



ifeu -
Institut für Energie-
und Umweltforschung
Heidelberg GmbH



Zukünftige Entwicklung der NO₂-Emissionen des Verkehrs und deren Auswirkung auf die NO₂-Luftbelastung in Städten in Baden-Württemberg

Frank Dünnebeil und Udo Lambrecht,
IFEU Heidelberg



unter Mitarbeit von
Christoph Kessler, AVISO, Aachen



Im Auftrag des
Umweltministeriums Baden-Württemberg

Heidelberg, 31. Oktober 2007

Impressum

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Studie liegt bei den Autoren. Die hier dargestellten Ansichten müssen nicht mit denjenigen der Auftraggeber übereinstimmen.

Bearbeiter der Studie: Dipl.-Ing. Frank Dünnebeil (IFEU Heidelberg), Dipl. Phys. Udo Lambrecht (IFEU Heidelberg), unter Mitarbeit von Dr.-Ing. Christoph Kessler (AVISO).

ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg gGmbH,
Wilckensstr. 3, D-69120 Heidelberg; Tel. 06221-4767-0; Fax -4767-19;
Internet: www.ifeu.de

Inhaltsverzeichnis

Hintergrund und Ziel der Studie	5
NO₂-Belastung an Verkehrsstationen in Baden-Württemberg	6
Analyse der Ozonmessdaten an der Verkehrsstation in Stuttgart	7
1. Der ozonbedingte Anteil der lokalen NO ₂ -Belastung kann mithilfe der Ozonmessdaten an der Verkehrsstation abgeschätzt werden	7
2. Im gesamten Untersuchungszeitraum wurde zwischen städtischem Hintergrund und der Verkehrsstation ein relevanter Teil des eingetragenen Ozons abgebaut	8
3. Ozonkonzentrationen an den Messstationen sowie abgebaute Ozonmengen waren in den meisten Monaten am Wochenende höher als von Montag bis Freitag.....	9
4. Die im Untersuchungszeitraum im städtischen Hintergrund gemessenen Ozonkonzentrationen sind weitgehend typisch für die letzten Jahre.....	10
5. Anteile und Höhe der NO ₂ -Konzentration aus dem städtischen Hintergrund, dem Ozonabbau sowie den primären NO ₂ -Emissionen variieren stark im Tagesverlauf	11
6. Höhe und prozentuale Beiträge der Einzelursachen zur NO ₂ -Gesamtimmission variieren zwischen den Monaten und im Wochengang.....	12
7. Die Auswertung der Ozonmessungen deutet auf relativ geringe Veränderungen der NO ₂ -Anteile an den lokalen NO _x -Emissionen im Tagesverlauf	14
8. Der Anteil von nicht-ozonbedingtem NO ₂ in der NO _x -Zusatzbelastung variiert im Untersuchungszeitraum im Monatsmittel zwischen 20 und 30%.....	15
NO_x- und NO₂-Emissionen des städtischen Kfz-Verkehrs	16
9. Die NO ₂ /NO _x -Verhältnisse in den Emissionen bei modernen Diesel-Pkw zeigen eine große Streuung und sind deutlich höher als bei Otto-Pkw.	17
10. Die NO₂-Emissionen moderner Diesel-Pkw sind wegen der generell höheren NO_x-Emissionen und gleichzeitig höheren NO₂-Anteilen deutlich höher als bei Otto-Pkw	18
11. Die NO ₂ -Emissionen von Bussen und Lkw können beim Einsatz von Partikelminderungssystemen stark ansteigen.	19
12. Die NO ₂ -Emissionen des städtischen Kfz-Verkehrs werden mit der Einführung neuer Pkw-Grenzwertstufen Euro 5 und 6 in den kommenden Jahren sinken.....	20
13. Sensitivitätsanalyse zeigt: Der Trend der zeitlichen Entwicklung der NO ₂ -Emissionen ist auch bei Variation des NO ₂ /NO _x -Verhältnisses nahezu identisch	21
14. Busse haben im Umfeld der Verkehrsmessstation „Stuttgart-Mitte“ eine dominierende Rolle bei den NO ₂ -Emissionen	22
15. Emissionsberechnung und Rückrechnung aus Immissions-Messdaten ergeben unterschiedliche NO ₂ /NO _x -Verhältnisse in den Verkehrsemissionen	23
Modellierung der aktuellen und zukünftigen NO₂-Immission an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte	24
16. Die zukünftige NO ₂ -Belastung an der Messstation Stuttgart-Mitte wird mit einem chemischen Box-Modell berechnet	24
17. Das chemische Box-Modell berücksichtigt sowohl die Fahrzeugemissionen als auch luftchemische Umwandlungsprozesse in der Immissionsmodellierung.....	24
18. Immissionen, Emissionen und meteorologische Parameter im Jahr 2005 sind Basisdaten für die Modellierung und Grundlage zur Modellkalibrierung	25
19. Für die Modellierung zukünftiger Immissionen wurde die zukünftige Entwicklung von Verkehrsemissionen und Hintergrundkonzentrationen abgeschätzt	26

20. Trotz des starken Rückgangs der NO _x -Emissionen im Referenzszenario liegen die ermittelten NO ₂ -Konzentrationen an der Station „Stuttgart-Mitte“ auch im Jahr 2020 noch über dem ab 2010 gültigen NO ₂ -Grenzwert.	27
21. Ergebnisse der Boxmodellrechnungen stimmen für August 2006 bis Dezember 2006 mit den Ozon- und NO ₂ -Messdaten an der Verkehrsstation gut überein	28
22. Der Einfluss verschiedener NO ₂ -Bildungsprozesse an der NO ₂ -Konzentration kann im Modell durch die Ausschaltung einzelner Prozesse untersucht werden.....	29
23. Die Zusammensetzung der NO ₂ -Immission bei einer inerten Ausbreitung der primären NO ₂ -Emissionen wird durch die Abschaltung des Chemiemoduls ermittelt.....	30
24. Ohne NO ₂ im Abgas würde der Beitrag von primärem NO ₂ an der Immission wegfallen, gleichzeitig würde sich aber die NO ₂ -Bildung durch Luftchemie erhöhen.	31
25. Der gesamte Beitrag der Luftchemie zur NO ₂ -Immission wird allein durch die Ozonchemie nicht vollständig beschrieben	32
26. Eine Rückrechnung der NO _x -Emissionszusammensetzung allein über den Ozonabbau führt zur Überschätzung des Emissionsanteils von direktem NO ₂	34
27. Die einzelnen Ursachen tragen je nach Jahreszeit unterschiedlich stark zur NO ₂ -Immission an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte bei	35
28. Der NO ₂ -Grenzwert im angenommenen Szenario wird auch bei keinem primären NO ₂ im Abgas bis zum Jahr 2020 überschritten. Daher müssen weitere Maßnahmen auch zu einer zusätzlichen Reduktion der NO _x -Emissionen führen.	36
Zusammenfassung	37
Literatur	39
Anhang	41
29. Eignung der Messstation Stuttgart Bad-Cannstatt zur Ermittlung der städtischen Hintergrundbelastung	41
30. Tagesgänge der NO ₂ -Gesamtmission an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte in Abhängigkeit vom Wochentag, differenziert nach Ursachen	42
31. Tagesgänge der NO _x -Zusatzbelastung an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte in Abhängigkeit vom Wochentag, differenziert nach Ursachen	46
32. Einfluss der Messmethodik auf die ermittelten NO ₂ /NO _x -Verhältnisse in den Pkw-Abgasemissionen	50
33. Kalibrierung des Boxmodells	53

Hintergrund und Ziel der Studie

Der ab dem Jahr 2010 nach der europäischen Richtlinie 1999/30/EG [EU 1999] gültige Jahresgrenzwert für Stickstoffdioxid von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird heute an vielen straßennahen Messstellen in Deutschland wie auch in anderen europäischen Ländern überschritten. Eine Tendenz zur Abnahme der Konzentrationen ist an vielen Stellen nicht erkennbar, an manchen Standorten wurde in den letzten Jahren sogar eine Zunahme beobachtet.

Die hohe NO_2 -Belastung im Straßenraum ist nicht durch eine Veränderung der allgemeinen städtischen Schadstoffbelastung („städtischer Hintergrund“) erklärbar, sondern durch Veränderungen der lokalen NO_2 -Zusatzbelastung an den Messstationen bedingt. In verschiedenen aktuellen nationalen und internationalen Studien wurde nachgewiesen, dass hierfür, neben der Oxidation von lokalen NO -Emissionen durch Ozon, die Zunahme der direkten NO_2 -Abgasemissionen des lokalen Verkehrs eine wesentliche Rolle spielt.

In der vorangegangenen Studie [IFEU 2006] wurden basierend auf einfachen Emissionsberechnungen und statistischen Analysen erste Aussagen zum Beitrag von primären NO_2 -Abgasemissionen sowie Ozonabbau zu den NO_2 -Zusatzbelastungen an Verkehrsmessstationen in Baden-Württemberg gemacht. Diese Aussagen haben insoweit vorläufigen Charakter, da bisher nur wenige Abgasmessungen zu NO_2 durchgeführt wurden. Ebenso fehlten Messdaten zur Ozonkonzentration, um die bisherigen Abschätzungen zu validieren. Auch ein Vergleich mit komplexen Ausbreitungsmodellen, die die Ozon- und andere Luftchemie berücksichtigen, wurde bisher nicht durchgeführt.

Ziel der vorliegenden Studie ist es, die Anteile verschiedener Ursachen an der NO_2 -Immission an der Station Stuttgart-Mitte zu ermitteln und in Szenarien die zukünftige Entwicklung der NO_2 -Immission abzuschätzen. Dazu wurden:

- die Emissionsberechnungen auf Basis des aktuellen Wissens zu den spezifischen NO_2 -Emissionen des Kraftfahrzeugverkehrs aktualisiert (inkl. einer Betrachtung der Auswirkungen der Einführung neuer Grenzwertstufen Euro 5/6 für Pkw),
- die Quellanalyse auf der Basis ergänzender Ozonmessungen an einer Verkehrsmessstation in Baden-Württemberg verfeinert.
- eine Quellanalyse mit Hilfe eines chemischen Boxmodells durchgeführt und den Ergebnissen der Quellanalyse auf Basis der Ozonmessungen gegenübergestellt
- die zukünftige NO_2 -Immission an der Station Stuttgart-Mitte mit dem Boxmodell unter Einbezug der neuen Emissionsberechnungen abgeschätzt.

Die verschiedenen Schwerpunkte der Studie sind thematisch eng miteinander verzahnt. Ergebnisse aus einem Arbeitsblock bildeten jeweils eine wichtige Grundlage für die anderen Arbeitsblöcke oder dienten zur Validierung der Ergebnisse.

NO₂-Belastung an Verkehrsstationen in Baden-Württemberg

Der ab dem Jahr 2010 nach der europäischen Richtlinie 1999/30/EG [EU 1999] gültige Jahresgrenzwert für Stickstoffdioxid von 40 µg/m³ wird heute an vielen straßennahen Messstellen in ganz Deutschland wie auch anderen europäischen Ländern überschritten.

Auch in Baden-Württemberg sind viele Messstationen von einer Einhaltung des zukünftig vorgeschriebenen Jahresmittelwertes weit entfernt. An einzelnen hoch belasteten Stellen, vor allem in Stuttgart, liegen die NO₂-Konzentrationen im Jahresmittel um Faktor 2-3 höher als der Grenzwert. Auch der Grenzwert inkl. Toleranzmarge wird an mehreren verkehrsnahen Dauermessstationen teils deutlich überschritten (Abb. 1, links).

An einigen verkehrlich hoch belasteten Messstationen (Spotmessungen) wird derzeit o-bendrein der vorgeschriebenen Ein-Stunden-Grenzwert von 200 µg/m³ häufiger überschritten, als nach aktueller (175x) und zukünftiger (18x) Gesetzeslage erlaubt (Abb. 1, rechts).

An den betroffenen Messstationen ist nur zum Teil eine Tendenz zur Abnahme der Konzentrationen erkennbar. An anderen Stationen, insbesondere in Stuttgart, wurde dagegen in den letzten Jahren sogar eine Zunahme beobachtet. Zur Einhaltung der Grenzwerte ist eine Minderung der NO₂-Immissionen notwendig. Voraussetzung für die Einleitung effizienter Maßnahmen ist eine gute Kenntnis der Ursachen für diese hohen Belastungen.

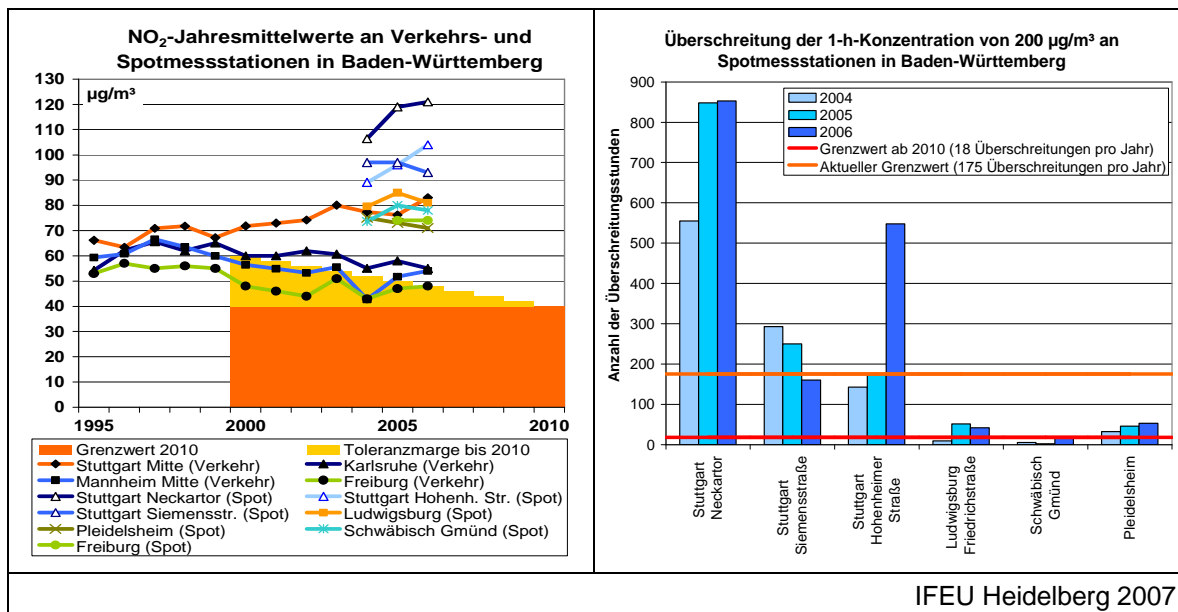


Abb. 1 Entwicklung der NO₂-Belastung an Verkehrsmessstationen in Baden-Württemberg

Analyse der Ozonmessdaten an der Verkehrsstation in Stuttgart

1. Der ozonbedingte Anteil der lokalen NO₂-Belastung kann mithilfe der Ozonmessdaten an der Verkehrsstation abgeschätzt werden

Die NO_x- (= NO + NO₂) Konzentration in einer Straße besteht aus Hintergrund- und lokaler Zusatzbelastung. Der Hintergrundbeitrag von NO und NO₂ kann über die Konzentrationen an städtischen Hintergrundstationen abgeschätzt werden. Der Differenzbetrag zur Konzentration im Straßenraum ist demnach die lokale Zusatzbelastung.

In vielbefahrenen Straßen kann man als vereinfachte Annahme die NO_x-Zusatzbelastung vollständig den lokalen Verkehrsemissionen zurechnen. Das NO₂ in der Zusatzbelastung hat dabei nach aktuellem wissenschaftlichem Kenntnisstand zwei Hauptursachen:

- Direkte NO₂-Emissionen durch den lokalen Kfz-Verkehr,
- Luftchemische Prozesse: Hier spielt vor allem die NO₂-Bildung durch Reaktion des vom lokalen Verkehr emittierten NO mit Ozon aus dem städtischen Hintergrund eine Rolle.

Wenn die Ozonkonzentration in der Straße bekannt ist, kann über den Vergleich zur Ozonkonzentration im städtischen Hintergrund abgeschätzt werden, welche Ozonmenge durch Reaktion mit dem lokal emittierten NO abgebaut wurde und damit welcher Anteil der NO₂-Zusatzbelastung durch Ozonabbau bedingt ist. Bei einem vereinfachten methodischen Vorgehen unter Vernachlässigung anderer Einflüsse, insbesondere weiterer luftchemischer Prozesse, wird der übrige Teil der NO₂-Zusatzbelastung vollständig dem primären NO₂ aus direkten Kfz-Emissionen zugeschrieben. Mit Einbeziehung der NO₂-Hintergrundbelastung kann anschließend die Aufteilung der NO₂-Gesamtimmersion im Straßenraum nach den einzelnen Ursachen abgeschätzt werden.

Unter der vereinfachten Annahme, dass die lokale NO₂-Zusatzbelastung allein von Ozonabbau und primärem NO₂ stammt, wurde eine Abschätzung der NO₂/NO_x-Verhältnisse in den Abgasemissionen des lokalen Verkehrs durchgeführt. Bei einer vollständig vom lokalen Verkehr verursachten NO_x-Zusatzbelastung sind danach NO-Zusatzbelastung und ozonbedingte NO₂-Zusatzbelastung durch die lokalen NO-Emissionen verursacht. Die nicht-ozonbedingte, NO₂-Zusatzbelastung müsste demnach an der NO_x-Zusatzbelastung den gleichen prozentualen Anteil haben wie die primären NO₂-Emissionen an den gesamten NO_x-Emissionen. In dem Maße, wie durch den vereinfachten Ansatz das primäre NO₂ überschätzt wird, werden damit allerdings die NO₂/NO_x-Emissionsverhältnisse überschätzt.

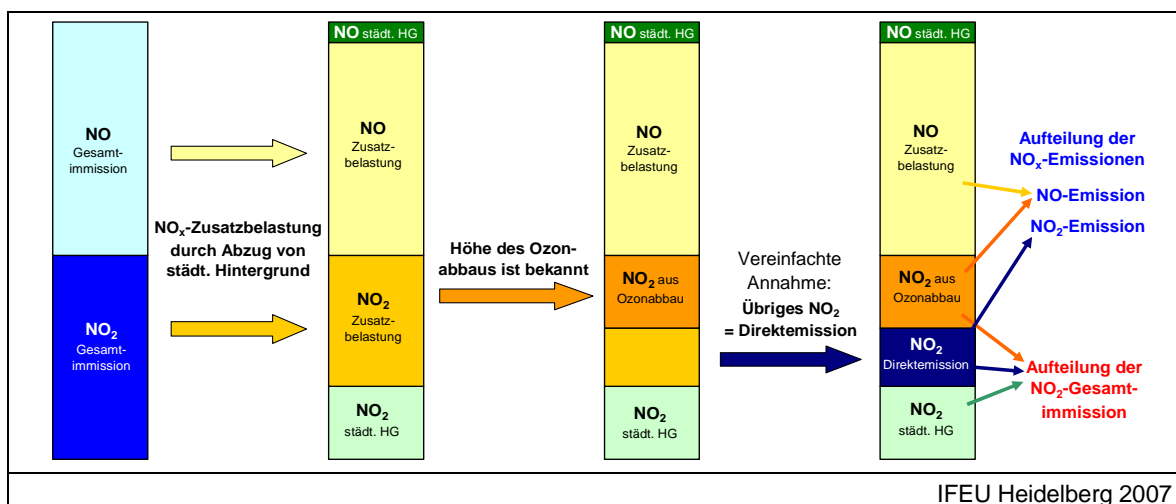


Abb. 2 Informationen durch Kenntnis des Ozonabbaus im Straßenraum (Schema)

2. Im gesamten Untersuchungszeitraum wurde zwischen städtischem Hintergrund und der Verkehrsstation ein relevanter Teil des eingetragenen Ozons abgebaut

Von der LUBW¹ wurden für die Zwecke dieser Arbeit ab dem August 2006 Ozonmessungen an der Verkehrsmessstation Stuttgart-Mitte durchgeführt.

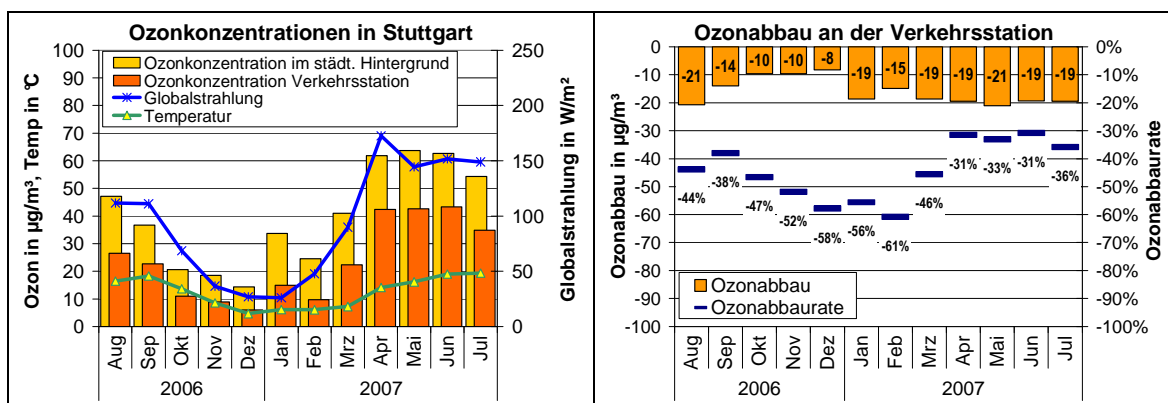
Im Untersuchungszeitraum August 2006 bis Juli 2007 waren die Ozonkonzentrationen an der Verkehrsstation im Monatsmittel stets deutlich niedriger als an der städtischen Hintergrundstation in Bad-Cannstatt. Die monatliche Veränderung der Ozonkonzentrationen korrelierte mit der jahreszeitlichen Entwicklung von Globalstrahlung und Temperatur in Stuttgart. Im Zeitraum August bis Dezember 2006 gingen die Konzentrationen an beiden Stationen zurück und stiegen in den Folgemonaten wieder an. Am höchsten waren die Ozonkonzentrationen in den Monaten April bis Juni 2007.

Es wird angenommen, dass die Minderung der Ozonkonzentrationen zwischen Straßen- und Hintergrundstation hauptsächlich durch das lokale, verkehrsbedingte NO verursacht wird. Dieser Ozonabbau tritt in allen untersuchten Monaten auf. In den Monaten mit hohen Ozonkonzentrationen (v. a. August, März-Juli), war auch die abgebaute Ozonmenge an der Straßenstation deutlich höher als in den Monaten mit niedriger Ozonverfügbarkeit (v. a. Oktober-Dezember).

Mit der Ozonabbaurate wird die prozentuale Verringerung der Ozonkonzentration zwischen Hintergrund- und Verkehrsstation beschrieben. In den Sommermonaten war die Ozonabbaurate im Monatsmittel meist 30-40%, während im Winterhalbjahr die Ozonabbaurate in den meisten Monaten 50-60% betrug. In der kalten Jahreszeit wurde also ein deutlich größerer Teil des verfügbaren Ozons abgebaut.

Ein Grund für die höheren Abbauraten im Winterhalbjahr könnte die bei niedriger Ozonverfügbarkeit gleichzeitig stark erhöhte Verfügbarkeit von lokalem NO als Reaktionspartner und damit eine Verschiebung des Reaktionsgleichgewichts sein.

Zwischen der städtischen Hintergrundstation und Verkehrsstation in Stuttgart wurde in allen Monaten ein Teil des verfügbaren Ozons abgebaut. Der mengenmäßige Ozonabbau war am höchsten in den Sommermonaten bei hohen Ozonkonzentrationen. Die Ozonabbaurate war in den Wintermonaten am höchsten.



Abweichungen der dargestellten Mittelwerte gegenüber offiziellen Angaben sind bedingt durch die notwendige Einschränkung der Auswertung auf die Stunden, in denen Messwerte für beide Messstationen vorlagen.

Daten: LUBW Baden-Württemberg

IFEU Heidelberg 2007

Abb. 3 Ozonkonzentrationen in Stuttgart (links), Ozonabbau an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte (rechts) im Monatsmittel

¹ Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg

3. Ozonkonzentrationen an den Messstationen sowie abgebaute Ozonmengen waren in den meisten Monaten am Wochenende höher als von Montag bis Freitag.

Die Tendenz der Veränderungen von Ozonverfügbarkeit und Ozonabbau im Monatsmittel findet sich in den Zeiträumen Montag-Freitag ebenso wie am Wochenende. In den meisten Monaten lagen die Ozonkonzentrationen sowohl im städtischen Hintergrund als auch an der Verkehrsstation an Sonntagen deutlich höher als Montag-Freitag. Nur im Juni und Juli waren die Ozonkonzentrationen sonntags nicht gegenüber Montag-Freitag erhöht.

In den Wintermonaten war auch die abgebaute Ozonmenge sonntags höher als Montag-Freitag. In den Sommermonaten dagegen zeigte sich häufig trotz der höheren Ozonverfügbarkeit kein Anstieg des Ozonabbaus an Sonntagen. Im Juni und Juli verringert sich der Ozonabbau am Sonntag sogar. Da die abgebaute Ozonmenge an Sonntagen weniger anstieg als die Ozonverfügbarkeit, war die Ozonabbaurate niedriger als Montag-Freitag. Ein Grund dafür könnte die an Sonntagen verringerte NO_x-Immission und damit das reduzierte Angebot von NO als Reaktionspartner für den Ozonabbau sein.

Eine Ausnahme bilden November und Dezember, die Monate mit der niedrigsten Ozonverfügbarkeit und den größten Unterschieden zwischen Mo-Fr und Sonntag. In diesen Monaten nahm an Sonntagen nicht nur der mengenmäßige Ozonabbau zu, sondern auch die Ozonabbaurate stieg an.

Für Samstag zeigen die Messdaten kein einheitliches Bild. In den meisten Monaten war das Ozonangebot samstags etwas höher als Montag-Freitag; in November, Dezember und im Juni war es dagegen z. T. deutlich niedriger. Die im Monatsmittel abgebaute Ozonmenge war samstags in einigen Monaten höher als Montag-Freitag, in einigen Monaten ähnlich hoch oder etwas niedriger. Die Ozonabbaurate war in 8 der 12 Monate höher als Montag-Freitag, dabei ist keine Abhängigkeit von der Jahreszeit erkennbar.

Die Ozonkonzentrationen waren an Wochenenden meist höher als Montag-Freitag. Die abgebaute Ozonmenge war im Winter an Wochenenden höher als Montag-Freitag, aber nicht in den Sommermonaten. Die Ozonabbaurate war sonntags in den meisten Monaten niedriger als Montag-Freitag, an Samstagen dagegen häufig höher.

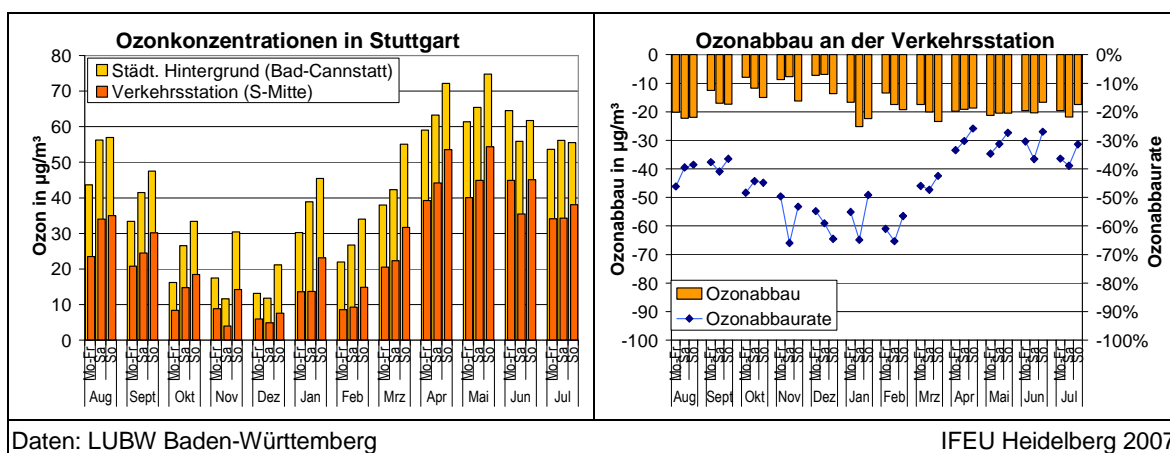


Abb. 4 Ozonkonzentrationen in Stuttgart (links), Ozonabbau an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte (rechts) im Monatsmittel in Abhängigkeit vom Wochentag

4. Die im Untersuchungszeitraum im städtischen Hintergrund gemessenen Ozonkonzentrationen sind weitgehend typisch für die letzten Jahre.

Die niedrigsten Ozonkonzentrationen im städtischen Hintergrund von Stuttgart ab 2001 wurden je nach Jahr von Oktober bis Januar gemessen mit 10-16 µg/m³ im Monatsmittel. Die höchsten Ozonkonzentrationen im städtischen Hintergrund von Stuttgart ab 2001 wurden in den Monaten Mai bis August gemessen. 2002 und 2004 erreichten die Monatsmittelwerte ca. 60 µg/m³, in den anderen Jahren deutlich über 60 µg/m³ - bis hin zu 83 µg/m³ im überdurchschnittlich warmen Sommer 2003.

Im Untersuchungszeitraum von August 2006 bis Juli 2007 trat der niedrigste Monatsmittelwert mit 14 µg/m³ im Dezember auf und lag damit innerhalb der aus den Vorjahren bekannten Bandbreite.

Die höchsten Monatsmittelwerte im Untersuchungszeitraum an der Hintergrundstation Stuttgart Bad-Cannstatt lagen im April bis Juni bei etwa 60 µg/m³. Sie entsprechen damit in etwa den in den meisten anderen Jahren im Sommer auftretenden Ozonkonzentrationen. Sehr hohe Ozonkonzentrationen, wie in den Sommern 2003 oder 2006, traten Untersuchungszeitraum nicht auf.

Der ausgewertete Untersuchungszeitraum erfasst einen Großteil der üblicherweise im städtischen Hintergrund von Stuttgart auftretenden Ozonkonzentrationen. Sehr hohe Konzentrationen, wie sie in besonders warmen Sommern auftreten können, traten aber im Untersuchungszeitraum nicht auf.

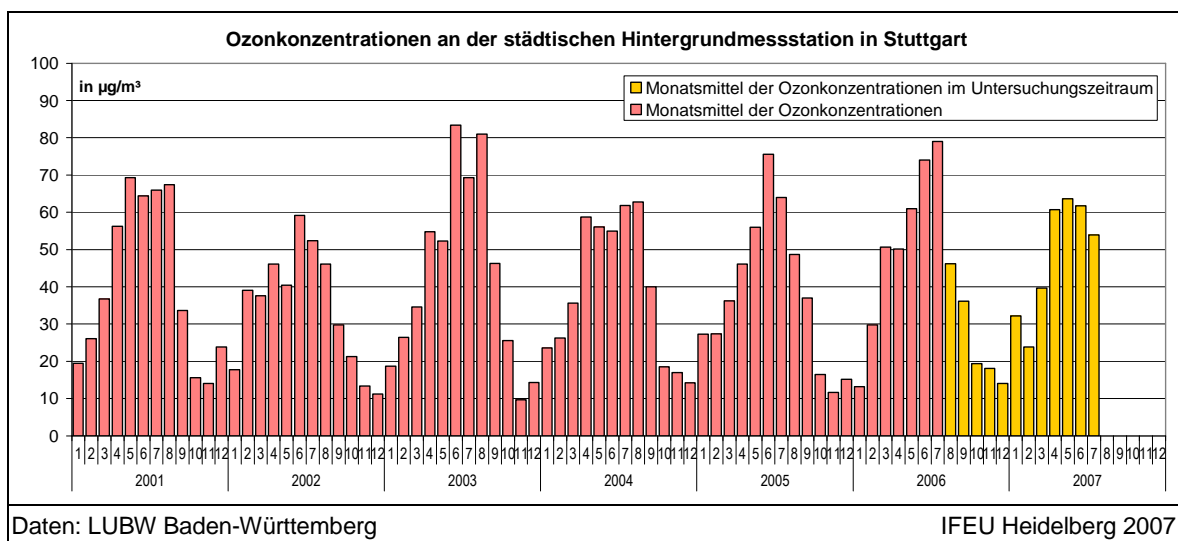


Abb. 5 Monatsmittel der Ozonkonzentrationen im städtischen Hintergrund von Stuttgart ab dem Jahr 2001

5. Anteile und Höhe der NO₂-Konzentration aus dem städtischen Hintergrund, dem Ozonabbau sowie den primären NO₂-Emissionen variieren stark im Tagesverlauf

Die gemessene NO₂-Konzentration an der Messstation Stuttgart-Straße zeigt ein ausgeprägtes Tagesgangverhalten. Dazu tragen Konzentrationsschwankungen der NO₂-Konzentration im gesamten Stadtgebiet (städtischer Hintergrund) ebenso wie Änderungen der NO₂-Zusatzbelastung durch Ozonabbau und primäres NO₂ bei.

Der NO₂-Tagesgang ist für die einzelnen Ursachen sehr unterschiedlich. Zudem sind diese Tagesverläufe abhängig von Wochentag und Jahreszeit. Damit variieren auch die prozentualen Beiträge der einzelnen Ursachen zur NO₂-Gesamtmission je nach Tag und Tageszeit stark. Eine Darstellung der differenzierten Tagesgänge für den gesamten Untersuchungszeitraum ist im Anhang enthalten. Abb. 6 zeigt beispielhaft den mittleren Tagesgang im August 2006 Montag-Freitag:

- In der Nacht war die NO₂-Konzentration insgesamt relativ niedrig. Die Hintergrundbelastung trug zu mehr als 50% zur Belastung bei. Der ozonbedingte Anteil lag bei etwa 25-30%. Der nicht-ozonbedingte Beitrag (vor allem primäres NO₂ aus dem Abgas) der Zusatzbelastung betrug ca. 20%.
- Am frühen Vormittag stieg die NO₂-Belastung durch einen Anstieg im städtischen Hintergrund sowie der nicht-ozonbedingten NO₂-Zusatzbelastung stark an. Dieser Beitrag der Zusatzbelastung, der überwiegend primäres NO₂ ist, stieg auf über 40%, während der Anteil aus dem Ozonabbau auf 10% zurückging.
- Ab dem späten Vormittag ging die Hintergrundbelastung deutlich zurück, der Beitrag von primärem NO₂ aus direkten Kfz-Emissionen war gegenüber dem Morgen leicht verringert. Gleichzeitig stieg die NO₂-Konzentration aus dem Ozonabbau stark an und erreichte am Nachmittag über 40% Anteil an der gesamten NO₂-Konzentration.
- Am späten Abend ging die NO₂-Zusatzbelastung wieder zurück, während der NO₂-Beitrag aus dem städtischen Hintergrund wieder anstieg.

Die NO₂-Konzentration an der Messstelle Stuttgart-Mitte variiert stark im Verlauf eines Tages. Die drei Ursachen städtischer Hintergrund, Ozonabbau und primäres NO₂ tragen je nach Tageszeit unterschiedlich viel zur NO₂-Gesamtmission bei. Das Tagesgangverhalten jeder Ursache verändert sich in Abhängigkeit von Wochentag und Jahreszeit.

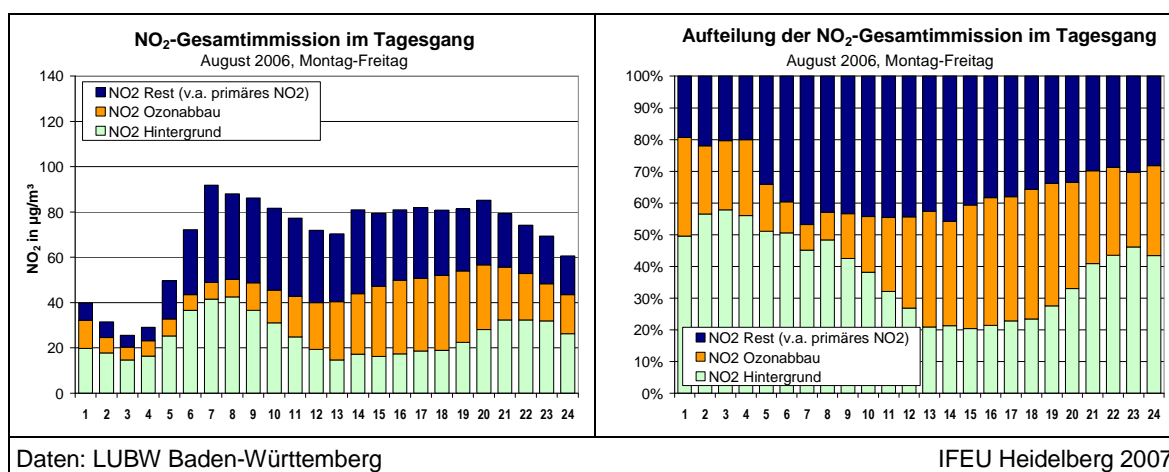


Abb. 6 Zusammensetzung der NO₂-Gesamtmission

6. Höhe und prozentuale Beiträge der Einzelursachen zur NO₂-Gesamtmission variieren zwischen den Monaten und im Wochengang

Im Untersuchungszeitraum von August 2006 bis Juli 2007 lag der Monatsmittelwert der NO₂-Konzentration im August am niedrigsten, am höchsten in den Monaten November, Dezember und Februar. Generell war die NO₂-Immission in den Wintermonaten um 15-30% höher als in der wärmeren Jahreszeit (Abb. 7, oben).

Die NO₂-Konzentration im städtischen Hintergrund lag im Winter bis doppelt so hoch wie in den Sommermonaten. Die NO₂-Zusatzbelastung zeigte bei Schwankungen um +/- 20% dagegen kein klares Jahresprofil. Daher war der Anteil der Hintergrundbelastung an der Gesamtmission im Winter mit teilweise über 50% deutlich höher als im Sommer mit 30-35%.

Bei der NO₂-Zusatzbelastung gibt es große Unterschiede je nach Ursache. Ozonbedingtes NO₂ ging mit abnehmender Ozonverfügbarkeit zurück und stieg bei zunehmenden Ozonkonzentrationen wieder an (Abb. 8, links). Die nicht-ozonbedingte NO₂-Zusatzbelastung, die überwiegend den primären NO₂-Emissionen zuzurechnen ist, zeigt im Untersuchungszeitraum einen ähnlichen Verlauf wie die gesamte NO_x-Zusatzbelastung (Abb. 8, rechts).

Entsprechend der sehr unterschiedlichen Verläufe über den Untersuchungszeitraum lag der Beitrag von ozonbedingtem NO₂ zur NO₂-Gesamtmission zwischen 9% im Dezember und 30% im August. Der Beitrag der übrigen NO₂-Zusatzbelastung betrug 24-45%.

Im Untersuchungszeitraum war in der kalten Jahreszeit die Hintergrundbelastung mit einem Anteil von 40-52% die dominierende Ursache der NO₂-Immission. Durch den Ozonabbau an der Station wurden im Sommer bis zu 30%, im Winter z. T. weniger als 10% der NO₂-Gesamtmission verursacht. Die übrige NO₂-Zusatzbelastung, die v. a. dem primären NO₂ zuzurechnen ist, trug je nach Monat 24-45% bei.

Auch für den Wochenverlauf zeigt die Auswertung der Ozonmessungen variierende Beiträge der verschiedenen Ursachen zur NO₂-Gesamtmission. Insgesamt war die NO₂-Immission an Wochenenden, v. a. sonntags, im Allgemeinen deutlich niedriger als Montag-Freitag (Abb. 7, unten). Dazu trug vor allem der überdurchschnittliche Rückgang der städtischen Hintergrundbelastung bei.

Die NO₂-Zusatzbelastung zeigt keinen so starken Rückgang am Wochenende. Während die ozonbedingte NO₂-Zusatzbelastung am Wochenende meist ähnlich hoch oder höher war als Mo-Fr, zeigte die übrige NO₂-Zusatzbelastung eine große Übereinstimmung mit der NO_x-Zusatzbelastung. Sie war üblicherweise am Wochenende deutlich niedriger, allerdings in einigen Monaten (Sept., Nov., Jan.) auch samstags höher als Montag-Freitag.

Der Beitrag der Zusatzbelastung zur NO₂-Gesamtmission war an den Wochenenden meist deutlich gegenüber Montag-Freitag erhöht. Ursache dafür war v. a. die Zunahme von NO₂ aus Ozonabbau am Wochenende, während die übrige nicht-ozonbedingte NO₂-Zusatzbelastung am Wochenende üblicherweise zurückging.

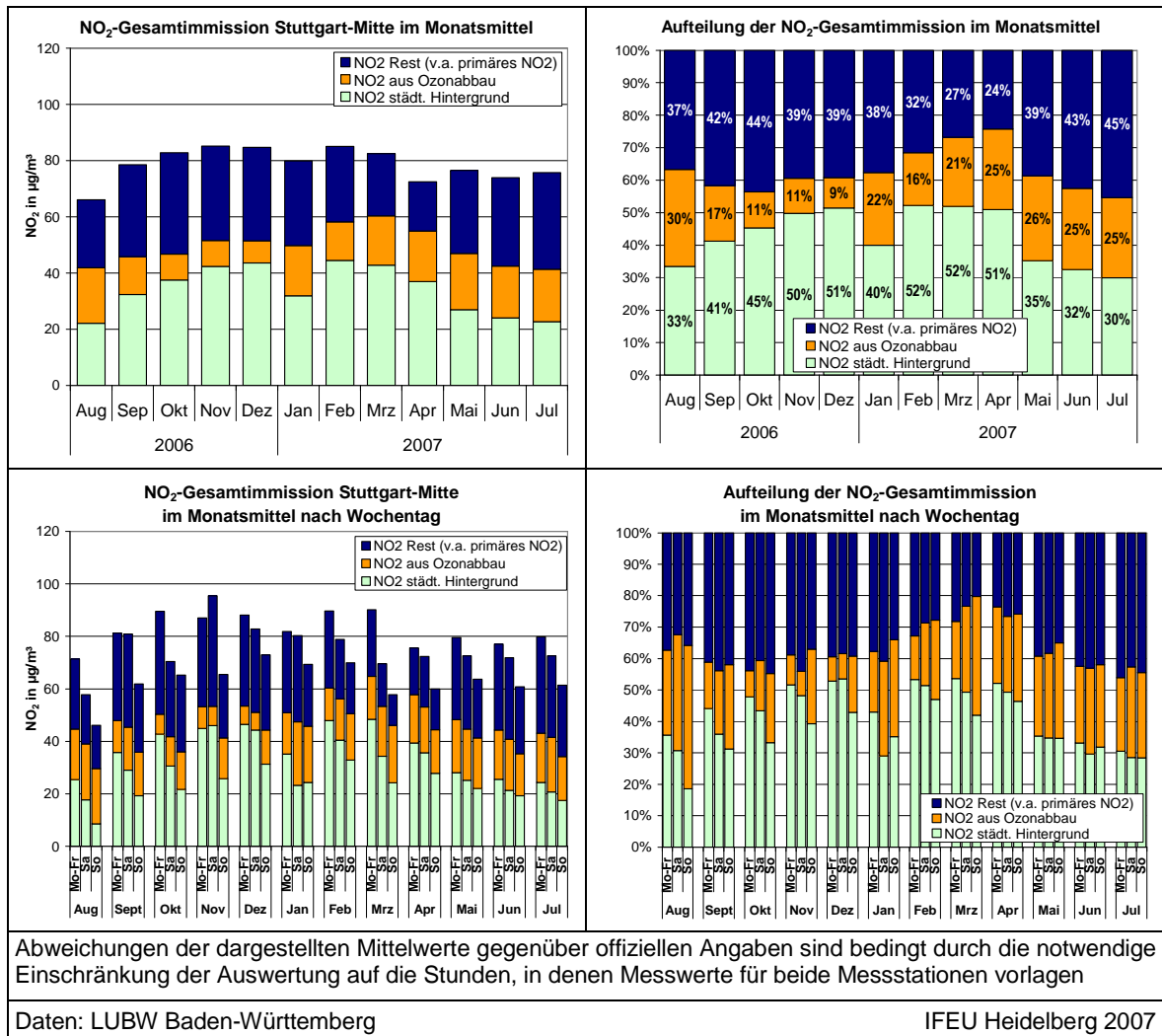


Abb. 7 Monatsmittel der NO₂-Gesamtmission nach Ursachen

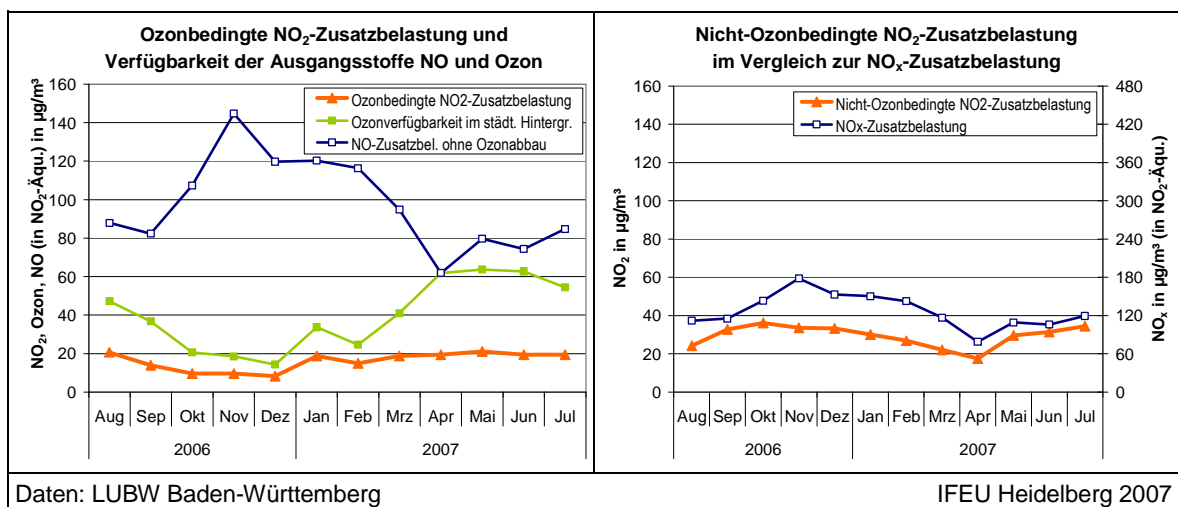


Abb. 8 Ozonbedingte NO₂-Zusatzbelastung und Verfügbarkeit der Ausgangsstoffe Ozon und NO (links), Nicht-Ozonbedingte NO₂-Zusatzbelastung und NO_x-Zusatzbelastung (rechts)

7. Die Auswertung der Ozonmessungen deutet auf relativ geringe Veränderungen der NO₂-Anteile an den lokalen NO_x-Emissionen im Tagesverlauf

Unter der Annahme, dass zur NO_x-Zusatzbelastung an der Messstation Stuttgart-Mitte nur die NO_x-Emissionen des lokalen Verkehrs beitragen, spiegeln Änderungen der NO_x-Zusatzbelastung im Tagesverlauf neben meteorologischen Einflüssen im Wesentlichen die Veränderungen der NO_x-Emissionen des lokalen Verkehrs wider. Ein Teil der NO_x-Emissionen wird direkt als NO₂ emittiert (primäres NO₂) und trägt somit ohne Umwandlung zur NO_x-Zusatzbelastung bei. Ein weiterer Teil der NO_x-Zusatzbelastung liegt infolge der Reaktion von emittiertem NO mit Ozon ebenfalls als NO₂ vor. Beide Ursachen zusammen bilden den größten Teil der NO₂-Zusatzbelastung ab. Die übrige NO_x-Zusatzbelastung bildet das nach Ozonabbau verbleibende direkt emittierte NO.

Mit den Ozonkonzentrationen an der Verkehrsstation und der Hintergrundstation kann somit der Ozonabbau und die gebildete NO₂-Menge stundenweise berechnet werden. Unter der Annahme, dass keine anderen luftchemischen Reaktionen zu relevanten Änderungen der NO- und NO₂-Zusatzbelastung führen, wird die übrige NO₂-Zusatzbelastung vollständig als primäres, vom lokalen Verkehr direkt emittiertes NO₂ angenommen. Der Anteil von diesem NO₂ in der NO_x-Zusatzbelastung müsste demnach auch dem NO₂-Anteil in den lokalen NO_x-Emissionen entsprechen.

Eine differenzierte Darstellung der Tagesgänge für den Untersuchungszeitraum ist im Anhang enthalten. Abb. 9 zeigt den mittleren Tagesgang für August 2006 Montag-Freitag. Die gesamte NO_x-Zusatzbelastung zeigt einen deutlichen Tagesgang, der mit dem an Hauptverkehrsstraßen üblichen Tagesgang der verkehrsbedingten NO_x-Emissionen gut korreliert.

Die über den Ozonabbau berechnete ozonbedingte NO₂-Zusatzbelastung ist morgens gering, steigt ab dem späten Vormittag bis zum Nachmittag an und geht abends wieder zurück. Aufgrund dieses gegenüber NO_x abweichenden Tagesverlaufs verändert sich auch der prozentuale Anteil von ozonbedingtem NO₂ an der NO_x-Zusatzbelastung stark im Tagesverlauf.

Die den primären NO₂-Emissionen zugerechnete Zusatzbelastung hat im gesamten Tagesverlauf einen relativ konstanten Anteil an der NO_x-Zusatzbelastung von etwa 20% (Abb. 9 rechts). Unter den getroffenen vereinfachten Annahmen lässt das auf einen relativ konstanten NO₂-Anteil in den NO_x-Emissionen des lokalen Verkehrs im Tagesverlauf schließen.

Die NO_x-Zusatzbelastung korreliert gut mit dem typischen Tagesgang der NO_x-Emissionen an Verkehrsmessstationen. Die ozonbedingte NO₂-Zusatzbelastung hat im Tagesverlauf einen stark variierenden Anteil an der NO_x-Zusatzbelastung. Die übrige NO₂-Zusatzbelastung dagegen hat über den Tag einen relativ konstanten Anteil an der NO_x-Zusatzbelastung. Dies lässt auf einen relativ einheitlichen NO₂-Anteil in den NO_x-Emissionen des lokalen Verkehrs im Tagesverlauf schließen.

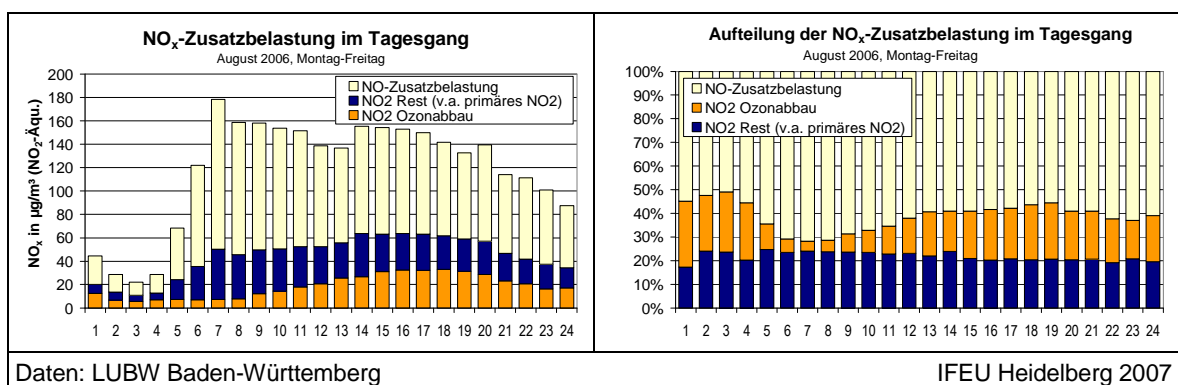


Abb. 9 Zusammensetzung der NO_x-Zusatzbelastung im Tagesgang

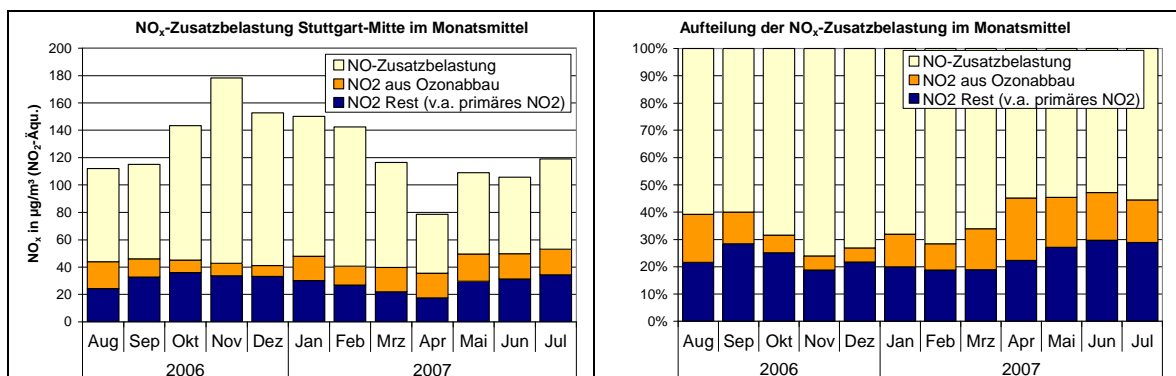
8. Der Anteil von nicht-ozonbedingtem NO₂ in der NO_x-Zusatzbelastung variiert im Untersuchungszeitraum im Monatsmittel zwischen 20 und 30%

Die NO_x-Zusatzbelastung war von Oktober bis Februar im Monatsmittel deutlich höher als in den übrigen Monaten. Im November war die NO_x-Zusatzbelastung mehr als doppelt so hoch wie im April. Die Veränderung der NO₂-Zusatzbelastung zwischen den Monaten war insgesamt deutlich geringer, da sich ozonbedingte und nicht-ozonbedingte NO₂-Zusatzbelastung im Untersuchungszeitraum größtenteils gegenläufig verhielten. Die ozonbedingte NO₂-Zusatzbelastung war im Winter deutlich niedriger als im Sommer, da infolge der niedrigeren Ozonverfügbarkeit weniger NO₂ gebildet wurde. Entsprechend war der ozonbedingte NO₂-Anteil in der NO_x-Zusatzbelastung im Winter mit 5% teilweise sehr gering, während er im Sommer 18-23% erreichte.

Die nicht-ozonbedingte NO₂-Zusatzbelastung war im Winter höher als im Sommer und zeigte damit grundsätzlich einen ähnlichen Jahresverlauf wie die NO_x-Zusatzbelastung. Dabei lag in den Monaten November bis März der Anteil von nicht-ozonbedingtem NO₂ in der NO_x-Zusatzbelastung im Mittel bei ca. 20%, erreichte in den übrigen Monaten dagegen bis zu 30%. Da der Untersuchungszeitraum der Ozonmessungen an der Stuttgarter Verkehrsstation erst ein Jahr umfasst, kann noch nicht abschließend gesagt werden, ob es sich hierbei um wiederkehrende jahreszeitliche Schwankungen handelt. Aufschluss hierüber könnte eine kontinuierliche Fortführung der Auswertungen der Ozonmessungen an der Stuttgarter Verkehrsstation geben.

Die „nicht-ozonbedingte NO₂-Zusatzbelastung“ wird zum größten Teil auf die primären NO₂-Abgasemissionen zurückgeführt. Eine jahreszeitliche Variation des nicht-ozonbedingten NO₂-Anteils in der NO_x-Zusatzbelastung könnte darauf hindeuten, dass die nicht-ozonbedingte NO₂-Zusatzbelastung entgegen den getroffenen Annahmen nicht allein primäres NO₂ ist, sondern weitere Ursachen (z. B. luftchemische Reaktionen mit OH-Radikalen) jahreszeitabhängig in relevantem Umfang zur NO₂-Zusatzbelastung beitragen. In dem Maße, wie solche Einflüsse unterschätzt werden, wird der Anteil von primärem NO₂ in der NO_x-Zusatzbelastung und damit das rückgerechnete NO₂/NO_x-Emissionsverhältnis überschätzt.

Der Anteil von ozonbedingtem NO₂ in der NO_x-Zusatzbelastung variiert infolge der gegenläufigen jahreszeitlichen Entwicklung von Ozonabbau und NO_x-Immission. Auch der Anteil von nicht-ozonbedingtem NO₂ in der NO_x-Zusatzbelastung zeigt eine geringe Variation im Jahresverlauf. Dies deutet möglicherweise auf einen relevanten Einfluss anderer Ursachen hin, z.B. weiterer luftchemischer Prozesse, die in der vereinfachten auf den Ozonabbau eingeschränkten Betrachtung nicht erfasst werden.



Abweichungen der dargestellten Mittelwerte gegenüber offiziellen Angaben sind bedingt durch die notwendige Einschränkung der Auswertung auf die Stunden, in denen Messwerte für beide Messstationen vorlagen

Daten: LUBW Baden-Württemberg

IFEU Heidelberg 2007

Abb. 10 Zusammensetzung der NO_x-Zusatzbelastung im Monatsmittel

NO_x- und NO₂-Emissionen des städtischen Kfz-Verkehrs

Die Entwicklung der NO₂- und NO_x-Emissionen des städtischen Kfz-Verkehrs ist von hoher Bedeutung bei der Ermittlung der zukünftigen NO₂-Immissionsentwicklung. In diesem Abschnitt werden Emissionsfaktoren für NO₂ und NO_x heutiger und zukünftiger Fahrzeuge ermittelt und die NO_x- und primären NO₂-Emissionen des städtischen Kfz-Verkehrs für verschiedene Szenarien ermittelt.

Die Grenzwertgesetzgebung bei Kraftfahrzeugen gilt für einen Summenwert von Stickstoffoxiden (NO_x). Aus diesem Grund wird auch bei Emissionsmessungen (z.B. Felduntersuchungen) meist nur die Summe der NO_x-Emissionen ermittelt. Einzelwerte für die Emissionen von NO und NO₂ lagen deshalb bisher nur in geringem Umfang vor.

In den letzten Jahren wurden in mehreren europäischen Messlabors² getrennte Messungen der genannten Komponenten durchgeführt. Vom IFEU-Institut wurde eine Analyse dieser Emissionsmessdaten durchgeführt. Dabei wurden insbesondere ca. 200 Pkw-Datensätze zum Innerortsverkehr ausgewertet sowie Emissionsmessungen für Lkw und Busse.

Die in dieser Analyse ermittelten NO₂/NO_x-Emissionsverhältnisse wurden anschließend mit den NO_x-Emissionsfaktoren des Emissionsmodells TREMOD [IFEU 2005] verknüpft. Mit den fahrzeugspezifischen NO_x-Emissionsfaktoren konnten somit NO₂-Faktoren zur Berechnung von innerstädtischen NO₂-Emissionen im Straßenverkehr abgeleitet werden.

Für mittlere Innerortssituationen wurden NO_x- und NO₂-Emissionen für die Jahre 1995 bis 2020 berechnet. Mittels einer Sensitivitätsanalyse wurde dabei auch überprüft, wie sich abweichende NO₂-Anteile in den Emissionen bei Pkw auf die Gesamthöhe der NO₂-Emissionen und den Beitrag der einzelnen Fahrzeugkategorien auswirken.

Zusätzlich wurde eine spezifische Berechnung der NO_x- und NO₂-Emissionen für den lokalen Verkehr an der Messstation Stuttgart-Mitte in den Jahren 2005, 2010, 2015 und 2020 durchgeführt. Diese dienen als Grundlage für die in dieser Studie durchgeführten Immissionsmodellierungen.

Die für das Jahr 2005 berechneten NO₂/NO_x-Emissionsverhältnisse an der Stuttgarter Messstation wurden mit den Erkenntnissen aus der Auswertung der Ozonmessungen verglichen sowie ergänzend auch mit einer Analyse für das Jahr 2005 nach dem Modellansatz von Carslaw-Beevers in [CB 2007]. Unterschiede der verschiedenen methodischen Ansätzen können damit aufgezeigt werden (Kap. 15).

² Z.B. [TNO 2007], [EMPA 2007], [Millbrook 2006]

9. Die NO₂/NO_x-Verhältnisse in den Emissionen bei modernen Diesel-Pkw zeigen eine große Streuung und sind deutlich höher als bei Otto-Pkw.

Bei Otto-Pkw zeigten die ausgewerteten Emissionsmessungen nur eine geringe Streuung der NO₂/NO_x-Verhältnisse im Abgas. Dieses lag im Schnitt für alle Grenzwertstufen meist weit unter 10%.

Bei Diesel-Pkw zeigten die Emissionsmessungen dagegen eine große Streuung der NO₂/NO_x-Verhältnisse innerhalb einer Euro-Stufe und große Veränderungen zwischen den Euro-Stufen. Deutliche Unterschiede je nach Berücksichtigung der Kaltstartphase lassen zudem auf einen relevanten Einfluss der Betriebstemperatur auf das Emissionsverhalten schließen.

- Bei Diesel-Pkw ≤ Euro 2 betragen die mittleren NO₂/NO_x-Verhältnisse in Emissionsmessungen mit betriebswarmem Motor im Bereich 10-20%, bei kaltem Motor lag das Verhältnis etwas höher.
- Ab Euro 3 stieg das NO₂/NO_x-Verhältnis bei Diesel-Pkw stark an. Bei Euro 4-Pkw mit Partikelfilter wurden im Einzelfall auch NO₂-Anteile von über 80% gemessen. Bei kaltem Motor liegen die NO₂/NO_x-Verhältnisse hier niedriger als bei warmen Motor.

Die große Streuung zwischen einzelnen Messwerten innerhalb einer Grenzwertstufe tritt bei Diesel-Pkw infolge fahrzeugspezifischer Unterschiede auf, ist aber auch mit bedingt durch unterschiedliche Messbedingungen und -methodiken in den einzelnen Messlabors³. Der mögliche Einfluss dieser Streuung auf die NO₂-Emissionen wird mittels einer Sensitivitätsanalyse in Kap. 13 untersucht.

Otto-Pkw haben sehr geringe NO₂/NO_x-Verhältnisse in den Abgasemissionen. Die NO₂/NO_x-Verhältnisse bei Diesel-Pkw sind generell im Mittel deutlich höher, insbesondere ab Euro 3, und zeigen eine große fahrzeugspezifische Streuung. Am höchsten sind die NO₂/NO_x-Verhältnisse bei Pkw Euro 4 mit Partikelfilter.

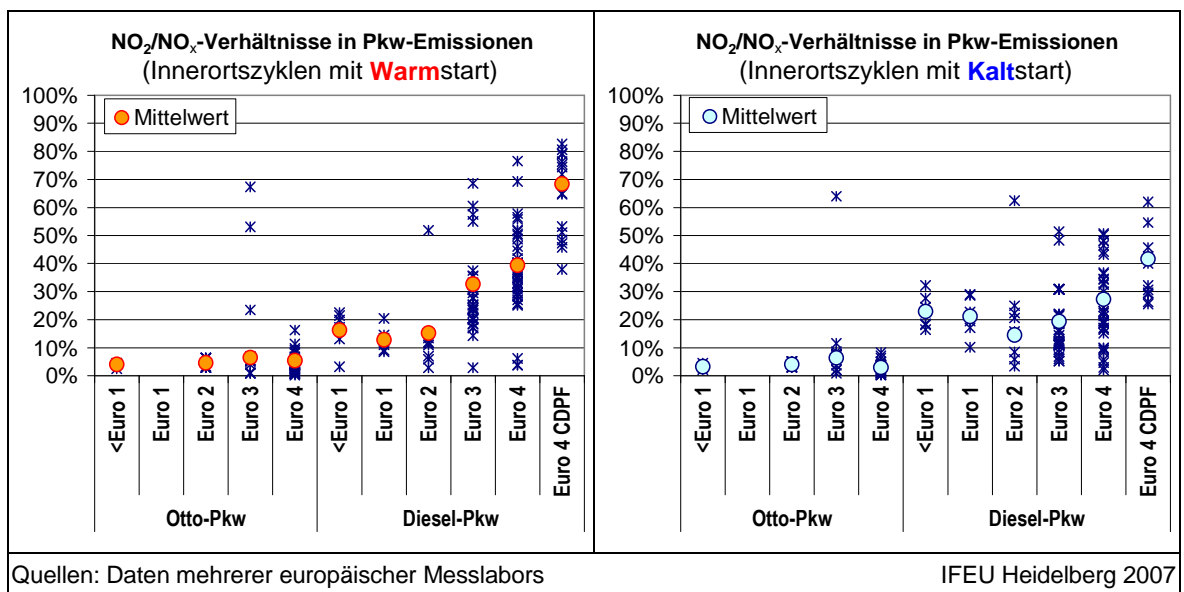


Abb. 11 NO₂/NO_x-Verhältnisse in Einzelmessungen bei Pkw

³ siehe hierzu im Anhang Einfluss der Messmethodik

10. Die NO₂-Emissionen moderner Diesel-Pkw sind wegen der generell höheren NO_x-Emissionen und gleichzeitig höheren NO₂-Anteilen deutlich höher als bei Otto-Pkw

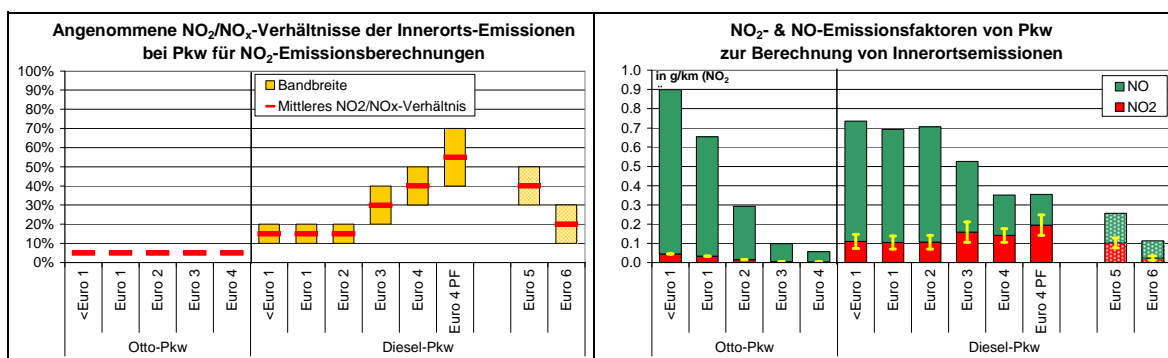
Auf Basis der ausgewerteten Emissionsmessungen wurden mittlere NO₂/NO_x-Verhältnisse der Emissionen von Pkw im Innerortsverkehr abgeleitet (Abb. 12, links). Bei Otto-Pkw wird für alle Grenzwertstufen ein mittleres NO₂/NO_x-Verhältnis von 5% angesetzt. Für Diesel-Pkw bis Euro 2 wird von einem mittleren NO₂/NO_x-Verhältnis von 15% ausgegangen. Ab Euro 3 wird eine Zunahme des mittleren NO₂/NO_x-Verhältnis von 30% (Euro 3) bis auf 55% (Euro 4 mit beschichtetem Partikelfilter) angenommen.

Ergänzend zu den geltenden Grenzwertstufen wurde die Einführung der zukünftigen Stufen Euro 5 und 6 einbezogen. Zur Erreichung der zukünftigen NO_x-Grenzwerte sind verschiedene Technologien möglich, die unterschiedliche Auswirkungen auf die NO₂-Anteile im Abgas haben können. Wir gehen davon aus, dass der NO₂-Anteil bei Diesel-Pkw Euro 5 durch eine geänderte Beschichtung von Partikelfiltern im Mittel auf 40% absinken wird. Bei Euro 6 wird sich je nach Minderungsstrategie (SCR, Speicherkatalysator, innermotorisch) ein unterschiedliches NO₂/NO_x-Verhältnis im Abgas ergeben. Unter der Annahme, dass sich ein Mix dieser Technologien ergeben wird, nehmen wir ein Verhältnis von 20% an.

Die NO₂/NO_x-Emissionsverhältnisse wurden in das Emissionsmodell TREMOD implementiert, um die spezifischen NO₂-Emissionen zu ermitteln. Abb. 12 zeigt rechts die Aufteilung der mittleren NO_x-Emissionsfaktoren im Innerortsverkehr zwischen NO und NO₂.

Otto-Pkw haben aufgrund der niedrigen spezifischen NO_x-Emissionen und gleichzeitig niedriger NO₂/NO_x-Verhältnisse sehr niedrige NO₂-Emissionen. Die NO₂-Emissionen bei Diesel-Pkw sind generell höher als bei Otto-Pkw, da sowohl die spezifischen NO_x-Emissionen als auch die NO₂/NO_x-Verhältnisse im Abgas höher sind.

Bei Diesel-Pkw steigen die spezifischen NO₂-Emissionen ab Euro 3 infolge der deutlich erhöhten NO₂/NO_x-Verhältnisse an, trotz verringerter NO_x-Emissionen. Die meisten neu zugelassenen Diesel-Pkw in Deutschland sind inzwischen serienmäßig mit einem beschichteten Partikelfilter ausgestattet. Das führt zu einer zusätzlichen Erhöhung der NO₂-Emissionen gegenüber Diesel-Pkw Euro 4 ohne Partikelfilter. Die Einführung der neuen Grenzwertstufen Euro 5 und Euro 6 bewirkt unter den getroffenen Annahmen eine Abnahme bei NO_x- und NO₂-Emissionen.



Da die fahrzeugspezifische Streuung und der Einfluss der Kaltstartphase je nach Ort, Zeit und Verkehrszusammensetzung zu abweichenden mittleren NO₂/NO_x-Verhältnissen in den Abgasemissionen von Diesel-Pkw führen können, wurden zusätzlich Bandbreiten für eine Sensitivitätsanalyse definiert.

Bei Otto-Pkw wird die neue Grenzwertstufe Euro 5 voraussichtlich nicht zu einer zusätzlichen NO_x-Minderung führen, da bereits bei aktuellen Otto-Pkw Euro 4 die Typprüfwerte sehr niedrig sind und meist deutlich unter dem Euro 5-Grenzwert liegen. Bei Diesel-Pkw wurde entsprechend der prozentualen Reduktion der NO_x-Grenzwerte gegenüber Euro 4 eine Minderung der spezifischen NO_x-Emissionen bei Euro 5 um 28% angenommen, und bei Euro 6 um 68%.

IFEU Heidelberg 2007

Abb. 12 Angenommene mittlere NO₂-Emissionsanteile bei Pkw (links); Resultierende NO₂- und NO-Emissionsfaktoren von Pkw im Innerortsverkehr (rechts)

11. Die NO₂-Emissionen von Bussen und Lkw können beim Einsatz von Partikelminderungssystemen stark ansteigen.

Das NO₂/NO_x-Verhältnis im Abgas von Schweren Nutzfahrzeugen (Lkw, Busse) ohne Abgasnachbehandlung zur Minderung der Partikelemissionen liegt unter 10%. Beim Einsatz von Partikelminderungssystemen steigt das NO₂/NO_x-Verhältnis in den meisten Fällen deutlich an. Das betrifft insbesondere CRT®-Systeme, die häufig in städtischen Bussen als Basisausstattung oder zur Nachrüstung eingesetzt werden. Hier liegt in Innerorts-Testzyklen der gemessene NO₂-Anteil bei 40-60%. Auch bei anderen Partikelminderungssystemen (z. B. DPX, PM-Kat) kommt es zum Anstieg der NO₂-Anteile im Abgas (Abb. 13, oben links).

Bei Fahrzeugen mit CRT®-Systemen zeigen sich zudem große Schwankungen der NO₂-Anteile in Abhängigkeit von Drehzahl und Motorlast. Insbesondere bei geringer Motorlast sind die gemessenen NO₂-Anteile teilweise deutlich höher als in mittleren Innerorts-Testzyklen. Demnach können die NO₂-Emissionen solcher Fahrzeuge in speziellen Fahrsituationen deutlich höher sein als im Durchschnitt des Innerortsverkehrs (Abb. 13, oben rechts).

In den Emissionsberechnungen für den Innerortsverkehr wird für Schwere Nutzfahrzeuge ohne nachgeschalteter Partikelminderung ein NO₂-Anteil im Abgas von 8% angenommen. Für Busse Euro II mit CRT®-System wird entsprechend der Auswertung der Emissionsmessungen im Mittel ein NO₂-Anteil von 20% angenommen, bei Euro III von 45%. Bei Bussen und Lkw Euro IV mit PM-Kat wird ein mittleres NO₂/NO_x-Verhältnis von 40% angenommen.

Mit den abgeleiteten NO₂-Anteilen und den NO_x-Emissionsfaktoren für den Innerortsverkehr (TREMOD) wurden die Emissionsfaktoren für NO und NO₂ ermittelt (Abb. 13, unten).

Lkw und Busse ohne Partikelminderungssystem haben generell niedrige NO₂-Emissionen, die mit dem Rückgang der NO_x-Emissionen bei strengeren Grenzwertstufen weiter abnehmen. Bei Fahrzeugen mit Partikelminderungssystem sind die spezifischen NO₂-Emissionen um Faktor 3-6 erhöht. Ein Bus oder Lkw Euro IV mit Partikelminderungssystem hat damit höhere spezifische NO₂-Emissionen als Fahrzeuge ≤ Euro II ohne Partikelminderung.

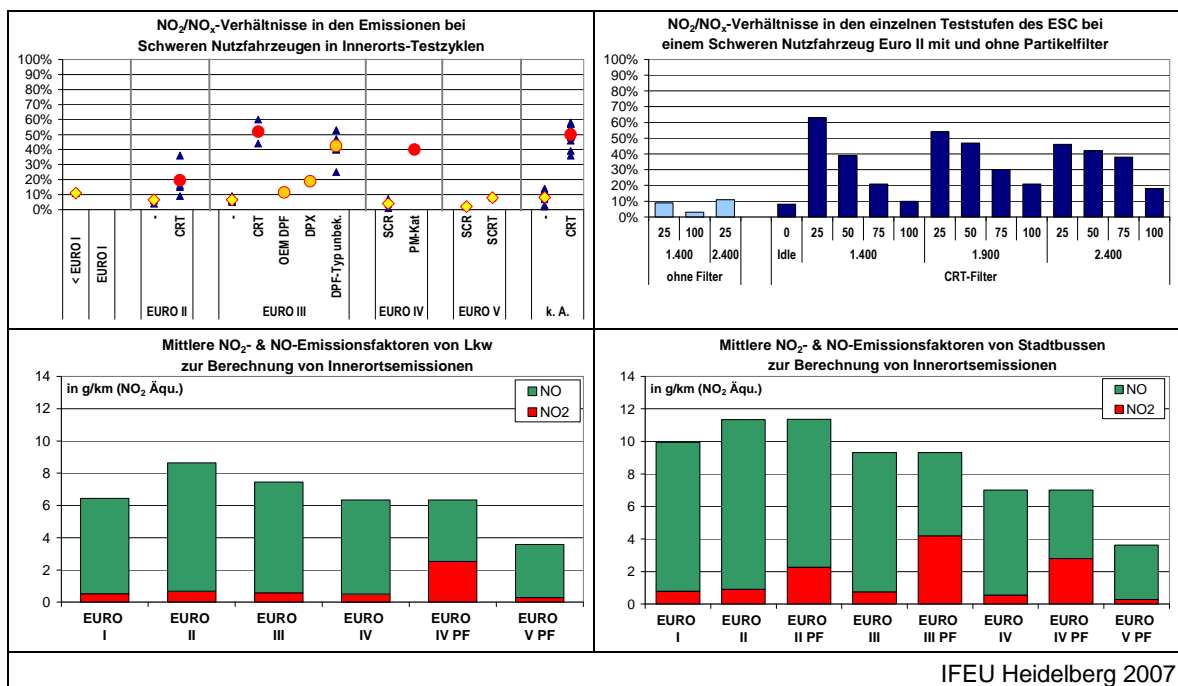


Abb. 13 NO₂-Anteile in Einzelmessungen bei Lkw und Bussen (oben); NO₂- und NO-Emissionsfaktoren von Lkw und Bussen im Innerortsverkehr (unten)

12. Die NO₂-Emissionen des städtischen Kfz-Verkehrs werden mit der Einführung neuer Pkw-Grenzwertstufen Euro 5 und 6 in den kommenden Jahren sinken.

Mit TREMOD wurde die Entwicklung der NO_x- und NO₂-Emissionen im Zeitraum 1995-2020 für zwei verschiedene Szenarien berechnet:

- a) Berücksichtigung der Abgasgesetzgebung bis Euro 4/Euro V
- b) Einführung weiterer strengerer Grenzwertstufen (Euro 5 & 6 für Pkw).

Dafür wurde eine Straßensituation mit einem durchschnittlichen täglichen Verkehr (DTV) von 40.000 Kfz ausgewählt, davon 4% Lkw und 0,5% Busse. Der Anteil der Diesel-Pkw an der Pkw-Fahrleistung und die Anteile verschiedener Grenzwertstufen wurden für den bundesdeutschen Durchschnitt mit dem Emissionsmodell TREMOD ermittelt.

Demnach nahmen die NO_x-Emissionen zwischen 1995-2005 um 40% ab. Ohne die Einführung der Grenzwertstufen Euro 5 und Euro 6 würden die Emissionen zwischen 2005 und 2020 um weitere 48% zurückgehen. Die Einführung der neuen Pkw-Grenzwertstufen Euro 5 & 6 wird den Rückgang der NO_x-Emissionen verstärken (Rückgang 2005-2020: 61%).

Die NO₂-Emissionen dagegen gingen bis 1999 zurück, sind danach aber deutlich angestiegen. Auch zukünftig wäre aufgrund weiter ansteigender NO₂-Emissionen bei Diesel-Pkw ohne die Einführung von Euro 5/6-Pkw frühestens ab 2016 ein leichter Rückgang der NO₂-Emissionen zu erwarten. Erst die Einführung von Euro 5 (im Szenario ab 2008) und Euro 6-Pkw (im Szenario ab 2013) führt zu einer deutlichen Reduktion der NO₂-Emissionen.

Mit der Einführung neuer Pkw-Grenzwertstufen Euro 5 & 6 nehmen die NO₂-Emissionen des städtischen Kfz-Verkehrs ab. Dafür muss gewährleistet sein, dass bei den spezifischen NO₂-Emissionen neuer Diesel-Pkw (Euro 5 und 6) die angenommenen Minderungen tatsächlich erreicht werden.

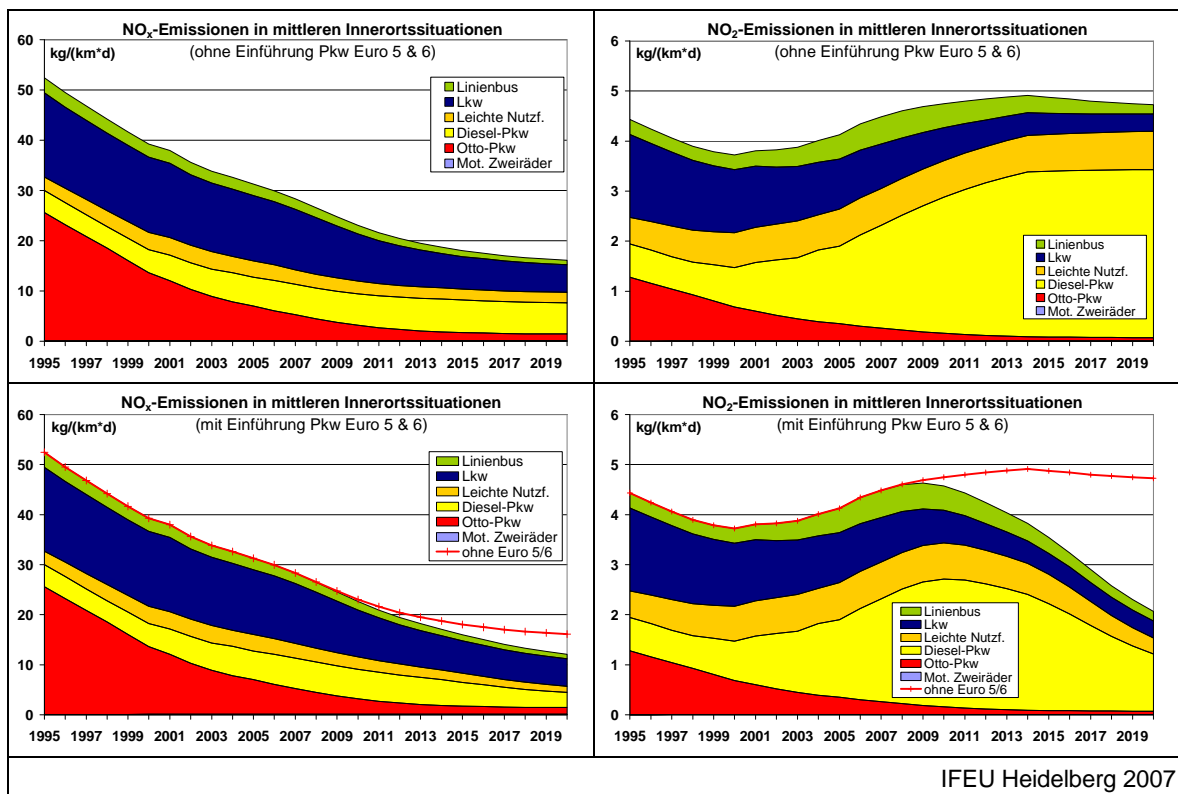


Abb. 14 NO_x- und NO₂-Emissionen in einer mittleren Innerortssituation

13. Sensitivitätsanalyse zeigt: Der Trend der zeitlichen Entwicklung der NO₂-Emissionen ist auch bei Variation des NO₂/NO_x-Verhältnisses nahezu identisch

Die Höhe der NO₂-Emissionen variiert zwischen Fahrzeugtypen innerhalb einer Grenzwertstufe. Zudem haben der Betriebszustand des Motors, das Fahrverhalten und die Umgebungsbedingungen (z.B. Temperatur) Einfluss auf die Höhe der NO₂-Emissionen. Um die Wirkung dieser Einflüsse auf die Emissionen abzuschätzen, wurde für die mittlere Innerortssituation eine Sensitivitätsanalyse mit abgeschätzten Bandbreiten zu den spezifischen NO₂-Emissionen der Pkw durchgeführt.

Bei niedrigeren NO₂/NO_x-Verhältnissen liegen die NO₂-Emissionen der Diesel-Pkw entsprechend niedriger, bei höheren NO₂/NO_x-Verhältnissen höher als im Referenzfall. Der Anteil von Diesel-Pkw an den NO₂-Emissionen des gesamten Verkehrs liegt im ersten Fall im Jahr 2005 30% und steigt auf über 50% im Jahr 2015. Im zweiten Fall liegt der Anteil der Diesel-Pkw an den NO₂-Emissionen bereits im Jahr 2005 bei 42% und steigt bis 2015 auf über 60%. Nach 2015 verringert sich der Anteil der Diesel-Pkw in beiden Fällen wieder.

Die relative Entwicklung der für die lokale Zusatzbelastung mitbestimmenden gesamten primären NO₂-Emissionen bleibt zwischen heute (2005) und 2020 für die gesamte Bandbreite der untersuchten spezifischen NO₂-Emissionen sehr ähnlich. Im Jahr 2010 liegen die NO₂-Emissionen bis zu 10% höher als 2005. Bis 2015 erfolgt dann ein Rückgang auf etwa 80% des Emissionsniveaus von 2005, bis 2020 auf ca. 45%.

Unterschiedliche Annahmen zur Höhe der spezifischen NO₂-Emissionen von Diesel-Pkw haben keine grundsätzlichen Veränderungen des zeitlichen Trends der NO₂-Emissionsentwicklung zur Folge. Auch unter Annahme von niedrigen spezifischen NO₂-Emissionen sind Diesel-Pkw die Hauptverursacher der primären NO₂-Emissionen in einer mittleren Innerortssituation.

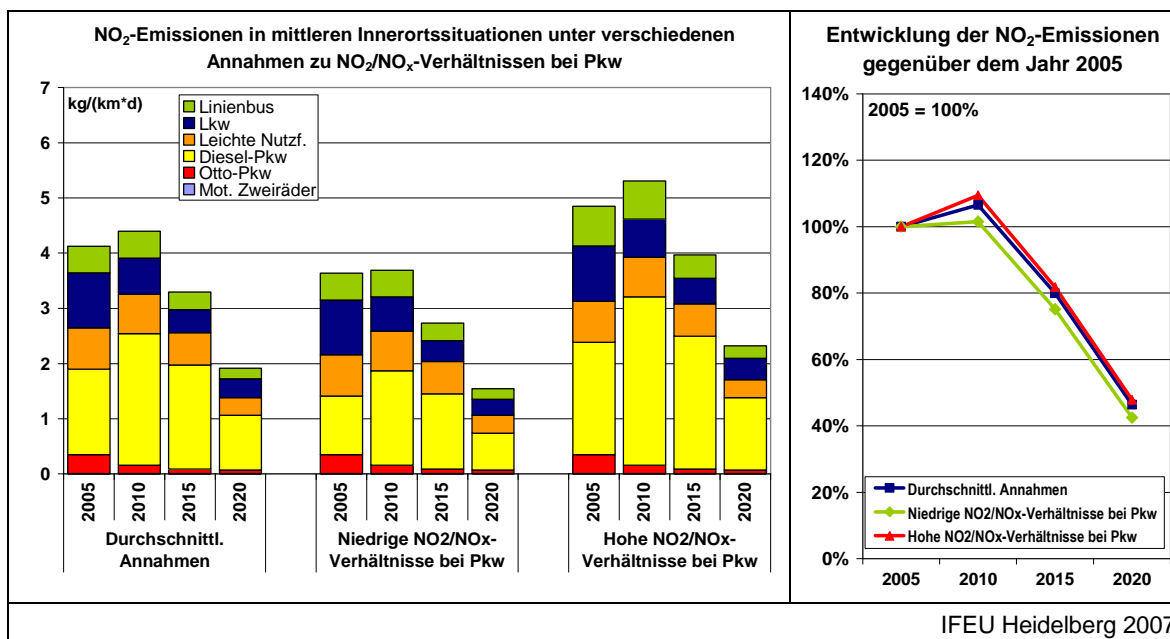


Abb. 15 Vergleich der NO₂-Emissionen in einer mittleren Innerortssituation bei unterschiedlichen NO₂/NO_x-Verhältnissen in den Abgasemissionen von Pkw

14. Busse haben im Umfeld der Verkehrsmessstation „Stuttgart-Mitte“ eine dominierende Rolle bei den NO₂-Emissionen

Die Straßenmessstation „Stuttgart-Mitte“ zeigt die höchsten NO₂-Konzentrationen der Dauermessstationen in Baden-Württemberg. Eine Besonderheit dieser Messstation ist ihre Lage direkt im Anfahrtsbereich einer hoch frequentierten Bushaltestelle.

Bei der ortsspezifischen Emissionsberechnung wurden folgende Parameter berücksichtigt:

- Verkehrsmengen und -zusammensetzung auf Basis von Verkehrszählenden,
- Diesel-Anteil der Pkw-Flotte von Baden-Württemberg,
- Anzahl von Bussen pro Tag,
- Technische Ausstattung der Stuttgarter Busflotte (Euro-Stufen, CRT®-System).

Die NO_x-Emissionen des lokalen Kfz-Verkehrs gehen auch im Umfeld der Messstation Stuttgart-Mitte zwischen 2005 und 2020 stark zurück. Der Anteil des Busverkehrs an den NO_x-Emissionen liegt heute bei ca. 26% und steigt auf etwa 35% an. Der Anteil liegt somit in der gleichen Größenordnung wie der Diesel-Pkw-Verkehr.

Auch bei den NO₂-Emissionen liegt der Anteil der Busse in der Größenordnung der Diesel-Pkw. Die NO₂-Emissionen liegen im Jahr 2010 deutlich höher als 2005. Wegen der Emissionsminderung bei den Diesel-Pkw erreichen die NO₂-Emissionen erst im Jahr 2015 wieder annähernd das Emissionsniveau von 2005.

In Straßen mit viel Busverkehr können diese einen hohen Beitrag zu den NO₂-Emissionen leisten und damit für einen bedeutenden zusätzlichen Anstieg der lokalen NO₂-Emissionen verantwortlich sein.

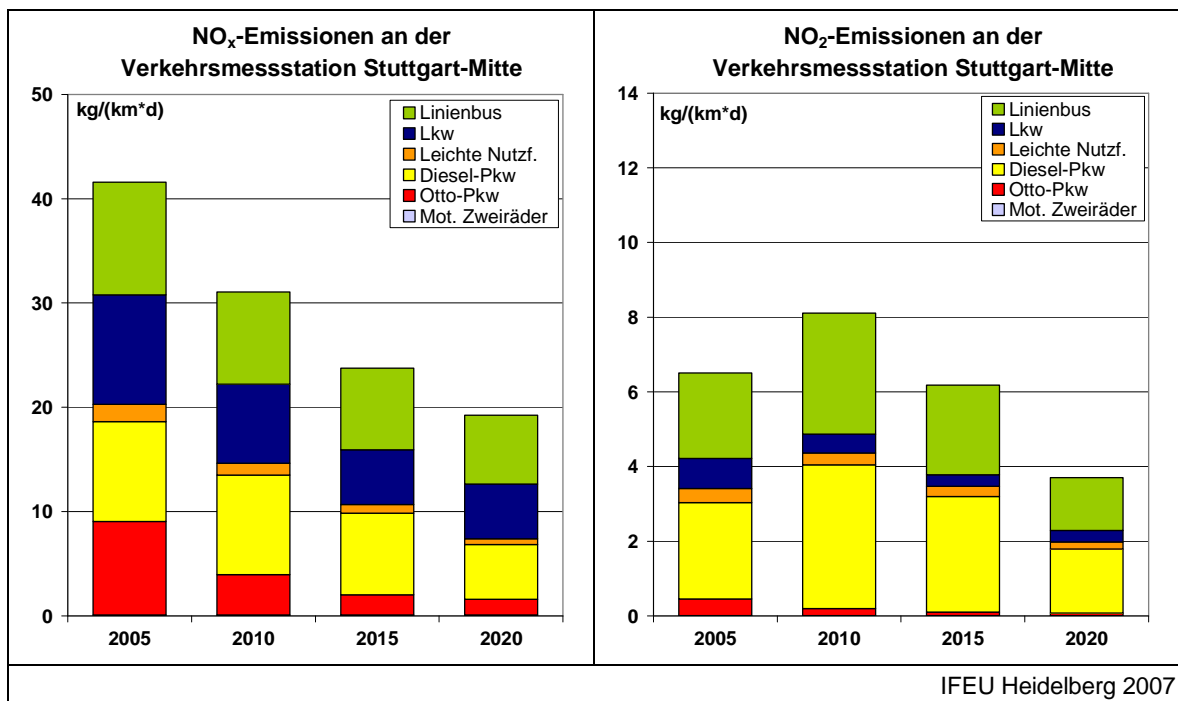


Abb. 16 NO_x- und NO₂-Emissionen an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte

15. Emissionsberechnung und Rückrechnung aus Immissions-Messdaten ergeben unterschiedliche NO₂/NO_x-Verhältnisse in den Verkehrsemissionen

Zur Ableitung des NO₂/NO_x-Emissionsverhältnissen im Abgas der Fahrzeuge wurden bisher verschiedene Methoden verwendet:

- Emissionsberechnung von NO₂ und NO_x auf Basis einer Auswertung von Emissionsmessdaten
- Rückrechnung von NO₂/NO_x-Emissionsverhältnissen anhand von Ozonmessdaten
- Methode von Carslaw-Beevers [Carslaw 2005], die in [CB 2007] für Stationen in Baden-Württemberg angewandt wird.⁴

Diese drei Ansätze wurden für die Messstation Stuttgart-Straße gegenübergestellt (Abb. 17).

Emissionsberechnungen und CB-Methode belegen einen Anstieg der NO₂/NO_x-Emissionsverhältnisse ab dem Jahr 2000. Während in den Emissionsberechnungen je nach Annahme der fahrzeugspezifischen NO₂-Anteile das NO₂/NO_x-Emissionsverhältnis für 2005 ca. 15-19% beträgt, liegt die Rückrechnung nach CB-Methode mit 24% deutlich höher. In der Rückrechnung der Ozonmessdaten 2006/07 war das NO₂/NO_x-Emissionsverhältnis im Mittel 23%, wobei je nach Monat die Bandbreite zwischen 19% und knapp 30% lag.

Die Rückrechnungen über Ozonmessdaten und CB-Methode kommen zu deutlich höheren NO₂-Emissionsanteilen als die Emissionsberechnung. Eine mögliche Erklärung dafür könnten bisher nicht untersuchte Einflüsse anderer luftchemischer Prozesse sein, die zu einer Erhöhung des NO₂-Anteils in der NO_x-Konzentration führen und bei Nichtberücksichtigung fälschlicherweise als primäres NO₂ interpretiert werden. Eine kurze Darstellung des möglichen Einflusses solcher Prozesse erfolgt in der Immissionsmodellierung in den folgenden Abschnitten. Eine ausführliche Analyse ist im Rahmen dieser Studie jedoch nicht möglich.

Der Anteil von NO₂ in den NO_x-Emissionen wird entweder bei Rückrechnung aus Ozonmessdaten und über die CB-Methode überschätzt, oder die Emissionsberechnungen erfassen den Anstieg der NO₂-Emissionsanteile nur unvollständig. Der Anstieg der NO₂-Emissionsanteile wird unabhängig von der Methode deutlich belegt.

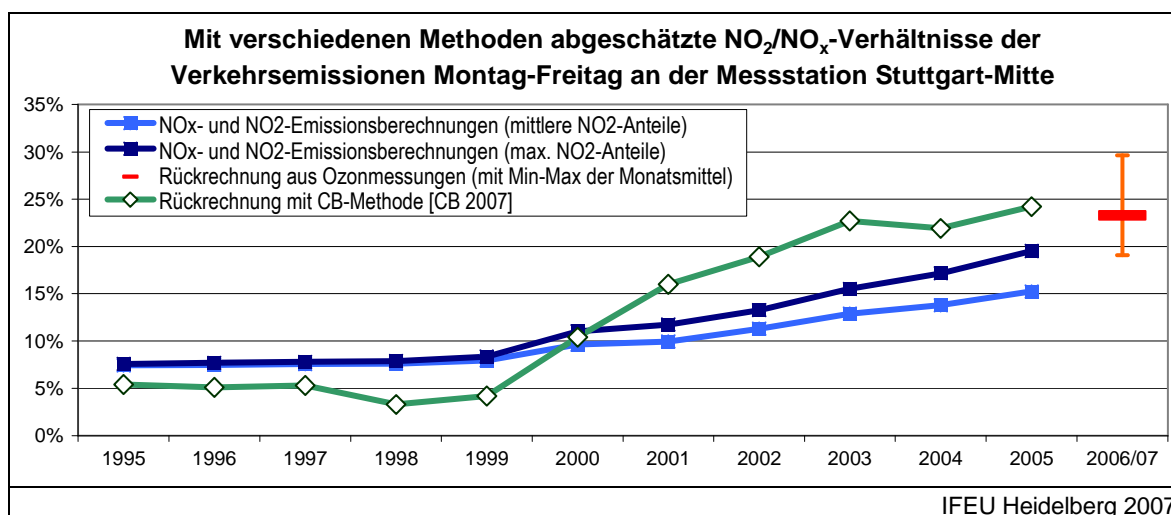


Abb. 17 Mit verschiedenen Methoden abgeschätzte NO₂/NO_x-Verhältnisse der Verkehrsemissionen Montag-Freitag an der Messstation Stuttgart-Mitte

⁴ Bei diesem Ansatz erfolgt eine Rückrechnung der NO₂-Emissionsanteile mittels einer vereinfachten mathematischen Beschreibung der Ozonchemie anhand der Hintergrundkonzentrationen von NO, NO₂ und Ozon sowie der lokalen NO- und NO₂-Zusatzbelastung.

Modellierung der aktuellen und zukünftigen NO₂-Immission an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte

16. Die zukünftige NO₂-Belastung an der Messstation Stuttgart-Mitte wird mit einem chemischen Box-Modell berechnet

Um Aussagen über die Entwicklung der NO₂-Belastung und die Einhaltung der NO₂-Grenzwerte zu erhalten wurde ein chemisches Boxmodell eingesetzt. Mit diesem Modell wurde neben der NO₂-Konzentration auch die Immission von NO und Ozon an der Station Stuttgart-Mitte für die Jahre 2005, 2010, 2015 und 2020 für ein Referenzszenario berechnet.

In dem verwendeten Boxmodell wird die atmosphärische Ausbreitung und die chemische Umsetzung der eingebrachten Stoffe (Verkehrsemissionen, Hintergrundkonzentration) unter dem Einfluss der Sonnenstrahlung und der Windgeschwindigkeit berechnet. Bei den Verkehrsemissionen wird neben den NO_x-Emissionen auch die direkte Emission von NO₂ im Abgas der Kfz berücksichtigt. Der Einfluss der Änderung des NO₂/NO_x-Verhältnisses im Abgas der Kfz auf die Immissionskonzentrationen wird analysiert.

Die Modellrechnungen für die Messstation Stuttgart-Mitte werden zudem den Ergebnissen aus der Analyse der Ozonkonzentrationen für August-Dezember 2006 gegenübergestellt. Insbesondere der Beitrag der direkten NO₂-Emissionen und der Beitrag des Ozonabbaus zur NO₂-Immission an der Stuttgarter Verkehrsstation wird dabei diskutiert (S. 28).

17. Das chemische Box-Modell berücksichtigt sowohl die Fahrzeugemissionen als auch luftchemische Umwandlungsprozesse in der Immissionsmodellierung

In dem von AVISO entwickelten chemischen Box-Modell wird der Tagesgang der Immissionsbelastung von NO, NO₂ und Ozon am Ausgang („outflow“) einer Box berechnet. Die Box stellt einen Abschnitt der Straße dar (siehe Abb. 18).

Am Einströmrand („inflow“) wird die tageszeitliche Entwicklung der Grundbelastung von NO₂, NO und O₃ sowie die Windgeschwindigkeit vorgegeben. Dazu werden im Modell die im städtischen Hintergrund gemessenen Werte verwendet. Am unteren Rand werden die stündlichen NO_x- und NO₂-Emissionen des Verkehrs vorgegeben. Der obere Rand des Boxmodells ist für Sonnenstrahlung durchlässig, es findet jedoch kein Stoffaustausch statt.

Innerhalb der Box wird die chemische Umwandlung von 59 Stoffen beschrieben (durch das Reaktionsmodell RADM2 [RADM2 1990] mit 161 Reaktionen, davon 21 Photolysereaktionen). Die Advektion wird mit einem Aufwindschema berechnet.

Die Konzentration am Ausströmrand ist die Lösung der für jeden Zeitschritt berechneten Massenbilanzgleichung. Die Zeitschritte werden im Lösungsverfahren [Verwer 1994] so bestimmt, dass ein vorgegebenes Maß an Konzentrationsänderung nicht überschritten wird und variieren von Sekundenbruchteilen bis zu einer Minute.

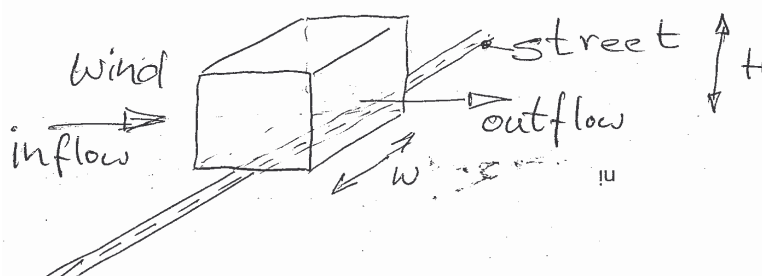


Abb. 18 Prinzipielle Funktionsweise des chemischen Box-Modells

18. Immissionen, Emissionen und meteorologische Parameter im Jahr 2005 sind Basisdaten für die Modellierung und Grundlage zur Modellkalibrierung

Die stündlichen **NO-** und **NO₂-** sowie **Kohlenwasserstoff⁵-Emissionen** des Straßenverkehrs an der Messstation Stuttgart-Mitte wurden von IFEU auf der Basis von Verkehrstagesgängen und Informationen zur Flottenzusammensetzung für die Untersuchungsjahre jeweils für die Wochenzeiträume Montag-Freitag, Samstag, Sonntag berechnet (**Abb. 19**, links stellt den mittleren Tagesgang Mo-Fr 2005 der NO_x- und NO₂-Emissionen dar). Um mögliche Bandbreiten der NO₂/NO_x-Verhältnisse in den Abgasemissionen der Kfz zu berücksichtigen, wurde neben mittleren Annahmen auch eine Berechnung mit hohen NO₂-Emissionsanteilen bei Diesel-Pkw und Bussen durchgeführt und auf ihre Eignung zur Modellierung der NO₂-Immission an der Stuttgarter Messstation überprüft.

Zur Beschreibung der **Hintergrundbelastung** wurden die Stundenwerte der Immissionsbelastung an der städtischen Hintergrundstation „Stuttgart-Bad Cannstatt“ im Jahr 2005 verwendet (Abb. 19, Mitte). Luft mit dieser Konzentration wird in die Box eingetragen („inflow“).

Die stündlichen **Windgeschwindigkeiten** und der stündliche **Temperaturverlauf** entsprechen den an der Station Bad Cannstatt gemessenen Werten im Jahr 2005. **Photolyseraten** werden über eine Winkelfunktion an den täglichen Sonnenstand angepasst. Aktuelle Bedeckungsgrößen zur Verringerung der Einstrahlleistung werden nicht verwendet, da Testrechnungen von AVISO einen sehr geringen Einfluss auf das NO₂-Jahresmittel ergeben haben.

Modellkalibrierung

Zur Kalibrierung des Box-Modells für das Basisjahr wurde die stündlich gemessene NO_x-Konzentration an der Verkehrsstation Station Stuttgart-Mitte verwendet (Abb. 19, rechts) und mit der im Modell berechneten Konzentration verglichen. Wichtigster Parameter der Kalibrierung ist die Windgeschwindigkeit. Diese wird für jeden Tag im Bezugsjahr durch einen Windgeschwindigkeitsfaktor bestimmt, der so angepasst wird, dass Modellergebnis und gemessene NO_x-Immission übereinstimmen. Die zeitliche Variation der Windgeschwindigkeit im Tagesverlauf wurde dabei nicht verändert (Details zur Modellkalibrierung s. Anhang).

Für die Modellierung der zukünftigen Jahre wurde für jede Stunde die Windgeschwindigkeit der jeweiligen Stunde des Kalibrierungsjahrs verwendet, und diese wiederum mit dem Windgeschwindigkeitsfaktor des entsprechenden Tages im Basisjahr skaliert.

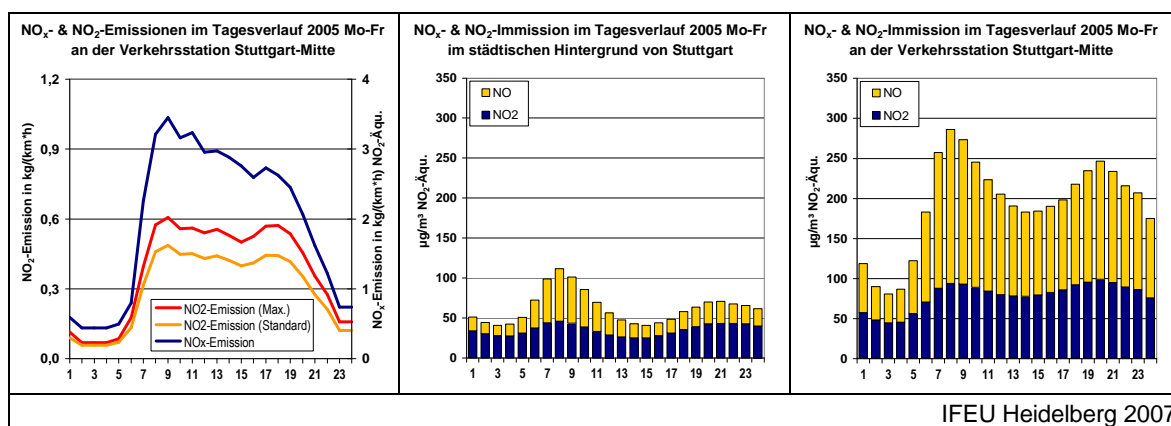


Abb. 19 NO_x- & NO₂-Emissionen in Stuttgart 2005 (links); NO_x- & NO₂-Konzentrationen 2005 an Hintergrund- und Verkehrsstation in Stuttgart (Mitte, rechts)

⁵ Leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC)

19. Für die Modellierung zukünftiger Immissionen wurde die zukünftige Entwicklung von Verkehrsemissionen und Hintergrundkonzentrationen abgeschätzt

Emissionen des lokalen Verkehrs

Die NO_x- und NMVOC-Emissionen nehmen bis zum Jahr 2020 nach den Berechnungen um mehr als 50% gegenüber 2005 ab (Tab. 1). Wegen des höheren Lkw-Anteils liegt das NO₂/NO_x-Verhältnis im Abgas an Werktagen (Mo-Fr) niedriger als an Wochenendtagen. Dieser Anteil steigt sowohl Werktags als auch am Wochenende bis 2020 stark an.

Tab. 1: Emissionen des Basisjahres 2005 und relative Änderungen der Emissions-szenarien 2010,2015,2020

Jahr	Wochentag	NO _x (kg/km*d)	NO ₂ /NO _x (Standard)	NO ₂ /NO _x (Max)	NMVOC (kg/km*d)
2005	Mo-Fr	46,9	15,2%	19,2%	20,8
	Sa	33,7	17,1%	22,0%	18,6
	So	23,0	18,0%	23,5%	13,0
		NO _x Änderung zu 2005	NO ₂ /NO _x (Standard)	NO ₂ /NO _x (Max)	NMVOC Änderung zu 2005
2010	Mo-Fr	-25,5%	25,1%	31,6%	-35,2%
	Sa	-25,0%	29,5%	37,6%	-36,2%
	So	-24,5%	31,6%	40,4%	-36,3%
2015	Mo-Fr	-43,3%	25,0%	31,5%	-48,7%
	Sa	-41,9%	29,3%	37,1%	-50,2%
	So	-40,7%	30,9%	39,3%	-50,3%
2020	Mo-Fr	-53,5%	18,5%	23,2%	-51,5%
	Sa	-54,8%	22,1%	28,2%	-53,3%
	So	-54,5%	23,5%	30,0%	-53,4%

IFEU Heidelberg 2007

Zukünftige Entwicklung der Hintergrundbelastung

Die an der Verkehrsmessstation gemessene Änderung der jahresmittleren Konzentrationen ist nicht allein von der Höhe der lokalen Verkehrsemissionen abhängig. Sie wird auch durch Emissionen anderer Quellen maßgeblich beeinflusst, welche vor allem Auswirkungen auf die allgemeine städtische Hintergrundbelastung haben.

Die Entwicklung der städtischen Hintergrundbelastung zwischen 2005 und 2010 wurde auf Basis von Modell-Ergebnissen des Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz, LANUV NRW [LANUV 2005] abgeschätzt. Dies sind Jahresmittelwerte für die Jahre 2005 und 2010 für die Stadt Düsseldorf aus hoch aufgelösten Modellrechnungen für Nordrhein-Westfalen. Die prozentualen Änderungen wurden analog für Stuttgart übernommen. Die Änderungen der Hintergrundbelastung 2010 bis 2020 wurden auf der Basis von Emissions-szenarien zur Entwicklung der NO_x-Emissionen in Deutschland [UBA 2007] abgeleitet (siehe Tab. 2). Das NO₂/NO_x-Verhältnis wurde nicht verändert. Die Ozonzunahme aufgrund der sinkenden NO_x-Immission wurde mit etwa der Hälfte der NO₂ Abnahme angesetzt.

Tab. 2: Annahmen zur Entwicklung der Hintergrundbelastung

	NO ₂	NO	Ozon
Änderung 2010 gegenüber 2005	- 14%	- 35%	+ 7%
Änderung 2015 gegenüber 2005	- 23%	- 41%	+ 12%
Änderung 2020 gegenüber 2005	- 24%	-42%	+13%
Quellen: LANUV, UBA, AVISO			

20. Trotz des starken Rückgangs der NO_x-Emissionen im Referenzszenario liegen die ermittelten NO₂-Konzentrationen an der Station „Stuttgart-Mitte“ auch im Jahr 2020 noch über dem ab 2010 gültigen NO₂-Grenzwert.

Die mit dem chemischen Boxmodell ermittelte NO_x-Immission an der Station Stuttgart-Mitte gehen zwischen 2005 und 2020 im Jahresmittel um 48% zurück (Abb. 20). Dies folgt aus einem Rückgang der Hintergrundbelastung um 32% und der Verkehrsemissionen um 54%.

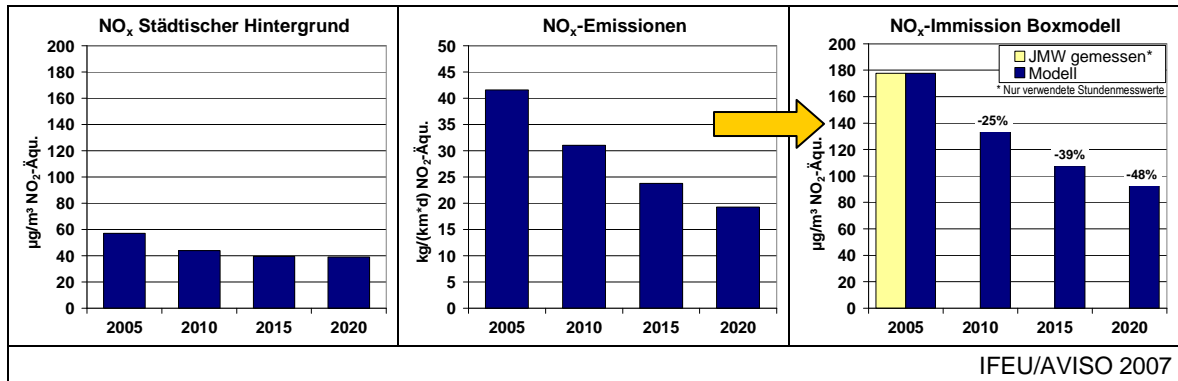


Abb. 20: Entwicklung der NO_x-Emissionen und -Immissionen bis zum Jahr 2020

Die mit dem Boxmodell ermittelte NO₂-Immission nimmt deutlich weniger ab als NO_x. Zwischen 2005 und 2010 nimmt die NO₂-Immission nur um 5-6% ab und liegt mit 69-74 µg/m³ weit über dem ab 2010 gültigen Grenzwert von 40 µg/m³ (Abb. 21). Die städtische Hintergrundbelastung hat im Jahr 2010 weiterhin einen wesentlichen Anteil an der Gesamtimmision. Zudem ist der leichte Anstieg der Ozonkonzentrationen und v. a. die Zunahme der direkten NO₂-Emissionen bis 2010 als Ursache der hohen NO₂-Immission zu erkennen.

Auch bis zum Jahr 2020 nehmen im angenommenen Szenario trotz weiterem Rückgang der NO_x-Emissionen und einer starken Reduktion der direkten NO₂-Emissionen nach 2010 die NO₂-Immission nur auf ca. 50 µg/m³ ab und liegen damit weiterhin über dem vorgegebenen Grenzwert.

Der modellierte Jahresmittelwert für NO₂, der mit mittleren NO₂/NO_x-Emissionsverhältnissen („Standard“) berechnet wurde, stimmt wesentlich besser mit den gemessenen Werten überein, als die Modellierung mit hohen NO₂/NO_x-Verhältnissen („Max“). Letztere führen zu einer Überschätzung des Jahresmittelwertes.

Der NO₂-Grenzwert von 40 µg/m³ wird an der Messstation Stuttgart-Mitte im Jahr 2010 nicht erreicht. Auch bis 2020 ist trotz deutlicher Reduktion der NO_x-Emissionen und auch der direkten NO₂-Emissionen keine Einhaltung des Grenzwerts zu erwarten.

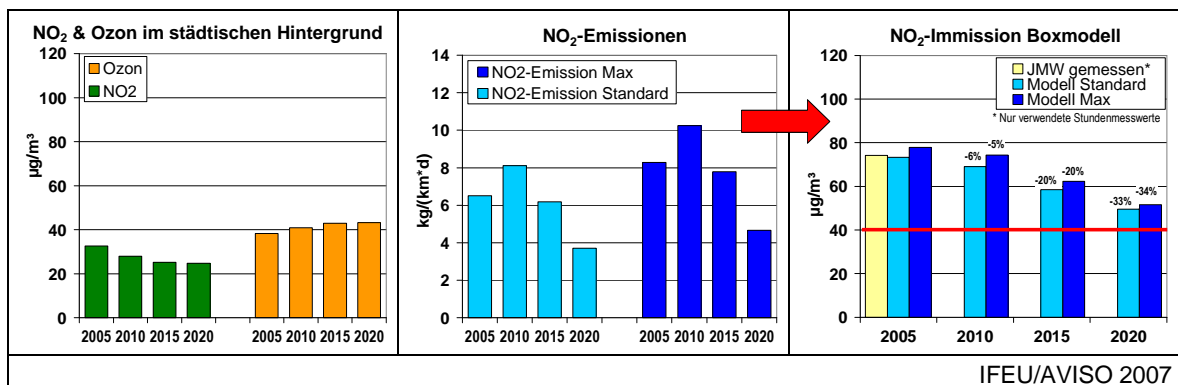


Abb. 21: Entwicklung der NO₂-Emissionen und NO₂-Immissionen bis zum Jahr 2020

21. Ergebnisse der Boxmodellrechnungen stimmen für August 2006 bis Dezember 2006 mit den Ozon- und NO₂-Messdaten an der Verkehrsstation gut überein

Für die Verkehrsstation Stuttgart-Mitte liegen ab August 2006 Ozonmessdaten vor. Durch einen Vergleich mit den Ozonkonzentrationen im städtischen Hintergrund wurde der verkehrsbedingte Ozonabbau abgeschätzt und die dabei gebildete NO₂-Zusatzbelastung bestimmt (Kap. 1-6). Im Boxmodell wird auch die Ozonkonzentration an der Verkehrsstation berechnet. Dadurch ist es möglich, gemessene und berechnete Ozonkonzentrationen sowie den ermittelten Ozonabbau gegenüber dem städtischen Hintergrund zu vergleichen.

Der Vergleich zwischen Modellergebnissen und Messdaten wurde für August-Dezember 2006 für „Montag-Freitag“ durchgeführt. Als Eingangs-Immissionswerte für das Modell wurden die Konzentrationen für diesen Zeitraum im städtischen Hintergrund verwendet. Als Emissionswerte wurden die Berechnungen für 2005 beibehalten, unter Verwendung der Annahme von mittleren NO₂-Emissionsanteilen. Das Modell wurde für den Vergleichszeitraum anhand der tagesmittleren NO_x-Immission an der Verkehrsstation kalibriert.

Wird die Emissionsberechnung mit mittleren NO₂-Emissionsanteilen im Abgas durchgeführt, dann beträgt die monatliche Abweichung der modellierten NO₂-Immission gegenüber den Messdaten 0-8 µg/m³ (im Mittel 5 µg/m³). Die Abweichung der modellierten Ozonkonzentrationen war 0-3 µg/m³ (im Mittel 1,3 µg/m³). Die Ozonabbaurate war im Modell je nach Monat von 2 Prozentpunkten niedriger bis 9 Prozentpunkte höher, im Mittel war modellierte Ozonabbaurate um 3 Prozentpunkte höher.

Die mit dem Boxmodell für die Verkehrsstation Stuttgart-Mitte berechneten NO₂- und Ozonkonzentrationen stimmen mit den gemessenen Konzentrationen damit gut überein. Die Abweichungen sind z.B. durch Näherungen bei der Modellierung wie die nicht berücksichtigten täglichen Schwankungen des Verkehrs oder die vereinfachte Berücksichtigung meteorologischer Einflüsse bedingt. Eine ausführliche Untersuchung der Modellunsicherheiten ist wegen der begrenzten Datenverfügbarkeit (Verkehrsdaten) und aus Aufwandsgründen im Rahmen dieser Studie nicht möglich.

Das Modell gibt den Ozonabbau an der Verkehrsstation sowie die aus Ozonabbau und anderen Prozessen resultierenden NO₂-Konzentrationen gut wieder.

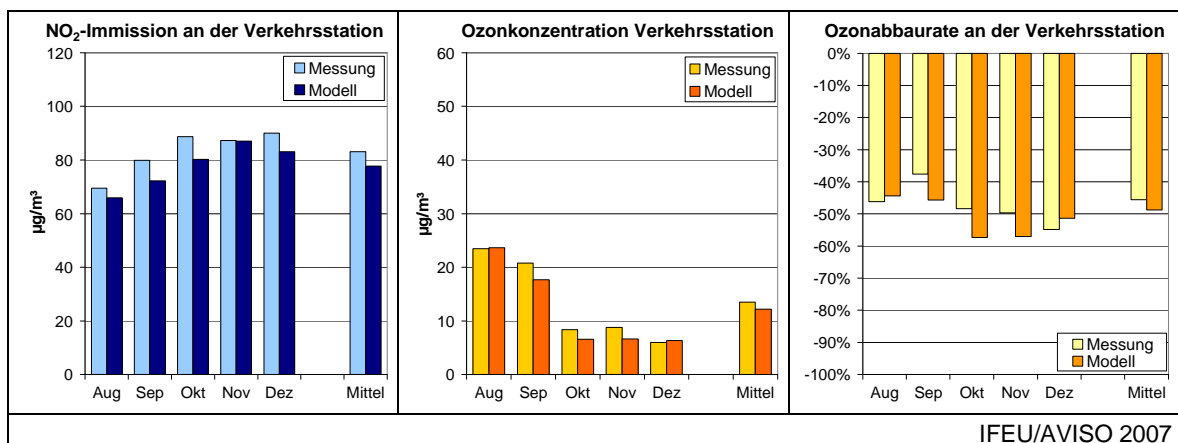


Abb. 22: Gemessene und modellierte Immission von NO₂ und Ozon sowie ermittelte Ozonabbaurate an der Verkehrsstation Stuttgart August-Dezember 2006

22. Der Einfluss verschiedener NO₂-Bildungsprozesse an der NO₂-Konzentration kann im Modell durch die Ausschaltung einzelner Prozesse untersucht werden

Zur berechneten NO₂-Konzentration an der Verkehrsstation tragen folgende Beiträge bei:

- **Städtischer Hintergrund**, der die Grundbelastung der Stadt Stuttgart beschreibt, die nicht direkt durch die Abgase der Fahrzeuge in der Straße beeinflusst wird.
- **Verkehrliche Zusatzbelastung**, Emissionen aus dem Abgas der Fahrzeuge in der an der Messstation vorbeiführenden Straße tragen direkt (primäres NO₂) oder nach Umwandlung durch chemische Prozesse (v. a. Ozonchemie) zur NO₂-Immission bei.

Um den Einfluss verschiedener Prozesse auf die NO₂-Immissionskonzentration zu ermitteln, werden jeweils einzelne Prozesse bzw. Emissionsquellen im Boxmodell abgeschaltet. Für die betrachteten Bezugsjahre wurden folgende Rechnungen durchgeführt:

- **Standardszenario (S)**: mit allen Prozessen und NO- sowie NO₂-Abgasemissionen
- **ohne chemische Umwandlung (oC)**: wie „Standard“, aber ohne Einfluss luftchemischer Prozesse
- **ohne direkte NO₂-Emissionen (oD)**: mit luftchemischen Prozessen, aber NO_x-Emissionen zu 100% als NO emittiert
- **ohne lokale Verkehrsemissionen (oE)**: Wirkung luftchemischer Prozesse auf Hintergrund, keine lokalen NO_x-Emissionen

In Abb. 23 ist ein typischer Tagesgang Montag-Freitag 2005 für diese vier Fälle dargestellt.

Die höchsten NO₂-Konzentrationen ergibt das Standardszenario (S) unter Berücksichtigung sowohl der NO- und NO₂-Emissionen des lokalen Verkehrs als auch der Luftchemie. Werden in der Modellierung nur die Verkehrsemissionen berücksichtigt, aber keine chemischen Umwandlungsprozesse (oC), ist die berechnete NO₂-Immission deutlich reduziert. Gleiches gilt für die Modellierung mit Berücksichtigung der Luftchemie, aber mit der Annahme, dass es keine direkten NO₂-Emissionen gibt, also NO_x zu 100% als NO emittiert wird (oD). Die niedrigsten NO₂-Konzentrationen ergibt die Modellierung komplett ohne lokale Verkehrsemissionen (oE).

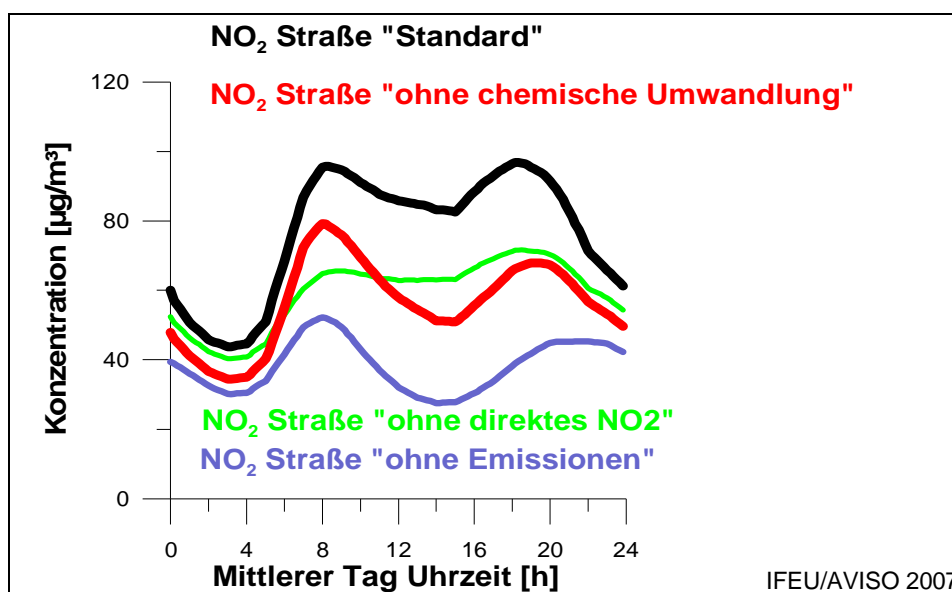


Abb. 23: Typischer Tagesgang der modellierten NO₂-Immission bei unterschiedlicher Berücksichtigung einzelner Teilprozesse in den Modellvarianten

23. Die Zusammensetzung der NO₂-Immission bei einer inerten Ausbreitung der primären NO₂-Emissionen wird durch die Abschaltung des Chemiemoduls ermittelt

Würden keine luftchemischen Prozesse in der Straße stattfinden, dann würden allein die aus dem Hintergrund in die Straße eingetragene NO₂-Menge sowie die lokalen primären NO₂-Abgasemissionen (nach Vermischung mit der umgebenden Luft) die gesamte NO₂-Immission ausmachen (Modellvariante oC links in Abb. 24). Durch Abzug der unveränderten Hintergrundbelastung [HG] von dieser Modellvariante (oC) wird damit die Wirkung der primären NO₂-Emissionen nach Verdünnung und Transport an der Messstelle bestimmt. Auf die NO₂-Emissionen wirkende Photolyse- und andere Abbauprozesse werden dann nicht berücksichtigt, sondern es wird eine „inerte“ Ausbreitung angenommen. In der Realität werden die primären NO₂-Emissionen aufgrund eines geringfügigen Abbaus etwas weniger zur NO₂-Immission beitragen.⁶

Tatsächlich wirken auf die Hintergrundbelastung ebenso wie auf die lokalen Emissionen auch luftchemische Prozesse:

- Im Standardszenario (S) ist die gesamte Wirkung der Luftchemie im Boxmodell enthalten. Die Differenz (S) – (oC) stellt daher die komplette Luftchemie sowohl auf die lokalen Emissionen als auch auf die Hintergrundbelastung dar (Abb. 24, 2.v.l. gelber Balken).
- Auf die reine Hintergrundbelastung wirkt auch ohne lokale Emissionen im Boxmodell ein zusätzlicher Einfluss luftchemischer Prozesse. Dieser Einfluss wird durch den Unterschied der Hintergrundkonzentration zum Ergebnis der Modellierung ohne lokale Emissionen (oE) abgebildet (Abb. 24, 2.v.r. hellgrüner Balken).

Der anteilige Beitrag der Luftchemie auf die lokalen Emissionen wird damit durch Abzug der Hintergrundchemie (oE) – [HG] von der gesamten Luftchemie (S) – (oC) ermittelt⁷.

Unter der Annahme, dass sich primäres NO₂ inert ausbreitet, kann der maximale Beitrag von primärem NO₂ zur Gesamtimmission einfach abgeschätzt werden. Der reale Beitrag von primärem NO₂ wird aufgrund von Abbauprozessen etwas niedriger sein.

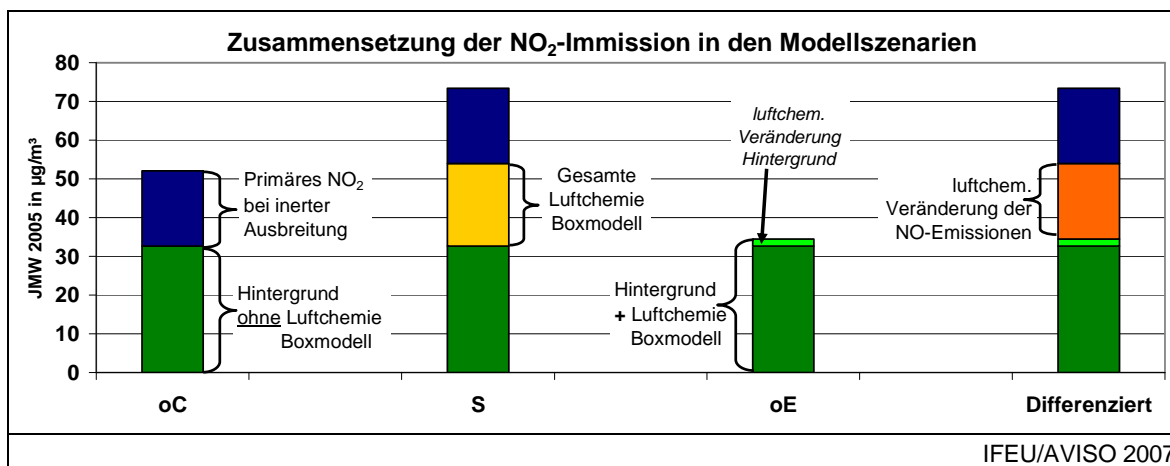


Abb. 24: Abschätzung des Beitrags von primärem NO₂ zur NO₂-Gesamtimmission unter Annahme einer inerten Ausbreitung

⁶ Beispiele sind der Abbau von NO₂ zu Salpetersäure (HNO₃) und Peroxyacetylnitrat (PAN). Aufgrund der komplexen Wechselwirkungen der Luftchemie (NO-Emissionen, NO₂-Emissionen, NO und NO₂ im Hintergrund) ist eine exakte Quantifizierung des tatsächlichen Beitrags von primärem NO₂ nicht möglich.

⁷ Unter der Annahme, dass primäres NO₂ bis zur Messstation nicht chemisch reduziert wird.

24. Ohne NO₂ im Abgas würde der Beitrag von primärem NO₂ an der Immission wegfallen, gleichzeitig würde sich aber die NO₂-Bildung durch Luftchemie erhöhen.

Um die Frage zu beantworten, wie sich die NO₂-Konzentrationen entwickelt hätten oder entwickeln würden, wenn das Kfz-Abgas aus 100% NO (bei unveränderter NO_x-Emission) bestehen würde, wurde das Szenario **oD** gerechnet. In diesem Szenario **oD** fällt der Beitrag von primärem NO₂ komplett weg. Gleichzeitig erhöht sich aber der NO₂-Beitrag aus luftchemischen Reaktionen, da mehr NO emittiert wird als im Standardszenario. Der Beitrag der Emissionen aus den Fahrzeugen an den NO₂-Konzentrationen lässt sich dann folgendermaßen berechnen.

Der Hintergrundbeitrag wird durch die Modellierung ohne Emissionen (**oE**) abgebildet. Durch Abzug (**oD**) – (**oE**) wird damit der Beitrag zur NO₂-Immission ermittelt, der den luftchemischen Reaktionen (v. a. dem Ozonabbau) der lokalen Emissionen in der Straße zuzurechnen ist, wenn NO_x als reines NO emittiert wird (roter Balken in Abb. 25 rechts).

Bei einem Wegfall des Beitrags von primärem NO₂ würde im Jahresmittel 2005 die modellierte NO₂-Konzentration nur 57 µg/m³ betragen. Das NO₂-Jahresmittel wäre somit gegenüber dem Standardszenario (73 µg/m³) um 16 µg/m³ reduziert (helle Fläche des vermeidbaren NO₂-Betrags in Abb. 25, rechts). Dieser Rückgang der NO₂-Immission wäre also geringer als der ursprüngliche Beitrag von primärem NO₂ von 19 µg/m³ (unter Annahme einer inerten Ausbreitung). Grund dafür ist die Erhöhung des Beitrags durch Ozonabbau und andere Luftchemie um 3 µg/m³ infolge der erhöhten NO-Emissionen.

Bei einer Reduktion des NO₂/NO_x-Verhältnisses in den Verkehrsemissionen auf 0% wird auch die NO₂-Immission deutlich reduziert. Der Immissionsrückgang ist allerdings geringer als der vorherige Beitrag des primären NO₂.

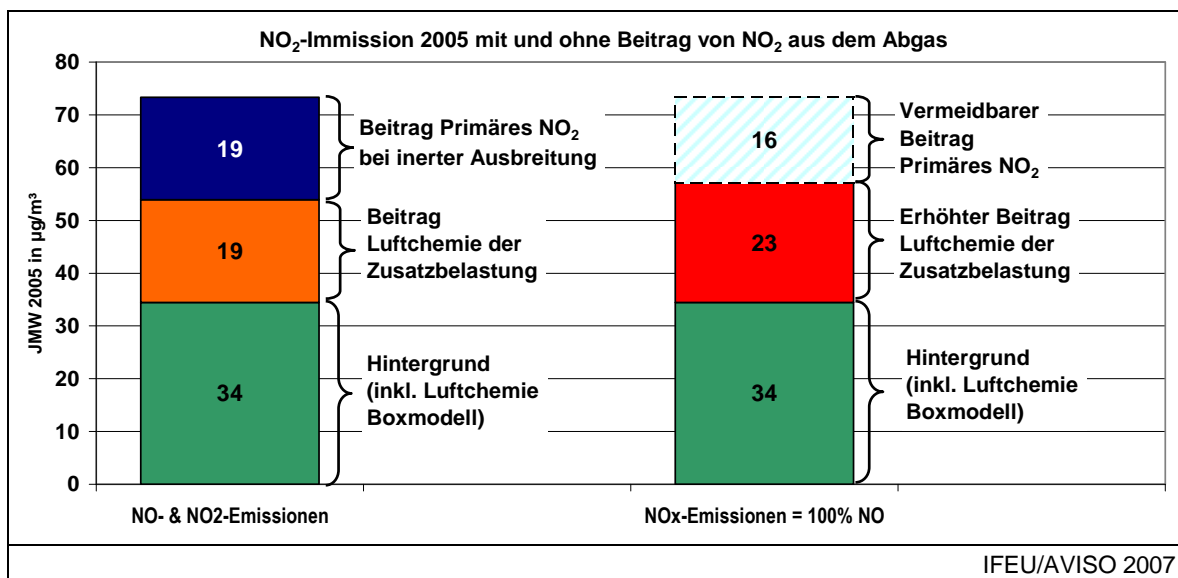


Abb. 25: Vergleich der NO₂-Konzentrationen mit und ohne primäre NO₂-Emissionen

25. Der gesamte Beitrag der Luftchemie zur NO₂-Immission wird allein durch die Ozonchemie nicht vollständig beschrieben

Bei den vereinfachten Abschätzungen des Beitrags verschiedener Einzelursachen zur NO₂-Immission in den vorderen Abschnitten der Studie wird von folgendem, vereinfachten Massenerhaltungsansatz ausgegangen:

- 1) [NO_x] = konst.; Stickoxidabbau wird nicht berücksichtigt
- 2) Oxidantien sind konstant: [O_x] = [NO₂] + [O₃] = const.

Dies erfolgt unter der Annahme, dass die NO₂-Zusatzbelastung neben den primären NO₂-Emissionen vollständig durch den Ozonabbau beschrieben wird und der Einfluss anderer luftchemischer Reaktionen auf NO_x-Immission und NO₂-Bildung vernachlässigbar ist.

In dem Box-Modell sind neben dem NO_x-Ozon-Reaktionsgleichgewicht eine Reihe weiterer luftchemischer Reaktionen, einschließlich Abbauprozessen, berücksichtigt. Die Modellierung ist aber auch unter alleiniger Berücksichtigung der Ozonchemie möglich. Daher wurde das Modell verwendet, um den Einfluss der übrigen chemischen Prozesse zu untersuchen und damit die Zulässigkeit ihrer Vernachlässigung in dem vereinfachten methodischen Ansatz zu überprüfen. Mit dem Boxmodell wurden hierzu zwei Fälle berechnet:

A) Alle luftchemischen Reaktionen

B) Das luftchemische Reaktionsmodell wird auf zwei Reaktionen beschränkt:

- Photolyse des NO₂: NO₂ + O₂ => NO + O₃
- Bildung von NO₂: NO + O₃ => NO₂ + O₂

Die linken Balken in Abb. 26 stellen die Ergebnisse bei voller Luftchemie dar, rechts sind die Ergebnisse bei Vereinfachung auf zwei Reaktionen dargestellt.

Die modellierte **NO₂-Immission** liegt im Jahresmittel 2005 bei voller Berücksichtigung der Luftchemie um 3,1 µg/m³ (4,4%) **höher** als bei vereinfachter Chemie. Die **NO-Immission** liegt dagegen um 5,1 µg/m³ (in NO₂-Äqu.; 4,7%) **niedriger**. Der NO₂-Anteil ist damit bei voller Luftchemie um 2 Prozentpunkte höher. Mit vollständiger Chemie wird zudem ein etwas niedrigerer Ozonabbau berechnet.

Insgesamt ist die NO_x-Immission bei voller Luftchemie um ca. 2 µg/m³ niedriger als bei alleiniger Berücksichtigung des Ozonabbaus. Die NO_x-Konzentration wird demnach im Modell durch Abbauprozesse reduziert.

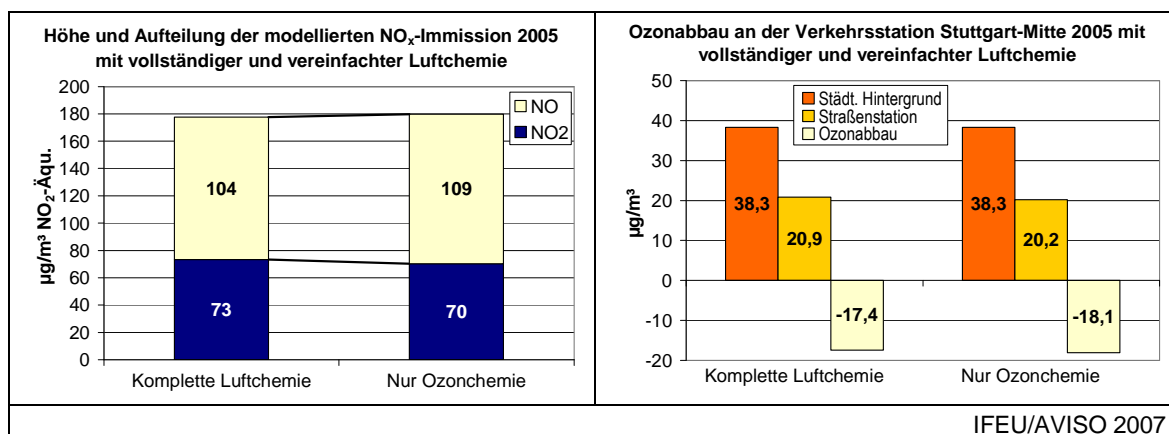


Abb. 26: Boxmodellierung mit voller Luftchemie und Beschränkung auf NO_x-Ozonchemie

Erklärungsansatz: Während bei Einschränkung auf die reine Ozonchemie die NO_x -Immission im Modell konstant bleibt, wird bei vollständiger Luftchemie im Modell ein NO_x -Abbau ermittelt. Da die Konzentration von NO_2 zunimmt, wird demnach NO überproportional reduziert.

NO wird in der Atmosphäre nur in geringem Umfang direkt reduziert, der NO_x -Abbau erfolgt überwiegend über NO_2 . Damit bei vollständiger Luftchemie die NO_2 -Konzentration trotz verringerter NO_x -Konzentration im Modell zunimmt, muss demnach die NO -Umwandlung in NO_2 durch andere Reaktionen als mit Ozon stärker sein als der NO_2 -Abbau.

- Eine schnelle Reaktion, die zur Reduktion von NO führt und gleichzeitig NO_2 bildet ist
[I] $\text{NO} + \text{NO}_3 \Rightarrow 2 \text{NO}_2$.
- Eine bedeutende Senke für NO_2 ist die Reaktion: **[II]** $\text{NO}_2 + \text{OH} \rightarrow \text{HNO}_3$.

Viele weitere Stoffe und Reaktionen (z. B. PAN-Bildung, Bildung von NO_2 durch Peroxyradikale) spielen in der Luftchemie mit Stickoxiden eine Rolle. Eine detaillierte Betrachtung zur Relevanz der einzelnen luftchemischen Reaktionen kann im Rahmen dieser Studie nicht erfolgen. Eine detaillierte Beschreibung der Luftchemie findet sich z.B. in [AtmChem 1998].

26. Eine Rückrechnung der NO_x-Emissionszusammensetzung allein über den Ozonabbau führt zur Überschätzung des Emissionsanteils von direktem NO₂.

In den vorderen Abschnitten der Studie werden verschiedene methodische Ansätze diskutiert, um die NO₂/NO_x-Verhältnisse in den NO_x-Emissionen und damit den Beitrag von primärem NO₂ zur NO_x-Zusatzbelastung abzuleiten. Die Rückrechnung über den berechneten oder gemessenen Ozonabbau an der Verkehrsstation ergab deutlich höhere NO₂-Anteile als die Emissionsberechnung anhand detaillierter Emissionsmessdaten (vgl. Kap. 15).

Die unterschiedlichen Ergebnisse dieser methodischen Ansätze können zumindest teilweise durch den NO₂-Beitrag von weiteren luftchemischen Reaktionen neben der Ozonchemie erklärt werden. Da diese Reaktionen die NO₂-Immission erhöhen, gleichzeitig aber die NO_x-Immission insgesamt sinkt (siehe Kap. 25), ergibt sich eine Erhöhung des NO₂-Anteils.

Aus der NO_x-Zusatzbelastung 2005 wurde über die in Kap. 23 dargestellte Methode der Beitrag der gesamten Luftchemie ermittelt. Über den in der Modellierung berechneten Ozonabbau (vgl. Kap. 21) ist weiterhin der reine Beitrag der Ozonchemie in der Modellierung bekannt. Die jeweils übrige NO₂-Zusatzbelastung bildet damit im ersten Fall den Beitrag von primärem NO₂ ab, im zweiten Fall ist neben primärem NO₂ auch noch ein Beitrag anderer luftchemischer Reaktionen enthalten.

Wie Abb. 27 links zeigt, ist der mit dem Box-Modell ermittelte Beitrag aus dem Ozonabbau mit 17 µg/m³ ca. 22% niedriger als der Gesamtbeitrag der Luftchemie. Mit der vereinfachenden Annahme, dass durch den Ozonabbau die Luftchemie vollständig erfasst ist, wird dieser Beitrag also deutlich unterschätzt. Eine Rückrechnung der NO₂/NO_x-Emissionsverhältnisse über den Anteil der NO₂-Zusatzbelastung ohne Ozonabbau in der NO_x-Zusatzbelastung führt demnach zur Überschätzung der NO₂/NO_x-Emissionsverhältnisse. Eine Rückrechnung nach Abzug der gesamten Luftchemie sollte dagegen die Emissionsverhältnisse deutlich besser erfassen.

Abb. 27 zeigt die aus der Modellierung rückgerechneten NO₂/NO_x-Emissionsverhältnisse im Vergleich mit den methodischen Ansätzen von Kap. 15. Bei Rückrechnung im Modell unter Abzug der kompletten Luftchemie stimmt der ermittelte NO₂-Anteil recht gut mit den Ergebnissen der Emissionsberechnungen überein. Bei Abzug allein des modellierten Ozonabbaus ist der ermittelte NO₂-Anteil ähnlich hoch wie in den Rückrechnungen über den gemessenen Ozonabbau und den berechneten Ozonabbau nach CB-Methode [Aviso 2005].

Eine Rückrechnung der NO_x-Emissionszusammensetzung allein über den Ozonabbau führt zur Überschätzung des Emissionsanteils von direktem NO₂.

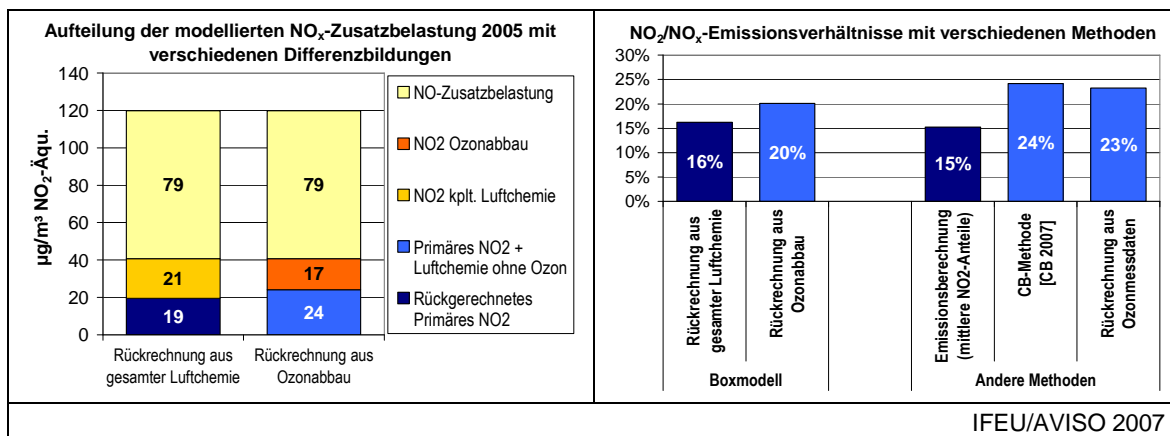


Abb. 27: Ermittlung der NO₂/NO_x-Emissionsverhältnisse bei Berücksichtigung der kompletten Luftchemie und bei Begrenzung auf den Ozonabbau

27. Die einzelnen Ursachen tragen je nach Jahreszeit unterschiedlich stark zur NO₂-Immission an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte bei.

Der Beitrag der einzelnen Ursachen zur gesamten NO₂-Immission variiert stark im Jahresverlauf. Die Hintergrundbelastung ist in den kalten Monaten deutlich höher als im Sommerhalbjahr und kann im Monatsmittel bis zu 60% der gesamten NO₂-Immission ausmachen.

Der Beitrag von luftchemisch erzeugtem NO₂ ist im Jahresverlauf umgekehrt zur Hintergrundbelastung. Im Winterhalbjahr ist luftchemisches NO₂ sehr niedrig, steigt in den warmen Monaten jedoch stark an. Während im Winter teilweise nur 12-15% der NO₂-Immission durch luftchemische Reaktionen bedingt sind, sind sie im Sommer für über 40% der NO₂-Immission verantwortlich. In den Monaten Juni bis September wird durch den Anstieg von luftchemischem NO₂ der Rückgang der Hintergrundbelastung teilweise überkompensiert.

Der Beitrag von primärem NO₂ zeigt keinen klaren Jahresverlauf. Unter der Annahme einer inerten Ausbreitung, d.h. ohne Abbauprozesse, waren im Jahresmittel 2005 ca. 27% der gesamten NO₂-Immission durch direkte NO₂-Emissionen des lokalen Verkehrs bedingt. Bei einem völligen Wegfall der direkten NO₂-Emissionen wäre dieser Beitrag von primärem NO₂ weggefallen, gleichzeitig hätte sich allerdings der Beitrag aus der Luftchemie erhöht. Ohne primäres NO₂ wäre daher die NO₂-Immission gemäß der Modellierung nur um ca. 22% verringert worden und hätte mit 57 µg/m³ immer noch über dem Luftqualitätsgrenzwert gelegen.

Im Jahresmittel 2005 war die Hintergrundbelastung mit 47% Hauptursache der NO₂-Immission an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte. Primäres NO₂ und Luftchemie hatten ähnlich hohe Beiträge. Wären die NO_x-Emissionen des lokalen Verkehrs ausschließlich als NO emittiert worden, hätte dies den NO₂-Jahresmittelwert um 22% reduziert, der damit weiterhin deutlich über dem geltenden Grenzwert gelegen hätte.

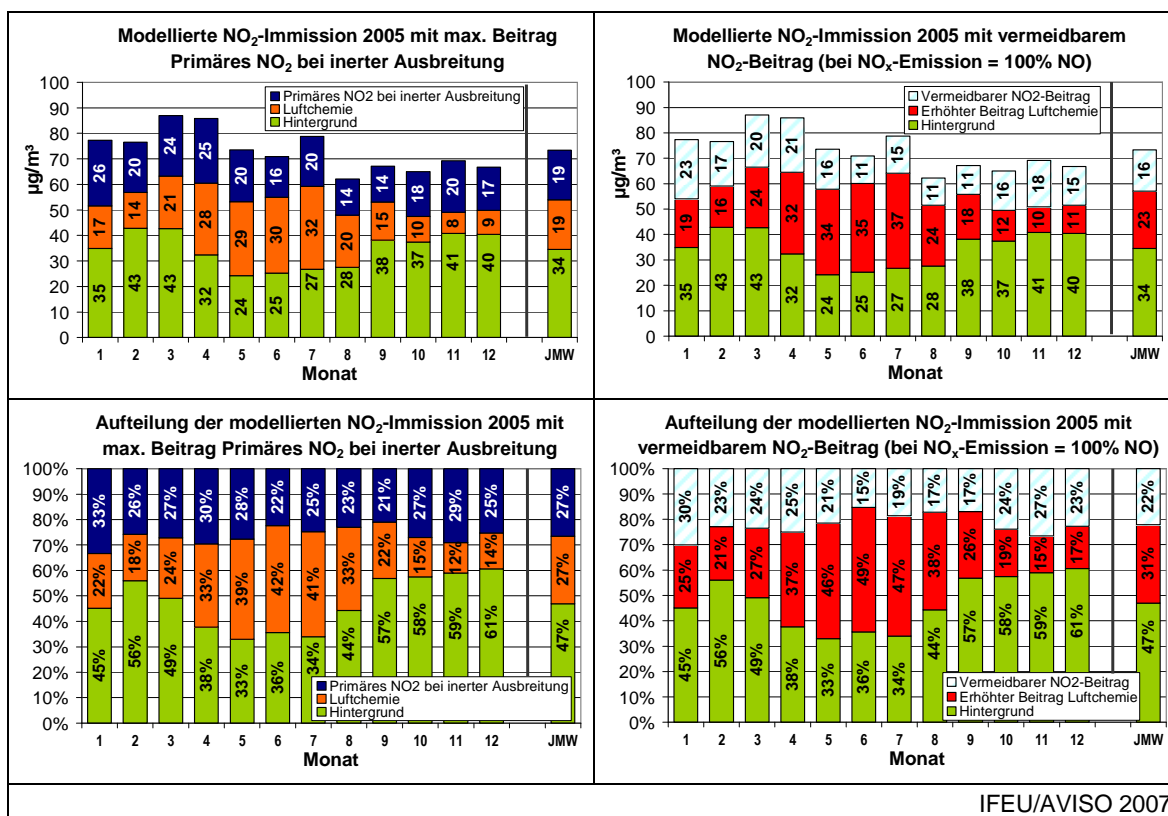


Abb. 28 Modellierte NO₂-Immission und Beitrag der Einzelursachen im Jahresverlauf 2005 an der Verkehrs-Messstation Stuttgart-Mitte

28. Der NO₂-Grenzwert im angenommenen Szenario wird auch bei keinem primärem NO₂ im Abgas bis zum Jahr 2020 überschritten. Daher müssen weitere Maßnahmen auch zu einer zusätzlichen Reduktion der NO_x-Emissionen führen.

Die modellierte NO₂-Konzentration geht von 2005 bis 2020 von 73 auf 50 µg/m³ zurück. Trotz des Rückgangs wird damit auch im Jahr 2020 der bereits ab 2010 geltende NO₂-Grenzwert von 40 µg/m³ nicht erreicht. Während die NO₂-Beiträge aus dem städtischen Hintergrund und aus der Luftchemie bis 2020 kontinuierlich abnehmen, steigt der Beitrag von primärem NO₂ zunächst bis 2010 weiter an. Damit steigt auch der prozentuale Anteil an der NO₂-Immission deutlich an. Erst nach 2010 geht der Beitrag von primärem NO₂ infolge der sinkenden direkten NO₂-Emissionen (Kap. 12) stark zurück.

Unter der Annahme, dass die NO_x-Emissionen des lokalen Verkehrs kein direktes NO₂ enthalten, sondern zu 100% als NO emittiert werden, würde der Beitrag von primärem NO₂ wegfallen. Wegen des dafür ansteigenden NO₂-Beitrags aus der Luftchemie wäre die erreichbare Immissionsreduktion jedoch geringer. Im Jahr 2010 könnte die NO₂-Immission um 28% auf 50 µg/m³ reduziert werden, im Jahr 2020 um 16% auf 42 µg/m³ (Abb. 29, rechts). Entsprechend den Modellergebnissen würde demnach der NO₂-Grenzwert selbst bei einer völligen Vermeidung von primärem NO₂ auch im Jahr 2020 nicht ganz erreicht.

Für eine Erreichung des NO₂-Grenzwerts an der Station Stuttgart-Mitte ist damit eine zusätzliche Minderung der NO_x-Emissionen insgesamt sowohl im Hintergrund (z.B. durch Einführung der Lkw-Grenzwertstufe Euro VI, andere NEC-Maßnahmen) als auch in der Straße selbst (Lkw Euro VI, Umweltzone) erforderlich.

In den kommenden Jahren wird die modellierte NO₂-Immission zurückgehen. Der Beitrag von primärem NO₂ verringert sich erst nach 2010. Der NO₂-Grenzwert wird selbst bei vollständiger Vermeidung von primärem NO₂ auch im Jahr 2020 überschritten und kann nur bei einer zusätzlichen Reduktion der NO_x-Emissionen erreicht werden.

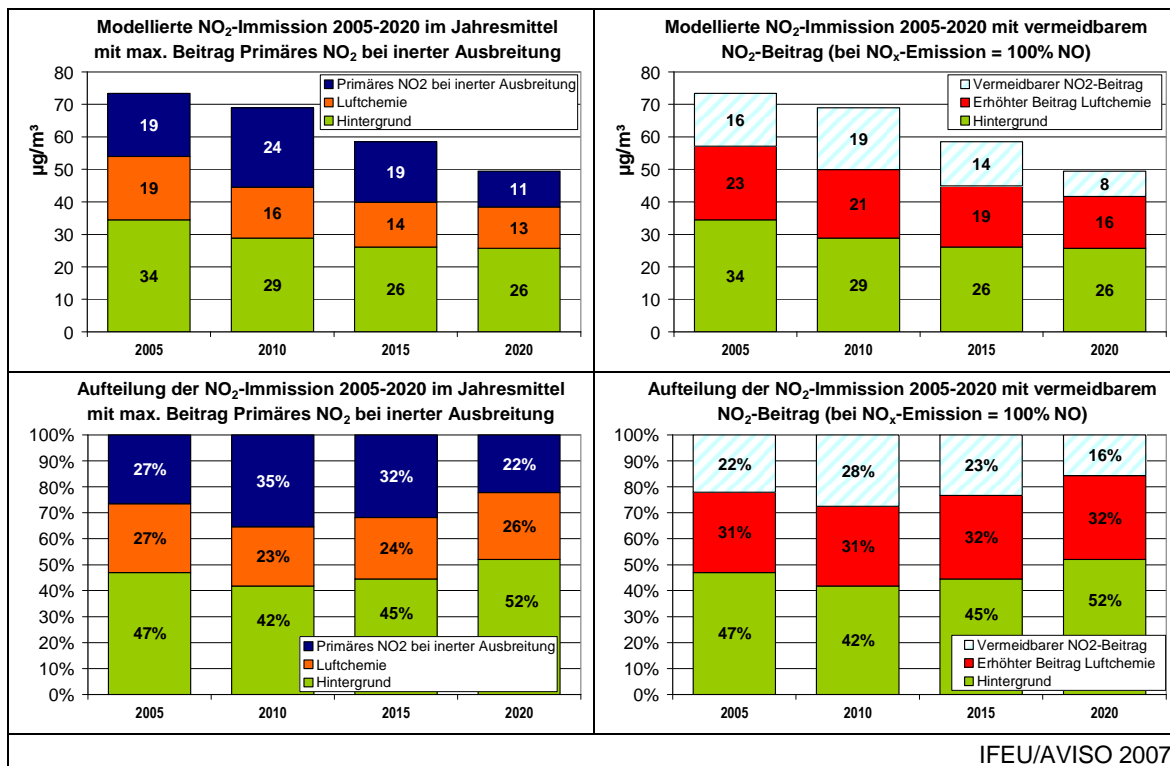


Abb. 29 Zukünftige NO₂-Immission und Beitrag der Einzelursachen in den Jahren 2005, 2010, 2015 und 2020 an der Verkehrs-Messstation Stuttgart-Mitte

Zusammenfassung

Die NO₂-Luftbelastung an allen Verkehrsmessstellen in Baden-Württemberg liegt im Jahresmittel deutlich höher als 40 µg/m³, dem ab 2010 gültigen Grenzwert. Die NO₂-Belastung ist in den letzten Jahren nur geringfügig zurückgegangen, an einigen Messstellen auch angestiegen. Diesem Trend folgend wird der Grenzwert im Jahr 2010 an vielen Hauptverkehrsstraßen in Baden-Württemberg nicht eingehalten.

Wesentliche Ursache der hohen NO₂-Belastung an Hauptverkehrsstraßen sind die NO_x-Emissionen des Kfz-Verkehrs. Zum einen tragen sie zur Belastung des gesamten Umfelds („städtischer Hintergrund“) bei, zum anderen belasten sie direkt die Luft an der Messstation („Zusatzbelastung“). Die NO₂-Zusatzbelastung kommt zu einem Teil unmittelbar aus den Abgasen der Fahrzeuge an der Messstelle („primäres NO₂“). Weiterhin wird NO₂ aus dem NO der lokalen Kfz-Abgase durch luftchemische Reaktionen, v. a. mit Ozon, vor Ort gebildet. Nur bei möglichst genauer Kenntnis des Anteils der einzelnen Beiträge zur gesamten NO₂-Immission ist eine Vorhersage zukünftiger Luftbelastungen sowie der präzise Einsatz von geeigneten Minderungsmaßnahmen möglich.

Die Höhe der NO₂-Verursacheranteile hängt von der Verkehrsbelastung am Messort, von den technischen Eigenschaften der Fahrzeuge im lokalen Verkehr und auch von dem jahreszeitlich sehr unterschiedlichen Ozonangebot des städtischen Hintergrunds ab. Am Beispiel der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte wurden in dieser Arbeit die Ursachen und Bildungsmechanismen hoher NO₂-Immissionen ausführlich untersucht und quantifiziert.

Etwas weniger als die Hälfte der NO₂-Immission an der Verkehrsstation kam in den Jahren 2005 und 2006 aus dem städtischen Hintergrund. Im Winter ist der „Hintergrund“ mit teilweise über 60% Anteil die dominierende Ursache der NO₂-Belastung, im Sommer trägt er nur zu ca. einem Drittel zur NO₂-Immission bei.

Etwas über die Hälfte der NO₂-Belastung an der Station Stuttgart-Mitte wurde durch die NO_x-Emissionen des Kfz-Verkehrs an der Messstelle verursacht. Die NO₂-Bildung durch den Ozonabbau und andere luftchemische Reaktionen hat über das gesamte Jahr gesehen einen ähnlich hohen Beitrag wie der direkte Eintrag der NO₂-Emissionen aus dem Abgas.

So zeigen die Ozonmessdaten für die Station Stuttgart-Mitte, die ab August 2006 von der LUBW für die Zwecke dieser Arbeit erhoben wurden, im Jahresmittel einen Abbau von ca. 40% des verfügbaren Ozons. Der Ozonabbau und damit die ozonbedingte NO₂-Bildung waren im Sommer aufgrund der höheren Ozonverfügbarkeit deutlich höher als im Winter. Daher kamen im Sommer bis zu 30% der NO₂-Immission an der Verkehrsstation aus dem Ozonabbau, im Winter teilweise nur 10%.

Zusätzlich wird NO₂ aus dem Fahrzeug-NO durch andere luftchemische Reaktionen, z.B. mit OH-Radikalen gebildet - nach den Ergebnissen unserer Modellierung zu rund 20 % des gesamten luftchemischen NO₂-Beitrags. Derartige Reaktionen ergeben sich auch zwingend aus einer Bilanzierung des Ozonabbaus und der Berechnungen der direkten primären NO₂-Emissionen. Sie wurden bisher bei den meisten Modellrechnungen vernachlässigt.

Der Anteil des primären NO₂ beträgt gegenwärtig an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte etwas über ein Viertel der gesamten NO₂-Immission. Die Ermittlung dieses Beitrags basiert auf der Berechnung der NO_x- und NO₂-Emissionen der Kfz im städtischen Verkehr. Die umfangreiche Ableitung von NO₂-Emissionsfaktoren zeigt, dass Diesel-Pkw wegen ihrer Oxidationskatalysatoren deutlich höhere NO₂/NO_x-Verhältnisse im Abgas aufweisen als Otto-Pkw und somit – verstärkt durch ihre generell höheren NO_x-Emissionen – sehr viel mehr direktes NO₂ als Otto-Pkw emittieren. Schwere Nutzfahrzeuge (Lkw und Busse) können ebenfalls hohe spezifische NO₂-Emissionen haben, wenn bestimmte Partikelminderungs-systeme eingesetzt werden.

Die zunehmende Ausstattung der Diesel-Pkw mit Oxidationskatalysatoren sowie die hohen Neuzulassungsquoten der Diesel-Pkw hatten zur Folge, dass trotz stark zurückgehender NO_x -Emissionen die NO_2 -Emissionen des innerörtlichen Kfz-Verkehrs seit Ende der 90er Jahre angestiegen sind. Die Emissionsberechnungen für die Verkehrsstation Stuttgart-Mitte zeigen zudem, dass hier Busse mit Partikelminderungssystemen einen zusätzlichen Anstieg der NO_2 -Emissionen verursachen.

Zukünftig wird mit der Einführung der neuen europäischen Pkw-Grenzwertstufen Euro 5 (ab 2009) und Euro 6 (ab 2014) eine Umkehrung des Emissionstrends und eine deutliche Reduktion der NO_2 -Emissionen erfolgen. Voraussetzung dafür ist, dass die in neuen Pkw eingesetzte Abgasminderungstechnik sowohl eine Verringerung der NO_x -Emissionen auch eine Reduktion der NO_2 -Emissionen im Innerortsverkehr bewirkt.

Dennoch wird im Trend der NO_2 -Grenzwert an der Messstation Stuttgart-Mitte im Jahr 2010 nicht erreicht. Auch bis 2020 ist trotz angenommener deutlicher Reduktion der NO_x -Emissionen und der direkten NO_2 -Emissionen im Trend keine Einhaltung des Grenzwerts zu erwarten.

Nach den Modellergebnissen wird im Trend selbst bei einer *vollständigen Vermeidung von primärem NO_2* der NO_2 -Grenzwert in den Jahren 2015 und 2020 nicht ganz erreicht. Zwar würde dadurch der Beitrag der bisherigen primären NO_2 -Belastung vermieden. Gleichzeitig würde aber die höhere NO -Emission des Abgases zu einer höheren Ozonabbaurate und damit zu einem höheren „luftchemischen“ Beitrag an NO_2 führen, was den Effekt der Reduktion des primären NO_2 zum Teil wieder aufhebt.

Erst eine über den gegenwärtigen Trend hinausgehende Absenkung von NO_2 und NO_x , die durch weitergehende technische Verbesserungen wie die Lkw-Grenzwertstufe Euro VI und andere NO_x -spezifische Maßnahmen erreicht werden kann und die sich auf die Emissionen sowohl im lokalen Straßenverkehr als auch im städtischen Hintergrund auswirkt, führt zu einer Einhaltung des NO_2 -Grenzwertes bis zum Jahr 2020.

Literatur

- AECC 2006 D. Bosteels, J. May (AECC), H. Karlsson, C. de Serves (AVL-MTC): "Regulated' and 'Non-regulated' Emissions from Modern European Passenger Cars. SAE International; 2006.
- AQEG 2006 Trends in Primary Nitrogen Dioxide in the UK. Draft Report for Comment. Air Quality Expert Group (AQEG). Prepared for Department for Environment, Food and Rural Affairs, Scottish Executive, Welsh Assembly Government, and Department of the Environment in Northern Ireland. UK 2006
- AtmChem 1998 Atmospheric Chemistry and Physics, Seinfeld J.H., Pandis S. N., Wiley & Sons, New York (1998).
- Ayala 2002 Ayala et al. (California Environmental Protection Agency, ARB – Air Resources Board): Diesel and CNG Heavy-duty Transit Bus Emissions over Multiple Driving Schedules: Regulated Pollutants and Project Overview; USA, 2002.
- Ayala 2003 Ayala et al. (California Environmental Protection Agency, ARB – Air Resources Board): Oxidation Catalyst Effect on CNG Transit Bus Emissions; USA 2003.
- Carslaw 2005 Carslaw D.C., Beevers S.D. (2005), Estimations of road vehicle primary NO₂ exhaust emission fractions using monitoring data in London, Atmospheric Environment 39 (167-177).
- CB 2007 Kessler C., Scholz W., Ahrens D., Niederau A., Anstieg des NO₂/NO_x-Verhältnisses an Luftmessstationen in Baden-Württemberg zwischen 1995 und 2005, Immissionsschutz 02 (2007).
- EMPA 2003 P. Soltic, J. Ruetter (EMPA): Comparison of the NO₂/NO_x Emissions of Heavy-Duty Euro3 Diesel Engines with and without a CRTTM System. 12th Int. Symposium Transport and air pollution, INRETS Acte No 92, Vol. 2 pp 225 – 232. Avignon (Frankreich); 2003.
- EMPA 2003 P. Soltic, M. Weilenmann (EMPA): NO₂/NO emissions of gasoline passenger cars and light-duty trucks with Euro-2 emission standard. In: Atmospheric Environment 37 (2003) 5207–5216. 2003.
- EMPA 2004 P. Graf, Dr. L. Emmenegger (EMPA): Emissions Measurements on CRT-Equipped City Buses on the LARAG AG Chassis Dynamometer Test Bench in Wil. Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungs-Anstalt EMPA. Dübendorf (Schweiz); 2004.
- EMPA 2004a K. Zeyer (EMPA): Emissions Measurements in SAEFL EFO Bus Project: Pilot Test of Alternative Filter System from Adastra/Liqtech with OCTEL (Fe) Additive and ENWA Throttling. Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungs-Anstalt EMPA. Dübendorf (Schweiz); 2004.
- EMPA 2007 NO₂-Datensätze von EMPA-Messreihen für Pkw. Mail von R. Alvarez (EMPA) am 02.02.2007.
- EU 1999 RICHTLINIE 1999/30/EG DES RATES vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft.
- Frank 2004 Frank et al. (Division of Air Resources, New York State Department of Environmental Conservation): A Study of the Effect of Fuel Type and Emission Control Systems on Regulated Gaseous Emissions from Heavy-Duty Diesel Engines; USA, 2004.
- IFEU 2004 Lambrecht, U., F. Dünnebeil und U. Höpfner, IFEU: Screening aktueller Kfz-Abgasmessungen in Hinblick auf den Anteil von NO₂ an den NO_x-Emissionen. Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg; Heidelberg 2004.
- IFEU 2005 Knörr, W., Ch. Reuter et al., IFEU: TREMOD – Transport Emission Model, Update 4.1. Fortschreibung des Daten- und Rechenmodells „Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1960-2030. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Berlin/Heidelberg 2005.

- IFEU 2006 Lambrecht, U., F. Dünnebeil and S. Buchholz (2006): Analyse der Ursachen für hohe NO₂-Immissionen in baden-württembergischen Städten. Im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg; Heidelberg 2006.
- Karlsson 2005 H. L. Karlsson: Measurement of Emissions from Four Diesel Fuelled Passenger Cars Meeting Euro 4 Emission Standards. AVL MTC. Im Auftrag von Vi Bilägare. Haninge (Schweden) 2005.
- LANUV 2005 Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Simulationen zur Beurteilung der Luftqualität, Jahresbericht (2005)
- LAT 2006 S. Geivanidis & Z. Samaras: Evaluation of the actual NO₂/NO_x ratio of recent vehicle technologies. Laboratory of Applied Thermodynamics, Aristoteles Universität Thessaloniki. 2006.
- Lemaire 2004 Lemaire (AEEDA) & Mayer (TTM): EMPA/BUWAL studies on NO₂ emissions; Vortrag bei IDRAC, Oktober 2004.
- Millbrook 2006 P. Stones, E. Sandbach, J. Norris: The effects of emerging vehicle technologies on certain vehicle emissions not currently regulated. Report No. MBK 05/0832. Millbrook Proving Ground Ltd. Research Funded by The Department for Transport. 2006.
- RADM2 1998 Stockwell W.R., Middleton P., Chang J.S., Tang X.: The second generation regional acid deposition model chemical mechanism for regional air quality modeling. J. Geophys. Res. 95 (16343 -- 16367, 1990).
- Renault 2006 A. Petit (Renault): NO₂/NO_x Ratio: A view from the Automotive Industry. CAFE Steering Group, 2. Mai 2006, Brussels, Centre Borschette.
- SSB AG 2005 Entwicklung der Busflotte in Stuttgart 1995-2005 sowie Buslinien und Taktzeiten an der Station Stuttgart Arnulf-Klett-Platz für das Jahr 2005. Persönliche Kommunikation E. Nusser, Stuttgarter Straßenbahnen AG; Stuttgart 2005.
- Stat. LA 2005 Bestand an Personenkraftwagen in Baden-Württemberg 1985 bis 2005 nach Schadstoffminderungsnormen. Statistisches Landesamt Baden-Württemberg; <http://www.statistik.baden-wuerttemberg.de/UmweltVerkehr/Landesdaten/v5a01.asp>, abgerufen am 15.11.2004.
- TNO 2003 Hendriksen et al. (TNO Automotive): Evaluation of the environmental impact of modern passenger cars on petrol, diesel, automotive LPG and CNG; Niederlande, 2003.
- TNO 2003a Van Ling et al. (TNO Automotive): Comparison of particle size distribution and emissions from heavy-duty diesel engines and gas engines for urban buses; Niederlande, 2003.
- TNO 2004 Gense et al. (TNO Automotive): Direct NO₂ emissions from road transport; Vortrag bei TAP, Boulder (USA), September 2004.
- TNO 2006 Gense, R. (TNO), R. Vermeulen (TNO), M. Weilenmann (EMPA) und I. McCrae (TRL): NO₂ emissions from passenger cars. 2nd conf. Environment & Transport; Proceedings p. 175-182; Reims 12-14 June 2006.
- TNO 2007 TNO database for the estimation of the NO₂ fraction in exhaust gases. Mail von A. Hensema (TNO) am 05.02.2007.
- TRL 2004 Latham et al. (TRL Limited): Assessment of primary NO₂ emissions, hydrocarbon speciation and particulate sizing on a range of road vehicles; 2004.
- UBA 2007 Luftreinhaltung 2010 – Nationales Programm zur Verminderung der Ozonkonzentration und zur Einhaltung der Emissionshöchstmengen. UBA-Texte 37/07. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 2007.
- Verwer 1994 Verwer J.G., Gauss-Seidel iteration for stiff ODEs from chemical kinetics, SIAM J. Sci. Comput. 15, 1243--1250 (1994).
- Weilenmann 2007 M. Weilenmann (EMPA): Persönliche Information zu Einflüssen der Messverfahren auf die ermittelten NO- und NO₂-Emissionen. Mail vom 30.04.2007.

Anhang

29. Eignung der Messstation Stuttgart Bad-Cannstatt zur Ermittlung der städtischen Hintergrundbelastung

Die Dauermessstation Stuttgart Bad-Cannstatt ist ca. 5 Kilometer von der Straßenmessstation Stuttgart-Mitte am Hauptbahnhof entfernt in einem anderen Stadtteil gelegen und am anderen Ufer des Neckar. Daher sollte überprüft werden, wie gut die Messdaten dieser städtischen Hintergrundstation geeignet ist, um den Anteil des städtischen Hintergrunds an der Verkehrsstation ermitteln.

Für den Zeitraum November 2006 bis März 2007 liegen NO_x - und NO_2 -Konzentrationsmessungen einer temporären Hintergrundstation vor, die im Stuttgarter Schlossgarten weniger als einen Kilometer von der Verkehrsmessstation entfernt aufgebaut war. Die Konzentrationen an dieser Station wurden mit den Konzentrationen an der Hintergrundstation in Bad-Cannstatt sowie an der Verkehrsstation im gleichen Zeitraum verglichen.

Der Vergleich zeigt für Bad-Cannstatt und die Station im Schlossgarten sehr ähnliche NO_x und NO_2 -Konzentrationen bei den Tagesmittelwerten im Vergleichszeitraum, wie auch beim mittleren Tagesgang der Konzentrationen im Wochenverlauf. Beide Stuttgarter Hintergrundstationen hatten damit im Vergleichszeitraum auch ähnliche Konzentrationsunterschiede gegenüber der Verkehrsstation, trotz sehr unterschiedlicher Lage und Entfernung zur Verkehrsstation.

Die Dauermessstation in Bad-Cannstatt ist gut geeignet, um die Schadstoffkonzentrationen im allgemeinen städtischen Hintergrund von Stuttgart zu ermitteln.

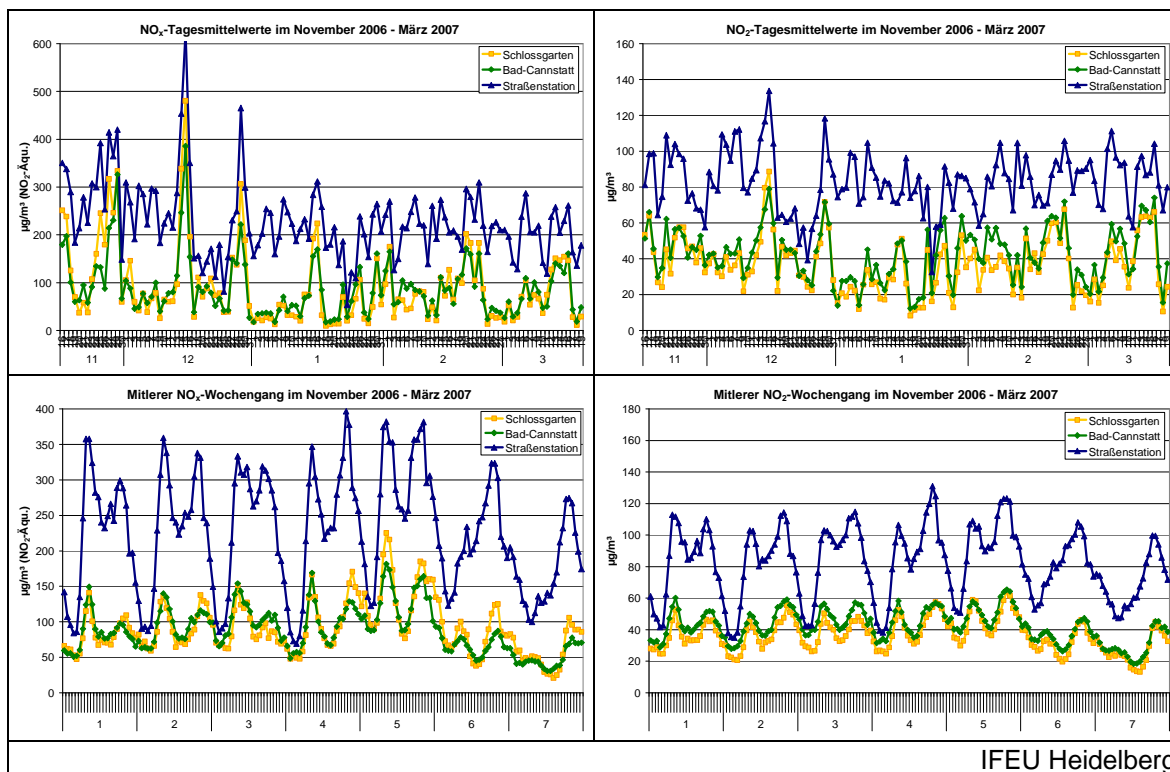
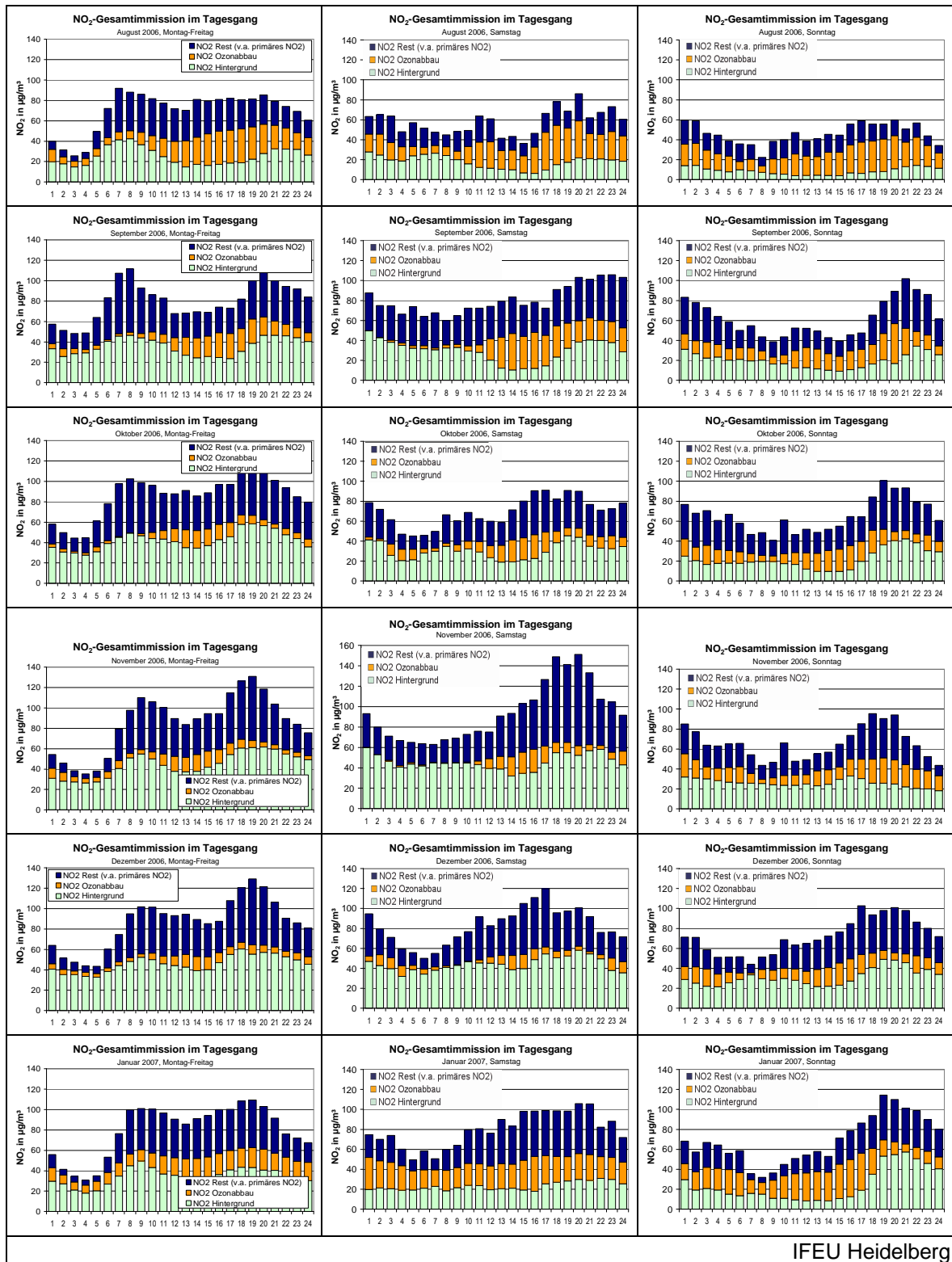


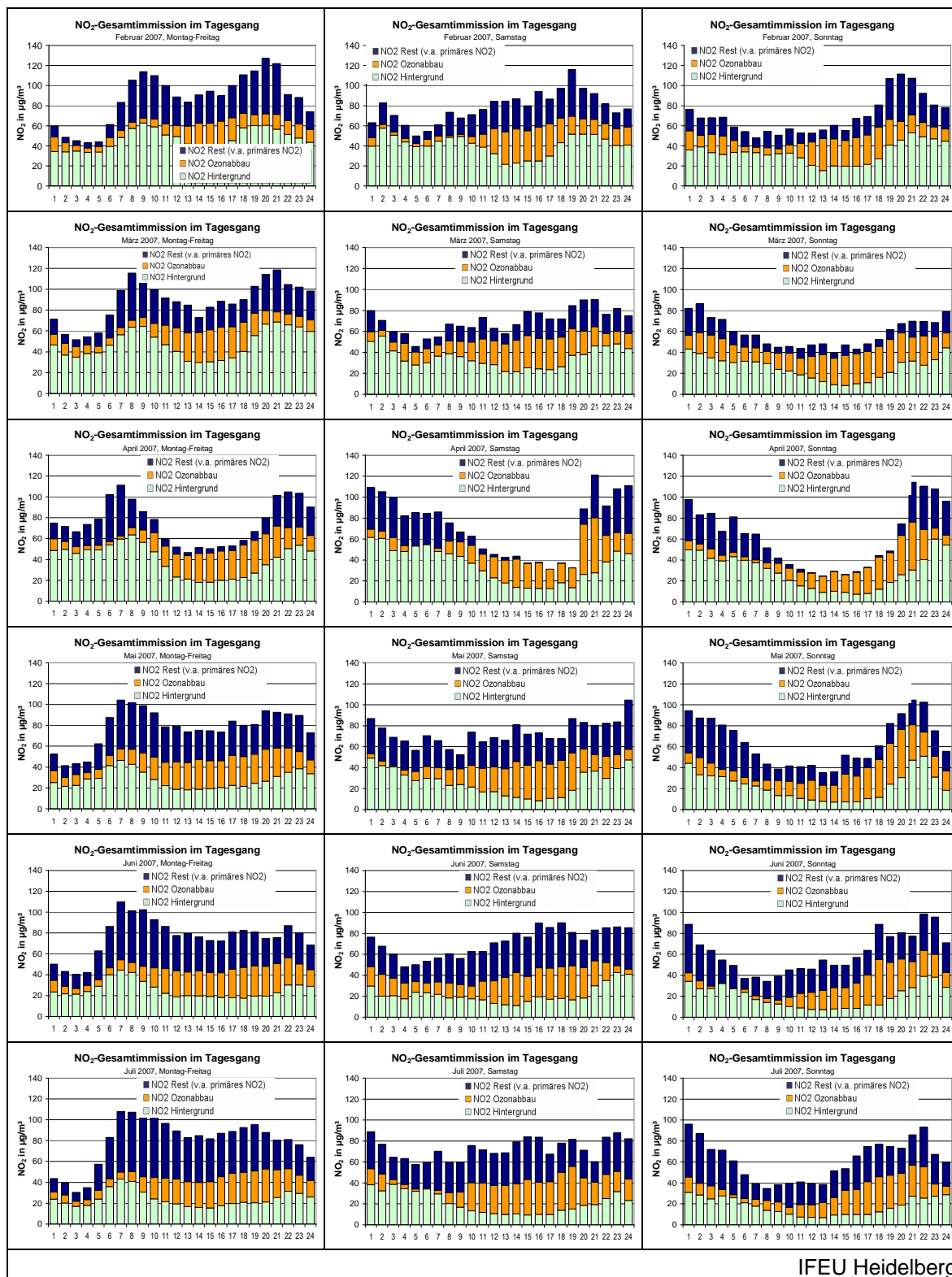
Abb. 30 NO_x - und NO_2 -Konzentrationen an der Dauermessstation Stuttgart Bad-Cannstatt und der Kurzzeitmessstation Stuttgart-Schlossgarten

30. Tagesgänge der NO₂-Gesamtmission an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte in Abhängigkeit vom Wochentag, differenziert nach Ursachen



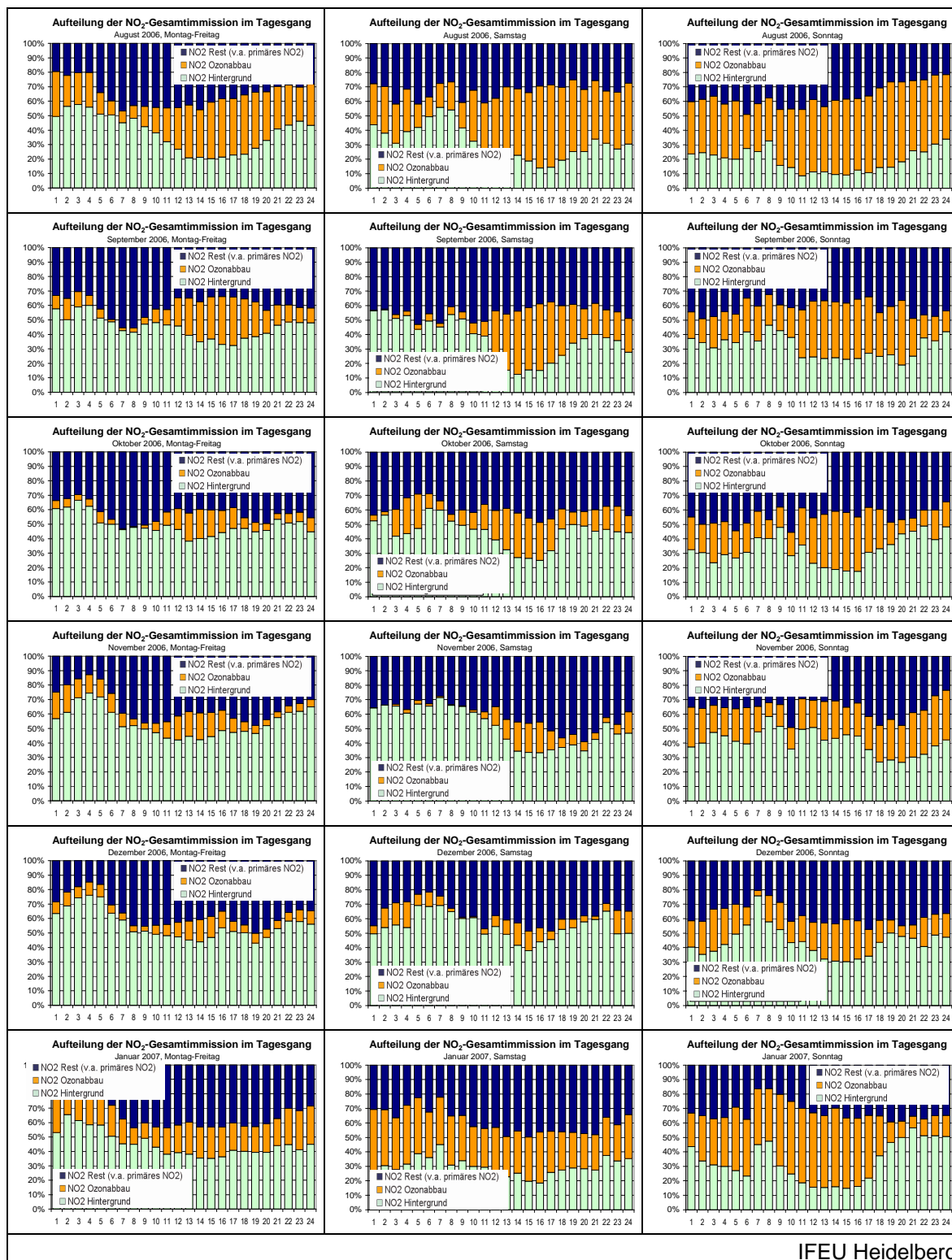
IFEU Heidelberg

Abb. 31 Tagesgänge der NO₂-Gesamtmission an der Station Stuttgart Straße im Zeitraum August 2006 bis Januar 2007



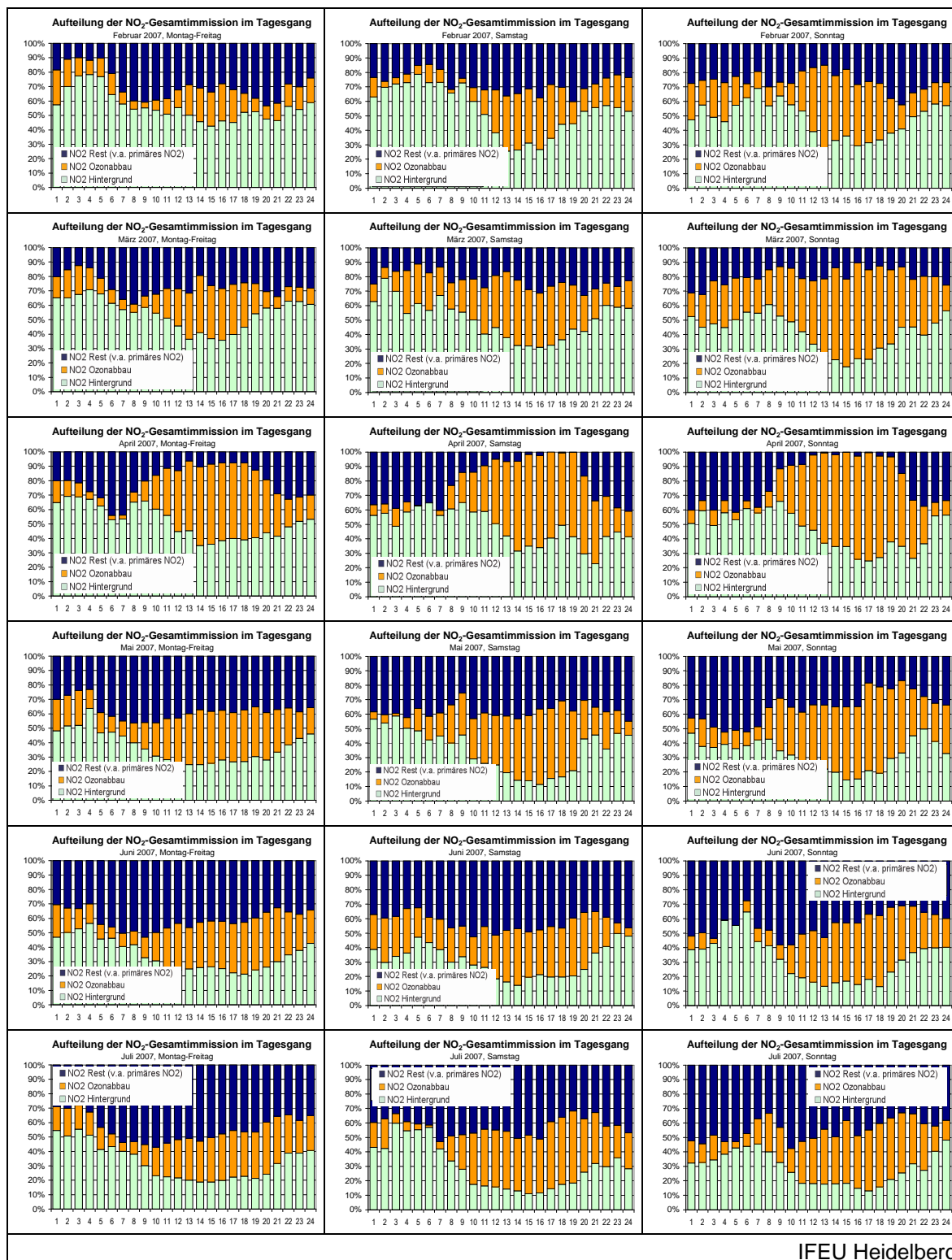
IFEU Heidelberg

Abb. 32 Tagesgänge der NO₂-Gesamtmission an der Station Stuttgart Straße im Zeitraum Februar 2007 bis Juli 2007



IFEU Heidelberg

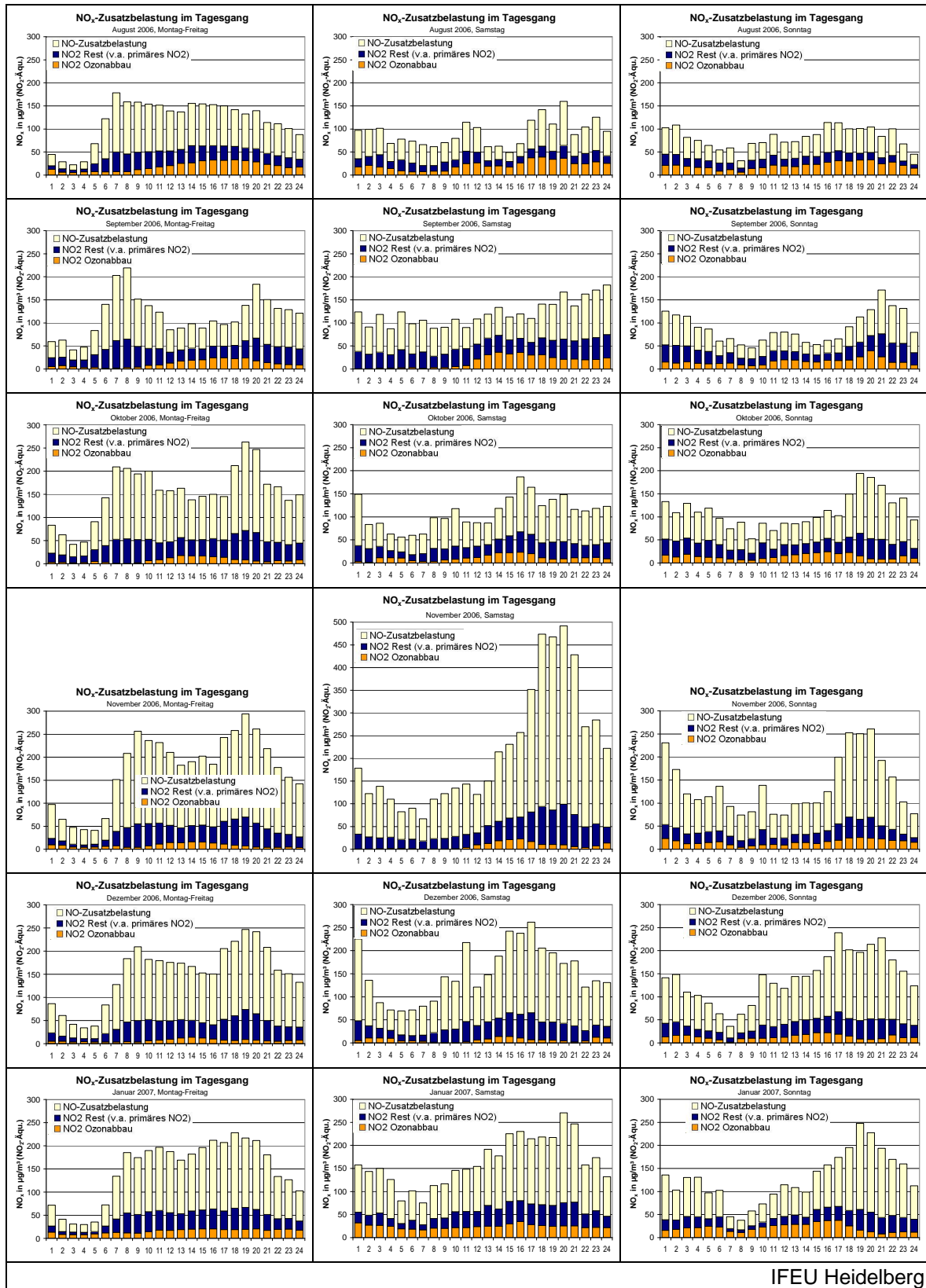
Abb. 33 Aufteilung der NO₂-Gesamtimmission Stuttgart-Mitte im Tagesgang im Zeitraum August 2006 bis Januar 2007



IFEU Heidelberg

Abb. 34 Aufteilung der NO₂-Gesamtimmission Stuttgart-Mitte im Tagesgang im Zeitraum Februar 2007 bis Juli 2007

31. Tagesgänge der NO_x-Zusatzbelastung an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte in Abhängigkeit vom Wochentag, differenziert nach Ursachen



IFEU Heidelberg

Abb. 35 Tagesgänge der NO_x-Zusatzbelastung an der Verkehrsstation Stuttgart-Mitte im Zeitraum August 2006 bis Januar 2007

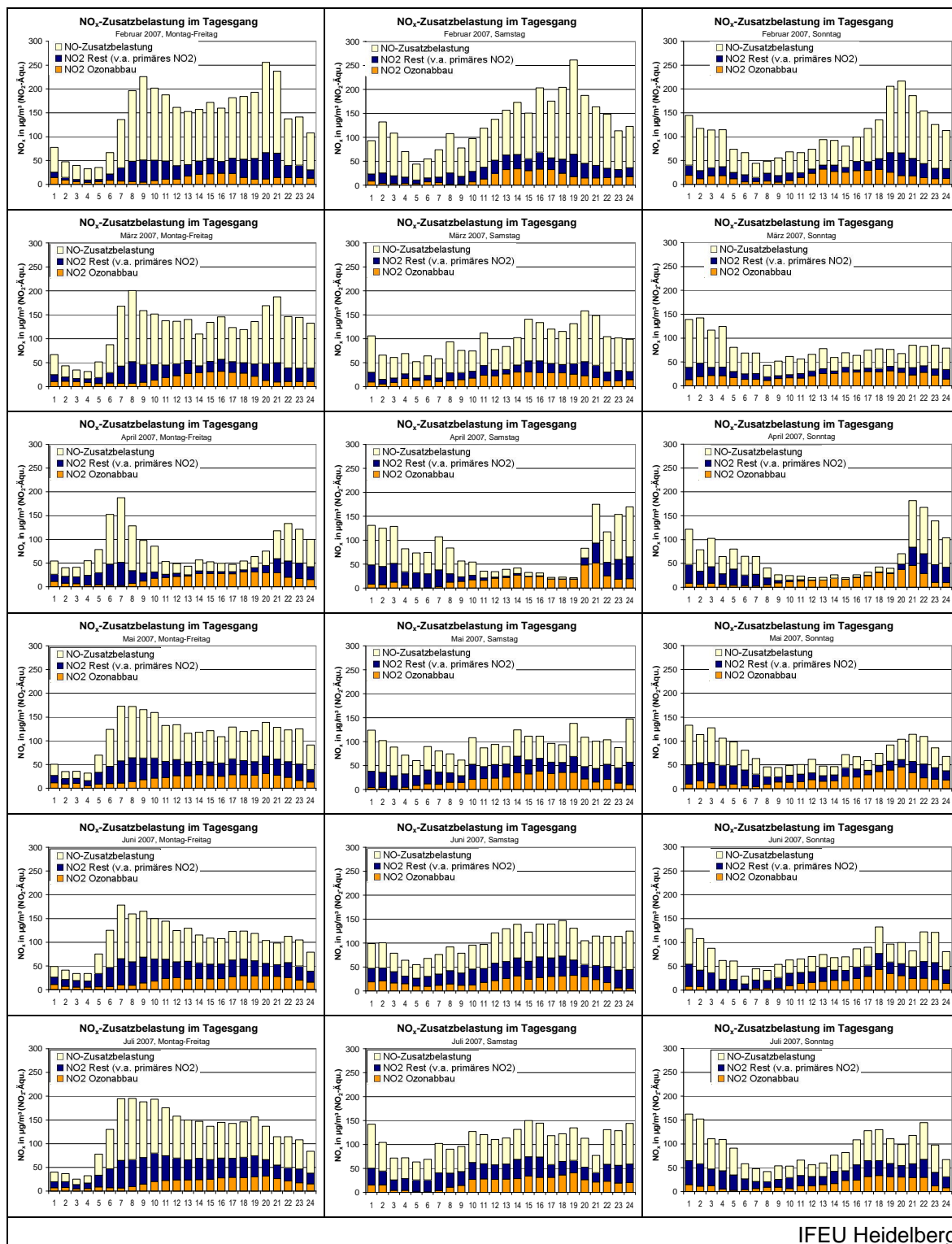
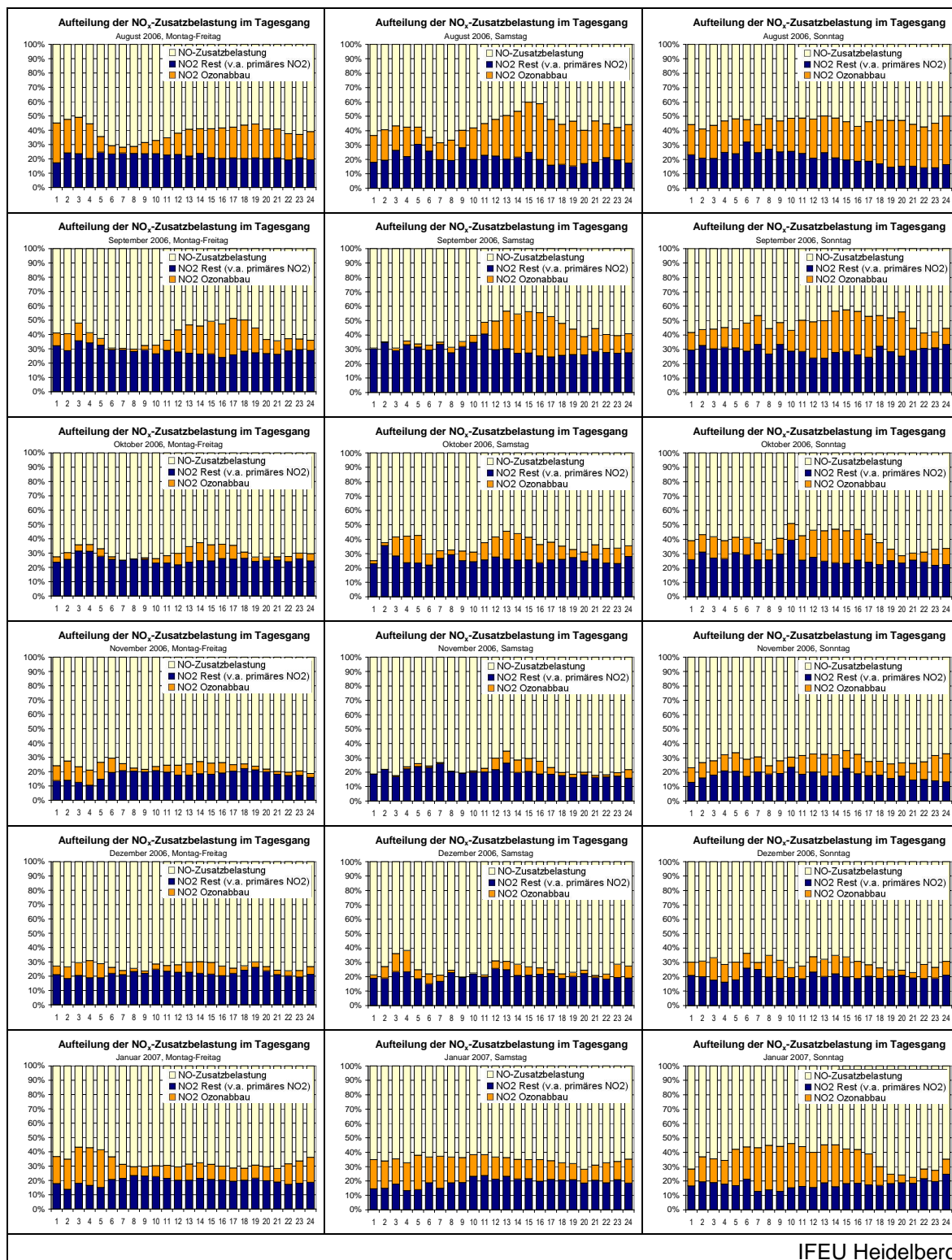


Abb. 36 Tagesgänge der NO_x-Zusatzbelastung an der Station Stuttgart Straße im Zeitraum Februar 2007 bis April 2007



IFEU Heidelberg

Abb. 37 Aufteilung der NO_x-Zusatzbelastung Stuttgart-Mitte im Tagesgang im Zeitraum August 2006 bis Januar 2007

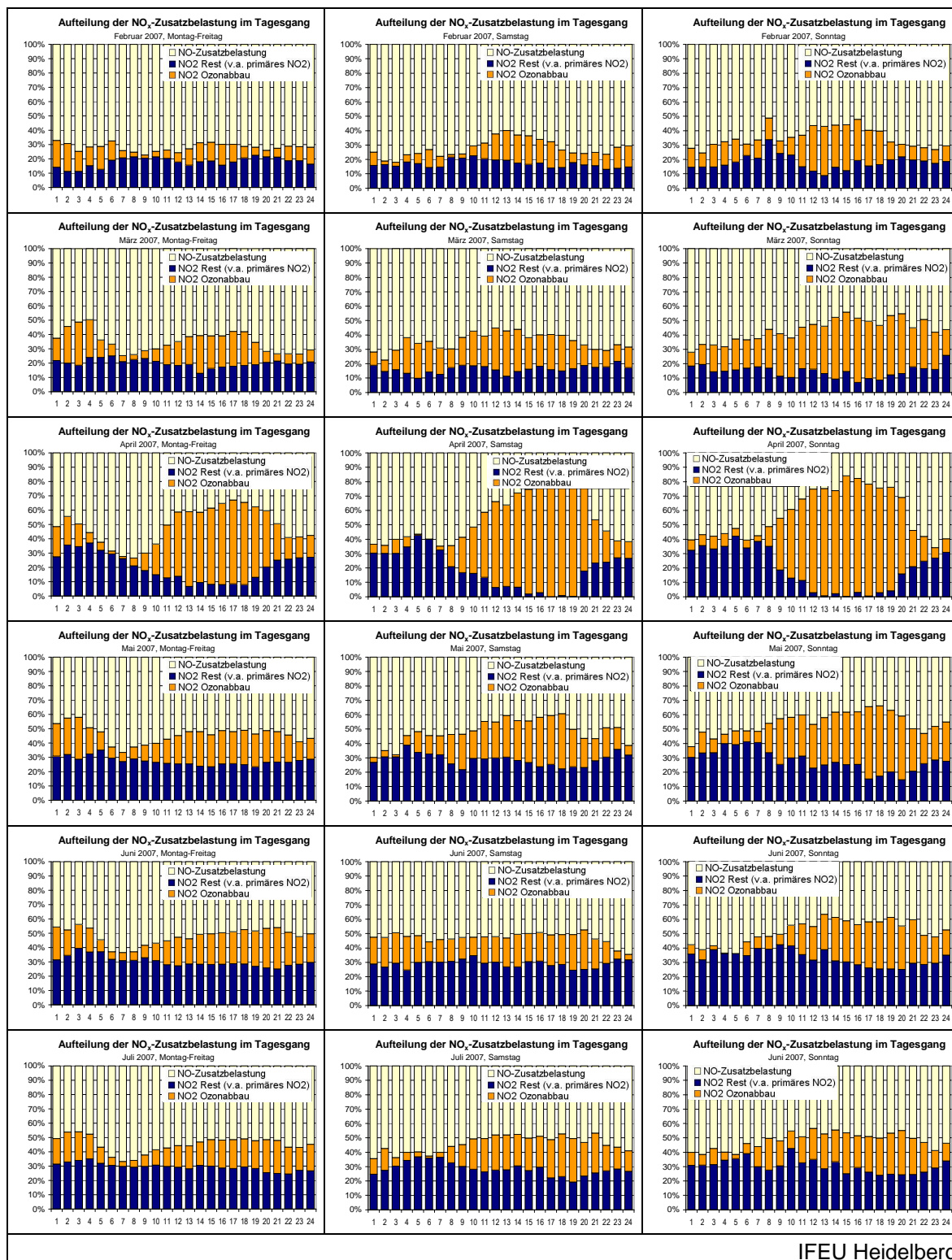


Abb. 38 Aufteilung der NO_x-Zusatzbelastung Stuttgart-Mitte im Tagesgang im Zeitraum Februar 2007 bis Juli 2007

32. Einfluss der Messmethodik auf die ermittelten NO_2/NO_x -Verhältnisse in den Pkw-Abgasemissionen

In den ausgewerteten Emissionsmessungen wurden je nach Messreihe verschiedene Probenahme- und Analyseverfahren eingesetzt.

Bei einigen Messungen wurde die **Analyse** per Fourier-Transformations-Infrarot-Spektroskopie FTIR durchgeführt. Dabei werden NO und NO_2 direkt gemessen.

In den meisten Messungen erfolgte die Analyse der NO_x - und NO_2 -Emissionen jedoch per Chemilumineszenz-Detektor (CLD). Dabei wird die NO_2 -Emission nicht direkt gemessen, sondern indirekt über die Differenz von NO_x - und NO -Emissionen bestimmt. Die NO -Emission wird direkt über die Chemilumineszenz-Reaktion des im Abgas vorhandenen NO mit Ozon ermittelt. Zur Ermittlung der gesamten NO_x -Emission wird vorher alles NO_2 im Abgas über einen Konverter zu NO reduziert. In der anschließenden Reaktion mit Ozon wird damit die Summe der NO_x -Emissionen ermittelt. Die berechnete NO_2 -Immission kann durch die indirekte Bestimmung auch negativ ausfallen, wenn die gemessene NO -Emission höher ist als das gemessene NO_x . Dieser Fall kann v. a. bei sehr niedrigen NO_2 -Anteilen auftreten.

Ein bei der **Probenahme** verbreitetes Verfahren ist, dass die Abgase zunächst in einem „Constant Volume Sampler“ CVS mit Umgebungsluft verdünnt und anschließend für die Analyse der Abgaszusammensetzung in Beuteln gesammelt werden. Alternativ erfolgt die Analyse der Abgaszusammensetzung auch in einigen Labors direkt am unverdünnten Abgas (Online- bzw. Modalmessung).

Bei einer Beutelmessung erfolgt die Analyse des Beutelinhalts zeitversetzt nach der Probenahme. In dieser Zeit kommt es zu Reaktionen der Abgase mit der Umgebungsluft, mit der das Abgas verdünnt ist. Insbesondere kann es zur Reaktion von Abgas- NO mit Umgebungsluft-Ozon kommen, wobei zusätzliches NO_2 entsteht. Dadurch steigt der NO_2 -Anteil im Beutel. Messergebnisse nach längerer „Lagerzeit“ weisen damit häufig einen höheren NO_2 -Anteil auf, als ursprünglich im Abgas vorhanden war (vgl. [TNO 2006] oder [LAT 2006]).

In der hier durchgeführten Auswertung wurden infolge der Feststellungen in anderen Untersuchungen ebenfalls höhere NO_2 -Anteile in den Beutelmessungen erwartet als in den Onlinemessungen. Jedoch konnten keine systematischen Unterschiede zwischen Messungen mit unterschiedlichen Probenahmeverfahren festgestellt werden. Gleichzeitig wurden signifikante Unterschiede zwischen verschiedenen Messreihen trotz gleicher Probenahme- und Analyseverfahren festgestellt. Von Bedeutung hierfür könnte die konkrete Messanordnung beim CLD-Verfahren in den einzelnen Labors sein⁸. Eine Klärung der Unterschiede wird vermutlich nur im Rahmen einer vergleichenden Untersuchung zwischen den einzelnen Labors möglich sein, z.B. im Rahmen eines Round-Robin-Tests.

Trotz der ungeklärten Unterschiede zwischen einzelnen Messreihen, gibt es auch innerhalb der Messreihen eine große Bandbreite der NO_2/NO_x -Verhältnisse zwischen einzelnen Fahrzeugen. Die Bandbreite der NO_2 -Anteile zwischen einzelnen Messungen ist also zumindest teilweise durch einzelfahrzeugspezifische Unterschiede bedingt.

⁸ Nach Aussagen von Martin Weilenmann (EMPA) sind wichtige Einflussfaktoren auf die Genauigkeit des CLD-Verfahrens die Betriebsart und der eingesetzte Konverter. Je nachdem, ob das Messgerät heiß (ca. 190°) ohne vorgelagerten Trockner oder kalt (Raumtemperatur) mit vorgelagerter Entfeuchtung (zur Entfernung von Wasserkondensat) betrieben wird, kann sich mehr oder weniger NO_2 aus dem Abgas im Wasser lösen und fehlt anschließend in der Messung. Da mit CLD nur NO gemessen werden kann, schaltet man zur NO_x -Messung einen Konverter vor, der NO_2 zu NO umwandelt. Diese Konverter sind typischerweise auf ca. 200-250° erhitzt und enthalten Kohle oder Molybdän. Die Kohle im Konverter reagiert mit dem NO_2 zu NO und CO . Falls aber im Abgas auch NH_3 dabei ist, kann im Konverter auch eine Reaktion von NH_3 mit NO und NO_2 stattfinden, so dass man weniger NO_x als NO (mit ausgeschaltetem Konverter) misst [Weilenmann 2007].

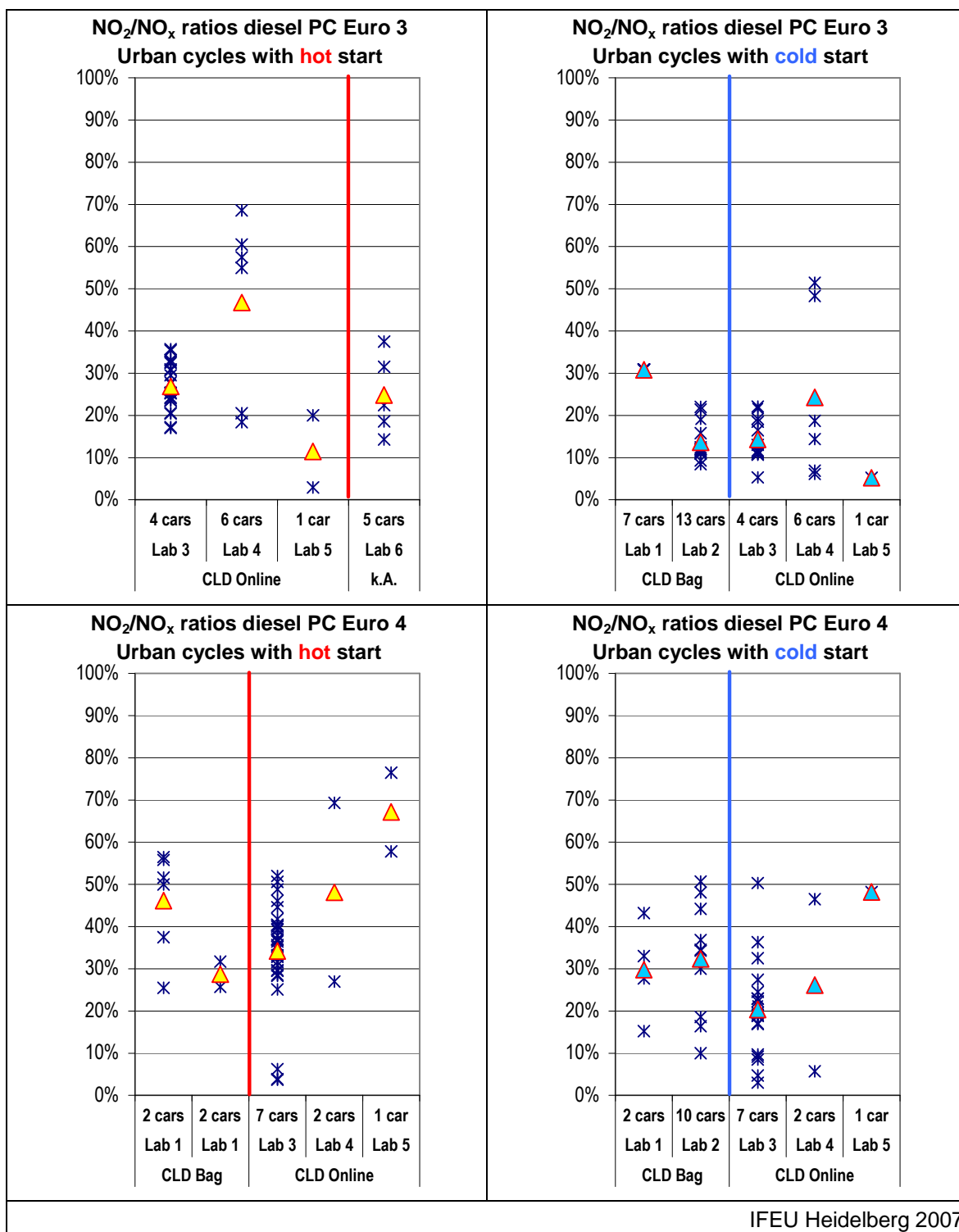


Abb. 39 Einfluss von Messmethodik und Labor auf die NO_2/NO_x -Verhältnisse von Emissionsmessungen bei Pkw

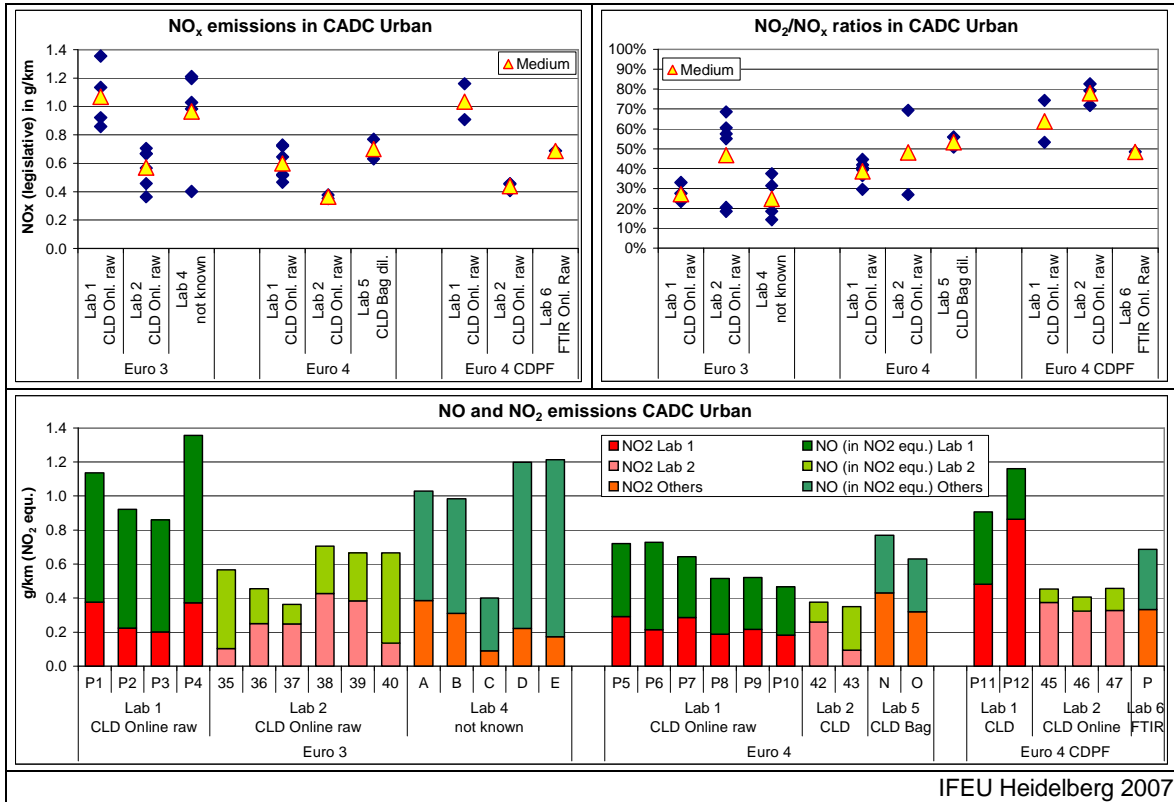


Abb. 40 NO_x-Emissionen und NO₂/NO_x-Emissionsverhältnisse im Innerorts-Testzyklus CADC Urban

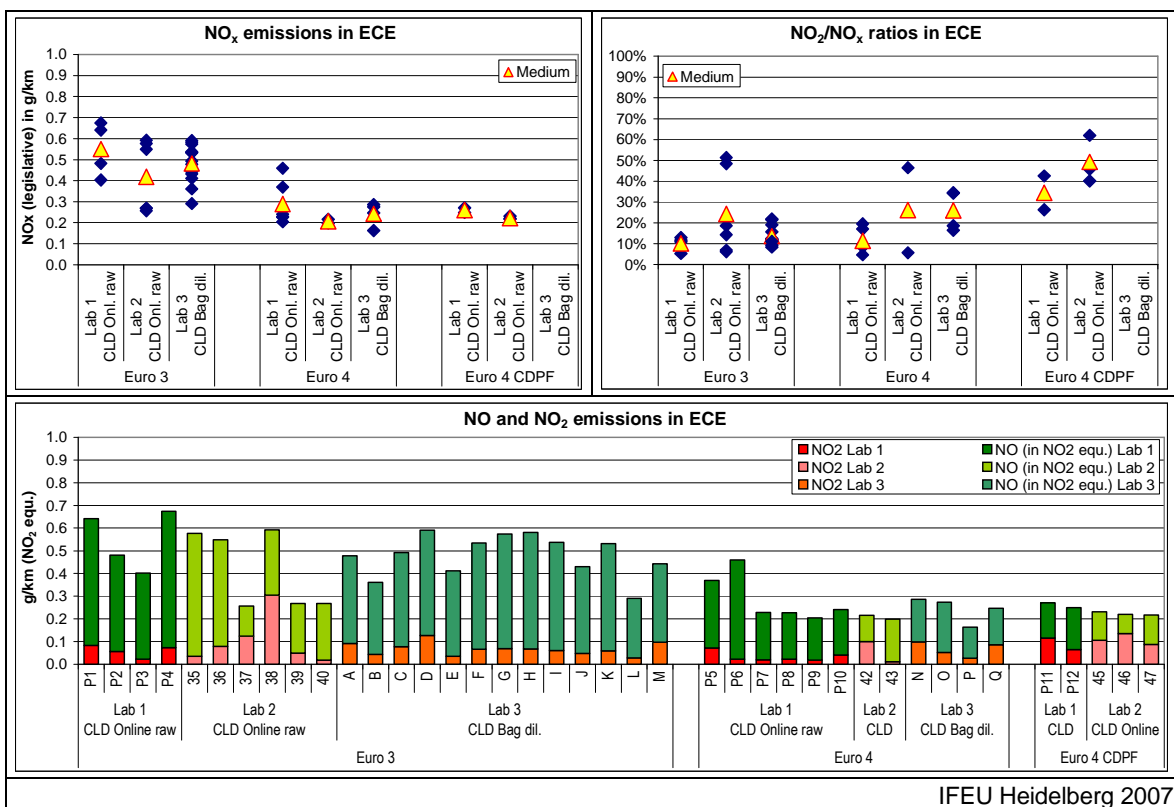


Abb. 41 NO_x-Emissionen und NO₂/NO_x-Emissionsverhältnisse im Innerorts-Testzyklus ECE

33. Kalibrierung des Boxmodells

Zweck der Kalibrierung ist es, die vielfältigen Einflüsse, die im Straßenraum neben der chemischen Umwandlung wirken, in ihrer Wirkung abzubilden. Der wichtigste Parameter der Kalibrierung ist die Windgeschwindigkeit. Diese wird übernommen von der Messstation Stuttgart-Bad Cannstatt. Kalibrierungszeitraum ist ein Modelltag. Zunächst werden tagesmittlere Konzentrationen für zwei Windgeschwindigkeitsfaktoren (0.2 und 0.4 fache Geschwindigkeit) berechnet. Die zeitliche Variation der Windgeschwindigkeit an jedem Tag wird nicht verändert, die Höhe der Windgeschwindigkeit wird durch den Windgeschwindigkeitsfaktor (konstant für einen Tag) bestimmt. Aus den beiden tagesmittleren Konzentrationen von NO_x in beiden Modellrechnungen und der gemessenen tagesmittleren Konzentration der Station Stuttgart wird ein lineares Modell erstellt, dessen Näherungslösung den gesuchten Windgeschwindigkeitsfaktor darstellt.

Da die Vorgänge, die das Modell beschreibt, nichtlinear sind, ist das NO_x -Tagesmittel, das mit diesem Faktor berechnet würde, nur eine grobe Näherung. Zwei weitere Modellrechnungen, mit jeweils $\pm 10\%$ Variation des Faktors ergeben ein neues lineares Modell. Dessen Ergebnis ist nun so genau, dass das in der fünften und letzten Rechnung berechnete NO_x -Tagesmittel sich nur gering vom gemessenen Tagesmittel unterscheidet. Der so über vier Stützpunkte bestimmte Windgeschwindigkeitsfaktor wird mit Datum festgehalten und für weitere Modellrechnungen als Kalibrationswert verwendet.

Für weitere Modellläufe (Emissionsszenarien 2010 bis 2020) wird für jede Stunde die Windgeschwindigkeit der passenden Stunde des Kalibrierungsjahrs verwendet, die wiederum mit dem Windgeschwindigkeitsfaktor des passenden Tages des Kalibrierungsjahrs skaliert wird.

Die Abbildung zeigt den Einfluss der Windgeschwindigkeit auf die Höhe der Konzentration eines Stoffes im Boxmodell. Die Abnahme der Konzentration ist (für einen inerten Stoff) proportional zum Kehrwert der Geschwindigkeit. Für chemisch aktive Stoffe ändert sich mit der absoluten Konzentration auch das Verhältnis der Reaktionsumsätze da es z.B. Reaktionen gibt, bei denen die Konzentration quadratisch eingeht (Reaktionen zweiter Ordnung) gegenüber Reaktionen mit linearer Konzentrationsabhängigkeit (Photolyse oder Zerfallsreaktionen erster Ordnung).

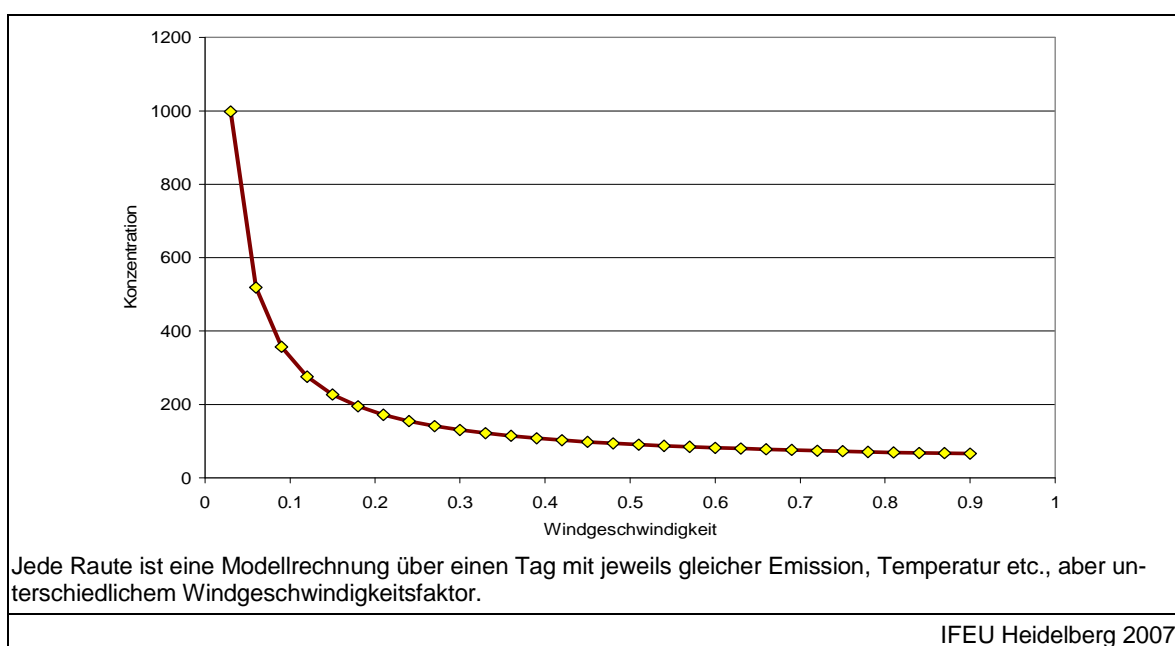


Abb. 42 Abnahme der mittleren Konzentration im Boxmodell mit zunehmender Windgeschwindigkeit (schematisch)