FORSCHUNGSGESELLSCHAFT FÜR STRASSEN- UND VERKEHRSWESEN
FGSV 002/124

# Kolloquium
# Luftqualität an Straßen 2019

Forschungsgesellschaft
für Straßen- und
Verkehrswesen e. V.
FGSV

## 27. und 28. März 2019
## Bergisch Gladbach

Herstellung und Vertrieb: FGSV Verlag, 50999 Köln

# Kolloquium
# Luftqualität an Straßen
# 2019

**Tagungsbeiträge**
**vom 27. und 28. März 2019**
**Bergisch Gladbach**
**Bundesanstalt für Straßenwesen**

Forschungsgesellschaft
für Straßen- und
Verkehrswesen e.V.

FGSV

**Herausgeber:**
Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen e.V. (FGSV)
An Lyskirchen 14
50676 Köln
Telefon 0221 93 583 0
Telefax 0221 93 583 73
E-Mail info@fgsv.de
Internet www.fgsv.de

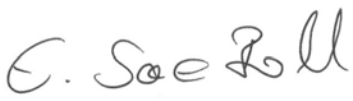
Druck:
FGSV Verlag GmbH
Wesselinger Straße 15-17
50999 Köln

Bergisch Gladbach, März 2019

**Vorwort**

Verkehr und Verkehrsinfrastruktur sind Grundvoraussetzungen für wirtschaftliche Stärke und Mobilität eines Landes und seiner Bevölkerung. Dem Anspruch von leistungsfähigen Verkehrsangeboten und einer resilienten Infrastruktur steht dabei immer die Notwendigkeit gegenüber, Verkehr und Verkehrsinfrastruktur umweltgerecht zu gestalten.
Der Zusammenhang von Verkehr, Infrastruktur und Umwelt wird durch die europäische Rahmengesetzgebung sowie nationale Gesetze und Strategien deutlich gemacht. So ist eines der erklärten Ziele, die Luftqualität zu verbessern und auf einem sehr hohen Niveau zu bewahren.
Hierzu wurden neben der Begrenzung von nationalen Emissionshöchstmengen verschiedene Luftschadstoffe zum Schutz der menschlichen Gesundheit und der Vegetation limitiert. Die Einhaltung dieser Grenzwerte ist in Bezug auf einige wenige Schadstoffe jedoch noch immer für alle für den Immissionsschutz Zuständigen eine große Herausforderung. Aktuell stehen Maßnahmen zur Luftschadstoffreduzierung an Hauptverkehrsstraßen in deutschen Innenstädten im Fokus der Öffentlichkeit.
Auf dem Kolloquium "Luftqualität an Straßen" findet daher alle zwei Jahre ein fachlicher Austausch auf dem Gebiet der Luftreinhaltung im Einflussbereich von Straßenbau und Straßenverkehr statt. Experten aus Verwaltung, Lehre und Wirtschaft stellen hier ihre Erkenntnisse, Ideen und Lösungsstrategien auf dem Weg zu einer besseren Umwelt im Kontext nachhaltiger Mobilität vor.
Hierzu erwarten Sie Vorträge und Posterbeiträge insbesondere aus den Themenbereichen Modellierung, Messungen und spezielle Anwendungen von Maßnahmen und Strategien zur Luftschadstoffreduktion. Aber auch Querschnittsthemen werden diskutiert. Den Abschluss des ersten Tages bildet nach einer Führung durch drei Versuchshallen der Bundesanstalt für Straßenwesen ein gemeinsamer Abendimbiss. Zum Ende der Veranstaltung am zweiten Tag verabschieden wir uns von Ihnen mit einem zusammenfassenden Überblick über die vorgestellten Beiträge aller Referenten.

Herzlich willkommen in Bergisch Gladbach!



Dir.'in Dipl.-Ing. Elfriede Sauerwein-Braksiek
Vorsitzende der FGSV

# Inhalt

**Vorträge**

*Ute Dauert*
Luftqualität in Deutschland – Situation & Hauptquellen Seite 13

*Marco Fedior, Wido Hamel, Uwe Plank-Wiedenbeck*
Simulation der verkehrsbedingten Emissionen auf innerstädtischen Hauptverkehrsstraßen bei Emissionsklassenabhängiger Fahrzeugflottenzusammensetzung Seite 15

*Nihan Celikkaya, Fritz Busch, Uwe Plank-Wiedenbeck*
Untersuchung von Potenzialen von Elektrofahrzeugen zur Verringerung lokaler Emissionen durch eine mikroskopische Simulationsstudie Seite 29

*Olivia Spiker*
Untersuchung der Luftqualität im Kontext der dreijährigen B7-Sperrung in Wuppertal Seite 42

*Kai Vaupel, Matthias Kaul*
Mobile $PM_{10}$-Immissionsmessungen in Wuppertal Seite 58

*Denis Pöhler, Tobias Engel, Uli Roth, Joscha Reber, Martin Horbanski, Johannes Lampel, Ulrich Platt*
Messung realer Fahrzeugemissionen mit dem „Plume Chasing"-Verfahren Seite 63

*Teresa Eickels, Waldemar Brost*
Abschätzung des Einsparpotentials von $NO_x$-Belastung durch die Modellierung der substituierbaren Verkehrsleistung konventionell betriebener Fahrzeuge Seite 79

*Ingo Düring, Wolfram Schmidt, Uwe Friedrich, Tobias Schönefeld*
Evaluierung der Maßnahmenwirkung aus der Fortschreibung des Luftreinhalteplanes Potsdam 2015 / 2016 Seite 101

*Heinz Dörr, Viktoria Marsch, Andreas Romstorfer, Yvonne Toifl*
Multidisziplinäre Pfade und interdisziplinäre Strategien zur nachhaltigen Gewährleistung guter Luftqualität mit besonderem Augenmerk auf den Straßengüterverkehr Seite 123

*Rainer Kapp*
Luftreinhaltung in Stuttgart – Aktuelle Entwicklung und Maßnahmen Seite 150

*Volker Diegmann*
Umweltsensitives Verkehrsmanagement zur Verbesserung der Luftqualität Seite 163

*Philipp Schwarz, Sebastian Scheinhardt, Dirk Schindler*
Identifizierung und Quantifizierung von Feinstaubquellen im Raum Stuttgart mittels Inhaltsstoffanalyse und Positivmatrix-Faktorisierung (PMF) Seite 178

*Dietmar Stephan, Sandra Weigel*
NaHiTAs – Über die Konzeption einer Asphaltfahrbahnoberfläche mit stickoxidreduzierenden Eigenschaften Seite 196

*Patrick Wagner*
Ermittlung und Bewertung der von der Schifffahrt auf Bundeswasserstraßen ausgehenden Luftschadstoffemissionen und -immissionen Seite 200

**Poster**

*Julia Patzsch, Jonathan Z. Bloh*
Neue verbesserte Photokatalysatoren für den Stickoxidabbau durch die Modifikation mit Eisenionen Seite 203

*Barbara Schneider*
Luftqualität – Welchen Einfluss hat der Flugverkehr? Seite 207

*Andrea Wellhöfer, Christian Ostermair, Mike Pitz*
Erprobung eines Nachrüstsystems ($BNO_x$-Systems) für ein Diesel-Dienstkraftfahrzeug zur Verminderung von Stickstoffoxid-Emissionen Seite 212

*Denis Pöhler, Oliver Fischer, Richard Brenner, Martin Horbanski, Johannes Lampel, Ulrich Platt*
Mobile $NO_2$ Messungen in Städten zur Bestimmung der Schadstoffverteilung und Belastung für Rad- und Autofahrer Seite 216

*Nihan Celikkaya, Marcus Gerstenberger*
Vergleich von verkehrssituationsbasierten und motorkennfeldbasierten Emissionsmodellen zur Luftschadstoffberechnung für das dynamische Verkehrsmanagement Seite 227

*Ingo Düring, Wolfram Schmidt, Theresia Fiedler, Sabine Wurzler, Heike Hebbinghaus*
Prognose der $NO_2$-Konzentrationen im Straßenraum: Überprüfung des vereinfachten NO-$NO_2$-Konversionsmodells nach Düring et al. (2011) Seite 231

*C. Ackerhans, F. Menzel, A. Thüsing, G. Beck*
Photokatalyse: Saubere Materialoberflächen, saubere Luft Seite 234

# Vorträge

# Luftqualität in Deutschland: Situation und Hauptquellen

Dipl.-Met. Ute Dauert

Umweltbundesamt (UBA)

Seit den 1990er Jahren konnte in Deutschland die Freisetzung der meisten Luftschadstoffe deutlich verringert werden. Auswertungen der Luftqualitätsdaten zeigen jedoch, auch in 2018 wurden der Luftqualitätsgrenzwert für Stickstoffdioxid und Feinstaub (PM10) und die Zielwerte für Ozon weiterhin überschritten. Betrachtet man jedoch die Empfehlungen der Weltgesundheitsorganisation (WHO), die den Gesundheitsschutz im Fokus haben und dadurch deutlich strenger sind, so ist die Belastung mit Feinstaub (PM10 und PM2,5), Stickstoffdioxid, Ozon, Schwefeldioxid, Benzol und Benzo(a)pyren in Deutschland noch deutlich zu hoch.

In den vergangenen Jahren gab es einen deutlichen Rückgang der PM10-Belastung, der in Städten und Ballungsräumen maßgeblich durch die Einführung von Umweltzonen erreicht werden konnte. Mit dem Rückgang der Emissionen aus dem Straßenverkehr steigt jedoch gleichzeitig die Bedeutung anderer Quellen, wie der Holzfeuerung in privaten Haushalten und der Landwirtschaft, als Quelle vor allem sekundär gebildeter Partikel.

An circa 42 % der verkehrsnahen Messstationen wurde 2018 der $NO_2$-Jahresmittelgrenzwert von 40 µg/m³ überschritten. Die Emissionen im Verkehrsbereich haben zwar deutlich abgenommen, aber mit 40 % Anteil an den Gesamtemissionen ist der Verkehr noch immer die größte Stickstoffoxid-Quelle. Betrachtet man nur den Straßenverkehr, ist seit ca. 2000 ein deutlicher Anstieg des Anteils der Diesel-Pkw an den Emissionen erkennbar. Das UBA hat die Wirkung von Software-Updates und Rückkauf alter Diesel-Pkw untersucht. Diese leisten zwar einen Beitrag zur Reduzierung der $NO_2$-Belastung, werden aber nur an wenigen Standorten unmittelbar zur Einhaltung des Luftgrenzwer-

tes führen. Im Mai 2008 hat die EU-Kommission beim Gerichtshof der Europäischen Union Klage gegen Deutschland und weitere EU-Mitgliedstaaten eingereicht, weil die vereinbarten Stickstoffdioxid-Grenzwerte nicht eingehalten werden und in der Vergangenheit keine geeigneten Maßnahmen ergriffen wurden.

Seit 1990 sind die Ozonspitzenkonzentrationen deutlich zurückgegangen. Jedoch stellen wir einen signifikanten Anstieg der mittleren Ozonkonzentration in Städten fest. Der langfristige Zielwert der EU und die WHO-Empfehlungen werden deutschlandweit überschritten.

# Simulation der verkehrsbedingten Emissionen auf innerstädtischen Hauptverkehrsstraßen bei Emissionsklassenabhängiger Fahrzeugflottenzusammensetzung

M.Sc. Marco Fedior, M.Sc. Wido Hamel, Prof. Dr.-Ing. Plank-Wiedenbeck

Bauhaus-Universität Weimar
Bauhaus-Institut für zukunftsweisende Infrastruktursysteme (b.is)
Professur Verkehrssystemplanung
Marienstraße 13C, 99423 Weimar
E-Mail: marco.fedior@uni-weimar.de wido.hamel@uni-weimar.de
uwe.plank-wiedenbeck@uni-weimar.de

Zusammenfassung

Der vorliegende Beitrag beschreibt eine Simulationsumgebung zur Evaluation von umweltorientierten Verkehrsmanagement-Strategien mit einem Anwendungsfall zur Ermittlung der Schadstoffemissionen bei unterschiedlichen Flottenzusammensetzungen. Die Methodik verknüpft mikroskopische Verkehrsflusssimulationen mit fahrzeugspezifischen Emissions- und Ausbreitungsberechnungen. Die aktuelle Datenbasis umfasst hochaufgelöste Verkehrsdaten von vier deutschen Großstädten. Im Anwendungsfall werden die verkehrsbedingten Treibhausgas- ($CO_2$) und Schadstoffemissionen ($NO_x$, $PM_{10}$) einer stufenweise erneuerten Fahrzeugflotte in einer innerstädtischen Hauptverkehrsstraße untersucht.

## 1. Methodik Evaluationsframework

Die Bauhaus-Universität Weimar ist an Forschungsvorhaben zu umweltbezogenen Verkehrsmaßnahmen beteiligt. Aktuell werden im Rahmen der Forschungsinitiative mFUND des Bundesministeriums für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI) Projekte zur Mobilität 4.0 gefördert. Im Verbundvorhaben „school“ (Strategiewechsel durch Open Data orientierte Lösungen) werden in den Städten Frankfurt a.M., Dortmund und Kassel neue Verkehrsmanagement-Strategien entwickelt, erprobt und bewertet. Die Bauhaus-Universität Weimar evaluiert die Maßnahmen und ermittelt insbesondere deren Wirksamkeit auf Verkehrsablauf und Luftqualität. Dafür wird eine Simulationsumgebung zur Abbildung der komplexen Wirkungskette Fahrzeug, Fahrverhalten, Verkehrsablauf, Emissionen, Klima und Immissionen genutzt.

Der Verkehrsablauf wird mittels mikroskopischer Verkehrsflusssimulationen nachgebildet. Dafür wird „PTV VISSIM“ genutzt. Zur Kalibrierung und Validierung der simulierten Verkehrsabläufe stehen hochaufgelöste Verkehrsdaten (Schleifenzählungen und real geschaltete Lichtsignalprogramme) zur Verfügung. Die Daten werden kontinuierlich in die school-Cloud übertragen und stehen für Analysen und für Berechnungen von Szenarien zur Verfügung. Ebenso werden hier kontinuierlich Daten zu Klima und Umwelt erfasst. Die Kalibrierung des Verkehrsmodells erfolgt durch Anpassungen von Fahrverhalten, Abbiegebeziehungen und nicht detektierter Querverkehrsströme. Die Validierung kann somit sehr realitätsnah durch den Vergleich von Zeitreihen gemessener und simulierter Verkehrsstärken durchgeführt werden.

Für die Berechnung der Emissionen wird das Abgas-Emissionsmodell „Versit+“ mit dem Berechnungstool „TNO EnViVer“ genutzt. Es beruht auf Messungen mit rund 2.800 unterschiedlichen Fahrzeugen in spezifischen Fahrsituationen [1]. Die nachfolgend dargestellten Ergebnisse basieren auf diesen Berechnungen und den in Versit+ bzw. EnViVer hinterlegten Algorithmen und Daten.

Aktuell wird das Evaluationsframework um ein Modul zur Schadstoffausbreitung und zur Berechnung der Immissionen ergänzt. Dazu wird derzeit das Ausbreitungsmodell „Lohmeyer Prokas-Online“ eingebunden. Kalibrierung und Validierung werden dann durch einen Vergleich der simulierten Immissionen mit den gemessenen Werten der Luftmessstationen des Umweltbundesamtes bzw. der Bundesländer erfolgen. Zusätzlich wird aktuell geprüft, wie die mobilen

Luftmesssysteme „AQMesh“ von Environmental Instruments Ltd. [2] eingebunden werden können, um weitere reale Messwerte zur Stützung der Simulationen zu erhalten. Mit der dann vorliegenden Datenbasis und den Simulationswerkzeugen können zum einen real umgesetzte Verkehrsmanagement-Strategien abgebildet und bewertet werden. Ferner können weitere Strategien vor der realen Umsetzung umfassend geplant und optimiert werden.

## 2. Anwendungsfall

Mit der Simulationsumgebung werden in diesem Anwendungsfall die verkehrsbedingten Treibhausgas- ($CO_2$) und Schadstoffemissionen ($NO_x$, $PM_{10}$) unterschiedlicher Pkw Flottenzusammensetzungen untersucht. Als Untersuchungsbereich dient ein innerstädtischer Teilabschnitt der Friedberger Landstraße in Frankfurt am Main. Die innerstädtische Hauptverkehrsstraße besitzt auf zwei getrennten Richtungsfahrbahnen durchgängig jeweils mindestens 2 Fahrstreifen. Der ca. 600 m lange Untersuchungsabschnitt liegt auf Höhe einer Luftmessstation und erstreckt sich über vier Knotenpunkte mit Lichtsignalanlagen (Abbildung 1). Die Signalprogramme werden überwiegend mit VISSIM nachmodelliert bzw. gemäß den Richtlinien für Lichtsignalanlagen (RiLSA) [3] berechnet.

Die Fahrzeugzusammensetzung der Ausgangssituation entspricht dem Flottenmix im Jahr 2017 im Zulassungsbezirk Frankfurt a.M. gemäß der Zulassungsstatistik des Kraftfahrtbundesamtes [4]. Die Fahrzeugflotte ist nach Antriebsarten Benzin und Diesel sowie Schadstoffklassen (EURO - Normen) gegliedert. In den simulierten Szenarien wird die Fahrzeugflotte sukzessive erneuert, wobei die Pkw Anteile älterer Schadstoffklassen stufenweise durch neuere Fahrzeuge ersetzt werden. Der in den Szenarien simulierte Flottenmix entspricht damit nicht exakt der realen Flottenzusammensetzung. Für die weiteren Untersuchungen sind dazu Erhebungen geplant. Es werden folgende vier Szenarien unterschieden:

1. Alte Dieselfahrzeuge werden stufenweise durch neue Dieselfahrzeuge mit Abgasnorm EURO 6 ersetzt. Die Anzahl und Verteilung der Benzinfahrzeuge bleibt unverändert.

2. Alte Dieselfahrzeuge werden stufenweise durch neue Dieselfahrzeuge mit Abgasnorm EURO 6 ersetzt und alte Benzinfahrzeuge werden in gleicher Weise durch neue Benzinfahrzeuge mit Abgasnorm EURO 6 ersetzt.
3. Alte Dieselfahrzeuge werden stufenweise durch neue Benzinfahrzeuge mit Abgasnorm EURO 6 ersetzt. Die Anzahl und Verteilung der alten Benzinfahrzeuge bleibt erhalten.
4. Das vierte Szenario untersucht mögliche Anwendungen vergleichbar mit den Ansätzen eines Fahrverbotes für alte Fahrzeuge. In der ersten Stufe werden alte Dieselfahrzeuge der Schadstoffklassen 1, 2, 3 und 4 sowie Benzinfahrzeuge der Schadstoffklassen 1 und 2 durch neue Fahrzeuge der Schadstoffklasse 6 ersetzt. In der zweiten Stufe werden zusätzlich Dieselfahrzeuge der Schadstoffklasse 5 durch neue Fahrzeuge der Schadstoffklasse 6 ersetzt. Die Aufteilung auf Benzin und Diesel erfolgt jeweils gemäß dem Verhältnis der Neuzulassungen im Jahr 2018 im Zulassungsbezirk Frankfurt a.M. [5].

Tabelle 1 zeigt die Aufteilungen nach Antriebsarbeit und Schadstoffklasse aller simulierten Fälle.

*Tabelle 1: Untersuchte Szenarien, Fahrzeugflotte nach Antriebsart und Schadstoffklasse.*

| Antrieb | | | Diesel | | | | | | Benzin | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Emissionsklasse | Szenarien | Stufe | EURO 1 | EURO 2 | EURO 3 | EURO 4 | EURO 5 | EURO 6 | EURO 1 | EURO 2 | EURO 3 | EURO 4 | EURO 5 | EURO 6 |
| **Aktuell** | **A** | **S** | **0,08%** | **1,0%** | **3,5%** | **7,3%** | **15,7%** | **16,4%** | **1,8%** | **7,1%** | **5,5%** | **20,0%** | **13,4%** | **8,3%** |
| | *1* | *1* | | 1,0% | 3,5% | 7,3% | 15,7% | 16,5% | 1,8% | 7,1% | 5,5% | 20,0% | 13,4% | 8,3% |
| ***Diesel$_{alt}$*** | *1* | *2* | | | 3,5% | 7,3% | 15,7% | 17,4% | 1,8% | 7,1% | 5,5% | 20,0% | 13,4% | 8,3% |
| ***->Diesel$_{neu}$*** | *1* | *3* | | | | 7,3% | 15,7% | 20,9% | 1,8% | 7,1% | 5,5% | 20,0% | 13,4% | 8,3% |
| | *1* | *4* | | | | | 15,7% | 28,2% | 1,8% | 7,1% | 5,5% | 20,0% | 13,4% | 8,3% |
| | *1* | *5* | | | | | | 43,9% | 1,8% | 7,1% | 5,5% | 20,0% | 13,4% | 8,3% |
| | *2* | *1* | | 1,0% | 3,5% | 7,3% | 15,7% | 16,5% | | 7,1% | 5,5% | 20,0% | 13,4% | 10,1% |
| ***Pkw$_{alt}$*** | *2* | *2* | | | 3,5% | 7,3% | 15,7% | 17,4% | | | 5,5% | 20,0% | 13,4% | 17,2% |
| ***->Pkw$_{neu}$*** | *2* | *3* | | | | 7,3% | 15,7% | 20,9% | | | | 20,0% | 13,4% | 22,7% |
| | *2* | *4* | | | | | 15,7% | 28,2% | | | | | 13,4% | 42,7% |
| | *2* | *5* | | | | | | 43,9% | | | | | | 56,1% |
| | *3* | *1* | | 1,0% | 3,5% | 7,3% | 15,7% | 16,4% | 1,8% | 7,1% | 5,5% | 20,0% | 13,4% | 8,4% |
| | *3* | *2* | | | 3,5% | 7,3% | 15,7% | 16,4% | 1,8% | 7,1% | 5,5% | 20,0% | 13,4% | 9,3% |
| ***Diesel$_{alt}$*** | *3* | *3* | | | | 7,3% | 15,7% | 16,4% | 1,8% | 7,1% | 5,5% | 20,0% | 13,4% | 12,8% |
| ***-> Benzin$_{neu}$*** | *3* | *4* | | | | | 15,7% | 16,4% | 1,8% | 7,1% | 5,5% | 20,0% | 13,4% | 20,1% |
| | *3* | *5* | | | | | | 16,4% | 1,8% | 7,1% | 5,5% | 20,0% | 13,4% | 35,8% |
| | *3* | *6* | | | | | | | 1,8% | 7,1% | 5,5% | 20,0% | 13,4% | 52,2% |
| ***Mögliche*** | *4* | *1* | | | | | 15,7% | 23,4% | | | 5,5% | 20,0% | 13,4% | 21,9% |
| ***Anwendung*** | *4* | *2* | | | | | | 28,8% | | | 5,5% | 20,0% | 13,4% | 32,3% |

**Verkehrsflusssimulation**

Die Simulation umfasst einen Tagesumlauf (24 h) des realen Verkehrsablaufs und bildet gemessene und in 15 Minuten-Auflösung aggregierte Verkehrsstärken ab. Als Datengrundlage dient die Verkehrsstärke von Zählschleifen an den LSA-gesteuerten Knotenpunkten „Friedberger Landstraße 2 (FL2)“ und „Friedberger Landstraße 5 (FL5)“ an einem durchschnittlichen Werktag. Es werden 15 Läufe mit unterschiedlichen Startzufallszahlen simuliert. Ergebnisse der Simulation sind fahrzeugspezifische Trajektorien, die Kenngrößen wie Reisezeit, Standzeit, Verlustzeit, Anzahl der Halte sowie Geschwindigkeit und Geschwindigkeitsänderungen im Sekundentakt protokollieren.

*Abbildung 1: Simulationsabschnitt im Untersuchungsgebiet Friedberger Landstraße Frankfurt a.M.. Darstellung in PTV VISSIM*

**Validierung der Verkehrssimulation**

Zur Validierung werden die gemittelten Verkehrsstärken der Simulationen an den Messquerschnitten FL2 und FL5 mit Zählwerten der Schleifenzählungen FL2 und FL5 verglichen. Die Messquerschnitte liegen auf der Richtungsfahrbahn der Hauptverkehrsachse. Der Vergleich erfolgt über den 24 h-Simulationslauf mit einer Auflösung von Fzg./15 min. Die Tagesganglinien werden nach folgenden Fehlermaßen untersucht:

1. RMSE (root men square error): Quantifiziert die generelle Performance und gibt den mittleren quadratischen Fehler an.

2. RMSPE (root mean square percent error): Prozentuale Angabe des RMSE und beschreibt die Fehlergröße relativ zum Mittelwert [6].
3. Mittlerer Fehler ME (mean error): Indikator für systematische Über- und Unterschätzungen.
4. MPE (mean percent error): Zeigt den ME als mittleren prozentualen Fehler [7].
5. R (Regression): Untersucht die Stärke des Zusammenhanges zwischen der simulierten und beobachteten Zeitreihe und wird als Bestimmtheitsmaß R dargestellt [8].
6. U (Theil'sche Ungleichheitskoeffizient): Liefert Informationen über die Anpassungsgüte der Zeitreihen [8].
    a. Der Verzerrungsanteil $U^M$ zeigt systematische Über- und Unterschätzungen an.
    b. Der Nicht-Effizienz-Anteil $U^S$ zeigt systematische Unterschiede in der Varianz der simulierten und beobachteten Werte an.
    c. Der Kovarianzanteil $U^C$ beschreibt das Fehlen eines linearen Zusammenhanges zwischen den Zeitreihen, er bewertet unsystematische Fehler.

**Emissionsberechnungen**

Die Emissionen ($CO_2$, $NO_x$, $PM_{10}$) werden fahrzeugspezifisch entsprechend der Trajektorien berechnet. Die Menge der emittierten Schadstoffe berechnet sich durch die jeweiligen Fahrzeugzusammensetzungen (Tabelle 1) und wird als schadstoffspezifische Gesamtemissionen [g] und Emission pro Strecke [g / km] ausgegeben.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

**Performance der Verkehrssimulation**

In der Performance-Untersuchung werden die simulierten und gemessenen Verkehrsstärken an den Zählstellen verglichen (Abbildung 2, Abbildung 3). Tabelle 2 listet die ermittelten Fehlermaße auf. Der RMSPE erreicht an FL2 13,7 % und an FL5 7,4 %. Diese Ergebnisse lassen auf eine gute Performance der Simulation schließen, das heißt die Realität wird mit hoher Genauigkeit abgebildet [6].

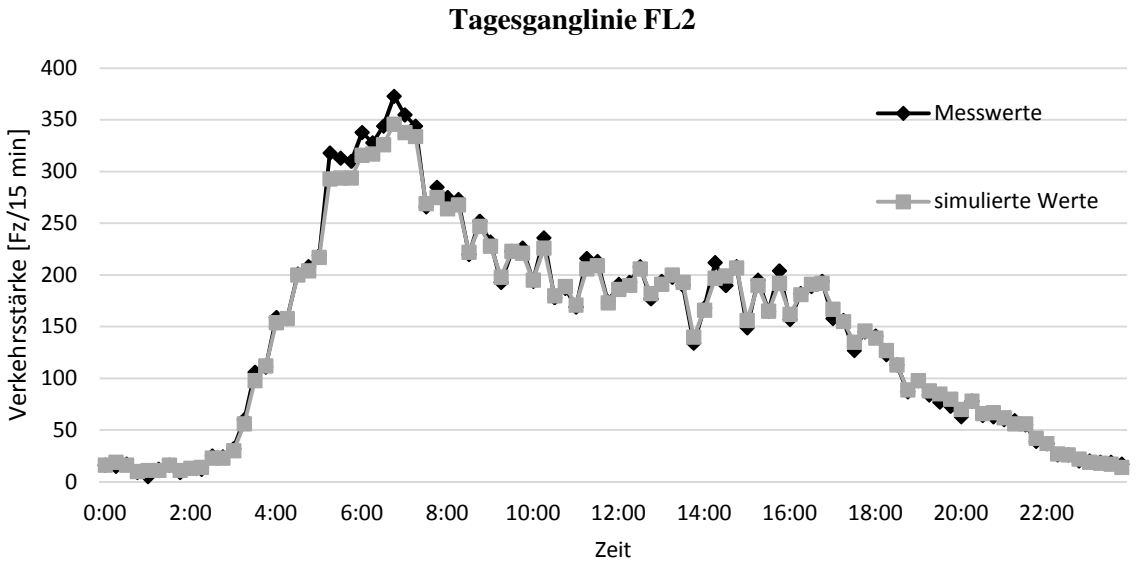



*Abbildung 2: Tagesganglinie gemessener und simulierter Verkehrsstärken an Messquerschnitt FL 2 vom 19.04.2017*

Der MPE zeigt bei FL2 mit 1,2 % eine sehr gute und bei FL5 mit 5,3 % eine gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Werten [9]. Auch die Bestimmtheitsmaße $R_{FL2}$ = 0,997 und $R_{FL5}$ = 0,995 mit p-values je $2{,}2*10^{-16}$, Abbildung 4 und Abbildung 5 lassen auf einen sehr starken Zusammenhang der Zeitreihen schließen [8].

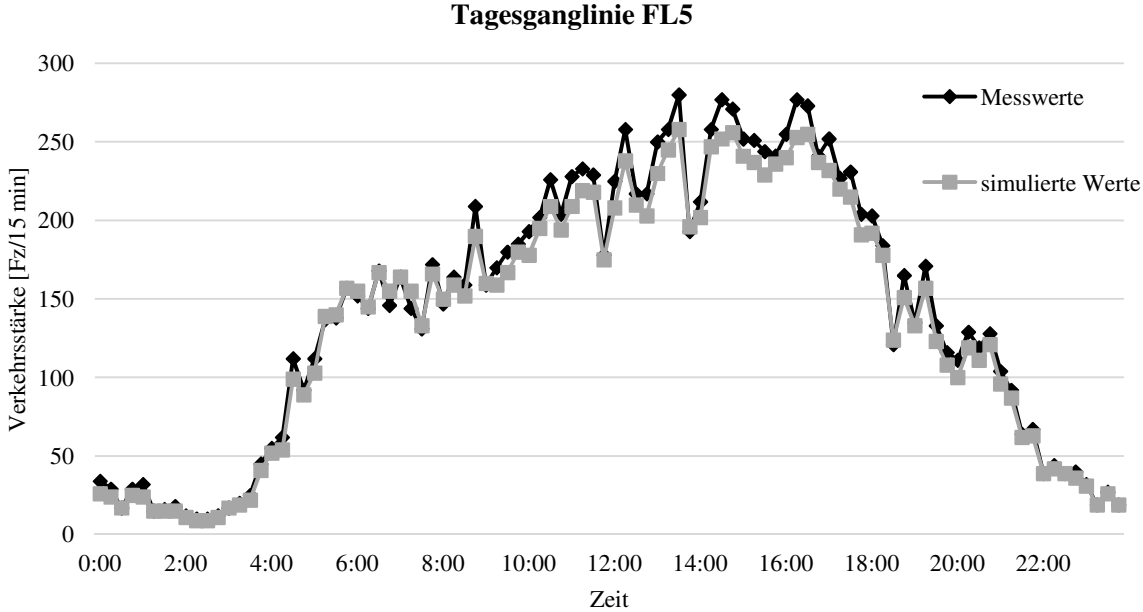



*Abbildung 3: Tagesganglinie gemessener und simulierter Verkehrsstärken an Messquerschnitt FL 5 vom 19.04.2017*

Die Theil'schen Ungleichheitskoeffizienten U und $U^M$ sind am Querschnitt FL2 deutlich kleiner als 0,2. Es liegt eine relativ große Übereinstimmung zwischen den Zeitreihen und damit eine hohe Simulationsgüte vor. Am Querschnitt FL5 zeigt $U^M$ eine Verzerrung der Zeitreihen auf. Anteile $U^S$ und $U^C$ lassen auf eine geringe, konstante Unterschätzung schließen.

*Tabelle 2: Fehlermaßanalyse gemessener und simulierter Verkehrsstärken an den Messquerschnitten FL2 und FL5 vom 19.04.2017 in der Friedberger Landstraße in Frankfurt am Main*

| **Fehlermaße** | **Querschnitt FL2** | **Querschnitt FL5** |
|---|---|---|
| ***RMSE*** | 7,33 [Fz/15 min] | 10,08 [Fz/15 min] |
| ***RMSPE*** | 13,7 % | 7,4 % |
| ***ME*** | 1,96 [Fz/15 /min] | - 6,92 [Fz/15 min] |
| ***MPE*** | 1,2 % | 5,3 % |
| ***R*** | 0,997 | 0,995 |
| ***p*** | $2{,}2*10^{-16}$ | $2{,}2*10^{-16}$ |
| ***U*** | 0,02 | 0,03 |
| $\boldsymbol{U^M}$ | 0,07 | 0,89 |
| $\boldsymbol{U^S}$ | 0,34 | 0,39 |
| $\boldsymbol{U^C}$ | 0,59 | 0,62 |

Die Fehleranalyse zeigt eine gute Performance der simulierten Zeitreihen. Für diesen Anwendungsfall stehen jedoch nur für zwei Querschnitte Vergleichsdaten für Kalibrierung und Validierung zur Verfügung. Der Zugriff auf alle Zähldaten der in school betrachteten Streckenabschnitte wird aktuell implementiert. Dies wird die Performance der Simulationen noch weiter verbessern.

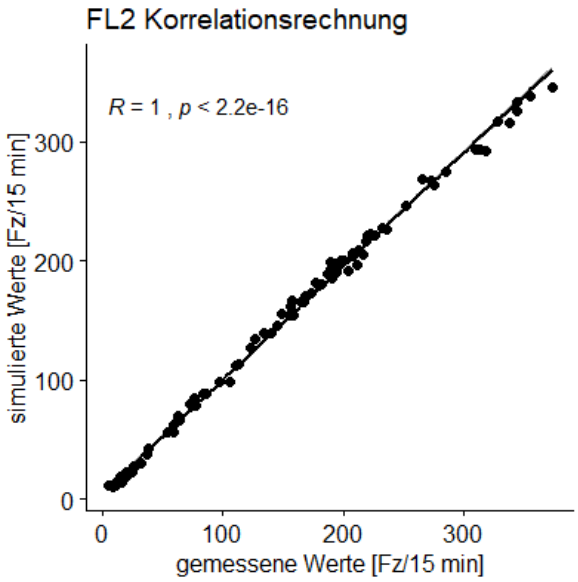



*Abbildung 4: Regressionsanalyse an FL2*

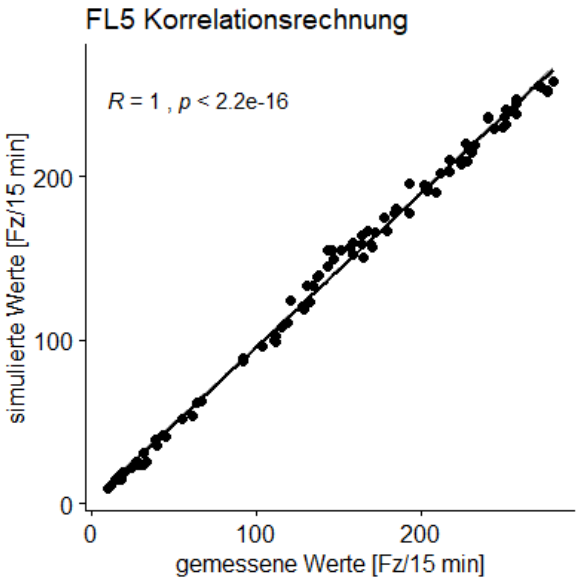



*Abbildung 5: Regressionsanalyse FL5*

**Emissionsentwicklung der Untersuchungsszenarien**

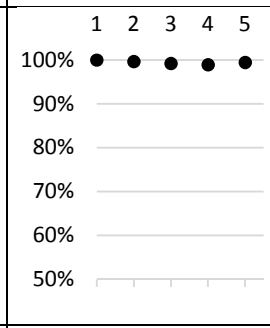
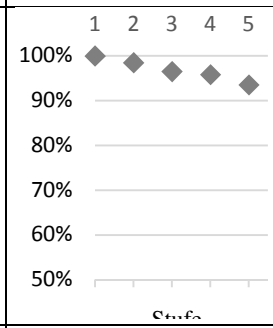
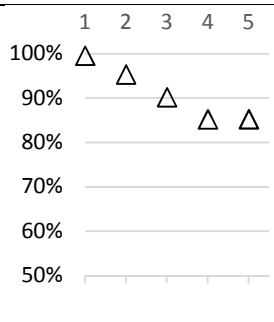
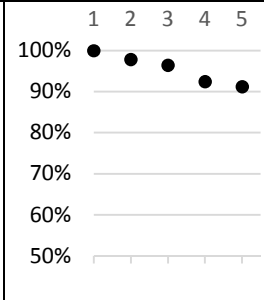
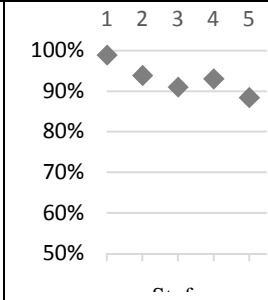
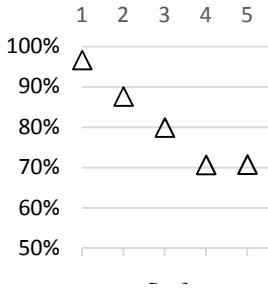
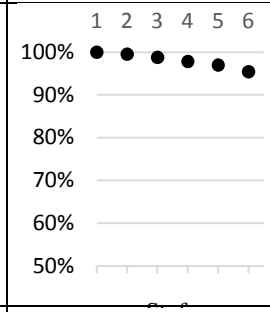
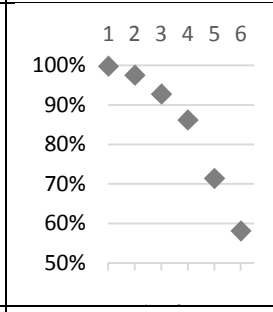
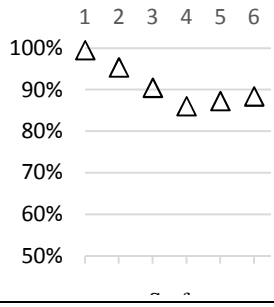
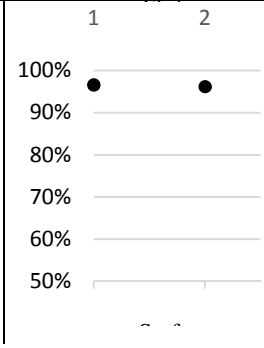
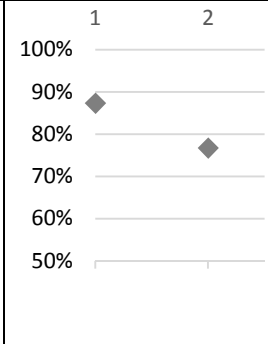
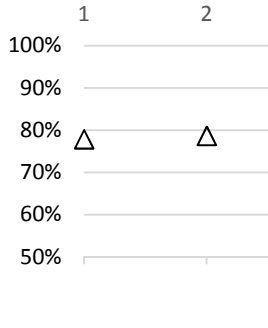
Die Berechnungen zeigen erwartungsgemäß, dass sich die Emissionen beim Austausch alter Fahrzeuge durch Fahrzeuge der Schadstoffklasse EURO 6 generell reduzieren (Tabelle 3). Die Größe der Reduktion ist abhängig vom Anteil an neuen Fahrzeugen:

- Werden alte Pkw durch neue Pkw der gleichen Antriebsart getauscht, reduzieren sich $CO_2$ und $PM_{10}$ Emissionen am deutlichsten.
- Im Bereich $CO_2$ liegt das Reduktionspotential der betrachteten Szenarien bei maximal 10 % (Szenario 2-5).
- In diesem Szenario wird auch das höchste Reduktionspotential bei $PM_{10}$ erreicht, hier sinken die Werte auf etwa 70 %.
- Die deutlichste $NO_x$ Reduktion wird beim Wechsel alter Diesel Pkw zu neuen Benzin Pkw erreicht. In diesem Szenario reduzieren sich die berechneten Emissionen auf etwa 60 %.
- Die in Szenario 4 berechneten Anwendungsfälle zeigen ein differenziertes Bild. Die $CO_2$ Emissionen ändern sich im Vergleich von Stufe 1 zu Stufe 2 nur geringfügig. Für $PM_{10}$ liefert Stufe 2 sogar leicht höhere Werte als Stufe 1. Die $NO_x$ Emissionen verringern sich in Stufe 1 deutlich und in Stufe 2 noch einmal im gleichen Maß.

Die Ergebnisse beruhen auf hochaufgelösten und kalibrierten Verkehrssimulationen sowie auf Emissionsberechnungen. Damit ist es möglich, den dominierenden Einfluss des Fahrverhaltens auf Emissionen und Immissionen wesentlich genauer zu berücksichtigen als beispielsweise bei Berechnungen mit dem HBEFA.

Die Szenarien der Emissionsberechnung und die Substitution durch neue Fahrzeuge sowie die Verteilung der Antriebsarten und Schadstoffklassen sind jedoch fiktiv und lassen noch keine exakten Rückschlüsse auf die realen Emissionsänderungen zu. Ein geschlossenes Bild zur Wirkung von Maßnahmen des Verkehrsmanagements wird sich ergeben, wenn die Immissionen mit den realen Klima- und Umweltdaten unter Nutzung eines Ausbreitungsmodells einbezogen werden können. Die vorliegenden Ergebnisse dienen als Beispiel der Untersuchungsmöglichkeiten des hier präsentierten Evaluationsframeworks und zeigen die Potentiale des gewählten Ansatzes.

*Tabelle 3: Vergleich der Szenarien nach Schadstoffemissionen ($CO_2$, $NO_x$, $PM_{10}$) und aktueller Flottenzusammensetzung*

| | $CO_2$ | $NO_x$ | $PM_{10}$ |
|---|---|---|---|
| $Diesel_{alt}$ -> $Diesel_{neu}$ |  |  |  |
| $Pkw_{alt}$ -> $Pkw_{neu}$ |  |  |  |
| $Diesel$ -> $Benzin_{neu}$ |  |  |  |
| Mögliche Anwendung |  |  |  |

## Zusammenfassung und Diskussion

Das Fallbeispiel zeigt eine Anwendungsmöglichkeit des hier präsentierten Evaluationsframeworks. Durch die Datengrundlage gemessener Verkehrsstärken und geschalteter Signalzeitenprogramme sind validierte mikroskopische Verkehrsflusssimulationen von innerstädtischen Hauptverkehrsstraßen und angrenzenden Zufahrtsstraßen möglich. Mit der beschriebenen Simulation können die Wirkungen unterschiedlicher Fahrzeugflottenzusammensetzungen nach Schadstoffklassen hinsichtlich ihrer Treibhausgas- und Schadstoffemissionen untersucht werden.

Die hier gezeigte Simulationsumgebung soll qualitative Wirkungseinschätzungen von Verkehrsmanagementmaßnahmen ermöglichen. Verkehrliche und umweltseitige Wirkungen sollen hinsichtlich Verkehrsqualität, Emissionsmengen und Immissionsausbreitungen untersucht werden. Dies soll Empfehlungen hinsichtlich der Anwendung von Verkehrsmanagementmaßnahmen ermöglichen. Künftig gilt es, die Untersuchungsgebiete und Zeiträume zu vergrößern. Die Anzahl an Simulationsläufen kann erhöht werden um statistisch robustere Aussagen zu treffen. Die Performance der Verkehrssimulationen kann weiter optimiert werden. Dies kann beispielsweise durch zusätzliche Kalibrierungen und Validierungen mit dem Vergleichen von Reisezeiten geschehen [10]. Eine weitere Methode zum Vergleich realer und simulierter Fahrzeugrouten besteht mit Hilfe von Videoaufnahmen von Drohnen und Verkehrskameras.

Im weiteren Verlauf des Projektes werden die Emissionsberechnungen, die mit dem Versit+-Modell durchgeführt werden, mit Emissionsfaktoren des HBEFA verglichen werden, um die Performance der Emissionsberechnung zu validieren. Künftige Ausbreitungsberechnungen sollen anhand der offiziellen Luftmessstationen zur Bestimmung städtischer verkehrsnaher Belastungen und Hintergrundbelastung kalibriert werden. Ein möglicher zusätzlicher Vergleich mit mobilen Luftmesssystemen soll diese Kalibrierungen weiter optimieren.

## Quellen

[1] Smit, R., Smokers, R., & Rabé, E. (2007). A new modelling approach for road traffic emissions: VERSIT+. Transportation Research Part D: Transport and Environment, 12, 414–422. https://doi.org/10.1016/j.trd.2007.05.001

[2] Environmental Instruments Ltd. AQmesh, The proven small sensor air quality monitoring system. https://www.aqmesh.com/product/ am 25.01.2019

[3] FGSV. (2016). Richtlinien für Lichtsignalanlagen (RiLSA): Lichtzeichenanlagen für den Strassenverkehr (Ausgabe 2015). FGSV: Nr. 321 Ausgabe 2015. Köln: FGSV Verlag.

[4] Kraftfahrt-Bundesamt (2017). Fahrzeugzulassungen (FZ), Bestand an Kraftfahrzeugen und Kraftfahrzeuganhängern nach Zulassungsbezirken

[5] Kraftfahrt-Bundesamt (2018). Neuzulassungsbarometer Personenkraftwagen im Dezember 2018 nach ausgewählten Kraftstoffarten https://www.kba.de/DE/Statistik/Fahrzeuge/Neuzulassungen/MonatlicheNeuzulassungen/2018/201812_GV1monatlich/201812_nzbarometer/201812_n_barometer.html?nn=653844 am 25.01.2019

[6] Cambridge Systematics Inc. (2010). Travel Model Validation and Reasonableness Checking Manual: Publication FHWA-HEP-10-042. Washington, DC.

[7] Papula, L. (2017). Mathematische Formelsammlung. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden.

[8] Buisson, C., & Hoogendoorn, S. P. (Eds.). (2015). Traffic Simulation and Data: Validation methods and applications. Boca Raton, FL: CRC Press.

[9] FGSV. (2006). Hinweise zur mikroskopischen Verkehrsflusssimulation: Grundlagen und Anwendungen (Ausg. 2006). FGSV: Nr. 388. Köln: FGSV Verl.

[10] Jie, L., van Zuylen, H., Chen, Y., Viti, F., & Wilmink, I. (2013). Calibration of a microscopic simulation model for emission calculation. Transportation Research Part C: Emerging Technologies, 31, 172–184. https://doi.org/10.1016/j.trc.2012.04.008

# Untersuchung von Potenzialen von Elektrofahrzeugen zur Verringerung lokaler Emissionen durch eine mikroskopische Simulationsstudie

M. Sc. Nihan Celikkaya[1], Prof. Dr.-Ing. Fritz Busch[1], Prof. Dr.-Ing. Uwe Plank-Wiedenbeck[2]

[1]Technische Universität München
Lehrstuhl für Verkehrstechnik
Arcisstraße 21, 80333 München
E-Mail: nihan.celikkaya@tum.de , fritz.busch@tum.de

[2]Bauhaus-Universität Weimar
Professur Verkehrssystemplanung
Marienstr.13 99423 Weimar
E-Mail: uwe.plank-wiedenbeck@uni-weimar.de

## Einleitung

Der Straßenverkehr verursacht zahlreiche Emissionen. Während die Treibhausgase zu starken Auswirkungen auf globaler Ebene führen, ist auf lokaler Ebene – besonders in urbanen Räumen mit hoher Verkehrsbelastung und dichter Bebauung – eines der größten Probleme die Verschlechterung der Luftqualität. Für die Verbesserung der Luftqualität existieren zahlreiche Maßnahmen in unterschiedlichen Anwendungsbereichen wie der Raum- und Mobilitätsplanung sowie der Fahrzeug- und Verkehrstechnik. Dazu gehört auch die Förderung von Fahrzeugen mit alternativen Antriebstechnologien, welche besonders im letzten Jahrzehnt aufgrund limitierter Ressourcen und kritischer Umweltbelange wieder stärker in den Vordergrund gerückt sind. Von diesen Alternativen bieten Elektrofahrzeuge, mit Hilfe der aktuellen ehrgeizigen Förderungsziele weltweit, eine zusätzliche Chance zur Verringerung der Emissionen. Obwohl der Fokus der Elektromobilität stark auf der Reduzierung der $CO_2$-Emissionen liegt, bietet sich aufgrund der nicht produzierten Abgase auch die Möglichkeit zur Verringerung der Belastung durch Luftschadstoffe und Verbesserung der Luftqualität.

Demzufolge werden relevante Maßnahmen unter Berücksichtigung der Elektromobilität immer häufiger in Luftreinhaltungsplänen aufgenommen.

In Deutschland stellen $NO_X$ und $PM_{10}$ die kritischen Straßenverkehr-relevanten Schadstoffe dar. In 2016 trug der Straßenverkehr 35 % der $NO_X$ und 14 % der $PM_{10}$-Emissionen in Deutschland bei [1]. Obwohl die Belastungswerte für beide Schadstoffe zurückgehen (besondere Fortschritte bei $PM_{10}$), sind $NO_2$-Belastungen in städtischen Bereichen weiterhin problematisch [2]. Im Unterschied zu $NO_X$, stammt heutzutage der größte Teil der $PM_{10}$-Emissionen aus Nicht-Auspuff-Quellen (als eine Folge der strengeren Vorschriften zu den Diesel-Partikelfiltern) [3]. Weiterhin ist bekannt, dass ein starker Zusammenhang zwischen Nicht-Auspuff-Emissionen und dem Fahrzeuggewicht besteht. Durch das insgesamt ca. 20 % höhere Gesamtgewicht von Elektrofahrzeugen wird erwartet, dass die durch Auspuff und Bremsabrieb eingesparten $PM_{10}$-Emissionen durch höhere Resuspension, Straßenabrieb und Reifenabrieb ersetzt werden [3]. Zusammenfassend ist nicht zu erwarten, dass die Substitution konventioneller Fahrzeuge durch Elektrofahrzeuge die Gesamt-$PM_{10}$-Konzentrationen stark beeinflussen können, da deren Straßenverkehrsanteil gering ist und viele der Quellen davon nicht Auspuff-relevant sind. Diese Studie fokussiert sich daher lediglich auf die Reduzierung von $NO_X$-Emissionen, welche in Deutschland ohnehin häufiger Überschreitungen des Immissionsgrenzwertes hervorrufen [2]. Das Ziel dieser Simulationsstudie ist, anhand der Untersuchung eines beispielhaften urbanen Straßennetzes darzustellen, welche Effekte der steigende Anteil an Elektrofahrzeugen (in unterschiedlichen Fahrzeugkategorien) auf die Reduzierung der $NO_X$-Emissionen hat und in welchen Bereichen des Straßennetzes diese Effekte besonders zum Tragen kommen.

## Methodik

Aufgrund der Schwierigkeiten die Effekte von hohen Ausstattungsraten von Elektrofahrzeugen mit realen Messungen zu ermitteln, wurde für die Untersuchung eine Verkehrssimulation eines beispielhaften urbanen Straßennetzes verwendet. In diesem fiktiven urbanen Straßennetz wurden unterschiedliche Verkehrssituationen abgebildet. Für die Nachbildung des Verkehrs wurde eine mikroskopische Verkehrsflusssimulation (PTV VISSIM, Version 9) genutzt, wobei einzelne Fahrzeuge mit ihrem Fahrverhalten simuliert werden können. Die

Emissionsberechnungen wurden mit einem Motorkennfeld-basierten Emissionsmodell (PHEM, Version 12.0.10) durchgeführt, welches Emissionen von einzelnen Fahrzeugen anhand ihrer Trajektorien berechnet. Die dafür benötigten Fahrzeugtrajektorien wurden aus der Verkehrssimulation exportiert. Die berücksichtigte Fahrzeugflotte enthält Personenkraftwagen (Pkw), leichte Nutzfahrzeuge (LNfz) und Lastkraftwagen (Lkw). Ausgehend von einem Basis-Szenario wurden unter Berücksichtigung unterschiedlicher Elektrofahrzeuganteile (für die einzelnen Fahrzeugtypen Pkw, LNfz und Lkw) verschiedene Szenarien simuliert und die Wirkungen auf die $NO_X$-Emissionen analysiert. Für jedes Szenario wurden fünf Simulationsläufe mit jeweils unterschiedlichen Startzufallszahlen durchgeführt und die Analysen der Ergebnisse berücksichtigen die aus den Simulationsläufen errechneten Mittelwerte.

**Verkehrsflusssimulation**

Das erstellte Verkehrsnetz umfasst eine Länge von 25,1 km und enthält unterschiedliche Straßentypen: Bundesstraßen, Hauptverkehrsstraßen und Sammelstraßen (siehe detaillierte Auflistung der Eigenschaften in Abbildung 1 und Tabelle 1) sowie verschiedene Strukturelemente (z.B. plangleiche und planfreie Knotenpunkte, Kreuzungen mit/ohne Lichtsignalanlagen, Abschnitte mit/ohne Neigung). Für die Berechnung der Emissionen und die Analyse der Ergebnisse wurden die Straßen in einzelne Straßenabschnitte (mit einer Länge zwischen 100 und 400 m) unterteilt. Somit können verschiedene Verkehrssituationen innerhalb eines Straßenzugs (z.B. geprägt durch unterschiedliche durchschnittliche Geschwindigkeiten und Verlustzeitanteile) in die Analyse einbezogen werden. Hierbei wurden vor allem die Rückstaubereiche vor den Lichtsignalanlagen (LSA) als separate Abschnitte (mit einer Länge von 100 m) berücksichtigt. Die Verflechtungsbereiche wurden ebenfalls als separate Abschnitte betrachtet. Außerdem weisen alle Streckenabschnitte mit Neigung (5 %) eine Länge von 150 m auf.

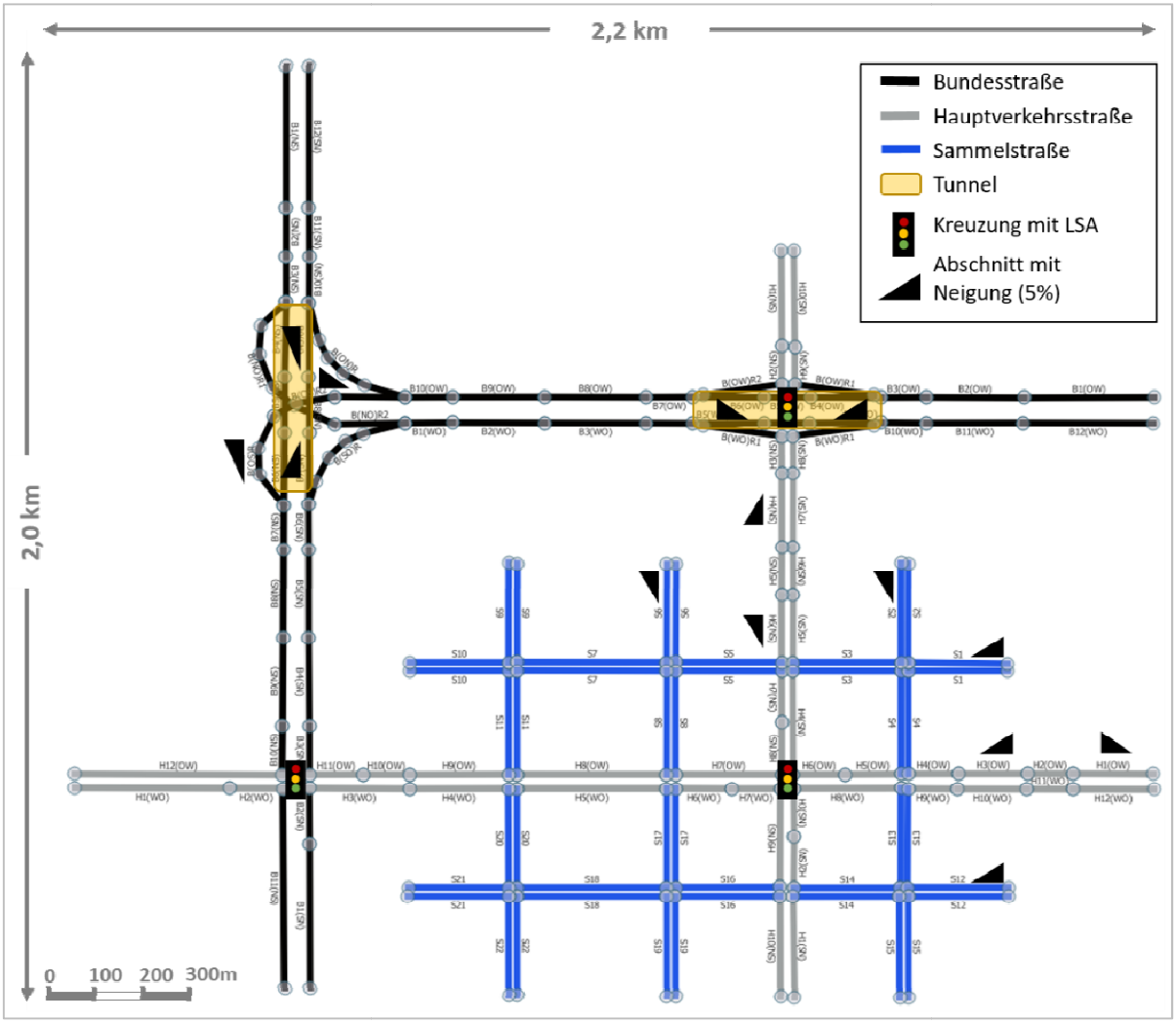



*Abbildung 1: Verwendetes fiktives Straßennetz*

Die Verkehrszusammensetzung wurde in Abhängigkeit der einzelnen Strecken und Straßentypen variiert: Sammelstraßen wurden für den Lkw-Verkehr gesperrt, Bundesstraßen weisen einen höheren Lkw-Anteil auf, während in den Hauptverkehrsstraßen der Anteil der LNfz am höchsten ist. Weiterhin wurden für die Verkehrsbelastungen ausgeprägte Hauptrichtungen berücksichtigt, sodass unterschiedliche Belastungssituationen in den verschiedenen Straßentypen hervorgerufen werden (Lkw sind hauptsächlich in Fahrtrichtung Norden, LNfz überwiegend in Fahrtrichtung Osten unterwegs).

*Tabelle 1: Eigenschaften der Strecken und Streckenabschnitte im verwendeten Straßennetz*

| | Länge [m] | Anzahl Strecken-abschnitte | Abschnittslänge [m] | | | zul. Höchst-geschwindigkeit [km/h] | Anzahl Fahrstreifen | Längsneigung | | | Durchschnittliche Verkehrszusammensetzung | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | 0-100 | 100-200 | 200-400 | | | ↘ (-5 %) | → (0 %) | ↗ (+5 %) | Anteil Pkw | Anteil LNFz | Anteil Lkw |
| **Bundesstraßen** | 9.100 | 44 | 20 | 25 | 4 | 60 | Zweibahnig mit je 3 Fahrstreifen | 8 % | 84 % | 8 % | 87 % | 8 % | 5 % |
| **Hauptverkehrsstraßen** | 6.800 | 54 | 20 | 25 | 9 | 50 | Einbahnig mit je 2 Fahrstreifen | 9 % | 82 % | 9 % | 87 % | 10 % | 3 % |
| **Sammelstraßen** | 9.200 | 44 | 0 | 40 | 4 | 30 | Einbahnig mit je 1 Fahrstreifen | 9 % | 82 % | 9 % | 95 % | 5 % | 0 % |

In der Simulation wurde eine beispielhafte Morgenspitze betrachtet. Jeder Simulationslauf umfasst einen Zeitraum von 6 Stunden (05:30 bis 11:30 Uhr), wobei eine Aufwärm- sowie eine Abkling-Phase berücksichtigt wurde, sodass sich der Untersuchungszeitraum auf 5 Stunden (06:00 Uhr bis 11:00 Uhr) beläuft. Die Verkehrsbelastungen jeder Zufahrt wurden in jedem 30 min-Intervall bis 07:30 Uhr um jeweils 10 % gesteigert. Ab 09:00 Uhr wird das Verkehrsaufkommen in der gleichen Weise reduziert (siehe Abbildung 2, links). In der Folge bilden sich zwischen 08:30 und 09:30 Uhr im Netz in mehreren Bereichen Staus. Das Ausmaß des Staus variiert nach Straßentyp und Fahrtrichtung (siehe Geschwindigkeitseinbruch in Abbildung 2, rechts). Die Hauptverkehrsrichtung der Bundes- und Hauptverkehrsstraßen stellt die Nord-Süd- bzw. West-Ost-Richtung dar (Abbildung 3).

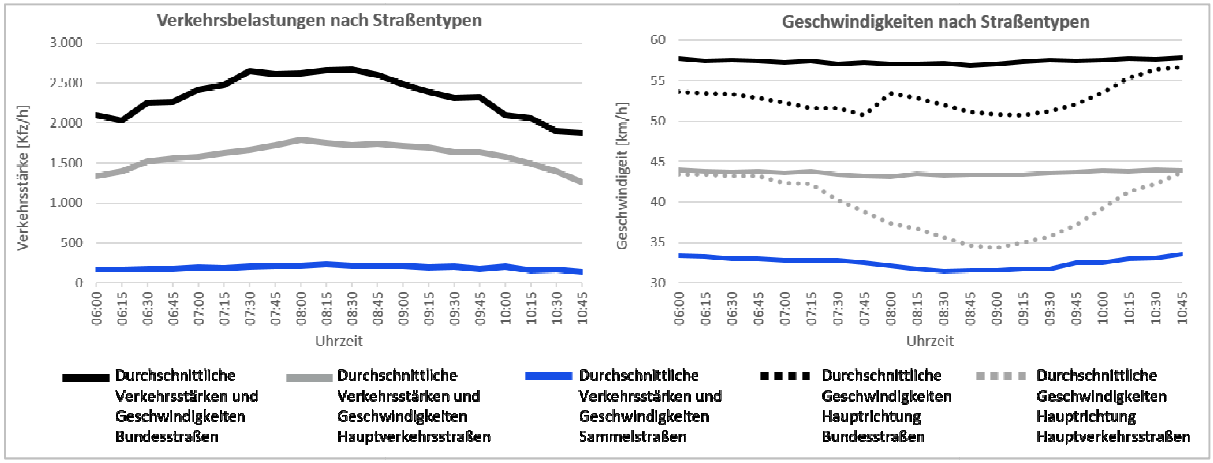



*Abbildung 2: Übersicht der durchschnittlichen Verkehrsbelastungen und Geschwindigkeiten nach Straßentypen im gesamten Untersuchungszeitraum*

Zusätzlich zur Änderung des Verkehrszustands durch Anpassung der Verkehrsbelastung wurden weitere Einflüsse berücksichtigt, um möglichst viele unterschiedliche Verkehrssituationen in allen Straßentypen und Simulationszeiträumen (in Haupt- und Nebenverkehrszeiten) zu erhalten. Hierfür wurde eine Alternativroute (siehe Abbildung 3, rechts) sowie ein temporäres Ereignis (siehe Fahrstreifenreduktion im Tunnel in Abbildung 3, links) abgebildet. In Summe wurden im Rahmen der Untersuchung in manchen Bereichen des Straßennetzes bewusst höhere Verkehrsbelastungen vorgesehen und Staus modelliert (sowohl in Strecken mit und ohne LSA sowie in allen Straßentypen) um Emissions-Hotspots zu generieren.

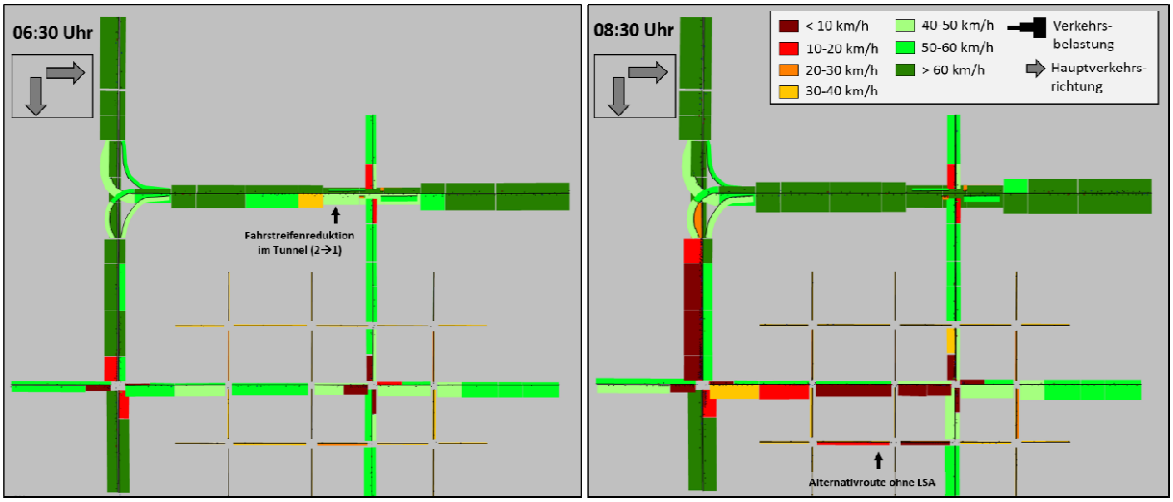



*Abbildung 3: Verkehrsbelastung und durchschnittliche Geschwindigkeiten je Straßenabschnitt; Beispiele für Nebenverkehrszeit (links) und Hauptverkehrszeit (rechts)*

## Emissionsberechnungen

Zur Berechnung der Emissionen wurde das Motorkennfeld-basierte Emissionsmodell PHEM verwendet. Hierzu wurden die Trajektorien der einzelnen Fahrzeuge aus der Verkehrssimulation extrahiert und die $NO_X$-Emissionen für jede Stunde und jeden Straßenabschnitt ermittelt. Als Basis der Berechnungen wurde eine durchschnittliche Flottenzusammensetzung für Deutschland (im Jahr 2018) für jeden Fahrzeugtyp (Pkw, LNFz, Lkw) aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA) [4] verwendet (siehe Tabelle 2). In den Berechnungen wurde das PHEM-Modell im ADVANCE Mode genutzt und finale Auspuff-Emissionen berechnet [5].

*Tabelle 2: Verwendete Flottenzusammensetzung nach Fahrzeugtypen gemäß HBEFA [4]*

| **Pkw** | | | **LNfz** | | | **Lkw** | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Antrieb** | **Emissions-klasse** | **Anteil [%]** | **Antrieb** | **Emissions-klasse** | **Anteil [%]** | **An-trieb** | **Emissions-klasse** | **Anteil [%]** |
| Benzin | Euro 0 | 0.7 | Benzin | Euro 0 | 0.2 | --- | ---- | ---- |
| | Euro 1 | 0.6 | | Euro 1 | 0.0 | | | |
| | Euro 2 | 0.7 | | Euro 2 | 0.3 | | | |
| | Euro 3 | 1.7 | | Euro 3 | 0.3 | | | |
| | Euro 4 | 16.1 | | Euro 4 | 0.8 | | | |
| | Euro 5 | 16.0 | | Euro 5 | 1.0 | | | |
| | Euro 6 | 13.0 | | Euro 6 | 1.3 | | | |
| Diesel | Euro 0 | 0.0 | Diesel | Euro 0 | 0.8 | Diesel | Euro 0 | 0.7 |
| | Euro 1 | 0.3 | | Euro 1 | 1.7 | | Euro I | 0.3 |
| | Euro 2 | 0.6 | | Euro 2 | 4.5 | | Euro II | 1.6 |
| | Euro 3 | 2.3 | | Euro 3 | 10.2 | | Euro III | 5.0 |
| | Euro 4 | 7.4 | | Euro 4 | 15.2 | | Euro IV | 3.6 |
| | Euro 5 | 19.2 | | Euro 5 | 32.8 | | Euro V | 27.1 |
| | Euro 6 | 21.3 | | Euro 6 | 31.0 | | Euro VI | 61.8 |
| | Euro 6d (RDE) | 0.2 | | --- | --- | | --- | --- |

Abbildung 4 zeigt die ermittelten stündlichen $NO_X$-Gesamtemissionen der einzelnen Streckenabschnitte im Basis-Szenario für die Haupt- und Nebenverkehrszeit. Es ist erkennbar, dass in Streckenabschnitten mit höheren Verkehrsbelastungen (u.a. in den Hauptrichtungen) und in Steigungsstrecken höhere $NO_X$-Emissionen hervorgerufen werden. In der Nebenverkehrszeit (siehe Abbildung 4, links) sind darüber hinaus die höheren Emissionen in Bereichen mit Stauhäufung (z.B. LSA-bedingte Rückstaus) ersichtlich.

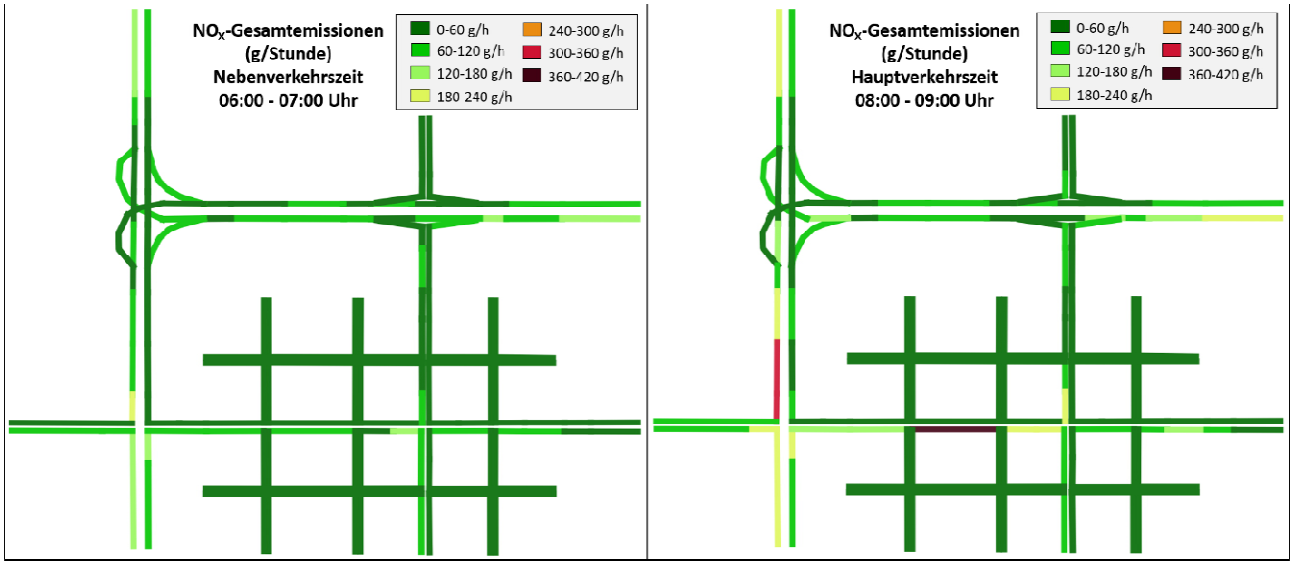



*Abbildung 4: Stündliche $NO_X$-Emissionen der einzelnen Streckenabschnitte im Basis-Szenario; Beispiele für Nebenverkehrszeit (links) und Hauptverkehrszeit (rechts)*

**Szenario-Beschreibung**

Zur Analyse der Wirkung der Substitution von konventionellen Fahrzeugen durch Elektrofahrzeuge wurden unterschiedliche Elektrifizierungsgrade der einzelnen Fahrzeugtypen betrachtet. Für alle Fahrzeugtypen werden die Elektrofahrzeug-Anteile 5 %, 15 %, 30 % und 70 % in separaten Szenariengruppen berechnet. Ausgehend vom Basis-Szenario (0 % Elektrofahrzeuge) wird in jeder Szenariengruppe zunächst nur die Elektrifizierung der Pkw-Teilflotte berücksichtigt. In einem weiteren Unterszenario wird zusätzlich in der Teilflotte der LNfz jeweils der gleiche Anteil durch Elektrofahrzeuge ersetzt, bevor im jeweils letzten Unterszenario jeder Szenariengruppe alle Teilflotten mit dem gleichen Elektrofahrzeuganteil berechnet werden. Hierbei ist drauf hinzuweisen, dass in allen Szenarien jeweils alle Emissionsklassen der einzelnen Fahrzeugtypen im

gleichen Maße durch Elektrofahrzeuge ersetzt wurden (z.B. im Szenario 15 % Pkw werden sowohl 15 % der Euro 3 Benzin als auch der Euro 6 Diesel durch Elektrofahrzeuge ersetzt). Tabelle 3 zeigt die Übersicht der betrachteten Szenarien.

*Tabelle 3: Szenariengruppen und Bezeichnung der einzelnen Szenarien*

| | | **Szenariengruppe** | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | **5 % E-Fahrzeuge** | **15 % E-Fahrzeuge** | **30 % E-Fahrzeuge** | **70 % E-Fahrzeuge** |
| **Geänderte E-Fahrzeug-Anteile der Fahrzeugtypen** | **Pkw** | 5 % Pkw | 15 % Pkw | 30 % Pkw | 70 % Pkw |
| | **Pkw und LNFz** | 5 % Pkw & LNFz | 15 % Pkw & LNFz | 30 % Pkw & LNFz | 70 % Pkw & LNFz |
| | **Pkw, LNFz und Lkw** | 5 % Gesamt | 15 % Gesamt | 30 % Gesamt | 70 % Gesamt |

## Analyse der Potenziale von Elektrofahrzeugen

Die Ergebnisse der Emissionsberechnungen der einzelnen Szenarien wurden zunächst für das Gesamtnetz zusammengestellt und die Reduzierungseffekte in den einzelnen Simulationsstunden (Haupt- und Nebenverkehrszeit) sowie im kompletten Untersuchungszeitraum (5 Stunden) analysiert (siehe Tabelle 4). In einem weiteren Schritt erfolgte der Vergleich der Reduzierungseffekte in einzelnen Simulationsstunden in Bezug auf die unterschiedlichen Straßentypen. Aufgrund der unterschiedlichen Länge der Streckenabschnitte wurden streckenbezogene Emissionsfaktoren ($NO_X$-Emission pro Fahrzeug und km) für die einzelnen Streckenabschnitte ermittelt. Zum Vergleich dieser Emissionsfaktoren wurden die Ergebnisse der jeweils 5 Simulationsläufe jedes Szenarios berücksichtigt und die Verteilung deren Änderung aufgezeigt (siehe Abbildung 5). Schließlich wird die räumliche Verteilung der $NO_X$-Reduzierung im Straßennetz dargestellt, um die Abhängigkeit der Emissionsreduzierung von der Charakteristik der einzelnen Straßenabschnitte zu ermitteln (siehe Abbildung 6).

*Tabelle 4: Reduzierung der $NO_X$-Gesamtemissionen in den Simulationsstunden der einzelnen Szenarien*

| | | | 5 % Pkw | 5 % Pkw & LNfz | 5 % Gesamt | 15 % Pkw | 15 % Pkw & LNfz | 15 % Gesamt | 30 % Pkw | 30 % Pkw & LNfz | 30 % Gesamt | 70 % Pkw | 70 % Pkw & LNfz | 70 % Gesamt |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Anteil der Reduktion der $NO_X$-Emission im Gesamtnetz (%) | Summe | | -3.3 | -3.6 | -5.2 | -9.5 | -10.6 | -15.2 | -19.0 | -22.2 | -29.9 | -44.7 | -51.7 | -69.7 |
| | | | | zus.(-0.3) | zus.(-1.6) | | zus.(-1.1) | zus.(-4.6) | | zus.(-3.2) | zus.(-7.7) | | zus.(-7.0) | zus.(-18.0) |
| | davon in Stunde | 06:00-07:00 Uhr | -0.6 | -0.6 | -0.8 | -1.6 | -1.9 | -2.6 | -3.3 | -3.8 | -5.0 | -7.7 | -8.9 | -11.7 |
| | | 07:00-08:00 Uhr | -0.6 | -0.8 | -1.1 | -2.0 | -2.2 | -3.1 | -4.1 | -4.6 | -6.1 | -9.4 | -10.9 | -14.5 |
| | | 08:00-09:00 Uhr | -0.9 | -0.8 | -1.2 | -2.3 | -2.5 | -3.7 | -4.5 | -5.3 | -7.3 | -10.6 | -12.1 | -16.6 |
| | | 09:00-10:00 Uhr | -0.7 | -0.8 | -1.2 | -2.0 | -2.2 | -3.5 | -4.1 | -5.0 | -6.8 | -9.9 | -11.5 | -15.8 |
| | | 10:00-11:00 Uhr | -0.5 | -0.6 | -0.9 | -1.6 | -1.8 | -2.3 | -3.0 | -3.5 | -4.7 | -7.2 | -8.3 | -11.0 |

Tabelle 4 zeigt die relative Reduzierung der Emissionen in den einzelnen Szenarien im Gesamtnetz im Vergleich zum Basis-Szenario. Hierzu wurde der Mittelwert der jeweils 5 Simulationsläufe in den Szenarien berücksichtigt. Es ist ersichtlich, dass mit höherem Elektrofahrzeuganteil in den einzelnen Teilflotten eine stärkere Reduzierung der Gesamtemissionen hervorgerufen wird. Dabei sind die größten Reduzierungseffekte in der Spitzenstunde (08:00 – 09:00 Uhr) zu verzeichnen. Außerdem ist zu sehen, dass eine Änderung des Elektro-Pkw-Anteils in jeder Szenariengruppe jeweils die höchsten Effekte der absoluten Emissionsreduktion hervorruft, da Pkw den größten Anteil in der Fahrzeugflotte innerhalb des gesamten Netzes aufweisen. Werden hingegen die $NO_X$-Emissionsreduzierungen pro Elektrofahrzeug berechnet, zeigt sich, dass das Ersetzen eines konventionellen Lkw durch einen Elektro-Lkw aufgrund der größeren Emissionsfaktoren (in allen Szenariengruppen) die jeweils größten Effekte hervorbringt.

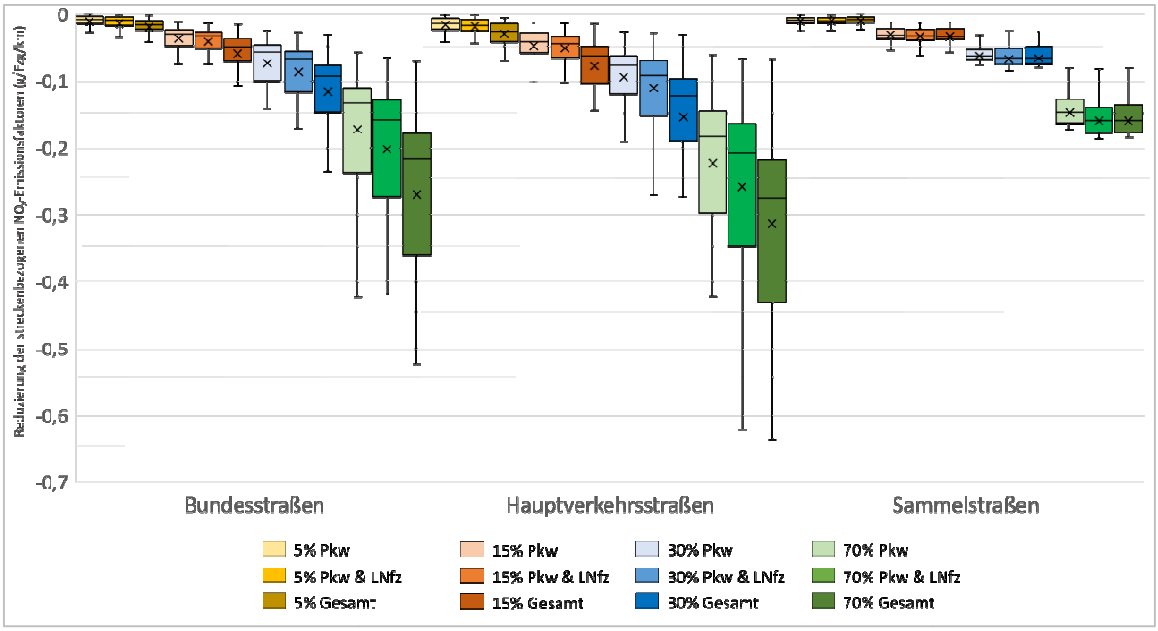



*Abbildung 5: Verteilung der Reduzierung der streckenbezogenen $NO_X$-Emissionsfaktoren (g/Fzg/km) nach Straßentypen*

Der Vergleich der Gesamtemissionen in den verschiedenen Straßentypen zeigt, dass in allen Szenarien in den Sammelstraßen die jeweils geringsten Emissionen entstehen. In allen Bundesstraßen werden insgesamt 13-mal mehr $NO_X$-Emissionen erzeugt, in Hauptverkehrsstraßen ergibt sich eine 9-fach höhere $NO_X$-Emission im Vergleich zur Gesamtemission in allen Sammelstraßen. Die Reduzierung der Gesamtemissionen zeigt ein vergleichbares Bild: in den Bundesstraßen und Hauptverkehrsstraßen sind wesentlich höhere Reduzierungen zu verzeichnen. Um vergleichen zu können, in welchen Straßentypen die Elektrofahrzeuge pro Fahrzeug und Kilometer Abschnittslänge den größten Einfluss auf die mittleren Emissionsreduzierungen haben, wurden die streckenbezogenen Emissionsfaktoren für jeden Streckenabschnitt in den einzelnen Szenarien ermittelt. Die Verteilung dieser streckenbezogenen Emissionsfaktoren nach Straßentypen sind in Abbildung 5 dargestellt. In Bundesstraßen und Hauptverkehrsstraßen ergeben sich trotz unterschiedlicher Gesamtemissionen vergleichbare Reduzierungen der Emissionsfaktoren. Sammelstraßen weisen insgesamt einen geringeren Effekt auf und Änderungen des Elektrofahrzeuganteils in den Fahrzeuggruppen LNfz und Lkw zeigen kaum Einfluss auf die streckenbezogenen $NO_X$-Emissionsfaktoren.

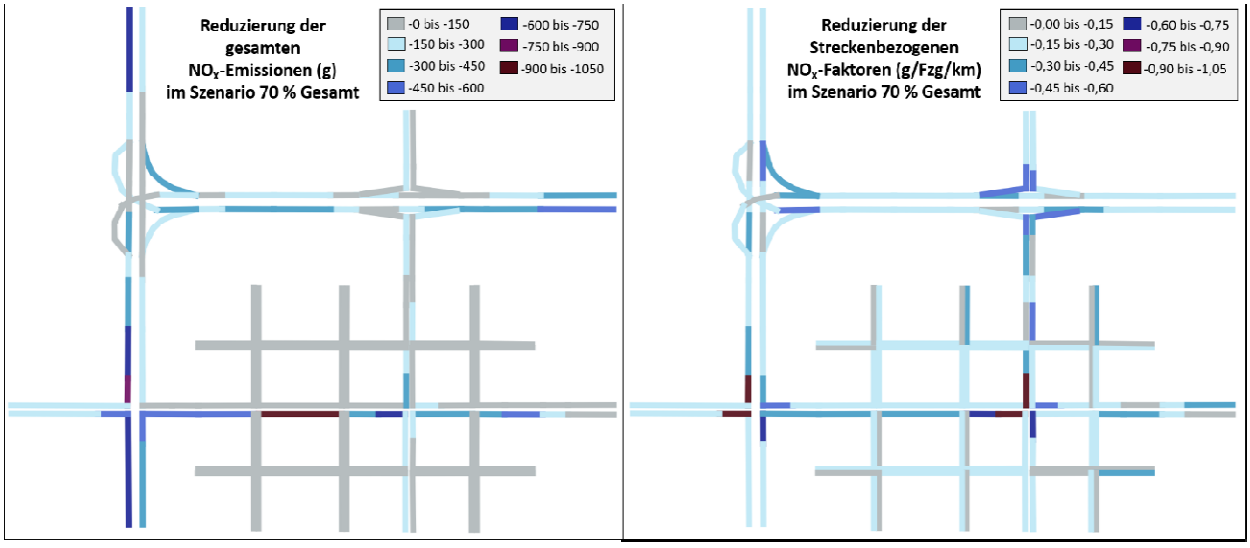



*Abbildung 6: Räumliche Verteilung der $NO_X$-Gesamtemissionen (links) und der streckenbezogenen $NO_X$-Emissionsfaktoren (rechts) im Szenario 70 % Gesamt*

Bei der Betrachtung der räumlichen Verteilung der Reduzierung der Gesamtemissionen (Beispielergebnisse für Szenario 70 % Gesamt) zeigt sich, dass ne-

ben der Verkehrsbelastung vor allem die Rückstaubereiche vor den LSA einen wesentlichen Einfluss haben (siehe Abbildung 6, links). Unabhängig von der Art des Straßentyps wird die Änderung der streckenbezogenen $NO_X$-Emissionsfaktoren im Wesentlichen durch die vorhandene Neigung der Streckenabschnitte beeinflusst. In Bundesstraßen und Hauptverkehrsstraßen können in Streckenabschnitten mit hohen Verkehrsbelastungen und in Rückstaubereichen vor den LSA (mit größeren Verlustzeitanteilen) ebenfalls größere Reduzierungen der $NO_X$-Emissionsfaktoren festgestellt werden (siehe Abbildung 6, rechts).

**Zusammenfassung und Diskussion**

Die Ergebnisse der vorliegenden Simulationsstudie zeigen, dass bei Betrachtung des Gesamtnetzes die höchsten Emissionsreduzierungen in den Spitzenstunden hervorgerufen werden. Der Vergleich der einzelnen Straßentypen zeigt, dass die Emissionsreduzierungen in Bundesstraßen höher als in Hauptverkehrsstraßen beziehungsweise Sammelstraßen sind (im Einklang mit den Verkehrsbelastungen der Straßentypen). Auf der anderen Seite zeigen die relativen Änderungen der Emissionsreduzierungen von Bundes- und Hauptverkehrsstraßen ähnliche Tendenzen, wohingegen geringere Unterschiede zu den Ergebnissen der Sammelstraßen vorliegen. Wird die räumliche Verteilung der absoluten Emissionsreduzierungen betrachtet, ist erkennbar, dass in Streckenabschnitten mit höheren Verkehrsbelastungen oder höheren Verlustzeitanteilen (z.B. Rückstaubereiche vor LSA) eine höhere Reduzierung der Gesamtemissionen vorliegt. Werden streckenbezogene Emissionsfaktoren betrachtet, sind die größten Reduzierungseffekte in Streckenabschnitten vor LSA und in Rückstaubereichen zu sehen. Außerdem zeigen in allen Straßentypen Streckenabschnitte mit Steigungen höhere Reduzierungen als ebene Streckenabschnitte bzw. Gefällestrecken.

Es ist wichtig darauf hinzuweisen, dass die in dieser Studie gezeigten Analysen unter Verwendung eines realitätsnahen, innerstädtischen Straßennetzes, Verkehrszuständen, Verkehrszusammensetzung und Flottenzusammensetzung durchgeführt wurden. Die exakten Werte der Emissionsreduzierungen durch die höheren Elektrofahrzeuganteile sind abhängig von den genannten Eigenschaften des jeweiligen Anwendungsfalles. Es ist generell festzustellen, dass die Elektrifizierung der Fahrzeuge in Netzbereichen und Zeitintervallen mit hoher

Emissionserzeugung (z.B. an Emissions-Hotspots und während der Spitzenstunde) die größten Effekte zeigt. Weiterhin trägt der Fahrzeugtyp mit dem größten Anteil in der Verkehrszusammensetzung innerhalb des untersuchten Bereichs am stärksten zur absoluten Emissionsreduzierung bei. Diese Erkenntnisse bestätigen die Bestrebungen, Maßnahmen unter Berücksichtigung von Elektrofahrzeugen in Luftreinhalteplänen aufzunehmen.

Die unterschiedlichen Fahrleistungen der Fahrzeugtypen ist für die Interpretation und Hochrechnungen der ermittelten Effekte einzelner Fahrzeugtypen auf größere Netzbereiche und größere Zeitintervalle zu berücksichtigen. Darüber hinaus kann in weiteren Studien (zusätzlich zum Verlustzeitanteil) der Zusammenhang zwischen $NO_X$-Emissionen und der Anzahl der Stopps, sowie den Beschleunigungs- und Verzögerungsanteilen untersucht werden. Um zu ermitteln, welchen Beitrag Elektrofahrzeuge zur Reduzierung von $NO_X$-Immissionen und Grenzwertüberschreitungen leisten können, ist vorgesehen die vorhandene Berechnungsmethodik in weiteren Studien um ein Ausbreitungsmodell zu erweitern.

**Quellen**

[1] Umweltbundesamt, Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990-2016, Umweltbundesamt, Dessau, 2018.

[2] A. Minkos, U. Dauert, S. Feigenspan, S. Kessinger, S. Nordman und T. Himpel, Luftqualität 2017: Vorläufige Auswertung, Umweltbundesamt, 2018.

[3] V. Timmers und P. Achten, Non-exhaust PM Emissions from Electric Vehicles, Atmospheric Environment 134, pp. 10-17, 2016.

[4] M. Keller, P. Wüthrich, B. Notter, HBEFA Handbook Emission Factors for Road Transport 3.1/3.2/3.3, Bern: Infras, 2017.

[5] S. Hausberger und M. Rexeis, PHEM - Passenger Car and Heavy-Duty Emission Model, 2017.

# Untersuchung der Luftqualität im Kontext der dreijährigen B7-Sperrung in Wuppertal

Dipl.-Ing. Olivia Spiker

Bergische Universität Wuppertal
Fakultät Architektur und Bauingenieurwesen

*Das vorliegende Manuskript gibt Auszüge aus der Dissertation (2018) der Autorin mit dem Titel „Resilienzanalyse des Systems Stadverkehr während einer langfristigen Sperrung einer innerstädtischen Hauptverkehrsachse am Fall der B7-Sperrung in Wuppertal“ wieder und wurde im Oktober 2018 an der Bergischen Universität Wuppertal, Fakultät für Architektur und Bauingenieurwesen eingereicht.*

## 1. Einleitung

Die aktuelle öffentliche Diskussion über Fahrverbote für bestimmte Fahrzeuge und die Schwierigkeiten bei der Umsetzung von wirkungsvollen Maßnahmen wird als Anlass für ein Gedankenspiel genommen. Die gerichtlich verordneten Fahrverbote für Diesel-Pkw auf bestimmten Strecken sollen den Schadstoffausstoß verringern. Aber welche Auswirkungen hat dieses Fahrverbot auf die Umleitungen? Und wird die Problematik damit nicht einfach nur verschoben? Wir gehen einmal davon aus, dass diese Maßnahmen zur Einhaltung der Grenzwerte nicht ausreichen und die Gerichte werden als Nächstes Straßen komplett für den Motorisierten Individualverkehr (MIV) sperren. Was eine derartige Maßnahme im Hinblick auf die Luftqualität und das Verlagerungspotential vom MIV auf den Umweltverbund für Auswirkungen hat, kann am Beispiel der dreijährigen Sperrung der Hauptverkehrsachse B7 in Wuppertal aufgezeigt werden. Diese Sperrung wurde als Reallabor genutzt und unter realen Bedingungen untersucht.

## 1.1 Ausgangslage

Am 21. Juli 2014 sperrte die Stadt Wuppertal für rund drei Jahre die Hauptverkehrsader der Stadt im Zentrum von Wuppertal-Elberfeld. Gesperrt waren ein etwa 700 Meter langer Teil der B7, ein circa 400 Meter langer Abschnitt der Bahnhofstraße und eine circa 200 Meter lange Strecke der Straße Döppersberg. Der Grund für die Sperrung war der Umbau des Döppersbergs am Wuppertaler Hauptbahnhof. Dieser umfasste die Neugestaltung der Straßen B7, Döppersberg und Bahnhofstraße, der Fußwegeverbindung zwischen dem Hauptbahnhof und der Innenstadt, des Bahnhofsvorplatzes und des Busbahnhofs.

Die B7 war bis dahin mit einem durchschnittlichen täglichen Verkehrsaufkommen von rund 39.000 Kfz/24h (Stadt Wuppertal 2014) die wichtigste Hauptverkehrsachse im Tal der Bandstadt Wuppertal zwischen Oberbarmen und Vohwinkel. Die Stadtstruktur der Bandstadt ist bedingt durch die schlauchförmige Tallage, in der sich alle wichtigen Verkehrswege wie die B7, die Bahntrasse und die Schwebebahn bündeln.

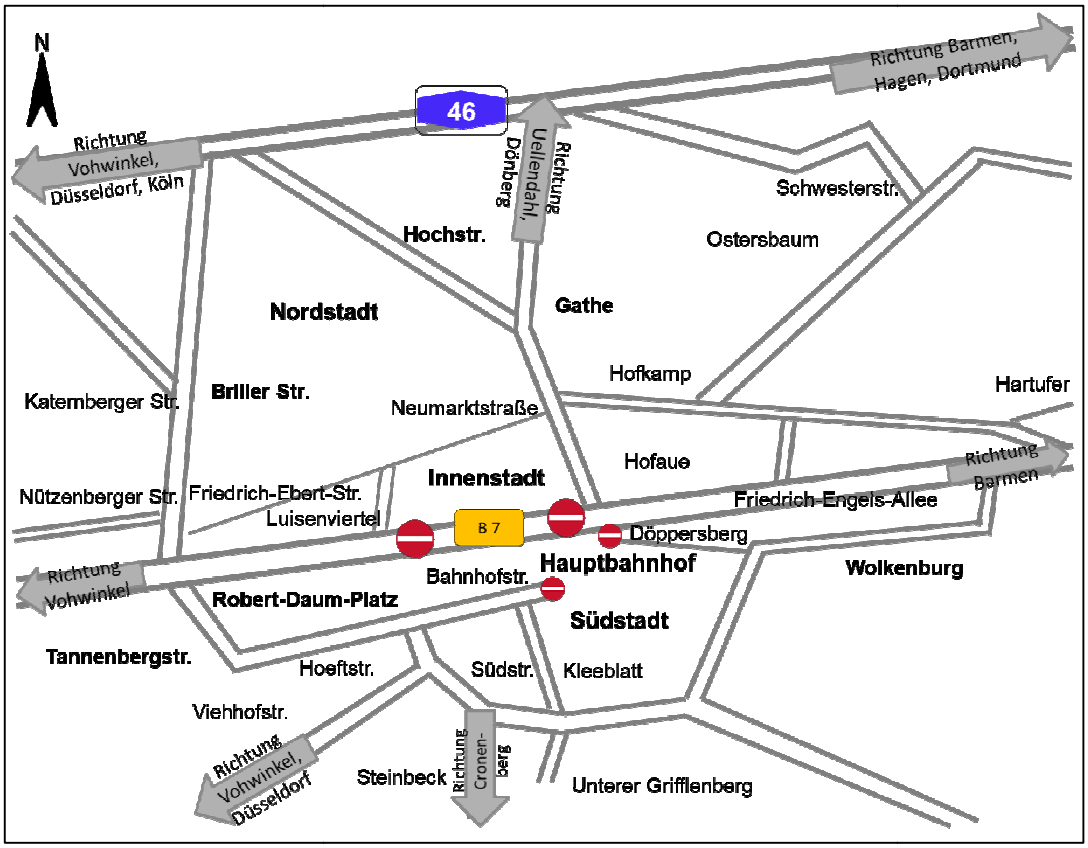



*Abbildung 11: Schematische Darstellung der B7 und der Hauptumfahrungsmöglichkeiten, Quelle: Spiker 2018*

Im Abschnitt Elberfeld hatte sich die B7 vor der Sperrung zur meistbefahrenen Straße Wuppertals entwickelt. Bezogen auf ganz Wuppertal, verzeichnete sie das dritthöchste Verkehrsaufkommen, wenn die Bundesautobahn 46 außer Betracht gelassen wird. Die Auswirkungen der Sperrung der B7 auf den Gesamtverkehr, auf das Mobilitätsverhalten und auf die Luftqualität wurden im Rahmen einer Dissertation (Spiker 2018) nach wissenschaftlichen Kriterien analysiert.

## 2. Folgen der B7-Sperrung für die Verkehrsstärke und die Ticketverkaufszahlen

### 2.1 Auswirkungen auf die Verkehrsstärke

Die Sperrung der B7 hatte zur Folge, dass der Verkehr auf der B7 zwischen dem Robert-Daum-Platz und der Friedrich-Engels-Allee durchgängig gemindert wurde. Die grundlegenden Verkehrsdaten für diese Untersuchung waren die Fahrzeuganzahl pro Zeiteinheit aus Zählschleifen von 29 Lichtzeichenanlagen in Wuppertal-Elberfeld. Der Vorher-Wert gibt die gezählten Fahrzeuge vom 17. September 2013 von 16 bis 17 Uhr an. Er wurde also rund ein Jahr vor der Sperrung ermittelt. Der Während-Wert beruht auf einem Mittelwert aus bis zu fünf vergleichbaren Zähltagen aus dem Jahre 2014, 2015 und 2017. Diese Werte stehen repräsentativ für die Nachmittagsspitze (außerhalb der Ferien) an „Di-Mi-Do-Tagen“.

Die festgestellte Abnahme der Verkehrsstärke liegt je nach Position zwischen 281 und 1.282 Fahrzeugen pro Stunde. Das entspricht einer Abnahme von bis zu 86 %. Die Umfahrungsstrecken weisen zwar erhöhte Verkehrsstärken auf, aber nicht in vergleichbarer Höhe. Die geringere Anzahl an Fahrzeugen auf der B7 findet keine Entsprechung im übrigen Netz des Elberfelder Raumes. Dies kann ein Indiz für die Verlagerung des Verkehrs aufgrund von Verkehrsvermeidung oder Veränderung der Abfahrtszeiten, Ziele oder Verkehrsmittel sein.

Abbildung 2 zeigt die gesamte prozentuale Verkehrsstärkenänderung im Vorher-Während-Vergleich (vor der Sperrung – während der Sperrung).

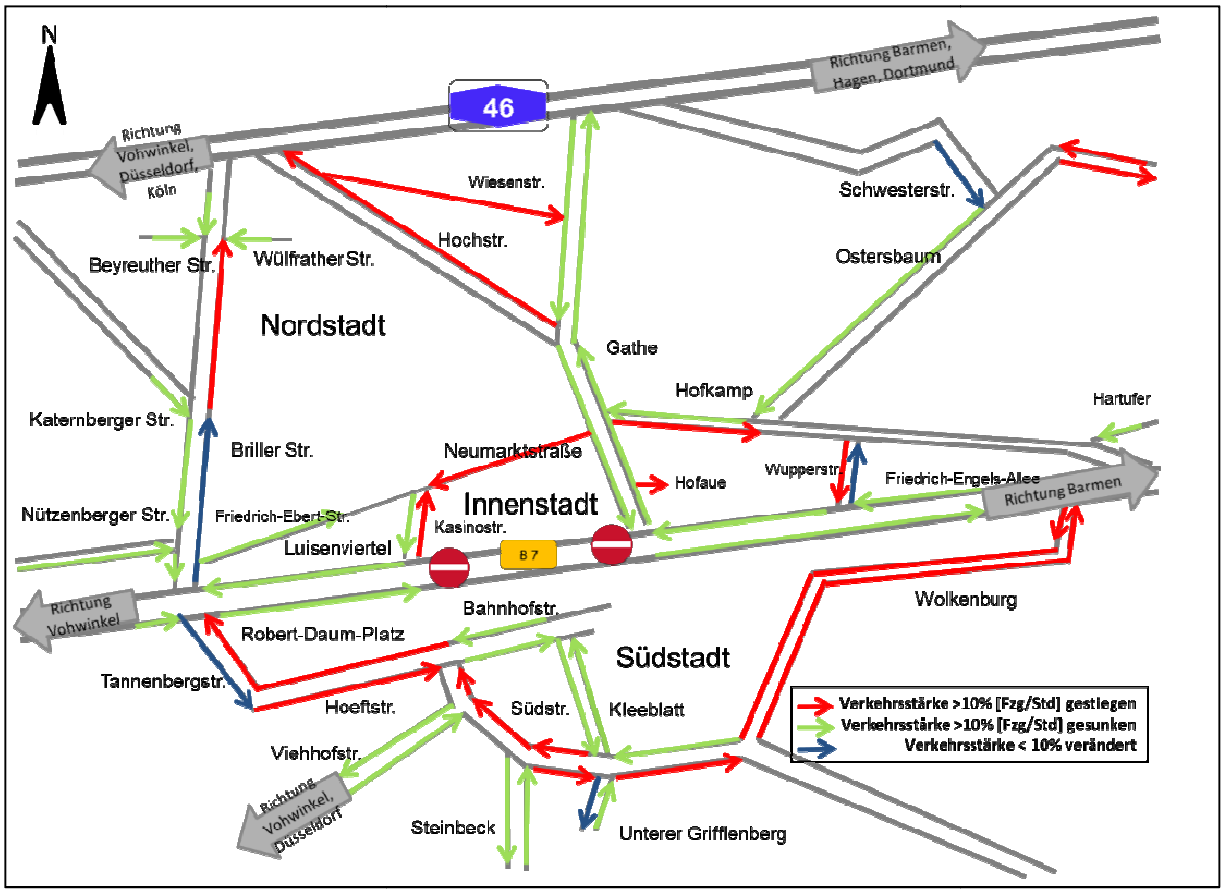



*Abbildung 2: Vorher-Während-Vergleich der Verkehrsstärken*
*Quelle: Spiker 2018; Datenbasis Stadt Wuppertal 2017 und eigene Berechnungen*

Die Pfeilspitze deutet die Fahrtrichtung an, und die rote und grüne Differenzierung der Pfeile zeigt eine Veränderung der Verkehrsstärke um größer als 10 % an. Von 41 Fahrtrichtungen haben 14 um mehr als 10 % an Verkehrsstärke zugenommen und insgesamt 27 an Verkehrsstärke abgenommen. **Betrachtet man alle Netzelemente zusammen, dann wurden während der B7-Sperrung in einer Stunde rund 7.500 Fahrzeuge weniger gezählt als vor der Sperrung. Hiermit wird deutlich, dass es eine Veränderung der Routen-, Zeit-, Ziel- und Verkehrsmittelwahl gegeben hat.**

Eine Online-Umfrage von 2.287 betroffenen Verkehrsteilnehmern bestätigt diese Veränderung:

*Routen wurden von 85,4 % (n = 1.953), Abfahrtszeiten von 67,2 % (n = 1.537), Ziele von 42,6 % (n = 975) und das Verkehrsmittel von 22,6 % (518) verändert. (Spiker 2018)*

## 2.2 Auswirkungen auf die Ticketverkaufszahlen

Die Auswertung der Ticketverkaufszahlen des örtlichen Verkehrsunternehmens (WSW mobil GmbH) spiegelt deutlich eine Verkehrsverlagerung vom Pkw auf den ÖPNV. Die Entwicklung der Ticketverkaufszahlen aller Tickets für jeweils fünf Monate vor, während und nach gesperrter B7 zeigt Tabelle 1.

*Tabelle 1: Entwicklung der Ticketverkaufszahlen im Kontext einer gesperrten und offenen B7*

| Zustand | ∑ Ticketverkauf zw. Aug–Dez | | Δ zum Vorjahr [abs.] | Δ zum Vorjahr [%] |
|---|---|---|---|---|
| B7 offen | 2013 | 2.015.296 | - | - |
| B7 gesperrt | 2014 | 2.216.563 | +201.267 | +9,99 |
| B7 gesperrt | 2015 | 2.222.421 | +5.858 | +0,26 |
| B7 gesperrt | 2016 | 2.304.474 | +82.053 | +3,69 |
| B7 offen | 2017 | 2.135.514 | –168.960 | –7,33 |

*Quelle: Spiker 2018; Datenbasis WSW mobil GmbH 2017 und eigene Berechnungen*

Für 2014 ist eine Steigerung von knapp 10 % im Vergleich zum Vorjahr zu verzeichnen. Der positive Trend hält bis zur Wiedereröffnung der B7 im Juli 2017 an. Nach Wiedereröffnung der B7 sinken die Verkaufszahlen erstmalig wieder um 168.960 Tickets, was einen Rückgang um 7,3 % bedeutet.

Während der Sperrung wurde im Sperrungszeitraum eine neue Ticketform angeboten, das „Ab-in-die-City-Ticket“[1]. Dieses Ticket wurde von vielen Wuppertalern (ca. 290 bis 380 Stück pro Wochenende) gekauft, ohne dass die anderen Ticketformen, wie beispielsweise ein Tagesticket Verluste verzeichneten. Die Kontinuität in den Verkaufszahlen des Tagestickets deutet darauf hin, dass die Tagesticketkäufer, trotz besserer Konditionen, bei gewohnter Ticketform geblieben sind und dass das „Ab-in-die-City-Ticket“ eher von Neukunden erworben worden ist.

[1] Es galt an Samstagen oder verkaufsoffenen Sonntagen für bis zu fünf Personen im ganzen Wuppertaler Stadtgebiet. Die Kosten für ein Ticket lagen bei 6,70 €.

Insgesamt ist festzuhalten, dass die B7-Sperrung zu spürbar höheren Ticketkäufen führte. Der Vorher-Während-Vergleich der Ticketkäufe sowie der Verkehrsstärke belegt, dass ein Teil der Verkehrsteilnehmer flexibel in seiner Verkehrsmittelwahl reagierte. Diese Hypothese wird unterstützt mit dem Ergebnis der Online-Befragung von 2.287 betroffenen Verkehrsteilnehmern, in dem eine Verkehrsverlagerung vom Pkw auf umweltschonendere Verkehrsmittel bei rund 16 % der Befragten (n = 359) (Spiker 2018) stattfand. Die Höhe der „Verkehrsmittel-Wechsler“ vom Pkw auf den Umweltverbund bestätigt die Bedeutung der B7-Sperrung als Push-Maßnahme sowie als **Auslöser** für eine Verhaltensänderung. Das speziell für den Zeitraum der Sperrung eingeführte „Ab-in-die-City-Ticket“ weist auf die Bedeutung von Pull-Maßnahmen hin.

Ob die Minderung der Verkehrsstärke und die Erhöhung der ÖPNV-Nutzung einen Effekt auf die Luftqualität hatte oder ob die Verlängerung der Fahrtweiten diesen positiven Effekt wieder aufgehoben hat, soll im folgenden Kapitel analysiert werden.

# 3. Mögliche Folgen der B7-Sperrung auf die Luftqualität

## 3.1 Herangehensweise bei der Untersuchung der Luftqualität

Da die B7-Sperrung Änderungen im Verhalten von Verkehrsteilnehmern in Bezug auf Routen-, Zeit-, Ziel- und Verkehrsmittelwahl hervorrief, könnte es auch zur Änderung der Immissionswerte gekommen sein. Dies galt es im Rahmen dieser Untersuchung zu prüfen.

Die Auswirkung der B7-Sperrung auf die Luftqualität wird anhand des Ausstoßes von Stickstoffdioxid $NO_2$ für ein flächendeckendes Gebiet in Wuppertal bewertet, weil die $NO_2$-Daten verfügbar waren. Generell aber wurde das Gas ausgewählt, weil es giftig ist. „Stickstoffdioxid entsteht überwiegend als gasförmiges Oxidationsprodukt aus Stickstoffmonoxid bei Verbrennungsprozessen. Eine der Hauptquellen von Stickstoffoxiden ist der Straßenverkehr, so dass die Konzentrationen in der Luft in Ballungsräumen und entlang von Hauptverkehrsstraßen und Autobahnen am höchsten sind“ (Umweltbundesamt 2017).

Die Stadt Wuppertal führt seit 2008 an 20 Stellen (siehe Abbildung 3) im Stadtgebiet Messungen von $NO_2$ und Feinstaub ($PM_{10}$) durch. Parallel dazu werden kontinuierliche Messungen vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbrau-

cherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) an einer Verkehrsstation in Wuppertal-Elberfeld (VWEL) an der Straße „Gathe“ und an einer „Hintergrundstation“ in Wuppertal-Langerfeld (WULA) vorgenommen.

Die 20 Messpunkte (MP) der Stadt Wuppertal sind in ganz Wuppertal verteilt. Die LANUV-Messstelle an der Gathe (VWEL) befand sich rund 550 Meter entfernt von der Sperrung und an einer Hauptumfahrungsroute.

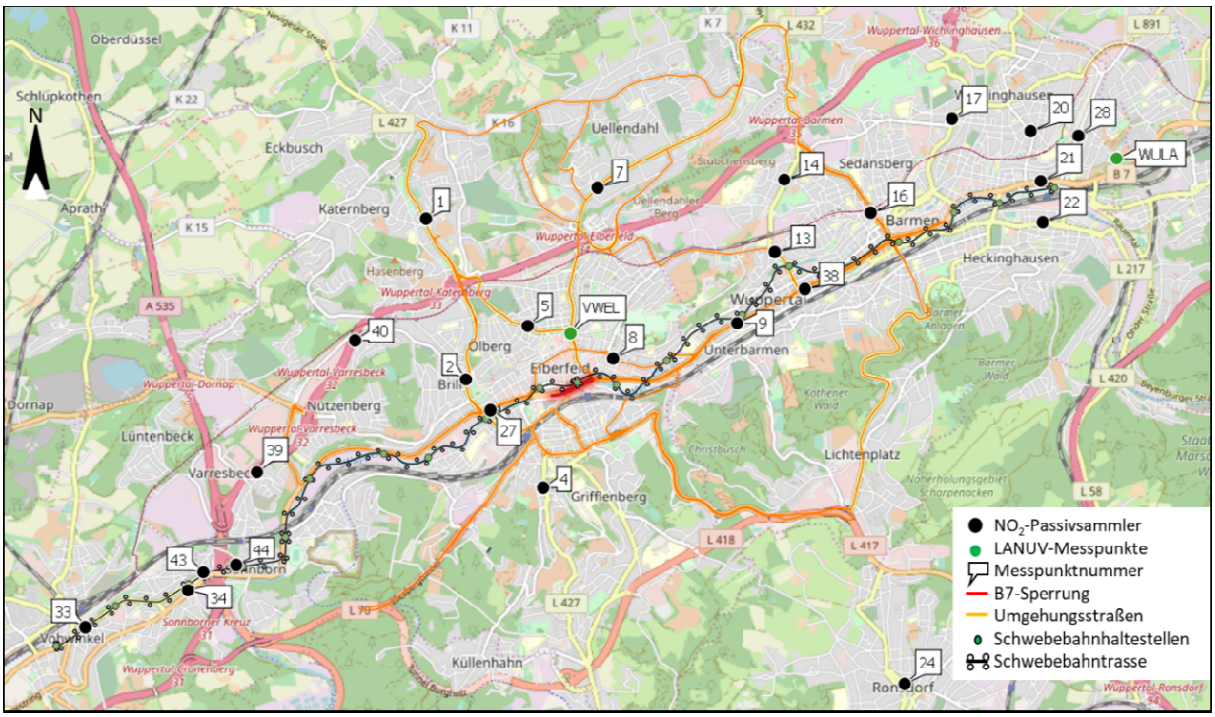



*Abbildung 3: Verteilung der Messpunkte*
*Quelle: Datenbasis Müller-BBM GmbH 2017 und eigene Darstellung (Kartenerstellung mit QGIS)*

In die Analyse fließen 200 $NO_2$-Jahresmittelwerte[2] und 1.420 $NO_2$-Monatsmittelwerte[3] der 20 Messstellen der Stadt Wuppertal ein. Die Daten wurden mit Hilfe von Jahresganglinien und Boxplots ausgewertet.

Die $NO_2$-Messung geschieht mit Hilfe von Passivsammlern. Die Messstationen vom LANUV ermitteln die $NO_2$-Werte mittels kontinuierlicher Messmethode.

[2] Betrachtungszeitraum 2008 bis 2017

[3] Betrachtungszeitraum Januar 2012 bis November 2017

### 3.2 Gesamtsituation der $NO_2$-Werte im Kontext der B7-Sperrung

Die $NO_2$-Entwicklung aus den Luftmessnetzen der Bundesländer und des Umweltbundesamtes zeigt eine stetige Abnahme der $NO_2$-Jahresmittelwerte zwischen 2008 und 2015 (Umweltbundesamt 2016).

Die Jahresmittelwerte über alle 20 Messpunkten in Wuppertal im Zeitraum von 2008 bis 2017 verzeichnen ebenfalls eine stetige Abnahme der $NO_2$-Konzentration. Es gab jedoch zwei Ausnahmen. Im Jahre 2012 und 2015/2016 kam es zu einer Erhöhung der $NO_2$-Konzentration.

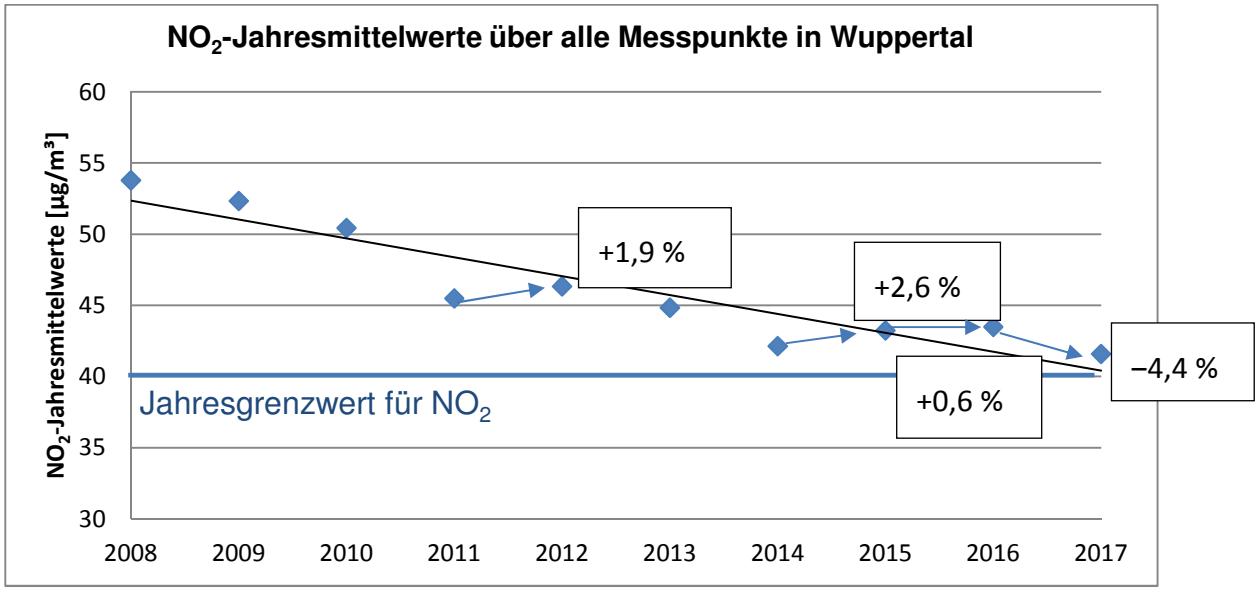



*Abbildung 4: $NO_2$-Jahresmittelwerte 2008 bis 2017 über alle 20 Messpunkte in Wuppertal*
*Quelle: Spiker 2018; Datenbasis Müller-BBM GmbH 2017 und eigene Berechnungen*

Auch die Betrachtung der (zehn) Messpunkte im Bereich der Umfahrungen in Wuppertal-Elberfeld zeigt, dass die Werte im Jahr 2012 und 2015 angestiegen sind.

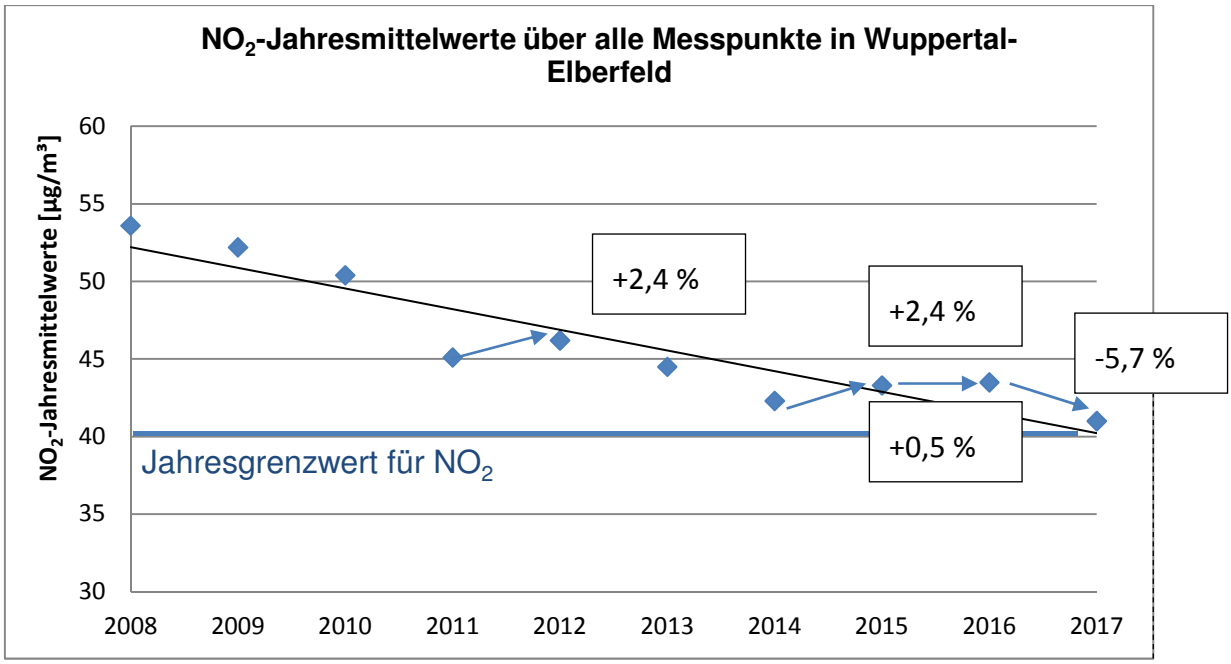



*Abbildung 5: Summe der $NO_2$-Jahresmittelwerte 2008 bis 2017 für zehn ausgewählte MP in Wuppert*
*Quelle: Spiker 2018; Datenbasis Müller-BBM GmbH 2017 und eigene Berechnungen*

Ein Grund für den Anstieg im Jahr 2012 wird im Luftmessbericht 2012 nicht genannt. Die Erhöhung wird lediglich pauschal mit der „für den Luftaustausch eher ungünstigen Tallage der Stadt“ (Müller-BBM GmbH 2013) erklärt. Ein Grund für den Anstieg im Jahr 2015 um 2,4 % kann die Sperrung der B7 sein. Im Luftmessbericht 2015 wird als Grund für die $NO_2$-Entwicklung neben den klimatischen Bedingungen dazu erwähnt: „Gleichwohl wird sich auch die ungünstige verkehrliche Situation durch die Baumaßnahmen im Umfeld des Döppersberges sowie durch die Baumaßnahmen an der A 46 voraussichtlich negativ auf die Immissionssituation ausgewirkt haben, da hohe Stauanteile in Verbindung mit potentiell austauscharmen Wetterlagen zu höheren Belastungen führen“ (Müller-BBM GmbH 2017).

Außerdem zeugen die Jahresmittelwerte von einer insgesamt schlechten Luftqualität, denn der ab 2010 einzuhaltende Grenzwert von 40 µg/m$^3$ wird überschritten.

Der Anstieg im Jahr 2015 wird näher betrachtet, indem die Monatsmittelwerte aller Messpunkte im Zeitraum Januar 2012 bis November 2017 analysiert werden.

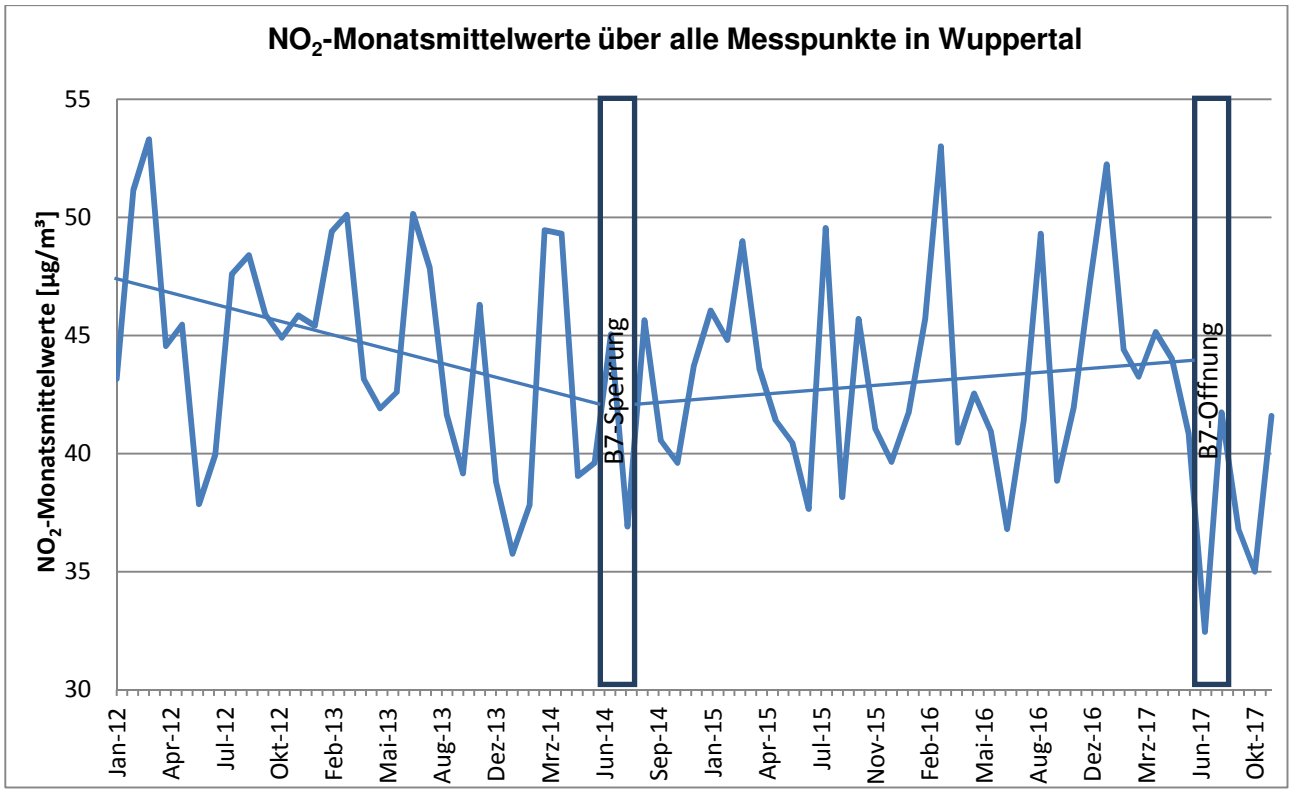



*Abbildung 6: $NO_2$-Monatsmittelwerte über alle Messpunkte in Wuppertal Quelle: Spiker 2018; Datenbasis Müller-BBM GmbH 2017 und eigene Darstellung*

Der Vergleich zwischen den Jahren 2012 bis 2017 zeigt, dass die $NO_2$-Werte vor der B7-Sperrung (Juli 2014) kontinuierlich sanken und während der B7-Sperrung leicht anstiegen. Nach Öffnung der B7 im Juli 2017 sank der $NO_2$-Wert erstmalig wieder stark ab und erreichte gar ein Rekordtief. Es besteht eine signifikante (zum Niveau 0,05)[4] Korrelation zwischen der Höhe des $NO_2$-Wertes und dem Zeitraum vor, während und nach der B7-Sperrung.

### 3.3 Lokale Betrachtung der $NO_2$-Konzentrationen

An welchen Stellen in Wuppertal sich die Werte verändert haben, zeigen die nächsten zwei Abbildungen (Abbildung 7 und Abbildung 8). Hierin wurden die $NO_2$-Monatsmittelwerte pro Messpunkt in zwölf Monate mit gesperrter B7 (Juli

[4] Cramer-V = 0,54 gilt für: Anzahl gültige Fälle n = 71; Variable 1 “Höhe” in Kategorien 1—6; Variable 2 “Zeitraum” in Kategorien vor-während-nach

2014 bis Juni 2015) aufgeteilt und an Hand von multiplen Boxplots dargestellt. Die Veränderung zum Vorjahr wird an Hand des Medians abgebildet.

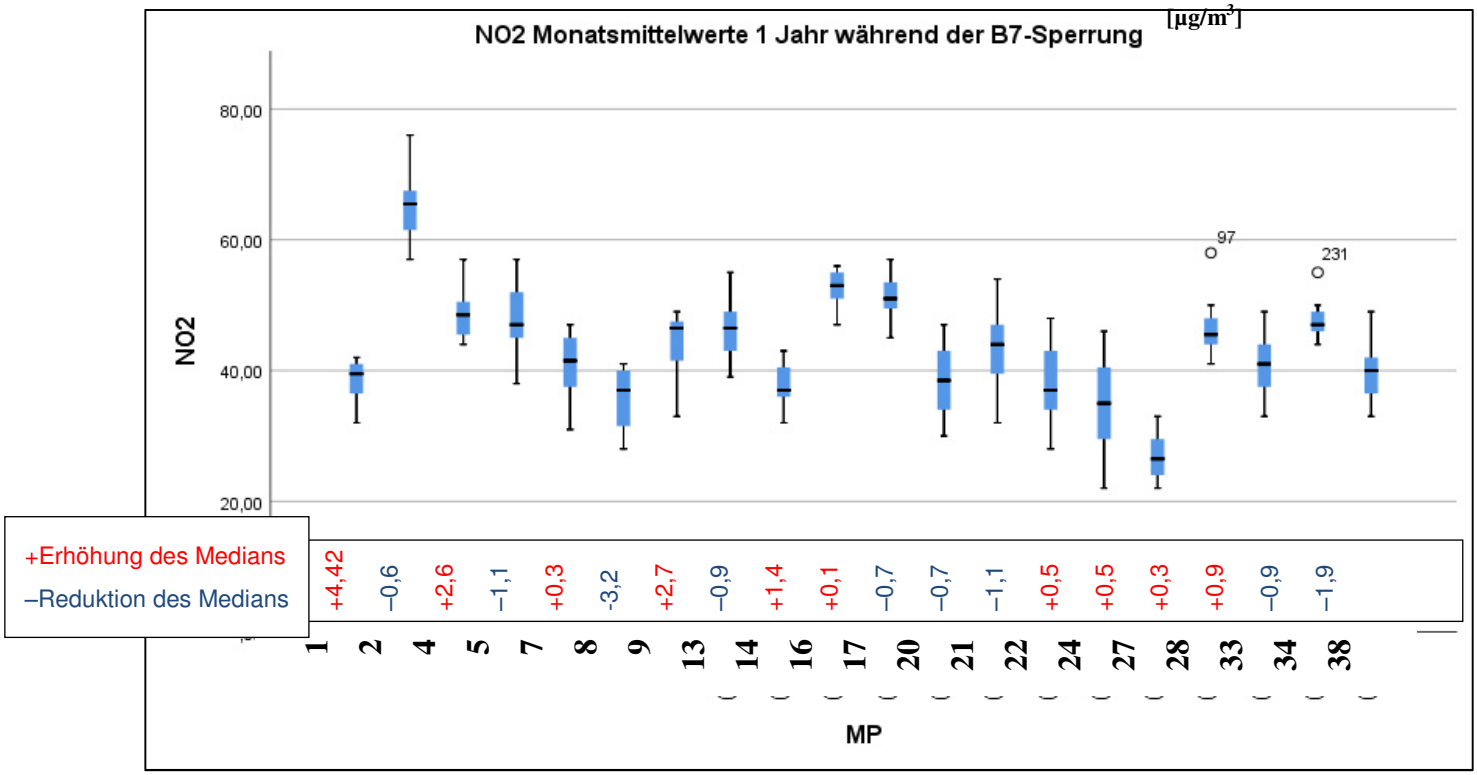



*Abbildung 7: $NO_2$-Monatsmittelwerte aller MP im Zeitraum 1 Jahr während der B7-Sperrung mit Veränderung zum Vorjahr an Hand des Medians*
*Quelle: Spiker 2018; Datenbasis Müller-BBM GmbH 2017 und eigene Darstellung*

Abbildung 8 zeigt die Verortung der Messpunkte, die sich in dem Hauptumfahrungsbereich befinden. Die farbliche Differenzierung zeigt die Veränderung des Medians der Monatsmittelwerte zum Vorjahr.

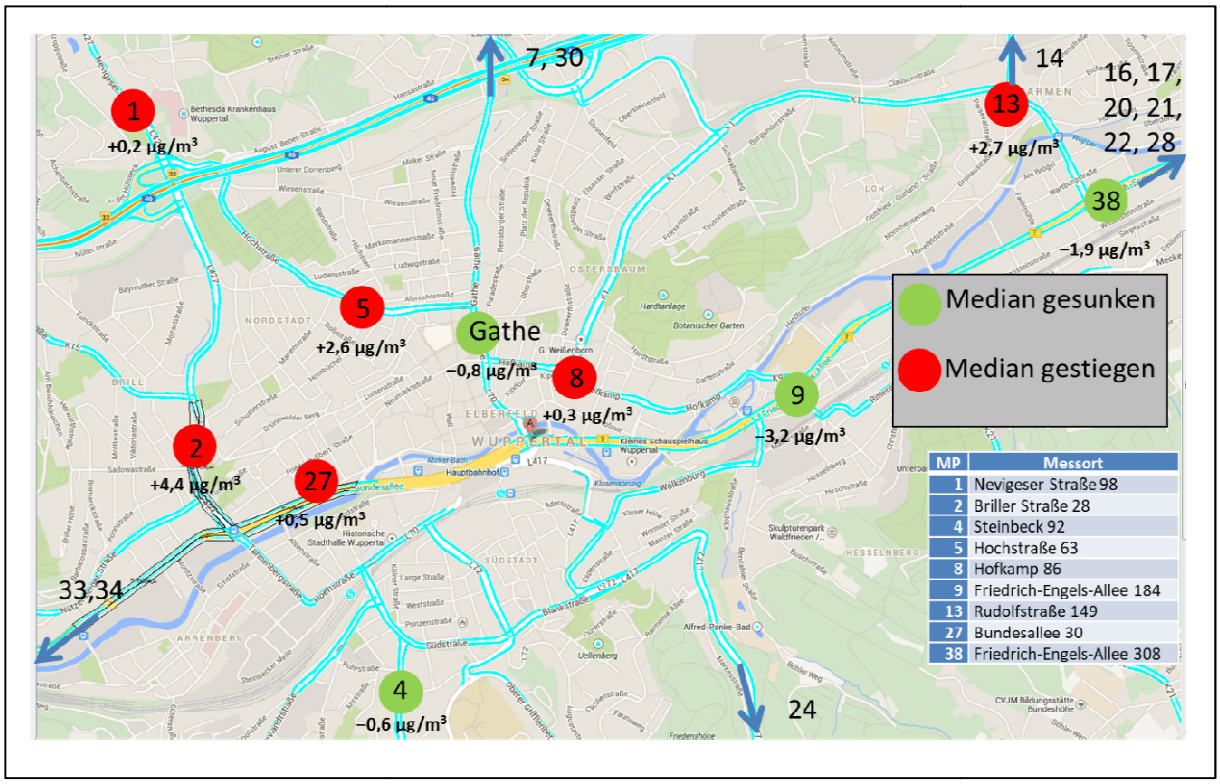



*Abbildung 8: Veränderung des Medians von zwölf Monatsmittelwerten im Vorher-Während-Vergleich in Wuppertal-Elberfeld*
*Quelle: Spiker 2018; Eigene Darstellung mit Traffic Analyst von Pesch 2016*

Von 20 Messpunkten waren an elf Stellen die Werte während der B7-Sperrung höher als vor der B7-Sperrung und an neun Stellen niedriger. Im Bereich Elberfeld waren von 10 Messpunkten an sechs die Werte während der B7-Sperrung höher als vor der Sperrung und an vier Messpunkten niedriger. Die drei höchsten Anstiege des $NO_2$-Mittelwertes während der B7-Sperrung wurden an der Briller Straße (MP 2), Rudolfstraße (MP 13) und Hochstraße (MP 5) gemessen. Die drei höchsten Reduktionen waren an der Friedrich-Engels-Allee 184 (MP 9) und 308 (MP 38) sowie der Uellendahler Straße (MP 07) zu beobachten.

Der Vergleich zwischen der veränderten Verkehrsstärke und dem veränderten Median der zwölf Monatsmittelwerte in Bezug auf den Standort der Messstelle im Vorher-Während-Vergleich wird in der folgenden Abbildung dargestellt.

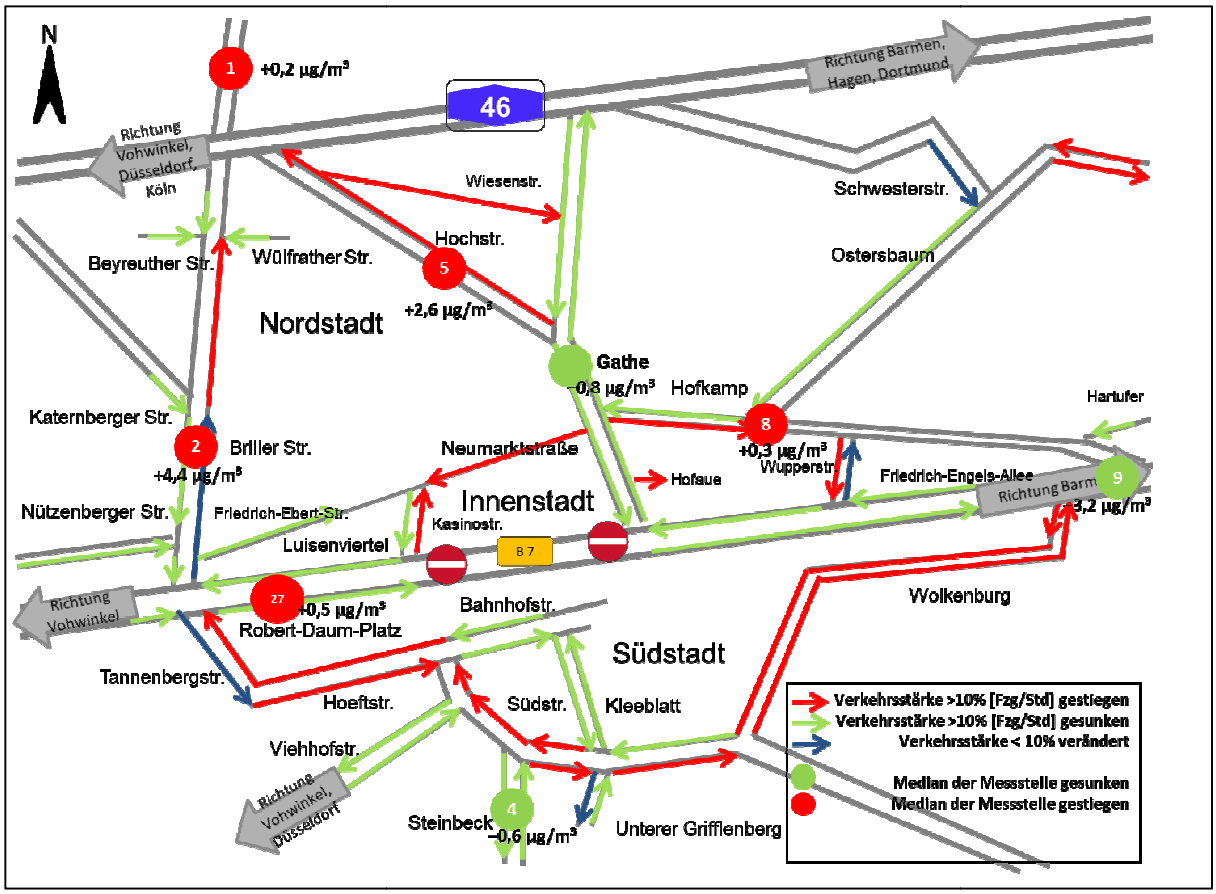



*Abbildung 9: Überlagerung von Verkehrsstärken- und $NO_2$-Konzentrationsänderung im Vorher-Während-Vergleich*
*Quelle: Eigene Darstellung*

Die Zu- und Abnahmen der $NO_2$-Werte kongruieren, bis auf eine Ausnahme, mit den Zu- und Abnahmen der Verkehrsstärken und deuten auf die Verschiebung der $NO_2$-Belastungen aufgrund der Verkehrsverlagerung hin. Der Messpunkt 27, an dem sich eine Erhöhung der $NO_2$-Werte trotz Abnahme der Verkehrsstärke zeigt, steht für die städtische Hintergrundbelastung[5], da an dieser Stelle in 30 Metern Höhe gemessen wird. Die anderen Messpunkte messen in einer Höhe von 3,5 Metern. Am Messpunkt 2, an dem die höchste Erhöhung des $NO_2$-Medians zu verzeichnen ist, ist die Verkehrsstärke in südlicher Richtung gesunken und in nördliche Richtung gestiegen. Die nördliche Richtung weist eine Steigung auf sowie eine hohe Wahrscheinlichkeit für Rückstaubereiche in der Nachmittagsspitze und erklärt somit diese Diskrepanz. Insgesamt hat sich

[5] und erklärt eine Verschlechterung der Luftqualität insbesondere durch industrielle Verbrennungsprozesse.

die Luftqualität im Bereich Elberfeld an der B7 verbessert und an den Umfahrungswegen verschlechtert.

## 4. Fazit

Diese Untersuchung verdeutlicht, dass es eine sowohl positive als auch negative Veränderung der Luftqualität im Zeitraum der B7-Sperrung im Vergleich zu vor der Sperrung und nach Wiedereröffnung der B7 gegeben hat. Der Vorher-Während-Vergleich zwischen den veränderten Verkehrsstärken und veränderten $NO_2$-Werten zeigt einen rückläufigen Trend der $NO_2$-Werte in Bereichen mit rückläufigen Verkehrsstärken und einen wachsenden Trend der $NO_2$-Werte an den Umfahrungswegen mit erhöhten Verkehrsstärken. Insgesamt belegt diese Analyse, dass eine Infrastrukturmaßnahme einen Effekt auf die Luftqualität haben könnte. Diese Sperrung erweist sich als Maßnahme, die eine Verlagerung vom MIV auf den ÖPNV hervorgerufen hat sowie Verkehr in der Nachmittagsspitze reduziert hat. Projiziert man diese Fallstudie auf beispielsweise Fahrverbote für Diesel-Fahrzeuge, dann könnte diese Maßnahme einen lokalen minimalen Rückgang von $NO_2$-Werten bewirken. Aber durch die entstehenden Mehraufwände für die längeren Umwege könnte sich die Luftqualität insgesamt auf den Umfahrungsbereichen verschlechtern, besonders wenn es nicht zu einer Verkehrsmittelwahländerung kommt. Wenn man die Luftqualität insgesamt verbessern möchte, reicht es nicht aus, einzelne Straßen für bestimme Antriebstechnologien zu sperren, sondern die Sperrung flächendeckend auszuweiten und Alternativen zu schaffen. Und projiziert man die Fallstudie B7-Sperrung auf den Fall, dass Straßen für den MIV auf Grund von zu hohen Schadstoffbelastungen komplett für den MIV gesperrt werden, dann könnte eine solche Sperrung in Verbindung mit der Ausweitung von Alternativen (wie z. B. Steigerung der Zuverlässigkeit und Attraktivität des ÖPNV oder Ausbau der Radfahrinfrastruktur) zu einer höheren „Umsteigerquote“ führen, die wiederum die Schadstoffbelastung senken würde.

**Literaturverzeichnis**

LANUV NRW. 2018. https://www.lanuv.nrw.de/umwelt/luft/immissionen/kontinuierliche-messungen/schadstoffe/ (Zugriff am 20. September 2018).

Müller-BBM GmbH. „www.no2-wuppertal.de." Juli 2017. https://www.wuppertal.de/rathaus-buergerservice/umweltschutz/pdfs/Luftmessbericht_Wuppertal_2015-korrigiert.PDF (Zugriff am 14. Febraur 2018).

—. „www.no2-wuppertal.de." Juni 2013. http://www.no2-wuppertal.de/content/veroeffentlichungen_assets/jb_2012.pdf (Zugriff am 14. Februar 2018).

Pesch, Marcel. „Untersuchung der Volatilität des Staus auf Autobahnen mittels Auswertung von Verkehrslagebildern." Masterthesis am Lehrstuhl für Güterverkehrsplanung und Transportlogistik der Bergischen Universität Wuppertal, Wuppertal, 2016.

Spiker, Olivia. „Resilienzanalyse des Systems Stadverkehr während einer langfristigen Sperrung einer innerstädtischen Hauptverkehrsachse am Fall der B7-Sperrung in Wuppertal." Eingereichte Dissertation, Wuppertal, 2018.

Stadt Wuppertal. 7. November 2014. https://www.wuppertal.de/rathaus-buergerservice/medien/dokumente/Anlage_04_-_Format_A3_Analyse_der_Laermschwerpunkte.pdf (Zugriff am 10. Januar 2019).

Stadt Wuppertal (2017): schriftliche Mitteilung vom Ressort Strassen und Verkehr vom 14.06.2017.

Umweltbundesamt (Hrsg.). Umweltbundesamt. 17. Oktober 2017. https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/wirkungen-von-luftschadstoffen/wirkungen-auf-die-gesundheit#textpart-2 (Zugriff am 14. September 2018).

Umweltbundesamt (Hrsg.). „Umweltbundesamt." Luftqualität 2015. Januar 2016. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1/publik

ationen/hgp_luftqualitat_2015_final_web.pdf (Zugriff am 13. Dezember 2018).

WSW mobil GmbH (2017): schriftliche Mitteilung der Abteilung 11/122 Vertriebsinfrastruktur vom 29.8.2017.

# Mobile PM10 Immissionsmessungen in Wuppertal

Dr.-Ing. Kai Vaupel, Dr.-Ing. Matthias Kaul

Bergische Universität Wuppertal, Institut für Partikeltechnologie

Im Rahmen der universitären Ausbildung wurden von Studierenden im Zeitraum vom 15.05.2018 bis zum 28.08.2018 mobile PM10-Immissionsmessungen in Wuppertal durchgeführt. Bei den überwiegend personengetragenen, aber auch vom Fahrrad sowie einem Elektrofahrzeug aus durchgeführten Messungen wurde ein mobiler Feinstaubmonitor der Firma Palas vom Typ Fidas® Fly 200 eingesetzt. Untersucht wurden bei diesen Messungen städtische Verkehrsknotenpunkte, Innenstadtbereiche ohne PKW-Verkehr, Parkanlagen, Naherholungsgebiete, Radwege, der Bahnhof Wuppertal Elberfeld sowie eine Schwebebahnstation.

In Abbildung 1 sind beispielhaft die zwischen dem 03.07.2018 und 13.07.2018 zu Berufsverkehrszeiten ermittelten lokalen PM10-Immissionskonzentrationen von drei gut belüfteten Verkehrsknotenpunkten der Wuppertaler Innenstadt dargestellt.

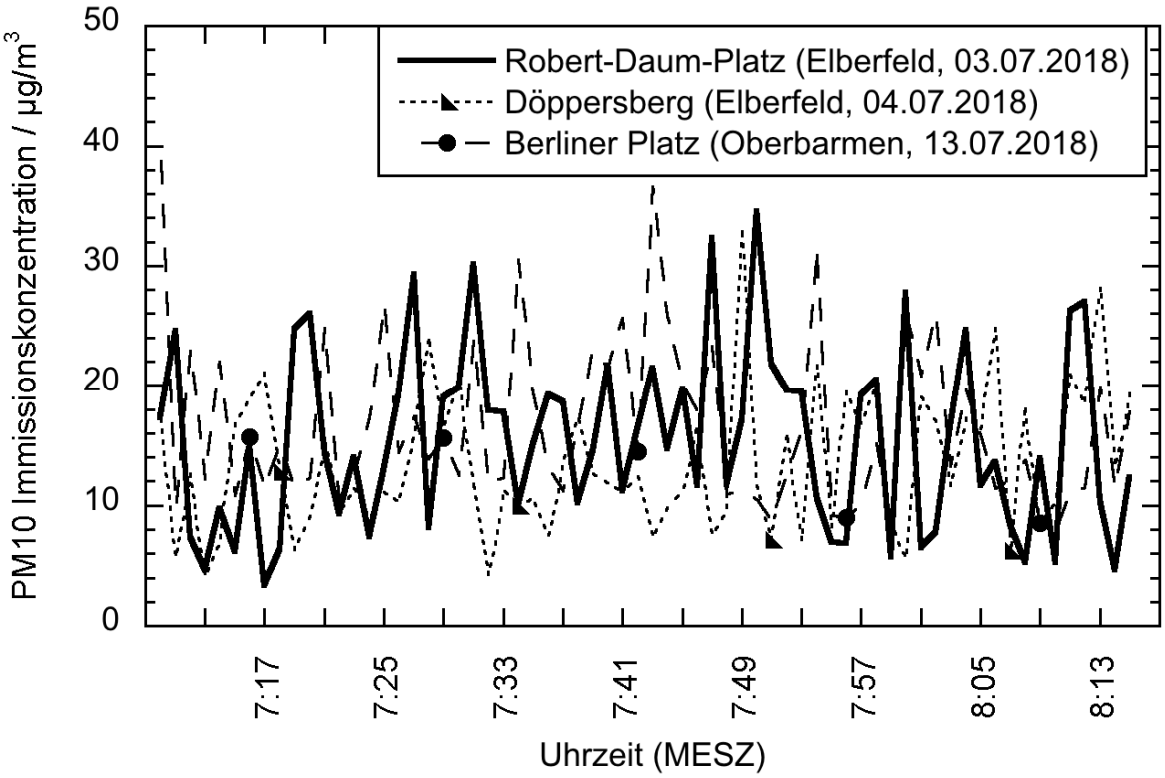



***Abb. 1:*** *PM10-Immissionskonzentrationen der innerstädtischen Kreuzungen Robert-Daum-Platz, Döppersberg und Berliner Platz an der B7 in Wuppertal*

Abbildung 2 zeigt exemplarisch die Ergebnisse einer am 17.07.2017 durchgeführten mobilen Messung im Wuppertaler Stadtgebiet, bei der verschiedene Quartiere untersucht wurden. Dargestellt sind die lokal erhobenen Minutenmittelwerte der gemessenen PM10-Immissionskonzentrationen. In der Nähe der Schwebebahnhaltestelle Ohligsmühle wurden im Kreuzungsbereich der B7 lokale PM10-Immissionskonzentrationen von bis zu 40 µg/m$^3$ erfasst, welche mit hoher Wahrscheinlichkeit auf den Straßenverkehr zurückzuführen sind. Gleiches gilt für die erhöhten PM10-Immissionskonzentrationen am Islandufer, sowie auf dem Weg zu den Hardt-Anlagen. Alle lokal ermittelten sehr hohen PM10 Immissionskonzentrationen von mehr als 40 µg/m$^3$ konnten bei dieser Messung ausnahmslos auf Baustellentätigkeiten sowie im Fall der Hardt-Anlage zusätzlich auf den Einsatz einer Kehrmaschine zurückgeführt werden.

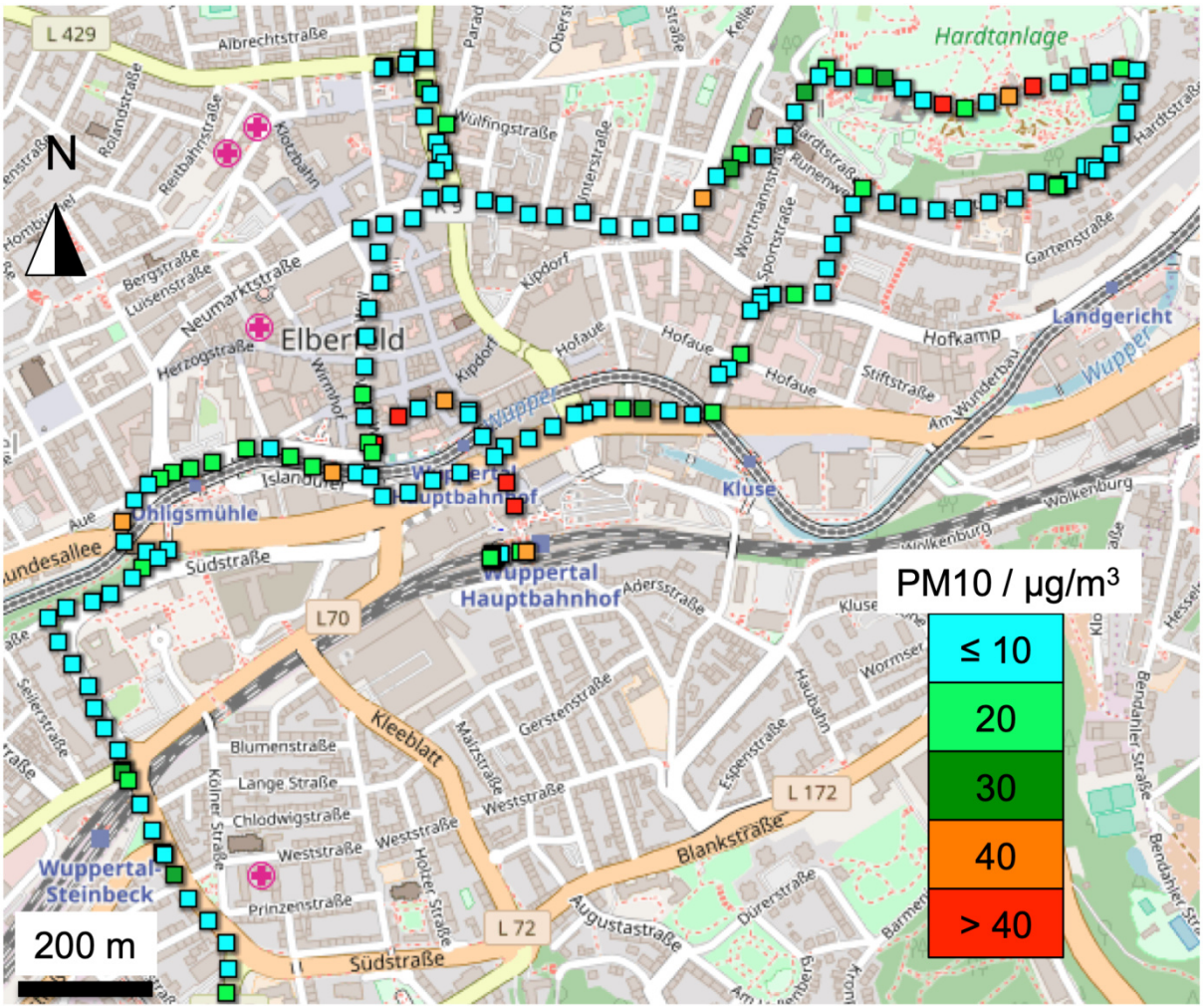



***Abb. 2:*** *Nachmittäglicher Stadtrundgang am 17.07.2018 durch Wuppertal Elberfeld sowie die Hardtanlagen (CC-BY-SA; mit Material von Open Streetmap Mitwirkende)*

In den Abbildungen 3 und 4 sind zum Vergleich die am 15.05.2018 mit einer fahrradgestützten Messkampagne erhobenen Minutenmittelwerte der Fraktionen PM10 sowie PM2,5 dargestellt. Befahren wurden unter anderem zwei stillgelegte Eisenbahnstrecken (Sambatrasse im Westen der Karte, sowie die Nordbahntrasse im Norden des Stadtgebietes), welche als Radwege genutzt werden können. Die im Bereich der Nordbahntrasse beobachtbaren Unterbrechungen der Immissionsmessungen sind auf die Passage von Tunnelanlagen zurückzuführen, in denen keine GPS-gestützten räumlichen Immissionsbezüge erhoben werden konnten. Der Vergleich der Immissionskonzentrationen von PM10 zu PM2,5 zeigt auf, dass die abschnittsweise sehr hohen PM10-Immissionskonzentrationen nicht ausschließlich auf den Einfluss der Verbren-

nungsprozesse des Kraftfahrzeugverkehrs angrenzender Straßen zurückgeführt werden können.

Im Kontext der universitären Lehre lassen sich mit mobilen Immissionsmessungen Praxisbezüge für die Studierenden herstellen und zugleich die Nutzung und Adaption des urbanen Raumes unter dem Blickwinkel sich verändernder Individualmobilität sowie der Anpassung an den Klimawandel gezielt untersuchen.

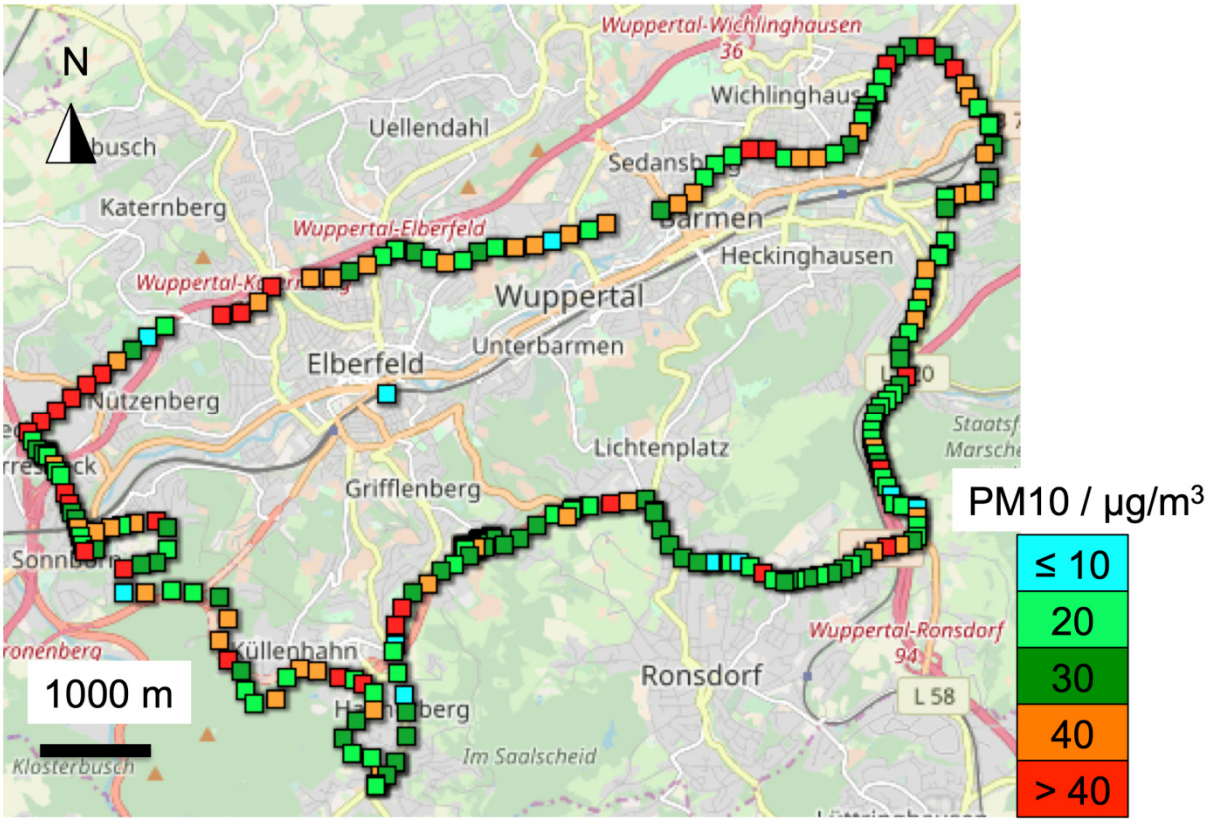



***Abb. 3:*** *am 15.05.2018 durchgeführte fahrradgestützte PM10-Immissionsmessungen (CC-BY-SA; mit Material von Open Streetmap Mitwirkende)*

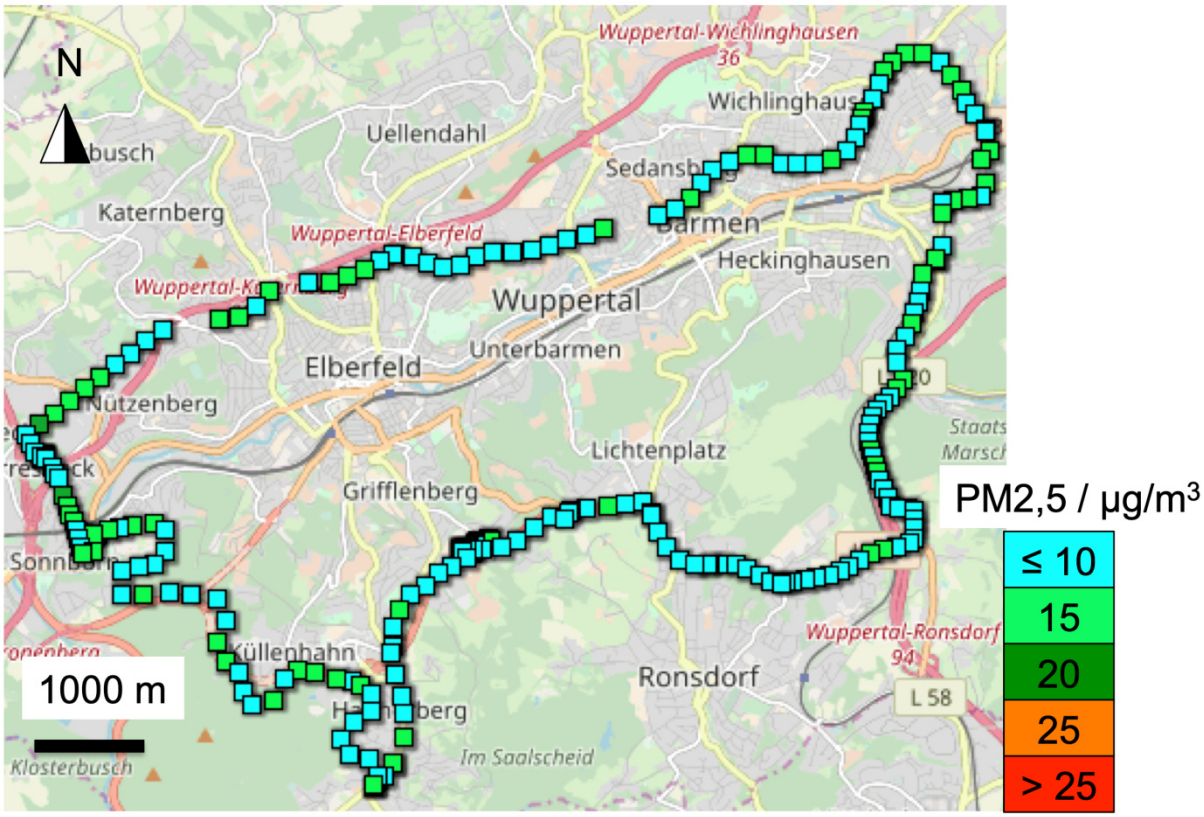



***Abb. 4:*** *am 15.05.2018 durchgeführte fahrradgestützte PM2,5-Immissions-messungen (CC-BY-SA; mit Material von Open Streetmap Mitwirkende)*

# Messung realer Fahrzeugemissionen mit dem “Plume Chasing”-Verfahren

Denis Pöhler[1,2]
Tobias Engel[1], Uli Roth[1], Joscha Reber[1] Martin Horbanski[1,2], Johannes Lampel[1,2] und Ulrich Platt[1,2]
[1] Institut für Umweltphysik, Universität Heidelberg
[2] Airyx GmbH
E-Mail: denis.poehler@iup.uni-heidelberg.de,
Web: http://www.iup.uni-heidelberg.de/aqmtec/
E-Mail: denis.poehler@airyx.de
Web: http://www.airyx.de

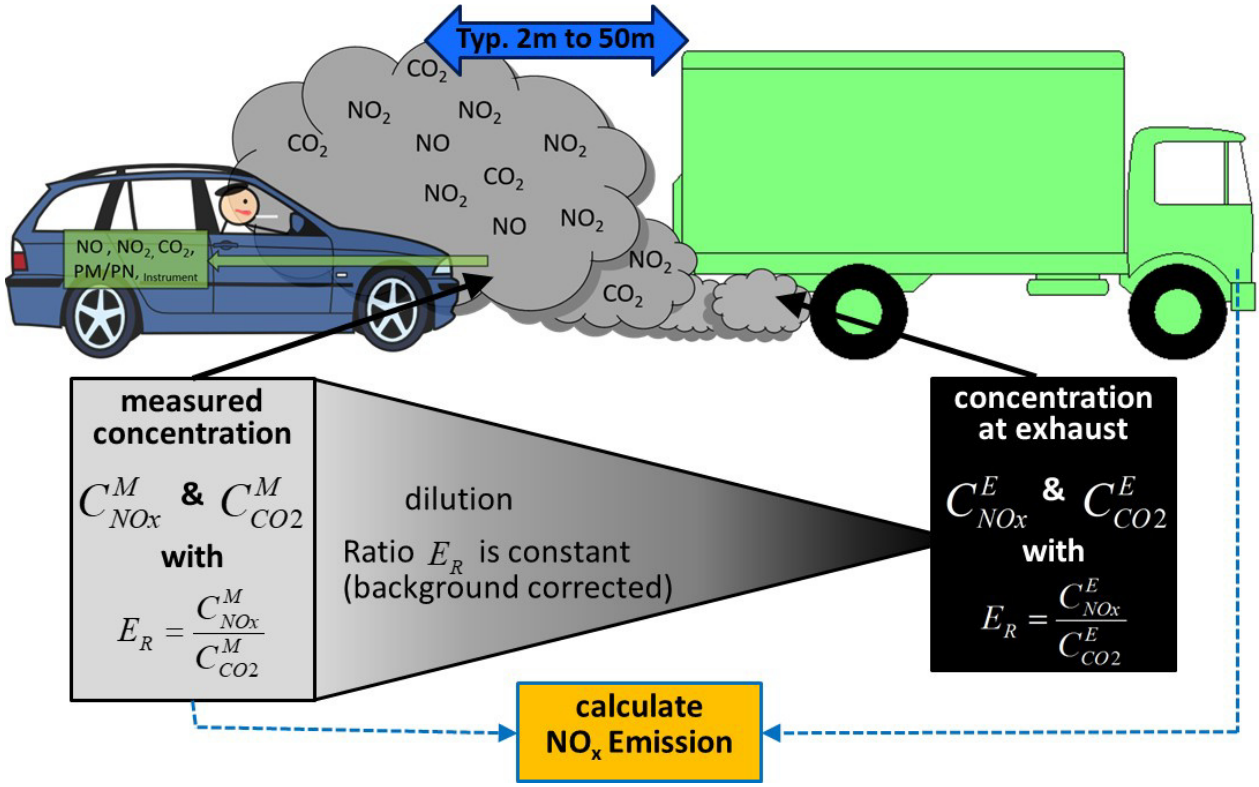



***Abbildung 1**: „Plume Chasing“ Messprinzip wo mit einem Messfahrzeug die Schadstoff und $CO_2$ Konzentration in der Abgasfahne gemessen werden. Bestimmt wird immer das Verhältnis von Schadstoff (z.B. $NO_x$) zu $CO_2$. Dieses Verhältnis ist unabhängig von der Verdünnung der Abgasfahne (nach Korrektur der Hintergrundkonzentration) und ermöglicht so ein berechnen der Emissionswerte des Fahrzeuges.*

## Einleitung

Reale Emissionsmessungen, vor allem von Stickoxiden ($NO_x$) auf der Straße haben in den letzten Jahren eine wichtige Bedeutung bekommen. Einerseits dass diese realen Emissionen öfters stark von den Emissionen unter Laborbedingungen abweichen, wie dies beim „Dieselskandal“ der Fall ist. Andererseits weil nur die Reduktion der realen Emissionen zu einer Reduktion der Schadstoffbelastung führt. Reale Emissionsmessungen können jedoch auch dazu dienen degradierte, defekte oder sogar manipulierte Abgasreinigungssysteme zu identifizieren. Derartige Fahrzeuge können vielfach höhere Emissionen von Stickoxiden oder Partikel aufweisen, die dann einen wesentlichen, wenn nicht den größten, Teil der Schadstoffbelastung an Straßen verursachen.

Mit umfangreichen realen Emissionsmessungen wäre es möglich, die realen Emissionen eines Fuhrparks eines Unternehmen oder des ÖPNV zu analysieren und Empfehlungen auszuarbeiten, welche Fahrzeuge mit den höchsten Emissionen zuerst einer Wartung oder Austausch unterzogen werden sollten. Somit können z.B. Städte effizient die Emissionen reduzieren.

Reale Emissionsmessungen erfolgen in der Regel mit PEMS (Portable Emission Measurement System) die am Fahrzeug montiert werden. Sie liefern sehr genaue reale Emissionsdaten, sind jedoch durch ihren hohen Aufwand und Kosten nur für Messungen weniger einzelner Fahrzeuge geeignet. Des Weiteren stehen RS (Remote Sensing) Systeme zur Verfügung die die momentane Emission eines vorbeifahrenden Fahrzeuges durch eine optische Messung durch die Abgasfahne ermöglichen. Können RS Systeme einfach eine Vielzahl an Fahrzeugen erfassen und somit gute statistische Emissionsdaten liefern, sind sie jedoch nicht geeignet, einen verlässlichen Emissionswert eines einzelnen Fahrzeuges zu bestimmen [Roth, 2018]. Ursache ist die starke Variabilität der Emissionen über die Zeit, die eine Emissionsmessung über mehrere Minuten pro Fahrzeug und Mittelung notwendig macht. Denn nur der mittlere Emissionswert kann als Vergleich herangezogen werden. Somit eignen sich weder PEMS noch RS, um einfach und verlässlich individuelle Emissionswerte einer Vielzahl an Fahrzeugen zu bestimmen. Eine Alternative stellt das neuartige Plume Chasing Verfahren dar, übertragen ins Deutsche bedeutet dies „Nachlaufende Messung in der Abgasfahne“ (Abbildung 1).

**Das „Plume Chasing“ Verfahren**

Bei diesem Emissionsverfahren erfolgt eine Messung in der Abgasfahne, entsprechend wo die Emissionen des Fahrzeuges bereits verdünnt sind [Chui et al. 2015]. In der Regel erfolgt dies hinter dem zu untersuchenden Fahrzeug mit einem Messfahrzeug, welches mit den nötigen Instrumenten ausgestattet ist (Abbildung 1). Diese Methode der Emissionsberechnung aus der verdünnten Abgasfahne ist analog zum etablierten Remote Sensing (RS) verfahren [Bishop and Stedman, 1996], jedoch kann beim Plume Chasing problemlos eine längere Messung in der Abgasfahne erfolgen, wodurch ein verlässlicher mittlerer Emissionswert eines Fahrzeuges bestimmt wird. Da die Schadstoffe in der Abgasfahne verdünnt sind, reicht eine reine Messung von $NO_x$ oder Partikeln nicht aus um einen Emissionswert zu erfassen, sondern die zusätzliche Messung eines Referenzgases ist nötig. Dieses Referenzgas ist $CO_2$, welches ebenfalls emittiert wird und dessen Emissionen relativ genau bekannt sind. Es wird also immer das Verhältnis ER von z.B. $NO_x$ zu $CO_2$ bestimmt, wobei jede Konzentration zuerst um den Hintergrundwert außerhalb der Fahne korrigiert wird. ER ist konstant in der Abgasfahne, direkt am Auspuff oder auch mehrere Meter hinter dem Fahrzeug, da alle Emissionen gleich verdünnt werden. Nur bei einer zu starken Verdünnung wird die gemessene Konzentration zu gering, um sie noch ausreichend genau vom Hintergrund unterscheiden zu können. In unseren Untersuchungen wurde ein Messwert von mind. 30ppm $CO_2$ über dem Hintergrund gesetzt. Die Hintergrundkonzentration wird bei einer Messung regelmäßig bestimmt. Untersuchungen zeigen, dass der Hintergrundwert nur gering den bestimmten Emissionswert beeinflusst und daher nicht kritisch ist [Roth, 2018].

Da die Emissionen von $CO_2$ eines Fahrzeuges ausreichend genau bekannt sind, kann aus dem Emissionsverhältnis $E_R$ ein Emissionswert z.B. für $E_{NOx}$ berechnet werden. Im Detail wird die Emission von $CO_2$ (pro kWh) eines Fahrzeuges verwendet die durch den Brennwert von Diesel / Benzin, deren Kohlenstoffgehalt und den typ. Motorwirkungsgrad bekannt ist. Für die Berechnung der Emission pro km, wie beim Pkw üblich, muss der Kraftstoffverbrauch entweder gemessen oder aus Datenbanken (HABEFA) abgeschätzt werden. Dadurch entstehen zwar Unsicherheiten ohne weiteres von 20 %, die jedoch geringer sind als typische Variationen von den Schadstoffemissionen (typ. >100%).

Vermischen sich Abgase eines anderen Fahrzeuges mit in die Abgasfahne des zu untersuchenden Fahrzeuges, ergibt sich entsprechend des Anteils dieser Abgasfahne ein Messfehler. Beim „Stop and Go“ Verkehr mit mehreren Fahrspuren stellt dies eine große Schwierigkeit dar und sollte daher vermieden werden. Emissionen eines weiteren vorausfahrenden Fahrzeuges, hat in der Regel nur geringen Einfluss. Nur ca. 10 % in einer Abgasfahne stammen von einem weiter vorausfahrenden Fahrzeug. Dies ist in den meisten Fällen unproblematisch, kann aber in Extremfällen zu einem erheblichen Fehler führen (Krufczik, 2017). Fährt z.B. ein Fahrzeug mit hohen Emissionen vor einem „sauberen“ Fahrzeug mit zehnmal geringeren Emissionen, so kann dessen bestimmte Emission einen Faktor zwei zu hoch liegen. Es ist daher ersichtlich, dass Plume Chasing nicht die Genauigkeit von PEMS erreichen kann. Es füllt jedoch die Lücke zwischen PEMS (sehr genaue, jedoch wenige Messungen) und RS (viele Messdaten mit großen Fehler für ein individuelles Fahrzeug).

Entscheidend für den Aufbau eines Plume Chasing Verfahrens ist die verwendete Messtechnik. Aufgrund der schnell variierenden Konzentrationen, starker Vibrationen, Verhältnismäßig geringen Konzentrationen und vieler anderer Stoffe in der Abgasfahne sind hohe Anforderungen an das Messgerät gestellt, welches kein übliches Gerät erfüllt. Daher waren bisher derartige Messungen, vor allem für $NO_x$, nur durch spezielle und sehr teure Messgeräte in klimatisierten Messbussen möglich. Das an der Universität Heidelberg entwickelte ICAD $NO_x$ / $NO_2$ / $CO_2$ basiert auf einer optischen Messung und erfüllt all diese Eigenschaften bestens in einem kompakten Messgerät. In dem Spin-off Airyx GmbH wird es mittlerweile in Kleinserie hergestellt und ist als Prototyp auch als Emissionsmessgerät gefertigt. Es passt in jeden Pkw und benötigt nur minimale Wartung, wodurch technisch eine einfache Messung möglich ist.

***Abbildung 2**: Aktuelles ICAD $NO_x$ / $NO_2$ Messgerät der Firma Airyx GmbH. Durch seine hohe Messgenauigkeit (bis 0.1ppb), schnelle Ansprechzeit (1s), Robustheit, kleine Baugröße, geringen Stromverbrauch und einfache Anwendung eignet es sich bestens für Plume Chasing Messungen.*

Im Rahmen des EU-Projektes CARES (City Air Remote Emission Sensing) soll die Plume Chasing Methode um PM erweitert, weiter optimiert und in Punkten der Software anwenderfreundlicher werden.

**Validierung der NOx Emissionswerte**

In verschiedenen Studien wurden die mit Plume Chasing (durchgeführt mit dem ICAD $NO_x$ / $CO_2$ Messgerät) bestimmten $NO_x$ Emissionswerte bei Pkw und Lkw mit denen zeitgleicher PEMS Messungen an Testfahrzeugen verglichen. Insgesamt zeigte sich eine hohe Übereinstimmung. Abbildung 3 zeigt die Vergleichsmessungen an zwei EURO 6 Diesel Pkw über eine Strecke von 31 km in Berlin [Krufczik, 2017]. Für jede Fahrt wurde die Emission für beide Messsysteme bestimmt und in Abbildung 3 rechts dargestellt. Die Emissionen schwanken zwischen den jeweiligen Messfahrten, werden jedoch von beiden Geräten gleich wiedergegeben. Bei Fahrt 9 liegt das Plume Chasing leicht höher, verursacht durch einen alten Dieseltransporter, der über mehrere km vor dem Untersuchungsfahrzeug fuhr. Dessen sehr hohe Emissionen wurden teilweise mit gemessen und verursachen hier eine leichte Überschätzung der $NO_x$ Emission des Testfahrzeuges. Ansonsten liegen die Abweichungen bei weniger als 10 mg/km.

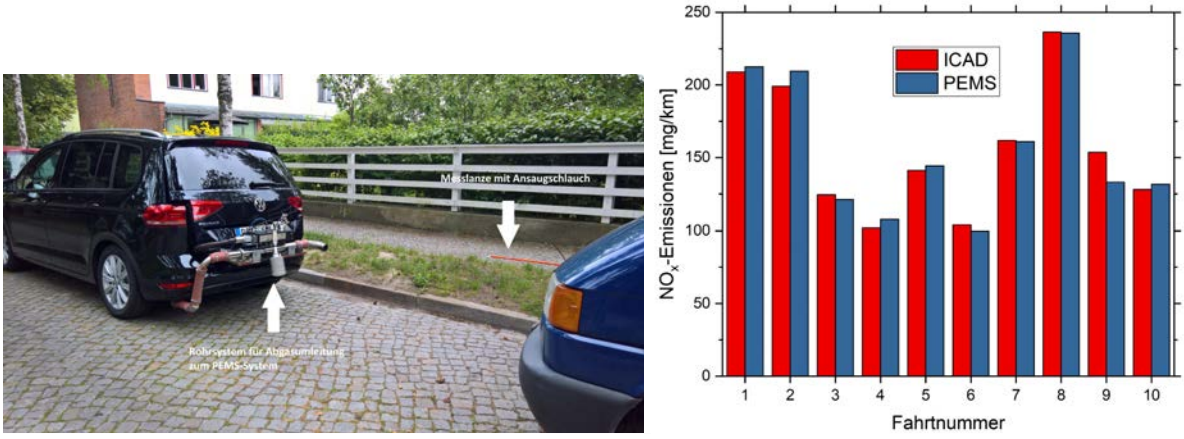



***Abbildung 3**: Vergleichsmessungen von Plume Chasing (ICAD Messgerät) und PEMS zu den bestimmten $NO_x$-Emissionen. Untersucht wurden zwei EURO 6 Diesel Pkw auf einer Strecke von 31km. Die bestimmte Emission je Fahrt ist rechts dargestellt.*

In einer weiteren Studie wurde gezielt untersucht, ob und wie genau Plume Chasing auch Emissionsvariationen innerhalb weniger Sekunden wiedergeben kann [Reber, 2018]. Bei den Untersuchungen wurden kurze Beschleunigungen durchgeführt (Abbildung 4). Eine geringere Reaktionszeit als bei PEMS ist durch die zusätzliche Luftdurchmischung erwartet, weshalb die Messwerte des PEMS zeitlich gemittelt werden müssen. Außerdem wird der zeitliche Versatz noch berücksichtigt. Die Ansprechzeit vom Plume Chasing wurde auf 10 s bestimmt, weshalb die PEMS Daten für einen Vergleich über 10 s gemittelt wurden. Damit ergibt sich eine gute Übereinstimmung der momentanen $NO_x/CO_2$ Emissionen beider Messverfahren. Eine Umrechnung in $NO_x$/km ist hier durch die starke kurzzeitigen Peaks für die Darstellung nicht sinnvoll. Besonders gute Übereinstimmungen werden bei geringen bis mittleren Geschwindigkeiten und nahem Fahrzeugabstand (5m) erreicht (Abbildung 4). Bei großen Fahrzeugabstand ab 25m und Geschwindigkeiten von mind. 80 km/h können teilweise weniger als 30 % der Messdaten noch in der Emissionsfahne mit dem Plume Chasing Verfahren bestimmt werden. Dadurch ergaben sich Ungenauigkeiten im kurzzeitigen $NO_x$ Emissionswert bis zu 25%.

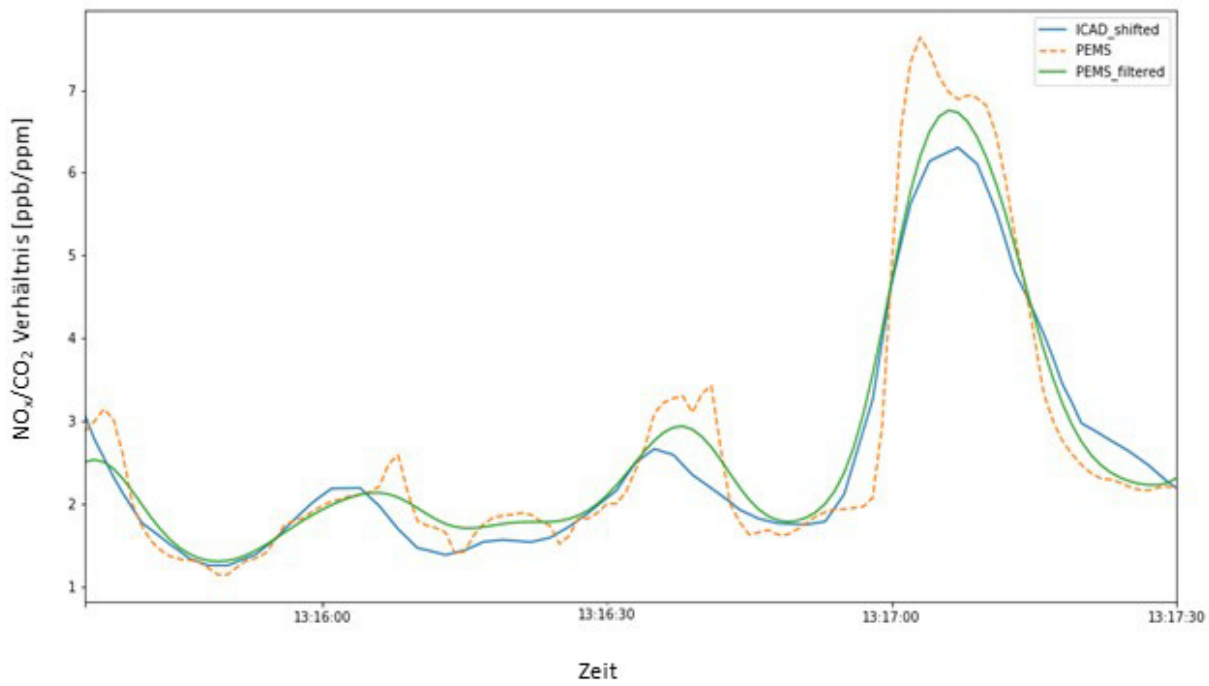



***Abbildung 4**: Vergleichsmessungen von Plume Chasing (ICAD Messgerät) und PEMS bei kurzen Emissionsänderungen. Die PEMS Daten werden gemittelt über 10s (filtered) und für die Darstellung gegeneinander verschoben.*

Des Weiteren fanden umfangreiche Vergleichsmessungen an Lkw Emissionen im Auftrag der Schweizer BAFU in Zusammenarbeit mit der EMPA statt [Roth, 2018]. Die Emissionen von 3 Test-Lkw von EURO II (hohe Emissionen), EURO V (mittlere Emissionen) und EURO VI (niedrige Emissionen) wurden unter verschiedensten Bedingungen und Strecken untersucht. Ziel war es zu prüfen wie zuverlässig unter verschiedenen Messbedingungen Plume Chasing hohe und niedrige Emissionen unterscheiden kann, um z.B. defekte oder manipulierte Abgasreinigungssysteme an LKW zu bestimmen. Die PEMS $NO_x$ Emissionsmessungen des EURO VI Lkw lieferten keine verwertbaren Daten (über weite Strecken lieferte dies unrealistische 0mg/kWh), wodurch nur ein Vergleich des EURO II und EURO V möglich waren. Die Zeitreihe der Emission eines der EURO V Messungen ist in Abbildung 5 gezeigt.

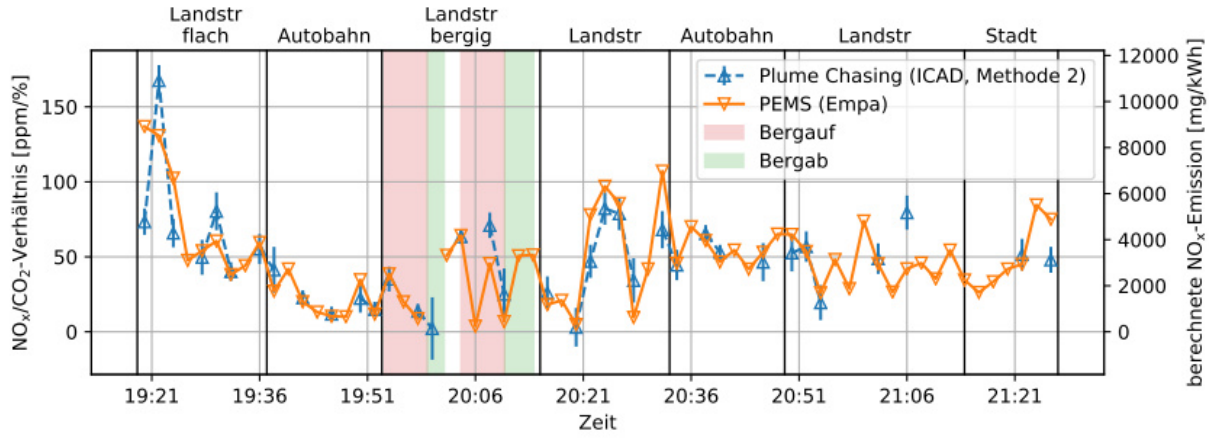



***Abbildung 5**: Vergleichsmessungen von Plume Chasing (ICAD Messgerät) und PEMS an einem EURO V Lkw über verschiedene Verkehrsabschnitte.*

Verglichen werden die bestimmten Emissionen in $NO_x/CO_2$ beider Messverfahren mit 2 Minuten Zeitauflösung. Die Emissionen variieren über einen großen Bereich bis 160ppm/% (entspricht einer Emission von 12.000 mg/kWh). Beide Messverfahren geben eine gute Übereinstimmung trotz teilweise schwieriger Messbedingungen auf dicht befahrenen Autobahnen, bergigen Landstraßen oder sogar im Stadtverkehr. Konnte mit dem Plume Chasing keine Messung in der Abgasfahne erfolgen, ist kein Datenpunkt für dieses Zeitfenster angegeben. Über alle LKW Vergleichsmessungen ergibt sich eine gute Korrelation beider Messverfahren mit Korrelationskoeffizient R=0,88. Die Steigung liegt bei 0,83, das bedeutet einen geringeren Emissionswert vom Plume Chasing gegenüber

PEMS. Vor allem beim EURO II liefert PEMS höhere Werte und führt zu dieser Steigung. Ursache kann neben Unsicherheiten beim Plume Chasing auch Querempfindlichkeiten und somit Überschätzungen der Emissionen des PEMS Messverfahrens liegen. Die beste Übereinstimmung der Emissionswerte konnte für Landstraßen und Bergauffahrten (R=0,91 und R=0,93) sowie auf Autobahnen (R=0,89) beobachtet werden. Bei einer Messung über mehrere Minuten kann so für einen EURO V Lkw eine Übereinstimmung des Emissionswertes von 100 mg/kWh erreicht werden.

Diese umfangreichen Untersuchungen zeigen, dass Plume Chasing reale $NO_x$ Emissionen einfach und zuverlässig bestimmen kann. Es konnte keine signifikante Überschätzung des Emissionswertes beobachtet werden. Somit kann es zuverlässig hohe Emitter im realen Verkehr bestimmen.

**Untersuchung reale $NO_x$ Emission eines Busfuhrparks**

Eine der Anwendungsbereiche von Plume Chasing ist die Untersuchung der realen $NO_x$ Emissionen eines Fuhrparks wie des ÖPNV. Die realen Emissionen dieser Fahrzeuge sind in der Regel nicht bekannt, sie können jedoch einen bedeutenden Teil der Gesamtemissionen und somit der $NO_2$ bzw. $NO_x$ Schadstoffbelastung in der Stadt verursachen. Vor allem bis EURO V liegen die realen Busemissionen im Stadtverkehr deutlich über denen der EURO Norm, was auf das Prüfverfahren zurückzuführen ist. Jedoch weichen die realen Emissionen verschiedenen Busse stark ab, da diese kundenspezifischer hergestellt werden. Durch Bestimmung und Reduktion der Emissionen hoher Emittenten im ÖPNV können Städte effektiv eine Schadstoffreduktion erreichen.

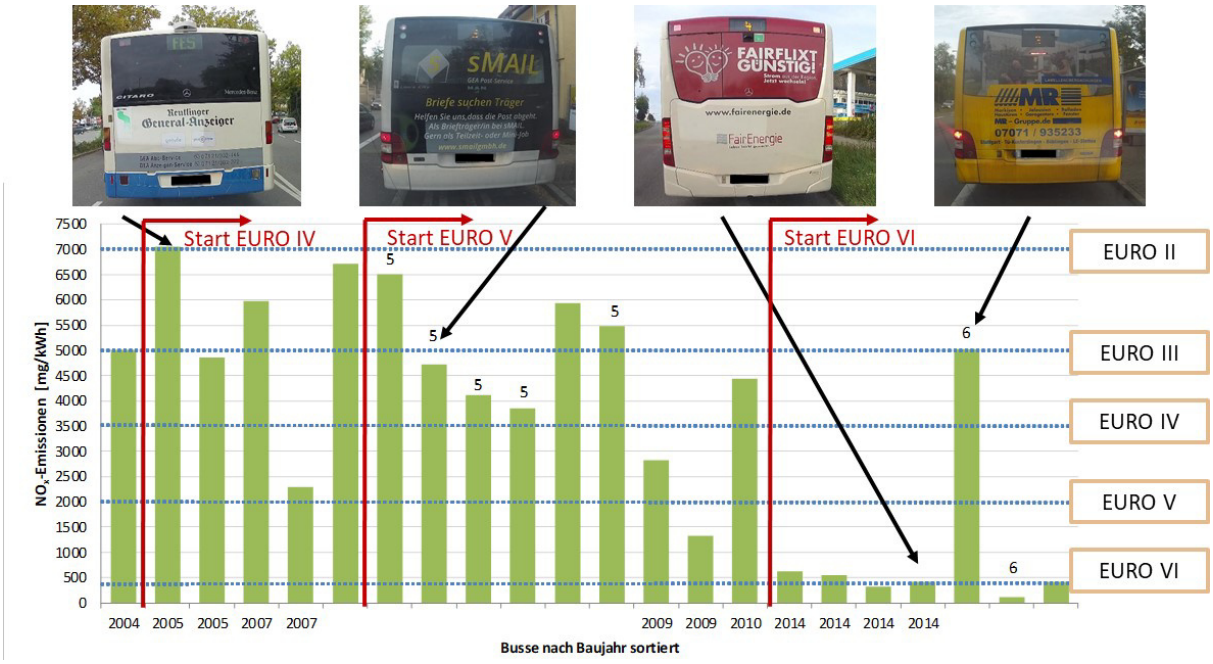



***Abbildung 6**: $NO_x$ Emissionsbestimmung ÖPNV Busse in Reutlingen 2017. Jeder Balken entspricht einem untersuchten Bus. So weit möglich wurden EURO Norm und Baujahr gekennzeichnet, die Sortierung ist von älteren Fahrzeugen (links) zu neueren Fahrzeugen (rechts).*

Abbildung 6 zeigt die realen $NO_x$ Emissionen des ÖPNV (22 Busse) in Reutlingen im städtischen Verkehr [Reber, 2017]. Ältere Fahrzeuge zeigen wie erwartet hohe Emissionen bis 7100 mg/kWh. Auch neuere EURO V Busse weisen jedoch im Stadtverkehr fast alle ebenfalls hohe Emissionen auf (3.500 bis 6.500 mg/kWh) und liegen damit deutlich über dem Zulassungswert von 2000 mg/kWh. Erst mit den EURO VI ist eine deutliche Reduktion zu sehen. Viele EURO VI Busse liegen sogar unter dem Zulassungsgrenzwert von 400 mg/kWh. Ursache für die geringen realen Emissionen liegen am neuen Zulassungsverfahren, das seit dieser Fahrzeugklasse RDE Messungen ebenfalls einschließen. In Abbildung 6 zeigt jedoch auch einen EURO VI Bus mit 5000 mg/kWh und somit die Emission von zehn andere EURO VI Bussen zusammen. Hier handelt es sich sehr wahrscheinlich um einen Bus mit defekter Abgasreinigung (Emissionsmessung über 10 Minuten). Plume Chasing kann einfach und verlässlich derartige Defekte aufdecken. Die Mittlere Emission aller untersuchten Busse in Reutlingen beträgt 3574 mg/kWh und somit gerade einmal EURO III Niveau.

Abbildung 7 zeigt eine ähnliche Untersuchung in Heidelberg mit 49 Bussen, wobei hier nur die des rnv gezeigt werden (Danke für die Bereitstellung von Fahrzeugdaten durch den rnv). Bis auf einen Bus handelt es sich vollständig um EURO V und VI Modelle. Ebenfalls ist hier zu sehen, dass EURO V Busse sehr hohe Emissionen aufweisen. Vor allem die neueren Fahrzeuge incl. der EEV (Enhanced Environmently Friendly Vehicles) werden Ihrem Namen nicht gerecht und erreichen nur EURO II Niveau. EURO VI Busse zeigen wieder deutlich niedrigere Emissionen, wobei einzelne Fahrzeuge auch höher liegen. Aus diesen Daten können Empfehlungen für Prüf- und Wartungen einzelner Fahrzeuge abgeleitet werden.

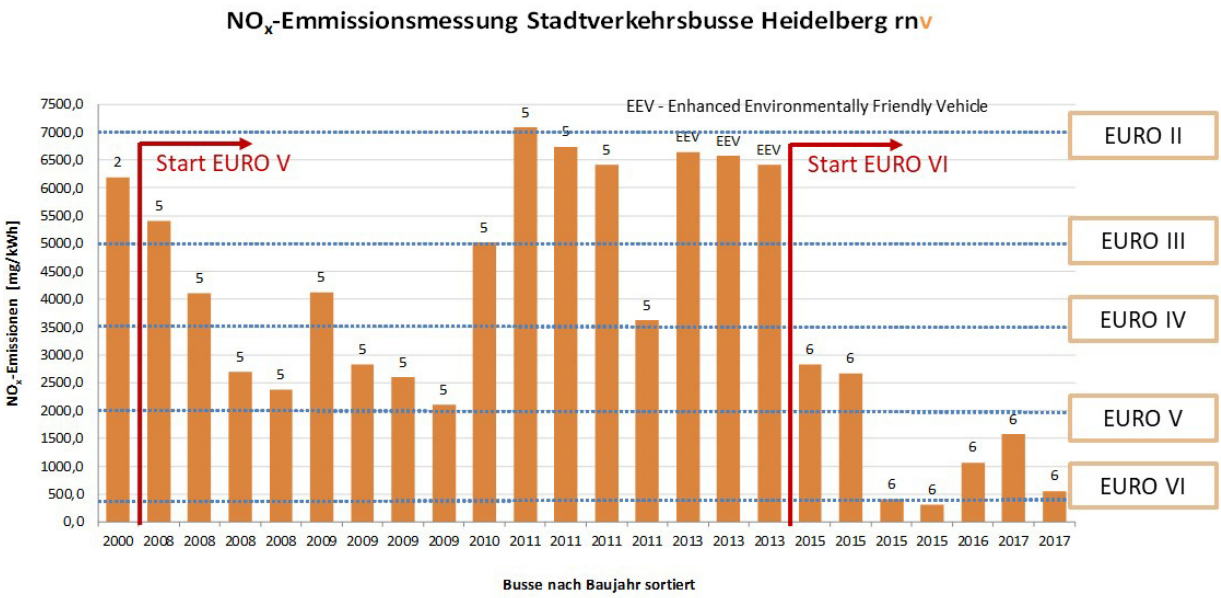



***Abbildung 7**: Wie Abbildung 6 für eine Studie in Heidelberg nur der rnv Busse.*

## Bestimmung von Defekten und Manipulierten Lkw Emissionssystemen

Eine der Hauptanwendungen von Plume Chasing ist die Bestimmung von individuellen Fahrzeugen mit hohen $NO_x$ Emissionen. Bei Lkw kann dies dazu genutzt werden, um an EURO V und EURO VI ein defektes oder manipuliertes Abgasreinigungssystem zu bestimmen. Als Abgasreinigungssysteme kommen hier SCR Systeme (Selektive Katalytische Reduktion) zum Einsatz, die aus AdBlue® zuerst Ammoniak bilden, welcher dann mit den Stickoxiden vor allem zu Wasser und Stickstoff reagiert. AdBlue® ist dadurch ein Verbrauchsstoff und führt bei einem Lkw zu Kosten von bis zu 2000 €/Jahr. Außerdem muss in regelmäßi-

gen Abständen die SCR Anlage für mehrere tausend € ausgetauscht werden. Manipuliert wird die Abgasanlage durch Emulatoren, die im Internet bereist ab 25 € erhältlich sind. Es gibt Hardware-Emulatoren, ein elektronisches Bauteil, welches in den Lkw eingebaut wird und somit die Fahrzeugelektronik austrickst, um die Abgasreinigung abzustellen oder zu reduzieren. Diese sind mittlerweile kleiner als ein Feuerzeug und können an unzugänglichen Stellen (z.B. unter der Sattelplatte) eingebaut werden. Als weiteres gibt es reine Software-Emulatoren, wo auf das Fahrzeug eine manipulierte Motorsteuerungssoftware aufgespielt wird. Es findet also keinerlei physische Veränderung statt. Diese Softwareemulatoren sind vor allem für EURO VI Lkw einfach erhältlich. Neuere Emulatoren weisen viele Parameter auf, die eine einfache Identifizierung erschweren. Z.B. erfolgt eine Abschaltung erst ab einer höheren Fahrgeschwindigkeit und ist im Stand oder geringen Fahrgeschwindigkeiten in Takt, wodurch ein Aufdecken nur bei hohen Fahrgeschwindigkeiten möglich ist. Auch gibt es somit einen AdBlue® Verbrauch, auch wenn dieser viel geringer ist.

Bisherige Kontrollen zum Aufdecken von Abgasmanipulationen basierten nur auf der Suche eines physischen Emulators. Jedoch lassen sich dabei nur schwer Hardware-Emulatoren und keine Software-Emulatoren finden. Für erstere müsste ja bereits über mehrere Stunden die komplette Lkw Elektronik ausgebaut werden. Es ist daher zu erwarten, dass nur ein Bruchteil der wahren Manipulationen aufgedeckt wird und diese liegen im geringen einstelligen Prozentbereich. Es ist daher ebenfalls verständlich, dass Emulatoren an EURO VI Lkw (vorrangig Softwareemulatoren) bei Kontrollen nicht aufgedeckt werden und somit die Quote bei EURO VI deutlich niedriger ausfällt.

Plume Chasing bestimmt aus den hohen Emissionen ob, ein Lkw potentiell manipuliert ist. Die Messungen erfolgen unter Fahrbedingungen unter denen EURO V und VI Lkw geringe Emissionen aufweisen. Dies ist in der Regel für Autobahnen und Landstraßen beim warmen Motor der Fall [TNO 2014; TNO 2016]. Unter diesen Bedingungen ist eine hohe $NO_x$ Emission über mehrere Minuten nicht durch eine Fahrzeugeigenschaft zu erklären, sondern nur durch eine defekte oder manipulierte Abgasreinigungsanlage. Als Schwelle zur Identifikation eines derartigen Lkw verwenden wir den EURO Grenzwert + einer Unsicherheitstoleranz von 1000 mg/kWh (entsprechend bei EURO V 3000 mg/kWh, Euro VI 1400 mg/kWh).

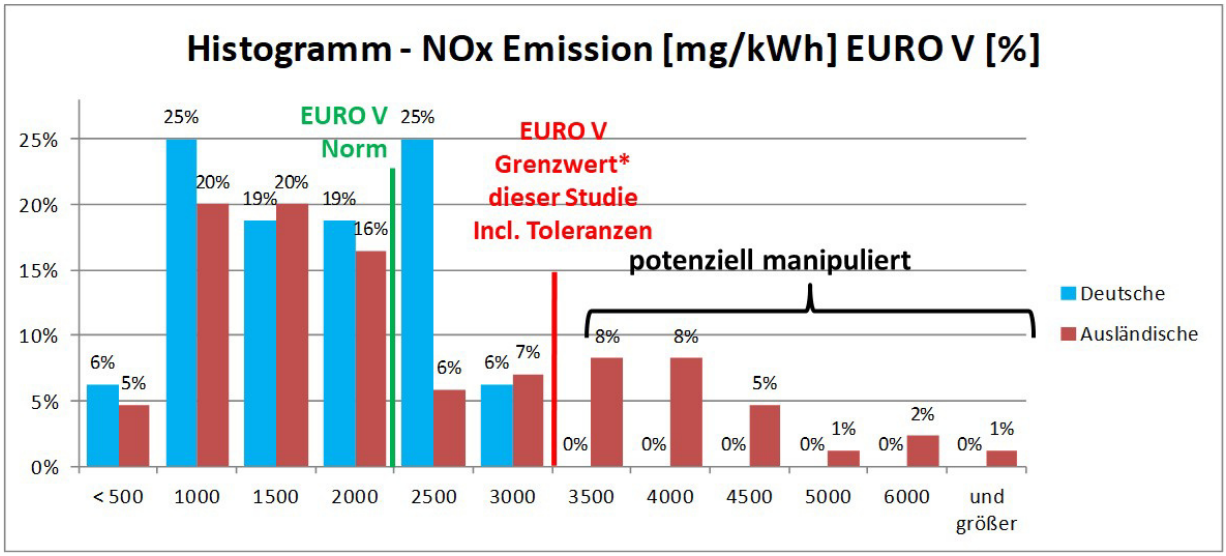



***Abbildung 8**: Histogramm bestimmter $NO_x$ Emissionen (x-Achse) von EURO V Lkw auf deutschen Autobahnen im Jahr 2016 [Pöhler und Adler, 2017]. Je mehr Fahrzeuge in einer Emissionskategorie bestimmt wurden, umso höher ist der Balken.*

Anteil defekter und potenziell manipulierter LKW (mit AdBlue® Emulatoren), Studie Deutschland 2016

| Herkunft | EURO V | EURO VI | alle |
|---|---|---|---|
| Deutschland | 0 % | 6,9 % | 2,7 % |
| Ausland | 25,6 % | 18,9 % | 22,7 % |

***Tabelle 1**: Anteil an LKW mit deutlich überhöhten Emissionswerten (Euro Norm Emission + 1000 mg/kWh) bei einer Studie in Deutschland [Pöhler und Adler, 2017].*

Eine Studie in Deutschland [Pöhler und Adler, 2017] über 250 Lkw zeigt, dass zahlreiche Lkw hohe Emissionen aufweisen. Ein Histogramm der Emissionen ist in Abbildung 8 für die EURO V Lkw gezeigt. Interessant ist, dass fast ausschließlich ausländische Lkw aus Ost- und Südeuropa betroffen sind. Dies schließt ein normales Auftreten dieser hohen Emissionen aus, da es sich um vergleichbare Fahrzeuge handelt. Der Anteil bei ausländischen Lkw beträgt bei EURO V ca. 25 % und EURO VI 19 %, hingegen war unter den Deutschen Lkw nur ein einzi-

ger EURO VI auffällig. Da ähnlich viele EURO VI wie EURO V Lkw betroffen sind, ist nicht mit einem Rückgang von Manipulationen bei neuen EURO VI Fahrzeugen zu rechnen.

In einer neueren Studie 2018 wurden Lkw auf der Transitstrecke in Tirol, Österreich untersucht. Hier liegt ein deutlich höherer Anteil an EURO VI Lkw vor aufgrund starker Einschränkungen und hoher Besteuerung für EURO V und älterer Lkw. Die Ergebnisse zeigen ein ähnliches Bild wie bereits in Deutschland. In Abbildung 9 ist das Histogramm für EURO V Lkw dargestellt. Es konnte sogar eine klare Separierung zwischen Fahrzeugen mit hohen Emissionen (über 4000 mg/kWh) und niedrigeren Emissionen (bis 3500 mg/kWh) beobachtet werden und trennt deutlich funktionstüchtige und nicht funktionstüchtige Abgasreinigungssysteme. Diese legt jedoch auch nah, das der gewählte Grenzwert zur Unterscheidung niedriger und hoher Emissionen mit 3000 mg/kWh evtl. nicht ausreichend hoch gewählt wurde, sondern auf 3500 mg/kWh erhöht werden sollte.

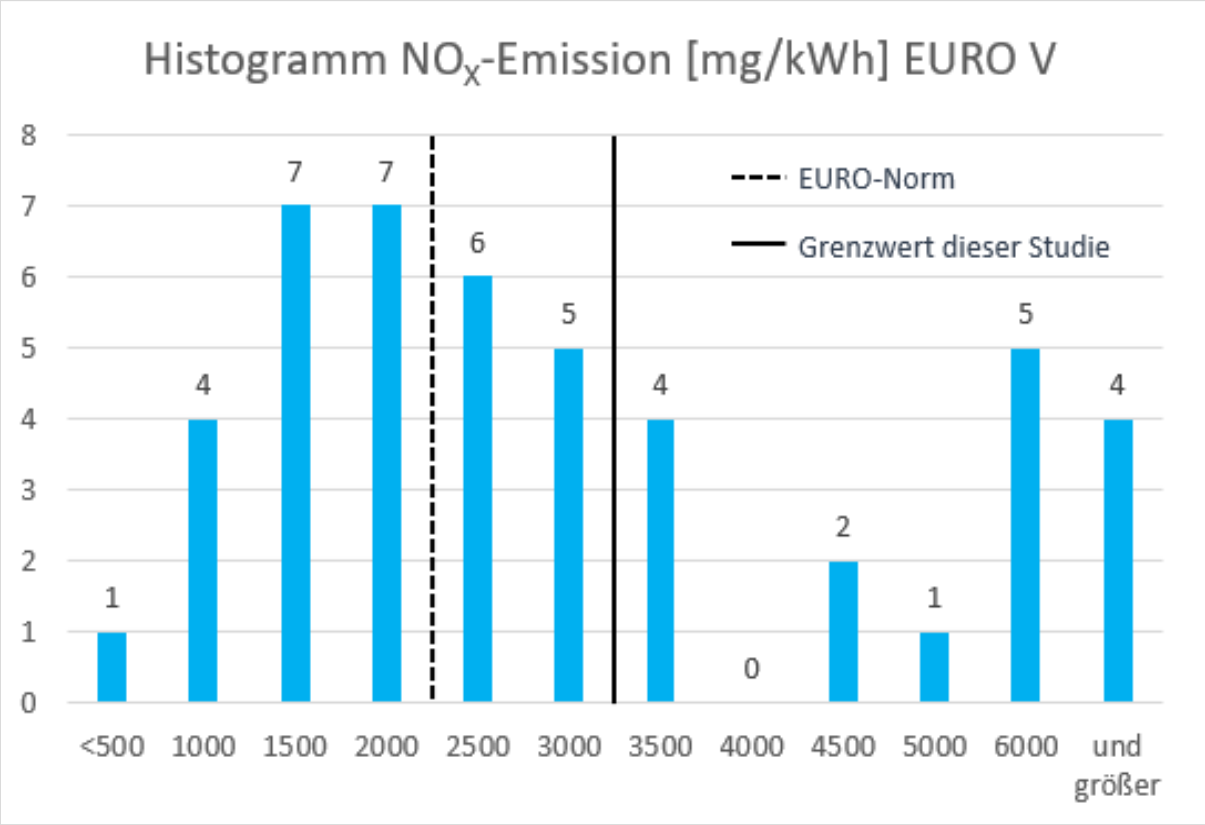



***Abbildung 9**: Histogramm bestimmter $NO_x$ Emissionen von EURO V Lkw auf österreichischen Autobahnen im Jahr 2018 [Pöhler und Engel, 2018]. Die Anzahl bestimmter Lkw je Emissionskategorie ist angegeben.*

Insgesamt lag der Anteil defekter oder potentiell manipulierter Abgasreinigungssysteme noch höher als in Deutschland mit 35 % bei EURO V und 25 % bei EURO VI (alle Länderherkunft). Dies kann entweder an einer unterschiedlichen Zusammensetzung der Herkunft der Fahrzeuge hängen, als auch an einer weiteren Verbreitung von Abgasmanipulationen. Es konnten außerdem ein Zusammenhang mit Speditionsunternehmen gefunden werden, was bedeutet, dass oft auffällige LKW einer Spedition zugeordnet werden konnten. Bei den Untersuchungen konnten einzelne auffällige Lkw einer Polizeikontrolle zugeführt werden. Bei der Hälfte dieser konnten auffällige zusätzliche Steuergeräte (wie AdBlue Emulatoren) gefunden werden oder Fehlermeldungen im Abgasreinigungssystem. Letztere können auch durch einen Emulator verursacht sein.

## Zusammenfassung

Reale Emissionsmessungen mittels Plume Chasing ermöglichen die verlässliche Bestimmung der Emission individueller Fahrzeuge. Dabei können zwar nicht Genauigkeiten von PEMS erreicht werden, Vorteil ist jedoch, dass innerhalb kurzer Zeit die Emissionen einer Vielzahl an Fahrzeugen bestimmt werden. Durch das neue ICAD Messverfahren (Airyx GmbH) sind Plume Chasing $NO_x$ Emissionsmessungen auch technisch deutlich einfacher geworden. Bisher gibt es zwar nur Prototypensysteme, geplant ist diese jedoch weiterzuentwickeln und um Partikelmessungen zu erweitern.

In verschiedenen Vergleichsmessungen mittels PEMS an Pkw und Lkw konnte die Genauigkeit von Plume Chasing $NO_x$ unter den meisten Messbedingungen auf ca. 10 % bestimmt werden. Für Messungen im dichten, langsamen Verkehr ist es jedoch durch den Einfluss anderer Abgasfahnen nicht geeignet.

In Emissionsstudien an Bussen des ÖPNV wurde gezeigt, dass eine Analyse eines Fuhrparkes einfach möglich ist. Es zeigt sich eindeutig, dass neuere Fahrzeuge nicht automatisch geringere Emissionen aufweisen. Aus den Daten lässt sich leicht erfassen, welche Fahrzeuge ein defektes Abgasreinigungssystem aufweisen oder aufgrund von hohen Emissionen gewartet oder ausgetauscht werden sollen. EURO V Busse (incl. EEV) weisen meist sehr hohe Emissionen (3.500 bis 6.500 mg/kWh) im Stadtverkehr auf. Erst EURO VI Busse liegen mit Emissionen oft um die 400 mg/kWh deutlich besser. Jedoch gibt es jeweils starke Unterschiede von Fahrzeug zu Fahrzeug. Durch gezielte Handlungen an Bus-

sen mit hohen Emissionen (Nachrüstung, Reparatur, Austausch) können somit effizient die Emissionen des Fuhrparks reduziert werden, um somit kosteneffizient die Schadstoffbelastung in den Städten zu reduzieren.

Umfangreiche Messungen an Lkw $NO_x$ Emissionen wurden in verschiedenen Ländern durchgeführt um defekte und potentiell manipulierte Abgasreinigungssysteme durch so genannte Emulatoren zu identifizieren. Die Emulatoren können bei Kontrollen nur schwer oder gar nicht aufgedeckt werden. Bei Emissionsmessungen auf der Autobahn werden diese Fahrzeuge durch ihre deutlich höheren $NO_x$ Emissionen identifiziert. Die Untersuchungen zeigen, dass sowohl EURO V (bis 35 %) als auch EURO VI (bis 25 %) Lkw betroffen sind. Aufgrund der Abhängigkeit der Länderherkunft der Lkw und hoher Emissionen können reguläre Ursachen wie Alterung oder Variationen ausgeschlossen werden. Vor allem Lkw aus Ost- und Südeuropa sind betroffen, die mittlerweile jedoch einen Großteil der Lkw ausmachen. Einzelne dieser auffälligen Lkw konnten auch einer Polizeikontrolle zugeführt werden, wo zusätzliche Steuergeräte (wie AdBlue Emulatoren) gefunden wurden oder Fehlermeldungen im Abgasreinigungssystem anzutreffen waren (evtl. ebenfalls durch Emulatoren verursacht). Für einen besseren rechtlichen Nachweis von Manipulationen müssen jedoch bessere Prüfverfahren entwickelt werden. Plume Chasing Messungen können jedoch sehr gute Indizien liefern, um gezielt auffällige Lkw für die nötigen umfangreichen Untersuchungen zu bestimmen.

## Referenzen

Bishop G.A., and D.H. Stedman (1996); Measureing the Emissions of Passing Cars, Acc. Chem. Res., 29, 489-495.

Chui F.L., A. Rakowska, T. Townsend, P. Brimblecombe, T.L. Chan, Y.S. Yam, G. Močnik, Z. Ning (2015), Evaluation of diesel fleet emissions and control policies from plume chasing measurements of on-road vehicles, Atmos. Environ., 122, 171-182.

Krufczik C.(2017), Mobile $NO_x$-Emissionsmessungen an Fahrzeugen mit einem ICAD-Messinstrument, Bachelorarbeit, Universität Heidelberg.

Pöhler D. und T. Adler (2017), Bestimmung von realen Lkw $NO_x$ EMissionen (Real Driving Emissions) auf deutschen Autobahnen, öffentliches Gutachten, Institut für Umweltphysik, Universität Heidelberg.

Pöhler D. und T. Engel (2018), Bestimmung von LKW $NO_X$ Emissionen (Real Driving Emissions) auf Tiroler Autobahnen und potenziellen Abgasmanipulationen, Abschlussbericht, Institut für Umweltphysik, Universität Heidelberg.

Reber J. (2018), Mobile $NO_x$-Emissionsmessungen an Stadtverkehrsbussen mit einem ICAD-Messinstrument, Bachelorarbeit, Universität Heidelberg.

Roth U. (2018), Optimierung und Validierung des “Plume Chasing” Verfahrens bei LKWs, Bachelorarbeit, Universität Heidelberg.

TNO (2014), The Netherlands In.Service Emission Testing programme for Heavy-Duty 2011-2013, TNO 2014 R10641.

TNO (2016), The Netherlands In-Service Emissions Testing Programme for Heavy-Duty Vehicles 2015-2016 – Annual report, TNO 2016 R11270.

# Abschätzung des Einsparpotenzials von $NO_x$-Belastung durch die Modellierung der substituierbaren Verkehrsleistung konventionell betriebener Fahrzeuge

Teresa Eickels[1], M.Sc., Dipl.-Ing. Waldemar Brost[2]

[1] Institut für Stadtbauwesen und Stadtverkehr
RWTH Aachen University, eickels@isb.rwth-aachen.de
[2] Institut für Stadtbauwesen und Stadtverkehr
RWTH Aachen University, brost@isb.rwth-aachen.de

## 1 Aktualität der Schadstoffbelastung von Städten

Seit vielen Jahren wird die Belastung der Luft und Umwelt mit unterschiedlichen Schadstoffen aufgezeichnet. Dazu gehört untere anderem auch die Aufzeichnung der Stickstoffoxide ($NO_x$), die als $NO_2$ berechnet werden. Gemäß den Angaben des Umweltbundesamtes haben sich diese Belastungen zwischen den Jahren 1990 und 2016 in Deutschland um 58 %, was in etwa 1,7 Millionen Tonnen jährlich entspricht, reduziert [UBA 2018]. Trotz dieser umfangreichen Reduktion kommt es weiterhin zu Überschreitungen der Grenzwerte, die in der Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Luftqualität und Saubere Luft für Europa seit dem 01. Januar 2010 gelten [2008/50/EG]. Als Stundengrenzwert gilt eine Konzentration des Stickstoffdioxids von 200 µg/m$^3$, als Tagesgrenzwert gelten 40 µg/m$^3$. Zuzüglich existieren noch festgelegte untere und obere Beurteilungsschwellen für beide Grenzwerte sowie ein kritischer durchschnittlicher Jahreswert für die Vegetation (vgl. Tabelle 1) [2008/50/EG].

*Tabelle 1: Übersicht der rechtlichen Vorgaben hinsichtlich Grenzwerten von Stickstoffoxiden [eigene Darstellung nach 2008/50/EG]*

| | **1-Stunden-Grenzwert ($NO_2$) für den Schutz der menschlichen Gesundheit** | **Jahresgrenzwert ($NO_2$) für den Schutz der menschlichen Gesundheit** | **Kritischer Wert ($NO_x$) auf das Jahr für den Schutz der Vegetation und der natürlichen Ökosysteme** |
|---|---|---|---|
| | 200 µg/m³ (dürfen nicht öfter als 18-mal im Kalenderjahr überschritten werden) | 40 µg/m³ | 30 µg/m³ |
| **Obere Beurteilungsschwelle** | 70 % des Grenzwerts (140 µg/m³ dürfen nicht öfter als 18-mal im Kalenderjahr überschritten werden) | 80 % des Grenzwerts (32 µg/m³) | 80 % des kritischen Werts (24 µg/m³) |
| **Untere Beurteilungsschwelle** | 50 % des Grenzwerts (100 µg/m³ dürfen nicht öfter als 18-mal im Kalenderjahr überschritten werden) | 65 % des Grenzwerts (26 µg/m³) | 65 % des kritischen Werts (19,5 µg/m³) |

Die Überschreitungen der Grenzwerte verteilen sich ungleich zwischen Gebieten mit ländlichem, (vor-)städtischen und verkehrsnahem Hintergrund. Für letztere gab es bei 59 % der Stationen im Jahr 2016 Überschreitungen, wohingegen es an städtischen Hintergrundmessstellen keine Überschreitungen gab. Als Hauptverursacher gibt das Umweltbundesamt mit circa 40 % den Verkehrssektor an. [UBA 2017a][UBA 2018]

Die aktuelle besondere Aufmerksamkeit in der Öffentlichkeit für die Luftreinhaltung erhält das Thema durch die umfangreichen Klagen der Umwelthilfe gegen Städte und Kommunen, die diese bereits seit einigen Jahren bekannten Grenzwerte nicht einhalten. Rechtsprechungen bezüglich der Gültigkeit von

Fahrverboten für Diesel in Innenstädten sorgen in öffentlichen Medien für große Brisanz. Seit dem Urteil des Bundesverwaltungsgerichts am 27. Februar 2018 sind beschränkte Verkehrsverbote für (bestimmte) Dieselfahrzeuge auf bestimmten Straßen bzw. Straßenabschnitten erlaubt, wenn sie die einzig geeignete Maßnahme zur schnellstmöglichen Einhaltung der Stickstoffdioxid-Grenzwerte darstellen [BVerwG 2018]. Als Folge dieses Urteils stehen für 31 Städte in Deutschland (Stand Dezember 2018) Klagen der Deutschen Umwelthilfe im Raum [DUH 2018][ADAC 2018][StN 2018]. Bei einem Teil der Klagen kam es bereits zum Urteilsspruch und der Umsetzung bzw. Terminierung von Fahrverboten; bei anderen steht eine Entscheidung noch aus (vgl. Tabelle 2).

*Tabelle 2: Übersicht der Klagen der Umwelthilfe aufgrund von Grenzwertüberschreitungen bei Stickoxiden [eigene Darstellung auf Basis DUH 2018, ADAC 2018, StN 2018; Stand Dezember 2018]*

| **Stadt** | **Start Fahrverbot** | **Ausmaß** | **Betroffene Fahrzeuge** | **Gerichtsverfahren** | **Konzept** |
|---|---|---|---|---|---|
| Aachen [1)] | 01.01.2019 | | ältere Diesel | ja | |
| Backnang | | | | ja | Erstellung Luftreinhalteplan |
| Berlin | 01.07.2019 | 11 Abschnitte in 8 Straßen | Diesel ≤ Euro 5 | nein | |
| Bochum | steht noch aus | steht noch aus | steht noch aus | ja | |
| Bonn | 01.04.2019 | Innenstadt: 2 Straßen | Diesel ≤ Euro 4; Benziner ≤ Euro 2 | Berufung geplant | |
| Darmstadt [2)] | steht noch aus | steht noch aus | steht noch aus | ja | "Green City Plan" |
| Dortmund | steht noch aus | steht noch aus | steht noch aus | ja | |
| Düren | | | | ja | Fortschreibung Luftreinhalteplan |
| Düsseldorf | nicht ge- | nicht geplant | nicht geplant | nein | 65 Maßnahmen |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | plant | | | | |
| Essen | 01.07.2019 // 01.09.2019 | 18 Stadtteile, Autobahn A40 | Diesel ≤ Euro 4 // Diesel ≤ Euro 5; Benziner ≤ Euro 2 | nein | |
| Esslingen | | | | ja | Verbesserung Masterplan |
| Frankfurt | 01.02.2019 // 01.09.2019 | Umweltzone innerhalb Autobahndreiecks | Diesel ≤ Euro 4 // Diesel ≤ Euro 5; Benziner ≤ Euro 2 | ja | |
| Freiburg | | | | ja | Verbesserung Luftreinhalteplan |
| Gelsenkirchen | 01.07.2019 | 1 Straße | Diesel ≤ Euro 5 | Berufung geplant | |
| Halle[Saale] | | | | ja | Verbesserung Luftreinhalteplan |
| Hamburg | 31.08.2018 | 2 Straßenabschnitte | Diesel ≤ Euro 5 | nein | |
| Hannover | | | | ja | Verbesserung Luftreinhalteplan |
| Heilbronn | | | | ja | Verbesserung Luftreinhalteplan |
| Kiel | | | | ja | Fortschreibung Luftreinhalteplan |
| Köln | 01.04.2019 // 01.09.2019 | Umweltzone | Diesel ≤ Euro 4 // Diesel ≤ Euro 5; Benziner ≤ Euro 2 | nein | |
| Limburg | | | | ja | Verbesserung Luftreinhalteplan |
| Ludwigsburg | | | | ja | Fortschreibung Luftreinhalteplan |
| Mainz | steht noch aus [3)] | steht noch aus | steht noch aus | ja | |
| Marbach | | | | ja | Erstellung Luftreinhalteplan |
| München | steht noch aus | steht noch aus | steht noch aus | ja | |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Offenbach | | | | ja | Fortschreibung Luftreinhalteplan |
| Oldenburg | | | | ja | Verbesserung Luftreinhalteplan |
| Paderborn | | | | ja | Fortschreibung Luftreinhalteplan |
| Reutlingen | | | | ja | Verbesserung Luftreinhalteplan |
| Stuttgart | 01.01.2019 | Umweltzone | Diesel ≤ Euro 4; Übergangsfrist für Anwohner 01.04.2019 | nein | Senkung ÖPNV-Preise; Förderung E-Busse & Lastenräder |
| Wiesbaden | | | | ja | Verbesserung Luftreinhalteplan |

1) [Bewährung bis Ende 2018 // Konzept für saubere Luft erstellen]
2) außergerichtliche Lösung wird anvisiert
3) wenn ja, dann spätestens 01.09.2019 Bewährung bis 1. Halbjahr 2019 // Einhaltung der Grenzwerte // Diesel ≤ Euro 4 ganze Zonen; Diesel Euro 5 einzelne Straßen

Ebenso wie die Klagen der Umwelthilfe sind in den Medien aktuell viele Stimmen zu hören, die entweder die Standortwahl der Messstationen, die Messverfahren oder die Handlungen, die sich aus den Grenzwertüberschreitungen ergeben, kritisch sehen. Beispiele wie in der Stadt Oldenburg, in der während Straßensperrungen und somit ohne Verkehrsbelastungen die Grenzwerte an den Messstationen fast überschritten bzw. tatsächlich überschritten wurden [N. Doll 2018], unterstützen medial die Meinung der kritischen Stimmen. Auch auf politischer Ebene gehen die Diskussionen seit der Klagewelle weiter, sodass derzeit ein Gesetzentwurf der Bundesregierung zur Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes vorliegt. Demnach sollen künftig Fahrverbote nur in Erwägung gezogen werden bei einer Überschreitung eines Jahresmittelwertes von 50 µg/m$^3$ pro Kubikmeter Luft. Weiterhin sollen bestimmte Kraftfahrzeuge sowie Haltergruppen ausgenommen wurden. Bei geringeren Überschreitungen des Grenzwertes seien Fahrverbote in der Regel nicht erforderlich und unverhältnismäßig. [Deutscher Bundestag 2018]

Unabhängig der Diskussionen, ab welchem Wert einer Grenzwertüberschreitung welche Konsequenzen möglich sind oder den Diskussionen hinsichtlich der Messmethoden und deren Auswirkungen auf die gemessenen Werte, gibt es viele wissenschaftliche Publikationen, die die Auswirkungen zu hoher Stickoxidemissionen auf Flora und Fauna beschreiben, sodass das Ziel diese Emissionen zu reduzieren verfolgenswert ist. Ein Ansatz die Luftbelastung weiter zu verringern, stellt die Substitution konventionell betriebener Fahrzeuge durch Elektrofahrzeuge dar. Aus Abbildung 1 wird deutlich, dass durch die Nutzung von Elektrofahrzeugen die Gesamtstickoxidemissionen reduziert werden. Ihr besonderer Vorteil darin liegt, dass die Reduktion in den direkten Emissionen liegt, die nicht mehr vorhanden sind. Somit sind an den lokalen Orten, an denen sich die Elektrofahrzeuge bewegen, keine zusätzlichen Emissionen zu erwarten. Allerdings muss im Sinne des Lebenszyklus berücksichtigt werden, dass dafür derzeit noch bei der Fahrzeugherstellung höhere Emissionen als bei konventionellen Fahrzeugen entstehen und dass auch der Strommix, der für den Ladestrom der Fahrzeuge verwendet wird, einen großen Einfluss hat.

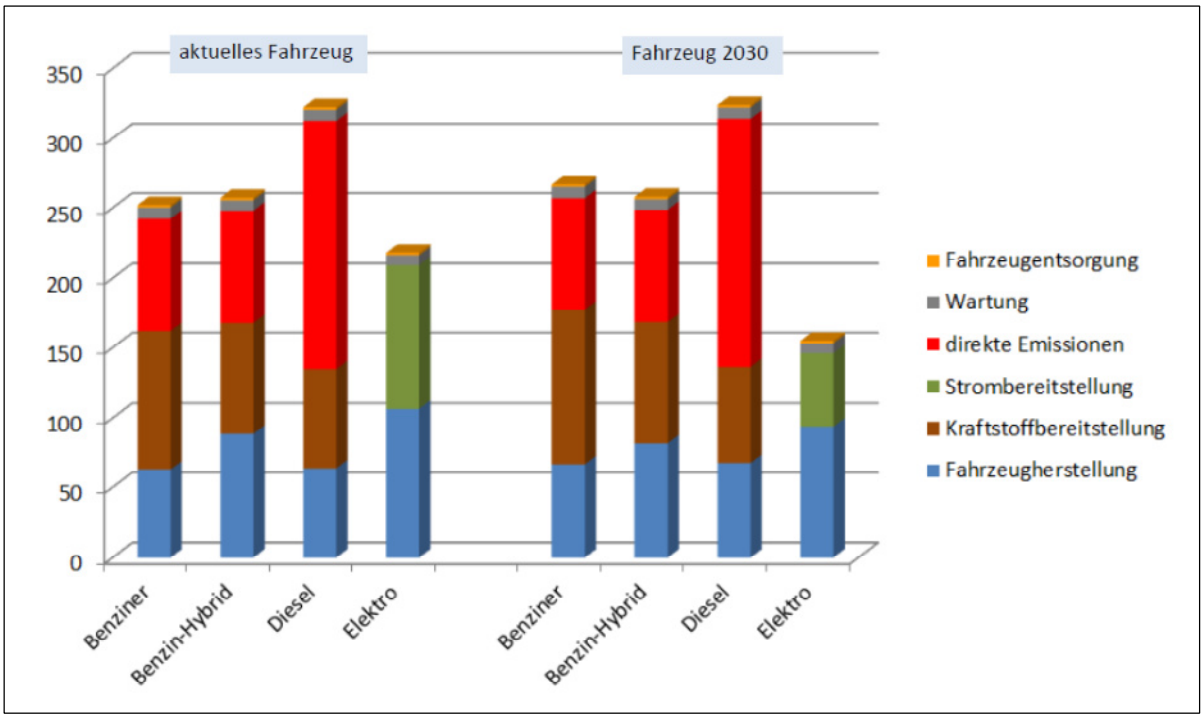



*Abbildung 1: Stickoxidemissionen in mg/km von Fahrzeugen verschiedener Antriebsarten [BMU 2017 auf Basis UBA 2016]*

## 2 Rahmengebendes Forschungsprojekt "eMIND"

Die vorgestellten Untersuchungen zum Einsparpotential von $NO_x$-Emissionen durch die Ausbreitung der Elektromobilität entstehen im Rahmen des Forschungsprojektes „eMIND – electric Mobility Integration Düren“. Dieses wird innerhalb des Förderprogramms „Sofortprogramm Saubere Luft 2017 - 2020“ durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) gefördert. Das Konsortium des Projektes setzt sich aus Forschungspartnern sowie der Stadt Düren mit ihren Unterauftragnehmern, der städtischen Wirtschaftsförderungsgesellschaft WIN.DN GmbH und dem Netzbetreiber Leitungspartner GmbH zusammen. Die Forschungspartner umfassen drei Institute der RWTH Aachen University: das Institut für Stadtbauwesen und Stadtverkehr (ISB), das Human-Computer-Interaction-Center (HCIC) und das Institut für Hochspannungstechnik (IFHT). Das Ziel des Verbundvorhabens ist die deutliche und nachhaltige Reduzierung der $NO_x$-Belastung in der Stadt Düren, in der es nachweislich hohe Grenzwertüberschreitungen bei der Stickstoffdioxidbelastung gibt (vgl. Abbildung 2).

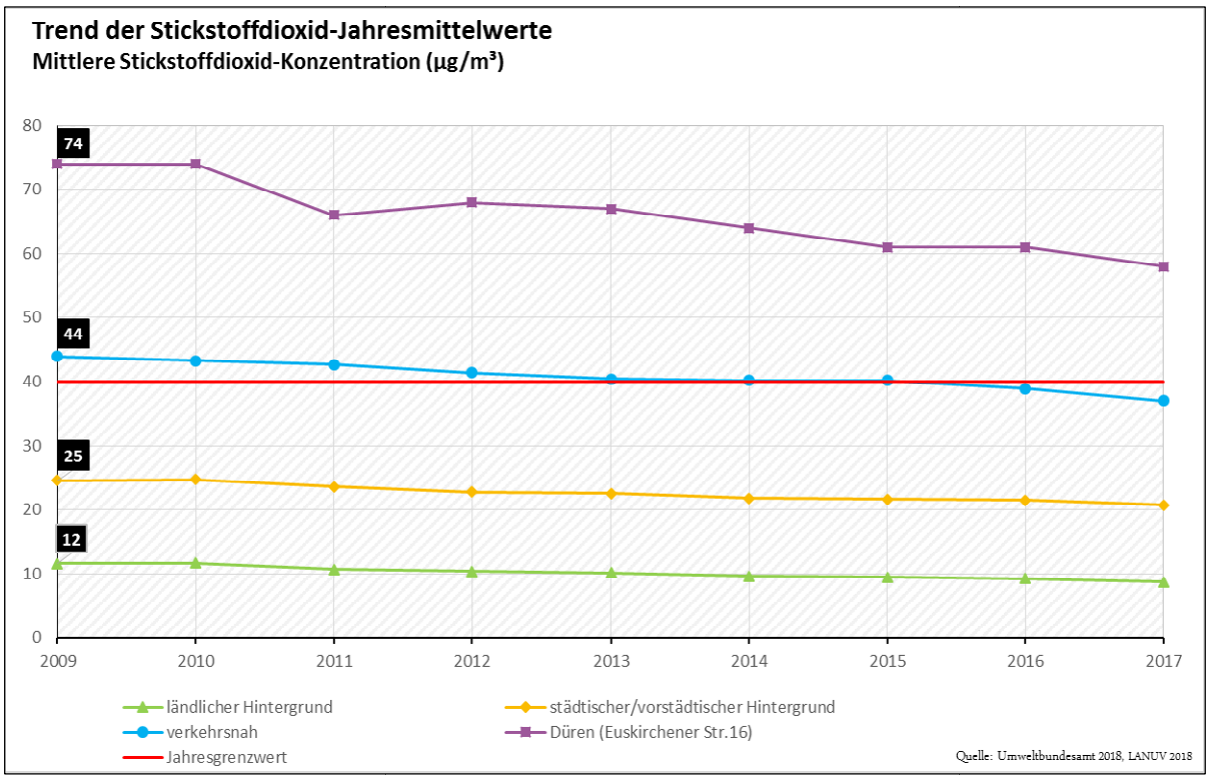



*Abbildung 2: Trend der Stickstoffdioxid-Jahresmittelwerte im Vergleich zwischen Düren und dem Bundesdurchschnitt unterschiedlicher Messstationen [eigene Darstellung auf Basis vom UBA 2018, LANUV 2018]*

Mit dem Projekt soll unter anderem die Akzeptanz, sowohl von Firmenflotten als auch von privaten Nutzern, zur Substitution von konventionellen Fahrzeugen durch Elektrofahrzeuge durch Errichtung von Ladeinfrastruktur bei Arbeitgebern gesteigert werden. Zur Erreichung dieser Ziele wird im Rahmen des Projektes halb-öffentliche Ladeinfrastruktur in der Stadt Düren ausgebracht. Zudem werden Lade- und Serviceangebote untersucht, um eine kundenorientierte Bereitstellung der Infrastruktur zu gewährleisten.

## 3 Stand der Technik: Modelle zur Ermittlung der Stickoxidemissionen durch den Straßenverkehr

In der Wissenschaft existieren bereits eine Reihe verschiedener, sich bewährter Modellansätze zur Ermittlung der durch den Straßenverkehr entstehenden Stickoxidemissionen. Zu den im europäischen Kontext bekanntesten Modellen, bei denen auch weitere Schadstoffauswirkungen ermittelt werden, gehören die Modelle COPERT, TREMOD, HBEFA, VERSIT+, LIISA und GLOBEMI (vgl. Abbildung 3).

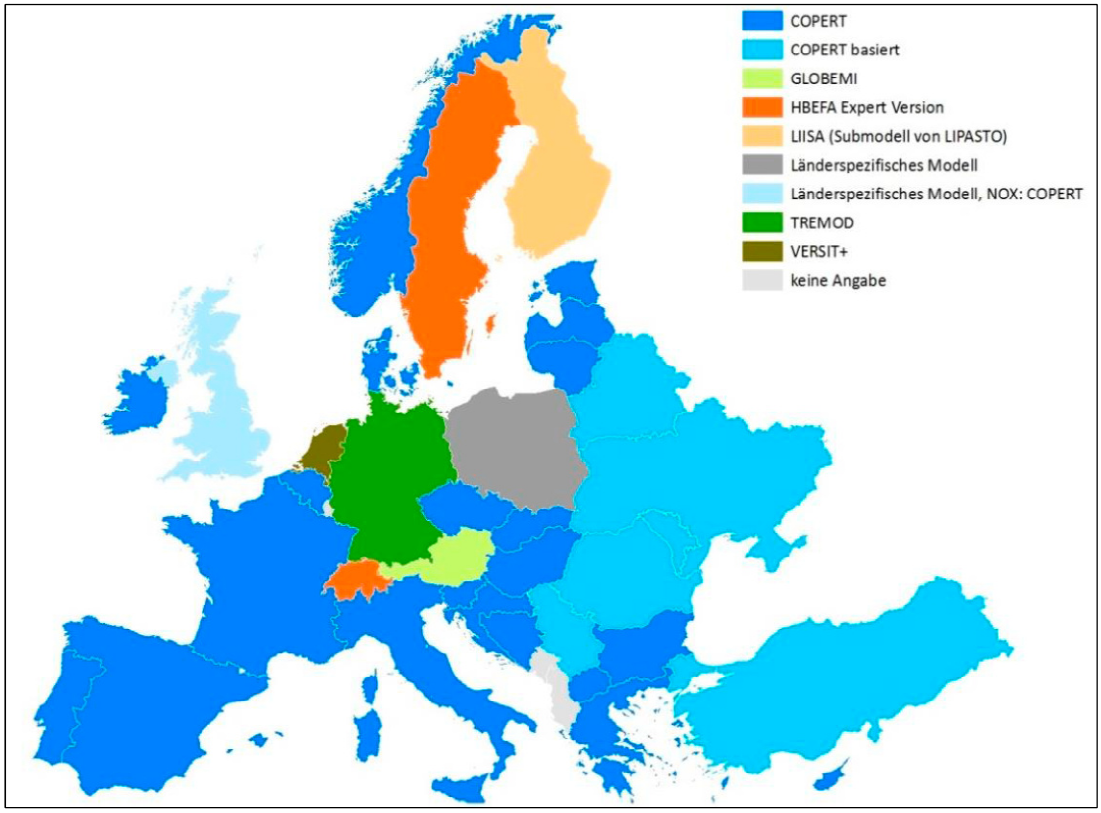



*Abbildung 3: Nutzung von Verkehrsemissionsmodellen für die nationale Berichterstattung von Treibhausgas- und Luftschadstoffemissionen in europäischen Ländern*

Alle Verkehrsemissionsmodelle basieren auf Emissionsdatenbanken, die sie dann mittels ihrer jeweiligen Modelllogik weiterverarbeiten, um als Ergebnis die durch den Straßenverkehr emittierten Schadstoffbelastungen zu erhalten. Eine solche Emissionsdatenbank, auf die mehrere der im Folgenden vorgestellten Emissionsmodelle aufbauen, stellt das Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA)[6] dar. Das HBEFA stellt Emissionen pro Fahrkilometer eines Fahrzeugsubsegments, das als eine Kombination der einzelnen Fahrzeugtypen (Pkw, LNF, SNF, Linien. & Reisebusse, Motorräder) mit den verschiedenen Kennwerten (Fahrzeuggröße, Antriebsart, Emissionskonzept, Emissionsminderungstechnologien) gebildet wird, für unterschiedliche Verkehrssituationen zur Verfügung. Eine Verkehrssituation wiederum ist abhängig vom Gebietstyp, dem Straßentyp, dem vorherrschenden Tempolimit sowie dem Verkehrszustand. Das HBEFA liefert diese Informationen für alle reglementierten sowie einzelnen nicht-reglementierten Schadstoffen sowie dem Kraftstoffverbrauch. Somit ist die Ausgabe einer großen Bandbreite an Emissionsfaktoren möglich. [UBA 2017b][Keller et al. 2017]

Zu allen benannten Modellen können Modellbeschreibungen unterschiedlicher Detailtiefe gefunden werden. Neben diesen individuellen Projektbeschreibungen können in der Literatur auch weitere Quellen gefunden werden, die Quervergleiche zwischen den benannten Modellen hinsichtlich ihrer methodischen Ansätze und den ausgegebenen Ergebnissen vergleichen. Zu einem sehr umfangreichen Modellvergleich gehört die Publikation „Vergleich TREMOD – COPERT“ der Bundesanstalt für Straßenwesen [Notter et al. 2016]. Ähnlich anderer Ergebnisse zwischen verschiedenen Modellvergleichen, kommt die Publikation zu dem Resümee, dass keines der Modelle allgemeingesprochen besser als das andere sei, sondern vielmehr aufgezeigt wird, welches Modell für welchen Anwendungsfall besser geeignet ist [Notter et al. 2016, S146f]. Ausgehend von diesen Aussagen, werden die genannten Emissionsmodelle hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit in der vorliegenden Forschungsfrage nochmals analysiert und verglichen. Dabei werden andere methodische Ansätze innerhalb der Modelle, außer die zur Ermittlung der Stickoxidemissionen, vernachlässigt, da sie

[6] Der Ursprung der HBEFA Datenbank liegt in dem Projekt ARTEMIS („Assessment and Reliability of Transport Emission Models and Inventory Systems“) *[ARTEMIS 2007]*, welches je nach Entstehungsjahr der Modelle noch als Basis genutzt wird.

aufgrund mangelnder Relevanz für die Zielführung der untersuchten Forschungsfrage keine Bedeutung haben. Ein besonderer Fokus in der Analyse liegt dabei einerseits in der Frage der Übertragbarkeit der Methode auf andere Räume und Szenarien sowie andererseits in einer räumlich hohen Auflösung der Ergebnisse. Diese Anforderungen ergeben sich aus dem Kontext, in dem die Methode zur Abschätzung des Einsparpotentials von $NO_x$-Belastung durch die Modellierung der substituierbaren Verkehrsleistung konventionell betriebener Fahrzeuge entwickelt wird: sie soll eine Erweiterung des Standortfindungsmodells für elektrische Ladeinfrastruktur (STELLA) darstellen (vgl. Abschnitt 5.2). STELLA untersucht derzeit auf der räumlichen Auflösungsebene von Standquartieren für ganz Deutschland das Potential für den Bedarf von elektrischer Ladeinfrastruktur. Dabei ist es aufgrund der modularen Struktur des Modells möglich, die Methodik auf andere Untersuchungsräume oder andere Szenarien und Rahmenbedingungen flexibel anzupassen.

Wie in Abbildung 2 dargestellt, zählen die Modelle VERSIT+ (Niederlande) [Ligterink & de Lange 2009], LIISA (Finnland) [Mäkelä, Kanner & Laurikko 1996] und GLOBEMI (Österreich) [Krutzler et al. 2013, S.20] zu den bekanntesten länderspezifischen Emissionsmodellen. Die Übertragbarkeit dieser Ansätze auf Deutschland oder in einem weiteren Arbeitsschritt auf andere europäische/internationale Länder im Kontext des Standortfindungsmodells STELLA ist kritisch zu hinterfragen. Für alle drei Modelle gilt, dass Ihre Methodik nicht öffentlich zugänglich ist, sodass eine Analyse der Eingangsdaten und Modelleigenschaften sowie Prüfung, ob durch eine Weiterentwicklung der Methode eine Übertragbarkeit ermöglicht werden würde, nicht durchführbar ist. Daher kann nur mit den veröffentlichten Informationen eine erste Überprüfung durchgeführt werden, welche jedoch die Anwendung dieser Modelle im Ergebnis für Deutschland nicht empfiehlt. Am Modell VERSIT+ können diese Schwierigkeiten bei der Übertragbarkeit der Modellierungsmethoden verdeutlicht werden: VERSIT+ basiert auf einer Datenbank, die real gemessene Fahrzyklen aus den Niederlanden beinhaltet [Ligterink & de Lange 2009]. Diese Fahrzyklen werden unter anderem beeinflusst durch Geschwindigkeitsgrenzwerte in den Niederlanden, eine für die Niederlande typische Fahrzeugflottenzusammensetzung sowie geografische und topografische Gegebenheiten der Niederlande. Solche Informationen liegen im Rahmen des Forschungsprojektes

weder für Deutschland noch andere Länder vor, sodass eine Anpassung der Methode Schwierigkeiten ergeben würde.

Auch die Anwendung des Modells TREMOD ist nicht öffentlich zugänglich, sondern einigen Bundesbehörden und Lizenznehmern vorbehalten [Knörr et al. 2016] [Notter et al. 2016]. Dennoch wird eine detailliertere Analyse des Modells vorgenommen, da der Anwendungsbereich Deutschland entsprechend dem derzeitigen Anwendungsbereich des Modells STELLA entspricht. Dabei zeigt sich jedoch, dass TREMOD nicht nur hinsichtlich der räumlichen Übertragbarkeit derzeit eingeschränkt ist, sondern ebenfalls Einschränkungen bezogen auf die räumliche Auflösungsebene aufzeigt, da die Datengrundlage ausschließlich eine nationale Gesamtemissionsdarstellung ermöglicht. Für die Analyse von kleinräumigeren Teilbereichen, wie beispielsweise eines Landes oder einer Stadt, muss eine eigene Datengrundlage erstellt werden. Bei der zeitlichen Dimensionierung der Ergebnisse, gilt der Betrachtungszeitraum von einem Jahr als kleinstmögliche Ausgabeoption. Neben der Ermittlung der direkten Emissionen ist in dem Modell auch die Ermittlung der indirekten Emissionen, die bei der Kraftstoffbereitstellung entstehen möglich, wodurch eine umfassende Betrachtung des Themas der Schadstoffentstehung durch Verkehr ermöglicht wird. Eingangsdaten für die Berechnungsmethodik in TREMOD bildet unter anderem die HBEFA-Emissionsdatenbank. [Notter et al. 2016]

Die Berechnungsmethode basiert auf drei Submodellen: das Flottenmodul, das Fahrleistungsmodul und das Emissionsmodul.

- Das **Flottenmodul** gibt eine differenzierte jährliche Fahrleistungsverteilung der Fahrzeugflotte für jede Fahrzeugkategorie an. Diese ergibt sich aus Verknüpfung von Realdaten des KBA und Kennzahlen zur mittleren Fahrleistung unterschiedlicher Fahrzeugschichten.
- Das **Fahrleistungsmodul** gibt abhängig der Verkehrssituation und der Straßenkategorie die jährliche Gesamtfahrleistung je Fahrzeugkategorie wieder.
- Das **Emissionsmodul** verknüpft die differenzierten Fahrleistungen aus dem Fahrleistungsmodul und dem Flottenmodul mit Emissionsfaktoren aus dem HBEFA.
  [Notter et al. 2016]

Die Möglichkeiten der Ausgabe der Outputs von Stickoxiden in TREMOD sind sehr umfänglich. Die Ergebnisse können für Fahrzeugkategorien, Straßenkategorien, Emissionsarten, Szenarien, Größenklassen, Fahrzeugschichten, Kraftstoff-/Energiearten, Komponenten, Ergebnisparameter oder auch weitere spezifische Werte ausgegeben werden [Notter et al. 2016]. Durch diese Vielfältigkeit sind zahlreiche Analysen der Korrelationen verschiedener Indikatoren möglich.

Eine andere Situation zeigt sich bei dem Modell COPERT, welches der Öffentlichkeit hinsichtlich der Methodik kostenlos zur Verfügung steht, bei dem jedoch länderspezifische Datensätze, die als Input für die Methode dienen, kostenpflichtig – allerdings von jedermann – dazu gekauft werden müssen [Notter et al. 2016, S. 8]. Neben der Verbreitung in Europa (vgl. Abbildung 2), existieren mittlerweile auch Versionen für Asien, Südamerika, Ozeanien und Australien [Notter et al. 2016, S. 33]. Die Methode ist geeignet, um Emissionen des Straßenverkehrs auf unterschiedlicher räumlicher Ebene zu berechnen. Es sind sowohl Untersuchungen auf nationaler Ebene als auch auf kleinräumigeren Zuschnitten wie Ländern, Städten oder gar Straßen durch Anwendung des Zusatzmodells „COPERT Street Level“ möglich [Notter et al. 2016, S. 36] [EMISIA 2018]. Die zeitliche Ebene ist ebenfalls differenzierbar, als kleinste zeitliche Betrachtungsebene ist der Zeitraum von einem Jahr definiert.

In der Modellbeschreibung von COPERT wird von fünf Teilmodellen der Berechnungsmethode gesprochen:

- Die **Fahrzeugflotte** erstellt die Bestands-Inputdaten und dient der Segmentierung der Flotte differenziert nach bis zu 266 Kategorien. Die Zusammensetzung wird abhängig von den nach Fahrleistung gewichteten Anteilen der Fahrzeugkategorien an der Gesamt-Fahrleistung gebildet.
- Die **Verkehrsaktivitäten** erstellen die Fahrleistungs-Inputdaten, zu denen unter anderem Fahrleistungsanteile und Fahrgeschwindigkeiten differenziert nach den Straßentypen Autobahn sowie ländliche und urbane Straßen gehören. Berücksichtigt werden dabei insbesondere Kriterien, die Einfluss auf die Schadstoffmenge haben, wie beispielweise Alter, Fahrleistung, Straßentyp, Umgebungstemperatur.
- Die **Emissionsfaktoren** werden differenziert nach Emissionsart, Fahrzeugkategorie und Straßentyp angegeben. Bei den Emissionsarten wird

aufgrund des unterschiedlichen Einflusses auf die Luftschadstoffe zwischen Kaltstartemissionen (Korrekturfaktor auf die warmen Emissionen abhängig der Außenlufttemperatur) und betriebswarmen Emissionen (Konstante je Fahrzeugtyp) unterschieden.

- Der **Energieverbrauch** wird als Funktion von Fahrzeugtyp (Kraftstoffart, Gewicht/Leistung, Emissionsstufe) und Durchschnittsgeschwindigkeit angegeben. Basis der Datenquellen sind unter anderem die HBEFA-Verkehrssituationen.
- Die **Emissionsberechnung** entspricht der Multiplikation von Flotten- und Verkehrsaktivitätsdaten mit entsprechenden Emissionsfaktoren. Als Ergebnis resultieren Treibhausgas- und Luftschadstoffemissionen sowie der Kraftstoffverbrauch. In der Rechnung wird differenziert zwischen Motorenemissionen und diffusen Quellen.
  [Notter et al. 2016]

Die Ergebnisse von COPERT können nach Fahrzeugtyp, Straßentyp, Emissionsart und Jahr differenziert ausgegeben werden [Notter et al. 2016].

Die vergleichende Analyse der Modellansätze zeigt, dass die Modelle jeweils für den ihnen angedachten Anwendungsfall entsprechende Eigenschaften aufzeigen, die allerdings bei der hier dargestellten Forschungsfrage nicht immer zum Tragen kommen. So ist beispielsweise die umfangreiche Betrachtung des gesamten Verkehrssektors Deutschlands, zu dem neben dem Straßenverkehr ebenfalls der Schienenverkehr, der Binnenschifffahrtsverkehr und der Luftverkehr gehören, hier nicht relevant. Aufgrund der geringen Zugangshürden sowie insbesondere der bereits breiten Verbreitung des Modellansatzes und der Möglichkeit der kleinräumigen Analyse, wird für die weitere Forschungsarbeit zur Abschätzung des Einsparpotentials von $NO_x$-Belastung durch die Modellierung der substituierbaren Verkehrsleistung konventionell betriebener Fahrzeuge auf das Emissionsmodelle COPERT zurückgegriffen. Allerdings werden auch hierbei in folgenden Schritten Anpassungsbedarfe, wie möglicherweise in der Fahrzeugflotte und der Berücksichtigung von elektrischen Antrieben und Plug-in-Hybriden, überprüft und bei Bedarf durchgeführt. Bisherige Ansätze in Teilmodellen der Methodik STELLA (s. Abschnitt 5.2) basieren unter anderem auf Ansätzen des Modells TREMOD, zum Beispiel bei den Basis Verbräuchen von vollelektrischen Fahrzeugen. Ob diese Teilmodelle angepasst werden, durch

Informationen aus COPERT, oder in ihrer Struktur beibehalten werden, wird im Laufe der Projektbearbeitung überprüft.

## 4 Stand der Technik: Fallstudien zur Ermittlung des Einsparpotentials von $NO_x$-Emissionen

In der Literatur gib es bereits vereinzelte Studien, die die Auswirkungen von veränderten Fahrzeugflotten in Zusammenhang mit der Schadstoffbelastung bzw. im Speziellen mit der $NO_x$-Belastung in unterschiedlichen räumlichen Zuschnitten analysieren. Diese Quellen können hinsichtlich drei relevanter Kriterien differenziert werden: der räumlichen Betrachtungsebene (theoretische Ebene – großräumig & grob – kleinräumig & detailliert), der Relevanz von Stickoxiden als Luftschadstoff (niedrig – hoch) und der Berücksichtigung von Elektrofahrzeugen (nicht vorhanden – vorhanden). Abhängig ihres räumlichen Zuschnittes thematisieren die Studien die standortspezifischen Zusammensetzungen der Luftschadstoffemissionen unterschiedlich stark. Während der Recherche wurde keine, dem geplanten Forschungsvorhaben ähnliche, Studie gefunden, die einen kleinräumigen Untersuchungsraum mit hoher Detailtiefe sowie besonderem Fokus auf der Korrelation von Stickoxidentwicklungen und Verbreitung von Elektromobilität hat. Eine Erklärungsmöglichkeit für die häufig nur geringe Berücksichtigung der Elektromobilität ist möglicherweise, dass eine Vielzahl der Studien zu Zeitpunkten erstellt wurde, in denen das Thema Elektromobilität noch nicht solche Bedeutung hatte wie zu aktuellen Zeiten.

Die Studie des ifeu „Auswirkungen zukünftiger $NO_x$- und $NO_2$-Emissionen des Kfz-Verkehrs auf die Luftqualität in hoch belasteten Straßen in Baden-Württemberg“ [Dünnebeil et al. 2010] als Beispiel analysiert die gemessenen Ergebnisse an den einzelnen spezifischen Messstationen im Bundesland differenziert nach der Gesamtimmission, den Immissionen durch den städtischen Hintergrund sowie dem lokalen $NO_x$- bzw. $NO_2$-Beitrag. Diese Ergebnisse werden dann mit den $NO_x$-Emissionen und der Verkehrsmenge sowie der Verkehrszusammensetzung differenziert nach Pkw, leichten Nutzfahrzeugen und Lkw verknüpft. Das Thema Elektromobilität wird allerdings nicht thematisiert, sodass auch keine Korrelationen zwischen dem Anteil Elektrofahrzeuge in der Flotte und Einsparung von $NO_x$ bzw. $NO_2$ möglich sind. Diese Studie kann demnach so eingeordnet werden, dass sie zwar eine hohe räumliche Auflösung so-

wie einen besonderen Fokus auf Stickoxiden hat, allerdings ohne die Betrachtung der Elektromobilen Fahrzeugentwicklungen.

In anderen Quellen wie dem Beitrag von E. Helmers zum Thema „Bewertung der Umwelteffizienz moderner Autoantriebe – auf dem Weg vom Diesel-Pkw-Boom zu Elektroautos“ (2010) werden keine räumlich konkreten Analysen durchgeführt, sondern vielmehr auf Basis einer umfangreichen Literaturrecherche auf theoretischer Ebene Aussagen zu den Auswirkungen einer veränderten Fahrzeugflotte getätigt. Dabei werden zwar auch Stickoxide angesprochen, dies jedoch nur am Rande, da der Fokus auf den $CO_2$-Auswirkungen liegt. Es liegt somit weder eine raumbezogene Analyse vor noch eine detaillierte Berücksichtigung von Stickoxiden.

Auch auf europäischer Ebene existieren Beiträge wie von Kousoulidou et al. (2008), in denen zwar Ansätze zu Entwicklungen von verschiedenen Luftschadstoffen in Europa in Verbindung zu den Entwicklungen des europäischen (Straßen-)Verkehrssektors aufgeführt werden, allerdings fehlt auch hier die Berücksichtigung von Elektrofahrzeugen.

Eine Studie, die in Kombination der drei Differenzierungsmöglichkeiten der im aktuellen Forschungsvorhaben gestellten Forschungsfrage noch die größten Ähnlichkeiten hat, ist die Untersuchung von M. Baumann et al. (2012). Dort wird für die Stadt Stuttgart für unterschiedliche Szenarien bezogen auf die Entwicklung der Elektrofahrzeuge sowie deren Ladeverhalten eine Analyse der direkten und indirekten Emissionen aufgestellt. In den Ergebnissen werden als einer von vielen Luftschadstoffen auch die unterschiedlichen Mengen an $NO_x$ in kg/Jahr aufgeführt. Eine genauere Analyse sowie eine Beschreibung der daraus resultierenden Auswirkungen auf die Umwelt werden nicht angeführt.

# 5 Methodik zur Abschätzung des Schadstoffeinsparpotentials

## 5.1 Allgemeiner Methodischer Ansatz

Die Methodik zur Abschätzung des $NO_x$-Einsparpotentials kombiniert verschiedene bewährte Ansätze aus der Forschung mit bereits für andere Projekte entwickelten Teilmodellen. Sowohl die verkehrlichen Analysen als auch die technischen sind für die Abschätzung des Schadstoffeinsparpotentials relevant. Die Methodik sieht vor, ausgehend von den aus dem Modell STELLA erwarteten

Ladebedarfen für einen speziellen Standort, abzuleiten, welche Fahrzeugtypen wieviel Kilometer an diesem Standort ‚laden'. Weiterführend wird dann unter Berücksichtigung der Teilmodelle der Verkehrsverteilung und des Fahrzeugbesitzmodells sowie Mobilitätsstudien, Mobilitätserhebungen und weiteren Datensätzen ermittelt, welche Strecke bzw. wieviel Kilometer diese Fahrzeuge über die Route hinaus, die sie an diesen Ladestandort führt, fahren und wieviel Kilometer sie dann an anderen Standorten (öffentlich oder privat) laden. Durch die Verknüpfung der verkehrlichen Analysen hinsichtlich Quell- und Zielverkehren auf Ebene der Kreise mit den technischen Kenntnissen hinsichtlich der entstehenden Menge an $NO_X$ sowie Charakteristiken von Elektrofahrzeugen, können die Anzahl an potentiell ersetzbaren konventionellen Fahrzeugen sowie die Menge an potentiell ersetzbarer Fahrleistung abgeleitet werden. In Kombination dieser beiden Erkenntnisse sowie der infrastrukturellen Parameter (z.B. Autobahn, urbane oder ländliche Umgebung) kann dann unter Anwendung des Emissionsmodells COPERT die lokale Schadstoffmenge ermittelt werden, die durch den Ausbau der Ladeinfrastruktur eingespart werden kann. In einem, außerhalb des Forschungsprojektes liegenden weiteren Schritt, sollen die Auswirkungen der ermittelten Emissionswerte durch Immissionsmodelle auf die Grenzwerte der einzelnen Städte untersucht werden. Zur Validierung der im theoretischen Ansatz ermittelten eingesparten Fahrleistung mit konventionellen Fahrzeugen, sollen Ladedaten der Ladestationen ausgewertet werden und mit den Ergebnissen des theoretischen Ansatzes verglichen werden. Durch Veränderungen in den Annahmen der Fahrzeugmarktdurchdringung von Elektrofahrzeugen sowie dem Ausbau von Ladeinfrastruktur in einzelnen Gebieten, können verschiedene Szenarien zur Untersuchung der Entwicklungen durchgeführt werden. Eine feinere Auflösung dieser Ergebnisse ist durch Disaggregation sowie ergänzende Verkehrsdaten durch Auswertung von Szenarien möglich.

Im Rahmen dieses Papers liegt der Fokus einerseits auf einem der vorgelagerten Teilmodelle zur Bestimmung der durch Elektrofahrzeuge substituierbaren Fahrleistung konventioneller Fahrzeuge bzw. Fahrzeugtypen (vgl. Abschnitt 5.2) und andererseits auf der als Basis dienenden Literaturanalyse für die Methodenauswahl der Emissionsmodelle (vgl. Abschnitt 3).

## 5.2 STELLA – regionsspezifische Mobilitäts- und Fahrzeugmarktanalysen

Das Standortfindungsmodell für elektrische Ladeinfrastruktur (STELLA) wird zur Abschätzung des Ladebedarfs für Elektromobilität auf der Ebene der gesamten Bundesrepublik Deutschland unter den Kriterien der Flächendeckung und Bedarfsorientierung angewendet. Ein Ergebnis ist ein räumlich verortetes Standortpotential für elektrische Ladeinfrastruktur (LIS) auf der Stadtquartiersebene. Das Modell nutzt Methoden und Datenstrukturen aus dem Bereich der Verkehrsmodellierung. [Brost et al. 2018]

Mit einem modularen Aufbau werden Aspekte aus den Bereichen Nutzerstruktur, Nutzerverhalten, Raumstruktur, Verkehrsnetz, Fahrzeuge sowie Stromnetzen miteinander verknüpft. Eine Basis der Ermittlung bildet der zu erwartende private Personenverkehr mit elektrischen Fahrzeugen unter der Annahme, dass das heutige Mobilitätsverhalten beibehalten wird und es zu keiner Induktion von Verkehrsleistung kommt. Das Potential für LIS kann differenziert nach verschiedenen Ladeleistungen, zum Beispiel Normalladen < 22 kW, Schnellladen ≥ 22 kW und Hochleistungsladen 450 kW, ausgegeben werden. Die Differenzierung basiert unter anderem auf der erwarteten Aufenthaltszeit an den Standorten auf der Grundlage von Mobilitätserhebungen wie die „Mobilität in Deutschland“ (MiD 2008) [Infas, DLR 2010] und der benötigten Reichweite zum Erfüllen der erwarteten Tagesfahrleistung.

Zu den Grundlagen des Modells gehört eine überregionale Verkehrsverteilung differenziert nach unterschiedlichen Wegezwecken, beruhend auf der Bundesverkehrsverflechtungsprognose [BVU et al. 2014] und einigen Auswertungen der Verkehrsnachfrage. Ergänzt durch ein räumlich verortetes Fahrzeugbesitzmodell, differenzierbar nach Fahrzeugklassen und Antriebsart. Beide Submodelle dienen als Basis für die zu entwickelnde Methode zur Abschätzung des Einsparpotentials von $NO_x$-Belastungen durch die Substitution konventioneller Fahrzeuge durch Elektrofahrzeuge.

Die Eingangsmerkmale für die räumliche Verortung der Fahrzeuge beruhen auf den Zulassungszahlen des Kraftfahrtbundesamtes [KBA 2018], die auf der Ebene Zulassungsbezirke mit Fahrzeugmodellangabe und auf der fünfstelligen Postleitzahlebene in Fahrzeugklassen der Berechnung vorliegen. Ergänzt werden die Bestandzahlen durch Daten des privaten Datenanbieters microm GmbH

[microm 2018]. Diese zusammengestellte Fahrzeugverteilung wird mit den örtlichen Merkmalen der Bevölkerung und der Lage verknüpft.

So ergibt sich durch die Anlehnung an die in der TREMOD-Erweiterung [BASt 2016] verwendeten spezifischen Basisverbräuche der BEV, der Annahmen zur Entwicklung der Batteriekapazität der BEV in den Ober-, Mittel-, Kompaktklasse und Kleinstwagen mit 90, 60, 40 und 20 kWh, die bewerteten Reichweiten von 210, 180, 160 und 100 km. Bei der Bewertung der Reichweite wurde eine Minderung der sich aus der Kapazität und dem Verbrauch ergebenden Reichweite um dreißig Prozent durchgeführt. Dies basiert auf den Annahmen, dass ein Fahrzeug nicht vollständig entladen oder aufgeladen wird. Mögliche Gründe dafür wären beispielsweise die Reichweitenangst als untere Grenze eines einzunehmenden Ladezustands oder die Schonung der Fahrbatterie durchs Vermeiden einer Vollladung. In Kombination mit einer Auswertung der Wegesatzdaten aus der MiD 2008 ergeben sich hohe Abdeckung der täglichen Fahrleistung als Fahrer im MIV (vgl. Abbildung 4). Demnach ermöglicht ein Kleinstwagen rund 90 % der in einem Personenkraftwagen zurückgelegte Strecke in allen Kreistypen mit einer Ladung der Fahrbatterie. Die Oberklassefahrzeuge erreichen je nach Kreistyp 98 % der täglich mit einem Fahrzeug zurückgelegten Kilometer.

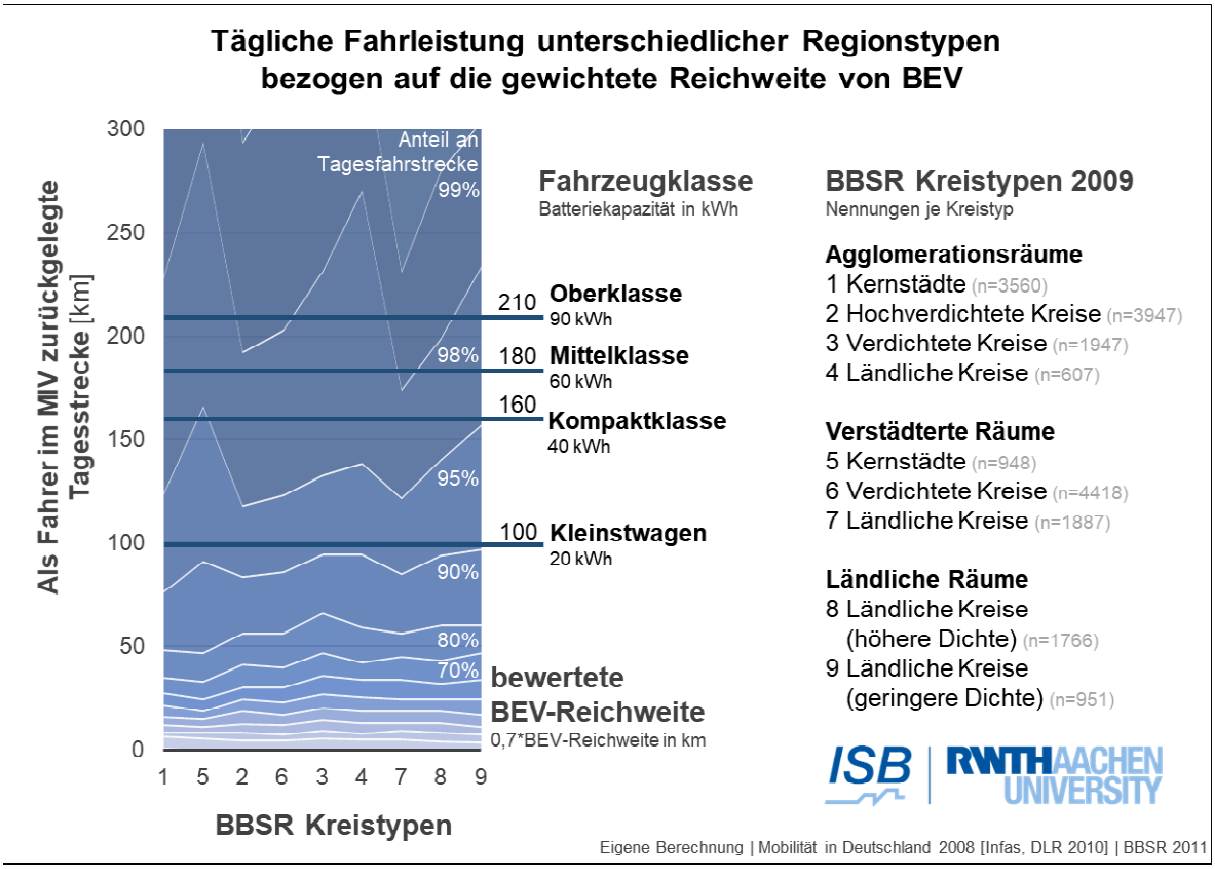



*Abbildung 4: Tägliche Fahrleistung unterschiedlicher Regionstypen bezogen auf die gewichtete Reichweite von BEV [Eigene Berechnung auf Basis von infas, DLR 2010 und BBSR 2011]*

Mit diesem Teilergebnis lassen sich Variationen der Merkmalsausprägungen in Regionen vornehmen und durch Parameterstudien die Marktentwicklung sowie der damit zusammenhängende Schadstoffausstoß regionsspezifisch bestimmen.

## 6 Ausblick

Die vorgestellten Analysen dienen als Basis für die Entwicklung einer Methode zur Abschätzung des Einsparpotentials von $NO_x$-Belastung durch die Modellierung der substituierbaren Verkehrsleistung konventionell betriebener Fahrzeuge. Diese Methode soll im Rahmen des Projektes eMIND bis September 2020 entwickelt werden und die Auswirkungen der Verbreitung von Elektromobilität aus einem Betrachtungswinkel aufzeigen. Inwieweit Aussagen zum Einsparpotential auf der hohen räumlichen Auflösungsebene des Modells STELLA möglich

sind, soll innerhalb des Forschungsprojektes geklärt werden. Ebenso sollen die zu Beginn aufgestellten Hypothesen über die Verbreitung und Nutzung von Elektrofahrzeugen durch die Förderung des Aufbaus von Ladeinfrastruktur bei Arbeitgebern durch Datensätze des real entstehenden Ladeverhaltens an den entsprechenden Säulen sowie Befragung der entsprechenden Nutzergruppen überprüft werden, um für die weiteren Entwicklungsschritte im Kontext der Elektromobilität neue Kenntnisse gewinnen zu können.

## Literaturverzeichnis

ADAC (2018): Dieselfahrverbot: Alle Fragen und Antworten. München. Dezember 2018. https://www.adac.de/rund-ums-fahrzeug/abgas-diesel-fahrverbote/fahrverbote/dieselfahrverbot-faq/ (Abruf: 17. Dezember 2018)

ARTEMIS (2007): Assessment and reliability of transport emission models and inventory systems, final report. DG TREN Contract No. 1999-RD.10429 Deliverable No. 15. P. Boulter & I. McCrae. Wokingham, United Kingdom. Oktober 2007.

Baumann, M., Simon, B., Dura, H. & Weil, M. (2012): The contribution of electric vehicles tot he changes of airborne emissions. 2nd IEEE ENERGYCON Conference & Exhibition, Sustainable Transportation Systems Symposium. Florenz. November 2012. ISBN 978-1-4673-1454-1

BASt, 2016. Erweiterung der Software TREMOD um zukünftige Fahrzeugkonzepte, Antriebe und Kraftstoffe [Online]. Autoren: F. Bergk, C. Heidt, W. Knörr und M. Keller. Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt). Bergisch Gladbach. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen F, Fahrzeugtechnik. 113. ISBN 978-3-95606-237-7. Verfügbar unter: http://bast.opus.hbz-nrw.de/volltexte/2016/1694/pdf/F113_ barrierefreies_Internet_PDF.pdf [Zugriff am: 28. November 2018].

Brost, W., Funke, T., Philipsen, R., Brell, T. & Ziefle, M. (2018): Integrated Model Approach STELLA. Method of Site Identification for Charging Infrastructure. 15th IFAC Symposium on Control in Transportation Systems (CTS 2018). Juni 2018. Savona. DOI: 10.1016/j.ifacol.2018.07.034

Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (2011): Siedlungsstrukturelle Kreistypen 2009. Bonn. 2011.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMU) (2017): Wie umweltfreundlich sind Elektroautos?. Berlin. 2017.

BVU, ITP, IVV und Planco, 2014. Verkehrsverflechtungsprognose 2030. Abschlussbericht. Auftraggeber: Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI). FE-Nr.: 96.0981/2011.Bundesverwaltungsgericht (BVerwG) (2018): Urteil vom 27.02.2018 – BVerwG 7 C 26.16. (Beschränkte) Verkehrsverbote für (bestimmte) Dieselfahrzeuge – Luftreinhalteplan. Düsseldorf. Februar 2018. https://www.bverwg.de/de/270218U7C26.16.0 (Abruf: 04. September 2018)

Deutscher Bundestag (2018): Fahrverbote sollen eingeschränkt werden – Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit/Gesetzentwurf – 11.12.2018 (hib 972/2018). Berlin. Dezember 2018. https://www.bundestag.de/presse/hib/-/583666 (Abruf: 21. Januar 2019)

Deutsche Umwelthilfe (DUH) (2018): Klagen für Saubere Luft. Hintergrundpapier. Oktober 2018. Radolfzell/Berlin. https://www.duh.de/fileadmin/user_upload/download/Projektinformation/Verkehr/Feinstaub/2018-10-22_Right-to-Clean-Air_Hintergrundpapier_D.pdf (Abruf: 17. Dezember 2018)

Doll, N. (2018): Schlechte Luft ohne Diesel – hier zeigt sich der Messstellen-Wahnsinn. Die Welt (online). Wirtschaft. November 2018. https://www.welt.de/wirtschaft/article183234798/Diesel-Fahrverbote-Messwerte-in-Oldenburg-sorgen-fuer-Zweifel-an-schlechten-Luftwerten-in-Staedten.html (Abruf: 20. Januar 2019)

Dünnebeil, F., Lambrecht, U., Schacht, A., & ifeu Heidelberg (2010): Auswirkungen zukünftiger NOx- und NO2-Emissionen des Kfz-Verkehrs auf die Luftqualität in hoch belasteten Straßen in Baden-Württemberg. Heidelberg. Februar 2010. https://docplayer.org/9841287-Auswirkungen-zukuenftiger-nox-und-no2-emissionen-des-kfz-verkehrs-auf-die-luftqualitaet-in-hoch-belasteten-strassen-in-baden-wuerttemberg.html (Abruf 10. Dezember 2018)

EMISIA (2018): COPERT Street Level, from a small street to a big city. Thessaloniki, Brüssel. 2018. https://www.emisia.com/utilities/copert-street-level/ (Abruf 17. Dezember 2018)

Helmers, E. (2010): Bewertung der Umwelteffizienz moderner Autoantriebe – auf dem Weg vom Diesel-Pkw-Boom zu Elektroautos. Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung (UWSF), No. 22, S. 564-578. Berlin. September 2010. DOI 10.1007/s12302-010-0158-x

Infas, DLR (2010): Mobilität in Deutschland 2008. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. Bonn und Berlin. Februar 2010.

Keller, M., Hausberger, S., Matzer, C., Wüthrich, P. & Notter, B. (2017): HBEFA Version 3.3 – Hintergrundbericht. Bern. April 2017. http://www.hbefa.net/d/documents/HBEFA33_Hintergrundbericht.pdf (Abruf: 20. Dezember 2018)

Knörr, W., Heidt, C., Gores, S. & Bergk, F. (2016): Aktualisierung „Daten- und Rechenmodell: Enerfieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1960-2035“ (TREMOD) für die Emissionsberichterstattung 2016 (Berichtsperiode 1990-2014). Projektnummer 54329. Ifeu-Insitut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Januar 2016. Heidelberg

Kousoulidou, M., Ntziachristos, L., Mellios, G. & Samaras, Z. (2008): Road-transport emission projections to 2020 in European urban environments. Atmospheric Environment, volume. 42, issue 32, S. 7465-7475. Oktober 2008. DOI 10.1016/j.atmosenv.2008.06.002

Kraftfahrt-Bundesamt (KBA) (2018): Bestand an ausgewählten Fahrzeugklassen nach Zulassungsbezirken am 01. Januar 2018 sowie Marken, Modellreihen, Kraftstoffarten und E-Kennzeichen davon bei Personenkraftwagen nach Segmenten.

Krutzler, T., Gallauer, T., Gössl, M. Heller, C., Lichtblau, G., Schindler, I., Stoiber, H., Storch, A., Stranner, G., Wiesenberger, H. & Zechmeister, A. (2013): Energiewirtschaftliche Inputdaten und Szenarien, Grundlage für den Monitoring Mechanism 2013 und das Klimaschutzgesetz, Synthesebericht 2013. Umweltbundesamt. Wien. 2013. http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0415.pdf (Abruf 17. Dezember 2018)

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) (2018): Messorte der Luftqualitätsüberwachung ind NRW. Recklinghausen. 2018. https://www.lanuv.nrw.de/umwelt/luft/immissionen/messorte-und-werte/ (Abruf: 20. Dezember 2018)

Ligterink,N., de Lange, R. (2009): Refined vehicle and driving-behaviour dependencies in the Versit+ emission model. Actes INRETS no. 122, p. 1-8. Environment & Transport. https://repository.tudelft.nl/view/tno/uuid:b79baf31-d368-4759-b98b-425fa6beb0fc (Abruf: 19. Januar 2019)

Mälelä, K., Kanner, H. & Laurikko, J. (1996): Road traffix exhaust gas emissions in Finland – LIISA 95 calculation software. Januar 1996. https://www.researchgate.net/publication/297817401_Road_traffic_exhaust_gas_emissions_in_Finland_LIISA_95_calculation_software (Abruf: 19. Januar 2019)

microm (2018): Sozio, Basis, PKW-Daten, Kaufkraft, microm Automobil, microm Frequenzdaten. microm Micromarketing-Systeme und Consult GmbH

Notter, B., Wüthrich, P., Heidt, C., Knörr, W., Mellios, G., Papadimitriou, G & Kouridis, C. (2016): Vergleich COPERT – TREMOD. Bundesanstalt für Straßenwesen. FE 84.0519/2015. Bern, Heidelberg, Thessaloniki. August 2016. https://bast.opus.hbz-nrw.de/opus45-bast/frontdoor/deliver/index/docId/1891/file/7307b_COPERT_TREMOD_BAST_Schlussbericht.pdf (Abruf: 19. Januar 2019)

Stuttgarter Nachrichten (StN) (2018): Umwelthilfe will auch in Freiburg Fahrverbote erzwingen. Stuttgarter Nachrichten (online). November 2018. https://www.stuttgarter-nachrichten.de/inhalt.diesel-fahrverbote-umwelthilfe-will-auch-in-freiburg-fahrverbote-erzwingen. bffc812e-4058-4fd0-bf30-eab9af01f960.html (Abruf 10. Dezember 2018).

Umweltbundesamt (UBA) (2016): Weiterentwicklung und vertiefte Analyse der Umweltbilanz von Elektrofahrzeugen. Forschungskennzahl 3711 96 113. Dessau-Roßlau. April 2016. ISSN 1862-4804. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_27_2016_umweltbilanz_von_elektrofahrzeugen.pdf (Abruf: 19. Januar 2019)

Umweltbundesamt (UBA) (2017a): Stickstoffdioxid-Belastung. Oktober 2017. https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/stickstoffdioxid-belastung#textpart-1 (Abruf: 04. September 2018)

Umweltbundesamt (UBA) (2017b): Hintergrundinformationen zum Handbuch für Emissionsfaktoren für Straßenverkehr (HBEFA). April 2017. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/2546/dokumente/faqs_hbefa.pdf (Abruf: 20. Dezember 2018)

Umweltbundesamt (UBA) (2018): Stickstoffoxid-Emissionen. Juli 2018. https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftschadstoff-emissionen-in-deutschland/stickstoffoxid-emissionen#textpart-1 (Abruf: 04. September 2018)

2008/50/EG (2008): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Luftqualität und saubere Luft für Europa. Mai 2008. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?qid=1536738979424&uri=CELEX:32008L0050 (Abruf: 12. Januar 2018)

# Evaluierung der Maßnahmenwirkung aus der Fortschreibung des Luftreinhalteplans Potsdam 2015 / 2016

Ingo Düring[1], Wolfram Schmidt[1]; Uwe Friedrich[2], Tobias Schönefeld[3]

[1)] Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Mohrenstraße 14, D- 01445 Radebeul, info.dd@lohmeyer.de

[2)] Landesamt für Umwelt Brandenburg, Postfach 601061, 14410 Potsdam

[3)] SVU Dresden, Planungsbüro Dr.-Ing. D. Hunger, Gottfried-Keller-Straße 24, 01157 Dresden

## Einführung

Wegen der anhaltenden Überschreitung des Jahresmittelgrenzwertes für Stickstoffdioxid ($NO_2$) wurde der Luftreinhalteplan für die Landeshauptstadt Potsdam in den Jahren 2015/16 fortgeschrieben. Zentrales Maßnahmenbündel ist die verkehrliche Umgestaltung der bisher vierstreifigen Zeppelinstraße. In stadtauswärtiger Richtung fällt ein Fahrstreifen zu Gunsten eines eigenen Radfahrstreifens weg. In stadteinwärtiger Richtung erfolgt die Führung des Verkehrs teilweise auf einen gemeinsamen Fahrstreifen für Tram, Bus und Kfz. Es wurde zusätzlich eine T30-Regelung in den Plan aufgenommen.

Ziel ist die wirksame Verringerung des Kfz-Verkehrsaufkommens und der -Emissionen in der Zeppelinstraße einschließlich der Breiten Straße sowie in weiteren kritischen Straßenabschnitten innerhalb der Landeshauptstadt Potsdam. Die Maßnahme wird seit Mai 2017 umgesetzt. Erste Untersuchungen der Stadtverwaltung Potsdam zur Evaluation der Umsetzung der Maßnahme hinsichtlich der Wirkungen auf Verkehr und Luftschadstoffemissionen zeigten, dass es neben den beabsichtigten verkehrlichen Auswirkungen auf die Zeppelinstraße auch Auswirkungen auf das weitere Straßennetz im Untersuchungsraum der Zeppelinstraße gibt. Aus diesem Grund führen das Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft Brandenburg und die Landeshauptstadt Potsdam ein umfassendes, verkehrsträgerübergreifendes Eva-

luierungsprojekt durch, in dem die Maßnahmenwirkung detailliert quantifiziert und bewertet werden soll.

## Ausgangssituation

Die Zeppelinstraße in der Landeshauptstadt Potsdam ist durch hohe Verkehrsaufkommen sowie eine dichte Blockrandbebauung gekennzeichnet (siehe Abb. 1). Dies hat in der Vergangenheit zu Überschreitungen der $NO_2$-Luftschadstoffgrenzwerte geführt.

Die Abb. 2 zeigt für die Messstation Zeppelinstraße die $NO_2$-Zusammensetzung, bestehend aus der regionalen Hintergrundbelastung (Messstation Lütte), der städtischen Zusatzbelastung (Messstation Potsdam-Zentrum) und der Kfz-bedingten Zusatzbelastung (Messstation Zeppelinstraße) für den Zeitraum 2008 bis 2015. Die Analyse dieser Messdaten in der Zeppelinstraße zeigte, dass der regionale Hintergrund im Mittel ca. 18 %, die städtische Zusatzbelastung (inkl. Kfz-bedingte Einträge aus dem städtischen Straßennetz) ca. 26 % und die Kfz-bedingte lokale Zusatzbelastung durch die Zeppelinstraße ca. 55 % an der Gesamtbelastung ausmachte. Damit trug der Kfz-Verkehr an der Messstation Zeppelinstraße ursächlich zur $NO_2$-Grenzwertüberschreitung (rote Linie in Abb. 2) bei.

*Abb. 1: Foto der Situation am Messcontainer Zeppelinstraße in Potsdam im September 2015*

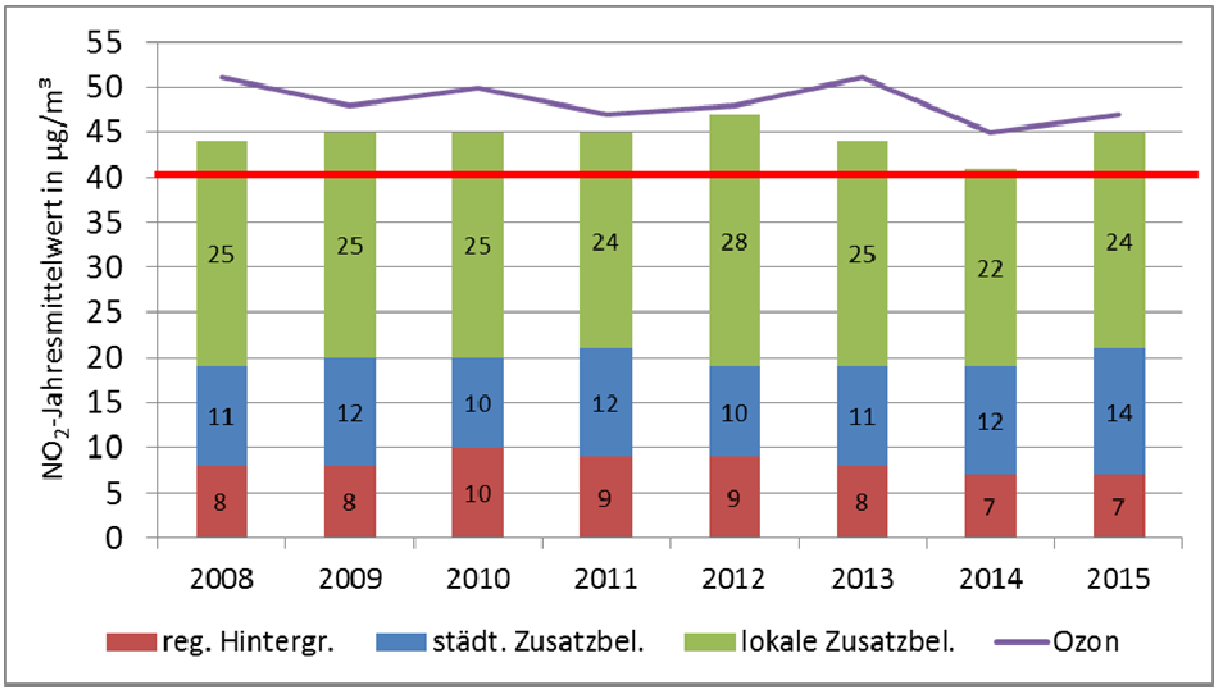



*Abb. 2: Zusammensetzung $NO_2$-Jahresmittelwert Messstation Zeppelinstraße für den Zeitraum 2008 bis 2015. Als rote Linie ist der $NO_2$-Jahresmittelgrenzwert eingezeichnet.*

## Untersuchungsgebiet und umgesetzte Maßnahmen

Hauptuntersuchungsgegenstand bildet die Zeppelinstraße in Potsdam. Darüber hinaus werden die potenziellen Ausweichstrecken für den Kfz-Verkehr mit betrachtet. Konkret betrifft dies im Bereich Brandenburgische Vorstadt bzw. Potsdam West den Straßenzug Geschwister-Scholl-Straße / Werderscher Damm, die Forststraße und die Kastanienallee. Weiterer Bestandteil des Kernuntersuchungsgebietes (siehe Abb. 3) ist die Breite Straße.

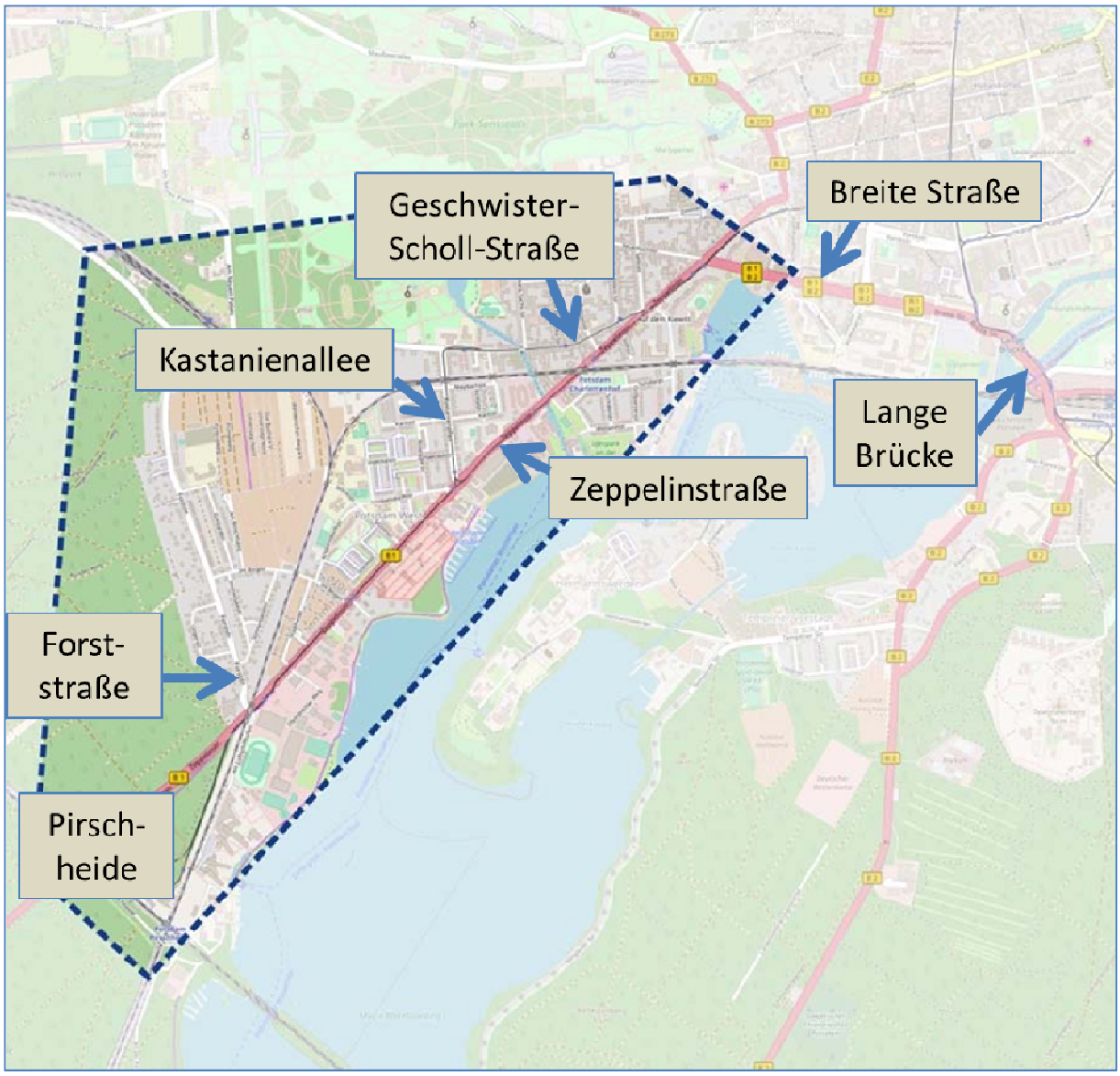



*Abb. 3: Kernuntersuchungsgebiet Evaluation Modellversuch Zeppelinstraße Kartengrundlage: © OpenStreetMap und Mitwirkende, CC-BY-SA (bearbeitet), http://www.openstreetmap.org/*

Zur Senkung der Luftschadstoffkonzentration im Stadtgebiet sowie speziell in den Hot-Spot-Bereichen beinhaltet der Luftreinhalteplan ein Bündel verschiedener Maßnahmen. Eine wesentliche Zielstellung des Kurzfrist- bzw. Sofortmaßnahmenkonzeptes bildet dabei die Verringerung der Kfz-Verkehrsaufkommen in der Zeppelinstraße. Das Maßnahmenbündel beinhaltet neben der Reduzierung der Fahrstreifenanzahl von 4 auf 3 Streifen für den Kfz-Verkehr folgende weitere Maßnahmenbausteine:

1. Markierung eines stadtauswärtigen Radfahrstreifens im Abschnitt Kastanienallee – Geschwister-Scholl-Straße
2. Markierung einer ÖPNV-Spur im Abschnitt Forststraße – Kastanienallee
3. Optimierung der Signalsteuerung im Abschnitt Forststraße – Breite Straße
4. Erweiterung und Qualitätssteigerung der Bike & Ride-Anlage am Bahnhof Charlottenhof
5. Optimierung des P+R-Standorts am Bahnhof Potsdam - Pirschheide (Markierung und Wegweisung)
6. Verlängerung der Busspur im Bereich Pirschheide bis zum Ortseingang Potsdam
7. Reduzierung der zulässigen Höchstgeschwindigkeit auf 30 km/h[7]
8. Verbesserung des ÖPNV-Angebotes durch Taktverdichtung der Buslinien 631 und 580[8]

Für die Umsetzung der Maßnahme war gemäß Beschluss der Stadtverordnetenversammlung der Landeshauptstadt Potsdam vom 07.10.2015 (DS 15/SVV/0620) eine abgestufte Vorgehensweise vorgesehen. Im Rahmen eines temporären Modellversuches sollte geprüft werden, welche verkehrlichen und lufthygienischen Effekte durch die Reduzierung der Fahrstreifenanzahl in der Zeppelinstraße entstehen. Erst danach soll über eine dauerhafte Umsetzung der Maßnahme entschieden werden.

Die für die Umsetzung des temporären Modellversuches erforderlichen Ummarkierungsarbeiten wurden im Juni 2017 abgeschlossen. Die Situation im September 2018 zeigt die Abb. 4. Zu erkennen ist, dass die stadtauswärtigen zwei Fahrstreifen zugunsten eines abmarkierten Radfahrstreifens auf einen Fahrstreifen reduziert wurden.

---

[7] Um die Lärm- und Luftschadstoffbelastungen für die Anwohner zu reduzieren, wurde ab dem 30.08.2016 die zulässige Höchstgeschwindigkeit in der Zeppelinstraße wie folgt reduziert:
- zwischen Forststraße und Kastanienallee 30 km/h nachts (22:00 -06:00 Uhr)
- zwischen Kastanienallee und Breite Straße 30 km/h ganztags
- zwischen Breite Straße und Schopenhauerstraße 30 km/h nachts (22:00 -06:00 Uhr)

[8] Die Taktverdichtung im Busverkehr zwischen Werder (Havel) und Potsdam wurde mit dem Fahrplanwechsel im Dezember 2016 umgesetzt.

*Abb. 4: Zeppelinstraße auf Höhe des Messcontainers nach der Ummarkierung. Linker Fahrstreifen=stadtauswärts, rechte Fahrstreifen=stadteinwärts*

Durch die getrennte Führung von Fuß- und Radverkehr sollen, neben der o.g. Reduzierung der Kfz-Verkehrsmengen, auch die Nutzungsüberlagerungen und Konflikte minimiert werden (Abb. 5).

*Abb. 5: Vorher-Nachher-Situation Radverkehr auf der Zeppelinstraße in stadtauswärtiger Richtung*

## Untersuchungsumfang

Ergänzend zu den o.g. Maßnahmen sieht der Luftreinhalteplan eine Evaluation der Luftschadstoffsituation für die Zeppelin- und für die Breite Straße vor. Diese Evaluierung wird im Auftrag der Landeshauptstadt Potsdam und des Umweltministeriums Brandenburg durch das Ing.-Büro Lohmeyer Radebeul und das Büro SVU Dresden mit fachlicher Unterstützung des Landesamtes für Umwelt Brandenburg durchgeführt.

Hauptzielstellung ist es dabei, die Wirkung der Maßnahmen sowie den Zielerreichungsgrad zu überprüfen. Als Indikatoren werden neben den Luftschadstoffmesswerten u. a. die Entwicklung von Verkehrs-, Unfall- und Fahrgastzahlen benannt. Dabei wurden und werden u.a. durchgeführt:

- Durchführung und Auswertung von $NO_2$-Messungen an mehreren Messpunkten vor und nach der Maßnahmenumsetzung
- Verkehrliche Erhebungen und Analysen im relevanten Straßennetz bzgl. der Situation vor und nach Umsetzung des Maßnahmenbündels
- Betrachtungen zur Entwicklung der Fahrgastzahlen und Behinderungen im ÖPNV und der Radverkehrsnutzung
- Mobile Messfahrten zur Erfassung des Verkehrsflusses vor (Tempo 50) und nach Umsetzung des Maßnahmenbündels (Tempo 30)
- Detaillierte Emissions- und Immissionsberechnungen für das relevante Straßennetz
- Kennzeichenerhebungen der Kfz und daraus Ableitung ortsspezifischer Emissionsfaktoren vor und während der Maßnahme.

## Untersuchungsmethodik bzgl. Luftschadstoffe

Im Rahmen der Luftschadstoffberechnungen wurden auf der Grundlage der Verkehrsmengen für die betrachteten Abschnitte des Hauptstraßennetzes die von den Kraftfahrzeugen emittierten Schadstoffmengen ermittelt. Die Berechnungen erfolgten mit dem Emissionsmodul PROKAS_E[9]. Berücksichtigt wurden neben den verschiedenen Verkehrsaufkommen, Schwerverkehrsanteile sowie Linienbuszahlen auch die unterschiedlichen Verkehrssituationen für jeden Streckenabschnitt.

Die mittleren spezifischen Emissionen der Fahrzeuge wurden mit Hilfe des „Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA“ Version 3.3 (UBA, 2017) bestimmt. Analog zu den Berechnungen zur Fortschreibung des Luftreinhalteplans Potsdam wurde eine regionalisierte Zusammensetzung der Kfz-Flotte verwendet. Bezugsjahr ist das Jahr 2015. Dies stellt zunächst sicher, dass die Wirkung der Maßnahme(n) allein auf die Veränderung in den Verkehrsmengen der Fahrzeuggruppen und nicht aufgrund der ohnehin stattfindenden Modernisierung der Fahrzeugflotte quantifiziert werden kann.

Die Ausbreitungsmodellierung wurde mit PROKAS durchgeführt. PROKAS ist in der Lage, alle berücksichtigten Straßenzüge gleichzeitig für jede Stunde der Woche mit ihrer jeweiligen Emission emittieren zu lassen. Die mit PROKAS berechnete Kfz-bedingte Zusatzbelastung aus dem betrachteten Straßennetz wurde für jeden Straßenabschnitt zusammen mit der städtischen Hintergrundbelastung zur Gesamtbelastung addiert. Die Randbebauung der jeweiligen Straßenabschnitte wurde bei der Ausbreitungsrechnung mit PROKAS_B über sog. Bebauungstypen abgebildet. Die chemische Umwandlung von NO zu $NO_2$ wurde mittels eines vereinfachten Chemiemodells nach (Düring et al., 2011) berechnet. In die Bestimmung der Bebauungstypen gehen die Gebäudehöhe, der Lückenanteil, die Schluchtbreite sowie die Ein- oder Beidseitigkeit der vorhandenen Bebauung ein. Diese idealisierten Straßenrandbebauungstypen wurden für jeweils ca. 100 m lange Straßenabschnitte aus den Berechnungen zur Fortschreibung des Luftreinhalteplanes Potsdam übernommen.

[9] http://www.lohmeyer.de/de/content/softwarevertrieb/produktuebersicht/prokas-0

Im Rahmen der Vorher-Nachher-Betrachtungen wurden in den Luftschadstoffberechnungen folgende Effekte durch die Umsetzung des Maßnahmenbündels berücksichtigt:

- Änderung der Verkehrsmenge (DTV)
- Änderung in Verkehrszusammensetzung (Anteil LKW und Busse)
- Änderung in Emissionsfaktor (Verkehrsfluss, Verkehrssituation)
- Änderung der Ausbreitungsverhältnisse (Abstand Emission von Immissionsort)[10]

Die lufthygienischen Wirkungen des Maßnahmenbündels werden dabei überlagert durch:

- Änderung im Wind (Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Ausbreitungsklasse)
- Änderungen in den Temperaturen (Veränderung der Kfz-Emissionen wegen temperaturabhängiger Abgasreinigung)
- Änderungen in der Hintergrundbelastung ($NO_X$, $NO_2$)
- Änderung in der Photochemie ($O_3$, Strahlung)
- Modernisierung der Fahrzeugflotte

In der Auswertemethodik und Interpretation der Ergebnisse werden diese Einflüsse berücksichtigt.

Betrachtet werden die Luftschadstoffsituationen im Nullfall sowie in drei Vergleichszeiträumen (VGZ). Diese Zeiträume sind in der Tab. 1 aufgezeigt. Während die VGZI und VGZII kurze Zeiträume über jeweils wenige Wochen darstellen, um eine erste Einschätzung der Wirkung der Maßnahme(n) möglich zu machen, stellt VGZIII einen 12 Monats-Zeitraum dar, in dem analog zum Nullfall gleitende Jahresmittelwerte betrachtet werden.

[10] Diese Analyse wird im weiteren Projektverlauf mit dem mikroskaligen Strömungs- und Ausbreitungsmodell MISKAM durchgeführt

| | Zeitraum | |
|---|---|---|
| | **von** | **bis** |
| Nullfall | 01.09.2015 | 31.08.2016 |
| Vergleichszeitraum I | 11.09.2017 | 01.10.2017 |
| Vergleichszeitraum II | 13.11.2017 | 10.12.2017 |
| Vergleichszeitraum III | 01.11.2017 | 30.10.2018 |

*Tab. 1: Untersuchungsfälle und betrachtete Zeiträume*

## Meteorologie in den Untersuchungszeiträumen

Grundlage für die Bewertung der Luftschadstoffsituation bilden die jeweiligen meteorologischen Rahmenbedingungen. Speziell sind hierbei die nachfolgend im Detail beschriebenen Kriterien zu berücksichtigen:

**Windverhältnisse**

Für die Berechnung der Luftschadstoffausbreitung werden so genannte Ausbreitungsklassenstatistiken benötigt. Das sind Angaben über die Häufigkeit bestimmter Ausbreitungsverhältnisse in den unteren Luftschichten, die durch Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Stabilität der Atmosphäre definiert sind. Eine Ausbreitungsklassenstatistik enthält somit auch Informationen über die Verdünnungsfähigkeit der Atmosphäre. Dieser Parameter berücksichtigt, dass für eine gegebene Windrichtung und Windgeschwindigkeit die Verdünnung der Abgase auch noch vom Sonnenstand (der Tageszeit) und der Bewölkung abhängt.

Für das Stadtgebiet von Potsdam stehen meteorologische Messdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) der Station Potsdam zur Verfügung. Sie befindet sich in exponierter Lage des Telegrafenberges und besitzt eine hohe jahresmittlere Windgeschwindigkeit von ca. 4.7 m/s sowie sehr geringe Anteile der Ausbreitungsklassen der stark stabilen und stabilen Schichtung. Für die Ausbreitungsrechnungen wurden deshalb auf Empfehlung des Gutachtens „Einfluss des Verkehrs und seiner Entwicklung auf die Luftqualität des Landes Brandenburgs“ (IVU Umwelt, 2012) sowie analog zu den Berechnungen zum Luftreinhalteplan Potsdam Winddaten der Station Grunewald in Berlin verwen-

det. Diese Winddaten repräsentieren die Windverhältnisse im innerstädtischen unbebauten Gebiet, das heißt bei weitgehend ungestörten Verhältnissen.

Diese Daten wurden für die Untersuchungszeiträume aufbereitet und sind in den Abb. 6 bis Abb. 9 grafisch dargestellt. Es zeigen sich in diesen Windstatistiken vor allem bei den kurzen VGZ I und VGZ II deutliche Unterschiede, insbesondere in den Windrichtungsverteilungen aber auch in den Ausbreitungsbedingungen (Ausbreitungsklasse). So waren im VGZ II deutlich häufiger Winde aus südwestlichen bis westlichen Windrichtungen zu verzeichnen, als in den anderen beiden Zeiträumen. Im Vergleichszeitraum I zeigten sich dagegen vermehrt Winde aus südsüdöstlichen Richtungen. Der Anteil neutraler Ausbreitungsbedingungen war in VGZ II ebenfalls deutlich höher, als in den beiden anderen Zeiträumen. Auch die mittlere Windgeschwindigkeit war gegenüber dem Nullfall und dem VGZ I erhöht. Die Windverteilungen zwischen Nullfall und VGZ III sind ähnlich, da sie jeweils einen Zeitraum von 12 Monaten umfassen. Bei Berücksichtigung dieser Windstatistiken in den Ausbreitungsberechnungen können diese Effekte bei der Interpretation der Messwerte berücksichtigt werden.

**Temperatur und Strahlung**

Es lagen für die Untersuchungszeiträume auch stündliche Angaben von Temperatur und Globalstrahlung an der Wetterwarte Potsdam vor. Die Auswertung dieser Daten ergab die in Tab. 2 zusammengefassten Mittelwerte:

| | **Zeitraum** | | **Temperatur** | **Strahlung** |
|---|---|---|---|---|
| | **von** | **bis** | | |
| Nullfall | 01.09.2015 | 31.08.2016 | 10.6 °C | 45 J/cm³ |
| Vergleichszeitraum I | 11.09.2017 | 01.10.2017 | 13.1 °C | 42 J/cm³ |
| Vergleichszeitraum II | 13.11.2017 | 10.12.2017 | 4.1 °C | 15 J/cm³ |
| Vergleichszeitraum III | 01.11.2017 | 30.10.2018 | 11.2 °C | 50 J/cm³ |

*Tab. 2: Mitteltemperatur und mittlere Globalstrahlung in den Vergleichszeiträumen*

Die Mitteltemperatur war im Vergleichszeitraum II mit ca. 4 °C deutlich niedriger als im Vergleichszeitraum I sowie im Nullfall. Die Mitteltemperatur war im Vergleichszeitraum III mit ca. 11 °C nur leicht höher als die im Nullfall (+0.6 K) und niedriger als im Vergleichszeitraum I.

Auch das Strahlungsangebot war erwartungsgemäß in VGZ II am niedrigsten. Es unterscheidet sich zwischen VGZ III, VGZ I und Nullfall nicht wesentlich. Die Relevanz dieser Unterschiede auf die Effekte wird bei der Interpretation der Messergebnisse diskutiert.

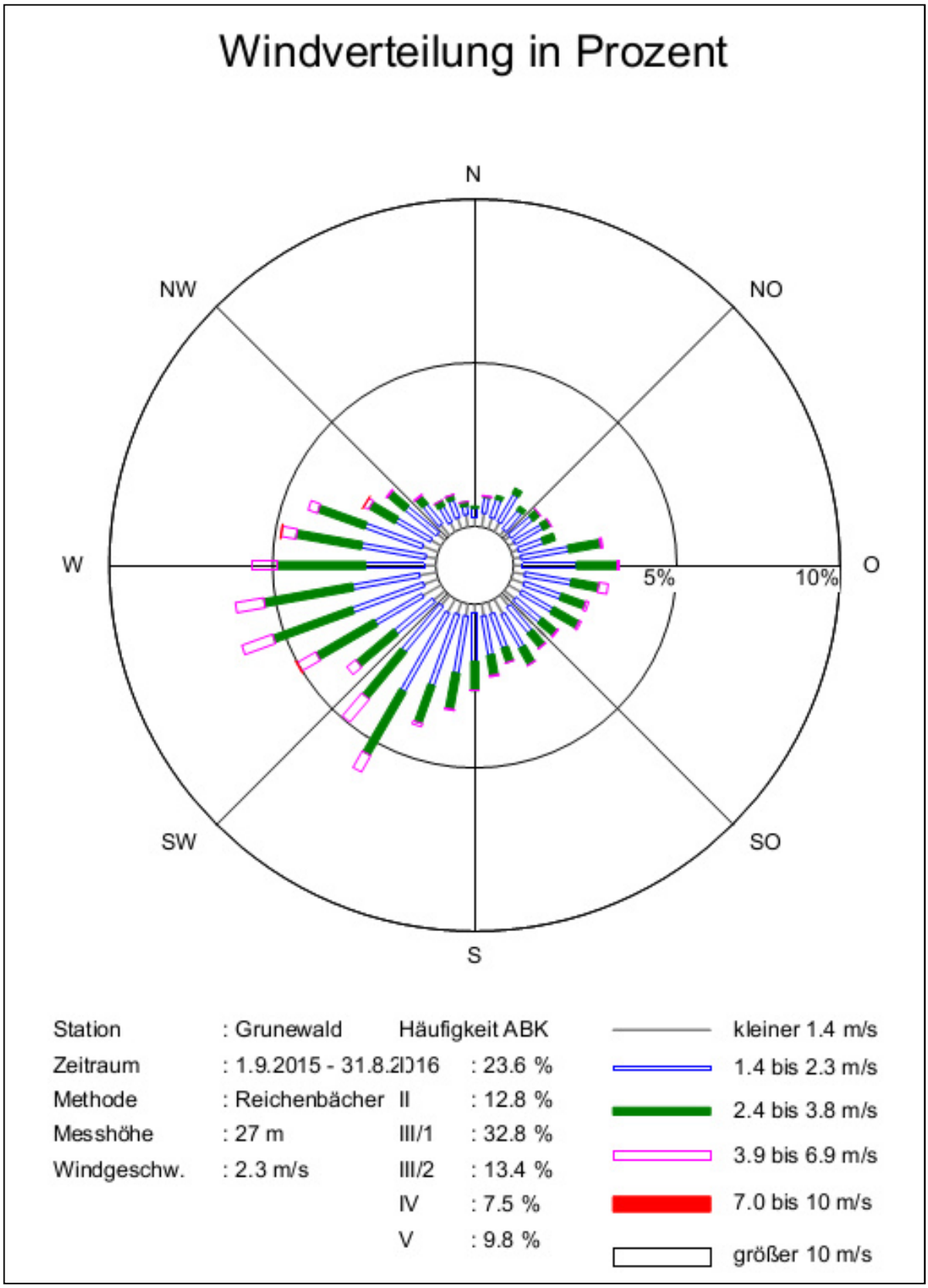



*Abb. 6: Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik an der Station Grunewald für den Zeitraum des Nullfalls*

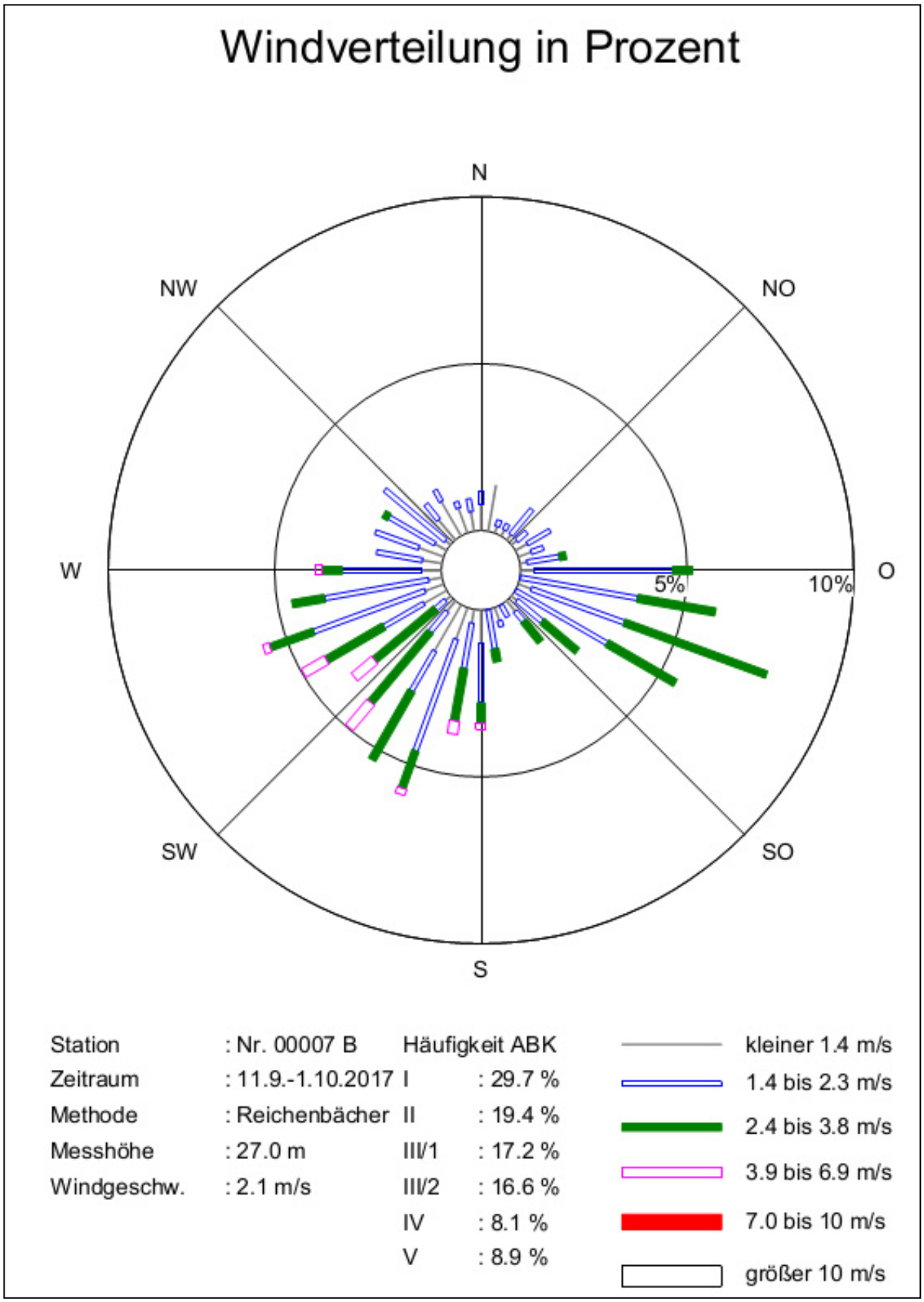



*Abb. 7: Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik an der Station Grunewald für den Vergleichszeitraum I*

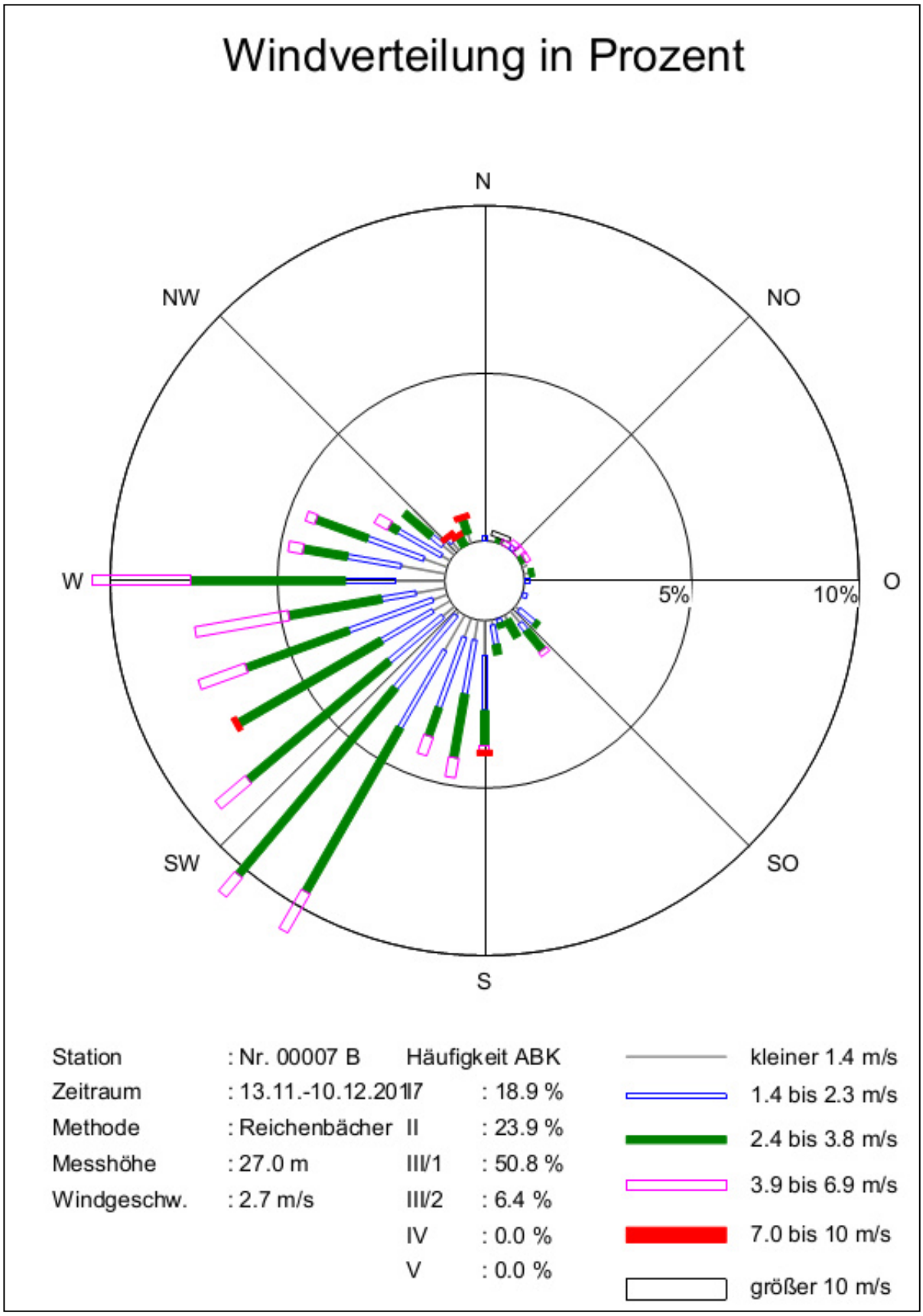



*Abb. 8: Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik an der Station Grunewald für den Vergleichszeitraum II*

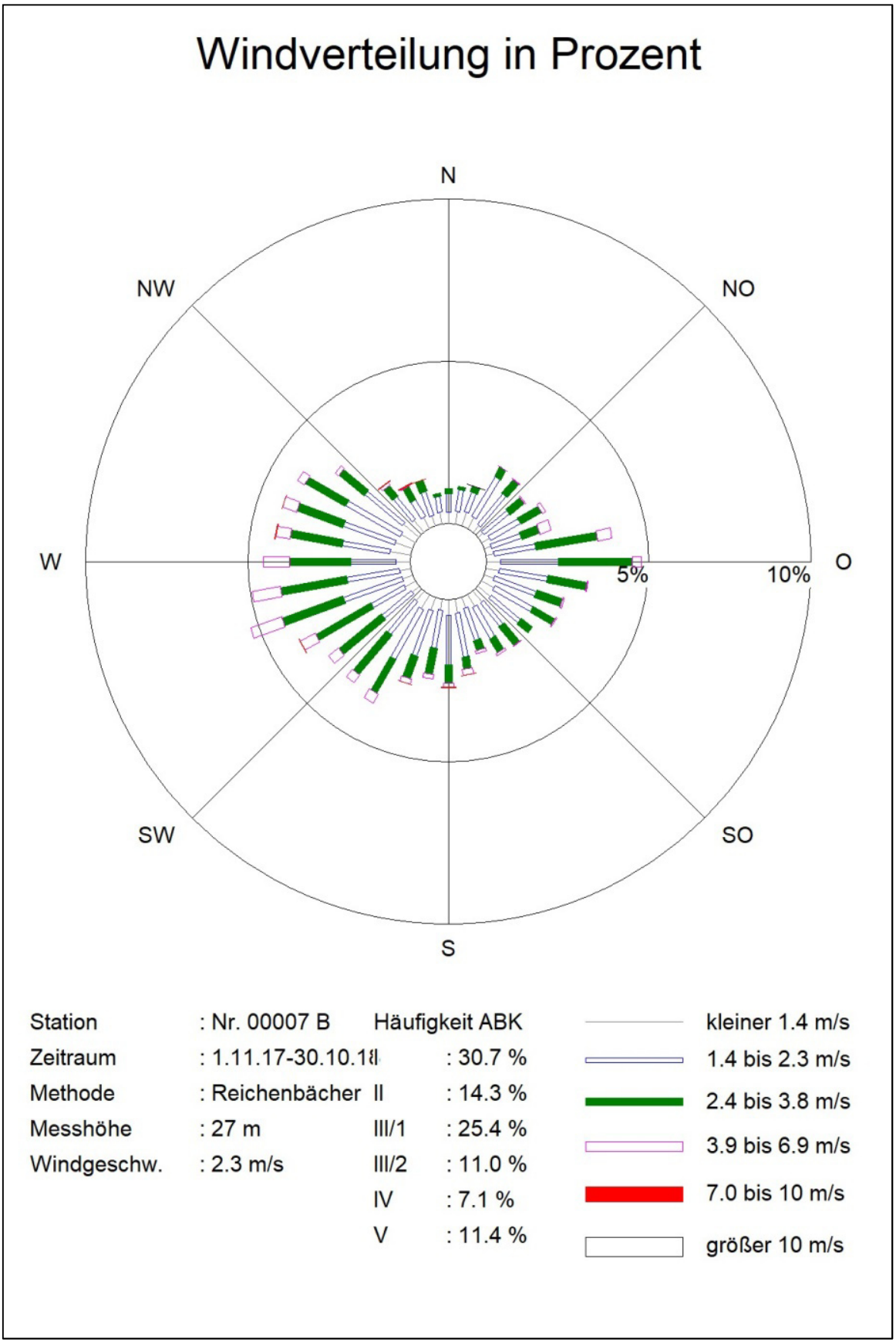



*Abb. 9: Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik an der Station Grunewald für den Vergleichszeitraum III*

## Verkehr in den Untersuchungszeiträumen

Die für den Nullfall und in den Vergleichszeiträumen erfassten Verkehrsmengen sind beispielhaft für den Bereich der Zeppelinstraße am Messcontainer in der Tab. 3 zusammengestellt.

| Nullfall | | | VGZI | | | | VGZII | | | | VGZIII | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| DTV | DTV (SV) | LiBu | DTV | DTV (SV) | LiBu | Veränderung DTV zum Nullfall | DTV | DTV (SV) | LiBu | Veränderung DTV zum Nullfall | DTV | DTV (SV) | LiBu | Veränderung DTV zum Nullfall |
| Kfz/24h | Kfz/24h | Kfz/24h | Kfz/24h | Kfz/24h | Kfz/24h | Kfz/24h | Kfz/24h | Kfz/24h | Kfz/24h | Kfz/24h | Kfz/24h | Kfz/24h | Kfz/24h | Kfz/24h |
| 26058 | 1014 | 195 | 22 696 | 751 | 216 | -3362 | 23 138 | 866 | 216 | -2920 | 22556 | 766 | 216 | -3502 |

*Tab. 3: In den Vergleichszeiträumen erfasste Verkehrsdaten für den Bereich der Zeppelinstraße am Messcontainer im Vergleich zum Nullfall*

Es zeigt sich, dass das umgesetzte Maßnahmenbündel insgesamt zu einer Verringerung der Verkehrsmenge geführt hat. So reduzierte sich (gewollt) der DTV im VGZIII um ca. 3500 Kfz/d (-13 %) gegenüber dem Nullfall. Auch der Schwerverkehr nahm ab (-24 %). Die Anzahl von Linienbusfahrten nahm (gewollt) zu.

Neben den Verkehrsmengen- und -zusammensetzungen sind für die Emissionsberechnung auch Angaben über den Verkehrsfluss (sogenannte Verkehrssituationen) nötig. Diese wurden für den Nullfall aus den Berechnungen zur Fortschreibung des Luftreinhalteplanes Potsdam übernommen und wurden dort u.a. anhand von Messfahrten und mikroskaligen Emissionsberechnungen mit PHEM[11] abgeleitet (Sonderuntersuchung siehe Lohmeyer, 2015).

In den Berechnungen zu den Vergleichszeiträumen wurden folgende Maßnahmen spezifische Veränderungen im Verkehrsfluss relativ zum Nullfall berücksichtigt:

- Tempo 30 auf der Zeppelinstraße
- Auf der Zeppelinstraße hat sich der Rückstaubereich in Richtung Geltow verändert. Während im Nullfall bedingt durch die Zuflussdosierung der Hauptrückstaubereich im Wesentlichen westlich der Einmündung Forststraße lag, wird in VGZ I, VGZ II und VGZ III der Stauraum bereits ab der Einmündung Kastanienallee genutzt. Ursache ist die zwischen Kastanienal-

[11] PHEM (Passenger car and Heavy duty Emission Model), Hausberger et.al., Technische Universität Graz, Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik

lee und Forststraße neu eingerichtete Busspur, welche die Behinderungen für den ÖPNV minimieren soll.
- In stadtauswärtiger Fahrtrichtung wurden in der Zeppelinstraße selbst keine wesentlichen Veränderungen bezüglich des Verkehrsflusses festgestellt.
- Eine Verschlechterung hat sich für den Zufluss in die Zeppelinstraße aus Richtung Breite Straße ergeben. In Richtung Lange Brücke gab es dort keine Veränderungen.

Diese Einflüsse wurden in den Berechnungen und Bewertungen des Maßnahmenbündels parametrisiert berücksichtigt. Im Rahmen der noch laufenden Evaluierungsarbeiten werden demnächst die Messfahrten und mikroskaligen Emissionsberechnungen mit PHEM unter Realverkehr Tempo 30 wiederholt und die Veränderungen gegenüber dem Nullfall im Detail quantifiziert.

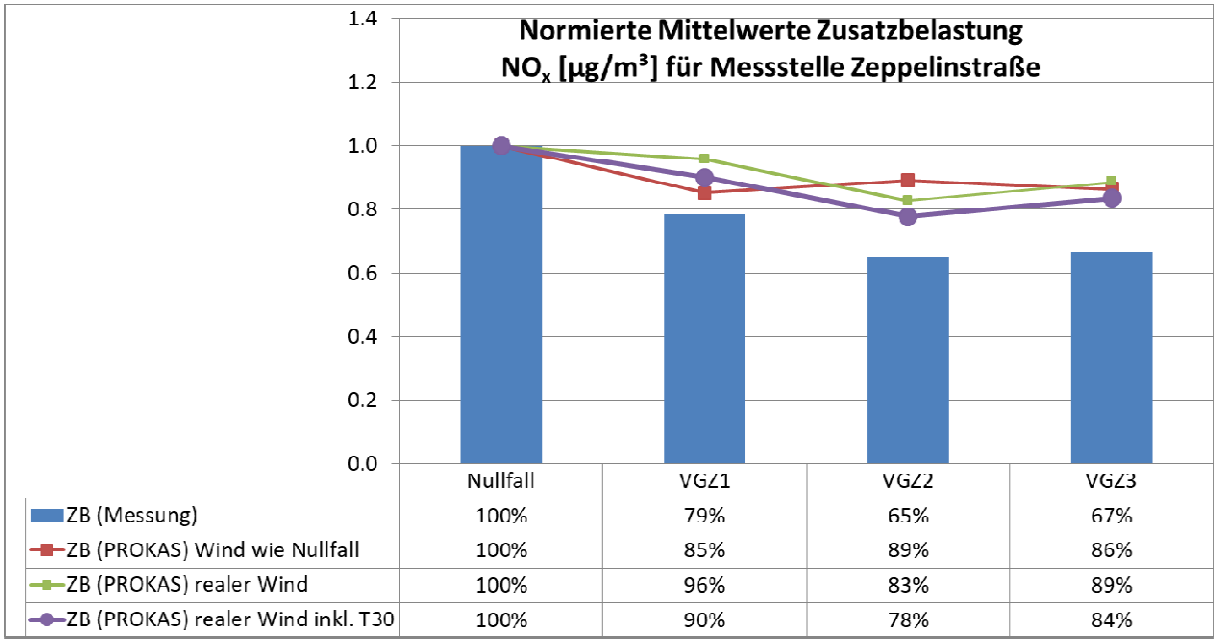
## Stand der Ergebnisse für die Messstelle Zeppelinstraße

Für die Messstelle Zeppelinstraße wurde eine Auswertung der Messergebnisse sowie der durchgeführten Berechnungen erstellt. Die Ergebnisse sind in der Abb. 10 für die $NO_X$-Zusatzbelastung dargestellt. Diese lassen sich wie folgt interpretieren:

Die Messwerte zeigen ein Absinken der $NO_X$-Zusatzbelastung im VGZ I von ca. 21 % und im VGZ II von ca. 35 % relativ zum Nullfall, wobei die $NO_X$-Zusatzbelastung in VGZ II ca. 14 %-Punkte geringer ist als in VGZ I. Im 12-Monatsmittelwert des VGZ III zeigen die Messwerte ein Absinken der $NO_X$-Zusatzbelastung von ca. 33 % relativ zum 12-Monatsmittelwert des Nullfalls

Die Emissions- und Ausbreitungsberechnungen mit PROKAS zeigen unter Ansatz des Windes aus dem Nullfall für VGZ I und VGZ II eine ca. 15 % geringere $NO_X$-Zusatzbelastung in VGZ I relativ zum Nullfall (rote Kurve). Dies ist durch die entsprechend niedrigeren Verkehrsmengen begründet. Im VGZ II steigen die Verkehrsmengen relativ zu VGZ I wieder an. Dies bedingt eine ca. 4 %-Punkte höhere Zusatzbelastung, welche aber noch ca. 11 % niedriger als im Nullfall liegt. Im VGZ III hat sich der Verkehr im Vergleich zu VGZ II etwas reduziert, und liegt deutlich unter dem des Nullfalls. Dies bedingt ca. 14 % niedrigere $NO_x$-

Zusatzbelastungen als im Nullfall bzw. eine um 3 %-Punkte geringere $NO_x$-Zusatzbelastung als im VGZ II.




| | Nullfall | VGZ1 | VGZ2 | VGZ3 |
|---|---|---|---|---|
| ZB (Messung) | 100% | 79% | 65% | 67% |
| ZB (PROKAS) Wind wie Nullfall | 100% | 85% | 89% | 86% |
| ZB (PROKAS) realer Wind | 100% | 96% | 83% | 89% |
| ZB (PROKAS) realer Wind inkl. T30 | 100% | 90% | 78% | 84% |

*Abb. 10: Berechnete normierte Mittelwerte $NO_X$-Zusatzbelastung (ZB) [µg/m³] für die Messstelle Zeppelinstraße im Vergleich zu den Messwerten. Erläuterung siehe Text.*

Bezieht man in die Berechnungen, die in den Vergleichszeiträumen aufgetretenen realen Windverhältnisse ein (grüne Kurve), dann zeigt sich, dass der Wind für die Messstation Zeppelinstraße in VGZ I ungünstiger als im Nullfall war (Grüne Kurve liegt dort höher, als rote Kurve). In VGZ II ist der Wind für die Messstelle Zeppelinstraße günstiger als im Nullfall (Grüne Kurve liegt dort unter der roten Kurve). In VGZ III ist der Wind für die Messstelle Zeppelinstraße etwas ungünstiger als im Nullfall (Grüne Kurve liegt dort über der roten Kurve). (Achtung: Für andere Immissionsorte im Straßennetz Potsdam kann dies je nach räumlicher Lage zur Emissionsquelle anders sein).

Bezieht man noch den Einfluss des Tempolimits auf 30 km/h in die Berechnungen ein, entsprechend der durchgeführten Sonderuntersuchung mit mobilen Messfahrten wurde im Querschnitt der Zeppelinstraße im Bereich des Messcontainers ein Minderungspotenzial von ca. 6 % abgeleitet (Lohmeyer, 2015), so ergeben sich in VGZ I ca. 10 %, in VGZ II ca. 22 % sowie im VGZ III ca. 16 % Minderung relativ zum Nullfall.

Bisher noch nicht in den Berechnungen berücksichtigt, ist u. a. die Veränderung des Straßenraumes. Mit dem Abrücken der Emissionsquelle von der Messstelle, der Verringerung der Emissionen infolge der Modernisierung der Fahrzeugflotte zwischen 2015 und 2017 bzw. 2018 sowie dem Einfluss unterschiedlicher Luft-Temperaturniveaus (insbesondere zwischen VGZ II und Nullfall) auf das $NO_X$-Abgasverhalten sind weitere Minderungspotenziale zu berücksichtigen.

Geht man davon aus, dass die Differenz zwischen der lila Kurve und den Messwerten maßgeblich diesen drei Effekten zugesprochen werden kann, sind die aufgezeigten Veränderungen der $NO_X$-Zusatzbelastung plausibel und es ergibt sich im 12 Monatsmittelwert des VGZ III eine Immissionsminderung bei gleichen Windverhältnissen von

- ca. 11 % durch Minderung in den Verkehrsstärken,
- ca. 6 % durch Tempo 30 und
- ca. 17 % durch Straßenraumumgestaltung, Flottenerneuerung und unterschiedlicher Umgebungstemperatur.

Die in VGZ III leicht höhere mittlere Lufttemperatur relativ zum Nullfall (+0.6 K) bedingt entsprechend HBEFA3.3 (UBA, 2017) tendenziell leicht geringere $NO_X$-Emissionen für Euro-4, Euro-5 und Euro-6-Diesel-PKW (und auch leichten Nutzfahrzeugen). Bei gleicher Temperatur in VGZ III wie im Nullfall wären ggf. die $NO_X$-Emission etwas geringer ausgefallen, das Gesamtminderungspotenzial läge damit etwas niedriger.

In Summe liegt das Minderungspotenzial der $NO_X$-Zusatzbelastung durch die Minderung der Verkehrsstärken sowie das Tempo 30 bei ca. 17 %. Berücksichtigt man noch Straßenraumumgestaltung, Flottenerneuerung und unterschiedliche Umgebungstemperatur liegt die Minderung bei ca. 34 %.

Die Differenz der $NO_2$-Messwerte der Zeppelinstraße zwischen VGZ III (ca. 36 µg/m³) und Nullfall (ca. 43 µg/m³) liegt bei ca. 7 µg/m³. Davon sind ca. 3 µg/m³ Minderung durch die in VGZ III geringere Hintergrundbelastung (Potsdam-Zentrum) bedingt. In VGZ III war der Wind für die Messstelle Zeppelinstraße etwas ungünstiger als im Nullfall (siehe oben), was auch zu geringfügig höheren $NO_2$-Konzentrationen geführt hat (Einfluss ca. 1 µg/m³).

Abschätzungen mit dem vereinfachten Chemiemodell zeigen, dass die in VGZ III um ca. 11 µg/m³ höhere Ozonbelastung als im Nullfall zu ca. 4 µg/m³ höheren $NO_2$-Werten geführt hat, als wenn die Ozonbelastung des Nullfalls eingetreten wäre. Die Globalstrahlungen waren im Nullfall und in VGZ III vergleichbar, so dass hier keine relevanten Auswirkungen zu erwarten waren.

D.h. ohne Maßnahme und Flottenerneuerung hätte der $NO_2$-Mittelwert in VGZ III bei 43 µg/m³ + 4 µg/m³ (höheres Ozon) + 1 µg/m³ (ungünstigerer Wind) – 3 µg/m³ (geringere Hintergrundbelastung= 45 µg/m³ gelegen. Der Messwert war aber 36 µg/m³, d.h. die Maßnahmen bezogene Reduktion (inkl. Flottenerneuerung) lag bei ca. 9 µg/m³, also bei ca. 20 %. Eine sichere $NO_2$-Grenzwerteinhaltung ist damit bei vergleichbarer Meteorologie und Hintergrundbelastung sowie einer dauerhaften Reduzierung der Verkehrsmengen entsprechend VGZ III an der Messstelle Zeppelinstraße sehr wahrscheinlich.

Die gemessenen $NO_2$-Jahresmittelwerte bestätigten mit 34 µg/m³ (Jahr 2017) bzw. 36 µg/m³ (Jahr 2018) diese Erwartung und zeigten erstmals die Einhaltung des Grenzwertes.

## Ausblick

Im Rahmen der noch laufenden Evaluierungsarbeiten werden demnächst die Messfahrten und mikroskaligen Emissionsberechnungen mit Phem unter Realverkehr Tempo 30 wiederholt und die Veränderungen gegenüber dem Nullfall im Detail quantifiziert.

Diese Daten werden dann in eine mikroskalige Ausbreitungsbetrachtung mit MISKAM für die Zeppelinstraße sowie das umliegende Straßennetz (siehe Abb. 3) einfließen, um

- den Einfluss des Tempolimits im Realverkehr auf die Emissionen zu überprüfen,
- den Einfluss der Veränderung der Straßenraumgestaltung auf die Messstelle zu quantifizieren und
- die Veränderungen im umliegenden Straßennetz näher zu quantifizieren und zu bewerten.

In diesem Zug werden auch die (maßnahmenunabhängigen) Veränderungen in der Fahrzeugflotte infolge der ,,natürlichen“ Erneuerung der Fahrzeugflotte zwischen 2015 und 2018 quantifiziert, um diese von der eigentlichen Maßnahmenwirkung zu separieren.

Sollten für das umliegende Straßennetz signifikante Verschlechterungen beobachtet werden, z.B. durch neue Verdrängungs- bzw. Schleichverkehre, dann werden verkehrsplanerische bzw. –organisatorische Maßnahmen abgeleitet, um diesen negativen Einflüssen zu begegnen. Zur Absicherung der Befunde werden dazu auch projektbegleitende $NO_2$-Passivsammlermessungen an 10 Standorten über ein Jahr durchgeführt. Diese wurden im Oktober 2018 begonnen.

## Literatur

Düring, I., Bächlin, W., Ketzel, M., Baum, A., Friedrich, U., Wurzler, S. (2011): A new simplified $NO/NO_2$ conversion model under consideration of direct $NO_2$-emissions. Meteorologische Zeitschrift, Vol. 20 067-073 (February 2011).

IVU Umwelt GmbH (2012): Endbericht Verkehrsgutachten Einfluss des Verkehrs und seiner Entwicklung auf die Luftqualität im Land Brandenburg. Auftraggeber: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Potsdam. Freiburg, 26.03.2012 unter Mitarbeit des Planungsbüros Dr.-Ing. D. Hunger, Dresden.

Lohmeyer (2015): LRP Potsdam, Durchführung und Auswertung von Messfahrten zur T30 Wirkungsuntersuchung. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul. Projekt 71114-14-10, September 2015. Gutachten im Auftrag von: Umweltministerium Brandenburg über SVU Dresden, Planungsbüro Dr.-Ing. Ditmar Hunger, Dresden.

UBA (2017): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 3.3 (HBEFA 3.3) (aktualisierte Version vom April2017). Dokumentation zur Version Deutschland erarbeitet durch INFRAS AG Bern/Schweiz in Zusammenarbeit mit IFEU Heidelberg. Hrsg.: Umweltbundesamt Berlin.

# Multidisziplinäre Pfade und interdisziplinäre Strategien zur nachhaltigen Gewährleistung guter Luftqualität mit besonderem Augenmerk auf den Straßengüterverkehr

Dr. Dipl.-Ing. Heinz Dörr, Dipl.-Ing. Viktoria Marsch,
Dipl.-Ing. (FH) Andreas Romstorfer MA, Dipl.-Ing. Yvonne Toifl

arp-planning.consulting.research (Wien)

## Einleitung

Der Beitrag möchte den Blick auf das Potenzial multidisziplinärer Vorgehensweisen zur Lösung komplexer Aufgaben zu Fragen der Luftqualität lenken und die Verkettung von Verursachungen, Wirkungen, Betroffenheiten und Lösungsansätzen hervorheben. Dies wird einführend anhand eines Beispiels für die Verschränkung der Wissensgebiete Logistikwirtschaft, Raum- und Verkehrsplanung sowie Fahrzeugtechnologie anhand der täglichen Versorgung der Gütersenke im Ballungsraum ausgeführt. Ziel war es, zur Entwicklung von realistischen, d.h. emissionsrelevanten, Fahrzyklen von Nutzfahrzeugen beizutragen und in weiterer Folge ein für betriebliche Logistikentscheidungen relevantes transportökologisches Indikatorenkonzept aufzustellen. Damit wurde ein Hauptemittent, nämlich der Straßengüterverkehr, ins Blickfeld der Handlungsoptionen zur Luftreinhaltung gerückt. Man möge uns die ungewöhnlich erscheinende Abfolge nachsehen, aber diese Bottom-up-Betrachtung ist vielleicht verständlicher als eine hochaggregierte und damit abstrakte Voranstellung (globale „Gigatonnen“) der weltweiten Problematik, statt herunterbrechen also hinaufhanteln.

## Ein Projektrückblick als Einstieg

Üblicherweise werden bei wissenschaftlichen Ausführungen die Darstellungen zu einem Thema im Fachdiskurs anhand von Literaturaufzählungen vorangestellt und sodann die theoretisch-methodischen Grundlagen erläutert, um

schließlich mit Hilfe von Beispielen für Modellierungen und Anwendungen die Thematik zu veranschaulichen. Aber was ist, wenn die Literatur dazu zersplittert und karg ist, die Theorie sich als wenig konsistent herausstellt und die Fallbeispiele kein Gesamtbild erlauben, weil sie Insel-Betrachtungen bleiben?

Es kann daher bei der Entwicklung einer Thematik manchmal dienlich sein, einen dringenden Wissensbedarf aufgrund einer offensichtlich (und vielleicht auch öffentlich) gewordenen Problematik mit einem alternativen Denkansatz und einem ungewohnten Zugang anzupacken, um einen Paradigmenwechsel in der Wahrnehmung der Phänomenologie und in der Methodik der Problemaufbereitung auszulösen. Aus diesem Grund soll hier von einem aus der Praxis des Wirtschaftsverkehrs abgeleitetes und auf die Verkehrslogistik zielendes Forschungsprojekt ausgegangen werden. Es handelte sich dabei um eine Forschungs- und Entwicklungsdienstleistung für das österreichische Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie (BMVIT) namens „EFLOG“, die 2013 bis 2015 zusammen mit dem international bedeutenden Entwicklungsunternehmen für Antriebstechnologien AVL List (Headquarter in Graz), dem Fachbereich Verkehrssystemplanung der TU Wien und dem Energiemarktanalysten Energy Comment (Hamburg) vom Autorenteam erarbeitet wurde.

Eine multidisziplinäre Zusammenstellung des Konsortiums, wie diese, gehört zu den eher raren Beispielen von Forschungskooperationen (wie Motorentechnik, Verkehrslogistik, Verkehrsplanung und Marktbeobachtung). Eine solche fachübergreifende Konstellation verspricht vorderhand noch kein interdisziplinäres Endergebnis. Aber das Zusammenfinden für eine Projektentwicklung über die Grenzen von Communities hinweg ist ein erster Erfolg, wenn eine gemeinsame Aufgabe erkannt worden ist und eine fächerübergreifende Schnittfläche definiert werden konnte. Damit ist zunächst eine multidisziplinäre Plattform gebildet, auf der das Dargebot an Wissensständen und Fachbeiträgen in Hinblick auf die methodische Verknüpfbarkeit zur Lösung der Aufgabe eingebracht werden kann. Im gegenständlichen Fall war es – bei durchaus unterschiedlichen Motiven und Erkenntnisinteressen der Forschungspartner – das *Einsparungspotenzial von Antriebsenergie und von Emissionen bei Wirtschaftsverkehren* unter Simulation (nahezu) aller technisch einsetzbaren Antriebsformen und Kraftstoffe für realistisch abgeleiteten Fahrzyklen von Nutzfahrzeugen. Das war zum damaligen Zeitpunkt recht neu angedacht.

## Thematisierung als Anstoß zur Methodenentwicklung

Angesichts der oftmals grenzwertigen Immissionsbelastungen entlang stark befahrener Verkehrskorridore werden große Hoffnungen in die marktreife Entwicklung und in die Verbreitung von Nutzfahrzeugen gelegt, die imstande sind, noch emissionsärmer als bisher vorgeschrieben oder überhaupt emissions-frei ihre Gütertransporte zu fahren. Dafür gibt es zwar bereits eine Reihe von technisch weitgehend ausgereiften Antriebskonzepten, die in unterschiedlichen Fahrzeugmodellen eingebaut den fuhrparkbetreibenden Unternehmen bereits angeboten werden oder vor der Markteinführung stehen. Die Weichenstellung, welche dieser Antriebsvarianten sich in absehbarer Zeit erfolgreich am Nutzfahrzeugmarkt durchsetzen lassen, hängt von der Wirtschaftlichkeit ihrer Anschaffung (total cost of ownership) und der Wettbewerbsfähigkeit in der Transportlogistik ab. Das umso mehr, als am Güterverkehrsmarkt ein beinharter Wettbewerb herrscht, sodass bewährte Technik, wie es der Dieselantrieb nun mal ist, und berechenbare Fahrzeugkosten für die Anbieter von Transportleistungen unabdingbar sind.

Übrigens je schwerer ein Nutzfahrzeug ist, desto mehr wird der Wiederverkaufswert am Sekundärmarkt eine kalkulatorische Größe, was sich in einem rasanten Erneuerungszyklus von wenigen Jahren bei schweren Lastkraftwagen niederschlägt; was Segen und Fluch zugleich sein kann, weil die weiterverkauften Fahrzeuge durchaus wieder auf unseren Fernstraßen auftauchen. Außerdem hat sich für Nutzfahrzeuge mit ungewohnter Antriebstechnik noch kein nennenswerter Sekundärmarkt entwickelt, sodass die Pioniere damit nicht rechnen können. Ein höherer Anschaffungspreis und ein kaum vorhandener Wiederverkaufswert müsste also durch eine deutliche Energiekostenreduktion beim Fahrbetrieb kompensiert werden. Dem steht aber wiederum der hohe Personalkostenanteil gegenüber, der die Kraftstoffkosten im Regelfall bei Weitem übersteigt. Diese betriebswirtschaftliche Mechanik behindert Umstellungsstrategien in Hinblick auf Umwelt- und Klimaerfordernisse wesentlich.

## Simulation von realistischen Nutzfahrzeug-Zyklen

Es war also an der Zeit, den Blick auf die Einsatzbedingungen der Güterverkehrsmittel zu lenken, um alternative Fahrzeugmodelle auf ihre wirtschaftliche Alltagstauglichkeit hin zu prüfen. Da gegenwärtig noch zu wenige solcher Fahr-

zeugmodelle im Kfz-Bestand vertreten und im Straßennetz unterwegs sind, braucht es Simulationsrechnungen, die auf regelmäßigen Bedienungsfahrten zur Warenversorgung der Bevölkerung und der regionalen Wirtschaft beruhen. Dazu dienen sogenannte Fahrzyklen, das sind hier Fahrstrecken von Logistik-Touren, wo der Antrieb unterschiedlichen Anforderungen aufgrund der Fahrverhältnisse im Straßennetz und der Gewichtsverhältnisse des Nutzfahrzeuges (mit wechselndem Beladungszustand) ausgesetzt ist. Dafür wurde im EFLOG-Projekt ein Modell zur Erzeugung von Eingangsdaten entwickelt. Diese fließen als Randbedingungen in die Simulation von Fahrzyklen ein, die mit Hilfe des AVL-Cruise-Programmes gerechnet wurden. Es brauchte also ein motorisches Simulationstool, über solche verfügen nur bedeutende Forschungslabors des Automotiv-Sektors, aber ebenso einen Daten-Input aus der analytischen Beobachtung der praktizierten Verkehrslogistik und aus der Kenntnis über Verkehrsabläufe im Straßenverkehr, um die Fahrdynamik der unterschiedlichen Nutzfahrzeugtypen realistisch zu modellieren. Wie überhaupt die Sortierung der logistischen Settings, der verkehrsinfrastrukturellen Randbedingungen und der verkehrsdynamischen Netzzustände und deren systemische Verknüpfung eine Herausforderung darstellen, wenn der Aufwand in Grenzen gehalten werden muss, bevor zur Kernaufgabe der Nutzfahrzyklen-Simulation geschritten werden kann. Derart stellte sich ein Doppel-Ping-Pong-Spiel zwischen den Forschungspartnern ein.

## Auswahl einer Referenzroute und verkehrslogistischer Dateninput

Als repräsentativ anzusehende Referenzstrecke für solche Güterbedienungen wurde nach einem Screening von 22 Umland-Kernstadt-Straßenzügen mit hohem Lkw-Anteil in der Metropolregion Wien die Zulaufroute vom Wirtschaftspark Industriezentrum Niederösterreich Süd an der Südautobahn A2 bis in den gründerzeitlichen Wiener Außenbezirk Ottakring gewählt. In diesem Wirtschaftspark sind zahlreiche Logistikzentralläger zur Warenversorgung des Ballungsraumes angesiedelt und ebenso sind hier Transporteure nahe an den Spediteuren und dem Großhandel niedergelassen. Der 16. Wiener Gemeindebezirk ist dicht verbaut mit einem rasterartigen Straßennetz, sodass eine hohe Lieferfrequenz erforderlich ist, die auf recht günstige Bedingungen im Straßenraum trifft. Die Lieferfahrzeuge verkehren auf diesem Laufweg, der sich in der Stre-

ckenabfolge in drei charakteristische Straßenkategorien I (Autobahn), II (Hauptstraße) und III (Erschließungsnetz) gliedert.

Dazu sind straßennetzspezifische Aufbereitungen („Infrastrukturelles Setting“) notwendig. Diese umfassen Ausstattungsattribute, wie Zahl der Fahrstreifen, Knotenabstände, Längsneigungen, verkehrslichtsignalgeregelte Knoten und ortsspezifische Beschränkungen, die für die Kapazität des Fahrweges maßgeblich sind und das frequentierte Netz in Streckenabschnitte und nach Straßenkategorien aufgliedern lassen. Dazu gesellen sich dynamische Einflussfaktoren der Verkehrsteilnahme der Güterfahrzeuge im Kontext des Fließverkehrs.

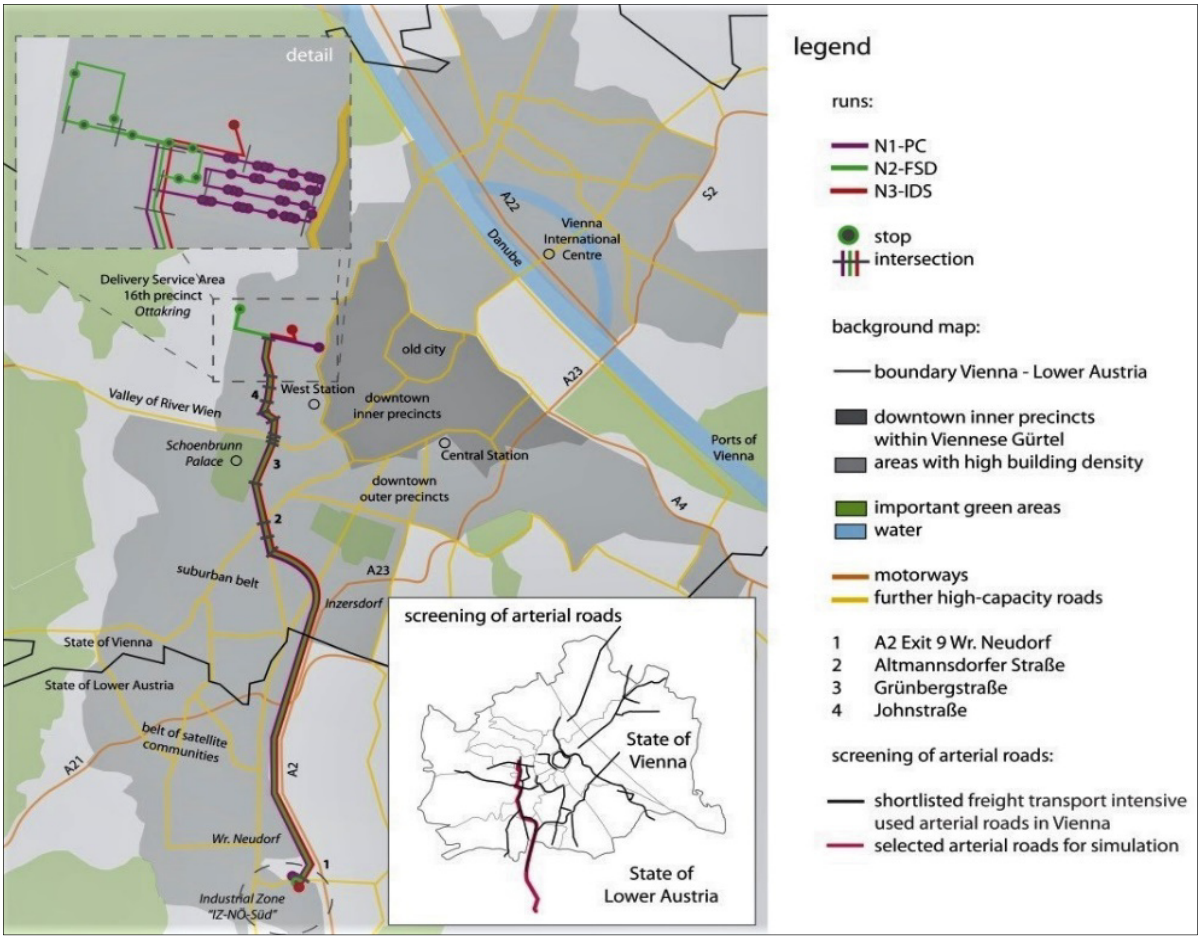



*Bild 1: Auswahl repräsentativer Routen für unterschiedliche verkehrslogistische Touren in der Metropolregion Wien (Quelle: Dörr et al.,2016)*

Dazu gehört die Interpretation der werktäglichen Verkehrslagebilder, die aus der Erfassung des Zeitganges der Verkehrsstärken über automatische Zählstellen gewonnen werden. Damit kann eine Einstufung der Verkehrsqualität im Abgleich von theoretischer Kapazität und tatsächlicher Verkehrsabwicklung dif-

ferenziert im Tagesgang als Level of Service (LoS) definiert werden, der mit einer dadurch erreichbaren Fahrgeschwindigkeit der Nutzfahrzeuge nach Klassen (N1, N2, N3) bezogen auf Kanten in die Simulation einfließen kann (Bild 2, 3).

## Logistische Tourenplanung und transportwirtschaftliches Regime

Als Determinante der Transportkette kommt die Tourenplanung zum Tragen, die im Kundenauftrag eines Verladers oder Empfängers durchgeführt wird. Diese bestimmt das Lieferzeitfenster, die Dichte und Anzahl der anzufahrenden Abladestationen (wie Points of Sale, Points of Delivery etc.) sowie das Ausmaß der Ladungsabschichtung dort.

Dieses „Logistische Setting“ führt zur Auswahl des Transportregimes, d.h. entweder wird mit eigenem Fuhrpark des Lieferanten oder mit Nutzfahrzeugen eines Kontraktlogistikers gefahren, und des einzusetzenden Fahrzeugtyps, dessen Kenndaten, wie das jeweilige sich im Laufe der Tour verändernde Fahrzeuggesamtgewicht, auf die Kanten der als Netzgraph dargestellten Fahrtroute umgelegt werden.

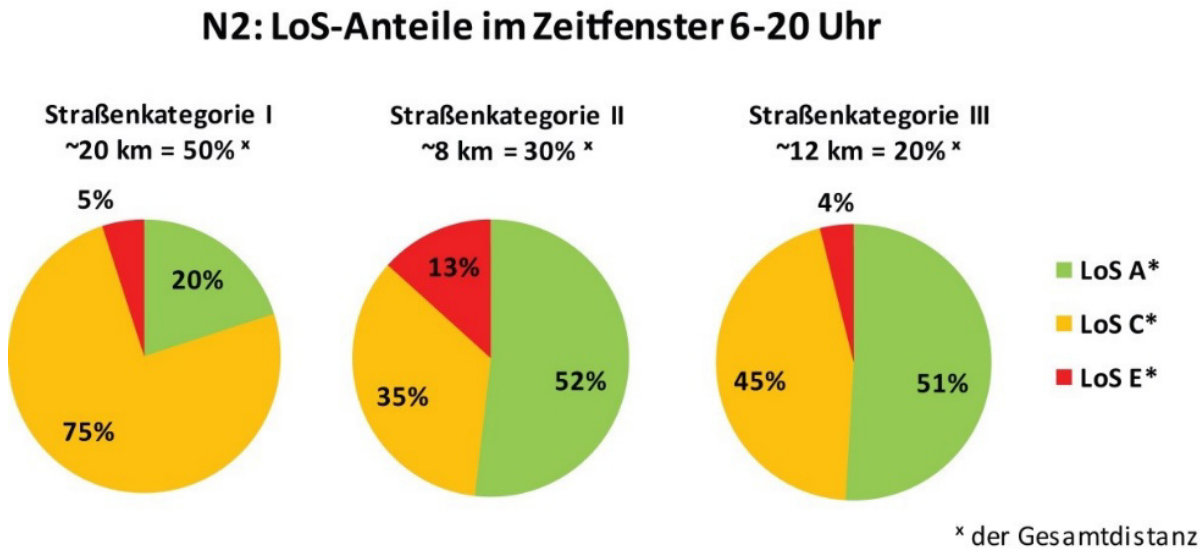



*Bild 2: Verkehrszustände im Zeitfenster einer Logistiktour nach frequentierten Straßenkategorien (Quelle: EFLOG 2014)*

*Bild 3: Level of Service (LoS) A* auf Straßenkategorie I, LoS C* auf Straßenkategorie II, LoS E* auf Straßenkategorie III im Zeitfenster einer Beobachtungsfahrt*

Dieser Modellaufbau erlaubt es sodann, unterschiedliche logistische Flächenbedienungen von Gütersenken oder Transportrelationen im Punkt-zu-Punkt-Verkehr für Fahrzyklen-Simulationen herzunehmen. Als Einstieg dafür wurden drei Mustertransportläufe innerhalb der Metropolregion Wien angenommen, die sich aus folgenden Komponenten konstituiert haben: Es handelt sich um werktägliche Logistikprozesse, nämlich Verteiltouren von Logistiklägern im Umland zu einem innerstädtischen Lieferbezirk im KEP-Dienst (PC=Parcel Service) und für die Belieferung im Lebensmittelhandel (FSD= Food Supply Delivery) sowie eine industrielle Lieferfahrt von einer innerstädtischen Produktionsstätte zu einem Großabnehmer (IDS=Industrial Delivery Service) im Umland und retour mit einer Lauflänge zwischen 36 und 40 km. Diese Touren werden mit typischen Nutzfahrzeugen der Klassen N1 (bis 3,5 t Gesamtgewicht), N2 (12 t maximales Gesamtgewicht) und N3 (bis 40 t zulässiges Gesamtgewicht, hier aber im Nahverkehr mit maximal 35 t unterwegs) durchgeführt.

Für die jeweiligen Logistiktouren wurden ab dem Auslieferlager übliche Zeitfenster definiert (z.B. KEP-Dienst mit N1: 8-17h, LEH-Tour mit N2: 6-20h, Industrielle Zulieferung zu einem Zentrallager ZZG-Tour mit N3: 17-22h), um für die drei Straßenkategorien die im Zeitfenster des Tagesganges der Verkehrsstärken auftretenden Anteile der drei Verkehrszustände Level of Service A*, C* und E* zu ermitteln (Bild 2). Ausgehend vom klassischen Ansatz der Stufen A (freier Verkehrsfluss) bis F (stockender Verkehr) wurden jedoch die Stufen A+B zu A*, C+D zu C* und E+F zu E* zusammengefasst. Das geschah, weil Nutzfahrzeuge über 3,5 t Gesamtgewicht mit einer Geschwindigkeitsbegrenzung belegt sind und daher den LoS A nicht in gleicher Weise nützen können wie Pkw. Dabei konnte auf Auswertungen der UNECE-Zählungen 2010 an den automati-

schen Zählstellen für das Land Wien mit 96 Zeitschnitten in 24 Stunden (viertelstündliche Änderung der Verkehrsstärken) zurückgegriffen werden.

## Durchführung der Fahrzyklen-Simulation

Die Fahrzyklen-Simulationen wurden für die erwähnten Nutzfahrzeug-Klassen N1, N2 und N3 durchgeführt. Dazu wurde jeweils ein repräsentatives Nutzfahrzeug ausgewählt, das den derzeitigen Stand der Technik darstellt und in kommerziellen Fahrzeugflotten breit vertreten ist. Diese Fahrzeugkategorien absolvieren täglich typische Logistik-Einsätze im Straßennetz, repräsentieren also Realfahrzyklen. Die Zielgeschwindigkeitskurven enthalten während der Phasen der Fahrzeugbeschleunigung dafür keine exakte Vorgabe, sondern geben sprungartig die Endgeschwindigkeit vor, sodass der „Fahrerregler“ (quasi der fiktive Fahrer) in der Simulation die Zielgeschwindigkeit (beispielsweise 50 km/h in der Stadt oder bis zu 130 km/h auf der Autobahn) unter Vollastbetrieb zu erreichen versucht. Das kommt dem typischen Betrieb solcher Nutzfahrzeuge nahe. Für jede Fahrzeug-Fahrzyklus-Kombination wurde als wesentliche verbrauchswirksame Randbedingung eine zeitliche Abfolge des Fahrzeugbeladungszustandes, also das während der Tour variable Fahrzeuggesamtgewicht, berücksichtigt.

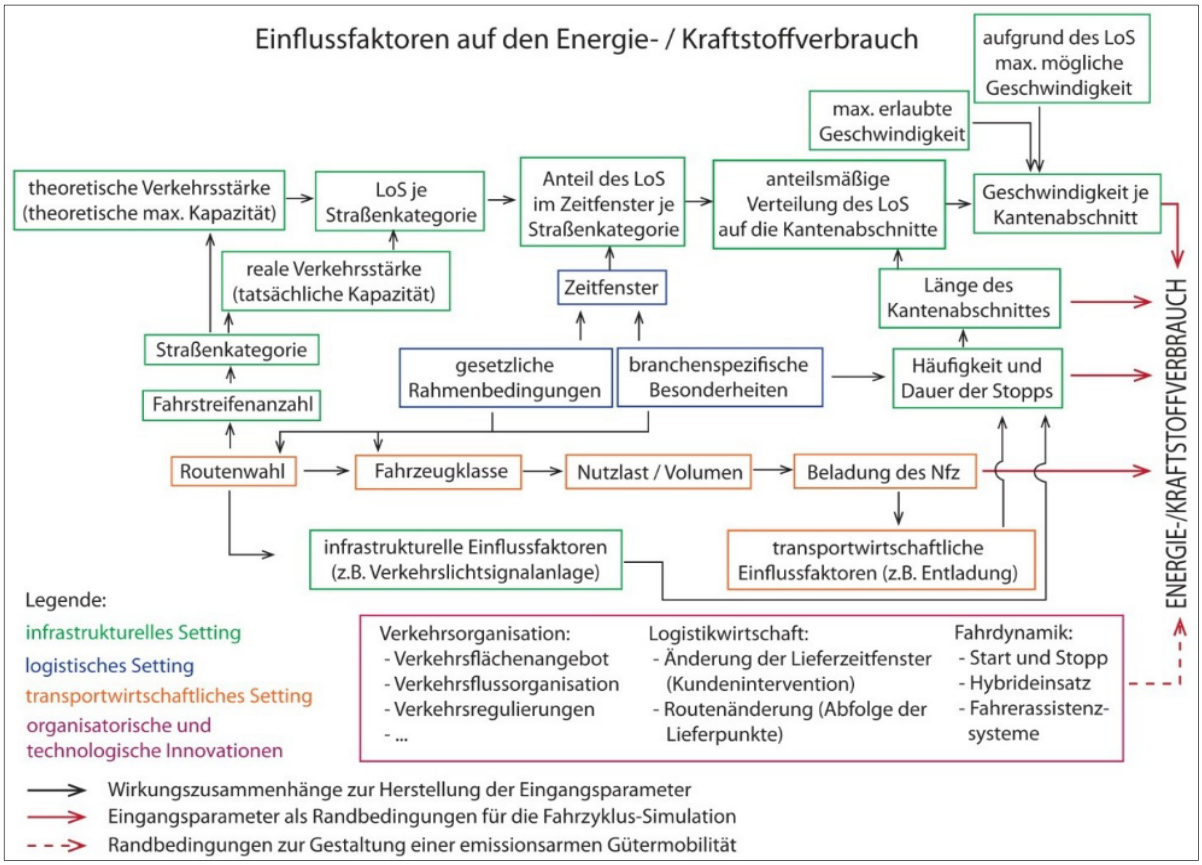



*Bild 4: Verkehrslogistisches Daten-Input-Modell zur Fahrzyklen-Simulation von Nutzfahrzeugen (N1, N2, N3) (Quelle: EFLOG, 2014)*

In der Fahrzeugsimulation werden ausgewählte Fahrzeugmodelle bezüglich ihrer längsdynamischen Eigenschaften mathematisch abgebildet und entlang virtueller Teststrecken, wie die entworfenen Laufwege der Logistiktouren, gefahren. Zu ihnen gehören Geschwindigkeits- und Höhenprofile der Route, die in der Simulation als Randbedingungen eingehen und so unter Berücksichtigung der Spezifikation des Fahrzeugs und seines Antriebsstrangs (Masse, Fahrwiderstand, Übersetzungen usw.) bzw. der Betriebsstrategie (gewählter Gang usw.) die verbrauchsrelevanten Parameter Motordrehzahl sowie Motordrehmoment bestimmen lassen. Unter Verwendung dieser beider Parameter wird automatisch der momentane Kraftstoffverbrauch ausgewertet, aus welchem per Integration der Zyklusgesamtverbrauch bzw. die $CO_2$-äquivalenten Emissionen ermittelt werden.

Die Fahrzyklen-Simulationen wurden mit dem AVL-CRUISE-Simulations-Programm im AVL-List-Stammsitz in Graz durchgeführt. Als Antriebskonfigurationen wurden für die erwähnten Nutzfahrzeug-Typen zunächst herkömmliche

Diesel- und Gasantriebe (CNG) als Basisvarianten auf dem Stand der Technik (EURO VI) unter Zugrundelegung der genannten verkehrslogistischen Fahrzeugeinsätze gewählt und deren Kraftstoff- bzw. Energieverbrauch und die $CO_2$-äquivalenten Emissionsmengen berechnet.

Um Reduktionspotenziale herauszufinden, wurden jene Antriebsvarianten für die Hybridisierung und Elektrifizierung ausgewählt, die bis zum Jahr 2020 für die gestellten Anforderungen als technisch einsatzfähig gelten können, auch wenn solcherart ausgestattete Nutzfahrzeugmodelle noch wenige am Markt angeboten werden. Bei den Systemauslegungen, was die Motorleistungen oder die Kapazität der Energiespeicher (insbesondere Batterie) betrifft, wurde Augenmaß angelegt, da nur Fahrzeuge den Fuhrparkhalter überzeugen, die alltagstauglich im Wirtschaftsverkehr einsatzfähig sind. Je nach Hybridisierungsgrad der Antriebsvariante wurde z.B. beim N2-Fahrzeug für den simulierten Einsatzzweck ein maximaler Leistungsbedarf des Elektromotors von 160 kW festgelegt, womit das Rekuperationspotenzial zu rd. 2/3 ausgeschöpft wird. Dadurch kann das Batteriegewicht in zweckmäßigen Grenzen gehalten werden. Denn die Batterie stellt einen wesentlichen Kostenfaktor bei der Anschaffung und bei der Wirtschaftlichkeit des Betriebes eines Nutzfahrzeuges dar.

Von besonderer Relevanz für die Emissionscharakteristik sind *„Dual-Energy"- oder „Hybrid"-Varianten* (HEV), in denen je nach Hybridisierungsgrad Verbrennungsmotor und Elektromaschine sowie Kraftstofftank und Batterie unterschiedlicher Leistung und Kapazität kombiniert werden. Mikro- und Mild-Hybrid-Fahrzeuge sparen durch die Start-Stopp-Funktionalität vor allem im Stadtverkehr schon erheblich an fossilem Kraftstoff ein, Voll-Hybrid-Fahrzeuge erlauben über gewisse Strecken rein elektrisches Fahren, z.B. um immissionsgefährdete Siedlungsräume zu entlasten. Diese können mit einer Plug-In-Funktion zum leitungsgebundenen Aufladen der Batterie ausgestattet sein, um neben der Energierückgewinnung während der Fahrt (Rekuperation) auch während eines längeren Stopps extern Strom aufzunehmen. Damit kann die Reichweite für das elektrische Fahren wesentlich gesteigert werden. Das muss aber mit einem steigenden Gewicht der Batterie, was wiederum die Nutzlastkapazität des Fahrzeuges reduziert, und mit einer stärkeren Leitungsbelastung des Stromnetzes bezahlt werden.

Schließlich stellen die rein *batteriegestützten Elektrofahrzeuge* (BEV) beim Stand der Batterietechnologie in absehbarer Zeit nur für den Leistungsbedarf der leichteren und maximal mittleren Nutzfahrzeugklassen (N1, N2) eine Alternative dar. Sie sind allerdings die für den Gütertransport innerhalb von Ballungsräumen bevorzugten Verkehrsmittel, sofern die verkehrslogistisch erforderliche Reichweite, z.B. durch Batterie-Ladeinfrastruktur im Bedienungsgebiet, gewährleistet werden kann. Außerdem können weitere fahrzeugseitige Maßnahmen zur Reduktion von Energieverbrauch und Emissionen beitragen, indem die Abwärmenutzung (Waste Heat Recovery) in Betracht gezogen wird und am Fahrwerk (einschließlich der Reifen), an der Karosserie und am Aufbau zur Verringerung des Roll- und Luftwiderstands angesetzt wird. Um die Transportproduktivität des Fahrzeuges zu verbessern, kommen zudem Leichtbaukomponenten in Frage, womit das Verhältnis zwischen Nutzlastgewicht und Fahrzeuggesamtgewicht, also die Transportproduktivität, verbessert werden kann.

## Ausgesuchte Ergebnisse der Fahrzyklen-Simulation

Neben der jeweiligen Basiskonfiguration der Nutzfahrzeug-Triebstränge für die drei unterschiedlichen Nutzfahrzeugklassen N1, N2 und N3 waren davon abgeleitete Varianten mit unterschiedlichen Hybridisierungsvarianten bis zum reinen batteriebetriebenen E-Fahrzeug (BEV) Gegenstand der Fahrzyklussimulation.

### *Fahrzyklen-Simulation für Dieselantrieb in Abhängigkeit vom Level of Service*

Um eine Grundlage für die Interpretation verkehrslogistischer Aufgabenstellungen zu schaffen, wurden in einem ersten Durchgang nur herkömmliche diesel-angetriebene Nutzfahrzeuge unter den Verkehrsbedingungen von jeweils Level of Service A* (z.B. bei Nachtanlieferung), C* (z.B. Tour außerhalb der Verkehrsspitzenzeiten) und E* (z.B. Terminlieferung in der Morgenspitze) simuliert. Dabei ergab sich wenig überraschend, dass der lockere Fließverkehr mit LoS C* dem Gütertransport aller drei Nutzfahrzeugklassen am besten entgegenkommt und die Dieselverbräuche daran zu messen sind. Diese variieren zwischen dem 2,6-fachen (bei N1) und dem 5,6-fachen Kraftstoffmehrverbrauch (bei N3) bei Verschlechterung der Verkehrsqualität von C* zu E*, aber auch zwischen 24 % und 30 % Mehrverbrauch bei einer Verbesserung zu A*. Das spricht sowohl für eine fahrzeugseitige Innovationsoffensive als auch für

ein Verkehrsmanagement, das für eine Homogenisierung der Verkehrsflüsse im Tagesablauf sorgt.

***Reduktionspotenziale im Energieverbrauch im Vergleich der Antriebsvarianten***

Die Simulationsergebnisse für die verschiedenen Antriebsvarianten ergaben bemerkenswerte Reduktionspotenziale, wie in Bild 5 bis 7 dargestellt ist. So zeigt sich, dass schon kleinere technologische Maßnahmen, wie die Start-Stopp-Funktion (Micro Hybrid), über alle Nutzfahrzeugklassen zwischen 11 % und 39 % Reduktionspotenzial beim Energieverbrauch erzielen. Eine volle Hybridisierung mit einem Dual-Energy-Concept, das konventionelles mit elektrischem Fahren kombinieren lässt, könnte sogar bis zu 75 % Energie- und ähnliche Emissionseinsparungen erbringen. In Hinblick auf Energieeffizienz und mit dem Vorteil von Nullemission vor Ort sind reine Elektrofahrzeuge kaum zu übertreffen, aber ihre Einsatzfähigkeit ist aufgrund der Reichweitenanforderungen von Güterverkehren noch begrenzt. Die Möglichkeit zur Rekuperation ist sowohl ein Argument für den Einsatz reiner Elektrofahrzeuge als auch von entsprechend ausgerüsteten Hybridfahrzeugen, um eine umweltsensible Strecke emissionsfrei zurücklegen zu können.

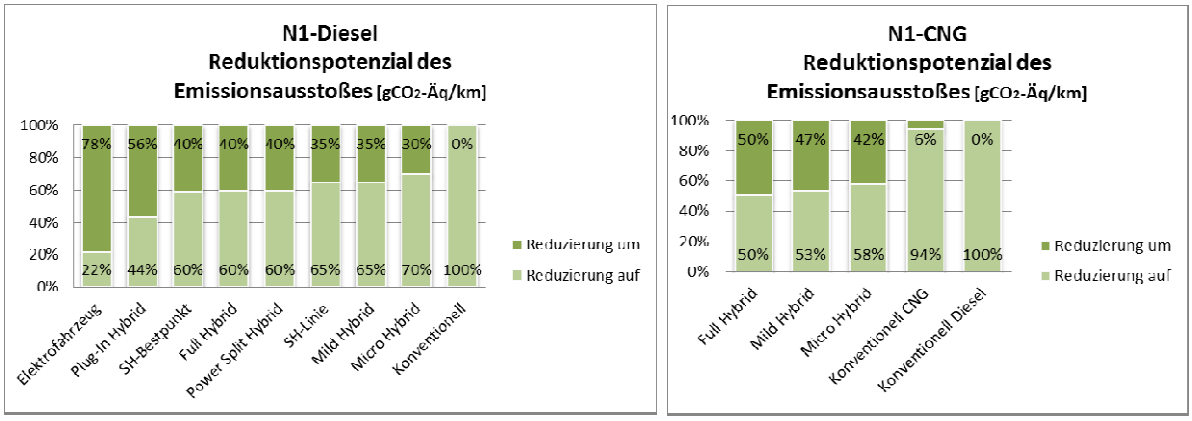



*Bild 5: Reduktionspotentiale bei Emissionen für Antriebsvarianten für Lieferfahrzeuge bis 3,5 t Gesamtgewicht für den Einsatz im KEP-Dienst in Bezug auf die Ausgangsbasis mit Diesel oder Erdgas (CNG) betriebener Fahrzeuge (Quelle: EFLOG 2014, gerechnet mit –CRUISE)*

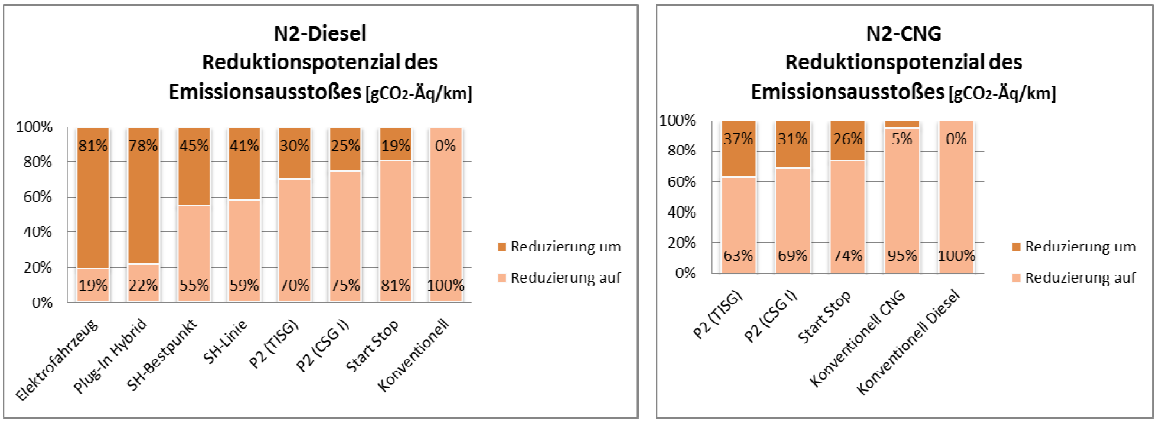



*Bild 6: Reduktionspotentiale bei Emissionen für Antriebsvarianten für Lieferfahrzeuge bis 12 t Gesamtgewicht (hier mit 9 t bei voller Beladung) für die Belieferung von Points of Sale im Lebensmittelhandel in Bezug auf die Ausgangsbasis mit Diesel oder Erdgas (CNG) betriebener Fahrzeuge (Quelle: EFLOG 2014, gerechnet mit –CRUISE)*

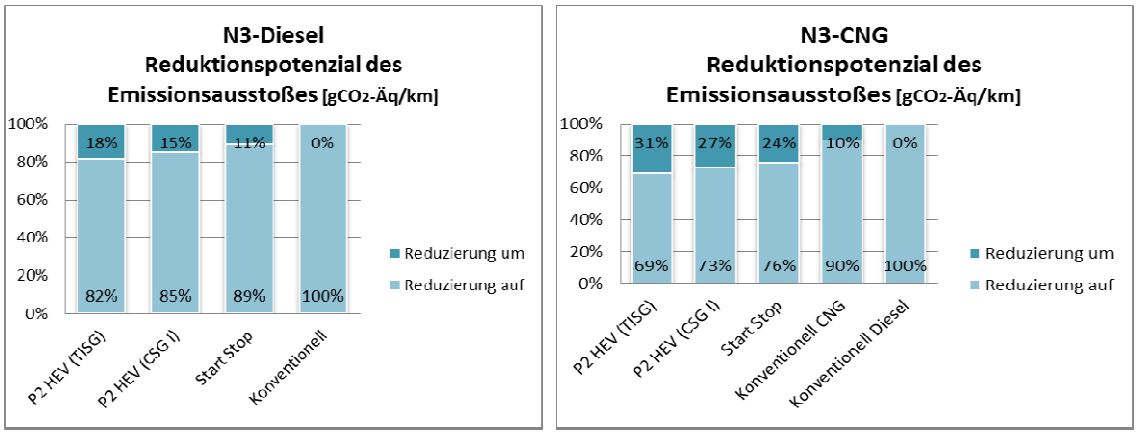



*Bild 7: Reduktionspotentiale bei Emissionen für Antriebsvarianten für Sattelzüge bis 40 t Gesamtgewicht (hier mit 35 t bei voller Beladung) für den Einsatz im industriellen Zulieferverkehr an Logistikläger in Bezug auf die Ausgangsbasis mit Diesel oder Erdgas (CNG) betriebener Fahrzeuge Quelle: EFLOG 2014, gerechnet mit –CRUISE*

## Nachhaltigkeitsindikatoren als Evaluierungstool für Logistikkonzepte

Schließlich hatte sich die Aufgabe gestellt, nicht nur eine Vergleichbarkeit der Antriebsvarianten in Hinblick auf ihre Reduktionspotenziale innerhalb einer Fahrzeugklasse und einer typischen Logistik-Tour herzustellen, sondern auch Indikatoren für eine übergreifende Bewertung aufzustellen. Denen liegt als

Schlüsselgröße das sich verändernde Gesamtfahrzeuggewicht (FzG) zugrunde, wenn eine Abschichtung der Zuladung während einer Tour passiert. Darauf bezieht sich die Umrechnung in Tonnenkilometer für den zu leistenden Transportaufwand. Wegen der unterschiedlichen Antriebsenergien wurden hierbei der Energieverbrauch in Mega-Joule (MJ) sowie die Emissionsmenge in Gramm $CO_2$-Äquivalenten bezogen auf Tonnenkilometer äquivalentem Fahrzeuggesamtgewicht ausgedrückt. Damit liegt ein Konzept für eine brauchbare Indikatorentafel zur Evaluierung der Nachhaltigkeit von Transportläufen vor. In Tabelle 1 sind als Beispiel die Antriebs-Bestvarianten je Tour und Nutzfahrzeugklasse im übergreifenden Vergleich dargestellt. Zuvor seien die verwendeten Indikatoren erläutert. Sie sollen den Paradigmenwechsel in der Bewertungsoptik zur Optimierung der verkehrslogistischen Planung verdeutlichen.

## „Zukunftsfähige“ Bewertungsoptik der Verkehrslogistik

Um den ökonomischen Aspekten gebührend Rechnung zu tragen, wird zwischen fahrökonomischen Datengrundlagen der Antriebscharakteristik und den fahrtökonomischen Eingangsdaten unterschieden. Bis auf die fahrdynamischen Leistungsparameter, die vom ausgewählten Fahrzeugtyp abhängen, und daher exogene fahrzeugtechnische Randbedingungen darstellen, könnten durch die verkehrslogistische Tourenplanung, etwa durch die Variation des Touren-Zeitfensters und durch die Routenwahl sowie durch das Nutzlastmanagement den Beladungszustand und die Abschichtungssequenzen der Lieferstopps betreffend, Steuerungen vorgenommen werden. Deren Effekte auf den kumulierten bzw. anteiligen Energieverzehr und die Emissionsmenge sollten sich schließlich ablesen lassen. Dafür fehlen freilich für die Logistikplaner und Fuhrparkdisponenten noch die handhabbaren Werkzeuge. Dazu würde es eine Simulationsplattform, etwa cloudbasiert für kleinere Fuhrparkbetreiber oder als proprietäres Software-Tool für Flottenbetreiber, brauchen. Darin gehörten Daten zur kapazitiven Aufnahmefähigkeit der Verkehrsinfrastruktur und zum Zeitgang des Verkehrsaufkommens integriert. Die bisher als Shareware benützbaren Tools sind zwar ein erster Schritt in diese Richtung, dienen aber eher der allgemeinen Orientierung vor allem in Hinblick auf die $CO_2$-Problematik.

Drei verkehrslogistische Schlüsselindikatoren sind primär für die betriebliche Kostenkalkulation und Wettbewerbsfähigkeit der Logistikdienste relevant, aber auch in Hinblick auf ein umweltorientiertes Verkehrsmanagement privater- und öffentlicherseits von Interesse, diese sind:

- Vollbeladungs-Äquivalente + Leerfahrten-Äquivalente = **Transportaufwand** in Tonnen-Km Gesamt-Fahrzeuggewicht auf der Fahrbahn für eine Tour
- Anteile der bewegten Fahrzeugmasse in tkm für die Zuladung zur Kundenbelieferung = **Transportleistung**
- Als Verhältnis Bewegte Fahrzeugmasse in tkm zur Zuladung in tkm = **Transport-Produktivität**

Umgelegt auf den Energieverbrauch und den Emissionsausstoß geben die Nachhaltigkeits-Indikatoren Hinweise für eine transportökologische Optimierung der Verkehrslogistik und für den Innovationsbedarf bei der Fahrzeugentwicklung.

## Systematik der verkehrslogistischen Datenstrukturen

Um letztlich die simulierten Effekte auf nachvollziehbare Bezugsgrößen umlegen zu können, bedarf es einer konsistenten Datenstruktur. Dabei stellt sich weniger das Problem des Datenschutzes als der Anforderungen an Vollständigkeit und Flächendeckung. Denn es braucht für die Durchführung der Fahrzyklussimulation als Dateninput:

- **Basisdaten zur Laufwegcharakteristik der Verkehrswege**, damit die beanspruchte Straßeninfrastruktur nach ihren Merkmalen in Kanten gleicher Befahrungsbedingungen aufgegliedert vorliegt. Eine Kompetenz, die im weitesten Sinn bei der „Verkehrsplanung“ angesiedelt ist. Solche netzgraphischen Datengrundlagen stehen vielfältigen Anwendungen zur Verfügung.
- **Basisdaten zu den Fahrzeuggewichten im Laufe einer geplanten Tour**, die vom gewählten Nutzfahrzeugtyp und der Nutzlastcharakteristik der Waren abhängt. Das entscheiden die Fahrzeugdisponenten und die, auch soft-

ware-gestützte, Logistikplanung. Solche Daten könnten standardisierbar abrufbar gemacht werden.

- **Kennwerte zur Transportcharakteristik und den Fahrleistungen von Touren**. Diese Daten sind branchenspezifisch zwar ähnlich angelegt, variieren aber je nach Geschäftsbeziehungen in der Supply Chain der Transportkette. Dabei sind oftmals Bestellerwünsche bei den Warenlieferungen zu berücksichtigen.

Liegt eine solche Datengrundlage tourenspezifisch aufbereitet vor, können die Effekte nach Energieaufwand bzw. Kraftstoffverbrauch sowie nach Emissionsausstoß, prinzipiell auch unterschieden nach Schadstoffen, wie Partikel und $NO_x$, oder nach Treibhausgasen, also voran $CO_2$, in der Fahrzyklen-Simulation berechnet werden. In Tabelle 1 wird beispielsweise demonstriert, welche Antriebsvarianten in welchen Fahrzeugklassen für welche logistische Bedienung die Bestvariante für die gewählte Tour darstellen würden, wenn solche Fahrzeuge marktfähig wären.

| Tourenkennwerte für N1. N2 und N3 | | | | Tour | Simulierter Energieverbrauch in Mega-Joule (MJ) | | Tour | Simulierte Emissionsmenge $CO_2$-Äquivalente in g/tkm Fahrzeuggewicht (FzG) | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Lauflänge der Tour | Vollladungsäquivalente Fahrleistung mit Startgewicht | Leerfahrtäquivalente Fahrleistung mit Eigenmasse | Transportaufwand zur Bedienung der Tour | | Energieverbrauch je Tour (Kontrollrechnung) | Verkehrslogistischer Energieverbrauch in MJ pro tkm tourenspezifisches Fahrzeuggewicht | | Emissionsmenge je Tour (Kontrollrechnung) | Emissionsmenge in Gramm pro tkm tourenspezifisches Fahrzeuggewicht |
| 39,1 km | 27,4 km mit 3,0 t = 82,20 tkm | 11,7 km mit 2,5 t = 29,25 tkm | 111,45 tkm | ***N1-KEP-Tour mit Elektrofahrzeug (BEV)*** | 68,97 MJ/39,1 km der Tour = 1,764 MJ/km | 68,97 MJ je Tour: 111,45 tkm je Tour = 0,619 MJ/tkm FzG | ***N1-KEP-Tour mit Elektrofahrzeug (BEV)*** | 3.773,15 $gCO_2$-Äq /39,1 km der Tour = 96,50 $gCO_2$-Äq/km | 3.773,15 $gCO_2$-Äq je Tour: 111,45 tkm je Tour = 33,86 $gCO_2$-Äq/tkm FzG |
| 40,2 km | 20,1 km mit 9,55 t = 191,96 tkm | 20,1 km mit 5,05 t = 101,51 tkm | 293,46 tkm | ***N2-LEH-Tour mit Diesel/Plug-In-Hybrid P2/Dual Energy Concept*** | 92,82 MJ/40,2 km der Tour = 2,309 MJ/km | 92,82 MJ je Tour: 285,42 tkm je Tour = 0,325 MJ/tkm FzG | ***N2-LEH-Tour mit Elektrofahrzeug (BEV)*** | 5.523,48 $gCO_2$-Äq /40,2 km der Tour = 137,4 $gCO_2$-Äq/km | 5.523,48 $gCO_2$-Äq je Tour: 293,46 tkm je Tour = 18,82 $gCO_2$-Äq/tkm FzG |
| 36,0 km | 18,0 km mit 35,24 t = 634,32 tkm | 18,0 km mit 15,24 t = 274,32 tkm | 908,64 tkm | ***N3-ZZG-Tour mit Diesel/P2 (TISG) Hybrid*** | 451,33 MJ/ 36,0 km der Tour = 12,537 MJ/km | 451,33 MJ je Tour: 908,64 tkm je Tour = 0,497 MJ/tkm FzG | ***N3-ZZG-Tour mit CNG-Hybrid P2 (TISG)*** | 28.490,40 $gCO_2$-Äq /36,0 km der Tour = 791,40 $gCO_2$-Äq/km | 28.490,40 $gCO_2$-Äq je Tour: 908,64 tkm je Tour= 31,35 $gCO_2$-Äq/tkm FzG |

*Tabelle 1: Die Bestvarianten im Vergleich der Antriebsvarianten für die jeweilige typische Logistik-Tour (Quelle: EFLOG, 2014)*

Darin wird verdeutlicht, wie die Indikatoren erstellt und mit welchen Bezügen sie ausgedrückt werden und wo Optimierungen bei der Verkehrslogistik ansetzen könnten. Aber es sind nicht nur die Bezüge zur Route einer Logistikfahrt aufschlussreich. Das Herstellen verschiedener Bezüge, etwa zur kommissionierten Warenlieferung, z.B. auf Paletten, kann für die beteiligten Akteursgruppen

ungeahnte Optimierungsaussichten oder Reformschritte eröffnen. Es kommen beispielsweise folgende Effekteausprägungen in Hinblick auf die Beiträge zur Belastungsabsenkung der Atemluft entlang der Straßenzüge in Betracht:

- Aggregierungen von Touren gleichen, z.B. werktäglichen, Laufweges, aber zu Zeiten unterschiedlicher Verkehrszustände (LoS)
- Kumulierungen von unterschiedlichen Logistiktouren verschiedener Frachtführer auf gleichen Straßenabschnitten aufgrund von Beobachtungen
- Segmentierungen in Hinblick auf Fahrzeugklassen unterschiedlicher Transportproduktivität und fahrdynamischer Leistungscharakteristik sowie nach Varianten der Hybridisierung
- Standardisierungen zu vergleichbaren Kennwerten mit gewohnten Bezugsgrößen (wie pro Km Laufweg, pro tkm Fahrzeugmasse oder Nutzlast u.ä.)

Solche Herangehensweisen setzen aber die zielgerichtete und lösungsorientierte Formulierung einer Aufgabenstellung voraus und die Benennung der an den Ergebnissen interessierten Auftraggeber und derjenigen, die diese Effekt-Simulationen durchführen können. Schließlich soll ein erkanntes Problem gelöst werden, sodass die Güterverkehr praktizierenden Akteure ins Boot zu holen sind.

## Fazit zu den Nutzfahrzeugzyklen und weiterführende Handlungsfelder

Als Fazit ist auf die multidisziplinären Verschränkung von der fahrzeugseitigen über die verkehrslogistische bis zur standortpolitischen Optimierung der Straßengütertransporte hinzuweisen, diese umfasst insbesondere die Handlungsfelder und Angriffspunkte bei:

- den motorischen Wirkungsgraden der Fahrzeuge (Antriebsstrang)
- den fahrzeugseitigen Nutzlastkapazitäten (Transportproduktivität)
- den zeitabhängigen Straßenkapazitäten (Ideallast-Zeiten)
- regulierenden Eingriffen für belastete Gebiete (Brechung von Belastungsspitzen unter die Grenzwerte)
- der Nfz-fahrleistungsreduzierenden Logistikstandortpolitik (Reduzierung des Wegeaufwandes für die Versorgung der urbanen Gütersenke)

- die Begrenzung von Mehrverkehren durch Hinterfragung von überschießenden Lieferserviceangeboten („same day delivery“ etc.)
- der emissionsreduzierten (multi-)modalen Gestaltung der Transportketten (Wahl umweltverträglicher Verkehrsmittel)

Damit wird eine Vielfalt von Akteuren bzw. Stakeholdern adressiert, die sehr unterschiedliche Optimierungsziele bei ihren Aktivitäten verfolgen, die aber auch eine beruflich interessenfokussierte und fachlich segmentierte Wahrnehmung ihrer Aufgaben und der dadurch ausgelösten Phänomene auszeichnet. Das betrifft vor allem das Phänomen Straßenverkehr und seine Umwelteffekte, die aus den verschiedenen praktischen Blickwinkeln erlebt und verursacht werden. Also sind die inneren Sichtweisen (und Wissensbestände) der entscheidenden und praktizierenden Akteure mit den Erkenntnissen der (forschenden) Beobachter aus der Außensicht zu verknüpfen. Auch diese Außenstehenden vertreten Motive, wie die Luftreinhaltung oder die Erreichung der Klimaziele, oder sie folgen ihrer Forschungsneugierde, wenn sie sich damit befassen können. Dabei zeigt sich, dass Phänomene eine imaginäre Klammer zwischen Wissensgebieten darstellen, deren Vertreter nicht unbedingt miteinander direkt kommunizieren oder aktiv zusammenwirken, weil ihre Wahrnehmungsoptiken zu verschieden sind und ihre methodischen Arbeitsweisen offenkundig keine Schnittstellen anbieten.

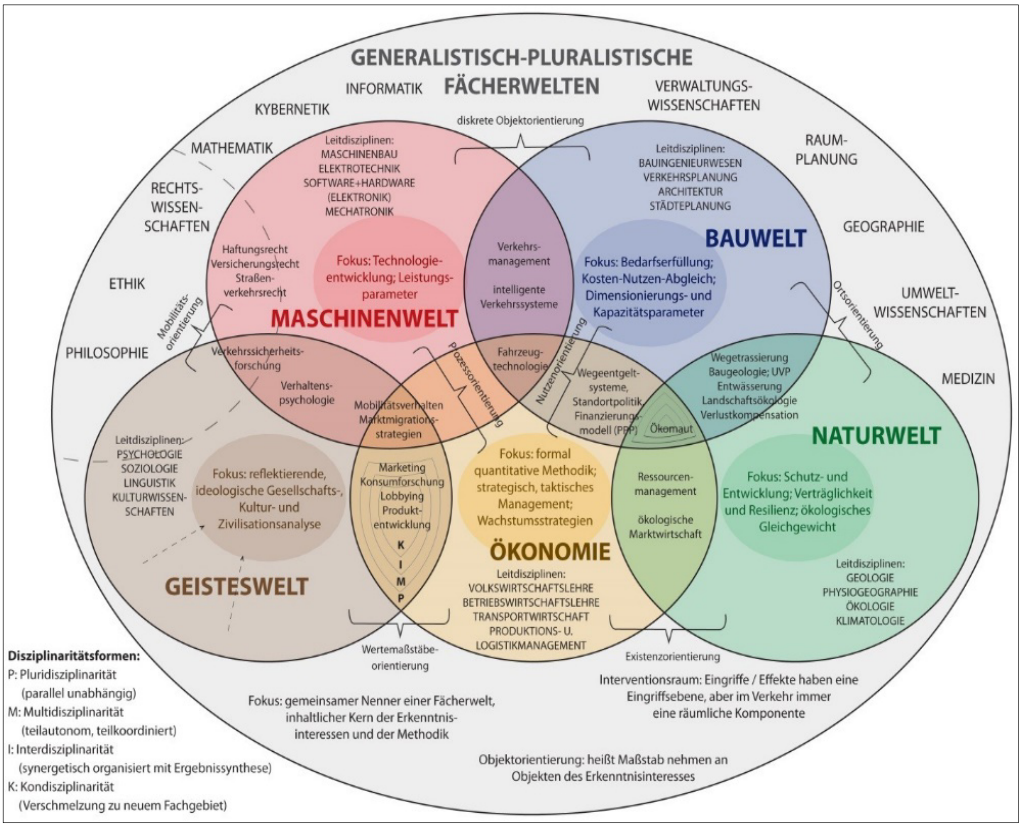



*Bild 8: Die Verschränkung der Fächerwelten in der zivilisatorischen Entwicklung in Bezug auf die Umweltgestaltung (Quelle: AIDA-F 2016, Entwurf Dörr/Toifl)*

Es sind dies in einer pragmatischen Zusammenschau: die „Maschinenwelt“, die uns den technischen Fortschritt und die Fülle der Wohlstandsgüter sichert, die „Bauwelt“, die uns die Infrastruktur für die Mobilität bereitstellt, die „Wirtschaftswelt (Ökonomie)“, die uns den Lebensunterhalt ermöglicht, die „Geisteswelt“, die uns ein Wertegerüst vermittelt, die „Naturwelt“, die uns mehr oder minder knappe Ressourcen zur Verfügung stellt und die „generalistische Welt der Formal- und Integrativwissenschaften“, die die kognitiven Basisleistungen für unsere zivilisatorische Entwicklung bereitstellt. Alle diese Fächerwelten und ihre zugehörigen Fachdisziplinen mit ihren Wahrnehmungsoptiken und Arbeitsweisen haben einen Bezug zur Thematik „Luftqualität“.

## Der Handlungsbedarf global, regional und lokal

Am Beginn der Verursachungskette der verkehrsbedingten Luftbelastungen steht die „Versuchung“ durch den Energierohstoff Erdöl, der die gegenwärtige zivilisatorische Ära prägt und den Energierohstoff Kohle als Kraftstoff weitgehend abgelöst hat, was übrigens mit erheblichen Verbesserungen in der lokalen Luftqualität („Smog“) einherging. Die nächste Ablösung zu postfossilen Energieträgern steht bevor, auch wenn die Umstellung voraussichtlich einen jahrzehntelangen Prozess darstellen wird, wobei regionale Schwerpunkte (unter gewissem Problemdruck) als Innovationspole vorgezogen realisiert werden können. Global werden rund 55 % des Erdöls für Transportzwecke verbraucht, 18 % darunter allein für den Straßengüterverkehr (Bild 9).

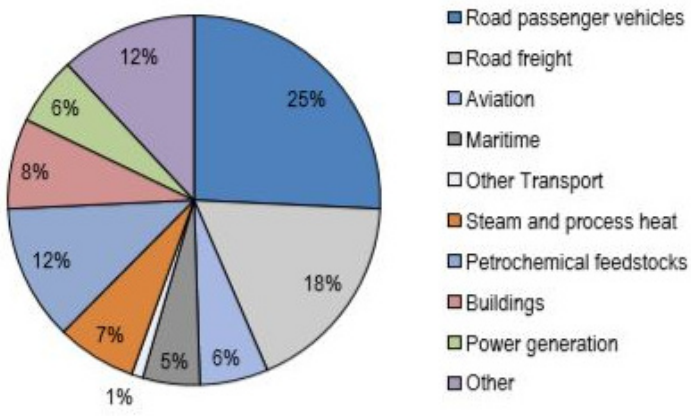



*Bild 9: Der weltweite Erdölverbrauch nach Sektoren (Quelle: adaptiert nach IEA in ITF 2018)*

Aber noch gilt es die Barrieren, die einer breiten Umstellung („Verkehrswende“) entgegenstehen, abzubauen. Diese vorbereitenden Maßnahmen sind vielfältiger Natur, wozu unter dem Dach dieser gemeinsamen „Jahrhundert-Aufgabe“ eine Fülle von Fachleuten aus den erwähnten Fächerwelten beitragen muss (Bild 10). Die von Experten vermuteten Hindernisse bei der Durchsetzung alternativer Antriebsformen reichen von den Betriebskosten für die jeweilige Antriebsenergie (Fuel costs) über die Wirkungsgrad(-verluste) bzw. Emissionskumulierungen entlang der Versorgungskette Well-to-Wheel, die Gewährleistung der Versorgungsinfrastruktur (Charging networks), die etwaigen fahrbetrieblichen Nachteile (Vehicle lacks operational requirements) bis zu den kriti-

schen Anschaffungskosten für die alternativ angetriebenen Fahrzeuge (Vehicle costs). Dazu gibt es noch Gründe, wenn bei der Erzeugung der Antriebsenergie rationelle Produktionsverfahren und -anlagen erforderlich sind, wie z.B. beim als Ressource nicht vorkommenden Wasserstoff (difficult to scale up production). Das bedeutet, dass zur Überwindung der Hürden bestimmte Konstellationen von Expertisen und Entwicklungsträgerschaften gefordert sind, wie Motorenentwicklung, Kraftstoffchemie, Verfahrenstechnik, Speichertechnologie u.a.). Aber für die Implementierung bedarf es des politischen Willens, der ökonomischen Kalkulation und der ökologischen Bilanzierung, wozu der Entlastungseffekt für die Atemluft vor Ort des Verkehrs und die Abschätzung der Minderung der volksgesundheitlichen Schäden gehören.

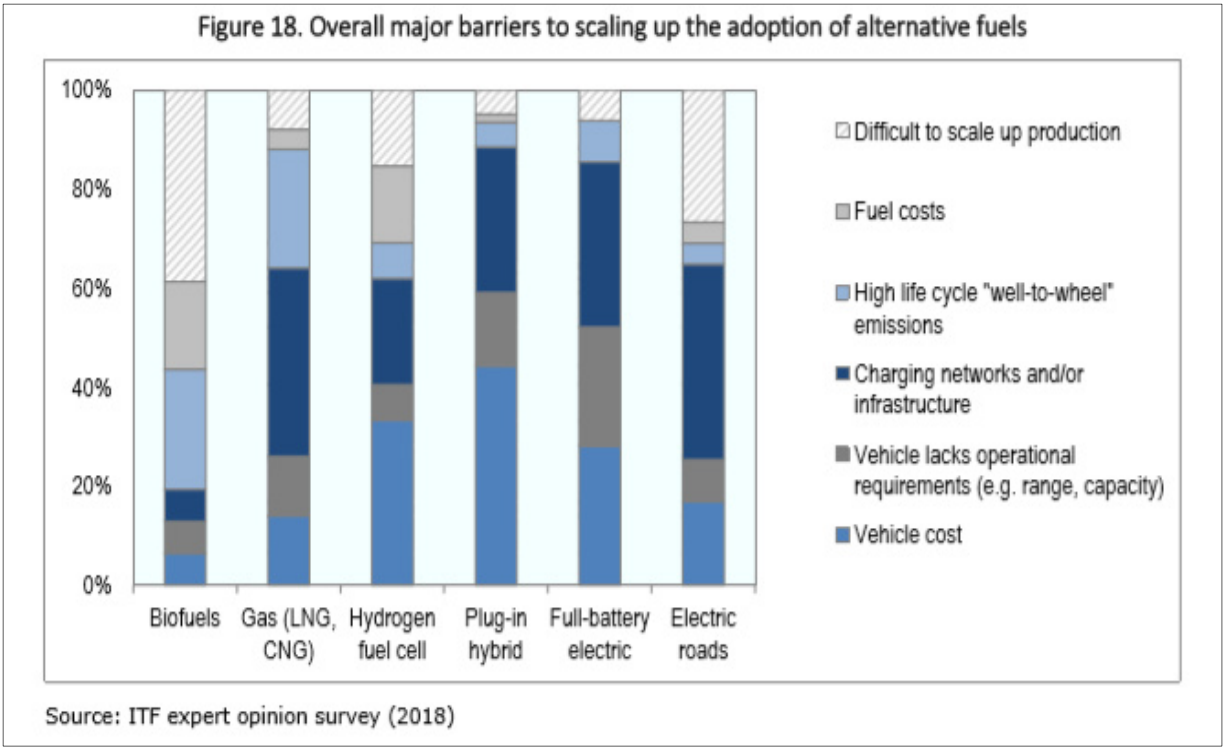



*Bild 10: Expertenbefragung zu den Barrieren bei der Durchsetzung alternativer Antriebe*

## Wahrnehmung des Faktors Luft

Da Luft allgegenwärtig ist, wurde sie in der klassischen ökonomischen Theorie als freies Gut angesehen, sie gilt also nicht als knappe wertvolle Ressource. Aber Luft wird nicht nur als überall verfügbares Abfalldepot mit Schadstoffen belastet, sondern auch verbraucht, ist also ein unsichtbarer Produktionsfaktor bei allen Formen der Verbrennungsmotorik. Die disziplinären Wahrnehmungs-

optiken zur Luftqualität reichen von der Analyse von Feinstaub im Rasterelektronenmikroskop und der gasförmigen Schadstoffe in der *Gaschromatographie* bis zur *atmosphärischen Immissionserfassung durch die Satellitenfernerkundung*. Das stellt ein enormes Maßstabsspektrum dar, was die Gefahr der Zersplitterung in akademische Hoheitsgebiete in sich birgt und eine synthetische Sichtweise nicht leicht macht. So spielen Hot Spots eine mobilisierende Rolle, wenn die Einbuße an Atemluftqualität Betroffenheit auslöst, etwa weil die Gefahr gesundheitlicher Schädigungen bewusst wird und an Bildern mit Menschen mit Schutzmasken oder am Medium (Smog-Glocke) selbst sichtbar wird. Bei genügender Dichte von Luftmessstellen lassen sich die Immissionen flächendeckend modellieren, was das Problembewusstsein anregt, welche Emissionsquellen (Industrie, Kraft-Heizwerke, Straßenverkehr) dafür verantwortlich sein könnten. Dazu lohnt dann der Blick in die Verkehrszählungen.

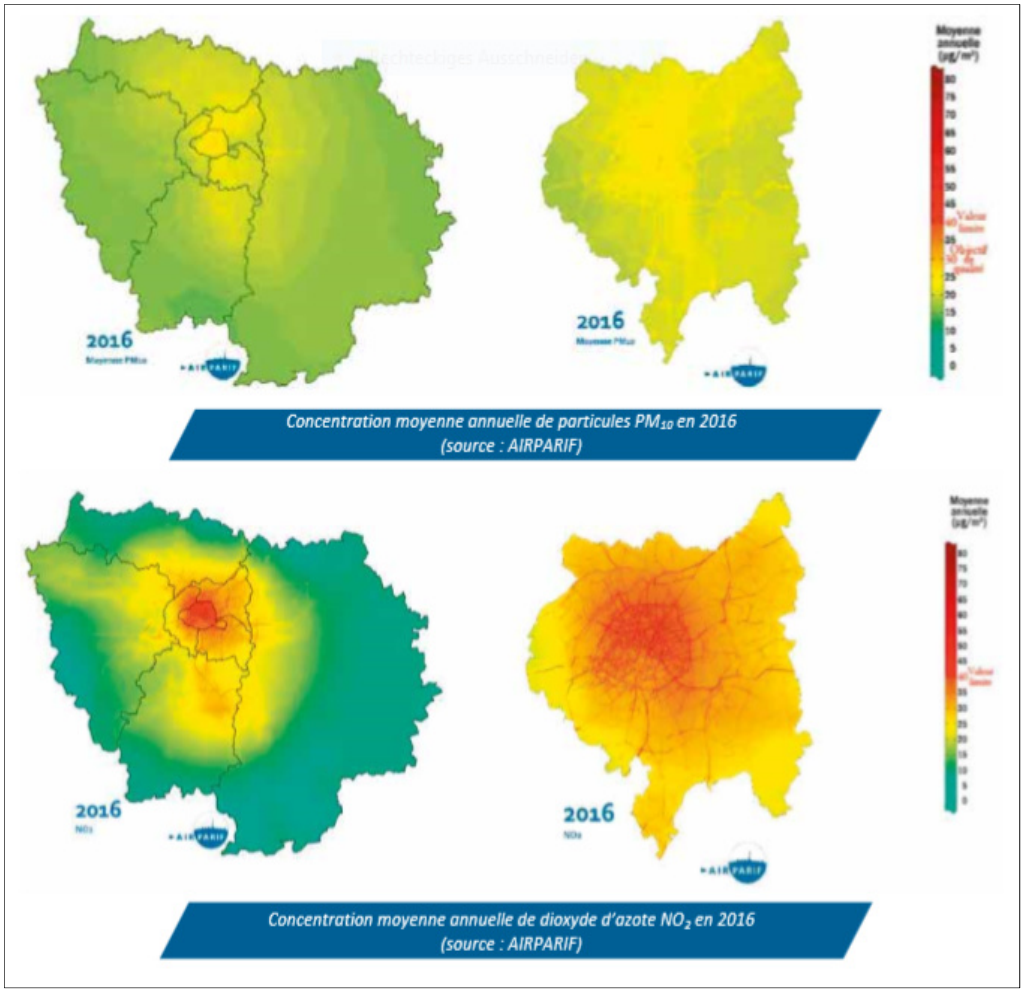



*Bild 11: Jährlich mittlere Feinstaubbelastung ($PM_{10}$) und Stickoxid-Belastung ($NO_2$) in der Metropolregion Paris 2016*

*Quelle: Plan Climat Air Énergie de la Métropole du Grand Paris 2017*

Wie in Bild 11 anschaulich wird, sind die Bebauungsdichte und die Verkehrserzeugung wesentliche Ursachen für die von der Peripherie zum Stadtzentrum zunehmende Partikel- und Stickoxid-Belastungen, sodass zu den Hot Spots auch (konzentrische) Hot Areas ausgemacht werden können. Damit sind sowohl die Mobilitätsplanung als auch die Logistikkonzepte als Verkehrssteuerung für den urbanen Raum sowie der Städtebau als Steuerung der Verteilung der Baumassen und für die Vorsorge von Lüftungsschneisen angesprochen. Dabei hat eine diesbezüglich verantwortungsbewusste Politik schon viele Wirtschaftslobbies gegen sich versammelt. Dieser Diskurs sollte daher öffentlich und sachorientiert geführt werden. Dabei sollte man keine Angst vor zuviel „Expertentum" haben, wenn der Prozess professionell moderiert und verständlich aufbereitet wird.

## Disziplinaritäten im Forschungsfortgang zur Aufgabenbewältigung

Wird ein interdisziplinäres Zusammenwirken zu einer definierten Aufgabenstellung für gesellschaftlich notwendig und zielführend gehalten, dann ist zunächst die mögliche Arbeitsorganisation angesprochen, wer wann welche Ergebnisse aus einem anderen Fachbereich benötigt, um den eigenen fachlichen Beitrag leisten zu können. Die Art der Verwendung fremddisziplinärer Beiträge bestimmt darüber, ob es sich um ein zufällig *pluridisziplinäres*, um ein koordiniertes *multidisziplinäres*, um ein Erkenntnisse integrierendes *interdisziplinäres* oder gar um ein Fächer verschmelzendes *kondisziplinäres Wechselspiel* in der Aufgabenlösung handelt. Die Organisationsformen, die interdisziplinäre Prozesse ermöglichen sollen, reichen von gelegentlichem Meinungs- und Datenaustausch über einen systematisch organisierten Wissenstransfer für bestimmte Aufgaben bis zu einer in gewissem Maße institutionalisierten *Kooperation zu Themenfeldern und Kollaboration zur Lösung konkreter Aufgaben*.

Die in Bild 12 dargestellte hyperbelartige Form im Forschungsfortgang darf als geometrische Metapher verstanden werden, die andeuten soll, dass nicht über den ganzen Forschungspfad entlang immer die gleichen Disziplinen und noch dazu in gleichem Maße beteiligt sein müssen. Schließlich ist ein interdisziplinärer Overkill manchmal kontraproduktiv, wenn die Ergebnisse nicht mehr kommuniziert werden können. Versucht man anhand dieser Skizze Aufgabenfelder und Expertisen zum komplexen Thema Luftqualität zuzuordnen, so stehen am

Beginn der Forschungskette pluridisziplinäre Befassungen unterschiedlichster Disziplinen im Bereich der Grundlagenschaffung auf verschiedenen Maßstabsebenen (global, regional, lokal), die zu einer Problematisierung verdichtet werden und in der Folge eine vertiefte problemnahe Ursachenforschung auslösen.

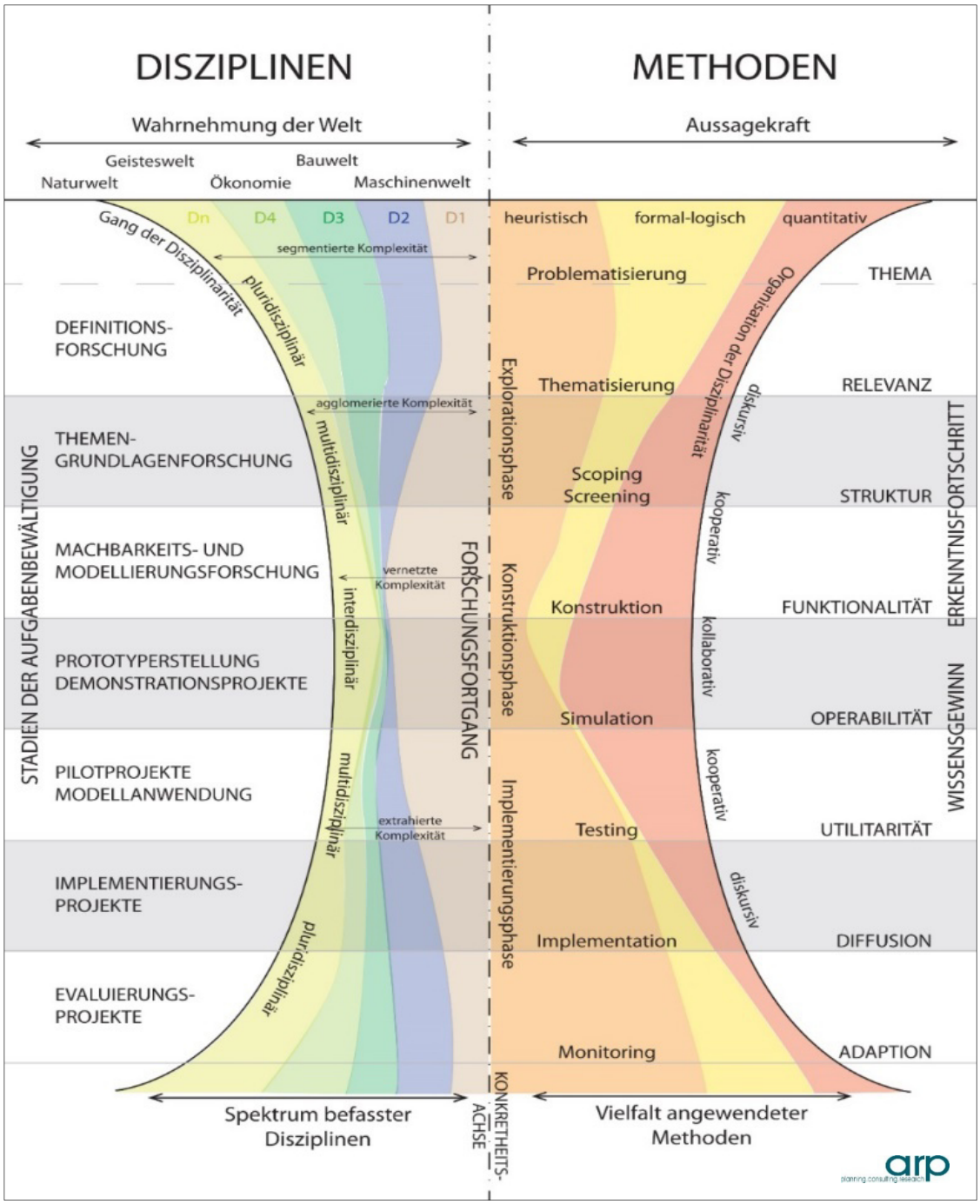
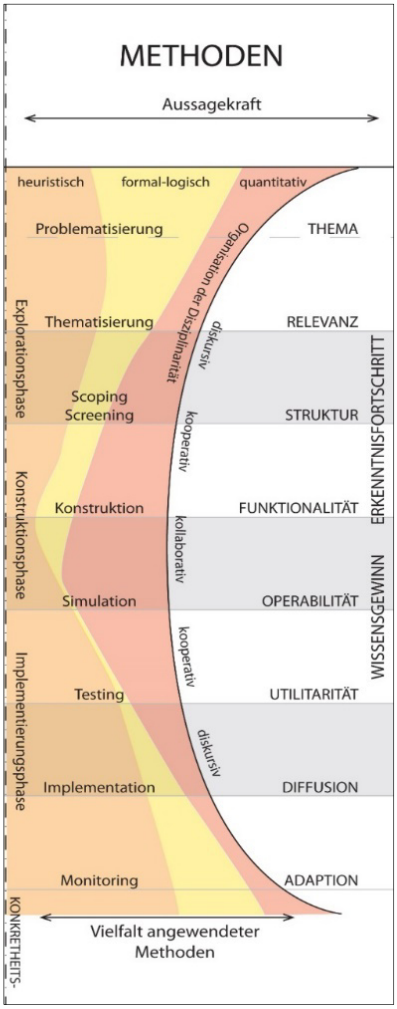



*Bild 12: Forschungsfortgang zu einer Aufgabe in Hinblick auf Disziplinaritäten (Quelle: AIDA-F, 2016)*

## Forschungs- und Strategiepfad:




### Thematische Aufgabenstellungen:

Klimaforschung und -politik
(globaler Wissensgewinn)
Immissionsklimatologie (regional problemnaher Erkenntnisgewinn)
Messtechnik/Immissionsmonitoring lokal
Umweltpolitik (Welt-, EU …)
Ursachen-/Emissionsforschung (an den Quellen)
Verfahrenstechnik/Technologieentwicklung
Städtebau, Raumordnungsstrategien
Mobilitäts- und Logistikkonzepte
Nfz-Einsatzszenarien und -simulation
Modellierung Emissionsausbreitung und Immissionsbelastung (Kfz-Technik, Witterungsklimatologie, Stadtbautechnik, Fremdemittenten, medizinische Luft-Hygiene, Photokatalytik)
Luftreinhalte-Strategie (Ziele, Mitwirkende)
Modellierung umweltverträglicher Verkehrs-beeinflussung (Verkehrsmengen in Netzteilen)
Managementsystem, Maßnahmen- u. Zeitplan
Organisationsstrukturen (Steuerung, Wartung, Überwachung, Zielkontrolle)

*Bild 13: Zuordnung themenrelevanter Aufgaben auf dem Implementierungspfad mit dem Ziel, die Luftqualität in Bezug auf den (Güter-)Verkehr zu verbessern*

Ist man den Ursachen für die Anreicherung der Atmosphäre mit Treibhausgasen und der Belastung der bodennahen Luftschichten mit Schadstoffen auf den Grund gegangen, stellen sich die Herausforderungen, mit Mitteln der Normensetzungen und der Regulierungen die Technologie-Entwicklung anzustoßen, um Problemlösungen zu erarbeiten. Aber auch die Art und Weise der Ausübung der Grunddaseinsfunktionen (Wohnen, Wirtschaften, Mobilität) stehen somit auf dem Prüfstand zur Reformierung an. Damit ist die territoriale Organisation unserer Gesellschaft angesprochen. Schließlich muss die Befassung mit der komplexen Thematik in einen permanenten Prozess des Monitorings, der Zielkontrolle und der Weiterentwicklung der Technologien, Modelle und Methoden

übergeführt werden. Dazu gibt es vielversprechende Schritte, die allerdings noch nicht alle Regionen, Wissensbereiche und Wirtschaftssektoren erfasst haben.

## Literaturhinweise:

### Eigene Veröffentlichungen (chronologisch):

EFLOG 2014 – Wirkungspotentiale der Leistungsangebote neuer Fahrzeugtechnologien für die Bedienungsangebote der Logistikdienstleister. Endbericht zur Forschungs- und Entwicklungsdienstleistung für das Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie (BMVIT) erstellt von arp-planning.consulting research (Wien), AVL List GmbH (Graz), dem Fachbereich Verkehrssystemplanung der TU Wien und Energy Comment (Hamburg). Wien

Heinz Dörr, Yvonne Toifl, Arno Huss, Peter Prenninger (2015): Antriebstechnologie und Nachhaltigkeit im Straßengüterverkehr. Verknüpfung von Verkehrslogistik und Fahrdynamik von Nutzfahrzeugen. In: Internationales Verkehrswesen 67. Jg. Heft 1/2015. S.40-44

AIDA-F 2016 – Potenzial interdisziplinärer Ansätze für organisatorische Innovationen im Güterverkehr, Endbericht zur Forschungs- und Entwicklungsdienstleistung für das Bundes-ministerium für Verkehr, Innovation und Technologie (BMVIT) erstellt von arp-planning.consulting research. Wien

Heinz Dörr und Viktoria Marsch (2016): Interdisziplinäre Wissensvernetzung im Verkehrswesen angesichts von Zukunftsherausforderungen. Voraussetzungen und Innovations-bedarf. Tagungsband der 25. Verkehrswissenschaftlichen Tage 2016 an der TU Dresden

Heinz Dörr (corresponding author) et al. (2016): Eco-optimisation of goods supply by road transport: from logistic requirements via freight transport cycle to efficiency-maximised vehicle powertrains. Transportation Research Procedia 14 (2016) 2785-2794

### Weitere Quellenhinweise:

ADAC (2016): Zahlen, Fakten, Wissen. Aktuelles aus dem Verkehr. Ausgabe 2016

International Transport Forum (ITF) (2018): Towards Road Freight Decarbonisation. Trends Measures and Policies, ITF Policy Papers, OECD Publishing, Paris.

International Energy Agency (IEA): Advanced Motor Fuels. Annual Report 2017.

IEA (2018): Hybrid and Electric Vehicles. The Electric Drive Automates

EnergyComment (2015): Global Energy Briefing. Feature: Ölpreiskollaps, Verkehr & Klima Daten und Strategien für den Klimagipfel in Paris. Kurzstudie im Auftrag der Bundestagsfraktion Bündnis 90/Die Grünen. Hamburg

EPRS | Wissenschaftlicher Dienst des Europäischen Parlaments: Plenum – Oktober II 2018. Förderung sauberer und energieeffizienter Fahrzeuge

Plan Climat Air Énergie de la Métropole du Grand Paris. Projet validé par le Conseil Métropolitain 8 décembre 2017

Umweltbundesamt, Texte 32/2015: Zukünftige Maßnahmen zur Kraftstoffeinsparung und Treibhausgasminderung bei schweren Nutzfahrzeugen. Bearbeitet im Auftrag des Umweltbundesamtes von Frank Dünnebeil, Carsten Reinhard, Udo Lambrecht ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg gGmbH, Heidelberg und von Antonius Kies, Stefan Hausberger, Martin Rexeis Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik, Technische Universität Graz, Österreich. Dessau-Roßlau

# Luftreinhaltung in Stuttgart – Aktuelle Entwicklung und Maßnahmen

Dipl.-Ing. (FH) Rainer Kapp

Landeshauptstadt Stuttgart
Amt für Umweltschutz
Abteilung Stadtklimatologie
Gaisburgstr.4, 70182 Stuttgart
Tel. 0711 216 88625, Fax 0711 216 88640
Email: rainer.kapp@stuttgart.de

## 1. Einleitung

Seit Jahren wird in vielen europäischen Ballungsräumen – so auch in der Landeshauptstadt Stuttgart – mit vielfältigen Aktivitäten an der Verbesserung der lufthygienischen Situation im Stadtgebiet gearbeitet. Die Erfolge dieser Anstrengungen sind durchaus sichtbar. Dennoch werden auch in Stuttgart noch die in der Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Luftqualität und saubere Luft für Europa vom 21.05.2008 (RL 2008/50/EG, 2008) bzw. auf nationaler Ebene durch die 39. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen) (39. BImSchV, 2010) festgelegten Luftschadstoffgrenzwerte überschritten.

Das gilt insbesondere für den Jahresmittelwert für Stickstoffdioxid ($NO_2$), während bezüglich der zulässigen Überschreitungsstunden (> 200 µg/m³) deutliche Verbesserungen erzielt werden konnten und 2017 der entsprechende EU-Grenzwert erstmalig eingehalten werden konnte. Die Überschreitungen der EU-Grenzwerte bezüglich des $NO_2$-Jahresmittelwertes finden sich entsprechend des von den Landesbehörden in Auftrag gegebenen Gesamtwirkungsgutachtens an rund 60 bis 70 km innerstädtischer Hauptverkehrsstraßen. Gemäß der Ursachenanalyse der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg sind wich-

tige Verursacher dieser hohen Schadstoffbelastung der Verkehr sowie kleinere und mittlere Feuerungsanlagen. Daher müssen neue zusätzliche Maßnahmen entsprechend des Verursacheranteils ergriffen werden.

Stuttgart ist aufgrund seiner Lage in einem orografisch stark gegliederten Gebiet einerseits besonders anfällig für hohe Luftschadstoffbelastung, andererseits wurden gerade dadurch in den letzten Jahren auch einige innovative Luftreinhaltemaßnahmen entwickelt und ergriffen.

## 2. Entwicklung der Luftbelastung und heutige Situation

Nach vorläufigen Auswertungen sind im Jahr 2018 an der Messstelle Am Neckartor 21 Überschreitungstage festgestellt worden. An diesen Tagen lag die Feinstaub($PM_{10}$)-Konzentration über dem zulässigen Tagesmittelwert von 50 µg/m³. Damit gingen im Vergleich zu den Vorjahren die Feinstaubwerte nicht nur deutlich zurück, sondern wurde zum ersten Mal überhaupt der entsprechende Feinstaub-Grenzwert (35 Tage pro Jahr über 50 µg/m³ zulässig) eingehalten.

2017 wurden noch 41 Überschreitagstage Am Neckartor gemessen – bereits abgezogen Streusalzeinfluss (4 Tage) und Einfluss natürlicher Quellen (0 Tage). 2016 waren es 58 Überschreitungstage. An allen weiteren Messstellen im Stuttgarter Stadtgebiet werden die Vorgaben für die Feinstaub-Grenzwerte bereits erfüllt. Der Feinstaub-Jahresmittelwert von 40 µg/m³ wird ohnehin an allen Messstationen eingehalten.

Neben dem allgemeinen Trend zur Abnahme der Feinstaub-Belastungen und der witterungsbedingten Einflüsse kann an der Messstelle Stuttgart Am Neckartor auch davon ausgegangen werden, dass die verschiedenen ergriffenen Maßnahmen zur Reduzierung der Feinstaubbelastung in den Jahren 2017 und 2018 beigetragen haben. Dazu gehören die intensive Straßenreinigung, verschiedene Verstetigungsmaßnahmen (auch durch Geschwindigkeitsbegrenzungen/Tempo 40) auf Höhe des Neckartors und zu beobachtende verkehrliche Änderungen der letzten Jahre (Verkehrsmenge, Flottenverbesserung). Auch feinstaubalarmbedingt nicht betriebene Komfortkamine tragen zu einer Reduzierung bei,

ebenso eine leichte Beeinflussung der Verkehrsmittelwahl an Feinstaubalarmtagen.

Während die Belastung durch Feinstaub also deutlich geringer geworden ist, treten bei Stickstoffdioxid nach wie vor erhebliche Grenzwert-Überschreitungen auf. Im Gegensatz zum Feinstaub ist bei Stickstoffdioxid der Jahresmittelwert problematisch. Der Grenzwert beträgt hier 40 µg/m³ im Jahresmittel. Am Neckartor lag das Jahresmittel 2017 bei 73 Mikrogramm, 2016 bei 82 µg/m³. 2018 beträgt das vorläufige Ergebnis 71 µg/m³ (Abb. 1).

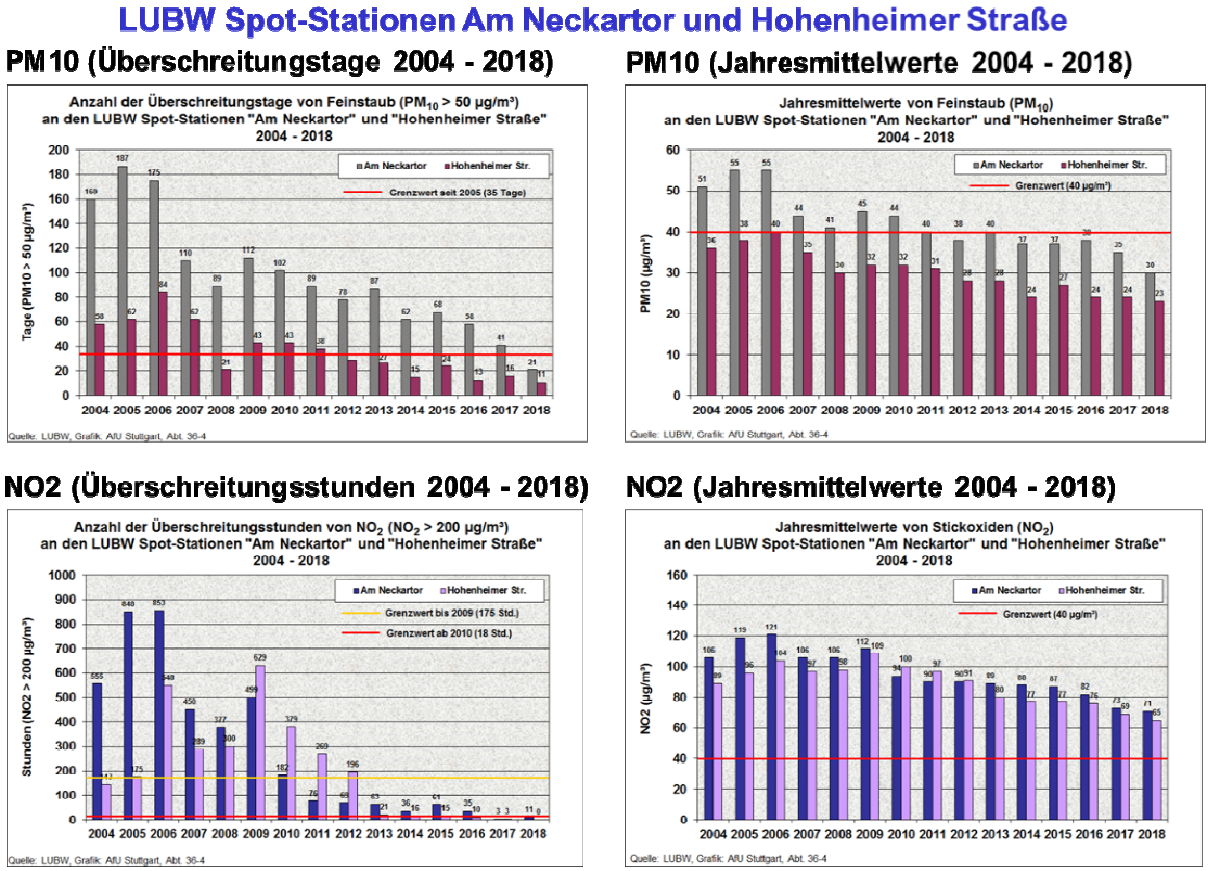



*Abb. 1: Entwicklung der Luftbelastung in Stuttgart*

In der Landeshauptstadt Stuttgart wurden in den letzten Jahren zahlreiche Maßnahmen ergriffen, um die Schadstoffsituation der Stuttgarter Luft zu verbessern und Verkehrsverbote grundsätzlich zu vermeiden. Dazu gehören die massive Förderung des öffentlichen Nahverkehrs, die Einführung der Umweltzone, das Lkw-Durchfahrtsverbot, die intensive Förderung des Fuß- und Rad-

verkehrs, das Jobticket, verstärkte Maßnahmen zur Verkehrsverstetigung, sowie auch beispielsweise der Feinstaubalarm.

Diese Maßnahmen haben auch Wirkung gezeigt und die Werte erkennbar sinken lassen. Gleichwohl wird der gesetzliche Grenzwert für Stickstoffdioxid zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht überall eingehalten. Dies erforderte die nun vorliegende 3. Fortschreibung des Luftreinhalteplans für Stuttgart.

Die Deutsche Umwelthilfe (DUH) hatte bereits im November 2015 gegen das Land Baden-Württemberg Klage eingereicht. Beantragt wurde, den für die Landeshauptstadt Stuttgart geltenden Luftreinhalteplan so zu ändern, dass dieser die erforderlichen Maßnahmen zur schnellstmöglichen Einhaltung des Stickstoffdioxidgrenzwerts (40 µg/m³ als Jahresmittelwert) enthält.

Das Bundesverwaltungsgericht, als höchstes deutsches Verwaltungsgericht, hat Diesel-Fahrverbote in Städten - bei Wahrung der Verhältnismäßigkeit - für grundsätzlich zulässig erklärt. Die Entscheidung des Gerichts besagt in seinem Leitsatz I dazu Folgendes: „Erweist sich ein Verkehrsverbot für Dieselfahrzeuge mit schlechterer Abgasnorm als Euro 6 sowie für Kraftfahrzeuge mit Ottomotoren unterhalb der Abgasnorm Euro 3 innerhalb einer Umweltzone als die einzig geeignete Maßnahme zur schnellstmöglichen Einhaltung der Stickstoffdioxidgrenzwerte, verlangt Art. 23 Abs. I Unterabsatz 2 der Richtlinie 2008/50/EG, diese Maßnahme zu ergreifen."

Aufgrund des rechtskräftigen Urteils des VG Stuttgart ist in tatsächlicher Hinsicht – bindend – festgestellt, dass mit Blick auf die Situation in der Landeshauptstadt Stuttgart ein derartiges Verkehrsverbot die einzige geeignete Maßnahme zur schnellstmöglichen Einhaltung der Grenzwerte ist.

Neben einer Vielzahl weiterer Maßnahmen enthält der fortgeschriebene Luftreinhalteplan nun auch ein ganzjähriges Verkehrsverbot in der Umweltzone Stuttgart für alle Kraftfahrzeuge mit Dieselmotoren der Abgasnorm Euro 4/IV und schlechter seit dem 1. Januar 2019. Personen, die ihren Wohnsitz in Stuttgart haben, betrifft das Verbot erst ab dem 1. April 2019.

Gleichwohl hat diese Fortschreibung des Luftreinhalteplanes für die Landeshauptstadt Stuttgart auch den Anspruch, mindestens weitere Verkehrsverbote (Euro 5-Diesel) noch zu verhindern. Für Dieselfahrzeuge mit der Abgasnorm ab Euro 5/V wäre ein Verkehrsverbot ab dem 1. Januar 2020 möglich, falls im Lau-

fe des Jahres 2019 nicht ein deutlicher Rückgang der Belastung festgestellt werden kann.

Nach aktuellem Wirkungsgutachten bringt ein ganzjähriges Verkehrsverbot in der Umweltzone Stuttgart für alle Kraftfahrzeuge mit Dieselmotoren unterhalb der Abgasnorm Euro 5 / V bezüglich Stickstoffoxide eine Emissionsminderung von 8 Prozent im Talkessel. Dies führt immissionsseitig zu einer Reduzierung der Streckenlänge mit Überschreitungen des Immissionsgrenzwertes von 5,6 km und zu einem um etwa 5 µg/m³ reduzierten Jahreswert ($NO_2$) am Neckartor. Dagegen verursachen nach entsprechenden Untersuchungen streckenbezogene Verkehrsverbote teils erheblich nachteilige Wirkungen im Bereich anderer Straßenabschnitte durch Verkehrsverlagerungen.

Abb. 2 und 3 zeigen im Vergleich zum Nullfall 2019 die Wirkung der Maßnahmenvariante 2a (Dieselverkehrsbeschränkung < E5 ab 01.01.2019 ganzjährig in der Umweltzone). Dabei wird rechnerisch von 20 Prozent Ausnahmen ausgegangen.

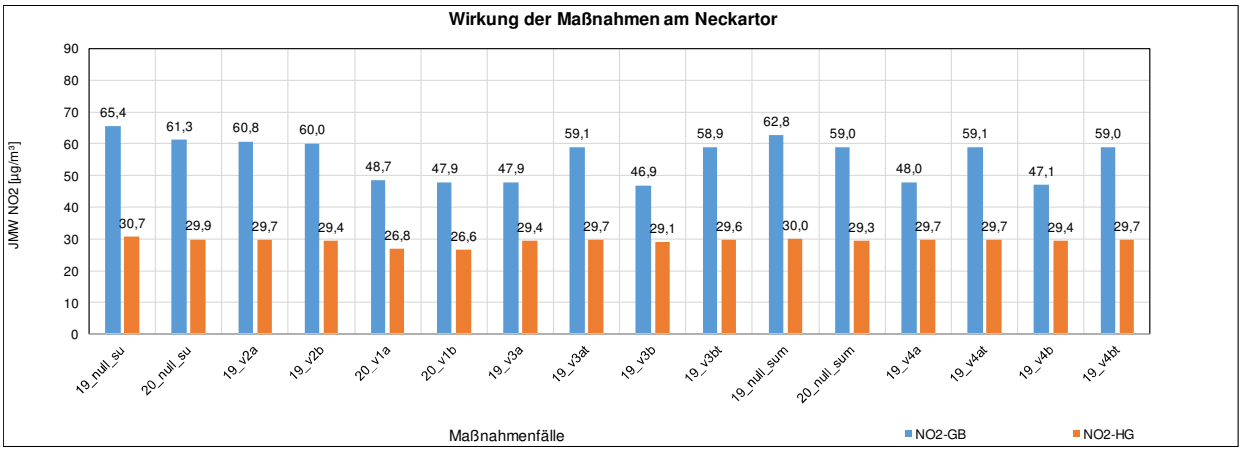



*Abb. 2: Immissionsseitige Wirkung an der Messstelle Am Neckartor*

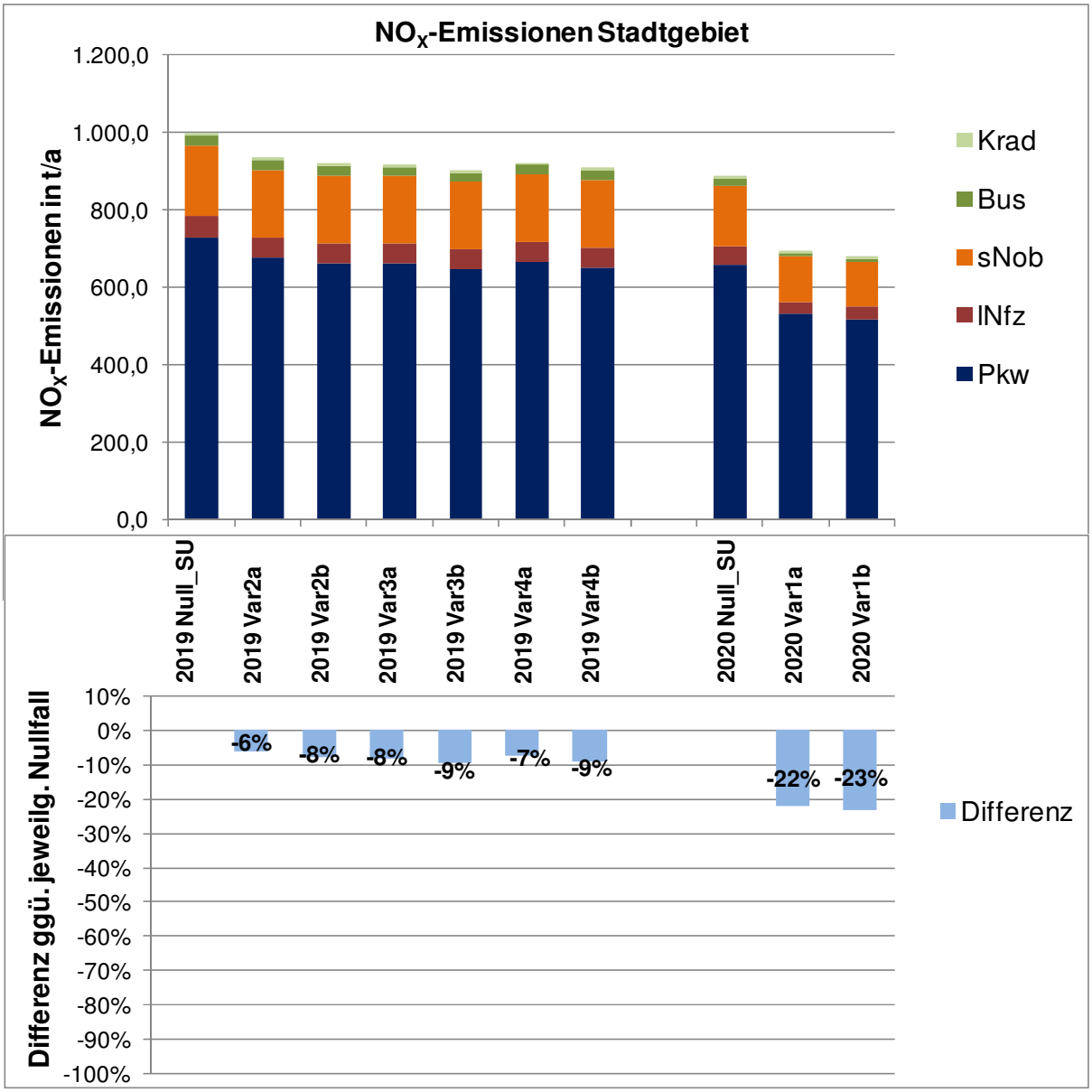



*Abb. 3: Emissionsseitige Wirkung im Stadtgebiet Stuttgart*

# 3. Maßnahmen zur Reduzierung der Luftbelastung und deren Umsetzung

## 3.1 Ganzjähriges Verkehrsverbot für Diesel-Kfz der Abgasnorm Euro 4/IV

Den hinsichtlich zonalen Verkehrsverboten geäußerten Bedenken ist durch die Ausgestaltung einer umfassenden Ausnahmekonzeption in der 3. Fortschreibung des Luftreinhalteplans Rechnung getragen worden:

Es bestehen einige allgemeine Ausnahmen, für die kein Antrag auf Ausnahmegenehmigung gestellt werden muss. So ist der geschäftsmäßige Lieferverkehr

(dazu zählen unter bestimmten Bedingungen auch Handwerker) generell vom Verbot ausgenommen. Weitere allgemeine Ausnahmen gelten unter anderem für Polizei, Feuerwehr, Rettungsdienst sowie Menschen mit Behinderung und in medizinischen Notsituationen. Neben den allgemeinen Ausnahmen sind im Luftreinhalteplan zudem Spezialfälle vermerkt, für die eine eigens ausgestellte Ausnahmegenehmigung benötigt wird – darunter fallen beispielsweise Schichtdienstleistende, die nicht auf den ÖPNV ausweichen können, oder Fahrten von Wohnmobilen zu Urlaubszwecken. Die Landeshauptstadt Stuttgart ist dafür zuständig, diese Ausnahmekonzeption umzusetzen (Abb.4).

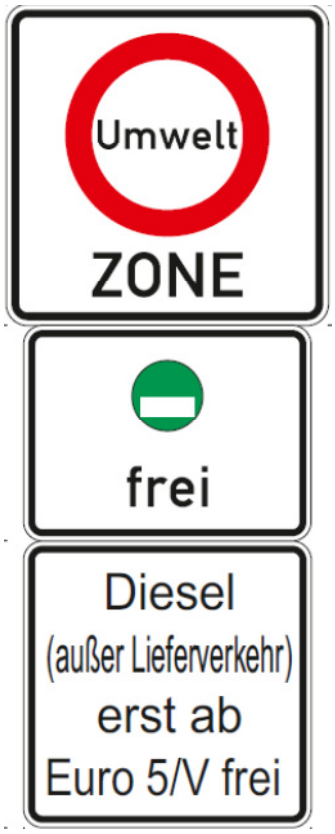



*Abb. 4: Zonale Beschilderung*

### 3.2 Tempo 40

Bei bisherigen Tempo 40-Regelungen an Steigungsstrecken zeigt sich eine deutliche Harmonisierung in den Geschwindigkeitsprofilen und damit ein Rückgang der $NO_2$-Emissionen. Bei einer aktuellen Maßnahme geht es darum, die Spitzenemissionen bei konkreten Beschleunigungsvorgängen durch eine Tempo 40-

Vorgabe nach Signalanlagen sowie eine begleitende Geschwindigkeitsüberwachung zu reduzieren.

### 3.3 Filtersäulen Mann + Hummel

Das Unternehmen MANN+HUMMEL, das Land Baden-Württemberg und die Landeshauptstadt Stuttgart untersuchen seit Januar 2019 in einem Pilotprojekt die Wirkung von sogenannten Luftfiltersäulen. 17 solcher Säulen sind entlang eines 350 Meter langen Straßenabschnitts Am Neckartor aufgestellt worden. Sie filtern den Feinstaub aus der Umgebungsluft und sollen dazu beitragen, die Feinstaubbelastung zu reduzieren.

*Abb. 5: Feinstaub-Filtersäulen*

### 3.4 Attraktivitätssteigerung ÖPNV

Seit dem Fahrplanwechsel im Dezember 2018 fährt eine neue Stadtbahnlinie U16 und entlastet die stark nachgefragten Streckenabschnitte der Linien U13

und U1. Neben der Schnellbuslinie X1, die den Stadtbezirk Bad-Cannstatt mit der Stuttgarter Innenstadt verbindet (Abb. 6) verkehrt eine zweite Schnellbuslinie zwischen Leonberg (Landkreis Böblingen) und der Stuttgarter Innenstadt.

Durch eine umfassende Tarifreform im Verkehrsverbund Stuttgart ab April 2019 werden die 52 Tarifzonen, die es derzeit noch in Stuttgart und den vier Landkreisen Esslingen, Ludwigsburg, Böblingen und dem Rems-Murr-Kreis gibt, in noch fünf neue Zonen überführt. Die innerstädtischen Tarifzonen 10 und 20 in Stuttgart werden zu einer einzigen Zone zusammengelegt. Fahrten in den Talkessel werden zum Teil bis zu 30 Prozent günstiger.

Vom Verkehrsverbot betroffene Pkw-Nutzer dürfen ausnahmsweise bestimmte P+R-Anlagen innerhalb der Umweltzone nutzen.

*Abb. 6: Schnellbuslinie X1*

### 3.5 Elektromobilität

Es besteht eine flächendeckende Ladeinfrastruktur im öffentlichen Raum mit ca. 400 Zapfsäulen. Vollelektrische Fahrzeuge und Plug-in-Hybride dürfen weiterhin auf allen öffentlich bewirtschafteten Parkplätzen kostenfrei parken.

### 3.6 Straßenreinigung Feinstaub

Nach positiven Ergebnissen und entsprechendem Gemeinderatsbeschluss wird die „Strassenreinigung Feinstaub“ in der Feinstaubalarm-Periode 2018/19 fortgesetzt. Die Fahrspuren und Gehwege rund um das Neckartor werden von Sonntag bis Freitag zwischen 22 und 5 Uhr bis zum Ende der Feinstaubalarm-Periode intensiv gereinigt.

### 3.7 Feinstaubalarm

Der freiwillige Feinstaubalarm dient dazu, die Anzahl an Überschreitungstagen zu verringern.

Dadurch wurde ein leichter Rückgang des Individualverkehrs, ein Nachfrageanstieg beim ÖPNV und eine deutliche Bewusstseinsbildung bewirkt.

An insgesamt 69 Tagen hat die Stadt Stuttgart im Jahr 2018 Feinstaubalarm ausgerufen. Davon waren 21 Tage tatsächlich auch Überschreitungstage.

Im Rahmen des Feinstaubalarms ist von Oktober 2018 bis April 2019 ein kostengünstiges Umwelt-Tagesticket erhältlich.

*Abb. 7: Informationssystem Feinstaubalarm in Stuttgart*

### 3.8 Pilotprojekt „Mooswand“

Es konnte gezeigt werden, dass Moose Luftschadstoffe/Partikel aufnehmen können. Allerdings hat es sich als schwierig erwiesen, die Moose unter den gegebenen Umständen vital zu halten. Trotz Optimierungen an der Bewässerungsanlage konnte u.a. eine dauerhafte Befeuchtung der Moose nicht sichergestellt werden. Mit umfangreichen Luftschadstoff-Messungen im Umfeld der Mooswand (Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik der Uni Stuttgart) konnte nur eine geringe Wirkung festgestellt werden, die in der Größenordnung der Abweichungen durch Messunsicherheiten liegt.

### 3.9 Titandioxid

Nach ersten theoretischen Überlegungen mit fotokatalytisch wirksamen Oberflächen Erfolge zu erzielen (Flassak et al, 2013) und positiven Wirkungsuntersuchungen in Labor und Technikum wurde bei der Sanierung/Erneuerung zementhaltiger Straßen-/Gehwegbeläge in Stuttgart entsprechend dotiertes Material eingesetzt. Eine messtechnische Begleitung erfolgt in der Regel nicht. Im Bereich Neckartor soll aktuell im Rahmen der Sanierung eine entsprechende Asphaltmischung bzw. Herstellmethode zum Einsatz kommen. An geeigneten Objekten entlang von Verkehrsachsen mit Grenzwertüberschreitungen wird derzeit der Einsatz fotokatalytisch wirksamer Fassadenfarbe geprüft.

### Weitere kommunale Maßnahmen

Die Stadt Stuttgart hat ihren Aktionsplan „Nachhaltig mobil in Stuttgart“ fortgeschrieben und beabsichtigt mit dem erarbeiteten Masterplan – Green City Plan –, die für die Luftreinhaltung erfolgten Ansätze der Verkehrsplanung und des Verkehrs- und Mobilitätsmanagements kurzfristig weiterzuverfolgen und auszuweiten.

| Abkürzung | Maßnahmenbündel |
|---|---|
| UVM | Umweltsensitives Verkehrsmanagement |
| VIMI | Verbesserte intermodale Information |
| VSTM | Verstetigungsmaßnahmen |
| VPS | Verbesserung Parksuchverkehr |
| PRMH | Optimierung P+R / Mobilitätshubs |
| ÖVAT | Attraktivitätssteigerung ÖPNV |
| ÖVAG | Verbessertes ÖPNV-Angebot |
| ÖVTS | Anpassung ÖPNV-Tarifsystem |
| ÖVFE | Flottenemissionsreduktion ÖPNV |
| EMIV | Elektrifizierung Motorisierter Individualverkehr |
| ULOG | Förderung umweltfreundlicher Logistik |
| BPMM | Mobilitätsmanagement (betrieblich und privat) |
| RV | Förderung Radverkehr |
| FV | Förderung Fußverkehr |

*Abb. 8: Maßnahmenbündel im Masterplan/Green City Plan*

## 4. Fazit und Ausblick

In den Luftreinhaltebemühungen in Stuttgart wurde vieles erreicht. Die Luftqualität ist deutlich besser geworden. Die Grenzwerte für Feinstaub/$PM_{10}$ können aktuell in Stuttgart eingehalten werden. Bezüglich Stickstoffdioxid ist das Ziel der Grenzwerteinhaltung jedoch noch nicht vollständig erreicht. Weitere Maßnahmen, wie sie in der dritten Fortschreibung des Luftreinhalteplans für Stuttgart eingebracht sind, sind gefragt und es wird sich zeigen müssen, ob diese hinsichtlich Wirksamkeit geeignet sind, ein weiteres Verkehrsverbot (Euro5/V) – zumindest großflächig – überflüssig zu machen.

Die Städte sind auf die Unterstützung des Bundes und der EU angewiesen. Angebracht ist auch insgesamt ein Umdenken in der Verkehrspolitik. Die Frage ist, ob angesichts der gerichtlichen Auseinandersetzungen die Zeit dafür zur Verfügung steht bzw. Maßnahmen nicht deutlich schneller umgesetzt werden müssten. Insbesondere betrifft dies die geforderten Hardwarenachrüstungen für Eu-

ro 5-Pkw und deren Zertifizierung, zumal die bisherigen Umtauschprämien der Hersteller wenig gebracht haben.

## 5. Literatur

Flassak, Th., Riffel, S. und Reuter, U. (2013): Photokatalyse konkret – Modellierung und Messung im Modellprojekt „Hohenheimer Straße“ der Stadt Stuttgart. In: 57. Betontage, 5. – 7. Februar 2013, Neu-Ulm http://www.bft-international.com/bft-downloads/2013-02_57-betontage-ulm.pdf

Landeshauptstadt Stuttgart, 2017: Aktionsplan „Nachhaltig mobil in Stuttgart“, 1. Fortschreibung https://www.stuttgart.de/nachhaltig-mobil https://www.stuttgart.de/img/mdb/item/518335/93141.pdf

Landeshauptstadt Stuttgart, 2018: „Masterplan zur Gestaltung nachhaltiger und emissionsfreier Mobilität (Green City Plan Stuttgart)“, https://www.stuttgart.de/img/mdb/item/665226/140298.pdf

Regierungspräsidium Stuttgart (Hrsg.) 2018, Luftreinhaltung - Teilplan Landeshauptstadt Stuttgart - 3. Fortschreibung des Luftreinhalteplans zur Minderung der $PM_{10}$- und $NO_2$-Belastungen - November 2018, Download unter www.rp-stuttgart.de

Regierungspräsidium Stuttgart (Hrsg.), 2018, Luftreinhaltung - Teilplan Landeshauptstadt Stuttgart - Anlage 1: Kurzbericht Varianten 1 - 4, Download unter www.rp-stuttgart.de

Regierungspräsidium Stuttgart (Hrsg.), 2018. Luftreinhaltung - Teilplan Landeshauptstadt Stuttgart - Anlage 2: Maßnahmenpaket zur Luftreinhaltung Stuttgart, Download unter www.rp-stuttgart.de

Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa, Abl L 152 vom 11.06.2008, 1 - 44

39. BImSchV, 39. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes, Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen, 5. August 2010, BGBl I, 1065 – 1104

# Umweltsensitives Verkehrsmanagement zur Verbesserung der Luftqualität

Volker Diegmann
IVU Umwelt GmbH
Emmy-Noether-Straße 2,
79110 Freiburg,
Email: vd@ivu-umwelt.de

## Einführung

Das umweltsensitive oder auch umweltorientierte Verkehrsmanagement (UVM) steht seit vielen Jahren auf der Agenda möglicher Maßnahmen zur Verringerung der negativen Umweltwirkungen durch den Kfz-Verkehr. Gerade im Hinblick auf die anhaltenden Überschreitungen des Grenzwertes für Stickstoffdioxid an verkehrsbedingten Hotspots in einer Vielzahl von Städten in Deutschland wird dieser Maßnahmen ein wesentlicher Beitrag zur Problemlösung zugetraut. So wurde UVM z. B. im „Sofortprogramm Saubere Luft 2017-2020“ der Bundesregierung explizit als eine Maßnahme im Teilbereich der Digitalisierung des Verkehrssystems genannt, die im Rahmen des Förderprogramms durch das BMVI förderfähig ist.

Die Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt) hat mit dem in 2015 gestarteten Forschungsvorhaben zum dynamischen umweltsensitiven Verkehrsmanagement u. a. eine Untersuchung der bereits bestehenden UVM durchführen lassen (BASt 2018). In diesem Vorhaben wurden vorhandene UVM-Systeme in Braunschweig, Erfurt, Potsdam und Wittenberg sowie die Autobahn-Verkehrsbeeinflussungsanlage in der Steiermark in Detailuntersuchungen betrachtet. Erste Ergebnisse dieses Vorhabens wurden bereits bei der BASt-Tagung 2017 vorgestellt (Diegmann et al. 2017). Das Projekt wurde von einer Arbeitsgemeinschaft, bestehend aus IVU Umwelt, Ingenieurbüro Lohmeyer, TRC Transportation Research & Consulting, WVI Prof. Dr. Wermuth Verkehrsforschung und Infrastrukturplanung, pwp-systems und VMZ Berlin, bearbeitet. Im Folgenden werden ausgewählte Ergebnisse des Vorhabens vorgestellt.

Ergänzend dazu werden aktuelle Ergebnisse aus Untersuchungen zu umweltorientierten Verkehrsmanagementmaßnahmen im Rahmen der Masterpläne der Städte Ludwigshafen, Osnabrück, Potsdam und Würzburg einbezogen.

## UVM-System und Maßnahmen

### Grundlagen

Bei der Beschreibung eines UVM muss man unterscheiden zwischen dem Managementsystem, das die Infrastruktur und die Software breitstellt, und den UVM-Maßnahmen, die mit dem UVM-System überwacht und ausgelöst werden können. Eine Umweltwirkung eines UVM lässt sich entsprechend nur durch die Aktivierung von UVM-Maßnahmen erzielen. Als mögliche Maßnahmen kommen

- Fahrverbote für bestimmte Fahrzeugklassen,
- Reduzierung zulässiger Geschwindigkeiten,
- Optimierung von LSA-Steuerungen zur Verstetigung des Verkehrsflusses,
- Zuflussdosierung an LSA zur temporären Reduzierung von Verkehrsstärken und
- Wechselwegweisung mit Anpassung von LSA-Steuerungen zur Verkehrslenkung in Betracht.

Im Vergleich zu einer dauerhaften Aktivierung von Minderungsmaßnahmen ist eine temporäre Schaltung von Maßnahmen durch UVM-Systeme immer dann zu bevorzugen, wenn die dauerhafte Umsetzung aus der Abwägung mit anderen Aspekten (z. B. Mobilität, Wirtschaft, Klimaschutz etc.) nicht umsetzbar ist bzw. zu relevanten Konflikten führt. So kann unter bestimmten Rahmenbedingungen z. B. eine Aktivierung nur in den werktäglichen Spitzenzeiten des Kfz-Verkehrs ausreichend sein.

UVM-Systeme können zusätzlich auch weitere Funktionen übernehmen, z. B. die Information von Behörden und Öffentlichkeit über die aktuelle stadtweite Verkehrs- und die Luftschadstoffsituation, sowie zur Evaluierung von Maßnahmen oder als begleitendes Monitoring und Steuerungsinstrument bei verkehrsrelevanten Bauvorhaben dienen.

Ein Schema des Aufbaus eines UVM-Systems ist in Abbildung 2 dargestellt. Zentral ist dabei ein Verkehrsrechner für den Straßenverkehr und den straßengebundenen ÖPNV, der als Managementzentrale fungiert. Auf der linken Seite sind verschiedene Datenquellen von gemessenen Eingangsdaten des Systems aufgeführt und auf der rechten Seite modellbasierte Eingangsdaten, die vor allem eine stadtweite Abdeckung und eine Vorhersage der Umweltsituation ermöglichen. Als Ergebnis eines UVM-Systems werden Daten bereitgestellt, die für die Aktvierung bzw. Deaktivierung von UVM-Maßnahmen benötigt werden und die der Information der Bevölkerung dienen können.

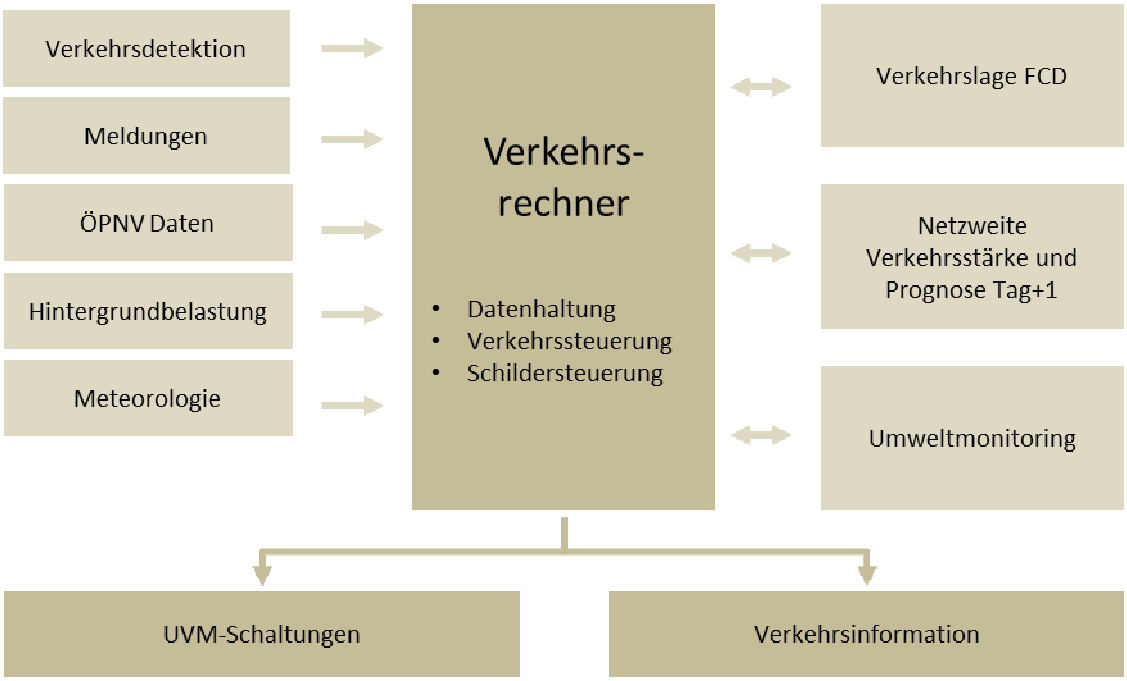



*Abbildung 2: Schema eines UVM-Systems (Osnabrück 2018, angepasst)*

## Auswertung der bestehenden Systeme im Rahmen des BASt-Vorhabens

### Betriebserfahrungen

Aus den Abfragen zu den Betriebserfahrungen mit den UVM-Systemen in Braunschweig, Erfurt, Potsdam und Wittenberg ergab sich, dass die UVM-Systeme im Realbetrieb zuverlässig arbeiten, von Behörden, Wirtschaft und Bürgern akzeptiert sind und zur Minderung der Luftschadstoffbelastung beitragen sowie dass die umgesetzten Maßnahmen dem Verhältnismäßigkeitsgrundsatz entsprechen.

**Systeme**

Tabelle 1 bietet eine Übersicht der in den untersuchten Untersuchungsgebieten im Online-Betrieb verwendeten Eingangsdaten und eingesetzten Modelle.

Für die Qualität der Verkehrs- und Umweltmodule ist eine möglichst detaillierte Eingangsdatenbasis erforderlich. Dazu gehören insbesondere in möglichst hoher Detaillierung Online-Informationen zum Straßenverkehr (Kfz-Mengen, Verkehrszustand / LOS), zur Meteorologie und zur großräumigen Schadstoffbelastung. Zusätzlich müssen aktuelle Informationen zur Zusammensetzung der Kfz-Flotte und zu weiteren städtischen Schadstoffquellen bekannt sein.

Die Eingangsdaten sollten in einer hinreichenden zeitlichen Auflösung vorliegen. Zeitintervalle von 30 Minuten bis 1 Stunde haben sich hierbei als geeignet erwiesen. Sie bilden den Tagesverlauf der Verkehrsstärke und des Verkehrszustands hinreichend fein ab und zeichnen sich durch einen handhabbaren Aufwand aus. Bei der Berechnung des Verkehrszustands aus Messwerten sollten allerdings zeitlich höher aufgelöste Daten (z. B. 5-Minuten-Werte) die Grundlage sein.

Je nach Anforderung und Art der UVM-Maßnahme sind Vorhersagen des Verkehrs- und Umweltgeschehens kurzfristig für die kommenden Stunden bis zu einem Vorhersagehorizont von ein bis zu mehreren Tagen erforderlich.

*Tabelle 1: Übersicht über die Eingangsdaten und Modelle im Online-Betrieb in den Untersuchungsgebieten aus BASt (2018)*

| | **Braunschweig** | **Erfurt** | **Potsdam** | **Wittenberg** |
|---|---|---|---|---|
| **Verkehrs-modell** | ViBS$^{mt}$ | VISUM | - | - |
| **Emissions-modell** | IMMIS$^{em}$ | HBEFA (Umweltmodul in Vorbereitung) | IMMIS$^{em}$ | - |
| Verkehrs-stärke | Verkehrsmodell | Verkehrsmodell, mit integrierter Detektion an LSA und Mess-querschnitten | Detektion mit TEU | Über statischen Wochengang |
| Kfz-Arten | Unterscheidung nach Pkw, leichten Nutzfahrzeugen und Schwerverkehr im Verkehrsmodell. Zzgl. Linienbusse lt. Fahrplan, Anteile Krad, Reisebusse pauschal | Unterscheidung Pkw und Lkw im Verkehrsmodell und an Messquerschnitten, weitere pauschal | Unterscheidung Pkw und Lkw über Länge aus TEU-Daten. Weitere pauschal. | Unterscheidung Pkw und Lkw |
| Flottenzusam-mensetzung | HBEFA | HBEFA, lokal ange-passt | regional angepasst | - |
| Verkehrs-zustand (LOS) | Verkehrsmodell | Verkehrslagesystem OPTIMA (Verkehrsmodell) | Fundamentaldia-gramm aus TEU-Daten | - |
| **Ausbreitungs-modellierung** | IMMIS$^{net}$, IMMIS$^{cpb}$ | (Umweltmodul in Vorbereitung) | IMMIS$^{net}$, IMMIS$^{cpb}$ | - |
| Meteorologie | LUEN, METAR | Messdaten an 4 Messstationen | LFU, METAR | DWD, LAU |
| Hintergrund-belastung | Messdaten an 2 Hintergrundmess-station | Messdaten an 2 Hin-tergrundmessstatione n | Messdaten an 2 Hin-tergrundmessstatione n | Messdaten an 1 Hintergrundmess-station |
| **Vorhersagemo-delle** | Verkehr, Meteoro-logie und Vorbelas-tung (Statistik) und daraus Immission in Hotspots | Verkehr (Kurzfristvorhersage) | - | Meteorologie und Vorbelastung und daraus Immis-sion (Tages- und Vortagesvorhersage über statistisches Modell ProFet) |

## Maßnahmen und Wirkungen

Anhand von Realdaten aus den Untersuchungsgebieten konnten die Maßnahmenwirkungen im Hinblick auf Schwellenwerte und Verkehrsverlagerungen sowie Veränderungen von Verkehrsfluss, Fahrzeiten, Emissionen und Immissionen systematisiert und bewertet werden.

Für Hotspots mit einem $NO_2$-Jahresmittelwert nahe am Grenzwert liegen die ermittelten Minderungen bei „weichen“ Maßnahmen, wie Verkehrsverflüssigung und Zuflussdosierung, im einstelligen Prozentbereich. Höhere Minderun-

gen sind durch Verschärfung der Schwellenwerte und der Eingriffsschwere oder Einbeziehung „härterer“ Maßnahmen, wie z. B. Verkehrseinschränkungen oder Fahrverbote, erreichbar. Für Hotspots mit einer deutlichen Überschreitung der Grenzwerte sind ohnehin nur „härtere“ UVM-Maßnahmen zielführend. Durch den umweltsensitiven Ansatz können Schwellenwerte und Maßnahmenwirkungen optimiert auf die Zielvorgaben angepasst werden.

In den Untersuchungsgebieten Potsdam, Erfurt und Wittenberg konnten die Maßnahmen bezüglich ihrer Wirkungen im Realbetrieb über ein oder mehrere Jahre evaluiert werden. In Braunschweig fanden Maßnahmenschaltungen am Altewiekring bislang lediglich während eines 6-wöchigen Probebetriebs statt. Daten aus dem Verkehrs- und Umweltmonitoring liegen aber ebenfalls für mehrere Jahre vor. Die Maßnahmen für die Hildesheimer Straße in Braunschweig wurden ausschließlich mittels Modellrechnungen untersucht.

Die Minderungen der Luftschadstoffkonzentrationen werden relativ zu einem Nullfall ohne Maßnahmenschaltung ermittelt. Die in Tabelle 2 aufgeführten Beispiele zeigen die Maßnahmenpotenziale für einen planerisch optimierten Fall in den jeweiligen Untersuchungsgebieten. Dabei sind neben den Aktivierungsraten und Wirkungen auch Angaben zu möglichen Auswirkungen auf die Umgebung eines Hotspots oder auf das Außerortsnetz z. B. durch Ausweichverkehre angegeben.

Hinsichtlich der in der Tabelle ausgewiesenen erreichbaren Minderungen ist zu beachten, dass deren Größenordnung u. a. stark davon abhängig ist, ob die Maßnahmen der Zuflussdosierung zu einer Minderung des DTV führen. Dies setzt beispielsweise das Vorhandensein geeigneter Netzalternativen voraus, durch die auch eine räumliche Verlagerung des Verkehrs möglich wird.

*Tabelle 2: Übersicht über die Eingangsdaten und Modelle im Online-Betrieb in den Untersuchungsgebieten (BASt 2018)*

| | **Wirkungen im Hotspot** | | **Wirkungen in der Umgebung** | **Auswirkung auf Außerortsnetz** |
|---|---|---|---|---|
| **Kriterien** | **AR** | **Minderung (relativ)** | **Änderung (relativ)** | |
| **Braunschweig: Altewiekring** | 14% | $NO_2$: 1.5 µg/m³ / (2.3%) | keine | keine Relevanz |
| **Braunschweig: Hildesheimer Straße** | 19.8% | $NO_2$: 2 µg/m³ / (4.8%) | Erhöhung auf Ausweichrouten $NO_2$: 0.1 µg/m³ / (0.3%) bzw. 0.2 µg/m³ / (0.6%) | mögliche Rückstaueffekte auf A391 sind zu beobachten und zu vermeiden |
| **Erfurt: Talstraße/Bergstr.** | 31.6% | $NO_2$: 3.0 µg/m³ / (7.9%) | Keine | keine |
| **Erfurt: Leipziger Str.** | 31.6% | $NO_2$: 2.2 µg/m³/ (10.6%) | Erhöhung $NO_2$: 1.6 µg/m³ / (5.8%) stromaufwärts des Dosierungsquerschnittes | durch verkehrstechnische Maßnahmen (Rückstaudetektion) ausgeschlossen |
| **Potsdam: Behlertstr.** | 41.4% der Fahrzeuge | $NO_2$: 1.3 µg/m³ / (3.5%) | Verlagerung des LOS4 auf den vorgelagerten Bereich (Nuthestraße) | keine Relevanz |
| **Wittenberg: Dessauer Str.** | 7% | PM10: 2 ÜT (7%); im Jahresmittel 0.1 µg/m³ / (0.4%) $NO_2$: 0.1 µg/m³ / (0.3%) | Erhöhung auf Umleitungsstrecke: PM10: 0.1 µg/m³ / (0.5%) $NO_2$: 0.2 µg/m³ / (0.8%) | keine Relevanz |

AR: Aktivierungsrate; ÜT: Überschreitungstage

Die Kosten- und Wirkungsanalysen für die untersuchten UVM zeigen, dass die umgesetzten Maßnahmen entweder ein gesamtwirtschaftlich positives Kosten-

Nutzen-Verhältnis oder zumindest deutliche Vorteile zugunsten der gewählten temporären gegenüber einer dauerhaften Aktvierung haben.

Für die Behörden wurden im BASt-Vorhaben Empfehlungen zum Aufbau und Einsatz von UVM-Systemen und -Maßnahmen in Abhängigkeit der örtlichen und immissionsseitigen Randbedingungen gegeben.

## UVM in Masterplänen „Green City"

### Förderung durch das BMVI

Um die von hohen $NO_2$-Belastungen betroffenen Städte bei der Reduzierung insbesondere der Schadstoffe des Kfz-Verkehrs und bei der längerfristigen Gestaltung einer nachhaltigen und emissionsfreien Mobilität zu unterstützen, wurde vom BMVI das „Sofortprogramm Saubere Luft 2017-2020" verabschiedet. Städte, in denen die EU-Luftschadstoffgrenzen regelmäßig überschritten werden, konnten mit Hilfe von Mitteln des Bundes sogenannte Masterpläne zur Luftreinhaltung erstellen, in denen $NO_2$-reduzierende Maßnahmen untersucht werden sollten, die kurzfristig umgesetzt werden können. Im Rahmen des Teilbereichs der Digitalisierung des Verkehrssystems konnten dabei u. a. auch Maßnahmen im Bereich der Verkehrssteuerung in Form eines umweltsensitiven Verkehrsmanagements untersucht werden.

IVU Umwelt[12] war an Untersuchungen zur Einführung von UVM im Rahmen des o. g. Förderprogramms der Bundesregierung beteiligt, u. a. in den Städten Ludwigshafen (Ludwigshafen 2018), Osnabrück (Osnabrück 2018), Potsdam (Potsdam 2018) und Würzburg (Würzburg 2018). In diesen Untersuchungen wurden, aufbauend auf einer stadtweiten Analyse der aktuellen Luftschadstoffbelastung, neben den bekannten, durch entsprechende Messungen verifizierten Belastungsschwerpunkten, weitere Hotspots identifiziert und in die Betrachtung mit einbezogen, um die Möglichkeiten eines UVM stadtweit ausnutzen zu können und bei verkehrlichen Betrachtungen von Maßnahmen auch potenzielle Verlagerungseffekte auf die Luftbelastung zu berücksichtigen.

[12] In Ludwigshafen und Würzburg waren an der Projektbearbeitung weiterhin die SIEMENS AG und die VMZ Betreibergesellschaft mbH, in Osnabrück die Bellis GmbH und die VMZ Betreibergesellschaft mbH und in Potsdam die VMZ Betreibergesellschaft mbH und die Fachhochschule Potsdam beteiligt.

**Integrierter Lösungsansatz**

In den Masterplänen in Ludwigshafen, Osnabrück, Potsdam und Würzburg wird ein integrierter Lösungsansatz vorgestellt. Die Pläne kombinieren dabei die Maßnahmen des Verkehrssystemmanagements (Verkehrssteuerung) mit Maßnahmen zur integrierten Verkehrs- und Mobilitätsinformation, insbesondere unter Einbeziehung des Umweltverbundes. Dabei soll ein Ausbau der Umweltorientierten Verkehrssteuerung hin zu einer stadtweiten Optimierung des Verkehrsablaufs in Verbindung mit Verkehrsinformationen und Mobilitätsinformationsdiensten erfolgen.

So soll z. B. mit der Erweiterung des UVM auf die gesamte Landeshauptstadt Potsdam und der sich daraus ergebenden Möglichkeiten zur Verknüpfung der Optimierung von Verkehrsabläufen (inkl. ÖPNV-Beschleunigung, Pünktlichkeit) und der Optimierung der Nutzung der Straßeninfrastruktur (Flächenkonkurrenz, Stärkung Umweltverbund) die Umsetzung und Erreichung verkehrspolitischer Ziele der Kommunen sowie ihrer Luftreinhaltepläne weiter intensiviert werden. Damit soll ein nachhaltiger Beitrag zur Reduktion der Verkehrsstärken nicht nur in den Hotspots, sondern in der gesamten Landeshauptstadt Potsdam geleistet werden. So kann die Verkehrsqualität im gesamten Hauptnetz verbessert werden und auch ein Beitrag zur Senkung der Hintergrundbelastung aus dem städtischen Verkehr erreicht werden.

Wird die im Rahmen der bisherigen Ausgestaltung einer UVM-Maßnahme erfolgte Zuflussdosierung zusätzlich mit rechtzeitiger Information z. B. mit On-Trip Mobilitätsinformationsdiensten (mit Apps / Informationstafeln) verknüpft, können – sofern Alternativrouten verfügbar sind – Teile des Verkehrsstroms räumlich verlagert werden.

Auf Grund neuerdings guter Verfügbarkeiten von Vorhersagedaten, z. B. zur Meteorologie, zum Verkehrsgeschehen und der Luftbelastung, wurden in den o. g. Untersuchungen zu den Masterplänen neben einer kurzfristigen Aktivierung von temporären verkehrsbeeinflussenden Maßnahmen für einzelne Hotspots diese Maßnahmen um eine Vortagprognose sowie um entsprechende Informationen zu alternativen Mobilitätsangeboten (ÖPNV, Radverkehrsanlagen) ergänzt. Damit besteht die Möglichkeit, dass Teile des betroffenen Verkehrs auf andere Verkehrsträger ausweichen. Hierdurch kann eine höhere Reduktion der Verkehrsstärke des Kfz-Verkehrs erreicht werden, die damit einen

größeren Minderungseffekt auf die Luftschadstoffbelastung einerseits durch die Reduzierung der Anzahl der emittierenden Fahrzeuge an sich und andererseits durch die Verstetigung des restlichen Verkehrs und der daraus resultierenden Reduzierung der negativen Auswirkungen der Schaltung am Drosselungspunkt hat. Um einen Umstieg auf den Umweltverbund attraktiv zu machen, müssen natürlich auch die dafür notwendigen Voraussetzungen im ÖPNV geschaffen sein. Hierbei sind insbesondere infrastrukturelle Maßnahmen, wie z. B. P+R-Angebote, B+R-Angebote, Mitfahrgelegenheiten etc., zu schaffen bzw. zu erweitern.

In einer Grundlagenstudie im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie Österreichs im Jahr 2010 (x-sample, verkehrplus, 2010) wurden die zielgruppenspezifischen Wirkungen von multimodalen Verkehrsinformationen auf das individuelle Verkehrsverhalten untersucht. Dabei wurden u. a. die Verkehrsmittelwahl, die Routen- und Abfahrtszeitpunktwahl und die Zielwahl betrachtet. In den Schlussfolgerungen wird u. a. ausgeführt, dass Informationen das Verkehrsverhalten grundsätzlich beeinflussen können. Bei der Routen- und Abfahrtszeitpunktwahl liegen die berichteten Anteile derer, die ihre Route oder Abfahrtszeit infolge von Informationen anpassen, zwischen 7 % und 33 %. Das Ausmaß des Modal-Shift, also der Nutzung anderer Verkehrsträger, liegt zwischen 1.5 % und 11 %.

Vergleichbare Erfahrungen wurden durch die VMZ Berlin im Rahmen des Betriebs der Verkehrsinformationszentrale Berlin hinsichtlich der Wirksamkeit eines abgestimmten Informations- und Mobilitätsmanagements bei großen, langandauernden Bau- und Sanierungsmaßnahmen gesammelt. Eine frühzeitige und umfassende Information der Verkehrsteilnehmer führt neben räumlichen auch zu modalen und zeitlichen Verlagerungen sowie zu Veränderungen in der Zielwahl.

**Potenzialabschätzungen**

Die Analyse der Wirkungspotenziale von situationsabhängig geschalteten temporären UVM-Maßnahmen gestaltet sich im Allgemeinen schwieriger als eine entsprechende Abschätzung von dauerhaft wirkenden Maßnahmen. Wie auch im BASt-Vorhaben zu UVM beschrieben, müssen für Wirkungsanalysen Jahreszeitreihen der Schadstoffbelastung in stündlicher Auflösung herangezogen

werden. In den hier aufgeführten Untersuchungen lagen entsprechende Messdaten für $NO_2$ für einen verkehrlichen Hotspot und, mit Einschränkung, auch für den städtischen Hintergrund vor, wie sie in Abbildung 3 beispielhaft für Osnabrück dargestellt sind. Anhand solcher Messdaten ist eine Potenzialabschätzung der Minderung des $NO_2$-Jahresmittelwerts möglich. Entscheidend für das Minderungspotenzial bezogen auf z. B. einen $NO_2$-Jahresmittelwert ist, neben der Maßnahmenwirkung auf die verkehrsbedingte Zusatzbelastung im Hotspot, zusätzlich die Häufigkeit der Aktivierung bzw. die Festlegung, wann eine Maßnahme aktiviert wird (Schwellenwert).

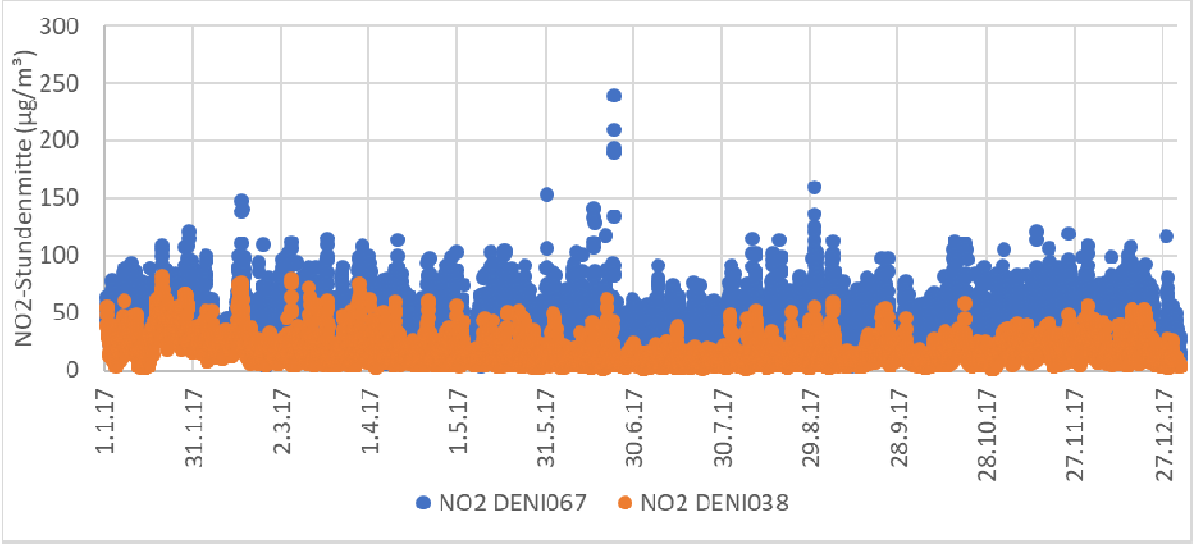



*Abbildung 3: Jahreszeitreihe der $NO_2$-Stundenmittelwerte am Hotspot Schlosswall und im städtischen Hintergrund in Osnabrück in 2017 (Daten GAA, Grafik IVU Umwelt)*

**Vorhersagenotwendigkeit**

Für temporäre Veränderungen des Modal-Splits ist eine entsprechende Vorabinformation der Verkehrsteilnehmer über geplante Verkehrsbeschränkungen z. B. am Vortrag erforderlich, damit Entscheidungen über ein geändertes Verkehrsverhalten entsprechend gefällt werden können. Um diese Vorabinformation bereitzustellen, ist eine Prognose der zu erwartenden Luftschadstoffbelastung am Folgetag und eine Logik, nach der für den nächsten Tag ganztägige Maßnahmen zu Verkehrsbeschränkungen aktiviert werden, erforderlich. Dabei sollen diese ganztägigen Maßnahmen nur dann aktiviert werden, wenn über einen längeren Zeitraum am Folgetag hohe Luftschadstoffkonzentrationen zu

erwarten sind. Für die hier genannten Untersuchungen wurde zur Potenzialabschätzung angenommen, dass ein Tag mit länger andauernden hohen Belastungsniveaus vorliegt, wenn ein vorgegebener Schwellenwert mehr als fünfmal überschritten wird.

*Tabelle 3: Ausgewählte Wirkungspotenziale der UVM-Maßnahmen mit Modal-Split Veränderungen aus den Untersuchungen zu den „Green City“ Masterplänen*

| | **Minderungswirkung $NO_2$ -Jahresmittelwert** | | |
|---|---|---|---|
| Stadt | absolut in µg/m³ | relativ | Schwellenwert |
| Potsdam | bis 3.5 | bis 9.6 % | |
| Würzburg | bis 2.4 | bis 5.4 % | 70 µg/m³ |
| Osnabrück | bis 5.5 | bis 9.6 % | 80 µg/m³ |
| Ludwigshafen | bis 1.9 | bis 4 % | 65 µg/m³ |

## Fazit

UVM-Systeme sind technische Systeme zur dynamischen Umsetzung von temporären Luftreinhaltemaßnahmen. Eine temporäre Aktvierung von UVM-Maßnahmen ist immer dann angezeigt, wenn eine dauerhafte Umsetzung aus der Abwägung mit anderen Aspekten nicht sinnvoll ist. Entscheidenden Einfluss auf die Wirksamkeit haben die mit einem UVM-System aktivierten Maßnahmen. Dabei ist neben der lokalen Minderungswirkung einer UVM-Maßnahme deren Häufigkeit der Aktivierung bestimmend für das Minderungspotenzial bezogen auf einen Jahresmittelwert.

Zudem können UVM-Systeme mit ihrem netzweiten kontinuierlichen Verkehrs-, Emissions- und Immissionsmonitoring die technische Grundlage für eine gesamtstädtisch bilanzierte Verringerung der Luftschadstoffbelastung sein. Über die Erweiterung der UVM-Maßnahmen zum einen auf das gesamte Stadtgebiet und zum anderen unter Berücksichtigung von Prognosen und der sich damit ergebenden Möglichkeit, die Verkehrsteilnehmer vorab zu informieren, ergeben sich die Chancen, Verkehrsteilnehmer auch temporär auf andere Wege

oder Verkehrsträger umzuleiten und damit das Potenzial der Minderung nochmals zu steigern.

Die bisherigen Wirkungsanalysen von UVM-Maßnahmen zeigen, dass ein Beitrag zur Minderung der Kfz-bedingten Luftschadstoffbelastung von bis 10 % bezogen auf einen Jahresmittelwert möglich ist. Damit ist ein UVM alleine nur bedingt ausreichend, um bei der derzeitigen Belastungssituation in vielen Städten in Deutschland eine Grenzwerteinhaltung sicherzustellen. Die Möglichkeiten eines UVM zur Lösung der Luftschadstoffproblematik im Rahmen der bei Grenzwertverletzung erforderlichen Luftreinhalteplanung werden durch die folgende Abbildung 4 verdeutlicht.

In dieser Abbildung des Umweltbundesamtes sind für 2017 die in Deutschland an Hotspots gemessenen $NO_2$-Jahresmittelwerte mit absteigender Höhe aufgetragen. Zusätzlich ist der Jahresgrenzwert in Höhe von 40 µg/m³ eingezeichnet. Durch farblich umrandete Bereiche ist kenntlich gemacht, welche Rolle ein UVM im Rahmen der Luftreinhalteplanung spielen kann. An Orten, bei denen $NO_2$-Jahresmittelwerte deutlich über 50 µg/m³ vorliegen (blau umrandet), kann ein UVM nur unterstützend zur Minderung der Schadstoffbelastung sein. Eine Einhaltung des Grenzwerts in Höhe von 40 µg/m³ ist mit den in diesem Projekt untersuchten UVM-Maßnahmen allein nicht möglich. Bei einer Vielzahl von Messstandorten liegt der gemessene $NO_2$-Jahresmittelwert dicht über bzw. unter dem Grenzwert. Für diese Situationen können temporäre Maßnahmen mittels eines UVM zielgerichtet zur eventuell ausreichenden (grün umrandet) bzw. zur sichernden Einhaltung (gelb umrandet) des $NO_2$-Grenzwerts eingesetzt werden.

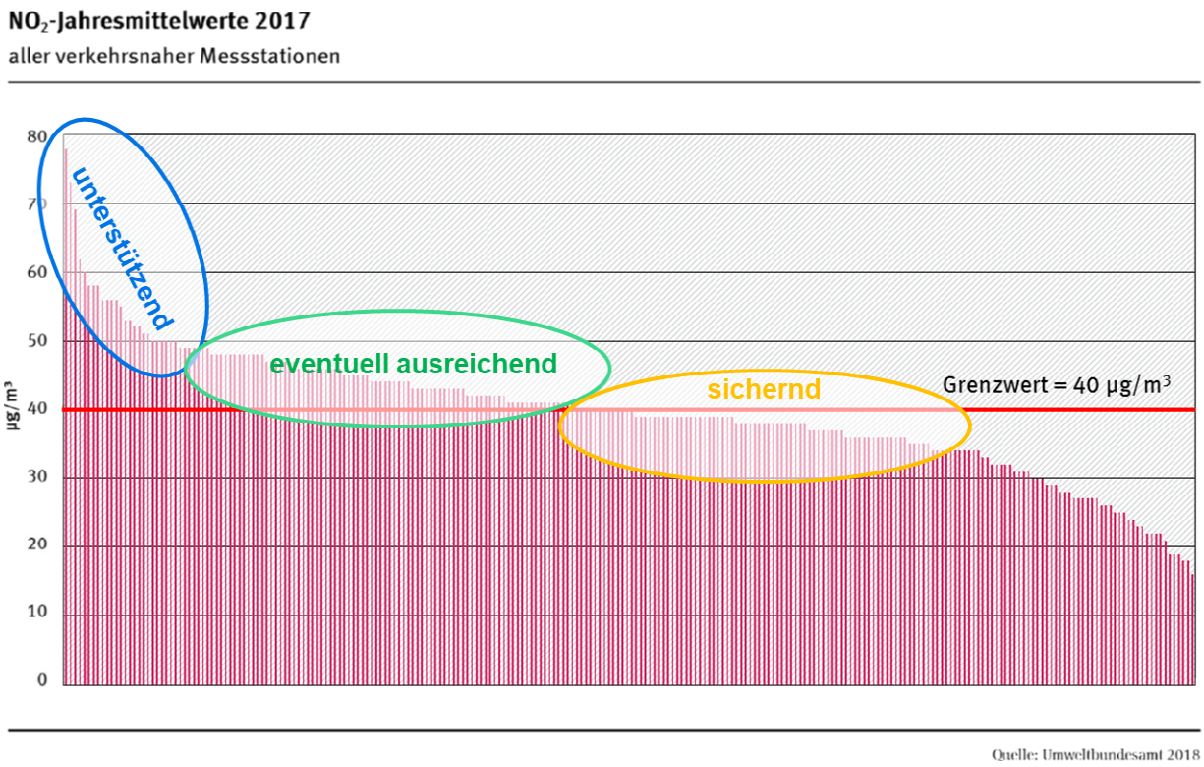



*Abbildung 4: Anwendungsbereiche eines UVM vor Messdaten der $NO_2$-Jahresmittelwerte 2017 mit absteigender Höhe, modifiziert nach Dauert (2018)*

## Literatur

BASt 2018: Minderungspotenziale, Qualitätsanforderungen und Empfehlungen zum Einsatz von Verfahren zum dynamischen umweltsensitiven Verkehrsmanagement (UVM) an Verkehrswegen. Auftraggeber: Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt). Arbeitsgemeinschaft IVU Umwelt GmbH, Freiburg, Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul und TRC GmbH, Stuttgart sowie unter Mitarbeit von pwp-systems GmbH, Bad Camberg, VMZ Berlin Betreibergesellschaft mbH, Berlin und WVI GmbH, Braunschweig. 2018.

Dauert, U. 2018: Luftqualität in Deutschland: Situation und Hauptquellen. 7. Freiburger Workshop ''Luftreinhaltung und Modelle'', 15.-16.5.2018, IVU Umwelt GmbH, Freiburg. 2018.

Diegmann, V.; Düring, I.; Schönharting, J.; Richard, J.; Sauer, J. 2017: Umweltsensitives Verkehrsmanagement. In: BASt; FGSV (Hrsg.): Luftqualität an Straßen 2017. Postersession. Kolloquium der Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt) und der Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV), 29.-30.3.2017 in Bergisch Gladbach. 2017.

Ludwigshafen 2018: Masterplan „Nachhaltige Mobilität für die Stadt“ – Green City Plan. Sofortprogramm Saubere Luft 2017-2020. Gemeinsamer Masterplan Green City der Städte Heidelberg, Ludwigshafen und Mannheim. 2018.

Osnabrück 2018: Masterplan zur Luftreinhaltung der Stadt Osnabrück. Sonderprogramm “Masterpläne für die Gestaltung nachhaltiger und emissionsfreier Mobilität“ des BMVI. Stadt Osnabrück. 2018.

Potsdam 2018: Green-City Plan der Landeshauptstadt Potsdam. Masterplan zur Senkung der $NO_2$-Belastungen. Stadt Potsdam. Erarbeitet von IVU Umwelt GmbH, VMZ Berlin Betreibergesellschaft mbH und Fachhochschule Potsdam. 2018.

Würzburg 2018: Green-City Plan Würzburg. Individueller Masterplan für emissionsfreie und nachhaltige Mobilität in der Region Würzburg. Stadt Würzburg. 2018.

x-sample, verkehrplus (2010): INFO-EFFECT. Zielgruppenspezifische Wirkungen von multimodalen Verkehrsinformationen auf individuelles Verkehrsverhalten Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie, Graz-Wien. 2010.

# Identifizierung und Quantifizierung von Feinstaubquellen im Raum Stuttgart mittels Inhaltsstoffanalysen und Positivmatrix-Faktorisierung (PMF)

Philipp Schwarz[1)], Dr. Sebastian Scheinhardt[2)] und PD Dr. Dirk Schindler[1)]

[1)]Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
Professur für Umweltmeteorologie
Werthmannstraße 10
79085 Freiburg

[2)]Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW)
Sachgebiet 33.1: Luftqualität, Nachhaltige Mobilität
Griesbachstraße 1
76185 Karlsruhe

## 1. Einleitung

In Deutschland steht die baden-württembergische Landeshauptstadt Stuttgart im Fokus der Diskussionen über die Luftqualität und Feinstaub. Der Grund dafür sind die Überschreitungen des Tagesgrenzwerts für Feinstaub $PM_{10}$ und die damit zusammenhängende Klage der EU gegen die Bundesrepublik Deutschland. Die Luftmessstation am Neckartor ist die einzige Station in Deutschland, an der die zulässige Anzahl von 35 Tagen mit einem Tagesmittelwert $PM_{10}$ > 50 µg $m^{-3}$ bis zuletzt überschritten wurde (UBA, 2018).

Aufgrund der Grenzwertüberschreitungen am Neckartor ist das Land Baden-Württemberg dazu verpflichtet, Maßnahmen zur Reduzierung der Feinstaubimmissionen zu entwickeln und umzusetzen. Diese Maßnahmen beruhen bisher auf Ursachenanalysen, die mit Hilfe des baden-württembergischen Emissionskatasters erstellt werden. Das Kataster erfasst Emissionen bekannter und relevanter Quellen und bestimmt damit den Beitrag verschiedener Quellgruppen zum Feinstaubmesswert. Im Kataster sind Emissionswerte für verschiedene

Quellgruppen wie dem Verkehr, der Industrie, kleine und mittlere Feuerungsanlagen sowie biogene Systeme hinterlegt (LUBW, 2017).

Die Hauptproblematik bei der Anwendung des Katasters sind die Unsicherheiten in den Aktivitätsraten sowie in den Emissionsfaktoren. Diese Unsicherheiten treten auf, weil im Kataster nicht alle Emittenten hinterlegt sind und die Bestimmung der Häufigkeit, der Zeitdauer und der Menge der einzelnen Emissionen nicht für alle Quellen vorliegen und teilweise hochgerechnet werden. Zudem können sekundäre Bildungsprozesse oder bisher unbekannte Feinstaubquellen nicht erfasst werden (LUBW, 2017).

Neben dem Emissionskataster gibt es die Möglichkeit mit Hilfe von Rezeptormodellen und auf Grundlage von Immissionsdaten Feinstaubquellen zu identifizieren und deren Beitrag zur PM-Konzentration zu bestimmen (Viana et al., 2008). Die Annahme bei der Anwendung von Rezeptormodellen ist die Massenerhaltung der Inhaltsstoffe zwischen der Emissionsquelle und dem Messpunkt (Rezeptor). Die Positivmatrix-Faktorisierung (PMF) ist ein Rezeptormodell, das mit Hilfe der EPA PMF 5.0-Software standardmäßig zur Quellzuordnung verwendet wird (Belis et al., 2014; EPA, 2014).

## 2. Zielsetzungen

In der vorliegenden Arbeit soll erstmals eine Ursachenanalyse der Feinstaubbelastung im Raum Stuttgart auf Grundlage von Immissionsdaten mittels Rezeptormodellierung durchgeführt werden. Dabei sollen die wichtigsten Feinstaubquellen identifiziert sowie deren Beitrag zur Feinstaubkonzentration quantifiziert werden. Des Weiteren soll geprüft werden, ob mit dieser Methodik bisher unbekannte Feinstaubquellen identifiziert werden können. Die Ergebnisse sollen neue Erkenntnisse über die räumliche und zeitliche Variabilität der Feinstaubzusammensetzung in Stuttgart liefern und dabei als Vergleich zur bisherigen Ursachenanalyse auf Basis des Emissionskatasters dienen. Darüber hinaus soll erstmals eine Quellzuordnung für Partikel $PM_{2.5}$ durchgeführt werden und mit den Ergebnissen der Quellzuordnung für Partikel $PM_{10}$ verglichen werden.

# 3. Material und Methoden

## 3.1 Messpunkte

Für die Ursachenanalyse wurden drei Luftmessstationen aus dem Messnetz der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) im Raum Stuttgart ausgewählt. Dazu gehören die städtische Verkehrsstation Stuttgart Am Neckartor, die städtische Hintergrundstation Stuttgart Bad Cannstatt sowie die Station in Gärtringen, die den ländlichen besiedelten Raum repräsentiert und ca. 30 km südwestlich von Stuttgart liegt.

## 3.2 Messmethodik

Die Grundlage für die Ursachenanalyse mittels PMF bilden die Konzentrationen der verschiedenen Feinstaubinhaltsstoffe, die bei der LUBW in den letzten Jahren für die ausgewählten Stationen routinemäßig durchgeführt wurden. Um die Inhaltsstoffe analysieren zu können, wird der Feinstaub zunächst auf Filtern gesammelt und gravimetrisch bestimmt. Die Feinstaubbeprobung erfolgte mit dem High-Volume-Sampler DHA-80 der Firma DIGITEL. Zur Untersuchung konnten Filterproben für die Jahre 2015, 2016 und 2017 verwendet werden. Während an allen Stationen Partikel $PM_{10}$ erfasst wurden, konnten im Jahr 2017 am Neckartor auch Filter $PM_{2.5}$ auf ihre Inhaltsstoffe untersucht werden. Insgesamt wurden 27 verschiedene Inhaltsstoffe analysiert, darunter verschiedene Metalle (Pb, Cd, Ni, As, Sb, Vn, Cr, Cu, Co, Sn, Mg, Ba, Zn, Al, Fe), Ionen (Na, K, Cl, Ca, Mg, $NO_3$, $SO_4$, $NH_4$) und kohlenstoffhaltige Inhaltsstoffe (EC, OC, Levoglucosan, Benzo[a]pyren).

## 3.3 Datenaufbereitung

Die Daten wurden zunächst plausibilisiert und auf Datenlücken untersucht. Dabei wurden einzelne Datenlücken bei Benzo[a]pyren und Levoglucosan im Sommer mittels gewichtetem Mittelwert aufgefüllt. Alle weiteren Fehldaten wurden aus dem Datensatz entfernt. Zusätzlich wurde innerhalb der PMF-Software auf Grundlage der Messunsicherheiten und Nachweisgrenzen der einzelnen Inhaltsstoffe Unsicherheiten für die Modellläufe berechnet. Im Folgenden wurden die Zeitreihen der Inhaltsstoffe auf Extremwerte untersucht, die entweder durch Messfehler entstanden sind oder auf besondere Ereignisse zu-

rückzuführen sind. Die Tage, an denen Extremwerte für eine oder mehrere Inhaltsstoffe aufgetreten sind, wurden aus dem Datensatz entfernt. Zu Extremwerten an allen Stationen kam es z.B. jeweils um den Jahreswechsel infolge der Silvesterfeuerwerke.

### 3.4 Quellzuordnung mittels Positivmatrix-Faktorisierung (PMF)

Die Positivmatrix-Faktorisierung wurde mit Hilfe der EPA PMF 5.0-Software durchgeführt. Dabei gehen die Konzentrationen der Feinstaubinhaltsstoffe an den verfügbaren Messtagen als Matrix X in die Berechnung ein. Daraus werden bei der PMF für eine vom Modellierer vorgegebene Anzahl an Faktoren (p) die Faktorprofile (Matrix F), die Faktorbeiträge (Matrix G) und der Massenrest E berechnet (Abbildung 1).

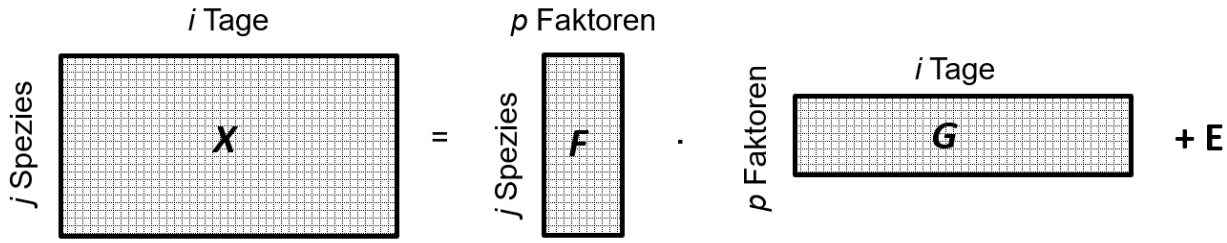



*Abbildung 1: Prinzip der Lösung der PMF in Matrixschreibweise*

Nach der Datenaufbereitung wurden mit der Software verschiedene Modellläufe für jede Station einzeln generiert. Dabei wurde die Anzahl an Faktoren p variiert, um die somit identifizierten Faktorprofile zu vergleichen.

Für jeden Datensatz bzw. jede Station konnten dadurch mehrere PMF-Lösungen mit unterschiedlichen Anzahlen von Emissionsfaktoren generiert werden. Die Wahl für das passendste Modell erfolgt nach Ermessen des Modellierers und wurde von verschiedenen Kriterien nach Belis et al. (2014) abhängig gemacht. Das wichtigste Kriterium ist dabei die Möglichkeit der Identifizierung der Quellen auf Grundlage sinnvoller physikalischer Bestandteile sowie plausibler Zeitreihen der Quellgruppen. Zusätzlich wurden Bootstrap (BS)- und Dispersionsanalysen (DISP) zur Identifizierung passender Modelllösungen sowie zur Abschätzung der Unsicherheiten der Modelle durchgeführt.

# 4. Ergebnisse und Diskussion

## 4.1 Zusammensetzung und zeitlicher Verlauf der Quellprofile

Mit Hilfe der PMF konnten an allen drei Stationen die folgenden sieben Quellprofile identifiziert werden: Verkehr, Aufwirbelung von städtischem Staub, flüchtige und nicht flüchtige sekundäre anorganische Aerosole (SAA), Biomasseverbrennung, Streusalz sowie gealtertes Streu- und Meersalz. Im Folgenden werden die stofflichen Zusammensetzungen und die zeitlichen Verläufe der Quellprofile für die Station am Neckartor erläutert (Abbildung 2, Abbildung 3).

Der Faktor Verkehr setzt sich hauptsächlich aus Eisen, EC und OC zusammen und beinhaltet den Großteil der Metallanteile. Der zeitliche Verlauf zeigt relativ konstante Beiträge über das Jahr gesehen, wobei der Beitrag im Zeitraum des Jahreswechsels sowie zu Ferienzeiten abnimmt, was über die Verkehrszählungen am Neckartor bestätigt werden kann.

Der Faktor für die Aufwirbelung von städtischem Staub beinhaltet den Großteil der gemessenen Menge an Aluminium, Calcium und Magnesium. Diese Elemente sind Hauptbestandteile der Erdkruste. Des Weiteren trägt v.a. OC zum Faktorbeitrag bei sowie Vanadium, das durch den Straßenabrieb freigesetzt werden kann. Zusätzlich werden dem Faktor diejenigen Metalle zugeordnet, die auch im Verkehrsfaktor dominieren. Das spricht in Kombination mit dem ähnlichen zeitlichen Verlauf dafür, dass die Aufwirbelung hauptsächlich durch den Straßenverkehr verursacht wird.

Der Faktor der nicht flüchtigen sekundären anorganischen Aerosole (SAA_nf) setzt sich hauptsächlich aus Ammonium und Sulfat zusammen. Das Ammonium stammt größtenteils aus der Landwirtschaft (Ammoniak aus Düngung), während das Sulfat in der Atmosphäre durch schwefelhaltige Verbindungen, z.B. aus der Industrie, gebildet wird. Der Jahresverlauf zeigt höhere Beiträge im Sommer, als im Winter.

Der Faktor der flüchtigen sekundären anorganischen Aerosole (SAA_f) wird hauptsächlich durch Ammonium und Nitrat gebildet. Nitrat kann in der Atmosphäre aus $NO_X$ (z.B. Straßenverkehr) entstehen. Ammoniumnitrat ist eine flüchtige Verbindung, die bei einer Lufttemperatur von ca. 20 °C von der Partikelphase in die Gasphase übergeht und deshalb im Sommer nur einen geringen Beitrag zur Partikelmasse leistet.

Der Faktor für die Biomasseverbrennung zeigt hohe Beiträge von OC sowie den Großteil der Levoglucosan- und Benzo[a]pyrenkonzentrationen. Zusätzlich sind EC, Kalium, Blei, Cadmium und Nitrat für den Faktor relevant. Levoglucosan und Kalium gelten als Indikatoren für die Holzverbrennung, während das Auftreten von Benzo[a]pyren mit unvollständiger Biomasseverbrennung assoziiert wird. Der Beitrag von Blei und Cadmium könnte darüber erklärt werden, dass sich Schwermetalle beim Wachstum der Bäume im Holz ablagern können und bei der Holzverbrennung freigesetzt werden.

Der Faktor Streusalz setzt sich aus Natrium und Chlorid zusammen und kann über den zeitlichen Verlauf gut identifiziert werden. Der Beitrag zur Feinstaubkonzentration steigt an denjenigen Tagen deutlich an, an denen am Neckartor gestreut wird.

Der Faktor für gealtertes Streu- und Meersalz setzt sich aus Nitrat, Natrium, Sulfat sowie Eisen und geringen Mengen Magnesium zusammen. Natrium ist der Hauptbestandteil von Meer- und Streusalz. Magnesium kann neben Natrium dem Streusalz beigemischt sein. Nitrat und Sulfat sind Verbindungen, die sich sekundär in der Atmosphäre bilden und charakteristische Bestandteile von gealterten Salzpartikeln darstellen. Der Faktorbeitrag ist im Jahresverlauf, abgesehen einzelner Peaks, weitestgehend konstant.

In Gärtringen wurde zusätzlich ein Faktor identifiziert, der hauptsächlich aus hohen Anteilen von Barium und Zink besteht, während Natrium, Nitrat und Sulfat den größten Beitrag zur Faktorkonzentration liefern. Die Zusammensetzung dieser Inhaltsstoffe lässt keine direkte Verbindung zu einer bestimmten Quellgruppe zu. Der hohe Anteil an Schwermetallen könnte auf einen Industriefaktor hindeuten. Da der Beitrag zur Feinstaubkonzentration mit rund 1 % sehr gering ausfällt, ist der Faktor zu vernachlässigen.

Die Zusammensetzung der Quellprofile sowie die zeitlichen Verläufe und die im Folgenden dargestellten Quellbeiträge stimmen mit Ergebnissen aus weltweiten Studien sehr gut überein (Van Pinxteren et al., 2017; Amato et al., 2016; Karagulian et al., 2015; Visser et al., 2015; Kim et al., 2015; Waked et al., 2014; Bernadoni et al., 2011; Alleman et al, 2010).

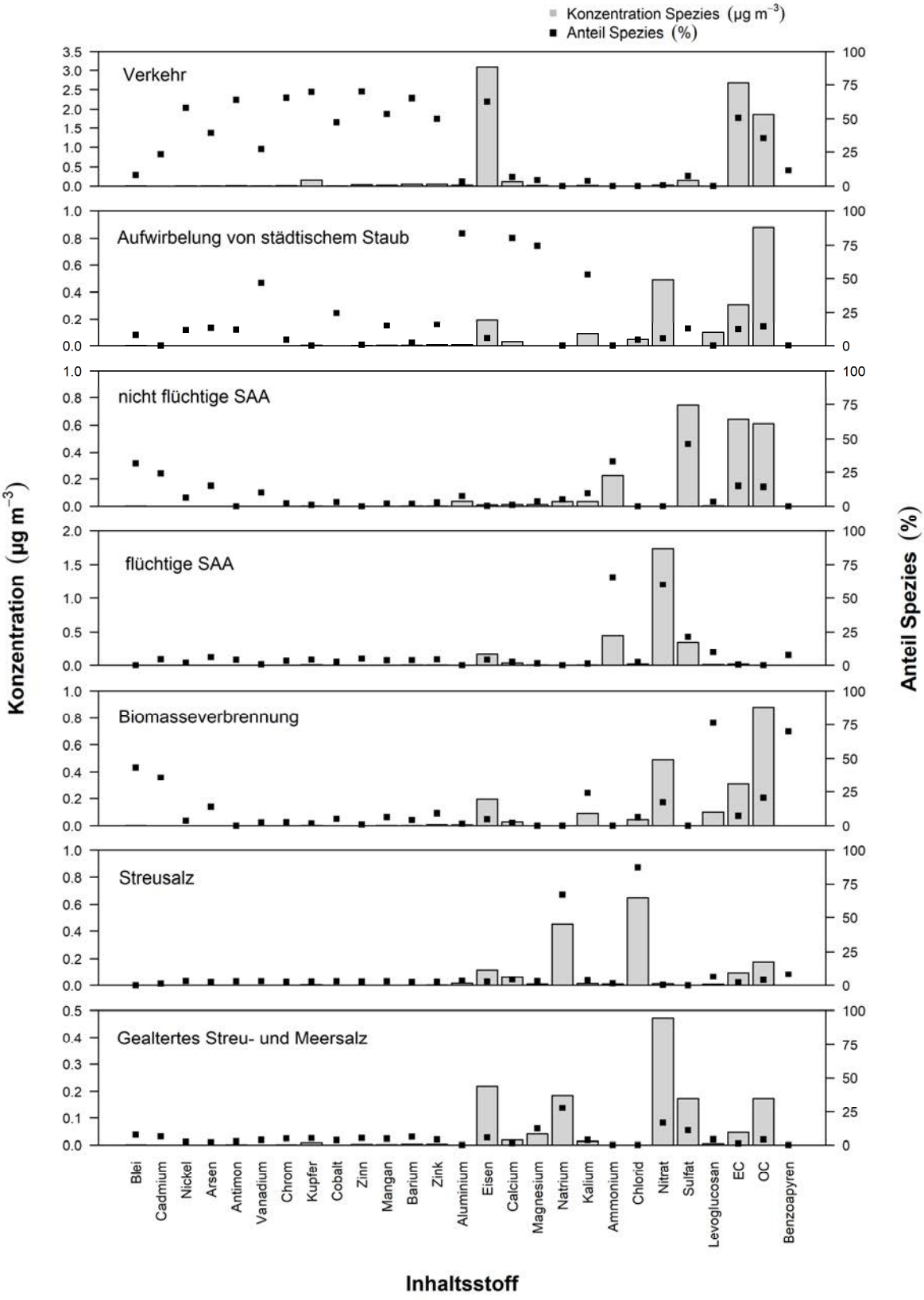



*Abbildung 2: Stoffliche Zusammensetzung der Quellgruppen an der Station Stuttgart Am Neckartor mit dem Konzentrationsbeitrag der Inhaltsstoffe zur Quellgruppe und dem prozentualen Anteil des Inhaltsstoffs im Bezug zur gesamten Inhaltsstoffkonzentration*

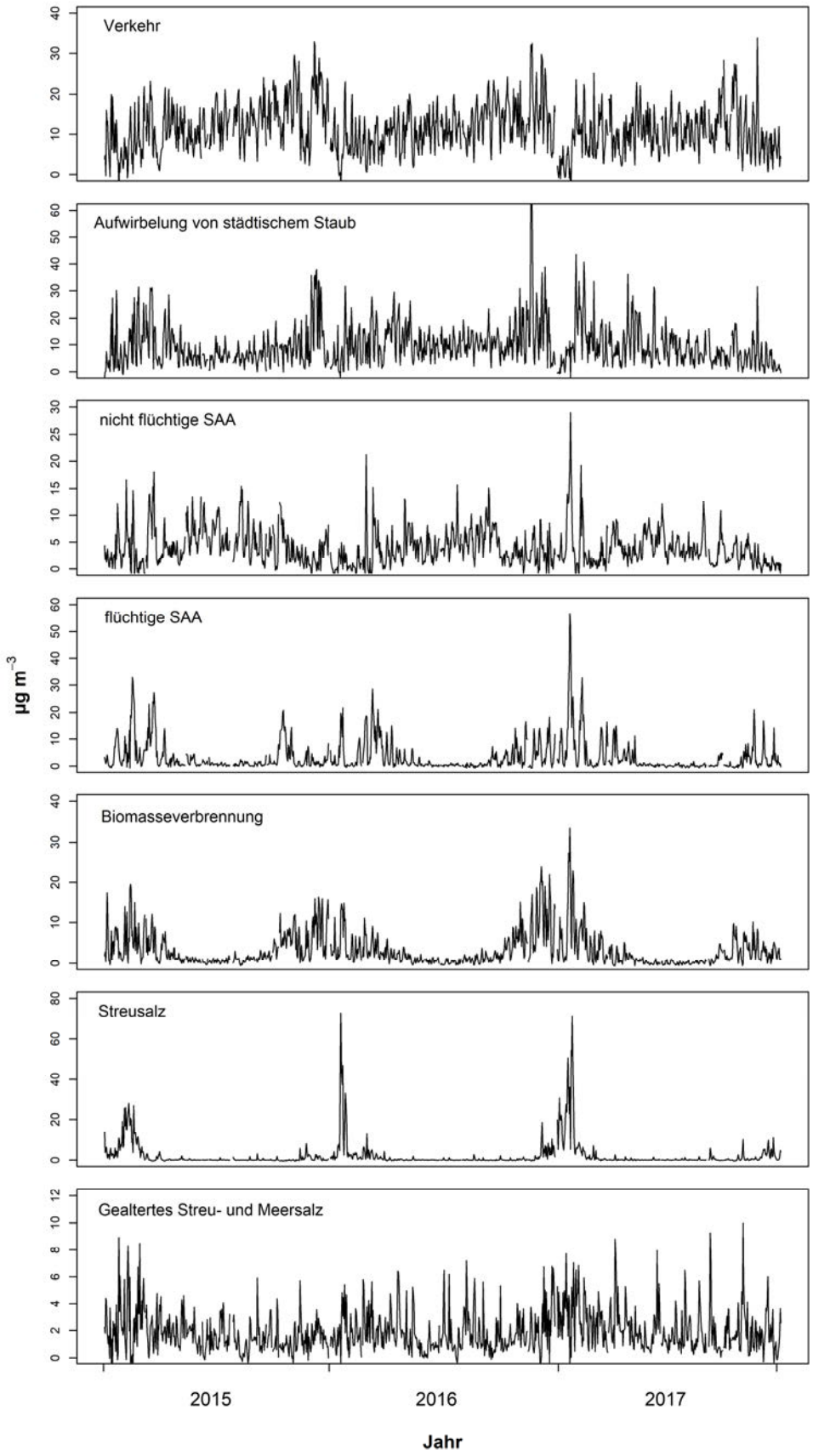



*Abbildung 3: Zeitlicher Verlauf des Beitrags der Quellgruppen zur Feinstaubkonzentration für die Station Stuttgart Am Neckartor*

## 4.2 Beiträge der Quellgruppen zur Feinstaubkonzentration

### 4.2.1 Mittlere Beiträge im Zeitraum zwischen 2015 und 2017

Die höchste Feinstaubkonzentration wird im Messzeitraum zwischen 2015 und 2017 mit 35,8 µg $m^{-3}$ am Stuttgarter Neckartor erreicht, gefolgt von Bad Cannstatt mit 17,0 µg $m^{-3}$ und Gärtringen mit 12,7 µg $m^{-3}$ (Abbildung 4). Die $PM_{10}$-Konzentration liegt damit am Neckartor um mehr als das Doppelte höher als in Bad Cannstatt, während der Unterschied zwischen Bad Cannstatt und Gärtringen mit 4,3 µg $m^{-3}$ deutlich geringer ausfällt. Die größten Unterschiede in den absoluten Quellbeiträgen treten zwischen den Stationen für den Faktor Verkehr und den Faktor Aufwirbelung auf. Diese Quellgruppen leisten am Neckartor den größten Beitrag zur Feinstaubkonzentration, was über den direkten Einfluss des Straßenverkehrs erklärt werden kann. Über die Nähe zur Straße lässt sich auch der höhere Streusalzanteil am Neckartor ableiten. Der Beitrag des Verkehrs nimmt zwischen Neckartor und Bad Cannstatt stark ab, während die Beiträge für die sekundären anorganischen Aerosole auf einem ähnlichen Niveau bleiben.

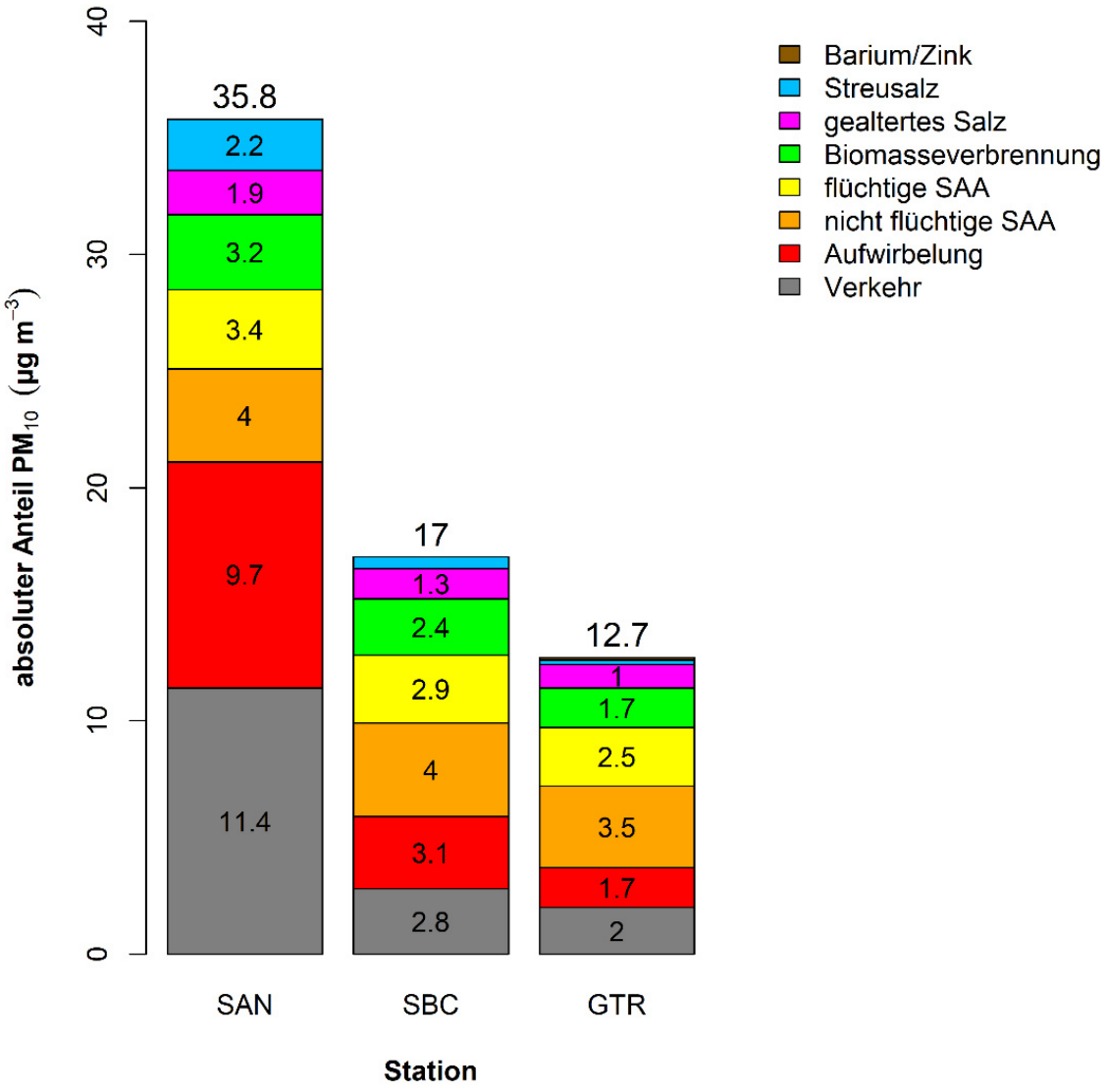



*Abbildung 4: Vergleich der mittleren absoluten Beiträge der Quellgruppen zur $PM_{10}$-Konzentration an den Stationen Stuttgart Am Neckartor (SAN), Stuttgart Bad Cannstatt (SBC) und Gärtringen (GTR) im Zeitraum zwischen 2015 und 2017*

An den Stationen in Bad Cannstatt und Gärtringen bilden die sekundären anorganischen Aerosole prozentual die wichtigsten Quellgruppen (Abbildung 5). Die Beiträge für die Biomasseverbrennung und das gealterte Salz fallen ebenfalls höher als am Neckartor aus.

In verschiedenen Übersichtsartikeln werden ebenfalls die Quellgruppen für Verkehr, Erdkruste/Aufwirbelung, sekundäre Aerosole sowie Biomasseverbrennung und See- oder Straßensalz identifiziert (Karagulian et al., 2015; Belis et al., 2013; Viana et al., 2008). In diesen Studien wurden jeweils die bis dahin verfügbaren europäischen bzw. weltweiten Ergebnisse der Quellzuordnungen mittels Rezeptormodellen zusammengefasst. Nach Belis et al. (2013) sind der Verkehr und die sekundären Aerosole die wichtigsten Quellgruppen in Bezug auf den Beitrag zur PM-Masse. Diese Aussage lässt sich für die Region Stuttgart bestätigen. In dem Artikel von Karagulian et al. (2015), die weltweit mehr als 400 Studien ausgewertet haben, werden neben dem Verkehr die Industrie und die Biomasseverbrennung als wichtigste Faktoren genannt. Obwohl die Region Stuttgart ein wirtschaftliches Zentrum in Baden-Württemberg darstellt, konnte kein Faktor mit charakteristischen Inhaltsstoffen identifiziert werden, die auf industrielle Emissionen rückschließen lassen. Eine mögliche Erklärung dafür könnten die strengen Vorschriften der TA Luft sein. Lediglich der Barium/Zink-Faktor in Gärtringen könnte auf lokale industrielle Emissionen zurückzuführen sein.

### 4.2.2 Mittlere Beiträge im Jahresverlauf

Im Jahresverlauf werden die höchsten $PM_{10}$-Konzentrationen an allen Stationen im Winter erreicht, während die Werte im Sommer am niedrigsten liegen (Abbildung 6). Die geringere Feinstaubbelastung im Sommer ergibt sich aus den geringeren Beiträgen der Biomasseverbrennung, des Streusalzes und der flüchtigen sekundären anorganischen Aerosole im Vergleich zu den anderen Jahreszeiten. Diese Quellgruppen zeigen im Winter hohe absolute und prozentuale Beiträge. Der Hauptgrund dafür ist die niedrige Lufttemperatur, die zu einem erhöhten Heizbedarf und zum Streusalzaustrag führt. Zusätzlich verbleiben die flüchtigen sekundären Aerosole aufgrund der niedrigen Lufttemperatur in der Partikelphase und tragen zur Gesamtpartikelmasse bei. Zwischen Frühling und Herbst unterscheidet sich hauptsächlich der Anteil der Biomasseverbrennung,

der im Herbst etwas höher liegt, sowie der Anteil an flüchtigen sekundären Aerosolen, deren Anteil im Frühling höher liegt. Des Weiteren wird im Herbst im Jahresverlauf der höchste Beitrag des Verkehrsfaktors erreicht. Die Verkehrszählungen am Neckartor ergeben ebenfalls im Herbst die höchste durchschnittliche tägliche Verkehrsdichte (DTV).

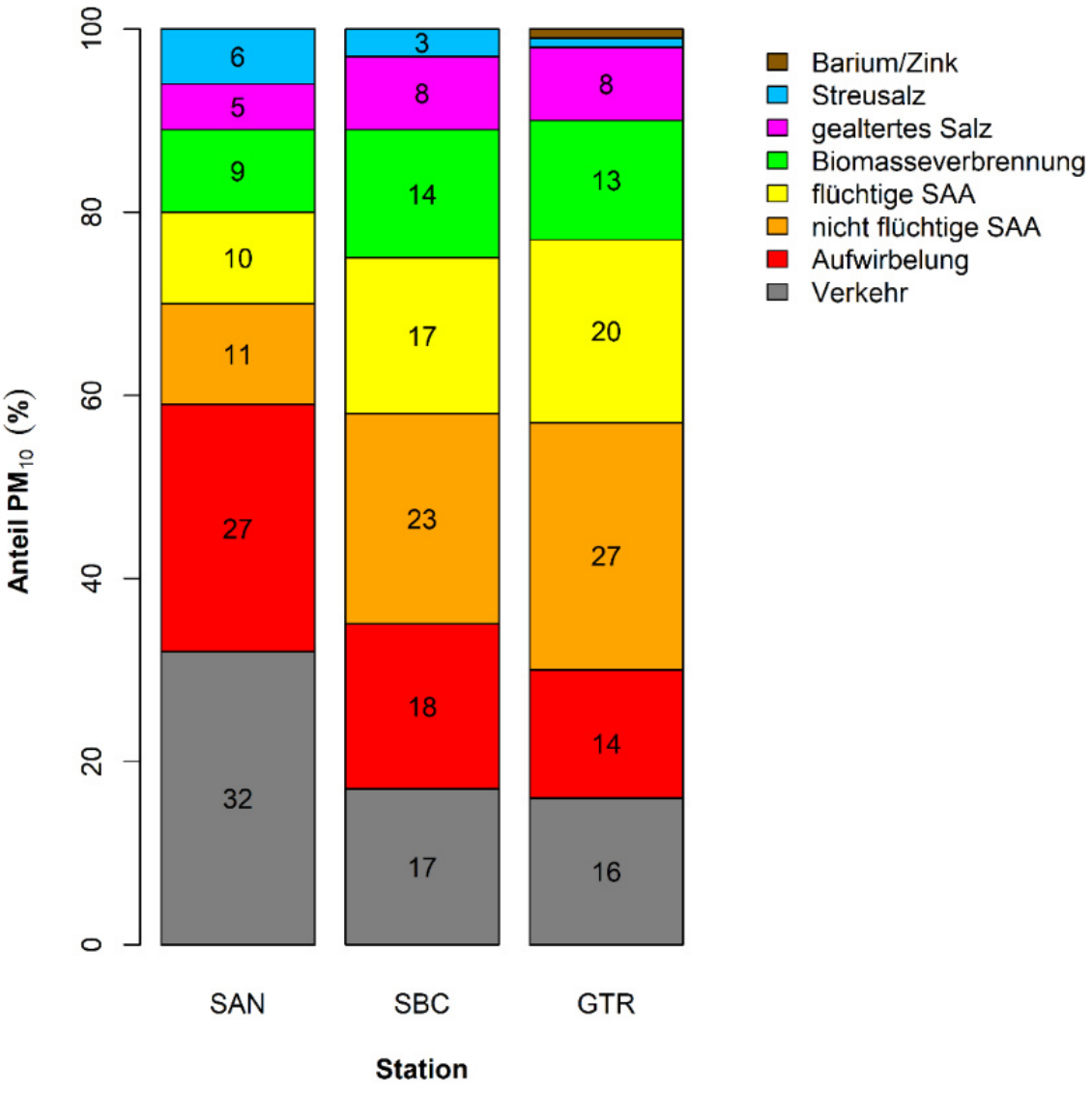



*Abbildung 5: Vergleich der mittleren prozentualen Beiträge der Quellgruppen zur $PM_{10}$-Konzentration an den Stationen Stuttgart Am Neckartor (SAN), Stuttgart Bad Cannstatt (SBC) und Gärtringen (GTR) im Zeitraum zwischen 2015 und 2017*

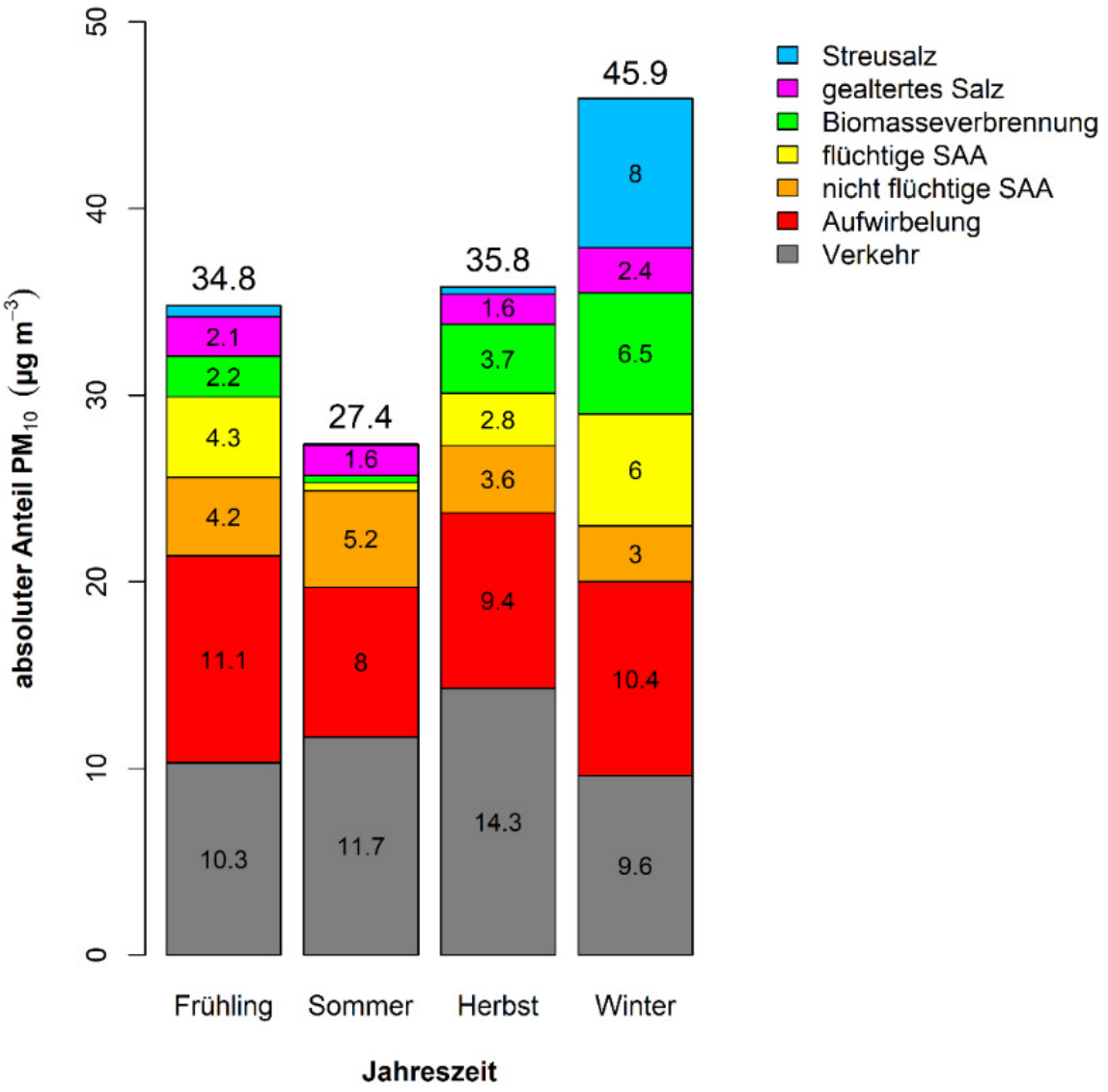



*Abbildung 6: Vergleich der absoluten Beiträge der Quellprofile zur $PM_{10}$-Konzentration in Stuttgart Am Neckartor für die Jahreszeiten Frühling (März-Mai), Sommer (Juni-August), Herbst (September-November) und Winter (Dezember-Februar) im Zeitraum 2015 bis 2017*

### 4.2.3 Vergleich der mittleren Beiträge von $PM_{10}$ und $PM_{2.5}$

Die mittlere $PM_{10}$-Konzentration liegt am Neckartor im Jahr 2017 mit 33,8 µg $m^{-3}$ deutlich höher als die $PM_{2.5}$-Konzentration mit 15,0 µg $m^{-3}$ (Abbildung 7). Dementsprechend fallen auch die absoluten Anteile aller Quellgruppen in $PM_{2.5}$ niedriger aus als in $PM_{10}$. Die größten Unterschiede treten bei der Aufwirbelung von städtischem Staub und beim Verkehr auf. Beide Quellgruppen zeigen deutlich höhere Beiträge zur $PM_{10}$-Konzentration als zum $PM_{2,5}$-

Wert. Das bedeutet, dass der Großteil der Partikel aus dem Verkehr und der Aufwirbelung einen Durchmesser > 2,5 µm aufweisen.

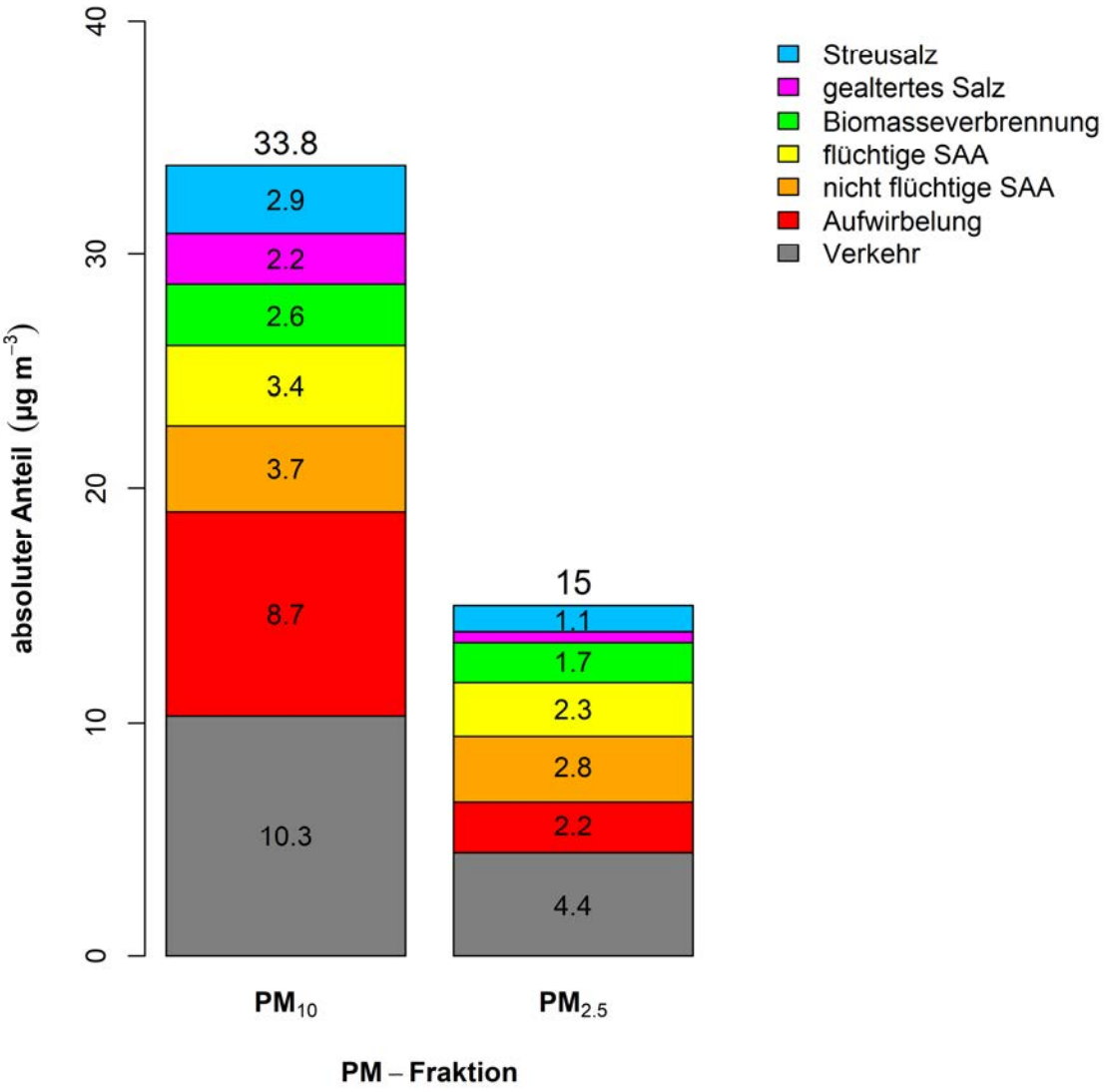



*Abbildung 7: Vergleich der absoluten Beiträge der Quellprofile zwischen $PM_{10}$ und $PM_{2,5}$ in Stuttgart Am Neckartor für das Jahr 2017*

### 4.2.4 Vergleich zwischen PMF und bisheriger Ursachenanalyse

Der direkte Vergleich zwischen den Ergebnissen aus der PMF und der bisherigen Ursachenanalyse auf Basis des Emissionskatasters zeigt, dass letztere weniger und unspezifischere Quellen identifiziert als die PMF (Abbildung 8). Lediglich der Faktor für die Biomasseverbrennung sowie der Verkehrs- und der Aufwirbelungsfaktor tauchen in beiden Analysen auf. Werden Aufwirbelung

und Verkehr zusammengerechnet und als gesamte Verkehrsemissionen betrachtet, ergeben beide Methoden denselben Beitrag. Die Beiträge von sekundären Partikeln, sowie Streusalz und gealtertem Salz können über das Kataster nicht erfasst werden. Bei der bisherigen Ursachenanalyse werden die Beiträge in lokale Anteile sowie Anteile des großräumigen Hintergrunds aufgeteilt. Dabei setzt sich die Hintergrundbelastung aus den Beiträgen derselben Quellgruppen zusammen und beinhaltet damit keine separaten Quellen. Bei der PMF entsprechen vor allem die sekundären Aerosole sowie das gealterte Salz der Hintergrundbelastung. Der Faktor für Offroad, biogene Systeme und sonstige Quellen aus der bisherigen Ursachenanalyse hat am Neckartor einen vernachlässigbar kleinen Anteil an der $PM_{10}$-Konzentration und taucht auch in der PMF nicht als eigene Quellgruppe auf. Ebenso identifiziert die bisherige Ursachenanalyse den Beitrag der Industrie als nicht relevant. Auch mithilfe der PMF kann kein spezifischer Industriefaktor für das Neckartor identifiziert werden.

Der Vergleich zeigt, dass das Emissionskataster bezüglich der sekundären Aerosole sowie bezüglich der Quellgruppen, deren Emissionen nicht erfasst werden (können), limitiert ist. Die PMF-Methode ermöglicht es, mehr Quellgruppen zu identifizieren und zusätzlich deren Quellprofile mit den Beiträgen der einzelnen Feinstaubinhaltsstoffen zu analysieren. Mit Hilfe der PMF lassen sich plausible Quellanalysen für den Raum Stuttgart erstellen, die die Aussagen der bisherigen Ursachenanalyse im Bereich Verkehr und Biomasseverbrennung am Neckartor bestätigen und darüber hinaus eine detailliertere Quellzuordnung als bisher zulassen.

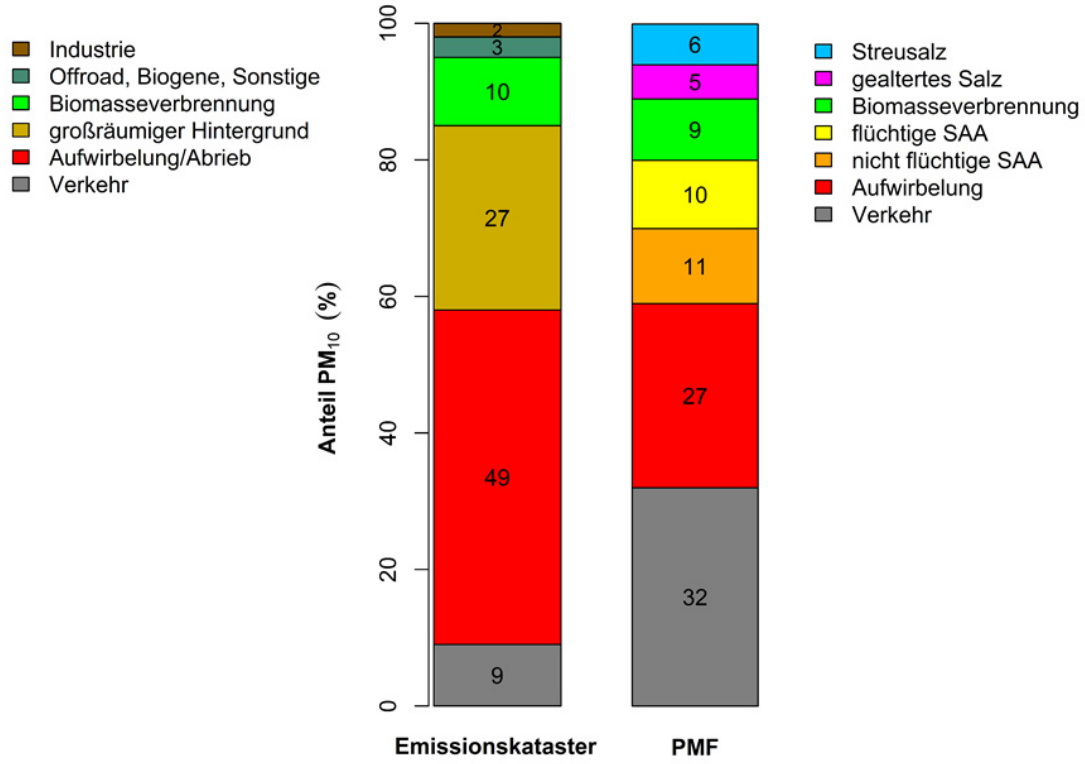



*Abbildung 8: Vergleich der Ergebnisse der Quellzuordnung mittels PMF und Emissionskataster für die Station Stuttgart Am Neckartor im Zeitraum von 2015 bis 2017*

### 4.3 Fehlerabschätzung

Die Unsicherheiten in den Modellergebnissen können aus unterschiedlichen Arbeitsschritten resultieren. Zunächst beeinflussen die Unsicherheiten bzw. die Fehler bei der Bestimmung der Inhaltsstoffkonzentrationen die Modellergebnisse. Des Weiteren können aufgrund von Modellannahmen Fehler bei der Modellanwendung auftreten und mathematische Artefakte in den Quellprofilen entstehen. Das bedeutet, dass das Modell bestimmte Inhaltsstoffanteile einer Quelle zuordnet, was aus mathematischer Sicht richtig ist, physikalisch gesehen aber nicht sinnvoll erscheint. Die Überprüfung und Interpretation der Modellergebnisse durch erfahrene Anwender ist deshalb für die Durchführung einer PMF unerlässlich.

Die Fehlerabschätzung mittels Bootstrap und Dispersionsanalyse gibt Hinweise über die Unsicherheiten innerhalb des jeweiligen Modells. Dabei werden bei der DISP-Analyse vor allem die Auswirkungen zufälliger Messfehler und Messunsicherheiten abgeschätzt, indem einzelne Konzentrationswerte erhöht oder

vermindert werden. Der Bootstrap erfasst die Robustheit des Modells, indem einzelne Tage oder Zeitabschnitte aus dem Datensatz entfernt werden. Die Ergebnisse der Analysen zeigen, dass die Änderungen der Konzentrationen der einzelnen Inhaltsstoffe in einem Faktor sehr gering ausfallen für diejenigen Inhaltsstoffe, die charakteristisch für den jeweiligen Faktor sind. Die BS- und DISP- Analysen ergeben, dass die verwendeten PMF-Modelle robust sind und sich zur Quellzuordnung eignen.

## 5. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

- Die Verwendung der PMF ist eine geeignete Methode zur Ursachenanalyse bzw. zur Identifizierung und Zuordnung von Feinstaubquellen. Sie liefert für den Raum Stuttgart plausible Ergebnisse.
- Die PMF bestätigt, dass der Verkehr der wichtigste Verursacher der Feinstaubbelastung am Neckartor darstellt und deshalb ein wichtiger Ansatzpunkt zur Emissionsreduktion ist.
- Neben den motorbedingten Emissionen ist der Abrieb von Reifen, Bremsscheiben und Kupplungen ein wichtiger Bestandteil der Verkehrsemissionen.
- Emissionen aus Verkehr, Industrie und Landwirtschaft führen zur Bildung von sekundären Aerosolen, die einen relevanten Beitrag zur Feinstaubbelastung leisten und zusammen mit gealterten Salzen dem großräumigen Hintergrund zugeordnet werden können.
- Die Reduzierung der Emissionen aus der Biomasseverbrennung kann im Winter zu deutlich niedrigerer Feinstaubkonzentration führen und die in Stuttgart gemessene Konzentrationen von Benzo[a]pyren mindern.
- Die bisherige Ursachenanalyse über das Emissionskataster kann Beiträge von Verkehr und Biomasseverbrennung gut erfassen, ist aber bezüglich der sekundären Aerosole und bisher unbekannten Quellen limitiert.
- Der Quellbeitrag der Aufwirbelung und des Verkehrs liegt in $PM_{10}$ deutlich höher als in $PM_{2.5}$, während die Unterschiede für die anderen Quellgruppen geringer ausfallen.

# Literatur


Alleman, L. Y., Lamaison, L., Perdrix, E., Robache, A. & Galloo, J. C. (2010): PM10 metal concentrations and source identification using positive matrix factorization and wind sectoring in a French industrial zone. Atmospheric Research, 96 (4), 612-625.

Amato, F., Favez, O., Pandol, M., Alastuey, A., Querol, X., Moukhtar, S., Bruge, B., Verlhac, S., Orza, J. A. G., Bonnaire, N., Le Priol, T., Petit, J. F. & Sciare, J. (2016): Traffic induced particle resuspension in Paris: Emission factors and source contributions. Atmospheric Environment, 129, 114-124.

Belis, C. A., Larsen, B. R., Amato, F., El-Haddad, I., Favez, O., Harrison, R. M., Hopke, P. K., Nava, S., Paatero, P., Prevot, A., Quass, U., Vecchi, R. & Viana, R. (2014): European guideline on air pollution source apportionment with receptor models. European Commission - Joint Research Center.

Belis, C. A., Karagulian, F., Larsen, B. R. & Hopke, P. K. (2013). Critical review and meta-analysis of ambient particulate matter source apportionment using receptor models in Europe. Atmospheric Environment, 69, 94-108.

Bernardoni, V., Vecchi, R., Valli, G., Piazzalunga, A. & Fermo, P. (2011): PM10 source apportionment in Milan (Italy) using time-resolved data. Science of the Total Environment, 409 (22), 4788-4795.

Umweltbundesamt (UBA), (2018): Luftqualität 2017 - Vorläufige Auswertung. Zugriff unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/2546/publikationen/uba_hg_luftqualitaet_2017_bf.pdf.

Kim, K.-H., Kabir, E. & Kabir, S. (2015): A review on the human health impact of airborne particulate matter. Environment International, 74, 136-143.

Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW), (2017): Luftreinhaltepläne für Baden-Württemberg - Grundlagenband 2016. Zugriff unter: http://www4.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/267731.

Viana, M., Kuhlbusch, T. A. J., Querol, X., Alastuey, A., Harrison, R. M., Hopke, P. K., Winiwarter,W., Vallius, M., Szidat, S., Prevot, A. S. H., Hueglin, C., Bloemen, H., Wahlin, P., Vecchi, R., Miranda, A. I., Kasper-Giebel, A., Maenhaut, W. & Hitzenberger, R., (2008): Source apportionment of particulate matter in Europe: A review of methods and results. Journal of Aerosol Science, 39 (10), 827-849.

Environmental Protection Agency (EPA). (2014): EPA Positive Matrix Factorisation (PMF) 5.0 Fundamentals and User Guide. Zugriff unter: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-02/documents/pmf_5.0_user_guide.pdf.

Karagulian, F., Belis, C. A., Dora, C. F. C., Prüss-Ustün, A. M., Bonjour, S., Adair-Rohani, H. & Amann, M. (2015): Contributions to cities' ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level. Atmospheric Environment, 120, 475-483.

Van Pinxteren, D., Mothes, F., Spindler, G., Wadinga Fomba, K. & Hermann, H. (2017): Auswertung der gravimetrischen PM10-Messungen in Sachsen, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Berlin zur Identifikation des Anteils verschiedener Quellen an der Feinstaubbelastung anhand der Inhaltsstoffe und anhand von Rezeptormodellierungen (PM-OST), Zugriff unter: https://www.berlin.de/senuvk/umwelt/luftqualitaet/de/luftreinhalteplan_projekte/download/PM-OST%20Abschlussbericht.pdf.

Visser, S., Slowik, J. G., Furger, M., Zotter, P., Bukowiecki, N., Canonaco, F., Flechsig, U., Appel, K., Green, D. C., Tremper, A. H., Young, D. E., Williams, P. I., Allan, J. D., Coe, H., Williams, L. R., Mohr, C., Xu, L., Ng, N. L., Nemitz, E., Barlow, J. F., Halios, C. H., Fleming, Z. L., Baltensperger, U. & Prevot, A. S. H. (2015): Advanced source apportionment of size-resolved trace elements at multiple sites in London during winter. Atmospheric Chemistry and Physics, 15 (19), 11291-11309.

Waked, A., Favez, O., Alleman, L. Y., Piot, C., Petit, J. E., Delaunay, T., Verlinden, E., Golly, B., Besombes, J. L., Jarezo, J. L. & Leoz-Garziandia, E. (2014): Source apportionment of PM10 in a north-western Europe regional urban background site (Lens, France) using positive matrix factorization and including primary biogenic emissions. Atmospheric Chemistry and Physics, 14 (7), 3325-3346.

# NaHiTAs – Über die Konzeption einer Asphaltfahrbahnoberfläche mit stickoxidreduzierenden Eigenschaften

Prof. Dr. rer. nat. D. Stephan, Dr.-Ing. Sandra Weigel

TU Berlin,
Fachgebiet Baustoffe und Bauchemie

NaHiTAs
Nachhaltiger HighTech-Asphalt

Das Projekt *NaHiTAs – Nachhaltiger HighTech-Asphalt: Schadstoff- und lärmmindernd mit neuer Verarbeitung und Überwachung* verfolgt als übergeordnetes Ziel die Konzeption einer multifunktionalen, praktisch umsetzbaren Asphaltfahrbahnoberfläche, die zusätzlich zu den Standardanforderungen stickoxid- und lärmmindernde Eigenschaften aufweist. Die Konzeption dieser Asphaltfahrbahnoberfläche wurde im Rahmen des Projekts sowohl material- als auch maschinentechnisch begleitet, sodass eine Realisierung in der Praxis gewährleistet werden kann. Darüber hinaus wurde im NaHiTAs-Projekt der gesamte Einbauprozess optimiert, was durch die Erarbeitung von Automatisierungs- und Qualitätsüberwachsungsmodulen erreicht wurde. Grundsätzlich lassen sich nach diesem Konzept in kurzer Zeit und vergleichsweise kostengünstig große Flächen mit einer luftreinigenden Funktionalität versehen, was ein großer Vorteil gegenüber bisher eingesetzten stickoxidreduzierenden Materialien, z.B. Pflastersteinen, ist.

Im Rahmen dieses Kolloquiums steht die Stickoxidreduzierung der konzipierten Fahrbahn im Fokus, die über photokatalytische Eigenschaften des Asphalts erreicht wird. Für einen photokatalytischen Stickoxidabbau muss ein Photokatalysator, z.B. Titandioxid ($TiO_2$), in das Material eingebracht werden, der durch UV-Strahlung in einen energetisch veränderten Zustand versetzt wird. Durch diese Anregung ist das $TiO_2$ über eine Radikalbildung in der Lage, Stickoxide in Nitrate umzuwandeln.

Nach dem NaHiTAs-Konzept wird das $TiO_2$ in ein synthetisches Granulat eingearbeitet, das nach dem Einbau der Deckschicht auf den noch heißen Asphalt abgestreut wird. Bei diesem Granulat handelt es sich um einen gebrochenen ultrahochfesten Beton (UHPC), in dem das $TiO_2$ gleichmäßig verteilt ist. Auf diese Weise wird ein Funktionsverlust infolge eines mechanischen Abriebs verhindert, während zudem keine negativen Auswirkungen auf die Alterung des Bitumens festgestellt wurden. Das grundlegende Konzept sowie das Prinzip der Photokatalyse sind in Abbildung 1 nochmals grafisch dargestellt.

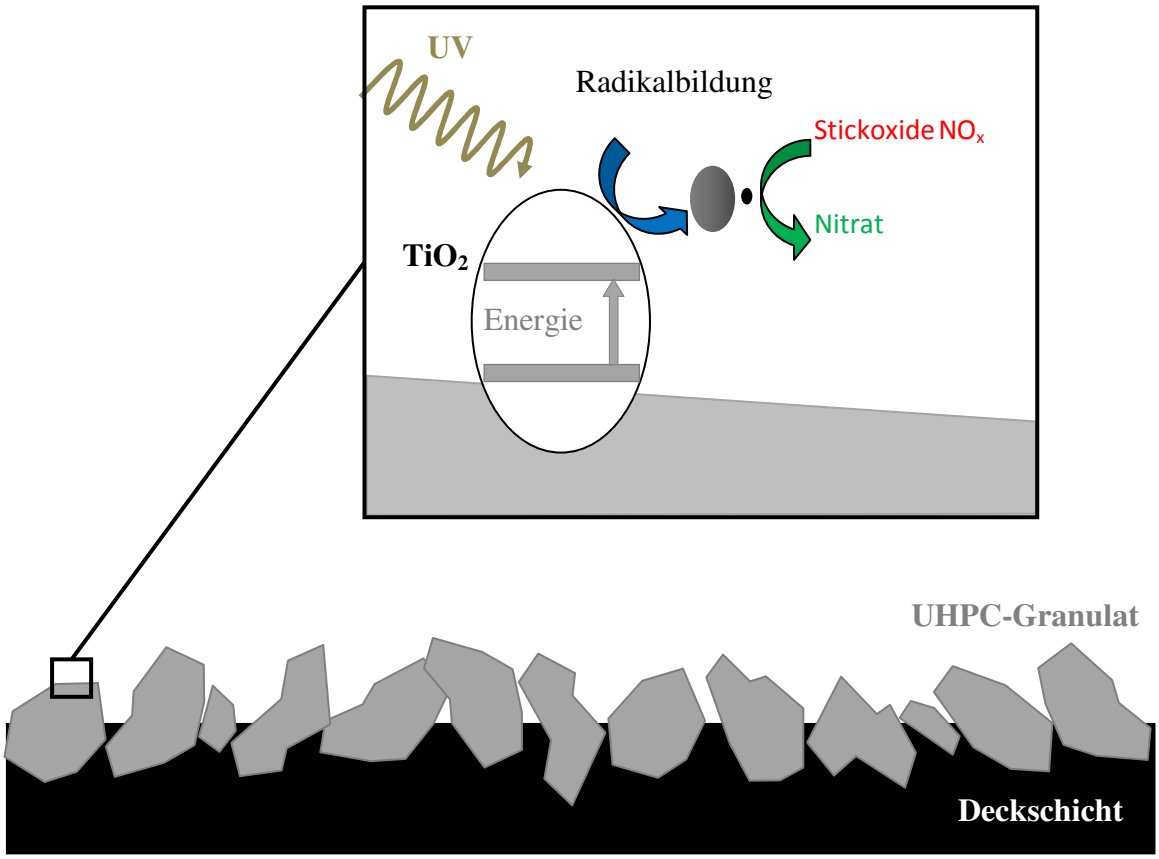



*Abbildung 1: NaHiTAs-Konzept mit schematischer Darstellung der Photokatalyse*

Zur Bewertung des erreichbaren Abbaupotentials wurden im Rahmen des Projekts verschiedene Teststrecken verwirklicht. Grundsätzlich ist die messtechnische Erfassung von Stickoxidkonzentrationen in der Praxis jedoch problematisch, da diese durch eine Vielzahl von Faktoren, wie z.B. die meteorologischen Bedingungen, beeinflusst wird. Aus diesem Grund sollte die Abschätzung des Abbaupotentials nach dem NaHiTAs-Konzept mithilfe einer photokatalytischen Modellierung erfolgen, mit der bei vorliegenden Kenntnissen über das Abbau-

verhalten des Materials und in Abhängigkeit der Randbebauung und der meteorologischen Bedingungen eine Aussage über den zu erwartenden Stickoxidabbau möglich wird. Zur Validierung des erarbeiteten Modells wurden umfangreiche Untersuchungen an einer Teststrecke durchgeführt, wofür der vereinfachte Nachbau zweier Straßenschluchten zur Verfügung stand (vgl. Abbildung 2). In diesen zwei Straßenschluchten wurde die Asphaltfahrbahnoberfläche nach dem NaHiTAs-Konzept einem gewöhnlichen Asphalt gegenübergestellt und durch umfassende Messungen bewertet, die neben der Messung der Stickoxidkonzentration auch die Windrichtung und -geschwindigkeit, UV-Intensität, Luftfeuchtigkeit, Temperatur und Ozonkonzentration einschlossen. Nach diesen Untersuchungen liegt mit dem NaHiTAs-Konzept ein vielversprechender Ansatz vor, um der zunehmenden Problematik einer ansteigenden Stickoxidkonzentration in den Städten entgegenwirken zu können.

*Abbildung 2: Straßencanyon für Messstrecke zur Validierung der photokatalytischen Modellierung*

In Bezug auf das $TiO_2$ herrscht derzeit eine Debatte über die Auswirkungen auf den Menschen, wobei einer potentiellen Gesundheitsgefährdung durch das NaHiTAs-Konzept anhand von theoretischen Überlegungen eine geringe Wahrscheinlichkeit zugesagt werden kann. Für eine Gefährdung des Menschen müssten durch die mechanische Belastung des Verkehrs lungengängige Partikel

anfallen, diese müssten $TiO_2$ enthalten und zudem in die Atemwege des Menschen eindringen. Die Konzentration des $TiO_2$ im UHPC-Granulat liegt jedoch lediglich bei ca. 1 M.-%, während für die Bildung von lungengängigen Partikeln zudem sehr starke Scherbeanspruchungen und eine Verhinderung einer Agglomeration vorliegen müssen. Der Bildung solcher Partikel wird daher eine geringe Wahrscheinlichkeit nachgesagt.

Für weitere Informationen zum Projekt NaHiTAs sei an dieser Stelle auf die Schlussberichte der einzelnen Partner verwiesen, die in der Technischen Informationsbibliothek Hannover (TIB Leibniz-Informationszentrum Technik und Naturwissenschaften und Universitätsbibliothek) veröffentlicht werden.

GEFÖRDERT VOM
Bundesministerium für Bildung und Forschung

# Ermittlung und Bewertung der von der Schifffahrt auf Bundeswasserstraßen ausgehenden Luftschadstoffemissionen und -immissionen

Dr. Patrick Wagner

Bundesanstalt für Gewässerkunde
Koblenz

Bedingt durch den Diesel-Abgasskandal in Verbindung mit der fortwährenden Überschreitung von Luftschadstoffgrenzwerten ist das öffentliche Interesse am Thema Luftreinhaltung weiter gestiegen. Es steht außer Frage, dass der Straßenverkehr der Hauptverursacher für die Grenzwertüberschreitungen darstellt. Allerdings wird vermehrt die Frage aufgeworfen, inwieweit die Schifffahrt zur Luftschadstoffbelastung beiträgt und gegebenenfalls in Städten entlang von Wasserstraßen die Einhaltung der Luftschadstoffgrenzwerte erschwert.

Bislang existieren nur wenige Studien zu dieser Thematik, deren Ergebnisse aufgrund verschiedener Herangehensweisen unter Nutzung von Eingangsdaten unterschiedlicher Qualität und Auflösung kaum miteinander vergleichbar sind.

Aus diesem Grund hat die Bundesanstalt für Gewässerkunde zusammen mit der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes umfassende Untersuchungen der von der Schifffahrt auf Bundeswasserstraßen ausgehenden Luftschadstoffemissionen und -immissionen initiiert. Die Untersuchungen werden sich zunächst auf einige ausgewählte Testgebiete konzentrieren, jedoch soll sich die anhand dieser Gebiete entwickelte Methodik später auf andere Wasserstraßenabschnitte übertragen lassen.

Das auf drei Jahre angelegte Projekt verfolgt das Ziel, in Abstimmung mit den Bundesländern ein standardisiertes Verfahren zur Ermittlung der schifffahrtsbedingten Luftschadstoffemissionen und -immissionen zu entwickeln und zu etablieren. Damit dies gelingt, wird von Anfang an auf die Fachkompetenzen der Bundes- und Länderbehörden sowie einschlägiger Forschungseinrichtungen zurückgegriffen. Darüber hinaus werden fachliche Synergien zu den laufenden Forschungsprojekten im Schwerpunktthema 203 „Minderung verkehrsbeding-

ter stofflicher Belastungen in Luft, Wasser und Boden“ des BMVI-Expertennetzwerks genutzt.

Das Fundament der geplanten Untersuchungen bildet die Fortschreibung des modellbasierten Verfahrens zur Berechnung der Luftqualität an Wasserstraßen (kurz: LuWas). Es wurde vor etwa 20 Jahren für den Einsatz im Rahmen von Planfeststellungsverfahren entwickelt und wird derzeit auf den aktuellen Stand von Wissenschaft und Technik gebracht. Unter anderem werden die Annahmen und Gleichungen, die der Leistungs- und Emissionsberechnung bislang in LuWas zugrunde liegen, dem aktuellen Forschungsstand über die Fahrdynamik von Schiffen angepasst. So sollen beispielsweise die Einflüsse von flachem Wasser und der Schiffsgröße auf den Zusammenhang zwischen Motorauslastung und Fahrgeschwindigkeit im fortgeschriebenen LuWas Berücksichtigung finden. Zudem wird die Ermittlung der schiffsbedingten Emissionen in Häfen und an Liegestellen verbessert. Letztlich wird die Seeschifffahrt in LuWas integriert, um das Modellverfahren zukünftig auch an Wasserstraßen wie dem Nord-Ostsee-Kanal oder der Unterelbe anwenden zu können. Zur Ausbreitungsrechnung wird künftig neben der LuWas-internen Gauß-Fahnen-Methodik ein Export der in LuWas berechneten Emissionen nach LASAT möglich sein.

# Poster

# Neue verbesserte Photokatalysatoren für den Stickoxidabbau durch die Modifikation mit Eisenionen

Dr.-Ing. Julia Patzsch, Dr. Jonathan Z. Bloh

DECHEMA-Forschungsinstitut
Theodor-Heuss-Allee 25, 60486 Frankfurt am Main
E-Mail: patzsch@dechema.de, bloh@dechema.de

Trotz Filtersystemen und Abgas-Katalysatoren ist die Luft in vielen Städten und Ballungsräumen weiterhin mit vielen Schadstoffen belastet. Die Photokatalyse stellt hier eine effektive Möglichkeit dar, um die Schadstoffbelastung vollkommen unabhängig von den Emissionsquellen zu reduzieren. Insbesondere die giftigen Stickoxide ($NO_x$) können mithilfe von Licht und dem in der Luft enthaltenen Sauerstoff durch Photokatalysatoren wie Titandioxid in das unproblematische Nitrat umgewandelt werden. Die Katalysatoren können auf verschiedene Baumaterialien wie beispielsweise Pflastersteine, Betonelemente, Fassaden oder Dachziegel aufgebracht werden, ohne dass deren Aussehen oder Funktion nennenswert beeinflusst wird. Einmal verbaut, senken solche funktionalisierten Elemente ohne weitere Maßnahmen die Schadstoffkonzentration in der umgebenden Luft.

Konventionelle Photokatalysatoren sind in ihrer Reaktivität beim Abbau von Stickoxiden nicht sehr spezifisch. Unter ungünstigen Bedingungen kann das dazu führen, dass zwar NO und $NO_2$ abgebaut werden, aber durch andere Reaktionswege insbesondere $NO_2$ auch wieder entsteht.[1,2] Um dieses Phänomen wirkungsvoll unterbinden zu können, wurde untersucht, welche Reaktionen zur Bildung der unerwünschten Nebenprodukte führen. Als Problemstelle konnte die langsame Aktivierung des als Oxidationsmittel verwendeten Sauerstoffs identifiziert werden.[3] Dies hat zur Folge, dass bereits gebildetes Nitrat wieder zurückreagieren kann und dadurch $NO_2$ freigesetzt wird.

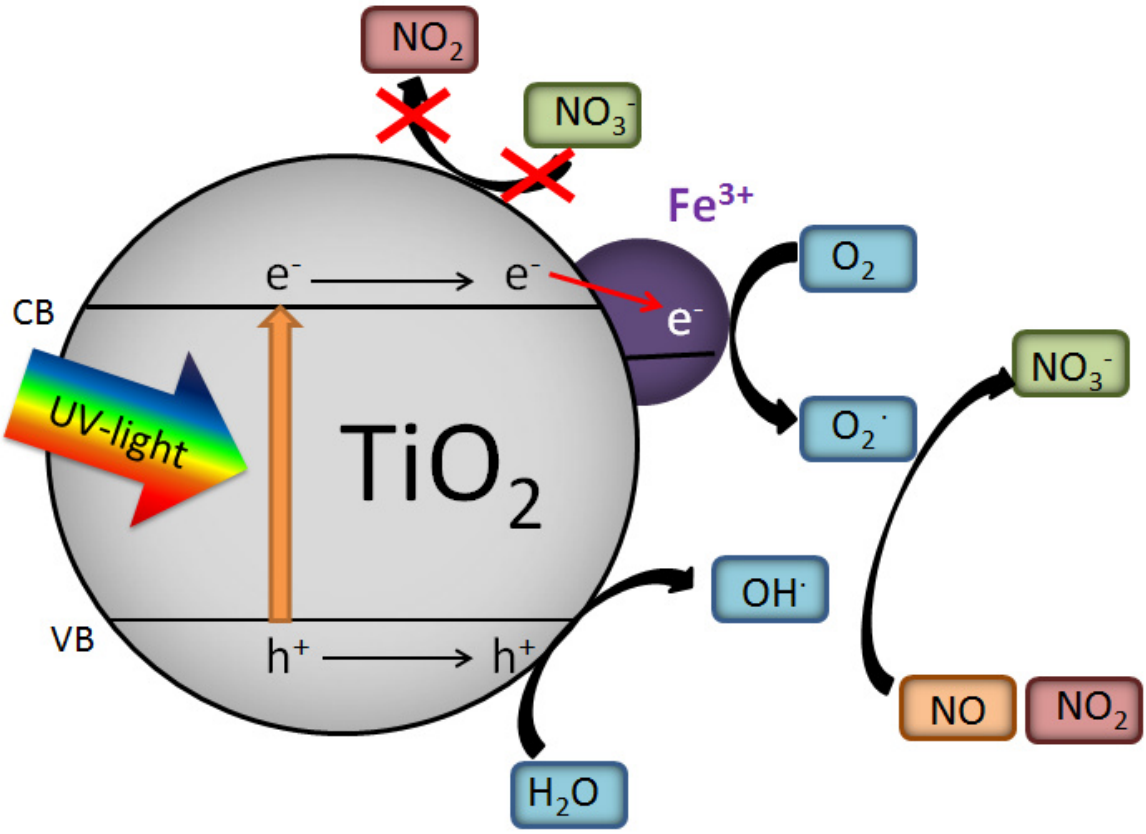



***Abb. 1**: Reaktionsverlauf des photokatalytischen Abbaus von $NO_x$ an mit Eisenionen modifizierten Titaniumdioxid mit erhöhter Selektivität und Aktivität.*

Durch die Imprägnierung der Photokatalysatoren mit Eisenionen kann das jedoch verhindert werden. Die Metallionen dienen als kurzfristiger „Elektronenspeicher“ und begünstigen so die Sauerstoffaktivierung. Dadurch wird sowohl die Abbaueffizienz für Stickoxide erhöht als auch Rückreaktionen unterbunden (Abb. 1).

Die Nitratselektivität der Materialien konnte so von etwa 30 Prozent auf über 90 Prozent gesteigert und damit die Bildung von $NO_2$ praktisch komplett unterdrückt werden.[4] Die verbesserte Reaktivität hat zur Folge, dass die Gesamtmenge an abgebautem Stickoxid um bis zu 500 Prozent erhöht wird! Zudem werden auch noch andere Luftschadstoffe wie Ozon effizienter abgebaut.[5] Die Performance der entwickelten Materialien wurde dabei nicht nur im ISO-Standardtest mit NO, sondern auch mit Mischungen aus NO, $NO_2$ und Ozon bestimmt, welche die natürlichen Umgebungsbedingungen deutlich besser wiederspiegeln (Abb. 2).

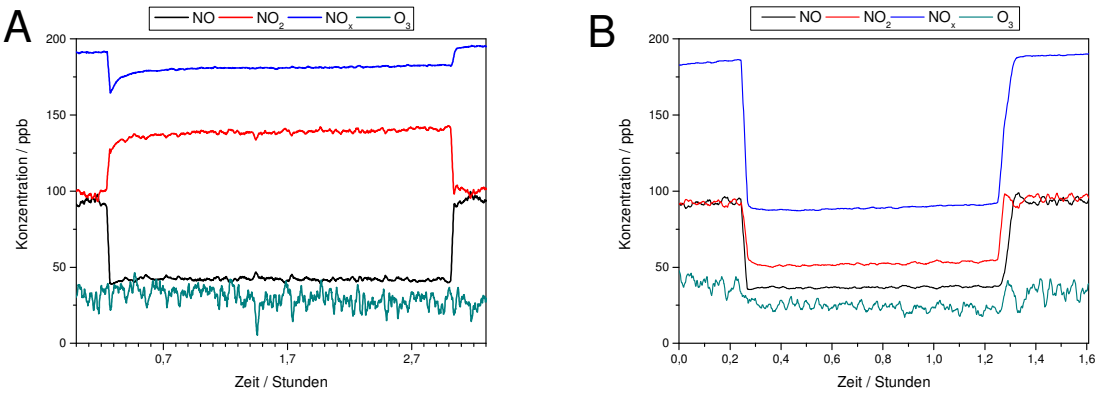



***Abb. 2:*** *Das Verhalten eines unmodifizierten Titandioxid-Photokatalysators (P25, A, links) und eines verbesserten, selektiveren Photokatalysators (P25 beladen mit 0,04 at.% Eisen, B, rechts) unter umgebungsrelevanten Konzentrationen von NO, $NO_2$ und $O_3$. Versuchsbedingungen angelehnt an ISO 22197-1.*

Konventionelle Photokatalysatoren zeigen unter diesen Bedingungen nur einen geringen Abbau von $NO_x$ von 8% und einen hauptsächliche Umwandlung von NO in $NO_2$, was sich in einem Konzentrationsanstieg von $NO_2$ um 40 % wiederspiegelt. Die Konzentration an Ozon wird nicht beeinflusst. Durch die Modifikation mit Eisenionen kann nicht nur zusätzliche Freisetzung von $NO_2$ unterdrückt werden, sondern es wird der Gehalt von NO, $NO_2$ als auch Ozon in der Luft deutlich gesenkt. Dabei werden 50 % des $NO_x$ und 40 % des $NO_2$ in Nitrat umgewandelt.

Da es reicht, sehr geringe Mengen an Metallionen von deutlich weniger als einem Gewichtsprozent einzusetzen und diese durch eine einfache Imprägniertechnik aufgebracht werden können, werden weder die Eigenschaften des Materials noch dessen Kosten signifikant verändert. Die im Rahmen eines IGF-Projekts entwickelten Materialien stellen daher in jeder Hinsicht einen großen Fortschritt dar.

## References

[1] J.Z. Bloh, A. Folli, D.E. Macphee, RSC Adv., 2014, 4, 45726–45734.

[2] J.Z. Bloh, A. Folli, D.E. Macphee, J. Phys. Chem. C, 2014, 118, 21281–21292.

[3] J. Patzsch, A. Folli, D.E. Macphee, J.Z. Bloh, Phys. Chem. Chem. Phys., 2017, 19, 32678-32686.

[4] J. Patzsch, J.N. Spencer, A. Folli, J.Z. Bloh, RSC Adv., 2018, 8, 27674-27685.

[5] J. Patzsch, J.Z. Bloh, Catal. Today, 2018, 300, 2-11.

# Luftqualität – welchen Einfluss hat der Flugverkehr?

Barbara Schreiber

Fraport AG
Frankfurt am Main

## Luftqualität - Welchen Einfluss hat der Flugverkehr?

Im Hinblick auf die Schadstoffemission bestehen einige Parallelen zwischen dem Luftverkehr und dem Straßenverkehr. Der Kraftstoff für Strahltriebwerke, Kerosin (leichtes Petroleum), liegt mit seinen chemischen Eigenschaften zwischen dem Diesel und dem Otto-Kraftstoff. Daher entspricht das Stoffspektrum von Flugzeugabgasen weitgehend dem von Kraftfahrzeugemissionen. In beiden Fällen handelt es sich um mobile Quellen mit wechselnden Lastzuständen und damit um variable Emissionsorte und Emissionsbedingungen.

## Von der Emission zur Immission

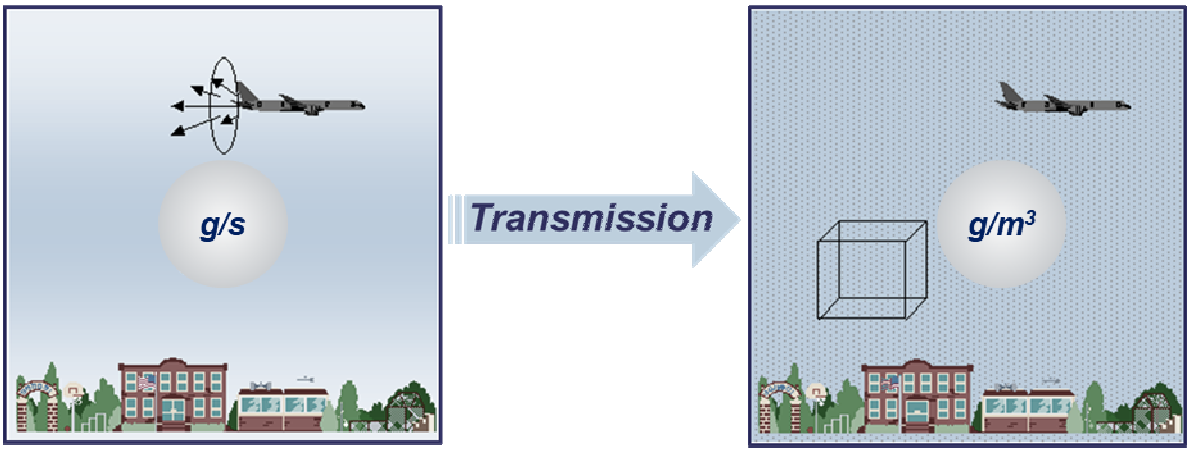
Bezogen auf den resultierenden Einfluss auf die lokale Luftqualität unterscheidet sich der Luftverkehr allerdings in zwei wesentlichen Merkmalen vom Straßenverkehr: Bereits bei der Freisetzung wird das Abgas durch thermische Überhöhung und dynamischen Austrittsimpuls mit der Umgebungsluft stark durchmischt.

Emission quellbezogen:

Ursache (Entstehung)

Immission stark ortsabhängig:

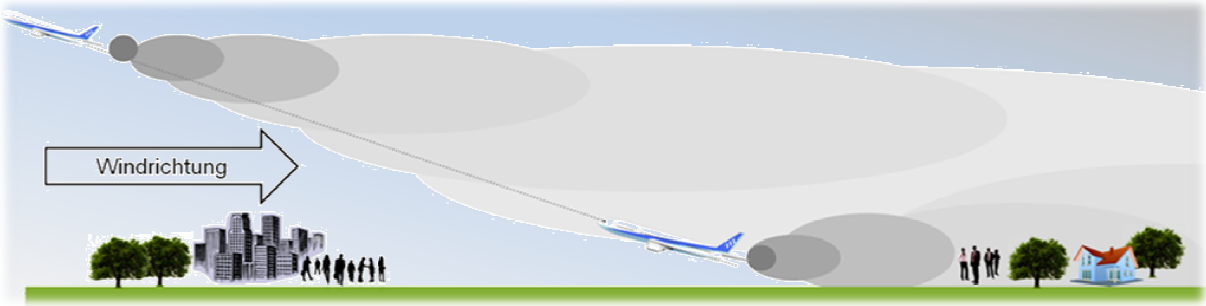
Wirkung (Ergebnis)




Außerdem tragen die Emissionen aus größerer Höhe kaum mehr zur Immissionskonzentration in Bodennähe bei. Ein Rückschluss von der Emission auf die bodennahe Schadstoffbelastung sowie ein Vergleich mit anderen Quelltypen sind daher nicht ohne weiteres möglich.

**Einfluss der Emissionshöhe**

Schadstoffe breiten sich mit dem Wind in erster Linie horizontal aus. Emissionen aus größerer Höhe erreichen den Boden erst nach entsprechender Verdünnung.

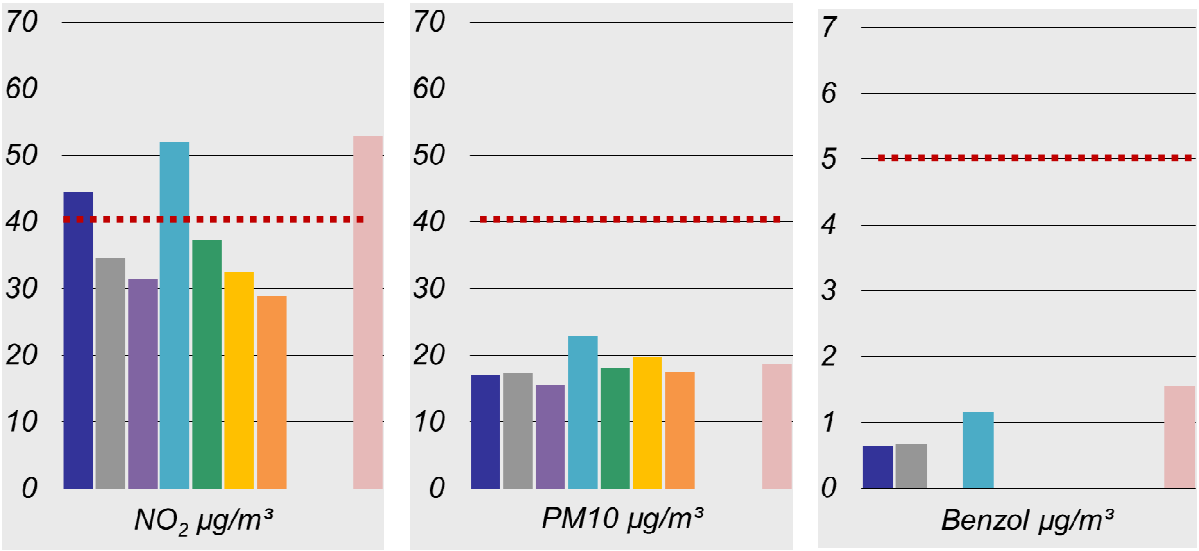



Nach einer Faustregel stammen über 90 % der vom Flugverkehr verursachten bodennahen Stickoxid-Konzentration aus Emissionshöhen (Flughöhen) unter 300 m. D. h. wenn man nur Emissionen bis 300 m Höhe berücksichtigen würde, hätte man den Einfluss auf die bodennahe Konzentration bereits zu 90 % erfasst. Bei orientierenden Emissionsvergleichen ist es daher sinnvoll, die Beiträ-

ge bis zu dieser Höhe anzugeben[13]. Modellrechnungen werden üblicherweise dennoch bis 914 m (3000 Fuß) Höhe durchgeführt.

## Messwerte 2016 im Vergleich

Luftschadstoffmessungen am Flughafen Frankfurt dienen dazu, die lufthygienische Situation am Standort und deren Entwicklung zu beurteilen. Im Vergleich zu den Messergebnissen aus dem behördlichen Überwachungsnetz finden sich keine außergewöhnlich hohen Werte im Flughafenbereich. Das Konzentrationsniveau entspricht dem im städtischen Bereich und liegt teilweise deutlich unter dem Niveau an stark verkehrsbelasteten Straßen. Die Veränderung von Jahr zu Jahr ist meist gering[14].




Jahresmittel 2016 , ..... Grenzwert für das Jahresmittel

[13] S. auch „5. BImSchVwV - Emissionskataster in Untersuchungsgebieten. Fuenfte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz“

[14] Hier wurde das Jahr 2016 gewählt, da für dieses Jahr sowohl vollständige Messungen als auch Modellergebnisse vorliegen.

S1 nahe BAB5

S2 im Parallelbahnsystem

S5 bei Landebahn Nordwest

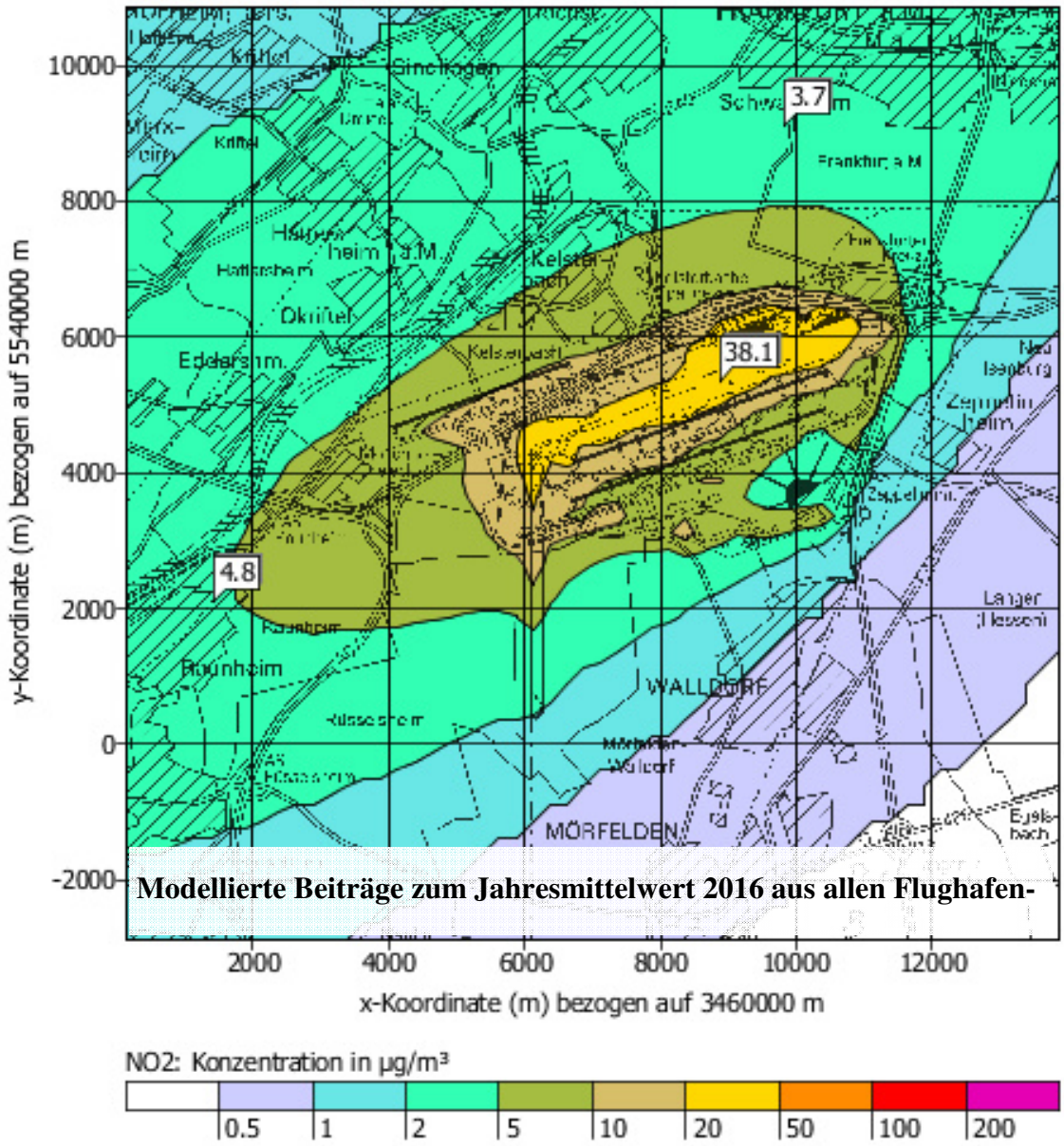
Die FRA-Stationen wurden 2017 an das UNH (Umwelt- und Nachbarschaftshaus) übergeben und werden durch das HLNUG betreut.

Auch hier überlagern sich Emissionen verschiedener Quellgruppen. Die Anteile des Flugverkehrs an der lokalen Konzentration von Luftschadstoffen sind deshalb rein messtechnisch nicht gegen die Anteile anderer Quellen abzugrenzen. Die Konzentrationen am Standort sind auch von den nahe gelegenen Autobahnen BAB A3 und BAB A5 (Frankfurter Kreuz) beeinflusst.

**Konzentrationsanteile im Umland**

Modellrechnungen ermöglichen eine Verursacherzuordnung und Quantifizierung der entsprechenden Immissionsbeiträge. Der zeitliche Verlauf und die räumliche Verteilung der Emissionen sowie die entsprechenden meteorologischen Daten bilden die Grundlage für das Ausbreitungsmodell „LASPORT“, das den Transport der Schadstoffe in der Atmosphäre simuliert und als Ergebnis deren räumliche Verteilung liefert. Anhand der unten beispielhaft dargestellten Auswertung aus dem Jahr 2016 wird deutlich, dass nur das Stickstoffdioxid ($NO_2$) für die Schadstoffbelastung außerhalb des Flughafens noch relevant ist. Flugzeugtriebwerke haben daran bei weitem den größten Anteil[15].

[15] Ein aktuelles und äußerst komplexes Thema sind ultrafeine Partikeln (< 100 nm), deren lufthygienische Rolle noch weitgehend unklar ist. Das HLNUG führt dazu spezielle Untersuchungen am Flughafen Frankfurt durch.




**Modellierte Beiträge zum Jahresmittelwert 2016 aus allen Flughafen-**

Beiträge von anderen Schadstoffen sind im Verhältnis zu den Grenzwerten geringer und demnach außerhalb des Flughafengeländes im Prinzip vernachlässigbar.

Weitere Messergebnisse und Informationen sind den Lufthygienischen Jahresberichten und unter http://www.fraport.de zu entnehmen.

# Erprobung eines Nachrüstsystems ($BNO_x$-System) für ein Diesel-Dienstkraftfahrzeug zur Verminderung von Stickstoffdioxid-Emissionen

Andrea Wellhöfer, Christian Ostermair, Dr. Mike Pitz

Bayerisches Landesamt für Umwelt
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg

Das Landesamt für Umwelt hat Anfang 2018 eines seiner Dienstfahrzeuge, einen Opel Astra mit einem Dieselmotor Euro 5 (siehe Abbildung 1), mit einem $BNO_x$-System der Firma Baumot Technologie GmbH ausrüsten lassen.

*Abbildung 1: Nachgerüsteter Opel Astra, mit einem Dieselmotor Euro 5*

Die originale Abgasanlage ist unter Abbildung 2 zu sehen.
Das $BNO_x$-System (siehe Abbildung 3) besteht aus einem Oxidationskatalysator (**DOC**), einem SCR beschichteten Rußpartikelfilter (**SDPF**), einem (**SCR**)-

Katalysator (Selektive Katalytische Reduktion) sowie einem Ammoniak ($NH_3$)-**Sperrkatalysator**.
In einer vorgeschalteten Aufbereitungs- und Dosiereinrichtung, dem sogen. $NH_3$-Generator, wird AdBlue® (flüssige Harnstofflösung 32,5 %) in gasförmiges Ammoniak ($NH_3$) umgewandelt. Das gasförmige $NH_3$ wird direkt in den Abgasstrang nach dem **DOC** in den **Mischer** dosiert.
Der **Ad-Blue®-Tank** (separater Tank mit ca. 17 Liter Fassungsvermögen) wurde im Kofferraum in die Reserveradmulde des Fahrzeugs eingebaut (siehe Abbildung 4).

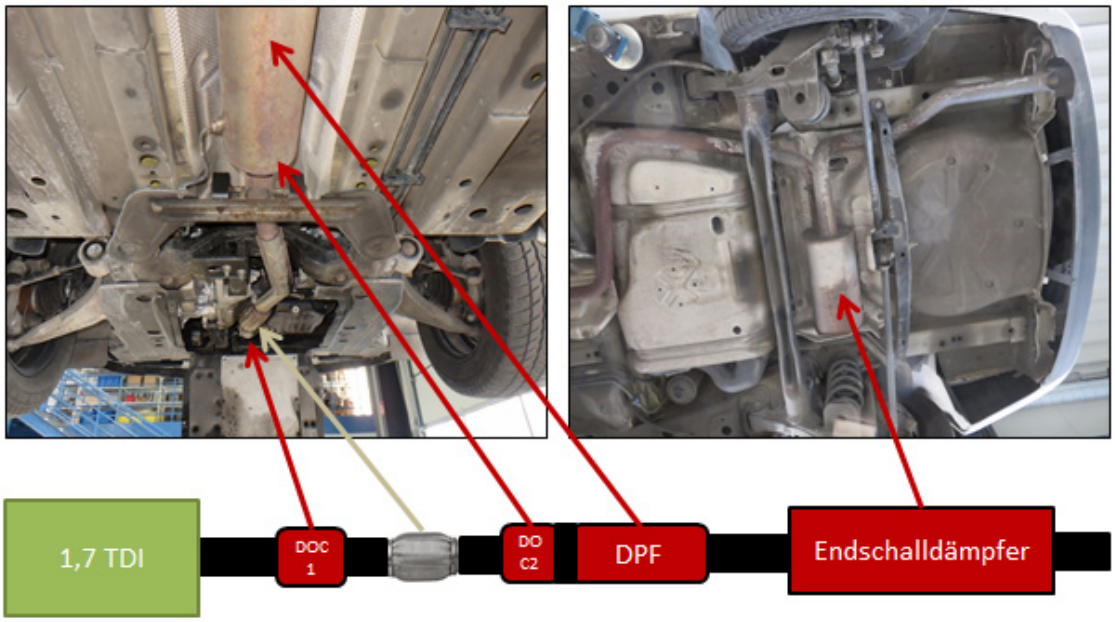



*Abbildung 2: Originale Opel Abgasanlage*

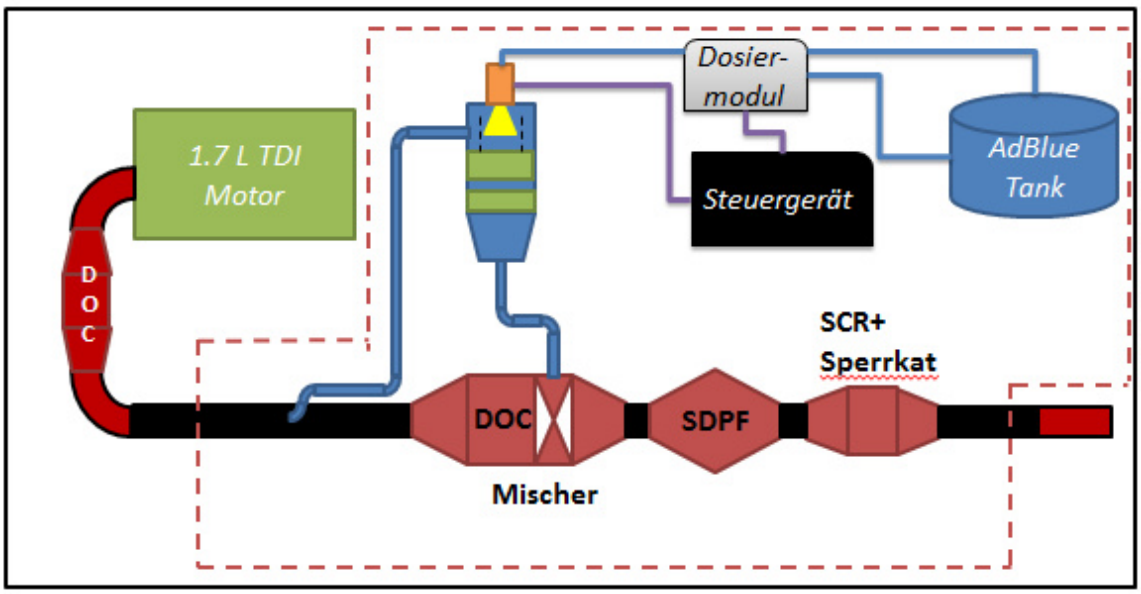



*Abbildung 3: Übersicht Systemaufbau ($BNO_x$)*

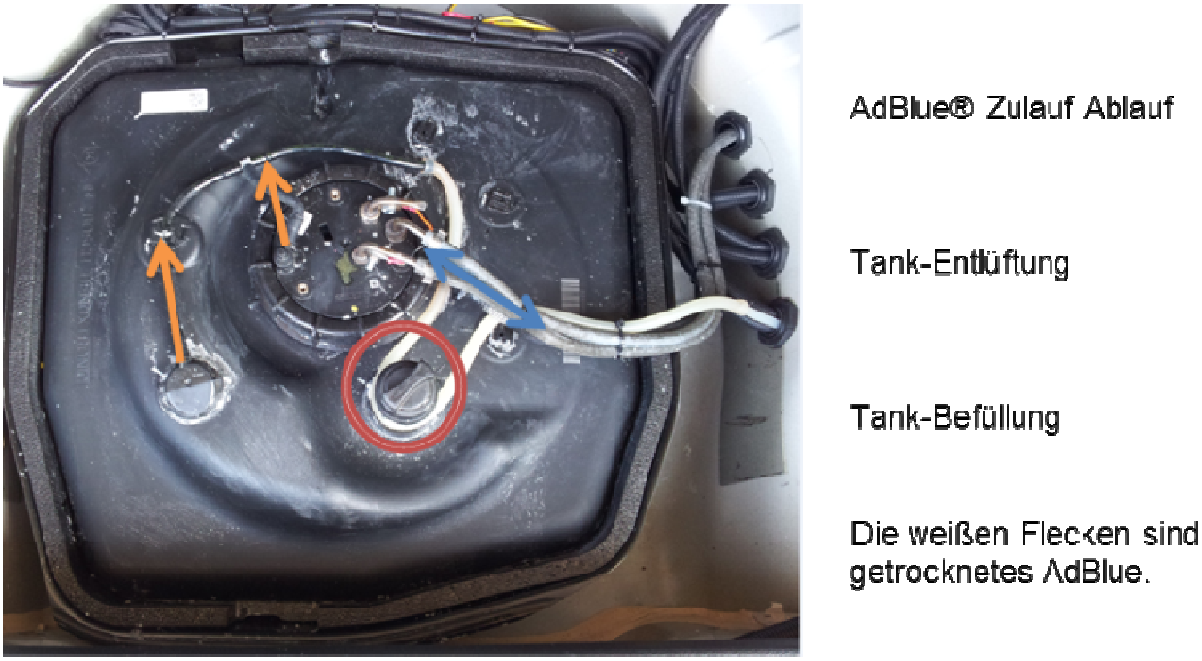



*Abbildung 4: AdBlue®-Tank in der Reservemulde*

Die Bauteile des $BNO_X$-Systems wurden in die Abgasanlage des Opels eingepasst (siehe Abbildung 5).
Die ersten Abgasmessungen des Fahrzeugs erfolgten vor und direkt nach dem Einbau des SCR-Systems und zeigten im Vergleich eine Reduzierung der

- **Stickstoffdioxid ($NO_2$)-Emissionen um ca. 70 % und**
- **Stickstoffoxid ($NO_x$)-Emissionen um ca. 80 %**

im realen Fahrbetrieb (RDE - Real Driving Emissions).

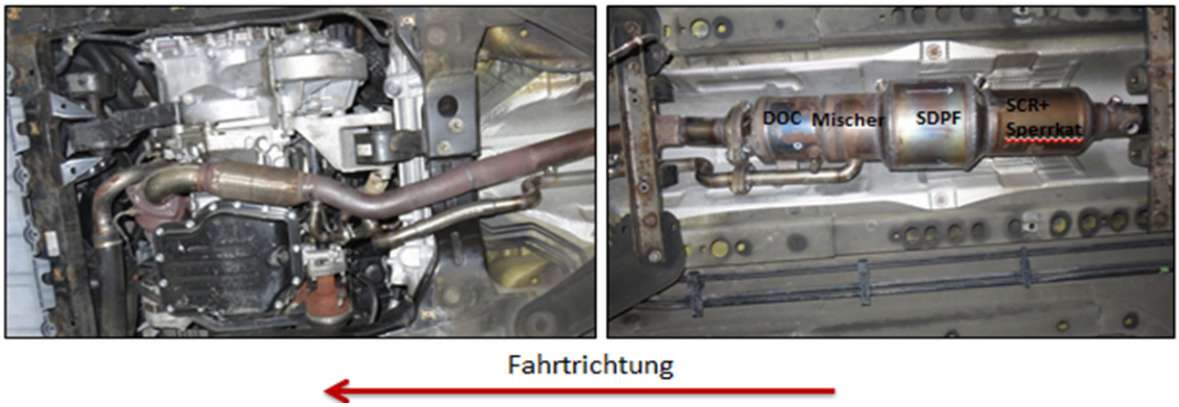



*Abbildung 5: $BNO_x$-System*

Auch für Kohlenwasserstoffe, Kohlenmonoxid und Feinstaub wurden Minderungen ermittelt. Nach einer ersten Einschätzung erhöht sich jedoch das Klimagas Kohlenstoffdioxid ($CO_2$) um ca. 4 %.
Der AdBlue®-Verbrauch liegt momentan bei ca. 1,5 Liter pro 1.000 km (dies entspricht ca. 2 % des Kraftstoffverbrauchs). Damit reicht eine Tankfüllung (ca. 17 Liter) für eine Laufleistung von rund 10.000 km.
Das Fahrzeug wird derzeit im Normalbetrieb für Dienstreisen von unseren Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern genutzt.
Eine weitere Abgasmessung ist nach ca. 20.000 bis 30.000 km Laufleistung des Fahrzeuges geplant.
Hier interessiert, ob die positive Minderungswirkung anhaltend ist und das Fahrzeug über eine größere Kilometerleistung ohne Ausfälle
oder Reparaturen gefahren werden kann.
Mit dem Projekt beabsichtigen wir belastbare Erfahrungen zu sammeln, um die Hardware-Nachrüstung mit SCR-Systemen als Maßnahme zur Verminderung von Stickstoffdioxid empfehlen zu können.

Bildnachweis: Firma Baumot Technologie GmbH (Abbildungen 2, 3 und 5) / LfU (Abbildungen 1 und 4)

# Mobile $NO_2$ Messungen in Städten zur Bestimmung der Schadstoffverteilung und Belastung für Rad- und Autofahrer

Denis Pöhler[1,2]
Sven Riedner[1], Oliver Fischer[1], Richard Brenner[1] Martin Horbanski[1,2],
Johannes Lampel[1,2] und Ulrich Platt[1,2]

[1] Institut für Umweltphysik, Universität Heidelberg
[2] Airyx GmbH
E-Mail: denis.poehler@iup.uni-heidelberg.de,
Web: http://www.iup.uni-heidelberg.de/aqmtec/
E-Mail: denis.poehler@airyx.de
Web: http://www.airyx.de

## Einleitung

Die Stickstoffdioxid ($NO_2$) - Belastung in Städten wird bisher nur an weniger festen Orten durch Umweltmessstationen oder Passivsammler erfasst. Die flächendeckende Verteilung der Schadstoffe, z.B. im Stadtgebiet erfolgt im Wesentlichen nur durch Modellrechnungen und ist damit wenig genau bekannt. Vor allem da Modelle durch ihre geringe räumliche Auflösung und Vereinfachung der Meteorologie in der Straße große Ungenauigkeiten aufweisen. Hinzu kommt, dass statt der Konzentration an einem einzelnen Ort eher die persönliche Exposition eines Schadstoffes relevant ist für die Gesundheitsbelastung. Das bedeutet, wie stark ist eine einzelne Person dem Schadstoff ausgesetzt: Ob im Auto, auf dem Fahrrad, zu Fuß, Zuhause oder im Büro. Dazu sind präzise und mobile $NO_2$ Messungen nötig. Diese können durch das neue ICAD $NO_2$ Messsystem, entwickelt an der Universität Heidelberg, realisiert werden, es ist mittlerweile von Airyx GmbH als Produkt erhältlich.

## Messung der $NO_2$ Schadstoffbelastung für Fahrradfahrer - Bsp. Heidelberg

In zwei Modellstädten (Heidelberg und Mannheim) erfolgten über ein Jahr mobile $NO_2$ Fahrradmessungen auf einer umfangreichen festen Strecke welche Parks bis Hauptstraßen abdeckt. Es können nicht alle Straßen abgedeckt werden, jedoch wurde versucht, eine möglichst gute Repräsentation aller typischen Straßentypen und Verkehrssituationen zu erfassen. Die Luftansaugung erfolgt auf Nasenhöhe um möglichst die gleiche Schadstoffbelastung zu bestimmen wie sie auch eingeatmet wird (Abbildung 1).

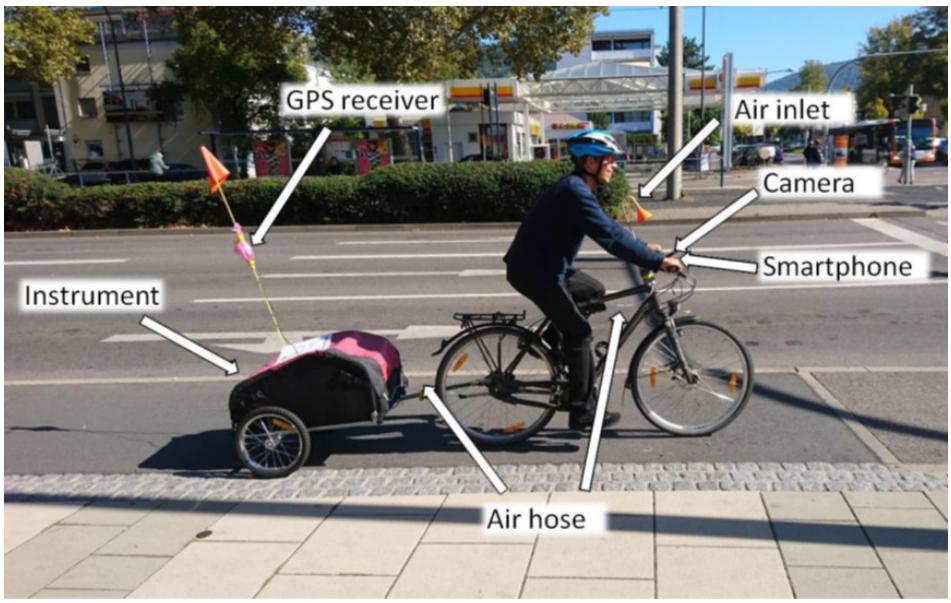



***Abbildung 1**: Messaufbau für mobile $NO_2$ Fahrradmessungen.*

Dadurch lässt sich die Schadstoffverteilung im ganzen Stadtgebiet für unterschiedliche Straßentypen bestimmen sowohl die Variation der Belastung sowohl über den Tag als auch übers Jahr. Die erstellten Schadstoffbelastungskarten (Abbildung 2 und 5) geben eine erste Übersicht der belasteten Straßenabschnitte.

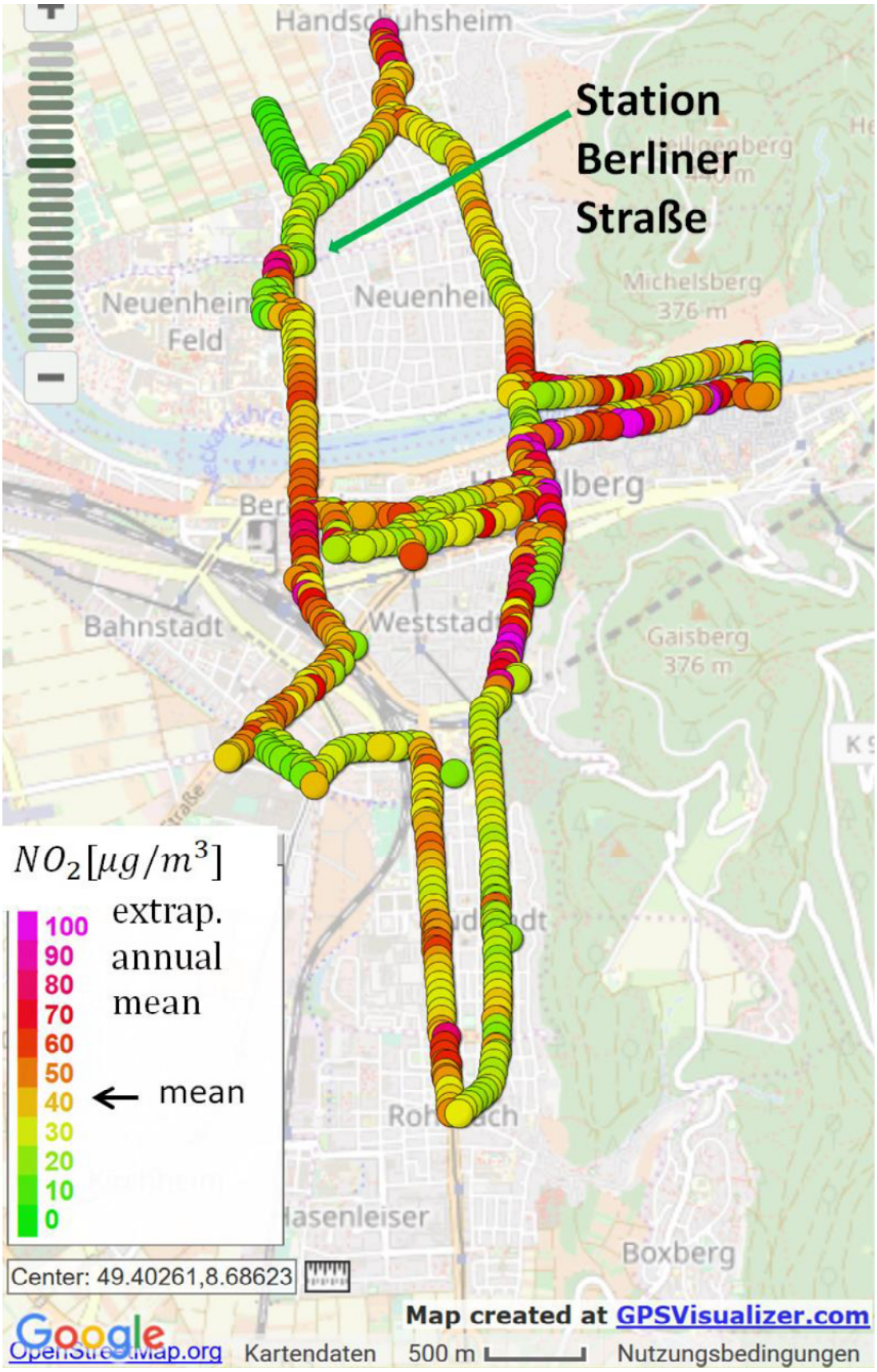



***Abbildung 2**: Mittlere $NO_2$ Schadstoffbelastung für Fahrradfahrer in Heidelberg (2017 – 2018) extrapoliert auf einen Jahresmittelwert.*

Auch wenn Messungen über das ganze Jahr zu verschiedenen Tageszeiten durchgeführt wurden, stellt der Mittelwert nur eine unzureichende Näherung des Jahresmittelwertes dar, da nicht alle Tageszeiten und Wettersituationen gleich abgedeckt sind. Daher wird zuerst jeder Datenpunkt der Messung auf Grundlage der zeitgleichen Messung der Umweltmessstation auf einen Jahreswert extrapoliert. Dadurch werden Effekte wie durch die Wettersituation, oder Hauptverkehrszeiten herausgerechnet. Im Anschluss werden dann alle Messdaten über die ganze Messperiode auf einem Raster von ca. 45x45 m² gemittelt um einen möglichst verlässliche mittlere Schadstoffbelastung zu erstellen.

Abbildung 1 zeigt die daraus gewonnene Karte der Schadstoffbelastung für Fahrradfahrer in Heidelberg gemessen über einen Zeitraum von 2017 bis 2018 in insgesamt 19 Stunden Messzeit verteilt über ein Jahr [Fischer 2018]. Die Stadt zählt sonst durch ihre $NO_2$ Jahresmittelwert unter 40 µg/m³ als nicht stark belastet. Jedoch liegt die Umweltmessstation am Stadtrand und eine weitere Passivsammlerposition nicht im Stadtzentrum.

Die Karte in Abbildung 2 zeigt, dass die vorhandenen Umweltmessstationen ungenügend sind, um die wahren Schadstoffbelastung wiederzugeben. Ebenfalls sind große Unterschiede zu den Modellrechnungen anzutreffen. Letztere können vor allem auf die zu geringe räumliche Auflösung der Modelle zurückgeführt werden. So ist in Modellen die Schadstoffbelastung an breiten gut belüfteten Straßen und Brücken gering, jedoch zeigen die Messungen oft höhere Belastungen, da die Nähe zum hohen Verkehrsaufkommen neben der Straße sich immer noch stark auswirken. Die Messungen geben auch Stadtplanern Hinweise, wie Fahrradwege geplant werden sollten, um eine niedrige Schadstoffbelastung zu erreichen. Die Messungen zeigen auf Nebenstraßen geringe mittlere Belastungen um die 20 µg/m³. Straßenabschnitte mit hohem Verkehrsaufkommen und vor allem, wo durch die Bebauung eine geringe Luftzirkulation stattfindet, ist ein Fahrradfahrer mittleren Konzentrationen bis zu 100 µg/m³ ausgesetzt. Ganze Straßenabschnitte weisen um die 70 µg/m³ auf.

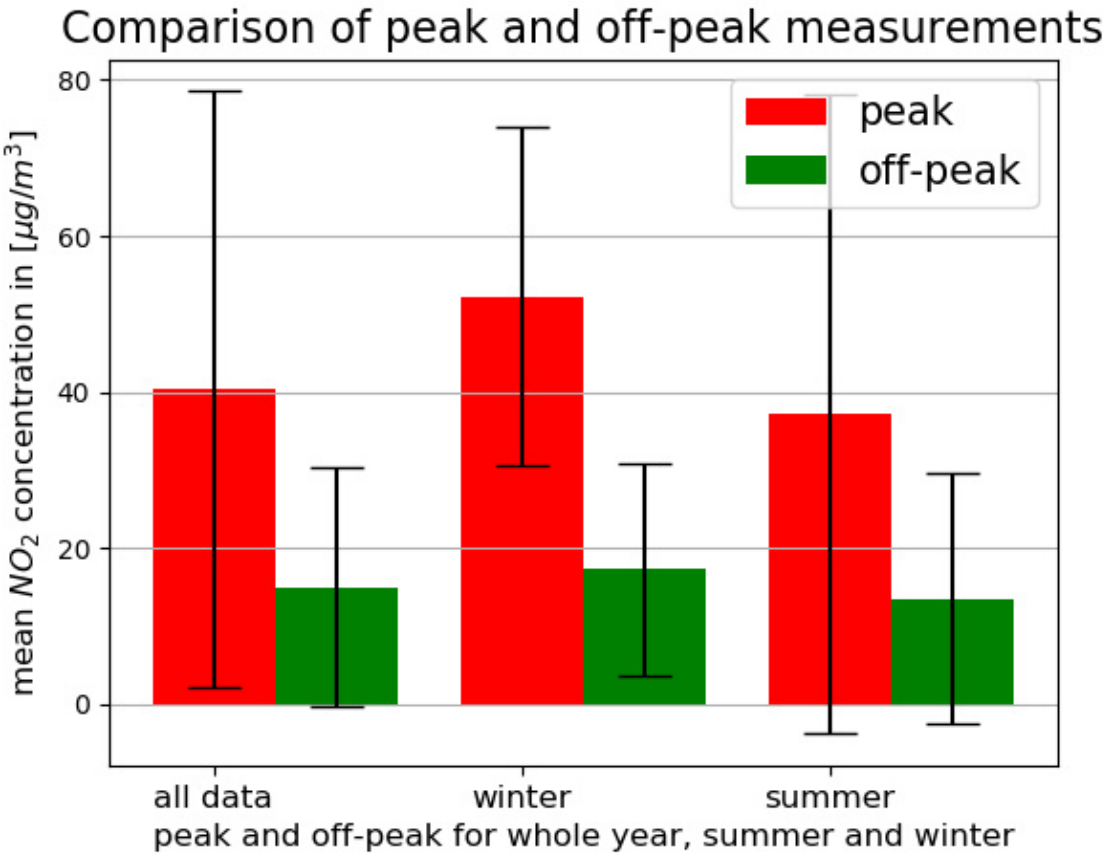



***Abbildung 3**: Mittlere $NO_2$ Schadstoffbelastung für Fahrradfahrer in Heidelberg (Messzeitraum 2017 – 2018) für Hauptverkehrszeit (peak) und Nebenverkehrszeit (off-peak). Der Fehlerbalken gibt die Varianz der Messdaten an, nicht den Fehler.*

Die Konzentrationen sind nicht direkt mit denen einer Umweltmessstation vergleichbar, da sie auf niedrigerer Höhe und öfters näher zum Straßenverkehr stattfinden, geben aber die wahre Schadstoffbelastung für Radfahrer wieder. Straßenabschnitte mit hohen Konzentrationen können dennoch nahelegen, dass in diesen generell eine hohe Konzentration anzutreffen wäre, was im Einzelfall genauer analysiert werden muss.

Abbildung 2 gibt die auf einen Jahresmittelwert extrapolierte Konzentration an. Ist man jedoch vor allem zur Hauptverkehrszeit mit den höchsten Konzentrationen unterwegs, erhöht sich die Belastung weiter. In Abbildung 3 ist der Unterschied von Hauptverkehrszeit (peak) und Nebenverkehrszeit (off-peak) dargestellt. Sie wurden aus den Messungen zu unterschiedlichen Tageszeiten generiert. Vor allem im Winter bei oft auftretenden Inversionswetterlagen sind die

Schadstoffbelastungen im Mittel zur Hauptverkehrszeit noch mal deutlich höher.

Es ist ebenfalls möglich, aus den Messdaten eine mittlere Konzentration für einzelne Straßen / Straßenabschnitte zu bestimmen (Abbildung 4). Dies ermöglicht, systematische Eigenschaften von Straßen mit hohen Schadstoffbelastungen für Radfahrer zu identifizieren. In Heidelberg ist dies nicht nur die Verkehrsdichte, sondern ganz ausschlaggebend auch die Nähe des Fahrradweges zur Fahrbahn und Straßenschluchten. Entsprechend weisen vor allem Radwege entlang von Hauptverkehrsstraßen, die direkt auf der Straße oder nahe dran verlaufen, die höchsten Schadstoffbelastungen auf.

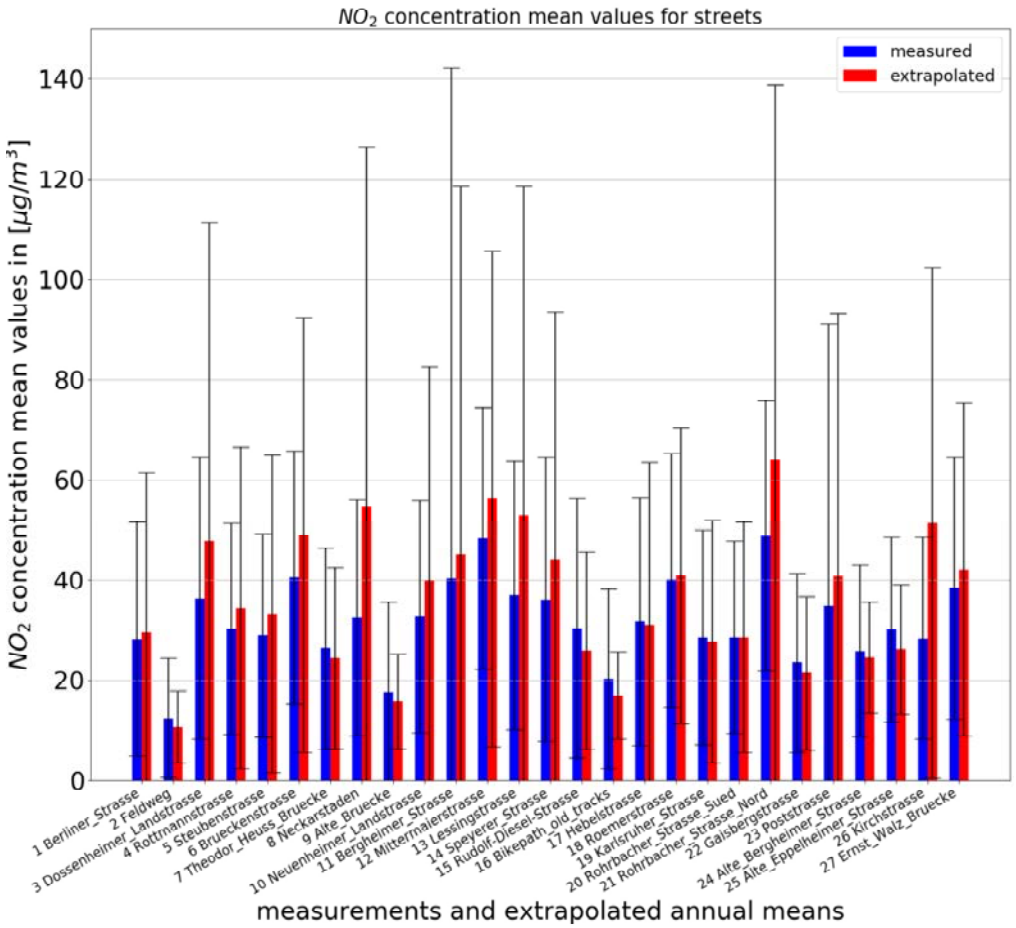



***Abbildung 4**: Mittlere $NO_2$ Schadstoffbelastung für Fahrradfahrer in Heidelberg für einzelne Straßen (2017-2018). In Blau der gemittelte Mittelwert und in Rot extrapoliert auf einen Jahresmittelwert. Der Fehlerbalken gibt die Varianz der Messdaten an, nicht den Fehler. Ein großer Fehlerbalken bedeutet entsprechend, dass die Konzentrationen sehr stark schwanken, ein kleiner, dass sie sehr konstant sind.*

## Messung der $NO_2$ Schadstoffbelastung für Fahrradfahrer - Bsp. Mannheim / Ludwigshafen

Wie in Heidelberg erfolgen auch mobile Fahrradmessungen in Mannheim / Ludwigshafen [Riedner 2019]. Abbildung 5 stellt die mittlere extrapolierte $NO_2$ Schadstoffbelastung für Fahrradfahrer dar. Im Mittelwert beträgt sie 41 µg/m³ wobei wieder große Unterschiede zu sehen sind. Einzelne Straßenabschnitte mit hohem Verkehrsaufkommen weisen über mehrere 100 m Länge hohe Konzentrationen von 70 bis 80 µg/m³ auf. Andere Straßenabschnitte in Nebenstraßen liegen auch in einer Großstadt wie Mannheim um die 20 µg/m³. Das bedeutet, dass die Schadstoffbelastung für Radfahrer räumlich sehr stark variiert, und dass mit einer günstigen Wahl der Fahrradstrecke eine deutliche Schadstoffreduktion möglich ist. Aus diesen Daten können sowohl Empfehlungen für Städte zur Planung von Radwegen erfolgen. In einem weiteren Schritt sollen sie auch genutzt werden, um Radfahrern Empfehlungen für den Fahrradweg mit geringen $NO_2$ Belastungen zu geben.

In Mannheim / Ludwigshafen zeigen die vorhandenen Umweltmessstationen ein repräsentatives Bild der $NO_2$ Schadstoffkonzentrationen in der Stadt. Zwar zeigen andere Straßen in Abbildung 5 höhere $NO_2$ Werte, was jedoch meist durch die Nähe des Fahrradweges zur Straße erklärbar ist.

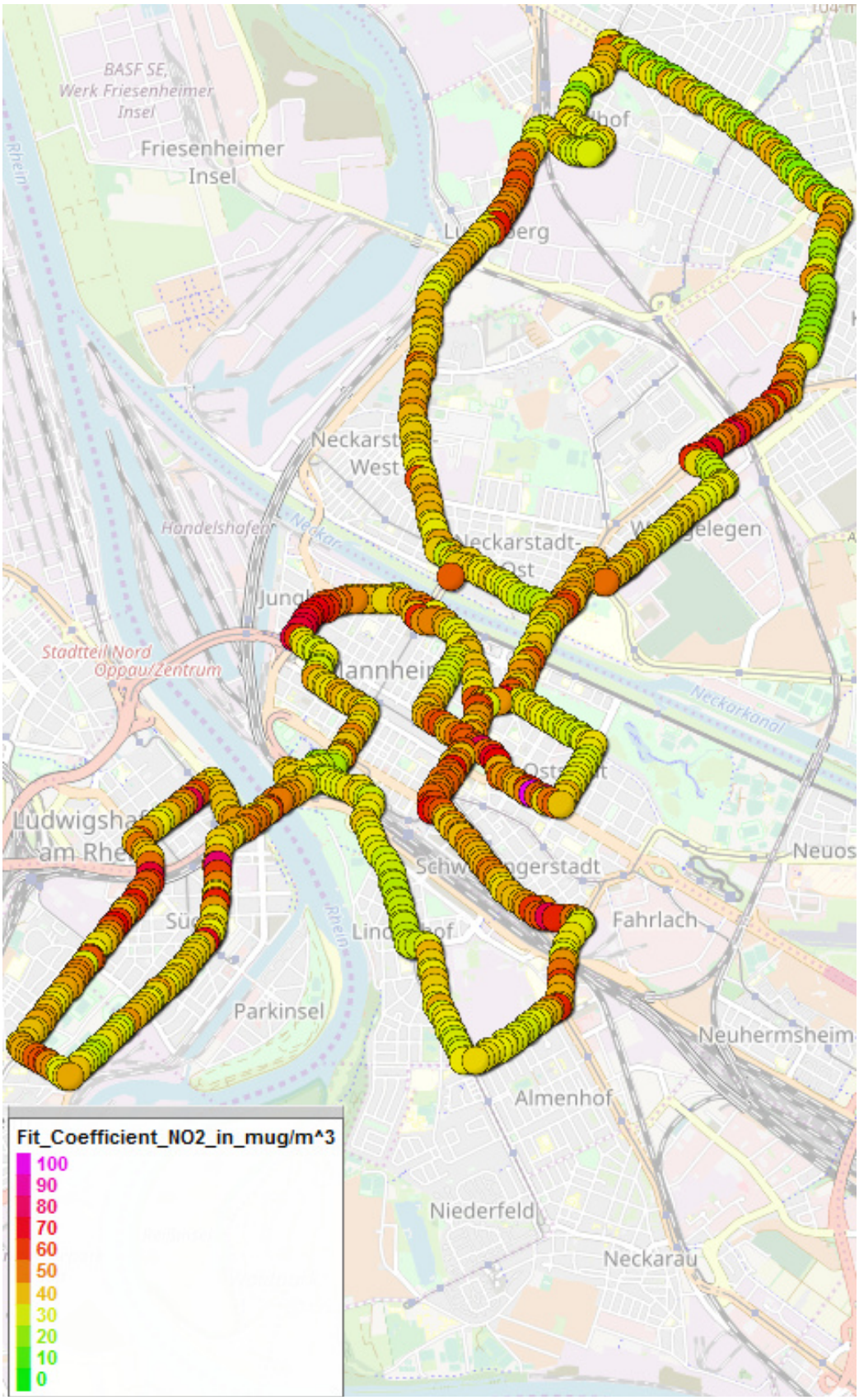



***Abbildung 5**: Mittlere $NO_2$ Schadstoffbelastung für Fahrradfahrer in Mannheim (2017 – 2018) extrapoliert auf einen Jahresmittelwert.*

## Bestimmung der $NO_2$ Verteilung im Stadtgebiet vergleichbar zu Umweltmessstation

Mit mobilen Fahrradmessungen lassen sich ebenfalls repräsentative Schadstoffkarten bestimmen mit Konzentrationen analog zu Messwerten von Umweltmessstationen. Dazu wurde der Messaufbau so geändert, dass der Ansaugpunkt zwischen 1,5 m und 2 m liegt. Die Messungen werden nicht auf der Straße, sondern auf separaten Rad- und Fußwegen durchgeführt. Somit sollen die Messdaten ein Bild wiedergeben, wie sie eine Umweltmessstation bestimmen würde. Derzeit werden in einzelnen Städten derartige Untersuchungen durchgeführt um die $NO_2$ Schadstoffverteilung zu erfassen. Damit lassen sich ebenfalls langfristige Umweltmessungen im Voraus untersuchen. Auch kann es dienen, um einfach gezielt einzelne Stadtbereiche mit potenziell hohen / niedrigen Schadstoffbelastungen zu untersuchen. Auch können durch wiederholte Messungen Änderungen der Schadstoffbelastung und deren Verteilung durch Verkehrsmaßnahmen überprüft werden. Zwar wird nicht direkt ein Jahresmittelwert gemessen, dafür wird jedoch durch die räumliche Messung sichergestellt, dass die gemessene Konzentration nicht durch einen rein lokalen Effekt beeinflusst ist. Somit kann in der Regel ein verlässlicher Wert bestimmt werden.

## Messung der $NO_2$ Schadstoffbelastung für Autoinsassen

Mobile $NO_2$ Messungen im Fahrzeug geben Aufschluss über die Schadstoffbelastung für Fahrzeuginsassen und die Wirkung von speziellen Schadstofffiltern. Zwar sind die Belastung für Fahrzeuginsassen bisher nicht gesetzlich geregelt, so zeigen jedoch die Messungen, dass hier deutlich höhere Konzentrationen im Mittel vorliegen als an den Hauptverkehrsmessstationen (Abbildung 6). Dies ist verständlich, da die Konzentration in der Mitte der Straße bereits deutlich höher ist, die dann durch die Lüftung ins Fahrzeug gelangt. Somit liegt die Belastung in der Regel über 80 µg/m³. Auch auf Autobahnen wird eine Konzentration im Innenraum von um die 100 µg/m³ im Mittel erreicht. Peak Konzentrationen liegen im Tunnel auch mal über 1000 µg/m³. Fahrzeuginsassen sind somit dauerhaft hohen $NO_2$ Konzentrationen ausgesetzt. Sie können einen Großteil der persönlichen Schadstoffbelastung ausmachen. Gute Aktivkohlefilter können diese Belastung jedoch, wie die Messungen in Abbildung 6 rechts zeigten, deut-

lich um die 90 % reduzieren. Sie sollten daher in jedem Fahrzeug verwendet werden.

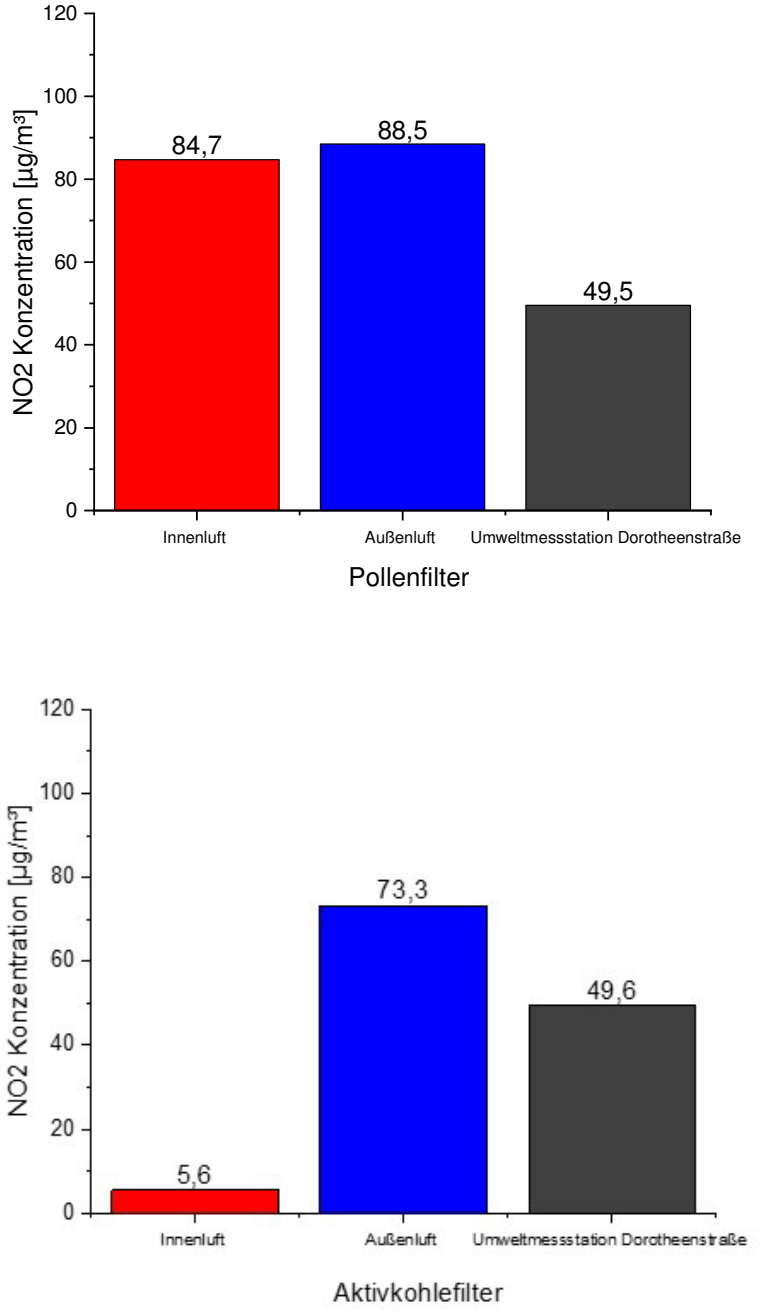



***Abbildung 6**: Mittlere $NO_2$ Belastung als Fahrzeuginsasse (Innenluft) bei einer Untersuchung in Düsseldorf 2018. Links : Messung mit Standard-Pkw-Pollen-Innenraumfilter. Rechts : mit einem Aktivkohlefilter. Dargestellt in Rot die mittlere Schadstoffbelastung im Fahrzeug, in Blau der Messwert außerhalb des Fahrzeuges und als Vergleich die zeitgleichen Messdaten der Hauptverkehrsmesstation Dorotheenstraße (Düsseldorf).*

## Referenzen

Fischer O. (2018), Mobile $NO_x$-Emissionsmessungen an Stadtverkehrsbussen mit einem ICAD-Messinstrument, Bachelorarbeit, Universität Heidelberg.

Riedner S. (2019), Emissionsmessung der NO2 Konzentration für Fahrradfahrer mit einem ICAD Messinstrument in Mannheim und Ludwigshafen, Staatsexamensarbeit, in Vorbereitung, Universität Heidelberg.

# Vergleich von verkehrssituationsbasierten und motorkennfeldbasierten Emissionsmodellen zur Luftschadstoffberechnung für das dynamische Verkehrsmanagement

M. Sc. Nihan Celikkaya[1], Dr. Marcus Gerstenberger[2]

[1] Technische Universität München
Lehrstuhl für Verkehrstechnik
Arcisstraße 21, 80333 München
E-Mail: nihan.celikkaya@tum.de

[2] gevas humberg & partner
Ingenieurgesellschaft für Verkehrsplanung und Verkehrstechnik mbH
Grillparzerstraße 12A, 81675 München
E-Mail: m.gerstenberger@gevas-ingenieure.de

Der motorisierte Straßenverkehr trägt einen großen Anteil zur $NO_X$ und PM Schadstoffbelastung in urbanen Räumen in Deutschland bei. Aufgrund verschärfter gesetzlicher Vorgaben wurden in den letzten Jahren, zusätzlich zu statischen Maßnahmen (z. B. Umweltzonen oder Geschwindigkeitsbegrenzungen), für die Luftreinhaltung auch vermehrt dynamische Verkehrsmanagementmaßnahmen (temporäre Geschwindigkeitsbegrenzungen oder Zufahrtsbeschränkungen) eingesetzt. Anwendungen, bei denen Verkehrsbeeinflussungsmaßnahmen auf Grundlage der aktuellen bzw. prognostizierten Luftschadstoffbelastung für einen definierten Bereich und eine bestimmte Zeit aktiviert werden, werden unter dem Begriff Umweltsensitives Verkehrsmanagement (UVM) zusammengefasst [1].

Die Beurteilung der Luftschadstoffbelastung stellt einen wesentlichen Baustein des UVM dar, da die lokalen Schadstoffbelastungen als Schwellwert für die Aktivierung und Deaktivierung von entsprechenden Verkehrsbeeinflussungsmaßnahmen verwendet werden [1]. Diese Beurteilung erfolgt unter Nutzung ver-

schiedener Berechnungsmethoden: Verkehrsflusssimulationen, Emissions- und Ausbereitungsmodelle sowie empirische Daten und statistische Modelle [2]. Der Detaillierungsgrad der verwendeten Modellierungsansätze sowie der Aggregierungsgrad der jeweiligen Eingangsdaten haben einen wesentlichen Einfluss auf die ermittelten Emissionswerte [2] [3] [4] [5]. Derzeitige UVM-Systeme konzentrieren sich zumeist auf kleinräumige Bereiche, um vorhandene Hotspots der Luftschadstoffbelastung durch entsprechende Maßnahmen zu beeinflussen. Dennoch verwenden diese Systeme als Eingangsdaten überwiegend aggregierte Verkehrszahlen (z. B. Durchschnittlicher Täglicher Verkehr, Schwerverkehrsanteil oder mittlere Geschwindigkeiten) und makroskopische Emissionsmodelle, welche Emissionsfaktoren für unterschiedliche Fahrzeugtypen und Verkehrssituationen vorsehen und zur Analyse größerer stadtweiter Netze und längerer Zeiträume entwickelt wurden. Mehrere Studien weisen darauf hin, dass dieser Detaillierungsgrad nicht immer ausreichend ist, um kurzfristige kritische Schadstoffbelastungen zu erfassen oder die Auswirkungen der lokalen dynamischen UVM-Maßnahmen genau zu evaluieren [3] [4] [5].

Das Ziel der vorliegenden Simulationsstudie ist darzustellen, in welcher Weise die Ausprägung von Eingangsparametern, wie z. B. Straßenklassen und der (räumliche bzw. zeitliche) Aggregierungsgrad der Eingangsdaten die ermittelten Emissionswerte, mit dem Fokus auf die Verwendung der Berechnungsergebnisse im UVM, beeinflussen. Hierzu werden die Ergebnisse der Emissionsberechnungen eines verkehrssituationsbasierten makroskopischen Modells (Handbuch für Emissionsfaktoren im Straßenverkehr - HBEFA) und eines motorkennfeld-basierten mikroskopischen Modells (Passenger Car and Heavy-Duty Emission Model - PHEM) gegenübergestellt. Es wird der Einfluss unterschiedlicher Aggregierungsgrade der Eingangsdaten auf die Ermittlung der verkehrsbedingten Schadstoffemissionen dargestellt. Dabei werden sowohl unterschiedliche Zeitintervalle (15 min, 30 min, 60 min, …) als auch unterschiedliche räumliche Aggregierungen der Verkehrsdaten (auf separaten kurzen Streckenabschnitten oder zusammengefassten längeren Straßenzügen) berücksichtigt.

Zur Ermittlung der grundlegenden Eingangsdaten für die Emissionsberechnung wird eine mikroskopische Verkehrssimulation (PTV VISSIM) genutzt. Für die HBEFA-Berechnungen wurden die Verkehrskenngrößen der einzelnen Streckenabschnitte (Mittelwerte der Verkehrsbelastung und Geschwindigkeit im jeweiligen Zeitintervall) verwendet und die geschwindigkeitsbasierte Verkehrs-

zustandsklassifizierung des HBEFA zur Definition der maßgeblichen Verkehrssituation berücksichtigt. Die zur Ermittlung der Emissionen mittels PHEM benötigten Einzelfahrzeugtrajektorien wurden aus der Verkehrssimulation exportiert. Die für beide Berechnungsmodelle verwendete Fahrzeugflotte enthält Personenkraftwagen, leichte Nutzfahrzeuge und Lastkraftwagen und die Verteilung der Emissionsklassen der einzelnen Fahrzeugtypen entspricht der durchschnittlichen Verteilung für Deutschland (auf Grundlage des HBEFA). Das in der Studie betrachtete innerstädtische Straßennetz beinhaltet unterschiedliche Straßentypen (Bundesstraßen, Hauptverkehrsstraßen und Sammelstraßen) mit verschiedenen Querschnitten (einstreifige und zweistreifige sowie zweibahnige Abschnitte). Weiterhin werden verschiedene Verkehrszustände durch variierte Verkehrsbelastungen und verschiedene Geschwindigkeitsbegrenzungen der Straßentypen berücksichtigt.

Die Studie zeigt, dass sich die Emissionsergebnisse zwischen den beiden Berechnungsmodellen für die einzelnen Straßentypen unterscheiden. Im Vergleich der beiden Modelle werden für Sammelstraßen höhere mittlere Emissionswerte durch die Berechnungen mit HBEFA ermittelt, für Bundesstraßen liefert PHEM höhere mittlere Belastungswerte. Mögliche Gründe der höheren ermittelten Emissionen bei der mikroskopischen Emissionsberechnung sind die höheren Verkehrsbelastungen und die häufigeren Staus (vor allem durch Rückstau vor den Lichtsignalanlagen). Weiterhin führen größere Zeitintervalle (zeitliche Aggregierung der Eingangsdaten) und/oder längere Streckenabschnitte (räumliche Aggregierung der Verkehrsdaten) zu geringeren Schwankungen der relativen Unterschiede zwischen beiden Berechnungsmodellen.

Dies weist daraufhin, dass der Aggregierungsgrad der Eingangsdaten und der Detailierungsgrad des genutzten Modells für die Beurteilung der Luftqualität einen großen Einfluss bei der Verwendung im UVM haben kann. Außerdem zeigt sich, dass die Verwendung von makroskopischen verkehrssituationsbasierten Emissionsmodellen bei der Analyse von kleinräumigen Streckenabschnitten, kurzen Zeitintervallen sowie Straßen mit ungleichmäßigem Verkehrsfluss (z.B. Stop-and-go) dazu führen kann, dass Spitzenwerte der Emissionsbelastung nicht detektiert werden. Der Vergleich der Ergebnisse verdeutlicht, dass makroskopische Emissionsmodelle sich eher zum Screening eines kompletten Straßennetzes und zur Identifizierung von Bereichen hoher Luftschadstoffbelastung eignen. Mikroskopische Emissionsmodelle hingegen können

entsprechend genutzt werden, um in den detektierten Hotspots kurzfristige Spitzenbelastungen und die Wirkung von lokalen dynamischen Verkehrsbeeinflussungsmaßnahmen zu ermitteln, um damit zur Vermeidung von Grenzwertüberschreitungen beizutragen.

[1] Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV). Wirkung von Maßnahmen zur Umweltbelastung, Teil 3: Umweltsensitives Verkehrsmanagement. FGSV 210/3. Köln, 2014.

[2] Boltze, M. and S. Kohoutek. Environment-responsive traffic control. World Conference on Transport Research (WCTR). Lissabon, 2010.

[3] Düring, I., Hoffmann, T., Flassak, T. and Nagel, T.. Luftschadstoffprognosemodelle als Umweltmodule für umweltorientiertes Verkehrsmanagement. In HEUREKA'14 Optimierung in Verkehr und Transport. Stuttgart, 2014.

[4] Boltze, M., Busch, F., Friedrich, B., Friedrich, M., Kohoutek, S., Löhner, H., Lüßmann, J. and Otterstätter ,T.. AMONES: Anwendung und Analyse modellbasierter Netzsteuerungsverfahren in städtischen Straßennetzen - Teil 2: Analyse und Ergebnisse. Straßenverkehrstechnik. 2011. Nr. 6, S. 374-381.

[5] Plank-Wiedenbeck, U., Seiler, N., Harder, R., and Kraus, T.. Umweltorientierente Verkehrssteuerung Erfurt – Ergebnisse des mehrjährigen Feldversuchs. Kolloquium Luftqualität an Straßen. Bergisch Gladbach, 2017, S.145-155.

# Prognose der $NO_2$-Konzentrationen im Straßenraum: Überprüfung des vereinfachten NO-$NO_2$-Konversionsmodells nach Düring et al. (2011)

Ingo Düring[1], Wolfram Schmidt[1], Theresia Fiedler[1], Sabine Wurzler[2], Heike Hebbinghaus[2]

[1] Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Mohrenstraße 14, D- 01445 Radebeul, info.dd@lohmeyer.de
[2] Landesamt für Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Postfach 101052, 45610 Recklinghausen

## Einführung

Viele deutsche und europäische Messstellen in Straßenschluchten zeigen Überschreitungen der Grenzwerte der 39. BImSchV beziehungsweise der europäischen Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG bei $NO_2$, vor allem für den Jahresmittelwert. Dies führt zur Aufstellung von Luftreinhalteplänen. Teil der Luftreinhaltepläne sind Immissionsprognosen zur Beurteilung von möglichen Maßnahmen auf die $NO_2$-Belastung. Diese setzt sich zusammen aus direkt emittiertem $NO_2$ und einem größeren photochemisch gebildeten Beitrag. Bei der photochemischen Bildung von $NO_2$ (im Folgenden NO-$NO_2$-Konversion genannt) spielen entsprechende Vorläufersubstanzen, Sonnenstrahlung und direkte $NO_2$-Emissionen eine Rolle.

Für Immissionsprognosen existieren verschiedene NO-$NO_2$-Konversionsmodelle (siehe z.B. UBA, 2011). Derzeit wird i.A. das Modell entsprechend Düring et al. (2011) eingesetzt. Dieses Modell beruht auf dem Ansatz nach Hertel und Berkowitz (1989) für die Berechnung von Stundenmittelwerten, arbeitet aber mit Jahresmittelwerten. Als Ergebnis werden Jahresmittelwerte der $NO_2$-Gesamtbelastung berechnet. Die Übertragbarkeit der Gleichungen aus Hertel und Berkowitz (1989) auf Jahresmittelwerte wurde dabei nicht theoretisch abgeleitet, sondern empirisch durch den Vergleich mit Messdaten überprüft. Hierzu wurden Messdatensätze von ca. 30 Messstationen aus den Jahren 1997 bis 2006 verwendet. Die Untersuchungen von Retny et al. (2016) für NRW deu-

ten darauf hin, dass für die Berechnung von Jahresmittelwerten eine höhere Datenauflösung in Form von Stundenmittelwerten nicht zu einer Verbesserung führt.

In UBA (2011) wird die Anwendung des Ansatzes nach Hertel und Berkowitz (1989) bei Zeitreihenrechnungen bzw. des Ansatzes nach Düring et al. (2011) bei Berechnungen auf Basis von Jahresmittelwerten empfohlen. Beide Verfahren berücksichtigen die o.g. NO-$NO_2$-$O_3$-Chemie (vereinfachter Umwandlungsmechanismus M1). Eine wissenschaftlich abschließende Bestätigung steht allerdings noch aus. Dies kann unter anderem auf Basis der Richtlinie VDI 3783 Blatt 19 erfolgen, in der ein Verfahren angegeben wird, mit dem der Gültigkeitsbereich der photochemischen Umwandlung in $NO_2$ in Abhängigkeit von chemischen Randbedingungen bestimmt werden kann.

Im Rahmen einer Bachelorarbeit (Fiedler 2019) wurde deshalb geprüft,

1. ob die Bedingungen zur Anwendung der Konversionsmodelle nach Hertel und Berkowitz (1989) sowie Düring et al. (2011) zutreffen und damit die Anwendung des vereinfachten Mechanismus M1 in Straßenschluchten bestätigt wird.

2. Ob die in Düring et al. (2011) empirisch festgelegten Parameter tau, j und k im Vergleich mit aktuellen Messdaten bestätigt werden bzw. wenn nötig aktualisierte Werte abzuleiten.

## Ergebnisse

Die Ergebnisse werden in Form eines Posters präsentiert. Dies wird u. A. zeigen, dass das vereinfachte Chemiemodell mit den bisherigen Parametrisierungen bestätigt wird, wenn korrekte Werte der $NO_2$-Direktemissionen verwendet werden.

Es wird auf die Problematik eingegangen, die sich aus der Abweichung von aus HBEFA3.3 abgeleiteten und den aus Immissionsmessdaten abgeleiteten $NO_2$-Direktanteilen ergibt. Dabei zeigt sich, dass der Anteil der $NO_2$-Direktemissionen am $NO_x$ offensichtlich bereits jetzt den ,,Höhepunkt“ überschritten hat. Dies passt zu Ergebnissen von Untersuchungen anderer Forschergruppen (siehe Abb. 1). Wie sich dies auf die Anwendung des Konversionsmodells und die Parameter tau, j und k auswirkt, wird derzeit noch untersucht.

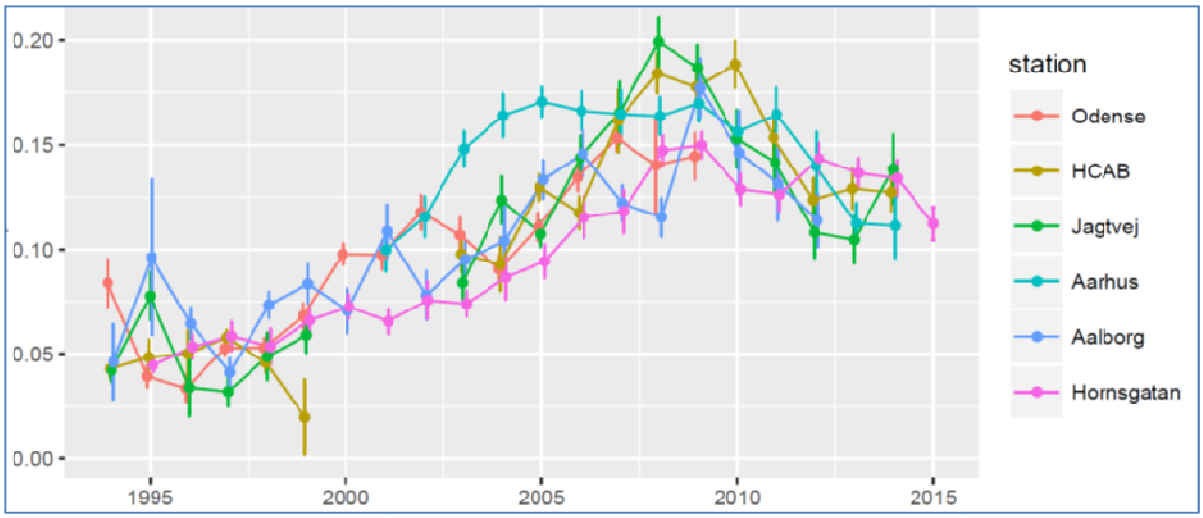



*Abb. 1: Trend des $NO_2$-Direktanteils am $NO_x$ in dänischen und schwedischen Straßenschluchten (Quelle: Ketzel et al. 2018)*

Düring, I., Bächlin, W., Ketzel, M., Baum, A., Friedrich, U., Wurzler, S. (2011): A new simplified NO/$NO_2$ conversion model under consideration of direct $NO_2$-emissions. Meteorologische Zeitschrift, Vol. 20 067-073 (February 2011).

Fiedler, Th. (2019): Überprüfung eines Konversionsmodelles zur Prognose der $NO_2$-Konzentrationen in Straßenraum. Bachelorarbeit zum Erlangen des akademischen Grades Bachelor of Science. Technische Universität Dresden, Institut für Geographie. Dresden 15.1.2019

Hertel, O. Berkowitz. R. (1989): Modelling $NO_2$ concentrations in a street canyon. DMU Luft A-131. National Environmental Research Institute, Division of Emissions and Air pollution, Denmark. 1989.

M. Ketzel, I. Düring, C. Johansson, S.S. Jensen, M. Winther and D. Carslaw (2018): Decreasing trends in direct emitted $NO_2/NO_X$ ratio in Denmark, Germany, Sweden and UK - Implications for a necessary update of european emission models. 11th International Conference on Air Quality - Science and Application. Barcelona 2018

Retny, T, Wurzler, S, Hebbinghaus, H., Geiger, J., Klemm, O. (2016). The conversion of NO to $NO_2$: A sensitivity study using various parameterisations. Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft. 11-12/2016. 446-449.

UBA (2011): Stand der Modellierungstechnik zur Prognose der $NO_2$-Konzentrationen in Luftreinhalteplänen nach der 39. BImSchV von Lina Neunhäuserer, Volker Diegmann, Günter Gäßler, Florian Pfäfflin, IVU Umwelt GmbH, Freiburg Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Forschungskennzahl 363 01 333, UBA-FB 001547. Mai 2011 siehe http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4191.pdf

VDI 3783 Blatt 19: Umweltmeteorologie-Reaktionsmechanismus zur Bestimmung der Stickstoffdioxid-Konzentration.

VDI 3783 Blatt 18: Umweltmeteorologie-Photolysefrequenzen für Berechnungen von Schadstoffkonzentrationen in der Troposphäre

# Photokatalyse: Saubere Materialoberflächen, saubere Luft

C. Ackerhans[1], F. Menzel[2], A. Thüsing[3], G. Beck[3]

[1]Erlus AG, Hauptstr. 106, 84088 Neufahrn
[2]Evonik Resource Efficiency GmbH, Rodenbacher Chaussee 4,
65457 Hanau-Wolfgang
[3]Fachverband Angewandte Photokatalyse
im Verband der Mineralfarbenindustrie e. V.
Mainzer Landstraße 55, 60329 Frankfurt am Main
www.angewandte-photokatalyse.de,
Email: info@angewandte-photokatalyse.de

Eine Fassade, die sich selbst reinigt und entsprechend länger strahlt? Straßen und Dächer, die einen gewichtigen Beitrag zu sauberer Luft in unseren Städten leisten? Mit Photokatalyse, der Umwandlung chemischer Substanzen unter dem Einfluss von Licht, ist genau das möglich! Zu den vielfältigen Anwendungsfeldern der innovativen Technologie zählen neben der Bauwirtschaft auch die Bereiche Medizintechnik, Verkehr oder Umwelt.

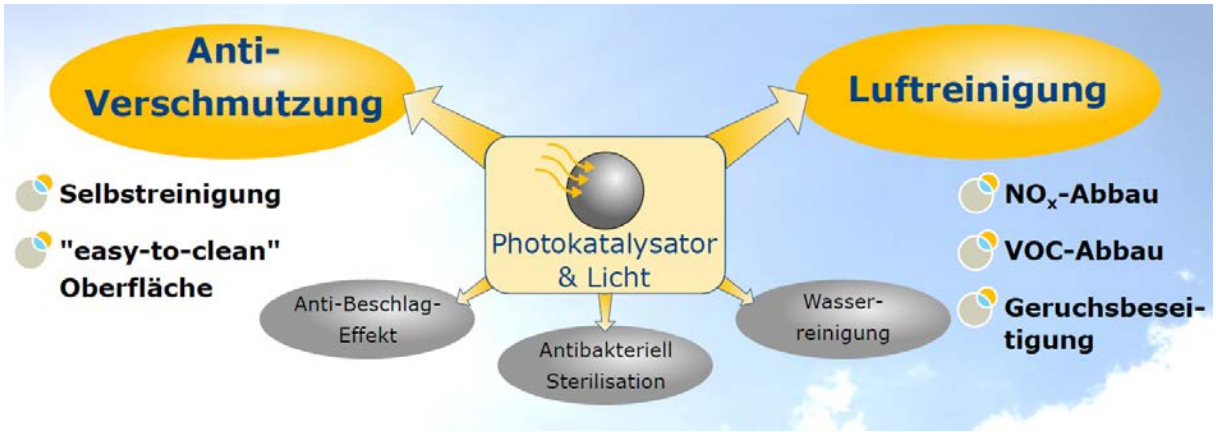



***Abbildung 1**. Übersicht einiger Anwendungsfelder photokatalytischer Materialien.*

Photokatalytische Prozesse sind bereits seit längerem bekannt. Doch erst seit einigen Jahren werden photokatalytisch aktive Materialien zunehmend auch industriell hergestellt. Das Feld möglicher Anwendungen ist dabei riesig und reicht von photokatalytischen Luftreinigungsgeräten über selbstreinigende Außenbeschichtungen von Fahrzeugteilen bis hin zu photokatalytisch aktiven Pflastersteinen, Dachziegeln, Farben oder Fassadenputzen.

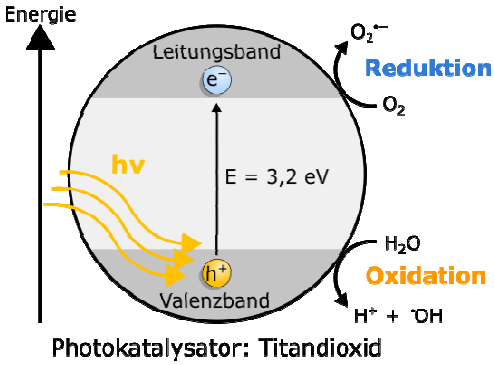



***Abbildung 2**. Funktionsschema der Photokatalyse am Beispiel Titandioxid.*

Der Effekt beruht auf der Wechselwirkung der Elektronen des Photokatalysators mit dem Licht. Dabei werden die Elektronen angeregt und können dann für chemische Reaktionen genutzt werden. Die gleichzeitig entstehenden Löcher – also die Plätze, auf denen vorher die Elektronen saßen – können ebenfalls genutzt werden. Somit stehen gleich zwei Möglichkeiten zum Abbau von Schadstoffen wie Stickoxide oder Verunreinigungen zur Verfügung. Der Photokatalysator wird bei dem Prozess nicht verbraucht und kann immer wieder genutzt werden.

Neben dem aktiven Abbau von Schmutzpartikeln ist die Oberfläche des Photokatalysators so gestaltet, dass er von Wasser sehr gut benetzt wird. Diese Hydrophilie („wasser-liebend“) trägt somit zusätzlich dazu bei, dass das Material leicht gereinigt werden kann bzw. Schmutz im Regen einfach abgewaschen wird.

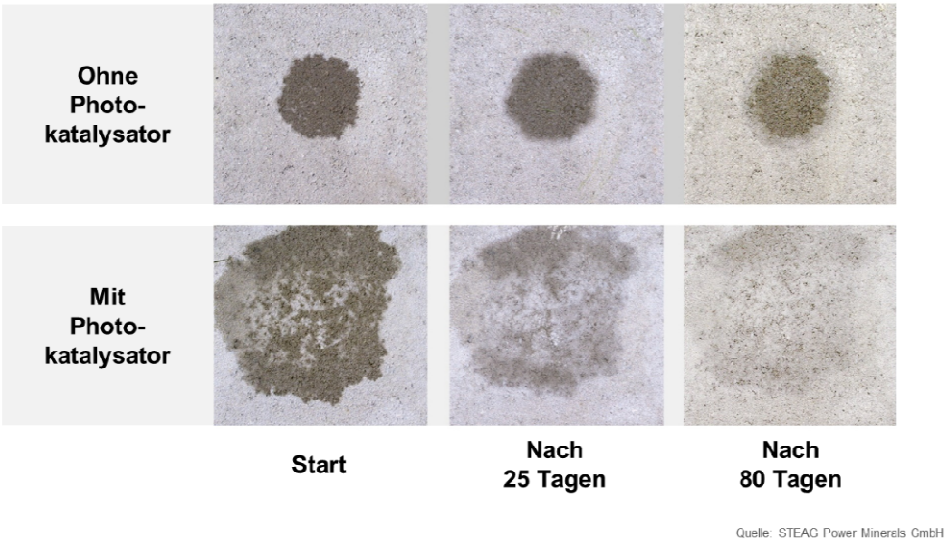



***Abbildung 3**. Abbau eines Schmutzfilms mit und ohne Photokatalysator im Vergleich.*

Photokatalytisch aktive Materialien können somit einen wichtigen Beitrag zu sauberen Städten und guter Luftqualität leisten. Ein wichtiger Punkt dabei ist, dass die Bürgerinnen und Bürger keineswegs in irgendeiner Wiese eingeschränkt werden. Straßenbeläge, Gehwege, Plätze, Dächer und Fassaden können einfach bei der nächsten Erneuerung aufgewertet werden.

***Abbildung 4**. Mögliche Anwendungsgebiete photokatalytisch aktiver Materialien.*

Der Fachverband Angewandte Photokatalyse (FAP) besteht seit 2011 als Fachgruppe des Verbands der Mineralfarbenindustrie e. V. Er dient seinen Mitgliedern, zu denen sowohl Hersteller von Photokatalysatoren, als auch Anwender aus der Baustoff- und Coatingsindustrie gehören, als gemeinsame Plattform, um das Thema Photokatalyse differenziert zu disku-

tieren und zur Verbreitung von photokatalytischen Anwendungen beizutragen. Ziel ist insbesondere die Verbreitung von photokatalytischen Anwendungen sowie der weitere Ausbau von Forschung und Entwicklung. Mit der freiwilligen Selbstverpflichtung des FAP ist ein Mindestwert eingeführt worden, ab dem Produkte als photokatalytisch aktiv ausgezeichnet werden können.