

TEXTE

65/2013

Prognose der Luftqualität und Abschätzung von Grenzwertüberschrei- tungen in Deutschland für die Referenzjahre 2010, 2015 und 2020

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungskennzahl 206 43 200/01
UBA-FB 001524/ANH,18

Prognose der Luftqualität und Abschätzung von Grenzwertüberschreitungen in Deutschland für die Referenzjahre 2010, 2015 und 2020

**Teilbericht zum F&E-Vorhaben „Strategien zur
Verminderung der Feinstaubbelastung - PAREST“**

von

Rainer Stern

Freie Universität Berlin, Institut für Meteorologie, Troposphärische
Umweltforschung, Berlin

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
<http://www.uba.de/uba-info-medien/4540.html>
verfügbar.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

ISSN 1862-4804

Durchführung der Studie:	Freie Universität Berlin Institut für Meteorologie Troposphärische Umweltforschung Carl-Heinrich-Becker-Weg 6-10 12165 Berlin
Abschlussdatum:	April 2010
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 Johanna Appelhaus

Dessau-Roßlau, Juni 2013

Inhalt

1	EINLEITUNG.....	1
2	METHODIK ZUR ABSCHÄTZUNG DER GRENZWERTÜBERSCHREITUNGEN	3
2.1	BESTIMMUNG DER LUFTQUALITÄT FÜR DIE BEZUGSJAHRE 2005, 2010, 2015 UND 2020 AUF BASIS DER OI-METHODIK.....	3
2.2	AUSWERTESYSTEMATIK	5
2.3	BERECHNUNG DES LOKALEN MINDERUNGSPOTENZIALS AN VERKEHRSSTATIONEN	6
3	RCG UND OI-ANWENDUNG AUF DAS BASISJAHR 2005	8
4	OI-ANWENDUNGEN FÜR DIE REFERENZJAHRE 2010, 2015 UND 2020.....	14
4.1	METEOROLOGISCHE REFERENZ 2005	14
4.2	METEOROLOGISCHE REFERENZ 2003	27
5	GRENZWERTÜBERSCHREITUNGEN: PM10-TAGESMITTELWERTE.....	38
5.1	METHODIK.....	38
5.2	ANZAHL VON PM10-ÜBERSCHREITUNGSTAGEN FÜR DIE EMISSIONSREFERENZJAHRE 2015 UND 2020 ...	41
5.3	ANZAHL VON PM10-ÜBERSCHREITUNGSTAGEN FÜR DAS MFR-SZENARIO 2020.....	43
5.4	ANZAHL VON PM10-ÜBERSCHREITUNGSTAGEN FÜR DAS KLIMASCHUTZSZENARIO MWMS.....	44
5.5	ANZAHL VON PM10-ÜBERSCHREITUNGSTAGEN FÜR DAS KLIMASCHUTZSZENARIO MWMS+ MFR	45
5.6	ÜBERSCHREITUNGSTAGE IM JAHRE 2003	46
6	GRENZWERTÜBERSCHREITUNGEN: NO₂-JAHRESMITTELWERTE	51
6.1	METHODIK.....	51
6.2	ÜBERPRÜFUNG DES ANSATZES	54
6.3	ABSCHÄTZUNG MÖGLICHER NO ₂ -GRENZWERTÜBERSCHREITUNGEN FÜR DIE EMISSIONSREFERENZEN 2015 UND 2020	59
7	REDUKTION DER PM2.5-EXPOSITION.....	65
8	ZUSAMMENFASSUNG.....	69
9	LITERATUR	73
10	ANHANG A: DIE OI-METHODIK	77
11	ANHANG B: DIE RCG-MODELLGEBIETE.....	81
12	ANHANG C: STÄDTISCHE HINTERGRUNDSTATIONEN ZUR BESTIMMUNG DES „AVERAGE EXPOSURE INDICATOR“, AEI.....	84
13	ANHANG D: EMISSIONEN IN DEUTSCHLAND FÜR DIE REFERENZJAHRE 2005, 2010, 2015 UND 2020	85
14	ANHANG E: ABBILDUNGSVERZEICHNIS	91
15	ANHANG F: TABELLENVERZEICHNIS	94

1 Einleitung

Das Hauptziel des F&E-Vorhabens „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“ (PAREST, siehe www.parest.de) ist es, emissionsmindernde Maßnahmen zur Reduzierung der Feinstaubbelastung zu identifizieren, um die gegenwärtig noch auftretenden Überschreitungen der PM10-Grenzwerte und des geplanten PM2.5-Grenzwerts zukünftig zu vermeiden. Die immissionsseitigen Auswirkungen der geplanten Maßnahmen werden mit Ausbreitungsrechnungen auf der Basis von Chemie-Aerosol-Transportmodellen bestimmt. Als Ausbreitungsmodell wird hauptsächlich das im Institut für Meteorologie der Freien Universität mit Unterstützung des Umweltbundesamts entwickelte REM-CALGRID-Modell (RCG-Modell, Stern, 2003; 2004a; 2004b) verwendet.

In diesem Bericht wird auf der Basis einer Datenassimilationstechnik (Optimale Interpolation) eine flächendeckende Prognose der O₃-, PM10- und NO₂-Luftqualität in Deutschland für die Jahre 2010, 2015 und 2020 erstellt. Diese Felder werden dazu benutzt, um mögliche Grenzwertverletzungen der Kenngrößen für die Ozonbelastung abzuschätzen. Es wird auch eine Abschätzung vorgenommen, ob die Grenzwerte der europäischen Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG für PM10 und NO₂ im Jahre 2015 und 2020 an hochbelasteten Verkehrsstationen eingehalten werden können. Weiterhin wird untersucht, was die in der Luftqualitätsrichtlinie festgelegten Regelungen für die Feinstäube PM2.5 für die PM2.5-Belastung in Deutschland bedeuten und ob das nationale Ziel für die Reduktion der PM2.5-Belastung unter den Emissionsbedingungen des Jahres 2020 erreicht werden kann.

PM10 und NO₂-Grenzwertüberschreitungen in Deutschland betreffen im Wesentlichen den PM10-Kurzfristgrenzwert (nicht mehr als 35 Tage im Jahr mit einem PM10-Tagesmittelwert > 50 µg/m³) und den NO₂-Jahresmittelwert, der 40 µg/m³ nicht überschreiten darf. Der PM10-Kurzfristgrenzwert muss seit 2005, der NO₂-Grenzwert seit 2010 eingehalten werden. Die Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EC beinhaltet zwar die Möglichkeit, die Fristen zur Einhaltung der Grenzwerte bis Juni 2011 (Feinstaub) und bis 2015 (Stickstoffdioxid) zu verlängern, jedoch nur unter der Bedingung, dass ein Luftreinhalteplan erstellt wird, in dem geeignete Maßnahmen zur Einhaltung der Grenzwerte festgelegt werden.

Grenzwertüberschreitungen bei Feinstaub und Stickstoffdioxid treten überwiegend an verkehrsnahen Stationen auf (Umweltbundesamt, 2009) und werden damit insbesondere für Stickstoffdioxid durch die Beiträge lokaler Emissionen ausgelöst. Nur beim PM10 liefert der Ferntransport einen größeren Beitrag zu den lokalen Immissionen. Aus diesem Grunde werden hier nur Grenzwertüberschreitungen an Verkehrsstationen betrachtet. Die im Rahmen des PAREST-Projekts ausgeführten Modellrechnungen für Deutschland basieren auf einer Auflösung von 0.0625° Breite und 0.125° Länge. Dies entspricht in Mitteleuropa einer Maschenweite von circa 7 bis 8 km. Die Bestimmung des Beitrags lokaler Emissionen zur lokalen Belastung kann damit nicht direkt vorgenommen werden, da dazu höher auflösende Berechnungen bis hinein in eine Straßenschlucht notwendig sind (siehe z. B. Stern, 2006). Die PAREST-Berechnungen präsentieren weitgehend den regionalen, in großen Ballungsräumen auch den urbanen Hintergrund, auf den die von lokalen Emissionen verursachten Immissionsbeiträge aufsetzen. Damit können die in PAREST erstellten Immissionsberechnungen nicht direkt für die Abschätzung von Grenzwertüberschreitungen benutzt werden. In der hier vorgestellten Methodik werden die PAREST-Berechnungen daher nur benutzt, um die zeitliche Entwicklung des regional/urbanen Hintergrunds abzuschätzen. Die eigentliche Abschätzung erfolgt auf der Basis von Messungen, die entsprechend der berechneten Emissions- und Immissionsveränderungen modifiziert werden. Auch die berechneten Hintergrundkonzentrationen werden mit der Methodik der Optimalen Interpolation (OI) mit Messungen verknüpft, um

die immer vorhandene Abweichung der berechneten von den gemessenen Immissionen zu minimieren.

Ausgangspunkt für die Prognose der Luftqualität und die Abschätzungen der Grenzwertüberschreitungen von PM₁₀ und NO₂ ist das Jahr 2005, das Referenzjahr des PAREST-Projekts, Zieljahre sind 2010, 2015 und 2020. Für diese Jahre werden mit Hilfe der OI und den RCG-Ergebnissen für das Ausgangsjahr 2005 sowie für die Zieljahre 2010, 2015 und 2020 Felder der gegenwärtigen (2005) und der zukünftigen (2010, 2015 und 2020) Luftqualität erstellt. Die Differenz zwischen diesen Feldern dient dann zur Beschreibung der Änderung der Hintergrundkonzentration am Ort einer gemessenen Grenzwertüberschreitung. Es werden ausschließlich Grenzwertüberschreitungen an verkehrsnahen Stationen betrachtet. Die Konzentrationsänderung als Folge der lokalen Emissionsänderung (Änderung der Verkehrsemissionen) wird durch ein einfaches Bilanzierungsverfahren abgeschätzt. Die Kombination der beiden Änderungen ergibt die Gesamtänderung, die der Messung für das Ausgangsjahr (2005) aufgeprägt wird. Diese Methodik wird im nächsten Kapitel im Detail vorgestellt.

Eine zusammenfassende Darstellung aller im Rahmen des F&E-Vorhabens ausgeführten Arbeiten kann in Builtjes et al. (2010) gefunden werden.

2 Methodik zur Abschätzung der Grenzwertüberschreitungen

2.1 Bestimmung der Luftqualität für die Bezugsjahre 2005, 2010, 2015 und 2020 auf Basis der OI-Methodik

Die bisherigen Evaluierungen von chemischen Transportmodellen haben gezeigt, dass die Modelle inzwischen weit genug entwickelt sind, um ihren Einsatz für die Kontrolle der Luftqualität und für eine Maßnahmenplanung zu rechtfertigen (Amann et al., 2005; Cuvelier et al., 2007; Vautard et al., 2007). Es stellt sich natürlich trotzdem das Problem, dass räumliche und zeitliche Verteilungen der modellierten Schadstoffkonzentrationen nicht immer mit den aus Messungen abgeleiteten Verteilungen übereinstimmen. Abweichungen zwischen Messung und Rechnung lassen sich vielfach auf Ungenauigkeiten in den Eingangsdaten (z.B. Emissionen oder meteorologische Parameter) oder Auflösungsprobleme (Rastergröße der Rechnung, Repräsentativität der Messung) zurückführen. Die Anwendung von Datenassimilationstechniken, d.h. die Kombination von Messungen und Rechnungen, kann nun dazu benutzt werden, den Nachteil, dass eine Modellrechnung nicht überall die aus Messungen abgeleitete Immissionsstruktur in Höhe und Lage richtig wiedergibt, aufzuheben. Ein solches Verfahren wird hier eingesetzt, um bei der Abschätzung der Grenzwertüberschreitungen von einem Hintergrundfeld ausgehen zu können, das das gemessene Konzentrationsniveau und die gemessene Konzentrationsverteilung gut wiedergibt. Die verwendete Methodik ist die so genannte Optimale Interpolation (OI), die auch in dem diagnostischen Analysesystem TRAMPER (Reimer und Scherer, 1992) zur Erstellung der meteorologischen Eingabedaten für das RCG-Modell benutzt wird.

Die OI basiert auf einer Verknüpfung von stündlichen Messungen und stündlichen Modellergebnissen. Die Modellergebnisse stammen aus den PAREST-Anwendungen des RCG-Modells in einer zeitlichen Auflösung von 1 Stunde und einer räumlichen Auflösung von 0.125° Länge und 0.0625° Breite. Die OI benutzt die Modellergebnisse als Hintergrundfeld, in das die Messungen integriert werden. Dazu werden Repräsentativitätsgebiete der Messungen aus den statistisch abgeleiteten Strukturen (räumliche Autokovarianz) gewonnen. Rechenergebnisse werden dann stärker außerhalb dieser Gebiete benutzt. Zur Interpolation wird über das Gebiet ein Raster mit einer Seitenlänge von circa 8 km gelegt. Wie bei den meisten gitterbezogenen Interpolationsverfahren kommt es dadurch zu einer Nivellierung singulärer Ereignisse im Raster, d.h. ein Messwert kann nicht direkt abgebildet werden, da er zum Einen selten auf einem Interpolationsgitterpunkt liegt und es zum Anderen durch den Einfluss umliegender Messungen zu einer Nivellierung des Konzentrationsfeldes kommt, falls nicht alle Messungen in einer Region dasselbe Konzentrationsniveau aufweisen. Die gewonnenen Karten geben die Konzentrationsverhältnisse mit der Mittelungscharakteristik der räumlichen Auflösung von ca. 7 km x 8 km an. Dadurch werden hohe Messwerte, die nur an einer Station auftreten (sog. „hot-spots“), in den flächenhaften Darstellungen für ganz Deutschland nicht erfasst. Bei der Interpolation werden nur Stationen verwendet, die nicht im direkten Einflussbereich lokaler Emissionen liegen. Verkehrsnahe Messungen werden daher in der OI nicht berücksichtigt. Eine genaue Beschreibung der Methodik kann im Anhang gefunden werden.

Die OI kann naturgemäß eigentlich nur Immissionsfelder für den Ist-Zustand der Luftqualität liefern. Die Modellrechnung hat nun gegenüber der Messung den großen Vorteil, dass die Anwendung des Modells mit prognostizierten Emissionen eine Bestimmung der zukünftigen Luftqualität ermöglicht. Wie schon oben ausgeführt ist aber der Nachteil der alleinigen Anwendung von Modellen, dass eine Modellrechnung nicht überall die aus Messungen abgeleitete Immissionsstruktur in Höhe und Lage richtig wiedergibt. Die OI liefert nun gerade die

Methodik zur Aufhebung dieses Nachteils, da die Modellergebnisse nur dort zur Beschreibung der Immission verwendet werden, wo keine oder nur wenig repräsentative Messungen vorliegen. Eine Anwendung der OI-Methodik zur Beschreibung der zukünftigen Luftqualität ist möglich, wenn man die aus einer Szenariorechnung ermittelten Immissionsänderungen in geeigneter Weise dem OI-Feld aufprägt. Für Szenarienrechnungen wird ein Ausbreitungsmodell zuerst mit den Referenzemissionen, die den Ist-Zustand beschreiben, auf ein ausgewähltes meteorologisches Basisjahr angewandt. Die Simulation wird anschließend mit dem eine bestimmte Maßnahme oder ein Maßnahmenbündel beschreibenden Szenariodatensatz wiederholt. Die Konzentrationsdifferenzen zwischen den Ergebnissen der beiden Rechenläufe geben dann die Auswirkungen der Maßnahme auf die Luftqualität wieder (Immissionsdelta).

Geht man davon aus, dass die wesentlichen in der Atmosphäre ablaufenden physikalisch/chemischen Prozesse in einem dem Stand der Wissenschaft entsprechenden Modell in ausreichender Genauigkeit beschrieben werden, können die berechneten Immissionsänderungen als Folge einer Emissionsänderung („Immissionsdeltas“) zur Bewertung der Maßnahme verwendet werden, selbst wenn der vom Modell berechnete Ist-Zustand nicht an jedem Ort und zu jeder Zeit mit dem gemessenen Ist-Zustand übereinstimmt.

Es wurde eine Methodik entwickelt, die die mit dem Ausbreitungsmodell berechneten Immissionsdeltas zur Anpassung der OI-Felder an die neue Emissionssituation benutzt. Dazu wird jedem Wert einer in Konzentrationsklassen eingeteilten Häufigkeitsverteilung, die an jedem Gitterpunkt des Modellgebiets aus den berechneten Stundenwerten des Basislaufs gebildet wird, unter Aufgabe des Zeitbezugs eine aus dem Szenariolauf abgeleitete mittlere Änderung der Konzentration zugeordnet („Delta-Methodik“). Die mittlere Änderung einer Klasse der Häufigkeitsverteilung ergibt sich aus den durch die Emissionsänderung bewirkten Änderungen aller stündlichen Konzentrationen, die in die betreffende Klasse fallen. Die Konzentration an jedem Gitterpunkt der OI-Analyse wird dann um den Betrag geändert, der sich aus den mit dem Ausbreitungsmodell berechneten mittleren Klassenänderungen der Konzentrationshäufigkeitsverteilung an diesem Gitterpunkt ergibt. Die Häufigkeitsverteilung der einzelnen Konzentrationswerte wird also gitterpunktsspezifisch bestimmt, so dass die mittleren räumlichen Charakteristika, wie z.B. Transporteinflüsse durch benachbarte Emissionsgebiete, erhalten bleiben. Das so ermittelte neue Feld behält damit die Struktur des Basisfeldes, das Konzentrationsniveau an jedem Gitterpunkt ist aber um den Betrag verändert, der durch die Modellrechnung für das untersuchte Emissionsszenario bestimmt wurde. Die so entstehende neue Flächendarstellung der Luftqualität auf der Basis der prognostizierten Emissionen beruht damit also weiterhin auf der durch die gegenwärtigen Messungen vorgegebenen Immissionsstruktur. Dieser Nachteil ist aber nicht sehr schwerwiegend, da potentielle strukturelle Emissionsänderungen in den gegenwärtigen Emissionsszenarien nur sehr beschränkt eingehen, d.h. die Emissionsszenarien beschreiben weitgehend die durch technische Maßnahmen erreichbaren Minderungen bei Beibehaltung der gegenwärtigen Emissionsstruktur.

Diese Methode kann auch auf die Messreihen des Basisjahrs angewandt werden. Die konzentrationsspezifische mittlere Änderung wird dazu auf die Messreihe übertragen, indem jeder Einzelwert der Messreihe um den Betrag geändert wird, der sich aus der mittleren Auswertung der Szenariorechnung am Ort der Messung für diesen Einzelwert ergibt. Die so ermittelte neue Zeitreihe behält damit die zeitliche Struktur der Messreihe des Basisjahrs, das Konzentrationsniveau jeder einzelnen Messung ist aber um den Betrag verändert, der durch die Modellrechnung für das untersuchte Emissionsszenario vorgegeben wird. Die oben angeführten Struktureinschränkungen gelten natürlich auch für solch eine modifizierte Messreihe.

Eine ausführlichere Beschreibung der OI-Methodik ist im Anhang A zu finden.

2.2 Auswertesystematik

Die Auswertung fokussiert zum Einen auf dem flächenmäßigen Vergleich der Jahresmittelwerte von NO_2 und PM_{10} sowie der Kenngrößen für die Ozonbelastung. Dazu wurden alle Modellergebnisse in das Visualisierungssystem FLADIS (Fath et al., 2010) übernommen und einheitlich darstellt. Die flächenhafte Darstellung der Modellergebnisse erlaubt zwar eine Bewertung für jeden Ort in Deutschland, die vergleichende Bewertung ist aber schwierig, da die Spannbreite der Immissionsunterschiede in einem inhomogenen Emissionsgebiet wie Deutschland sehr groß sein kann. Aus diesem Grunde werden 6 Klassen definiert, für die die Modellergebnisse ausgewertet werden. Dazu wird die Fläche Deutschlands eingeteilt in:

- Klasse 1: Gebiete mit einer Bevölkerungsdichte < 100 Einwohner/ km^2
- Klasse 2: Gebiete mit einer Bevölkerungsdichte $> 100, < 510$ Einwohner/ km^2
- Klasse 3: Gebiete mit einer Bevölkerungsdichte $> 510, < 945$ Einwohner/ km^2
- Klasse 4: Gebiete mit einer Bevölkerungsdichte > 945 Einwohner/ km^2
- Klasse 5: Deutschland gesamt

Die Klasse 1 umfasst alle ländlichen Gebiete mit einer geringen Bevölkerungsdichte. Die Obergrenze der Klasse 2 definiert die Bevölkerungsdichte, bei der der Median der Verteilung liegt. Die obere Grenze der Klasse 3 bzw. die Untergrenze der Klasse 4 ist die Bevölkerungsdichte, ab der man von einem Ballungsgebiet spricht. Die 6. Bewertungszahl wird aus einer Mittelung der Ergebnisse für die Gitterzellen abgeleitet, in denen die für die Bestimmung des so genannten AEI für $\text{PM}_{2.5}$ (Average Exposure Indicator, siehe Kapitel 7) ausgewählten städtischen Hintergrundstationen liegen. Diese Stationen sind in Kapitel 12 zusammengestellt.

Die Einteilung in die Bevölkerungsklassen wurde auf Basis der von der EU erstellten Bevölkerungsverteilung vorgenommen (<http://dataservice.eea.europa.eu/dataservice>). Diese Daten beschreiben den Bevölkerungsstand von 2001. Die Abbildung 2-1 zeigt die aus den Daten abgeleitete Bevölkerungsdichte in Deutschland aggregiert im hier verwendeten Rechenraster von 0.125° Länge $\times$ 0.0625° Breite. In den dicht besiedelten Ballungsräumen Deutschlands liegt die Bevölkerungsdichte in der hier verwendeten Auflösung von circa $8 \times 7 \text{ km}^2$ zwischen circa 5000 bis über 10000 Einwohner pro km^2 .

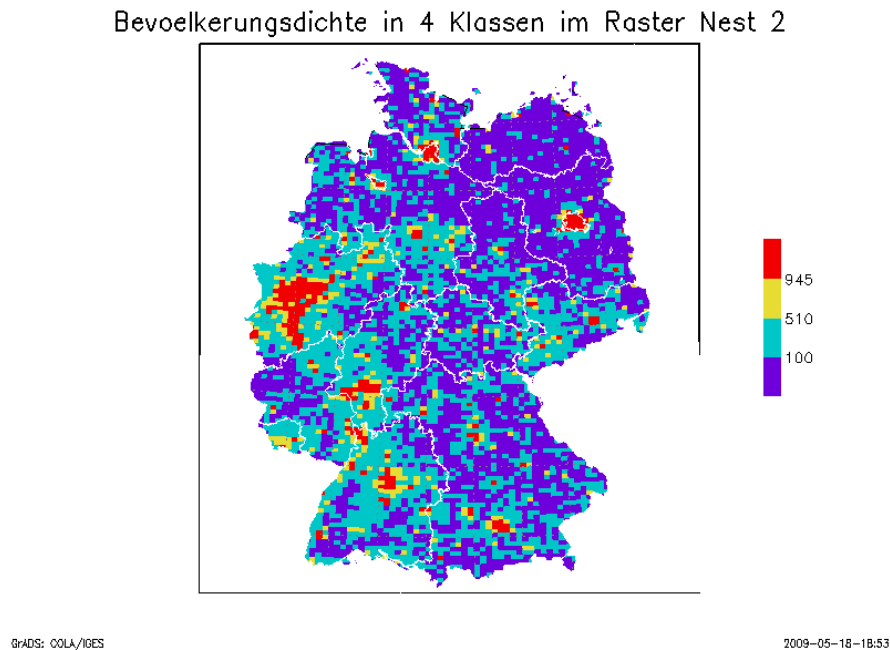


Abbildung 2-1 Bevölkerungsdichte in Einwohner/km² in 4 Klassen. Zur Klassendefinition siehe Text. Die Auflösung entspricht der Auflösung des Nestes 2, Deutschland fein: 0.0625° Breite, 0.125° Länge, circa 8 km x 7 km.

2.3 Berechnung des lokalen Minderungspotenzials an Verkehrsstationen

Der Ansatz zur Abschätzung des lokalen Minderungspotenzials geht davon aus, dass die Beiträge des Hintergrunds zu den an der Verkehrsstation gemessenen Konzentrationen getrennt von den lokalen Beiträgen behandelbar sind. Der Hintergrund wird hier präsentiert durch die mit Hilfe der OI erstellten Felder, die eine räumliche Auflösung von ca. 7 km x 8 km besitzen. Die im vorhergehenden Kapitel beschriebene OI-Methodik liefert die Änderung der Hintergrundkonzentration aufgrund der zeitlichen Emissionsentwicklung. Die durch die Änderung der lokalen Emissionen in der Straßenschlucht bewirkte Änderung der Zusatzbelastung wird getrennt abgeschätzt. Ausgangspunkt der Betrachtung ist die gemessene Konzentration in der Straßenschlucht für das Referenzjahr 2005. Unter der Annahme, dass die Zusatzbelastung an einer Straße ausschließlich durch die lokalen Verkehrsemissionen hervorgerufen wird, gilt der Ansatz:

$$C_{ZB} = M - H_{OI}$$

mit

C_{ZB} = Zusatzbelastung an der Straße verursacht durch die lokalen Verkehrsemissionen

M = Gemessene Konzentration in der Straßenschlucht (= Gesamtbelastung C_{GB})

H_{OI} = mit der OI-Methodik ermittelte Hintergrundkonzentration über der Straßenschlucht

Die Hintergrundkonzentration über der Straßenschlucht ändert sich durch die immissionsseitigen Auswirkungen der umgesetzten Emissionsminderungsmaßnahmen in allen Verursachergruppen. Diese Änderung wird mit Hilfe der OI-Methodik abgeschätzt. Die Zusatzbelastung in der Straße ändert sich dagegen nur bei einer Änderung des lokalen Verkehrsbeitrages. Das gesamte Minderungspotenzial für eine Straßenschlucht setzt sich damit zusammen aus der Änderung der Hintergrundkonzentration und der Änderung der Zusatzbelastung:

$$MP_{\text{tot}} = MP_H + MP_{\text{ZB}}$$

mit

MP_H = aus der OI-Methodik abgeleitetes Minderungspotential für den Hintergrund

MP_{ZB} = lokales Minderungspotenzial

Zur Bestimmung des lokalen Minderungspotenzials wären eigentlich Modellrechnungen notwendig, die die entsprechende Skala (Straßenschlucht) geeignet abbilden. Solche Rechnungen sind im Rahmen des PAREST-Projekts aber nicht vorgesehen, so dass hier nur eine grobe Abschätzung des lokalen Minderungspotenzials vorgenommen werden kann. Diese Abschätzung kann deshalb auch nur Hinweise auf mögliche Einhaltung bzw. Nichteinhaltung der Grenzwerte in Straßenschluchten geben („Screening“) und keinesfalls adäquate Modellrechnungen ersetzen.

Die Gesamtbelastung für das Jahr 2015 (oder entsprechend 2020) wird ausgehend von 2005 folgendermaßen abgeschätzt:

$$C_{\text{GB-2015}} = C_{\text{GB-2005}} - MP_H - MP_{\text{ZB}}$$

mit

$$MP_H = (H_{\text{OI-2005}} - H_{\text{OI-2015}})$$

und

$$MP_{\text{ZB}} = C_{\text{ZB-2005}} * (1 - VE_{2015}/VE_{2005}) * f$$

VE_{2005} lokale Verkehrsemissionen 2005

VE_{2015} lokale Verkehrsemissionen 2015

f bezeichnet einen Gewichtungsfaktor, der für PM10 gleich 1 gesetzt wird. Dies bedeutet, dass eine lokale PM10-Emissionsänderung von $x\%$ auch eine Änderung der Zusatzbelastung von $x\%$ bewirkt. Für NO_2 liegen die Verhältnisse schwieriger, da sich die NO_2 -Zusatzbelastung in einer Straßenschlucht aus der direkten NO_2 -Emission und dem durch die Reaktion des vom Verkehr emittierten Stickstoffmonoxids (NO) mit eingemischtem Ozon gebildeten NO_2 zusammensetzt. Darauf wird bei der Abschätzung der NO_2 -Grenzwertüberschreitungen noch näher eingegangen.

3 RCG und OI-Anwendung auf das Basisjahr 2005

Für das meteorologische Basisjahr 2005 wurde das RCG-Modell mit der TRAMPER-Meteorologie auf alle in PAREST verwendeten Modellskalen (siehe Kapitel 11) unter Verwendung der PAREST-Emissionsreferenz 2005 (siehe Kapitel 13) angewandt. Von diesen Läufen werden hier nur die Ergebnisse des Nests 2 (Deutschland fein) vorgestellt. Das Nest 2 umfasst Deutschland und hat eine Maschenweite von 0.125° Länge und 0.0625° Breite (Abbildung 11-3). Abbildung 3-1 zeigt oben die mit dem RCG-Modell für 2005 berechneten PM₁₀-Jahresmittelwerte in Deutschland, unten die mit der OI-Methodik erstellte Verteilung. Das OI-Interpolations-Feld, das auf derselben Auflösung wie die RCG-Rechnung beruht, basiert auf den Messungen der Bundesländer und des Umweltbundesamts, wobei straßennahe Stationen oder Stationen direkt an einer Straße nicht in die OI eingehen. Bei Ozon werden die Bergstationen mit in die Interpolation einbezogen. Das RCG-Modell liefert den Hintergrund für die Datenassimilation. In den meisten Gebieten Deutschlands, insbesondere in der Osthälfte, ist das OI-Feld höher als das reine RCG-Rechenfeld. Liegen in mittelgroßen Städten Messungen vor, die in der OI verwendet wurden, zeichnen sich diese Städte im OI-Feld deutlicher ab als im RCG-Modellfeld, da die Rasterauflösung der Modellrechnung oft nicht ausreicht, um die Emissionsstruktur solcher Städte angemessen aufzulösen. Die Erhöhung in der Osthälfte kann auch auf eine Unterschätzung des Ferntransports aus den östlichen Nachbarländern hindeuten. Im Ruhrgebiet ist das OI-Inkrement eher negativ, d. h. die Modellrechnung tendiert in dieser Region zu einer Überschätzung der Beobachtungen. Dies deutet auf Probleme in der für die Ausbreitungsrechnung verwendeten Emissionsdatenbasis hin, die für diese Regionen möglicherweise zu hohe Emissionen oder eine zu ungenaue räumliche Zuordnung der Emissionen aufweist. Dies gilt insbesondere für die Quellen der industriellen Verursachergruppen, bei denen die effektive Emissionshöhe nur abgeschätzt ist (Pregger und Friedrich, 2009) und die Verteilung der Emissionen in Boxen mit der Kantenlänge von 0.125° Länge und 0.0625° Breite zu einer künstlichen Verbreiterung der Abgasfahnen führen kann. Ein weiterer Grund für die Überschätzung kann in der Verwendung des meteorologischen Treibers TRAMPER liegen, der unter bestimmten meteorologischen Bedingungen Werte für einige Grenzschichtvariablen liefert, die zu einer möglicherweise zu geringen turbulenten Vermischung der Konzentrationen führen (siehe dazu Kerschbaumer, 2010; Stern, 2010c). Die Abbildung 3-2 zeigt RCG- und OI-Feld für den NO₂-Jahresmittelwert. Auch für NO₂ wird das Konzentrationsfeld im Ruhrgebiet durch die OI abgesenkt. In den anderen Teilen Deutschlands führt die OI im Vergleich zum reinen RCG-Feld zu Zu- und Abnahmen der Konzentration.

Abbildung 3-3 und Abbildung 3-4 zeigen einen Vergleich der beobachteten PM₁₀- und NO₂-Jahresmittelwerte mit den mit dem RCG-Modell bzw. der OI-Methodik berechneten Werten. Die Messstationen wurden zu diesem Vergleich eingeteilt in ländliche Hintergrundkonzentrationen (PM₁₀-Jahresmittelwerte bis circa $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$; NO₂-Jahresmittelwerte bis circa $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$), ländlicher Hintergrund belastet bis städtisch/industrieller Hintergrund (PM₁₀-Jahresmittelwerte von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bis circa $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$; NO₂-Jahresmittelwerte von $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bis circa $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und städtisch/industrieller Hintergrund belastet (PM₁₀-Jahresmittelwerte größer $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$; NO₂-Jahresmittelwerte größer $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Verkehrsstationen oder verkehrsnahe Stationen wurden in diesem Vergleich nicht berücksichtigt, da die hier verwendete Skala den Repräsentativitätsbereich solcher Stationen weit überschreitet. Stationen im industriellen Umfeld wurden dagegen sowohl in dem Vergleich Messung-Rechnung als auch in der OI berücksichtigt, da i.A. davon ausgegangen werden kann, dass der Einflussbereich industrieller Anlagen größer ist als der einer Straßenschlucht.

Die RCG-Rechnung unterschätzt einen Großteil der PM₁₀-Messungen. Überschätzungen gibt es an einigen sehr niedrigen ländlichen Hintergrundstationen. Die Überschätzungen in den höheren Konzentrationsbereichen treten nahezu ausschließlich an industriell geprägten Stationen im Ruhrgebiet auf. Der höchste PM₁₀-Jahresmittelwert (knapp 40 µg/m³), der in den OI-Rechnungen und den Auswertungen berücksichtigt ist, wurde an der Industriestation Duisburg-Bruckhausen gemessen. Diese Messung wird vom RCG-Modell im Gegensatz zu einigen anderen Industriestationen nicht über-, sondern leicht unterschätzt. Wie schon bei der Diskussion der Flächendarstellungen angesprochen deutet die Überschätzung der Konzentrationen in der Nähe von industriellen Anlagen auf mögliche Probleme in der Beschreibung der industriellen Emissionen hin. Aber auch eine zu geringe turbulente Vermischung der Schadstoffe kann eine mögliche Ursache der Überschätzung sein.

Durch die OI wird das PM₁₀-Konzentrationsfeld generell näher an die Messungen herangezogen (Abbildung 3-3 unten). Die zu hohen Werte der reinen RCG-Rechnung werden in der OI nach unten korrigiert. Bei den höher belasteten städtischen Stationen tendiert das RCG-Modell in der hier benutzten Auflösung zu einer Unterschätzung der Beobachtungen, wenn man von der Überschätzung im Ruhrgebiet absieht. Auch hier korrigiert die OI die Abweichungen der Modellrechnung in dem Sinne, dass zu niedrige Werte angehoben werden. In den belasteten Stadtgebieten tendiert auch die OI noch zu einer Unterschätzung der Beobachtungen, da die Konzentration an einem Gitterpunkt aus allen Messwerten in der Umgebung bestimmt wird, was zu einer Unterschätzung einzelner hoher Beobachtungswerte führt, falls diese Beobachtung nicht durch ähnliche hohe Messungen in der näheren Umgebung gestützt wird. Es sei noch angemerkt, dass die OI in Regionen, wo die verfügbaren Messungen hauptsächlich in den Stadtgebieten liegen, zu einer räumlichen Überbetonung dieser Messungen führen kann, falls die Stationen überwiegend in kleineren Städten liegen. Die hier verwendete Maschenweite beträgt circa 8 km. Dies bedeutet, dass der Repräsentativitätsbereich einer Messung nicht kleiner als 8 km sein kann. Die Abbildung von Messungen aus Städten, deren räumliche Ausdehnung deutlich geringer als 8 km ist, erfolgt in der OI dann immer für die gesamte Zelle, in die die betreffende Station fällt.

Die gemessenen NO₂-Jahresmittelwerte werden von der RCG-Rechnung in allen Konzentrationsbereichen unter- und überschätzt (Abbildung 3-4). Dies ist ein Hinweis auf den im Vergleich zum PM₁₀ sehr viel lokaleren Charakter des NO₂-Konzentrationsfeldes. Die Überschätzungen in den höheren Konzentrationsbereichen treten wieder überwiegend an den industriell geprägten Messstandorten auf. Die Anwendung der OI-Methodik vermindert diese große Streuung der Rechenwerte beträchtlich (Abbildung 3-4 unten). Wie schon beim PM₁₀, werden auch in der OI für NO₂ die höher belasteten städtischen Stationen generell unterschätzt. Die größten Unterschätzungen treten dabei an den einzelnen Stationen kleinerer Städte auf, deren Messwerte sehr hoch sein können, aber wegen der geringen Ausdehnung solcher Städte nur eine räumlich geringe Repräsentativität besitzen, selbst wenn die Station nicht in Verkehrsnähe liegt.

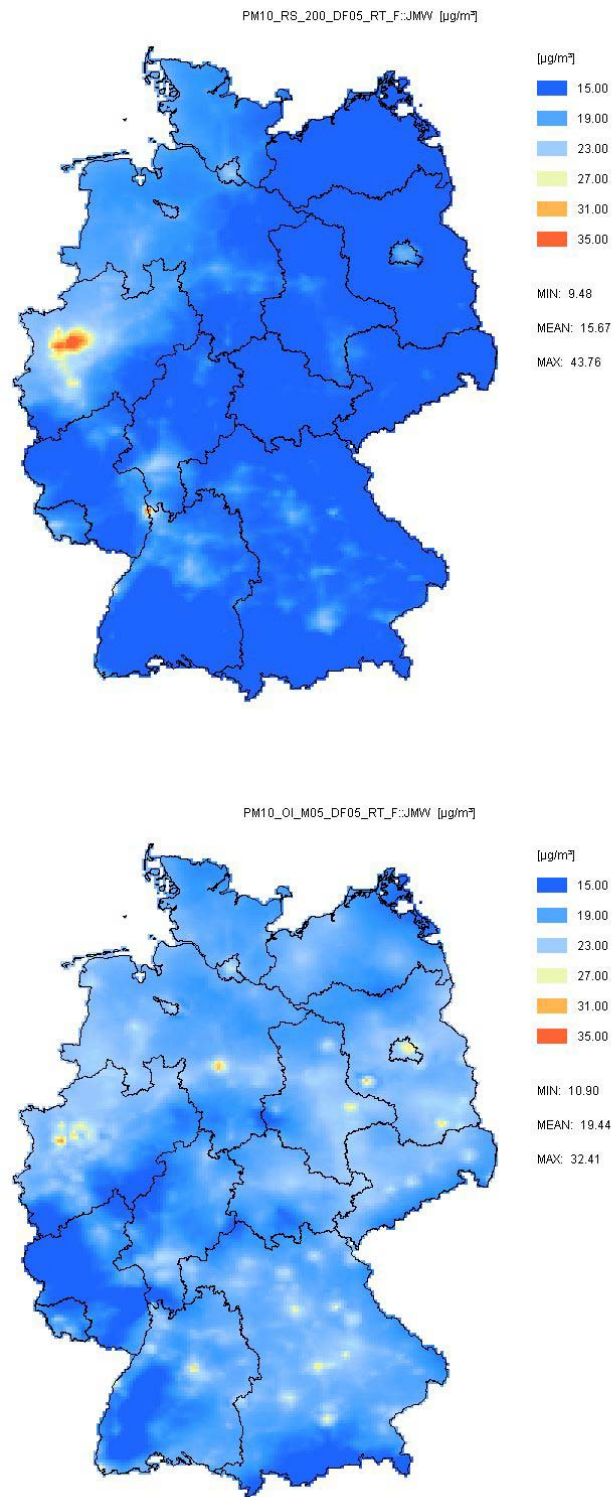


Abbildung 3-1 PM10-Jahresmittelwert 2005 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Oben: RCG-Modell. Unten OI mit RCG-Modellfeld als Hintergrund. Emissionsreferenz 2005, meteorologisches Referenzjahr 2005. Rastergröße 0.125° Länge und 0.0625° Breite.

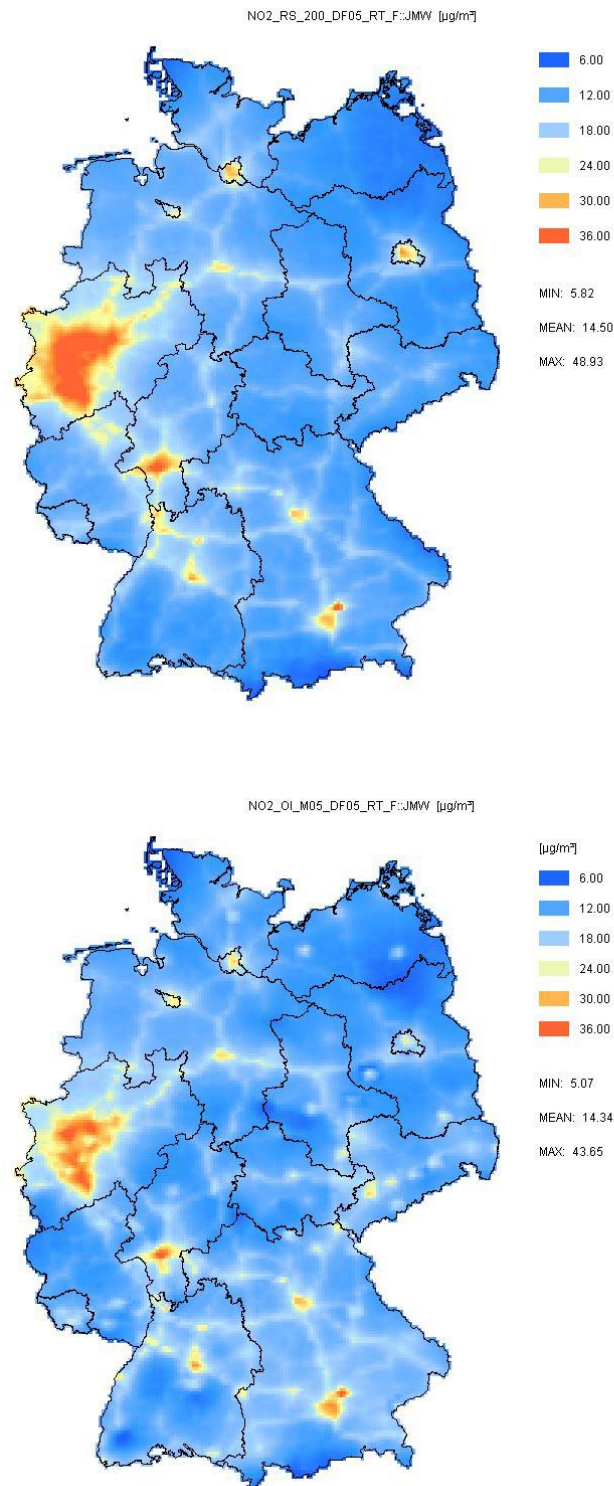


Abbildung 3-2 NO₂-Jahresmittelwert 2005 in µg/m³. Oben: RCG-Modell. Unten OI mit RCG-Modellfeld als Hintergrund. Rastergröße 0.25° Länge und 0.125° Breite.

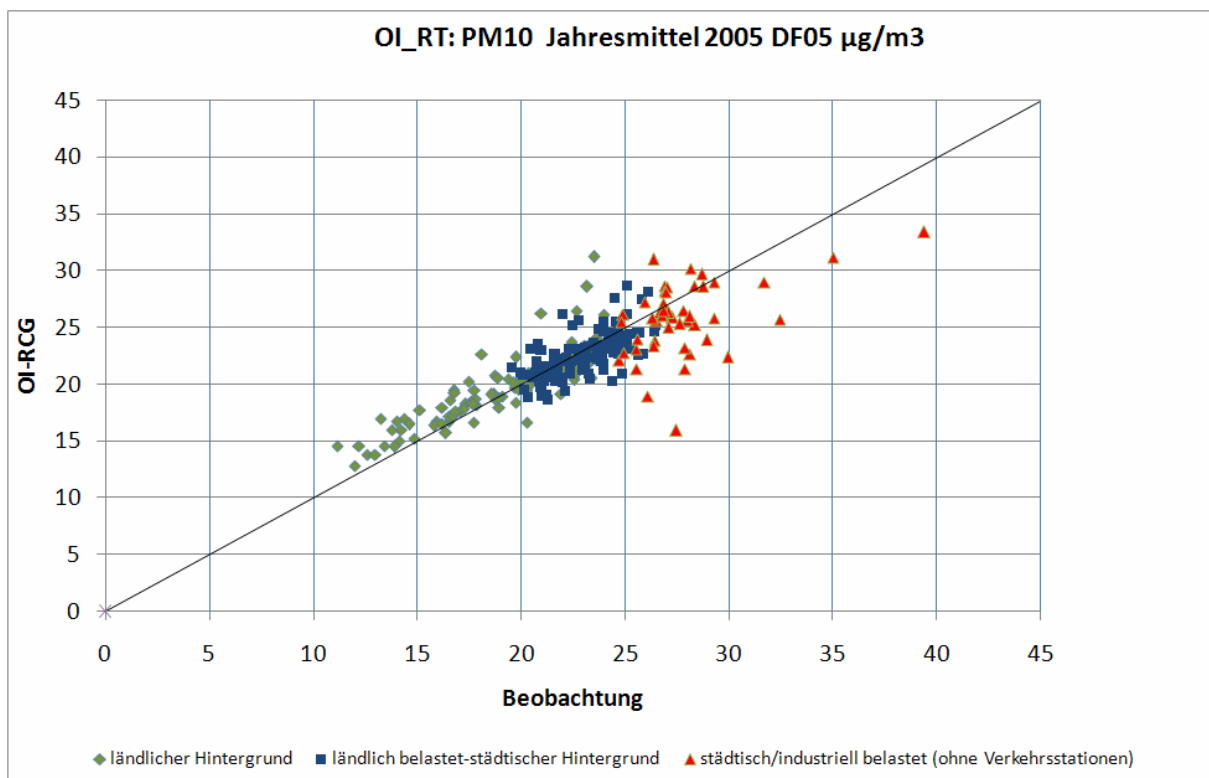
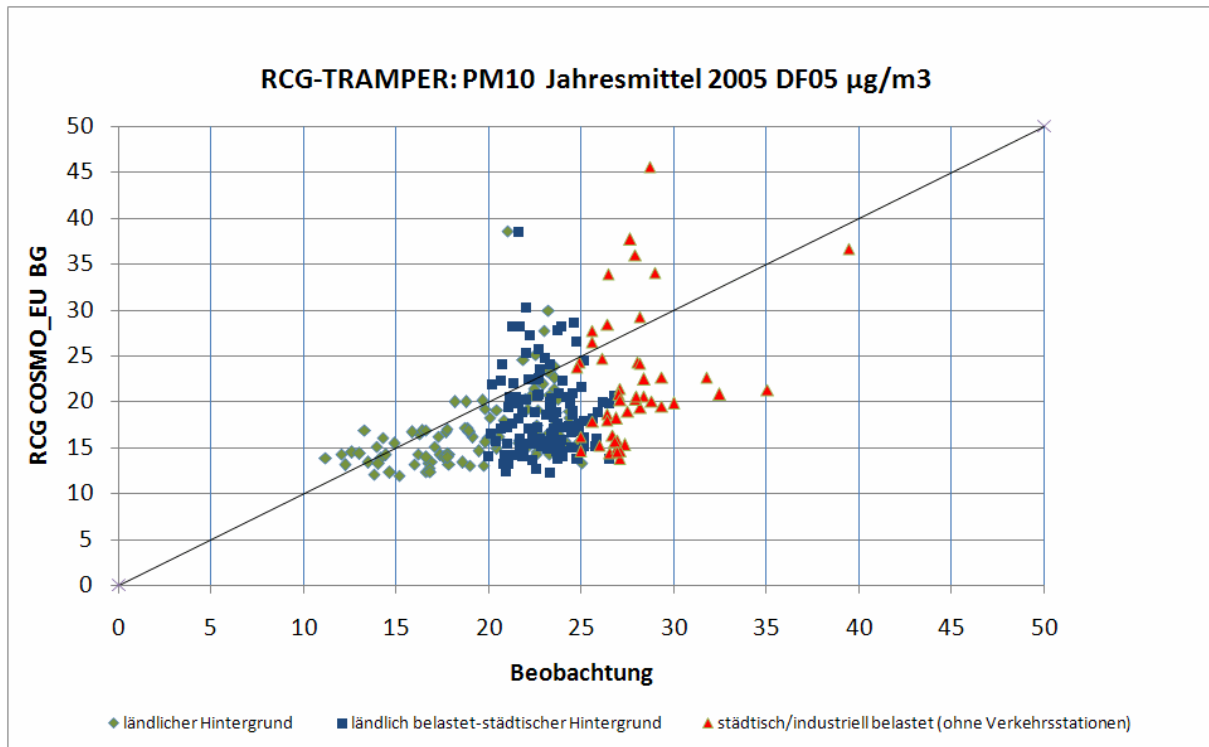


Abbildung 3-3 Berechnete und gemessene PM10-Jahresmittelwerte in Deutschland. Oben: RCG-Rechnung. Unten: OI mit RCG-Feld als Hintergrund.

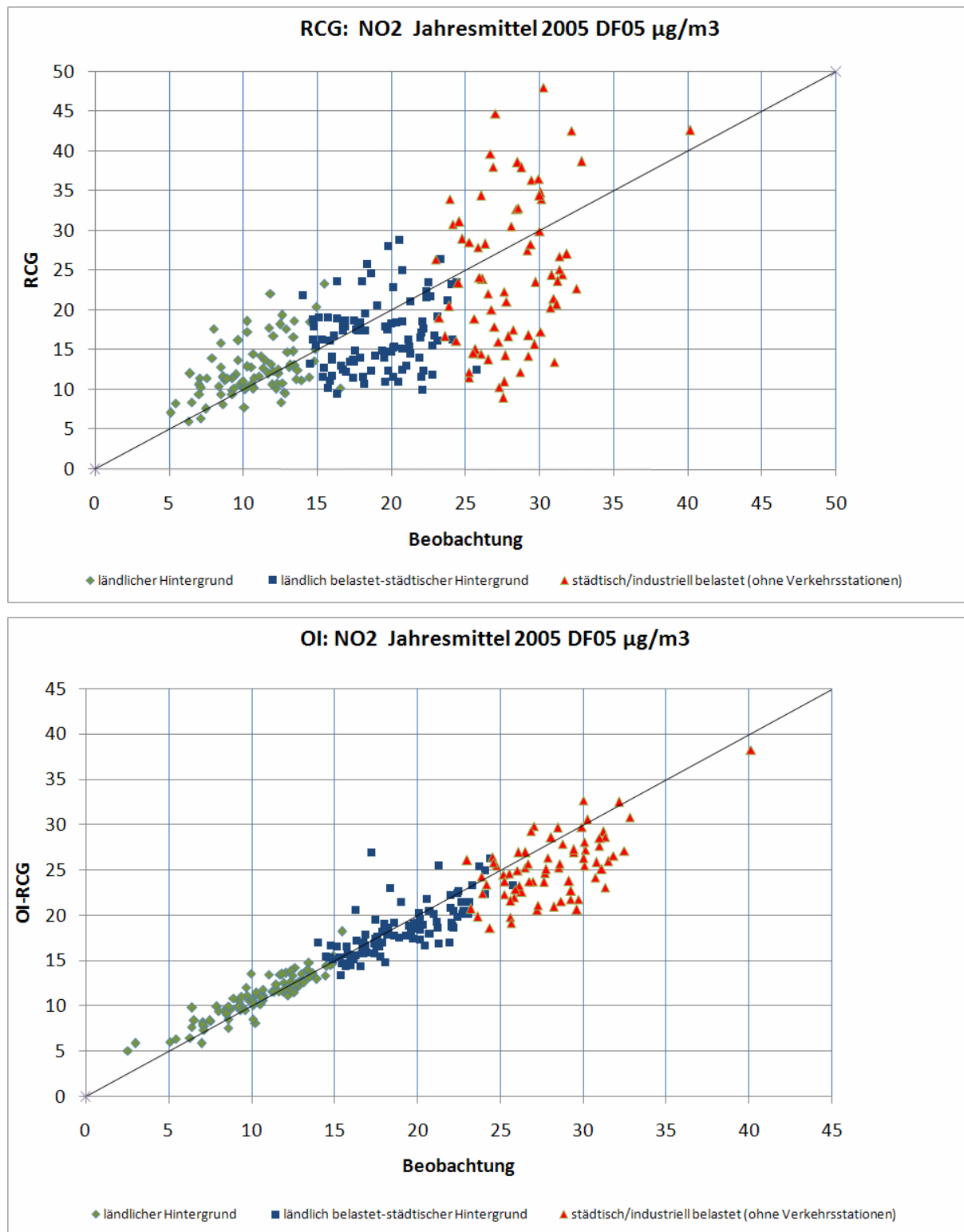


Abbildung 3-4 Berechnete und gemessene NO₂-Jahresmittelwerte in Deutschland. Oben: RCG-Rechnung. Unten: OI mit RCG-Feld als Hintergrund.

4 OI-Anwendungen für die Referenzjahre 2010, 2015 und 2020

Zur Erzeugung der PM₁₀- und NO₂-Hintergrundfelder für 2010, 2015 und 2020 wurde die OI-Methodik in Verbindung mit den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2010, 2015 und 2020 (Jörß et al., 2010) nach der in Kapitel 2.1 beschriebenen Vorgehensweise angewandt. Diese Referenzen sind Emissionsprognosen, die die Änderung der Emissionen aufgrund von bereits beschlossenen und eingeleiteten technischen und nicht-technischen Maßnahmen beschreiben (CLE-Szenario „current legislation“). Als meteorologisches Referenzjahr wurde bei diesen Berechnungen das immissionsklimatologisch durchschnittliche Jahr 2005 und zum Teil auch das immissionsklimatologisch sehr ungünstige Jahr 2003 verwendet. Die Grenzwertproblematik für NO₂ und PM₁₀ wird hier nicht diskutiert, da dieser Punkt später anhand der lokalen Betrachtung behandelt wird. Bei der Diskussion der Ozonverteilungen wird dagegen gleich auch auf die betreffenden Grenzwerte eingegangen, da Ozon ein großräumigeres Problem ist als PM₁₀ und NO₂.

4.1 Meteorologische Referenz 2005

Abbildung 4-1 zeigt die auf diese Weise für die Referenzjahre 2005, 2010, 2015 und 2020 ermittelten OI-Felder der PM₁₀-Jahresmittelwerte, Abbildung 4-2 die entsprechenden Felder für die NO₂-Jahresmittelwerte. Ozonjahresmittelwerte, AOT40-Werte zum Schutz der Vegetation sowie die Anzahl der Tage mit Überschreitungen des maximalen O₃-8-h-Mittelwerts von 120 µg/m³ sind in Abbildung 4-3 bis Abbildung 4-5 zusammengestellt. Die aus diesen Abbildungen abgeleiteten mittleren, minimalen und maximalen Konzentrationen in Deutschland zeigen Tabelle 4-1 bis Tabelle 4-5. Eine für die in Kapitel 2.2 definierten Bevölkerungsklassen aggregierte absolute und relative Auswertung ist in Abbildung 4-6 bis Abbildung 4-10 zusammengestellt.

Die PM₁₀- und NO₂-Jahresmittelwerte nehmen durch die entsprechend dem CLE-Szenario bis 2020 umgesetzten Emissionsminderungen in Deutschland durchweg ab. In den Ballungsräumen sinken die mittleren PM₁₀-Jahresmittelwerte von 23 µg/m³ im Jahre 2005 auf 19 µg/m³ im Jahre 2020 ab (Abbildung 4-6 oben, Bevölkerungsklasse BVK4). Dies entspricht einer relativen Abnahme von 18% (Abbildung 4-6, unten, BVK4). Die prognostizierten Abnahmen der NO₂-Jahresmittelwerte sind entsprechend der hohen Minderung der NO_x-Emissionen deutlich höher als diejenigen der PM₁₀-Jahresmittelwerte (siehe dazu die Emissionsminderungen zusammengestellt in Kapitel 13). In den Ballungsräumen nehmen die NO₂-Jahresmittelwerte um 44% von im Mittel 25 µg/m³ im Jahre 2005 auf 14 µg/m³ im Jahre 2020 ab (Abbildung 4-7).

Die Ozonjahresmittelwerte werden im Mittel über Deutschland leicht zunehmen, die maximalen Jahresmittelwerte dagegen abnehmen (Tabelle 4-3). Generell wird es infolge der Emissionsverminderungen der Vorläuferstoffe zu mittleren Ozonzunahmen in den emissionsbelasteten Regionen und zu Ozonabnahmen in den eher ländlichen Regionen kommen. Die Ozonzunahmen sind eine Folge der Verringerung des Titrationseffektes, d.h. einer Verringerung des Ozonabbaus durch frisch emittiertes NO. Da die ländlichen Regionen im Mittel mehr mit Ozon belastet sind als die städtischen Regionen, bedeutet dies eine gewisse Nivellierung des Konzentrationsniveaus. Die stärkere Zunahme der Ozonjahresmittelwerte in den Ballungsgebieten zeigt sich deutlich in der mittleren Auswertung (Abbildung 4-8). In den ländli-

chen Regionen (Bevölkerungsklasse BVK1) nehmen die Ozonjahresmittelwerte bis 2020 nur geringfügig in der Größenordnung von 1% zu, in den Ballungsräumen (BVK 4) dagegen um circa 10% oder $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die Abbildung 4-4 zeigt die für die Referenzjahre 2005, 2010, 2015 und 2020 berechneten AOT40-Werte zum Schutz der Vegetation. Nach den Berechnungen auf der Basis des Emissionszustandes 2005 und des meteorologischen Referenzjahres 2005 wird der Grenzwert von $18000 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ h}$ vor allem im süddeutschen Raum überschritten. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Flächen mit Überschreitungen als Folge der Emissionsabnahmen bis 2020 zwar deutlich kleiner werden, aber es muss immer noch mit Grenzwertüberschreitungen gerechnet werden. Es muss betont werden, dass diese für das immissionsklimatologisch eher durchschnittliche Jahr 2005 berechneten Abnahmen nicht notwendigerweise für extreme Jahre wie das Jahr 2003 gelten müssen (siehe dazu Kapitel 4.2). Die mittlere Auswertung für die AOT40-Werte zeigt keine Überschreitungen des Grenzwerts (Abbildung 4-9), da die Ozonbildung in weitaus größerem Ausmaße als NO_2 oder PM_{10} von den meteorologischen Bedingungen abhängig ist. So sind im süddeutschen Raum die Ozonkonzentrationen generell höher als im norddeutschen Raum, da der Süden Deutschlands im Mittel wärmer und sonniger als der Norden ist. Die daraus resultierenden Immissionsunterschiede werden in einem rein bevölkerungsabhängigen Mittelungsverfahren verwischt.

Die berechnete Anzahl der Tage in Deutschland mit einem maximalen Ozon 8-h-Mittelwert $> 120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zeigt die Abbildung 4-5 für die meteorologischen Bedingungen des Jahres 2005 und die Emissionsbedingungen 2005, 2010, 2015 und 2020. Die zulässige Anzahl von 25 Überschreitungstagen wird nach den Berechnungen in Deutschland im Jahre 2005 großflächig überschritten. Die Gebiete mit Überschreitungen werden unter den zukünftigen Emissionsbedingungen zwar deutlich kleiner, treten aber immer noch auf. Selbst unter den Emissionsbedingungen 2020 muss danach lokal noch mit zu vielen Überschreitungstagen gerechnet werden, insbesondere in Jahren, die photochemisch aktiver sind als das eher durchschnittliche Jahr 2005.

PM10	MIN	MEAN	MAX
2005	11	19	32
2010	10	17	28
2015	9	16	27
2020	9	15	26

Tabelle 4-1 Bandbreite der in Deutschland mit der OI-Methodik ermittelten PM_{10} -Jahresmittelwerte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Gerundet auf volle $\mu\text{g}/\text{m}^3$. MIN, MEAN, MAX: kleinste, mittlere und höchste in Deutschland berechnete PM_{10} -Konzentration. Abgeleitet aus Abbildung 4-1. Meteorologisches Referenzjahr: 2005.

NO₂	MIN	MEAN	MAX
2005	5	14	44
2010	5	12	41
2015	3	9	39
2020	2	8	38

Tabelle 4-2 Bandbreite der in Deutschland mit der OI-Methodik ermittelten NO₂-Jahresmittelwerte in µg/m³. Gerundet auf volle µg/m³. MIN, MEAN, MAX: kleinste, mittlere und höchste in Deutschland berechnete NO₂-Konzentration. Abgeleitet aus Abbildung 4-2. Meteorologisches Referenzjahr: 2005.

O₃	MIN	MEAN	MAX
2005	30	52	83
2010	30	53	80
2015	29	54	78
2020	29	54	75

Tabelle 4-3 Bandbreite der in Deutschland mit der OI-Methodik ermittelten O₃-Jahresmittelwerte in µg/m³. Gerundet auf volle µg/m³. MIN, MEAN, MAX: kleinste, mittlere und höchste in Deutschland berechnete O₃-Konzentration. Abgeleitet aus Abbildung 4-3. Meteorologisches Referenzjahr: 2005.

AOT40	MIN	MEAN	MAX
2005	2889	14553	28238
2010	2344	12558	26688
2015	1856	10159	24758
2020	1470	8347	22928

Tabelle 4-4 Bandbreite der in Deutschland mit der OI-Methodik ermittelten AOT40-Werte zum Schutz der Vegetation in µg/m³ h. MIN, MEAN, MAX: kleinste, mittlere und höchste in Deutschland berechneter AOT40-Wert. Abgeleitet aus Abbildung 4-4. Meteorologisches Referenzjahr: 2005.

O₃-Überschreitungstage	MIN	MEAN	MAX
2005	0	20	110
2010	0	15	94
2015	0	9	84
2020	0	7	69

Tabelle 4-5 Bandbreite der in Deutschland mit der OI-Methodik ermittelten Anzahl der Tage mit einem maximalen O₃-8-h-Mittelwert > 120 µg/m³. MIN, MEAN, MAX: kleinste, mittlere und höchste Anzahl der in Deutschland berechneten Überschreitungstage. Abgeleitet aus Abbildung 4-5. Meteorologisches Referenzjahr: 2005.

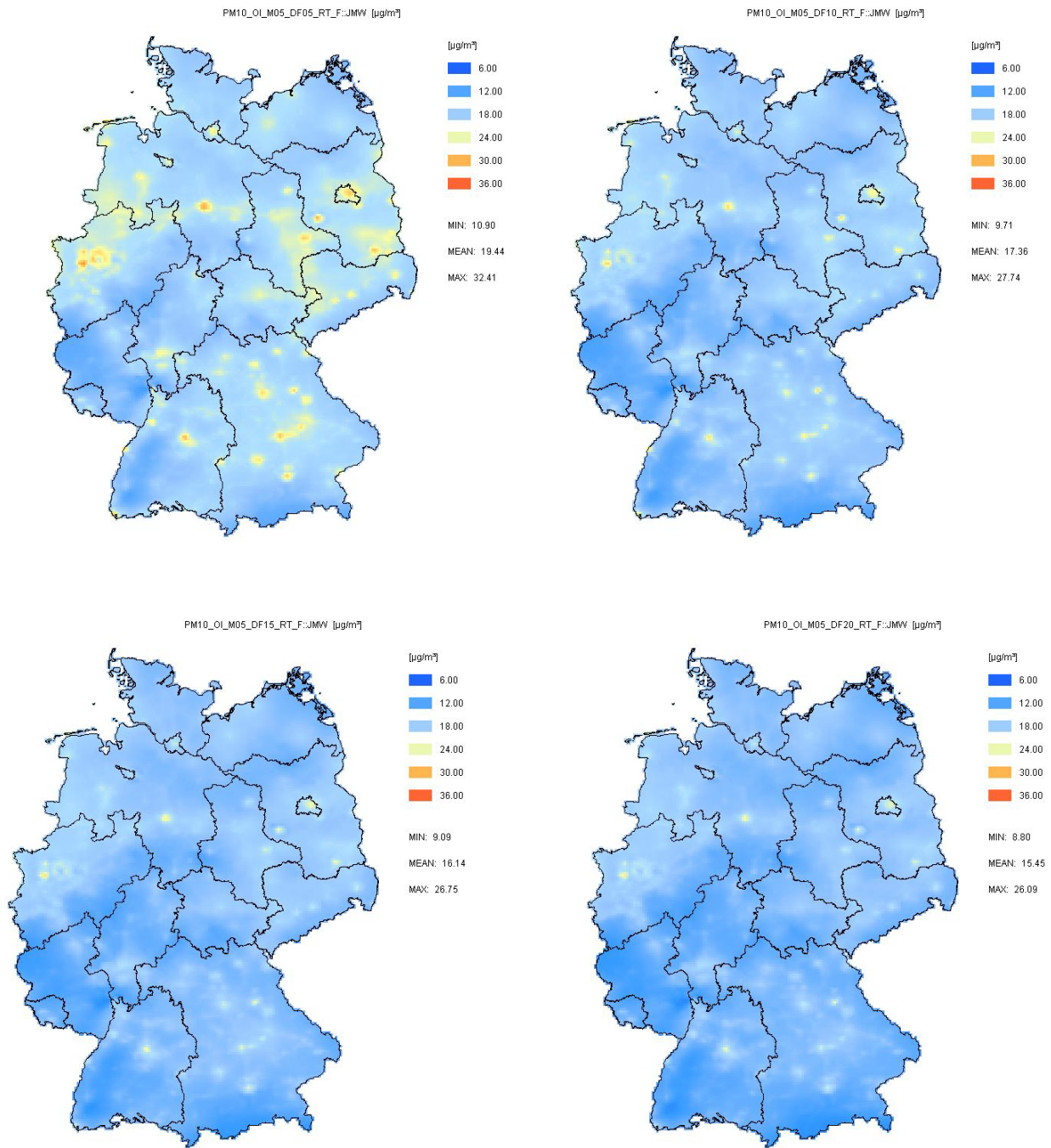


Abbildung 4-1 PM10-Jahresmittelwerte 2005 (oben links), 2010 (oben rechts), 2015 (unten links), 2020 (unten rechts) in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020. Meteorologisches Referenzjahr: 2005.

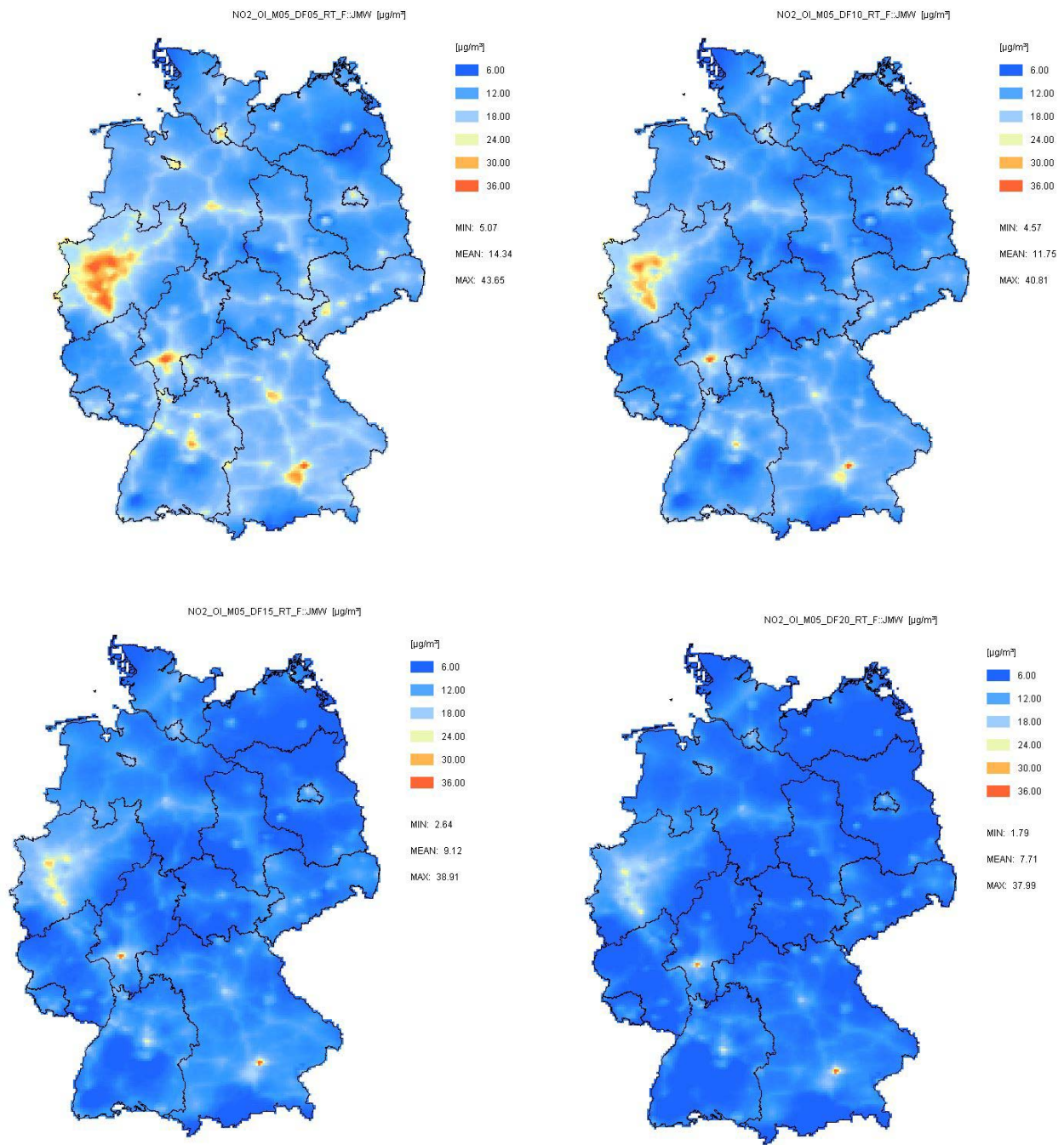


Abbildung 4-2 NO₂-Jahresmittelwerte 2005 (oben links), 2010 (oben rechts), 2015 (unten links), 2020 (unten rechts) in µg/m³ abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020. Meteorologisches Referenzjahr: 2005.

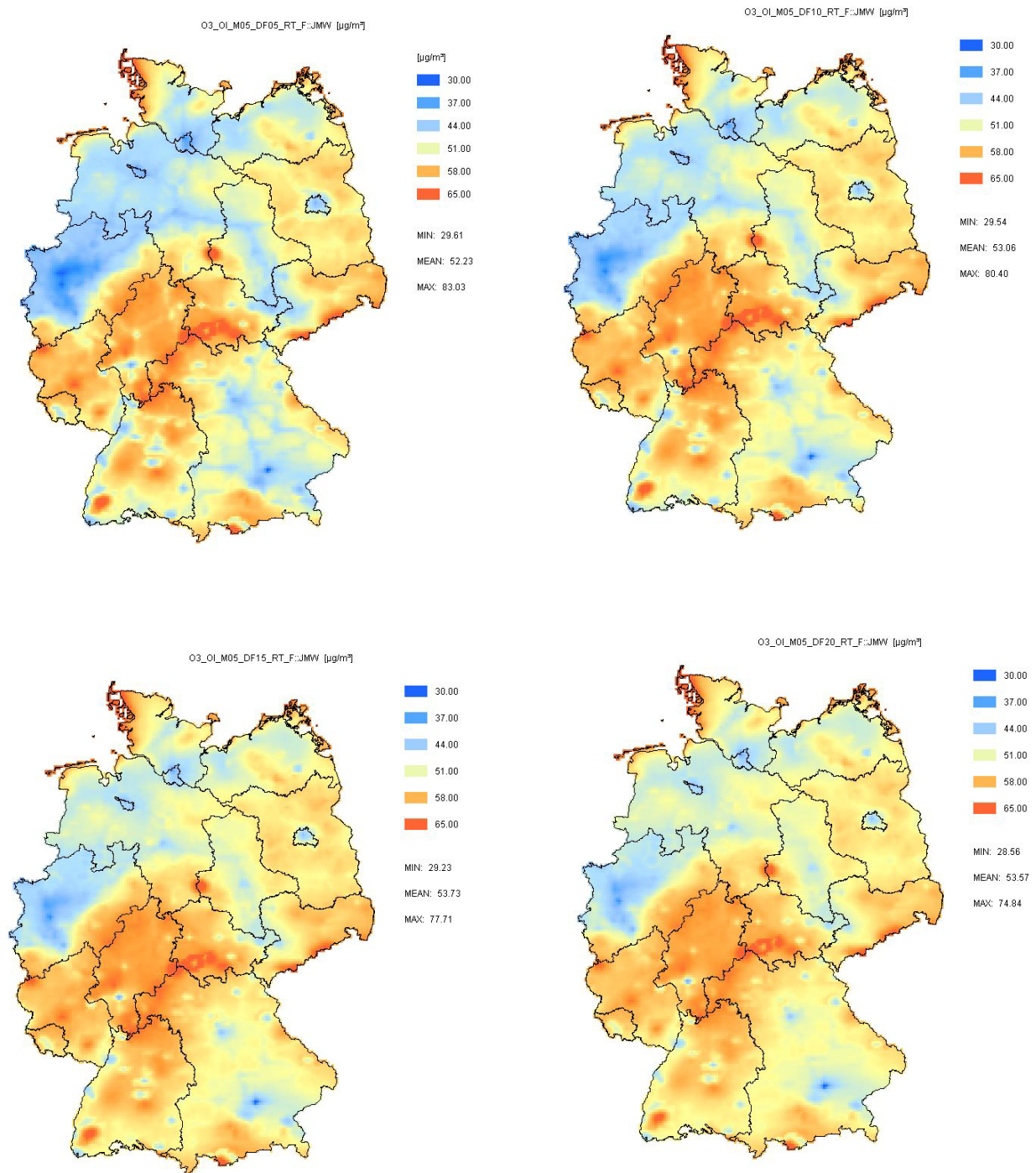


Abbildung 4-3 O_3 -Jahresmittelwerte 2005 (oben links), 2010 (oben rechts), 2015 (unten links), 2020 (unten rechts) in $\mu g/m^3$ abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020. Meteorologisches Referenzjahr: 2005.

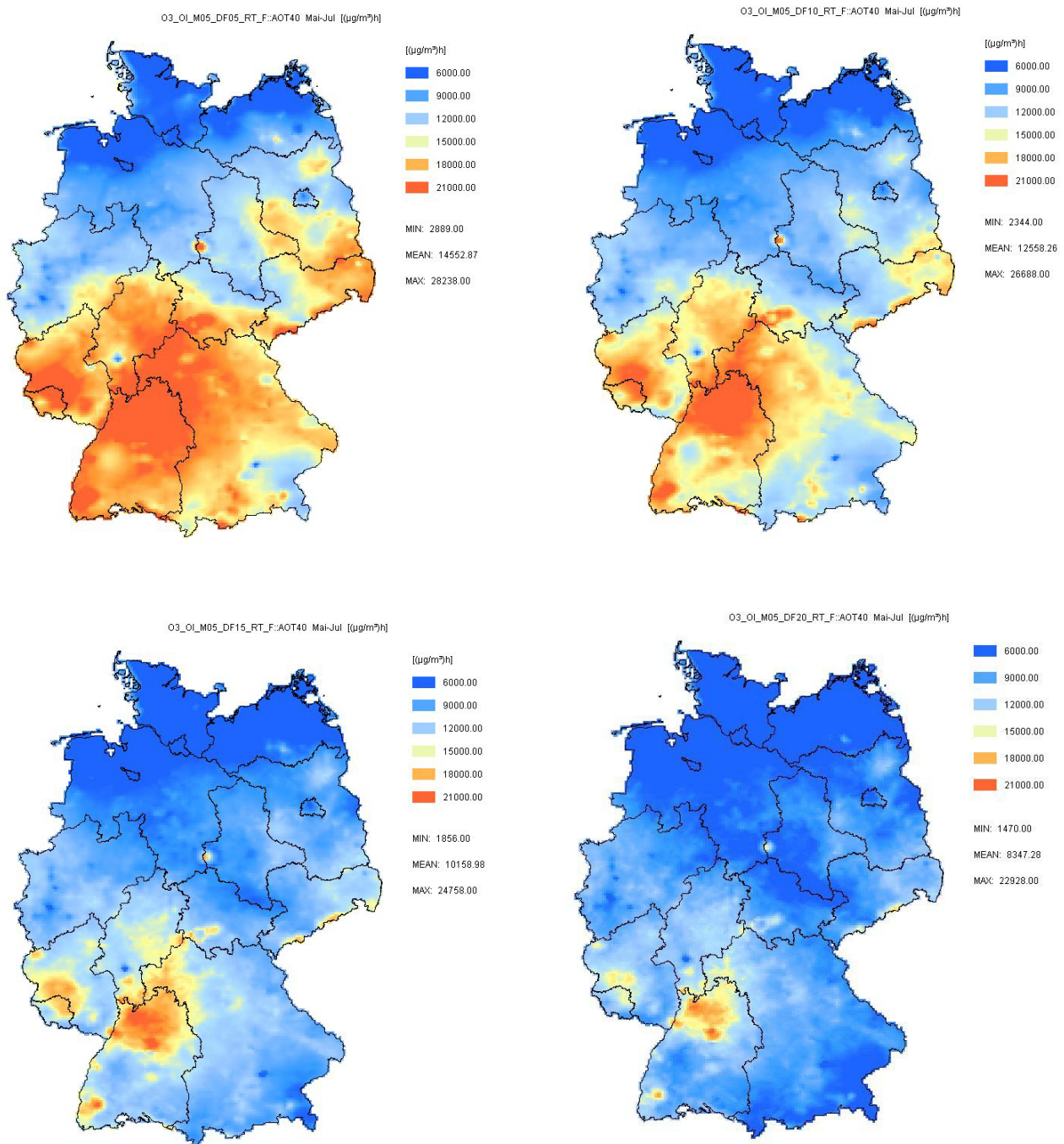


Abbildung 4-4 O₃-AOT40-Werte zum Schutz der Vegetation 2005 (oben links), 2010 (oben rechts), 2015 (unten links), 2020 (unten rechts) in µg/m³ h abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020. Meteorologisches Referenzjahr: 2005.

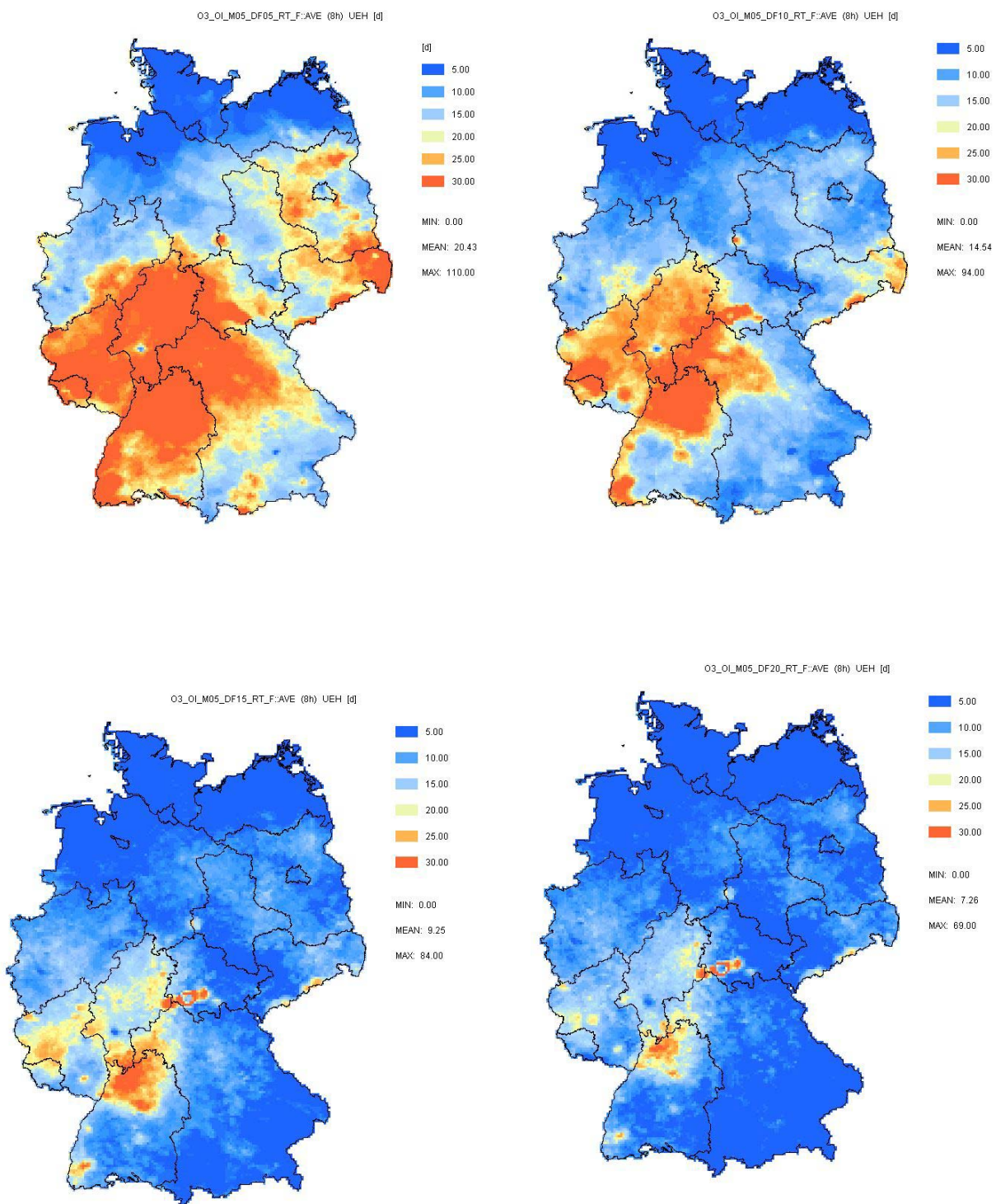


Abbildung 4-5 Anzahl der Tage mit einem maximalen O₃-8-h-Mittelwert > 120 µg/m³ 2005 (oben links), 2010 (oben rechts), 2015 (unten links), 2020 (unten rechts) in µg/m³ abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020. Meteorologisches Referenzjahr: 2005.

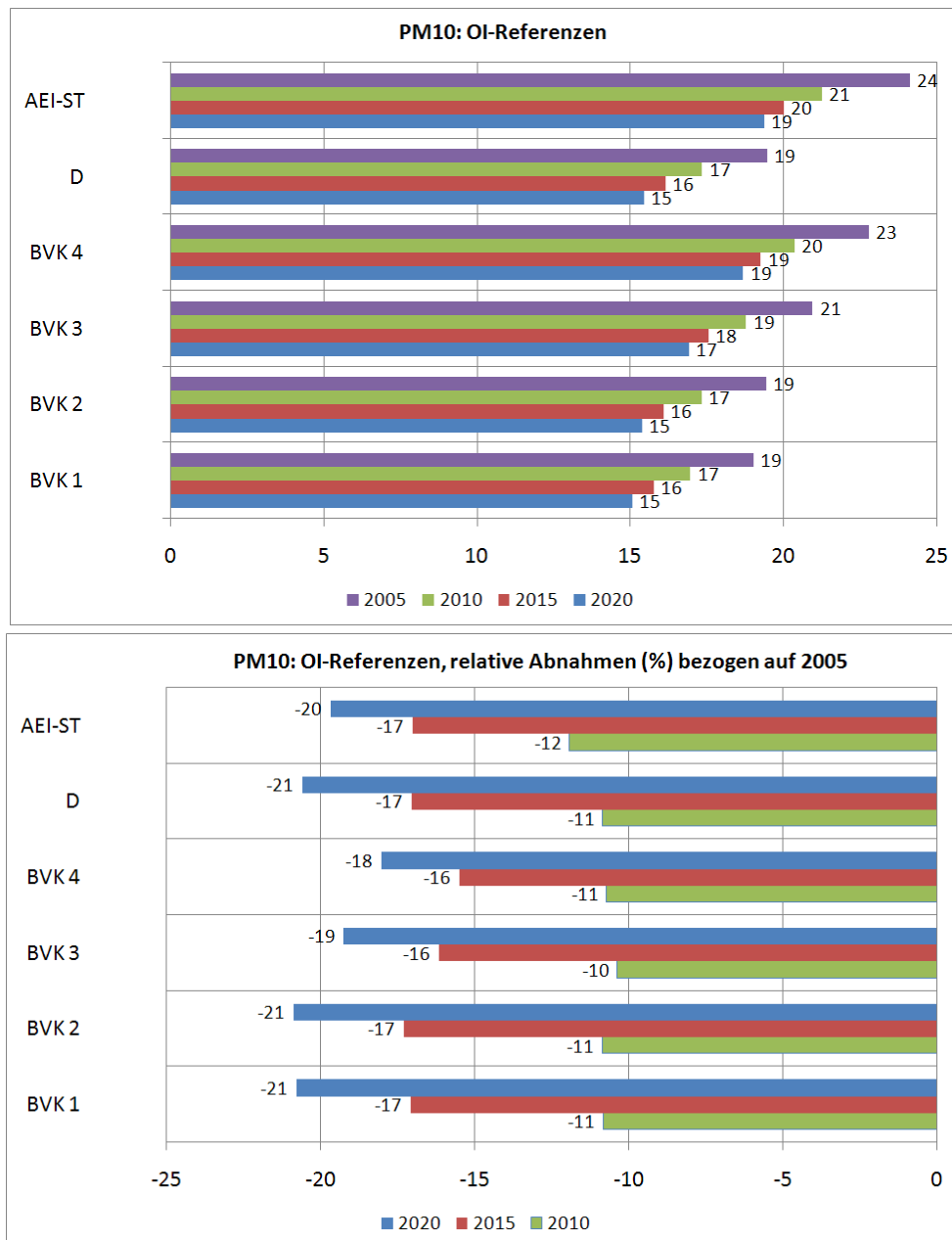


Abbildung 4-6 PM10-Jahresmittelwerte der OI-Referenzen 2005, 2010, 2015 und 2020 für die 4 Bevölkerungsklassen, das Deutschlandmittel und das Mittel an den AEI-Stationen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (oben). Relative Änderung der Referenzen 2010, 2015, 2020 in % bezogen auf 2005 (unten). Meteorologisches Referenzjahr: 2005.

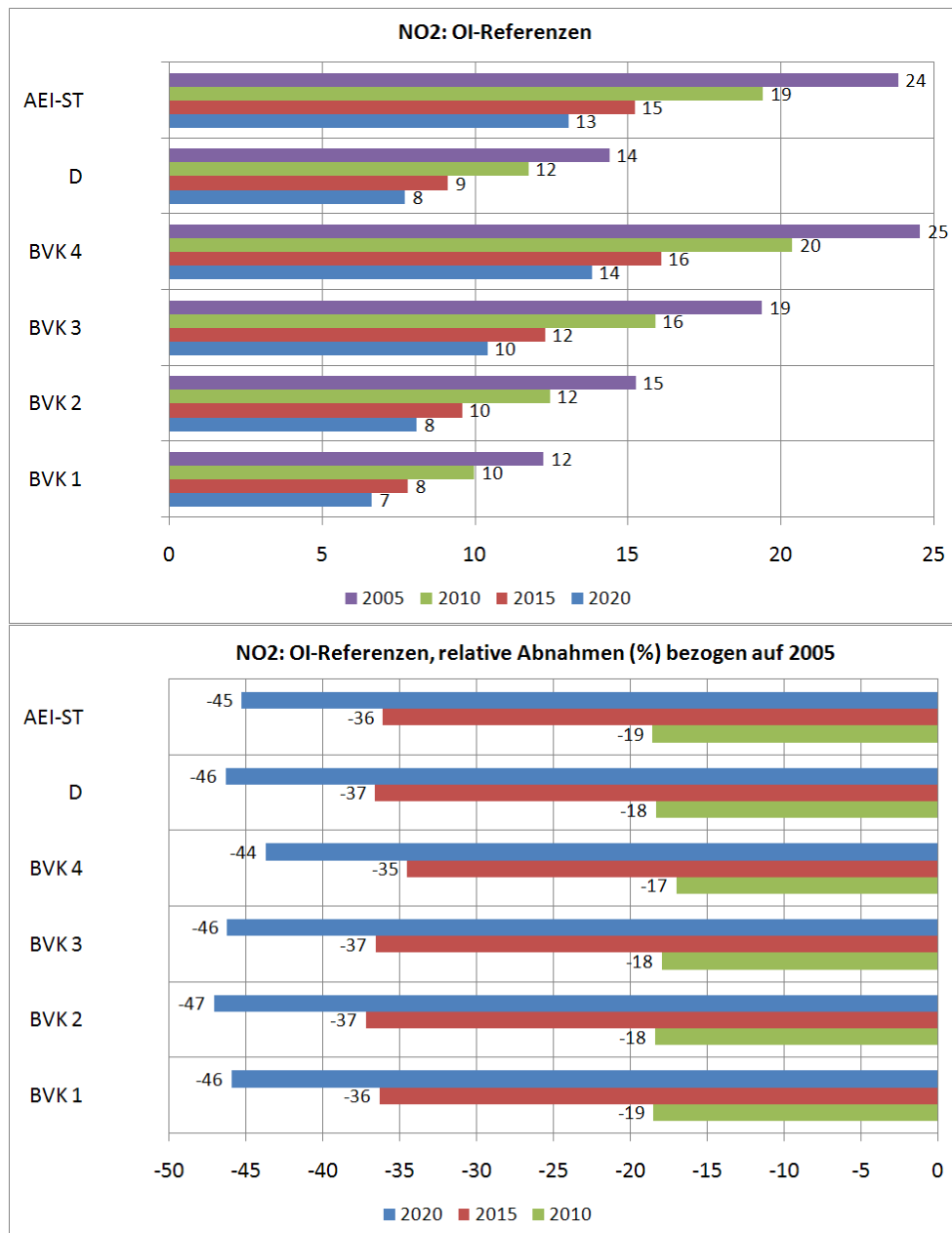


Abbildung 4-7 NO₂-Jahresmittelwerte der OI-Referenzen 2005, 2010, 2015 und 2020 für die 4 Bevölkerungsklassen, das Deutschlandmittel und das Mittel an den AEI-Stationen in µg/m³ (oben). Relative Änderung der Referenzen 2010, 2015, 2020 in % bezogen auf 2005 (unten). Meteorologisches Referenzjahr: 2005.

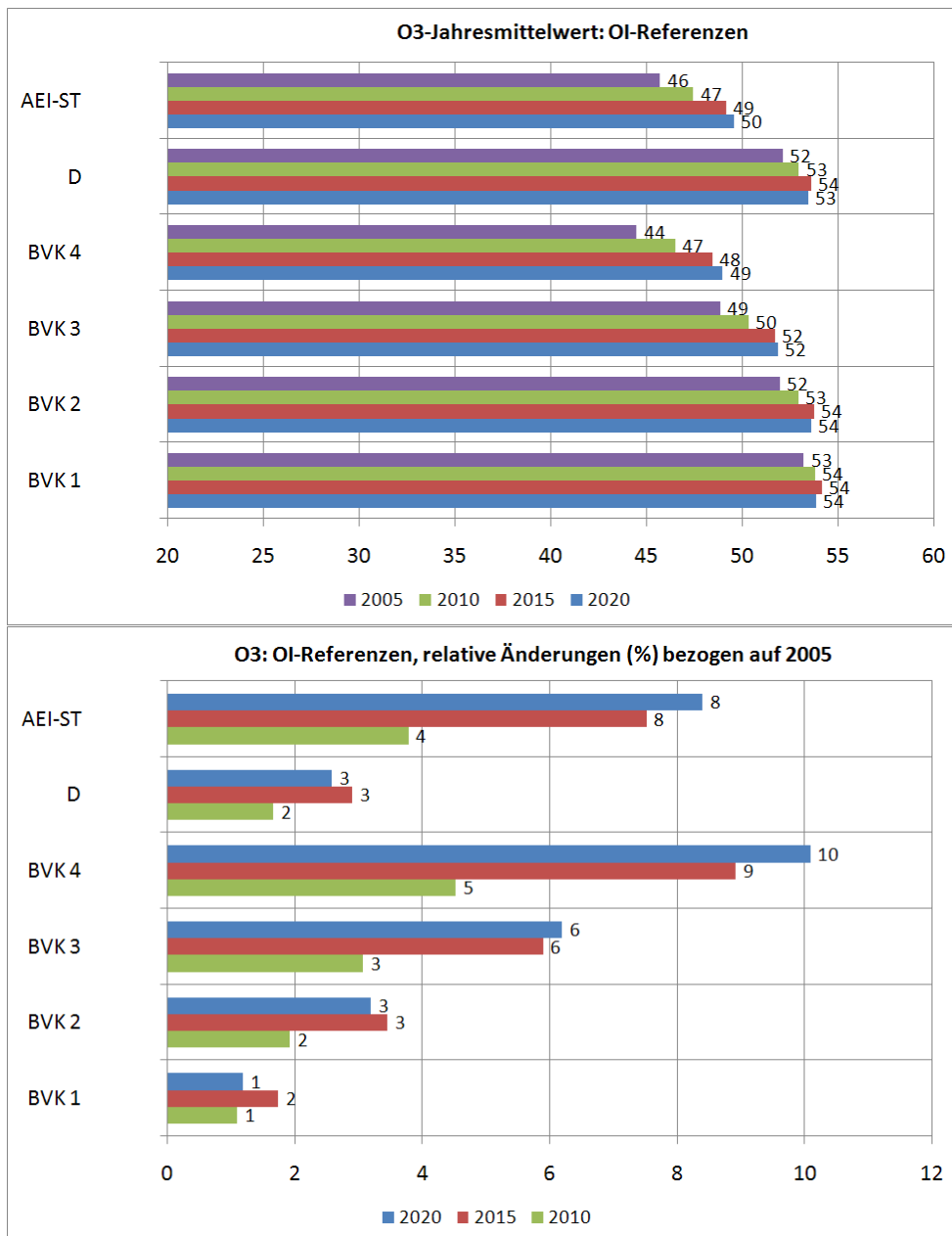


Abbildung 4-8 O₃-Jahresmittelwerte der OI-Referenzen 2005, 2010, 2015 und 2020 für die 4 Bevölkerungsklassen, das Deutschlandmittel und das Mittel an den AEI-Stationen in µg/m³ (oben). Relative Änderung der Referenzen 2010, 2015, 2020 in % bezogen auf 2005 (unten). Meteorologisches Referenzjahr: 2005.

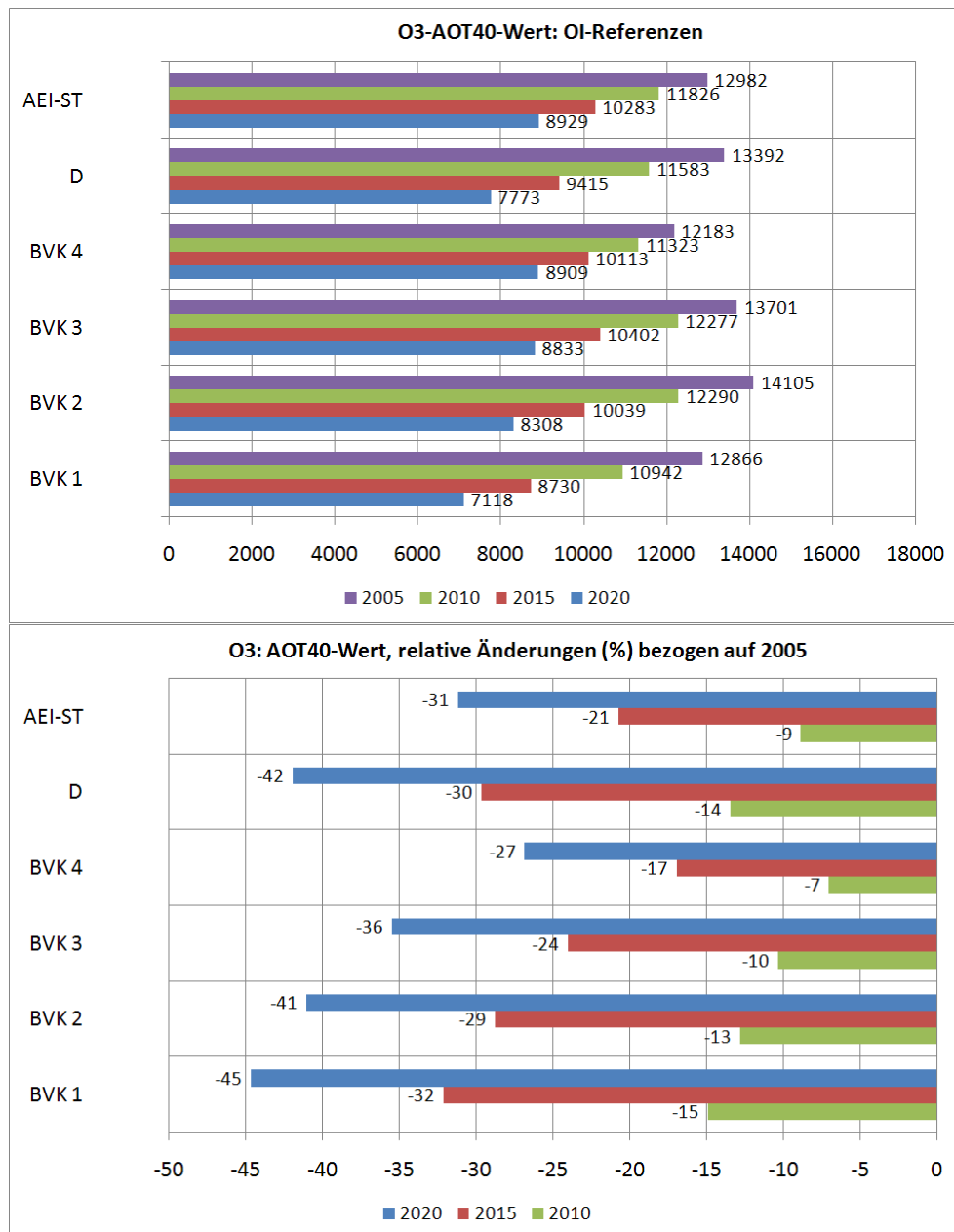


Abbildung 4-9 O₃-AOT40-Werte zum Schutz der Vegetation der OI-Referenzen 2005, 2010, 2015 und 2020 für die 4 Bevölkerungsklassen, das Deutschlandmittel und das Mittel an den AEI-Stationen in $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ h}$ (oben). Relative Änderung der Referenzen 2010, 2015, 2020 in % bezogen auf 2005 (unten). Meteorologisches Referenzjahr: 2005.

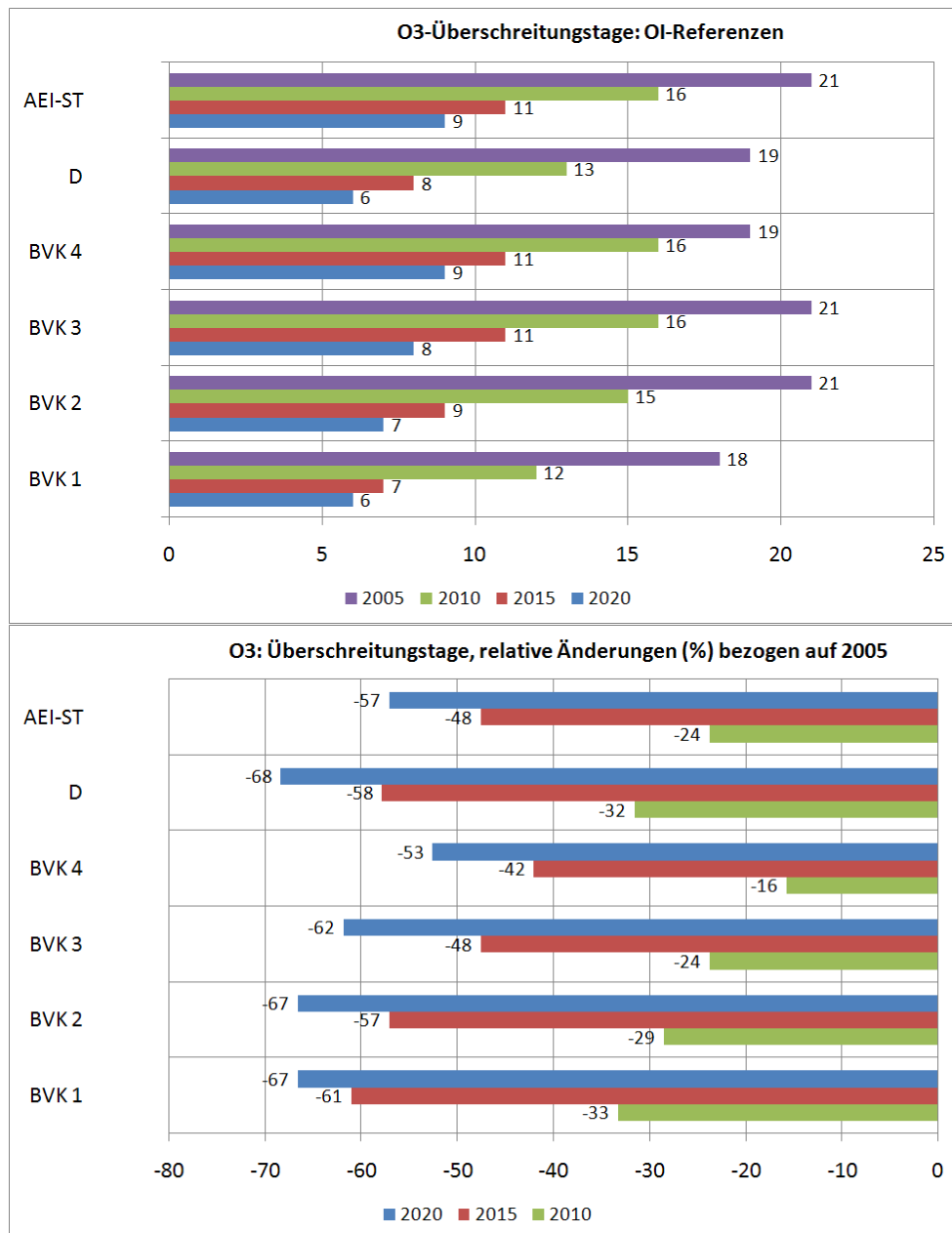


Abbildung 4-10 Anzahl der Tage mit einem maximalen O₃-8-h-Mittelwert > 120 µg/m³ für die 4 Bevölkerungsklassen, das Deutschlandmittel und das Mittel an den AEI-Stationen abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020 (oben). Relative Änderung der Referenzen 2010, 2015, 2020 in % bezogen auf 2005 (unten). Meteorologisches Referenzjahr: 2005.

4.2 Meteorologische Referenz 2003

Die OI-Berechnungen wurden auch für das immissionsklimatologisch ungünstige Jahr 2003 mit den Beobachtungen und den meteorologischen Daten 2003 aber mit der Emissionsreferenz 2005 erstellt, da für 2003 keine Emissionserhebung in der PAREST-Systematik vorliegt.

Abbildung 4-11 bis Abbildung 4-15 zeigen die flächenhaften Auswertungen für das meteorologische Referenzjahr 2003, Abbildung 4-16 bis Abbildung 4-20 die mittleren Auswertungen. Die PM₁₀-Jahresmittelwerte sind im Jahre 2003 im Vergleich zu 2005 in allen Ballungsräumen und in ländlichen Regionen insbesondere im Norden Deutschland deutlich höher. Dies drückt sich demnach auch in den mittleren Auswertungen aus. Während 2005 in den Ballungsräumen für die Emissionsreferenz 2005 im Durchschnitt $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet werden, sind es im Jahre 2003 $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dementsprechend höher fallen auch die Konzentrationen der meteorologischen Referenz 2003 für die Emissionsreferenzen 2010, 2015 und 2020 aus. Auch beim NO₂ ergeben sich im Mittel in den Ballungsräumen für 2003 höhere Konzentrationen als für 2005, der Unterschied ist aber geringer als beim PM₁₀.

Die Ozonjahresmittelwerte sind 2003 geringfügig höher als 2005. Deutlich höher sind aber die AOT₄₀-Werte und die Anzahl von Tagen mit Überschreitungen des maximalen 8-h-Mittelwerts von $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Unter den meteorologischen Bedingungen des Jahres 2003 kommt es in sehr viel mehr Regionen Deutschlands zur Überschreitung des Grenzwerts von $18000 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ h}$ als unter den Bedingungen 2005. Dieser Grenzwert wird damit in photochemisch aktiveren Jahren selbst im Jahre 2020 noch in vielen ländlichen Regionen überschritten werden. Ähnliches gilt auch für die Anzahl von Tagen mit einem 8-h-Mittelwert $> 120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die zulässige Anzahl von 25 Überschreitungstagen wird für die Emissionsreferenz 2005 und die meteorologische Referenz 2003 nahezu in ganz Deutschland außer im Norden überschritten. Auch unter den Bedingungen der Emissionsreferenz 2020 wird es in photochemisch aktiven Jahren wie 2003 noch zu großflächigen Verletzungen dieses Grenzwertes kommen.

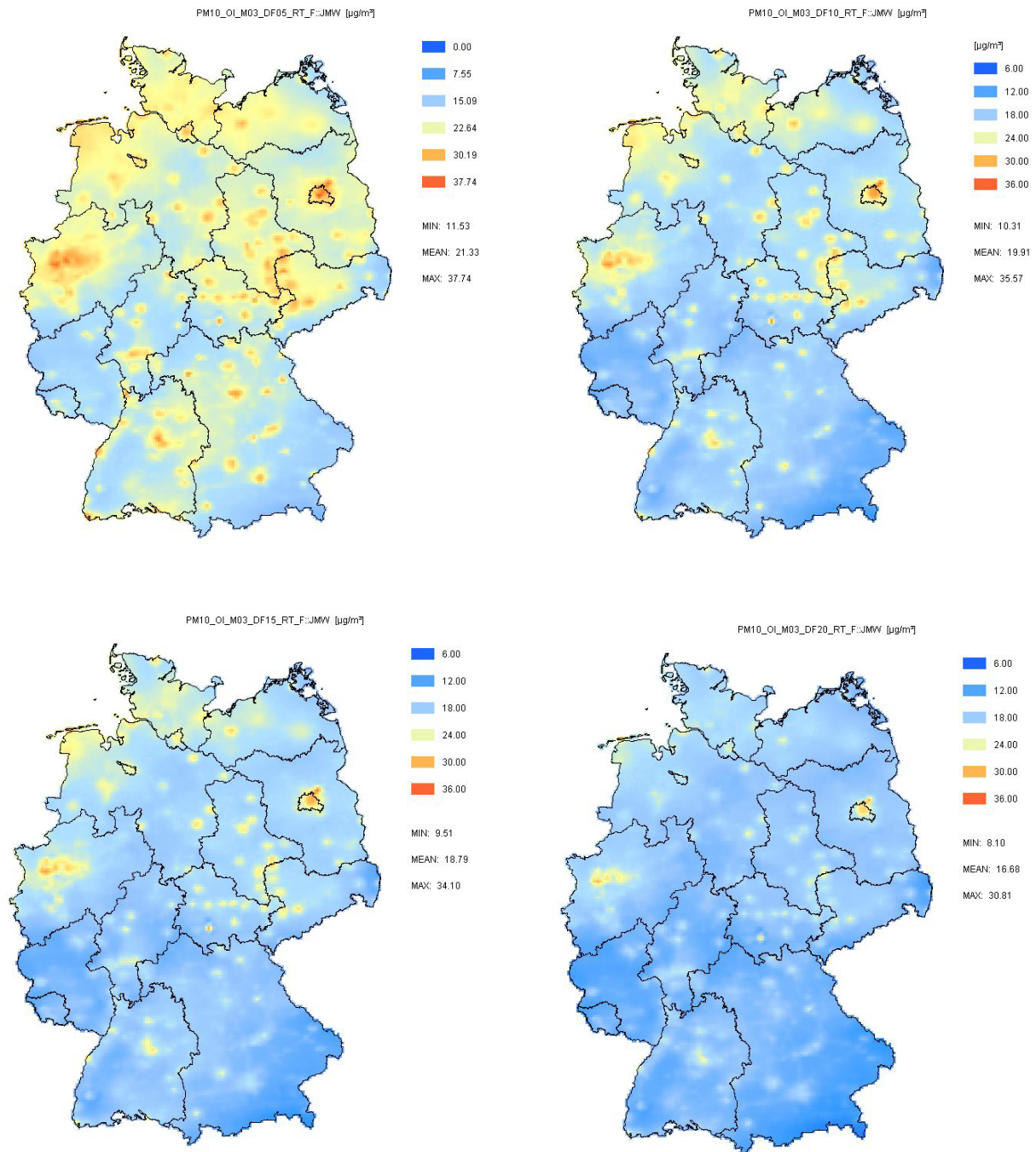


Abbildung 4-11 PM10-Jahresmittelwerte 2003 (oben links), 2010 (oben rechts), 2015 (unten links), 2020 (unten rechts) in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020. Meteorologisches Referenzjahr: 2003.

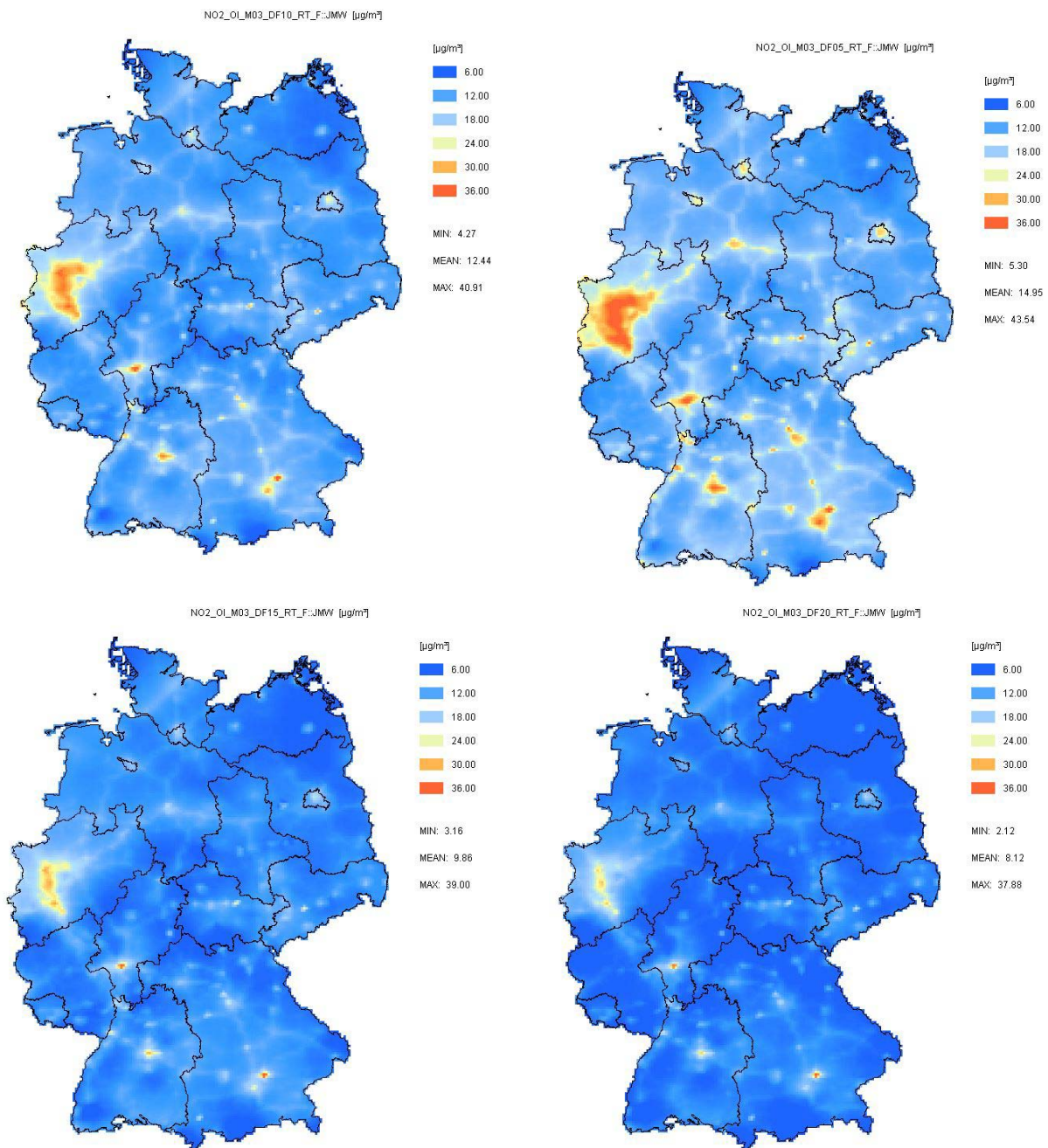


Abbildung 4-12 NO₂-Jahresmittelwerte 2003 (oben links), 2010 (oben rechts), 2015 (unten links), 2020 (unten rechts) in µg/m³ abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020. Meteorologisches Referenzjahr: 2003.

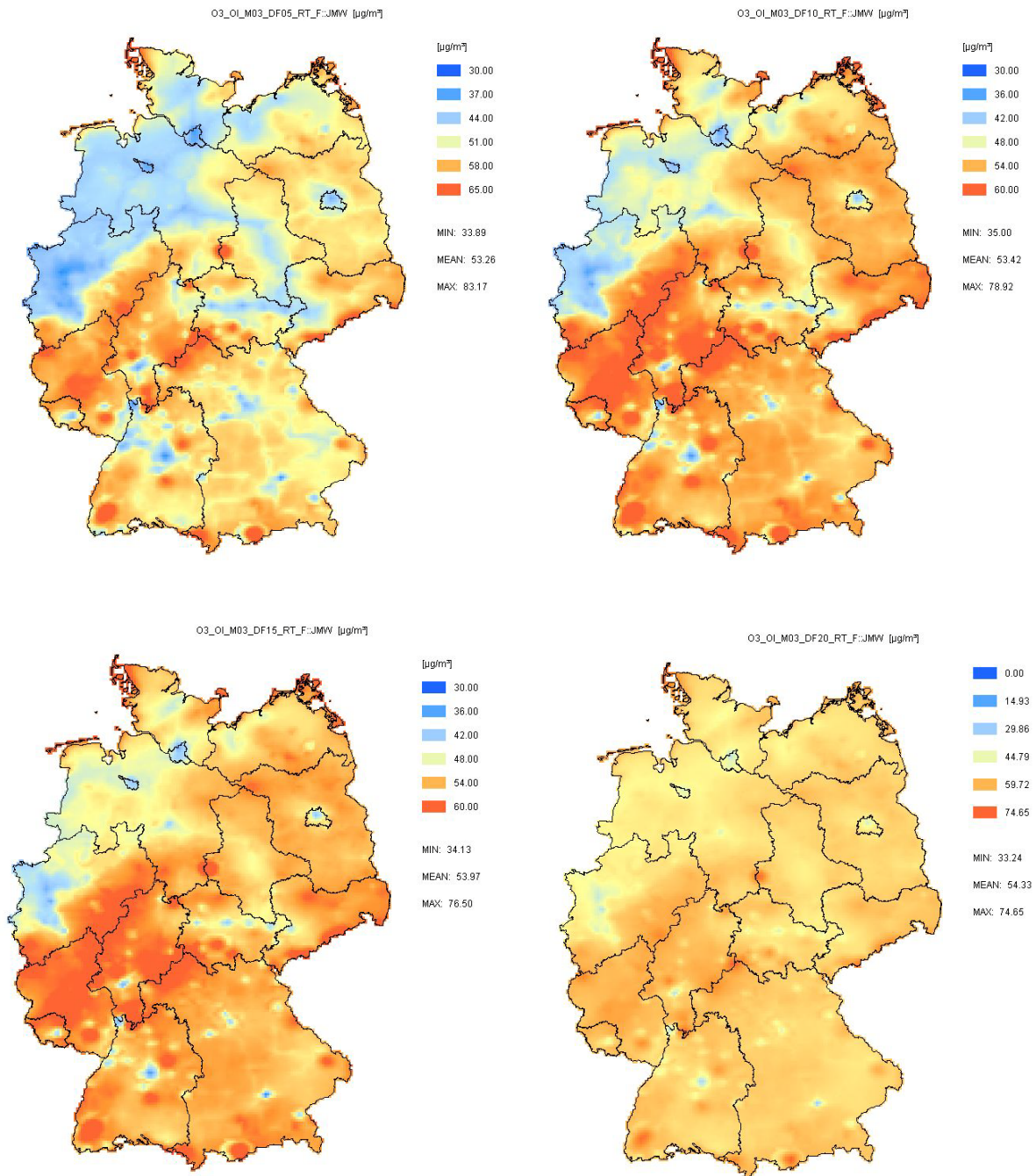


Abbildung 4-13 O_3 -Jahresmittelwerte 2003 (oben links), 2010 (oben rechts), 2015 (unten links), 2020 (unten rechts) in $\mu g/m^3$ abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020. Meteorologisches Referenzjahr: 2003.

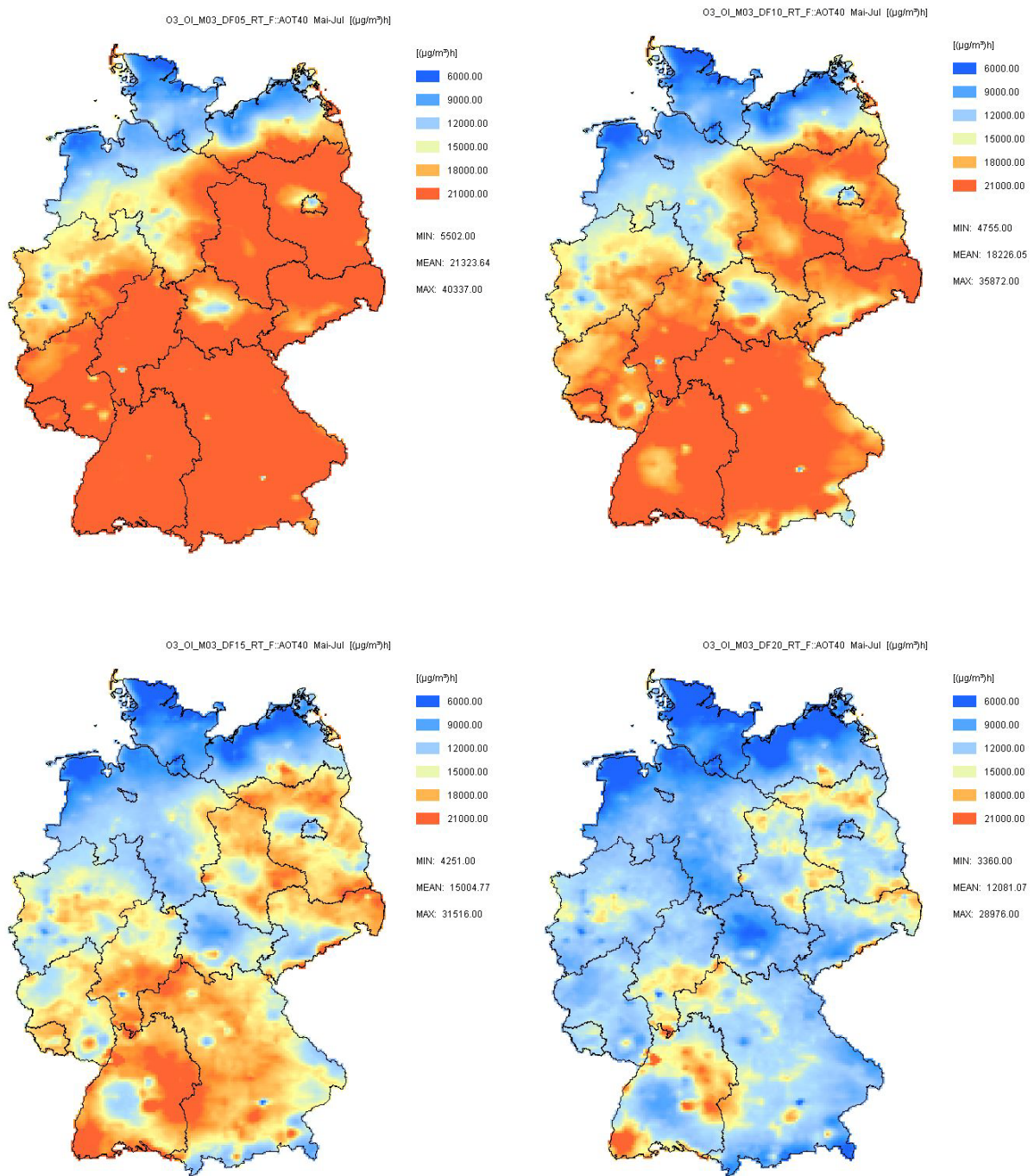


Abbildung 4-14 O₃-AOT40-Werte zum Schutz der Vegetation 2003 (oben links), 2010 (oben rechts), 2015 (unten links), 2020 (unten rechts) in µg/m³ h abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020. Meteorologisches Referenzjahr: 2003.

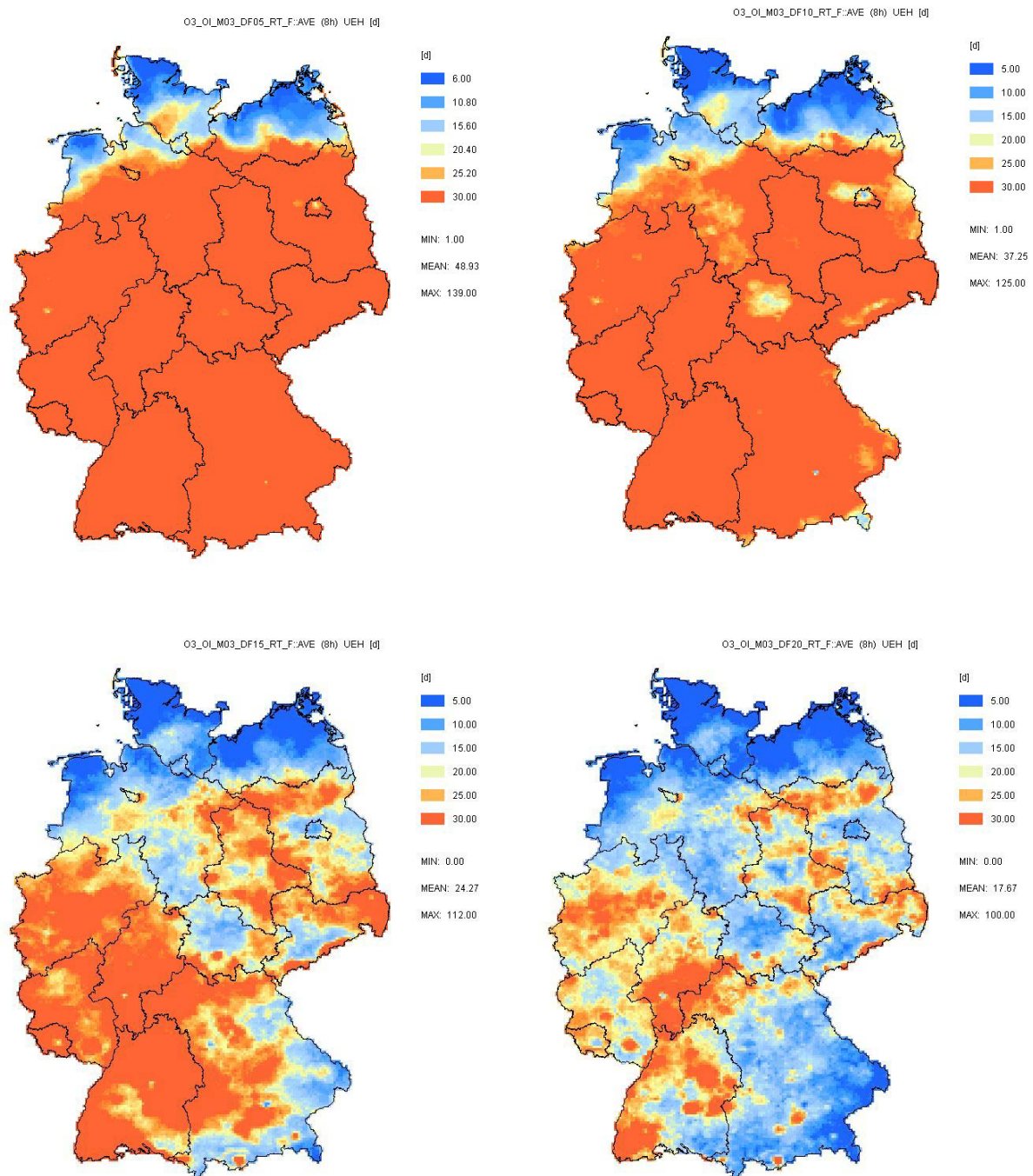


Abbildung 4-15 Anzahl der Tage mit einem maximalen O₃-8-h-Mittelwert > 120 µg/m³ 2005 (oben links), 2010 (oben rechts), 2015 (unten links), 2020 (unten rechts) in µg/m³ abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020. Meteorologisches Referenzjahr: 2003.

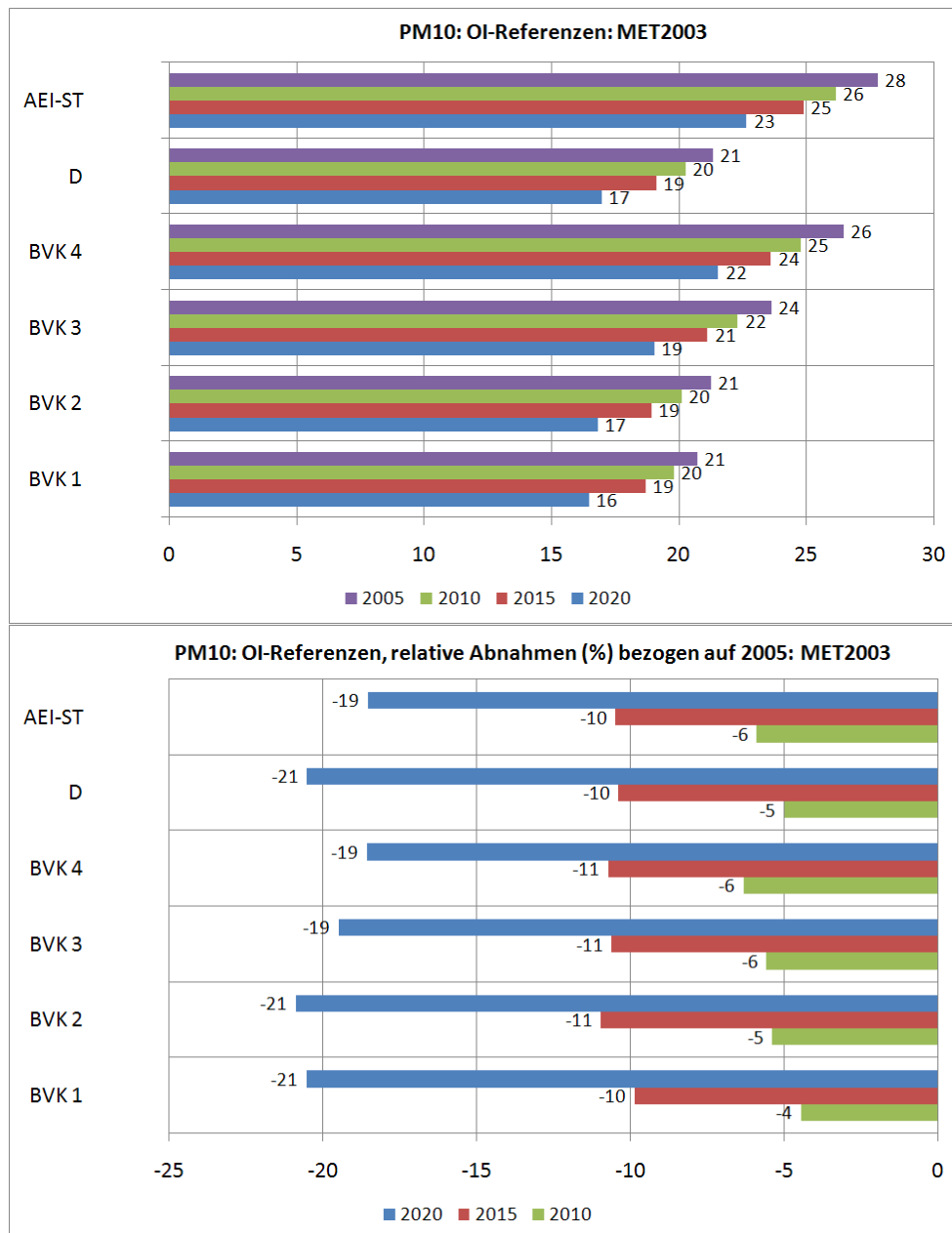


Abbildung 4-16 PM10-Jahresmittelwerte der OI-Referenzen 2005, 2010, 2015 und 2020 für die 4 Bevölkerungsklassen, das Deutschlandmittel und das Mittel an den AEI-Stationen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (oben). Relative Änderung der Referenzen 2010, 2015, 2020 in % bezogen auf 2005 (unten). Meteorologisches Referenzjahr: 2003.

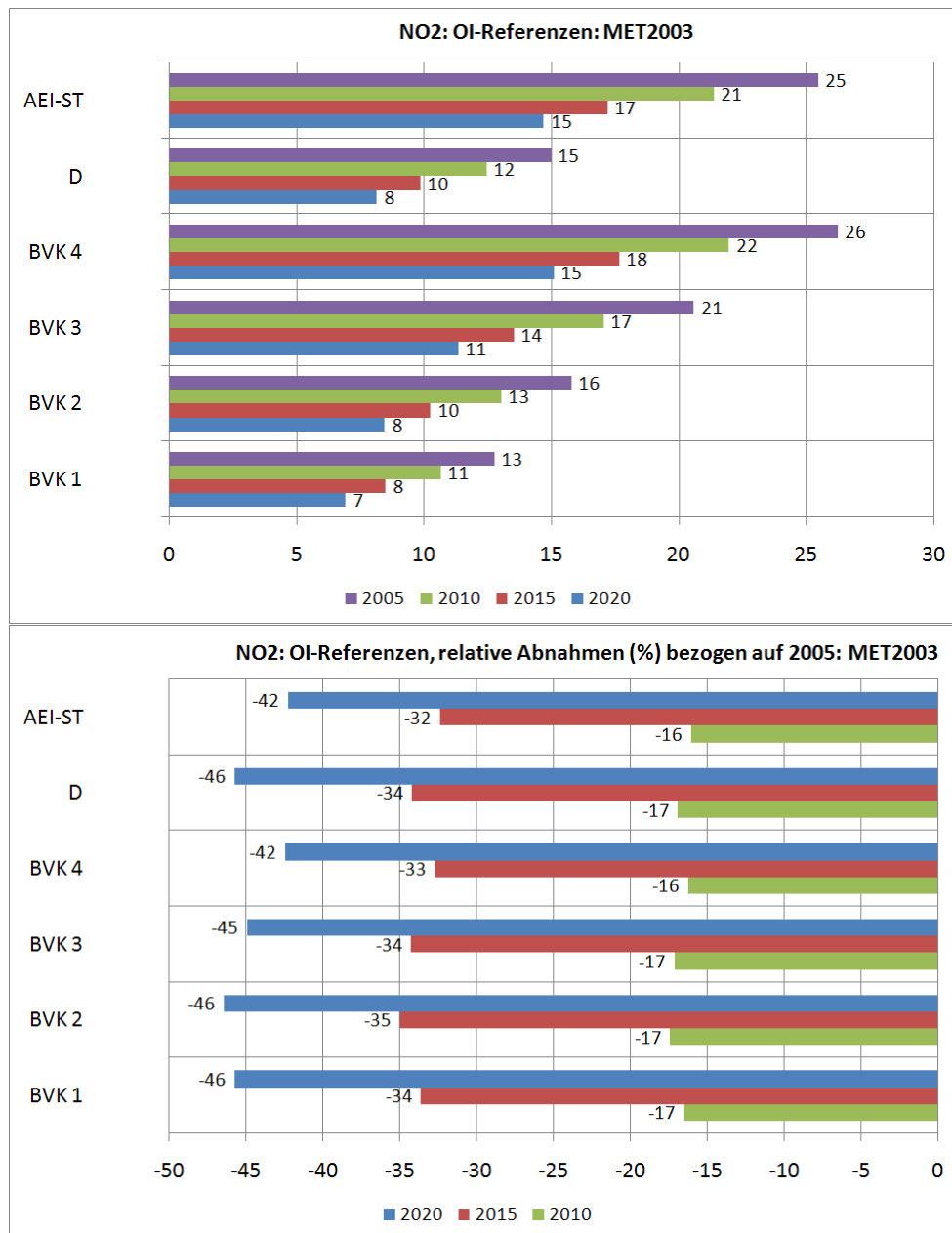


Abbildung 4-17 NO₂-Jahresmittelwerte der OI-Referenzen 2005, 2010, 2015 und 2020 für die 4 Bevölkerungsklassen, das Deutschlandmittel und das Mittel an den AEI-Stationen in µg/m³ (oben). Relative Änderung der Referenzen 2010, 2015, 2020 in % bezogen auf 2005 (unten). Meteorologisches Referenzjahr: 2003.

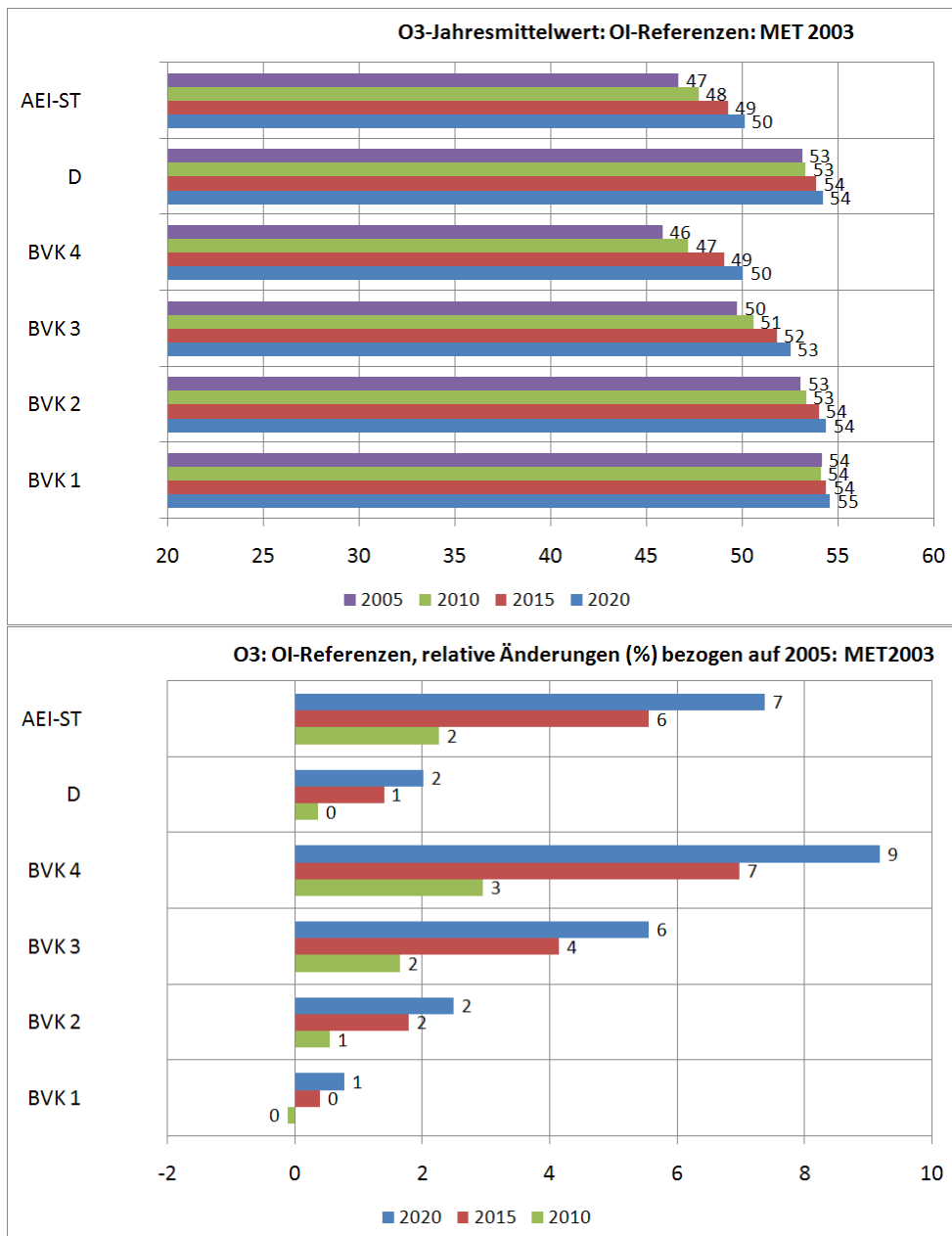


Abbildung 4-18 O₃-Jahresmittelwerte der OI-Referenzen 2005, 2010, 2015 und 2020 für die 4 Bevölkerungsklassen, das Deutschlandmittel und das Mittel an den AEI-Stationen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (oben). Relative Änderung der Referenzen 2010, 2015, 2020 in % bezogen auf 2005 (unten). Meteorologisches Referenzjahr: 2003.

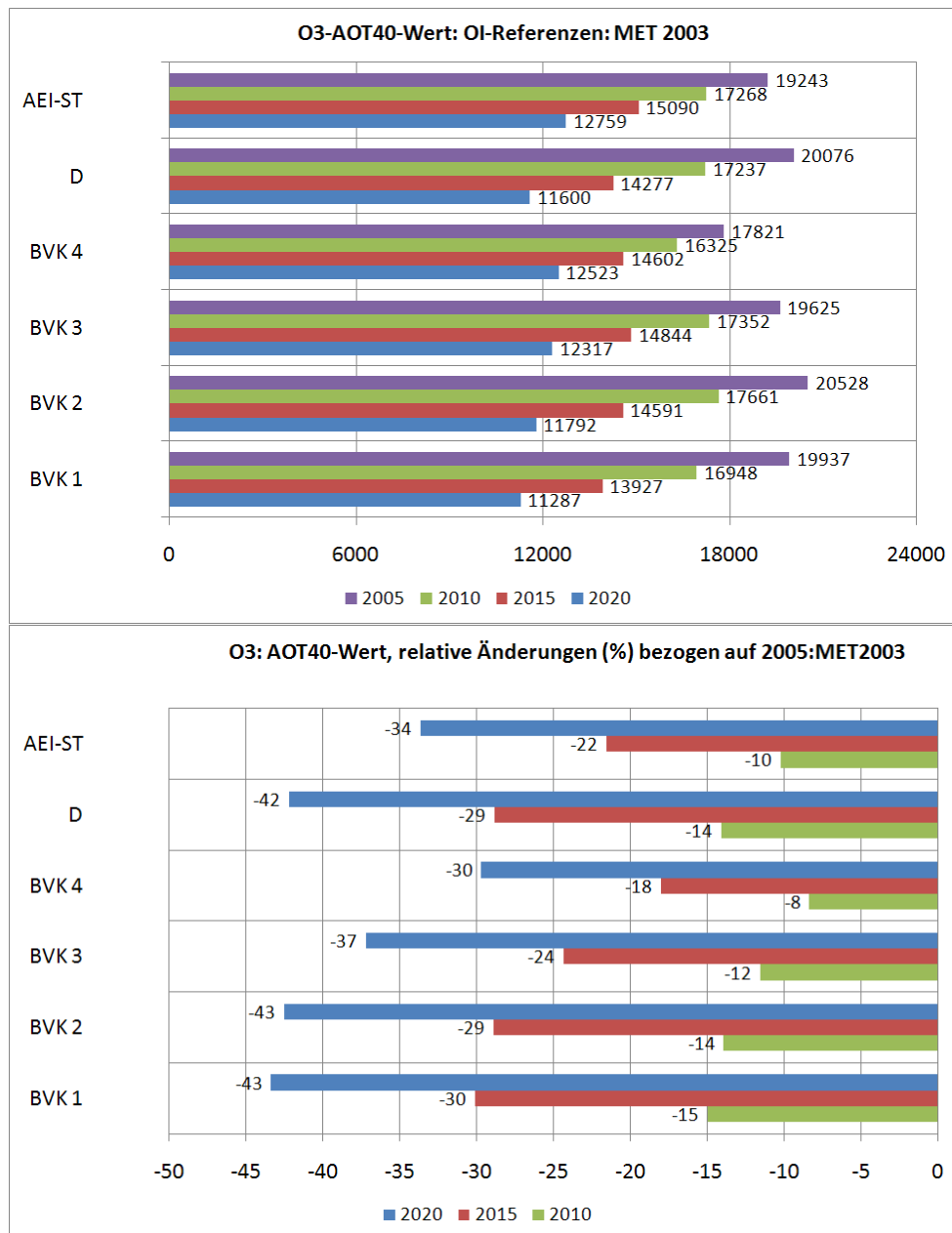


Abbildung 4-19 O₃-AOT40-Werte zum Schutz der Vegetation der OI-Referenzen 2005, 2010, 2015 und 2020 für die 4 Bevölkerungsklassen, das Deutschlandmittel und das Mittel an den AEI-Stationen in µg/m³ h (oben). Relative Änderung der Referenzen 2010, 2015, 2020 in % bezogen auf 2005 (unten). Meteorologisches Referenzjahr: 2003.

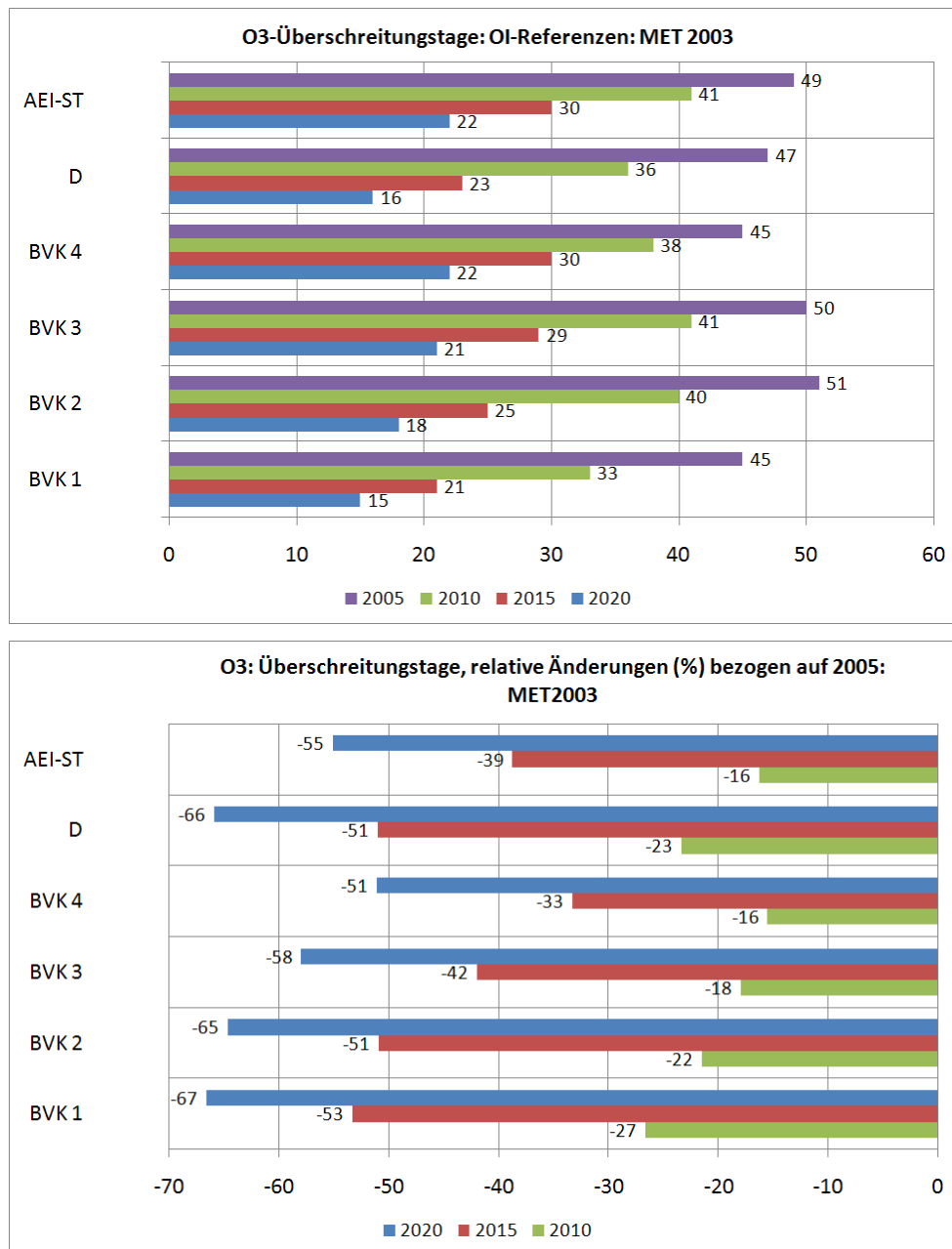


Abbildung 4-20 Anzahl der Tage mit einem maximalen O₃-8-h-Mittelwert > 120 µg/m³ für die 4 Bevölkerungsklassen, das Deutschlandmittel und das Mittel an den AEI-Stationen abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020 (oben). Relative Änderung der Referenzen 2010, 2015, 2020 in % bezogen auf 2005 (unten). Meteorologisches Referenzjahr: 2003.

5 Grenzwertüberschreitungen: PM10-Tagesmittelwerte

5.1 Methodik

Die Grenzwertüberschreitungen der PM10-Tagesmittelwerte werden mit der im Kapitel 2.3 beschriebenen Methodik für die Emissionsreferenzjahre 2015 und 2020 und das meteorologische Referenzjahr 2005 abgeschätzt. Es werden alle verkehrsnahen Stationen betrachtet, an denen im Jahre 2005 an mehr als 35 Tagen Überschreitungen eines Tagesmittelwerts von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen wurden. Diese Stationen sind mit der Anzahl der beobachteten Überschreitungstage in Abbildung 5-1 zusammengestellt.

Wie bereits in Kapitel 2.3 ausgeführt, geht der Ansatz zur Abschätzung des lokalen Minderungspotenzials davon aus, dass die Beiträge des Hintergrunds zu den an der Verkehrsstation gemessenen Konzentrationen getrennt von den lokalen Beiträgen behandelbar sind. Der Hintergrund wird hier präsentiert durch die mit Hilfe der OI erstellten Felder. Die Differenz der Jahresmittelwerte abgeleitet aus den OI-Konzentrationen über der betrachteten Straßenschlucht zwischen dem Ausgangsjahr 2005 und dem Zieljahr 2015 bzw. 2020 beschreibt das mittlere jährliche Minderungspotenzial des Hintergrunds. Das lokale Minderungspotenzial in der Straßenschlucht selbst wird aus der Zusatzbelastung abgeleitet, die hier als Differenz der beobachteten PM10-Konzentration (Jahresmittelwert) in der Straßenschlucht und der Hintergrundkonzentration definiert ist:

$$C_{\text{ZB}} = M - H_{\text{OI}}$$

mit

C_{ZB} = Zusatzbelastung (Jahresmittelwert) an der Straße verursacht durch die lokalen Verkehrsemissionen

M = Gemessene Konzentration (Jahresmittelwert) in der Straßenschlucht (= Gesamtbelastung C_{GB})

H_{OI} = mit der OI-Methodik ermittelte Hintergrundkonzentration (Jahresmittelwert) über der Straßenschlucht

Das lokale Minderungspotenzial MP_{ZB} (Änderung der Zusatzbelastung) ergibt sich durch Multiplikation der Zusatzbelastung des Ausgangsjahres mit dem Verhältnis der mittleren Verkehrsemissionen VE für das Ausgangsjahr 2005 und das Zieljahr:

$$MP_{\text{ZB}} = C_{\text{ZB-2005}} * (1. - VE_{2015}/VE_{2005})$$

Genau genommen müsste das Verhältnis der Emissionen aus den lokalen Verkehrsemissionen der betrachteten Straßenschlucht abgeleitet werden. Diese Information liegt aber nicht vor. Daher wird hier das Emissionsverhältniss für alle betrachteten Straßenschluchten aus den mittleren PM10-Verkehrsemissionen in den Ballungsgebieten gebildet. Diese mittleren Emissionen werden aus den Verkehrsemissionen aller Zellen des Emissionsrasters gebildet, die nach der in Kapitel 2.2 beschriebenen Einteilung als Ballungsgebiete definiert sind.

Diese Methodik liefert die Änderung der PM10-Jahresmittelwerte, aber nicht direkt die Änderung der Anzahl der Überschreitungstage. Zur Bestimmung der PM10-Überschreitungstage wird eine von Wiegand und Diegmann (2009) über statistische Auswertungen von Messreihen

in Straßenschluchten entwickelte Beziehung zwischen dem PM10-Jahresmittelwert und der Anzahl der PM10-Überschreitungstage benutzt. Abbildung 5-2 zeigt den Zusammenhang zwischen der aus dem PM10-Jahresmittelwert berechneten Anzahl der PM10-Überschreitungstage und der beobachteten Anzahl von Überschreitungstagen, ermittelt aus den PM10-Messungen aller verkehrsnaher Stationen. Die Korrelation ist hoch, aber im Einzelfall kann es natürlich doch zu einer erheblichen Abweichung in der Anzahl von Überschreitungstagen kommen.

Die Änderung der Anzahl von Tagen mit Überschreitungen des PM10-Kurzfristgrenzwerts an einer Messstation aufgrund der zukünftigen Emissionsentwicklung wird nun folgendermaßen ermittelt:

1. Berechnung des mittleren Immissionsdeltas an einer Verkehrsstation aus der Änderung der Hintergrundbelastung und der Änderung der lokalen Zusatzbelastung,
2. Empirische Ermittlung der Überschreitungstage aus
 - a) dem gemessenem PM10-Jahresmittelwert am Rezeptor,
 - b) dem gemessenem PM10-Jahresmittelwert am Rezeptor, vermindert um das Immissionsdelta unterteilt nach Beitrag des Hintergrunds und Beitrag der lokalen Zusatzbelastung,
3. Verminderung der beobachteten Überschreitungstage um die Differenz der im Schritt 2 ermittelten Überschreitungstage.

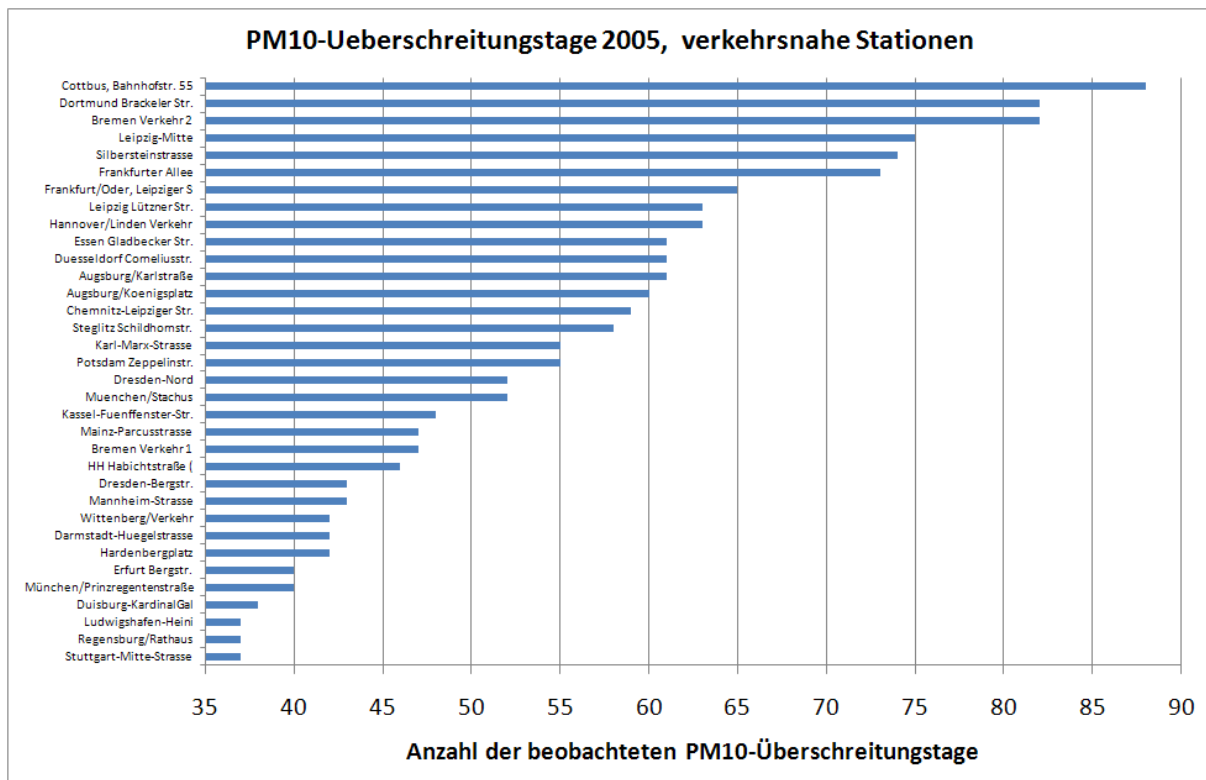


Abbildung 5-1 Verkehrsnahe Stationen mit mehr als 35 beobachteten Überschreitungen eines PM10-Tagesmittelwerts von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2005.

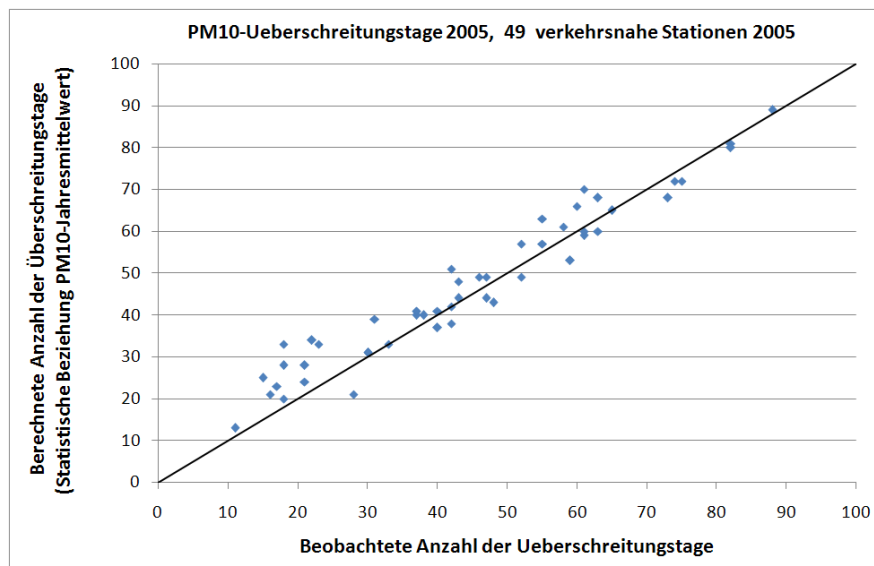


Abbildung 5-2 Aus dem PM10-Jahresmittelwert berechnete Anzahl der PM10-Überschreitungstage (y-Achse) im Vergleich mit der beobachteten Anzahl von Überschreitungstagen (x-Achse) für 2005. Verkehrsnahe Stationen. Weitere Erläuterungen im Text.

5.2 Anzahl von PM10-Überschreitungstagen für die Emissionsreferenzjahre 2015 und 2020

Die im vorhergehenden Kapitel beschriebene empirische Methode zur Abschätzung der Änderung der Tage mit Überschreitungen des PM10-Kurzfristgrenzwerts wurde auf die Referenzjahre 2015 und 2020 angewandt. Abbildung 5-3 zeigt die so ermittelte Anzahl von Überschreitungstagen an allen verkehrsnahen Stationen, an denen im Jahre 2005 mehr als 35 Überschreitungstage beobachtet wurden. Die Graphiken zeigen die beobachtete Anzahl von Überschreitungstagen und die empirische ermittelte Abnahme der Überschreitungstage unterteilt in den Beitrag aus der Minderung des Hintergrunds und der Minderung der Zusatzbelastung. Es ist offensichtlich, dass im Jahre 2015 und auch noch im Jahre 2020 an einer Anzahl von Stationen mit mehr als 35 Überschreitungen des PM10-Kurzfristgrenzwerts zu rechnen ist. Im Jahre 2015 ist dies nach der Abschätzung für 11 Stationen von 49 der Fall, die alle im Jahre 2005 mehr als 55 Überschreitungstage aufwiesen. Für das Jahr 2020 kann noch an denjenigen Stationen (8 Stationen von 49) mit einer zu hohen Anzahl von Überschreitungstagen gerechnet werden, an denen im Jahre 2005 mehr als circa 60 Überschreitungstage beobachtet wurden. Der Großteil der Abnahme der Anzahl von Überschreitungstagen ist der Minderung des Hintergrunds zuzuschreiben. Der Anteil der lokalen Minderung der Verkehrsemissionen ist deutlich geringer, da die lokale PM10-Zusatzbelastung auch nur circa 1/3 der Gesamtbelastung in einer Straßenschlucht beträgt (Stern, 2006; Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, 2005).

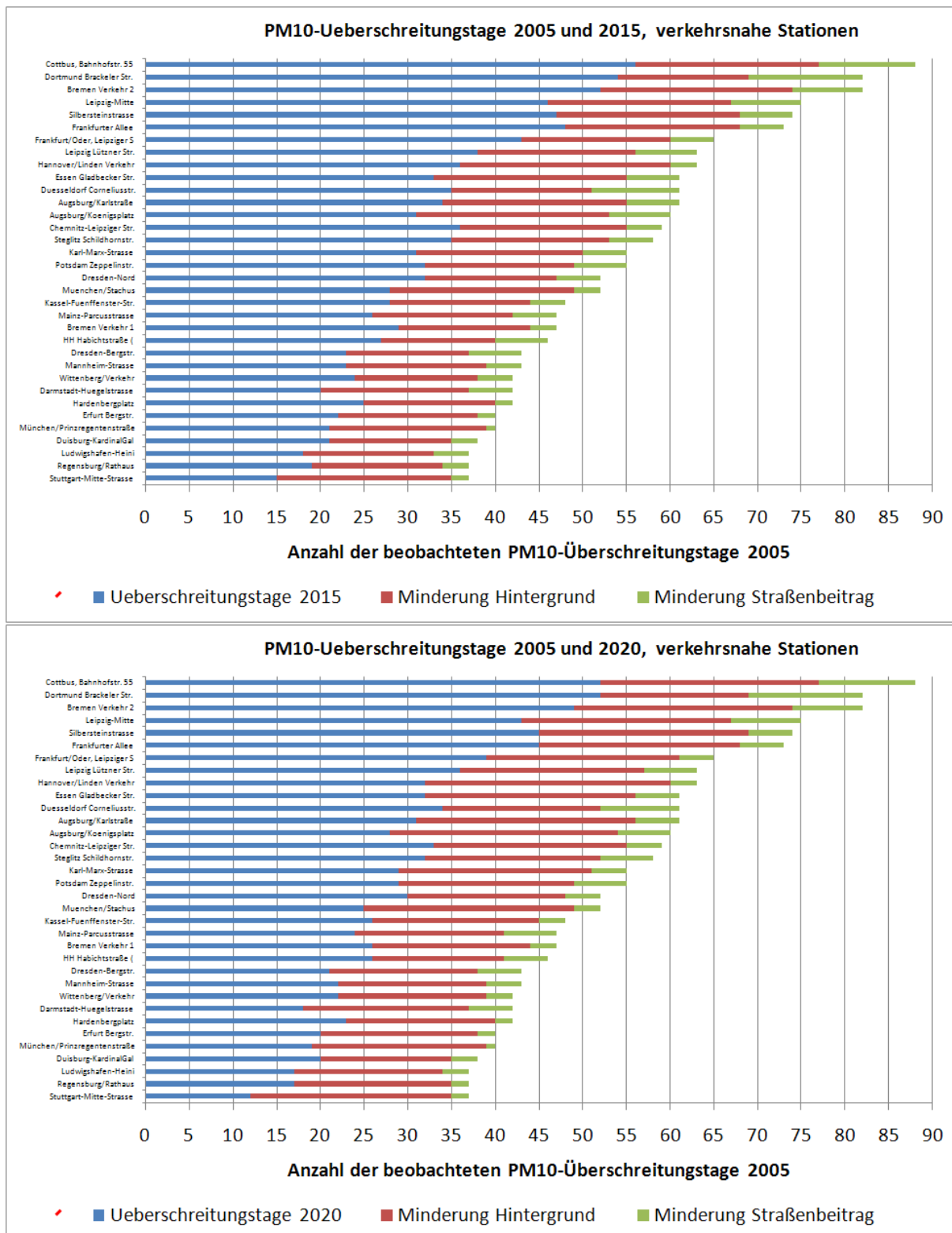


Abbildung 5-3 Empirisch ermittelte Änderung der Anzahl von Tagen mit Überschreitungen des PM10-Kurzfristgrenzwerts für verkehrsnahe Stationen mit Grenzwertüberschreitungen im Jahre 2005. Der gesamte Balken gibt die Anzahl der im Jahre 2005 beobachteten Überschreitungstage an. Der blaue Anteil kennzeichnet die empirisch ermittelte Anzahl von Überschreitungstagen für das Zieljahr 2015 (Emissionsreferenz 2015, obere Abbildung) und das Zieljahr 2020 (Emissionsreferenz 2020, untere Abbildung). Meteorologisches Referenzjahr 2005.

5.3 Anzahl von PM10-Überschreitungstagen für das MFR-Szenario 2020

Die Emissionsreferenz 2020 beschreibt die durch die bereits beschlossenen und bis 2020 umgesetzten Maßnahmen erreichbaren Immissionsminderungen (CLE-Szenario, „current legislation“). Das MFR-Szenario 2020 („Maximum Feasible Reduction“) enthält die durch technische und nicht-technische Maßnahmen über die Referenz 2020 hinaus möglichen Emissionsminderungspotenziale (Stern, 2010a, Theloke et al., 2010). Die durch das MFR-Szenario erreichbaren zusätzlichen Minderungspotenziale zeigt die Tabelle 13-8 in Kapitel 13. Auch auf dieses Szenario wurde die Methodik zur Abschätzung der Minderung der PM10-Überschreitungstage angewandt. Abbildung 5-4 zeigt die dafür ermittelte Änderung der Anzahl von Überschreitungstagen an den verkehrsnahen Stationen. Auch unter den Emissionsbedingungen des MFR-Szenarios 2020 kommt es noch zu Überschreitungen der zulässigen 35 Tage mit einem PM10-Tagesmittelwert $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Anzahl der Stationen mit Grenzwertverletzungen ist aber geringer als für die Emissionsreferenz 2020 (6 anstatt 8 Stationen von 49). Dies sind alles Stationen, die im Jahre 2005 mehr als circa 65 Überschreitungstage aufwiesen.

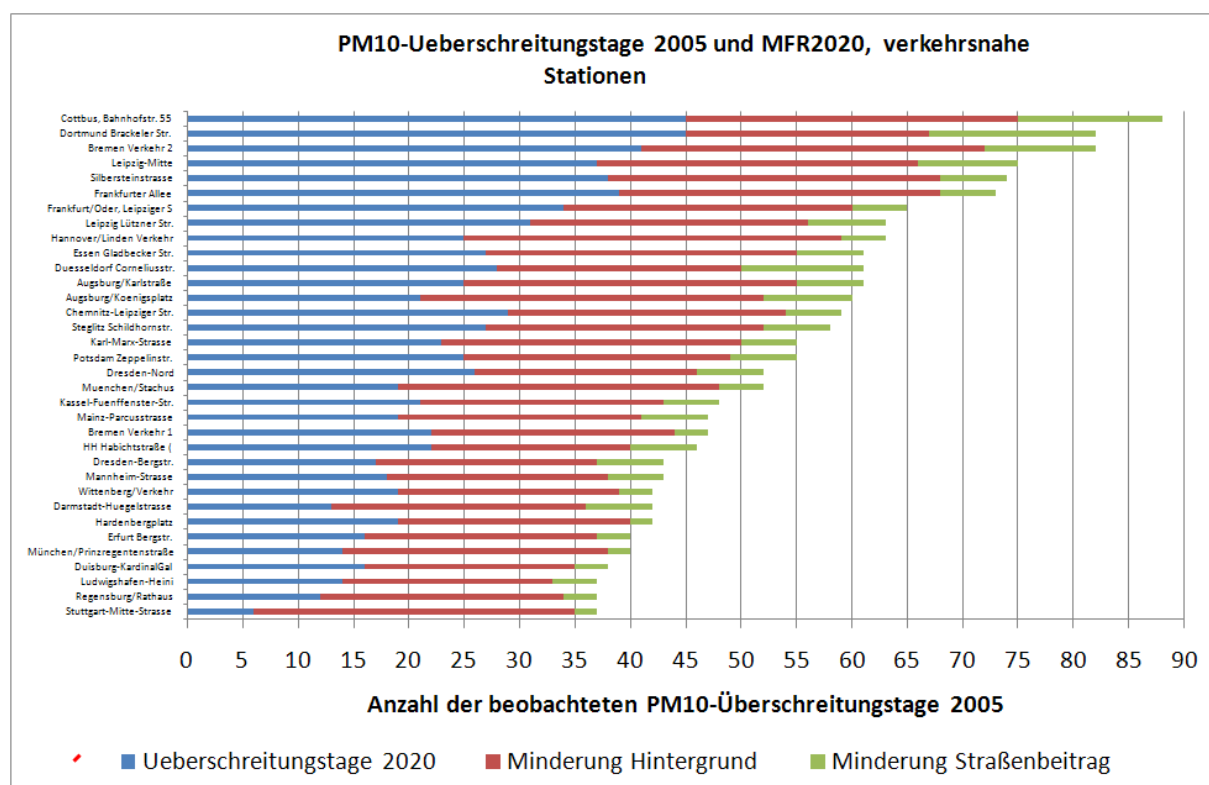


Abbildung 5-4 Empirisch ermittelte Änderung der Anzahl von Tagen mit Überschreitungen des PM10-Kurzfristgrenzwerts für verkehrsnahen Stationen mit Grenzwertüberschreitungen im Jahre 2005. Der gesamte Balken gibt die Anzahl der im Jahre 2005 beobachteten Überschreitungstage an. Der blaue Anteil kennzeichnet die empirisch ermittelte Anzahl von Überschreitungstagen für das Zieljahr 2020, MFR-Szenario (Emissionsreferenz 2020+MFR2020). Meteorologisches Referenzjahr 2005.

5.4 Anzahl von PM10-Überschreitungstagen für das Klimaschutzscenario MWMS

Das Klimaschutzscenario ist kein auf die Emissionsreferenz 2020 aufsetzendes Szenario sondern als Alternative zum PAREST-Referenz-Emissionsdatensatz 2020 entwickelt worden (siehe Stern 2010a). Grundlage des Klimaschutzscenarios ist das MWMS (Mit weiteren Maßnahmen Szenario) der Studie Politikszenerien IV (Jörß und Degel, 2010). Die durch das Klimaschutzscenario erreichbaren zusätzlichen Minderungspotenziale (bezogen auf die Emissionsreferenz 2020) zeigt die Tabelle 13-9 in Kapitel 13. Auch auf dieses Szenario wurde die Methodik zur Abschätzung der Minderung der PM10-Überschreitungstage angewandt. Abbildung 5-5 zeigt die dafür ermittelte Änderung der Anzahl von Überschreitungstagen an den verkehrsnahen Stationen. Unter den Emissionsbedingungen des Klimaschutzscenarios MWMS kommt es nach der hier vorgenommenen Abschätzung nur noch an 2 Stationen, Cottbus, Bahnhofstraße und Berlin, Frankfurter Allee, zu Überschreitungen der zulässigen 35 Tage mit einem PM10-Tagesmittelwert $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Diese beiden Stationen weisen im Jahre 2005 mehr als 75 Überschreitungstage auf.

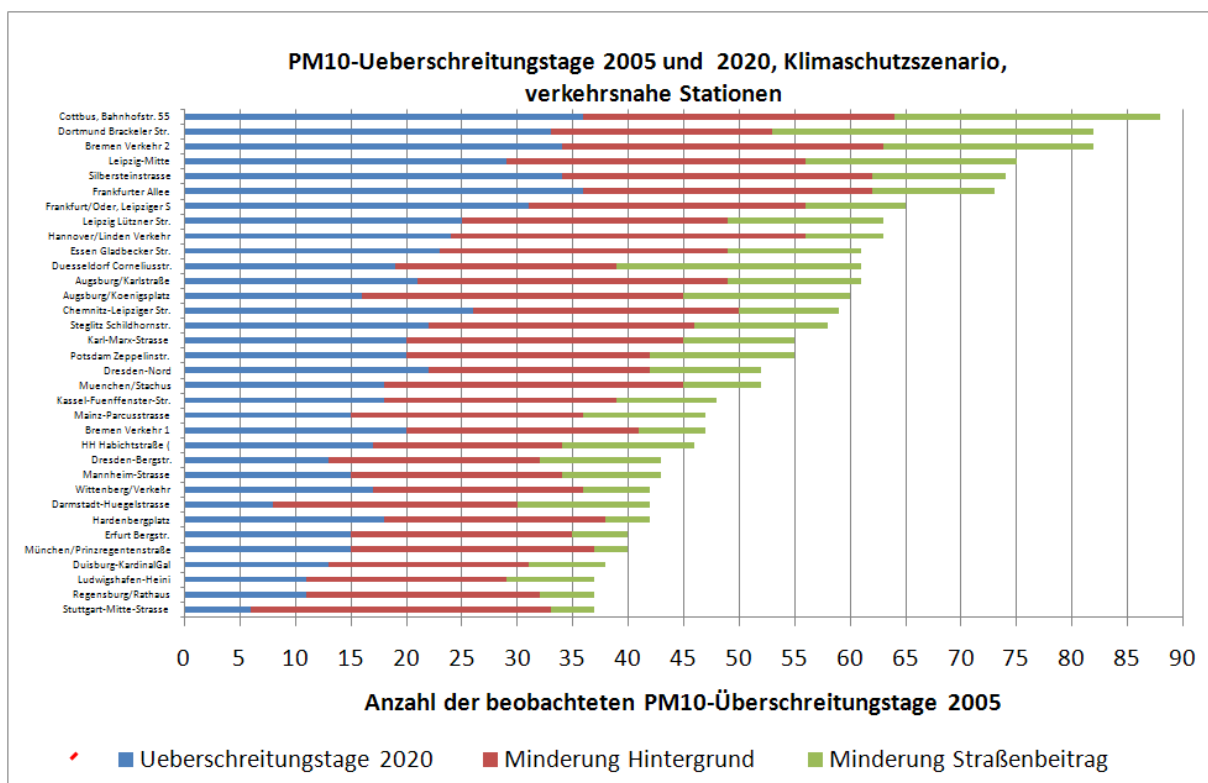


Abbildung 5-5 Empirisch ermittelte Änderung der Anzahl von Tagen mit Überschreitungen des PM10-Kurzfristgrenzwerts für verkehrsnahen Stationen mit Grenzwertüberschreitungen im Jahre 2005. Der gesamte Balken gibt die Anzahl der im Jahre 2005 beobachteten Überschreitungstage an. Der blaue Anteil kennzeichnet die empirisch ermittelte Anzahl von Überschreitungstagen für das Zieljahr 2020, Klimaschutzscenario MWMS. Meteorologisches Referenzjahr 2005.

5.5 Anzahl von PM10-Überschreitungstagen für das Klimaschutzenszenario MWMS+ MFR

Das MFR-Szenario 2020, Klimaschutz enthält die durch technische und nicht-technische Maßnahmen über das Klimaschutzenszenario MWMS 2020 hinaus noch möglichen Emissionsminderungspotenziale (Tabelle 13-10 in Kapitel 13). Abbildung 5-6 zeigt die dafür ermittelte Änderung der Anzahl von Überschreitungstagen an den verkehrsnahen Stationen. Unter den Emissionsbedingungen des Klimaschutzenszenarios MWMS+MFR kommt es an keiner der Verkehrsstationen mehr zu Überschreitungen der zulässigen 35 Tage mit einem PM10-Tagesmittelwert $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nach der hier vorgenommenen Abschätzung müssen die Emissionen also weit über das Maß des CLE-Szenarios 2020 hinaus gemindert werden, um auch an hoch belasteten Verkehrsstationen eine Überschreitung der zulässigen 35 Tage zu vermeiden.

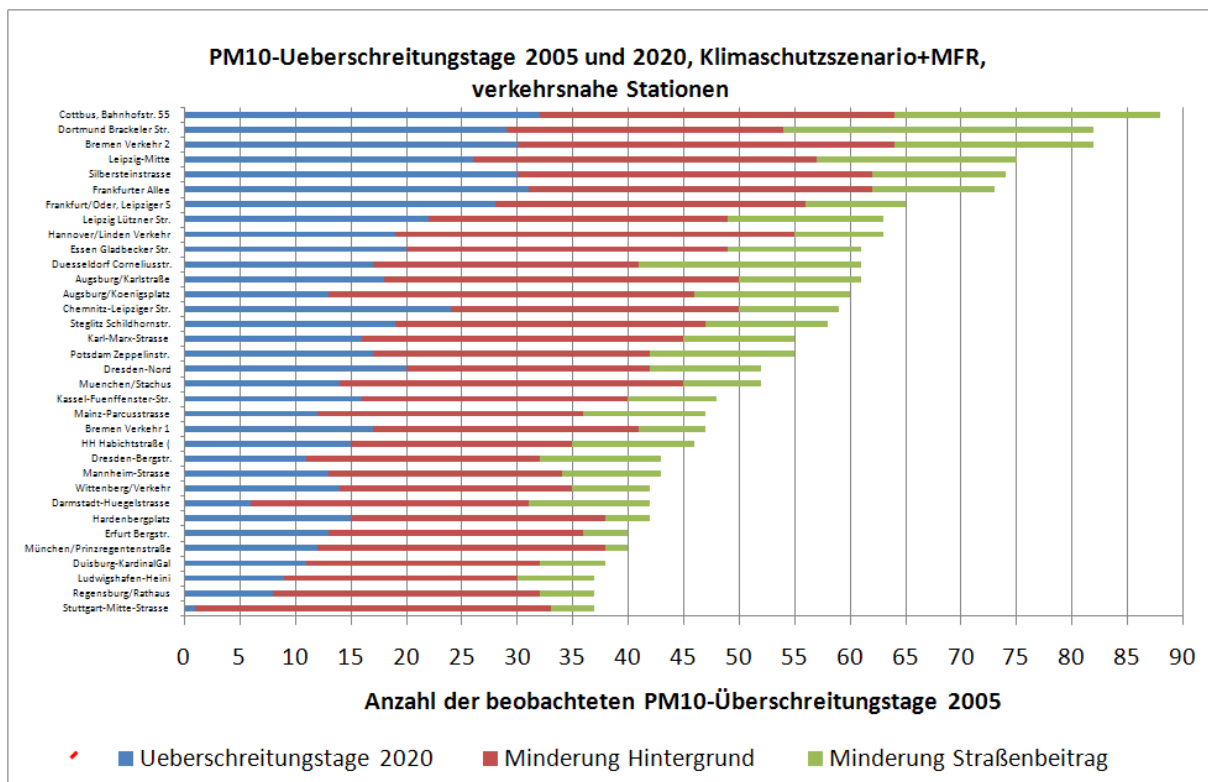


Abbildung 5-6 Empirisch ermittelte Änderung der Anzahl von Tagen mit Überschreitungen des PM10-Kurzfristgrenzwerts für verkehrsnahen Stationen mit Grenzwertüberschreitungen im Jahre 2005. Der gesamte Balken gibt die Anzahl der im Jahre 2005 beobachteten Überschreitungstage an. Der blaue Anteil kennzeichnet die empirisch ermittelte Anzahl von Überschreitungstagen für das Zieljahr 2020, Klimaschutzenszenario MWMS+MFR. Meteorologisches Referenzjahr 2005.

5.6 Überschreitungstage im Jahre 2003

Die in den letzten Kapiteln vorgestellte Methodik zur Abschätzung der PM₁₀-Überschreitungstage wurde auch auf das immissionsklimatologisch sehr ungünstige Jahre 2003 angewandt. Die dazu notwendigen OI-Hintergrundberechnungen wurden wie bereits erwähnt mit den Beobachtungen und den meteorologischen Daten 2003 aber mit der Emissionsreferenz 2005 erstellt, da für 2003 keine Emissionserhebung vorliegt. Dadurch kann das berechnete Minderungspotenzial des Hintergrunds unter Umständen etwas unterschätzt werden. Angesichts der Unsicherheiten in der Methodik sollte dieser Umstand aber von untergeordneter Bedeutung sein. Abbildung 5-7 zeigt die für das Jahr 2003 beobachtete Anzahl von PM₁₀-Überschreitungstagen an allen Verkehrsstationen mit mehr als 35 Überschreitungstagen. Aus dem Vergleich mit Abbildung 5-1 wird sofort offensichtlich, dass die Anzahl der beobachteten Überschreitungstage im Jahre 2003 sehr viel höher war als in 2005. Insgesamt gab es 2003 auch sehr viele Stationen nicht direkt im Verkehrseinflussbereich, die an mehr als 35 Tagen Überschreitungen des PM₁₀-Kurzfristgrenzwertes registrierten. Abbildung 5-8 zeigt den Zusammenhang zwischen der nach der Methodik von Wiegand und Diegmann (2009) aus dem PM₁₀-Jahresmittelwert berechneten Anzahl der PM₁₀-Überschreitungstage und der beobachteten Anzahl von Überschreitungstagen für das Jahr 2003.

Die empirische Methode zur Abschätzung der Änderung der Tage mit Überschreitungen des PM₁₀-Kurzfristgrenzwerts in 2003 wurde auf die Referenzjahre 2015 und 2020 angewandt. Abbildung 5-9 zeigt die so ermittelte Anzahl von Überschreitungstagen an allen verkehrsnahen Stationen, an denen im Jahre 2003 mehr als 35 Überschreitungstage beobachtet wurden. Die Graphiken zeigen die beobachtete Anzahl von Überschreitungstagen und die empirische ermittelte Abnahme der Überschreitungstage unterteilt in den Beitrag aus der Minderung des Hintergrunds und der Minderung der Zusatzbelastung. Es ist offensichtlich, dass unter den meteorologischen Bedingungen des Extremjahres 2003 auch für die Emissionsbedingungen 2015 und auch noch 2020 an einer großen Anzahl von Stationen mit mehr als 35 Überschreitungen des PM₁₀-Kurzfristgrenzwerts gerechnet werden muss. Die bis zum Jahre 2020 entsprechend dem CLE-Szenario erreichbaren Emissionsminderungen reichen also bei weitem nicht aus, um die Einhaltung des PM₁₀-Kurzfristgrenzwertes unter meteorologisch extrem ungünstigen Bedingungen an allen Verkehrsstationen zu gewährleisten. Ähnliches gilt auch noch für das zusätzliche MFR-Szenario 2020 (Abbildung 5-10). Selbst unter den Bedingungen des schärfsten hier untersuchten Maßnahmenbündels, dem Klimaschutzszenario MWMS + MFR2020 würde unter den meteorologischen Bedingungen des Jahres 2003 die maximal zulässige Anzahl von Überschreitungstagen an hoch belasteten Stationen noch überschritten werden (Abbildung 5-11).

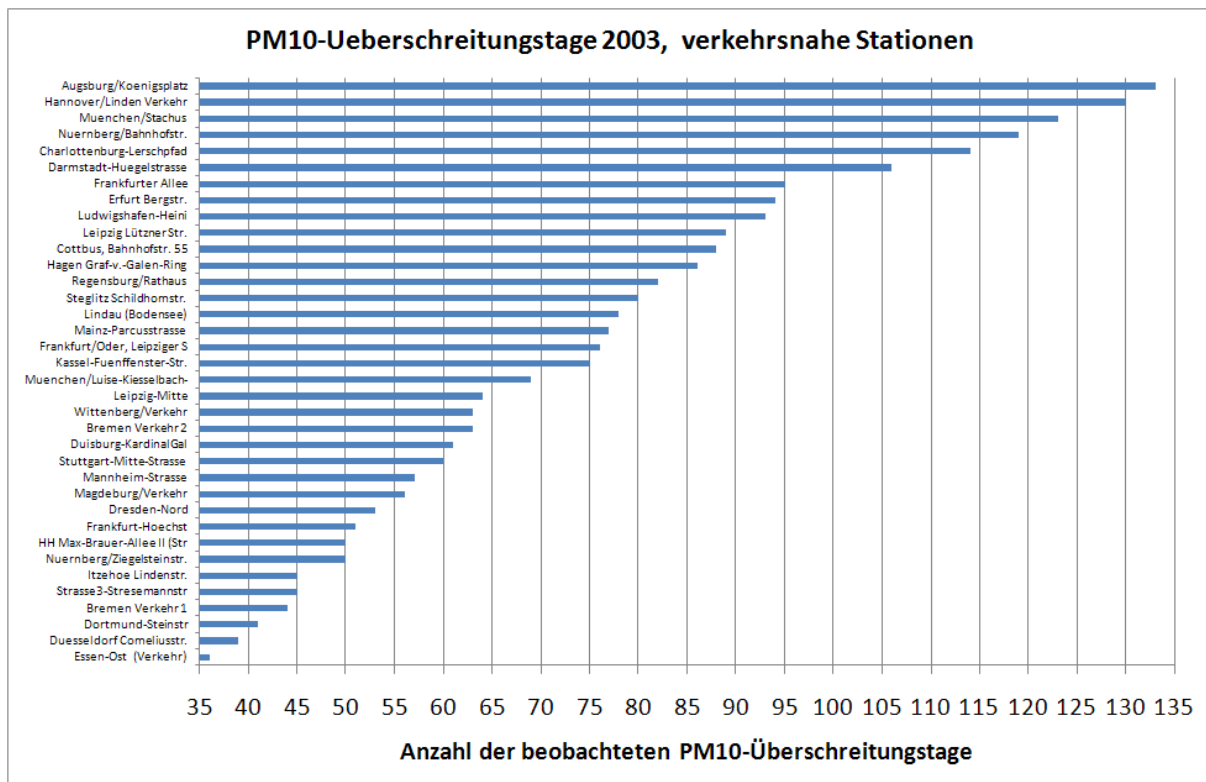


Abbildung 5-7 Verkehrsnahe Stationen mit mehr als 35 beobachteten Überschreitungen eines PM10-Tagesmittelwerts von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2003.

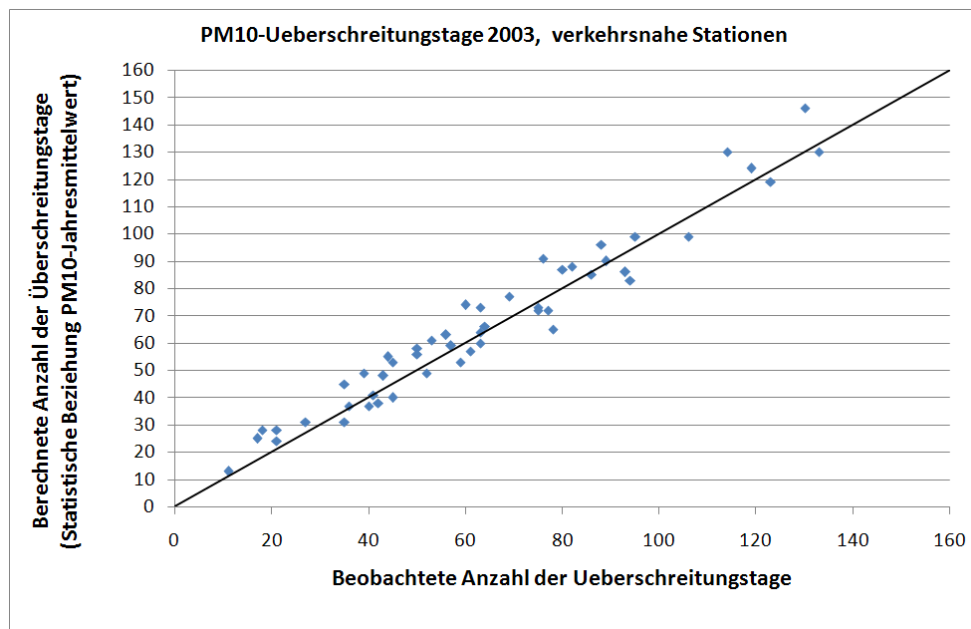


Abbildung 5-8 Aus dem PM10-Jahresmittelwert berechnete Anzahl der PM10-Überschreitungstage (y-Achse) im Vergleich mit der beobachteten Anzahl von Überschreitungstagen (x-Achse) für 2003.

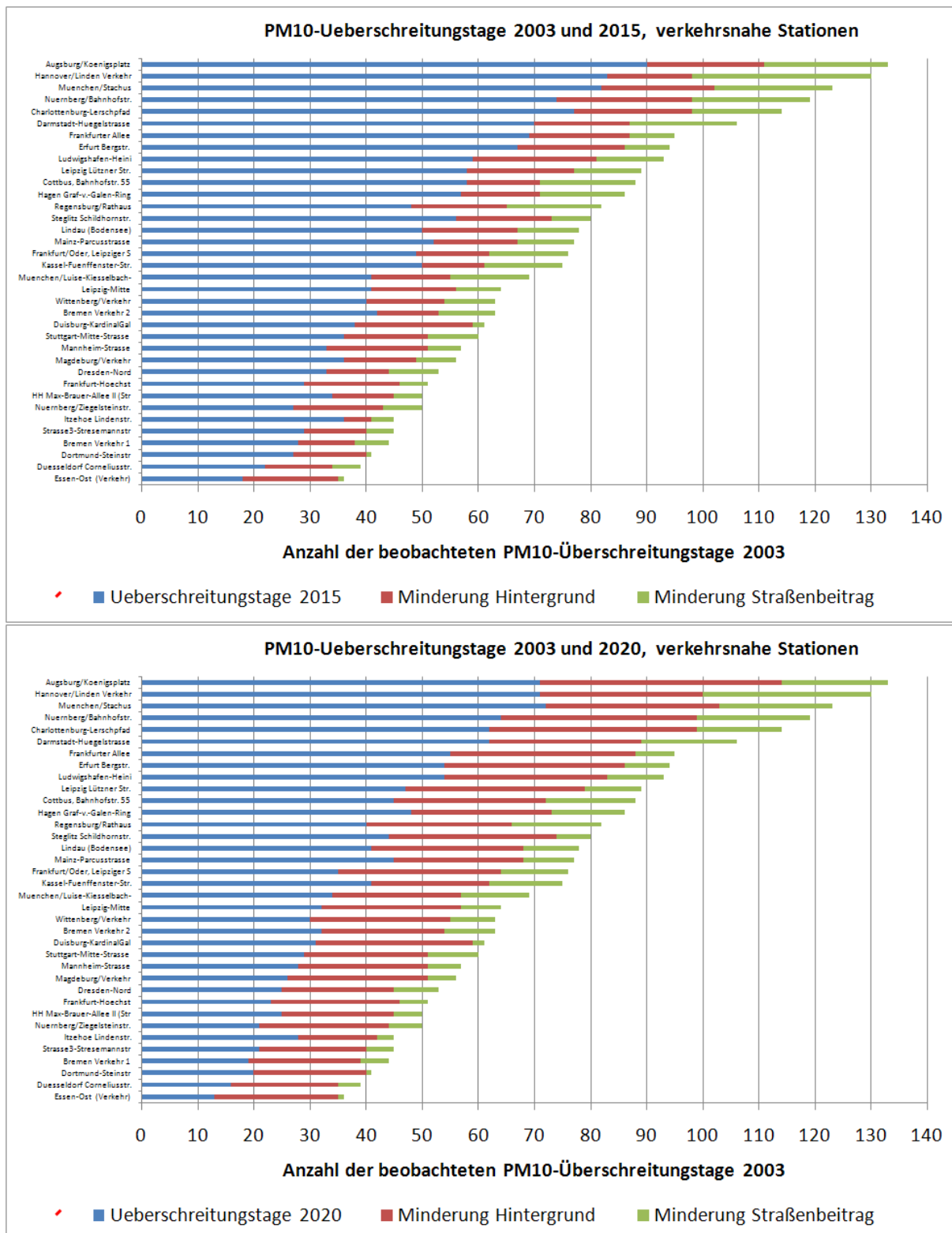


Abbildung 5-9 Empirisch ermittelte Änderung der Anzahl von Tagen mit Überschreitungen des PM10-Kurzfristgrenzwerts für verkehrsnahe Stationen mit Grenzwertüberschreitungen im Jahre 2003. Der gesamte Balken gibt die Anzahl der im Jahre 2003 beobachteten Überschreitungstage an. Der blaue Anteil kennzeichnet die empirisch ermittelte Anzahl von Überschreitungstagen für das Zieljahr 2015 (Emissionsreferenz 2015, obere Abbildung) und das Zieljahr 2020 (Emissionsreferenz 2020, untere Abbildung). Meteorologisches Referenzjahr 2003.

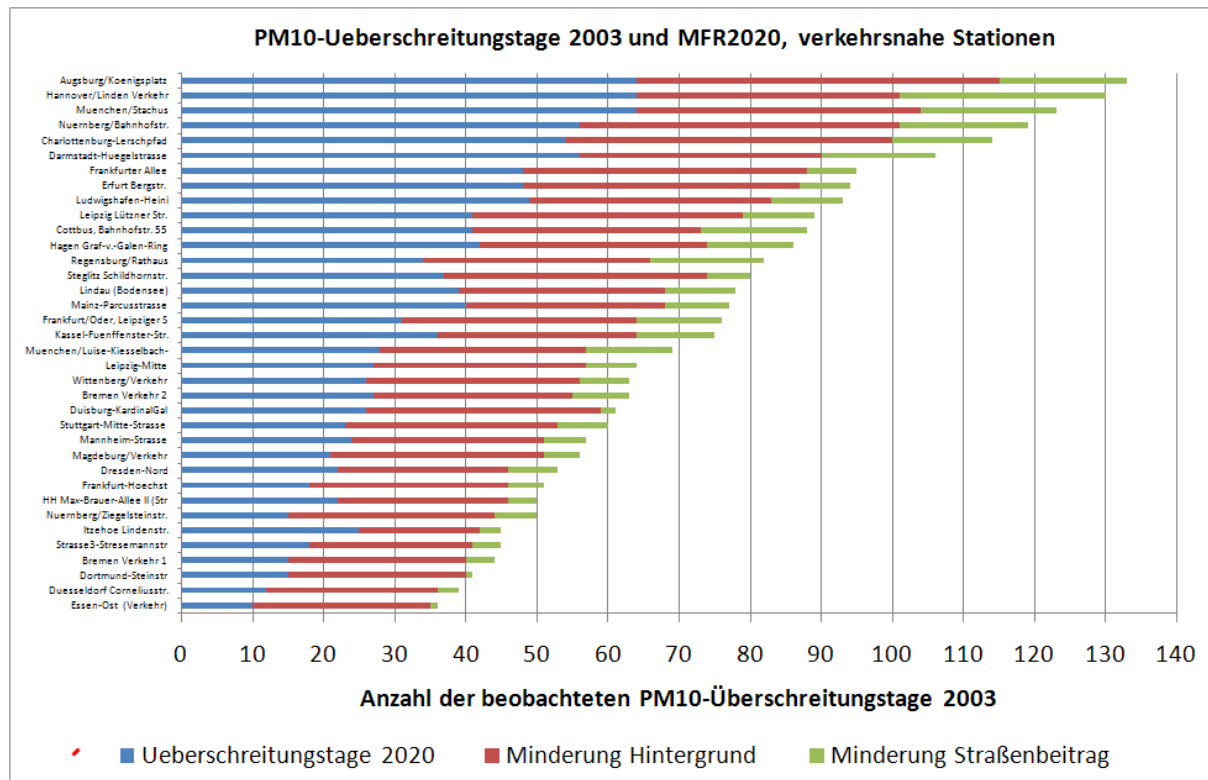


Abbildung 5-10 Empirisch ermittelte Änderung der Anzahl von Tagen mit Überschreitungen des PM10-Kurzfristgrenzwerts für verkehrsnahe Stationen mit Grenzwertüberschreitungen im Jahre 2005. Der gesamte Balken gibt die Anzahl der im Jahre 2003 beobachteten Überschreitungstage an. Der blaue Anteil kennzeichnet die empirisch ermittelte Anzahl von Überschreitungstagen für das Zieljahr 2020, MFR-Szenario (Emissionsreferenz 2020+MFR2020). Meteorologisches Referenzjahr 2003.

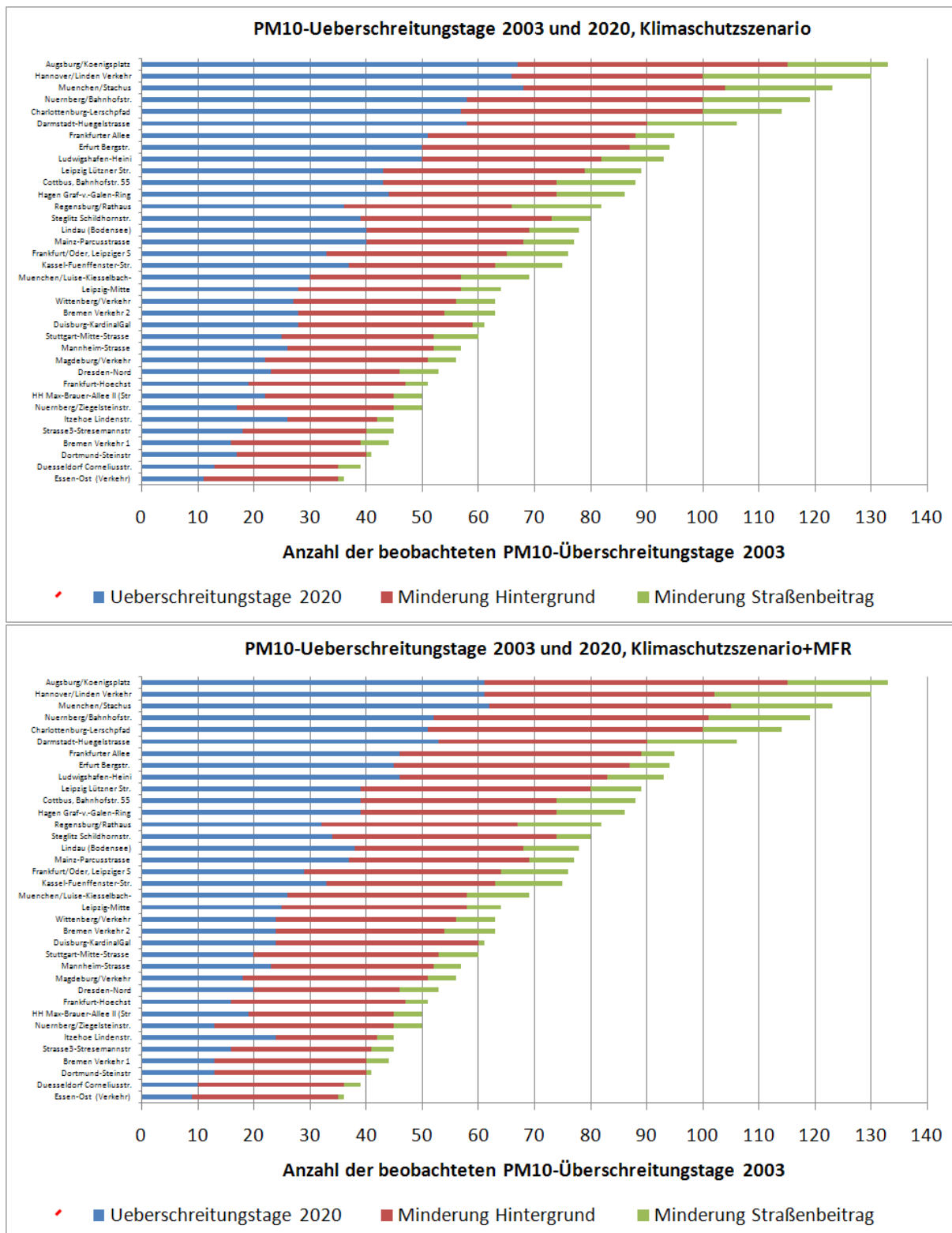


Abbildung 5-11 Empirisch ermittelte Änderung der Anzahl von Tagen mit Überschreitungen des PM10-Kurzfristgrenzwerts für verkehrsnahen Stationen mit Grenzwertüberschreitungen im Jahre 2003. Der gesamte Balken gibt die Anzahl der im Jahre 2003 beobachteten Überschreitungstage an. Der blaue Anteil kennzeichnet die empirisch ermittelte Anzahl von Überschreitungstagen für das Zieljahr 2020. Oben: Emissionsreferenz 2020 Klimaschutzscenario. Unten: Emissionsreferenz 2020 Klimaschutzscenario+MFR. Meteorologisches Referenzjahr 2003.

6 Grenzwertüberschreitungen: NO₂-Jahresmittelwerte

6.1 Methodik

Die Grenzwertüberschreitungen der NO₂-Jahresmittelwerte werden entsprechend der Vorgehensweise für PM₁₀ mit der im Kapitel 5 beschriebenen Methodik für die Emissionsreferenzjahre 2010, 2015 und 2020 und das meteorologische Referenzjahr 2005 abgeschätzt. Es werden alle verkehrsnahen Stationen betrachtet, an denen im Jahre 2005 eine Überschreitung des NO₂-Grenzwertes für den Jahresmittelwert (40 µg/m³) gemessen wurde. Diese Stationen sind in Abbildung 6-5 zusammengestellt.

Der in Kapitel 2.3 zur Ableitung des lokalen Minderungspotenzials MP_{ZB} eingeführte Gewichtungsfaktor f ist für NO₂ schwieriger zu bestimmen als für PM₁₀, da sich die NO₂-Zusatzbelastung in einer Straßenschlucht aus der direkten NO₂-Emission und dem durch die Reaktion des NO mit eingemischtem Ozon gebildeten NO₂ zusammensetzt. Nach dem hier gewählten Ansatz wird das lokale Minderungspotenzial von 2005 bis 2015 bestimmt aus:

$$MP_{ZB} = C_{ZB-2005} * (1 - VE_{2015}/VE_{2005}) * f$$

$C_{ZB-2005}$ Zusatzbelastung (Jahresmittelwert) an der Straße verursacht durch die lokalen Verkehrsemissionen

VE_{2005} lokale Verkehrsemissionen 2005

VE_{2015} lokale Verkehrsemissionen 2015.

Die NO_x-Emissionen des Straßenverkehrs nehmen zwar in der Summe ab, der Anteil der direkten NO₂-Emissionen steigt aber gegenwärtig an, was auf den zunehmenden Einsatz von Oxidationskatalysatoren in Dieselfahrzeugen zurückzuführen ist. Dadurch kommt es bei Dieselfahrzeugen ab der Abgasstufe EURO 3 trotz verringerter NO_x-Emission zu einem Anstieg der NO₂-Emissionen. Erst die Einführung der Abgasstufen EURO 5 und 6 wird wieder zu einem Absinken der NO₂-Emissionen von Dieselfahrzeugen führen. Nach den Berechnungen von Dünnebeil und Lambrecht (2007) mit dem Verkehrsmodell TREMOD steigt der mittlere NO₂-Anteil der Verkehrsemissionen an Werktagen von circa 16% im Jahre 2005 auf circa 26% für die Jahre 2010 bis 2015, um erst wieder im Jahre 2020 auf circa 20% abzusinken. Diese unterschiedliche Entwicklung der NO_x- und NO₂-Emissionen des Straßenverkehrs muss bei der Bestimmung des Gewichtungsfaktors f berücksichtigt werden.

Auch der Beitrag des photochemisch gebildeten NO₂ zur Zusatzbelastung ist keine konstante Größe. Einflussgrößen sind die für die Reaktion des NO mit Ozon zur Verfügung stehenden Mengen an lokal emittierten NO und von oben in den Straßenraum eingemischtem Ozon. Die Menge des in eine Straßenschlucht eingemischten Ozons hängt hauptsächlich von dem Ozonangebot über der Straßenschlucht aber auch von den die Einmischungsrate kontrollierenden lokalen Strömungs- und Turbulenzverhältnissen ab. Im Winter ist das Ozonangebot deutlich geringer als in den photochemisch aktiven Jahreszeiten. Auch Tageszeit und Wochentag haben Einfluss auf die Menge des chemisch gebildeten NO₂ in der Straßenschlucht. Diese komplexen Zusammenhänge machen eine einfache Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der NO₂-Konzentrationen an einer Straße schwierig und erfordern eigentlich die Anwendung eines Modells, das die lokalen Strömungs- und Turbulenzverhältnisse im Umfeld einer Straße abbilden kann und ausgehend von den meteorologischen Bedingungen eine Berechnung des

chemisch gebildeten NO_2 auf Basis der involvierten chemischen Reaktionen ermöglicht. Ein solches Modell wurde von Stern und Yamartino (2000) zur Simulation der NO_2 -Konzentrationen in Straßenschluchten entwickelt. Ein chemisches Boxmodell, das unter weitgehender Vernachlässigung der dynamischen Verhältnisse die NO_2 -Bildung unter dem Einfluss von Straßenemissionen und Hintergrundozon ermöglicht, wurde von Dünnebeil und Lambrecht (2007) zur Berechnung der zukünftigen NO_2 -Entwicklung benutzt. Der Einsatz solcher Modellierungsansätze ist in PAREST nicht vorgesehen, so dass hier nur eine stark vereinfachende Abschätzung vorgenommen werden kann.

Ausgangspunkt der Betrachtungen sind die relativen Entwicklungen der NO - und der NO_2 -Emissionen des Straßenverkehrs. Aus den PAREST-Emissionsdatensätzen für 2005, 2010, 2015 und 2020 (Jörß et al., 2010) lassen sich für Ballungsräume die mittleren Änderungen der NO_x -Emissionen des Straßenverkehrs ableiten. Mit den NO_2/NO_x -Verhältnissen für die Referenzjahre kann man die NO_x -Abnahme getrennt für NO und NO_2 ausweisen. Diese Änderungen sind in Tabelle 6-1 zusammengestellt. Nach dieser Abschätzung nehmen die NO_2 -Emissionen trotz einer NO_x -Abnahme bis 2010 zu und erst danach wieder ab.

Die NO_2 -Zusatzbelastung setzt sich zusammen aus den Beiträgen der NO_2 -Direktemission sowie der chemischen Erzeugung über die NO - O_3 -Reaktion. Zur Abschätzung der Änderung der Zusatzbelastung infolge der zukünftigen NO_x -Emissionsentwicklung müssen die Anteile der beiden Beiträge bekannt sein. Dünnebeil und Lambrecht (2007) schätzten diese Anteile aus einer umfangreichen Daten-Analyse für die Straßenstation Stuttgart-Mitte zu je 50%. Diese Abschätzung gilt für die Zeit um 2005 und wird hier wie in dem Ansatz von Görgen und Lambrecht (2008) für alle betrachteten Stationen übernommen. Die Änderung der Zusatzbelastung durch die Änderung der NO_2 -Direktemission kann dann aus dem Verhältnis der NO_2 -Emission des Ausgangsjahrs und des Zieljahres (2010, 2015, 2020) abgeschätzt werden:

$$\Delta c_{\text{NO}_2\text{-Direkt}} = C_{\text{ZB-A}} * (1. - \text{VE-NO}_{2\text{Z}}/\text{VE-NO}_{2\text{A}}) * 0.5$$

mit

$\Delta c_{\text{NO}_2\text{-Direkt}}$ = Änderung der NO_2 -Zusatzbelastung infolge der Änderung der NO_2 -Direktemission

$C_{\text{ZB-A}}$ = Zusatzbelastung im Ausgangsjahr (Jahresmittelwert)

$\text{VE-NO}_{2\text{A}}$ = NO_2 -Direktemission im Ausgangsjahr

$\text{VE-NO}_{2\text{Z}}$ = NO_2 -Direktemission im Zieljahr

Zur Bestimmung der Änderung des luftchemisch gebildeten Teils der Zusatzbelastung müssen noch weitere Annahmen getroffen werden, die aus der von Lambrecht et al. (2006) durchgeführten Analyse von O_3 , NO - und NO_2 -Messungen in Straßenräumen abgeleitet wurden. Aus der Analyse von Hintergrundmessungen und Straßenmessungen haben Lambrecht et al. (2006) abgeschätzt, dass im Mittel zwischen 40 und 70% des im Hintergrund einer Straße verfügbaren Ozons an der Straße abgebaut sind. Nimmt man als einzige Ozonsenke die Reaktion mit NO an, dann reagiert dieses Ozon vollständig mit NO zu NO_2 . Gleichzeitig zeigen Messungen und auch Modellrechnungen, dass das im Straßenraum verfügbare NO zwar abnimmt, aber selten vollständig zu NO_2 oxidiert wird, da dazu die Transportzeit von der Quelle (Auspuff) zum Rezeptor (Messstelle in Straßennähe) zu kurz ist. Dies bedeutet, dass unter

den Emissionsverhältnissen um 2005 immer mehr NO zur Verfügung steht als durch Ozon in NO₂ umgewandelt werden kann. Die Änderung der luftchemisch verursachten Zusatzbelastung wird daher unter der Verwendung von zwei Randbedingungen abgeschätzt:

$$\Delta C_{\text{NO}_2\text{-Luftchemisch}} = C_{\text{ZB-A}} * (1. - \text{VE-NO}_Z / \text{VE-NO}_A) * 0.5$$

Mit den Randbedingungen:

$$\Delta C_{\text{NO}_2\text{-Luftchemisch}} = \text{MIN}(\text{O}_3\text{-Hintergrund}/2., \Delta C_{\text{NO}_2\text{-Luftchemisch}})$$

$$\Delta C_{\text{NO}_2\text{-Luftchemisch}} = 0 \text{ falls die NO-Emissionsänderung vom Ausgangsjahr zum Zieljahr } < 25\%.$$

mit

$\Delta C_{\text{NO}_2\text{-Luftchemisch}}$ = Änderung der NO₂-Zusatzbelastung infolge der Änderung des luftchemischen Beitrags

$C_{\text{ZB-A}}$ = Zusatzbelastung im Ausgangsjahr (Jahresmittelwert)

VE-NO_A = NO-Emission im Ausgangsjahr

VE-NO_Z = NO-Emission im Zieljahr

Die erste Randbedingung bedeutet, dass die NO₂-Bildung durch die Verfügbarkeit von Ozon begrenzt wird. Es wird vereinfachend angenommen, dass 50% des Ozons im Straßenhintergrund mit dem emittierten NO zu NO₂ reagieren. Die zweite Randbedingung trägt dem Umstand Rechnung, dass zumindest um das Ausgangsjahr 2005 noch mehr NO zur Verfügung steht als für die Reaktion mit O₃ verbraucht werden kann. Es wird vereinfachend angenommen, dass der luftchemisch erzeugte NO₂-Anteil erst dann abnimmt, wenn die NO-Emissionsminderung > 25% beträgt. Es muss noch einmal betont werden, dass beide Randbedingungen nur eine grobe Annäherung an die Wirklichkeit darstellen können.

Verkehrsemissionen	2010	2015	2020
NO _x -Änderung	-32%	-62%	-75%
NO-Änderung	-40%	-67%	-76%
NO ₂ -Änderung	+9%	-38%	-68%

Tabelle 6-1 Mittlere Änderung der NO_x-Emissionen des Straßenverkehrs in Ballungsräumen bezogen auf die Referenz 2005 der PAREST-Emissionen entsprechend dem CLE-Szenario. Berechnet mit den NO₂/NO_x-Verhältnissen 16% (2005), 26% (2010 und 2015), 20% (2020). Diese Verhältnisse wurden aus den Angaben von Dünnebeil und Lambrecht (2007) abgeleitet.

6.2 Überprüfung des Ansatzes

Der im letzten Kapitel vorgestellte Ansatz wurde mit photochemischen Boxmodellrechnungen verglichen, die von Dünnebeil und Lambrecht (2007) für die Verkehrsstation Stuttgart-Mitte durchgeführt wurden. Mit den photochemischen Boxmodellrechnungen wurde abgeschätzt, wie sich die an der Station gemessene Konzentration bis zum Jahre 2020 unter dem Einfluss der Emissionsentwicklung und der Entwicklung der Hintergrundkonzentrationen verändern wird. Die für die Boxmodellrechnungen verwendeten Änderungen der Hintergrundkonzentrationen (Tabelle 6-2) wurden von Dünnebeil und Lambrecht (2007) auf der Basis von Modellrechnungen des nordrhein-westfälischen Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz abgeschätzt und auf die an der Hintergrundstation Stuttgart-Bad-Cannstatt gemessenen Konzentrationen angewandt. Die NO_x -Emissionsentwicklung basiert auf Berechnungen mit dem Verkehrsmodell TREMOD (Tabelle 6-2).

An der Station Stuttgart-Mitte wurde im Jahre 2005 ein Jahresmittelwert von $73 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. Die Differenz zwischen der NO_2 -Hintergrundkonzentration und der NO_2 -Konzentration an der Messstelle ist die Zusatzbelastung, die sich aus den Beiträgen der Direktemission und der luftchemischen Bildung zusammensetzt. Abbildung 6-1 zeigt die mit dem Box-Modell nach Dünnebeil und Lambrecht (2007) und der PAREST-Abschätzung prognostizierten NO_2 -Konzentrationen für die Jahre 2010, 2015 und 2020. Die PAREST-Abschätzung beruht auf denselben Annahmen für die Entwicklung des Hintergrunds und der Verkehrsemissionen wie die Boxmodellrechnungen von Dünnebeil und Lambrecht (2007). Es ist offensichtlich, dass die hier verwendete einfache Abschätzung zu Ergebnissen führt, die den Ergebnissen der chemischen Boxmodellrechnungen sehr ähnlich sind. In beiden Ergebnissen nimmt der Anteil der Direktemission an der NO_2 -Zusatzbelastung bis zum Jahre 2010 zu, erreicht im Jahr 2015 in etwa das Niveau von 2005 und fällt erst nach 2015 ab. Nach beiden Berechnungen wird der NO_2 -Grenzwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an der Station Stuttgart-Mitte selbst im Jahr 2020 noch deutlich überschritten.

Hintergrundkonzentrationen	2010	2015	2020
O_3 -Änderung	+7%	+12%	+13%
NO_2 -Änderung	-14%	-23%	-24%
NO -Änderung	-35%	-41%	-42%
NO_x -Verkehrsemissionen	-25%	-41%	-54%

Tabelle 6-2 Mittlere Änderung der Hintergrundkonzentrationen und der NO_x -Verkehrsemissionen für die Station Stuttgart-Mitte bezogen auf die Referenz 2005. Angaben nach Dünnebeil und Lambrecht (2007). Verkehrsemissionen berechnet mit dem Verkehrsmodell TREMOD in der vom Institut für Energie- und Umweltforschung (IFEU) verwendeten Version, hier TREMOD-IFEU.

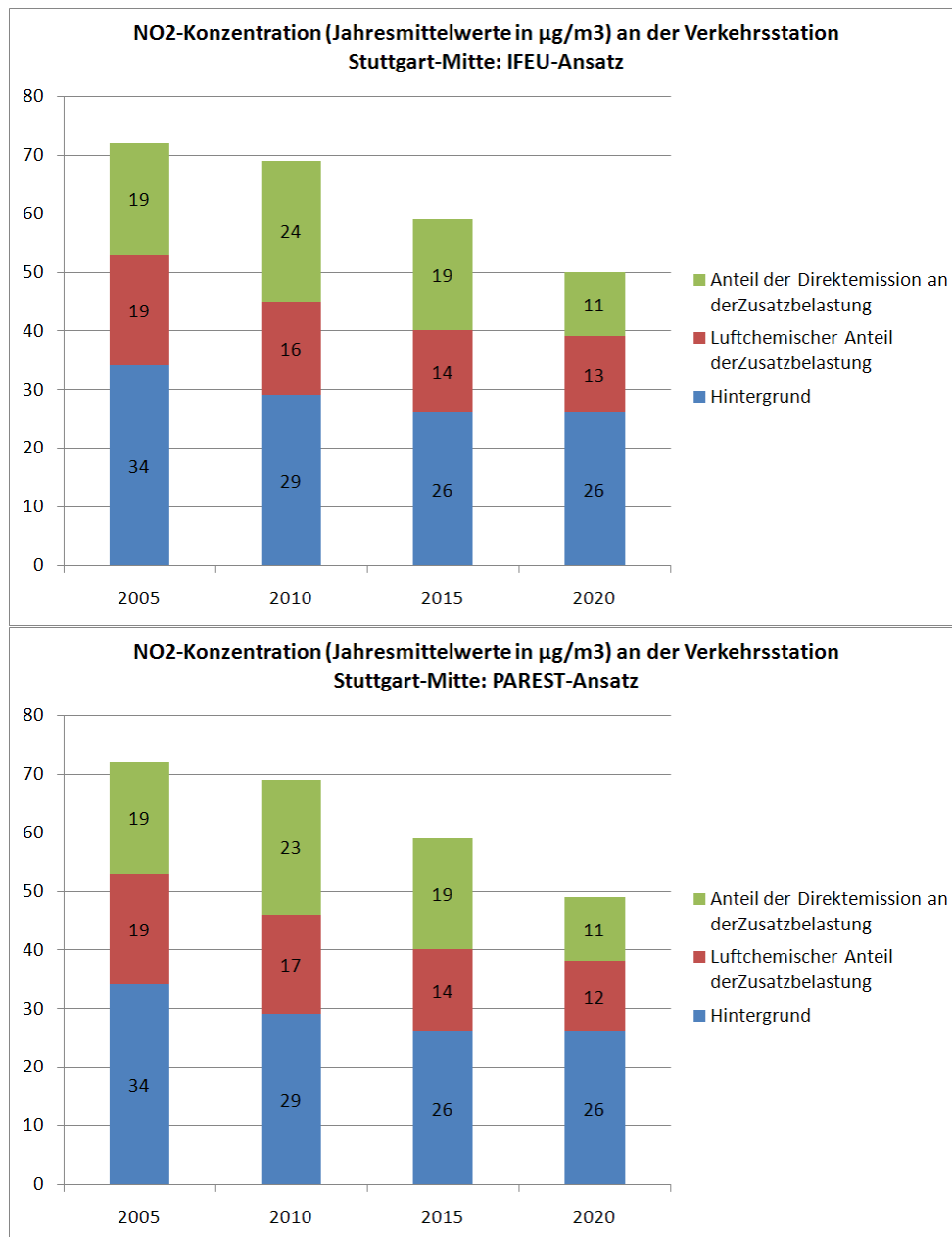


Abbildung 6-1 Zukünftige NO₂-Jahresmittelwerte an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte ausgehend von der Messung für das Jahr 2005. Oben: Boxmodellergebnisse von Dünnebeil und Lambrecht (2007). Unten: Abschätzung mit dem PAREST-Ansatz unter Verwendung der Rand- und Anfangsbedingungen für die Boxmodellberechnungen. Alle Konzentrationen sind gerundet auf volle µg/m³. Weitere Erläuterungen im Text.

Bei dem in Abbildung 6-1 gezeigten Vergleich wurden für den PAREST-Ansatz alle Angaben zu den Hintergrundkonzentrationen und zu der Entwicklung der Hintergrundkonzentrationen und der Verkehrsemissionen von Dünnebeil und Lambrecht (2007) übernommen. Der Vergleich der Emissionsentwicklung von Dünnebeil und Lambrecht (Tabelle 6-2) mit der Emissionsentwicklung in den PAREST-Emissionsreferenzen (Tabelle 6-1) zeigt, dass die PAREST-Emissionsreferenzen im Vergleich zu den Berechnungen von Dünnebeil und Lambrecht (2007) eine deutlich höhere Abnahme der NO_x -Verkehrsemissionen prognostizieren. Auch die aus den OI-Berechnungen angeleiteten Hintergrundkonzentrationen für Stuttgart unterscheiden sich von den in den Boxmodellberechnungen verwendeten Werten. Die Berechnungen mit den Hintergrundkonzentrationen abgeleitet aus den OI-Ergebnissen für 2005, 2010, 2015 und 2020 sowie der Verkehrsemissionsentwicklung entsprechend den PAREST-Emissionsreferenzen zeigt die Abbildung 6-2. Die Unterschiede zu den Ergebnissen in Abbildung 6-1 sind beträchtlich. Der aus der OI-Analyse abgeleitete NO_2 -Hintergrund für 2005 an der Station Stuttgart-Mitte ist deutlich niedriger als die Messungen der von Dünnebeil und Lambrecht (2007) als Hintergrundstation verwendeten Station Stuttgart-Bad-Cannstatt. Die Verbindung von niedrigerem Hintergrund und stärkerer Emissionsabnahme führt zu einer sehr viel stärkeren Abnahme der Konzentrationen bis 2020. Nach den Berechnungen mit den PAREST-Daten für Hintergrund und Verkehrsemissionen wird der NO_2 -Grenzwert an der Station Stuttgart-Mitte zwar auch im Jahr 2015 noch überschritten werden, aber im Jahr 2020 liegt die NO_2 -Konzentration dann deutlich unter dem Grenzwert.

Der Abbildung 3-4 kann entnommen werden, dass die OI-Analyse die NO_2 -Jahresmittelwerte in städtischem Gebiet an den meisten Stationen unterschätzt, was auf die in der OI verwendete Auflösung von circa 8 km zurückgeführt werden kann. Diese Auflösung kann in vielen Stadtgebieten zu grob sein, um den Hintergrund über einer Straße angemessen zu beschreiben. Aus diesem Grunde wurde die Abschätzung für die Station Stuttgart-Mitte mit einem um 20% erhöhten Hintergrund wiederholt. Diese Abschätzung zeigt die Abbildung 6-3. Die Startkonzentrationen für 2005 liegen jetzt sehr viel näher bei denjenigen von Dünnebeil und Lambrecht (2007), der Abfall der Hintergrundkonzentrationen bis 2020, der hier aus den OI-Analysen in Verbindung mit den RCG-Modellergebnissen für die PAREST-Emissionsreferenzen abgeleitet wird, ist aber sehr viel steiler. Dünnebeil und Lambrecht (2007) schätzen für 2015 und 2020 einen Hintergrund von $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ während sich nach den PAREST-Berechnungen selbst bei einem 20%igen Zuschlag für 2015 nur noch $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und 2020 nur noch $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ergeben. Am Gesamtergebnis ändert sich durch die 20%ige Erhöhung des Hintergrunds aber kaum etwas, es kommt lediglich zu einer Verschiebung der Anteile des Hintergrunds und der Zusatzbelastung, was natürlich der hier getroffenen Grundvoraussetzung geschuldet ist, die die Zusatzbelastung immer als Differenz zwischen der Messung und der Hintergrundkonzentration definiert.

Der sehr viel stärkere Konzentrationsabfall bei Verwendung der PAREST-Daten hat seine Hauptursache in den starken Straßenverkehrsemissionsabnahmen der PAREST-Emissionsreferenzen für das CLE-Szenario. Die Berechnung der Verkehrsemissionen erfolgt im PAREST-Projekt mit dem vom Umweltbundesamt verwendeten Verkehrsmodell TREMOD 4.17 (Transport Emission Model) auf der Grundlage der Emissionsfaktoren des HBEFA 2.1 (Kugler et al., 2010). Für das PAREST-Referenzszenario 2010-2020 wurde TREMOD 4.17 so verändert, dass die Maßnahmen „Einführung der Grenzwertstufen Euro 5 und 6 für Pkw und leichte Nutzfahrzeuge“, „Einführung einer Grenzwertstufe Euro VI für schwere Nutzfahrzeuge“ und „Bestehende Lkw-Maut inkl. Förderung der Anschaffung emissionsärmerer SNF“ in das Referenzszenario integriert sind und nicht mehr als zusätzliche Maßnahme behandelt werden (Jörß et al., 2010). Aus diesem Grunde wird die in PAREST verwendete TREMOD-Version 4.17 hier TREMOD 4.17M genannt.

Alternativ zu TREMOD 4.17M wurden im Rahmen des Projekts auch Emissionsdatensätze für 2005, 2015 und 2020 erstellt, in denen die Verkehrsemissionen mit dem Modell TREMOVE, Version 2.7 berechnet wurden (Kugler et al., 2010). TREMOVE ist das Verkehrsmodell, das von der Europäischen Kommission für die Entwicklung von Verkehrsszenarien verwendet wird. Die mit TREMOVE 2.7 berechneten Auspuffemissionen für die Stoffe NO_x , SO_2 und PM_{10} sind deutlich höher und für die Kohlenwasserstoffe deutlich niedriger als die mit TREMOD 4.17M berechneten Emissionen (Stern 2010b). Beim PM_{10} gibt es in der Summe nur geringe Änderungen, da die höheren PM_{10} -Auspuffemissionen von TREMOVE 2.7 durch die niedrigeren PM_{10} -Emissionen durch Brems- und Reifenabrieb kompensiert werden¹. Die relativen Abnahmen von 2005 nach 2015 und 2020 (-45% bzw. -59%) fallen nach TREMOVE 2.7 für die Auspuffemissionen deutlich niedriger aus als nach TREMOD 4.17M (-62%, bzw. -75%). Diese Unterschiede führen bei den Gesamtemissionen für Deutschland in der Referenz 2005 mit TREMOVE 2.7 im Vergleich zur Referenz mit TREMOD 4.17M zu circa 13% höheren NO_x -Emissionen. Für die Referenz 2020 berechnen sich auf Basis von TREMOVE 2.7 in Deutschland circa 23% höhere NO_x -Emissionen. Diese Emissionsdatensätze wurden ebenfalls für die Abschätzung der NO_2 -Grenzwertüberschreitungen benutzt. Für die Station Stuttgart-Mitte ergeben sich bei Verwendung der Verkehrsemissionen nach TREMOVE 2.7 deutlich höhere Konzentrationen als bei der Verwendung der PAREST-Referenzemissionsdatensätze auf der Basis von TREMOD 4.17M. Auf Basis der TREMOVE-Emissionen muss an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte jetzt wie bei Dünnebeil und Lambrecht (2007) auch noch im Jahr 2020 mit einer Verletzung des NO_2 -Grenzwerts von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gerechnet werden.

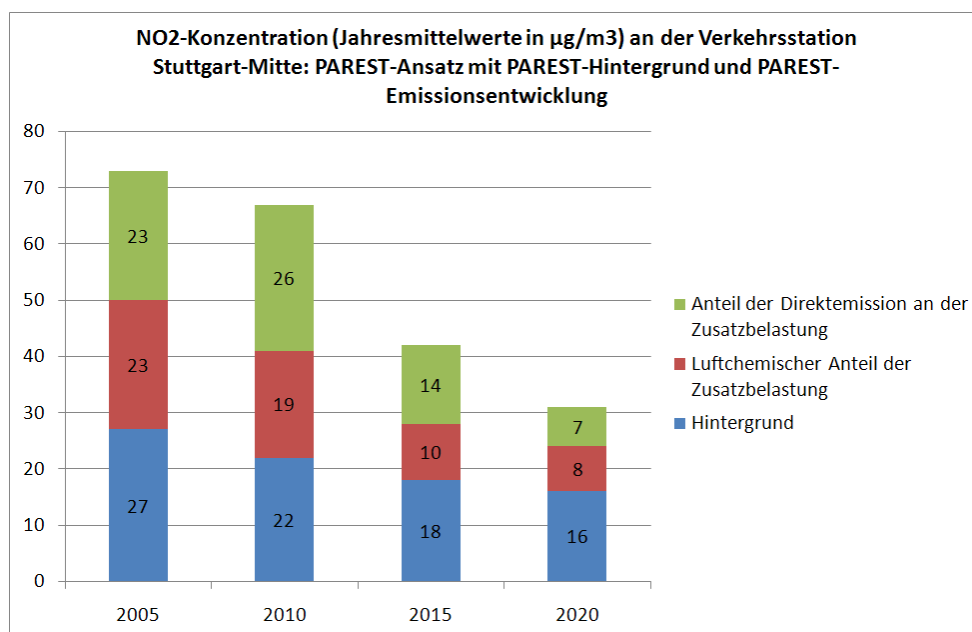


Abbildung 6-2 Zukünftige NO_2 -Jahresmittelwerte an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte ausgehend von der Messung für das Jahr 2005. Abschätzung mit dem PAREST-Ansatz unter Verwendung der Höhe und der Entwicklung des Hintergrunds gemäß den OI-Berechnungen und Emissionsentwicklung gemäß den PAREST-Emissionsreferenzen für das CLE-Szenario. Alle Konzentrationen sind gerundet auf volle $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Weitere Erläuterungen im Text.

¹ Aus diesem Grunde werden bei der Abschätzung der PM_{10} -Grenzwertverletzungen auch keine alternativen Emissionsdatensätze betrachtet.

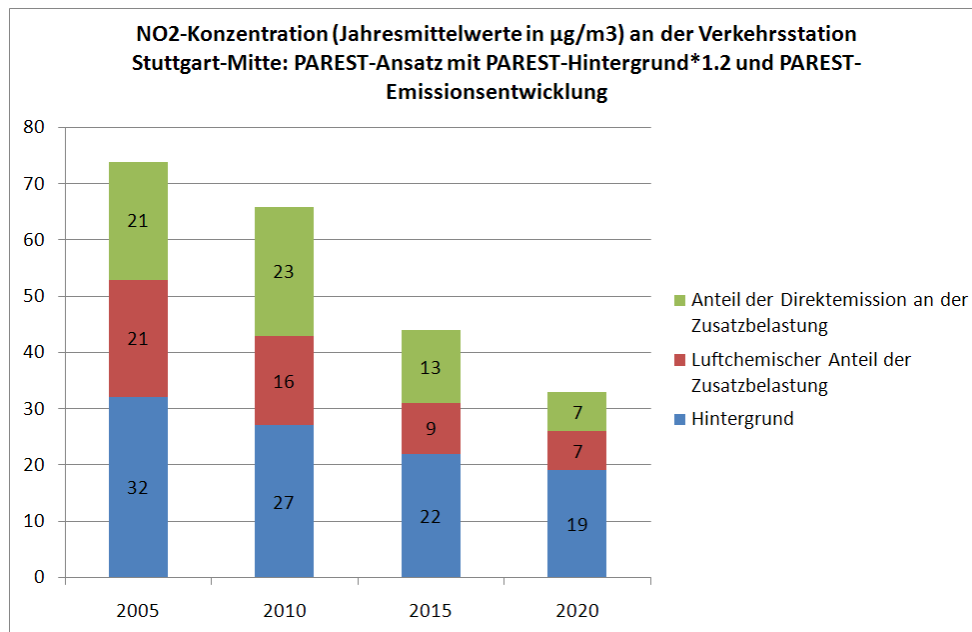


Abbildung 6-3 Zukünftige NO₂-Jahresmittelwerte an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte ausgehend von der Messung für das Jahr 2005. Abschätzung mit dem PAREST-Ansatz unter Verwendung der Höhe und Entwicklung des Hintergrunds gemäß den OI-Berechnungen und Emissionsentwicklung gemäß den PAREST-Emissionsreferenzen. NO₂-Hintergrund um 20% erhöht. Alle Konzentrationen sind gerundet auf volle µg/m³. Weitere Erläuterungen im Text.

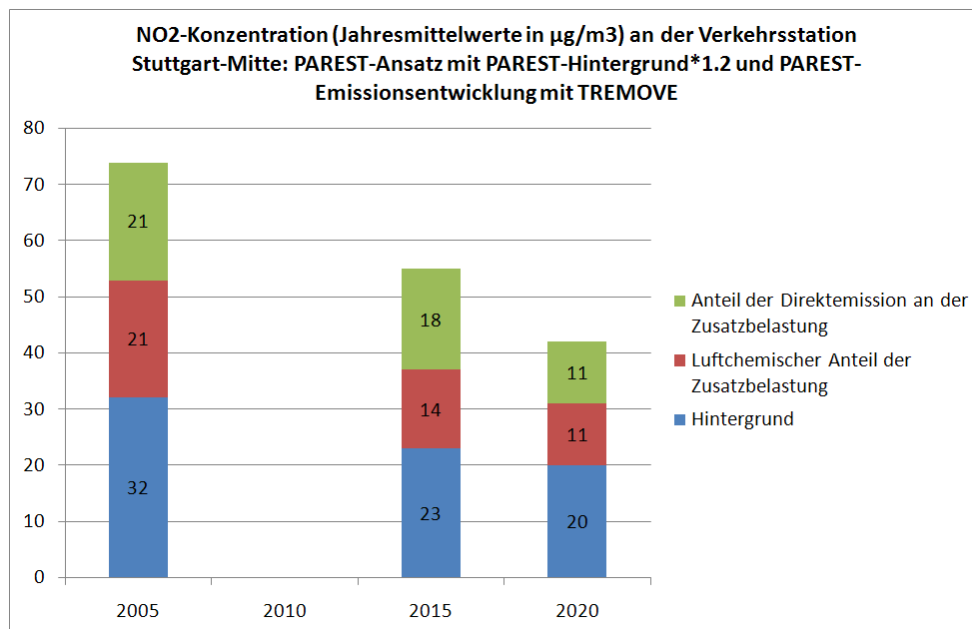


Abbildung 6-4 Zukünftige NO₂-Jahresmittelwerte an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte ausgehend von der Messung für das Jahr 2005. Abschätzung mit dem PAREST-Ansatz unter Verwendung der Höhe und Entwicklung des Hintergrunds gemäß den OI-Berechnungen und Emissionsentwicklung gemäß den PAREST-Emissionsreferenzen unter Verwendung des Verkehrsmodells TREMOVE 2.7 (nur für 2015 und 2020). NO₂-Hintergrund um 20% erhöht. Alle Konzentrationen sind gerundet auf volle µg/m³. Weitere Erläuterungen im Text.

6.3 Abschätzung möglicher NO₂-Grenzwertüberschreitungen für die Emissionsreferenzen 2015 und 2020

Die Abschätzung möglicher NO₂-Grenzwertüberschreitungen wurde mit der in den letzten beiden Kapiteln erläuterten Methodik für alle Verkehrsstationen durchgeführt, an denen im Jahre 2005 ein NO₂-Jahresmittelwert von mehr als 40 µg/m³ gemessen wurde (Abbildung 6-5). Die Abschätzung erfolgte für die Verkehrsemissionen nach TREMOD 4.17M und für die Verkehrsemissionen nach TREMOVE 2.7. Die Abbildung 6-6 zeigt die für 2015, die Abbildung 6-7 die für 2020 prognostizierten NO₂-Jahresmittelwerte. Es ist offensichtlich, dass bei Verwendung der Verkehrsemissionen nach TREMOVE 2.7 für das Jahr 2015 an einer deutlich höheren Anzahl von Stationen mit Grenzwertverletzungen gerechnet werden muss als bei der Verwendung der Emissionen nach TREMOD 4.17M. Auf Grundlage der von Dünnebeil und Lambrecht (2007) verwendeten Abschätzungen zur zukünftigen Emissionsentwicklung des Verkehrs mit TREMOD-IFEU, die von einer geringeren Minderung ausgehen als die PAREST-Abschätzungen mit TREMOD 4.17M, muss mit mehr Grenzwertverletzungen gerechnet werden als auf Basis der PAREST-Emissionsreferenzen. Dies zeigt eine Anwendung der Methodik mit der Entwicklung der Hintergrundkonzentrationen und der Verkehrsemissionen wie sie von Dünnebeil und Lambrecht (2007) angenommen wurde (Tabelle 6-2). Die entsprechenden Ergebnisse für 2015 und 2020 zeigt die Abbildung 6-8.

In Tabelle 6-3 sind diejenigen Stationen zusammengestellt, bei denen im Jahre 2015 bzw. 2020 nach den verschiedenen Abschätzungen noch mit Verletzungen des Grenzwertes gerechnet werden muss. Für 2015 gilt dies nach der Abschätzung mit den geringsten Emissionsminderungen (Abschätzung von Dünnebeil und Lambrecht, 2007) in etwa für alle Stationen, an denen im Jahre 2005 ein NO₂-Jahresmittelwert von mehr als 50 µg/m³ gemessen wurde. Grenzwertüberschreitungen im Jahre 2020 ergeben sich nach dieser Abschätzung noch an Stationen, an denen im Jahr 2005 ein NO₂-Jahresmittelwert > 60 µg/m³ gemessen wurde. Bei Verwendung der PAREST-Emissionsabnahmen kommt es insbesondere im Jahre 2020 zu sehr weniger Grenzwertverletzungen, da die PAREST-Verkehrsemissionen und die PAREST-Hintergrundkonzentrationen bis 2020 stärker abnehmen als von Dünnebeil und Lambrecht (2007) angesetzt. Es sei aber nochmals darauf hingewiesen, dass die Unsicherheit all dieser Abschätzungen groß ist.

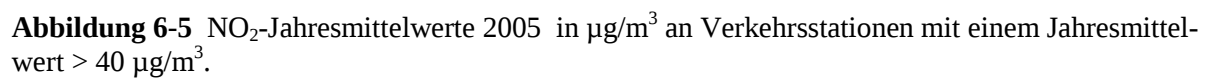


Abbildung 6-5 NO₂-Jahresmittelwerte 2005 in µg/m³ an Verkehrsstationen mit einem Jahresmittelwert > 40 µg/m³.

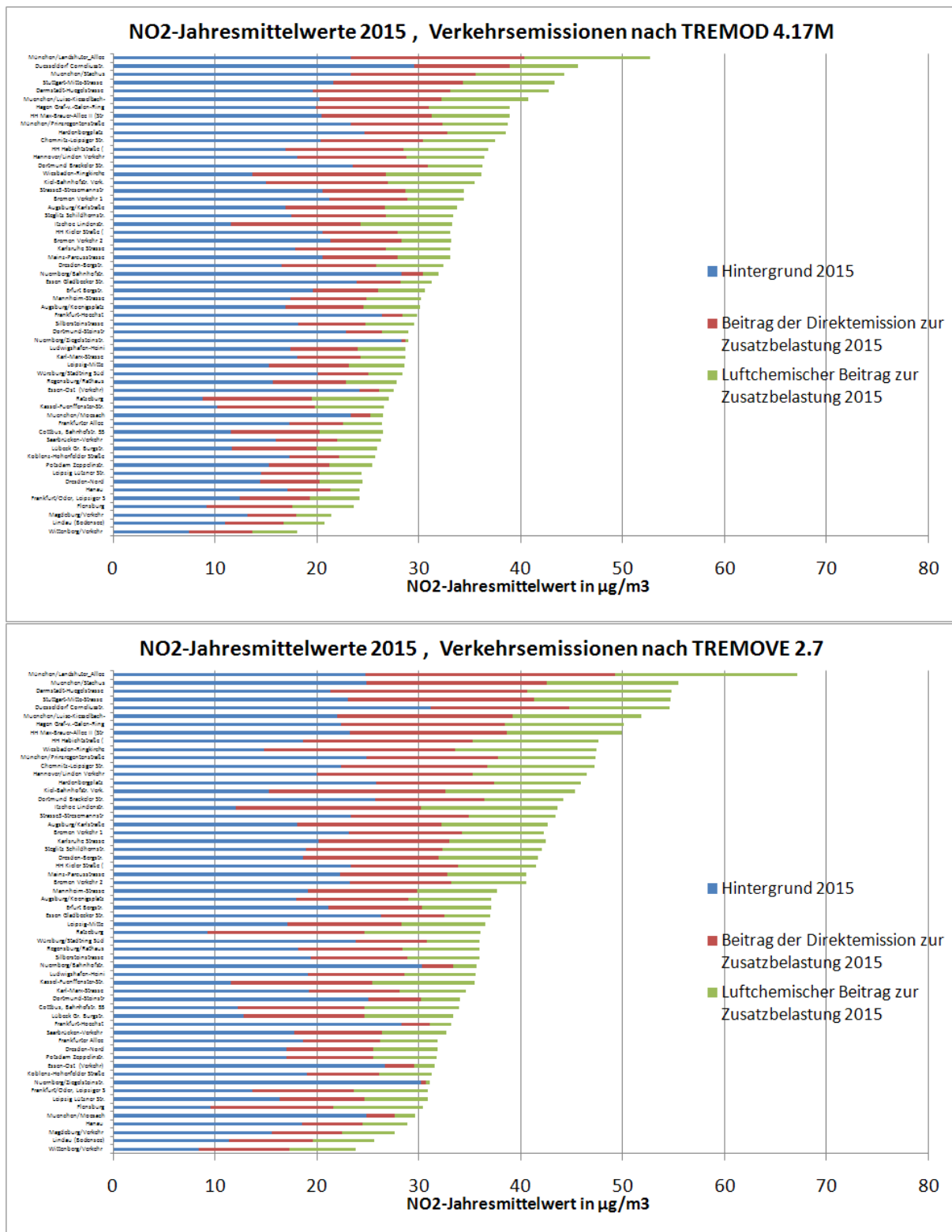


Abbildung 6-6 Zukünftige NO₂-Jahresmittelwerte für das Jahr 2015 für Verkehrsstationen. Abschätzung mit dem PAREST-Ansatz unter Verwendung der Höhe und Entwicklung des Hintergrunds gemäß den OI-Berechnungen und Emissionsentwicklung gemäß den PAREST-Emissionsreferenzen unter Verwendung des Verkehrsmodells TREMOD 4.17M (oben) bzw. TREMOVE 2.7 (unten).

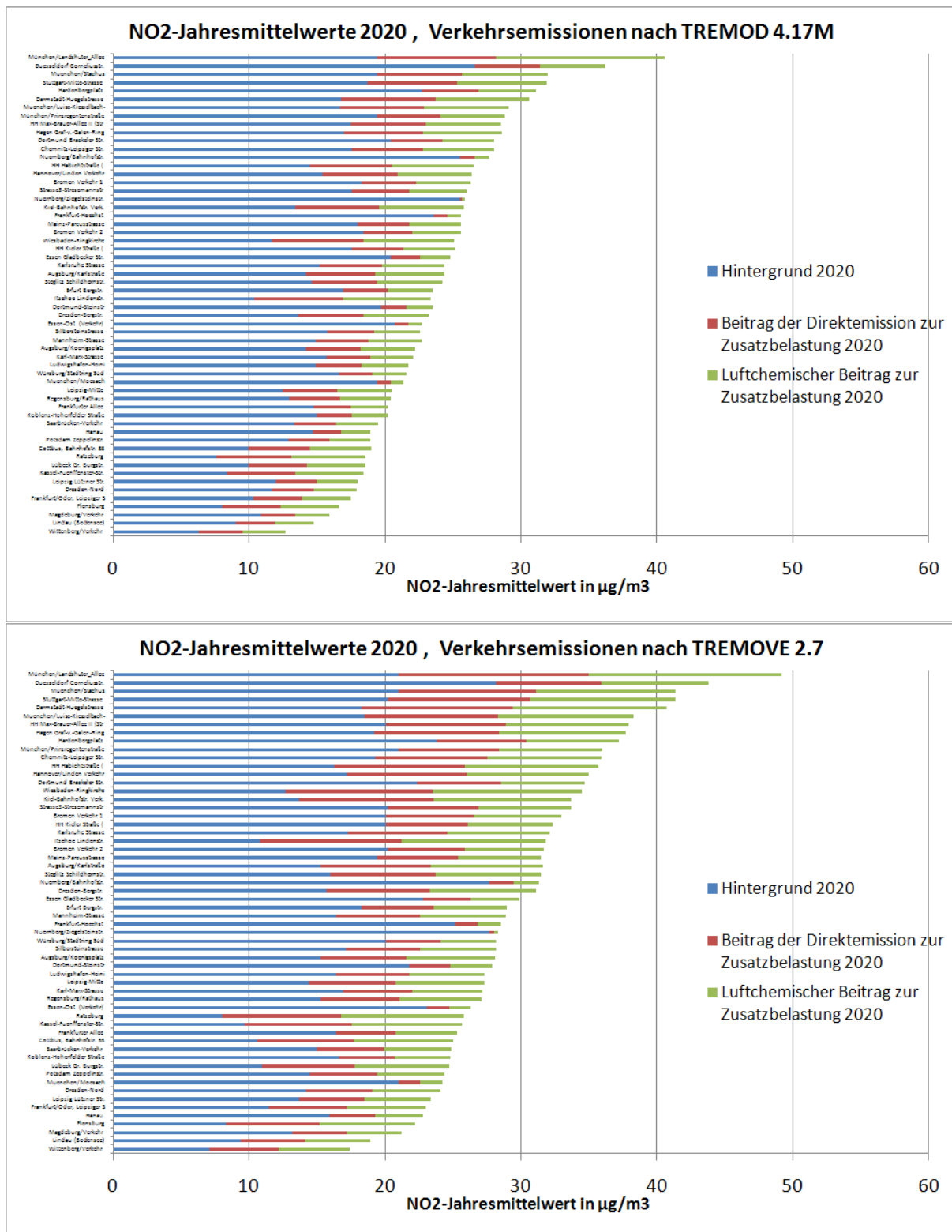


Abbildung 6-7 Zukünftige NO₂-Jahresmittelwerte für das Jahr 2020 für Verkehrsstationen. Abschätzung mit dem PAREST-Ansatz unter Verwendung der Höhe und Entwicklung des Hintergrunds gemäß den OI-Berechnungen und Emissionsentwicklung gemäß den PAREST-Emissionsreferenzen unter Verwendung des Verkehrsmodells TREMOD 4.17M (oben) bzw. TREMOVE 2.7 (unten).

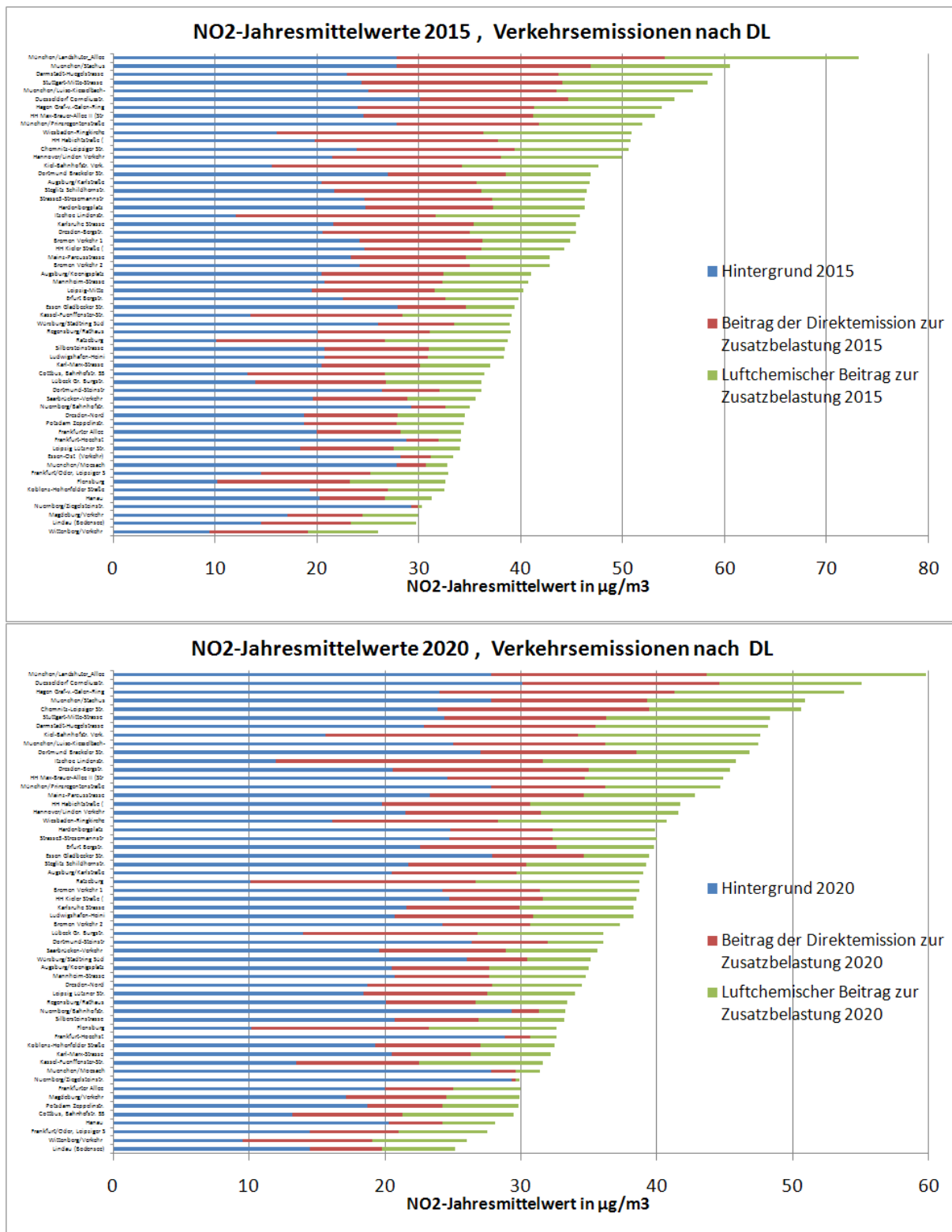


Abbildung 6-8 Zukünftige NO₂-Jahresmittelwerte für die Jahre 2015 und 2020 für Verkehrsstationen. Abschätzung mit dem PAREST-Ansatz unter Verwendung der Entwicklung des OI-Hintergrunds 2005 und der Verkehrsemissionen 2005 nach Tabelle 6-2, abgeleitet aus Dünnebeil und Lambrecht (2007).

		NO2 2005	2015 DL	2020 DL	2015 TREMOVE	2020 TREMOVE	2015 TREMOTD	2020 TREMOTD
DEBY115	München/Landshuter Allee	91	x	x	x	x	x	x
DEBY037	München/Stachus	76	x	x	x	x	x	
DEHE040	Darmstadt-Huegelstrasse	74	x	x	x	x	x	
DEBW099	Stuttgart-Mitte-Strasse	73	x	x	x	x	x	
DENW082	Duesseldorf Corneliusstr.	71	x	x	x	x	x	
DEBY085	München/Luise-Kiesselbach-Str.	70	x	x	x		x	
DENW133	Hagen Graf-v.-Galen-Ring	68	x	x	x			
DEHH070	HH Max-Brauer-Allee II	67	x	x	x			
DEHH068	HH Habichtstraße	66	x	x	x			
DEHE037	Wiesbaden-Ringkirche	64	x	x	x			
DEBY114	München/Prinzregentenstraße	64	x	x	x			
DESN083	Chemnitz-Leipziger Str.	63	x	x	x			
DENI048	Hannover/Linden Verkehr	63	x	x	x			
DEBE067	Berlin Hardenbergplatz	59	x	x	x			
DESH027	Kiel-Bahnhofstr. Verk.	59	x	x	x			
DENW136	Dortmund Brackeler Str.	59	x	x	x			
DEHH026	Strasse3-Stresemannstr	59	x	x	x			
DESH025	Itzehoe Lindenstr.	59	x	x	x			
DEBY110	Augsburg/Karlstraße	59	x		x			
DEBW080	Karlsruhe Strasse	57	x		x			
DEHB006	Bremen Verkehr 1	57	x		x			
DEBE061	Berlin Schildhornstr.	57	x		x			
DESN084	Dresden-Bergstr.	57	x	x	x			
DEHH064	HH Kieler Straße	56	x		x			
DEHB007	Bremen Verkehr 2	54	x		x			
DERP010	Mainz-Parcusstrasse	54	x	x	x			
DEBY006	Augsburg/Koenigsplatz	52	x					
DEBW098	Mannheim-Strasse	51	x					
DETH043	Erfurt Bergstr.	50	x					

Tabelle 6-3 NO₂-Jahresmittelwerte 2005 in µg/m³ an Verkehrsstationen in Deutschland für Stationen, an denen im Jahre 2015 bzw. 2020 noch mit einer Überschreitung des NO₂-Grenzwertes gerechnet werden muss. Rot: Abschätzung auf Basis der Hintergrund- und Verkehrsemissionsentwicklung nach Tabelle 6-2 entsprechend den Angaben von Dünnebeil und Lambrecht (2007) auf der Basis von IFEU-TREMOTD; Gelb: Abschätzung auf Basis der Verkehrsemissionen nach TREMOVE 2.7; grün: Abschätzung auf Basis der Verkehrsemissionen nach TREMOD 4.17M. Weitere Erläuterungen im Text.

7 Reduktion der PM_{2.5}-Exposition

In der neuen Luftqualitäts-Richtlinie 2008/50/EG wurden zum ersten Mal Regelungen für die Feinstäube PM_{2.5} getroffen. Diese Regelungen sind in Tabelle 7-1 zusammengestellt. Die Ausgangsbasis zur Bestimmung des nationalen Ziels für die Reduktion der PM_{2.5}-Exposition ist der gleitende PM_{2.5}-Jahresmittelwert, der aus dem gemessenen Durchschnittswert über 3 Jahre an 36 Hintergrundstationen gebildet werden soll. In Deutschland soll dieser Durchschnittswert zum ersten Mal aus gemessenen PM_{2.5}-Jahresmittelwerten der Jahre 2008, 2009 und 2010 abgeleitet werden. Der so ermittelte Wert, der AEI₂₀₁₀, wird als Indikator für die durchschnittliche PM_{2.5}-Exposition interpretiert (AEI, „Average Exposure Indicator“). Das nationale Ziel für die Reduktion der Exposition wird dann auf Basis des AEI₂₀₁₀ folgendermaßen definiert:

AEI < 8.5 µg/m ³	erforderliche Reduktion 0 %
8.5 µg/m ³ >= AEI < 13 µg/m ³	erforderliche Reduktion 10 %
13 µg/m ³ >= AEI < 18 µg/m ³	erforderliche Reduktion 15 %
18 µg/m ³ >= AEI < 22 µg/m ³	erforderliche Reduktion 20%
AEI >= 22 µg/m ³	Alle angemessenen Maßnahmen, um 18 µg/m ³ zu erreichen

Die dazu zu verwendenden Hintergrundstationen sind in Kapitel 12 zusammengestellt. Zur Abschätzung der in Deutschland notwendigen Reduktion der PM_{2.5}-Jahresmittelwerte wird hier das Basisjahr 2008 verwendet. Für dieses Jahr liegen im Gegensatz zum PAREST-Referenzjahr 2005 bereits so viele PM_{2.5}-Messungen vor, dass eine Belastungskarte auf Basis der OI-Methodik erstellt werden kann. Dazu wurde mit dem RCG-Modell die PM_{2.5}-Belastung unter Verwendung der meteorologischen Daten für 2008 und auf 2008 interpolierten Emissionen ermittelt. Diese berechnete Belastung wurde mit den vorliegenden Messungen verknüpft. Das daraus abgeleitete PM_{2.5}-Immissionsfeld dient zur Bestimmung der Ausgangsbelastung. Die Ausgangsbelastung wird aus dem Mittelwert der Konzentrationen an den Orten der 36 Hintergrundstationen bestimmt. Die Höhe dieser Ausgangsbelastung definiert dann die notwendige relative Minderung. Das nach der OI-Methodik ermittelte Feld der PM_{2.5}-Jahresmittelwerte zeigt die Abbildung 7-1. Die maximalen PM_{2.5}-Konzentrationen liegen bei circa 20 µg/m³ und treten vor allem in den Ballungsgebieten auf. Es sei noch angemerkt, dass das OI-Feld natürlich nur dort das Messniveau wiedergeben kann, wo auch Messungen vorliegen. Da es im Vergleich zu den PM₁₀-Messstationen immer noch deutlich weniger PM_{2.5}-Messstationen gibt, werden die PM_{2.5}-Konzentrationen in den Regionen, wo keine Messungen vorliegen, von den RCG-Ergebnissen dominiert. Dies kann in diesen Regionen zu einer Unterschätzung des realen Feldes führen, da die Modellrechnungen tendenziell zu niedrige PM-Konzentrationen liefern. Abbildung 7-2 zeigt den Vergleich der beobachteten Konzentrationen mit den Ergebnissen der OI-Analyse für alle in der OI verwendeten Stationen. Die OI erfasst die Messungen gut, durch die skalenbedingte Glättung des Feldes kommt es zu einer Unterschätzung der hohen Messungen.

Von den zur Bestimmung der Ausgangskonzentration ausgewählten Stationen standen für die OI nur 22 Stationen mit Messungen zur Verfügung. Der Mittelwert aus den Messungen beträgt an diesen Stationen 15.3 µg/m³, der Mittelwert der OI-Analyse an den Stationsorten 15.1 µg/m³. Das Umweltbundesamt, dem an 34 der 36 Hintergrundstationen Messungen zur Verfügung stehen, bestimmte daraus einen PM_{2.5}-Mittelwert von 15.5 µg/m³ (Trukenmüller, Umweltbundesamt, pers. Mitteilung). Bildet man den Mittelwert der OI-Analyse an allen 36 Hintergrundstationen, d.h. bezieht man die Stationen mit ein, für die keine Messungen vorlie-

gen, dann erhält man einen Mittelwert von $14.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Damit ergibt sich eine notwendige Minderung der PM_{2.5}-Exposition um 15% oder circa 2.2 bis 2.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ausgehend von dem meteorologischen und emissionsseitigen Referenzjahr 2008, für das die erste Messauswertung des AEI-Wertes vorliegt, wurden mit dem RCG-Modell auch die Konzentrationen für die Emissionsreferenz 2020 (CLE-Szenario) und das MFR-Szenario 2020 (siehe Stern, 2010a) berechnet und für PM_{2.5} ausgehend von dem OI-Feld 2008 die PM_{2.5}-Immissionsdeltas an den 36 ausgewählten Hintergrundstationen bestimmt.

Die für die Emissionsreferenz 2020 bestimmte mittlere PM_{2.5}-Abnahme von 2008 bis 2020 beträgt $2.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Relativ bedeutet dies ausgehend von dem OI-Mittelwert von $14.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eine Abnahme von knapp unter 15%. Nimmt man als Ausgangsbelastung den aus der Messung ermittelten Wert von $15.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ergibt sich eine relative Abnahme von circa 14%. Diese Abnahmen beziehen sich auf den AEI-Wert ermittelt für das Jahr 2008. Die notwendige Minderung um 15% wird also nicht erreicht.

Nach der Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG muss der AEI-Wert aber aus dem Mittel aus den drei Jahren 2008, 2009 und 2010 bestimmt werden. Wegen der höheren Staubbelastung im Jahr 2009 und mit größter Wahrscheinlichkeit wegen des extremen Winters auch in 2010 kann erwartet werden, dass die Ausgangsbelastung im 3-Jahresmittel höher liegen wird. Aus der PM₁₀-Belastung für 2008 und 2009 (www.umweltbundesamt.de) kann für 2009 an den hier verwendeten Hintergrundstationen im Vergleich zu 2008 eine circa 10% höhere PM₁₀-Belastung im Jahresmittel abgeleitet werden. Überträgt man diesen Anstieg in erster Näherung auf die PM_{2.5}-Jahresmittelwerte, würde dies für 2009 zu einem mittleren PM_{2.5}-Jahresmittelwert von circa $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ führen. Für 2010 kann man aufgrund der bisher gemessenen sehr hohen Anzahl von Tagen mit einer Überschreitung des PM₁₀-Kurzfristgrenzwertes, die an vielen Stationen bis April 2010 schon höher ist als im gesamten Jahr 2009 (www.umweltbundesamt.de), von einer noch höheren Feinstaubbelastung als 2009 ausgehen. Setzt man im Vergleich zu 2008 für 2010 eine um 20% höhere PM_{2.5}-Belastung an, so ergibt sich für 2010 eine mittlere PM_{2.5}-Hintergrundkonzentration von $18.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, was im 3-Jahresmittelwert zu einer Ausgangsbelastung von circa $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ führt. Im Vergleich zu 2008 entspricht dies einer um circa 10% höheren Ausgangsbelastung. Selbst wenn man unterstellt, dass das Minderungspotenzial ebenfalls um 10% steigt, wird auch damit die notwendige Minderung von 15% bis zum Jahre 2020 nicht erreicht. Sollte die mittlere PM_{2.5}-Konzentration im 3-Jahresmittel sogar über $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ steigen, dann wäre eine Minderung um 20% notwendig, was auf Basis der Emissionsreferenz 2020, die alle bis heute bereits beschlossenen Maßnahmen umfasst (CLE-Szenario „current legislation“), auf keinen Fall erfüllt werden kann. Bei dieser Abschätzung ist noch nicht einmal berücksichtigt, dass das PM_{2.5}-Emissionsminderungspotenzial des CLE-Szenarios 2020 ab 2010 stark abnehmen wird, da in der Parest-Emissionsdatenbasis davon ausgegangen wird, dass ein größerer Teil der seit 2005 eingeleiteten Maßnahmen zur Feinstaubminderung im Jahre 2010 schon umgesetzt ist. Es wird angenommen, dass die PM_{2.5}-Emissionen von 2005 bis 2010 um 15%, von 2010 bis 2015 um 9% und von 2015 bis 2020 nur noch um 4% sinken werden (siehe Kapitel 13). Dies impliziert, dass die PM_{2.5}-Emissionen von 2005 bis 2010 um jährlich 3%, von 2010 bis 2015 nur noch unter 2 % pro Jahr und ab 2015 nur noch unter 1% pro Jahr sinken werden. Ein über die Jahre 2008, 2009 und 2010 gemitteltes PM_{2.5}-Minderungspotenzial wäre also niedriger als das hier verwendete Potenzial, das auf den Emissionen von 2008 beruht.

Das MFR-Szenario 2020 wird nach den Berechnungen zu einer Erhöhung des PM_{2.5}-Minderungspotenzials der Referenz 2020 um circa $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ führen. Mit dieser zusätzlichen Minderung könnte das notwendige Reduzierungsziel erreicht werden, sofern die Ausgangsbe-

lastung unter $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bleibt. Eine 20%ige Abnahme der PM_{2.5}-Mittelwerte bis zum Jahre 2020 wäre auch bei Umsetzung des MFR-Szenarios 2020 eher fraglich.

Jahreszielwert	$25 \mu\text{g}/\text{m}^3$	gilt ab 1.1.2010
Jahresgrenzwert	$25 \mu\text{g}/\text{m}^3$	verbindlich ab 1.1.2015
„Indikativer“ Jahresgrenzwert	$20 \mu\text{g}/\text{m}^3$	verbindlich ab 2020, falls die Richtlinie entsprechend geändert wird.
Obergrenze für durchschnittliche städtische Hintergrundbelastung	$20 \mu\text{g}/\text{m}^3$	verbindlich ab 2015
Nationales Ziel für die Reduzierung der Exposition	Reduktion der PM _{2.5} -Belastung zwischen 0% und 20% in Abhängigkeit von der Ausgangsbelastung	gilt ab 2020

Tabelle 7-1 Regelungen der Luftqualitäts-Richtlinie 2008/50/EG zur Kontrolle von PM_{2.5}. Weitere Erläuterungen im Text.

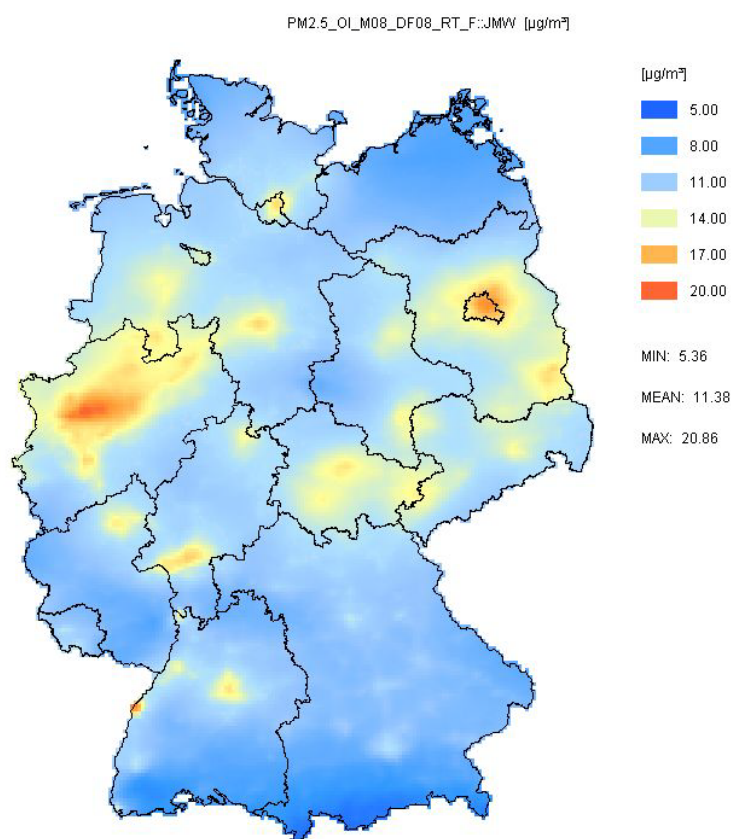


Abbildung 7-1 PM_{2.5} Jahresmittelwert 2008 ermittelt aus Messungen und RCG-Modellrechnungen nach der OI-Methodik.

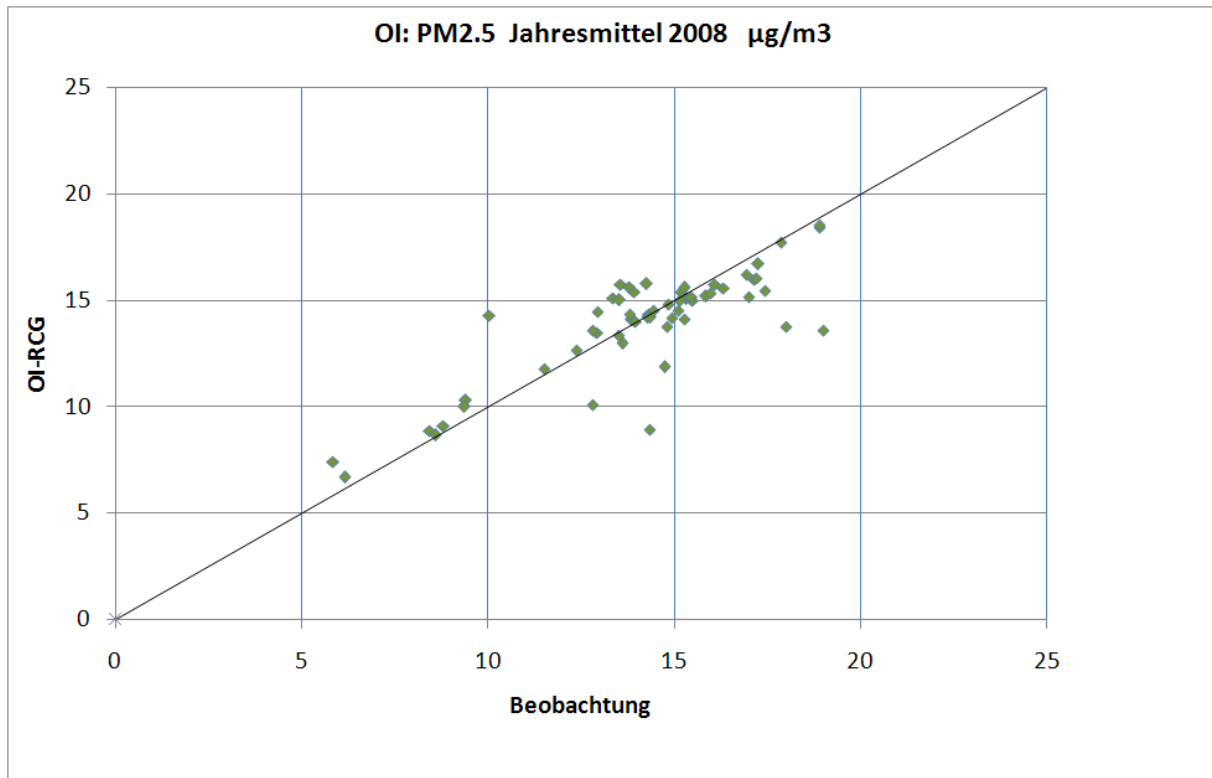


Abbildung 7-2 Berechnete und gemessene PM2.5-Jahresmittelwerte in Deutschland. OI mit RCG-Feld als Hintergrund. Keine verkehrsnahen Stationen (Die maximale beobachtete PM2.5-Konzentration in 2008 trat an der Verkehrsstation Berlin-Frankfurter Allee auf: 22 µg/m³).

8 Zusammenfassung

In diesem Bericht wurde mit Hilfe einer Datenassimilationstechnik (Optimale Interpolation) eine flächendeckende Prognose der O₃-, PM₁₀- und NO₂-Luftqualität in Deutschland für die Jahre 2010, 2015 und 2020 erstellt. Auf Basis dieser Ergebnisse wurde eine Abschätzung vorgenommen, ob die Grenzwerte der europäischen Luftqualitätsrichtlinie (2008/50/EG) im Jahre 2015 und 2020 eingehalten werden können. Weiterhin wurde untersucht, was die in der Luftqualitätsrichtlinie festgelegten Regelungen für die Feinstäube PM_{2.5} für die PM_{2.5}-Belastung in Deutschland bedeuten und ob das nationale Ziel für die Reduktion der PM_{2.5}-Belastung unter den Emissionsbedingungen des Jahres 2020 erreicht werden kann.

Die potenziellen Grenzwertverletzungen der Ozonkenngrößen werden anhand der flächendeckenden Prognosen für Deutschland abgeschätzt. Diese Prognosen präsentieren weitgehend den regionalen, in großen Ballungsräumen auch den urbanen Hintergrund, was zur Ozonbeschreibung ausreicht, da hohe Ozonkonzentrationen eher in den ländlichen Regionen und nicht in Ballungsräumen mit hoher Emissionsdichte auftreten. Grenzwertüberschreitungen bei Feinstaub und Stickstoffdioxid treten dagegen überwiegend an verkehrsnahen Stationen auf und werden dabei insbesondere für Stickstoffdioxid durch die Beiträge lokaler Emissionen ausgelöst. Nur beim PM₁₀ liefert der Ferntransport einen größeren Beitrag zu den lokalen Immissionen. Damit können die auf Basis der OI-Methodik erstellten Immissionsberechnungen nicht direkt für die Abschätzung von PM₁₀ und NO₂-Grenzwertüberschreitungen benutzt werden. Diese Berechnungen werden daher nur verwendet, um die zeitliche Entwicklung des regionalen/urbanen PM₁₀- und NO₂-Hintergrunds zu bestimmen. Die eigentliche Abschätzung der Grenzwertüberschreitungen an verkehrsnahen Stationen erfolgt mit Hilfe einer Methodik, die die Konzentrationsänderung als Folge der lokalen Emissionsänderung (Änderung der Verkehrsemissionen) und der Änderung des Hintergrunds abschätzt und diese Änderung auf die Messung überträgt.

Grenzwertüberschreitungen beim Ozon treten für die Emissionsreferenz 2005 beim AOT40-Wert zum Schutz der Vegetation und der Anzahl der zulässigen Tage mit Überschreitungen eines maximalen 8-h-Mittelwerts von 120 µg/m³ auf. Unter den Bedingungen der Emissionsreferenz 2020, die den Zustand beschreibt, der nach Umsetzung aller heute bereits beschlossenen Minderungen im Jahre 2020 eintreten soll (CLE-Szenario, „current legislation“), gehen die für 2005 noch großflächig auftretenden Grenzwertüberschreitungen zwar stark zurück, es kommt aber nicht flächendeckend in Deutschland zu einer Einhaltung der Grenzwerte. Dies gilt in verstärktem Maße für photochemisch hoch-aktive Jahre. Verwendet man statt dem photochemisch eher durchschnittlich aktivem meteorologischen Referenzjahr 2005 das extreme Jahr 2003, so muss in vielen Regionen Deutschlands auch unter den CLE-Emissionsbedingungen von 2020 noch mit Überschreitungen der Ozon-Grenzwerte gerechnet werden.

Die Anwendung der Methodik zur Abschätzung von Grenzwertverletzungen des PM₁₀-Kurzfristgrenzwertes auf alle Verkehrsstationen, an denen im Jahre 2005 an mehr als 35 Tagen Überschreitungen des PM₁₀-Tagesmittelwerts von 50 µg/m³ beobachtet wurden, zeigt, dass im Jahre 2015 und auch noch im Jahre 2020 an einer Anzahl dieser Stationen weiterhin mit mehr als 35 Überschreitungen des PM₁₀-Kurzfristgrenzwerts zu rechnen ist. Im Jahre 2015 ist dies nach der Abschätzung noch für 11 von 49 Stationen der Fall, die alle im Jahre 2005 mehr als circa 55 Überschreitungstage aufwiesen. Für das Jahr 2020 kann noch an 8 von 49 Stationen mit einer zu hohen Anzahl von Überschreitungstagen gerechnet werden, an denen alle im Jahre 2005 mehr als circa 60 Überschreitungstage beobachtet wurden. Der Großteil der Abnahme der Anzahl von Überschreitungstagen ist der Minderung des Hintergrunds zuzuschreiben. Der Anteil der lokalen Minderung der Verkehrsemissionen ist deutlich gerin-

ger, da die lokale PM₁₀-Zusatzbelastung auch nur circa 1/3 der Gesamtbelastung in einer Straßenschlucht beträgt.

Die Emissionsreferenz 2020 beschreibt die durch die bereits beschlossenen und bis 2020 umgesetzten Maßnahmen erreichbaren Emissionsminderungen. Als weiteres Szenario wurde auch das MFR-Szenario 2020 untersucht, das die durch technische und nicht-technische Maßnahmen über die Referenz 2020 hinaus noch möglichen Emissionsminderungspotenziale beschreibt. Auch unter den Emissionsbedingungen des MFR-Szenarios 2020 kommt es noch zu Überschreitungen der zulässigen 35 Tage mit einem PM₁₀-Tagesmittelwert $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Anzahl der Stationen mit Grenzwertverletzungen ist aber geringer als für die Emissionsreferenz 2020 (6 anstatt 8 Stationen von 49). Die Grenzwertverletzungen treten alle an Stationen auf, die im Jahre 2005 mehr als circa 65 Überschreitungstage aufwiesen.

Ebenfalls untersucht wurden die Auswirkungen einer Umsetzung des so genannten Klimaschuttszenarios. Grundlage des Klimaschuttszenarios ist das MWMS (Mit weiteren Maßnahmen Szenario) der Studie Politiksszenarien IV, das eine deutlich stärkere Minderung der PM₁₀-Emissionen des Verkehrs ausweist als das MFR-Szenario 2020. Unter den Emissionsbedingungen des Klimaschuttszenarios MWMS kommt es nach der hier vorgenommenen Abschätzung nur noch an 2 Stationen zu Überschreitungen der zulässigen 35 Tage mit einem PM₁₀-Tagesmittelwert $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Diese beiden Stationen weisen im Jahre 2005 mehr als 75 Überschreitungstage auf. Das auf das Klimaschuttszenario MWMS aufsetzende MFR-Szenario 2020, Klimaschutz enthält die durch technische und nicht-technische Maßnahmen über das Klimaschuttszenario MWMS 2020 hinaus noch möglichen Emissionsminderungspotenziale. Unter den Emissionsbedingungen dieses Szenarios kommt es an keiner der Verkehrsstationen mehr zu Überschreitungen der zulässigen 35 Tage mit einem PM₁₀-Tagesmittelwert $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nach der hier vorgenommenen Abschätzung müssen die Emissionen also weit über das Maß der CLE-Emissionsreferenz 2020 hinaus gemindert werden, um auch an hoch belasteten Verkehrsstationen eine Überschreitung der zulässigen 35 Tage zu vermeiden. Unter extrem ungünstigen meteorologischen Bedingungen, wie sie z.B. im Jahre 2003 herrschten, reichen sogar nicht einmal die Minderungen des Klimaschuttszenarios MWMS zuzüglich des MFR-Szenarios 2020 aus, um die Einhaltung des PM₁₀-Kurzfristgrenzwertes an allen Stationen zu gewährleisten.

Die Abschätzung möglicher NO₂-Grenzwertüberschreitungen wurde für alle Verkehrsstationen durchgeführt, an denen im Jahre 2005 ein NO₂-Jahresmittelwert von mehr als $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen wurde. Da es insbesondere für die zukünftige Entwicklung der NO_x-Verkehrsemissionen sehr unterschiedliche Prognosen gibt, wurden auch verschiedene Prognosen untersucht. Die Berechnung der Verkehrsemissionen erfolgte im PAREST-Projekt standardmäßig mit dem vom Umweltbundesamt verwendeten Verkehrsmodell TREMOD 4.17 (Transport Emission Model) auf der Grundlage der Emissionsfaktoren des HBEFA 2.1 mit Modifikationen von IER (Kugler et al., 2010; Jörß et al., 2010), genannt TREMOD 4.17M. Alternativ zu TREMOD 4.17M wurden im Rahmen des Projekts auch Emissionsdatensätze für 2015 und 2020 erstellt, in denen die Verkehrsemissionen mit dem Modell TREMOVE, Version 2.7 berechnet wurden (Kugler et al., 2010). TREMOVE ist das Verkehrsmodell, das von der Europäischen Kommission für die Entwicklung von Verkehrsszenarien verwendet wird. Die mit TREMOVE 2.7 berechneten Auspuffemissionen sind insbesondere für NO_x deutlich höher als die mit TREMOD 4.17M berechneten Emissionen. Die relativen Abnahmen der Verkehrsemissionen von 2005 nach 2015 und 2020 (-45% bzw. -59%) fallen nach TREMOVE 2.7 für die Auspuffemissionen niedriger aus als bei TREMOD 4.17 (-62% bzw. -75%). Als dritte Abschätzung wurden noch die NO_x-Minderungen von Dünnebeil und Lambrecht (2007) her-

angezogen, die auf der Basis einer anderen Version des Verkehrsmodells TREMOD (IFEU-TREMOD) Abnahmen von 41% bis 2015 und 54% bis 2020 berechnen.

Bei Verwendung der Verkehrsemissionen nach TREMOVE 2.7 muss für das Jahr 2015 an einer deutlich höheren Anzahl von Stationen mit Grenzwertverletzungen gerechnet werden als bei der Verwendung der Emissionen nach TREMOD 4.17M, was auf die geringere Abnahme der NO_x -Verkehrsemissionen und damit auch des Hintergrunds bei der Verwendung von TREMOVE 2.7 zurückzuführen ist. Auf Grundlage der von Dünnebeil und Lambrecht (2007) mit IFEU-TREMOD berechneten zukünftigen Emissionsentwicklung des Verkehrs und der dort verwendeten Annahmen zur Abnahme der NO_2 -Hintergrundkonzentrationen sind in 2015 noch mehr Grenzwertverletzungen zu erwarten als für die Emissionsentwicklung nach TREMOVE 2.7. Für 2015 gilt dies in etwa für alle Stationen, an denen im Jahre 2005 ein NO_2 -Jahresmittelwert von mehr als $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen wurde. Grenzwertüberschreitungen im Jahre 2020 ergeben sich noch an Stationen, an denen im Jahr 2005 ein NO_2 -Jahresmittelwert $> 60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen wurde. Bei Verwendung der PAREST-Emissionsabnahmen kommt es sowohl auf Basis der TREMOD 4.17M- als auch auf Basis der TREMOVE 2.7-Emissionsentwicklungen im Jahre 2020 zu sehr weniger Grenzwertverletzungen, da die PAREST-Verkehrsemissionen und die PAREST-Hintergrundkonzentrationen bis 2020 stärker abnehmen als von Dünnebeil und Lambrecht (2007) angesetzt. Die Tabelle 8-1 fasst die Ergebnisse der Abschätzung zusammen. Es muss betont werden, dass die Unsicherheit der Abschätzungen groß ist, da der hier verwendete Ansatz auf sehr vielen Annahmen beruht. Die Abschätzungen sollen deshalb auch nur Hinweise auf mögliche Einhaltung bzw. Nichteinhaltung der Grenzwerte in Straßenschluchten geben („Screening“) und können keinesfalls adäquate Modellrechnungen ersetzen. Dies gilt auch für die weiter oben diskutierten PM_{10} -Grenzwertüberschreitungen.

68 Stationen mit Grenzwertverletzungen 2005	Grenzwertverletzungen 2015 Stationsanzahl	Grenzwertverletzungen 2020 Stationsanzahl
PAREST-TREMOD 4.17M	6	1
PAREST-TREMOVE 2.7	26	6
IFEU-TREMOD	29	20

Tabelle 8-1 Anzahl der Stationen mit Verletzungen des NO_2 -Grenzwerts von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Abhängigkeit verschiedener Emissionsentwicklungen. IFEU-TREMOD beschreibt die Verkehrsentwicklung gemäß der TREMOD-Anwendung von Dünnebeil und Lambrecht (2007).

In der neuen Luftqualitäts-Richtlinie 2008/50/EG wurden zum ersten Mal Regelungen für die Feinstäube $\text{PM}_{2.5}$ getroffen. Die Ausgangsbasis zur Bestimmung des nationalen Ziels für die Reduktion der $\text{PM}_{2.5}$ -Exposition ist der gleitende $\text{PM}_{2.5}$ -Jahresmittelwert, der aus dem gemessenen Durchschnittswert über 3 Jahre an 36 Hintergrundstationen gebildet werden soll. Die Höhe dieses Durchschnittswertes bestimmt dann das nationale Ziel, das die bis 2020 zu erreichende Minderung der $\text{PM}_{2.5}$ -Belastung relativ zu der Ausgangsbelastung angibt. Da noch keine 3-Jahresmittelwerte vorliegen, wurde das nationale Ziel anhand der OI-Berechnungen für $\text{PM}_{2.5}$ und den vorliegenden Messungen für 2008 bestimmt. Rechnung und Messung führen für 2008 zu einer Ausgangsbelastung von circa $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, was eine notwendige Minderung der $\text{PM}_{2.5}$ -Belastung von 15% bis 2020 bedeutet. Die mit Hilfe der Ausbreitungsrechnungen ermittelte Abnahme der $\text{PM}_{2.5}$ -Ausgangsbelastung von 2008 bis 2020 reicht nicht aus, um das Reduzierungsziel von 15% zu erreichen. Es ist zu erwarten, dass die

Ausgangsbelastung gemittelt aus den Messungen der Jahre 2008, 2009 und 2010 höher sein wird als diejenige für 2008. Eine Abschätzung unter Verwendung von bis zum jetzigen Zeitpunkt (April 2010) verfügbaren PM10-Messungen führt zu einer mittleren PM2.5-Ausgangsbelastung von circa $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$, womit das Reduzierungsziel von 15% bis 2020 noch weniger einzuhalten ist. Unter der Voraussetzung, dass die Ausgangsbelastung unter $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bleibt, kann man erst unter den Emissionsvoraussetzungen des MFR-Szenarios 2020 mit einer Erreichung des Reduzierungsziels rechnen. Für eine Ausgangsbelastung von $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder mehr sind aber selbst die Emissionsminderungen des MFR-Szenarios 2020 mit großer Wahrscheinlichkeit zu gering, um das dann notwendige Reduzierungsziel von 20% zu erreichen.

9 Literatur

Amann, M., Bertok, I., Cofala, J., Gyarfas, F., Heyes, C., Klimon, Z. (2005)

Baseline Scenarios for the Clean Air for Europe (CAFE) Programme. Final Report, International Institute for Applied Systems Analysis, Schlossplatz 1, A-2361 Laxenburg, Austria.

Builtjes, P., W. Jörß, W., R. Stern, J. Theloke (2010)

Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung . PAREST-Endbericht, Schlussbericht an das Umweltbundesamt zum Forschungsvorhabens FKZ 206 43 200/01

Cressie, N. (1993)

Statistics for Spatial Data, John Wiley & Sons, New York.

C. Cuvelier, P. Thunis, R. Vautard, M. Amann, B. Bessagnet, M. Bedogni, R. Berkowicz, J. Brandt, F. Brocheton, P. Builtjes, A. Coppalle, B. Denby, G. Douros, A. Graf, O. Hellmuth, C. Honoré, A. Hodzic, J. Jonson, A. Kerschbaumer, F. de Leeuw, E. Minguzzi, N. Moussiopoulos, C. Pertot, G. Pirovano, L. Rouil, M. Schaap, R. Stern, L. Tarrason, E. Vignati, M. Volta, L. White, P. Wind, A. Zuber (2007)

CityDelta: A model intercomparison study to explore the impact of emission reductions in European cities in 2010. Atmospheric Environment 41, 189-207.

Dünnebeil, F. und Lambrecht, U. (2007)

Zukünftige Entwicklung der NO₂-Emissionen des Verkehrs und deren Auswirkung auf die NO₂-Luftbelastung in Städten in Baden-Württemberg. . IFEU – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH. www.ifeu.de

Fath, J. , Kerschbaumer, A., Stern , R. (2010)

Archivierung der im Rahmen des Parest-Projekts erzeugten Immissionsfelder. Forschungs-Teilbericht im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“. Berlin, Institut für Meteorologie der Freien Universität Berlin.

Flemming, J. (2003a)

Anwendung von Optimaler Interpolation und Kalman Filter Techniken für die Ausbreitungsrechnung mit dem chemischen Transportmodell REM/Calgrid, Abschlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 298 41 252 des Umweltbundesamts "Modellierung und Prüfung von Strategien zur Verminderung der Belastung durch Ozon.

Flemming, J. (2003b)

Immissionsfelder aus Beobachtung, Modellierung und deren Kombination, FU-Berlin, <http://www.diss.fu-berlin.de/2003/71>.

Flemming, J. und Stern, R. (2004)

Datenassimilation auf der Basis der Optimalen Interpolation für die Kartierung von Immissionsbelastungen. Beschreibung der Methodik und praktische Anwendung für 2002. Abschlussbericht im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 201 43 250 auf dem Gebiet des Umweltschutzes „Anwendung modellgestützter Beurteilungssysteme für die bundeseinheitliche Umsetzung der EU-Rahmenrichtlinie Luftqualität und ihrer Tochterrichtlinien“

Flemming, J., Stern, R., Yamartion, R. (2005)

A new air quality regime classification scheme for O₃, NO₂, SO₂ and PM₁₀ observations sites. Atmos. Environ. 39, 6121-6129.

Gandin, L. S. (1965)

Objective Analysis of meteorological fields, Israeli Program for Scientific Translations, Jerusalem.

Görgen, R. und Lambrecht, U. (2007)

Hohe Stickstoffdioxidbelastungen- Können die NO₂-Luftqualitätswerte im Jahr 2010 eingehalten werden? Zeitschrift Immissionsschutz 1-08

Hollingsworth, A. und Lönnberg, P. (1986)

The statistical structure of short-range forecast errors as determined from radiosonde data Part I: The wind field, Tellus, Bd. 38 A, S. 111-136.

Jörß, W. und M. Degel (2010)

Energieszenarien für PAREST. Forschungs-Teilbericht an das Umweltbundesamt, im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“, Berlin: IZT

Jörß, W., Kugler, U., Theloke, J. (2010)

Emissionen im PAREST-Referenzszenario 2005 – 2020. Forschungs-Teilbericht an das Umweltbundesamt, im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“, Berlin: IZT und IER.

Kerschbaumer, A. (2010)

Abhängigkeit der RCG-Simulationen von unterschiedlichen meteorologischen Treibern. Forschungs-Teilbericht an das Umweltbundesamt, im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“, Institut für Meteorologie der Freien Universität Berlin.

Kugler, U., Jörß, W., Theloke, J. (2010)

Verkehrsemissionsmodellierung für PAREST – Modellvergleich und alternative Szenarien, Juni 2010. Forschungs-Teilbericht an das Umweltbundesamt, im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“, IER-Universität Stuttgart.

Lambrecht, U., Buchholz, S., Dünnebeil, F. (2006)

Analyse der Ursachen für hohe NO₂-Immissionen in badenwürttembergischen Städten. IFEU – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH. www.ifeu.de

Pregger, T. and R. Friedrich (2009)

Effective pollutant emission heights for atmospheric transport modelling based on real-world information. Environmental Pollution 157 (2009) 552–560

Reimer, E. und Scherer, B. (1992)

An operational meteorological diagnostic system for regional air pollution analysis and long term modeling, in Air Pollution Modelling and its Application IX, eds. H. v. Dop und G. Kallos, NATO Challenges of Modern Society, Kluwer Academic/Plenum Publisher, New York.

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (2005)

Luftreinhalte- und Aktionsplan für Berlin 2005-2010. Berlin

Stern, R. and R.J. Yamartino (2000)

Development and first evaluation of micro-calgrid: a 3-D, urban-canopy-scale photochemical model. Atmospheric Environment, 35 No.1 , S149-S165, 2000.

Stern, R. (2003)

Entwicklung und Anwendung des chemischen Transportmodells REM/CALGRID. Abschlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 298 41 252 des Umweltbundesamts „Modellierung und Prüfung von Strategien zur Verminderung der Belastung durch Ozon“.

Stern, R. (2004a)

Großräumige PM10-Ausbreitungsmodellierung: Abschätzung der gegenwärtigen Immissionsbelastung in Europa und Prognose bis 2010. KRdL-Experten-Forum "Staub und Staubinhaltsstoffe", 2004-11-11/10, Düsseldorf, VDI-KRdL-Schriftenreihe 33, 2004

Stern, R. (2004b)

Weitere Entwicklung und Anwendung des chemischen Transportmodells REM-CALGRID für die bundeseinheitliche Umsetzung der EU-Rahmenrichtlinie Luftqualität und ihrer Tochterrichtlinien. Abschlussbericht zum F&E-Vorhaben 201 43 250 des Umweltbundesamts „Anwendung modellgestützter Beurteilungssysteme für die bundeseinheitliche Umsetzung der EU-Rahmenrichtlinie Luftqualität und ihrer Tochterrichtlinien“

Stern, R. und Fath, J. (2006)

Kartographische Darstellung der flächenhaften Immissionsbelastung in Deutschland durch Kombination von Messung und Rechnung für die Jahre 1999 bis 2003. Bericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben FKZ 204 42 202/03 auf dem Gebiet des Umweltschutzes „Analyse und Bewertung der Immissionsbelastung durch Feinstaub in Deutschland durch Ferntransporte“

Stern, R. (2006)

Der Beitrag des Ferntransports zu den PM10- und den NO₂-Konzentrationen in Deutschland unter besonderer Betrachtung der polnischen Emissionen: Eine Modellstudie. Abschlussbericht zu dem F&E-Vorhaben 204 42 202/03 „Analyse und Bewertung der Immissionsbelastung durch Feinstaub in Deutschland durch Ferntransporte“ und zu dem F&E-Vorhaben 202 43 270 „Entwicklung von Modellen zur Identifizierung von Schadstoffquellen -insbesondere im Verkehrsbereich- im Rahmen der 22. BImSchV - Dokumentation,

Stern, R. (2010a)

Bewertung von Emissionsminderungsszenarien mit Hilfe chemischer Transportberechnungen: PM10- und PM2.5-Minderungspotenziale von Maßnahmenpaketen zur weiteren Reduzierung der Immissionen in Deutschland. Forschungs-Teilbericht im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“. Berlin, Institut für Meteorologie der Freien Universität Berlin.

Stern, R. (2010b)

Bewertung von Emissionsminderungsszenarien mit Hilfe chemischer Transportberechnungen: Verkehrsmodell TREMOD und Verkehrsmodell TREMOVE. Forschungs-Teilbericht im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“. Berlin, Institut für Meteorologie der Freien Universität Berlin.

Stern, R. (2010c)

Anwendung von chemischen Transportmodellen im Rahmen des PAREST-Projekts: Ergebnisvergleich REM-CALGRID, LOTOS-EUROS und MUSCAT-COSMO. Forschungs-Teilbericht im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“. Berlin, Institut für Meteorologie der Freien Universität Berlin.

Theloke, J., U. Kugler, W. Jörß, B. Thiruchittampalam, T. Kampffmeyer, M., Uzbasich, U. Dämmgen, P. Bultjes, R. Stern (2010b)

Beschreibung der maßnahmenbasierten und hypothetischen Maßnahmenbündel in PAREST. Forschungs-Teilbericht im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“. IER-Universität Stuttgart.

Umweltbundesamt (2009)

Entwicklung der Luftqualität in Deutschland. www.umweltbundesamt.de

Vautard, R., P. Builtjes, P. Thunis, K. Cuvelier, M. Bedogni, B. Bessagnet, C. Honoré, N. Mousiopoulos, M. Schaap, R. Stern, L. Tarrason, M. van Loon, (2007)

Evaluation and intercomparison of Ozone and PM10 simulations by several chemistry-transport models over 4 European cities within the City-Delta project, 2007. Atmospheric Environment 41, 173-188.

Wiegand, G. und Diegmann, V. (2009)

PM10 - Anzahl Überschreitungen Tagesmittelwert-Grenzwert versus Jahresmittelwert. Forschungs-Teilbericht an das Umweltbundesamt, im Rahmen des PAREST-Vorhabens: FKZ 206 43 200/01 „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“, IVU-Umwelt GmbH Freiburg.

10 Anhang A: Die OI-Methodik

Die Optimale Interpolation (OI) ist ein geostatistisches Verfahren, um aus den Beobachtungen einer atmosphärischen Variablen zu einem Zeitpunkt eine räumliche Analyse zu gewinnen (Reimer und Scherer, 1992). Unter Analyse versteht man eine Felddarstellung mit einer vorgegebenen Auflösung bzw. räumlichen Skala, die meist mit Hilfe einer Gitterpunktdarstellung wiedergegeben wird. Die Optimale Interpolation wurde 1963 von Gandin (1963) eingeführt und hat sich seitdem in meteorologischen und ozeanographischen Anwendungen, insbesondere in der numerischen Wettervorhersage, etabliert. Komplexere Verfahren der Datenassimilation (Kalman Filter und 4DVAR, siehe z.B. Flemming, 2003a, 2003b) beruhen auf dem selben theoretischen Gerüst wie die optimale Interpolation („best linear unbiased estimate“), die bei diesen Verfahren noch um die zeitliche Komponente erweitert ist.

Die Grundidee einer Datenassimilation auf der Basis der OI beruht darauf, Lücken im Beobachtungsnetz mit Modellergebnissen aufzufüllen und dadurch die folgenden Nachteile einer reinen Mess-Interpolation aufzuheben oder zumindest zu verringern:

- Die Stationsdichte außerhalb der Stadtgebiete ist gering, insbesondere wenn man den in den EU-Richtlinien definierten Datenumfang von mindestens 90% ansetzt.
- Die räumliche Repräsentativität der Stationen ist oft unklar.

Diese Punkte können zu Problemen führen bei der Konstruktion von Konzentrationsfeldern ausschließlich auf der Basis von Messungen. Bei Schadstoffen mit maximalen Konzentrationen in Stadtgebieten kann die reine Mess-Interpolation eine Überschätzung der Ausdehnung der Gebiete ergeben, in denen es zu Überschreitungen der Grenzwerte und der Beurteilungsschwellen nach den EU-Tochterrichtlinien kommt, bei Schadstoffen mit maximalen Konzentrationen außerhalb der Stadtgebiete dagegen eine Unterschätzung dieser Gebiete.

Die für die am Institut für Meteorologie durchgeführte OI verwendeten Messungen stammen aus den Messnetzen der Bundesländer und des Umweltbundesamts. Die Modellergebnisse stammen aus Anwendungen des photochemischen Transportmodells REM-CALGRID (RCG, Stern, 2003, 2004b) auf West- und Zentraleuropa in einer zeitlichen Auflösung von 1 Stunde und einer räumlichen Auflösung von 0.125° Länge und 0.0625° Breite (circa $8 \times 7 \text{ km}^2$). Die Optimale Interpolation benutzt die Modellergebnisse als Hintergrundfeld, in das die Messungen integriert werden. Dazu werden Repräsentativitätsgebiete der Messungen aus den statistisch abgeleiteten Strukturen (räumliche Autokorrelation) gewonnen. Rechenergebnisse werden dann vorrangig außerhalb dieser Gebiete benutzt. Zur Interpolation wird das von der RCG-Anwendung vorgegebene Raster verwendet. Wie bei nahezu jeder Interpolation kommt es dadurch zu einer Nivellierung singulärer Ereignisse im Raster, d. h. der Messwert wird dem Umgebungsniveau angepasst, sofern die Extremmessung nicht durch andere Messungen im Raster bestätigt wird. Tendenziell werden dadurch hohe (oder niedrige) Messwerte, die nur isoliert an einer Station auftreten (sog. „hot-spots“), in den flächenhaften Darstellungen für ganz Deutschland nicht ausgewiesen. In Ballungsgebieten dürfte es sich dabei hauptsächlich um verkehrsnahe Stationen handeln, deren Repräsentanzbereich gering ist. Im ländlichen Bereich können insbesondere Messungen von Bergstationen, aber auch Messungen im Einflussbereich stark befahrener Straßen, nicht in der OI-Darstellung wieder gefunden werden, da solche Messungen oft aus dem Immissionsniveau der umliegenden Stationen herausfallen.

Die Optimale Interpolation zeichnet sich durch folgende allgemeine Eigenschaften aus:

- Die Interpolation erfolgt auf Basis der Beobachtungen unter Verwendung von weiteren Informationsquellen (Hintergrund, auch „first guess“). Der Hintergrund wird in dieser Anwendung aus Modellrechnungen gewonnen.
- Messung und Modell werden in Abhängigkeit von ihrer Fehlerstatistik am Interpolationsspunkt zusammengeführt.
- Der räumliche Einflussbereich der Messungen wird statistisch mit Hilfe von räumlichen Kovarianzen bestimmt.
- Der Einfluss einer inhomogenen Anordnung der Messstellen wird berücksichtigt bzw. kompensiert („declustering“).
- Die Interpolation beruht auf der Minimierung der Varianz der Analysefehler (optimal).
- Nicht alle Messpunkte, sondern eine zu treffende Auswahl der Messpunkte wird für die Interpolation des Gitterpunktes herangezogen.

Die hier verwendete OI-Implementierung erstellt stündliche Immissionsfelder für das gesamte Jahr. Diese Felder werden dann nach den Kenngrößen der Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG ausgewertet.

Die Standard-Anwendung der Optimalen Interpolation beruht auf der Annahme von Homogenität und Isotropie der betrachteten Felder, genauer gesagt ihrer ersten und zweiten räumlich-statistischen Momente. Die Annahme von homogenen statistischen Eigenschaften der Felder und Beobachtungen sind für bodennahe Immissionsfelder häufig nicht gerechtfertigt. Aufgrund der starken Inhomogenität der Immissionsfelder und ihrer Messung bedarf die hier verwendete Implementierung der OI einer Anpassung an diese Besonderheiten. Im Folgenden sind die Eigenschaften der Immissionsfelder und ihrer Messung noch einmal aufgelistet, die bei der Anwendung von statistischen Analyseverfahren zu berücksichtigen sind:

1. Die bodennahen Immissionsfelder sind aufgrund der Emissionsverteilung räumlich sehr inhomogen.
2. Die Messstationen liegen gehäuft in den belasteten Gebieten und dienen hauptsächlich dazu, kleinräumige Spitzenkonzentrationen und nicht ein möglichst großes Gebiet zu erfassen.
3. Die räumliche Repräsentativität und die Güte der Messung sind nur in geringem Maße bekannt.

Im Rahmen der hier verwendeten OI-Implementierung wurden diese Probleme berücksichtigt, in dem ein Kovarianzmodell entwickelt wurde, das auf einer Unterscheidung von Immissionsregimes in Beobachtung und Modellrechnung beruht. Weiterhin wurde für jede Immissionsstation in Deutschland ein Maß (Beobachtungsfehlervarianz) für die Repräsentativität durch den Vergleich mit umliegenden Messstationen geschätzt. Für weitere Details sei auf Flemming und Stern (2004) verwiesen.

Die Bestimmung der Immissionsregime erfolgt nach dem in Flemming et al. (2005) beschriebenen Verfahren. Die Regimeklassifikation ist für die OI-Analyse von großer Bedeutung, da mit ihr die unterschiedliche räumliche Repräsentativität der Immissionsmessungen erfassbar wird. Die von Flemming et al. (2005) entwickelte Klassifikation wurde separat für die

Spezies O_3 , NO_2 , SO_2 und PM_{10} mit einem hierarchischen Clusterverfahren auf Basis der klimatologischen Parameter der gemessenen Jahreszeitreihen abgeleitet. Durch Tests der linearen Unabhängigkeit und der Stabilität des Clusterergebnisses wurden die Parameter für die Clusterung ausgewählt und skaliert. Die Klassifikation beruht für alle Spezies auf einem Maß für die mittlere Belastung und einem für die Ausprägung des Tagesganges (normierte Tageschwankung). Für NO_2 , SO_2 und PM_{10} findet der Tagesgang wenig Berücksichtigung, für Ozon ist er jedoch für eine stabile Klassifikation von Bedeutung.

Eine Aufstellung der Regimes und eine Zusammenfassung der Klassifikationskriterien sind in Tabelle 10-1 zu finden. Für Ozon unterscheidet die Klassifikation die Regimes „Berg“, „Land“, „Vorstadt“, „Stadt“, „Stadt hoch belastet“ und „Straße“. Für NO_2 werden mit Ausnahme der Bergstationen die gleichen Regimetypen und zusätzlich das Regime „Straße extrem hoch belastet“ ermittelt. Für die SO_2 - und PM_{10} -Immission führte die Clusterung zu fünf Regimes mit zunehmender Belastung. Die den einzelnen Regimen zugeordneten Clusterzentren sind in Tabelle 10-2 zusammengestellt.

		Name und Abkürzung des Regimes						
Spezies	Kriterium:							
Ozon	Log (P50ME) P50TA	Berg M	Land R	Vorstadt U1	Stadt U2	Belastete Stadt U3	Straße S	
NO2	P50ME	Land R		Vorstadt U1	Stadt U2	Belastete Stadt U3	Straße S	Straße extrem S2
PM10	P50ME	#1		#2	#3	#4	#5	
SO2	Log (P50ME)	#1		#2	#3	#4	#5	

Tabelle 10-1 Immissionsregime nach Flemming et al. (2005), Klassifikationskriterien: P50ME = Median des Tagesmittelwertes, P50TA = Median der normierten Tagesschwankung, Log = Logarithmische Transformation.

Immissionsregime Clusterzentrum: Median der Tagesmittelwerte (P50DA in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) Clusterzentrum: Median der relativen Tagesvariation (P50DV)							
O3	M	R	U1	U2	U3	S	
	72.68	55.3	47.5	41.1	33.2	26.1	
	0.49	0.88	1.27	1.63	1.83	2.02	
NO2	R		U1	U2	U3	S	S2
	9.3		18.6	27.5	35.7	47.7	63.5
	1.28		1.44	1.34	1.21	1.08	1.01
SO2	#1	#2		#3	#4	#5	
	2.13	3.47		5.56	8.62	14.64	
	1.26	1.19		1.37	1.58	1.72	
PM10	#1	#2		#3	#4	#5	
	14.04	20.24		25.39	31.10	42.03	
	1.55	1.43		1.40	1.33	1.36	

Tabelle 10-2 Clusterzentren für die verschiedenen Immissionsregime (Median der Tagesmittelwerte, P50DA und Median der relativen Tagesschwankung, P50DV). Zur Bezeichnung der Immissionsregime siehe Tabelle 10-1.

11 Anhang B: Die RCG-Modellgebiete

Zur Anwendung des RCG-Modells in PAREST werden Berechnungen in den drei Skalen Europa, Deutschland Nest 1, Deutschland Nest 2 durchgeführt. Die Randbedingungen für Nest 1 liefert die europaweite RCG-Anwendung im so genannten Nest 0. Die Randbedingungen für Nest 2 stammen aus der Anwendung des Modells in Nest 1. Abbildung 11-1, Abbildung 11-2 und Abbildung 11-3 zeigen die drei hier verwendeten Modellgebiete.

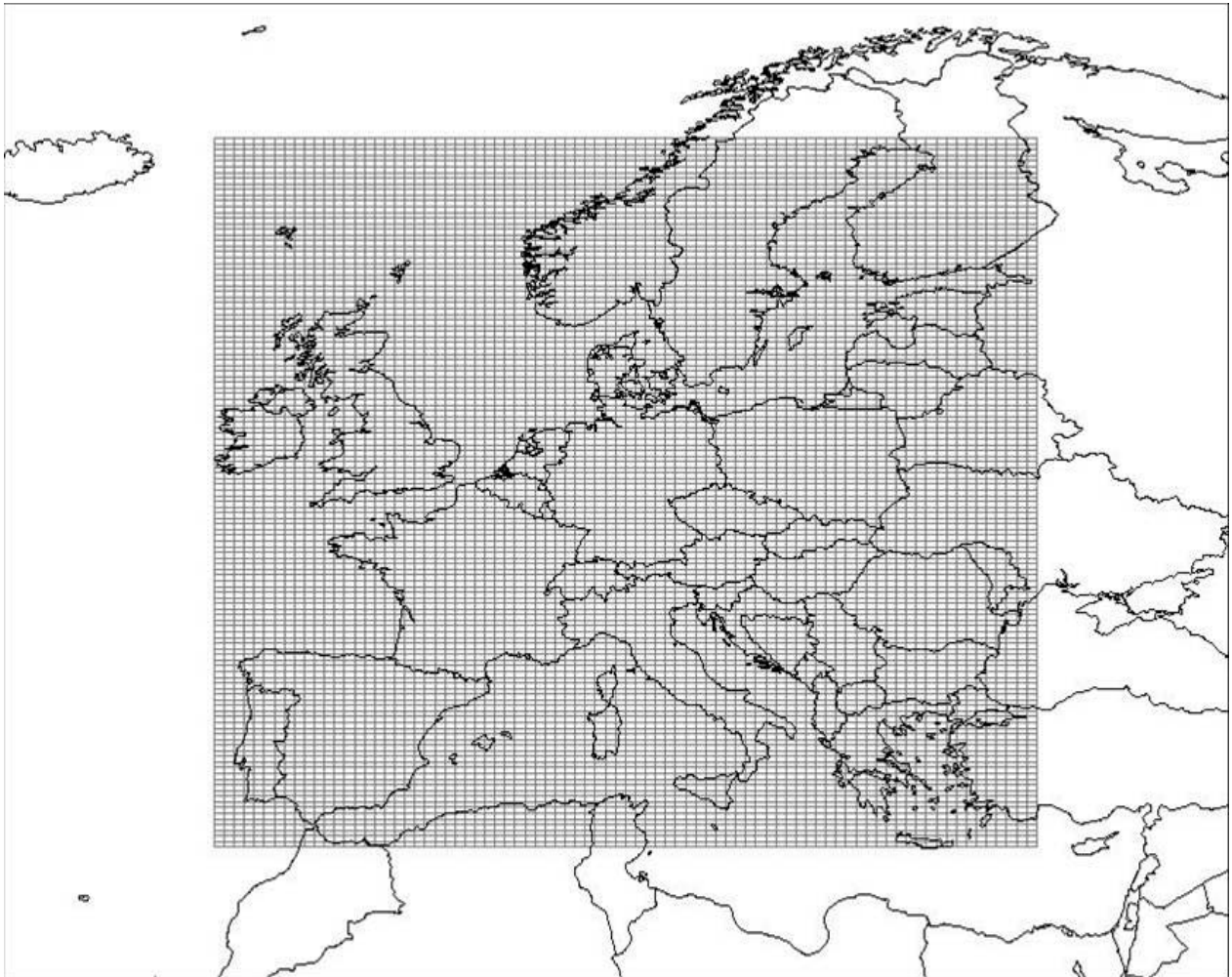


Abbildung 11-1 RCG-Rechengebiet Nest 0 (N0): Europäischer Hintergrund, Auflösung circa 32x28 km², 0.25° Breite, 0.5° Länge, 82 x 125 Gitterzellen, Rechengebiet: -10°W bis 30° Ost, 35.25° N bis 66.0° N

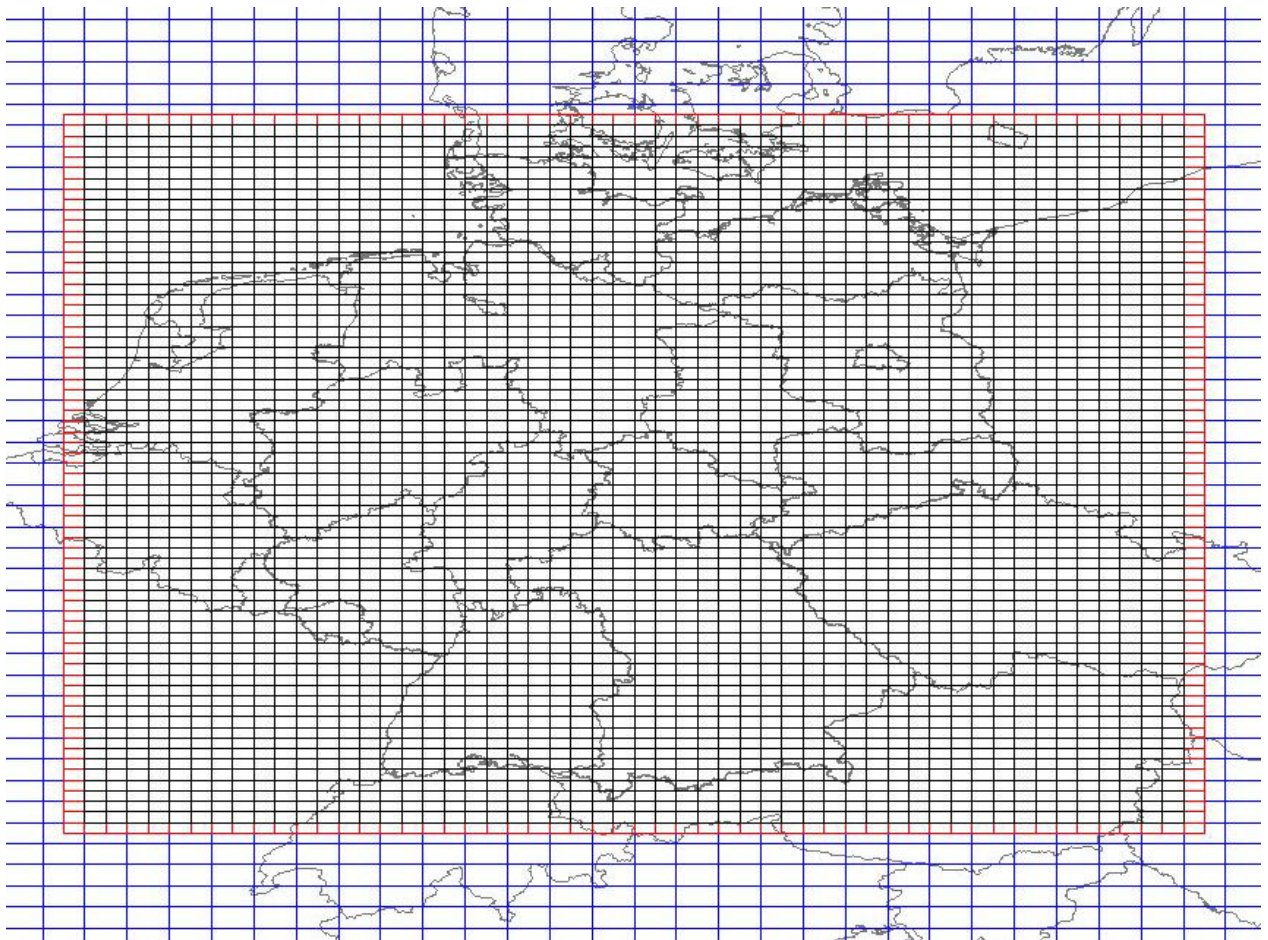


Abbildung 11-2 Nest 1 (N1): Deutschland, Auflösung circa 16 km x 14 km, 0.125° Breite, 0.25° Länge, (N0/2), 54 x 68 Gitterzellen incl. Randreihen (rot), Rechengebiet: 4.0° O bis 17.0° O , 47° N bis 55.25° N

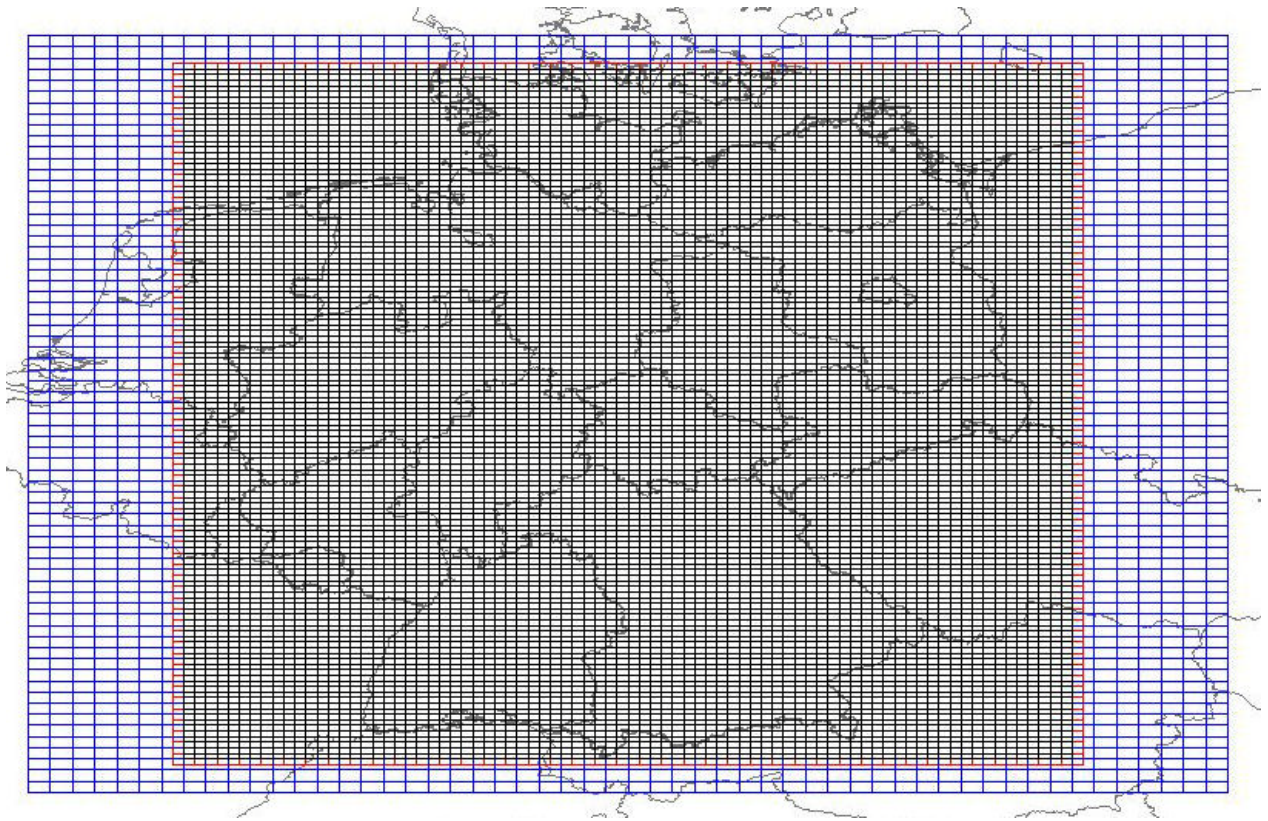


Abbildung 11-3 Nest 2 (N2) Deutschland, Auflösung circa 8 km x 7 km, 0.0625° Breite, 0.125° Länge (N0/4, N1/2), 82 x 126 Gitterzellen incl. Randreihen, Rechengebiet: 5.5° O bis 15.5° O, 47.25° N bis 55.0° N

12 Anhang C: Städtische Hintergrundstationen zur Bestimmung des „Average Exposure Indicator“, AEI

DEBB021	Potsdam-Zentrum
DEBB064	Cottbus
DEBE010	Berlin-Wedding-Amrumer Strasse
DEBE034	Berlin-Neukoelln-Nansenstrasse
DEBE068	Berlin-Brückenstraße
DEBW013	Stuttgart Bad Cannstatt
DEBW081	Karlsruhe-Nordwest
DEBY039	Muenchen/Lothstrasse
DEBY058	Nuernberg/Muggenhof
DEBY099	Augsburg/LfU
DEHB002	Bremen-Ost
DEHE008	Frankfurt-Ost
DEHE013	Kassel-Mitte
DEHE022	Wiesbaden-Sued
DEHH008	Hamburg Sternschanze
DEHH059	Hamburg Wilhelmsburg
DEMV019	Güstrow
DEMV021	Rostock-Warnemünde
DENI038	Osnabrueck
DENI054	Hannover/Linden
DENW008	Dortmund2
DENW024	Essen-Vogelheim
DENW038	Mülheim-Styrum
DENW053	Köln-Chorweiler
DENW067	Bielefeld
DENW071	Düsseldorf-Loerick
DENW094	Aachen-Burtscheid
DENW095	Muenster-Geist
DENW114	Wuppertal-Langerfeld
DERP009	Mainz-Zitadelle
DESH023	Lübeck-St. Jürgen
DESL012	Saarbruecken-City
DESN085	Dresden-HerzoginGarten
DEST050	Halle/Nord
DEST077	Magdeburg/West
DETH020	Erfurt Kraempferstr.

13 Anhang D: Emissionen in Deutschland für die Referenzjahre 2005, 2010, 2015 und 2020

In diesem Anhang sind die für die RCG-Ausbreitungsrechnungen benutzten Emissionen der Referenzjahre 2005, 2010, 2015 und 2020 zusammengestellt. Diese Angaben beruhen auf dem von Jörß et al. (2010) für Deutschland entwickelten Energiereferenzszenario unter Einbeziehung der Abgasnormen Euro 5 und Euro 6 für die Referenzen 2010, 2015 und 2020.

Germany Emissions 2005 kt/y	NOX	NM VOC	SOX	NH3	PM25	PM10
Energy transformation	282.5	8.4	290	3	10	11.3
Small combustion sources	101.9	84.7	77.6	2.7	27.4	29.4
Industrial combustion	71.4	3.9	64.6	1.4	8.8	19.5
Industrial process emissions	90.6	86.2	117.6	9.6	16.4	52.5
Extraction of fossil fuels	0	25.1	7.9	0	0.9	4.4
Solvent and product use	0	742.6	0	1.7	9.1	9.1
Road transport gasoline	112.2	91.9	0.4	10	0	0
Road transport diesel	571.4	38.2	0.4	0.5	21.1	21.1
Road transport lpg	0	0	0	0	0	0
Brake and tyrewear	0	0	0	0	10.6	19.6
Volatilisation losses	0	23.4	0	0	0	0
Traffic resuspension	0	0	0	0	4.9	48.9
Non road transport	233.1	78.3	3.1	1.1	21.1	21.1
Waste handling and disposal	0.1	0	0	0	0	0
Agriculture	80.8	254.7	0	576.9	5.7	25.7
SUM OVER ALL SECTORS	1544	1437.5	561.6	606.9	135.8	262.5

Tabelle 13-1 Emissionen (kt/Jahr) Referenz 2005, Deutschland.

Germany Emissions 2010 kt/y	NOX	NMVOC	SOX	NH3	PM25	PM10
Energy transformation	258.2	7.7	237.5	2.8	8.5	9.6
Small combustion sources	105.2	85	48.1	3.1	27.1	29.1
Industrial combustion	69.2	4.2	61.8	1.3	8.1	17.9
Industrial process emissions	72.5	80.3	101.1	9.7	13.1	44.1
Extraction of fossil fuels	0	17.1	5.9	0	0.8	4.2
Solvent and product use	0	685.1	0	1.7	9	9
Road transport gasoline	52.7	53.9	0.3	8.1	0	0
Road transport diesel	404.7	40.3	0.5	0.7	11.2	11.2
Road transport lpg	0	0	0	0	0	0
Brake and tyrewear	0	0	0	0	11.2	20.7
Volatilisation losses	0	14.7	0	0	0	0
Traffic resuspension	0	0	0	0	5.1	51.3
Non road transport	201.3	70.7	1	1.1	16	16
Waste handling and disposal	0.1	0	0	0	0	0
Agriculture	82.6	254.7	0	576.2	5.7	26.7
SUM OVER ALL SECTORS	1246.5	1313.8	456.4	604.8	116	239.9

Tabelle 13-2 Emissionen (kt/Jahr) Referenz 2010, Deutschland .

Change 2005-2010 %	NOX	NMVOC	SOX	NH3	PM25	PM10
Energy transformation	-8.6	-8.3	-18.1	-6.7	-15.0	-15.0
Small combustion sources	3.2	0.4	-38.0	14.8	-1.1	-1.0
Industrial combustion	-3.1	7.7	-4.3	-7.1	-8.0	-8.2
Industrial process emissions	-20.0	-6.8	-14.0	1.0	-20.1	-16.0
Extraction of fossil fuels		-31.9	-25.3		-11.1	-4.5
Solvent and product use		-7.7		0.0	-1.1	-1.1
Road transport gasoline	-53.0	-41.3	-25.0	-19.0		
Road transport diesel	-29.2	5.5	25.0	40.0	-46.9	-46.9
Road transport lpg						
Brake and tyrewear					5.7	5.6
Volatilisation losses		-37.2				
Traffic resuspension					4.1	4.9
Non road transport	-13.6	-9.7	-67.7	0.0	-24.2	-24.2
Waste handling and disposal	0.0					
Agriculture	2.2	0.0		-0.1	0.0	3.9
SUM OVER ALL SECTORS	-19.3	-8.6	-18.7	-0.3	-14.6	-8.6

Tabelle 13-3 Änderung der Emissionen der Referenz 2010 bezogen auf die Referenz 2005, Deutschland.

Germany Emissions 2015 kt/y	NOX	NMVOC	SOX	NH3	PM25	PM10
Energy transformation	269.4	8.1	247.6	2.8	8.7	9.8
Small combustion sources	99.3	90.5	41.9	3	28.8	30.9
Industrial combustion	67	4.1	62.1	1.2	7.9	17.1
Industrial process emissions	70	78.5	96	9.7	12.6	43.5
Extraction of fossil fuels	0	13.7	5.9	0	0.8	4.2
Solvent and product use	0	736.1	0	1.7	9	9
Road transport gasoline	29.1	34.7	0.3	7	0	0
Road transport diesel	225	43.2	0.6	0.7	4.7	4.7
Road transport lpg	0	0	0	0	0	0
Brake and tyrewear	0	0	0	0	11.5	21.3
Volatilisation losses	0	11.9	0	0	0	0
Traffic resuspension	0	0	0	0	5.2	52
Non road transport	172.9	52.7	1.1	1.1	11.2	11.2
Waste handling and disposal	0.1	0	0	0	0	0
Agriculture	82.4	254.7	0	579.4	5.7	27.3
SUM OVER ALL SECTORS	1015.3	1328.3	455.6	606.7	106.1	231

Tabelle 13-4 Emissionen (kt/Jahr) Referenz 2015, Deutschland .

Change 2005-2015 %	NOX	NMVOC	SOX	NH3	PM25	PM10
Energy transformation	-4.6	-3.6	-14.6	-6.7	-13.0	-13.3
Small combustion sources	-2.6	6.8	-46.0	11.1	5.1	5.1
Industrial combustion	-6.2	5.1	-3.9	-14.3	-10.2	-12.3
Industrial process emissions	-22.7	-8.9	-18.4	1.0	-23.2	-17.1
Extraction of fossil fuels		-45.4	-25.3		-11.1	-4.5
Solvent and product use		-0.9		0.0	-1.1	-1.1
Road transport gasoline	-74.1	-62.2	-25.0	-30.0		
Road transport diesel	-60.6	13.1	50.0	40.0	-77.7	-77.7
Road transport lpg						
Brake and tyrewear					8.5	8.7
Volatilisation losses		-49.1				
Traffic resuspension					6.1	6.3
Non road transport	-25.8	-32.7	-64.5	0.0	-46.9	-46.9
Waste handling and disposal	0.0					
Agriculture	2.0	0.0		0.4	0.0	6.2
SUM OVER ALL SECTORS	-34.2	-7.6	-18.9	0.0	-21.9	-12.0

Tabelle 13-5 Änderung der Emissionen der Referenz 2015 bezogen auf die Referenz 2005, Deutschland.

Germany Emissions 2020 kt/y	NOX	NMVOC	SOX	NH3	PM25	PM10
Energy transformation	281.7	8.5	257.1	2.8	9.1	10.3
Small combustion sources	93.5	95.1	35.9	2.9	30.3	32.6
Industrial combustion	65.1	4.1	62.4	1.1	7.6	16.4
Industrial process emissions	67.3	77.6	91.1	9.7	12	42.8
Extraction of fossil fuels	0	12.1	5.9	0	0.8	4.2
Solvent and product use	0	800	0	1.7	8.9	8.9
Road transport gasoline	23.9	26.4	0.2	6.7	0	0
Road transport diesel	140.4	44.9	0.6	0.8	2.1	2.1
Road transport lpg	0	0	0	0	0	0
Brake and tyrewear	0	0	0	0	11.9	22
Volatilisation losses	0	10.9	0	0	0	0
Traffic resuspension	0	0	0	0	5.3	53.5
Non road transport	149.9	46.7	1.2	1.1	7.5	7.5
Waste handling and disposal	0.1	0	0	0	0	0
Agriculture	82.3	254.7	0	582.5	5.7	27.8
SUM OVER ALL SECTORS	904.2	1381	454.6	609.4	101.5	228.2

Tabelle 13-6 Emissionen (kt/Jahr) Referenz 2020, Deutschland

Change 2005-2020 %	NOX	NMVOC	SOX	NH3	PM25	PM10
Energy transformation	-0.3	1.2	-11.3	-6.7	-9.0	-8.8
Small combustion sources	-8.2	12.3	-53.7	7.4	10.6	10.9
Industrial combustion	-8.8	5.1	-3.4	-21.4	-13.6	-15.9
Industrial process emissions	-25.7	-10.0	-22.5	1.0	-26.8	-18.5
Extraction of fossil fuels		-51.8	-25.3		-11.1	-4.5
Solvent and product use		7.7		0.0	-2.2	-2.2
Road transport gasoline	-78.7	-71.3	-50.0	-33.0		
Road transport diesel	-75.4	17.5	50.0	60.0	-90.0	-90.0
Road transport lpg						
Brake and tyrewear					12.3	12.2
Volatilisation losses		-53.4				
Traffic resuspension					8.2	9.4
Non road transport	-35.7	-40.4	-61.3	0.0	-64.5	-64.5
Waste handling and disposal	0.0					
Agriculture	1.9	0.0		1.0	0.0	8.2
SUM OVER ALL SECTORS	-41.4	-3.9	-19.1	0.4	-25.3	-13.1

Tabelle 13-7 Änderung der Emissionen der Referenz 2020 bezogen auf die Referenz 2005, Deutschland.

Change R2020-M20 %	NOX	NMVOC	SOX	NH3	PM25	PM10
Energy transformation	-10.45	0.00	-32.93	0.00	-33.24	-33.17
Small combustion sources	-13.13	0.00	0.00	0.00	-30.30	-30.44
Industrial combustion	-11.61	0.00	-5.78	0.00	-10.24	-5.26
Industrial process emissions	-44.65	0.00	-23.67	-11.36	-11.49	-9.29
Extraction of fossil fuels		0.00	0.00		0.00	0.00
Solvent and product use		-9.09		0.00	0.00	0.00
Road transport gasoline	-6.04	-1.74	-9.53	-3.06		
Road transport diesel	-14.59	-8.10	-7.48	-2.72	-6.32	-6.32
Road transport lpg						
Brake and tyrewear					-3.52	-3.52
Volatilisation losses		-27.46				
Traffic resuspension					-3.41	-3.41
Non road transport	-16.11	-32.90	-34.80	-16.31	-6.69	-6.69
Waste handling and disposal	0.00		0.00		0.00	0.00
Agriculture	0.00	0.00		-17.17	-6.28	-10.49
SUM OVER ALL SECTORS	-13.87	-6.89	-24.27	-16.66	-15.74	-10.66

Tabelle 13-8 Änderung (%) der Emissionen Maßnahmenpaket M20, MFR technische und nicht-technische Maßnahmen, bezogen auf die Referenz 2020, Deutschland .

Change R2020-M77 %	NOX	NMVOC	SOX	NH3	PM25	PM10
Energy transformation	-23.17	-32.15	-34.32	-16.57	-34.13	-33.79
Small combustion sources	-16.41	-2.09	60.87	-25.73	0.41	0.59
Industrial combustion	-10.76	-16.46	-19.56	-1.50	-1.57	5.70
Industrial process emissions	-8.68	-0.22	1.71	-1.80	4.28	0.86
Extraction of fossil fuels		0.00	0.00		0.00	0.00
Solvent and product use		0.00		0.00	0.00	0.00
Road transport gasoline	-11.43	-8.03	-13.14	-13.58		
Road transport diesel	-31.91	-35.84	-32.85	-34.40	-26.86	-26.86
Road transport lpg						
Brake and tyrewear					-20.50	-20.54
Volatilisation losses		0.00				
Traffic resuspension					-22.75	-22.75
Non road transport	-10.66	-8.97	-36.99	-19.26	-1.86	-1.86
Waste handling and disposal	0.00		0.00		0.00	0.00
Agriculture	0.00	0.00		0.00	0.00	0.00
SUM OVER ALL SECTORS	-17.36	-2.02	-17.09	-0.46	-6.86	-8.50

Tabelle 13-9 Änderung (%) der Emissionen für Klimaschutzszenario MWMS bezogen auf die Referenz 2020, Deutschland.

Change R2020-M83 %	NOX	NMVOC	SOX	NH3	PM25	PM10
Energy transformation	-31.62	-32.15	-54.33	-16.57	-53.67	-53.30
Small combustion sources	-25.63	-2.09	60.87	-25.73	-27.20	-27.22
Industrial combustion	-21.70	-16.46	-23.39	-1.50	-10.31	1.21
Industrial process emissions	-49.45	-0.22	-21.96	-13.17	-7.02	-8.34
Extraction of fossil fuels		0.00	0.00		0.00	0.00
Solvent and product use		-9.09		0.00	0.00	0.00
Road transport gasoline	-17.27	-9.93	-18.07	-14.51		
Road transport diesel	-37.27	-37.24	-35.24	-34.89	-28.82	-28.82
Road transport lpg						
Brake and tyrewear					-21.74	-21.78
Volatilisation losses		-27.46				
Traffic resuspension					-23.87	-23.87
Non road transport	-19.13	-38.09	-36.99	-19.26	-6.95	-6.95
Waste handling and disposal	0.00		0.00		0.00	0.00
Agriculture	0.00	0.00		-17.17	-6.28	-10.49
SUM OVER ALL SECTORS	-27.16	-8.57	-33.69	-17.06	-19.83	-17.24

Tabelle 13-10 Änderung (%) der Emissionen für das Klimaschutzszenario MWMS+MFR bezogen auf die Referenz 2020, Deutschland.

14 Anhang E: Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1 Bevölkerungsdichte in Einwohner/km ² in 4 Klassen. Zur Klassendefinition siehe Text. Die Auflösung entspricht der Auflösung des Nestes 2, Deutschland fein: 0.0625° Breite, 0.125° Länge, circa 8 km x 7 km.	6
Abbildung 3-1 PM10-Jahresmittelwert 2005 in µg/m ³ . Oben: RCG-Modell. Unten OI mit RCG-Modellfeld als Hintergrund. Emissionsreferenz 2005, meteorologisches Referenzjahr 2005. Rastergröße 0.125° Länge und 0.0625° Breite.	10
Abbildung 3-2 NO ₂ -Jahresmittelwert 2005 in µg/m ³ . Oben: RCG-Modell. Unten OI mit RCG-Modellfeld als Hintergrund. Rastergröße 0.25° Länge und 0.125° Breite.	11
Abbildung 3-3 Berechnete und gemessene PM10-Jahresmittelwerte in Deutschland. Oben: RCG-Rechnung. Unten: OI mit RCG-Feld als Hintergrund.	12
Abbildung 3-4 Berechnete und gemessene NO ₂ -Jahresmittelwerte in Deutschland. Oben: RCG-Rechnung. Unten: OI mit RCG-Feld als Hintergrund.	13
Abbildung 4-1 PM10-Jahresmittelwerte 2005 (oben links), 2010 (oben rechts), 2015 (unten links), 2020 (unten rechts) in µg/m ³ abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020. Meteorologisches Referenzjahr: 2005.	17
Abbildung 4-2 NO ₂ -Jahresmittelwerte 2005 (oben links), 2010 (oben rechts), 2015 (unten links), 2020 (unten rechts) in µg/m ³ abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020. Meteorologisches Referenzjahr: 2005.	18
Abbildung 4-3 O ₃ -Jahresmittelwerte 2005 (oben links), 2010 (oben rechts), 2015 (unten links), 2020 (unten rechts) in µg/m ³ abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020. Meteorologisches Referenzjahr: 2005.	19
Abbildung 4-4 O ₃ -AOT40-Werte zum Schutz der Vegetation 2005 (oben links), 2010 (oben rechts), 2015 (unten links), 2020 (unten rechts) in µg/m ³ h abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020. Meteorologisches Referenzjahr: 2005.	20
Abbildung 4-5 Anzahl der Tage mit einem maximalen O ₃ -8-h-Mittelwert > 120 µg/m ³ 2005 (oben links), 2010 (oben rechts), 2015 (unten links), 2020 (unten rechts) in µg/m ³ abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020. Meteorologisches Referenzjahr: 2005. ...	21
Abbildung 4-6 PM10-Jahresmittelwerte der OI-Referenzen 2005, 2010, 2015 und 2020 für die 4 Bevölkerungsklassen, das Deutschlandmittel und das Mittel an den AEI-Stationen in µg/m ³ (oben). Relative Änderung der Referenzen 2010, 2015, 2020 in % bezogen auf 2005 (unten). Meteorologisches Referenzjahr: 2005.	22
Abbildung 4-7 NO ₂ -Jahresmittelwerte der OI-Referenzen 2005, 2010, 2015 und 2020 für die 4 Bevölkerungsklassen, das Deutschlandmittel und das Mittel an den AEI-Stationen in µg/m ³ (oben). Relative Änderung der Referenzen 2010, 2015, 2020 in % bezogen auf 2005 (unten). Meteorologisches Referenzjahr: 2005.	23
Abbildung 4-8 O ₃ -Jahresmittelwerte der OI-Referenzen 2005, 2010, 2015 und 2020 für die 4 Bevölkerungsklassen, das Deutschlandmittel und das Mittel an den AEI-Stationen in µg/m ³ (oben). Relative Änderung der Referenzen 2010, 2015, 2020 in % bezogen auf 2005 (unten). Meteorologisches Referenzjahr: 2005.	24
Abbildung 4-9 O ₃ -AOT40-Werte zum Schutz der Vegetation der OI-Referenzen 2005, 2010, 2015 und 2020 für die 4 Bevölkerungsklassen, das Deutschlandmittel und das Mittel an den AEI-Stationen in µg/m ³ h (oben). Relative Änderung der Referenzen 2010, 2015, 2020 in % bezogen auf 2005 (unten). Meteorologisches Referenzjahr: 2005.	25
Abbildung 4-10 Anzahl der Tage mit einem maximalen O ₃ -8-h-Mittelwert > 120 µg/m ³ für die 4 Bevölkerungsklassen, das Deutschlandmittel und das Mittel an den AEI-Stationen abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020 (oben). Relative Änderung der Referenzen 2010, 2015, 2020 in % bezogen auf 2005 (unten). Meteorologisches Referenzjahr: 2005.	26
Abbildung 4-11 PM10-Jahresmittelwerte 2003 (oben links), 2010 (oben rechts), 2015 (unten links), 2020 (unten rechts) in µg/m ³ abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020. Meteorologisches Referenzjahr: 2003.	28
Abbildung 4-12 NO ₂ -Jahresmittelwerte 2003 (oben links), 2010 (oben rechts), 2015 (unten links), 2020 (unten rechts) in µg/m ³ abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020. Meteorologisches Referenzjahr: 2003.	29
Abbildung 4-13 O ₃ -Jahresmittelwerte 2003 (oben links), 2010 (oben rechts), 2015 (unten links), 2020 (unten rechts) in µg/m ³ abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020. Meteorologisches Referenzjahr: 2003.	30

Abbildung 4-14 O ₃ -AOT40-Werte zum Schutz der Vegetation 2003 (oben links), 2010 (oben rechts), 2015 (unten links), 2020 (unten rechts) in µg/m ³ h abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020. Meteorologisches Referenzjahr: 2003.	31
Abbildung 4-15 Anzahl der Tage mit einem maximalen O ₃ -8-h-Mittelwert > 120 µg/m ³ 2005 (oben links), 2010 (oben rechts), 2015 (unten links), 2020 (unten rechts) in µg/m ³ abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020. Meteorologisches Referenzjahr: 2003. ...	32
Abbildung 4-16 PM10-Jahresmittelwerte der OI-Referenzen 2005, 2010, 2015 und 2020 für die 4 Bevölkerungsklassen, das Deutschlandmittel und das Mittel an den AEI-Stationen in µg/m ³ (oben). Relative Änderung der Referenzen 2010, 2015, 2020 in % bezogen auf 2005 (unten). Meteorologisches Referenzjahr: 2003.	33
Abbildung 4-17 NO ₂ -Jahresmittelwerte der OI-Referenzen 2005, 2010, 2015 und 2020 für die 4 Bevölkerungsklassen, das Deutschlandmittel und das Mittel an den AEI-Stationen in µg/m ³ (oben). Relative Änderung der Referenzen 2010, 2015, 2020 in % bezogen auf 2005 (unten). Meteorologisches Referenzjahr: 2003.	34
Abbildung 4-18 O ₃ -Jahresmittelwerte der OI-Referenzen 2005, 2010, 2015 und 2020 für die 4 Bevölkerungsklassen, das Deutschlandmittel und das Mittel an den AEI-Stationen in µg/m ³ (oben). Relative Änderung der Referenzen 2010, 2015, 2020 in % bezogen auf 2005 (unten). Meteorologisches Referenzjahr: 2003.	35
Abbildung 4-19 O ₃ -AOT40-Werte zum Schutz der Vegetation der OI-Referenzen 2005, 2010, 2015 und 2020 für die 4 Bevölkerungsklassen, das Deutschlandmittel und das Mittel an den AEI-Stationen in µg/m ³ h (oben). Relative Änderung der Referenzen 2010, 2015, 2020 in % bezogen auf 2005 (unten). Meteorologisches Referenzjahr: 2003.	36
Abbildung 4-20 Anzahl der Tage mit einem maximalen O ₃ -8-h-Mittelwert > 120 µg/m ³ für die 4 Bevölkerungsklassen, das Deutschlandmittel und das Mittel an den AEI-Stationen abgeleitet mit der OI-Methodik aus den RCG-Ergebnissen für die Emissionsreferenzen 2005, 2010, 2015 und 2020 (oben). Relative Änderung der Referenzen 2010, 2015, 2020 in % bezogen auf 2005 (unten). Meteorologisches Referenzjahr: 2003.	37
Abbildung 5-1 Verkehrsnahe Stationen mit mehr als 35 beobachteten Überschreitungen eines PM10-Tagesmittelwerts von 50 µg/m ³ , 2005.	40
Abbildung 5-2 Aus dem PM10-Jahresmittelwert berechnete Anzahl der PM10-Überschreitungstage (y-Achse) im Vergleich mit der beobachteten Anzahl von Überschreitungstagen (x-Achse) für 2005. Verkehrsnahe Stationen. Weitere Erläuterungen im Text.	40
Abbildung 5-3 Empirisch ermittelte Änderung der Anzahl von Tagen mit Überschreitungen des PM10-Kurzfristgrenzwerts für verkehrsnahe Stationen mit Grenzwertüberschreitungen im Jahre 2005. Der gesamte Balken gibt die Anzahl der im Jahre 2005 beobachteten Überschreitungstage an. Der blaue Anteil kennzeichnet die empirisch ermittelte Anzahl von Überschreitungstagen für das Zieljahr 2015 (Emissionsreferenz 2015, obere Abbildung) und das Zieljahr 2020 (Emissionsreferenz 2020, untere Abbildung). Meteorologisches Referenzjahr 2005.	42
Abbildung 5-4 Empirisch ermittelte Änderung der Anzahl von Tagen mit Überschreitungen des PM10-Kurzfristgrenzwerts für verkehrsnahe Stationen mit Grenzwertüberschreitungen im Jahre 2005. Der gesamte Balken gibt die Anzahl der im Jahre 2005 beobachteten Überschreitungstage an. Der blaue Anteil kennzeichnet die empirisch ermittelte Anzahl von Überschreitungstagen für das Zieljahr 2020, MFR-Szenario (Emissionsreferenz 2020+MFR2020). Meteorologisches Referenzjahr 2005.	43
Abbildung 5-5 Empirisch ermittelte Änderung der Anzahl von Tagen mit Überschreitungen des PM10-Kurzfristgrenzwerts für verkehrsnahe Stationen mit Grenzwertüberschreitungen im Jahre 2005. Der gesamte Balken gibt die Anzahl der im Jahre 2005 beobachteten Überschreitungstage an. Der blaue Anteil kennzeichnet die empirisch ermittelte Anzahl von Überschreitungstagen für das Zieljahr 2020, Klimaschutzszenario MWMS. Meteorologisches Referenzjahr 2005.	44
Abbildung 5-6 Empirisch ermittelte Änderung der Anzahl von Tagen mit Überschreitungen des PM10-Kurzfristgrenzwerts für verkehrsnahe Stationen mit Grenzwertüberschreitungen im Jahre 2005. Der gesamte Balken gibt die Anzahl der im Jahre 2005 beobachteten Überschreitungstage an. Der blaue Anteil kennzeichnet die empirisch ermittelte Anzahl von Überschreitungstagen für das Zieljahr 2020, Klimaschutzszenario MWMS+MFR. Meteorologisches Referenzjahr 2005.	45
Abbildung 5-7 Verkehrsnahe Stationen mit mehr als 35 beobachteten Überschreitungen eines PM10-Tagesmittelwerts von 50 µg/m ³ , 2003.	47
Abbildung 5-8 Aus dem PM10-Jahresmittelwert berechnete Anzahl der PM10-Überschreitungstage (y-Achse) im Vergleich mit der beobachteten Anzahl von Überschreitungstagen (x-Achse) für 2003.	47
Abbildung 5-9 Empirisch ermittelte Änderung der Anzahl von Tagen mit Überschreitungen des PM10-Kurzfristgrenzwerts für verkehrsnahe Stationen mit Grenzwertüberschreitungen im Jahre 2003. Der gesamte Balken gibt die Anzahl der im Jahre 2003 beobachteten Überschreitungstage an. Der blaue Anteil kennzeichnet die empirisch ermittelte Anzahl von Überschreitungstagen für das Zieljahr 2015 (Emissionsreferenz 2015, obere	

Abbildung) und das Zieljahr 2020 (Emissionsreferenz 2020, untere Abbildung). Meteorologisches Referenzjahr 2003.	48
Abbildung 5-10 Empirisch ermittelte Änderung der Anzahl von Tagen mit Überschreitungen des PM10-Kurzfristgrenzwerts für verkehrsnahen Stationen mit Grenzwertüberschreitungen im Jahre 2005. Der gesamte Balken gibt die Anzahl der im Jahre 2003 beobachteten Überschreitungstage an. Der blaue Anteil kennzeichnet die empirisch ermittelte Anzahl von Überschreitungstagen für das Zieljahr 2020, MFR-Szenario (Emissionsreferenz 2020+MFR2020). Meteorologisches Referenzjahr 2003.	49
Abbildung 5-11 Empirisch ermittelte Änderung der Anzahl von Tagen mit Überschreitungen des PM10-Kurzfristgrenzwerts für verkehrsnahen Stationen mit Grenzwertüberschreitungen im Jahre 2003. Der gesamte Balken gibt die Anzahl der im Jahre 2003 beobachteten Überschreitungstage an. Der blaue Anteil kennzeichnet die empirisch ermittelte Anzahl von Überschreitungstagen für das Zieljahr 2020. Oben: Emissionsreferenz 2020 Klimaschutzenszenario. Unten: Emissionsreferenz 2020 Klimaschutzenszenario+MFR. Meteorologisches Referenzjahr 2003.	50
Abbildung 6-1 Zukünftige NO ₂ -Jahresmittelwerte an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte ausgehend von der Messung für das Jahr 2005. Oben: Boxmodellergebnisse von Dünnebeil und Lambrecht (2007). Unten: Abschätzung mit dem PAREST-Ansatz unter Verwendung der Rand- und Anfangsbedingungen für die Boxmodellberechnungen. Alle Konzentrationen sind gerundet auf volle µg/m ³ . Weitere Erläuterungen im Text.	55
Abbildung 6-2 Zukünftige NO ₂ -Jahresmittelwerte an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte ausgehend von der Messung für das Jahr 2005. Abschätzung mit dem PAREST-Ansatz unter Verwendung der Höhe und der Entwicklung des Hintergrunds gemäß den OI-Berechnungen und Emissionsentwicklung gemäß den PAREST-Emissionsreferenzen für das CLE-Szenario. Alle Konzentrationen sind gerundet auf volle µg/m ³ . Weitere Erläuterungen im Text.	57
Abbildung 6-3 Zukünftige NO ₂ -Jahresmittelwerte an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte ausgehend von der Messung für das Jahr 2005. Abschätzung mit dem PAREST-Ansatz unter Verwendung der Höhe und Entwicklung des Hintergrunds gemäß den OI-Berechnungen und Emissionsentwicklung gemäß den PAREST-Emissionsreferenzen. NO ₂ -Hintergrund um 20% erhöht. Alle Konzentrationen sind gerundet auf volle µg/m ³ . Weitere Erläuterungen im Text.	58
Abbildung 6-4 Zukünftige NO ₂ -Jahresmittelwerte an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte ausgehend von der Messung für das Jahr 2005. Abschätzung mit dem PAREST-Ansatz unter Verwendung der Höhe und Entwicklung des Hintergrunds gemäß den OI-Berechnungen und Emissionsentwicklung gemäß den PAREST-Emissionsreferenzen unter Verwendung des Verkehrsmodells TREMOVE 2.7 (nur für 2015 und 2020). NO ₂ -Hintergrund um 20% erhöht. Alle Konzentrationen sind gerundet auf volle µg/m ³ . Weitere Erläuterungen im Text.	58
Abbildung 6-5 NO ₂ -Jahresmittelwerte 2005 in µg/m ³ an Verkehrsstationen mit einem Jahresmittelwert > 40 µg/m ³	60
Abbildung 6-6 Zukünftige NO ₂ -Jahresmittelwerte für das Jahr 2015 für Verkehrsstationen. Abschätzung mit dem PAREST-Ansatz unter Verwendung der Höhe und Entwicklung des Hintergrunds gemäß den OI-Berechnungen und Emissionsentwicklung gemäß den PAREST-Emissionsreferenzen unter Verwendung des Verkehrsmodells TREMOD 4.17M (oben) bzw. TREMOVE 2.7 (unten).....	61
Abbildung 6-7 Zukünftige NO ₂ -Jahresmittelwerte für das Jahr 2020 für Verkehrsstationen. Abschätzung mit dem PAREST-Ansatz unter Verwendung der Höhe und Entwicklung des Hintergrunds gemäß den OI-Berechnungen und Emissionsentwicklung gemäß den PAREST-Emissionsreferenzen unter Verwendung des Verkehrsmodells TREMOD 4.17M (oben) bzw. TREMOVE 2.7 (unten).....	62
Abbildung 6-8 Zukünftige NO ₂ -Jahresmittelwerte für die Jahre 2015 und 2020 für Verkehrsstationen. Abschätzung mit dem PAREST-Ansatz unter Verwendung der Entwicklung des OI-Hintergrunds 2005 und der Verkehrsemissionen 2005 nach Tabelle 6-2, abgeleitet aus Dünnebeil und Lambrecht (2007).....	63
Abbildung 7-1 PM _{2.5} Jahresmittelwert 2008 ermittelt aus Messungen und RCG-Modellrechnungen nach der OI-Methodik.	67
Abbildung 7-2 Berechnete und gemessene PM _{2.5} -Jahresmittelwerte in Deutschland. OI mit RCG-Feld als Hintergrund. Keine verkehrsnahen Stationen (Die maximale beobachtete PM _{2.5} -Konzentration in 2008 trat an der Verkehrsstation Berlin-Frankfurter Allee auf: 22 µg/m ³).	68
Abbildung 11-1 RCG-Rechengebiet Nest 0 (N0): Europäischer Hintergrund, Auflösung circa 32x28 km ² , 0.25° Breite, 0.5° Länge, 82 x 125 Gitterzellen, Rechengebiet: -10°W bis 30° Ost, 35.25° N bis 66.0° N	81
Abbildung 11-2 Nest 1 (N1): Deutschland, Auflösung circa 16 km x 14 km, 0.125° Breite, 0.25° Länge, (N0/2), 54 x 68 Gitterzellen incl. Randreihen (rot), Rechengebiet: 4.0° O bis 17.0° O, 47° N bis 55.25° N	82
Abbildung 11-3 Nest 2 (N2) Deutschland, Auflösung circa 8 km x 7 km, 0.0625° Breite, 0.125° Länge (N0/4, N1/2), 82 x 126 Gitterzellen incl. Randreihen, Rechengebiet: 5.5° O bis 15.5° O, 47.25° N bis 55.0° N.....	83

15 Anhang F: Tabellenverzeichnis

Tabelle 4-1 Bandbreite der in Deutschland mit der OI-Methodik ermittelten PM10-Jahresmittelwerte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Gerundet auf volle $\mu\text{g}/\text{m}^3$. MIN, MEAN, MAX: kleinste, mittlere und höchste in Deutschland berechnete PM10-Konzentration. Abgeleitet aus Abbildung 4-1. Meteorologisches Referenzjahr: 2005.....	15
Tabelle 4-2 Bandbreite der in Deutschland mit der OI-Methodik ermittelten NO_2 -Jahresmittelwerte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Gerundet auf volle $\mu\text{g}/\text{m}^3$. MIN, MEAN, MAX: kleinste, mittlere und höchste in Deutschland berechnete NO_2 -Konzentration. Abgeleitet aus Abbildung 4-2. Meteorologisches Referenzjahr: 2005.....	16
Tabelle 4-3 Bandbreite der in Deutschland mit der OI-Methodik ermittelten O_3 -Jahresmittelwerte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Gerundet auf volle $\mu\text{g}/\text{m}^3$. MIN, MEAN, MAX: kleinste, mittlere und höchste in Deutschland berechnete O_3 -Konzentration. Abgeleitet aus Abbildung 4-3. Meteorologisches Referenzjahr: 2005.....	16
Tabelle 4-4 Bandbreite der in Deutschland mit der OI-Methodik ermittelten AOT40-Werte zum Schutz der Vegetation in $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ h}$. MIN, MEAN, MAX: kleinste, mittlere und höchste in Deutschland berechneter AOT40-Wert. Abgeleitet aus Abbildung 4-4. Meteorologisches Referenzjahr: 2005.....	16
Tabelle 4-5 Bandbreite der in Deutschland mit der OI-Methodik ermittelten Anzahl der Tage mit einem maximalen O_3 -8-h-Mittelwert $> 120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. MIN, MEAN, MAX: kleinste, mittlere und höchste Anzahl der in Deutschland berechneten Überschreitungstage. Abgeleitet aus Abbildung 4-5. Meteorologisches Referenzjahr: 2005.	16
Tabelle 6-1 Mittlere Änderung der NO_x -Emissionen des Straßenverkehrs in Ballungsräumen bezogen auf die Referenz 2005 der PAREST-Emissionen entsprechend dem CLE-Szenario. Berechnet mit den NO_2/NO_x -Verhältnissen 16% (2005), 26% (2010 und 2015), 20% (2020). Diese Verhältnisse wurden aus den Angaben von Dünnebeil und Lambrecht (2007) abgeleitet.....	53
Tabelle 6-2 Mittlere Änderung der Hintergrundkonzentrationen und der NO_x -Verkehrsemissionen für die Station Stuttgart-Mitte bezogen auf die Referenz 2005. Angaben nach Dünnebeil und Lambrecht (2007). Verkehrsemissionen berechnet mit dem Verkehrsmodell TREMOD in der vom Institut für Energie- und Umweltforschung (IFEU) verwendeten Version, hier TREMOD-IFEU.	54
Tabelle 6-3 NO_2 -Jahresmittelwerte 2005 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an Verkehrsstationen in Deutschland für Stationen, an denen im Jahre 2015 bzw. 2020 noch mit einer Überschreitung des NO_2 -Grenzwertes gerechnet werden muss. Rot: Abschätzung auf Basis der Hintergrund- und Verkehrsemissionsentwicklung nach Tabelle 6-2 entsprechend den Angaben von Dünnebeil und Lambrecht (2007) auf der Basis von TREMOD-IFEU; Gelb: Abschätzung auf Basis der Verkehrsemissionen nach TREMOVE 2.7; grün: Abschätzung auf Basis der Verkehrsemissionen nach TREMOD 4.17M. Weitere Erläuterungen im Text.....	64
Tabelle 7-1 Regelungen der Luftqualitäts-Richtlinie 2008/50/EG zur Kontrolle von PM2.5. Weitere Erläuterungen im Text.....	67
Tabelle 8-1 Anzahl der Stationen mit Verletzungen des NO_2 -Grenzwerts von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Abhängigkeit verschiedener Emissionsentwicklungen. TREMOD-IFEU beschreibt die Verkehrsentwicklung gemäß der TREMOD-Anwendung von Dünnebeil und Lambrecht (2007).....	71
Tabelle 10-1 Immissionsregime nach Flemming et al. (2005), Klassifikationskriterien: P50ME = Median des Tagesmittelwertes, P50TA = Median der normierten Tagesschwankung, Log = Logarithmische Transformation.	80
Tabelle 10-2 Clusterzentren für die verschiedenen Immissionsregime (Median der Tagesmittelwerte, P50DA und Median der relativen Tagesschwankung, P50DV). Zur Bezeichnung der Immissionsregime siehe Tabelle 10-1.80	
Tabelle 13-1 Emissionen (kt/Jahr) Referenz 2005, Deutschland.	85
Tabelle 13-2 Emissionen (kt/Jahr) Referenz 2010, Deutschland	86
Tabelle 13-3 Änderung der Emissionen der Referenz 2010 bezogen auf die Referenz 2005, Deutschland.	86
Tabelle 13-4 Emissionen (kt/Jahr) Referenz 2015, Deutschland	87
Tabelle 13-5 Änderung der Emissionen der Referenz 2015 bezogen auf die Referenz 2005, Deutschland.	87
Tabelle 13-6 Emissionen (kt/Jahr) Referenz 2020, Deutschland	88
Tabelle 13-7 Änderung der Emissionen der Referenz 2020 bezogen auf die Referenz 2005, Deutschland.	88
Tabelle 13-8 Änderung (%) der Emissionen Maßnahmenpaket M20, MFR technische und nicht-technische Maßnahmen, bezogen auf die Referenz 2020, Deutschland	89
Tabelle 13-9 Änderung (%) der Emissionen für Klimaschutzszenario MWMS bezogen auf die Referenz 2020, Deutschland.....	89
Tabelle 13-10 Änderung (%) der Emissionen für das Klimaschutzszenario MWMS+MFR bezogen auf die Referenz 2020, Deutschland.	90