

TEXTE

70/2011

Stand der Modellierungstechnik zur Prognose der NO₂-Konzentrationen in Luftreinhaltepläne nach der 39. BImSchV

Forschungskennzahl 363 01 333
UBA-FB 001547

Stand der Modellierungstechnik zur Prognose der NO₂-Konzentrationen in Luftreinhalteplänen nach der 39. BImSchV

von

**Lina Neunhäuserer,
Volker Diegmann,
Günter Gäßler,
Florian Pfäfflin**
IVU Umwelt GmbH, Freiburg

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
<http://www.uba.de/uba-info-medien/4191.html>
verfügbar. Hier finden Sie auch eine Kurzfassung des Gutachtens.

ISSN 1862-4804

Durchführung der Studie:	IVU Umwelt GmbH Emmy-Noether-Str. 2 79110 Freiburg
Abschlussdatum:	Mai 2011
Herausgeber:	Umweltbundesamt Wörlitzer Platz 1 06844 Dessau-Roßlau Tel.: 0340/2103-0 Telefax: 0340/2103 2285 E-Mail: info@umweltbundesamt.de Internet: http://www.umweltbundesamt.de http://fuer-mensch-und-umwelt.de/
Redaktion:	Fachgebiet II 4.1 Grundsatzfragen der Luftreinhaltung Dr. László Kacsóh

Dessau-Roßlau, November 2011

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einführung	7
2	Beschreibung von Methoden und Ansätzen	9
2.1	Bestimmung der kfz-bedingten Emissionen	9
2.2	Ausbreitungsmodellierung in Straßenschluchten	13
2.2.1	Komponenten der Gesamtbelastung	13
2.2.2	Screeningmodelle	16
2.2.2.1	IMMIS ^{luft}	16
2.2.2.2	PROKAS_B	17
2.2.3	Detailmodelle	18
2.2.3.1	CPB	18
2.2.3.2	OSPM	19
2.2.3.3	LASAT	19
2.2.3.4	MISKAM	20
2.3	Modellierung von NO ₂ im Straßenraum	21
2.3.1	Allgemeines	21
2.3.2	Ansatz nach Romberg	23
2.3.3	Ansatz nach Yamartino & Wiegand	26
2.3.4	Ansatz nach Hertel & Berkowicz	27
2.3.5	Ansatz nach Düring	29
2.3.6	Ansatz nach IVU Umwelt	29
2.3.7	Ansatz nach VDI-Richtlinie 3783 Blatt 19	29
2.3.8	Auswahl der untersuchten Modellierungsmethoden	30
3	Sensitivitätsanalysen am Beispiel einer synthetischen Straßenschlucht	33
3.1	Allgemeines	33
3.2	Verwendete Modelle und Modellketten	33
3.2.1	Emissionsmodellierung	33
3.2.2	Modellkombination 1	33
3.2.3	Modellkombination 2	34
3.2.4	Modellkombination 3	34
3.3	Basisfall	35
3.3.1	Eingangsdaten	35
3.3.1.1	Gebietsbeschreibung	35
3.3.1.2	Meteorologische Daten	37
3.3.1.3	Emissionen	38
3.3.1.4	Vorbelastung	39
3.3.2	Modellergebnisse	39
3.3.3	Variationen MISKAM	41
3.4	Variation der Eingangsdaten	47
3.4.1	Meteorologische Daten	47
3.4.1.1	Beschreibung	47
3.4.1.2	Modellergebnisse	48
3.4.2	Reduktion NO _x - und NO ₂ -Vorbelastung	57

3.4.2.1	Beschreibung	57
3.4.2.2	Modellergebnisse	58
3.4.3	Variation O ₃ -Vorbelastung	59
3.4.3.1	Beschreibung	59
3.4.3.2	Modellergebnisse	59
3.4.3.3	Abhängigkeit des im Straßenraum nach Düring 2009 berechneten photochemisch gebildeten NO ₂ von der Ozon-Vorbelastung	60
3.4.4	Variation Emissionen	61
3.4.4.1	Beschreibung	61
3.4.4.2	Modellergebnisse	62
3.5	Einfluss der zeitlichen Auflösung und des Photochemiemodells	64
4	Sensitivitätsanalysen an zwei realen Anwendungsbeispielen	65
4.1	Allgemeines	65
4.2	Eingangsdaten	65
4.2.1	Frankfurter Allee in Berlin	65
4.2.1.1	Gebietsbeschreibung	65
4.2.1.2	Meteorologische Daten	68
4.2.1.3	Verkehrsdaten und Emissionen	70
4.2.1.4	Vorbelastung	72
4.2.2	Altewiekring in Braunschweig	72
4.2.2.1	Gebietsbeschreibung	72
4.2.2.2	Meteorologische Daten	75
4.2.2.3	Verkehrsdaten und Emissionen	76
4.2.2.4	Vorbelastung	78
4.3	Berechnungsergebnisse	78
4.3.1	Frankfurter Allee in Berlin	78
4.3.2	Altewiekring in Braunschweig	85
4.4	Validierung anhand von Messungen	88
5	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	93
6	Glossar und Abkürzungen	97
7	Literatur	105

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 2-1:	Vergleich der Emissionstrends von NO _x im HBEFA 2.1 und 3.1	10
Abbildung 2-2:	Vergleich der Emissionen in Abhängigkeit von der Verkehrszusammensetzung	12
Abbildung 2-3:	Vergleich der Emission bei Änderung der Verkehrssituation	13
Abbildung 2-4:	Schema der Zusammensetzung der städtischen Gesamtbelastung	14
Abbildung 2-5:	Darstellung der Parametrisierungen des Romberg-Ansatzes	24
Abbildung 2-6:	Romberg-Ansatz am Beispiel der LIMBA-Auswertung	25
Abbildung 2-7:	Vergleich Romberg-Statistik mit Messungen	25
Abbildung 3-1:	Modellgebiet, Untersuchungsgebiet und CPB-Querschnitt für die synthetische Straßenschlucht.	36
Abbildung 3-2:	Geometrie des Querschnitts für Modellkombination 1 für die synthetische Straßenschlucht auf Höhe der Aufpunkte	36
Abbildung 3-3:	Windrichtungsabhängige Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen für die gleichverteilte meteorologische Zeitreihe	37
Abbildung 3-4:	Verteilung der Windgeschwindigkeiten, differenziert nach Ausbreitungsklassen, für die gleichverteilte meteorologische Zeitreihe	38
Abbildung 3-5:	MISKAM-Jahresmittelwert der NO _x -Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet, Basisfall	40
Abbildung 3-6:	MISKAM-Jahresmittelwert der NO _x -Zusatzbelastung im Querschnitt, Basisfall	40
Abbildung 3-7:	NO _x -Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet, Basisfall, MISKAM-Variante B	43
Abbildung 3-8:	NO _x -Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet im Querschnitt, Basisfall, MISKAM-Variante B	44
Abbildung 3-9:	NO _x -Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet, Basisfall, MISKAM-Variante C	45
Abbildung 3-10:	NO _x -Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet im Querschnitt, Basisfall, Variante MISKAM-C	46
Abbildung 3-11:	Windrichtungsabhängige Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen für die meteorologische Zeitreihe 2008 der Windmessstation Grunewald	48
Abbildung 3-12:	NO _x -Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet, Variation der meteorologischen Daten, Variante A	50
Abbildung 3-13:	NO _x -Zusatzbelastung im Querschnitt der Aufpunkte, Variation der meteorologischen Daten 2008, Variante A	51
Abbildung 3-14:	NO _x -Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet, Variation der meteorologischen Daten 2008, Variante B	53
Abbildung 3-15:	NO _x -Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet im Querschnitt, Variation der meteorologischen Daten 2008, Variante B	54
Abbildung 3-16:	NO _x -Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet, Variation der meteorologischen Daten 2008, Variante C	55
Abbildung 3-17:	NO _x -Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet im Querschnitt, Variation der meteorologischen Daten 2008, Variante C	56
Abbildung 3-18:	Abhängigkeit der photochemisch gebildeten NO ₂ -Zusatzbelastung von der Ozon-Vorbelastung und dem Niveau der NO _x -Zusatzbelastung für den Ansatz nach DÜRING & BÄCHLIN (2009)	61
Abbildung 3-19:	Jahresmittelwert der NO _x -Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet, Variation Emissionen, Variante A.	62

Abbildung 3-20:	Jahresmittelwert der NO _x -Zusatzbelastung im Querschnitt, Variation Emissionen, Variante A.	63
Abbildung 4-1:	Lage und Bebauungsstruktur Frankfurter Allee, Modellgebiete	66
Abbildung 4-2:	Geometrie des Querschnitts Frankfurter Allee für Modellkombination 1 auf Höhe der Messstation	67
Abbildung 4-3:	Modellgebiet und Untersuchungsgebiet für Modellkombination 2	67
Abbildung 4-4:	Windrichtungsabhängige Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen und Verteilung der Windgeschwindigkeiten, differenziert nach Ausbreitungsklassen, für die meteorologischen Zeitreihen der Windmessstation Grunewald	69
Abbildung 4-5:	Tagesganglinie der Anzahl Kfz, differenziert nach Wochentagen	70
Abbildung 4-6:	Wochentagsbezogene Tagesganglinie der mittleren Geschwindigkeit	71
Abbildung 4-7:	Lage und Bebauungsstruktur Altewiekring sowie Modellgebiete	73
Abbildung 4-8:	Geometrie des Querschnitts Altewiekring für Modellkombination 1	74
Abbildung 4-9:	Modellgebiet und Untersuchungsgebiet für Modellkombination 2 für den Altewiekring	74
Abbildung 4-10:	Windrichtungsabhängige Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen für die meteorologische Zeitreihe 2009 der Windmessstation Braunschweig	75
Abbildung 4-11:	Verteilung der Windgeschwindigkeiten, differenziert nach Ausbreitungsklassen, für die meteorologische Zeitreihe 2009 der Windmessstation Braunschweig	76
Abbildung 4-12:	Lage der Verkehrsdetektoren im Altewiekring	76
Abbildung 4-13:	Jahresmittelwert der NO _x -Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet Frankfurter Allee, meteorologischen Daten 2008	79
Abbildung 4-14:	Jahresmittelwert der NO _x -Zusatzbelastung im Querschnitt, meteorologische Daten 2008	79
Abbildung 4-15:	NO _x -Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet, meteorologische Daten 2009	81
Abbildung 4-16:	NO _x -Zusatzbelastung im Querschnitt meteorologische Daten 2009.	82
Abbildung 4-17:	Jahresmittelwert der NO _x -Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet	85
Abbildung 4-18:	Jahresmittelwerte verschiedener Luftparameter am BLUME-Messcontainer Station Friedrichshain	88
Abbildung 4-19:	Jahresmittelwerte der NO _x - und NO ₂ Belastung im Altewiekring in Braunschweig aus den Jahresberichten des Staatlichen Gewerbeaufsichtsamts Hildesheim	89

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 2-1:	Räumliche Quellanalyse für NO ₂ der Jahre 2002 bis 2008	15
Tabelle 2-2:	Möglichkeiten der Parametrisierung des Romberg-Ansatzes	24
Tabelle 3-1:	Jahresmittelwerte der NO _x und NO ₂ -Emissionen	38
Tabelle 3-2:	Jahresmittelwerte 2008 der stündlichen Zeitreihen für NO _x , NO ₂ und O ₃ an der städtischen Hintergrundstation Nansenstraße	39
Tabelle 3-3:	Ergebnisse der Modellketten 1 bis 3 sowie relative Differenzen zwischen den Modellketten, Basisfall	41
Tabelle 3-4:	MISKAM-Varianten in Modellkette 2	42
Tabelle 3-5:	Jahresmittelwert-Ergebnisse der Modellkette 2 in den MISKAM-Varianten A bis C und der Modellkette 1, Basisfall	47
Tabelle 3-6:	Ergebnisse der Modellketten 1 und 2 sowie relative Differenzen von Modellkette 1 zu 2 bei Variation der meteorologischen Daten 2008	52
Tabelle 3-7:	Relative Differenzen Variation der meteorologischen Daten 2008 zu Basisfall	52
Tabelle 3-8:	Ergebnisse der Modellkette 2 in den Varianten A bis C und der Modellkette 1 sowie relative Differenzen, Variation der meteorologischen Daten 2008	57
Tabelle 3-9:	Jahresmittelwerte der halbierten stündlichen Zeitreihen für NO _x und NO ₂ sowie der unveränderten Zeitreihe für O ₃	58
Tabelle 3-10:	Ergebnisse der Modellketten 1 und 2 sowie relative Differenzen von Modellkette 1 zu 2, Variation NO _x - und NO ₂ -Vorbelastung	58
Tabelle 3-11:	Relative Differenzen Variation NO _x - und NO ₂ -Vorbelastung zu Basisfall	59
Tabelle 3-12:	Jahresmittelwerte der stündlichen Zeitreihen für NO _x und NO ₂ sowie der variierten Zeitreihen für O ₃	59
Tabelle 3-13:	Ergebnisse der Modellketten 1 und 2 sowie relative Differenzen bei Variation der O ₃ -Vorbelastung	60
Tabelle 3-14:	Jahresmittelwerte der NO _x - und NO ₂ -Emissionen für Modellkombination 1 und 2 für 2015 und 2008	61
Tabelle 3-15:	Ergebnisse der Modellketten 1 und 2 sowie relative Differenzen von Modellkette 1 zu 2, Variation Emissionen	63
Tabelle 3-16:	Relative Differenzen Variation Emissionen zu Basisfall	64
Tabelle 3-17:	Ergebnisse der Modellkette 1 mit zwei unterschiedlichen Photochemiemodellen	64
Tabelle 4-1:	DTV- und sNfz-Werte Frankfurter Allee	70
Tabelle 4-2:	Jahresmittel der mit IMMIS ^{em, hour} berechneten NO _x - und NO ₂ -Emissionen, Modellketten 1 und 2	72
Tabelle 4-3:	Jahresmittel der mit IMMIS ^{em} berechneten NO _x - und NO ₂ -Emissionen, Modellkette 3	72
Tabelle 4-4:	Detektordaten der Kfz-Belastung im Altwiekring für 2009	77
Tabelle 4-5:	Jahresmittel der berechneten NO _x - und NO ₂ -Emissionen für den Altwiekring für Modellketten 1 und 2	77
Tabelle 4-6:	Jahresmittel der berechneten NO _x - und NO ₂ -Emissionen für den Altwiekring für Modellkette 3	77
Tabelle 4-7:	Jahresmittelwerte der Vorbelastung 2009 für das Modellgebiet Altwiekring	78

Tabelle 4-8:	Ergebnisse der Modellketten 1 bis 3 an der Messstation Friedrichshain sowie relative Differenzen, meteorologische Daten 2008 und 2009, HBEFA 3.1	83
Tabelle 4-9:	Relative Differenzen der meteorologische Daten 2009 zu 2008 an der Messstation Friedrichshain, HBEFA 3.1	84
Tabelle 4-10:	Ergebnisse der Modellketten an der Messstation Friedrichshain für die meteorologischen Daten 2008 auf Basis von HBEFA 2.1 sowie relative Differenzen zu den Modellergebnissen auf Basis von HBEFA 3.1	85
Tabelle 4-11:	Ergebnisse der Modellketten 1 bis 3 an der Messstation Braunschweig Verkehr sowie relative Differenzen, Basis HBEFA 3.1, NO ₂ nach DÜRING & BÄCHLIN	86
Tabelle 4-12:	Ergebnisse der Modellketten 1 bis 3 an der Messstation Braunschweig Verkehr sowie relative Differenzen, Basis HBEFA 2.1, NO ₂ nach ROMBERG ET AL. und BÄCHLIN & BÖSINGER	87
Tabelle 4-13:	Relative Differenzen der Ergebnisse der Modellketten 1 bis 3 an der Messstation Braunschweig Verkehr, HBEFA 2.1 mit ROMBERG ET AL. und BÄCHLIN & BÖSINGER bezogen auf HBEFA 3.1 mit DÜRING & BÄCHLIN	87
Tabelle 4-14:	Vergleich der Modellergebnisse der einzelnen Modellketten mit Messwerten in Berlin und Braunschweig	91

1 Einführung

Mit dem Jahr 2010 traten die Grenzwerte der 39. BImSchV für Stickstoffdioxid (NO₂) voll, d. h. ohne Toleranzmarge, in Kraft, und es gab in Deutschland in einer Vielzahl von Gebieten Überschreitungen des Jahresgrenzwertes in Höhe von 40 µg/m³. Daraus ergibt sich für die zuständigen Behörden die Anforderung, neue oder fortgeschriebene Luftreinhaltepläne aufzustellen, um eine Fristverlängerung für NO₂ bis maximal Ende 2014 melden zu können. Als Bedingung der Fristverlängerung sind der Meldung umfangreiche Unterlagen beizufügen, zu denen auch ein Luftreinhalteplan gehört.

Im Rahmen der Luftreinhaltepläne werden zur Verursacheranalyse und zur Beurteilung von geplanten Maßnahmen entsprechende Immissionsprognosen erstellt. Um gegenüber der Bundesregierung und der Europäischen Kommission fachgerecht berichten zu können, benötigt das Umweltbundesamt zur Qualitätssicherung einen Überblick über gebräuchliche Prognosemodelle und deren Einsatzgrenzen.

Ziel dieses Vorhabens ist es daher, festzustellen, mit welchen Prognosemodellen die Bundesländer ihre Fristverlängerungsmittelungen in Bezug auf NO₂ begründen können. Als Teilziele ergeben sich im Einzelnen:

- Nachweis der Anwendbarkeit der Modelle im Rahmen der Fristverlängerung
- Demonstration der Anwendbarkeit der Modelle auf Grundlage der Datenbasis des neuen HBEFA 3.1 und Vergleich zur Datenbasis HBEFA 2.1
- Qualitätssicherung durch Vergleich von Modell- mit Messwerten und die Angabe von Unsicherheitsbereichen
- Konkretisierung der Praktikabilität auf Basis von Beispielanwendungen und Darstellung der Einsatzgrenzen.

Dazu wird im vorliegenden Bericht zunächst ein Überblick über vorhandene Methoden und Ansätze zur Bestimmung der kfz-bedingten NO_x- und NO₂-Emissionen, zur Ausbreitungsmodellierung in Straßenschluchten und zur Modellierung der photochemischen Prozesse von NO₂ im Straßenraum gegeben (Kapitel 2). Am Beispiel einer synthetischen Straßenschlucht wird für zwei unterschiedliche Modellketten aus Emissions-, Ausbreitungs- und Photochemiemodell der Einfluss sowohl des Modelltyps als auch relevanter Eingangsparameter (meteorologische Daten, Vorbelastung, Emissionen) diskutiert (Kapitel 3). Die gleichen Modellketten werden dann auf zwei reale Situationen angewendet, um den Einfluss des meteorologischen Bezugsjahrs sowie der Emissionen auf Basis des HBEFA 3.1 im Vergleich zum HBEFA 2.1 am konkreten Beispiel darzustellen. Die Modellergebnisse werden mit Messwerten verglichen. Darauf aufbauend werden Unsicherheitsbereiche für die Modelle abgeleitet und Einsatzgrenzen konkretisiert (Kapitel 4). Abschließend werden die sich aus den Untersuchungen ergebenden Schlussfolgerungen zusammengestellt und Forschungs- und Handlungsempfehlungen daraus abgeleitet (Kapitel 5).

Anmerkung:

Im Text wird der Punkt als Dezimaltrennzeichen verwendet.

2 Beschreibung von Methoden und Ansätzen

In Deutschland werden die Grenzwerte für NO₂ vor allem in der Nähe von Verkehrswegen überschritten (UBA, 2010). Quellanalysen zur NO₂-Belastung, die in Luftreinhalteplänen aufgeführt werden, benennen häufig den Kfz-Verkehr als Hauptverursacher (z. B. IVU UMWELT, 2009A). Damit bekommt die Ermittlung der Luftschadstoffbelastung, die durch Verkehrsemissionen in Straßenschluchten verursacht wird, für die Erstellung von Luftreinhalteplänen und für die Beantragung der Fristverlängerung eine besondere Bedeutung. Im Folgenden wird ein Überblick über Ansätze und Methoden zur Prognose der NO₂-Immissionsbelastung im Straßenraum gegeben.

2.1 Bestimmung der kfz-bedingten Emissionen

Die Berechnungen der kfz-bedingten Abgasemissionen werden in Deutschland auf der Basis des „Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs“ (HBEFA) durchgeführt. Zur Anwendung dieses Handbuchs existiert die VDI-Richtlinie 3782 Blatt 7 „Kfz-Emissionsbestimmung – Luftbeimengungen“ (KRdL, 2003). Die aktuelle Richtlinie bezieht sich dabei auf das HBEFA Version 2.1 (INFRAS, 2004), eine Aktualisierung der Richtlinie ist Ende 2010 begonnen worden. Die dem HBEFA zu Grunde liegende Datenbank besteht aus Emissionsfaktoren für einzelne Fahrzeugschichten, unterschieden nach verschiedenen Verkehrssituationen zur Beschreibung der Verkehrsdynamik, und aus Angaben zu jahresbezogenen bundesdeutschen Flottenzusammensetzung. Seit 2004 wurde die HBEFA-Version 2.1 eingesetzt. Mit der Veröffentlichung des HBEFA 3.1 im Februar 2010 steht eine neue Datenbasis zur Berechnung von Kfz-Abgasemissionen zur Verfügung, die relevante Unterschiede zur Datenbasis des HBEFA 2.1 aus dem Jahr 2004 aufweist. Für die Modellierung der NO₂-Konzentrationen ist zum einen relevant, dass mit dem HBEFA 3.1 das NO_x-Emissionsniveau höher ist und die Entwicklungstrends eine deutliche geringere Minderung aufweisen, als es das HBEFA 2.1 prognostizierte. Für die Modellierung der NO₂-Konzentration im Straßenraum unter Berücksichtigung der photochemischen Prozesse ist zum anderen das Wissen um die direkt aus dem Auspuff emittierte Menge von NO₂ relevant. Diese Emissionswerte stehen im HBEFA 3.1 zur Verfügung.

In der Abbildung 2-1 ist die zeitliche Entwicklung der NO_x-Emissionsfaktoren des alten HBEFA 2.1 und NO_x- und NO₂-Emissionsfaktoren des neuen HBEFA 3.1 für den Zeitraum von 1995 bis 2015 dargestellt. Zusätzlich ist der Anteil des direkt emittierten NO₂ am NO_x aus dem HBEFA 3.1 eingezeichnet. Die Daten wurden für die durchschnittliche Innerortsituation des jeweiligen HBEFA und einer angenommen mittleren Kfz-Zusammensetzung ausgewertet¹.

Bezogen auf die Werte des HBEFA 2.1 liegen die NO_x-Emissionsfaktoren 1995 um 5 %, 2010 um 28 % und 2015 um 30 % über den Werten des HBEFA 3.1. Die NO₂-Emissionsfaktoren bleiben bis 2000 auf dem gleichen Niveau um dann bis 2011 stetig anzusteigen und danach wieder langsam abzusinken. Die zeitliche Entwicklung des NO₂-Anteils an den NO_x-Emissionen nimmt dabei ab 1995 mit 6.2 % stetig zu und erreicht 2010 einen Anteilswert von 19.6 % und 2015 von 22.8 %. Ein weitere Auswertung

¹ Folgende Kfz-Anteile wurden verwendet:

PKW: 88%; SNF: 4%; LNF: 5%; LBUS: 1.5%; RBUS: 0.5%; KRAD: 1%

zu den Auswirkungen des HBEFA 3.1 im Vergleich zum HBEFA 2.1 findet sich in DIEGMANN (2010A).

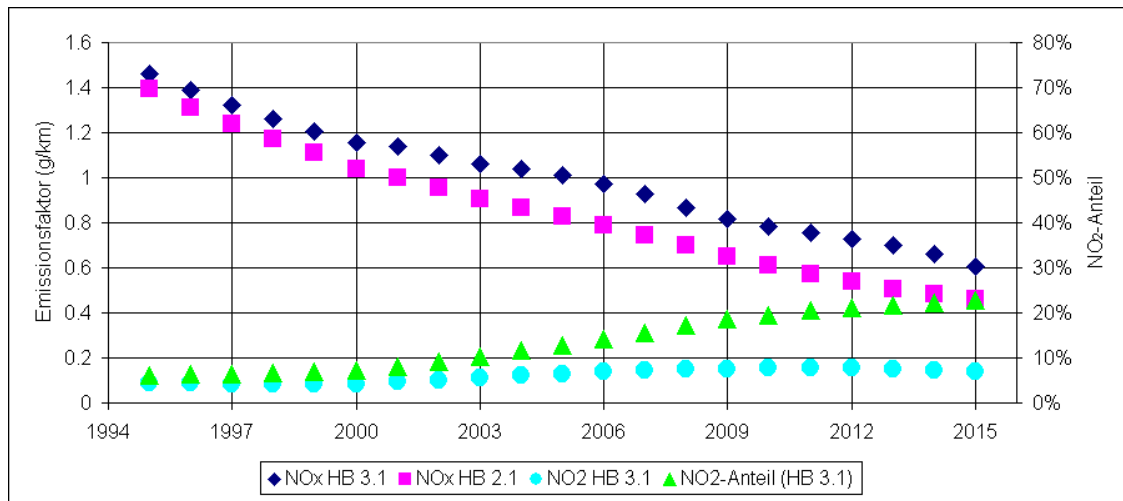


Abbildung 2-1: Vergleich der Emissionstrends von NO_x im HBEFA 2.1 und 3.1

Um die Kfz-Emissionen zu modellieren, ist für einen zu untersuchenden Straßenabschnitt neben der möglichst genauen Bestimmung der Verkehrsmengen nach den verschiedenen Fahrzeugkategorien eine Parametrisierung der sogenannten Verkehrssituation erforderlich, die im HBEFA 3.1 aus vier Klassifikationsebenen besteht.

An erster Stelle der Klassifikation der Verkehrssituation steht die Zuordnung einer Straße hinsichtlich des „Gebiets (area)“, in eine der zwei Kategorien „Agglomeration (urban)“ oder „ländlich (rural)“. An zweiter Stelle werden Straßen hinsichtlich des „Straßentyps (street type)“ klassifiziert und einer von insgesamt 10 Typen, die von der „Autobahn“ bis zur „Erschließungsstraße“ reichen, zugeordnet. Die meisten Straßentypen kommen dabei in beiden Gebietstypen vor, einige aber auch nur in je einem Gebietstyp. Auf der dritten Ebene werden die Straßen hinsichtlich des „Tempolimits“, also der zulässigen Höchstgeschwindigkeit, differenziert, das in 12 Klassen von 30 km/h bis >130 km/h unterschieden wird. Naturgemäß ist nicht jede Tempolimit-Klasse für jeden Straßentyp vorhanden.

Mit der Wahl einer Verkehrssituation ist im HBEFA 3.1 auch direkt eine Auswahl einer der drei möglichen Flottenvarianten „städtisch (urban)“, „ländlich (rural)“ oder „Autobahn (motor-way)“ verknüpft, die nicht nur von der Auswahl des Gebietstyps abhängig ist. Einen Überblick über die knapp 70 Verkehrssituationen und zugehörigen Flottenvarianten, die sich im HBEFA 3.1 gemäß diesen drei Klassifizierungsebenen ergeben, bietet Abbildung 2-2.

In einer vierten Ebene können in jeder dieser Verkehrssituation die vier verschiedenen Stufen der Verkehrsqualität als „Level of Service“ (LOS)

- freier Verkehr (LOS 1)
- dichter Verkehr (LOS 2)
- gesättigter Verkehr (LOS 3) und
- Stop&Go (LOS 4)

auftreten, deren Definition sich an den Verkehrsqualitätsstufen des Highway Capacity Manuals (HCM, 2000) orientiert.

Gebiet	Straßentyp		Tempolimit [km/h]												
	deutsch	englisch	30	40	50	60	70	80	90	100	110	120	130	>130	
ländlich	Autobahn	Motorway-Nat						3	3	3	3	3	3	3	
ländlich	Semi-Autobahn	Semi-Motorway							3		3				
ländlich	Fern-, Bundesstr.	TrunkRoad/Primary-Nat				1	2	2	2	2	2				
ländlich	Hauptverkehrsstraße	Distributor /Secondary			1	1	2	2	2	2					
ländlich	Hauptverkehrsstraße, kurvig	Distributor /Secondary (sinuous)			1	1	2	2	2	2					
ländlich	Sammelstraße	Local/Collector			1	1	2	2							
ländlich	Sammelstraße, kurvig	Local/Collector (sinuous)			1	1	2	2							
ländlich	Erschliessungsstraße	Access-residential	1	1	1										
Agglomeration	Autobahn	Motorway-Nat						3	3	3	3	3	3	3	
Agglomeration	Stadtautobahn	Motorway-City				1	1	1	1	1	1				
Agglomeration	Fern-, Bundesstr.	TrunkRoad/Primary-Nat					1	2	2	2	2				
Agglomeration	Magistrale / Ringstrasse	TrunkRoad/Primary-City			1	1	1	2	2						
Agglomeration	Hauptverkehrsstraße	Distributor /secondary			1	1	1	2							
Agglomeration	Sammelstraße	Local/Collector			1	1									
Agglomeration	Erschliessungsstraße	Access-residential	1	1	1										

Flottenvariante

1

Agglomeration (urban)

2

ländlich (rural)

3

Autobahn (motorway)

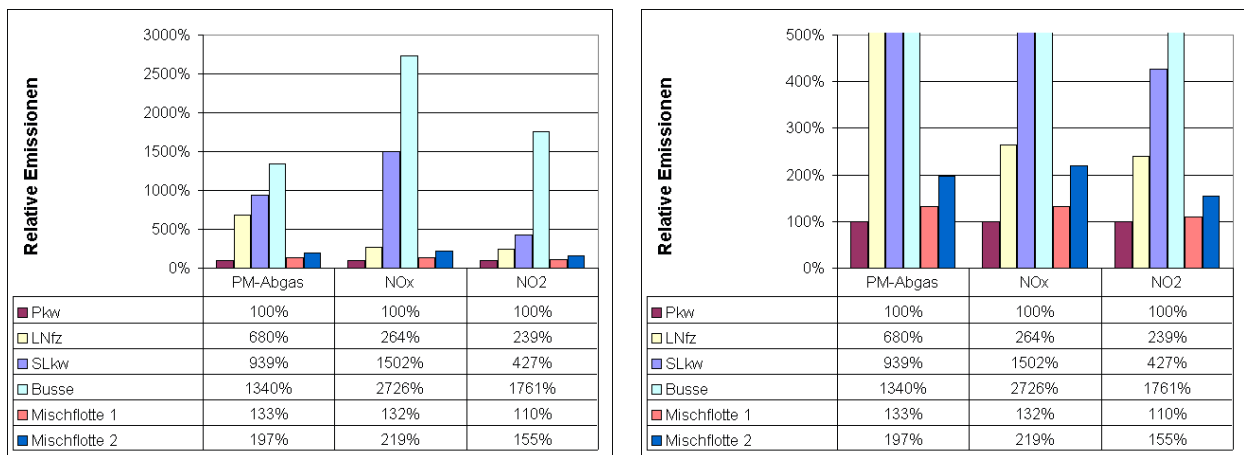
Abbildung 2-2: Übersicht Klassifizierung der Verkehrssituationen nach Gebiet, Straßentyp und Tempolimit gemäß HBEFA 3.1

Die beiden folgenden Vergleiche zeigen die Sensitivitäten der Fahrzeugkategorien und ausgewählter innerörtlicher Verkehrssituationen auf die NO_x- und NO₂-Emissionen des Kfz-Verkehrs. Diese Sensitivitätsbetrachtungen wurden dem „Leitfaden Modellierung verkehrsbedingter Immissionen - Anforderungen an die Eingangsdaten auf Grundlage des HBEFA 3.1. Auftraggeber: Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (IVU UMWELT, 2010B) entnommen, in dem weitere Auswertungen enthalten sind.

In der Abbildung 2-3 ist ein Vergleich der NO_x und NO₂ Emissionen im Bezugsjahr 2010 für die Fahrzeugkategorien Pkw, INfz, sLkw und Busse sowie für zwei vorgegebene Mischflotten² dargestellt. Die relativen Emissionen bezogen auf die Emissionen von Pkw sind dabei links für den gesamten Wertebereich und rechts zur Verdeutlichung zusätzlich als Ausschnitt bis 500 % dargestellt.

Die höchsten Emissionen weisen Busse auf, die fast 20-mal soviel NO₂ und fast 30-mal so viel NO_x emittieren wie Pkw. Ebenfalls hoch emittierend sind schwere Lkw. Leichte Nutzfahrzeuge (INfz) emittieren über zweimal soviel NO_x bzw. NO₂ wie Pkw. Die Mischflotten bestehen zum großen Teil aus Pkw. Der Anteil Nutzfahrzeuge und Busse führt zu höheren Emissionen als bei der reinen Pkw-Flotte.

² Mischflotte 1: Pkw 94%; INfz 3%; sLkw 2%; Busse 0%; Motorräder 1%
Mischflotte 2: Pkw 86%; INfz 7%; sLkw 4%; Busse 2%; Motorräder 1%



Abbildungung 2-3: Vergleich der Emissionen in Abhängigkeit von der Verkehrszusammensetzung bezogen auf die Pkw-Emissionen; links Darstellung bis 3000 %, rechts Darstellung bis 500 % (Verkehrssituation: Agglomeration, Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50, dichter Verkehr, Bezugsjahr: 2010; aus IVU UMWELT, 2010B)

Ein Vergleich der NO_x- und NO₂-Emissionen für ausgewählte Innerorts-Verkehrssituationen des HBEFA 3.1 wird in Abbildung 2-4 dargestellt (aus IVU UMWELT, 2010B). Die dabei verwendeten Mischflotten entsprechen denen aus der Fußnote 2.

Die Abnahme der verkehrlichen Bedeutung einer Verkehrssituation führt zu einer geringeren mittleren Geschwindigkeit und einem höheren Störungsanteil, womit die Emissionen von NO_x und NO₂ zunehmen, wie an einigen beispielhaft aufgeführten innerstädtischen Verkehrssituation für das LOS „dicht“ zu sehen ist. Die Verkehrssituationen „HVS Tempolimit 50“ und die „Erschließungsstr.“ weisen im LOS dicht die höchsten Emissionen auf. Noch höhere Emissionen werden im Verkehrszustand (LOS) Stop&Go erreicht, die für die dargestellten Innerorts-Verkehrssituationen immer gleich sind.

Der höhere Anteil an Nutzfahrzeugen und der damit einhergehende höhere Dieselanteil der Mischflotte 2 führt u. a. dazu, dass die Sensitivität der Emissionen sowohl bei NO_x und NO₂ als auch bei PM-Abgas für die Mischflotte 2 höher ist als für die Mischflotte 1.

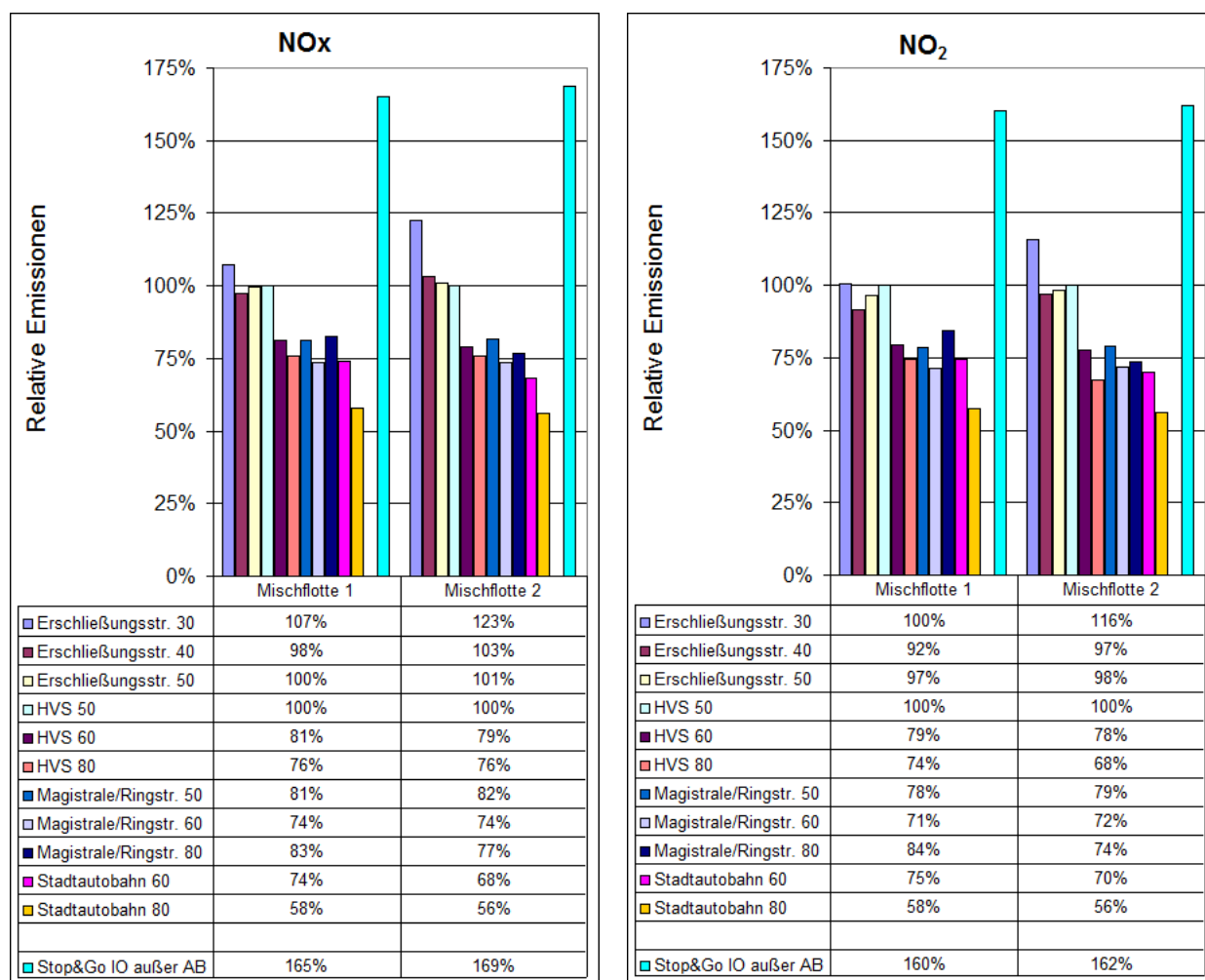


Abbildung 2-4: Vergleich der Emission bei Änderung der Verkehrssituation im Gebiet „Agglomeration“ als Kombination aus Straßentyp und Tempolimit (Verkehrszustand: LOS „dicht“, Längsneigung: eben, Bezugsjahr: 2010) für die Mischflotten bezogen auf HVS 50 (aus IVU UMWELT, 2010B)

2.2 Ausbreitungsmodellierung in Straßenschluchten

Zur Ermittlung der Gesamtbelastung von Schadstoffimmissionen in Straßenschluchten können unterschiedliche Verfahren und Modelle herangezogen werden. Die Berechnung der Konzentration an ausgewählten Punkten oder in einem ausgewählten Gebiet wird mit sogenannten Ausbreitungsmodellen durchgeführt.

2.2.1 Komponenten der Gesamtbelastung

Eine Ausbreitungsrechnung berücksichtigt immer nur die Emissionsquellen aus dem der Ausbreitungsrechnung zu Grunde liegenden Modellgebiet. Damit kann also nur ein Teil der Gesamtbelastung an einem ausgewählten Punkt in diesem Gebiet direkt berechnet werden, die sogenannte Zusatzbelastung. Der zur Gesamtbelastung fehlende Anteil, verursacht von Quellen, die in der Ausbreitungsberechnung nicht explizit berücksichtigt werden, wird Vorbelastung oder Gesamthintergrundniveau genannt. Die Vorbelastung ist von der im Modell betrachteten räumlichen Skala abhängig. Eine schematische Darstellung, wie sich die Luftbelastung z. B. innerhalb einer Stadt zusammensetzt, zeigt Abbildung 2-5. Die eingezeichneten Hotspots bezeichnen dabei durch Luftschadstoffe

hoch belastete Bereiche. Bei den verkehrsbedingten Luftbelastungen treten diese Hotspots vornehmlich im dicht bebauten Bereich von Hauptverkehrsstraßen auf. Die Gesamtbelastung ergibt sich hier als Summe aus regionalem Hintergrund, urbanem Hintergrund und Zusatzbelastung.

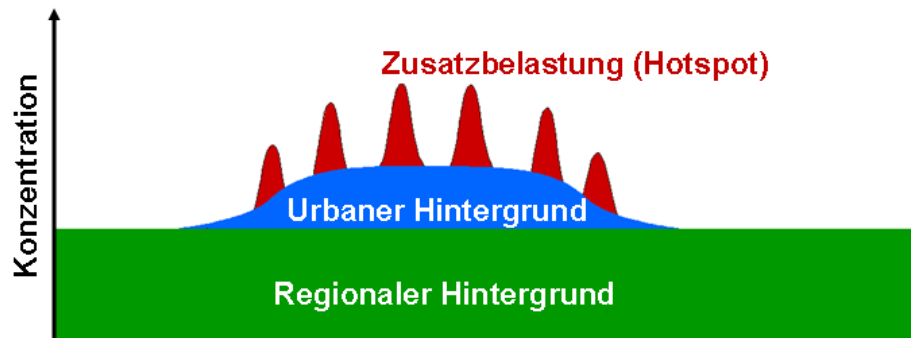


Abbildung 2-5: Schema der Zusammensetzung der städtischen Gesamtbelastung (LENSCHOW ET AL., 2001)

Die Belastungssituation beim NO₂-Jahresmittelwert in verkehrsbezogenen Hotspots mit einer potenziellen Grenzwertverletzung ist gekennzeichnet durch einen hohen Anteil der lokalen Zusatzbelastung, also durch den Emissionsbeitrag des lokalen Straßenverkehrs. In einer Auswertung aller bis August 2008 in Deutschland veröffentlichten Luftreinhaltepläne werden die in Tabelle 2-1 aufgeführten räumliche Verursacheranteile angegeben.

Tabelle 2-1: Räumliche Quellanalyse für NO₂ der Jahre 2002 bis 2008 (aus IVU UMWELT, 2009A)

Bun- des- land	Gebiet	BJ	GH in %	UB in %	ZB in %	Q	T	Messstation
BW	Freiburg	2004	9	19	72	2	V	Schwarzwaldstr.
BW	Freiburg	2006	12	31	57	2	V	Schwarzwaldstr.
BW	Heidelberg	2004	10	32	58	2	V	Mittermaierstr.
BW	Heilbronn	2006	13	42	45	2	V	Weinsberger Str.
BW	Herrenberg	2006	13	44	43	2	V	Hindenburgstr.
BW	Karlsruhe	2004	15	45	40	2	V	Reinhold-Frank-Str.
BW	Mannheim	2003	16	53	31	2	V	Friedrichsring
BW	Mühlacker	2003	13	27	60	2	V	Stuttgarter Str.
BW	Pforzheim	2003	14	35	51	2	V	Zerrennerstr.
BW	Stuttgart	2004	7	33	60	2	V	Am Neckartor
BW	Tübingen	2003	13	25	62	2	V	Unterjesingen
BW	Reutlingen	2003	14	35	51	2	V	Lederstr.
BW	Reutlingen	2006	16	44	40	2	V	Lederstr.
BW	Ulm	2006	14	46	40	2	V	Zinglerstr.
BY	Augsburg	2002	13	24	63	X	V	Königsplatz
BY	Bayreuth	2005	29	24	47	2	V	Hohenzollernring
BY	München	2003	22	54	24	2	V	Stachus
BY	München	2005	19	12	69	2	V	Landshuter Allee
BE	Berlin	2002	7	39	54	2	V	Silbersteinstr.
HB	Bremen	2005	26	16	58	2	V	Dobbenweg
HH	Hamburg	2002	23	20	57	2	V	k.A.
HE	Darmstadt	2002	15	42	42	2	V	Hügelstr.
HE	Frankfurt (Main)	2002	13	54	33	2	V	Friedberger Landstr.
HE	Wiesbaden	2002	13	48	38	2	V	Ringkirche
MV	Rostock	2006	20	10	70	2	V	Am Strande I
NI	Braunschweig	³	31	19	50	2	V	Bohlweg
NI	Hannover	⁴	26.2	16.4	57.4	2	V	Göttinger Str.
NI	Osnabrück	2006	11.1	27.3	61.6	X	V	Schlosswall
NW	Dortmund	2004	30	19	51	2	V	Brackeler Str.
NW	Düsseldorf - Südl. I.	2002	36	11	53	2	V	Corneliusstr.
NW	Düsseldorf	2005	20.8	30.1	49.1	X	V	Corneliusstr.
NW	Hagen - Innenstadt	2002	29	13	58	2	V	Graf-v.-Galen-Ring
NW	Köln	2003	30	32	38	X	V	Hohenstaufenring
NW	Wuppertal	2006	26	22	52	X	V	Gathe / Wilhelmstr.
RP	Mainz	2006	19	35	46	2	V	Parcusstr.
SN	Chemnitz	2005	11	8	81	X	V	Leipziger Str.
SN	Dresden	2005	12	14	74	X	V	Bergstr.
SH	Itzehoe	2003	13	7	80	X	V	Lindenstr.
	Mittelwert		18	29	53			
	Max		36	54	81			
	Min		7	7	24			
BJ: Bezugsjahr GH: Großräumiger Hintergrund; UB: Urbane Belastung; ZB: Zusätzliche Belastung Q: Angaben zur Quellanalyse (2 – basiert auf NO ₂ ; X – basiert auf NO _x) T: Typ der Messstation (V – Verkehr, I – Industrie)								

³ 5-Jahres-Mittel

⁴ Mittel der Jahre 2001 bis 2005

Die Vorbelastung kann aus Schätzwerten⁵, Messwerten, Modellergebnissen oder einer Kombination aus Mess- und Modellwerten abgeleitet werden. Für die Modellierung der Vorbelastung werden dabei im Allgemeinen Regionalmodelle mit einer räumlichen Skala von etwa 1 km² bis 100 km² mit parametrisierter Struktur der Bebauung oder der Bodenrauigkeit verwendet. Im Ergebnis erhält man Informationen zur Immissionsbelastung im unbebauten Gebiet bzw. als Überdachkonzentration.

Für die Berechnung der Zusatzbelastung in den Hotspots, d. h. im Straßenraum, müssen zwei Verfahren deutlich unterschieden werden:

- die gesamtstädtische oder regionale Analyse potentieller Hotspots mittels Screening oder
- die vertiefte Analyse eines ausgewählten Hotspots mit einem Detailmodell.

Eine umfangreiche Liste von Ausbreitungsmodellen findet sich im Model Documentation System (MDS) des European Topic Centre on Air Pollution and Climate Change Mitigation (ETC/ACM). Das MDS enthält Global-, Regional-, Detail- und Screeningmodelle, urbane und nicht-urbane, hindernis- und nicht-hindernisauflösende Modelle gleichermaßen. Im Folgenden wird basierend auf IVU UMWELT (2010B) eine Reihe von aktuellen, gängigen Screening- und Detailmodellen, für die Handbücher bzw. Produktinformationen gefunden werden können, vorgestellt. Diese Modelle sind für die Ausbreitungsmodellierung in Straßenschluchten explizit geeignet, Gebäude werden in typisierter Form oder als 3D-Objekte berücksichtigt.

2.2.2 Screeningmodelle

Als Screeningmodelle werden Ausbreitungsmodelle niedriger Komplexität bezeichnet, die zur Ermittlung von Hotspots in einem städtischen oder regionalen Straßennetz eingesetzt werden. Das Straßennetz besteht dabei aus einer Reihe in sich homogener Straßenabschnitte, als Ergebnis wird pro Straßenabschnitt ein Wert geliefert. Dieser Wert repräsentiert die Zusatzbelastung für diesen Abschnitt, der mit einer vorzugebenen Vorbelastung gemäß Kapitel 2.2.1 zur Gesamtbelastung aggregiert wird. Die zeitliche Auflösung der Ergebnisse ist der Jahresmittelwert, Kurzzeitkennwerte werden über statistische Ansätze ermittelt. Screeningmodelle berücksichtigen üblicherweise keine Topographie. Gebäude werden vereinfacht in typisierter Form über z. B. Bebauungshöhen, Bebauungsabstände und Bebauungslücken bzw. Porositäten berücksichtigt.

2.2.2.1 IMMIS^{luft}

IMMIS^{luft} (IVU UMWELT, 2010A) ist ein Screeningprogramm zur Bestimmung der kfz-bedingten Zusatz- und Gesamtbelastung in Straßenschluchten und Bestandteil des Programmsystems IMMIS. Es berechnet für einen oder mehrere in sich homogene Straßenabschnitte eines Straßennetzes jeweils einen Wert der Zusatzbelastung auf Basis von sogenannten Kopplungswerten und den verkehrsbedingten Emissionen des jeweiligen Straßenabschnitts. Die Kopplungswerte stellen damit den Zusammenhang zwischen den Emissionen im Straßenraum und der zu berechnenden Zusatzbelastung her. Sie werden mit Hilfe des CPB-Modells (Kapitel 2.2.3.1) für rund 300 typisierte Straßenschluchten mit unterschiedlicher Höhe, Breite und Ausrichtung aus einer Ausbreitungsklassenstatistik vorprozessiert. Topographische Verhältnisse können indirekt be-

⁵ z. B. im MLuS (MLuS, 2005) enthalten

rücksichtigt werden, indem die Steigung des Straßenabschnitts bei der Berechnung der Emissionen berücksichtigt wird.

Die Zusatzbelastung wird pro Straßenabschnitt für zwei fest definierte Aufpunkte im Straßenquerschnitt, d. h. beidseits der Straße in 1.5 m Höhe und im Abstand von 15 % des Bebauungsabstandes (quer zur Straße) von der Bebauung, berechnet. Ausgegeben wird der größere 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, und 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 % (100 % entspricht einem Straßenabschnitt ohne Bebauung) ist IMMIS^{luft} nicht gültig.

Eingangsdaten für die Berechnungen sind die Geometriedaten für jeden zu untersuchenden Straßenabschnitt, eine für das Untersuchungsgebiet geeignete Ausbreitungsklassenstatistik bzw. die daraus resultierenden Kopplungskonstanten, die Daten der zu berücksichtigenden Emissionen für jeden Straßenabschnitt sowie die Vorbelastung. IMMIS^{luft} stellt für die Berechnung der Emissionen ein eigenes Emissionsmodell (IMMIS^{em}) zur Verfügung, das aktuell auf dem HBEFA 3.1 (INFRAS, 2010) beruht. Zur Bestimmung der Vorbelastung bietet IMMIS ebenfalls ein Modul an. Das Ergebnis der IMMIS^{luft}-Rechnung sind Jahresmittelwerte der Zusatz- und Gesamtbelastung der untersuchten Luftschadstoffe sowie Kurzzeitwerte auf statistischer Basis wie z. B. der 90.4 %-Perzentilwert der Tagesmittelwerte für PM₁₀ entsprechend dem 35. höchsten Tagesmittelwert. Zur Abschätzung des Jahresmittelwerts der NO₂-Gesamtbelastung stehen in IMMIS^{luft} verschiedene Ansätze zur Verfügung, von denen einige in Kapitel 2.3 vorgestellt werden.

2.2.2.2 PROKAS_B

PROKAS_B ist Bestandteil des Programmsystems PROKAS (LOHMEYER, 2009), das zur Berechnung von Luftschadstoffbelastungen an Straßen und an Straßennetzen eingesetzt wird. PROKAS_B berechnet die kfz-bedingte Zusatzbelastung in Straßen mit ein- oder beidseitiger, teilweise oder ganz geschlossener Randbebauung auf der Basis von MISKAM-Rechnungen (Kapitel 2.2.3.4) für typisierte Straßenschluchten.

Grundlage des Bebauungsmoduls PROKAS_B ist ein Straßenabschnitt mit einer Länge von ca. 100 m. Die Straßenschluchten werden klassifiziert nach ihrem Bebauungshöhe/Bebauungsabstand-Verhältnis (H/B) und ihrer Lückigkeit. Es werden die H/B-Verhältnisse 1.5:1 (enge, hohe Straßenschlucht), 1:1, 1:1.5, 1:2 und 1:3 (weite, flache Straßenschlucht) sowie die Lückigkeitsklassen 0 % - 20 % (geringe Lückigkeit), 21 % - 60 % (Lückigkeit) und > 60 % (hohe Lückigkeit bis keine Randbebauung) angeboten. Bei einseitiger Bebauung wird die Straßenbreite als der doppelte Abstand von der Straßenmitte zur Randbebauung berechnet. Die Zusatzbelastung wird für jeden zu untersuchenden Straßenabschnitt für Aufpunkte in 1.5 m Höhe und 1 m Abstand zum nächsten Gebäude berechnet.

Als Eingangsdaten benötigt PROKAS_B für jeden Straßenabschnitt die Straßenbreite, den Bebauungstyp klassifiziert nach H/B-Verhältnis und Lückigkeit, die Emissionsdichte sowie die Vorbelastung. Zur Bestimmung der Emissionen und der Vorbelastung bietet PROKAS jeweils ein eigenes Modul an. Die meteorologischen Bedingungen werden in Form einer Ausbreitungsklassenstatistik berücksichtigt. Das Ergebnis der PROKAS_B-

Rechnung sind Jahresmittelwerte der Gesamtbelastung, die 98 %-Perzentilwerte der NO₂- und NO_x-Gesamtbelastung sowie der Jahresmittelwert und der 98 %-Perzentilwert der NO_x-Zusatzbelastung. Die Art der NO₂-Konversion geht aus (LOHMEYER, 2009) nicht hervor.

2.2.3 Detailmodelle

Detailmodelle für Straßenschluchten sind Ausbreitungsmodelle hoher Komplexität, die für definierte Aufpunkte in einer Straßenschlucht oder für ein Gebiet mit einer oder mehreren Straßenschluchten Konzentrationen der Luftschadstoffbelastung berechnen. Als Ergebnis liegt je nach Modell pro Aufpunkt bzw. pro Gitterzelle oder Gitterpunkt ein Wert der Zusatzbelastung vor, der mit einer vorzugebenden Vorbelastung gemäß Kapitel 2.2.1 zur Gesamtbelastung aggregiert wird. Die zeitliche Auflösung der Ergebnisse variiert je nach Anwendungsfall und Modell zwischen Einzelfällen (Episoden), Zeitreihen und Jahresmittelwerten. Einige Modelle ermöglichen die Berücksichtigung der Topographie. Gebäude werden explizit berücksichtigt.

2.2.3.1 CPB

Das Canyon Plume Box Modell CPB (IVU GMBH, 1996) ist ein analytisch-empirisches Ausbreitungsmodell für bebaute Straßenräume. Es berechnet für definierte Aufpunkte im Straßenraum auf Basis der vorgegebenen Emissionen den Wert der Zusatzbelastung. Das Modell besteht aus einem Strömungsmodul zur Ermittlung der für den Transport der Schadstoffe erforderlichen Windfelder, einem empirischen Turbulenzmodul für die Berechnung der für die turbulente Ausbreitung benötigten Größen, sowie einem Ausbreitungsmodul, das auf der Gaußschen Rauchfahngleichung und einem Boxmodell beruht. Die durch den Verkehr erzeugte zusätzliche Turbulenz im Straßenraum, die zu einer Verdünnung der Konzentrationen in Fahrbahnnähe führt, wird von CPB als Quelleigenschaft berücksichtigt. Der Einfluss der Sonnenstrahlung und der durch den Verkehr erzeugten Wärme auf die Turbulenz wird ebenfalls parametrisiert. Der Einfluss signifikant hoher Gebäude (z. B. einzelner Hochhäuser) im näheren Umfeld des zu untersuchenden Straßenraums auf die lokalen Strömungs- und Turbulenzverhältnisse wird nicht berücksichtigt.

Das Modellgebiet, in dem die Aufpunkte definiert werden, ist der zu untersuchende Querschnitt einer Straßenschlucht. Das Modellgebiet wird durch die Höhe der Bebauung, den Bebauungsabstand (quer zur Straße) und die Position der Emissionsquellen beschrieben. CPB wurde für Bebauungshöhe/Bebauungsabstand-Verhältnisse (H/B) von etwa 1/6 bis 4 getestet. Die Bebauungshöhen am linken und rechten Rand des Querschnitts können unterschiedlich hoch sein.

Eingangsdaten für die Berechnungen sind die Geometriedaten für den Querschnitt, meteorologische Daten sowie die Daten der zu berücksichtigenden Emissionen im Modellgebiet. Es werden ausschließlich kfz-bedingte Emissionen berücksichtigt. Diese können sich auf verschiedene Fahrspuren im Querschnitt verteilen und von Spur zu Spur unterschiedlich sein. Sowohl die meteorologischen Daten als auch die Quellstärken der einzelnen Fahrspuren können als Zeitreihe vorgegeben werden. Zusätzlich wird die Schwankung der Windrichtung innerhalb eines Zeitschritts berücksichtigt. Die Ergebnisse werden für jeden Zeitschritt der Zeitreihe berechnet und können beliebig aggregiert ausgegeben werden, so dass Aussagen sowohl zu Kurzzeitkennwerten als auch zu Jahresmittelwerten direkt aus den Ergebnissen abgeleitet werden können.

Das ursprünglich für die Modellierung der Konzentrationsverteilung nicht-reaktiver Schadstoffe in Straßenräumen konzipierte CPB-Modell wurde in der Implementierung IMMIS^{cpb} um zwei Module zur Bestimmung von NO₂ in stündlicher Auflösung erweitert. Das erste erlaubt eine Abschätzung der NO₂-Gesamtbelastung in der Straßenschlucht über das photochemische Gleichgewicht unter Berücksichtigung von direkt emittiertem NO₂ aus berechneten NO_x-Zusatzkonzentrationen und Vorbelastungsdaten von NO, NO₂ und O₃ (WIEGAND & YAMARTINO, 1986; IVU UMWELT, 2008A). Es wird in Kapitel 2.3.3 beschrieben. Das zweite entspricht dem Ansatz von HERTEL & BERKOWICZ (1989) und geht in Erweiterung des ersten davon aus, dass das photochemische Gleichgewicht in der Straßenschlucht nicht unbedingt erfüllt ist, da die Aufenthaltszeit der Schadstoffe in der Straßenschlucht zu kurz sein kann, als dass sich das Gleichgewicht einstellt. Es berücksichtigt deshalb den Luftaustausch zwischen Straßenschlucht und Hintergrund. Dieser Ansatz wird in Kapitel 2.3.4 beschrieben.

2.2.3.2 OSPM

Das OSPM (Operational Street Pollution Model; BERKOWICZ, 2000) berechnet wie CPB (Kapitel 2.2.3.1) Werte der Zusatzbelastung an einem oder mehreren Aufpunkten im Querschnitt einer Straßenschlucht. Es basiert auf einem ähnlichen Modellkonzept wie CPB, was das Ausbreitungsmodul betrifft, in dem ebenfalls die Gaußsche Rauchfahngleichung mit einem Boxmodell kombiniert wird, wobei sich die Parametrisierung im Einzelnen unterscheidet. Strömung und Turbulenzgrößen werden über eine einfache Parametrisierung ermittelt, die auch die fahrzeuginduzierte Turbulenz berücksichtigt, nicht aber den Einfluss von Wärmestrahlung (BERKOWICZ ET AL., 1997).

OSPM verwendet stündlich aufgelöste meteorologische, verkehrliche und Vorbelastungszeitreihen als Eingangsdaten. Die Schwankung der Windrichtung innerhalb eines Zeitschritts wird berücksichtigt. Die Ergebnisse werden als stündliche Zeitreihe ausgegeben, so dass wie bei CPB Aussagen sowohl zu Kurzzeitkennwerten als auch zu Jahresmittelwerte direkt aus den Ergebnissen abgeleitet werden können.

Zur Abschätzung der NO₂-Gesamtbelastung wird der Ansatz nach HERTEL & BERKOWICZ (1989) verwendet, der in Kapitel 2.3.4 beschrieben wird.

2.2.3.3 LASAT

Das Ausbreitungsmodell LASAT (JANICKE, 2010) ist ein Partikelmodell nach Richtlinie VDI 3945 Blatt 3 (KRDL, 2000). Es berechnet für ein dreidimensionales Modellgebiet die Ausbreitung von Spurenstoffen in der Atmosphäre, indem es für ein repräsentatives Ensemble von Spurenstoff-Partikeln die Bewegung mit Hilfe eines stochastischen Prozesses simuliert (Lagrange-Verfahren). Um das der Ausbreitungsrechnung zugrunde liegende Wind- und Turbulenzfeld zu ermitteln, sind verschiedene Ansätze implementiert. In ebenem Gelände ohne Gebäude werden die meteorologischen Größen durch ein ebenes Grenzschichtmodell beschrieben. Für komplexes Gelände mit oder ohne Gebäude ist ein diagnostisches Windfeldmodell integriert. Die Steigung des Geländes sollte dabei den Wert 1:5 nicht überschreiten (TA LUFT, 2002). Die verkehrserzeugte Turbulenz im Straßenraum wird in LASAT als Eigenschaft der Emissionsquelle parametrisiert und nimmt mit Abstand von der Quelle ab.

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

schachtelter Netze zur feineren Auflösung einzelner Bereiche innerhalb eines Modellgebiets ist möglich. Gebäude und andere Strömungshindernisse werden explizit als 3D-Objekte in der Auflösung des der Rechnung zu Grunde liegenden Modellgitters berücksichtigt.

Eingangsdaten für die Berechnungen sind die Bebauungsgeometrie im Modellgebiet, meteorologische Daten als Zeitreihe oder Ausbreitungsklassenstatistik sowie die Daten der zu berücksichtigenden Emissionen im Modellgebiet. Emissionen können als Punkt-, Linien-, Flächen-, Raster- und Volumenquellen angegeben werden, eine Abgasfahnenüberhöhung wird parametrisch erfasst. Sowohl die meteorologischen Daten als auch die Quellstärken der einzelnen Quellorte können als Zeitreihe vorgegeben werden. Die Ergebnisse werden für jeden Zeitschritt der Zeitreihe berechnet und können beliebig aggregiert ausgegeben werden, so dass Aussagen sowohl zu Kurzzeitkennwerten als auch zu Jahresmittelwerte direkt aus den Ergebnissen abgeleitet werden können.

LASAT wurde für die Simulation der Ausbreitung nicht-reaktiver Substanzen entwickelt. Da NO₂ eine chemisch reaktive Substanz ist, werden entsprechende Ausbreitungsrechnungen mit LASAT zunächst für NO_x durchgeführt. Die Ableitung der NO₂-Belastung findet dann extern im Postprocessing statt. Dafür stehen verschiedene Ansätze zur Verfügung, von denen eine Auswahl in Kapitel 2.3 beschrieben wird. Die Konvertierung kann sowohl für Jahresmittelwerte als auch auf stündlicher Basis durchgeführt werden, wenn eine entsprechend aufgelöste LASAT-Ausgabe vorliegt.

LASAT ist Grundlage des Ausbreitungsmodells AUSTAL2000 (JANICKE, 2009) der TA Luft (TA LUFT, 2002).

2.2.3.4 MISKAM

MISKAM (Mikroskaliges Strömungs- und Ausbreitungsmodell; EICHHORN, 2008; EICHHORN, 2010) ist ein dreidimensionales nicht-hydrostatisches numerisches Strömungs- und Ausbreitungsmodell zur kleinräumigen Berechnung von Windverteilungen und Immissionskonzentrationen in bebauten Gebieten. Die Simulation der Strömungsverhältnisse im Modellgebiet basiert auf den vollständigen dreidimensionalen Bewegungsgleichungen (prognostischer Modellansatz) in Form der Reynolds-gemittelten Navier-Stokes-Gleichungen (Reynolds-Averaged Navier-Stokes, RANS). Für die auf den berechneten Strömungsverhältnissen aufbauende Ausbreitungsrechnung wird die Advektions-Diffusions-Gleichung verwendet. Die verkehrserzeugte Turbulenz im Straßenraum ist in MISKAM selbst nicht enthalten. Sie kann in WinMISKAM (LOHMEYER, 2007) im Postprocessing über einen Korrekturfaktor berücksichtigt werden, der dann wirkt, wenn eine vorzugebende Schwellengeschwindigkeit u_s (Voreinstellung $u_s = 3.8$ m/s) unterschritten wird.

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

Eingangsdaten für die Berechnungen sind die Bebauungsgeometrie im Modellgebiet, meteorologische Daten in Form einer Ausbreitungsklassenstatistik (AKS) sowie die Daten der zu berücksichtigenden Emissionen im Modellgebiet. Emissionen können als Punkt-, Linien- und Flächenquellen angegeben werden, für Punktquellen kann eine fes-

te Vertikalgeschwindigkeit (Austrittsgeschwindigkeit der Luft, z. B. aus einem Kamin) vorgegeben werden. Die Verwendung von Zeitreihen ist mit MISKAM nur mit großem rechen- und datentechnischen Aufwand zu realisieren und in der allgemeinen Anwendung bis heute nicht üblich. Die Ergebnisse liegen daher im Allgemeinen als Jahresmittelwerte vor, Kurzzeitkennwerte werden über statistische Ansätze abgeleitet.

MISKAM wurde für die Simulation der Ausbreitung nicht-reaktiver Substanzen entwickelt. Da NO₂ eine chemisch reaktive Substanz ist, werden entsprechende Ausbreitungsrechnungen mit MISKAM zunächst für NO_x durchgeführt. Die Ableitung der NO₂-Belastung findet dann extern im Postprocessing statt. Dafür stehen verschiedene Ansätze zur Verfügung, von denen eine Auswahl in Kapitel 2.3 beschrieben wird.

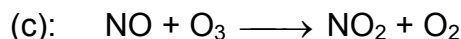
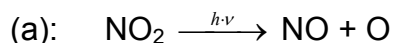
2.3 Modellierung von NO₂ im Straßenraum

2.3.1 Allgemeines

NO₂ ist ein chemisch reaktiver 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.

Zur umfassenden Beschreibung des Reaktionsmechanismus der Gasphasenchemie der Troposphäre stehen komplexe Ansätze wie z. B. RADM2 (Regional Acid Deposition Model, Version 2; STOCKWELL ET AL., 1990) und RACM (Regional Atmospheric Chemistry Mechanism; STOCKWELL ET AL., 1997) zur Verfügung. Diese werden beispielsweise von großräumigen Ausbreitungsmodellen wie EURAD (MEMMESHEIMER ET AL., 2004) eingesetzt. Im Bereich von Straßenräumen verwendet ein Chemie-Box-Modell (KESSLER ET AL., 2010) den RADM2-Mechanismus zur Bestimmung der NO₂-Belastung. Es wird jedoch nur für einen einzelnen Straßenabschnitt angewendet, für den es mit Messdaten kalibriert wird.

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



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

In der für die Ausbreitung im Straßenraum relevanten Zeitskala sind dies die entscheidenden Reaktionen, da sie unter den meisten Bedingungen um Größenordnungen schneller ablaufen als konkurrierende Reaktionen, an denen NO, NO₂ oder O₃ beteiligt sind. Wesentlich für die chemische Bildung von NO₂ in der Straßenschlucht sind demnach die Konzentrationen von O₃ sowie von NO, das ebenfalls vom Kfz-Verkehr emittiert wird. In der zurzeit in der Erstellung befindlichen neuen VDI-Richtlinie 3783 Blatt 19 (Kapitel 2.3.7) wird voraussichtlich beschrieben, wie problemabhängig abgeschätzt

werden kann, ob der Reaktionsmechanismus (a) bis (c) tatsächlich ausreichend für die Bestimmung der NO₂-Konzentration in der Straßenschlucht ist.

Die Geschwindigkeit der Reaktion (a) wird durch die NO₂-Photolysefrequenz $J \text{ [s}^{-1}\text{]}$, die Geschwindigkeit der Reaktion (c) durch die Reaktionskonstante $k \text{ [(ppb s)}^{-1}\text{]}$ bestimmt.

J ist eine Funktion der spektralen aktinischen Photonenflussdichte, des spektralen Absorptionsquerschnitts von NO₂ und der spektralen Quantenausbeute der Photolysereaktion. Spektraler Absorptionsquerschnitt und spektrale Quantenausbeute sind molekül- bzw. reaktionsspezifische Größen, die schwach temperaturabhängig sind. Für beide Größen liegen wellenlängenabhängige Werte aus Labormessungen vor (KOEPE ET AL., 2010). Die aktinische Photonenflussdichte hingegen ist abhängig von der aktuellen Strahlungssituation und damit vom Sonnenzenitwinkel, der optischen Dicke der Aerosole, der Säulendichte des Ozons, dem Wolkenbedeckungsgrad und der Albedo der Umgebung (TREBS ET AL., 2009; KOEPKE ET AL., 2010). Die aktinische Photonenflussdichte und damit auch die NO₂-Photolysefrequenz ist demnach eine sehr lokale und zeitlich variable Größe, für die zudem nur selten Messwerte vorliegen. Im Straßenraum beeinflussen zusätzlich Verschattungs- und Reflexionseffekte durch Gebäude in Abhängigkeit vom Sonnenstand im Verhältnis zur Straßenausrichtung Photonenflussdichte und Photolysefrequenz in nicht unerheblichem Maße (KOEPE ET AL., 2010). Es existieren aufwändige Strahlungstransfermodelle, mit denen J gut bestimmt werden kann, wenn die lokalen Eingangsparameter (Sonnenzenitwinkel, atmosphärische Bedingungen, Straßenraumgeometrie) bekannt sind (TREBS ET AL., 2009; KOEPKE ET AL., 2010). Einfachere Ansätze schätzen die NO₂-Photolysefrequenz als Funktion der Globalstrahlung ab (z. B. TREBS ET AL., 2009).

Die Reaktionskonstante k wird im Allgemeinen als Funktion der Temperatur bestimmt (z. B. HERTEL & BERKOWICZ, 1989).

Die in Kapitel 2.2 aufgeführten Modelle berechnen in der Regel NO_x und nicht NO₂. Dies ist u. a. darin begründet, dass die oben beschriebene Komplexität der photochemischen Prozesse im Straßenraum je nach modelltechnischem Abbildungsgrad hohe Anforderungen an Eingangsdaten und Rechenzeit stellt, aber auch darin, dass bis einschließlich HBEFA 2.1 keine Daten für NO₂-Direktemissionen des Verkehrs zur Verfügung standen. Die Ermittlung der NO₂-Belastung erfolgt für diese Modelle üblicherweise im Nachgang zur Ausbreitungsmodellierung auf Basis der berechneten NO_x-Werte. Im Folgenden werden verschiedene Ansätze beschrieben, die dazu verwendet werden.

2.3.2 Ansatz nach Romberg

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

$$[\text{NO}_2] = \frac{A \cdot [\text{NO}_x]}{B + [\text{NO}_x]} + C \cdot [\text{NO}_x] \quad (1)$$

Die Parameter A, B und C sind in den vergangenen Jahren mehrfach bestimmt worden und unterscheiden sich je nach Datenkollektiv, das für die Regressionsanalyse verwendet wurde. Tabelle 2-2 zeigt drei Möglichkeiten der Parametrisierung des Romberg-Ansatzes, in Abbildung 2-6 sind die zugehörigen Funktionen dargestellt.

In der ersten Zeile in Tabelle 2-2 sind die Werte der ursprünglichen Veröffentlichung von ROMBERG ET AL. (1996) angegeben, ermittelt aus den NO₂- und NO_x-Messdaten der Jahre 1985 bis 1990 von etwa 150 Stationen in den alten Bundesländern. Bei dieser Auswertung wurde nicht nach dem Stationstyp (Verkehr, städtischer Hintergrund, ländlicher Hintergrund) unterschieden.

Die Werte in der zweiten Zeile basieren auf der Auswertung von Daten des LIMBA-Messnetzes des Umweltbundesamtes (IVU UMWELT, 2002). In die Regressionsanalyse gingen knapp 2200 Zeitreihen von städtischen Hintergrundstationen aus den Jahren 1956 bis 1998 ein. Abbildung 2-7 zeigt die Messwerte sowie die daraus abgeleitete modifizierte gebrochen-rationale Funktion und das zugehörige 95 %-Prognoseintervall. Zudem ist der Grenzwert von 40 µg/m³ für den NO₂-Jahresmittelwert eingezeichnet. Demnach wird der NO₂-Grenzwert mit 97,5 %-Wahrscheinlichkeit unterschritten, wenn die NO_x-Gesamtbelastung kleiner als 60 µg/m³ ist, und er wird mit 97,5 %-Wahrscheinlichkeit überschritten, wenn die NO_x-Gesamtbelastung größer als 119 µg/m³ ist.⁶

Bei Betrachtung der Verteilung der NO₂/NO_x-Wertepaare in Abbildung 2-7 ebenso wie in ROMBERG ET AL. (1996) wird deutlich, dass im Vergleich zum mittleren und unteren NO₂-Konzentrationsniveau nur wenige Werte im oberen Niveau in die Regression eingehen. Zudem ist durch die Entwicklung in der Abgasminderungstechnik in den letzten Jahren der Anteil der NO₂-Direktemissionen an den NO_x-Emissionen des Kfz-Verkehrs angestiegen. Auswertungen von NO₂-Grenzwertüberschreitungen in den Jahren 2000 bis 2006 zeigen, dass der Romberg-Ansatz in aktueller Zeit für hohe NO_x-Werte das Verhältnis von NO₂ zu NO_x unterschätzt (siehe Abbildung 2-8, IVU UMWELT, 2005; LAMBRECHT, 2006).

BÄCHLIN & BÖSINGER (2007) schlagen daher eine Parametrisierung des Romberg-Ansatzes vor, die auf 1324 Datensätzen des Umweltbundesamtes und des Landes Ba-

⁶ Die Auswertung basiert auf Datensätzen von 1956 bis 1998. In diesem Zeitraum lag das allgemeine NO₂-Niveau deutlich über heutigen Werten und wurde auch noch stärker z. B. durch industrielle Quellen geprägt.

den-Württemberg für den Zeitraum 2004 bis 2006 beruht. Das Datenkollektiv umfasst Messdaten von städtischen, vorstädtischen und ländlichen Hintergrundstationen sowie von Verkehrsstationen. Die entsprechenden Parameter sind in der dritten Zeile in Tabelle 2-2 angegeben. Die sich daraus ergebende Funktion liefert ab einem NO_x-Jahresmittelwert von etwa 150 µg/m³ zunehmend höhere NO₂-Jahresmittelwerte als die Parametrisierungen nach ROMBERG ET AL. (1996) und nach IVU UMWELT (2002). BÄCHLIN & BÖSINGER (2007) zeigen weiterhin, dass mit dieser Parametrisierung auch die verschiedenen Stationstypen befriedigend beschrieben werden. Alternativ werden die Parametersätze für die unterschiedlichen Stationstypen angegeben.

Tabelle 2-2: Möglichkeiten der Parametrisierung des Romberg-Ansatzes

Autor	A	B	C
ROMBERG ET AL. (1996)	103.00	130.00	0.0050
IVU UMWELT (2002)	67.70	84.77	0.0698
BÄCHLIN ET AL. (2007)	29.00	35.00	0.2150

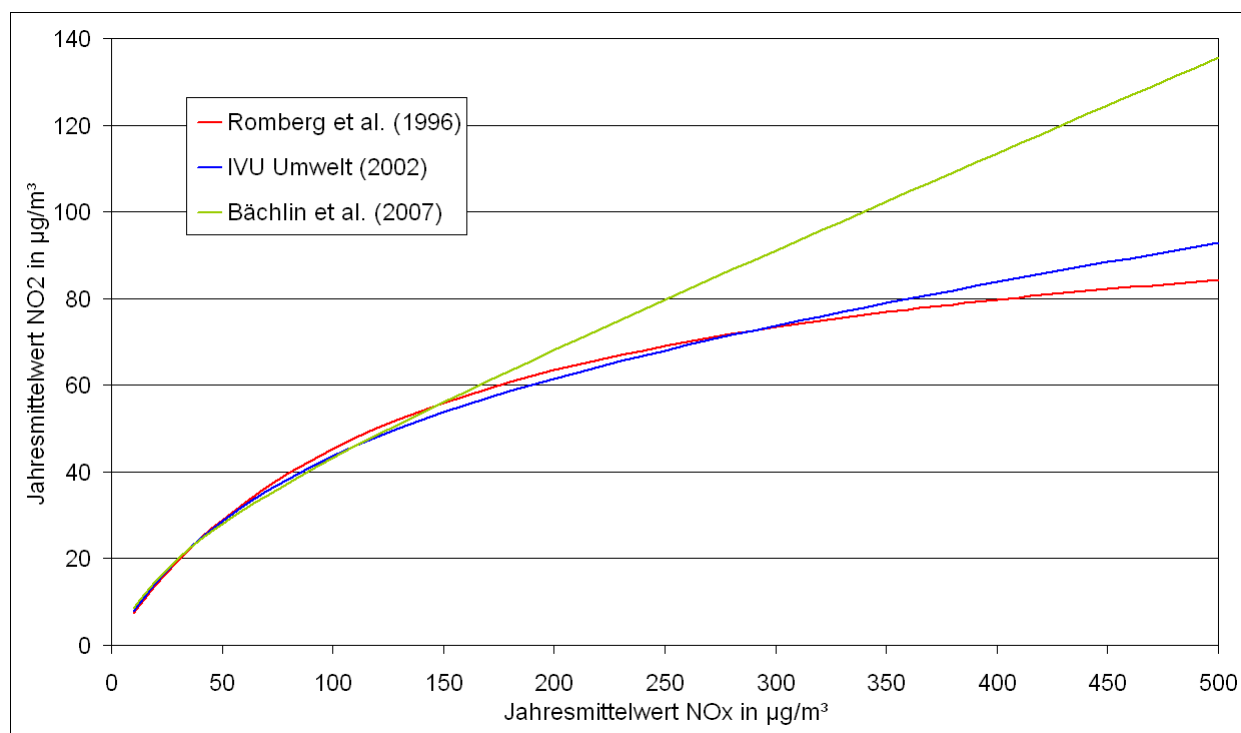


Abbildung 2-6: Darstellung der Parametrisierungen des Romberg-Ansatzes nach ROMBERG ET AL. (1996), IVU UMWELT (2002) und BÄCHLIN ET AL. (2007)

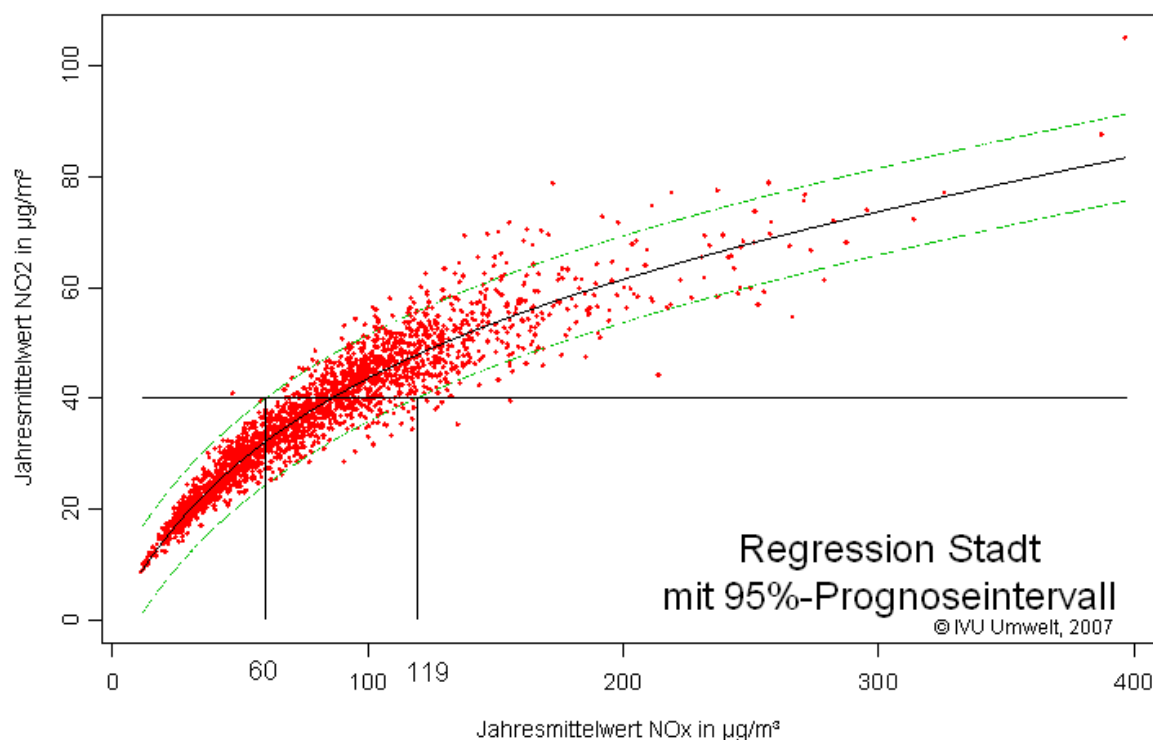


Abbildung 2-7: Romberg-Ansatz am Beispiel der LIMBA-Auswertung (IVU Umwelt, 2002). Dargestellt sind die Messwerte (rot), die ermittelte modifizierte gebrochen-rationale Funktion (schwarz) und das 95 %-Prognoseintervall (grün).

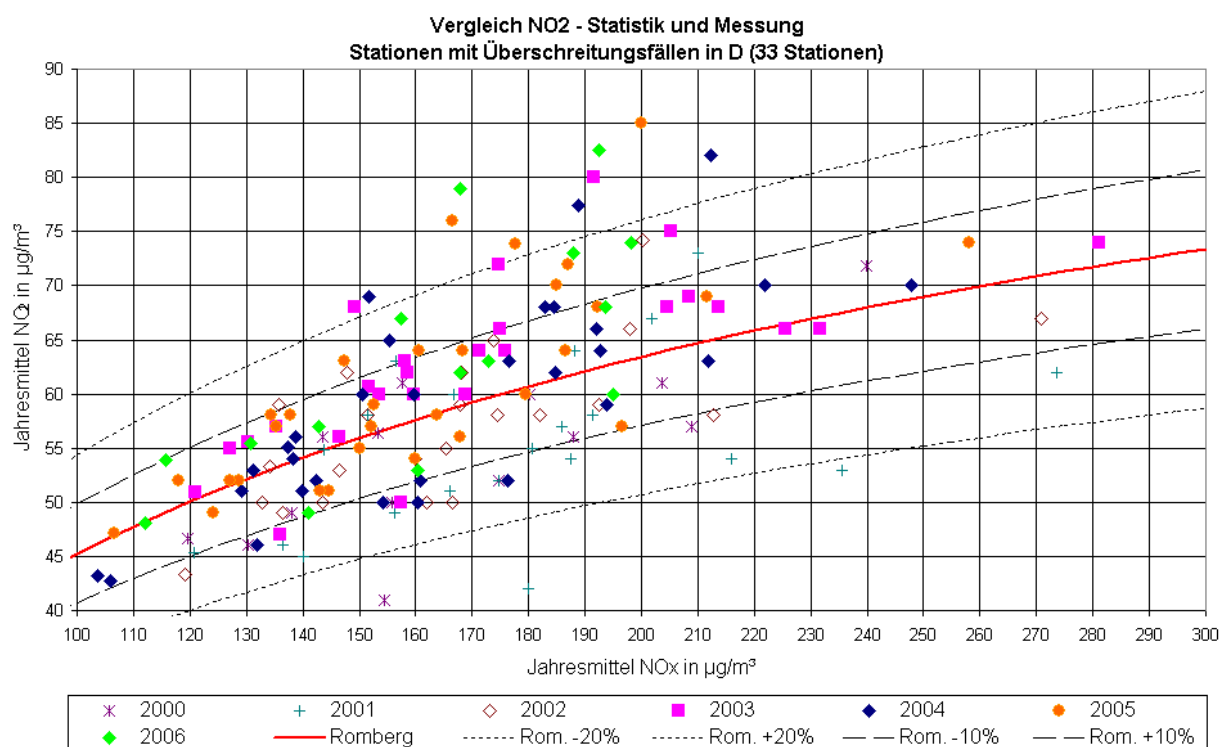


Abbildung 2-8: Vergleich Romberg-Statistik mit Messungen im NO₂-Jahresmittelwertbereich über 40 µg/m³

2.3.3 Ansatz nach Yamartino & Wiegand

Im Gegensatz zum statistischen Ansatz nach Romberg (Kapitel 2.3.2) bestimmt der Ansatz nach YAMARTINO & WIEGAND (1986) die NO₂-Gesamtbelastung über das photochemische Gleichgewicht. Während der Romberg-Ansatz auf Jahresmittelwerten basiert, arbeitet der Ansatz nach YAMARTINO & WIEGAND (1986) mit Daten in stündlicher Auflösung. Eingangsdaten sind neben der berechneten NO_x-Zusatzbelastung die Vorbelastungskonzentrationen von NO, NO₂ und O₃ sowie die NO₂-Zusatzbelastung, die sich aus den NO₂-Direktemissionen des Kfz-Verkehrs ergibt. Als Ergebnis werden stündliche Werte der NO₂-Gesamtbelastung berechnet.

YAMARTINO & WIEGAND (1986) gehen davon aus, dass die in Kapitel 2.3.1 beschriebenen drei Reaktionsgleichungen (a) bis (c) ausreichen, um NO₂ im Straßenraum zu bestimmen. Als Folge dieser drei Prozesse stellt sich in kurzer Zeit ein photostationärer Zustand ein, der durch folgende Gleichgewichtsbeziehungen beschrieben wird:

$$\frac{[O_3] \cdot [NO]}{[NO_2]} = \frac{J}{k} \quad (2)$$

mit J = NO₂-Photolysefrequenz [s⁻¹]

k = Reaktionskonstante für Reaktion (c) [(ppb s)⁻¹]

[...] = Volumenkonzentrationen [ppb]

YAMARTINO & WIEGAND (1986) gehen weiterhin davon aus, dass die Aufenthaltszeit der Luftschadstoffe in der Straßenschlucht lang genug ist, so dass sich der photostationäre Zustand auch tatsächlich einstellt. Wenn man Gleichung (2) nun auf die stündlichen Konzentrationen in Straßenräumen anwenden will, muss man folgende Probleme lösen:

- Die Beziehung der Gleichung (2) gilt nur am Tage und ist nur für momentane und nicht für zeitlich gemittelte Konzentrationswerte von NO, NO₂ und O₃ gültig. Daher kann nicht unbedingt davon ausgegangen werden, dass die Stundenmesswerte der Konzentrationen die Gleichgewichtsbeziehung exakt erfüllen, selbst wenn man annimmt, dass außer dem Reaktionszyklus (a) bis (c) keine anderen Reaktionen die Konzentrationen von NO, NO₂ und O₃ bestimmen.
- Für die Photolysefrequenz J liegen im Allgemeinen keine Messwerte vor. Ihr momentaner Wert muss dann über ein aufwändiges Strahlungstransfermodell bestimmt oder mit Hilfe der Globalstrahlung abgeschätzt werden. Im letzteren Fall ist aber zu berücksichtigen, dass die so ermittelten Werte ebenso wie die Globalstrahlung selbst für Bedingungen mit freiem Horizont gelten. Es ist dann noch der Einfluss der Bebauung des Straßenraums (Verschattung, Reflexion) auf die Photolysefrequenz zu bestimmen (KOEPE ET AL., 2010).

Deshalb wird die Gleichgewichtsbeziehung anstatt über das Verhältnis der Reaktionskonstanten J und k über eine empirische Größe PCE⁷ definiert, die aus den Vorbelastungskonzentrationen [NO]^B, [NO₂]^B und [O₃]^B in Volumenkonzentrationen bestimmt wird:

⁷ PCE = Photochemical Equilibrium

$$\frac{J}{k} := \text{PCE} = \frac{[\text{O}_3]^B \cdot [\text{NO}]^B}{[\text{NO}_2]^B} \quad (3)$$

Die NO₂-Gesamtbelastung $[\text{NO}_2]^T$ wird dann berechnet unter Annahme eines photostationären Zustands im Straßenraum als:

$$[\text{NO}_2]^T = [\text{NO}_2]^B + [\text{NO}_2]^V + [\text{NO}_2]^P \quad (4)$$

$[\text{NO}_2]^V$ ist die NO₂-Zusatzbelastung aus den NO₂-Direktemissionen des Kfz-Verkehrs. $[\text{NO}_2]^P$ ist der photochemisch gebildete NO₂-Anteil. Er bestimmt sich durch Lösen der quadratischen Beziehung, die sich unter der Annahme ergibt, dass die Produktion eines NO₂-Moleküls verbunden ist mit der Eliminierung eines NO- und eines O₃-Moleküls, und Einsetzen in Gleichung (2):

$$\frac{([\text{NO}]^B + [\text{NO}]^V - [\text{NO}_2]^P)([\text{O}_3]^B - [\text{NO}_2]^P)}{([\text{NO}_2]^B + [\text{NO}_2]^V + [\text{NO}_2]^P)} = \text{PCE} \quad (5)$$

Dabei ist $[\text{NO}]^V$ die NO-Zusatzbelastung aus dem NO-Anteil der NO_x-Emissionen des Kfz-Verkehrs, und die Größe PCE bestimmt sich nach Gleichung (3). Als Lösung ergibt sich:

$$[\text{NO}_2]^P = \frac{b}{2} - \sqrt{\frac{b^2}{4} - c} \quad (6)$$

mit

$$b = [\text{NO}]^B + [\text{O}_3]^B + \text{PCE} + [\text{NO}]^V \quad (7)$$

$$c = [\text{O}_3]^B * [\text{NO}]^V - \text{PCE} * [\text{NO}_2]^V \quad (8)$$

Für $c > 0$ (viel NO) ist $[\text{NO}_2]^P$ positiv, es wird also NO₂ produziert. Dies wird in Straßenschluchten in der Regel der Fall sein. Ist $c < 0$ (wenig NO), bedeutet dies dagegen, dass sogar NO₂ abgebaut werden muss, um die Gleichgewichtsbedingung zu erfüllen.

2.3.4 Ansatz nach Hertel & Berkowicz

Der Ansatz nach HERTEL & BERKOWICZ (1989) beruht grundsätzlich auf den gleichen drei Reaktionsgleichungen (a) bis (c) im Straßenraum, die auch der Ansatz von YAMARTINO & WIEGAND (1986) verwendet (Kapitel 2.3.1). HERTEL & BERKOWICZ (1989) gehen aber davon aus, dass die photochemische Gleichgewichtsbedingung in Gleichung (2) in der Straßenschlucht nicht zwingend erfüllt sein muss, sondern dass die Aufenthaltszeit der beteiligten Luftschadstoffe gegebenenfalls zu kurz ist, als dass sich dieses Gleichgewicht einstellt. Sie berücksichtigen daher in ihren Gleichungen einen Luftaustausch zwischen Straßenschlucht und Überdachbereich. Die NO₂-Gesamtbelastung $[\text{NO}_2]^T$ wird damit berechnet als:

$$[\text{NO}_2]^T = 0.5 * \left(B - \sqrt{B^2 - 4 * ([\text{NO}_x]^T * [\text{NO}_2]^O + [\text{NO}_2]^n * D)} \right) \quad (9)$$

mit

$$[\text{NO}_2]^n = [\text{NO}_2]^V + [\text{NO}_2]^B \quad (10)$$

$$[\text{NO}_2]^O = [\text{NO}_2]^n + [\text{O}_3]^B \quad (11)$$

$$B = [\text{NO}_x]^T + [\text{NO}_2]^O + R + D \quad (12)$$

$$R = J/k \quad (13)$$

$$D = 1/(\tau k) \quad (14)$$

J und k sind wie bisher die NO₂-Photolysefrequenz für Reaktion (a) und die Reaktionskonstante für Reaktion (c). Zur Abschätzung von J leiten HERTEL & BERKOWICZ (1989) eine empirische Funktion in Abhängigkeit von der Globalstrahlung Q in [W/m²] aus Messdaten ab:

$$J = 0.8 \cdot 10^{-3} \cdot \exp(-10/Q) + 7.4 \cdot 10^{-6} \cdot Q \quad (15)$$

k wird in Abhängigkeit der Temperatur T in [°K] bestimmt:

$$k = 5.38 \cdot 10^{-2} \cdot \exp(-1430/T) \text{ [(ppb s)}^{-1}] \quad (16)$$

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

Als Eingangsdaten für den Ansatz nach HERTEL & BERKOWICZ (1989) sind zusätzlich zu den Daten, die der Ansatz nach YAMARTINO & WIEGAND (1986) benötigt, stündliche Zeitreihen der Überdach-Windgeschwindigkeit, der Temperatur sowie der Globalstrahlung notwendig. Als Ergebnis werden stündliche Werte der NO₂-Gesamtbelastung berechnet.

Der Unterschied zwischen den Ansätzen nach YAMARTINO & WIEGAND (1986) und nach HERTEL & BERKOWICZ (1989) liegt im Austauschkoeffizienten D. Für D=0, also der Annahme eines photostationären Zustands, geht der Berkowicz-Ansatz in den Yamartino-Ansatz über. Diese Annahme führt zu einer Überschätzung der berechneten NO₂-Gesamtbelastungswerte in der Straßenschlucht, und zwar umso stärker, je höher die Vorbelastungskonzentration von O₃ ist. Die Überschätzung nimmt mit steigender NO_x-Gesamtbelastung ab. Zudem wird davon ausgegangen, dass die Überschätzung umso geringer wird, je schlechter die Straßenschlucht durchlüftet ist, da dann die Aufenthaltszeit der Luftschadstoffe steigt und D gegen 0 geht (BERKOWICZ ET AL., 1997).

2.3.5 Ansatz nach Düring

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

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

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

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

J und k wurden in Anlehnung an Gleichung (15) und (16) aus Kapitel 2.3.4 bestimmt. Da aber eine Abhängigkeit der Parameter von Q bzw. T für Jahresmittelwertbetrachtungen nicht erwünscht war, erfolgte die endgültige Festlegung unter der Prämisse, die Konversion der Jahresmittelwerte für die verwendeten Messdatensätze bestmöglich zu treffen (DÜRING, 2011). Die Verweildauer τ wurde ebenfalls durch Anpassung an NO₂-Messdaten festgelegt.

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.

2.3.6 Ansatz nach IVU Umwelt

Der Ansatz nach IVU Umwelt (IVU UMWELT, 2009B) beruht auf dem Ansatz nach YAMARTINO & WIEGAND (1986), arbeitet aber mit Jahresmittelwerten. Die Übertragbarkeit der Gleichungen aus YAMARTINO & WIEGAND (1986) auf Jahresmittelwerte wurde dabei nicht theoretisch abgeleitet, sondern empirisch durch den Vergleich mit Messdaten überprüft. Durch die Annahme, dass das photochemische Gleichgewicht nach Gleichung (2) in der Straßenschlucht erfüllt ist und sich durch das Verhältnis der Hintergrundkonzentrationen nach Gleichung (3) beschreiben lässt, ist der Ansatz im Gegensatz zum Ansatz nach DÜRING & BÄCHLIN (2009) parameterfrei.

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.

2.3.7 Ansatz nach VDI-Richtlinie 3783 Blatt 19

Im Rahmen der Erstellung der neuen VDI-Richtlinie 3783 Blatt 19 „Reaktionsmechanismus zur Bestimmung der Stickstoffdioxid-Konzentration“ wird zurzeit ein Ansatz zur Ermittlung der NO₂-Gesamtbelastung erarbeitet. Dieser Ansatz basiert voraussichtlich auf einer deutlich weiter gefassten Beschreibung der photochemischen Vorgänge als der Ansatz nach HERTEL & BERKOWICZ (1989) und wird damit nicht nur im Straßenraum, sondern z. B. auch entlang von Autobahnen oder im Umfeld von Industrieanlagen anwendbar sein. Diese Richtlinie ist jedoch noch nicht verfügbar.

2.3.8 Auswahl der untersuchten Modellierungsmethoden

Der rein empirische Ansatz nach Romberg ist nicht in der Lage, Änderungen in der NO₂-Chemie z. B. als Folge eines höheren NO₂-Anteils im Abgas oder einer geänderten Ozon-Vorbelastung abzubilden. Diese Effekte haben einen umso höheren Anteil am Bildungsprozess, je näher sie an einer Quelle in einem hohen NO₂-Konzentrationsniveau ablaufen. Im quellfernen Bereich und im Bereich von Konzentrationswerten unter dem NO₂-Grenzwert in Höhe von 40 µg/m³, wie sie z. B. im urbanen Hintergrund auftreten, führt der Romberg-Ansatz immer noch zu befriedigenden Ergebnissen.

Im Straßenahbereich mit potenzieller Grenzwertüberschreitung sollten die Effekte der Bildungschemie von NO₂ berücksichtigt werden. Nach derzeitigem Kenntnisstand reicht für eine hinreichend genaue Betrachtung die Berücksichtigung der in Abschnitt 2.3.1 genannten drei Reaktionsgleichungen aus, wobei eine Festlegung des Gültigkeitsbereichs mit der Richtlinie VDI 3783 Blatt 19 zu erwarten ist.

Für eine stündliche Modellierung der NO₂-Konzentration steht der Ansatz nach HERTEL & BERKOWICZ (1989) zur Verfügung, der eine Erweiterung des Ansatzes nach YAMARTINO & WIEGAND (1986) darstellt. Die Veröffentlichung HERTEL & BERKOWICZ (1989) zeigt eine prinzipielle Überschätzung durch YAMARTINO & WIEGAND (1986), welche z. B. in IVU UMWELT (2010B) bestätigt wird.

Entsprechend den Basisarbeiten für die stündliche Modellierung wurden zwei Verfahren für die direkte Berechnung von Jahresmittelwerten abgeleitet. Obwohl ein gewisser Charme in einem parameterfreien Ansatz besteht, muss festgestellt werden, dass sich die prinzipielle Überschätzung wie schon bei der stündlichen Variante nach YAMARTINO & WIEGAND (1986) auch im Ansatz nach IVU UMWELT (2009B) wiederfindet, was z. B. in IVU UMWELT (2011C) beispielhaft analysiert wurde (siehe auch DIEGMANN, 2010B). Die Übereinstimmung des Verfahrens nach DÜRING & BÄCHLIN (2009) im Vergleich zu Messwerten ist mit derzeitiger Parametrisierung für J, k und τ befriedigend.

Für die praktische Anwendung der NO₂-Modellierung im Straßenraum stehen damit mit den Ansätzen nach HERTEL & BERKOWICZ (1989) und DÜRING & BÄCHLIN (2009) je ein Verfahren für die Modellierung auf Basis von stündlichen Werten und auf Basis von Jahresmittelwerten zur Verfügung. Die Anwendung der rein empirischen Romberg-Ansätze kann für die NO₂-Modellierung im Straßenraum, zumindest für aktuelle Bezugsjahre oder Konzentrationsniveaus ab etwa 40 µg/m³, aus den oben genannten Gründen nicht mehr empfohlen werden. Ebenso sollte aufgrund derer prinzipiellen Überschätzung auf den Einsatz der Verfahren nach YAMARTINO & WIEGAND (1986) für stündliche Daten und IVU UMWELT (2009B) für Jahresmittelwerte verzichtet werden.

Beide empfohlenen Verfahren berücksichtigen die in Abschnitt 2.3.1 genannten drei Reaktionsgleichungen, was nach derzeitigem Kenntnisstand für die NO₂-Modellierung im Straßenraum ausreichend ist. Eine wissenschaftlich abschließende Bestätigung steht allerdings durch die noch offene Festlegung des Gültigkeitsbereichs in der Richtlinie VDI 3783 Blatt 19 noch aus. Verfahren, die über die Berücksichtigung der drei Gleichungen hinausgehen, stehen für den Einsatz in der praxisrelevanten NO₂-Modellierung im Straßenraum gegenwärtig allerdings nicht zur Verfügung, da entweder die nötigen Eingangsdaten dafür nicht vorliegen oder eine Kalibrierung anhand von Messdaten für konkrete Straßenräume erforderlich ist.

In den folgenden Analysen wird entsprechend den ausgesprochenen Empfehlungen bei einer Modellierung auf Basis von Zeitreihen der Ansatz nach HERTEL & BERKOWICZ

(1989) angewendet und für Jahresmittelwerte das Verfahren nach DÜRING & BÄCHLIN (2009).

3 Sensitivitätsanalysen am Beispiel einer synthetischen Straßenschlucht

3.1 Allgemeines

Am Beispiel einer synthetischen Straßenschlucht wird unter Anwendung zweier unterschiedlicher Modellketten aus Emissions-, Ausbreitungs- und Photochemiemodell die Sensitivität der modellierten NO₂-Gesamtbelastung sowohl auf die zeitliche Auflösung als auch auf relevante Eingangsparameter diskutiert. Als Modellketten wurden die beiden Kombinationen IMMIS^{em, hour} – IMMIS^{cpb} – HERTEL & BERKOWICZ (1989) und IMMIS^{em, hour} – MISKAM – DÜRING & BÄCHLIN (2009) verwendet, beide Modellketten beinhalten somit ein Detailmodell als Ausbreitungsmodell. Die Berechnungen wurden mit beiden Modellketten zunächst für einen Basisfall durchgeführt. Anschließend wurden die meteorologischen Bedingungen, die Vorbelastungsdaten für NO_x, NO₂ und O₃ sowie die Emissionen variiert und die berechneten Ergebnisse mit den Ergebnissen des Basisfalls verglichen.

Als dritte Modellkette wurde die Kombination IMMIS^{em/luft} – DÜRING & BÄCHLIN (2009) eingesetzt, die im Gegensatz zu den ersten beiden Modellketten ein Screeningmodell verwendet. Mit dieser Modellkette wurde im Rahmen des Beispiels der synthetischen Straßenschlucht der Basisfall gerechnet, um Aussagen über das Verhalten dieses Modelltyps im Vergleich zu den Detailmodellen zu ermöglichen.

3.2 Verwendete Modelle und Modellketten

3.2.1 Emissionsmodellierung

Bei den vorliegenden Berechnungen wurde das Emissionsmodell IMMIS^{em} in der Version 4 (IVU UMWELT, 2008B) für das HBEFA 2.1 und in der Version 5 (IVU UMWELT, 2010A) für das HBEFA 3.1 eingesetzt. In beiden Fällen wurden die Emissionsfaktoren des jeweiligen HBEFA und die ebenfalls durch das HBEFA vorgegebenen Flottenzusammensetzungen verwendet. Die Kaltstartemissionen werden für die drei funktionale Straßentypen Wohn-, Geschäfts- und Einfallstraße berechnet. Dabei basieren die Standzeitenverteilungen auf BLÜMEL, H.; LIWICKI, M., 1995. Die Fahrtweiten- und Verkehrsverteilungen wurden entsprechend der Vorgaben aus VDI 3782 Blatt 7 angesetzt.

Das Modell IMMIS^{em} kann dabei auf der Basis über ein Jahr gemittelter Eingangsdaten Jahreswerte berechnen oder in der Implementierung als IMMIS^{em, hour} bei Vorgabe von stündlichen Eingangsdaten Stundenzitreihen der Emissionen angeben.

3.2.2 Modellkombination 1

Modellkombination 1 besteht aus dem Emissionsmodell IMMIS^{em}, dem Ausbreitungsmodell IMMIS^{cpb} und dem Photochemiemodell nach HERTEL & BERKOWICZ (1989). Bei IMMIS^{cpb} handelt es sich dabei um die in Kapitel 2.2.3.1 beschriebene Implementierung des Canyon Plume Box Modells CPB.

IMMIS^{em, hour} berechnet auf der Basis des Handbuchs Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 3.1 (INFRAS, 2010) oder 2.1 (INFRAS, 2004), aus den stündlichen Zeitreihen verkehrlicher Daten stündliche Emissionszeitreihen. Diese dienen zusammen mit stündlichen Zeitreihen meteorologischer Daten als Eingangsdaten für IMMIS^{cpb}.

Dies berechnet für beliebig zu definierende Aufpunkte im Querschnitt einer Straßenschlucht stündliche Zeitreihen der NO_x-Zusatzbelastung und daraus unter Berücksichtigung stündlicher Zeitreihen der Vorbelastung von NO, NO₂ und O₃ sowie von direkt emittiertem NO₂ die stündlichen Zeitreihen der NO₂-Gesamtbelastung nach dem Ansatz von HERTEL & BERKOWICZ (1989). Aufgrund der zeitlichen Auflösung können Aussagen sowohl zu Kurzzeitkennwerte als auch zu Jahresmittelwerten direkt aus den Ergebnissen abgeleitet werden.

3.2.3 Modellkombination 2

Modellkombination 2 besteht aus dem Emissionsmodell IMMIS^{em}, dem Ausbreitungsmodell MISKAM 5.02 und dem Photochemiemodell nach DÜRING & BÄCHLIN (2009). MISKAM wurde in der Implementierung WinMISKAM (LOHMEYER, 2007) eingesetzt.

Im Gegensatz zu Modellkombination 1 wird in Modellkombination 2 mit Jahresmittelwerten gearbeitet. Die Verwendung von Zeitreihen ist mit MISKAM nur mit sehr großem rechen- und datentechnischen Aufwand zu realisieren und in der allgemeinen Anwendung bis heute nicht üblich. Die Emissionen für den Kfz-Verkehr wurden jeweils als Jahresmittelwert der zuvor mit IMMIS^{em, hour} für Modellkette 1 (Kapitel 3.2.1) ermittelten stündlichen Emissionszeitreihe bestimmt. Mit MISKAM wurden dann für das gesamte dreidimensionale Modellgebiet zunächst die Windfelder berechnet, im vorliegenden Fall je ein Windfeld für 36 Windrichtungssektoren von 10°. Darauf aufbauend und mit den berechneten Emissionen wurden mit MISKAM für die gleichen 36 Windrichtungssektoren die Felder der NO_x-Zusatzbelastung ermittelt. Um den Jahresmittelwert der NO_x-Gesamtbelastung zu erhalten, wurden die Konzentrationswerte der einzelnen Felder unter Berücksichtigung der Häufigkeitsverteilung der meteorologischen Ausbreitungsklassenstatistik (AKS) und unter Berücksichtigung der verkehrserzeugten Turbulenz mit den Standardwerten in WinMISKAM aufsummiert und mit der NO_x-Vorbelastung addiert. Daraus wurde unter Berücksichtigung der Vorbelastung von NO, NO₂ und O₃ sowie des Anteils von direkt emittiertem NO₂ an den NO_x-Emissionen die NO₂-Gesamtbelastung nach DÜRING & BÄCHLIN (2009) berechnet. Die Ergebnisse liegen als Jahresmittelwert vor.

3.2.4 Modellkombination 3

Modellkombination 3 besteht aus dem Screeningmodell IMMIS^{em/luft} mit dem Photochemiemodell nach DÜRING & BÄCHLIN (2009). IMMIS^{em/luft} wird als Referenz für die in der Luftreinhalteplanung für stadt- bzw. regionalweite Hotspotanalysen sehr häufig eingesetzten Screeningmodelle angewendet.

Die Emissionen werden auf der Basis des Handbuchs Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 3.1 (INFRAS, 2010) oder 2.1 (INFRAS, 2004), als Jahresemissionsmengen berechnet. Zusammen mit tabellierten Kopplungsdaten zur Verbindung der Emissionen mit den Immissionen, die auf Basis von Ausbreitungsklassenstatistiken (AKS) vorprozessiert werden, werden für zwei fest definierte Aufpunkte im Querschnitt einer Straßenschlucht Jahreswerte für die Zusatzbelastung berechnet (Kapitel 2.2.2.1). Ausgegeben wird der größere der beiden Werte. Daraus wurde unter Berücksichtigung der Vorbelastung von NO, NO₂ und O₃ sowie des Anteils von direkt emittiertem NO₂ an den NO_x-Emissionen die NO₂-Gesamtbelastung nach DÜRING & BÄCHLIN (2009) berechnet. Die Ergebnisse liegen als Jahresmittelwert vor.

3.3 Basisfall

3.3.1 Eingangsdaten

3.3.1.1 Gebietsbeschreibung

Als Modellgebiet für die MISKAM-Rechnungen für Modellkombination 2 wurde ein Gebiet mit den Abmessungen 500 m x 500 m gewählt (Abbildung 3-1). Es wurde eine symmetrische Straßenschlucht von 300 m Länge mit vierstreifiger Fahrbahn und einem Bebauungsabstand von 22 m quer zur Straße untersucht. Die Höhe der Gebäuderiegel links und rechts der Straße wurde auf 17 m festgesetzt. Da es sich bei der Randbebauung einer Straßenschlucht im städtischen Bereich selten um isoliert stehende Gebäude handelt, wurden parallel dazu sowohl nördlich als auch südlich je zwei weitere Gebäuderiegel mit den gleichen Abmessungen (Länge = 300 m, Höhe = 17 m) erstellt, um den Einfluss anderer Gebäude auf die Anströmung der Straßenschlucht abzubilden.

Das eigentliche Untersuchungsgebiet hat eine Größe von 80 m x 56 m und umfasst den mittleren Bereich der Straßenschlucht (Abbildung 3-1). Das Modellgebiet wurde wesentlich größer gewählt als das Untersuchungsgebiet, um Randeffekte im Untersuchungsgebiet zu vermeiden. Innerhalb des Untersuchungsgebiets wurden zwei Aufpunkte R3 und R4 definiert, jeweils einer auf dem nördlichen und einer auf dem südlichen Bürgersteig. Beiden Aufpunkten wurde eine Höhe von 3.5 m über Grund zugewiesen, was der Mitte der MISKAM-Modellschicht 3 m – 4 m über Grund entspricht. An diesen beiden Aufpunkten werden die Ergebnisse der Modellkombination 2 mit denen der Modellkombination 1 verglichen.

IMMIS^{luft}-Rechnungen sind für fest definierte Aufpunkte (beidseits der Straße in 1.5 m Höhe und im Abstand von 15 % des Bebauungsabstandes von der Bebauung, Kapitel 2.2.2.1) durchzuführen. Für die Modellkette 3 wurden daher in dem Straßenquerschnitt, der die Aufpunkte R3 und R4 beinhaltet, die entsprechenden Aufpunkte als R1 und R2 eingeführt. Die Lage des Querschnitts ist in Abbildung 3-1 eingezeichnet, die Geometrien des Querschnitts sind in Abbildung 3-2 dargestellt.

Die IMMIS^{cpb}-Rechnungen für Modellkombination 1 wurden in dem Straßenquerschnitt für den Vergleich mit den Ergebnissen der Modellkette 2 an den Aufpunkte R3 und R4 und für den Vergleich mit der Modellkombination 3 an den Aufpunkten R1 und R2 durchgeführt, jeweils in stündlicher Auflösung.

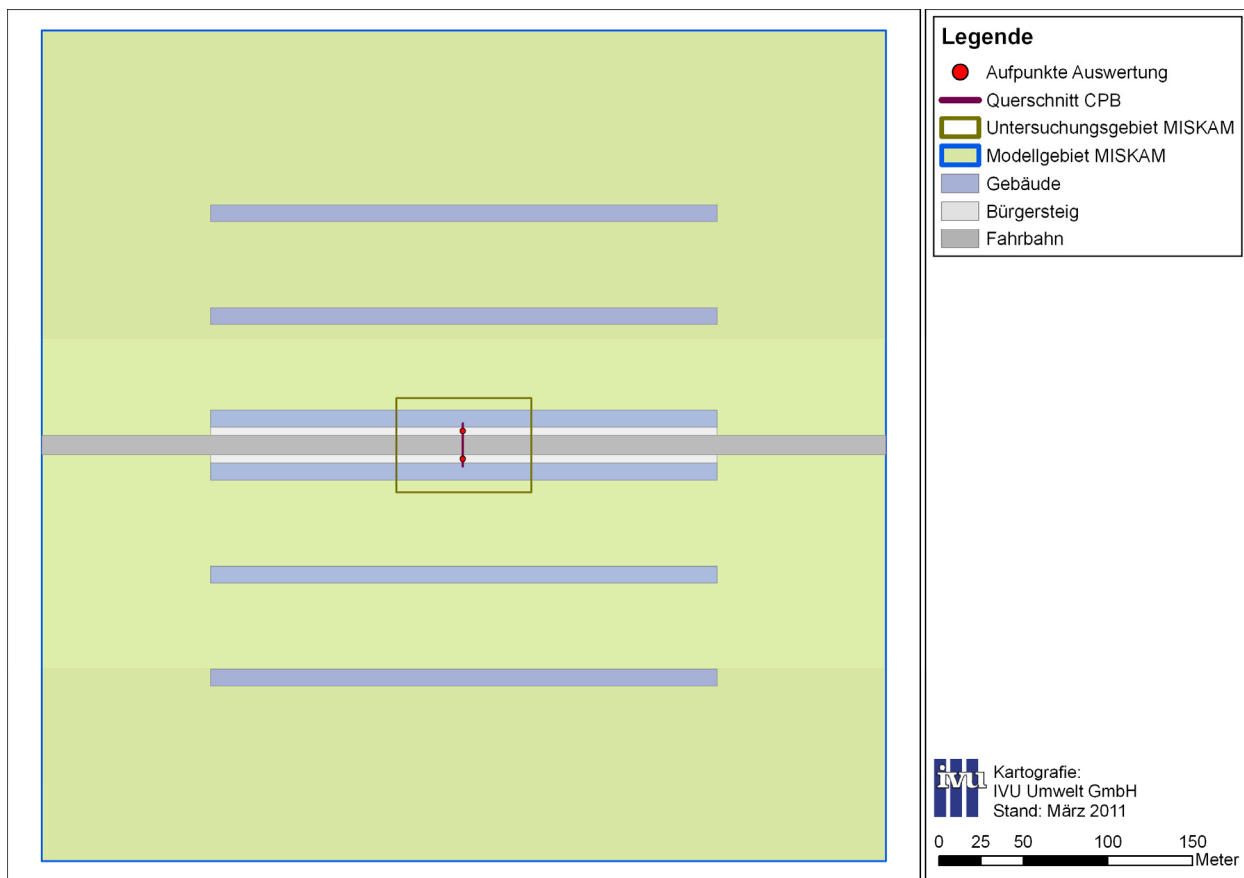


Abbildung 3-1: Modellgebiet, Untersuchungsgebiet und CPB-Querschnitt für die synthetische Straßenschlucht.

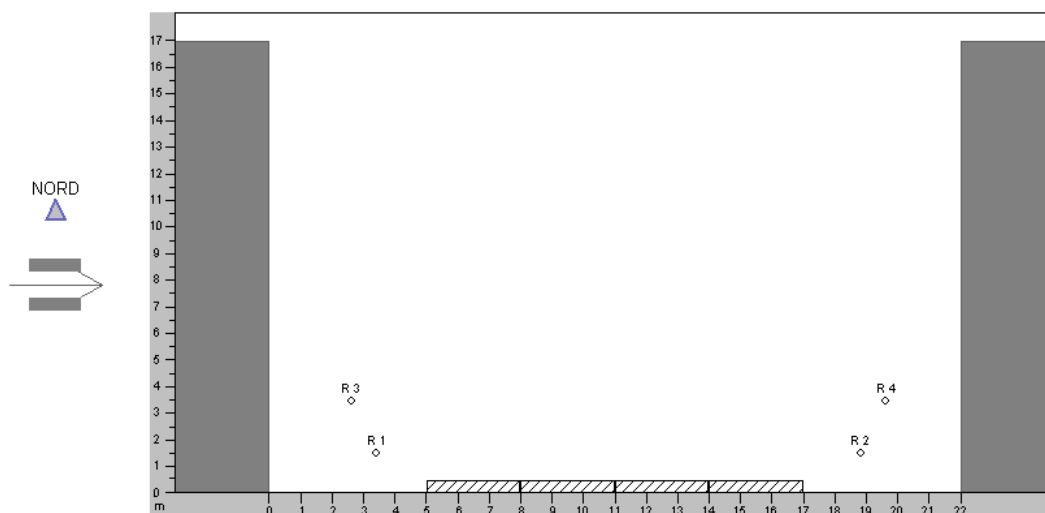


Abbildung 3-2: Geometrie des Querschnitts für Modellkombination 1 für die synthetische Straßenschlucht auf Höhe der Aufpunkte (R1 und R2 zum Vergleich mit IMMIS^{luft} und R3 und R4 zum Vergleich mit MISKAM). Mit Fahrspuren (schraffiert) und Randbebauung (grau). Blickrichtung Ost.

3.3.1.2 Meteorologische Daten

Für den Basisfall wurde eine synthetische stündliche Zeitreihe der Windgeschwindigkeit, der Windrichtung und der Ausbreitungsklasse verwendet. Diese Zeitreihe basiert grundsätzlich auf der stündlichen Zeitreihe der Messstation Grunewald für das Jahr 2008 aus dem Berliner Luftgütemessnetz BLUME. In der Zeitreihe wurden die gemessenen Windrichtungen durch eine synthetische Zeitreihe ersetzt, in der die 36 Windrichtungsklassen (von 10° bis 360° in 10°-Schritten) in zufälliger Reihenfolge, aber jeweils in gleicher Häufigkeit auftreten. Das Ergebnis sind bezüglich der Windrichtung gleichverteilte meteorologische Daten. Abbildung 3-3 zeigt die entsprechende windrichtungsabhängige Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen. Die zugehörige Windgeschwindigkeitsverteilung ist in Abbildung 3-4 dargestellt. Sie wird durch die Änderung der Windrichtungsverteilung nicht beeinflusst. Die mittlere Windgeschwindigkeit der Zeitreihe beträgt 2.6 m/s.

Diese Zeitreihe wurde für die Berechnungen mit Modellkombination 1 verwendet. Für die Berechnungen mit Modellkombination 2 wurde die gleichverteilte meteorologische Zeitreihe in eine Ausbreitungsklassenstatistik (AKS) überführt. Für die Berechnungen mit Modellkombination 3 wurden aus der AKS die für IMMIS^{luft} erforderlichen Kopplungsdaten berechnet.

Für die NO₂-Modellierung nach HERTEL & BERKOWICZ (1989) im Rahmen der Modellkombination 1 wurde zudem eine Temperaturzeitreihe mit einem Jahresmittelwert von 9.2°C eingesetzt sowie eine daraus von IMMIS^{cpb} intern generierte Zeitreihe der Globalstrahlung.

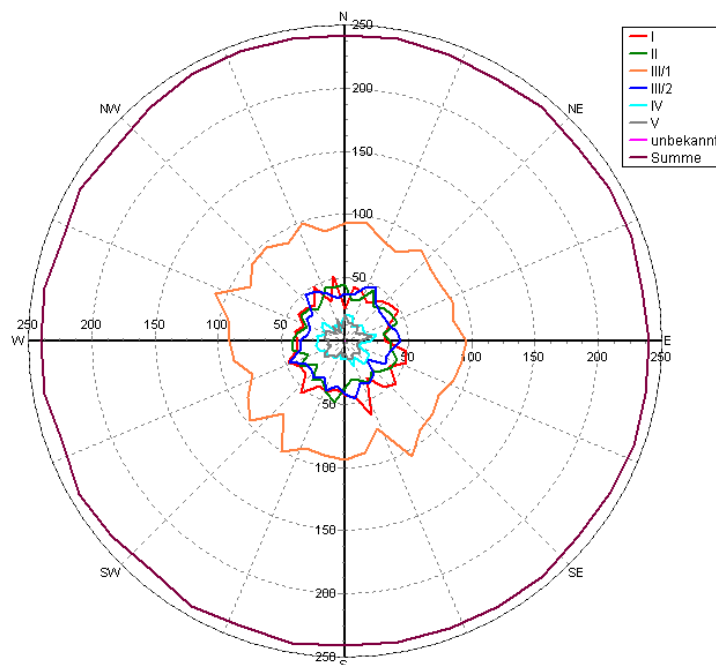


Abbildung 3-3: Windrichtungsabhängige Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen für die gleichverteilte meteorologische Zeitreihe

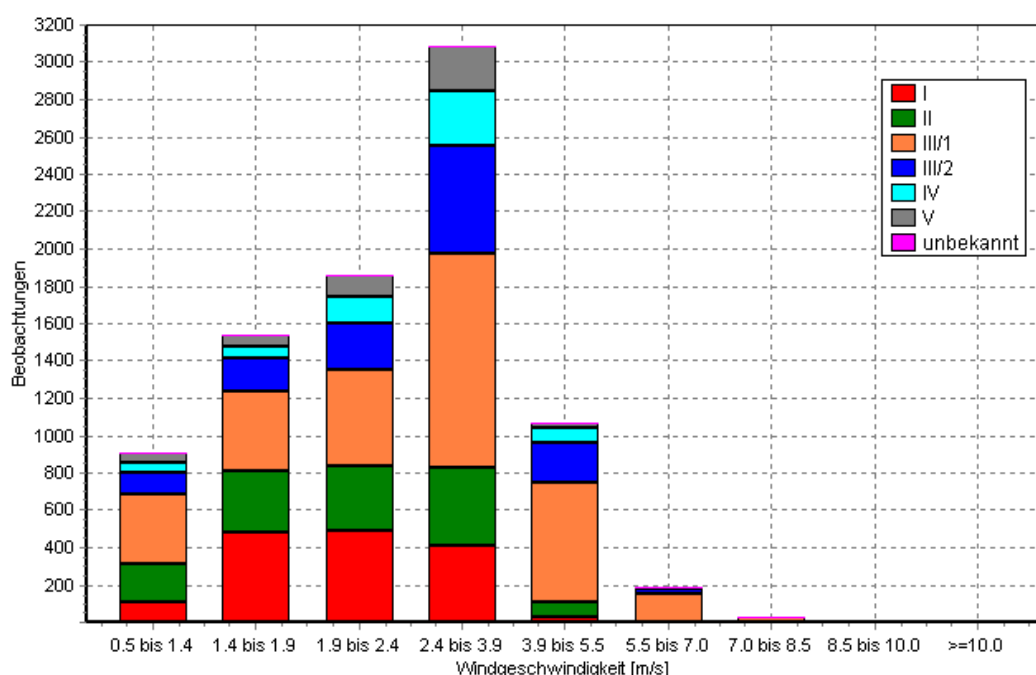


Abbildung 3-4: Verteilung der Windgeschwindigkeiten, differenziert nach Ausbreitungsklassen, für die gleichverteilte meteorologische Zeitreihe

3.3.1.3 Emissionen

Die Emissionen des Kfz-Verkehrs wurden mit dem Emissionsmodell IMMIS^{em} (siehe Kapitel 3.2.1) berechnet. Dabei wurde für die Modellkombination 1 stündliche Verkehrsdaten aus Standardganglinien von IMMIS^{cpb} angewendet. Als Verkehrsstärke wurde ein DTV von 20'000 Kfz/Tag mit einer Aufteilung in 4 % sNfz, 7 % INfz und jeweils 1 % Linienbusse, Reisebusse und Kräder angesetzt. Das Bezugsjahr der Emissionsfaktoren und Flottezusammensetzung ist 2008. Die Verkehrssituation wurde auf Agglomeration/HVS/50 gesetzt.

Für die Modellkombination 2 wurden die über ein Jahr gemittelten Emissionen angesetzt, die in Tabelle 3-1 dargestellt sind. Zusätzlich sind die mit dem Screeningmodell (Modellkombination 3) auf Jahresmittelwertbasis berechneten Werte eingetragen.

Tabelle 3-1: Jahresmittelwerte der NO_x und NO₂-Emissionen

	NO _x in g/(m*d)	NO ₂ in g/(m*d)	NO ₂ -Anteil an NO _x
Jahresmittelwerte für Modellkombination 1 und 2	18.504	2.712	14.7 %
Jahresmittelwerte für die Modellkombination 3	18.546	2.816	15.2 %

3.3.1.4 Vorbelastung

Wie in Kapitel 2.2.1 ausgeführt, muss zur Ermittlung der Gesamtbelastung die mit den Ausbreitungsmodellen aus den Kfz-Emissionen berechnete Zusatzbelastung um die Vorbelastung ergänzt werden. Für den Hotspot „synthetische Straßenschlucht“ wurden die stündlichen Messdaten des Jahres 2008 der städtischen Hintergrundstation Nansenstraße in Neukölln aus dem BLUME-Messnetz als Vorbelastungsdaten verwendet. Es wird davon ausgegangen, dass diese Messdaten die Summe aus urbanem und regionalem Hintergrund gemäß Abbildung 2-5 darstellen.

Zur Berechnung der NO_x-Gesamtbelastung wird die NO_x-Vorbelastung benötigt. Für die Berechnung der NO₂-Gesamtbelastung nach HERTEL & BERKOWICZ (1989) in Modellkombination 1 und nach DÜRING & BÄCHLIN (2009) in Modellkombination 2 und 3 ist sowohl die NO₂- als auch die O₃-Vorbelastung erforderlich. Tabelle 3-2 zeigt die Jahresmittelwerte der drei Stoffe an der städtischen Hintergrundstation Nansenstraße für das Jahr 2008.

Tabelle 3-2: Jahresmittelwerte 2008 der stündlichen Zeitreihen für NO_x, NO₂ und O₃ an der städtischen Hintergrundstation Nansenstraße

	NO _x [µg/m³]	NO ₂ [µg/m³]	O ₃ [µg/m³]
Jahresmittelwert	37.1	27.3	41.8

3.3.2 Modellergebnisse

Abbildung 3-5 zeigt für den Basisfall die Verteilung des mit MISKAM berechneten Jahresmittelwerts der NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet. Betrachtet werden die Modellergebnisse der Modellschicht 3.0 m – 4.0 m Höhe über Grund, die die Höhe der Aufpunkte für die Auswertung (3.5 m Höhe über Grund) beinhaltet. Die höchsten Werte der NO_x-Zusatzbelastung ergeben sich über der Fahrbahn, mithin über der Emissionsquelle. Zu den Bürgersteigen fällt die Konzentration etwas ab. Die Verteilung der NO_x-Zusatzbelastung ist aufgrund der verwendeten meteorologischen Daten mit gleichverteilten Windrichtungen und originalverteilten Windgeschwindigkeiten fast, aber nicht ganz symmetrisch zur Fahrbahnachse. In Abbildung 3-6 ist die Verteilung der NO_x-Zusatzbelastung für den Querschnitt der Straßenschlucht, in dem die Aufpunkte liegen, mit Blick Richtung Osten dargestellt.

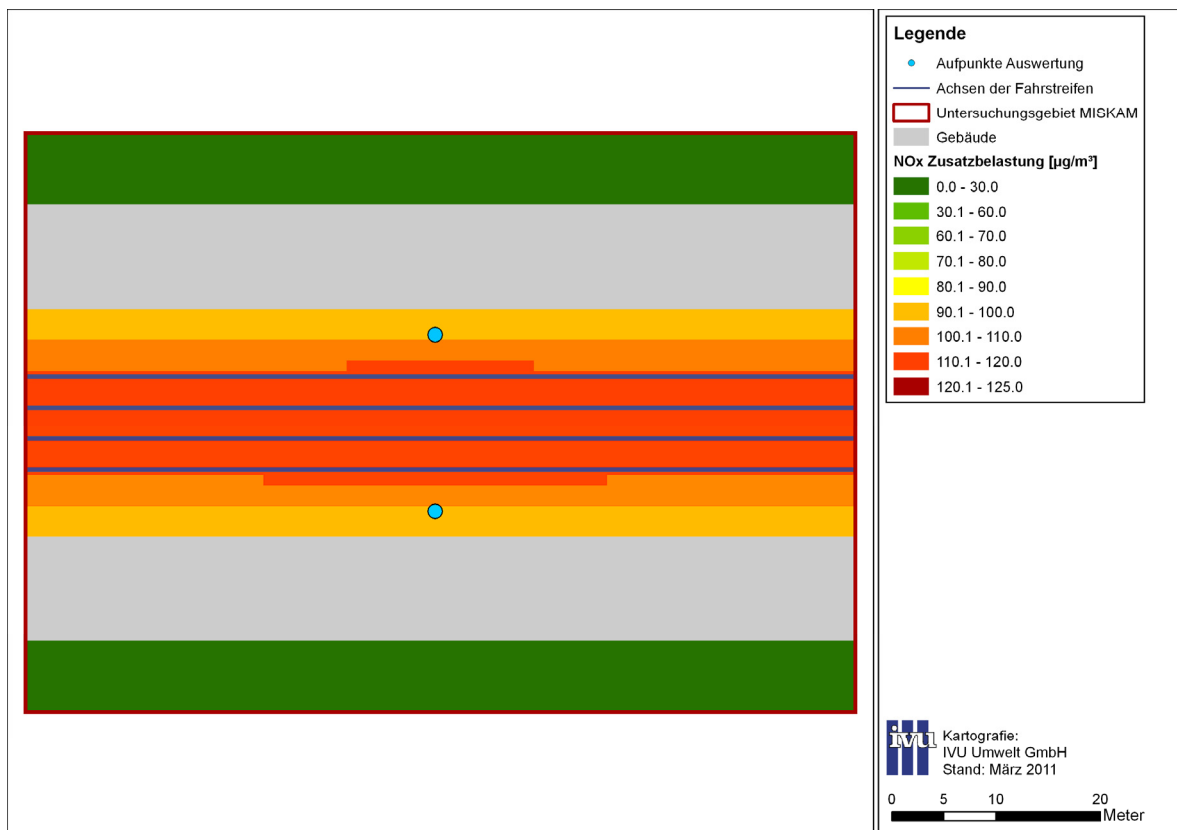


Abbildung 3-5: MISKAM-Jahresmittelwert der NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet, 3 m-4 m über Grund, Basisfall

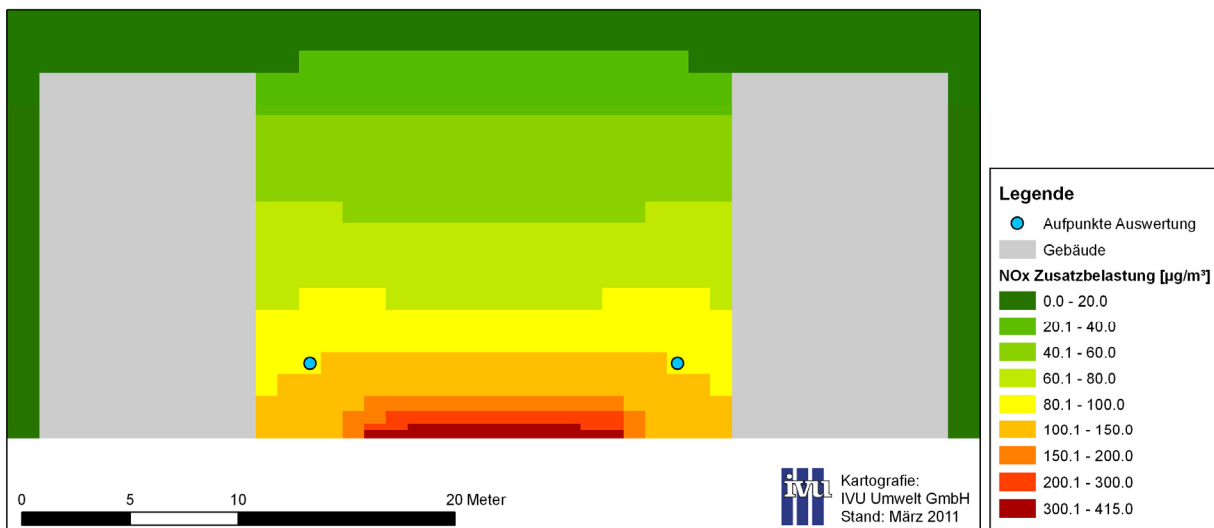


Abbildung 3-6: MISKAM-Jahresmittelwert der NO_x-Zusatzbelastung im Querschnitt der Aufpunkte, Blickrichtung Ost, Basisfall

Die Ergebnisse der Modellketten 1 bis 3 für NO_x-Zusatz- und Gesamtbelastung sowie NO₂-Gesamtbelastung an den Aufpunkten sind in Tabelle 3-3 aufgeführt. Mit Modellkette 2 wurden zusätzlich zur Basisvariante mit MISKAM 5.02, welches standardmäßig auch in den weiteren Berechnungen eingesetzt wurde, Berechnungen mit MISKAM 6.0 durchgeführt (siehe folgendes Kapitel 3.3.3). Die Ergebnisse der dort beschriebenen

Variante C sind in Tabelle 3-3 ebenfalls dargestellt, und zwar als Modellkette 2*. Bei der Modellkette 1* wurde die Lage der Aufpunkte in CPB auf die in IMMIS^{luft} fest vorgegebenen Positionen verändert.

Im unteren Teil der Tabelle 3-3 sind die relativen Differenzen der Ergebnisse von Modellkette 1 zu Modellkette 2 und Modellkette 2* sowie von Modellkette 1* zu Modellkette 3 aufgeführt.

Die maximalen Unterschiede in der NO_x-Zusatzbelastung betragen 33 % zwischen Modellkette 1 und Modellkette 2. Für die NO_x-Gesamtbelastung reduziert sich das Maximum auf 25 %, und es ist noch einmal geringer beim Jahresmittelwert von NO₂ mit 22 %.

Die Anwendung von MISKAM 6.0 anstatt der standardmäßig verwendeten MISKAM-Version 5.02 bringt die Detailmodelle deutlich dichter zusammen, mit einer maximalen relativen Differenz der NO_x-Zusatzbelastung von 16 % bezogen auf die Modellkette 2*.

Mit Ausnahme der Modellkette 2 mit der MISKAM-Version 5.02 berechnet das Screeningverfahren in der Modellkette 3 die höchsten Konzentrationen, was den Erwartungen an ein Screeningverfahren entspricht.

Tabelle 3-3: Ergebnisse der Modellketten 1 bis 3 sowie relative Differenzen zwischen den Modellketten, Basisfall

	NO _x -Zusatzbelastung		NO _x -Gesamtbelastung		NO ₂ -Gesamtbelastung	
	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd
Jahresmittelwerte [µg/m³]						
Modellkette 1	66.0	65.1	103.1	102.2	44.2	44.0
Modellkette 2	98.5	98.7	135.6	135.8	56.5	56.5
Modellkette 2*	77.3	77.4	114.4	114.5	50.9	51.0
Modellkette 1*	80.9	79.8	118.1	116.9	50.4	50.2
Modellkette 3	91.6	90.9	128.7	128.0	55.1	54.9
relative Differenzen [%]						
Modellk. 1 zu Modellk. 2	-33.1	-34.1	-24.0	-24.8	-21.8	-22.1
Modellk. 1 zu Modellk. 2*	-14.6	-15.9	-9.9	-10.7	-13.2	-13.7
Modellk. 1 zu Modellk. 3	-27.9	-28.4	-19.9	-20.2	-19.8	-19.9
Modellk. 1* zu Modellk. 3	-11.7	-12.2	-8.3	-8.6	-8.5	-8.6

3.3.3 Variationen MISKAM

Wie aus Tabelle 3-3 ersichtlich, sind die Unterschiede zwischen den Modellergebnissen der beiden Modellketten 1 und 2 recht hoch und lassen sich sicher nicht allein durch die unterschiedlichen Ansätze in der zeitlichen Auflösung erklären. Daher wurden die Berechnungen für den Basisfall mit Modellkette 2 wiederholt, wobei die standardmäßig verwendete MISKAM-Version 5.02 durch die neue Version MISKAM 6.0 ersetzt wurde.

MISKAM 6.0 bietet die Möglichkeit, bei der Berechnung der Windfelder Turbulenz- und Impulsadvektion mit einem Diskretisierungsverfahren zweiter Ordnung zu behandeln (LOHMEYER, 2010). In MISKAM 5.02 werden Turbulenz und Impuls mit einem Verfahren erster Ordnung diskretisiert.

Ein weiterer Unterschied zwischen den beiden MISKAM-Versionen liegt in der Rauigkeitslänge z_0 , die für Gebäudedächer angesetzt wird. Während die Rauigkeitslänge des Dachs in MISKAM 5.02 gleich der Rauigkeitslänge des Erdbodens gesetzt wird, wird sie in MISKAM 6.0 gleich der Rauigkeitslänge der Gebäudewände gesetzt (EICHORN, 2011). Diese unterscheiden sich im hier berechneten Fall um einen Faktor 10 ($z_{0,\text{Erdboden}} = 10 \text{ cm}$, $z_{0,\text{Wand}} = 1 \text{ cm}$). Es ist daher zu erwarten, dass dieser Unterschied ebenfalls das Strömungsregime in der Straßenschlucht beeinflusst.

Um die Einflüsse von Diskretisierungsverfahren und Dachrauigkeit zu separieren, wurde die Modellkette 2 mit MISKAM 6.0 in zwei Varianten gerechnet, so dass zusammen mit MISKAM 5.02 drei Varianten verglichen werden können:

Tabelle 3-4: MISKAM-Varianten in Modellkette 2

Variante	MISKAM Version	Diskretisierungsverfahren	$z_{0,\text{Dach}}$
A	5.02	Turbulenz+Impuls 1. Ordnung	10 cm
B	6.0	Turbulenz+Impuls 1. Ordnung	1 cm
C	6.0	Turbulenz+Impuls 2. Ordnung	1 cm

Modellkette 2 mit Variante C entspricht dabei der bereits im vorangegangenen Kapitel 3.3.2 eingeführten Modellkette 2*.

Abbildung 3-7 zeigt die Verteilung der mit Variante B modellierte NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet sowie ihre relative Differenz bezogen auf die Ergebnisse der Variante A in Abbildung 3-5. Demnach wird die NO_x-Zusatzbelastung in der betrachteten Modellschicht 3 m – 4 m Höhe über Grund mit Variante B etwa 10 % - 20 % niedriger berechnet als mit Variante A. Grund dafür ist, dass die höhere Rauigkeitslänge der Gebäudedächer in Variante A u. a. zu niedrigeren Windgeschwindigkeiten in der Straßenschlucht und dadurch zu höheren Schadstoffkonzentrationen führt.

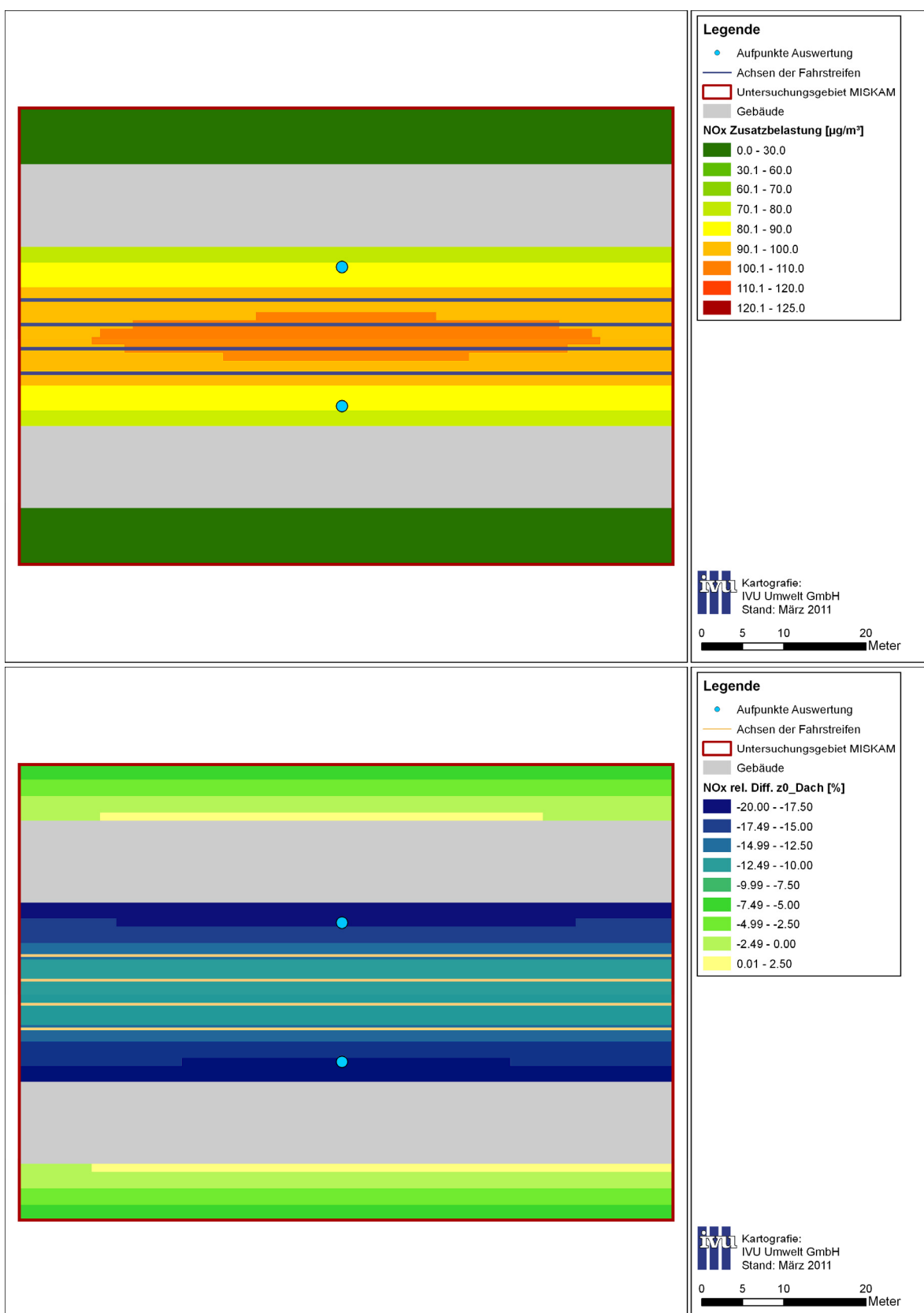


Abbildung 3-7: NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet, 3 m-4 m über Grund, Basisfall, MISKAM-Variante B. Oben: Jahresmittelwert. Unten: Relative Differenz zu MISKAM-Variante A.

Abbildung 3-8 zeigt die entsprechenden Verteilungen von NO_x-Zusatzbelastung für Variante B und relativen Differenzen zu Variante A für den Querschnitt in der Straßenschlucht, in dem die Aufpunkte liegen. Für die gewählte Straßenraumgeometrie sind die stärksten relativen Abnahmen gegenüber Variante A am Boden der Straßenschlucht und in Traufhöhe zu verzeichnen, gefolgt von den Bereichen seitlich in Fassadennähe. Im Kernbereich der Straßenschlucht ergeben sich die geringsten relativen Abnahmen. Oberhalb der Straßenschlucht steigen die Konzentrationen gegenüber Variante A an. An den Aufpunkten betragen die relativen Differenzen -17.5 %.

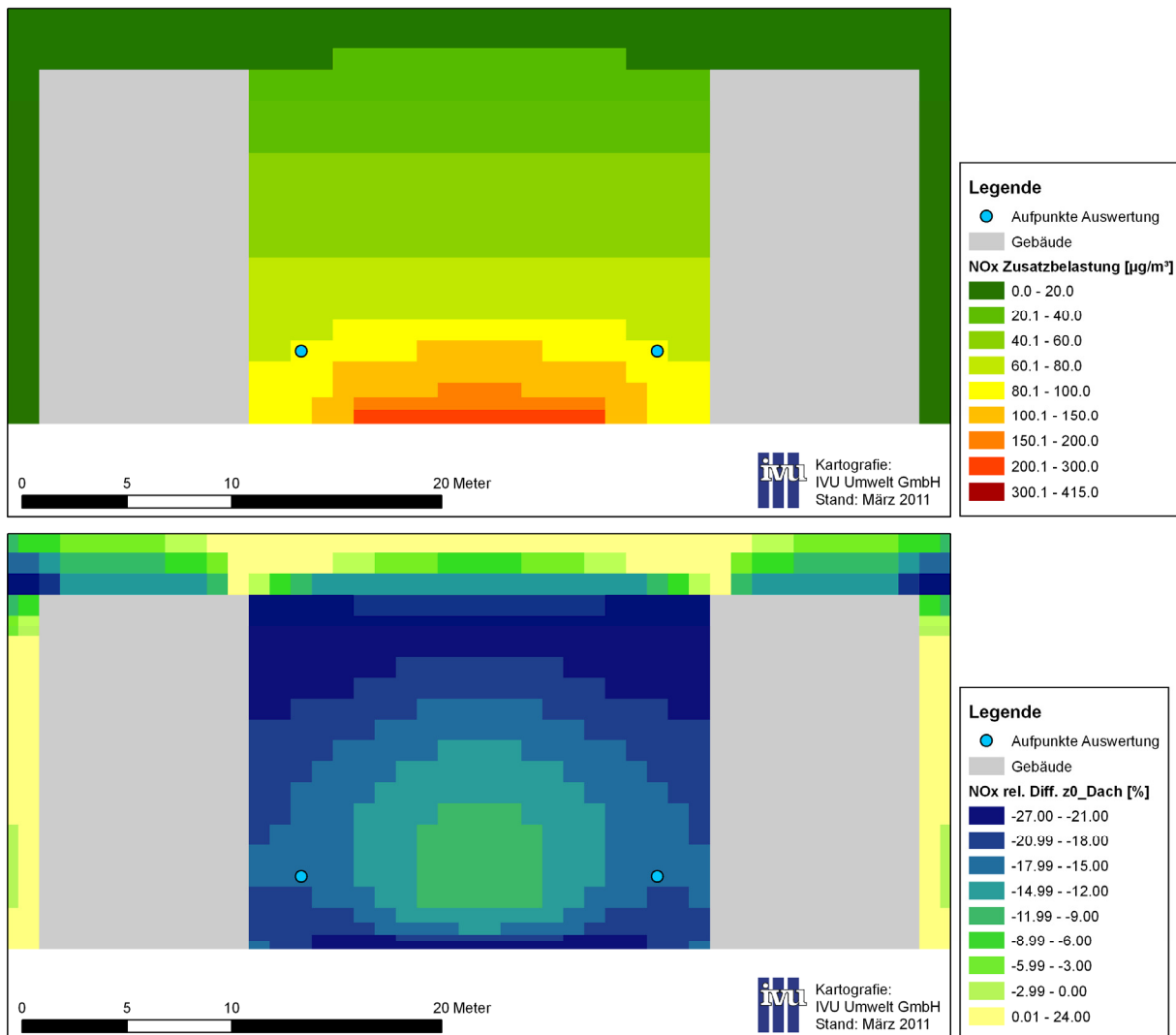


Abbildung 3-8: NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet im Querschnitt der Aufpunkte, Blickrichtung Ost, Basisfall, MISKAM-Variante B. Oben: Jahresmittelwert. Unten: Relative Differenz zu MISKAM-Variante A.

Abbildung 3-9 zeigt die Verteilung der mit Variante C modellierte NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet sowie ihre relative Differenz bezogen auf die Ergebnisse der Variante B in Abbildung 3-7. Die höhere Ordnung des Diskretisierungsverfahrens für Turbulenz und Impuls bewirkt demnach eine weitere Reduktion der berechneten Konzentrationen in der Straßenschlucht (EICHORN, 2010), allerdings auf deutlich niedrigerem Niveau. Die NO_x-Zusatzbelastung wird mit Variante C in der betrachteten Modellschicht 3 m – 4 m Höhe über Grund etwa 3.5 % - 5 % niedriger modelliert als mit Variante B.

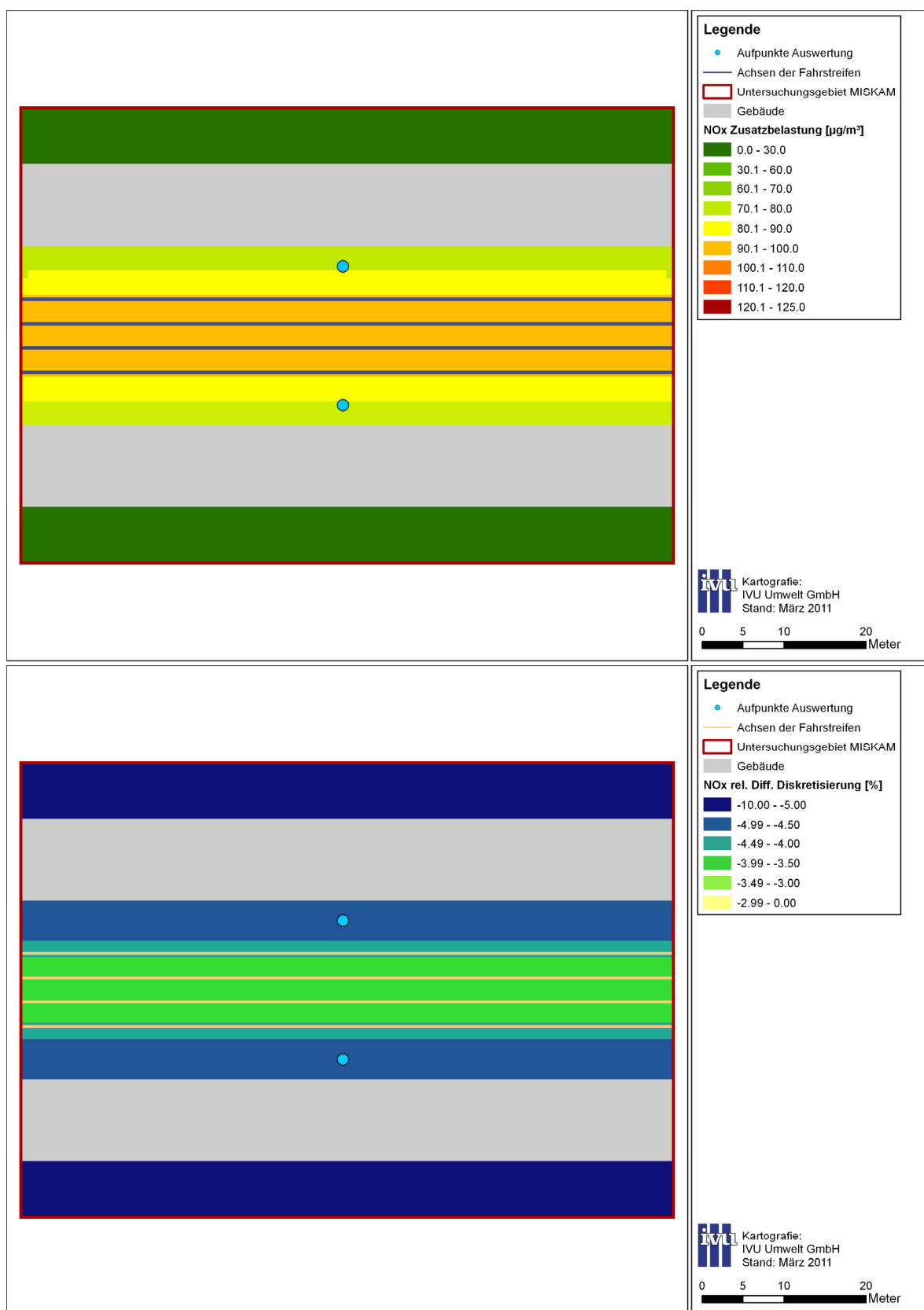


Abbildung 3-9: NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet, Level 3 m-4 m über Grund, Basisfall, MISKAM-Variante C. Oben: Jahresmittelwert. Unten: Relative Differenz zu MISKAM-Variante B.

Abbildung 3-10 zeigt die entsprechenden Verteilungen von NO_x-Zusatzbelastung für Variante C und relativen Differenzen zu Variante B für den Querschnitt in der Straßenschlucht, in dem die Aufpunkte liegen. Für die gewählte Straßenraumgeometrie sind die stärksten relativen Abnahmen gegenüber Variante B innerhalb der Straßenschlucht seitlich am Boden der Straßenschlucht zu verzeichnen, gefolgt von den Bereichen über der Fahrbahn am Boden und seitlich in Fassadennähe. Im Kernbereich der Straßenschlucht sowie in Traufhöhe ergeben sich die geringsten relativen Abnahmen. Oberhalb der Gebäude steigen die Konzentrationen gegenüber Variante B an. An den Aufpunkten betragen die relativen Differenzen knapp -5 %.

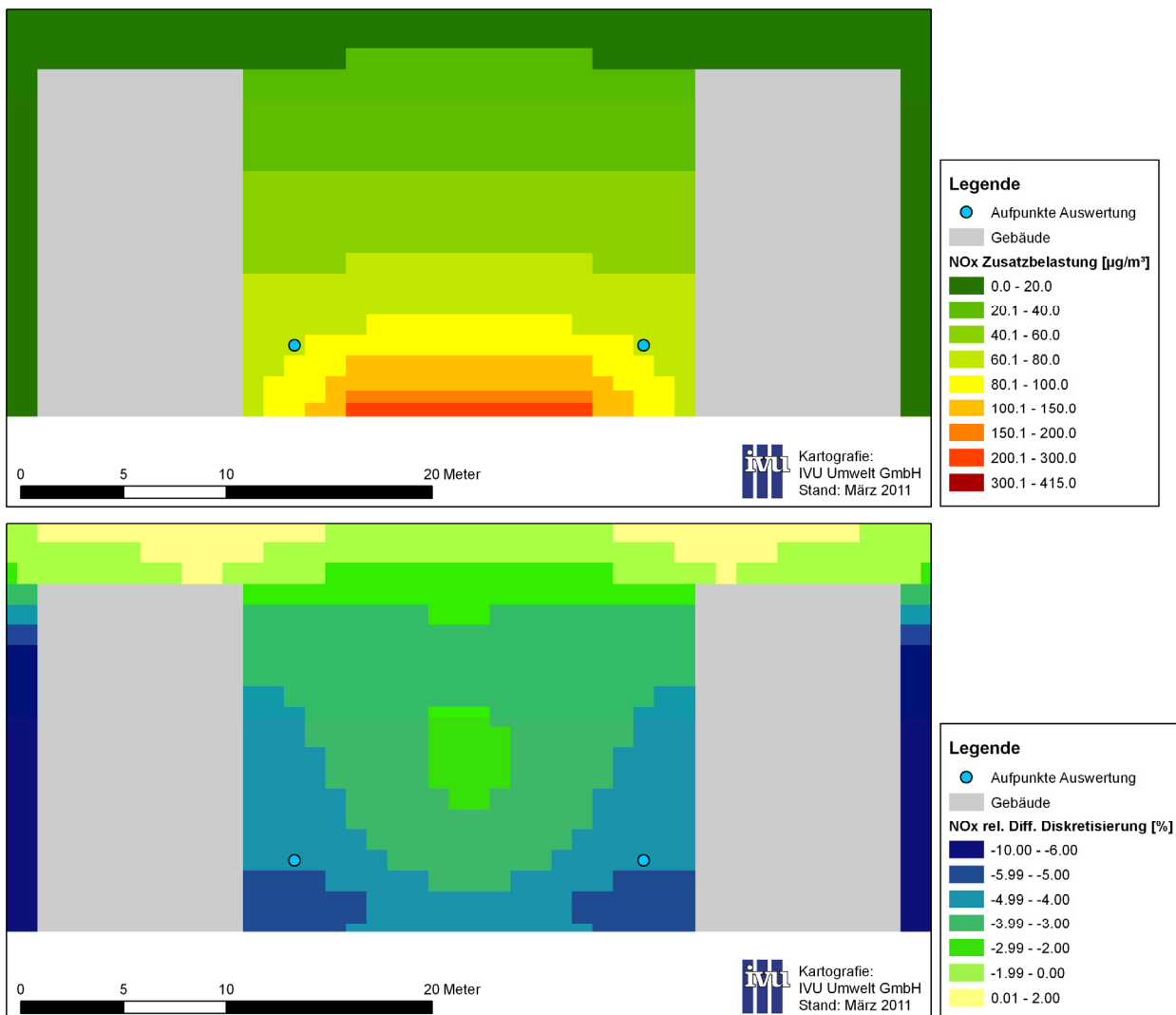


Abbildung 3-10: NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet im Querschnitt der Aufpunkte, Blickrichtung Ost, Basisfall, Variante MISKAM-C. Oben: Jahresmittelwert. Unten: Relative Differenz zu Variante MISKAM-B.

Tabelle 3-5 zeigt die Ergebnisse der drei Varianten der Modellkette 2 für die NO_x-Zusatz- und Gesamtbelastung und die NO₂-Gesamtbelastung an den Aufpunkten sowie die zugehörigen relativen Differenzen. Zudem werden die Werte mit den Ergebnissen der Modellkette 1 verglichen. Demnach wird in Modellkette 2 die NO_x-Gesamtbelastung bei geringerer Rauigkeitslänge der Gebäudedächer um rund 13 %, die NO₂-Gesamt-

belastung um rund 8 % niedriger modelliert. Die Erhöhung der Ordnung des Diskretisierungsverfahrens bewirkt eine weitere Reduktion um knapp 3.5 % bzw. rund 2 %.

Entsprechend ändern sich die Verhältnisse zu den Ergebnissen der Modellkette 1. Im Vergleich zur Variante C der Modellkette 2 berechnet die Modellkette 1 die NO_x-Zusatzbelastung nur noch um rund 15 %, die NO_x-Gesamtbelastung um rund 10 % und die NO₂-Gesamtbelastung um knapp 14 % niedriger.

Tabelle 3-5: Jahresmittelwert-Ergebnisse der Modellkette 2 in den MISKAM-Varianten A bis C und der Modellkette 1 an den Aufpunkten sowie relative Differenzen, Basisfall

	NO _x -Zusatzbelastung		NO _x -Gesamtbelastung		NO ₂ -Gesamtbelastung	
	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd
Modellkette 2 Variante A JMW [µg/m³]	98.5	98.7	135.6	135.8	56.5	56.5
Modellkette 2 Variante B JMW [µg/m³]	81.2	81.4	118.3	118.5	52.0	52.1
Modellkette 2 Variante C* JMW [µg/m³]	77.3	77.4	114.4	114.5	50.9	51.0
rel. Differenz Variante B – A [%]	-17.6	-17.5	-12.8	-12.7	-7.9	-7.9
rel. Differenz Variante C – B [%]	-4.9	-4.9	-3.3	-3.4	-2.0	-2.1
Modellkette 1 JMW [µg/m³]	66.0	65.1	103.1	102.2	44.2	44.0
rel. Differenz zu Variante A [%]	-33.1	-34.1	-24.0	-24.8	-21.8	-22.1
rel. Differenz zu Variante B [%]	-18.8	-20.1	-12.9	-13.8	-15.0	-15.5
rel. Differenz zu Variante C [%]	-14.6	-15.9	-9.9	-10.8	-13.3	-13.7

3.4 Variation der Eingangsdaten

3.4.1 Meteorologische Daten

3.4.1.1 Beschreibung

Als meteorologische Eingangsdaten wurden die Originaldaten der in Kapitel 3.3.1.2 beschriebenen stündlichen Zeitreihe der Messstation Grunewald für das Jahr 2008 aus dem Berliner Luftgütemessnetz BLUME verwendet. Die Variation gegenüber dem Basisfall liegt demnach ausschließlich in der Windrichtungsverteilung. Abbildung 3-11 stellt

die windrichtungsabhängige Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen dar. Die zugehörige Windgeschwindigkeitsverteilung entspricht derjenigen in Abbildung 3-4. Sie wird durch die Änderung der Windrichtungsverteilung nicht beeinflusst. Die mittlere Windgeschwindigkeit an der Messstation Grunewald für das Jahr 2008 betrug 2.6 m/s. Es dominierten westsüdwestliche und südsüdöstliche Windrichtungen.

Diese Zeitreihe wurde für die Berechnungen mit Modellkombination 1 verwendet. Für die Berechnungen mit Modellkombination 2 wurde die reale meteorologische Zeitreihe in eine Ausbreitungsklassenstatistik (AKS) überführt.

Die Zeitreihen für Temperatur und Globalstrahlung aus Kapitel 3.3.1.2 zur Berechnung der NO₂-Gesamtbelastung nach HERTEL & BERKOWICZ (1989) für Modellkombination 1 wurden beibehalten.

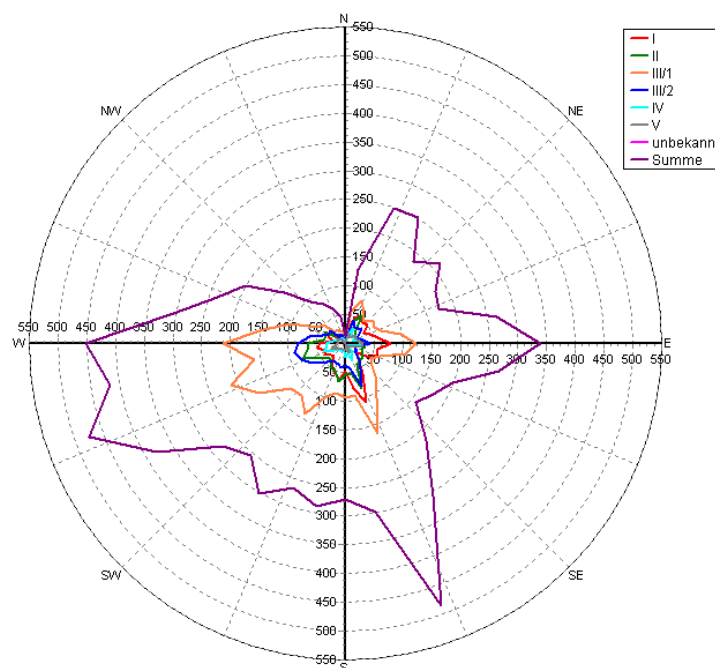


Abbildung 3-11: Windrichtungsabhängige Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen für die meteorologische Zeitreihe 2008 der Windmessstation Grunewald

3.4.1.2 Modellergebnisse

Abbildung 3-12 zeigt die Verteilung des mit MISKAM auf Basis der in Kapitel 3.4.1.1 beschriebenen meteorologischen Daten berechneten Jahresmittelwerts der NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet. Betrachtet werden die Modellergebnisse der Modellschicht 3 m – 4 m Höhe über Grund, die die Höhe der Aufpunkte für die Auswertung (3.5 m Höhe über Grund) beinhaltet. Aufgrund der im Vergleich zum Basisfall verstärkten Anströmung aus südsüdöstlichen Windrichtungen verlagert die Verteilung der NO_x-Zusatzbelastung ihren Schwerpunkt in den südlichen Bereich des Straßenraums, während im nördlichen Bereich die Konzentrationswerte abnehmen. Zusätzlich kommt durch die häufigere Anströmung aus westsüdwestlichen Windrichtungen eine Komponente dazu, die die Konzentrationsverteilung längs der Straßenschlucht beeinflusst. In Abbildung 3-12, unten, werden die Veränderungen durch die zugehörigen relativen Differenzen zum Basisfall dargestellt. In Abbildung 3-13 ist zu sehen, dass die Konzentra-

tionen im Vergleich zum Basisfall über die gesamte Höhe der Straßenschlucht auf der südlichen Seite zu- und auf der nördlichen Seite abnehmen.

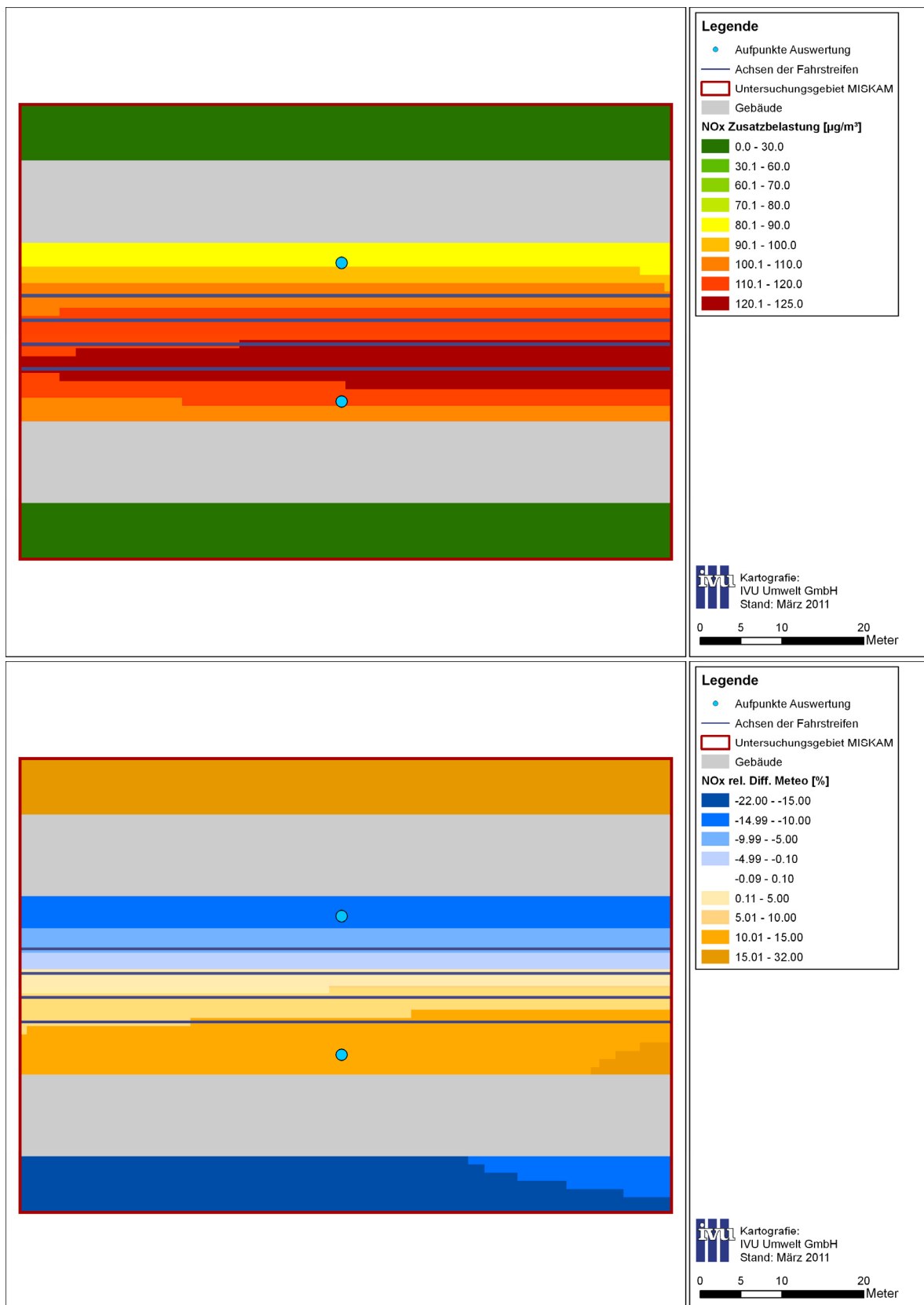


Abbildung 3-12: NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet, 3 m-4 m über Grund, Variation der meteorologischen Daten, Variante A. Oben: Jahresmittelwert. Unten: Relative Differenz zum Basisfall.

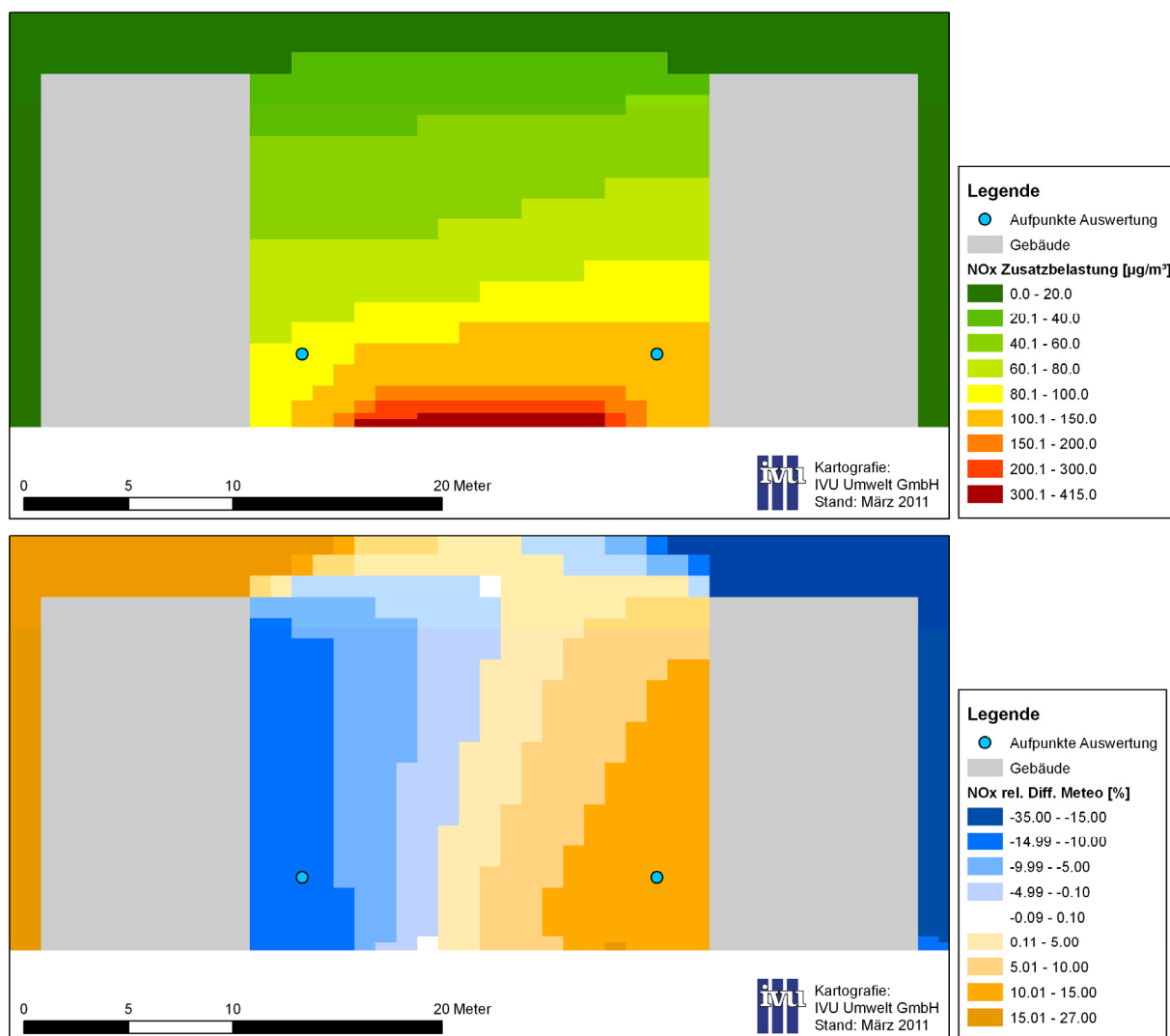


Abbildung 3-13: NO_x-Zusatzbelastung im Querschnitt der Aufpunkte, Blickrichtung Ost, Variation der meteorologischen Daten 2008, Variante A. Oben: Jahresmittelwert. Unten: Relative Differenz zum Basisfall.

In Tabelle 3-6 sind die Ergebnisse der Modellkette 1 für NO_x-Zusatz- und Gesamtbelastung sowie NO₂-Gesamtbelastung an den Aufpunkten zusammen mit den entsprechenden Werten der Modellkette 2 (Variante A) sowie den relativen Differenzen der Ergebnisse von Modellkette 1 zu Modellkette 2 aufgeführt. Aus den Werten wird ebenfalls die Verlagerung der emittierten Schadstoffe in den südlichen Straßenbereich durch die veränderte Windrichtungsverteilung deutlich. Dabei berechnet Modellkette 1 Ab- und Zunahme am Aufpunkt fast gleich hoch, während Modellkette 2 etwas höhere Zunahmen am südlichen Aufpunkt als Abnahmen am nördlichen Aufpunkt modelliert (Tabelle 3-7). Die relativen Differenzen zwischen den Ergebnissen der beiden Modellketten in Tabelle 3-6 sind, da es sich um einen Vergleich mit der Modellkette 2 in der Variante A handelt, aus den bereits in Kapitel 3.3.2 diskutierten Gründen relativ hoch.

Die reine Ausbreitungsmodellierung liefert in den Modellketten 1 und 2 sehr ähnliche relative Änderungen bei Verwendung der realen anstelle der gleichverteilten meteorologischen Daten (s. relative Änderung der NO_x-Zusatzbelastung in Tabelle 3-7). Durch das höhere Niveau der NO_x-Zusatzbelastung in Modellkette 2 unterscheiden sich die

relativen Differenzen der NO_x-Gesamtbelastung der beiden Modellketten etwas stärker. Die im Vergleich der beiden Modellketten deutlich unterschiedlichen relativen Änderungen der NO₂-Gesamtbelastung, die bei Modellkette 2 etwa doppelt so hoch sind wie bei Modellkette 1, werden dann durch die zwei verschiedenen Ansätze der NO₂-Modellierung hervorgerufen (s. Abschnitt 3.5).

Tabelle 3-6: Ergebnisse der Modellketten 1 und 2 an den Aufpunkten sowie relative Differenzen von Modellkette 1 zu 2 bei Variation der meteorologischen Daten 2008

	NO _x -Zusatzbelastung		NO _x -Gesamtbelastung		NO ₂ -Gesamtbelastung	
	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd
Modellkette 1 JMW [µg/m ³]	58.9	71.8	96.0	108.9	42.9	45.2
Modellkette 2 JMW [µg/m ³]	87.0	111.5	124.1	148.6	53.5	59.6
rel. Differenz [%]	-32.3	-35.6	-22.6	-26.7	-19.8	-24.2

Tabelle 3-7: Relative Differenzen Variation der meteorologischen Daten 2008 zu Basisfall an den Aufpunkten

	NO _x -Zusatzbelastung		NO _x -Gesamtbelastung		NO ₂ -Gesamtbelastung	
	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd
Modellkette 1 [%]	-10.8	10.2	-6.9	6.5	-2.8	2.7
Modellkette 2 [%]	-11.7	12.9	-8.5	9.4	-5.2	5.5

Um den Einfluss der veränderten Rauigkeitslänge $z_{0,Dach}$ und der höheren Ordnung der Diskretisierungsverfahren für Turbulenz und Impuls auch unter realen meteorologischen Bedingungen zu untersuchen, wurden die Berechnungen mit Modellkette 2 in den Varianten B und C mit den in Kapitel 3.4.1.1 beschriebenen Daten wiederholt. Abbildung 3-14 zeigt, dass Variante B auch in diesem Fall in der Schicht 3 m – 4 m über Grund eine Minderung der NO_x-Zusatzbelastung um 10 % - 20 % im Straßenraum bewirkt, wobei die stärksten Abnahmen jetzt auf der Südseite der Fahrbahn auftreten. Im Querschnitt (Abbildung 3-15) findet weiterhin eine Verlagerung der emittierten Schadstoffe in den südlichen Bereich der Straßenschlucht statt. Auf dieser Seite ergeben sich auch die höchsten relativen Differenzen zu den Ergebnissen der Variante A, insbesondere im oberen Teil der Straßenschlucht, während sich der Kernbereich mit den geringsten Abnahmen etwas Richtung nördliche Straßenseite verschiebt.

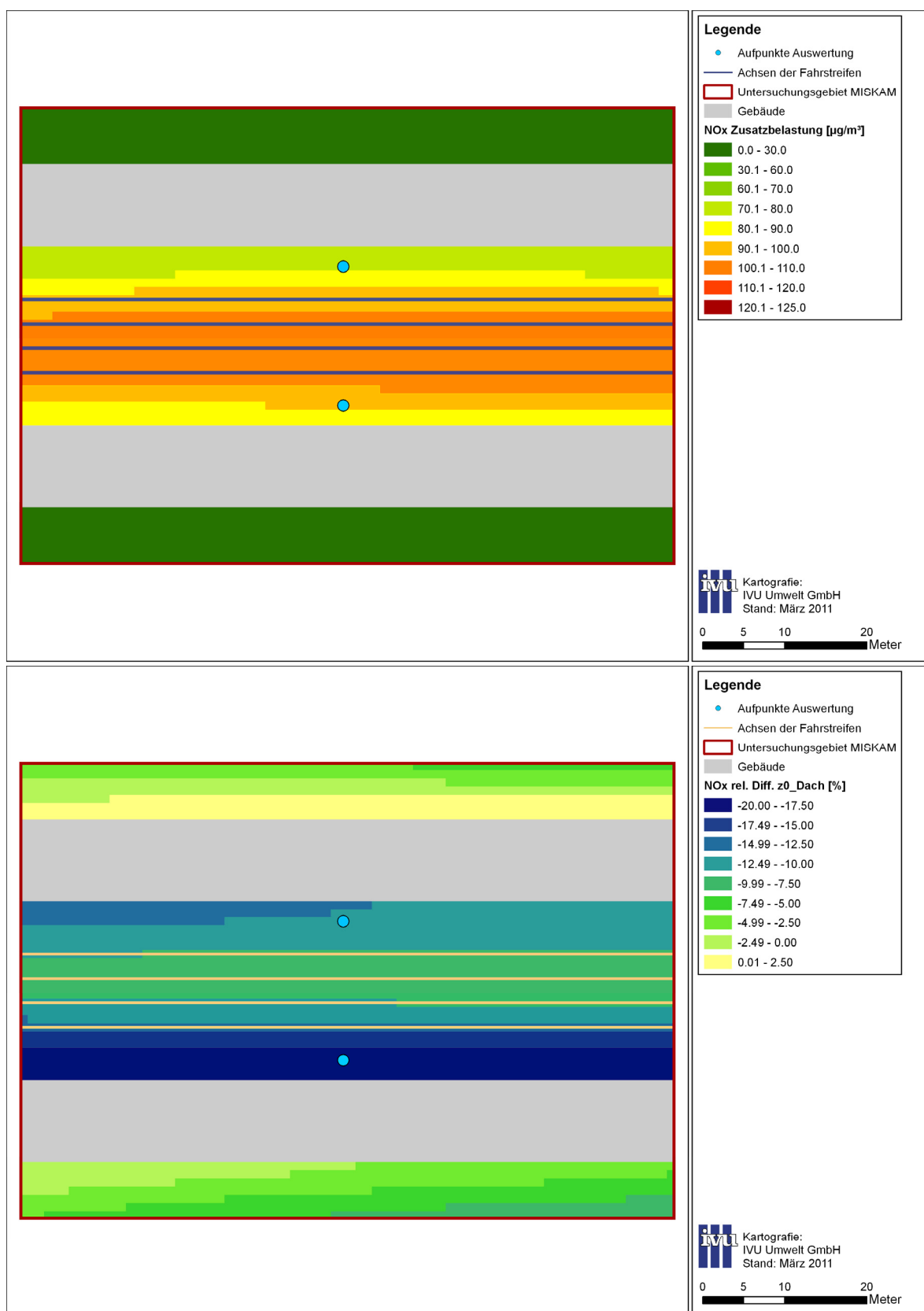


Abbildung 3-14: NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet, 3 m-4 m über Grund, Variation der meteorologischen Daten 2008, Variante B. Oben: Jahresmittelwert. Unten: Relative Differenz zu Variante A.

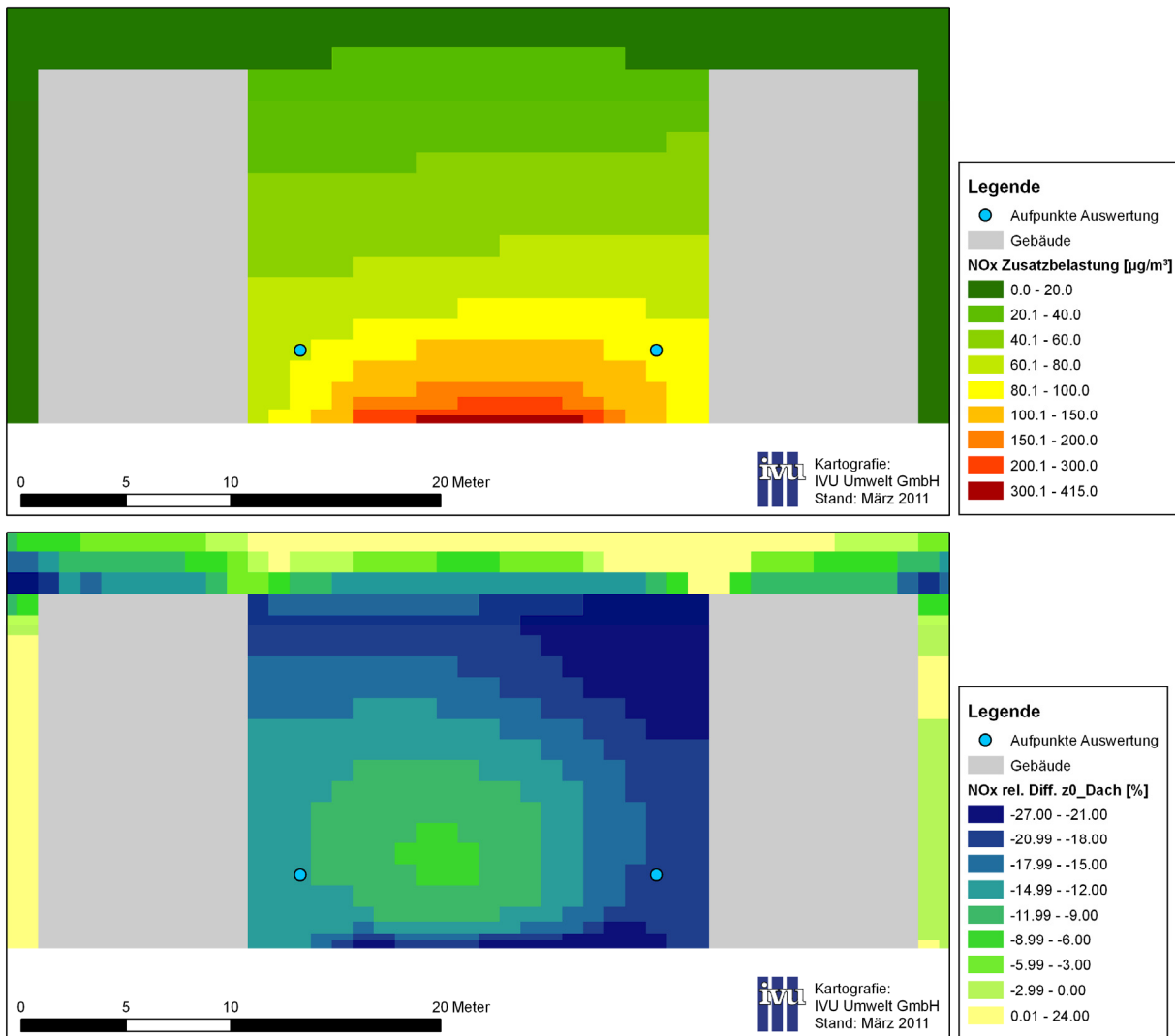


Abbildung 3-15: NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet im Querschnitt der Aufpunkte, Blickrichtung Ost, Variation der meteorologischen Daten 2008, Variante B. Oben: Jahresmittelwert. Unten: Relative Differenz zu Variante A.

Bei Verwendung der Modellkette 2 in Variante C ergibt sich in der Modellschicht 3 m – 4 m über Grund ein ähnliches Bild wie zuvor bei Variante B, wenn auch auf niedrigerem Niveau (Abbildung 3-16). Die stärksten Abnahmen gegenüber Variante B innerhalb der Straßenschlucht finden sich auch hier südlich der Fahrbahn, das Reduktionsniveau liegt bei etwa 3 % bis 6 %.

Im Querschnitt ergeben sich die höchsten relativen Abnahmen in der Größenordnung von rund 6 % im südlichen unteren Bereich der Straßenschlucht. Höhere relative Abnahmen bis rund 5 % sind am Boden und im nördlichen unteren Straßenraumbereich zu sehen. Nach oben hin werden die Abnahmen geringer, und über den Gebäuden steigen die Konzentrationen gegenüber Variante B an.

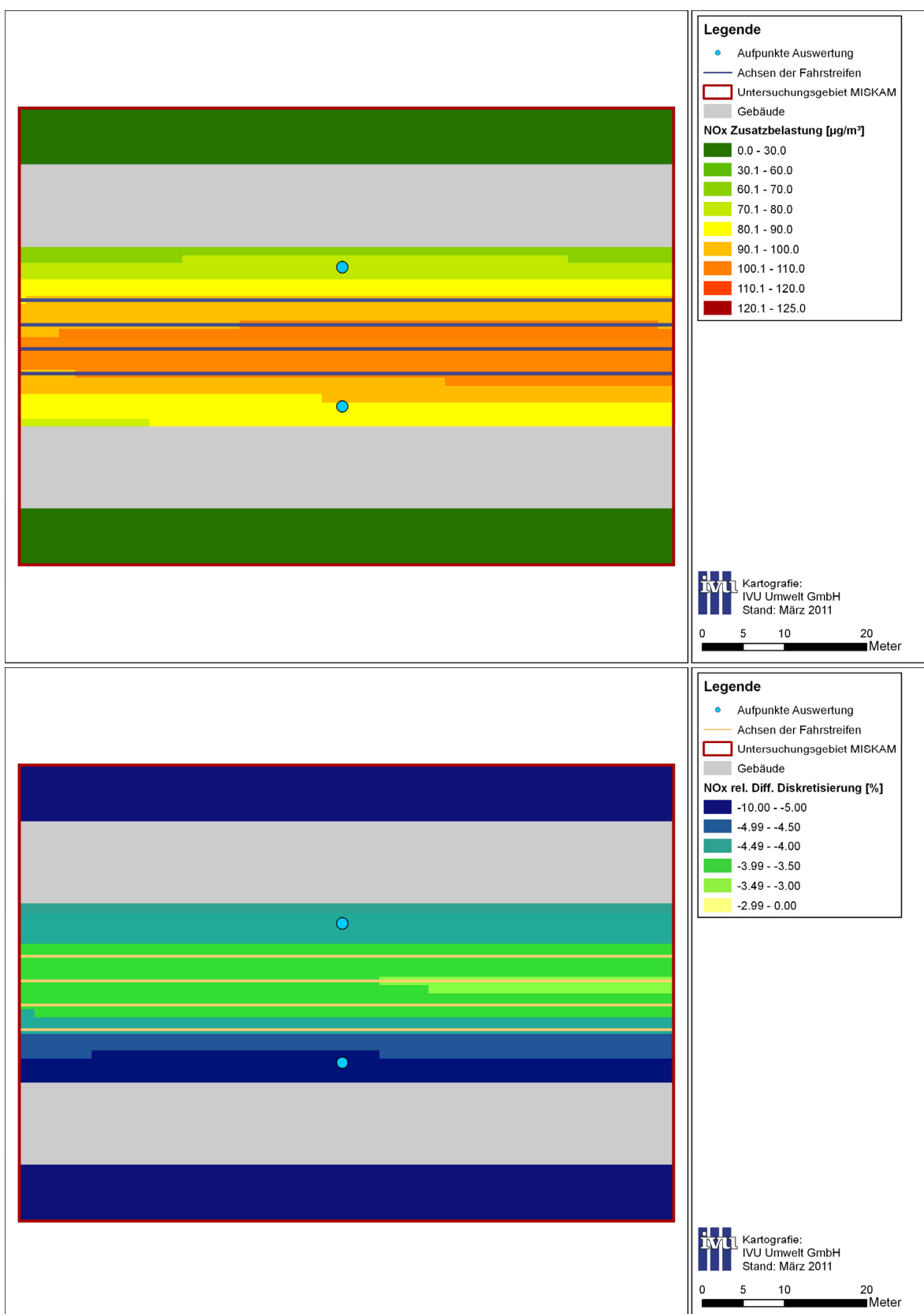


Abbildung 3-16: NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet, 3 m-4 m über Grund, Variation der meteorologischen Daten 2008, Variante C. Oben: Jahresmittelwert. Unten: Relative Differenz zu Variante B.

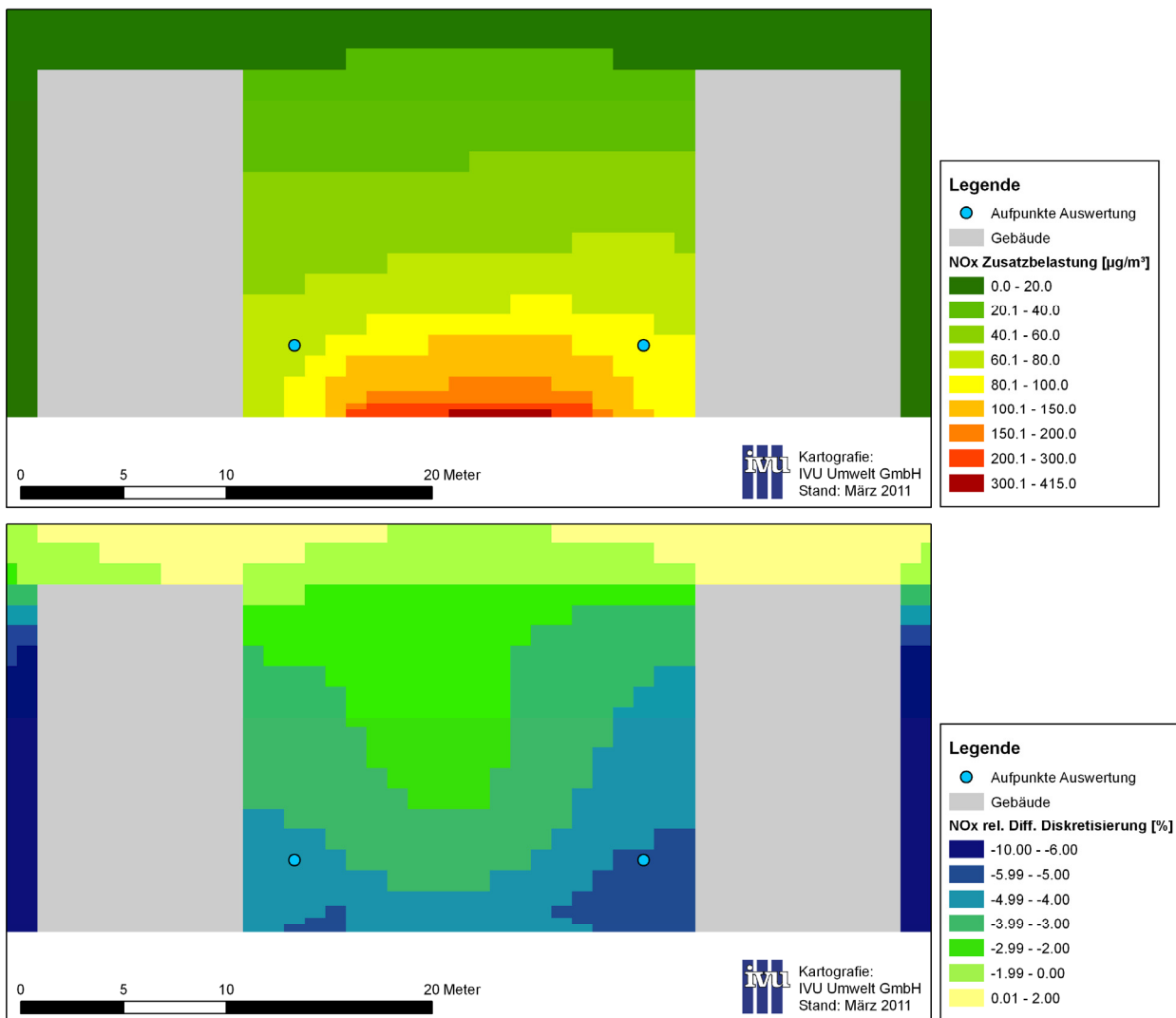


Abbildung 3-17: NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet im Querschnitt der Aufpunkte, Blickrichtung Ost, Variation der meteorologischen Daten 2008, Variante C. Oben: Jahresmittelwert. Unten: Relative Differenz zu Variante B.

In Tabelle 3-8 werden die Ergebnisse der drei Varianten der Modellkette 2 für die NO_x-Zusatz- und Gesamtbelastung und die NO₂-Gesamtbelastung an den Aufpunkten sowie die zugehörigen relativen Differenzen zusammengestellt. Zudem werden die Werte mit den Ergebnissen der Modellkette 1 verglichen. Die Reduktion der Konzentrationen durch die Varianten B und C ist auf der südlichen Straßenseite durch die veränderte Windrichtungsverteilung vor allem für Variante B deutlich stärker als auf der nördlichen Straßenseite. Sie liegt für die NO_x-Gesamtbelastung für Variante B bei knapp 9 % bis rund 14 %, Variante C reduziert um weitere rund 3 %. Die NO₂-Gesamtbelastung wird durch Variante B um rund 5 % bis knapp 9 % gemindert, durch Variante C um weitere rund 2 %.

Entsprechend ändern sich die Verhältnisse zu den Ergebnissen der Modellkette 1. Im Vergleich zur Variante C der Modellkette 2 berechnet die Modellkette 1 die NO_x-Zusatzbelastung nur noch um rund 16 % bis 19 %, die NO_x-Gesamtbelastung um rund 12 % und die NO₂-Gesamtbelastung um knapp 14 % bis rund 15 % niedriger.

Tabelle 3-8: Ergebnisse der Modellkette 2 in den Varianten A bis C und der Modellkette 1 an den Aufpunkten sowie relative Differenzen, Variation der meteorologischen Daten 2008

	NO _x -Zusatzbelastung		NO _x -Gesamtbelastung		NO ₂ -Gesamtbelastung	
	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd
Modellkette 2 Variante A JMW [µg/m³]	87.0	111.5	124.1	148.6	53.5	59.6
Modellkette 2 Variante B JMW [µg/m³]	76.3	90.6	113.4	127.7	50.7	54.4
Modellkette 2 Variante C JMW [µg/m³]	73.0	85.9	110.1	123.0	49.8	53.2
rel. Differenz Variante B – A [%]	-12.3	-18.7	-8.6	-14.1	-5.3	-8.7
rel. Differenz Variante C – B [%]	-4.3	-5.1	-2.9	-3.6	-1.8	-2.2
Modellkette 1 JMW [µg/m³]	58.9	71.8	96.0	108.9	42.9	45.2
rel. Differenz zu Variante A [%]	-32.3	-35.6	-22.6	-26.7	-19.8	-24.2
rel. Differenz zu Variante B [%]	-22.8	-20.8	-15.3	-14.7	-15.3	-17.0
rel. Differenz zu Variante C [%]	-19.3	-16.5	-12.8	-11.5	-13.7	-15.1

3.4.2 Reduktion NO_x- und NO₂-Vorbelastung

3.4.2.1 Beschreibung

Die NO_x-Vorbelastung geht in die Berechnung der NO_x-Gesamtbelastung und die NO_x- und NO₂-Vorbelastung gehen in die Berechnung der NO₂-Gesamtbelastung sowohl nach HERTEL & BERKOWICZ (1989) als auch nach DÜRING & BÄCHLIN (2009) ein. Um den Einfluss der beiden Vorbelastungen auf die Gesamtbelastung zu untersuchen, wurden die stündlichen Werte der NO_x- und NO₂-Vorbelastungszeitreihen aus Kapitel 3.3.1.4 halbiert, während die O₃-Vorbelastungszeitreihe unverändert blieb. Diese Zeitreihen wurden als Eingangsdaten für die Modellkombination 1 verwendet, während in Modellkombination 2 die zugehörigen Jahresmittelwerte nach Tabelle 3-9 eingingen:

Tabelle 3-9: Jahresmittelwerte der halbierten stündlichen Zeitreihen für NO_x und NO₂ sowie der unveränderten Zeitreihe für O₃

	NO _x [µg/m³]	NO ₂ [µg/m³]	O ₃ [µg/m³]
Jahresmittelwert	18.6	13.6	41.8

Die Modellrechnungen nach Kombination 1 und Kombination 2 mit den modifizierten Vorbelastungsdaten wurden für die gleichverteilten meteorologischen Daten aus Kapitel 3.3.1.2 durchgeführt. Die Modellkombination 2 wurde in der im vorliegenden Projekt standardmäßig verwendeten Variante A (Tabelle 3-4) eingesetzt.

3.4.2.2 Modellergebnisse

Die mit den beiden Modellketten ermittelte NO_x-Zusatzbelastung entspricht der des Basisfalls in Kapitel 3.3.2, die Verteilung des mit MISKAM berechneten Jahresmittelwerts der NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet (Abbildung 3-5 und Abbildung 3-6) wird hier daher nicht erneut dargestellt.

Tabelle 3-10 zeigt die Ergebnisse der beiden Modellketten für NO_x-Zusatz- und Gesamtbelastung sowie NO₂-Gesamtbelastung an den Aufpunkten sowie die relativen Differenzen der Ergebnisse von Modellkette 1 zu Modellkette 2. Aufgrund der niedrigeren NO_x-Vorbelastung (Tabelle 3-9) sinkt die NO_x-Gesamtbelastung, d. h., die absoluten Differenzen zwischen den Ergebnissen der beiden Modellketten bleiben gleich, die relativen Differenzen hingegen werden größer im Vergleich zum Basisfall. Die NO₂-Gesamtbelastung sinkt ebenfalls im Vergleich zum Basisfall, sowohl aufgrund der niedrigeren NO_x- als auch der niedrigeren NO₂-Vorbelastung, und es steigen sowohl die absoluten als auch die relativen Differenzen zwischen den Ergebnissen der beiden Modellketten.

Tabelle 3-10: Ergebnisse der Modellketten 1 und 2 an den Aufpunkten sowie relative Differenzen von Modellkette 1 zu 2, Variation NO_x- und NO₂-Vorbelastung

	NO _x -Zusatzbelastung		NO _x -Gesamtbelastung		NO ₂ -Gesamtbelastung	
	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd
Modellkette 1 JMW [µg/m³]	66.0	65.1	84.5	83.7	30.9	30.7
Modellkette 2 JMW [µg/m³]	98.5	98.7	117.1	117.3	43.9	43.9
rel. Differenz [%]	-33.1	-34.1	-27.8	-28.7	-29.7	-30.2

In Tabelle 3-11 sind die relativen Differenzen der jeweiligen Modellkette zum Basisfall an den Aufpunkten dargestellt. Die NO_x-Zusatzbelastung ändert sich, wie oben ausgeführt, nicht. Die NO_x-Gesamtbelastung ändert sich absolut um die Differenz der NO_x-Vorbelastung zum Basisfall, die relativen Differenzen sind daher für Modellkette 1 größer als für Modellkette 2. Die NO₂-Gesamtbelastung ändert sich sowohl absolut als auch relativ stärker für Modellkette 1 als für Modellkette 2. Eine Halbierung der NO_x- und NO₂-Vorbelastung führt also im vorliegenden Fall bei sonst gleichen Eingangsdaten zu einer Reduktion der NO₂-Gesamtbelastung um etwa 20 % - 30 %.

Tabelle 3-11: Relative Differenzen Variation NO_x- und NO₂-Vorbelastung zu Basisfall an den Aufpunkten

	NO _x -Zusatzbelastung		NO _x -Gesamtbelastung		NO ₂ -Gesamtbelastung	
	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd
Modellkette 1 [%]	0.0	0.0	-18.0	-18.2	-30.2	-30.3
Modellkette 2 [%]	0.0	0.0	-13.7	-13.7	-22.3	-22.2

3.4.3 Variation O₃-Vorbelastung

3.4.3.1 Beschreibung

Die O₃-Vorbelastung geht in die Berechnung der NO₂-Gesamtbelastung sowohl nach HERTEL & BERKOWICZ (1989) als auch nach DÜRING & BÄCHLIN (2009) ein. Um den Einfluss der O₃-Vorbelastung auf die NO₂-Gesamtbelastung zu untersuchen, wurden die stündlichen Werte der O₃-Vorbelastungszeitreihe aus Kapitel 3.3.1.4 variiert, indem sie um 20 % und 10 % gemindert und um 10 % und 20 % erhöht wurden. Die NO_x- und NO₂-Vorbelastungszeitreihen blieben unverändert. Tabelle 3-12 zeigt die Jahresmittelwerte der verschiedenen Zeitreihen:

Tabelle 3-12: Jahresmittelwerte der stündlichen Zeitreihen für NO_x und NO₂ sowie der variierten Zeitreihen für O₃

	NO _x [µg/m ³]	NO ₂ [µg/m ³]	O ₃ [µg/m ³] - 20 %	O ₃ [µg/m ³] - 10 %	O ₃ [µg/m ³] + 10 %	O ₃ [µg/m ³] + 20 %
Jahresmittelwert	37.1	27.3	33.4	37.6	46.0	50.2

Die Modellrechnungen nach Kombination 1 wurden mit allen Variationen der O₃-Vorbelastungszeitreihe für die gleichverteilten meteorologischen Daten aus Kapitel 3.3.1.2 durchgeführt. Für die Modellkombination 2 wurde der Einfluss der Variationen „- 20 %“ und „+ 20 %“ zusammen mit den gleichverteilten meteorologischen Daten aus Kapitel 3.3.1.2 untersucht. Die Modellkombination 2 wurde in der im vorliegenden Projekt standardmäßig verwendeten Variante A (Tabelle 3-4) eingesetzt.

3.4.3.2 Modellergebnisse

Die mit den beiden Modellketten ermittelte NO_x-Zusatzbelastung entspricht der des Basisfalls in Kapitel 3.3.2, die Verteilung des mit MISKAM berechneten Jahresmittelwerts der NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet (Abbildung 3-5 und Abbildung 3-6) wird hier daher nicht erneut dargestellt.

In Tabelle 3-13 sind Ergebnisse der Modellketten 1 und 2 zur NO₂-Gesamtbelastung, die relativen Differenzen der jeweiligen Modellkette zum Basisfall sowie die relativen Differenzen zwischen den beiden Modellketten dargestellt. NO_x-Zusatz- und Gesamtbelastung ändern sich gegenüber dem Basisfall nicht und sind daher nicht in der Tabelle angegeben. Die NO₂-Gesamtbelastung ändert sich stärker für Modellkette 2 als für Modellkette 1. Eine Variation der O₃-Vorbelastung um 10 % - 20 % führt im vorliegenden

Fall bei sonst gleichen Eingangsdaten zu einer Variation der NO₂-Gesamtbelastung um etwa 2 % - 6 %.

Tabelle 3-13: Ergebnisse der Modellketten 1 und 2 an den Aufpunkten sowie relative Differenzen bei Variation der O₃-Vorbelastung

	NO ₂ -Gesamtbelastung JMW [µg/m³]		Relative Differenz zu Basisfall [%]	
	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd
O ₃ -Vorbelastung -20 %				
Modellkette 1	42.6	42.5	-3.5	-3.5
Modellkette 2	52.8	52.8	-6.5	-6.5
rel. Differenz [%]	-19.3	-19.7		
O ₃ -Vorbelastung -10 %				
Modellkette 1	43.4	43.2	-1.7	-1.7
O ₃ -Vorbelastung +10 %				
Modellkette 1	44.9	44.7	1.7	1.7
O ₃ -Vorbelastung +20 %				
Modellkette 1	45.6	45.4	3.3	3.3
Modellkette 2	60.0	60.0	6.2	6.2
rel. Differenz [%]	-23.9	-24.3		

3.4.3.3 Abhängigkeit des im Straßenraum nach Düring 2009 berechneten photochemisch gebildeten NO₂ von der Ozon-Vorbelastung

Die im vorangegangenen Kapitel 3.4.3.2 exemplarisch ermittelte Abhängigkeit der NO₂-Gesamtbelastung von der Ozon-Vorbelastung kann für das Verfahren nach DÜRING & BÄCHLIN (2009) für vorgegebene NO_x-Zusatzbelastungen analytisch für die photochemisch gebildete NO₂-Zusatzbelastung angegeben werden. Die entsprechenden Beziehungen sind in Abbildung 3-18 dargestellt.

Demnach ist die Ozonabhängigkeit der photochemisch gebildeten NO₂-Zusatzbelastung und damit auch der NO₂-Gesamtbelastung umso stärker, je höher das Niveau der NO_x-Zusatzbelastung ist. Bei geringen NO_x-Zusatzbelastungen von 29 µg/m³ variiert die NO₂-Konzentration um ca. 2 µg/m³ bei einer Änderung der Ozonvorbelastung um 10 µg/m³. Bei einer hohen NO_x-Zusatzbelastung von 86 µg/m³ bewirkt eine Änderung der Ozon-Vorbelastung um 10 µg/m³ einen Unterschied von ca. 4 µg/m³ bei der NO₂-Zusatzbelastung.

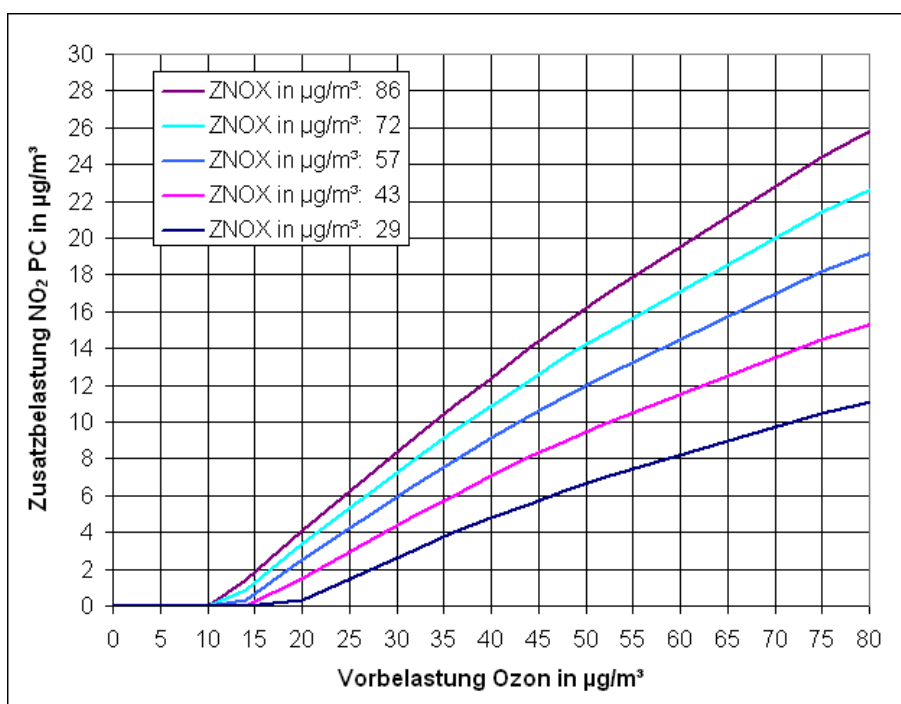


Abbildung 3-18: Abhängigkeit der photochemisch gebildeten NO₂-Zusatzbelastung von der Ozon-Vorbelastung und dem Niveau der NO_x-Zusatzbelastung für den Ansatz nach DÜRING & BÄCHLIN (2009)

3.4.4 Variation Emissionen

3.4.4.1 Beschreibung

Die Höhe der Kfz-Emissionen von NO_x wirkt linear auf die Zusatzbelastung von NO_x und geht nichtlinear zusammen mit der Höhe der NO₂-Emissionen in die NO₂-Gesamtbelastung ein. Um den Einfluss der Kfz-Emissionen zu untersuchen, wurde zusätzlich zum Bezugsjahr 2008 für die Flottenzusammensetzung und die Emissionsfaktoren auch das Bezugsjahr 2015 als Basis der Emissionsberechnung verwendet. Die weiteren Parametrisierungen der Emissionsmodellierung gemäß Kapitel 3.3.1.3 wurden beibehalten. In Tabelle 3-14 sind die Kfz-Emissionen für das Bezugsjahr 2015 den Werten für 2008 gegenübergestellt. Die Ausbreitungsrechnungen wurden mit den Verfahren des Basisfalls durchgeführt.

Tabelle 3-14: Jahresmittelwerte der NO_x- und NO₂-Emissionen für Modellkombination 1 und 2 für 2015 und 2008

	NO _x	NO ₂	NO ₂ -Anteil an NO _x
Jahresmittelwerte 2008 [g/(m*d)]	18.504	2.712	14.7 %
Jahresmittelwerte 2015 [g/(m*d)]	12.880	2.256	17.5 %
Rel. Differenz 2015 zu 2008 [%]	-30.4 %	-16.8 %	19.5 %

3.4.4.2 Modellergebnisse

Abbildung 3-19 zeigt die Verteilung des mit MISKAM auf Basis der in Kapitel 3.4.4.1 beschriebenen Emissionsdaten berechneten Jahresmittelwerts der NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet. Betrachtet werden die Modellergebnisse der Modellschicht 3 m – 4 m Höhe über Grund, die die Höhe der Aufpunkte für die Auswertung (3.5 m Höhe über Grund) beinhaltet. Da das Verhältnis der Emissionen zum Basisfall (Kapitel 3.3.1.3) im gesamten Modellgebiet für alle Emissionsquellen konstant ist, ist auch das Verhältnis der berechneten NO_x-Zusatzbelastung zu der des Basisfalls konstant. Im vorliegenden Fall gehen sowohl die Emissionen als auch die NO_x-Zusatzbelastung um rund 30 % gegenüber dem Basisfall zurück. In Abbildung 3-20 ist die zugehörige Verteilung der NO_x-Zusatzbelastung für den Querschnitt der Straßenschlucht, in dem die Aufpunkte liegen, mit Blick Richtung Osten dargestellt.

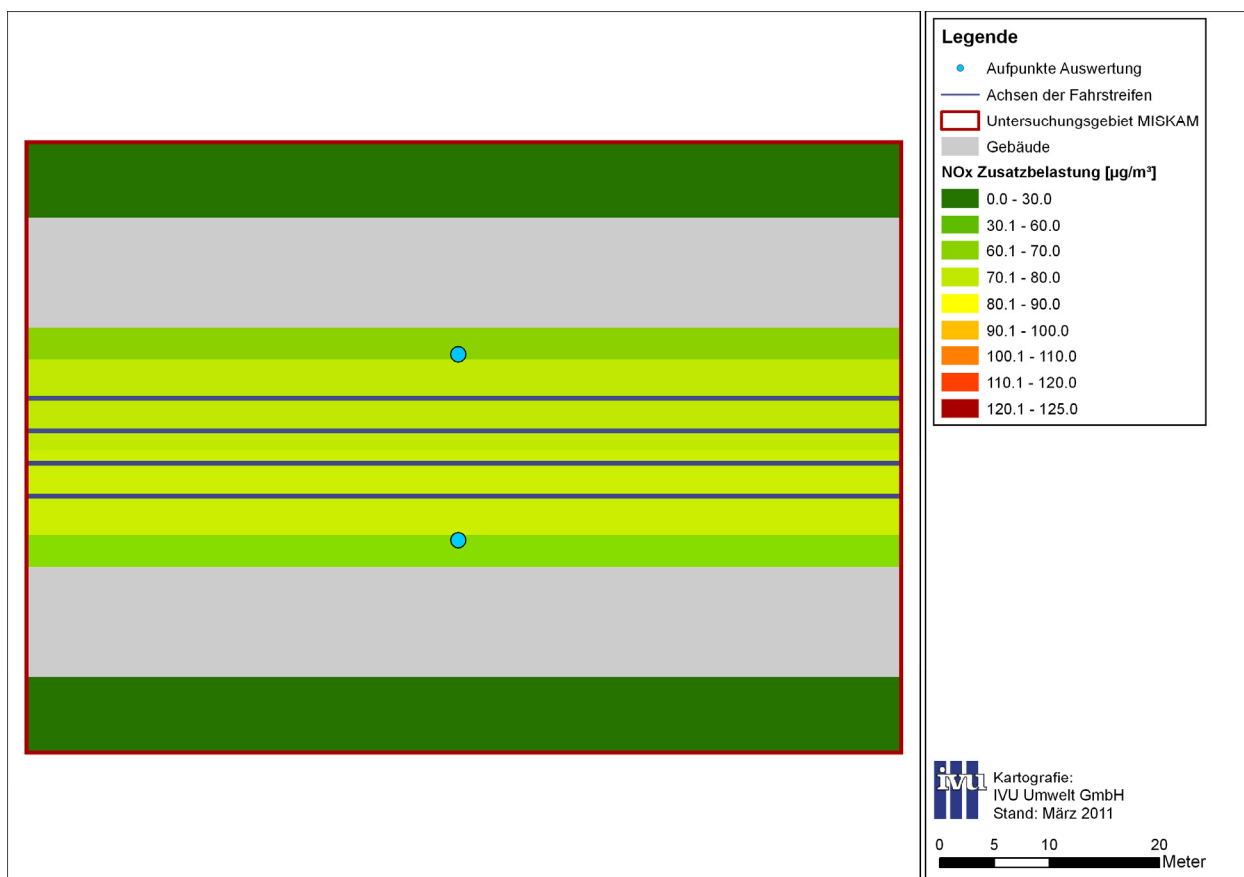


Abbildung 3-19: Jahresmittelwert der NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet, 3 m-4 m über Grund, Variation Emissionen, Variante A.

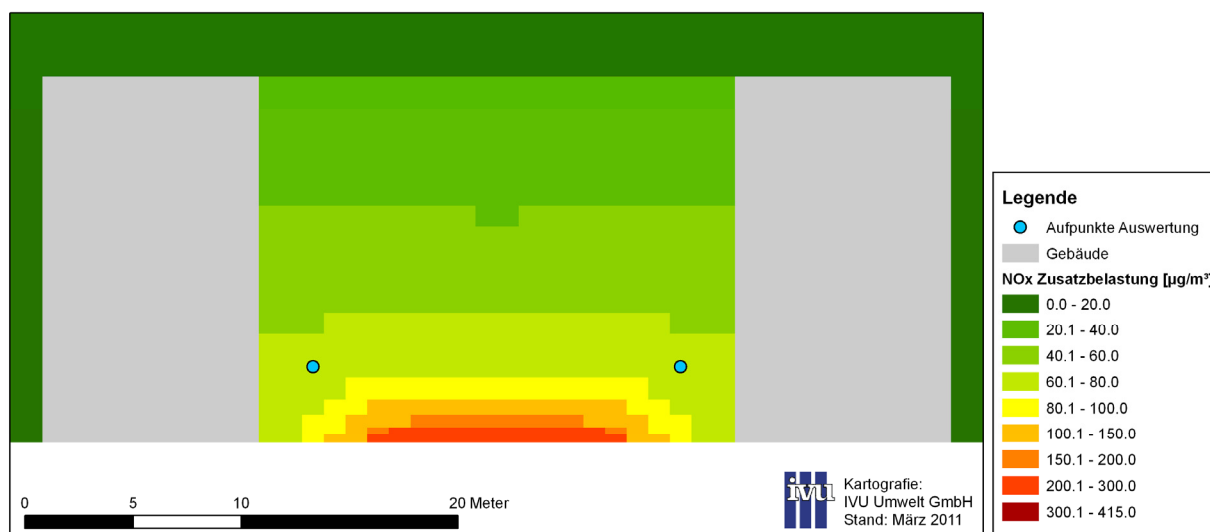


Abbildung 3-20: Jahresmittelwert der NO_x-Zusatzbelastung im Querschnitt der Aufpunkte, Blickrichtung Ost, Variation Emissionen, Variante A.

In Tabelle 3-15 sind die Ergebnisse der Modellkette 1 für NO_x-Zusatz- und Gesamtbelastung sowie NO₂-Gesamtbelastung an den Aufpunkten zusammen mit den entsprechenden Werten der Modellkette 2 sowie den relativen Differenzen der Ergebnisse von Modellkette 1 zu Modellkette 2 aufgeführt. Die relativen Differenzen sowohl der NO_x- als auch der NO₂-Gesamtbelastung sind etwas niedriger als im Basisfall, u. a., weil die NO_x-Zusatzbelastung und damit auch die NO_x-Gesamtbelastung absolut betrachtet für Modellkette 2 mehr abnimmt als für Modellkette 1. Sie bleiben aber, da mit der standardmäßig verwendeten Variante A der Modellkette 2 (Tabelle 3-4) verglichen wird, aus den in Kapitel 3.3.2 diskutierten Gründen hoch.

Tabelle 3-15: Ergebnisse der Modellketten 1 und 2 an den Aufpunkten sowie relative Differenzen von Modellkette 1 zu 2, Variation Emissionen

	NO _x -Zusatzbelastung		NO _x -Gesamtbelastung		NO ₂ -Gesamtbelastung	
	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd
Modellkette 1 JMW [µg/m³]	45.9	45.4	82.9	82.4	40.6	40.5
Modellkette 2 JMW [µg/m³]	68.6	68.8	105.7	105.9	49.9	49.9
rel. Differenz [%]	-33.1	-34.0	-21.6	-22.2	-18.6	-18.8

In Tabelle 3-16 sind die relativen Differenzen der jeweiligen Modellkette zum Basisfall an den Aufpunkten dargestellt. Die NO_x-Zusatzbelastung ändert sich, wie oben ausgeführt, analog zur Änderung der Emissionen um rund 30 %. Die NO_x-Gesamtbelastung ändert sich sowohl absolut als auch relativ stärker für Modellkette 2 als für Modellkette 1. Das gleiche gilt für die NO₂-Gesamtbelastung.

Tabelle 3-16: Relative Differenzen Variation Emissionen zu Basisfall an den Aufpunkten

	NO _x -Zusatzbelastung		NO _x -Gesamtbelastung		NO ₂ -Gesamtbelastung	
	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd
Modellkette 1 [%]	-30.4	-30.3	-19.6	-19.4	-8.1	-7.9
Modellkette 2 [%]	-30.4	-30.4	-22.0	-22.1	-11.7	-11.7

3.5 Einfluss der zeitlichen Auflösung und des Photochemiemodells

Um einen direkten Vergleich zwischen dem stündlichen Photochemiemodell und dem Photochemiemodell für Jahresmittelwerte anzugeben, wurden die Zeitreihenberechnungen mit der Modellkette 1 mit HERTEL & BERKOWICZ (1989) ergänzt um eine Berechnung des NO₂-Jahresmittelwertes nach DÜRING & BÄCHLIN (2009) auf der Basis der gemittelten Stundenwerte für die NO_x-Zusatzbelastung und NO₂-Zusatzbelastung durch Direktemissionen.

Die Ergebnisse dieses Vergleichs für die verschiedenen Varianten sind in Tabelle 3-17 aufgelistet. In allen Varianten liegen die NO₂-Konzentrationen nach DÜRING & BÄCHLIN (2009) über den Werten nach HERTEL & BERKOWICZ (1989). Der größte Unterschied mit 14 % tritt im Szenario mit dem halbierten NO_x/NO₂-Vorbelastungsniveau auf. Änderungen zwischen 8 % und 11 % finden sich im Basisfall, bei der Variation der meteorologischen Daten und bei der Erhöhung der Ozonvorbelastung um 20 %.

Tabelle 3-17: Ergebnisse der Modellkette 1 mit zwei unterschiedlichen Photochemiemodellen und relative Differenzen

	NO ₂ -Gesamtbelastung Modellkette 1 mit HERTEL & BERKOWICZ (1989) [µg/m³]		NO ₂ -Gesamtbelastung Modellkette 1 mit DÜRING & BÄCHLIN (2009) [µg/m³]		relative Differenzen [%]	
	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd	Aufpunkt Nord	Aufpunkt Süd
Basisfall	44.2	44.0	47.8	47.5	8.2	8.1
Variation der meteorologischen Daten	42.9	45.2	45.7	49.4	6.6	9.4
Variation NO _x - und NO ₂ -Vorbelastung	30.9	30.7	35.2	35.0	14.2	14.1
Variation O ₃ -Vorbelastung -20 %	42.6	42.5	44.9	44.6	5.3	5.2
Variation O ₃ -Vorbelastung +20 %	45.6	45.4	50.5	50.3	10.7	10.6
Variation Emissionen	40.6	40.5	42.6	42.4	5.0	4.7

4 Sensitivitätsanalysen an zwei realen Anwendungsbeispielen

4.1 Allgemeines

Die Modellketten aus Kapitel 3.2 wurden auf zwei reale Straßenschluchten angewendet um Vergleiche zu vorhandenen Messdaten anzustellen. Die beiden Straßenräume, zum einen die Frankfurter Allee in Berlin und zum anderen der Altewiekring in Braunschweig, unterscheiden sich sowohl hinsichtlich ihrer Geometrie als auch hinsichtlich des Verkehrsaufkommens und damit der Emissionen. Zudem wurde für die Frankfurter Allee der Einfluss des meteorologischen Bezugsjahrs auf die Modellergebnisse untersucht.

Alle Berechnungen wurden für die Modellketten 1 bis 3 zunächst mit Emissionen auf Basis des HBEFA 3.1 durchgeführt. Dabei wurde für den Altewiekring die NO₂-Modellierung auch für Modellkette 1 nur auf Jahresmittelwert-Basis (d. h. nach dem Ansatz von DÜRING & BÄCHLIN, 2009) durchgeführt, da keine verwendbaren stündlich aufgelösten Vorbelastungsdaten zur Verfügung standen. Anschließend wurden die Berechnungen mit Emissionen auf Basis des HBEFA 2.1 wiederholt und die Ergebnisse mit denjenigen auf Basis des HBEFA 3.1 verglichen. Abschließend wurden die Modellergebnisse Messwerten gegenübergestellt.

4.2 Eingangsdaten

4.2.1 Frankfurter Allee in Berlin

4.2.1.1 Gebietsbeschreibung

Bei dem ausgewählten Abschnitt der Frankfurter Allee handelt es sich um eine typische Straßenschlucht mit einem Bebauungsabstand von rund 42 m und einer mittleren Bebauungshöhe von rund 20 m. Die zugehörigen Bebauungsdaten wurden aus IVU UMWELT (2010B) übernommen.

Die Frankfurter Allee ist im untersuchten Abschnitt durchgängig sechsstreifig mit jeweils drei Fahrstreifen in einer Richtung und einem etwa 8 m breiten Mittelstreifen. Die Schadstoffmessstation Friedrichshain liegt innerhalb des Abschnitts. In Abbildung 4-1 ist die Lage des untersuchten Abschnitts mit dem Straßenquerschnitt auf Höhe der Messstation Friedrichshain für die Modellkombinationen 1 und 3 und dem Modellgebiet für die Modellkombination 2 dargestellt.

Abbildung 4-2 zeigt die Geometrie des betrachteten Querschnitts für die Modellkombinationen 1 und 3 mit Blick Richtung Osten, mit Randbebauung, Lage der Fahrstreifen und Lage des zur Messstation Friedrichshain gehörenden Messpunkts. Die Höhe der nördlichen Fassade beträgt 18 m und die Höhe der südlichen Fassade 23 m.

In Abbildung 4-3 ist das Modellgebiet und das Untersuchungsgebiet für die Modellkombination 2 dargestellt. Das Modellgebiet wurde mit 800 m x 360 m wesentlich größer gewählt als das Untersuchungsgebiet mit 240 m x 200 m, um Randeffekte im Untersuchungsgebiet zu vermeiden. Dazu sind die Achsen der beiden pro Richtung jeweils dreistreifigen Fahrbahnen (Quellgeometrie), die berücksichtigte Bebauung und die Lage der Messstation Friedrichshain dargestellt.

MISKAM bietet die Möglichkeit, die Auflösung in einem Gitter variabel zu gestalten und so z. B. mehr Gitterzellen im Untersuchungsgebiet und weniger im Außenbereich anzuordnen. Entsprechend wurde hier im Untersuchungsgebiet und darüber hinaus eine Auflösung von 1 m gewählt, die zu den Rändern des Modellgebiets kontinuierlich gröber wird.

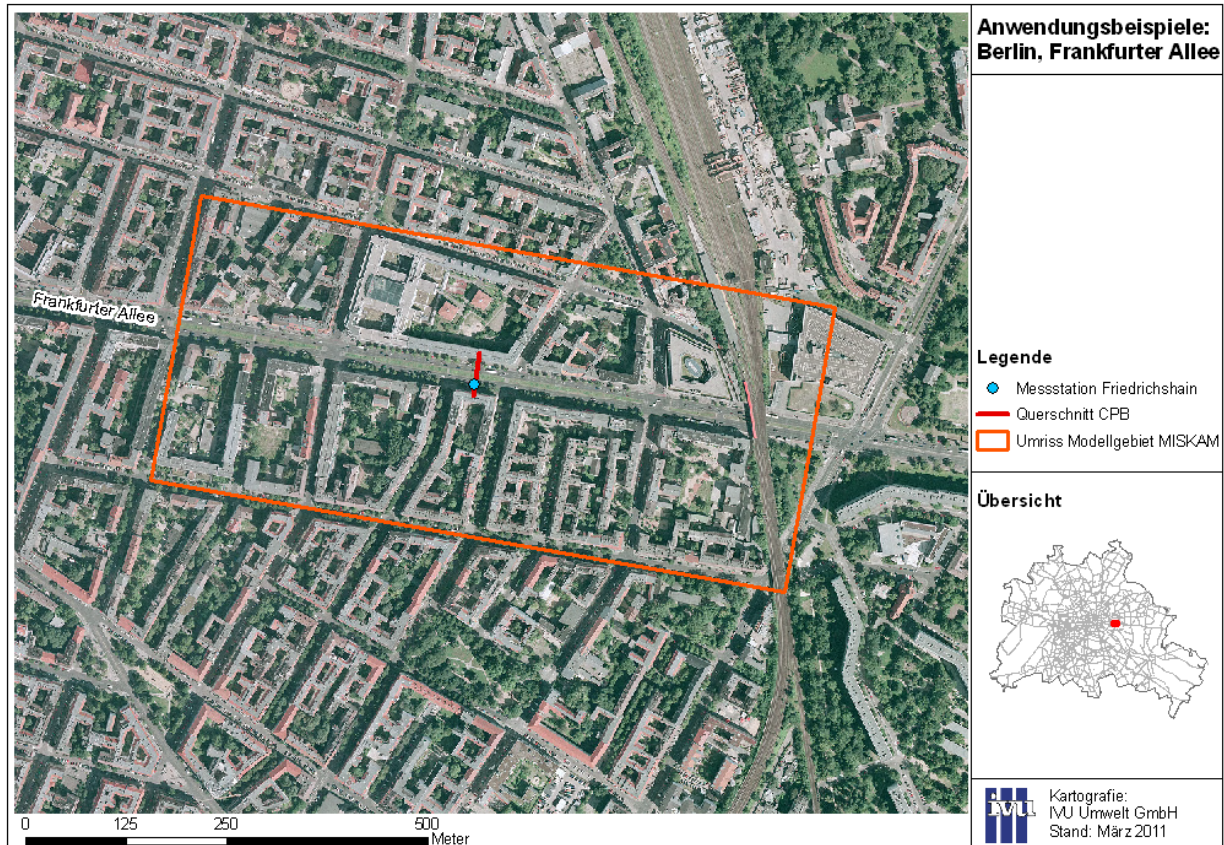


Abbildung 4-1: Lage und Bebauungsstruktur Frankfurter Allee, Modellgebiete

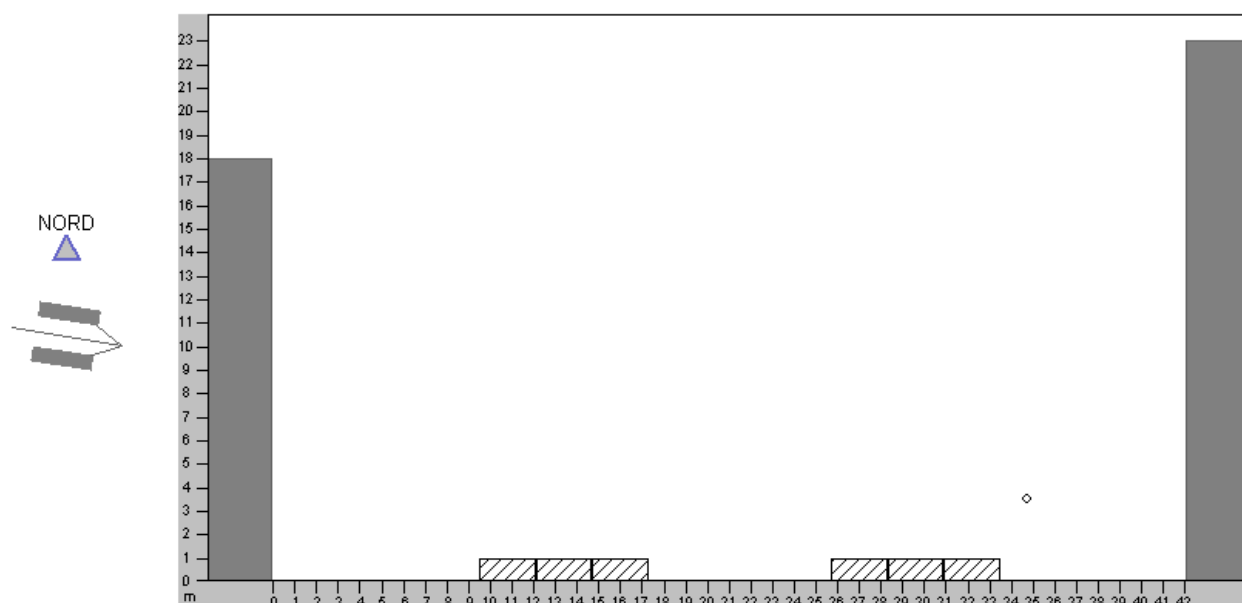


Abbildung 4-2: Geometrie des Querschnitts Frankfurter Allee für Modellkombination 1 auf Höhe der Messstation (Punkt) mit Fahrstreifen (schraffiert) und Randbebauung (grau). Blickrichtung Ost.

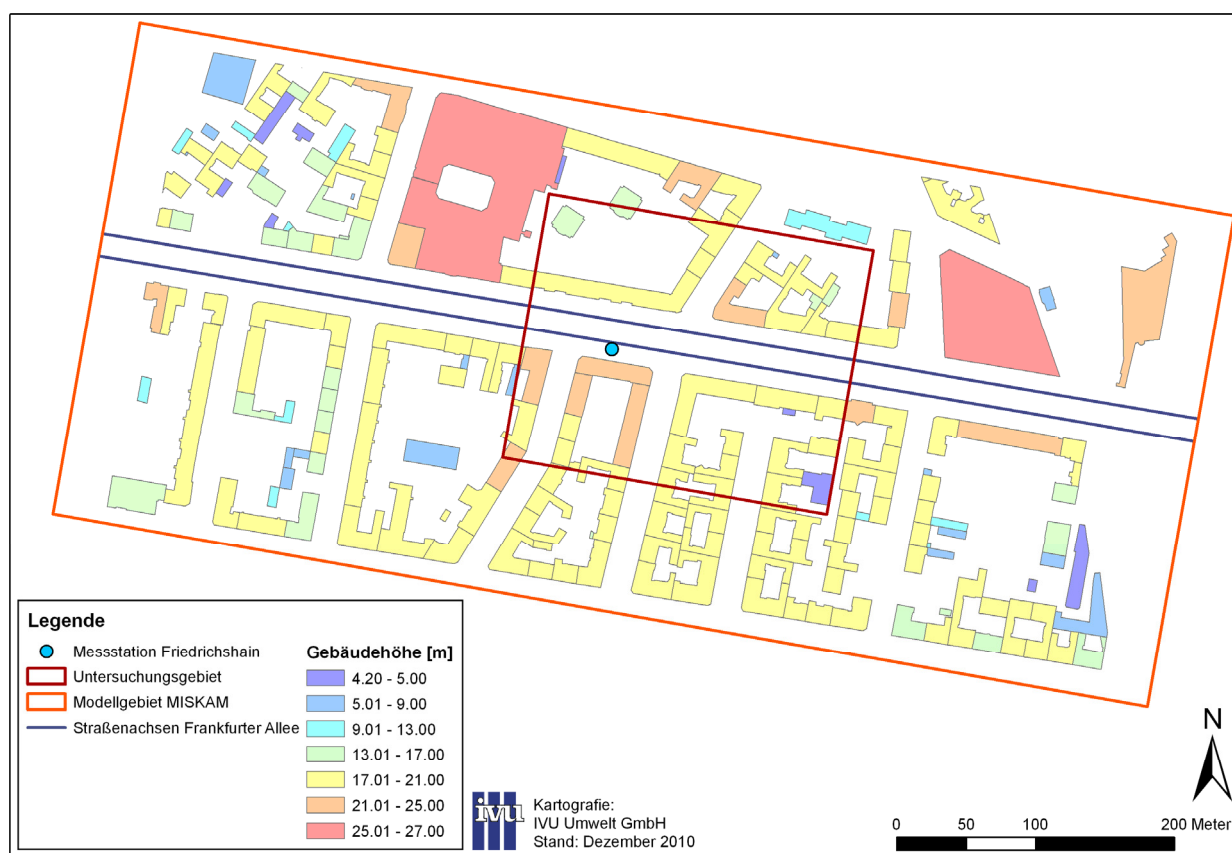


Abbildung 4-3: Modellgebiet und Untersuchungsgebiet für Modellkombination 2 mit Lage der Straßenachsen Frankfurter Allee für jede Fahrtrichtung, Messstation Friedrichshain sowie Lage und Höhe der Bebauung

4.2.1.2 Meteorologische Daten

Die Modellrechnungen für die Frankfurter Allee wurden für zwei unterschiedliche meteorologische Bezugsjahre durchgeführt.

Als ein Bezugsjahr wurde 2008 gewählt. Die verwendeten Daten der Messstation Grunewald aus dem BLUME-Messnetz wurden bereits in Kapitel 3.4.1.1 und Kapitel 3.3.1.2 beschrieben. Sie werden in Abbildung 4-4, oben, nochmals dargestellt, um den direkten Vergleich mit den meteorologischen Daten des zweiten Bezugsjahrs zu vereinfachen.

Als zweites Bezugsjahr wurde 2009 gewählt, und es wurden stündliche Zeitreihen der gleichen Messstation Grunewald verwendet. Abbildung 4-4, unten, zeigt die grafische Aufbereitung der Daten.

Im Vergleich zum Bezugsjahr 2008 traten 2009 deutlich weniger westliche und west-südwestliche Winde auf, dafür häufiger Winde aus nordnordöstlichen bis südsüdöstlichen Richtungen. Die Windgeschwindigkeitsverteilung ist für die beiden Jahre ähnlich, wobei im Jahr 2009 die Windgeschwindigkeitsklassen 0.5 bis 1.4 m/s und 2.4 bis 3.9 m/s etwas stärker, die Windgeschwindigkeitsklassen 1.9 bis 2.4 m/s, 3.9 bis 5.5 m/s und 5.5 bis 7.0 m/s etwas schwächer vertreten waren als im Jahr 2008. Zudem ist von 2008 nach 2009 eine leichte Verschiebung von der stabilen Ausbreitungsklasse II zur neutralen Ausbreitungsklasse III/1 zu verzeichnen. Die mittlere Windgeschwindigkeit an der Messstation Grunewald betrug im Jahr 2008 2.6 m/s und im Jahr 2009 2.5 m/s.

Die beiden beschriebenen Zeitreihen wurde für die Berechnungen mit Modellkombination 1 verwendet. Für die Berechnungen mit Modellkombination 2 wurden sie in eine Ausbreitungsklassenstatistik (AKS) überführt. Für die Berechnungen mit Modellkombination 3 wurden aus den beiden AKS die für IMMIS^{luft} erforderlichen Kopplungsdaten berechnet.

Temperatur- und Globalstrahlungszeitreihe für die NO₂-Modellierung nach HERTEL & BERKOWICZ (1989) im Rahmen der Modellkombination 1 wurden für beide Bezugsjahre analog zu Kapitel 3.3.1.2 gewählt, da der Einfluss der Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung auf die Konzentrationsverteilung untersucht werden soll, nicht der Einfluss von Temperatur und Globalstrahlung auf die photochemischen Prozesse bei der Bildung von NO₂.

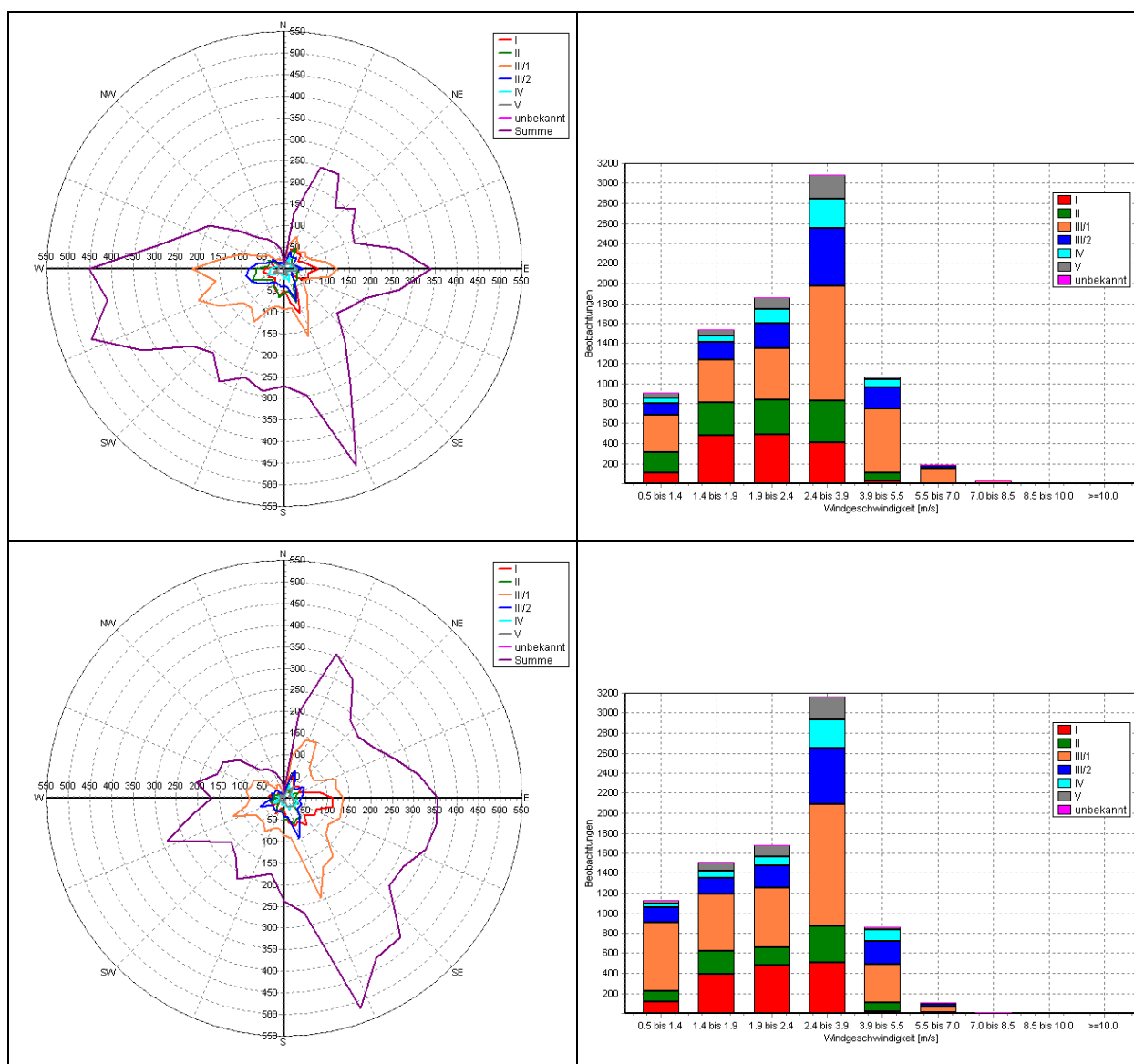


Abbildung 4-4: Windrichtungsabhängige Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen und Verteilung der Windgeschwindigkeiten, differenziert nach Ausbreitungsklassen, für die verwendeten meteorologischen Zeitreihen der Windmessstation Grunewald. Oben: Bezugsjahr 2008. Unten: Bezugsjahr 2009.

4.2.1.3 Verkehrsdaten und Emissionen

Die Verkehrsdaten wurden 2008 an zwei Infrarot-Detektoren fahrtrichtungsbezogen in stündlicher Auflösung erfasst. Sie wurden ebenfalls von der Senatsverwaltung Berlin zur Verfügung gestellt. In Tabelle 4-1 sind die Jahresmittelwerte der gemessenen DTV- und sNfz-Werte fahrtrichtungsbezogen und insgesamt aufgeführt.

Tabelle 4-1: DTV- und sNfz-Werte Frankfurter Allee

	DTV [Kfz/d]	sNfz [sNfz/d]	Anteil sNfz [%]
Richtung Ost	25321	798	3.2
Richtung West	24354	659	2.7
Summe	49675	1457	2.9

Abbildung 4-5 zeigt die aus den stündlichen Verkehrsdaten ermittelten wochentagsbezogenen Tagesganglinien der Anzahl Kfz, getrennt nach Fahrtrichtung. Die obere Grafik zeigt die Daten der stadteinwärts Richtung West gerichteten Spuren, die untere die Daten der stadtauswärts Richtung Ost gerichteten Spuren.

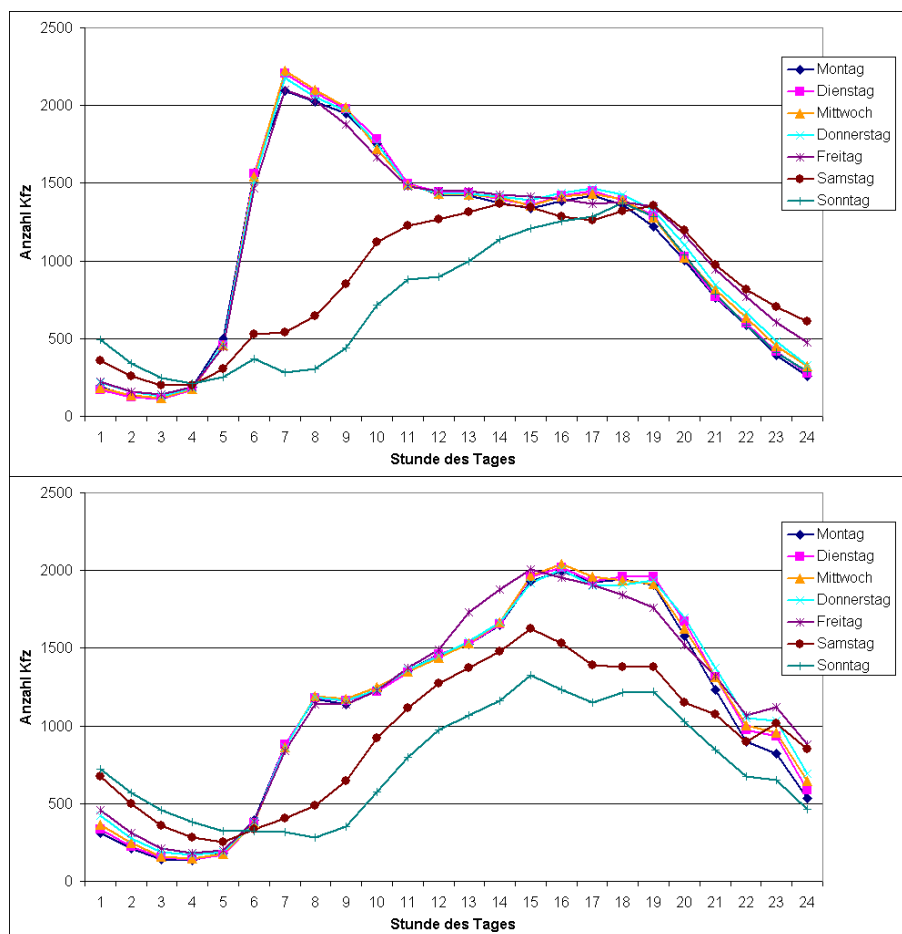


Abbildung 4-5: Tagesganglinie der Anzahl Kfz, differenziert nach Wochentagen. Oben: Stadteinwärts Richtung West. Unten: Stadtauswärts Richtung Ost.

Man erkennt für die Wochentage Montag bis Freitag stadteinwärts eine deutliche morgendliche Spitze zwischen 7:00 Uhr und 10:00 Uhr, während sich stadtauswärts zwischen 15:00 Uhr und 19:00 Uhr ein etwas längerer Sattel mit höheren Kfz-Zahlen ausbildet, der am Freitag eine Stunde früher auftritt.

Ein Vergleich mit den wochentagsbezogenen Tagesganglinien der gleichfalls gemessenen mittleren Geschwindigkeit in Abbildung 4-6 zeigt, dass die Stunden der höchsten Auslastung mit einem Absinken der mittleren Geschwindigkeit einhergehen.

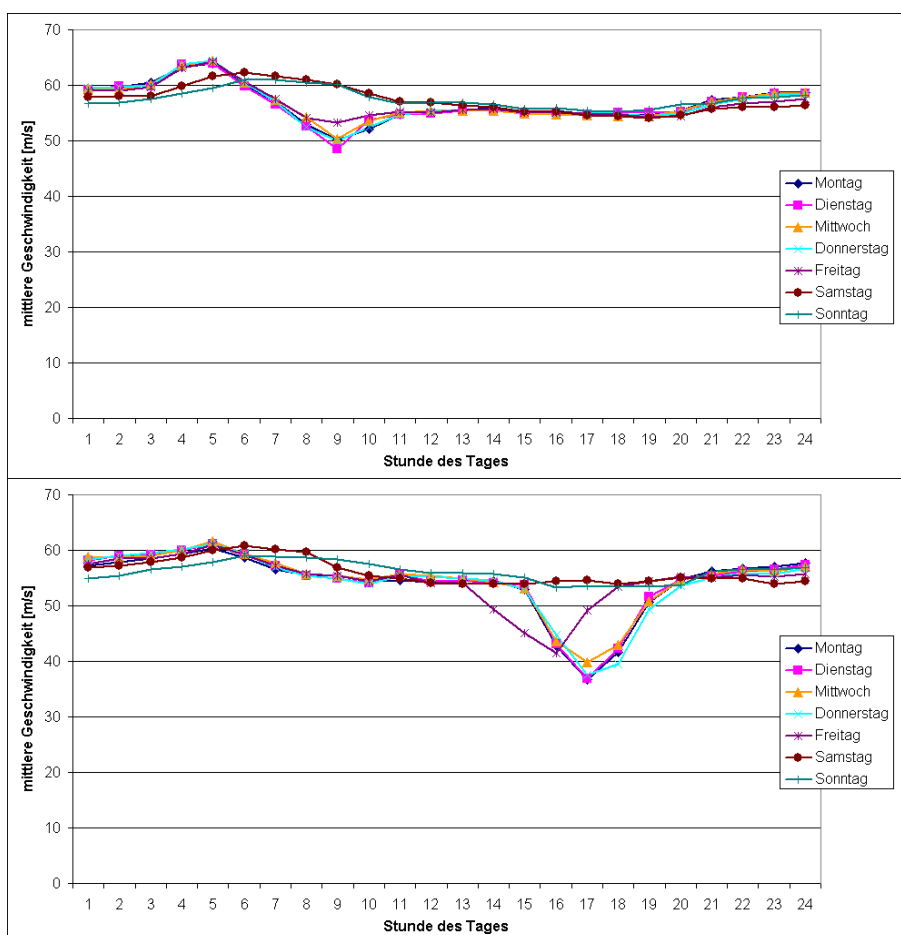


Abbildung 4-6: Wochentagsbezogene Tagesganglinie der mittleren Geschwindigkeit. Oben: Stadteinwärts Richtung West. Unten: Stadtauswärts Richtung Ost.

Aus den beschriebenen Verkehrsdaten wurden die fahrtrichtungsbezogenen stündlichen Zeitreihen der verkehrlichen Emissionen mit dem stündlichen Emissionsmodell IMMIS^{em, hour} auf Basis des HBEFA 3.1 (INFRAS, 2010) bzw. des HBEFA 2.1 (INFRAS, 2004) berechnet. Da im HBEFA 2.1 noch keine Daten zu NO₂-Direktemissionen vorlagen, wurden diese nur mit HBEFA 3.1 berechnet. In Tabelle 4-2 sind die Jahresmittelwerte der mit IMMIS^{em, hour} für die Modellketten 1 und 2 berechneten NO_x- und NO₂-Emissionen fahrtrichtungsbezogen aufgeführt. Tabelle 4-3 zeigt die mit IMMIS^{em} im Rahmen der Modellkette 3 berechneten NO_x- und NO₂-Emissionen für den gesamten Straßenquerschnitt.

Tabelle 4-2: Jahresmittel der mit IMMIS^{em, hour} berechneten NO_x- und NO₂-Emissionen für die beiden Fahrtrichtungen Ost und West, Modellketten 1 und 2

	HBEFA Version	Richtung Ost (stadtauswärts)	Richtung West (stadteinwärts)	Summe
NO _x [g/(m·d)]	HBEFA 3.1	15.6	14.4	30.0
	HBEFA 2.1	12.2	11.0	23.2
NO ₂ [g/(m·d)]	HBEFA 3.1	2.5	2.3	4.8

Tabelle 4-3: Jahresmittel der mit IMMIS^{em} berechneten NO_x- und NO₂-Emissionen für den Querschnitt, Modellkette 3

	HBEFA Version	Querschnitt
NO _x [g/(m·d)]	HBEFA 3.1	31.3
	HBEFA 2.1	26.0
NO ₂ [g/(m·d)]	HBEFA 3.1	5.0

4.2.1.4 Vorbelastung

Als Vorbelastungsdaten wurden die in Kapitel 3.3.1.4 beschriebenen stündlichen Messdaten des Jahres 2008 der städtischen Hintergrundstation Nansenstraße in Neukölln aus dem Berliner BLUME-Messnetz bzw. für die Modellkombination 2 die entsprechenden Jahresmittelwerte verwendet.

4.2.2 Altewiekring in Braunschweig

4.2.2.1 Gebietsbeschreibung

Bei dem ausgewählten Abschnitt des Altewiekrings handelt es sich um eine Straßenschlucht mit einem Bebauungsabstand von rund 35 m und einer mittleren Bebauungshöhe von rund 19 m. Die Eingangsdaten wurden zum großen Teil aus einem laufenden Projekt für das GAA Hildesheim (IVU UMWELT, 2011A) und einem ebenfalls noch laufenden Forschungsprojekt des BMVBS (IVU UMWELT, 2011B) übernommen.

Der Altewiekring ist im untersuchten Abschnitt durchgängig vierstreifig mit jeweils zwei Fahrstreifen in einer Richtung und einem etwa 2 m breiten Mittelstreifen. Die Schadstoffmessstation Braunschweig Verkehr liegt innerhalb des Abschnitts. In Abbildung 4-7 ist die Lage des untersuchten Abschnitts mit dem Straßenquerschnitt auf Höhe der Messstation Braunschweig Verkehr für die Modellkombinationen 1 und 3 und dem Modellgebiet für die Modellkombination 2 dargestellt.

Abbildung 4-8 zeigt die Geometrie des betrachteten Querschnitts für die Modellkombinationen 1 und 3 mit Blick Richtung Süden, mit Randbebauung, Lage der Fahrstreifen und Lage des zur Messstation Braunschweig Verkehr gehörenden Messpunkts. Die Höhe der Randbebauung beträgt auf beiden Seiten 19 m.

In Abbildung 4-9 ist das Modellgebiet und das Untersuchungsgebiet für die Modellkombination 2 dargestellt. Das Modellgebiet wurde mit 680 m x 750 m wesentlich größer gewählt als das Untersuchungsgebiet mit 210 m x 300 m, um Randeffekte im Untersu-

chungsgebiet zu vermeiden. Dazu sind die Achsen des berücksichtigten Hauptstraßennetzes (Quellgeometrie), die berücksichtigte Bebauung und die Lage der Messstation Braunschweig Verkehr dargestellt.

MISKAM bietet die Möglichkeit, die Auflösung in einem Gitter variabel zu gestalten und so z. B. mehr Gitterzellen im Untersuchungsgebiet und weniger im Außenbereich anzuordnen. Entsprechend wurde hier im Untersuchungsgebiet und darüber hinaus eine Auflösung von 1 m gewählt, die zu den Rändern des Modellgebiets kontinuierlich gröber wird.

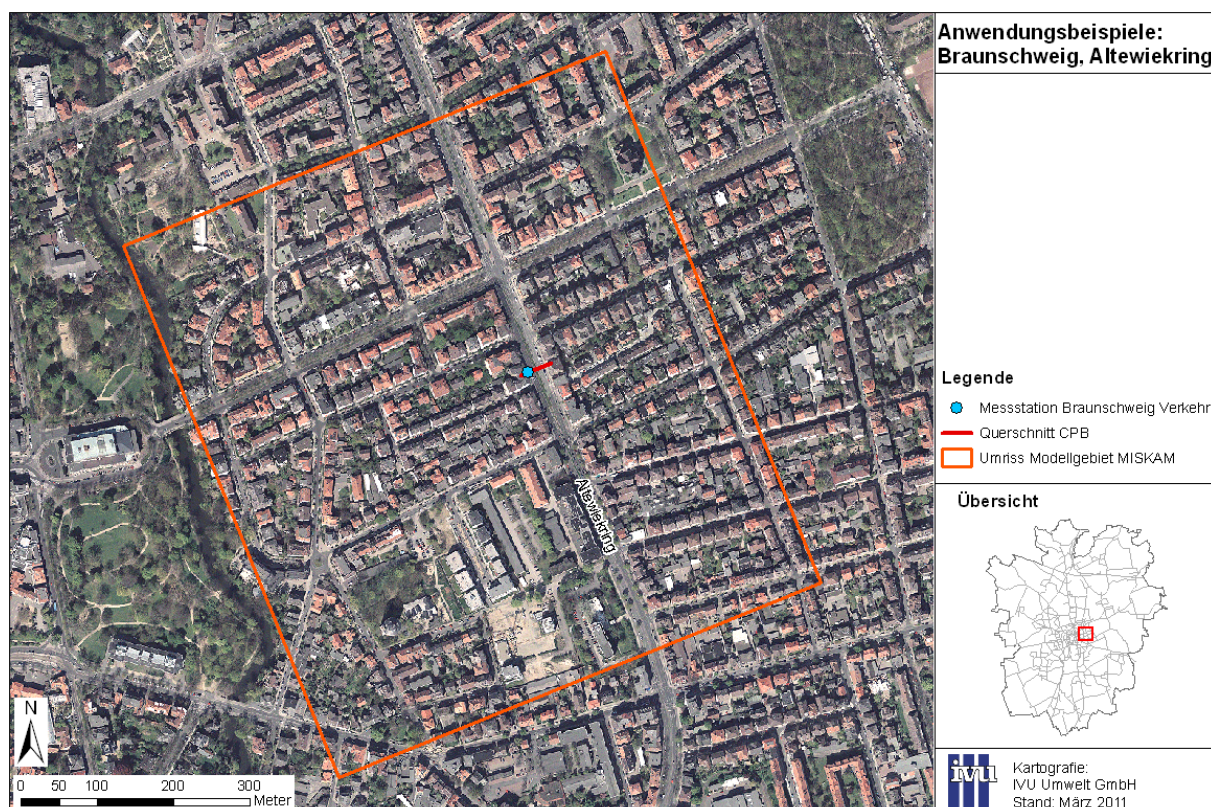


Abbildung 4-7: Lage und Bebauungsstruktur Altewiekring sowie Modellgebiete

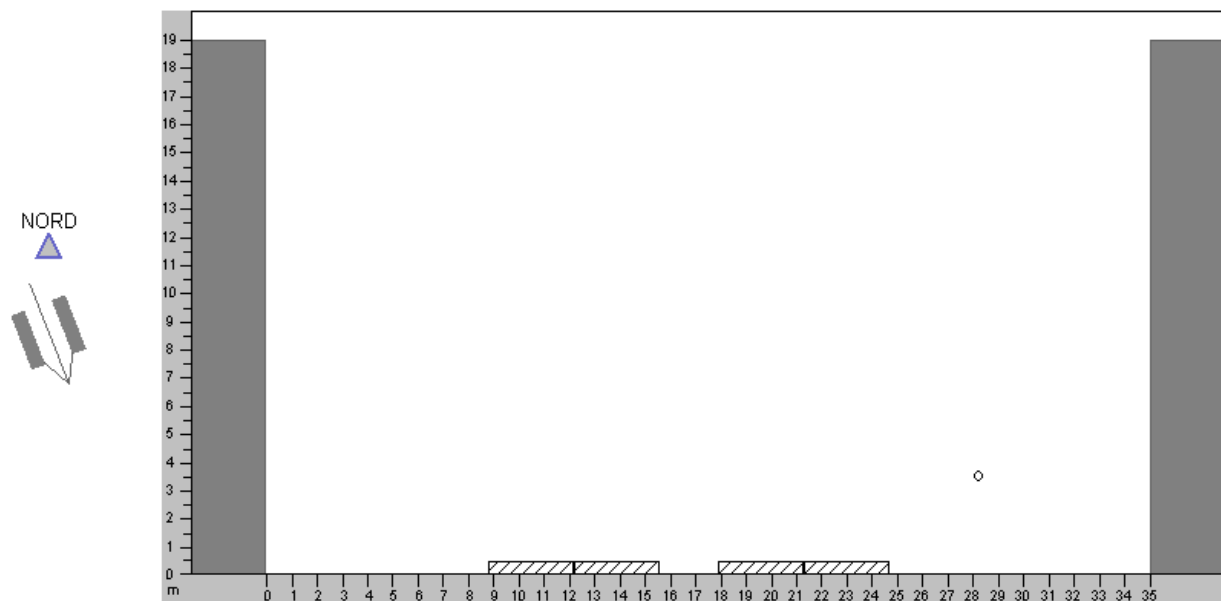


Abbildung 4-8: Geometrie des Querschnitts Altewiekring für Modellkombination 1 auf Höhe der Messstation (Punkt) mit Fahrstreifen (schraffiert) und Randbebauung (grau). Blickrichtung Süden.

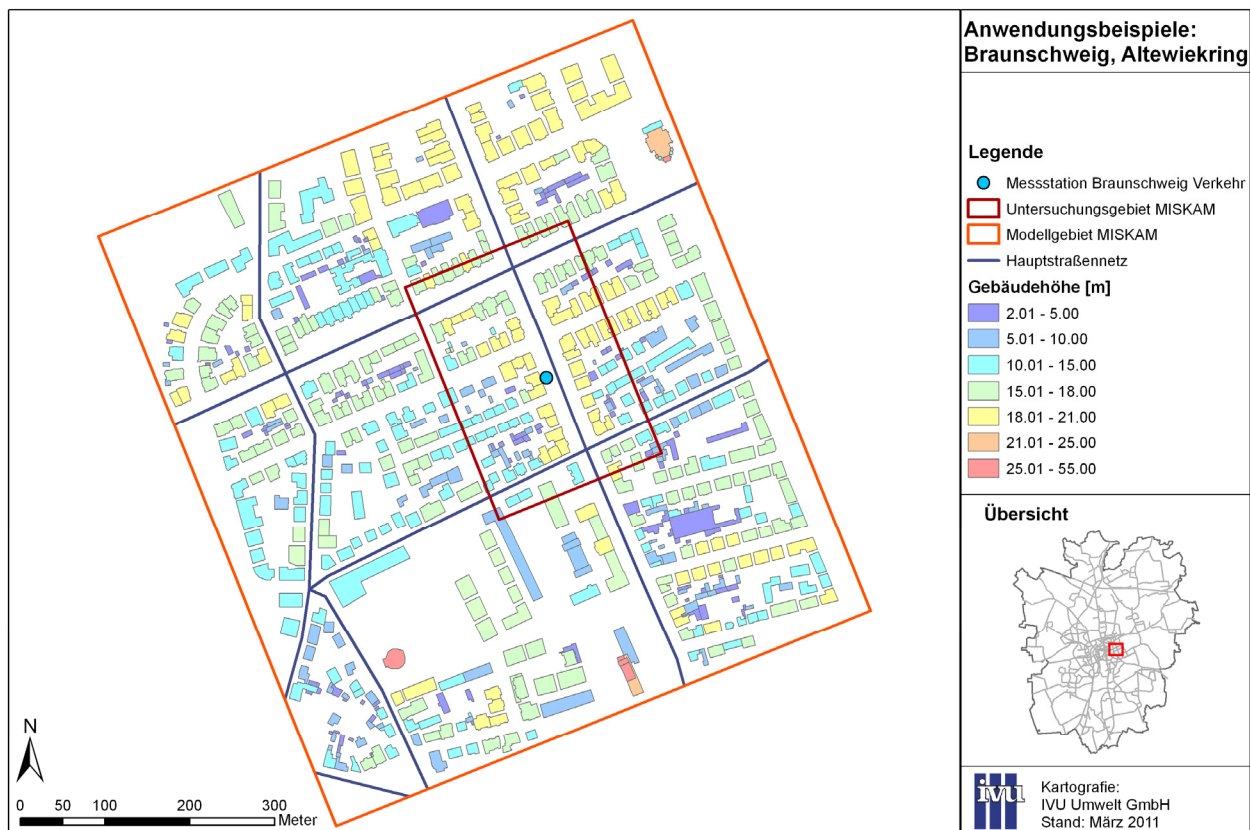


Abbildung 4-9: Modellgebiet und Untersuchungsgebiet für Modellkombination 2 für den Altewiekring mit Lage des Hauptstraßennetzes, Messstation Braunschweig Verkehr sowie Lage und Höhe der Bebauung

4.2.2.2 Meteorologische Daten

Die meteorologischen Daten der DWD-Messstation Braunschweig lagen als stündliche Zeitreihe der Windgeschwindigkeit, der Windrichtung und der Ausbreitungsklasse für das Jahr 2009 vor. Abbildung 4-10 und Abbildung 4-11 zeigen die Windrose und die Windgeschwindigkeitsverteilung der meteorologischen Zeitreihe. Die mittlere Windgeschwindigkeit an der Messstation Braunschweig für das Jahr 2009 betrug 3.2 m/s. Es dominierten vor allem südwestliche Windrichtungen.

Diese Zeitreihe wurde für die Berechnungen mit Modellkombination 1 verwendet. Für die Berechnungen mit Modellkombination 2 wurde die gleichverteilte meteorologische Zeitreihe in eine Ausbreitungsklassenstatistik (AKS) überführt. Für die Berechnungen mit Modellkombination 3 wurden aus der AKS die für IMMIS^{luft} erforderlichen Kopplungsdaten berechnet.

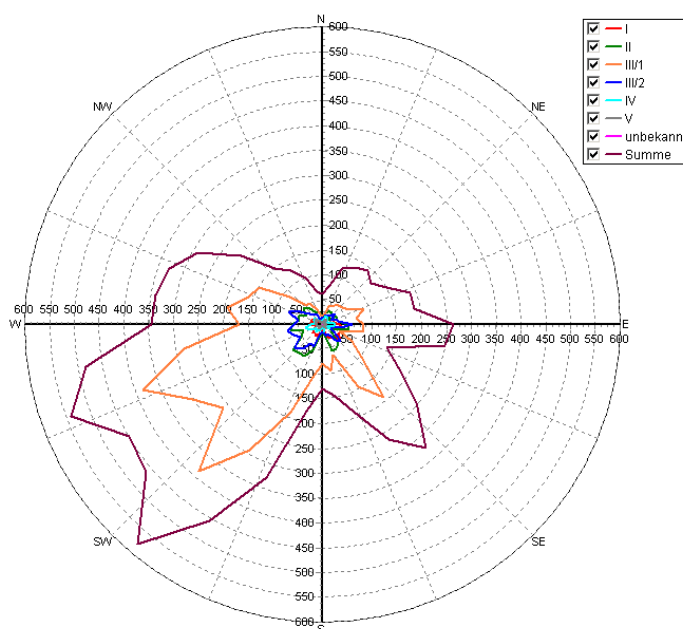


Abbildung 4-10: Windrichtungsabhängige Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen für die meteorologische Zeitreihe 2009 der Windmessstation Braunschweig

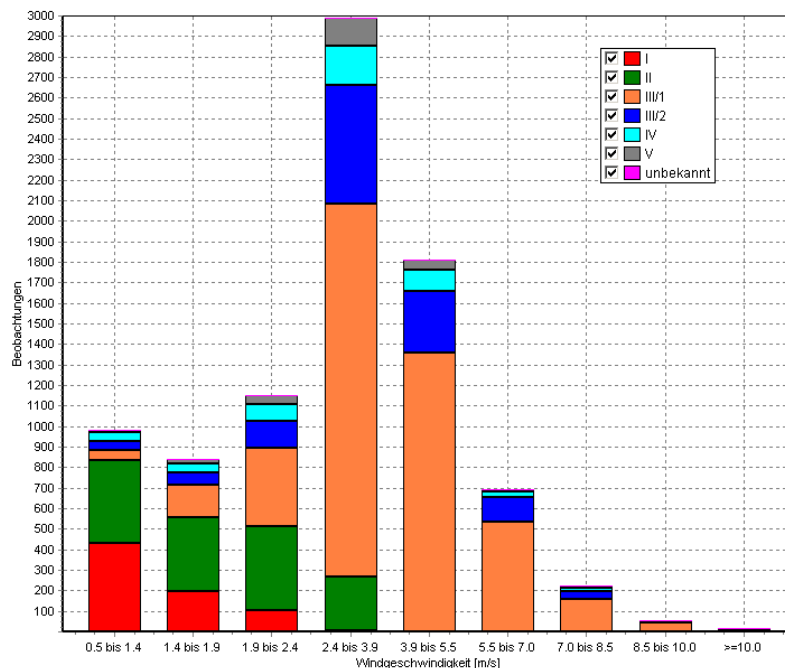


Abbildung 4-11: Verteilung der Windgeschwindigkeiten, differenziert nach Ausbreitungsklassen, für die meteorologische Zeitreihe 2009 der Windmessstation Braunschweig

4.2.2.3 Verkehrsdaten und Emissionen

Die der Emissionsmodellierung zu Grunde liegenden Verkehrsdaten stammen von Infrarotdetektoren, für die Messdaten für das gesamte Bezugsjahr 2009 in stündlicher Auflösung vorliegen. Die Lage der Verkehrsdetektoren TE129 und TE130 im Straßenabschnitt kann Abbildung 4-12 entnommen werden. In Tabelle 4-4 sind die detektierten Verkehrsdaten aufgelistet.



Abbildung 4-12: Lage der Verkehrsdetektoren im Altewiekring

Tabelle 4-4: Detektordaten der Kfz-Belastung im Altewiekring für 2009

Tageswerte	KFZ/d	sLkw/d	Anteil sLkw
TE129	13809	625	4.5%
TE130	14263	706	5.0%
Querschnitt	28121	1331	4.7%

Die Berechnungen der Emissionen erfolgte mit dem Modell IMMIS^{em} bzw. IMMIS^{em, hour} für HBEFA 3.1 in der Version 5 und für das HBEFA 2.1 in der Version 4. Als Verkehrssituation gemäß dem HBEFA 3.1 wurde Agglomeration/HVS/50 gesetzt, gemäß HBEFA 2.1 wurde die Situation LSA2 gesetzt. Die berechneten Emissionen auf Basis von Stundenwerten für die Modellketten 1 und 2 sind in Tabelle 4-5 und auf Basis von Jahresmittelwerten für Modellkette 3 in Tabelle 4-6 aufgelistet. Die Werte gelten jeweils für den gesamten Straßenquerschnitt, im Gegensatz zum Beispiel Frankfurter Allee (Kapitel 4.2.1.3) wurde keine Aufteilung der Emissionen nach Fahrtrichtung vorgenommen.

Tabelle 4-5: Jahresmittel der berechneten NO_x- und NO₂-Emissionen für den Altewiekring für Modellketten 1 und 2

	HBEFA Version	Querschnitt
NO _x [g/(m·d)]	HBEFA 3.1	18.8
	HBEFA 2.1	15.7
NO ₂ [g/(m·d)]	HBEFA 3.1	3.1

Tabelle 4-6: Jahresmittel der berechneten NO_x- und NO₂-Emissionen für den Altewiekring für Modellkette 3

	HBEFA Version	Querschnitt
NO _x [g/(m·d)]	HBEFA 3.1	19.1
	HBEFA 2.1	15.4
NO ₂ [g/(m·d)]	HBEFA 3.1	3.3

4.2.2.4 Vorbelastung

Für das Modellgebiet Altwiekering lagen nur Messdaten einer vorstädtischen Hintergrundstation (Braunschweig, Am Fernmeldeturm) und keine Messdaten einer städtischen Hintergrundstation vor. Es wurde davon ausgegangen, dass die vorstädtische Hintergrundstation zu weit außerhalb liegt, als dass die dort gemessenen Werte für NO_x und NO₂ als repräsentativ für den städtischen Hintergrund angesehen werden können. Im Projekt IVU UMWELT (2011A) wurde der städtische Beitrag der NO_x-Vorbelastung durch eine Ausbreitungsrechnung mit dem Regionalmodell IMMIS^{net} auf der Basis vorliegender Emissionskataster für städtischer Quellen bestimmt und über einen Abgleich mit den Messungen der vorstädtischen Hintergrundstation die NO_x-Vorbelastung bestimmt. Darauf aufbauend wurde der Jahresmittelwert der NO₂-Vorbelastung mit Hilfe des Romberg-Ansatzes (Kapitel 2.3.2) in der Parametrisierung nach BÄCHLIN & BÖSINGER (2007) bestimmt. Als O₃-Vorbelastung wurde der Jahresmittelwert der an der Station Braunschweig, Am Fernmeldeturm (GAA, 2010) gemessenen O₃-Werte angesetzt. Die verwendeten Vorbelastungswerte sind in Tabelle 4-7 aufgeführt.

Tabelle 4-7: Jahresmittelwerte der Vorbelastung 2009 für das Modellgebiet Altwiekering

	NO _x [µg/m³]	NO ₂ [µg/m³]	O ₃ [µg/m³]
Jahresmittelwert	28.9	19.4	49.0

4.3 Berechnungsergebnisse

4.3.1 Frankfurter Allee in Berlin

Abbildung 4-13 zeigt die Verteilung des mit MISKAM berechneten Jahresmittelwerts der NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet bei Verwendung der meteorologischen Daten 2008. Betrachtet werden die Modellergebnisse der Modellschicht 3 m – 4 m Höhe über Grund, die die Höhe des Messkopfs der Station Friedrichshain (3.5 m Höhe über Grund) beinhaltet. Die höchsten Werte der NO_x-Zusatzbelastung ergeben sich über der Fahrbahn, mithin über der Emissionsquelle. Zum Mittelstreifen und zu den Bürgersteigen fällt die Konzentration etwas ab. Auch in den Seitenstraßen wird durch die kfz-bedingten Emissionen in der Frankfurter Allee eine Zusatzbelastung herbeigeführt. In der östlichen Hälfte der Frankfurter Allee im Untersuchungsgebiet ergibt sich aufgrund der beidseitig geschlossenen Bebauung eine höhere Zusatzbelastung als in der westlichen Hälfte.

In Abbildung 4-14 ist die Verteilung der NO_x-Zusatzbelastung für den Querschnitt der Straßenschlucht, in dem die Aufpunkte liegen, mit Blick Richtung Osten dargestellt. In der Windrichtungsverteilung des Jahres 2008 sind Winde aus südsüdöstlicher und westsüdwestlicher Richtung vorherrschend (Abbildung 4-4, oben). Die südsüdöstliche Anströmung induziert einen Wirbel quer zur Straßenschlucht, der die emittierten Schadstoffe auf die südliche Straßenseite und dann nach oben transportiert. Die MISKAM-Ergebnisse zeigen hingegen im Querschnitt auf der südlichen Straßenseite eher niedrigere Werte als auf der nördlichen Straßenseite. Dies ist darin begründet, dass der betrachtete Querschnitt als Teil eines 3D-Modells auch durch die östlich und westlich vom Querschnitt gelegenen Kreuzungsbereiche beeinflusst wird, an denen die Zusatzbelastung etwas absinkt.

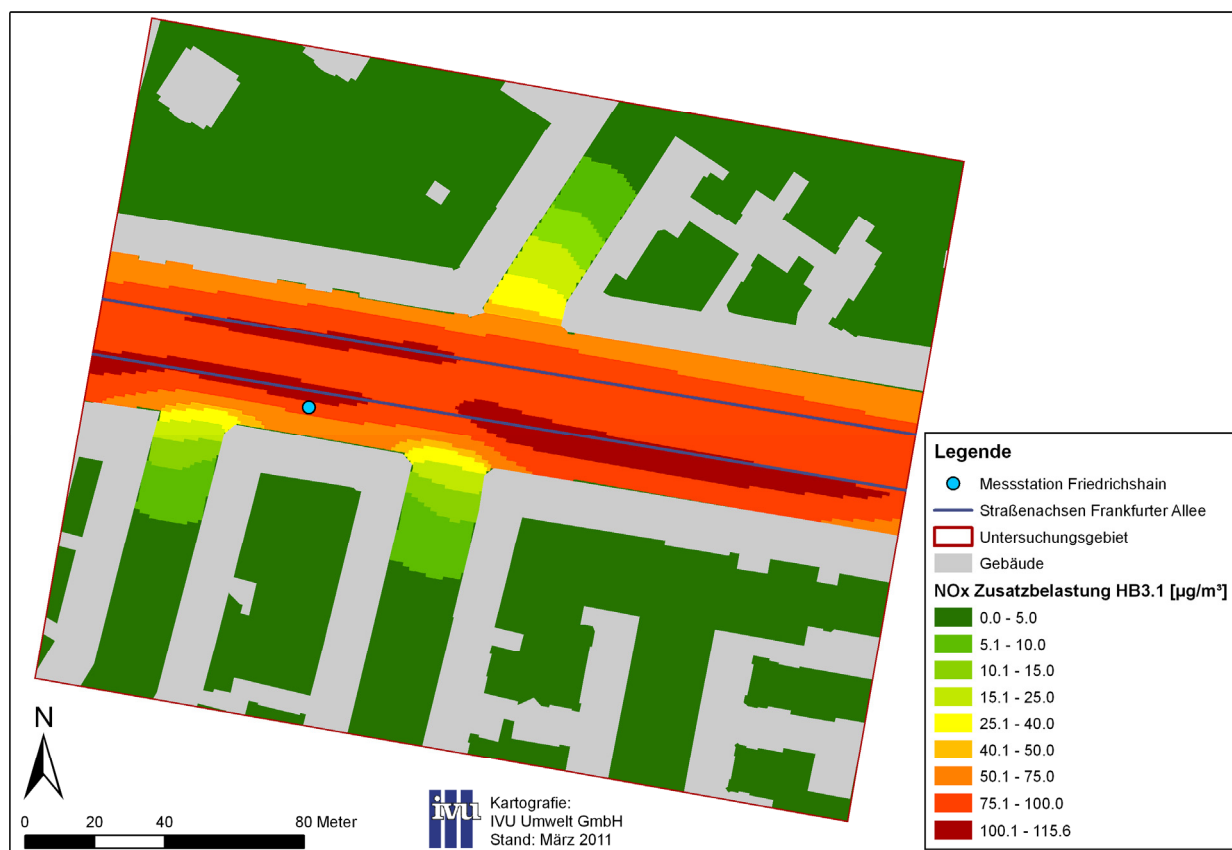


Abbildung 4-13: Jahresmittelwert der NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet Frankfurter Allee, 3 m-4 m über Grund, MISKAM 5.02, HBEFA 3.1, meteorologischen Daten 2008

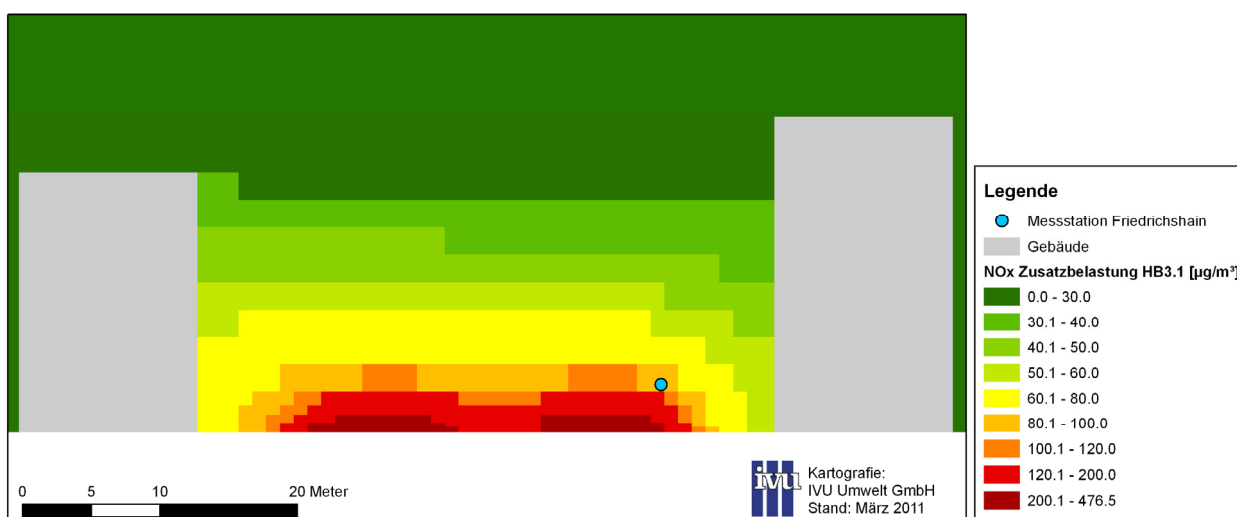


Abbildung 4-14: Jahresmittelwert der NO_x-Zusatzbelastung im Querschnitt auf Höhe der Messstation Friedrichshain, Blickrichtung Ost, MISKAM 5.02, HBEFA 3.1, meteorologische Daten 2008

Die Berechnungen wurden unter sonst gleichen Eingangsdaten mit meteorologischen Daten für 2009 (Abbildung 4-4, unten) wiederholt. Abbildung 4-15 zeigt die Verteilung des mit MISKAM berechneten Jahresmittelwerts der NO_x-Zusatzbelastung im Untersu-

chungsgebiet bei Verwendung der meteorologischen Daten 2009 und darunter die Verteilung der relativen Differenzen zum Konzentrationsfeld bei Verwendung der meteorologischen Daten 2008. In Abbildung 4-16 werden analog die NO_x-Zusatzbelastung im Querschnitt bei Verwendung der Meteorologie 2009 sowie die relativen Differenzen zum Vergleichsfall dargestellt.

Wie in Kapitel 4.2.1.2 beschrieben, weisen die meteorologischen Daten 2009 im Vergleich zu 2008 u. a. deutlich mehr Winde aus nordnordöstlichen Richtungen auf. Dementsprechend wird mehr des emittierten Schadstoffs in südliche Richtung über Dach aus der Frankfurter Allee ausgetragen und weniger in nördliche Richtung. Aus diesem Grund sinkt die für die mit meteorologischen Daten 2009 berechnete NO_x-Zusatzbelastung im nördlichen Bereich des Untersuchungsgebietes, jenseits der Bebauung der Frankfurter Allee, im Vergleich zu den Werten 2008 ab, während sie im südlichen Bereich des Untersuchungsgebiets jenseits der Bebauung ansteigt. In der Schlucht selbst erhöht sich im Bereich der Bebauung die NO_x-Zusatzbelastung auf der nördlichen Straßenseite, während sie auf südlichen Seite absinkt, da durch die häufigere Anströmung aus nordnordöstlichen Richtungen häufiger Wirbel quer zu Straßenschlucht induziert werden, die die emittierten Schadstoffe auf die nördliche Straßenseite und dann nach oben transportieren. In den Kreuzungsbereichen östlich und westlich der Messstation Friedrichshain wird diese Regel unterbrochen (Abbildung 4-15, unten).

Bei Betrachtung der relativen Differenzen im Querschnitt (Abbildung 4-16, unten) ist zu sehen, dass sowohl die Abnahme der NO_x-Zusatzbelastung auf der südlichen Straßenseite als auch die Zunahme auf der nördlichen Straßenseite über die gesamte Höhe der Straßenschlucht stattfindet und in Fassadennähe stärker ist als im mittleren Bereich über der Fahrbahn.

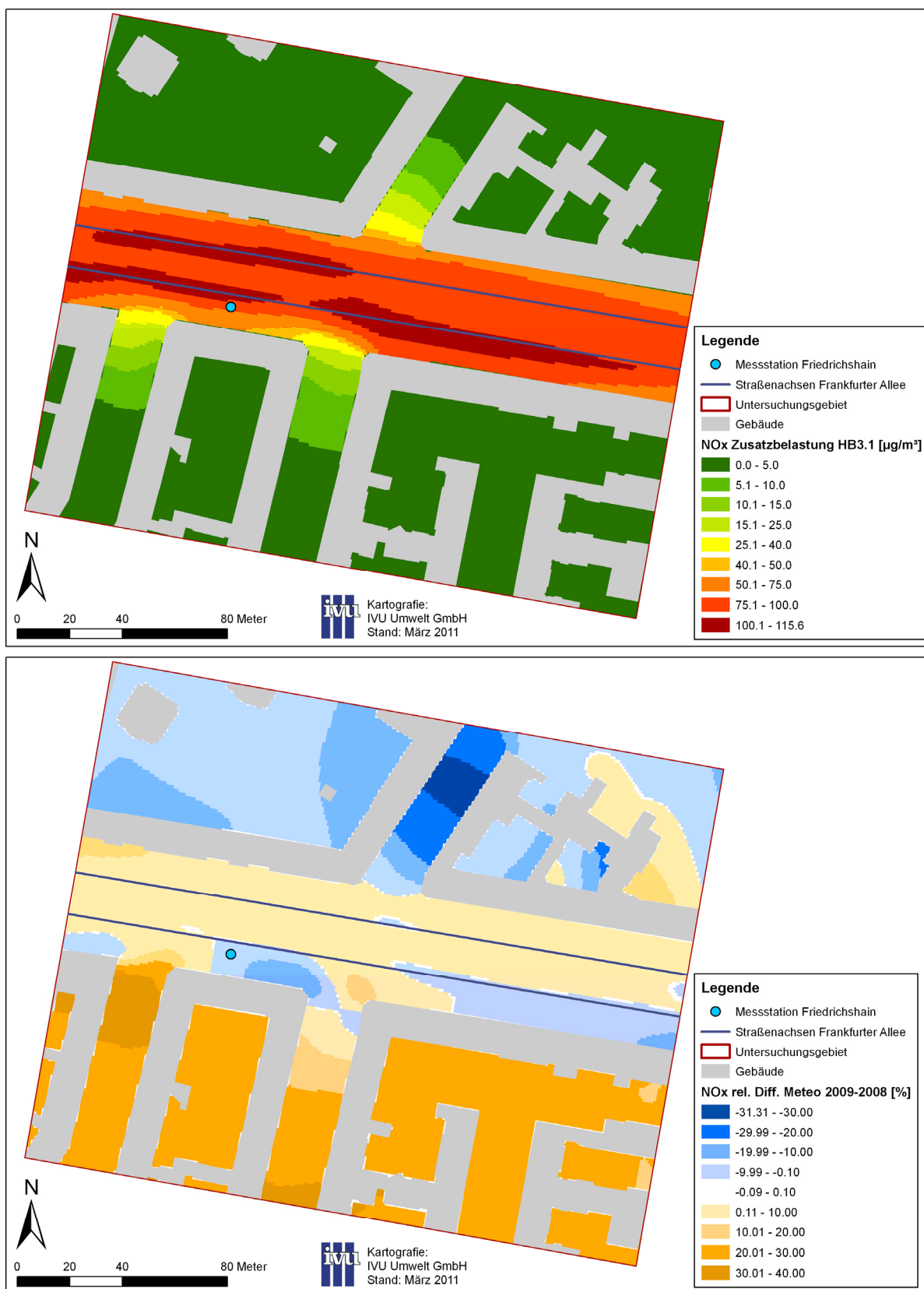


Abbildung 4-15: NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet, Level 3 m-4 m über Grund, MISKAM 5.02, HBEFA 3.1, meteorologische Daten 2009. Oben: Jahresmittelwert. Unten: Relative Differenz zu den meteorologischen Daten 2008.

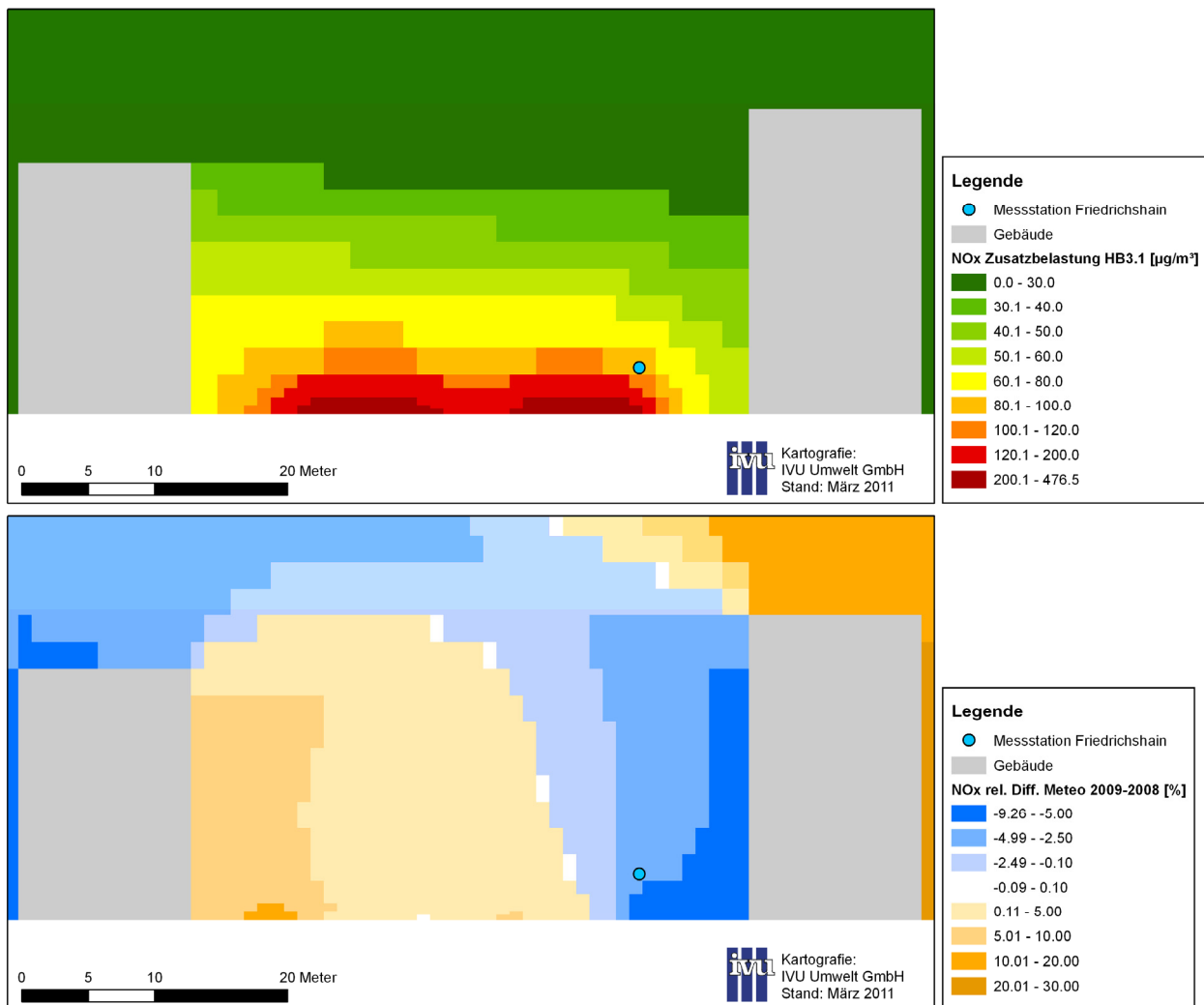


Abbildung 4-16: NO_x-Zusatzbelastung im Querschnitt auf Höhe der Messstation Friedrichshain, Blickrichtung Ost, MISKAM 5.02, HBEFA 3.1, meteorologische Daten 2009. Oben: Jahresmittelwert. Unten: Relative Differenz zu den meteorologischen Daten 2008.

Tabelle 4-8 zeigt die Jahresmittelwerte der verschiedenen Modellketten für die meteorologischen Daten 2008 und 2009 am Aufpunkt sowie die relativen Differenzen zwischen den Modellen. Der Aufpunkt entspricht für die Modellketten 1 und 2 der Position des Messkopfes der Station Friedrichshain bzw. der zugehörigen Gitterzelle des MISKAM-Modellgebiets (Abbildung 4-2, Abbildung 4-3), bei Modellkette 3 handelt es sich um den in IMMIS^{luft} fest definierten Aufpunkt in 1.5 m Höhe über Grund (Kapitel 2.2.2.1) im Straßenquerschnitt der Messstation.

Die relativen Differenzen zwischen den einzelnen Modellketten sind mit maximal 9 % gering. Die höchsten Werte am Aufpunkt werden von Modellkette 2 berechnet. Dabei wurde die Modellkette 2 hier in der standardmäßig verwendeten Variante A (Tabelle 3-4), d. h. mit MISKAM 5.02 eingesetzt. Gemäß den Untersuchungen in Kapitel 3.3.3 ist davon auszugehen, dass ein Einsatz von Modellkette 2 in Variante C (d. h., Diskretisierung 2. Ordnung für Turbulenz und Impuls, $z_{0,Dach} = 1$ cm) auch hier zu niedrigeren Werten führen würde. Die zweithöchsten Werte werden von Modellkette 3 mit dem Screeningmodell IMMIS^{luft} ermittelt.

Tabelle 4-8: Ergebnisse der Modellketten 1 bis 3 an der Messstation Friedrichshain sowie relative Differenzen, meteorologische Daten 2008 und 2009, HBEFA 3.1

	meteorologische Daten 2008			meteorologische Daten 2009		
	Zusatz- belastung NO _x	Gesamt- belastung NO _x	Gesamt- belastung NO ₂	Zusatz- belastung NO _x	Gesamt- belastung NO _x	Gesamt- belastung NO ₂
Jahresmittelwerte [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]						
Modellkette 1 (CPB) mit HERTEL & BERKOWICZ	83.2	120.4	52.2	80.3	117.5	52.3
Modellkette 1 (CPB) mit DÜRING & BÄCHLIN	83.2	120.4	53.3	80.3	117.5	52.5
Modellkette 2 (MISKAM)	91.3	128.4	55.5	88.0	125.1	54.6
Modellkette 3 (IMMIS ^{luft})	85.7	122.8	53.9	86.2	123.3	54.1
relative Differenzen [%]						
Modellkette 1 (CPB) mit HERTEL & BERKOWICZ zu Modellkette 2 (MISKAM)	-8.9	-6.2	-5.9	-8.8	-6.1	-4.2
Modellkette 1 (CPB) mit DÜRING & BÄCHLIN zu Modellkette 2 (MISKAM)	-8.9	-6.2	-4.0	-8.8	-6.1	-3.8
Modellkette 1 (CPB) mit HERTEL & BERKOWICZ zu Modellkette 3 (IMMIS ^{luft})	-2.9	-2.0	-3.2	-6.9	-4.7	-3.3
Modellkette 3 (IMMIS ^{luft}) zu Modellkette 2 (MISKAM)	-6.1	-4.4	-2.9	-2.0	-1.4	-0.9

In Tabelle 4-9 sind die relativen Differenzen, die durch Änderung des meteorologischen Bezugsjahrs verursacht wurden, für die einzelnen Modellketten aufgeführt. Die Änderung hat für die Modellketten 1 und 2 hinsichtlich der NO_x-Zusatz- und Gesamtbelastung die gleichen Konsequenzen, es wird eine relative Minderung um 3.5 % bzw. um 2.5 % am Aufpunkt berechnet. Die Gründe für die Minderung der Werte liegt dabei in der geänderten Verteilung der Windrichtungen, wie im Text zu Abbildung 4-15 beschrieben. Wird zur Bestimmung der NO₂-Gesamtbelastung in Modellkette 1 der Ansatz nach DÜRING & BÄCHLIN (2009) gewählt, so ist auch hier die relative Minderung ähnlich

hoch wie für Modellkette 2. Bei zeitaufgelöster Berechnung der NO₂-Gesamtbelastung mit Modellkette 1 und dem Ansatz nach HERTEL & BERKOWICZ (1989) steigt hingegen der Jahresmittelwert für 2009 gegenüber 2008 minimal an. Grund dafür ist die 2009 gegenüber 2008 veränderte Windgeschwindigkeitsverteilung, die bei HERTEL & BERKOWICZ (1989) in die Bestimmung der Verweildauer τ eingeht, während τ bei dem Ansatz nach DÜRING & BÄCHLIN (2009) konstant gesetzt ist.

Für die Modellkette 3 steigen alle Jahresmittelwerte 2009 gegenüber 2008 an. Dies ist darin begründet, dass IMMIS^{luft} von zwei Aufpunkten immer denjenigen mit der höheren Belastung ausgibt. Bei Verwendung der meteorologischen Daten 2009 liegt dieser Punkt auf der anderen (nördlichen) Straßenseite gegenüber der Verwendung der Meteorologiedaten 2008.

Tabelle 4-9: Relative Differenzen der meteorologische Daten 2009 zu 2008 an der Messstation Friedrichshain, HBEFA 3.1

Differenz in %	Zusatzbelastung NO _x	Gesamtbelastung NO _x	Gesamtbelastung NO ₂
Modellkette 1 (CPB) mit HERTEL & BERKOWICZ	-3.5	-2.5	0.2
Modellkette 1 (CPB) mit DÜRING & BÄCHLIN	-3.5	-2.5	-1.5
Modellkette 2 (MISKAM)	-3.6	-2.6	-1.6
Modellkette 3 (IMMIS ^{luft})	0.6	0.4	0.4

Tabelle 4-10 zeigt die Jahresmittelwerte der verschiedenen Modellketten am Aufpunkt für das Bezugsjahr 2008, berechnet mit den Emissionen nach HBEFA 2.1, sowie die relativen Differenzen zu den Modellergebnissen auf Basis von HBEFA 3.1 in Tabelle 4-8. Da das HBEFA 2.1 keine NO₂-Direktemissionen enthält, wurde hier auf die Ermittlung der NO₂-Gesamtbelastung verzichtet.

Die auf Basis von HBEFA 2.1 berechneten Jahresmittelwerte liegen deutlich niedriger als die auf Basis von HBEFA 3.1 ermittelten. Dies war bei Berücksichtigung der Entwicklung der Emissionen in beiden Handbüchern, wie in Kapitel 2.1 dargestellt, zu erwarten. Dabei weisen die Modellketten 1 und 2 eine ähnliche relative Differenz für Zusatz- und Gesamtbelastung auf. Die Ergebnisse der Modellkette 3 sinken nicht ganz so stark gegenüber den Ergebnissen auf Basis des HBEFA 3.1 ab. Grund dafür ist, dass IMMIS^{em} im Verhältnis zu IMMIS^{em,hour} höhere Emissionen auf Basis des HBEFA 2.1 als auf Basis des HBEFA 3.1 berechnet (vergleiche dazu auch Tabelle 4-2 und Tabelle 4-3).

Tabelle 4-10: Ergebnisse der einzelnen Modellketten an der Messstation Friedrichshain für die meteorologischen Daten 2008 auf Basis von HBEFA 2.1 sowie relative Differenzen zu den Modellergebnissen auf Basis von HBEFA 3.1

	Jahresmittelwerte [µg/m³]		Relative Differenzen zu HBEFA 3.1 [%]	
	Zusatzbelastung NO _x	Gesamtbelastung NO _x	Zusatzbelastung NO _x	Gesamtbelastung NO _x
Modellkette 1 (CPB)	63.2	100.5	-24.0	-16.5
Modellkette 2 (MISKAM)	71.0	108.1	-22.2	-15.8
Modellkette 3 (IMMIS ^{luft})	71.4	108.5	-16.7	-11.6

4.3.2 Altewiekring in Braunschweig

Abbildung 4-17 zeigt die Verteilung des mit MISKAM berechneten Jahresmittelwerts der NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet, basierend auf HBEFA 3.1. Betrachtet werden die Modellergebnisse der Modellschicht 3 m – 4 m Höhe über Grund, die die Höhe des Messkopfs der Station Braunschweig Verkehr (3.5 m Höhe über Grund) beinhaltet. Die höchsten Werte der NO_x-Zusatzbelastung ergeben sich über der Fahrbahn des Altewiekrings. Über den Fahrbahnen der Seitenstraßen, deren kfz-bedingte Emissionen bei der Modellierung berücksichtigt wurden, sind die Werte deutlich niedriger als im Altewiekring. Zu den Bürgersteigen hin fällt die Konzentration ab.

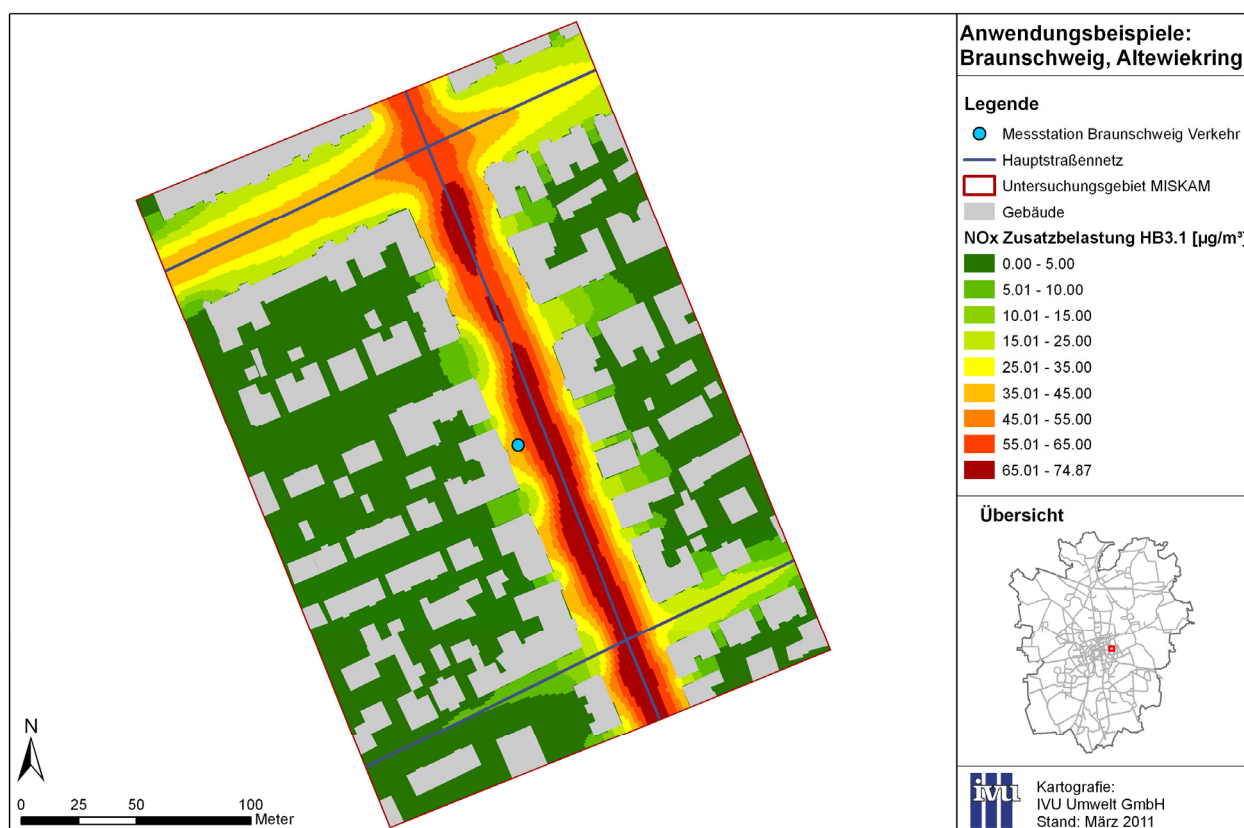


Abbildung 4-17: Jahresmittelwert der NO_x-Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet, 3 m-4 m über Grund, MISKAM 5.02, HBEFA 3.1

Grundsätzlich führen die Emissionen im Altewiekring auch in den Seitenstraßen und in Gebäudelücken zu einer Zusatzbelastung, wobei die Schadstoffe im vorliegenden Fall aufgrund der vorherrschenden südwestlichen Windrichtungen (Kapitel 4.2.2.2) stärker in nordöstliche Richtungen transportiert werden. Gleichzeitig führen Kreuzungsbereiche und Gebäudelücken zu einer sehr heterogenen Konzentrationsverteilung im Bereich der Bürgersteige des Altewiekrings.

In Tabelle 4-11 sind die Jahresmittelwerte der drei Modellketten auf Basis des HBEFA 3.1 am Aufpunkt sowie die relativen Differenzen zwischen den Modellketten angegeben. Der Aufpunkt entspricht für die Modellketten 1 und 2 der Position des Messkopfes der Station Braunschweig Verkehr bzw. der zugehörigen Gitterzelle des MISKAM-Modellgebiets (Abbildung 4-2, Abbildung 4-3), bei Modellkette 3 handelt es sich um den in IMMIS^{luft} fest definierten Aufpunkt in 1.5 m Höhe über Grund (Kapitel 2.2.2.1) im Straßenquerschnitt der Messstation. Die Berechnung der NO₂-Gesamtbelastung wurde im Gegensatz zum Vorgehen im Beispiel Frankfurter Allee auch für Modellkette 1 nur auf Jahresmittelwert-Basis (d. h. nach dem Ansatz von DÜRING & BÄCHLIN, 2009) durchgeführt, da keine verwendbaren stündlich aufgelösten Vorbelastungsdaten für NO₂ zur Verfügung standen.

Wie schon im Beispiel Frankfurter Allee werden die höchsten Werte am Aufpunkt von Modellkette 2 berechnet. Dabei wurde die Modellkette 2 hier in der standardmäßig verwendeten Variante A (Tabelle 3-4), d. h. mit MISKAM 5.02 eingesetzt. Gemäß den Untersuchungen in Kapitel 3.3.3 ist davon auszugehen, dass ein Einsatz von Modellkette 2 in Variante C (d. h., Diskretisierung 2. Ordnung für Turbulenz und Impuls, $z_{0,Dach} = 1$ cm) auch hier zu niedrigeren Werten führen würde. Die zweithöchsten Werte werden von Modellkette 3 mit dem Screeningmodell IMMIS^{luft} ermittelt.

Die relativen Differenzen zwischen Modellkette 1 einerseits und den Modellketten 2 und 3 andererseits sind höher als im Beispiel Frankfurter Allee, sie liegen für die NO_x-Zusatzbelastung bei rund 20 % und für die NO₂-Gesamtbelastung bei rund 10 %. Die Differenzen zwischen den Modellketten 2 und 3 sind relativ gering, wobei Modellkette 2 aus den im vorangegangenen Absatz genannten Gründen noch etwas höher liegt als die Modellkette 3 mit dem Screeningmodell.

Tabelle 4-11: Ergebnisse der Modellketten 1 bis 3 an der Messstation Braunschweig Verkehr sowie relative Differenzen, Basis HBEFA 3.1, NO₂ nach DÜRING & BÄCHLIN (2009)

	Zusatzbelastung NO _x	Gesamtbelastung NO _x	Gesamtbelastung NO ₂
Jahresmittelwerte [µg/m³]			
Modellkette 1 (CPB)	35.0	63.8	33.5
Modellkette 2 (MISKAM)	45.8	74.6	37.3
Modellkette 3 (IMMIS ^{luft})	43.6	72.5	36.8
relative Differenzen [%]			
Modellkette 1 (CPB) zu Modellkette 2 (MISKAM)	-23.6	-14.5	-10.2
Modellkette 1 (CPB) zu Modellkette 3 (IMMIS ^{luft})	-19.7	-12.0	-9.0
Modellkette 3 (IMMIS ^{luft}) zu Modellkette 2 (MISKAM)	-4.8	-2.8	-1.3

In Tabelle 4-12 sind die Jahresmittelwerte der drei Modellketten auf Basis des HBEFA 2.1 am gleichen Aufpunkt wie zuvor sowie die relativen Differenzen zwischen den Modellketten angegeben. Da das HBEFA 2.1 keine Werte für Anteile von NO₂-Direktemissionen an den NO_x-Abgasemissionen liefert, wurde die NO₂-Gesamtbelastung hier mit dem Ansatz nach ROMBERG ET AL. (1996) in der Parametrisierung nach BÄCHLIN & BÖSINGER (2007) ermittelt.

Wie schon zuvor werden die höchsten Werte am Aufpunkt von Modellkette 2 mit der standardmäßig verwendeten Variante A (Tabelle 3-4) berechnet. Die zweithöchsten Werte werden von Modellkette 3 mit dem Screeningmodell IMMIS^{luft} ermittelt, wobei die NO_x-Ergebnisse der Modellketten 2 und 3 auf Basis des HBEFA 2.1 etwas weiter auseinander liegen als auf Basis des HBEFA 3.1, was sich auch in den zugehörigen relativen Differenzen zeigt. Bei der NO₂-Gesamtbelastung liegen die Modellketten 2 und 3 wieder relativ dicht beieinander, was im Verlauf der modifizierten gebrochen-rationalen Funktion begründet liegt, auf der der Romberg-Ansatz beruht. Die relativen Differenzen zwischen Modellkette 1 und 2 sind ähnlich hoch wie auf Basis des HBEFA 3.1.

Tabelle 4-12: Ergebnisse der Modellketten 1 bis 3 an der Messstation Braunschweig Verkehr sowie relative Differenzen, Basis HBEFA 2.1, NO₂ nach ROMBERG ET AL. (1996) und BÄCHLIN & BÖSINGER (2007)

	Zusatzbelastung NO _x	Gesamtbelastung NO _x	Gesamtbelastung NO ₂
Jahresmittelwerte [µg/m³]			
Modellkette 1 (CPB)	28.4	57.3	30.4
Modellkette 2 (MISKAM)	38.3	67.2	33.7
Modellkette 3 (IMMIS ^{luft})	35.2	64.1	33.6
relative Differenzen [%]			
Modellkette 1 (CPB) zu Modellkette 2 (MISKAM)	-25.8	-14.7	-9.8
Modellkette 1 (CPB) zu Modellkette 3 (IMMIS ^{luft})	-19.3	-10.6	-9.5
Modellkette 3 (IMMIS ^{luft}) zu Modellkette 2 (MISKAM)	-8.1	-4.6	-0.3

Tabelle 4-13 zeigt die relativen Differenzen zwischen den Ergebnissen auf Basis des HBEFA 3.1 in Tabelle 4-11 und denen auf Basis des HBEFA 2.1 in Tabelle 4-12. Die auf Basis von HBEFA 2.1 berechneten Jahresmittelwerte liegen analog zum Beispiel Frankfurter Allee deutlich niedriger als die auf Basis von HBEFA 3.1 ermittelten. Dabei weisen alle Modellketten ähnliche relative Differenzen auf.

Tabelle 4-13: Relative Differenzen der Ergebnisse der Modellketten 1 bis 3 an der Messstation Braunschweig Verkehr, HBEFA 2.1 mit ROMBERG ET AL. (1996) und BÄCHLIN & BÖSINGER (2007) bezogen auf HBEFA 3.1 mit DÜRING & BÄCHLIN (2009)

	Zusatzbelastung NO _x [%]	Gesamtbelastung NO _x [%]	Gesamtbelastung NO ₂ [%]
Modellkette 1 (CPB)	-18.9	-10.2	-9.3
Modellkette 2 (MISKAM)	-16.4	-9.9	-9.7
Modellkette 3 (IMMIS ^{luft})	-19.3	-11.6	-8.7

4.4 Validierung anhand von Messungen

Für die beiden realen Anwendungsbeispiele in Berlin und Braunschweig liegen Messdaten der NO_x- und NO₂-Belastung vor, die im Folgenden mit den Modellergebnissen verglichen werden. In Abbildung 4-18 ist die zeitliche Entwicklung verschiedener Luftparameter am BLUME-Messcontainer Station Friedrichshain (Frankfurter Allee) in Berlin für die Jahre 1994 bis 2009 dargestellt. Für den Vergleich mit den Modellergebnissen wurden die NO_x und NO₂-Jahresmittelwerte von 2008 und 2009 herangezogen. In Abbildung 4-19 sind die im Altewiekring in Braunschweig gemessenen NO_x- und NO₂-Jahresmittelwerte für die Jahre 2008 bis 2010 dargestellt. Der Vergleich mit den Modellergebnissen wurde entsprechend dem Bezugsjahr der verkehrliche Eingangsdaten für das Jahr 2009 durchgeführt.

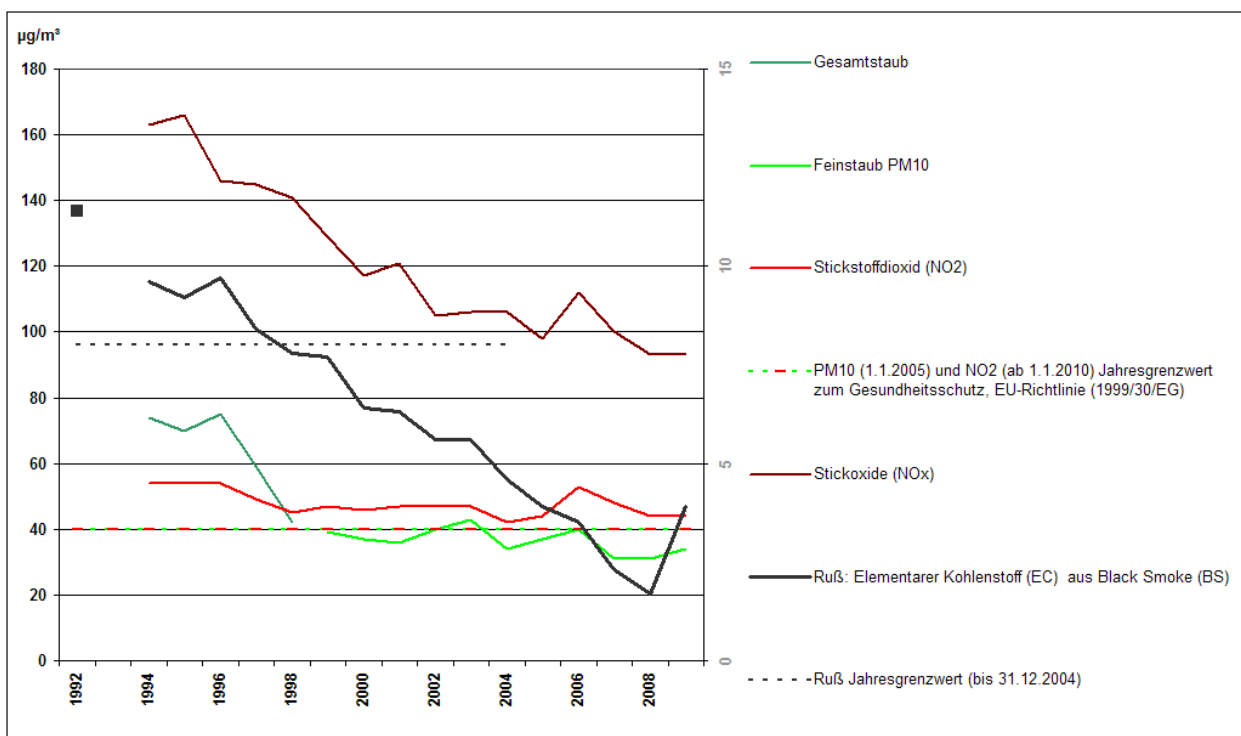


Abbildung 4-18: Jahresmittelwerte verschiedener Luftparameter am BLUME-Messcontainer Station Friedrichshain⁸

⁸ http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/extra/3_12/d312_MC174.htm

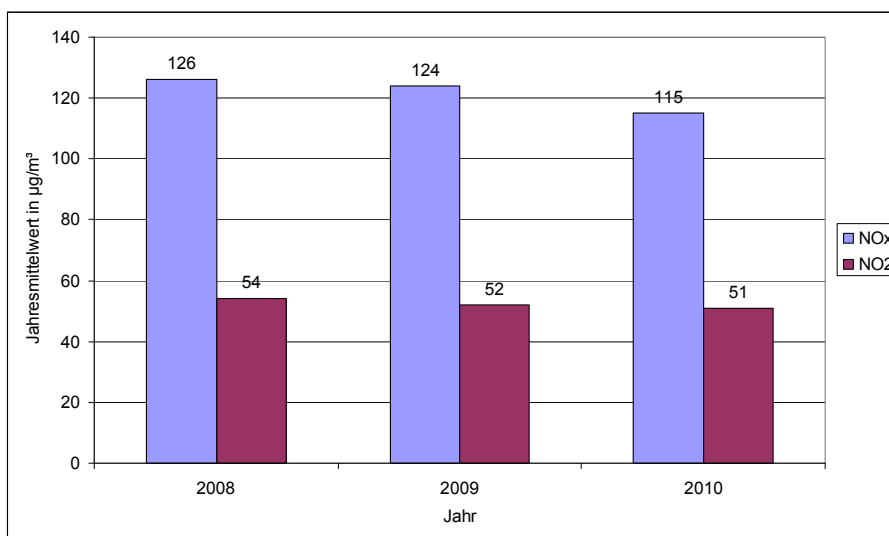


Abbildung 4-19: Jahresmittelwerte der NO_x- und NO₂ Belastung im Altewiekring in Braunschweig aus den Jahresberichten des Staatlichen Gewerbeaufsichtsamts Hildesheim

In Tabelle 4-14 werden die Modellergebnisse der verschiedenen Modellketten auf Basis der Emissionen nach dem aktuellen HBEFA 3.1 den jeweiligen Messwerten für NO_x und NO₂ gegenübergestellt. Für die Frankfurter Allee in Berlin lagen für alle Modellketten Berechnungen für das Bezugsjahr 2008 vor, während für das Bezugsjahr 2009 nur Berechnungen mit IMMIS^{luft} aus der aktuellen Luftreinhalteplanung mit Messdaten verglichen werden konnten⁹. Für den Altewiekring in Braunschweig konnten für das Bezugsjahr 2009 die Ergebnisse der verschiedenen Modellketten mit Messdaten verglichen werden.

Bei den Modellrechnungen mit Modellkette 3 für Berlin wurden bei der Bestimmung der kfz-bedingten Emissionen zum einen die mit dem HBEFA 3.1 ausgegebene bundesdeutsche Standardflotte für das jeweilige Bezugsjahr verwendet (Flotte HBEFA, siehe Tabelle 4-2 und Tabelle 4-3) sowie zusätzlich die auf Basis von Kennzeichenerfassungen abgeleiteten für Berlin spezifischen Flottenzusammensetzungen angesetzt (Flotte Berlin).

In der Frankfurter Allee werden in allen Fällen die Messwerte durch die Modellergebnisse überschätzt. Dabei ist die Überschätzung bei NO_x immer deutlich höher als beim Jahresmittelwert von NO₂. Die Abweichung zwischen Modell und Messung liegt bei NO₂ immer innerhalb der durch die EU-Richtlinie vorgegebenen Qualitätsanforderungen von 30 %. In beiden Bezugsjahren führt die Berücksichtigung der für Berlin spezifisch erhobenen Flottenzusammensetzung zu deutlich niedrigeren Modellwerten und damit zu einer besseren Übereinstimmung mit den Messwerten. So kann mit dem einfachen Screeningmodell IMMIS^{em/luft} für 2009 eine sehr gute Reproduktion der Messergebnisse erreicht werden. Die mit der Modellkette 3 herausgearbeiteten Belastungen bei der Verwendung der Flotte Berlin würden auch in den Modellketten 1 und 2 zu entsprechend geringeren Unterschieden zwischen Modellergebnissen und Messwerten führen.

⁹ Die Modellketten 1 und 2 wurden zwar mit der Meteorologie 2009 berechnet, nicht aber mit den Emissions- und Vorbelastungsdaten für 2009, so dass ein Vergleich mit Messdaten nicht sinnvoll ist.

Die Modellrechnungen für den Altewiekring in Braunschweig unterschätzen die Messergebnisse deutlich. So kann nur knapp mit den Modellketten 2 und 3 das Qualitätsziel nach EU-Richtlinie für NO₂ mit 28 % bzw. 29 % Unterschätzung eingehalten werden. Die Abweichung bei den NO_x-Jahresmittelwerten betragen zwischen 40 % und fast 50 %. Eine zurzeit in Bearbeitung befindliche detaillierte Untersuchung zur Modellierung der Schadstoffkonzentration im Altewiekring (IVU UMWELT, 2011A) zeigt bisher noch keine vollständig belastbaren Erklärungen für die systematische Unterschätzung der hohen Belastungssituation mit allen drei Modellketten. In der genannten Studie wird gezeigt, dass eine stündliche Modellierung auf Basis der Modellkette 1 (CPB) einen recht hohen Erklärungswert mit 68 % hat. Es kann also davon ausgegangen werden, dass die grundsätzlichen zeitlichen Verläufe richtig wiedergegeben werden.

Unter der Annahme, dass die Messergebnisse korrekt sind¹⁰, bleiben als Erklärungen vorerst nur fehlenden NO_x/NO₂-Emissionen, die entweder von nicht bekannten Quellen stammen oder in einer fehlerhaften Bestimmung der kfz-bedingten Emissionen begründet sind. Hinweise zu möglicherweise zu niedrigen NO_x/NO₂-Kfz-Emissionen finden sich z. B. in SCHOLZ ET AL (2011) oder VELDERS ET AL. (2011).

¹⁰ Das GAA führt zurzeit im Abschnitt Altewiekring ergänzende Messungen mit NO₂-Passivsammlern durch, die die Ergebnisse der kontinuierlich messenden Station absichern sollen. Ergebnisse dieser Messungen lagen bis zum Projektende noch nicht vor.

Tabelle 4-14: Vergleich der Modellergebnisse der einzelnen Modellketten mit Messwerten in Berlin und Braunschweig

	JMW NO _x [µg/m ³]	Unterschied zur Messung	JMW NO ₂ [µg/m ³]	Unterschied zur Messung
Frankfurter Allee				
Messung 2008	94.0		44.1	
Modellkette 1 (CPB) mit HERTEL & BERKOWICZ	120.4	28.1%	52.2	18.4%
Modellkette 1 (CPB) mit DÜRING & BÄCHLIN	120.4	28.1%	53.3	20.9%
Modellkette 2 (MISKAM)	128.4	36.6%	55.5	25.9%
Modellkette 3 mit Flotte HBEFA (IMMIS ^{luft})	122.8	30.6%	53.9	22.2%
Modellkette 3 mit Flotte Berlin (IMMIS ^{luft})	116.2	23.6%	51.8	17.5%
Messung 2009	93.0		44	
Modellkette 3 mit Flotte HBEFA (IMMIS ^{luft})	108.7	16.9%	50.5	14.8%
Modellkette 3 mit Flotte Berlin (IMMIS ^{luft})	93.2	0.2%	45.7	3.9%
Altewiekring				
Messung 2009	124.1		51.9	
Modellkette 1 (CPB) mit DÜRING & BÄCHLIN	63.8	-48.6%	33.5	-35.5%
Modellkette 2 (MISKAM)	74.6	-39.9%	37.3	-28.1%
Modellkette 3 (IMMIS ^{luft})	72.5	-41.6%	36.8	-29.1%

5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die Modellierung von Luftschadstoffbelastungen für verkehrsbedingte Hotspots stellt eine hoch komplexe Aufgabe dar. Im Rahmen der Luftreinhalteplanung, die sich aus der 39. BImSchV ergibt, soll ausgehend von verkehrlichen Eingangsdaten die Luftschadstoffbelastung in Straßenräumen möglichst genau prognostiziert werden. Die folgenden Informationen und Methoden müssen dabei in der Prognose aufbereitet und speziell für die Ermittlung der NO₂-Konzentration berücksichtigt werden:

- Verkehrsdaten für den Kfz-Verkehr gesamt und getrennt nach Fahrzeugkategorie, wie z. B. Pkw, leichte und schwere Nutzfahrzeuge und Busse,
- die Flottenzusammensetzung innerhalb von Fahrzeugkategorien z. B. nach Euro-Normen,
- die darauf basierende Berechnung der Kfz-Emissionen für verschiedene Verkehrssituationen und Verkehrsqualitätsstufen sowie Kaltstartzustände,
- die meteorologischen Daten über dem zu untersuchenden Straßenraum,
- die Ausbreitungsbedingungen im Straßenraum,
- die Vorbelastung über dem Straßenraum, die erst mit der prognostizierten Zusatzbelastung zur zu beurteilenden Gesamtbelastung zusammengefasst werden kann sowie
- die photochemischen Bildungs- und Abbauprozesse von NO₂.

Mit der vorgelegten Untersuchung wurde ein Überblick über den Stand der Modellierungstechnik gegeben und exemplarisch mit ausgewählten Methoden an einem synthetischen und zwei realen Fällen die Anwendbarkeit von Modellen im Rahmen der Luftreinhalteplanung nachgewiesen. Folgende Schlussfolgerungen lassen sich aus den Anwendungen und Vergleichen ziehen.

1. Ausbreitungsmodellierung:

- Der Vergleich der verschiedenen Modellketten untereinander zeigt, dass Unterschiede bei der durch die Ausbreitungsmodelle prognostizierten Zusatzbelastung im synthetischen Fall von über 30 % auftreten. Dabei wird allein zwischen zwei verschiedenen Versionen eines Modells ein Unterschied von 18 % ermittelt.
- In den realen Anwendungsbeispielen sind die Unterschiede zwischen den einzelnen Modellen kleiner als im synthetischen Fall und liegen bei 10 % in Berlin und maximal 24 % in Braunschweig.
- Bei Berücksichtigung einer vorgegebenen Vorbelastung reduzieren sich die Unterschiede in der ermittelten NO_x-Gesamtbelastung auf unter 25 %.
- Nochmals geringere Unterschiede zwischen den verschiedenen Modellen ergeben sich im Vergleich der berechneten NO₂-Jahresmittelwerte, wobei in den realen Fällen die Unterschiede maximal 10 % betragen.
- Im Allgemeinen sind die mit dem Screeningverfahren berechneten Konzentrationen höher als die Berechnungen mit einem zeitaufgelöstes Detailmodell.
- Die Verwendung einer realen Windrose führt im Vergleich mit einer synthetischen gleichverteilten Windrichtungen in der untersuchten Konfiguration zu Änderungen je nach Straßenseite von bis zu +/- 13% bei der NO_x-Zusatzbelastung und bis zu +/- 5 % bei der NO₂-Gesamtbelastungen.

- Alle untersuchten Modellketten zeigen in der reinen Ausbreitungsrechnung, also bei der Modellierung der NO_x-Zusatzbelastung, ein sehr ähnliches Verhalten bei Variation von Eingangsdaten wie z. B der Windrichtungsverteilung.

2. Photochemischer Prozess

- Für die praktische Anwendung der NO₂-Modellierung im Straßenraum stehen mit den Ansätzen nach HERTEL & BERKOWICZ (1989) und DÜRING & BÄCHLIN (2009) je ein Verfahren für die Modellierung auf Basis von stündlichen Werten und auf Basis von Jahresmittelwerten zur Verfügung. Die Anwendung der rein empirischen Romberg-Ansätze kann für die NO₂-Modellierung im Straßenraum, zumindest für aktuelle Bezugsjahre oder Konzentrationsniveaus ab etwa 40 µg/m³, aus den in Abschnitt 2.3 genannten Gründen nicht mehr empfohlen werden. Ebenso sollte aufgrund derer prinzipiellen Überschätzung auf den Einsatz der Verfahren nach YAMARTINO & WIEGAND (1986) für stündliche Daten und IVU UMWELT (2009B) für Jahresmittelwerte verzichtet werden.
- Beide empfohlenen Verfahren berücksichtigen die in Abschnitt 2.3.1 genannten drei Reaktionsgleichungen, was nach derzeitigem Kenntnisstand für die NO₂-Modellierung im Straßenraum ausreichend ist. Eine wissenschaftlich abschließende Bestätigung steht allerdings durch die noch offene Festlegung des Gültigkeitsbereichs in der Richtlinie VDI 3783 Blatt 19 noch aus. Verfahren, die über die Berücksichtigung der drei Gleichungen hinausgehen, stehen für den Einsatz in der praxisrelevanten NO₂-Modellierung im Straßenraum gegenwärtig allerdings nicht zur Verfügung, da entweder die nötigen Eingangsdaten dafür nicht vorliegen oder eine Kalibrierung anhand von Messdaten für konkrete Straßenräume erforderlich ist.
- Der vereinfachte photochemische Prozess nach DÜRING & BÄCHLIN (2009) auf Basis von Jahresmittelwerten führt zu ca. 10 % höheren NO₂-Jahresmittelwerten als der stündlich auflösende Ansatz nach HERTEL & BERKOWICZ (1989).
- Die Abhängigkeit der berechneten NO₂-Jahresmittelwerte von der Ozonvorbelastung kann bei hohen NO_x-Zusatzbelastungen bis ca. 0.4 µg/m³ NO₂ je µg/m³ Ozon betragen.
- In der Bearbeitung der Anforderungen, die sich aus der EU-Luftqualitätsrichtlinie ergeben, erfolgt ein großer Anteil der konkreten NO₂-Modellierungen auf Basis von Jahresmittelwerten. Auch bei dem dafür empfohlenen Ansatz nach DÜRING & BÄCHLIN (2009), der in der Praxis die bisher weit verbreiteten Romberg-Ansätze ersetzt wird, ist dabei auf die sorgfältige Ermittlung der Hintergrundkonzentration von Ozon zu achten, die in der bisherigen Modellierung mit Romberg-Ansätzen keine Relevanz hat, für den neuen Ansatz jedoch eine sensitive Eingangsgröße ist.

3. Emissionsmodellierung

- Im Beispiel der synthetischen Straßenschlucht führt eine Minderung der Emissionen von 2008 bis 2015 gemäß den Standardvorgaben des HBEFA 3.1 um 30% bei NO_x und 17% bei NO₂ bei sonst gleichen Bedingungen zu einer Minderung der NO₂-Gesamtbelastung um 12%.
- Allein die Anpassung der Flottenzusammensetzung in Berlin von den Standardvorgaben des HBEFA auf die lokale, durch die Umweltzone beeinflusste Flotte, führt zu einer Reduktion des prognostizierten NO₂-Jahresmittelwertes um fast 10 % in der Frankfurter Allee.

4. Validierung

- Der Vergleich zwischen den prognostizierten und gemessenen NO₂-Konzentrationen in Berlin zeigt, dass die Modellwerte den durch die EU geforderten Qualitätskriterien genügen, während in Braunschweig - unter der Annahme, dass die Messwerte korrekt sind - die Qualität teilweise nicht ausreichend ist.
- In Berlin werden die Messdaten eher überschätzt, während in Braunschweig eine deutliche Unterschätzung festgestellt wird.
- Alle untersuchten Modellketten zeigen im Vergleich mit den Messwerten in den beiden Beispielen das gleiche Bild (Überschätzung in Berlin, Unterschätzung in Braunschweig).

5. Forschungsbedarf

- Auf Grund des hohen Anteils der Zusatzbelastung, die durch den lokalen Straßenverkehr verursacht wird, hat die Bestimmung der Kfz-Emissionen einen entscheidenden Einfluss auf die Qualität von Schadstoffprognosen für Hotspots. Es müssen deshalb Methoden und Maßnahmen entwickelt und angewendet werden, die eine Qualitätskontrolle der Kfz-Emissionsmodellierung anhand von Immissionsmessungen ermöglichen.
- Obwohl die Unterschiede zwischen den Ergebnissen der verschiedenen Modelle im Vergleich zur Ungenauigkeit in der Kfz-Emissionsbestimmung eher klein sind, zeigt sich, dass eine kontinuierliche Validierung durch Vergleiche von Anwendungsfällen mit Messdaten notwendig ist, um mögliche Unterschiede gesichert quantifizieren zu können und bei Weiterentwicklungen einzelner Modelle die Wirkungen auf die Prognoseergebnisse überprüfen zu können.
- Die geprüften Verfahren zur Berücksichtigung der photochemischen Prozesse bei der Bestimmung des NO₂-Jahresmittelwerts sind für aktuelle Situationen hinreichend genau. Gerade in Hinblick auf die Prognose der zukünftigen Belastungssituationen ist aber eine regelmäßige Überprüfung und gegebenenfalls Aktualisierung der verwendeten Parametrisierung nach DÜRING & BÄCHLIN (2009) angeraten.
- Für eine Validierung und Verbesserung der eingesetzten Modelle sind möglichst vollständige, differenzierte und zeitlich hoch aufgelöste gleichzeitige Messdaten der wichtigsten Eingangsgrößen erforderlich (z. B. Kfz-Stärke und Zusammensetzung, meteorologische Situation über Dach, Konzentrationsmessungen der Vor- und Gesamtbelastung für die relevanten Stoffe). Solche Datensätze sind nur sehr selten und ihre Verfügbarkeit sollte bei der Durchführung von Messkampagnen durch koordiniertes Vorgehen und Bereitstellung der Daten vergrößert werden.

Insgesamt zeigt sich, dass alle untersuchten Modellketten für die Anwendung im Rahmen der Luftreinhalteplanung nach der 39. BImSchV prinzipiell geeignet sind. Alle Modellketten zeigen ähnliches Verhalten, sowohl im Hinblick auf die Variation von Eingangsdaten als auch beim Vergleich mit realen Situationen. In der Praxis ist neben der sorgfältigen Anwendung und Parametrisierung der Ausbreitungsmodelle insbesondere darauf zu achten, die Kfz-Emissionen möglichst genau zu modellieren und – zumindest bei höheren NO_x-Zusatzbelastungen – die Ozon-Vorbelastung genau zu ermitteln bzw. zu prognostizieren.

6 Glossar und Abkürzungen

Abgas	Von Verbrennungsmotoren im Betrieb erzeugtes Gas, das durch den Auspuff freigesetzt wird.
Advektion	hier: Transport von Luft und den darin enthaltenen Spurenstoffen aufgrund der Massebewegung der Atmosphäre
AKS	Ausbreitungsklassen-Statistik
aktinischer Fluss	Die aktinische Flussdichte gibt die Lichtmenge einer Wellenlänge an, die Molekülen pro Zeiteinheit aus allen Richtungen zur Verfügung steht und die durch Absorption photochemische Prozesse antreibt
Albedo	Anteil der durch einen Körper oder eine Oberfläche reflektierten Energie elektromagnetischer Strahlung an der auftreffenden Energie elektromagnetischer Strahlung (Rückstrahlvermögen).
Aufpunkt	Punkt in einem Untersuchungsgebiet, an dem die Immissionskonzentration gemessen oder berechnet wird.
Ausbreitungs-klasse	Charakterisierung des Turbulenzzustands der Atmosphäre, z. B. nach Klug / Manier.
Ausbreitungsmodell	Modell zur Berechnung der Konzentrationswerte von in der Luft befindlichen Spurenstoffen in einem Modellgebiet.
Ausrichtung	Orientierung einer Straße gegen Nord.
Bebauungsabstand	Abstand der Randbebauung eines Straßenabschnitts quer zur Straße. Auch als Straßenraumbreite bezeichnet.
Bezugsjahr	Jahr, für das die Aussagen einer Modellierung ermittelt werden sollen.
BLUME	Berliner Luftgütemessnetz
Detailmodell	Mikroskaliges Modell zur Berechnung der Schadstoffkonzentrationen für Straßenräume in hoher räumlicher und / oder zeitlicher Auflösung.
diagnostisch	Modellansatz zur Berechnung von Wind- und Turbulenzfeldern; dabei wird ein vorgegebenes Windfeld zur Anpassung an eine Modelltopographie und gegebenenfalls Bebauung solange modifiziert, bis es divergenzfrei, d. h. massenkonsistent ist. Thermische Prozesse werden nicht berücksichtigt.

Diskretisierungsverfahren	Numerisches Verfahren, bei dem partielle Differentialgleichungen, die einen physikalischen Prozess wie z. B. den Transport von Schadstoffen in der Atmosphäre beschreiben, auf einem Rechengitter approximiert werden. Das Rechengitter löst das Modellgebiet in endlich viele Gitterzellen und den zu untersuchenden Zeitraum in endlich viele Zeitschritte auf. Für die Approximation der partiellen Differentialgleichung auf dem Rechengitter existieren verschiedene Ansätze (z. B. Differenzenbildung). Die Genauigkeit der Approximation einer Differentialgleichung durch ein Diskretisierungsverfahren wird u. a. durch die Ordnung des verwendeten Ansatzes bestimmt. Welche Ordnung für den Ansatz gewählt wird (z. B. 1. Ordnung (linear), 2. Ordnung (quadratisch), 3. Ordnung (kubisch)), hängt auch von der Art der zu diskretisierenden Differentialgleichung ab. Eine höhere Ordnung geht in der Regel mit einem erhöhten Rechenaufwand einher.
DTV	Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke. I. d. R. ein Jahresmittelwert, der in Kfz/d angegeben wird. Es existieren auch Angaben zu durchschnittlichen werktäglichen Verkehrsstärken (DTV _w), die im Einzelfall mit geeigneten Faktoren in DTV-Werte umgewandelt werden müssen.
DWD	Deutscher Wetterdienst
Emission	Freisetzung von Stoffen, im Allgemeinen Schadstoffen, in die Umwelt, i. d. R. angegeben in Masse pro Zeiteinheit.
Emissionsfaktor	Emission eines Stoffes durch ein Kfz auf einer Wegstrecke oder für eine Anzahl bzw. Zeiteinheit eines spezifischen Vorgangs. Wird für ein fahrendes Kfz z. B. in g/(Kfz x m) angegeben.
Emissionskataster	Zusammenstellung der Emissionen in einem Gebiet mit Angaben zu Art, Menge, räumlicher und zeitlicher Verteilung; häufig aufgeschlüsselt nach Verursacherguppen, z. B. Verkehr, Industrie, Hausbrand u. a.
Euro-Stufe (Euro-Norm)	Aufgrund von EU-Richtlinien vorgegebene Einstufung der Kfz in Schadstoffklassen durch Festlegung von Emissionshöchst-mengen pro Fahrzeug.
Fahrmuster	Typisches Fahrverhalten, das durch kinematische Kenngrößen, wie mittlere Geschwindigkeit und Dynamik, beschrieben werden kann.
Fahrzeugkategorie	Einteilung der Fahrzeuge gemäß HBEFA in Pkw, Leichte Nutzfahrzeuge (INfz), Schwere Nutzfahrzeuge (sLkw), Reisebusse, Linienbusse und Motorräder.

Flottenzusammensetzung	Zusammensetzung des gesamten Fahrzeugbestandes, z. B. eines Bundeslandes, oder des fahrleistungsgewichteten Bestandes, z. B. auf einem Straßennetz, unterteilt nach z. B. Euro-Stufen oder Fahrzeugschichten.
Ganglinien	Anteilswerte an Gesamtwerten, wie z. B. Jahresmittelwerten, für bestimmte Zeiteinheiten, z. B. Tagesstunden, Wochentage, Monate, die die zeitliche Variation der Größe beschreiben. Ganglinien können z. B. für verschiedene Fahrzeugkategorien und / oder Straßenarten jeweils als Paket aus sieben Tagesganglinien von je 0 - 24 Uhr zur Aufteilung auf die Tagesstunden der einzelnen Wochentage, einer Wochenganglinie zur Aufteilung auf die Wochentage und einer Monatsganglinie zur Aufteilung auf die Monate vorliegen.
Gesamthintergrundniveau	s. Vorbelastung
Globalstrahlung	Summe aus direkter Sonnenstrahlung und diffuser Strahlung.
HBEFA	Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Entwickelt im Auftrag von UBA Berlin, BUWAL Bern und UBA Wien (INFRAS, 2010). Datenbank mit Informationen zu Flottenzusammensetzungen, Verkehrssituationen und Emissionsfaktoren in Deutschland, Österreich und der Schweiz. Die bei Redaktionsschluss des Leitfadens aktuelle Version 2.1 dient als Grundlage fast aller Berechnungen zu Kfz-Emissionen in Deutschland.
Hotspot	Durch Luftschadstoffe hoch belasteter Bereich.
HVS	Hauptverkehrsstraße als Bezeichnung für einen Straßentyp im HBEFA
hydrostatisch	Es werden nur statische Druckänderungen der Atmosphäre berücksichtigt, keine dynamischen Druckänderungen.
Immission	Einwirkung der Emissionen auf die Umwelt, i. d. R. als Konzentrationswert angegeben.
Kaltstart	Start eines Kfz nach einer Abstelldauer von mehr als acht Stunden (echter Kaltstart) und Start nach kürzeren Abstell-dauern (Kühlstart)
Kfz	Kraftfahrzeug; Sammelbegriff für motorgetriebene, nicht-schienengebundene Landfahrzeuge.
km	Kilometer

Konzentration	Angabe über die Menge des betrachteten Stoffes in einer Volumeneinheit Luft, i. d. R. angegeben in Masse/Volumen (z. B. µg/m ³). Kann auch in Anzahl/Anzahl (z. B. ppm) angegeben werden.
Kurzzeitkennwert	Konzentrationswert, der sich auf einen Mittelungszeitraum kürzer als ein Jahr bezieht, z. B. Tages- oder Stundenmittelwerte.
Lagrange-Modell	Modellansatz, der die Bewegung von (Schadstoff-)Partikeln entlang der Charakteristik des advektiven Transports beschreibt. Dabei wird der advektive Anteil des Transports berechnet, indem die Bewegung der dem System zugeführten Partikel entlang ihrer jeweiligen Bahnlinie verfolgt wird. Der diffusive Anteil wird über eine Zufallsvariable erfasst. Als Ergebnis erhält man eine Verteilung von Partikeln im Modellgebiet. Durch Auszählen der Partikel in einem Raum- und Zeitraster kann aus der Partikelverteilung eine Konzentrationsverteilung errechnet werden.
Level Of Service	Verkehrszustand, der im HBEFA in die vier Stufen „flüssig“, „dicht“, „gesättigt“ und „Stop&Go“ differenziert wird
LIMBA	Dateibasierte Luftimmissionsdatenbank des Umweltbundesamtes mit Messwerten der Jahre 1956 - 1998
INfz	Leichte Nutzfahrzeuge; Kfz bis einschließlich 3,5 t zulässiger Gesamtmasse
LOS	s. Level of Service
Mikroskala	Skala, in der atmosphärische Phänomene mit einer räumlichen Ausdehnung von < 10 m bis etwa 1 km betrachtet werden.
MLuS	Merkblatt über Luftverunreinigung an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung. Gegenstand des von der Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen herausgegebenen Merkblatts ist die Abschätzung der Immissionssituation an Straßenabschnitten für bestimmte Straßen mit einem DTV-Wert > 5000 Kfz/d, Geschwindigkeiten über 50 km/h und mindestens 50 % Lücken innerhalb der Randbebauung.
Modellgebiet	Gebiet, für das eine Modellrechnung (z. B. Strömungsmodellierung, Ausbreitungsrechnung) durchgeführt wird. Insbesondere bei Detailmodellen i. d. R. größer als das Untersuchungsgebiet.

Modellgitter	Strömungs- und Ausbreitungsmodelle, die flächenhafte Ergebnisse für ein Modellgebiet liefern, verwenden im Allgemeinen ein Gitter, welches das Modellgebiet mit einer bestimmten Auflösung in Gitterzellen unterteilt.
Navier-Stokes-Gleichungen	Bewegungsgleichungen der Strömungsmechanik, die die Strömung in newtonischen Flüssigkeiten und Gasen beschreiben.
nicht-hydrostatisch	Es werden statische und dynamische Druckänderungen der Atmosphäre berücksichtigt.
NO	Stickstoffmonoxid
NO₂	Stickstoffdioxid
NO_x	Stickstoffoxide
Nutzfahrzeuge, leichte (INfz)	Kfz bis einschließlich 3,5 t zulässiger Gesamtmasse
Nutzfahrzeuge, schwere (sNfz)	Kfz über 3,5 t zulässiger Gesamtmasse
PCE-Ansatz	Ansatz zur Abschätzung der NO ₂ -Gesamtbelastung in der Straßenschlucht über das photochemische Gleichgewicht ("PCE": Photochemical Equilibrium)
PM10	Partikel, die einen größenselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 10 µm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist.
PM-Abgas	Partikelemission aus dem Abgas, d. h. über den Auspuff freigesetzt.
photostationärer Zustand	Gleichgewicht zwischen Bildung und Zerstörung hochreaktiver Stoffe in der Atmosphäre, deren Bildung bzw. Zerstörung durch Licht hervorgerufen wird
Photolyse	Spaltung eines Moleküls, die durch Bestrahlung mit Licht hervorgerufen wird
prognostisch	Modellansatz zur Berechnung von Wind- und Turbulenzfeldern; dabei werden die strömungsdynamischen Grundgleichungen (Energie-, Masse- und Impulserhaltung) mit unterschiedlichen Vereinfachungen verwendet. Thermische und dynamische Prozesse können berücksichtigt werden. Prognostische Modelle sind deutlich rechenzeitaufwändiger als diagnostische Modelle.

Rauigkeitslänge	z_0 ; Beschreibung der Bodenrauigkeit an einem Standort oder im Untersuchungsgebiet, abhängig von der Landnutzung.
Regionalmodell	Mesoskaliges Modell zur Berechnung der Schadstoffkonzentrationen für Regionen, Gebiete oder Städte.
Screeningmodell	Vereinfachter Modellierungsansatz zur Berechnung von Konzentrationen in bebauten Straßenabschnitten.
Skala	Räumliche und / oder zeitliche Ausdehnung, z. B. bei der Charakterisierung von Prozessen oder Modellanwendungen.
sLkw	Schwere Lkw, s. sNfz (Schwere Nutzfahrzeuge)
sNfz	Schwere Nutzfahrzeuge; Kfz über 3,5 t zul. Gesamtmasse
spektral	differenziert bezüglich der Wellenlänge bzw. abhängig von der Wellenlänge
Strömungsmodell	Modell zur Berechnung von Wind- und Turbulenzfeldern in einem Modellgebiet.
Topographie	Darstellung des Reliefs (Orographie) und der Beschaffenheit (Landnutzung) der Erdoberfläche eines Gebiets.
Troposphäre	Unterste Schicht der Atmosphäre der Erde
Turbulenzzustand	Der Turbulenzzustand beschreibt die Stabilität der atmosphärischen Schichtung. Diese beeinflusst die Vermischung und Verdünnung emittierter Spurenstoffe in der Atmosphäre.
Überdachkonzentration	Vorbelastung eines Straßenabschnitts, die z. B. mit einem Regionalmodell ohne Berücksichtigung von Gebäuden als gedachtes Konzentrationsniveau über den Dächern des Straßenabschnitts modelliert wird.
Untersuchungsgebiet	Gebiet, das zu untersuchen ist bzw. für das Modellergebnisse ausgewertet werden. Insbesondere bei Detailmodellen i. d. R. kleiner als das Modellgebiet.
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
Verkehrssituation	Charakterisierung der verkehrlichen Merkmale eines Straßenabschnitts durch z. B. Verbindungstyp (Autobahn, Außer- oder Innerortsstraße), Ausbaugrad, Tempolimit, Kurvigkeit, usw. Im HBEFA sind die Verkehrssituationen durch Linearkombinationen von Fahrmustern definiert.
Verkehrsstärke	Anzahl der Kfz, die pro Zeiteinheit einen Querschnitt einer Straße oder Fahrspur passieren, i. d. R. angegeben als DTV.

Verkehrszusammen- setzung	Zusammensetzung des Fahrzeugbestandes nach Fahrzeug- kategorien.
Vorbelastung	Immissionsbelastung, die aus Emissionen resultiert, die bei der Ausbreitungsrechnung nicht explizit berücksichtigt wurden. Als alternativer Begriff wird für Vorbelastung häufig auch Ge- samthintergrundniveau verwendet.
Windfeldmodell	s. Strömungsmodell
z₀	Rauigkeitslänge, s. dort
Zeitreihe	Zeitabhängige Folge von Datenpunkten einer bestimmten Größe (z. B. Temperatur, DTV, NO ₂ -Konzentration).
Zusatzbelastung	Immissionsbelastung, die aus den bei einer Ausbreitungs- rechnung explizit berücksichtigten Emissionen resultiert. Wird i. d. R. nur für Berechnungen mit Screening- und Detailmo- dellen verwendet.

7 Literatur

- BÄCHLIN, W.; BÖSINGER, R., 2007: Aktualisierung des NO-NO₂-Umwandlungsmodells für die Anwendung bei Immissionsprognosen für bodennahe Stickoxidfreisetzung. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co KG. Im Auftrag des Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. Recklinghausen, 2007.
- BERKOWICZ, R., 2000: OSPM - A parameterised street pollution model, Environmental Monitoring and Assessment, Volume 65, Issue 1/2, pp. 323-331. 2000.
- BERKOWICZ, R.; HERTEL, O.; LARSEN, S. E.; SØRENSEN, N. N.; NIELSEN, M., 1997: Modelling traffic pollution in streets. Ministry of Environment and Energy, National Environmental Research Institute, Denmark, 1997.
- 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.
- DIEGMANN, V., 2010A: Auswirkung der neuen Emissionsfaktoren bei der Berechnung der Immissionsbelastung. In: Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.): Luftreinhalte-/ Aktionsplanung - Maßnahmen gegen Feinstaub und Stickstoffoxide. Dokumentation der Fachtagung, 12.10.2010 in Augsburg. 2010.
- DIEGMANN, V., 2010B: Auswirkungen des neuen HBEFA 3.1 auf die Berechnungen in Berlin und Potsdam. 3. Freiburger Workshop "Luftreinhaltung und Modelle", 29.-30.6.2010, IVU Umwelt GmbH, Freiburg. 2010.
- DÜRING, I.; BÄCHLIN, W., 2009: Tendenzen der NO₂-Belastung im Land Brandenburg. Im Auftrag des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg. Unter Mitarbeit von IFEU GmbH, Heidelberg, Planungsbüro Dr. Hunger, Dresden und National Environmental Research Institute (NERI), Roskilde, Dänemark. Potsdam, 2009.
- DÜRING, I., 2011: Persönliche Mitteilung. 2011.
- EICHHORN, J., 2008: MISKAM – Handbuch zu Version 5. giese-eichhorn umweltmeteorologische software, 2008.
- EICHHORN, J., 2010: MISKAM – Handbuch zu Version 6. giese-eichhorn umweltmeteorologische software, 2010.
- EICHHORN, J., 2011: Persönliche Mitteilung. 2011.
- GAA, 2010: Luftqualitätsüberwachung in Niedersachsen. Jahresbericht 2009. Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim, 2010.
- HCM, 2000: Highway Capacity Manual (HCM). Transportation Research Board. Washington, D.C. 2000.
- 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.
- INFRAS, 2004: Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. HBEFA Version 2.1. Auftraggeber: UBA Berlin, BUWAL Bern, UBA Wien. 2004.

- INFRAS, 2010: Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. HBEFA Version 3.1. Dokumentation in Vorbereitung. Auftraggeber: UBA Berlin, BAFU Bern, UBA Wien u. a. 2010.
- IVU GMBH, 1996: Canyon Plume Box Modell, Version 3, Release 8. Handbuch. Abschlußbericht FE-Vorhaben FKZ 104 02 811. Anhang A. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 1996.
- IVU UMWELT, 2002: Automatische Klassifizierung der Luftschadstoff-Immissionsmessungen aus dem LIMBA-Meßnetz. FE-Vorhaben FKZ 200 42 265. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Berlin, 2002.
- IVU UMWELT, 2005: Ursachenanalyse für den Anstieg der NO₂-Immissionen an verkehrsnahen Messstellen. Endbericht. Im Auftrag des Hessisches Landesamts für Umwelt und Geologie. Wiesbaden, 2005.
- IVU UMWELT, 2008A: Aktualisierung der Berechnungen für den Berliner Luftreinhalteplan. Im Auftrag der Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin. 2008.
- IVU UMWELT, 2008B: IMMIS^{em/luft/lärm} - Handbuch zur Version 4.0. IVU Umwelt GmbH Freiburg. 2008.
- IVU UMWELT, 2009A: Erneute Aktualisierung der Bestandsaufnahme der Luftreinhalte- und Aktionspläne. FKZ 363 01 194. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2009.
- IVU UMWELT, 2009B: Entwicklung eines statistischen Ansatzes zur Abschätzung der NO₂-Immission im Straßenraum unter Berücksichtigung der NO₂-Direkt-emissionen. Modellierung für Stunden- und Jahresmittelwerte. Im Auftrag der Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin. 2009.
- IVU UMWELT, 2010A: IMMIS^{em/luft/lärm} – Handbuch zur Version 5. IVU Umwelt GmbH Freiburg, 2010.
- IVU UMWELT, 2010B: Leitfaden Modellierung verkehrsbedingter Immissionen - Anforderungen an die Eingangsdaten auf Grundlage des HBEFA 3.1. Auftraggeber: Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), 2010.
- IVU UMWELT, 2011A: Parametereinstellungen und Validierung des IMMIS des GAA-Hildesheim nach Einführung des neuen HBEFA 3.1. Auftraggeber: Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim, 2011.
- IVU UMWELT, 2011B: Umweltorientiertes Verkehrsmanagement Braunschweig - Stufe 2 "Flächenhafter Einsatz der Maßnahmen". FE 65.0059/2010. Auftraggeber: Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung (BMVBS) im Rahmen der Förderinitiative "Mobilität 21 - Beispiele für innovative Verkehrslösungen". Unter Mitarbeit von BELLIS GmbH Braunschweig, BLIC GmbH Berlin und WVI GmbH Braunschweig. 2011.
- IVU UMWELT, 2011C: Aktualisierung der Verkehrssituation und Vergleich der berechneten Emissionen und Immissionen im Berliner Hauptstraßennetz auf Grundlage des neuen UBA-Handbuchs E-Faktoren (HBEFA 3.1). Auftraggeber: Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin. 2011.

- JANICKE, 2009: AUSTAL2000. Programmbeschreibung zu Version 2.4. Stand 31.01.2009. Auftraggeber: Umweltbundesamt, Dessau; LUBW, Karlsruhe; Staatlichen Gewerbeaufsichtsamt, Hildesheim; LANUV NRW, Recklinghausen. 2009.
- JANICKE, 2010: Dispersion Model LASAT Version 3.1. Reference Book. Janicke Consulting. Januar 2010.
- KESSLER, C.; SCHNEIDER, C.; VOGT, R., 2010: Städtische NO₂-Luftqualität: Quellenanalyse und zukünftige Entwicklung. Immissionsschutz 15 Nr. 4, S. 164-171. 2010.
- KOEPKE, P.; GARHAMMER, M.; HESS, M.; ROETH, E.-P., 2010: NO₂ photolysis frequencies in street canyons. Atmospheric Chemistry and Physics 10, S. 7457-7466. 2010.
- KRDL, 2000: Umweltmeteorologie – Atmosphärische Ausbreitungsmodelle - Partikelmodell. VDI-Richtlinie 3945 Blatt 3. Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN – Normenausschuss KRdL. 2000.
- KRDL, 2003: Umweltmeteorologie - Kfz-Emissionsbestimmung - Luftbeimengungen. VDI-Richtlinie 3782 Blatt 7. Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL. Düsseldorf, 2003.
- LAMBRECHT, U., 2006: Ursachen der hohen NO₂-Belastung in Innenstädten. Beitrag von primärem NO₂ aus dem Abgas und der Ozonchemie. S. 25-35. In: Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL (Hrsg.): KRdL-Expertenforum "Feinstaub und Stickstoffdioxid". KRdL-Schriftenreihe Band 36. Düsseldorf, 2006. ISBN 978-3-931384-55-5.
- LENSCHOW, P.; ABRAHAM, H. - J.; KUTZNER, K.; LUTZ, M.; PREUSS, J. - D.; REICHENBÄCHER, W., 2001: Some ideas about the sources of PM₁₀. Atmospheric Environment 35 Nr. Supplement 1, 2001.
- LOHMEYER, 2007: WinMiskam. Miskam für Windows. Handbuch ab Version 2.1, Stand 25.07.2007. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co KG, 2007.
- LOHMEYER, 2009: Handbuch PROKAS. Stand: Mai 2009. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, 2009.
- LOHMEYER, 2010: WinMiskam. Miskam für Windows. Handbuch ab Version 2010.2.9, Stand 13.08.2010. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co KG, 2010.
- MDS: Model Documentation System (MDS) des European Topic Centre on Air Pollution and Climate Change Mitigation (ETC/ACM);
<http://acm.eionet.europa.eu/databases/MDS/index.html>
- MEMMESHEIMER, M.; FRIESE, E.; EBEL, A.; JAKOBS, H. J.; FELDMANN, H.; KESSLER, C.; PIEKORZ, G., 2004: Long-term simulations of particulate matter in Europe on different scales using sequential nesting of a regional model. International Journal of Environment and Pollution 22 Nr. 1/2, S. 108-132. 2004.
- MLUS, 2005: Merkblatt über Luftverunreinigungen an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung (MLuS) 02. Geänderte Fassung 2005. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen. 2005.
- ROMBERG, E.; BÖSINGER, R.; LOHMEYER, A.; RUHNKE, R.; RÖTH, E., 1996: NO-NO₂-Umwandlungsmodell für die Anwendung bei Immissionsprognosen für Kfz-Abgase. Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft 56 Nr. 6, S. 215-218. 1996.

- SCHOLZ, W.; KLEINEBRAHM, M.; STEVEN, H., 2011: On-Board-Abgasmessungen an Diesel-Fahrzeugen im Stuttgarter Straßenverkehr. In: BASt (Hrsg.): Luftqualität an Straßen 2011. Tagungsband. Kolloquium der Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt), 30.-31.3.2011 in Bergisch Gladbach. 2011.
- STOCKWELL, W. R.; MIDDLETON, P.; CHANG, J. S.; TANG, X., 1990: The second generation regional acid deposition model chemical mechanism for regional air quality modeling. J. Geophys. Res., 95, 16343-16367. 1990.
- STOCKWELL, W.R.; KIRCHNER, F.; KUHN, M.; SEEFELD, S., 1997: A New Mechanism for Regional Atmospheric Chemistry Modeling, J. Geophys. Res., 102, 25847-25879. 1997.
- TA LUFT, 2002: Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft. Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz. In der Fassung vom 24.07.2002. GMBI. Nr. 25-29, S. 511. 2002.
- TREBS, I.; BOHN, B.; AMMANN, C.; RUMMEL, U.; BLUMTHALER, M.; KÖNIGSTEDT, R.; MEIXNER, F. X.; FAN, S.; ANDREAE, M. O., 2009: Relationship between the NO₂ photolysis frequency and the solar global irradiance. Atmospheric Measurement Techniques 2, S. 725-739. 2009.
- UBA, 2010: Auswertung der Luftbelastungssituation 2009. Umweltbundesamt. Dessau, 2010.
- UBA, 2011: Luftbelastungssituation 2010. Vorläufige Auswertung. Umweltbundesamt. Dessau, 2011.
- VELDERS, G. J. M.; GEILENKIRCHEN, G. P.; DE LANGE, R., 2011: Higher than expected NO_x emission from trucks may affect attainability of NO₂ limit values in the Netherlands. Atmospheric Environment 45 Nr. 18, S. 3025-3033. 2011.
- YAMARTINO, R. J.; WIEGAND, G., 1986: Development and Evaluation of Simple Models for the Flow, Turbulence and Pollutant Concentration Fields within an Urban Street Canyon. Atmospheric Environment 20 Nr. 11, S. 2137-2156. 1986.