

Wirksamkeit von Umweltzonen in der ersten Stufe: Analyse der Feinstaubkonzentrationsänderungen (PM₁₀) in 19 deutschen Städten*

Effectiveness of Low Emission Zones of Stage 1: Analysis of the Changes in Fine Dust Concentrations (PM₁₀) in 19 German Cities

Autoren

P. Morfeld^{1,2}, D. A. Groneberg³, M. Spallek^{4,5}

Institute

- ¹ Institut für Epidemiologie und Risikobewertung in der Arbeitswelt (IERA) der Evonik Industries AG, Essen
² Institut und Poliklinik für Arbeitsmedizin, Umweltmedizin und Präventionsforschung der Universität zu Köln
³ Institut für Arbeitsmedizin, Sozialmedizin und Umweltmedizin der Goethe-Universität, Frankfurt
⁴ Europäische Forschungsvereinigung für Umwelt und Gesundheit im Transportsektor EUGT e.V., Berlin
⁵ Institut für Arbeitsmedizin, Charité Universitätsmedizin Berlin

eingereicht 11.9.2013
akzeptiert nach Revision
3.12.2013

Bibliografie

DOI <http://dx.doi.org/10.1055/s-0033-1359180>
Online-Publikation: 15.1.2014
Pneumologie 2014; 68: 173–186
© Georg Thieme Verlag KG
Stuttgart · New York
ISSN 0934-8387

Korrespondenzadresse

PD Dr. Peter Morfeld
Institut für Epidemiologie und
Risikobewertung in der
Arbeitswelt (IERA) der Evonik
Industries AG
Rellinghauser Straße 1–11
45128 Essen
peter.morfeld@evonik.com

Zusammenfassung

Hintergrund: Es ist unbekannt bzw. umstritten, ob die in Deutschland eingeführten Umweltzonen (UWZ) die Feinstaubbelastung nachweisbar reduzieren.

Methode: PM₁₀-Konzentrationen von den Messstationen innerhalb und außerhalb der UWZ in 19 deutschen Städten wurden analysiert (Augsburg, Berlin, Dortmund, Duisburg, Düsseldorf, Essen, Frankfurt a.M., Hannover, Herrenberg, Ilsfeld, Karlsruhe, Köln, Ludwigsburg, Mannheim, München, Reutlingen, Stuttgart, Tübingen, Wuppertal), um die Wirksamkeit der Fahrverbote (Stufe 1) für Fahrzeuge der Schadstoffgruppe 1 (ohne Plakette) auf die Schadstoffkonzentration zu untersuchen. Kontinuierliche Halbstundenmesswerte und gravimetrische Tagesmittelwerte wurden für den Zeitraum von ca. 2005 bis Ende 2009 übernommen. Die Analyse beruht auf vier einander paarweise zugeordneten Messwerten als gematchte Quadrupel aus zwei Index- und zwei Referenzwerten (Indexstationen liegen innerhalb, Referenzstationen messen außerhalb der UWZ). Ein Indexwert und der simultan gemessene Referenzwert wurden während der aktiven Phase der UWZ gemessen, das andere Wertepaar wurde vor Einführung der UWZ erhoben. Die Wertepaare haben eine Zeitdifferenz von 364 Tagen oder von einem Vielfachen von 364 Tagen, wodurch die Jahreszeit, der Wochentag und die Tageszeit im Quadrupel konstant gehalten werden. Differenzen der Indexwerte wurden regressionstechnisch mit den Differenzen der Referenzwerte korrigiert, wobei meteorologische Parameter (Mischungsschichthöhe, Niederschlagsmenge, Windgeschwindigkeit), Schulferienzeiten, Phase der Umweltprämie, LKW-Fahrverbotszeiten und Aus-

Abstract

Background: It is not known/is disputed whether introduction of low emission zones (LEZs) leads to a reduction of fine dust pollutants.

Methods: Data on PM₁₀ concentrations obtained from measurement stations within and outside of LEZs from 19 German cities (Augsburg, Berlin, Dortmund, Duisburg, Düsseldorf, Essen, Frankfurt a.M., Hannover, Herrenberg, Ilsfeld, Karlsruhe, Köln, Ludwigsburg, Mannheim, München, Reutlingen, Stuttgart, Tübingen, Wuppertal) were analyzed in order to investigate the effect of banning vehicles (“tier 1”) of the pollutant group 1 (without stickers) on the pollutant concentration, i.e., this study focused on LEZs that restricted cars of EURO 1 standard without appropriate retrofitting systems from entering these zones. For the period from about 2005 until the end of 2009, data from continuous half-hour measurements as well as gravimetrically determined daily measurements of PM₁₀ were collected. The analysis consisted of four pairwise corresponding measurement values as matched quadruples of two index and two reference values (index stations are inside, and reference stations are outside the LEZs). One index value and the simultaneous reference value were measured during the active LEZ period, and the other pair of values was measured before the LEZ was introduced. The pairs of values had a difference in time of 364 days or a multiple of 364 days keeping the season, weekday and time of day constant within the quadruple. Differences in index values were regressed on differences in reference values while meteorological parameters (height of the inversion base, amount of precipitation, wind velocity), school holidays, period of environmental bonus paid, periods when trucks were banned as well as baseline data at index and reference stations were taken into account as covariates in so-called “fixed effects” regression analyses of the quadruples (difference

* Auf Grundlage eines Vortrags auf dem 15. Technischen Kongress des VDA (Verband der Automobilindustrie) am 22. März 2013 in München.

Lizenzbestimmungen



gangswerte an den Index- und Referenzstationen als Kovariablen in sog. „fixed effects“ Regressionsanalysen der Quadrupel berücksichtigt wurden (Differenzwertmethode im Zwei-Perioden-Fall). Dieser statistische Ansatz wurde vor der eigentlichen Datenanalyse an simulierten Messdaten der FU Berlin erfolgreich erprobt.

Ergebnisse: 2 110 803 Quadrupel kontinuierlicher PM₁₀-Messungen und 15 735 gravimetrische Quadrupel wurden aus den verfügbaren Daten der Messstationen identifiziert, aus denen 61 169 Quadrupel zu Tagesmittelwerten aufgebaut wurden. Die Analysen für die erste Stufe ergaben als beste Effektschätzer (an allen Indexstationen) eine Feinstaubreduktion von $\leq 0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (bzw. relative PM₁₀-Reduktionen $\leq 1\%$). Der beste Effektschätzer an allen Verkehrsstationen (also ohne städtische Hintergrund- und Industrieindexstationen) lag unterhalb von $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (bzw. weniger als 5%).

Schlussfolgerungen: Alle Analysewerte liegen damit unter den vor Einführung von UWZ prognostizierten Feinstaubreduktionen. Diese Studie untersuchte als erste übergreifend die Wirksamkeit von UWZ der Stufe 1 in Deutschland auf die Feinstaubkonzentrationen von PM₁₀ nach einem einheitlichen Datensammlungs- und Analyseplan und unter Berücksichtigung möglichst vieler Störeinflüsse.

Einleitung

Saubere Luft ist ein Grundpfeiler der menschlichen Gesundheit und sowohl für die Homöostase des Atemtrakts als auch des Gesamtorganismus von größter Bedeutung. Unter den Luftschadstoffen wird insbesondere dem Feinstaub der Kategorien PM₁₀ und PM_{2,5} eine große Relevanz beigemessen [1, 2].

Die Einführung von Umweltzonen wird seitens Bund und Ländern als eine der wichtigsten Maßnahmen zur Einhaltung der europäischen PM₁₀-Grenzwertvorgaben angesehen und soll wesentlich zur Verbesserung der Luftqualität in den Städten beitragen [3–5]. Die seit dem 1. Januar 2005 geltenden europaweiten Grenzwerte für Feinstaub legen fest, dass die Werte für die PM₁₀-Konzentration im Jahresmittel an allen Messstation im verkehrsnahen Bereich unter $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegen müssen¹. Zudem darf der PM₁₀-Tagesmittelwert an diesen Stationen an höchstens 35 Tagen pro Kalenderjahr einen Wert von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ überschreiten (siehe zu diesen beiden Regelungen die Europäische Richtlinie zur Luftqualität 1999/30/EG [7]). Die Feinstaubemissionen sinken zwar seit Jahren deutschlandweit, allerdings ist der Rückgang mit nur etwa 30 Prozent gegenüber 1990 deutlich geringer als bei einigen anderen Luftschadstoffen [8].

Dabei richtet sich die Einrichtung einer Umweltzone primär durch gezielte Einfahrtbeschränkungen auf eine Verringerung der Feinstaubemissionen durch Kraftfahrzeuge, die als eine wichtige Quelle der Feinstaubbelastung in Innenstädten identifiziert wurden [9, 10]. Gleichzeitig wird Feinstaub auch aus klinischer und epidemiologischer Sicht als einer der gesundheitlich bedeutendsten Luftschadstoffe angesehen [3–5, 9, 10]. In der Realität werden jedoch die Feinstaubgrenzwerte der EU Kommission vielerorts auch nach Einführung von Umweltzonen nicht eingehalten [3, 11, 12]. Dies hat zu intensiven Diskussionen und gelegentlich heftigen Auseinandersetzungen in der Öffentlichkeit zur Frage der Effektivität von Umweltzonen geführt, die auch in der ärztlichen Beratung von Patienten zu Unsicherheiten führen

score method in the two-period case). The statistical approach was successfully validated prior to this study in an analysis of simulated data from FU Berlin.

Results: 2,110,803 quadruples of continuous PM₁₀ and 15,735 gravimetric quadruples were identified leading to 61,169 quadruples based on daily PM₁₀ averages. The analyses showed that best LEZ effect estimates for fine dust reduction were (at all index stations) $\leq 0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, i.e., a relative PM₁₀ reduction $\leq 1\%$. Best estimates at all index stations near traffic (excluding urban background and industry index stations) were below $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (less than 5%, respectively).

Conclusions: Effects were smaller than predicted prior to the introduction of LEZs. This study is the first that investigated comprehensively the effectiveness of “tier 1” LEZs in Germany on PM₁₀ reduction with a homogeneous approach in data collection and analysis and taking into account the most relevant confounding factors.

kann [13–16]. Erneut angefacht wurden diese Diskussionen durch den Bericht des Umweltbundesamtes, wonach 2011 die PM₁₀-Feinstaubwerte im Mittel über dem Niveau der vorangegangenen vier Jahre lagen. Ein relativ hoher Anteil von 42 Prozent der Tagesdurchschnittswerte an verkehrsnahen Stationen lag dabei über dem zulässigen PM₁₀-Tagesgrenzwert der EU [17].

Beispiele umfangreicher Verkehrsbeschränkungen bei Großsportveranstaltungen hatten in der Vergangenheit mehrfach grundsätzlich Möglichkeiten zu Reduktionen der PM₁₀-Feinstaubbelastung gezeigt, so z.B. eine Verringerung um 16% bei den Olympischen Spielen 1996 in Atlanta [18]. Es gibt allerdings auch gegenteilige Veröffentlichungen, in denen eine Reduktion der im Verkehr befindlichen Fahrzeuge entweder mit keiner messbaren Verringerung [19, 20] oder nur mit einer geringen Absenkung [21] oder sogar mit einer Erhöhung [22] der Luftbelastung einherging. Die Datenlage weist dabei in allen Fällen auf erhebliche Einflüsse örtlicher und insbesondere lokaler meteorologischer Gegebenheiten hin (vgl. z.B. [23]).

Unterschiedliche geografische, meteorologische, städtebauliche und verkehrstechnische Verhältnisse erschweren eine übergreifende Analyse der Umweltzoneneffekte auf PM₁₀-Feinstaub und erfordern daher eine genauere Betrachtung der Rahmenbedingungen jeder einzelnen Umweltzone zur umfassenden Effektivitätsbeurteilung. Prognosen zu den zu erwartenden Reduktionen der Luftverschmutzung haben vor Einführung der Umweltzonen einen Rückgang der Feinstaubwerte bei völliger Aussperrung von EURO 3 Fahrzeugen („grüne“ Plakette) um bis zu 10% und für Stufe 1 („rote Plakette“) um ca. 2% bis 3% abgeschätzt [24]. Prognostizierte Werte auf der Basis von Verkehrszählungen und Flottendaten liegen bei etwa 3% bis 6% des Jahresmittelwertes aufgrund der Umweltzone [5]. Zwischenzeitlich liegen auch Analysen zu tatsächlichen Schadstoffkonzentrationsänderungen vor. Hierbei zeigten sich in den Auswertungen im Auftrag des Allgemeinen Deutschen Automobil-Clubs (ADAC) in den Umweltzonen Berlin, Mannheim, Stuttgart, Tübingen und Ludwigsburg nach Ansicht des Autors keine Wirksamkeit [25]. Cyrus und Koautoren gaben in einer Analyse zur Umweltzone in München hingegen an, dass eine deutliche feinstaubvermindernde Wirkung um ca. 5% bis 12% an den untersuchten Stationen der Um-

¹ PM₁₀-Fraktion: medianer Staubpartikeldurchmesser liegt bei ca. $10 \mu\text{m}$, zur Definition dieser Staubfraktion und zu häufigen Fehldarstellungen in Publikationen und offiziellen Dokumenten siehe Büchte 2006 [6].

weltzone in München nachweisbar war [26]. Cyrus u. Mitarb. stellten ihre Ergebnisse allerdings unter den Vorbehalt, dass die „vorgestellten Ergebnisse ... in weiteren Untersuchungen und Analysen verifiziert werden müssen“ (siehe hierzu die durchgeführte Prüfung in [27]). Bruckmann et al. [4] berichteten über durchschnittliche Rückgänge in den PM_{10} -Feinstaubwerten durch die Umweltzoneneinführung in NRW um $2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder um 7% aufgrund eines einfachen Vergleichs der Zeiträume 2007 (ohne Umweltzone) und 2009 (Umweltzone der Stufe 1). Rauterberg-Wulff und Lutz [10] schätzten auf Basis einer direkten Gegenüberstellung von Mittelwerten der Zeiträume 2007 (ohne Umweltzone) und 2010 (Umweltzone der Stufe 2) und unter Annahme von Proportionalitäten zwischen wichtigen Einflussgrößen auf die PM_{10} -Werte für Berlin einen durch die Umweltzone der Stufe 2 bedingten Rückgang der PM_{10} -Konzentrationen von $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. 7%.

Die vorliegende Studie geht in drei Aspekten deutlich über alle bislang vorliegenden Auswertungen hinaus. Erstens wird eine deutschlandweite Analyse der bis Ende 2009 eingeführten Umweltzonen vorgenommen. Zweitens werden eventuelle Störgrößen in die Analyse so umfassend wie möglich einbezogen, wie meteorologische Parameter (z.B. die Mischungsschichthöhe). Zum Dritten wird eine erweiterte und detaillierte statistische Methodik eingesetzt: fixed-effect Regressionsmodelle zu Messwertvierlingen (Analyse von gematchten Quadrupeln unter Einschluss von Kovariablen). Das Design dieser Untersuchung wurde vorab ausführlich diskutiert und publiziert [28]. Auch eine Pilotanalyse für die Umweltzone München wurde bereits durchgeführt und veröffentlicht [27]. Die Arbeiten zur Umweltzone München beinhalteten auch einen „Stresstest“ der Auswerteverfahren, indem Simulationsdaten zu PM_{10} -Konzentrationen der Münchner Umweltzone ausgewertet wurden, denen ein Effekt definierter Größe aufgeprägt war ([29], www.parest.de). Die Effektgröße war der auswertenden Stelle nicht bekannt, wurde aber erfolgreich identifiziert [27].

Mit der „Plakettenverordnung“ der 35. Bundes-Immissionschutz-Verordnung vom 10. Oktober 2006 (BGBl. I S. 2218; Bundesministerium der Justiz in Zusammenarbeit mit der juris GmbH 2006) und ihren begleitenden Vorschriften wurden in Deutschland die rechtlichen Grundlagen für die Einrichtung kommunaler Umweltzonen geschaffen. Diese Verordnung regelt die Kennzeichnung von Fahrzeugen nach Schadstoffgruppen mit Plaketten sowie entsprechende Ausnahmen von Fahrverboten. Es wurden vier Schadstoffgruppen festgelegt, die sowohl für PKW als auch für LKW gelten. Notwendige Kennzeichnungsplaketten gibt es in drei Farben für Schadstoffgruppen außerhalb der Schadstoffgruppe 1: Rot für die Schadstoffgruppe 2, gelb für die Schadstoffgruppe 3 und grün für die Schadstoffgruppe 4. Die Zuordnung der Plaketten ergibt sich aus der Emissions-Schlüsselnummer, die in den Fahrzeugpapieren eingetragen ist. Umweltzonen wurden frühestens ab dem 01.01.2008 mit einem Fahrverbot für die Schadstoffgruppe 1 eingeführt.

In der aktuellen Studie sollte zunächst der Einfluss der ersten eingeführten Fahrverbotsstufe, d. h. für Fahrzeuge der Schadstoffgruppe 1 (ohne Plakette) auf die Schadstoffkonzentration in zur Analyse geeigneten Umweltzonen untersucht werden. Der Studienzeitraum endete am 31.12.2009. Als einzige Umweltzone führte Hannover bereits zum 01.01.2009 die Stufe 2 ein, also ein Fahrverbot auch für Fahrzeuge mit roter Plakette (www.umweltbundesamt.de/umweltzonen). In dieser Untersuchung soll diese zwischenzeitliche Verschärfung in Hannover zunächst außer Acht gelassen werden.

Die Studie wird von der EUGT (Europäische Forschungsvereinigung für Umwelt und Gesundheit im Transportsektor e.V., <http://www.eugt.org/>) gefördert und begleitet.

Material und Methoden



Quadrupelbildung und Auswertestrategie

Das zugrundeliegende Studiendesign und die Auswertemethodik wurden bereits detailliert in einer Veröffentlichung zum Studienprotokoll beschrieben [28]. Den Kern des Analysebestandes bilden die Vierlinge (Quadrupel) aus einander geeignet zugeordneten Messwerten innerhalb und außerhalb des Umweltzonengebietes für den Zeitraum sowohl vor als auch nach Einführung der Umweltzone. Hierbei werden die Einführungsdaten aller Umweltzonen taggenau berücksichtigt. Zum Aufbau dieser Quadrupel werden zunächst alle zeitgleichen Messwerte an Index- und Referenzstationen während der aktiven Umweltzonenphase ermittelt. Als Indexstationen werden die Messstationen bezeichnet, die räumlich innerhalb der Umweltzone liegen, Referenzstationen befinden sich dagegen außerhalb der Zone. Im nächsten Schritt werden dann zu jedem Index/Referenz-Messwertepaar entsprechende Messwerte an denselben Stationen bei identischer Tageszeit, jedoch 364 Tage zuvor im Datenbestand gesucht (oder falls dies nicht gelingt als Vielfache von 364 Tagen). Somit werden bei Einhaltung des Wochentages und der Tageszeit Vergleichsmesswerte vor Einführung der Umweltzone gesucht (die Länge der ausgewerteten aktiven Umweltzonenphase betrug in der vorliegenden Untersuchung höchstens ein Jahr). Alle Auswertungen werden auf die so zusammengestellten und vollständig vorliegenden Quadrupel beschränkt. Ziel der Analyse ist es, die zeitliche Veränderung innerhalb der Vierlinge zu verfolgen. Unter der Annahme, dass nur die Differenz der Indexmesswerte durch die Einführung der Umweltzone beeinflusst wird, aber nicht die Differenz der Referenzmesswerte außerhalb der Umweltzone, gibt jeder Vierling Auskunft über den Effekt der Umweltzone. Dieser Effekt ist bereits durch die Berücksichtigung der Referenzwerte zu beiden Zeitpunkten für großräumige Einflussgrößen (Partikeltransport, Wetterbedingungen, Jahreszeit etc.) korrigiert.

Mit einem der Feinstaubüberlagerungstheorie entsprechenden additiven und einem ergänzenden multiplikativen Modellansatz werden die zeitlichen Veränderungen innerhalb der Messwertvierlinge genauer untersucht. Dabei können auch Kovariablen in die Rechnungen eingehen, um Störungen und Abweichungen von der o.g. Annahme abfangen zu können. Hierzu werden fixed-effect Regressionsmodelle eingesetzt (sog. Differenzwertmethode im Zwei-Perioden-Fall [30]). Der Effekt der Umweltzone wird durch die Konstante in einem Regressionsmodell geschätzt, welches die Differenz der Messwerte innerhalb der Indexstation auf die Differenz der Messwerte innerhalb der Referenzstation zurückführt. Ein möglicher Trend in den Konzentrationswerten vor Einführung einer Umweltzone kann mit Hilfe der unterschiedlichen Zeitdifferenz zwischen den Index- bzw. Referenzwertpaaren berücksichtigt werden.

Die Zuordnung von Referenz- zu Indexstationen erfolgte „über Kreuz“, d. h. es wurden Quadrupel aus den Daten einer Indexstation zu allen entsprechenden Referenzstationen aufgebaut (die Daten wurden nicht vorab kollabiert/zusammengeführt). Neben einem mittleren Effekt der Umweltzone wurden in erweiterten Modellen auch die Einzeleffekte an den Indexstationen im Vergleich zum jeweiligen Referenzpartner abgeschätzt. Herleitung

und Besprechung der wesentlichen Regressionsgleichungen sowie Literaturangaben zur Begründung und Diskussion des statistischen Auswertansatzes wurden in Morfeld et al. [28] publiziert.

Umweltzonen und Messstationen

Umweltzonen wurden seit Anfang 2008 bis Ende 2009 in 34 deutschen Städten eingeführt. Da die Analysen zur Effektivität der Umweltzonen auf Messwert-Quadrupeln basieren sollen (vgl. Kapitel 2.1), galt es in Vorarbeiten zu erheben, wo geeignete Messungen vorliegen, um Messwert-Vierlinge zusammenstellen zu können.

Im Rahmen einer Vorstudie wurden die deutschen Umweltzonen deshalb danach untersucht, ob

- Luftqualitätsmessstationen existieren, die vor und nach Einführung der Umweltzone innerhalb der Umweltzone aktiv waren. Diese wesentlichen Messstationen werden als Indexstationen bezeichnet.
- Luftqualitätsmessstationen existieren, die vor und nach Einführung der Umweltzone außerhalb der Umweltzone aktiv waren, aber nahe des Umweltzonengebiets liegen. Diese Bezugsstationen werden als Referenzstationen bezeichnet.

Eine detaillierte Beschreibung des Selektionsprozesses enthält Morfeld et al. [28].

In der vorliegenden Gesamtauswertung zu PM_{10} berichten wir zu 19 Umweltzonen in 6 Bundesländern und über einen Beobachtungszeitraum bis zum 31.12.2009. Details enthält **Tab. 1**. Nur solche Stationen sind in **Tab. 1** aufgeführt, zu denen Messwertvierlinge (gematchte Quadrupel, vgl. Abschnitt 2.1) aufgebaut werden konnten. Es sind also nur solche Messstationen gelistet, die alle Einschlusskriterien erfüllten und in die nachstehenden Analysen eingingen. Einige der Referenzstationen wurden mehrfach verwendet. In Baden-Württemberg wurde die Messstation DEBW034-Waiblingen als Referenzmessstation für Ilsfeld und zusätzlich für Ludwigsburg und Stuttgart verwendet, die Messstation DEBW042-Bernhausen für Reutlingen und zusätzlich für Stuttgart sowie die Messstation DEBW112-Gärtringen für Herrenberg und zusätzlich für Reutlingen und Tübingen. In Nordrhein-Westfalen wurde die Messstation DENW029-Hattingen als Referenzmessstation für Dortmund und zusätzlich für Essen und Wuppertal eingesetzt.

Messgrößen und Regressionsmodelle

Zentrale Messgröße dieser Studie ist die PM_{10} -Staubfraktion, welche von den zuständigen Landesmessbehörden als Halbstunden- oder Tagesmittelmesswerte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ erhoben und dokumentiert wird.

Die Stationsdatenbank des Umweltbundesamtes [31] enthält Angaben zu Mess- bzw. Probenahmeverfahren.

Zwei kontinuierliche Messverfahren waren im Einsatz, um Halbstundenwerte der PM_{10} -Konzentration zu gewinnen:

- β -Absorptions-Verfahren (BA). Dieses Messverfahren nutzt aus, dass Staub, der auf Filterbändern abgeschieden wird, die β -Strahlung einer Kr-Strahlenquelle in definierter Weise schwächt.
- Tapered Element Oscillating Microbalance (TEOM). Dieses Messverfahren beruht auf einer definierten Frequenzänderung einer oszillierenden Filterwaage durch abgeschiedene Stäube. Zur Beschreibung und Bewertung der Verfahren siehe z. B. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW [32].

Tagesmittelwerte der PM_{10} -Konzentration wurden mit gravimetrischen Verfahren erhoben, siehe z. B. Lenschow et al. [33], LUBW 2009 [34] sowie Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW [32].

Die Messwerte an den Messstationen in Baden-Württemberg wurden mit gravimetrischen Verfahren gewonnen, alle anderen mit kontinuierlich arbeitenden Messgeräten (vgl. **Tab. 1**). Werte unterhalb der Nachweisgrenze wurden auf die halbe Nachweisgrenze des jeweiligen Messgerätes gesetzt. Um die Daten auf den jeweils interessierenden Aggregatniveaus auswerten zu können (Halbstundenwert oder Tageswert), wurden Kollabierprogramme geschrieben, die den gesamten Datenbestand entsprechend auf Mittelwerte bei Festhalten der Station verdichteten. Es wurden Auswertungen für die mit kontinuierlichen Verfahren gemessenen Halbstunden-Konzentrationen erstellt sowie für die gravimetrisch ermittelten Tageswerte, und es wurden – nach Kollabierung der Halbstundenwerte auf Tagesmittelwerte – zudem die Tagesmittelwerte an allen Stationen analysiert.

Neben einer Grundbeschreibung zur Verteilung der Messdaten wurden zur Schätzung des Umweltzoneneffektes Regressionsmodelle berechnet, in denen stets die Differenz der PM_{10} -Indexmesswerte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ als Zielgröße verwendet wurden und die Differenz der PM_{10} -Referenzmesswerte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ als Regressor. Die Ausgangsmesswerte der Referenzstationen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gingen als Kovariablen ein, um eine zeitlich unterschiedliche Wirkungsstärke der Referenzstationswerte auf die Indexstationswerte zuzulassen [30]; die zusätzliche Berücksichtigung der Ausgangsmesswerte an den Indexstationen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ korrigiert für eine mögliche Verzerrung durch „regression-to-the-mean“ [35,36].

Für eine Wirksamkeitsbetrachtung wichtige meteorologische Einflussgrößen [37] wie Mischungsschichthöhe, Niederschlagsmenge und Luftgeschwindigkeit konnten vom Institut für Meteorologie der Freien Universität Berlin mit einer Auflösung von 1 Stunde für die Messzeiträume an allen Stationen bereit gestellt werden [29]. Um den auf Halbstundenbasis vorliegenden Daten der Staubkonzentration zugeordnet werden zu können, wurden die meteorologischen Daten gedoppelt. Die meteorologischen Größen wurden entsprechend dem Box-Modell [38] in inverser Form berücksichtigt, wobei die Werte ggf. um eine positive Konstante verschoben wurden, um Nulldivisionen zu vermeiden. Die Verschiebungskonstante wurde entsprechend an der kleinsten Schrittweite der Messgröße orientiert [39]. Demgemäß wurden in dieser Studie die meteorologischen Größen (Mischungsschichthöhe M in m ; Windgeschwindigkeit W in m/s ; Niederschlagsmenge N in mm/h) in die additiven Modelle in der Form $1/M$, $1/(W+0,1\text{ m/s})$ und $1/(N+0,1\text{ mm/h})$ eingebunden bzw. deren Logarithmen im multiplikativen Modell.

Als weitere potenzielle Confounder wurden die Einführung der Umweltprämie (Indikator für den Zeitraum der Gewährung der sog. „Abwrackprämie“), die Schulferienzeiten (Indikator für den Zeitraum, in dem Schulferien in dem Bundesland waren), die LKW-Fahrverbotszeiten (Indikator für den Zeitraum, in dem an der Messstation ein LKW-Fahrverbot galt) und die Zeitdifferenz in Jahren zwischen Vergleichsmessungen vor und nach Einführung der Umweltzone in den Regressionsmodellen berücksichtigt.

Die additiven und multiplikativen Regressionsmodelle wurden zu unterschiedlichen Teildatenbeständen (Halbstundenmesswerte, Tagesmittelmesswerte, Halbstundenmesswerte auf Tagesmittelmesswerte verdichtet, verdichtete Halbstundenmesswerte und Tagesmittelmesswerte gemeinsam; jeweils mit oder ohne Ausschluss von LKW-Fahrverbotszeiten vor Einführung der Umwelt-

Tab. 1 Übersicht zu den in dieser Studie analysierten Umweltzonen. Jahr des Beginns der Datenübernahme (= Start des Beobachtungszeitraums) und Einföhrungstermin der Umweltzonen. Ende des Beobachtungszeitraums ist überall am 31.12.2009. Anzahl der Stationen mit PM₁₀-Messdaten, die eine Quadrupelbildung ermöglichten, differenziert nach Indexstationen (innerhalb der Umweltzonen) und Referenzstationen (außerhalb der Umweltzonen).

Bundesland	Stadt	Datenübernahme		Einföhrung	geeignete Messstationen			Fläche Umweltzone /km ²	Fläche Stadt /km ²	Einwohnerzahl Umweltzone 2007	Einwohnerzahl Stadt 2011
		ab	Umweltzone		insgesamt	Innerhalb	außerhalb				
Baden-Württemberg ¹	Herrenberg	2006	01.01.2009	2	1	1 ²	17	64,71	15000	29935	
	Ilfeld	2004	01.03.2008	2	1	1 ²	2,5	26,51	4000	8663	
	Karlsruhe	2005	01.01.2009	3	1	2	11,4	173,46	94250	291995	
	Ludwigsburg	2005	01.03.2008	3	2	1 ²	30	43,33	55000	86939	
	Mannheim	2005	01.03.2008	4	2	2	7,5	144,96	93900	291458	
	Reutlingen	2004	01.03.2008	3	1	2 ²	4,5	87,06	24500	110084	
	Stuttgart	2004	01.03.2008	8	6	2 ²	207	207	590000	591015	
	Tübingen	2005	01.03.2008	2	1	1 ²	11,9	108,12	64000	83248	
	Summe Baden-Württemberg				27	15	12	291,8	855,15	940650	1493337
	Bayern	Augsburg	2007	01.07.2009	4	3	1	5,2	146,93	40000	272699
München		2006	01.10.2008	7	5	2	44	310,71	431000	1388308	
Summe Bayern				11	8	3	49,2	457,64	471000	1661007	
Berlin	Berlin „BLUME“	2004	01.01.2008	12	5	7	88	891,85	1100000	3375222	
	Frankfurt a.M.	2003	01.10.2008	4	1	3	110	248,31	550000	687775	
Summe Hessen				5	1	4	50	204,14	218000	514137	
Nordrhein-Westfalen	Dortmund	2006	01.01.2008	6	2	4 ²	19,1	280,71	ca.158000	572087	
	Duisburg	2006	01.10.2008	4	3	1	ca.50	232,83	ca.376500	486816	
Summe Nordrhein-Westfalen				10	5	5	ca.100	512,54	ca.534500	1058903	
Rheinland-Pfalz	Düsseldorf	2006	15.02.2009	5	1	4	13,8	217,41	36500	593682	
	Essen	2006	01.10.2008	5	3	2 ²	84	210,34	ca.291000	566862	
Summe Rheinland-Pfalz				10	4	6	16	405,17	130000	1023373	
Sachsen	Köln	2006	01.01.2008	6	2	4	35,3	168,39	194000	342885	
	Wuppertal	2006	01.02.2009	4	2	2 ²	218,2	1514,85	1186000	3585705	
Summe Sachsen				10	4	6	52,3	329,82	313000	691670	
Summe NRW				30	13	17	218,2	1514,85	1186000	3585705	
Gesamt				89 ²	43	46 ²	807,2	4171,94	4465650	11317183	

¹ gravimetrische Messungen in Baden-Württemberg (sonst kontinuierlich)

² inkl. Mehrfachverwendung von Referenzstationen (Details siehe Text)

Tab. 2 Quadrupel aus PM₁₀-Halbstundenwerten (5 Bundesländer, 11 Umweltzonen, 28 Index- und 34 Referenzstationen). Statistiken zu Indexstationen (Ind), Referenzstationen (Ref) sowohl vor (prae) als auch nach (post) Einführung der Umweltzone, Ind.diff und Ref.diff bezeichnen Differenzen zwischen den Index- und zwischen den Referenzmesswerten in µg/m³ (post-prae, d. h. kleiner Null bedeutet niedrigere Werte nach Einführung der Umweltzone).

Statistik	Ind.prae	Ind.post	Ref.prae	Ref.post	Ind.diff.	Ref.diff.
N	2 110 803	2 110 803	2 110 803	2 110 803	2 110 803	2 110 803
min	1	0,5	0,5	0,5	-2996	-2323
p5	8	8	5	5	-37	-33,9
p50	25,0	24	19	19	0	0
MW	28,6	28,1	23	22,4	-0,433	-0,566
p95	61,8	59	53	50	35	31
max	3021	3045	2344	3850	3026	3836

N: Umfang, min: Minimum, p5: 5-Perzentil, p50: 50-Perzentil (Median), MW: arithmetischer Mittelwert, p95: 95-Perzentil, max: Maximum

zone; Einschränkung der Analysen auf Index-Verkehrsstationen) und mit variierenden Kovariablenkombinationen (Differenz an Referenzstationen, Ausgangswerte an Index- und Referenzstationen, Zeitdifferenzen; zusätzlich: meteorologische Parameter; zusätzlich: LKW-Fahrverbotszeiten, Schulzeiten, „Umweltprämienszeitraum“) erstellt, um die Robustheit der Ergebnisse zu untersuchen und ungeeignete Modellierungen zu erkennen. Alle Auswertungen wurden mit Stata 11 [40] auf einem 64-bit PC durchgeführt. Die Zusatzmodelle „Halbstundenwerte, verdichtet auf Tagesmittelwerte“, wurden zur statistischen Prüfung eines Effektes der Umweltzonen nicht verwendet. Somit wurden 2*3*2*2*2 = 48 Tests durchgeführt, und aufgrund dieser multiplen Testungen wurde zur Beurteilung des Umweltzoneneffektes ein Signifikanzniveau von 5%/50=0,1% angesetzt („family wise error rate“, [41]).

Ergebnisse

▼ Halbstundenmesswerte PM₁₀

Insgesamt wurden 4523 444 PM₁₀-Halbstunden Datensätze aus 5 Bundesländern und 11 Umweltzonen mit 28 Index- und 34 Referenzstationen für die Zeitspanne vom 01.01.2004 bis 31.12.2009 übergeben. Typische Beispielverläufe der PM₁₀-Konzentration über die Zeit an einer Index- und an einer Referenzstation werden in [27] gezeigt. Von diesen Datensätzen konnten 4221 606 Messungen zum Aufbau von Quadrupeln genutzt werden.

► **Tab. 2** zeigt die Messwertverteilungen in diesen 2 110 803 Quadrupeln.

An den Indexstationen wurden im Mittel 28 bis 29 µg/m³ ermittelt, an den Referenzstationen 22 bis 23 µg/m³. Im Median war an den Differenzen keine Änderung und damit auch kein Effekt zu erkennen (stets 0 µg/m³). Im Mittelwert lagen die Differenzen der Indexstationenwerte (innerhalb der Umweltzonen) bei -0,43 µg/m³. Es wurde also ein gewisser Rückgang der Werte nach Einführung der Umweltzonen erkannt. Allerdings zeigten die Referenzstationen ebenfalls einen Rückgang und zwar ausgeprägter als an den Indexstationen (-0,57 µg/m³). Dieser Vergleich ergab somit auch keinen Hinweis auf eine Wirksamkeit der Umweltzonen.

► **Tab. 3** berichtet zu einer Auswertung der 2 110 803 Quadrupel unter Berücksichtigung von Kovariablen.

Der Koeffizient für den Einfluss der Referenzstationsdifferenz ist unterschiedlich in den beiden Beobachtungsphasen (0,716 bzw. 1,371=0,716+0,655) und stets deutlich von 1 verschieden. Es zeigt sich ein ausgeprägter „regression to the mean“-Effekt

(-0,910). Die Einflüsse der Differenzen der invertierten meteorologischen Größen sind stets positiv. Dies entspricht der Erwartung: je höher die Mischungsschichthöhe, die Windgeschwindigkeit oder die Niederschlagsmenge desto niedriger die Staubkonzentration. Der unabhängige Einfluss dieser meteorologischen Größen auf die Feinstaubwerte lässt sich eindeutig sichern, auch nach Berücksichtigung der Referenzstationsmesswerte. Über die Zeit ergibt sich unabhängig von der Umweltzoneneinführung ein steigender Trend in den PM₁₀-Halbstundenwerten. Das Modell beschreibt einen die PM₁₀-Staubkonzentrationen verringernden Effekt der Umweltzone (E=-0,161 µg/m³). Werden zusätzlich Schulferienzeiten, die Phase der Umweltprämie und LKW-Fahrverbotszeiten berücksichtigt, so ergab sich E=+0,084 µg/m³, also kein Hinweis auf eine die Staubkonzentration senkende Wirkung der Umweltzone. Die relative Veränderung wurde mittels eines multiplikativen Modells studiert, analog strukturiert zum linearen Modell in ► **Tab. 3**. Die mittlere Änderung wurde auf -0,88 % geschätzt, wurden zusätzlich Schulferienzeiten, die Phase der Umweltprämie und LKW-Fahrverbotszeiten berücksichtigt, so ergab sich +0,79 %.

Wird als einzige Kovariable die Messwertdifferenz an den Referenzstationen in die Auswertungen aufgenommen, so ergab sich im additiven Modell ein Effektschätzer von +0,008 µg/m³, im multiplikativen Modell -0,43 %.

Tagesmittelwerte PM₁₀

Wurden die PM₁₀-Halbstundenmesswerte auf Tagesmittelwerte verdichtet und mit den Tagesmesswerten aus Baden-Württemberg zusammengeführt, so konnten die PM₁₀-Daten zu 6 Bundesländern und 19 Umweltzonen mit 43 Index- und 46 Referenzstationen gemeinsam analysiert werden. Es entstanden als Input für die Auswertungen 146 152 Tages-Datensätze, die den Aufbau von 61 169 Quadrupeln erlaubten. ► **Tab. 4** zeigt die zugehörigen Messwertverteilungen.

An den Indexstationen wurden im Mittel ca. 28 µg/m³ ermittelt, an den Referenzstationen ca. 22 µg/m³. Im Median änderten sich die Indexstationenwerte um -0,73 µg/m³, die Referenzstationsdaten um -0,59 µg/m³, die Mittelwerte der Differenzen lagen bei -1,04 µg/m³ bzw. -0,94 µg/m³. Diese Vergleiche lassen einen Effekt der Umweltzoneneinführung auf den Tagesmittelwert der PM₁₀-Konzentration in der Größenordnung von -0,1 µg/m³ bis -0,2 µg/m³ erwarten.

Wie in der Analyse der Halbstundenwerte ergab sich (siehe ► **Tab. 5**) der Koeffizient für den Einfluss der Referenzstationsdifferenz als zeitabhängig (0,995 vs. 1,909=0,995+0,914) und „regression to the mean“ konnte nachgewiesen werden (-0,905). Die Einflüsse der Differenzen der invertierten meteorologischen

Tab. 3 Quadrupel aus PM₁₀-Halbstundenwerten (5 Bundesländer, 11 Umweltzonen, 28 Index- und 34 Referenzstationen). Lineares Regressionsmodell mit Zielgröße: Indexstationsdifferenz Ind.diff. Kovariablen: Referenzstationsdifferenz Ref.diff, zentrierte Referenzbasiskonzentration Ref.basis, zentrierte Indexbasiskonzentration Ind.basis, Differenz in 1/(Mischungsschichthöhe M/m), Differenz in 1/(Windgeschwindigkeit W/m + 0,1), Differenz in 1/(Niederschlagsmenge N/mm/h + 0,1), zentrierte Zeitdifferenz zwischen Vergleichsmessungen vor und nach Einführung der Umweltzone Zeit.diff, absoluter Umweltzonen-effektschätzer E in µg/m³. Koeffizient Koef., robuster Standardfehler des Koeffizienten Std.Err., t-Wert, zweiseitiger P-Wert, geschätztes 95%-Konfidenzintervall des Koeffizienten [95% CI].

Robust						
Ind.diff	Koef.	Std.Err.	t	P	[95% CI]	
Ref.diff	0,716	0,026	27,98	*	0,665	0,766
Ref.basis	0,655	0,024	26,97	*	0,607	0,703
Ind.basis	-0,91	0,005	-194	*	-0,919	-0,901
Diff 1/M	240,7	10,8	22,3	*	219,6	262,0
Diff 1/W	1,30	0,06	21,8	*	1,19	1,42
Diff 1/N	0,185	0,009	20,2	*	0,167	0,203
Zeit.diff	0,168	0,031	5,45	*	0,107	0,228
E	-0,161	0,027	-5,88	*	-0,214	-0,107

* P-Wert < 0,1%

Tab. 4 Quadrupel aus PM₁₀-Tagesmittelwerten (6 Bundesländer, 19 Umweltzonen, 43 Index- und 46 Referenzstationen). Statistiken zu Indexstationen (Ind), Referenzstationen (Ref) sowohl vor (prae) als auch nach (post) Einführung der Umweltzone, Ind.diff und Ref.diff bezeichnen Differenzen zwischen den Index- und zwischen den Referenzmesswerten in µg/m³ (post-prae, d. h. kleiner Null bedeutet niedrigere Werte nach Einführung der Umweltzone).

Statistik	Ind.prae	Ind.post	Ref.prae	Ref.post	Ind.diff.	Ref.diff.
N	61 169	61 169	61 169	61 169	61 169	61 169
min	3	3	2	2,292	-389	-202
p5	11	11	8	8	-32,5	-29,0
p50	25,1	24,2	19,3	18,5	-0,729	-0,593
MW	28,6	27,6	22,6	21,6	-1,038	-0,938
p95	57,8	53,1	48,3	44	28,5	25,0
max	411,4	278,8	222,0	297,0	248	278

N: Umfang, min: Minimum, p5: 5-Perzentil, p50: 50-Perzentil (Median), MW: arithmetischer Mittelwert, p95: 95-Perzentil, max: Maximum

Tab. 5 Quadrupel aus PM₁₀-Tagesmittelwerten (6 Bundesländer, 19 Umweltzonen, 43 Index- und 46 Referenzstationen). Lineares Regressionsmodell mit Zielgröße: Indexstationsdifferenz Ind.diff. Kovariablen: Referenzstationsdifferenz Ref.diff, zentrierte Referenzbasiskonzentration Ref.basis, zentrierte Indexbasiskonzentration Ind.basis, Differenz in 1/(Mischungsschichthöhe M/m) Differenz in 1/(Windgeschwindigkeit W/m + 0,1), Differenz in 1/(Niederschlagsmenge N/mm/h + 0,1), zentrierte Zeitdifferenz zwischen Vergleichsmessungen vor und nach Einführung der Umweltzone Zeit.diff, absoluter Umweltzonen-effektschätzer E in µg/m³. Koeffizient Koef., robuster Standardfehler des Koeffizienten Std.Err., t-Wert, zweiseitiger P-Wert, geschätztes 95%-Konfidenzintervall des Koeffizienten [95% CI].

Robust						
Ind.diff	Koef.	Std.Err.	t	P	[95% CI]	
Ref.diff	0,995	0,012	84,69	*	0,972	1,018
Ref.basis	0,914	0,013	68,18	*	0,888	0,941
Ind.basis	-0,905	0,007	-120,91	*	-0,919	-0,890
Diff 1/M	83,7	7,12	11,74	*	69,7	97,6
Diff 1/W	0,321	0,043	7,49	*	0,237	0,405
Diff 1/N	0,045	0,008	5,73	*	0,03	0,061
Zeit.diff	-0,141	0,055	-2,55	1,1%	-0,25	-0,033
E	-0,134	0,037	-3,6	*	-0,207	-0,061

* P-Wert < 0,1%

Größen sind ebenfalls positiv. Über die Zeit ergibt sich unabhängig von der Umweltzoneneinführung ein gewisser abfallender Trend, wenn auch nicht sehr stark ausgeprägt im Vergleich zu den anderen Effekten im Modell. Dies deutet eine Heterogenität der Entwicklungen zwischen den Bundesländern an, da die Halbstundenwertanalyse einen anderen Trend zeigte. Das Modell beschreibt einen die PM₁₀-Staubkonzentrationen verringernden Effekt der Umweltzone (E = -0,134 µg/m³). Werden jedoch zusätzlich Schulferienzeiten, die Phase der Umweltprämie und LKW-Fahrverbotszeiten berücksichtigt, so ergab sich E = +0,003 µg/m³,

also kein Hinweis auf eine die Staubkonzentration senkende Wirkung der Umweltzone. Die relative Veränderung wurde mittels eines multiplikativen Modells studiert, so strukturiert wie das lineare Modell in **Tab. 3**. Die mittlere Änderung wurde auf -0,72% geschätzt, wurden zusätzlich Schulferienzeiten, die Phase der Umweltprämie und LKW-Fahrverbotszeiten berücksichtigt, so ergab sich ein Schätzer von -4,5%. Da sich gleichzeitig zu diesem hohen relativen Schätzer von -4,5% ein starker und unplausibler feinstaub erhöhender Effekt der LKW-Fahrverbotszeiten ausprägte (+6,4%), wurden die Ana-

lysen unter Ausschluss von LKW-Fahrverbotszeiten vor Einführung der Umweltzone wiederholt, um diese Einflussgröße in anderer Weise zu kontrollieren und hierdurch die Sensitivität der Ergebnisse in Abhängigkeit von den LKW-Fahrverbotsangaben zu untersuchen. In dieser Zusatzanalyse konnten 57 379 Quadrupel aufgebaut werden. Als Umweltzonenschätzer ergab sich im additiven Modell $E = -0,11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. $-2,4\%$ im multiplikativen Modell, was eine besondere Instabilität des multiplikativen Schätzers belegte, die ursächlich dem Einfluss von LKW-Fahrverbotszeiten zuzuordnen ist. Eine weitergehende Untersuchung zur Instabilität des Schätzers im multiplikativen Modell identifizierte eine Sondersituation in Baden-Württemberg. Die Auswertung der 8 Umweltzonen in Baden-Württemberg (15 735 Quadrupel) ergab im additiven Modell für die Zeiten des LKW-Fahrverbots eine Zunahme der PM_{10} -Konzentration im gemessenen Tagesmittel um $+1,47 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. $+8,3\%$ im multiplikativen Modell (gleichzeitige Umweltzoneneffektschätzer: $-0,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. $-4,4\%$). Eine Analyse der Halbstundenmesswerte aus allen anderen Bundesländern, im Original und verdichtet auf Tagesmittelwerte, ergab dagegen stets eine ausgeprägte Verringerung der Staubbelastung in den Zeiten des LKW-Fahrverbots (im Tagesmittel um $-1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. $-5,6\%$).

Regressionsanalysen der 61 196 Quadrupel, in der nur die Messwertdifferenzen an den Referenzstationen als Kovariablen mitgeführt wurden, schätzten den Effekt auf $-0,10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. $-0,57\%$. Einen Überblick zu den Wirksamkeitsschätzungen der Umweltzoneneinführung für unterschiedliche Teildatenbestände und bei verschiedenen Kovariablenkombinationen in den Regressionsmodellen enthält der Anhang.

Effekte der Umweltzonen

Einzelauswertungen der Umweltzonen ergaben weite Streuungen der Effektschätzer. So fanden sich in voll adjustierten Modellen und bei Ausschluss von Fahrverbotszeiten vor Einführung der Umweltzonen in den untersuchten 19 Zonen additive Effekte zwischen $-4,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $+1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. multiplikative Effektschätzer von -30% bis $+10\%$. Auf Wunsch des Projektbegleitkreises wurde auf Einzeldarstellungen zugunsten der Gesamtauswertung verzichtet.

Effekte an Verkehrsstationen

Die berichteten Ergebnisse basieren auf den PM_{10} -Konzentrationsdifferenzen in 111 Gegenüberstellungen von Index- und Referenzstationen, dabei waren 28 Indexstationen von der Indexstationsart „Hintergrund“, eine von der Indexstationsart „Industrie“ und 78 von der Indexstationsart „Verkehr“. Wurden die Analysen auf die Verkehrsstationen beschränkt, so konnten 40 460 Quadrupel zu Tagesmittelwerten aufgebaut werden. Als mittlerer Effektschätzer ergab sich $E = -0,72 \mu\text{g}/\text{m}^3$ unter Berücksichtigung des vollen Kovariablensatzes im additiven Modell.

Diskussion

Diese Studie untersuchte als erste übergreifend die Wirksamkeit verschieden gestalteter Umweltzonen in Deutschland auf die PM_{10} -Feinstaubkonzentrationen nach einem einheitlichen Datensammlungs- und Analyseplan und unter Berücksichtigung möglichst vieler Störeinflüsse. Die Auswertungen zeigten einen nur geringen Effekt einer Umweltzoneneinführung der Stufe 1 (mit Fahrverboten für Fahrzeuge ohne Plakette und einem Emis-

sionsniveau schlechter als EURO 2) auf PM_{10} -Konzentrationen bis Ende 2009:

- ▶ im Mittel an allen Indexstationen nicht höher als ca. $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, d. h. nicht höher als ca. 1%,
- ▶ im Mittel an allen Verkehrsstationen unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, d. h. nicht höher als ca. 5%.

Diese Aussagen gelten bei Berücksichtigung von Differenzen der Referenzwerte, Ausgangswerte an den Index- und Referenzstationen, meteorologischer Parameter (Mischungsschichthöhe, Niederschlagsmenge, Windgeschwindigkeit), Zeiten der Schulferien, der Umweltzonenprämie und des LKW-Fahrverbots. Diese Schätzungen passen auch zu den direkten Auswertungen der Quadrupel. In voll adjustierten Modellen, d. h. bei gleichzeitiger Berücksichtigung aller Kovariablen, fallen die Wirksamkeitsschätzungen eher niedriger aus.

Vor Einführung der Umweltzonen im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführte Wirkungsschätzungen für den betrachteten Zeitraum lagen mit einer Spanne von 3% bis 6% der Jahresmittelwerte im Vergleich zu unserer realen Messdatenanalyse höher [5]. Unsere ermittelten Größenordnungen passen besser zu den niedrigeren Prognosen des PAREST-Projektes der FU Berlin ([29], www.parest.de, [42]). Hintergrundinformationen und einzelne Berichte zu diesem Projekt sind über die Homepage des Umweltbundesamtes mittlerweile verfügbar [43]. Die Schätzungen aus PAREST sind weitgehend vergleichbar mit den Angaben zum Effekt an allen Indexstationen unserer Untersuchung, da die PAREST-Simulationen mit einer räumlichen Auflösung von 1 km^2 arbeiteten. Sie bilden also nicht besondere Situationen wie verkehrsbelastete Straßen ab, sondern schätzen eine Umweltzone in ihrer Wirkung insgesamt ein. In PAREST ergaben sich folgende Maximalszenarien unter der Voraussetzung, dass in allen definierten Umweltzonen nur noch Fahrzeuge mit einer grünen Plakette (Emissionsniveau der PKWs besser als EURO 3) zugelassen sind:

- ▶ Berlin: bis $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, relativ: 1% bis 2%
- ▶ München, bis $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, relativ: bis 1%
- ▶ Ruhrgebiet [alternativ: gesamtes Ruhrgebiet als Umweltzone] bis $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [$0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bis $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$], relativ: bis 1,2% [2% bis 2,6%].

Aufgrund dieser Ergebnisse ist nicht zu erwarten, dass die von uns ermittelten geringen PM_{10} -Rückgänge bei der Stufe 1 (Fahrverbote für Fahrzeuge ohne Plakette) nach einer Erweiterung der Umweltzonen auf größere Areale und/oder weiterer Verschärfung der Zufahrtsregelungen (Einfahrverbot für Fahrzeuge mit roter und/oder gelber Plakette) relevant höher ausfallen. Modellierungsrechnungen des INTARESE-Projektes [44] für die beiden Umweltzonen in Rom bestätigen dies: Die wesentlichen PM_{10} -Rückgänge werden bereits durch ein Einfahrverbot für EURO 0 erwartet und betragen $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Falls nur noch EURO 4-Fahrzeuge im Umweltzonenbereich fahren würden, werden die Absenkungen in den PM_{10} -Konzentrationen auf $0,47 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ geschätzt, also kaum höher [45]. Die in Bruckmann et al. [4] und Rauterberg-Wulff und Lutz [10] berichteten Wirkungsschätzungen stehen bei Berücksichtigung ihrer einfacheren Bewertungsmethodik (keine Quadrupelbildung, keine Regressionsanalysen mit Kovariablen) nicht im Konflikt zu den Ergebnissen dieser Studie. Zudem lassen auch Langzeittrends der PM_{10} -Jahresmittelwerte aus Baden-Württemberg keine zusätzliche Wirkung durch eine Umweltzoneneinführung auf die seit einigen Jahren grundsätzlich rückläufigen Konzentrationen an Verkehrsstationen erkennen [46]. Eine direkte Gegen-

überstellung unserer Ergebnisse und der Befunde aus diesen Studien ist aber aufgrund der unterschiedlichen Zugangsweisen in den Analysen nicht sinnvoll.

Wir beobachteten eine starke Heterogenität der Daten hinsichtlich Umweltzonen und Bundesländern, insbesondere verursacht durch auffällige Effektschätzungen in Baden-Württemberg. In Baden-Württemberg wurde das in der DIN EN 12341 empfohlene gravimetrische Messverfahren eingesetzt (Bestimmung von Tagesmittelwerten), während in den anderen Bundesländern Halbstundenmesswerte, ermittelt mit kontinuierlichen Verfahren, dokumentiert wurden. Die Umweltzoneneffektschätzer für Baden-Württemberg sind zudem deutlich reduziert, wenn LKW-Fahrverbotszeiten vor Einführung nicht ausgespart, sondern adjustiert werden, d. h. sie reagierten sensitiv auf Variationen des Auswertansatzes. Zu den anderen Bundesländern abweichende und unplausible Effekte des LKW-Fahrverbots auf die PM_{10} -Feinstaubkonzentrationen in Baden-Württemberg verstärkten die Heterogenität zwischen den Ländern. Eine mögliche Erklärung liefert die nur in Stuttgart auftretende besondere Situation, wonach zunächst ein LKW-Fahrverbot galt (01.01.2006 bis 28.02.2008) und dieses Verbot genau mit Einführung der Umweltzone (01.03.2008) aufgehoben wurde [47]. Eine solche Konstellation (Antikorrelation) führt zu potenziellen Multikollinearitäten, die die Effektschätzer in den Regressionsmodellen von ihrem Neutralwert verzerrend wegtreiben können [48]. Grundsätzlich ist festzustellen, dass das Konzept „Umweltzone“ in den Bundesländern sehr unterschiedlich verwirklicht wurde, wie bereits die breite Variation der Flächen- und Bevölkerungszahlen in **Tab. 1** verdeutlicht.

Die weite Streuung der einzelnen Umweltzonenschätzer muss auch unter Beachtung des Phänomens „regression-to-the-mean“ diskutiert werden [49]. Aufgrund dieses Phänomens ist zu erwarten, dass in Einzelbeobachtungen zu Umweltzonen bei hohen Ausgangswerten tendenziell Rückgänge ermittelt werden und bei niedrigen Basiswerten tendenziell Anstiege. Dies gilt selbst unter Annahme einer Nullhypothese, d. h. unter der Annahme, dass die Einführung einer Umweltzone keinen kausalen Effekt auf die PM_{10} -Konzentration ausübt. „Regression-to-the-mean“ ist als Phänomen in der Ermittlung von Umweltzoneneffekten insbesondere deshalb zu beachten, da die Verteilungen der Messwertdifferenzen an den Indexstationen eine größere Wölbung als eine Normalverteilung zeigten (Kurtosis-Exzess), und damit ausgeprägt besetzte Flankenbereiche mit vielen hohen und niedrigen Werten auftraten. Insofern sind der Interpretation von Einzelbefunden zu Umweltzonen klare Grenzen gesetzt, und sie werden deshalb – nach Absprache mit den Landesämtern und auf deren Wunsch – hier nicht weiter verfolgt.

Das multiplikative Modell stellte sich in seinen Schätzungen als deutlich instabiler dar, während der additive Auswertansatz zu weitgehend ähnlichen und robusten Resultaten führte. Die Befunde aus den voll adjustierten additiven Analysen deckten sich weitgehend mit den Ergebnissen aus einer direkten Auswertung der Quadrupel und mit denen aus einfacheren Regressionsmodellen bei alleiniger Berücksichtigung der Messwertdifferenz an den Referenzstationen als Kovariable. Zudem gestützt auf inhaltliche Überlegungen in Lenschow et al. [33] und auf kontrastierende Auswertungen nach Hoek et al. [50] (Vergleich der Partikelkonzentrationen in drei europäischen Ländern im additiven und multiplikativen Ansatz) erscheint das additive Modell besser geeignet und plausibler, um die PM_{10} -Feinstaubkonzentrationsänderungen zu verfolgen. Zudem haben die zwischenzeitlich häufig verwendeten und umfangreich erprobten „land-use“ Mo-

dellierungen den linearen Regressionsansatz als einen erfolgreichen analytischen Zugang zur Schätzung von Umweltstaubexpositionen ermittelt [51]. Log-lineare Modelle werden aufgrund ihrer multiplikativen Struktur selten eingesetzt, trotz der im Allgemeinen besseren Normalisierung der Messwertverteilungen.

Eine Berücksichtigung weiterer Kovariablen in den Auswertungen ist grundsätzlich möglich [28], setzt aber eine einheitliche und flächendeckende Erhebung dieser Angaben vor und nach Einführung der Umweltzonen voraus. Diese Anforderung an die Verfügbarkeit der Daten limitiert solche angestrebten Erweiterungen in der Auswertung. Intensive Vorprüfungen ergaben, dass in Deutschland derzeit kaum Angaben zum Verkehrsaufkommen an den Index- und Referenzstationen vorliegen und auch keine verwertbaren Daten zur Änderung der Flottenzusammensetzung, die in Analysen eingebunden werden könnten. Allerdings ist dieser Mangel aus methodischer Sicht nicht gravierend, denn zumindest ein Teil der Änderung des Verkehrsaufkommens oder der Flottenzusammensetzung könnte auch durch die Einführung der Umweltzone mitbedingt sein. Falls dies der Fall ist, müssen diese Änderungen auch als kausale Auswirkungen einer Umweltzone angesehen werden. Unterschiedliche Entwicklungen von Verkehrsaufkommen und Flottenzusammensetzung an Index- und Referenzmesspunkten wären dann nicht nur als eine unabhängige Störgröße anzusehen und dürften entsprechend nicht in den Analysen im Sinne von Kovariablen berücksichtigt werden, selbst wenn die Daten verfügbar wären. Autoren, die die Entwicklung von Verkehrsströmen in Berlin verfolgten, argumentierten aufgrund ihrer Auswertungen aber gegen eine Interpretation, dass Umweltzonen solche Verdrängungs- oder Nebeneffekte an den Referenzstationen verursachen [9]. Grundsätzlich lässt sich dies Argument jedoch in beide Verzerungsrichtungen führen: Verkehrsverdrängung aus der Umweltzone könnte zu einer Überschätzung der Wirksamkeit der Maßnahme durch eine Verringerung der Indexstationenwerte und Erhöhung der Referenzstationenwerte durch die Belastungsverlagerung an die Referenzstationen führen; eine nicht nur an den Index-, sondern gleichzeitig auch an den Referenzstationen induzierte Flottenerneuerung könnte zu einer Unterschätzung des Effektes durch eine Verringerung der Messwerte an den Referenzstationen führen. Es lässt sich somit nicht folgern, dass der Vergleich von Index- und Referenzstationspaaren in unserer Studie zur Stufe 1 der Umweltzoneneinführung einseitig verzerrt ist. Dennoch gilt, dass eine Berücksichtigung von Verkehrsdaten an Index- und Referenzstationen (selbst wenn sie existierten) als Kovariablen in üblichen Regressionsmodellen und zur Schichtung von Ergebnissen nicht angezeigt ist.

Bei der Analyse der Wirksamkeit von Umweltzonen ist die Methodik entscheidend: Der erwartete Effekt ist klein, und seine Messung bedarf daher einer sorgfältigen Datenaufbereitung und Auswertung. Die meisten bislang vorliegenden Studien vergleichen die Messergebnisse lediglich relativ grob oder berücksichtigten Kovariablen nur ungenügend, um verlässliche quantitative Angaben zu erlauben. Auch aktuellere Veröffentlichungen erscheinen aus methodischer Sicht wenig aussagekräftig zur Frage der Wirksamkeit einer Umweltzone. So berichten Qadir et al. [52] zwar von einem Rückgang verkehrsbezogener Einflussfaktoren von bis zu 60% nach Einführung der Umweltzone in München. Bewertet wurden u. a. $PM_{2,5}$ -Messwerte, die aber nur an einer Verkehrsstation in der Umweltzone ermittelt wurden. Daten einer Referenzstation außerhalb der Zone zum Vergleich fehlen, und es wurden auch keine weiteren Kovariablenadjustierungen

vorgenommen. Obwohl die Autoren den beschriebenen Rückgang aufgrund nicht exakt differenzierbarer Quelleneinträge außerhalb des Verkehrs sogar als „nicht signifikant“ einschränken, werden dennoch positive gesundheitliche Wirkungen der Umweltzoneneinführung diskutiert [52]. Die methodisch aufwendigere Auswertung zu Umweltzonen in den Niederlanden (mit dem Schwerpunkt auf LKW) unter Nutzung von Messwerten von 8 Verkehrs- und 10 Referenzstationen vor und nach Einführung der Umweltzonen zeigt insgesamt einen Rückgang für die analysierten Luftschadstoffe, am deutlichsten für $PM_{2,5}$ [53]. Die Autoren sehen sich jedoch nicht in der Lage, die beobachteten Effekte eindeutig den Umweltzonen zuzuordnen. Ausführliche Diskussionen anderer Untersuchungen zur Wirksamkeit von Umweltzonen wurden in Morfeld et al. [28] und Morfeld et al. [27] geführt.

Um Datenverzerrungen zu vermeiden, haben wir die Messwerte geeignet gematcht (Quadrupelbildung). Durch diese Einschränkung auf gematchte Vierlinge entstanden keine Powerprobleme, sodass sich dieser Ansatz in der Praxis bewährt hat. Neben einer theoretischen Absicherung [28] wurde der Ansatz erfolgreich mit Simulationsdaten einem „Stresstest“ unterworfen [27].

Angemerkt sei, dass die von uns ermittelten Konfidenzintervalle bzw. p-Werte aufgrund der zu unterstellenden Autokorrelation der Messdaten tendenziell zu eng bzw. zu klein sind. Das Ergebnis einer geringen Effektivität hat somit einen konservativen Charakter. Autokorrelationsregressionen konnten wegen unvollständiger Zeitverläufe der Messwertkonzentrationen nicht direkt angewendet werden [28].

Andere Arbeiten, z. B. Bruckmann et al. [4] und Rauterberg-Wulff und Lutz [10], berichten nicht nur zu Schätzungen von mittleren Änderungen der PM_{10} -Feinstaubkonzentrationen durch die Umweltzoneneinführung, sondern extrapolieren diese Befunde auf eine durch die Umweltzoneneinführung bedingte Änderung in den Überschreitungstagen des Grenzwertes von $50\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dies wird in dieser Arbeit nicht durchgeführt; denn ein Einfluss der Umweltzoneneinführung auf die Anzahl der Überschreitungstage, d. h. bezogen auf einen hohen und nicht auf einen mittleren Wert in der Messwertverteilung, ist analytisch sehr anspruchsvoll (vgl. z. B. die Ausführungen und Literaturhinweise zu Methoden und Anforderungen in der Bestimmung von hohen Perzentilen (centile) und zur Quantil-Regression (qreg) in den online frei zugänglichen Stata 11-Helpfiles [40]). Wie durch die vorliegende Analyse belegt, erlaubt die Datenlage – trotz ihres großen Umfangs und ihrer zielgerichteten Aufarbeitung – bei der geringen Effektgröße und den ausgeprägten Störvariablen kaum die gesicherte Ermittlung eines durch die Umweltzoneneinführung bedingten durchschnittlichen Rückgangs in den PM_{10} -Feinstaubkonzentrationen, sodass die Verfolgung eines potenziellen Kausaleffektes auf den deutlich schwerer bestimmbar Parameter „Überschreitungstage“ ausgeschlossen erscheint.

Die in dieser Studie übernommenen Messdaten stellen die einzigen vorliegenden Längsschnittdaten zur Entwicklung der PM_{10} -Konzentrationen vor und nach Einführung der Umweltzonen in Deutschland bis Ende 2009 dar und können daher als „data best available“ gelten. Ein Interpretations- und Bewertungsproblem ergibt sich allerdings aus der nicht gesicherten oder möglicherweise sogar fehlenden Repräsentativität der Lage der Messstationen für die Bewohner der Umweltzone. Da dies nicht nur für die Lage der deutschen Messstationen gilt, sondern auch an anderen Stationen in Europa ein Problem darstellen kann, wurden weitergehende Untersuchungen zu dieser Frage im Rahmen eines separaten EUGT-Forschungsprojektes aufgenommen [54].

Unsere Studie zielt auf eine Gesamtbewertung der Maßnahme „Umweltzone“. Bei dieser Zielstellung haben wir auch die Auswirkung auf die verkehrsnahen Stationen ermittelt. Allerdings legen die bisherigen Ergebnisse der aktuellen Untersuchung zur Repräsentativität der Messstellen nahe [54], dass es sinnvoller zu sein scheint, die Daten der Hintergrundstationen zu analysieren, da diese verlässlicher eine Belastung der insgesamt betroffenen Bevölkerung beschreibt, die nicht nur an verkehrsbelasteten Straßen wohnt. Deshalb erscheinen uns die ermittelten Ergebnisse, bezogen auf alle Indexstationen innerhalb der Umweltzone, besser geeignet, um die Maßnahme „Umweltzone“ zu bewerten, als eine Einschränkung der Evaluation allein auf die verkehrsnahen Stationen.

Neuere epidemiologische Übersichtsarbeiten betonen die wesentliche Rolle der $PM_{2,5}$ -Konzentration in der Bewertung von Gesundheitseffekten durch die Umweltstaubbelastung [55,56], die aber von den derzeitigen Messvorschriften zu Umweltzonen nicht erfasst werden. Auch Risikoszenarien sowie Cost-Benefit-Analysen beziehen sich in der EU zunehmend nicht mehr nur auf die PM_{10} -Fraktion, sondern berücksichtigen vermehrt die kleineren Staubgrößenfraktionen wie beispielsweise $PM_{2,5}$ [57]. Die aktuelle Entscheidung einer IARC working group, erstmals ein weltweit sehr heterogenes Substanzgemisch „outdoor air pollution“ als krebserzeugend beim Menschen einzustufen, betont dabei die Rolle der Feinstaubbelastung („particulate matter from outdoor air pollution“) und benennt zur Charakterisierung der Staubbelastung sowohl die PM_{10} - aber auch die $PM_{2,5}$ -Fraktion [58]. Morfeld et al. [59] diskutieren die epidemiologische Evidenz sowie Hintergründe zur Entscheidung der IARC working group und versuchen eine Einbettung in den europäischen Kontext. Neben der $PM_{2,5}$ -Fraktion werden aktuell andere Bestandteile des Feinstaubes, z. B. der Rußanteil (BC, Black Carbon) als relevanter angesehen als die gesamte PM_{10} -Konzentration: „Effect estimates (from both short- and long-term studies) are much higher for BC than for PM_{10} and $PM_{2,5}$ when the particulate measures are expressed per unit of mass concentration. ... BC is a better indicator of harmful particulate substances from combustion sources (especially traffic) than undifferentiated PM mass“ [60], ohne dass jedoch international Klarheit darüber besteht, was konkret unter Ruß oder BC zu verstehen ist [61].

Allerdings indizieren andere aktuelle Veröffentlichungen nach wie vor die wesentliche gesundheitliche Bedeutung der PM_{10} -Konzentrationen [62], Gesundheitseffektabschätzungen durch Umweltzoneneinführung werden auf PM_{10} -Änderungen bezogen [45] und der gröberen Fraktion innerhalb von PM_{10} wird dabei die Gesundheitsrelevanz zugemessen [63]. Jedoch wird für beide Messgrößen (PM_{10} und $PM_{2,5}$) beschrieben, dass sie von Hintergrundbelastungen gleichartig überlagert sind, die eine Zuordnung von Konzentrationsänderungen zu Kraftverkehrssituationen oder -maßnahmen deutlich erschweren [64,65]. Aber auch in der aktuellen Diskussion um relevante Wirkungsparameter für mögliche Gesundheitseffekte bleibt festzuhalten, dass Umweltzonen als Maßnahme der Länder eingeführt wurden, um die Feinstaub-Luftqualitätsgrenzwerte der EU einzuhalten, die auf der Grundlage von PM_{10} -Daten festgelegt wurden [66].

Unsere vorliegende Wirksamkeitsüberprüfung richtet sich deshalb primär auf diesen Einführungsgrund und derzeit nicht auf die sich weiter entwickelnde Diskussion zu gesundheitlichen Wirkungen auch bestimmter anderer Luftschadstoffe. Das bedeutet, die Maßnahme „Umweltzone“ zielt auf eine Erreichung und Einhaltung des PM_{10} -Feinstaubgrenzwertes in der Außenluft zur Verbesserung der Luftqualität und nicht primär auf Gesund-

Tab. A1 Lineare Regressionsmodelle mit der PM₁₀-Indexstationsdifferenz in µg/m³ als Zielgröße. Zu Spalte 1 siehe Text (Teildatenbestände und Kovariablenkombinationen). Absoluter Umweltzoneneffektschätzer E in µg/m³, zweiseitiger P-Wert, robust geschätztes 95 %-Konfidenzintervall des Effekts E in µg/m³.

PM ₁₀	Anzahl Bundesländer	Anzahl Umweltzonen	Anzahl Quadrupel	E µg/m ³	P	0,95-Konfidenzintervall	
HSW Kont, 0	5	11	2 110 803	0,008	0,714	-0,033	0,048
HSW Kont, 1	5	11	2 110 803	-0,161	<0,001	-0,214	-0,107
HSW Kont, 2	5	11	2 110 803	0,084	0,039	0,004	0,164
TMW Kont, 0	5	11	45 434	0,140	0,003	0,048	0,231
TMW Kont, 1	5	11	45 434	0,101	0,012	0,022	0,180
TMW Kont, 2	5	11	45 434	0,428	<0,001	0,317	0,538
TMW Grav, 0	1	8	15 735	-0,758	<0,001	-0,898	-0,618
TMW Grav, 1	1	8	15 735	-0,745	<0,001	-0,878	-0,612
TMW Grav, 2	1	8	15 735	-0,056	0,562	-0,246	0,134
TMW gesamt, 0	6	19	61 169	-0,100	0,013	-0,178	-0,021
TMW gesamt, 1	6	19	61 169	-0,134	<0,001	-0,207	-0,061
TMW gesamt, 2	6	19	61 169	0,003	0,953	-0,097	0,103

heitseffekte. Mit Hinweis auf die Diskussionen um die Relevanz der Lage von Messstationen zu Beurteilung einer Belastung der Bevölkerung verzichten wir derzeit auf eine Abschätzung möglicher Gesundheitswirkungen.

Dennoch haben wir zusätzlich die vorliegenden, limitierten Daten zu den Ruß-Messgrößen EC (elemental carbon), OC (organic carbon) und TC (total carbon, EC+OC) ausgewertet. „Rußpartikel bestehen zu über 95% aus einer Mischung von elementaren und organisch gebundenen Kohlenstoff [sic] (EC und OC)“ [67]. Zur Messung wurden kleine Staubsammler mit PM₁₀-Charakteristik verwendet, und die Rußkonzentrationen wurden thermografisch analysiert [9]. Auf Basis von Monatsmittelwerten konnten Quadrupel für Berlin (RUBIS: n=1728) und für Mannheim (n=22) aufgebaut werden. Für EC ergab sich eine mittlere Konzentration bei ca. 5 µg/m³ und als Effektschätzungen -0,31 µg/m³ und -0,48 µg/m³ im linearen Modell bzw. -6,4% und -8,7% im log-linearen Modell, jeweils mit allein „Ref.diff.“ als Kovariable und der Variablengruppe „Ref.diff, Ref.basis, Ind.basis, Diff 1/M, Diff 1/W, Diff 1/N, Zeit.diff“ (vgl. zur Erläuterung **Tab. 3** bzw. den Anhang). Für OC ermittelten wir einen Durchschnittswert von ca. 8 µg/m³. Als Effektschätzung -0,26 µg/m³ und -0,16 µg/m³ (linear) bzw. -3,0% und -2,1% (log-linear). Daraus ergibt sich für TC ein geschätzter Mittelwert von ca. 13 µg/m³ und Effektschätzungen bei etwa -0,55 µg/m³ bzw. -4,2%. Für PM_{2,5} konnten auf der Basis von Tagesmittelwerten in Mannheim 650 Quadrupel und, abgeleitet aus Halbstundenwerten, in Hannover 99 Tagesmittelwert-Quadrupel zusammengestellt werden. Als Konzentrationsmittel ergab sich ca. 17 µg/m³. In allen Effektschätzungen waren die Koeffizienten positiv. Diese Ergebnisse zu den verfügbaren Ruß- und PM_{2,5}-Daten bestätigen nicht die Vermutung, dass die Umweltzoneneinführung eine ausgeprägtere konzentrationsabsenkende Wirkung auf diese Parameter zeigt als auf PM₁₀-Konzentrationen. Alle Indexstationen, die Ruß- und PM_{2,5}-Daten zur Auswertung bereitstellten, waren verkehrsnahen Stationen. Auch aus dieser ergänzenden Analyse ergeben sich keine weitergehenden Gesichtspunkte zu den Wirkungen bestimmter Feinstaubfraktionen auf Lungenerkrankungen, Herz-Kreislauf-Erkrankungen oder andere, mit Feinstaubwirkungen in Zusammenhang gebrachte gesundheitliche Fragestellungen [56, 58–60, 62–65]. Der vorgestellte Ansatz zur Messung der Effektivität von Umweltzonen war auf eine Auswertung der PM₁₀-Konzentration zur Stufe 1 beschränkt (d.h. im Wesentlichen auf Fahrverbote für Dieselfahrzeuge mit Emissionsstandard schlechter als EURO 2 und ohne Partikelreduktionssystem sowie für Benziner schlech-

ter als EURO 1 und ohne geeigneten Katalysator) und sollte bis zur Stufe 3 (nur noch Fahrzeuge mit grüner Plakette zugelassen) weitergeführt werden. In Folgearbeiten werden wir die Analyse auf andere Messgrößen/Schadstoffe, wie Stickoxide (NO, NO₂ und NO_x), ausdehnen.

Anhang



Im Folgenden wird ein Überblick zu den Wirksamkeitsschätzungen der Umweltzoneneinführung für unterschiedliche Teildatenbestände und bei verschiedenen Kovariablenkombinationen in den Regressionsmodellen gegeben. Zeiten mit LKW-Fahrverboten vor Einführung der Umweltzonen sind eingeschlossen, und es wurden die PM₁₀-Quadrupel durch Paarbildungen über alle verfügbaren Index- und Referenzstationen aufgebaut.

1) Analytierte Teildatenbestände der PM₁₀-Quadrupel

HSW Kont:

Alle Stationen mit PM₁₀-Messwerten (kontinuierlich, Halbstundenwerte) aus 5 Bundesländern mit 11 Umweltzonen

TMW Kont:

HSW, Kont-Daten kollabiert auf Tagesmittelwerte, aus 5 Bundesländern mit 11 Umweltzonen

TMW Grav:

Alle Stationen mit PM₁₀-Messwerten (gravimetrisch, Tagesmittelwerte): nur 1 Bundesland (Baden-Württemberg) mit 8 Umweltzonen (gravimetrisches Verfahren wurde in geringerem Umfang auch in NRW eingesetzt, aber keine Quadrupel von diesen Daten identifizierbar)

TMW gesamt:

Alle Stationen mit PM₁₀-Messwerten (kontinuierlich oder gravimetrisch, Tagesmittelwerte) aus 6 Bundesländer mit 19 Umweltzonen

2) Kovariablengruppen in den Regressionsanalysen zu den PM₁₀-Quadrupeln

Kovariablen:

Ref.diff.: Referenzstationsdifferenz in µg/m³, Ref.basis: zentrierte Referenzbasiskonzentration in µg/m³, Ind.basis: zentrierte Indexbasiskonzentration in µg/m³, Diff 1/M: Differenz in 1/(Mischungsschichthöhe M/m), Diff 1/W: Differenz in 1/(Windgeschwindigkeit W/m+0,1), Diff 1/N: Differenz in 1/(Niederschlagsmenge N/mm/h+0,1), Zeit.diff: zentrierte Zeitdifferenz

Tab. A2 Log-lineare Regressionsmodelle mit der logarithmierten PM_{10} -Indexstationsdifferenz in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ als Zielgröße. Zu Spalte 1 siehe Text (Teildatenbestände und Kovariablenkombinationen). Relativer Umweltzoneneffektschätzer $100 \cdot (E-1)$ in %, zweiseitiger P-Wert, robust geschätztes 95 %-Konfidenzintervall des Effekts $100 \cdot (E-1)$ in %.

PM10	Anzahl Bundesländer	Anzahl Umweltzonen	Anzahl Quadrupel	(E-1) * 100%	P	0,95-Konfidenzintervall	
HSW Kont, 0	5	11	2 110 803	-0,429	<0,001	-0,509	-0,350
HSW Kont, 1	5	11	2 110 803	-0,84	<0,001	-0,91	-0,77
HSW Kont, 2	5	11	2 110 803	7,85	<0,001	7,20	8,51
TMW Kont, 0	5	11	4 5434	0,378	0,006	0,110	0,647
TMW Kont, 1	5	11	4 5434	0,23	0,049	0,00	0,46
TMW Kont, 2	5	11	4 5434	7,68	<0,001	5,36	10,05
TMW Grav, 0	1	8	1 5735	-3,24	<0,001	-3,69	-2,79
TMW Grav, 1	1	8	1 5735	-3,40	<0,001	-3,80	-3,00
TMW Grav, 2	1	8	1 5735	-4,30	0,001	-6,79	-1,74
TMW gesamt, 0	6	19	6 1169	-0,569	<0,001	-0,798	-0,338
TMW gesamt, 1	6	19	6 1169	-0,72	<0,001	-0,92	-0,51
TMW gesamt, 2	6	19	6 1169	-4,39	<0,001	-6,16	-2,59

zwischen Vergleichsmessungen vor und nach Einführung der Umweltzone in Jahren, Diff Abwrackprämie: zeitabhängige Differenz im Indikator für den Zeitraum der Gewährung der sog. „Abwrackprämie“, Diff Ferien: zeitabhängige Differenz im Indikator für Schulferien in dem Bundesland, Diff LKW-Fahrverbot: zeitabhängige Differenz im Indikator für den Zeitraum, in dem an der Messstation ein LKW-Fahrverbot galt.

Kovariablengruppe 0:

nur Ref.diff. als Kovariabile

Kovariablengruppe 1:

Ref.diff, Ref.basis, Ind.basis, Diff 1/M, Diff 1/W, Diff 1/N, Zeit.diff

Kovariablengruppe 2:

Ref.diff, Ref.basis, Ind.basis, Diff 1/M, Diff 1/W, Diff 1/N, Diff Abwrackprämie, Diff Ferien, Diff LKW-Fahrverbot, Zeit.diff

3) Auswertekombinationen, zu denen in [Tab. A1](#) und [Tab. A2](#) berichtet wird

HSW Kont, 0=Halbstundenwerte Kontinuierlich, Kovariablengruppe 0;

HSW Kont, 1=Halbstundenwerte Kontinuierlich, Kovariablengruppe 1;

HSW Kont, 2=Halbstundenwerte Kontinuierlich, Kovariablengruppe 2;

TMW Kont, 0=Tagesmittelwerte Kontinuierlich, Kovariablengruppe 0

TMW Kont, 1=Tagesmittelwerte Kontinuierlich, Kovariablengruppe 1

TMW Kont, 2=Tagesmittelwerte Kontinuierlich, Kovariablengruppe 2

TMW Grav, 0=Tagesmittelwerte Gravimetrisch, Kovariablengruppe 0

TMW Grav, 1=Tagesmittelwerte Gravimetrisch, Kovariablengruppe 1

TMW Grav, 2=Tagesmittelwerte Gravimetrisch, Kovariablengruppe 2 (nur Baden-Württemberg)

TMW gesamt, 0=Tagesmittelwerte gesamt, Kovariablengruppe 0

TMW gesamt, 1=Tagesmittelwerte gesamt, Kovariablengruppe 1

TMW gesamt, 2=Tagesmittelwerte gesamt, Kovariablengruppe 2

3) Übersicht zu den Ergebnissen

([Tab. A1](#) und [Tab. A2](#))

4) Wesentliche Befunde

Im linearen Modell (Annahme: additive Wirkung der Umweltzoneneinführung auf die PM_{10} -Konzentrationen) liegen die Effektschätzungen weitgehend ähnlich bei höchstens $-0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Schätzungen passen zu den direkten Auswertungen der Quadrupel.

Im multiplikativen Modell (Annahme: proportionale Wirkung der Umweltzoneneinführung auf die PM_{10} -Konzentrationen) ergeben sich stärker schwankende Schätzungen mit einer Tendenz zu einem bias „weg von der Null“. Schätzungen passen nicht zu den direkten Auswertungen der Quadrupel.

Bewertung:

Die Ergebnisse sind besser mit einer additiven Wirkung der Umweltzonen verträglich als mit einer multiplikativen. Der durchschnittliche absenkende Effekt liegt unter $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, d.h. unter 1%.

Danksagung



Für die Übergabe von Luftqualitätsmessdaten, die intensive Unterstützung des Projektes und die konstruktive Kritik und Diskussion in dem Projektbegleitkreis möchten wir uns bedanken bei:

Peter Bruckmann und Reinhold Beier, Landesamt für Natur-, Umwelt- und Verbraucherschutz NRW, Abteilung 4, Luftqualität, Geräusche, Erschütterungen, Strahlenschutz;

Stefan Jacobi und Wieslawa Stec-Lazaj, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG), Abteilung I Immissions- und Strahlenschutz;

Michael Köster und Andreas Hainsch, Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim, Abteilung 4 – Zentrale Unterstützungsstelle für Luftreinhaltung und Gefahrstoffe (ZUS LG);

Martin Lutz und Arnold Kettschau, Berliner Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz, Abteilung III Umweltpolitik, Referat III D Immissionsschutz;

Heinz Ott, Bayerisches Landesamt für Umwelt Abteilung 2, Referat 2, 4 Luftgütemessungen Südbayern, Luftreinhaltung beim Verkehr;

Werner Scholz und Christiane Lutz-Holzauer, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Referat 33 Luftqualität;

Ralf Wehrse und Jan Osmer, Bremer Senator für Umwelt, Bau, Verkehr und Europa Fachbereich Umwelt, Abteilung 2, Umweltwirtschafts-, Klima- und Ressourcenschutz, Referat 22 Immissionschutz.

Diese Studie wurde gefördert durch die Europäische Forschungsvereinigung für Umwelt und Gesundheit im Transportsektor (EUGT, www.eugt.org).

Wir möchten uns auch für die intensive und hilfreiche Begutachtung einer früheren Manuskriptversion durch zwei unbekannte Reviewer bedanken.

Interessenkonflikt

PD Dr. Peter Morfeld und Prof Dr. David Groneberg sind Mitglieder des wissenschaftlichen Beirats der Europäischen Forschungsvereinigung für Umwelt und Gesundheit im Transportsektor (EUGT, www.eugt.org). PD Dr. Spallek ist Geschäftsführer von EUGT e.V. EUGT e.V. hat sich zur Aufgabe gemacht, Aus- und Wechselwirkungen von Emissionen, Immissionen und Gesundheit zu untersuchen.

Literatur

- 1 Groneberg DA, Morfeld P, Kraus T et al. Gesundheitliche Effekte der Feinstaubbelastung – aktueller wissenschaftlicher Kenntnisstand. *Pneumologie* 2009; 63: 363–368
- 2 Groneberg DA, Witt C. Luftqualität und Feinstaubbelastung. *Pneumologie* 2005; 59: 607–611
- 3 Bruckmann P, Lutz M. Verbessern Umweltzonen die Luftqualität? In: Verband der Automobilindustrie (VDA), Hrsg. 12. Technischer Kongress, 24. und 25. März. Forum am Schlosspark. Ludwigsburg: Henrich Druck + Medien GmbH; 2010: 299–311
- 4 Bruckmann P, Wurzler S, Brandt A et al. Erfahrungen mit Umweltzonen in Nordrhein-Westfalen. In: Bundesamt für Strahlenschutz, Bundesinstitut für Risikobewertung, Robert Koch-Institut, Umweltbundesamt, Hrsg. UMID Umwelt und Mensch – Informationsdienst. Berlin; 2011: 27–33 Available from: www.umweltbundesamt.de/umid/archiv/umid0411.pdf [Accessed October 8, 2013]
- 5 Kacsóh L. Umweltzonen in Europa und in Deutschland. In: Bundesamt für Strahlenschutz, Bundesinstitut für Risikobewertung, Robert Koch-Institut, Umweltbundesamt, Hrsg. UMID Umwelt und Mensch – Informationsdienst. Berlin; 2011: 5–10 Available from: www.umweltbundesamt.de/umid/archiv/umid0411.pdf [Accessed October 8, 2013]
- 6 Büchte SF. Staub ist nicht gleich Staub: Begriffsklärungen und gesetzliche Rahmenbedingungen. In: econsense – Forum Nachhaltige Entwicklung der Deutschen Wirtschaft e.V., Hrsg. Herausforderung Feinstaub. 1. Aufl. Berlin; 2006: 8–15
- 7 EU. Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* 1999; 1–20
- 8 Umweltbundesamt. Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990–2011 (Endstand: 13.12.0212). 2012. Available from: <http://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/klimaschutz-energiepolitik-in-deutschland/treibhausgas-emissionen> [Accessed October 8, 2013]
- 9 Lutz M, Rauterberg-Wulff A. Ein Jahr Umweltzone Berlin: Wirkungsuntersuchungen. Berlin; 2009 Available from: www.berlin.de/sen/umwelt/luftqualitaet/de/luftreinhalteplan/download/umweltzone_1jahr_bericht.pdf [Accessed October 8, 2013]
- 10 Rauterberg-Wulff A, Lutz M. Wirkungsuntersuchungen zur Umweltzone Berlin. In: Bundesamt für Strahlenschutz, Bundesinstitut für Risikobewertung, Robert Koch-Institut, Umweltbundesamt, Hrsg. UMID Umwelt und Mensch – Informationsdienst. Berlin; 2011: 11–18 Available from: www.umweltbundesamt.de/umid/archiv/umid0411.pdf [Accessed October 8, 2013]
- 11 Bruckmann P, Lutz M. Wie effektiv sind Umweltzonen? In: Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN-Normenausschuss KRdL, Hrsg. KRdL-Expertenforum am 07. Oktober. Bonn; 2009: 1–15
- 12 Lorenz J. Feinstaub: Beim Immissionschutz sind alle in der Pflicht. In: Bundesamt für Strahlenschutz, Bundesinstitut für Risikobewertung, Robert Koch-Institut, Umweltbundesamt, Hrsg. UMID Umwelt und Mensch – Informationsdienst. Berlin; 2011: 19–26 Available from: www.umweltbundesamt.de/umid/archiv/umid0411.pdf [Accessed October 8, 2013]
- 13 Eikmann T, Herr C. Ist die Einführung von Umweltzonen tatsächlich eine sinnvolle Maßnahme zum Schutz der Gesundheit der Bevölkerung? *Umweltmedizin in Forschung und Praxis* 2009; 14: 125–126
- 14 Friedrich B. Umweltzonen. *Straßenverkehrstechnik* 2008; 11: 673
- 15 Zellner R, Kuhlbusch TAJ, Diegmann V et al. Feinstäube und Umweltzonen. Eine Stellungnahme von Fachleuten aus dem Arbeitsausschuss „Feinstäube“ von ProcessNet, KRdL und GDCh 2009 Available from: www.processnet.org/dechema_media/Downloads/Positionspapiere/Stellungnahme_Feinstaeube.pdf [Accessed October 8, 2013]
- 16 Schuster C. Umweltzonen: Nutzen weiterhin umstritten. *Dtsch Arztebl* 2009; 106: A228
- 17 Umweltbundesamt. Luftqualität 2011 – Feinstaubepisoden prägten das Bild. Dessau-Roßlau; 2012 Available from: www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/4211.html [Accessed October 8, 2013]
- 18 Friedman MS, Powell KE, Hutwagner L et al. Impact of changes in transportation and commuting behaviors during the 1996 Summer Olympic Games in Atlanta on air quality and childhood asthma. *JAMA* 2001; 285: 897–905
- 19 Atkinson RW, Barratt B, Armstrong B et al. The impact of the congestion charging scheme on ambient air pollution concentrations in London. *Atmos Environ* 2009; 43: 5493–5500
- 20 Tonne C, Bevers S, Armstrong B et al. Air pollution and mortality benefits of the London Congestion Charge: spatial and socioeconomic inequalities. *Occup Environ Med* 2008; 65: 620–627
- 21 Ellison RB, Greaves SP, Hensher DA. Five years of London's low emission zone: Effects on vehicle fleet composition and air quality. *Transp Res Part D: Transp Environ* 2013; 23: 25–33
- 22 Lee B-K, Jun N-Y, Lee HK. Analysis of impacts on urban air quality by restricting the operation of passenger vehicles during Asian Game events in Busan, Korea. *Atmos Environ* 2005; 39: 2323–2338
- 23 Klingner M, Sähn E. Prediction of PM₁₀ concentration on the basis of high resolution weather forecasting. *Meteorologische Zeitschrift* 2008; 17: 263–272
- 24 Diegmann V, Pfäfflin F, Wiegand G et al. Verkehrliche Maßnahmen zur Reduzierung von Feinstaub – Möglichkeiten und Minderungspotenziale. Dessau: Umweltbundesamt; 2006: 1–17 Available from: <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/fpdf-k/k3240.pdf> [Accessed October 9, 2013]
- 25 Niedermaier M. Wirksamkeit von Umweltzonen. ADAC-Untersuchung ADAC e.V., Interessenvertretung Verkehr; 2009: 1–12 Available from: www.adac.de/verkehrs-experten [Accessed October 8, 2013]
- 26 Cyrus J, Peters A, Wichmann H-E. Umweltzone München – Eine erste Bilanz. *Umweltmedizin in Forschung und Praxis* 2009; 14: 127–132
- 27 Morfeld P, Stern R, Bultjes P et al. Einrichtung einer Umweltzone und ihre Wirksamkeit auf die PM₁₀-Feinstaubkonzentration – eine Pilotanalyse am Beispiel München. *Zbl Arbeitsmed Arbeitsschutz Ergon* 2013; 63: 104–115
- 28 Morfeld P, Spallek M, Groneberg D. Zur Wirksamkeit von Umweltzonen: Design einer Studie zur Ermittlung der Schadstoffkonzentrationsänderung für Staubpartikel (PM₁₀) und andere Größen durch Einführung von Umweltzonen in 20 deutschen Städten. *Zbl Arbeitsmed Arbeitsschutz Ergon* 2011; 61: 148–165
- 29 Stern R. Anwendung des REM-CALGRID-Modells auf die Ballungsräume Berlin, München und Ruhrgebiet. Berlin: Freie Universität Berlin, Institut für Meteorologie. Troposphärische Umweltforschung; 2010: 1–93 Available from: www.parest.de [Accessed October 8, 2013]
- 30 Allison PD. Fixed effects regression models. Los Angeles: SAGE; 2009
- 31 Umweltbundesamt. Stationsdatenbank des Umweltbundesamtes. 2013. Available from: <http://www.env-it.de/stationen/public/station-List.do> [Accessed October 8, 2013]
- 32 Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW. Vorgehensweise des LANUV zur Korrektur kontinuierlicher PM₁₀-Messdaten im Luftmessnetz von NRW. 2008. Available from: <http://www.lanuv.nrw.de>

- lanuv.nrw.de/luft/immissionen/ber_trend/erlaeuterungen.pdf [Accessed October 8, 2013]
- 33 *Lenschow P, Abraham HJ, Kutzner K* et al. Some ideas about the sources of PM₁₀. *Atmos Environ* 2001; 35: 23–33
 - 34 LUBW, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Untersuchung von massenrelevanten Inhaltsstoffen in Feinstaub PM₁₀. Karlsruhe: 2009: 1–72 Available from: www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/207409/untersuchung_massenrelevanten_inhaltsstoffen_feinstaub_pm10.pdf?command=downloadContent&filename=untersuchung_massenrelevanten_inhaltsstoffen_feinstaub_pm10.pdf [Accessed October 8, 2013]
 - 35 *Barnett AG, van der Pols JC, Dobson AJ*. Regression to the mean: what it is and how to deal with it. *Int J Epidemiol* 2005; 34: 215–220
 - 36 *Twisk JWR*. Applied longitudinal data analysis for epidemiology. Cambridge: Cambridge University Press; 2004
 - 37 *Lazaridis M*, Hrsg. First principles of meteorology and air pollution. New York: Springer Science+Business; 2011: 362
 - 38 *Graedel TE, Crutzen PJ*. Chemie der Atmosphäre. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag; 1994
 - 39 *Royston P, Sauerbrei W*. Multivariable model-building. Chichester, England: John Wiley & Sons Inc; 2008
 - 40 StataCorp. Stata: Release 11. Statistical Software. College Station, TX: StataCorp LP; 2009
 - 41 *Benjamini Y, Hochberg Y*. Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *J R Statist Soc B* 1995; 57: 289–300
 - 42 *Builtjes P, Jörß W, Theloke J* et al. Tagungsband zum Fachgespräch „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung – PAREST“; 2010. Available from: http://www.umweltbundesamt.de/luft/infos/veranstaltungen/parest2010/tagungsband_parest.pdf [Accessed October 8, 2013]
 - 43 Umweltbundesamt. Mediendatenbank. 2013. Available from: www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/mysql_medien.php [Accessed October 8, 2013]
 - 44 *Briggs DJ*. A framework for integrated environmental health impact assessment of systemic risks. *Environ Health* 2008; 7: 61–77
 - 45 *Cesaroni G, Boogaard H, Jonkers S* et al. Health benefits of traffic-related air pollution reduction in different socioeconomic groups: the effect of low-emission zoning in Rome. *Occup Environ Med* 2012; 69: 133–139
 - 46 LUBW, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Feinstaub PM₁₀. 2013. Available from: <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/21966/> [Accessed October 8, 2013]
 - 47 Regierungspräsidium Stuttgart. Luftreinhalte-/Aktionsplan für den Regierungsbezirk Stuttgart, Teilplan Landeshauptstadt Stuttgart. 2010. Available from: http://www.stadtklima-stuttgart.de/stadtklima_filestorage/download/RPS-LHS-Massn-Fortschr-Feb-2010.pdf [Accessed October 8, 2013]
 - 48 *Neter J, Wasserman W, Kutner MH*. Applied linear statistical models. Regression, Analysis of variance and experimental designs. 2nd. Aufl. Homewood, Illinois: Richard Dr. Irwin; 1985
 - 49 *Senn S*. Editorial: regression to the mean. *Stat Methods Med Res* 1997; 6: 99–102
 - 50 *Hoek G, Meliefste K, Cyrus J* et al. Spatial variability of fine particle concentrations in three European areas. *Atmos Environ* 2002; 36: 4077–4088
 - 51 *Hoek G, Beelen R, de Hoogh K* et al. A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution. *Atmos Environ* 2008; 42: 7561–7578
 - 52 *Qadir RM, Abbaszade G, Schnelle-Kreis J* et al. Concentrations and source contributions of particulate organic matter before and after implementation of a low emission zone in Munich, Germany. *Environ Pollut* 2013; 175: 158–167
 - 53 *Boogaard H, Janssen NAH, Fischer PH* et al. Impact of low emission zones and local traffic policies on ambient air pollution concentrations. *Sci Total Environ* 2012; 435-436: 132–140
 - 54 *Duyzer J, van den Hout D, Zandveld P*. Representativeness of air quality monitoring stations. TNO Research Report 2013: R11055. TNO Utrecht 2013. In print
 - 55 *Hoek G, Krishnan RM, Beelen R* et al. Long-term air pollution exposure and cardio- respiratory mortality: a review. *Environ Health* 2013; 12: 1–15
 - 56 WHO Regional Office for Europe. Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP project: Final technical report. Air quality in Europe; 2013a. Available from: www.euro.who.int/en/what-we-do/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2013/review-of-evidence-on-health-aspects-of-air-pollution-revihaap-project-final-technical-report [Accessed October 8, 2013]
 - 57 IIASA. Policy scenarios for the revision of the Thematic Strategy on Air Pollution Version 1.2 (TSAP Report # 10, revised 10 April 2013). 2013. Available from: http://www.iiasa.ac.at/web/home/research/research-Programs/MitigationofAirPollutionandGreenhousegases/TSAP_10-v1-2.pdf [Accessed October 8, 2013]
 - 58 *Loomis D, Grosse Y, Lauby-Secretan B* et al. The carcinogenicity of outdoor air pollution. *Lancet Oncol* 2013; 14: 1262–1263
 - 59 *Morfeld P, Keil U, Spallek M*. The European “Year of the Air”: fact, fake or vision? *Arch Toxicol* 2013; 87: 2051–2055
 - 60 *Janssen NAH, Gerlofs-Nijland ME, Lanki T* et al. Health effects of black carbon: World Health Organization; 2012. Available from: http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0004/162535/e96541.pdf [Accessed November 25, 2013]
 - 61 *Long CM, Nascarella MA, Valberg PA*. Carbon black vs. black carbon and other airborne materials containing elemental carbon: Physical and chemical distinctions. *Environ Pollut* 2013; 181: 271–286
 - 62 *Raaschou-Nielsen O, Andersen ZJ, Beelen R* et al. Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *Lancet Oncol* 2013; 14: 813–822
 - 63 *Brunekreef B, Forsberg B*. Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health. *Eur Respir J* 2005; 26: 309–318
 - 64 HEI. Traffic-related air pollution. A critical review of the literature on emissions, exposure and health effects. Boston, MA: Health Effects Institute; 2010 Available from: <http://pubs.healtheffects.org/getfile.php?u=553> [Accessed September 10, 2013]
 - 65 *Janssen NAH, Hoek G, Simic-Lawson M* et al. Black carbon as an additional Indicator of the adverse health effects of airborne particles compared to PM₁₀ and PM_{2.5}. *Environ Health Perspect* 2011; 119: 1691–1699
 - 66 Umweltbundesamt. Kurzinformation zum Thema „Umweltzonen in Deutschland“. 2008. Available from: <http://www.umweltbundesamt.de/umweltzonen/umweltzonen.pdf> [Accessed October 8, 2013]
 - 67 *Rauterberg-Wulff A, Lutz M*. Ein Jahr Umweltzone Stufe 2 in Berlin. Berlin: Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz; 2011: 1–38 Available from: http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/luftqualitaet/de/luftreinhalteplan/download/umweltzone_1jahr_stufe2_bericht.pdf [Accessed January 8, 2014]