

DOKUMENTATION

04/2026

Technische Dokumentation des risikobasierten UBA Luftqualitätsindex

von:

Florian Pfäfflin, Antonia Fritz, Volker Diegmann
IVU Umwelt GmbH, Freiburg

Prof. Dr. med. Barbara Hoffmann MPH, Dr. Katherine Ogurtsova
Institut für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin, Heinrich-Heine-Universität, Düsseldorf

Herausgeber:

Umweltbundesamt

DOKUMENTATION 04/2026

REFOPLAN des Bundesministeriums für Umwelt,
Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3722 61 202 0

Technische Dokumentation des risikobasierten UBA Luftqualitätsindex

von

Florian Pfäfflin, Antonia Fritz, Volker Diegmann
IVU Umwelt GmbH, Freiburg

Prof. Dr. med. Barbara Hoffmann MPH, Dr. Katherine
Ogurtsova
Institut für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin, Heinrich-
Heine-Universität, Düsseldorf

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

Durchführung der Studie:

IVU Umwelt GmbH
Emmy-Noether-Straße 2
79110 Freiburg

Abschlussdatum:

Dezember 2024

Redaktion:

Fachgebiet II 1.5 – Umweltmedizin und gesundheitliche Bewertung
Dr. Myriam Tobollik

DOI:

<https://doi.org/10.60810/openumwelt-8122>

ISSN 2199-6571

Dessau-Roßlau, April 2026

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen*Autoren.

Kurzbeschreibung: Technisch Dokumentation des risikobasierten UBA Luftqualitätsindex

Diese Dokumentation enthält die technische Beschreibung des überarbeiteten Luftqualitätsindex vom Umweltbundesamt. Der überarbeitete Luftqualitätsindex wurde als risikobasierter Ansatz entwickelt, der auf den neuesten Luftqualitätsleitlinien der Weltgesundheitsorganisation von 2021 fußt. Ein risikobasierter Index zielt darauf ab, das Risiko für Gesundheitseffekte von Schadstoffen in die Struktur und die Bewertung der Luftqualität des Index zu integrieren. Der hier vorliegende technische Bericht umfasst mehrere Teile, in denen das Konzept und die Schritte zur Erstellung des Index beschrieben werden.

Abstract: Technical documentation of the risk-based UBA Air Quality Index

This documentation contains the technical description of the revised air quality index of the German Environmental Agency. The revised air quality index was developed as a risk-based approach and is based on the latest World Health Organization Air Quality Guidelines published in 2021. A risk-based index aims to integrate the risk of health effects from pollutants into its structure and into the evaluation of air quality. The present technical report comprises several parts that describe the concept and the steps involved in creating the index.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	8
Tabellenverzeichnis	8
Abkürzungsverzeichnis	10
Zusammenfassung	11
Summary	15
1 Einführung	19
1.1 Risikoäquivalente Bewertungsklassen	19
1.2 Normative Dokumente	19
1.2.1 EU-Luftqualitätsrichtlinie	19
1.2.2 WHO AQG 2021	20
1.3 Bedeutung der WHO AQG Richtwerte und Zwischenziele für die Definition der Bewertungsklassen	21
2 Ableitung des risikobasierten UBA LQI	22
2.1 Rationale	22
2.2 Eingangsdaten	22
2.3 Indexbildung	22
2.4 Methodik der Ableitung	23
2.5 Überblick	23
3 Schritt 1: Festlegung von Exposition-Endpunktpaaren	24
3.1 Ausgewählte Exposition-Endpunktpaare	24
3.1.1 Feinstaub	25
3.1.2 Gase	25
4 Schritt 2: Literaturrecherche	26
4.1 Suchstrategie	26
4.2 Ausgewählte relative Risiken (RR)	26
4.2.1 Gesamtsterblichkeit	26
4.2.2 O ₃ und Krankenhauseinweisungen wegen Asthma	26
4.2.3 O ₃ und Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen	27
4.2.4 PM _{2.5} und Asthma	28
4.2.5 PM ₁₀ und Asthma	28
4.2.6 PM _{2.5} und respiratorische Erkrankungen	28
4.2.7 PM ₁₀ und respiratorische Erkrankungen	28
4.2.8 PM _{2.5} und kardiovaskuläre Erkrankungen	29

4.2.9	PM ₁₀ und kardiovaskuläre Erkrankungen.....	29
4.2.10	NO ₂ und Asthma	29
4.2.11	NO ₂ und respiratorische Erkrankungen.....	29
4.2.12	SO ₂ und Asthma	29
5	Schritt 3: Qualitätsbeurteilung der systematischen Übersichtsarbeiten und Metaanalysen.....	32
6	Schritt 4: Transformation der Effektschätzer von Tageswerten auf Stundenwerte	34
6.1	Definition des Transformationsfaktors	34
6.1.1	Empirische Messdaten	35
6.1.2	Berechnung Transformationsfaktor	36
6.1.3	Transformation der Effektschätzer	37
6.1.4	Alternative Vorgehensweise	38
7	Schritt 5: Standardisierung der Schadstoffwirkungen auf PM _{2,5} als Referenzschadstoff	39
7.1	Rationale	39
7.1.1	Äquivalenzkoeffizienten, Bedeutung und Berechnung.....	39
7.1.2	Zusammenfassung der Äquivalenzkoeffizienten pro Schadstoff	40
7.1.2.1	Methode der Simulation	40
7.1.3	Ergebnisse der Simulation.....	42
7.1.4	Plausibilitätsprüfung und finale Festlegung der Äquivalenzkoeffizienten durch Expertinnen und Experten	43
7.1.5	Sensitivitätsanalysen.....	44
7.1.6	Anpassung von Äquivalenzkoeffizienten an Alarm- und Informationsschwellen	45
8	Schritt 6: Festlegung der Klassengrenzen des LQI für PM _{2,5}	46
8.1	Begründung für die vorgeschlagenen fünf Klassen des LQI	46
8.1.1	Klassengrenze sehr gut - gut	46
8.1.2	Klassengrenze gut - mäßig	46
8.1.3	Klassengrenze mäßig – schlecht.....	46
8.1.4	Klassengrenze schlecht – sehr schlecht	46
9	Schritt 7: Anwendung der Klassengrenzen von PM _{2,5} auf die anderen Schadstoffe.....	48
9.1	Interaktionsmodul.....	48
10	Ableitung von Gesundheitsempfehlungen	51
11	Quellenverzeichnis	55
A.1	Anhang	60
A.1.1	Alternative Berechnung des Äquivalenzkoeffizienten	60

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Berechnung des Transformationsfaktors	35
Abbildung 2:	Berechnung des Transformationsfaktors für O ₃	35
Abbildung 3:	Berechnung des 1h-Effektschätzers	35
Abbildung 4:	Berechnung des 1h-Effektschätzers für O ₃	35
Abbildung 5:	Berechnung des Äquivalenzkoeffizienten	39
Abbildung 6:	Verteilung der simulierten Äquivalenzkoeffizienten (n = 10.000)	43

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Risikobasierter UBA LQI, inklusive der Klassengrenzen und Äquivalenzkoeffizienten	11
Tabelle 2:	Vorschlag zu Verhaltensempfehlungen für den neuen LQI.....	12
Tabelle 3:	WHO AQG 2021 Richtwerte und Zwischenziele für langfristige (jährlicher Mittelwert) und kurzfristige (24h- oder 8h- Mittelwerte) Schadstoffbelastung (WHO AQG 2021).*	20
Tabelle 4:	Relative Risiken als zusätzliche Fälle in Prozent bei kurzfristiger Schadstoffbelastung (24h- oder 8h-Mittelwerte) pro 10 µg/m ³ Konzentrationserhöhung.....	30
Tabelle 5:	Erfasste lag-Perioden in ausgewählten Studien	30
Tabelle 6:	Anzahl an Messstationen pro Stoff und Jahr.....	36
Tabelle 7:	Transformationsfaktoren für Messwerte in Deutschland, 2019 und 2022, alle Stationstypen.....	37
Tabelle 8:	1h-Effektschätzer (Prozent zusätzliche Fälle) pro 10 µg/m ³ Konzentrationserhöhung.....	38
Tabelle 9:	Äquivalenzkoeffizienten pro Schadstoff und Endpunkt pro 10 µg/m ³ Konzentrationserhöhung.....	39
Tabelle 10:	Punktschätzung und 95%-Konfidenzintervalle der Relativen Risiken als zusätzliche Fälle in Prozent bei kurzfristiger Schadstoffbelastung (24h- oder 8h-Mittelwerte) pro 10 µg/m ³ Konzentrationserhöhung und die Kennwerte der Verteilungen in der Simulation	41
Tabelle 11:	Statistische Kenngrößen der simulierten Äquivalenzkoeffizienten (n = 10.000).....	42
Tabelle 12:	Informations- und Alarmschwellen aus dem Trilog-Kompromiss und angepasste Äquivalenzkoeffizienten (EU-Parlament 2024)	45
Tabelle 13:	Risikobasierter UBA LQI, inklusive der Klassengrenzen und Äquivalenzkoeffizienten	48
Tabelle 14:	Beispiel Eins für die Anwendung des Algorithmus des Interaktionsmoduls	50

Tabelle 15:	Beispiel Zwei für die Anwendung des Algorithmus des Interaktionsmoduls	50
Tabelle 16:	Beispiel Drei für die Anwendung des Algorithmus des Interaktionsmoduls	50
Tabelle 17:	Vorschlag zu Verhaltensempfehlungen für den neuen LQI.....	52

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erläuterung
APHENA-Studie	Air Pollution and Health: A Combined European and North American Approach
AQG	Global Air Quality Guidelines
BImSchV	Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes
COPD	Chronic obstructive pulmonary disease (Chronisch obstruktive Lungenerkrankung)
EK Entwurf 2022	Richtlinie des EU-Parlaments und des Rates über Luftqualität und saubere Luft für Europa vom 26.10.2022
EU	Europäische Union
GRADE-Methodik	Grading of Recommendations, Assessment, Development and Evaluation
HRAPIE-Projekt	Health Risk of Air Pollution in Europe
ICD	Internationale statistische Klassifikation der Krankheiten und verwandter Gesundheitsprobleme
KHK	Herz-Kreislauf-Erkrankungen
LQI	Luftqualitätsindex
OHAT	Office of Health Assessment and Translation
ÖPNV	Öffentlicher Personennahverkehr
PM	Particulate Matter (Feinstaub)
RR	Relative Risiken
Swiss-TPH	Schweizerisches Tropen- und Public-Health-Institut
UBA	Umweltbundesamt
US EPA	United States Environmental Protection Agency
USA	United States of America (Vereinigte Staaten von Amerika)
WHO	Weltgesundheitsorganisation
WHO AQG 2021	World Health Organisation Air quality guideline 2021

Zusammenfassung

Diese Dokumentation enthält die technische Beschreibung des überarbeiteten risikobasierten Luftqualitätsindex (LQI) vom Umweltbundesamt (UBA), der auf den neuesten Luftqualitätsleitlinien der Weltgesundheitsorganisation (WHO) von 2021 fußt. Dieser umfassende LQI soll zum Schutz vor gesundheitlichen Auswirkungen durch Luftverschmutzung beitragen. Ein risikobasierter Index zielt darauf ab, das Risiko für Gesundheitseffekte von Schadstoffen in die Struktur und die Bewertung der Luftqualität des Index zu integrieren. Hierdurch soll die Bevölkerung für die jeweilig vorliegende Situation mit gesundheitlich relevanten Informationen zur Luftqualität und mit Empfehlungen über präventive Verhaltensweisen versorgt werden.

Der hier vorliegende technische Bericht umfasst mehrere Teile, in denen das Konzept und die Schritte zur Erstellung des Index beschrieben werden.

Der risikobasierte UBA LQI umfasst für jeden Schadstoff gestufte Bewertungsklassen (fünf Stufen von „sehr gut“ bis „sehr schlecht“), wobei unabhängig vom Schadstoff die gleiche Bewertungsklasse vergleichbar stark ausgeprägte gesundheitliche Risiken widerspiegelt. Das bedeutet, dass es für die gesundheitlichen Verhaltensempfehlungen nicht von Bedeutung ist, welcher Schadstoff den Gesamtindex bestimmt. Die Bewertungsklassen sind somit risikoäquivalent. Der risikobasierte Index basiert auf linearen Expositions-Wirkungsbeziehungen zur kurzfristigen Wirkung von Luftschadstoffen im Hinblick auf verschiedene Gesundheitsendpunkte.

Die Ableitung des risikobasierten UBA LQI beruht auf einer Adaptation der Methodik, die für den niederländischen Index entwickelt wurde:

1. Festlegung von Expositions-Endpunktpaaren (nachgewiesene oder wahrscheinliche Kausalität, Public Health Relevanz)
2. Literaturrecherche zu epidemiologischen Übersichtsarbeiten zu Gesundheitseffekten für die festgelegten Expositions-Endpunktpaare
3. Qualitätsbeurteilung der Übersichtsarbeiten und Extraktion bzw. Berechnung der Effektschätzer für die festgelegten Expositions-Endpunktpaare
4. Transformation von Effektschätzern für Tagesmittelwerte in Effektschätzer basierend auf Stundenwerten
5. Standardisierung der Schadstoffwirkungen auf Feinstaub (PM_{2,5}) als Referenzschadstoff
6. Festlegung von Bewertungsklassen für PM_{2,5} mittels WHO AQG 2021
7. Berechnung von risikoäquivalenten Bewertungsklassen für die anderen Schadstoffe und medizinisch-epidemiologische Überprüfung und Anpassung der Klassengrenzen

Die Klassengrenzen des risikobasierten LQI können Tabelle 1 entnommen werden.

Tabelle 1: Risikobasierter UBA LQI, inklusive der Klassengrenzen und Äquivalenzkoeffizienten

Index	Stundenmittelwerte in µg/m ³				
	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}	O ₃	SO ₂
Sehr schlecht	>100	>90	>50	>240	>100
Schlecht	61-100	55-90	31-50	145-240	61-100
Mäßig	31-60	28-54	16-30	73-144	31-60
Gut	11-30	10-27	6-15	25-72	11-30

Stundenmittelwerte in µg/m ³					
Sehr gut	0-10	0-9	0-5	0-24	0-10

Als Referenzschadstoff wird PM_{2.5} genutzt, für den die meiste wissenschaftliche Evidenz für Expositions-Wirkungsbeziehungen vorliegt. Darüber hinaus wurden die Alarm- bzw. Informationsschwellen für die obersten Klassengrenzen für alle Schadstoffe angewendet. Der risikobasierte UBA LQI ist somit einerseits risikobasiert und gesundheitlich begründet, nutzt aber andererseits als Ankerpunkte wissenschaftlich abgeleitete Empfehlungen (WHO AQG 2021 für PM_{2.5}) in den unteren Bewertungsklassen und gesetzlich festgelegte Alarm- und Informationsschwellen in der obersten Bewertungsklasse.

Auf Basis der aktualisierten Klassengrenzen und daraus folgenden Bewertungsklassen des UBA LQI wurden für den risikobasierten Index gesundheitsbezogene Verhaltensempfehlungen und Begründungen für diese Verhaltensempfehlungen entwickelt. Die Verhaltensempfehlungen sind differenziert nach Vulnerabilität für die Wirkung von Luftschadstoffen (Allgemeinbevölkerung, vulnerable Gruppen wie Vorerkrankte, alte oder sehr junge Menschen, Schwangere). Aufgrund des vorgesehenen Einsatzes des Index zur kurzfristigen Verhaltensanpassung stehen bei den Verhaltensempfehlungen die kurzfristigen Wirkungen im Vordergrund. Es wurde darüber hinaus der räumliche Bezug der Schadstoffmessungen und Schadstoffkonzentrationen thematisiert.

Für jede Bewertungsklasse werden allgemeine Hinweise zur Risikoerhöhung und zu gesundheitsbezogenem Verhalten gegeben. Darüber hinaus werden Empfehlungen zur Reduktion von Emissionen gegeben. Die allgemeinen Hinweise enthalten Aussagen über die Luftqualität, die Risikoerhöhungen und die betroffenen Bevölkerungsgruppen. Für die gesundheitsbezogenen Verhaltensempfehlungen wird eine Unterteilung der Empfehlungen für besonders empfindliche Gruppen und für die Allgemeinbevölkerung vorgenommen. Die sonstigen Verhaltenshinweise geben allgemeine Ratschläge zur Vermeidung oder Reduktion von Emissionen, die sich vor allem auf den Verkehr, auf das Heizen und auf die Nutzung von Verbrennungsmotoren außerhalb des Verkehrssektors beziehen.

Ein Vorschlag zu Verhaltensempfehlungen für den neuen LQI findet sich in Tabelle 2.

Tabelle 2: Vorschlag zu Verhaltensempfehlungen für den neuen LQI

Index	Risiko	Gesundheitsverhalten		Sonstige Verhaltenshinweise ¹
		Allgemeinbevölkerung	Besonders empfindliche Gruppen	
Sehr schlecht	Die momentane Luftqualität ist sehr schlecht. Gesundheitliche Beschwerden können auftreten. Betroffen sind am ehesten Personen mit bereits bestehenden Lungen- und Herz-Kreislauferkrankungen, Kinder und ältere	Verlagern Sie körperlich anstrengende Aktivitäten in Zeiten oder an Orte mit besserer Luftqualität. Bei Beschwerden wie z. B. Husten oder Kurzatmigkeit sollten Sie Ihre körperliche Aktivität reduzieren.	Vermeiden Sie körperliche Anstrengung im Freien. Verlagern Sie körperlich anstrengende Tätigkeiten in Zeiten oder an Orte mit besserer Luftqualität. Bei Beschwerden wie	Damit die Luftbelastung nicht weiter ansteigt und wieder besser wird, können Sie selber dazu beitragen, indem Sie Ihr Auto zu Hause lassen. Benutzen Sie öffentliche Verkehrsmittel und legen Sie kürzere

Index	Risiko	Gesundheitsverhalten		Sonstige Verhaltenshinweise ¹
	Allgemeine Hinweise	Allgemeinbevölkerung	Besonders empfindliche Gruppen	
	Personen, aber auch bei gesunden Menschen können Beschwerden auftreten.		z. B. Husten oder Kurzatmigkeit sollten Sie Ihre körperliche Aktivität beenden und mit Ihrer Ärztin/Ihrem Arzt Ihre Medikamente besprechen.	Strecken zu Fuß oder mit dem Fahrrad zurück. Bilden Sie Fahrgemeinschaften, statt alleine in einem Auto zu fahren. Verbrennen Sie kein Holz in Öfen oder Kaminen und verzichten Sie auf jede Art von Feuer im Freien. Verwenden Sie im Hobby- und Gartenbereich keine Geräte mit Verbrennungsmotoren.
Schlecht	Die momentane Luftqualität ist schlecht. Gesundheitliche Beschwerden können auftreten. Betroffen sind am ehesten Personen mit bereits bestehenden Lungen- und Herz-Kreislaufkrankungen, Kinder und ältere Personen.	Wenn Sie draußen Sport treiben, sollten Sie eine Gegend mit besserer Luftqualität (z. B. wenig Verkehr) bevorzugen. Bei Beschwerden wie z. B. Husten oder Kurzatmigkeit sollten Sie Ihre körperliche Aktivität reduzieren.	Verlagern Sie körperlich anstrengende Aktivitäten in Zeiten oder an Orte mit besserer Luftqualität oder reduzieren Sie Ihre körperliche Anstrengung. Bei Beschwerden wie z. B. Husten oder Kurzatmigkeit sollten Sie Ihre körperliche Aktivität beenden und mit Ihrer Ärztin/Ihrem Arzt Ihre Medikamente besprechen.	
Mäßig	Die momentane Luftqualität ist mäßig. Ein Auftreten von gesundheitlichen Beschwerden ist bei besonders empfindlichen Menschen möglich. Betroffen sind am ehesten Personen mit bereits bestehenden Lungen- und Herz-Kreislaufkrankungen.	Genießen Sie Ihre üblichen Aktivitäten im Freien.	Wenn Sie draußen Sport treiben, sollten Sie eine Gegend mit besserer Luftqualität (z. B. wenig Verkehr) bevorzugen und auf mögliche Beschwerden achten. Bei wiederholten Beschwerden wie z. B. Husten oder Kurzatmigkeit sollten Sie Ihre körperliche Anstrengung reduzieren und mit Ihrer	Damit die Luftbelastung weiterhin mäßig bleibt oder wieder besser wird, können Sie selber dazu beitragen, indem Sie Ihr Auto zu Hause lassen. Benutzen Sie öffentliche Verkehrsmittel und legen Sie kürzere Strecken zu Fuß oder mit dem Fahrrad zurück. Bilden Sie Fahrgemeinschaften, statt alleine in einem Auto zu fahren. Verwenden Sie im Hobby- und

Index	Risiko	Gesundheitsverhalten		Sonstige Verhaltenshinweise ¹
	Allgemeine Hinweise	Allgemeinbevölkerung	Besonders empfindliche Gruppen	
			Ärztin/Ihrem Arzt Ihre Medikamente besprechen.	Gartenbereich möglichst keine Geräte mit Verbrennungsmotoren.
Gut	Die momentane Belastung mit Luftschadstoffen ist gering. Es sind kaum kurzfristige gesundheitliche Beschwerden durch Luftschadstoffe zu erwarten. Allerdings sind bei langfristiger Belastung auf diesem Niveau Auswirkungen auf chronische Erkrankungen nicht ausgeschlossen.	Genießen Sie Ihre Aktivitäten im Freien.	Genießen Sie Ihre Aktivitäten im Freien.	Damit die Luftbelastung weiterhin so gut bleibt, können Sie selber dazu beitragen indem Sie Ihr Auto zu Hause lassen, öffentliche Verkehrsmittel benutzen und kürzere Strecken zu Fuß oder mit dem Fahrrad zurücklegen. Bilden Sie Fahrgemeinschaften, statt alleine in einem Auto zu fahren. Verwenden Sie im Hobby- und Gartenbereich möglichst keine Geräte mit Verbrennungsmotoren.
Sehr gut	Die momentane Belastung mit Luftschadstoffen ist sehr gering. Es sind keine gesundheitlichen Beschwerden durch Luftschadstoffe zu erwarten.	Genießen Sie Ihre Aktivitäten im Freien.	Genießen Sie Ihre Aktivitäten im Freien.	

¹Die Empfehlungen für die „Sonstigen Verhaltensweisen“ wurden überwiegend aus dem Schweizer Luftqualitätsindex und den Empfehlungen der WHO zur Gestaltung von Luftqualitätsindizes übernommen.

Im Hinblick auf den präventiven Gesundheitsschutz wird empfohlen, den risikobasierten Index als künftigen LQI für Deutschland zu verwenden.

Summary

This documentation contains the technical description of the revised risk-based Air Quality Index (AQI) of the German Environment Agency (UBA), which is based on the latest World Health Organization (WHO) Air Quality Guidelines published in 2021. The aim of this comprehensive air quality index is to protect from adverse health impacts of air pollution. A risk-based index aims to integrate the risk of health effects from pollutants into its structure and into the evaluation of air quality. This is intended to provide the population with health-relevant information on air quality and recommendations on preventive behavior for the situation at hand.

This technical report comprises several parts describing the concept and the steps involved in creating the index.

The risk-based UBA AQI comprises five assessment categories (from “very good” to “very poor”) for each pollutant, with each assessment category reflecting comparable manifestations of health risks regardless of the pollutant. This means that the recommended health-related behaviour is independent of the pollutant determining the overall index. The assessment categories are therefore risk-equivalent. The risk-based index is built on linear exposure-response relationships for the short-term effect of air pollutants in terms of various health endpoints.

The derivation of the risk-based UBA AQI is based on an adaptation of the methodology developed for the Dutch index (Dusseldorp et al. 2014):

1. Definition of exposure-outcome pairs (proven or probable causality, public health relevance)
2. Literature search of epidemiological reviews on health effects for the specified exposure-outcome pairs
3. Quality assessment of the reviews and extraction or calculation of effect estimates for the specified exposure-outcome pairs
4. Transformation of daily effect estimations to hourly effect estimations
5. Standardization of the pollutant effects to PM_{2.5} as a reference pollutant
6. Definition of assessment categories for PM_{2.5} using the WHO AQG 2021
7. Calculation of risk-equivalent assessment categories for the other pollutants; medical and epidemiological review of the category thresholds

The category thresholds of the risk-based AQI can be found in Table 1.

Table 1: Risk-based UBA AQI, including category thresholds and equivalence coefficients

Index	Hourly mean values in µg/m ³				
	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2.5}	O ₃	SO ₂
Very poor	>100	>90	>50	>240	>100
Poor	61-100	55-90	31-50	145-240	61-100
Moderate	31-60	28-54	16-30	73-144	31-60
Good	11-30	10-27	6-15	25-72	11-30
Very good	0-10	0-9	0-5	0-24	0-10

The reference pollutant used is PM_{2.5}, for which the most scientific evidence for exposure-outcome relationships is available. In addition, the alert and information thresholds for the upper class limits were applied for all pollutants. The risk-based UBA LQI is thus risk-based and

health-based on the one hand, but on the other hand uses scientifically derived recommendations (WHO AQG 2021 for PM_{2.5}) as anchor points in the lower assessment classes and legally defined alert and information thresholds in the highest assessment class.

Based on the updated category thresholds and the resulting assessment categories of the UBA AQI, health-related behavioural recommendations were developed along with corresponding explanations. The behavioural recommendations are differentiated according to sensitivity to the effects of air pollutants (general population and sensitive groups such as individuals with pre-existing conditions, old or very young individuals, pregnant women). Due to the intended use of the index for short-term behavioural adjustment, the recommendations focus on short-term effects, although long-term effects, concentrations and the spatial characteristics of pollution measurements are addressed as well.

The general information contains statements on air quality, risk increases and the population groups affected. The health-related behavioural recommendations were subdivided into recommendations for particularly sensitive groups and for the general population. The other behavioural recommendations provide general advice on how to avoid or reduce emissions, particularly with regard to transport, heating and the use of combustion engines outside the transport sector.

A proposal for behavioural recommendations for the new LQI is shown in Table 2.

Table 2: Proposed behavioural recommendations for the new AQI

Index	Risk	Health-related behaviour		Other behavioural recommendations ¹
		General public	Particularly sensitive groups	
Very poor	The current air quality is very poor. Health issues may arise. Individuals with pre-existing lung and cardiovascular diseases, children and the elderly are most at risk, but even healthy people may experience health effects.	Postpone physically demanding activities or relocate them to places with better air quality. If you experience health effects such as coughing or shortness of breath, you should reduce your physical activity.	Avoid physical exertion outdoors. Postpone physically demanding activities or relocate them to places with better air quality. If you experience any health effects such as coughing or shortness of breath, you should stop your physical activity and review your medication with your doctor.	You can help to ensure that air pollution stops rising and starts falling by leaving your car at home. Use public transport and walk or cycle shorter distances. Form carpool instead of driving alone. Do not burn wood in stoves or fireplaces and refrain from lighting any kind of fire outdoors. Do not use any equipment with combustion engines for hobbies or garden work.
Poor	The current air quality is poor. Health issues may arise. Individuals with pre-existing lung and cardiovascular diseases, children and the elderly are most at risk.	If you exercise outdoors, you should choose an area with better air quality (e.g. low traffic). If you experience health effects such as coughing or	Postpone physically demanding activities or relocate them to places with better air quality. Alternatively,	

Index	Risk	Health-related behaviour		Other behavioural recommendations ¹	
		General information	General public		Particularly sensitive groups
			shortness of breath, you should reduce your physical activity.	reduce the level of your physical exertion. If you experience any health effects such as coughing or shortness of breath, you should stop your physical activity and review your medication with your doctor.	
Moderate	The current air quality is moderate. Particularly sensitive people may experience health problems. Individuals with pre-existing lung and cardiovascular diseases are most at risk.	Enjoy your usual outdoor activities.	If you exercise outdoors, you should choose an area with better air quality (e.g. low traffic) and pay attention to possible health effects. If you repeatedly experience health effects such as coughing or shortness of breath, you should reduce your physical activity and review your medication with your doctor.	You can help to ensure that air pollution does not rise or starts falling by leaving your car at home. Use public transport and walk or cycle shorter distances. Form carpool instead of driving alone. If possible, do not use any equipment with combustion engines for hobbies or garden work.	
Good	The current level of air pollution is low. Short-term health problems due to air pollution are unlikely. However, effects on chronic diseases cannot be ruled out in the event of long-term exposure at this level.	Enjoy your outdoor activities.	Enjoy your outdoor activities.	You can help keep the air pollution low by leaving your car at home, using public transport and walking or cycling shorter distances. Form carpool instead of driving alone. If possible, do not use any equipment with combustion engines for hobbies or garden work.	
Very good	The current level of air pollution is very low. No health problems are expected to be caused by air pollutants.	Enjoy your outdoor activities.	Enjoy your outdoor activities.		

¹The advice for “Other behavioural recommendations” was largely adopted from the Swiss air quality index and the WHO recommendations for the design of air quality indices (König Minger et al. 2020; WHO 2023)

With regard to preventive health protection, it is recommended that the risk-based index be used as the future AQI for Germany.

1 Einführung

Diese Dokumentation enthält die technische Beschreibung des überarbeiteten Luftqualitätsindex (LQI) vom Umweltbundesamt (UBA). Dieser umfassende LQI soll zum Schutz vor gesundheitlichen Auswirkungen durch Luftverschmutzung beitragen. Durch die Bereitstellung einer klaren und verständlichen Bewertung der Luftqualität befähigt er die Bürgerinnen und Bürger, ihre Gesundheit zu schützen und treibt Initiativen zur Reduzierung schädlicher Emissionen voran, was letztlich die Gesundheit der Bevölkerung verbessern soll.

Der überarbeitete LQI wurde als risikobasierter Ansatz entwickelt, der auf den neuesten Luftqualitätsleitlinien der Weltgesundheitsorganisation (WHO) von 2021 fußt (WHO AQG 2021). Ein risikobasierter Index zielt darauf ab, das Risiko für Gesundheitseffekte von Schadstoffen in die Struktur und die Bewertung der Luftqualität des Index zu integrieren.

Der hier vorliegende technische Bericht umfasst mehrere Teile, in denen das Konzept und die Schritte zur Erstellung des Index beschrieben werden. Im Folgenden wird die WHO-Luftqualitätsleitlinie von 2021 als WHO AQG 2021 bezeichnet, um eine Verwechslung mit der gesetzlichen Luftqualitätsrichtlinie der Europäischen Union (EU) zu vermeiden.

1.1 Risikoäquivalente Bewertungsklassen

Ziel des hier entwickelten risikobasierten LQI ist es, einen klaren Bezug von momentaner Luftqualität zu Risiken für gesundheitliche Folgen zu schaffen. Hierdurch soll die Bevölkerung für die jeweilig vorliegende Situation mit gesundheitlich relevanten Informationen zur Luftqualität und mit Empfehlungen über präventive Verhaltensweisen versorgt werden. Der risikobasierte UBA LQI umfasst für jeden Schadstoff gestufte Bewertungsklassen (fünf Stufen von „sehr gut“ bis „sehr schlecht“), wobei unabhängig vom Schadstoff die gleiche Bewertungsklasse vergleichbar stark ausgeprägte gesundheitliche Risiken widerspiegelt. Das bedeutet, dass es für die gesundheitlichen Verhaltensempfehlungen nicht von Bedeutung ist, welcher Schadstoff den Gesamtindex bestimmt. Dies wird im Folgenden als Risikoäquivalenz der Bewertungsklassen bezeichnet.

1.2 Normative Dokumente

1.2.1 EU-Luftqualitätsrichtlinie

Eine Grundlage für den risikobasierten UBA LQI ist der Entwurf der novellierten EU-Luftqualitätsrichtlinie. Die EU-Luftqualitätsrichtlinie ist das entscheidende Regelwerk zur Festlegung von Standards für die Luftqualität in den Mitgliedsstaaten der Europäischen Union. Die Novelle der EU-Luftqualitätsrichtlinie war zum Zeitpunkt der Abfassung dieser Technischen Dokumentation noch nicht verabschiedet. Für die hier enthaltenen Vorschläge eines risikobasierten UBA LQI wird als Grundlage der veröffentlichte Text der Richtlinie des EU-Parlaments und des Rates über Luftqualität und saubere Luft für Europa vom 26.10.2022 verwendet (im Folgenden EK Entwurf 2022 genannt) (Europäische Kommission 2022). Wo auf neuere Versionen der überarbeiteten Richtlinie zurückgegriffen wurde, ist dies gesondert gekennzeichnet.

Der EK Entwurf 2022 enthält die neueste Version der europäischen Luftqualitätsstandards in Form von detaillierten und verbindlich einzuhaltenden Grenzwerten bzw. nicht-bindenden Zielwerten für die Luftqualität. Diese EU-Luftqualitätsrichtlinie spiegelt dabei nicht in erster Linie die wissenschaftliche Evidenz zum Zusammenhang zwischen Luftqualität und Gesundheit wider, sondern berücksichtigt regionale Erwägungen und politisch-wirtschaftliche

Rahmenbedingungen, die für den europäischen Kontext spezifisch sind. Die vorgeschlagenen Standards sind daher im Gegensatz zu den WHO AQG 2021 nicht primär gesundheitsbasiert.

Der EK Entwurf 2022 schreibt vor, dass jedes Mitgliedsland seiner Bevölkerung zeitnah eine Beurteilung der Luftqualität für die Schadstoffe Feinstaub 2,5 Mikrometer (PM_{2,5}), Feinstaub 10 Mikrometer (PM₁₀), Stickstoffdioxid (NO₂), Ozon (O₃) und Schwefeldioxid (SO₂) auf stündlicher Basis in Form eines Index zur Verfügung stellt. Dieser Index soll sich an den WHO AQG 2021 orientieren.

Im April 2024 wurde die im Trilog-Verfahren überarbeitete EU-Luftqualitätsrichtlinie vom EU-Parlament formell angenommen (EU-Parlament 2024). Die angenommene Version von April 2024 enthält aktualisierte Alarm- und Informationsschwellen für Luftschadstoffe, die als Auslöser für öffentliche Benachrichtigungen und Maßnahmen zur Minderung potenzieller Gesundheitsrisiken im Zusammenhang mit erhöhten Schadstoffwerten dienen. Erstmals werden hier auch Alarm- und Informationsschwellen für Feinstaub festgelegt (EU-Parlament 2024). Diese Schwellenwerte werden bei der Entwicklung des risikobasierten UBA LQI berücksichtigt. Des Weiteren enthält diese Version einige spezifische Vorgaben zur Information der Bevölkerung. Es wird hervorgehoben, dass Empfehlungen zum Verhalten (körperliche Aktivität im Freien, Beobachtung von Symptomen) für die Allgemeinbevölkerung und für vulnerable Gruppen ausgesprochen werden sollen (EU-Parlament 2024). Dies wird ebenfalls bei der Entwicklung des risikobasierten UBA LQI berücksichtigt.

Aufgrund des Projektzeitplans wird jedoch in dieser technischen Dokumentation das Dokument von April 2024 als Referenz für die Informations- und Alarmschwellen und für die Informationspflichten verwendet.

1.2.2 WHO AQG 2021

Das Hauptziel der WHO AQG 2021 besteht darin, weltweit gültige Empfehlungen für einzuhalten Maximalkonzentrationen für Luftschadstoffe auf Basis ihrer gesundheitlichen Wirkungen festzulegen. Die Luftschadstoffkonzentrationen der WHO AQG 2021 sind keine Grenzwerte, sondern Empfehlungen und werden daher im Folgenden als Richtwerte bezeichnet. Die WHO AQG 2021 bieten einen umfassenden Rahmen für die Beurteilung der Luftqualität und ihre Auswirkungen auf die Gesundheit der Bevölkerung. Sie dienen daher als ein wichtiges Referenzdokument und beinhalten eine umfassende Darstellung der maßgeblichen Literatur.

Zugleich enthalten die WHO AQG 2021 nicht nur empfohlene Richtwerte, sondern auch sogenannte Zwischenziele. Diese Zwischenziele sind höhere Werte als die Richtwerte und können von Behörden in Ländern mit hoher Luftschadstoffbelastung genutzt werden, um stufenweise Maßnahmen zur Reduzierung der Luftverschmutzung zu entwickeln. Sie sollten als Hilfen und Zwischenschritte auf dem Weg zur Erreichung der Richtwerte gesehen werden.

Tabelle 3 enthält eine detaillierte Aufschlüsselung der Leitlinien für verschiedene Luftschadstoffe und Mittelungszeiten.

Tabelle 3: WHO AQG 2021 Richtwerte und Zwischenziele für langfristige (jährlicher Mittelwert) und kurzfristige (24h- oder 8h-Mittelwerte) Schadstoffbelastung (WHO AQG 2021).*

Schadstoff	Mittelungszeit	Zwischenziel				WHO AQG Richtwert
		1	2	3	4	
PM _{2,5} , µg/m ³	1 Jahr	35	25	15	10	5

Schadstoff	Mittelungszeit	Zwischenziel				WHO AQG Richtwert
		1	2	3	4	
PM ₁₀ , µg/m ³	24 Stunden	75	50	37.5	25	15
	1 Jahr	70	50	30	20	15
	24 Stunden	150	100	75	50	45
O ₃ , µg/m ³	Hochsaison ^a	100	70	-	-	60
	8 Stunden	160	120	-	-	100
NO ₂ , µg/m ³	1 Jahr	40	30	20	-	10
	24 Stunden	120	50	-	-	25
SO ₂ , µg/m ³	24 Stunden	125	50	-	-	40
CO, mg/m ³	24 Stunden	7	-	-	-	4

^a Durchschnitt der täglichen maximalen 8h-Mittelwerte der O₃-Konzentration in den sechs zusammenhängenden Monaten mit dem höchsten laufenden Mittelwert (sechs Monate) der O₃-Konzentration. * Richtwerte aus den WHO AQG 2005 für kürzere Mittelungszeiten wurden nicht überarbeitet und gelten weiterhin (WHO AQG 2006).

1.3 Bedeutung der WHO AQG Richtwerte und Zwischenziele für die Definition der Bewertungsklassen

Da die Richtwerte der WHO AQG 2021 für den LQI genutzt werden, soll an dieser Stelle dargelegt werden, was diese darstellen und welche Konsequenzen sich aus der Methodik der Ableitung dieser Richtwerte für die Anwendung bei einem LQI ergeben. Die WHO AQG 2021 stellen keine Schwellenwerte für die Wirkung dar, sondern lediglich die Werte, oberhalb derer das Risiko für schwerwiegende Effekte auf die Gesundheit (z. B. Sterblichkeit) mit großer Sicherheit erhöht ist. Auch unterhalb der WHO AQG 2021 Richtwerte kommen Gesundheitseffekte vor; sie können nur nicht mit der gleichen, in der Methodik der WHO AQG 2021 vorher festgelegten Sicherheit nachgewiesen werden. Darüber hinaus werden die Richtwerte für die Kurzzeitbelastung von den Richtwerten für die Langzeitbelastung abgeleitet. Die WHO AQG 2021 sind daher aufgrund ihrer Definition abhängig von der Güte und Quantität der wissenschaftlichen Studien für Langzeiteffekte. Je mehr gute Studien für niedrige Konzentrationen vorhanden sind, desto eher ist der geforderte Grad an Sicherheit erreicht, und desto tiefer liegen die entsprechenden Richtwerte für die Langzeit- und die Kurzzeitkonzentrationen. Daher stellen die WHO AQG Richtwerte keine risikoäquivalenten Konzentrationen dar.

Die Berücksichtigung der WHO AQG 2021 in den Vorgaben der EU-Luftqualitätsrichtlinie für die europäischen Indizes stellt ein Bekenntnis zu den neuesten wissenschaftlichen Fortschritten und internationalen Standards im Bereich der Luftqualitätsbeurteilung dar und soll einen fundierten und evidenzbasierten Ansatz für den Umgang mit luftqualitätsbedingten Gesundheitseffekten gewährleisten.

2 Ableitung des risikobasierten UBA LQI

2.1 Rationale

Die grundlegende Idee eines risikobasierten LQI ist, dass das Risiko für die selektierten gesundheitlichen Auswirkungen in jeder Bewertungsklasse unabhängig vom jeweiligen Schadstoff gleich ist. Die Bewertungsklassen sind somit risikoäquivalent. Das bedeutet beispielweise, dass in der Bewertungsklasse „mäßig“ im Vergleich zu einer Schadstoffexposition von Null das Risiko für Krankenhausaufnahmen wegen respiratorischer Erkrankungen jeweils um den gleichen Prozentsatz erhöht ist, unabhängig davon, welcher Schadstoff für die Eingruppierung in diese Bewertungsklasse verantwortlich ist. Ein ähnlicher Ansatz wurde bei der Erstellung des Index in den Niederlanden verwendet (Dusseldorp et al. 2014).

Der risikobasierte Index fußt auf linearen Expositions-Wirkungsbeziehungen zur kurzfristigen Wirkung von Luftschadstoffen im Hinblick auf verschiedene Gesundheitsendpunkte. Um die gewünschte Risikoäquivalenz zwischen den unterschiedlichen Schadstoffen zu erreichen, wurden die gesundheitlichen Wirkungen der im Index aufgenommenen Schadstoffe auf die Wirkung von $PM_{2,5}$ standardisiert.

Für einen risikobasierten LQI, der aus verschiedenen Bewertungsklassen besteht, muss definiert werden, auf welchen Risikoerhöhungen die Klasseneinteilung beruht. Bei den für Luftschadstoffe vorliegenden linearen Expositions-Wirkungsbeziehungen gibt es allerdings keine biologischen Wirkungsschwellen, die als Klassengrenzen definiert werden können. Dieser Problematik kann letztendlich nur durch eine normative Festlegung von Klassengrenzen begegnet werden, was beim risikobasierten UBA LQI mit Hilfe der WHO AQG 2021 realisiert wird.

2.2 Eingangsdaten

Der Index basiert auf stündlichen Messwerten zur Konzentration der Luftschadstoffe. Hierdurch wird ermöglicht, kurzfristige Veränderungen und Spitzenbelastungen zu berücksichtigen und die aktuelle Luftqualität mit möglichst geringer Verzögerung zu beurteilen. Dies wiederum erlaubt eine zeitnahe Kommunikation von erhöhten Gesundheitsrisiken an die Bevölkerung und insbesondere an vulnerable Gruppen. Das Ziel ist, hierdurch unmittelbare Verhaltensänderungen der Nutzerinnen und Nutzer zu ermöglichen, die das Auftreten von Symptomen bei bereits bestehenden Erkrankungen reduzieren oder sich präventiv auf allgemeine Krankheitsrisiken auswirken können.

Da epidemiologische Studien zu den gesundheitlichen Effekten sehr kurzfristiger (stündlicher) Expositionen nicht existieren, der Index sich aber an stündlichen Messwerten orientieren soll, enthält der risikobasierte UBA LQI ein Verfahren, um Effektschätzer, die sich auf 24h-Mittelungszeiten für die jeweiligen Schadstoffe beziehen, in Effekte für eine stündliche Exposition zu transformieren.

Die Umstellung auf stündliche Werte für Feinstaub ($PM_{2,5}$, PM_{10}) stellt eine der wesentlichen Neuerungen im Vergleich zum bisherigen Verfahren der Herleitung des UBA LQI dar, wie er seit Einführung einer Luftqualitäts-App für Smartphones aus dem Jahr 2019 Anwendung fand (Tobollik et al. 2021).

2.3 Indexbildung

Der risikobasierte UBA LQI berücksichtigt die fünf gesetzlich festgelegten Einzelschadstoffe $PM_{2,5}$, PM_{10} , NO_2 , O_3 und SO_2 (Europäische Kommission 2022). Jeder Schadstoff wird dabei

zunächst für sich auf einer fünfstufigen Skala mit den Klassen „sehr gut“, „gut“, „mäßig“, „schlecht“ und „sehr schlecht“ beurteilt. Anschließend werden die Einzelschadstoffbeurteilungen zu einem Gesamtindex zusammengefasst, welcher der schlechtesten Einzelschadstoffklasse entspricht und damit die gleichen qualitativen Bezeichnungen trägt. Dabei reicht das Vorhandensein von mindestens einem Schadstoff aus, um einen Gesamtindex abzuleiten. Wenn an einer Messstation nicht alle Schadstoffe gemessen werden, wird der Gesamtindex in der Luftqualitäts-App des UBA allerdings als unvollständiger Kreis dargestellt (z.B. 2/3 gefülltes Kreisdiagramm bei fehlender Messung eines Schadstoffs, sogenannter „Pac-Man“), um zu verdeutlichen, dass nicht zu allen Schadstoffen Informationen vorliegen und die Gesamtbeurteilung die tatsächliche Belastung evtl. unterschätzt. Diese Art der Indexbildung ist identisch mit dem derzeit genutzten 2021 beschriebenen UBA LQI.

2.4 Methodik der Ableitung

Die Ableitung des risikobasierten UBA LQI beruht auf einer Adaptation der Methodik, die für den niederländischen Index entwickelt wurde (Dusseldorp et al. 2014).

2.5 Überblick

1. Festlegung von Expositions-Endpunktpaaren (Kausalität, Public Health Relevanz)
2. Literaturrecherche zu epidemiologischen Übersichtsarbeiten zu Gesundheitseffekten für die festgelegten Expositions-Endpunktpaare und Datenextraktion
3. Qualitätsbeurteilung der Übersichtsarbeiten und Extraktion bzw. Berechnung der Effektschätzer für die festgelegten Expositions-Endpunktpaare
4. Transformation von Tageswerten auf Stundenwerte
5. Standardisierung der Schadstoffwirkungen auf $PM_{2,5}$ als Referenzschadstoff
6. Festlegung von Bewertungsklassen für $PM_{2,5}$ mittels WHO AQG 2021
7. Berechnung von risikoäquivalenten Bewertungsklassen für die anderen Schadstoffe und medizinisch-epidemiologische Überprüfung der Klassengrenzen

Diese Schritte werden im Folgenden detailliert beschrieben.

3 Schritt 1: Festlegung von Exposition-Endpunktpaaren

Ein Luftqualitätsindex sollte im besten Fall vor nachteiligen gesundheitlichen Auswirkungen aller Art warnen. Zu den kurzfristigen Auswirkungen, die hier im Fokus stehen, gehören in abnehmender Häufigkeit physiologische Veränderungen (Biomarker für Entzündung, oxidativen Stress, Koagulation, etc.), Symptome (u.a. Husten, pfeifendes Atmen, Atemnot, Engegefühl in der Brust, Herzstolpern, Herzsrasen, Schwindel, Kopfschmerzen, etc.), eingeschränkte Organfunktionen, vermehrte Medikamenteneinnahmen, Notfälle und Krankenhausaufnahmen sowie Todesfälle. Todesfälle sind offensichtlich der schlimmste mögliche Endpunkt einer erhöhten Belastung, gleichzeitig aber auch der seltenste. Die Bevölkerung soll darüber hinaus vor den deutlich häufiger und bei niedrigeren Belastungen auftretenden Manifestationen von Erkrankungen geschützt werden, das heißt, es sollen auch vermehrte Medikamenteneinnahmen, Notfälle und Krankenhausaufnahmen verhindert werden.

Diesem Ziel folgend wurden für die Entwicklung des risikobasierten UBA LQI vor allem Studien herangezogen, die Kurzzeitwirkungen von Luftschadstoffen auf Notfälle und Krankenhauseinweisungen analysiert haben. Zusätzlich wurde zur Erweiterung der Evidenzbasis auch die Sterblichkeit aufgenommen. Der risikobasierte UBA LQI bezieht sich also überwiegend auf Endpunkte, die für die Gesundheit der Bevölkerung sowohl aufgrund ihrer Häufigkeit, als auch aufgrund ihrer medizinischen Bedeutung eine große Rolle spielen. Marker für physiologische Veränderungen wurden als Endpunkte nicht berücksichtigt, weil die hierfür zugrundeliegenden Studien häufig in kleineren und stark selektierten Studienpopulationen untersucht wurden und zudem die tatsächliche gesundheitliche Bedeutung dieser Biomarker-Veränderungen nicht belegt werden kann.

3.1 Ausgewählte Exposition-Endpunktpaare

Es wurden Endpunkte gewählt, bei denen ein kausaler oder wahrscheinlich kausaler Zusammenhang mit mehreren im Index vorkommenden Luftschadstoffen besteht. Die Evidenz für die kausalen oder wahrscheinlich kausalen Beziehungen der gewählten Endpunkte beruht auf einer großen Anzahl von Primärstudien. Folgende Endpunkte wurden für die Berechnung des Index berücksichtigt:

- ▶ Krankenhauseinweisungen wegen kardiovaskulärer Erkrankungen
- ▶ Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen
- ▶ Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen wegen Asthma
- ▶ Gesamtsterblichkeit (natürliche Sterblichkeit, klassifiziert nach der Internationalen Statistischen Klassifikation der Krankheiten und verwandter Gesundheitsprobleme (ICD) ICD-10: A00 bis R99)

Zur Feststellung der Kausalität der Zusammenhänge mit den im Index vorkommenden Schadstoffen wurden die Beurteilungen der United States Environmental Protection Agency (US EPA) genutzt, entnommen aus der regelmäßig überarbeiteten interaktiven Grafik des Swiss-TPH (Schweizerisches Tropen- und Public-Health-Institut 2024). Von einer kausalen Wirkung wird ausgegangen, wenn nachgewiesen wurde, dass ein Schadstoff bei bevölkerungsbezogenen Expositionen Auswirkungen auf die Gesundheit hat, und zwar auf der Grundlage von Studien, die mehrere Beweislinien abdecken (zelluläre, tierexperimentelle, humanexperimentelle und epidemiologische Studien). Weiterhin muss gegeben sein, dass Zufallsergebnisse, Störfaktoren und andere Verzerrungen mit hinreichender Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden können

(US EPA 2015, 2024a, 2024b, 2024c). Darüber hinaus wurden die Beurteilungen zum Grad der Sicherheit der Evidenz aus den Übersichtsarbeiten genutzt, die der WHO AQG 2021 zugrunde liegen. Diese Übersichtsarbeiten sind zum Teil aktueller als die Dokumente der US EPA und enthalten eine standardisierte Evaluation der Evidenz.

3.1.1 Feinstaub

Kurzfristige Erhöhungen der Konzentration von Feinstaub ($PM_{2.5}$ und PM_{10}) stehen unter anderem in einem kausalen Zusammenhang mit der nicht unfallbedingten Sterblichkeit und der Sterblichkeit aufgrund von Herz-Kreislauf-Erkrankungen (KHK), mit Auswirkungen auf das Herz-Kreislauf-System wie Bluthochdruck und Herzrhythmusstörungen sowie mit Notfällen aufgrund von Herz-Kreislauf-Erkrankungen. Darüber hinaus werden kurzfristige Wirkungen auf die Atemwege als wahrscheinlich kausal für eine Verschlimmerung bestehender Krankheiten, einer Zunahme der Symptome oder einer erhöhten Medikamenteneinnahme bei Erkrankten mit Asthma und COPD (chronisch obstruktive Lungenerkrankung), für Notfälle aufgrund von Atemwegserkrankungen oder COPD, sowie für die Sterblichkeit wegen Atemwegserkrankungen angenommen.

3.1.2 Gase

Kurzfristige Erhöhungen der Konzentration von NO_2 und SO_2 haben kausale Auswirkungen auf die Sterblichkeit aufgrund von Atemwegserkrankungen. Die Auswirkungen einer kurzfristigen Erhöhung der Konzentrationen von O_3 , SO_2 und NO_2 auf Atemwegserkrankungen und Notfälle aufgrund von Asthma, Atemwegserkrankungen (nur O_3) und COPD (nur O_3) werden ebenfalls als kausal eingestuft. Der Zusammenhang zwischen O_3 , SO_2 und NO_2 und der Gesamtsterblichkeit wurde von der US EPA bisher nicht als kausal oder wahrscheinlich kausal eingestuft. Der Evidenzgrad für die Zusammenhänge wurde jedoch in den aktuelleren Übersichtsarbeiten für die WHO AQG 2021 (Orellano et al. 2020; Orellano et al. 2021) mit „hohe Sicherheit“ bewertet. Für die Evidenz zu Auswirkungen einer kurzfristigen Erhöhung der Konzentrationen von O_3 , SO_2 oder NO_2 auf KHK oder auf Notfälle aufgrund von KHK gibt es bisher keine kausalen oder wahrscheinlich kausalen Bewertungen.

4 Schritt 2: Literaturrecherche

4.1 Suchstrategie

Für die Identifikation von relevanten Übersichtsarbeiten wurde in MEDLINE mit der Suchmaschine PubMed nach epidemiologischen Übersichtsarbeiten und Metaanalysen zu Kurzzeitwirkungen (24h- oder 8h-Belastung) für die oben genannten Expositions-Wirkungsbeziehungen recherchiert. Zeitliche und geographische Einschränkungen der Suche gab es nicht; die Sprachen waren auf Englisch und Deutsch begrenzt. Für den risikobasierten UBA LQI wurden die Schätzer für die gesundheitlichen Wirkungen aus den identifizierten Übersichtsarbeiten und Metaanalysen zu Kurzzeitwirkungen von Luftschadstoffen (NO_2 , $\text{PM}_{2.5}$, PM_{10} , O_3 und SO_2) auf Notfallaufnahmen, Krankenhauseinweisungen und Sterblichkeit extrahiert. Für PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, NO_2 und SO_2 wurden Tagesmittelwerte (24h) extrahiert, während für O_3 8h-Maximalwerte einbezogen wurden.

Deutschland hat im Vergleich zu vielen anderen Regionen der Welt relativ niedrige O_3 -Konzentrationen, bedingt durch die geographische Lage und das gemäßigte Klima. Deshalb wurde die Recherche von Kurzzeiteffekten von O_3 auf Krankenhauseinweisungen und Notfallaufnahmen auf Regionen beschränkt, die ähnliche O_3 -Konzentrationen haben. Es wurden daher, soweit die Datenlage dies ermöglichte, Schätzer von Übersichtsarbeiten aus zu Deutschland vergleichbaren Regionen genutzt, beziehungsweise falls möglich, neue Metaanalysen speziell anhand von Daten aus vergleichbaren klimatischen Regionen durchgeführt.

4.2 Ausgewählte relative Risiken (RR)

Im Folgenden werden die Datenquellen benannt, aus denen die Effektschätzer für die festgelegten Expositions-Endpunktpaare extrahiert wurden. Alle genutzten Effektschätzer sind als Prozentanstieg der Fälle pro Anstieg der Schadstoffkonzentration um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Tabelle 4 zusammengefasst. Aufgrund von unterschiedlich präziser Angabe der Effektschätzer in den Ergebnissen der herangezogenen Studien wurde entschieden, alle Schätzer für Prozentsätze auf die erste Dezimalstelle zu runden, um die Genauigkeit zu standardisieren. In Fällen, in denen eine Fünf an zweiter Dezimalstelle stand, wurde aufgerundet.

4.2.1 Gesamtsterblichkeit

In die hier vorliegende Arbeit sind die Übersichtsarbeiten zur Analyse der kurzfristigen Schadstoffbelastung und der Sterblichkeit eingegangen (Orellano et al. 2020; Orellano et al. 2021). Diese Publikationen liegen den WHO AQG 2021 zugrunde. Zu den in dieser Übersichtsarbeit betrachteten Todesursachen gehören die Sterblichkeit aufgrund natürlicher Ursachen (ICD-10: A00 bis R99) für alle im Index vorkommenden Schadstoffe, die Sterblichkeit durch Atemwegserkrankungen (ICD-10: J00 bis J99) für PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ und SO_2 , sowie die kardio- (ICD-10: I01 bis I59) und zerebrovaskuläre Sterblichkeit (ICD-10: I60 bis I69) für PM_{10} und $\text{PM}_{2.5}$. Die jeweiligen Effektschätzer pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurden aus Orellano et al. (2020) und Orellano et al. (2021) entnommen. Für die Gesamtsterblichkeit betragen sie für PM_{10} 0.4 % (95% CI: 0.3; 0.5), für $\text{PM}_{2.5}$ 0.7 % (95% CI: 0.4; 0.9), für O_3 0.4 % (95% CI: 0.3; 0.5), für NO_2 0.7 % (95% CI: 0.6; 0.9) und für SO_2 0.6 % (95% CI: 0.5; 0.7), pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.2.2 O_3 und Krankenhauseinweisungen wegen Asthma

Der Effektschätzer für die Assoziation zwischen O_3 und die Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen aufgrund von Asthma wurde von Zheng et al. (2021) abgeleitet. Der

ursprüngliche Effektschätzer von O₃, der auf der Grundlage von 27 Studien aus verschiedenen Regionen weltweit beruhte, betrug 0.8 % (95% CI: 0.5; 1.1) pro 10 µg/m³ für den Anstieg der Krankenhauseinweisungen und Notfallaufnahmen. Es wurde gemeinsam mit dem Auftraggeber festgelegt, dass für die Ableitung des Risikos in Deutschland bevorzugt Studien aus Regionen mit vergleichbaren meteorologischen Bedingungen genutzt werden sollten. Insofern wurde ein Meta-Schätzer für O₃ von 0.3 % (95% CI: -0.7; 1.5) für den Anstieg der Krankenhauseinweisungen und Notfallaufnahmen pro 10 µg/m³ ermittelt, welcher nur auf vier Studien aus Mittel- und Nordeuropa (Großraum Paris, Amsterdam, Manchester, London: Medina et al. 1997; Schouten et al. 1996; Wilson et al. 2005; Atkinson et al. 1999) basiert. Studien aus dem Mittelmeerraum wurden wegen der dort deutlich höheren O₃-Belastungen nicht genutzt.

4.2.3 O₃ und Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen

Es gibt nur wenige Belege für die kurzfristigen Auswirkungen von O₃ auf die Krankenhausaufnahmen von Personen mit respiratorischen Erkrankungen. Eine aktuelle systematische Literaturübersicht zum Zusammenhang zwischen O₃-Belastung und Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischen Erkrankungen wurde nicht identifiziert. Die ältere umfassende WHO-Übersichtsarbeit, das HRAPIE-Projekt (Health Risk of Air Pollution in Europe) (WHO Regional Office for Europe 2013), wurde aus folgenden Gründen nicht zur Extraktion relativer Risiken herangezogen: Im Rahmen des HRAPIE-Projekts wurde der Zusammenhang zwischen O₃ und Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen aus der APHENA-Studie (Air Pollution and Health: A Combined European and North American Approach) übernommen (WHO Regional Office for Europe 2013). Für Europa standen Daten aus lediglich acht Städten zur Verfügung, die nach respiratorischen und kardiovaskulären Erkrankungen stratifiziert waren, allerdings nur für Personen im Alter von 65 Jahren und adjustiert für PM₁₀. Aufgrund der geographischen Lage der Originalstudien und der Altersbeschränkung der europäischen Studien wurden die Daten aus dem HRAPIE-Projekt nicht genutzt.

In der neuesten Scoping-Übersichtsarbeit von Abed Al Ahad et al. (2020) eignete sich nur eine Studie zu Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen für die Ableitung von Kurzeffekten von O₃ in einem gemäßigten Klima (Hůnová et al. 2013). Diese Studie wurde in Prag durchgeführt und umfasste eine Bevölkerung von etwa 1200000 Einwohnenden, wobei Daten aus staatlichen Registern verwendet wurden. Der Effektschätzer für Krankenhauseinweisungen wegen Atemwegserkrankungen wurde auf 0.2 % (95% CI: -1.1; 1.5) für ein Inkrement von 10 µg/m³ der maximalen 8h-Konzentration von O₃ mit Verzögerung von einem Tag (lag1) geschätzt.

Eine quantitative systematische Übersichtsarbeit zu den Zusammenhängen zwischen einer kurzfristigen Exposition gegenüber O₃ und Sterblichkeit sowie Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen wurde im Jahr 2014 von (Atkinson et al. 2014) veröffentlicht. In dieser Übersichtsarbeit wurde ein positiver Zusammenhang zwischen achtstündiger O₃ Konzentration (Mittelwert) und der Zunahme von Krankenhauseinweisungen aufgrund respiratorischer Erkrankungen (0.75 % (95% CI: 0.30; 1.19) Anstieg der Krankenhauseinweisungen pro 10 µg/m³) festgestellt. Bei der Analyse nach Regionen wurde der Zusammenhang zwischen O₃ und allen respiratorischen Erkrankungen in Europa auf 0.14 % (95% CI: -0.22; 0.51) pro 10 µg/m³ geschätzt und basierte auf den in Nikosia, Paris, Rom, London und den West Midlands durchgeführten Studien. Die Prager Studie (Hůnová et al. 2013) wurde nicht in diese systematische Erfassung von Atkinson einbezogen, da sie später als das Zeitfenster der Suche (bis Mai 2011) veröffentlicht wurde.

Auf der Grundlage der oben erwähnten Studien wurde beschlossen, für die Effektschätzung von O₃ auf die Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen zwei Quellen zu verwenden: die Studie aus der Tschechischen Republik von Hůnová et al. (2013) und die systematische Übersichtsarbeit von Atkinson et al. (2014) für die europäische Region. Die Berechnung eines gewichteten Durchschnitts der beiden vorliegenden Schätzer (0.20 % (95% CI: -1.1; 1.5) und 0.14 % (95% CI: -0.22; 0.51)) war wegen der dünnen Datenlage nicht möglich. Daher wurde der Effektschätzer von für Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischen Erkrankungen bei einer kurzfristigen O₃-Belastung als ungewichteter Mittelwert der Schätzer beider Studien angesetzt und auf 0.2 % (95% CI: -0.2; 0.5) gerundet.

4.2.4 PM_{2.5} und Asthma

Die Effektschätzer für PM_{2.5} und Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen aufgrund von Asthma bei PM_{2.5}-Belastungen wurden aus der systematischen Literaturübersicht zu nicht-tödlichen Auswirkungen von PM_{2.5} (Ru et al. 2023) übernommen. In dieser Studie finden sich zwei separate Effektschätzer für Krankenhauseinweisungen und Notfallaufnahmen, die 1.4 % (95% CI: 0.8; 2.0) bzw. 4.3 % (95% CI: 2.6; 6.2) pro 10 µg/m³ betragen. Um jedoch mit anderen Quellen formal übereinzustimmen, sollte die Effektschätzung für Asthma-bezogene Endpunkte sowohl Notfallaufnahmen als auch Krankenhauseinweisungen umfassen. Für die Effektschätzung wurde daher der Mittelwert dieser Werte angesetzt, woraus sich für PM_{2.5} ein Effektschätzer für Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen wegen Asthma von 2.9 % (95% CI: 1.7; 4.1) pro 10 µg/m³ ergibt.

4.2.5 PM₁₀ und Asthma

Eine etwas ältere systematische Literaturübersicht über asthmabezogene Endpunkte (Zheng et al. 2015), die von derselben Autorengruppe wie in Zheng et al. (2021) mit ähnlichen Ein- und Ausschlusskriterien durchgeführt wurde, lieferte die relativen Risiken für PM₁₀, welche in die Berechnungen mit einbezogen wurden. Der Effektschätzer von PM₁₀ pro 10 µg/m³ für den Anstieg der Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen wegen Asthma beträgt 1.0 % (95% CI: 0.8; 1.3).

4.2.6 PM_{2.5} und respiratorische Erkrankungen

Der Effektschätzer für respiratorische Erkrankungen bei PM_{2.5}-Belastungen wurde aus der systematischen Literaturübersicht zu nicht-tödlichen Auswirkungen von PM_{2.5} (Ru et al. 2023) übernommen. Bei einem Anstieg der Schadstoffkonzentration von PM_{2.5} um 10 µg/m³ beträgt der Effektschätzer für Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen 1.4 % (95% CI: 1.0; 1.7).

4.2.7 PM₁₀ und respiratorische Erkrankungen

Der Effektschätzer für PM₁₀ und respiratorische Erkrankungen wurde aus der neuesten Scoping-Literaturübersicht übernommen (Abed Al Ahad et al. 2020). Diese Übersichtsarbeit wurde als narrative Zusammenfassung der Literatur über den Zusammenhang von Luftverschmutzung und Wetter mit Sterblichkeit und Krankenhauseinweisungen ohne Metaanalyse durchgeführt. Für das hier vorliegende Projekt wurde die ausführliche Beschreibung der Studien und der einzelnen Effektschätzer genutzt, um einen gewichteten Metaschätzer für einen Anstieg der Schadstoffkonzentration um 10 µg/m³ zu berechnen. Es wurden nur Studien mit einer verzögerten Wirkungsbetrachtung (lag) von ≤2 Tagen genutzt (Basagaña et al. 2015; Tomášková et al. 2016). Auf der Grundlage dieser Literaturquellen, beträgt der Effektschätzer für Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen für PM₁₀ 1.6 % (95% CI: 0.04;

3.14) (eigene Berechnung als gewichteter Durchschnitt aus den beiden oben genannten Studien).

4.2.8 PM_{2.5} und kardiovaskuläre Erkrankungen

Der Effektschätzer für kardiovaskuläre Erkrankungen bei einem PM_{2.5}-Belastungsanstieg um 10 µg/m³ wurde der systematischen Literaturübersicht zu nicht-tödlichen Auswirkungen von PM_{2.5} (Ru et al. 2023) entnommen: hier beträgt der Effektschätzer für Krankenhauseinweisungen wegen kardiovaskulärer Erkrankungen bei einem Anstieg der PM_{2.5}-Belastung um 10 µg/m³ 1.0 % (95% CI: 0.6; 1.4).

4.2.9 PM₁₀ und kardiovaskuläre Erkrankungen

Die Auswirkungen der PM₁₀-Belastung auf kardiovaskuläre Erkrankungen wurden aus der Scoping-Literaturübersicht übernommen (Abed Al Ahad et al. 2020). Für das hier vorliegende Projekt wurden die ausführliche Beschreibung der Studien und der einzelnen Effektschätzer genutzt, um den gewichteten Durchschnitt des prozentualen Anstiegs der Krankenhauseinweisungen wegen kardiovaskulärer Erkrankungen bei einem Anstieg der Schadstoffkonzentration um 10 µg/m³ zu berechnen. Für den Effektschätzer für PM₁₀ und kardiovaskuläre Erkrankungen wurden nur Studien mit einem lag von ≤2 Tagen ausgewählt (Colais et al. 2012; Stafoggia et al. 2017; Basagaña et al. 2015; Tomášková et al. 2016). Der Effektschätzer für den Anstieg der Krankenhauseinweisungen wegen kardiovaskulärer Erkrankungen beträgt für PM₁₀ 0.7 % pro 10 µg/m³ (95% CI: 0.2; 1.1) (eigene Berechnung).

4.2.10 NO₂ und Asthma

Der Effektschätzer für die Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen wegen Asthma auf Grund von NO₂ wurde von Zheng et al. (2021), der systematischen Literaturübersicht, die speziell für die Veröffentlichung der WHO AQG 2021 erstellt wurde, abgeleitet. Für eine Steigerung der Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen wegen Asthma beträgt der Effektschätzer 1.4 % (95% CI: 0.8; 2) bei einem Anstieg der Schadstoffkonzentration um 10 µg/m³.

4.2.11 NO₂ und respiratorische Erkrankungen

Der Effektschätzer für respiratorische Erkrankungen bei NO₂-Belastungen wurden aus dem HRAPIE-Projekt (WHO Regional Office for Europe 2013) übernommen. Der Effektschätzer für Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen beträgt 1.8 % (95% CI: 1.1; 2.5) für NO₂ bei einem Anstieg der Schadstoffkonzentration um 10 µg/m³ (Anderson et al. 2007, in HRAPIE-Projekt zitiert).

4.2.12 SO₂ und Asthma

Der Effektschätzer für die Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen wegen Asthma auf Grund von SO₂ wurde von Zheng et al. (2021) in einer systematischen Literaturübersicht, die speziell für die Veröffentlichung der WHO AQG 2021 erstellt wurde, abgeleitet. Der Effektschätzer für Krankenhauseinweisungen wegen Asthma beträgt 1.0 % (95% CI: 0.1; 2) für NO₂ bei einem Anstieg der Schadstoffkonzentration um 10 µg/m³.

Tabelle 4: Relative Risiken als zusätzliche Fälle in Prozent bei kurzfristiger Schadstoffbelastung (24h- oder 8h-Mittelwerte) pro 10 µg/m³ Konzentrationserhöhung

Schadstoff	Krankenhauseinweisungen wegen kardiovaskulärer Erkrankungen in %	Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen in %	Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen wegen Asthma in %	Zusätzliche Sterbefälle in %
PM _{2.5} (24h)	1.0 (0.6; 1.4) ^{[1] a}	1.4 (1.0; 1.7) ^{[1] a}	2.9 (1.7; 4.1) ^{[1] ***}	0.7 (0.4; 0.9) ^[8]
PM ₁₀ (24h)	0.7 (0.2; 1.1) ^[3]	1.6 (0.0; 3.1) ^[3]	1.0 (0.8; 1.3) ^[5]	0.4 (0.3; 0.5) ^[8]
O ₃ (8h)	Na	0.2 (-0.2; 0.5) ^{[6,7] *}	0.3 (-0.7; 1.5) ^{[4] **}	0.4 (0.3; 0.5) ^[8]
NO ₂ (24h)	Na	1.8 (1.1; 2.5) ^[2]	1.4 (0.8; 2) ^[4]	0.7 (0.6; 0.9) ^[8]
SO ₂ (24h)	Na	Keine Daten	1.0 (0.1; 2) ^[4]	0.6 (0.5; 0.7) ^[9]

^[1] Ru et al. (2023), ^[2] WHO Regional Office for Europe (2013); ^[3] Abed Al Ahad et al. (2020); ^[4] Zheng et al. (2021); ^[5] Zheng et al. (2015); ^[6] Hůnová et al. (2013); ^[7] Atkinson et al. (2014); ^[8] Orellano et al. (2020); ^[9] Orellano et al. (2021); * Ein Durchschnitt zwischen den Schätzungen in Hůnová et al. (2013) und in Atkinson et al. (2014) nur für die europäische Region; ** Nur Nordeuropa, das den Großraum Paris, Amsterdam, Manchester und London umfasst; *** Mittelwert zweier linearer relativer Risiken von Notfallaufnahmen und Krankenhauseinweisungen wegen Asthma; ^a Nutzung der linearen Expositions-Wirkungsbeziehung. Na - nicht anwendbar, weil die Evidenz für einen Zusammenhang nicht als mindestens wahrscheinlich kausal eingeschätzt wird.

Wenn in den Studien mehrere zeitlich verzögerte Expositionsperioden (sogenannte „lag-Perioden“) angegeben wurden, wurden vorrangig kurze lag- und Mittelungszeiten (8h oder 24h), nicht aber kumulative lag-Perioden (also z. B. der Mittelwert der letzten 48h oder 72h) ausgewählt. Die Einzelheiten sind in den nachstehend zitierten Originalveröffentlichungen zu finden.

In Tabelle 5 sind die Zeitintervalle angegeben, die die kurzfristigen Expositionsperioden in den ausgewählten Studien darstellen.

Tabelle 5: Erfasste lag-Perioden in ausgewählten Studien

Studien	Endpunkt	Schadstoffe	Für die Metaanalyse genutzte lag-Perioden in den Originalstudien; erfasste Lags (in Tagen)
Ru et al. (2023)	Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen wegen Asthma	PM _{2.5}	Lag-Perioden und kumulative lag-Perioden in den meisten Studien zwischen lag 0 und lag 5, drei Studien mit kumulativen lag-Perioden von 0-6, 0-7 und 0-11 Tagen.
	Krankenhauseinweisungen wegen kardiovaskulärer Erkrankungen	PM _{2.5}	Lag-Perioden und kumulative lag-Perioden zwischen lag 0 und lag 6
	Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen	PM _{2.5}	Lag-Perioden und kumulative lag-Perioden in den meisten Studien zwischen lag 0 und lag 3, drei Studien mit lag- und kumulativen lag-Perioden von 0-6, 14 und 0-14 Tagen.

Studien	Endpunkt	Schadstoffe	Für die Metaanalyse genutzte lag-Perioden in den Originalstudien; erfasste Lags (in Tagen)
Abed Al Ahad et al. (2020)	Krankenhauseinweisungen wegen kardiovaskulärer Erkrankungen	PM ₁₀	Lag 0 und kumulative lag-Periode von 0-1
	Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen	PM ₁₀	Lag 0
Zheng et al. (2021)	Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen wegen Asthma	O ₃	Lag 0 und lag 1
	Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen wegen Asthma	NO ₂ , SO ₂	Lag-Perioden zwischen lag 0 und lag 4
Zheng et al. (2015)	Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen wegen Asthma	PM ₁₀	Lag-Perioden zwischen lag 0 und lag 7
WHO Regional Office for Europe (2013)	Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen	NO ₂	Lag-Perioden zwischen lag 0 und lag 3
Hůnová et al. (2013)	Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen	O ₃	Lag 1
Atkinson et al. (2014)	Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen	O ₃	Lags 0, 1, 2 und kumulative lag-Periode von 0-1
Orellano et al. (2020)	Zusätzliche Sterbefälle	PM _{2,5} , PM ₁₀ , NO ₂ , O ₃	Lag-Perioden zwischen lag 0 und lag 7
Orellano et al. (2021)	Zusätzliche Sterbefälle	SO ₂	Lag-Perioden zwischen lag 0 und lag 7

5 Schritt 3: Qualitätsbeurteilung der systematischen Übersichtsarbeiten und Metaanalysen

Die identifizierten Übersichtsarbeiten und Metaanalysen wurden hinsichtlich des Vorhandenseins einer formalen Qualitätsbeurteilung der berücksichtigten Evidenz überprüft. Die systematische Qualitätsbeurteilung von Einzelstudien sowie der Gesamtevidenz einer systematischen Übersichtsarbeit ist eine relativ neue Entwicklung. Es wurden in den letzten Jahren mehrere Instrumente zur Analyse von potentiellen Verzerrungsrisiken („Risk of Bias“ Instrumente) entwickelt. Daher finden sich in aktuellen Übersichtsarbeiten häufig formelle und Kriterien-basierte Qualitätsbeurteilungen, während ältere Übersichtsarbeiten eher narrative und damit weniger standardisierte Verfahren zur Beurteilung der Qualität der Einzelstudien anwenden. Auch eine systematische Evaluation der Gesamtevidenz, wie sie z. B. in Instrumenten wie der GRADE-Methodik (Grading of Recommendations, Assessment, Development and Evaluation GRADE | Cochrane Deutschland 2024) oder im Instrument des „Office of Health Assessment and Translation“ (OHAT, National Institute of Environmental Health Sciences 2024) vorgenommen wird, ist eine eher neue Entwicklung. Die in den genutzten Übersichtsarbeiten angewandte formale Qualitätsbeurteilung bzw. die angewandten Methoden unterscheiden sich daher erheblich in Umfang und Qualität und ein Teil der Übersichtsarbeiten enthält keine formalen Qualitätsbeurteilungen.

In drei Artikeln, Zheng et al. (2021), Orellano et al. (2021) und Orellano et al. (2020), wurde ein Instrument zur Bewertung des Verzerrungsrisikos verwendet (modulares „Risk of Bias“ Instrument), das im Rahmen der Erstellung der WHO AQG 2021 entwickelt wurde (WHO Global Air Quality Guidelines Working Group on Certainty of Evidence Assessment 2020; WHO Global Air Quality Guidelines Working Group on Risk of Bias Assessment 2021). Die Bewertung des Verzerrungsrisikos für die einzelnen Studien basierte auf den Bereichen Confounding, Stichprobenfehler, Expositionserfassung, Ergebnismessung, fehlende Daten und selektive Berichterstattung. Die Ergebnisse für jeden Bereich wurden separat analysiert. In den Studien, die die Assoziation zwischen den Luftschadstoffen (NO₂ (24h), SO₂ (24h), O₃ (8h), PM₁₀ (24h), PM_{2,5} (24h)) und der Gesamtsterblichkeit für alle fünf Schadstoffe analysierten (Orellano et al. 2020; Orellano et al. 2021), wurde festgestellt, dass in drei von sechs Bereichen das Verzerrungsrisiko meist gering oder mäßig war. Dies galt insbesondere für den Stichprobenfehler, die Expositionserfassung und die selektive Berichterstattung. Das höchste Verzerrungsrisiko wurde jedoch im Bereich der fehlenden Daten beobachtet, wo 59 % der Expositionsergebniskombinationen betroffen waren, hauptsächlich aufgrund unzureichender Informationen über fehlende Werte oder die Anwendung von Imputationsmethoden. Nach dem GRADE-Ansatz war die Bewertung des Verzerrungsrisikos zwischen O₃ (8h), SO₂ (24h) und NO₂ (24h) und den Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen wegen Asthma (Zheng et al. 2021) wie folgt: das Verzerrungsrisiko war in den Studien im Bereich der fehlenden Daten besonders hoch, da keine Angaben zu den Imputationsmethoden oder zum Umfang der fehlenden Daten gemacht wurden. Darüber hinaus wurde eine Verzerrung im Bereich der Ergebnisse beobachtet, hauptsächlich, weil Asthma-Exazerbationen selbst berichtet und nicht medizinisch diagnostiziert wurden und ICD-Instrumente nicht zur Klassifizierung verwendet wurden. Probleme im Bereich Confounding waren minimal, andere Bereiche waren in der Analyse nicht signifikant.

In der Veröffentlichung einer neuen Konzentrations-Wirkungsbeziehung für sieben Morbiditätspunkte im Zusammenhang mit kurzfristiger PM_{2,5}-Exposition (Ru et al. 2023), welche zur Extraktion der prozentualen Veränderungen bei Krankenhauseinweisungen aufgrund von Atemwegserkrankungen, Herz-Kreislauf-Erkrankungen und Asthma verwendet

wurde, ist das mögliche Vorhandensein von Publikations-Bias in der Literaturübersicht anhand von Funnel Plots bewertet worden. Das mögliche Vorhandensein von Publikationsverzerrungen in der Metaanalyse wurde bei den Funnel Plots für jeden Morbiditätsendpunkt in Ru et al. (2023) bestätigt, insbesondere bezüglich der Notfallaufnahmen wegen Asthma für die gesamte Bevölkerung.

In Zheng et al. (2015) wurde die Validität der Studien auf der Grundlage der in den früheren systematischen Übersichten von Mustafic et al. (2012) vorgeschlagenen Methoden bewertet. Für die Qualität wurden drei Komponenten bewertet: die Validität der Asthmediagnose (0 bis 1 Punkt), die Messung der Luftschadstoffe (0 bis 1) und die Adjustierung für Störfaktoren (Confounding, 0 bis 3). Studien, die fünf Punkte erhielten, wurden in Sensitivitätsanalysen analysiert. Ein potenzieller Publikations-Bias wurde mit Egger-Test untersucht und bestätigt.

Im HRAPIE-Projekt (WHO Regional Office for Europe 2013) wurde die Qualität der Studien von einer Gruppe aus Expertinnen und Experten bewertet und der Grad der Sicherheit für die korrekte Risikoschätzung für die jeweiligen Expositions-Endpunktpaare in zwei Stufen (Gruppe A: zuverlässige Quantifizierung der Effektgröße möglich; Gruppe B: Unsicherheit bzgl. der exakten Quantifizierung der Effektgröße) eingeteilt. Für das in dieser Arbeit genutzte Expositions-Endpunktpaar von NO₂ und respiratorischen Erkrankungen wurde das Vertrauen in eine korrekte Risikoschätzung als hoch (Gruppe A) klassifiziert.

In der systematischen Recherche von Atkinson et al. (2014) wurden mit verschiedenen Methoden Hinweise auf eine Verzerrung durch kleine Studien identifiziert (Begg und Berlin 1989; Egger et al. 1997; Duval und Tweedie 2000). Die Effektschätzer wurden um Hinweise auf eine Verzerrung durch kleine Studien bereinigt, sofern eine solche festgestellt wurde. Für die Assoziation zwischen O₃ und Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen wurden keine Hinweise auf eine Verzerrung durch kleine Studien gefunden.

In der Scoping-Literaturübersicht Abed Al Ahad et al. (2020), welche zur Extraktion von Effekten von PM₁₀ verwendet wurde, erfolgte keine Bewertung des Verzerrungsrisikos. In der Studie Hůnová et al. (2013) wurde ebenfalls keine Bewertung hinsichtlich des Risikos einer Verzerrung beschrieben.

Zusammenfassend zeigt die Überprüfung der identifizierten Übersichtsarbeiten und Metaanalysen, dass formale Qualitätsbeurteilungen der berücksichtigten Evidenz eine relativ neue Entwicklung sind, wobei moderne Instrumente wie GRADE oder OHAT zur systematischen Evaluation der Evidenzbasis verwendet werden. Neuere Arbeiten, wie die von Zheng et al. und Orellano et al., verwenden spezifische „Risk of Bias“ Instrumente zur Bewertung von Verzerrungsrisiken in verschiedenen Bereichen. Diese Instrumente helfen, potenzielle Verzerrungsrisiken zu analysieren. Ältere Studien nutzen oft weniger formalisierte narrative Ansätze. Bei Anwendung der neueren Methoden werden selten schwerwiegende Einschränkungen der Qualität identifiziert. In den meisten Fällen war die Qualität der Evidenz hoch. Im Gegensatz dazu haben andere Studien wie die von Abed Al Ahad et al. und Hůnová et al. keine systematische Bewertung des Verzerrungsrisikos durchgeführt. Ein hohes Risiko von Verzerrungen ist daher hier nicht auszuschließen, aber aufgrund der oben genannten Ergebnisse eher unwahrscheinlich.

6 Schritt 4: Transformation der Effektschätzer von Tageswerten auf Stundenwerte

6.1 Definition des Transformationsfaktors

Die Gesundheitsendpunkte liegen in den Studien nahezu ausschließlich mit einer zeitlichen Auflösung von maximal einem Tag vor. Zeitlich differenziertere, z. B. stündliche, Angaben zu diesen Endpunkten sind nur in sehr wenigen Studien und Studiendesigns vorhanden (z. B. in case-crossover Studien zu Herzinfarkten unter Nutzung exakter Zeitangaben des Eintritts des Infarktes). Die hier berücksichtigte Studienbasis besteht daher in erster Linie aus Effektschätzern die auf die 24h- oder 8h-Mittelwerte der Luftschadstoffkonzentrationen bezogen sind. Dies passt nicht zu dem Ziel, den neuen Index auf stündlichen Schadstoffkonzentrationen zu basieren, wenn der Anspruch besteht, dass dieser eine aktuelle Bedeutung für die Gesundheit haben soll.

Da der überarbeitete LQI auf gemessenen Stundenmittelwerten basieren soll, wurde ein Verfahren zur Transformation von relativen Risiken, die auf Tagesmittelwerten oder gleitenden 24h-Mittelwerten der Luftschadstoffkonzentrationen beruhen, in relative Risiken, die auf 1h-Mittelwerten beruhen, angewandt (siehe Tabelle 4 zu den hierfür verwendeten Kurzzeit-Studien).

Diese Transformation basiert auf mehreren Annahmen. Die grundlegende Annahme ist, dass die Risikoerhöhung für den Tagesmittelwert oder den gleitenden 24h-Mittelwert stark mit der Risikoerhöhung korreliert, welche durch das 1h-Tagesmaximum innerhalb dieser Zeitperiode gegeben ist. Das 1h-Tagesmaximum ist der 1h-Mittelwert des Stundenintervalls mit der höchsten Belastung des Tages. Das heißt, wenn eine Zeitreihenstudie durchgeführt wird, in der die Assoziation der 24h-Mittelwerte mit der täglichen Sterblichkeit untersucht wird, und eine zweite Zeitreihenstudie, in der die Assoziation des 1h-Tagesmaximums mit der täglichen Sterblichkeit untersucht wird, dann sind die beiden Effektschätzer, die aus diesen beiden Zeitreihenstudien resultieren, hoch korreliert. Empirische Grundlagen für diese Annahme finden sich unter anderem in der Literatur zum kanadischen LQI (Stieb et al. 2008). In Stieb et al. (2008) wurde empirisch gezeigt, dass die auf den 3h- oder 1h-Tagesmaxima basierenden Effekte von CO, NO₂, O₃, PM₁₀, PM_{2.5} und SO₂ für die Gesamtsterblichkeit den Effekten des jeweiligen 24h-Mittelwertes entsprechen.

Darüber hinaus sind die 1h-Tagesmaxima der Luftschadstoffkonzentrationen hoch korreliert mit den 24h-Mittelwerten der Luftschadstoffkonzentrationen (Stieb et al. 2008). Das heißt, dass aus dem 24h-Mittelwert der Luftschadstoffkonzentration Rückschlüsse auf das 1h-Tagesmaximum gezogen werden können.

In einem ersten Schritt (Berechnung des Transformationsfaktors) wurde daher zunächst ein Transformationsfaktor berechnet, definiert als das Verhältnis des 1h-Tagesmaximums zum 24h-Mittelwert der Luftschadstoffkonzentrationen (Abbildung 1). Für die O₃-Konzentration, für die der Effektschätzer in den meisten Studien auf den maximalen gleitendem 8h-Mittelwert des Tages bezogen ist, wurde das Verfahren analog angewandt (Abbildung 2).

Abbildung 1: Berechnung des Transformationsfaktors

$$\text{Transformationsfaktor} = \frac{\text{1h-Tagesmaximum für Luftschadstoff X}}{\text{24h-Mittelwert für Luftschadstoff X}}$$

Quelle: Eigene Darstellung, Institut für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin, AG Umweltepidemiologie, Universitätsklinikum Düsseldorf

Abbildung 2: Berechnung des Transformationsfaktors für O₃

$$\text{Transformationsfaktor O}_3 = \frac{\text{1h-Tagesmaximum für O}_3}{\text{8h-Mittelwert für O}_3}$$

Quelle: Eigene Darstellung, Institut für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin, AG Umweltepidemiologie, Universitätsklinikum Düsseldorf

In einem zweiten Schritt (Transformation der Effektschätzer) wurde dieser Transformationsfaktor auf die 24h-Effektschätzer für die Expositions-Endpunktpaare angewandt. Hierzu wurden die 24h-Effektschätzer pro Schadstoff durch den Schadstoff-spezifischen Transformationsfaktor geteilt, um die stündlichen Risikoschätzer zu erhalten (Abbildung 3). Für O₃ wurde analog der Transformationsfaktor für O₃ auf die 8h-Effektschätzer angewandt (Abbildung 4).

Abbildung 3: Berechnung des 1h-Effektschätzers

$$\text{1h-Effektschätzer Luftschadstoff X} = \frac{\text{24h-Effektschätzer}}{\text{Transformationsfaktor}}$$

Quelle: Eigene Darstellung, Institut für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin, AG Umweltepidemiologie, Universitätsklinikum Düsseldorf

Abbildung 4: Berechnung des 1h-Effektschätzers für O₃

$$\text{1h-Effektschätzer O}_3 = \frac{\text{8h-Effektschätzer O}_3}{\text{Transformationsfaktor}}$$

Quelle: Eigene Darstellung, Institut für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin, AG Umweltepidemiologie, Universitätsklinikum Düsseldorf

Durch dieses Verfahren können die als relevant angesehenen Expositions-Endpunktpaare trotz fehlender zeitlicher Auflösung in den Primärstudien in einer vergleichbaren Weise für die Indexentwicklung genutzt werden. Dieser Ansatz wurde auch für den belgischen und niederländischen LQI verwendet (irCELine 2022; Dusseldorp et al. 2014). In Sensitivitätsanalysen wurden weitere Transformationsfaktoren untersucht (99. Perzentil/24h-Mittelwert sowie weitere Perzentile), wobei dies wenig Einfluss auf die finalen Klasseneinteilungen des UBA LQI hatte.

6.1.1 Empirische Messdaten

Die Berechnung der Transformationsfaktoren erfolgte für alle Schadstoffe basierend auf den stündlichen Messdaten von 2019 und 2022. Für das Jahr 2019 lagen Daten von insgesamt 439

Messstationen vor, im Jahr 2022 von 433 Messstationen. Da nur wenige dieser Stationen alle fünf Stoffe messen, lagen für jeden Stoff unterschiedlich viele Zeitreihen vor (Tabelle 6).

Tabelle 6: Anzahl an Messstationen pro Stoff und Jahr

Schadstoff	Anzahl Messstationen 2019	Anzahl Messstationen 2022
NO ₂	411	409
O ₃	272	277
SO ₂	115	108
PM _{2.5}	218	286
PM ₁₀	361	361

6.1.2 Berechnung Transformationsfaktor

Für NO₂, SO₂, PM₁₀ und PM_{2.5} basiert die Berechnung des Transformationsfaktors auf Tagesmittelwerten, die entsprechend der 39. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (BImSchV, 2020) berechnet wurden, wenn an einer Station an einem Tag mindestens 18 der 24 stündlichen Messwerte vorlagen. Anschließend wurde für jeden Tag der Quotient aus dem 1h-Tagesmaximum und dem 24h-Tagesmittelwert berechnet und über das jeweilige Jahr gemittelt, um den Transformationsfaktor für die oben genannten Schadstoffe (1h max./24h-Mittelwert) zu erhalten.

Für O₃ basiert die Berechnung des Transformationsfaktors auf dem maximalen gleitenden 8h-Mittelwert eines Tages. Folglich wurden aus den stündlichen Messdaten zunächst gleitende 8h-Mittelwerte gebildet, wobei entsprechend der 39. BImSchV (2020) mindestens sechs der acht Stunden vorhanden sein müssen. Der berechnete 8h-Mittelwert wurde dem Ende des Mittelungszeitraums zugeordnet (d.h. der Mittelwert um 10 Uhr bezieht sich auf den Zeitraum zwischen 2 und 10 Uhr). Wenn mindestens 18 der 24 gleitenden 8h-Mittelwerte vorlagen, wurde der maximale gleitende 8h-Mittelwert des Tages bestimmt. Anschließend wurde für jeden Tag der Quotient aus 1h-Tagesmaximum und maximalem gleitenden 8h-Mittelwert berechnet und abschließend über das jeweilige Jahr gemittelt, um den Transformationsfaktor für O₃ (1h max./8h max.) zu erhalten.

Für eine Sensitivitätsanalyse wurden zudem Transformationsfaktoren berechnet, welche statt auf dem Tagesmaximum auf dem 95. Perzentil (1h P95/24h), dem 90. Perzentil (1h P90/24h) und dem 70. Perzentil (1h P70/24h) der Stunden eines Tages basieren. Die über das jeweilige Jahr gemittelten Transformationsfaktoren sind in Tabelle 7 angegeben.

Tabelle 7: Transformationsfaktoren für Messwerte in Deutschland, 2019 und 2022, alle Stationstypen

Jahr	Schadstoff	Anzahl Stationen (Datenverfügbarkeit der Tageswerte)	1h max./24h bzw. 1h max./8h max. für O ₃	1h P95/24h bzw. 1h P95/8h max. für O ₃	1h P90/24h bzw. 1h P90/8h max. für O ₃	1h P70/24h bzw. 1h P70/8h max. für O ₃
2019	PM _{2,5}	218 (96 %)	1.86	1.65	1.51	1.16
	PM ₁₀	361 (98 %)	1.86	1.62	1.48	1.15
	O ₃	272 (98 %)	1.13	1.08	1.04	0.87
	NO ₂	411 (99 %)	1.97	1.73	1.57	1.17
	SO ₂	115 (91 %)	2.2	1.72	1.46	1.04
2022	PM _{2,5}	286 (97 %)	1.78	1.58	1.45	1.14
	PM ₁₀	361 (98 %)	1.79	1.56	1.44	1.14
	O ₃	277 (97 %)	1.12	1.07	1.04	0.88
	NO ₂	409 (98 %)	2.01	1.76	1.58	1.17
	SO ₂	108 (94 %)	2.05	1.63	1.4	1.04

In fett sind die für die weiteren Berechnungen genutzten Transformationsfaktoren gezeigt.

6.1.3 Transformation der Effektschätzer

Die auf den 24h-Mittelwerten basierenden Effektschätzer wurden nach Abbildung 3 durch den Transformationsfaktor (Tabelle 7) geteilt. Für O₃ wurde der auf den 8h-Mittelwerten basierende Effektschätzer durch den Transformationsfaktor von O₃ geteilt. Tabelle 8 zeigt die abgeleiteten 1h-Effektschätzer pro 10 µg/m³ des 1h-Maximalwerts als prozentuale Steigerung der Krankheitsfälle.

Mithilfe der 1h-Effektschätzer wurde die gesundheitliche Wirkung von Schadstoffen auf stündlicher Basis vergleichbar gemacht. Der 1h-Effektschätzer darf jedoch nicht als relatives Risiko für eine einstündige Expositionsperiode interpretiert werden, weil er sich nicht auf den biologischen Effekt einer einstündigen Expositionsperiode, sondern auf das einstündige Maximum einer 24h-Periode bezieht. Das bedeutet, dass ein Stundenwert als Maximalwert für einen ganzen Tag gewertet wird.

Tabelle 8: 1h-Effektschätzer (Prozent zusätzliche Fälle) pro 10 µg/m³ Konzentrationserhöhung

Schadstoff	Krankenhauseinweisungen wegen kardiovaskulärer Erkrankungen in %	Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen in %	Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen wegen Asthma in %	Zusätzliche Sterbefälle in %
PM _{2,5} (1h)	0.55	0.77	1.59	0.38
PM ₁₀ (1h)	0.38	0.88	0.55	0.22
O ₃ (1h)	Na ¹	0.18	0.27	0.36
NO ₂ (1h)	Na	0.90	0.70	0.35
SO ₂ (1h)	Na	Keine Daten	0.47	0.28

¹Na - nicht anwendbar, weil die Evidenz für einen Zusammenhang nicht als mindestens wahrscheinlich kausal eingeschätzt wird.

6.1.4 Alternative Vorgehensweise

Alternativ zu diesem Vorgehen hätten Effektschätzer für gesundheitliche Wirkungen aus Studien zu vorgelagerten Endpunkten, wie z. B. Blutdruckanstieg, Anstieg von Entzündungsmarkern im Blut oder in der Lunge, Abnahme der Lungenfunktion, etc. genutzt werden können. Diese Endpunkte liegen in Panelstudien, mit denen sie üblicherweise untersucht werden, in aller Regel in größtmöglicher zeitlicher Auflösung von Minuten bis Stunden vor. Relative Wirkungen von einstündigen Belastungen könnten so als Basis für den UBA LQI genutzt werden. Dieser Ansatz wurde jedoch nicht gewählt, da diese Studien oft sehr stark selektierte Studienteilnehmende untersuchen (z. B. Vorerkrankte mit Asthma, Bluthochdruck oder ähnliches) und sie im Vergleich zu Zeitreihenanalysen sehr klein sind. Außerdem ist die Bedeutung einer gegebenenfalls akuten und transienten Veränderung dieser vorgelagerten Endpunkte für Krankenhausaufnahmen, Notfallaufnahmen und Sterblichkeit und damit auch für die Gesundheit der Bevölkerung nicht gesichert.

7 Schritt 5: Standardisierung der Schadstoffwirkungen auf PM_{2.5} als Referenzschadstoff

7.1 Rationale

Ein zentraler Bestandteil des risikobasierten Index ist die Berechnung von sogenannten Äquivalenzkoeffizienten, mit denen die gesundheitliche Wirkstärke der im Index enthaltenen Schadstoffkonzentrationen in jeder Indexklasse auf ein äquivalentes Niveau gebracht werden soll.

Als Referenzschadstoff wird PM_{2.5} gewählt, da für PM_{2.5} die meisten Studien vorliegen (WHO AQG 2021), die PM_{2.5}-Effektschätzer für die gewählten Endpunkte die engsten Konfidenzintervalle haben, PM_{2.5} verglichen mit den anderen regulierten Schadstoffen in den meisten Studien pro Masseneinheit (z. B. µg/m³) die stärksten Gesundheitseffekte auslöst (WHO AQG 2021) und in Europa die größte Krankheitslast verursacht (European Environment Agency 2024).

7.1.1 Äquivalenzkoeffizienten, Bedeutung und Berechnung

Ziel dieses Arbeitsschrittes ist es, die gesundheitlichen Wirkstärken der im Index enthaltenen Schadstoffe im Verhältnis zur Wirkung von PM_{2.5} zu ermitteln. Diese relative gesundheitliche Wirkstärke der Luftschadstoffe im Vergleich zu PM_{2.5} wird Äquivalenzkoeffizient genannt. Der Äquivalenzkoeffizient ist der Wert, mit dem die jeweilige Schadstoffkonzentration multipliziert werden muss, um die gleiche Risikosteigerung pro Endpunkt wie bei Anstieg der PM_{2.5}-Konzentration um 10µg/m³ zu erreichen.

Die Äquivalenzkoeffizienten pro Schadstoff und pro Endpunkt können nach einem Standardverfahren ermittelt werden, indem der 1h-Effektschätzer für PM_{2.5} (Tabelle 8) durch den 1h-Effektschätzer des jeweils anderen Schadstoffs für den gleichen Endpunkt geteilt wird (Abbildung 5):

Abbildung 5: Berechnung des Äquivalenzkoeffizienten

$$\text{Äquivalenzkoeffizient} = \frac{\text{1h-Effektschätzer für PM}_{2.5}}{\text{1h-Effektschätzer für Luftschadstoff X}}$$

Quelle: Eigene Darstellung, Institut für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin, AG Umweltepidemiologie, Universitätsklinikum Düsseldorf

Die Effektschätzer sind in Tabelle 8 gegeben. Die Äquivalenzkoeffizienten für die ausgewählten Expositions-Endpunktpaare werden als zentrale Punktschätzer (das heißt ohne Konfidenzintervalle) für den 1h-Effektschätzer in Tabelle 8 gezeigt.

Tabelle 9: Äquivalenzkoeffizienten pro Schadstoff und Endpunkt pro 10 µg/m³ Konzentrationserhöhung

Schadstoff	Äquivalenzkoeffizienten			
	Krankenhauseinweisungen wegen kardiovaskulärer Erkrankungen	Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen	Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen wegen Asthma	Zusätzliche Sterbefälle
PM _{2.5} (1h)	1.00	1.00	1.00	1.00

	Äquivalenzkoeffizienten			
PM ₁₀ (1h)	1.43	0.88	2.91	1.75
O ₃ (1h)	-	4.33	5.98	1.08
NO ₂ (1h)	-	0.96	2.26	1.09
SO ₂ (1h)	-	-	3.39	1.36

7.1.2 Zusammenfassung der Äquivalenzkoeffizienten pro Schadstoff

Die Anwendung der Gleichung aus Abbildung 5 auf alle Schadstoffe ergibt einen Äquivalenzkoeffizienten pro Expositions-Endpunktpaar (Tabelle 9). Das heißt, es gibt zwischen vier (für PM₁₀) und zwei (SO₂) Äquivalenzkoeffizienten pro Schadstoff, je nachdem wie viele Endpunkte pro Schadstoff in Schritt 1 ausgewählt wurden. Für die Anwendung auf den Index wird jedoch ein Äquivalenzkoeffizient pro Schadstoff benötigt.

Darüber hinaus geben die Äquivalenzkoeffizienten, die auf den Punktschätzungen der Effektstärken beruhen (die also von den zentralen Effektschätzern ohne Berücksichtigung der Konfidenzintervalle abgeleitet sind), nicht den Grad der Unsicherheit der relativen gesundheitlichen Effekte wieder. Diese zentralen Werte für die Äquivalenzkoeffizienten sind sensibel für kleine Änderungen in den originalen Effektschätzungen der epidemiologischen Studien. Jede neue Publikation oder Änderung in der Literaturlage im Bereich der Luftqualitätswirkungsforschung könnte zu (wahrscheinlich geringen) Änderungen der zentralen Äquivalenzkoeffizienten führen.

Bei den Punktschätzungen handelt es sich um eine Pseudogenauigkeit, denn die tatsächlichen (relativen) gesundheitlichen Effekte liegen in einem breiten Bereich und lassen sich nicht durch einen einzigen zentralen Wert angemessen charakterisieren. Die Äquivalenzkoeffizienten sollen stattdessen einen durchschnittlichen Vergleich der gesundheitlichen Wirkstärken der verschiedenen Schadstoffe ermöglichen, wobei der Grad der Unsicherheit hierbei transparent dargelegt werden soll.

Um einen robusten Äquivalenzkoeffizienten pro Schadstoff abzuleiten und dabei die statistische Unsicherheit zu berücksichtigen und darzulegen, wurde eine Simulation unter Nutzung der Konfidenzintervalle der originalen epidemiologischen 24h-Effektschätzer durchgeführt. Dieses Verfahren hilft dabei, einen Eindruck von einer realen Verteilung um diese Punktschätzer herum zu erlangen und dient der Zusammenfassung der Äquivalenzkoeffizienten pro Schadstoff. Außerdem wird die inhärente Unsicherheit in der statistischen Schätzung der epidemiologischen Effektstärken berücksichtigt und dargestellt.

Darüber hinaus wurden Gewichtungstechniken auf ihre Eignung untersucht, einen Äquivalenzkoeffizienten pro Schadstoff zu berechnen. Diese alternative Methode wird im Anhang A.1 erläutert. Sie hat Vorteile für die Beurteilung einer Relevanz eines gesundheitlichen Endpunktes in der Bevölkerung, liefert aber keine individuelle Bewertungsmöglichkeit und wird daher für die Ableitung der Äquivalenzkoeffizienten in dieser Methode nicht weiterverwendet.

7.1.2.1 Methode der Simulation

Zur Abschätzung der Variabilität bzw. des Unsicherheitsbereiches der einzelnen Äquivalenzkoeffizienten und zur Darstellung des Gesamtbereiches, den die Äquivalenzkoeffizienten annehmen können, wurde eine Zufallszahlen-Simulation durchgeführt. Unter der Annahme einer Normalverteilung für die 24h- und 8h-Effektschätzer wurden die

Verteilungsparameter (Mittelwert und Standardabweichung) der 24h- und 8h-Effektschätzer basierend auf den Punktschätzern und den Konfidenzintervallen für jedes Expositions-Endpunktpaar berechnet (Tabelle 10) und 10.000 Simulationen pro Expositions-Endpunktpaar unter Verwendung dieser Verteilungen durchgeführt. Als Ergebnis wurden 10.000 normalverteilte Zufallswerte für jedes Expositions-Endpunktpaar erzeugt. Anschließend wurden diese zufälligen 24h- und 8h-Effektschätzungen auf der Grundlage der oben beschriebenen Transformationsfaktoren in 1-Stunden-Effektschätzungen umgewandelt. In einem nächsten Schritt wurden Äquivalenzkoeffizienten für jeden Zufallswert berechnet. Hierfür wurde jeweils ein zufällig gezogener Wert aus der Verteilung des 1h-Effektschätzers für PM_{2,5} durch einen zufällig gezogenen Wert aus der Verteilung des 1h-Effektschätzers des jeweils anderen Schadstoffs geteilt. Das Ergebnis waren 10.000 Äquivalenzkoeffizienten pro Schadstoff pro Endpunkt.

Durch die Kombination der Verteilungen aus den Simulationen für alle ausgewählten Endpunkte eines Schadstoffs konnte eine integrierte Verteilung von Äquivalenzkoeffizienten für jeden Schadstoff erstellt werden. Diese Verteilung zeigt die Streuung der relativen gesundheitlichen Wirkstärken eines Schadstoffs, dargestellt durch Äquivalenzkoeffizienten, im Vergleich zu PM_{2,5}. Die zentralen Lagemaße der Verteilung (Mittelwert, Median, Modalwert) lassen darauf schließen, welche Äquivalenzkoeffizienten am besten mit der gegenwärtigen Evidenzlage zu vereinbaren sind. Wenn nicht anders begründet, wurde der Modalwert als Äquivalenzkoeffizient für die weitere Entwicklung des UBA LQI gewählt. Bei NO₂ und O₃ wurden pragmatische Entscheidungen getroffen, die im Verlauf dieses Berichts erläutert werden.

Tabelle 10: Punktschätzung und 95%-Konfidenzintervalle der Relativen Risiken als zusätzliche Fälle in Prozent bei kurzfristiger Schadstoffbelastung (24h- oder 8h-Mittelwerte) pro 10 µg/m³ Konzentrationserhöhung und die Kennwerte der Verteilungen in der Simulation

Schadstoff	Endpunkt	Relative Risiken (CI 95%)	Mittelwert und Standardabweichung in Simulationen
PM _{2,5}	Krankenhauseinweisungen wegen kardiovaskulärer Erkrankungen	1 (0.6; 1.4)	1 (0.2)
PM _{2,5}	Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen	1.4 (1.0; 1.7)	1.4 (0.18)
PM _{2,5}	Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen wegen Asthma	2.9 (1.7; 4.1)	2.9 (0.61)
PM ₁₀	Krankenhauseinweisungen wegen kardiovaskulärer Erkrankungen	0.7 (0.2; 1.1)	0.69 (0.24)
PM ₁₀	Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen	1.6 (0.0; 3.1)	1.6 (0.79)
PM ₁₀	Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen wegen Asthma	1 (0.8; 1.3)	1 (0.13)

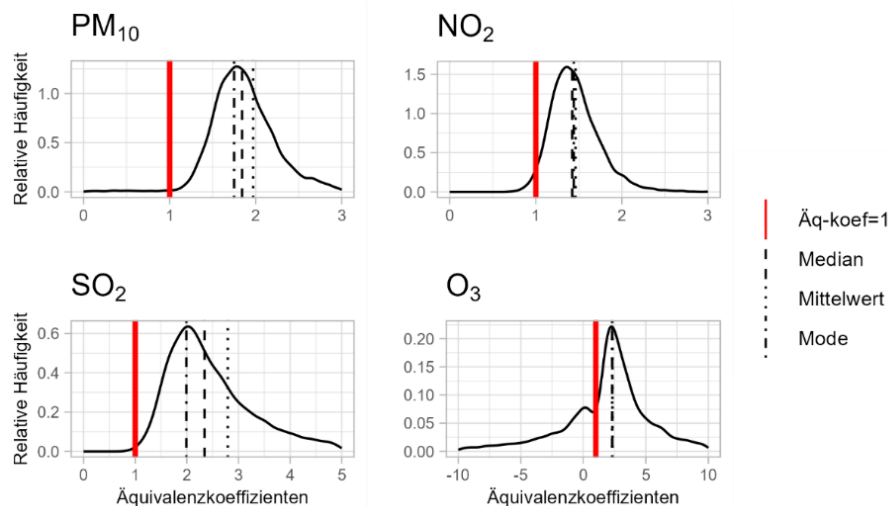
Schadstoff	Endpunkt	Relative Risiken (CI 95%)	Mittelwert und Standardabweichung in Simulationen
O ₃	Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen	0.2 (-0.2; 0.5)	0.2 (0.18)
O ₃	Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen wegen Asthma	0.3 (-0.7; 1.5)	0.3 (0.56)
NO ₂	Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen	1.8 (1.1; 2.5)	1.8 (0.33)
NO ₂	Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen wegen Asthma	1.4 (0.8; 2)	1.4 (0.31)
SO ₂	Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen wegen Asthma	1 (0.1; 2)	1 (0.48)
PM _{2.5}	Zusätzliche Sterbefälle	0.7 (0.4; 0.9)	0.7 (0.13)
PM ₁₀	Zusätzliche Sterbefälle	0.4 (0.3; 0.5)	0.4 (0.05)
O ₃	Zusätzliche Sterbefälle	0.4 (0.3; 0.5)	0.4 (0.05)
NO ₂	Zusätzliche Sterbefälle	0.7 (0.6; 0.9)	0.7 (0.08)
SO ₂	Zusätzliche Sterbefälle	0.6 (0.5; 0.7)	0.6 (0.05)

7.1.3 Ergebnisse der Simulation

Tabelle 11 zeigt Mittelwerte, Mediane, Modalwerte und die Unsicherheit in Form von 95%-Unsicherheitsbereichen der Äquivalenzkoeffizienten pro Schadstoff. Es wird der Begriff „Unsicherheitsbereiche“ anstelle von „Konfidenzintervallen“ verwendet, da die Ergebnisse auf einer Simulation beruhen und nicht die Effektschätzungen aus den epidemiologischen Primärstudien darstellen. Die Verteilungen sind in Abbildung 6 grafisch dargestellt.

Tabelle 11: Statistische Kenngrößen der simulierten Äquivalenzkoeffizienten (n = 10.000)

Schadstoff	Mittelwert	Median	Modalwert	95 %- Unsicherheitsbereich	Angepasste Äquivalenz- koeffizienten
NO ₂	1.46	1.42	1.44	[1.01; 2.12]	2.00
O ₃	1.00	2.33	2.31	[-27.18; 30.43]	4.80
PM ₁₀	1.97	1.84	1.75	[1.19; 3.42]	1.80
SO ₂	2.79	2.34	1.99	[1.15; 10.15]	2.00

Abbildung 6: Verteilung der simulierten Äquivalenzkoeffizienten (n = 10.000)

Quelle: Eigene Darstellung, Institut für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin, AG Umweltepidemiologie, Universitätsklinikum Düsseldorf

7.1.4 Plausibilitätsprüfung und finale Festlegung der Äquivalenzkoeffizienten durch Expertinnen und Experten

Bei der finalen Festlegung der im Index genutzten Äquivalenzkoeffizienten wurde neben diesen datenbasierten Berechnungen (Simulation und Darstellung der zentralen Lagemaße) auch Fachwissen von Expertinnen und Experten im Bereich der Umweltepidemiologie sowie vom Projektteam und von Expertinnen und Experten im Umweltbundesamt angewandt, um weitere Aspekte der epidemiologischen Datenbasis zu berücksichtigen.

Für PM₁₀ beträgt der Modalwert der erhaltenen Verteilungen der Äquivalenzkoeffizienten 1.75 bei einem Unsicherheitsbereich von 1.19 bis 3.42. Der Modalwert von 1.75 entspricht ungefähr dem einfachen Mittelwert der Äquivalenzkoeffizienten aus allen untersuchten Endpunkten (Tabelle 11). Darüber hinaus entspricht er ungefähr dem Massenverhältnis von PM_{2,5} und PM₁₀ und dem Verhältnis der Effektschätzer aus den originalen epidemiologischen Studien und ist somit bezogen auf vergleichbare Feinstaubigenschaften zwischen diesen Größenklassen plausibel. Es wurde daher ein Äquivalenzkoeffizient von 1.8 festgelegt (auf die erste Dezimalstelle gerundet).

Für SO₂ beträgt der Modalwert der erhaltenen Verteilungen der Äquivalenzkoeffizienten 1.99 bei einer rechtsschiefen Verteilung und einem Unsicherheitsbereich von 1.15 bis 10.15. Der Modalwert von 1.99 entspricht ungefähr dem einfachen Mittelwert der Äquivalenzkoeffizienten (Tabelle 11) und dem Verhältnis der Effektschätzer aus den epidemiologischen Studien. Er ist somit plausibel und es wurde ein Äquivalenzkoeffizient von 2.0 festgelegt.

Für NO₂ lagen Modalwert, Mittelwert und Median bei 1.4 mit einem Unsicherheitsbereich von 1.01 bis 2.12. Diese Verteilung der Äquivalenzkoeffizienten berücksichtigt nicht, dass NO₂ und PM_{2,5} in den epidemiologischen Studien häufig aus den gleichen Quellen stammen und daher korreliert sind. Dies kann zu einer Vermischung der Effekte führen (sogenanntes Confounding). In Folge des Confounding ist nicht klar, welchem Schadstoff der Effekt zuzuschreiben ist. In Studien, die dieses Confounding durch statistische Maßnahmen berücksichtigen können (z. B. durch Adjustierung), zeigt sich, dass die Effekte von NO₂ häufig überschätzt werden. In vielen Originalstudien zu NO₂ sind die Effektschätzer für NO₂ nicht für PM_{2,5} oder PM₁₀, adjustiert, wodurch eine Verzerrung der geschätzten relativen Risiken nach oben möglich ist. Die EEA und

Public Health England gehen in ihren Bewertungen der Wirkstärke von NO₂ bei Langzeiteffekten üblicherweise von einer Überschätzung um ca. 30 % aus und informieren darüber, dass die Effektschätzer für NO₂ entsprechend nach unten korrigiert werden sollen (European Environment Agency 2021; Committee on the Medical Effects of Air Pollution 2014). Was die kurzfristige Wirkung betrifft, so wurde in einigen Studien auch gezeigt, dass der Zusammenhang zwischen NO₂ und Sterblichkeit durch andere Schadstoffe erheblich beeinträchtigt werden kann und dass die Bereinigung um die Wirkung dieser Stoffe die geschätzte Wirkung verringert, je nach Schadstoff um bis zu 50 % (Samoli et al. 2006; Ma et al. 2024). Aus diesem Grund wurde der Äquivalenzkoeffizient ebenfalls um einen Faktor von ca. 30 % korrigiert und auf einen Wert von 2.0 festgelegt. Dies entspricht dem Verhältnis der WHO AQG 2021 für Langzeitwerte von NO₂ (10 µg/m³) und PM_{2,5} (5µg/m³). Das Verhältnis der 24h-Mittelwerte für NO₂ (25 µg/m³) und PM_{2,5} (15µg/m³) beträgt 1.7 und ist somit ähnlich.

Der Modalwert für O₃ beträgt 2.31 mit einem Unsicherheitsbereich von -27.18 bis 30.43. Dieser große Unsicherheitsbereich ist in erster Linie auf die geringe Effektgröße und das breite Konfidenzintervall der Effektschätzer von O₃ zurückzuführen. Das breite Konfidenzintervall resultiert aus der kleinen Anzahl von vorhandenen epidemiologischen Studien, die in Regionen mit gemäßigttem Klima durchgeführt wurden, und auf der Heterogenität der Effektschätzer für Sterblichkeit und Morbidität. Es wurde daher entschieden, die Morbiditätspunkte gegenüber der Sterblichkeit bei der Festlegung des Äquivalenzkoeffizienten zu priorisieren. Die Punktschätzer für die Äquivalenzkoeffizienten betragen 6.18 für Krankenhausaufnahmen für alle respiratorischen Erkrankungen und 5.98 für die Untergruppe der Asthmaerkrankungen. Der Äquivalenzkoeffizient wurde daher auf 4.8 gesetzt, um damit gleichzeitig den höchsten Indexschwellenwert für O₃ an den Alarmwert der EU-Luftqualitätsrichtlinie (Europäische Kommission 2022) anzupassen.

Erwähnenswert ist, dass die unteren Intervallgrenzen des simulierten Äquivalenzkoeffizienten bei O₃ negativ ausfallen, was durch die teilweise negativen unteren Klassengrenzen der ursprünglichen Konfidenzintervalle für O₃ in den durchgeführten Metaanalysen begründet ist. Da für die Festlegung des relativen Risikos für O₃ nur Studien aus Regionen mit gemäßigttem Klima herangezogen wurden, sind die Konfidenzintervalle der Metaanalysen deutlich größer als in den ursprünglichen Übersichtsarbeiten, die alle Studien enthalten. Es wird also in der hier vorliegenden Analyse eine geringere Präzision für das relative Risiko von O₃ dargestellt als tatsächlich in der Gesamtliteratur zu finden ist. Für eine Anwendung der hier genutzten Methodik im europäischen Raum wäre es sinnvoll, die Berechnungen für den O₃-Äquivalenzkoeffizienten mit allen Studien durchzuführen, um auch Studien aus dem Mittelmeerraum zu berücksichtigen. Hierdurch würde auch die Präzision der Schätzung des Äquivalenzkoeffizienten ansteigen.

7.1.5 Sensitivitätsanalysen

In posthoc Sensitivitätsanalysen wurde berechnet, mit welchen Äquivalenzkoeffizienten sich die Alarm- und Informationsschwellen, die im Trilog-Kompromiss der Luftqualitätsrichtlinie festgelegt wurden, abbilden lassen. Die Ergebnisse werden im Folgenden beschrieben. Diese posthoc ermittelten Äquivalenzkoeffizienten könnten bei einer eventuell gewünschten Indexanpassung an neue Informations- und Alarmschwellen verwendet werden.

Weitere Sensitivitätsanalysen beinhalteten eine Variation der Berechnung des Transformationsfaktors für die Umrechnung von 24h-Mittelwerten auf 1h-Mittelwerte (unterschiedliche Zeiträume, unterschiedliche Indikatoren (95 %, 90 %, 70 %)), die Aufnahme zusätzlicher gesundheitlicher Endpunkte bzw. Restriktion auf eine kleinere Zahl an Gesundheitsendpunkten für die Ableitung der Äquivalenzkoeffizienten, die Aktualisierung der

Datenbasis mit Ergebnissen aus neuen Übersichtsarbeiten, die während der Projektlaufzeit veröffentlicht wurden, die Nutzung unterschiedlicher Schwellen für die oberste Klassengrenze und die Nutzung unterschiedlicher verzögerter Expositionsperioden (sogenannte „lags“) in den Primärstudien. Insgesamt zeigte sich eine hohe Robustheit der Äquivalenzkoeffizienten bei Variation der Eingangsvariablen.

7.1.6 Anpassung von Äquivalenzkoeffizienten an Alarm- und Informationsschwellen

In Anlehnung an die von der EU vorgeschlagenen Informations- und Alarmschwellen wurden die jeweiligen Äquivalenzkoeffizienten berechnet, mit denen der Schwellenwert zwischen „schlecht“ und „sehr schlecht“ entweder auf der Informationsschwelle oder auf der Alarmschwelle liegt. Die Informations- und Alarmschwellen stammen aus dem Trilog-Kompromiss über eine Richtlinie des EU-Parlaments und des Rates über Luftqualität und saubere Luft für Europa (EU-Parlament 2024). Es ist zu beachten, dass die unterschiedlichen Mittelungszeiten für den Index nicht berücksichtigt wurden. Die Informations- und Alarmschwellen sowie dafür berechnete Äquivalenzkoeffizienten sind in Tabelle 12 dargestellt.

Tabelle 12: Informations- und Alarmschwellen aus dem Trilog-Kompromiss und angepasste Äquivalenzkoeffizienten (EU-Parlament 2024)

Schadstoff	Genutzter Äquivalenzkoeffizient	Informationsschwelle, $\mu\text{g}/\text{m}^3$ *	Äquivalenzkoeffizient mit dem die Klassengrenze zwischen „schlecht“ und „sehr schlecht“ der Informationsschwelle entspricht	Alarmschwelle, $\mu\text{g}/\text{m}^3$ **	Äquivalenzkoeffizient, mit dem die Klassengrenze zwischen „schlecht“ und „sehr schlecht“ der Alarmschwelle entspricht
PM _{2.5}	1	50	1	50	1
PM ₁₀	1.80	90	1.80	90	1.80
O ₃	4.80	180	3.60	240	4.80
NO ₂	2.00	150	3.00	200	4.00
SO ₂	2.00	275	5.50	350	7.00

* Die Daten, die anhand der Informationsschwellen beurteilt werden, werden für SO₂, NO₂ und O₃ über einen Zeitraum von einer Stunde und für PM₁₀ und PM_{2.5} über einen Zeitraum von einem Tag an Orten gemessen, die für die Luftqualität auf einer Fläche von mindestens 100 km² oder einer ganzen Zone repräsentativ sind, je nachdem, welcher Wert kleiner ist.

** Die Daten, die anhand der Alarmschwellen beurteilt werden, werden für SO₂, NO₂ und O₃ als Stundenmittelwert über drei aufeinander folgende Stunden, und für PM₁₀ und PM_{2.5} als Tagesmittelwert über drei aufeinander folgende Tage an Orten gemessen, die für die Luftqualität auf einer Fläche von mindestens 100 km² oder einer ganzen Zone repräsentativ sind, je nachdem, welcher Wert kleiner ist.

8 Schritt 6: Festlegung der Klassengrenzen des LQI für PM_{2.5}

8.1 Begründung für die vorgeschlagenen fünf Klassen des LQI

Bei linearen Expositions-Wirkungsbeziehungen, wie sie bei den hier betrachteten Luftschadstoffen und den in Deutschland vorkommenden Luftschadstoffkonzentrationen näherungsweise vorliegen, lassen sich kaum evidenzbasierte Klassengrenzen ableiten. Jede Konzentrationserhöhung führt zu einer Risikosteigerung und es gibt keine biologisch begründbaren Schwellenwerte, die eine deutliche Änderung des Risikos anzeigen. Jede Klassengrenze unterliegt daher der Kritik, dass sie zu einem gewissen Maß als willkürlich gelten kann. Um die Bestimmung der Klassengrenzen dennoch auf wissenschaftlich abgeleiteten und nachvollziehbaren Daten zu basieren, wurde entschieden, als Startpunkt den Jahresrichtwert für PM_{2.5} der WHO AQG 2021 sowie die Informations- und Alarmschwellen des EK Entwurfs 2022 zu nutzen. Das heißt, es handelt sich hierbei um eine normative Festlegung von Klassengrenzen. PM_{2.5} wurde als führender Schadstoff behandelt, da für PM_{2.5} die meiste Evidenz zu den gesundheitlichen Effekten vorhanden ist.

8.1.1 Klassengrenze sehr gut - gut

Für die Grenze zwischen „sehr gut“ und „gut“ wird der Richtwert nach den WHO AQG 2021 für den Jahresmittelwert von PM_{2.5} (5 µg/m³) genutzt. Die Rationale hierfür ist, dass bei Einhaltung dieses Wertes auch das Risiko für die Entwicklung von chronischen Gesundheitseffekten sehr klein ist.

8.1.2 Klassengrenze gut - mäßig

Für die Grenze zwischen „gut“ und „mäßig“ wird der Richtwert nach den WHO AQG 2021 für den Tagesmittelwert von PM_{2.5} (15 µg/m³) genutzt. Die Begründung hierfür ist, dass entsprechend den Empfehlungen der WHO bei Einhaltung dieses Wertes das Risiko für Kurzzeiteffekte auf die Gesundheit gering ist.

8.1.3 Klassengrenze mäßig – schlecht

Als obere Grenze der Kategorie „mäßig“ zur Kategorie „schlecht“ wird der WHO AQG 2021 Richtwert für den Tagesmittelwert für PM_{2.5} von 15 µg/m³ in einen Stundenwert transformiert. Hierzu wird der Transformationsfaktor von 2, berechnet in Schritt 4, genutzt. Der errechnete 1h-Tagesmaximalwert beträgt 30 µg/m³ (15 µg/m³ x 2). Zwischen Tagesmittelwerten von 15 und 30 µg/m³ PM_{2.5} ist, entsprechend der Richtwert-Definition, das Risiko für schwerwiegende gesundheitliche Auswirkungen erhöht (WHO AQG 2021), was eine Einstufung als „mäßig“ begründet.

8.1.4 Klassengrenze schlecht – sehr schlecht

Für die Grenze zwischen „schlecht“ und „sehr schlecht“ wird die sogenannte Informationsschwelle des EK Entwurfs 2022 und des Trilog-Kompromiss für den Tagesmittelwert von PM_{2.5} (50 µg/m³) eingesetzt (Europäische Kommission 2022; EU-Parlament 2024). Dieser Wert der Informationsschwelle wurde für den Index unverändert übernommen und nicht in einen Stundenwert umgerechnet. Auch wird die unterschiedliche Mittelungszeit für PM_{2.5} hier nicht berücksichtigt.

Eine Alternative zur Nutzung von gesetzlichen Alarm- oder Informationsschwellen könnte die Nutzung der Zwischenziele der WHO AQG 2021 sein. Sie sind jedoch ebenso wie gesetzliche Grenzwerte nicht gesundheitsbasiert. Die Zwischenziele der WHO AQG 2021 sind lediglich Hilfen, die Länder mit deutlich höheren Luftschadstoffbelastungen bei der Formulierung von Luftreinhaltungsprogrammen Orientierung geben sollen.

9 Schritt 7: Anwendung der Klassengrenzen von PM_{2.5} auf die anderen Schadstoffe

Nach Festlegung der Klassengrenzen für PM_{2.5} wurden mithilfe der Äquivalenzkoeffizienten die Klassengrenzen für die anderen Schadstoffe bestimmt (Tabelle 13). Hierzu wurden die PM_{2.5}-Klassengrenzen mit den Äquivalenzkoeffizienten für die jeweiligen Schadstoffe multipliziert. Ziel dieses Vorgehens ist es, Schadstoffklassen abzuleiten, bei denen die Risikoerhöhungen der einzelnen Schadstoffe im Durchschnitt und über viele gesundheitliche Endpunkte hinweg mit der Risikoerhöhung von PM_{2.5} in dieser Klasse vergleichbar sind.

Tabelle 13: Risikobasierter UBA LQI, inklusive der Klassengrenzen und Äquivalenzkoeffizienten

Index	Stundenmittelwerte in µg/m ³									
	NO ₂		PM ₁₀		PM _{2.5}		O ₃		SO ₂	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Sehr schlecht	101		91		51		241		101	
Schlecht	61	100	55	90	31	50	145	240	61	100
Mäßig	31	60	28	54	16	30	73	144	31	60
Gut	11	30	10	27	6	15	25	72	11	30
Sehr gut	0	10	0	9	0	5	0	24	0	10
Äquivalenz Koeffizient	2.00		1.80		1.00		4.80		2.00	

9.1 Interaktionsmodul

Luftschadstoffe wirken üblicherweise nicht isoliert auf die menschliche Gesundheit, sondern liegen in Form unterschiedlicher Schadstoffgemische als Mehrfachbelastungen vor. Damit kann es zu einer Addition, einer überadditiven (synergistischen) oder sogar zu einer abschwächenden Wechselwirkung kommen (Mauderly und Samet 2009; Li et al. 2023). In einem Index können diese Wechselwirkungen bei Mehrfachbelastungen in unterschiedlicher Weise berücksichtigt werden.

In einer für die Entwicklung des UBA LQI durchgeführten Literaturrecherche zu Wechselwirkungen (Interaktionen) fanden sich einzelne Originalarbeiten, jedoch keine Übersichtsarbeiten zu Wechselwirkungen für die hier berücksichtigten Expositions-Endpunktpaare. So wurden beispielsweise in einer Originalarbeit, in der die Wechselwirkung von PM_{2.5} und O₃ auf Krankenhauseinweisungen wegen Atemwegserkrankungen untersucht wurde, Hinweise auf einen synergistischen, überadditiven Effekt gefunden (Li et al. 2023). Eine nicht-systematische Übersichtsarbeit (Mauderly und Samet 2009) bestätigte ferner die Existenz von synergistischen Effekten von Luftschadstoffen bei der Auslösung messbarer biologischer Reaktionen, wie in Laborstudien an Menschen und Tieren nachgewiesen wurde.

Trotz des Fehlens von exakten, quantitativen Schätzern für die Wechselwirkungen und die damit verbundenen Risikosteigerungen ist es sinnvoll, die Mehrfachbelastungen im Sinne eines präventiven Gesundheitsschutzes zu berücksichtigen. Bisher wird im UBA LQI diese Risikosteigerung lediglich qualitativ in der UBA App oder dem Internetauftritt des UBA

vermittelt, z. B. durch folgenden Text in den Verhaltensempfehlungen: „In Kombination mit weiteren Luftschadstoffen können auch weniger empfindliche Menschen auf die Luftbelastung reagieren, wenn mehrere Schadstoffe erhöht sind“.

Um die Wechselwirkungen im Index besser abzubilden und vor allem ihre Berücksichtigung nicht den Nutzenden zu überlassen, wurde daher in Anlehnung an die Methodik des niederländischen LQI (Dusseldorp et al. 2014) ein Interaktionsmodul entwickelt, welches optional hinzugefügt werden kann. In diesem Interaktionsmodul wird eine zusätzliche Risikosteigerung qualitativ berücksichtigt, wenn mindestens zwei Schadstoffe in Kategorien eingruppiert sind, die mit einem erhöhten Gesundheitsrisiko verbunden sind. Als Kategorien mit erhöhtem Gesundheitsrisiko werden die Kategorien ab „mäßig“ angesehen.

Das hier entwickelte Interaktionsmodul berücksichtigt Wechselwirkungen qualitativ anhand spezifischer Regeln zur Bestimmung des Gesamtindex, indem die Konzentrationen von verschiedenen Luftschadstoffen berücksichtigt werden. Die folgenden Regeln werden angewendet:

- ▶ Wenn die höchste Kategorie unter allen Schadstoffen „mäßig“ ist und gleichzeitig zwei Schadstoffe in der Kategorie „mäßig“ eingestuft sind, wobei beide Konzentrationen in den oberen 50 % dieser Kategorie liegen, wird der Gesamtindex in die Kategorie „schlecht“ verschoben.
- ▶ Wenn die höchste Kategorie unter allen Schadstoffen „schlecht“ ist und gleichzeitig zwei Schadstoffe in der Kategorie „schlecht“ eingestuft sind, wobei beide Konzentrationen in den oberen 50 % dieser Kategorie liegen, wird der Gesamtindex in die Kategorie „sehr schlecht“ verschoben.

Die genannten Kombinationen von Luftschadstoffen, die für diese Bewertung relevant sind, umfassen

- ▶ $PM_{2,5}$ oder PM_{10} und NO_2 ,
- ▶ $PM_{2,5}$ oder PM_{10} und O_3 ,
- ▶ $PM_{2,5}$ oder PM_{10} und SO_2 ,
- ▶ O_3 und NO_2 ,
- ▶ NO_2 und SO_2 sowie
- ▶ O_3 und SO_2 .

Diese Regeln ermöglichen eine Berücksichtigung von Mehrfachbelastungen und ihrer synergistischen gesundheitlichen Wirkungen. Durch diese Berücksichtigung von mehreren Schadstoffen wird eine umfassendere Bewertung der gesundheitlichen Bedeutung von erhöhten Schadstoffkonzentrationen erreicht.

Einige Beispiele sind in den nachstehenden Tabellen aufgeführt. In Tabelle 14 wird der Gesamtindex als „schlecht“ definiert, auch wenn alle Schadstoffe in die Kategorien „sehr gut“ und „gut“ und nur einer (NO_2) in die Kategorie „schlecht“ fallen. In Tabelle 15 ist der höchste Wert eines einzelnen Schadstoffs „mäßig“ und durch NO_2 und $PM_{2,5}$ definiert. Während die $PM_{2,5}$ -Konzentration in der oberen Hälfte der Kategorie „mäßig“ liegt, ist die NO_2 -Konzentration in der unteren Hälfte dieser Kategorie, weshalb der Wert des Gesamtindex nicht angehoben wird. Eine andere Situation ist in Tabelle 16 dargestellt. Sowohl $PM_{2,5}$ als auch NO_2 liegen in der

oberen Hälfte der Kategorie „mäßig“, weshalb der allgemeine Index in die Kategorie „schlecht“ hochgestuft wird.

Tabelle 14: Beispiel Eins für die Anwendung des Algorithmus des Interaktionsmoduls

Schadstoff	Kategorie	Gesamtindex
NO ₂	Schlecht	Schlecht
PM ₁₀	Gut	
PM _{2.5}	Gut	
O ₃	Gut	
SO ₂	Sehr gut	

Tabelle 15: Beispiel Zwei für die Anwendung des Algorithmus des Interaktionsmoduls

Schadstoff	Kategorie	Gesamtindex
NO ₂	Mäßig (<50 %)	Mäßig
PM ₁₀	Gut	
PM _{2.5}	Mäßig (>50 %)	
O ₃	Gut	
SO ₂	Sehr gut	

Tabelle 16: Beispiel Drei für die Anwendung des Algorithmus des Interaktionsmoduls

Schadstoff	Kategorie	Gesamtindex
NO ₂	Mäßig (>50 %)	Schlecht
PM ₁₀	Gut	
PM _{2.5}	Mäßig (>50 %)	
O ₃	Gut	
SO ₂	Sehr gut	

10 Ableitung von Gesundheitsempfehlungen

Auf Basis der aktualisierten Klassengrenzen und daraus folgenden Bewertungsklassen des UBA LQI wurden gesundheitsbezogene Verhaltensempfehlungen und Begründungen für diese Verhaltensempfehlungen entwickelt. Die Verhaltensempfehlungen sind differenziert nach Vulnerabilität für die Wirkung von Luftschadstoffen (Allgemeinbevölkerung, vulnerable Gruppen wie Vorerkrankte, alte oder sehr junge Menschen, Schwangere). Da die Bewertungsklassen für die einzelnen Schadstoffe vergleichbare Risikoerhöhungen für kurzfristige Gesundheitsendpunkte darstellen, konnte auf eine schadstoffspezifische Formulierung von Verhaltensempfehlungen verzichtet werden. Aufgrund des vorgesehenen Einsatzes des Index zur kurzfristigen Verhaltensanpassung stehen bei den Verhaltensempfehlungen die kurzfristigen Wirkungen im Vordergrund, wobei auch langfristige Wirkungen thematisiert werden. Es werden darüber hinaus der räumliche Bezug der Schadstoffmessungen und Konzentrationen thematisiert. Für die erfolgreiche Kommunikation werden weiterhin die Aspekte Verständlichkeit der Sprache, Kürze und Prägnanz der Formulierungen, Klarheit/Eindeutigkeit sowie Umsetzbarkeit/Relevanz der Empfehlungen berücksichtigt.

Die Strategie zur Ableitung von Verhaltensempfehlungen basierte auf folgender Ausgangslage:

- ▶ Die Bewertung sollte auf der Basis der aktuellen stündlichen Daten erfolgen, um kurzfristige Verhaltensänderungen zur Prävention von kurzfristigen nachteiligen gesundheitlichen Auswirkungen zu erzielen.
- ▶ Von kurzfristigen Belastungen durch Luftschadstoffe sind vor allem besonders empfindliche Gruppen (Vorerkrankte, alte oder sehr junge Menschen, Schwangere) betroffen – so zeigten kurzfristige Inhalationsstudien z. B. gegenüber NO₂ bei Menschen mit leichtem Asthma bei Zunahme der Schadstoffkonzentrationen, wie sie am Straßenrand von stark befahrenen Straßen zu finden sind, eine messbare Abnahme der forcierten Lungenvolumina (US EPA 2024a, S. 5-253 - 5-257), während bei gesunden Erwachsenen keine konsistenten Effekte nachgewiesen werden konnten (US EPA 2024b, S. 5-89 - 5-92; Kapitel 5.1.7.2).
- ▶ Die meisten Indizes, die Gesundheitsempfehlungen enthalten, adressieren den Grad der körperlichen Aktivität. Körperliche Aktivität ist einer der wichtigsten und stärksten individuellen Schutzfaktoren für Gesundheit (Barrera et al. 2023; World Health Organization 2018; Nazelle et al. 2011). Dies bezieht sich auf nahezu alle vorgelagerten Endpunkte und Risikofaktoren für chronische Erkrankungen, sowie auf manifeste klinische Endpunkte wie kardiovaskuläre Erkrankungen, Diabetes, Demenz, etc. (Castro et al. 2023). Auf der anderen Seite nimmt in unserer zunehmend sitzenden Gesellschaft die Förderung der körperlichen Aktivität durch verhältnis- und verhaltensbezogene Maßnahmen eine immer wichtigere Rolle ein. Bei der Entwicklung der Gesundheitsempfehlungen des UBA LQI wurde deshalb darauf geachtet, dass die Bevölkerung nicht generell entmutigt wird, im Freien körperlich aktiv zu sein.
- ▶ Aktive Mobilität (Gehen, Radfahren, Nutzung des Öffentlichen Personennahverkehrs (ÖPNV)) ist eines der wichtigsten Elemente der Verkehrs- und Klimawende und kann erheblich zur Verbesserung der Luftqualität in den Städten beitragen (Brand et al. 2021). Die Bevölkerung kann daher durch ihr Verhalten zu einer Verbesserung der Luftqualität beitragen. Das Wissen hierüber soll durch die Formulierung von Hinweisen zu einem emissionsarmen Verhalten gestärkt werden.

Aufbauend auf diesen Rahmenbedingungen wurden sowohl allgemeine Hinweise zur Risikoerhöhung als auch gesundheitsbezogene Verhaltensempfehlungen und Verhaltenshinweise zur Reduktion von Emissionen gegeben. Die allgemeinen Hinweise enthalten Aussagen über die Luftqualität, die Risikoerhöhungen und die betroffenen Bevölkerungsgruppen. Für die gesundheitsbezogenen Verhaltensempfehlungen wurde eine Unterteilung der Empfehlungen für besonders empfindliche Gruppen und für die Allgemeinbevölkerung vorgenommen. Die gesundheitsbezogenen Verhaltensempfehlungen wurden so schematisiert, dass für besonders empfindliche Gruppen Empfehlungen zur Beobachtung von Symptomen und zur Verlagerung bis hin zur Reduktion von körperlicher Aktivität jeweils in einer niedrigeren Bewertungsklasse gegeben werden als für die Allgemeinbevölkerung. Die sonstigen Verhaltenshinweise geben allgemeine Ratschläge zur Vermeidung oder Reduktion von Emissionen, die sich vor allem auf den Verkehr, auf das Heizen und auf die Nutzung von Verbrennungsmotoren außerhalb des Verkehrssektors beziehen.

Ein Vorschlag zu Verhaltensempfehlungen für den neuen LQI wurde in Tabelle 17 gegeben.

Tabelle 17: Vorschlag zu Verhaltensempfehlungen für den neuen LQI

Index	Risiko	Gesundheitsverhalten		Sonstige Verhaltenshinweise ¹
		Allgemeinbevölkerung	Besonders empfindliche Gruppen	
Sehr schlecht	Die momentane Luftqualität ist sehr schlecht. Gesundheitliche Beschwerden können auftreten. Betroffen sind am ehesten Personen mit bereits bestehenden Lungen- und Herz-Kreislaufkrankungen, Kinder und ältere Personen, aber auch bei gesunden Menschen können Beschwerden auftreten.	Verlagern Sie körperlich anstrengende Aktivitäten in Zeiten oder an Orte mit besserer Luftqualität. Bei Beschwerden wie z. B. Husten oder Kurzatmigkeit sollten Sie Ihre körperliche Aktivität reduzieren.	Vermeiden Sie körperliche Anstrengung im Freien. Verlagern Sie körperlich anstrengende Tätigkeiten in Zeiten oder an Orte mit besserer Luftqualität. Bei Beschwerden wie z. B. Husten oder Kurzatmigkeit sollten Sie Ihre körperliche Aktivität beenden und mit Ihrer Ärztin/Ihrem Arzt Ihre Medikamente besprechen.	Damit die Luftbelastung nicht weiter ansteigt und wieder besser wird, können Sie selber dazu beitragen indem Sie Ihr Auto zu Hause lassen. Benutzen Sie öffentliche Verkehrsmittel und legen Sie kürzere Strecken zu Fuß oder mit dem Fahrrad zurück. Bilden Sie Fahrgemeinschaften, statt alleine in einem Auto zu fahren. Verbrennen Sie kein Holz in Öfen oder Kaminen und verzichten Sie auf jede Art von Feuer im Freien. Verwenden Sie im Hobby- und Gartenbereich keine Geräte mit Verbrennungsmotoren.
Schlecht	Die momentane Luftqualität ist schlecht. Gesundheitliche Beschwerden können auftreten. Betroffen sind am ehesten Personen mit bereits bestehenden Lungen- und Herz-Kreislaufkrankungen,	Wenn Sie draußen Sport treiben, sollten Sie eine Gegend mit besserer Luftqualität (z. B. wenig Verkehr) bevorzugen. Bei Beschwerden wie z. B. Husten oder Kurzatmigkeit sollten	Verlagern Sie körperlich anstrengende Aktivitäten in Zeiten oder an Orte mit besserer Luftqualität oder reduzieren Sie Ihre körperliche Anstrengung. Bei	

Index	Risiko	Gesundheitsverhalten		Sonstige Verhaltenshinweise ¹
	Allgemeine Hinweise	Allgemeinbevölkerung	Besonders empfindliche Gruppen	
	Kinder und ältere Personen.	Sie Ihre körperliche Aktivität reduzieren.	Beschwerden wie z. B. Husten oder Kurzatmigkeit sollten Sie Ihre körperliche Aktivität beenden und mit Ihrer Ärztin/Ihrem Arzt Ihre Medikamente besprechen.	
Mäßig	Die momentane Luftqualität ist mäßig. Ein Auftreten von gesundheitlichen Beschwerden ist bei besonders empfindlichen Menschen möglich. Betroffen sind am ehesten Personen mit bereits bestehenden Lungen- und Herz-Kreislaufkrankungen.	Genießen Sie Ihre üblichen Aktivitäten im Freien.	Wenn Sie draußen Sport treiben, sollten Sie eine Gegend mit besserer Luftqualität (z. B. wenig Verkehr) bevorzugen und auf mögliche Beschwerden achten. Bei wiederholten Beschwerden wie z. B. Husten oder Kurzatmigkeit sollten Sie Ihre körperliche Anstrengung reduzieren und mit Ihrer Ärztin/Ihrem Arzt Ihre Medikamente besprechen.	Damit die Luftbelastung weiterhin mäßig bleibt oder wieder besser wird, können Sie selber dazu beitragen, indem Sie Ihr Auto zu Hause lassen. Benutzen Sie öffentliche Verkehrsmittel und legen Sie kürzere Strecken zu Fuß oder mit dem Fahrrad zurück. Bilden Sie Fahrgemeinschaften, statt alleine in einem Auto zu fahren. Verwenden Sie im Hobby- und Gartenbereich möglichst keine Geräte mit Verbrennungsmotoren.
Gut	Die momentane Belastung mit Luftschadstoffen ist gering. Es sind kaum kurzfristige gesundheitliche Beschwerden durch Luftschadstoffe zu erwarten. Allerdings sind bei langfristiger Belastung auf diesem Niveau Auswirkungen auf chronische Erkrankungen nicht ausgeschlossen.	Genießen Sie Ihre Aktivitäten im Freien.	Genießen Sie Ihre Aktivitäten im Freien.	Damit die Luftbelastung weiterhin so gut bleibt, können Sie selber dazu beitragen indem Sie Ihr Auto zu Hause lassen, öffentliche Verkehrsmittel benutzen und kürzere Strecken zu Fuß oder mit dem Fahrrad zurücklegen. Bilden Sie Fahrgemeinschaften, statt alleine in einem Auto zu fahren.

Index	Risiko	Gesundheitsverhalten		Sonstige Verhaltenshinweise ¹
	Allgemeine Hinweise	Allgemeinbevölkerung	Besonders empfindliche Gruppen	
Sehr gut	Die momentane Belastung mit Luftschadstoffen ist sehr gering. Es sind keine gesundheitlichen Beschwerden durch Luftschadstoffe zu erwarten.	Genießen Sie Ihre Aktivitäten im Freien.	Genießen Sie Ihre Aktivitäten im Freien.	Verwenden Sie im Hobby- und Gartenbereich möglichst keine Geräte mit Verbrennungsmotoren.

¹Die Empfehlungen für die „Sonstigen Verhaltensweisen“ wurden überwiegend aus dem Schweizer Luftqualitätsindex und den Empfehlungen der WHO zur Gestaltung von Luftqualitätsindizes übernommen (König Minger et al. 2020; WHO 2023)

11 Quellenverzeichnis

- Abed Al Ahad, Mary; Sullivan, Frank; Demšar, Urška; Melhem, Maya; Kulu, Hill (2020): The effect of air-pollution and weather exposure on mortality and hospital admission and implications for further research: A systematic scoping review. In: *PloS one* 15 (10), e0241415. DOI: 10.1371/journal.pone.0241415.
- Anderson, H. R.; Atkinson, R. W.; Bremner, S. A.; Carrington, J.; Peacock, J. (2007): Quantitative systematic review of short term associations between ambient air pollution (particulate matter, ozone, nitrogen dioxide, sulphur dioxide and carbon monoxide), and mortality and morbidity. Online verfügbar unter https://assets.publishing.service.gov.uk/media/5a7507c2e5274a3cb2869199/dh_121202.pdf, zuletzt geprüft am 15.06.2023.
- Atkinson, R. W.; Anderson, H. R.; Strachan, D. P.; Bland, J. M.; Bremner, S. A.; Ponce de Leon, A. (1999): Short-term associations between outdoor air pollution and visits to accident and emergency departments in London for respiratory complaints. In: *The European respiratory journal* 13 (2), S. 257–265. DOI: 10.1183/09031936.99.13225799.
- Atkinson, R. W.; Mills, I. C.; Walton, H. A.; Kang, S.; Anderson, H. R. (2014): Systematic review and quantitative meta-analysis of the evidence for associations between chronic and short-term exposure to outdoor air pollutants and health. Online verfügbar unter https://spiral.imperial.ac.uk/bitstream/10044/1/83970/2/DHreport_chronic_shortterm_exposure_to_outdoor_pollutants092015.pdf, zuletzt geprüft am 15.02.2024.
- Barrera, Antonio; Rezende, Leandro F. M.; Sabag, Angelo; Keating, Christopher J.; Rey-Lopez, Juan Pablo (2023): Understanding the Causes of Frailty Using a Life-Course Perspective: A Systematic Review. In: *Healthcare (Basel, Switzerland)* 12 (1). DOI: 10.3390/healthcare12010022.
- Basagaña, Xavier; Jacquemin, Bénédicte; Karanasiou, Angeliki; Ostro, Bart; Querol, Xavier; Agis, David et al. (2015): Short-term effects of particulate matter constituents on daily hospitalizations and mortality in five South-European cities: results from the MED-PARTICLES project. In: *Environment international* 75, S. 151–158. DOI: 10.1016/j.envint.2014.11.011.
- Begg, C. B.; Berlin, J. A. (1989): Publication bias and dissemination of clinical research. In: *Journal of the National Cancer Institute* 81 (2), S. 107–115. DOI: 10.1093/jnci/81.2.107.
- Castro, C. B.; Costa, L. M.; Dias, C. B.; Chen, J.; Hillebrandt, H.; Gardener, S. L. et al. (2023): Multi-Domain Interventions for Dementia Prevention - A Systematic Review. In: *The journal of nutrition, health & aging* 27 (12), S. 1271–1280. DOI: 10.1007/s12603-023-2046-2.
- Colais, Paola; Faustini, Annunziata; Stafoggia, Massimo; Berti, Giovanna; Bisanti, Luigi; Cadum, Ennio et al. (2012): Particulate air pollution and hospital admissions for cardiac diseases in potentially sensitive subgroups. In: *Epidemiology (Cambridge, Mass.)* 23 (3), S. 473–481. DOI: 10.1097/EDE.0b013e31824d5a85.
- Committee on the Medical Effects of Air Pollution (2014): The evidence for the effects of nitrogen dioxide. Online verfügbar unter https://assets.publishing.service.gov.uk/media/5a80c25340f0b6230269557c/COMEAP_The_evidence_for_the_effects_of_nitrogen_dioxide.pdf, zuletzt geprüft am 17.05.2024.
- Dusseldorp, A.; Fischer, P. H.; Dijkema, M.B.A.; Strak, M. M. (2014): Luchtkwaliteitsindex. Aanbevelingen voor de samenstelling en duiding, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: RIVM. Online verfügbar unter <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2014-0050.pdf>.
- Duval, S.; Tweedie, R. (2000): Trim and fill: A simple funnel-plot-based method of testing and adjusting for publication bias in meta-analysis. In: *Biometrics* 56 (2), S. 455–463. DOI: 10.1111/j.0006-341x.2000.00455.x.

- Egger, M.; Davey Smith, G.; Schneider, M.; Minder, C. (1997): Bias in meta-analysis detected by a simple, graphical test. In: *BMJ (Clinical research ed.)* 315 (7109), S. 629–634. DOI: 10.1136/bmj.315.7109.629.
- EU-Parlament (2024): Luftqualität und saubere Luft für Europa. Legislative Entschließung des Europäischen Parlaments vom 24. April 2024 zu dem Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Luftqualität und saubere Luft für Europa (Neufassung) (COM(2022)0542 - C9 - 0364/2022 - 2022/0347(COD)). Online verfügbar unter [https://www.europarl.europa.eu/RegData/seance_pleniere/textes_adoptes/definitif/2024/04-24/0319/P9_TA\(2024\)0319_DE.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/seance_pleniere/textes_adoptes/definitif/2024/04-24/0319/P9_TA(2024)0319_DE.pdf), zuletzt geprüft am 06.08.2024.
- Europäische Kommission (2022): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Luftqualität und saubere Luft für Europa. Online verfügbar unter [https://www.europarl.europa.eu/RegData/docs_autres_institutions/commission_europeenne/com/2022/0542/COM_COM\(2022\)0542_DE.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/docs_autres_institutions/commission_europeenne/com/2022/0542/COM_COM(2022)0542_DE.pdf), zuletzt geprüft am 24.04.2024.
- European Environment Agency (2021): Air quality in Europe 2021. Health impacts of air pollution in Europe. Online verfügbar unter www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2021/health-impacts-of-air-pollution, zuletzt geprüft am 08.10.2023.
- European Environment Agency (2024): Europe's air quality status 2024, 2024. Online verfügbar unter <https://www.eea.europa.eu/publications/europes-air-quality-status-2024>, zuletzt geprüft am 06.08.2024.
- GRADE | Cochrane Deutschland (2024). Online verfügbar unter <https://www.cochrane.de/ressourcen/grade>, zuletzt aktualisiert am 16.04.2024, zuletzt geprüft am 16.04.2024.
- Hůnová, Iva; Malý, Marek; Řezáčová, Jana; Braniš, Martin (2013): Association between ambient ozone and health outcomes in Prague. In: *International archives of occupational and environmental health* 86 (1), S. 89–97. DOI: 10.1007/s00420-012-0751-y.
- irCELine (2022): BelAQI Information. Online verfügbar unter https://www.irceline.be/en/air-quality/measurements/air-quality-index-november-2022/info_nov2022, zuletzt geprüft am 17.07.2023.
- König Minger, A.; Steiger, M.; Ballmann, R.; Federer, P. (2020): Empfehlung Nr. 27a. Kurzzeit Luftbelastungs-Index: Cercl Air. Schweizerische Gesellschaft der Luft-hygiene-Fachleute. Online verfügbar unter https://cerclair.ch/assets/pdf/27a_2020_12_23_D_Kurzzeit_Luftbelastungs-Index.pdf.
- Li, Jiachen; Liang, Lirong; Lyu, Baolei; Cai, Yutong Samuel; Zuo, Yingting; Su, Jian; Tong, Zhaohui (2023): Double trouble: The interaction of PM_{2.5} and O₃ on respiratory hospital admissions. In: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 338, S. 122665. DOI: 10.1016/j.envpol.2023.122665.
- Ma, Yiqun; Nobile, Federica; Marb, Anne; Dubrow, Robert; Stafoggia, Massimo; Breitner, Susanne et al. (2024): Short-Term Exposure to Fine Particulate Matter and Nitrogen Dioxide and Mortality in 4 Countries. In: *JAMA Netw Open* 7 (3), e2354607. DOI: 10.1001/jamanetworkopen.2023.54607.
- Mauderly, Joe L.; Samet, Jonathan M. (2009): Is there evidence for synergy among air pollutants in causing health effects? In: *Environmental health perspectives* 117 (1), S. 1–6. DOI: 10.1289/ehp.11654.
- Medina, S.; Le Tertre, A.; Quénel, P.; Le Moulec, Y.; Lameloise, P.; Guzzo, J. C. et al. (1997): Air pollution and doctors' house calls: results from the ERPURS system for monitoring the effects of air pollution on public health in Greater Paris, France, 1991-1995. Evaluation des Risques de la Pollution Urbaine pour la Santé. In: *Environmental research* 75 (1), S. 73–84. DOI: 10.1006/enrs.1997.3773.
- Mustafic, Hazrije; Jabre, Patricia; Caussin, Christophe; Murad, Mohammad H.; Escolano, Sylvie; Tafflet, Muriel et al. (2012): Main air pollutants and myocardial infarction: a systematic review and meta-analysis. In: *JAMA* 307 (7), S. 713–721. DOI: 10.1001/jama.2012.126.

National Institute of Environmental Health Sciences (2024): Health Assessment and Translation, zuletzt aktualisiert am 16.04.2024, zuletzt geprüft am 16.04.2024.

Nazelle, Audrey de; Nieuwenhuijsen, Mark J.; Antó, Josep M.; Brauer, Michael; Briggs, David; Braun-Fahrlander, Charlotte et al. (2011): Improving health through policies that promote active travel: a review of evidence to support integrated health impact assessment. In: *Environment international* 37 (4), S. 766–777. DOI: 10.1016/j.envint.2011.02.003.

Orellano, Pablo; Reynoso, Julieta; Quaranta, Nancy (2021): Short-term exposure to sulphur dioxide (SO₂) and all-cause and respiratory mortality: A systematic review and meta-analysis. In: *Environment international* 150, S. 106434. DOI: 10.1016/j.envint.2021.106434.

Orellano, Pablo; Reynoso, Julieta; Quaranta, Nancy; Bardach, Ariel; Ciapponi, Agustin (2020): Short-term exposure to particulate matter (PM₁₀ and PM_{2.5}), nitrogen dioxide (NO₂), and ozone (O₃) and all-cause and cause-specific mortality: Systematic review and meta-analysis. In: *Environment international* 142, S. 105876. DOI: 10.1016/j.envint.2020.105876.

Ru, Muye; Shindell, Drew; Spadaro, Joseph V.; Lamarque, Jean-François; Challapalli, Ariyani; Wagner, Fabian; Kieseewetter, Gregor (2023): New concentration-response functions for seven morbidity endpoints associated with short-term PM_{2.5} exposure and their implications for health impact assessment. In: *Environment international* 179, S. 108122. DOI: 10.1016/j.envint.2023.108122.

Samoli, E.; Aga, E.; Touloumi, G.; Nisiotis, K.; Forsberg, B.; Lefranc, A. et al. (2006): Short-term effects of nitrogen dioxide on mortality: an analysis within the APHEA project. In: *The European respiratory journal* 27 (6), S. 1129–1138. DOI: 10.1183/09031936.06.00143905.

Schouten, J. P.; Vonk, J. M.; Graaf, A. de (1996): Short term effects of air pollution on emergency hospital admissions for respiratory disease: results of the APHEA project in two major cities in The Netherlands, 1977-89. In: *Journal of epidemiology and community health* 50 Suppl 1 (Suppl 1), s22-9. DOI: 10.1136/jech.50.suppl_1.s22.

Schweizerisches Tropen- und Public-Health-Institut (2024): HealthEffects. Online verfügbar unter <https://www.swisstph.ch/en/projects/ludok/healtheffects>, zuletzt aktualisiert am 11.04.2024, zuletzt geprüft am 11.04.2024.

Stafoggia, Massimo; Schneider, Alexandra; Cyrus, Josef; Samoli, Evangelia; Andersen, Zorana Jovanovic; Bedada, Getahun Bero et al. (2017): Association Between Short-term Exposure to Ultrafine Particles and Mortality in Eight European Urban Areas. In: *Epidemiology (Cambridge, Mass.)* 28 (2), S. 172–180. DOI: 10.1097/EDE.0000000000000599.

Stieb, D. M.; Burnett, R. T.; Smith-Doiron M. (2008): A New Multipollutant, No-Threshold Air Quality Health Index Based on Short-Term Associations Observed in Daily Time-Series Analyses: *J Air Waste Manage.*

Tobollik, M.; Mücke, H-G.; Straff, W. (2021): Eine umweltmedizinische Begründung für die Bewertungsklassen und Beurteilungs-Schwellenwerte des Luftqualitätsindex (LQI) des Umweltbundesamtes: UMID.

Tomášková, Hana; Tomášek, Ivan; Šlachtová, Hana; Polaufová, Pavla; Šplíchalová, Anna; Michalík, Jiří et al. (2016): PM₁₀ Air Pollution and Acute Hospital Admissions for Cardiovascular and Respiratory Causes in Ostrava. In: *Central European journal of public health* 24 Suppl, S33-S39. DOI: 10.21101/cejph.a4538.

US EPA (2015): Integrated Science Assessment for Ozone and Related Photochemical Oxidants, zuletzt aktualisiert am 05.02.2024, zuletzt geprüft am 16.04.2024.

US EPA (2024a): Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen. Online verfügbar unter <https://cfpub.epa.gov/ncea/isa/recordisplay.cfm?deid=310879>, zuletzt aktualisiert am 16.04.2024, zuletzt geprüft am 16.04.2024.

US EPA (2024b): Integrated Science Assessment for Particulate Matter. Online verfügbar unter <https://cfpub.epa.gov/ncea/isa/recordisplay.cfm?deid=347534>, zuletzt aktualisiert am 16.04.2024, zuletzt geprüft am 16.04.2024.

US EPA (2024c): Integrated Science Assessment for Sulfur Oxides. Online verfügbar unter <https://cfpub.epa.gov/ncea/isa/recordisplay.cfm?deid=338596>, zuletzt aktualisiert am 16.04.2024, zuletzt geprüft am 16.04.2024.

WHO (2023): Risk communication of ambient air pollution in the WHO European Region: review of air quality indexes and lessons learned. In: *World Health Organization*, 17.02.2023. Online verfügbar unter <https://www.who.int/publications/i/item/WHO-EURO-2023-6885-46651-67825>, zuletzt geprüft am 15.02.2024.

WHO AQG. for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005 (2006).

WHO AQG. Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide (2021). Geneva: World Health Organization.

WHO Global Air Quality Guidelines Working Group on Certainty of Evidence Assessment (2020): Approach to assessing the certainty of evidence from systematic reviews informing WHO global air quality guidelines. Online verfügbar unter <https://ars.els-cdn.com/content/image/1-s2.0-S0160412020318316-mmc4.pdf>, zuletzt geprüft am 06.08.2024.

WHO Global Air Quality Guidelines Working Group on Risk of Bias Assessment (2021): Risk of bias assessment instrument for systematic reviews informing WHO Global Air Quality Guidelines. World Health Organization. Regional Office for Europe (WHO/EURO:2020-5556-45321-64864). Online verfügbar unter <https://iris.who.int/handle/10665/341717>.

WHO Regional Office for Europe (2013): Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project, Recommendations for concentration–response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Online verfügbar unter https://www.swisstph.ch/fileadmin/user_upload/SwissTPH/Institute/Ludok/WHO2013_HRAPIE_Bericht.pdf, zuletzt geprüft am 15.02.2024.

Wilson, Adam M.; Wake, Cameron P.; Kelly, Tom; Salloway, Jeffrey C. (2005): Air pollution, weather, and respiratory emergency room visits in two northern New England cities: an ecological time-series study. In: *Environmental research* 97 (3), S. 312–321. DOI: 10.1016/j.envres.2004.07.010.

World Health Organization (2018): More active people for a healthier world. Global action plan on physical activity 2018-2030. Geneva: World Health Organization (Let's be active). Online verfügbar unter <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/272722/9789241514187-eng.pdf>, zuletzt geprüft am 15.02.2024.

Zheng, Xue-Yan; Ding, Hong; Jiang, Li-na; Chen, Shao-wei; Zheng, Jin-ping; Qiu, Min et al. (2015): Association between Air Pollutants and Asthma Emergency Room Visits and Hospital Admissions in Time Series Studies: A Systematic Review and Meta-Analysis. In: *PLoS one* 10 (9), e0138146. DOI: 10.1371/journal.pone.0138146.

Zheng, Xue-Yan; Orellano, Pablo; Lin, Hua-Liang; Jiang, Mei; Guan, Wei-Jie (2021): Short-term exposure to ozone, nitrogen dioxide, and sulphur dioxide and emergency department visits and hospital admissions due to asthma: A systematic review and meta-analysis. In: *Environment international* 150, S. 106435. DOI: 10.1016/j.envint.2021.106435.

A.1 Anhang

A.1.1 Alternative Berechnung des Äquivalenzkoeffizienten

Es wurde eine alternative Methode zur Berechnung von Äquivalenzkoeffizienten für Schadstoffe untersucht, bei der ein gewichteter Durchschnitt verwendet wird. Diese Gewichte wurden auf der Grundlage des Anteils ausgewählter Gesundheitszustände in der deutschen Krankenhauseinweisungsstatistik ermittelt. Die Sterblichkeit wurde aufgrund der inhärenten Unvergleichbarkeit mit den Morbiditätsergebnissen und der Komplexität der Unterscheidung zwischen Tod, Tod während des Krankenhausaufenthalts und Krankenhausaufenthalt mit Entlassungsdiagnosen von der Berechnung ausgeschlossen.

Die Gewichtsberechnungen wurden aus der amtlichen Krankenhausstatistik des Statistischen Bundesamtes abgeleitet (Federal Statistical Office 2023). Im Jahr 2022 gab es 2537301 Krankenhauseinweisungen wegen kardiovaskulärer Erkrankungen (Diagnosen I00-I99 ICD -10) und 1130202 wegen respiratorischer Erkrankungen (Diagnosen J00-J99 ICD -10). Betrachtet man nur diese beiden Ergebnisse, so betrug ihr relativer Anteil 69.2 % bzw. 30.8 %. Darüber hinaus machten die Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen wegen Asthma nur 0.6 % aller Einweisungen und 9 % der Krankenhauseinweisungen wegen Atemwegserkrankungen aus (European Respiratory Society 2023). Durch die Aufnahme von Asthma in die Ergebnisliste wurden die Gewichte auf 69.2 % für Krankenhauseinweisungen wegen kardiovaskulärer Erkrankungen, 28.2 % für Krankenhauseinweisungen wegen respiratorischer Erkrankungen und 2.6 % für Notfallaufnahmen oder Krankenhauseinweisungen wegen Asthma angepasst. Anschließend wurden diese Gewichte mit dem Äquivalenzkoeffizienten pro Schadstoff für die einzelnen Endpunkte multipliziert, woraus sich ein gewichteter Durchschnitt über alle Endpunkte hinweg ergab.

Die Anwendung dieser Gewichtungen auf den Äquivalenzkoeffizienten ergab deutlich höhere Koeffizienten für NO_2 , SO_2 und O_3 im Vergleich zu PM_{10} . Dies rührt daher, dass es keinen bestätigten Zusammenhang zwischen diesen Schadstoffen und Herz-Kreislauf-Erkrankungen gibt und die respiratorischen Erkrankungen im Verhältnis zu den kardiovaskulären Erkrankungen deutlich seltener vorkommen. So spielen beispielsweise Schadstoffe wie SO_2 , für den ein kausaler Zusammenhang nur mit Asthma nachgewiesen wurde, aufgrund der geringen Prävalenz von Asthmapatient*innen eine relativ geringe Rolle im gesamten Gesundheitssystem. Der Äquivalenzkoeffizient wird durch die Gewichtung mit 53.77 berechnet, während der Äquivalenzkoeffizient für PM_{10} 1.7 beträgt. Dies kann dahingehend interpretiert werden, dass SO_2 für das Gesundheitssystem 54-mal weniger wichtig ist als $\text{PM}_{2,5}$, da die relative Rate der Asthmaeinweisungen im Vergleich zu Krankenhauseinweisungen wegen kardiovaskulären Erkrankungen gering ist.

Dieser Ansatz spiegelt die Prävalenz bestimmter Krankheiten innerhalb der Bevölkerung wider. Er legt den Schwerpunkt auf eine bevölkerungsbezogene Perspektive und betont die Bedeutung der Ergebnisse für das Gesundheitssystem und nicht für das exponierte Individuum. Auch wenn dieser Ansatz für die Zuweisung von Ressourcen im Gesundheitswesen von Nutzen sein kann, halten wir diesen Ansatz für die Nutzung in einem Index, der Empfehlungen zum individuellen Verhalten geben soll, für nicht geeignet. Deshalb wurde diese Art der Ableitung von schadstoffspezifischen Äquivalenzkoeffizienten nicht in die UBA LQI Ableitung aufgenommen.