen 12 µg/m³ und 13 µg/m³ auf. Die Maximalwerte treten wie bei PM₁₀ mit rund 19 µg/m³ im Bereich Spremberg auf. Höhere Werte mit 15 µg/m³ bis 17 µg/m³ ergeben sich in Berlin sowie im Bereich Eisenhüttenstadt und mit rund 16 µg/m³ im Bereich des Kraftwerks Jänschwalde. Werte zwischen 14 µg/m³ und 15 µg/m³ ergeben sich großräumig um Berlin sowie entlang der östlichen und südlichen Landesgrenze Brandenburgs.

Beim Jahresmittelwert von O₃ (Abbildung 4-10) ist das Bild komplementär zur NO₂- Hintergrundbelastung. Darin spiegelt sich die Tatsache wider, dass sich bei hohen NO-Konzentrationen das chemische Gleichgewicht unter Abbau von O₃ zu NO₂ und Sauerstoff verschiebt. Maximale Ozonkonzentrationen wurden großflächig zu 56 µg/m³ bis 61 µg/m³ berechnet. Die niedrigsten Werte finden sich mit unter 50 µg/m³ in Berlin, großräumig um Berlin herum treten Konzentrationen zwischen 52 µg/m³ und 54 µg/m³ auf. Die Hauptverkehrswege sind komplementär zu NO₂ als Bereiche niedrigerer Ozonkonzentrationen zu erkennen.

In Tabelle 4-2 sind die Minimal- und Maximalwerte der Hintergrundbelastung aus den FLADIS-Berechnungen und zum Vergleich aus den RCG-Berechnungen für 2018 entsprechend Tabelle 4-1 aufgeführt. Es ist zu erkennen, dass mit FLADIS bis auf beim Maximum bei PM_{2.5} die Extremwerte abgeschwächt werden. So wird am stärksten der Maximalwert von RCG bei NO_x von 105, µg/m³ auf 80,8 µg/m³ gesenkt und bei PM₁₀ und PM_{2.5} der Minimalwert von RCG in Höhe 7,7 µg/m³ bzw. 6,2 µg/m³ auf 13,7 µg/m³ bzw. 11,9 µg/m³ angehoben. Neben der Assimilation ist dieses Glätten der Extremwerte aber auch eine Folge der Interpolation von dem RCG-Raster in geografischen Koordinaten in das gewünschte kartesische UTM-Raster durch FLADIS:

Tabelle 4-2: Minimal- und Maximalwerte der Hintergrundbelastung im Bezugsjahr 2018

Methode	Jahresmittelwerte [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]									
	NO ₂		NO _x		PM10		PM2.5		Ozon	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
FLADIS	4.6	34.6	5.5	80.8	13.7	28.2	11.9	19.4	45.5	61.0
RCG	3.1	40.7	3.2	105.4	7.7	28.5	6.2	18.1	33.0	62.6

In Tabelle 4-3 sind für die fünf Schadstoffe der jeweilige Modellanteil gemäß Abschnitt 2.2.2.1 sowie die Fehlermaße der Kreuzvalidierung nach VDI-Richtlinie 4280 Blatt 5 (KRdL, 2009) angegeben. Bei NO₂ ist das Modell zu knapp 78 % und bei NO_x zu rund 74 % an der Darstellung der landesweiten Hintergrundbelastung beteiligt. Bei PM10 liegt der Modellanteil bei ca. 55 %, bei PM2.5 bei rund 49 % und bei Ozon liegt er bei rund knapp 48 %. Der RMSQ (Root Mean Square Error) ist für PM2.5 mit 0.76 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ am geringsten und für Ozon mit 2.23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 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 Schadstoffen) ist der RMSQ nicht geeignet, da er skalenabhängig ist. Der mittlere relative Fehler (MRA) ist mit 3.2 % bei Ozon am geringsten und mit 10.2 % für NO_x am größten.

Tabelle 4-3: Kenngrößen der FLADIS-Berechnungen für 2018

Größe	Modellanteil [%]	Kreuzvalidierung nach VDI-Richtlinie 4280 Blatt 5 (KRdL, 2009)	
		RMSQ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	MRA [%]
NO₂	77.5	1.07	6.8
NO_x	73.7	2.13	10.2
PM10	55.1	1.28	5.8
PM2.5	49.2	0.76	4.3
Ozon	47.7	2.23	3.2

Um den Einfluss der Messdaten auf die Datenassimilation abschätzen zu können, sind in Anhang B.1 den Ergebnissen der mit FLADIS assimilierten RCG-Modellwerte die Ergebnisse einer reinen Interpolation auf Basis der Messdaten für die Jahresmittelwerte von NO₂, NO_x, PM10, PM2.5 und Ozon für das Bezugsjahr 2018 gegenübergestellt.

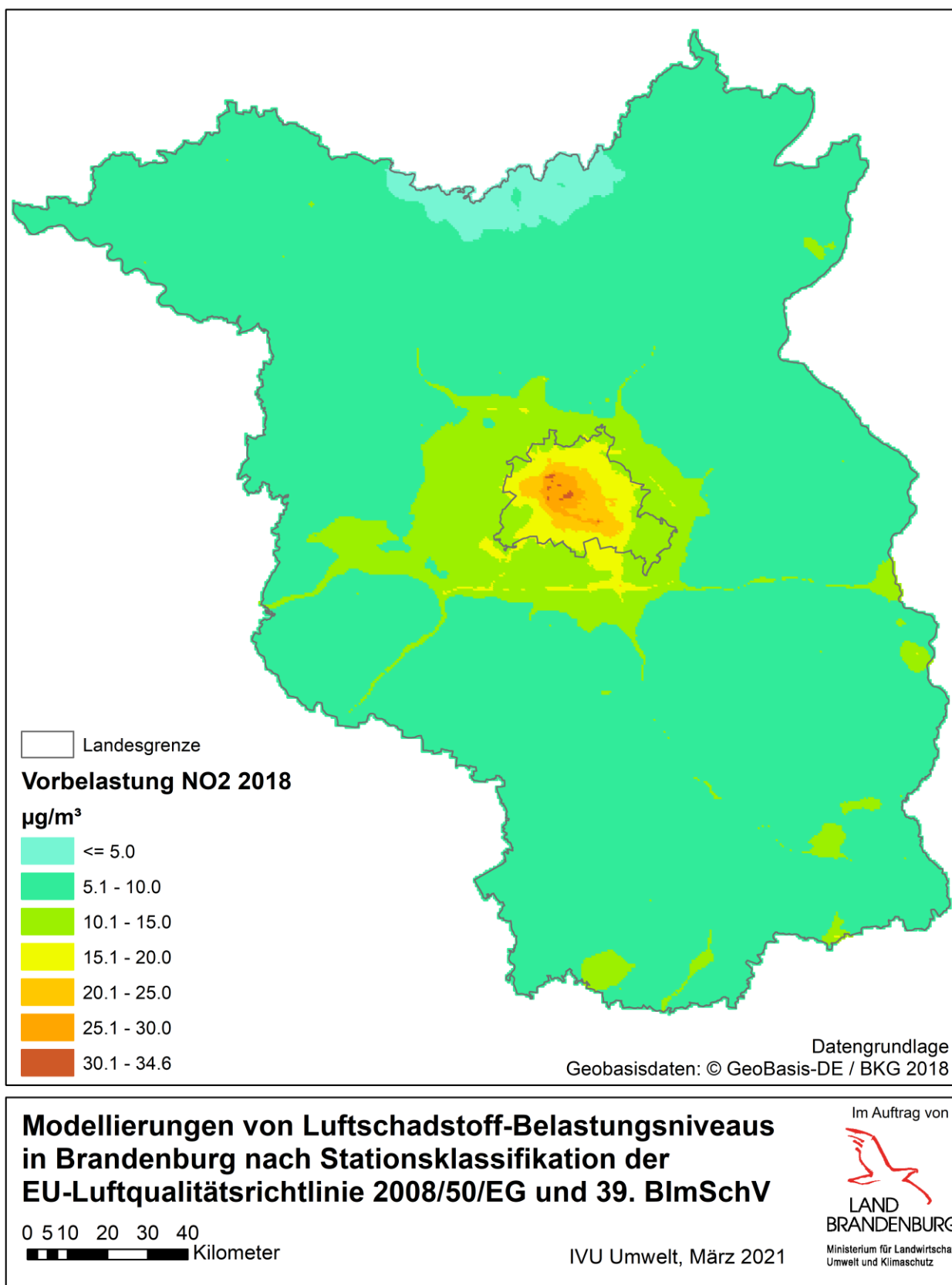


Abbildung 4-6: Hintergrundbelastung 2018 für NO₂

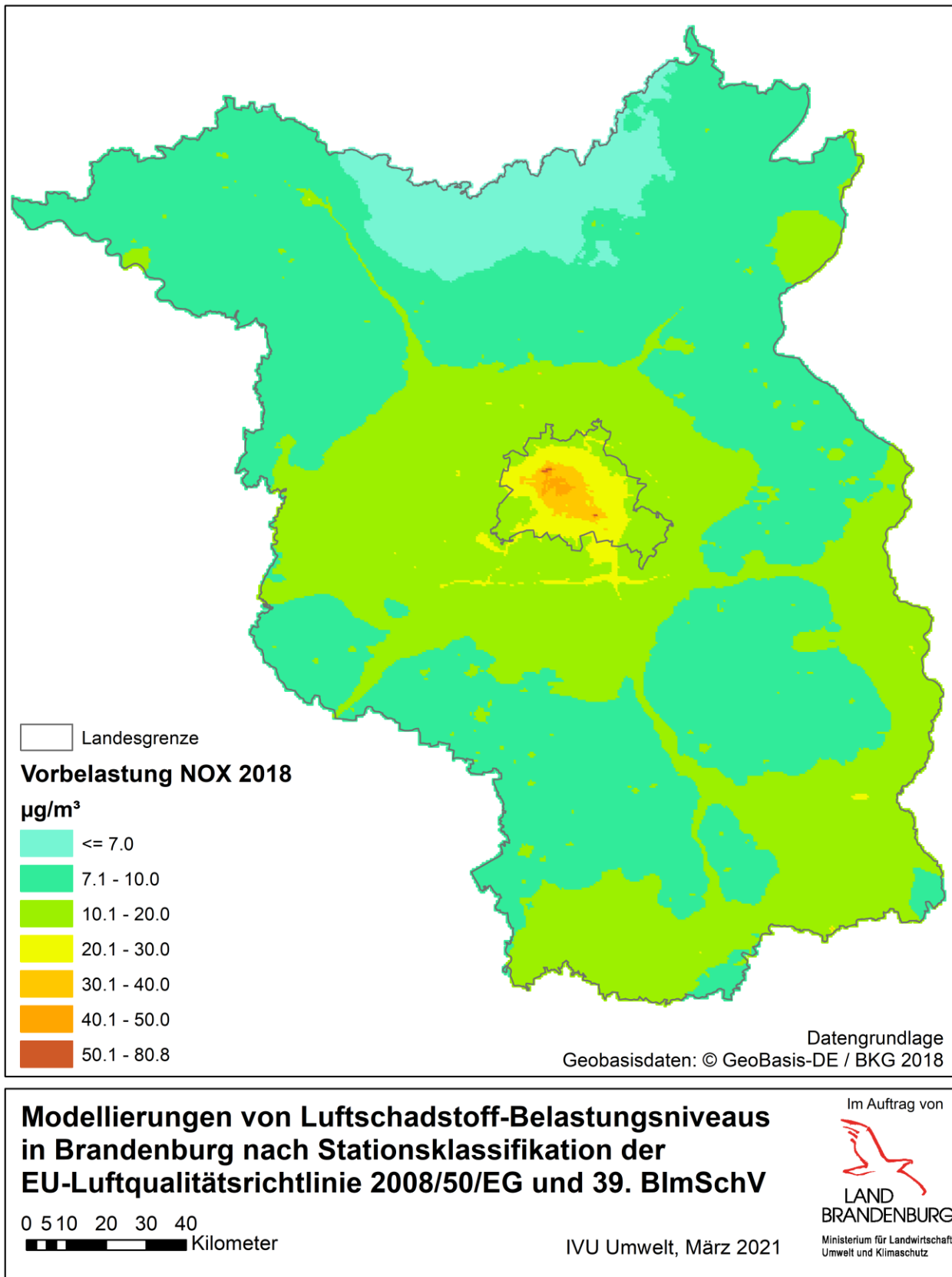


Abbildung 4-7: Hintergrundbelastung 2018 für NO_x

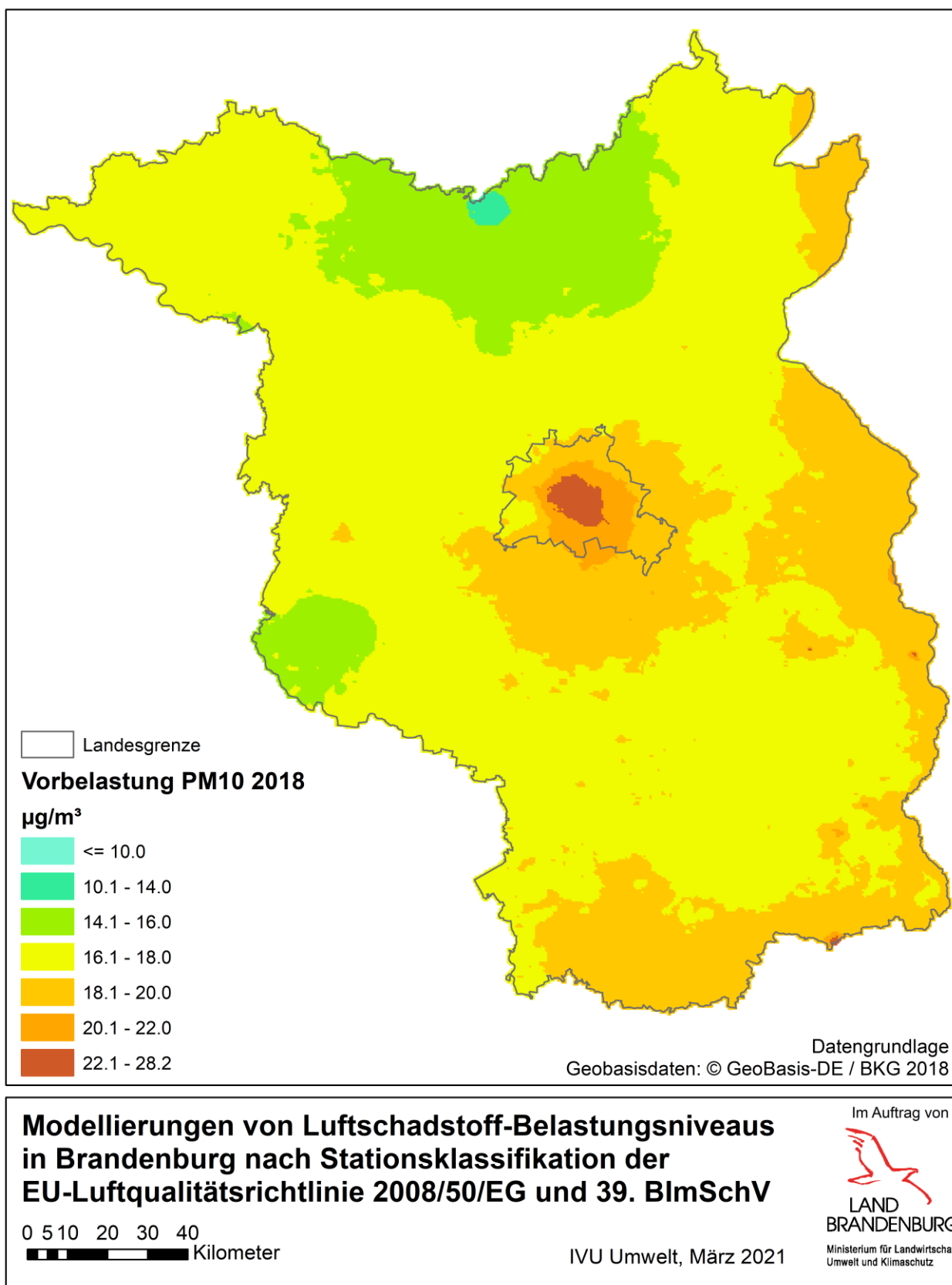


Abbildung 4-8: Hintergrundbelastung 2018 für PM10

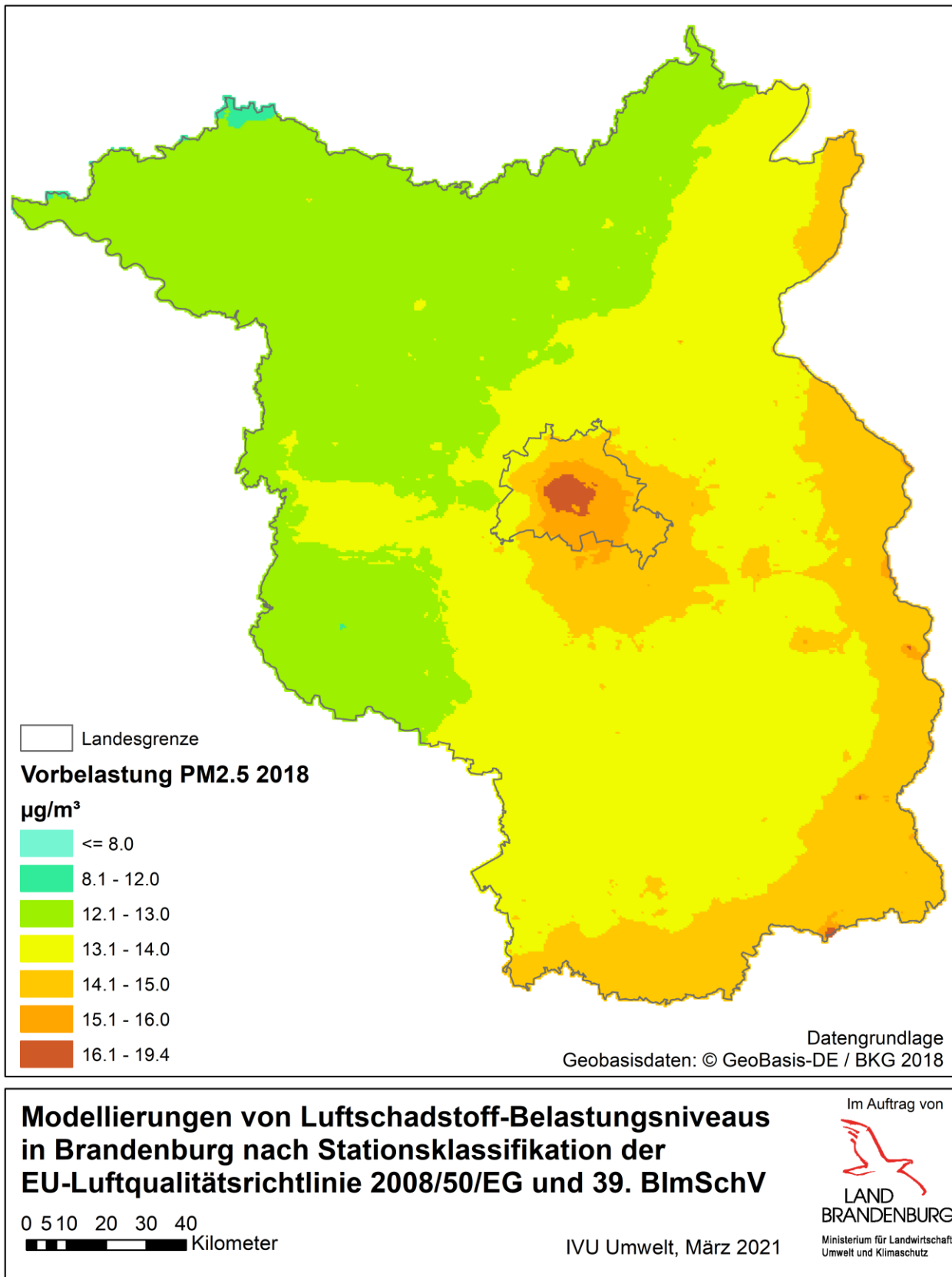


Abbildung 4-9: Hintergrundbelastung 2018 für PM2.5

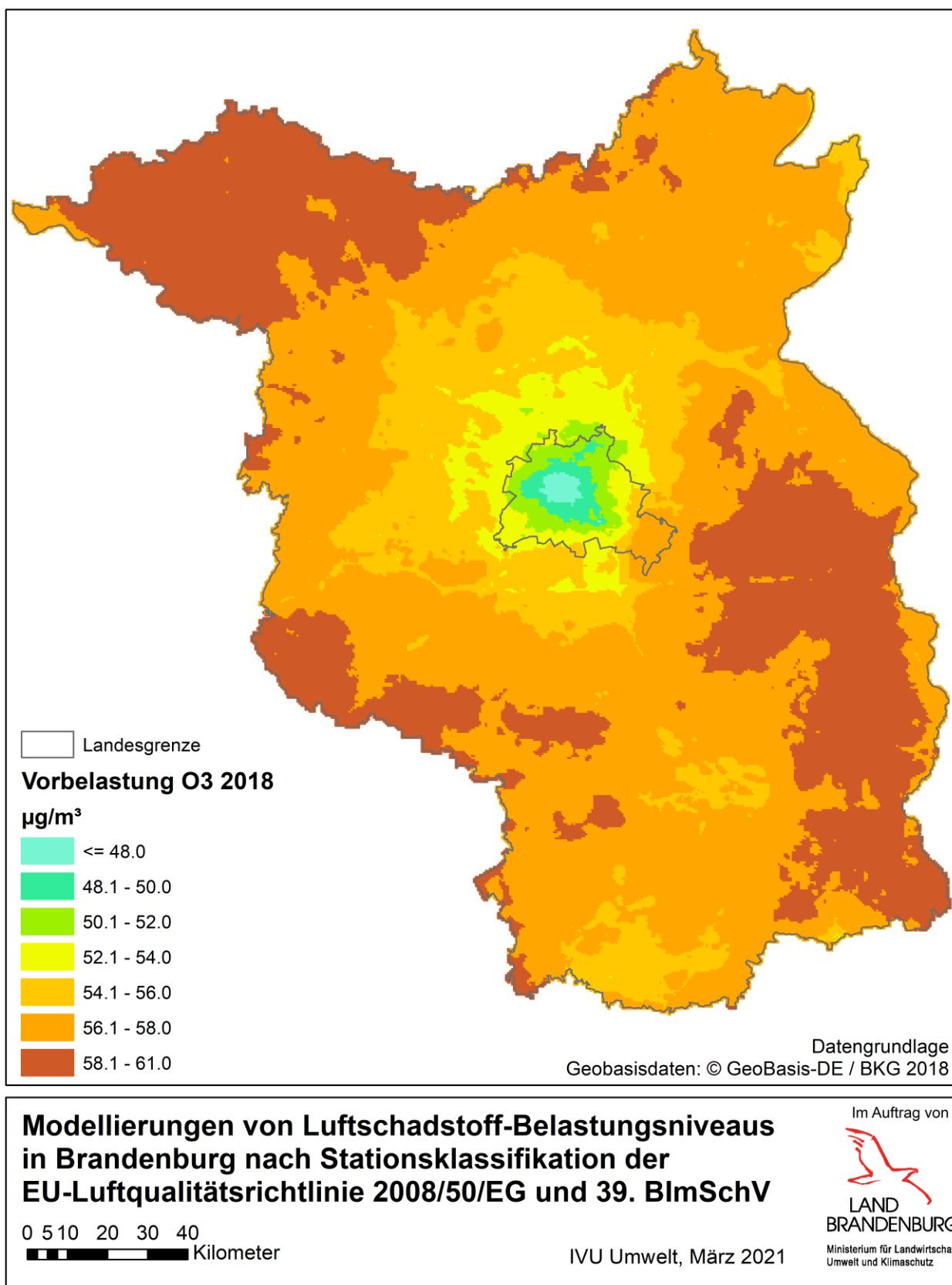


Abbildung 4-10: Hintergrundbelastung 2018 für Ozon

4.1.3 Qualitätssicherung

4.1.3.1 Qualitätssicherung nach Richtlinie EU 2008/50/EG

Die Richtlinie EU 2008/50/EG (EU, 2008) 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 Immissionsbelastungen 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. Die grauen, gestrichelten Linien kennzeichnen den Abweichungsbereich von $\pm 30\%$ (für NO_2 und NO_x ; Abbildung 4-11 bzw. Abbildung 4-12) bzw. von $\pm 50\%$ (für PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, Abbildung 4-13 bzw. Abbildung 4-14) um den Messwert. Die Richtlinie 2008/50/EG (EU, 2008) gibt für Ausbreitungsrechnungen eine Genauigkeit von $\pm 30\%$ bzw. von $\pm 50\%$ um den jeweiligen Grenzwert vor. Insofern stellt der hier eingezeichnete Abweichungsbereich unterhalb des Grenzwerts ein etwas schärferes Beurteilungskriterium dar. Für Ozon (Abbildung 4-15) gibt die 39. BImSchV (2020) kein Datenqualitätsziel für modellierte Jahresmittelwerte vor. Die graue, durchgezogene Linie dient der Orientierung, sie weist eine Steigung von 1 auf (Modell = Messung). Für die Stoffe NO_2 , NO_x , PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ und Ozon wurden zudem die Regressionsgerade als schwarze Linie sowie die zugehörige Regressionsgleichung, das Bestimmtheitsmaß R^2 und der Mittelwert der gemessenen und der modellierten Jahresmittelwerte über alle Stationsorte angegeben.

In Abbildung 4-11 bzw. Abbildung 4-12 sind für NO_2 und NO_x die reinen RCG-Modellergebnisse und die berechnete Hintergrundbelastung an den Messorten gegen die Messwerte aufgetragen. Dabei wurden die Datenpunkte nach den Messnetzen Brandenburg und Berlin sowie für das UBA farblich kenntlich gemacht.

Bezogen auf alle Messstationen weisen bereits die reinen RCG-Modellergebnisse für NO_2 und NO_x an den Messorten ein Bestimmtheitsmaß von 93 % bzw. 89 % auf. Das 30 %-Datenqualitätsziel wird allerdings bei beiden Stoffen nicht an allen Stationen erreicht. Die Messungen in Berlin werden tendenziell über- und in Brandenburg tendenziell unterschätzt. Durch Datenassimilation und Kopplung mit FLADIS steigt das Bestimmtheitsmaß bei NO_2 auf 99 % und bei NO_x auf 98 %, das 30 %-Datenqualitätsziel wird an allen Stationen eingehalten.

Abbildung 4-13 zeigt für PM_{10} und Abbildung 4-14 für $\text{PM}_{2.5}$ die reinen RCG-Modellergebnisse sowie die berechnete Hintergrundbelastung an den Messorten, aufgetragen gegen die Messwerte. Die reinen RCG-Modellergebnisse an den Messorten weisen ein Bestimmtheitsmaß für PM_{10} von 56 % und für $\text{PM}_{2.5}$ von 49 % auf. Dabei werden die PM_{10} - und $\text{PM}_{2.5}$ -Messwerte an allen Messorten unterschätzt. Dieses Ergebnis entspricht der allgemeinen Unterschätzung, der PM -Modellergebnisse nach aktuellem Stand im Regelfall unterliegen (Abschnitt 2.1.2). Das Datenqualitätsziel von 50 % wird von den reinen RCG-Modellergebnissen für PM_{10} und für $\text{PM}_{2.5}$ an allen Stationsorten eingehalten. Durch Kopplung der assimilierten RCG-Modellergebnisse mit den interpolierten Messwerten steigt das Bestimmtheitsmaß für PM_{10} auf rund 94 % und für $\text{PM}_{2.5}$ auf knapp 97 %, das Datenqualitätsziel wird von PM_{10} und von $\text{PM}_{2.5}$ auch bei dieser Vorgehensweise an allen Stationen eingehalten.

Der Vergleich bei Ozon in Abbildung 4-15 zeigt, dass die reinen RCG-Modellergebnisse zwar nur ein Bestimmtheitsmaß von 37 % erzielen, aber die Wertepaare liegen doch alle

recht dicht an der Winkelhalbierenden, und der Unterschied der Mittelwerte über alle Stationen ist mit modellierten $53.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu gemessenen $55.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ recht gering. Die Messwert-Kopplung mit den assimilierten RCG-Modellergebnissen führt dann zur einem Bestimmtheitsmaß von 93 %.

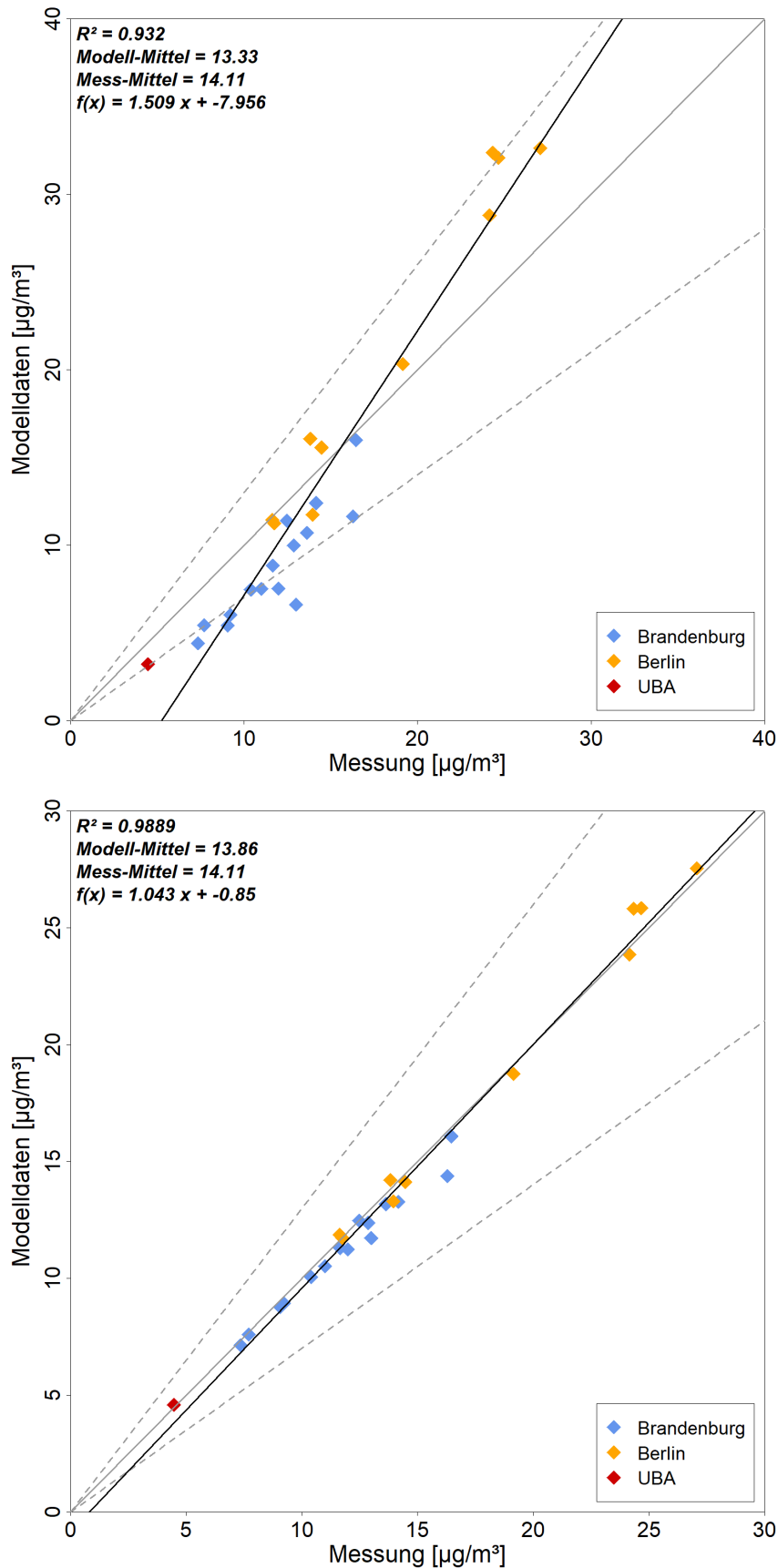


Abbildung 4-11: Modell-Messwert-Vergleich NO₂ 2018 (oben: reines RCG; unten: mit FLADIS berechnete Hintergrundbelastung)

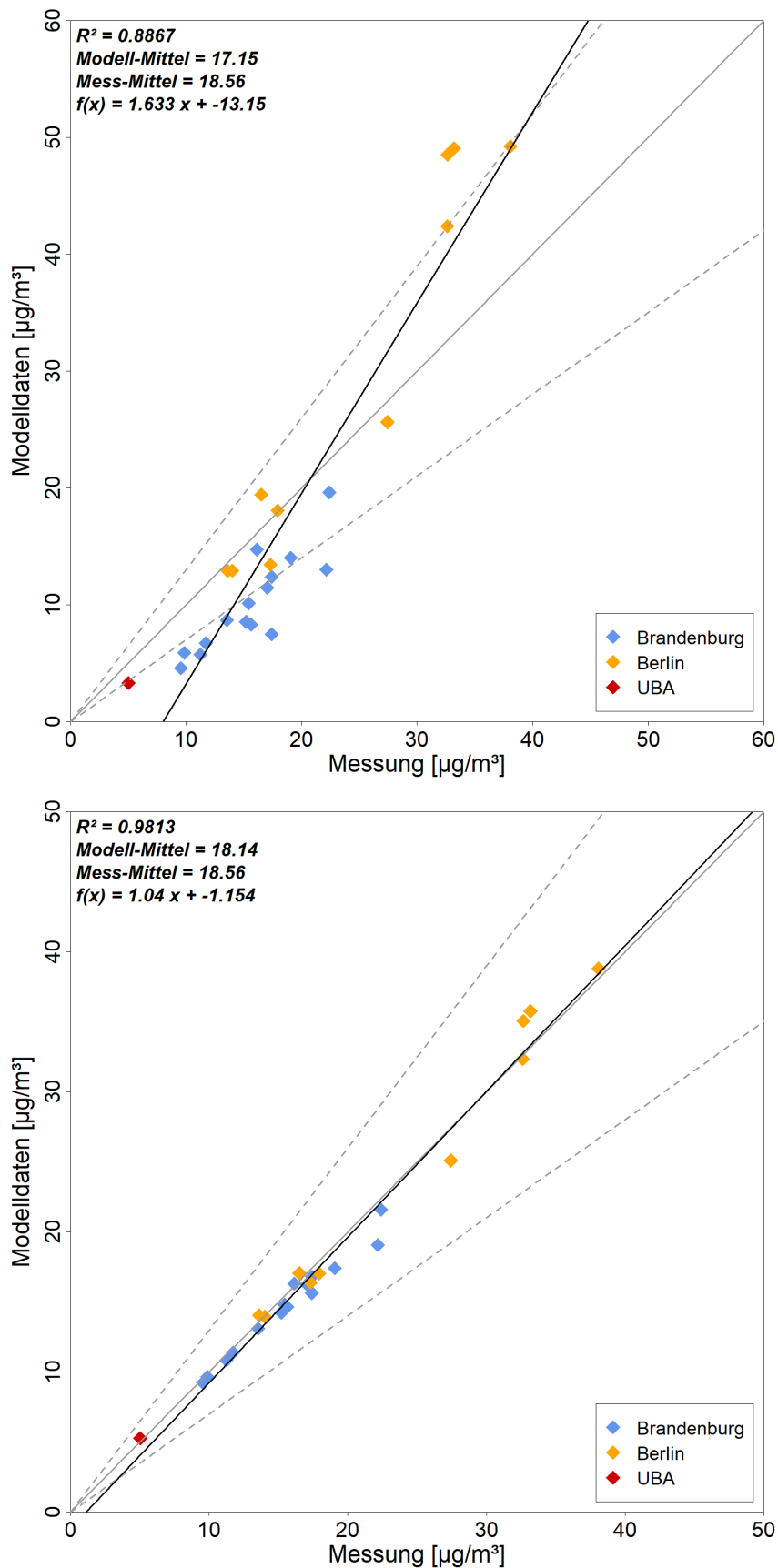


Abbildung 4-12: Modell-Messwert-Vergleich NO_x 2018 (oben: reines RCG; unten: mit FLADIS berechnete Hintergrundbelastung)

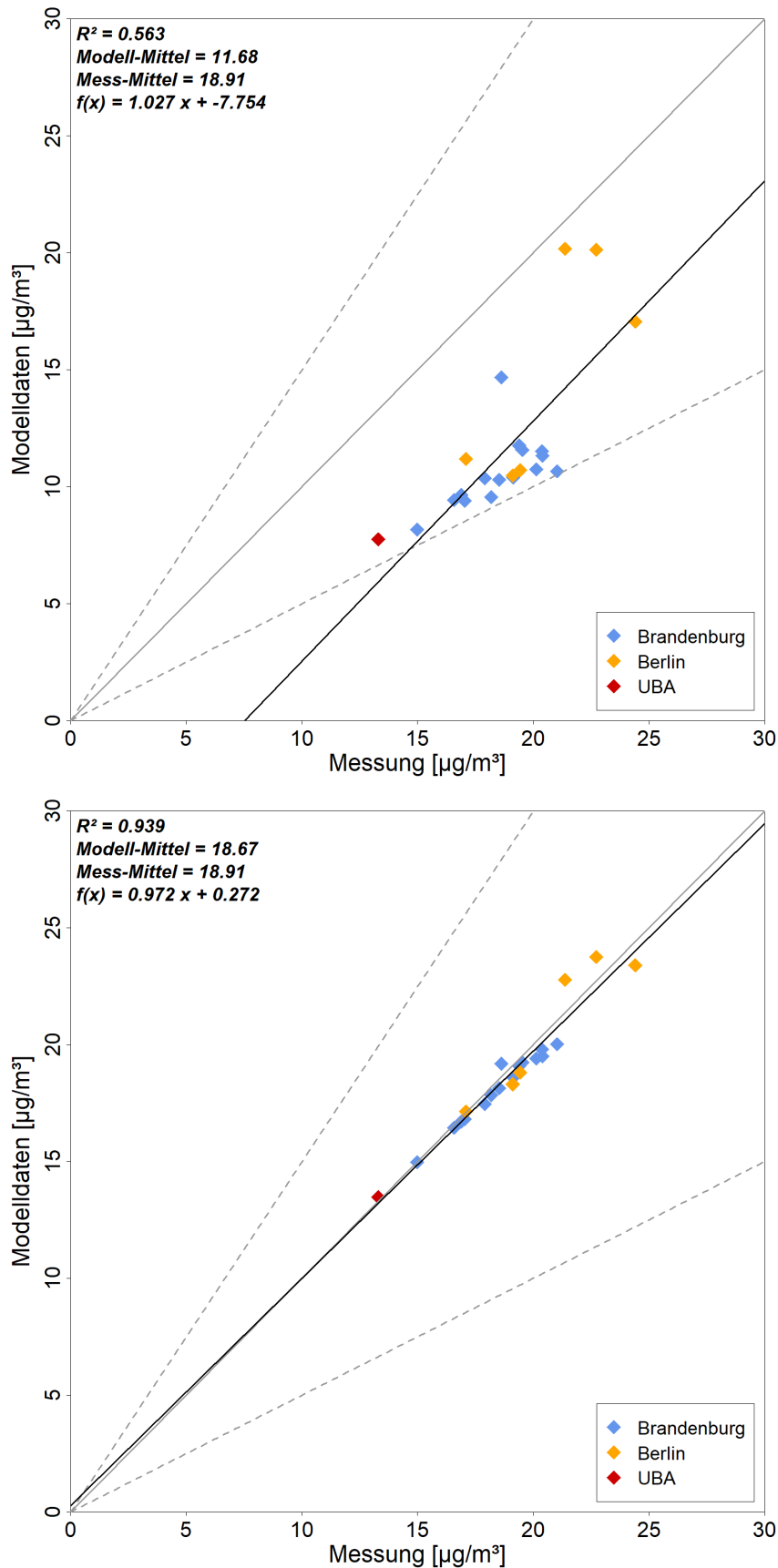


Abbildung 4-13: Modell-Messwert-Vergleich PM10 2018 (oben: reines RCG; unten: mit FLADIS berechnete Hintergrundbelastung)

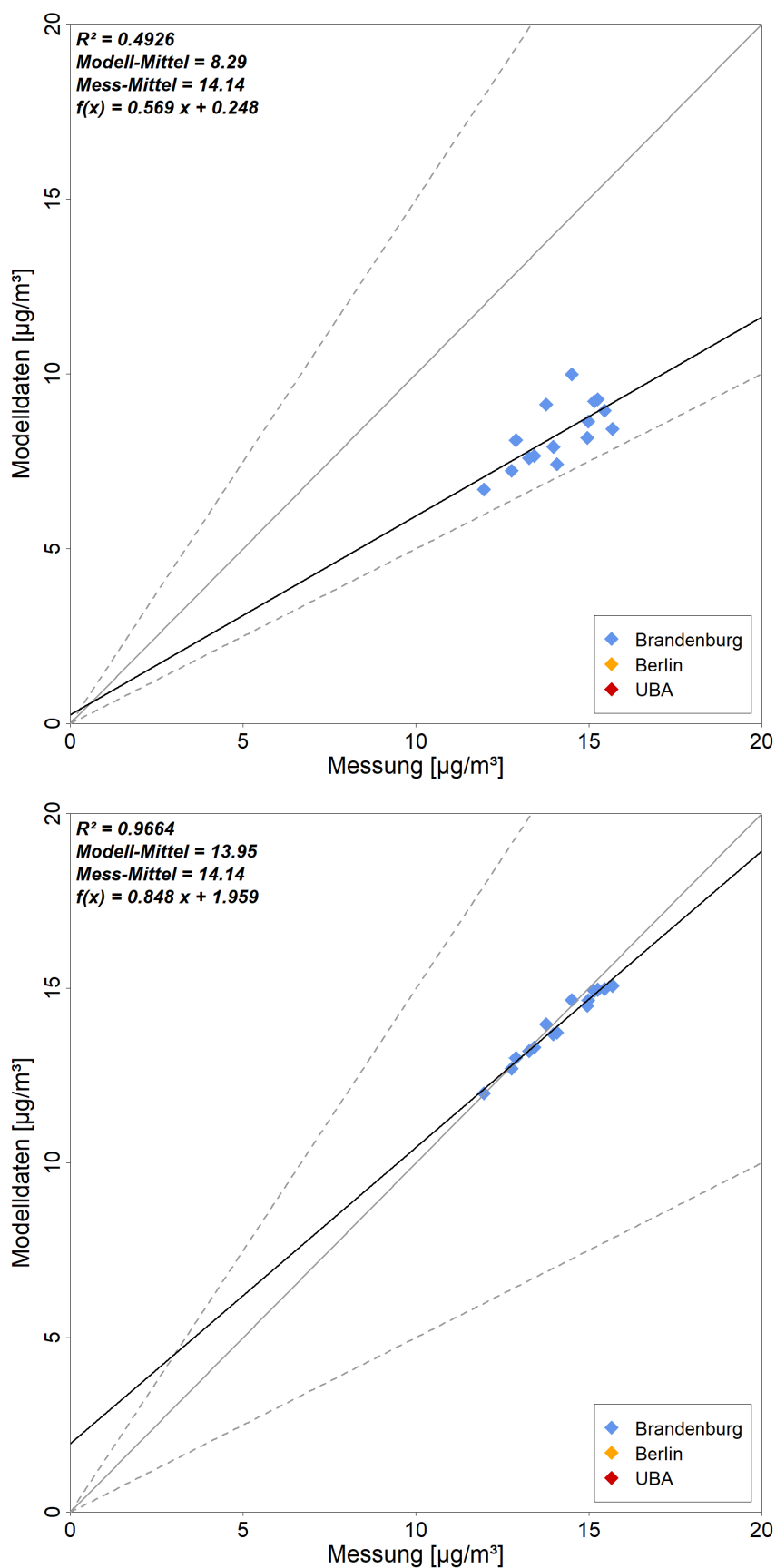


Abbildung 4-14: Modell-Messwert-Vergleich PM2.5 2018 (oben: reines RCG; unten: mit FLADIS berechnete Hintergrundbelastung)

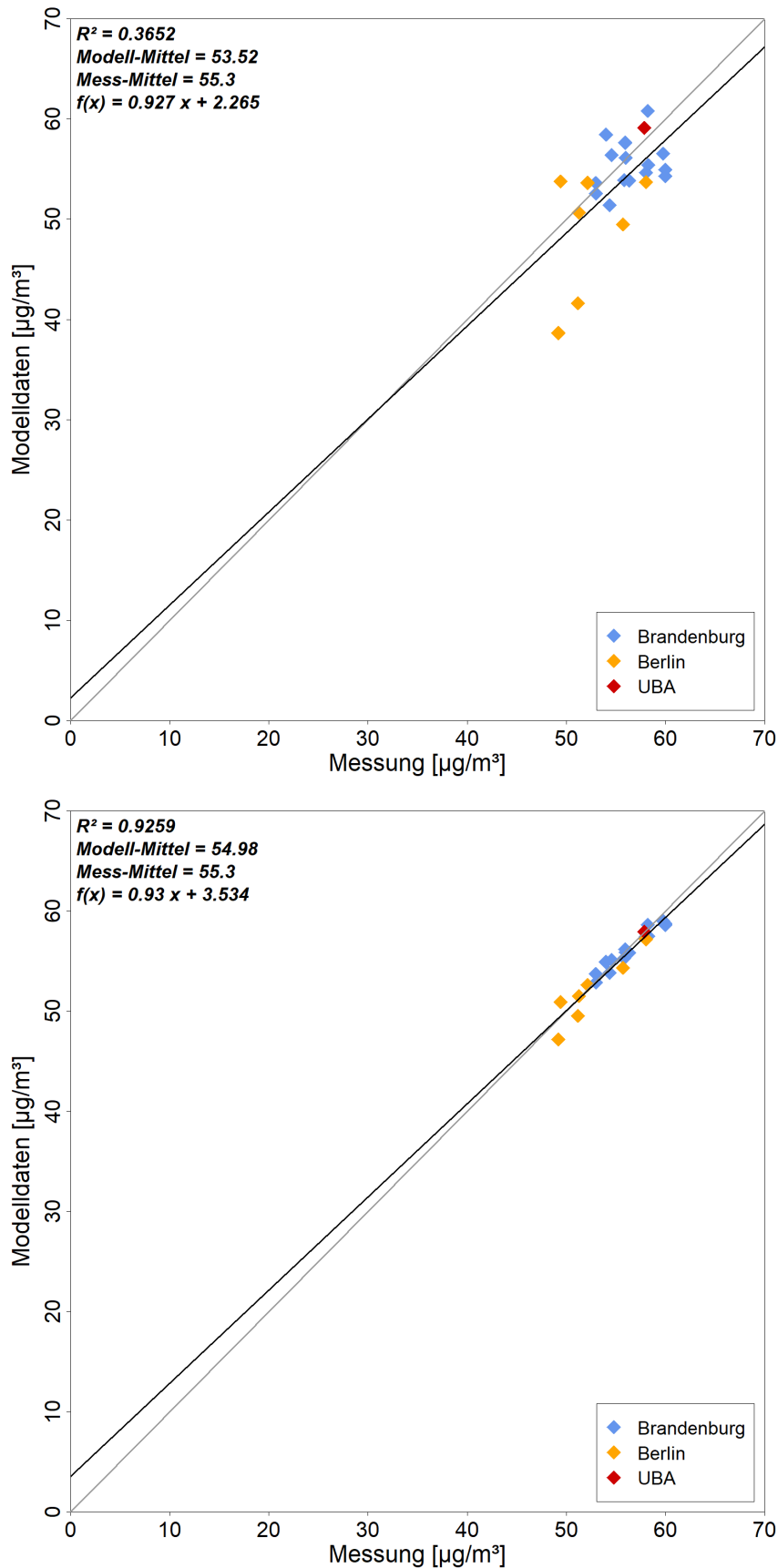


Abbildung 4-15: Modell-Messwert-Vergleich Ozon 2018 (oben: reines RCG; unten: mit FLADIS berechnete Hintergrundbelastung)

4.1.3.2 EU-FAIRMODE Delta-Tool

Mit dem im Rahmen der FAIRMODE-Initiative entstandene DELTA-Tool für "Assessment & Planning" (A&P; Thunis & Cuvelier, 2020; FAIRMODE, 2020) wurden entsprechend der Beschreibung in Abschnitt 2.3 Assessment Target Plots für die vier Stoffe NO₂, Ozon, PM₁₀ und PM_{2.5} erstellt. Für NO_x ist die Erstellung von Assessment Target Plots im DELTA-Tool nicht vorgesehen. Die Datenpunkte wurden nach den Messnetzen Brandenburg und Berlin sowie für das UBA farblich unterschieden.

Der Assessment Target Plot für NO₂ zeigt für die reinen RCG-Ergebnisse (Abbildung 4-16, oben) analog zum Scatterplot in Abbildung 4-11, oben, für die meisten Brandenburger Stationsorte (blau eingezeichnet) einen negativen Bias und für die meisten der Berliner Stationsorte (rot eingezeichnet) einen positiven Bias. Der MQI aller Stationen ist < 1, für viele Brandenburger Stationen ist er sogar ≤ 0.5 . Das 90 %-Perzentil aller Stationen liegt für die stündliche Auswertung (MQI_{HD}) bei 0.726 und für die Jahresauswertung (MQI_{YR}) bei 0.632. Das Modellierungsqualitäts-Ziel ist aus Sicht des DELTA-Tools für die reinen RCG-Modellergebnisse für NO₂ erfüllt.

Abbildung 4-16, unten, zeigt für NO₂ den Assessment Target Plot für die RCG-Ergebnisse nach Datenassimilation und Kopplung mit den interpolierten Messdaten, die in Abschnitt 5 als Vorbelastungswerte für die landesweiten Screeningberechnungen dienen. Die Ergebnisse der berechneten Vorbelastung liegen für NO₂ 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 NO₂ erfüllt. Als Qualitätsprüfung zur grundsätzlichen Eignung ist dies natürlich von geringer Aussagekraft, da an die Messwerte assimilierte Modellwerte mit Messwerten verglichen werden. Der Unterschied in der Erfüllung der Kriterien im Vergleich mit den reinen Modellergebnissen zeigt aber, ergänzend zu den Ausführungen in Abschnitt 4.1.3.1, nochmals deutlich, dass die hier durchgeführte Kombination mit den Messdaten eine deutliche Qualitätsverbesserung mit sich bringt.

Die reinen RCG-Ergebnisse für PM₁₀ (Abbildung 4-18, oben) weisen für alle Stationen analog zum Scatterplot in Abbildung 4-13, oben, einen negativen Bias auf. Alle Stationen weisen einen MQI < 1 auf, und das zugehörige 90 %-Perzentil MQI_{HD} liegt mit 0.953 knapp unter 1. Allerdings ist der auf den Jahresmittelwert bezogene MQI_{YR} mit 1.193 größer 1, d. h. das Modellierungsqualitäts-Ziel ist für PM₁₀ aus Sicht des DELTA-Tools nicht erfüllt. Grund für die unterschiedliche Aussage von MQI_{HD} und MQI_{YR} ist, dass der MQI in Abhängigkeit der Messunsicherheit der jeweils betrachteten Größe bestimmt wird (Abschnitt 2.3), und die Messunsicherheit für Jahresmittelwerte deutlich geringer ist als für Stundenmittelwerte. So kann sich das MQI_{YR}-Kriterium ggf. als das schärfere Kriterium erweisen.

Wie für PM₁₀ weisen auch für PM_{2.5} (Abbildung 4-18, oben) alle Stationen analog zum Scatterplot in Abbildung 4-14, oben, im Assessment Target Plot einen negativen Bias auf. Der MQI aller Stationen liegt zwischen 0.5 und 1. Das 90 %-Perzentil aller Stationen liegt für die stündliche Auswertung (MQI_{HD}) bei 0.755 und für die Jahresauswertung (MQI_{YR}) bei 0.614. Das Modellierungsqualitäts-Ziel ist aus Sicht des DELTA-Tools für die reinen RCG-Modellergebnisse für PM_{2.5} erfüllt.

Abbildung 4-18, unten, und Abbildung 4-18, unten, zeigen für PM₁₀ und PM_{2.5} wiederum die Assessment Target Plots für die RCG-Ergebnisse nach Datenassimilation und Kopplung mit den interpolierten Messdaten, die in Abschnitt 5 als Vorbelastungswerte für die landesweiten Screeningberechnungen dienen. Die Ergebnisse der berechneten Vorbe-

lastung liegen wie schon für NO₂ auch für diese beiden Stoffe an allen Stationen entsprechend der Erwartung für assimilierte Modelldaten 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 auch für PM10 und PM2.5 erfüllt.

Auch für Ozon wird das Modellierungsqualitäts-Ziel aus Sicht des DELTA-Tools für die reinen RCG-Modellergebnisse erfüllt (Abbildung 4-19, oben). Im Unterschied zum Scatterplot in Abbildung 4-15, oben, zeigen alle Stationen einen negativen Bias. Grund dafür ist, dass sich der Scatterplot auf die Jahresmittelwerte an den Stationsorten bezieht, während der Assessment Target Plot für Ozon die täglichen maximalen gleitenden 8-Stunden-Mittelwerte auswertet. Da Ozon durch das Modell in seinen Maximalwerten unterschätzt wird, ergibt sich an allen Stationsorten der negative Bias. Der MQI aller Stationspunkte liegt im Bereich von 0.5, und das 90 %-Perzentil beträgt 0.507 (MQI_HD) bzw. 0.557 (MQI_YR).

Abbildung 4-19, unten, zeigt für Ozon den Assessment Target Plot für die RCG-Ergebnisse nach Datenassimilation und Kopplung mit den interpolierten Messdaten, die in Abschnitt 5 als Vorbelastungswerte für die landesweiten Screeningberechnungen dienen. Die Ergebnisse der berechneten Vorbelastung liegen auch für Ozon wie schon für die anderen hier betrachteten assimilierten Daten 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 auch für Ozon erfüllt.

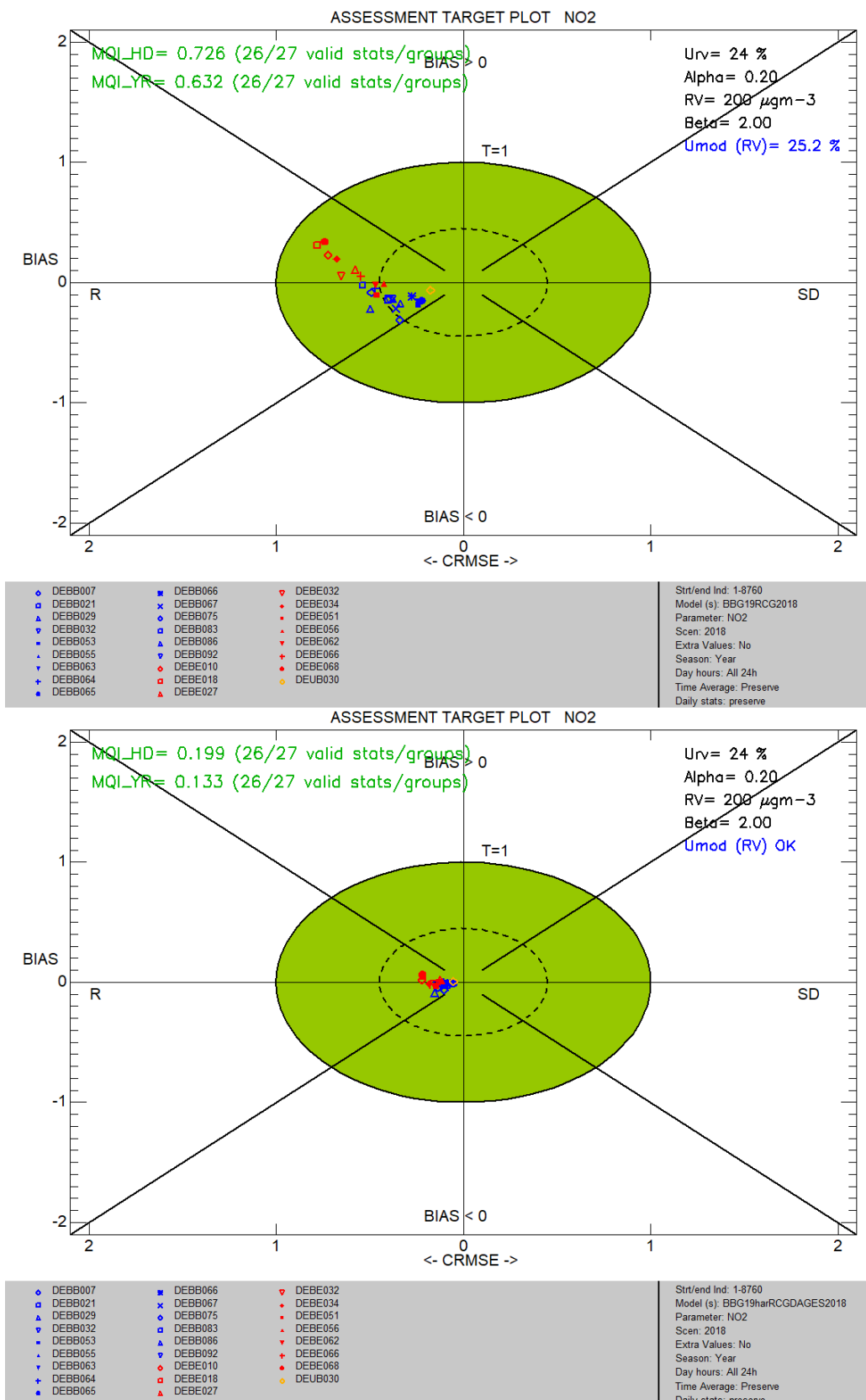


Abbildung 4-16: Assessment Target Plots für NO₂ an den Hintergrundstationen in Brandenburg 2018. Oben: Reine RCG-Ergebnisse. Unten: Berechnete Hintergrundbelastung (RCG nach Datenassimilation und Kopplung mit interpolierten Messdaten).

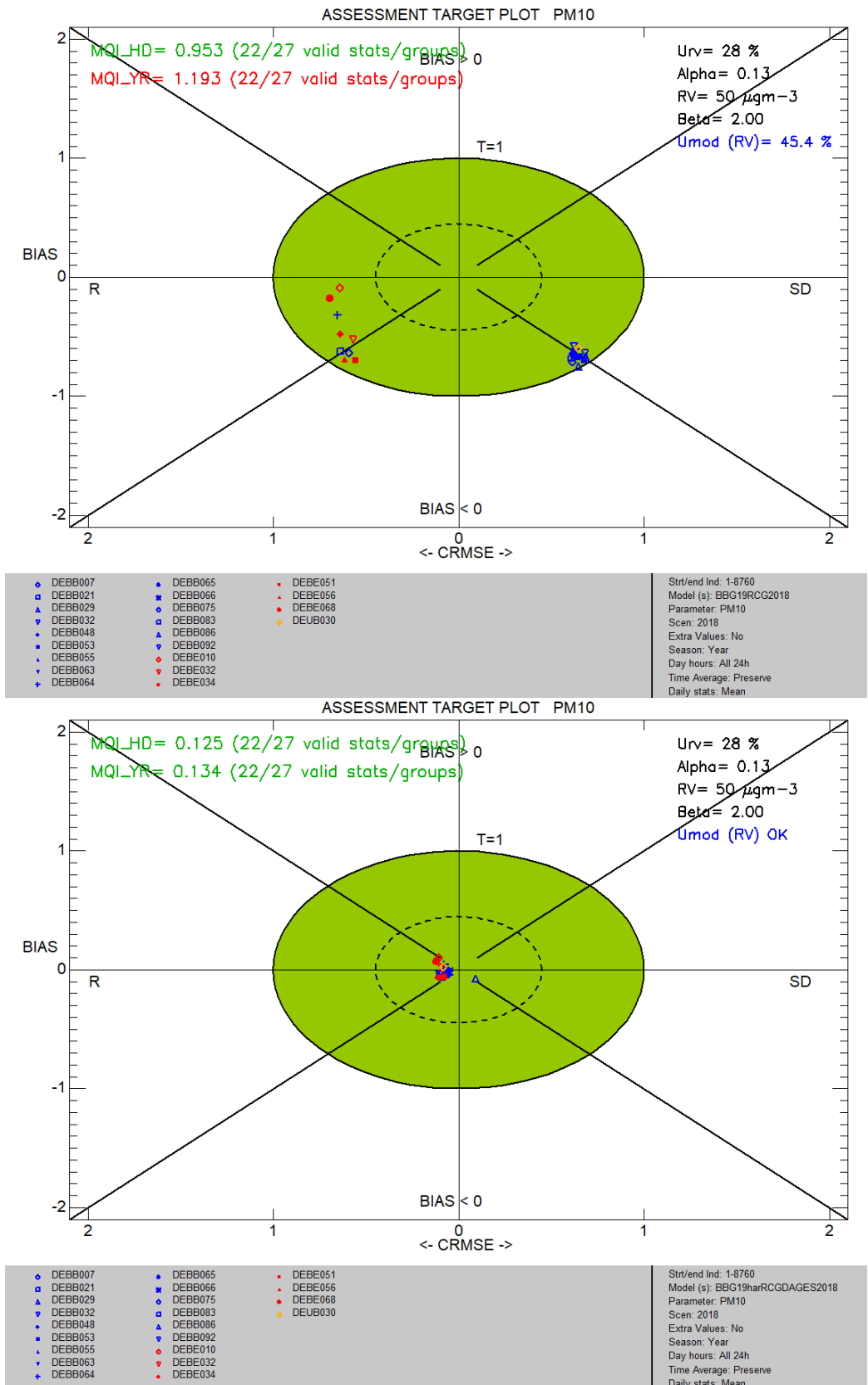


Abbildung 4-17: Assessment Target Plots für PM10 an den Hintergrundstationen in Brandenburg 2018. Oben: Reine RCG-Ergebnisse. Unten: Berechnete Hintergrundbelastung (RCG nach Datenassimilation und Kopplung mit interpolierten Messdaten).

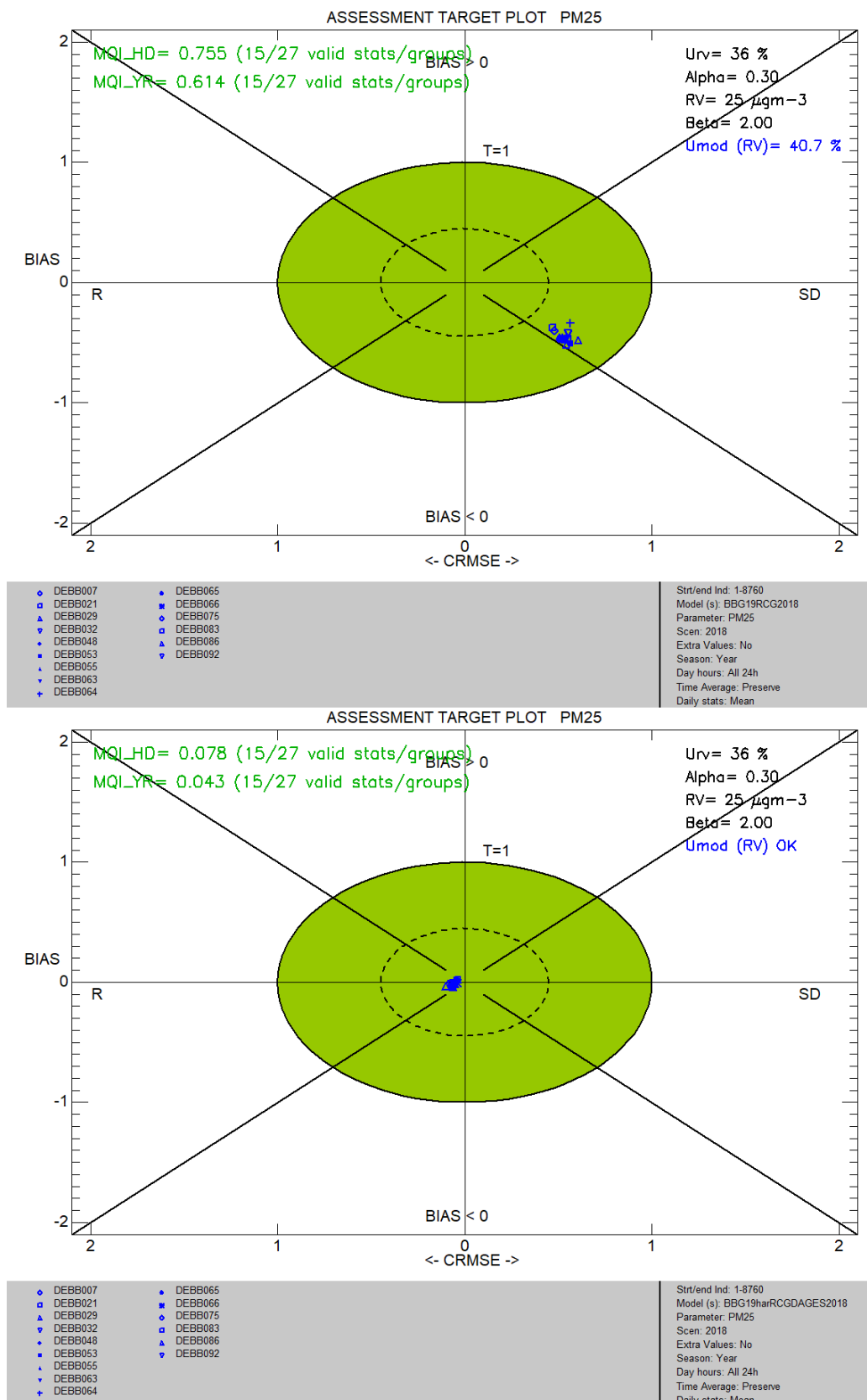


Abbildung 4-18: Assessment Target Plots für PM2.5 an den Hintergrundstationen in Brandenburg 2018. Oben: Reine RCG-Ergebnisse. Unten: Berechnete Hintergrundbelastung (RCG nach Datenassimilation und Kopplung mit interpolierten Messdaten).

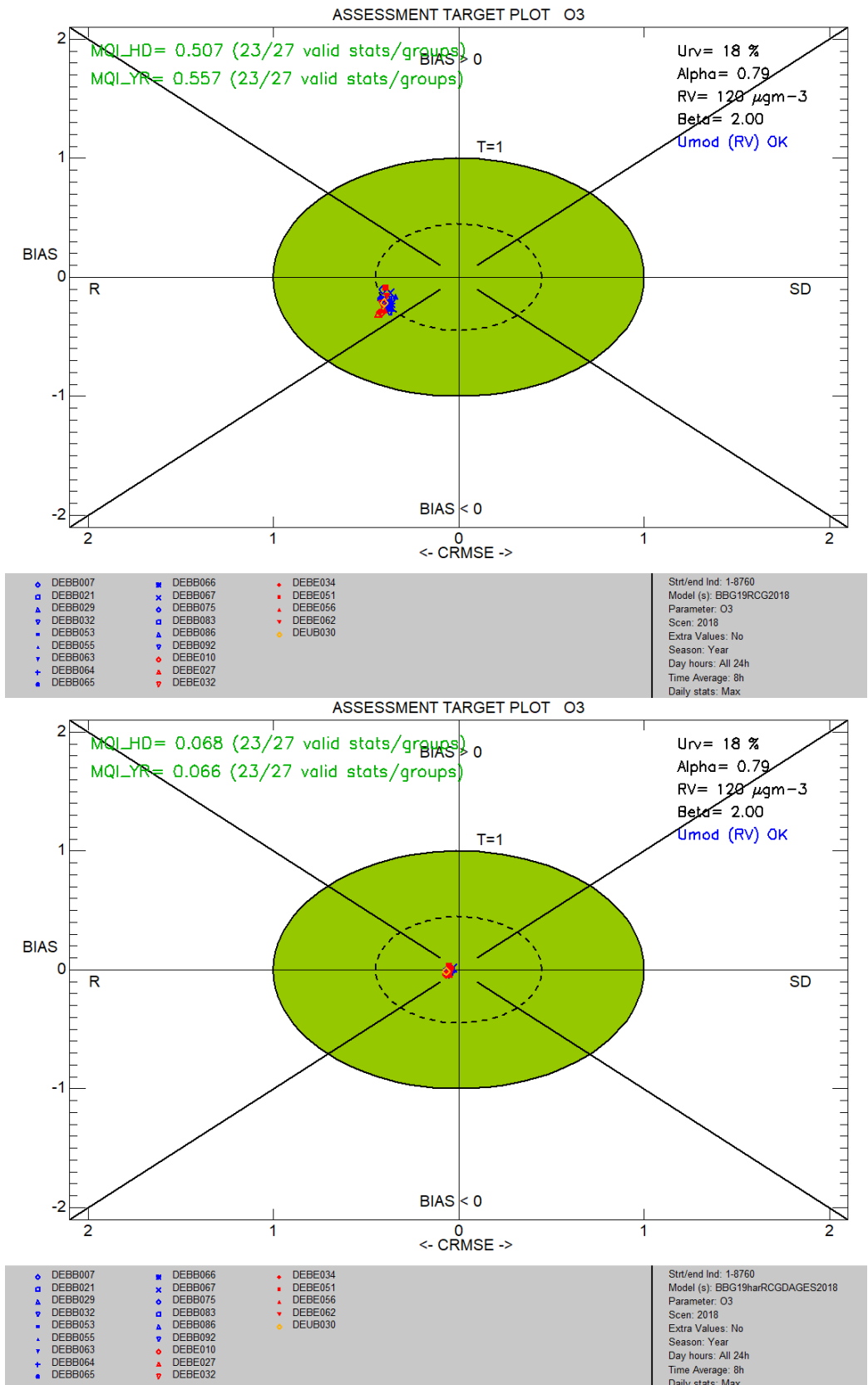


Abbildung 4-19: Assessment Target Plots für O₃ an den Hintergrundstationen in Brandenburg 2018. Oben: Reine RCG-Ergebnisse. Unten: Berechnete Hintergrundbelastung (RCG nach Datenassimilation und Kopplung mit interpolierten Messdaten).

4.2 Ansatz zur Berechnung der ländlichen Hintergrundbelastung

Im vorliegenden Projekt wurde die für 2018 ermittelte Hintergrundbelastung aus Abschnitt 4.1.2 mit einer in diesem Projekt neu entwickelten Methode getrennt für den ländlichen und den vorstädtisch-städtischen Hintergrund, im Sinne des Ansatzes nach Lenschow (siehe Abbildung 4-20), ermittelt. Dabei wird im Lenschow-Ansatz (Lenschow et al., 2001) der ländliche Hintergrund als regionaler Hintergrund bezeichnet und der vorstädtisch-städtische Hintergrund als urbaner Hintergrund. Dieser Ansatz ist ein theoretisches Konzept, das für die Beschreibung verschiedener Belastungsregimes in bzw. in der Umgebung einer Stadt sehr hilfreich und gut anwendbar ist.

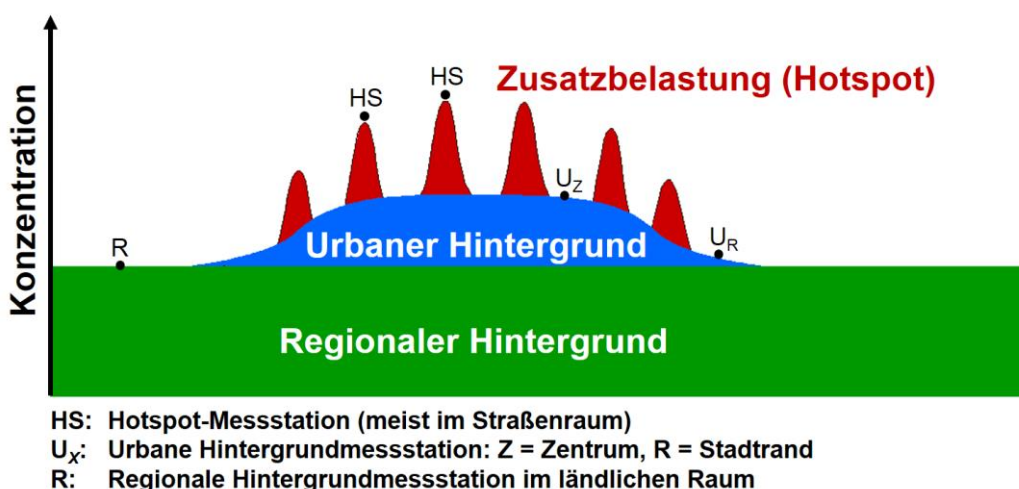


Abbildung 4-20: Schema der Zusammensetzung der städtischen Gesamtbelastung (nach Lenschow et al., 2001)

Für eine flächendeckende landesweite Differenzierung der Hintergrundbelastung lässt sich dieses Konzept nicht ohne weiteres umsetzen. So tragen für eine zu betrachtende Gemeinde z. B. die Emissionen von einer anderen Gemeinde sowohl zum städtischen Hintergrund der Gemeinde selbst als auch zum ländlichen Hintergrund in der Umgebung der (potentiell weit) entfernten Gemeinde bei. Zudem handelt es sich bei den hier im Fokus stehenden Stoffen NO₂, Ozon und Partikel allesamt um reaktive Stoffe, die in der Atmosphäre komplexen nicht-linearen Umwandlungs- und Bildungsprozessen unterliegen, weswegen zu ihrer landesweiten Modellierung ein CTM zum Einsatz kommt. Für solche reaktiven Stoffe ist der additive Lenschow-Ansatz strenggenommen auch als theoretisches Konzept nicht zulässig, auch wenn er innerhalb einer Stadt wegen der dort vorherrschenden Zeitskalen bzw. Transportwege hilfreich bleibt und i. Allg. eingesetzt wird.

Die Berechnung des vorstädtisch-städtischen Hintergrunds, der den ländlichen Hintergrund beinhaltet, ist problemlos möglich und entspricht dem klassischen Einsatzzweck eines CTMs bzw. der Nachbearbeitung mit FLADIS, wie es in diesem Projekt eingesetzt wurde.

Eine Modellierung des rein ländlichen Hintergrunds ist hingegen nicht möglich, nicht zuletzt, weil (zumindest auf Landesebene und bei reaktiven Stoffen) nicht klar ist, was das eigentlich ist. Abschätzungen des landesweiten ländlichen Hintergrunds sind aber auf verschiedene Arten denkbar, die alle grundsätzliche Einschränkungen aufweisen. Es wurde hier ein Ansatz angewendet bei dem der ländliche Hintergrund im Sinne von Len-

schow nicht direkt modelliert, sondern aus den Ergebnissen der assimilierten CTM-Modellierung abgeleitet wurde.

Das Konzept besteht darin, für jede Gemeinde in Brandenburg die minimale Konzentration im Gemeindegebiet zu ermitteln und diese als ländlichen Hintergrund der Gemeinde zu definieren. Dieser Ansatz hat den entscheidenden Vorteil, dass er landesweit umgesetzt werden kann, die Problematik von Nichtlinearitäten in der Modellierung von nicht inerten Schadstoffen nicht auftritt und er im Ergebnis dem theoretischen Konzept von Lenschow entspricht.

Im Folgenden wird am Beispiel der Stadt Brandenburg a. d. Havel das Vorgehen beschrieben, wie es nach Vorstellung verschiedener Möglichkeiten mit dem Auftraggeber abgestimmt wurde. Weitere, diskutierte Möglichkeiten wurden verworfen. In der Abbildung 4-21 wird im linken Bild aus der Ermittlung der landesweiten Hintergrundbelastung für NO₂ ein Ausschnitt für das Gemeindegebiet von Brandenburg an der Havel mit der entsprechenden Gemeindegrenze dargestellt. Der minimale NO₂-Jahresmittelwert im Gemeindegebiet wird auf der Gemeindegrenze im Südwesten ermittelt. Dieser minimale Konzentrationswert wird als regionaler Hintergrundwert für die Gemeinde gesetzt, und damit wird entsprechend im rechten Bild die Gemeinde mit dem entsprechenden Farbwert eingefärbt dargestellt. In der unteren Karte wird dann die Differenz aus der gesamten Hintergrundbelastung und dem einheitlichen Wert für den regionalen Hintergrund ausgerechnet und als urbaner Anteil dargestellt. Dieses exemplarisch für Brandenburg an der Havel dargestellte Verfahren wurde für das ganze Landesgebiet und die Schadstoffe NO₂, NO_x, PM₁₀, PM_{2.5} und Ozon angewendet und die Ergebnisse in den Abbildung 4-22 bis Abbildung 4-31 dargestellt. Bei den Karten für Ozon ist zu beachten, dass für Ozon als sekundär gebildeter Schadstoff das Lenschow-Schema nicht anwendbar ist, die hier aber gewählte Umsetzung in eine Trennung in ländlichen Hintergrund und urbanen Anteil aber durchführbar ist.

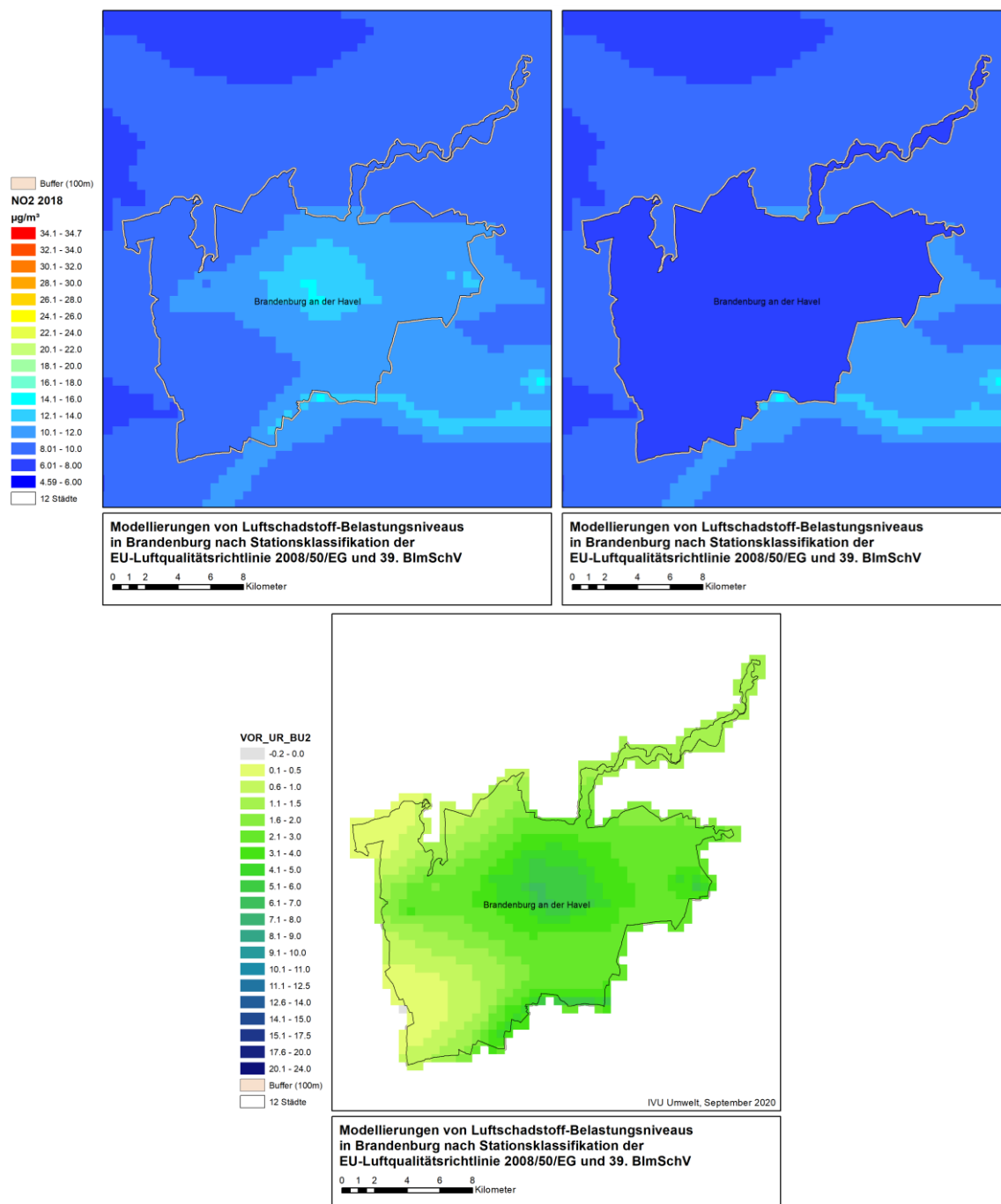
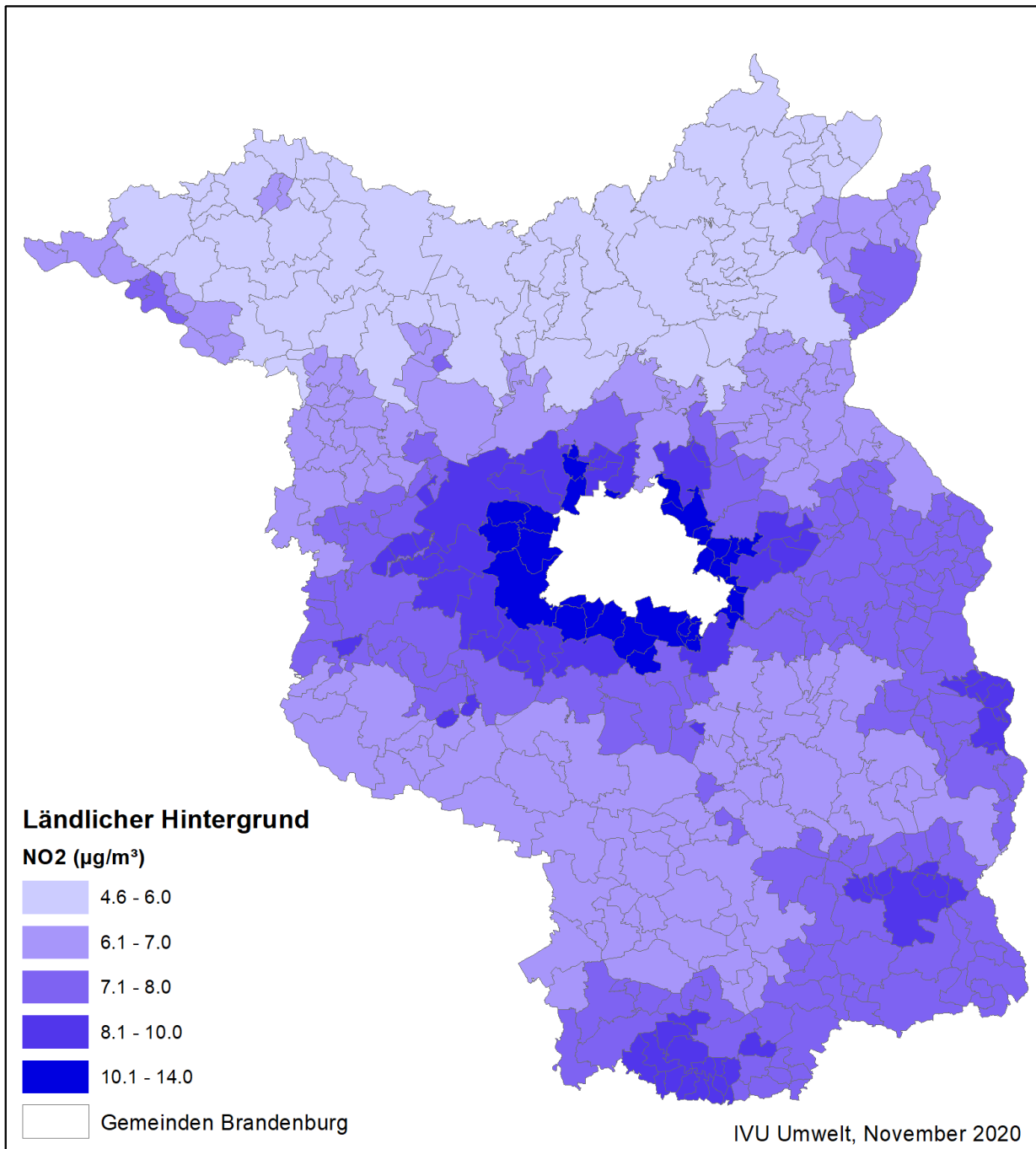


Abbildung 4-21: Beispiel für die Ermittlung des ländlichen Hintergrunds und des urbanen Anteil der NO₂-Belastung am Gesamthintergrund für die Stadt Brandenburg an der Havel



**Modellierungen von Luftschadstoff-Belastungsniveaus
in Brandenburg nach Stationsklassifikation der
EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG und 39. BImSchV**


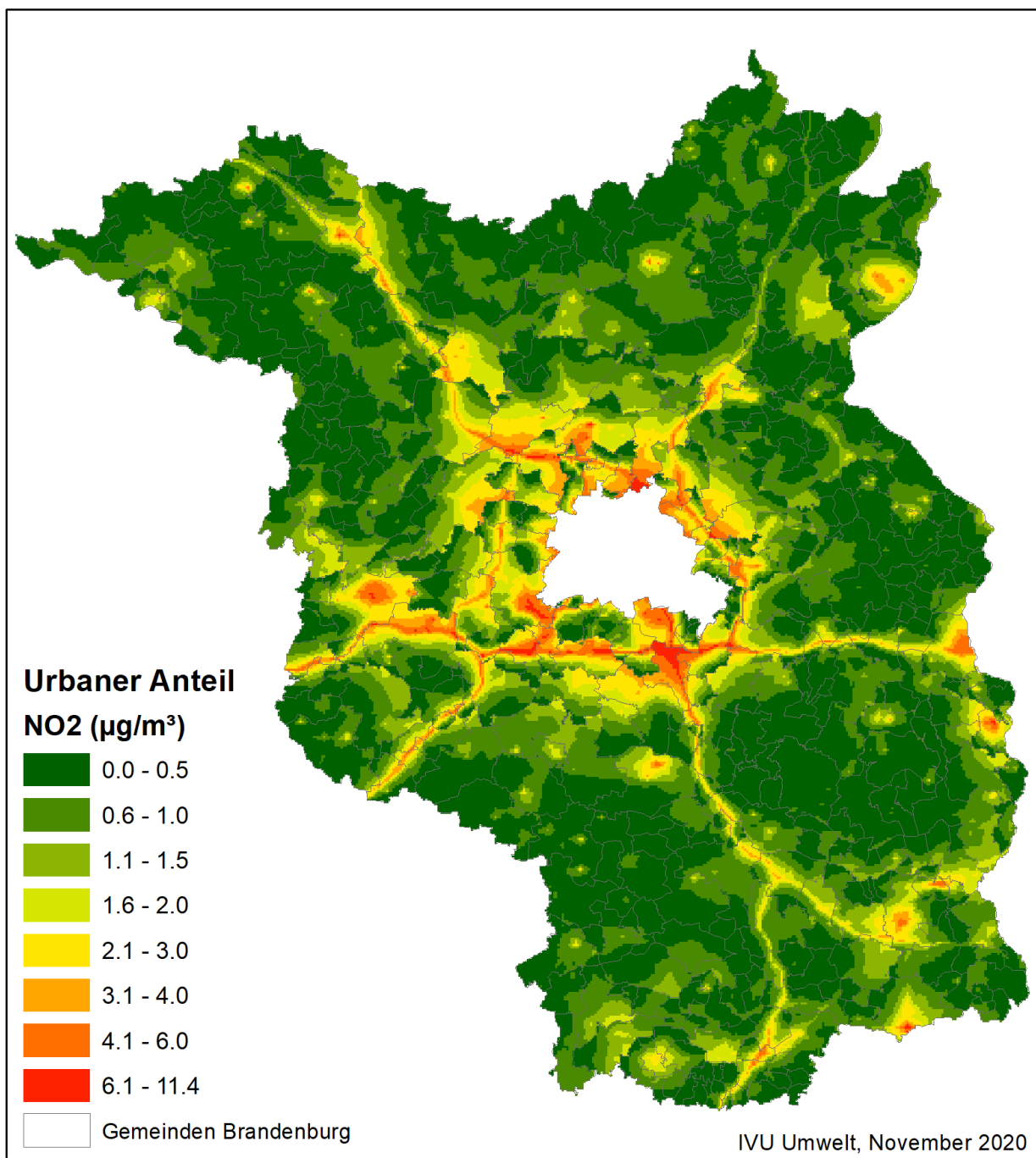
0 5 10 20 30 40
 Kilometer

Abbildung 4-22: Ländlicher Hintergrund für NO₂ in 2018 bezogen auf Gemeinden in Brandenburg



**Modellierungen von Luftschadstoff-Belastungsniveaus
in Brandenburg nach Stationsklassifikation der
EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG und 39. BImSchV**

0 5 10 20 30 40
Kilometer

Abbildung 4-23: Urbaner Anteil am Gesamthintergrund für NO₂ in 2018 bezogen auf Gemeinden in Brandenburg

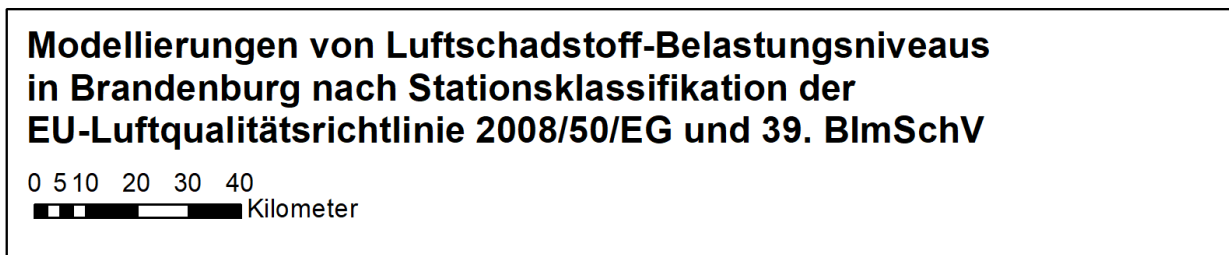
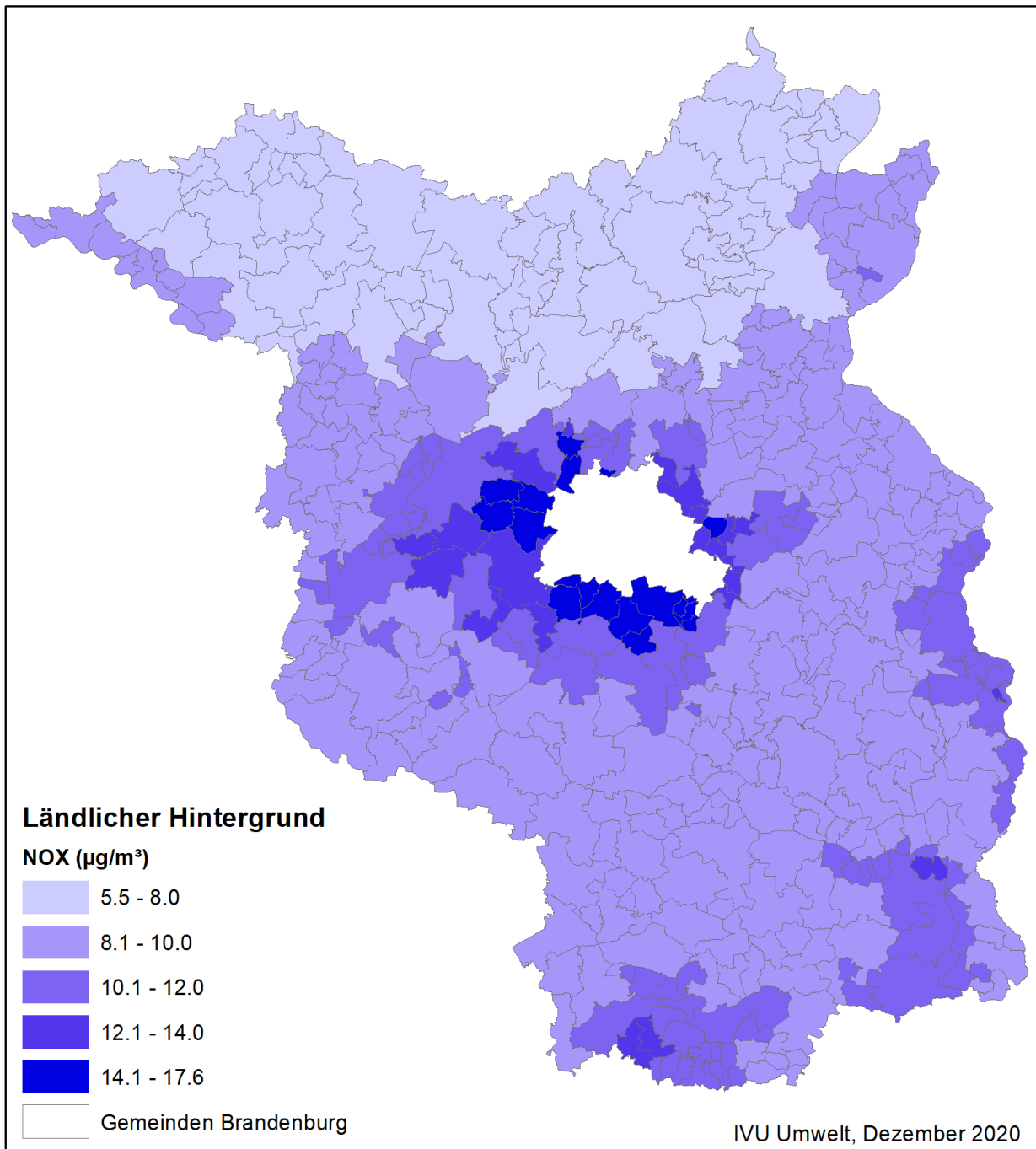
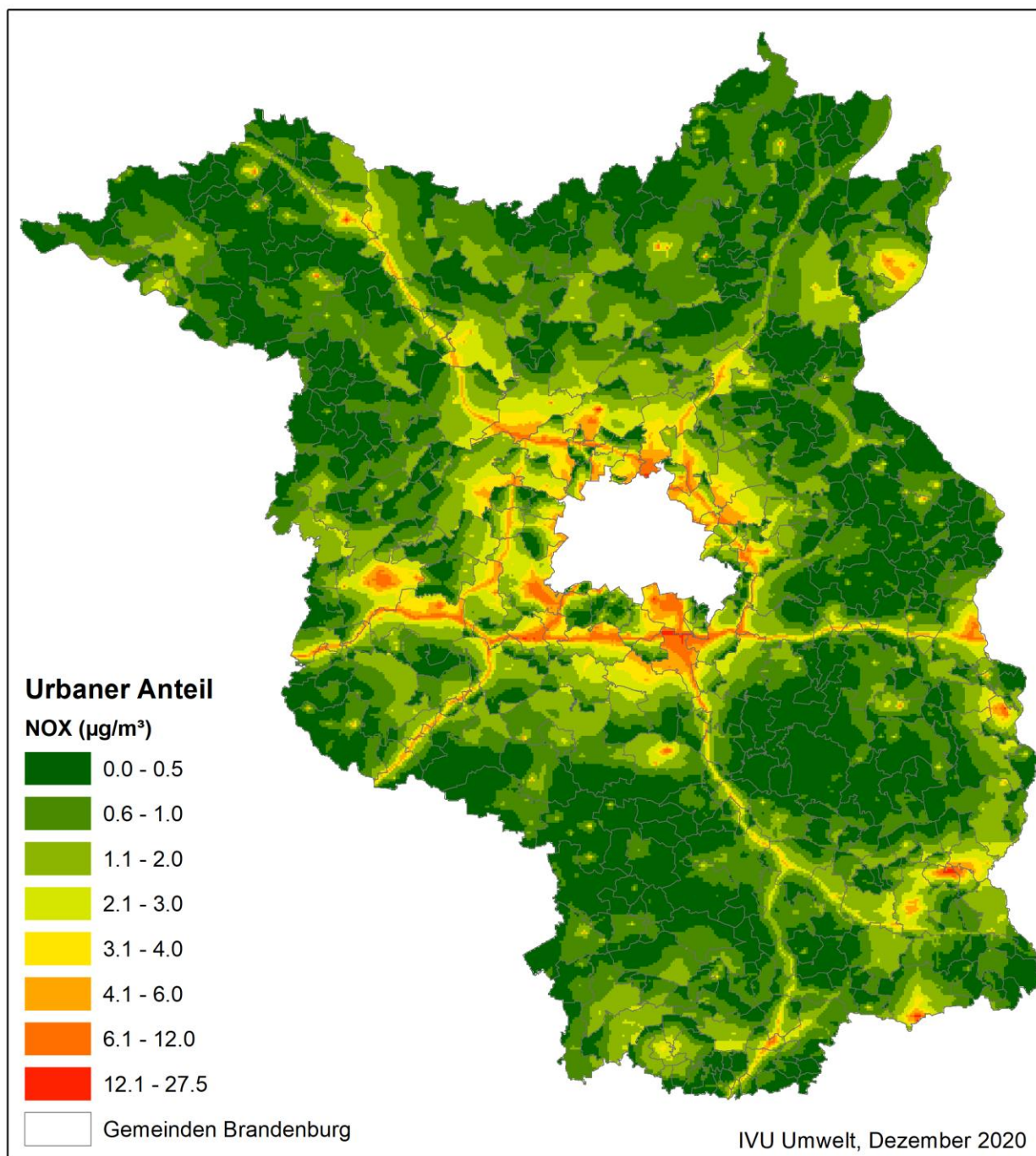


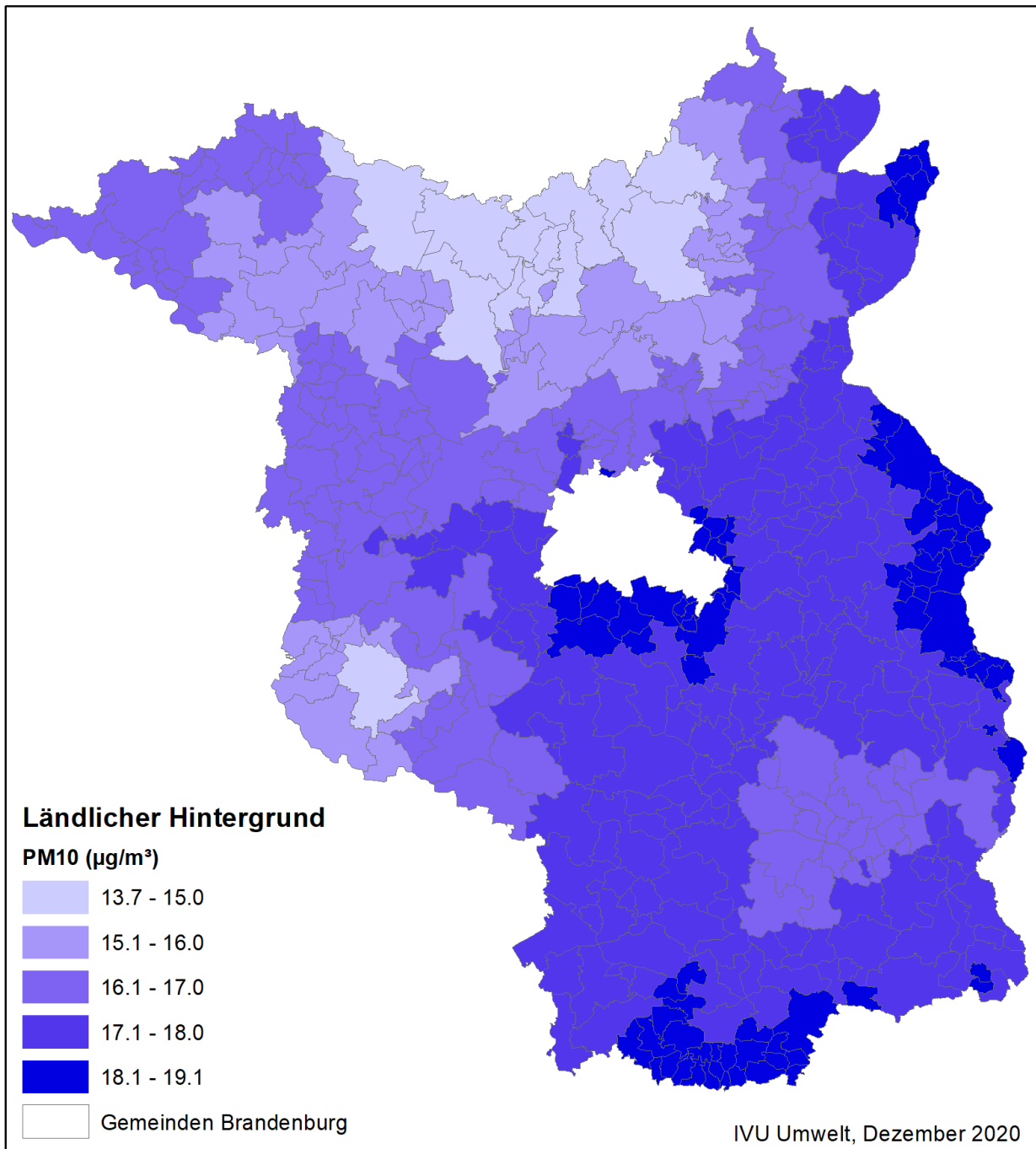
Abbildung 4-24: Ländlicher Hintergrund für NO_x in 2018 bezogen auf Gemeinden in Brandenburg



**Modellierungen von Luftschadstoff-Belastungsniveaus
in Brandenburg nach Stationsklassifikation der
EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG und 39. BImSchV**

0 5 10 20 30 40
Kilometer

Abbildung 4-25: Urbaner Anteil am Gesamthintergrund für NO_x in 2018 bezogen auf Gemeinden in Brandenburg



Modellierungen von Luftschadstoff-Belastungsniveaus in Brandenburg nach Stationsklassifikation der EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG und 39. BImSchV


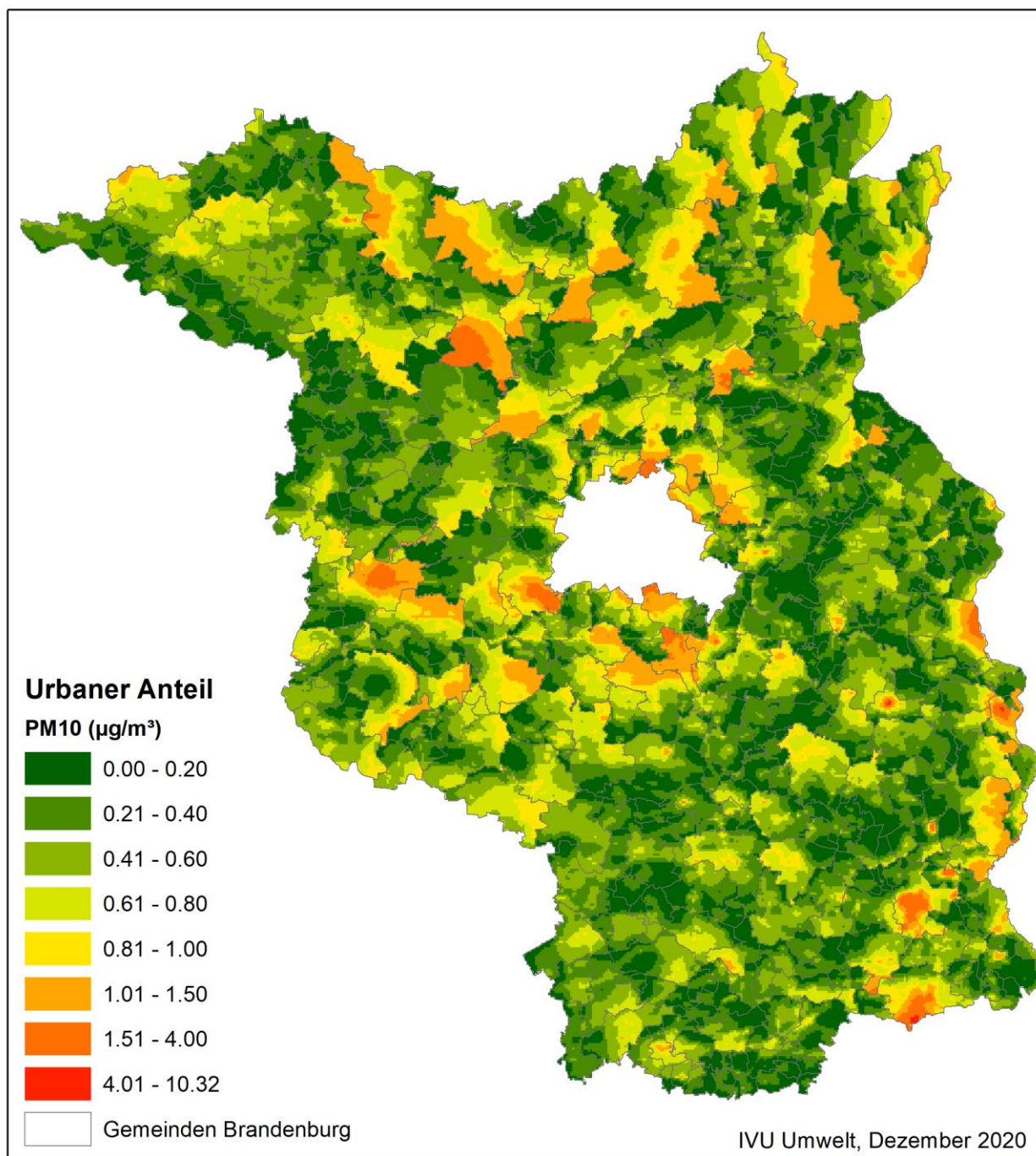
0 5 10 20 30 40
 Kilometer

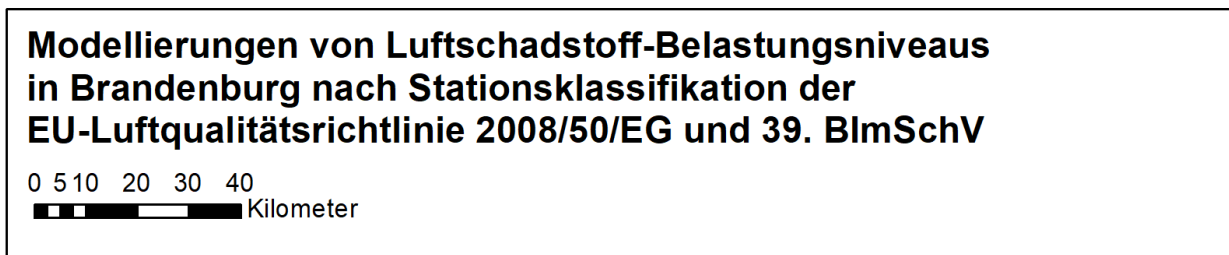
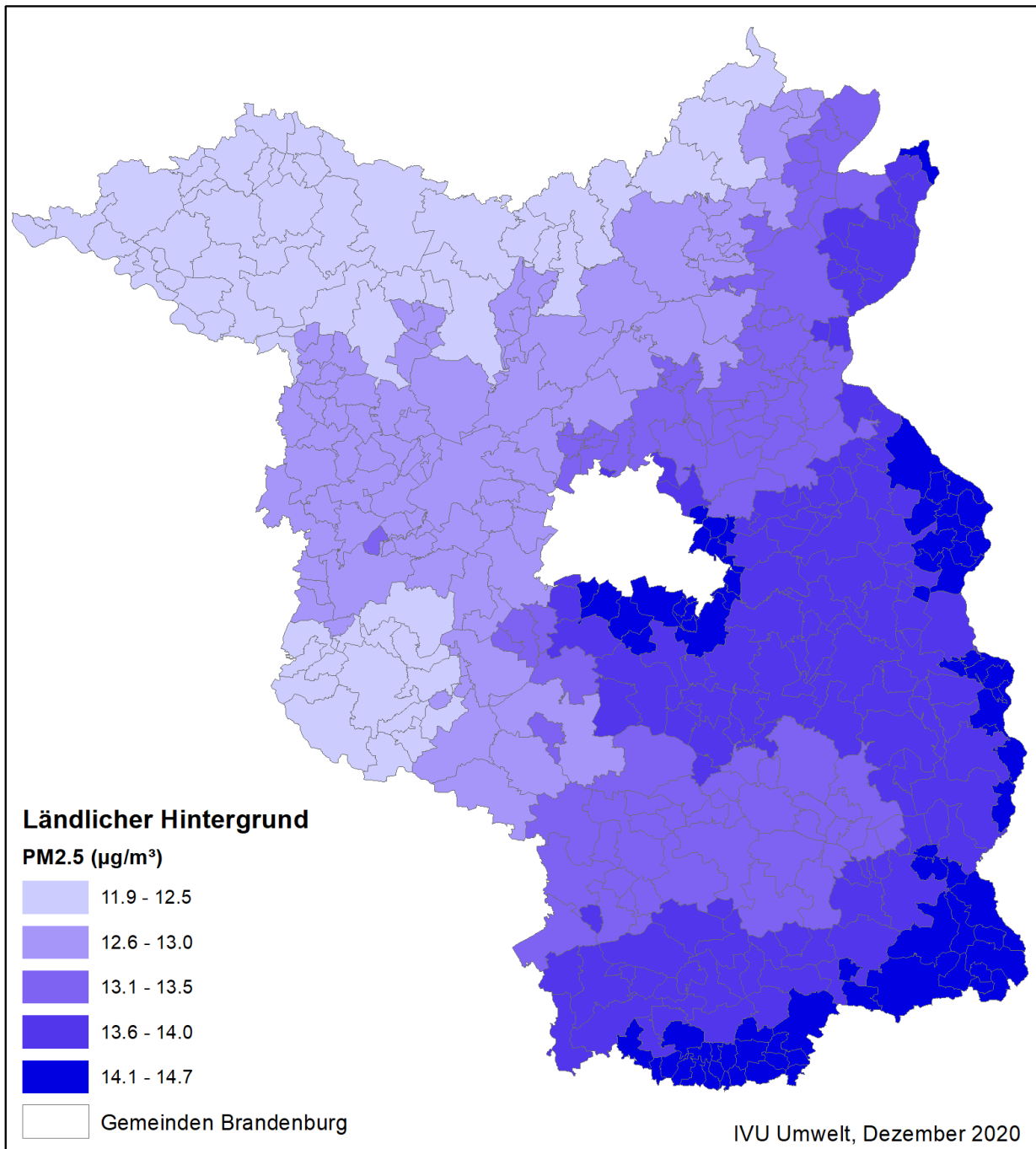
Abbildung 4-26: Ländlicher Hintergrund für PM10 in 2018 bezogen auf Gemeinden in Brandenburg



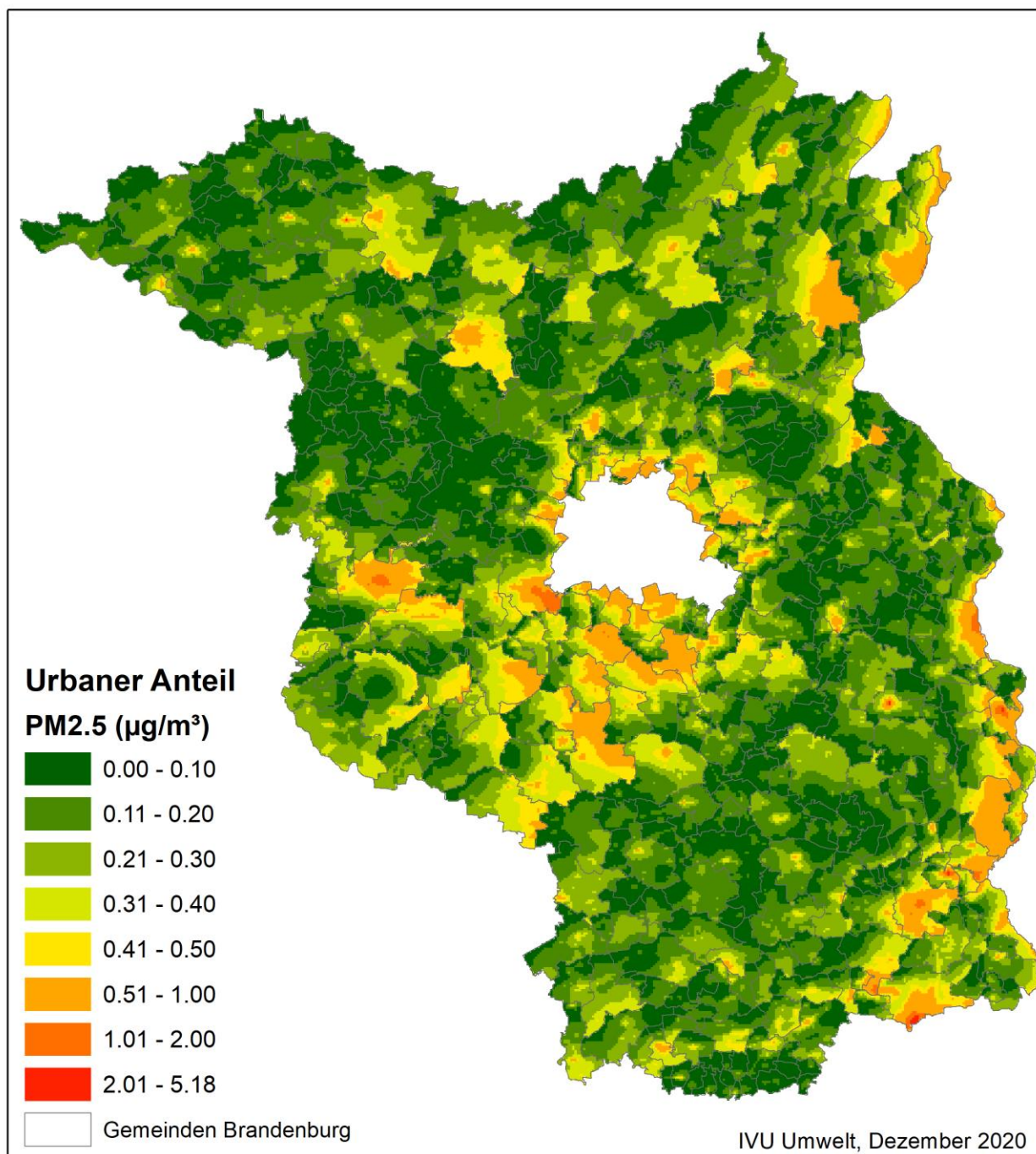
**Modellierungen von Luftschadstoff-Belastungsniveaus
in Brandenburg nach Stationsklassifikation der
EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG und 39. BImSchV**

0 5 10 20 30 40
Kilometer

Abbildung 4-27: Urbaner Anteil am Gesamthintergrund für PM10 in 2018 bezogen auf Gemeinden in Brandenburg



**Abbildung 4-28: Ländlicher Hintergrund für PM2.5 in 2018 bezogen auf
Gemeinden in Brandenburg**



**Modellierungen von Luftschadstoff-Belastungsniveaus
in Brandenburg nach Stationsklassifikation der
EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG und 39. BImSchV**

0 5 10 20 30 40
Kilometer

**Abbildung 4-29: Urbaner Anteil am Gesamthintergrund für PM2.5 in 2018
bezogen auf Gemeinden in Brandenburg**

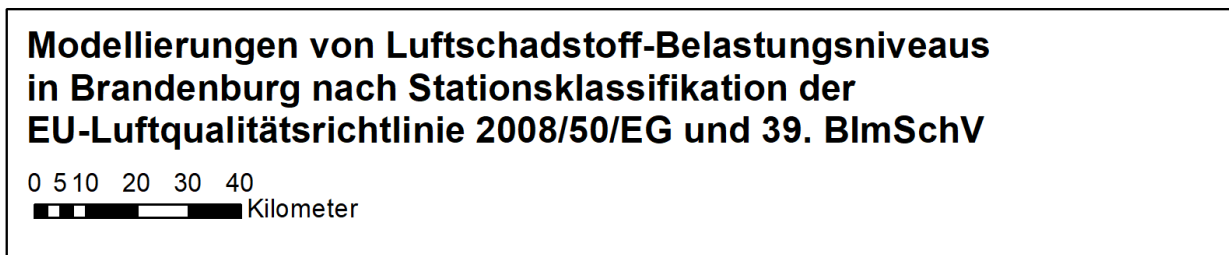
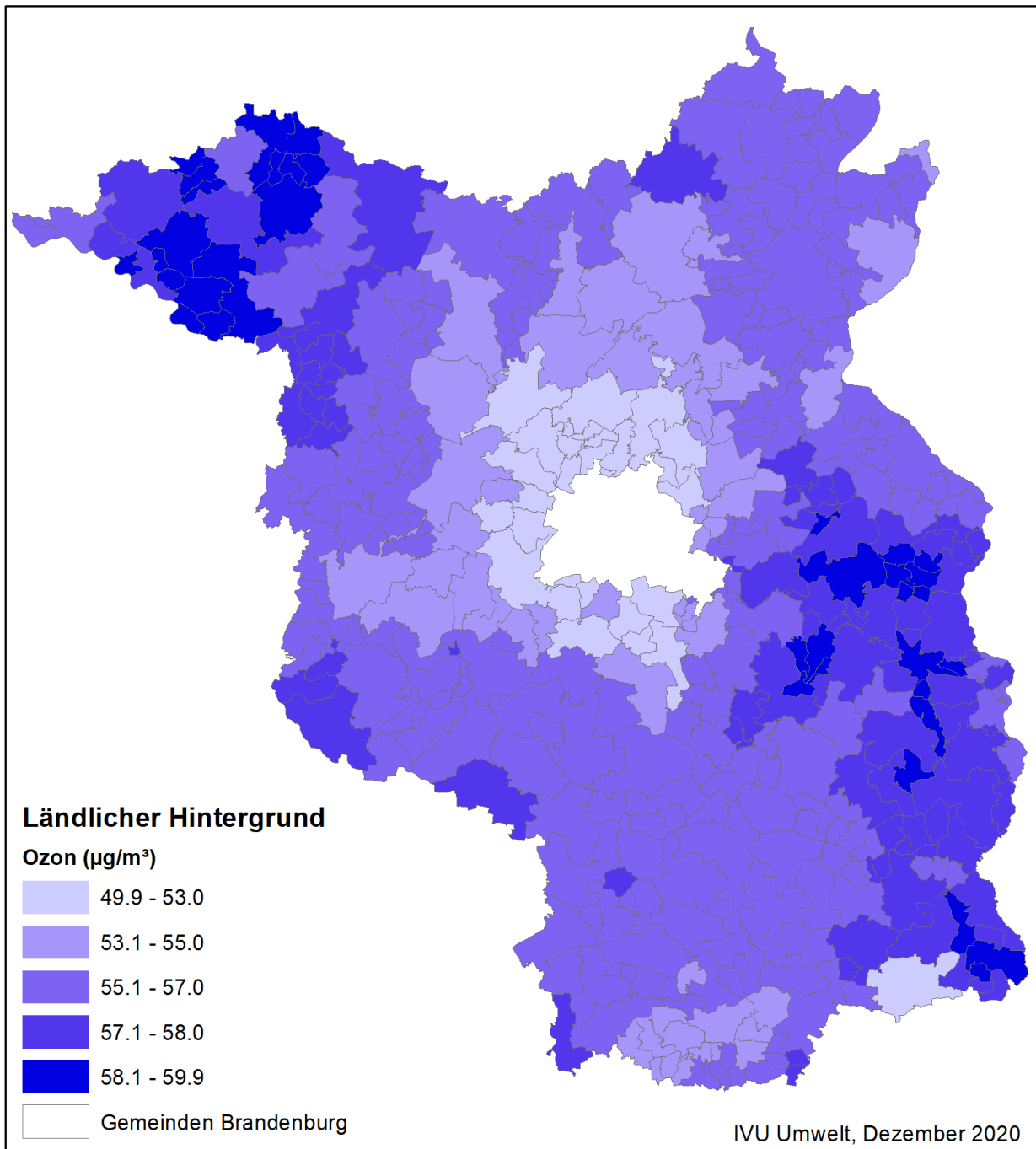
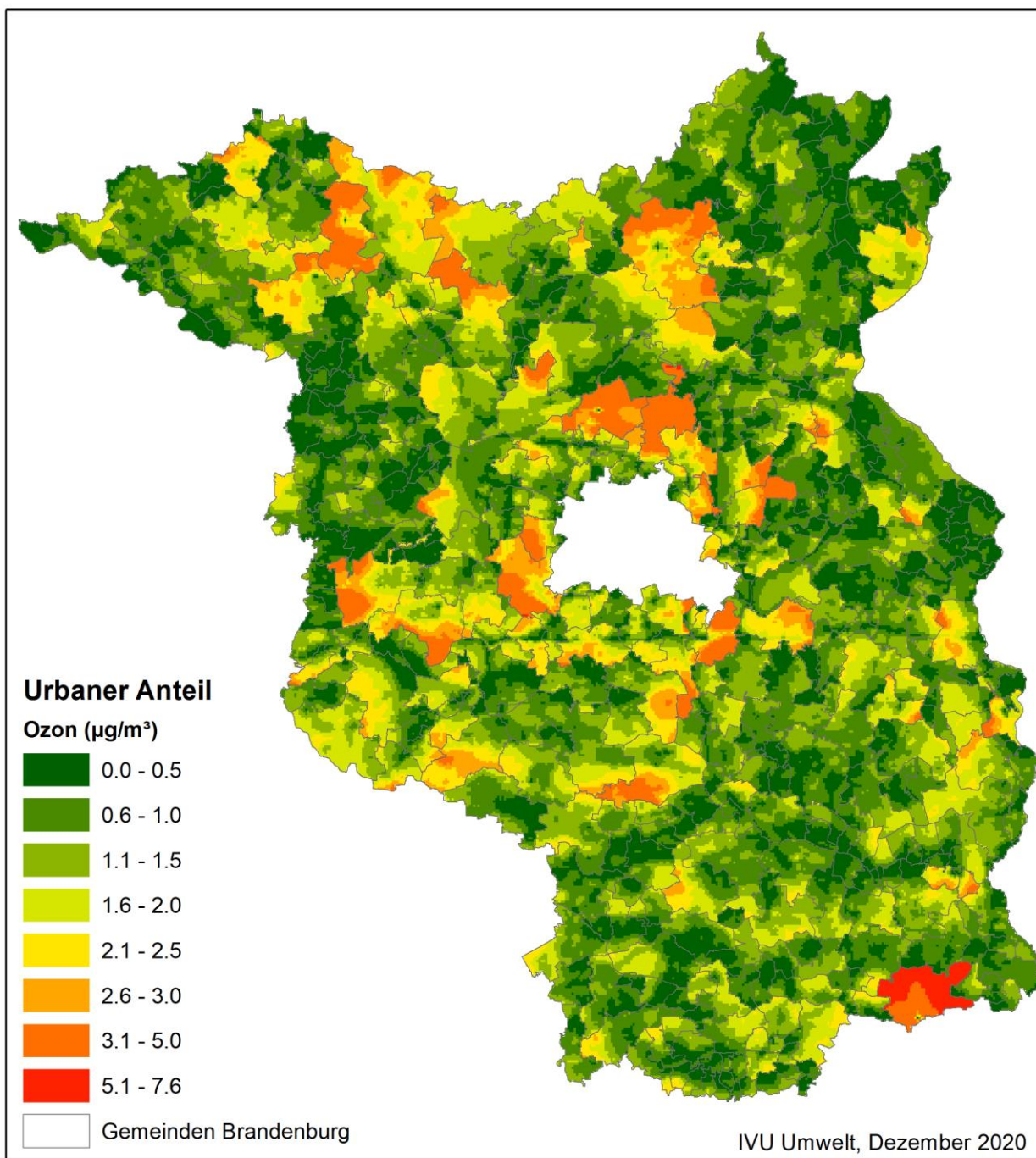


Abbildung 4-30: Ländlicher Hintergrund für Ozon in 2018 bezogen auf Gemeinden in Brandenburg



**Modellierungen von Luftschadstoff-Belastungsniveaus
in Brandenburg nach Stationsklassifikation der
EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG und 39. BImSchV**

0 5 10 20 30 40
Kilometer

Abbildung 4-31: Urbaner Anteil am Gesamthintergrund für Ozon in 2018 bezogen auf Gemeinden in Brandenburg

4.3 Prognose 2020

Für die Berechnung der urbanen Hintergrundbelastung im Prognosejahr 2020 wurde in der Datengrundlage für die RCG-Modellierung nur das Emissionskataster für den Kfz-Verkehr in Brandenburg prognostiziert (siehe Abschnitt 3.1.4.1) und eine RCG-Berechnung für Nest 3 mit sonst gleichbleibenden Daten durchgeführt.

Analog zum Vorgehen im Projekt „Flächendeckende Ermittlung der Luftschadstoffbelastung gemäß 39. BImSchV im Land Brandenburg“ (IVU Umwelt, 2018) wurde das prognostizierte Modellfeld der Hintergrundbelastung mit der Delta-Methode an die Messdaten assimiliert (siehe Abschnitt 2.2.2.4).

Die Ergebnisse der Prognoserechnungen sind in Abbildung 4-32 bis Abbildung 4-35 dargestellt. Dabei wird jeweils der Jahresmittelwert und die Veränderung gegenüber 2018 ausgegeben. In Tabelle 4-4 sind die Minimal- und Maximalwerte der Hintergrundbelastung aus den FLADIS-Berechnungen für 2020 und zum Vergleich für 2018 aufgeführt.

Tabelle 4-4: Minimal- und Maximalwerte der Hintergrundbelastung in 2018

Bezugsjahr	Jahresmittelwerte [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]									
	NO ₂		NO _x		PM10		PM2.5		Ozon	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
2018	4.6	34.6	5.5	80.8	13.7	28.2	11.9	19.4	45.5	61.0
2020	4.4	34.1	5.3	80.3	13.7	28.1	11.9	19.4	45.6	61.0

Auf Grund des kleinen Zeitraums zwischen 2018 und der Prognose 2020 und der Annahme, dass sich in diesem Zeitraum nur die Emissionen durch eine Erneuerung der Kfz-Flotte verändern, fallen die Unterschiede zwischen den beiden Bezugsjahren nur gering aus. Aus den Differenzkarten wird ersichtlich, dass sich die Änderungen entlang der Hauptverkehrsachsen ausbilden. Bei Ozon werden nur geringe Zunahmen bis $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert. Bei NO₂ bzw. NO_x werden Abnahmen bis maximal $1.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und bei PM10 bzw. PM2.5 Abnahmen von $0.14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. $0.07 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert.

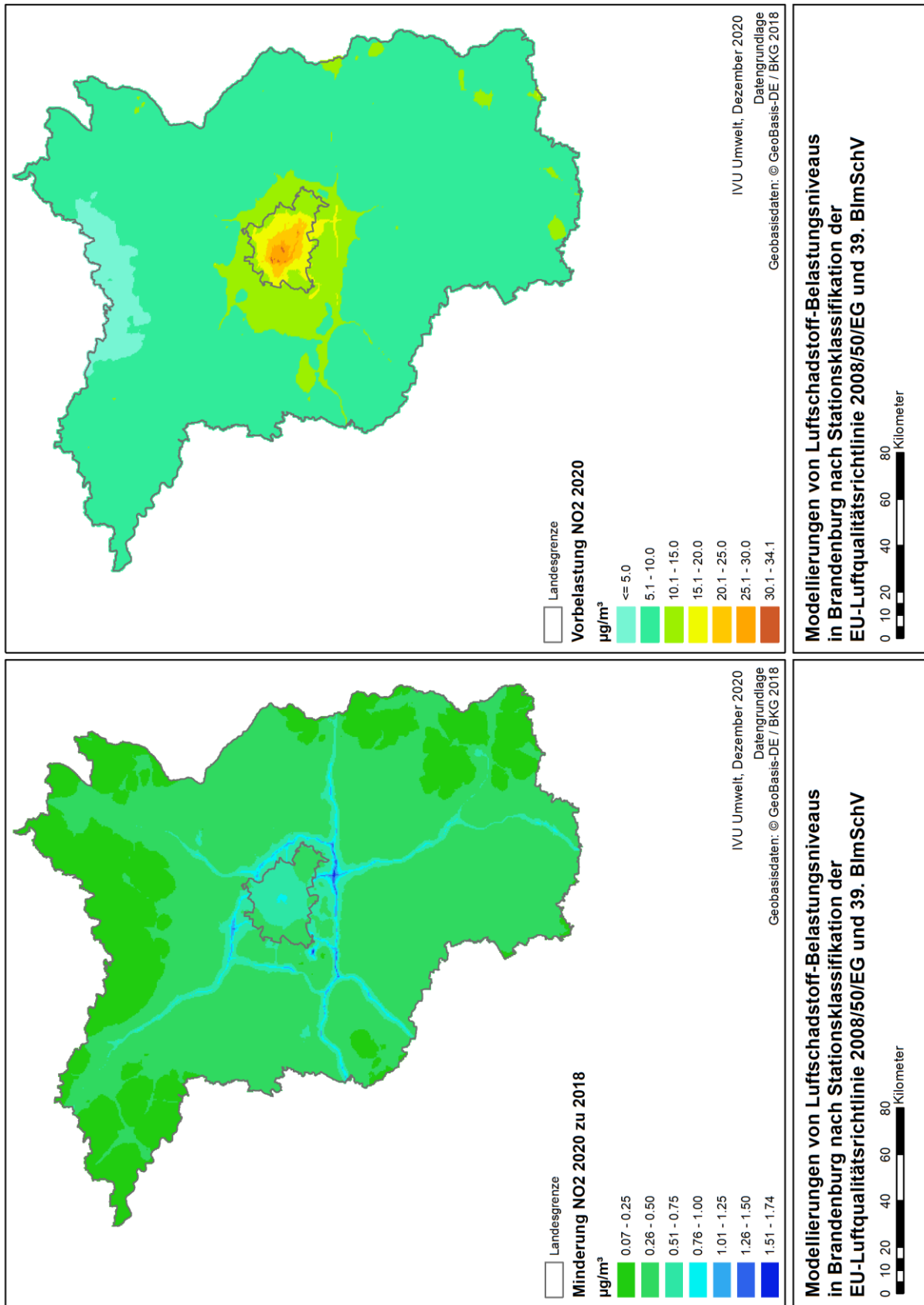


Abbildung 4-32: Prognose der Hintergrundbelastung für 2020 und Änderung zu 2018 für den Jahresmittelwert von NO₂

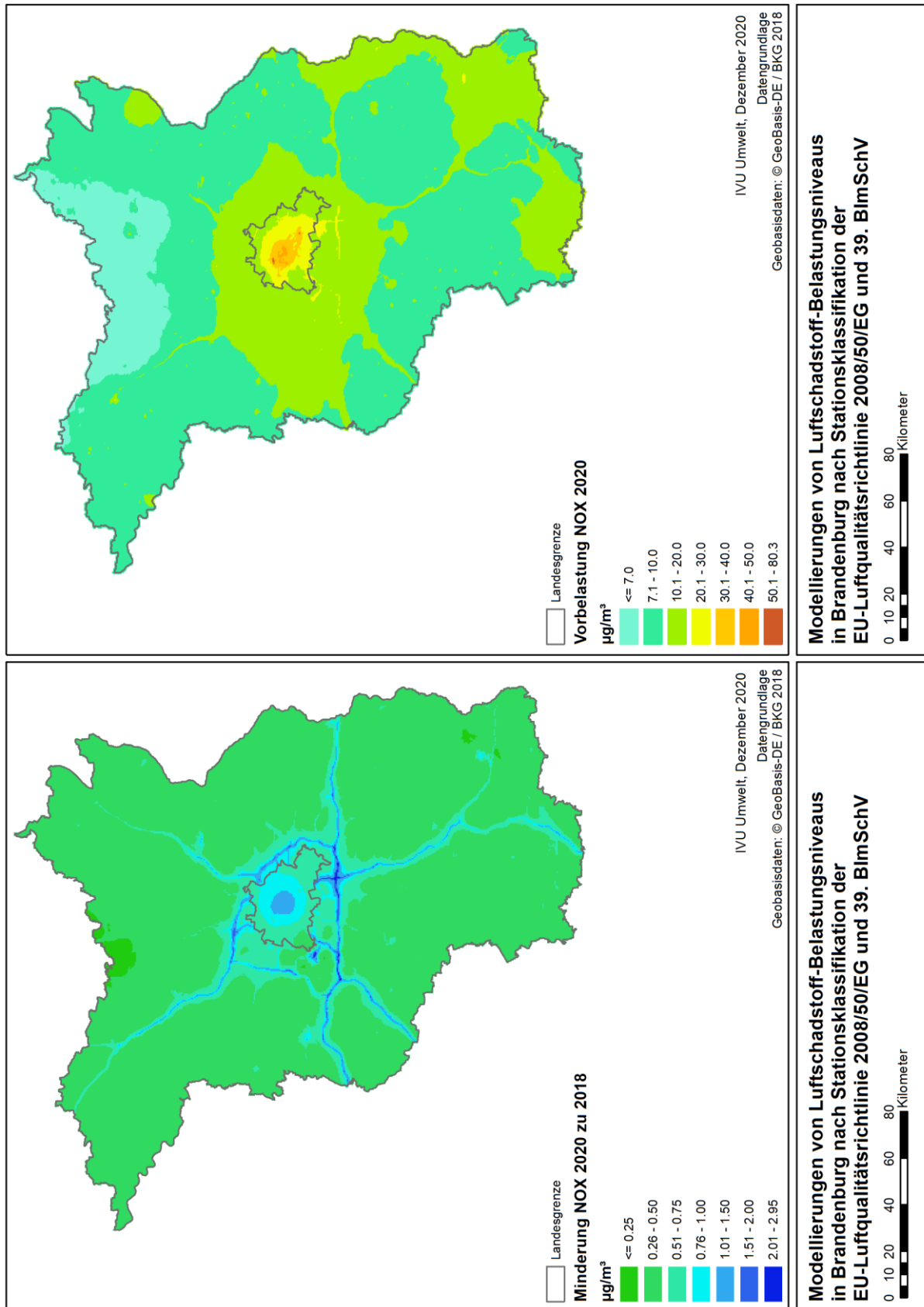


Abbildung 4-33: Prognose der Hintergrundbelastung für 2020 und Änderung zu 2018 für den Jahresmittelwert von NO_x

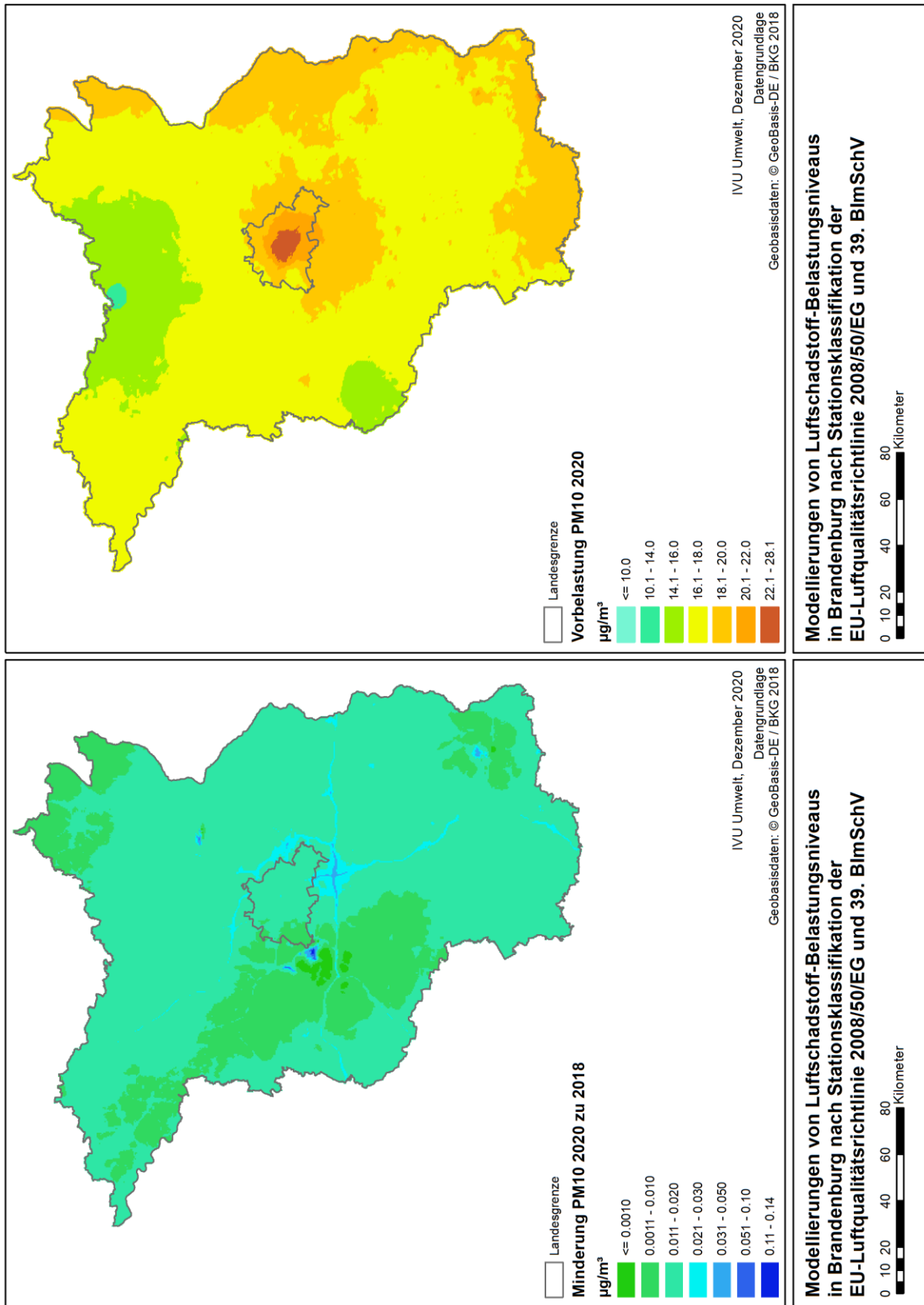


Abbildung 4-34: Prognose der Hintergrundbelastung für 2020 und Änderung zu 2018 für den Jahresmittelwert von PM10

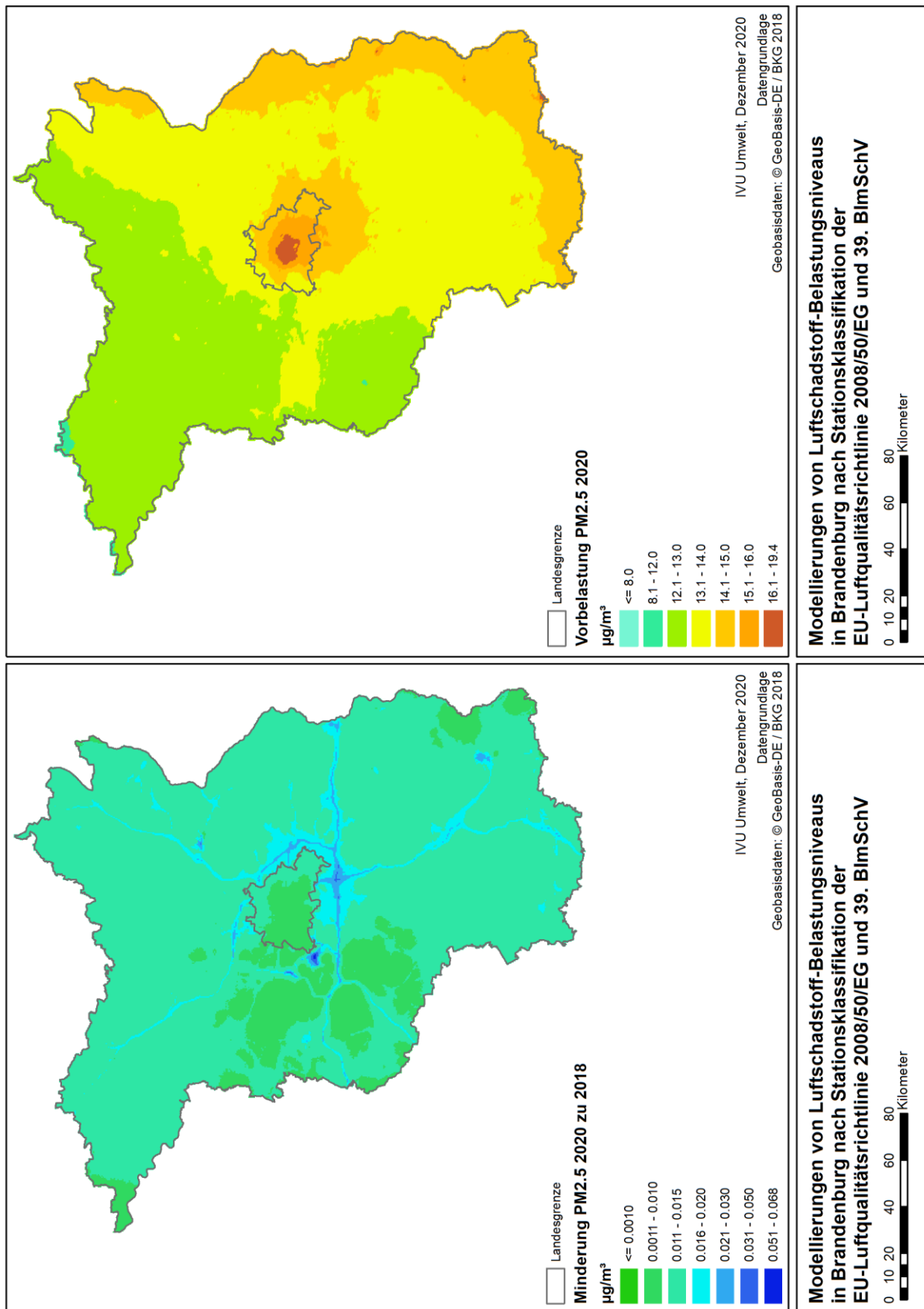


Abbildung 4-35: Prognose der Hintergrundbelastung für 2020 und Änderung zu 2018 für den Jahresmittelwert von PM2.5

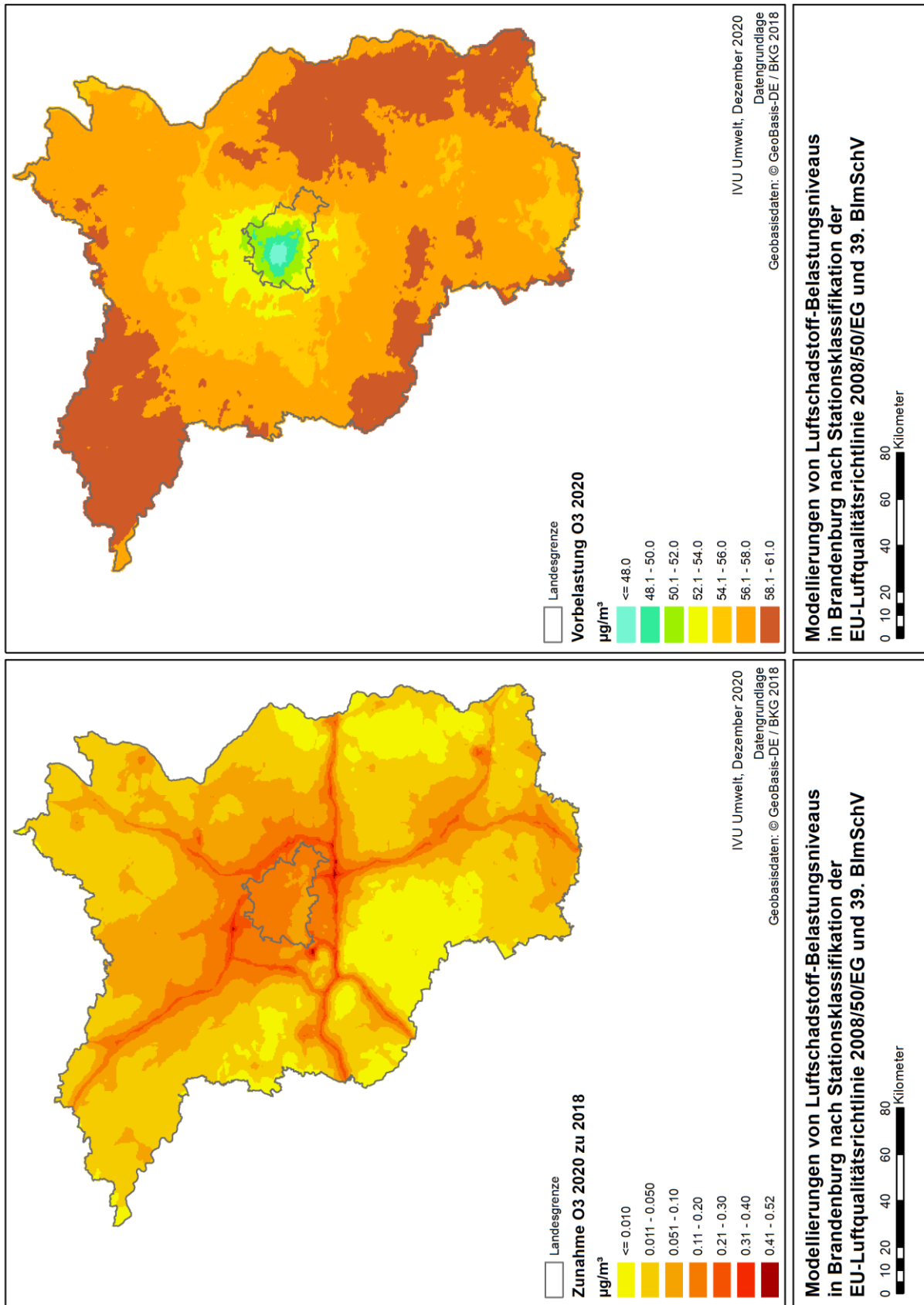


Abbildung 4-36: Prognose der Hintergrundbelastung für 2020 und Änderung zu 2018 für den Jahresmittelwert von Ozon

4.4 Ermittlung von Beiträgen verschiedener Quellgruppen

Im Rahmen des Projektes wurden insgesamt vier Szenarienberechnungen im Nest 3 der RCG-Modellierung durchgeführt:

- eine Berechnung des hypothetischen maximalen Minderungspotenzials bei Abschaltung der Emissionen in Brandenburg und
- drei Verursacheranalysen zur Bestimmung der Beiträge der drei Quellgruppen (Kfz-Verkehr, Industrie sowie Hausbrand).

Zur Abschätzung der jeweiligen Beiträge wurden die Szenarien berechnet, in dem in Brandenburg alle Emissionen bzw. die der jeweiligen Verursachergruppe auf Null gesetzt wurden. Die Beiträge beziehen sich ausschließlich auf die Emissionen der betreffenden Verursachergruppe in Brandenburg. Emissionen im RCG-Modellgebiet, aber außerhalb von Brandenburg, bleiben in den Szenarienberechnungen unverändert. Die Beiträge der betreffenden Emissionen in Brandenburg zur regionalen Hintergrundbelastung ergeben sich dann als Differenzen der Ergebnisse des RCG-Basislaufs für das Jahr 2018 und der Ergebnisse der jeweiligen Läufe ohne die Emissionen der vier Szenarien. Diese Differenzen sind als relative Anteile an den RCG-Modellergebnissen dargestellt.

4.4.1 Relative Anteile NO₂, NO_x, PM₁₀ und PM_{2.5}

In den Abbildung 4-37 bis Abbildung 4-40 werden die Ergebnisse der vier Szenarienberechnungen für NO₂, NO_x, PM₁₀ und PM_{2.5} als relative Änderungen gegenüber dem Bezugsjahr 2018 in % dargestellt.

Dabei zeigt in jeder Abbildung das Bild oben links die Modellergebnisse bei vollständiger Abschaltung der anthropogenen Emissionen in Brandenburg. Die Ergebnisse des Szenarios der vollständigen Abschaltung stellen die Belastung dar, die in Brandenburg durch Quellen außerhalb von Brandenburg und durch natürliche Quellen innerhalb von Brandenburg verursacht wird. Es muss darauf hingewiesen werden, dass die so bestimmten Belastungen bei diesen drastischen Emissionsreduktionen wegen der komplexen nicht-linearen Zusammenhänge zwischen emittierten Vorläufern und deren Folgeprodukten nur als Näherung betrachtet werden können.

Als weitere Karten werden den Abbildungen die Beiträge der brandenburgischen Emissionen der drei Quellgruppen Kfz-Verkehr (oben rechts), Industrie (unten links) und Hausbrand (unten rechts) zur Immissionsbelastung in % dargestellt.

Es wird darauf hingewiesen, dass die so bestimmten Beiträge nur als Näherung betrachtet werden können. Hauptursache dafür sind die nichtlinearen Beziehungen zwischen den Vorläuferemissionen und den über eine komplexe Kette chemischer Reaktionen und physikalischer Prozesse entstehenden Folgeprodukten NO₂, Ozon und sekundäre Aerosole, die einen großen Anteil an der Gesamtmasse des PM_{2.5} haben. Eine Änderung der Zusammensetzung der Emissionen und damit des Gemisches der Vorläuferemissionen führt zu einer Änderung der chemischen Abläufe und damit zu einer Änderung der Konzentrationsbeiträge.

Für die dargestellten Kenngrößen sind in Tabelle 4-5 die Minimal- und Maximalwerte der relativen Anteile für die Stoffe NO₂, NO_x, PM₁₀ und PM_{2.5} aufgeführt. Es wird deutlich, dass die Minimal- und Maximalwerte in Brandenburg mit steigender Emissionsminderungsrate durchweg abnehmen.

Tabelle 4-5: Minimal- und Maximalwerte von NO₂, NO_x, PM10 und PM2.5 in den Reduktionsszenarien als relative Änderung gegenüber der RCG-Modellierung für das Bezugsjahr 2018

Szenario	NO ₂		NO _x		PM10		PM2.5	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Abschaltung 100%	3.9	84.0	2.9	92.1	3.8	65.1	4.5	54.5
Kfz-Verkehr	1.9	73.5	1.1	81.2	0.1	14.0	0.1	9.8
Industrie	1.0	75.9	0.9	88.5	0.7	52.3	0.8	49.0
Hausbrand	0.1	10.2	0.1	14.7	0.1	4.9	0.1	5.9

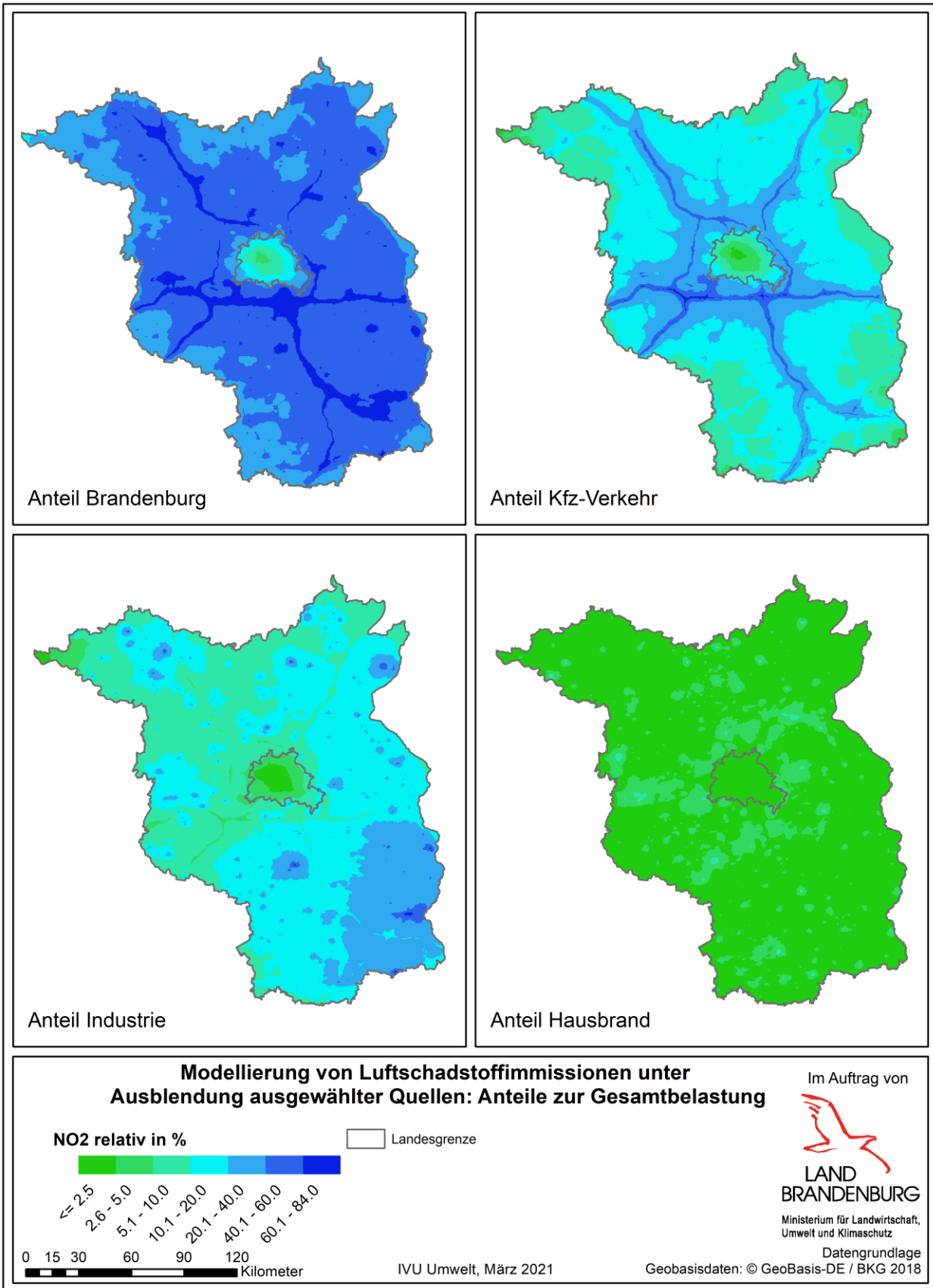


Abbildung 4-37: Beiträge aus der Verursacheranalyse für NO₂

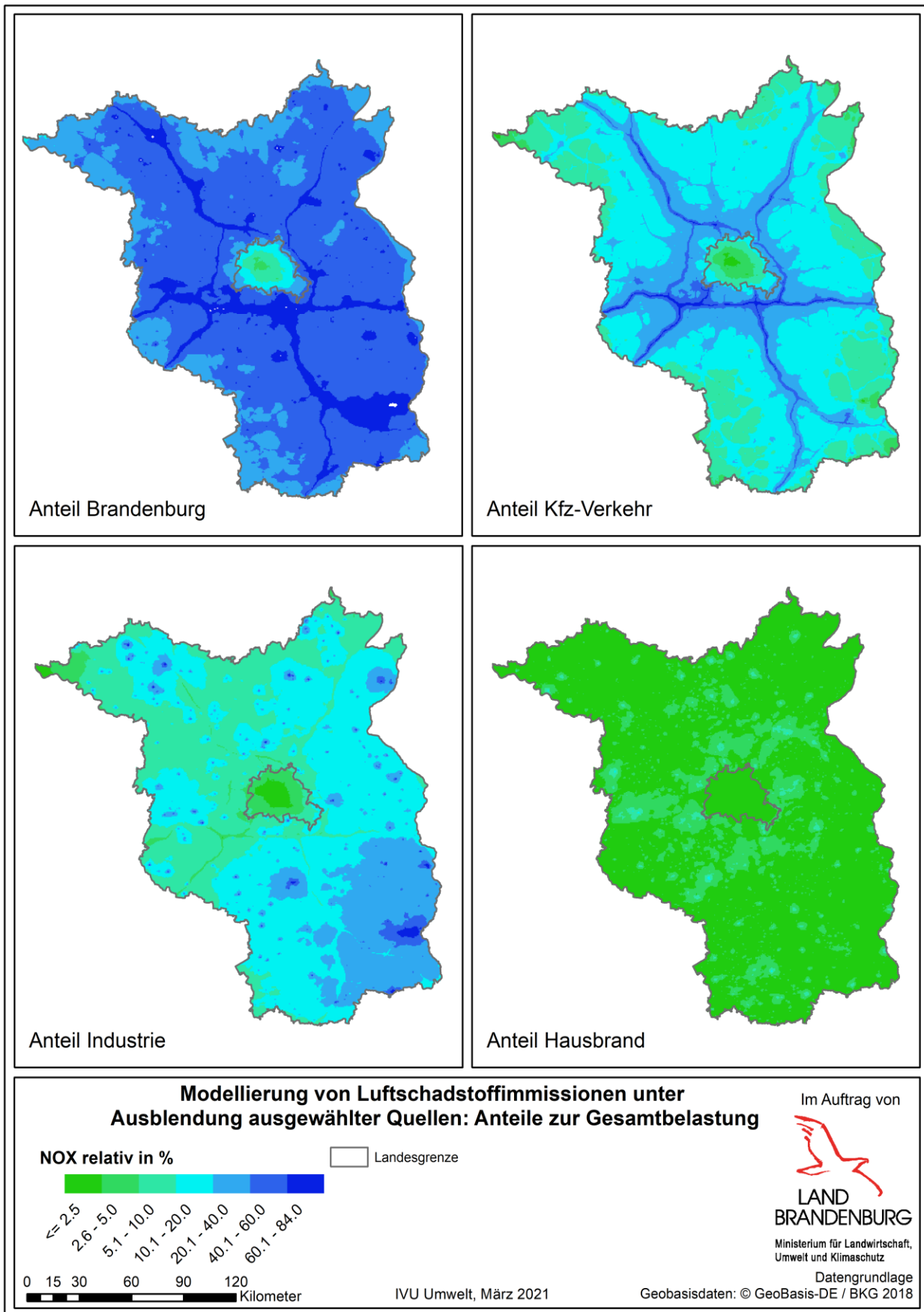


Abbildung 4-38: Beiträge aus der Verursacheranalyse für NO_x

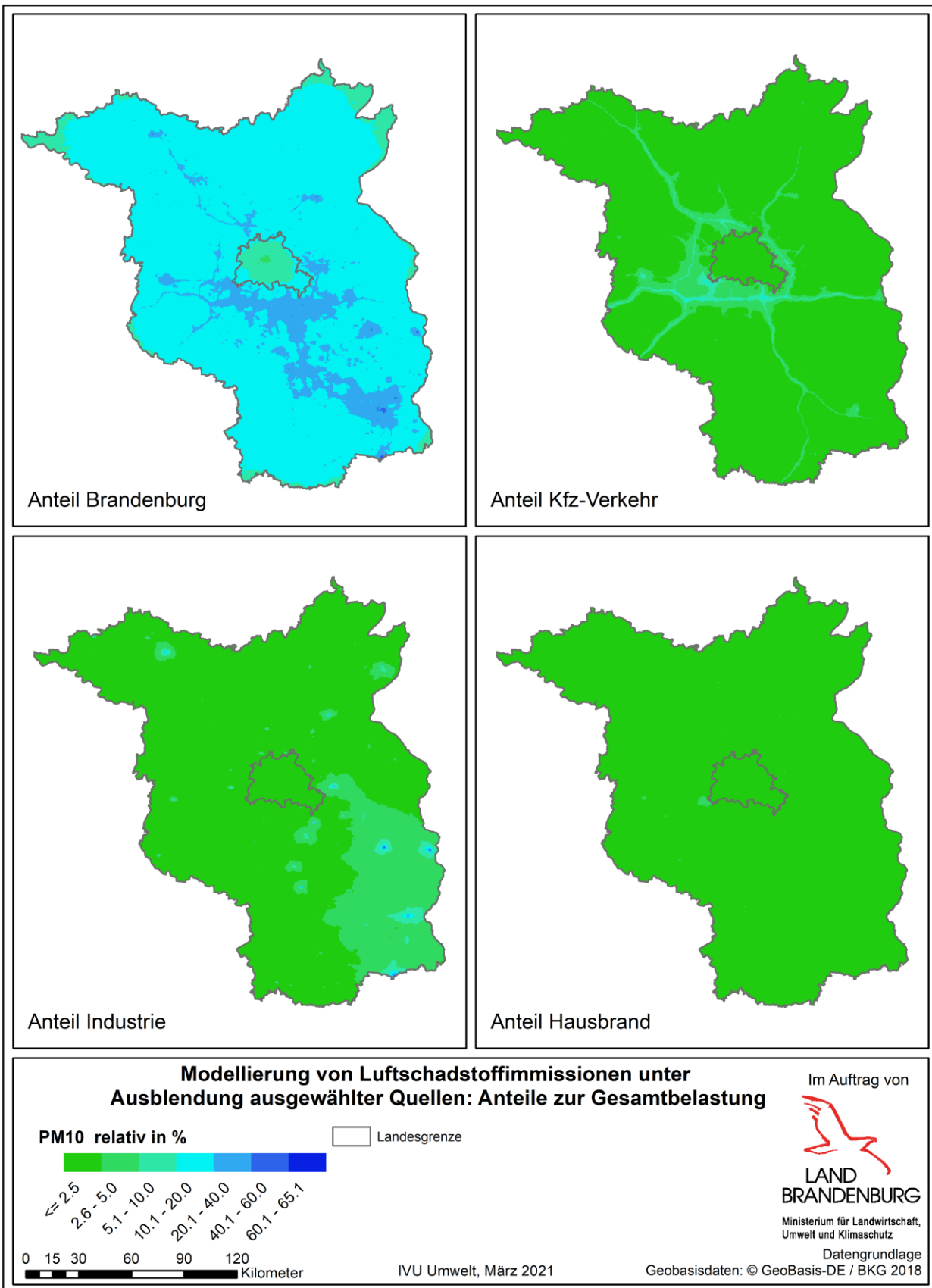


Abbildung 4-39: Beiträge aus der Verursacheranalyse für PM10

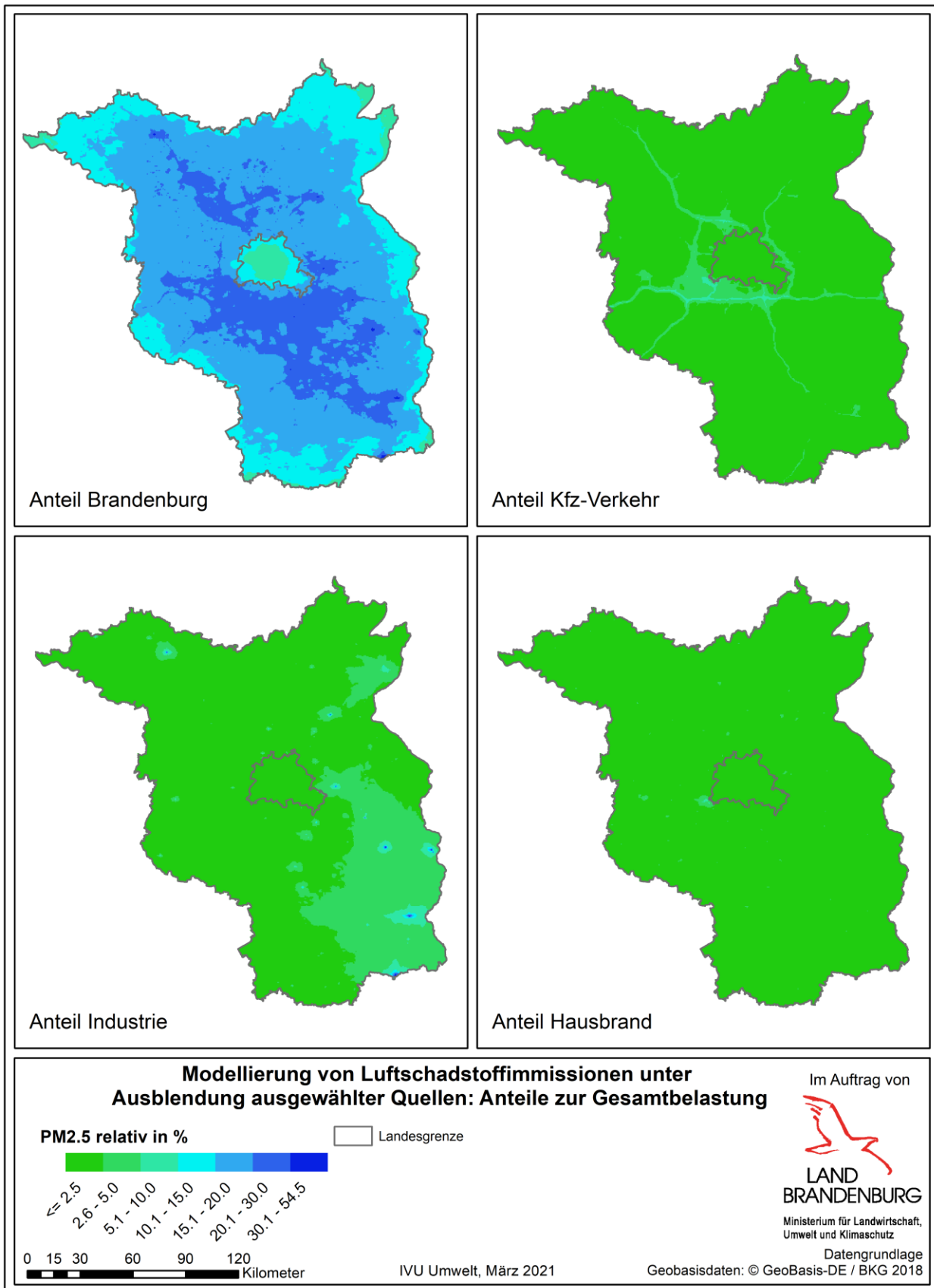


Abbildung 4-40: Beiträge aus der Verursacheranalyse für PM2.5

4.4.2 Ozon

Bei Ozon führt die Abschaltung der Landesemissionen zu einer Zunahme der Ozonkonzentrationen in den Gebieten mit hohen Vorläuferemissionen. Diese Zunahmen liegen dort im Bereich von 16 bis 28% (s. Abbildung 4-41 oben links).

Auf die mittleren Ozonkonzentrationen wirken sich lokale Maßnahmen, die eine NO_x-Minderung beinhalten oder die nicht gleichzeitig NMVOC-Emissionen mindern, eher negativ, d. h. in zunehmenden Konzentrationen, aus. Die Zunahmen treten aber überwiegend in Regionen mit hohen NO_x-Emissionen auf, wo die Konzentrationen des Basisfalls eher niedrig sind. Die immissionsseitigen Auswirkungen von Minderungsszenarien wurden hier ausschließlich für die Ozonjahresmittelwerte berechnet. Bei Bewertungsgrößen, die mehr auf die maximalen Ozonkonzentrationen abzielen, haben Minderungsmaßnahmen eine deutlich positive Auswirkung.

In Tabelle 4-6 sind die Minimal- und Maximalwerte der zusätzlichen Beiträge für Ozon aufgeführt.

Tabelle 4-6: Minimal- und Maximalwerte von Ozon in den Reduktionsszenarien als zusätzliche Beiträge gegenüber der RCG-Modellierung für das Bezugsjahr 2018

Szenario	Ozon	
	Min	Max
Abschaltung 100%	0.4	27.5
Kfz-Verkehr	-0.1	13.6
Industrie	0.1	26.5
Hausbrand	0.02	1.5

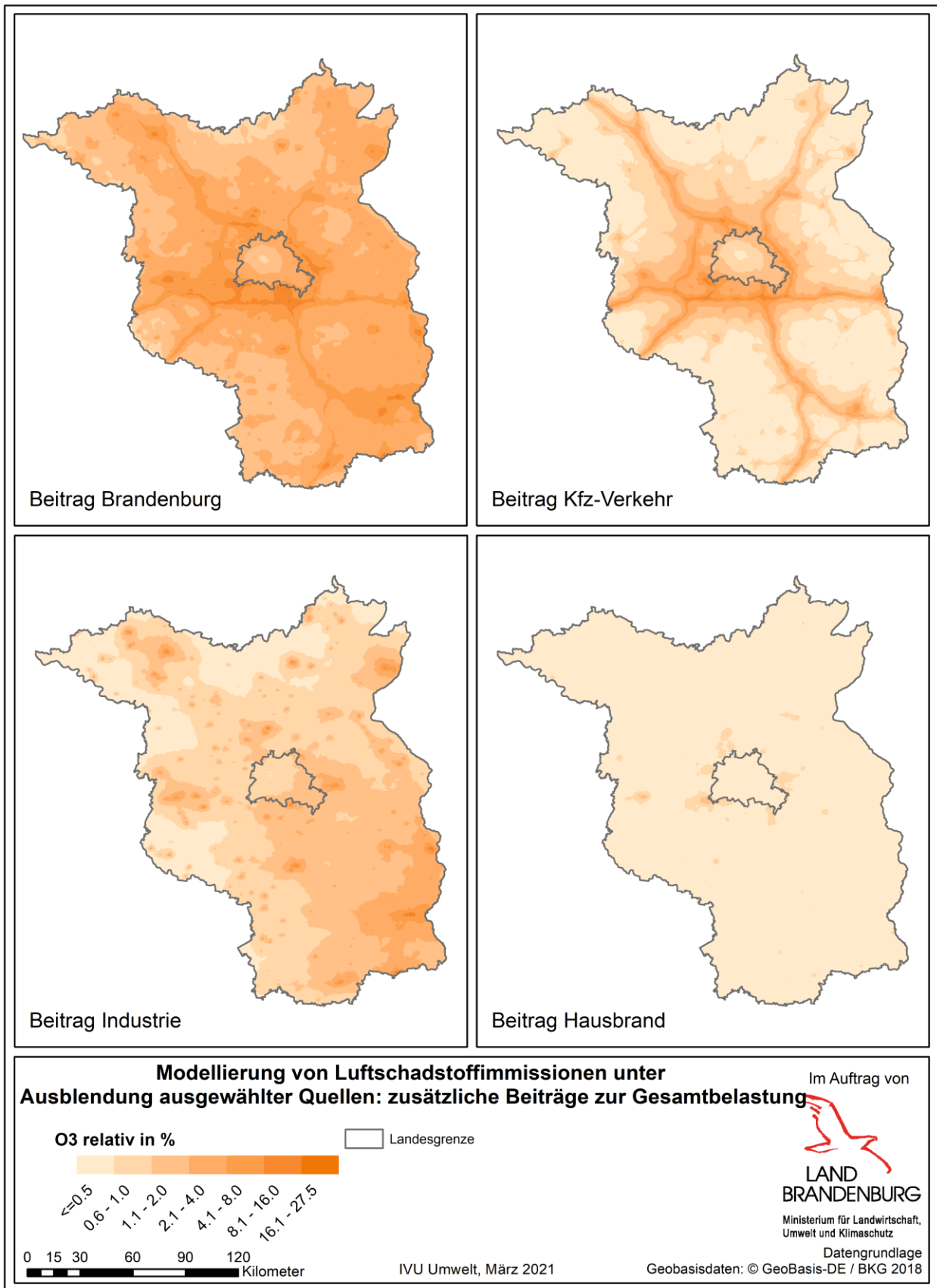


Abbildung 4-41: Beiträge aus der Verursacheranalyse für Ozon

5 Ermittlung der straßenverkehrsnahen Gesamtbelastung

5.1 Berechnung Gesamtbelastung mit IMMIS^{luft}

Die Gesamtbelastung für NO₂, PM₁₀ und PM_{2.5} wurde für die Abschnitte des landesweiten Verkehrsnetzes innerorts mit vorhandener Randbebauung, wie sie in der USDB hinterlegt sind, mit dem Screening-Verfahren IMMIS^{luft} berechnet. Das Vorgehen entspricht dem Verfahren aus dem Projekt „Flächendeckende Ermittlung der Luftschadstoffbelastung gemäß 39. BImSchV im Land Brandenburg“ (IVU Umwelt, 2018).

Auf Basis der berechneten Emissionen aus Abschnitt 3.1.4.1, den Vorbelastungen aus Kapitel 4 und den Geometrieparametern aus Abschnitt 3.4 wurden die Screeningberechnungen zur Ermittlung der Gesamtbelastung für das Bezugsjahr 2018 für die 40'428 Screeningabschnitte mit einer Gesamtlänge von 3'383 km für alle sechs Meteorologiegebiete nach Abschnitt 3.3 mit dem Screeningmodell IMMIS^{luft} durchgeführt.

5.1.1 Bezugsjahr 2018 - Übersicht

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Screeningberechnungen beschrieben und diskutiert. Die landesweite Belastungssituation ist für die bebauten Straßenabschnitte in Brandenburg im Bezugsjahr 2018 für den Jahresmittelwert von NO₂ in Abbildung 5-1 und von PM₁₀ in Abbildung 5-2 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 2018 rechentechnisch nicht auszuschließen ist.

In den Histogrammen in Abbildung 5-3 ist die Häufigkeit des Auftretens der verschiedenen Konzentrationsklassen für NO₂, PM₁₀ und PM_{2.5} dargestellt. Dabei wird zwischen der Anzahl und der summierten Länge von Abschnitten in einer Konzentrationsklasse unterschieden.

Im Ergebnis der Screeningberechnungen für 2018 werden für acht Abschnitte mit einer Gesamtlänge von 1'050 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 18 Abschnitte³ mit einer Länge von 2'125 m und bei einer Fehlermarge von 20 % (Modellwerte > 32 µg/m³) 55 Abschnitte mit einer Länge von 5'366 m potenziell von einer NO₂-Grenzwertverletzung betroffen.

³ Für 20 der 27 Screeningabschnitte mit einer Abschnittslänge kleiner 100 m, für die in der Screeningberechnung für das Bezugsjahr 2018 zunächst ein NO₂-Jahresmittelwert größer 36 µg/m³ modelliert wurde, wurde geprüft, inwieweit diese Abschnitte durch ein Zusammenfassen mit benachbarten Abschnitten dem in der 39. BImSchV geforderten Repräsentativitätskriterium von einer Mindestlänge von 100 m genügen können. Die im Ergebnis der Prüfung ermittelten Abschnitte wurden mit dem LfU abgestimmt und in die USDB integriert sowie anschließend die Berechnung aktualisiert. Für 2 Screeningabschnitte war auf Grund der isolierten Lage keine Zusammenfassung mit Nachbarabschnitten möglich. Diese Abschnitte verbleiben unverändert in der USDB, um für zusätzliche Auswertung der Luftschadstoffsituationen zur Verfügung zu stehen.

Der PM10-Jahresgrenzwert in Höhe von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird in allen Screeningberechnungen nicht überschritten. Der zum Tagesgrenzwert korrespondierende PM10-Jahresmittelwert in Höhe von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (siehe Abschnitt 2.6.2) wird an keinem Abschnitt überschritten. Unter Berücksichtigung von Fehlermargen von 5 % ($28.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und 10 % ($27 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sind einer bzw. drei Abschnitte mit Längen von 139 m bzw. 386 m potenziell von Grenzwertüberschreitungen betroffen.

Der seit 2015 geltende PM2.5-Grenzwert in Höhe von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird in der Berechnung für 2018 nicht überschritten. Unter Berücksichtigung einer Fehlermarge von 5 % ($23.75 \mu\text{g}/\text{m}^3$) bzw. 10 % ($22.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ist dies ebenfalls bei keinem Abschnitt der Fall.

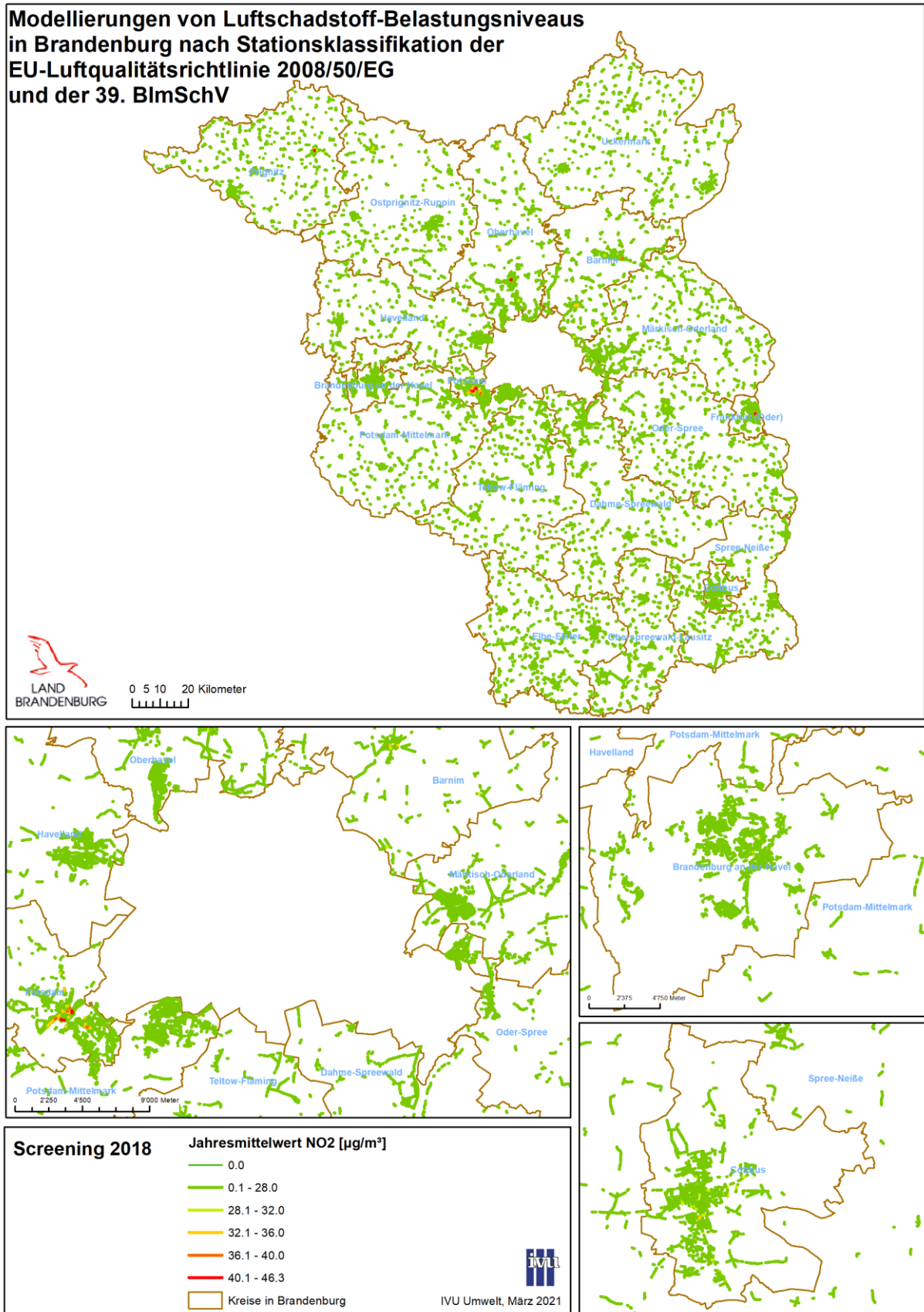


Abbildung 5-1: Ergebnis der Screeningberechnung für 2018 für NO₂

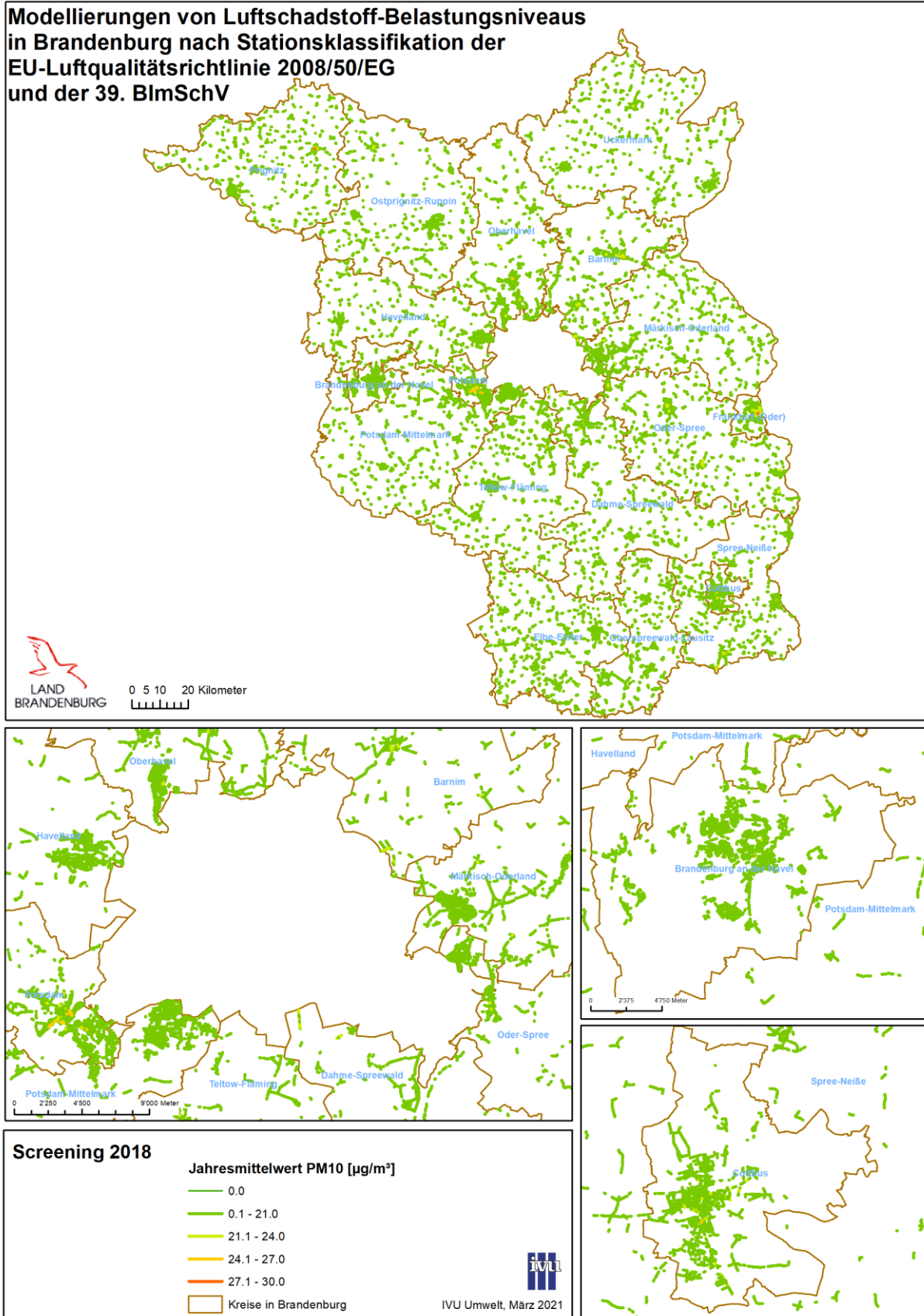


Abbildung 5-2: Ergebnis der Screeningberechnung für 2018 für PM10

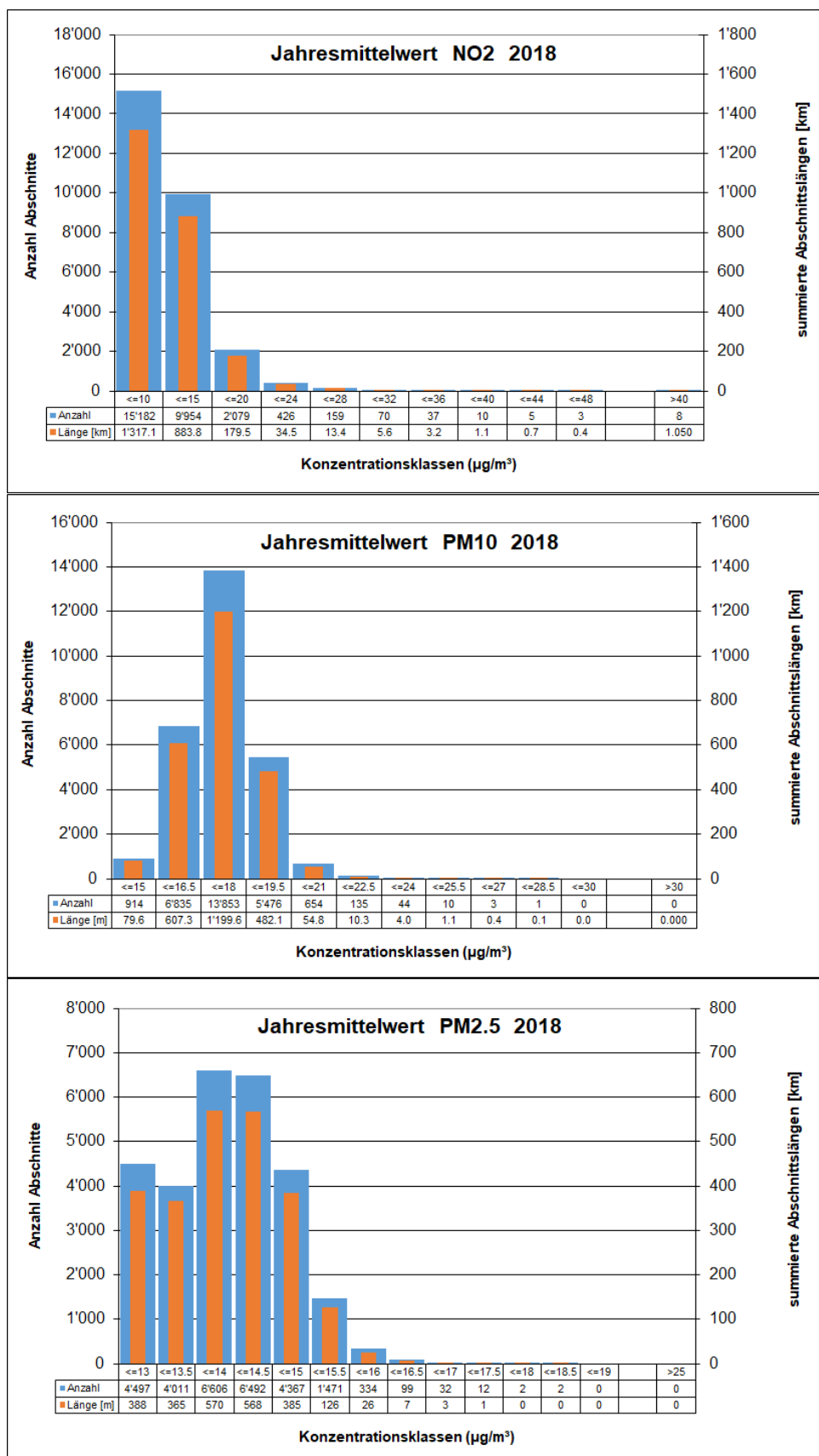


Abbildung 5-3: Häufigkeitsverteilung der Straßenabschnittszahl und Abschnittslänge in Konzentrationsklassen für 2018

5.1.2 Bezugsjahr 2018 - Hotspots

In Tabelle 5-1 sind von den 18 Screeningabschnitten, die im Abschnitt 5.1.1 mit modellierten NO₂-Jahresmittelwerten größer 36 µg/m³ ausgewiesen werden, die 16 Abschnitte als sogenannte Hotspots aufgeführt, die eine Abschnittslänge größer 100 m haben. In Tabelle 5-2 sind die verbleibenden Screeningabschnitte aufgeführt, die ebenfalls einen modellierten NO₂-Jahresmittelwert größer 36 µg/m³ aufweisen, allerdings auf Grund ihrer räumlich isolierten Bebauungsstruktur eine Abschnittslänge kleiner 100 m haben. Die Sortierung in beiden Tabellen erfolgt absteigend nach der Höhe des NO₂-Jahresmittelwertes. Rot und rötlich markiert sind berechnete Grenzwertüberschreitungen bei NO₂.

Die 18 Screeningabschnitte sind in Abbildung 5-4 bis Abbildung 5-6 kartographisch dargestellt, davon zehn Screeningabschnitte im Stadtgebiet von Potsdam (Abbildung 5-4), zwei Screeningabschnitte in Cottbus und drei Abschnitte in Frankfurt (Oder) (Abbildung 5-5) sowie jeweils ein Screeningabschnitt in Pritzwalk, Oranienburg und Eberswalde (Abbildung 5-6).

Vier der insgesamt acht Abschnitte mit potenziellen Grenzwertüberschreitungen in Tabelle 5-1 liegen im Gebiet der Stadt Potsdam. Ein Abschnitt liegt jeweils in Oranienburg und in Pritzwalk und zwei Abschnitte in Frankfurt (Oder).

Bei den Abschnitten in der Tabelle 5-1 liegt der minimale DTV-Wert bei knapp 10'458 Kfz/Tag und der höchste über 34'000 Kfz/Tag. Der Anteil schwerer Nutzfahrzeuge variiert zwischen 1 % und 9 %. Der minimale Bebauungsabstand liegt bei 15 m, die minimale Gebäudehöhe bei 12 m. Im Maximum beträgt der Bebauungsabstand bis 40 m und die Gebäudehöhe 19 m. Der maximale Lückenanteil (Porosität) beträgt 56 %. Der kürzeste Abschnitt hat eine Länge von 101 m, der längste von 162 m. Im Mittel beträgt die Abschnittslänge 125 m und die Porosität 32 %.

Der Screeningabschnitt mit dem höchsten modellierten NO₂-Jahresmittelwert von 46.2 µg/m³ ist ein 124 m langer Abschnitt der Breite Straße in der Stadt Potsdam.

Tabelle 5-1: Liste der Hotspots 2018 (Sortierung absteigend nach der Höhe des NO₂-Jahresmittelwertes, ID aus der USDB)

ID	Name	Gemeinde	DTV	L*	H*	B*	Por.*	NO ₂	PM10	PM10
			Kfz/ 24 h	m	m	m	%	Jahresmittel- wert µg/m ³	#Tage > 50 µg/m ³	
39631	Breite Str.	Potsdam	33'438	124	19	33	26	46.2	26.5	24
4333	Leipziger Str.	Frankfurt (O.)	25'213	139	16	24	37	45.2	29.3	33
2977	Leipziger Str. (MS)	Frankfurt (O.)	24'384	122	16	24	19	44.4	27.8	28
40613	Behlerstr.	Potsdam	17'507	134	12	18	33	42.8	25.7	21
10931	Havelberger Str.	Pritzwalk	10'553	125	12	15	17	42.7	27.7	28
39632	Breite Str.	Potsdam	34'225	160	17	39	29	42.3	25.5	21
32991	Bernauer Str.	Oranienburg	17'800	128	13	23	17	41.7	26.5	24
40615	Gutenbergstr.	Potsdam	18'894	118	15	22	42	40.8	25.3	20
39672	Kurfürstenstr.	Potsdam	19'479	106	12	24	27	39.1	25.1	20
38893	Breite Str.	Eberswalde	13'821	126	15	16	23	38.4	24.9	19
2930	Leipziger Str.	Frankfurt (O.)	21'500	105	14	22	26	37.9	26.2	23
39643	Breite Str.	Potsdam	34'225	106	17	40	42	37.9	24.3	18
39782	Am Neuen Garten	Potsdam	19'078	108	12	22	43	37.6	24.2	18
39630	Zeppelinstr.	Potsdam	26'617	162	15	23	56	37.5	24.5	18
39959	Grossbeerenstr.	Potsdam	10'458	101	16	20	31	36.3	24.4	18
18830	Straße der Jugend	Cottbus	21'260	142	16	33	43	36.0	24.8	19

*: L – Abschnittlänge, H – Bebauungshöhe, B – Bebauungsabstand, Por. – Porosität, MS – Abschnitt am Ort der Luftmessstelle

An beiden knapp 60 m langen Straßenabschnitten der Behlerstraße in Potsdam und der Karl-Marx-Straße in Cottbus grenzen größere Kreuzungsbereiche oder Abschnitte anderer Bebauungssituationen mit wesentlich geringerer Immissionsbelastung an. Deshalb kann hier nicht von einer Repräsentativität der hohen Belastung über 100 m im Sinne der 39. BImSchV ausgegangen werden.

Tabelle 5-2: Liste der Hotspots 2018 mit einer Abschnittlänge <100 m (ID aus der USDB)

ID	Name	Gemeinde	DTV	L*	H*	B*	Por.*	NO ₂	PM10	PM10
			Kfz/ 24 h	m	m	m	%	Jahresmittel- wert µg/m ³	#Tage > 50 µg/m ³	
40611	Behlerstr.	Potsdam	25'213	59	10	21	32	39.6	24.8	19
17735	Karl-Marx-Str.	Cottbus	33'438	60	20	18	28	38.4	25.7	21

*: L – Abschnittlänge, H – Bebauungshöhe, B – Bebauungsabstand, Por. – Porosität

**Modellierungen von Luftschadstoff-Belastungsniveaus
in Brandenburg nach Stationsklassifikation der
EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG und der 39. BImSchV**
Hotspots 2018 im Stadtgebiet Potsdam

LAND BRANDENBURG
 Grundlagendaten: © GeoBasis-DE/LGB, dl-de/by-2-0

 Kartographie: IVU Umwelt
 Mai 2021

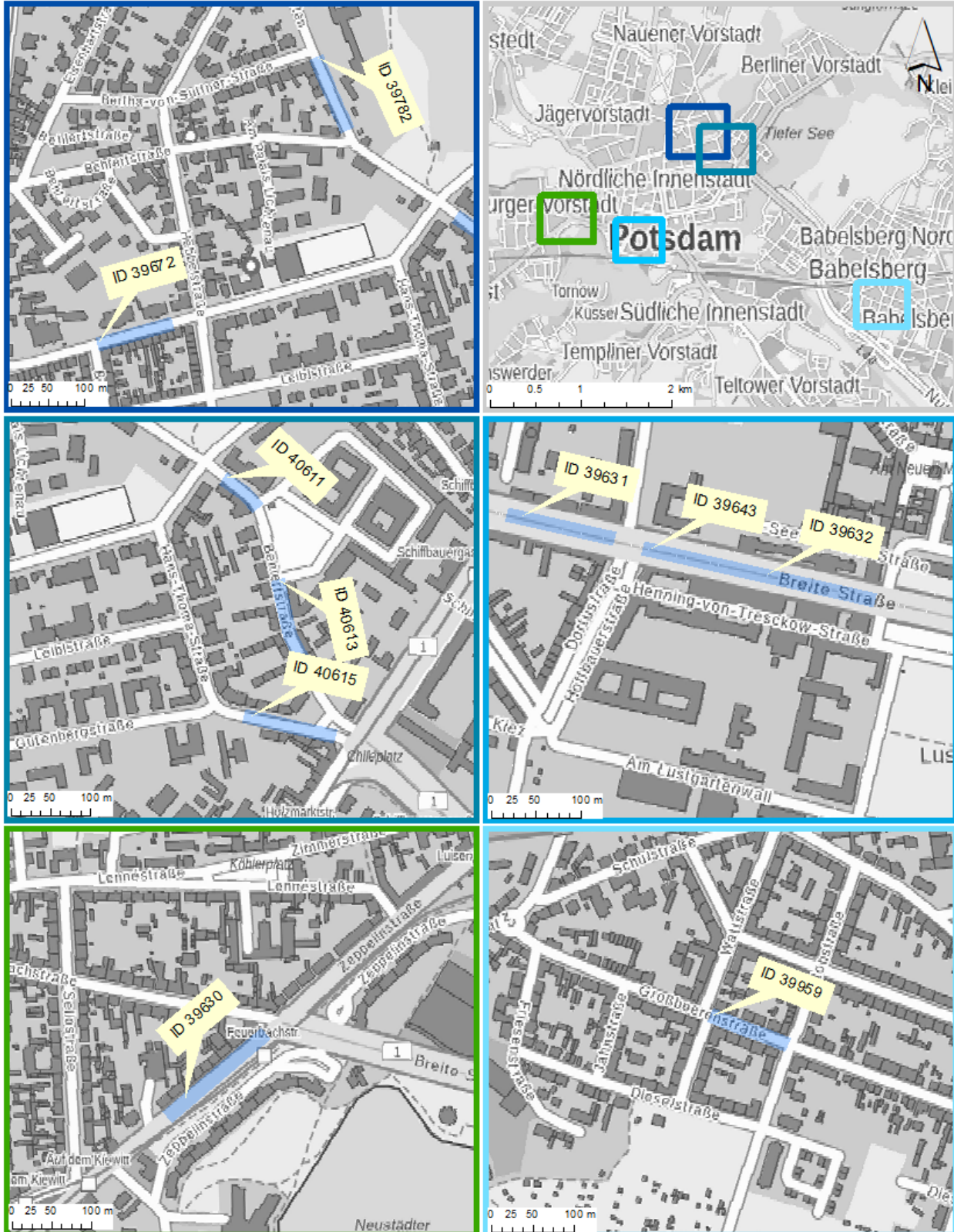


Abbildung 5-4: Hotspots 2018 im Stadtgebiet in Potsdam

**Modellierungen von Luftschadstoff-Belastungsniveaus
in Brandenburg nach Stationsklassifikation der
EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG und der 39. BImSchV
Hotspots 2018 in Cottbus und Frankfurt (Oder)**

LAND
BRANDENBURG
Grundlagen daten:
© GeoBasis-DE/LGB,
dl-de/by-2-0

Kartographie:
IVU Umwelt
Mai 2021

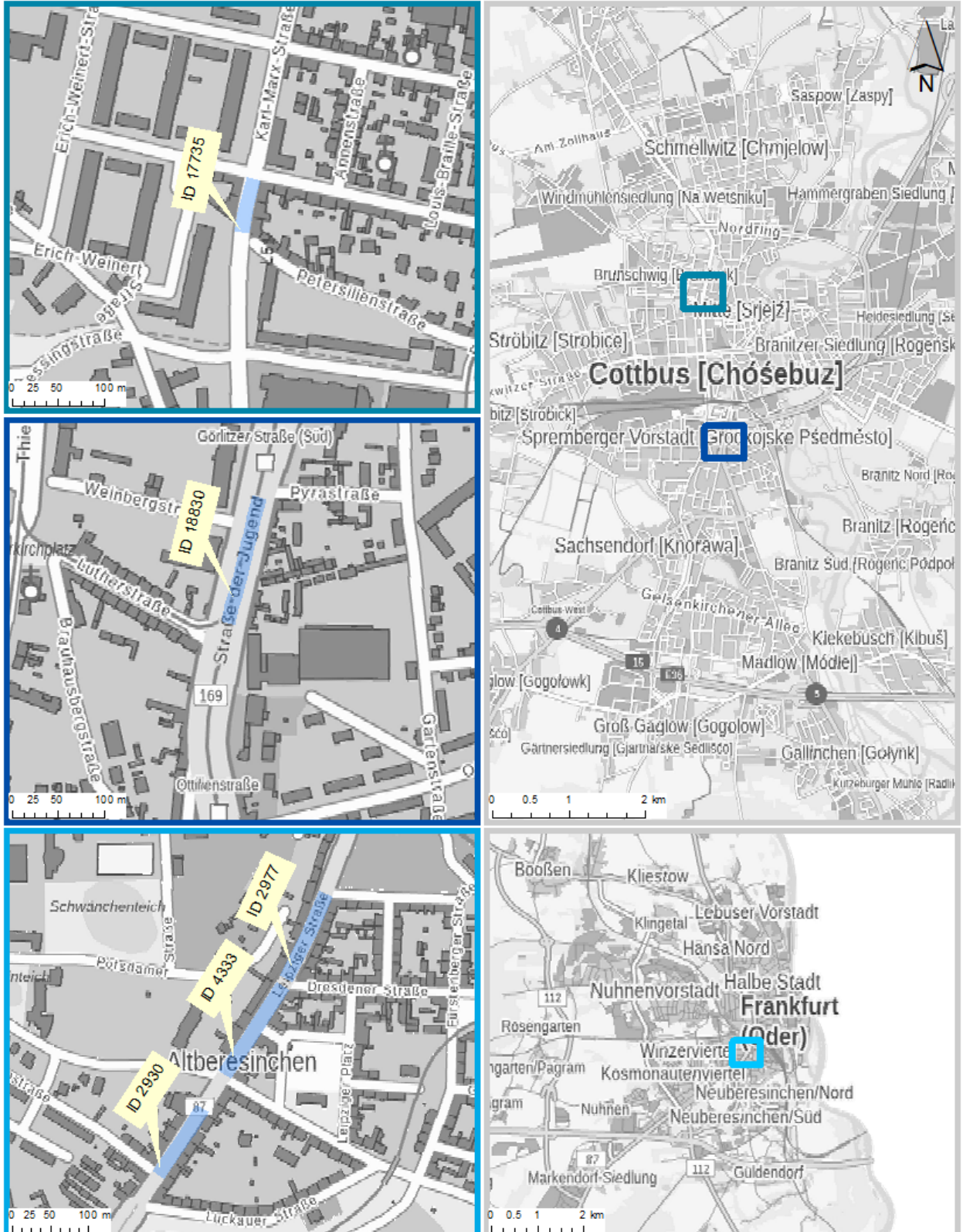


Abbildung 5-5: Hotspots 2018 in Cottbus und Frankfurt (Oder)

**Modellierungen von Luftschadstoff-Belastungsniveaus
in Brandenburg nach Stationsklassifikation der
EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG und der 39. BImSchV**

Hotspots 2018 in Pritzwalk, Oranienburg, Eberswalde



LAND
BRANDENBURG
Grundlagen daten:
© GeoBasis-DE/LGB,
dl-de/by-2-0

Kartographie:
IVU Umwelt
Mai 2021

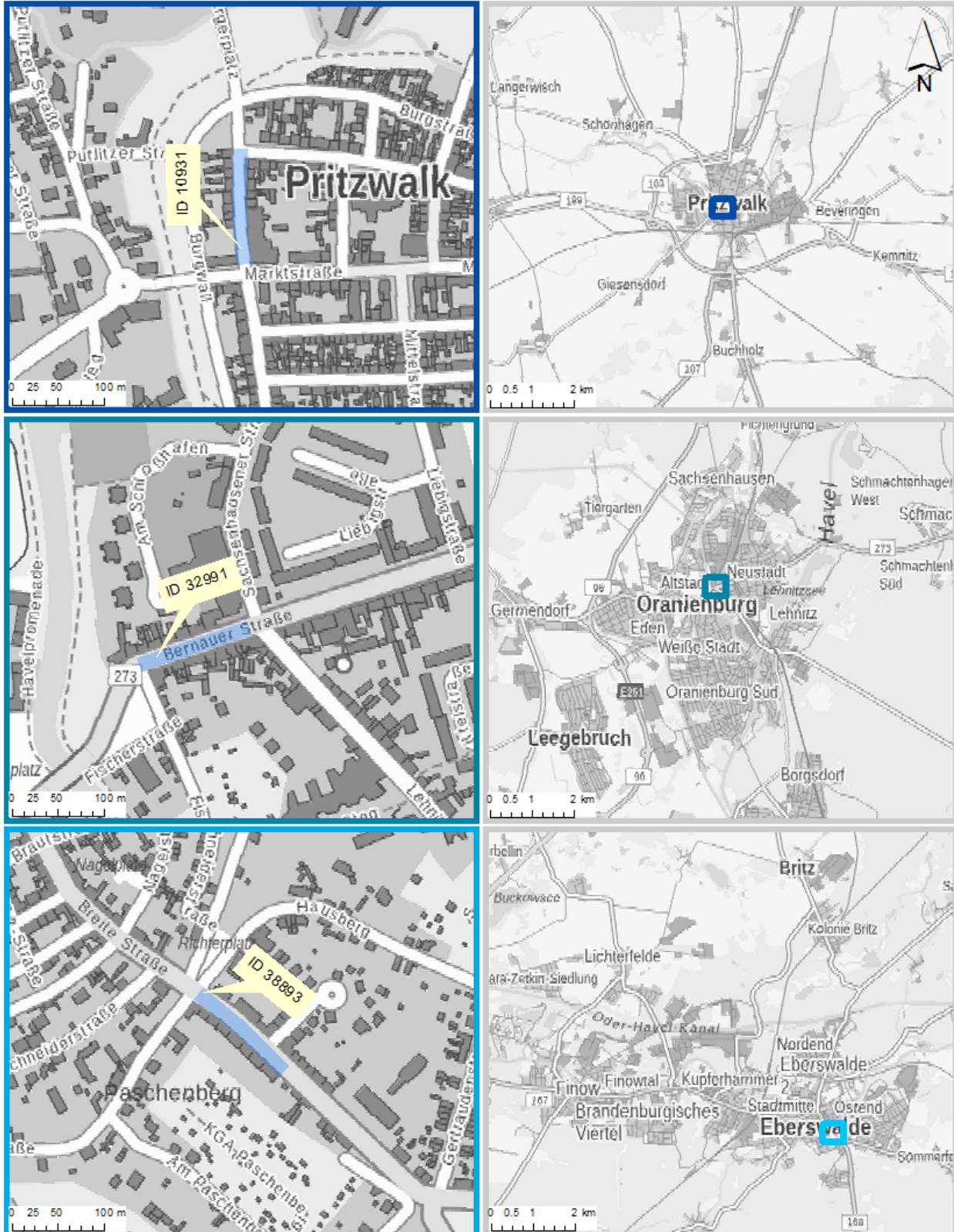


Abbildung 5-6: Hotspots 2018 in Pritzwalk, Oranienburg und Eberswalde

5.1.3 Prognosejahr 2020

Für das Prognosejahr 2020 wird als Ergebnis der Screeningberechnungen für drei Abschnitte mit einer Gesamtlänge von 385 m eine Überschreitung des gültigen NO₂-Grenzwertes in Höhe von 40 µg/m³ prognostiziert. Die höchste Belastung für NO₂ wird in der Breite Straße in Potsdam auf einer Abschnittslänge von 124 m mit einem Jahresmittelwert von 41.4 µg/m³ modelliert.

Der PM10-Jahresgrenzwert in Höhe von 40 µg/m³ und 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 mit einer Fehlermarge der Modellergebnisse von 10 % (Modellwerte > 36 µg/m³) ergeben sich NO₂-Grenzwertüberschreitungen bei 8 Abschnitten mit einer Gesamtlänge von knapp 1'000 m und bei 20 % (Modellwerte > 32 µg/m³) bei 23 Abschnitten mit einer Gesamtlänge von 2'549 m. Eine mögliche Überschreitung des PM10-Tagesgrenzwertes ergibt sich bei Berücksichtigung einer Fehlermarge von 5 % (Modellwerte > 28.5 µg/m³) für einen Abschnitt mit einer Abschnittslänge von 139 m und von 10 % (Modellwerte > 27 µg/m³) für drei Abschnitte mit einer Gesamtlänge von 386 m.

Der PM2.5-Grenzwert in Höhe von 25 µg/m³ wird auch unter Berücksichtigung einer Fehlermarge von 10 % in der Berechnung für das Prognosejahr 2020 nicht überschritten.

In Tabelle 5-3 sind die Daten der 16 Screeningabschnitte für 2020 aufgeführt, für die im Bezugsjahr 2018 ein NO₂-Jahresmittelwert größer 36 µg/m³ modelliert wurde.

Tabelle 5-3: Liste der Hotspots 2020 (Sortierung absteigend nach der Höhe des NO₂-Jahresmittelwertes, ID aus der USDB)

ID	Name	Gemeinde	DTV	L*	H*	B*	Por.*	NO ₂	PM10	PM10
			Kfz/ 24 h	m	m	m	%	Jahresmittelwert µg/m ³	#Tage > 50 µg/m ³	
39631	Breite Str.	Potsdam	33'438	124	19	33	26	41.4	26.1	23
4333	Leipziger Str.	Frankfurt (O.)	25'213	139	16	24	37	41.4	29.0	32
2977	Leipziger Str. (MS)	Frankfurt (O.)	24'384	122	16	24	19	40.2	27.5	27
40613	Behlertstr.	Potsdam	17'507	134	12	18	33	38.6	25.3	20
10931	Havelberger Str.	Pritzwalk	10'553	125	12	15	17	38.7	27.4	27
39632	Breite Str.	Potsdam	34'225	160	17	39	29	37.7	25.1	20
32991	Bernauer Str.	Oranienburg	17'800	128	13	23	17	38.1	26.2	23
40615	Gutenbergstr.	Potsdam	18'894	118	15	22	42	36.9	25.0	19
39672	Kurfürstenstr.	Potsdam	19'479	106	12	24	27	35.4	24.8	19
38893	Breite Str.	Eberswalde	13'821	126	15	16	23	34.2	24.6	19
2930	Leipziger Str.	Frankfurt (O.)	21'500	105	14	22	26	34.2	25.9	22
39643	Breite Str.	Potsdam	34'225	106	17	40	42	33.7	23.9	17
39782	Am Neuen Garten	Potsdam	19'078	108	12	22	43	34.0	24.0	17
39630	Zeppelinstr.	Potsdam	26'617	162	15	23	56	33.7	24.2	18
39959	Grossbeerenstr.	Potsdam	10'458	101	16	20	31	33.1	24.2	17
18830	Straße der Jugend	Cottbus	21'260	142	16	33	43	32.8	24.6	18

*: L – Abschnittslänge, H – Bebauungshöhe, B – Bebauungsabstand, Por. – Porosität

5.2 Vergleich mit Messungen

Zur Qualitätssicherung der Modellierung wurden die mit dem Screeningverfahren berechneten Konzentrationen mit vorhandenen Messwerten von verkehrsnahen Messstationen im Land Brandenburg verglichen. Dazu lagen für das Bezugsjahr 2018 Messwerte für insgesamt 8 Messstationen vor.

Eine Auswahl der verwendeten Eingangsdaten⁴ des Screenings an den Mess-Hotspots (sortiert aufsteigend nach dem Stationscode) ist in Tabelle 5-4 für die Verkehrsparameter und in Tabelle 5-5 für die Bebauungsparameter aufgelistet.

Tabelle 5-4: Auswahl von verkehrlichen Eingangsdaten des Screenings an den Hotspots mit Messstationen (ID aus der USDB)

Code (DE..)	Stationsname	ID	DTV	sLkw	ILkw	LN	LOS1	LOS2	LOS3	LOS4	LOS5
			Kfz/24h	%	%	%	%	%	%	%	%
BB044	Cottbus, Bahnhofstr.	18172	13'426	2	10	0.0	6.0	30.0	53.0	7.3	3.7
BB045	Frankfurt (Oder), Leipziger Str.	2977	24'384	2	7	1.1	5.0	15.0	60.0	13.3	6.7
BB049	Brandenburg, Neuendorfer Str.	29953	9'785	3	10	0.9	10.0	60.0	28.0	1.3	0.7
BB054	Potsdam, Zeppelinstr.	39624	21'320	4	10	0.5	10.0	60.0	28.0	1.3	0.7
BB060	Eberswalde, Breite Straße	37849	12'579	4	8	3.6	10.0	60.0	28.0	1.3	0.7
BB068	Bernau, Lohmühlenstr.	38977	12'471	4	11	1.6	6.0	30.0	53.0	7.3	3.7
BB073	Potsdam, Großbeerenstr.	39959	10'458	5	10	0.2	6.0	30.0	53.0	7.3	3.7
BB099	Herzfelde, Hauptstr.	5068	6'115	4	14	3.0	15.7	84.3	0.0	0.0	0.0

sLkw – schwere Lkw, ILkw – leichte Lkw, LN – Längsneigung, LOS1-5 – Aufteilung Verkehrszustand als Anteile am DTV

⁴ Die Screeningabschnitte an den Messstationen in Eberswalde, Bernau und Herzfelde wurden nach Prüfung der Abschnittslänge auf das 100 m Kriterium mit Nachbarabschnitten zu neuen Screeningabschnitten zusammengefasst, um dem in der 39. BImSchV geforderten Repräsentativitätskriterium von einer Mindestlänge von 100 m zu genügen. Außerdem wurde an der Messstation Eberswalde die Längsneigung des neu gebildeten Screeningabschnitts neu abgeleitet.

Tabelle 5-5: Verwendete Bebauungsdaten im Screening an den Hotspots mit Messstationen (ID aus der USDB)

Code (DE..)	Stationsname	ID	Höhe	Breite	Porosität	Länge
			m	m	%	m
BB044	Cottbus, Bahnhofstr.	18172	17.5	26.9	24	102
BB045	Frankfurt (Oder), Leipziger Str.	2977	15.5	23.7	19	122
BB049	Brandenburg, Neuendorfer Str.	29953	14.9	15.0	20	107
BB054	Potsdam Zeppelinstr.	39624	15.6	22.5	34	100
BB060	Eberswalde Breite Straße	37849	12.9	15.4	24	102
BB068	Bernau, Lohmühlenstr.	38977	14.3	16.9	50	113
BB073	Potsdam, Großbeerenstr.	39959	16.3	20.3	31	101
BB099	Herzfelde, Hauptstr.	5068	10.1	23.3	31	120

Eine Gegenüberstellung der Mess- und Modelldaten für die verkehrsnahen Messstationen im Land Brandenburg ist für das Bezugsjahr 2018 in Tabelle 5-6 dargestellt.

Bei NO₂ wird an 6 von 8 Abschnitten der Messwert überschätzt und an zwei Abschnitten nur leicht unterschätzt, was dem grundsätzlichen Ziel einer konservativen Abschätzung eines Screeningverfahrens entspricht. Die durch die entsprechende EU-Richtlinie geforderte Genauigkeit von +/- 30 % für modellierte NO₂-Jahresmittelwerte wird für alle Abschnitte erfüllt, mit der Ausnahme in Eberswalde an der Breite Straße mit einer Überschätzung von 41%. Im Abschnitt Frankfurt (Oder), Leipziger Str. liegt die Überschätzung mit 29 % aber nur knapp unter diesem Kriterium.

Der Vergleich bei den PM₁₀-Jahresmittelwerten zeigt Abweichungen von -8 % bis +27 %. Die durch die entsprechende EU-Richtlinie geforderte Genauigkeit von +/-50 % für modellierte PM₁₀-Jahresmittelwerte wird damit erfüllt.

Die höchste Überschätzung von NO₂ mit 41 % wird für die Messstation in der Breite Straße in Eberswalde modelliert. Sowohl Messung wie auch Modellierung zeigen aber eine sichere Einhaltung des Grenzwerts. Auffällig ist für diesen Abschnitt eine hohe Längsneigung von 3.6 %, die zu höheren Kfz-Emissionen führt⁵. In der Leipziger Straße in Frankfurt (Oder) wird sowohl der NO₂-Jahresmittelwert mit 29 % als auch der PM₁₀-Jahresmittelwert mit 27 % deutlich überschätzt. Bei NO₂ wird mit dem Modell sogar eine Grenzwertüberschreitung des NO₂-Jahresmittelwerts um 4 µg/m³ ermittelt, wobei mit der Messung eine deutliche Einhaltung vorliegt. Bei den Verkehrsdaten für diesen Abschnitt fallen die hohen Störungsanteile im Verkehrsfluss von 80 % in den LOS 3 bis LOS 5 auf.

⁵ In einem laufenden Gutachten zur Überprüfung der Luftreinhaltepläne für die Städte Frankfurt (Oder), Cottbus/Chósebusz, Bernau und Eberswalde des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg wird in einer Detailmodellierung mit MISKAM festgestellt, dass das Belastungsniveau im untersuchten Straßenabschnitt in Eberswalde höher sein kann, als am Standort der Messstelle.

Tabelle 5-6: Vergleich von mit IMMIS^{luft} modellierten NO₂-Jahresmittelwerten mit Messungen aus 2018

Code (DE..)	Stationsname	NO ₂	NO _x	PM10	NO ₂ [µg/m ³]			PM10 [µg/m ³]		
		JMW	Vorbelastung [µg/m ³]	Mes-sung	Mo-dell	Abwei-chung	Mes-sung	Mo-dell	Abwei-chung	
BB044	Cottbus, Bahnhofstr.	12.4	15.8	18.9	27.4	30.7	12%	21.0	23.1	10%
BB045	Frankfurt (Oder), Leipziger Str.	12.9	17.3	20.1	34.5	44.4	29%	21.9	27.8	27%
BB049	Brandenburg, Neuendorfer Str.	13.6	17.4	18.2	26.2	29.4	13%	21.6	21.9	1%
BB054	Potsdam, Zeppelinstr.	14.5	19.6	18.9	36.1	35.4	-2%	21.3	24.4	15%
BB060	Eberswalde, Breite Straße	8.3	10.5	17.6	22.9	32.2	41%	20.7	23.5	13%
BB068	Bernau, Lohmühlenstr.	11.5	14.8	18.3	23.8	26.8	13%	22.4	22.0	-2%
BB073	Potsdam, Großbeerenstr.	16.2	21.7	19.2	32.3	36.3	12%	20.4	24.4	19%
BB099	Herzfelde, Hauptstr.	11.0	13.8	18.5	18.1	17.2	-5%	21.7	19.9	-8%

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, dass 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.

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 & Mahlau, 1999).

6 Analyse der Messnetzkonfiguration

6.1 Kreuzvalidierung

Mit Hilfe des statistischen Verfahrens der Kreuzvalidierung ermöglicht FLADIS zum einen Aussagen über die Güte der berechneten flächenhaften Darstellung in Abhängigkeit vom angewendeten Berechnungsverfahren. Zum anderen liefert es Angaben zum Einfluss einzelner Stationen auf die flächenhafte Darstellung und unterstützt so die Optimierung des in die Berechnung eingeflossenen Messnetzes. In FLADIS ist dazu das „leave-one-out“-Verfahren zur Kreuzvalidierung implementiert. Die angewendete Methodik entspricht der VDI Richtlinie 4280 Blatt 5 (KRdL, 2009).

Das „leave-one-out“-Verfahren beruht darauf, dass für jeden betrachteten Zeitschritt reihum jede Station aus dem Datensatz ausgeschlossen und der Wert an ihrer Stelle durch das jeweilige Interpolationsverfahren bestimmt wird. Aus der Differenz zwischen dem Wert, den das Modell an der Stelle der ausgelassenen Station im Mittel über alle betrachteten Zeitschritte errechnet, und dem entsprechend gemittelten Messwert der ausgelassenen Station wird die relative Abweichung an der Station berechnet. Je größer die relative Abweichung an einem Stationsort ist, desto größer ist der Einfluss der Station auf die flächenhafte Darstellung.

In Tabelle 6-1 sind die relativen Abweichungen der Konzentrationen an den Messorten bei Anwendung der Kreuzvalidierung dargestellt. Die Abweichungen sind zum einen auf Basis einer reinen Interpolation der Messwerte und zum anderen auf Basis der FLADIS-Berechnung unter Berücksichtigung der Modellwerte ausgewertet worden. Die Tabellenzellen der Messwerte sind von weiß nach blau nach ansteigender Konzentration eingefärbt. Die Zellen für die Abweichungen sind je Schadstoff von grün für den Maximalwert (Überschätzung) der Abweichung über gelb nach rot für den Minimalwert der Abweichung (Unterschätzung) eingefärbt. Die Tabelle ist nach aufsteigenden Abweichungen für NO₂ der FLADIS-Anwendung sortiert.

Den Erwartungen entsprechend sind die Abweichungen bei der Anwendung von FLADIS in den meisten Fällen geringer als bei der reinen Interpolation, da in der Anwendung von FLADIS im Rahmen der OI zur Assimilation der Messdaten an das Modellfeld immer alle Stationen berücksichtigt werden. Die allgemein geringeren Abweichungen bei Ozon sind eine Folge der Homogenität des Belastungsniveaus über das ganze Land. So wird mit den Messungen ein Wertebereich von 53 bis 60 µg/m³ abgedeckt, was bezogen auf den Minimalwert eine Spanne von 13 % ausmacht. Bei PM₁₀ mit insgesamt mittleren Abweichungen, beträgt der Wertebereich 13 bis 21 µg/m³, was bezogen auf den Minimalwert eine Spanne von 53 % bedeutet. Bei PM_{2.5} entspricht der Wertebereich von 12 bis 16 µg/m³ einer Spanne von 31 %. Bei NO₂ ist der Maximalwert mit 16 µg/m³ um das 2.7-fache höher als der Minimalwert 4 µg/m³ und bei NO_x der Maximalwert mit 22 µg/m³ um das 3.4-fache höher als der Minimalwert 5 µg/m³.

An allen Stationen zeigen die Abweichungen bei NO₂ und NO_x ein ähnliches Verhalten. Bei PM₁₀ und PM_{2.5} unterscheiden sich die relativen Abweichungen an einzelnen Stationen teilweise sehr deutlich. Wesentliche Unterschiede treten bei Stationen auf, die an den Grenzen zu Berlin, Sachsen, Mecklenburg-Vorpommern und Polen liegen. Hier resultiert dieser Unterschied aus der Tatsache, dass außerhalb Brandenburgs im Bereich dieser Grenzen keine bzw. weniger PM_{2.5}-Stationen als PM₁₀-Stationen vorhanden sind und damit berücksichtigt werden konnten.

Bei Ozon liegen die Abweichungen im Vergleich zu den anderen Schadstoffen insgesamt auf dem niedrigsten Niveau, nur an der Station DEBB007 (Elsterwerda) wird durch ein Weglassen der Station in der Interpolation der Messwert um 15 % überschätzt. Bei Anwendung der Datenassimilation mit FLADIS beträgt die Abweichung nur noch 9%.

Tabelle 6-1: Messstationen mit Messwerten für 2018 und der relativen Abweichungen aus der Kreuzvalidierung für die reine Interpolation und die Datenassimilation mit FLADIS (näheres siehe Text).

Code DE...	NO ₂			NO _x			PM10			PM2.5			Ozon		
	Messung (µg/m ³)	Interpolation	FLADIS	Messung (µg/m ³)	Interpolation	FLADIS	Messung (µg/m ³)	Interpolation	FLADIS	Messung (µg/m ³)	Interpolation	FLADIS	Messung (µg/m ³)	Interpolation	FLADIS
BB086	16	-20%	-17%	22	-29%	-23%	21	-3%	-8%	16	-15%	-12%	53	7%	6%
BB007	13	-32%	-16%	17	-37%	-20%	20	-17%	-11%	15	-5%	-4%	54	15%	9%
BB029	11	-32%	-10%	15	-36%	-16%	19	7%	0%	15	-1%	-4%	56	3%	1%
BB055	14	-24%	-8%	17	-22%	-9%	19	-12%	-8%	14	-11%	-8%	56	1%	-1%
BB092	13	-17%	-7%	17	-17%	-8%	20	-6%	-6%	15	-1%	-2%	60	-3%	-4%
BB021	16	-23%	-6%	22	-26%	-9%	20	-9%	-6%	14	-2%	0%	54	-1%	-2%
BB067	12	5%	-5%	16	4%	-6%							55	0%	1%
BB075	14	6%	-5%	19	2%	-8%	18	0%	-3%	13	9%	6%	53	-1%	0%
BB064	12	-24%	-4%	16	-23%	-4%	19	1%	5%	15	0%	2%	60	-6%	-6%
BB032	12	4%	-2%	15	4%	-4%	19	2%	0%	15	0%	-2%	58	3%	1%
BB063	9	5%	-1%	12	0%	-2%	17	0%	-1%	13	-7%	-3%	60	-4%	-4%
BB083	10	11%	-1%	14	9%	0%	20	-9%	-10%	15	-2%	-5%	56	7%	4%
BB048							17	-8%	-5%	13	-3%	-2%			
BB053	9	27%	1%	11	28%	4%	18	6%	1%	14	6%	1%	58	-3%	-2%
BB066	8	63%	10%	10	65%	15%	17	17%	6%	13	10%	4%	56	4%	3%
BB065	7	76%	11%	10	73%	15%	15	25%	13%	12	16%	9%	58	-2%	1%
UB030	4	72%	17%	5	74%	24%	13	27%	14%				58	1%	1%

In Tabelle 6-2 sind auf der Basis der Abweichungen aus der Kreuzvalidierung die Bedeutung der Stationen zur Darstellung einer landesweiten Schadstoffverteilung allein auf Basis einer Interpolation und unter Berücksichtigung des hier verwendeten Verfahrens zur Ermittlung der Hintergrundbelastung mit FLADIS aufgelistet. Die Einstufung erfolgte in der Spalte „Allgemein“, wenn für alle Schadstoffe eine vergleichbare Bedeutung vorliegt. Andernfalls wurde für NO₂/NO_x, Partikel und Ozon getrennt die Bedeutung ermittelt. In der Spalte „Rand PM2.5“ wurde das entsprechende Randgebiet vermerkt, wenn der Unterschied zu PM10 vor allem durch die dort bei PM2.5 geringere Stationsdichte hervorgerufen wird.

Bei der Beurteilung wurden Abweichungen in der Interpolation unter 10 % mit der Bedeutung „gering“ eingestuft. Eine „starke“ Bedeutung wurde entsprechend bei Abweichungen zwischen +/-10 % konstatiert. Soweit die Anwendung von FLADIS durch die Berücksichtigung der Modelldaten zu einer deutlichen Verringerung der Abweichung führt, wird in den jeweiligen Spalten das Attribut „Modell +“ angegeben. In Fällen, in denen die Berücksichtigung von Modelldaten zur höheren Abweichung im Vergleich zur Interpolation führt, wird als Attribut „Modell -“ gesetzt.

Tabelle 6-2: Beurteilung der Bedeutung der Stationen nach der Kreuzvalidierung (näheres siehe Text)

Code DE...	Name	Allgemein	NO ₂ /NO _x	PM	Rand PM _{2.5}	Ozon
BB086	Blankenfelde-Mahlow		stark, Modell -	gering	Berlin	gering
BB007	Elsterwerda	stark, Modell -			Sachsen	
BB029	Schwedt (Oder)		stark, Modell +	gering	Polen	gering
BB055	Brandenburg a.d. Havel	stark, Modell +				gering
BB092	Frankfurt (Oder)		stark, Modell +	gering	Polen	gering
BB021	Potsdam-Zentrum		stark, Modell +	gering	Berlin	gering
BB067	Nauen		gering	nicht verwendet		gering
BB075	Potsdam, Groß Glienicke	gering			Berlin	
BB064	Cottbus		stark, Modell +	gering		gering
BB032	Eisenhüttenstadt	gering				
BB063	Wittenberge	gering			Mecklenb.-Vorp.	
BB083	Spremberg	stark	Modell +	gering	Sachsen	gering
BB048	Neuruppin		nicht verwendet	gering		Keine Messung
BB053	Hasenholz (Buckow)	Modell +	stark	gering		gering
BB066	Spreewald	stark	Modell +	Modell +		gering
BB065	Lütze (Belzig)	stark	Modell +	Modell +		gering
UB030	Neuglobsow		stark, Modell +	stark, Modell +	Keine Messung	gering

6.2 Bestimmung der Repräsentativität der Hintergrundmessstellen

Aufbauend auf den Berechnungsergebnissen für das Bezugsjahr 2018 wurde eine Einschätzung der Repräsentativität der Hintergrundmessstationen erstellt. Der Begriff der räumlichen Repräsentativität von Messstationen wird vielerorts verwendet und findet sich auch in den einschlägigen EU-Regelungen zur Luftqualität, wie z. B. EU (2008) und deren Umsetzung in deutsches Recht in Form der 39. BImSchV (2020). Es findet sich allerdings nirgends eine operationelle Definition dieses Begriffes, anhand dessen eine klare Prüfung hinsichtlich einer „ja/nein“-Entscheidung möglich wäre. Im Rahmen der FAIRMODE-Aktivitäten wurde in den letzten Jahren mit großem Aufwand versucht, dieses Defizit anzugehen und den Begriff der Repräsentativität zu operationalisieren und klar zu definieren. Dies ist jedoch bisher nicht gelungen und in JRC (2017) ausführlich dokumentiert.

Im hier vorliegenden Projekt wurden gemäß den Vorgaben des Auftraggebers für die Bestimmung der Repräsentativität von Messstationen für die einzelnen Hintergrundstationen jeweils „Repräsentativitätsflächen“ für die vier Stoffe NO₂, Ozon, PM₁₀ und PM_{2.5} ermittelt. Diese beinhalten alle Gitterzellen in Brandenburg, deren in Abschnitt 4.1.2 dargestellter Konzentrationswert innerhalb des Wertebereichs des Konzentrationswertes am Ort der jeweiligen Messstation $\pm 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt.

Die entsprechenden Daten und zugehörige GIS-Projekte zur Visualisierung und Auswertung wurden dem Auftraggeber übergeben. In Abbildung 6-1 sind beispielhaft für die städtische Hintergrundmessstation Potsdam-Zentrum diese Repräsentativitätsflächen für NO₂, Ozon, PM₁₀ und PM_{2.5} dargestellt.

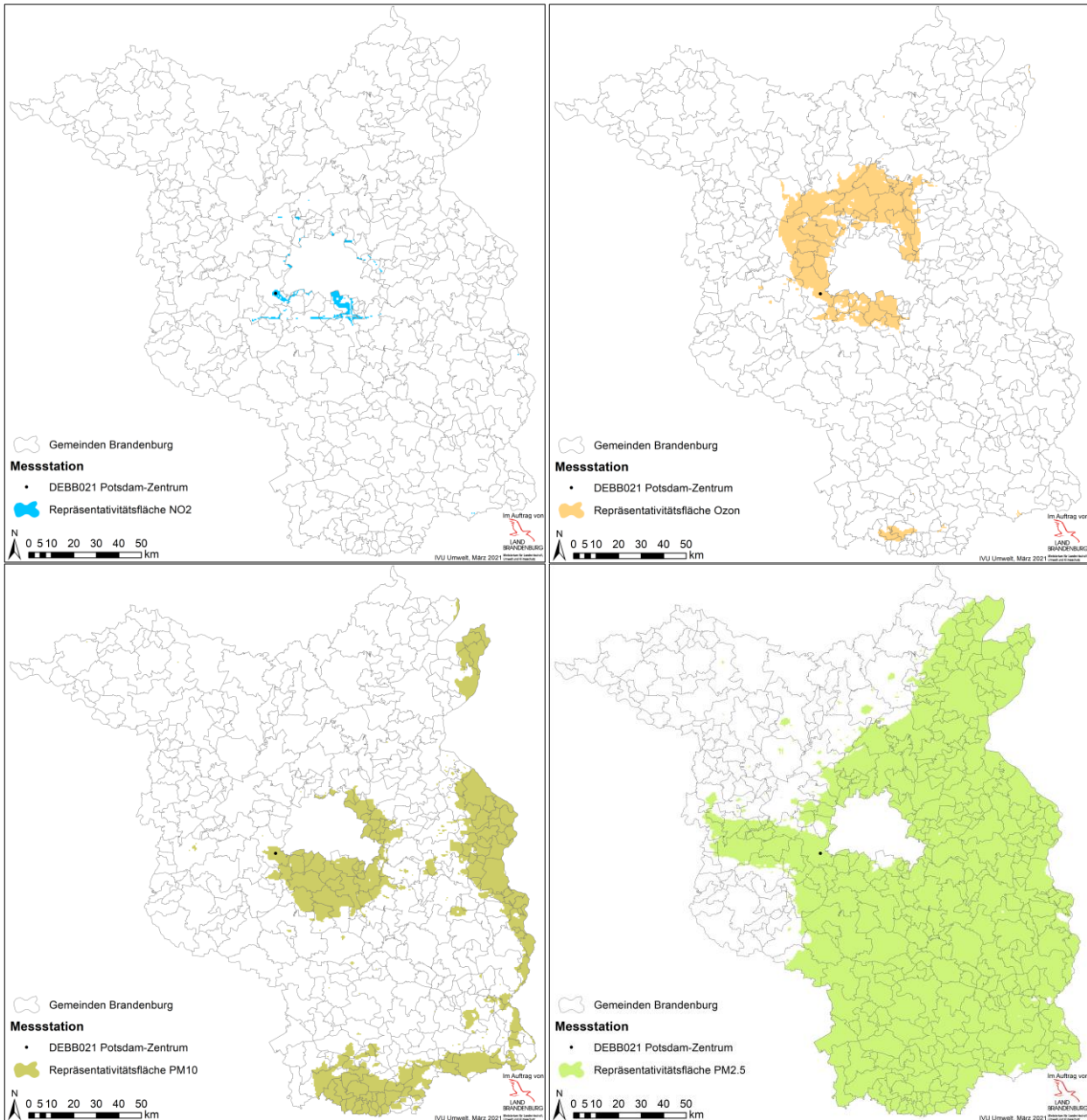


Abbildung 6-1: Repräsentativitätsflächen für NO₂ (links oben), Ozon (rechts oben), PM₁₀ (links unten) und PM_{2.5} (rechts unten) der städtischen Hintergrundmessstation Potsdam-Zentrum. Näheres s. Text.

Ergänzend wurden die Flächeninhalte dieser Repräsentativitätsflächen auf Basis der 500 x 500 m²-Gitterzellen sowohl bezogen auf das gesamte Land Brandenburg als auch bezogen auf die jeweiligen Beurteilungsgebiete der Luftqualität der vier Schadstoffe gemäß der 39. BImSchV (2020), in dem die jeweilige Messstation liegt, ermittelt. Für Ozon ist das Beurteilungsgebiet das ganze Land Brandenburg. Für NO₂, PM₁₀ und PM_{2.5} gibt

es für alle drei Stoffe die gleichen 6 Beurteilungsgebiete Brandenburg Nordwest, Brandenburg Südost, Brandenburg an der Havel, Cottbus, Frankfurt (Oder) und Potsdam.

Zur Zuordnung der Gitterzellen zu den einzelnen Gebieten wurde wie folgt vorgegangen. Zunächst wurde jede Gitterzelle, die die Fläche des Landes Brandenburg schneidet als zu Brandenburg und damit zum Beurteilungsgebiet für Ozon gehörig gekennzeichnet. Bezüglich der übrigen drei Stoffe wurden zunächst alle diese Gitterzellen dem Beurteilungsgebiet zugewiesen, in dem ihr Mittelpunkt liegt. Alle Randzellen entlang der Grenze von Brandenburg, die die Grenze von Brandenburg schneiden, deren Mittelpunkt aber nicht in Brandenburg liegt, wurden manuell den entsprechenden Gebieten zugewiesen.

In Tabelle 6-3 findet sich eine Zusammenstellung der Größen der Repräsentativitätsflächen bezogen auf diese Beurteilungsgebiete und das ganze Land. Die Flächeninhalte ergeben sich dabei als Produkt aus Anzahl der Gitterzellen und deren Flächeninhalt von 0.25 km². Die Verhältnisse der Flächen der einzelnen Stoffe an einer Station sind dabei stark vom Wertebereich und der räumlichen Struktur der Konzentrationsverteilungen der jeweiligen Schadstoffe beeinflusst. So sind bezogen auf die Landesfläche bei den meisten Stationen die partikel- und ozonbezogenen Flächen jeweils größer als die auf NO₂ bezogenen und bei allen Stationen die Flächen für PM_{2.5} größer als die für PM₁₀. Bezogen auf die jeweiligen Beurteilungsgebiete ergibt sich für NO₂, PM₁₀ und PM_{2.5} ein vergleichbares Bild, wobei bei einer Station (DEBB029 im Gebiet Brandenburg Nordwest) die Fläche für PM₁₀ etwas größer ist, als die für PM_{2.5}.

Tabelle 6-3: Größen der Repräsentativitätsflächen der Hintergrundmessstationen bezogen auf das Land Brandenburg (Land BB) und das Beurteilungsgebiet (B.-Gebiet), in dem die jeweilige Messstation liegt in km². Näheres s. Text.

Hintergrundstation		NO ₂		PM ₁₀		PM _{2.5}		Ozon
Code	Name	Land BB	B.-Gebiet	Land BB	B.-Gebiet	Land BB	B.-Gebiet	Land BB
DEBB007	Elsterwerda	1'465	532	3'277	2'709	11'047	9'909	4'394
DEBB021	Potsdam-Zentrum	136	18	4'541	63	19'297	180	2'278
DEBB029	Schwedt (Oder)	2'390	1'040	11'756	1'241	14'155	1'113	8'448
DEBB032	Eisenhüttenstadt	1'718	652	5'632	4'813	6'288	5'591	15'385
DEBB048	Neuruppin	nicht verwendet		17'179	10'805	25'267	12'816	nicht verwendet
DEBB053	Hasenholz (Buckow)	7'434	4'979	18'346	13'319	23'121	14'740	15'080
DEBB055	Brandenburg an der Havel	766	23	16'258	132	23'583	230	6'067
DEBB063	Wittenberge	6'559	1'950	18'207	10'572	19'715	13'440	8'288
DEBB064	Cottbus	1'101	11	3'975	39	8'441	165	11'375
DEBB065	Lütze (Belzig)	17'160	6'984	3'350	3'286	10'960	10'700	13'022
DEBB066	Spreewald	16'068	11'040	14'685	3'813	25'422	12'639	9'428
DEBB067	Nauen	1'746	828	nicht verwendet		nicht verwendet		5'084
DEBB075	Potsdam, Groß Glienicke	719	75	20'224	152	24'881	195	889
DEBB083	Spremberg	3'083	1'622	2'711	2'220	6'037	5'355	11'664
DEBB086	Blankenfelde-Mahlow	400	202	940	740	4'850	4'276	2'081
DEBB092	Frankfurt (Oder)	1'154	22	1'483	91	7'070	153	10'089

7 Zusammenfassung

Im hier beschriebenen Projekt zur Ermittlung der Luftschadstoffbelastungsniveaus in Brandenburg wurden verschiedene Teilaufgaben bearbeitet, die hier kurz zusammenfassend dargestellt werden.

Für das Jahr 2018 und das Prognosejahr 2020 wurden flächendeckende Immissionskonzentrationen im Land Brandenburg als Hintergrundbelastungen der Schadstoffe Stickstoffoxide, Stickstoffdioxid, Feinstaub PM10 und PM2.5 sowie Ozon in einer horizontalen Auflösung von 500 x 500 m² ermittelt. Die Ermittlung der Hintergrundbelastung erfolgte durch eine Kombination von Modellergebnissen und Messungen. Dabei kam als Ausbreitungsmodell das chemische Transportmodell REM-CALGRID (RCG) zum Einsatz, für das für die unterschiedlichen Modellskalen Emissionskataster aus europäischen, nationalen und für Brandenburg spezifischen Daten aufbereitet wurden. Als meteorologische Treiber wurden Daten des DWD aufbereitet. Die Kombination der Modellergebnisse mit Messungen in und um Brandenburg wurde mit dem Programmsystem FLADIS durchgeführt.

Bei der NO₂- und NO_x-Hintergrundbelastung werden für 2018 die höchsten Konzentrationen in Berlin ermittelt. In Brandenburg liegen die höchsten Konzentrationen in einem Gürtel von ca. 20 km um Berlin herum. Dabei sind auch die um Berlin liegenden Autobahnen als Quellstruktur zu erkennen. Nach der Assimilation mit den Messdaten ergeben sich außerhalb der Städte und entfernt von Autobahnen NO₂-Hintergrundbelastungen unter 10 µg/m³. Die Maximalwerte liegen mit über 20 µg/m³ bis maximal knapp 35 µg/m³ vor allem in und um Berlin.

Bei PM10 und PM2.5 treten die höchsten Konzentrationen ebenfalls in Berlin auf. Die höchsten Konzentrationen in Brandenburg liegen, wie bei NO₂, im Gürtel um Berlin sowie zusätzlich im Südosten an der Grenze zu Polen bzw. zu Sachsen. Nach der Assimilation mit den Messdaten ergeben sich für die PM10-Hintergrundbelastungen großflächig Konzentrationen zwischen 16 µg/m³ und 18 µg/m³. Die Maximalwerte treten mit rund 28 µg/m³ im Bereich Spremberg und mit rund 25 µg/m³ im Bereich Eisenhüttenstadt auf. Höhere PM10-Werte zwischen 18 µg/m³ und 20 µg/m³ ergeben sich großräumig um Berlin sowie entlang der östlichen und südlichen Landesgrenze Brandenburgs und mit 20 µg/m³ bis 25 µg/m³ in Berlin.

Die berechneten PM2.5-Hintergrundbelastungen weisen großflächig Konzentrationen zwischen 13 µg/m³ und 14 µg/m³, im nordwestlichen Bereich Brandenburgs zwischen 12 µg/m³ und 13 µg/m³ auf. Die Maximalwerte treten, wie bei PM10, mit rund 19 µg/m³ im Bereich Spremberg auf. Höhere Werte mit 15 µg/m³ bis 17 µg/m³ ergeben sich in Berlin sowie im Bereich Eisenhüttenstadt und mit rund 16 µg/m³ im Bereich des Kraftwerks Jänschwalde. PM2.5-Werte zwischen 14 µg/m³ und 15 µg/m³ ergeben sich großräumig um Berlin sowie entlang der östlichen und südlichen Landesgrenze Brandenburgs.

Aufgrund der Ozon-Bildungsprozesse zeigt sich für Ozon eine zu NO₂ komplementäre Situation mit den höchsten Belastungen in den quellfernen Regionen und den geringsten Belastungen in Berlin und Umgebung. Nach der Assimilation mit den Messdaten ergeben sich maximale großflächige Ozonkonzentrationen von 56 µg/m³ bis 61 µg/m³. Die niedrigsten Werte finden sich mit unter 50 µg/m³ in Berlin, großräumig um Berlin herum treten Konzentrationen zwischen 52 µg/m³ und 54 µg/m³ auf. Die Hauptverkehrswege sind komplementär zu NO₂ als Bereiche niedrigerer Ozonkonzentrationen zu erkennen.

Für die Prognose 2020 werden auf Grund des kleinen zeitlichen Abstands zu 2018 und der Annahme, dass sich in diesem Zeitraum die Emissionen nur durch eine Erneuerung der Kfz-Flotte verändern, nur geringe Unterschiede zu 2018 berechnet. In den Differenzkarten sind die Änderungen entlang der Hauptverkehrsachsen ersichtlich. Bei NO₂ werden Abnahmen bis maximal 1.7 µg/m³ und bei PM₁₀ bzw. PM_{2.5} Abnahmen von 0.14 µg/m³ bzw. 0.07 µg/m³ prognostiziert. Bei Ozon werden nur geringe Zunahmen bis 0.5 µg/m³ prognostiziert.

Zur Qualitätssicherung der Modellierung der Hintergrundbelastung wurden die Modellwerte mit entsprechenden Messdaten verglichen. Dabei wurde zum einen überprüft, inwieweit die reinen Modellergebnisse den Anforderungen der Richtlinie EU 2008/50/EG genügen und wie sich die Kombination mit den Messdaten auf diesen Vergleich auswirkt. Als zweite Methode der Qualitätssicherung wurde das im Rahmen der FAIRMODE-Initiative der EU entstandene DELTA-Tool eingesetzt. Bereits die reinen Modelergebnisse erfüllen, bis auf wenige Ausnahmen für einzelne Stationen, die gegebenen Qualitätsanforderungen. Die hier als Hintergrundbelastung ermittelten assimilierten Daten erfüllen für alle Stationen die Qualitätsanforderungen.

Aufbauend auf den Ergebnissen zur Hintergrundbelastung wurde ein neuer Ansatz entwickelt und umgesetzt, der es erlaubt, eine gemeindebezogene Differenzierung der Hintergrundbelastung in einen ländlichen und einen vorstädtisch-städtischen Hintergrund im Sinne des Ansatzes nach Lenschow vorzunehmen.

Indem alle Schadstoffquellen innerhalb von Brandenburg in der Modellierung mit RCG deaktiviert wurden, konnte der Beitrag der Quellen außerhalb von Brandenburg zur landesweiten Schadstoffbelastung ermittelt werden. Diese Methode wurde zusätzlich für die Ermittlung der Quellbeiträge des Kfz-Verkehrs, der Industrie und des Hausbrands eingesetzt, so dass flächendeckend Aussagen zum Beitrag dieser Quellen an der Hintergrundbelastung im Jahr 2018 gemacht werden konnten. Der Beitrag der Quellen von außerhalb nimmt vom Rand des Landesgebiets zum Zentrum bei NO₂ von ca. 96 % auf 16 % ab. Bei PM ist die Abnahme zum Zentrum mit 35 % bei PM₁₀ und 46 % bei PM_{2.5} aufgrund von großräumigem Transport in Kombination mit Bildungsprozessen sekundärer Partikel deutlich geringer. Die Beiträge des Kfz-Verkehrs und der Industrie liegen im Maximum bei NO₂ bei 74 bzw. 76 %. Dabei treten die hohen Beiträge beim Kfz-Verkehr in größeren Gebieten entlang der Verkehrswege auf, während die hohen Beiträge bei der Industrie entsprechend der Quellstruktur stark lokalisiert sind. Bei PM treten die höchsten Beiträge mit rund 50 % ebenfalls stark lokalisiert bei der Quellgruppe Industrie auf.

Unter Verwendung der hier ermittelten Hintergrundbelastungen wurden für das Jahr 2018 und das Prognosejahr 2020 mit dem Screening-Programm IMMIS^{luft} landesweit die Gesamtmissionen an vom Verkehr stark frequentierten Straßen mit Randbebauung ermittelt. Im Zuge dieser Screening-Berechnungen wurden Screeningabschnitte mit potenziellen Grenzwertüberschreitungen auf das Repräsentativitätskriterium von 100 m Abschnittslänge überprüft.

Im Ergebnis der Screeningberechnungen für 2018 werden für acht Abschnitte mit einer Gesamtlänge von 1'050 m Überschreitungen des gültigen NO₂-Grenzwertes in Höhe von 40 µg/m³ prognostiziert. Der PM₁₀-Jahresgrenzwert in Höhe von 40 µg/m³ und der zum Tagesgrenzwert korrespondierende PM₁₀-Jahresmittelwert in Höhe von 30 µg/m³ werden an keinem Abschnitt überschritten. Ebenso werden keine Überschreitungen des seit 2015 geltende PM_{2.5}-Grenzwert in Höhe von 25 µg/m³ ermittelt.

Eine Gegenüberstellung der Mess- und Modelldaten für die verkehrsnahen Messstationen für das Bezugsjahr 2018 im Land Brandenburg zeigt, dass die Qualitätsanforderungen der EU-Richtlinie an Modellierungen bis auf eine Ausnahme⁶ erfüllt sind.

Ein weiterer Untersuchungsschwerpunkt war die Entwicklung und Anwendung einer Methodik zur Bestimmung der Repräsentativität von Hintergrundmessstellen, die in die Aufstellung der Konzeption zur Überwachung der Luftqualität (KÜL) des Landesamtes für Umwelt Brandenburg einfließen wird. Dazu wurden für jede Station jeweils „Repräsentativitätsflächen“ ermittelt, bei denen der Konzentrationswert einer Rasterzelle innerhalb des Wertebereichs der Konzentration am Ort der jeweiligen Messstation $\pm 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt. Die so ermittelten Flächen der einzelnen Stoffe zu den verschiedenen Stationen hängen stark vom Wertebereich und der räumlichen Struktur der Konzentrationsverteilungen der jeweiligen Schadstoffe sowie dem Konzentrationswert am Ort der jeweiligen Messstation ab.

Die Ergebnisse aller Teilprojekte wurden als digitale Datensätze aufbereitet und dem LfU zur Verfügung gestellt. Zusätzlich wurden einzelne Daten in die aktuelle Version der USDB beim LfU integriert. Dabei wurden zusätzliche Funktionen u. a. zur Nutzung der differenzierten Angaben in der Vorbelastung in der Anwendung zur USDB hinzugefügt.

⁶ In einem laufenden Gutachten zur Überprüfung der Luftreinhaltepläne für die Städte Frankfurt (Oder), Cottbus/Chósebusz, Bernau und Eberswalde des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg wird in einer Detailmodellierung mit MISKAM festgestellt, dass das Belastungsniveau im untersuchten Straßenabschnitt in Eberswalde höher sein kann, als am Standort der Messstelle.

8 Literatur

1. BImSchV, 2010: Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen - 1. BImSchV). In der Fassung vom 26.01.2010. 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.
 39. BImSchV, 2020: Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchst-mengen - 39. BImSchV). In der Fassung vom 19.06.2020. BGBl. I S. 1328. 2020.
- 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.; Colette, A.; Couvidat, F.; Meleux, F.; Rouïl, 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.; Fagerli, H.; Gonzalez, L.; Menut, L.; Prévôt, A. S. H.; Roberts, P.; White, L., 2016: Presentation of the EURODELTA III inter-comparison exercise - evaluation of the chemistry transport models' performance on criteria pollutants and joint analysis with meteorology. Atmos. Chem. Phys. Nr. 16, S. 12667-12701. 2016.
- Blümel, H.; Liwicki, M., 1995: EMISS - ein methodisch neuer Ansatz zur Ermittlung der Schadstoffemissionen des Kfz-Verkehrs. In: VDI (Hrsg.): Emissionen des Straßenverkehrs - Immissionen in Ballungsgebieten. VDI-Berichte Nr. 1228. 1995.
- Builtjes, P.; Jörß, W.; Stern, R.; Theloke, J., 2012: Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung. Zusammenfassender Abschlussbericht. F&E-Vorhaben "Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung - PAREST". Veröffentlichung UBA-Texte 09/2012. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2012.
- Cressie, N., 1993: Statistics for Spatial Data; John Wiley & Sons, New York, 1993.
- Dauert, U.; Kessinger, S., 2019: Luftqualität in Deutschland: Situation und Hauptquellen. Immissionsschutz Nr. 3, S. 104-109. 2019.
- Diegmann, V., 2020: Auswirkungen geänderter Eingangsdaten und Methoden auf Modellierungsergebnisse für Hotspots - Ermittlung des NO₂-Jahresmittelwerts. 8. Freiburger Workshop "Luftreinhaltung und Modelle" als Online-Veranstaltung, 3.11.2020, IVU Umwelt GmbH, Freiburg. 2020.
- Diegmann, V.; Mahlau, A., 1999: Vergleich von Messungen der Luftschadstoffbelastungen im Straßenraum mit Berechnungen des Screening-Modells IMMIS^{luft}. Immissionsschutz Nr. 3, S. 76-83. 1999.

Diegmann, V.; Wiegand, G., 2000: FLADIS - ein System zur Übertragung von Punktdaten in flächenhafte Informationen. Air Pollution 2000 - 8th International Conference on Air Pollution. 2000.

Düring, I.; Bächlin, W., 2009: Tendenzen der NO₂-Belastung im Land Brandenburg. Auftraggeber: Ministerium 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. 2009.

EEA, 2020: Air Quality e-Reporting. On behalf of the European Environment Agency. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/aqereporting-8>. Last modified Nov 2020.

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, 2020: Guidance Document on Model Quality Objectives and Benchmarking. Version 3.2. JRC Technical report EUR 30264 EN. Forum for Air Quality Modelling in Europe (FAIRMODE). Publications Office of the European Union, ISBN 978-92-76-19745-4. Luxembourg. 2020.

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.

Gandin, L. S., 1965: Objective Analysis of meteorological fields. Translated 1965 from Russian by Israeli Program for Scientific Translations. Jerusalem, 1965.

Hardy, R. L., 1990: Theory and application of the multiquadratic-biharmonic method, Comp. Math. Appl., Vol.19, No.8/9, 1990.

Hertel, O.; Berkowicz, R., 1989: Modelling NO₂ concentrations in a street canyon. DMU Luft A-131. National Environmental Research Institute, Division of Emissions and Air pollution, Denmark. 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.; Törán, 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, 2019: Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. HBEFA Version 4.1. Hrsg.: INFRAS Bern im Auftrag von Umweltbundesamt (Deutschland), BAFU (Schweiz), Umweltbundesamt (Österreich), ADEME (Frankreich), Trafikverket (Schweden), Miljødirektoratet (Norwegen) und JRC (Joint Research Center der Europäischen Kommission). 2019.

IVU Umwelt, 2009: Ausbreitungsrechnungen als Beitrag zur Ursachenanalyse für den Luftreinhalteplan Rhein-Main. Auftraggeber: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie. 2009.

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). 2015.

IVU Umwelt, 2017a: Ausbreitungsberechnungen zur flächendeckenden Ermittlung der Luftqualität in Hessen als Grundlage der Luftreinhalteplanung. Unter Mitarbeit von Dr. Rainer Stern, Berlin und Dr. Eberhard Reimer, Berlin. Auftraggeber: Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUKLV). Veröffentlichung durch den Auftraggeber. 2017.

IVU Umwelt, 2017b: Urbane NO₂- und PM₁₀-Konzentrationen: Grundlagen für die Entwicklung einer modellgestützten flächenbezogenen Beurteilung der Luftqualität. FKZ 3715 51 200 0. Veröffentlichung UBA-Texte 68/2019. Unter Mitarbeit von Dr. Rainer Stern, Berlin und Dr. Eberhard Reimer, Berlin. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2017.

IVU Umwelt, 2018: Flächendeckende Ermittlung der Luftschadstoffimmissionsbelastung gemäß 39. BImSchV im Land Brandenburg (Fortschreibung 2016/17). Unter Mitarbeit von R. Stern, Berlin. Auftraggeber: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (MLUL). 2018.

IVU Umwelt, 2020a: IMMIS^{em/luft/lärm} - Handbuch zur Version 8. IVU Umwelt GmbH, Freiburg. 2020.

IVU Umwelt, 2020b: Modellrechnungen zur Zweiten Fortschreibung des Berliner Luftreinhalteplans (LRP). Unter Mitarbeit von R. Stern, Berlin. Auftraggeber: Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz Berlin. Veröffentlichung durch den Auftraggeber. 2020.

JRC, 2017: Spatial representativeness of air quality monitoring sites: Outcomes of the FAIRMODE/AQUILA intercomparison exercise. JRC technical reports. Ispra, 2017.

Kuenen, J. J. P.; Visschedijk, A. J. H.; Jozwicka, M.; Denier van der Gon, H. A. C., 2014: TNO-MACC_II emission inventory; a multi-year (2003–2009) consistent high-resolution European emission inventory for air quality modelling. Atmos. Chem. Phys. Nr. 14, S. 10963-10976. 2014.

KRdL, 2009: Planung von Immissionsmessungen - Ermittlung der Unsicherheit räumlicher Beurteilungen der Luftqualität. VDI-Richtlinie 4280 Blatt 5. Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL. 2009.

KRdL, 2019: Umweltmeteorologie - Methoden zur Beschreibung der Luftqualität für die Stadt- und Regionalplanung. VDI-Richtlinie 3787 Blatt 3. Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL. Düsseldorf, 2019.

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

Lenschow, P.; Abraham, H. J.; Kutzner, K.; Lutz, M.; Preuss, J.-D.; Reichenbacher, W., 2001: Some ideas about the sources of PM₁₀. Atmospheric Environment 35 Nr. Supplement 1, S. 23-33. 2001.

Nordmann, S.; Mues, A.; Feigenspan, S., 2020: Evaluierung flächenhafter Daten der Luftschadstoffbelastung in Deutschland aus der Chemie-Transportmodellierung. Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft Nr. 7/8, S. 281-290. 2020.

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.

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.

Senat Berlin, 2019: Luftreinhalteplan für Berlin. 2. Fortschreibung. Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz Berlin. In Zusammenarbeit mit IVU Umwelt GmbH, Freiburg. 2019.

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., 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". Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2006.

Stern, R., 2010: The Chemical Transport Model REM-CALGRID. Model's formulation and user's guide. Freie Universität Berlin, Institut für Meteorologie. Bericht im Rahmen des FE-Vorhabens FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“ PAREST. Institut für Meteorologie der Freien Universität Berlin, 2010.

Stern, R., 2013: Bewertung von Emissionsminderungsszenarien mit Hilfe chemischer Transportberechnungen: NO₂- und O₃-Minderungspotenziale von Maßnahmenpaketen zur weiteren Reduzierung der Immissionen in Deutschland. Teilbericht zum F&E-Vorhaben "Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung - PAREST". Veröffentlichung UBA-Texte 62/2013. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2013.

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 intercomparison study focussing on episodes with elevated PM₁₀ concentrations. *Atmospheric Environment* 42 S. 4567-4588. 2008.

Thunis, P.; Cuvelier, C., 2020: Fairmode DELTA Version 6.0. Concepts / User's Guide / Diagrams. Joint Research Centre, Ispra. 2020.

Thunis, P.; Pederzoli, A.; Pernigotti, D., 2012: Performance criteria to evaluate air quality modeling applications. *Atmospheric Environment* 59 S. 476–482. 2012.

UBA, 2014: Luftqualität 2020/2030: Weiterentwicklung von Prognosen für Luftschadstoffe unter Berücksichtigung von Klimastrategien. UBA-Texte 35/2014. Hrsg.: Umweltbundesamt (UBA). 2014.

UBA, 2016: ArcGIS basierte Lösung zur detaillierten, deutschlandweiten Verteilung (Gridding) nationaler Emissionsjahreswerte auf Basis des Inventars zur Emissionsberichterstattung. UBA-Texte 71/2016. Hrsg.: Umweltbundesamt (UBA). 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.

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 Umwelteinformatik, Band 3. Metropolis Verlag, Marburg, 1994.

A Anhang: Integration der Arbeiten in die USDB

A.1 Aufbereitung von USDB-Versionen

Das USDB-Programmsystem ermöglicht es, verschiedene Versionen von Datenbeständen vorzuhalten. Jede Version besteht aus einem Verkehrsnetz (Emissionsdatenbasis) und den zugeordneten IMMIS^{Luft}-Abschnitten.

Die im Rahmen dieses Projektes erstellten Datensätze wurden jeweils als attributierte Netze mit berechneten Kfz-Emissionen und als zugeordnete attributierte IMMIS^{Luft}-Abschnitte mit Immissionen in das Versions-Format des USDB-Programmsystem überführt, um in die USDB des LfU integriert werden zu können.

Dabei wurde jeweils eine Version für das Bezugsjahr 2018 und das Prognosejahr 2020 erstellt. Die Versionen wurden dem LfU übermittelt und können in die USDB integriert werden.

Des Weiteren ist eine Shapedatei erstellt und für die Integration in die USDB übergeben worden, die das Vorbelastungsraster mit absoluten Werten und relativen Anteilen aus den Abschnitten 4.1, 4.3 und 4.4 enthält.

A.2 Integration neuer Funktionalitäten

Im Rahmen des Projektes wurde eine Integration von Meta-Daten in die Access-Datei einer USDB-Version realisiert.

Die Datenbank mit den Straßenabschnitten befindet sich in einer Geodatabase mit dem Namen BBG_USDB.mdb. Die verschiedenen Versionen dieser Datenbank werden in jeweils eigenen Unterverzeichnissen im HOME-Verzeichnis abgelegt und haben immer den gleichen Namen.

Informationen zu diesen Versionen werden durch den Bearbeiter im LfU beim Import der Version eingegeben. Diese Meta-Informationen sind in der zentralen Steuerungsdatei USDBini.mdb gespeichert. Bisher erfolgte die Verknüpfung der Meta-Informationen und der USDB-Versionen über den Verzeichnis-Namen. Ging diese Verknüpfung verloren, waren auch die Meta-Informationen nicht mehr verfügbar.

Für die aktuelle Version der USDB-Erweiterung unter ArcGIS ist jetzt die Geodatabase um eine Tabelle erweitert worden, in der Meta-Informationen sowohl durch die Bearbeiter im LfU als auch bei IVU Umwelt abgelegt werden können. Diese Meta-Informationen sind innerhalb des Datenkatalogs der USDB-Erweiterung verfügbar.

Des Weiteren sind es in der USDB Vorbelastungsraster mit absoluten Werten und relativen Anteilen als USDB-Datenlayer integriert. Für die aktuelle Version der USDB-Erweiterung unter ArcGIS sind diese Informationen jetzt automatisch im Auswahldialog "Liste" verknüpft und werden in der Tabelle für jedes Segment visualisiert.

B Anhang: Weitere Karten

B.1 FLADIS / Interpolation im Bezugsjahr 2018

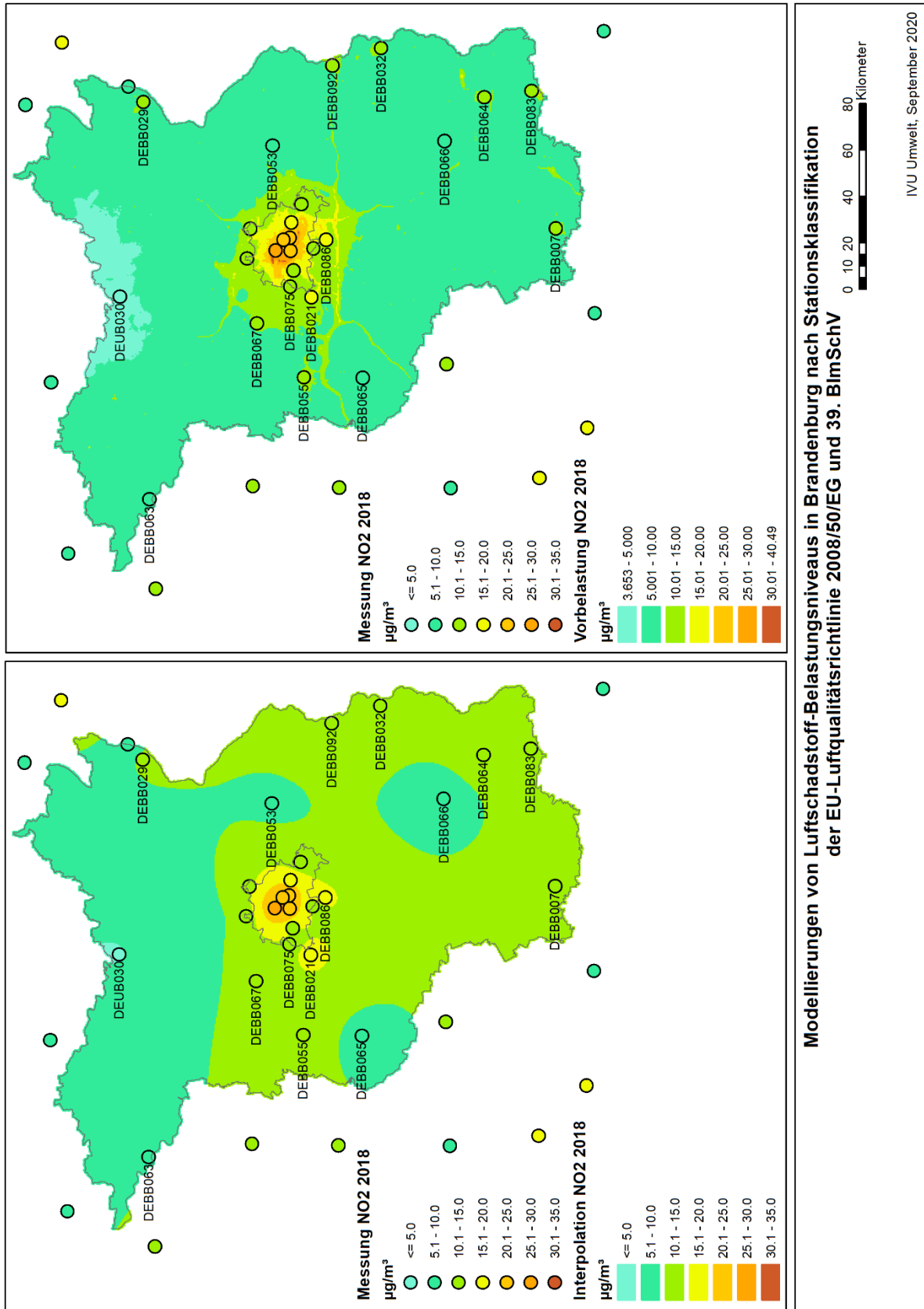


Abbildung B-1: Ergebnis einer Interpolation der Messdaten und der mit FLADIS assimilierten Modelldaten für NO₂

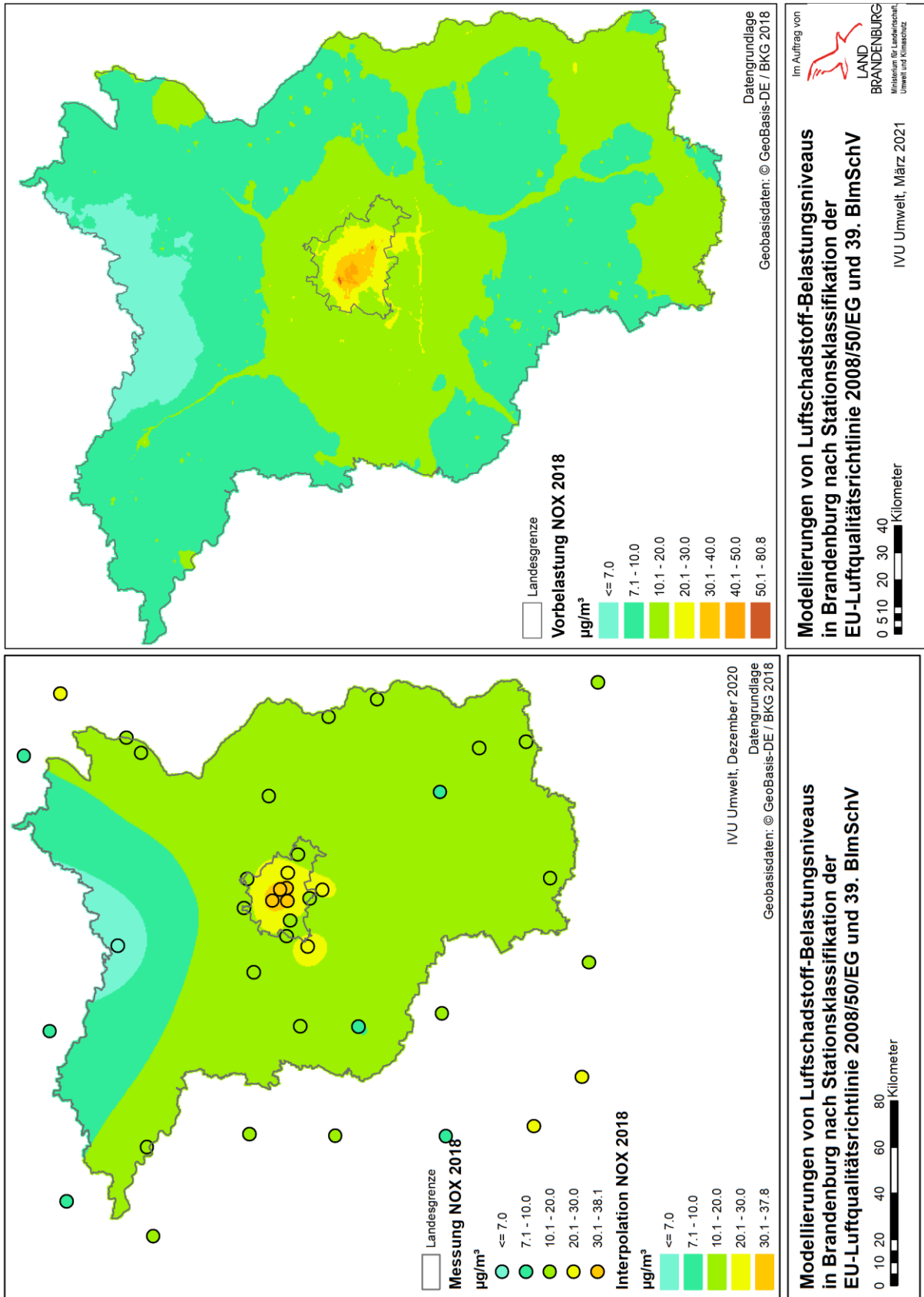


Abbildung B-2: Ergebnis einer Interpolation der Messdaten und der mit FLADIS assimilierten Modelldaten für NO_x

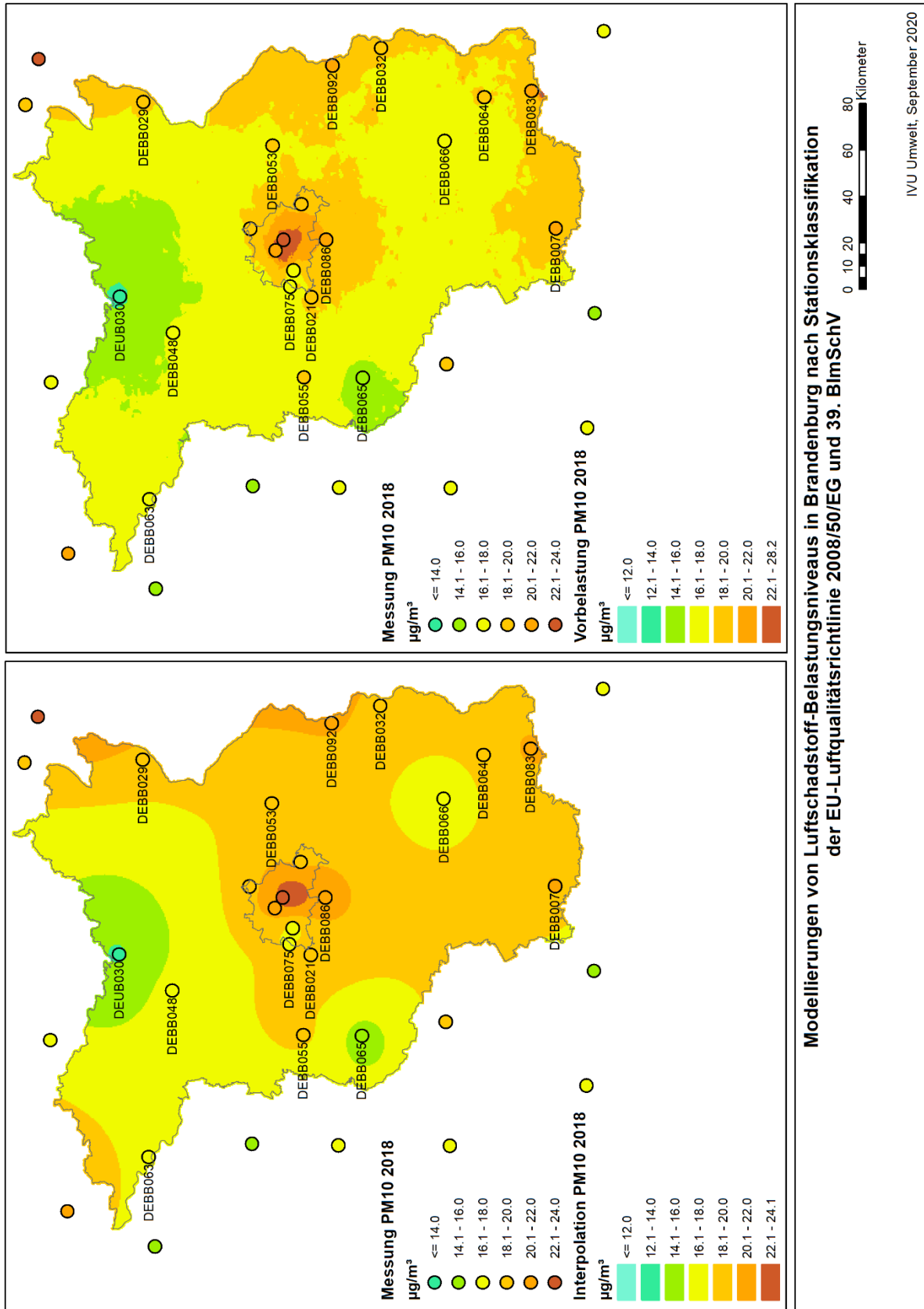


Abbildung -3: Ergebnis einer Interpolation der Messdaten und der mit FLADIS assimilierten Modelldaten für PM10

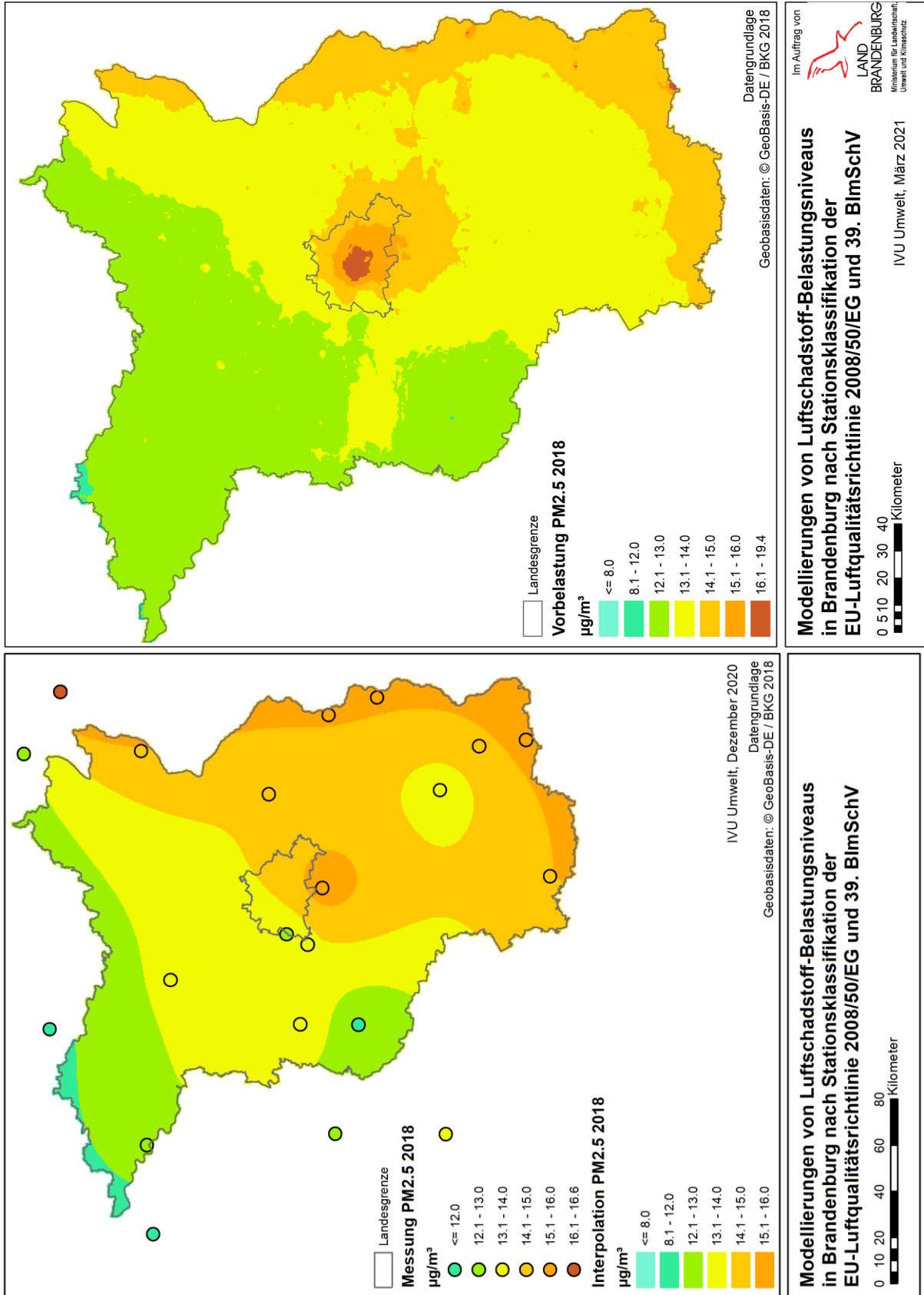


Abbildung B-4: Ergebnis einer Interpolation der Messdaten und der mit FLADIS assimilierten Modelldaten für PM2.5

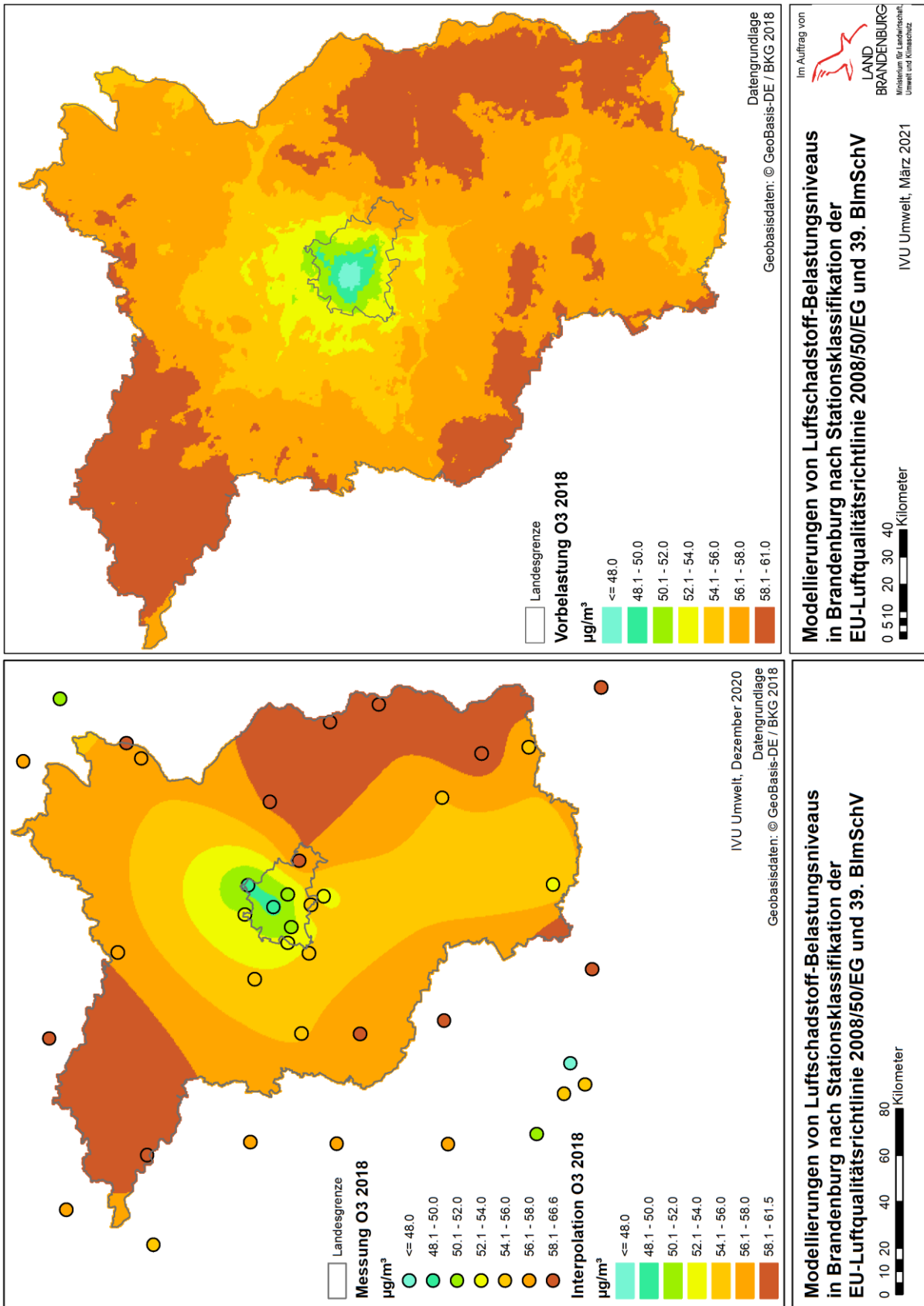


Abbildung B-5: Ergebnis einer Interpolation der Messdaten und der mit FLADIS assimilierten Modelldaten für Ozon