



Hamburg

www.gesundheit-umwelt.hamburg.de

Abschätzung der gesundheitlichen Auswirkungen von Luftschadstoffen

Stadtbericht Hamburg

Michael Schümann

Hermann Neus

Inga Ollroge

Thomas Reich

EU-Projekt:

ENHIS-1: WP5 HEALTH IMPACT ASSESSMENT

September 2007

GLIEDERUNG

Zusammenfassung

1. Einleitung
2. Charakterisierung der Wirkungen von Ozon und Feinstaub
3. Luftqualität in Hamburg
4. Daten zur Gesundheit in Hamburg
5. Hamburg im europäischen Städtevergleich
6. Abschätzung der gesundheitlichen Auswirkungen (Health Impact Assessment)
7. Schlussfolgerungen
8. Literatur
9. Glossar
10. Verzeichnis der Abbildungen / Tabellen

Zusammenfassung

Im Rahmen des von der Europäischen Union geförderten APHEIS (Air Pollution and Health: A European Information System)-Projektes werden die Zusammenhänge zwischen Luftverunreinigungen und Gesundheit in Europa untersucht. In Phase 4 dieses Projektes, an dem sich insgesamt 31 europäische Metropolen, darunter Hamburg als bisher einzige deutsche Stadt, beteiligt haben, wurde eine Abschätzung der Auswirkungen von Luftverunreinigungen, insbesondere durch Feinstaub und Ozon, auf die menschliche Gesundheit vorgenommen. In Erweiterung zu früheren Untersuchungen wurden dabei gezielt auch Indikatoren zur Gesundheit von Kindern betrachtet.

Zur Charakterisierung der Luftqualität dienten Daten zu Feinstaub- (Tagesmittelwert von PM_{10}) und Ozonkonzentrationen (höchster 1h-Wert; höchster 8h-Mittelwert im Sommer), als Indikatoren zur Gesundheit. Daten zur frühkindlichen Sterblichkeit (alle Todesursachen; Atemwegserkrankungen; plötzlicher Kindstod), zur Sterblichkeit in der Gesamtbevölkerung (alle Todesursachen; Herz-Kreislauf-Erkrankungen; Atemwegserkrankungen) sowie zur Häufigkeit von Atemwegserkrankungen (Anzahl entsprechender Krankenhausdiagnosen). Alle erfassten Daten wurden in den teilnehmenden Metropolen nach einheitlichen Kriterien für das Jahr 2001 erfasst.

Im Mittelpunkt der Auswertungen stand einerseits die Beschreibung der täglichen Luftbelastung und ausgewählter Gesundheitsindikatoren, andererseits die Durchführung eines europäischen Städtevergleichs. Im Vergleich zu anderen europäischen Metropolen ist die Belastung der Außenluft durch Feinstäube PM_{10} in Hamburg als günstig einzustufen. Die Ozonbelastung im Sommer liegt unauffällig im unteren Bereich der europäischen Metropolen. In der altersstandardisierten Sterblichkeit liegt Hamburg im Bereich des als günstiger einzustufenden unteren Drittels. Auch in Hamburg weisen die Ergebnisse der Datenanalyse auf eine statistische Tendenz, dass an Tagen mit einer hohen Feinstaub(PM_{10})-Belastungen die Sterblichkeit in der Gesamtbevölkerung leicht erhöht ist.

Darüber hinaus wurde abgeschätzt, wie stark sich Verbesserungen der Luftqualität auf die Gesundheit in Europa auswirken würden. Diese Modellrechnungen wurden auch für Hamburg durchgeführt. So ist z.B. nach den durchgeführten Risikoabschätzungen bei einer Abnahme der Ozonkonzentration im Sommerhalbjahr um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (höchster 8h-Mittelwert) in Hamburg statistisch eine Abnahme der vorzeitigen Sterblichkeit in der Gesamtbevölkerung um 0,14% zu erwarten. Eine Abnahme der PM_{10} -Konzentration um $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel hätte einen stärkeren Effekt und würde zu einer Abnahme der vorzeitigen Sterblichkeit um 1,8% führen, bei der frühkindlichen Sterblichkeit um 2,8%. Trotz der vergleichsweise guten Luftqualität würde sich somit auch in Hamburg eine weitere Verbesserung der Luftqualität positiv auf die Gesundheit der Bevölkerung auswirken.

1. Einleitung

Die Bedeutung verhaltensbezogener Risikofaktoren (insbesondere Rauchen, Alkoholkonsum, Übergewicht) mit ihren massiven Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit ist seit langem unumstritten. In jüngerer Zeit ist die Erkenntnis dafür gewachsen, dass von verhaltensbedingten Gesundheitsrisiken - wie im Falle des Passivrauchens - auch Dritte betroffen sein können, und hat Anlass für entsprechende Schutzmaßnahmen geboten. Im Vergleich zu verhaltensbedingten Gesundheitsrisiken sind umweltbedingte Gesundheitsrisiken in Hinblick auf ihre Wirkungsstärke oftmals deutlich schwächer ausgeprägt, verdienen aber weiterhin Beachtung, weil große Bevölkerungsgruppen betroffen sein können (darunter auch empfindliche Gruppen wie Kinder, Schwangere oder ältere und vorgeschädigte Menschen) und die Risiken nicht freiwillig eingegangen werden.

So stellt die Luftbelastung, besonders in Ballungszentren, nach wie vor ein gesundheitliches Problem dar. In früheren Jahren standen als Substanzen Blei und Schwefeldioxid im Mittelpunkt des Interesses und führten zu umweltpolitischen Maßnahmen, die die Luftbelastungen mit diesen Substanzen und von ihnen ausgehende Gesundheitsrisiken deutlich vermindert haben. Trotz dieser Erfolge geben die Stickstoffdioxid-, Feinstaub- und Ozonbelastungen aus gesundheitlicher Perspektive nach wie vor Anlass zur Sorge (WHO 2000).

Vor diesem Hintergrund hat die EU-Kommission 1999 das Projekt APHEIS (Air Pollution and Health: A European Information System) aufgelegt. Dieses Projekt zielt auf den Aufbau eines epidemiologischen Überwachungssystems für den Themenschwerpunkt Luftverunreinigungen und öffentliche Gesundheit in Europa ab. Das System soll eine umfassende Datenbank zu den Wirkungen der Luftverschmutzung auf die öffentliche Gesundheit enthalten, die u.a. der Analyse von Expositions- und Wirkungszusammenhängen dient und eine standardisierte europaweite Berichterstattung ermöglicht. Eine weitere wesentliche Funktion ist die Bildung eines internationalen Netzwerkes, das den Informationsaustausch zwischen Umwelt- und Gesundheitsbehörden erleichtern soll. Für die teilnehmenden Metropolen ermöglicht das Vorhaben darüber hinaus eine Bestandsaufnahme und Einordnung der Luftqualität im Vergleich zu anderen europäischen Ballungszentren. An dem Projekt sind das Europäische Zentrum für Umwelt und Gesundheit der Weltgesundheitsorganisation in Bonn, das EU-Forschungszentrum mit seinem Institut für Nachhaltige Entwicklung in Ispra und die Europäische Umweltagentur in Kopenhagen beteiligt.

Das APHEIS-Projekt wurde 1999 begonnen und seitdem in mehreren Phasen weiterentwickelt. Seit der vierten Phase mit einer Laufzeit von November 2004 bis Oktober 2005 beteiligt sich auch Hamburg als bisher einzige deutsche Stadt an dem Projekt. Insgesamt waren in Phase 4 des APHEIS-Projektes 31 Metropolen aus 18 europäischen Ländern beteiligt, im Einzelnen (siehe auch Abbildung 1):

Athen; Barcelona; Bilbao; Bordeaux; Brüssel; Budapest; Bukarest; Dublin; Göteborg; Hamburg; Innsbruck; Kopenhagen; Krakau; Le Havre; Lille; Lissabon; Ljubljana; London; Lyon; Madrid; Marseille; Paris; Prag; Rom; Rotterdam; Rouen; Sevilla; Stockholm; Toulouse; Valencia; Wien.

Phase 4 des APHEIS-Projektes wurde als Arbeitspaket 5 (WP 5) des von der Europäischen Kommission geförderten ENHIS-1 (Environmental and Health Information System in Europe)- Projektes durchgeführt. Das ENHIS-Projekt zielt darauf ab, ein europäisches Umwelt- und Gesundheitsinformationssystem aufzubauen, das die Weiterentwicklung der EU-Umweltpolitik unterstützen und internationale und überregionale Vergleichsmöglichkeiten schaffen soll.

(http://ec.europa.eu/health/ph_projects/2003/action1/action1_2003_28_en.htm#4).

Arbeitspaket 5 mit der Bezeichnung "Health Impact Assessment" (Abschätzung der gesundheitlichen Auswirkungen) diente insbesondere dazu, szenarisch die Auswirkungen unterschiedlicher Handlungskonzepte der Luftreinhaltung auf die öffentliche Gesundheit unter besonderer Berücksichtigung der Gesundheit von Kindern abzuschätzen. Im Mittelpunkt der Datenerhebungen und des Städtevergleiches stehen als gesundheitsrelevante Luftverunreinigungen die Ozon- und Partikelbelastungen. Als Bezugsjahr diente in allen Fällen das Kalenderjahr 2001. Neben einem auf europäischer Ebene zusammengefassten Bericht werden alle beteiligten Städte und Metropolregionen einen „Stadtbericht“ publizieren, der auf die lokalen Daten und Besonderheiten detaillierter eingeht und eine regionalisierte Abschätzung möglicher Veränderungen durch Senkungen der Luftbelastung enthält.

Der europäische Gesamtbericht ist im Internet verfügbar (<http://www.apheis.net/>).

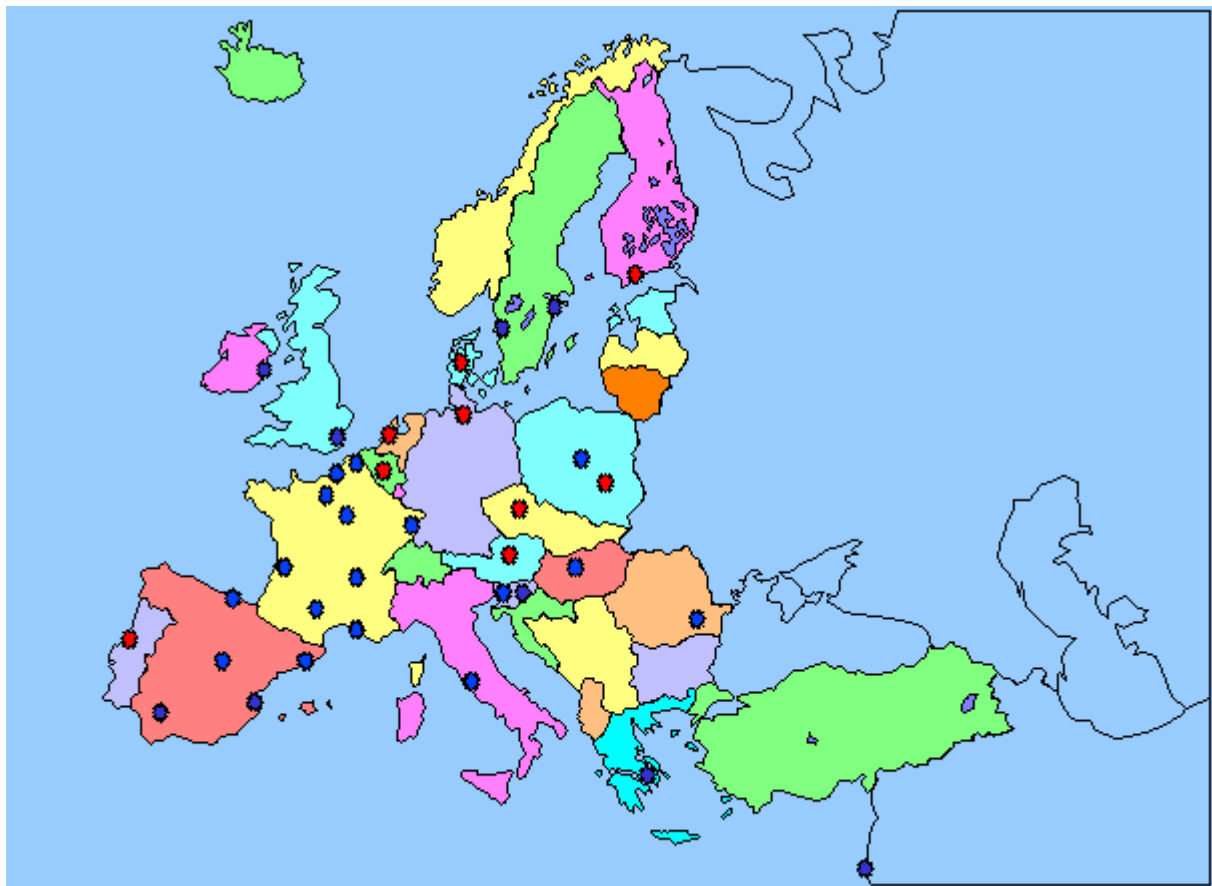


Abbildung 1: Geographische Lage der teilnehmenden Metropolen an Phase 4 des APHEIS-Projektes

2. Charakterisierung der Wirkungen von Ozon und Feinstaub

Bodennahes Ozon entsteht aus Vorläufersubstanzen, den Stickoxiden und flüchtigen organischen Verbindungen, unter Einwirkung von Sonnenlicht. Die gesundheitlichen Effekte, die durch das Einatmen ozonhaltiger Luft auftreten können, sind Reizungen der Atemwege, Husten und Atembeschwerden. Die körperliche Leistungsfähigkeit kann durch eine sich verschlechternde Lungenfunktion eingeschränkt sein und es kann häufiger zu Asthmaanfällen kommen. Diese Effekte treten insbesondere bei körperlicher Belastung auf. Betroffen sind insbesondere Personen mit chronischen Atemwegserkrankungen, Kleinkinder wegen ihres erhöhten Atemvolumens im Verhältnis zum Körpergewicht und körperlich aktive Kinder (Medina-Ramon 2006), sowie Personen, die Ausdauersportarten betreiben oder schwere körperliche Arbeit im Freien leisten.

In der 33. Bundesimmissionsschutz-Verordnung sind für Ozon folgende Immissionswerte festgelegt:

Zielwert zum Schutz der menschlichen Gesundheit:	120 µg/m ³ (8 h) +25 Überschreitungen/Jahr (gültig ab 1.1.2010)
Langfristiger Zielwert zum Schutz der menschlichen Gesundheit:	120 µg/m ³ (8 h)
Informationsschwelle zur Unterrichtung der Bevölkerung	180 µg/m ³ (1 h)
Alarmschwellenwert	240 µg/m ³ (1 h)

Unter Feinstaub oder auch Schwebstaub versteht man sehr kleine feste (Partikel) und flüssige (Aerosole) Teilchen in der Atmosphäre, die nach der Emission oder nach der Aufwirbelung nicht sofort zu Boden sinken, sondern für eine gewisse Zeit in der Luft verweilen und so vom Menschen eingeatmet werden können (WHO 2004, UBA 2005). Diese Teilchen werden nach ihrer Größe klassifiziert. Die 1987 von der amerikanischen Umweltbehörde (U.S. EPA) eingeführte und weitgehend international angewandte PM-Standard (PM: particulate matter) bezieht sich auf den einatembaren Anteil des Staubes in der Umgebungsluft. In der wissenschaftlichen Diskussion geht es insbesondere um Teilchen mit einem Durchmesser von bis zu 10 µm, abgekürzt PM10. Dieser Anteil ist alveolengängig, d.h. er erreicht die für den Gasaustausch wichtigen Lungenbläschen. Dieser Feinstaubanteil macht ca. 60 - 90 % des Schwebstaubes aus und zählt zu den klassischen Schadstoffen in der Außenluft. Partikel der Größe kleiner 2.5 µm werden als PM2.5 bezeichnet.

Feinstaub kann sowohl aus anthropogenen als auch natürlichen Quellen (JRC 2006) stammen. Zu den anthropogenen Quellen zählen vor allem Verbrennungsprozesse, z. B. aus der Energieversorgung oder der Industrie. Eine Hauptquelle in Ballungsräumen ist der Verkehr, insbesondere der mit dieselbetriebenen Motoren. Durch den Abgasausstoß, den Abrieb der Reifen, Bremsen und Kupplungsbeläge aber auch durch die Aufwirbelung des Straßenstaubes werden an viel befahrenen Straßen Spitzenmesswerte erreicht.

Zu den natürlichen Quellen zählen Bodenerosion, Pollen, Sporen, Mikroorganismen oder auch Ausstöße aus Vulkanen. In Küstenregionen kann ein hoher Salzgehalt der Luft zu einem hohen Wert gemessener Feinstäube beitragen. In küstennahen Regionen kann der Anteil von Salzpartikel aus dem Meerwasser eine eigenständige Quelle für Feinstäube bilden. Dieser nicht als gesundheitsbeeinträchtigend einzustufende Anteil erreicht in den Niederländischen Küstengebieten PM₁₀-Werte zwischen 5-12 µg/m³, in küstenfernen Regionen Werte zwischen 3-6 µg/m³. Dieser Anteil trägt eigenständig kaum zu Überschreitungen der Richtwerte bei (van der Gon et al. 2006, Hoogerbrugge 2006).

Die Beiträge zur Luftbelastung variieren von Ort zu Ort ebenso wie über die Zeit. Aktuelle Tageswerte und die regionale Verteilung über die Messgebiete der Bundesrepublik Deutschland können auf der Internetseite des Umweltbundesamtes <http://www.umweltbundesamt.de/luft/> und <http://www.env-it.de/luftdaten/map.fwd?measComp=PM1> verfolgt werden. Die Anzahl der Feinstaub-PM₁₀-Überschreitungstage in Hamburg wird für die Einzelstationen unter der Internetadresse http://www.hamburger-luft.de/static/pm10_ueberschreitungen.html fortlaufend dokumentiert.

Die gesundheitlichen Wirkungen von Partikeln werden in diesem Bericht auf die Fraktion PM₁₀ bezogen. Es handelt sich hierbei um die Staubpartikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von unter 10 µm, sie wird auch als atembare Fraktion bezeichnet. Diese Partikel können auch in tiefere Bereiche der Lunge gelangen. Größe, Oberfläche und chemische Zusammensetzung der Partikel haben wesentlichen Einfluss auf die Wirkung. Bei den gesundheitlichen Wirkungen unterscheidet man zwischen akuten oder Kurzzeit-Effekten und Langzeitwirkungen, die in tierexperimentellen (Sun 2005), klinischen Untersuchungen und epidemiologischen Studien (Dockery et al. 1993, Samet 2000, Brunekreef 2002, Le Tertre et al. 2002, Valent 2004) untersucht und nachgewiesen wurden. Die epidemiologischen Erkenntnisse über das Ausmaß der Beeinflussung von gesundheitlichen Effekten beruhen auf Längsschnittuntersuchungen sehr großer Bevölkerungsgruppen (Kohortenanalysen) und auf Arbeitnehmerstudien (mit höheren Expositionen).

Gesundheitliche Auswirkungen der betrachteten Luftschadstoffe zeigen sich in erster Linie durch temporäre Beschwerden, die Verschlimmerung von bereits bestehenden Atemwegssymptomen und damit auch durch einen höheren Bedarf an Medikamenten; bei Patienten mit therapiebedürftigen Lungenerkrankungen nimmt die Zahl von Krankenhausaufnahmen zu (Medina-Ramon et al. 2006). Neben Beschwerden (Indikatoren und Symptomen) werden negative gesundheitliche Auswirkungen auf das Herz-Kreislauf-System, insbesondere als Wirkung von PM₁₀-Belastungen, gezeigt; für PM₁₀-Expositionen wurde der Zusammenhang durch tierexperimentelle Studien abgesichert belegt (Sun et al. 2005). Für die epidemiologischen Studien sind die Ergebnisse z.B. von Wichmann 2003 zusammengestellt und für die Situation in der Bundesrepublik bewertet worden, Brunekreef und Hølegate (2002) gegen einen breiteren Überblick. Aus der Literaturübersicht ergibt sich zunehmend, dass die Fraktion der sehr kleinen Partikel kleiner 2.5 µm PM_{2.5} den stärksten gesundheitlichen Einfluss hat, wobei die Oberflächeneigenschaften dieser ultrakleinen Partikel wesentlich zu sein scheinen.

Zu den Kurzzeiteffekten zählen:

- Vermehrte Krankenhauseinweisungen
- Zunahme der Mortalität
- Asthmatiker benötigen mehr Medikamente
- Herzrhythmusstörungen
- Verschlechterte Lungenfunktion
- Vermehrte Frühgeburtlichkeit und frühkindliche Mortalität

Als Langzeiteffekte werden eine höhere Gesamtsterblichkeit und eine Sterblichkeit infolge von Herz-Kreislauf-Erkrankungen (Pope 2004) beobachtet. Als Grund für diese Wirkungen werden im Wesentlichen Entzündungsprozesse angenommen, wobei die Mechanismen, die für die kardiovaskulären Wirkungen verantwortlich sind, noch weitgehend unbekannt sind.

In der 22. Bundesimmissionsschutz-Verordnung sind für PM₁₀ folgende Grenzwerte festgelegt:

Jahresmittelwert: 40 µg/m³

Tagesmittelwert: 50 µg/m³ (35 Überschreitungen/Jahr)

Die Weltgesundheitsorganisation (WHO 2005) schlägt in den Air Quality Guidelines (2005) einen jahresbezogenen Zielwert von 20 µg/m³ vor.

Auf Gesundheitsseite wurden Angaben zur Sterblichkeit ausgewertet, im Einzelnen die altersstandardisierte Sterblichkeit (alle Todesursachen sowie Sterblichkeit an Kreislauf- und Atemwegserkrankungen) und die Sterblichkeit während des ersten Lebensjahres (alle Todesursachen, Atemwegserkrankungen und Plötzlicher Kindstod). Darüber hinaus wurde als Maß für die Neuerkrankungsrate die Anzahl von Krankenhauseinweisungen wegen Atemwegserkrankungen (differenziert nach Altersgruppen) erfasst.

Der vorliegende Bericht richtet sich an die Hamburger Öffentlichkeit und stellt dar, welche Zusammenhänge sich zwischen den Umwelt- und den Gesundheitsdaten ergeben, welchen Anteil die Luftverschmutzung an dem Auftreten der betrachteten Erkrankungen hat und wie die Situation Hamburgs im Vergleich zu den anderen teilnehmenden europäischen Metropolen einzuschätzen ist.

3. Luftqualität in Hamburg

Die geographische Lage der Stadt Hamburg, die als isoliertes Ballungsgebiet in der norddeutschen Tiefebene liegt, begünstigt eine gute Luftdurchmischung und folglich eine gute Luftqualität. Vorwiegend westliche Winde (Luftmassen aus dem Atlantikbereich) und hohe Windgeschwindigkeiten tragen zu den niedrigen Konzentrationen an Luftschadstoffen bei. Demzufolge ist die Luftbelastung mit PM₁₀ und Ozon vergleichsweise niedrig und bewegt sich im Vergleich zu den anderen beteiligten Städten am unteren Ende. Das größte Problem für die Luftbelastung stellt die durch den Autoverkehr in stark befahrenen Straßenschluchten hervorgerufene Stickstoffdioxidkonzentration dar.

Quellen der Luftbelastung

Die Hauptquellen der Luftverschmutzung sind Straßenverkehr und industrielle Tätigkeiten einschließlich der Kraftwerke; Hausbrand und andere Quellen sind von nachgeordneter Bedeutung. Insbesondere in Bezug auf PM₁₀-Quellen sind industrielle Prozesse und der gesamte Verkehr ungefähr zu gleichen Teilen verantwortlich. Bei den industriellen Prozessen stellt der Güterumschlag im Hamburger Hafen die hauptsächlichste Einzelquelle für PM₁₀ (20%) dar, während die Straßen als Teil des Gesamtverkehrs die wichtigste Einzelquelle für PM₁₀ (35%) bilden. Die geschätzten Prozentanteile für PM₁₀-Emissionen auf der Datenbasis von 2000 zeigt Tabelle 1.

Quelle (Jahr)	Straßen (%)	Hausbrand (%)	Industrie (%)	Andere Quellen (%)
2000	35	10	48	7

Tabelle 1: Wesentliche lokale Quellen für die Luftbelastung mit PM₁₀

Von 1987 bis 2000 durchgeführte Maßnahmen zur Verminderung der Partikelemissionen aus Punktquellen führten zu einer Reduktion der industriellen Emissionen um ca. 50%. Aus diesem Grund und als Folge der zunehmenden Zahl an Dieselfahrzeugen wurde der Straßenverkehr eine immer bedeutendere Quelle für PM₁₀.

Neben der Diskussion um den relativen Beitrag der unterschiedlichen Emissionsquellen ist es wichtig zu erwähnen, dass nur ungefähr 40 % der an Belastungsbrennpunkten gemessenen PM₁₀-Immissionen auf Quellen innerhalb der Stadt zurückzuführen sind, während ca. 60 % durch die regionale Hintergrundbelastung verursacht werden. Die regionale Hintergrundbelastung umfasst auch einen erheblichen Anteil an so genannten Sekundärpartikeln, die sich erst in der Atmosphäre aus Abgasen von Industrie, Verkehr und Landwirtschaft gebildet haben und die von den Emissionsstatistiken ebenso nicht erfasst werden die Abriebe und Wiederaufwirbelungen durch den Verkehr. Als Folge fällt die Abnahme der Luftbelastung durch Partikel in den letzten 15 Jahren geringer aus als die Reduktion der direkten Partikelemissionen und beträgt ungefähr 35%.

Expositionsdaten

Im Vergleichsjahr 2001 verfügte das Luftmessnetz in Hamburg über 18 Messstationen, von denen 7 mit PM₁₀-Monitoren ausgestattet waren und 6 Ozonkonzentrationen erfassten. 4 der 6 Ozonmessstationen befanden sich am Stadtrand, eine am örtlichen Flughafen, der im Nordwesten von Hamburg liegt, und die letzte in einem kleinen Park in Citynähe. Ozonkonzentrationen werden mittels UV-Absorption bestimmt.

Im Jahr 2001 befanden sich 2 der 7 PM₁₀-Messstationen direkt an Hauptverkehrsstraßen. Entsprechend der Vorgaben der internationalen Studie sind diese Ergebnisse nicht in das ENHIS Projekt eingeflossen, da die Studie darauf abzielte, die städtischen Belastungen repräsentativ für die Gesamtfläche und die Gesamtbevölkerung zu erfassen und deshalb emittentennahe Messstationen ausgeschlossen hatte. Die Unterschiede in den Jahresmittelwerten zwischen den Hamburger Messstationen sind markant: Im Jahr 2005 bewegten sich die Jahresmittelwerte für Feinstaub (PM₁₀) zwischen 20 µg/m³ (Tatenberg) und 34 µg/m³ (verkehrsnahe Messung in der Habichtsstraße). Der Gradient der PM₁₀-Luftbelastung reicht von 20-22 µg/m³ in den Außenbezirken über 23-28 µg/m³ in innenstadtnahen Regionen bis 30-34 µg/m³ an den Verkehrsstationen (HU 2005). Von den für diese EU-Studie berücksichtigten 5 Messstationen befanden sich 2 im Stadtzentrum, die anderen 3 repräsentieren den städtischen Hintergrund. Die Mittelung der Messwerte wurde entsprechend der im Projekt einheitlich festgelegten Maßstäbe als Näherung an die durchschnittliche Belastung der Hamburger Bevölkerung dem Städtevergleich zugrunde gelegt. Die verwendeten Messmethoden für PM₁₀ waren sowohl TEOM als auch β-Absorption mit einem Korrekturfaktor in 2001 von 1,3 für beide Monitoringsysteme. Später wurde der Korrekturfaktor für die β-Absorption nach einem Vergleich mit der Referenzmethode auf 1,2 abgesenkt (seit 2003).

Berechnung der Indikatoren

PM₁₀: der Indikator für die tägliche Exposition wurde tageweise als Mittelwert der Tageskonzentrationen an den 5 städtischen Messstationen errechnet.

Ozon: für Ozon wurden zwei Indikatoren der täglichen Exposition bestimmt: bezogen auf das gesamte Jahr die höchste 1-Stunden-Konzentration eines Tages sowie bezogen auf das Sommerhalbjahr (1. April bis 30. September) der höchste gleitende 8-Stunden-Mittelwert eines Tages. Auch für diese Indikatoren wurde zur Charakterisierung der Situation in Hamburg jeweils der Mittelwert aus den 5 städtischen Messstationen errechnet.

Der Jahresmittelwert (Standardabweichung=SD) für PM₁₀ betrug in Hamburg 25 (13,2) µg/m³, das 5. bzw. 95. Perzentil der Tagesmittelwerte 11,4 µg/m³ bzw. 45,0 µg/m³. Im Sommerhalbjahr betrug der Mittelwert (SD), das 5. und 95. Perzentil des höchsten gleitenden 8-Stunden-Mittelwertes von Ozon 69 (24,8), 11,3 bzw. 92,6 µg/m³. Die höchsten Stunden-Konzentration eines Tages lagen im Jahresdurchschnitt bei 59 (27,0), 15,5 bzw. 104,3 µg/m³ (Tabelle 2 und Abbildungen 2 bis 4).

Im Jahr 2001 lag die PM₁₀ Luftbelastung unterhalb der Grenzwerte der EU Luftqualitätsrichtlinie; der höchste Jahresmittelwert von 32 µg/m³ PM₁₀ wurde an einer Verkehrsmessstation gemessen, die Zahl an Überschreitungen des Tagesmittelwertes

von 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ war mit 32 auch an dieser Messstation die höchste, während sie im städtischen Hintergrund 18 betrug.

Der EU Zielwert für Ozon von 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (höchster 8-Stunden-Mittelwert eines Tages) wurde nur an wenigen Tagen (weit unterhalb der zulässigen 25 Tage) überschritten, kein Stundenmittelwert erreichte den Informationsschwellenwert von 180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

	Ozon, max. 8h-Mittelwert (nur Sommer) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Ozon, max. täglicher 1h-Wert ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM ₁₀ , Tagesmittelwert ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Minimum	12	3	6
5. Perzentil	35	16	11
25. Perzentil	54	40	17
Median	70	58	22
75. Perzentil	81	78	29
95. Perzentil	101	104	45
98. Perzentil	117	118	59
Maximum	128	152	119
Mittelwert	69	59	25
Standardabweichung	21	27	13

Tabelle 2: Beschreibende Statistik der täglich erfassten Ozon- und PM₁₀-Konzentrationen (Hamburg 2001)

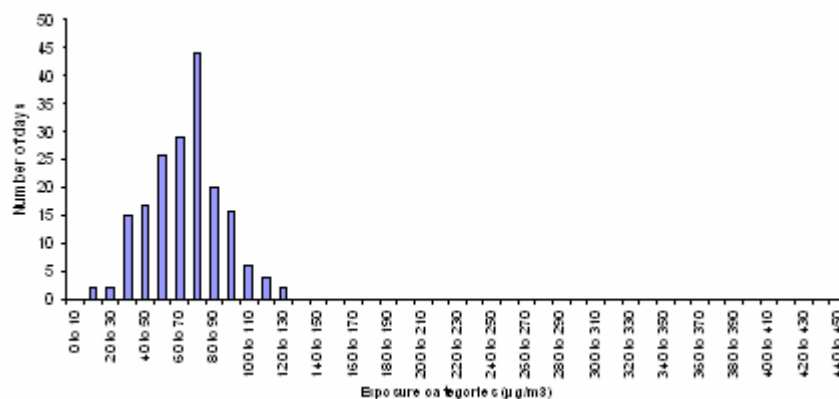


Abbildung 2: Verteilung der höchsten 8 h-Mittelwerte jedes Tages von Ozon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Hamburg, Sommer 2001

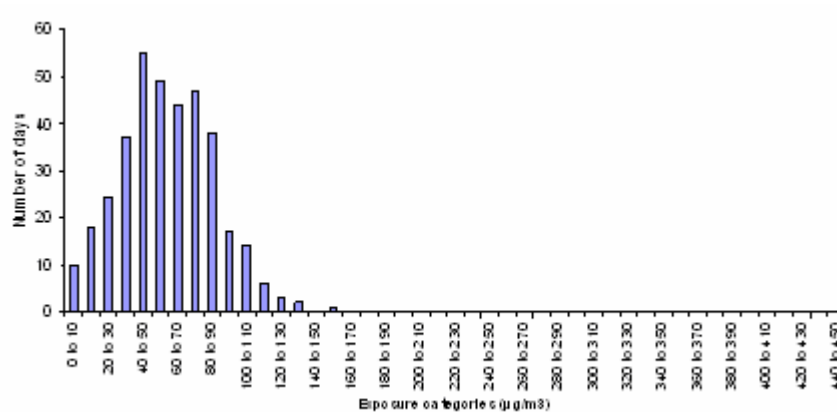


Abbildung 3: Verteilung der höchsten Stundenmittelwerte jedes Tages von Ozon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Hamburg, 2001

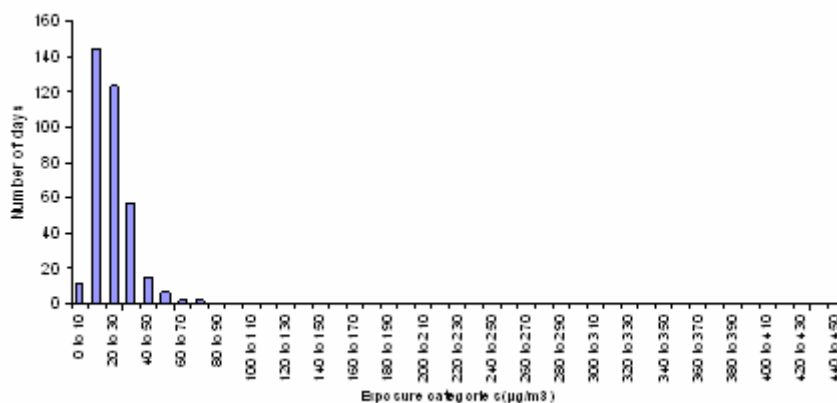


Abbildung 4: Verteilung der Tagesmittelwerte von PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Hamburg, 2001

In den Abbildungen 5 und 6 ist der zeitliche Verlauf der Ozon-Luftbelastung für das Jahr 2001 dargestellt. Gegenüber der hohen Variabilität von Tag zu Tag hebt sich der Einfluss der höheren Sonneneinstrahlung in den Sommermonaten deutlich ab.

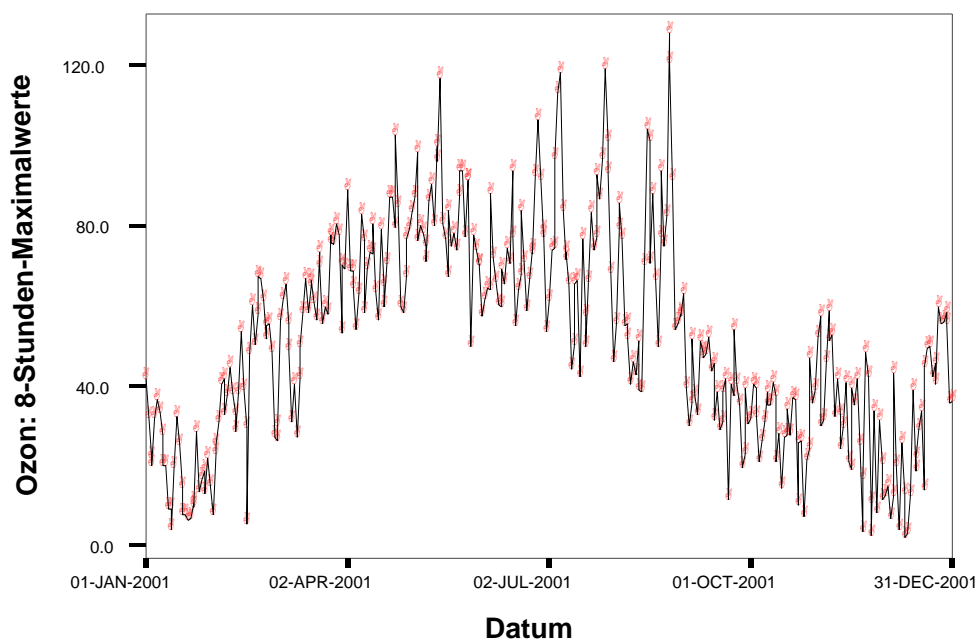


Abbildung 5: Zeitlicher Verlauf der höchsten täglichen 8h-Mittelwerte eines Tages von Ozon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Hamburg, Sommerhalbjahr 2001

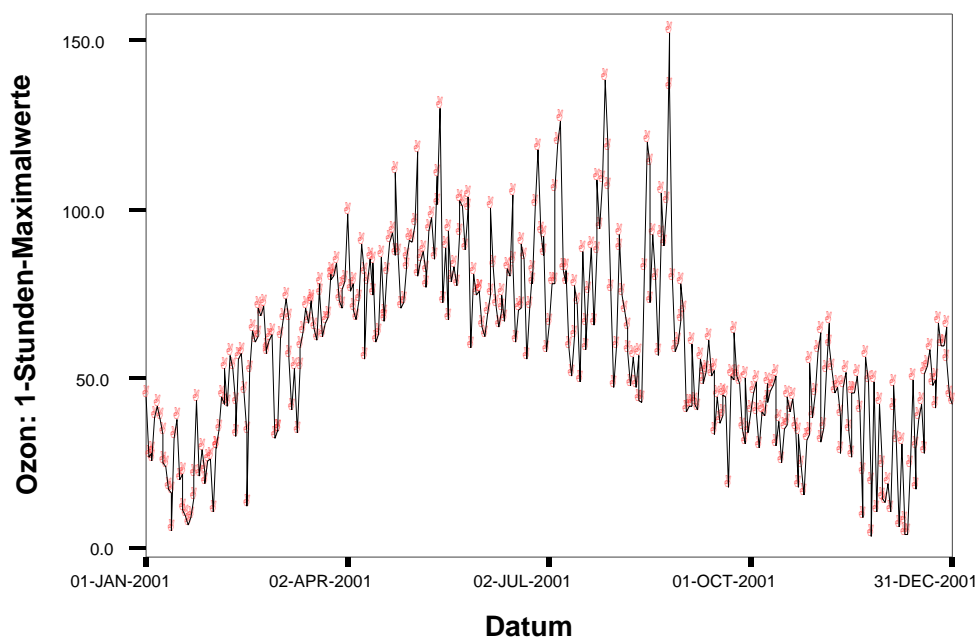


Abbildung 6: Zeitlicher Verlauf der höchsten täglichen 1h-Stundenmittelwerte von Ozon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Hamburg, Gesamtjahr 2001

In Abbildung 7 ist der zeitliche Verlauf der PM_{10} -Luftbelastung für das Jahr 2001 anhand der Tagesmittelwerte dargestellt. Hier zeigt sich eine hohe Variabilität von Tag zu Tag, im Januar und im Oktober lagen im Jahr 2001 Einzeltage mit Spitzenwerten vor.

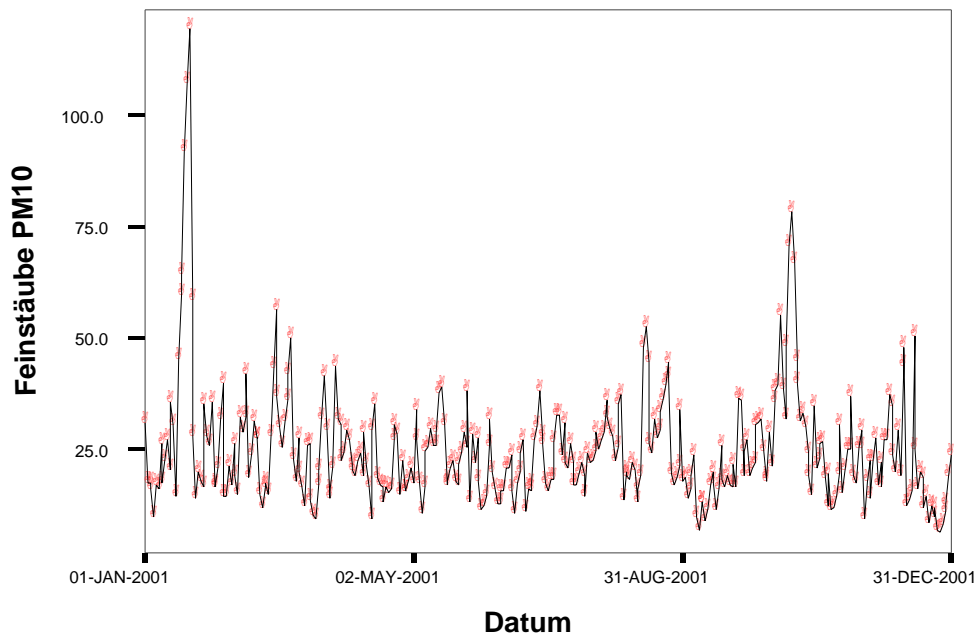


Abbildung 7: Zeitlicher Verlauf der Tagesmittelwerte von PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Hamburg, 2001

4. Daten zur Gesundheit in Hamburg

Im APHEIS-Projekt wurden in den 31 beteiligten Metropolregionen in einem festgelegten Standard Daten zur Beschreibung der gesundheitlichen Lage der jeweiligen Bevölkerung für das Jahr 2001 zusammengestellt. Das Jahr 2001 wurde ausgewählt, da es zeitlich weiter zurück liegt und damit eine vollständige Erfassung der Daten durch zentrale Meldestellen gewährleistet ist. Hierbei wurden einerseits Angaben zur Sterberate der Bevölkerung (Mortalität) differenziert nach Todesursachen betrachtet und andererseits, soweit verfügbar, Angaben zu Krankenhauseinweisungen (Einweisungsdiagnosen) gesammelt. Neben den jahresbezogenen Raten wurden die Tag-zu-Tag-Meldungen zusammengestellt, um mögliche kurzzeitige Assoziationen beschreiben zu können. Auch wenn der Ein-Jahres-Datenbestand jeder einzelnen Metropolregion kaum für eine vertiefte epidemiologische Datenanalyse ausreicht, konnte davon ausgegangen werden, dass die gemeinsame Betrachtung aller Datenbestände verlässlichere Aussagen über Zusammenhänge erlauben würde, da im Projekt die jahres- und tagesbezogenen Gesundheits- und Luftschadstoffdaten von etwa 45 Millionen Einwohnern aus den europäischen Metropolregionen zusammengetragen wurden.

4.1 Morbidität (Erkrankungshäufigkeit in der Hamburger Bevölkerung 2001)

Als Maßzahl für die Häufigkeit von Atemwegserkrankungen wurde, getrennt nach Altersgruppen (< 15 Jahre; 15-64 Jahre sowie > 64 Jahre), die Anzahl der Behandlungsfälle von in Hamburg lebenden Patientinnen und Patienten erfasst, bei denen während eines Krankenhausaufenthaltes Atemwegsbeschwerden (ICD10 J00-J99) diagnostiziert worden sind. Diese Daten wurden aus der Krankenhausdiagnosestatistik entnommen und vom Statistischen Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein zur Verfügung gestellt. Bei der Krankenhausdiagnosestatistik handelt es sich um eine Fallstatistik. Patienten und Patientinnen, die mehrfach im Jahr im Krankenhaus behandelt werden, sind dementsprechend auch mehrfach als Fall in der Krankenhausdiagnosestatistik aufgeführt.

In der jüngsten Altersgruppe (< 15 Jahre) gab es in Hamburg insgesamt 1520 Krankenhauseinweisungen mit diagnostizierter Atemwegserkrankung pro 100.000 Menschen dieser Altersgruppe, im mittleren Altersbereich (15-64 Jahre) betrug die entsprechende Zahl 764 und in der ältesten Gruppe (> 65 Jahre) 2396. Dieser Datenbereich wird im Rahmen des europäischen Projektes ausgewertet. Gesonderte Analysen mit einem Zeitbezug können für Hamburg nicht sinnvoll durchgeführt werden.

4.2 Mortalität (Sterblichkeit in der Hamburger Bevölkerung 2001)

Die Hamburger Daten zur Mortalität wurden der Todesursachenstatistik für Hamburg entnommen und vom Statistischen Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein zur Verfügung gestellt. Angaben zur Sterblichkeit wurden differenziert nach Altersgruppen ermittelt. Im Rahmen der Auswertung wurde die frühkindliche Sterblichkeit (Todesfälle im Lebensalter von einem Monat bis einem Jahr) sowie die Sterblichkeit in der Allgemeinbevölkerung (altersstandardisierte Mortalitätsrate) berücksichtigt.

Die frühkindliche Sterblichkeit wurde bezogen auf folgende Krankheitsgruppen untersucht:

- alle Todesursachen
- Atemwegserkrankungen (ICD10 J00-J99)
- Plötzlicher Kindstod (ICD10 R55)

Aus der Mortalitätsstatistik lassen sich lediglich Angaben über die Anzahl der Todesfälle innerhalb des ersten Lebensjahres ermitteln. Da im Rahmen des internationalen Vergleiches die Sterblichkeit innerhalb des Zeitraumes von einem Monat bis zu einem Jahr erfasst werden sollten, wurde diese Zahl mit dem Faktor 11/12 umgerechnet und auf die Hamburger Wohnbevölkerung in dieser Altersgruppe bezogen.

Tabelle 3 stellt dar, dass in Hamburg im Jahre 2001 insgesamt 25 Kinder im ersten Lebensjahr verstorben sind. Um einen überregionalen Vergleich zu ermöglichen, muss diese Zahl auf die Gesamtzahl der einjährigen Hamburger Kinder bezogen werden; hieraus errechnet sich für Hamburg eine Mortalitätsrate von 175:100.000. Wie in den meisten teilnehmenden Metropolen, wurde auch in Hamburg bei keinem Kind eine Atemwegserkrankung als Todesursache festgestellt. Bei 8 der gestorbenen Kinder wurde ein plötzlicher Kindstod diagnostiziert.

	Anzahl Sterbefälle	Mortalitätsrate (Sterbefälle pro 100.000)
Alle Todesursachen	25	175
Atemwegserkrankungen	0	0
Plötzlicher Kindstod	8	56

Tabelle 3: Frühkindliche Sterblichkeit in Hamburg (2001)

Die Sterblichkeit in der Allgemeinbevölkerung (alle Altersgruppen) wurde für folgende Krankheitsgruppen untersucht:

- Alle Todesursachen
- Herz-Kreislauf-Erkrankungen (ICD 10 I00-I99)
- Atemwegserkrankungen (ICD10 J00-J99)

Beim Vergleich der Häufigkeiten von Todesfällen (insgesamt oder an speziellen Todesursachen) zwischen verschiedenen Populationen (z.B. verschiedenen Städten) sind mögliche Unterschiede in der Altersstruktur zu berücksichtigen: bei einer im Durchschnitt älteren Population sind naturgemäß mehr Todesfälle zu erwarten als in einer jüngeren Population. Aus diesem Grunde wird bei Vergleichen der Sterblichkeit in der Allgemeinbevölkerung eine Alterstandardisierung vorgenommen. Hierzu wird in der betrachteten Population (z.B. Wohnbevölkerung Hamburg) die Sterblichkeit getrennt nach Altersgruppen (zumeist in 5 Jahres-Schritten) erfasst und für jede Altersgruppe die Sterblichkeitsrate getrennt berechnet. Diese altersspezifischen Mortalitätsdaten werden dann auf eine „Standardbevölkerung“ übertragen. Die altersstandardisierte Mortalitätsrate gibt an, wie viele Todesfälle zu erwarten wären, wenn die Altersstruktur der betrachteten Population dieser Standardbevölkerung entsprechen würde. Nur über dieses Verfahren ist es möglich, Sterblichkeitsdaten zwischen ver-

schiedenen Populationen sinnvoll miteinander zu vergleichen, da ansonsten nicht auszuschließen ist, dass beobachtete Unterschiede lediglich auf Unterschieden in der Altersstruktur beruhen. In der vorliegenden Untersuchung wurde zur Altersstandardisierung einheitlich ein Bezug auf die Bevölkerung Europas im Jahre 2000 gewählt.

Tabelle 4 stellt die Ergebnisse für Hamburg zusammen. Gemittelt über das Jahr sterben in Hamburg durchschnittlich 44,2 Menschen pro Tag; die entspricht einer altersstandardisierten Mortalitätsrate von 2,6 Menschen pro Tag und 100.000 Einwohner.

	Anzahl Sterbefälle (pro Tag)	Standardisierte Mortalitätsrate (pro 100.000 und Tag)
Alle Todesursachen	44,2	2,6
Herz-Kreislaufkrankungen	17,7	1,0
Atemwegserkrankungen	3,1	0,2

Tabelle 4: Altersstandardisierte Sterblichkeit in der Gesamtbevölkerung in Hamburg (2001)

Abbildung 8 zeigt, dass die tagesbezogene Mortalität in Hamburg im Jahresgang starken Schwankungen von Tag zu Tag aber auch saisonalen Einflüssen unterliegt. In der kalten Jahreszeit liegt die Anzahl der Todesfälle pro Tag höher als in den Sommermonaten. Gleiches gilt für die tagesbezogene Herz-Kreislauf-Mortalität (Abbildung 9) und die auf Atemwegserkrankungen zurück zu führende Mortalität (Abbildung 10).

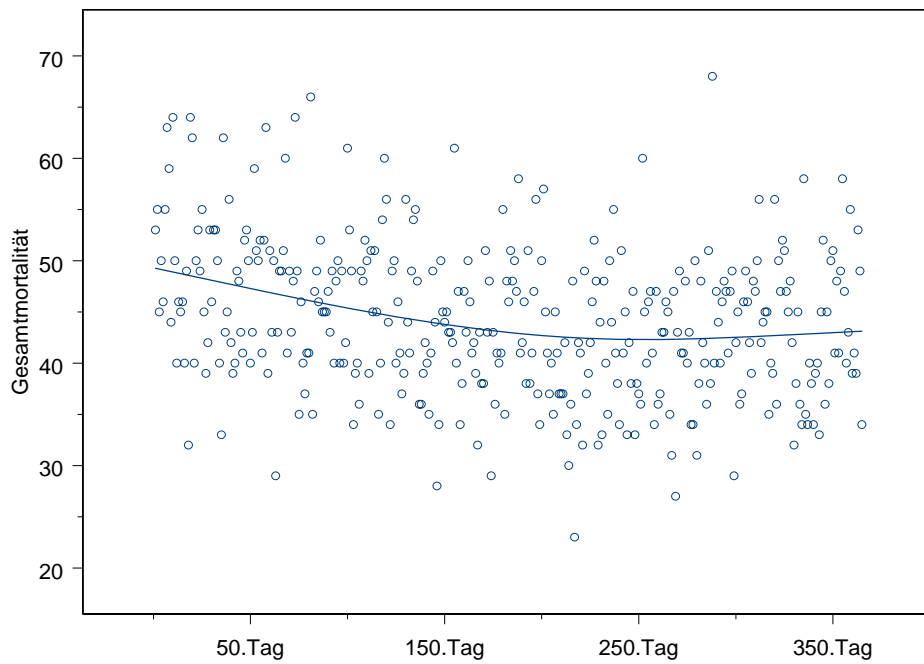


Abbildung 8: Tagesbezogene Mortalität in Hamburg (ausgenommen Todesursachen mit äußeren Einwirkungen, Fälle pro Kalendertag im Jahr 2001) zusammen mit einer mittelnden Ausgleichskurve

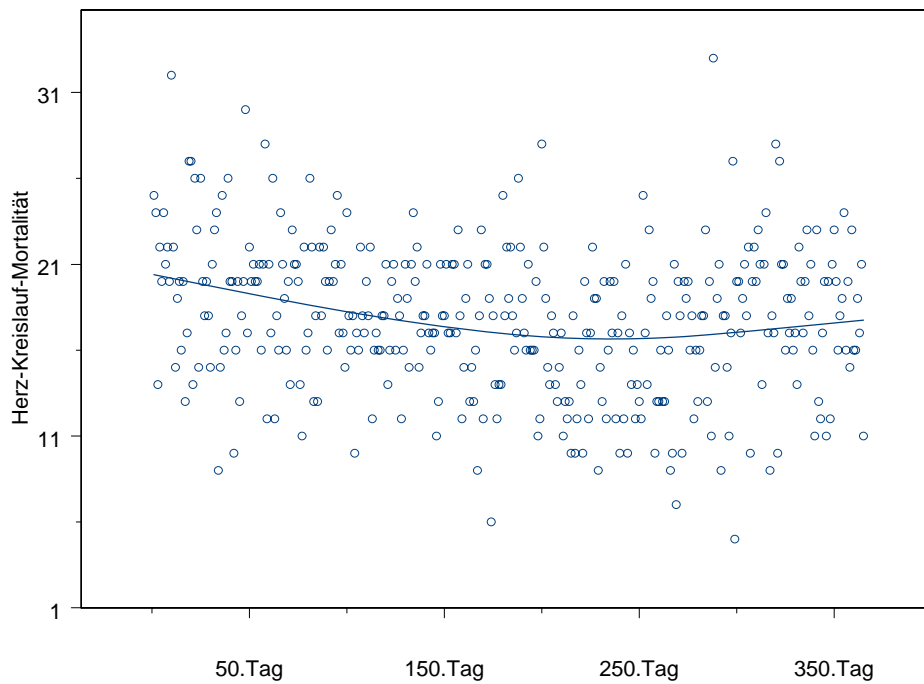


Abbildung 9: Tagesbezogene Herz-Kreislauf-Mortalität in Hamburg, (Fälle pro Kalendertag im Jahr 2001, ICD 10: I00-I99) zusammen mit einer mittelnden Ausgleichskurve

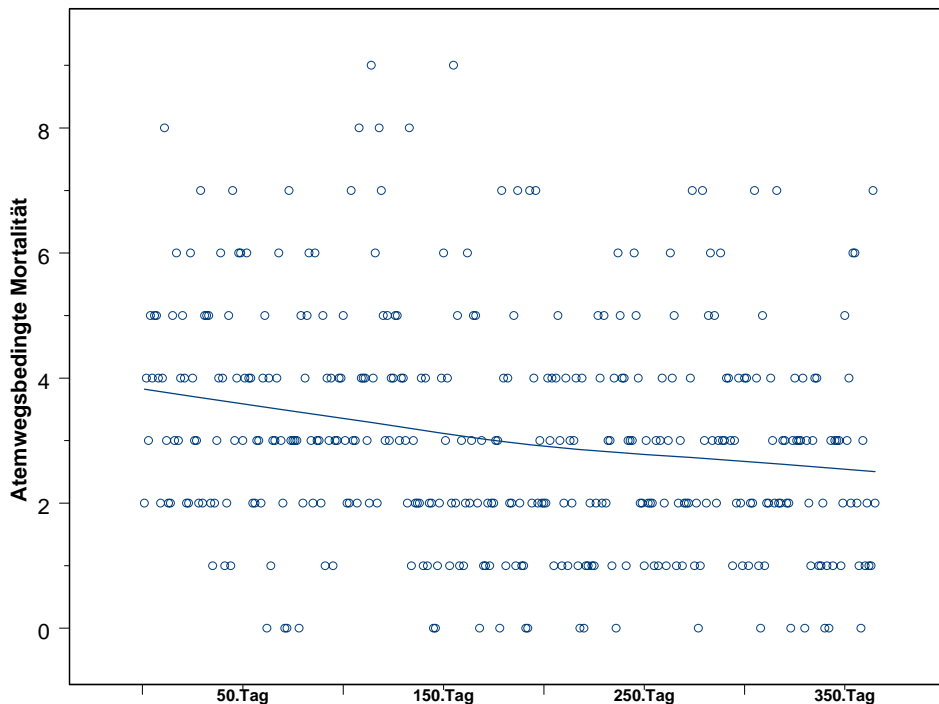


Abbildung 10: Tagesbezogene atemwegsbedingte Mortalität in Hamburg (Fälle pro Kalendertag im Jahr 2001, ICD 10: J00-J99) zusammen mit einer mittelnden Ausgleichskurve

4.3 Deskriptive Analyse der tagesbezogenen Mortalität und Luftbelastung

Eine der in umweltepidemiologischen Studien häufig untersuchten Fragestellungen ist es, in welchem Maß diese hohe Variabilität von Tag zu Tag mit zeitlichen Änderungen der Umwelteinflüsse wie z.B. der PM_{10} -Belastung (aber auch z.B. Temperatur oder andere Luftschadstoffe) verbunden ist. Neben dem epidemiologischen Vergleich von Bevölkerungsgruppen mit unterschiedlicher Belastung bieten solche Zeitreihenanalysen eine Möglichkeit, angenommene Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge zwischen Umwelt und Gesundheit zu untersuchen.

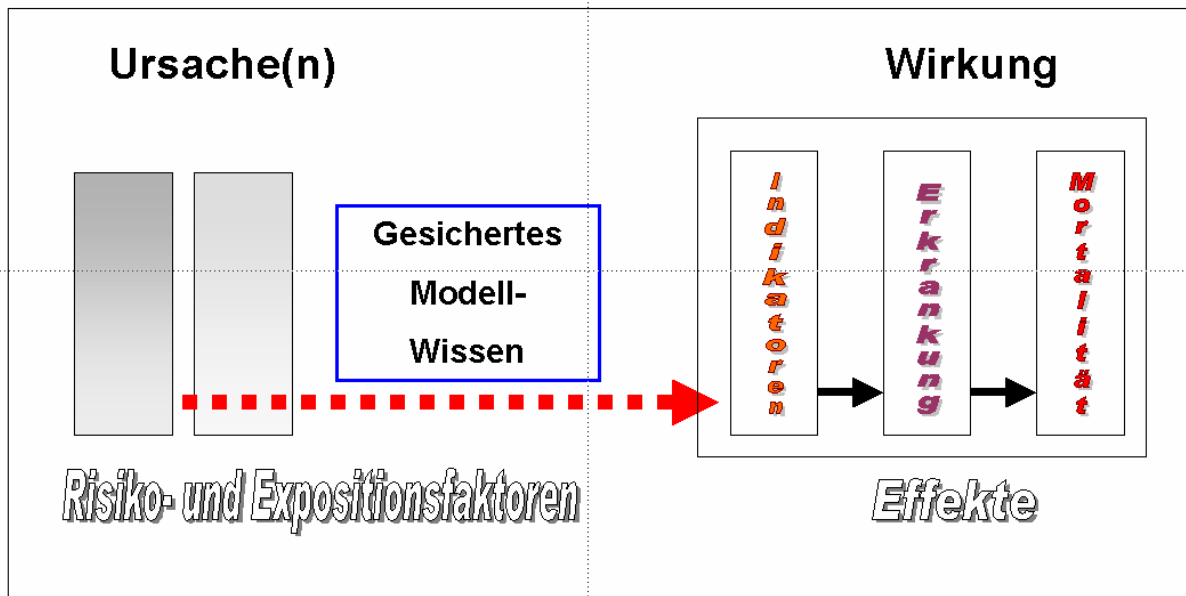


Abbildung 11: Illustration der Wirkungskette von Einfluss-, Risiko- und Expositionsfaktoren über die an Gesundheitsindikatoren (Belastung) erkennbare Wirkung auf die Erkrankungs- und Todesursachen

Direkte Zusammenhangsanalysen zwischen Exposition und Sterblichkeit sind aus methodischen Gründen für eine Kausalitätsbetrachtung allerdings grundsätzlich nur begrenzt aussagekräftig, weil von komplexen Wirkungsketten ausgegangen werden muss (vgl. schematische Darstellung in Abb. 11). Scheinbar ursächliche Zusammenhänge können durch andere Einflussfaktoren nur vorgetäuscht sein, tatsächlich vorhandene Zusammenhänge andererseits verschleiert werden. Eine eindeutige Zuordnung einer einzelnen Ursache für einen Todesfall ist daher oft weder im Einzelfall noch in der Betrachtung von Populationen zu erreichen. Die Annahme einer ursächlichen Wirkung ist umso berechtigter, je besser die einzelnen Schritte der angenommenen Wirkungskette belegt und nachgezeichnet werden können. Da nach wie vor ein Mangel an Kenntnissen über die genauen molekularbiologischen Effekte einzelner Schadstoffklassen sowie der einzelnen Schadstoffe besteht, kann auch die derzeitige gesellschaftspolitische Diskussion nicht durchgehend auf der Grundlage objektiver wissenschaftlicher Ergebnisse geführt werden (Molliné et al. 2007).

In den großen, fachlich anerkannten epidemiologischen Studien zeigen sich allerdings konsistent annähernd lineare Konzentration-Wirkungsbeziehungen (Dockery et al. 2003, Valent et al. 2004) zwischen der PM_{10} -Luftbelastung und der Mortalität. Trotz verbleibender Unsicherheiten wird daher im Allgemeinen von langfristig negativen Einflüssen auf die Gesamtbelastung ausgegangen. Einzeltagesbezogene Spitzenwerte können insbesondere bei vorgeschädigten Personen Verschlechterungen der gesundheitlichen Situation auslösen.

Da für PM_{10} in der Fachliteratur ein zeitlicher Zusammenhang zwischen der Belastungssituation und der Mortalität konsistent beschrieben wird, wurden diese Fragestellung auch für Hamburg anhand der Daten der vorliegenden Zeitreihe explorativ betrachtet. Wenn die Luftbelastung einen Effekt auf die Mortalität hat, so müsste eine überdurchschnittliche Belastung am gleichen Tag oder in den Vortagen mit einer über-

durchschnittlichen Häufung von Todesfällen einhergehen. Bei einer unterdurchschnittlichen Belastung sollten entsprechend weniger Todesfälle vorliegen. Um diese Frage zu klären, wird die Korrelation zwischen der Luftbelastung am gleichen Tag (Zeitverzögerung [Lag] = 0 Tage), am Vortag (Zeitverzögerung [Lag] = 1 Tag) usw. berechnet. Auf eine Kontrolle von meteorologischen Daten wurde verzichtet, weil die vom Umfang kleine Datenlage keine ausreichende Basis zur Berechnung komplexer Modelle ermöglichte.

In Abbildung 12 ist die Stärke der Assoziation (CCF: Cross Correlation Function) zwischen der Luftbelastung mit PM₁₀-Feinstäuben und der tagesbezogenen Gesamt mortalität dargestellt. Die Balken geben die Stärke und die Richtung des Je-Desto-Zusammenhanges zwischen der Luftbelastung und der Anzahl der Todesfälle wieder. Die Angaben auf der Ordinate geben die jeweils untersuchte Zeitverzögerung zwischen der jeweils gemessenen Luftbelastung (PM₁₀) und der dokumentierten Effekthöhe (Anzahl der Todesfälle) in Tagen wieder. Eine negative Zahl bedeutet, dass die Luftbelastung des x.ten Vortages mit der Mortalität am jeweiligen Tag verglichen wird. Ein Zusammenhang für positive Zahlen (zeitliche Vorwegnahme eines Effektes) wäre unplausibel, denn dann würde u. A. eine erhöhte Sterblichkeit der Luftbelastung vorausgehen.

Die Auswertungen zeigen einen Anstieg der Assoziation zwischen der PM₁₀-Luftbelastung und der Anzahl von Sterbefällen am gleichen ($r_{\text{Mort,PM10}} = 0.10$; $p=0.099$) oder am vorausgehenden ($r_{\text{Mort,PM10}} = 0.088$; ; $p=0.117$) Tag. Diese Ergebnisse sind nicht statistisch signifikant bedeutsam, heben sich jedoch als Trend von der Hintergrundvariation ab.

Ein vergleichbares Ergebnis zeigt sich bei der Betrachtung der Herz-Kreislauf-Sterblichkeit (Abbildung 13). Die Je-Desto-Assoziation zwischen der Mortalität und der Luftbelastung am gleichen Tag (Zeitverzögerung/Lag [Tage] = 0, $r_{\text{Mort,PM10}} = 0,09$; $p=0,114$) bzw. am Vortag (Zeitverzögerung/Lag [Tage] = -1, $r_{\text{Mort,PM10}} = 0,08$; $p=0,133$) ist höher als die zu den Luftbelastungen in den weiter vorliegenden Tagen. Auch hier heben sich die Ergebnisse jedoch nicht statistisch signifikant von der zu erwartenden Gesamtvariabilität ab.

Für die atemwegsbedingte Mortalität lässt sich die Analyse wegen der geringeren Fallzahlen - die Anzahl der Sterbefälle pro Tag mit einer entsprechenden Kodierung der amtlichen Todesbescheinigung liegt bei ca. 3 Fällen pro Tag - methodisch nicht mehr angemessen durchführen.

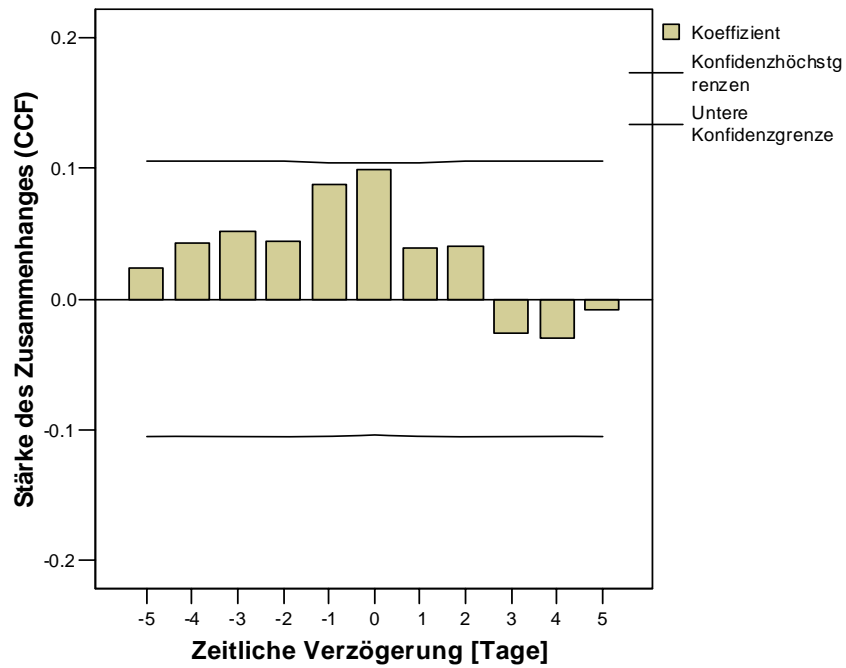


Abbildung 12: Tagesbezogene Korrelation der Gesamtmortalität (ohne äußere Todesursachen) zur Feinstaub-Immission .

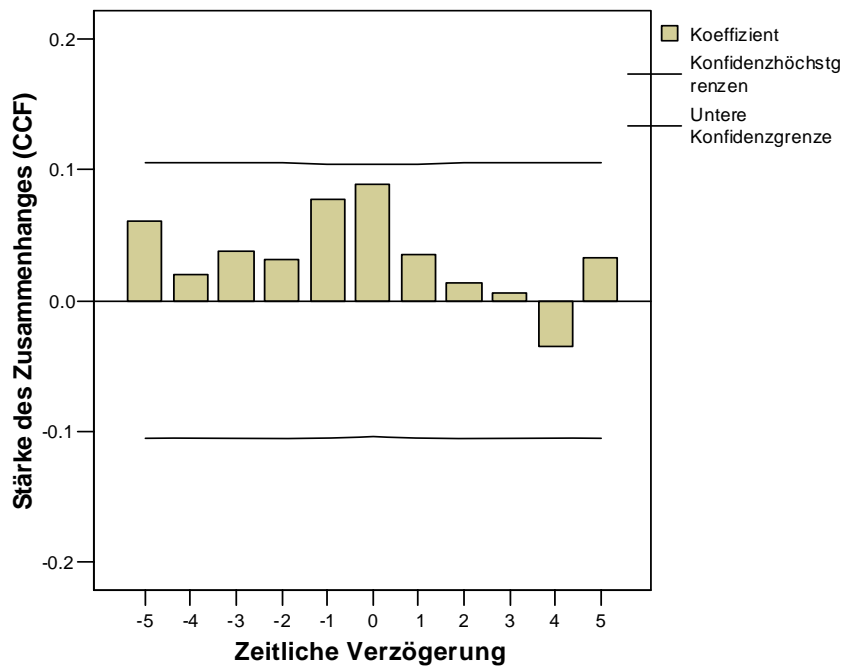


Abbildung 13: Tagesbezogene Korrelation der Herz-Kreislauf-Mortalität zur Feinstaub-Immission

Für Ozon ließe sich eine vergleichbare Analyse nur für die Sommermonate getrennt durchführen. Nur in diesem Zeitintervall ist bei höheren Außenluftkonzentrationen mit kurzzeitigen und mittelfristigen Effekten auf die Morbidität und die Mortalität zu rechnen. Hierdurch wird Anzahl der für Berechnungen heranzuziehenden Tage nochmals begrenzt. Da aber auch der mögliche Einfluss von Extremtemperaturen berücksichtigt werden müsste, reicht die vorliegende Datenlage für eine entsprechende Analyse nicht aus.

Die Ergebnisse der Hamburg-bezogenen Datenexploration ergeben keinen statistisch signifikanten Unterschied in der Mortalität zwischen Tagen mit hoher PM_{10} -Belastung zur Hintergrundssituation. Dies ist vor dem Hintergrund der im europäischen Maßstab günstigen Luftbelastungssituation auch nicht zu erwarten gewesen; gleichwohl deutet die Datenlage auf einen Trend zu einer Mortalitätserhöhung hin, der mit der wissenschaftlichen Literatur im Einklang steht. Die Form der tagesbezogenen Assoziation stände mit der Annahme im Einklang, dass PM_{10} -Belastungsspitzen zum vorzeitigen Tod von geschwächten und vorerkrankten Personen führen können. Die Form der zeitlichen Beziehung würde ein durch Luftbelastungsspitzen verfrühtes Todesdatum nahelegen; in der englischsprachigen Literatur wird dies als „harvesting“ bezeichnet.

Dass eine alleine auf ein Jahr und eine Untersuchungsregion bezogene explorative Analyse dabei nur einen geringe Aussagekraft haben kann, belastbare Ergebnisse erst mit Studien in einem größeren europäischen Maßstab haben können, sei nochmals angemerkt.

5. Hamburg im europäischen Städtevergleich

Ziel des ENHIS-Projektes war es auch, ein europäisches Informationssystem für den Sektor Gesundheit und Umwelt zu initiieren. Für den Bereich der Luftbelastungen (PM₁₀ und Ozon) und zu möglichen gesundheitlichen Wirkungen wurden Daten in einem einheitlichen Format gesammelt und analysiert. Durch diese Vereinheitlichung der Daten ist es möglich, die Belastungssituation für die beteiligten europäischen Städte in Relation zu einander zu stellen.

Für das Jahr 2001 ist im Folgenden der Städtevergleich für die Luftbelastungen in den Abbildungen 14 bis 16 zusammengestellt, wesentliche gesundheitliche Effektgrößen in den Abbildungen 17 bis 19.

Die Bänder pro Stadt beschreiben den Variationsbereich, in dem sich 90 Prozent der Luftmessungen bewegen, der Punkt in der senkrechten Linie beschreibt den jeweiligen Mittelwert der Messungen. Hamburg weist, wie London und die skandinavischen Städte auch, vergleichsweise niedrige Jahresmittel für die PM₁₀- und Ozonbelastung auf und nimmt Rangplatz 8 (PM₁₀) und Rangplatz 4 (Ozon) von 31 Städten ein. London, Stockholm und Kopenhagen weisen die niedrigsten PM₁₀-Belastungen auf, London hat auch die niedrigsten Ozonbelastungen gemessen. Die meteorologischen Bedingungen mit höheren Windgeschwindigkeiten und damit auch einem höheren Luftaustausch in den nordeuropäischen Städten tragen dazu bei, dass die für die nordeuropäischen Städte gemittelten Expositionsstärken durchgängig vergleichsweise niedrig sind.

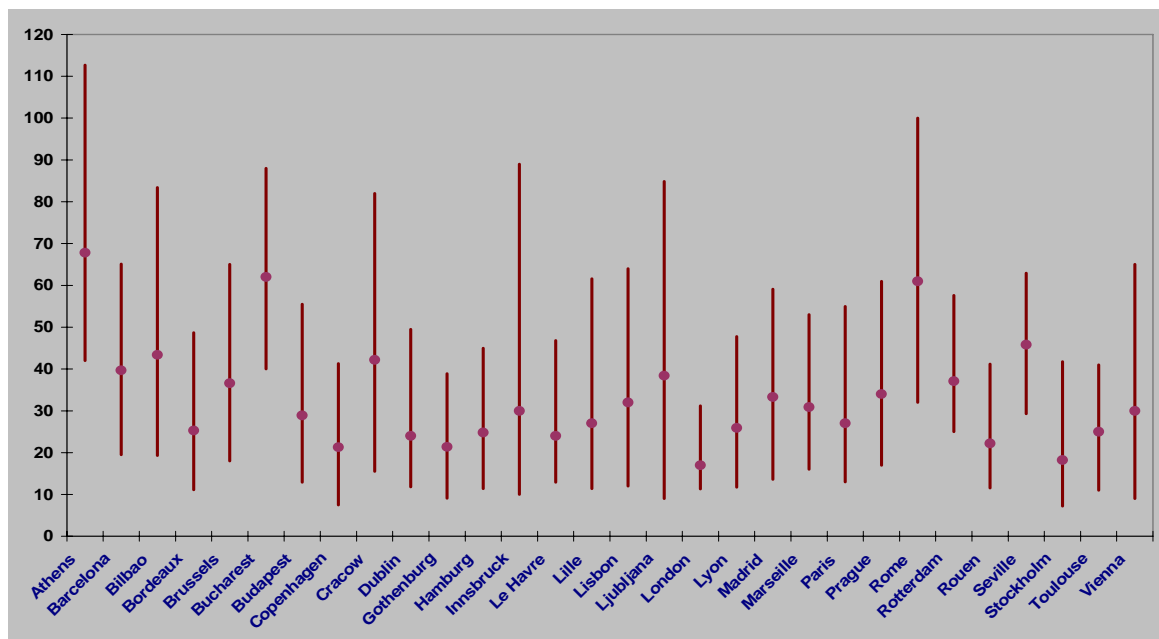


Abbildung 14: Jahresmittelwerte sowie 5. und 95. Perzentil der PM₁₀-Luftbelastung (µg/m³) in den beteiligten europäischen Metropolregionen.

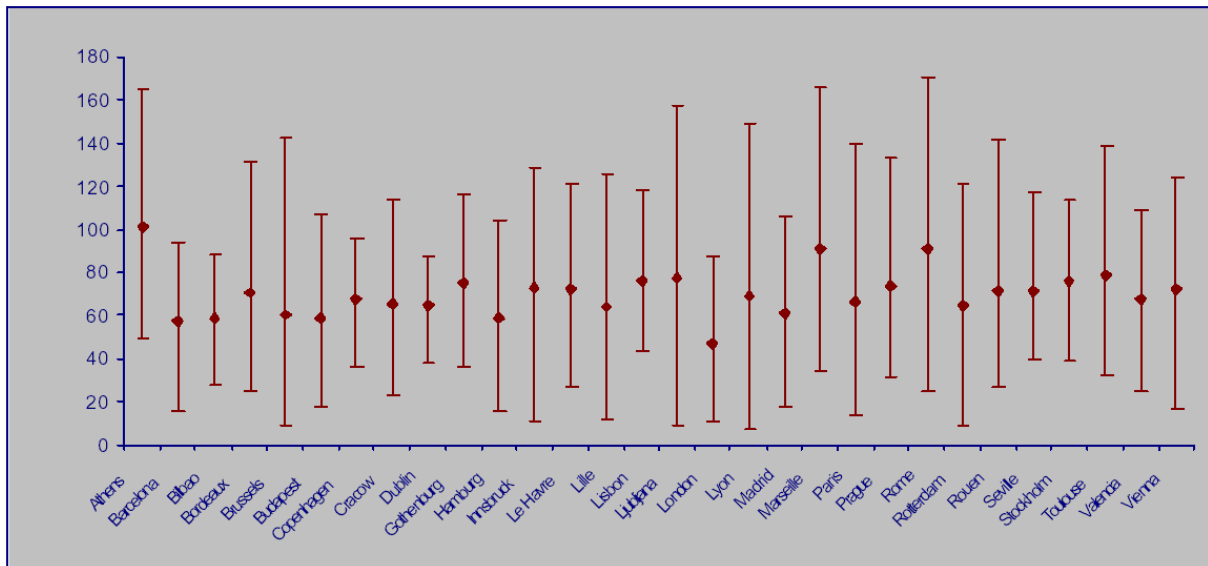


Abbildung 15: Jahresmittelwerte sowie 5. und 95. Quantil der höchsten täglichen 1-h Konzentrationen für Ozon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in den beteiligten europäischen Metropolregionen (ganzjährig).

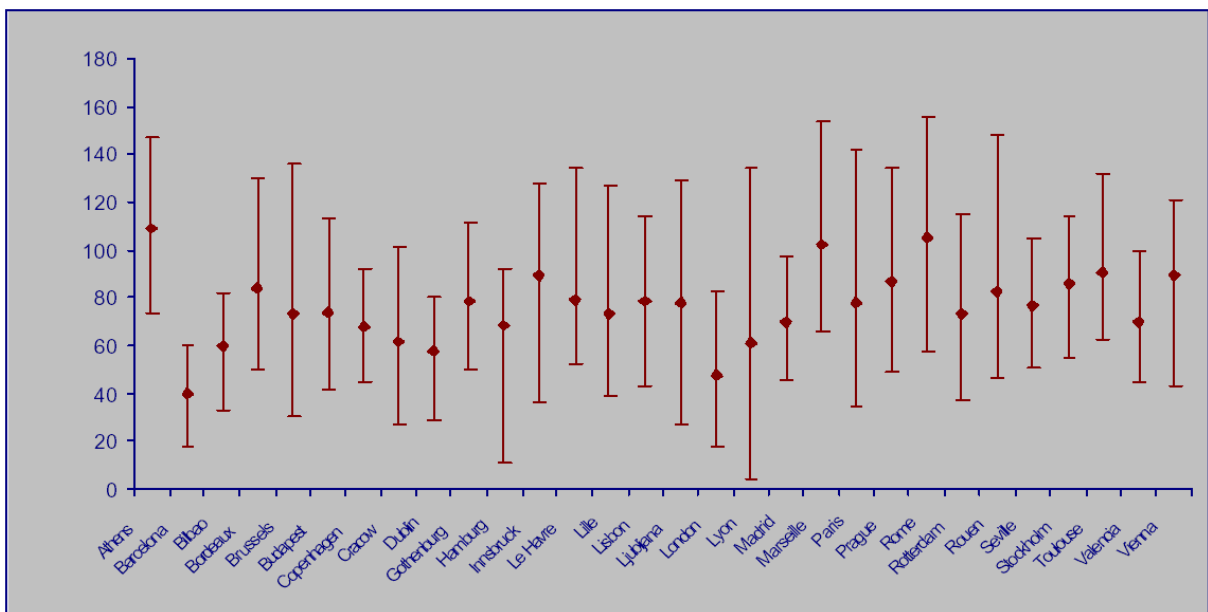


Abbildung 16: Jahresmittelwerte sowie 5. und 95. Quantil der höchsten täglichen 8 h-Mittelwerte für Ozon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in den beteiligten europäischen Metropolregionen (Sommerhalbjahr).

Abbildung 17 zeigt einen nach der Bevölkerungsstruktur standardisierten Vergleich der Mortalitätsraten für alle Todesursachen. Die Struktur der Referenzbevölkerung, in die die Daten umgerechnet werden, entspricht hierbei näherungsweise der Alters- und Geschlechtsstruktur der europäischen Bevölkerung. Die Rate für Hamburg liegt mit Rang 19 von 31 im unteren, also günstig einzustufenden Bereich. Betrachtet man alleine die Mortalität ohne diese Standardisierung, so schneidet Hamburg im Vergleich mit einem mittleren Rang ab. Im APHEIS/ENHIS-Projekt werden beide Angaben berichtet, um mögliche Probleme bei der Standardisierung zu umgehen; diese können insbesondere dann auftreten, wenn die Altersschichtung der städtischen Bevölkerungen deutlich von der europäischen Referenzbevölkerung abweichen. So hat z.B.

Hamburg gegenüber der Bundesrepublik als Ganzes eine vergleichsweise junge Bevölkerungsstruktur (Auszubildende, Studenten, Arbeitnehmer). Kritisch bleibt allerdings anzumerken, dass ein Vergleich ohne Standardisierung nur dann angemessen ist, wenn die Bevölkerungsstrukturen der verglichenen Städte annähernd ähnlich sind.

Bezogen auf die dokumentierten Gesundheitsindikatoren steht Hamburg im Vergleich zu anderen europäischen Metropolen und Städten durchgehend im Mittelfeld. Aus den Daten sind daher weder positive oder negative Hervorhebungen für Hamburg zu konstatieren.

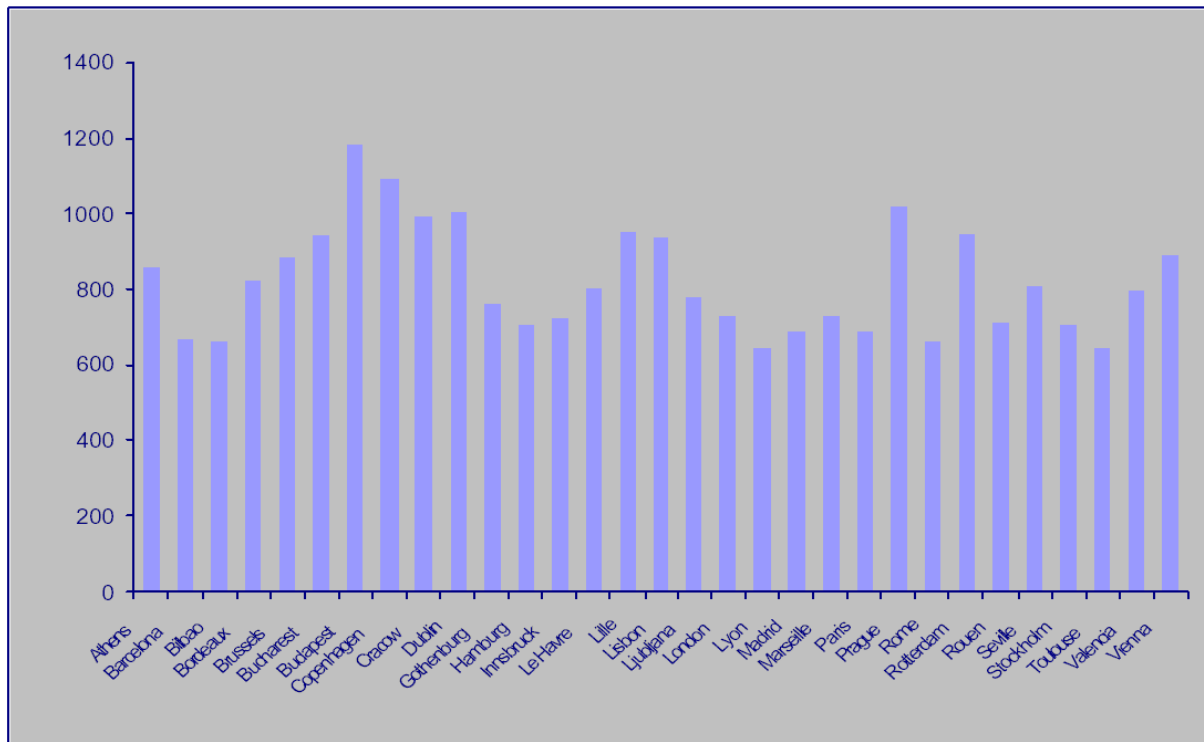


Abbildung 17: Altersstandardisierte Mortalitätsraten für alle Todesursachen (Rate pro 100 000 Einwohner pro Jahr)

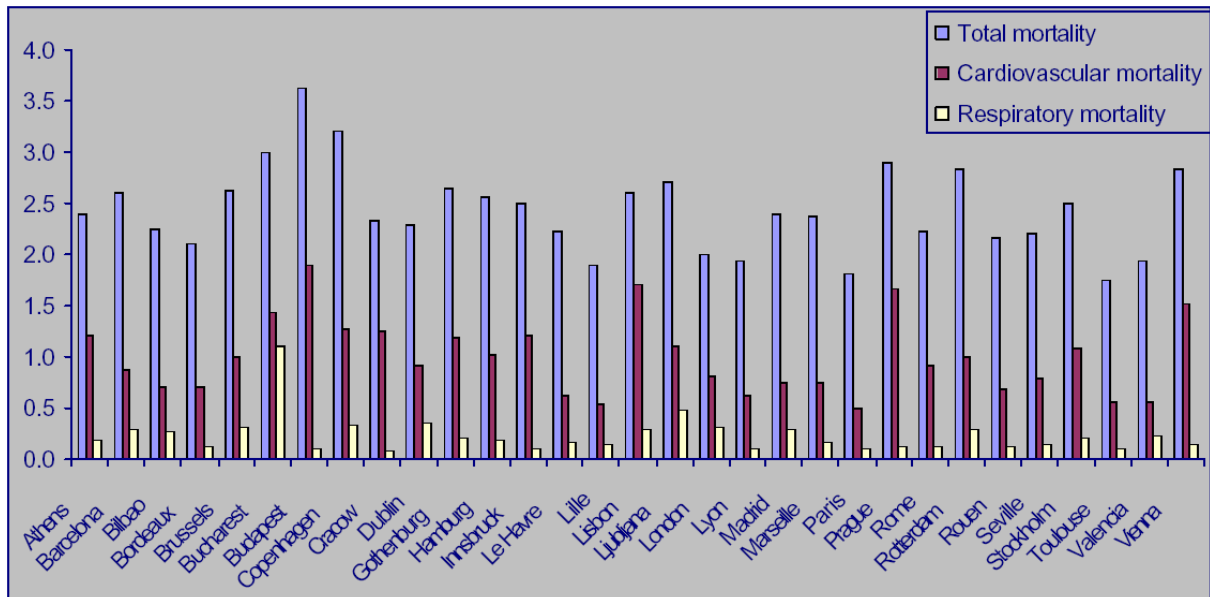


Abbildung 18: Tagesbezogene Mortalitätsraten für alle Todesursachen, für Herz-Kreislauf-bedingte und für atemwegsbedingte Todesursachen im europäischen Vergleich (Rate pro 100 000 Einwohner pro Tag). Balkenfarbe: Blau/links: Gesamtsterblichkeit; Rot/Mitte: Herz-Kreislauf-bedingte Sterblichkeit; Gelb/rechts: atemwegsbedingte Sterblichkeit

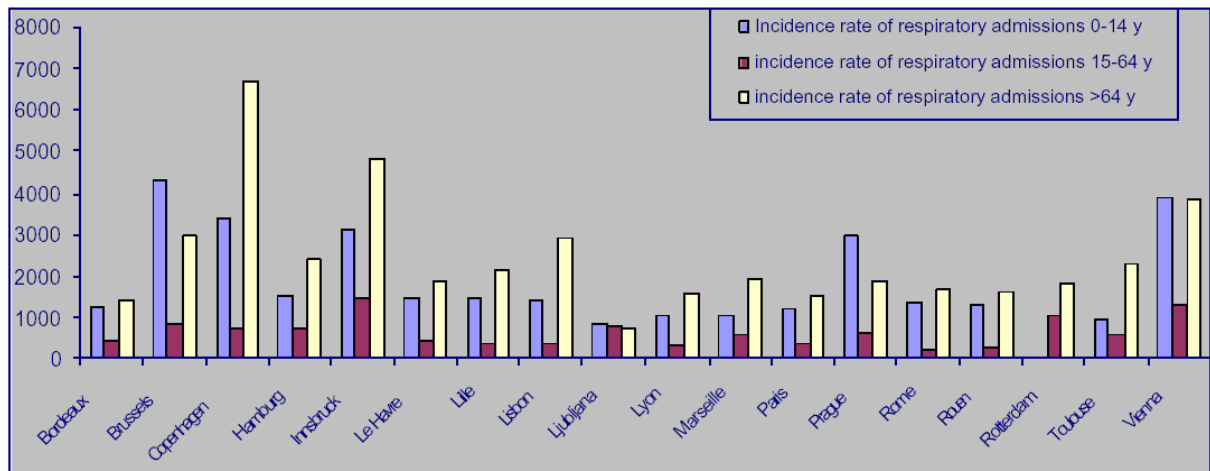


Abbildung 19: Jahresbezogene Krankenhaus-Einweisungsraten für atemwegsbedingte Erkrankungen im europäischen Vergleich (Rate pro 100 000 Einwohner pro Jahr). Balkenfarbe: Blau/links: Inzidenzrate für Kinder/Jugendlich 0-14.Lebensjahr; Rot/Mitte: Inzidenzrate für Erwachsene 15-65.Lebensjahr; Gelb/rechts: Inzidenzrate für die ältere Bevölkerung über dem 65. Lebensjahr

6. Abschätzung der Auswirkungen emissionsmindernder Maßnahmen auf die Gesundheit (Health Impact Assessment)

Neben der Dokumentation der Luftbelastung und möglicherweise hiermit assoziierter Gesundheitseffekte bestand ein weiteres wesentliches Ziel des europäischen Verbundprojektes darin abzuschätzen, wie sich definierte Verbesserungen der Luftqualität auf die Gesundheit der betroffenen Bevölkerungen auswirken würden. Hierzu wurden bevölkerungsbezogene Risikoabschätzungen durchgeführt, in denen ausgehend von der Literaturlage (Metaanalysen der international vorliegenden Studienergebnisse) berechnet wurde, welche Anteile an der zur Zeit dokumentierten Krankheitslast und Sterblichkeit vermieden würden, wenn die Luftbelastung um festgelegte Beträge vermindert würde. Die Anwendung dieser etablierten Verfahren der Gesundheitsfolgenabschätzung, insbesondere wenn sie für definierte Szenarien mit definierten Bevölkerungen und bekannten Vorbelastungen berechnet werden, können eine effiziente und rational begründeten Auswahl von Handlungsoptionen in der Normwertsetzung der Europäischen Kommission unterstützen. Neben den Daten zur Luftbelastung fließen in diese Rechenmodelle jeweils die Angaben zur Bevölkerungsstruktur und zur Stärke der angenommenen, aus der Literatur abgeleiteten Dosis-Wirkungsbeziehung ein.

Im Rahmen des APHEIS-Projektes wurden die Ergebnisse der international vorliegenden epidemiologischen Literatur gesichtet und zusammengeführt (Metaanalyse). Zur quantitativen Beschreibung der Dosis-Wirkungsbeziehungen wurden nur solche Studien herangezogen, die sich auf größere Bevölkerungen beziehen und deren Studienanlage bei Vorliegen einer statistischen Zusammenhangsbeziehung hinreichende Evidenz für einen tatsächlich vorliegenden systematischen Zusammenhang ergab. Aus den abgeleiteten Daten kann eine grobe Abschätzung des Einflusses der Luftschadstoffe auf die Gesundheit der betroffenen Bevölkerungen abgeleitet werden. Die eingehenden Annahmen sind allerdings gegenüber den tatsächlichen Umwelt- und Lebensbedingungen vereinfacht; da z.B. weder Besiedlungsdichte noch Aufenthaltszeiten oder Luftbelastungen in Metropolregionen gleichmäßig verteilt sind. Insofern stellt die Abschätzung der gesundheitlichen Auswirkungen nur eine Grobschätzung dar. Wegen der vorsichtigen (wissenschaftlich angemessen konservativen) Ableitung der Dosis-Wirkungsbeziehungen ist eine grobe Überschätzung der auftretenden Wirkungen aber eher unwahrscheinlich.

Die Hauptergebnisse der Metaanalysen sind in Tabellen 5 und 6 dokumentiert. Angegeben ist jeweils, wie stark sich die Sterblichkeit bei einem Anstieg der Luftbelastung um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel erhöht. Die Abschätzung für den Zusammenhang zwischen Feinstaubbelastung und der Sterblichkeit in der Gesamtbevölkerung war bereits in Phase 3 des APHEIS-Projektes erarbeitet worden, die anderen Abschätzungen, speziell die Abschätzungen für die Auswirkungen auf die frühkindliche Sterblichkeit, sind aktuelles Ergebnis von Phase 4.

Die relativen Risiken beschreiben den relativen Anstieg der jeweiligen Zielgröße (z.B. der Sterblichkeit) unter der Bedingung der Steigerung der Luftbelastung (z.B. Ozon) um einen festgelegten Betrag. Danach erhöht sich z.B. die Gesamtsterblichkeit (alle Todesursachen) um den Faktor 1.0031, also um etwa 3 Promille, wenn im Sommerhalbjahr die Luftbelastung um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Ozon im 8-Stunden-Maximum ansteigt. Die-

se Steigerung des Risikos mag auf den ersten Blick klein erscheinen, ist aber relevant, weil die Spannweite der Exposition groß ist und große Bevölkerungsgruppe betroffen sein können. Um die verbleibenden Unsicherheiten in der Bewertung zu dokumentieren, ist für jedes relative Risiko in Tabelle 5 auch der 95%-Vertrauensbereich angegeben, also der Bereich, in dem der Wert des relativen Risikos mit 95%-Sicherheit liegen wird. Durch die Angabe des Vertrauensbereiches können zwei Dinge eingeschätzt werden, erstens die Zuverlässigkeit und Stabilität der Studienergebnisse untereinander (ein kleines Band deutet auf stabile Studienergebnisse) und in der Ergebnisdarstellung zweitens der Bereich, in dem sich der erreichbare Effekt mit hoher Wahrscheinlichkeit bewegen wird.

Sterblichkeit in der Gesamtbevölkerung	Relatives Risiko (mit Konfidenzbereich) bei einem Anstieg um 10 µg/m³	Literatur
Alle Todesursachen (ohne äußere Ursachen)	1.0031 (1.0017-1.0052)	Gryparis et al 2004
Herz-Kreislauf-Erkrankungen	1.0046 (1.0022-0.0073)	
Atemwegserkrankungen	1.0113 (1.0074-1.0151)	

Tabelle 5: Abschätzung der gesundheitlichen Auswirkungen von Ozonbelastungen. Angegeben ist jeweils, wie stark das Mortalitätsrisiko steigt, wenn die Luftbelastung mit Ozon (maximaler 8h-Wert im Sommer) um 10 µg/m³ ansteigt.

Sterblichkeit	Relatives Risiko (mit Konfidenzbereich) bei einem Anstieg um 10 µg/m³	Literatur
in der Gesamtbevölkerung Alle Todesursachen (ohne äußere Ursachen)	1.043 (1.026-1.061)	Medina et al 2005 (APHEIS, Phase 3)
frühkindliche Sterblichkeit Alle Todesursachen (ohne äußere Ursachen)	1.048 (1.022-1.075)	Lacasaña et al 2005
Atemwegserkrankungen	1.216 (1.102-1.342)	
Plötzlicher Kindstod	1.12 (1.07-1.17)	Woodruff 1997

Tabelle 6: Abschätzung der gesundheitlichen Auswirkungen von PM₁₀-Belastungen. Angegeben ist jeweils, wie stark das Mortalitätsrisiko steigt, wenn die Luftbelastung mit PM₁₀ im Tagesmittel um 10 µg/m³ ansteigt.

Auf der Basis dieser Abschätzungen wird in einem weiteren Schritt abgeschätzt, wie stark die Sterblichkeit abnimmt, wenn sich die Luftqualität verbessert. Als Mindestszenarien wurden die Auswirkungen bei einer angenommenen Abnahme der Ozonbelastung im Sommerhalbjahr um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und einer angenommenen Abnahme der PM_{10} -Belastung um $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresdurchschnitt betrachtet. Die Ergebnisse sind in Tabellen 7 und 8 dargestellt und auf die Hamburger Situation übertragen.

Sterblichkeit in der Gesamtbevölkerung	Erwartete Abnahme der Sterblichkeit (Fälle pro 100.000 Einwohner)	Erwartete Abnahme in Hamburg (Anzahl der Fälle)	Anzahl der Todesfälle in Hamburg	erwartete Abnahme im Verhältnis zu auftretenden Fällen
Alle Todesursachen	1,28	22,0	16.133	0,14%
Herz-Kreislauf-Erkrankungen	0,75	12,9	6461	0,20%
Atemwegserkrankungen	0,39	6,7	2446	0,27%

Tabelle 7: Abschätzung der Abnahme der Sterblichkeit durch Verbesserung der Luftqualität für Ozon (Abnahme des maximalen 8h-Wertes im Sommer um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$)

Hiernach wäre z.B. bei einer Abnahme der Ozonbelastung im Sommer um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mit einer Abnahme der Sterblichkeit um 1,28 Fällen pro 100.000 Menschen zu rechnen. Umgerechnet auf Hamburg entspricht dies einer Abnahme um 22 Fälle oder um 0,14% der insgesamt auftretenden Sterbefälle.

	Erwartete Abnahme der Sterblichkeit (Fälle pro 100.000 Einwohner)	Erwartete Abnahme in Hamburg (Anzahl der Fälle)	Anzahl der Todesfälle in Hamburg	Erwartete Abnahme im Verhältnis zu auftretenden Fällen
Gesamtbevölkerung: Alle Todesursachen	17	292,6	16.133	1,8%
Frühkindliche Sterblichkeit: Alle Todesursachen	4,7	0,67	25	2,8%
Atemwegserkrankungen	1,4	0,20	0	./.
Plötzlicher Kindstod	1,8	0,26	8	3,3%

Tabelle 8: Abschätzung der Abnahme der Sterblichkeit durch Verbesserung der Luftqualität für PM_{10} -Belastungen (Abnahme des Tagesmittelwertes um $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$)

Eine Senkung der Feinstaubbelastung PM₁₀ um 5 µg/m³ hätte nach den Modellrechnungen, die zentral für alle europäischen Metropolregionen durchgeführt wurden, eine stärkere Auswirkungen, nämlich eine Minderung um knapp 300 Fälle pro Jahr, entsprechend 1,8% aller Todesfälle. Die prozentuale Abnahme der frühkindlichen Sterblichkeit läge mit 2,8% etwas höher als die Abnahme der Sterblichkeit in der Gesamtbevölkerung (mit umgerechnet 2 Kindern in drei Jahren oder 0,67 Kinder pro Jahr).

Altersgruppe	Betrachteter Schadstoff	Relatives Risiko (mit Konfidenzbereich bei einem Anstieg um 10 µg/m ³)	Literatur
< 15 Jahre	PM ₁₀	1,010 (0,998-1,021)	Anderson et al 2004
15-64 Jahre	Ozon (8h-Maximum im Sommer)	1,001 (0,991-1,012)	
> 64 Jahre	Ozon (8h-Maximum im Sommer)	1,005 (0,998-1,012)	

Tabelle 9: Zunahme von Krankenhauseinweisungen wegen Atemwegsbeschwerden in Abhängigkeit von Luftbelastung

Die entsprechenden Auswertungen für die Morbidität (Krankenhauseinweisungen wegen Atemwegsbeschwerden) sind in Tabelle 9 dargestellt. Ausgehend von den in der Literatur beschriebenen Dosis-Wirkungsbeziehungen wurde für die jüngste Altersgruppe PM₁₀ als bedeutsamer Schadstoff angesehen, für die beiden älteren Altersgruppen Ozon (8 h-Maximum während des Sommers). In allen Fällen umfasst der Konfidenzbereich den Wert 0. Dies bedeutet, dass ein Anstieg um 10 µg/m³ nicht zu einer statistisch signifikanten Risikoerhöhung führt.

7. Schlussfolgerungen

Die Beteiligung Hamburgs als einzige Stadt der Bundesrepublik Deutschland am europäischen APHEIS/ENHIS-Projekt gab erstmals den Anlass, Daten zur Umwelt und zur Gesundheit, die an verschiedenen Stellen erhoben und durch unterschiedliche Institutionen gesammelt und dokumentiert wurden, in einem europäisch vereinheitlichtem Format zusammen zu führen, sie gemeinsam zu berichten und in einem gemeinsamen Standard miteinander zu vergleichen. Neben allen Problemen bei der Datenzusammenführung und gemeinsamen Interpretation der Daten aus 31 europäischen Städten und Metropolregionen, die sich durch die Heterogenität der Strukturen im Gesundheits- und Umweltsektor ergaben, hat das Projekt wesentliche Empfehlungen für die zukünftige Harmonisierung der Datenaufnahme und Berichterstattung in Europa geben können. Durch diesen Ansatz ist es auch möglich geworden, die beteiligten Zentren bezüglich ihrer Luftbelastungssituation mit Ozon und Feinstaub ebenso wie bezüglich der betrachteten Gesundheitsindikatoren untereinander zu vergleichen. Durch die Zusammenführung der Daten aus 31 europäischen Städten und Metropolregionen wurde eine Datenlage geschaffen, die jetzt eine vertiefte Analyse ermöglicht.

Für Hamburg ergaben sich hierbei folgende Ergebnisse: Die Belastungssituation für die Außenluft durch Feinstäube (PM_{10}) und für die ganzjährig betrachtete Ozonbelastung ist die Situation in Hamburg vergleichsweise günstig einzustufen. Hamburg liegt im besseren Mittelfeld, für die Sommermonate allein betrachtet unauffällig im unteren Bereich der europäischen Städte. Bei den betrachteten Gesundheitsindikatoren liegt Hamburg durchgehend im Bereich mittlerer Ränge; die Disparität zwischen diesen Daten wird durch eine Vielzahl insbesondere für Ballungszentren wirksamen Einflussfaktoren bedingt.

Auch wenn die Gesamtsituation für Hamburg im europäischen Maßstab als vergleichsweise günstig einzustufen ist, zeigen die explorativen Datenanalysen jedoch noch einen Trend, dass bei höheren Feinstaubbelastungen der Bevölkerung auch die tagesbezogene Sterblichkeit ansteigt. Dies ist allerdings mit dem Vorbehalt einer fehlenden statistischen Absicherung gegenüber den vorhandenen Tagesschwankungen zu sehen und sollte daher nicht als gesicherter Hinweis auf die Wirksamkeit einer einzelnen umweltbedingten Ursache angesehen werden. Vor dem Hintergrund der modellhaft gerechneten Risikoabschätzung möglicher gesundheitlicher Wirkungen auf europäischer und auf lokaler Ebene ist dieses Ergebnis in der Richtung und der Größenordnung allerdings plausibel.

Durch die Sichtung und Bewertung der wissenschaftlichen Literatur und die Anwendung der Studienergebnisse auf die berichteten Umweltdaten konnte eine Abschätzung der Wirkungen einer möglichen, in Teilen durch die europäischen Rahmenrichtlinien auch angestoßenen Verbesserung der Luftbelastungssituation berechnet werden.

Die Ergebnisse des europäischen Projektes zeigen daher auch, dass eine Verringerung der Luftbelastung, speziell für Feinstäube und Ozon, auch eine Verbesserung der gesundheitlichen Lage der Bevölkerung in Hamburg als europäischer Metropolregion erwarten lässt.

8. Literatur

Anderson R, Atkinson A, Peacock JL et al: Meta-analysis of time-series and panel studies on particulate matter and ozone (O₃). WHO Task Group. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen 2004 (EUR/04/5042688)

<http://www.euro.who.int/document/E82792.pdf>

Brunekref, B. & Holgate, S.T. (2002): Air pollution and health. Lancet 360: 1233-1242

Dockery, D.W., Pope C.A, Xu, X., Spengler, J.D., Ware, J.H., Fay, M.E, Ferris, B.G., Speizer, F.E. (1993): An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. N Engl J Med 329: 1753-1759

Gyparis A, Forsberg B, Katsouyanni K, et al: Acute effects of ozone on mortality from the „Air Pollution and Health: A European Approach“ Project. Am J Respir Crit Care Med 170, 2004, 1080-1087

Hoogerbrugge, R., Matthijsen, J., van Jaarsveld, H., Schaa, Martijn & van der Gon, D.H. (2006): Contribution of sea salt to PM₁₀ in The Netherlands. See JRC (2006)

http://natsources.jrc.it/pdf/Hoogerbrugge_Dutch_sea_salt.pdf

HU: Institut für Hygiene und Umwelt (2006): Hamburger Luftmessnetz – Ergebnisse 2005. Hamburg 2006 <http://www.Hamburger-luft.de>

HU: Institut für Hygiene und Umwelt (2006): Feinstaub / PM₁₀ – Erste Bilanz nach Inkrafttreten der Grenzwerte. Hamburg 2006

<http://fh.hamburg.de/stadt/Aktuell/behoerden/bsg/hygiene-umwelt/umwelt/luft/bilanz-pm10-pdf,property=source.pdf>

JRC; Joint Research Center Workshop: Contribution of Natural sources to PM levels in Europe; Joint Research Centre / European Commission, Ispra, Italy, 12.-13. October 2006 : <http://natsources.jrc.it/>

Lacasana, M., Esplugues, A., Ballester, F.: Exposure to ambient air pollution and prenatal and early childhood health effects. Eur J Epidemiol 20, 2005, 183-189

Le Tertre, A., Medina, S, Samoli, E. et al : Short- term effects of particulate matter on cardiovascular diseases in eight European cities. J Epidemiol Comm Health 2002; 56: 773-779

Medina-Ramon, M., Zanobetti, A., Schwatz, J. (2006): The effect of ozone and PM₁₀ on hospital admissions for pneumonia and chronic obstructive pulmonary disease: A National Multicity Study. Am J Epidemiol 11:1331-1336

Medina S., Boldo E., Saklad M. et al: APHEIS Health Impact Assessment of Air Pollution and Communications Strategy. Third year report. Institut de Veille Sanitaire, Saint-Maurice June 2005 (<http://www.apheis.net>)

Molliné, M., Witt, C., Gerber, A., Groneber, D.A. : Luftqualität und Belastung durch Feinstaub. Zbl Arbeitsmed 57 : 2007 ; 36-40

Pope, C.A., Burnett, R.T., Thurstone, G.D. et al. : Cardiovascular mortality and long term exposure to particulate air pollution : epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. Circulation 2004 ;109 :71-77

Samet, J.M., Dominici, F., Curriero, F.C., Coursac, I., Zeger, S.L. (2000) : Fine particulate air pollution and mortality in 20 U.S. cities, 1987-1994. N Engl J Med 343 : 1742-1749

Sun, Q., Wang, A. Jin, X, Natanzon, A., Duquaine, D. Brook, R.D. et al. (2005) : Long term air pollution exposure and acceleration of atherosclerosis and vascular inflammation in an animal model. JAMA 294 (23) :3003-3010
UBA ; Umweltbundesamt (2005) : Hintergrundpapier zum Thema Staub/Feinstaub (PM) , Berlin
<http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/hintergrund/feinstaub.pdf>

U.S. EPA; Environmental Protection Agency: Standards PM₁₀
http://www.epa.gov/ttn/naaqs/standards/pm/s_pm_index.html

Valent, F., Little, D., Bertollini, R, Nemer, L.E., Barbonde, F., Tamburlini, G. (2004): Burden of disease attributable to selected environmental factors and injury among children and adolescents in Europe. Lancet 363: 2032-2039

Van den Gon, H., Matthijssen, J., Schaap, M., van Jaarsveld, H. & Hoogerbrugge, R. : The contribution of sea salt aerosol to PM₁₀ in the Netherlands and a methodology to correct the annual PM₁₀ concentration and number of PM₁₀ exceedance days for sea salt aerosol. Geophysical Research Abstr., Vol. 8, 03978, 2006

WHO 2000: Air quality guidelines for Europe. WHO Regional Office for Europe. WHO Regional Publications, European Series, No. 91, World Health Organisation, Copenhagen (<http://www.euro.who.int/air>)

WHO 2004: Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution. Joint WHO/Convention Task Force on the Health Aspects of Air Pollution. European Centre for Environment and Health. Bonn Office 2004

WHO 2005: WHO air quality guidelines global update 2005. Report on a Working Group meeting. World Health Organisation, Copenhagen 2005.
(<http://www.euro.who.int/Document/E87950.pdf>)

Woodruff TJ, Grillo J, Schoendorf KC: The relationship between selected causes of postneonatal infant mortality and particulate air pollution in the United States. Environ Health Perspect 105, 1997, 608-612

9. Glossar

APHEIS	Air Pollution and Health: A European Information System (Luftbelastung und Gesundheit: ein europäisches Informationssystem)
arithmetischer Mittelwert	Summe der Messwerte/Anzahl der Messwerte
ENHIS	Environment and Health Information System in Europe (Informationssystem zu Umwelt und Gesundheit in Europa)
HIA	Health Impact Assessment (Abschätzung gesundheitlicher Auswirkungen)
höchste gleitende 8-Stunden-Mittelwert eines Tages	Der gleitende Mittelwert wird zur Glättung z.B. von Tagesverläufen durch fortlaufende Mittelung über bestimmte Zeiträume (hier 8 Stunden) angewandt.
ICD	International Classification of Diseases and Related Health Problems (Internationale Klassifikation der Krankheiten und verwandter Gesundheitsprobleme): dient zur Verschlüsselung von Diagnosen in der ambulanten und stationären Versorgung
Indikator	Indikator allgemein: Ein I. zeigt das Erreichen oder die Veränderung eines Zustandes an; im Umwelt-Gesundheits-Zusammenhang wird der Indikatorbegriff für Messwerte und deren Zusammenfassung zur Beschreibung und Kommunikation der ökologischen und gesundheitlichen Lage der Bevölkerung genutzt.
Korrelationskoeffizient	Maßzahl zur Beschreibung eines (linearen) Zusammenhanges zwischen zwei Größen; der Wertebereich reicht von -1 (negativer Zusammenhang) bis +1 (positiver Zusammenhang)
Median	Mittlerer Wert einer nach der Größe geordneten Zahlenreihe (=50. Perzentil)
Perzentil (Quantil)	Höchstwert eines nach der Größe gereihten Messwertkollektivs, welcher einem bestimmten Prozentsatz des Gesamtmesswertkollektivs zugehört. Das 95. Perzentil (95 % Quantil) z.B. ist dadurch definiert, dass 95 % der Messwerte unterhalb des betreffenden Wertes liegen.
PM ₁₀	Particulate Matter bzw. Feinstaub bezeichnet die Masse aller im Gesamtstaub enthaltenen Partikel, deren aerodynamischer Durchmesser kleiner als 10 µm ist.
Referenzmethode	Hivol (High volume sampler) Der Filter mit den abgelagerten feineren Partikelteilen wird täglich gewechselt und die Masse des abgelagerten Staubs im Labor gewogen. Die Werte sind erst nach mehreren Tagen verfügbar.
Relatives Risiko	Verhältnis der Erkrankungs- bzw. Mortalitätsrate in einer exponierten Bevölkerung zur Erkrankungs- bzw. Mortalitätsrate in einer nicht-exponierten Bevölkerung (Referenzbevölkerung)
β-Absorption	Die auf einem Filter abgelagerte Masse der Feinstaubpartikel wird mit Hilfe von β-Strahlung bestimmt. Korrekturfaktor
TEOM	Tapered element oscillating microbalance. Es handelt sich um eine gravimetrische Feinstaub-Messmethode zur Bestimmung der PM ₁₀ -Fraktion
WP 5	Workpackage 5 (Arbeitspaket 5): Definiertes Teilprojekt innerhalb des europäischen ENHIS-Verbundvorhabens zur Gewinnung, Dokumentation und Analyse von Daten zur Luftbelastung und zu Gesundheitsindikatoren in einem vereinheitlichten Standard und Datenformat
Zeitreihenanalyse	Zeitreihen werden verwendet, um zeitliche Entwicklungen bestimmter Merkmale zu analysieren und graphisch zu veranschaulichen. Sie sind Datensammlungen, in denen eine Ordnung (Position) nach der Kalenderzeit vorliegt. Sie ermöglichen die Analyse von zeitabhängigen, saisonalen und periodischen Zusammenhängen im Zusammenspiel mit erklärenden Größen. Zeitreihendiagramme sind Liniendiagramme, bei denen die horizontale Achse die Zeitachse ist und das betrachtete Merkmal auf der Abzisse dargestellt wird.

Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen

- Abb. 1: Teilnehmende Metropolen an Phase 4 des APHEIS-Projektes
- Abb. 2: Verteilung des höchsten 8-Stundenmittelwertes eines Tages von Ozon in Hamburg, Sommer
- Abb. 3: Verteilung des höchsten Stundenmittelwertes eines Tages von Ozon in Hamburg, 2001
- Abb. 4: Verteilung des Tagesmittelwertes von PM₁₀ in Hamburg, 2001
- Abb. 5: Zeitliche Verteilung des höchsten 8-Stundenmittelwertes eines Tages von Ozon in Hamburg, Sommer
- Abb. 6: Zeitliche Verteilung des höchsten Stundenmittelwertes eines Tages von Ozon in Hamburg, Gesamtjahr 2001
- Abb. 7: Zeitliche Verteilung des Tagesmittelwertes von PM₁₀ in Hamburg, 2001
- Abb. 8: Tagesbezogene Mortalität in Hamburg (ausgenommen Todesursachen mit äußeren Einwirkungen), 2001
- Abb. 9: Tagesbezogene Herz-Kreislauf-Mortalität in Hamburg, 2001 (ICD 10: I00-I99)
- Abb. 10: Tagesbezogene atemwegserkrankungsbezogene Mortalität in Hamburg 2001, (ICD 10: J00-J99)
- Abb. 11: Illustration der Wirkungskette von Einfluss-, Risiko- und Expositions-faktoren über die an Gesundheitsindikatoren (Belastung) erkennbare Wirkung auf die Erkrankungs- und Todesursachen
- Abb. 12: Tagesbezogene Korrelation der Gesamtmortalität (ohne äußere Todesursachen) zur Feinstaub-Immission
- Abb. 13: Tagesbezogene Korrelation der Herz-Kreislauf-Mortalität zur Feinstaub-Immission
- Abb. 14: Jahresmittelwerte sowie 5. und 95.Quantile der PM₁₀-Luftbelastung der beteiligten europäischen Metropolregionen.
- Abb. 15: Jahresmittelwerte sowie 5. und 95.Quantile der 1-Stunden-Maximal-Ozon-Luftbelastung der beteiligten europäischen Metropolregionen (ganzjährig).
- Abb. 16: Jahresmittelwerte sowie 5. und 95.Quantile der 8-Stundenmaximal- Ozon-Luftbelastung der beteiligten europäischen Metropolregionen (Sommer).
- Abb. 17: Altersstandardisierte Mortalitätsraten für alle Todesursachen
- Abb. 18: Tagesbezogene Mortalitätsraten für alle Todesursachen, für Herz-Kreislauf-bedingte und für Atemwegs-bedingte Todesursachen im europäischen Vergleich
- Abb. 19: Jahresbezogene Krankenhaus-Einweisungsraten für Atemwegs-bedingte Erkrankungen im europäischen Vergleich

- Tabelle 1: Wesentliche lokale Quellen für die Luftbelastung mit PM₁₀
- Tabelle 2: Beschreibende Statistik für Ozon- und PM₁₀-Konzentrationen in Hamburg 2001
- Tabelle 3: Frühkindliche Sterblichkeit in Hamburg (2001)
- Tabelle 4: Altersstandardisierte Sterblichkeit in der Gesamtbevölkerung in Hamburg (2001)
- Tabelle 5: Abschätzung der gesundheitlichen Auswirkungen von Ozonbelastungen
- Tabelle 6: Abschätzung der gesundheitlichen Auswirkungen von PM₁₀-Belastungen
- Tabelle 7: Abschätzung der Abnahme der Sterblichkeit durch Verbesserung der Luftqualität für Ozon
- Tabelle 8: Abschätzung der Abnahme der Sterblichkeit durch Verbesserung der Luftqualität für PM₁₀
- Tabelle 9: Zunahme von Krankenhauseinweisungen wegen Atemwegsbeschwerden in Abhängigkeit von Luftbelastung